Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffs

herausgegeben von

W. Fischer, C. Karger, F. Wendland

Forschungszentrum Jülich GmbH
Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE)
Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik (MUT)
Programmgruppe Technologiefolgenforschung (TFF)

Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffs

herausgegeben von

Wolfgang Fischer, Cornelia R. Karger, Frank Wendland

Konferenzen des Forschungszentrums Jülich Band 16/1996

ISSN 0938-6521 ISBN 3-89336-182-0

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffs :
Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE), Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik (MUT), Programmgruppe Technologiefolgenforschung (TFF). Hrsg. von W. Fischer, C. Karger, F. Wendland. [Hrsg.: Forschungszentrum Jülich GmbH, Zentralbibliothek]. - Jülich : Forschungszentrum, Zentralbibliothek, 1996
(Konferenzen des Forschungszentrums Jülich ; Bd. 16)
ISBN 3-89336-182-0
NE: Fischer, Wolfgang; Karger, Cornelia R.; Wendland, Frank [Hrsg.]; Forschungszentrum <Jülich>: Konferenzen des Forschungszentrums ...

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
ZENTRALBIBLIOTHEK
D-52425 Jülich
Telefon (02461) 61-5368 · Telefax (02461) 61-6103

Druck: MPW - 52441 Linnich-Welz

Copyright: Forschungszentrum Jülich 1996

Konferenzen des Forschungszentrums Jülich, Band 16

ISSN 0938-6521

ISBN 3-89336-182-0

Inhaltsverzeichnis

1. Grundlagen **1**

Nachhaltige Entwicklung - eine Norm für die Gestaltung unserer Zukunft - 3
W. Fischer

Wasserkreislauf und Wasserverfügbarkeit - Global und in der Bundesrepublik - 23
F. Wendland, R. Kunkel

Sustainable Germany: Der Aspekt des Wassers 47
E. Schramm, T. Kluge

Problemfelder und Perspektiven des Grundwasserschutzes 61
R. Meyer

2. Landwirtschaft **87**

Nachhaltige Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich der anthropogenen Belastung mit den Nährstoffen C, N, P und S vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landnutzung in den Ländern der Europäischen Union (EU) 89
K. Isermann, R. Isermann

Ausgangslage und Lösungsansätze zur nachhaltigen Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich Planzenschutzmitteln 117
E. Führ

Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft in Möchengladbach 131
B. Lambertz

3. Abwasser **153**

Wasserwirtschaftliche Perspektiven der Behandlung kommunaler Abwässer Nachhaltige Entwicklung 155
J.C. Soeder

Das Krefelder Modell der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung 171
D. Sievert

4. Konflikte **183**

Wahrnehmung von Umweltproblemen - am Beispiel von „Wasser“ 185
C.R. Karger

Möglichkeiten der Erhöhung der Akzeptanz von Trinkwasser beim Verbraucher 203
M. Schömann-Albrecht

Wasserversorgung in verdichteten Räumen - Konfliktpotentiale und Konfliktlösungen aus raumplanerischer Sicht 209
B. Adam

5. Instrumente und Regulierung **229**

Water policy and sustainable development: An integrated approach 231
A.Y. Hoekstra

Wie steuern wir die Nutzung knapper Ressourcen? - Das Beispiel des Grundwassers- 257
E. Bergmann

Regulierung am Beispiel der Gewässerverschmutzung: Nordsee und Nordost-Atlantik 279
S. Lutter

Einführung

Wasser ist die Grundlage allen Lebens. Der Mensch selbst besteht zu zwei Dritteln aus Wasser, er kann einige Wochen ohne bleibende Schäden hungern, aber ohne Wasser überlebt er nur wenige Tage. Wasser ist das *Lebensmittel* für die Menschen, *die Ressource* für die Landwirtschaft und ein *wesentlicher Rohstoff* für die Industrie. Für diese vielfach genutzte Ressource gibt es in wesentlichen Funktionen keinen Ersatz. Wasser ist aber auch ein eigenständiger *Lebensraum*, der durch den Menschen in vielfältiger Weise genutzt wird, etwa für Fischerei oder als Erholungsraum.

Wasser in ausreichender Menge und guter Qualität ist also eine unabdingbare Grundlage für das Leben und das Wirtschaften der Menschen. Übermäßiger Verbrauch und Verschmutzung des Wassers aber bedrohen die Verfügbarkeit und die Güte des Wassers. Zwar sind die Regionen der Erde davon unterschiedlich betroffen, aber es gibt universelle, an allen Stellen des Globus zu beobachtende Probleme. Dazu zählen die Verschmutzung der Wasservorräte durch Schadstoffe (z.B. aus der Landwirtschaft), ihre Vergeudung (durch übermäßigen Verbrauch, durch Mängel in der Infrastruktur), durch wachsende Nachfrage (z.B. als Folge der Bevölkerungszunahme) und - potentiell - durch eine Verminderung der Verfügbarkeit von Wasser (durch Klimaänderungen). Freilich sind diese Lastfaktoren in den Regionen des Globus unterschiedlich stark ausgeprägt und das Angebot an Oberflächen- und Grundwasser ist sehr verschieden. Wasserprobleme sind deshalb regionale, nicht selten auch lokale Probleme, die auch auf dieser Ebene zu lösen sind.

Insbesondere die Verschmutzung von Gewässern ist auch in der Europäischen Union ein Problem. Wie die EU-Kommission 1992 in einem umfassenden Bericht über die Umweltsituation in der Gemeinschaft feststellt, hat sich trotz einiger Anstrengungen in den letzten zwanzig Jahren der Zustand der Wasserressourcen nicht verbessert. Die Entwicklung in den EU-Regionen ist unterschiedlich, und Deutschland gehört zu den Ländern mit eher positiver Tendenz. Aber es gibt mehr Beispiele für eine Verschlechterung denn für eine Verbesserung der Situation. Zu den Problemen, die erst neuerdings verstärkt in den Blick geraten, gehört die Belastung des Grundwassers mit Schadstoffen, insbesondere aus der Landwirtschaft oder durch Einträge als Folge anderer Immissionen. Aber auch Oberflächengewässer werden durch Schad- und insbesondere durch Nährstoffe belastet, so daß ihre Nutzbarkeit für Zwecke des unmittelbaren Verbrauchs oder industrielle Zwecke leidet. Die Belastung der Küstengewässer führt zu Einbußen in der Fischwirtschaft und dem Tourismus. Schließlich dürfen nicht die negativen Folgen für die vielfältigen Ökosysteme übersehen werden, die auf sauberes Süß- und Salzwasser angewiesen sind.

Der wissenschaftliche Kenntnisstand über Ursachen und Folgen der (regionalen) Wasserprobleme sowie über Lösungsmöglichkeiten ist relativ hoch. Dennoch finden diese Erkenntnisse nur begrenzten Eingang in die Praxis, weil vor allem die politischen, ökonomischen und psy-

chologischen Aspekte unberücksichtigt bleiben. Die bereits heute spürbaren bzw. die absehbaren Wasserprobleme erfordern daher eine vernetzte Betrachtungsweise, für die Wissen aus unterschiedlichen Disziplinen zusammengeführt werden müssen.

Die Programmgruppen Mensch, Umwelt, Technik (MUT), Technologiefolgenforschung (TFF) und Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) bieten für eine Beschäftigung mit dieser multidisziplinären Thematik eine gute Voraussetzung. Die Wasserproblematik als relevantes gesellschaftliches und wissenschaftliches Thema soll Ausgangspunkt und Anregung für eine längerfristige multidisziplinäre Zusammenarbeit der drei Gruppen werden. Um dies zu erreichen, wurde im Jahre 1995 eine Seminarreihe „Nachhaltige Gewinnung und Verwendung von Wasser" durchgeführt. Dabei wurde versucht, die relevanten Disziplinen einzubinden und Natur-, Sozial-, Wirtschaftswissenschaftler und Ingenieure zu Wort kommen zu lassen und Wissenschaftler und Praktiker aus der KFA und aus anderen Einrichtungen zusammenzuführen.

Im dem vorliegenden Band finden sich die Seminarbeiträge. In ihnen werden in fünf Abschnitten wichtige Probleme der Wassergewinnung, -nutzung und des -schutzes sowie Lösungsansätze vorgestellt, die eine kontinuierliche, umwelt- und naturverträgliche Wasserwirtschaft sichern. Der Blick richtet sich dabei vor allem auf die Situation in Mitteleuropa und speziell in Deutschland. Ausgeblendet wurden die gravierenden Probleme der Versorgung einer wachsenden Zahl von Menschen in „Entwicklungsländern", wo bis zu zwei Milliarden Menschen ohne ausreichendes sauberes Trinkwasser auskommen müssen. Weitgehend unbeachtet blieben die Diskussionen über rechtliche Grundlagen der Wasserwirtschaft und der -qualität auf nationaler Ebene und im Rahmen der Europäischen Union, die mit dem Inkrafttreten des Maastrichter Vertrages ihre Kompetenz u.a. im Hinblick auf die Festlegung der Wasserqualität weiter ausbauen konnte. (Lediglich im Bereich der Bewirtschaftung der Wasserressourcen ist der Einfluß der Staaten noch bestimmend.) Nur in der regionalen Konzentration kann der Problemkreis Wasser überschaubar behandelt werden.

Die Beiträge im **ersten Abschnitt** beschäftigen sich mit den Grundlagen einer „nachhaltigen" Wasserwirtschaft und widmen sich der grundlegenden wissenschaftlichen Bestandsaufnahme. Zu diesem Themenkomplex gehören der Wasserkreislauf, die -verfügbarkeit und der Grundwasserschutz.

W. Fischer, Forschungszentrum Jülich, beschäftigt sich nicht mit der Wasserproblematik selbst, sondern stellt den Begriff sustainable development vor, der den anderen Beiträgen in diesem Band im- oder explizit zugrundeliegt. Der Autor verweist darauf, daß Sustainable development einerseits die krisenhaften Tendenzen globaler und regionaler Interdependenzen reflektiert und andererseits Elemente zur Konzeptionierung von Lösungselementen anbietet. Die breite Zustimmung in Politik, Medien und Wissenschaft erklärt sich aus den Unbestimmtheit

des spezifischen Inhaltes von sustainable development. Wird der Begriff konkretisiert und operationalisiert, löst sich dieser Konsens weitgehend auf. Als analytische Kategorie ist sustainable development aber wenig hilfreich. Er bietet jedoch Forschern einen Referenzpunkt, um ihre Arbeiten in der gesellschaftlichen Bedeutung einzuordnen. Der wirkliche Nutzen der breiten Verwendung von sustainable development liegt in der Bewußtmachung von Interdependenzen, der Hervorhebung einer Verantwortung der Menschen füreinander und gegenüber künftigen Generationen und damit in der Thematisierung des normativen Kerns von Politik und Wissenschaft (als gesellschaftliches Handlungssystem).

In dem Beitrag von **F. Wendland und R. Kunkel** (Forschungszentrum Jülich) wird aus geowissenschaftlicher Sicht die räumliche und zeitliche Verteilung des Wassers auf der Erde erläutert und die damit in Verbindung stehenden Problemfelder unter dem Leitbild der nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen diskutiert. Ausgehend von den physikalischen/chemischen Grundeigenschaften des Wassers wird die Wasserbilanz der Erde in ihrer regionalen Verteilung vorgestellt, wobei besonderes Gewicht auf die Verhältnisse in der Bundesrepublik gelegt wird. Anschließend wird auf die regionale Wasserverfügbarkeit sowie den Wasserverbrauch im Hinblick auf die nachhaltige Nutzung eingegangen. Abschließend werden die in der Bundesrepublik und anderen Industrieländern existierenden Wasserprobleme aufgezeigt.

E. Schramm und T. Kluge vom Institut für sozial-ökologische Forschung, Frankfurt/M, führen den Begriff des „regionalen Umweltraumes Wasser" ein. Im Gegensatz zur nationalen Betrachtung, wo die quantitative wasserwirtschaftliche Bilanz in Deutschlands unproblematisch ist, offenbart die regionale Betrachtung, daß es in den Regionen Deutschlands eine stark unterschiedliche Neubildung von Wasser, sehr verschiedene Nutzungsintensitäten und Belastungen der Oberflächen- und Grundwässer gibt. Deshalb greifen urban-industrielle Ballungsregionen zunehmend auf die Grundwasserressourcen entfernt liegender ländlicher Gebiete zurück. Dort werden Schäden an Natur und Landschaft hervorgerufen. Die Autoren wenden sich gegen diese überregionale Problemverschiebung und fordern eine grundlegend neue Wasserpolitik. Ihr Leitbild lautet: Probleme, die in Ballungszentren erzeugt werden, müssen auch dort gelöst werden. Ziel dieser visionären Politik einer regionalen Selbstgenügsamkeit ist es, die Versorgung einer fest abgegrenzten Region ausschließlich durch ihre endogenen Ober- und die sich neu bildenden Grundwasserressourcen zu sichern. Dies erfordert innovative Wassernutzungskonzepte und Einsparungen sowie und eine umfassende Reinigung bzw. den Schutz von Oberflächen- und Grundwässern. Gerade der Nutzung der reichlichen Oberflächengewässer käme im Rahmen dieser Politik eine große Bedeutung zu.

R. Meyer (TAB-Büro Bonn) stellt die Ergebnisse der TAB-Studie „Grundwasserschutz und Wasserversorgung" vor. Die Diagnose lautet, daß das mengenmäßige Wasserdargebot insgesamt ausreichend ist, auch wenn Teile der jungen Bundesländer eine geringere Neubildung von Grundwasser aufweisen. Die Qualität vor allem der oberflächennahen Grundwasserleiter je-

doch ist mittlerweile in einem besorgniserregenden Ausmaß gefährdet. Dafür sind Altlasten, die Industrie, marode Kanalisationen, die Landwirtschaft, der Verkehr und diverse andere Emittenten von Luftschadstoffen verantwortlich. Die dringend erforderlichen Vorsorgestrategien zum Grund- und damit Trinkwasserschutz folgen dem Grundgedanken, daß eine nachhaltige Wasserwirtschaft von einer nachhaltigen Wirtschaftsweise abhängt, die in den Verursacherbereichen durchgesetzt werden muß. Deshalb werden zwei Strategien empfohlen: - Bei der „Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes" steht der Schutz als Ressource für die Trinkwasserversorgung im Mittelpunkt. Instrumente sind u.a. Ausdehnung von Wasserschutzgebieten, Erhöhung der Auflagen, Kooperationsprojekte zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. - Die „Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes" soll das Grundwasser hinsichtlich seiner Funktion im Wasserkreislauf und in den Ökosystemen schützen. Instrumente sind z.B. ökonomischer (Stickstoff-Abgabe), ordnungspolitischer Natur (Zulassungsanforderungen für Pflanzenschutzmittel, Düngeverordung) und Informationen.

Der **zweite Abschnitt** widmet sich der Wasserverschmutzung durch die Landwirtschaft. Das Problem wird in der Wissenschaft zwar seit zwanzig Jahren diskutiert, findet aber erst in den letzten Jahren zunehmende Aufmerksamkeit in Politik und Öffentlichkeit. Die Beiträge diskutieren die Intensität der Einwirkung der Landwirtschaft auf Oberflächen- und Grundwasser sowie Ansätze einer kooperativen Politik zum Schutz des Wassers vor Einträgen aus dieser diffusen Verschmutzungsquelle.

Ausgehend von den Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft und der menschlichen Ernährung in Deutschland und der Europäischen Union führt der Beitrag von **K. und R. Isermann** (Büro für nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur) unter Berücksichtigung der Abwasser- und Abfallentsorgung zu einer Strategie der nachhaltigen Nutzung der Hydrosphäre. Einen Schwerpunkt legt der Autor auf die Problematik der Stickstoff- und Phosphor-Einträge aus der Landwirtschaft in naturnahe Ökosysteme, um dann eine Strategie zur Minderung dieser Einträge zu entwickeln. Der Fokus richtet sich dabei auf den Stickstoff und seine Präsenz in der Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre. Ein Ausblick zum derzeitigen Stand der Forschung sowie eine Darstellung der Vollzugsdefizite in der Umsetzung von Lösungsansätzen schließt den Beitrag ab.

Die Kontamination von Grundwasser durch mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belastetes Sickerwasser wird von **F. Führ** aus dem Forschungszentrum Jülich diskutiert. Ausgehend von Lysimeteruntersuchungen unter Einsatz von ^{14}C-markierten PSM wird nachgewiesen, daß Ackerböden bei bestimmungsgemäßer Anwendung eine ausreichende Filterfunktion für die in PSM zugelassenen Wirkstoffe aufweisen. Von der einleitenden Beschreibung des aktuellen Wissensstandes über die Verlagerung von Stoffen und die Eintragsmöglichkeiten von PSM in das Mehrphasensystem Boden wird der Bogen zu den praktischen Anwendungen der Ergebnisse der Lysimeterversuche gespannt. Abschließend werden die Möglichkeiten der Kooperation

zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft dargelegt und bewertet.

Der Beitrag des Mitarbeiters der Stadtwerke Mönchengladbach, **B. Lambertz**, spiegelt die Möglichkeiten und Erfahrungen des in der Wasserwirtschaft tätigen Agraringenieurs wieder und kann als Musterbeispiel für die im vorausgegangenen Beitrag von F. Führ ausgeführte Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft gelten. Einführend wird die Trinkwasserversorgung im Raum Mönchengladbach kurz umrissen, an die sich dann eine regionale Betrachtung der Landbewirtschaftung anschließt. Die Kooperationsvereinbarung und deren Umsetzung und Ergebnisse im Spannungsfeld zwischen der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft bildet den Hauptteil des Beitrages, der mit der Vorstellung eines Konzepts für eine gewässerschonende Landwirtschaft abschließt.

Innovative technische und organisatorische Entwicklungen zur Reinigung von Oberflächengewässern sind Gegenstand des **dritten Abschnittes**. Dabei stehen im Gegensatz zum vorangegangenen Abschnitt die Punktquellen im Vordergrund.

Der Beitrag von **C.J. Soeder** (Forschungszentrum Jülich) zeigt die Probleme und Möglichkeiten der Reinigung kommunaler Abwässer auf. Einleitend wird auf die grundlegenden Verfahrenstechniken und die durchschnittlichen Konzentrationen von Schmutz- und Laststoffen im Abwasser eingegangen. Die Technik des Jülicher Abwasserreinigungsverfahrens JARV steht im Mittelpunkt der Ausführungen. Mit der Darstellung der Bedeutung der Abwassertechnik für die Wasserversorgung anhand einiger Fallbeispiele leitet der Beitrag letztlich auf eine Skizze einer Strategie der nachhaltigen Wasserversorgung urbaner Ballungsräume über.

D. Sievert (EGK Entsorgungsgesellschaft Krefeld) gibt einen Einblick in die konkrete Lösung von Abwasserproblemen, die durch Haushalte und Industrie hervorgerufen werden. Am Beispiel der Stadt Krefeld wird gezeigt, wie durch eine Teilprivatisierung die Modernisierung und Erweiterung kommunaler und industrieller Anlagen zur Abwasserreinigung erreicht und damit die langfristige Sicherstellung der öffentlichen Pflicht zur Abwasserreinigung gewährleistet werden kann.

Wassernutzung und -verschmutzung sind kontroverse gesellschaftliche Themen. Gegenstand des **vierten Abschnittes** sind die gesellschaftlichen und politischen Konflikte über Wasser sowie die Möglichkeiten, diese Konflikte kooperativ zu lösen.

C. Karger (Forschungszentrum Jülich) stellt die verschiedenen Konfliktfelder dar, die im Zusammenhang mit Wasser vorzufinden sind: Hochwasser, Gefährdung und Sicherung der Wasserqualität sowie Wasserverknappung. Sie legt dar, daß diese Konfliktfelder in der Öffentlichkeit unterschiedlich thematisiert und bewertet werden, jeweils unterschiedliche Akteure mit verschiedenen Interessen in dem Konfliktfeld agieren und die Schärfe des Konfliktes sich unterscheidet. Das Thema der Gefährdung unserer Wasserressourcen erweist sich als besonders

konfliktträchtig. Die wesentlichen Barrieren, die einer Konfliktlösung in den verschiedenen Konfliktfeldern im Wege stehen, werden aufgezeigt. Grundlage der Kontroversen sind die unterschiedlichen Wertvorstellungen der Akteure, insbesondere in bezug auf den Wert, der der Natur beigemessen wird. Darüber hinaus wird der Konfliktgegenstand unterschiedlich wahrgenommen und bewertet. Deutlich wird dies bei der unterschiedlichen Bewertung von Hochwasserkatastrophen und der Wasserverschmutzung: Während die Gefahr einer Überschwemmung relativ niedrig eingeschätzt wird und die Bewältigung einer eingetretenen Katastrophe eher als Privatangelegenheit eingestuft wird, wird die Wasserverschmutzung in der Öffentlichkeit als hohes Risiko wahrgenommen und als Angelegenheit von gesellschaftlichem Belang angesehen. Da sich die Akteure darüber hinaus in unterschiedlichen Entscheidungsrahmen bewegen, unterschiedliche Prioritäten bei der Wahl von Lösungsmöglichkeiten setzen und schließlich die Vorstellungen über Verfahren zur Konfliktlösung differieren, ist es schwer die Konflikte im Zusammenhang mit Wasser einer Lösung zuzuführen.

M. Schömann-Albrecht (Stadtwerke Mönchengladbach GmbH) berichtet über verschiedene Konzepte der Öffentlichkeitsarbeit des Wasserversorgungsunternehmens in Mönchengladbach zur Schaffung eines „Trinkwasserbewußtseins". Die Notwendigkeit zu einer offensiven Sensibilisierung der Bevölkerung für die Trinkwasserqualität machten die Ergebnisse einer Marketingstudie zum Trinkwasserimage deutlich: Während einerseits die Trinkwasserqualität sehr hoch eingeschätzt wird, bestehen dennoch Vorbehalte gegenüber der Trinkbarkeit von „Leitungswasser". Um diesem Image entgegenzuwirken werden vertrauensbildende Aktionen mit einer Reihe von Informationsangeboten kombiniert. Die „Sprudleraktion", in der Gutscheine für den kostengünstigen Erwerb von „Trinkwassersprudlern" angeboten wurden, sollte das Trinkwasser als Alternative zum Mineralwasser publik machen. Die Gestaltung des Wasserwerks als Lern- und Erfahrungsort bietet die Möglichkeit, technische Fakten mit sinnlichen Eindrücken zu verbinden und damit insbesondere Kinder und Jugendliche für den verantwortungsvollen Umgang mit Wasser zu sensibilisieren. Der Adressatenkreis der Öffentlichkeitsarbeit sind zum einen Schulen, in denen beispielsweise Fortbildungsveranstaltungen für die Kollegien der Schulen angeboten werden, aber auch Verbrauchergruppen, Kleingartenvereine und Landwirte, die vor allem durch Großveranstaltungen, wie der „Tag der offenen Tür" angesprochen werden.

Der Beitrag von **B. Adam** (Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumplanung) analysiert die Konfliktpotentiale der Wechselbeziehung zwischen Wasserversorgung einerseits und Raumplanung andererseits. Adam legt dar, daß lange Zeit die Wasserversorgungspraxis bundesdeutscher Großstädte darin bestand, das eingeschränkte Wasserdargebot in den Großstadtregionen durch die Verlagerung der Wasserversorgung in weniger verdichtete Gebiete, häufig ins Umland, zu kompensieren. Da das Wasserdargebot nicht nur quantitativ durch den hohen Wasserbedarf, sondern auch qualitativ durch hohe Schadstoffeinträge beeinträchtigt wurde, entstand durch diese Verlagerung eine Schere zwischen Verursachern und Betroffenen.

Am Beispiel des Münchener Raumes wird die aktuelle Wasserversorgungspraxis im Hinblick auf Stadtentwicklungs- und fachplanerische Prozesse und ihre räumlichen Wirkungen bzw. Konfliktpotentiale analysiert. Adam schlägt Konfliktlösungsansätze vor, die die Wasserversorgungsprobleme weitgehend am Ort ihres Entstehens bewältigen, um zu einer ursachenbezogenen, ressourcensparenden und räumlich ausgeglicheneren Lösung zu gelangen. Das Beispiel der Grundwasserentnahme Hamburgs aus der Nordheide liefert den Hinweis, daß dies möglich ist. Die Fördermenge aus der Nordheide wurde durch den Einsatz von Wassersparmaßnahmen begrenzt und zudem Maßnahmen zum Gewässerschutz umgesetzt. In welchem Umfang solche Lösungen gelingen hängt insbesondere davon ab, inwieweit Wasserversorgung und Stadtentwicklungspolitik kooperieren.

Der **fünfte Abschnitt** beleuchtet die Bemühungen zur Modellierung regionaler und globaler Wasserkreisläufe und zur Entwicklung bzw. Anwendung von Steuerungsinstrumenten zum Schutz des Wassers. Dabei werden die konkreten Probleme und Chancen von Politiken zum Schutz des Grundwassers und der küstennahen Meere dargelegt.

Im Beitrag von **A.Y. Hoekstra** (niederländisches Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt) steht das Konzept der nachhaltigen Entwicklung der Wassernutzung (sustainable development of water policy) im Vordergrund. Auf der Basis der Ergebnisse des Modells AQUA, das die Kreisläufe des Wassers im globalen und regionalen Naturraum mit den sozioökonomischen Entwicklungen verknüpft, wird eine nachhaltige Wasser- bzw. Grundwasserbewirtschaftungsstrategie entwickelt. Abschließend wird auf Möglichkeiten und Grenzen einer nationalen und weltweiten nachhaltigen Wasserwirtschaft eingegangen, die Konzepte und vorhandenen Instrumente und die Ergebnissen der Simulation bewertet.

E. Bergmann (Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumplanung) widmet sich in seinem Beitrag der mengenbezogenen Grundwasserpolitik. Verschiedene Steuerungsinstrumente werden danach bewertet, inwieweit sie geeignet sind, die ressourcenpolitischen Ziele und Aufgaben des Staates erfüllen zu helfen: die Ressourcen mit den geringsten Kosten zu schonen, ressourcenschonenden technischen Fortschritt anzuregen und das zur Nutzung freigegebene Angebotspotentials effizient zu verteilen. Die Allokation von Grundwasser auf der Basis des Ordnungsrecht wird als wenig befriedigend angesehen. Insbesondere wird der Mangel hervorgehoben, daß bei der staatlichen Bewirtschaftung des Grundwassers durch Erlaubnis und Bewilligung Opportunitätskosten nicht systematisch berücksichtigt werden. Preisliche Lenkungsstrategien über Zertifikatsmodelle oder Abgabemodelle werden vorgeschlagen. Die Rahmenbedingungen für die Effizienz solcher Modelle werden diskutiert. Insbesondere werden die Wirkungen einer Bindung der Entnahme an Zertifikate oder einer Abgabe auf die Entnahme von Wasser für die Nutzer, die Unternehmen und privaten Haushalte, analysiert. Haupteffekt soll ein sparsamerer Umgang mit dem Wasser sein. Es wird hervorgehoben, die beiden Strategien möglichst regional differenziert auszugestalten, um flexibel auf die regional unterschiedli-

chen Knappheitsintensitäten des Grundwassers eingehen zu können.

S. Lutter (Umweltstiftung WWF, Bremen) legt dar, daß die Internationalen Nordseeschutzkonferenzen (INK) und die für den Nordostatlantik einschl. Nordsee geltenden regionalen Meeresschutzabkommen von Oslo und Paris (OSPARCOM) internationale Maßstäbe für die gesetzliche Regulierung in der Gewässerreinhaltung und Umweltvorsorge setzen, es jedoch an der einzelstaatlichen Umsetzung ihrer Beschlüsse und an der Transformation der international festgelegten Grundsätze in konkrete Gesetzgebung fehlt. Die Direkteinbringung von Abfällen ins Meer (Verklappung, Verbrennung) ist weitgehend reguliert, das Instrumentarium völkerrechtlich verbindlicher Vorschriften zum „Stand der Technik" für Direkt-Emittenten (Punktquellen) wird immer dichter. Dagegen bestehen handfeste ökonomische Widerstände gegen Anwendungsverbote für meeresschädliche Stoffgruppen und Produkte, gegen die verbindliche Festlegung der „Besten Umweltpraxis" und gegen Regulierungen von Emissionen aus diffusen Quellen. Hier hinkt die Beschlußlage hinter den wissenschaftlichen Befunden über schad- und nährstoffinduzierte Effekte im Ökosystem Nordsee weit hinterher. Immerhin haben die nichtstaatlichen Umweltorganisationen auf der 4. INK immerhin erreicht, daß neue Gefahren (z.B. hormonell wirksame Schadstoffe) erkannt und im Sinne des Vorsorgeprinzips ganze Stoffgruppen reguliert werden sollen.

Dieser Band soll einen Anstoß liefern zu einer weiter vertieften, multidisziplinären Beschäftigung mit dem komplexen Problemfeld „nachhaltige Gewinnung und Verwendung von Wasser".

Die Herausgeber

Wolfgang Fischer Cornelia R. Karger Frank Wendland

Abschnitt 1

- Grundlagen -

Fischer, W.:

Nachhaltige Entwicklung
- eine Norm für die Gestaltung unserer Zukunft -

Programmgruppe Technologiefolgenforschung (TFF)
Forschungszentrum Jülich 3-21

Wendland, F. und Kunkel R.:

Wasserkreislauf und Wasserverfügbarkeit
- Global und in der Bundesrepublik -

Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung
Forschungszentrum Jülich 23-46

Schramm, E. und Kluge, T.:

Sustainable Germany: Der Aspekt des Wassers

Institut für sozial-ökologische Forschung GmbH
Frankfurt am Main 47-60

Meyer, R.:

Problemfelder und Perspektiven des Grundwasserschutzes

(Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag)
Bonn 61-86

Nachhaltige Entwicklung - eine Norm für die Gestaltung unserer Zukunft

Wolfgang Fischer

Programmgruppe Technologiefolgenforschung (TFF)
Forschungszentrum Jülich

> Ein Mann mit Namen Choni ging einmal über Land und sah einen Mann, wie er einen Johannisbrotbaum pflanzte. Er fragte ihn, wann das Bäumchen wohl Früchte tragen werde. „In siebzig Jahren" war die Antwort. Da sprach Choni: „Du Tor! Denkst du, in siebzig Jahren noch zu leben und die Früchte deiner Arbeit zu genießen? Pflanze lieber einen Baum, der früher Früchte trägt, daß du dich noch daran freuest." Der Mann antwortete: „Als ich zur Welt kam, aß ich von Johannisbrotbäumchen, ohne daß ich sie gepflanzt hätte, denn das hatten meine Väter getan. Habe ich nun genossen, wo ich nicht gearbeitet habe, so will ich einen Baum pflanzen für meine Kinder oder Enkel, daß sie davon genießen. Wir Menschen mögen nur bestehen, wenn einer dem anderen die Hand reicht." (Nach: Sonntagsgruß Nr. 7 vom 13.6.1993)

1. Einführung

Nachhaltige (oder dauerhafte) Entwicklung ist heute in aller Munde, prangt auf den Titelseiten der Printmedien und ist Teil der Werbestrategien und Öffentlichkeitsarbeit von Unternehmen. Es gibt kaum noch wissenschaftliche Aktivitäten in dem expandierenden Feld von Umwelt- und Entwicklungsforschung, die sich nicht als einen Beitrag zu sustainable development verstehen. Und nationale und internationale Politik dient nach dem Selbstverständnis der Akteure keinem anderen Ziel. Selten hat ein Begriff einen solchen Siegeszug erlebt, niemand stellt sich ihm in den Weg, alle wollen an ihm teilnehmen.[1]

Wer sich heute einen Überblick darüber verschaffen wollte, wer den Begriff sustainable development wo benutzt und was er darunter versteht, dürfte an der Fülle der Informationen und

---

[1] Das gilt auch für den Autor: vgl. Fischer 1995.

Aspekte scheitern. Schon der Versuch, ihn zu konkretisieren und zu spezifizieren, erfordert eine intensive multidisziplinäre Anstrengung. Ihr hat sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen unterzogen (vgl. Umweltgutachten 1994), aber auch Wissenschaftler (etwa Huber 1995) und Praktiker (van Dieren, Hg., 1995). Ferner gibt es Arbeiten zur spezifischen regionalen Definition von sustainable development (Renn 1994). Auch die meisten Beiträge in diesem Band stehen im- oder explizit unter dem Leitmotiv sustainable development. Angesicht der Vielfalt der dieser Bemühungen und Literatur sollen die vorgelegten Ergebnisse hier nicht reproduziert werden. Statt dessen ist es das Ziel, eine alle theoretischen und praxisbezogenen Definitionen einschließende Essenz des Begriffes sustainable development zu filtrieren und deren Bedeutung für Gesellschaft, Politik und Wissenschaft zu bewerten.

Sustainable development wird meist mit „nachhaltiger Entwicklung" übersetzt. Wenden wir uns daher zuerst den Begriffen Nachhaltigkeit und Entwicklung zu.

2. Nachhaltigkeit

Der Begriff Nachhaltigkeit taucht erstmals im 17. Jahrhundert im Zusammenhang mit der Notwendigkeit einer langfristigen Sicherung der Versorgung mit Holz auf, nicht zuletzt für den Bau von Kriegsschiffen. In dieser Zeit war die erste große Welle der frühen Industrialisierung, der Handelsexpansion und kriegerischer Auseinandersetzungen über die Kontrolle von Land- und Seegebieten über Europa hinweggerollt. Die Folge war ein rapider Anstieg des weitgehend durch Holz gedeckten Energie- und Rohstoffverbrauchs, der in den nächsten Dekaden, zusammen mit einer Ausweitung bzw. Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und einer starken Bevölkerungszunahme nach dem 30jährigen Krieg, zu einem Schwinden der Waldflächen und einer Verdünnung des Baumbestandes in den verbleibenden Wäldern führte. Die Lösung der Energie- und Rohstoffkrise lag in der Anpflanzung schnell wachsender Nadelbäume und einer in den nächsten zwei Jahrhunderten allmählich entstehenden geordneten Forstwirtschaft. Sie wurde im Laufe der Jahre der (modernen) Landwirtschaft immer ähnlicher: Nadelwald wurde auf großen Kahlflächen „ausgesät", wuchs innerhalb von 50-80 Jahren heran und wurde „geerntet", um Platz für neue Anpflanzungen zu machen. Ein solcher artenarmer Altersklassenwald war lange der Inbegriff von „nachhaltiger Forstwirtschaft". Ziele waren die Bewahrung der Funktion des Waldes als Rohstoffquelle und die Kalkulierbarkeit einer ausreichenden Versorgung mit Holz.

Erst in den 20er Jahren dieses Jahrhunderts stellte ein neues, „alternatives" Konzept landwirtschaftlicher Produktion, eingebettet in ein anti-industrielles Denken (Wandervogel-Bewegung in Deutschland), auch die forstwirtschaftlichen Prinzipien in Frage. „Ökologischer Landbau" fand sein Pendant in einem Konzept der Forstwirtschaft, das den Wald nicht als reine Rohstoffquelle betrachtete, sondern auch als wertvollen Lebens- und Erholungsraum, der schonend zu bewirtschaften ist, um ihn in seinen Funktionen langfristig zu sichern. Wälder können zwar

schonend holzwirtschaftlich genutzt werden, müssen aber artenreich sein, Bäume unterschiedlichen Alters und einen Anteil an totem Holz aufweisen, um für die Gesundheit des Waldes wichtigen Tieren und Pflanzen einen Lebensraum zu geben.

Beendet ist diese Diskussion über die Funktion und Bewirtschaftung von Wäldern nicht (vgl. Wright 1995): Sind Wälder schon dann dauerhaft gesichert, wenn der Holzeinschlag nicht größer ist als der biologische Zuwachs? Dann wären die Wälder Europas nicht nur ein Musterbeispiel für Nachhaltigkeit, sondern auch für Zuwachs (Entwicklung), denn der Einschlag lag im Jahre 1991 mit 375 Millionen Festmetern weit unter dem Zuwachs von 572 Millionen. Oder müssen Wälder, die langfristig gesund und nutzbar bleiben sollen, durch eine hohe Artenvielfalt gekennzeichnet sein? Dieses Merkmal wurde 1993 auf der europäischen Waldschutz-Konferenz in Helsinki von 36 Staaten Europas als wichtig anerkannt (vgl. Conclusions 1993), ohne daß die forstliche Praxis dem schon auf breiter Front folgt (vgl. European Forests 1995).

Welches Ergebnis diese Diskussion auch immer haben wird, an ihr läßt sich ablesen, daß ein neues Verständnis von Dauerhaftigkeit durch die geringe (energie-) wirtschaftliche Bedeutung des Rohstoffes Holz überhaupt erst möglich wurde.[2] Zumindest die hochentwickelten Industrieländern können es sich leisten, ohne Druck blanker Not oder starker sozialer Interessen, die kurzfristige Gewinnerwartungen an die Waldnutzung hegen, über den Wald und seine Funktionen nachzudenken. Das Beispiel zeigt, daß die Konkretisierung von Nachhaltigkeit immer konkret-historisch mit Blick auf drängende Probleme und die verfügbaren Lösungsinstrumente erfolgt. Zugleich offenbart es auch, daß es unterschiedliche Vorstellungen über das gibt, was wirklich drängt und was getan werden soll und kann.

3. Entwicklung

Zumindest in großen Teilen der wissenschaftlichen und der kritischen gesellschaftlichen Diskussion haben heute die dynamischen Begriffe Entwicklung und Entwicklungspolitik ihre einst recht konsensfähigen Inhalte verloren. Was Entwicklung ist, welcher Weg im „Süden" eingeschlagen werden soll, wer sozialer Träger von Entwicklung ist, wo die Hindernisse liegen, wird von Experten kontrovers diskutiert (Menzel 1992; Brock 1992; Hein 1991). Größer ist hingegen die Übereinstimmung, daß die hochindustrialisierten Länder des Westens kein Vorbild für die Entwicklung des „Südens" sein können (Sachs 1993a; Weizsäcker 1991; Harborth 1991). Neuerdings freilich wird auf das „Vorbild-Konzept" wieder verstärkt zurückgegriffen, nun aber mit umgekehrtem Vorzeichen: Die Industrieländer sollen Modelle einer umwelt- und sozial gerechten Entwicklung werden, dem andere Staaten folgen. Möglicherweise sind die alten Indu-

---

[2] Nur anzumerken ist, daß auch für die (Hochsee-) Fischerei „sustainability" schon lange ein Thema ist. Jedoch ist „nachhaltige Nutzung" der Fischressourcen wissenschaftlich schwer zu bestimmen und politisch kaum durchzusetzen. Vgl. Charles 1994.

striestaaten im Guten wie im Bösen nicht mehr die großen Vorbilder: Immer mehr „Entwicklungsländer" blicken voller Interesse auf die industriellen Schwellenländer Süd-Ost-Asiens mit ihrem allmählich wachsenden und „konsumhungrigen" Mittelstand.

Der Konsens darüber, woran Entwicklung überhaupt zu messen ist, welche Ziele verfolgt und welche Wege beschritten werden müssen, ist scheinbar verloren. Zugleich weist die davon noch immer nur wenig beeinflußte (weiter) voranschreitende Industrialisierung und Mobilität in aller Welt (vgl. World Resources 1994-95) auf das Spannungsverhältnis von kritischer (wissenschaftlicher) Einsicht und gesellschaftlicher Praxis hin, die individuelles Einkommen - bei zunehmender Beachtung von Qualitätskriterien wie nicht zu stark belasteter Umwelt - noch immer als zentrales Kriterium für Entwicklung wählt.

4. Nachhaltige Entwicklung

Die Propagierung von sustainable development ist Ausdruck und zugleich Versuch zur Überwindung dieses Orientierungsverlustes, der in Teilen der Wissenschaft und immer mehr gesellschaftlichen Gruppen vor dem Hintergrund der Wahrnehmung eines facettenreichen, global verflochtenen Problemdrucks (MacNeill 1991) anzutreffenden ist. In den letzten zwei Dekaden ist deutlich geworden, daß weltweit die wirtschaftlichen, sozialen, politischen, ökologischen und auch die mentalen Probleme immer drängender werden.[3] Der Diagnose widersprechen heute nur wenige: Die globale Produktions-, Konsumptionsweise (und in vielen Regionen auch die Herrschaftsform) produzieren so viele negative externe Effekte, daß ihre Fortführung, verbunden mit einer Ausdehnung des westlichen Konsumniveaus und seines großen „ökologischen Rucksacks"[4] auf immer mehr Menschen, mit dem hohen Risiko ökologischer Krisen und umfassender sozialer, politischer Konflikte auf nationaler und internationaler Ebene verbunden wäre (vgl. Meyer/Wellmann 1992). Auch findet die allgemeine Forderung, dieses Risiko drastisch zu mindern, breite Zustimmung (vgl. UNCED 1993). Der Konsens gilt auch noch halbwegs für die Beschreibung der Symptome dieser Krise (Voss 1994; Club of Rome 1991; UBA 1995), aber schon weniger für die Ursachen[5] und kaum noch für die konkret Verantwortlichen,

---

[3] Eine Gallup-Umfrage zeigt, daß auch im „Süden" die Belastung der natürlichen Umwelt als Bedrohung wahrgenommen wird, deren Abwehr mit zu den vorrangigen Aufgaben der Politik zählt (Dunlap 1994).

[4] Vgl. dazu die an die Studie „Sustainable Netherlands" angelehnte Untersuchung des Wuppertal-Instituts für Klima, Umwelt, Energie über den Stoffdurchsatz in Deutschland und die damit verbundenen Emissionen (vgl. Zukunftsfähiges Deutschland, 1995). Daraus lassen sich die Belastungen errechnen, die jeder Bundesbürger pro Jahr mit sich herumschleppt bzw. auf andere ablädt (vgl. Schmid-Bleek 1994).

[5] Eine Darlegung von zwei Ansätzen zum Verständnis der Ursachen dieser Krisen findet sich bei Kopfmüller 1994. Besonders strittig ist die relative Gewichtung des Beitrages von „Überbevölkerung" und „Überkonsum" zur Belastung des Globus (vgl. Schmid 1994; Round Table 1994).

die notwendigen Veränderungen sowie Strategien und Instrumente, um neue Wege zu beschreiten und andere Ziele zu erreichen (Binswanger 1995; Fischer 1994; Oberthür 1993).

Anhand der Verwendung und der Funktion des Begriffes „sustainable development" läßt sich diese Kaskade von der allgemeinsten Zustimmung zu einem generellen, globalen Satz von Normen bis hin zum perzeptions- und interessengeleiteten Dissens über konkrete Notwendigkeiten und zielgerichtetes Handeln darlegen.

Die bekannte Formulierung in dem Brundtland-Bericht (Unsere gemeinsame Zukunft 1987), nachhaltige Entwicklung sei dadurch gekennzeichnet, daß die „Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt" werden, „ohne das Risiko einzugehen, daß künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können", ist vielfach ausgelegt worden. Heute haben wir eine Vorstellung darüber, was den Kern von sustainable development ausmacht, nämlich das zugrundeliegende normative Konzept.

Da sich Normen letztlich der Begründung entziehen, wurde die Frage aufgeworfen, was der Begriff überhaupt leisten kann, ob er zum Erkenntnisgewinn beiträgt. Sicherlich trifft es zu, daß sustainable development deutlich macht, daß die „ökonomische, soziale und ökologische Entwicklung" nicht voneinander abgespalten und gegeneinander ausgespielt werden dürfen, sie eine „innere Einheit" darstellen (Umweltgutachten 1994, S. 9). Das gilt auch für die These, sustainable development sei eine dialektische Verbindung von behutsamer sozialer, wirtschaftlicher Entfaltung und Bewahrung der ökologischen Systeme (van Dieren, Hg., 1995), die in einer Politik einen Ausdruck finden muß, die oft mit dem Modewort „ganzheitlich" beschrieben wird. Wirklich neu ist das aber alles nicht und analytisch nur wenig weiterführend. Das gilt auch für die spannungsreiche Verbindung des statisch anmutenden Begriffes „Nachhaltigkeit" und des dynamischen Entwicklungsbegriffs. Gerade darin aber liegt ein wesentliches Merkmal von sustainable development, denn es geht um Bewahrung (von Naturgütern, aber auch von Menschenleben) und um Veränderung („Entwicklung"). Ob das einigermaßen widerspruchsfrei möglich ist, macht einen wesentlichen und widersprüchlichen Diskussionsstrang aus.

Von Sozialwissenschaftlern kam angesichts solcher Probleme der Vorschlag, den wissenschaftlich wenig ergiebigen Begriff sustainable development durch den der „ökologischen Modernisierung" zu ersetzen, der als gesellschaftstheoretisches Konzept zum Verständnis der Entwicklung moderner Industriegesellschaften beitragen könne (Spaargen/Mol 1992). Problematisch wird dessen Verwendung freilich wegen seiner (partei)politischen Vereinnahmung und einer Verknüpfung mit einer spezifischen Strategie zur Umsetzung von sustainable development, der „Effizienzrevolution". Übersehen wird bei der Ablehnung des Begriffs sustainable development aber auch, daß die breite Verwendung von sustainable development eine nützliche politisch-normative Funktion hat: Sie schafft eine Basis für die Diskussion des Wertebezugs von Gesellschaft und Politik und bietet Raum für einen Dialog widersprüchlicher Interessen, die bislang keinen gemeinsamen Referenzrahmen hatten. Sicher erhöht das nicht per se die

Chancen zum sachlichen Konsens, sondern kann sogar Konflikte verschärfen und ideologische Gräben über ökologisch-soziale Zukunftsentwürfe aufreißen. Aber die breite Verwendung von sustainable development eröffnet einen globalen Kommunikationsraum, in dem der Druck steigt, die normativen Grundlagen von Zukunftsentwürfen und Handlungen offenzulegen.

Obwohl der Begriff sustainable development schon früher verwendet wurde, fand er erst mit dem Bericht der Brundtland-Kommission Eingang in den Sprachschatz einer breiten Öffentlichkeit. Dieser Bericht wird gelegentlich als ein Aufruf zum prioritären Schutz der Umwelt mißverstanden. Nachhaltigkeit ist aber für die Kommission ein breites Konzept, das sein Schwergewicht auf die soziale und ökonomische Entwicklung des „Südens" legt. Umweltschutz ist dabei ein zentrales Element, aber der Weg zur Sicherung der Umwelt ist „konventionell": Ein beschleunigtes Wachstum des Brutto-Sozialproduktes (BSP) wird als notwendige Voraussetzung für nachhaltige Entwicklung betrachtet, eine Erhöhung des globalen BSP und des Energieeinsatzes um ein Mehrfaches in den nächsten fünf Dekaden wird für wahrscheinlich und für notwendig gehalten. Nur so können immer mehr Menschen besser versorgt und eine soziale und politische Katastrophe von dem Globus abgewendet werden - ein Ziel, das breiteste Zustimmung findet. Weniger einhellig ist sie aber, wenn die These vertreten wird, Wachstum sei Voraussetzung für Umweltschutz, weil nur dann Mittel für effiziente Technik und Schutzmaßnahmen bereitstehen. Dieses „konventionelle" Denken, das auf Kritik stieß (vgl. Dilworth 1994), war nicht nur Folge der Perzeptionen der Kommissionsmitglieder, sondern hatte auch politisch-taktische Gründe: Die Wachstumsthese, verbunden mit einem Technologieoptimismus, war (und ist noch heute) politisch attraktiv, da sie eine Lösung für das drängende Armutsproblem und mittelbar auch die Eindämmung der Umweltschäden zu bieten scheint, ohne daß die sensitiven, strittigen Themen Verzicht und Teilen bzw. entschlossene, umfassende Programme zur Eindämmung der Bevölkerungszunahme ernsthaft konkretisiert und verfolgt werden müssen.

In der breiten öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion des Brundtland-Berichtes wurden diese strittigen Aspekte aber kaum thematisiert. Statt dessen fand die (zitierte) Definition von sustainable development eine breite Zustimmung, die nur aus dem Fehlen einer präziseren inhaltlichen Ausfüllung zu erklären ist. Daher wird der auf seinen Schlüsselbegriff abgespeckte Bericht für nahezu jede Argumentation und jedes Ziel in Anspruch genommen, und darin lag und liegt der Erfolg der Kommission. Denn sie mußte vielfältige, z.T. konträre Interessen zufriedenstellen und zugleich eine gemeinsame Plattform formulieren. Und dies ist mit der heute weitgehend universellen Anerkennung der Notwendigkeit, künftige „Entwicklung nachhaltig" zu gestalten, auch gelungen.

5. Was ist sustainable development?

Seit 1987 wird sowohl in der Wissenschaft als auch der Politik eine breite, oft kontroverse Debatte über die Konkretisierung bzw. Operationalisierung von sustainable development geführt. Aus den vielfältigen Argumenten hat sich ein Konsens herausgeschält: Nachhaltige Entwicklung ist ein normatives Konzept, ein Konzept mit dem Willen zur Gestaltung der Zukunft, das für diverse und oft auch kontroverse inhaltliche Ziele offen ist. Einigkeit läßt sich zwischen den Diskutierenden zumeist dann noch erreichen, wenn allgemeine globale Ziele anvisiert werden. Sie beschreibt z.B. Kopfmüller (1994, S. 158) so: Die „absolute Reduktion der aus Gründen der Knappheit und Umweltfolgen zu hohen globalen Stoff-, Energie- und Flächenverbräuche bei gleichzeitiger Verbesserung der materiellen und immateriellen Lebensbedingungen für die Menschen in den Entwicklungsländern." Bis zu welchem Grad, unter welchen Bedingungen und mit welchen Kosten solche Ziele realisiert werden können, ist hingegen schon umstritten. Beispielhaft sei hier auf den Energiesektor verwiesen, die wesentliche Quelle der Umweltbelastung auf lokaler, regionaler und globaler Ebene. Zwar herrscht Einigkeit darüber, daß sich (auch) künftig die Energiesysteme „modernisieren" müssen, über die Richtung und Geschwindigkeit einer Veränderung bestehen jedoch konträre Vorstellungen. So bezweifeln, neben anderen (vgl. Häfele 1990), auch Fleischer/Kopfmüller (1994), daß sich der globale Energiesektor bei heute als realistisch betrachteten Annahmen so umgestalten läßt, daß sich die Ziele eines wirksamen Umweltschutzes und ausreichende Energieversorgung zu sozial akzeptablen Kosten widerspruchsfrei verwirklichen lassen.[6] Andere glauben, daß Raum für gesellschaftlich verträgliche massive Eingriffe in die Energiesysteme da ist, an deren Ende eine Versöhnung von Entwicklung und Umweltschutz steht, die fast nur Gewinner hinterläßt (Leggett 1990; Müller/Hennicke 1990). Ähnliches gilt für Konzepte zum Schutz des Trinkwassers oder von Oberflächengewässer, wie die Beiträge in diesem Band belegen. Der Dissens wird um so stärker, je konkreter die Konzepte werden und je mehr sie etablierte Interessen berühren. Auf der „Mikroebene" des Konfliktes prägen dann weniger die großen Leitbilder und Ziele die Argumentation und Entscheidungen, sondern traditionelle regional-, struktur- und sozialpolitische Interessen.[7] Parallel zur Diskrepanz zwischen Einstellung und Verhalten, die von der empirischen Soziologie und Psychologie festgestellt wird (vgl. Diekmann/Preisendörfer 1992 und 93; Lüdemann 1993), findet die Zustimmung zu den globalen Zielen deutlich weniger Widerhall in der praktischen Politik und bei konkreten gesellschaftlichen Auseinandersetzungen.

---

[6] Strittig sind vor allem die Potentiale dewr Effizienzsteigerungen, die Rolle der Kernkraft und der erneuerbarer Energien.

[7] Vgl. die Diskussionen um die -inzwischen erteilte- Genehmigung des Braunkohle-Abbaugebietes Garzweiler II.

6. Der Wertekanon von sustainable development

Einem globalen Zielkatalog, wie er sich z.B. bei Kopfmüller (1994) findet, liegen allgemeine Werteprämissen zugrunde, die sich aus der Literatur und den politischen Erklärungen zu sustainable development herausfiltern lassen. Drei zentrale Prämissen sind hervorzuheben (vgl. Harborth 1991; Kopfmüller 1994):

- Die heutigen Generationen haben Verantwortung dafür, daß nachfolgende Generationen einen akzeptablen Lebensstandard und eine einigermaßen saubere Umwelt vorfinden („diachronische Solidarität").
- Krasse Unterschiede zwischen Arm und Reich müssen möglichst rasch und dauerhaft beseitigt werden („synchronische Solidarität").
- Ökosysteme sollen in ihrer Leistungsfähigkeit erhalten bleiben.

Die Konkretisierung dieser Prämissen ist in der gesellschaftlichen Diskussion kontrovers. Zur ersten Prämisse: Für wie viele Generationen sollen wir Verantwortung übernehmen, und wie können wir sicher sein, daß unsere Vorsorge hinlänglich ist? Dafür gibt es keine universelle, zufriedenstellende Regel, sondern nur Anhaltspunkte. Ein Anhaltspunkt könnte lauten, daß die Reichweite der Verantwortung parallel dem Grad der „Strukturbildung" unserer Entscheidungen bzw. dem Grad der Einschränkung von Spielräumen künftiger Generationen ist. Je fester die Strukturen werden, über deren Einrichtung wir entscheiden, desto weiter reicht unsere Verantwortung. Folglich dürfen stark strukturbildende Entscheidungen nur fallen, wenn sie heute eine „ultima ratio" darstellen. Vergleichbares könnte für direkte Eingriffe in die „Natur" gelten: Von ihnen wäre dann Abstand zu nehmen, wenn sie nicht innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes (potentiell) reversibel wären.[8] Was jedoch, wenn Nichthandeln die Spielräume einzuschränken droht? Hier müßte der Versuch gemacht werden, ein inkrementalistisches System aufzubauen, das Strukturelemente produziert, ihr festes Zusammenfügen (oder den Rückbau) aber künftigen Generationen überläßt. Wann aber ist unsere Vorsorge hinlänglich? Sicherlich kann heute keine spezifische Vorsorge für überraschende Ereignisse getroffen werden, die künftige Generationen belasten könnten. Vorsorge muß aber den Ressourcen (im weitesten Sinn) gelten: Was soll von dem verzehrt werden, was wir heute vorfinden, und was soll für die Zukunft aufgespart werden, und welche Ressourcen können neu hinzugefügt werden - falls sie nicht unüberwindliche Strukturzwänge produzieren? Dies führt in die Diskussion über „weak" and „strong sustainability": Pearce u.a. (1989) haben die „constant capital rule" als ein zentrales Element von Nachhaltigkeit eingeführt. Damit ist gemeint, daß die Gesellschaft den Kapi-

[8] Dies ist eines der Prinzipien, das die Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) leitet. Dabei wird von einem Zeitraum der Reversibilität von zwei bis drei Dekaden ausgegangen.

talstock für die Nachfolger sichern soll, wobei unter Kapital nicht nur künstliches Kapital (Sach-) und Humankapital, sondern auch Naturkapital verstanden wird. Jedoch gibt es zwei Interpretationen dieser Regel: Erstens, der gesamte Kapitalstock muß mindestens konstant sein, jedoch sind Veränderungen in seiner Zusammensetzung zugelassen, bestimmte Formen von Kapital gelten als substituierbar. Es ist also möglich, Naturkapital zu entnehmen (z.B. die Waldfläche zu verkleinern), wenn dafür etwa das Humankapital erhöht wird (z.B. durch Bildung). Dies wird als „weak sustainability" bezeichnet. Zweitens, natürliches Kapital kann dann nicht durch künstliches oder Humankapital ersetzt werden, wenn seine Funktionen unersetzlich sind. Der Bewahrung dieses Naturkapitals muß die zentrale Aufmerksamkeit gewidmet werden (Goodland u.a. 1992) („strong sustainability").[9] Meß- und Bewertungsprobleme sind offensichtlich, deshalb kann die Kapitalregel (in beiden Ausprägungen) keine konkrete Handlungsanweisung, sondern nur eine Orientierungsmarke für Entscheidungen sein.

Zur zweiten Prämisse: Ebenso wie die intergenerationale Solidarität ist die Verbundenheit gegenüber unseren Zeitgenossen keine Erfindung unserer Zeit, sondern eine mindestens zweitausendjährige Mahnung. Der Welt-Sozialgipfel von Kopenhagen im März 1995 hat erneut die vielfältigen Hindernisse und die geringe Bereitschaft zur Erfüllung dieser Forderung nach „Angleichung der Lebensverhältnisse" offengelegt, so daß die Diskussion der Realisierungschancen hier nicht geführt werden muß. Strittig bei dem Konzept der synchronischen Solidarität ist u.a. der Maßstab, an dem die krassen Unterschiede zwischen Arm und Reich und ihre Beseitigung gemessen werden: Soll das BSP pro Kopf im statistischen Mittel zwischen Ländern aus Nord und Süd angeglichen werden, oder muß auch die innergesellschaftliche Verteilung des Reichtums berücksichtigt werden (GINI-Index) - und wenn ja, müssen auch die Diskrepanzen im Einkommen und den Vermögen in den Industrieländern verringert werden? Grundlegende Fragen des Verständnisses von Gerechtigkeit, der Definition von Leistung und ihrer Entlohnung sind aufgeworfen.

Kommt man zur dritten Prämisse, zeigt sich, daß es Unklarheiten darüber gibt, was ein Ökosystem ist, welches seine Leistungen sind und wie sie zu sichern sind. Wird ein Ökosystem als Funktionszusammenhang gesehen, so ergeben sich für seinen Schutz andere Schlußfolgerungen als bei einem Verständnis von Ökosystem als ein konkreter Raum mit einer spezifischen Artenzusammensetzung, die dann zu bewahren ist (vgl. Jax 1994). Auch hier ist nicht nur Forschung gefragt, die beide Verständnisse auf ihre Voraussetzungen und Implikationen hin befragt, sondern vor allem Gesellschaft und Politik, die definieren müssen, was sie zu welchen Kosten sichern wollen.

Diese normativen Prämissen alleine, selbst wenn sie einvernehmlich ausgelegt würden, können

---

[9] Für Amelung (1992) ist strong sustainablity gegeben, wenn ein Entwicklungsprozeß über seine ganze Dauer und nicht nur kurzfristig umwelt- und sozialverträglich verläuft (letzteres wäre weak-sustainability).

aber nur ein erster Schritt bei der Präzisierung von sustainable development sein. Denn sie müssen in konkrete Aufgabenstellungen übersetzt werden. Aus ihrer Vielzahl sollen, in einer nicht abschließenden Aufzählung, folgende zentrale umweltpolitische Aufgaben identifiziert werden:

- Eindämmung des Bevölkerungswachstums;
- Durchführung einer Strategie der Sicherung von Grundbedürfnissen (im „Süden");
- Sicherung der Ernährung;
- Bewahrung der Artenvielfalt;
- Senkung des Energieverbrauchs, Ausbau erneuerbarer Energieträger;
- Anwendung ressourcen- und umweltschonender Technik;
- Begrenzung des Wachstums der Stadtagglomerationen;
- Verzahnung von Handel und Umweltschutz;
- Schutz und Reinhaltung der Hydrosphäre.

Jede dieser Aufgaben wiederum verweist auf eine Konfiguration von Problemen und Verschachtelungen mit anderen Zielen, ist weiter zu spezifizieren, aufzuarbeiten und in Strategien zu ihre Umsetzung zu bündeln („erdpolitische Handlungsfelder", vgl. Huber 1994). Wie schwer und kontrovers dies in konkreten gesellschaftlich-politischen Prozeß ist, zeigt z.B. die Regulierung der weltweiten Meeresverschmutzung (vgl. Fischer 1995) oder die deutsche Diskussion über Energiepolitik und Klimaschutz (Enquete 1995). Noch komplizierter wird Politik durch die Überlagerung nationaler Entscheidungsstrukturen durch die der Europäischen Union und die internationale Politik, die spezifische Probleme der Koordination von Politik bringen (vgl. Thomas 1992).

7. Strategien für sustainable development

Wendet man sich der Ebene der Strategien zu, steht die Frage des Verhältnisses von Zielen und Mitteln im Vordergrund. Was muß wie geschehen (verändert werden), um sustainable development zu erreichen? Einmal unterstellt, das oben zitierte Verständnis von zentralen Aufgaben nachhaltiger Entwicklung würde breite Zustimmung finden. Wie und mit welchen Instrumenten sollen diese Aufgaben gelöst werden? Huber (1994) unterschiedet drei Strategien, die alle beanspruchen, zu sustainable development zu führen, nämlich Suffizienz, Effizienz und Konsistenz.

- Die Strategie der Suffizienz greift die Debatte der 70er Jahre über Selbstbegrenzung oder -

nahezu einhellig abgelehnt - Begrenzung durch Zwang (Ökodikatatur) auf. Suffizienz heißt immer *Verzicht* auf einige materielle Güter und Konsum, verweist auf ein neues Verständnis (Modell) von Wohlstand, das nicht mehr (nur) an Einkommen und Ausgaben gemessen wird, sondern qualitative Ziele (Erfüllung, Solidarität, Gemeinschaft, saubere Umwelt etc.) in den Vordergrund rückt. Neue gesellschaftliche und individuelle Ziele sollen definiert und in einer neuen Lebens- und Produktionsweise umgesetzt werden. Dabei genießen Schutz und Bewahrung der natürlichen Umwelt einen deutlichen Vorrang vor anderen Zielen (vgl. kritisch dazu Klemmer 1994). Freilich sind die Zweifel an der Umsetzbarkeit dieses Leitbildes angesichts der geringen positiven gesellschaftlichen Resonanz nicht zu überhören.

- Die Effizienz-Strategie zielt auf eine Erhöhung des Input-Output-Verhältnisses ab, auf eine *Steigerung der Ressourcenproduktivität.*[10] Sie bedient sich neuer Techniken, Produktionsverfahren und Produkte und hat im Kern eine Optimierung der Mittel zur Erreichung der unverändert bleibenden Ziele im Auge. Diese Strategie findet inzwischen recht breite Zustimmung in Industrie, Politik, Gesellschaft und großen Teilen der Wissenschaft. Denn sie fügt sich grundsätzlich in die Rhythmen wirtschaftlich-technischer, sozialer und politisch-administrativer Abläufe ein (kritisch dazu Sachs 1993, Bartmann 1995). Deshalb wird Nachhaltigkeit oft mit der Effizienzstrategie gleichgesetzt (vgl. Klemmer 1994); und immer mehr Unternehmen streben eine „ökologische Optimierung" an - mit positiven Effekten für die betrieblichen Kosten und einer Reduzierung der Umweltbelastung pro Produktionseinheit (Produkt).

  Das Company Oriented Sustaibability (COSY)-Konzept beispielsweise (Schneidewind 1994) ist ein Versuch, ein solches Verständnis von Nachhaltigkeit auf ein für Unternehmen handhabbares, operatives Niveau auszurichten, das für unternehmerische Entscheidungen umsetzbare Ziel- und Handlungsdimensionen enthält. Dabei stehen die Integration von Umweltschutz und Kostensenkung im Produktionsprozeß im Vordergrund: Die Optimierung von Betriebsabläufen soll unter veränderten rechtlichen (und politischen) Randbedingungen die Kosten reduzieren und neue „ökologische Marktsegmente" sollen bedient werden. Außerdem soll dem Risiko entgegengewirkt werden, von dem umweltpolitisch sensibilisierten Teil der Kunden wegen „ökologischen Mißmanagements" boykottiert zu werden (vgl. Maier 1994). Nachhaltigkeit wird zur „unternehmerische Herausforderung" (Schmidheiny 1992). Teil dieser Herausforderung ist das verstärkte Bemühen, durch Selbstverpflichtungen der Industrie - etwa zum Abbau von Emissionen - rechtlichen Vorgaben zuvorzukommen und eigenständig flexible betrieblich bzw. sektoral optimale Strategien umzusetzen.

  Freilich gibt es keinen breiten Dissens über das, was mit Effizienzverbesserungen gesamt-

---

[10] Strukturwandel als ein die Umwelt entlastender Prozeß ist eine Subkategorie der Effizienzstrategie. Denn nur dann werden tradierte Strukturen aufgelöst und nicht nur, wie es heute oft der Fall ist, in Länder mit geringeren Umweltstandards oder andere günstigere Produktionsfaktoren exportiert.

wirtschaftlich erreichbar ist. Während einige es für machbar halten, den Rohstoff- und Energieverbrauch pro Produkteinheit um den Faktor 10 zu reduzieren (vgl. Schmid-Bleek 1994), zweifelt eine breite Strömung aus diversen wissenschaftlichen Disziplinen an der Realisierbarkeit des „Faktor 10-Modells" (Huber 1994). Neuerdings sprechen E.U. von Weizsäcker und andere Mitglieder des Club of Rome von dem Faktor 4, der etwa innerhalb der nächsten 25 Jahre erreicht werden kann.

Auch die intensive Diskussion über die geeigneten Instrumente, die eine optimierende Verknüpfung betrieblicher und volkswirtschaftlicher Zielgrößen sichern sollen, hat bislang nicht alle Fragen klären können. Zwar gilt es heute als ausgemacht, daß administrative Kommandoregeln zurückzufahren sind zugunsten des verstärkten Einsatzes marktwirtschaftlicher Instrumente, die (gesellschaftliche) Kosten der Umweltschädigung in die Kostenkalkulation der Wirtschaftssubjekte internalisieren, d.h. eintragen (Barde/Opschoor 1994). Aber über den Mix zwischen regulativen und marktbezogenen Instrumenten gibt es ebenso unterschiedliche Vorstellungen wie über Spezifika der marktwirtschaftlichen Instrumente. Außerdem wollen kritische Stimmen nicht verstummen, die nicht nur auf internationale Wettbewerbsverzerrungen verweisen, sondern auch den bedingungslosen Glauben an die Wirksamkeit marktwirtschaftlicher Instrumente beklagen: Erstens, je erfolgreicher sie sind, desto strikter müssen sie angewandt werden, sollen nicht die Einnahmen aus Steuern bzw. Abgaben immer geringer werden. Zweitens, es ist nicht vorherzusagen, welchen Effekt ein bestimmtes Belastungsniveau der Wirtschaftssubjekte hat, d.h. welche Reduktion von Schadstoffemissionen zu erwarten ist. Drittens, „(d)ie Internalisierung externer Effekte hat nicht unbedingt zur Folge, daß Umwelt weniger verschmutzt wird. Vielmehr wird die Umwelt aus ökonomischer Sicht `optimal´ belastet. (...) Die Forderung, externe Kosten zu internalisieren, ist demnach eine rein ökonomische und hat noch wenig mit aktiver Umweltpolitik im Sinne der Förderung einer nachhaltigen Wirtschaftsweise gemein." (Ring 1994, S. 113). Deshalb ist es erforderlich, absolute (ökologische) Knappheiten zu respektieren. Ihre Bestimmung erwächst nicht aus dem Marktgeschehen, sondern Knappheiten müssen von außerhalb des Marktgeschehens (politisch) vorgegeben werden (ebda., S. 122f). Politik und Gesellschaft müssen also definieren, wie und in welchen Grenzen sie leben wollen.

- Die Strategie der Konsistenz konzentriert sich nicht primär auf die Reduzierung der Materialströme, sondern auf ihre nachhaltige Bewirtschaftung durch eine umfassend gedachte, geschlossene *Kreislaufwirtschaft*. Die Stoff- und Energieströme sollen umweltverträglich sein, konsistente Stoffströme sollen „entweder weitgehend störsicher im abgeschlossenen technischen Eigenkreislauf (...)" bleiben oder „mit den Stoffwechselprozessen der umgebenden Natur so übereinstimmen, daß sie sich, auch in großen Volumina, relativ problemlos darin einfügen." (Huber 1994, S. 15). Auch das Umweltgutachten 1994 greift mit dem Be-

griff „zirkuläre Ökonomie“ (S. 9) diesen Gedanken auf.

Jedoch ist dieses attraktive Konzept nur ansatzweise operationalisiert und wird gelegentlich in einer Weise propagiert, die den Eindruck erweckt, endlich sei das „perpetuum mobile“ gefunden. Auch der Hinweis auf die Erfolge der großen Vorbildes der „Kreislaufwirtschaft, der Natur, mag schon deshalb nicht zu überzeugen, weil der Kreislauf nicht geschlossen ist. Denn die Erdoberfläche erhält mit (jährlich) 178000 Terrawatt reichlich Energie von der Sonne. Sicherlich hat Frederic Vester damit recht, daß die Natur das älteste und größte Weltunternehmen ist, das seit Hunderten von Millionen Jahren erfolgreich stetig größte Umsätze produziert, dabei gewiß auch in Krisen geriet, aber niemals in Konkurs gegangen ist. (Vester, nach Huber 1994, S. 16). Aber vor dem geistigen Auge des Lesers mag sich mahnend manche Klaue oder Flosse ausgestorbener Arten erheben, die ihren durchaus egoistischen Einwänden gegen diese beschönigende Darstellung Ausdruck verleihen wollen. Das „Unternehmen Erde“ kommt blendend ohne Menschen aus, und vielleicht liegt für uns Menschen ein ebenso großes Risiko darin, im Rhythmus der Erde mitzuschwingen wie im vermessenen Versuch, den globalen Systemen unseren Schritt aufzwingen.

Rückt man von einem geschlossenen Kreislaufmodell ab und läßt ein Entweichen von Stoffen in die „natürlichen“ Prozesse zu, dann gewinnt das Konzept mehr Tragfähigkeit. Für die Bestimmung der zulassigen Freisetzungsmenge bietet sich das „critical loads“ bzw. „critical-level“-Konzept an, durch das die Mengen bestimmt werden sollen, die aus dem anthropogenen System den natürlichen Kreisläufen noch hinzugefügt werden, ohne ihre Belastbarkeit zu überfordern.[11] Heute sind wir noch weit von einem solchen Zustand entfernt. Untersuchungen zeigen, daß zu große Mengen und zu viele Stoffe in die natürlichen Kreisläufe gelangen (vgl. den Beitrag von Isermann in diesem Band). Generell aber bleibt es fraglich, ob sich „große Volumina“ - außer in wenigen Fällen wie Erdaushub, Bauschutt - wirklich „relativ problemlos“ in die Kreisläufe „einfügen“.

Die Diskussionen über Strategien der nachhaltigen Entwicklung zeigen, daß alle drei Strategien eine Rolle spielen müssen. Auf einen Strategie-Mix kann nicht verzichten werden. Technische Innovation und Effizienzsteigerungen alleine werden nicht ausreichen, um angesichts der wachsenden Weltbevölkerung und steigenden Konsums, der in sich keine Grenze findet, die ökologischen (und sozialen) Probleme zu bewältigen. Beide können aber eine wichtige „Mittlerstellung“ (Huber 1994, S. 14) zwischen Suffizienz und Konsistenz einnehmen. Elemente einer neuen „Kreislaufwirtschaft“ werden an Bedeutung zunehmen, ihre vollständige Schließbarkeit aber ist nicht (für jeden Stoff) möglich, und die praktische Umsetzung einer sol-

---

[11] Es versteht sich von selbst, daß viele toxische Substanzen nicht oder nur in geringen Mengen freigesetzt werden dürfen, schon aus Rücksicht auf die Gesundheit der Menschen.

chen Wirtschaft dürfte weit weg von einem Optimum sein. Suffizienz, gepaart mit dem Streben nach Solidarität und Verteilungsgerechtigkeit, wird eine zentrale Bedeutung einnehmen müssen, sollen die beschworenen Risiken wirklich minimiert werden.

8. Wozu und wohin mit sustainable development?

Was haben wir mit der breiten Anerkennung von sustainable development als Leitbild gewonnen?

Sicherlich ist der Blick auf die Notwendigkeit gelenkt worden, in der heutigen Umbruchphase gerade im „Norden" über Werte und Ziele nachzudenken, über das, was wirklich wichtig ist. Wir werden daran erinnert, wie bedeutsam die Verknüpfung wirtschaftlich-sozialer und ökologischer Ziele ist, und daß die Funktionen (Leistungen) der Umwelt für die Menschen auch langfristig gesichert werden müssen. Dieses Leitbild in die Praxis einfließen zu lassen und den sich industrialisierenden Ländern zu vermitteln, wird eine drängende Aufgabe der nächsten Jahre sein. Nur Schwarzmalerei ist dabei unnötig, denn eine wachsende Zahl von Arbeiten und die Praxis zeigen, daß „Entwicklung" und Umweltschutz keine Gegensatzpaare sein müssen, sondern dann komplementär sind, wenn die politisch-ökonomischen Rahmenbedingungen auf die Integration beider Ziele ausgerichtet werden (World Bank 1992).[12] Jedoch droht traditionelles Wachstum auch künftig, wie in der Vergangenheit, die Erfolge der ressourcenschonenden Politik aufzuzehren (Jänicke u.a. 1992; Binswanger 1995). Deshalb wird ein neues Modell von Wohlstand und Wachstum notwendige Voraussetzung erfolgversprechender nachhaltiger Entwicklung (Binswanger 1995). Eine solche Trendumkehr, die sich „auch auf das Wirtschaftswachstum auswirk(t)", dürfte „kaum ohne Wohlstandsverluste zu realisieren sein", die allerdings „gering im Vergleich zu den langfristigen Umweltschäden (der heutigen Produktionsweise W.F.) sind" (ebda, S. 17).

Eine (nicht intendierte, aber bemerkenswerte) Implikation von sustainable development ist, daß angesichts der zuletzt genannten Aufgabenstellung die Diskussion um die Bewahrung fossiler Rohstoffe (Kohle, Öl, Gas) für künftige Nachfrager an Relevanz verliert. Denn das handlungsleitende Motiv für eine effizientere, möglichst reduzierte Nutzung fossiler Energien ist nicht die Sicherung im physischen Sinne knapper fossiler Ressourcen (denn für sicherlich zehn Dekaden sind sie keinesfalls knapp), sondern die Wahrung der Umwelt für uns und für künftige Menschen. Dieses Ziel verbietet eine „Ausschöpfung" der verfügbaren fossilen Ressourcen.

Nach fast 10 Jahren Diskussion über sustainable development kann sich heute niemand mehr (offen) den Überlegungen über Solidarität in Zeit und Raum sowie die Verzahnung von Um-

---

[12] Zweifellos wird es durch gravierende Veränderungen der Rahmenbedingungen auch „Verlierer" geben. Deshalb bedürfen solche Prozesse der politischen und sozialen Absicherung.

weltschutz und wirtschaftlich-sozialer „Entwicklung" entziehen. Alle gesellschaftlichen Gruppen und die Staaten müssen ihr Handeln entsprechend legitimieren, müssen sich der Hegemonie des Begriffs unterwerfen. Dadurch verändert sich das gesellschaftliche Diskussionsklima und mit ihm das „Kräfteverhältnis" zwischen den konkurrierenden Interessen, die eine Wahrung oder Änderung des Status Quo anstreben - eine nicht zu unterschätzende Funktion der Diskussion. Auch muß sich jeder Einzelne und müssen sich die Kollektive klarer dazu bekennen, welche Umweltziele sie anstreben, wieviel sie bereit sind zu zahlen und auf was sie bereit sind zu verzichten, um ein Lippenbekenntnis praktisch umzusetzen. Sustainable development verweist auf den normativen Kern von Politik und Handeln und bietet den Referenzrahmen, ihn zu thematisieren. Schließlich werden auch die großräumigen, ja die globalen Interdependenzen und die Folgen unseres (Nicht-) Handelns thematisiert, dringen die Möglichkeiten (und Hindernisse) der individueller Einflußnahme in das Bewußtsein.

Nicht zuletzt ist durch sustainable development auch deutlicher geworden, welche Rolle die Wissenschaft spielen muß und kann, worin ihre Beiträge zur Lösung von Problemen liegen. Kopfmüller (1994, S. 136f) hat ein Ziel-Maßnahmen-Schema für sustainable development entwickelt. Es kann sowohl als Leitschnur für die Konzeptionierung von politischem, gesellschaftlichem Handeln und Wissenschaft in den jeweiligen Problemfeldern dienen als auch als integrierender Ansatz. Ausgehend von der normativen Meta-Ebene (sustainable development) werden drei gesellschaftliche Oberziele definiert (Wohlstand, Gerechtigkeit, Sicherheit), aus der Unterziele erwachsen: Ökologische, soziale und ökonomische Entwicklung und Aufrechterhaltung der natürlichen Funktionen bzw. ein konstanter natürlicher Kapitalstock. Daraus werden (nun in den einzelnen Politikfeldern) operationale Ziele (Kriterien) und darauf bezogene Indikatoren und Strategien entwickelt, aus denen sich Maßnahmen ableiten. Die Instrumente der Politik, zu denen auch bewußtseinsbildende gezählt werden, zielen auf die effektive und effiziente Zielerreichung ab. Wissenschaft hat in diesem Schema mehrere Funktionen, die aber um so geringer werden, je mehr man sich der Meta-Ebene nähert. Sicherlich werden die Fachdisziplinen den Begriff sustainable development für sich mit Inhalten füllen müssen. Zugleich muß fächerübergreifend die Integration und gegebenenfalls die Korrektur der fachspezifischen Ausfüllungen auf der Grundlage umfassender Zukunftsentwürfe erarbeitet werden, damit Widerspruchsfreiheit (bzw. -armut) von Zielen gesichert ist.[13] Für die Erarbeitung dieser Entwürfe selbst jedoch hat die Wissenschaft keine originäre Kompetenz, denn sie tragen normativen Charakter. Das gilt besonders für die gesellschaftlichen Oberziele. Hier ist die politikberatende Funktion der Wissenschaft gefragt: „Nachhaltige Entwicklung ist ein Thema für die Wissen-

---

[13] Genau hier gibt der nicht weniger schillernde Modebegriff „Multidisziplinarität" seinen Einstand. Er ist die wissenschaftlich-organisatorische Kehrseite von sustainable development. Sicherlich ist es notwendig, komplexe Fragen durch mehrere Disziplinen möglichst koordiniert bearbeiten zu lassen. Aber Multidisziplinarität erscheint oft als „deus ex machina". Nicht selten aber fehlt es nicht primär an Wissen, sondern an politischer Handlungskompetenz und -bereitschaft zur Lösung von Problemen.

schaft, insofern das Thema nur auf Grundlage wissenschaftlich fundierter Kenntnis und wissenschaftsförmigen Diskurses gedeihlich bearbeitet werden kann." (Huber 1994, S. 1). Nachhaltige Entwicklung bleibt im Kern eine gesellschaftspolitische und eine Herausforderung für jeden Einzelnen, die nur im politisch-sozialen Prozeß ihre Lösung finden kann. Wissenschaft hat hier eine dienende Funktion. Sie läßt sich an der im Umweltgutachten 1994 (S. 16ff) dargelegten Leitbild-orientierten Entwicklung von Umweltindikatoren klarer ablesen. Aus den normativ-politischen Vorgaben müssen die Naturwissenschaften sie über mehrere Stufen Umweltqualitätsstandards herausarbeiten (Soll), die sie mit von ihr ermittelten Daten zum Zustand der Umwelt (Ist) konfrontiert. Eine Soll-Ist-Differenz verdeutlicht einen politischen Handlungsspielraum, der an die Politik zurückgemeldet wird. Im politisch-gesellschaftlichen „Diskurs" kann nun entscheiden werden, ob die Ziele geändert oder die technisch-ökononomischen und politisch-gesellschaftlichen Instrumente (im umfassenden Sinne) optimiert werden, um das gesteckte Ziel doch noch zu erreichen. Dann kommt Sozial-, Wirtschaftswissenschaften und der Technik die Aufgabe zu, nach den Gründen für die Abweichung zu suchen und effektive und effiziente Maßnahmen zur Korrektur vorzuschlagen bzw. umzusetzen.

9. Zusammenfassung

Der Begriff „sustainable development" (nachhaltige Entwicklung) reflektiert einerseits die krisenhaften Tendenzen globaler (und zunehmend auch raionaler bzw. lokaler) Interdependenzen[14] und bietet andererseits kategoriale Elemente zur Konzeptionierung von Lösungselementen an. Jedoch sind die Inhalte von „Nachhaltigkeit" und „Entwicklung" strittig und ihre Verbindung spannungsgeladen, da der eine Begriff statische Elemente und der andere dynamische enthält. Die breite Zustimmung zu sustainable development erklärt sich aus der Unbestimmtheit des spezifischen Inhaltes. Als wissenschaftliche, analytische Kategorie ist der Begriff wenig hilfreich. Jedoch bietet er Forschern einen Referenzpunkt, um ihre Arbeiten in der gesellschaftlichen Dimension und Bedeutung einzuordnen. Und den Sozialwissenschaften eröffnet seine breite Verwendung und die zahlreichen Definitionsversuche ein weites Feld der Forschung. Dabei rückt die Diskussion über den Begriff selbst in den Vordergrund, denn in Begriffen und ihrer Erarbeitung offenbaren politische und gesellschaftliche Systeme und die in ihnen agierenden Akteure ihren Charakter: Wie sehen - nationale sowie internationale - gesellschaftliche und politische Akteure die Entwicklungs-, Umweltkrise, und welche Lösungsmodelle entwickeln sie? Der wirkliche Nutzen der breiten Verwendung von sustainable development aber liegt in der Bewußtmachung globaler Verflechtungen, der Verdeutlichung einer Verantwortung der Menschen füreinander und gegenüber den künftig lebenden Menschen und damit in der Thematisierung des normativen Kerns von Politik und von Wissenschaft (als gesellschaftliche Auf-

[14] Vgl. den Beitrag von Schramm, der den Begriff des regionalen Umweltraumes für Wasser einführt.

gabe). Die immer facettenreicheren Diskussionen über nachhaltige Entwicklung dürfen deshalb nicht den Kern des Gedankens der raum- und zeitumspannenden Solidarität verschütten: „Wir Menschen mögen nur bestehen, wenn einer dem anderen die Hand reicht."

Literatur

Amelung, T., Sustainable Development, in: Zeitschrift für Umweltpolitik 4/1992, S. 415-431.

Barde, J.-P./Opschoor, J.B., From Stick to Carrot in the Environment, in: OECD Observer No. 196, February/March 1994, S. 23-27.

Bartmann, H., Wachstum und Umwelt. In: Jahrbuch für die Sozialwissenschaften, 45, 2/1995, S. 171-184.

Binswanger, M., Sustainable Development: Utopien einer wachsenden Wirtschaft?, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), 1/1995, S. 1-19.

Brock, L., Die Dritte Welt in ihrem fünften Jahrzehnt, in: Aus Politik und Zeitgeschichte, B 50/1992, 4.12.93, S. 13-23.

Charles, A.T., Towards sustainability: the fishery experience, in: Ecological Economics, 11, 3/1994, S. 201-211.

Club of Rome, Die globale Revolution. Spiegel Spezial 2/1991.

Conclusions of Helsinki Forest Meeting, in: Environmentals Policy and Law, 23, 5/1993, S. 231-235.

van Dieren, W. (Hg.), Mit der Natur rechnen. Der neue Club of Rome Bericht. Basel usw. 1995.

Diekmann, A./Preisendörfer P., Persönliches Umweltverhalten: Diskrepanzen zwischen Anspruch und Wirklichkeit, in: Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie (KZfSS), 44, 2/1992, S. 226-251.

Dies.: Zur Anwendung der Theorie rationalen Handelns, in KZfSS 45, 1/1993, S. 125-134.

Dilworth, C., Two Perspectives on Sustainable Development, in: Population and Environment, 15, 6/1994, S. 441-467.

Dunlap, R.E., International Attitudes towards Environment and Development. In: Green Globe Yearbook 1994, Eds. H.O. Bergensen/G. Parmann,. Oxford 1994, S. 115-126.

Enquete- Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hg.), Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Bonn 1995.

European Forests. Interim Report on the Follow-Up of the Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16-17. June 1993 in Helsinki. Helsinki1995 (Ministry of Agriculture, Helsinki, Finnland).

Fischer, W., Die Zerstörung der Umwelt als Herausforderung für die Internationale Politik. In: Die Internationale Politik 1991/1992. München 1994, S. 179-188.

Ders., Der Schutz der Meere in der internationalen Politik. Forschungszentrum Jülich, Monographien Bd. 12. Jülich 1995.

Fleischer, T./Kopfmüller, J., Reduktion der Treibhausgasemissionen trotz Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum - Realistische Vorstellung oder Illusion?, in: KfK-Nachrichten, 26, 2/1994, S. 76-89.

Goodland, R. u.a. (Hg.), Nach dem Brundtland-Bericht: Umweltverträgliche Wirtschaftliche Entwicklung. Bonn 1992. Deutsches MAB Nationalkomitee.

Häfele, W., Studienleitung, Energiesysteme im Übergang - Unter den Bedingungen der Zukunft.

Landsberg/Lech 1990.

Harborth, H.-J., Dauerhafte Entwicklung statt Selbstzerstörung. Berlin 1991.

Hein, W. (Hg.), Umweltorientierte Entwicklungspolitik. Hamburg 1991.

Huber, J., Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg . Der Hallesche Graureiher 94-6. Halle 1994.

Ders., Nachhaltige Entwicklung. Strategien für eine ökologische und soziale Erdpolitik. berlin 1995.

Jax, K., Das ökologische Babylon, in: Bild der Wissenschaft 9/1994, S. 92-95.

Jänicke, M. u.a., Umweltentlastung durch Strukturwandel? Eine explorative Studie über 32 Industrieländer (1970 bis 1990). Berlin 1992.

Klemmer, P., Die wirtschaftliche und gesellschaftspolitische Persepktive. In: Voss (Hg.) 1994, S. 57.

Kopfmüller, J., Das Leitbild einer global zukunftsfähigen Entwicklung („Sustainable Development"). Kernforschungsanlage Karlsruhe, AFAS, Arbeitsbericht 10/1994. Karlsruhe 1994.

Leggett, J. (Hg.), Global Warming. Die Wärmekatastrophe und wie wir sie verhindern können. Der Greenpeace Report. München/Zürich 1990.

Lüdemann, C., Diskrepanz zwischen theoretischem Anspruch und forschungspraktischer Wirklichkeit, in: KZfSS, 45, 1/1993, S. 116-124.

MacNeill, J. u.a., Beyond Interdependence. The Meshing of the World Economy and the Earth´s Ecology. New York/Oxford 1991.

Maier, B., Die Erfüllung der Umweltschutzbelange im Betrieb wird beachtet, in: Blick durch die Wirtschaft von 16.12.1994.

Menzel, U., Das Ende der Dritten Welt und das Scheitern der großen Theorien. Frankfurt/M 1992.

Meyer, B./Wellmann, Ch., Umweltzerstörung, Kriegsfolge und Kriegsursache. Frankfurt/M 1992.

Müller, M./Hennicke, P., Die Klimakatastrophe. Bonn 1990.

Oberthür, S., Politik im Treibhaus. Berlin 1993.

Pearce, D.W./Markandya, A./Berbier, E., Blueprint for a Green Economy. London 1989.

Renn, O., Ein regionales Konzept für qualitatives Wachstum. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Würtenberg, Nr. 3/März 1994. Stuttgart 1994.

Ring, I., Marktwirtschaftliche Umqweltpolitik aus ökologischer Sicht. Stuttgart/Leipzig 1994.

Round Table on Population, Environment and Sustainable Development. Summary report and Recommendations to the Secretariat of the International Conference on Population and Development. International Academy of the Environment. Geneva, March 1994.

Sachs, W. Global Ecology and the Shadow of 'Development'. In: Ders. (Ed.), Global Ecology. A New Arena of Political Conflict. London/New Jersey/Halifax 1993, S. 3-21.

Ders. (Hg.), Wie im Westen so auf Erden. Reinbek 1993 = Sachs 1993 a.

Schmidheiny, S., Kurswechsel. Globale unternehmerische Perspektiven für Entwicklung und Umwelt. München 1992.

Schmid, J. (Hg.), Bevölkerung - Umwelt - Entwicklung. Opladen 1994.

Schmid-Bleek, F., Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin usw. 1994.

Schneidewind, U., Mit COSY (Company Oriented Sustaibability) Unternehmen zur Nachhaltigkeit führen. Institut für Wirtschaft und Ökologie an der Hochschule St. Gallen, IWÖ-Diskussionsbeitrag No. 15. St. Gallen 1994.

Spaargaren, G./Mol, A., Sociology, Environment, and Modernity: Ecological Modernization as a Theory of Social Change, in: Society and Natural resources, 5, 4/1992, S. 323-344.

Thomas, C., The Environment in International Relations. London 1992.

UBA, Umweltbundesamt, Jahresbericht 1994. Berlin 1995.

Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart 1994.

UNCED, The Earth Summit. Introduction and Commentary by S. P. Johnson. London 1993; deutsche Textausgabe: Bundesumweltministerium. (Hg.), Umweltpolitik: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. - Dokumente -, Agenda 21. Bonn (o.J), BMU

Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtlandbericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven 1987.

Voss, G. (Hg.), Sustainable Development. Leitziel auf dem Weg in das 21. Jahrhundert. Köln 1994.

Weizsäcker, E.U., Erdpolitik. Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. Darmstadt 1991.

World Bank, World development Report 1992. Development and the Environment. Oxford usw. 1992.

World Resources 1994-95, World Resources Institute. New York/Oxford 1994.

Wright, M., Death by a Thousand Cuts, in: New Scientist, 11 February 1995, S. 36-40.

Zukunftsfähiges Deutschland, Basel 1995

Wasserkreislauf und Wasserverfügbarkeit

- Global und in der Bundesrepublik -

Dr. Frank Wendland und Dr. Ralf Kunkel

Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung
Forschungszentrum Jülich

---

1. Einleitung

Die in einem Land bzw. in einer Region verfügbare Wassermenge ist die Grundlage für jede menschliche Gesellschaftsform. Industrie, Trinkwasserversorgung, Energiewirtschaft und vor allem die für die Ernährung der Bevölkerung wichtige Landwirtschaft hängen von einem ausreichenden Wasserdargebot ab.

Wasser wird in der Natur in großen Mengen zwischen Atmosphäre, Hydrosphäre, Lithosphäre und Biosphäre hin und her transportiert. Das Verständnis der zugrunde liegenden Vorgänge sowie der hiermit in Zusammenhang stehenden globalen und regionalen Verteilung des Wassers ist eine unverzichtbare Voraussetzung um die Ressource „Wasser" unter dem Leitbild der nachhaltigen Nutzung zu untersuchen. Der natürliche Wasserkreislauf setzt den Rahmen für die vom Menschen langfristig nutzbare Wassermenge einer Region und muß die Grundlage für die Ausarbeitung lokalen, regionalen und grenzüberschreitenden Wassermanagementkonzepten sein.

2. Grundeigenschaften des Wassers

Wasser ist eine chemische Verbindung aus zwei Atomen Wasserstoff und einem Atom Sauerstoff (siehe Abb. 1). Der Zusammenhalt eines Wassermoleküls erfolgt durch die aus einem gemeinsamen Elektronenpaar bestehende kovalente Bindung. Da das Elektronenpaar jedoch zu den Wasserstoffatomkernen und dem Sauerstoffatomkern asymmetrisch angeordnet ist haben die Wasserstoffatome und das Sauerstoffatom positive bzw. negative Rest-Partialladungen. Die einzelnen Wassermoleküle haben damit einen ausgesprochenen Dipolcharakter, was dazu führt,

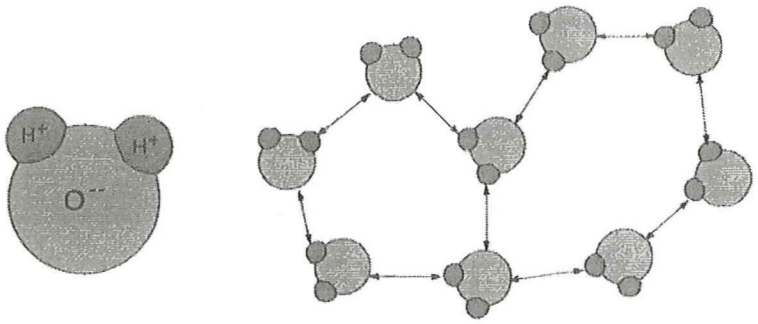


Abb. 1: Bindung von Wassermolekülen (in Anlehnung an Dingmann (1984)

daß der negative Pol eines Wassermoleküls den positiven Pol eines anderen Wassermoleküls anzieht. Diese elektrostatische Bindung wird als Wasserstoffbrückenbindung bezeichnet.

Auf dem Dipolcharakter beruhen eine Reihe von Eigenschaften des Wassers, von denen einige zum Verständnis von Vorgängen in der Natur wichtig sind.

Die Wasserstoffbrückenbindung führt dazu, daß Wassermoleküle sich zu großen Verbänden zusammenlagern und erzeugt einen starken Zusammenhalt der Moleküle. Dieser ist dafür verantwortlich, daß sich das Wasser durch sogenannte Kapillarkräfte in Richtung auf geringere Wassergehalte zubewegen kann. Hierauf beruht z.B. die Bewegung des Wassers im Boden zu den Pflanzenwurzeln hin. In Feuchtgebieten kann auf diese Weise sogar Grundwasser entgegen der Schwerkraft zur Bodenoberfläche zurücktransportiert werden.

Aufgrund der Dipoleigenschaften der Wassermoleküle und der damit in Zusammenhang stehenden hohen Dielektrizitätskonstante ist Wasser für viele organische und anorganische Substanzen ein Lösungsmittel. Es kommt daher in der Natur nicht in chemisch reiner Form vor. In besonderer Weise werden Substanzen gelöst, die durch Ionenbindung zusammengehalten werden (Salze). Wichtige Wasserinhaltsstoffe sind Natrium, Kalium, Kalzium, Magnesium, Eisen, Chlor, Schwefel etc. Bis zu einem Salzgehalt von ca. 5 g Lösungsinhalt pro Liter spricht man von Süßwasser. Heil- oder Mineralwässer sind gekennzeichnet durch einem Lösungsinhalt von ca. 1 g pro Liter Wasser. Im Vergleich dazu enthält das Meerwasser des Atlantik ca. 35 g Lösungsinhalt pro Liter.

Wasser besitzt eine hohe Wärmespeicherkapazität. So vermag bei gleicher Temperatur ein gegebenes Volumen Wasser fünf mal so viel Wärme zu speichern wie eine entsprechende Menge festen Gesteins. Im Golfstrom wird beispielsweise viel Energie aus dem Golf von Mexiko in Richtung auf Nordwesteuropa transportiert, die nur langsam wieder in die Atmosphäre abgegeben wird. Als Folge werden warme Luftmassen mitgeführt, die unser mildes Klima in Nordwesteuropa entscheidend prägen.

Wasser tritt auf der Erde in allen drei Aggregatzuständen auf, d.h. in fester, flüssiger und gasförmiger Form. Seine größte Dichte hat das Wasser bei 4° C. Bei höheren und tieferen Tempe-

raturen nimmt das Volumen dementsprechend zu. Bei steigenden Temperaturen lösen sich vermehrt einzelne Wassermoleküle aus ihrem Verband und entweichen durch die Flüssigkeitsoberfläche nach außen, d.h. in der Regel in die Atmosphäre. Man spricht dann von Verdunstung. Die erforderliche Energie zur Überwindung der Oberflächenspannung des Wassers stammt von der Sonnenstrahlung. Bei Unterschreitung des Schmelzpunktes bei 0° C kommt es zu einer Umstrukturierung des Molekülverbandes; es bilden sich hexagonale Eiskristalle. Dieser Vorgang geht mit einer Volumenzunahme von 9 % einher und ist wichtig für die natürliche mechanische Zerkleinerung von Gesteinen infolge der Sprengkraft des frierenden Wassers in Gesteinsspalten, vorzugsweise in Gebirgsregionen. Auf diese Weise bereitet der Phasenwechsel des Wassers (flüssig-fest-flüssig) das Ausgangsmaterial zur Bildung von Sedimentgesteinen vor und spielt darüber hinaus eine wesentliche Rolle bei der Gestaltung der Reliefformen der Erde.

Neben diesen physikalischen und chemischen Eigenschaften ist das Wasser das wichtigste Nahrungsmittel für Menschen, Tiere und Pflanzen. Dies zeigt sich unter anderem darin, daß in dem wasserreichen Äquatorialgürtel die größte Artenvielfalt auf der Erde vertreten ist. Für viele Organismen ist das Wasser sogar Lebensraum. So ist die in den Ozeanen der Erde lebende Biomasse größer als die auf dem Festland. Die meisten Organismen bestehen zu ca. 70-80 % aus Wasser. Geht dem Menschen ein Fünftel davon verloren, so stirbt er. Wir sind zwar durchaus in der Lage ein bis zwei Wochen ohne feste Nahrung auszukommen, aber nur wenige Tage ohne Wasser.

3. Wasserkreislauf

Der ständige Austausch des Wassers zwischen Meer, Luft und Land in gasförmiger, fester oder flüssiger Form vollzieht sich im Wasserkreislauf (siehe Abb. 2). Das Gesamtvolumen des Wassers auf der Erde wird dabei nicht verändert, d.h. unserem Planeten geht kein Wasser verloren, es kommt aber auch kein neues Wasser hinzu. Das Wasser der Erde ist also ein Rohstoff, der nicht aufgebraucht werden kann. Der natürliche Wasserkreislauf ist damit eine Folge von Transport und Speicherprozessen in einem geschlossenen System.

Durch Verdunstungsprozesse tritt ständig Wasserdampf in die Atmosphäre über und wird dort als Luftfeuchte für einen bestimmten Zeitraum gespeichert. Durch atmosphärische Zirkulation wird der Wasserdampf transportiert und gelangt schließlich nach Überschreiten eines gegebenen Sättigungswertes der Luft als fester oder flüssiger Niederschlag zur Erdoberfläche zurück. Auf dem Festland wird ein Teil des Niederschlagswassers verdunstet, ein anderer Teil fließt ab. Die Verdunstung kann entweder direkt von freien Wasseroberflächen bzw. vom Erdboden und von Vegetationsoberflächen (Evaporation) erfolgen oder findet über die Blattoberfläche von Pflanzen (Transpiration) statt. In diesem Fall ist zuvor das Niederschlagswasser in den Boden infiltriert. Wenn die Wasserspeicherkapazität eines bewachsenen oder unbewachsenen Bodens überschritten wird, kommt es zu einer vertikalen Verlagerung des überschüssigen Bodenwas-

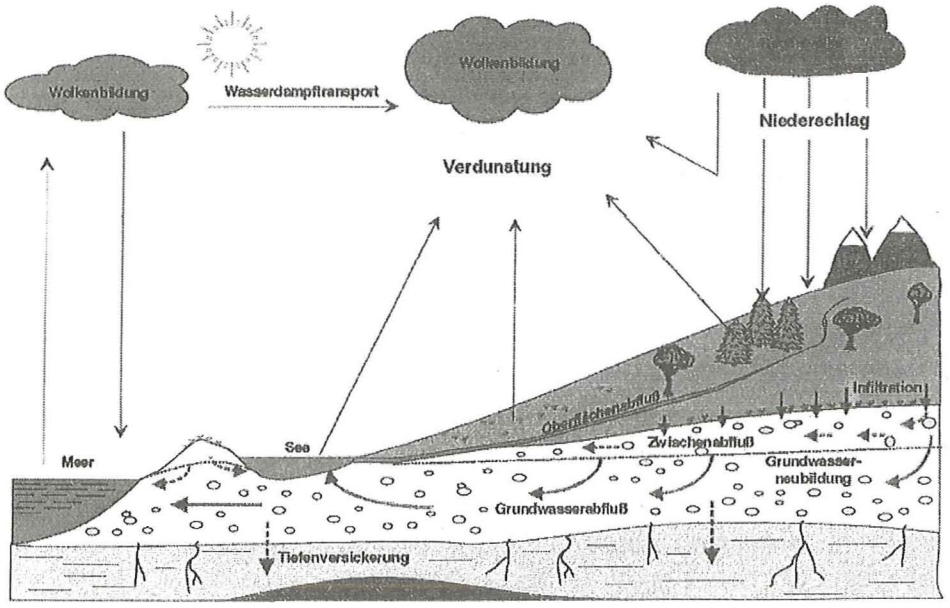


Abb. 2: Schematische Darstellung des Wasserkreislaufs

sers (Sickerwasser) in die Tiefe. Das Sickerwasser füllt als Grundwasserneubildung die Grundwasserspeicher auf. Das Grundwasser fließt als sogenannter unterirdischer Abfluß Oberflächengewässern zu und wird über diese zum Meer zurücktransportiert. In festem Zustand wird Wasser als Eis und Schnee gespeichert, vor allem in Polarregionen und im Hochgebirge. Durch Eisbewegungen, wie Gletscherfluß und Lawinen können auch diese Wassermassen transportiert und durch die Schmelzvorgänge wieder in den Wasserkreislauf zurückgeführt werden. Die Verweildauer des Wassers in den verschiedenen Wasserspeichern ist jedoch sehr unterschiedlich (siehe Abb. 3).

Die im Boden- und Polareis festgelegten Wassermassen sind dem Wasserkreislauf rund 10000 Jahre entzogen. Dieser Zeitraum entspricht ungefähr der Zeitspanne von der letzten Eiszeit bis zur Gegenwart. Die erforderliche Zeit zum Austausch aller Wassermoleküle der Weltmeere beträgt 3150 Jahre.

Geringere durchschnittliche Verweildauern ergeben sich für die auf Landoberflächen in Flüssen, Seen und Mooren sowie als Bodenfeuchte gespeicherten Süßwasservorräte. Die Verweildauer des Grundwassers in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten (Aquifere), worunter man die Zeitspanne versteht, die sich das Grundwasser von der Einsickerung in einem Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer befindet, beträgt für aktive oberflächennahe Grundwasservorkommen bis zu einer Tiefe von ca. 100 m ungefähr 300 Jahre und für inaktive, tiefere Grundwasservorkommen rechnerisch ca. 1400 Jahre.

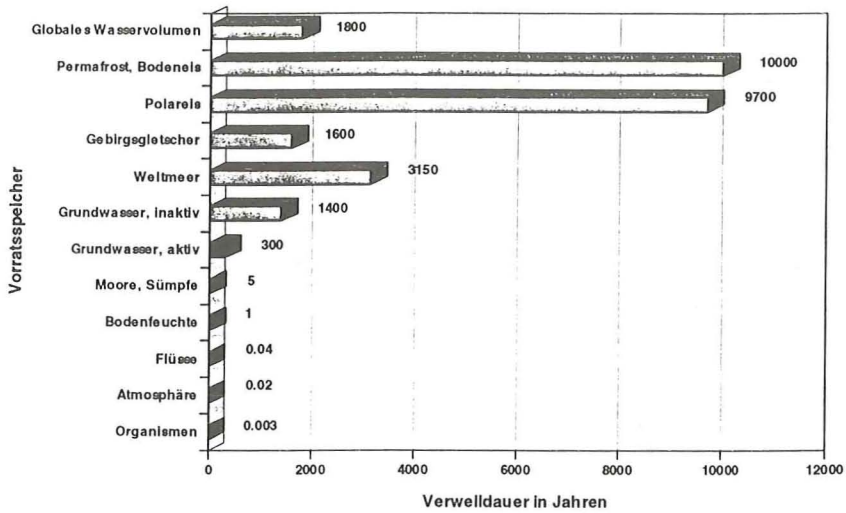


Abb. 3: Anhaltswerte für die Verweildauer des Wassers in den Vorratsspeichern der Hydrosphäre (nach Korzun 1978)

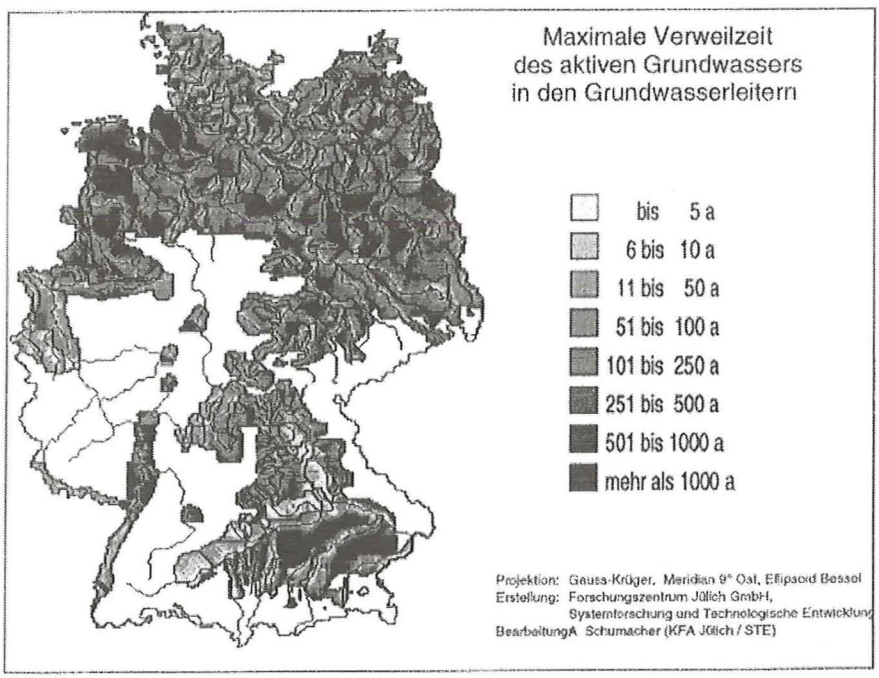


Abb. 4: Maximale Verweilzeit des aktiven Grundwassers in den Grundwasserleitern (nach Wendland et al. 1993)

Betrachtet man die Anhaltswerte der Verweilzeit des aktiven Grundwassers in den oberflächennahen Grundwasservorkommen für die Bundesrepublik Deutschland (siehe Abb. 4), so zeigt sich nach Modellrechnungen von Wendland et al. (1993) je nach Region in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Gegebenheiten ein sehr viel differenzierteres Bild.

So betragen z.B. die Verweilzeiten in der Schwäbisch-Fränkischen Alp häufig weniger als ein Jahr während im Norddeutschen Flachland dagegen die Verweilzeit 1000 Jahre und mehr betragen können. Diese Zeiträume sind für die jeweiligen Regionen wichtig zur Prognose der langfristigen Reaktion der Grundwassersysteme auf anthropogene Verschmutzungen, z.B. durch Nitrateinträge. Genauso stellen die Verweilzeiten aber auch Anhaltswerte für die Zeitspanne dar, mit der zu rechnen ist, bis Maßnahmen zur Sanierung von verschmutzten Grundwasservorkommen zu einer durchgreifenden Verbesserung der Grundwasserqualität führen können.

4. Wasservorräte

71 % der Erdoberfläche sind von Wasser bedeckt. Das Gesamtvolumen des in den Vorratspeichern der Erde befindlichen Wassers wird mit ca. 1,4 Milliarden Kubikkilometer veranschlagt. Wie aus Abbildung 5 hervorgeht, sind jedoch mehr als 97 % hiervon für den Menschen ungenießbares Meerwasser. Das gesamte Süßwasserdargebot der Erde beträgt „nur" ca. 38 Millionen Kubikkilometer. Das entspricht aber immerhin $38 \cdot 10^{18}$ Litern, einer unvorstellbar großen Menge.

Die Süßwasservorräte sind für die Wasserversorgung des Menschen besonders wichtig, jedoch

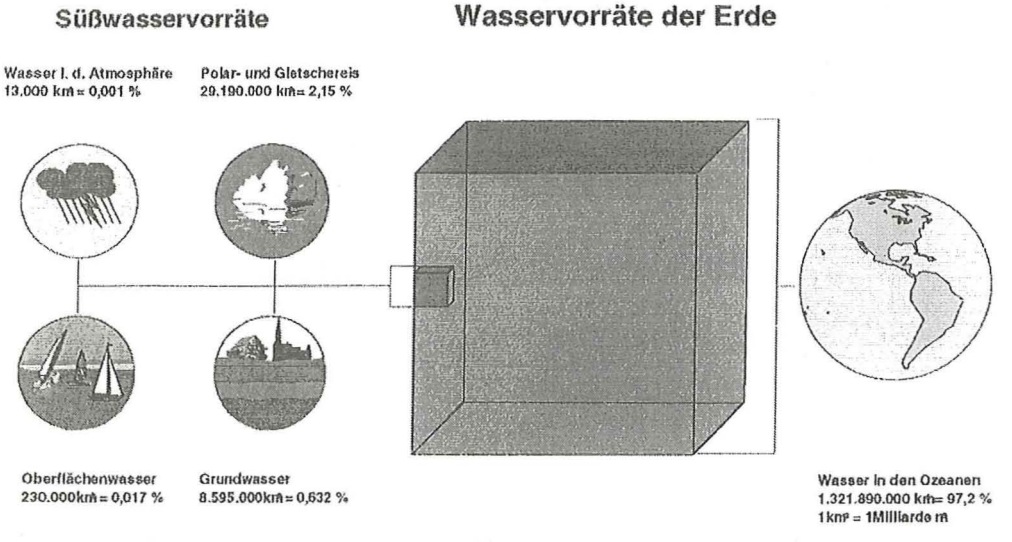


Abb. 5: Wasservorräte der Erde (BGW, 1991)

ist die Hauptmasse des Süßwassers als Eis im Mittel langfristig (siehe Abb. 3) in den Polarregionen gebunden. Mit fast 30 Millionen Kubikkilometern umfaßt das gefrorene Wasser nahezu 70 % der gesamten Süßwasservorräte. Viel wichtiger für den Menschen sind die im Grundwasser sowie in den Oberflächengewässern befindlichen Wassermengen.

Das in den Grundwasserleitern gespeicherte Süßwasservolumen beträgt ca. 9 Milliarden Kubikkilometer. Davon sind für den Menschen jedoch nur die Mengen leicht verfügbar, der oberhalb einer Tiefe von ca. 100 m gespeichert sind (rund 3,5 Mrd. km^3).

Die in der Atmosphäre gespeicherten Wassermassen umfassen ca. 13000 km^3. Entsprechend der in Abb. 3 angegebenen mittleren Verweilzeit eines Wassermoleküls in der Luft von neuen Tagen wird das Wasser der Atmosphäre damit im Verlauf eines Jahres 40 mal ausgetauscht.

Dementsprechend schnell werden luftgetragene Schadstoffe, z.B. Schwefeldioxid und Stickoxide über die Erde verteilt (siehe Kap. 8). Ein vergleichsweise geringes Wasservolumen ist mit etwas mehr als 1000 km^3 in der Biosphäre gespeichert.

Dennoch nehmen Organismen intensiv am Wasserkreislauf teil. So wird geschätzt, daß Pflanzen durch die Transpiration mit ca. 12 % der gesamten an der Erdoberfläche verdunstenden Wassermenge beitragen.

5. Wasserbilanz der Erde

5.1. Grundgleichung

Die zahlenmäßige Verknüpfung einzelner Volumina des Wasserkreislaufs erfolgt über die Wasserbilanzgleichung. Die Wasserbilanz kennzeichnet die Massenerhaltung des Wassers bei seiner Zirkulation im Wasserkreislauf, und zwar unabhängig von der Größe des betrachteten Raumes und der betrachteten Zeitskala:

$$\text{Niederschlag (N)} = \text{Verdunstung (V)} + \text{Abfluß (A)} \; (\pm \text{ Speicheränderung } (\Delta S))$$

Die Wasserbilanzgleichung besagt, daß das einer Region über den Niederschlag zugeführte Wasservolumen gleich der Summe ist, die im gleichen Zeitraum entweder durch Verdunstung und Abfluß abgeführt wird. Alle anderen Wasservolumina werden durch die Speicheränderung (ΔS) berücksichtigt (siehe auch Abb. 3). In längeren Zeiträumen gleichen sich in naturbelassenen Regionen Vorratsspeicheränderungen, d.h. die Vergrößerung bzw. der Aufbrauch des ober- und unterirdischen Wasservorrats eines Gebietes aus, so daß dieses Bilanzglied bei einer globalen Betrachtung vernachlässigt werden kann. Der regionalen Vorratsspeicherung kommt jedoch große Bedeutung bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen zu (siehe Kap. 6).

Wie aus Abb. 6 hervorgeht, werden pro Jahr von den Meeresoberflächen (ca. 360 Millionen

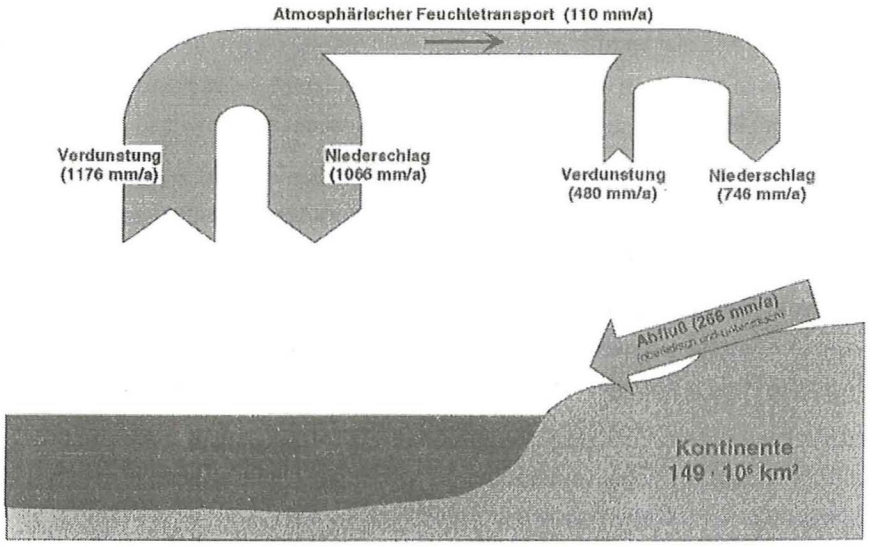


Abb. 6: Wasserumsatz über Land und Meer (nach Liebscher, 1990)

Quadratkilometer) rund 1200 mm/a verdunstet, was einem Gesamtvolumen von ca. 425000 km^3 pro Jahr entspricht.

Mehr als 90 % dieses Wassers kehrt als Niederschlag direkt wieder auf die Meeresoberflächen zurück. Die verbleibenden 10 % werden in der Luft bis über Landflächen transportiert, bevor sie zu festen oder flüssigen Niederschlägen werden. Global betrachtet ist auf den Landflächen der Niederschlag gegenüber der Verdunstung erhöht. Das überschüssige Niederschlagswasser bildet den unterirdischen und oberirdischen Abfluß (266 mm/a) zu den Meeren, und gleicht die Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung aus.

5.2. Niederschlag

Niederschläge entstehen allgemein dann, wenn Luftmassen mit einem gegebenen Wasserdampfgehalt Änderungen in Luftdruck und Temperatur erfahren, die dazu führen, daß der Sättigungspunkt der Luft erreicht wird. Häufig ist dies der Fall, wenn feuchte, warme Luftmassen aufsteigen und in Kaltluftregionen eindringen. Kalte Luft hat ein geringeres Aufnahmevermögen für Wasserdampf, was dazu führt, daß der überschüssige Wasserdampf kondensiert; es kommt zur Niederschlagsbildung.

Abbildung 7 zeigt die mittlere langjährige Verteilung des Niederschlags auf den Landflächen der Erde. Je nach Region treten Niederschläge zwischen weniger als 10 mm/a und mehr als 10000 mm/a auf. Die globale Niederschlagsverteilung ist mit der geographischen Breite und der Lufttemperatur korreliert. In den kalten polaren Regionen fällt aufgrund der geringen Wasseraufnahmekapazität der Luft nur eine geringe Niederschlagsmenge (weniger als 200 mm/a) an. In tropischen, äquatornahen Regionen dagegen ist der für die Niederschlagsbildung verfüg-

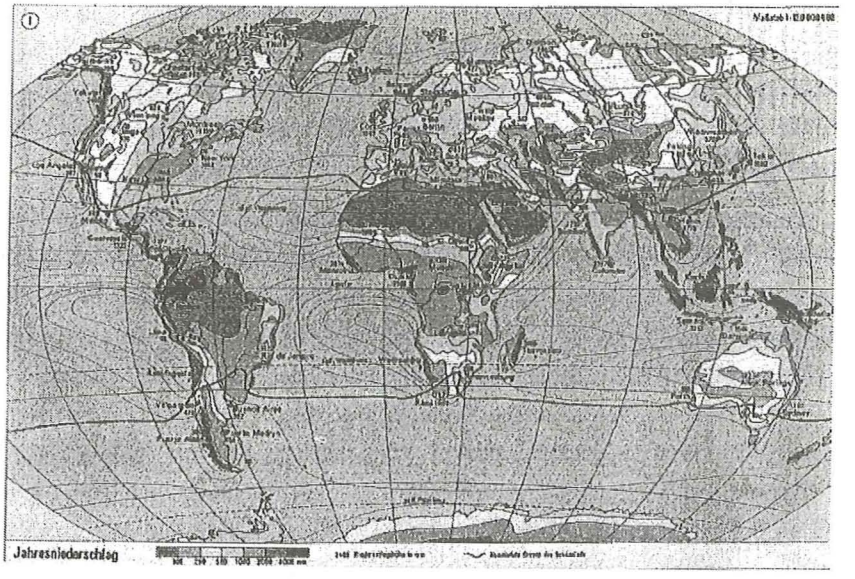


Abb. 7: Mittlere langjährige Verteilung des Niederschlags auf den Landflächen der Erde (Schulze, 1982)

bare Wasserdampfgehalt der Luft sehr viel größer. Dort sind Spitzenwerte von 13000 mm/a keine Seltenheit, z.B. an den Berghängen in Hawaii, auf Sumatra oder im indischen Monsun in Bengalen. Neben der geographischen Breite haben auch die atmosphärischen und ozeanischen Zirkulationssysteme sowie die Orographie und die Entfernung der Landflächen von der Küste Einfluß auf die Niederschlagsverteilung. So sind die nordafrikanischen Wüsten beispielsweise dadurch entstanden, daß sie in einem Passatwindgürtel liegen, der, aufgrund einer niederschlagsreichen äquatorialen Konvergenzzone und Westwindzone, niederschlagsarm ist. Die Küstenwüsten vor der südamerikanischen und süfafrikanischen Wüste sind dagegen auf kalte Meeresströmungen zurückzuführen und den dadurch bedingten geringeren Feuchtigkeitsgehalt der Luft.

Insgesamt sind nur 40 % der Kontinentalflächen der Erde ausreichend genug mit Niederschlägen versorgt um Landwirtschaft ohne künstliche Bewässerung zu betreiben. In diesen Regionen der Erde leben aber ca. 95 % der Weltbevölkerung. Dies verdeutlicht, inwieweit ein ausreichendes Niederschlagsdargebot die Voraussetzung für jede Form des menschlichen Zusammenlebens darstellt (siehe hierzu auch Kap. 6).

Die Bundesrepublik ist ein niederschlagsreiches Land. Betrachtet man die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Niederschlagshöhe in der Bundesrepublik (Abb. 8) etwas genauer, so fällt jedoch auf, daß selbst auf dieser relativ kleinen Fläche die Niederschlagsmengen sehr uneinheitlich verteilt sind. Infolge der überwiegend von Südwest bis Nordwest einfließenden Meeresluft liegen die Niederschläge im Küstenbereich mit 700-800 mm höher als in den östli-

chen Teilen des Norddeutschen Flachlandes. Dort machen sich kontinentale Einflüsse stärker bemerkbar, besonders in den östlichen Bundesländern, zum Beispiel in Vorpommern. In den Mittelgebirgslagen treten auf den Westseiten durch das Ansteigen der Luftmassen hohe Niederschläge auf. Auf den Ostseiten der Mittelgebirge dagegen ist aufgrund der Absinktendenzen der Luftmassen generell ein geringeres Niederschlagsniveau zu beobachten.

Auf diese Weise erklären sich beispielsweise Niederschlagshöhen von weniger als 500 mm/a westlich des Rheins im nördlichen Oberrheingraben. Besonders deutlich wird dieser Effekt im Windschatten des Harzes und des Thüringer Waldes. Mit Niederschlagshöhen unter 450 mm/a liegt im Großraum Magdeburg-Halle-Erfurt die niederschlagsärmste Region der Bundesrepublik. Im Süden machen sich die Alpen als Luftstauer bemerkbar. Dieses wirkt sich nach Norden bis in Höhe der Donau aus und ist verantwortlich für die relativ hohen Jahresniederschläge im Alpenvorland. Mit Niederschlagshöhen über 1800 mm/a liegt dort die niederschlagsreichste Region der Bundesrepublik. Schlüsselt man die Niederschlagsverteilung nach Altbundesländern (ABL) und nach Neubundesländern (NBL) getrennt auf, so ergeben sich für die meisten Regionen der ABL Werte zwischen 700 und 800 mm/a und für die NBL Werte zwischen 500 und 600 mm/a. Die neuen Bundesländer haben damit ein deutlich geringeres Niederschlagsdargebot als die alten Bundesländer.

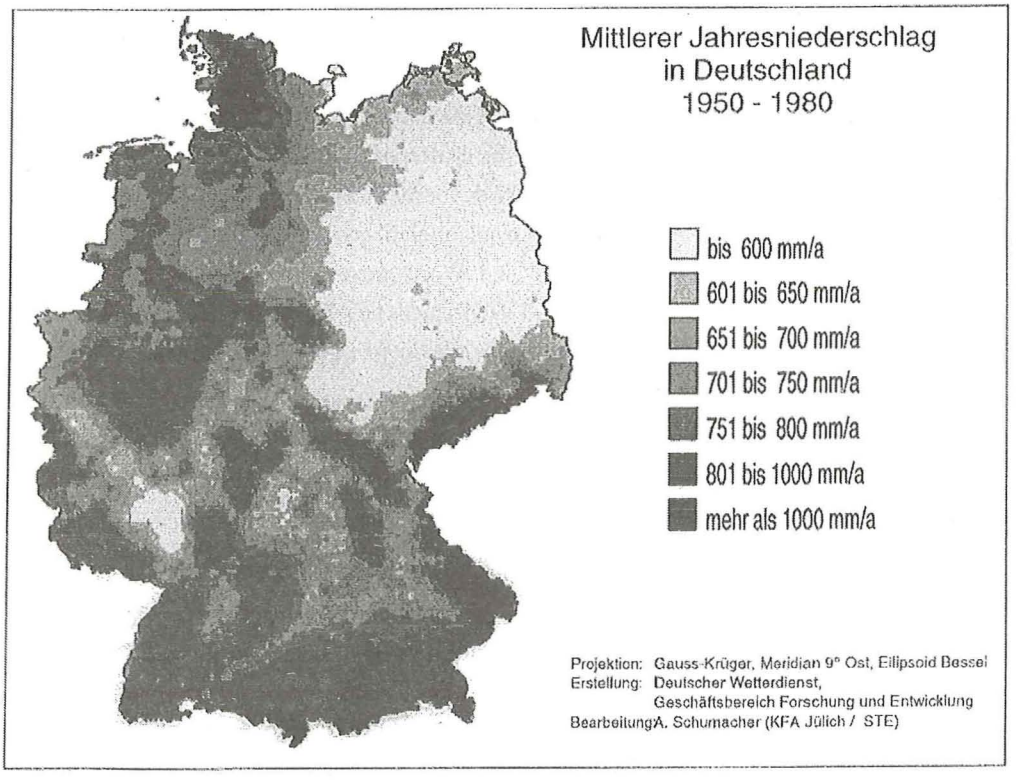


Abb. 8: Mittlerer Jahresniederschlag in Deutschland 1950-1980

5.3. Verdunstung

Im Gegensatz zur Niederschlagshöhe kann die Verdunstungshöhe nicht direkt gemessen werden. Sie muß über zum Teil sehr aufwendige Berechnungsverfahren ermittelt werden, auf welche an dieser Stelle nicht eingegangen werden soll. Als Maximalwerte können in den Tropen Verdunstungshöhen von bis zu 1600 mm/a auftreten. Dies entspricht mehr als dem doppelten Wasservolumen, welches im langjährigen Mittel in Deutschland als Niederschlag fällt.

Die in der Bundesrepublik üblichen Verdunstungswerte liegen je nach Standort zwischen ca. 350 mm/a und ca. 550 mm/a. Die Verdunstungsmenge ist in der Vegetationszeit (Mai - Oktober) bedeutend höher als im Winterhalbjahr. Die Höhe der Verdunstung ist darüber hinaus von einer Reihe von Standortfaktoren abhängig, von denen die wichtigsten die Niederschlagshöhe, die Temperatur, die Bodenart und die Vegetation darstellen. In Feldversuchen wurde festgestellt, daß bei gleichem Niederschlags- und Temperaturniveau die niedrigsten Verdunstungswerte auf unbewachsenen Sandböden auftreten und die höchsten Verdunstungswerte auf waldbestandenen Lehmböden sowie auf grundwassernahen Böden.

Eine überschlägige Bilanzierung zeigt, daß diese Menge ca. 50 % der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge in den alten Bundesländern und ca. 75 % der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge in den neuen Bundesländern entspricht.

5.4. Abfluß

Unter dem Abfluß wird der Transport des Wassers auf bzw. unter den Landflächen verstanden (siehe Abb. 2). Der sogenannte Oberflächenabfluß findet überwiegend in Vorflutersystemen statt. Das Grundwasser strömt unterirdisch diesen Vorflutern (Fluß, See, Meer) zu oder tritt über Quellen wieder zutage.

Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Niederschläge auf die Landflächen der Erde kommt es zu sehr unterschiedlichen Abflußvolumina. Tabelle 1 zeigt einige wichtige Ströme der Erde mit Anhaltswerten über Länge, Einzugsgebietsgröße und Abflußvolumina.

Die höchsten Abflußwerte treten in tropischen Regionen auf. Alleine der Amazonas entwässert mit seinem Einzugsgebiet von annähernd 7 Mio. km^2 Größe 16 % des gesamten Abflusses zum Weltmeer. Weite Teile der Kontinente dagegen sind als ausgesprochen abflußarm zu bezeichnen. So entwässert beispielsweise der Nil ein Einzugsgebiet von annähernd 3 Millionen km^2, was ungefähr einem Drittel der Landfläche Europas entspricht. Die über den Nil abgeführte Wassermenge liegt aber mit ca. 90 km^3/a in der gleichen Größenordnung, wie die über den Rhein abgeführte Wassermenge (70 km^3/a). Dessen Einzugsgebiet ist mit ca. 165000 km^2 jedoch 18 mal kleiner als das des Nils.

Die regionale Verteilung der Abflußhöhen in der Bundesrepublik Deutschland ist, der Verteilung der Niederschlagshöhen und der Verdunstung entsprechend, sehr uneinheitlich. Sie liegt

Tab. 1: Abflußwerte verschiedener Ströme (Daten aus Baumgartner, 1990)

Strom	Länge (km)	Einzugsgebiet 10^3 km^2	Abflußwerte (km^3/a)	%	mm/a
Nil	6650	2960	90	0,2	30
Amazonas	6500	7189	6620	16,6	920
Mississippi	6020	3220	570	1,4	180
Yantsekiang	5800	1970	1100	2,7	560
Kongo	4700	3820	1330	3,3	350
Donau	2850	805	200	0,5	250
Rhein	1300	165	70	0,2	420

zwischen weniger als 50 mm/a (50000 m^3/km^2/a) wie z.B. im Thüringer Becken und mehr als 600 mm/a (600000 m^3/km^2/a), z.B. in den Hochlagen der Mittelgebirge und den Alpen.

6. Wasserverfügbarkeit

Allgemein entspricht die jährlich abströmende Wassermenge den „erneuerbaren Wasserressourcen", d.h. der durch den Menschen nutzbaren Wassermenge. Nicht nur die Trinkwasserversorgung der Haushalte, sondern auch die Energiewirtschaft, die Industrie und vor allem die Landwirtschaft hängen von einem ausreichenden Wasserdargebot ab. Das regional verfügbare Wasservolumen ist das Potential für die Bedarfsdeckung jeder Volkswirtschaft und hat damit grundlegende Bedeutung für eine nachhaltige Nutzung.

In vielen Ländern übersteigt aber bereits heutzutage der Wasserverbrauch das erneuerbare Wasservolumen. Insbesondere ist hiervon die Sahararegion und die arabische Halbinsel betroffen. Dort wird der Bedarf aus fossilen (nichterneuerbaren) Grundwasservorkommen gedeckt oder durch die energieaufwendige Entsalzung von Meerwasser. In Saudi-Arabien nach Engelhardt (1993) wird z.B. mehr als doppelt soviel Wasser verbraucht als das Gesamtvolumen der sich im langjährigen Mittel erneuernden Wassermenge und in Libyen sogar mehr als vier mal so viel. In beiden Ländern kann nicht von einem nachhaltigen Umgang mit Wasser gesprochen werden, da es nur eine Frage der Zeit ist bis die fossilen Grundwasserreserven bzw. die für die Meerwasserentsalzung notwendigen fossilen Energieträger erschöpft sind. Die schwindenden Wasserreserven können damit langfristig zu einer gefährlichen politischen Streitfrage werden. Dies gilt vor allem auch für die Staaten, deren Wasserversorgung in starker Weise auf Flußwasser angewiesen ist. Mehr als 150 Flußsysteme der Erde fließen durch zwei Staaten, mehr als 50 fließen durch 3 und mehr Staaten. Da die Wassernutzung aus Vorflutersystemen völkerrechtlich nicht geregelt ist, kann jeder Flußanrainerstaat die Wasserläufe auf seinem Territori-

um umleiten, aufstauen oder für Bewässerungszwecke nutzen. Nachteile können hierdurch vor allem am Flußunterlauf gelegenen Staaten in semiariden und ariden Regionen entstehen. Beispiel hierfür ist die Nutzung des Euphrat-Wassers zwischen den Anrainerstaaten Türkei, Syrien und Irak. Der Bau eines neuen Staudamms in der Türkei hatte eine Drosselung des Euphrat-Abflusses zur Folge, was in Syrien und im Irak zu spürbaren Ernteeinbußen und Stromausfällen führte.

In Deutschland dagegen steht dagegen genügend Wasser für die verschiedenen Nutzungsarten zur Verfügung. Zur Zeit werden etwa ein Viertel unseres erneuerbaren Wasserdargebotes genutzt. Wassermangel herrscht nur in wenigen Regionen, z.B. auf der Schwäbischen Alb und in Küstennähe, wo es keine nutzbaren Grundwasservorkommen gibt, oder in Ballungsräumen, wo aufgrund der Industrialisierung und der hohen Siedlungsdichte der Wasserbedarf das zur Verfügung stehende erneuerbare Wasservolumen übersteigt. In diesen Regionen sorgt die Wasserwirtschaft für den Ausgleich zwischen Wassermangel- und Wasserüberschußgebieten. Unabhängig von dieser regionalen Verteilung hat jedoch der Grundsatz zu gelten, daß auch in Deutschland mit den regional zur Verfügung stehenden Wassermengen sorgsam umzugehen ist. Dies betrifft den sparsamen Umgang mit Wasser sowie vor allem die Vermeidung von Wasserverschmutzungen (siehe Kap. 8).

7. Wasserverbrauch und Verwendungszwecke

7.1. Weltweit

Der Wasserverbrauch ist in diesem Jahrhundert weltweit sehr stark angestiegen. Während um die Jahrhundertwende nach Baumgartner (1990) noch ca. 400 Kubikkilometer ausreichten um die Bevölkerung zu versorgen, so lag diese Zahl 1980 schon bei ca. 3500 Kubikkilometer. Dies entspricht einem Mehrverbrauch von ca. 900 % wobei sich das mittlere jährliche Wasserdargebot, d.h. die von den Kontinenten abfließenden Wasservolumina jedoch nicht erhöht hat. Es ist davon auszugehen, daß sich der Wasserverbrauch bis zur Jahrtausendwende weltweit bis auf ca. 5500 km^3/a erhöhen wird. Dies ergibt sich aufgrund der steigenden Weltbevölkerung vor allem in der dritten Welt sowie der damit in Zusammenhang stehenden Ausdehnung der landwirtschaftlichen Produktion. Daneben spielt auch der durch den Aufbau von Industrien in vielen Schwellenländern vermehrte Wasserbedarf eine wichtige Rolle, z.B. in Südostasien. Abb. 9 zeigt die sektoralen Anteile am Wasserverbrauch aufgeschlüsselt nach Erdteilen.

Die Abbildung verdeutlicht, daß weltweit nur ca. 10 % des Wasserverbrauchs auf die Haushalte entfallen und ca. 20 % auf den Sektor Industrie und Kraftwerke. Die Landwirtschaft ist mit weltweit ca. 70 % der größte Wassernutzer. Nach Erdteilen aufgeschlüsselt ergeben sich jedoch große Unterschiede. Während in den Entwicklungs- und Schwellenländern Afrikas und Asiens von der Landwirtschaft rund 95 % des Wassers verbraucht werden, so beträgt die für

die Landwirtschaft verbrauchte Wassermenge in den Industrieländern lediglich 25 % (Europa) bzw. 35 % (Nord- und Mittelamerika). Dort wird das meiste Wasser für die industrielle Produktion und zur Erzeugung von elektrischem Strom verbraucht.

7.2. Bundesrepublik Deutschland

Ein Beispiel für die Aufteilung des Gesamtwasserverbrauchs zwischen den verschiedenen Sektoren in einem Industrieland ist die Bundesrepublik. Der gesamte Wasserverbrauch in den alten Bundesländern lag 1991 bei rund 48 Milliarden m^3/Jahr (Daten zur Umwelt 92/93). Während sich Industrie, Kraftwerke und Landwirtschaft aus eigenen Förderanlagen versorgen, so ist für die Versorgung von Haushalten, öffentlichen Einrichtungen und Kleingewerbe die öffentliche Wasserversorgung zuständig. Ungefähr 98 % der Bevölkerung werden auf diese Weise mit Trinkwasser versorgt. Mit ca. 29 Mrd. m^3/Jahr ist das für Kühlungszwecke in Kraftwerken benötigte Wasservolumen mehr als sechsmal höher als der Wasserverbrauch der öffentlichen Wasserversorgung. In den westlichen Bundesländern werden hiervon ca. 28 Mrd. m^3 verbraucht, in den östlichen Bundesländern nur ca. 1 Mrd. m^3. Fast das gesamte in Kraftwerken verbrauchte Wasser stammt aus Oberflächengewässern (Seen, Flüsse, Talsperren). Der Wasserverbrauch der Industrie lag 1991 bei ca. 11 Mrd. m^3/Jahr. Über 80 % dieser Menge wurde in den alten Bundesländern verbraucht. Der Verwendungszweck ist in diesem Sektor sehr vielfältig und reicht von der Getränke- und Nahrungsmittelproduktion bis hin zu Wasser, das zu Reinigungszwecken gebraucht wird. Entsprechend unterschiedlich sind die Qualitätsansprüche an das benötigte Wasser. Circa ein Drittel des in der Industrie verbrauchten Wassers stammt aus dem Grundwasser und ist damit in der Regel als qualitativ hochwertig zu bezeichnen. Insgesamt entnimmt die Industrie annähernd die gleiche Wassermenge aus den Grundwas-

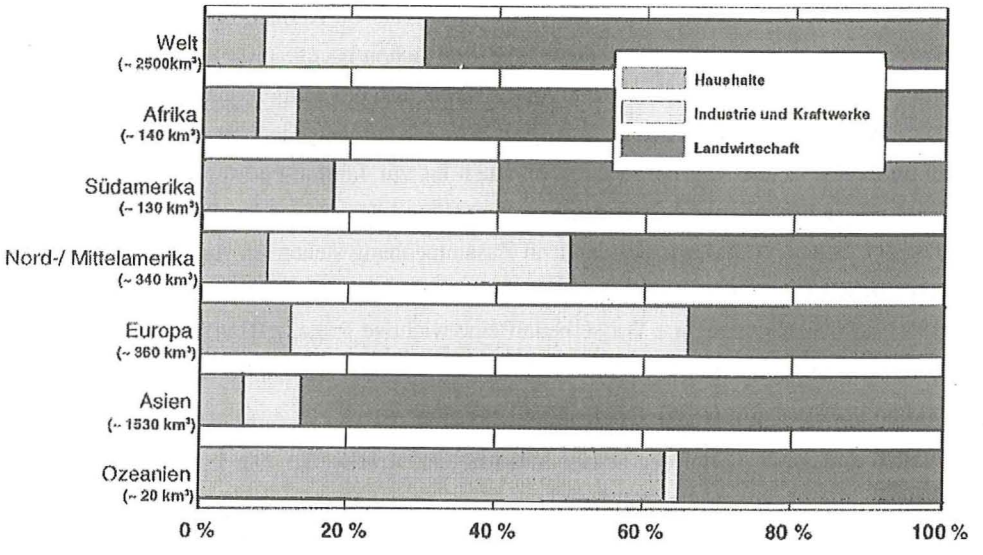


Abb. 9: Sektorale Anteile am Wasserverbrauch aufgeschlüsselt nach Erdteilen (WBGU, 1993)

serleitern wie die öffentliche Wasserversorgung. Abbildung 10 zeigt für die drei Sektoren die zeitliche Entwicklung des Wasserverbrauchs (nur alte Bundesländer) für den Zeitraum 1975 bis 1991.

Der Wasserverbrauch der Kraftwerke ist in den westlichen Bundesländern von 1983 bis 1990 stark angestiegen (um ca. 8 Mrd. m^3). Der Hauptgrund hierfür liegt in dem verstärkten Ausbau von Kraftwerkskapazität, z.B. bedingt durch den verstärkten Bau von Kernkraftwerken. In der Industrie ist dagegen seit 1980 ein leichter Rückgang im Wasserverbrauch feststellbar, und zwar um ca. zwei Milliarden Kubikkilometer. Die Gründe hierfür liegen einerseits in höheren Umweltschutzanlagen und andererseits am gestiegenen Wasserpreis. Durch das Abwasserabgabengesetz werden Industriebetriebe, die Abwasser in Gewässer einleiten, dazu gezwungen eine bestimmte Gebühr pro Schadstoffeinheit zu entrichten. Dies hat in den ABL neben dem Bau von Kläranlagen zur Reduktion der Schadstoffe dazu geführt, daß die Menge des in der industriellen Produktion eingesetzten Wassers reduziert wurde.

Für bestimmte Produktionsprozesse wurde auf eine Kreislaufführung des Wassers umgestellt, mit der Konsequenz, daß die Bundesrepublik Deutschland eines der wenigen Länder ist, wo eine Entkopplung von Industrieproduktion und Wasserentnahme feststellbar ist. Im Vergleich zu den anderen Sektoren ist der Wasserverbrauch durch die Landwirtschaft von nur untergeordneter Bedeutung. Er wird auf ca. 1,6 Mrd. m^3/a geschätzt und ist mit rund 3 % am Gesamtwas-

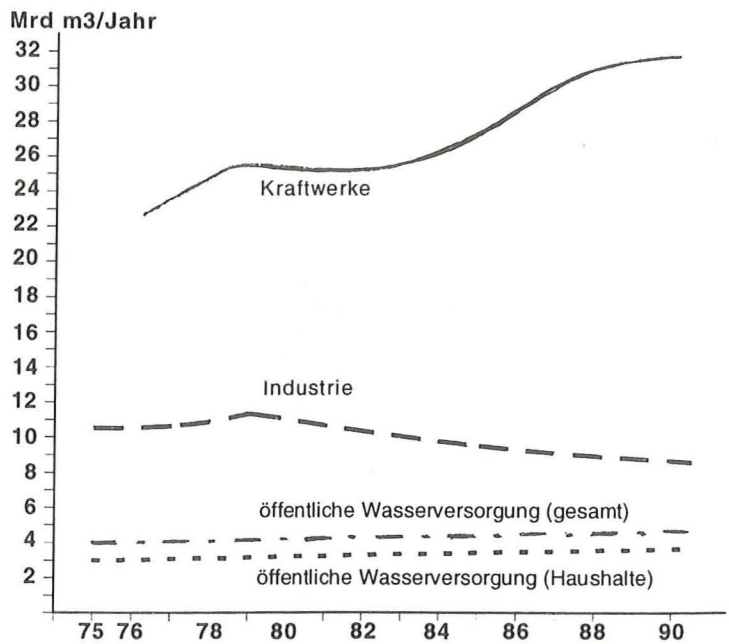


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung des Wasserverbrauchs in den alten Ländern der Bundesrepublik Deutschland (Mull, 1993)

serverbrauch der Bundesrepublik Deutschland weltweit und im europäischen Vergleich gering.

Die öffentliche Wasserversorgung entnahm 1991 etwa 6,5 Mrd. m^3 Wasser dem natürlichen Wasserkreislauf. In den alten Bundesländern wird davon etwa 5 Mrd. m^3/a, in den neuen Bundesländern ca. 1,5 Mrd. m^3/a gewonnen (Daten zur Umwelt 1992/93). 1994 lag die Wasserförderung bei 5,8 Mrd. m^3/a und hat damit um ca. 600 Mio. m^3 abgenommen (Wasser & Boden, 1995). Über 70 % des von der öffentlichen Wasserversorgung geförderten Wassers wird aus dem Grundwasser entnommen. Rechnet man die Wassermengen, die über natürliche Grundwasseraustritte (Quellabflüsse) sowie als Uferfiltrat und als mit Flußwasser angereichertem Grundwasser gewonnen, so erhöht sich die insgesamt aus dem Untergrund entnommene Wassermenge auf ca. 85 %. Lediglich ca. 15 % der öffentlichen Wasserversorgung erfolgt aus Oberflächengewässern, vor allem aus Talsperren. Die Wasserabgabe an die Haushalte und an das Kleingewerbe beträgt zur Zeit rund 3,9 Mrd. Kubikmeter pro Jahr und umfaßt damit mehr als Dreiviertel der gesamten Wasserförderung der öffentlichen Wasserversorger.

Der Wasserverbrauch in den Haushalten (einschließlich Kleingewerbe) lag 1990 bei 145 Litern pro Person und Tag und ist bis 1993 auf 136 Liter pro Person und Tag zurückgegangen. Die öffentliche Wasserversorgung geht davon aus, daß der Wasserverbrauch der Haushalte sich auch in den nächsten Jahren nicht grundlegend ändern wird. Die wichtigsten Gründe für die Stagnation liegen zum einen in gestiegenen Wasserpreisen begründet und zum anderen an dem in den letzten Jahren gewachsenen Umweltbewußtsein der Bevölkerung. In den Haushalten der Bundesrepublik Deutschland ergibt sich darüber hinaus ein Einsparungspotential von ca. 50 % bezogen auf die gesamte in den Haushalten verbrauchte Wassermenge. So hoch ist nämlich der

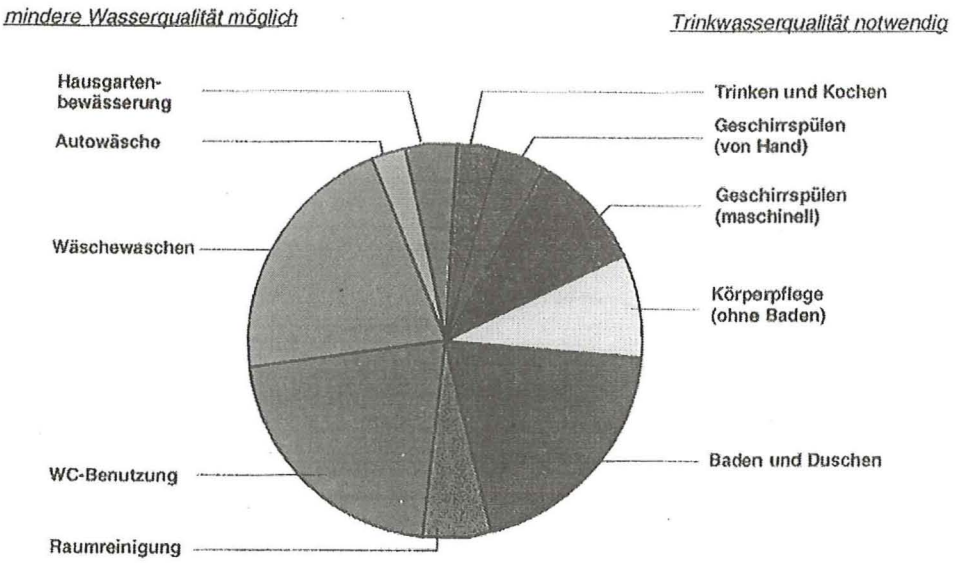


Abb. 11: Verwendungszwecke des Wassers im Haushalt (Mull, 1993)

Anteil des Wassers, der nicht notwendigerweise Trinkwasserqualität aufweisen muß, den wir täglich z.B. zum Wäschewaschen, zur WC-Spülung und zur Raumreinigung verwenden (siehe Abb. 11).

Für diese Nutzungen ist z.B. die Verwendung von Regenwasser denkbar, das zur Zeit noch über Dachrinnen und die Kanalisation ohne Nutzung in Flüsse eingeleitet wird. Es ist zwar nicht zu erwarten, daß sich durch diese Maßnahmen die gesamten Wasserkosten der Haushalte reduzieren lassen. Die Fixkosten der Wasserversorgungsunternehmen für den Betrieb der Anlagen, die Wasseraufbereitung und die Verteilung des Trinkwassers bleiben bestehen. Eine Abnahme des Verbrauchs an Haushaltswasser hätte lediglich eine Erhöhung des Wasserpreises je m^3 für den Endverbraucher zur Folge. Eine Einsparung im Trinkwasserverbrauch hätte jedoch in einigen Regionen ökologische Vorteile. Die Versorgung der Haushalte aus dem Grundwasser kann in einigen Gebieten der Bundesrepublik Deutschland nämlich zu einer großflächigen Absenkung des Grundwasserspiegels führen. In erster Linie sind hiervon Grundwassergewinnungsgebiete betroffen, aus denen die Versorgung von Ballungsräumen erfolgt, wie z.B. Hamburg aus der Lüneburger Heide. Je weniger Grundwasser entnommen wird, desto geringer ist der Eingriff in den Wasserkreislauf und damit die Gefahr, daß mittelfristig die natürlichen Ökosysteme Schaden nehmen und daß sich langfristig dort die Grundwasservorräte erschöpfen.

Im europäischen Vergleich liegt der gegenwärtige durchschnittliche tägliche Wasserverbrauch der deutschen Haushalte leicht unter dem Durchschnitt von ca. 170 Litern pro Tag. Deutlich höher ist dagegen der tägliche Wasserverbrauch pro Einwohner in den USA. Er liegt dort nach Mull (1993) bei rund 400 l/d. Mit dem höchsten Wasserverbrauch pro Einwohner und Tag hat paradoxerweise das wasserarme Saudi-Arabien mit ca. 600 l/d·E. Dort stammt das meiste Trinkwasser jedoch nicht aus erneuerbaren Wasserressourcen, sondern aus fossilen, d.h. nicht erneuerbaren Grundwasservorräten sowie aus der Meerwasserentsalzung. Die Meerwasserentsalzung ist sehr energie- und damit kostenaufwendig und bleibt auf Länder beschränkt, in denen Energie (z.B. Öl) billig verfügbar ist. Hierbei handelt es sich jedoch um keinen nachhaltigen Umgang mit Wasser, ist doch diese Art der Trinkwassergewinnung langfristig mit den Aufbrauch einer nicht erneuerbaren Energiequelle nämlich dem Öl, verbunden. In diesen Ländern ist ein sparsamerer, an die örtlichen Gegebenheiten angepaßter, Umgang mit dem Wasser langfristig unvermeidbar.

8. Problemfelder in der Bundesrepublik Deutschland

8.1. Urbanisierung

Ein erstes Problemfeld ist die Urbanisierung. Das Niederschlagswasser kann in dicht besiedelten Gebieten nicht ungehindert in den Untergrund einsickern und wird statt dessen sehr schnell über die Kanalisation abgeführt. Nach längerem Starkregen oder zu Zeiten der Schneeschmelze

kann die in kurzer Zeit abfließende Wassermenge so hoch sein, daß es zu Hochwasserereignissen kommt. Neben der Urbanisierung sind hierfür aber auch z.B. Flußbegradigungen, Eindeichungsmaßnahmen sowie die Anlage von weiträumigen Entwässerungssystemen im ländlichen Raum verantwortlich. Zukünftig wird es dort unerläßlich sein verstärkt an einer Gestaltung der Gewässer zu arbeiten, die einerseits ökologische Gesichtspunkte miteinbezieht (Stichwort-Renaturierung), die andererseits jedoch den gewachsenen Lebensraum der Anwohner (Siedlungen) nicht zerstört.

Die Urbanisierung hat darüber hinaus Auswirkungen auf die Gewässerqualität. So können Einleitungen aus Industrieanlagen stark zur Belastung von oberirdischen Gewässern beitragen. Undichte Öltanks und Abwasserkanäle, Kleingärten sowie nicht zuletzt Altablagerungen tragen dagegen zur Grundwasserverschmutzung bei und sind ein Grund dafür, daß Trinkwassergewinnungsgebiete in der Regel nicht in Stadtgebieten zu finden sind. Mull (1993) schätzt, daß alleine für die Sanierung der Altlasten in den westlichen Bundesländern ca. 200-300 Mrd. DM aufgebracht werden müssen.

8.2. Qualität der Fließgewässer

Ein weiteres Problemfeld ist die Qualität der Fließgewässer. Die zunehmende Belastung der Binnengewässer und schließlich der Ozeane mit Schadstoffen hat in den letzten Jahren zu umfangreichen Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge geführt. So hat der Bau industrieller und kommunaler Kläranlagen in der Bundesrepublik zu einer umfangreichen mechanischen, biologischen und physikalisch/chemischen Behandlung des gebrauchten Wassers (siehe hierzu auch Beitrag Soeder) geführt. Hierdurch hat sich die Qualität der Gewässer erheblich verbessert. Beispielsweise hat sich die biologische Gewässergüte des Rheins seit den 70er Jahren entlang des gesamten Flußlaufs nun durchschnittlich ein bis zwei Gewässergütestufen verbessert, und zwar von kritisch belastet (Gewässergütestufe II-III) bis stark verschmutzt (Gewässergütestufe III) in die Gewässergütestufe II (mäßig belastet). Um die Abwasserableitung in den alten Bundesländern weiter zu verbessern, müssen vor allem defekte Kanalisationssysteme saniert und überlastete Kläranlagen ausgebaut werden, z.B. hinsichtlich ihrer Kapazität aber auch hinsichtlich einer Reinigungsstufe für die Nitrat und Phosphat. Alleine für die alten Bundesländer geht Mull (1993) von ca. 100 Mrd. DM für die Sanierung der Kanalnetze und ca. 200-300 Mrd. DM für den Ausbau von Kläranlagen aus. In den neuen Bundesländern stellt sich die Situation anders dar. Dort müssen Kläranlagen und eine leistungsfähige Abwasserkanalisation erst noch aufgebaut werden. In Ländern mit weniger Wohlstand als in der Bundesrepublik Deutschland ist ein solcher Aufwand für die Säuberung und Sauberhaltung von Gewässern nicht möglich. Schon in Osteuropa sind die ökonomischen Rahmenbedingungen für die Erneuerung und Sanierung der Wasserinfrastruktur und damit für einen wirksameren Gewässerschutz nicht gegeben.

8.3. Verschmutzung des Grundwassers

Ein letztes wichtiges Problemfeld stellt die zunehmende Verschmutzung der Grundwasservorräte dar. Wegen der überragenden Bedeutung des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung und vor dem Hintergrund der z.T. sehr langen Verweilzeiten des Grundwassers im Untergrund (siehe Abb. 4) der Bundesrepublik Deutschland soll als letztes Problemfeld auf die anthropogene Belastung des Grundwassers in der Bundesrepublik eingegangen werden. Auf die Gefahren durch einen punktförmigen Schadstoffeintrag aus Altablagerungen und über undichte Kanalisation aus Industrieanlagen und aus den Haushalten wurde bereits hingewiesen. Mull (1993) schätzt, daß alleine für die Sanierung der Altlasten in den westlichen Bundesländern ca. 200-300 Mrd. DM aufgebracht werden müssen.

Von diesen punktförmig wirkenden Quellen werden die großflächig diffusen und weitgehende flächendeckenden Eintragsquellen unterschieden. Hierzu zählt z.B. der Eintrag versauernd wirkender Substanzen (NH_x, NO_x, SO_2) aus der Atmosphäre in die Böden. Die Disposition von Säuren und Säurebildnern aus der Atmosphäre auf die Böden der Bundesrepublik Deutschland hat in den letzten 40 Jahren erheblich zugenommen. Diese Form der Bodenbelastung hat eine überregionale Bedeutung und ist im wesentlichen eine Folge der Emissionen von Schwefeldioxid (SO_2) und Stickstoffoxiden (NO_x) aus Verbrennungsanlagen sowie von Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) aus der Viehhaltung.

Andere Komponenten wie z.B. HCl spielen nur lokal eine wichtige Rolle und werden daher nicht weiter beachtet.

Die wichtigsten Säurebildner entstehen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe (Kohle, Erdöl, Erdgas). Bei der Verbrennung binden sich oxidierbare Bestandteile mit dem Sauerstoff der Luft und bilden Oxide, darunter auch Schwefeldioxid und Stickoxide. Diese werden entweder direkt auf den Böden abgelagert (trockene Deposition) und reagieren ausschließlich mit dem Bodenwasser zu Schwefelsäure (H_2SO_4) und Salpetersäure (HNO_3), oder reagieren bereits mit dem in der Luft befindlichen Wasserdampf zu den entsprechenden Säuren und werden mit dem Niederschlag in den Boden eingetragen (nasse Deposition).

Ein hoher Teil der in der Atmosphäre gebildeten Schwefelsäure und Salpetersäure wir durch Ammoniak neutralisiert unter Bildung von Ammonium. Nach Deposition auf den Boden kann Ammonium durch Mikroorganismen nitrifiziert werden, wobei Salpetersäure gebildet wird. Als Folge dieses Prozesses wird die Säure, die in der Atmosphäre aus SO_2 und NO_x gebildet wurde und nicht länger durch NH_3 neutralisiert. Auf diese Weise tragen auch NH_x-Depositionen zur Bodenversauerung bei.

Über hohe Schornsteine emittierte Schadstoffe können über viele hundert Kilometer transportiert werden, während in Bodennähe freigesetzte Stoffe, z.B. NH_x-Emissionen aus der Tierhaltung meist nicht weit gelangen.

Die weiträumige Verfrachtung von Schadstoffen hat die Konsequenz, daß Deutschland einen erheblichen Teil der emittierten Schadstoffmengen in die Nachbarländer exportiert, aber auch beträchtliche Anteile aus den Nachbarländern importiert werden (Borsch und Wagner, 1992). Die Bodenversauerung bekommt damit eine(zumindest) europäische Dimension und zeigt, daß es bei allen guten Willen nicht ausreicht, z.B. national eine Entschwefelung von Kraftwerken zu betreiben.

Eine Folgeerscheinung der zunehmenden Bodenversauerung ist die Erhöhung der Mobilität von Aluminium und Schwermetallen, welche mit dem Sickerwasser in den Grundwasserraum eingetragen werden können.

Aber auch im Grundwasserraum selbst können pH-Absenkungen eine verstärkte Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallen zur Folge haben, was dazu führt, daß versauertes Grundwasser in Wasserversorgungsunternehmen aufbereitet werden muß, um als Trinkwasser an den Endverbraucher abgegeben zu werden. Potentiell gefährdete Gebiete für eine Grundwasserversauerung sind vor allem Gebiete deren Böden kalk- und basenarm und in der Regel wenig fruchtbar sind. Aus diesem Grund sind hiervon vor allem bewaldete Mittelgebirgsregionen (z.B. Schwarzwald, Erzgebirge, Bayerischer Wald, Harz) sowie Teilregionen des Norddeutschen Flachlandes (z.B. Lüneburger Heide) betroffen.

In Regionen mit kalk- und basenreichen Böden (z.B. Lößregionen der Kölner Bucht, Kalk der Schwäbisch-Fränkischen Alb) spielt die Boden- und Grundwasserversauerung eine nur untergeordnete Rolle. Die meisten dieser in der Regel sehr fruchtbaren Böden werden intensiv landwirtschaftlich genutzt, was in der Regel mit einem hohen Einsatz an Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln einhergeht. Die zunehmende Belastung des Grundwassers mit Nitrat (NO_3^-) ist sicher eines der auch öffentlich meistdiskutierten Umweltprobleme. Die Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 50 Milligramm Nitrat pro Liter ist in den zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwässern mittlerweile keine Seltenheit mehr. Hohe Nitratgehalte im Trinkwasser können in seltenen Fällen bei Säuglingen zu Sauerstoffmangel im Blut (Blausucht) führen, sind aber auch für Erwachsene nicht ungefährlich: Etwa ein Fünftel des mit dem Trinkwasser aufgenommenen Nitrats werden durch Bakterien des Mundspeichels zu Nitrit umgewandelt. Daraus können im Magen unter ungünstigen Bedingungen stark krebserzeugende Stickstoffverbindungen - Nitrosamine und Nitrosamide - entstehen. Wenn nitratbelastetes Grundwasser in Flüsse, Seen und letztendlich in die küstennahen Randmeere gelangt, kann es dort zu übermäßigen Nährstoffanreicherung (Überdüngung) des Wassers und damit zur Schädigung der bestehenden Ökosysteme führen. Die in den letzten Jahren zunehmend auftretenden Algenblüten können eine sichtbare Folge dieser Veränderungen sein.

Als Hauptverursacher erhöhter Nitratgehalte im Grundwasser ist die konventionelle Landwirtschaft zu betrachten: Überhöhte Gaben von mineralischen und organischen Stickstoffdüngern (z.B. Gülle) führen zu hohen Stickstoffüberschüssen im Boden. Stickstoffverbindungen wie

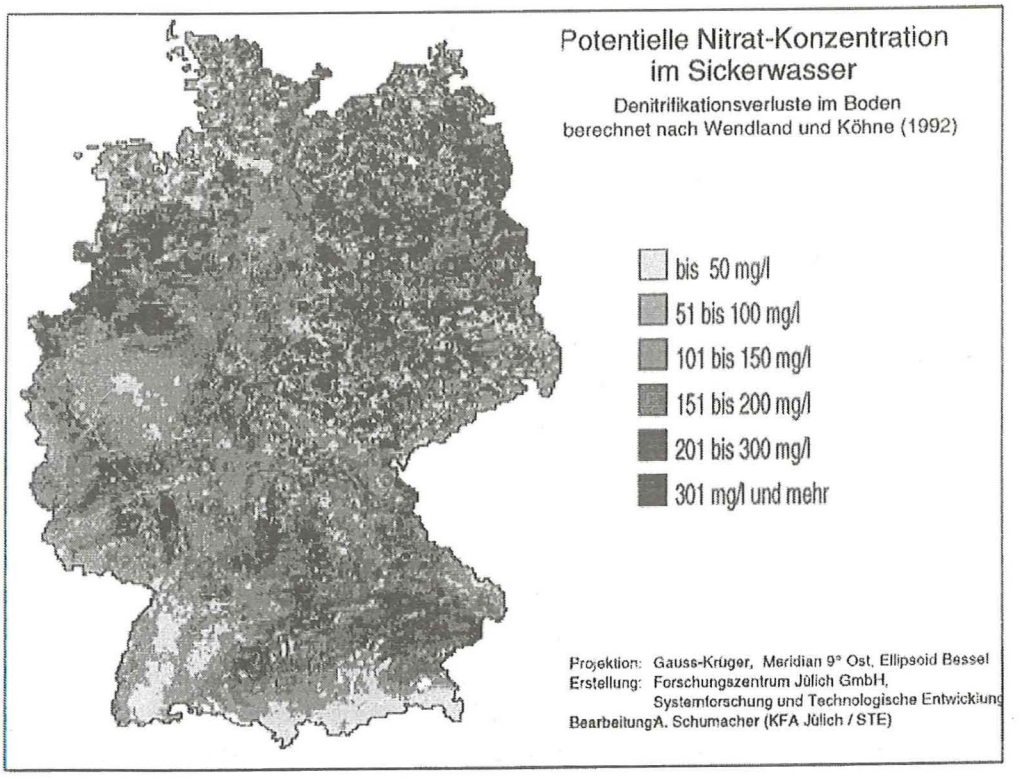


Abb. 12: Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

Ammonium (NH_4^+) können zwar im Boden festgehalten werden, bei den leicht wasserlöslichen Nitratverbindungen ist dies jedoch nicht der Fall. Nitrationen, die nicht unmittelbar von den Pflanzen aufgenommen werden, werden mit dem Sickerwasser ausgewaschen und gelangen ins Grundwasser.

Abbildung 12 zeigt das im Rahmen einer Modellanalyse (Wendland et al. 1993) ermittelte Niveau der Nitratbelastung einer Region vor dem Hintergrund des Belastungspotentials in der gesamten Bundesrepublik.

Für weite Bereiche der NBL ergaben die Berechnungen ein hohes Gefährdungspotential, für welches neben der Höhe des überschüssigen Aufwandes an N-Düngern aus der Landwirtschaft vor allem die geringe Sickerwasserrate ausschlaggebend ist. In Wasser und Boden (1995) wird der Wertumfang zur Sanierung nitratbelasteter Grundwässer alleine in den NBL mit rund 500 Mio. DM veranschlagt.

In den ABL ist die Sickerwasserrate aufgrund des höheren Niederschlagniveaus größer. Dadurch ist die Verdünnung der Konzentration an überschüssigem Nitratdünger im Boden höher, was im allgemeinen zu geringeren potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als in den NBL führt. Ein hohes Belastungspotential besteht in den ABL vor allem in den Regionen,

wo der Anbau überwiegend mineralgedüngter Marktfrüchte und Sonderkulturen dominiert, sowie in Regionen mit hohen Viehbesatzdichten und einem dementsprechend hohen Nitratanfall mit Wirtschaftsdüngern. Die regionale Verteilung des Nitratbelastungspotentials spiegelt die Verbreitung der wichtigsten Bodenvergesellschaftungen wider. So zeigen die fruchtbaren Böden in den Bördelandschaften nördlich der Mittelgebirge ein insgesamt hohes Nitratgefährdungspotential, was darauf zurückzuführen ist, daß in diesen Regionen der intensivere Anbau von Marktfrüchten mit hohem Düngereinsatz dominiert.

Die Gebiete mit geringem Nitratgefährdungspotential sind weitgehend identisch mit den Verbreitungsgebieten wenig fruchtbarer Böden, wo extensive Formen der Landwirtschaft vorherrschen, z.B. in den Höhenlagen der Mittelgebirge. Eine Ausnahme bilden die Regionen mit flächenunabhängiger tierischer Veredelung (intensive Tierproduktion). Dort fallen hohe Mengen an Stickstoff in den Ausscheidungen der Tiere an. Diese Form der Landbewirtschaftung ist wenig standortgebunden, was wohl mit dazu beiträgt, daß sie in Regionen vorherrscht, in denen wenig fruchtbare sandige Böden verbreitet sind, wie z.B. im Emsland.

Da die Regionen mit ergiebigen und damit für die Trinkwasserversorgung potentiell wichtigen Grundwasservorkommen mit den Regionen zusammenfallen, für die ein hohes Nitratbelastungspotential des Sickerwassers zu erwarten ist, z.B. für die Porenaquifere des Norddeutschen Flachlandes und der Niederrheinischen Bucht. Die höchste Gefährdung besteht dabei für Aquifere, deren Deckschichten ein nur geringes Speichervermögen für Wasser und Nitrat besitzen und die dementsprechend stark auswaschungsgefährdet sind, z.B. die Podsolböden im Norddeutschen Flachland.

In den letzten Jahren ist es zu zahlreichen Konfrontationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft gekommen, die auf einem Nutzungskonflikt beruhen. Während die Wasserwirtschaft bestrebt ist dem Verbraucher möglichst einwandfreies Trinkwasser bereit zu stellen, ist die Landwirtschaft bestrebt möglichst hohe Ernteerträge zu erzielen durch hohe Aufwandmengen an Düngemitteln. Vielversprechende Lösungsansätze liefern hier Kooperationsmodelle Wasserwirtschaft/Landwirtschaft, wie z.B. in den Grundwassereinzugsgebieten der Stadtwerke Mönchengladbach (Siehe Abschnitt 2).

9. Zusammenfassung

Wasser ist eine elementare Lebensgrundlage für Menschen, Tiere und Pflanzen. Der Rohstoff Wasser wird auf der Erde im Gegensatz zu anderen Rohstoffen, wie z.B. Öl nicht aufgebraucht. Nach der Nutzung durch den Menschen fügt es sich wieder in den Wasserkreislauf ein, durch welchen es zwischen Meer, Wolken und Land hin- und hertransportiert wird. Die vom Menschen nutzbaren Süßwasservorkommen betragen weniger als 3 % des gesamten Wasserdargebots der Erde und sind darüber hinaus sehr ungleichmäßig verteilt. Nicht nur die

Trinkwasserversorgung der Haushalte, sondern auch die Energiewirtschaft, die Industrie und vor allem die Landwirtschaft hängen von einem ausreichenden Wasserdargebot ab. In vielen Regionen, vor allem in semiariden und ariden Regionen, übersteigt heutzutage der Wasserverbrauch das natürliche langjährige Wasserdargebot. Dort ist es nur eine Frage der Zeit bis fossile Grundwasservorräte bzw. die für die Meerwasserentsalzung notwendigen fossilen Energieträger erschöpft sind. Langfristig kann dort Wasserknappheit zu einer gefährlichen politischen Streitfragen werden. Von einer nachhaltigen Nutzung des Wassers kann daher erst dann gesprochen werden, wenn die Menge des bewirtschafteten Wassers die Menge des sich erneuernden Wassers (Differenz aus Niederschlag - Verdunstung) nicht übersteigt. In den Industrieländern stellt, wie den anderen Industrieländern auch, nicht die verfügbare Wassermenge, sondern die Schadstoffbelastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers das Hauptproblem dar. Der Eintrag von Schadstoffen aus der Luft (saurer Regen), aus Nutzungsprozessen (Industrie, Abwassereinleitung) und aus der Landwirtschaft (Nitrat, Pestizide) lassen unbelastete Wasservorkommen immer seltener werden und gefährden neben der Gesundheit des Menschen auch die aquatischen Ökosysteme (Stichwort Eutrophierung). Eine nachhaltige Nutzung des Wassers in Industrieländern ist daher eng mit der Verringerung bzw. Vermeidung von Wasserverschmutzungen verbunden. Vor allem Industrie und Landwirtschaft, aber auch jeder Einzelne ist aufgefordert gefährliche Stoffe vom Wasser fernzuhalten. Eine bedeutende Rolle kommt in diesem Zusammenhang dem regionalen und lokalen Wassermanagement zu, welches sich stärker an den natürlichen Gegebenheiten orientieren und möglichst unverschmutzte Wasserressourcen als Rahmen für eine nachhaltige Entwicklung beachten und sichern helfen sollte.

Literatur

Baumgartner, A. (1990): Die Hydrosphäre der Erde: Wasservorkommen und Wasserumsätze. - in: Baumgartner & Liebscher (Hrsg.) Allgemeine Hydrologie. S. 82-129; Bornträger, Berlin

BGW (1991): Trinkwasser. - 24 S.; Bonn.

Dingmann, S.L. (1984): Fluvial Hydrology. - 383 S.; New York

Engelhardt, T. (1993): Wasserreport. - Geo 6/93, 52-57; Gruner & Jahr, Hamburg

Korzun, V.I. (Haupthrsg.) (1978): World water balance and water resources of the earth.- Studies and reports in Hydrology 75: 663 S.; Paris (UNESCO), (orig. russ.).

Liebscher, H. (1990): Wasserkreislauf. - in: Baumgartner & Liebscher (Hrsg.); Allgemeine Hydrologie, S. 72-82.; Bornträger, Berlin

Mull, R. (1993): Wasser - Nahrungsmittel und Lebensraum in gemeinsamer Verantwortung. 72 S.; Hagemann-Druck, Hildesheim

Schulze, H. (1982): Klima und Vegetation. - in: Alexander Weltatlas. - S. 106-111.; Klett, Stuttgart

Umweltbundesamt (1994): Daten zur Umwelt 92/93. 675 S.; Erich Schmidt Verlag, Berlin

Wasser & Boden (1995): Jahresbericht der Wasserwirtschaft - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien. - Wasser & Boden 7/95; 10-26 S.; P. Parey, Hamburg

Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik

Deutschland. - 96 S.; Springer Verlag, Berlin.

WBGU (1993): Welt im Wandel. Grundstruktur globaler Mensch - Umwelt - Beziehungen; 323 S.; Bremerhaven

Sustainable Germany: Der Aspekt des Wassers

Engelbert Schramm und Dr. Thomas Kluge

Institut für sozial-ökologische Forschung GmbH
60486 Frankfurt am Main

---

1. Vorbemerkungen

Die Studie „Zukunftsfähiges Deutschland" wird im Auftrag des BUND und des Bischöflichen Hilfswerks MISEREOR vom Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie erstellt. Die interdisziplinäre Projektgruppe wird durch externe Wissenschaftler beraten; für den Aspekt des Wassers in dieser Studie sind dies die beiden am Institut für sozial-ökologische Forschung tätigen Autoren (die Gesamtkonzeption der Studie verantworten die Kollegen des Wuppertal-Instituts).

Daß es im Vortragstitel nicht „Zukunftsfähiges Deutschland" heißt, sondern „Sustainable Germany", ist eine bewußte Entscheidung. Der Begriff Nachhaltigkeit ist im Deutschen problematisch, weil er - aufgrund seiner forstwissenschaftlichen Tradition - stark ressourcenwirtschaftlich verengt ist (vgl. Meyer-Abich 1994). Dies wird sowohl dem ökologischen Zielhorizont einer Tragfähigkeit („Möglichkeit der Lebensbedingungen erhalten") als auch dem gesellschaftlichen Zielhorizont einer Zukunftsfähigkeit („Offenheit der Gestaltungsbedingungen erhalten") nicht gerecht. Das Wort „Sustainability" ist besser geeignet, diese beiden Zieldimensionen zu umfassen.

Aus diesem Grund haben wir auch die deutsche Übersetzung des „Aktionsplan für eine nachhaltige Entwicklung der Niederlande" mit seinem englischen Titel „Sustainable Netherlands" veröffentlicht. Milieu Defensie, die niederländischen Friends of the Earth, haben im Vorfeld der Rio-Konferenz diesen „Aktionsplan" erstellt (vgl. Milieu Defensie 1994); er war und ist in der umwelt- und entwicklungspolitischen Diskussion der Niederlande sehr erfolgreich (vgl. auch Kluge & Schramm 1994). Dafür ist weniger das Set an vorgeschlagenen (eventuell möglichen) Maßnahmen verantwortlich, sondern seine Konzeption als Szenario für das Alltagsleben: Mit Hilfe von solchen Zukunftsbildern wird plausibilisiert, daß bis zum Jahr 2035 eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen und eine ressourcenökonomische Gleichheit zwischen allen

Ländern der Erde erreichbar ist (und plausibilisiert, daß hierbei keine großen Einbußen in der Lebensqualität hingenommen werden müssen).

Die deutsche „Parallel-Studie" soll im Herbst 1995 abgeschlossen werden. In der Vorgehensweise soll sich die Untersuchung teilweise an den Konzepten orientieren, mit deren Hilfe der niederländische Aktionsplan erstellt wird.

2. Das Konzept Umweltraum und seine Grenzen

„Noch haben wir keine Kriterien, nach denen wir Nachhaltigkeit abschließend beurteilen können" (Krejci & Gujer 1994). Eine wirkungsvolle Diskussion über Ressourcengerechtigkeit wurde von Milieu Defensie (1994) dadurch erreicht, daß ein neuartiges Konzept in die Debatte eingeführt wurde - der Umweltraum. Hierunter wird die nutzbare Menge an natürlichen Ressourcen für einen jeden Menschen auf der Welt verstanden. Die dauerhaft nutzbare Ressourcenmenge wird dabei so definiert, daß weder die Umwelt übernutzt noch die Lebensansprüche künftiger Generationen beeinträchtigt werden. Die Größe dieses Umweltraums wird pro Kopf und Jahr abgeschätzt. Der Welt-Umweltraum berechnet sich aus den zukunftsfähigen Verbrauchsniveaus dividiert durch die Anzahl der zu einem Stichjahr lebenden Menschen. Im Szenario erhält jeder Staat die ihm nach Anzahl seiner Bewohner zustehenden Ressourcen und verteilt diese dann weiter; für verschiedene Bedarfsfelder wird dann aufgezeigt, was sich durch einen veränderten Ressourcenverbrauch ändert (vgl. Milieu Defensie 1994: 20f., Bleischwitz et al. 1994).

Für den Aspekt Wasser wurde in der niederländischen Studie der globale Bezugsrahmen aufgegeben. Obwohl bei globaler Betrachtung die Ressource ausreicht, „um den (Trink-) Wasserbedarf der Weltbevölkerung zu decken", weisen die Wasserbilanzen der einzelnen Weltregionen große Unterschiede auf. „Auch die (Grund-) Wasservorräte und der Wasserbedarf sind von Region zu Region unterschiedlich". Mit dieser - unvollständigen - Begründung wurde der Umweltraum für Wasser „zur (Trink)-Wasserversorgung nicht aus der weltweit verfügbaren Menge an Süßwasser abgeleitet", sondern in einem kleineren Bezugsrahmen. Von den zwei möglichen Vorgehensweisen - naturwissenschaftlich (pro Einzugsgebiet) oder gesellschaft (z.B. pro politischer Wasserhaushaltseinheit) - haben sich die Autoren für die zweite Option, einen nationalen Bezugsrahmen, entschieden (Milieu Defensie 1994: 36f.)

Ausschlaggebend bei der Entscheidung für eine Abkehr vom globalen Bezugsrahmen war vermutlich der Gedanke, daß Wasser als Massenstoffstrom kein Handelsgut sein kann oder sein sollte. Denn als Kehrseite der verführerischen Idee, im globalen Maßstab Wassermangelgebieten (z.B. in den ariden Zonen) in großem Maßstab Wasser aus den Wasserüberschußgebieten der humiden Zone zu liefern, scheint einerseits die Energieintensität dieser Fernwasserversorgung auf; andererseits sind die Qualitätsprobleme, die beim Transport über tausende von Kilo-

metern auftreten würden, nicht zu vernachlässigen; zum dritten würde vermutlich sowohl in den Wasserliefergebieten die Tragfähigkeit der Ökosysteme übernutzt werden; außerdem könnten auch in den Versorgungsgebieten ökologische Schäden, z.B. durch Versalzung bei Bewässerungslandwirtschaft, entstehen (vgl. Mensching 1991).

Milieu Defensie (1994: 37) hat sich für die Ermittlung der nachhaltigen Wasserressourcen am nationalen Wassernutzungsindex orientiert. Als Wassernutzungsindex wird das Verhältnis der jährlich genutzten Wassermenge zum jährlich im Land neugebildeten verfügbaren Wasserdargebot bezeichnet. In Ländern mit einem hohen Wassernutzungsindex macht dieser Indikator im allgemeinen Sinn: Eine Quote von ≥ 1 weist darauf hin, daß die Wasserbilanz nicht mehr ausgeglichen sein könnte, da im Land mehr Wasser verwendet wird als aus den endogenen Ressourcen verfügbar ist; wo in solchen Fällen keine intensive Mehrfachnutzung von Wasser betrieben wird, kommt es „zu (periodischem) Wassermangel und Austrocknung von Natur und Umwelt. In solchen Fällen wird der Umweltraum überschritten". In den Niederlanden, wo der Index 1,47 beträgt, kommt es bisher deshalb nur nicht zu katastrophischen Schäden im Naturhaushalt, da die gravierende Übernutzung der Bilanz durch Verwendung von (Fluß-)Wasser, das aus anderen Ländern zufließt und dort neugebildet wird, ausgeglichen wird. [1]

Ausgehend von der Gleichsetzung des nationalen Wassernutzungsindex mit dem nationalen Umweltraum für Wasser kommen die Autoren zum Schluß, daß der derzeitige Wassergebrauch in den Niederlanden um 32 % reduziert werden muß; beim erwarteten Bevölkerungswachstum bedeutet dies für alle Nutzergruppen -auch die privaten Haushalte- eine Reduktion der eingesetzten Wassermenge um 40 %. [2]

Diese Forderungen lassen sich für Deutschland bei Orientierung am Wassernutzungsindex nicht ziehen, denn es ist ein rohstoffarmes, aber im Vergleich zu anderen Staaten - auch den Niederlanden - wasserreiches Land. Jährlich erneuern sich rund 178 x 10^9 m^3 Wasser; 41 x 10^9 m^3/a Wasser davon gebraucht die Industrie (einschließlich Bergbau und Energiewirtschaft) und 6,5 x 10^9 m^3/a Wasser die öffentliche Wasserversorgung (vgl. Statistisches Bundesamt 1995). Fast drei Viertel des Gesamtdargebots werden keiner direkten Nutzung unterzogen; der Wassernutzungsindex würde daher 0.27 betragen, wenn das gesamte Dargebot als „verfügbar" betrachtet würde. Bei Berücksichtigung des in der Wasserwirtschaft üblichen pauschalen Sicherheitsabzugs von 30 % für jährliche Neubildungsschwankungen läge der Index immer noch bei 0.38. [3] Der bei einer solchen Gesamtbetrachtung quantitativ mehr als ausreichende Wasserhaushalt ist einer der wichtigsten naturräumlichen Vorteile für Deutschland als Industriestandort (vgl. Kluge et al. 1995).

Eine rein quantitativ auf die wasserwirtschaftliche Bilanz bezogene Betrachtung läßt keine Probleme erkennen. Der Umweltraum des Wassers ist - in einem nationalen Bezugsrahmen - mehr als ausgeglichen. Würde der nationale Wassernutzungsindex als Indikator für nachhaltige Wassernutzung benutzt werden, könnte in Deutschland wesentlich mehr Wasser als heute ge-

nutzt werden - selbst in jenen Regionen, wo der Wasserhaushalt aktuell übernutzt ist (vgl. beispielsweise für Berlin Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 1992, für Südhessen WRM 1994) oder das bis zum Zusammenbruch der DDR war (vgl. Dyck n. Ludewig 1990).

Eine regional extrem unterschiedliche Neubildung von Wasser, eine sehr unterschiedliche Nutzungsintensität der Wasserressourcen und eine unterschiedliche ökologische Belastbarkeit der verschiedenen Regionen lenken den Blick darauf, daß für den Umweltraum Wasser weder ein globaler noch ein nationaler, sondern ein regionaler Bezugsrahmen erforderlich sein könnte.[4]

3. Wasser - quantitativ wichtigster Stoffstrom

„Sustainable Germany" geht davon aus, daß es - bei naturwissenschaftlicher Betrachtungsweise - einen „grundlegenden Zusammenhang zwischen den Emissionen ... und dem Input stofflicher Ressourcen in unsere Wirtschaft gibt", da der Gesamtumfang des Outputs maßgeblich durch den Input bestimmt wird. Bereits die Größe dieses Material-Inputs alleine soll als Indikator für den Stoffdurchsatz und das damit verbundene Umweltbelastungspotential herangezogen werden (Bleischwitz et al. 1994: 51); hierauf soll dann die Festlegung der Umwelträume beruhen.

Eine ähnliche Frage hat sich die Arbeitsgruppe um P. Baccini an der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz gestellt; auf regionaler Ebene wurde versucht, den derzeitigen „Stoffwechsel" der Anthroposphäre zu bestimmen. Dabei hat sich am Beispiel der Schweizer Stadt St. Gallen gezeigt, daß jährlich etwa 100 Tonnen Stoffe pro Einwohner durch die Privathaushalte fließen; 80 % davon sind Leitungswasser. Der Gesamtwasserumsatz von St. Gallen liegt jedoch wesentlich höher als 80 m^3 pro Einwohner; auf der Kläranlage fallen pro Einwohner 270 m^3/a behandeltes Abwasser an (vgl. Baccini et al., 1993). Die Differenz erklärt sich kaum damit, daß auch das Wasser von indirekteinleitenden Gewerbebetrieben in der Kläranlage behandelt wird, sondern im wesentlichen damit, daß das Niederschlagswasser mit der Kanalisation abgeleitet wird.

Durch die Einführung von WC und Kanalisation seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde Wasser zu dem quantitativ wichtigsten Stoffstrom in der Anthroposphäre[5]: Um die Fäkalien umgehend aus der Stadt zu transportieren, war Wasser in großen Mengen notwendig; für eine entsprechende Durchspülung der Kanalisation wurde der Anschluß von Gullies und Regenwasserableitungen, aber auch von Indirekteinleitern an die siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur vorgesehen (vgl. Kluge & Schramm 1988).

Überregionaler Transport und die energieintensiveren industrialisierten Produktionsverfahren führten darüber hinaus zu einer stärkeren gesellschaftlichen Nutzung von Wasser. Bei der Bestimmung des Material-Inputs pro Einwohner nach dem MIPS-Ansatz (vgl. Bringezu et al. 1994) bestätigt sich für die verschiedenen gesellschaftlichen Bedarfsfelder des Alltags, daß Wasser der wichtigste Stoffstrom ist (vgl. Tabelle 1). Beispielsweise werden im Bedarfsfeld

Ernährung - für die Produktion, Verteilung, Zubereitung und (Kälte-)Konservierung der Nahrungsmittel - nach ersten Überschlagsrechnungen 110 x 10^3 m^3/a Wasser pro Einwohner als Material-Input verwendet (Bleischwitz et al., 1994:97). Der direkte Input an Wasser ist dabei mit ungefähr 7 x 10^3 m^3/a eine vernachlässigbare Größe.[6] Mengenrelevant im Bedarfsfeld Ernährung ist allein der „verdeckte" Input an Wasser („ökologischer Rucksack"), für dessen Größe der hohe Energieverbrauch die entscheidende Rolle spielt (neben dem Kühlwasser bei der Energieerzeugung ist das Sümpfungswasser beim Abbau von Stein- und vor allem Braunkohle zu nennen). Auch im Bedarfsfeld Wohnen erhöht sich wegen der Erzeugung von Raumwärme der Wasserinput - vgl. Bleischwitz et al., 1994: 97).

4. Wasserpolitisches Zwischenresümee

Zwar wird in der Umweltpolitik zunehmend die Nachhaltigkeitssemantik beschworen; doch fehlt es bisher an einer ökologisch orientierten und nachhaltigen Ressourcensicherung. Diese beiden Ziele der Ressourcensicherung sollten nicht von vornherein gleichgesetzt werden; wir werden sie daher nacheinander diskutieren.

- Ökologische Orientierung bedeutet einerseits eine Verringerung der Ressourcenentnahme an Stellen, wo dadurch (z.B. Donauried, Hessisches Ried, Lüneburger Heide, Vogelsberg) ökologische Schäden hervorrufen werden. Andererseits gehört zu diesem Ziel auch die Verringerung des Outputs aus der Anthroposphäre (Emissionen und dissipativer Produkteinsatz); diese Reduktion kann letztlich nur dann erfolgreich betrieben werden, wenn auch der Input an Primär-Materialien in die Anthroposphäre entsprechend verringert werden kann.

Die bisher bestenfalls übliche Wassersparpolitik, die sich an Einsparraten von maximal 15 bis 20 % orientiert, aber nicht grundlegend in den Umgang mit Wasser in den Bedarfsfeldern eingreift, kann zwar eine Entlastung der Grundwasserentnahmen bedeuten, wird aber im allgemeinen nicht dazu führen, die derzeitigen Abhängigkeiten der urban-industriellen Versorgungsregionen von den ländlichen Wasserlieferregionen zu beseitigen. Der Aspekt einer Emissionsverringerung kann mit der mengenpolitischen Herangehensweise fast gar nicht angegangen (vielmehr bleibt die Fracht von Fäkalien, Flüssigabfällen auch bei einem verringerten Wassereinsatz fast gleich; d.h. es erhöht sich nur die Konzentration der Schmutzfracht).

Für das Wasser und die in ihm transportierten Stoffe gilt damit letztlich (wie auch für alle anderen Materialflüsse): „Raumplanung und Umweltschutz konnten und können die anthropogenen Ressourcenfluxe

- wohl kanalisieren,
- in ihrer Wachstumsrate verkleinern,

– auf hohem Niveau stabilisieren,

– aber nicht reduzieren." (Baccini 1994)

- Nachhaltige Ressourcensicherung heißt, den nachfolgenden Generationen die Ressource in einem gut brauchbaren Zustand zu übergeben. Dazu gehört nicht nur, daß quantitativ der Wasserhaushalt nicht überbilanziert ist, sondern auch, daß die Ressource in ihrer Güte erhalten bleibt bzw. die vormalige Güte wieder hergestellt wird. Ein Schutz des Grundwassers im wesentlichen nur in Trinkwasserschutz-und Wasservorranggebieten, wie er heute üblich ist, ist nicht zukunftsoffen.Vielmehr würde er die nachfolgenden Generationen zwingen, die heutigen Strukturen der Wasserversorgung (z.B. überregionale Nutzung zentraler Ressourcen und „nachsorgende" Aufreinigung mit immer größerem stofflich-energetischen Aufwand[7]) beizubehalten, da die alternative Option (dezentrale Nutzung lokaler Ressourcen ohne Aufbereitung) aufgrund eines unzureichenden Grundwasserschutzes kaum noch möglich ist.

  Neben dem Schutz der Grundwasserleiter vor den direkten Emissionen aus der Landwirtschaft, der Industrie (insbesondere Altlasten) und anderen, eher punktförmigen Quellen muß gewährleistet werden können, daß die Ressource Wasser sich weiterhin natürlich regeneriert. Verdunstung/Kondensation und Bodenfiltration sind die wesentlichen Prozesse, mit denen im hydrologischen Kreislauf die natürliche Regeneration der Wassergüte erreicht wird. Diese Prozesse sind zunehmend gestört. Das zeigt einerseits das Herabregnen von Pestiziden und Spurenschadstoffen (z.B. aus Automobilabgasen) in öko-toxikologisch relevanten Mengen (vgl. Hart et al. 1993), andererseits die erhebliche Beschränkung der Reinigungsleistung des Bodens bei der Uferfiltration, wie sie im Fuhrberger Feld festgestellt wurde (vgl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 1993).

  Intergenerative Bewahrung der regenerativen Ressource bedeutet daher nicht nur, flächendeckend einen wirksamen Schutz aller genutzten und potentiellen Vorkommen zu installieren; daneben müssen auch die qualitativen und quantitativen Regenerationsprozesse im hydrologischen Kreislauf erhalten werden. Von einer konsequenten Handlungsorientierung an der „Kreislaufverträglichkeit" (vgl. Kampe et al. 1994, Schramm et al. 1994) und am flächendeckenden Gewässerschutz ist die deutsche Wasserpolitik aber noch weit entfernt (vgl. Kluge et al. 1995).

Die Wasserpolitik stellt weder die übermäßige Entnahme und Nutzung noch die tendenziell flächendeckende Verschmutzung der Ressource radikal in Frage. Zugleich wird entthematisiert, daß mit den wasserpolitischen und planerischen Instrumenten nicht gesichert wird, daß wir den nachfolgenden Generationen einen weiterhin gut nutzbaren Wasservorrat übergeben.

Die derzeitige Instrumentierung führt vielmehr dazu, weiterhin die Probleme räumlich (Fernwassernutzung, Minimierung des Gewässerschutzes für aufgegebene Ressourcen, Aus-

wirkungen von Abwassereinträgen auf unterliegende Biozönosen und wasserwirtschaftliche Nutzungsmuster) und in die Zukunft (Tiefenwassernutzung, Verringerung der natürlichen Regenerationsfunktionen, persistente Stoffe im Abwasser) zu verschieben (vgl. Kluge 1994, Kluge et al. 1995, Seiler & Lindner 1993). Wenn Politik und Ressourcenplanung weiterhin nicht im Sinne einer umfassenden Zukunftsvorsorge handeln, so werden die mit dem Umgang mit Wasser verbundenen, heute ungelösten Probleme einfach an die nächsten Generationen verschoben.

Die Handlungsspielräume der zukünftigen Generationen werden folglich, wenn nicht in den nächsten Jahren ein ökologisch orientierter und nachhaltiger Umgang mit der Ressource Wasser initiiert werden kann, rasant schrumpfen. Schon heute deuten auch in Deutschland soziale, ökonomische und ökologische Anzeichen - trotz des relativen Wasserreichtums - auf eine Wasserkrise hin (vgl. Kluge et al. 1995).

Wenn wir von Krise reden, so meinen wir nicht, daß es in Deutschland eine manifeste Wasserkrise, d.h. einen Zusammenbruch z.B. der Wasserversorgung oder des natürlichen Wasserkreislaufs, gibt. Statt in der üblich gewordenen Bedeutung „Krise als Zusammenbruch" verwenden wir das Wort in seiner ursprünglichen Bedeutung (vgl. Jahn 1989) und verweisen darauf, daß Deutschland an einem „Scheideweg" im Umgang mit Wasser steht:

- Entweder werden - zukünftig mit immer aufwendigeren und teureren, letztlich aber nicht nachhaltigen Techniken - (Teil-)Probleme gelöst
- oder es werden die dahinter liegenden Ursachen bewußt und mit einem unkonventionellen Methodenmix angegangen und damit Handlungsspielräume für die künftigen Generationen wiederhergestellt (bzw. bewahrt).

Am Nachhaltigkeitsprinzip orientiertes Handeln müßte bedeuten, diese latente Krise zu bewältigen statt sie auf Dauer zu stellen. Eine zukunftsfähige Wasserversorgung muß einerseits auf einem flächendeckenden Grundwasserschutz und auf einer zukunftsfähigen Abwasserbehandlung aufbauen. Andererseits muß eine Verringerung der Emissionen ins Wasser und (auf einer allgemeineren Ebene) eine Reduktion des massiven Wasserdurchflusses durch die Anthrophosphäre erreicht werden.

5. Exkurs: Globale Klimaänderungen verschärfen die Krise

Die prognostizierten Änderungen des Weltklimas könnten zusätzliche, schwerwiegende Auswirkungen auf die Menge, aber auch auf die Qualität, des wasserwirtschaftlich zur Verfügung stehenden Wassers erzeugen. Würde die globale Klimaveränderung zu einer durchschnittlichen Erwärmung von wenigen Graden führen, könnte sich das Abflußverhalten selbst des bisher u.a.

aus Gletschern gespeisten, deshalb kontinuierlich wasserreichen Rheins dahin verändern, daß er in den Sommermonaten bis zur Hälfte weniger Wasserführung hat. Es käme nicht nur, ähnlich wie schon heute bei der Elbe, zu erheblichen Problemen für die Schiffbarkeit des Rheins (vgl. Bundesanstalt für Gewässerkunde 1989: I-2f.). Erhebliche Mengen- und damit verbundene Qualitätsprobleme für die Rheinwasserwerke könnten die Folge sein, so daß dann bei Beibehaltung der heutigen Nutzungsmuster die Versorgung mit einwandfreiem Trinkwasser für mehr als 20 Millionen Menschen in Deutschland, Frankreich und Holland in Frage gestellt wäre.

„Risiken möglicher Veränderungen" werden auch bei konservativen Annahmen nicht mehr ausgeschlossen (Schumann 1994). Für den humiden Teil Europas werden

- räumliche Verschiebungen der Niederschlagsverteilung,
- einen generellen Anstieg der Verdunstungsrate,
- eine Verschärfung der Hochwassersituation,
- eine Verlängerung von Niedrigwasserperioden,
- ein Abschmelzen der Alpengletscher und
- eine Verminderung der Grundwasserneubildung

prognostiziert (vgl. Liebscher 1994, Krahe & Wilke 1994).

Durch die Temperaturerhöhungen könnten auch leichter Sauerstoffmangel, Fischsterben und Faulgasentwicklung insbesondere in Seen, aber auch in Fließgewässern verursacht werden; auch „das vermehrte Auftreten von Krankheitserregern" im Wasser wird als eine wahrscheinliche Folge diskutiert (Wunderlich 1994).

6. Regionale Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft

Wir beschränken uns im folgenden Ausblick zunächst auf eine Einbettung der Siedlungswasserwirtschaft in ein nachhaltiges Ressourcenmanagement[8] (und ziehen erst von dort aus Konsequenzen, die auch den industriellen Umgang mit Wasser betreffen): Nachhaltige Entwicklung der Siedlungen ist ohne eine Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft nicht erreichbar. Versorgungssichere Zufuhr von (Trink-)Wasser, funktionierender Abtransport von Fäkalien/Abwasser und eine Ableitung (und Bewirtschaftung) des Regenwassers von den versiegelten Flächen haben eine zentrale Bedeutung für das urbane Gepräge der Städte. Die durch die Sanitärtechnik produzierte Siedlungshygiene einerseits, am Gewässerschutz orientierte Abwasserbehandlung andererseits vermittelt auch in den kleineren Siedlungen viel Lebensqualität (vgl. Krejci & Gujer 1994, Schramm et al. 1994, aber auch Glücklich 1994).

Eine Siedlungswasserwirtschaft, die das Prädikat „sustainable" verdient, darf nicht ausschließlich auf technischen Verfahrensweisen beruhen, sondern muß den derzeit für die Problemver-

schiebung benötigte technischen Aufwand wieder zurückfahren. Soziale und technische Elemente müssen sich folglich verschränken. Eine verbesserte soziale Einbettung der Technologie soll dazu dienen, die sozio-ökonomischen (und auch die: subjektiven) Anteile an der Verursachung der Wasserkrise und deren Wahrnehmung so ins Spiel zu bringen, daß daraus neue Verhaltensweisen und ein veränderter Umgang mit dem Siedlungswasser resultieren können (vgl. Kluge et al. 1995).

Eine breite Aufmerksamkeit für die wasserpolitischen Probleme ist folglich die wichtigste Voraussetzung zu dieser radikalen Veränderung der Siedlungswasserwirtschaft. Dieses Interesse der Öffentlichkeit muß systematisch geschaffen und erhalten werden, wenn der Umgang mit Siedlungswasser ein nachhaltiger werden soll.

Es läßt sich plausibilisieren, daß gerade die technische Problemverlagerung[9] bis heute dazu führt, daß sich die öffentliche Aufmerksamkeit auf das Siedlungswasser nicht aufrecht erhalten läßt. Die verdorbenen Ressourcen in Versorgungsnähe werden aufgegeben - ohne daß die politische Diskussion über ihre Sanierung mit den Verursachern geführt wird; die ökologischen Auswirkungen der Fernwasserversorgung in anderen Regionen werden nur vereinzelt wahrgenommen (vgl. auch Kühn 1994). Ähnlich führen auch die Anstrengungen im Bereich der sog. Abwasserreinigung zu einer Dethematisierung der Probleme; als Erfolg der Klärtechnologie wird gewertet, daß die Flüsse nicht mehr durch Schaumberge gekrönt sind und keine regelmäßigen Fischsterben mehr passieren; die Rückkehr der Speisefische in die Gewässer läßt übersehen, daß die heutige Klärtechnik persistente polare Stoffe, Viren und Bakterien nicht zurückhalten kann.

Statt die mit dem Siedlungswasser erzeugte Krisenlage mit Hilfe einer überregionalen Problemverschiebung bewältigen zu wollen, müssen die Ressourcen „vor Ort" in den Mittelpunkt des Handelns gestellt werden (vgl. Kluge 1994, Krejci & Gujer 1994). Würde angestrebt, daß die Region mit ihrem eigenen Wasser auskommen muß, so würde das wahrscheinlich zu einer erhöhten sozialen Aufmerksamkeit auf die endogenen Ressourcen führen; hieraus könnte bei einer wasserpolitischen Umsetzung mittelfristig eine aufreinigungstechnische Abrüstung und langfristig eine merkliche Verringerung des Wasserdurchflusses resultieren (vgl. Kluge & Schramm 1995).

Dieses wasserpolitische Leitziel einer „regionalen Nachhaltigkeit" (Kluge 1994) beruht auf der Provokation, für die Versorgung einer fest abgegrenzten Region ausschließlich die endogenen Wasservorräte zu nutzen. Was zunächst wie unseriöse Utopie erscheint, enthält als rationalen Kern das Verursacherprinzip: Die Probleme, die in den Ballungszentren erzeugt werden, müssen auf Dauer auch dort gelöst werden.

Nutzungsgrenzen und Richtungen für Veränderungen können aus den Gesichtspunkten des nachhaltigen Ressourcenmanagements abgeleitet werden (vgl. auch Kluge 1994):

1. die Nutzungsrate der Wasserressourcen darf deren Erneuerung auch unter Extrembedingungen (z.B. mehrere Trockenjahre nacheinander) und bei Sicherung ökologischer Standards (z.B. Mindestfließmengen in den Bächen) nicht übersteigen und
2. wenn Schadstoffe emittiert werden, müssen sie sich unter den vorhandenen Bedingungen schnell in solcher Weise abbauen, daß weder Schadstoffakkumulationen noch ökologische Schäden an den Gewässern entstehen.

Soll der stofflich-energetische Aufwand bei der Rohwasseraufbereitung verringert werden, muß

3. kurz- bis mittelfristig ein wirksamer Grundwasserschutz und langfristig eine geordnete Sanierung von Altlasten und Grundwasser erfolgen.
4. Innerhalb der jeweiligen Region dürfen neben den sie durchfließenden Oberflächengewässer nur die sich dort innerhalb einer Generation (30 bis 50 Jahre) natürlich erneuernden Grundwasservorräte genutzt werden. Nur so wird ein intergenerativ verantwortungsvoller Umgang mit dem Wasser die Richtschnur des Handelns sein.
5. Regionale Nachhaltigkeit in der Wasserbewirtschaftung läßt sich nur erreichen, indem der Wasserhaushalt der Region durch ordnungspolitische Neuordnung der Entnahmen und Einleitungen entlastet wird. Der Druck auf das Grundwasser muß entschärft werden. Langfristig muß daher die Industrie aus dem Grundwasser herausgehalten werden.

Beendigung der Tiefenwasserbewirtschaftung und Umverteilung der Wassernutzung zwischen öffentlicher und industrieller Wasserversorgung sind wesentliche Säulen einer Neuordnung des regionalen Wasserhaushalts, die sich am Prinzip einer umweltgerechten Nachhaltigkeit orientiert. Diese Neuordnung des Wasserhaushalts wird aber nur funktionieren, wenn sie mit Entlastungsstrategien gekoppelt wird:

6. Nicht nur die Industrie, auch die öffentliche Wasserversorgung muß zur Entlastung des Grundwasserhaushalts beitragen. Sie muß mit weniger Wasser für die Region eine gleichbleibende Wasserversorgung sicherstellen. Dies bedeutet, die geförderte Trinkwassermenge insgesamt zu reduzieren.

   Neben einer Forcierung der konventionellen Sparstrategie im Gewerbe, im Haushalt und vor allem im öffentlichen Bereich muß teilweise eine Substitution von Wasser in Lebensmittelqualität treten (vgl. Cooperative 1991, Nolde 1995, Pfeiffenberger 1995); Trinkwasser darf auf Dauer nicht mehr undifferenziert für alle Zwecke verwendet werden. Regen- und Grauwasserversorgung müssen im städtischen Bereich durch eine Brauchwasserversorgung ergänzt werden, die einen teilweisen Umbau der im 19. Jahrhundert aufgebauten technischen

Netzwerke zur Voraussetzung hat: Für Neubauviertel mit Bürohochhäusern z.B. kan sich nicht nur eine Brauchwasserversorgung rechnen, sondern unter Umständen auch eine dezentrale Abwasserbehandlung. In Stadtrandbereichen kann ebenso wie im ländlichen Bereich die Verantwortung über das Abwasser wieder an die Verursacher zurückgegeben werden (vgl. Glücklich 1994, Schramm et al. 1994).

7. Die Technologien der zentralen Abwasserbehandlung schaffen nicht nur qualitativ unlösbare Probleme (z.B. die stoffwirtschaftlich nicht bewältigbaren Klärschlammberge). Sie transportieren auch in einer - im Vergleich zum natürlichen Wasserkreislauf - enorm beschleunigten Dynamik das Wasser aus der Region heraus. An die Stelle der beschleunigten Regenwasserabfuhr über die Kanalisation müssen - wo dies der Schadstoffgehalt der Niederschläge gestattet - Verfahren der naturnahen Bewirtschaftung der Niederschläge treten (vgl. Sieker 1994). Dabei müssen grundsätzliche Überlegungen angestellt werden, wie der regionale Wasserhaushalt gestützt, und der regionale und lokale Grundwasserspiegel wieder angehoben werden kann. Bei dem dazu möglichen Aufbau dezentraler Kreisläufe (vgl. Glücklich 1994, Schramm et al. 1994) sollte die Renaturierung der Fließgewässer mit dem Ziel der besseren Durchsickerung von Oberflächenwasser zum Grundwasser adäquat berücksichtigt werden.

Integraler Bestandteil dieser regional-nachhaltigen Wasserpolitik müssen soziale Prozesse sein. Wassersparen z.B. setzt ebenso wie der Ersatz von Trinkwasser direkt am Nutzungsverhalten an; die verschiedenen Verbrauchergruppen müssen sich fragen, für welchen Zweck, in welchem Umfang und wann Wasser in welcher Güte benötigt wird. Wenn dieser Prozeß nicht immer von Politik und Planung - z.B. mit Methoden eines Marketings angestoßen wird (vgl. Schaeffer 1995) - ist die Initiierung und Verankerung neuer integrativer Vorgehensweisen, z.B. in „sozial-ökologischen Problemgemeinschaften", erforderlich. Voraussichtlich wird es für die Initiierung dieses Prozesses notwendig werden, zentrale und dezentrale Momente zu verbinden (vgl. Kluge et al. 1995).

Mit Hilfe von sozial-ökologischen Allianzen und von Absprachen (zwischen den Wassernutzern und den Betreibern von Infrastruktureinrichtungen, z.B. zur Vermeidung von wasserbelastenden Haushaltschemikalien) könnte nicht nur der Technikeinsatz minimiert werden. Vielmehr könnten weitreichende Verhaltens- und nicht nur Einstellungsänderungen die Folge sein. Außerdem ließen sich neuartige Koalitionen und Arbeitsteilungen erreichen, z.B. bewußte Sanierungen von Grundwasserleitern durch ihre vorsichtige, hydrogeologisch abgestimmte Nutzung - kurzfristig für (industrielle) Brauchwasserversorgungen und langfristig für die öffentliche Versorgung (vgl. Schramm et al. 1995). Die heute wegen der Qualitätsprobleme von Planung und Wasserwirtschaft aufgegebenen endogenen Ressourcen kämen auf Dauer wieder in einen nutzbaren Zustand. Letztlich könnte es gelingen, auf diese Weise in der Region eine Wasserkultur der Nachhaltigkeit zu stiften.

Literatur

Baccini, P., 1994: Erste Schritte zu einer nachhaltigen regionalen Ressourcenwirtschaft. EAWAG-News 36: 17-19

Baccini, P., et al., 1993: Metapolis - Güterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt. Nationales Forschungsprogramm „Stadt und Verkehr" Zürich. Bericht 34a

Bleischwitz, R., et al. 1994: Zukunftsfähiges Deutschland. Zwischenbericht. Wuppertal: Wuppertal-Institut (Vervielfältigtes Manuskript)

Bringezu, St., F. Hinterberger, H. Schütz, 1994: Integrating Sustainability into the Systems of National Accounts: The Case of Interregional Material Flows. In: afcet Symposium „Models of Sustainable Development". Vol. 2, Paris 16-18

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 1993: Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. UBA-Texte 46/93

Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1989: Jahresbericht 1988. Koblenz: Eigendruck Cooperative, 1991: Rationelle Wasserverwendung in Frankfurt am Main. Darmstadt/Frankfurt a.M.: Privatdruck (Cooperative)

Glücklich, D., 1994: Gesamtkonzepte zum ökologischen und ökonomischen Umgang mit Wasser. Wasser, Abwasser, Wasserrecycling. In: IDA (Hrsg.), 2. Kißlegger Seminar: Dezentrale Abwasserbehandlung in der Umsetzung. S. 4-15

Hart, K., et al., 1993: The Occurrence and the Fate of Organic Pollutants in the Atmosphere. Water, Air and Soil Pollution 68: 91-112

Jahn, Th., 1989: Krise als gesellschaftliche Erfahrungsform. Frankfurt a.M.: iko-Verlag

Jurriens, K., 1992: Fluß- und Hafensedimente: praktische Bedeutung und Lösungsvorschläge, Arbeitstagung der IAWR 13: 143-146

Kampe, D., 1992: Neue Ansätze räumlicher Vorsorgepolitik. In: R. Mühlnickel (Hrsg.), Gewässerschutz in den neuen Bundesländern. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 88: 73-85

Kampe, D., G. Laven, K. Richter, L. Wiederhold, G. Wollin, 1994: Folgerungen aus der Analyse. Forschungs- und Sitzungsberichte der Akademie für Raumforschung und Landesplanung 192: 83-89

Kluge, Th., 1994: Ein Konzept für die ökologisch orientierte Wasserversorgung von morgen: Regionale Nachhaltigkeit. Politische Ökologie Sonder-H. 5: 38-43

Kluge, Th., & E. Schramm, 1988: Wassernöte. Zur Geschichte des Trinkwassers. Köln: Volksblatt

Kluge, Th., & E. Schramm, 1994: Nachhaltigkeit-konkret. Wechselwirkung 67: 36-40

Kluge, Th., et al., 1995: Wasserwende. Wie die Wasserkrise in Deutschland bewältigt werden kann. München: Piper

Krahe, P., & K. Wilke, 1994: Einfluß von Klima- und Landnutzungsänderungen auf das Abflußgeschehen im Einzugsgebiet des Rheins. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wssertechnologie 7: 137-145

Krejci, V., & W. Gujer, 1994: Konzept einer integrierten Siedlungsentwässerung. DVWK-Schriften 108: 105-119

Kühn, M., 1994: Nahe und ferne Wasser. Räumliche Aspekte der Wasserversorgung und ihre ökologische Bedeutung in Frankfurt a.M. und Dresden. Wasser Kultur-Texte 2

Mensching, H., 1993: Die globale Desertifikation als Umweltproblem. Geographische Rundschau 6: 360-365

Meyer-Abich, K.M., 1994: Dauerwirtschaft - Ein waldwirtschaftliches Leitbild für die industrielle

Waldwirtschaft. Scheidewege 24 (1994/95): 64-75

Milieu Defensie, 1994: Sustainable Netherlands. Aktionsplan für eine nachhaltige Entwicklung der Niederlande. Frankfurt a.M.: Privatdruck (Institut für sozial-ökologische Forschung)

Möhle, K.A., & R. Massanek, 1990: Trinkwasserbedarf und Trinkwasserverwendung im Haushalt. gwf-Wasser/Abwasser 130: 1-6

Nolde, E., 1995: Betriebswassernutzung im Haushalt durch Aufbereitung von Grauwasser. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 1/95: 17-25

Liebscher, H.J., 1994: Mögliche Auswirkungen von Klimaändeungen auf den Wasserhaushalt. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie 7: 31-65

Ludewig, M., 1990: Talsperren und Wasserwirtschaftliche Speicherbecken in der DDR. DVWK-Schriften 94: 107-154

Pfeiffenberger, U., 1995: Regenwassernutzung und Brauchwasserversorgung am Flughafen Frankfurt-Main. In: T. Koenigs (Hrsg.), Minus 50 % Wasser möglich. Einsparpotentiale beim Wasserverbrauch in Dienstleistungszentren, Bürogebäuden. Fallstudien aus der Praxis. Taunusstein: Blottner, S. 79-90

Seiler, K.P., & W. Lindner, 1993: Oberflächennahe und tiefe Grundwässer - Vorkommen und Bedeutung. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 37: 2-7

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin, 1992: Thesen zur Berliner Wasserversorgung. Umwelt- und Naturschutz für Berliner Gewässer 12: 4-5

Sieker, F., 1994: Technische Möglichkeiten für eine Regenwasserbewirtschaftung vor Ort. DVWK-Schriften 108: 91-103

Sontheimer, H., & E. Völker, 1987: Charakterisierung von Abwassereinleitungen aus der Sicht der Trinkwasserversorgung. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe 31

Schaeffer, R., 1995: Erfahrungen bei der Umsetzung einer neuen Wasserpolitik. In: DIFU (Deutsches Institut für Urbanistik (Hrsg.), Wasserwirtschaftspolitik in den Kommunen. Ansätze für eine „nachhaltige" Entwicklung (im Druck)

Schramm, E., et al., 1994: Abschlußbericht Teilprojekt Modellanalyse. BMFT-Forschungsprojekt 07 S 1010-1-FE2 Wasserkreislauf und urban-ökologische Entwicklung. (Unveröffentlicht)

Schumann, A.H., 1994: Änderungen der deutschen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse durch den anthropogenen Treibhauseffekt - ein kritischer Sachstandsbericht. Wasser & Boden 8/1994: 10-14

Statistisches Bundesamt 1995: Umwelt. Fachserie 19. Reihe 2.1f. 1991. Stuttgart

WRM (=Arbeitsgemeinschaft Wasserversorgung Rhein-Main), 1994: Wasserbilanz Rhein-Main 1990 - 2010. Fortschreibung 1991 bis 1993. Frankfurt a.M.: Privatdruck (Stadtwerke Frankfurt)

Wunderlich, M., 1994: Mögliche Auswirkungen auf die Qualität von stehenden und fließenden Gewässern. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie 7: 159-169

Endnoten

1 Die niederländische Wasserversorgung ist weitgehend abhängig von Rhein und Maas; die Konflikte mit den oberliegenden Nachbarstaaten um die Wasserqualität haben zur Gründung der IAWR geführt.

2 Ergänzend schlägt Milieu Defensie (1994: 45) eine langsamere Ableitung von Wasser ins Meer und zur Regeneration trockengefallener Naturschutz- und Waldgebiete die Verringerung der

Grundwasserförderung und damit einen vermehrten Einsatz von Oberflächengewässern für die (Trink-)Wasserversorgung vor.

3 Würden zusätzlich auch noch die schätzungsweise 10-15 x 10^9 m Niederschlagswasser, das von versiegelten Flächen durch die Kanalisation abgeleitet wird, als (indirekte) Nutzung einbezogen werden, so würde sich der Index auf 0.5 erhöhen.

4 Eine Abweichung vom globalen Bezugsraum ist auch für die Versauerung und Holznutzung vorgesehen; hier wird die kontinentale Ebene vorgeschlagen. Vgl. Bleischwitz etal a. 1994: 33.

5 Ein Erwachsener nimmt nach Baccini et al. (1993) im Durchschnitt täglich nur 2,2 Liter Wasser zu sich. Im Jahr sind das 0,8 m^3. Im Vergleich dazu sind die 270 m^3/a oder 740 Liter/d Wasser, die durch die derzeitige Wasserinfrastruktur geführt werden, gigantisch. Historisch wären allerdings auch die Wassermengen zu berücksichtigen, die für die Tränke von Zugtieren, Reitpferden usw. benötigt wurden.

6 Nach Baccini et al. (1993) nimmt täglich jeder Mensch 1,2 l in Form von Getränken und 1l mit der festen Nahrung auf; zusätzlich sind noch ca. 4 l Wasser zum Kochen und zur Zubereitung, sowie etwa 11,8 l zum Geschirrspülen zu berücksichtigen (vgl. Möhle & Massanek 1989).

7 Der Tendenz zur aufwendigen Reinigung von Rohwasser stehen ökonomische und ökologische Grenzen entgegen. Der chemisch-energetische Aufwand zur Reinigung des Wassers muß bei fortschreitender Verschmutzung immer weiter und zudem mit steigenden Kosten gesteigert werden. Außerdem lassen sich nicht alle trinkwasserrelevanten Stoffe entfernen (vgl. Sontheimer & Völer 1987). Bei der Behandlung von Grund- und Oberflächenwasser durch Belüftung und Ausfällung im Wasserwerk entstehen außerdem Aufbereitungsschlämme, die sich aufgrund der Verunreinigungen nicht verwerten lassen, sondern erheblichen Raumbedarf zur Ablagerung erfordern (vgl. Milieu-Defensie 1994: 40).

8 Für eine nachhaltige Änderung unseres Umgangs mit Wasser wird es aber besonders maßgeblich sein, die indirekten Material-Inputs zu reduzieren, wie sie sich bei der Analyse der verschiedenen Bedarfsfelder gezeigt haben. Dafür muß zunächst für die verschiedenen Bedarfsfelder gezeigt werden, wie die Bedürfnisse mit weniger Material- und Energieinputs in gleicher („Effizienz"-Strategie) oder in abgeänderter Weise („Suffzienz"-Strategie) befriedrigt werden können.

9 Gemeinsam mit einer funktionierenden Infrastrukturtechnik: Solange ständig Wasser aus dem Hahn kommt bzw. im Gully abfließt, ist es schwierig zu begreifen, daß ein latenter Krisenzustand herrscht.

Problemfelder und Perspektiven des Grundwasserschutzes

Dr. Rolf Meyer

(Büro für Technikfolgen-Abschätzungbeim Deutschen Bundestag)

1. Wasserhaushalt der Bundesrepublik Deutschland

Der natürliche Wasserhaushalt bildet die Grundlage für die Wasserversorgung von Bevölkerung, Industrie und Landwirtschaft. Grundwasser ist die wichtigste Quelle für die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser. Derzeit werden in der Bundesrepublik Deutschland rund 70 % des Trinkwassers (73 % in Westdeutschland, 64 % in Ostdeutschland) aus Grundwasser gewonnen.

Wasser ist in allen Bereichen der Umwelt ein konstitutiver Bestandteil. Wasser stellt ein eigenes Umweltmedium dar und trägt entscheidend zum Stoffaustausch zwischen den Umweltmedien bei. Der Wasserhaushalt wird üblicherweise in der Form eines Wasserkreislaufes beschrieben. Grundwasser ist ein wichtiger Bestandteil des Wasserkreislaufes. Grundwasser zeichnet sich dadurch aus, daß es auf veränderte Bedingungen bzw. Schadstoffbelastungen wesentlich empfindlicher und vor allem nachhaltiger reagiert als Oberflächengewässer und viele andere Ökosysteme. Die Selbstreinigungskräfte des Grundwassers sind in der Regel sehr gering. In Verbindung mit den langen Verweilzeiten im Grundwasserleiter bedeutet dies, daß einmal eingetretene Verunreinigungen des Grundwassers lange bestehen bleiben und nur schwer bis gar nicht sanierbar sind.

Die Bundesrepublik Deutschland ist insgesamt ein wasserreiches Land. Dabei ist das Wasserdargebot in den alten Bundesländern bedeutend günstiger einzuschätzen als in den neuen Bundesländern. Wegen des geringeren Niederschlags und der höheren Verdunstung beträgt die Grundwasserneubildung in den neuen Bundesländern nur etwa 9 Mrd. m^3 gegenüber etwa 63 Mrd. m^3 in den alten Bundesländern (siehe Tabelle 1). Während das mengenmäßige Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland insgesamt für die verschiedenen Nutzungen ausreichend ist, treten regional Mengenprobleme infolge von Grundwassernutzungen auf.

Tab.1: Wasserdargebot und Wassernutzung in der Bundesrepublik Deutschland

1991	Wassermenge (in Mrd. m^3 pro Jahr)	Nutzungsanteil (in % der abfließenden Wassermenge)
Alte Bundesländer		
Wasserdargebot (abfließendes Grund- und Oberflächenwasser)	162,0	-
Grundwasserneubildung	63,0	-
öffentliche Wasserversorgung	5,1	3,1
Bergbau und Industrie	9,0	5,5
Wärmekraftwerke	27,9	17,2
Neue Bundesländer		
Wasserdargebot (abfließendes Grund- und Oberflächenwasser)	29,0	-
Grundwasserneubildung	9,0	-
öffentliche Wasserversorgung	1,4	4,8
Bergbau und Industrie	2,0	6,9
Wärmekraftwerke	0,9	3,1

Quelle: Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1992/93, Berlin1994, S. 320 ff.

2. TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“

In diesem Kontext hat das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) eine Technikfolgen-Abschätzung (TA) zum Problembereich „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“ - im Auftrag des Ausschusses für Forschung, Technologie und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages - durchgeführt. In diesem TA-Projekt wurden die folgenden Untersuchungsschwerpunkte bearbeitet:

- Verhinderung zukünftiger Grundwasserverunreinigungen - Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz;
- Behebung schon eingetretener Grundwasserverunreinigungen - Konzepte zur Grundwassersanierung;
- regionale Mengenprobleme der Wasserwirtschaft - Grundwasserdefizitgebiete durch Braunkohlenbergbau in den neuen Bundesländern;
- Sicherstellung der Wasserversorgung - Zukunftsperspektiven der Wasserversorgungswirtschaft.

Im folgenden werden einige Ergebnisse aus dem ersten Untersuchungsbereich - der Analyse von Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz - referiert (Meyer et al. 1995). Bei den Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz wurde ein verursacherbezogener Untersuchungsansatz gewählt. Untersucht wurden die Bereiche Landwirtschaft sowie Bausektor (exemplarisch für Industrie und Gewerbe). Außerdem wurde eine Problemanalyse zum Bereich Verkehr erarbeitet. Die TA-Konzeption für den Untersuchungsbereich Vorsorgestrategien beinhaltete folgende Untersuchungsschritte:

- Analyse der Ist-Situation - Beschreibung der vom Verursacherbereich ausgehenden Grundwassergefährdungspotentiale sowie der ökonomischen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen;
- Identifikation und Charakterisierung der Handlungsinstrumente - Beschreibung aller aktuell diskutierten Instrumente zum vorsorgenden Grundwasserschutz;
- Entwicklung von Vorsorgestrategien - Beschreibung von Leitbildern sowie Auswahl und Zuordnung geeigneter Handlungsinstrumente;
- Analyse der Vorsorgestrategien - Untersuchung der Vorsorgestrategien auf Realisierungs- und Umsetzungsprobleme, Effektivität sowie ökonomische, soziale und ökologische Folgen;
- Zusammenführung der Ergebnisse - in Ausrichtung auf den parlamentarischen Beratungs- und Entscheidungsbedarf.

Ausgehend von diesem komplexen Untersuchungsprogramm konzentrieren sich die weiteren Ausführungen auf den Verursacherbereich Landwirtschaft. Neben qualitativen Analysen sind im Untersuchungsbereich Landwirtschaft auch quantitative Abschätzungen durchgeführt worden. Anders als bei der quantitativen Abschätzung der Nitratbelastung in der Bundesrepublik Deutschland durch Wendland et al. (1993), bei der möglichst räumlich und sachlich differenziert die potentielle Nitratbelastung des Grundwassers beschrieben werden sollte, ging es bei den Modellberechnungen in dem TA-Projekt darum, mittels einer gröberen Abschätzung Szenarienberechnungen durchzuführen und neben der potentiellen Grundwasserbelastung auch die ökonnomischen Auswirkungen abzuschätzen, um die tendenziellen Auswirkungen der Vorsorgestrategien zu illustrieren.

3. Grundwassergefährdungspotentiale

Während das mengenmäßige Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland insgesamt ausreichend ist, bestehen bei der **Qualität des Grundwassers** erhebliche Probleme. Insbesondere das oberflächennahe Grundwasser ist fast flächendeckend mehr oder weniger starken anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Gefahren drohen dem Grundwasser:

- in Siedlungsgebieten und Ballungsräumen vor allem durch punktuelle Gefährdungsquellen wie Altlasten, Industrie und Gewerbe sowie undichte Kanalisationen;
- linienförmig entlang der Verkehrswegenetze durch Emissionen des Verkehrs;
- in ländlichen Regionen durch intensive landwirtschaftliche Bodennutzungen und durch Schadstoffeinträge über den Luftpfad (insbesondere in versauerungsgefährdeten Mittel- und Hochgebirgslagen).

Die Ursachen für die erheblichen Unterschiede in Art und Umfang der Grundwasserbelastungen der einzelnen Standorten liegen nicht nur in den unterschiedlichen geologischen Voraussetzungen, sondern vor allem auch in den unterschiedlichen wirtschaftlichen Aktivitäten. Mit anderen Worten: die industrielle und landwirtschaftliche Struktur der jeweiligen Regionen spiegelt sich im Ausmaß und im Schadstoffspektrum der dort vorhandenen Grundwasserbelastungen wider.

Im Gegensatz zu der Verunreinigung der Oberflächengewässer wurde die zunehmende Belastung des Grundwassers erst vergleichsweise spät in der öffentlichen Debatte thematisiert, wobei im Verlauf der Zeit jeweils bestimmte Schadstoff- und/oder Verursachergruppen im Mittelpunkt standen (siehe Tabelle 2). In den sechziger Jahren drehte sich die Diskussion in erster Linie um Gefährdungen durch **Mineralölprodukte**. Durch die Umstellung der Haushaltsheizungen auf Öl stieg damals die Zahl der Grundwasserschadensfälle in bedenklichem Maße an. Obwohl es gelang, innerhalb kurzer Zeit wirksame Schutzmaßnahmen (Doppelwandtanks, Auffangwannen) durchzusetzen, werden auch heute noch viele Schadensfälle durch das Versickern von Mineralölprodukten verursacht, hauptsächlich allerdings infolge von Unfällen beim Transport.

Tab.2: Entwicklung der öffentlichen Debatte um Grundwassergefährdungspotentiale

Zeitraum	**Grundwassergefährdungspotential**	**Verursacherbereich**
60er Jahre	Mineralölprodukte	Haushalte, Verkehr
70er Jahre	organische Halogenverbindungen	Industrie
	Nitrat	Landwirtschaft
80er Jahre	Pflanzenschutzmittel	Landwirtschaft, (Verkehr)
	Schwermetalle, organische Kohlenwasserstoffe u.a.	Altlasten
90er Jahre	saurer Regen	Energieerzeugung, Verkehr, Industrie, Landwirtschaft
	organische Kohlenwasserstoffe über Luftpfad	Industrie, Verkehr, (Landwirtschaft)

Mitte der siebziger Jahre wandte sich das Interesse den **organischen Halogenverbindungen** zu, nachdem deren karzinogene Wirkung erkannt worden war. Die Ergebnisse der daraufhin durchgeführten Untersuchungen an Rohwässern machten zweierlei deutlich: Zum einen zeigte sich, daß viele Grundwasservorkommen insbesondere in den Ballungsräumen bereits so hoch belastet waren, daß sie für die Trinkwassergewinnung kaum noch in Frage kamen. Zum anderen wurde endgültig klar, daß die Vorstellung von der Schutzfunktion der Deckschichten und der hinreichenden Reinigungskapazität des Bodens nicht länger aufrecht zu erhalten war.

Spätestens zu Beginn der achtziger Jahre rückte die **Landwirtschaft** als Verursacher von Grundwasserbelastungen ins Blickfeld. Dies stand im Zusammenhang mit der Festlegung von Grenzwerten für Nitrat und Pflanzenschutzmittel im Rahmen der EG-Trinkwasserrichtlinie, die von vielen Wasserversorgungsunternehmen nicht eingehalten werden konnten. Durch die Herabsetzung der deutschen Grenzwerte im Jahre 1986 bei gleichzeitigem Anstieg der realen Belastungswerte wurde die Situation noch verschärft. Deutlich wurde, daß Veränderungen der landwirtschaftlichen Produktion wie die flächenunabhängige (Massen-)Tierhaltung, die regionale Konzentration der Tierhaltung, die Verengung von Fruchtfolgen, der Grünlandumbruch und die Intensivierung in der Pflanzenproduktion zu den gravierenden Grundwasserbelastungen geführt haben.

Landwirtschaftliche **Nitratüberschüsse** stellen derzeit das größte landwirtschaftliche Grundwassergefährdungspotential dar. Neben der möglichen Gesundheitsgefährdung sind Nitratbelastungen des Grundwassers auch unter ökologischen Aspekten bedenklich, da sie zur Euthrophierung der Gewässer beitragen. Der Trend der Vergangenheit war, daß in vielen Gebieten die Nitratgehalte im Rohwasser kontinuierlich angestiegen sind und die Belastungsschwerpunkte sich räumlich ausgedehnt haben. Um eine Abschätzung des Gefährdungspotentials vorzunehmen, wurden im Rahmen des TA-Projektes durch das Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn Stickstoffbilanzen sowohl für die alten wie für die neuen Bundesländer erstellt. Die Stickstoffbilanz gibt (vereinfacht) die Differenz zwischen der Stickstoffzufuhr durch Düngung und dem Stickstoffentzug durch das Erntegut an (siehe Tabelle 3). Ein Bilanzüberschuß stellt einen Indikator für die potentielle Nitratbelastung des Grundwassers dar.

In den alten Bundesländern betrug der landwirtschaftliche Bilanzüberschuß 1987 im Durchschnitt 116 kg N/ha, bezogen auf die landwirtschaftlich bewirtschaftete Fläche (siehe Abbildung 1). Für das Gebiet der ehemaligen DDR weist die Bilanz für das Jahr 1989 einen durchschnittlichen Überschuß von 134 kg N/ha aus (siehe Abbildung 2). Durch eine verringerte Mineral- und Wirtschaftsdüngerzufuhr verminderte sich der berechnete Bilanzüberschuß für die neuen Bundesländer 1990 deutlich auf 100 kg N/ha bewirtschafteter Landwirtschaftsfläche (siehe Abbildung 3). Die durchgeführten Analysen haben darüberhinaus ergeben, daß ohne weitergehende Vorsorgemaßnahmen auch zukünftig die Stickstoffbilanzüberschüsse und damit

Tab.3: Vorgehensweise bei der Erstellung der Stickstoffbilanzen

Stickstoffzufuhr	+ mineralischer N-Dünger + N-Anfall aus tierischer Produktion + symbiotische N-Fixierung + asymbiotische N-Fixierung + Einträge aus der Atmosphäre
Stickstoffentzüge bzw. -verluste	- Entzüge durch das Erntegut - Ammoniakverluste
Stickstoffbilanzsaldo	= Auswaschung und Denitrifikation

die Nitratbelastungen des Grundwassers auf einem hohen Niveau verbleiben werden. Die Extensivierungseffekte der EG-Agrarreform werden voraussichtlich nicht genügen, um das Grundwassergefährdungspotential durch Nitrat ausreichend zu verringern.

Die Grundwasserbelastungen mit **Pflanzenschutzmitteln** werden im wesentlichen durch Wirkstoffe gegen Unkräuter (Herbizide) und gegen bodenlebende Fadenwürmer (Nematizide) verursacht und gehen auf Anwendungen in der Landwirtschaft und anderen Bereichen (Schienenverkehr, Kleingärten, Kommunalbereich) zurück. Für Pflanzenschutzmittelrückstände im Trinkwasser besteht ein äußerst niedriger Vorsorgewert, der mit 0,1 Mikrogramm pro Liter an der Schwelle der Nachweisbarkeit liegt. Seit 1986 ist im Pflanzenschutzgesetz das Grundwasser als Schutzgut ausdrücklich genannt. In Zukunft wird sich das Grundwassergefährdungspotential durch Pflanzenschutzmittel nur dann weiter verringern, wenn das deutsche Schutzniveau sich EU-weit durchsetzen läßt. Besonders verletzliche Grundwasserleiter können allerdings nur bei einem vollständigen Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmaßnahmen ausreichend geschützt werden.

Industrie und Gewerbe gehören nach wie vor zu den wesentlichsten Verursacherbereichen von Grundwassergefährdungen. Die öffentliche Aufmerksamkeit und die rechtlichen Regelungen sind sehr stark auf die industriellen Produktionsprozesse konzentriert. Möglichen Grundwassergefährdungspotentialen der Produkte ist dagegen bisher wenig Beachtung geschenkt worden. Die große Vielzahl der hergestellten und verwendeten Stoffe, die Vielfalt der Branchen und Produktionsbereiche und die dementsprechend sehr unterschiedlichen Umwelt- und Grundwasserbelastungspfade im Gesamtkomplex Industrie und Gewerbe machten es in dem TA-Projekt notwendig, die Untersuchungen auf einen exemplarischen Wirtschaftszweig zu begrenzen, wobei der Bausektor gewählt wurde. Eine Beurteilung von Grundwassergefährdungspotentialen durch diesen Sektor ist mit erheblichen Problemen verbunden. Die Art und Zusammensetzung der verwendeten Bau- und Bauhilfsstoffe ist außerordentlich vielfältig und zudem einem permanenten Wandel unterworfen. Genaue Kenntnisse über Art und Menge der im Bauwesen gehandhabten Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse liegen nicht vor. Im Gegensatz zu dem zeitlich eingrenzbaren Risiko, das während der Dauer von Baumaßnahmen be-

steht, ist das Risiko von Grundwasserbelastungen während der Phasen der Nutzung und des Abrisses zeitlich schwer zu bestimmen und von der Lebensdauer der Bauwerke sowie von der Latenzzeit der Stofffreisetzung abhängig. Schließlich kommen Grundwassergefährdungen erst aus dem Zusammenwirken von Stoffeigenschaften und Standortbedingungen zustande. Im Gegensatz zu den relativ gut bekannten Grundwassergefährdungspotentialen anderer Verursacherbereiche, wie etwa der Landwirtschaft, bestehen im Hinblick auf den Bausektor noch erhebliche Kenntnisdefizite. Unter Vorsorgegesichtpunkten ist die genaue Ermittlung und Bewertung dieser Belastungspotentiale der erste notwendige Schritt, um Gefährdungspotentiale zu verringern und zu vermeiden.

Unter **Altlasten** (Altablagerungen und Altstandorte) werden durch menschliche Aktivitäten verursachte Schadstoffanreicherungen in Boden oder Grundwasser verstanden, von denen Gefährdungen für Menschen oder Umwelt ausgehen können. 1992 waren rund 137.000 Verdachtsflächen in den alten und neuen Bundesländern erfaßt. Bei Altlasten handelt es sich in der Regel um Vielstoffgemische, die sich einer detaillierten Einzelstoffanalyse entziehen. Die vielfach benutzten Gruppen- und Summenparameter, mit denen ganze Stoffklassen erfaßt werden, können jedoch nur als Orientierung dienen, da ihre toxikologische Aussagekraft hinsichtlich akuter Gefährdungspotentiale sehr beschränkt ist. Hinzu kommt, daß sich die ursprünglich eingebrachten Stoffe durch Abbau- und Metabolisierungsprozesse verändern und neue, analytisch schwer erfaßbare Stoffzusammensetzungen entstehen können, die u.U. ein ganz anderes Migrations- und Umweltverhalten aufweisen als die Ausgangsstoffe. Die Frage nach dem Umfang der erforderlichen Sanierungsmaßnahmen und dem anzustrebenden Sanierungsziel, also dem anzustrebenden Reinheitsgrad, ist nach wie vor umstritten. Nach überwiegender Auffassung kann es jedoch im Regelfall nicht um die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes gehen, da dies auf naturgegebene, technische und wirtschaftliche Grenzen stößt. Sanierung wird also in der Regel in einem eingeschränkten Sinne verstanden als Abwehr der von der Verunreinigung ausgehenden Gefahren unter Hinnahme einer im Hinblick auf die Folgenutzung tolerierbaren Restbelastung.

Die Grundwassergefährdungspotentiale des **Verkehrssektors** sind dadurch gekennzeichnet, daß von allen Verkehrsbereichen der Straßenverkehr - durch Abgasemissionen, die über den Luftpfad zu sauren Niederschlägen führen (s.u.), und durch weitere Schadstoffe, die auf den verkehrswegenahen Flächen in den Boden gelangen, - flächenmäßig das Grundwasser am stärksten belastet. Der hohe Anteil des Straßenverkehrs an der Verkehrs- bzw. Transportleistung, seine Emittentenstruktur sowie die umfangreiche Ausdehnung des Straßennetzes bedingen dies. Betroffen von den linienförmigen Schadstoffeinträgen sind die Böden der Straßenrandbereiche und Oberflächengewässer über die Einleitung der Fahrbahnentwässerung. Die bisher am häufigsten festgestellten Grundwasserverunreinigungen durch den Straßenverkehr sind von im Winterdienst eingesetzten Tausalzen verursacht worden. Ein hohes Gefährdungspotential besteht weiterhin durch Unfälle beim Transport von wassergefährdenden Stoffen.

Beim Schienenverkehr führt vor allem der Herbizideinsatz zur Aufwuchsbeseitigung auf den Gleisanlagen zu Grundwasserverunreinigungen. Außerdem bestehen im Bereich der Bahnen zahlreiche Altlasten. Beim Luftverkehr gehen Grundwasserverunreinigungen von stickstoffhaltigen Auftaumitteln aus. Weiterhin stellen die Pipeline- und Tanksysteme der Flughäfen ein großes Grundwassergefährdungspotential dar.

Grundwassergefährdungspotentiale durch Schadstoffeinträge über den **Luftpfad** haben in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Die Säurebildner Schwefeldioxid, Stickoxide und Ammoniak tragen maßgeblich zu den Waldschäden und zur Versauerung von Boden und Gewässern bei. Die Versauerung bewirkt die Mobillisierung von Bodeninhaltsstoffen (Nährstoffe, Aluminium, Schwermetalle, organische Stoffe), die bis ins Grundwasser ausgetragen werden können. Dies führt zu Beeinträchtigungen der Trinkwasserversorgung und zu ökologischen Folgewirkungen. Während die Schwefeldioxid-Emissionen (wichtigste Verursacherbereiche: Energieerzeugung und Industrie) stark zurückgegangen sind, blieben die Stickoxid-Emissionen (Hauptverursacherbereich Straßenverkehr) und die Ammoniak-Emissionen (Landwirtschaft fast alleiniger Verursacher) unverändert hoch und bedürfen einer erheblichen Reduktion. Das Grundwassergefährdungspotential von organischen Luftverunreinigungen (leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe, aromatische Kohlenwasserstoffe (z.B. Benzol), Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe, Phthalsäureester (Weichmacher für PVC-Kunststoffe) u.a.) ist erst seit kurzem nachgewiesen und bisher wenig beachtet worden. Organische Schadstoffe bzw. ihre atmosphärischen Reaktionsprodukte sind sowohl in der Luft als auch im Niederschlags- und Bodensickerwasser sowie teilweise im Grundwasser ubiquitär nachweisbar. Wahrscheinlich sind alle Grundwasserleiter, die bezüglich der Grundwasserversauerung gefährdet sind, auch gegenüber dem atmosphärischen Eintrag von organischen Schadstoffen als gefährdet anzusehen.

Wie die Analyse der Grundwassergefährdungspotentiale zeigt, sind viele Grundwasservorkommen durch Belastungen aus Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe, Verkehr, Altlasten sowie durch Austausch mit verschmutzten Oberflächengewässern und durch Stoffeinträge über den Luftpfad gefährdet. Diese Grundwasserbelastungen führen sowohl zu Beeinträchtigungen der Trinkwasserversorgung als auch zu ökologischen Auswirkungen.

Die Wasserwirtschaft hat die Aufgabe, die Ansprüche der verschiedenen Wassernutzer auszugleichen und in vertretbaren Grenzen zu erfüllen. Wasserwirtschaft ist also die zielbewußte Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das ober- und unterirdische Wasser. Ausgehend von der Problemanalyse wurden im Rahmen des TA-Projektes **zwei grundsätzliche Strategien zur zukünftigen Entwicklung der Wasserwirtschaft** herausgearbeitet. Die beiden Strategien des räumlich differenzierten bzw. flächendeckenden Grundwasserschutzes folgen dabei unterschiedlichen Leitbildern und Zielsetzungen.

Unter Vorsorgestrategien wird die zielgerichtete Bündelung von politischen Handlungsoptionen bzw. Instrumenten zur Gewährleistung eines umfassenden und präventiven Grundwasser-

schutzes verstanden. Die vom TAB entwickelten und untersuchten Strategien zielen im Bereich Landwirtschaft vorrangig darauf, das Grundwassergefährdungspotential durch Nitrat und Pflanzenschutzmittel deutlich zu verringern.

4. Räumlich differenzierter Grundwasserschutz

Das **Leitbild** dieser Strategie ist der Schutz des Grundwassers als Ressource der Trinkwasserversorgung. Mit der Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes sollen also weitere Schadstoffeinträge in den Gebieten unterbunden werden, die jetzt oder künftig für die Trinkwassergewinnung genutzt werden. Vorrangige **Zielsetzung** ist die Sicherstellung einer einwandfreien Trinkwasserversorgung (siehe Tabelle 4).

Diese Strategie schließt an die derzeit realisierte Schutzpolitik an. Das bestehende Instrumentarium des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) soll konsequent genutzt und ggf. weiterentwickelt werden. Vorrangig sollen die Umsetzungs- und Vollzugsdefizite bei der Ausweisung und Beauflagung von Wasserschutzgebieten abgebaut werden.

Ausgewiesene Wasserschutzgebiete sind die Grundvoraussetzung für verursacherspezifische Auflagen. Nach wie vor fehlen Schutzgebietsverordnungen für zahlreiche Wassergewinnungsgebiete der öffentlichen Wasserversorgung in den alten Bundesländern. Weiterhin sind zahlreiche Schutzgebiete zu klein ausgewiesen, so daß sie nicht das gesamte Einzugsgebiet umfassen. Im Rahmen dieser Strategie soll daher die **Ausweisung von Wasserschutzgebieten** intensi-

Tab.4: Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes

Leitbild:	Schutz des Grundwassers als Ressource der Trinkwasserversorgung.
Zielsetzungen:	Sicherstellung der Trinkwasserversorgung.
Vorgehensweise:	Anknüpfung an das bestehende wasserrechtliche Instrumentarium, verstärkte Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Auflagen für Wasserschutzgebiete, Kooperationslösungen in Wasserschutzgebieten, Wassereinsparen.
Sanierungspriorität:	Abwehr von akuten Gefahren für die Trinkwasserversorgung.
Konfliktpotentiale:	räumliche Nutzungskonkurrenzen und lokale Widerstände, Widerspruch von Umweltschutz und Wasserwirtschaft, keine Wirksamkeit gegenüber Schadstoffeinträgen über den Luftpfad und bei flußwasserbeeinflussten Grundwasserleitern, eingeschränkte Gestaltungsspielräume für die zukünftige Wasserversorgung

viert und beschleunigt werden. Die Größe der Wasserschutzgebiete ist grundsätzlich auf das gesamte Wassereinzugsgebiet auszudehnen. Um eine verstärkte Ausweisung von Wasserschutzgebieten zu erreichen, werden die konsequente Nutzung des bestehenden Rechts, die Vereinfachung der Ausweisungsverfahren, die bessere Ausstattung der Wasserbehörden sowie die Nutzung von Kooperationsmodellen vorgeschlagen.

Die Defizite bei den **Auflagen in Wasserschutzgebieten** sind vor allem zurückzuführen auf veraltete Schutzgebietsverordnungen und den Anpassungsbedarf bei Musterschutzgebietsverordnungen und Richtlinien. Die in den letzten Jahren verbesserten Kenntnisse insbesondere über die Vermeidung von Nitrat- und Pflanzenschutzmittelbelastungen im Grundwasser sind vielerorts noch nicht in Schutzgebietsverordnungen eingeflossen. Der Stand der Akualisierung der Rahmenverordnungen bzw. Verwaltungsvorschriften ist in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich, und die Erarbeitung moderner technischer Richtlinien für Wasserschutzgebiete ist bisher nur allmählich vorangekommen. Anküpfend an moderne Verordnungen sollen dementsprechend für den Bereich Landwirtschaft die Auflagen zur Bewirtschaftung und Düngung in Wasserschutzgebieten so verschärft bzw. aktualisiert werden, daß eine Beeinträchtigung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Maßnahmen nicht mehr zu besorgen ist. Da die Kontrolle von ordnungsrechtlichen Auflagen für die Landwirtschaft nur bedingt möglich ist, sollte die Auflagenfestsetzung in Kooperationen eingebunden sein.

Ein wichtiger Faktor zum Abbau von Hemmnissen ist die Verbesserung und Erweiterung der bisher schon praktizierten **Kooperationslösungen** zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft. In den letzten Jahren sind mit der lokalen und regionalen Zusammenarbeit von Land- und Wasserwirtschaft positive Erfahrungen gesammelt worden. Kooperationslösungen werden genutzt, um sich über Datenerhebungen und Problemfeststellungen zu verständigen, um die Beratung der Landwirte zu verbessern und um in privatrechtlichen Vereinbarungen eine grundwasserverträgliche Landbewirtschaftung festzulegen. Durch landesweite Rahmenvereinbarungen nach dem Vorbild Nordrhein-Westfalen könnten neue Kooperationen angeregt und Beiträge zur Weiterentwicklung bestehender Kooperationen geleistet werden.

Trotz der grundsätzlichen Kritik (Verstoß gegen das Verursacherprinzip) wird den **Ausgleichszahlungen** an die Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten nach § 19 Abs. 4 WHG im allgemeinen eine positive Wirkung zugestanden. Die bundesweite Vereinheitlichung dieser Ausgleichszahlungen (durch Festlegung von Grundsätzen der Ausgleichsgewährung im Wasserhaushaltsgesetz) könnte dazu dienen, die Ungleichbehandlungen zwischen den Ländern, die sehr unterschiedliche Ausgleichsregelungen gewählt haben, abzubauen und die Praxis der Ausgleichsgewährung zu verbessern. Voraussetzung für diese Handlungsmöglichkeit ist allerdings, daß sich die Länder auf ein gemeinsames Ausgleichsmodell verständigen.

Eine **Verringerung des Wasserverbrauchs** (Wassereinsparung) stellt eine sinnvolle Ergänzung des vorsorgenden Grundwasserschutzes dar, gerade auch des räumlich differenzierten

Grundwasserschutzes, um noch unbelastete Grundwasservorräte zu schonen. Zu einer Verringerung des Wasserverbrauchs können Einsparungen, Verlustreduktionen und die Substitution von Trinkwasser durch Brauchwasser beitragen.

Für die **Modellberechnungen** wurden als Bewirtschaftungsauflagen in den Wasserschutzgebieten fruchtartspezifische Düngungshöchstgrenzen für Stickstoff, ein Viehbesatz von maximal 1 DE/ha, ein Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage und ein Verbot des Grünlandumbruchs unterstellt (siehe Tab. 5).

Die Modellrechnungen zeigen, daß die Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes entsprechend ihrer Zielsetzung in den Wasserschutzgebieten zu einer deutlichen Reduktion des Grundwassergefährdungspotentials durch Nitrat bis zum Simulationsjahr 2005 führt.

Für die Wasserschutzgebiete wurde ein Überschuß von durchschnittlich 48 kg N/ha berechnet (Jahr 2005, alte Bundesländer). Im Gesamtdurchschnitt der alten Bundesländer beträgt der Stickstoffbilanzüberschuß aber immer noch 117 kg N/ha, da nur rund 10 % der landwirtschaftlichen Gesamtfläche in den Wasserschutzgebieten liegt (siehe Abbildung 4).

Aus der Analyse der Vorsorgestrategie sollen zwei weitere Punkte hervorgehoben werden.

Tab.5: Annahmen für die Modellrechnung zur Strategie I - räumlich differenzierter Grundwasserschutz

Außerhalb von Wasserschutzgebieten: keine Bewirtschaftungsauflagen / keine Ausgleichszahlungen		
Innerhalb von Wasserschutzgebieten:		
1.	N-Düngungshöchstmengen (in kg/ha):	
	Winterweizen	110
	Roggen, Wintergerste	85
	Winter- und Sommergerste	85
	Hafer	95
	Sommerweizen, Sommergerste	75
	Körnermais	120
	Kartoffeln	120
	Zuckerrüben	150
	Winterraps	135
	Sommerraps	90
	Grünland, Feldgras	140
	Silomais	140
	Runkelrüben	150
	Leguminosen	0
2.	Viehbesatz: max. 1 DE/ha	
3.	Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage	
4.	Verbot von Grünlandumbruch	
5.	Regionsspezifische Ausgleichszahlungen: durchschnittlich nominal 441 DM/ha (real 259 DM/ha)	

Beim räumlich differenzierten Grundwasserschutz ist mit **Realisierungs- und Umsetzungsproblemen** zu rechnen. Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten läßt sich nicht beliebig beschleunigen. Anstelle der besseren Ausstattung der Wasserbehörden sind die Länder aufgrund knapper Finanzmittel im Gegenteil bestrebt, insbesondere Personal in ihren Verwaltungen abzubauen.

Eine Vereinheitlichung der Ausgleichszahlungen wird durch die divergierenden Landesregelungen erschwert. Konflikte mit der Landwirtschaft lassen sich bei Standorten mit hohem Grundwassergefährdungspotential und in Regionen mit konzentrierter Tierhaltung oder hohem Sonderkulturanteil nicht völlig verhindern. Die Unterschiede zwischen den Auflagen innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete würden zunehmen. Wasserschutzgebiete stehen örtlich und regional im Interessenkonflikt mit anderen räumlichen Nutzungen. Kommunen sehen ihre wirtschaftliche Entwicklung oftmals bedroht, da sie fürchten, durch die Auflagen keine neuen (Gewerbe-)Betriebe ansiedeln zu können und bestehende Betriebe zu verlieren. Weiterhin entstehen beim Straßenbau und bei der Kanalisation durch die hohen Auflagen erhebliche Kosten. Die Kooperationslösungen sind bisher auf die Landwirtschaft zugeschnitten, und das Modell der Ausgleichszahlungen läßt sich nicht auf andere Verursacherbereiche übertragen. Vor allem die außerlandwirtschaftlichen Nutzungskonkurrenzen und Widerstände werden daher vermutlich dazu führen, daß der räumlich differenzierte Grundwasserschutz erst mittel- bis langfristig vollständig umgesetzt wird.

Bei der Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes entstehen **Konflikte** mit Wasserwirtschaft und Umweltschutz daraus, daß die Mehrzahl der Grundwasservorräte nicht ausreichend vor Verunreinigungen geschützt wird und somit auch weitere Schadstoffeinträge über das Grundwasser in die Oberflächengewässer bis in die Meere nicht verhindert werden können. **Prinzipiellen Beschränkungen** unterliegt diese Strategie beim Eintrag von Schadstoffen über den Luftpfad. Trotz aller Schutzanstrengungen in den Wasserschutzgebieten kann dies dazu führen, daß insbesondere in versauerungsgefährdeten Gebieten und bei hoher Grundwasserverletzlichkeit Grundwasservorkommen aufgegeben werden müssen oder nur noch in Verbindung mit einer Trinkwasseraufbereitung genutzt werden können. In die Strategie eines räumlich differenzierten Grundwasserschutzes können flußbeeinflußte Grundwasserleiter nicht einbezogen werden. Dabei handelt es sich u.a. um Trinkwassergewinnungen aus uferfiltriertem Grundwasser, angereichertem Grundwasser und Flußwasser, und damit um immerhin rund ein Viertel der öffentlichen Wasserversorgung. Für die Einzugsgebiete der Flüsse ist die Ausweisung von Schutzgebieten schwer vorstellbar, da sie praktisch den Übergang zu einem beinahe flächendeckenden Grundwasserschutz bedeuten würde.

5. Flächendeckender Grundwasserschutz

Leitbild des flächendeckenden Grundwasserschutzes ist es - über den Trinkwasserschutz hinausgehend -, das Grundwasser hinsichtlich seiner Funktionen im Wasserkreislauf und in den Ökosystemen, d.h. als Bestandteil des Naturhaushalts, zu schützen (siehe Tabelle 6).

Daraus leitet sich die **Zielsetzung** ab, vorsorgend Schadstoffeinträge und Gefährdungspotentiale aus den verschiedenen Verursacherbereichen zu vermeiden bzw. zumindest deutlich zu verringern. Eine Verringerung von Grundwassergefährdungspotentialen läßt sich u.a. erreichen, indem eine **Modifizierung ökonomischer Rahmenbedingungen** durch umweltpolitische Instrumente vorgenommen wird.

Diese Instrumentenkategorie zielt darauf, externe Kosten der Produktion bzw. der Produktverwendung zu internalisieren, so daß die Verursacher externe Kosten (oder Erträge) in ihr ökonomisches Kalkül einbeziehen und somit betriebswirtschaftliche Optimierung und gesamtwirtschaftlicher Nutzen sich stärker annähern. Eine Verteuerung grundwassergefährdender Produkte bzw. Produktionsverfahren wird vor allem in den Bereichen Landwirtschaft und Verkehr diskutiert. Ein Weg, um eine Verringerung der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse

Tab.6: Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes

Leitbild:	Schutz der Ressource Grundwasser im Hinblick auf ihre Funktionen im Wasserhaushalt und in Ökosystemen
Zielsetzungen:	Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung der natürlichen Grundwasserverhältnisse
Vorgehensweise:	Aufgabe des bisherigen Konzepts des zweigeteilten Schutzniveaus-Ansetzen in den Produktions-, Verwendungs- und Konsumtionsbereichen, Modifizierung ökonomischer Rahmenbedingung, Inverkehrbringungsregelungen, Regelungen zur Verwendung von Stoffen und Produkten, Informationsangebote
Sanierungspriorität:	Verhinderung der Entstehung von Grundwasserverunreinigungen als Folge von Schadensfällen bzw. Bodenverunreinigungen, Gleichrangigkeit der Gefahrenabwehr für Tinkwasserversorgung und bedeutsame Ökosysteme
Konfliktpotentiale:	unterschiedliche Einschätzung und Bewertung von Grundwassergefährdungspotentialen, EU-rechtliche Vorgaben, Auswirkungen auf Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbsfähigkeit, Einkommen und Arbeitsplätze in den betroffenen Verursacherbereichen, vorhandene Einstellungen und Nutzungsgewohnheiten

zu erreichen, ist die Verteuerung der Stickstoffdünger durch eine **Stickstoff-Abgabe**, die EU-weit eingeführt werden müßte.

Da die exakte Erfassung der Stickstoffemissionen selbst nur begrenzt möglich ist (technisch und administrativ) und aus gleichen Emissionen unterschiedliche Belastungswirkungen resultieren, wäre eine Abgabe auf die landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen schwer zu realisieren. Diese Probleme lassen sich vermeiden, wenn als Adressat der Abgabe die der Landwirtschaft vorgelagerten Düngerhersteller bzw. -importeure gewählt werden (Prinzip des Flaschenhalses). Die Abgabe wäre über flächengebundene Ausgleichszahlungen an die Landwirte zurückzuerstatten. Eine Stickstoff-Abgabe würde zu einer Extensivierung der Pflanzenproduktion führen und damit die Stickstoffbilanzüberschüsse insgesamt deutlich verringern.

Von einer Stickstoff-Abgabe nur auf mineralische Stickstoffdünger wären insbesondere die Marktfruchtbetriebe betroffen, und es würden Umverteilungseffekte zugunsten der viehhaltenden Betriebe eintreten. Bei einer Kombination mit einer Gülle-Abgabe würde sich zwar der Zwang zum Abbau von Gülleüberschüssen deutlich erhöhen, allerdings verbunden mit Gewinnverlusten für Schweine- und Geflügelbetriebe (Veredlungsbetriebe), vor allem in Regionen mit konzentrierter Viehhaltung, und mit der Folge eines erheblichen administrativen Aufwandes. Eine Stickstoff-Abgabe würde zu Umverteilungseffekten innerhalb der Landwirtschaft führen, zum Nachteil der Betriebe mit überdurchschnittlichem Stickstoffeinsatz. Bei konzentrierter Tierhaltung und einzelnen Sonderkulturen ist eine ausreichende Wirksamkeit nicht zu erwarten, so daß eine Ergänzung durch ordnungsrechtliche Maßnahmen weiterhin notwendig wäre.

Inverkehrbringensregelungen für Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse bzw. Produkte haben eine große Bedeutung für den vorsorgenden, flächendeckenden Grundwasserschutz. Ganz allgemein besagt das Vorsorgeprinzip, daß Umweltgefahren und -schäden soweit wie möglich vermieden und gar nicht erst zum Entstehen kommen sollen. Daraus folgt, daß Maßnahmen in einem möglichst frühen Stadium der Ursachenkette, die letztlich zum Eintritt von Schäden führt, eingreifen sollen, also beispielsweise schon beim Inverkehrbringen. Eine Regelung in der Form eines **Zulassungsverfahrens** ist immer dann gerechtfertigt, wenn wie bei Pflanzenschutzmitteln typischerweise mit einem hohen Risiko zu rechnen ist, weil sie in der Umwelt freigesetzt werden müssen, um wirksam zu werden. Von den bestehenden Zulassungsverfahren ist für den Grundwasserschutz dasjenige für Pflanzenschutzmittel, im wesentlichen für den Anwendungsbereich Landwirtschaft, von herausragender Bedeutung. Bei dem existierenden Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel kommt es darauf an, welche **Zulassungsanforderungen** gestellt werden. Wie die Anforderungen für die EU-weit harmonisierte Zulassung von Pflanzenschutzmitteln im Hinblick auf den Grundwasserschutz konkretisiert werden sollen, ist derzeit strittig. Nur wenn eine Zulassung nach EU-Recht dann nicht erteilt werden darf, wenn zu erwarten ist, daß ein Pflanzenschutzmittelwirkstoff oder seine Metaboliten in das

Grundwasser eingetragen und dabei der Grenzwert für Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser überschritten wird, entsprechend der derzeit in Deutschland geltende Zulassungsanforderungen, ist ein Mindestmaß an flächendeckendem Grundwasserschutz sichergestellt. Allerdings läßt sich über die Zulassungsanforderungen alleine - die von durchschnittlichen Anwendungsbedingungen ausgehen müssen - eine Grundwasserfährdung bei sensiblen Grundwasserleitern nicht verhindern.

Bei den **Simulationsrechnungen** für den Untersuchungsbereich Landwirtschaft wurden bei der Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes zwei Varianten betrachtet. In der Variante A wird flächendeckend eine Verringerung der Bewirtschaftungsintensität angestrebt. Im Mittelpunkt dieser Variante steht eine Stickstoff-Abgabe (nominal 1 DM/kg N) auf mineralische Stickstoffdünger und eine Abgabe auf Gülleüberschüsse (über 1,5 DE/ha, ebenfalls nominal 1 DM/kg N). Des weiteren erhalten Pflanzenschutzmittel mit W-Auflage keine Zulassung mehr (durch entsprechende Gestaltung der Zulassungsanforderungen) und der Grünlandumbruch ist verboten (siehe Tabelle 7).

Ergebnis der Modellrechnungen ist, daß durch eine Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes die potentielle Nitratbelastung von Trinkwasserförderung und oberflächennahem Grundwasser erheblich reduziert werden kann. Die Variante A bewirkt in etwa eine Halbierung der Nitratbilanzüberschüsse, auf durchschnittlich 52 kg N/ha für die alten Bundesländer im Jahre 2005 (siehe Abbildung 5).Die Modifizierung ökonomischer Rahmenbedingungen und die Inverkehrbringensregelungen wirken flächendeckend, unabhängig von den jeweils spezifischen Grundwassergefährdungspotentialen. Dagegen ermöglichen **Regeln zum Umgang mit grundwassergefährdenden Stoffen bzw. Produkten**, auch standort- oder verfahrensspezifische Gefährdungspotentiale zu berücksichtigen.

Als ein Ansatzpunkt zur Reduzierung der Nitrateinträge aus der Landwirtschaft werden Regeln

Tab.7: Annahmen für die Modellrechnungen zur Strategie II - flächendeckender Grundwasserschutz

Variante A:	**Flächendeckende Verringerung der Bewirtschaftungsintensität**
1.	Stickstoffabgabe auf Mineraldünger: 1,- DM/kg N (real 0,59 DM/kg N)
2.	Stickstoffabgabe auf Gülleüberschüsse: 1,- DM/kg Gülle-N über 1,5 DE/ha (real 0,59 DM/kg N)
3.	Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage
4.	Verbot von Grünlandumbruch
5.	Ausgleichszahlungen nach Aufkommen aus N-Abgaben: einheitlich 68 DM/ha (real 40 DM/ha)
Variante B:	**Standortspezifische Verringerung der Bewirtschaftungsintensität**
	In den als grundwasserverletzlich eingestuften Gebieten (sensiblen Gebieten) gelten die Annahmen der Strategie I, für die übrigen Gebiete werden keine Auflagen und keine Ausgleichszahlungen unterstellt.

zur Düngung diskutiert. Mit der **Dünge-Verordnung** sollen die Grundsätze der guten fachlichen Praxis der Düngemittelanwendung näher bestimmt werden. Wichtige Sachverhalte, die im Hinblick auf den Grundwasserschutz geregelt werden sollten, sind die Düngebedarfsermittlung einschließlich der im Boden verfügbaren Nährstoffmengen und der Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern, die Form der Düngerausbringung, die zeitliche Begrenzungen der Düngung sowie die Düngungsaufzeichnung. Insbesondere ist strittig, ob und ggf. mit welcher Düngungshöchstgrenze eine Flächenbindung der Tierhaltung durchgesetzt werden sollte. Je differenzierter die Anforderungen an die Düngemittelanwendung ausformuliert werden, um so eher können sie dem Grundwasserschutz gerecht werden, um so mehr verringert sich aber andererseits die Durchsetzbarkeit und Kontrollierbarkeit.

Neben der Düngung ist der Pflanzenschutz von großer Bedeutung für eine grundwasserfreundliche Gestaltung von Anbauverfahren. So fordert das deutsche Pflanzenschutzgesetz von der Landwirtschaft, die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes zu berücksichtigen. Diese Anforderung ist aber bisher wenig praxiswirksam geworden, da eine ausreichende und verbindliche Präzisierung dieser Grundsätze fehlt. Über die direkten Verwendungsregeln für chemische Pflanzenschutzmittel hinaus geht es hier vor allem um die Wahl von Bekämpfungsverfahren und um indirekte pflanzenbauliche Maßnahmen. Mit einer Novelle des Pflanzenschutzgesetzes könnte eine Verordnungsermächtigung aufgenommen werden, durch Rechtsverordnung **die Regeln des integrierten Pflanzenschutzes bzw. die gute fachliche Praxis der Pflanzenschutzmittelanwendung** näher zu bestimmen. Umstritten bei einer solchen Verordnung wird vor allem sein, in welchem Maße der im integrierten Pflanzenschutz vorgesehene Vorrang von biologischen, biotechnischen und physikalischen Bekämpfungsmaßnahmen sowie anbautechnischer Maßnahmen vor chemischen Bekämpfungsmaßnahmen verbindlich vorgeschrieben werden soll.

Die Variante B knüpft hier an, indem sie die Normierung örtlich spezifizierter Formen der Landbewirtschaftung, die sich an den naturräumlichen Gegebenheiten und der Verletzlichkeit des Grundwassers orientiert, anstrebt. Anknüpfend an die Konzeption des integrierten Landbaus sollen Grundsätze einer grundwasserverträglichen Landwirtschaft, bezogen auf unterschiedliche Standortbedingungen, entwickelt und stufenweise festgeschrieben werden. Für die **Modellberechnungen** wurden in dieser Variante die Auflagen und Ausgleichszahlungen der Strategie I für alle als sensible (grundwasserverletzlich eingestufte) Gebiete zugrunde gelegt (siehe Tabelle 7).

Als Ergebnis ist festzuhalten, daß durch die standörtliche Differenzierung teilweise ein höherer Stickstoffeinsatz bei vergleichbarer Verringerung des Grundwassergefährdungspotentials möglich ist. Das Ergebnis der Modellberechnungen wird dadurch geprägt, daß 32 % der landwirtschaftlichen Fläche den sensiblen Gieten zugeordnet wurden und bei der Annahmensetzung eine starke Vereinfachung (Zweiteilung in Auflagen der Wasserschutzgebiete für die sensiblen

Gebiete und Restfläche ohne weitere Auflagen) notwendig war. Unter diesen Voraussetzungen verringert sich der durchschnittlich Stickstoffbilanzüberschuß im Jahr 2005 nur relativ gering auf 101 kg N/ha in den alten Bundesländern (siehe Abbildung 6). Während die potentielle Nitratbelastung des oberflächennahen Grundwassers in den sensiblen Gebieten sich deutlich verringert, bleibt die potentielle Belastung außerhalb der sensiblen Gebiete relativ hoch.

Aus der Analyse der Vorsorgestrategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes soll hier noch kurz auf ökonomischen und ökologischen Auswirkungen eingegangen werden. Ein Ausbau des flächendeckenden Grundwasserschutzes wird zu **ökonomischen Umstrukturierungen** in den Verursacherbereichen führen. Für den Bereich Landwirtschaft ist exemplarisch eine Kosten-Nutzen-Abschätzung durchgeführt worden. Dabei konnte es sich nur um eine grobe Abschätzung der Größenordnungen handeln. Das Ergebnis ist, daß die ökonomischen Auswirkungen eines flächendeckenden Grundwasserschutzes relativ gering sind gegenüber dem allgemeinen Trend sinkender realer Einkommen des Agrarsektors. Denn der Agrarsektor der Bundesrepublik Deutschland wird auch in Zukunft von tiefgreifenden Veränderungen betroffen sein. Die gesamtwirtschaftlichen Rahmenbedingungen und die EG-Agrarreform von 1992 werden dazu führen, daß der landwirtschaftliche Produktionswert deutlich sinken und das reale Einkommen des Agrarsektors bis zum Ende des Betrachtungszeitraums im Jahr 2005 sich in den alten Bundesländern etwa halbieren wird. Der flächendeckende Grundwasserschutz wird nach den Modellrechnungen zu einer weiteren Senkung des landwirtschaftlichen Sektoreinkommens (ohne zusätzliche Ausgleichszahlungen) im Jahr 2005 von rund 1 Mrd. DM bzw. rund 10 % führen. Die im Rahmen der Strategien vorgesehenen Ausgleichszahlungen an die Landwirte bewirken, daß der sowieso schon stark gestiegene Anteil der staatlichen Transferzahlungen am landwirtschaftlichen Einkommen noch weiter steigen wird, unter Umständen bis auf rund 50 % des Einkommens. Außerdem werden die landwirtschaftlichen Betriebe sehr unterschiedlich betroffen sein, und es kann somit zu Umverteilungseffekten innerhalb der Landwirtschaft kommen. Soweit Maßnahmen national eingeführt werden, kommt es zu Wettbewerbsnachteilen gegenüber den Landwirten anderer EU-Staaten. Auf der Seite der Wasserversorgung bewirken die Vorsorgestrategien andererseits einen Nutzen, der in eingesparten Folgekosten der Grundwasserbelastungen besteht. Die landwirtschaftlichen Einkommensverluste bzw. Ausgleichszahlungen entsprechen größenordnungsmäßig den verringerten Kosten der Wasserversorgung. Zu beachten ist allerdings, daß über den Trinkwasserschutz hinaus mit dem flächendeckenden Grundwasserschutz der Zustand der Ressource Grundwasser insgesamt deutlich verbessert und damit externe Kosten deutlich verringert werden.

Flächendeckender Grundwasserschutz führt nicht nur zu einer Verringerung der Grundwassergefährdungspotentiale, sondern ist mit weiteren positiven **ökologischen Effekten** verbunden. Geringere Schadstoffeinträge in das Grundwasser werden tendenziell auch zu einer Verringerung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer beitragen. Von der Reduzierung von Stickoxid- und Ammoniakemissionen beispielsweise profitieren neben dem Grundwasser eben-

so die Schutzgüter Luft und Klima. Die Instrumente zum flächendeckenden Grundwasserschutz im Agrarsektor führen zur Veränderung landwirtschaftlicher Produktionsweisen, was sich wiederum positiv auf den Arten- und Biotopschutz auswirkt. Dementsprechend sollte vorsorgender Grundwasserschutz als Baustein einer umweltverträglicheren Gestaltung der jeweiligen Verursacherbereiche verstanden werden.

6. Ausblick

Da in der Bundesrepublik Deutschland die qualitativen Probleme beim Schutzgut Wasser im Vordergrund stehen, erfordert eine nachhaltige Wasserwirtschaft zuerst einmal eine Umorientierung auf eine nachhaltige Wirtschaftsweise in den jeweiligen Verursacherbereichen der (Grund-)Wasserbelastungen. In diesem Sinne wird vorsorgender Grundwasserschutz als Baustein einer umweltverträglicheren - und damit auch nachhaltigeren - Gestaltung der Bereiche Landwirtschaft, Industrie, Verkehr usw. betrachtet. Dieser Bezug wird auch aus der von der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" vorgeschlagenen Definition einer nachhaltigen Landbewirtschaftung deutlich: „Eine dauerhafte umweltverträgliche Landbewirtschaftung arbeitet weitgehend in Kreisläufen bei Schonung und dauerhaftem Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen (Boden, Wasser, Luft, Artenvielfalt) und der knappen Ressourcen (fossile Energieträger, mineralische Rohstoffe). Voraussetzung hierfür ist die Wiederherstellung der natürlichen ökosystemaren Regelsysteme und Stoffkreisläufe und die Einbindung und Anpassung der Landbewirtschaftungsmethoden in den Naturhaushalt. Der Energiebedarf in der Landwirtschaft und im ländlichen Raum ist weitgehend mit Hilfe regenerativer Energiequellen zu decken. Ziele der Landbewirtschaftung sind sowohl eine auf die Region ausgerichtete Versorgung der Bevölkerung mit gesunden Nahrungsmitteln und Rohstoffen als auch gleichermaßen die Schaffung bzw. Wiederherstellung und der Erhalt einer abwechslungsreichen, vielfältig strukturierten, arten- und biotopreichen Kulturlandschaft und die Sicherung und Entwicklung des ländlichen Raums. Im Sinne einer Kreislaufwirtschaft ist außerdem die möglichst vollständige Rückführung unbedenklicher biogener Abfälle und Reststoffe und deren Verwertung innerhalb der Landwirtschaft anzustreben." (Enquete-Kommission 1994, S. 255). Die Umsetzung dieses Leitbildes in konkrete Umweltqualitätsziele und Reduktionsziele sowie ihre (umwelt-)politische Instrumentalisierung stehen allerdings erst am Anfang.

Schließlich haben die anthropogenen Belastungen von Oberflächen- und Grundwasser mehr als die naturräumlichen Wassermangelgebiete zu Ausweichstrategien der (Trink-) Wasserversorgung - in die Tiefe und in der Fläche - und damit regional zur quantitativen Überanspruchung von Wasserressourcen geführt. Eine verursacherbezogene Reduktion der Gefährdungspotentiale (bzw. nachhaltige Gestaltung der Verursacherbereiche) würde daher auch im Hinblick auf die quantitativen Probleme ein wesentlicher Baustein für eine nachhaltige Wasserwirtschaft sein.

7. Zusammenfassung

In dem Beitrag werden Ergebnisse aus dem TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung" des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) vorgestellt. Die Ausführungen konzentrieren sich auf Problemfelder und Perspektiven des vorsorgenden Grundwasserschutzes.

Während das mengenmäßige Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland insgesamt als ausreichend eingeschätzt wird, ist die Qualität des Grundwassers - vor allem der oberflächennahen Grundwasserleiter - mittlerweile in einem besorgniserregenden Ausmaß gefährdet. In Siedlungsgebieten und Ballungsräumen bedrohen vor allem punktuelle Gefährdungsquellen wie z.B. Altlasten, Industrieanlagen und undichte Kanalisationen das Grundwasser. Entlang der Verkehrswege gehen linienförmig Grundwassergefährdungspotentiale von den Emissionen des Verkehrs aus. In den ländlichen Regionen schließlich ist das Grundwasser durch intensive landwirtschaftliche Bodennutzungen sowie durch Schadstoffeinträge über den Luftpfad (insbesondere in versauerungsgefährdeten Mittel- und Hochgebirgslagen) gefährdet. Die Entwicklung der öffentlichen Debatte um Grundwassergefährdungspotentiale und die Bedeutung der Verursacherbereiche (Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe, Verkehr, u.a.) wird skizziert.

Anschließend werden die zwei in dem TA-Projekt entwickelten Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz vorgestellt. Bei der **Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes** steht der Schutz des Grundwassers als Ressource der Trinkwasserversorgung im Mittelpunkt. Instrumente im Rahmen dieser Vorsorgestrategie sind:

- Ausweisung aller benötigten Wasserschutzgebiete und Ausdehnung der Schutzgebiete auf die Wassereinzugsgebiete,
- Aktualisierung und Verschärfung der Auflagen in den Schutzgebieten,
- Verbesserung und Erweiterung der Kooperationslösungen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft,
- Vereinheitlichung der Regelung von Ausgleichszahlungen.

Leitbild der **Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes** ist dagegen, das Grundwasser hinsichtlich seiner Funktionen im Wasserkreislauf und in den Ökosystemen, d.h. als Bestandteil des Naturhaushalts, zu schützen. Im Rahmen unterschiedlicher, verursacherbezogener Ansätze kommen folgende Instrumentenkategorien in Betracht:

- Modifizierung ökonomischer Rahmenbedingungen (z.B. Stickstoff-Abgabe),
- Inverkehrbringungsregelungen (z.B. Zulassungsanforderungen für Pflanzenschutzmittel),

- Regeln zur Verwendung von Stoffen und Produkten (z.B. Dünge-Verordung),
- Informationsangebote.

Anhand des Verursacherbereichs Landwirtschaft werden ausgewählte, wichtige Auswirkungen der Vorsorgestrategien dargestellt. Abschließend wird festgestellt, daß eine nachhaltige Wasserwirtschaft vorrangig eine Umorientierung auf eine nachhaltige Wirtschaftsweise in den Verursacherbereichen der (Grund-)Wasserbelastungen erfordert.

Literatur

Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1994): Schutz der Grünen Erde, Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. Economica Verlag, Bonn 1994.

Meyer, R.; Jörissen, J.; Socher, M. (1995): Technikfolgen-Abschätzung „Grundwasserschutz und Wasserversorgung". Band I und II. Wasserrecht und Wasserwirtschaft Band 32 und 33. Erich Schmidt Verlag, Berlin 1995.

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

Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, R. (Hrsg.) (1993): Atas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin u.a. 1993.

Anhang:

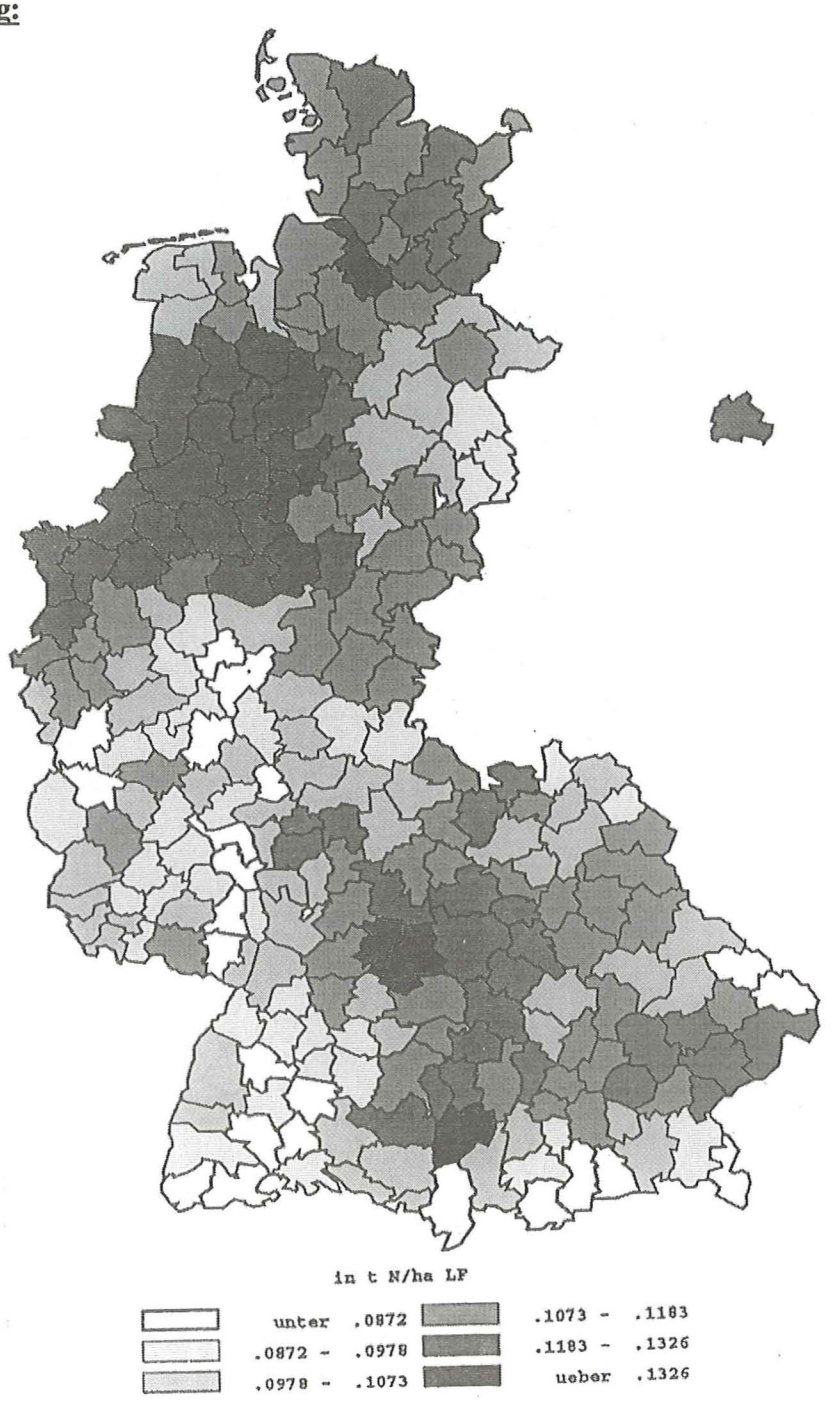


Abb.1: Stickstoffbilanzüberschüsse in den alten Bundesländern 1987

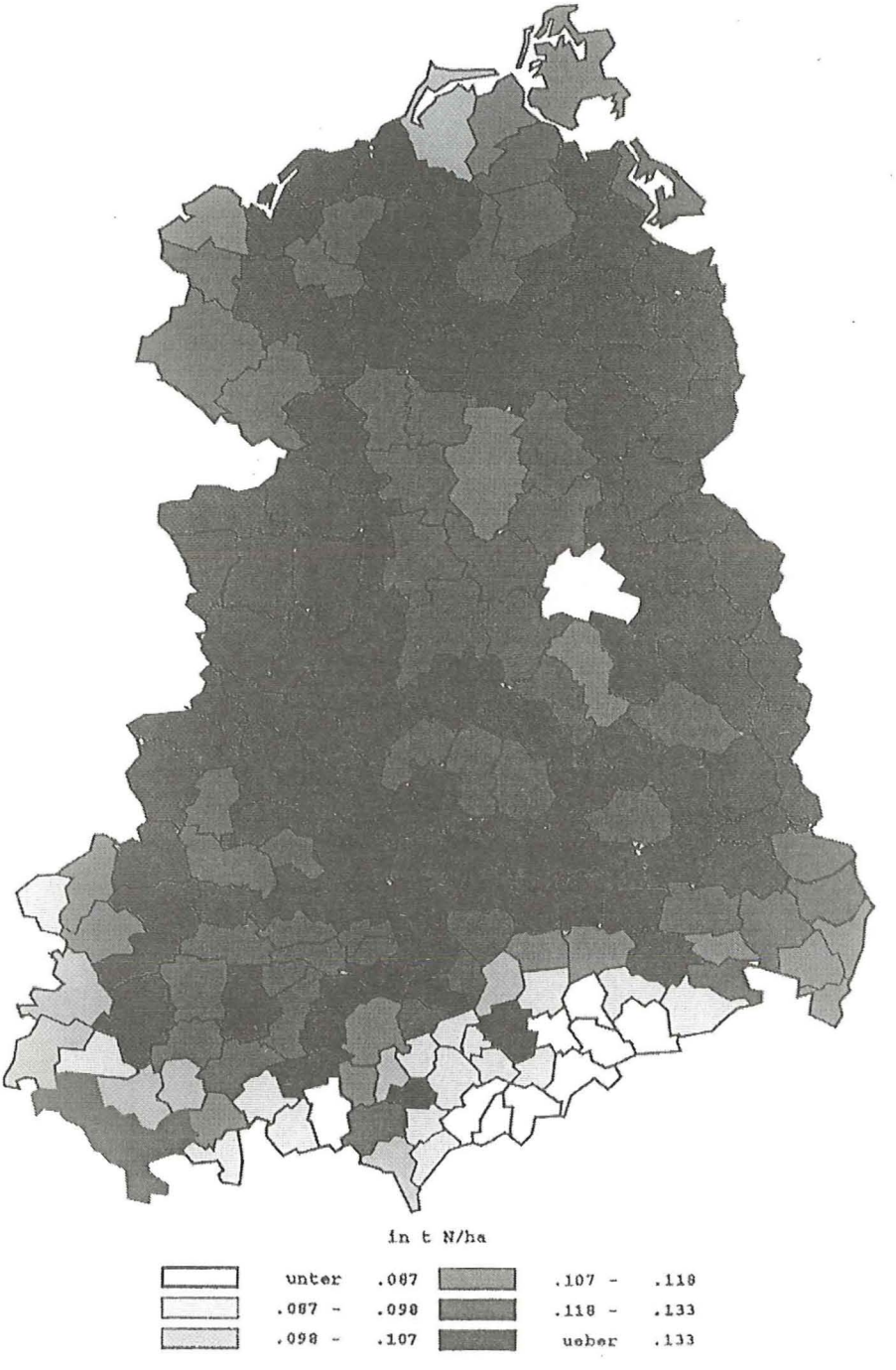


Abb.2: Stickstoffbilanzüberschüsse in der ehemaligen DDR 1989

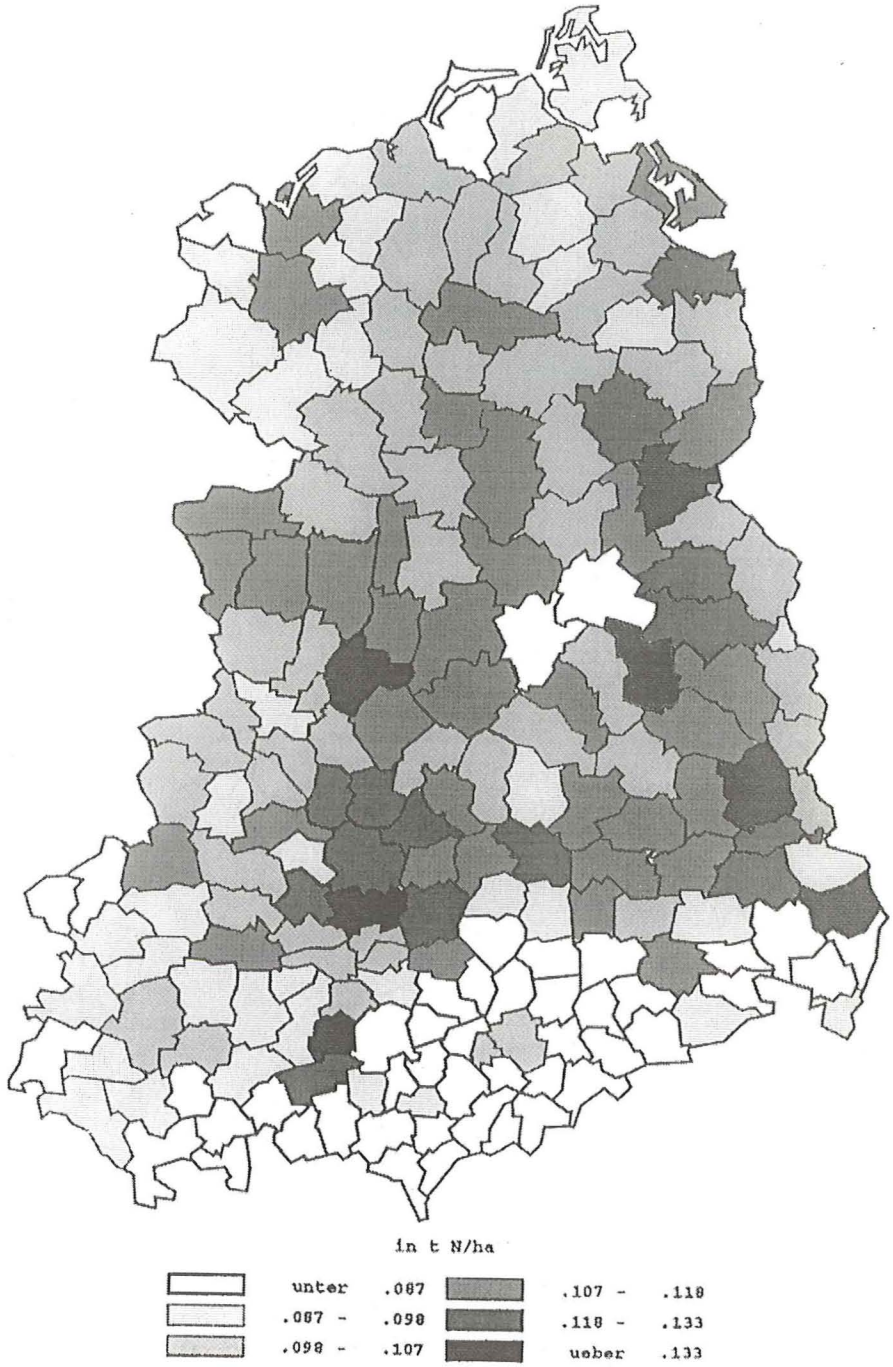


Abb.3: Stickstoffbilanzüberschüsse in den neuen Bundesländern 1990

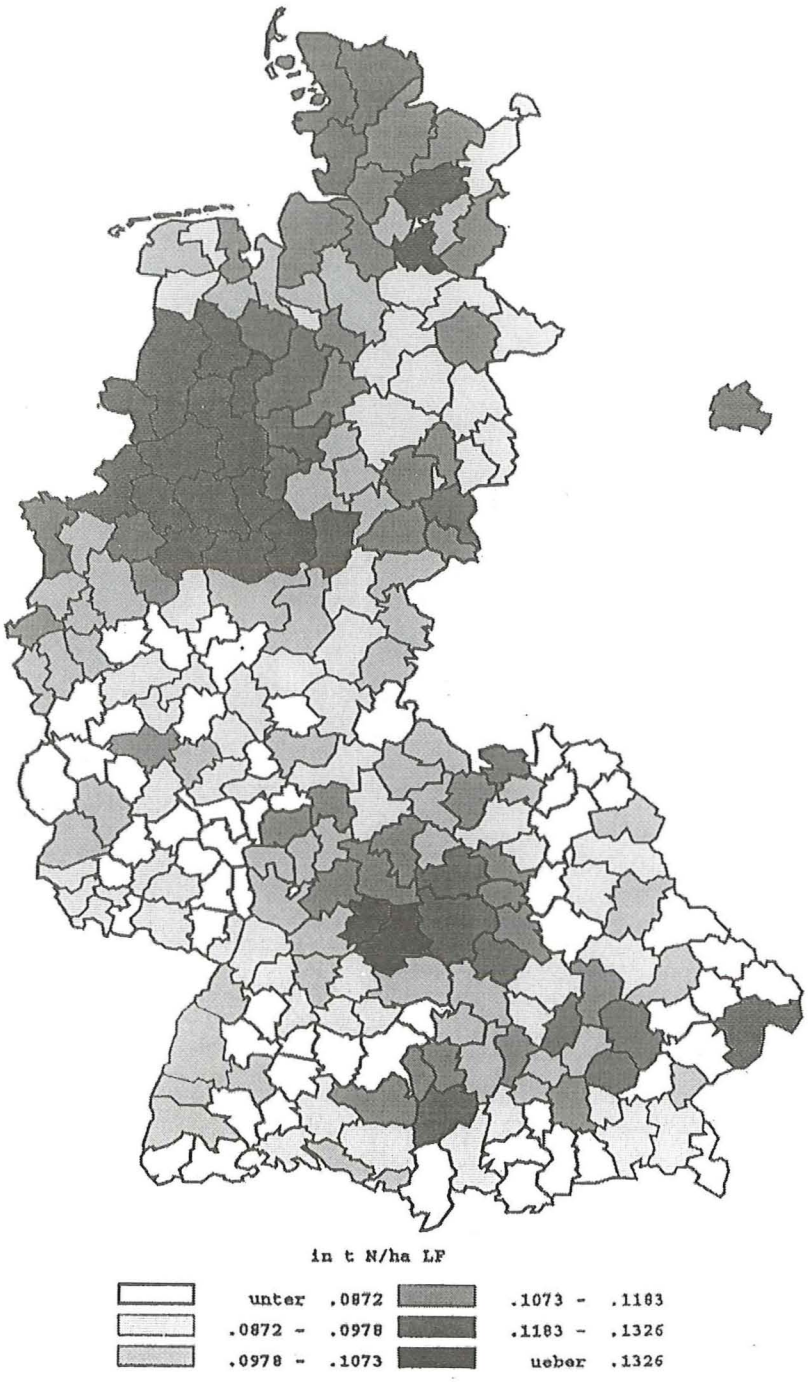


Abb.4: Stickstoffbilanzüberschüsse bei der Vorsorgestrategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes im Jahr 2005

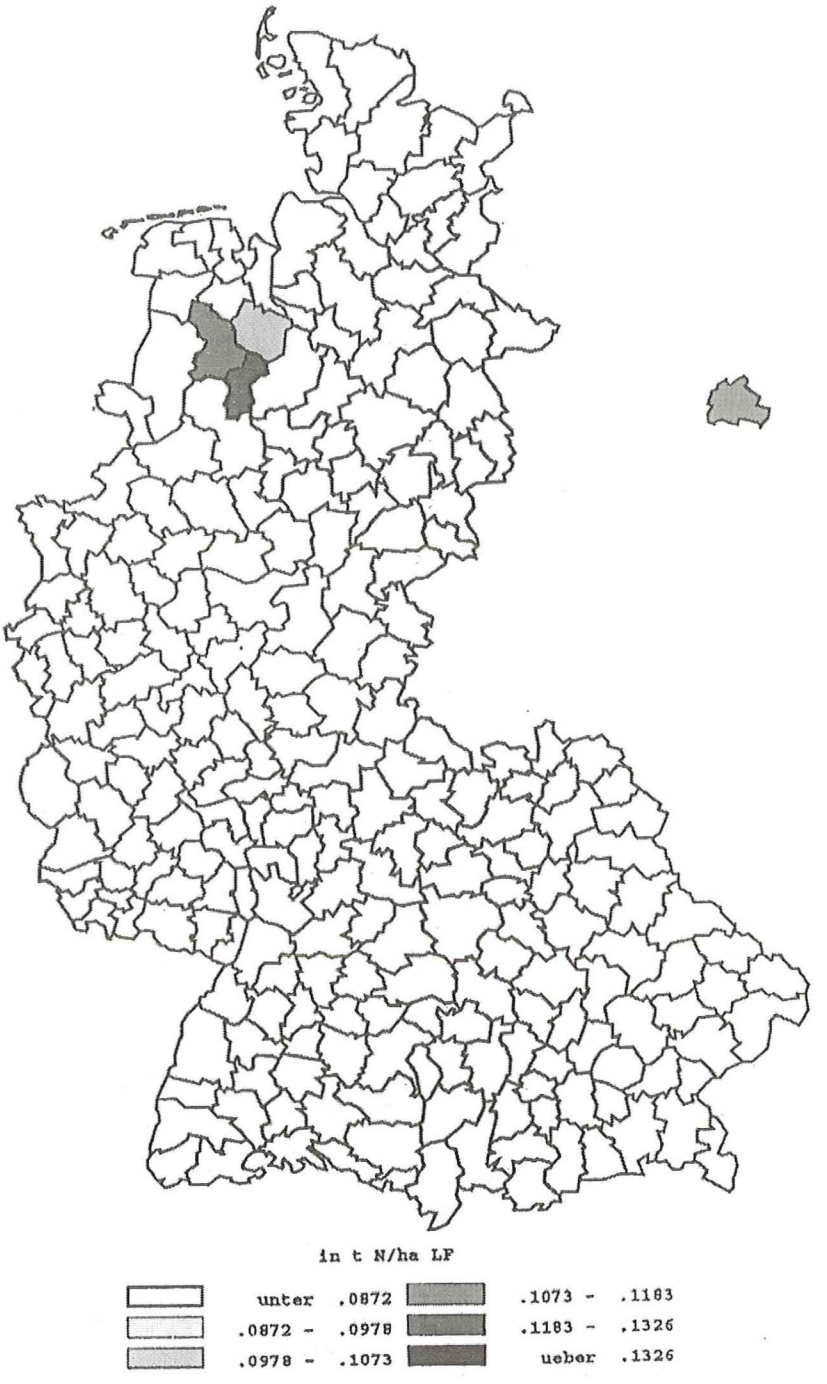


Abb.5: Stickstoffbilanzüberschüsse bei der Vorsorgestrategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes - flächendeckende Verringerung der Bewirtschaftungsintensität (Variante A) - im Jahr 2005

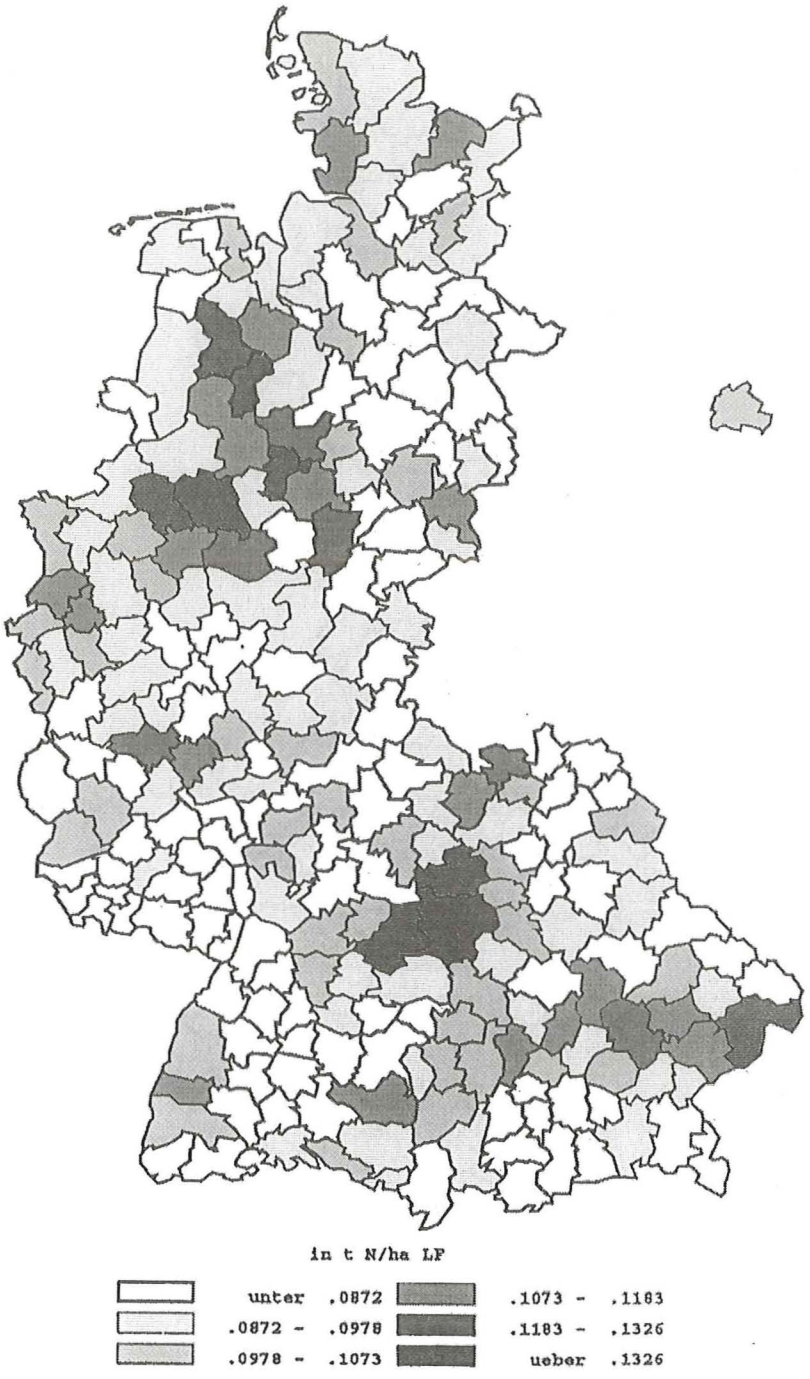


Abb.6: Stickstoffbilanzüberschüsse bei der Vorsorgestrategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes - standortspezifische Verringerung der Bewirtschaftungsintensität (Variante B) - im Jahr 2005

Abschnitt 2

- Landwirtschaft -

Isermann, K. und Isermann R.:

Nachhaltige Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich der anthropogenen Belastung mit den Nährstoffen C, N, P und S vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landnutzung in den Ländern der Europäischen Union (EU)

Büro für nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur
Hanhofen 89-116

Führ, F.:

Ausgangslage und Lösungsansätze zur nachhaltigen Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich Planzenschutzmitteln

Institut für Radioagronomie
Forschungszentrum Jülich 117-130

Lambertz, B.:

Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft in Möchengladbach

Stadtwerke Mönchengladbach GmbH, Abt. Wasserwirtschaft.
Mönchengladbach 131-152

Nachhaltige Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich der anthropogenen Belastung mit den Nährstoffen C, N, P und S vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landnutzung in den Ländern der Europäischen Union (EU)

Dr. Klaus Isermann und Renate Isermann

Büro für nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur
Hanhofen

1. Einleitung

Die Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung von Wirtschafts-und Lebensweisen sind sowohl allgemein als auch im besonderen hinsichtlich ihrer ökologischen, ökonomischen und sozialen Komponente für die Produktion *und* Konsumtion von Biomasse in den Bereichen Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierproduktion, Humanernährung sowie kommunaler Abwasser- und Abfallwirtschaft zum besseren Verständnis absichtlich im englischen Ursprungstext in Tab. 1 wiedergegeben [1 bis 3].

Dumanski et al [4] und *Bouma* [5] definieren nachhaltige Landbewirtschaftung wie folgt: „Sustainable land management combines technologies, policies and activities aimed at integrating socio-economic principles with environmental concerns so as to simultaneously maintain or enhance production and services; reduce the level of production risks, achieve environmental stability by preserving soil, water (and atmospheric) quality, and be economically viable and socially acceptable". Hinsichtlich der Erfordernis nachhaltiger Nährstoffhaushalte sind hier von besonderem Interesse die nicht erneuerbaren Ressourcen mineralischer Stickstoff (N) und Phosphor sowie fossiler Energie ferner die begrenzt erneuerbaren Ressourcen wie biologische N- und C-Fixierung.

Tab. 1: Sustainable resp. clean(er) production and use of biomass products [according to WCED 1987) (Brundland report); Smit and Smithers 1994; Yunlong and Smit (1994)]

Biomass	PRODUCTION			USE		
Spheres	Providing services (industries)	Agriculture with plant production	Agriculture with animal production	Processing Transport, Storage, Sales Preparation	Consumption	Waste(water)-Management --> recovery --> recycling
Products: 1. Foods	(X)	X	X (also Fishery)	Human nutrition		---> nutrients, energy
2. Feeds	X	X	X (also Fishery)	Animal nutrition		---> nutrients, energy
3. Raw materials (like fibre etc.)	---	X (also Forestry)	X	X	X	---> nutrients, energy
4. Energy	(X)	X (also Forestry)	---	X	X	---> nutrients
Demands to Sustainability: Clean(er) production and use of biomass products	A) Generally: development that meets the needs (and not the demands considerable higher than the needs, ---> affluence, surplus) of the present without compromising the ability of the future generation to meet those of the future---> need oriented production and use B) Especially: To produce and use biomass over the long term in such away that simultaneously a) the natural resource base is not damaged (ecological component), b) that the basic needs oft the producers (existence of economic returns which are suffcient to adequately reward producers) (economic component) C) and that the basic needs of the consumers can be met (social component). ---> (Re-)Integration of the ecological, economic and social components of a sustainable economy and life style					

2. Ergebnisse und Diskussion

2.1. Ausgangslage

2.1.1. Nährstoffbilanzen

2.1.1.1. Deutschland (1985/92)

A) Landwirtschaft (1990/92)

Wie Tab. 2 verdeutlicht, werden nur ca. 25, 58 bzw. 30% des überwiegend durch Mineraldünger und Importfuttermittel geprägten Nährstoff-Inputs an N, P_2O_5 und K_2O über ihre Verkaufsprodukte wieder aus der Landwirtschaft abgeführt.

Mit ca. 43 bis 79% ist die Nährstoffeffizienz zwar relativ hoch in der Pflanzenproduktion, jedoch mit ca. 5 bis 32% vergleichsweise gering in der Tierproduktion. Da 82 bis 91% der gesamten Pflanzenproduktion und zusätzlich noch der hohe Importfuttermittel-Einsatz in der Tierproduktion so schlecht verwertet werden, bestimmt die Höhe dieser sehr verlustreichen Tierproduktion maßgeblich die Nährstoff-Überschußsalden und zu ca. 80% die 2-8fach zu hohen Emissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, und P der gesamten Landwirtschaft. Demgemäß betragen diese Nährstoff-Überschußsalden ca. 75, 42 bzw. 70% des gesamten Inputs an N, P_2O_5 bzw. K_2O .

Tab. 2: Wesentliche Bestandteile der Nährstoffbilanz der Landwirtschaft in Deutschland im Zeitraum 1990/91 und 1991/92

(LF netto: 1990/91: 16,4 Mio ha 1991/92: 16,2 Mio ha)	NÄHRSTOFF		
	N	P_2O_5	K_2O
A) Nährstoff-Bilanz (kg Nährstoff/ha LF.a)			
1.Input	194/191	51/46	67/54
... davon			
1.1. Mineraldünger	109/106	37/32	58/45
1.2. Importfuttermittel	32/31	12/11	8/8
1.3. Biologische N-Bindung	20/20	--	--
1.4. Atmosphärischer Eintrag	30/30	n.b.	n.b.
1.5. Klärschlamm	3/3	>2/>2	<1/<1
1.6. Biokomposte	0/<1	0/<1	0/<1
2. Output	194/191	51/46	67/54
... davon			
2.1. Verkaufsprodukte	50/45	30/27	19/17
2.1.1. Pflanzliche Produkte	25/22	10/9	12/11
2.1.2. Tierische Produkte	25/23	20/18	7/6
2.2. Überschußsaldo	144/146	21/19	48/37
3. Überschußsalden-Differenzierung			
3.1. Akkumulation (Boden)	ca. 13[1]	15	n.b.
3.2. Emission in die Umwelt	132[1] (68 % v.Input)	5 (10% v.Input)	n.b.
...davon in die			
3.2.1. Hydrosphäre	55	5	n.b.
a) Auswaschung	45	<0,1	n.b.
b) Drainage, Erosion, Oberflächenabfluß, Direkteinträg	10	5	n.b
3.2.2. Atmosphäre	77	--	--
a) NH_3-Emission	37	--	--
b) Denitrifikation	ca. 40	--	--
B) Effizienz des Nährstoff-Einsatzes (%)			
Gesamte Landwirtschaft	26/24	58/58	28/32
... davon			
a) Pflanzenproduktion	50/43	69/68	74/79
b) Tierproduktion	16/15	32/31	5/5
C) Anteil der Futterproduktion an der Pflanzenproduktion (%)	83/84	82/82	91/91

[1] Ohne Nachwirkung von Grünlandumbrüchen und von Niedermoor-Entwässerung

B) Humanernährung (1988/92)

Entsprechend der Darstellung von Bild 1 ist der gegenwärtige nichtnachhaltige Ist-Zustand der Humanernährung in Deutschland hinsichtlich des Verzehrs an Energie, (insbesondere tierischem) Fett und Eiweiß gemessen am Bedarf der Bevölkerung durch einen Überfluß und Überschuß von 68, 83 bzw. 100% geprägt [6]. Ein daran gemessener zukünftig nachhaltiger Soll-Zustand geht mindestens von einer Halbierung dieser Energie- und Nährstoff-Überschüsse in der Humanernährung aus.

C) Kommunaler Abwasser- und Abfallbereich (1985/92)

Wie Tab. 3 verdeutlicht, betreiben die kommunale Abwasser- und Abfallwirtschaft entsprechend ihrer Zielsetzung „Reinigung" bzw. „Beseitigung" gegenwärtig eine Nährstoff-Vernichtung hinsichtlich der Nährstoffe N und P von 94 bzw. 83%, gemessen an der von Isermann [12] vorgeschlagenen Assimilation durch Mikroorganismen in den Kläranlagen (statt Nitrifikation/Denitrifikation bzw. Fällung) von 92 bzw. 79%.

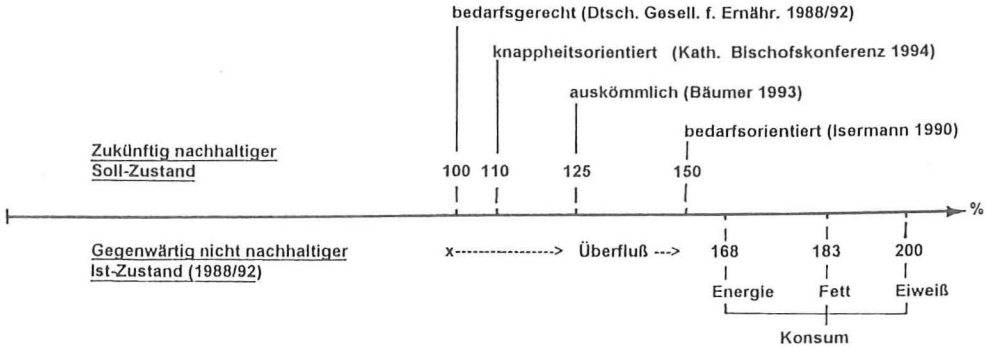


Bild 1: Orientierungsparameter zukünftig nachhaltiger Wirtschaftsweise (Produktion und Konsumation) und Lebensweise (Soll-Zustand), verglichen mit dem nicht nachhaltigen Ist-Zustand, dargestellt am Beispiel der Humanernährung in Deutschland (1988/92).

Tab. 3: Nährstoff-Rücklauf (Recycling) und -Vernichtung der Kommunalen Abwasserwirtschaft in Deutschland 1985/92

Nährstoff-Ökobilanz der kommunalen Abwasserwirtschaft	Stickstoff (N)			Phosphat(P_2O_5)		
	kt/a	kg/ha LF [1]	%	kt/a	kg/ha LF [1]	%
1. Zulauf Kläranlage [2] ... davon:	636	40	100	222	13	100
2. im Abwasser [3]	307	19	48	100	6	45
3. in der Abluft (De-Nitrifikation)	198	13	31	-	-	-
4. im Klärschlamm (entspr. 100 %) [4]	131	8	21	122	8	55
5. im deponierten und verbrannten Klärschlamm (entspr. 68 %) [5]	91	5	14	85	5	38
6. **Nährstoff-Rücklauf: im landwirtschaftlich genutzten Klärschlamm (32%)** [5]	**40**	**3**	**6**	**37**	**2**	**17**
7. **Gegenwärtige Nährstoff-Vernichtung (2+3+5) oder (1 minus 6)**	**596**	**37**	**94**	**185**	**11**	**83**
8. bei 80% Assimilation des Zulaufs potentiell nutzbar	509	32	100	178	11	100
9. **an 8. bewertete gegenwärtige Nährstoff-Vernichtung (8 minus 6)**	**469**	**29**	**92**	**141**	**9**	**79**

[1] LF= landwirtschaftlich genutzte Fläche: 16,3 Mio ha re0043
[2] entspr. 7,95 N bzw. 2,76 kg P_2O_5/ E.a (Haushalte und Indirekteinleiter (nach Isermann 1991 c)
[3] UBA 1994 (1985/89)
[4] entspr. 48 kg N bzw. 45 kg P_2O_5/t TS bei 2,73 Mio t TS/a
[5] % (Nicht-)Verwertung nach UBA (1992) und Bergs (1992)

2.1.1.2. Europäische Union (EU) (1988)

Gesamthaft bestehen in den Ländern der EU entsprechend der Darstellung von Bild 2 [7] hinsichtlich des Nährstoffes N vergleichbare Zustände wie in Abschnitt 2.1.1.1 in Deutschland geschildert:

Das zu 71% bzw. 9% durch Verwendung von Mineraldünger bzw. Importfuttermittel bewirkte N-Input von insgesamt 14,8 Mt/a (100%) findet sich mit 3,6 Mt/a nur zu

24% in den Verkaufsprodukten der *Landwirtschaft* wieder, bei einer N-Verwertung in der Pflanzenproduktion von 57%, in der Tierproduktion jedoch nur von 13%. Demgemäß beträgt das N-Überschußsaldo mit 11,2 Mt N/a ca.76% des gesamten N-Inputs, welches vollständig als NO_3^- und organischer N in die Hydrosphäre und als NH_3, NO_X, N_2O und N_2 in die Atmosphäre emittiert wird. Länder- und regionsspezifische Angaben finden sich bei [7 bis 26].

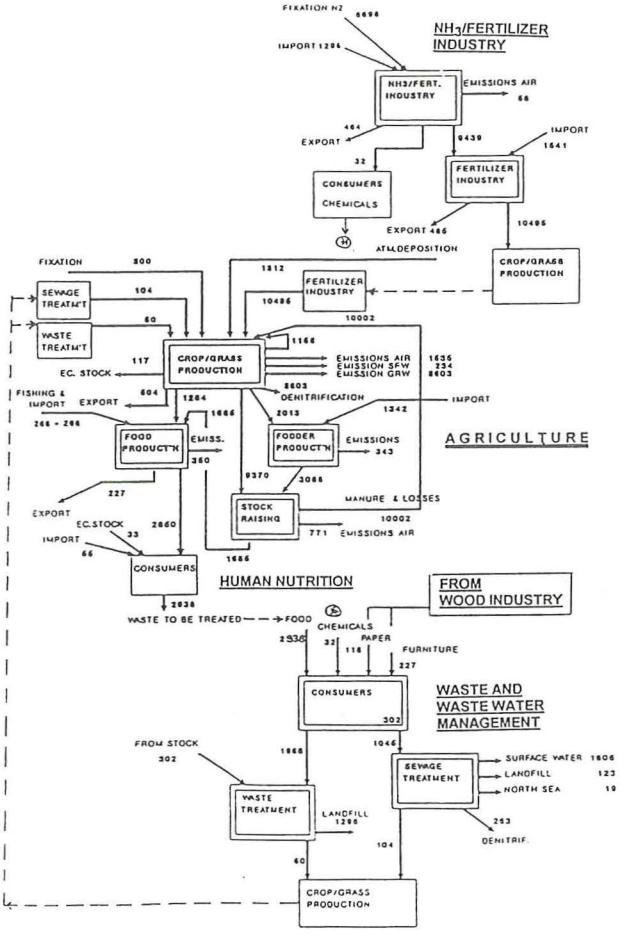


Bild 2: Stickstoff-Ströme innerhalb der Europäischen Union (EU) (1988) [kt N/a] (van der Voet et al. 1994)

Der Nahrungs- und Energieüberschuß innerhalb der *Humanernährung* der EU ist gesamthaft mit jener Deutschlands vergleichbar [19,21] und führt dort zu einer „Verwertung" von N (und P) von nur ca. 0,1%/8,9,11,13,14,,15,17,19,21/. Auch im *Abwasser- und Abfallbereich* der Länder der EU werden gesamthaft 95% des N-Inputs von 3,3 Mt/a (100%) durch Denitrifikation, N-haltige Abwässer, Verbrennung und Deponie von Klärschlamm vernichtet. Somit fließen mit 154 kt N/a nur 5% dieses N-Inputs in die Landwirtschaft zurück, was sogar nur 1% ihres N-Inputs von 14,8 Mt/a ausmacht.

Infolgedessen hat die Landwirtschaft der Länder der EU seit ca. 1960 bis 1988 sich stetig steigernd unter Mißachtung des Kreislaufprinzips der Nährstoffe von Liebig (1803-1873) in hohem Maße vermeidbare Emissionen der reaktiven Verbindungen des C, N und P einfach durch entsprechende (Mehr)Verwendung von Mineraldünger und Importfuttermittel ausgeglichen, begleitet von einer nichtvertretbaren Überernährung der Bevölkerung sowie einer nahezu vollständigen Nährstoffvernichtung im Bereich der kommunalen Abwasser- und Abfallwirtschaft.

Diese ökologische, ökonomische und sozial nichtnachhaltige Wirtschafts- und Lebensweise kommentiert nun auch die Politik durch Dinkloh [28] wie folgt: „Phosphor- und Stickstoffverbindungen können quasi als Symbol für unsere Überfluß- und Wegwerfgesellschaft angesehen werden. Wir leisten uns den Luxus, an sich wertvolle, für das Leben erforderliche Stoffe, „Nährstoffe", im Überschuß zu produzieren und mit dem Abwasser und über andere Wege in die Gewässer zu leiten."

2.1.2. Die ökologischen Folgen der Nichtnachhaltigkeit: Emissionen, Immissionen und Anteile an grenzüberschreitenden Umweltproblemen

Wie in Tab. 4 dargestellt, entfallen auf die Landwirtschaft 55 bzw. 44% der Emissionen in die Umwelt an gesamtem bzw. reaktivem Stickstoff aller Wirtschaftsbereiche Deutschlands von 3,9 bzw. 2,8 Mt/a (100%), auf die Bereiche Landwirtschaft *und* Abwasser gemeinsam sogar 75 bzw. 65%. Demzufolge rangiert der Energiebereich mit 25 bzw. 35% erst an 3. Rangstelle.

Diese an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme bewerteten ca. 4fach zu hohen Emissionen an reaktivem N von 2,8 Mt/a (entsprechend 77 kg N/GF a bzw. 34 kg N/E·a) steht keine (dichtbesiedelte) Landschaft dauerhaft durch! In Tab. 5 ist ergänzend hierzu der Anteil der Landwirtschaft Deutschlands an der N-Befrachtung der Oberflächengewässer dargestellt. Aufgrund der durchschnittlichen Auswaschung von 45 kg N/ha LF·a werden trotz einer Denitrifikation in der (un-)gesättigten Zone von 59% die Oberflächengewässer noch mit 18,4 kg N/ha LF·a (entspr. 12,1 kg N/ha GF·a) belastet und führen dort zu einer NO_3^--N Konzentration von durchschnittlich 5,6 mg/l, welche ca. 15fach über dem natürlichen Hintergrund von 0,38 mg/l liegt [29]. Nähere Ausführungen hierzu [23].

Tab. 4: Anteile der Landwirtschaft an den Emissionen von Gesamt-Stickstoff (Ges. N) und an reaktivem Stickstoff (Reakt.-N: Ges. N abzügl. N_2-N) Deutschlands (1985/92) in die Umwelt.

A) Absolut (t N/a)
B) Flächenspezifisch (kg N/ ha Gesamtfläche.a) bei 35,7 Mio ha GF
C) Einwohnerspezifisch (kg N/E.a) bei 80,3 Mio (entspr. Einwohnergleichwert= EWG)

STICKSTOFF-EMISSIONEN							
Wirtschaftsbereiche	Betroffener Umwelt-bereich und N-Form	A) Absolut (kt N/a)		B) Flächenspezifisch (kg N/ ha GF.a)		C) Einwohnerspezifisch (kg N/E.a)	
		Ges. N	Reakt.-N	Ges. N	Reakt.-N	Ges. N	Reakt.-N
1. Landwirtschaft (1990/92)		2152	1204	60,2	33,7	26,8	15,0
	...davon	*(55)*	*(44)*				
	a) Hydrosphäre (NO_3^-)	897	377	25,1	10,6	11,2	4,7
	b) Atmosphäre (N_2,NH_3,N_2O,NO_x)	1255	733	35,1	20,5	15,6	9,1
2. Abwasserbereich	Hydrosphäre (Org.N, NH_4^+, NO_3^-)	750	570	21,0	16,0	9,4	7,1
		(20)	*(21)*				
...davon (1985/89)							
2.1. Ernährungsbedingt (Haushalte)		352	268	9,9	7,5	4,4	3,3
2.2. (In-)Direkteinleiter		398	302	11,1	8,5	5,0	3,8
3. Energiebereich (1990/92)	Atmosphäre (NO_x>N_2O>NH_3)	980	980	27,5	27,5	12,2	12,2
		(25)	*(35)*				
...davon							
3.1. Verkehr		707	707	19,8	19,8	8,8	8,8
3.2. Energie, ohne Verkehr		273	273	7,7	7,7	3,4	3,4
4. Gesamt (1.- 3.)	Atmosphäre und Hydrosphäre	3882	2754	109	77	48	34
		(100)	*(100)*				
		(100)	*(71)*				

Datengrundlagen : AK-Fließgewässer (1991), UBA (1992, 1993, 1994), Wendland et al (1993), Isermann (1993a,c,d,e; 1994a,b,d,e,f) re0046

Tab. 5: Anteile der Landwirtschaft Deutschlands an der Stickstoff-Befrachtung der Oberflächengewässer mit dem Sicker-/Grundwasserstrom im Zeitraum 1987/89 unter Berücksichtigung der Denitrifikation/Nitrat-Ammonifikation in der (un-)gesättigtewn Zone [Isermann (1995), nach Hamm (1991) bzw. Werner und Wodsak (1994)].

	ABL [nach Hamm (1991)]	NBL [nach Werner und Wodsak (1994)]	Deutschland
1.Flächen (Mio ha)			
1.1. Gesamtfläche (GF)	24,9	10,8	35,7
1.2. Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)	11,9	6,2	18,1
2.Sickerwassermengen (GWNB)			
2.1. mm/a (x10 = 10^3 l / ha a)	254	142	218
2.2. Mrd m^3 / a (<-- GF)	63	15,4	78,4
3. NO_3^--N-Auswaschung mit dem Sickerwasser (SW)			
3.1. Fracht a) kg /ha GF a	28[1)]	n.b	n b
b) kg / ha LF a	42	51	45
3.2 Konzentration a) mg /l SW (Bezug: GF)	11,0	n.b	n b
b) mg / l SW (Bezug: LF)	16,5	35,9	20,6
4. Dentrifikation/Nitratammonifikation in der (un-)gesättigten Zone (Drainzone/Aquifer)	50 %	74 % [2)]	59 %
5. NO_3^--N-Befrachtung mit dem Grundwasser (GW)			
5.1 Fracht: a) kg /ha GF a	14	8,6	12,1
b) kg /ha LF a	21	13,5	18,4
5.2 Konzentration: a) mg / l GW (Bezug: GF) [3)]	5,5	6,1	5,6
b) mg / l GW (Bezug: LF)	8,3	9,5	8,4

[1)] ohne Siedlungsfläche [2)] Bereiche: Festgestein: 0 %; Übergang: n.b.; Lockergestein: hoch; re0098

[3)] Vgl. Fließgewässer (mg N / l): **Natürlicher Hintergrund: 0,38; (van Dijk et al. 1994)**
Critical level: 2,2; (van Dijk et al. 1994)
TVO: Schwellenwert: 5,7; Grenzwert: 11,3
Donau: 2,2; Oder: 2,8; Rhein: 4,0; Elbe: 5,1; Weser: 5,2 (Ø = 3,9) (1991) (UBA 1994)

Demzufolge überrascht der überragende Anteil der Landwirtschaft am N-Eintrag in die Oberflächengewässer Europas nicht, während beim P-Eintrag dort der Abwasserbereich vor der Landwirtschaft die erste Rangstelle einnimmt, wie dies aus der Tab. 6 hervorgeht. Nähere Ausführungen hierzu /8,9,13,14,20,23,29, 36/

Aus diesen Gründen ist die Landwirtschaft Deutschlands und der EU gemeinsam mit der Humanernährung und dem Abwasser- und Abfallbereich sowie dem Energiebereich (einschließlich Verkehr)

Hauptverursacher der grenzüberschreitenden Umweltprobleme der Hypertrophierung und Versauerung der naturnahen aquatischen und terrestrischen Ökosysteme, des Treibhauseffektes und der stratosphärischen Ozonzerstörung sowie der Vernichtung der Biosphäre durch ihre ursächlich zugrundeliegenden 1 bis 8fach zu hohen Emissionen an reaktiven Verbindungen des C,

Tab. 6: Anteile der Landwirtschaft an den N- und P-Einträgen in die Oberflächengewässer zahlreicher Länder bzw. Regionen Westeuropas.

Land /Region	Anteile der Landwirtschaft an den Einträgen			Autoren
	N (%)	P (%)	Bezugs-jahre	
1.Deutschl. (->Fließgew.) a[1]	48	42	1987/89 u. 1991	AK Fließgew. (1990/91, UBA (1993/94)
b[2]	44	28	1987/89	Werner u. Wodsak (1994)
2.Deutschl.(->Dtsch.Nordsee)[3]	51	31	1989/90	UBA (1994)
3. Ostfries. Wattenmeer	ca. 80	n.b.	1989	UBA (1994)
4. Schleswig-Holstein	67	48 [4]	1979/88 u. 1989	Bruhm (1992), LK-Schl. Holst. (1991)
5. Elbe-Einzugsgebiet (ABL) [4]	60	35	1985	Arge Elbe (1990)
6. Rhein-Einzugsgebiet [4]	46	20	1985	de Jong und Berbee (1991)
7. Bodensee-Einzugsgebiet [4] (Obersee)	77	77	1985/86	Wagner u. Bührer (1989)
8. Donau-Einzugsgebiet	50	53	1991	Vollenbroek
a) nur Deutschland	67	33	1991	und
b) nur Österreich	45	30	1991	Csikós (1995)
9. Schweiz	61	24	1984	Isermann (1990)n. Adam(1989)
10.Schweizer Mittelland [5]	75	n.b.	1989/90	Bacchini u. Bader (1994)
11.Italien	62	17	1986	Gaggino et al. (1986)
12.Emilia Romagna (Italien)		33		
a) Ø 16 Flüsse	65	40	1986	Marchetti und Verna (1992)
b) Adria-Küste	50 (80)	30	1980	Vollenweider (1992)
13.Niederlande	72	24	1985	Berbee (1987)
14.Dänemark	43	n.b.	1984	Rørdam(1985), NPO-Report(1984)
15.Insel Funen (DK) [4]	82	22	1976-1989	Funen County Council (1991)
16.Limfjord-Küste (DK)	77	24	1984	Hedesetskabet (1986)
17.Norwegen-Küste	37	27	1988	Naes et al. (1989)
18.Schweden-Küste	28	16	1987	Ackefors and Enell (1990)
19.Einzugsbereich Nordsee [5]				
a) Flüsse	60	25	1987	Lidgate (1987)
b) zusätzlich Atmosphäre	65	25	1987	Isermann (1990)
20. Gesamte EU [3]	55[6]	–	1988	Isermann 1995 nach van der Voet et al. (1994)
	–	50	1985/90	Morse et al. (1993)

re0097

[1] 18 km² Einzugsgebiet (--> Oberfl.gew.)
[2] 1000 km² Einzugsgebiet (--> See)
[3] Nur über Fließgewässer
[4] bezogen nur auf diffuse Quellen
[5] bezogen nur auf anthropogene Quellen
[6] bei 40% Denitrifikation in der (un)gesättigten Zone

N, P (und S) [7-36]. Dies geht im einzelnen aus der Tab. 7 hervor.

Die hier im Abschnitt 2.1.2 am Beispiel des Stickstoffs erfolgte Darstellung *zugleich aller* Verursacherbereiche von grenzüberschreitenden Umweltproblemen und ihr zugeordneten Emissionen erfolgte erstmals durch Isermann [19,21]. Diese Betrachtungsweise wurde nun auch von der Umweltministerkonferenz -Arbeitsgemeinschaft „Stickstoff-Minderungsprogramm [36]" übernommen und dient der 44. Umweltministerkonferenz als Diskussionsgrundlage für die bevorstehende nächste Agrarministerkonferenz der Länder.

Somit ergibt sich als wesentlich Schlußolgerung: Nicht die soziale oder ökonomische Komponente der Nachhaltigkeit, also hier die Produktion und Konsumtion von Biomasse (mit Hilfe der noch mehr als 40 Jahre ausreichenden Mineraldünger, Importfuttermittel, fossilen Energie

Tab. 7: Anteile der Landwirtschaft an den zusätzlichen (anthropogenen) Gesamtbelastungen grenzüberschreitender Umweltprobleme verschiedener Umweltbereiche sowie deren Altlastencharakteristik durch ursächlich zugrundeliegende Emissionen des C, N, P und S.

Grenzüberschreitende Umweltprobleme	Betroffene Umweltbereiche	Ursächliche Emissionen und Altlastencharakteristik ( )	Geltungsbereich und Bezugsjahre ( )	Gesamtbelastungen: Überschreitung der "critical loads" und Tendenz ( )	Gesamtbelastungen: ... davon Anteile der Landwirtschaft und Tendenz ( )
1. Nitrat-/Sulfat-Problematik Grundwasser → Trinkwasser	Pedosphäre Hydrosphäre		Regional		
1.1 Nitratproblematik		NO_3^- (< 1 - 20 a)	Deutschland (ca. letzte 25 a)	0 - 2fach (↑)	ca. 80 % (ca.) (Isermann 1992/93 a+b)
1.2 Sulfatproblematik		SO_4^{2-} (< 1 - 20 a) (u.a. auch NO_3^-)	Deutschland (ABL, ca. letzte 40 a)	0 - 2fach (↓)	ca. 40 % (89/90 ↑) (Isermann 1992/93)
2. Hypertrophierung naturnaher Ökosysteme	Pedosphäre Hydrosphäre Biosphäre		Territorial und kontinental		
2.1 Terrestrische ... (Wälder, Hochmoore, Heiden) ... mit N		NH_3 und NO_x	Deutschland 1990/91)	2 - 4fach (↑)	60 % (↑) (Isermann 1993)
2.2 Aquatische ... (Oberflächengewässer) a) Fließgewässer ... mit N		NO_3^-, NH_4^+, org. N, NH_3 (< 1 - > 1.000 a)	Deutschland 1987/91)	1 - 2fach (↓)	48 % (↑)
... mit P		$H_yPO_4^{x-}$, org. P(20 a)			42 % (↑) (AK Fließgewässer 1991, UBA 1993)
b) Estuarien, Meere → Nordsee ... mit N		NO_3^-, NH_4^+, org. N, NH_3 (< 1 - > 1.000 a)	Einzugsgebiet Nordsee (1987)	1 - 2fach (ca.) (~)	65 % (↑)
... mit P		$H_yPO_4^{x-}$, org. P(100a)			25 % (↑) (Isermann 1990, 1993, 1994)
3. Versauerung naturnaher terrestrischer und aquatischer Ökosysteme	Pedosphäre Hydrosphäre Biosphäre (Lithosphäre)	NH_3, NO_x SO_x, (HF, HCl) (> 20 - 100 a)	Territorial und kontinental 1. weltweit (89/90) 2. Deutschland (90/92) .... davon a) ABL b) NBL	1 - 5fach (↓) 1 - 5fach (↑) (↓)	Isermann 1993) 50 % (↑) 25 % (↑) 46 % (↑) 7 % (↑)
4. Klimaveränderung → zusätzlicher Treibhauseffekt (einschl. stratosphär. Ozonabbau)	alle Umweltbereiche: Atmosphäre Pedosphäre Lithosphäre Biosphäre Hydrosphäre	CO_x (100 a) CH_4 (10 a) N_2O (100 a) NH_3 (10 d) NO_x (1 d) NMVOC (< 1 a) (F)CKW (< 1-400 a)	Global → weltweit (1980/90)	4 - 8fach (↑)	30 - 40 (28 % (~) (Enquete 1990, IPCC 1992, Isermann 1994)
5. Artenrückgang ... gefährdung ... sterben	Biosphäre	entsprechend: - Hypertrophierung - Versauerung - Klimaveränderung, sowie Struktur- und standortverbessernde Maßnahmen der Landwirtschaft (<1-∞ a)	Territorial, kontinental, global z.B. Bundesrepublik Deutschland (1986/89)	0 - 8fach (↑)	1. Priorität (75 % der Arten der Roten Liste betroffen) (UBA 1986/89)

etc.) zwingt nicht nur die Landwirtschaft mit Humanernährung und Abwasser- sowie Abfallbereich, sondern die gesamte Wirtschaft zur nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise. Vielmehr ihre ökologische Komponente veranlaßt sie zur Nachhaltigkeit: Entscheidend wird vielmehr sein, ob es uns gelingt, innerhalb der nächsten Menschengeneration von maximal 20 Jahren (also bis zum Jahre 2015) die natürlichen Ökosysteme hinsichtlich deren Ausdehnung und Aktivität langfristig zu erhalten, um ausgerichtet an ihrer Belastbarkeit („critical levels bzw. loads") die zusätzlichen Emissionen des Menschen an reaktionsfähingen Verbindungen, insbesondere an jenen des C, N, P und S unschädlich zu assimilieren und „wegzuverdauen". Diesbezüglich haben die entwickelten Länder (insbesondere einwohnerspezifisch) bis zur Gegenwart ganz eindeutig zu Lasten der Entwicklungsländer und der nachfolgenden Generationen auch hinsichtlich der Umweltressourcen Ausbeutung betrieben, welches sich nun im Anstieg aller reaktiven Verbindungen des C,N, P und S in ebenfalls allen Umweltbereichen bemerkbar macht /8 bis 11, 13 bis 21, 29 bis 36/.

2.2. Ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze aus ökologischer Sicht

Ursachenorientierte Lösungsansätze zur Verminderung bzw. Verhinderung von Umweltproblemen setzen immer an den zugrundeliegenden Emissionen im entsprechenden Verursacherbereich an. Zugleich müssen diese Lösungsansätze hinreichend sein, d.h. die kritischen Eintragskonzentrationen („critical levels") und Eintragsraten („critical levels") hier der naturnahen Ökosysteme sind zu berücksichtigen. Vor dem Hintergrund kurzfristiger und akuter Umweltschäden ist nahezu die gesamte Umweltgesetzgebung nur auf reglementierte Stoff-*Konzentrationen* ausgerichtet d.h. beliebig hohe Stoff-Frachten können über entsprechend hohe Medienströme (Abluft, Abwasser) in die naturnahen Ökosysteme „entsorgt" werden. Dort müssen aber vor dem Hintergrund der erst langfristig, dann aber chronisch auftretenden grenzüberschreitenden Umweltschäden *zugleich* tolerierbare Stoff-*Frachten* hinterfragt und reglementiert werden. Hierbei ist es vor dem Hintergrund des Wohlstandsanspruchs nachfolgender Generationen der jetzigen Generation nicht gestattet, die Belastbarkeit (Tragfähigkeit) dieser naturnahen Ökosysteme hinsichtlich der kritischen Eintragsraten- und Konzentrationen voll auszuschöpfen.

2.2.1. Tolerierbare Emissionen in den einzelnen Verursacherbereichen, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme

Auch hier wird diese Thematik am Beispiel des Stickstoffs dargestellt:

2.2.1.1. Hydrosphäre

Der in Deutschland und der EU zu 80 bzw. 90% durch die Landwirtschaft verursachte NO^-_3-Eintrag in das Grundwasser (Tab. 7) muß einerseits vor dem Hintergrund der Trinkwasserqualität die NO_3-N-*Konzentration* von 11,3 mg/l (=50 mg NO^-_3 /l) eingehalten bzw. bedeutsam unterschritten werden (Trinkwasser-verordnung (TVO) 1986). Andererseits bedarf es,

gemessen am Stand 1987/88 (II. Nordseekonferenz 1987, Helcom 1988) mit einer durchschnittlichen Auswaschung beispielsweise in Deutschland von ca. 45 kg/ha LF·a bis 1995 einer Verminderung der ca. zur Hälfte von der Landwirtschaft Deutschlands bzw. der EU verursachten *N-Frachten* in die Oberflächengewässer und somit auch in das Grundwasser bis 1995 um 50% und danach längerfristig um ca. 80% /8,9,13,14,19,20,23,25,29 bis 38/ - Dementsprechend zeigt Tab. 8 Diskrepanzen von EULANU (1994/95) [39,40] und der TVO (1986) auf: Die Vorgaben von EULANU überschreiten mit abnehmender Grundwasserneubildung (GWNB) zunehmend die maximal zulässige NO_3-N-Konzentration der TVO von 11,3 mg/l mit <15 bis>60 mg/l um das 1,3 bis 5,3fache.

Tab. 8: Diskrepanz zwischen den Vorgaben kritischer NO_3^--N-Konzentrationen und -Frachten einerseits nach EULANU (1994/95) und andererseits gemäß der Trinkwasser-Verordnung (TVO 1986) sowie der Erfordernis zur Halbierung der NO_3^--N-Befrachtung der Oberflächengewässer Deutschlands durch die Landwirtschaft über den Grundwasserpfad (N-Hypertrophierung).

Jährliche Grundwasser-Neubildung (mm)	NO_3^--N-Konzentration (mg NO_3^--N/l)		NO_3^--N-Frachten (kg NO_3^--N/ha · a)		
	EULANU	TVO	EULANU	TVO[1]	Halbierung N-Fracht
bis 50	>60	Grenzwert:	30	< 5,7	
>50 bis 150	>70 bis 23	11,3	35	<5,7 bis 17,0	
>150 bis 250[2]	>27 bis 16	Schwellenwert:	40	< 17,0 bis 28,3	(45-->)22,5
>250 bis 350	>18 bis 13	5,6	45	< 28,3 bis 39,6	
>350	<15		50	>39,6	

[1] maximal tolerierbare NO_3^--N-Fracht zur Einhaltung der NO_3^--N-Konzentration im Sickerwasser von 11,3 mg NO_3^--N/l

[2] Vgl. Durchschnitt Deutschland: 218 mm/a

Ebenso wird der Sanierungszielwert der N-Fracht von 22,5 kg/ha LF·a durch die Vorgaben von EULANU mit zunehmender GWNB steigernd um das 0,2 bis 2,2fache überschritten, durch jene der TVO jenseits der GWNB von 200 mm bis zum 1,8fachen.

Auch die SCHALVO (1987/92) [42] gesteht entsprechend der Darstellung in Bild 3 hinsichtlich der N-Auswaschung mit 45 kg/ha LF·a noch das 2fache des Tolerierbaren zu. Daran ausgerichtete „Strategien" dennoch zur Einhaltung der NO_3-Konzentration der TVO einerseits durch (mit zunehmender GWNB ebenfalls zunehmender) „Verdünnung" leistet damit aber der N-Befrachtung der Oberflächengewässer über das Grundwasser Vorschub. Andererseits bewirken die nicht kalkulierbaren und zudem endlichen sog. Nitrat- „Abbau"-Prozesse durch Denitrifikation und Nitratammonifikation in der (un)gesättigten Zone eine weitere Steigerung der durch die Landwirtschaft verursachten und gegenwärtig ohnehin sehr bedeutsamen N_2O-Emissionen (Deutschland: 34% [34]; Europa: 62% [43]) sowie SO_4^{2-}-bzw. NH_4^+-Anreicherungen im Aquifer (TVO-Grenzwerte: 240 bzw. 0,5 mg/l !)

Als Schlußfolgerung ergibt sich: Abstandnehmend von solchen umweltschädlichen Strategien führt kein Weg daran vorbei, *flächendeckend auf der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche Grundwasserschutz auf der Grundlage des Sanierungszielwertes einer Auswaschung von maximal 22,5 kg NO_3-N /ha LF·a zu betreiben*, wobei dieser Zielwert bei einer GWNB von > 0 bis 200 mm/a (Vgl. Durchschnitt Deutschland: 218 mm/a) noch nicht einmal den Erfordernissen der TVO genügt. Unter Einschluß einer unvermeidbaren Denitrifikation oberhalb der hydraulischen Wasserscheide von ca. 20 kg N/ha·a (Tab.11) wird der maximal tolerierte N-Bodenüberhang von Feldwisch und Frede [42] von 50 kg N/ha·a diesem Sanierungsziel annähernd gerecht. - Unabhängig hiervon sind die gegenwärtigen N-Einträge der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer durch Erosion., Oberflächenabfluß, Drainagen und Direkteinträge mindestens zu halbieren bzw. zu vermeiden.

Zielvorgaben als Konzentrationswerte für den marinen Bereich gibt es nicht [44]. Dies wird in Tab. 9 am Beispiel der N-Eutrophierung des Schwarzen Meeres durch das deutsche Einzugsgebiet der Donau erläutert.

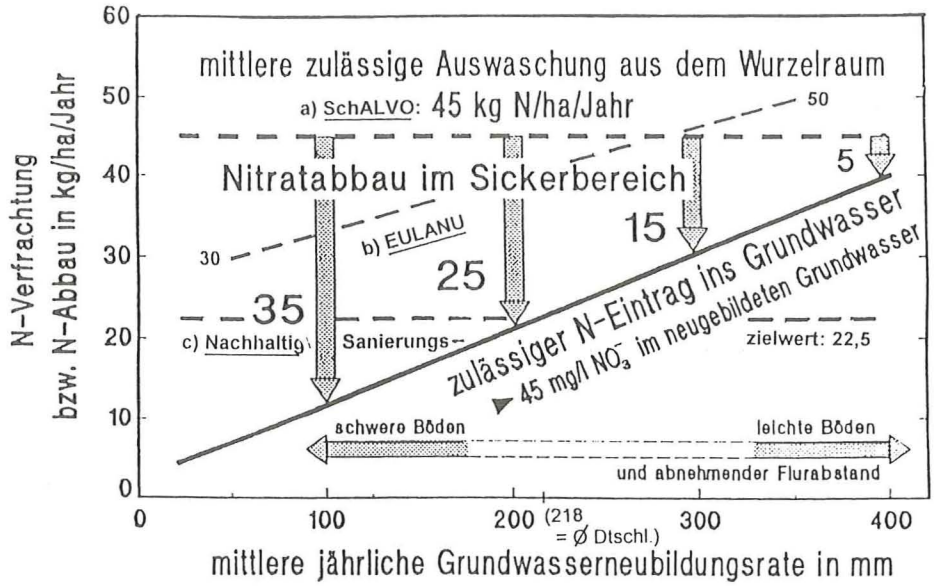
Im deutschen Einzugsgebiet wird die Donau aus der Land(wirt)schaft zwar mit geringen NO_3^--N-Konzentrationen (2,4 mg/l) jedoch mit solchen hohen NO_3^--N-Frachten (105 kt/a) belastet, daß diese an 2. Rangstelle aller Donaueinzugsländer bereits 16% der insgesamt 3-4fach zu hohen NO_3^--N-Befrachtung der gesamten Donau von 677 kt/a (100%) ausmacht [45].

Als Schutzgut Trinkwasser könnte die Donau sogar doppelt so hoch als gegenwärtig mit NO_3^- belastet werden. Auch hinsichtlich des von van Diek et al [29] vorgeschlagenen Sanierungszielwertes der Flüsse bezüglich der Eutrophierung der Meere von 2,2 mg NO_3^-- und NH_4^+-N/l wäre die N-Fracht der Donau nur um ca. 15% zu reduzieren. Somit gilt die Schlußfolgerung von Hamm [44]: „Grundsätzlich ist die allgemeine Forderung, die Nährstoffbelastung auf vorindustrielle Werte oder auf den natürlichen Hintergrund zu reduzieren, richtig." Für die Donau würde dies einer Reduktion der anorganischen N-Fracht- und Konzentration um 85% gemäß den Angaben von van Diek et al [29] entsprechen, als zunächst realisierbarer Sanierungszielwert wäre jedoch bis 2005 nach Vollenbroek und Ciskos [45] eine Reduktion um 50% anzustreben.

2.2.1.2. Atmosphäre / Biosphäre

Hier stehen die z.B. in Deutschland /15,16,18,19,26,32 bis 36/ bzw. in Westeuropa /30,31,46/ zu 96 bzw. 92 % von der Landwirtschaft verursachten NH_3-Emissionen im Vordergrund, welche wiederum zu 86 bzw. 87% auf die Tierproduktion zurückzuführen sind.

Da z.B. auf ca. 85% der Waldböden Deutschlands die kritischen N-Einträge nur 10 kg /ha FN·a betragen /31,33,34/, kann - bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands- jeweils der Landwirtschaft und der Energiewirtschaft (einschl. Verkehr) auch nur eine Emission von maximal 5 kg NH_3-N bzw. von NO_X-N/ha GF·a zugestanden werden, welche gegenwärtig (91/



Immissionsbezogene Nitratgrenzwerte für Böden (kg N/ha/Jahr): (Isermann u. Isermann 1995)

a) SchALVO: im Trinkwassereinzugsgebiet : 45 (Rohmann 1992)
b) EULANU: flächendeckend : 30-50 (Breitschuh u. Eckert 1994/95)
c) NACHHALTIG: flächendeckend Sanierungszielwert : 22,5 (Isermann u. Isermann 1995)

Bild 3: Imissionsbezogene Nitratgrenzwerte für Böden.

Tab. 9: Ist (1991)- und Soll (2005) - Zustände der Einträge an löslichem organischem Stickstoff in die Donau im Einzugsgebiet Deutschlands bis zur deutsch-österreichischen Grenze in Jochenstein.

Zustände	N-Konzentration (mg/l)			N-Fracht (kt/a)		
	NO_3^--N	NH_4^+-N	NO_3^--u. NH_4^+-N	NO_3^--N	NH_4^+-N	NO_3^--und NH_4^+-N
1. Ist-1991 (50-Perzentil /UBA 1994)	2,4	0,2	2,6	106	9	115
2. Soll (max.)						
2.1. Hamm (1991)						
a) Schutzgut Trinkw. (95 -Perz.)	5,7	0,15-1,2	5,85-6,9	252	7-54	259-306
b) Aquat. Lebensgemeinschaft						
• Fischgewässer	-	0,16-0,31	-	-	7-14	-
• Nitrifikations-O_2-Bedarf (90-Perzentil)	-	0,5	-	-	23	-
• Eutrophierung Donau	Allgemeines Ziel ist die Verminderung der Nährstoffbelastung aus punktförmigen und diffusen Quellen					
2.2. Eutrophierung (Schwarzes) Meer (van Diek et al 1994)	-	-	2,2	-	-	97
2.3. Sanierungszielwert						
a) 50% Reduktion (2005) (Vollenbroek u.Csikós 1995)	1,2	0,1	1,3	53	5	58
b) 85% Reduktion [1] (unbelastet nach van Diek et al 1994)	0,36	0,02	0,38	16	1	17

[1] Hierzu Hamm (1995): "Grundsätzlich ist die allgemeine Forderung, die Nährstoffbelastung auf vorindustrielle Werte oder auf den natürlichen Hintergrund zu reduzieren, richtig"

92) seitens der Landwirtschaft mit 17 kg NH_3-N/ha GF·a jedoch um das 3,4fache und durch den Energiebereich mit 26 kg NO_X-N/ha GF·a um ca. das5,3fache überschritten wird /15,19,21,24/.

Gesteht man dementsprechend wie in Tab. 10 der Tierproduktion eine maximale Emission von 4,5 kg NH_3-N/ha GF·a zu (=160 000 t/a), so kann diese Emission - gemessen am gegenwärtigen Zustand- nur dadurch erreicht werden, daßsowohl die *tierspezifische Emission von 36 kg NH_3-N/GV·a als auch* -ausschließlich in den ABL- *der Viehbestand von 15,4 Mio GV (1993: 14,2 Mio GV) nahezu halbiert werden.* Dies ist entsprechend dem Stand der Technik [42] und bei Wahrung einer bedarfsorientierten Tierproduktion- also durch Gestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft- unverzüglich möglich /19,21,22,23,24,25/.

Dadurch kommt man zugleich den Anforderungen erheblich näher, daß auch die *Denitrifikation* von gegenwärtig ca. 40 kg N/ha·a (Tab.2) und dementsprechend auch die N_2O-(und NO_X)-Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands *mindestens zu halbieren* sind.

Als wesentliche Schlußfolgerung zu diesem Abschnitt 2.1 kann festgehalten werden:

Die buchstäbliche „notwendige" Entlastung der naturnahen Ökosysteme erfordert eine Emissionseinschränkung aller reaktiven Verbindungen des C, N, P und S um 80% bis zum Jahre 2015, bezogen auf das Jahr 1995. Dies ist einerseits sachlich begründet und andererseits

Tab. 10: Überkritische (1992), kritische (maximal tolerierbare) (2005) und unterkritische (optimale) (2015) Viehbestände, Viehbesatzdichten und zugehörige NH_3-N-Emissionen in Deutschland bei tierspezifischen NH_3-N-Emissionen (kg/GV·a) entsprechend (16,2 Mio ha LF):
A) Status quo (36 kg/GV·a); B) EULANU (36 kg/GV·a) [Eckert und Breitschuh 1994]; C) Nachhaltiger Tierproduktion: Stand der Technik (12-18 kg NH_3-N/GV·a) und bedarfsorientiert (0,5 GV/ha).

Zeit	Zustandsbeschreibung	A) Status quo			B) EULANU			C) Nachhaltig		
		Mio GV bzw. GV/ha	NH_3-N-Emission		Mio GV bzw. GV/ha	NH_3-N- Emission		Mio GV bzw. GV/ha	NH_3-Emission	
			kg/GV	kt/a		kg/GV.a	kt/a		kg/GV	kt/a
1992	überkritisch: critical levels > critical load	15,4 bzw. 0,93	36	554 (100)	15,4 bzw. 0,93	30	462 (83)	a) 15,4 bzw. 0,93	18	277 (50)
								b) 8,1 bzw. 0,50	**18**	**145 (26)**
2005	kritisch: critical level = critical load	4,4 bzw. 0,27	36	160[1] (32)	5,3 bzw. 0,33	30	160[1] (32)	a) 10,6 bzw. 0,65	15	160[1] (32)
								b) 8,1 bzw. 0,50	**15**	**121 (22)**
2015	unterkritisch: critical level < critical load	3,1 bzw. 0,19	36	110 20)	3,7 bzw. 0,23	30	110 (20)	**a) 9,1 bzw. 0,56**	**12**	**110 (20)**
								b) 8,1 bzw. 0,50	**12**	**97 (18)**

[1] 35,7 Mio ha GFx 4,5 kg NH_r-N-Deposition (critical load) => Nur das Nachhaltigskonzept erreicht zugleich sowohl bedarfsorientierte Tierproduktion als auch tolerierbare NH_3-N-Emissionen

ethisch erforderlich, da die unbeteiligten nachfolgenden Generationen nicht die Leidtragenden unserer bisher nichtnachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise werden dürfen.

2.3. Minderungsstrategien

Diese beinhalten im Sinne einer zukünftig nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft aus der Sicht des Nährstoff- (und Energie-) Haushaltes eine nur noch am Bedarf (und nicht an der weitaus überhöhten Nachfrage) der einheimischen Bevölkerung orientierte Produktion von Biomasse (Nahrungs- und Futtermittel, Rohstoffe, Bioenergie), eine nicht wie bisher billige, sondern zukünftig preiswerte Entgeltung ihrer Produkte und externen Effekte, sowie bei weitestgehender und umweltverträglicher Kreislaufwirtschaft im Komplexbereich Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfall eine Minimierung der Nährstoffüberschüsse nach Maßgabe der kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme hinsichtlich ihrer Emissionen bzw. Immissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, P und S.

Wie bedeutsam aus wahrhaft ökonomischer Sicht die preiswerte Entgeltung der Produkte der Landwirtschaft ist, -deren Preise also somit auch ihre ökologische Wahrheit enthalten-, geht schon daraus hervor, daß die externen Schäden (Kosten) durch Umweltbeeinträchtigungen (einschl. Altlasten) der Landwirtschaft nicht nur größer als deren externen Leistungen sind, sondern nahezu auch deren gegenwärtigen (1990/91) jährliche Nettowertschöpfung von ca. 31 Mrd. DM entsprechen [47]. Die gegenwärtig diskutierten Minderungsstrategien werden hier ebenfalls am Beispiel des Stickstoffs dargestellt vor dem Hintergrund maximal tolerierbarer N-Überschußsalden und auf der Grundlage einer optimalen N-Versorgung der Böden.

Gemessen am Ist-Zustand (1992) werden in Tab. 11 die maximal tolerierbaren N-Überschußsalden und die tolerierbare Tierproduktion entsprechend der von verschiedenen Autoren vorgeschlagenen Bewirtschaftungsformen dargestellt. Zielsetzung einer nachhaltig betriebenen Landwirtschaft kann es hierbei aber nur sein, daß nicht isoliert einzelne Input- bzw. Outputbestandteile der N-Bilanz, sondern *unabhängig von Art, Form und Richtung der Emissionen differenziert nach Landbewirtschaftungs- form und Betriebssystem eine Rückführung der Überschüsse an Nährstoffen und der Produktion auf unvermeidbare Ausmaße* erfolgt [13 bis 26].

Dementsprechend werden die vorsätzlich weitgehend umweltunverträglichen Agrar- und Umweltgesetze der EG /EU und Deutschlands (Soll-Zustand), gemessen am Ist-Zustand (1992) auf der Grundlage nahezu vergleichbarer und somit viel zu hoher maximal tolerierter Viehbesatzdichten und Viehbestände sowie ebensolcher N-Überschußsalden wiederum „ordnungsgemäß" in allen Umweltbereichen Baldlasten in ähnlicher Größenordnung wie die um ein mehrfaches bereits zu hohen N-Altlasten bewirken. Demgegenüber beinhalten andererseits die ebenfalls in Tab.11 dargestellten Inhalte der Vorschläge von Feldwisch und Frede [42] „Landwirtschaft und Gewässerschutz" und jene von EULANU [39,40] zur „flächendeckenden

Tab. 11: Maximal tolerierbare N-Überschußsalden und tolerierbare Viehhaltung entsprechend der von verschiedenen Autoren vorgeschlagenen Bewirtschaftungsformen, gemessen am Ist-Zustand (1992) der Landwirtschaft Deutschlands.

A) BEWIRTSCHAFTUNGSFORMEN 1.Bezeichnungen	Ordnungsgemäße Landwirtschaft			Landwirtschaft und Gewässerschutz	EULANU	NAHAL Nachhaltige Land(wirt)schaft
	Ist-Zustand (1992)	Soll-Zustand	SchALVO			
2. Autoren	BML	EG/EU BML BMU	Baden-Württ. (Rohmann et.al. 1987)	Feldwisch u. Frede (1995)	Breitschuh und Eckert (1994/95)	Isermann und Isermann (1994/95)
3. Grundlagen	Beschluß Agrarminister (1987) Agrarstrukturgesetz (1989) GVO (1989/93)	Nitratrichtlinie (1991) Entwürfe zu: ·Düngeverordnung · BuboschG	SchALVO (1987/92)	Positionspapier DAF et al (1994)	EULANU (1994(95)	Merkmale nachhaltiger Landwirtschaft (1994/95)
4. Zielsetzungen	Ökonomische Bewirtschaftung sowie regionspezifischer Grund-bzw. Trinkwasserschutz			flächendeckender Schutz der Hydrosphäre	flächendeckend effiziente und umweltverträgliche Landwirtschaft	raumerfüllend ökonomisch,ökologisch und sozial nachhaltige Land(wirt)schaft
B) MERKMALE 1.Maximales N-Überschußsaldo (kg N/haLF a)	>300	200-300	n.b.	>90 (110-130)	140	65
... davon a) Bodenüberhang (pot.N-Auswaschung)	n.b.	n.b.	45[1]	50	50 (30-50)	23
b) NH_3-Emission	54-162 (216)	86-108	n.b.	40	50	18/11-22
c) (De-)Nitrifikation ($N_2/N_2O/NO_x$) c1) 0-1m	n.b	n.b.	n.b	n.b.	40	20
c2) Drainzone	n.b	Maximierung	5-35	n b	n.b	0
2. Viehbesatz (GV bzw. DE/ha LF) a)regionsspezifisch	0.93	n.b.	n.b.	n.b.	0,6	0,5
b) schlagspezifisch	1,5-4,5 (8,0)	(2,6-3,2)	n.b.	2,0	(2,0)	(1,0 / 0,6-1,2)
3. Viehbestand (Mio GV)	15,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8,1

[1] einschl. Nachmineralisation im Herbst

effizienten und umweltverträglichen Landwirtschaft" zwar wesentliche, jedoch heute bereits erkennbare noch nicht hinreichende Entlastungen der Umwelt, welche letztlich ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der betroffenen naturnahen Ökosysteme raumerfüllend im Sinne einer „nachhaltig betriebenen Land(wirt)schaft (NAHAL)" ursachenorientiert und hinreichend in realisierbaren Teilschritten herbeigeführt werden muß /15,17,19,20 bis 26/.

Der Abwasserbereich sollte künftig von der weitgehenden Nährstoff-Vernichtung Abstand nehmen durch:

a) P- und insbesondere N-Assimilation durch Mikroorganismen als Maßnahme der Wahl zur nachhaltigen Abwasserreinigung [12,48]. Die Kläranlage in Hongkong wird auf diese Weise mit einer N- und P-Eliminationsrate von mehr als 80% betrieben und diese Nährstoffe in den Mikroorganismen zu 100% in der Landwirtschaft verwertet [48]. Während wir mit einem Kostenaufwand von ca. 20 DM/kg N das Abwasser nicht immer unbedenklich „reinigen", der aber vorher z.B. beim Mineraldünger-N mit einem Kostenaufwand von nur ca. 0,5 DM/kg N hergestellt und für 1 DM/kg N verkauft wurde.

b) eine gemeinsame mit der Landwirtschaft betriebene weitestgehende umweltverträgliche

Verwertung des kommunalen Klärschlamms in der Landwirtschaft. Weitere Ausführungen hierzu siehe /7,8 bis 27, 30, 31, 32-36, 43, 45, 47, 48, 51 bis 53/.

2.4. Minderungspotentiale

Diese Minderungspotentiale werden auch hier beispielhaft am Stickstoff dargestellt. Hinsichtlich der anthropogen bedingten N-Emissionen liegen von allen Verursacherbereichen die größten Minderungspotentiale in der Landwirtschaft (Bild 2, Tab. 4), ferner /7,35,36/. Die sich aus den Minderungsstrategien einer nachhaltigen Landbewirtschaftung sich ergebenden Potentiale zur Minderung der N-Überschüsse und hier beispielsweise der u.a. diesen zugrundeliegenden NH_3-Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands werden auf der Grundlage der N-Bilanz von 1990/91 von Tab. 2 in Tab. 12 ausgewiesen.

Mit weitem Abstand nicht nur wirkungsvollste, sondern zugleich volkswirtschaftlich extrem kostensparende und ohne jeglichen technischen Aufwand, unverzüglich machbare Maßnahme ist hierbei der drastische Abbau der Viehbestände ausnahmslos nur in den ABL um ca. 6 Mio GV und dort vornehmlich in Betrieben mit zu hoher Viehbesatzdichten (>1,2 GV/ha LF) (z.B.

Tab. 12: Potentielle Entlastung der N-Bilanz und der NH_3-Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands im Jahre 1991 unter besonderer Berücksichtigung aller Minderungsmaßnahmen. Einzelmaßnahmen sind nur beschränkt additionsfähig.

Einzelmaßnahmen (LF_{neba}= 16,4 Mio ha)	Potentielle N-Entlastung		... davon potentielle NH_3-N-Entlastung	
	t/a	kg/ha.a	t/a	kg/ha.a
1. Abbau der Tierbestände	1.310.000	80	295.500	18
1.1...davon durch Abbau der Agrarexporte tierischer Erzeugniss (z.B. Fleisch, Milch)	445.000[1)]	27[1)]	83.500[2)]	5[2)]
1.2...davon bedarfsorientierte (50% Überschuß) und ausgewogene (50/50) tierische und pflanzliche Eiweißversorgung der Bevölkerung	865.000[1)3)] (Ausscheidung 588.000)	53[1)3)]	212.000[3)]	13[3)]
2. Abbau von N-Überschüssen in Ackerböden (bis 2005)	575.000[4)]	35[4)]	21.000	1
1. und 2. Abbau von Überschuß und Überfluß	1.885.000	115	316.500	19
3. Effizientere Gewinnung, Lagerung und Anwendung der Wirtschaftsdünger			--	--
a) 60% statt 30 % Ausnutzung	452.000	28	271.000	17
b) oder 50% je Minderung aller Verluste	526.000	32	(-22.000)[5)]	(-1)[5)]
4. Optimaler (Mehr-)Einsatz von einwandfreiem kommunalem Klärschlamm (80% Assimilation) (ohne Biokomposte)	361.000	22		
5. Effizientere Fütterung(Ersparnis max. 20%)	300.000	18	108.000	7
6. Effizienterer und vorwiegend als Folge von 1.-4. mittelfristig (10 a) um ca. 50% verminderter Mineraldünger-N-Einsatz	894.000	54	33.000	2
	100.000	6	--	--
7. Verringerte NH_x-Deposition als Folge v. 1.- 6				

Zum Vergleich Ist-Zustand (1991)	Gesamtes N-Input			
	t/a	kg/ha.a		
	3.182.000	194		
	Gesamter N-Überschuß		Gesamte NH_3-N-Emission	
	t/a	kg/ha.a	t/a	kg/ha.a
	2.362.000	144	605.300	37

[1)] ca 8faches des N-Gehaltes der tierischen Erzeugnisse , [2)] ca.1,5faches des N-Gehaltes der tierischen Erzeugnisse re0049
[3)] zu ca. 55% bzw. 42% auch durch Import-Verzicht vollziehbar (entspricht einer N-Entlastung von 473.000 t/a bzw. einer NH_3-N-Entlastung von 89.000 t/a)
[4)] Abreicherung um 500 kg N/ha AF.10 a, [5)] sofern nicht unmittelbar nach der Ausbringung eingearbeitet

in Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Bayern).

Dies erfolgt auf der Grundlage einer nachhaltigen, d.h bedarfsorientierten Tierproduktion mit einem wie in den NBL bereits innerhalb von nur 3 Jahren (1989/92) herbeigeführten regionsspezifischen Tierbesatz von 0,5 GV/ha LF und (weitgehendem) Verzicht insbesondere auf tierische Agrarexporte. Allein dadurch läßt sich der N-Überschuß der Landwirtschaft von gegenwärtig 144 kg N/ha LF.a sowie die NH_3-N-Emissionen von 37 kg/ha LF.a halbieren. Zugleich werden dadurch die Emissionen der Landwirtschaft auch an anderen Spurengasen wie (fossiles) CO_2, CH_4 und N_2O sowie die Einträge von NO_3^- und $H_YPO_4^{X-}$ in die Hydrosphäre ebenfalls um mindestens 50% eingeschränkt. Die Nutzung der N-(aber auch P- und K-) Überschüsse in den zu hoch versorgten Ackerböden erlauben ein zusätzliches Einsparungspotential von 35 kg N/ha.AF.a.

Ein umweltfreundliches Management der Wirtschaftsdünger beinhaltet als nächst wirkungsvollste Maßnahme auf der Grundlage der gegenwärtigen N-Ausscheidung der Viehbestände eine weitere Entlastung der N-Bilanz von ca. 30 kg N/ha LF.a und eine Minderung der NH_3-N-Emissionen von ca. 17 kg N/ha LF.a. Dadurch wäre das hinreichende Ziel einer 80%igen Minderung des N-Überschusses und der NH_3-Emissionen im Bereich Landwirtschaft bereits erreicht, wie dies bereits die Tab. 10 auf der Grundlage maximal tolerierbarer NH_3-N-Emissionen aus dem Bereich der Tierhaltung von 160 kt/a verdeutlichte.

Flankierende weitere Maßnahmen wie verbesserte N-Effizienz in der Tierernährung, effizientere und vermehrte Nutzung kommunaler Abprodukte (Klärschlamm, Biokomposte) sowie vorwiegend folgeorientiert annähernd eine Halbierung des Mineraldünger-N-Verbrauches und Minimierung der Futtermittelimporte weisen zudem den Weg zu einer noch nachhaltigeren, d.h. auch noch umweltverträglicheren Land(wirt)schaft. Hierbei ist zu beachten, daß zur hinreichenden Steuerung des N-Angebotes die mineralische N-Düngung mindestens ein Drittel des gesamten N-Eintrages betragen muß.

Eine solchermaßen flächendeckende nachhaltige Landwirtschaft ist nicht nur kurzfristig realisierbar, wie es die Landwirtschaft in Nordost-Deutschland im Zeitraum 1989/92 (unfreiwillig) unter Beweis stellte [49], sondern auch ohne Mehrkosten finanzierbar [50].

2.5. Lösungsaussichten, Forschungsbedarf und Vollzugsdefizit

2.5.1. Lösungsaussichten

Trotz langjähriger Kenntnis der hier dargestellten wesentlichen Anteile der Landwirtschaft Deutschlands und der EU an den „neuartigen" grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen betreiben deren politische Vertreter deshalb vorsätzlich keine aktive Agrar- und Umweltpolitik zur hinreichenden und ursachenorientierten Minderung der diesen Umweltbeeinträchti-

gungen zugrundeliegenden Emissionen[15,19,21]. Dies gilt ganz besonders hinsichtlich der die „neuartigen" Waldschäden verursachenden gasförmigen Emissionen der Landwirtschaft an NH_3, (N_2O) und CH_4. Bereits seit 10 Jahren unerfüllte [32] und deshalb gegenwärtig erneut angemahnte [33] Forderungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen zur Gestaltung einer dauerhaft-umweltgerechten Landwirtschaft und eines entsprechenden ordnungsrechtlichen Rahmens bleiben beim BML ebenso unbeachtet wie gleichlautende Forderungen des Büros für Technikfolgenabschätzung [50,51] und der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" [53] sowie des Umweltbundesamtes [34,35] zur Gestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft.

Stattdessen werden die umweltschädigenden Emissionen der Landwirtschaft als Baldlasten annähernd in Höhe der bisherigen Altlasten aufrechterhalten und als maximal tolerierbare und angeblich unvermeidbare „Verluste" Bestandteile selbst geschaffener Ordnungen und somit zur „guten landwirtschaftlichen Praxis" /15,19,20,21,24,32 bis 34/.

Weniger veranlaßt durch die EU-Agrarreform als vielmehr durch ökonomischeres Handeln sowie durch die auferlegten drastisch geänderten Rahmenbedingungen in den NBL [49] hat die landwirtschaftliche Praxis selbst jedoch entsprechend der Darstellung in Tab. 13 im Zeitraum 1986/87 bis 1993/94 eine drastische Minderung des P- und K-Mineraldünger-Verbrauches und der entsprechenden Überschußsalden im „gesamten" Deutschland vollzogen, welche sich daran gemessen beim N mit ca. -24% nicht so sehr, aber dennoch deutlich auswirkte.

Das Hauptproblem besteht jedoch weiterhin in den ca. 2fach zu hohen Viehbeständen sowie in der Trennung von viehlosen Marktfruchtbetrieben und Regionen mit zu viehreichen Futterbau- und Verdedlungsbetrieben mit Massentierhaltung [35] ausnahmslos oder „nur noch" in den Ländern Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Baden-Württemberg und

Tab. 13: Mineraldünger-Nährstoff-Verbrauch und Nährstoff-Überschußsaldo in Deutschland (1985/86 bis 1993/94).

Territorium	LF_{netto} (Mio ha·a)	Mineraldünger-NPK-Verbrauch (kg/ha LF·a)			Nährstoff-Überschußsaldo (kg/ha LF·a)		
		N	P_2O_5	K_2O	N	P_2O_5	K_2O
1. DDR (=> NBL) 1987/89	6,2	133	57	103	146	62	79
2. BRD (=> ABL) a) 1985/86	12,0	126	61	78	167	55	73
b) 1989/90	11,9	125	50	66	154	36	57
3. Deutschland a) 1990/91	16,4	109	37	58	144	21	48
b) 1991/92	16,2	106	32	45	146	19	37
c) 1992/93	15,8	106	31	43	n.b.	n.b.	n.b.
d) 1993/94	15,9	101	26	41	n.b.	n.b.	n.b.

Bayern. Diese Massentierhaltung wird von Bundeslandwirtschaftsminister Borchert (DLG-Wintertagung, 12. Jan. 1995) in vollem Bewußtsein der von dieser ausgehender Umweltprobleme „als konkurrenzfähige Hochburgen deutscher Veredlungswirtschaft" bezeichnet. Das Versprechen seines Amtskollegen Bocklet, mit dem „Aktionsprogramm Stickstoff 2000 [54]" bis zum Jahre 2000 sämtliche N-Emissionen der bayerischen Landwirtschaft zu halbieren, stimmt hingegen hoffnungsfroh, selbst wenn dieses Versprechen nicht gänzlich einlösbar sein dürfte.

Ursprung allen Leides ist jedoch die auch weiterhin umweltunverträgliche Agrar- und Umweltgesetzgebung: Ausgehend von den damals wie heute geltenden Leitlinien einer geordneten Stallmist- und Jauchewirtschaft mit maximalen Vorgaben von 0,6 - 1,2 GV [55], beruhend auf einer N-Ausscheidung von 60-120 kg und NH_3-N-Emissionen von 22- 44 kg jeweils jährlich je ha LF, wurden, die Anmahnungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen [32] mißachtend, von der Landwirtschaft eigene Ordnungen (Agrarstrukturgesetz, Gülleverordnungen der Länder, Nitratrichtlinie der EG, Entwürfe zur Düngeanwendungsverordnung) geschaffen, welche maximal nunmehr auf der Grundlage von 1,5 - 6,0 GV mit einer N-Ausscheidung von 150-600 kg N und NH_3-N-Emissionen von 54 - 216 kg jeweils jährlich je ha LF tolerierten. Selbst die Nitratrichtlinie der EG und als deren Durchführungsverordnung der während 5 Jahren(!) diskutierte, nunmehr neueste Entwurf zur Düngeverordnung (DÜVO) [56] sowie wiederum darauf sich berufende Gesetzentwürfe bzw. Positionspapiere des Bundesbodenschutzgesetzes, tolerieren jeweils jährlich je ha LF im Betriebsdurchschnitt (!) maximal auf der Grundlage von gegenwärtig 2,6 bis 3,2 GV eine jährliche N-Ausscheidung von 260 bis 320 kg und NH_3-N-Emissionen von 86 - 108 kg (Tab.14). Tolerierbar sind jedoch maximal je ha LF·a nur eine N-Ausscheidung mit 100 kg N mit einer NH_3-N-Emission von 18 kg und einem Viehbestand von 8,1 Mio GV (Tab. 10 und 11).

Liegen aber aufgrund der „Gunst der Standorte" ein hoher Sickerwasseranfall („Verdünnungseffekt") und/oder hohe „Ausgasungen des N" durch Denitrifikation vor, dürfen diese maximale Vorgaben somit gesetzeskonform noch entsprechend erhöht werden. Unter gleichzeitiger Berücksichtigung zusätzlicher N-Einträge durch Mineraldünger, biologische N-Fixierung und atmosphärische N-Einträge wird hier sogar ein N-Gesamt-Input von 300-400 kg N/ha.a toleriert. Dies entspricht der N-Zufuhr auf den Güllehochlastflächen der ehemaligen DDR . Hinzu kommt noch die immer bedeutsam werdende N-Anlieferung durch Netto-Mineralisation.

Es gibt keine Region der Erde, wo sich eine solche Handlungsweise längerfristig weder ökonomisch, sozial oder gar ökologisch rechtfertigen ließe! An dieser Feststellung ändert sich auch nichts, wenn im Entwurf der DÜVO festgehalten wird, daß an dieser der wissenschaftliche Beirat für Düngungsfragen mitgewirkt habe. - Aber auch das BMU stimmt dieser DÜVO zu, auch wenn das UBA [34] und somit das BMU selbst bekennt, daß diese auf der Grundlage der Ni-

Tab. 14: Unterschiedliche Auslegungen A) der ohnehin umweltunverträglichen Nitratrichtlinie der EG (1991); B) durch den somit noch umweltunverträglicheren Entwurf der Düngeverordnung von Deutschland (15. Febr. 1995).

Gemeinsame Ausgangsbasis: Ungeachtet der sonstigen N-Einträge (kg N/ha.a) durch Mineraldünger (30% v. Input) (90-120), Atmosphäre (20-50) und biologische N-Bindung (mind. 20) **maximale N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger: 170/210 kg N/ha.a [Gesamt: ca: 300-400 kg N/ha.a]**

A) Auslegung Nitratrichtlinie der EG	B) Auslegung Düngeverordnung Deutschland
1. Einzelschlag 2. Am Felde angefahren: 170/210 kg N/ha a [3. Im Boden: 136/168 kg N/ha a]	1. nur im Betriebsdurchschnitt [Einzelschlag: 0 bis ? (300-400) kg N/ha a] 2. Am Felde angefahren: 213/264 kg N/ha a, da max. 20 % Ausbringungsverluste (43/54 kg NH_3-N/ha a) 3. Im Boden: 170/210 kg N/ha a
4. Darüber hinaus noch mehr Wirtschaftsdünger-N, wenn: 4.1. Hoher Sickerwasseranfall: Verdünnungseffekt ("Nitratrückhaltevermögen") **--> N-Hypertrophierung der Oberflächengewässer durch hohe N-Frachten** 4.2. Hohe Denitrifikation ("Ausgasung") **--> Treibhauseffekt, strat. Ozonzerstörung (N_2O, NO_x)** **--> Ressourcenverschwendung: N_2** **--> Oxidation der (un)gesättigten Zone (u.a. SO_4)**	4. Im Lager: 236/293 kg N/ha a, da max. 10% Lagerungsverluste (23/29 kg NH_3-N/ha a) [5. Im Stall: 256/318 kg N/ha a, da max. 8% Stallverluste (20/25 kg NH_3-N/ha a)] **Gesamte max. NH_3-N-Emission: 86/108 kg N/ha a** **-->N-Hypertrophierung und Versauerung der naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosysteme**

tratrichtlinie der EG „auch weiterhin zu erheblichen wasserwirtschaftlichen Problemen führt".

Entsprechende Schuldzuweisungen hinsichtlich der o.e. bedrohlichen Sachverhalte können aber nicht *der* Landwirtschaft oder *dem* Landwirt gemacht werden, sondern den hierfür verantwortlichen Agrar- und Umweltpolitikern. [57, 58].

Solche von den Politikern ausgehende Handlungsweisen gefährden- da von der Wissenschaft rechtzeitig und hinreichend in Kenntnis gesetzt - somit vorsätzlich:

a) als nicht erneuerbare Umweltressourcen die naturnahen terrestrischen, aquatischen und atmosphärischen Ökosysteme und somit auch

b) die Nachhaltigkeit der gesamtem Landbewirtschaftung und seiner Kultur, also nicht nur jene der Forstwirtschaft, sondern auch der Landwirtschaft selbst, ebenso wie jene der Trinkwasser-und Gewässerwirtschaft, der Touristik etc. und nicht zuletzt der gesamten Bevölkerung. Insofern bedarf es nicht nur einer nachhaltigen Landbewirtschaftung, sondern einer alle Wirtschaftsbereiche umfassenden nachhaltigen Marktwirtschaft.

2.5.2. Forschungsbedarf und Vollzugsdefizit

Der Forschungsbedarf zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der vom Komplexbereich Landwirtschaft/ Humanernährung / kommunaler Abwasser- und Abfallbereich aus-

gehenden Nährstoffemissionen, insbesondere jene an reaktiven Verbindungen des C, N, P und S und der von diesen ausgehenden grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen ist sehr gering und der Umsetzungsbedarf hingegen entsprechend hoch /14, bis 19, 21,24,26,55/.

Dies liegt darin begründet, daß einerseits die Ursachen dieser Emissionen bzw. Umweltbeeinträchtigungen ebenso banal wie seit langem bekannt sind, und andererseits die hinreichenden Lösungsansätze hierzu ebenfalls nicht nur seit Jahrzehnten ihrer Umsetzung harren, sondern sogar bis auf Liebig (1803-1873) zurückgehen. Daran gemessen ist auch die Belastbarkeit (Tragfähigkeit) der naturnahen Ökosysteme hinsichtlich ihrer kritischen Eintragsraten- und -konzentrationen hinreichend bekannt. Infolgedessen bedarf es einer Umverteilung der beschränkt vorhandenen Finanzmittel schwerpunktmäßig von der Forschung zur Umsetzung.

Wichtig hingegen ist also die langfristige Unterstützung einer umsetzungsorientierten Forschung (--> Entwicklung) hinsichtlich der nachhaltigen Landbewirtschaftung in geologisch, pedologisch und klimatisch definierten Regionen. Diese beinhalten, ausgehend von (nichtnachhaltigen) Ist-Zuständen hinsichtlich der ökonomischen, ökologischen und sozialen Komponenten der nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise, deren Weiterentwicklung von Szenarien (u.a. Modellierungen) einerseits auf der Grundlage der gegenwärtig bestehenden und zu erwartenden Agrar- und Umweltpolitik und andererseits auf der Grundlage der Belastbarkeit der naturnahen Ökosysteme. Diese Szenarien sind aber in der Praxis in Beispielsbetrieben zu verwirklichen.

Erste Anfänge solchermaßen betriebener bzw. geplanter umsetzungsorientierter Forschung stellen z.B. dar die Projekte:

- Praktische Ansätze für die Verwirklichung einer umweltgerech ten Landnutzung (Deutsche Bundesstiftung Umwelt)
- Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte (BMBF)
- Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland (BML) [49]
- Elbe-Ökologie (BMBF)
- Donau-Ökologie (EU)

Um nicht Gefahr zu laufen, daß ausschließlich technische Lösungsansätze verfolgt und überbewertet werden, bedarf es nicht nur Institutionen zur Technikfolgenabschätzung, sondern heute noch viel dringlicher auch Institutionen zur Abschätzung der Folgen gegenwärtig nicht bzw. zukünftig nachhaltigen Lebensweisen.

2.6. Schlußbetrachtung

Hinsichtlich der ursachenorientierten und zugleich hinreichenden Lösungsanätze zur Minderung der vom Komplexbereich Landwirtschaft/Humanernährung/kommunaler Abwasser- und Abfallwirtschaft verursachten Emissionen vornehmlich an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C [CO_X, CH_4, DOC], N [NO_3^-, NH_4^+, org. N, N_2O, (NO_X, N_2)], P [$H_YPO_4^{X-}$, org. P], und S [SO_4^{2-}, org. S, H_2S] und den damit bewirkten grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen (Hypertrophierung und Versauerung der naturnahen Ökosysteme, Treibhauseffekt, stratosphärische Ozonzerstörung, Gefährdung der Biosphäre) ergeben sich hinsichtlich einer zukünftig nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise folgende wesentliche Schlußfolgerungen:

a) Wie auch im Energiebereich (einschl. Verkehr) ist aus sachlichen Erwägungen gemessen an der gegenwärtigen Emissionssituation und an der Belastbarkeit der naturnahen Ökosysteme bzw. Umweltbereiche Hydrosphäre, Atmosphäre, Pedosphäre und Biosphäre aber auch aus ethischen Beweggründen in den Industrieländern eine (einwohnerspezifische) Emissionsminderung gemessen am Basisjahr 1995 bis zum Jahre 2015 von 80% erforderlich.

b) Technische Maßnahmen hierzu sind zwar sehr wichtig, jedoch *alleine* im Sinne des Hinreichenden nicht wesentlich.

c) Unterstützt durch ein umweltverträgliches optimales Nährstoffrecycling innerhalb o.e. Komplexbereiches sind diese technischen Maßnahmen als flankierend zu betrachten, um nur noch an einer am Bedarf der einheimischen Bevölkerung orientierten Biomasse-Produktion der Landwirtschaft nachhaltige Wirtschafts- und Lebensweisen zu verwirklichen.

d) In Angleichung an die in Deutschland bereits in den NBL im Zeitraum 1989/1992 verwirklichte Situation [z.B. 49] ist hierzu eine Halbierung der Viehbestände der Landwirtschaft auch in den ABL vornehmlich in den Ländern Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Baden-Württemberg und Bayern mit einem regionsspezifischen Viehbesatz von 0,5 GV/ha LF auch unter Berücksichtigung struktureller Unterschiede unabdingbar, sodaß in der Landwirtschaft Deutschlands bei Wahrung der erforderlichen Tierartenverhältnisse im Sinne einer nachhaltigen Tierproduktion einen Viehbestand von ca. 8 Mio GV anzustreben ist.

3. Zusammenfassung

Beispielhaft an den Nährstoffen C, N, P und S wird dargestellt, daß bereits seit Jahrzehnten in den Ländern der Europäischen Union eine nahezu vollständige Nährstoff-Vernichtung und Desintegration innerhalb des Komplexbereiches „**Landwirtschaft / Humanernährung /**

kommunaler Abwasser- und Abfallwirtschaft" besteht. Zudem wird, orientiert an den Grundbedürfnissen, eine um 50 bis 100% zu hohe Produktion und Konsumtion an Nahrungs- und Futtermitten betreiben. Demzufolge ist dieser o.e. Komplexbereich neben Energie (einschließlich Verkehr) und Industrie ein Hauptverursacher der Emissionen an reaktiven Verbindungen des C,N,P (und S) und somit an den sich zumeist gegnseitig steigernden grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen wie Hypertrophierung und Versauerung der naturnahen Ökosysteme, Treibhauseffekt, Zerstörung des stratosphärischen Ozons und der Biosphäre. Weder die nationale noch die europäischen Umwelt- und Agrargesetzgebung verhindert diese bedauerliche nichtnachhaltige Entwicklung in hinreichender Weise. Ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze für eine zukünftig nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft beinhalten aus der Sicht des Nährstoff-(und Energie) Haushaltes eine nur noch am Bedarf (und nicht an der weitaus überhöhten Nachfrage) der einheimischen Bevölkerung orientierte Produktion von Biomasse (Nahrungs- und Futtermittel, Rohstoffe, Bioenergie), ferner eine nicht wie bisher billige, sondern zukünftig preiswerte Entgeltung ihrer Produkte und externen Effekte, sowie bei weitestgehender und umweltverträglicher Kreislaufwirtschaft im Komplexbereich Landwirtschaft/Humanernährung/Abwasser- und Abfall - eine Minimierung der Nährstoffüberschüsse nach Maßgabe der kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme hinsichtlich ihrer Emissionen bzw. Immissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, P und S. Gemessen am hohen Umsetzungsbedarf auf der Grundlage des vorhandenen Wissens ist der weitere Forschungsbedarf hinsichtlich dieser Lösungsansätze sehr gering.

Literatur

[1] WCED (World Commission on Environment and Development) (Brundtland-Report): Our Common Future. Oxford Universitiy Press, Oxford, 383pp. 1987.

[2] Smit, B. and Smithers, J.: Sustainable agriculture: interpretations,analyses and prospects. Can. J. Regional Sci., (in press)(1994).

[3] Yunlong, C. and Smit,B. : Sustainability in agriculture: a general view. Agriculture, Ecosystems and Environment *49*, 299-307(1994).

[4] Dumanski, J.,Eswaran,H. and Latham M.: A proposal for an international framework for evaluating sustainable land management. p. 25-49. In Dumanski J. et al (ed.) Evaluation for sustainable land management in the developing world. Vol. 2: Technical papers Proc. Conf. 12, Bangkok, Thailand. 15-21 Sept. 1991. Int. Board Soil Res. Manage. (IBSRAM), Bangkok.1991.

[5] Bouma, J : Sustainable land use as a future focus for pedology? Soil Sci. Soc. Am.J., *58*, 645-646 (1994).

[6] Ernährungsberichte 1988 und 1992: Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. im Auftrag des Bundesministers für Jugend, Familie, Frauen und Gesundheit bzw. des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Deutsche Gesellschaft für Ernährung Frankfurt/M. 1988 u. 1992.

[7] Voet, van der, Kleijn, R. and Haes, de, H.A.U. (1994): Nitrogen pollution in the Euro-

pean Union-Origins, impacts, expectations and indications for possible solutions.Papers for the preparation of the MM-ARS Workshop, TU Wien/AWS, April 24-28,1-36, 1994.

[8] Isermann, K. : Die Stickstoff- und Phosphor- Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. Schriftenreihe der Akademie für Tiergesundheit, Hrsg.: Akademie für Tiergesundheit e.V., 358-413 (1990a).

[9] Isermann, K. : Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. Fertilizer Research *26*, 253-269 (1990 b).

[10] Isermann, K. : Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und hinreichende Lösungsansätze zur Minderung. Tagungsband KTBL/VDI-Symposium: Ammoniak in der Umwelt- Kreisläufe, Wirkungen, Minderung, 10.-12.10. 90 in Braunschweig (FAL),Hrsg.: KTBL, Darmstadt und VDI, Düsseldorf, 11.1-1.76, 1990c.

[11] Isermann, K.: Der Weg des Stickstoffs der Landwirtschaft bis in die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1986.In Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Herausgegeben vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuß Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch Alfred Hamm. Academia Verlag, Sankt Augustin, 820-825 (1991a).

[12] Isermann, K.: Alternative Betrachtungsweise zur Klärschlamm-Gewinnung, -Behandlung und -Verwendung in Zusammenhang mit der Stickstoff- und Phosphor-Elimination. Studie über Wirkungen und Qualitätsziel von Nährstoffen in Fließgewässern. Herausgegeben vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuß Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch Alfred Hamm. Academia Verlag, St. Augustin 826-830 1991.

[13] Isermann, K.: Naturschutz-Landwirtschaft-Düngung unter dem Aspekt der Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer. Landwirtschaft im Spannungsfeld von Bodenschutz und Naturschutz und wirtschaftlichem Überleben.- Gemeinsame Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. und des Bundesarbeitskreises Düngung am 20./21.04.93 in Würzburg Hrsg.: Industrieverband Agrar e.V., Fachbereich Düngung, Frankfurt/Main, 68-101 (1993 a).

[14] Isermann, K.: Territorial, continental and global aspects of C, N, P and S emissions from agricultural ecosystems. In: Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change, Ed.: Wollast, R; Mackenzie, F.T. and Lei Chou (1993). Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 79-121 (1993b).

[15] Isermann, K.: Studienprogramm „Landwirtschaft" der Enquete-Kommision „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages. Pflichtenheft zur Studie E: Ammoniak. „Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Aus- wirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung; 250 S. (1993 c).

[16] Isermann, K.: Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase ursachenorien- tierte und hinreichende Lösungsansätze. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. *69*, 231-238(1993 d).

[17] Isermann, K.: Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. Berichte

über Landwirtschaft. 207. Sonderheft, 15-54 (1993e).

[18] Isermann, K.: Agricultures share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. Environmental Pollution *83*, 95-111 (1994a).

[19] Isermann, K.: Lösungsansätze und Lösungsaussichten für eine hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes Nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland bis zum Jahre 2005. Hrsg.: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg/Stuttgart, 182 S. (1994 b).

[20] Isermann, K.: Stickstoff- und Phosphoreinträge in Oberflächengewässer über diffuse Quellen als Bestandteile von Ökobilanzen - ursachenorientierte Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden Verminderung. Tagungsberichte 32. Tutzing Symposium der Dechema e.V. „Modellierung von Stoffausbreitungen" vom 7.-10. März 1994 in Tutzing (1994c).

[21] Isermann, K.: Ammoniakemissionen der Landschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" (Hrsg.): Studienprogramm Landwirtschaft, Economica-Verlag, Bonn, Band 1 Landwirtschaft, Teilband I, Studie E, 1-250 (1994d).

[22] Isermann, K. und Isermann, R.: Ausgangslage und Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus der Sicht ihres Nährstoff- und Energiehaushaltes. VDLUFA-Schriftenreihe *36*, Kongreßband 1994 (Jena) (im Druck) (1994).

[23] Isermann, K. und Isermann, R.: Die Anteile des N-Austrages mit dem Sickerwasser aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche über die (un-)gesättigte Zone in die Oberflächengewässer Westeuropas/EU und Deutschlands an der jeweiligen N-Bilanz der Landwirtschaft (1987/92). Tagungsband 5. Gumpensteiner Lysimetertagung „Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone", BAL Gumpenstein, 25-26. April 1995, 85-91 (1995a).

[24] Isermann, K. und Isermann, R.: Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. Allgemeine Forst Zeitschrift *5*, 268-276 (1995b).

[25] Isermann, K. und Isermann, R.: Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft *76*, 547-550 (1995c).

[26] Isermann, K. und Isermann, R.: Ausgangssituation, hinreichende Merkmale und Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten einer nachhaltigen Tierproduktion unter besonderer Berücksichtigung der Grünlandwirtschaft VDLUFA Schriftenreihe *37*, Kongreßband 1995 (Garmisch-Partenkirchen),(im Druck).

[27] Isermann, K. und Sturm, H.: Stickstoff-und Phosphor-Bilanzierung der Landwirtschaft im Vergleich westeuropäischer Länder. VDLUFA-Schriftenreihe *32*, Kongreßband 1990,(Berlin), 229-235. (1990).

[28] Dinkloh, L.: Die Notwendigkeit der weitergehenden Abwasserreinigung aus der Sicht der Bundesregierung. Statement anläßlich eines Hearings der Stadt Frankfurt zur weitergehenden Abwasserreinigung am 8. Februar 1995, Manuskript, 11 S., (1995).

[29] Dijk, van, G.M., Liere, van, L., Admiraal, W., Bannik, B.A. and Cappon, J.J.: Present state of the water quality of European rivers and imported implications for management. The Science of the Total Environment *145*, 187-195 (1994).

[30] RIVM, The Netherlands Nation Institute of Public Health and Environmental Protection: The Environment in Europe: A Global Perspective. Report No. 481505001 (Bilthoven,

The Netherlands),119 pp., 1992.

[31] RIVM, The Netherlands Nation Institute of Public Health and Environment Protection: Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. Report No. 259101003 (Bilthoven, The Netherlands), 163pp., 1993.

[32] Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltprobleme in der Landwirtschaft. Sondergutachten März 1985. Verlag W. Kohlhammer GmbH Stuttgart/Mainz, *20*, 423 S., 1985.

[33] Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 1994. Deutscher Bundestag 12. Wahlperiode/Drucksache 12/6995 von 08.03.94, *21*, 380 S. 1994.

[34] Umweltbundesamt (UBA): Daten zur Umwelt 1992/93. Erich Schmidt Verlag Berlin, 688 S. 1994.

[35] Umweltbundesamt (UBA): Jahresbericht 1994. Hrsg.: Umweltbundesamt, 14191 Berlin, 1995, 420 S., 1995.

[36] Umweltministerkonferenz-Arbeitsgemeinschaft Stickstoff-Minderungsprogramm. 2.Zwischenbericht. Niedersächsisches Umweltministerium, März 1995, 133 S. (1995).

[37] Hamm, A.(Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 830 S. 1991.

[38] Werner, W. und Wodsak, H.P.: Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum-Schriftenreihe *22*, 1-243. DLG-Verlag, Frankfurt/M. 1994.

[39] EULANU 1994/95: siehe Breitschuh und Eckert (1994).

[40] Breitschuh, G. und Eckert, H.: Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung /EULANU) Schriftenreihe Heft 10/1994 der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 107 S. 1994.

[41] SCHALVO, 1987/92: Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung von Baden-Württemberg (Deutschland).

[42] Feldwisch, N und Frede, H.G.: Maßnahmen zum verstärkten Grundwasserschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft. DVWK-Materialien 2/1995, Hrsg.: DVWK/Bonn, 124 S., 1995.

[43] Kroeze, C.: Antropogenic emissions of nitrous oxide (N_2O) from Europe. The Science of the Total Environment *152*, 189-205 1994.

[44] Hamm, A.: Grenzen der Nährstoffbelastung in Oberflächengewässern. Vortragsmanuskript Essener Tagung vom 29. bis 31.3.95, 9 S. 1995.

[45] Vollenbroek, J. and Csikos, I.: The Danube Blues - A case for sustainable river basin development. Ed. Haskoning. Royal Dutch Consulting Engineers and Architects, Nijmwegen, The Netherlands, 222 p. 1995.

[46] ECETOC: Ammonia emissions to Air in Western Europe. Technical Report No. 62. Ed.: European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. Brussels, Belgium, 196 p. 1994

[47] Deutscher Bundestag, 12. Wahlperiode: Antwort der Bundesregierung „Externe Kosten der Landwirtschaft". Drucksache 12/8236 vom 05.07.94, 21 S. 1994.

[48] Tam, N.F.Y. and Wang, Y.S.: Waste-water nutrient removal by Chlorella pyrenoidosa

and Scenedesmus sp.- Environmental Pollution *58*, 19-34 (1989).

[49] Bork, H.R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.P. und Winkel, K.O.: Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Ernst u. Sohn Verlag GmbH Berlin, 418 S., 1995.

[50] Bechmann, A., Meier-Schaidnagel, R. und Rühling, O.: Landwirtschaft 2000 - Ist flächendeckende ökologische Landwirtschaft finanzierbar? Hrsg. Greenpeace e.V/ Hamburg, 17 S., 1995.

[51] Büro für Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages: TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung". Zwischenbericht April 1992, TAB-Arbeitsbericht Nr. 10, 18 S., 1992.

[52] Büro für Technikfolgenabschätzungdes Deutschen Bundestages: TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung". Teilbericht Dezember 1993, TAB-Arbeitsbericht Nr. 17, 277 S., 1993.

[53] Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre des 12. Deutschen Bundestages: Schutz der Grünen Erde - Klimaschutz durch umweltge- rechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. Drucksache 12/8350. Economica-Verlag Bonn, 705 S., 1994.

[54] Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und forsten: Aktionprogarmm Stickstoff 2000- Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. 22. März 1995, 20 S., 1995.

[55] Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hrsg.: Ruhr-Stickstoff AG / Bochum, 10. Auflage 1983, 584 S., 1983.

[56] Düngeverordnung: Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Der Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Neuester, den Autoren bekannter Entwurf: 01.06.1995, 8 S., (1995).

[57] Priebe, H.: Die Agrarpolitik befindet sich auf Irrwegen. Handelsblatt 05/06.11.94.

[58] Priebe, H.: Agrarpolitik in Widersprüchen. Handelsblatt 10.04.95.

[59] Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG): Gasförmige Stickstoff-Verbindungen in der Landwirtschaft. Hrsg.: DFG/Bonn (im Entwurf), 1995.

Ausgangslage und Lösungsansätze zur nachhaltigen Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich Planzenschutzmitteln

Aktualisierter Nachdruck aus: WASSER BERLIN '93,
Band 1 (1994) S. 77-100.

Prof. Fritz Führ

Institut für Radioagronomie
KFA-Forschungszentrum Jülich GmbH

Zusammenfassung:

Als Fazit der Disussion um die Ursachen einer potentiellen Kontamination des Grundwassers mit organischen Fremdstoffen wurden auf dem Kongreß „WASSER BERLIN '89" die Bodenpassage, Drainage, Erosion und oberflächlicher Abfluß sowie Einträge durch Niederschläge bei Vermischung von kontaminiertem Oberflächenwasser mit dem Grundwasser herausgestellt. Speziell für den Einsatz der Pflanzenbehandlungsmittel haben sich die Aufsichtsbehörden in den zurückliegenden Jahren darauf konzentriert, Stoffe mit Versickerungsneigung bereits im Vorfeld der Zulassung zu erkennen und ihren Einsatz einzuschränken. Dazu wurde 1990 von der BBA die Richtlinie IV, 4-3 „Lysimeterversuche" erlassen, so daß inzwischen die Stoffe mit vermuteter Versickerungsneigung unter Einsatz der ^{14}C-Markierung bezüglich ihres Rückstandsverhaltens in Böden und speziell der Versickerung in Abhängigkeit von Niederschlag und Kultur umfangreich in diesem Systemversuch erforscht wurden. Aus diesen Versuchen ließen sich für die landwirtschaftliche Praxis Lösungsansätze zur Nutzung der Filterfunktion speziell des Kurmenhorizonts der Ackerböden ableiten.

Die Ergebnisse haben eindeutig belegt, daß bei bestimmungsgemäßer Anwendung die Ackerböden der Bundesrepulik im Bezug auf den EG-Grenzwert von 0,1 µg/L Grundwasser die notwendige Filterfunktion für die zugelassenen Wirkstoffe erfüllen. Dies wird bestätigt durch die umfangreichen und zum Teil schon flächendeckenden Meßreihen auch der Wasserwerke. Die Landwirtschaft hat den EG-Grenzwert positiv genutzt, um zur Sicherung der qualitativ hochwertigen und preiswerten Nahrung den Einsatz der Pflanzenbehandlungsmittel nach bestimmungsgemäßer Anwendung so zu dosieren, daß eine Grundwasserbelastung über den EG-Grenzwert hinaus weitestgehend vermieden wird.

1. Einleitung

Der Boden ist ein hoch komplexes Struktur- und Funktionselement terrestrischer Ökosysteme. In diese Systeme werden gezielt organische Stoffe und Verbindungen z.B. zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit (organische Dünger, pflanzliche Rückstände) oder zur Sicherung der Ernten (Pflanzenschutzchemikalien) eingebracht. Daneben erfolgen ungezielt Einträge durch Nutzung (Altlasten, Industriestandorte, Verkehrssysteme) sowie über nasse und trockene Deposition von luftgetragenen organischen Verbindungen. Das Schicksal der organischen Fremdchemikalien wird bestimmt durch die Prozesse des Abbaus, der Mineralisierung, der Fixierung/Bindung/Freisetzung sowie der Verlagerung in tiefere Bodenzonen bis hin zum Grundwasser, wie dies in Abb. 1 am Beispiel der Pflanzenbehandlungsmittel im Agrarökosystem dargestellt ist (Führ, et al., 1991). Die begrenzte Kenntnis dieser komplexen Zusammenhänge hat in den Ergebnissen und Thesen von WASSER BERLIN '89 (Anonym, 1990) zu folgender Aussage geführt: ***„Schadensfälle und erste, noch nicht flächendeckend durchgeführte Grundwasseranalysen zeigen, daß im Grundwasser mit der gesamten Stoffvielfalt zu rechnen ist, mit der wir Menschen umgehen. Die bisherige Ansicht über die nahezu 'grenzenlosen' Filterwirkungen des Untergrundes treffen nicht zu.“***

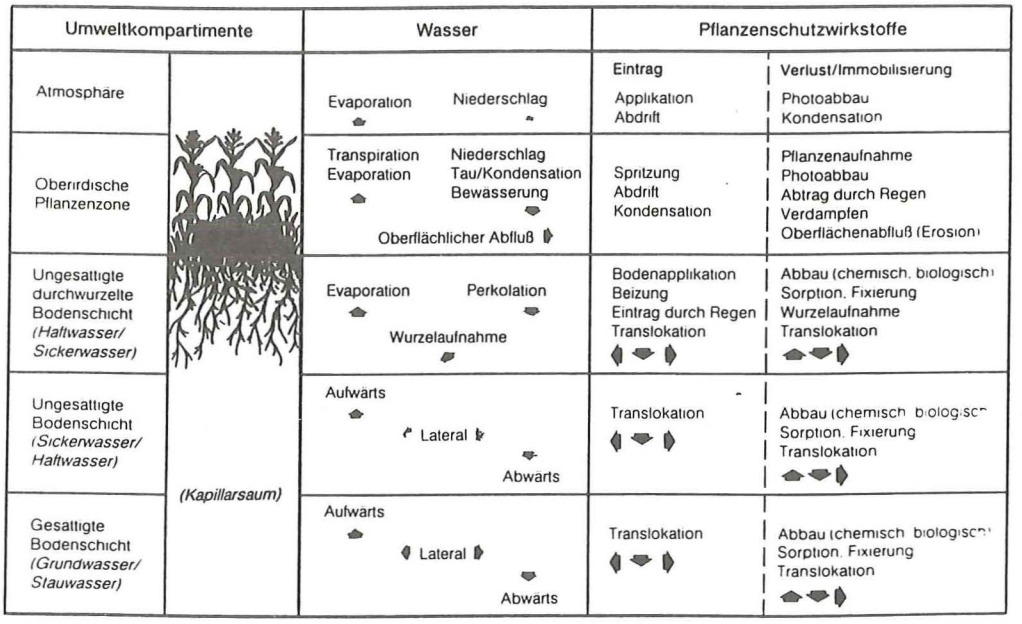


Abb. 1: Der Eintrag von Pflanzenbehandlungsmitteln in das Agrarökosystem und deren weiteres Schicksal im Boden.

2. Lysimeterversuche

Aufgrund dieser komplexen Situation ist es nicht möglich, aus Detailuntersuchungen im Labormaßstab aufgrund des Sorptions-, Bindungs-, Abbau-/Mineralisierungs- und Translokationsverhaltens einer Chemikalie deren Bodenpassage mit Sicherheit vorherzusagen. In Kooperation zwischen Rückstandsanalytikern und Agrikulturchemikern wurde deshalb bereits in den 70er Jahren ein Weg beschritten, unter Einbeziehung der ***bodeneigenen Parameter*** wie Textur, Tonminerale, Huminstoffe, pH-Wert und Nährstoffsituation, der ***biologischen Parameter*** wie mikrobielle Biomasse, deren Artenzusammensetzung und der ***klimatischen Parameter*** wie Temperatur, Feuchte und Durchlüftung (Haider, 1985) das Langzeitverhalten von Pflanzenschutzmitteln unter Einsatz der Tracertechnik, d.h. der Markierung mit dem Radiokohlenstoff ^{14}C, im Agrarökosystem zu untersuchen (Abb. 2). Nur die Markierung mit dem Radiokohlenstoff ^{14}C ermöglicht neben einer extremen Erniedrigung der Bestimmungsgrenzen die Analyse der Gesamtrückstände in verschiedenen Bodenschichten und vor allem auch eine Quantifizierung der im Boden verbliebenen gebundenen, nicht extrahierbaren und damit auch nicht analytisch erfaßbaren Rückstände (Führ, 1984; 1987; Führ et al., 1991).

Die Versuche finden in Lysimetern statt. Dabei handelt es sich um Bodenblöcke mit 0,5 bzw. 1 m^2 Nutzfläche (Abb. 2), die mit Hilfe von Edelstahlzylindern bis zu einer ungestörten Profiltiefe von 1,1 bis 1,5 m aus Ackernutzung entnommen und in Kontrollparzellen eines Überwachungsbereichs in fest im Boden installierte Edelstahlgroßgefäße eingesetzt werden (Führ et al., 1989; 1991). Alle Maßnahmen der Düngung und des komplementären Pflanzenschutzes erfolgen in enger Abstimmung mit der landwirtschaftlichen Praxis. Die bisher durchgeführten Versuche fanden bevorzugt mit dem Bodentyp Parabraunerde statt, die in der Bundesrepublik zu den vorwiegend landwirtschaftlich genutzten ertragreichen Böden zählt (Mückenhausen, 1977) und einen hohen Verbreitungsgrad besitzt. Ein zweiter Boden repräsentiert den Typ der Sauren Braunerde mit hohem Sandanteil (> 70 %), um speziell bei Fragen zur Versickerungsneigung von Pflanzenschutzmitteln auch einen wasserdurchlässigen Bodentyp im Versuchspro-

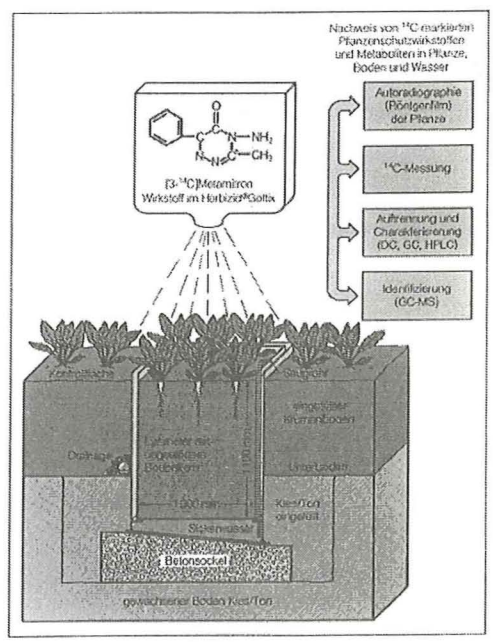


Abb. 2: Der Einsatz der ^{14}C-Markierung in praxisgerechten Lysimeterversuchen zur Aufnahme, Abbau und Verlagerung von Pflanzenschutzwirkstoffen. Querschnitt der Lysimeteranlage.

gramm zu haben (BBA, 1990). Die verschiedenen Lysimetersysteme sowie den Stand der Forschung haben die verschiedenen Arbeitsgruppen gerade in einer Monographie übersichtlich dargestellt (Führ und Hance, 1992).

3. Augenblicklicher Wissensstand

Je nach Art der Anwendung gelangen zwischen 30 und 100 % der Pflanzenschutzmittel direkt auf den Boden, so z.B. bei Herbizidspritzung im Vorauflauf auf den saatfertigen Boden oder im Nachauflauf auf den sich enwickelnden, aber nicht bodendeckenden Bestand. Auch nach Fungizid- oder Insektizideinsatz zu einem späteren Zeitpunkt der Vegetationsperiode wird durch Niederschlagsereignisse ein großer Teil der Rückstände von den behandelten Pflanzen abgewaschen oder dem Boden nach einer Pflanzenaufnahme zusammen mit der nicht geernteten Pflanzenmasse zugeführt. Damit ist der Boden letztlich die große Senke für alle gezielt ausgebrachten Pflanzenschutzwirkstoffe.

Allerdings haben vielfältige Untersuchungen gezeigt, daß deren weiteres Schicksal neben dem physiko-chemischen Verhalten und den schon oben dargestellten bodeneigenen, biologischen und klimatischen Parametern von der Eintragsform abhängt. Vor allem die in Pflanzen assimilierten oder sorbierten Rückstände werden bis zum Faktor 10 intensiver mineralisiert (Burauel und Führ, 1988).

Generell kann man aufgrund umfangreicher Lysimeterversuche mit ca. 50 Pflanzenschutzwirkstoffen zusammenfassend sagen (Abb. 3): Im Boden werden die organischen Verbindungen je nach physiko-chemischem Verhalten als Folge von chemischen und biochemischen Degradationsprozessen teilweise mineralisiert . Sie werden aber auch unverändert oder nach Metabolisierung in bodeneigene Kohlenstofffraktionen eingebaut oder an Tonmineralien, Ton-

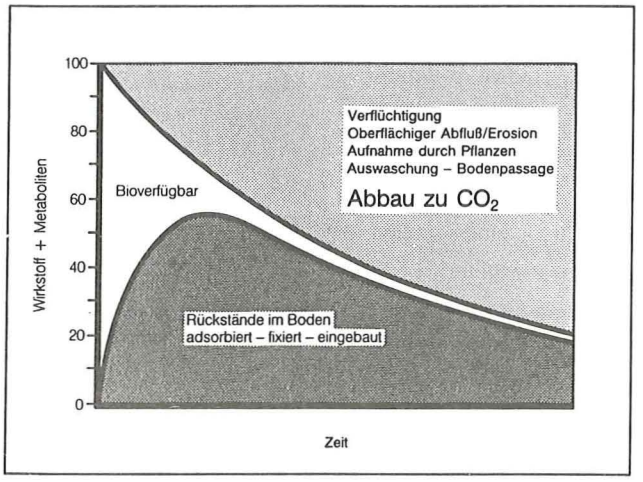


Abb. 3: Die generelle Situation von Pflanzenschutzwirkstoffen im Boden.

Humuskomplexe sorbiert (Ottow, 1990). Die organische Masse des Bodens, der Humus, besteht aus einer Vielzahl an Ringstrukturen, Brücken und Seitenruppen, mit denen organischen Fremdstoffe und deren Metaboliten Bindungen eingehen können (Hance und Führ, 1992). Aus den äußerst umfangreichen Untersuchungen mit ^{14}C-markierten Pflanzenschutzwirkstoffen wurde jedoch deutlich, daß die Verbindungen als Folge der Abbau-, Fixierungs- und Sorptionsprozesse in der Regel ihre Bioaktivität und in vielen Fällen auch ihre Identität verlieren (Führ, 1987; Fritz und Spiteller, 1992).

Anteile des Kohlenstoffs aus der Molekülstruktur von organischen Fremdstoffen verweilen unterschiedlich lange in Böden und zwar in Abhängigkeit von physiko-chemischen Parametern der Verbindungen, von der Humusstruktur der Böden und den aus Abbau- und Fixierungsprozessen resultierenden Bindungen. Für die Bildung dieser gebundenen Rückstände

gelten ähnliche Prinzipien wie für die Entstehung stabiler Huminstoffe aus natürlichen Inhaltsstoffen von Pflanzen. Es werden sowohl geladene wie neutrale Moleküle gebunden. Die Natur der Bindung reicht von der Sorption bis zur kovalenten Bindung (Hance und Führ, 1992). Auch Bodenorganismen inkorporieren Fremdstoffe und deren Metabolite. Mangelnde Kenntnisse über die Primärstruktur von Huminsstoffen und die Wechselwirkungen zwischen Tonmineralen und Huminstoffen limitieren die Interpretation von gebundenen Rückständen. Die bisher aus diesen Untersuchungen vorliegenden Ergebnisse reichen nicht aus, um Informationen hinsichtlich möglicher Bindungsmechanismen abzuleiten, obwohl allein die unterschiedliche Verteilung auf die Fraktionen der organischen Bodenstubstanz (Fulvosäuren, Huminsäuren, Humin) darauf hindeutet, daß derselbe Mechanismus nicht für alle Verbindungen wirksam ist und/oder, daß unterschiedliche Bodeneigenschaften unterschiedliche Fixierungswege bedingen. Wieweit hier ein Erkenntnisfortschritt erreichbar ist, ist in starkem Maße von einem besseren Verständnis der Synthese, der Chemie und des Umsatzes sowohl der pflanzlichen Rückstände als auch der bodeneigenen organischen Masse abhängig. Dabei stehen Lysimeterstudien unter Einsatz ^{13}C- oder ^{14}C-markierter Pflanzenmasse und markierten organischen Verbindungen sowie Detailstudien mit ^{13}C-abgereicherten Huminstoffen im Mittelpunkt der Forschung (Haider et al., 1993).

4. Verlagerung im Boden

Eine Auswertung umfangreicher Versuche aus der Humusforschung (Führ, 1987) belegt, daß in einem intensiv genutzten Ackerboden vom Typ der Parabraunerde jährlich mindestens 3,5 t Kohlenstoff zu Kohlendioxid mineralisiert werden. Dies macht deutlich, daß zwischen 6 und 9 t an organischem Kohlenstoff in die Bodenlösung gelangen, so daß Mikroorganismen den Abbau durchführen können. Dies führt zu Konzentrationen von bis zu 100 mg an organischen Verbindungen je Liter Bodenlösung im Krumenbereich. Diese organischen Verbindungen stammen sowohl aus dem Humusvorrat des Bodens, aus dem Abbau pflanzlicher Rückstände, der orga-

nischen Düngung sowie der Zersetzung abgestorbener Bodenbiomasse. Fremdchemikalien wie Pflanzenschutzchemikalien werden in diese Abbauprozesse einbezogen.

Aus den umfangreichen Lysimeterversuchen (Führ und Hance, 1992) wurde deutlich, daß bei der Translokation von organischen Stoffen in Böden generell zwei Situationen unterschieden werden müssen: Dies ist zum einen der schnelle Massenfluß in Makroporen, der zumeist nach längeren Trockenperioden als Folge intensiver Niederschlagsereignisse zu beobachten ist. Hier erfolgt sehr schnell ein Abtransport relativ geringer Wassermengen jedoch mit Rückstandskonzentrationen, die durchaus die Situation der gelösten Verbindungen im obersten Krumenbereich reflektieren. Aufgrund des schnellen Massenflusses besteht nur eine geringe Chance, daß die organischen Verbindungen auf ihrem Weg in den wasserführenden Bereich durch Sorptions- und Bindungsprozesse aus der Bodenlösung herausgenommen werden.

Daneben wird nach Auffüllen der maximalen Wasserkapazität des Bodens vor allem ein chromatographie-ähnlicher Transportprozeß wirksam, der die gelösten Stoffe zum Teil über eine lange Zeit in bestimmten Horizonten hält. Dabei werden die oben geschilderten Prozesse der Eliminierung wirksam, wie sie z.B. für Atrazin im Unterboden belegt werden konnten (Heitmann, 1992;). In welchem Umfang gelöste native organische Verbindungen Fremdchemikalien und deren Metabolite im Cotransport transportieren, ist z.Z. Gegenstand umfangreicher Forschung (Pütz, 1993). Dabei ist von besonderem Interesse, ob auf diese Art und Weise Wirkstoffe oder Metabolite transloziert werden, oder ob sie fest in bodeneigene Kohlenstoffverbindungen eingebaut sind und damit auch als eliminiert betrachtet werden müssen. Schließlich haben viele Pflanzenschutzwirkstoffe Grundstrukturen, die identisch sind mit den Grundstrukturen der pflanzlichen Inhaltsstoffe - Benzolringe, Harnstoffseitenketten u.a..

5. Anregungen für die Praxis zur Reduzierung der Rückstandssituation in Böden.

Der Schlüssel zur Vermeidung eines Eintrags an Rückständen aus dem gezielten Pflanzenschutzmitteleinsatz in das Grundwasser liegt in der Ausnutzung der im Krumenboden ablaufenden intensiven Abbau- und Bindungsprozesse. Auf der Grundlage 20jähriger Forschung mit ^{14}C-markierten Wirkstoffen wurden bereits 1988 (Führ et al., 1988) Empfehlungen für die Praxis als Beitrag zur Optimierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und zur Minimierung eines möglichen Austrags aus der Ackerkrume in den Unterboden gegeben:

- ***Wirkstoffrückstände konzentrieren sich in der Regel in den obersten Zentimetern oder gar Millimetern der Ackerkrume. Deshalb flache Einarbeitung von Ernterückständen zur Intensivierung der Abbauprozesse im obersten Krumenbereich. Dort findet, gesteuert durch drastische Temperatur- und Feuchtewechsel und hohes Nährstoffangebot aus nicht geernteten Pflanzen, ein verstärkter mikrobieller Abbau statt.***

- *Verzögerung der Pflugarbeiten, so daß im Anwendungsjahr Rückstände möglichst lange in der obersten Krumenschicht verbleiben. Eine mechanische Verfrachtung in den Grenzbereich Krume/Unterboden erhöht die Chance einer Verlagerung mit dem Sickerwasser.*
- *Anbau von Zwischenfrüchten und damit Nutzung von Bodenwasser speziell im Herbst und so auch Reduzierung der Versickerungsraten sowie Intensivierung der Abbauprozesse durch Bereitstellung leicht verwertbarer Energie (Wurzel-/Grünmasse) für die Biomasse des Bodens.*
- *Einsatz auch der mechanischen Unkrautbekämpfung zur besseren Durchlüftung der oberen Bodenschicht und damit auch zur Anregung der biologischen Aktivität und Intensivierung der Abbauprozesse.*
- *Verstärkte Beratung bei Auswahl und Einsatz speziell von Herbiziden unter Berücksichtigung der relevanten Bodenkenndaten und des Abbau-, Bindungs- und Versickerungsverhaltens der Wirkstoffe in Böden.*
- *Verbesserte Bestandesüberwachung, d.h. gezielte Bekämpfung unter Beachtung der Schadschwellen, Führung von Schlagkarteien.*
- *Beratung bei Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln in Gewässerschutzgebieten in Kooperation mit Vertretern der Wassergewinnungsanlagen.*

6. Lysimeterrichtlinie der BBA

Die Aufsichtsbehörden Biologische Bundesanstalt, Bundesgesundheitsamt und Umweltbundesamt haben seit Februar 1990 in einer Richtlinie (BBA, 1990, Richtlinie Teil IV, 4-3) Lysimeterversuche für solche Wirkstoffe vorgeschrieben, die aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Daten eine Verlagerung in den Untergrund erwarten lassen. Im Rahmen der Überprüfung von Wirkstoffen wegen des Verdachts einer Grundwassergefährdung aufgrund ausgeprägter Versickerungsneigung wurden von der Biologischen Bundesanstalt für 39 Wirkstoffe die Durchführung von Lysimeterstudien nach dieser Richtlinie veranlaßt. Für 25 Wirkstoffe liegen inzwischen die Endberichte vor. Der Verdacht einer Grundwassergefährdung als Folge der Bodenpassage konnte bei keinem dieser 25 Verbindungen bestätigt werden (Nolting, 1995). In einigen wenigen Fällen wurden Metabolite in Konzentrationen über dem EG-Grenzwert von 0,1 µg/L Einzelwirkstoff im Sickerwasser gefunden (z.B. Chloridazon, Dichlobenil, Metribuzin). Doch wurde belegt, daß die Metaboliten keine schädliche Auswirkung auf das Grundwasser haben, d.h. durch Feststellung der Auswirkungen auf Fische, Daphnien, Algen, Bakterien, höhere Pflanzen und Warmblüter. Die Wasserschutzauflagen für den Einsatz in Wassereinzugsgebieten wurden aufgehoben. Drei der 25 Stoffe sind in der Anlage 2 bzw. Anlage 3B der „Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel" (Bundesrat, 1988; BGA,

1989) aufgeführt. Die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung von 1988 hat die Nutzung zugelassener Wirkstoffe in Wasserschutzgebieten deutlich eingeschränkt. Allerdings wurde diese Verordnung erlassen, ohne den notwendigen Sachverstand in diese Entscheidung einzubeziehen. Dies war nicht hilfreich, denn nun hat sich herausgestellt, daß für eine ganze Reihe von Wirkstoffen die Bodenpassage nicht für eine mögliche Grundwasserbelastung über den EG-Grenzwert von 0,1 µg/L hinaus verantwortlich ist. Die Streichung dieser Stoffe in der Anwendungsverordnung wurde von den Aufsichtsbehörden inzwischen erreicht. Weiterhin wurde die Streichung von 4 Wirkstoffen aus der Anlage 3B aufgrund von anderen Unterlagen zum Abbau- und Sorptionsverhalten im Boden gefordert.

7. Berichte aus der Praxis

Die hier dargestellte Situation wurde auch durch die umfangreichen Ergebnisse aus der Praxis bestätigt. Nach Fokken (1992) ist der vermutete Haupteintrag von Pflanzenschutzmitteln über die Ackerkrume und die Bodenpassage in das Grundwasser ziemlich unbedeutend. Auf seine Initiative hin wurde bereits 1986 vor dem Hintergrund steigender Nitratbelastungen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Weiler, nordwestlich von Köln, ein Arbeitskreis „Ackerbau und Wasser im linksrheinsichen kölner Norden" zunächst mit ca. 30 Landwirten gegründet (Wolf, 1991). Hier wurde der Erfahrungsaustausch zwischen den Landwirten und den Wasserwerken vertrauensvoll beschritten, so daß sich jetzt die Erfolge einstellen. Man weiß, nach welchen Stoffen gezielt zu suchen ist. Gleichzeitig erfolgt eine intensive Beratung der Landwirte. Die Forschungsergebnisse belegen, daß inzwischen von 5.350 Grundwasseranalysen nur in 20 Proben Spuren von Pflanzenschutzmitteln im Grenzbereich, d.h. in Höhe des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/L und niedriger nachzuweisen waren. Auch wird bestätigt, daß der Schlüssel zur Vermeidung einer Grundwasserbelastung in der Umsetzung (Abbau/Mineralisierung) und Rückhaltung (Sorption/Bindung) im Krumenboden zu suchen ist. Dies wurde durch Ergebnisse der Bodenlösungen belegt, die mit Saugkerzensystemen entnommen wurden. Insofern ist die eingangs erwähnte These von WASSER BERLIN '89 zu korrigieren: ***Bei bestimmungsgemäßer Anwendung erfüllen die Ackerböden der Bundesrepublik in Bezug auf den EG-Grenzwert von 0,1 µg/L Grundwasser die notwendige Filterfunktion.*** Dies schließt jedoch nicht aus, daß speziell in schluff- und tonreicheren Bodentypen bei hochanstehendem Grundwasser als Folge von Starkregen unmittelbar nach Pflanzenschutzmittelausbringung durch schnellen Massenfluß in Wurmröhren, abgestorbenen Wurzelkanälen oder Schrumpfrissen Eintragskonzentrationen über dem EG-Grenzwert auftreten können.

8. Kooperation statt Konfrontation

1989 wurde als Fazit der Diskussion im Rahmen des Kongresses WASSER BERLIN '89 eine

systematische, flächenhafte Erfassung und vergleichende Bewertung der Boden- und Grundwasserbeschaffenheit gefordert. Innerhalb der letzten 5 Jahre ist nun tatsächlich viel geleistet worden. Die oben geschilderten Erkenntnisse aus der Forschung wurden zügig in die landwirtschaftliche Beratung umgesetzt und zwar in enger Kooperation zwischen den Forschern und der landwirtschaftlichen Beratung. Expertensysteme für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wurden entwickelt (Pestemer et al., 1990). Im Juni '89 wurde zwischen der Landesregierung Nordrhein-Westfalen, der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft ein 12-Punkte-Programm vereinbart. Auf lokaler, regionaler und landesweiter Ebene wurden Problembereiche definiert, Kooperationsvereinbarungen getroffen, und gemeinsam Lösungskonzepte gesucht. In 6 regionalen Arbeitsgemeinschaften treffen sich 70 lokale Arbeitskreise. Zusätzliche Landwirtschaftsberater helfen in Wasserschutzgebieten bei der Interpretation der Ergebnisse der Wasserwerke und der Umsetzung und Durchsetzung von Minimierungsstrategien im Rahmen der Betreuung der Arbeitsgemeinschaften und Arbeitskreise vor Ort. Der DVWK hat den Konfrontationskurs verlassen und propagiert Gewässernachbarschaften (Anonym, 1992). Damit ist erreicht worden, was gleichfalls als Fazit von WASSER BERLIN '89 gefordert wurde: ***„Anwendungsbezogener Umgang mit wassergefährdenden Stoffen/Produkten wie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln, Materialien zur Untergrundverfestigung, Klärschlamm."*** Im Rahmen dieses Beitrags werden die Fragen aus der Anwendung von Düngemitteln, speziell Nitrat und Phosphat, sowie Klärschlamm bewußt nicht angesprochen, denn sie werden vertieft in weiteren Beiträgen (Werner, 1993) behandelt.

9. Gegenwärtige Belastungssituation

Das 18. Seminar des Fortbildungszentrums Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V. hat am 19.02. 1992 eine Auswertung der Fundmeldungen über Pflanzenschutzmittel in Wässern vorgenommen (Schenkel et al., 1992). Das Umweltbundesamt hat 1994 (Anonym, 1994) ca. 200.000 Einzelanalysen der Wasserversorgungsunternehmen der Bundesrepublik zusammengestellt und bewertet: nur 3,2 % aller Einzelwerte lagen über 0,1 µg/L. Dabei wurde erneut bestätigt, was Häfner (1991) schon vorher feststellte: ca. 70 % der Einzelfunde mit Konzentrationen über 0,1 µg/L entfallen auf Simazin, Atrazin und dessen Abbauprodukt Desethyl-Atrazin. Dies deckt sich voll mit Ergebnissen von Zullei-Seibert (1990), die aufgrund einer Erhebung unter Einbeziehung von 172 Wasserwerken bei 13 Werken eine Überschreitung des Grenzwertes vor allem durch Atrazin, Desethyl-Atrazin und Simazin berichtet. Daneben wurde in jüngster Zeit vor allem Diuron in Oberflächengewässern gefunden (Kötter und Schlett, 1994) Dieser Eintrag ist eindeutig dem Einsatz dieses Totalherbizids im nicht landwirtschaftlichen, urbanen Bereich zuzuordnen.

Allerdings wurde in der Diskussion auch deutlich herausgestellt, daß bei diesen Meldungen die Angaben zur Analytik weiter präzisiert werden müssen, um die Zuverlässigkeit der Analyse-

nergebnisse abschätzen zu können. Die Analytik muß weiter standardisiert werden, um vor allem eine Sicherung der Daten zu erreichen. Der EG-Grenzwert von 0,1 µg/L bedeutet, daß maximal 1 Molekül eines Pflanzenschutzmittels in 100 Mrd Molekülen Wasser vorkommen darf. Dies ist für viele Stoffe bereits nahe an der Nachweisgrenze, so daß ein sicherer Nachweis und eine quantitative Bestimmung in diesen Bereichen sehr hohe Anforderungen an die Qualität des analytischen Könnens stellt. Drastisch belegt wird dies durch eine Atrazin-Ringanalyse, die 1991 durchgeführt wurde (Weil und Hörmann, 1991).

Weiterhin wurde deutlich, daß im Einzugsgebiet der Fundorte mehr Informationen zur landwirtschaftlichen Nutzung und zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln Voraussetzung sind, um abschätzen zu können, welche Eintragspfade zu den Befunden geführt haben (Häfner, 1994). Nach den Ergebnissen von Leuchs et al. (1991) wurde speziell im Münsterland der Eintrag von Herbiziden in Fließgewässern auf folgende Quellen zurückgeführt: Zufluß aus offenen Gräben, Zufluß aus Drainagen, Abschwemmung (gelöst und partikulär) durch Niederschläge aus dem Uferbereich und Hochwassererosion. Die jetzt angelaufenen Untersuchungen der einzelnen Wasserwerke in ihren Einzugsgebieten werden auch hierzu in den nächsten Jahren wesentlich umfassendere Informationen liefern und somit auch Ansätze schaffen, z.B. Punktkontaminationen durch Unglücksfälle oder Handhabungsfehler zu identifizieren und damit Vorsorgemaßnahmen einzuleiten.

Auch für einzelne Wassereinzugsgebiete gibt es mittlerweile recht umfangreiche und gut belegte Situationsberichte (Scherer, 1991; Rock, 1991). Hier ist es von großer Dringlichkeit, daß diese Untersuchungen fortgesetzt werden, so daß man den Erfolg der Kooperation mit der Landwirtschaft im Einzugsgebiet anhand der Daten weiter bewerten kann. Alle bisher vorliegenden Meßreihen zeigen, daß bei sachgemäßer Anwendung im integrierten Pflanzenbau der EG-Grenzwert einzuhalten ist. Die intensiven Untersuchungen im kölner Norden haben aber auch belegt, daß unsachgemäße Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln selbst im Kleingarten, Altlasten von Schiene und Straßenrändern oder Industriebrachen und Kanalisationsschäden nach wie vor als Verursacher einer Grundwasserkontamination in Frage kommen. Zur Belastung werden auch die Anwendung von Totalherbiziden im außerlandwirtschaftlichen Bereich mit anschließender Abdrift oder Abschwemmung in Vorfluter, unsachgemäße Beseitigung on PSM-Restmengen, Ableitung von Wasch- und Spülwässern.

Der letzte Eintragsweg ist der Austrag von Spurenstoffen aus der Atmosphäre über trockene und nasse Deposition. Oberwalder et al. (1991) und Oberwalder (1992) haben in den Jahren 1989 bis 1991 an Standorten in Baden-Württemberg, die eine unterschiedliche Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes repräsentierten, Positivbefunde vor allem für Atrazin, gefolgt von Dichlorprop, Simazin und Mecoprop festgestellt mit mittleren Konzentrationen unterhalb 0,33 µg/L Regenwasser mit Maximalkonzentrationen von 1-2 µg/L. Die jährlich mit dem Niederschlag deponierte Menge betrug je nach Verbindung und Standort maximal 0,7 g/ha. Die

höchsten Depositionen werden für Alachlor (0-0,7 g/ha), Atrazin (0,1-0,5 g/ha) und Dichlorprop (0,03-0,2 g/ha) gemessen. In der Summe errechneten sich jährliche Wirkstoff-Depositionen von 0,2-1,6 g/ha. Dabei war die nasse Deposition wesentlich größer in der Bedeutung als die trockene Deposition. Außerhalb der Hauptanwendungszeit von Pflanzenschutzmitteln waren meist keine Wirkstoffe im Niederschlag nachweisbar. Speziell für Atrazin wirkte sich der regionale Wirkstoffeinsatz stark auf die Kontamination des Niederschlags aus.

10. Schlußbetrachtung

Wasser, Luft und Boden sind offenen Systeme als Bestandteile der Ökosysteme. Landwirtschaft greift wie jedes menschliche Handeln in den Naturhaushalt ein. Vor diesem Hintergrund muß das Augenmaß bei der Diskussion um sogenannte „Grenzwerte" behalten werden. Ein Eintrag an organischen Verbindungen, zu denen nicht nur die Pflanzenschutzmittel zählen, sondern nach der BLAK-QZ-Überlegung alle organischen Fremdstoffe, kann nicht ausgeschlossen werden. Benzol, Toluol und Xylol treten ubiquitär auf als Folge ihrer Nutzung in Industrie, Haushalt und Verkehr. Der Gesetzgeber trägt diesem Rechnung und hat selbst für krebserzeugende Verbindungen deutlich höhere Grenzwerte in der Trinkwasserverordnung festgesetzt als für Pflanzenschutzmittel: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe = 0,2 µg/L; Tetrachlormethan = 3 µg/L; Trichlorethen = 10 µg/L; Chloroform = 25 µg/L; Arsen = 40 µg/L (Häfner, 1994). Bei einer weiteren Verbesserung der Analysentechnik ist auch damit zu rechnen, daß Kohlenwasserstoffe, abgegeben aus der Biosphäre, in gleichem Maße auch im Grundwasser nachgewiesen werden.

Die Landwirtschaft hat den EG-Grenzwert positiv genutzt, um zur Sicherung der qualitativ hochwertigen und preiswerten Nahrung den Einsatz der Pflanzenschutzmittel nach bestimmungsgemäßer Anwendung so zu dosieren, daß eine Grundwasserbelastung über den EG-Grenzwert hinaus weitestgehend vermieden wird. Aus der Sicht der landwirtschaftlichen Praxis hat dieser Grenzwert zu einem eindeutigen Umdenken geführt. Im integrierten Pflanzenbau werden Mittel nicht mehr nur nach ihrem Können, sondern auch nach ihrem bisher bekannten Abbau-, Bindungs- und Mobilitätsverhalten in Böden ausgewählt und eingesetzt. Dazu haben die erweiterten Testvorschriften unter Einschluß der Lysimeterversuche (BBA, 1990) wichtige Grundinformationen geliefert. Darüber hinaus wird die Technik zur Ausbringung der Stoffe zunehmend verbessert, wie andererseits Maßnahmen zur Reduzierung des Mittel-Einsatzes (Bandspritzung), die Anwendung nach dem Schadschwellenprinzip sowie die Entwicklung von Recycling-Geräten, mit denen überschüssige Spritzflüssigkeitsmengen aufgefangen und neu eingespeist werden, zu einer weiteren Minimierung der Rückstände in Böden beitragen werden.

Ganz auszuschließen ist jedoch eine Grundwasserkontamination nach landwirtschaftlicher Anwendung nie. Bei hoch anstehendem Grundwasser besteht stets die Chance, daß speziell unmit-

telbar nach der Anwendung ein Eintrag an gelösten Wirkstoffen als Folge eines schnellen Massensflusses im Nachgang zu intensiven Niederschlagsereignissen auftreten kann. Hier gilt es, bei der Beurteilung der Situation das Augenmaß zu bewahren. Vor allem gilt es aber zur Kenntnis zu nehmen, daß bei der Rezyklisierung von pflanzlichen Rückständen und organischen Düngern im Krumenbereich intensive Umsetzungen zu Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff bis zu 100.000 µg/L Bodenlösung führen (Pütz, 1993). Aus diesem Energievorrat wird die mikrobielle Biomasse auch der Unterböden gespeist, die z.B. zur Denitrifizierung von verlagertem Nitrat befähigt ist. In wieweit hier noch ein Cotransport von Pflanzenschutzmittelrückständen erfolgt, wird z.Z. in einem umfangreichen Forschungsansatz unseres Instituts untersucht (Pütz, 1993; Printz, 1992; Printz, 1995). Letztlich aber ist die Verlagerung von organischen Stoffen innerhalb des Bodenprofils ein völlig natürlicher Vorgang, ohne den es keine Bodenentwicklung gibt (Beispiel Lüneburger Heide und Podsolierung von Flächen).

Literatur

Anonym: WASSER BERLIN '89 - Ergebnisse und Thesen. (1990)

Anonym: Gewässernachbarschaften - Eine Informationsbroschüre. Hrsg.: DVWK Bonn (1992).

Anonym: Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag, 438-445 (1994).

Biologische Bundesanstalt: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren Teil IV, 4-3 Lysimeteruntersuchungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in den Untergrund. Braunschweig (1990).

Bundesrat: Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel (Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung), Drucksache 126-1-88 (1988).

Bundesgesundheitsamt: Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes zum Vollzug der Trinkwasserverordnung vom 22. Mai 1986. Bundesgesundhbl. 7, 290-295 (1989).

B. Burauel, F. Führ: The enhanced mineralization of simazine and bentazon in soil after plant uptake. Z. Pflanzenernähr.Bodenk. 151, 311-314 (1988).

B. Fokken: Sauberes Wasser als gemeinsames Ziel. Profil 4, 10-11 (1992).

R. Fritz und M. Spiteller: Metabolismusforschung für den Umweltschutz. Labor 2000, 20-32 (1992).

F. Führ: Praxisnahe Tracerversuche zum Verbleib von Pflanzenschutzwirkstoffen im Agrarökosystem: Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 326, Westdeutscher Verlag, Opladen, 5-35 (1984).

F. Führ: Non-extractable pesticide residues in soil. In: Pesticide Science and Biotechnology. Ed.: R. Greenhalgh and T.R. Roberts, IUPAC-Proceedings, 6. Intern. Congr. Pesticide Chemistry, Ottawa, 10.-15. August 1986, Blackwell Scientific Publications Oxford 381-389 (1987).

F. Führ, B. Brumhard, W. Mittelstaedt, Th. Pütz: Über den Eintrag von Herbiziden in das Grundwasser.
Vortragsreihe der 41. Hochschultagung der Landw. Fakultät der Universität Bonn 1988, Landwirtschaft Münster-Hiltrup, 77-91 (1988).

F. Führ, W. Steffens, W. Mittelstaedt, B. Brumhard: Pflanzenschutzmittel: Gift im Boden und Grundwasser? Jahresbericht 1988/89 der Kernforschungsanlage Jülich (KFA) 11-21 (1989).

F. Führ, W. Steffens, W. Mittelstaedt, B. Brumhard: Lysimeter experiments with ^{14}C-labelled pesticides - an agroecosystem approach. In „Pesticide Chemistry", H. Frehse (Ed.), Verlag Chemie Weinheim, 37-48 (1991).

F. Führ, R.J. Hance: Lysimeter Studies of the Fate of Pesticides in the Soil. BCPC Monograph No. 53, 1-192 (1992).

M. Häfner: Wie stark ist unser Trinkwasser eigentlich durch Pflanzenschutzmittel gefährdet? Pflanzenschutz-Praxis H. 4, 36-39 (1991).

M. Häfner: Trinkwasser-Analysen kritsch betrachten. Pflanzenschutz-Praxis, H. 4, 10-12 (1994).

K. Haider: Der Einfluß von Bodenparammetern auf den Abbau von Pflanzenschutzmitteln. Berichte über Landwirtschaft 198, 81-92 (1985).

K. Haider, M. Spiteller, A. Wais, M. Fild: Evaluation of the binding mechanism of anilazine and its metabolites in the soil organic matter. Int. J. of Environmental Analytical Chemistry (im Druck) (1993).

B. Heitmann-Weber: Untersuchungen zu Abbau, Bindung und Verlagerung von Atrazin und Desethyl-Atrazin in einer Pseudogley-Braunerde im Vergleich zu einer Parabraunerde - Labor- und Lysimeterversuche nach praxisgerechter Applikation zu Mais. Jül-2683 1-139 (1992).

R.J. Hance und F. Führ: Rolle der organischen Bodensubstanz bei der Festlegung und Entgiftung von Xenobiotika. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. 4. Humushaushalt. Berichte über Landwirtschaft, SH 206, 82-96 (1992).

K. Kötter und C. Schlett: Gefährdung von Rohwässern für die Trinkwassergewinnung durch die Anwendung von Totalherbiziden. Wasser und Abwasser 135, 265-272 (1994).

W. Leuchs, E. Plöger, H. Friege, U. Vogt und P. Obermann: Pestizide in Oberflächengewässern Teil 2: Belastungsursachen und ihre Wirkungen auf das Grundwasser - Situation im nordwestlichen Münsterland. Vom Wasser, 76, 39-50 (1991).

E. Mückenhausen: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der BRD. DLG-Verlag Frankfurt (1977).

G. Nolting: Persönliche Mitteilung (1995)

Ch. Oberwalder: Über das Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln im Niederschlagswasser und deren ökotoxikologische Bedeutung. Dissertation Universität Hohenheim 1-178 (1992).

Ch. Oberwalder, H. Giessl, L. Irion, J. Kirchhoff und K. Hurle: Pflanzenschutzmittel im Niederschlagswasser. Nachrichtenbl. Deutscher Pflanzenschutzdienst 43, 185-191 (1991).

J.C.G. Ottow: Bedeutung des Abbaus chemisch-organischer Stoffe in Böden. Nachrichten aus Chemie, Technik und Laboratorium, 1/90, 85-114 (1990).

W. Pestemer, B. Gottesbüren, W. Wang, M.B. Wischnewsky und J. Zaao: Anwendungsmöglichkeiten des Expertensystems HERBASYS. Z. Pfkrankh. Pflschutz, SH 12, 179-190 (1990).

H. Printz: Lysimeter- und begleitende Detailuntersuchungen zum Einfluß einer Maisstrohdüngung auf Abbau und Verlagerung des Herbizidwirkstoffs Methabenzthiazuron im Boden sowie zur Bedeutung des Co-Transports unter Freilandbedingungen. Diss. Univ. Bonn, 1-179 (1995)

H. Printz, Th. Pütz, P. Burauel: Versuch der Charakterisierung von löslichem organischen Kohlenstoff in der Bodenlösung mittels Gelpermeationschromatographie. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 66, I, 381-384 (1991).

Th. Pütz: Lysimeterversuche zum Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron und gelöstem organischen Kohlenstoff in einer Parabraunerde, Aufbau von zwei Klimameßstationen und Untersuchungen zur Validierung des Lysimetersystems. Dissertation Universität Bonn, 1-223 (1993).

J.-M. Rogg: PBSM-Belastungen im Anströmbereich eines Grundwasserwerkes und mögliche

Abwehrstrategien. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 67, 81-111 (1991).

W. Schenkel: Pflanzenschutzmittel im Wasser. UTECH Berlin - Umwelttechnologieforum 1992, 1-93 (1992).

P. Scherer: Entfernung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Wasserwerk Haltern der GEELSENWASSER AG - Not- oder Dauerlösung? DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 67, 113-131 (1991).

L. Weil und W.D. Hörmann: Atrazinbestimmung im Wasser. Z. Umweltchem. Ökotox. 3, 306-309 (1991).

W. Werner: Eintrag von Nährstoffen in Gewässer. Vortrag: WASSER BERLIN '93, 26. April bis 1. Mai (1993).

A. Wolf: 2. Statusbericht des Arbeitskreises „Ackerbau und Wasser im linksrheinischen Kölner Norden e.V., Köln 1-64 (1991).

N. Zullei-Seibert: Vorkommen und Nachweisbarkeit von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungmittel-Wirkstoffen in Roh- und Trinkwässern der Bundesrepublik Deutschland. Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, 39, 1-102 (1990).

Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft in Mönchengladbach

Burkhardt Lambertz

Stadtwerke Mönchengladbach GmbH
Abteilung Wasserwirtschaft

---

1. Einleitung

1.1. Trinkwasserversorgung in Mönchengladbach

Das den Mönchengladbacher Bürgern zur Verfügung gestellte Trinkwasser wird zu 100 % aus Grundwasser gewonnen. Die Wassereinzugsgebiete sind dezentral um die Stadt angeordnet. Bereits im Oktober 1880 wurde das Wasserwerk Dahl in Betrieb genommen, damit begann das Zeitalter der zentralen Wasservesorgung in Mönchengladbach.

Der schnell steigende Verbrauch und die Ausweitung des Rohrsystems mit den Hausanschlüssen führte 1891 zur Inbetriebnahme des Wasserwerkes Reststrauch und 1894 zur Inbetriebnahme des Wasserwerkes Helenabrunn. Heute betreibt die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH acht Wasserwerke, die mit 13 Wassergewinnungsanlagen und rd. 65 Brunnen ca. 18 bis 19 Mio m^3 Grundwasser jährlich fördern und über ein mehr als 900 km langes Rohrnetz an die Verbraucher abgeben. Derzeit sind Wasserrechte zur Entnahme von 26,2 Mio. m^3/a an die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH verliehen.

Abb. 1 zeigt den Anstieg des Wasserbedarfs insbesondere nach dem 2. Weltkrieg bis in die Mitte der siebziger Jahre. Das Maximum wurde 1976 bei insgesamt niedrigen Grundwasserständen, hervorgerufen durch einige Jahre mit unterdurchschnittlicher Grundwasserneubildung, mit einer Jahresfördermenge von knapp über 20 Mio m^3 erreicht.

Die damalige landesweite Diskussion um Wasserknappheit, dem notwendigen Zweck zum Wassersparen und die regionalen Anwendungsverbote (Verbot der Autowäsche, der Gartenbewässerung usw.) führten zum Umdenken. Während der Pro-Kopf-Verbrauch der Bevölkerung jedoch weiterhin bis etwa 1990 anstieg, griffen die Wassersparmaßnahmen bei Industrie und Gewerbe bereits ab 1977. Von geringen Schwankungen abgesehen, war der Gesamtwasserverbrauch von 1977 bis 1990 konstant. Mitte der achtziger Jahre stieg der Pro-Kopf-

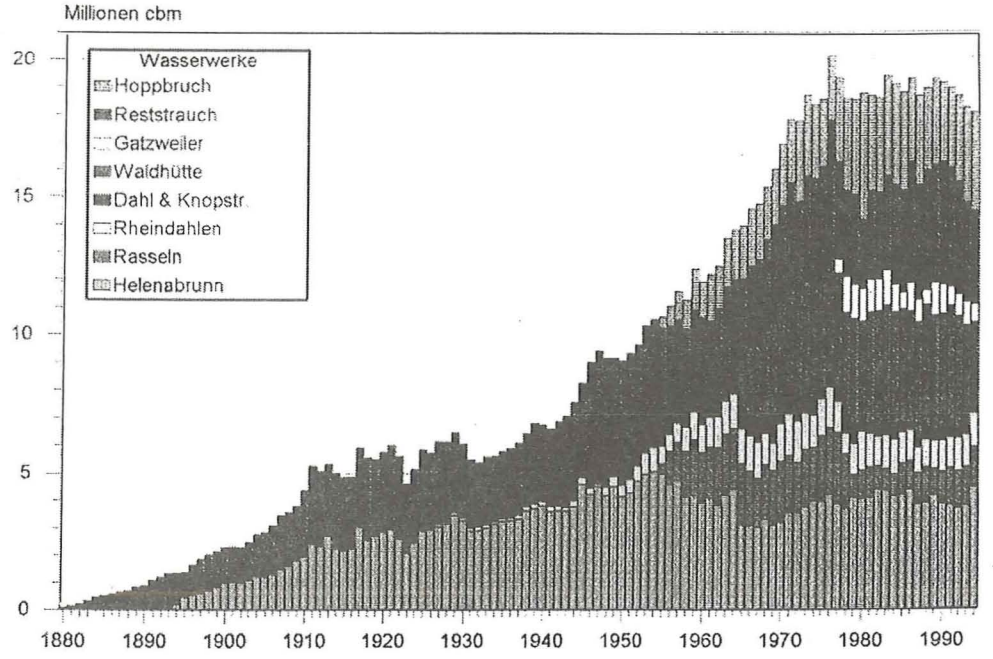


Abb. 1: Grundwasserförderung in Mönchengladbach zur Produktion von Trinkwasser

Verbrauch nur noch leicht, seit 1990 sinkt er kontinuierlich und liegt derzeit bei 180 l/Tag (incl. des Trinkwasserbedarfs von Gewerbe und Industrie). Trotz gestiegener Bevölkerungszahl ging der Gesamtwasserbedarf auf 18,0 Mio m^3 1994 zurück. Mittelfristig muß bei stärker steigender Bevölkerungszahl und einer höheren Produktivität von Gewerbe und Industrie von einem Bedarf von 22,0 Mio m^3/a und einer zusätzlichen Reserve von ca. 4,0 Mio m^3/a ausgegangen werden.

2. Beschreibung der regionalen Landwirtschaft

Das Quantitätsproblem, das sich noch Mitte der siebziger und Anfang der achtziger Jahre für die Zukunft abzeichnete, ist durch der sparsame Umgang mit Trinkwasser vollkommen entschärft. Auch zukünftige Steigerungen des Wasserbedarfs können mit den derzeitigen Wasserrechten abgedeckt werden.

Die Trinkwasserqualität wird ursächlich durch die Qualität des Rohstoffes - im Fall Mönchengladbach des Grundwassers - bestimmt. Wasserexperten sorgen sich bereits seit langem um die Qualität des Grundwassers. So wurden bereits vor dem 2. Weltkrieg die Grundsteine für Regularien wie das Wasserhaushaltsgesetz - WHG - und der Trinkwasserverordnung - TVO - gesetzt. Die verbesserte Analytik führte zu niedrigen Nachweisgrenzen bzw. ermöglichte den Nachweis von mehr Wasserinhaltsstoffen. Neben Gefährdungen des Grundwassers in meist lokalem Ausmaß durch Gewerbe und Industrie erkannte man die Gefahren einer zu intensiven

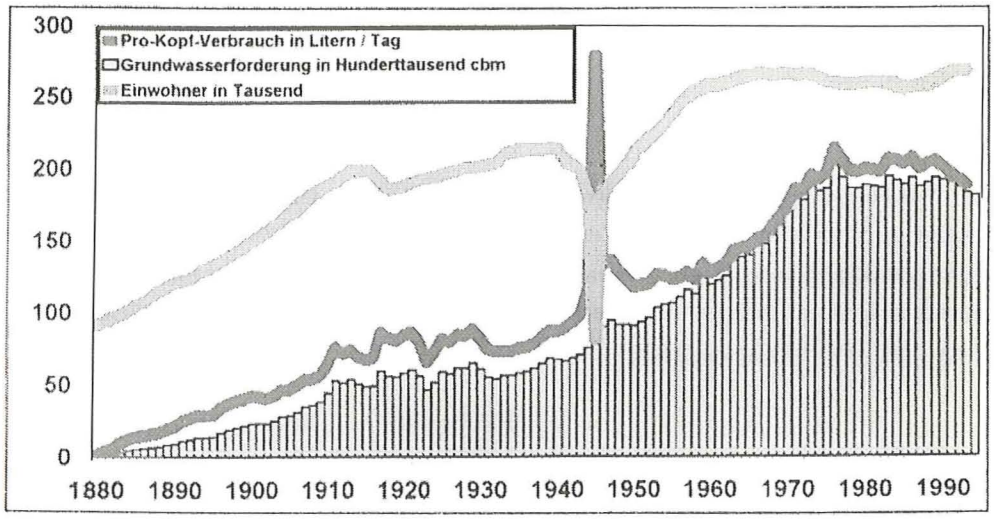


Abb. 2: Entwicklung der Einwohnerzahl und des Wasserverbrauchs in Mönchengladbach

Landwirtschaft. Der flächenhafte Austrag, insbesondere des überschüssigen Stickstoffs, führte zu deutlichen Beeinflussungen der Grundwasserqualität. Die Nitratkonzentrationen stiegen kontinuierlich an. Zusätzlich wurde 1986 der TVO-Grenzwert für Nitrat von 90 mg/l auf 50 mg/l herabgesetzt.

Da dieser neue Grenzwert in den Grundwässern einiger Wasserwerke bereits überschritten war, mußten durch Sofortmaßnahmen die Nitratkonzentrationen im Trinkwasser gesenkt werden. Dazu gehörten prinzipiell die Aufgabe von Brunnenstandorten, die Reduzierung der Fördermenge, der Einbau von Manschetten nur zur Förderung des tieferen Wassers aus dem freien Aquifer, die Verlagerung der Wasserförderung räumlich oder in tiefere Aquifere und die technische Aufbereitung des Grundwassers durch eine Denitrifikationsanlage.

Keine der vorgenannten Maßnahmen wirkt jedoch der Ursache der Grundwasserbelastung entgegen und ist somit entweder nur eine zeitlich begrenzte Ausweichlösung oder aber eine energie- und kostenaufwendige Dauermaßnahme.

Langfristig kann nur die Ursachen-bekämpfung, nämlich die deutliche Reduzierung des überschüssigen Stickstoffes im Boden zum Vegetationsende zu einer Entspannung der qualitativen Probleme führen. Zu diesem Zweck wurden seit 1982 Voruntersuchungen durchgeführt und seit 1988 freiwillige Zusammenarbeiten zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft in den Einzugsgebieten Hoppbruch, sowie Gatzweiler und Helenabrunn eingeleitet.

Zahlreiche Informationsveranstaltungen und Abstimmungsgespräche mit der Landwirtschaftskammer führten dann im April 1992 zu den Kooperationen zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft die durch Kooperationsverträge rechtlich bindend wurde. Da die Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratkonzentrationen nur langfristig erfolgversprechend sind, wurde

eine Mindestmitgliedschaft in der Kooperation von fünf Jahren festgesetzt.

2.1. Standort

Die Wassereinzugsgebiete der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH liegen im Bereich der kreisfreien Stadt Mönchengladbach, der Gemeinde Jüchen und der Stadt Korschenbroich. Sie ragen geringfügig in den Kreis Viersen hinein. Die Gebietsgrößen und Einwohnerzahlen sind in der nachfolgenden Übersicht zusammengefaßt (Quelle: „Rheinland aktuell", 5. Ausgabe 1993, Hrsg. Landwirtschaftskammer Rheinland)

	Fläche km²	**Einwohner**
kreisfreie Stadt Mönchengladbach	**170,43**	**259.436**
Gemeinde Jüchen	**71,87**	**21.007**
Stadt Korschenbroich	**55,26**	**29.227**

In diesem Bereich sind etwa 570 landwirtschaftliche Betriebe mit insgesamt 14000 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche angesiedelt.

Die durchschnittliche Betriebsfläche liegt bei ca. 25 ha und beinhaltet Ackerland, Grünland, Obstanlagen, Baumschulen, Waldflächen, Hof- und Gebäudeflächen sowie Gewässer- und Unlandflächen. Die Aufteilung ergibt sich aus Tabelle 1.

Tab.1: Aufteilung der landwirtschaftlichen Betriebsflächen in ha innerhalb der Stadt Mönchengladbach, der Gemeinde Jüchen und der Stadt Korschenbroich

Gemeinde	**Betriebsfläche insg.**	**davon:**	**darunter**			**Waldfläche**	**Gebäude-/Hofflächen**	**Gewässer**	**Öd-/Unland**
		LF insg.	**Ackerland**	**Grünland**	**Obstanlagen, Baumschulen**				
Mönchengladbach kreisfreie Stadt	8724	6804	5999	742	55	1800	96	4	16
Jüchen Gemeinde	4816	4406	4134	214	54	282	124	2	3
Korschenbroich Stadt	3269	2972	2618	318	26	210	51	33	-

Dem Ackerbau in diesen Gebieten kommt somit eine hervorragende Bedeutung zu.

2.2. Klima

Bei den relativ milden, schneearmen Wintern beginnt die Vegetationszeit recht früh; Frühkartoffeln können z. B. bereits häufig in den ersten Märztagen gepflanzt werden. Für die Feldarbeiten steht im Durchschnitt der Jahre die Zeit von Mitte März bis etwa Mitte Dezember zur Verfügung. Die Vegetationszeit endet sehr spät. Nur in Ausnahmejahren gefährden stärkere Novemberfröste die auslaufende Rübenernte. In den Hauptwachstumsmonaten Juni, Juli und August fallen jeweils ausreichend Niederschläge, um die Sicherheit des Sommer-Zwischenfruchtanbaues mit Futter- und Gründüngungsfrüchten nach frühen und mittelfrühen Kartoffeln, Wintergerste und Roggen zu gewährleisten. Bedingt durch das Klima und die vorhandenen Böden ist der Anbau einer großen Zahl von Feldfrüchten möglich. Das langjährige Niederschlagsmittel liegt etwa bei 750 mm/a.

2.3. Pflanzenproduktion

Die bevorzugten Ackerstandorte im Untersuchungsgebiet befinden sich im südlichen/südwestlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach sowie zu großen Teilen in der Gemeinde Jüchen und der Stadt Korschenbroich. Es handelt sich um die von der Reichsbodenschätzung mit 60 bis 85 Bodenpunkten bewerteten Parabraunerden. Diese sind leicht zu bearbeiten und besitzen eine hohe Sorptionsfähigkeit für Nährstoffe sowie eine hohe nutzbare Wasserkapazität. Im westlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach herrschen Braunerden aus Lößsand und Sandlöß vor, die in ihrer Ertragsfähigkeit als mittel bis gut anzusprechen sind. Die Bodenzahlen schwanken hier zwischen 40 und 65 Punkten. Sie sind ebenfalls leicht zu bearbeiten. Im nordöstlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach und Teilen des Stadtgebietes Korschenbroich herrschen schwere, tonige parabraunerde- bis pseudogleyartige Böden vor.

Sie besitzen ebenfalls eine hohe natürliche Ertragsfähigkeit, eine hohe Wasserhaltekapazität und eine hohe Sorptionsfähigkeit für Nährstoffe, neigen aber zur Vernässung und sind daher schwerer zu bearbeiten (Minutenböden).

Die Wahl der anzubauenden Feldfrüchte wird fast ausschließlich von ökonomischen Gesichtspunkten vorgegeben (die ihrerseits wiederum von arbeitswirtschaftlichen Möglichkeiten sowie Lieferrechten bzw. Kontingentierungen ausgehen). Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Hauptnutzung des Ackerlandes innerhalb der Gemeinden.

Bemerkenswert ist der hohe Zuckerrübenanteil an der Fruchtfolge der regional bis zu 30% beträgt.

Der Kartoffelbau in Form von Speise-, Pommes frites- und Chipskartoffeln hat in den letzten Jahren eine beträchtliche Ausdehnung erfahren. Ursache dafür ist der Preisverfall beim Getreide. Die Ausweitung geht im wesentlichen zu Lasten der Gerstenanbaufläche. Je nach Standort, Sorte und Witterungsverlauf sind folgende Erträge erreichbar:

Tab. 2: Angebaute Kulturen innerhalb der Stadt Mönchengladbach, der Gemeinde Jüchen und der Stadt Korschenbroich in ha.

Gemeinde	Getreide insg.	davon				Hackfrucht insg.	davon		Öl- und Hülsenfrüchte	Gartengewächse	Futterpflanzen	davon Silomais
		Weizen	Gerste	Roggen	Hafer		Zuckerrüben	Kartoffeln				
Mönchengladbach kreisfreie Stadt	3138	1826	847	327	76	2166	1595	498	21	102	562	363
Jüchen Gemeinde	2252	1413	432	341	43	1493	1261	217	-	276	113	63
Korschenbroich Stadt	1341	798	342	107	25	852	674	132	9	97	317	

Winterweizen:	**60 - 85 dt/ha**
Wintergerste:	**60 - 80 dt/ha**
Roggen:	**55 - 80 dt/ha**
Zuckerrüben:	**450 - 650 dt/ha**
Kartoffeln:	**je nach Verwendungszweck und Sorte**

Der hohe Hackfruchtanteil sowie die erreichbaren hohen Getreideerträge weisen auf die hohe ackerbauliche Güte der regionalen Landwirtschaft hin.

2.4. Flächenstruktur

Bedingt durch Autobahn- und Straßenbau waren Mitte der siebziger Jahre Flurbereinigungsverfahren im Westen des Stadtgebietes erforderlich, um Zerschneidungsschäden zu beseitigen und Flächenverluste großräumiger zu verteilen. Im westlichen Stadtgebiet und in Teilen der Gemeinde Jüchen herrschen daher große Bearbeitungseinheiten, den heutigen Erntemaschinen entsprechende Flächengrößen vor.

Innerhalb der nördlichen Wassereinzugsgebiete liegen Flurbereinigungsverfahren bereits teilweise 50 Jahre oder länger zurück, so daß die Flächeneinheiten mittlerweile zum Teil sehr stark zersplittert sind. Im nordwestlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach liegt eine durchschnittliche Parzellengröße von weniger als einem Hektar vor. Nach Möglichkeit hat die Praxis durch Zupacht angrenzender Flächen sowie durch Pflugtausch versucht, die erforderlichen Flächeneinheiten für die heutigen großen Bearbeitungsgeräte zu schaffen.

2.5. Tierproduktion

Die tierische Produktion ist für die landwirtschaftlichen Betriebe im Untersuchungsgebiet von

hoher Bedeutung. Die überwiegende Anzahl der Betriebe betreibt Viehhaltung. Die Notwendigkeit dazu ergibt sich aus der relativ geringen durchschnittlichen Flächenausstattung der Betriebe, mit denen aus dem Ackerbau (trotz des hohen Hackfruchtanteiles) kein ausreichendes Einkommen zu erwirtschaften ist, zudem fallen die bei der Tierproduktion notwendigen Arbeiten regelmäßig an und lasten somit die betrieblichen Arbeitskräfte produktiv aus.

Die Masse der Tiere steht jedoch in kleinen bis mittelgroßen Beständen (siehe Tab. 3). Spezialisierte viehhaltende Betriebe sind eher die Ausnahme. Gemischtbetriebe mit Milchviehbeständen in der Größenordnung von 15 bis 35 Kühen und weiblicher Nachzucht oder 20 - 50 Sauen oder ca. 80 - 150 Mastplätzen herrschen vor.

Tab. 3: Durchschnittliche Tierbestände je Betrieb innerhalb der Kreisstelle Neuss der Landwirtschaftskammer Rheinland sowie die jeweils maximalen und minimalen durchschnittlichen Bestandesgrößen innerhalb der Kreisstellenbezirke

	Neuss	max.	min.
Milchkühe Stck. /Betrieb	22,7	33,6 (Kleve)	21,3 (Erftkreis)
Mastschweine Stck. / Betrieb	87,2	163,3 (Viersen)	27,9 (Rhein.-Berg.)
Zuchtsauen Stck. /Betrieb	38,7	51,1 (Kleve)	18,7 (Rhein.-Berg.)

Die eher geringe Größe der einzelnen Viehbestände auf den Betrieben ist wiederum auf den relativ hohen Hackfruchtanteil zurückzuführen, der in den vergangenen Jahren eine wesentlich größere Zahl an Arbeitsstunden gebunden hat, sowie die Tatsache, daß die Mehrzahl der Betriebe in der Ortslage liegt. Eine Ausweitung der Viehhaltung war daher bereits in den letzen Jahren nur erschwert möglich. Moderne Stallformen mit Gülletechnik und hoher Arbeitsproduktivität sind nicht die Regel. Beim Einsatz der Wirtschaftsdünger ist vorrangig der Einsatz von Stallmist zu beachten, der aufgrund der gegebenen Flächenausstattung jedoch meist problemlos in die Nährstoffbilanz einzubringen ist.

2.6. Markt und Absatz

Die Marktsituation für den Bezug landwirtschaftlicher Produktionsmittel als auch für deren Absatz ist außerordentlich günstig. Die direkte Nähe zu den Städten Krefeld, Neuss und Düsseldorf sowie der Stadt Mönchengladbach selbst sichert den Direktabsatz oder den Absatz über eine kurze Handelskette der landwirtschaftlichen Produkte. Großmühlen, Kraftfutterwerke, Zuckerfabriken und Landhandelsunternehmen sowie Großmärkte für Gemüse und Schlachtvieh sind auf kurzen Wegen zu erreichen. Dem Direktabsatz an den Verbraucher kommt ein immer höherer Stellenwert - besonders für die stadtnahen Betriebe - zu. Dafür kommen besonders Gemüse, Kartoffeln, Eier sowie Fleischwaren aus eigener Schlachtung in Betracht.

3. Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft in Mönchengladbach

3.1. Kooperationsvereinbarung und Geschäftsordnung

Basierend auf den Rahmenvereinbarungen der Verbände der Land- und Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen wurden am 23., 24. und 25. März 1992 Kooperationsvereinbarungen zwischen der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH und den Landwirten geschlossen, die innerhalb der Mönchengladbacher Wassereinzugsgebiete wirtschaften. Die Kooperation wurde inzwischen vom MURL anerkannt, so daß die Voraussetzungen für den Erhalt von Landesmitteln gegeben sind.

Innerhalb der Einzugsgebiete der nachfolgend aufgeführten Wasserwerke bestehen jetzt Arbeitskreise zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft:

- **Helenabrunn, Rasseln und Dahl**
- **Waldhütte und Hoppbruch**
- **Gatzweiler, Rheindahlen und Reststrauch**

Neben den dort wirtschaftenden Landwirten und der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH sind auch der Kreislandwirt sowie die Kreisbauernschaft Neuss - Mönchengladbach e. V. beteiligt. Die Geschäftsführung obliegt der Kreisstelle Neuss der Landwirtschaftskammer Rheinland.

Organe der Arbeitskreise sind:
- die Mitgliederversammlung,
- der Sprecherrat,
- der Spruchausschuß.

Die Zuständigkeiten der einzelnen Organe des Arbeitskreises ergeben sich aus Abb. 3.

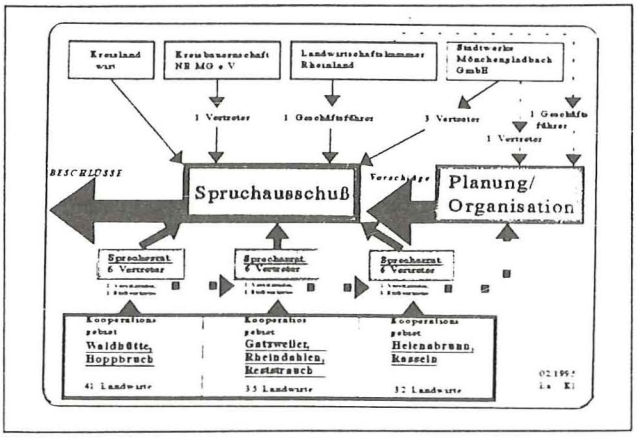


Abb. 3: Organisationsplan der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft

3.2. Kooperationsgebiet

Als Kooperationsgebiet wurden die Einzugsgebietsgrenzen der Grundwasserförderungen aus dem obersten freien Grundwasserstockwerk ausgewählt. Da zur Zeit keines der Einzugsgebiete der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH durch eine rechtskräftig ausgewiesene Wasserschutzzone abgegrenzt ist, wurde zur Festlegung des Kooperationsgebietes das tatsächliche Einzugsgebiet der Flachbrunnen ermittelt. Anschließend wurde nach Vorgabe des vorhandenen Straßen- und Wegenetzes die Abtrennung durchgeführt.

Somit konnte auf eine Auftrennung/Aufsplittung von Parzellen verzichtet werden, die in der Praxis ohnehin nicht praktikabel gewesen wäre. Die Kooperationsgebiete sind in den Karten 1 - 3 im Anhang im Maßstab 1 : 10 000 dargestellt. Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche im Kooperationsgebiet beträgt etwa 4 800 ha.

3.3. Eckdaten der Kooperation

Die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft Mönchengladbach hat im Januar 1995 108 Mitglieder, die sich auf die drei Arbeitskreise wie folgt verteilen:

- Arbeitskreis Helenabrunn, Rasseln und Dahl — 32 Mitglieder
- Arbeitskreis Waldhütte und Hoppbruch — 41 Mitglieder
- Arbeitskreis Gatzweiler, Rheindahlen und Reststrauch — 35 Mitglieder

Die Anzahl der Mitgliedsbetriebe hat sich damit stetig nach oben entwickelt - von zunächst 62 beteiligten Landwirten (im Jahr 1992) auf den heutigen Stand.

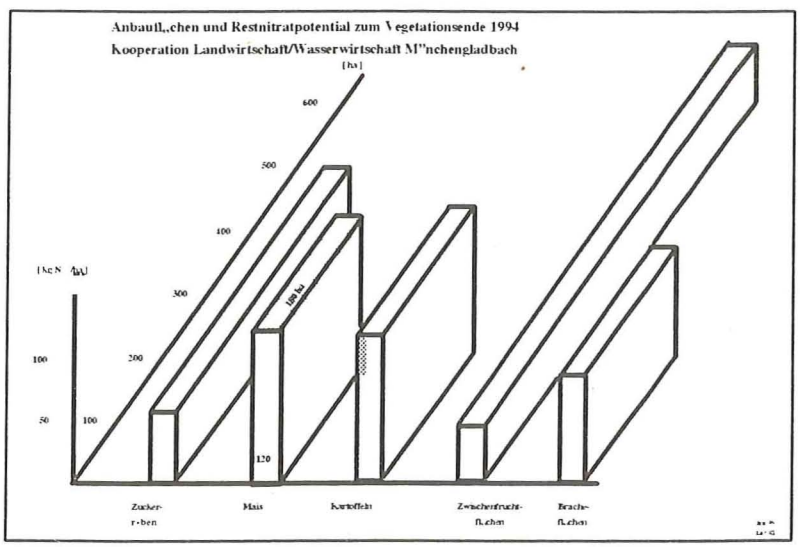


Abb. 4: Flächennutzung 1994, Arbeitskreise gesamt

Die in die Kooperation eingebundene landwirtschaftliche Nutzfläche beträgt zur Zeit ca. 2100 ha. Damit ist etwa die Hälfte der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der oberflächennahen Mönchengladbacher Wassereinzugsgebiete erfaßt. Abb. 4 gibt einen Überblick über die in 1994 angebauten Kulturen.

3.4. Zielsetzung

Gemeinsames Ziel der Kooperationspartner ist die grundwasserschonende Landbewirtschaftung. Die Mitglieder der Arbeitskreises haben sich verpflichtet, die Anforderungen einzuhalten, die der MURL im Juni 1991 für örtliche Kooperationen festgelegt hat.

Dabei ist der Ausgleich der jeweiligen Interessen ein wichtiger Grundsatz. Der Landwirt, der innerhalb eines Wassereinzugsgebietes wirtschaftet, soll gegenüber einem außerhalb eines Wassereinzugsgebietes wirtschaftenden Landwirt ökonomisch nicht benachteiligt sein.

3.5. Vorgaben

3.5.1. Bewirtschaftungsmaßnahmen

Die Umsetzung der gewässerschonenden Landbewirtschaftung wird von verschiedenen Rahmenbedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen (siehe §§ 5 und 6 der Kooperationsvereinbarungen) vorgegeben.

So verzichten die Kooperationsmitglieder zum unmittelbaren Schutz des Grundwassers auf die Ausbringung von Gülle und Jauche innerhalb der Zone II, die Anlage von Naßsilage - Feldmieten innerhalb der Zone II bzw. von ungesicherten Mieten innerhalb der Zone III-A, den Anbau von Mais innerhalb der Zone II, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage.

Stattdessen wird eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung auf der Grundlage anerkannter Verfahren, z. B. nach der N_{min}-Methode oder der N-Bilanzierung durchgeführt. Weitere Maßnahmen betreffen die Einsaat von Zwischenfrüchten, Untersaaten zu Mais sowie möglichst die Vermeidung der Winterbrache.

3.5.2. Rahmenbedingungen

Während einer längerfristigen Zusammenarbeit (mindestens 5 Jahre) werden Strategien zur umweltverträglichen Anwendung von Pflanzenschutz- und Düngemitteln erarbeitet. Ein wichtiges Element dazu stellt die Führung von Ackerschlagkarteien durch die Mitglieder der Arbeitskreise dar. Hier werden sämtliche Daten zum Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln erfaßt.

Der Arbeitskreis will darüber hinaus Forschungsvorhaben und Feldversuche vor Ort unterstützen. Gerade mit den auf die Kooperationsgebiete bezogenen Versuchen soll überzeugend vor Ort demonstriert werden, welche Methoden erfolgreich für den gewässerschonenden Landbau angewandt werden können.

3.6. Beratung

Die qualifizierte landwirtschaftliche Beratung der Betriebe stellt einen wesentlichen Punkt im Kooperationsmodell Wasserwirtschaft/Landwirtschaft dar. Es ist zunächst Aufgabe der Berater, Probleme vor Ort zu erkennen und die in Frage kommenden Lösungsmöglichkeiten zu nennen. Die Beratung erfolgt in Form von Seminaren bzw. Versammlungen vor Ort oder im persönlichen Gespräch mit dem einzelnen Betriebsleiter. In Mönchengladbach ist die Beratung durch einen Spezialberater für Gewässerschutz gewährleistet, der entsprechend den Rahmenvereinbarungen von den Wasserversorgungsunternehmen des Kreises Neuss bzw. der Stadt Mönchengladbach gemeinsam finanziert wird sowie durch den Agraringenieur der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH.

3.7. Leistungen

3.7.1. Ausgleichszahlungen

Im Juni 1989 forderte der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) im Rahmen des 12-Punkte-Programms, bestehende Probleme zwischen Land- und Wasserwirtschaft auf der Basis örtlich umzusetzender Kooperationen zu lösen - nach dem Motto „Kooperation ist besser als Konfrontation". Zu diesem Zweck erfolgte am 3. Juni 1991 der Abschluß von Rahmenvereinbarungen zwischen dem Bundesverband der Gas- und Wasserwirtschaft - Landesgruppe NRW, dem Rheinischen sowie dem Westfälisch-Lippischen Landwirtschaftsverband und den Gartenverbänden NRW.

Der Ausgleich wirtschaftlicher Benachteiligungen gegenüber Landwirten außerhalb von Wasserschutz- bzw. Kooperationsgebieten erfolgt innerhalb der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft Mönchengladbach auf der Grundlage der vorliegenden Vereinbarungen zwischen den Verbänden der Wasser- und Landwirtschaft. In Betracht kommen zwei Arten von Ausgleichszahlungen:

Ausgleich aufgrund erhöhter Anforderungen z. B. durch Beschränkungen bei der Ausbringung von Gülle und Jauche oder einem gebietsweise bestehenden Maisanbauverbot.

Härteausgleichszahlungen, die sich aus der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung ergeben, bedingt dadurch, daß kurzfristig keine Pflanzenschutz-Ersatzpräparate ohne W-Auflage zur Verfügung stehen oder zugelassene Ersatzmittel wesentlich teurer und möglicherweise weniger wirksam sind. Die Härteausgleichszahlungen werden jährlich aktuell von den Landwirtschaftskammern Rheinland und Westfalen-Lippe in Form von Pauschalbeträgen ermittelt. Sie berücksichtigen unter anderem den aktuellen Zulassungsstand der Pflanzenschutzmittel sowie W-Auflagen und differenzieren zwischen Problem- und Normalflächen. Eckpunkte zur Ermittlung der Pauschalbeträge sind die zu erwartenden Ertragsdepressionen, den Aufpreis für den Kauf kleinerer Gebinde sowie zu erwartende Wirtschaftserschwernisse.

Anzusetzende Pauschalbeträge der Härteausgleichszahlungen:

	1992 DM/ha	1993 DM/ha	1994 DM/ha
Winterweizen	16	9	0
Wintergerste	16	9	0
Roggen	10	9	0
Triticale	10	9	0
Hafer	43	0	0
Mais	0	0	0
Zuckerrüben	111	67	0
Kartoffeln	171	177	154
Grünland	13	0	0

3.7.2. Kooperationsfonds

Zur Förderung spezieller, besonders auf die Erfordernisse des Kooperationsgebietes abgestimmter Maßnahmen stellt die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft jährlich einen Betrag von 90 000,-- DM zur Verfügung (je Arbeitskreis 30 000,-- DM). Über die Vergabe der Mittel entscheidet der Spruchausschuß.

Tab. 4: Bezuschussungsfähige Maßnahmen durch den Kooperationsfonds (Stand 1994)

Maßnahme	**Höhe der Zuwendung 1992 - 94**	**Bemerkungen**
Zwischenfrüchte	150 DM/ha	in 1994 auf ca. 580 ha
Mulchsaat zu Zuckerrüben und Mais	250 DM/ha	z. Zt. auf ca 15 ha
Mais - Untersaaten	150 DM/ha	z. Zt. nur versuchsweise
N_{min} -Proben	Selbstkostenpreis	im Frühjahr Probennahme durch den Landwirt,
	kostenlos	im Herbst Probennahme durch die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH
Pflanzenschutzmittel-Lagerschränke	800 DM/Stck.	einmalige Maßnahme - 46 Stück
Dochtstreichstäbe zur Einzelpflanzenbehandlung	komplett durch die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH	ca. ein Stab je 5 Betriebe
Feldhäcksler	je nach Anzahl der beteiligten Betriebe	zur Bewältigung der stark ausgedehnten Zwischenfruchtflächen - möglichst mehrere Betriebe/Gerät
PC - Schlagkartei	ca. 30% des Anschaffungspreises auf das Grundmodul	Üblicherweise wird KW - Ackerdat verwendet

Mit diesem Betrag ist u. a. die Finanzierung des verstärkten Zwischenfruchtanbaus möglich, der für den örtlichen Gewässerschutz überaus erfolgbringend ist (siehe Kapitel 4).

Eine weitere ebenfalls erfolgbringende Maßnahme war die Anschaffung von speziellen Pflanzenschutzmittel-Lagerschränken in Absprache mit den Unteren Wasserbehörden des Kreises Neuss und der Stadt Mönchengladbach. Die Schränke wurden nach Vorgaben der Unteren Wasserbehörden mit speziellen Auffangwannen ausgestattet, die über ein besonders großes Fassungsvermögen verfügen. Sie enthalten Gummiabdichtungen zum Schutz vor Ausgasungen und sind mit einem Sicherheitsschloß sowie einer säure- und ätzbeständigen Lackierung ausgestattet.

Nach Möglichkeit sind durch die Kooperationsmitglieder zunächst die vom MURL vergebenen Landesmittel zu beanspruchen. Diese sind jedoch - neben Zuwendungen im Bereich Pflanzenschutztechnik - mehr auf den überregional bedeutsamen Problemkreis „starker Gülleanfall, leichte Böden, Maisanbau" ausgerichtet und für den hiesigen Bereich nicht voll nutzbar.

3.7.3. Förderungen des MURL

Mit seinem Runderlaß vom 22.05.1990 hat der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW die Voraussetzungen für Zuwendungen zu Investitionen für eine umweltfreundliche Produktion geschaffen. Der Förderungssatz der Maßnahmen liegt zwischen 20 und 35 % der nachgewiesenen Aufwendungen (gefördert wird ohne Mehrwertsteuer und ohne Rabatte). Vorraussetzung für die Förderung sind u. a., daß das Güllebeurteilungsblatt des MURL eingehalten wird und der Betrieb mindestens noch 5 Jahre Mitglied in der Kooperation bleibt.

In den Einzugsgebieten der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft in Mönchengladbach wurden seit 1992 aus Mitteln des Landes folgende Maßnahmen gefördert:

- Für massive und wasserdichte Bauten (einschließlich Zuleitung und technische Ausrüstung) zur Lagerung flüssiger tierischer Exkremente - 2 Anträge mit einem Förderungsvolumen von insgesamt 42 283 DM.
- Für Aus- und Nachrüstung von Pflanzenschutzgeräten zur Vermeidung von Spritzbrüheresten und zur Reinigung der Geräte - 7 Anträge mit einem Förderungsvolumen von insgesamt 10 696 DM.

4. Gewässerschonende Landwirtschaft in der Praxis

4.1. Problemaufriß

4.1.1. Nitrat

„Die durch die Landwirtschaft verursachte Nitratbelastung des Grundwassers kann durch eine

sachgemäße Landbewirtschaftung mit einer pflanzenbedarfsgerechten Düngung, die zum richtigen Zeitpunkt aufgebracht wird, reduziert werden." Diese Erkenntnis ging aus dem Forschungsvorhaben des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes NRW „Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers" hervor. Beteiligt daran waren neben der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH die Landesanstalt für Ökologie, die Landschaftsentwicklung und Forstplanung des Landes NRW, die Landwirtschaftskammer Rheinland, die Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, das Landesamt für Wasser und Abfall des Landes NRW, das Staatliche Amt für Wasser und Abfallwirtschaft Münster, das Geologische Landesamt NRW, die Argarmeteorologische Beratungs- und Forschungsstelle Bonn und das Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen.

Zur Problemfixierung wurde von 1989 bis 1991 die Schutzzone III A des Wasserwerkes Hoppbruch - eine Fläche von ca. 330 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche mit über 350 Einzelparzellen - nahezu flächendeckend beprobt. Jeweils zu Vegetationsbeginn und zum Vegetationsende wurden auf den einzelnen Schlägen N_{min} -Proben entnommen. Die wesentliche Erkenntnis aus den umfangreichen Beprobungsserien ist, daß das Maximumder Nitratbelastung im Boden von relativ wenigen Flächen stammt, die mit überproportional hohen Restnitratgehalten belastet sind. Meist handelt es sich hier um Hackfruchtflächen wie Zuckerrüben, Mais oder Kartoffeln.

Abb. 5 zeigt für das Jahr 1990 beispielhaft die Anbauflächen der einzelnen Kulturen innerhalb der Schutzzone III A des Wassereinzugsgebietes Hoppbruch. Die unterschiedlichen Nitratge-

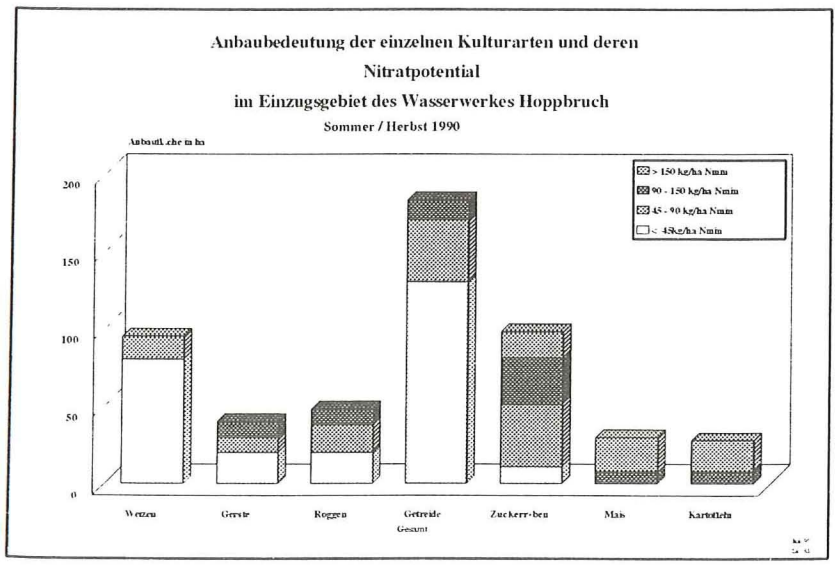


Abb. 5: Anbaubedeutung der einzelnen Kulturen und deren Restnitratpotential (Sommer/Herbst 1990)

halte nach der Ernte, d. h., die Summe des pflanzenverfügbaren Stickstoffs, der über den Bedarf der Pflanze hinaus noch im Boden vorhanden war, sind in vier Klassen dargestellt. Betrachtet man den Grenzwert der SchALVO(Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung des Landes Baden- Württemberg) von 45 kg/ha Rest - N_{min} als Maßstab für gewässerschonene Landbewirtschaftung, so wird ersichtlich, daß die Getreideanbaufläche überwiegend unproblematisch ist. (Dabei wird ein Nitratabbau vorausgesetzt, wie er in den Einzugsgebieten der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH typisch ist). Die Zuckerrübenanbaufläche ist ca. zur Hälfte unbedenklich, während die verbleibende Fläche sowie praktisch die komplette Mais- und Kartoffelanbaufläche als grundwassergefährdend zu bezeichnen ist.Weitere Informationen liefert die Betrachtung der Spannweiten vom höchsten bis zum niedrigsten gemessenen Rest N_{min} -Wert (siehe Abb. 6). Beim Getreide liegt die Bandbreite deutlich niedriger als bei den Hackfrüchten, die eine sehr große Spannweite aufweisen. Die großen Differenzen zwischen den höchsten und den niedrigsten gemessenen Restnitratgehalten weisen auf stark unterschiedliche Düngepraktiken der Betriebsleiter zu den einzelnen Kulturen hin. Insbesondere der Mais weist eine große Spannweite und hohe Restnitratgehalte auf.

Dafür kommen folgende Ursachen in Frage:

Im Getreidebau erfolgt die N-Düngung fast ausschließlich über Mineraldünger. Ein begrenzender Faktor ist vorgegeben (Lagergetreide). Es werden mehrere N-Teilgaben verabreicht („Löffledüngung").

Bei den Hackfrüchten erfolgt die N - Düngung, soweit auf den Betrieben vorhanden, anteilig

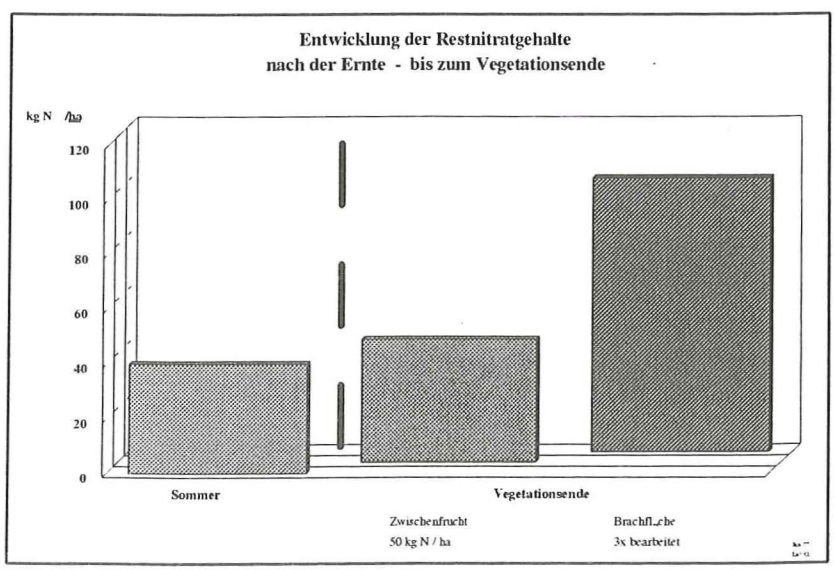


Abb. 6:Bandbreite der N_{min} -Werte (Sommer/Herbst 1990)

über Wirtschaftsdünger. Die Menge des anfallenden Wirtschaftsdüngers, dessen Nährstoffgehalte und Ausbringungszeitpunkte variieren stark, was eine bedarfsgerechte Düngung erschwert. Bezogen auf die Fläche ist der Anfall von Wirtschaftsdüngern im Kooperationsgebiet unproblematisch. Eine verstärkte Ausbringung, z. B. auf hofnahen Flächen als „Entsorgung", kommt jedoch immer noch vor.

Der Großteil der N-Mineraldüngergabe fällt bereits vor der Saat - häufig zu früh. Für mangelnde Frohwüchsigkeit der Pflanzen, z. B. aufgrund kühler Witterung oder Bodenverdichtungen, wird häufig N-Mangel verantwortlich gemacht und führt zu weiteren Düngegaben. Ein „begrenzender Faktor" wie die Lagergefahr beim Getreide fehlt bzw. ist bei Zuckerrüben und Kartoffeln durch Qualitätskontollen zum Teil gegeben.

Die vorgenannten kritischen Punkte sind jedoch der Anbautechnik und nicht den Fruchtarten an sich zuzuschreiben. Die auch bei Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln möglichen niedrigen Rest - N_{min} -Gehalte (siehe Abb.) weisen darauf hin, daß es bei entsprechender Düngeplanung möglich ist, auch diese Kulturen gewässerverträglich anzubauen. Dies wird durch Betriebe mit relativ starker Viehhaltung dokumentiert, die über mehrere Jahre hinweg auch im Maisanbau Restnitratgehalte von unter 40 kg/ha erzielen. Daneben existieren einige Kulturen, z. B. Blumenkohl, Salat, einige Kartoffelsorten, die durch ihr schwach ausgeprägtes Wurzelsystem bzw. durch manglndes N-Aneignungsvermögen echte „Problemkulturen" sind. Sie benötigen bedingt durch das Ertragsziel ständig ein hohes N-Niveau im Boden bzw. es ist nicht möglich, sie gewässerschonend, d. h. mit niedrigen Restnitratgehalten anzubauen.

Insgesamt ist aber festzustellen, daß die örtlichen Probleme ganz überwiegend durch sinnvolle Düngeplanung und pflanzenbedarfsgerechte Düngung, eingebunden in ein sinnvolles Beratungskonzept, lösbar sind. Die oben aufgeführten Problemkulturen sind im Kooperationsgebiet nur in begrenztem Anbauumfang vorhanden.

4.1.2. Pflanzenschutzmittel

Die zulässige Höchstkonzentration für einen PBSM-Wirkstoff im Trinkwasser beträgt nach der Trinkwasserverordnung (TVO) 0,1 µg/l und für die Summe aller Wirkstoffe 0,5 µg/l. Die Festsetzung dieser sehr niedrigen Grenzwerte erfolgte nicht auf der Grundlage toxikologischer Untersuchungen. Der Gesetzgeber verfolgte vielmehr das Ziel, das Auftreten von PBSM - Wirkstoffen im Trinkwasser generell zu verbieten („Nullwert - Forderung").

Obwohl dieser Grenzwert im abgegebenen Trinkwasser der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH bisher weder erreicht noch überschritten wurde, erfolgte im Auftrag des MURL die Durchführung eines Forschungsvorhabens mit dem Titel „Flächenhafte Langzeituntersuchung des Eintrags von PBSM an der Grundwasseroberfläche mit der Grundwasserneubildung". In diesem Rahmen wurden von 1989 bis 1993 insgesamt 443 Grundwasserproben insbesondere

von landwirtschaftlich genutzten Flächen untersucht.

Als wichtigste Erkenntnisse, die in der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft umgesetzt werden müssen, können zusammengefaßt werden:

- Der flächenhafte PBSM-Eintrag in das Grundwasser des Untersuchungsgebietes kann überwiegend nicht als Folge einer ordnungs- und standortgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung angesehen werden. Es gibt jedoch zugelassene Wirkstoffe, die offensichtlich die ungesättigte Bodenzone ohne ausreichendes Abbaupotential durchströmen. Insbesondere ist der Atrazinersatz Terbutylazin zu nennen. Aber auch Metribuzin und Isoproturon wurden gelegentlich unter landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich oberhalb des TVO-Grenzwertes nachgewiesen.
- Ein lokal begrenzter Eintrag von PBSM in das Grundwasser konnte im Bereich von Ortslagen ermittelt werden. Insbesondere der ungehinderte Eintrag von Oberflächenwässer in das Grundwasser mittels Sickerbrunnen, die im ländlichen Bereich noch sehr verbreitet sind, führt zu lokalen PBSM-Kontaminationen.
- Ein großes Problem stellen punktuelle Grundwasserbelastungen durch PBSM dar. Die Ursache für eine solche punktuelle Belastung kann neben der Entsorgung von Restbrühen auch das unsachgemäße Befüllen der Feldspritzen vor Ort sein. Im landwirtschaftlichen Betrieb stellen die Lagerung von PBSM und die Säuberung der Feldspritze ein besonderes Gefährdungspotential für das Grundwasser dar.

Da die meisten Probleme durch die unsachgemäße Handhabung der PBSM hervorgerufen werden, kann die Behebung dieser Mißstände mit relativ einfachen und effektiven Mitteln vollzogen werden. Grundlegend ist die umfangreiche Beratung und die Sensibilisierung der Landwirte für diese Problematik.

Aus diesem Grund wurde auch die Anschaffung von speziellen Pflanzenschutzmittellagerschränken durch die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH gefördert. Sie verschafft neben der sicheren Lagerung einen vernünftigen Überblick über die am Hof vorhandenen PBSM und regt zum umsichtigen Umgang mit PBSM an.

4.2. Betriebsplanung und produktionstechnische Maßnahmen

Die innerhalb der Kooperation durchgeführten Maßnahmen zur gewässerschonenden Landbewirtschaftung setzen an zwei Bereichen an:

Beratung/Betriebsplanung

Die Reduzierung überhöhter Rest- N_{min} -Gehalte nach der Ernte bzw. zu Vegetationsende ist in den Mönchengladbacher Kooperationsgebieten in den meisten Fällen bereits durch die Umset-

zung einer konsequenten Düngeplanung möglich. Dabei sind die Wirtschaftsdünger in die Düngebilanz einzuplanen. Die Grundlage dazu bieten sorgfältige Beratung, Schlagkarteiführung und kontinuierlicher Informationsaustausch u. a. auch im Rahmen von Feldbegehungen in Praxisschlägen.

Neben der Düngeberatung werden hier auch Aspekte zum gewässerschonenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln angesprochen.

Produktionstechnische Maßnahmen

Hier spielt der Anbau nitratreduzierender Zwischenfrüchte, die Anwendung gewässerschonender Anbauverfahren wie z. B. die Mulchsaat zu Zuckerrüben und Mais sowie die Anlage von Maisuntersaaten eine bedeutende Rolle.

Auf der Basis dieses Beratungskonzeptes sind bereits nach drei Jahren gute Erfolge zu verzeichnen. Die beprobten Zuckerrübenflächen weisen gegenüber den vorher relativ hohen Restnitratgehalten um 40 - 50 % geringere Werte auf.

Die erreichten Rest N_{min} - Werte (in Abhängigkeit vom Temperatur- und Witterungsverlauf der einzelnen Kulturen zwischen ca. 45 - 60 kg schwankend) sind unter den hiesigen Verhältnissen als gewässerschonend zu betrachten.

Ebenso werden geringe Restnitratgehalte - um 45 kg/ha N-min - zum Vegetationsende auf den mit Zwischenfrüchten bestellten Flächen realisiert (in 1994 auf ca. 580 ha - d. h. knapp einem Drittel der gesamten Anbaufläche).

Bei den Mais- und Kartoffelanbauflächen ist ebenfalls eine leichte Senkung der Restnitratgehalte festzustellen (ca. 20 %). Ingesamt sind aber die Nitratwerte mit jeweils über 100 kg/ha Rest-N_{min} noch stark erhöht, so daß hier für die nächsten Jahre weiterer Handlungsbedarf besteht. Insbesondere weisen die großen Spannen - jeweils vom niedrigsten bis zum höchsten gemessenen Restnitratwert - auf stark unterschiedliche Düngegaben hin. Viele Betriebe - auch mit starker Viehhaltung und dementsprechend hohen Anfall an Wirtschaftsdüngern - realisieren jedoch auch bei diesen „Problemkulturen" jährlich sehr geringe Rest- N_{min} -Gehalte und dokumentieren so die Praxisnähe einer pflanzenbedarfsgerechten Düngung. Die Wirtschaftsdünger werden bei diesen Betrieben problemlos in die Düngebilanz einbezogen.

Der Erfolg der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft in Mönchengladbach wird besonders auf das Bestehen eines Kooperationsfonds (in Höhe von 90 000,-- DM) zurückgeführt, den die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH jährlich zur Verfügung stellt. Dieser Betrag wird vom Vorstand der Kooperation selbst verwaltet und bietet die Möglichkeit, unbürokratisch und gezielt Maßnahmen zu fördern, die dem gewässerschonenden Landbau vor Ort dienlich sind.

Ergänzend zu diesen Maßnahmen beteiligen sich sowohl die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft als auch die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH an Feldversuchen und Forschungsvorhaben. So wurde 1994 das Projekt „Flächenhafte Langzeituntersuchung des Eintrags von PBSM an der Grundwasseroberfläche mit der Grundwasserneubildung" abgeschlossen, das den Zeitraum von 1989 bis 1993 betrachtet. Die Durchführung erfolgte gemeinsam mit dem Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie (IWW) Mülheim. Die Erkenntnisse aus diesem Gutachten können direkt in die landwirtschaftliche Beratung innerhalb der Kooperation einfließen und führten nicht zuletzt zur Anschaffung der Pflanzenschutzmittellagerschränke. Als künftige Maßnahmen sind der verstärkte Einsatz des bereits vorhandenen Akerschlagkarteiprogramms sowie der Einsatz eines geographischen Informationssystems zur Verbesserung der Kartengrundlage vorgesehen. Ein mit dem Forschungszentrum Jülich geplantes Forschungsvorhaben soll die vertretbare Reststickstoffmenge im Boden festlegen, damit das neugebildete Grundwasser den TVO-Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser nicht überschreitet. Modellrechnungen sollen das Problem sowohl punktuell als auch flächenbezogen angehen, wobei der Einsatz des GIS wertvolle Informationen liefern kann.

5. Ausblick

Die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft ist für beide Seiten von großem Interesse. In der Kooperation sind die Regelungen unbürokratischer und effektiver, da die Maßnahmen zur Förderung einer gewässerverträglichen Landbewirtschaftung speziell auf die Verhältnisse vor Ort abgestimmt werden.

Es steht fest, daß sich landwirtschaftliche Maßnahmen bei vertikalen Sickergeschwindigkeiten des Bodenwassers vom 1 m/a und durchschnittlichen Grundwasserflurabständen von 6 m nur langfristig auf die Grundwasserqualität auswirken können. Deutlich kurzfristiger kann jedoch die Reduktion der Restnitratgehalte im Boden zum Vegetationsende erfolgen.

Die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft besteht im April 1995 bereits seit drei Jahren. Mit fortschreitendem Zeitverlauf werden die Fragen nach Erfolgen lauter. D. h., es sind Erfolge nachzuweisen - kurzfristig durch niedrigere Rest- N_{min} -Gehalte und langfristig durch verringerte Nitratgehalte im zur Trinkwasserherstellung genutzten Grundwasser.

Durch Düngeberatung und -bilanzierung, Ausdehnung der Zwischenfrucht-Anbaufläche und andere Maßnahmen der gewässerschonenden Landbewirtschaftung ist uns dies auf einem Großteil der Flächen bereits gelungen. Für die Zukunft besteht noch dringender Handlungsbedarf im Kartoffel- und Maisbereich. Darauf werden wir in besonderem Maße unsere Bemühungen ausrichten - u. a. durch verstärkte einzelbetriebliche Beratung. Die mittelfristigen Erfolge im Grundwasser werden durch regelmäßige Beprobungen des Grundwassers sowohl im oberen Bereich (neugebildetes Grundwasser) als auch im gesamten Aquifer erfaßt. Ein entsprechendes

Konzept zur Langzeitüberwachung wird künftig ermöglichen.

Zur Flächenverwaltung sowie für die Erfassung der in den Ackerschlagkarteikarten enthaltenen Daten zum Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln steht der Kooperation ein Ackerschlagkarteiprogramm zur Verfügung. Die Eingabe der Stammdaten aller Mitgliedsbetriebe ist in der Anlaufphase mit einem hohen Arbeitsaufwand verknüpft, soll aber möglichst in 1995 bewältigt werden.

Die Betreuung der Kooperationsmitglieder hinsichtlich der Erstellung von Flächen- und Anbauverzeichnissen sowie die Festlegung der zu beprobenden Flächen erfolgt bisher auf Grundlage der Deutschen Grundkarte, Maßstab 1 : 5 000. Diese muß ständig nachgearbeitet und aktualisiert werden. Als Alternative zu diesem relativ aufwendigen Verfahren - bedingt durch die steigenden Mitgliederzahlen der Kooperation - bietet sich die Nutzung eines Geographischen Informationssystems (GIS) an. Dazu soll ab dem Frühjahr 1995 das in der Wasserwirtschaft eingesetzte GIS der Firma Smallworld angewendet werden. Neben der direkten Visualisierung der einzelnen bewirtschafteten Flächen eines jeden Kooperationsmitgliedes können die jeweilige Nutzung, der Einsatz von Dünger und von PBSM sowie der Restnitratgehalt der einzelnen Flächen dargestellt werden. Neben der wesentlich verbesserten Übersicht über die Kooperationsflächen besteht die Möglichkeit, nach verschiedenen Aspekten zu sortieren, z. B. Flächen gleicher Fruchtart, Flächen mit hohen Restnitratgehalten, Flächen innerhalb der Zone II usw. Zudem wird die Kontrolle der bezuschußten flächenbezogenen Maßnahmen wesentlich erleichtert.

Trotz der ersten Erfolge der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft, die sich insbesondere in der deutlichen Reduzierung der Restnitratgehalte im Boden zum Vegetationsende widerspiegeln, ist die Beratung weiter auszubauen und durch neue Erkenntnisse zu verbessern. Insbesondere ist festzulegen, wie hoch die Reststickstoffmenge im Boden sein darf, damit das neugebildete Grundwasser den TVO-Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser nicht überschreitet.

Dazu können Modellrechnungen eine große Hilfestellung leisten. Aus diesem Grund sind gemeinsam mit verschiedenen Instituten des Forschungszentrums Jülich Projekte ausgearbeitet worden, die diese Fragestellung ab 1995 zu einen punktuell und zum anderen flächig angehen. Sowohl die Problemerfassung als auch die Ergebnisdarstellung sollen über das GIS der Wasserwirtschaft erfolgen.

6. Zusammenfassende Betrachtung

Gemäß dem MURL-Prinzip „Kooperation statt Konfrontation" bestehen in den Trinkwassereinzugsgebieten der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH nunmehr bereits seit fast drei Jahren Arbeitskreise zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft.

Sinn der kooperativen Maßnahmen ist es, die durch die Landwirtschaft verursachte Belastung

des Grundwassers gemäß dem Prinzip der Ursachenbekämpfung auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Die Umsetzung der Kooperation erfolgt nach festen vertraglichen Regelungen mit der Zielsetzung des gegenseitigen Einvernehmens beider Parteien.

Inzwischen sind 108 landwirtschaftliche Betriebe mit insgesamt 2 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche in die Kooperation eingebunden. Dies entspricht ca. der Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der oberflächennahen Wassereinzugsgebiete der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH.

Bei der örtlichen Landwirtschaft handelt es sich überwiegend um mittelbäuerliche Betriebe, die Flächen innerhalb und außerhalb von Wassereinzugsgebieten bewirtschaften. Wasserwirtschaftliche Probleme bestehen hauptsächlich im Nitratbereich. Eine während der Jahre 1988 - 1991 im Rahmen eines Pilotprojekts von der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH durchgeführte Problemanalyse brachte das Ergebnis, daß relativ wenig Flächen vorrangig dafür verantwortlich sind. Diese werden jedoch überproportional hoch mit Nitrat versorgt und weisen dementsprechend überhöhte Restnitratgehalte auf.

Hauptsächlich handelt es sich hier um Flächen, die mit Hackfrüchten wie Mais, Zuckerrüben oder Kartoffeln bestellt sind. Zu diesen Kulturen werden bevorzugt die auf den Betrieben vorhandenen Wirtschaftsdünger (hier im wesentlichen Stallmist) ausgebracht und nicht oder nicht ausreichend in der Düngebilanz berücksichtigt.

Die innerhalb der Kooperation durchgeführten Maßnahmen zur gewässerschonenden Landbewirtschaftung setzen daher an zwei Bereichen an:

1. **Beratung/Betriebsplanung**

   Die Reduzierung überhöhter Rest- N_{min} -Gehalte nach der Ernte bzw. zu Vegetationsende ist in den Mönchengladbacher Kooperationsgebieten in den meisten Fällen bereits durch die Umsetzung einer konsequenten Düngeplanung möglich. Dabei sind die Wirtschaftsdünger in die Düngebilanz einzuplanen. Die Grundlage dazu bieten sorgfältige Beratung, Schlagkarteiführung und kontinuierlicher Informationsaustausch u. a. auch im Rahmen von Feldbegehungen in Praxisschlägen.

   Neben der Düngeberatung werden hier auch Aspekte zum gewässerschonenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln angesprochen.

2. **Produktionstechnische Maßnahmen**

   Hier spielt der Anbau nitratreduzierender Zwischenfrüchte, die Anwendung gewässerschonender Anbauverfahren wie z. B. die Mulchsaat zu Zuckerrüben und Mais sowie die Anlage von Maisuntersaaten eine bedeutende Rolle.

Auf der Basis dieses Beratungskonzeptes sind bereits nach drei Jahren gute Erfolge zu verzeichnen. Die beprobten Zuckerrübenflächen weisen gegenüber den vorher relativ hohen

Restnitratgehalten um 40 - 50 % geringere Werte auf.

Die erreichten Rest N_{min} - Werte (in Abhängigkeit vom Temperatur- und Witterungsverlauf der einzelnen Kulturen zwischen ca. 45 - 60 kg schwankend) sind unter den hiesigen Verhältnissen als gewässerschonend zu betrachten.

Ebenso werden geringe Restnitratgehalte - um 45 kg/ha N-min - zum Vegetationsende auf den mit Zwischenfrüchten bestellten Flächen realisiert (in 1994 auf ca. 580 ha - d. h. knapp einem Drittel der gesamten Anbaufläche).

Bei den Mais- und Kartoffelanbauflächen ist ebenfalls eine leichte Senkung der Restnitratgehalte festzustellen (ca. 20 %). Ingesamt sind aber die Nitratwerte mit jeweils über 100 kg/ha Rest-N_{min} noch stark erhöht, so daß hier für die nächsten Jahre weiterer Handlungsbedarf besteht. Insbesondere weisen die großen Spannen - jeweils vom niedrigsten bis zum höchsten gemessenen Restnitratwert - auf stark unterschiedliche Düngegaben hin. Viele Betriebe - auch mit starker Viehhaltung und dementsprechend hohen Anfall an Wirtschaftsdüngern - realisieren jedoch auch bei diesen „Problemkulturen" jährlich sehr geringe Rest- N_{min} -Gehalte und dokumentieren so die Praxisnähe einer pflanzenbedarfsgerechten Düngung. Die Wirtschaftsdünger werden bei diesen Betrieben problemlos in die Düngebilanz einbezogen.

Der Erfolg der Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft in Mönchengladbach wird besonders auf das Bestehen eines Kooperationsfonds (in Höhe von 90 000,-- DM) zurückgeführt, den die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH jährlich zur Verfügung stellt. Dieser Betrag wird vom Vorstand der Kooperation selbst verwaltet und bietet die Möglichkeit, unbürokratisch und gezielt Maßnahmen zu fördern, die dem gewässerschonenden Landbau vor Ort dienlich sind.

Ergänzend zu diesen Maßnahmen beteiligen sich sowohl die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft als auch die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH an Feldversuchen und Forschungsvorhaben. So wurde 1994 das Projekt „Flächenhafte Langzeituntersuchung des Eintrags von PBSM an der Grundwasseroberfläche mit der Grundwasserneubildung" abgeschlossen, das den Zeitraum von 1989 bis 1993 betrachtet. Die Durchführung erfolgte gemeinsam mit dem Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie (IWW) Mülheim. Die Erkenntnisse aus diesem Gutachten können direkt in die landwirtschaftliche Beratung innerhalb der Kooperation einfließen und führten nicht zuletzt zur Anschaffung der Pflanzenschutzmittellagerschränke.

Als künftige Maßnahmen sind der verstärkte Einsatz des bereits vorhandenen Akerschlagkarteiprogramms sowie der Einsatz eines geographischen Informationssystems zur Verbesserung der Kartengrundlage vorgesehen. Ein mit dem Forschungszentrum Jülich geplantes Forschungsvorhaben soll die vertretbare Reststickstoffmenge im Boden festlegen, damit das neugebildete Grundwasser den TVO-Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser nicht überschreitet. Modellrechnungen sollen das Problem sowohl punktuell als auch flächenbezogen angehen, wobei der Einsatz des GIS wertvolle Informationen liefern kann.

Abschnitt 3

- Abwasser -

Soeder, J. C.:

Wasserwirtschaftliche Perspektiven der Behandlung kommunaler Abwässer Nachhaltige Entwicklung

Institut für Biotechnologie 3
Forschungszentrum Jülich 155-170

Sievert, D.:

Das Krefelder Modell der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung

EGK Entsorgungsgesellschaft Krefeld GmbH & Co. KG.
Krefeld 171-181

Wasserwirtschaftliche Perspektiven der Behandlung kommunaler Abwässer

Prof. Carl J. Soeder

Institut für Biotechnologie 3
Forschungszentrum Jülich GmbH,
52425 Jülich

---

1. Einleitung

Die Aufgabe der kommunalen Abwasserbehandlung besteht nach den dafür geltenden Bestimmungen, d.h. der „Rahmenverwaltungsvorschrift Abwasser" in der Novelle von 1991 [1] und der EG-Richtlinie „Kommunales Abwasser von 1991 [2] darin, die im Abwasser enthaltenen Last- und Schmutzstoffe so zu vermindern, daß die Qualität der Klärwerksabläufe mindestens den vorgeschriebenen Mindestanforderungen (Tab. 1) entspricht. In der Legende der Tab. 1 sind die im folgenden Text gebrauchten Abkürzungen erklärt.

Die Aggregation menschlicher Siedlungen zu Städten hat von je her zu einem massierten Aufkommen flüssiger Abfälle geführt, die gewissermaßen als Rückkopplungseffekt zur Ausbreitung von Seuchen wie Cholera, Typhus und Ruhr führten. Auch wenn dieser Zusammenhang damals noch nicht wissenschaftlich belegbar war, wurde die Lebensqualität in jenen antiken Großstädten zweifellos verbessert, die ihre Abwässer aus dem Stadtkern ableiteten, wie das z.B. in Rom der Fall war. Als in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa mit dem Bau von Kanalisationen begonnen wurde, diente dies auch zunächst nur der Ableitung von Abwässern aus Großstädten. Die Schäden an den Gewässern, welche diese Abwassereinleitungen aufnehmen mußten, waren jedoch so beträchlich, daß weitere Maßnahmen unumgänglich wurden. In Berlin folgte man 1885 einem Vorschlag Justus von Liebigs, das Abwasser auf Rieselfelder auszubringen, um ein Nährstoff-Recycling zu bewirken. Sie wurden bis 1990 betrieben. Dies war wohl der erste Ansatz zu einer regelrechten Abwasserentsorgung, bei der sich aber in der Folge im allgemeinen ganz andere Technologien durchsetzten.

Zur Behandlung kleinerer Abwassermengen entstanden erst Abwasserteiche, sozusagen als Weiterentwicklungen des althergebrachten Dorfteichs, ferner Tropfkörperverfahren. Die ei-

Tab. 1: Durchschnittliche Konzentration der Schmutz- und Laststoffe in einigen kommunalen Abwässern und Mindestanforderungen an die Qualität von Klärwerksabläufen für Anlagen > 100.000 EGW. Werte in mg/L. HI = Hildesheim, WOB = Wolfsburg; CSB = Chemischer O_2-Bedarf, BSB = Biochemischer O_2-Bedarf; TKN = Gesamt-Kjeldahl-N, $NH_x = NH_4^+ + NH_3$, TN = Gesamt des gebundenen N, TIN = Gesamter anorganisch gebundener N; P_{ges} = Gesamt-Phosphor, PO_4-P = Orthophosphat

		Abwässer deutscher Gemeinden			Mindestanforderungen an Abläufe	
Parameter	**ATV**	**Hildesheim**	**Wolfsburg**	**Vehlen**	**D seit 1.1.1992**	**EG-Richtlinie (1991)**
CSB	600	465	875	841	75	125
BSB_5	300	298	405	215	15	25
TKN	55	56	78			
NH_x-N		36		30	10	TN! 10
TIN					18	
P_{ges}	12	10	15	8	1	1
PO4-P		7				

gentliche Wende zur modernen Abwassertechnik brachte 1911 in England die Erfindung des Belebtschlammverfahrens, das 1922 K. Imhoff (Ruhrverband Essen) in Deutschland einführte. In zahlreichen Varianten hat sich dieses Verfahren vor allem nach dem 2. Weltkrieg fast überall dort durchgesetzt, wo größere Abwassermengen zu entsorgen sind. Das Belebungsverfahren verdrängte die inzwischen aus hygienischen Gründen abgelehnten Rieselfelder. Während in Deutschland mehr als 90 % der Einwohner an Kläranlagen angeschlossen wurden, bei denen es sich ganz überwiegend um Belebungsanlagen handelt, sind es z. B. in Portugal erst knapp 3 %.

Als grobe Faustregel für die Kosten der Abwasserbehandlung gilt, daß 90 % der Investitionen auf den Bau der Kanalisation entfallen und 90 % der Betriebskosten eines Klärwerks (ohne Berücksichtigung der Schlammentsorgung) auf die Belüftung, d.h. auf das Einblasen verdichteter Luft in die Belebungsbecken der Belebtschlammanlagen.

2. Das Belebungsverfahren

2.1. Allgemeines

Eine Belebungsanlage besteht im Prinzip aus einem intensiv belüfteten Belebungsbecken, in welches das Abwasser einströmt, nachdem grobe Feststoffe durch ein sog. Rechenwerk, leicht absetzbare Feststoffe im Sandfang und im Vorklärbecken sowie aufschwimmende Fettstoffe und Öle mittels eines Abscheiders mechanisch entfernt worden sind. Der Überlauf des Belebungsbeckens (Fig. 1) fließt in ein Nachklärbecken, worin die zu Flocken aggregierten Bakterien als Belebtschlamm sedimentieren. Der Ablauf der Nachklärung ist im Idealfall wasserklar. Kennzeichnend für das Verfahren ist die Rückführung (durch Zurückpumpen) des Belebtschlamms in das Belebungsbecken, wodurch hierin die Konzentration der abbauaktiven Mikro-

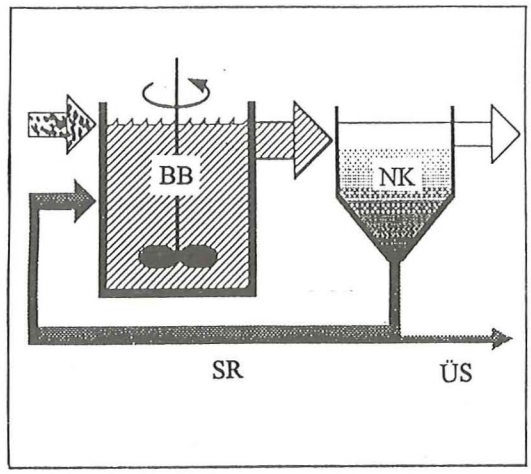


Fig. 1: Belebungsanlage im schematischen Längsschnitt. Das Abwasser fließt von links in das belüftete und gerührte Belebungsbecken (BB). Das Schlamm-Wasser-Gemisch gelangt in die Nachklärung (NK), worin sich der Schlamm absetzt, so daß gereinigtes Abwasser abfließt. Der abgesetzte Schlamm wird über die Schlammrückführung (SR) in das BB zurückgeführt, anfallender Überschußschlamm (ÜS) entsorgt.

organismen um ein Vielfaches höher ist als im zulaufenden Abwasser. Die Schlammrückführung bedeutet also eine Biomasserückhaltung, welche die Umsetzung der oxidierbaren Abwasserinhaltsstoffe mit hoher Raum-Zeit-Ausbeute gestattet. Typischerweise werden bei der Behandlung kommunalen Abwassers und bei Verweilzeiten von ca. sechs Stunden 75 % der organischen Schmutzstoffe teils oxidiert, teils mit dem Überschußschlamm (Klärschlamm) und den Schlämmen aus Sandschlamm und Vorklärung aus dem Abwasser eliminiert. Da der Ablauf-CSB 100 mg /L nicht übersteigen darf, ist man bemüht, diesen Überwachungswert deutlich zu unterschreiten.

Die eben beschriebene Grundkonfiguration der Belebungsanlage genügt aber nicht, um die gesetzlichen Anforderungen an die Reinigungsleistung zu erfüllen. Mit einem Belebungsbecken und einer Nachklärung kann man nur die als BSB oder CSB erfaßten Schmutzstoffe aus dem Abwasser entfernen. Darüber hinaus muß aber seit 1989 auch eine ausreichende Elimination des Gesamt-Phosphors und des chemisch gebundenen Stickstoffs erfolgen. Das erfordert besondere Maßnahmen.

Anders als bei den üblichen biotechnologischen Prozessen, die unter weitgehend konstanten Bedingungen ablaufen, hat man es beim Abwasser mit einem sehr komplexen Stoffgemisch zu tun, dessen Beschaffenheit, Konzentration und Menge groben Schwankungen unterliegt [11] (dort S. 393). Diese Schwankungen betreffen nicht nur den Tages- und Wochengang, sondern auch die Wetterlage und Jahreszeit mit den in unseren Breiten ausgeprägten Temperaturunterschieden zwischen Sommer und Winter. Außerdem ist die Zusammensetzung eines Abwassers naturgemäß davon abhängig, welche Betriebe ihre Abwässer zusätzlich zu den Abgängen der

Haushalte in die Kanalisation einleiten. Deshalb ergibt sich für jede Kläranlage eine mehr oder weniger singuläre Konstellation zahlreicher Faktoren, die bei Planung und Betrieb gewissermaßen durch Anfertigung eines „technologischen Maßanzugs" berücksichtigt werden muß. Um trotz all dieser anlagenspezifischen Unterschiede die Standards der gesetzlichen Auflagen zu erfüllen, bedarf es nicht zuletzt einer zuverlässigen Meß- und Regeltechnik, wie sie uns dank der in neuerer Zeit erzielten Fortschritte heute zur Verfügung steht.

2.2. Phosphat-Elimination

Die Phosphat-Elimination wird heute vorwiegend durch Fällung des Ortho-Phosphats mit Hilfe von Fe- oder Al-Oxidhydraten (nach Hydrolyse entsprechender Salze) vorgenommen. Um den rechtlichen Mindest-Anforderungen an die Phosphat-Elimination zuverlässig zu genügen, ist es in vielen Fällen nötig, eine Feinfiltration über Sandfilter nachzuschalten. Die physikalisch-chemische P-Elimination ergibt zwar gewisse Nachteile für die Entwässerbarkeit und Menge des Klärschlamms und nicht unerhebliche zusätzliche Kosten, ist aber zur Umsetzung auch zukünftiger Anforderungen das Mittel der Wahl.

Die vermehrte „biologische P-Elimination" beruht auf der Fähigkeit verschiedener Bakterien (z.B. Acinetobacter calcoaceticus) aerob Phosphat als Poly-P zu speichern und es anaerob in Gegenwart niederer Fettsäuren wieder auszuscheiden. Dieser Prozeß wird zwar verfahrenstechnisch bereits ausreichend beherrscht, aber nicht allgemein angewandt. Er wird bevorzugt in neu erbauten Klärwerken realisiert und bei Umbauten vorhandener Kläranlagen im allgemeinen nicht vorgesehen. Dennoch hat die biologische P-Elimination zweifellos eine große Zukunft und erhöht die Umweltverträglichkeit des Gesamtprozesses der Abwasserbehandlung.

2.3. Elimination der N-Verbindungen

Unser kommunales Abwasser enthält etwa 35 - 40 mg NH_x-N (= NH_4^+-N+NH_3-N). Vor allem dieser anorganisch gebundene Stickstoff ist bei der sog. Stickstoff-Elimination aus dem Wasser zu entfernen. Da die Bezeichnung „Gesamt-Stickstoff" für den jetzigen Überwachungswert der Abläufe von Klärwerken [1] demnächst durch den Parameter „Stickstoff insgesamt" des EG-Rechts abgelöst wird [2], besteht die Gefahr begrifflicher Verwirrungen [3]. Es ist paradox, einen Prozeß, bei dem Stickstoff (N_2) entsteht, als „Stickstoff-Elimination zu bezeichnen.

Wir bezeichnen deshalb die Summe des chemisch gebundenen Stickstoffs als TBN (total bonded nitrogen; [3]. Zur Intensivierung des Gewässerschutzes dürfen filtrierte Proben aus Kläranlagenabläufen seit 1991 nur noch maximal 18 mg/L an TIN (total inorganic bonded nitrogen) enthalten. Dabei ist TIN die Summe von NH_x-N + NO_3^--N + NO_2^--N. Regional oder örtlich gelten bereits heute wesentlich schärfere Anforderungen. Außerdem ist nun nach der EG-Richtlinie „Kommunales Abwasser" [2] auch der organisch gebundene Stickstoff (TON = total organic bonded nitrogen) zu berücksichtigen, und es gilt für die Einzugsgebiete sensitiver Gewässer im Jahresmittel ein Überwachungswert von 10 mg/L für „Stickstoff insgesamt", d. h.

für TBN = TON + TIN, und zwar in unfiltrierten Proben.

Die Elimination der N-Verbindungen ist mikrobiologisch und technisch kompliziert. Sie beginnt mit der Nitrifikation, d. h. mit der Oxidation des NH_3, welches mit dem NH_4^+ des Abwassers in einem Dissoziations-Gleichgewicht steht. Die NH_3-oxidierenden Bakterien (Nitritanten) sind hochspezialisierte Mikroorganismen, die Nitrit produzieren, das andere Bakterien (Nitratanten) weiter zu Nitrat oxidieren. Das durch Nitrifikation gebildete Nitrat wird durch Denitrifikation zu Stickstoff (N_2) umgesetzt. Die Reaktionsbedingungen dafür sind völlig andere als bei der Nitrifikation: es bedarf dazu eines O_2-Mangels und der Anwesenheit biochemischer Reduktionsmittel wie z.B. organischer Säuren und Zucker.

Die „Achillesferse" jeder Belebtschlammanlage, die den heutigen Ansprüchen an Reinigungsleistung zu genügen hat, ist die Nitrifikation, insbesondere weil die NH_3-oxidierenden Bakterien uns mit ihren besonderen Lebensansprüchen äußerst kostspielige Zugeständnisse abnötigen. Weil die NH_3-oxidierenden Bakterien nur sehr langsam wachsen, können wir sie in ausreichender Menge in den Belebungsbecken nur halten, wenn wir ihnen ausreichende Verweilzeiten bieten, indem wir ein Schlammalter von 10 ± 2 Tagen einstellen. Dadurch bedingt, wurde die Schlammbelastung, d. h. die durchschnittliche Abwasserfracht je Einheit der mikrobiellen Biomasse von früher ca. 0,3 kg BSB_5/kg TS*Tag auf höchstens 0,15 heruntergefahren, meist sogar auf nur noch 0,06 - 0,08 kg BSB_5/kg TS * Tag. Dies bedeutete eine Verlängerung der Abwasser-Verweilzeit im Belebungsbecken von ehedem 3 - 6 h bis auf 10 - 24 h. Entsprechend

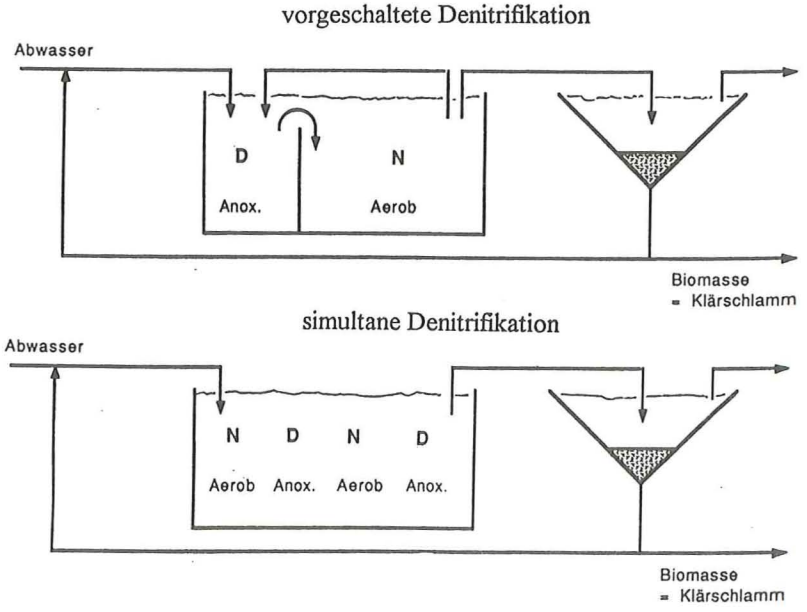


Fig. 2. Schemata von Belebungsanlagen mit Einrichtungen zur Elimination der Stickstoffverbindungen: vorgeschaltete Denitrifikation (oben), simultane Denitrifikation (unten).

mußten die Volumina der Belebungsbecken um ein Mehrfaches vergrößert werden. Dies bedingte Aufwendungen in Milliardenhöhe.

Für die Umweltbiotechnologie ist es daher eine besondere Herausforderung, Wege zur Effizienzsteigerung und zur noch sichereren Beherrschung der Nitrifikation zu finden, um Kosten zu sparen. Dies erscheint möglich, wenn es uns gelingt, die immer noch ganz erheblichen Lücken unserer Kenntnis der Ökophysiologie der nitrifizierenden Bakterien zu schließen.

Das klassische Dilemma bei der Denitrifikation besteht darin, daß das im Belebungsbecken behandelte Abwasser nach erfolgter Nitrifikation in der Regel nicht mehr das biochemische Reduktionspotential aufweist, welches für die Reduktion des Nitrats erforderlich ist, das bei der Nitrifikation entsteht. Die wichtigsten technischen Lösungen dieses Problems sind in Fig. 2 schematisch dargestellt. Bei der vorgeschalteten Denitrifikation wird der größte Teil des nitrathaltigen Ablaufs des Belebungsbeckens zusammen mit dem Rohabwasser und dem Rücklaufschlamm in einem unbelüfteten Behälter vermischt und erst nach einer Verweilzeit von z.B. 0,5 h dem Belebungsbecken zugeführt. Dort erfolgt dann wieder die Oxidation des mit dem frischen Abwasser eingetragenen NH_x, nachdem bereits ein Teil der gut abbaubaren organischen Fracht in der Denitrifikationsstufe mittelbar mit Nitrat oxidiert worden ist. Bei der simultanen Denitrifikation strömt das Abwasser in längs durchströmten Belebungsbecken abwechselnd durch belüftete (oxische) und unbelüftete (anoxische) Zonen. Bei sachgerechter Auslegung und Betriebsweise der Anlagen lassen sich mit beiden Verfahren die geforderten TBN-Ablaufwerte einhalten.

3. Das Jülicher Abwasserreinigungsverfahren (JARV): sukzedane Denitrifikation

Nach der Skizzierung des „normalen" Standes der Technik bei der kommunalen Abwasserbehandlung sei nun als erste von mehreren Optionen für zukünftige Entwicklungen beispielhaft das Jülicher Abwasserreinigungsverfahren" (JARV) skizziert.

Im Zusammenhang mit Laborversuchen zur Vermeidung von Blähschlamm in Belebungsanlagen stießen wir auf einen Literaturhinweis, wonach fadenbildende Bakterien, die nicht selten massive Betriebsstörungen hervorrufen, mit den erwünschten flockenbildenden Bakterien stabil koexistieren können, wenn man das Abwasser schubweise zudosiert, z. B. im Stundentakt [5]. Dabei fließt dem Belebungsbecken innerhalb eines kurzen Zeitraums die gleiche Abwassermenge zu, mit der es bei konventioneller Betriebsweise im Verlauf einer Stunde beaufschlagt wird. Nachdem wir uns von der Wirksamkeit dieser „intermittierenden Fütterung" für das Aufrechterhalten eines guten Absetzverhaltens überzeugt hatten, erkannte Zanders [6] den Wert der schubweisen Abwasserzugabe für die TIN-Elimination. Auf dieser Basis entstand das Konzept eines durch intermittierende Beschickung modifizierten einstufigen Belebungsverfahrens, das in besonderem Maße geeignet ist, die verschärften Anforderungen an die TIN-

Konzentration in den Abläufen von Klärwerken zu erfüllen. Unabhängig von uns hat Kayser [7] das gleiche Prinzip aufgegriffen und ebenfalls im technischen Maßstab realisiert.

Die entscheidenden Merkmale von JARV sind:

- schubweise (d.h. periodische) Abwasserzugabe zum Belebungsbecken, kombiniert mit vergleichmäßigtem (d.h. nicht schubweisem) Ablauf in die Nachklärung
- Periodische Belüftung
- Automatisierte Regelung der Abwasserzugabe

Dank geeigneter Vorkehrungen erfolgt während der Nitrifikationsphase - trotz der schubweisen Abwasserzugabe - ein gleichmäßiger Abfluß des Wasser-Schlamm-Gemischs in die Nachklärung. Da das Abwasser jeweils dann zudosiert wird, wenn die Nitrifikation abgeschlossen ist, nutzt man beim JARV das Reduktionspotential des Zulaufs sofort und vollständig zur Denitrifikation. Dies erweist sich bei ungünstigen C:N-Verhältnissen bis hinab zu < 3:1 als erheblicher Vorteil [6], und zwar auch im Hinblick auf die Einbindung der nitratanfälligen biologischen P-Elimination in das Verfahren. Bei der mit JARV außerdem erreichten kompletten Denitrifikation wird das Säurebindungsvermögen des behandelten Wassers optimal regeneriert.

Die intermittierende Beschickung ergibt für jedes Belebungsbecken einen Arbeitszyklus, der aus einer kürzeren Denitrifikationsphase und einer längeren Nitrifikationsphase besteht. Nach den bisher vorliegenden Erfahrungen werden mit Zykluslängen im Bereich 60 ... 120 Minuten die günstigsten Ergebnisse erzielt. Da mittlere Verweilzeit und Schlammalter den bei kontinuierlich beschickten Belebungsbecken üblichen Verhältnissen entsprechen, werden je Dosierungsschub etwa 10 - 20 % des Beckenvolumens an frischem Abwasser zudosiert. Bau und Betrieb besonderer Denitrifikations-Behälter entfallen. Was bei anderen Verfahren zur TIN-Elimination räumlich getrennt abläuft, vollzieht sich hier zeitlich nacheinander in einem einzigen Behälter. Es liegt somit eine einstufige **sukzedane Denitrifikation** vor (9). Das zum Nachklärbecken ablaufende Wasser ist mit Sauerstoff beladen und enthält nur geringe Nitratmengen (< 1 ... 3 mg/L). Daher kommt es in der Nachklärung weder zu Schwimmschlammbildung infolge „wilder Denitrifikation" noch zu vorzeitiger Phosphatrücklösung. Für die technische Realisierung von JARV erweist es sich als vorteilhaft, mehrere Belebungsbecken nach dem Rotationsverfahren umschichtig zu beschicken (vgl. auch Abschnitt 4).

Die günstige Beeinflussung des Schlammabsetzverhaltens durch die schubweise Abwasserzugabe wurde zunächst in halbtechnischen Experimenten auf der Zentralkläranlage Düren bestätigt (Tab. 2), ferner im technischen Maßstab in den beiden vorübergehend intermittierend beschickten Belebungsbecken der Kläranlage Tauberbischofsheim.

Die bisher umfangreichsten halbtechnischen Versuche mit JARV wurden auf der Kläranlage Bad Bellingen mit kommunalem Abwasser durchgeführt. Sie waren mit einer biologischen Phosphat-Elimination im Nebenstromverfahren verbunden und führten auch unter Winterbedingungen zu ausgezeichneten Ergebnissen (Tab. 3).

Tab. 2: Schlammvolumen-Index (ISV) in ml/g bei kontinuierlicher und schubweiser Betriebsweise halbtechnischer Versuchsanlagen auf den Kläranlagen Düren und Tauberbischofsheim. Aus [6].

Abwasserdosierung	KA Düren	KA TBB
kontinuierlich:	150 - 250	bis 500
schubweise:	70 - 90	100

Infolge der gleichmäßigen Beschickung der Nachklärbecken ist JARV trotz der schubweisen Abwassereinleitung in die Belebungsbecken im Gegensatz zum SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reactor) kein diskontinuierliches, sondern ein quasi-kontinuierliches Verfahren. Um die schubweise Abwasserdosierung technisch zu realisieren, kann man den Abwasserstrom bei mehrstraßigen Anlagen mit Hilfe eines kleinen Verteilerbauwerks nach dem Rotationsprinzip intervallweise von Becken zu Becken „umspringen" lassen. Dann enthält im Falle einer 4-straßigen Anlage jedes Belebungsbecken alle 60 Minuten für 15 Minuten den vollen Abwasserstrom (Variante 1).

Eine schärfere zeitliche Begrenzung der Dosierung erfordert eine gewisse Zwischenspeicherung des Abwassers, bis dessen Strom, ebenfalls nach dem Rotationsprinzip über einen Verteiler geführt, in eines der Belebungsbecken geleitet wird (Variante 2).

Nachdem die Biodetox GmbH (Ahnsen) eine Lizenz für das Verfahren erworben und es für ihren Vertriebsbereich mit dem Namen „Nogco-Puls ®„ geschützt hatte, wurde es, basierend auf Variante 1, beim Neubau der Kläranlage Auetal (Vehlen b. Bückeburg; 30.000 EGW) erstmals im technischen Maßstab realisiert. Die Anlage ging im Herbst 1991 in Betrieb und ergab TIN-Ablaufwerte von 2-5 mg/l im Sommer und 5-10 mg/l im Winter. Die Leistung der Kläranlage Auetal ist demnach wegen der zeitlich weniger scharf begrenzten Abwasserzugabe und, bautechnisch bedingt, langsamerer Einmischung des frischen Abwassers in den Beckeninhalt weniger gut als bei der Variante 2 (Tabelle 3), für welche die Kläranlage Philippsburg

Tab. 3: Betriebsergebnisse der halbtechnischen Anlage Bad Bellingen aus der Untersuchung von Stichproben (n. A. Eppler und E. Zanders, Kommunalwirtschaft 9, 1988, 261-262).

	Datum	T [°C]	pH	NH_4-N	NO_3-N	P
Zulauf (BB)	19.01.89	12,2	8,24	40,3	2,06	4,60
	25.11.88	13,3	8,05	40,6	0,83	9,90
	23.11.88	13,1	8,25	49,9	1,12	8,25
	17.09.88	-	7,95	74,9	0,75	8,70
	09.08.88	21,8	7,86	58,6	0,62	-
Ablauf (NKB)	19.01.89	-	7,59	0,10	1,85	0,95
	25.11.88	-	7,61	0,50	0,14	0,33
	23.11.88	-	7,60	0,89	0,14	0,33
	17.09.88	-	7,60	2,73	0,19	0,50
	09.08.88	-	7,48	1,17	0,8	-

(Inbetriebnahme 1994) als Beispiel angeführt werden kann.

Etwa gleichzeitig zur Entwicklung des hier beschriebenen Nogco-Puls-Verfahrens stieß R. Kayser (pers. Mitteilung) bei der Lösung der Aufgabe, die auf einem Flugplatz eingesetzte Enteisungsflüssigkeit zu entsorgen, ebenfalls auf das Prinzip der schubweisen Dosierung zur TIN-Elimination. Er verwendete zur Steuerung dieser Anlage sowie des Klärwerks der TBA Icker allerdings die online-Messung von NH_4^+ und NO_3^- [7].

Ein weiteres Verfahren mit schubweiser Abwasserdosierung ist das Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren, das durch die periodische Abfolge von Füllen, Belüften (für BSB-Abbau, sodann Nitrifikation) Nichtbelüften (zur Denitrifikation unter Veratmen von Reservestoffen der Mikroorganismen), Absetzen und Klarwasserabzug gekennzeichnet ist. Im Gegensatz dazu beginnt die Abfolge der Arbeitsschritte beim JARV mit der Denitrifikation unter Verwertung von Inhaltsstoffen des Abwassers, und der Ablauf von den Belebungsbecken zur Nachklärung erfolgt nicht periodisch, was für die Behandlung kommunalen Abwassers vorteilhaft erscheint.

4. Bedeutung der Abwassertechnik für die Wasserversorgung

4.1. Allgemeine Trends

Die „Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung unserer Ressourcen" erfreut sich als Prinzip weltweiter Zustimmung. Das Handeln nach diesem Grundsatz ist hingegen bevorzugt dilatorisch und zwar nicht nur in den ärmeren Ländern, sondern auch bei uns in Deutschland, wo mir sogar Fälle von wasserwirtschaftlichem Raubbau vorzuliegen scheinen. Hiervon will ich einige nennen, um dann Perspektiven für die Notwendigkeit einer wirklich eine nachhaltigeren Nutzung

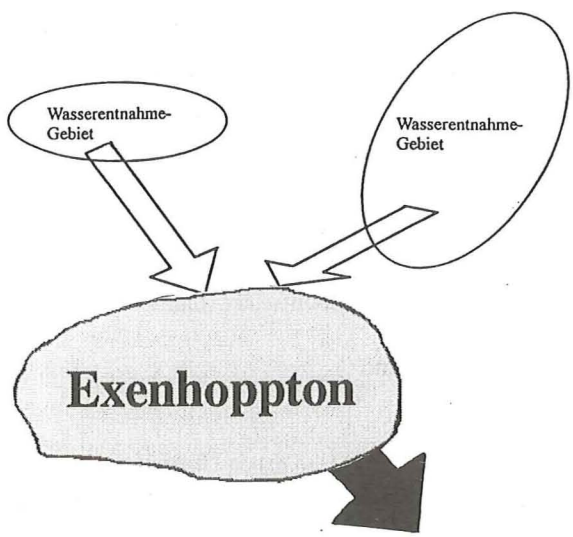


Fig. 3. Schematischer Lageplan eines urbanen Ballungsraums mit verschwenderischer Ausbeutung des Wasserdargebots im Umland. Schwarzer Pfeil: Abwasserstrom

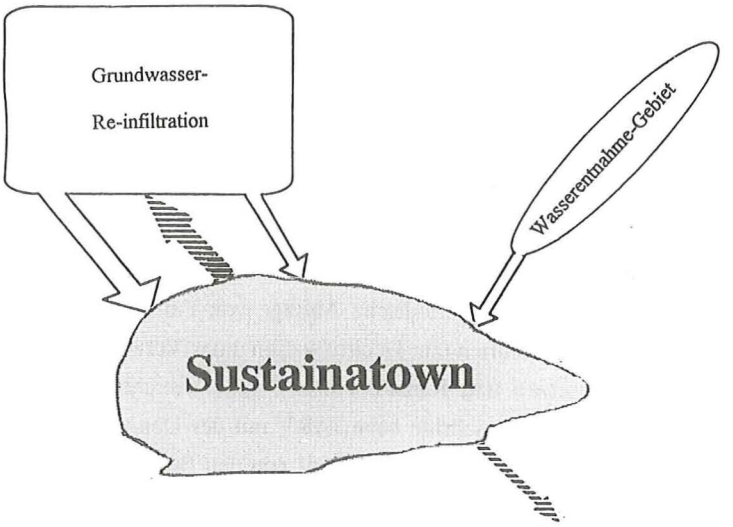


Fig. 4. Schematischer Lageplan eines urbanen Ballungsraums mit nachhaltiger Bewirtschaftung des Wasserdargebots durch Hochleistungs-Reinigung des Abwassers und Re-infiltration ins Grundwasser.

zu skizzieren.

Betrachten wir nochmals die historische Entwicklung der Wasserwirtschaft. Die ersten kleinen Ansiedlungen entstanden dort, wo sie ihren Bedarf an möglichst gutem Wasser auf einfache Weise decken konnten, bevorzugt aus Quellen, danach aus Brunnen. Die frühen Ortschaften gaben dementsprechend bescheidene Abwassermengen ab, die nur lokal die Qualität von Oberflächengewässern verderben konnten. Dabei ist es bekanntlich nicht geblieben.

Einige von unseren urbanen Ballungsräumen haben Wasserverbräuche von 20 Kubikmetern je Sekunde und mehr. Das erscheint auf den ersten Blick als geringfügig, wenn man es damit vergleicht, daß die durchschnittliche Wasserführung des Rheins bei Köln 4000 $m^3 s^{-1}$ beträgt. Die Ballungsräume werden aber großenteils nicht aus dem Rheinstrom mit Wasser versorgt, sondern aus dem in einigen Fällen deutlich überstrapazierten Wasserdargebot ihres Einzugsgebiets. Dort wäre das Wasser an Ort und Stelle nötig, um die Landschaft im Hinblick auf das Wasser als kostbare Ressource nachhaltig bewirtschaften zu können. Hierzu bedarf es in manchen Fällen der Abkehr von der althergebrachten „Wegwerf-Strategie" (Fig. 3) und des Übergangs zu einer langfristig stabilen Wasserwirtschaft (Fig. 4).

4.2. Fallbeispiele aus Deutschland

4.2.1. Das Ruhrtal

Auch im an sich wasserreichen Deutschland haben Übernutzungen des Wasserdargebots zu erheblichen Kalamitäten geführt. Der steile Anstieg der Ableitung von Sumpfungswässern aus den Kohlegruben sowie des Wasserbedarfs für Bevölkerung und Stahlindustrie führten im Ruhrtal dazu, daß Grundwasser mit Dampfkraft aus immer größeren Tiefen gepumpt wurde,

bis 1863 in Essen das erste Wasserwerk direkt an der Ruhr entstand. Im trockenen Sommer von 1883 wurden wohl erstmals Arbeiter damit beauftragt, auf der Höhe von Dortmund durch Errichten von Dämmen den Unterliegern das Wasser abzugraben, die dann ihrerseits zur Selbhilfe griffen, und nachts die Dämme einreißen ließen. Die Stadt Dortmund wurde verklagt. Unter dem Druck des Preußischen Staates und der sommerlichen Wassernöte raufte man sich unter der Führung weitsichtiger Männer zusammen, bis 1899 in Essen der „Ruhrtalsperren-Verein" gegründet wurde, um eine Lösung für das bestehende Problem zu finden. Sie bestand im Bau von Talsperren, deren regulierter Ablauf auch im Sommer eine ausreichende Wasserführung der Ruhr garantierte. Bereits 1904 gingen 4 Talsperren mit zusammen 16 Mio. m^3 in Betrieb, und 1908 folgte die Möhnetalsperre mit 130 Mio. m^3 Stauinhalt. Damit war nach über 40 Jahren der Kampf um das Wasser im Ruhrtal zu Ende.

Als 1901 die verheerende Typhusepidemie von Gelsenkirchen ausgebrochen und unter Leitung Robert Kochs bekämpft worden war, kam es im Ruhrgebiet auch zu gemeinsamen Anstrengungen der Kommunen auf dem Gebiete der Abwasserableitung und -behandlung. Man entschied sich dafür, die Abwässer aller größeren Einleiter nicht mehr der Ruhr zuzuführen, sondern dem kleinen Fluß Emscher, einem anderen Nebenfluß des Rheins. Um dies zu erreichen, wurde 1913 der Ruhrverband gegründet, der in Abstimmung mit dem Ruhrtalsperrenverein dafür sorgte, daß die Ruhr weitgehend unbelastetes Wasser führt. Nach Einspeisung ins Grundwasser (Grundwasser-Re-infiltration) und Grundwasserpassage über 50 - 100 Tage dient dieses Wasser ohne erhebliche Aufbereitung zur Versorgung mehrerer Millionen Menschen mit Trinkwasser, muß allerdings aus Sicherheitsgründen einer Desinfektion unterzogen werden.

Die beschriebene Lösung der Wasserprobleme im Ruhrtal wurde begünstigt durch die Nähe niederschlagsreicher Mittelgebirge und des Rheins, Sie ist jedoch nur scheinbar nachhaltig, denn die über die Emscher abgeleiteten Abwässer beeinträchtigten die Gewässerqualität in Rhein, Niederlanden und Nordsee. Die Maßnahmen, die erforderlich sind, um die dortigen Umweltbelastungen durch Errichtung neuer und effizienterer Klärwerke im erforderlichen Maße abzubauen, sind noch längst nicht abgeschlossen.

4.2.2. Stuttgart

Die Kalkgebiete in der näheren und weiteren Umgebung Stuttgarts (Schwäbische Alb usw.) haben ein geringes Wasserhaltevermögen und sind insgesamt durch raschen Ablauf der Niederschläge gekennzeichnet. Um den chronischen Wassermangel des Ballungsraums Stuttgart zu beheben und gleichzeitig für gute Trinkwasserqualität zu sorgen, wurden die Landeswasserversorgung Stuttgart und die Bodensee-Fernwasserversorgung geschaffen, die inzwischen beide Förderkapazitäten von etwa je 8 m^3 sec^{-1} erreicht haben. Für den Bodensee (Wasserdurchfluß ca. 11.6 Mrd m^3/Jahr) ist die Wasserentnahme (für Stuttgart 1994 ca. 130 Mio. m^3, insgesamt 162 Mio. m^3/Jahr) völlig unbeträchtlich (< 0.1 %/Jahr). Die Lösung der Stuttgarter Wasserprobleme ist somit im gleichen Sinne als nachhaltig zu bezeichnen wie die für das Ruhrtal ver-

wirklichte Lösung.

4.2.3. Frankfurt

Obgleich in der Nähe der niederschlagsreichen Mittelgebirge Taunus, Vogelsberg und Spessart gelegen, hat es Frankfurt nicht vermocht, seinen (gewaltig gestiegenen) Wasserbedarf durch Bewirtschaftung nahegelegener Wasservorkommen oder durch den Bau von Talsperren zu sichern, sondern sich auf die rigorose Ausbeutung großflächiger Grundwasserleiter beschränkt. So wurde in den 60er Jahren die Wasserentnahme aus dem hessischen Ried zwischen Darmstadt und Heidelberg aufgenommen, wobei die Reinfiltration von Rheinwasser in den Grundwasserleiter bei weitem nicht die Entnahmemengen kompensierte. Im Sommer fällt der Grundwasserspiegel bis zu 20 cm pro Tag, und der Untergrund ist z. B. im Bereich Lampertheim stellenweise regelrecht kollabiert. Hunderte von Häusern wurden beim Absinken ihrer Fundamente beschädigt. Die landwirtschaftlichen Erträge gingen wegen der Austrocknung des Untergrunds zurück, und der Erdboden wurde durch grobe Risse gespalten.

Anstatt nun im hessischen Ried und anderwärts für nachhaltige Lösungen zu sorgen, ließ die Stadt Frankfurt Ende der 70er Jahre eine weitere Wasserversorgungsleitung in den Vogelsberg legen (u.a. mit der Begründung: „für 20 Jahre haben wir dann ausgesorgt"). Nach wenigen Jahren intensiver Wasserentnahme kam es dort ebenfalls Schäden an Landschaft und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Bis heute ist Frankfurt ständig bedroht von neuen Engpässen seiner in keiner Weise auf Nachhaltigkeit abgestellten Wasserversorgung. Anstelle einer verantwortungsvollen Bewirtschaftung z.B. des Mains (nach Sanierung der Abwasserbehandlung) tritt das alljährliche Politspektakel vom „Wassernotstand" - am Ort des Zusammentreffens zweier der größten deutschen Flüsse!

In ähnlicher, letzten Endes nicht ganz so unverantwortlichen Weise parasitiert die Stadt Hamburg am Wasserdargebot des Nordrandes der Lüneburger Heide.

4.2.4. Berlin

Die Inselsituation Berlins zwischen 1945 und 1989 zwang die Stadt, ein sehr modernes Wasserversorgungssystem auf der Grundlage neuer Technologien zu entwickeln. Wegen verhältnismäßig geringer Niederschläge beträgt das Grundwasserbildungspotential nur etwa 300 mm/Jahr. Daher ist der horizontale Wassereinstrom von den kleinen Flüssen Spree und Havel ein wichtiger Wasserlieferant. Die nachhaltige Grundwasserversorgungskapazität beschränkt sich dennoch auf 2,7 m^3sec^{-1}. Dem steht gegenwärtig ein Bedarf von etwa 25 m^3sec^{-1} gegenüber (Hässelbarth 1993). Er erfordert die Einleitung großer Mengen von Oberflächenwasser in die Grundwasserleiter und damit auch indirekt die Verwendung beachtlicher Mengen gereinigten Abwassers. Deshalb sind die Ansprüche an die Leistung der Klärwerke in Berlin überdurchschnittlich hoch.

Das Funktionieren dieses auf stabile Wiederverwertung abgestellten Wasserversorgungssy-

stems erfordert eine sehr weitgehende Phosphatelimination aus dem Abwasser. Sie muß gewährleisten, daß beim Wiedereintritt des Grundwassers in die Seen in und um Berlin keine weitere Eutrophierung erfolgt. Um dieses Ziel zu erreichen, wird die biologische P-Elimination entweder mit Simultanfällung oder mit anschließender Phosphatfällung und Filtration kombiniert. Dabei hat das Klärwerk Berlin-Marienfelde die Gesamt-P-Konzentration im Versuchsbetrieb der biologischen P-Eliminierung auf 80 µg/L senken können. In Verbindung mit einer ähnlich effizienten Elimination der N-Verbindungen verdient die Abwasserreinigung von Berlin-Marienfelde die besondere Bezeichnung „Hochleistungs-Reinigung". Sie ist m.E. Vorreiter für die Schaffung von Systemen der nachhaltigen Wasserversorgung urbaner Ballungsräume schlechthin.

Im Normal- und Dauerbetrieb sind Phosphat-P-Ablaufwerte zwischen 50 und 200 µg/l derzeit realistisch. Sollen die Anforderungen an eine nachhaltige Stabilität des biologischen und hygienischen Status der Berliner Gewässer und der Wasserversorgung erfüllt werden, bedarf der Ablauf der Anlagen in jedem Falle einer Flockung und Filtration als abschließendem Reinigungsschritt. Damit können die erforderlichen Gesamt-P-Konzentrationen (unter 20 µg/l) eingehalten und pathogene Mikroorganismen sowie Viren effizient von den Badegewässern und Trinkwasserressourcen ferngehalten werden. Je nach planerischen Grundlagen können dafür technische Filteranlagen (wie in Tegel oder Beelitzhof) oder Bodeninfiltration auf Rieselfeldern, auch spezieller Infiltrationssysteme (Rigolen), gewählt werden. Für die Berliner Situation ist beides notwendig.

Bei der Bodeninfiltration ist besonderes Augenmerk auf den unerwünschten Eintrag von N-Verbindungen zu richten. Die Zufuhr an oxischen N-Verbindungen (u.a. Nitrat) sollte nicht höher als etwa 30 - 50 kg/ha • a N liegen, um einer Zerstörung der Humusmatrix im Boden vorzubeugen.

Um solche Systeme technisch und finanziell realisierbarer zu machen, sehe ich die im folgenden skizzierten Möglichkeiten.

5. Strategien für die nachhaltige Wasserversorgung urbaner Ballungsräume

5.1. Wiederverwendung von Süßwasser

Meines Wissens ist das heute erst in groben Umrissen erkennbare Wasserversorgungssystem von Berlin das weltweit fortschrittlichste. Es bedarf einer Entwicklung in Zuarbeit mit dem Umland. Die hier erzielten und weiter vorgezeichneten Fortschritte lassen sich für zahlreiche Ballungsräume als „Weg zur nachhaltigen Wiederverwendung von Süßwasser" anwenden. Diese Strategie, deren Wurzeln bis ins 19. Jahrhundert zurückreichen, besteht aus der Integration folgender technischer Maßnahmen:

- Hochleistungsreinigung des Abwassers
- Infiltration der hochgereinigten Klärwerks-Abläufe in den Untergrund bzw. in geeignete Flußsysteme (Uferfiltratnutzung, Infiltration)
- Beschränkung der Wasserversorgung aus dem Hinterland auf diejenigen Mengen, die unbedingt erforderlich sind, um die Verluste durch Verdunstung und oberflächlichen Ablauf auszugleichen, die allerdings durch Infiltration"Hochgünstigen Abwassers" nachhaltig bewirtschaftet werden können.

So kann sich der Ballungsraum vom Wasserparasiten zum verträglichen wasserwirtschaftlichen Partner des Umlands entwickeln (Fig. 4).

5.2. Errichtung variabler Kläranlagen

Prognosen für den mittelfristigen Wasserbedarf von Ballungsräumen oder Großstädten haben sich in manchen Fällen bereits in weniger als 5 Jahren als falsch erwiesen, und das Gleiche gilt für die Menge der zu erwartenden Abwassermenge. Das Auf und Ab von Intensitäten der industriellen Produktion, teilweise auch der Zahl der anzuschließenden Einwohner, ist derart rasch und erheblich geworden, daß man dazu übergehen sollte, die Klärwerkskapazitäten variabel zu gestalten, so daß sie möglichst leicht an den aktuellen Bedarf anzupassen sind.

In Deutschland vergehen zwischen dem Grundsatzbeschluß, ein neues Klärwerk zu errichten oder ein vorhandenes erheblich aus- und umzubauen, bis zu dessen Inbetriebnahme oft mehr als 5 Jahre. Etwa die Hälfte dieser Zeit wird für administrative Bearbeitung, Anhörungen usw. gebraucht. Wenn die neue Anlage nach Verursachung erheblicher Kosten endlich laufen kann, ist sie nicht selten und mehr oder weniger zu groß oder zu klein für den aktuellen Bedarf. Das heißt: entweder erweisen sich die Investitionen als letzten Endes unnötig hoch, oder der beabsichtigte Beitrag zum Gewässerschutz kann nicht in vollem Umfang erbracht werden. Anpassungen an das seit der ersten Planung veränderte Abwasseraufkommen werden nötig und bedingen unvorhergesehene Folgekosten, welche wiederum von den angeschlossenen Bürgern und Firmen zu tragen sind.

Zumindest außerhalb der urbanen Ballungsräume könnte man es anders machen. Wie ein „flexibles und variables Klärwerk" aussehen könnte, sei aufgrund der Planung für den Neubau der Kläranlage Jülich (Fig. 5) erläutert. Wir gehen dabei von unserem 1-stufigen Verfahren mit sukzedaner Nitrifikation/Denitrifikation aus, d.h. in jedem einzelnen Belebungsbecken kann die komplette Serie der mikrobiellen Stoffumsetzungen ablaufen. Insofern ist jedes der an eine gemeinsame Nachklärung angeschlossenen JARV-Becken eine autarke Betriebseinheit, die in Leichtbauweise aus Betonbohlen nach dem klassischen Faßprinzip errichtet werden könnte und daher leicht demontierbar wäre. Alle Leitungsverbindungen werden zwecks optimaler Handhabbarkeit in wärmeisolierten „Rohrgängen" oberirdisch verlegt. Die Jülicher Anlage wird 4

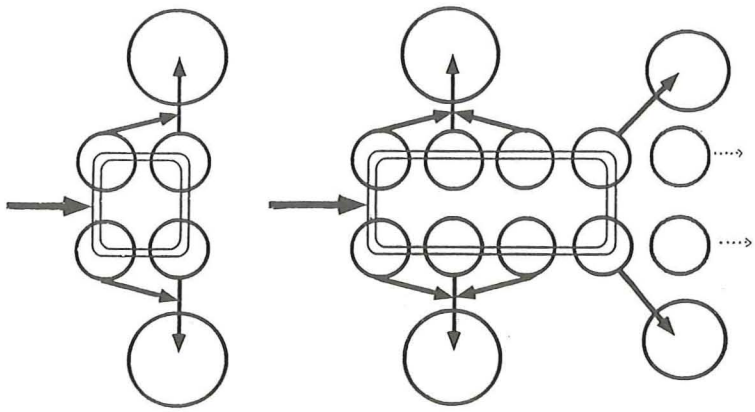


Fig. 5. Variable Kläranlagen nach dem Konzept der geplanten Kläranlage Jülich (Planung: Ingenieurbüro Tuttahs & Meyer, Aachen). Links: Anlage mit 4 Belebungsbecken (verbunden durch obenliegende Verteilerrinne) und 2 Nachklärbecken (oben und unten). Rechts: Erweiterung der Anlage auf die doppelte Kapazität mit Option für weiteren Ausbau. Umgekehrt könnte, im Schema von rechts nach links fortschreitend, ein Rückbau der Anlage erfolgen, ohne Funktionsweise oder Komponenten als solche zu ändern.

Belebungsbecken erhalten, die nach dem Rotationsverfahren so betrieben werden, daß in jeder Betriebseinheit die intermittierende Beschickung erfolgt. Diese Betriebsweise ist inzwischen technisch erprobt.

Der 1. Vorteil, den eine solche Anlage bietet, besteht in der Flexibilität hinsichtlich der Zahl betriebener Belebungsbecken. Wegen der günstigeren Reaktionsbedingungen könnten z.B. im Sommer nur 2 Reaktoren betrieben werden, während man im Winter alle 4 benötigt. Im Sommer besteht u.U. die weitere Möglichkeit, während der Betriebsferien eines wichtigen Indirekteinleiters die beiden Becken tageweise alternierend zu betreiben, d.h. den aktiven Betrieb sogar auf 1 Becken zu beschränken, während das andere sich im Standby befindet und jederzeit wieder in Betrieb genommen werden kann. Dies haben wir modellmäßig ausprobiert und festgestellt, daß allein eine flexible Betriebsführung der genannten Art deutliche Einsparungen an Belüftungsenergie bringen. Prinzipiell erscheint es vorteilhaft, das gesamte Belebungsvolumen auf eine größere Zahl von Becken aufzuteilen, die zu betriebstechnischer Flexibilität verhilft.

Den 2. Vorteil habe ich Variabilität genannt. Er betrifft die Gesamtzahl der im Klärwerk installierten Becken. Besteht die Anlage im wesentlichen aus genormten Fertigteilen, welche eine verhältnismäßig rasche Montage oder Demontage gestatten, so kann die Zahl der benötigten Belebungsbecken unschwer dem aktuellen Bedarf angepaßt werden (Fig. 6). Eine solche Variabilität wäre naturgemäß auch dort von nicht zu unterschätzendem Vorteil, wo kleinere Klärwerke später aufgegeben und durch Zentralkläranlagen ersetzt werden sollen. Auch das umgekehrte ist denkbar (Dezentralisierung).

6. Zusammenfassung

Die Kombination von JARV mit der Anwendung von Fertigbauweisen im Klärwerksbau ergibt ein Potential dafür, durch Flexibilität und Variabilität des Betriebs in noch unbekanntem Maße Investitions- und Betriebskosten zu sparen. Weitaus wichtiger ist es jedoch, dem auf die Dauer gewiß ruinösen Wasserparasitismus mancher urbaner Ballungsräume durch Wiedernutzung behandelten Abwassers planvoll den erforderlichen Riegel vorzuschieben. Dies ist weltweit eine sehr dringliche Aufgabe, zu deren Lösung wir viel aus den Fehlern der europäischen Wasser- und Abwasserwirtschaft lernen können. Anzahl und Ausmaß der kleinen und großen Pannen, die für die Vergangenheit zu verzeichnen waren, bieten rückhaltiges Lehrmaterial - auch für uns in Deutschland.

Literatur

[1] Anonymus (1991): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Änderung der Rahmenverwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 27.8.1991 (GMBI, 686).

[2] EG (1991): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Amtsbl. der Europäischen Gemeinschaften L 135/40.

[3] Soeder, C.J.; Groeneweg, J. (1993): Terminologie der Stickstoff-Summenparameter. Korrespondenz Abwasser, 11 (1993) 1800 - 1805.

[4] Imhoff, K.; Imhoff, K.R. (1979): Taschenbuch der Stadentwässerung, 25. Aufl. R. Oldenbourg Verlag, München und Wien.

[5] Soeder, C.J.; Groeneweg, J. (1993): Weitestgehende Elimination des bioverfügbaren anorganischen Stickstoffs (TIN) durch schubweise Abwasserzugabe bei einstufigen Belebungsanlagen: Modellversuche bei abgestuftem BSB_5:TIN-Verhältnis, gwf, Wasser Abwasser 134, Nr. 7, 462-467.

[6] Zanders, E. (1989): Nitrifikation, Denitrifikation und Blähschlammverhinderung bei Kläranlagen durch schubweise Abwasserzugabe. Forschungszentrum Jülich GmbH (KFA) Jül-Bericht 2327.

[7] Kayser, R. (1988): Messen und Regeln zur N- und P-Elimination. ATV-Fortbildungskurs F/2, 2.-4.11.1988 in Fulda.

[8] ATV-Information (1991): Weitergehende Abwasserreinigung - Nährstoffentfernung aus kommunalen Abwässern, 11 (1991).

[9] Van den Eynde, E.; Vriens, L.; Wynants, M.; Verachtert, H. (1984): Transient behavior and time aspects of intermittently and continuously fed bacterial cultures with regard to flamentous bulking of activated sludge. Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechn. 19, 44-52.

[10] Wilderer, P. (1987): Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb zur Stickstoffelimination. In: Kayser, R. (Hrsg.) Biologische Stickstoff- und Phosphatelimination in Abwasserreinigungsanlagen. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 42, 116-129.

[11] Koppe, P., Stozek, A. (1986): Kommunales Abwasser. Vulkan-Verlag, Essen.

[12] Kayser, R. (1987): Bemessung von Belebungsanlagen zur Stickstoffentfernung. Veröff. Inst. Stadtbauwesen TU Braunschweig 42, 67-83.

Das Krefelder Modell der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung

Dirk Sievert

EGK Entsorgungsgesellschaft Krefeld GmbH & Co. KG

1. Das Krefelder Modell

Die wachsenden Aufgaben des Umweltschutzes zu bewältigen, ist eine Herausforderung für Industrie und Politik. Die Modernisierung, Umrüstung und Erweiterung kommunaler und industrieller Abwasserreinigungsanlagen und den Ausbau einer modernen, flächendeckenden Abfallbeseitigung zählt Klaus Matthiesen, Umweltminister des Landes Nordrhein Westfalen, zu den „umweltpolitischen Zukunftsaufgaben". Dies ist fester Bestandteil des Konzepts der Landesregierung zur „Versöhnung von Ökonomie und Ökologie".

Der enge Zusammenhang zwischen Ökonomie und Ökologie kennzeichnet insbesondere auch den Bereich der Abfallwirtschaft. Investitionen in die Abfallwirtschaftliche Infrastruktur sind auch, so Minister Matthiesen, „unter dem Aspekt der Wirtschaftsförderung zu betrachten, denn immer mehr Firmen machen Standortentscheidungen auch davon abhängig, ob sie vor Ort sichere Entsorgungsinfrastrukturen vorfinden".

Abfälle sind zuerst zu vermeiden und dann zu verwerten; nur nicht verwertbare Abfälle sind zu beseitigen. Der Bundesumweltminister Klaus Töpfer weist darauf hin, daß die Betonung der Vermeidung und Wiederverwertung nicht zu einem Alibi werden darf, um uns vor dem Bau umweltverträglicher Abfallbeseitigungsanlagen zu drücken. Hier sei, so Töpfer, eine parteiübergreifende, gemeinsame Umweltpolitik dringend notwendig. In dieser Einschätzung stimmen der Bundesumweltminister und der Landesumweltminister überein.

Im Sinne der von der Politik vorgegebenen Ziele wurde in Krefeld der Weg zu einer modernen Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung beschritten. Die Erfahrungen von privaten Entsorgungsfirmen wurden dazu bei der Neuorganisation der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung eingebracht. Nach der von der CDU- und SPD-Fraktion getragenen Entscheidung des Rates der Stadt Krefeld zur Teilprivatisierung der Müll- und Klärschlammverbrennungsanlage und Kläranlage werden nun die nächsten Schritte in die Richtung der von der Bundes- und Landesregierung geforderten modernen Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung volllzogen

(vgl. 1).

Die Ratsentscheidung, die Aufgaben der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung in der Stadt Krefeld auf Entsorgungsgesellschaften mit öffentlichen und privaten Beteiligungen zu übertragen, fiel am 14. Juni 1989. Nach sehr gründlicher Überprüfung hat der Regierungspräsident in Düsseldorf als Kommunalaufsichtsbehörde dagegen keine Bedenken geltend gemacht und unter dem 21. Juli 1989 den damit verbundenen Abschluß des Erbbaurechtsvertrags genehmigt.

Nach Abschluß aller Verträge übernahmen am 1. September 1989 zwei privatrechtliche Gesellschaften, die Betriebsgesellschaft EGK und die Besitzgesellschaft EAG die Aufgaben der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung. An beiden Gesellschaften ist die Stadt Krefeld mittelbar über die Städtischen Werke Krefeld AG, SWK, zu 51 % beteiligt. Die Beteiligung von 49 % hält die HST Abfallverwertungsgesellschaft mbH & Co. KG, ein Zusammenschluß der Firmen Philipp Holzmann AG, Frankfurt, und Trienekens Entsorgung GmbH, Viersen.

Dabei bedient sich die Stadt Krefeld der Gesellschaft EGK als Dritter zur Erfüllung der Aufgabe der Abfallentsorgung durch den Betrieb der Müll- und Klärschlammverbrennungsanlage (MKVA). Für die Abwasserbeseitigung zieht die Stadt Krefeld die Gesellschaft als Erfüllungsgehilfin beim Betrieb der Kläranlage und des Hochwasserpumpwerks hinzu. Sie bleibt nach Maßgabe der gesetzlichen Vorschriften abfallentsorgungs- und abwasserbeseitigungspflichtig.

Die Zusammenarbeit mit denoben erwähnten Partnern gewährleistet die Erfüllung und nachhaltige Sicherstellung der öffentlichen Aufgabenstellung auf dem Gebiet der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung und bringt gleichzeitig die wirtschaftlichen Voraussetzungen bei Entsorgung, Investition und Recycling.

2. Gründe für die Teilprivatisierung

2.1. Die Lage zum Zeitpunkt der Teilprivatisierung

Wegen des Zustands der Anlagen aufgrund ihres Alters, wegen der Verschärfung der Umweltvorschriften im Bereich von Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung, wegen des Gebots der optimalen Energiegewinnung von Strom und Fernwärme sowie wegen der zunehmenden Verpflichtung zur Rückgewinnung von verwertbarem Material war ein sehr **hoher Reparatur- und Erneuerungsaufwand** der Anlagen abzusehen.

Aus diesem Anlaß hat die Stadt Krefeld im Jahr 1988 von einem Ingenieurbüro und einer Wirtschaftsprüfungs- und Beratungsgesellschaft ein entsprechendes Gutachten erstellen lassen. In diesem Gutachten werden Feststellungen getroffen über den technischen Zustand der Anlagen und zu den notwendigen Maßnahmen der Instandhaltung, Reparaturen und Investitionen insbesondere im Rahmen von notwendigen Erweiterungs- und Sanierungskonzepten. U.a. wegen

des großen Umfangs der zu treffenden Maßnahmen und nach gründlicher Überlegung verschiedenster Alternativen gelangte man zu der Erkenntnis, daß organisatorische Veränderungen verbunden mit einer Teilprivatisierung der Anlagen (Public-Private-Partnership - oder PPP-Modell) durchzuführen sind, um einen optimalen Zustand zu erreichen.

2.2. Die Notwendigkeit zur Verselbständigung der Betriebe

Durch die Ausgliederung der Betriebe aus der Verwaltung der Stadt Krefeld sollten folgende Vorteile erreicht werden:

1. Die Betriebe sollen in **technischer Hinsicht** so geplant, hergestellt und betrieben werden, wie dies mit der besonderen **Fachkunde im Bereich der Industrie** möglich ist.
2. Die **kaufmännische Führung** der Betriebe soll nach betriebswirtschaftlichen Regeln erfolgen, wie sie bei **industriellen Unternehmen** und **Handelsunternehmen** üblich sind.
3. Technische und kaufmännische Entscheidungen sollen durch ein branchenerfahrenes Management getroffen werden.

Im Rahmen einer kommunalen Verwaltung lassen sich diese Ziele nicht oder nur eingeschränkt erreichen, weil eine solche Organisationsform diesen Aufgaben nicht angepaßt ist. Durch die **Verselbständigung der Betriebe** der Müll- und Klärschlammverbrennungsanlage, der Kläranlage und des Hochwasserpumpwerks sind die Voraussetzungen dafür geschaffen worden, daß die Betriebe wie vorstehend gekennzeichnet betrieben werden.

Die Kombination der Kräfte der Städtischen Werke Krefeld AG als Eigengesellschaft der Stadt Krefeld mit denen der beiden genannten privaten Firmen aus dem Bereich Bauwirtschaft und Entsorgung stellt eine optimale Bündelung der öffentlichen und privaten Kräfte in einem gemeinsamen Entsorgungsunternehmen dar.

2.3. Die Einbeziehung der privaten Entsorgungswirtschaft

Als Gesellschafter eingebunden in das Unternehmen der MKVA und der Kläranlage werden Partner aus der privaten Entsorgungswirtschaft ihr Know-how und ihre Ressourcen in den Betrieb der MKVA und der Kläranlage in technischer wie auch in kaufmännischer Hinsicht stärker einbringen, als dies aufgrund nur vertragsrechtlicher Zusammenarbeit erreichbar ist. Ihr Interesse an der Zusammenarbeit wird dadurch im unternehmerischen Sinne begründet.

Die Gründe für die Einbeziehung der privaten Entsorgungswirtschaft lassen sich im einzelnen wie folgt definieren:

- die Einbeziehung von Fachunternehmen der privaten Entsorgungswirtschaft bringt dem Unternehmen der MKVA und der Kläranlage ein branchenspezifisches Know-how, welches

durch die Einstellung von Mitarbeitern allein nicht erlangt werden kann;

- die Einbeziehung von Fachunternehmen der privaten Entsorgungswirtschaft verstärkt für die Stadt Krefeld die Entsorgungssicherheit für die Zukunft;
- es eröffnen sich wichtige Möglichkeiten für eine Zusammenarbeit in der Region;
- die Zurverfügungstellung einer Nutzung von Deponien ermöglicht eine gleichmäßige und ausreichende Auslastung der MKVA und vermindert das Erfordernis der Reserverhaltung;
- es wird der wirtschaftliche Einsatz einer Vorschaltanlage ermöglicht unter Sicherung des Absatzes der gewonnenen Rohstoffe.

Der eingebundene private Partner aus der Entsorgungswirtschaft hat die ordnungsgemäße Entsorgung aller anfallenden Reststoffe einschließlich des bei Totalausfall der Anlage anderweitig zu entsorgenden Rohmülls garantiert. Darüber hinaus garantiert er die Entsorgung von Flugstäuben.

Mit dem privaten Entsorgungsunternehmen wird er Tausch von Mengenkontigenten im regionen Verbund einfacher. Darüber hinaus betreibt der private Entsorgungspartner großtechnische Anlagen zur Sortierung von Hausmüll, Gewerbeabfällen und Bauabfällen. Er verfügt über die notwendige Vertriebsorganisation und Marktkenntnisse zur Vermarktung der Recyclingstoffe. Schließlich sind die beiden privaten Partner zusammen in der Lage, privates Kapital im erforderlichen Umfang für die anstehenden Großinvestitionen zur Verfügung zu stellen.

3. Die Realisierung des Modells

3.1. Der Nachweis der Wirtschaftlichkeit

Der Nachweis der Wirtschaftlichkeit der Teilprivatisierung wurde im Rahmen eines Gutachtens mit Hilfe einer **„vergleichenden Modellrechnung"** für einen **„Städtischen Regiebetrieb"** im Vergleich zu einer **„Entsorgungsgesellschaft"** erbracht. Dabei wurden unter Berücksichtigung steuerlicher Aspekte folgende Randbedingungen vorgegeben:

Eine Vorschaltanlage zur Wertstoff- und Störstoffentnahme sowie zur Homogenisierung des angelieferten Mülls war nur bei der Entsorgungsgesellschaft vorgesehen, da nur hier das kaufmännische und technische Potential und Know-How zum Betrieb einer solchen Anlage sowie zur Vermarktung der gewonnenen Wertstoffe unterstellt wurde. Außerdem wurde bei der Entsorgungsgesellschaft ein höheres Mengengerüst vorausgesetzt, weil nur hier - wiederum bedingt durch entsprechendes Know-How - z.B. mit Hilfe einer EDV-gestützten vorbeugenden Instandsetzung eine höhere Verfügbarkeit der Anlagen gesehen wurde.

Das Gutachten liefert die eindeutige Festellung, daß die geplante Entsorgungsgesellschaft

Krefeld im Betrachtungszeitraum (1989 - 2000) wirtschaftlicher arbeiten kann als ein Regiebetrieb. Nach Zustimmung des Regierungspräsidenten Düsseldorf, der die Vor- und Nachteile abgewogen hat, kam es nach Gründung der Gesellschaften am 1.9.1989 zur Übernahme durch die Gesellschaften.

3.2. Grundzüge des Krefelder Modells

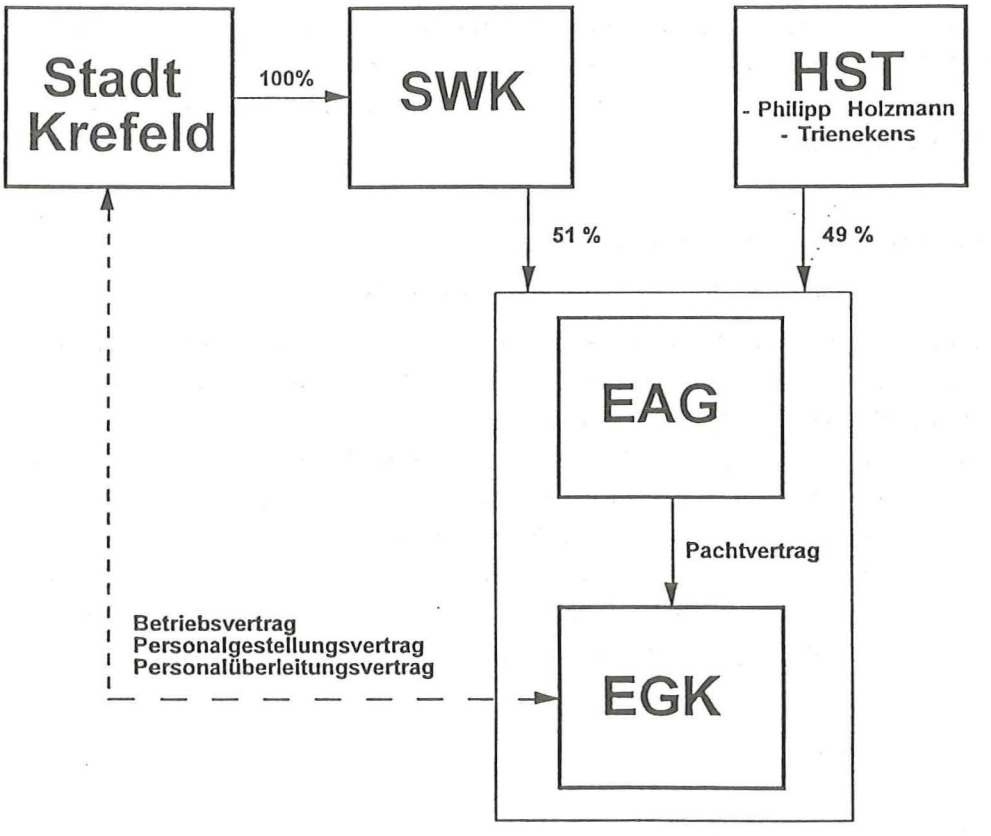
Die Grundzüge des Modells lassen sich kurz wie folgt charakterisieren:

Aus dem früheren Amt 75 der Stadt Krefeld werden zwei GmbH & Co. KGs. Es erfolgt der Verkauf von Anlagen des Betriebsvermögens und die Übergabe des Personals an die Gesellschaften. Es gibt keine direkte kommunale Beteiligung. Die Entscheidungsgremien sind der Gesellschafterrat und Beirat. Die Satzungs- und Gebührenhoheit bleibt der Stadt Krefeld. Die Entscheidungen über Anlagenkapazitäten verbleiben beim Rat der Stadt. Es gibt eine 51 %ige mittelbar städtische Beteiligung wegen der kommunalen Dominanz bei der Abwasserreinigung. Trotz der nur 49 %igen privaten Beteiligung ist eine private Dominanz bei der Abfallentsorgung auf der Basis der Beauftragung nach § 3.2 Abfallgesetz (AbfG) für Planung, Bau und Betrieb der Abfallentsorgungsanlagen in den Gesellschaftsverträgen festgeschrieben.

3.3. Beteiligung und Strukturen

Die Beteiligungsverhältnisse sowie die Struktur des Krefelder Modells lassen sich am besten anhand einer Grafik darstellen (vgl. Abbildung 1).

Wie aus der Darstellung ersichtlich, besteht gleiche Anteilseignerschaft an beiden Gesellschaften. Die Besitzgesellschaft EAG besitzt die Entsorgungsanlagen, die sie an die Betreibergesellschaft EGK verpachtet. Personal und Geschäftsführung sind bei der Betreibergesellschaft EGK angesiedelt. Die Geschäfte der EAG werden durch die EGK im Rahmen eines Geschäftsbesorgungsvertrags geführt. Die Entsorgungsaufgaben, die EGK für die Stadt Krefeld durchführt, sind im Rahmen eines Entsorgungsvertrags geregelt, dem die EAG beigetreten ist. Das in den Anlagen zum Zeitpunkt der Teilprivatisierung vorhandene Personal ist im Rahmen eines Personalgestellungsvertrags der EGK zur Verfügung gestellt worden bzw. im Rahmen eines Personalüberleitungsvertrags von der Stadt auf die Gesellschaft übergegangen. Die Stadt selbst ist über die SWK mittelbar an den Gesellschaften zu 51 % beteiligt. Beide Entsorgungsgesellschaften besitzen einen Gesellschafterrat und einen Beirat. Gesellschäfterräte einerseits und Beiräte andererseits sind für beide Gesellschaften identisch besetzt. Der Gesellschafterrat besteht aus sechs Mitgliedern, wobei drei Mitglieder den privaten Gesellschaftern zuzurechnen sind, ein Mitglied der SWK und zwei Mitglieder der Verwaltungsspitze der Stadt Krefeld. Der Beirat besteht wiederum aus den drei Mitgliedern der privaten Gesellschafter, ergänzt um vier Mitglieder, die von der Gesellschafterin SWK aus dem Kreis der Mitglieder ihres Aufsichtsrates oder aus dem Kreis der Mitglieder des Rates der Stadt Krefeld bestimmt werden.



SWK	Städtische Werke Krefeld AG
HST	GmbH u. Co. KG, 50% Philipp Holzmann, 50% Trienekens Entsorgungs GmbH
EAG*	Entsorgungsanlagengesellschaft Krefeld GmbH&Co.KG, Besitzgesellschaft
EGK*	Entsorgungsgesellschaft Krefeld GmbH&Co.KG, Betreibergesellschaft
*=	Anteilseigner und Geschäftsführer identisch

Abb. 1: Beteiligungen des Krefelder Modells

Der Beirat berät den Gesellschafterrat und die Geschäftsführung. Der Gesellschafterrat überwacht und übrprüft die Geschäftsführung. Außerdem übt der Gesellschafterrat eine Art qualifizierte Geschäftsführung dadurch aus, daß bestimmte, wichtige Entscheidungen der Geschäftsführung seiner Zustimmung bedürfen (z.B. größere Investitionen, Festsetzung der Entgelte für Entsorgungsleistungen etc.).

Als einziger Entscheidungsgegenstand verbleibt beim Rat der Stadt Krefeld die Entscheidung

über die Erweiterung der Kapazitäten der Entsorgungsanlagen.

3.4. Preisfindungsregeln

Entsprechend der Regelungen des Betriebsvertrages ist Vollkostendeckung nach dem Prinzip der Äquivalenz von Leistung und Gegenleistung vereinbart. Dabei werden die Leistungen, die die Entsorgungsgesellschaften gegenüber der Stadt Krefeld erbringen, wie folgt berechnet:

Umsatz mit der Stadt Krefeld:

	Summe aller Kosten (incl. Steuern)
+	Risiko- und Unternehmerlohn
./.	Erlöse mit Dritten

Nach der Aufteilung des Umsatzes mit der Stadt Krefeld auf die Bereiche Abwasserbeseitigung und Abfallentsorgung ergibt sich nach Division der Teilumsätze durch die entsprechenden Entsorgungsmengen der jeweilige Entsorgungspreis (DM pro m^3 Abwasser bzw. DM pro t Abfall).

Der Risiko- und Unternehmerlohn, der die Jahresergebnisse der Gesellschaften bestimmt, wird durch einen prozentualen Aufschlag auf die Summe aller Kosten gebildet. Neben dem Risiko- und Unternehmerlohn steht den Gesellschaftern eine angemessene Verzinsung ihres eingesetzten Eigenkapitals zu.

3.5. Organisation

Die neu eingeführte Strukturorganisation der EGK weist gegenüber der übernommenen Struktur Veränderungen auf, die den Forderungen nach größerer Effizienz der Entsorgung Rechnung tragen:

1. Es ist eine entsprechende Managementebene (ein Geschäftsführer von der Seite der Städtischen Werke, ein Geschäftsführer von der privatwirtschaftlichen Seite, ein stellvertretender Geschäftsführer) installiert worden, in der weitgehend selbständig (bei grundlegenden Entscheidungen unter Einbeziehung des Gesellschafterrates) entschieden wird. Dabei ist der stellvertretende Geschäftsführer gleichzeitig Kläranlagenbeauftragter der Stadt Krefeld.
2. Im technischen Bereich wurde die Abteilung „Instandhaltung, Instandsetzung" eingeführt, die die alte Werkstattabteilung ersetzt. Hier liegt die Betonung auf **(vorbeugender) Instandhaltung**. Mit entsprechendem materiellen und personellem Einsatz werden nach Einführung eines Anlagenkennzeichnungssystems und unter Zuhilfenahme einer EDV-gestützten Wartung und Lagerhaltung Standzeiten und Verfügbarkeiten der Anlagenkomponenten erhöht.

3. Im kaufmännischen Bereich wurde ausgehend von einer kameralistischen Buchführung die Einführung einer modernen kaufmännischen Buchführung mit entsprechender materieller (EDV) und personeller Ausstattung vorgenommen. Damit wurden u.a. die organisatorischen Voraussetzungen geschaffen, die anstehenden Großprojekte selbständig abwickeln zukönnen.

4. Erfahrungen mit dem Krefelder Modell

4.1. Beteiligungen

Die bisher gemachten Erfahrungen lassen den (vorläufigen) Schluß zu, daß die Konstruktion mit Besitz- und Betreibergesellschaft nicht unbedingt erforderlich ist, da diese Aufteilung bislang keine erkennbaren Vorteile zeigt. Es ergibt sich lediglich ein deutlich erhöhter Verwaltungsaufwand (2 KGs, 2 Verwaltungs GmbHs, Pachtermittlung). Darüber hinaus ist die gewählte Konstruktion der Gesellschaften steuerlich **nicht** unproblematisch. Zur Vermeidung von Nachteilen wurde gewerbesteuerlich ein „Einheitliches Steuerobjekt" gewählt, bei dem das Vermögen der EAG Sonderbetriebsvermögen der EGK darstellt. Es taucht in diesem Zusammenhang die Frage auf, ob die möglichen Aktivitäten der Besitzgesellschaften EAG mit Dritten für diese Gestaltung schädlich ist.

Durch die beabsichtigte Überführung in die Form der **Einheitsgesellschaft** (Übertragung der GmbH-Anteile auf die KG) wird sich in der Handhabung der Gesellschaften eine weitere **Vereinfachung** ergeben.

Der Grund für die Wahl der Rechtsform Kommanditgesellschaft ist in der Möglichkeit der Verlustrechnung für die privaten Gesellschafter zu sehen. Eine zeitweilig erwogene direkte Beteiligung der Stadt scheiterte an den Nachteilen, die sich aus § 15 a EKStG ergeben würden. Darüber hinaus drohte die Einführung des § 8.a KStG, woraus ebenfalls ungünstige Randbedingungen erwachsen wären.

4.2. Personalüberleitung

Sämtliche zum Zeitpunkt der Teilprivatisierung im Dienste der Stadt befindlichen Mitarbeiter der Entsorgungsanlagen sind mit der Übertragung der Aufgaben von der Gesellschaft EGK übernommen worden. Dabei wurde den Mitarbeitern freigestellt, ob sie im Rahmen eines Personalgestellungsvertrags im Beschäftigungsverhältnis mit der Stadt Krefeld verbleiben wollten und als gestelltes Personal bei der EGK mitarbeiten oder ob sie im Rahmen eines Personalüberleitungsvertrags ihre Beschäftigungsverhältnisse auf die EGK überleiteten.

Zwingende Bedingung für das Zustandekommen des Vertragswerkes war es, daß die EGK Mitglied im kommunalen Arbeitgeberverband wurde. Die Personalüberleitung ging zunächst

zögerlich vonstatten. Es gab einen starken Widerstand des Personalrats. Nach der Gründung eines Betriebsrates nach dem Betriebsverfassungsgesetz entstanden konkurrierende Ansprüche von Betriebsrat und Personalrat. Nach dem Betriebsverfassungsgesetz (BVG) haben ausgeliehene Mitarbeiter Anspruch auf Vertretung durch den Betriebsrat. Nach dem Landespersonalvertretungsgesetz (LPVG) besteht ein Anspruch auf Vertretung durch den örtlichen Personalrat. Als Lösung wurde eine Mitarbeitervertretung gegründet, die aus Personalräten und Betriebsräten besteht. Als Vorsitzender fungiert der Betriebsratsvorsitzende. Betriebsvereinbarungen werden selbständig zwischen Mitarbeitervertretung und Geschäftsführung - ohne die zunächst bei den von der Stadt Gestellten noch erforderliche Einschaltung des Oberstadtdirektors und des Gesamtpersonalrats - getroffen. Eine Mitbestimmung des örtlichen Personalrats besteht nur noch bei personellen Einzelmaßnahmen bezüglich der gestellten Mitarbeiter. Aus dem oben genannten wird deutlich, daß eine Aufsplittung in „gestellte" und „übergeleitete" Mitarbeiter als nachteilig betrachtet werden muß, sich aber bei ähnlichen Vorhaben nur schwer wird vermeiden lassen.

4.3. Preisfindung

Die Preisfindung geschieht - wie oben erwähnt - unter Anwendung des Vollkostendekkungsprinzips. Bei Preisanpassungen erfolgen die Kalkulationen unter anderem unter Zugrundelegung der Leitsätze für die Preisermittlung aufgrund von Selbstkosten - LSP - (Anlage zur Verordnung PR Nr. 30/53). Dabei werden die mit Hilfe einer Vorkalkulation ermittelten Entsorgungspreise für das laufende Jahr der Kommune bis zum 30.6. des Vorjahres mitgeteilt. Die Stadt zahlt daraufhin monatliche Abschläge für die erwarteten Entsorgungsleistungen. Nach Ablauf des Jahres werden auf der Grundlage der tatsächlichen Entsorgungsleistungen im Rahmen einer Betriebsabrechnung Endabrechnungen erstellt und es kommt zu entsprechenden Ausgleichszahlungen.

Wegen der Begrenzung der kalkulatorischen Zinsen in der Betriebsabrechnung auf den Wert von 6,5 % p.a. wurde in der Vergangenheit eine Vollkostendeckung bei Vorliegen eines höheren Kapitalmarktzinses nicht erreicht.

Neben den Entsorgungsleistungen, die die Gesellschaften für die Stadt Krefeld auf dem Gebiete der Abwasserbeseitigung und Abfallentsorgung erbringen, steht insbesondere wegen der Erhöhung der Verfügbarkeit der Anlagen zusätzliche Entsorgungskapazität zur Entsorgung Dritter zur Verfügung. Hier befinden sich die Gesellschaften im Wettbewerb des Entsorgungsmarktes. Dabei sind hinsichtlich der Preisfindung die wegen der sich verschärfenden Rahmengesetze und Emissionsvorschriften erforderlichen Ersatz- und Sanierungsinvestitionen von großer Bedeutung.

4.4. Investitionen

Durch das sehr hohe Investitionsvolumen, bedingt durch das Alter der Anlagen, die notwendi-

ge Kapazitätserweiterung sowie die sich verschärfende Umweltgesetzgebung ergibt sich ein derzeit geplantes Volumen von einigen hundert Mio DM.

Die Kapazitätserweiterung der Kläranlage von 800.000 auf 1.200.000 EW, verbunden mit Investitionen für die weitergehende Abwasserreinigung, bedingt Erweiterungsinvestitionen, die annähernd den Faktor 4 gegenüber dem Wiederbeschaffungswert der Altanlagen ausmachen. In der vorgesehenen und eingehaltenen Bauzeit von November 1990 bis Dezember 1992 wurde bei vollem Betrieb unter beengten Platzverhältnissen umgebaut. Das vorgesehene Kostenbudget wurde **nicht** überschritten.

Im Bereich der Müll- und Klärschlammverbrennungsanlage (MKVA) sind noch größere Investitionen geplant. Durch den Bau einer neuen Rauchgasreinigungsanlage, dem Ersatz von 3 Kesseln und Feuerungsanlagen, dem Bau einer Vorschaltanlage und die Totalerneuerung der Energieanlagen kommt es praktisch zur Totalerneuerung der Anlagen. Baubeginn war hier Mitte 1992.

4.5. Finanzierung

Das große Investitionsvolumen von mehreren 100 Mio DM wird nach dem Beschluß der Gesellschafter zu etwa 15 % durch Eigenkapital gedeckt werden. Hinzu kommen Zuschüsse, die bereits z.T. gewährt wurden. Es verbleibt aber ein gewaltiger Finanzierungsbedarf. Dieser kann wie folgt gedeckt werden:

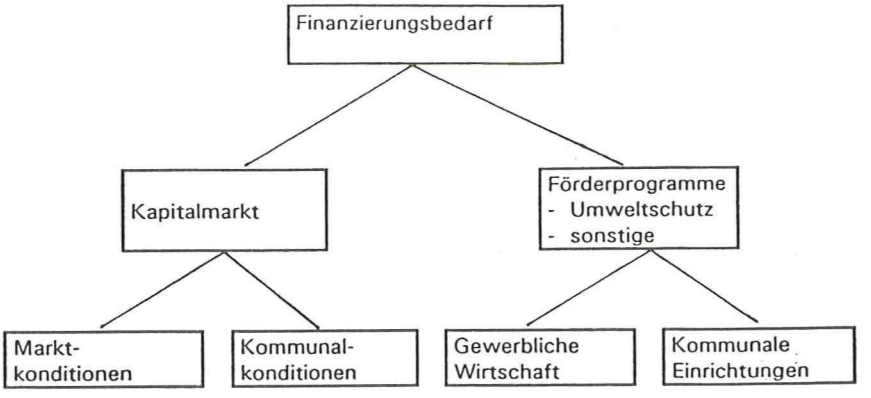


Abb. 2: Beteiligung und Finanzierung

Die Grafik zeigt, daß wegen der 51 %igen mittelbaren Beteiligung der Stadt (über SWK) einerseits und wegen der besonderen Rechte der privaten Minderheitsbeteiligten andererseits Förderprogramme sowohl für die gewerbliche Wirtschaft als auch für kommunale Einrichtungen in Anspruch genommen werden können. Darüber hinaus gewährleistet die 51 %ige SWK-

Beteiligung die Finanzierung mit Krediten zu sog. Kommunalkonditionen.

Die inzwischen erfolgte Finanzierung bestädtigt diese breite Palette der Finanzierungsmöglichkeiten.

5. Resumé

Die Unternehmen werden so „geplant, hergestellt und betrieben" wie dies im Bereich der Industrie möglich ist. Die Entscheidungswege sind kurz. Die Entscheidungen fallen in der Geschäftsführung und im Gesellschafterrat unter Mitwirkung des Beirats. Als einzige Ausnahme davon sind Kapazitätserweiterungen zu nennen. Hier ist der Rat der Stadt Krefeld in die Entscheidung mit einzubeziehen.

Die Entsorgungssicherheit ist gewährleistet durch eine gesicherte Reststoffentsorgung, den **Tausch von Mengenkontingenten** sowie das **Vorhandensein von Deponien**.

Die Personalüberleitung bereitete anfangs Probleme, die aber pragmatisch gelöst wurden. Hier empfiehlt sich bei ähnlichen Vorhaben eine andere Vorgehensweise. Die Aufsplittung in Besitz- und Betreibergesellschaft erscheint nach den bisherigen Erkenntnissen nicht erforderlich. Die Beteiligungsstruktur in Verbindung mit den Regelungen des Betriebsvertrages erschließt viele Finanzierungsquellen.

In einer Ex-Post-Analyse konnte gegenüber dem zuständigen Regierungspräsidenten nachgewiesen werden, daß dem Gebührenzahler der Kommune nach der Teilprivatisierung durch die Erhöhung der Effizienz bei der Entsorgung tatsächlich Gebühren erspart werden.

Literatur

(1) Erfüllung von Aufgaben der Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung durch Entsorgungsgesellschaft mit öffentlichen und privaten Beteiligungen in der Stadt Krefeld, Dokumentation, Krefeld, 1989

Abschnitt 4

- Konflikte -

Karger, C. R.:

Wahrnehmung von Umweltproblemen - am Beispiel von „Wasser“

Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik (MUT),
Forschungszentrum Jülich 183-201

Schömann-Albrecht, M.:

Möglichkeiten der Erhöhung der Akzeptanz von Trinkwasser beim Verbraucher

Stadtwerke Mönchengladbach GmbH
Mönchengladbach 203-208

Adam, B.:

Wasserversorgung in verdichteten Räumen - Konfliktpotentiale und Konfliktlösungen aus raumplanerischer Sicht

Bundesforschungsanstalt für Landeskunde
und Raumplanung (BFLR),
Bonn 209-228

Wahrnehmung von Umweltproblemen - am Beispiel von „Wasser“

Cornelia R. Karger

Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik (MUT),
Forschungszentrum Jülich

Einleitung

Umweltprobleme sind heute zu einem der wichtigsten gesellschaftlichen Themen anvanciert. Experten konstatieren, daß unsere Umwelt bedroht oder bereits geschädigt ist (Maedows, 1972). Umfragen zeigen, daß auch die Öffentlichkeit über den Zustand unserer Umwelt besorgt ist. Häufig spielt dabei das Wasser eine wichtige Rolle. Dies belegen viele Untersuchungen zur Umweltproblematik (Dunlap, 1994).

Nicht alle Umweltprobleme erregen allerdings dieselbe öffentliche Aufmerksamkeit. Es gibt Unterschiede in der Einschätzung der Bevölkerung, welche Umweltthemen als besorgniserregend und welche Umweltgüter von der Bevölkerung als besonders schützenswert einzustufen sind (Karger & Wiedemann, 1994). Es existieren unterschiedliche Vorstellungen von dem, was als Bedrohung für Mensch und Umwelt angesehen wird. Wie die Umwelt wahrgenommen und bewertet wird, hängt nicht nur von der naturwissenschaftlich ausgewiesenen Umweltqualität ab, sondern immer auch von den individuellen und sozialen Bildern und Vorstellungen über Umwelt, über die Zusammenhänge zwischen Mensch, Gesellschaft, Technik und Umwelt sowie von den Erwartungen, wie eine intakte Umwelt beschaffen sein sollte. Umwelt ist ein strittiges Konzept.

So ist hier der Frage nachzugehen, auf welche Aspekte von Umweltproblemen im Zusammenhang mit Wasser die Gesellschaft aufmerksam wird, wie sie problematisiert und bewertet werden, wie damit umgegangen wird und welche Konflikte und Kontroversen dabei auftreten. Insbesondere sind die Barrieren zu identifizieren, die eine Konfliktlösung erschweren, denn hier spielt die unterschiedliche Wahrnehmung der Umweltprobleme eine zentrale Rolle.

1. Konfliktfelder im Zusammenhang mit Wasser und deren öffentliche Problematisierung

1.1. Naturkatastrophen

Schon immer waren Menschen mit Gefahren, die aus dem Umweltgut Wasser resultieren, konfrontiert. Überschwemmungen, Tsunamis oder Sturmfluten fordern auch heute noch zahlreiche Menschenleben (Berz, 1993). Von Naturkatastrophen dieses Ausmaßes bleibt Deutschland weitgehend verschont. Allerdings spielt auch hier die Hochwasserpoblematik eine Rolle, wie beispielsweise die Rheinüberschwemmung Ende 1994 gezeigt hat. Hier werden jedoch in aller Regel nicht Menschenleben eingebüßt. Die Folgen bleiben auf Sachschäden und finanzielle Belastungen der Betroffenen beschränkt.

Als der Rhein über die Ufer trat, wurde daher vor allen Dingen der Ruf nach finanziellen staatlichen Soforthilfen laut. Diese wurden auch gewährt. Mit Unterstützung der öffentlichen Hand wurden beispielsweise Sonderkreditpogramme bei den Banken aufgelegt.

Das öffentliche Interesse am Ausmaß und Verlauf der Katastrophe war kurzzeitig sehr hoch. Zum Zeitpunkt der Überschwemmung berichteten alle Medien über das Ereignis. Das Geschehen war Anlaß, über die Ursachen solcher Hochwasserkatastrophen zu diskutieren. Es standen im wesentlichen zwei Möglichkeiten im Blickfeld: Die Klimaveränderung und die bisherige Planungspolitik - sprich Flurbereinigung und Begradigung der Zuläufe des Rheins.

Die seit Jahren in Hochwassernotgemeinschaften organisierten Bürger, Städte und Gemeinden nahmen das aktuelle Ereignis zum Anlaß, ihre Forderung nach der Umsetzung des Rückhaltekonzepts via Medien und Öffentlichkeit an die Politik heranzutragen. Als unmittelbare Folge der Rheinüberschwemmung befaßt man sich heute nun auch in der internationalen Kommission zum Schutze des Rheins mit dem Hochwasserproblem und von Seiten der Politik werden mehr Finanzmittel zum Hochwasserschutz bereitgestellt.

In der Öffentlichkeit wird allerdings über das aktuelle Ereignis hinaus die Hochwasserproblematik nicht weiter diskutiert.

1.2. Qualitätsprobleme

Ganz anders stellt sich die Resonanz der Öffentlichkeit dar, wenn es um die Gefährdung der Qualität unseres Wasser geht. Dies zeigen auch Umfragen. Probleme der Wasserqualität stehen im Mittelpunkt der öffentlichen Besorgnis (Gallup, 1994; Billig, 1994). Dabei bezieht man sich sowohl auf das Medium Wasser generell, z.B. die Meeresverschmutzung, als auch auf das Trinkwasser (siehe Abb. 1).

Der Störfall bei Sandoz in der Schweiz im Jahre 1986 illustriert die öffentliche Thematisierung dieses Problemfeldes. Ein Brand in der Produktionshalle bei Sandoz griff damals auf die La-

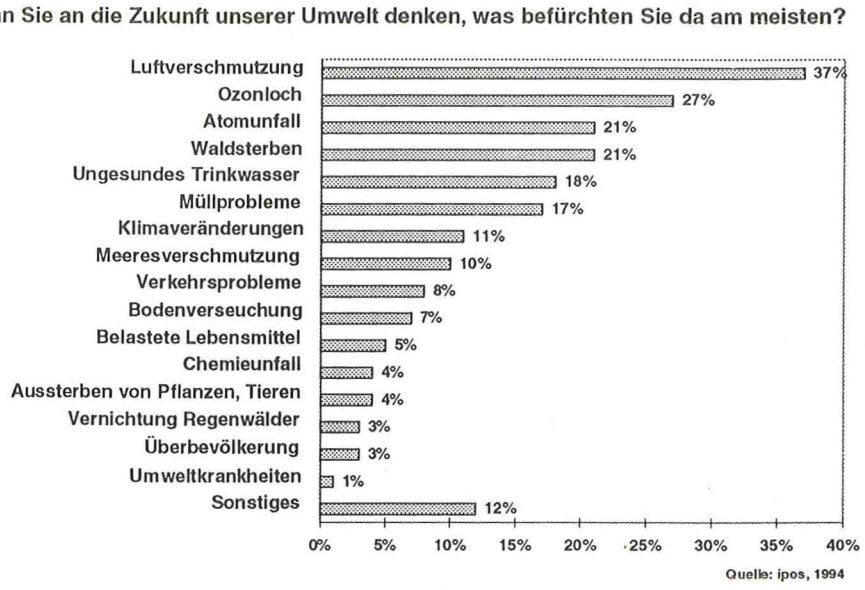


Abb. 1: Repräsentative offene Befragung zur Besorgnis der deutschen Bevölkerung in bezug auf unsere Umwelt (ipos, 1994)

gerhalle über. Aus den Lagerfässern trat Flüssigkeit aus, die zu einem hochgiftigen Gemisch reagierte. Da die Anlage nicht über ein Rückhaltebecken verfügte, gelangten Chemikalien, insbesondere Chlorverbindungen, mit dem Löschwasser in den Rhein. Die Folge war ein Fisch- und Pflanzensterben auf vielen Kilometern Länge des Rheins bis nach Holland. Die Wasserversorgungsunternehmen, die ihr Wasser aus dem Rhein beziehen, mußten die Wasserwerke abstellen. Immerhin bezogen damals in Deutschland ca. 20 Millionen Verbraucher ihr Trinkwasser in Form von Uferfiltraten aus dem Rhein.

Die deutsche Chemieindustrie reagierte auf den Sandoz-Störfall mit einer offensiven Kampagne. Sie betonte, daß in Deutschland ein derartiger Störfall aufgrund strengerer Sicherheitsvorschriften - insbesondere wegen des Vorhandenseins von Rückhaltebecken - nicht möglich sei.

Das Ereignis in der Schweiz löste in Deutschland dennoch eine Grundsatzdebatte aus. Die Kontrollierbarkeit solcher Anlagen wurde prinzipiell in Frage gestellt. Es standen nicht mehr das einzelne Unternehmen Sandoz und die Ursachen für den Störfall im Blickfeld der öffentlichen Diskussion, sondern die chemische Industrie insgesamt, die als Umweltschädiger angeklagt wurde. Anker für diese Debatte war die Chlorchemie. Die Forderung nach einer „sanften Chemie" wurde propagiert und mit dem Eintreten für einen Umbau unserer Industriegesellschaft verbunden.

Der Störfall bei Sandoz ist über das Einzelereignis hinaus öffentlichkeitswirksam gewesen. Sandoz steht heute ebenso wie die Störfälle bei Bhopal oder Seveso als Warnung für die Ge-

fährdung unserer Umwelt.

Weitaus unspektakulärer, was die breite Resonanz der Öffentlichkeit betrifft, stellt sich das Konfliktfeld der Sicherung der Qualität des Trinkwassers dar. Hier geht es nicht um die Gefährdung oder die bereits erfolgte Beeinträchtigung der Wasserqualität, sondern um den vorsorgenden Schutz des Wassers.

Das Beispiel Nordheide (siehe B. Adam in diesem Band) zeigt, daß die Gewährleistung der Wasserversorgung mit verschiedenen Nutzungsinteressen kollidieren kann. Als auf Antrag der Hamburger Wasserwerke die Entnahme von Grundwasser aus der Nordheide genehmigt wurde, klagte man vor Ort Mitspracherecht bei solchen Planungs- und Entscheidungsprozessen ein. Eine Bürgerinitiative wurde gegründet und eine breite Diskussion in politischen Gremien ausgelöst. Die Umwelt- und Naturschutzverbände fürchteten durch die Entnahme des Grundwassers aus der Nordheide irreparable Schäden im Naturhaushalt des dort bereits bestehenden Naturschutzgebietes und wehrten sich gegen aus ihrer Sicht großräumige Eingriffe in gesellschaftlich unverzichtbare Landschaftsräume. Nach jahrelangen Auseinandersetzungen um die bereits erteilte wasserrechtliche Bewilligung konnte ein Kompromiß, insbesondere über die Fördermenge, gefunden werden.

1.3. Quantitätsprobleme

Quantitätsprobleme im Zusammenhang mit Wasser spielen in Deutschland faktisch kaum eine Rolle. Die Versorgung mit Trinkwasser ist bislang gesichert. Als politisch relevantes Thema wird es allerdings in der internationalen Agenda verhandelt (Deutsche Stiftung Weltbevölkerung, 1995). In der massenmedialen Kommunikation wird das Knappheitsproblem im Rahmen von Qualitätsproblemen auch in Deutschland thematisiert (Spiegel, 1981; 1988). In der Öffentlichkeit allerdings wird- wie Umfragen zeigen - die Wasserverknappung nicht explizit als besorgniserregendes Umweltproblem angeführt (z.B. Abb.1).

Eines der wenigen Beispiele in Deutschland für die Verknappung unseres Trinkwassers ist der in den Jahren 1992/1993 ausgerufene Wassernotstand im Regierungsbezirk Darmstadt (siehe E. Schramm in diesem Band). Die Kapazität des Hessischen Rieds, eines der wichtigsten Trinkwasserversorgungsgebiete für die Stadt Frankfurt war erschöpft. Mit dem Wassernotstand gingen Verbote und Beschränkungen für die Industrie und den Verbraucher einher. Landwirte durften beispielsweise nur zu vorgeschriebenen Zeiten ihre Felder künstlich bewässern, Autowaschanlagen nur betrieben werden, wenn das Brauchwasser recycled wurde und der Verbraucher mußte Gartenbewässerung oder Autowaschen einschränken bzw. ganz darauf verzichten.

In Frankfurt wurde darüber hinaus versucht, das Problem der Wasserverknappung nicht allein durch Ge- und Verbote zu lösen, sondern auch zu freiwilligen Sparmaßnahmen anzuregen. Eine professionelle Marketingkampagne sollte zum Wassersparen motivieren. Im Unterschied zu

den übrigen Gebieten des Regierungsbezirks erzielte Frankfurt durch diese Doppelstrategie eine um 4% höhere Einsparung in Haushalten und Kleingewerbe.

Die Resonanz der Bürger in bezug auf die Verordnungen von „oben" war sehr unterschiedlich. Überwiegend stießen sie auf Ablehnung. Widerstand gab es auch von Seiten der Wirtschaft. Industriezweige, die wegen fehlenden Kühlwassers mit Produktionsproblemen zu kämpfen hatten, oder Betreiber von Waschanlagen, die in die geforderte Recycling-Technik erst investieren mußten, standen den Maßnahmen ablehnend gegenüber. Zum Teil erhielten die betroffenen Unternehmen Ausnahmegenehmigungen. Im Ergebnis gelang es allerdings, Wasserrechte der Industrie im gegenseitigen Einvernehmen einzuziehen und den Wasserverbrauch zu reduzieren.

2. Charakterisierung der Konflikte

Die Beispiele verdeutlichen, daß die verschiedenen Konfliktfelder im Zusammenhang mit Wasser in der Öffentlichkeit ganz unterschiedliche Resonanz finden. Die Analyse der Problembereiche zeigt, daß jeweils unterschiedliche Akteure und Interessen involviert, unterschiedliche Ursachen und Folgen der Probleme festgestellt werden können und die Konfliktaustragung jeweils auf unterschiedlichen Ebenen erfolgt (siehe Tab.1).

Bei der Hochwasserthematik stehen auf der einen Seite die Akteure, die den status quo erhalten wollen. Dies sind die gewerblichen Nutzer der Wasserwege, die die Aufrechterhaltung ei-

Tab.1: Charakteristika der Konfliktfelder

	Naturkatastrophen	Qualitätsprobleme		Quantitäts-probleme
Konfliktfelder	Hochwasser	Gefährdung der Wasserqualität	Sicherung der Wasserqualität	Wasserverknappung
Öffentliche Resonanz	global (ereignisbezogen)	global (ereignis-übergreifend)	regional	regional
Akteure	Wasserwirtschaftsverbände, Landwirtschaft, Betroffene, Umwelt- /Naturschutzverbände, Politik/Verwaltung	Industrie, Land-Forstwirtschaft, Umwelt/Naturschutzverbände, Wasserschutzverbände, Verwaltung, Öffentlichkeit	Land-Forstwirtschaft Umwelt-/ Naturschutzverbände, Verwaltung	Bürger, Industrie, Wasserwirt-schaft, Umwelt-/ Naturschutzverbände, Politik, Verwaltung
Ursachen	Natürliche Prozesse, Planungsfehler	Einleitungen, Wirtschaft, Technik, Sicherheitstechnik	Einleitungen, Einträge, Verbrauch	Verbrauch, Wasserverschmutzung
Folgen	materiell	Gesundheit / Natur	materiell/Natur/Gesundheit	Lebensqualität
Konfliktaustragung	institutionell	Politisierung	institutionell	Politisierung/ institutionell

nes reibungslosen Schiffsverkehrs fordern, sowie die Landwirtschaft und die Anlieger von Überschwemmungsgebieten, die nur selten oder überhaupt nicht von Hochwasser betroffen sind, aber ihre Flächen, die für Rückhaltebecken benötigt würden, behalten wollen.

Dem gegenüber stehen die Akteure, die eine Veränderung fordern, insbesondere die unmittelbar von Überschwemmungen Betroffenen, die umfassenden Hochwasserschutz einklagen.

Die Umwelt- und Naturschutzverbände sind in der Frage gespalten. Einige Verbände sprechen sich pro Rückhaltekonzept in Gestalt der Wiederstellung von Auenlandschaften aus. Andere Verbände wiederum betrachten dies als Eingriff in bereits schützenswerte Natur, die zwar erst durch die Veränderung von Flußläufen entstanden ist, aber dennoch nicht geopfert werden soll.

Im Brennpunkt des Konfliktes stehen bei der Hochwasserproblematik allerdings die Politik und deren Planungsentscheidungen.

Anders bei der Gefährdung unserer Wasserressourcen. Hier sind es die potentiellen oder faktischen Verursacher der Wasserverschmutzung, die im Blickfeld der öffentlichen Diskussion stehen. In erster Linie sind dies die Industrie und die Land- und Forstwirtschaft mit ihren Einleitungen und Einträgen schädlicher Stoffe in Oberflächen- und Grundwasser. Wirtschaftsinteressen, d.h. die möglichst kostengünstige Entsorgung von Abwässern und eine ungestörte Produktion sowie das Interesse der Land- und Forstwirtschaft an Einkommenssicherung durch intensive Bewirtschaftung der Nutzflächen stehen dem Interesse der Umwelt- und Naturschutzverbände, auf Produktionsprozesse im Sinne einer Ökologisierung Einfluß zu nehmen und auf diesem Weg letztlich den Umbau der Industriegesellschaft zu erreichen. Dies ist die Hauptkonfliktlinie. Politik und Verwaltung sind hier nur mittelbare Akteure in der Debatte um Grenzwerte und die Regulierung umweltrelevanter Prozesse.

Weitgehend identisch sind die beteiligten Interessengruppen im Konflikt um die Sicherung der Wasserqualität. Auch hier konfligieren die Interessen der Land- und Forstwirtschaft und der Industrie, keine Nutzungsbeschränkungen hinnehmen zu müssen, mit den Forderungen der Umwelt- und Naturschutzverbände nach gerade diesen Nutzungsbeschränkungen. Da es beim vorsorgenden Schutz des Trinkwassers vor allem um raumplanerische Entscheidungen der Verwaltung, d.h. die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, geht, wird von Seiten der Verbände allerdings auch die Forderung nach mehr Beteiligung bei Genehmigungsverfahren an Politik und Verwaltung herangetragen.

Während bei der Sicherung der Qualität der Trinkwasserressourcen vor allem Nutzungskonflikte im Vordergrund stehen, handelt es sich bei dem Problemfeld der Sicherung der Trinkwasserquantität um einen Verteilungskonflikt, in den letztlich alle an den Wasserressourcen teilhabenden gesellschaftlichen Akteure involviert sind. Dies sind die Bürger und ihr Interesse an uneingeschränkter Lebensqualität, die Industrie mit dem Interesse, althergebrachte Wasserrechte zu behalten und genügend sowie preisgünstiges Wasser für wettbewerbsfähige Produk-

tion zu erhalten und die Wasserwirtschaft mit ihrem Ziel der Umsatzsteigerung. Daneben spielen auch hier die Umwelt- und Naturschutzverbände eine Rolle. Sie wollen eine weitere Ausbeutung der Grundwasserressourcen verhindern und gleichzeitig über das Thema der Verknappung auf die Reinhaltung der Gewässer Einfluß nehmen.

3. Barrieren der Konfliktlösung

3.1. Unterschiedliche Wertvorstellungen

Die Interessen der Akteure sind mit Wertvorstellungen verbunden, aus denen sich die jeweiligen Positionen ableiten. Der Wert, der am häufigsten in Kontroversen um Umweltprobleme eine Rolle spielt, ist der Wert, der der Natur beigemessen wird.

Im Extremfall stehen sich eine Sichtweise, die die Natur als Ressourcengrundlage zur Stillung menschlicher Bedürfnisse betrachtet und die Vorstellung von einer Natur, deren Unversehrtheit einen Eigenwert besitzt, gegenüber. Dies führt dann zu diametral entgegenstehenden Ausgangspunkten. Während die einen Eingriffe in die Natur als grundsätzlich zulässig betrachten, bewerten die anderen Eingriffe als grundsätzlich nicht zulässig.

Dieser Wertekonflikt manifestiert sich beispielsweise in der Diskussion um die Sicherung unserer Wasserressourcen. Während vor allem Naturschutzverbände Grundwasserentnahmen mit ihren ökologischen Folgen, wie z.B. die Austrocknung von Feuchtgebieten und deren nachteiligen Wirkungen auf Flora und Fauna, als nicht zu vertretende Eingriffe in die Natur verstehen, steht bei anderen gesellschaftlichen Gruppen, wie z.B. den Wasserversorgungsunternehmen, die Vorstellung von einer Nutzung der Natur im Dienste des Menschen im Vordergrund.

Da es sich bei solchen Konflikten um grundsätzliche Wertorientierungen handelt, die in die individuellen Gesellschafts- und Technikbilder einfließen, wird die Kommunikation über den Konfliktgegenstand dann auch häufig auf einer moralischen Ebene geführt. Gegenseitige Vorwürfe und die Ächtung von Standpunkten prägen die Konfliktaustragung. Die Industrie wird als Feind der Natur stigmatisiert, die Umweltverbände als Fortschrittsfeinde. Solche Feindbilder erschweren sowohl das Formulieren der richtigen Fragen als auch die Suche nach Lösungen. Neben der Polarisierung von Positionen führt dies auch zu einer Polarisierung von Emotionen.

Hier wird deutlich, daß sich solche Wertefragen nicht durch Sachargumente lösen lassen. Es läßt sich eben nicht der Nachweis der Richtigkeit von Wertvorstellungen antreten.

3.2. Unterschiedliche Wahrnehmung und Bewertung des Konfliktgegenstandes

Wertekonflikte manifestieren sich gerade dann, wenn es um die Bewertung von Risiken für unsere Umwelt geht. Risiken sind potentielle Schadensfälle. Was als Schaden aufgefaßt wird,

hängt von den Ansprüchen und Wertvorstellungen der gesellschaftlichen Akteure ab. Es muß beispielsweise eine Verständigung darüber erzielt werden, ob neben der Gesundheit auch die Umwelt als mögliche Schadenskategorie in Betracht gezogen werden kann. Diese Kontroverse besteht vor allem bei der Gefährdung und Sicherung der Wasserqualität (Tab.1). Werden als mögliche Folgen der Eingriffe in unsere Natur nur die negativen Konsequenzen für den Menschen oder aber auch die Auswirkungen auf die Natur berücksichtigt?

Selbst wenn Einigkeit über die Schadenskategorien besteht, ist der Konflikt allerdings noch nicht gelöst. Denn Voraussetzung jeglicher Konfliktlösung ist ein Mindesmaß an Übereinstimmung in bezug auf den Kommunikationsgegenstand. Dazu gehört auch die Bewertung der Höhe des Risikos. Bei dieser Einschätzung machen sich in der Regel bestimmte gesellschaftliche Akteure, wie z.B. Wirtschaft oder Verwaltung, die Expertensicht zu eigen. Die Risikoabschätzung erfolgt hier nach naturwissenschaftlichen Kriterien und Methoden. Im Unterschied zu Experten beziehen Laien eine Reihe qualitativer Risikomerkmale in die Bewertung mit ein (Slovic, 1987; 1992; siehe Tab.2). Die Expertensichtweise wird daher beispielsweise von Umwelt- und Naturschutzverbänden nicht mitgetragen.

Tab.2: Beispiele qualitativer Risikomerkmale als Determinanten der Risikobewertung

Risiko-Merkmal	Wahrgenommenes Risiko tendenziell hoch	Wahrgenommenes Risiko tendenziell gering
Kontrollierbarkeit	geringe Kontrollierbarkeit, z.B. Großtechnologien	hohe Kontrollierbarkeit, z.B. Autofahren
Freiwilligkeit	Risiko wird von außen aufgezwungen, z.B. Verunreinigung des Trinkwassers	Risiko wird freiwillig eingegangen, z.B. Autofahren
Auswirkungen auf zukünftige Generationen	betrifft auch zukünftige Generationen, Wasserverschmutzung	betrifft zukünftige Generationen nicht, z.B. Überschwemmung
Bekanntheit	neue, unbekannte Technologie, z.B. Gentechnologie	vertraute und alltägliche Technik, z.B. Autofahren
Attribuierbarkeit von Verantwortung	Risiko ist vom Menschen produziert, z.B. Wasserverschmutzung	Risiko natürlich, z.B. natürlich vorkommendes Radon im Grundwasser
Reversibilität	Möglichkeit zur Reparatur des Schadens gering, z.B. Aussterben einer Tierart	Möglichkeit zur Reparatur des Schadens gegeben, z.B. unsachgemäße Nutzung von Haushaltschemikalien

Evident tritt der Unterschied in der öffentlichen Problematisierung von Hochwasserkatastrophen und Wasserverschmutzung zu Tage. Während die Gefahr einer Überschwemmung relativ niedrig eingeschätzt wird, stuft die Öffentlichkeit das Risiko der Wasserverschmutzung eher hoch ein.

Es ist durchaus nicht so, daß sich diese Unterschiede auf ein unterschiedliches Schadensaus-

maß zurückführen ließen. Statistiken zu Naturkatastrophen zeigen, daß immer mehr Menschen in krisengefährdeten Gebieten wohnen. Immer häufiger sind Menschen z.B. von Flutkatastrophen betroffen. Die Anzahl der Opfer von Naturkatastrophen ist weltweit innerhalb der letzten 30 Jahre um das Fünffache gestiegen. Die wirtschaftlichen Verluste sind dramatisch (Bertz, 1993)

Die unterschiedliche Risikoeinschätzung bei der Wasserverschmutzung einerseits und der Hochwasserproblematk andererseits dürfte vielmehr in dem Phänomen begründet liegen, daß generell die Gefahren „sogenannter Naturkatastrophen" wesentlich niedriger eingeschätzt werden als Risiken antropogenen Ursprungs, wie z.B. Technikrisiken oder Umweltrisiken (Brun, 1992).

Tab.3: Unterschiede in den Risikourteilen für verschiedene Gefahren

Gefahr	**Höhe des Risikos***
Kernkraft	32
Ozonloch	31
Treibhauseffekt	30
Saurer Regen	21
Pestizide	19
Konservierungsstoffe/Nahrung	18
Farbstoffe/Nahrung	17
Überschwemmung	13
Stürme	12
Dürre	12
Elektrizität	11
Eisenbahn	11
Blitzschlag	8

* Angabe der Mittelwerte für die Höhe des Risikos (Todesfälle)
(Ratingskala 0-100: 0 kein Risiko-100 sehr hohes Risko)

Bedrohungen durch „natürliche Gefahren" haben psychologisch eine andere Erlebnisqualität als vom Menschen verursachte Gefahren. Dabei spielen vor allem zwei qualitative Risikomerkmale eine Rolle: die Kontrollierbarkeit und die Attribuierbarkeit von Verantwortung. Überschwemmungen sind zwar zum Teil antropogen verursacht. Überschwemmungen hat es aber zu jeder Zeit gegeben und zu keiner Zeit waren sie völlig beherrschbar. Daher hegen Menschen auch nicht die Erwartung, solche als natürlich empfundenen Prozesse kontollieren zu können.

Die Kontollerwartung ist hingegen bei allem, was der Mensch hervorbringt, systemimmanent.

Technologische Errungenschaften werden kreiert, um vom Menschen beherrscht zu werden. Folgt dann die gegenteilige Erfahrung z.B. in Gestalt von Gesundheitsschäden oder eines Unfalls in einer technischen Anlage, wird die Kontrollerwartung enttäuscht. Dieser Verlust an Kontrolle wirkt weit stärker stress-induzierend als der Mangel an Kontrolle. Er führt zu Reaktanz (Baum et al., 1983).

Da im Falle der Bedrohung durch die Natur weit weniger die Frage nach der Verantwortung gestellt werden kann, wird die Bewältigung natürlicher Gefahren von den meisten Menschen als Privatangelegenheit eingestuft.

Dies illustriert auch der Umgang der Bevölkerung mit der Rheinüberschwemmung. Es handelt sich im wesentlichen um eine Opferdebatte, in der es um konkrete Hilfsmaßnahmen geht und die Konfliktaustragung in erster Linie auf der institutionellen Ebene erfolgt. Im Gegensatz dazu kann bei Gefahren, die vom Menschen verursacht werden, das Verschulden attribuiert werden. Diese Gefahren werden als öffentliche Angelegenheit wahrgenommen, wie der Stˆrfall Sandoz gezeigt hat. Gesellschaftliche Gruppen nehmen sich des Themas an und politisieren es.

3.3. Unterschiedliche Entscheidungsrahmen

Ist eine Einigung über den Konfliktgegenstand, d.h. über die einzubeziehenden Schadenskategorien und die Höhe der Gefährdung erzielt, muß eine Einigung darüber erreicht werden, ob das ausgemachte Risiko in Kauf genommen werden kann. Ausgehend von unterschiedlichen Wertvorstellungen stehen sich in der Regel auch unterschiedliche Entscheidungsrahmen gegenüber, innerhalb derer sich die Akteure bewegen wollen. Es lassen sich folgende Strategien unterscheiden (Leiss, 1991):

Tab 4: Verschiedene Entscheidungsrahmen von Akteuren

Strategie	**Beschreibung**
Nullrisiko	Betrachte eine Option und lehne sie dann ab, wenn damit irgendein Risiko verbunden ist.
Risiko-Risiko	Betrachte alle machbaren Optionen und wähle diejenige mit dem geringsten Risiko
Risiko-Nutzen	Betrachte eine Option und lehne sie ab, wenn ihr Risiko höher als ihr Nutzen ist
Risiko-Nutzen-Verhältnis	Betrachte alle machbaren Alternativen und wähle diejenige mit dem besten Risiko-Nutzenverhältnis

Die fundamentale ökologische Position ist häufig von der Nullrisiko-Strategie geprägt. Eingriffe in die Natur werden unter Zugrundelegung dieses Entscheidungsrahmens grundsätzlich als nicht zulässig angesehen. In einer abgeschwächten Form findet sich diese Position in der Risiko-Risiko-Strategie wieder. Hier wird eine Risikominimierung angestrebt, bei der die Wahl

auch auf die teuerste Option fallen kann. Kostenabwägungen werden nicht zugelassen.

Die diametral entgegengesetzte Wertvorstellung einer Natur als Ressourcengrundlage hingegen führt zu einem Entscheidungsrahmen, in dem nicht nur die Risiken abzuwägen sind, sondern diese mit dem Nutzen ins Verhältnis zu setzen sind. Dies bedeutet, daß Risiken grundsätzlich in Kauf zu nehmen sind, wenn der Nutzen der jeweiligen Technik oder des Eingriffs in die Natur hoch genug ist. Dabei kann die Abwägung jeweils nur für eine Option oder für alle zur Verfügung stehenden Varianten erfolgen. Für die Überschwemmungsproblematik beispielsweise bedeutet dies, daß eine Gefährdung der Gewässer-Anlieger und entstehende Schäden als hinnehmbar eingestuft werden, solange der wirtschaftliche Nutzen der Flächennutzung und der Flußbegradigung erheblich höher anzusetzen ist.

3.4. Unterschiedliche Prioritäten bei der Wahl von Lösungsmöglichkeiten

Je nachdem welches Entscheidungskalkül die verschiedenen gesellschaftlichen Akteure zugrundelegen, werden Maßnahmen zur Lösung von Umweltproblemen auf unterschiedlichen Ebenen der Risiko-Kette (Hohenemser et al., 1985) präferiert (Abb.2):

Will man Risiken weitgehend vermeiden, wird man eher auf psychosoziale Veränderungen setzen. Hingegen wird man beispielsweise nach der Strategie der Risikominimierung die am wenigsten riskante Technologie bevorzugen.

Eine Reflexion über die Änderung gesellschaftlicher Strukturen, also über Lösungen, die am Anfang der Risikokette angesiedelt sind, setzen aber nur ein, wenn auch das zugrundeliegende Problem gesamtgesellschaftlich und nicht nur für eine abgrenzbare Gruppe der Gesellschaft als relevant eingestuft wird.

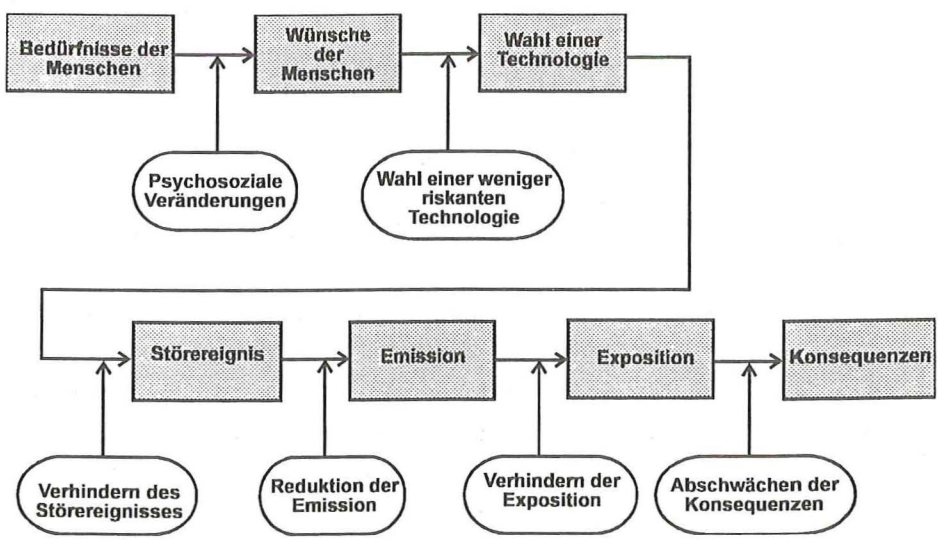


Abb.2: Risiko-Kette

Dies belegen die Beispiele Wasserverschmutzung und Hochwasserproblematik. Während hier der Kreis der Betroffenen abgrenzbar ist, fühlen sich von dem Problem der Wasserverschmutzung nahezu alle gesellschaftlich relevanten Akteure betroffen. Hier findet die Forderung nach grundsätzlichen strukturellen Änderungen, z.B. nach einem Umbau der Konsumgesellschaft, ein Forum gesellschaftlicher Auseinandersetzung. Hingegen erschöpfte sich die Diskussion um die Lösung der Hochwasserproblematik im Zusammenhang mit der Rheinüberschwemmung in der Erörterung von Katastrophenmanagementaspekten. Es fehlte an einer als über den Einzelfall und dessen Opfer hinausgehend wahrgenommenen gesellschaftsrelevanten Brisanz der Problematik. Die Umwelt- und Naturschutzverbände fanden daher für ihre Forderung nach einer basalen Änderung und Einschränkung der Bedürfnisse und Wünsche des Menschen kaum Gehör.

Kommt es, wie im Beispiel Wasserverschmutzung, innerhalb der Gesellschaft zu einer Diskussion über Lösungsansätze am Anfang der Risikokette, so resultieren daraus häufig besonders schwer zu bewältigende komplexe Konfliktlagen. Denn der präferierte Lösungsansatz muß von einem gesamtgesellschaftlichen Konsens getragen sein. Die unterschiedlichsten Werte und Interessen müssen Berücksichtigung finden. Der Konsens darf sich aber keineswegs darin erschöpfen, daß unsere Umwelt und Natur in einem allgemeinen und abstrakten Sinne als schützenswert empfunden wird. Er muß vielmehr konkrete Handlungsbereitschaften hervorbringen können.

Das läßt sich am Beispiel Wassersparen als Antwort auf die Qualitäts- und mittelbar auch auf die Quantitätsprobleme unseres Wassers illustrieren. Der Umweltschutz hat nach Umfragen in den letzten Jahren immer eine hohe Priorität genossen. Dies gilt auch für den Schutz der Gewässer. Geht es aber, wie im Beispiel Frankfurt, um Eingriffe in die Konsumentensouveränität, wird der Konflikt manifest. Besonders dann, wenn die Eingriffe durch Verordnungen, Auflagen oder Verbote umgesetzt werden sollen. Zwangsmaßnahmen stoßen im Vergleich zu freiwilligen Maßnahmen auf weitaus größere Ablehnung (Karger et al., 1994).

Aber auch mit Blick auf freiwilliges Verhalten ist die Schere zwischen dem Umweltbewußtsein und den Maßnahmen zum Umweltschutz, die der Bürger zu akzeptieren bereit ist bzw. der Bereitschaft, selbst einen Beitrag zu leisten, evident (Kempton et al., 1992; Wortmann et al., 1988). Denn bei öffentlichen Gütern, um die es sich bei dem Medium Wasser, wie auch bei Luft oder Klima handelt, befinden wir uns in einem „sozialen Dilemma". Der Beitrag des Einzelnen bedeutet zwar in der Regel Aufwand, Kosten und Mühe, kann aber für sich genommen keinen fühlbaren Beitrag zur Verbesserung der Gesamtsituation leisten. Dies können erst kollektive Aktionen. Gleichzeitig partizipieren jedoch alle an den positiven Auswirkungen umweltgerechten Verhaltens Einzelner, ohne selbst einen Beitrag geleistet zu haben (Dawes, 1980; Hardin, 1986).

Der in Umfragen zu konstatierende Grundkonsens zum Umweltschutz und somit auch zum

Gewässerschutz erweist sich also bei genauerer Betrachtung als wenig tragfähig. Daraus läßt sich kein Konsens über Handlungsprioritäten und in noch geringerem Maße über Handlungsbereitschaften ableiten. Denn welche Maßnahmen präferiert werden hängt nicht allein von allgemeinen Werthaltungen gegenüber Umwelt und Natur ab, sondern entscheidend von individuellen Wertungen spezifischer Maßnahmen, wie z.B. „Duschen statt Baden" (Aijzen, 1991; Hines et al., 1986). Für diese Einstellung wiederum spielt eine Rolle, wie hoch die Risiken einer Wasserverschmutzung eingeschätzt werden. Auch der subjektiv wahrgenommene Nutzen eines sauberen Wassers und die Abwägung von Kosten und Nutzen der Maßnahme sind relevant und eben auch strittig. Darüber hinaus wird die Effizienz der Maßnahme bewertet. Auch dazu gibt es ganz unterschiedliche Sichtweisen.

3.5. Unterschiedliche Vorstellungen über Verfahren zur Konfliktlösung

Ausgehend von unterschiedlichen Wertvorstellungen bewegen sich die Akteure nicht nur in unterschiedlichen Entscheidungsrahmen oder setzen andere inhaltliche Prioritäten, sondern präferieren auch unterschiedliche Verfahren zur Entscheidungsfindung.

Bislang liegt die Gestaltungsmacht bei der Festlegung von Grenzwerten, bei Genehmigungen, z.B. störfallrelevanter Anlagen, oder raumplanerischen Entscheidungen, z.B. Ausweisung von Wasserschutzgebieten, bei den jeweilig zuständigen Verwaltungs- bzw. Projektträgern. Dabei folgt man einem expertokratischen Modell. Fachwissen ist die Grundlage der Planung.

Die Öffentlichkeit und gesellschaftliche Interessengruppen werden erst nach Abschluß der Planungsphase in etwaige Genehmigungsverfahren einbezogen. Dort können sie ihre Belange äußern. Auch hier obliegt es der Verwaltung die vorgebrachten Einwände abzuwägen und zu einer Entscheidung zu gelangen. Die Entscheidung erfolgt letztlich wiederum nach Sachkriterien.

Gesellschaftliche Anspruchsgruppen, wie z.B. die Umwelt und Naturschutzverbände, treten demgegenüber dafür ein, auch Wertvorstellungen bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Diese Akteure erheben die Forderung nach einem Forum, das es ermöglicht, Werte- und Interessenkonflikte auszutragen. Kern dieses Anliegens ist der Wunsch nach mehr Beteiligung.

Einen Rahmen dafür bieten Mediationsverfahren (Calließ & Striegnitz, 1989; Gaßner et al., 1992). Die relevanten Konfliktparteien kommen unter der Begleitung eines unparteiischen, neutralen Dritten, des Mediators, zusammen und versuchen gemeinsam, eine Konfliktlösung zu erarbeiten, die von allen mitgetragen werden kann. Ziel ist es, durch Aushandlung und Ausgleich widerstreitender Werte und Interessen zu einem Konsens zu gelangen. Dabei setzen Mediationsverfahren die verwaltungsrechtlich vorgesehenen Entscheidungsstrukturen nicht außer Kraft. Lediglich die Ausformung der Gestaltungsräume der Behörde unterliegt der gemeinsamen Verantwortung.

Es werden damit hohe Erwartungen an den Dialog und die Kooperation der verschiedenen gesellschaftlichen Akteure gestellt. Konsens ist jedoch nicht das zwangsläufige Ergebnis von

Kommunikation. Der Dialog braucht eine gute Vorbereitung, klare Ziele und eine ebenso kompetente wie faire Führung und Moderation. Mediationsverfahren ermöglichen einen solchen Dialog (Karger & Wiedemann, 1994; Wiedemann & Karger, 1994).

Mediationsverfahren werden in Deutschland bislang vor allem bei abfallwirtschaftlichen Fragen eingesetzt. Neben der Umsetzung konkreter Projekte können sie auch dazu dienen, Interessen zu bündeln, um die Durchschlagskraft gemeinsamer Ziele zu erhöhen, und zukunftsweisende Entwicklungen vorzubereiten (Tab.5).

Tab.5: Anlässe von Mediationsverfahren

Anlässe	Aufgabe	Beispiel
Durchschlagskraft gemeinsamer Ziele erhöhen	Einigung über Strategien und Treffen von Vereinbarungen	Public-Private-Partnership in Form einer Entsorgungsgesellschaft in Dortmund (Pielow, 1994)
Zukunftsweisende Entwicklungen vorbereiten	Gemeinsame Problemsicht und Strategien erarbeiten	Verkehrsforum Heidelberg (Sellnow, 1994)
Umsetzung konkreter Projekte	Konflikte lösen	Mediationsverfahren in Bremen zur Standortsuche einer Hausmülldeponie (Wiedemann et al., 1994)

Mediationsverfahren sind auch für die Bewältigung der Konflikte im Zusammenhang mit Wasser denkbar. Die gemeinsame Erarbeitung eines Wasserwirtschaftskonzeptes könnte Gegenstand eines solchen Verfahrens sein. Ziel wäre es, ein Konzept zur Mengenbewirtschaftung, zur Sicherung der Wasserqualität und schließlich zu potentiellen Standorten von Wasserschutzgebieten zu entwickeln.

Der Bezugsrahmen des Konzeptes sollte regional sein, um möglichst flexibel auf die Belange und Konflikte in der Region eingehen zu können.

In Mediationsverfahren sind alle relevanten Akteure miteinzubeziehen. Im Falle der Vorbereitung eines Wasserwirtschaftskonzeptes für eine bestimmte Region sind dies im Prinzip alle Konfliktparteien, die in die Qualitäts- und Quantitätsproblematik involviert sind (siehe Tab.1).

In bezug auf die Mengenbewirtschaftung müßte im Rahmen dieser Verfahren Einigkeit über den Umfang von Einsparpotentialen hergestellt werden. Dies betrifft sowohl Einsparungen bei den Unternehmen als auch bei den Verbrauchern. Bei der Klärung dieser Fragen spielen nicht nur sachliche Gesichtspunkte, wie z.B. das Ausloten der Möglichkeiten, durch effizientere Technologien Wassereinsparungen zu erreichen, eine Rolle, sondern vielmehr auch die unterschiedliche Gewichtung verschiedener wertbezogender Kriterien, wie z.B. der Versorgungssicherheit oder des Schutzes unserer natürlichen Ressourcen. Schließlich müssen die Instrumen-

te, die solche ressourcenschonenden Innovationen anregen können, thematisiert und hierzu ein Konsens erzielt werden.

Qualitätssicherungskonzepte schließen sowohl das Grundwasser als auch das Oberflächenwasser mit ein. In bezug auf die Verschmutzungsproblematik betrifft der Konflikt neben Unternehmen, für die die Nutzung von Wasser ein Produktionsfaktor ist, generell auch die Belange der Entsorgung. Mediationsverfahren sind allerdings keine Wundermittel. Das Thema der Wasserverschmutzung ist - wie bereits skizziert - durch ein hohes Maß an ideologischer Verkrustung des Konfliktes gekennzeichnet. Daher ist dieser Konflikt - wenn überhaupt - nur auf regionaler Ebene anzugehen. Hier kann die Komplexität des Themas auf einen überschaubaren Kreis regionaler Akteure und Rahmenbedingungen reduziert werden. Erste Ansätze, solche innovationsfördernden Verfahren im Bereich der Wasserwirtschaft anzudenken, finden sich beispielsweise in der Region Leipzig. Beispielsweise kann dabei über die Substitution von Wasser aus dem öffentlichen Netz oder aus Grundwasservorkommen durch Oberflächenwasser für Produktionsprozesse, die keine Trinkwasserqualität benötigen, nachgedacht werden. Grundorientierung solcher Ansätze ist das Kreislaufkonzept. Die Konsensfähigkeit solcher Konzepte hängt dann z.B. von der Frage der Verteilung der durch den Umstieg anfallenden Kostenbelastung ab. Letztlich ist dies Aus- und Verhandlungssache, wozu Mediationsverfahren ein Forum bieten können.

Bei der vorsorgenden Sicherung der Wasserqualität können Mediationsverfahren vor allem dazu dienen, eine Einigung über die Standorte von Wasserschutzgebieten zu erzielen und einen Ausgleich der unterschiedlichen Nutzungsinteressen zu schaffen. Einer der häufigsten Konfliktpunkte in der Ausweisung von Wasserschutzgebieten liegt in der Schere zwischen Lieferregion und Verbrauchsregion. Ballungszentren verlagern ihre Wasserversorgung häufig ins Umland. Die Nutznießer sind somit nicht gleichzeitig die Lastenträger. Das Thema des Lastenausgleich für Entwicklungseinschränkungen der Lieferregion, aber auch der Kompensationsmaßnahmen für Nutzungsbeschränkungen der Betroffenen könnte ein Thema eines kooperativen Dialogs der involvierten Akteure sein. Natürlich ist auch die Entscheidung über zu schützende Gebiete selbst ein Konfliktthema. Hier geht es um die Entwicklung von Entscheidungskriterien, deren Gewichtung und schließlich die Einigung über zu schützende Standorte. Dabei können nicht nur verschiedene Regionen zur Disposition stehen, sondern dann, wenn es um die Ausweisung von Oberflächenwasserschutzgebieten geht, auch verschiedene Technikkonzepte, wie z.B. Talsperren. Bei Grundwasserschutzgebieten ist insbesondere die Entnahmemenge ein Konfliktpunkt, wie das Beispiel Nordheide gezeigt hat. Das Mediationsverfahren zielt dann darauf ab, die Präferenzen der verschiedenen Konfliktparteien deutlich zu machen, um über die Verhandlung der verschiedenen Optionen zu einem Konsens zu gelangen.

Die Frage des Managements von Hochwasserkatastrophen ist nur eingeschränkt mediationsfähig. Entscheidungen über Rückhaltekonzepte werden in der internationalen politischen Arena

vorbereitet und ausgehandelt. Hingegen lassen sich Mediationsverfahren denken, wenn es um die Umsetzung politischer Entscheidungen, z.B. des Rückhaltekonzeptes, und dort insbesondere um die Frage der Standorte von Rückhaltebecken geht. Hier spielt die Gewichtung verschiedener Kriterien, wie z.B. der Sicherung einer reibungslosen, schnellen Schiffahrt, des Landschaftsschutzes oder des Erhaltes landwirtschaftlicher Flächen, eine Rolle. Mediationsverfahren können diese unterschiedlichen Werte und Interessen der Konfliktparteien integrieren und einen Ausgleich dieser widerstreitenden Interessen schaffen.

Mediationsverfahren bieten somit für die skizzierten Konfliktfelder im Zusammenhang mit Wasser die Chance, daß der Konflikt tatsächlich bewältigt wird. Denn sie gehen davon aus, daß die unterschiedlichen Sichtweisen, Interessen- und Werthaltungen prinzipiell akzeptiert werden müssen. Kommunikation wird dann zum Instrument, trotz häufig kaum miteinander zu vereinbarender Ausgangspunkte, zu Lösungen zu gelangen. Das herkömmliche Verwaltungsverfahren hingegen ist kein Garant dafür, daß der Konflikt bewältigt ist. Häufig verfestigt sich der Konflikt durch anschließende Klageverfahren oder langwierige Auseinandersetzungen, wie im Beispiel Nordheide. Denn dieses Verfahren setzt auf Sachkriterien. Auf der Sachebene allein kann allerdings nicht einmal eine Einigung über den Konfliktgegenstand erzielt werden, wie die Kontroversen um Risikobewertungen verdeutlichen.

Literatur

Ajzen, I. (1991): The theory of planned behavior. Some unresolved issues. Organizational Behavior and human decision processes, 50, pp.179-211.

Baum, A., Fleming, R. & Davidson, L.M. (1983): Natural disaster and technological catastrophe. Environment and Behavior, 15, pp.333-354.

Brun, W. (1992): Cognitive components in risk perception: natural versus manmade risks. Journal of Behavioral Decision Making, 5, pp.117-132.

Dawes, R.M. (1980): Social dilemmas. Annual Review of Psychology, 31, pp.169-193.

Deutsche Stiftung Weltbevölkerung (1995): Mensch - Wasser. Balance Verlag: Hannover.

Dunlap, R.E. (1994): International attitudes toward environment and development. In: H.O. Bergesen & G. Parmann: Green globe yearbook of international cooperation on environment and development. Oxford University Press, pp.115-126.

ipos (1994): Einstellungen zu Fragen des Umweltschutzes 1994. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage in den alten und neuen Bundesländern. Gutachten im Auftrag des Bundesumweltministers im Rahmen des Umweltforschungsplanes.

Hardin, G. (1986): The tragedy of the commons. Science, 162, pp.1243-1248.

Hines, J. Hungerford, H. & Tomera, A. (1986): Analysis and synthesis of research on responsible environmental behavior: A meta-analysis. Journal of Environmental Education, 18, pp.1-8.

Hohenemser, C., Kates, R.W. & Slovic, P. (1985): A causal taxonomy. In: R.W. Kates, C. Hohenemser, J.X. Kasperson: Perilous Progress. Managing the hazards of technology. Westview Press: Boulder and London, pp. 91-125.

Karger, C.R. & Wiedemann, P.M. (1994a): Wahrnehmung von Umweltproblemen. Natur und

Landschaft, 69 (1), 3-8.

Karger, C.R. & Wiedemann, P.M. (1994b): Pitfalls and stumbling blocks in negotiation processes. Forschungszentrum Jülich, Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik, Arbeiten zur Risiko-Kommunikation, Heft 45.

Karger, C., Schütz, H. & Wiedemann, P. M. (1993): Zwischen Engagement und Ablehnung: Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen in der deutschen Bevölkerung. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 2, 1993. Seite 201-215.

Kempton, W., Darley, J.M. & Stern, P.C. (1992): Psychological research for new energy problems. American Psychlogist, 47, pp.1213-1223.

Meadows, D. (1972): Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Stuttgart.

Pielow, J.C. (1994): Die Entwicklung des öffentlichen Rechts. Rechtlicher Rahmen für Public-Private-Partnerships auf dem Gebiet der Entsorgung.

Sellnow, R. (1994): Verkehrsforum Heidelberg (Eine Bürgermitwirkung am Verkehrsentwicklungsplan). In: F. Claus & P.M. Wiedemann: Umweltkonflikte. Vermittlungsverfahren zu ihrer Lösung. Taunusstein: Eberhard Blottner Verlag, pp.159-174.

Slovic, P. (1987): Perception of risk. Science, 236, pp.280-285.

Slovic, P. (1992): Perception of risk: reflections on the psychometric paradigm. In: S. Krimsky & D. Golding (eds.): Social theories of risk. Westport, Connecticut, London: Praeger, pp.117-152.

Slovic, P., Fischhoff, B. & Lichtenstein, S. (1985): Characterizing perceived risk. In: R.W. Kates, C. Hohenemser, J.X. Kasperson (1985): Perilous Progress. Managing the hazards of technology. Westview Press: Boulder and London, pp. 91-125.

Wiedemann, P.M. & Karger, C.R. (1994): Mediationsverfahren: Ein Praxisleitfaden für den Einsatz bei entsorgungswirtschaftlichen Vorhaben. EntsorgungsPraxis 5/94 - Fachmagazine für Umwelttechnik in Industrie und Kommunalwirtschaft. Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh. Seite 80-84.

Wiedemann, P.M., Karger, C.R., Claus, F. & Gremler, D. (1994): Runder Tisch zur Deponiestandortsuche Bremen. Forschungszentrum Jülich, Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik, Arbeiten zur Risiko-Kommunikation, Heft 46.

Wortmann, K., Stahlberg, D. & Frey, D. (1988): Energiesparen. In: C. Graf Hoyos, D. Frey & D. Stahlberg (eds.): Angewandte Psychologie. München: Psychologie-Verlags-Union, pp.299-316.

Möglichkeiten der Erhöhung der Akzeptanz von Trinkwasser beim Verbraucher

Umsetzung von PR-Strategien im Versorgungsgebiet
der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH

M. Schömann-Albrecht

Stadtwerke Mönchengladbach GmbH
41061 Mönchengladbach

---

1. Wasserversorgung in Mönchengladbach

Die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH bereiten Wasser aus dem Grundwasservorkommen auf. Im 161 km^2 großen Versorgungsgebiet leben 266 000 Menschen.

Die Trinkwasserförderung erfolgt durch 8 Wasserwerke, 30 Pumpen und 55 Brunnen.

Über ein ca. 900 km langes Rohrnetz und mehr als 50 000 Hausanschlüsse wird verteilt. Jährlich werden ca. 18 Mio. m^3 Wasser abgegeben, täglich durchschnittlich 50 000 m^3 Wasser „geliefert". Der Haushaltswasserverbrauch liegt bei ca. 139 Liter pro Person und Tag.

2. Schaffung von „Trinkwasserbewußtsein"

Wasser Lebensmittel Nr. 1, - ein von den Wasserversorgungsunternehmen häufig verwandtes Stichwort. Wie aber sehen die Trinkwasserkunden das „bestkontrollierte Lebensmittel"?

Im Auftrag des BGW wurden durch die Gesellschaft für Unternehmens-, Marketing- und Kommunikationsforschung mbH - IRES - 1983, 1988 und 1992 Studien zum Trinkwasserimage durchgeführt (gwf, Das Gas- und Wasserfach /Sonderdruck/2/92 „Das Trinkwasserimage 1992 in Deutschland" I. Schlaweck)

Die Bedeutung der Qualität des Trinkwassers wird sehr hoch eingeschätzt, auf der anderen Seite bestehen bei den Trinkwasserkunden Ängste und Vorbehalte bezüglich der Trinkwasserbeschaffenheit und Verfügbarkeit.

Das Bild des Trinkwassers in der Öffentlichkeit wird in großem Maß von den Medien beein-

flußt. Die Trinkbarkeit von „Leitungswasser" wird nicht allein durch Analysenwerte bestimmt, die der Trinkwasserverordnung entsprechen, sondern ebenso durch das Urteil der Medien. Positive wie negative Medienereignisse, haben unmittelbaren Einfluß auf unsere Öffentlichkeitsarbeit.

Die Öffentlichkeitsarbeit der Wasserversorger sollte zum einen sicherlich auf Publikationen in den Medien reagieren, aber auch ein eigenes langfristig angelegtes Konzept verfolgen, das die sachliche Information über Daten und Fakten mit vertrauensbildenden Aktionen verbindet.

2.1. Sprudleraktion

In Zusammenarbeit mit einigen Geräteherstellern haben die Stadtwerke Mönchengladbach im Sommer 1995 ihren Kunden Gutscheine für den kostengünstigen Erwerb von „Trinkwasser-Sprudlern" angeboten; mit Hilfe der Geräte wird Trinkwasser mit Kohlensäure versetzt.

Die Aktion hatte eine starke Resonanz bei den Mönchengladbacher Wasserkunden. 2700 Gutscheine wurden erworben und im örtlichen Handel eingetauscht. Durch diese Aktion wurde Trinkwasser „aus der Leitung" bewußt mit anderen Wässern wie z. B."Tafelwasser" und „Mineralwasser" verglichen. Die begleitenden Informationen und Gespräche mit den Wasserfachleuten der Stadtwerke haben überraschend viele Bürgerinnen und Bürger davon überzeugen können, daß Trinkwasser sogar eine Alternative zum Mineralwasser darstellen kann, was insbesondere natürlich das Qualitäts-Image des Trinkwassers untermauert hat.

- Fragen zu Wasserhärte und Nitratgehalt standen im Zentrum des Interesses der Kunden.
- Ein neues Trinkwasserbewußtsein zu schaffen ist eine Aufgabe der Wasserversorgungsunternehmen.
- Bewußtsein für den Wert des Wassers, Umweltbewußtsein wird geschaffen, wenn bereits Kinder an diese Fragen herangeführt werden.

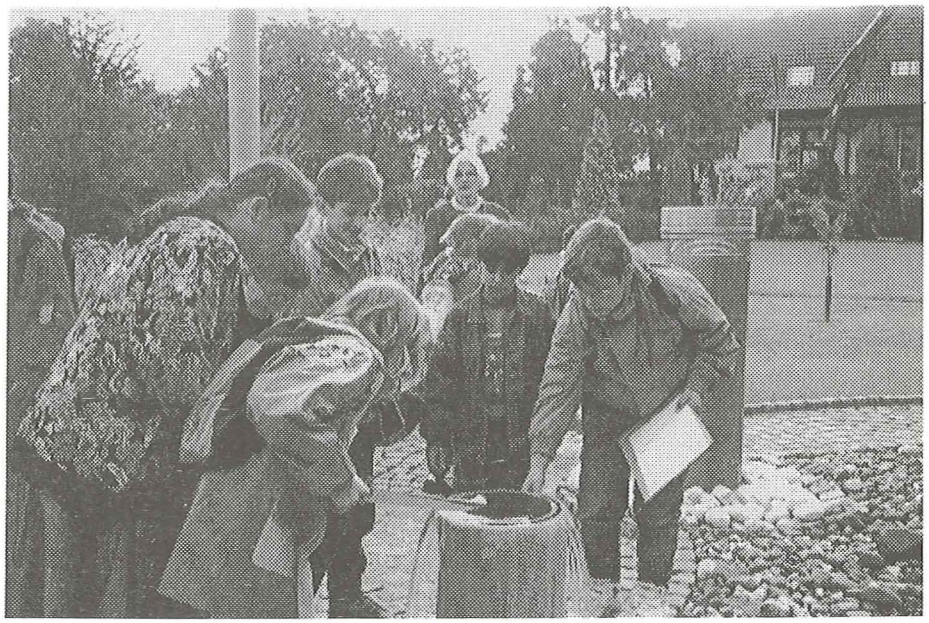
Deshalb ist ein Schwerpunkt unserer Öffentlichkeitsarbeit der Kontakt zu Schulen und Kindergärten.

2.2. Wasserwerk als Lern- und Erfahrungsort

Ziel ist, das Wasserwerksgelände als Lern- und Erfahrungsort in unserem Einzugsbereich zu etablieren. Betrachten wir das Wasserwerk als technische Schnittstelle im Wasserkreislauf, so wird hier, in unserem Fall Wasser aus dem Grundwasservorkommen gewonnen, aufbereitet und an die Haushalte abgegeben. Mehr oder weniger benutzt und verschmutzt gelangt es über die Kläranlage (die zweite technische Schnittstelle) in den Wasserkreislauf zurück.

Das Wasserwerk hat also nicht nur eine technische Dimension, die vielleicht bei einem Rundgang durch die Versorgungseinrichtung im Vordergrund steht, sondern steht in enger Wech-

selwirkung mit der Umwelt. Wir greifen in den Wasserkreislauf ein und unser Handeln unser Umgang mit dem Wasser zeigt Wirkungen. Dieser Zusammenhang kann bei einem Wasserwerksbesuch vermittelt werden. Neben der Präsentation der technischen Einrichtungen haben wir im Wasserwerk Helenabrunn, das im Laufe der Zeit zu einem „Informationszentrum Trinkwasser" für den Einzugsbereich der Stadt Mönchengladbach wird, die Möglichkeit, technische Fakten mit sinnlichen Eindrücken zu verbinden.



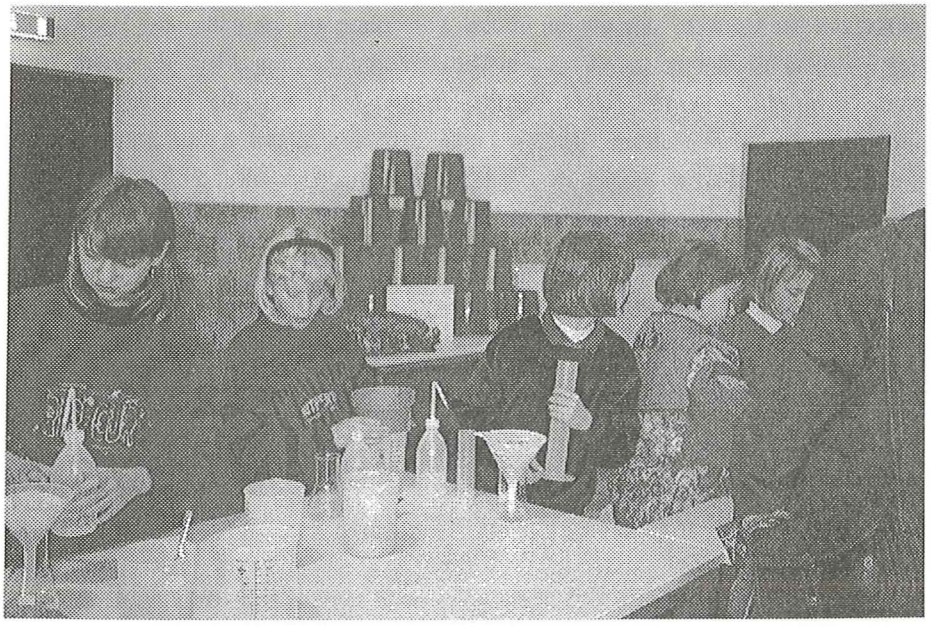
Der Wassererlebnispfad auf dem Gelände des Wasserwerks Helenabrunn ergänzt mit Informationstafeln die technischen Fakten, die unseren Besuchergruppen vermittelt werden. Ein Rohrnetzmodell macht deutlich, was in der Regel unter der Oberfläche verborgen liegt.

2.2.1. Wasser zum Anfassen

Anläßlich des 100jährigen Bestehens des Wasserwerks wurde im August 1994 die „Wasserwerkstatt" eröffnet. In der Wasserwerkstatt steht das praktische „Begreifen" des Mediums Wasser im Vordergrund. Wasser zum Anfassen heißt hier, mit Wasser matschen, arbeiten und experimentieren. Die Kinder können hier Filter bauen oder auch kleine Untersuchungen durchführen und nicht zuletzt auch mit Wasser spielen.

Die Wasserwerkstatt ist geeignet für Kinder bis etwa Jahrgangsstufe 7. Wir habe begonnen, auch Gruppen geistig behinderter Kinder in die Wasserwerkstatt einzuladen und sammeln zur Zeit in diesem Bereich erste Erfahrungen.

Aus dieser Darstellung wird deutlich, im Wasserwerk werden nicht nur technische Informatio-



nen gesammelt. Ziel ist zum einen die Vermittlung von Fakten, die Information der Mönchengladbacher Bürgerinnen und Bürger über ihr Trinkwasser. Dies schließt Daten zur Technik der Aufbereitung und Zahlen zu Qualitätssicherung ein. Zum anderen sollen große und kleine Menschen für einen verantwortungsvollen Umgang mit Wasser sensibilisiert werden. Als Ergänzung zum Informationszentrum Helenabrunn ist in diesem Jahr ein Natur- und Steingarten vor dem Wasserwerksgelände in Zusammenarbeit mit dem Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU) angelegt worden, der am 25.06.95 eröffnet wurde.

2.2.2. Schulkontakte in der Praxis

Wir bieten den Mönchengladbacher Schulen den Besuch unserer Versorgungseinrichtungen an. (Das Wasserwerk Helenabrunn wurde exemplarisch hervorgehoben, da es sicherlich die besten Möglichkeiten bietet.) Unser Angebot wird von den Schulen mit großer Nachfrage angenommen. Festzustellen ist, daß sich aus der „Schulkontaktpflege" der vergangenen Jahre eine kontinuierliche Zusammenarbeit insbesondere mit den Mönchengladbacher Grundschulen entwikkelt hat. Das Thema Wasser wird in der 3. und 4. Grundschulklasse behandelt. Bei den weiterführenden Schulen ist das Thema Wasser meist Gegenstand von Projekttagen oder wird im naturwissenschaftlichen Fachunterricht besprochen. Die Intensität mit der dies geschieht, ist abhängig von Interesse und Initiative der jeweiligen Lehrkräfte. Mit unserem Angebot an die Schulen, unsere Versorgungseinrichtungen zu besuchen, konnten wir dieses Interesse wecken und erhöhen.

Provokativ formuliert gibt es gute Gründe für die Schulen sich nicht besonders intensiv mit dem Thema Wasser auseinanderzusetzen:

1. Dem Lehrplan genüge getan wird auch mit einer kurzen Behandlung des Themas im Fachunterricht.
2. Eine Fülle von Themen muß oder kann behandelt werden. Welches Thema intensiv besprochen wird ist einmal abhängig vom Interesse der Lehrerin, des Lehrers.
3. Wir müssen uns in den Wasserversorgungsunternehmen vor Augen halten, daß es sicherlich neben unserem Anliegen gleichberechtigte oder sogar wichtigere Themen gibt, die die Schulen vermitteln, bearbeiten oder bewältigen müssen.

D.h. wir müssen immer wieder deutlich machen:

- Wasser ist ein interessanter Stoff
- Wasser betrifft den Lebensraum der Kinder
- Wir unterstützen die Schulen bei der Bearbeitung des Themas

Wir behandeln den Stoff kindgerecht dem Erfahrungsbereich der jeweiligen Altersgruppe angepaßt; die Kinder werden einbezogen und können eigene Erfahrungen sammeln.

Es werden zahlreiche Einzelgespräche mit Lehrerinnen und Lehrern geführt, um vorab über außerschulische Lernorte bei den Stadtwerken zu informieren. Materialien, insbesondere Broschüren und Plakate, werden bereitgestellt; aber auch Filme und Materialienkoffer können von den Schulen bei uns ausgeliehen werden.

2.2.3. Fortbildungsveranstaltungen für die Kollegien der Schulen

Die Fortbildungsveranstaltungen für Kollegien der Grundschulen wurden von Herbst 1994 bis Frühjahr 1995 von mehr als 200 Lehrerinnen und Lehrern besucht.

Im Jahr 1994 besuchten 95 Schulklassen und Jugendgruppen die Versorgungseinrichtungen. (Das war im wesentlichen vor den Fortbildungsveranstaltungen.)

In den Schulferien werden Spielaktionen in den Wasserwerken durchgeführt. Mit diesen Aktionen wenden wir uns in erster Linie an Jugendheime und Kindertagesstätten mit Ferienprogramm.

2.3. Kundeninformation „Vor Ort"

Nicht nur Schulen, bzw. Kinder und Jugendliche sind Addressaten unserer Öffentlichkeitsarbeit.

Vereine und andere „Kundengruppen" informieren sich ebenfalls „vor Ort" über die Perspektiven der Wasserversorgung. Möglichkeiten zum sparsamen Umgang mit Trinkwasser, Trinkwasserqualität aber auch die Aufbereitungstechnik stehen im Mittelpunkt des Interesses.

Die Positionen der Wasserversorger zum Grundwasserschutz werden dargestellt. Addressaten sind Verbrauchergruppen, Kleingartenvereine und Landwirte.

Hier ist es wichtig, die Sprache der angesprochenen Gruppe zu sprechen und auch bestehende Probleme nicht auszuklammern. Nur so ist eine glaubwürdige Öffentlichkeitsarbeit möglich.

Mit der Verbraucherberatung und dem Umweltamt der Stadt Mönchengladbach wurden gemeinsame Informationsveranstaltungen, Spiel- und Telefonaktionen durchgeführt. Im vergangenen Jahr besuchten etwa 5000 Menschen den „Tag der offenen Tür" im Wasserwerk Helenabrunn.

An unseren Wassertürmen wurden ebenfalls größere Veranstaltungen durchgeführt. Die Durchführung von Großveranstaltungen, verbunden mit dem kontinuierlichen Angebot kleinerer Informationsveranstaltungen hat Anklang gefunden.

1994 betrug die Gesamtbesucherzahl in unseren Versorgungseinrichtungen 11 800.

3. Zusammenfassung und Ausblick

Die hohe Medien- und Kundenresonanz bei Informationsveranstaltungen, Führungen und Aktionen zum Thema „Trinkwasser" zeigt einerseits die hervorgehobene Bewertung des Gutes Trinkwasser durch die Bevölkerung. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, daß ein hoher Informationsbedarf zu diesem Thema besteht. Hier spiegelt sich die Tatsache wieder, daß Trinkwasser auch im Bewußtsein unserer Kunden ein „besonderes" Gut ist zu dem es keine Alternative gibt. Die daraus erwachsene hohe Verantwortung der Wasserversorgungsunternehmen und die besondere Sensibilisierung der Bevölkerung in Bezug auf die Trinkwasserqualität machen eine offensive Öffentlichkeitsarbeit notwendig. Nicht zuletzt müssen die Versorgungsbetriebe auch für die Einsicht werben, daß Aufwand und Erfolg der Trinkwasseraufbereitung auch durch das Verhalten und die Lebensweise der Verbraucherinnen und Verbraucher beeinflußt wird. Daraus ergibt sich auch die hohe Bedeutung unseres Informationsangebots für die Schulen.

Wasserversorgung in verdichteten Räumen - Konfliktpotentiale und Konfliktlösungen aus raumplanerischer Sicht

Dr. Brigitte Adam

unter Mitarbeit von
Antonia Blach

Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumplanung (BFLR),
Bonn

1. Konfliktpotentiale

1.1. Wasserversorgung und Raumplanung

Wie der *etwas veränderte* Titel meines Referates bereits deutlich macht, sollen Wasserversorgung und Wasserwirtschaft in der heutigen Seminarveranstaltung nicht nur notwendigerweise (umwelt)medienübergreifend betrachtet werden. Über den Umweltbereich hinaus sollen die Wechselbeziehungen ins Blickfeld gerückt werden, die zwischen den Anforderungen und den Handlungsmöglichkeiten der Wasserversorgung als sogenannter „Fachplanung" und den Anforderungen der räumlichen Planung bestehen.

Besonderes Augenmerk liegt auf dem Konfliktpotential dieser Wechselbeziehungen und auf der Frage, wie Konflikte zwischen Wasserversorgung und räumlicher Planung gelöst werden können. Eine zentrale Rolle spielen bei der Konfliktlösung Bürgerinnen und Bürger, die von Entscheidungen in der Wasserversorgung betroffen sind.

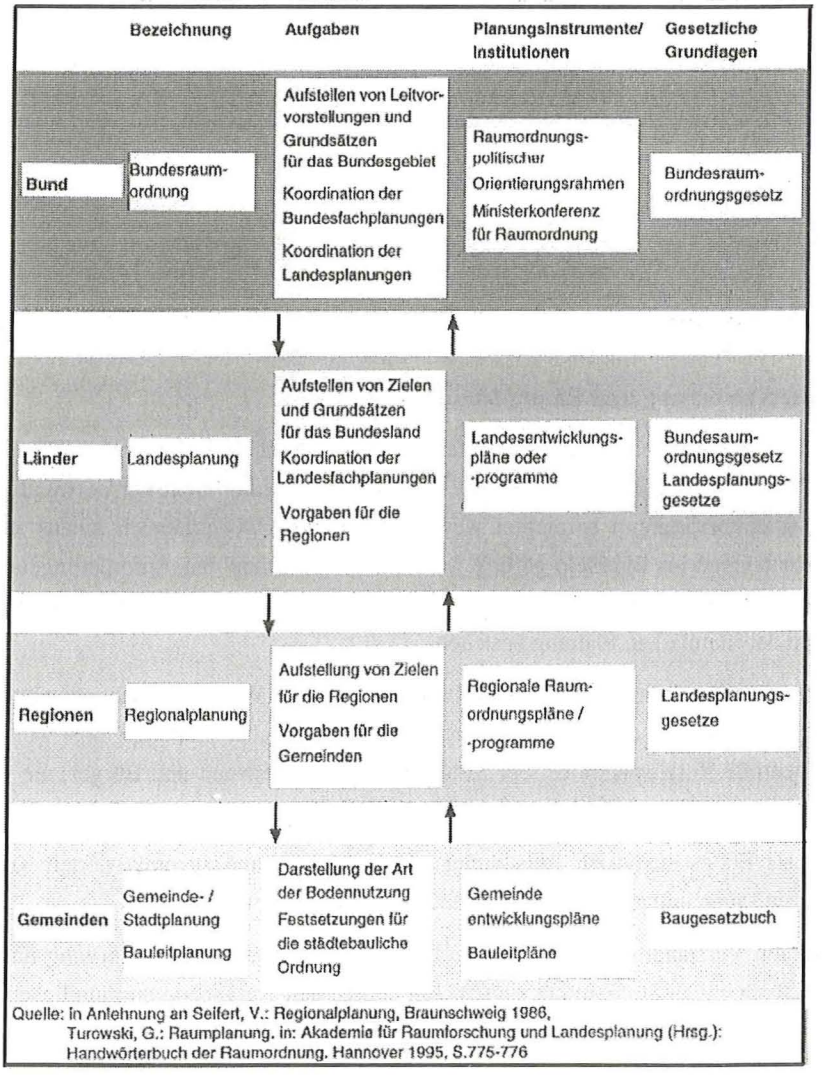
Ich werde als Erstes etwas zur Entstehung von Konflikten und zu praktizierten Konfliktlösungsansätzen sagen und als Zweites die aktuelle Situation beleuchten.

Zum leichteren Verständnis der Wechselbeziehungen zwischen Wasserversorgung und Raumplanung muß ich einige Stichpunkte zum Wesen und zu den Aufgaben von räumlicher Planung vorausschicken*; zumal ich damit vermutlich „Neuland" in dieser Seminarreihe betrete:*

- Wie Fachplanungen, z.B. Wasserversorgung, Verkehrsplanung oder Wirtschaftsförderung, ist die räumliche Planung vertikal betrachtet auf allen Ebenen des politisch-administrativen

Systems vertreten: als Raumordnung auf Bundesebene, als Landesplanung auf Länderebene und als Regionalplanung auf der Ebene der Regierungsbezirke bzw. in Niedersachsen auf Kreisebene. In den Kommunen agiert räumliche Planung im zweistufigen System der Bauleitplanung als Flächennutzungsplanung und als Bebauungsplanung (vgl. Abb. 1). Begrifflich werden im folgenden Stadtplanung oder Stadtentwicklungsplanung von der Raumplanung als Sammelbegriff für die überörtlichen Planungsebenen unterschieden.

- Im Gegensatz zu den Fachplanungen hat die räumliche Planung kein eigenes Sektoralinter-



Quelle: In Anlehnung an Seifert, V.: Regionalplanung, Braunschweig 1986, Turowski, G.: Raumplanung. in: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover 1995, S.775-776

Abb. 1: Aufbau der Raumplanung in der Bundesrepublik Deutschland (1)

esse, sondern ist statt dessen auf einen Ausgleich der Interessen orientiert. Horizontal gesehen kommt ihr damit auf den jeweiligen Ebenen eine Koordinationsaufgabe zu, die schon allein aus den unterschiedlichen, zum Teil miteinander konkurrierenden Leitvorstellungen des §1 Bundesraumordnungsgesetz abgeleitet werden kann. Darin heißt es u.a., daß die Raumstruktur unter Berücksichtigung wirtschaftlicher, infrastruktureller, sozialer und kultureller Erfordernisse so zu entwickeln ist, daß der Schutz, die Pflege und die Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen gesichert ist. Die Konkretisierung dieser Leitvorstellung (durch bestimmte Flächenausweisungen; als Gewerbe- oder Freiflächen) verlangt immer eine Koordination von Raumansprüchen, die sich einerseits zwangsläufig ergänzen müssen (wir brauchen Arbeitsplätze genauso wie Freiräume). Andererseits stehen diese Ansprüche unweigerlich auch in Konkurrenz zueinander, denn die erforderlichen Ressourcen (Flächen, Wasser etc.) sind nur begrenzt verfügbar und besonders knapp in verdichteten Räumen.

- Gleichwohl vertreten Raumordnung, Landes-, Regional- und Stadtplanung eigene Interessen, wenn es um die Entwicklung einer Stadt, einer Region oder um die gesamträumlichen Wirkungen regionaler Entwicklungsprozesse geht und vor allem dann, wenn eine weitere raumordnungspolitische Leitvorstellung tangiert zu sein scheint, die auf die Entwicklung gleichwertiger Lebensbedingungen in allen Teilräumen des Landes zielt. Durch eine Raumentwicklung, die sich an dieser Leitvorstellung orientiert, soll beispielsweise verhindert werden, daß räumliche Defizite (z.B. fehlende Arbeits- und Ausbildungsmöglichkeiten) Abwanderungen aus strukturschwachen Gebieten verursachen, deren Ziele zwar immer noch prosperierende, aber bereits hochverdichtete und ehedem „überlastete" Räume sind. Der Abbau der Überlastungserscheinungen ist wiederum ein wichtiger Grundsatz nach §2 Bundesraumordnungsgesetz.

1.2. Konfliktpotentiale zwischen Wasserversorgung und Raumplanung werden zu Konflikten

Aus raum- und umweltplanerischer Sicht wurde die Wasserversorgungspraxis bundesdeutscher Großstädte vor allem Ende der siebziger Jahre öffentlich kritisiert und problematisiert. Diese Reaktionen waren das Ergebnis teils aufeinanderfolgender, teils ineinandergreifender stadtentwicklungspolitischer, fachplanerischer, ökologischer, aber auch gesellschaftlicher und raumplanerischer Prozesse.

Einige **Großstädte** waren unter dem Blickwinkel der Ressourcenverfügbarkeit an deutliche **Wachstumsgrenzen** gestoßen oder besser gesagt: einige „Großstadtregionen". Häufig wies nämlich das unmittelbar an die Großstädte angrenzende Umland lediglich eine andere, gleichwohl ähnlich ressourcenbeanspruchende Flächennutzung auf (intensive landwirtschaftliche Produktion -2). Außerdem waren in vielen Fällen die Städte durch Randwanderung und Suburbanisierung über ihre „offiziellen" Grenzen hinaus gewachsen. Die Gemeinden im unmittel-

bar angrenzenden Umland hatten dadurch annähernd gleich hohe Bevölkerungs- und Beschäftigtendichten wie die verwaltungsmäßig abgegrenzten Großstädte erreicht. In solchen hochverdichteten Räumen waren Engpässe in der Wasserversorgung entstanden, obwohl die Bundesrepublik zu einem der wasserreichsten Länder gehörte (3).

Budde und Nolte (4) beschrieben diese regionale Engpaßentwicklung als „Zangenwirkung". Gemeint war damit das Phänomen, daß das Wasserdargebot in verdichteten Räumen von zwei Seiten her „eingeklemmt", im übertragenen Sinne also eingeschränkt wurde: Auf der einen Seite wurde das Dargebot durch den hohen Wasserbedarf in diesen Gebieten eingeschränkt und auf der anderen Seite durch Schadstoffeinträge in den Boden und in Oberflächengewässer, aber auch durch die Flächenansprüche anderer Raumnutzungen (Wohnungsbau, industrielle und landwirtschaftliche Produktion). Das Wasserdargebot wurde also sowohl quantitativ als auch qualitativ beeinträchtigt. Für die öffentliche Wasserversorgung gab es zusätzlich zu dieser Zangenwirkung noch einen weiteren Engpaßfaktor: Der öffentlichen Versorgung wurde Grundwasser entzogen, das die Industrie aufgrund historischer Wasserrechte förderte. Dieses Wasser wurde zum Teil für Zwecke eingesetzt (z.B. als Kühlwasser), für die Wasser mit geringerer Qualität ausgereicht hätte. (5)

Die Engpaßsituationen führten in einigen Großstadtregionen dazu, die Wasserversorgung in weniger verdichtete Gebiete, häufig ins Umland zu verlagern. Die in Großstadtregionen nicht mehr einlösbaren bzw. dort in der Konkurrenz mit ökonomisch „stärkeren" Raumansprüchen unterlegen Nutzungsansprüche der Wasserversorgung wurden in zunehmend entferntere Gebiete mit „günstigen Standortvoraussetzungen" (6) verlagert. (7)

Das **fachplanerische** oder auch **stadtentwicklungsplanerische Problem** der unausgeglichenen Wasserbilanzen in verdichteten Gebieten (hoher Wasserbedarf und niedriges nutzbares Wasserdargebot) sollte also einseitig **raumplanerisch gelöst** werden: Statt an den Ursachen, nämlich an den beiden „Zangengriffen" anzusetzen, sollten außerhalb der Verbrauchsgebiete neue, zusätzliche Wassergewinnungsgebiete erschlossen werden. Statt Wasser rationell einzusetzen und Ressourcen zu sanieren oder zu schützen, sollten andere, noch weniger belastete Räume zur Versorgung bereits „überbelasteter" Gebiete herangezogen werden.

Finke (8) problematisierte diese, über die Wasserversorgung hinausgehenden räumlich-funktionalen Beziehungen zwischen Großstädten und ihrem Umland einmal folgendermaßen: „Ohne daß aus dem Umland Luft, Wasser, Nahrungsmittel und Energie in die Stadt gelangen oder transportiert werden, wären Großstädte heutigen Zuschnitts ökologisch gar nicht lebensfähig. Quasi als 'Gegenleistung' gelangen schadstoffbeladene Luftmassen, Abwässer, feste Abfälle und andere Abprodukte des 'städtischen Stoffwechsels' ins Umland". Dieses Zitat deutet nicht nur auf die Umweltbelastungen hin, die die städtischen Nutzungsansprüche in (noch) weniger beanspruchten Räumen auslösen können, sondern gleichfalls auf das offensichtliche Ungleichgewicht zwischen den Entwicklungsbedingungen der Städte und denen des Umlandes.

Daß und wie es durch die Auslagerung städtischer Nutzungsansprüche ins Umland auch dort zu Umweltbelastungen kommen kann, zeigte sich im Bereich der Wasserversorgung spätestens Mitte der siebziger Jahre, als insbesondere die **ökologischen Folgewirkungen** der Grundwasserentnahme im Hessischen Ried - einem Wasserversorgungsgebiet für den verdichteten Rhein-Main-Raum - medienwirksam problematisiert wurden. Die Wasserentnahme führte zusammen mit der zunehmenden Versiegelung, umfangreichen Flächen-Entwässerungen und einer Folge von Trockenjahren zu Grundwasserabsenkungen, die Waldbereiche trockenfallen ließ und zu „materiellen" Schäden in Gestalt „kinderkopfgroßer" Risse in Häuserwänden führte. (9) Hier wurden insoweit neben den Funktionsmechanismen des Naturhaushaltes auch die Lebensbedingungen der Menschen in der Wasserlieferregion beeinträchtigt.

Ausgelöst durch die immer deutlicher werdende Umweltproblematik und die wachsende Belastung des Umlandes durch Nutzungsansprüche der Großstadtregionen war das **Umwelt- und „Regional"bewußtsein** vor allem in den siebziger Jahren enorm **angestiegen**. Die Gründung der „GRÜNEN" (Gründungsparteitag im Januar 1980) steht als ein Symbol für diese Entwicklung.

Mit dem gestiegenen Umwelt- und Regionalbewußtsein ging einher, daß beispielsweise weite Bevölkerungskreise bezogen auf die räumlichen Problemverlagerungsstrategien in der Wasserversorgung nicht länger bereit waren, für die „hausgemachten" Probleme verdichteter und vergleichsweise entwicklungsdynamischer Regionen einfach geradezustehen. Sie waren ebenfalls nicht bereit, Entscheidungen über solche Problemverlagerungen hinzunehmen, ohne daß für sie zufriedenstellende Beteiligungsmöglichkeiten an den Planungs- und Entscheidungsprozessen vorhanden gewesen wären.

Von der **räumlichen Forschung** wurde die Problematik erkannt, die die Verlagerung der Wasserversorgung aus prosperierenden Großstadtregionen in weniger verdichtete und noch nicht gleichermaßen versiegelte und verschmutzte Räume nach sich ziehen kann. Im wesentlichen wurden die folgenden Kritikpunkte vorgebracht:

- Die wirtschaftlichen Entwicklungsbedingungen der Lieferräume werden eingeschränkt, indem sie eine dienende Funktion für verdichtete Räume übernehmen.
- Große Wasserentnahmen führen zu ökologischen Beeinträchtigungen in den Entnahmegebieten.
- Innerstädtische oder stadtnahe, also verbrauchsnahe Wassergewinnungsgebiete werden als Freiräume aufgegeben, wenn die einfachere, weil auf den ersten Blick „konfliktfreiere" Lösung im Umland zu liegen scheint.
- Auf diese Art und Weise werden die ohnehin knappen natürlichen Ressourcen in der Stadt weiter reduziert.

- Es findet eine Entflechtung von „Ursachen, Betroffenheit, Verantwortlichkeit und Akzeptanz“ (10) statt, die ein an Ressourcenschutz und gleichwertigen Lebensbedingungen orientiertes Handeln schwierig macht.
- Diese Entflechtung bewirkt, daß einerseits die Verursacher bzw. die Verantwortlichen von den Folgen ihres Handelns (ihrer Wasserversorgungspraxis) nicht unmittelbar und umfassend betroffen werden und andererseits die Betroffenen keinen Einfluß auf das Handeln nehmen können.
- Es entsteht ein zunehmendes Konfliktpotential, weil die Betroffenen unverschuldete und unverantwortete - tatsächlich eingetretene oder befürchtete - Nachteile langfristig nicht akzeptieren werden. (11)

2. Konfliktlösungsansätze

Wenn die Schere zwischen Verursachern und Betroffenen oder die zwischen den Entwicklungsbedingungen unterschiedlicher Teilräume geschlossen und ein wirksamer Ressourcenschutz realisiert werden soll, müssen Konfliktlösungsansätze darauf zielen, Wasserversorgungsprobleme soweit es geht am Ort ihres Entstehens zu lösen. Konfliktlösungsansätze müssen unter dieser Prämisse also an den beiden Zangengriffen „Wasserbedarf“ und „Wasserdargebot“ ansetzen. Sie müssen auf einen rationellen Umgang mit der Ressource Wasser hinwirken und das verfügbare Wasserdargebot vor Verschmutzung und überflüssiger Bodenversiegelung schützen.

Daß solche Lösungswege gangbar, vor allem daß wirksame Wassersparmaßnahmen realisierbar sind, kann am Beispiel der Grundwasserentnahme Hamburgs aus der Nordheide gezeigt werden:

Aufgrund von Vollzugsdefiziten im Gewässerschutz und dem (Flächen)konkurrenzdruck anderer Nutzungen wich Hamburg mit seiner Wasserversorgung ins Umland bzw. ins Nachbarland Niedersachsen aus. 1971 beantragte Hamburg beim Regierungspräsidenten in Lüneburg die Entnahme von 37 Mio. cbm Grundwasser pro Jahr aus der Nordheide. Erste Überlegungen zu diesem Vorhaben wurden bereits in der zweiten Hälfte der sechziger Jahre angestellt, als nahezu linear ansteigende Prognosen des Wasserbedarfs auf eine unausgeglichene Wasserbilanz in Hamburg hindeuteten (12). Wenige Jahre zuvor mußte die Trinkwasserversorgung aus der Elbe aus Qualitätsgründen eingestellt werden (13). Niedersachsen stellte diesen Überlegungen anscheinend aufgrund der Analogie zu eigenen Vorgehensweisen keine Alternativen gegenüber: Denn bis zum Beginn der achtziger Jahre war es ja wie eingangs angesprochen keinesfalls auf Hamburg beschränkt, sondern weit verbreitet und schlichtweg üblich, den Wasserbedarf und dessen Entwicklung ebenso wie die Beeinträchtigungen des verbrauchsnahen Wasserdar-

gebotes als gegeben hinzunehmen. Der Ausgleich der lokal und regional unausgeglichenen Wasserbilanzen wurde im Umland - im weitesten Sinne, also „woanders" - gesucht. Betriebswirtschaftlich und technisch orientierte Überlegungen dominierten in dieser Zeit das Denken um Wasserversorgungstrategien (14).

1974 bewilligte der Regierungspräsident in Lüneburg den Hamburger Wasserwerken GmbH (HWW) die Entnahme von 25 Mio. cbm Grundwasser pro Jahr aus der Nordheide zur Versorgung Hamburgs. Das etwa 50 km von Hamburg entfernte Entnahmegebiet ist zu einem Drittel Naturschutzgebiet.

1979 wurde eine an der Universität Hannover angeregte wissenschaftliche Studie publiziert, die die „ökologischen, nicht am wasserrechtlichen Verfahren beteiligten Folgewirkungen" untersuchte (15). Diese Studie sorgte - nun in einer Zeit, in der Umweltbelange einen weitaus höheren Stellenwert besaßen als noch zur Zeit der Bewilligung - für Aufregung. Öffentlicher Widerstand wurde laut und vor Ort gründete sich eine Bürgerinitiative, die Interessengemeinschaft Grundwasserschutz Nordheide e.V. (IGN). Überdies wurde eine breite Diskussion in den politischen Gremien bis hin zum Landtag ausgelöst.

Von da an befürchteten auf der einen Seite die Gegner des Hamburger Wasserversorgungsprojektes vor allem irreparable Schäden im Naturhaushalt, während auf der anderen Seite - jedoch ohne die Befürchtungen gänzlich zu ignorieren - auf Versorgungsnotwendigkeiten hingewiesen wurde.

Seit Anfang 1983 förderten die Hamburger Wasserwerke Grundwasser aus der Nordheide - allerdings gegenüber der bewilligten Menge freiwillig in geringerem Umfang. Erfolge mehrerer Wassersparstrategien, die die Versorgungsgesellschaft seit Anfang der achtziger Jahre vorantrieb, wurden dem Wasserwerk Nordheide gutgeschrieben (16). Zudem begünstigten rückläufige Bedarfsprognosen eine verringerte Wasserentnahme (17). Im wesentlichen kann die Reduzierung, die unter dem Vorbehalt einer unerwartet hohen Bedarfssituation 1986 durch eine politische Vereinbarung zwischen Hamburg und Niedersachsen fixiert wurde, jedoch als Ergebnis der Aktivitäten der IGN verstanden werden, die durch eine bemerkenswerte öffentliche und politische Unterstützung zusätzlich befördert wurden.

Wichtig war an dem Engagement der Bürgerinitative, daß sie nicht nur protestierten, sondern praktikable Alternativen ins Gespräch brachten, die Hamburg dann auch aufgriff. Später zeichneten gerade solche Alternativen, die die Projektkritiker aus der Nordheide mitangeregt hatten, die Hansestadt wegen ihrer bundesweit vorbildlichen Wassersparstrategien aus.

Vor allem der 1986 neu formulierte Unternehmensauftrag der HWW dokumentierte den Wandel zu einer Versorgungsstrategie, die darauf gerichtet ist, an den illustrierten Zangengriffen anzusetzen; die somit Konfliktpotentiale zwischen Wasserversorgung und Raumplanung zugunsten der Realisierung gemeinsamer Interessen vermindert und die Erfüllung des Koordina-

tionsauftrages der Raumplanung erleichtert: Im Zielbild für die HWW wurde neben der Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Hamburgs die Förderung der rationellen Wasserverwendung und die Unterstützung der Wasser- und Umweltpolitik des Senats festgelegt. Wesentliche Handlungsbereiche sind:

- die Umsetzung von Wassersparmaßnahmen einhergehend mit einer flankierenden Öffentlichkeitsarbeit,
- die Beteiligung der Wasserwerke an Maßnahmen der zuständigen Fachbehörden zum Entschärfen und Abschirmen von Schadstoffquellen
- und die Festsetzung von Wasserschutzgebieten. (18)

Die Fördermengenbegrenzung mit ihren Alternativstrategien ist als Problemlösung (19) zu betrachten, die auch den raumplanerischen Leitvorstellungen und Grundsätzen entspricht, Ressourcen zu schützen, Überlastungserscheinungen in verdichteten Räumen entgegenzuwirken und im Sinne der Leitvorstellung gleichwertiger Lebensbedingungen die Entwicklungsmöglichkeiten in strukturschwacheren Räumen nicht zusätzlich zu behindern. Die Raumplanung selbst spielte im Entscheidungsprozeß um die Wasserentnahme Hamburgs aus der Nordheide im übrigen keine Rolle, obwohl durchaus Potentiale vorhanden waren (z.B. die Möglichkeit, ein Raumordnungsverfahren durchzuführen).

Bis es zu dem Ergebnis kam, hatte es allerdings jahrelanger, in Teilen unproduktiver Auseinandersetzungen bedurft, die von gegenseitigen Vorwürfen gekennzeichnet waren. Solche Auseinandersetzungen waren kein „exklusives" Nordheide- oder Wasserversorgungsproblem, sondern typisch für die weitverbreitete Ablehnung vieler umwelt- und raumrelevanter Entscheidungen und Entscheidungsverfahren; besonders in jener Zeit. (20)

3. Die aktuelle Situation

Wie stellen sich die aktuellen stadtentwicklungspolitischen, fachplanerischen, aber auch die gesellschaftlichen und raumplanerischen Prozesse dar, die in den siebziger und achtziger Jahren zur Problematisierung der Wasserversorgungspraxis bundesdeutscher Großstädte geführt hatten, und was bewirken sie heute?

Diese Frage soll im ersten Abschnitt durch die Betrachtung der gegenwärtigen Wasserversorgungspraxis am Beispiel Münchens auf stadtentwicklungs- vor allem aber fachplanerische Prozesse und ihre räumlichen Wirkungen bzw. ihre Konfliktpotentiale konzentriert werden. Im zweiten Abschnitt geht es dann um die gegenwärtigen gesellschaftlichen und raumplanerischen Prozesse und um die Frage, wie ihr (ineinandergreifendes) Problematisierungs- und dann auch Konfliktlösungspotential heute einzuschätzen ist.

3.1. Konfliktpotentiale

Wenn nun am Beispiel des Münchener Raumes der Frage nachgegangen wird, inwieweit sich heute wieder ähnliche Konflikte zwischen Wasserversorgung und Raumplanung in verdichteten Räumen anbahnen oder bestehen, ist deren Klärung der Beginn einer umfassenden Untersuchung von Stadt-Umland-Beziehungen. Die Fallanalyse München basiert, so wie sie hier dargestellt wird, zu einem großen Teil auf Aggregatstatistiken und kann insofern bestehende Hypothesen zwar verdichten, aber i.d.R. noch nicht abschließend verifizieren oder falsifizieren. Dazu sind im Fortgang der Untersuchungen jeweils genauere Erkundungen der örtlichen Bedingungen und Gespräche mit den Akteuren und Betroffenen erforderlich.

Zur Untersuchung potentieller Konflikte zwischen Wasserversorgung und Raumplanung wird zunächst hypothetisch die Anfang der achtziger Jahre vorgebrachte und in Kapitel 1 dargelegte Kritik herangezogen, daß die wirtschaftlichen Entwicklungsbedingungen der Wasserlieferregionen eingeschränkt werden, indem sie eine dienende Funktion für verdichtete Räume übernehmen.

Auch wenn zunächst ein auf die Wasserversorgung konzentrierter Ausschnitt des komplexen Beziehungsgefüges zwischen Großstädten und ihrem Umland behandelt wird, sollen die Beziehungen in jedem Fall nicht nur einseitig, sondern wechselseitig erfaßt werden. Die zugrunde gelegte Hypothese ist deshalb folgendermaßen erweitert worden: Die wirtschaftlichen Entwicklungsbedingungen der Wasserlieferregionen werden eingeschränkt, indem sie eine dienende Funktion für verdichtete Räume übernehmen. Geichwohl profitieren die Umlandgemeinden beispielsweise von dem Angebot der Großstädte an (hochqualifizierten) Beschäftigungsmöglichkeiten.

Dahinter steht die Annahme, daß Umlandgemeinden mitunter insoweit von gut erreichbaren Großstädten profitieren, als diese hochqualifizierte Arbeitsplätze und kulturelle Angebote auch für die Bevölkerung in den Umlandgemeinden bereitstellen und ihnen dadurch ein relativ hohes Einkommens(steuer)niveau ermöglichen, ohne daß sie ähnlich hohe Ausgaben für Infrastrukturleistungen oder Transferleistungen an sozialschwächere Bevölkerungsgruppen zu erbringen hätten wie die Großstädte. Gleichwohl ist diese aus der Sicht der Umlandgemeinden sicherlich günstige Situation raumordnerisch gesehen tendenziell unerwünscht: Das hohe Pendleraufkommen an motorisiertem Individualverkehr läuft der raumordnungspolitischen Leitvorstellung des Ressourcenschutzes und dem Grundsatz einer Verminderung von Überlastungserscheinungen zuwider.

Die wirtschaftlichen Entwicklungsbedingungen werden hier sehr weit gefaßt und anhand der Indikatoren „Beschäftigtenentwicklung" und „Bevölkerungsentwicklung" untersucht. Indikatoren für den potentiellen Nutzen, den die Umlandgemeinden bzw. die in ihnen lebende Bevölkerung aus dem Angebot der Großstadt(region) ziehen kann, sind die Berufspendlerbeziehungen (generell und speziell die der hochqualifizierten Pendler) und die Sozialhilfeausgaben.

Zur Abgrenzung der jeweiligen Untersuchungsräume dienen die Pendlereinzugsbereiche und die Lage der Wasserentnahmegebiete. Auf eine weitere räumliche Abgrenzung zwischen Großstadt- und Umlandregionen aufgrund räumlich-funktionaler Unterschiede wie z.B. der Bevölkerungsdichte, der Flächenutzung oder der „Interaktionsdichte" innerhalb bestimmter Raumeinheiten wird verzichtet. Solche Abgrenzungen sind grundsätzlich ein kompliziertes Unterfangen. Der Verband der Deutschen Städtestatistiker ist beispielsweise seit einiger Zeit mit der analytischen Abgrenzung von Stadtregionen beschäftigt. Deshalb soll hier nicht der falsche Eindruck erweckt werden, eine problemadäquate Abgrenzung zusammenhängender regionaler Raumeinheiten könne „mal eben" vorgenommen werden. Statt dessen werden zur Definition der Großstadt(regionen) die administrativen Stadtgrenzen herangezogen, wohlwissend, daß damit nur ein Ausschnitt des Raumes erfaßt wird, der als verdichtet und überlastet charakterisiert werden kann und in dem die Ressourcen, die dort verbraucht werden, nicht mehr auf eigenem Territorium bereitgestellt werden können.

Fallbeispiel München

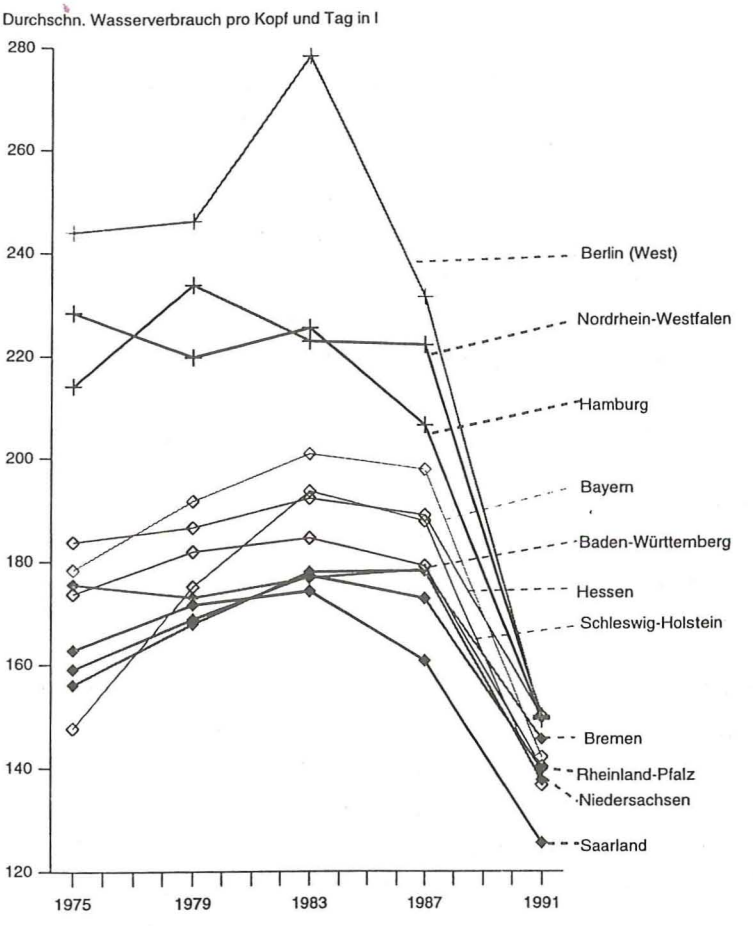
Wie generell in der (alten) Bundesrepublik dürfte sich auch im speziellen Fall Münchens der Umstand konfliktminimierend auswirken, daß der Wasserverbrauch pro Kopf in den letzten Jahren deutlich abgenommen hat (vgl. Abb. 2).

Die Stadtwerke der bayerischen Landeshauptstadt beziehen aus drei Wassergewinnungsgebieten Trinkwasser für die öffentliche Versorgung: 1994 bezogen sie ca. 100 Mio. cbm aus dem ungefähr 40 km entfernten Mangfalltal, ca. 22 Mio. cbm aus dem etwa 70 km entfernten Loisachtal und zur Abdeckung des Spitzenbedarfs ca. 1 Mio. cbm aus der Münchener Schotterebene. Die Stadtwerke beliefern damit München und etwa 20 Randgemeinden. Die Gesamtabgabe stagniert seit 1962 und ist seit 1987 trotz einem zwischenzeitlich leichten Bevölkerungszuwachs um ca. 18% zurückgegangen - möglicherweise mitbeeinflußt durch die Aufforderung und die Beratung der Stadtwerke, sparsam mit dem Wasser umzugehen. (22)

Qualitätsprobleme hatten in München bereits Ende des letzten Jahrhunderts zur Verlagerung der Wasserversorgung ins Umland geführt. Bereits seit 1983 bezieht München Wasser aus dem Mangfalltal. Die Wasservorkommen in der Münchener Schotterebene wurden in der Nachkriegszeit erschlossen; mit zwei Förderwerken reicht dieses Gebiet in das Siedlungsgebiet Münchens, weshalb gerade sie in ihrer Wasserqualität gefährdet sind. 1984 wurde zusätzlich die Wasserversorgung aus dem Loisachtal abschließend, allerdings mit Einschränkungen genehmigt. Die Wasserversorgung Münchens aus dem Loisachtal war - ähnlich wie die Hamburgs aus der Nordheide - lange Zeit wegen der Befürchtung ökologischer Schäden umstritten. Die Akzeptanz einer eingeschränkten Genehmigung wurde sicherlich - ebenfalls ähnlich wie in Hamburg - durch die Stagnation des Wasserbedarfs begünstigt. Industrie und Gewerbe (z.B. die Brauereien) fördern im Münchener Stadtgebiet mehr als ein Drittel des gesamten Münche-

ner Wasserverbrauchs als Nutz- und Brauchwasser. (23)

Im Mangfalltal wurde ein Schutzgebiet in der Größenordnung von 1700 ha aufgekauft und nach wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten aufgeforstet (24). Trotzdem sehen die Wasserwerke noch eine potentielle Gefährdung des Trinkwassers: „Ganz abgesehen von der Unmöglichkeit, den Vollzug der Schutzgebietsauflagen umfassend zu kontrollieren, machen chemische Stoffe, wie z.B. Pestizide, vor den Schutzgebietsgrenzen nicht halt“ (25). Deshalb werden zusätzliche Wege der Vorsorge bestritten. Die Stadtwerke München starteten 1992 ein Pilotprogramm, mit dem die Einführung des ökologischen Landbaus im Mangfalltal vorangetrieben werden soll. „Die Stadtwerke fördern die (Anm.: freiwillige - 26) Umstellung der Betriebe durch befristete Beihilfen als Anstoßfinanzierung“ (27).



Quelle: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland Jahrgänge 1979, 1983, 1986, 1989, 1993 und 1994

Anm.: Wasserabgabe der öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen an Letztverbraucher bezogen auf die Bevölkerung

Abb. 2: Wasserverbrauch in den Bundesländern 1975-1991 (21)

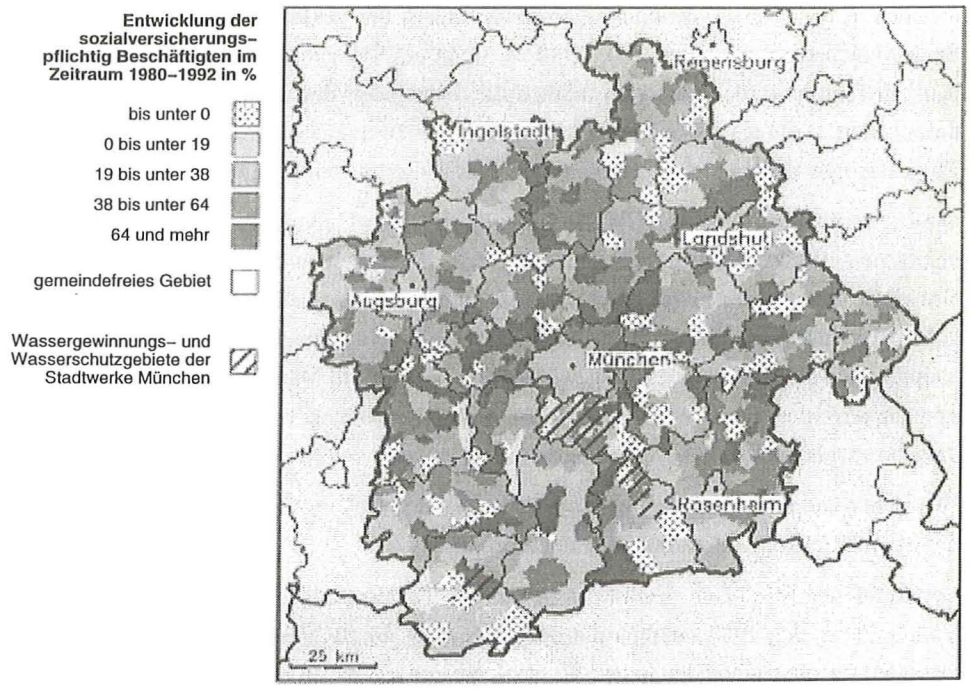
Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten in solchen Größenordnungen (28) können theoretisch die flächenmäßigen Ausdehungsmöglichkeiten der betroffenen Gemeinden einschränken (29). Aber schon allein, wenn es sich um wertvolle Grundwasservorkommen und dann noch um bewaldete Flächen handelt, liegt der Konflikt mit Umwelt- und Naturschutzbelangen auf der Hand. Es gibt jedoch noch einen weiteren, raumplanerisch gesehen eindeutigeren entwicklungshemmenden Faktor, nämlich den, daß die Nutzung der Wasservorkommen durch die Großstadt potentiell die zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten dieser Vorkommen für die Umlandgemeinden beschneiden kann. Ob und inwieweit dies im Untersuchungsraum der Fall ist, ist im Rahmen der vorgestellten Untersuchung noch nicht eruiert worden.

Gleichwohl befürchtete beispielsweise die Bevölkerung im Loisachtal eine Beeinträchtigung der Wachstumsmöglichkeiten ihrer Gemeinden und pochte auf eine Entschädigung (30). Sie befürchteten aber auch Einbußen im Fremdenverkehr, falls die Grundwasserentnahme zu ökologischen Schäden führen würde (31).

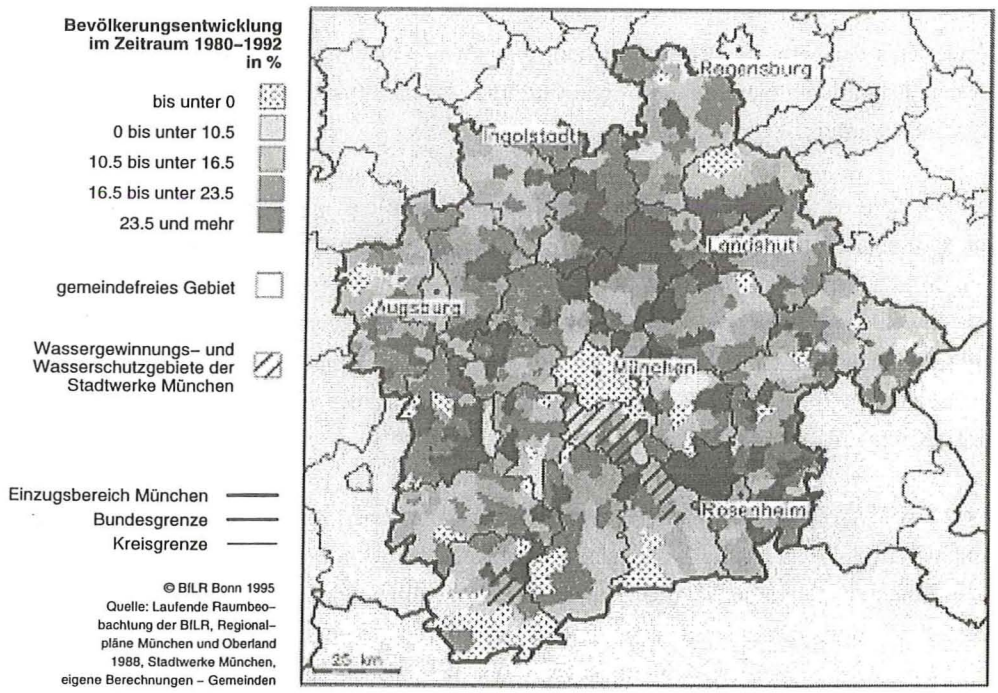
Tatsächlich war das durchschnittliche (durchweg positive) Bevölkerungswachstum der Gemeinden in den drei Wassergewinnungsgebieten zwischen 1980 und 1992 etwas geringer als im Durchschnitt der übrigen Umlandgemeinden. Ähnliches galt im selben Zeitraum auch für die Entwicklung der sozialversicherungspflichtig Beschäftigten. Im Loisachtal fand diese Entwicklung zudem auf einem äußerst niedrigen absoluten Ausgangsniveau im Basisjahr 1980 statt, hinzu kam eine weit unterdurchschnittliche Beschäftigten- und Bevölkerungsdichte (sozialversicherungspflichtige Beschäftigte bzw. Einwohner je qkm). Auch im Mangfalltal war das Ausgangsniveau relativ gering, dennoch höher als im Loisachtal. Die Gemeinden in der Münchener Schotterebene wiesen dagegen 1980 bereits eine im Vergleich mit dem übrigen Umland weit überdurchschnittliche Beschäftigten- und Bevölkerungsdichte auf.

Die Großstadt München verlor im Betrachtungszeitraum an Bevölkerung. Das Beschäftigtenwachstum war prozentual zwar im Vergleich zu dem in den Umlandgemeinden sehr gering, absolut war es jedoch so hoch, daß es fast ein Fünftel (rund 18%) des gesamten Beschäftigtenwachstums im Untersuchungsraum ausmachte. (32)

Wenn einerseits die geringe prozentuale oder absolute Entwicklung im Mangfalltal und besonders deutlich im Loisachtal ein geringes Wachstum beschreibt, dann weist andererseits die vergleichsweise geringe Verdichtung in diesen Gebieten auf ausreichend verfügbare Flächenpotentiale hin. Ob dem wirklich so ist, kann allerdings nur anhand einer genauen Überprüfung der Flächennutzung und der Flächennutzungsmöglichkeiten in den beiden Gebieten festgestellt werden, die dort ja auch von Gemeinde zu Gemeinde unterschiedlich sein können. Wenn der Hinweis aber bestätigt werden könnte, dann wären die Wasserschutzgebiete vermutlich nicht als flächenmäßiges Entwicklungshemmnis zu betrachten, sondern als weicher Standortfaktor (saubere Umwelt), der sich positiv auf die bebaubaren bzw. ökonomisch verwertbaren Flächen auswirken könnte. Dieser potentielle Attraktivitätsgewinn - der übrigens nicht nur den Ge-



Karte 1: Beschäftigtenentwicklung im Raum München



Karte 2: Bevölkerungsentwicklung im Raum München

meinden in den Wassergewinnungsgebieten, sondern der gesamten Region einschließlich der Stadt München zugute käme (33) - entfiele, wenn die Wasserentnahme zu Schäden im Naturhaushalt führen würde. Weiterhin müßten die Gemeinden ihren potentiellen „Gewinn" ungenutzt lassen, wenn sie selbst - was es ebenfalls noch zu untersuchen gilt - keine ausreichenden Zugriffsmöglichkeiten mehr auf die Grundwasservorkommen hätten.

Die Überprüfung des ersten Teils der zugrunde gelegten Hypothese, also die Behauptung der begrenzten Entwicklungsmöglichkeiten in den Wassergewinnungsgebieten, führt auf der Grundlage der bislang angestellten Untersuchungen zu folgendem Ergebnis: Angesichts der hohen Beschäftigten- und Bevölkerungsdichte in der Münchener Schotterebene wird die Behauptung für dieses Gebiet zurückgewiesen. Für die Gebiete Mangfalltal und Loisachtal bedarf es noch verfeinerter Analysen der verfügbaren Flächenpotentiale und des Wasserbedarfs und -dargebotes, ehe die Hypothese verifiziert oder falsifiziert werden kann.

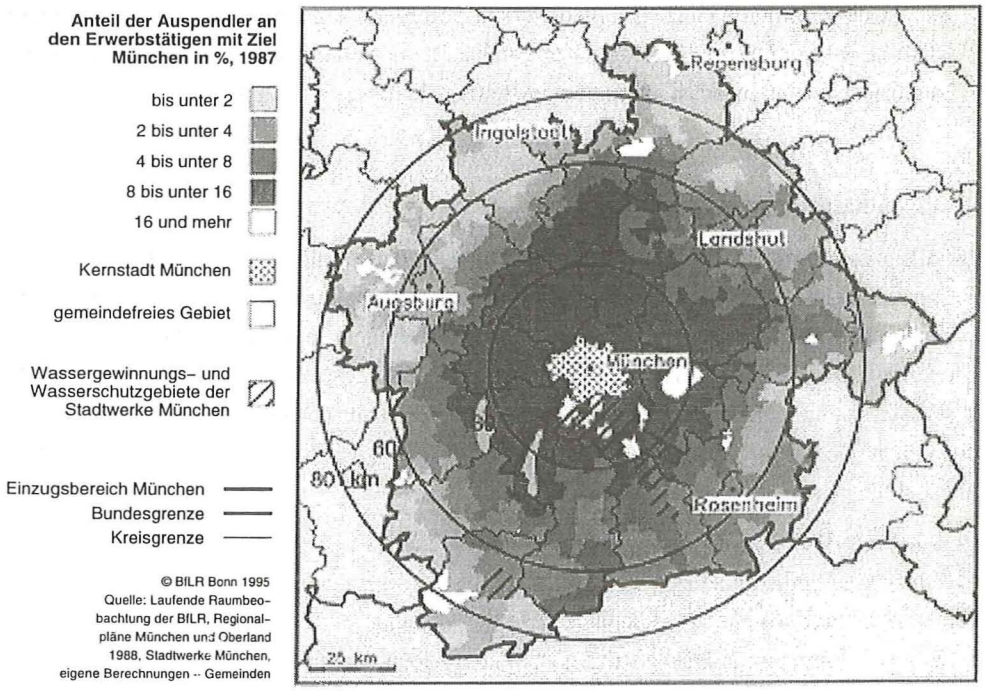
Wie sieht es nun mit dem potentiellen Nutzen aus, den die Umlandgemeinden aus den Beschäftigungsmöglichkeiten der Großstadt ziehen können?

Der Anteil der Auspendler nach München an den Erwerbstätigen variierte nach Daten aus der Volkszählung von 1987 deutlich mit der Entfernung der Wohngemeinde zur Stadt München. Das sieht für die Gemeinden in den Wassergewinnungsgebieten nicht anders aus als für die übrigen Gemeinden im Einzugsbereich (vgl. Karte 3). So lag der Anteil der Auspendler aus der Münchener Schotterebene bei durchschnittlich rund 49%, aus dem Mangfalltal bei rund 13% und aus dem Loisbachtal bei nur noch rund 5% (34).

Angesichts der geringen Pendlerbeziehungen aus den Gemeinden des Loisachtals in die Landeshauptstadt kann hier von einem Nutzen durch das ca. 70 km entfernte München nicht gesprochen werden.

Anders sieht es bei den Gemeinden in der Schotterebene aus: Zwar läßt sich nicht unbedingt ein spezieller Nutzen für die hochqualifizierte Wohnbevölkerung ableiten. Der generelle Nutzen für die Erwerbstätigen war jedoch 1987 für jeden Zweiten von ihnen offensichtlich. Gleichwohl kann es für den einzelnen auch eine „Notlösung" gewesen sein, z.B. weil das Wohnen in München zu teuer war. Die Schotterebene bzw. der Kreis München, in dem dieses Gebiet liegt, hatte im Jahr 1992 einen vergleichsweise geringen Anteil an Sozialhilfeempfängern, der weit unter dem in München lag.

Den Erwerbstätigen im Mangfalltal kamen im Erhebungsjahr 1987 die Beschäftigungsmöglichkeiten der Großstadt ebenfalls in einem noch beachtlichen Umfang zugute: Jede Zehnte arbeitete in München. Außerdem lag der Anteil der Hochqualifizierten, die im Mangfalltal lebten und dort gleichzeitig „hochqualifiziert" beschäftigt waren, unter dem Durchschnitt, so daß besonders sie sich das überdurchschnittliche Angebot in München zunutze machen konnten (oder mußten). Der Anteil der Sozialhilfeempfänger war 1992 im betreffenden Kreis noch geringer



Karte 3: Pendlereinzugsbereich der Großstadt München

als im Kreis München.

Während die Bevölkerung und die Kommunen im Loisachtal also zumindest auf diesen ersten Blick keinen „angemessenen Ausgleich" für ihre Wasserlieferungen erhalten, sehen die wechselseitigen Beziehungen zwischen dem Mangfalltal und München weit ausgeglichener aus. Am deutlichsten scheint die Schotterbene von ihrer Lage in unmittelbarer Nähe zur Landeshauptstadt zu profitieren.

Über die zugrunde gelegte Hypothese hinaus auf die Potentiale zur Annäherung von Wasserversorgung und Raumplanung schauend, sind insbesondere folgende Fragen noch klärungsbedürftig:

- Gibt es in München noch ungenutzte Potentiale zur rationellen Wasserverwendung oder zum Gewässerschutz?
- Welche Bewertungskriterien sollten zur Beurteilung der Beziehungen zwischen München und den betreffenden Umlandgemeinden herangezogen werden? Wie eingangs schon angesprochen, ist der Nutzen, den die Umlandgemeinden bzw. die dort lebende Bevölkerung aus der Großstadt zieht, mit der raumordnerisch unerwünschten Begleiterscheinung eines hohen Pendleraufkommens verbunden.

- Wie ist die von den Münchener Stadtwerken geförderte Umstrukturierung der Landwirtschaft im Mangfalltal zum ökologischen Landbau zu bewerten? Der Weg zum ökologischen Landbau erscheint zunächst als sinnvoller Beitrag zur Wasservorsorge.

3.2. Konfliktlösungsansätze

Vor allem das Nordheide-Beispiel liefert den Hinweis, daß es möglich ist, Konflikte zwischen Wasserversorgung und Raumplanung auf den Weg zu einer ursachenbezogenen, ressourcensparenden und räumlich ausgeglicheneren Lösung zu bringen. In welchem Umfang dies letztlich gelingt, hängt natürlich davon ab, inwieweit sich die fachplanerischen Bestrebungen über das Wassersparen hinaus in der Konkurrenz mit anderen städtischen Flächennutzungen behaupten können (Gewässer- und Bodenschutz) und inwieweit Wasserversorgung und Stadtentwicklungspolitik an „einem Strang" ziehen.

Zunächst mit Blick auf die gegenwärtigen Möglichkeiten, zu ausgeglicheneren räumlichen Lösungen zu kommen, könnte sich die Tendenz „günstig" auswirken, daß immer mehr Städte und Gemeinden unter dem Druck knapperer Mittelzuweisungen, des europäischen Wettbewerbs der Regionen und lokaler Flächenengpässe erkannt haben, daß es raumrelevante Handlungsfelder gibt, auf denen es sich besser kooperieren als konkurrieren läßt (35). Das trifft auf kleinere Städte und Gemeinden in ländlich-strukturierten Gebieten ebenso wie auf Großstädte zu. So ist der Gedanke der Stadt-Umland-Kooperationen in den letzten Jahren wieder neu belebt worden. „Echte" Kooperationen, bei denen alle betroffenen Kommunen ihre Interessen gleichberechtigt einbringen und geltend machen können, versprechen ausgewogenere Lösungen; die aber nicht zwangsläufig den Koordinationsauftrag der Raumplanung optimieren (z.B. wenn zwar die Bevölkerung und die Kommunen im Umland für ihre Wasserlieferungen im gegenseitigen Einvernehmen „entschädigt" würden, Wassersparpotentiale der Großstadt dafür jedoch ungenutzt blieben.)

Wie sieht es darüber hinausgehend mit den Rahmenbedingungen zur Koordination, zur Annäherung von Wasserversorgung und Raumplanung aus? Das Zustandekommen der „Nordheide-Lösung", vor allem die Entwicklung und Umsetzung von Wassersparkonzepten, wurde wesentlich durch das Engagement der Bürgerinitiative aus der Nordheide beeinflußt. Dieses Engagement im speziellen Fall wurde wiederum durch den generellen Bedeutungszuwachs von Umweltschutz und räumlichen Belangen gestützt. Ohne den Einfluß der IGN schmälern zu wollen, hatte jener Wertewandel, der von immer mehr Bürgerinnen und Bürgern getragen und damit automatisch auch in die administrativen, politischen, aber auch privatwirtschaftlichen Institutionen und Entscheidungsgremien transportiert wurde, sicher schon an sich die Bereitschaft zu Versorgungsalternativen begünstigt.

Die Bedeutung des Umweltschutzes hat im Meinungsbild der Bevölkerung abgenommen. Nachdem bereits Mitte der achtziger Jahre ein leichter, im Vergleich mit der Bedeutung ande-

rer gesellschaftlicher Probleme aber nicht nennenswerter Rückgang zu verzeichnen war (36), ist der Rückgang in den letzten Jahren schon größer geworden; gerade im Vergleich mit dem Anstieg der Bedeutung anderer Probleme wie z.B. „Arbeitsplätze schaffen" oder „Verbrechensbekämpfung", der besonders in den neuen Ländern zu beobachten ist (vgl. Abb. 3).

Diese Entwicklung läßt Zweifel daran aufkommen, ob heute noch eine ähnliche Unterstützung langfristiger Interessen, wie sie von Umweltschutz und Raumplanung vertreten werden, im Konfliktfall durch Bürger und Betroffene zu erwarten wäre. Allerdings sind die Rahmenbedingungen für eine Konfliktlösung im raum- und umweltplanerischen Sinne heute weit günstiger als zu Beginn der siebziger Jahre. Umweltschutz ist heute selbstverständlicher und Umweltbelange sind viel offenbarer als noch vor 20 oder 25 Jahren. Nicht nur, daß es inzwischen eine „eigene" Ausbildung zum Umweltingenieur und -zur ingenieurin gibt, viele andere Ausbildungsgänge in den Ingenieur- und Naturwissenschaften, aber auch in den Sozial- oder Gei-

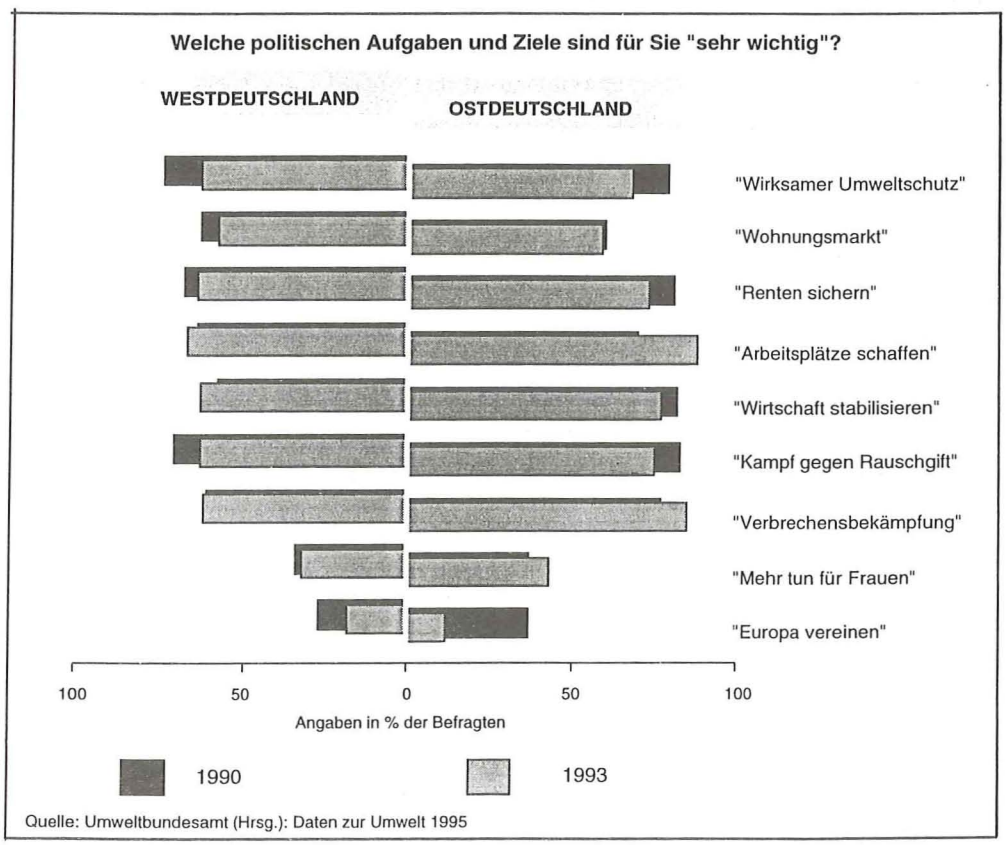


Abb. 3: Umweltfragen im Meinungsbild (37)

steswissenschaften sind um die „Umwelt- und die Naturschutzkomponente“ erweitert oder vertieft worden.

Zudem sind inzwischen gesetzliche Voraussetzungen für einen weitergehenden Umwelt- und Naturschutz und eine stärkere Integration raumplanerischer Belange in umweltrelevante Planungs- und Entscheidungsprozesse geschaffen worden:

- durch das Bundesnaturschutzgesetz von 1976 und darauf folgende Landesgesetze,
- die Novelle des Bundesraumordnungsgesetzes im Jahr 1989 und
- die rechtliche Fixierung der Umweltverträglichkeitsprüfung 1990.

Die Leitvorstellung des Ressoucenschutzes kommt im §1 Bundesraumordnungsgesetz seit 1989 stärker zum Ausdruck. Ebenfalls wurde mit dieser Novelle die Umweltverträglichkeitesprüfung in das Raumordnungsverfahren integriert. Inzwischen sind die Regelungen allerdings insofern „gelockert“, als die Entscheidung über die Verknüpfung von Umweltverträglichkeitsprüfung und Raumordnungsverfahren nun den jeweiligen Ländern vorbehalten ist..

Insoweit bleibt zu hoffen, daß der Vollzug der geltenden rechtlichen Vorschriften durch die höhere Selbstverständlichkeit des Umweltschutzes und trotz der vergleichs- und zumindest zeitweise geringeren Bedeutung des Umweltschutzes vorangetrieben wird.

Anmerkungen

(1) Abbildung nach Seifert, V.: Regionalplanung. Das geographische Seminar. Braunschweig 1986; Turowski, G.: Raumplanung. In: ARL (Hrsg.) Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover 1995, S. 775-776

(2) Vgl. von Schilling, H.: Räumliche Bedeutung der Konflikte zwischen Landbewirtschaftung und Umwelt. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 6.1984, S. 525-538

(3) Vgl. Schneider, O.: Vorwort. In: Heinz, I. u.a.: Handlungsspielräume zur besseren Nutzung lokaler und regionaler Wasservorkommen. Schriftenreihe 06 „Raumordnung“ des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Heft Nr. 06.060, Bonn 1987, S. 3

(4) Vgl. Budde, B./Nolte, J.: Wirkungsanalyse „Raumentwicklung - Wasserversorgung“ als Beitrag zum wasserwirtschaftlichen Planungsinstrumentarium. In: gwf - wasser/abwasser, Jg. 124 (1983) H. 7, S. 335-339

(5) Vgl. Kampe, D./Strubelt, W.: Aspekte raumplanerischer Wasservorsorgepolitik. In: BfLR/Köszegfalvi, G./Strubelt, W. (Hrsg.) Aktuelle Probleme der räumlichen Forschung und Planung. Ein Vergleich zwischen Ungarn und der Bundesrepublik Deutschland. Seminare, Symposien, Arbeitspapiere, Heft 23, Bonn 1987, S. 51-59; MKRO: Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung „Schutz und Sicherung des Wassers“ vom 25. März 1985; Sperling, D.: Probleme der Wasservorsorgepolitik. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 2/3. 1983, S. 93-102

(6) BMI (Hrsg.): Wasserversorgungsbericht. - Bericht über die Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland -. Berlin 1982, S. 20

(7) Vgl. z.B. BMI (Hrsg.), ebd.; Kampe, D.: Möglichkeiten der Umsetzung neuer Ansätze räumlicher Wasservorsorgepolitik. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 3/4.1988, S. 191-198

(8) Finke, L.: Landschaftsökologie. Das geographische Seminar. Braunschweig 1986, S. 138

(9) Vgl. Iven, H./Lehr, H./Schanz, W.: Das Hessische Ried innerhalb der überregionalen Wasserversorgung Rhein-Main. In: Wasser und Boden 4-1983, S. 169-172; IGN (Hrsg.): Grundwasserentnahme in der Nordheide. (vervielfältigte Broschüre) 6. Auflage. 1986

(10) Kampe, D.: Möglichkeiten der Umsetzung neuer Ansätze räumlicher Wasservorsorgepolitik. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 3/4.1988, S. 195

(11) Vgl. Heinz, I.: Erfassung regionaler Wassereinsparpotentiale der Wirtschaft. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 3/4.1988, S. 151-159; Kampe, D.: Möglichkeiten der Umsetzung neuer Ansätze räumlicher Wasservorsorgepolitik. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 3/4.1988, S. 191-198; Kampe, D./Strubelt, W.: a.a.O.; Nicolaisen, D.: Raumordnungspolitische und regionalwirtschaftliche Bewertung unterschiedlicher Strukturen der Wasserversorgung. In: BfLR (Hrsg.) Informationen zur Raumentwicklung, Heft 3/4.1988, S. 169-174; Sperling, D.: a.a.O.

(12) Vgl. Drobek, W.: Gedanken über eine Großstadt-Wasserversorgung um die Jahrtausendwende. I. Teil: Wasserbedarf und Wasserbedarfsdeckung. In: Wasser Abwasser. gwf. Das Gas- und Wasserfach, 108. Jahrgang, Heft 40, 1967, S. 1125

(13) Vgl. Heck, R.: Wasserversorgung und Umweltfragen am Beispiel Hamburg. In: DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 31, Eschborn 1982, S. 35-55; HWW (Hrsg.): WasserMagazin. Kundeninformation der Hamburger Wasserwerke GmbH. Oktober 1981, S. 3

(14) Vgl. z.B. Drobek, W.: a.a.O., aber auch Iven, H./Lehr, H./Schanz, W.: a.a.O., die darauf schließen lassen, daß das rein technische Denken und Handeln auch Anfang der achtziger Jahre noch einen vorrangigen Stellenwert besaß.

(15) Buchwald, K.: Die Auseinandersetzungen um die Wasserentnahme der Hamburger Wasserwerke in der Nordheide. In: Landschaft + Stadt 15 (1) 1983, S. 10

(16) Vgl. HWW (Hrsg.): WasserMagazin. Kundeninformation der Hamburger Wasserwerke GmbH. November 1987, S. 8

(17) Vgl. HWW (Hrsg.): WasserMagazin. Kundeninformation der Hamburger Wasserwerke GmbH. April/Mai 1982, S. 21

(18) Vgl. HWW: Handlungskonzept zur dauerhaften Sicherung der Trinkwasserversorgung. 1986

(19) Aufgrund der währenddessen kritisierten, eingetretenen ökologischen Folgewirkungen - die Bewertung ihrer Tragweite bleibt hier dahingestellt - ist diese Lösung nur als „suboptimal" zu betrachten. Eine Darstellung der Bedingungen und Entwicklungen, die dazu führten würde ebenso wie die Begründung dieser Einschätzung an dieser Stelle zu weit führen; vgl. dazu (20).

(20) Vgl. zu Kapitel 1 und 2 weiterführend auch Adam, B.: Raumrelevante Entscheidungsprozesse. Wiesbaden 1992 oder dies: Raumrelvante Entscheidungsprozesse in der Wasserversorgung am Beispiel des Konfliktfalles Nordheide. In: ZfU 4/92, 481-487

(21) Vgl. Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland. Jahrgänge 1979, 1983, 1986, 1989, 1993 und 1994

(22) Vgl. Stadtwerke München (Hrsg.): Wasser für München. Wasserversorgung. (Broschüre) Ausgabe 1994; mündl. und schriftl. Auskünfte der Stadtwerke München

(23) Vgl. Stadtwerke München: ebd.; Sommerhoff, G.: Stadtökologie und Umweltprobleme in München. In: Geipel, R./Heinritz, G. (Hrsg.) München. Ein sozialgeographischer Exkursionsführer. Münchner Geographische Hefte Nr. 55/56, S. 171-212

(24) Vgl. Sommerhoff, G.: ebd.

(25) Stadtwerke München (Hrsg.): Wasser für München. Wasserversorgung. (Broschüre) Ausgabe 1994, S. 19

(26) Mündl. Auskunft der Stadtwerke München

(27) Stadtwerke München (Hrsg.): Wasser für München. Wasserversorgung. (Broschüre) Ausgabe 1994, S. 19

(28) Im Loisachtal sind es schätzungsweise 300-400 ha; mündl. Auskunft der Stadtwerke München

(29) Die im Mangfalltal aufgekauften 1700 ha machen nach eigenen Berechnungen auf der Grundlage der Laufenden Raumbeobachtung der BfLR etwa 14% der gesamten Gemeindefläche in diesem Gebiet aus.

(30) Vgl. Sommerhoff, G.: a.a.O.

(31) Vgl. IGN (Hrsg.): a.a.O.

(32) Nach eigenen Berechnungen auf der Grundlage der Laufenden Raumbeobachtung der BfLR

(33) Vgl. z.B. Biehler, H./Brake, K./Ramschütz, E.: Standort München. Sozioökonomische und räumliche Strukturen der Neo-Industrialisierung. IMU Studien 20. München 1994

(34) Nach eigenen Berechnungen auf der Grundlage der Laufenden Raumbeobachtung der BfLR

(35) Vgl. z.B. Adam, B.: Forschungsfeld Städtenetze. In: RaumPlanung 66. 1994, S. 184-185

(36) Vgl. UBA (Hrsg.): Daten zur Umwelt 1986/87

(37) Vgl. UBA (Hrsg.): Daten zur Umwelt 1995

Abschnitt 5

- Instrumente und Regulierung -

Hoekstra, A. Y.:

Water policy and sustainable development: An integrated approach

National Institute of Public Health and
Environmental Protection (RIVM)
Bilthoven, The Netherlands 231-255

Bergmann, E.:

Wie steuern wir die Nutzung knapper Ressourcen? - Das Beispiel des Grundwassers -

Bundesforschungsanstalt für Landeskunde
und Raumplanung (BFLR),
Bonn 257-278

Lutter, S.:

Regulierung am Beispiel der Gewässerverschmutzung: Nordsee und Nordost-Atlantik

Umweltstiftung WWF-Deutschland
Fachbereich Meere und Küsten
Bremen 279-304

Water policy and sustainable development: An integrated approach

Arjen Y. Hoekstra

National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM)
Global Dynamics & Sustainable Development Programme
P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands

Delft University of Technology
School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management (SEPA)
P.O. Box 5015, 2600 GA Delft, The Netherlands

Abstract:

For designing water policy as part of a strategy for sustainable development, insight in the dynamics of the water system is necessary but not sufficient. It is hypothesized that understanding the water policy issues of today requires an integrated analysis of hydrology, water quality, water demand and water supply in relation to land cover changes, soil degradation, elements cycles and climate change, but also in relation to food and energy supply, human development and economics. It is shown that the analytical tools for water policy analysis presently available only partly meet the requirements of an integrated water policy analysis. To fill up this gap, the new modelling framework AQUA has been developed. AQUA is part of the more extensive framework TARGETS: a Tool to Assess Regional and Global Environmental and health Targets for Sustainability. The generic version of AQUA has been elaborated for the world as a whole and for two specific river basins: the Ganges-Brahmaputra Basin and the Zambezi Basin. The tool will be used within the Earthwatch Programme of UNEP. The experiences from the use of AQUA within the actual process of policy analysis will be used to evaluate the usefulness of the integrated approach.

1. INTRODUCTION

Given the growing need in the international decision-making community to operationalize the notion of sustainable development, in 1992 the National Institute of Public Health and Envi-

ronmental Protection (RIVM) in The Netherlands launched the research programme „Global Dynamics and Sustainable Development". One objective of this programme is to develop an integrated assessment model to support policy makers, policy analysts and researchers in analysing future global developments with respect to the goal of sustainable development. The model being developed is referred to as TARGETS, an acronym for *Tool to Assess Regional and Global Environmental and health Targets for Sustainability* (Rotmans *et al.*, 1994). Although TARGETS is still in its developmental phase, its major constituents are presently available.

One such a constituent is AQUA, providing the part of TARGETS that addresses the role of water in global and regional environmental change and socio-economic development. The aim of the tool is to support a policy analyst in understanding the causal relations between 'pressures' on the water system, the dynamics of the water system and the impacts of water system changes on human health, socio-economic development and ecosystems. Besides, as an integral part of TARGETS, the tool aims at supporting the policy analyst in developing and evaluating global and regional water policy as part of a comprehensive policy for sustainable development.

AQUA is being developed in cooperation with the School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management at the Delft University of Technology, The Netherlands. The research is partly sponsored by the United Nations Environment Programme (UNEP) in Nairobi, Kenya, as part of the Earthwatch Programme.

A first generic version of AQUA has been developed and has been elaborated for the world as a whole and for two specific river basins: the Ganges-Brahmaputra Basin on the Indian subcontinent and the Zambezi Basin in Southern Africa. This paper firstly discusses the type of issues to be dealt with by AQUA. Secondly, the main structure of AQUA is discussed. The paper is meant to give a methodological outline and does not present experimental results. An extensive documentation of the underlying definitions and assumptions of AQUA can be found in Hoekstra (1995).

2. WATER POLICY AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT: A HYPOTHESIS

Traditionally, water policy has been linked to specific problems like water shortages, flooding and water pollution. The construction of water supply and water defence systems and technological developments were mostly related to a few particular interests. Dams for example were meant for either hydroelectric generation or irrigation (Grijns & Wisserhof, 1992). However, since the fifties a trend can be observed from single-purpose water resources development by single means to multi-purpose development by multiple means (UN, 1958, 1970). One can also

notice a gradual shift from ***water resources development*** - with emphasis on exploiting the water system and constructing infrastructure - to the concept of ***water resources management*** - with more emphasis on allocation issues - to the concepts of ***integrated water management*** and ***sustainable water resources management*** - realizing that water is not merely a human resource but also an essential part of an ecosystem. The first shift can still be noticed in many developing countries. The second shift is illustrated very well for example by comparing the second water master plan in The Netherlands (Ministry of Public Works, 1985; Pulles, 1985) and the third one (Ministry of Public Works, 1989). In each new water policy phase, the attention does not just shift from one major issue to another one, but rather becomes more comprehensive. Ecological concern does not reduce the importance of the 'traditional human interests', but adds to them.

If we consider the present water-related problems in either developing or industrialized countries or if we try to look some decades ahead, the ***complexity*** of the problems is most striking. Complexity here means that problems appear to have various causes and impacts, and solutions for certain problems appear to be the driving forces for other problems. Each seemingly separate problem does not have one marked beginning and end but appears to be part of a web of interlinked phenomena.

It is hypothesized that understanding the complex water-related policy issues of today and developing water policy for sustainable development requires an integrated analysis of hydrology, water quality, water demand and water supply in relation to land cover changes, soil degradation, elements cycles and climate change, but also in relation to food and energy supply, human development and economics.

A question that will be elaborated below is: what are these complex water policy issues that can only be understood and dealt with through an integrated analysis? A next question that will be elaborated is: what is meant by an integrated water policy analysis? It will be shown that the tools for water policy analysis presently available do not meet the requirements for an integrated analysis. The paper will conclude with a short discussion of AQUA, specifically designed for analysing the complex water problems that cannot be understood or solved without adopting a comprehensive approach towards environmental change and socio-economic development.

3. WHAT ARE THE MAJOR WATER POLICY ISSUES ?

3.1. The fresh water transition

To get understanding of the interrelationships between water and socio-economic development, the concept of fresh water transition is introduced. A fresh water transition is a long-term shift from one more or less equilibrium state of the hydrology and water quality in a cer-

tain region to another one. The change of the fresh water balance and the water quality situation is determined by (other) environmental changes and social, economic and technological developments. Vice versa, the fresh water transition acts upon the environmental and societal changes. The transition concept can be applied for a specific river basin, a (sub)continent or even the globe as a whole.

As shown in the upper half of *figure 1*, the fresh water transition consists of two phases. The first phase shows a disturbance of the originally more or less equilibrium state of the water system. This disturbance gets manifest by an exponential increase of water use and a decrease of the clean fresh water supply potential. A characteristic of the disturbance is that it is enforcing itself; there is a positive feed-back. The development of water resources supports socio-economic development and this in turn drives a further exploitation of and pressure on the

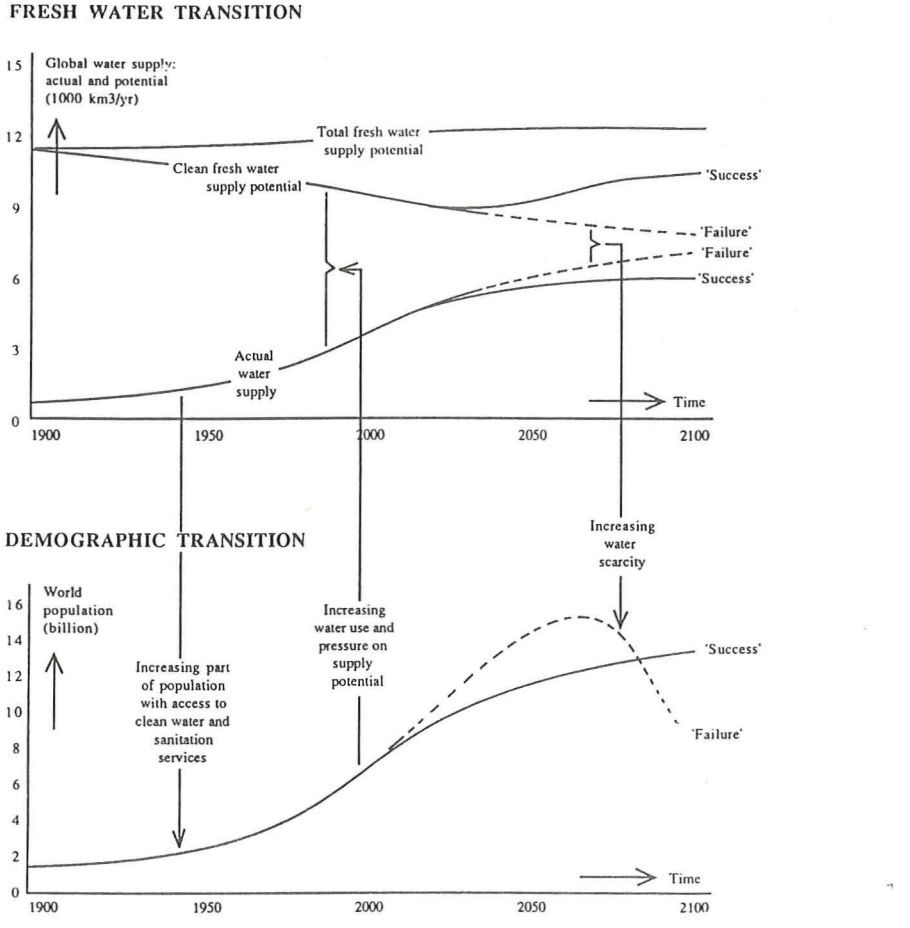


Fig. 1: The fresh water transition in relation to the demographic transition. The represented values are illustrative.

water system. The second phase of the fresh water transition is characterized by either a stabilization and recovery or a collapse. These two extreme and stereotype development paths will be called success and failure of the fresh water transition. In a successful transition, the water demand stabilizes and the clean fresh water supply potential returns to the initial level or even higher. In case of failure, actual and potential supply approach one another to such an extent that either supply costs exponentially increase or actual supply cannot meet demand anymore so that serious repercussions on either economics or population are inevitable. Due to these repercussions and the low supply potential, the actual use will probably stabilize near the supply potential. The situation is like an entrapment: the relative water scarcity increases (water demands grow and the supply potential decreases) in a situation in which a better water supply is an essential condition for socio-economic improvement. The entrapment will hold on untill favourable demographic, economic or technological developments provide a chance to restructure the failed water transition into the direction of a successful one. Each 'end' of a successful transition might be the start of a new one.

3.2. The fresh water transition in relation to the demographic transition

As an example to show how the fresh water transition interacts with other developments, the relation with the demographic transition is considered. Three stages can be distinguished in this relation *(figure 1)*. Firstly, improving water supply and sanitation is one of the most important conditions for starting the demographic transition. This has been illustrated in North America and Europe in the first half of the nineteenth century and can be observed in the developing world of today. Still, in developing countries, waterborne diseases account for about 80% of all illnesses (Postel, 1992) and an estimated 10 million deaths each year (Nash, 1993). The second stage is characterized by the impacts of the exponential population growth on the water system, in first instance locally, but in the end also regionally and even globally. Note that population growth is only one of the pressures on the water system; other pressures are economic growth and increased food production taking place at the same time. The construction of reservoirs enlarges the fresh water supply potential to some extent, but counter forces like land cover changes, soil erosion and pollution result in a net reduction of the clean fresh water supply potential. The relative scarcity of clean fresh water that follows from this (the water demand grows and the supply potential diminishes), results in higher water supply costs. This is the start of the third stage in the relation between the water and the demographic transition. What will happen, depends on the specific circumstances.

If the second half of the demographic transition (the decreasing growth curve) starts in time, due to economic prosperity and social development, there will be the possibility to successfully pass through the fresh water transition. This is probably more or less the case in most countries of Western Europe and North America.There is the possibility to put efforts in recovering the clean water supply potential - for example by water quality improvements - and in reducing

water demands - e.g. by efficiency improvements. In this way, one can avoid the situation in which water demand and supply potential too closely approach one another. However, if the second half of the demographic transition sets in too late, the growing water scarcity and supply costs will make that irrigation demands can not be supplied and that the percentage of the population with proper water supply and sanitation starts decreasing again. In this way, failure of the demographic transition causes failure of the water transition and vice versa. (Note that many other developments are interfering, but demographic development and water system change have been elucidated as an example.)

The fresh water transition can be regarded as part of a more comprehensive environmental transition as described by for example Malone (1993). Understanding the alternative ways the fresh water transition can take place and designing water policy strategies in order to promote a successful one, requires an integrated analysis of both demographics, health, economics and environmental change.

3.3. Trade-off between water demand and water supply policy

Despite large socio-economic and climatic differences, a diminishing difference between water demand and supply potential is a trend nearly everywhere on earth. To safeguard future water supply to the domestic, agricultural, industrial and energy sectors, one can either attempt to increase the supply potential or to reduce the demands or a combination of both. Water demand policy may be directed towards education or technological development to bring about a more efficient water use. Also water pricing may be a proper instrument to reduce demands. Water supply policy may be directed towards the construction of new infrastructure or the regulation of water quality. Even policies for land and soil management and climate policy could be part of a water supply policy.

Which combination of policy options is expected to yield the largest benefit in a certain situation depends on the comparative contributions of the various factors that cause the relative scarcity of clean fresh water. In developing regions with high population growth rates and with a total demand still far from the supply potential, the main factor causing water shortage is often the lack of infrastructure. In regions where the demand gets nearer to the supply potential, the major cause of water scarcity becomes the fast growing demand itself. In the former case - e.g. in the humid areas of Southeastern Asia and Central Africa - one could give priority to infrastructure policy, in the latter one - e.g. in arid areas like Northern Africa - to water demand policy. In regions as Eastern Europe where water pollution is one of the major causes of a decrease of the clean water supply potential and where population growth is small, emphasis could be laid on water quality regulation. In many parts of North America and Western Europe, the clean fresh water supply potential is growing due to water quality improvements, but once this has been stabilized again, the most important water policy option left is water demand policy.

How the trade-off between water demand and water supply policy can best be made does not only depend on the region, but is also strongly time dependent. For example, to efficaciously pass through a transition from a low but inefficient water use to a high but efficient water use, the emphasis should possibly shift from water supply to water demand policy.

3.4. How to reduce water demands

Falkenmark *et al.* (1987) regard the increase of water demand as a major cause of the present water problems. As major driving forces behind this increase, they mention urbanization, industrialization, the spread of irrigated agriculture, population growth and the desirable rise in living standards. For solving the water problems in their roots, it would be appropriate to address these underlying mechanisms. However, phenomena like population growth, food production and economic development are generally not considered the subject of water policy. The free space left to water policy makers is to address the water demand itself. Efforts may be put in developing more efficient water use techniques or in programmes to actually introduce new techniques among households, farmers, etc. In stabilized or slowly growing populations, efficiency improvements may be effective in solving problems of water scarcity indeed. Unfortunately, in fast growing populations, any efficiency improvement - reducing the water demand per capita - will be counteracted and nullified by the increase of the number of people. This illustrates the hypothesis that water policy cannot be seen out of the context of a demographic, food and economic policy.

3.5. Fresh water availability: many causes of change

The availability of fresh water partly depends on the fresh water recharge rate, i.e. precipitation minus evapotranspiration. General Circulation Models (GCM's) - detailed climate models - show that the expected global average temperature increase as a result of the enhanced greenhouse effect will result in increased global average rates of evapotranspiration and precipitation, the so-called intensification of the global hydrological cycle. Another effect will be a change of the *spatial distribution* of precipitation and evapotranspiration. The latter effect is more important if one is interested in the future water availability in a certain area. GCM's show that some arid areas may become drier but other ones wetter and idem for humid areas. Which projection is made, strongly depends on the region and the GCM used. Although the projections of different models show a significant variation, due to the uncertainties in this area, they show that recharge rates may change significantly. Miller and Russell (1992) for example calculated the effect of a doubled CO_2 scenario on the annual river runoff for the world's major rivers and found runoff values changing between - 43 % and + 96%. As another example, Van Deursen and Kwadijk (1994) estimated - on the basis of the output of a transient GCM run and under current greenhouse gas emission scenarios - a 20% increase of the yearly river runoff of the Ganges-Brahmaputra in the year 2050 and a 23% decrease in the Yangtze.

To illustrate the variation in the different estimates: Miller and Russell found for the Ganges-Brahmaputra runoff a 1% *decrease*, and for the Yangtze runoff a 36% *increase*.

Another driving force affecting the fresh water availability is the increased evaporation due to the use of water for human purposes and the construction of fresh water reservoirs. Presently, the global human-induced water evaporation amounts 2360 km^3/yr, i.e. 3.3% of the land evaporation and 0.4% of the total evaporation on earth (Shiklomanov, 1993). Also land cover changes such as deforestation and loss of wetlands result in changing evaporation rates.

The availability of fresh water not only depends on the recharge rate, but also on the part of this recharge that forms *stable runoff*, i.e. runoff available throughout the year. A mechanism increasing the stable runoff part is the construction of reservoirs, but mechanisms reducing this part are intensified land use (deforestation, urbanization, erosion) and river canalizations. Finally, the availability of *clean* fresh water is affected by pollution.

For priority setting in water policy making, one would like to have an estimate which factors are the major ones affecting the future clean water availability. An estimated x_1 percent reduction of the global average stable river runoff due to climate change may be an argument for climate policy, but should be compared with an estimated x_2 percent loss due to pollution. Regionally, the figures will differ, resulting in different regional interests. A complicating factor is that the different types of policy refer to different spatial scale levels: climate policy can only be dealt with at global level, whereas for example water quality or land use policy are generally seen as regional policies.

3.6. Water and food supply

The fivefold increase of the global irrigated area since the beginning of this century has resulted in the so-called green revolution in agriculture. Presently, 36% of the global harvest comes from the 16% of the world's cropland that is irrigated (Postel, 1992). Globally, agricultural water use contributes to 69% of the total human water use. In Asia, this figure reaches 86% and in Africa 88% (Gleick, 1993). The contribution of agriculture to the total water *consumption* (i.e. the part of the total water use that gets lost through evaporation), is even larger; globally, this percentage is 89% (Shiklomanov, 1993). These numbers combined with the fact that many regions in the world encounter serious problems of water scarcity by now, lead to the conclusion that irrigation is a major cause of the present water shortage in many places. What has been a solution in the agricultural sector is now a main problem in the water sector. Notorious cases are for example the drying of the Aral Sea and the exhaustion of ground water storages in California (Gleick, 1993).

Given the projected population growth and increase of food demand, the demand for new irrigated land will keep growing in future. The challenge is to assess when the price of irrigation as a solution for food supply is still worth paying and when not anymore. This assessment can-

not be made merely from an agricultural or a water management point of view, but should be based on an integrated analysis.

3.7. Dams

The practice of large-scale irrigation has not only resulted in serious political disputes on water scarcity (as in the Middle East), but has also prompted the debate on dams (Pearce, 1992). Although artificial reservoirs have proved to be beneficial - not only for water supply, but also for energy supply - it is now often argued that the consequences for the local population and ecosystems equal or outdo the benefits. This results in controversies about most of the large dams planned today, for example the dams planned in the Narmada valley in India and the Three Gorges Dam in the Yangtze in China. The presence of these controversies shows that decisions on dam construction cannot be based merely on objectives for water or energy supply, but should be embedded in policies for rural development, nature preservation and land management.

3.8. Water pollution as part of a disturbance of elements cycles

Both surface and ground water naturally contain a large variety of chemicals. However, man's activities have increased the concentrations of various substances throughout the world. Total dissolved nitrogen and phosphorus concentrations in surface waters for example have globally increased by a factor two and locally - in Western Europe and North America - by factors 10 to 50 (Meybeck, 1982). This increase has become manifest in many rivers and lakes as the phenomenon of eutrophication: richness of nutrients, excessive plant growth and deprivation of oxygen. The increased nutrient concentrations are due to domestic and industrial waste water disposals, agricultural fertilizer use, increased erosion and increased atmospheric deposition. Other types of water quality deterioration result from waste disposals containing heavy metals and organic micro-pollutants like PCB's and from the use of pesticides in agriculture.

Water quality changes are in fact part of a total disturbance of elements cycles. As recognized in environmental science, the cycles can best be analyzed as a whole. On a scale of one century, the natural cycles are often considered more or less in some equilibrium (with constant fluxes, not necessarily without a net source or sink). Human interventions mostly increase the natural flows or introduce new ones. This results in accumulation of substances in some of the spatial compartments and in depletion in others. If one merely looks at the balance in the water compartments, one is confined to an input-output analysis for these compartments, not being able to take into account a shift of the whole cycle in the direction of a new equilibrium. Therefore, water quality studies could better be part of more comprehensive balance studies. Besides, water quality management should be part of an integral 'chain management' for various chemicals. The water quality management practice of today - not having the possibility to address whole chemical chains - is mostly still confined to 'end-of-pipe' measures.

3.9. Water and climate change

Since research has pointed out that the average temperature on earth might increase in future as a consequence of the enhanced greenhouse effect, climate policy is part of the political debate. Although the direct effect of a global temperature change on human being and ecosystems might be much smaller than the indirect effects via changing patterns of water availability, the debate on the acceptable limit of greenhouse gas emissions has been driven by a discussion of the acceptable temperature changes. A link between climate policy and water policy has never been made. This is probably due to the large uncertainties surrounding climate change: whereas knowledge on temperature changes as a first order effect of the enhanced greenhouse effect is poor (Van Asselt *et al.*, 1995), knowledge on changes in water availability as a second order effect is even poorer.

Though, as noted earlier, research shows that under current greenhouse gas emission scenarios, considerable changes of fresh water availability might occur. From a long-term water policy perspective, the effect of the enhanced greenhouse effect on the future fresh water availability should therefore at least be taken into consideration. It implies that long-term water policy making is not merely a regional issue, but carries a global element. Acknowledging that the major impacts of climate change on human being and ecosystems might take place via changing patterns of water availability, ***it will be necessary to formulate climate policy also from a water policy point of view.***

3.10. Sea level rise

Closely related to climate change is the issue of a possible future sea level rise. According to Delft Hydraulics and RIKZ (1993), a sea level rise of one meter would increase the number of people subject to annual flooding from the present 40 to 50 million to nearly 60 to 75 million - not taking into account population growth. Further, in combination with human activities, a one meter sea level rise over the next century would threaten half of the world's coastal wetlands classified as internationally important according the Ramsar Wetland Convention (International Conference on Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 1971).

The mechanism underlying sea level rise being most widely discussed, starts with a global temperature increase. This results in enhanced melting of glaciers and ice caps and in thermal expansion of the ocean and thus in sea level rise. However, another mechanism that may significantly contribute to sea level rise is via a long-term loss of water on land because of large-scale ground water withdrawals, surface water diversions and land cover changes (deforestation and wetland loss). On the contrary, the construction of fresh water reservoirs on land contributes to a sea level decline. Sahagian *et al.* (1994) argue that the net effect of ground water withdrawals, deforestation, wetland reduction and reservoir construction accounts for at least 30% of the twentieth-century sea level rise. The remaining part was attributed to glacial melting and thermal expansion.

To anticipate the impacts of a possible sea level rise, one can choose to lay emphasis either on curative measures - i.e. coastal defence policy - or on preventive measures. In the latter case, estimates of the comparative contributions of the various mechanisms affecting the sea level are required to assess how combinations of different policies - e.g. climate policy, land use policy or water infrastructure policy - will work out.

4. WHAT IS AN INTEGRATED WATER POLICY ANALYSIS ?

Integration here includes two components. It means considering the interrelationships between the various water-related phenomena (internal integration), but it also means that water policy analysis should be embedded in a more comprehensive environmental and societal analysis (external integration). For this dichotomy, Rotmans *et al.* (1994) introduced the **terms *vertical and horizontal integration.***

Another aspect of integration refers to the ***spatial and temporal scope of analysis.*** It is hypothesized that for understanding the interrelationships between regional and global processes and between seasonal processes and processes over decades, the processes at the largest spatial and temporal scale are decisive for the scope of analysis to be applied. A fully integrated water policy analysis starts at ***global*** level, to take into account processes such as the disturbance of elements cycles and climate change. Further, a scope of ***several decades*** is applied to reckon with slow processes such as demographic development and resources depletion.

A characteristic of an integrated water policy analysis is that it is limited to the major phenomena, without going into detail. To be able to arrive at more detailed analyses of water-related problems and solutions, a ***top-down approach*** is proposed. According to this approach, the integrated water policy analysis provides the boundary conditions and priorities for a more detailed water policy analysis.

If a regional or short-term water policy analysis is not based on a more integrated analysis, there is the risk of suboptimization. Presently, analytic efforts are for example often directed towards the distribution of water among the various users (also reckoning with ecological water requirements), and such is the political debate. This is a problem that can be dealt with within the scope of a 'confined' water policy analysis. However, put in a larger scope, water allocation is a second order problem: a solution for the allocation problem essentially comes down to an agreement on how the scarcity problem will be shared (instead of solved). Problems such as the rapidly growing water demands, the pollution of water as a result of an overall disruption of elements cycles, the possible decrease of water availability through climate change or the possible decrease of stable runoff as a result of land cover changes and erosion find their causes outside of the water system. Although this is not the field of the water policy maker, it is the background in consideration of which water policy should be formulated.

5. PRESENTLY AVAILABLE TOOLS FOR WATER POLICY ANALYSIS

As mentioned earlier, water policy issues were traditionally relatively simple issues, in the sense that problems mostly had one major cause and the solution - although sometimes expensive or difficult to implement - was mostly singular. To support policy making in these cases, we meanwhile have a large number of different models, each specific problem provided with a specific analytic tool.

For assessing river water availability and problems of flooding, we can use river runoff models. Ground water availability and problems of ground water level decline can be analysed with ground water flow models. A large number of water quality models is available for analysing different types of pollution. Emission models have been developed to assess the pressure on the quality of the water system. To analyse water supply to different societal sectors, allocation models can be used. For assessing global patterns of water availability, General Circulation Models are available. The most recent additions to this broad set of specific tools are the grid-based models describing the impact of climate change on river runoff (e.g. Gleick, 1987; Kwadijk, 1993; Conway, 1993; and Nikolaidis *et al.*, 1993) and the models for assessing coastal impacts of sea level rise (e.g. Delft Hydraulics & RIKZ, 1993; Resource Analysis, 1994).

Since interests have become more interwoven and problems more complex, a trend to more integrated and more interdisciplinary analyses can be noticed (Wisserhof, 1994). In most western countries, this became most evident in the eighties. The efforts to analyse in an integrated way both hydrological and water quality processes and to take into account a variety of pressures and functions, have resulted in quite comprehensive and elaborate computational frameworks, linking the originally separate models. Examples are the PAWN-computational framework of RWS & Delft Hydraulics and the Mike11 framework of the Danish Hydraulic Institute.

Although these computational frameworks have proved to be very useful, ***they provide a poor basis for studying the coherence of water policies with other environmental and socio-economic policies.*** The reason is that these tools for water policy making are just not designed for analyzing the mutual interactions of the water system with climate, land, soil, element cycles, various socio-economic activities and human health. According to Rotmans *et al.* (1994), the tools are ***vertically*** integrated, but they lack ***horizontal*** integration. Vertical integration means that for a certain theme - water in this case - the complete cause-effect chain is simulated, from the pressures on the system, the state dynamics of the system itself to the impacts on the functions of the system. Horizontal integration means that several thematic cause-effect chains are linked to each other, providing the possibility to simulate the mutal interaction between the various pressure, state and impact mechanisms.

The need for horizontal integration in the world of analytical tools has been starting point for the development of AQUA as an integral part of TARGETS.

6. AQUA

The two main components of AQUA are: a simulation model and a framework of indices linked to this model. The simulation model is based on elements from system dynamics and systems analysis. The main structure is shown in *figure 2* and shows the pressure - state - impact - response schematization as proposed by Rotmans *et al.* (1994). The pressures on the water system influence the dynamics of the water system which in turn result in societal and ecological impacts. These impacts may give rise to certain societal responses, including policy

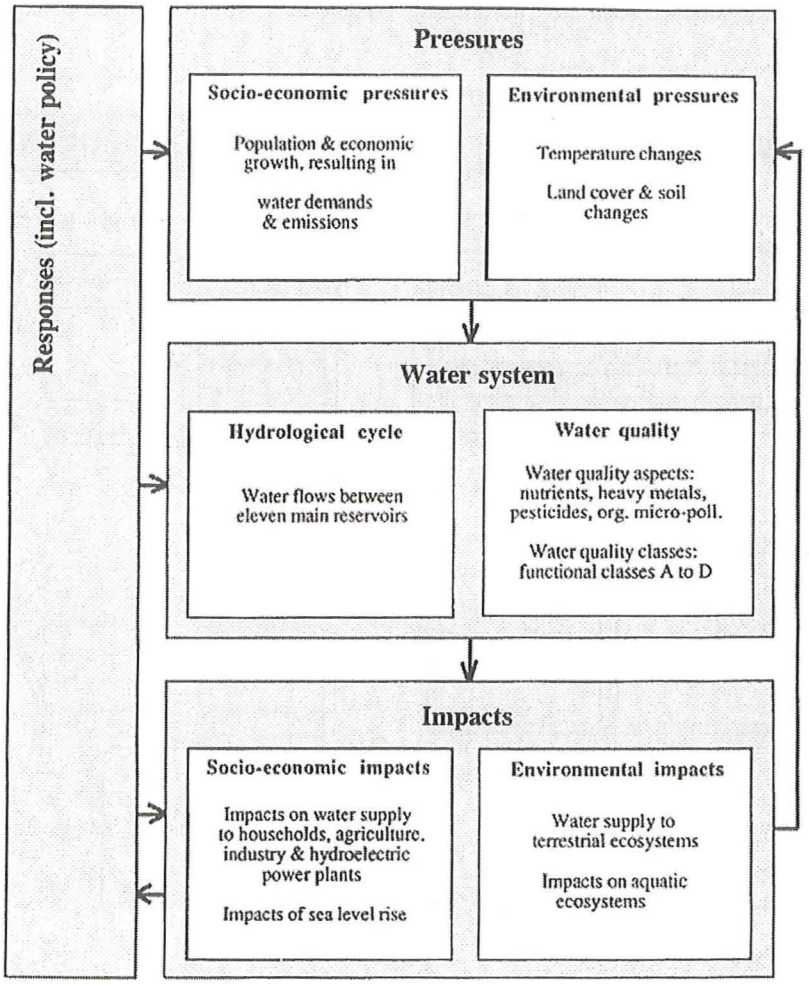


Fig.2: Main structure of the simulation model of AQUA.

responses. To enable the user of the model to analyse the effects of certain measures, the model contains a set of policy variables, representing some of the major policy options of the water policy maker. The simulation period may vary from some decades to one or two centuries.

Most of the processes in AQUA are modelled according to meta-equations. A meta-equation is a relative simple equation to calculate a certain variable yielding about the same results as a more detailed calculation. Such a more detailed calculation could for example be based on more physically based equations and a larger number of variables. In a meta-equation, physical processes are partly 'parameterized'. To warrant that the meta-equation yields the same results as detailed calculations, a meta-equation should be calibrated. An example of the meta-approach in AQUA is modelling the ground water outflow as a linear function of the ground water storage - an approach widely applied by hydrologists, leaving aside the law of Darcy and detailed aquifer studies. Also the Thornthwaite equations (1948) to calculate potential evapo-

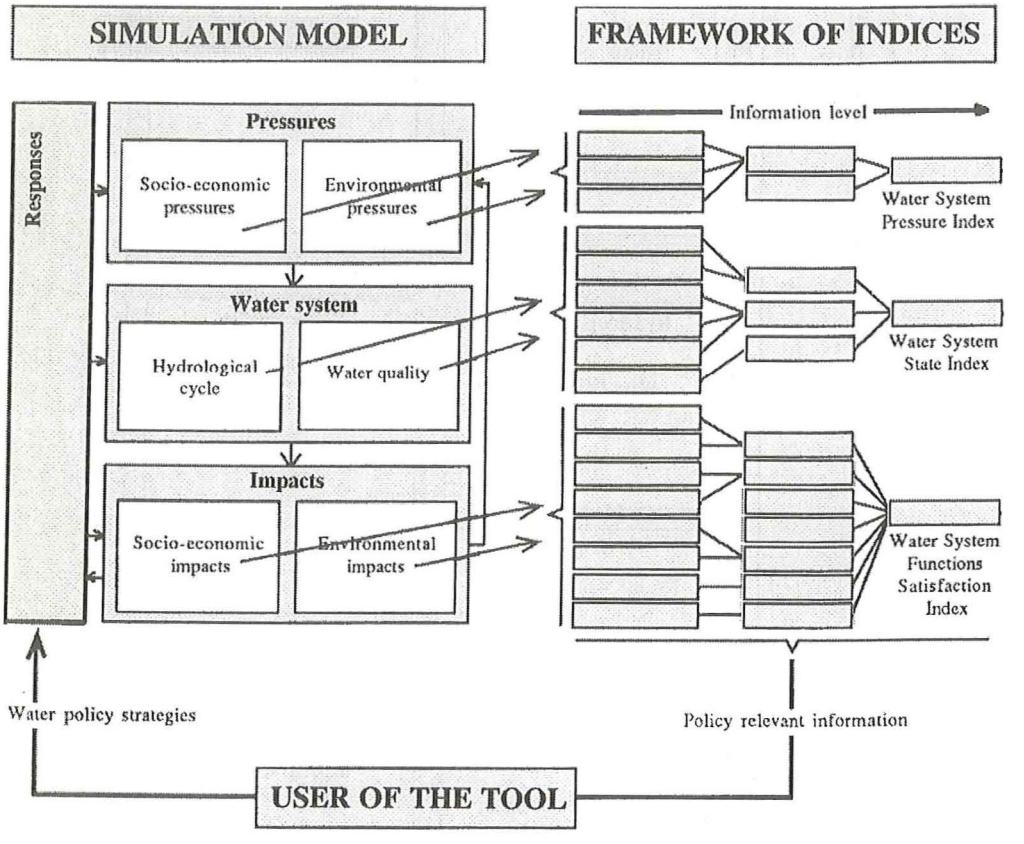


Fig.3: Linking indices to the simulation model of AQUA. More details of the simulation model can be found in figure 3. The framework of indices is fully shown in figure 6.

transpiration can be considered meta-equations, parameterizing factors like wind speed and air vapour pressure.

The simulation model contains some hundreds of variables. To prevent the user being confronted with an overdose of data, a set of indices is linked to the simulation model. An index is supposed to provide system information in some comprehensive form. In general, an index is a measure composed of some observable and measurable quantities. Here, an index is a composite of some *model* quantities. Because the model quantities for the greater part *represent* observable and measurable quantities, the indices used here can also be used for aggregating and presenting monitored data. *Figure 3* shows how in AQUA a hierarchical framework of indices is linked to the simulation model. Depending on the interest of the user, information is available at different levels of detail.

7. GENERICITY

It is hypothesized that AQUA has a generic character so that the tool can be applied at different spatial scale levels and with different levels of spatial differentation *(figure 4)*. To start with, the generic version has been elaborated for the world as a whole and for two specific river basins: the Ganges-Brahmaputra Basin and the Zambezi Basin.

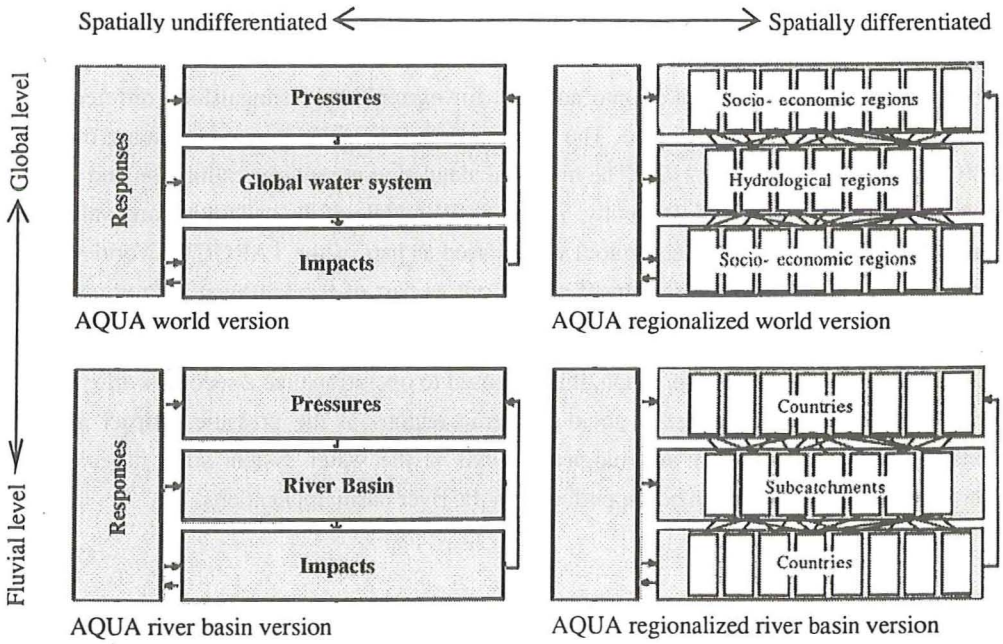


Fig.4: Possible applications of the generic AQUA version.

The modular structure and equations of the river basin applications are the same as in the world version, but the atmosphere, the ocean and the icecap modules are left out. The different applications further only differ as for the initial values, constants and parameter values used.

The rationale to apply AQUA at global level directly follows from the earlier statement that only then all interrelationships and feed-back mechanisms between the water, the environmental and the human system can be taken into account. Starting at a lower scale level, would imply that already from the start possibly important mechanisms like climate change and sea level rise would not be considered (at most as an exogenous scenario). But also water demands partially pass regional borders, for example because of large-distance food exports from irrigated areas.

The rationale for the river basin applications is that a lot of modelling experience is already available at this level. This provides the possibility to link up with earlier experiences and it will be easier to validate the approach chosen. The river basin applications of AQUA run standalone as yet. As a consequence, these versions do not meet the requirements for a fully integrated analysis as mentioned earlier. However, other submodels of TARGETS are being elaborated for specific regions as well and it is planned to develop regional versions of TARGETS as a whole. One step further anticipated is to embed the regional applications in one world version, thus bringing together the top-down and the bottom-up approach.

8. THE WORLD VERSION

In the world version, no socio-economic or hydrological regions are explicitly distinguished (though spatial varieties are taken into account, for example by distinguishing different land cover types and temperature zones). The world version of AQUA starts simulating the year 1900 and runs up to the year 2100. The historical simulation is used for calibration and testing the performance of the model. Presently, we are in the middle of the calibration and validation phase. After finishing this phase, the tool will be used as part of the TARGETS world version to support the global change assessment carried out as part of the Earthwatch Programme of the UNEP.

As a next step of a top-down approach, it is proposed to operationalize a second world version of AQUA, distinguishing different socio-economic regions in the pressure, impact and response modules and different hydrological regions in the water system state module. The elaboration for the regions can be supported from the river basin applications.

9. THE RIVER BASIN VERSIONS

In elaborating AQUA at river basin level, it was chosen to apply a spatial differentiation, both a hydrological and a socio-economic one, in order to link up with the data available, to facilitate

the comparison of the results with empirical data and - as for the hydrological part of the results - to be able to compare the simulation results with the outcome of more detailed models. The pressure, impact and response modules are operationalized for the countries within the basins. In the water system state modules, the major subcatchments are distinguished. For the translation from national pressures to pressures in the separate subcatchment areas, distribution matrices are used. The same holds for translating changes in the separate subcatchments back to impacts for the different countries.

The main aim of the application for the Ganges-Brahmaputra Basin is to examine the scientific reliability of the simulation model of AQUA. As part of the scientific validation, the performance of part of the hydrological submodel of AQUA will be compared with the performance of the more detailed grid-based Ganges-Brahmaputra Model specifically developed for this purpose by Resource Analysis and the University of Utrecht (Van Deursen and Kwadijk, 1994). The model has been operationalized to run from 1950 to 2100.

The aim of the Zambezi application is to support a rapid assessment of the sustainability of fresh water resource use in the Zambezi Basin. This is a joint effort of RIVM, UNEP and the Southern African Development Community (SADC). The Zambezi application will be used to study the practical applicability of the tool in the policy making process.

10. THE SIMULATION MODEL

10.1. Position of the world version within TARGETS

The world version of AQUA is an integral part of TARGETS. The latter consists of five submodels *(figure 5)*: the Population & Health Model, the Economics, Energy & Minerals Model, the Elements Cycles Model (CYCLES), the Land Model (TERRA), and the Water Model (AQUA). The data between the different submodels of TARGETS flow each time step. This is essentially different from most other computational frameworks in which complete time series from one model are used in a subsequent model. Applying TARGETS implies that feed-back loops between different phenomena are taken into account. The river basin versions - running stand-alone as yet - are provided with scenarios as for population, economics, land, soil and temperature.

10.2. The pressure submodel

The pressure submodel of AQUA describes the various socio-economic and environmental pressures on the water system. The *environmental pressures* directly follow from TERRA and CYCLES (in the world version) or from scenarios (in the river basin versions) and are not further computed within the pressure submodel of AQUA. The data on these pressures are straight on transported to the water system submodel of AQUA. The environmental pressures

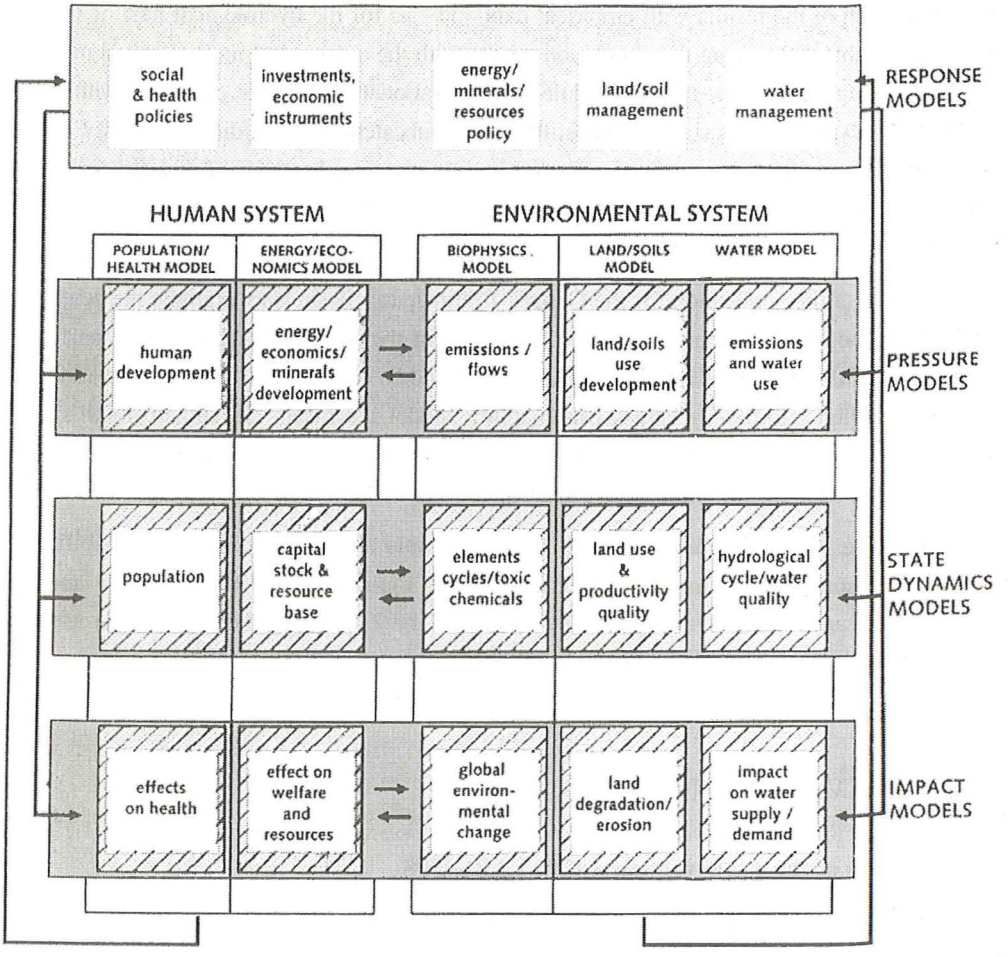


Fig.5: Main structure of the simulation model of TARGETS.

taken into account are land cover changes, soil degradation, changes of concentrations of different substances in surface and ground water and temperature changes.

The main driving forces of the *socio-economic pressures* are demographic and economic developments. Water demands are calculated separately for the domestic, the agricultural (irrigation and livestock) and the industrial sector. Per sector, the water demands are simulated as a function of, amongst others, the gross national product, the water price and the water use efficiency. Reckoning with the actual withdrawals resulting from the demands and taking into account the ratio between surface and ground water use, the actual disturbance of the hydrological cycle is simulated. The model also reckons with the possibility that part of the water is supplied from fossil ground water, precipitation or saline water. The water used partly returns to ground and surface water (non-consumptive use) and partly evaporates (consumptive use).

It is further simulated which part of the waste water flow to the surface water reservoir is treated before discharge. Finally, apart from the disturbance of the hydrological cycle by off-stream water use, the effects of reservoir construction on evaporation and fresh water storage capacity are simulated.

10.3. The water system submodel

The world version of AQUA distinguishes four spatial compartments: land, atmosphere, oceans and ice caps. Per compartment, one or more water reservoirs are distinguished *(figure 6)*. The hydrological cycle is modelled by simulating the water flows (fluxes) between these reservoirs. Among the outcomes of the model are time series for net precipitation, soil moisture availability, stable part of the river runoff, ground water level decline, fossil ground water depletion and sea level rise. The river basin versions of AQUA only reckon with the water reservoirs and fluxes within the land compartment. Precipitation and sea level rise are reckoned with as scenarios.

Per compartment, a regional differentiation can be made. As for ice caps, the present world version distinguishes Antarctica - by far the largest ice cap - and Greenland. These areas are modelled separately because of their different response on climate change. As little is known about the small arctic islands and as they are not mentioned in the literature as significant contributers to sea level rise, they are as yet ignored. For the atmosphere and the oceans, no re-

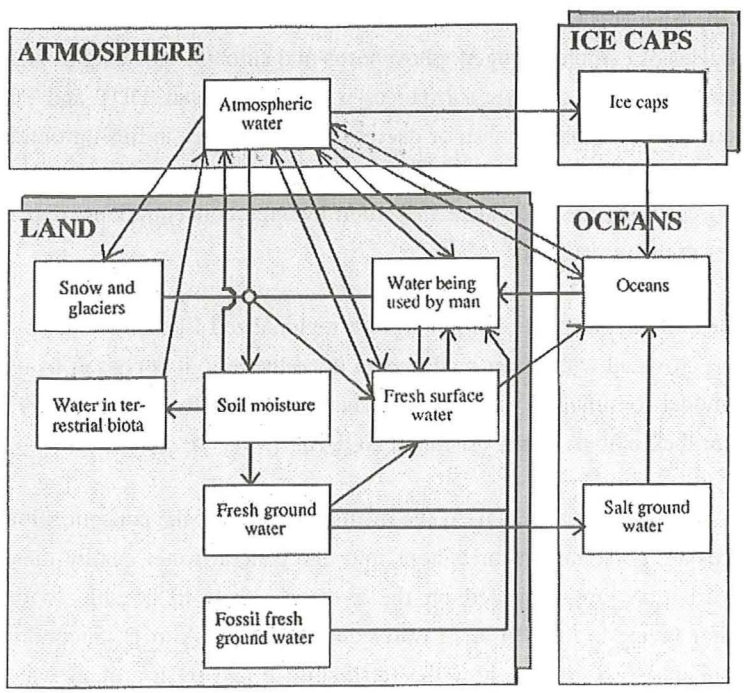


Fig.6: Reservoirs and fluxes in the hydrological cycle submodel of AQUA.

gions are distinguished. In the present world version, also the land compartment is considered one. In the river basin versions, however, the land compartment is subdivided into subcatchment areas.

Within a (the) land compartment, seven water reservoirs are distinguished: snow and glaciers, soil moisture, water in terrestrial biota, surface water, ground water, fossil ground water and water being used by man. The latter reservoir is only an empty transit reservoir, distributing the incoming flows - water withdrawn from different sources for a variety of purposes - to several sinks. By explicitly distinguishing this reservoir, it is easier to show the intervention of water using activities in the hydrological cycle.

For simulating land precipitation, infiltration, evaporation from the soil, water uptake and transpiration by plants, percolation and direct runoff, fourteen ecosystem types are distinguished: seven land cover types in two temperature zones.

The water fluxes on land are simulated on a monthly basis. This is a minimum requirement to be able to calculate the fresh water supply potential for which the minimum availability throughout the year is decisive. This minimum value is also an important factor for the functioning of aquatic and terrestrial ecosystems. The water fluxes between the atmosphere, the oceans and the icecaps are simulated on a yearly basis.

As stated before, water quality changes should be considered as part of a disturbance of elements cycles. The processes behind the cycling of substances are therefore not simulated in AQUA but in the Elements Cycles Model of TARGETS (Den Elzen *et al.*, 1995). This model simulates the cycles of carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur, including their mutual interactions. Further, the spread of toxic substances is simulated, lead, DDT and PCB presently being implemented. A possible increase or decrease of substances in fresh ground and surface water follows from the mass balances for these compartments. The storages of substances in the fresh water reservoirs are equivalent to certain average concentrations, depending on the amount of water in the reservoirs.

As for the river basin applications, output from a regionalized Elements Cycles Model is not available. To be provided with water quality data none the less, it is chosen to use a separate water quality model to simulate water quality changes. Presently, this has only been operationalized yet for the Zambezi Basin version of AQUA.

In the water system submodel of AQUA, the average values for the concentrations of the different substances are computed in three steps into one general water quality measure. Firstly, log-normal distributions are projected on the average values to be able to determine the amounts of water falling in four different water quality classes A to D. Secondly, it is calculated - per water quality variable - how the fresh surface and fresh ground water stocks are distributed over these quality classes. Each class is for that purpose characterized by a maxi-

mum and/or minimum standard per water quality variable. Class A is - by definition - suitable for all functions, class B does not meet the ecological requirements but is suitable for human purposes, class C is unsuitable for domestic water supply and class D is also unsuitable for agricultural and industrial purposes. Finally, the separate distributions over the quality classes per variable are translated into one general distribution over the four water quality classes. The water quality variable indicating the worst quality distribution is decisive for the general water quality distribution.

10.4. The impact submodel

The impact submodel simulates the performance of the following socio-economic and ecological functions of the water system: domestic water supply (drinking and sanitation), agricultural water supply (irrigation and livestock), industrial water supply, hydroelectric generation, flooding protection, natural water supply to terrestrial ecosystems, protection of aquatic ecosystems.

The actual water supply to the different sectors depends on the expenditures made and the supply costs per cubic meter of water. The latter one depends on the relative water scarcity (the difference between actual and potential supply) and the water quality. To calculate the fresh water supply potential from the hydrological variables simulated in the water system submodel, two intermediate calculations are made. Firstly, the total fresh water availability is calculated. Secondly, a reduction is made to get the *stable* fresh water availability. The latter is divided by one minus the water reuse potential and is reduced as for uninhabited areas to get the fresh water supply potential.

10.5. The response submodel

The response model simulates expenditures demanded and actually made, financial measures (e.g. water pricing) and legislative and managerial measures, partly as being autonomous developments and partly as being policy influenced developments. The latter are driven by policy variables that can be set by the user of the model. Policy variables are for example: priority factors as for the water supply to the different sectors, water pricing and (extra) expenditures in technology, education, coastal protection, sewerage and waste water treatment.

11. WATER INDICES FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT

The simulation model of AQUA is quite complex due to the many cause-effect relations and feed-back mechanisms that are taken into account. To make the results of the model easily understandable and accessible to policy makers, a framework of indices is linked to the model. In this way, one can obtain the projected time series for the indices. As shown in *figure 7*, the framework consists of different aggregation levels. At the highest level, three simple indices are

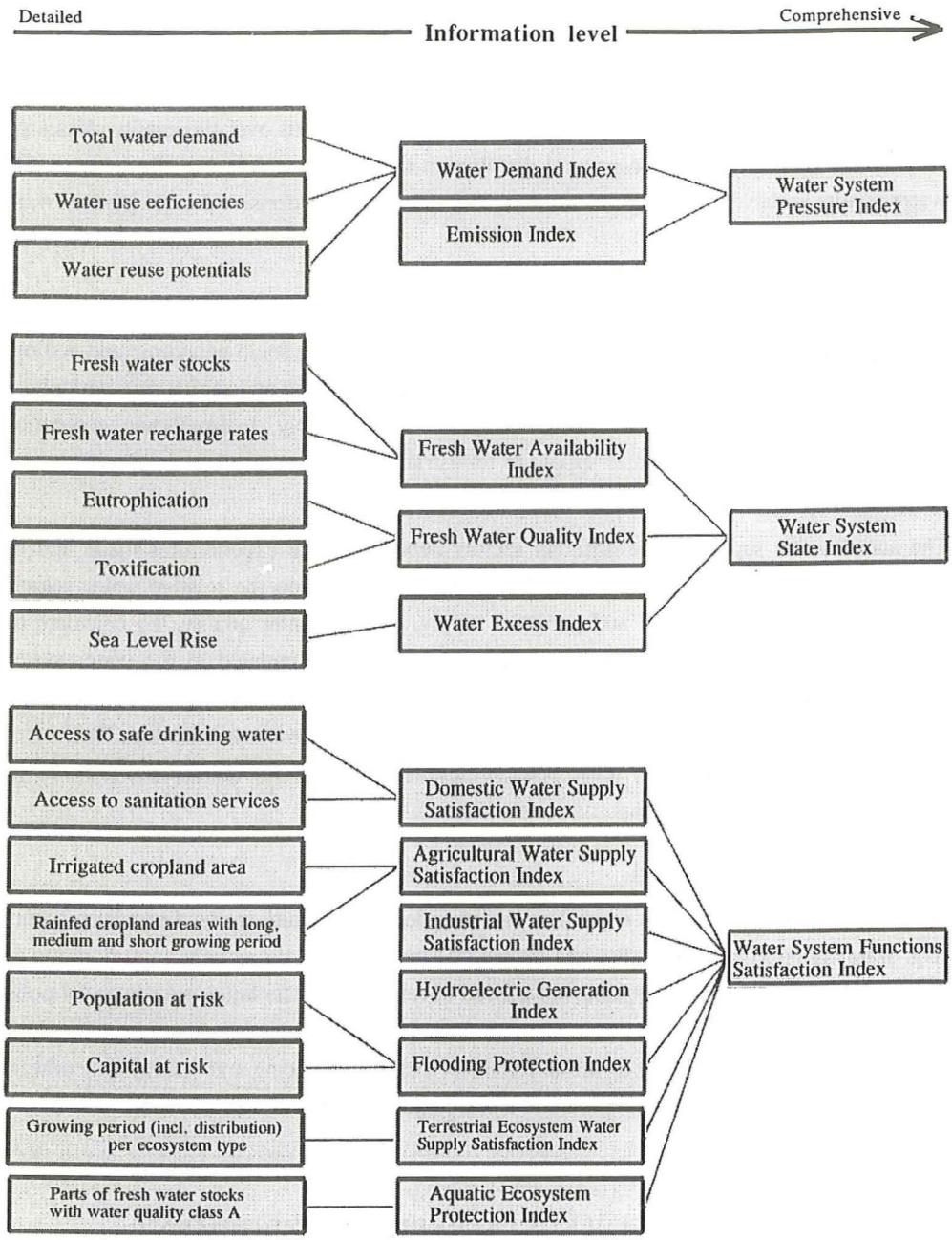


Fig.7: Framework of indices for water policy analysis.

available, one providing information on the total pressure on the water system, one giving information on the actual state of the water system and one comprising information on the performance of the different functions assigned to the water system. The normative elements that are included in such judgements can be set according to the user's preference.

The Water System Pressure Index includes information on the water demands compared to the natural water availability, on water use efficiencies and water reuse percentages and on water-polluting emissions. The Water System State Index contains information on water scarcity, water pollution and sea level rise. The Water System Functions Satisfaction Index includes information on the performance of the following water system functions: domestic, agricultural and industrial water supply, hydroelectric generation, flooding protection, water supply to terrestrial ecosystems and protection of aquatic ecosystems.

At a more detailed level of the indices framework, one can find specific indices for the different pressure, state and impact issues. At the lowest information level, one finds the variables reckoned with in the simulation model. Depending on the interests of the user of AQUA, the model can be entered at one of the information levels. For integrated policy questions, the more comprehensive level will be more appropriate, whereas for research questions, the detailed level will often be more interesting.

12. CONCLUSIONS

The integrated framework of AQUA differs from other water modelling frameworks in four respects. Firstly, the tool is rather comprehensive: it takes into account more water-related phenomena than most of the tools do. Besides, through horizontal integration within TARGETS, it is possible to develop water policy that is coherent with other environmental and socio-economic policy. Secondly, the tool is relatively simple in all its individual parts. For most of the submodules, especially for the water system submodule, far more detailed models are available. A third characteristic is the link of a framework of indices to the simulation model. Finally, a fourth characteristic of AQUA is its genericity. Whether this mixture of characteristics will actually benefit the policy analyst in understanding the water policy issues of today will be studied during the coming months if both the world and the river basin versions of the tool will be used within the actual process of policy analysis within the RIVM and UNEP programmes.

ACKNOWLEDGEMENTS

I am grateful to all globo's, the team members of the research programme 'Gobal Dynamics & Sustainable Development', for the inspiring discussions we often have. I especially thank Jan Rotmans for his innovative and stimulating ideas. I further thank Wil Thissen of the Delft University of Technology for his indispensable critical attitude.

REFERENCES

Asselt, M. van, J. Rotmans, M. den Elzen and H. Hilderink, 1995, Uncertainty in integrated assessment modelling: A cultural perspective based approach, Global Dynamics and Sustainable Development Programme, GLOBO Report Series no. 9, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.

Conway, D., 1993, The development of a grid-based hydrologic model of the Blue Nile and the sensitivity of Nile river discharge to climate change, Ph.D. thesis, University of East Anglia, UK.

Delft Hydraulics & RIKZ, 1993, Sea level rise, A global vulnerability assessment, Second revised edition, Delft, The Netherlands.

Deursen, W.P.A. van, and J.C.J. Kwadijk, 1994, The impacts of climate change on the water balance of the Ganges-Brahmaputra basin, Draft report, Resource Analysis/University of Utrecht, The Netherlands.

Elzen, M.G.J. den, and J. Rotmans, 1995, Modelling global biogeochemical cycles: An integrated modelling approach, Global Dynamics and Sustainable Development Programme, GLOBO Report Series no. 7, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, in preparation.

Falkenmark, M., L. da Cunha and L. David, 1987, New water management strategies needed for the 21st century, Water International, Vol. 12, No. 3, pp. 94-101.

Gleick, P.H., 1987, The development and testing of a water balance model for climate impact assessment: Modeling the Sacramento Basin, Water Resources Research, Vol. 23, No. 6, pp. 1049-1061.

Gleick, P.H. (ed.), 1993, Water in crisis, A Guide to the world's fresh water resources, Oxford University Press, New York, U.S.A.

Grijns, L.C., and J. Wisserhof, 1992, Ontwikkelingen in Integraal Waterbeheer: Verkenning van beleid, beheer en onderzoek (Dutch), Delft Studies in Integrated Water Management, No.1, Delft University Press, Delft, The Netherlands.

Hoekstra, A.Y., 1995, AQUA: An integrated framework for water policy analysis, Global Dynamics and Sustainable Development Programme, GLOBO Report Series no. 6, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, in cooperation with Delft University of Technology, School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management, Delft, The Netherlands.

Kwadijk, J.C.J., 1993, The impact of climate change on the discharge of the River Rhine, PhD-thesis, University of Utrecht, The Netherlands.

Malone, T.F., 1993, Perspectives on science, technology and society in 2050, Proceedings of the Third Stockholm Water Symposium, 10-14 August 1993, Stockholm, Sweden.

Meybeck, M., 1982, Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers, American Journal of Science, Vol. 282, pp. 401-450.

Miller, J.R., and G.L. Russell, 1992, The impact of global warming on river runoff, Journal of Geophysical Research, Vol. 97, No. D3, pp. 2757-2764.

Ministry of Public Works, 1985, De waterhuishouding van Nederland (Dutch), Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, The Netherlands.

Ministry of Public Works, 1989, Derde nota waterhuishouding (Dutch), SDU Uitgeverij, 's-Gravenhage, The Netherlands.

Nash, L., 1993, Water quality and health, In: P.H. Gleick (ed.), Water in crisis, A Guide to the world's fresh water resources, Oxford University Press, New York, U.S.A.

Nikolaidis, N.P., H.L. Hu, C. Ecsedy and J.D. Lin, 1993, Hydrological response of freshwater water-

sheds to climatic variability: Model development, Water Resources Research, Vol. 29, No. 10, pp. 3317-3328.

Pearce, F., 1992, The dammed: Rivers, dams, and the coming world water crisis, The Bodley Head, London, Great Britain.

Postel, S., 1992, Last Oasis: Facing water scarcity, The Worldwatch Environmental Alert Series, W.W. Norton & Company, New York, U.S.A.

Postel, S., 1993, Water and agriculture, In: P.H. Gleick (ed.), Water in crisis, A Guide to the world's fresh water resources, Oxford University Press, New York, U.S.A.

Pulles, J.W., 1985, Beleidsanalyse van de waterhuishouding van Nederland (Dutch), Rijkswaterstaat, 's-Gravenhage, The Netherlands.

Rotmans, J., M.B.A. van Asselt, A.J. de Bruin, M.G.J. den Elzen, J. de Greef, H. Hilderink, A.Y. Hoekstra, M.A. Janssen, H.W. Köster, W.J.M. Martens, L.W. Niessen and H.J.M. de Vries, 1994, Global change and sustainable development: A modelling perspective for the next decade, Global Dynamics and Sustainable Development Programme, GLOBO Report Series no. 4, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.

Sahagian, D.L., F.W. Schwartz and D.K. Jacobs, 1994, Direct anthropogenic contributions to sea level rise in the twentieth century, Nature, 367, 54-57.

Shiklomanov, I.A., 1993, World fresh water resources, In: P.H. Gleick (ed.), Water in crisis, A Guide to the world's fresh water resources, Oxford University Press, New York, U.S.A.

Thornthwaite, C.W., 1948, An approach toward a rational classification of climate, The Geographical Review, Vol. 38, pp. 55-94.

UN, 1958, Integrated river basin development, New York, U.S.A.

UN, 1970, Integrated river basin development, 2nd ed., New York, U.S.A.

WHO, 1984, The International Drinking Water Supply and Sanitation Decade, World Health Organization, Publ. 85, Geneve, Switzerland.

Wisserhof, J., 1994, Matching research and policy in integrated water management, Delft Studies in Integrated Water Management, Delft University Press, Delft, The Netherlands.

Wie steuern wir die Nutzung knapper Ressourcen?

- Das Beispiel des Grundwassers -

Eckhard Bergmann

Bundesforschungsanstalt für Landkunde und Raumplanung

Die Diskussion um eine effiziente Steuerung der Nutzung der Wasserressourcen in der Bundesrepublik Deutschland kreiste in der Vergangenheit vor allem um zwei Themenbereiche: Die Versorgung mit Wasser und die Entsorgung des genutzten Wassers. Im folgenden steht die Wasserversorgung und das Grundwasser im Vordergrund, obwohl auch auf der Entsorgungsseite - gerade, wenn es um Effizienzüberlegungen geht - spannende (Fehl)Entwicklungen zu beobachten sind.[1]

1. Situation der (Trink)Wasserversorgung

Die Bundesrepublik Deutschland ist ein wasserreiches Land, gravierende Engpässe sind eher die Ausnahme denn die Regel. Dennoch hat die Befürchtung, daß eine quantitativ ausreichende Versorgung mit qualitativ hochwertigem Wasser in der Bundesrepublik Deutschland mittelfristig in Frage gestellt sein könnte, die Aufmerksamkeit insbesondere auf den Schutz und die optimale Nutzung von Grundwasservorkommen gelenkt. Denn die Nutzbarkeit des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung wird durch Verschmutzung, Versiegelung und - so der Vorwurf gerade der Umweltverbände - durch die industrielle Nutzung zunehmend eingeschränkt.

Die industrielle Grundwassernutzung ist schon seit längerem in die Kritik geraten: „Sie wird insbesondere dort bedenklich, wo die öffentliche Wasserversorgung auf qualitativ geringwertige Wasservorkommen ausweichen muß oder eine ausreichende Versorgung nur durch Verbund

---

[1] Man denke etwa an die Verschlimmbesserungen der Abwasserabgabe. Dem einzigen derzeitigen marktorientierten Instrument in der bundesrepublikanischen Umweltpolitik wurde im Laufe der Zeit fast alle Zähne gezogen und so seine Tauglichkeit als Lenkungsinstrument weitgehend eingeschränkt. Siehe hierzu etwa Karl-Heinrich Hansmeyer und Erik Gawel, Schleichende Erosion der Abwasserabgabe? Anmerkungen zur vierten Novelle des Abwasserabgabengesetzes, in: Wirtschaftsdienst, 1993, S. 325 - 332.

oder durch Fernleitungen zu hohen Kosten gewährleistet werden kann, obwohl für die Trinkwasserversorgung im Nahbereich ausreichende Grundwasservorkommen zur Verfügung stehen würden, wenn die industrielle Nutzung abgelöst werden könnte."[2]

Dies alles verweist darauf, daß (Grund)Wasser - zumal Wasser einer bestimmten Qualität - ein knappes Gut ist, das sowohl Verbrauchszwecken dient als auch für die Gütererzeugung als Produktionsfaktor unentbehrlich ist, um das also verschiedene Verwendungen miteinander konkurrieren. Eine Ressource wie Grundwasser ist dann als knapp zu bezeichnen, bezogen auf eine bestimmte Zeit und einen bestimmten Raum, wenn die Bedarfsmenge die insgesamt verfügbare Menge übersteigt.

Grundwasser ist (regional) knapp, und diese Knappheit wird weiter zunehmen; dies liegt sowohl auf der Güte- als auch auf der Mengenseite begründet. Denn zum einen hat die (zunehmende) Gefährdung der Qualität des Grundwassers auch Auswirkungen auf die Mengenseite: Sinkende Gewässergüte gefährdet die Nutzbarkeit einzelner Wasservorkommen und verringert das Angebot.

Zum anderen wird aber auch die verfügbare Menge bedroht.[3] So etwa, wenn durch bestimmte Flächennutzungen eine Verringerung der Neubildungsrate verursacht wird (z.B. durch Flächenversiegelung) oder wenn Teile des Grundwassers verdunsten, weil in Kiesgruben die Deckschichten entfernt worden sind. Bedeutsamer ist allerdings ein Umdenken innnerhalb der Wasserwirtschaft. Denn es wird zunehmend mehr beachtet, daß die Entnahme von Grundwasser ökologisch bedenkliche Folgen zeitigen kann; in den betroffenen Regionen, sie reichen von der Lüneburger Heide über das Hessische Ried bis hin zum Loisachtal, kann man die ökologischen Wirkungen beobachten. Wenn hieraus Konsequenzen gezogen werden, indem Fördermengen reduziert werden bzw. von Erweiterungsplänen Abstand genommen wird, heißt auch dies: Das zur Verfügung stehende Angebot sinkt.

Dies wird vor allem für die Städte bzw. Stadt-Regionen bedeutsam sein. Am Beispiel des Großraumes Frankfurt kann dies verdeutlicht werden.[4] Der Verbrauch der Stadt Frankfurt in Höhe von 60 Mio. Kubikmeter im Jahr wird zu je einem Drittel aus der Stadt selbst, dem Hessischen Ried und dem Vogelsberg gedeckt, in allen drei Gewinnungsgebieten sind Mengenprobleme zu beobachten.

- In der Stadt *Frankfurt* treten die bekannten Nutzungskonflikte mit Industrie, Ver-

---

[2] So schon das Bundesministerium des Innern, Wasserversorgungsbericht, Bonn 1983, S. 159 f.

[3] Erwähnt seien hier auch die möglichen Folgen globaler Risiken wie etwa die Auswirkungen des Treibhausefektes auf die Trinkwasserversorgung. Unter Vorsorgeaspekten sind auch deartige Überlegungen zu berücksichtigen.

[4] Georg Cichorowski, Entwicklung der Trinkwasserversorgung in Frankfurt a.M., in: WasserKultur, Heft 2/1994, S. 4 ff.

kehr und Siedlungen auf. Der Druck dieser ökonomisch starken Nutzungen verhindert die Grundwasserförderung in der Stadt selbst. So ist in Frankfurt die Trinkwassergewinnung seit 1976 um 14 Mio. Kubikmeter reduziert worden. Wenn auf die Ressourcen in der Stadt nicht mehr zurückgegriffen werden kann, müssen - bei Konstanz bzw. Steigerung der Nachfrage - die Grundwasservorräte des Umlandes in Anspruch genomen werden.

- Im *Vogelsberg* hat sich jedoch gezeigt, daß für den Schutz noch bestehender Feuchtgebiete schon die heutigen Entnahmen begrenzt werden müssen; jede Inbetriebnahme neuer Gewinnungsanlagen würde ökologisch negative Nebenwirkungen erzeugen. Daraus sind auch die politischen Konsequenzen gezogen worden: Die 1992 an Frankfurt gelieferte Wassermenge wurde gegenüber 1991 um 8% gekürzt und die Neuausweisung von Fördergebieten wurde gestoppt.
- Im *Hessischen Ried* ist und bleibt die Situation prekär, hier wurde bereits wegen drastisch gesunkener Grundwasserstände der Wassernotstand ausgerufen. Der bestehenden Übernutzung dieses ergiebigen Grundwasserleiters wird mit Grundwasseranreicherung und landwirtschaftlicher Bewässerung mit aufbereitetem Rheinwasser entgegengewirkt. Allerdings wird die Alternative - Verringerung der Fördermengen zur Stabilisierung der Grundwasserstände - aus ökologischer Sicht positiver bewertet.

Diese Schilderungen verweisen noch einmal darauf, daß Grundwasser knapp ist, wobei der Knappheitsgrad in den einzelnen Regionen unterschiedlich ausgeprägt ist. Es zeigt sich auch, daß der Schutz grundwasserabhängiger öffentlicher Güter - wie etwa Feuchtgebiete - ohne staatliche Eingriffe nicht gewährleistet werden kann.

Das Grundwasser bedarf sowohl auf der Güte- als auch auf der Mengenseite der staatlichen Bewirtschaftung. Ohne die Frage nach der Qualität des Grundwassers - als ein Stichwort sei hier die Landwirtschaft genannt - gering zu schätzen und im Wissen um die Querverbindungen zwischen beiden Seiten - güteinduzierte Verknappungen der Angebotsmengen - wird der Schwerpunkt im folgenden auf die Mengendimension einer Grundwasserpolitik gelegt.

2. Die zwei Funktionen einer mengenbezogenen Grundwasserpolitik

Es läßt sich in der Bundesrepublik Deutschland beobachten, daß die (knappen) Grundwasservorkommen regional übernutzt werden. Die Ressourcennutzung ist nicht nachhaltig; sie führt zu (irreversiblen) Schäden. Was folgt daraus? Schon im Umweltbericht der Bundesregierung wurde im Jahre 1976 formuliert: „Vorsorgende Umweltpolitik verlangt darüber hinaus, daß

die Naturgrundlagen geschützt und schonend in Anspruch genommen werden."[5] Aus diesem Vorsorgeprinzip - Ähnlichkeiten mit aktuellen Nachhaltigkeitsüberlegungen sind unübersehbar - sollte nun jedoch keine undifferenzierte Strategie zur Minimierung des Ressourceneinsatzes abgeleitet werden. Sondern es erscheint sinnvoll, insbesondere aus ökonomischer Sicht und damit unter Effizienzgesichtspunkten, dieses Vorsorgeprinzip mit Knappheitsüberlegungen zu koppeln.

Dann muß auch unter den Gesichtspunkten des Vorsorgeprinzips bei der Nutzung von natürlichen Ressourcen wie Grundwasser, wie bei jeder anderen Ressourcennutzung auch, darauf geachtet werden, daß Einsparpotentiale realisiert und ressourcenschonende Innovationen in Angriff genommen werden. Die aus dem Vorsorgeprinzip abgeleitete Begrenzung der gegenwärtigen Nutzungen hat Zielcharakter und muß mit einer Effizienznorm (Verursacherprinzip) für die Allokation der zur Nutzung freigegebenen Ressourcen verbunden werden. Eine derartig begründete, quasi zweigleisige Ressourcenpolitik wäre präventiv in dem Sinne, daß sie zukünftige Knappheiten als Möglichkeiten antizipiert.

Als *Ressourcenschonungspolitik* müßte sie Entnahme- und Nutzungsgrenzen festsetzen und als als *Ressourcennutzungspolitik* für eine effiziente Verteilung des knappen Angebots auf die rivalisierenden Verwendungszwecke sorgen. Beide Dimensionen[6] stehen aber nicht unverbunden nebeneinander. Eine Ressourcennutzungspolitik, die die Verwender mit den Opportunitätskosten der Grundwassernutzung konfrontiert, setzt auch Incentives für die Entwicklung von ressourcensparenden Technologien usw. und dient damit auch dem Schonungsziel.

- Ressourcenschonungspolitik: Festlegung der Nutzungsgrenzen -

Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland ist - im Normalfall - eine erneuerbare Ressource; bei entsprechender Bewirtschaftung steht sie auf Dauer zur Verfügung.[7] Eine zentrale Aufgabe einer (mengenorientierten) Ressourcenschonungspolitik ist es von daher, auf der Basis der jeweiligen Erneuerungsraten die notwendigen Nutzungsgrenzen festzulegen. Dieser Teil der Ressourcenpolitik hat Zielcharakter und steuert die Begrenzung gegenwärtiger Nutzungen an, um Optionen für die Zukunft offen zu halten. Ein derartiger Umgang mit Grundwasser ent-

---

[5] Umweltbericht der Bundesregierung, Bonn 1976, S. 3

[6] Die dritte Dimension bezieht sich auf die - hier ausgeklammerte - Qualität der Ressource. Als *Ressourcenschutzpolitik* ist sie für die Güte der Ressource Grundwasser verantwortlich. In diesem Kontext muß abgewogen werden, welche Grundwasserbelastungen (Landwirtschaft, Luftpfad, gefährliche Stoffe) hingenommen werden sollen.

[7] Ob eine Ressource als erneuerbare definiert wird, ist nicht zuletzt abhängig von der Dauer der Erneuerung. Bei der Nutzung von Tiefengrundwässern mit Erneuerungsraten von über 1000 Jahren ist die Ressource politisch-praktisch als nicht-erneuerbare anzusehen.

spricht auch dem Ziel, *nachhaltig* mit dieser knappen Ressource umzugehen.[8]

Aber es ist nicht damit getan, unter Beachtung des Regenerationzyklus maximale Entnahmemengen zu definieren, denn jede Grundwasserentnahme hat - mehr oder weniger ausgeprägt - unerwünschte Wirkungen. So bilden sich Grundwassertrichter, Grundwasserspiegel sinken. Dies kann zu landwirtschaftlichen Ernteverlusten, zum Trockenfallen von Brunnen oder zu Setzungsschäden an Häusern führen. Politisch am kontroversten werden jedoch die ökologischen Folgen von Grundwasserentnahmen diskutiert. Wenn etwa durch die Förderung Feuchtgebiete austrocknen, mit all den nachteiligen Folgen für Flora und Fauna, sind diese Schäden bei der Festlegung der Entnahmemengen mitzubedenken.

Es besteht ein Zielkonflikt: Eine Nichtentnahme ermöglicht die Bereitstellung des öffentlichen Gutes „Naturschutz", eine Entnahme stiftet Nutzen für Wasserversorgungsunternehmen und industrielle Eigenförderer. Theoretisch ist dieser Konflikt lösbar, indem man die Grenzkosten der Entnahme mit den Grenznutzen der Verwendung vergleicht. Methodische Probleme und nicht auflösbare Informationsdefizite führen zu pragmatischen Abwägungsprozessen; sie sollten sowohl die Kosten- als auch die Nutzenseite als qualitative Komponenten im Auge behalten.

- Ressourcennutzungspolitik: Zuordnung der Nutzungen

Die Festlegung einer verantwortbaren Entnahmemenge ist der erste Schritt einer auf die Menge ausgerichteten Ressourcenpolitik. Unter der Voraussetzung einer aktuellen oder potentiellen (regionalen) Knappheit lautet die dann zu beantwortende Frage: Wer bekommt das zur Entnahme freigegebene Grundwasser? Genauso wie bei der Festlegung der Menge gibt es auch hier konkurrierende Nutzungen. War es dort die Konkurrenz zwischen Nichtentnahme und Entnahme, so ist es hier die - unterschiedlich ausgeprägte - Rivalität zwischen den einzelnen Unternehmen (Wasserversorgungsunternehmen und Industrie). Der Staat muß diese Rivalität schlichten, indem er den einen die Nutzung ermöglicht und den anderen die Nutzung versagt - Zuteilung heißt also immer auch Ausschluß.

Gerade in den Zeiten, in denen das Angebot knapper wird, sei es wegen verschlechterter Qualität oder sei es wegen der verstärkten Beachtung ökologischer Folgen, wird die Frage nach der Diskriminierung potentieller Nutzer wichtiger werden: Wer wird von der Nutzung ausgeschlossen, wenn das Angebot sinkt? Von daher wird verstärkt zu diskutieren sein, welche Kri-

---

[8] Die Diskussion um eine „Nachhaltige Entwicklung" in der Bundesrepublik hat die Zieldiskussion revitalisiert. Die in diesem Zusammenhang formulierten - sicherlich noch sehr abstrakten - Managementregeln weisen der (nachhaltigen) Nutzung erneuerbarer Ressourcen einen hohen Stellenwert zu. Siehe zum letzten Stand der Diskussion die vom Wuppertal-Institut - im Auftrag von Misereor und BUND - erstellte Studie: Zukunftsfähiges Deutschland - Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung, Basel 1996

terien bei der Zuteilung die entscheidende Rolle spielen werden. Aus Sicht der Ökonomie ist dies relativ leicht zu beantworten: Die Ressource soll zum besten Wirt wandern, und das ist der, der sie am dringlichsten braucht.

Dieser Prozeß der Zuteilung darf aber nicht nur statisch als einmalige Verteilung der Nutzungsrechte gesehen werden, sondern er muß auch in einem dynamischen Kontext funktionsfähig bleiben. Denn Technikentwicklung und Präferenzänderungen führen zu veränderten Nachfragestrukturen, zu veränderten Dringlichkeiten. Diesen Veränderungen ist auch bei der Verteilung der Nutzungsrechte Rechnung zu tragen. Außerdem sollte durch das Zuteilungsverfahren, das ja den Akteuren das Recht zur Ressourcennutzung eröffnet, für die Förderer bzw. deren Kunden Anreize gesetzt werden, sparsam und schonend mit der knappen Ressource Grundwasser umzugehen.

- Ein kurzes Zwischenfazit -

Fassen wir an dieser Stelle kurz zusammen: Eine Steuerung der Ressourcennutzung hat auf der Mengenseite vor allem zwei Aufgaben - die Festlegung von Nutzungsgrenzen und die effiziente Zuordnung der Menge auf die einzelnen Nachfrager. Damit ist auch eine inhaltliche Reihenfolge vorgegeben: Zuerst ist zu prüfen, welche Menge freigegeben werden kann, und dann ist über die Zuteilung zu entscheiden. Gesucht wird also im zweiten Schritt nach einem (Allokations)Mechanismus, mit deren Hilfe diese Zuteilung vorgenommen wird. Diesem letzten Punkt, der Suche nach einem effizienten Steuerungsinstrument, wird im weiteren unsere Aufmerksamkeit gelten. Es ist zu prüfen, welche Zuteilungsverfahren - adminstrativ oder marktorientiert - geeignet sind, die anstehenden Aufgaben

- das langfristige politische Ziel (Schonung der Ressourcen) soll mit den geringsten Kosten erreicht werden,
- der ressourcenschonende technische Fortschritt soll angeregt werden und
- das zur Nutzung freigegebene Angebotspotential soll effizient alloziiert werden.

erfüllen zu helfen. Denn gerade das, was heute knapp ist oder morgen knapp(er) sein wird, bedarf einer ökonomisch effizienten Steuerung. Die ressourcenpolitischen Weichenstellungen für morgen müssen bereits heute getroffen, bestehende Ressourcennutzungsregeln verstärkt kritisch überdacht werden.

3. Instrumente der Steuerung

Es sei noch einmal kurz der Hintergrund skizziert: Grundwasser ist in vielen Fällen eine knappe Ressource, die in der bundesrepublikanischen Praxis durch Schutzgebiete gesichert, qua Ord-

nungsrecht einzelnen Nutzern zugeteilt und anderen verweigert wird. Grundwasser wird auch in Zukunft eine knappe Ressource bleiben, weil güteinduzierte Mengenprobleme zu erwarten sind, die Nachfrageentwicklung Verknappungen zumindestens nicht ausschließt und insbesondere regionale Problemlagen (Ballungsgebiete und Ballungsrandgebiete) an Bedeutung gewinnen werden. Unterschiedliche ressourcenpolitische Strategien sind denkbar, um dieses Knappheitsproblem effizient zu lösen. Der Staat muß, will er seine ressourcenpolitischen Ziele erreichen, den beteiligten Akteuren Handlungsanweisungen vorgeben. In der Vergangenheit geschah dies in erster Linie über das Ordnungsrecht.

3.1. Administrative Zuteilungsverfahren

Das Wasserhaushaltsgesetz unterwirft alle wesentlichen Gewässerbenutzungen in § 2 einem Erlaubnisvorbehalt (Verbot mit Erlaubnisvorbehalt). Eine Benutzung der Gewässer bedarf zwingend einer behördlichen Erlaubnis (widerrufliche Befugnis) oder Bewilligung (Gewährung eines Rechtes); das Entnehmen von Grundwasser ist eine Benutzung im Sinne dieses Gesetzes. Die zuständige Wasserbehörde, in diesem Fall der Regierungspräsident, ist für die Erteilung der Nutzungsrechte zuständig. Nach herrschender Ansicht besteht kein Rechtsanspruch auf die Erteilung eines Nutzungsrechtes, sondern in der behördlichen Entscheidung wird eine Ermessensentscheidung gesehen.

Die Zuteilung erfolgt prinzipiell nach der zeitlichen Reihenfolge. Bei einem gegebenen Bewirtschaftungspotential (Teil der Neubildungsrate) werden nach dem Prinzip „first come - first served" alle die Nutzungen bedient, die aus diesem Potential zu befriedigen sind. Ein besonderer Stellenwert wird dem Schutz der öffentlichen Wasserversorgung zugewiesen. Das Nutzungsrecht muß versagt werden bzw. mit Auflagen versehen werden, wenn ihre Gefährdung zu erwarten ist.[9] Dies gilt jedoch nur für neue Anträge auf Wasserentnahme, bestehende Rechte sind davon nur begrenzt berührt.

Was aber, wenn zwei verschiedene gewerbliche Unternehmen um das Potential konkurrieren? Schließen sich die beabsichtigten Nutzungen (zumindestens teilweise) aus, stellt sich für die Wasserbehörde die zentrale Frage: Nach welchen Kriterien werden knappe Ressourcen auf rivalisierende Nutzungen verteilt? Die Antwort, die das Wasserrecht auf diese Frage gibt, ist das „Wohl der Allgemeinheit". Dies ist der Schlüsselbegriff für eine allokative Betrachtung der staatlichen Zuteilungsverfahren von Benutzungsrechten.

Probleme tauchen da auf, wo es darum geht, diesen Begriff zu konkretisieren. Das Dilemma,

---

[9] Dies könnte beispielsweise dann der Fall sein, wenn durch eine beantragte industrielle Grundwasserförderung die Grundwassergewinnung des Versorgungsunternehmens qualitativ oder quantitativ so beeinträchtigt wird, daß eine ordnungsgemäße Versorgung der Bevölkerung gefährdet erscheint. Der Gefährdungstatbestand muß allerdings hinreichend konkretisiert werden; abstrakte Hinweise auf die zukünftige wasserwirtschaftliche Entwicklung reichen nicht aus.

vor dem die Genehmigungsbehörden stehen, ist das Fehlen einer ökonomisch sinnvollen Referenz, denn der übliche ökonomische Indikator (Preise) steht nicht zur Verfügung. Eine Möglichkeit wäre, über politische Prioritätensetzungen bestimmte Nutzergruppen zu diskriminieren und anderen Vorrang zuzuweisen. Dieses Verfahren der politischen Bestimmung von Nachrangigkeiten - etwa Wasserversorger vs. Industrie - kann aber nur sehr grob ausdifferenziert werden, ökonomische Abwägungen werden hierbei wohl nur begrenzt eine Rolle spielen (können). Wie entscheidet man aber, wenn sich politisch gleichwertige Nutzungen gegenüberstehen?

Das Gesetz sieht nun vor, daß der Nutzung Vorrang gebührt, die den größten Nutzen (für das Wohl der Allgemeinheit) erbringt. Aber wie dieser Beitrag zum „Wohl der Allgemeinheit" gemessen und damit vergleichbar gemacht werden kann, darüber wird keine weitere Auskunft gegeben. Wohl in Erkenntnis dieses Dilemmas geben einige Landeswassergesetze weitere Hinweise. So wird beispielsweise der ebenso unscharfe Sachverhalt „Bedeutung der beabsichtigten Nutzung für die Volkswirtschaft" als Selektionskriterium bemüht. Oder es wird schon vorhandener Unternehmen Vorrang eingeräumt.[10] Gänzlich zufällig wird es, wenn auf die zeitliche Reihenfolge der konkurrierenden Anträge abgestellt wird. Daß letzteres nur noch ein Zufallskriterium sein kann und ökonomisch genauso wenig Sinn machen würde wie eine Verlosung der knappen Ressource, liegt auf der Hand.

Die staatliche Bewirtschaftung des Grundwassers durch Erlaubnis und Bewilligung löst das Knappheitsproblem ohne systematische Berücksichtigung der Opportunitätskosten. Ausgangspunkt der staatlichen Entscheidungen ist der Bedarf an qualitativ hochwertigem Wasser zu Versorgungszwecken, und die Maxime des Handelns ist der Wunsch, möglichst allen „Bedürftigen" auch das von ihnen gewünschte Grundwasservorkommen zu lassen.[11] Reicht das eigene Einzugsgebiet (wie in den Ballungszentren) nicht mehr aus, wird beispielsweise auf die Fernversorgung ausgewichen. Ob es dann aber gegebenenfalls nicht günstiger wäre, standortnahe Vorkommen entweder besser zu schützen oder anders zu nutzen, gerät nur noch selten in das Blickfeld. Diese Art des Vorgehens hat dazu geführt, daß gerade auch verbrauchsnahe

---

[10] Dies schafft neue Probleme - beispielsweise Verkrustung der Industriestruktur durch Ansiedlungshemmnisse für neue Unternehmen. Denn wenn sich etwa neue Unternehmen in der Region um neue Rechte bemühen, haben sie - wenn die Entnahmemenge durch aktuelle Nutzungen bzw. Rechte ausgeschöpft ist - kaum eine Chance. Die Unternehmen würden abgewiesen, unabhängig von der Intensität ihres Wasserbedarfs und unabhängig davon, für welche Zwecke die „alteingesessenen" industriellen Grundwassernutzer ihre Rechte verwenden und ob bei ihnen nicht eher Ausweichmöglichkeiten vorhanden und somit volkswirtschaftliche Kostenvorteile zu erzielen wären.

[11] Den Arbeiten zur Planung im Bereich Grundwasser liegt in nicht wenigen Fällen ein eher `naturwissenschaftlicher' Planungsbegriff zugrunde. Die Überlegung, die auch für den Grundwasserbereich gilt, daß steigende Preise in der Regel auch zu sinkender Nachfrage führen und so das Knappheitsproblem entschärfen können, wird nicht thematisiert. Anstelle dessen wird überlegt, wie es technisch machbar ist und welche Nebenbedingungen zu beachten sind, wenn man alle Bedarfe befriedigen will.

Grundwassergewinnungsgebiete geschlossen werden mußten.

Der Verzicht auf das Denken in Opportunitätskosten bei rivalisierenden Nutzungen führt zu suboptimalen Situationen. Es kann (und das ist für den Einzelfall zu überprüfen) eben aus ökonomischer Sicht von Vorteil sein, bestimmten Nutzern die Nutzungsmöglichkeit zu entziehen und sie damit zu Substitutionsmaßnahmen zu veranlassen, anstatt auf die Fernversorgung auszuweichen. Dazu müßte jedoch ermittelt werden, wie hoch die Verzichtskosten bei den in der Nutzung beschnittenen Förderern sind und dies müßte mit den Kosten der Fernversorgung verglichen werden. Den Genehmigungsbehörden fehlt jedoch diese Information; und sie verfügen über keinen Steuerungsmechanismus, der den Marktpreisen - die ja diese Informations- und Steuerungsfunktion übernehmen - äquivalent wäre.

Die Ausblendung bzw. mangelnde Berücksichtigung der Opportunitätskosten mag sich nicht zuletzt aus der Tatsache erklären, daß der historisch gewachsenen Planung ein Denken in diesen Kategorien fremd ist. Die Steuerung der Abbaumengen im Grundwasserbereich durch Genehmigungsverfahren sind historisch eher mit dem Ziel einer erfolgreichen Industrialisierungs- und Wachstumspolitik verbunden gewesen. Im Vordergrund stand eben nicht das Ziel eines Schutzes der Menge des vorhandenen Grundwassers und einer Optimierung der unterschiedlichen Verwendungen, in die dieses Grundwasser hätte fließen können. Solange man aus der Vorstellung des Überschusses heraus die Verwendungen zu bestimmen hatte, stellten sich ökonomische Fragen in einem nur wesentlich geringeren Ausmaß.

Die Allokation von Grundwasser auf der Basis des Ordnungsrechtes kann nur schwerlich befriedigen. Wenn der Genehmigungsbehörde anerkannte Vergleichsmaßstäbe fehlen, die eine ökonomisch sinnvolle Zuordnung ermöglichen, werden andere Ausschlußkriterien relevant. „Statt dessen (marktliche Allokationsverfahren - d.V.) vergibt der Staat kostenlose Nutzungsrechte an Wasser. Ihre Zuteilung erfolgt dabei nach verschiedenen Kriterien, vor allem nach der zeitlichen Priorität des Antrages, nach gewissen Bedarfsüberlegungen und vielleicht aufgrund von Macht und Einfluß, nur nicht nach ökonomischen Kriterien."[12]

3.2. Preise als Steuerungsmittel

Solange in Marktökonomien die Verfügungsrechte an bestimmten Ressourcen nicht hinreichend spezifiziert werden (können) und daher preisliche Incentives für eine allokationsoptimale Nutzung dieses Faktorbestandes ausbleiben, muß der Staat die Übernutzung dieser Ressource verhindern. Preisliche Lenkungsstrategien zur Lösung dieses Problems lassen sich grob in zwei Kategorien unterteilen. Zum einen existieren Vorschläge, über modifizierte Marktlösungen eine Zuteilung der Ressource vorzunehmen. Derartige Ideen basieren auf einer Zuweisung von exklusiven, allerdings „grobkörniger" spezifizierten Verfügungsrechten an private Wirtschaftssub-

---

[12] U. Brösse, Ein Markt für Trinkwasser, in: Zeitschrift für Umweltpolitik, 1980, S. 737.

jekte; diese Diskussion wird an dieser Stelle nicht weiterverfolgt.[13] Zum anderen kann die Zuteilung über marktorientierte Verfahren erfolgen: Eine derartige staatliche Regulierung kann als Mengensteuerung (Zertifikate) oder Preissteuerung (Abgabe) ausgestaltet sein.

Die beiden Strategien unterscheiden sich durch den Grad der „Marktnähe". Werden bei den verfügungsrechtlichen Vorschlägen sowohl die Angebots- als auch die Nachfrageseite marktmäßig (Preise als Indikatoren für die Präferenzen der Betroffenen) gesteuert, so reduziert sich dies bei den marktoreintierten Strategien bereits auf eine Marktseite: Ein fixes Angebot wird präferenzorientiert verteilt. In beiden Strategien spielen die Preise (unabhängig davon, ob marktgeneriert oder staatlich administriert) die zentrale Rolle.

- Mengenfestlegungen mit Preiseffekten: Zertifikate -

Die aus der Umweltökonomie bekannten Zertifikatsmodelle, mit denen die Schadstoffeinträge in die Umwelt gesteuert werden sollen,[14] lassen sich auch auf die Allokation knapper Rostoffe übertragen. Sie sind sowohl geeignet sicherzustellen, daß das zur Verfügung stehende Ressourcenpotential nicht übernutzt wird als auch in der Lage, die Ressource in die jeweils besten Verwendungen zu lenken. Im Zertifikatsmodell wird als erstes die Angebotsmenge bestimmt. Entsprechend dieser Menge werden dann frei transferierbare Zertifikate ausgegeben, die zur Nutzung der Ressource berechtigen; Ressourcennutzung ohne gleichzeitigen Besitz eines Zertifikats wird - wie auch bei der direkten staatlichen Zuteilung - sanktioniert.

Entsprechend der Nachfrage nach diesen (knappen) Zertifikaten bildet sich ein Marktpreis und der jeweilige Nachfrager nach der Ressource kann nach seinem einzelwirtschaftlichen Rentabilitätskalkül entscheiden: Liegt der Zertifikatspreis über seinen Grenzkosten zur Substitution der Ressource, wird er entsprechende Sparanstrengungen unternehmen; liegt er darunter, wird er Nutzungszertifikate erwerben. Durch diesen Mechanismus wird dafür gesorgt, daß die Zertifikate zum „besten Wirt" wandern: zu den Nachfragern mit den höchsten Grenzkosten der Substitution bzw. der größten Dringlichkeit der Nachfrage. Auch in dynamischer Sicht ist für eine optimale Allokation gesorgt, denn über Preise werden Anstöße zu kostensparenden Innovationen gegeben - ressourcensparender technischer Fortschritt zahlt sich aus. Neben die allokative Effizienz tritt - nicht minder wichtig - die Sicherheit dieses Instrumentes, da das nutzba-

---

[13] Zur Lösung von Ressourcenproblemen wurde wiederholt der Vorschlag gemacht, die Ressource zu privatisieren; so etwa T.L. Anderson, Water Crisis: Ending the Policy Drought, Baltimore 1983 oder L. Wegehenkel, Gleichgewicht, Transaktionskosten und Evolution, Tübingen 1981, S. 45. Siehe zur Zusammenfassung dieser Diskussion in bezug auf die Ressource Grundwasser Eckhard Bergmann und Lydia Kortenkamp, Ansatzpunkte zur Verbesserung der Allokation knapper Grundwasserressourcen, Opladen 1988)

[14] Siehe vor allem H. Bonus, Emmissionsrechte als Mittel der Privatisierung öffentlicher Ressourcen aus der Umwelt, in: L. Wegehenkel (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umwelt, Tübingen 1983, S. 54 ff. und U. Brösse, a.a. O.

re Ressourcenangebot, das den Ausgangspunkt für das limitierte Angebot an Zertifikaten bildete, nicht (zumindest legalerweise) überschritten werden kann.

Lizenzen sind staatliche Steuerungsstrategien zur Ressourcennutzung; der Staat muß die Voraussetzungen für einen funktionierenden Zertifikatsmarkt herstellen und sichern. Neben der Grundsatzentscheidung, marktfähige Rechte zu installieren, ist das Lizenzobjekt festzulegen: Es muß ein Tatbestand definiert werden, dessen Vorhandensein zum Erwerb einer Lizenz zwingt. Die Nutzung der Umwelt wird dann über exklusive Entnahmezertifikate reguliert. Das Verfügungsrecht über die Ressource in situ bleibt beim Staat, das Verfügungsrecht des Zertifikatsinhabers wird auf das Nutzungsrecht beschränkt. Eigentum an der Ressource wird dadurch nicht erworben. Der zentrale Unterschied zu den jetzigen administrativen Zuteilungsverfahren: Die Nutzungsrechte müssen käuflich erworben werden, die Rechte sind transferierbar sind und es bilden sich Märkte.

Denn die Zuteilung der Zertifikate erfolgt ökonomisch am sinnvollsten über eine Versteigerung der Zertifikate. Durch ihre Zahlungsbereitschaft können die Nachfrager dann kundtun, welchen Wert sie der Nutzung zumessen. Die potentiellen Nutzer müssen einen Preis entrichten, und durch die Einbeziehung der bisher kostenlosen Ressourcen in die betriebliche Rechnungslegung werden sie zu den erwünschten Verhaltensänderungen angeregt. Dieser Auktionierung stehen jedoch juristische und politische Bedenken gegenüber.

Vor diesem Hintergrund gewinnt eine andere Alternative - um die juristischen und politischen Hemmnisse zu umgehen - an Attraktivität. Sie besteht in einer kostenlosen Zuteilung der Nutzungsrechte. Die Zertifikate werden durch eine „freie Vergabe" an die Nutzer verteilt; die bestehenden Nutzungsrechte werden für übertragbar erklärt. Sollten die ausgegebenen Rechte den Inhabern mehr Fördermenge garantieren, als staatlicherseits erwünscht ist, kann die vom Staat anvisierte Angebotsmenge schrittweise durch eine Abwertung der bestehenden Rechte erreicht werden. Nach Ablauf einer Periode hat der Inhaber des Nutzungsrechtes dann nur noch das Recht zur Förderung von beispielsweise 90 % der ursprünglich verbrieften Menge.

Auch durch diese Art der Vergabe wird die Bildung von Marktprozessen angeregt. Sich neu ansiedelnde Firmen oder expandierwillige „Alteinsitzer" müssen dann etwa mit den jeweiligen Zertifikatsinhabern in Verhandlung treten, um ihnen die benötigten Rechte abzukaufen. Der Nachteil dieser - sicherlich praktikableren - Lösung liegt in ihrer Schwerfälligkeit. Die Preisbildungsprozesse laufen, im Gegensatz zu einer Versteigerung, bei der jeder Nutzer sofort einen Preis zu entrichten hat, nur sehr zögerlich an. Erst durch Neuansiedlungen und/oder Expansionen bilden sich überhaupt Märkte und Preise; die durch die Preisbildungsprozesse angestrebten ökonomischen Effekte werden - auf ganzer Linie - nur mittel- bis langfristig ausgelöst.

Abschließend ist zu klären, welche Laufzeit die Zertifikate aufweisen sollen. Die Variationsmöglichkeiten sind weit; sie reichen von jährlicher Gültigkeit der Zertifikate bis hin zur unbefristeten Laufzeit. Aus ökonomischer Sicht sind dabei zwei Aspekte zu untersuchen: Wie wirkt

die zeitliche Terminierung der Nutzungsrechte auf die intendierten Anreizwirkungen, und welche Auswirkungen auf den Wettbewerb haben die unterschiedlichen Regelungen?

Für das Ziel, der Ressource einen Preis zuzumessen, sind jährliche Versteigerungen eine Möglichkeit. Dies ist jedoch nicht zwingend notwendig, auch bei anderen Laufzeiten werden - wenn auch abgeschwächter und langfristiger - die angestrebten ökonomischen Prozesse anlaufen. Hinzu kommt, daß gegenüber kurzen Laufzeiten wettbewerbsbezogene Bedenken formuliert werden. Marktteilnehmer könnten aus Spekulationsmotiven versuchen, große Anteile der Zertifikate an sich zu bringen und sie dann zu hohen Preisen an den Unternehmer weiterverkaufen, bei dem ein existentielles Interesse an diesen Zertifikaten besteht, da ansonsten ihre Investitionen entwertet würden. Von daher müßten aus Gründen des Bestandsschutzes die Zertifikate mit einer längeren Laufzeit versehen werden.[15] Gegen derartige Zertifikatslösungen sind aber aus wettbewerbspolitischer Sicht noch weitere Bedenken angemeldet worden. Gerade bei Zertifikaten mit unbefristeter Laufzeit wird befürchtet, daß Markteintrittsschranken errichtet werden könnten, indem finanzstarke Firmen Lizenzen kaufen und horten.[16]

- Preisfestlegungen mit Mengeneffekten: Abgaben -

Während bei der Zertifikatslösung eine maximale Entnahmemenge politisch fixiert wird und die Aufteilung dieser Menge auf die einzelnen Nachfrager dann dem Zertifikatsmarkt überlassen bleibt, ist der erste Schritt in einem Abgabenmodell die politische Festlegung eines Preises für die Ressource, und ex post stellt sich heraus, wie groß die Nachfrage nach der Ressource bei diesem Preis war und welche Mengen von Ressourcen entnommen wurden. Es wird hier bereits deutlich, daß die Ermittlung des „richtigen" Preises eine zentrale Voraussetzung eines wirksamen Ressourceabgabenmodells ist.[17] Mittels der Erhebung einer Abgabe auf die Entnahme von Ressourcen sollen die konkurrierenden Aktivitäten nicht (wie etwa bei der Bewirtschaftungsplanung) direkt administrativ begrenzt werden, sondern sie sollen für den Betroffenen verteuert werden, um so die notwendigen Ausweichaktivitäten zu stimulieren.

---

[15] Derartige Argumente verkennen allerdings, daß solche Spekulationsstrategien von „marktfremden" Käufern eher unwahrscheinlich sind. Denn der „Spekulant" müßte ja zu dem Preis Zertifikate erwerben, der über der Zahlungsbereitschaft der existentiell bedrohten Firmen liegt. Diese hätten dann auch später kein Interesse mehr, Zertifikate von den „Spekulanten" zu übernehmen. In diesem Zusammenhang wäre auch zu diskutieren, ob (gegebenenfalls staatlich organisierte) Terminmärkte dieses Problem nicht aus der Welt schaffen.

[16] Es ist dabei jedoch zu bedenken, daß bei diesen Verdrängungsstrategien alle Zertifikate auf dem Markt aufgekauft werden müßten; auch die von denen, die nicht Konkurrenten auf dem Absatzmarkt, aber Konkurrenten auf dem Faktormarkt sind.

[17] „Für regenerierbare Ressourcen bedeutet dies, daß der Steuersatz derart zu wählen ist, daß ein Ressourcenpreis resultiert, der bei der jeweils herrschenden Nachfrage zu einer Abbaumenge führt, die gleich der Regeneration im betreffenden Zeitabschnitt ist. Im Fall der Kontingentierung (das Zertifikatsmodell - d.V.) ist das Kontingent mit dieser Abbaumenge identisch." H. Welsch, Wohlfahrtstheorie und Wirtschaftspolitik natürlicher Ressourcen, Frankfurt/Main u.a., 1983, S. 198.

Durch die Abgabe wird die Ressource zu einem ganz normalen Produktionsfaktor und geht damit in die innerbetrieblichen Rentabilitätskalküle ein. Der Betrieb vergleicht die durch administrative Knappheitssignale verteuerte Verwendung der Ressource mit den konkurrierenden Möglichkeiten (z.B. neue Technikwahl) und muß entscheiden, ob es für ihn kostengünstiger ist, weiterhin die nun verteuerte Ressource einzusetzen oder sie zu substituieren. Im Ergebnis werden dann nur noch die Verwender weiterhin Ressourcen entnehmen, denen eine Substitution die höchsten Kosten verursachen würde; die Verwender, die „preiswert" ausweichen können, werden dies tun. Das Ziel einer Ressourcenabgabe, die komparativen Kostenvorteile zwischen den einzelnen Entnehmern zu nutzen und denen die knappe Ressource zukommen zu lassen, bei denen es die höchsten Erträge bringt (statische Allokationseffizienz), wird ebenso erreicht wie das der dynamischen Allokationseffizienz. Denn durch die „künstlich" verteuerte Ressource werden Anreize für den Entnehmer geschaffen, nach Einsparmöglichkeiten, Recycling-Verfahren usw. Ausschau zu halten: Eine innovative Suche nach Techniken, mit denen er den Beschaffungskosten für diesen Produktionsfaktor ausweichen kann, wird angeregt.

Eine derartige Abgabe ist aus ökonomischer Sicht nichts anderes als eine mit Lenkungsabsichten erhobene Rohstoffsteuer. Steuergegenstand ist die Entnahme von Ressourcen; die Bemessungsgrundlage ist die Entnahmemenge. Steuerdestinatare sind die natürlichen oder juristischen Personen, die das Wasser entnehmen: gewerbliche Betriebe sowie die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen. Sie müssen nicht identisch sein mit den Steuerträgern, denn wenn es den Entnehmern gelingt, die Steuern auf die Konsumenten weiterzuwälzen, wird die Steuer vom Letztverbraucher getragen. Dies ist auch intendiert, denn durch die Besteuerung soll ja die Struktur der relativen Preise verändert werden. Die Verteuerung der Produkte soll sowohl eine Umlenkung der Nachfrage auf weniger ressourcenintensive Güter anregen als auch den Produzenten Anreize geben, ressourcensparende Produktionsverfahren einzusetzen.

Die Steuerschuld, die vom Destinatar zu entrichten ist, errechnet sich aus der entnommenen Menge und einem Steuertarif. Das Aufkommen kommt dem Steuergläubiger zu, und es muß entschieden werden, wer diese Zahlungen erhalten soll und ob eine Zweckbindung vorteilhaft ist. Im Tarif, der zweckmäßigerweise generell wohl als Proportionaltarif auszugestalten ist, können Befreiungstatbestände vorgesehen sein; etwa für Kleinstentnehmer oder geringere Steuern für qualitativ minderwertigere Ressourcen. Analog zum Abwasserabgabengesetz erscheint es zweckmäßig, eine Bescheidlösung auszuwählen, die zusammen mit der Bewilligung erteilt werden kann und jedes Jahr zu erneuern ist.

Eine Ressourcenabgabe führt, wenn der „richtige" Preis festgesetzt wurde, zu einer effizienten Allokation der Ressource; dies hängt in erster Linie von der Festsetzung der Abgabenhöhe ab. Sie sollte so festgesetzt werden, daß im Ergebnis nicht mehr als die „freigegebene" Entnahmemenge von den einzelnen Wirtschaftssubjekten entnommen wird. Der Preis für die Ressource muß also hoch genug sein, um genügend Nachfrager zu Ausweichstrategien zu veranlassen. Da

dieser Preis ex ante nicht bekannt ist, muß die Administration sich über ein „trial and error" an diesen Punkt herantasten. Sie setzt einen Preis an, bei dem sie vermutet, daß er in der Nähe des Optimums liegt, und wartet ab, zu welcher Gesamtentnahmemenge dieser Preis führt. Wird die gewünschte Gesamtmenge bei diesem Preis überschritten, erfolgt eine Anhebung dieses Preises; wird sie unterschritten, erfolgt eine Senkung. Am Ende dieses Prozesses steht ein Abgabesatz in einer solchen Höhe, daß dafür gesorgt wird, daß die Nutzungen die bewilligten Teile der Neubildungsrate nicht übersteigen.[18]

An diesem Punkt wird eine deutliche Differenz zum Zertifikatsmodell deutlich. Während bei den Zertifikaten die Menge vorgegeben wurde und von daher auch nicht überschritten werden konnte, erfolgt bei den Abgaben ein langsames Herantasten an diesen Optimalpunkt, der im Zweifel nie erreicht wird. Von daher kann man den Zertifikaten zubilligen, daß sie aus ökologischer Sicht eine effizientere Lösung darstellen. Die mengenmäßige Fixierung und die sich daran anschließende Preisbildung kann auch besser auf Veränderungen von Parametern des Datenkranzes reagieren, die bei dem Abgabenmodell zu einer systematischen Neuüberprüfung des Abgabensatzes führen würde. Wachstumsprozesse in einer Volkswirtschaft, die mit einer Ausweitung der Nachfrage nach der Ressource verbunden ist, oder inflationsbedingte Abwertungen des Abgabensatzes erfordern systematische Korrekturen des Abgabesatzes. Diese Korrekturen verursachen jedoch hohe politische und administrative Kosten, die bei den Zertifikaten nicht auftreten.

4. Wirkungen einer Steuerung über Preise

Wasser kann als Rohstoff in der gewerblichen Produktion Verwendung finden und Wasser kann - bereitgestellt durch die Unternehmen der öffentlichen Wasserversorgung - als Trinkwasser in privaten Haushalten konsumiert werden.[19] Durch die Bindung der Entnahme an Zertifikate oder durch die Erhebung einer Abgabe auf die Entnahme von Wasser verteuert sich für die industriellen Eigenförderer und für die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen der Preis für Rohwasser. Was soll mit dem Einsatz derartiger Instrumente bewirkt werden? Die Nutzer sollen in erster Linie angeregt werden, sparsam mit Wasser umzugehen. Dabei wird davon ausgegangen, daß die jetzigen Kosten des Wasserbezuges zu gering sind und daß eine Verteuerung der Ressource bei den Adressaten die erhofften, ressourcenschonenden Anpassungsmaßnahmen auslöst. Wie sehen nun aber die Kalküle der einzelnen Adressaten aus, wenn

---

[18] Der Vorrang für die Wasserversorgung läßt sich auch hier wieder - wenn auch unter Effizienzverlusten - einbauen: Den Unternehmen der öffentlichen Wasserversorgung wird ihr Kontingent vorab zugeteilt; die Steuerung der Nutzung der Restmenge erfolgt über die Abgabe.

[19] Siehe generell zu den Wirkungen bei Unternehmen und privaten Haushalten: Eckhard Bergmann und Sylvia Werry, Der Wasserpfennig - Konstruktion und Wirkungen einer Wasserentnahmeabgabe, Berlin 1989

etwa die Entnahme des Grundwassers mit einer Abgabe von 1,80 DM bis 2,50 DM je Kubikmeter belegt wird?[20]

4.1. Unternehmen

In der gewerblichen Produktion wird Wasser für verschiedene Zwecke als Inputfaktor benötigt; vor allem für Zwecke der Kühlung, der Produktion und als Belegschaftswasser. Eine Abgabe auf die Entnahme von Wasser erhöht in dem Unternehmen die Preise für das eigengeförderte Wasser und den Wasserpreis für das fremdbezogene Wasser. Dies führt in den Unternehmen zu einem Überdenken der Nutzung dieses Produktionsfaktors. Denn Grundwasser ist bei Unternehmen beliebt: Die Eigenförderung von Wasser ist für die Unternehmen in der Regel günstiger als der Bezug des Wassers aus dem öffentlichen Netz; die Gebühren liegen bis zu fünfmal über dem Kalkulationspreis für eigengefördertes Grundwasser. Die Unternehmen werden daher so weit wie möglich eigengefördertes Wasser verwenden. Eine Entnahmeabgabe etwa wird die industriellen Eigenförderer erheblich belasten; bei dem genannten UPI-Vorschlag (1,80 DM/m^3) liegen die Belastungen in Höhe von 1,25% der Wertschöpfung.[21] Derartige Belastungen werden die Art und Weise der Grundwassernutzung in den Unternehmen ändern: Einerseits ist eine Substitution innerhalb der verschiedenen Wasserbezugsquellen zu erwarten (Struktureffekt), andererseits werden Wassereinsparungen auftreten (Niveaueffekt).

- Struktureffekt -

Durch die Abgabe wird entweder eine Substitution von Wasser aus dem öffentlichen Netz durch Oberflächenwasser oder von Grundwasser durch Oberflächenwasser angeregt. Der Preis für Grund- und Oberflächenwasser setzt sich aus den Förderkosten und den Aufbereitungskosten zusammen. Zwischen dem Einsatz von Oberflächen- und Grundwasser bestehen Substitutionsmöglichkeiten, die dem Unternehmen bekannt sind. Derartige Substitutionswirkungen müßten strenggenommen für die einzelnen Produktionsprozesse getrennt untersucht werden, da jeweils andere Wasserqualitäten notwendig sind und somit andere Aufbereitungskosten bei einem Umstieg auf Oberflächenwasser anfallen. Falls das Unternehmen bisher kein Oberflächenwasser bezieht, aber eine in der Kapazität ausreichende Quelle vorhanden ist, steht einem Ausweichen grundsätzlich nichts mehr im Wege. Denn anstelle des nun teurer (in Relation zum Oberflächenwasser) gewordenen Grundwassers werden sich die Unternehmen - falls Substitutionen realisierbar sind - auf die Eigenförderung von Oberflächenwasser konzentrieren. Es muß jedoch beachtet werden, daß den Anpassungsmöglichkeiten der Unternehmen bestimmte Gren-

---

[20] So etwa der Vorschlag des Umwelt- und Prognose-Institutes Heidelberg: Öko-Steuern als marktwirtschaftliches Instrument im Umweltschutz, Heidelberg 1988

[21] Die Belastungen differieren allerdings erheblich zwischen den Sektoren; vor allem im Grundstoff- und Produktionsgütergewerbe sind erhebliche Belastungen zu erwarten.

zen gesetzt sind: die Höhe der Aufbereitungskosten (die nicht zuletzt von den Qualitätsanforderungen abhängen) und die faktische Verfügbarkeit von Oberflächenwasser.[22]

Die Notwendigkeit eines hinreichend großen Oberflächenwasserpotential in Standortnähe, auf das ausgewichen werden kann, gilt primär in quantitativer Sicht und erst sekundär in qualitativer Sicht. Denn die Qualität des Oberflächenwassers ist generell kein Hinderungsgrund. Eine Aufbereitung ist prinzipiell möglich; ob sie rentierlich ist, hängt von der Höhe der Abgabe, der Qualität des Oberflächenwassers und dem jeweiligen betrieblichen Einsatzzweck ab. Aber auch für Unternehmen, die nicht über Oberflächenwasser verfügen können und dennoch der Abgabe ausweichen möchten, kann die Verteuerung der Ressource Grundwasser neue Kalküle schaffen. Denn wenn der Betrieb nicht zum Oberflächenwasser wandern kann, muß das Oberflächenwasser zum Betrieb wandern: zentrale Brauchwassersysteme. Damit können auch Standortnachteile von Unternehmen, denen sonst kein Oberflächenwasser zur Verfügung steht, ausgeglichen werden können. Insbesondere für Unternehmen, die ihr Wasser nur aus der öffentlichen Wasserversorgung beziehen, dürfte diese Alternative langfristig lohnend sein.

- Niveaueffekte -

Eine preisliche Steuerung zielt allerdings primär auf das Niveau des Wasserbezuges ab. Die Frage lautet hier, welche Substitutionspotentiale realisiert werden können? Letztlich geht es dabei immer um einen Wechsel in der Produktionstechnik, mit dem versucht wird, dem jetzt verteuerten Inputfaktor Wasser auszuweichen - wassersparende Techniken sind dann das Gebot der Stunde. Es ist eine Normalität in marktwirtschaftlichen Systemen, daß die Preise für Inputfaktoren sich ändern und dadurch Substitutionsprozesse in Gang gesetzt werden. Dies mag zwar die Betroffenen (wegen der Kostenbelastung) schmerzlich berühren, führt aber letztlich zu einer Verbesserung der Allokationseffizienz. Vor Einführung der Abgabe waren die Eigenförderer bevorzugt, haben Renten abgeschöpft und hatten wenig Anreize, den Einsatz des Inputfaktors Wasser zu optimieren.

Nach Einführung - etwa einer Abgabe - wird ihm durch preisliche Signale angezeigt, daß die Ressource Wasser knapp ist und daß es - auch aus ihrer einzelwirtschaftlichen Sicht - sinnvoll sein könnte, die Entdeckung und Anwendung neuer, produktivitätssteigender und ressourcensparender Techniken verstärkt in Angriff zu nehmen. Eine Verteuerung des Inputfaktors Wasser setzt quasi automatisch Innovationsprozesse in Gang, die letztlich zu einer Einsparung dieser Ressource führen. Das Unternehmen wird vergleichen, wieviel die Entdeckung und/oder

---

[22] Fraglich ist, ob der Umstieg auf Oberflächenwasser - so lautet eine oft gehörte Förderung - ubiquitär erfogen soll. Man denke etwa an Entnahmen zum Zwecke der Lebensmittelherstellung; aber auch daran, daß bei anderen industriellen Nutzungen teilweise ebenfalls hochwertiges Wasser notwendig ist (etwa an den Einsatz von Reinstwasser für bestimmte Produktionszwecke). Eine preisliche Steuerung wird auch hier die Spreu vom Weizen trennen.

die Anwendung neuer Techniken kosten wird und welche Kosten eingespart werden (Teile der Entnahmeabgabe, Teile der Förder- und Aufbereitungskosten, Entsorgungskosten, Energiekosten usw.) und auf dieser Basis seine Substitutionsentscheidung fällen.

Nun ist von den Gegnern - etwa einer Grundwasserabgabe - immer wieder darauf hingewiesen worden, daß es derartiger Instrumente nicht bedürfe, um wassersparende Verfahren durchzusetzen. Der Druck von der Entsorgungsseite sei - auch für mengensparende Substitutionen - groß genug. Verwiesen wird dabei auf die Entwicklung in der Vergangenheit, die sich in gestiegenen Nutzungskoeffizienten (und auch in einem permanenten Absinken des produktionsspezifischen Wasserbedarfs) dokumentiere. Zu bedenken ist aber, daß diese Entwicklung zögerlich vonstatten ging und in den einzelnen Branchen und Regionen sehr unterschiedlich ausgeprägt war. Hinzu kommt, daß die realisierten Ersparnisse, so begrüßenswert sie auch sind, unter Umständen eben nicht ausreichen, um das gewünschte Ziel - noch stärkere Schonung des Grundwasserstocks - zu erreichen. Damit sollen allerdings die Erfolge, die erzielt worden sind, nicht weggeredet werden.[23]

Es hat sich gezeigt, daß Fortschritte erzielbar sind. Wenn nun allerdings behauptet wird, man habe jetzt das Ende der Fahnenstange erreicht und weitere Einsparungen seien nicht mehr möglich, kann dies kaum überzeugen. Zum einen wird dieses Argument immer wieder aufs neue von der Praxis widerlegt. Zum anderen spricht kein Argument spricht dagegen, warum die erfolgreiche Suche nach neuen, wassersparenden Techniken, warum die Erfolge der Vergangenheit nicht auch die Chancen der Zukunft sein können. Gerade eingedenk der Innovationsmächtigkeit pretialer Steuerungsmechanismen spricht vieles dafür, daß eine Entnahmeabgabe Substutitonsmöglichkeiten zu erschließen hilft, die heute noch gar nicht absehbar sind; eine Abgabe soll diese Forschungs- und Entwicklungsprozesse ja gerade initiieren. Für diese These der noch nicht ausgeschöpften Innovationspotentiale spricht auch die regionale Streuung der Nutzungskoeffizienten - da, wo Grundwasser knapp ist, ist der Koeffizient hoch.

4.2. Private Haushalte

Im Bereich der privaten Haushalte bestehen Wassersparmöglichkeiten für jenen Anteil am häuslichen Wasserverbrauch, der nicht zur Deckung des lebensnotwendigen Grundbedarfs dient. Der Staat hat nun unterschiedliche Möglichkeiten, auf die Verbrauchsgewohnheiten der privaten Haushalte Einfluß zu nehmen. Die Spannbreite reicht von Appellen über monetäre Signale bis hin zu ordnungsrechtlichen Aktivitäten. Bei der „Moral Suasion" wird auf der Ebene der Freiwilligkeit versucht, die Individuen zu entsprechenden Verhaltensänderungen - wie bei-

---

[23]Die Wassereinsparungen in der Industrie waren in der Regel ein „Kuppelprodukt" der Bemühungen, den gesetzlichen Anforderungen bezüglich der Entsorgung des Wassers gerecht zu werden. Änderungen der Rahmenbedingungen auf der Entsorgungsseite, Preiserhöhungen und administrativer Druck auf der Versorgungsseite haben schon in der Vergangenheit zu (Grund)Wassersubstitutionen geführt.

spielsweise der Aufruf, sich die Zähne nicht bei fließendem Wasser zu putzen oder Geschirrspüler nur voll bestückt in Betrieb zu nehmen - zu veranlassen. Bei dem Ordnungsrecht wird den privaten Haushalten bei Strafe vorgeschrieben, ein bestimmtes Verhalten - Verbot der Gartenbewässerung in Engpaßsituationen - an den Tag zu legen. Anders dagegen die Lenkung über Preise: Die Entscheidungsfreiheit der privaten Haushalte bleibt prinzipiell erhalten; sie werden jedoch durch die Konfrontation mit erhöhten Preisen gezwungen, ihr Verhalten zu reflektieren und abzuwägen,

- ob bestimmte Aktivitäten unter den neuen Rahmenbedingungen nicht verändert werden sollen: So wird beispielsweise ein Wannenbad noch teurer als ein Duschbad und der Einzelne kann für sich entscheiden, ob es das verteuerte Wannenbad immer noch dem Duschen vorzieht. Oder: Die Bequemlichkeit, tropfende Wasserhähne nicht zu reparieren, wird monetär stärker sanktioniert.
- ob durch die Installation bestimmter technischer Apparaturen nicht der Wasserverbrauch gesenkt werden kann: So kann abgewogen werden, ob die Kosteneinsparungen durch geringeren Wasserverbrauch, die beispielsweise durch den Einbau einer Thermostatbatterie erreicht werden können, die Anschaffungskosten übersteigen und so diese Investition rentabel machen.

Die Möglichkeiten, auf bestimmte Aktivitäten zu verzichten, sie genauer zu planen oder sie durch andere zu ersetzen, sind vielfältig. Der Nutzenverlust, der teilweise mit diesen Veränderungen verbunden ist, muß allerdings durch die Kosteneinsparungen überkompensiert werden, denn ansonsten ist kein nachhaltiger Effekt zu erwarten.[24] Derartige Ansatzpunkte sind etwa Duschbäder versus Wannenbäder, Gartenbewässerung zur richtigen Tageszeit usw. Diese Ansatzpunkte setzen primär beim Verhalten an und sind auch ohne technische Neugestaltungen realisierbar. Ein bewußter Umgang mit dem Wasser reicht dafür aus. Hinzu kommen die technischen Möglichkeiten, bei denen durch Einsatz wassersparender Armaturen und Geräte, durch geeignete Installationsmaßnahmen und durch die Substitution von Trinkwasser durch Brauchwasser entsprechende Einsparungen vorgenommen werden können.[25]

---

[24] Änderungen im Umweltbewußtsein, also die Einsicht, auch jenseits von Nutzen-Kosten-Kalkülen sparsamer mit der knappen Ressource Wasser umzugehen, sollen damit nicht geringgeschätzt werden. Es ist aber erstens davon auszugehen, daß derartige Prozesse längerfristiger Art sind. Zweitens stehen preisliche Lenkungsstrategien auch nicht im Widerspruch dazu, sondern können im Gegenteil als Ergänzung gesehen werden: Durch die Konfrontation der Tatsache, daß Wasser eben nicht so preiswert zu erhalten ist, wird die Knappheit dieser Ressource dem Nutzer nachhaltig vor Augen geführt.

[25] Siehe etwa K.-A. Möhle, Wassersparmaßnahmen, Berlin 1983; G. Cichorowski u.a., Möglichkeiten der Trinkwassereinsparung in Haushalten, Kleingewerbe und öffentlichen Einrichtungen, Studie im Auftrag des Hessischen Ministers für Umwelt und Energie, Wiesbaden 1986

An dieser Stelle soll noch auf eine wichtige Rahmenbedingung hingwiesen werden: Die Merklichkeit der Wasserpreiserhöhung. Denn durch Abgaben ausgelöste Preiserhöhungen führen nur dann zu entsprechenden Anpassungsreaktionen, wenn sie auch wahrgenommen werden. Diese Merklichkeitsschwelle wird aber durch die „Verbannung" der Wasserversorgungs- und Wasserentsorgungskosten in die Wohnungsnebenkostenabrechnung erheblich gesenkt. Die meisten privaten Haushalte wissen von daher überhaupt nicht[26], welche Wasserkosten in ihrem Haushalt anfallen und haben somit auch kaum einen Anlaß, dieser Belastung über eine kostensenkende Änderung ihres Verbrauchsverhaltens und über mögliche technische Wassereinsparungsmaßnahmen nachzudenken. Von daher ist es eine notwendige Voraussetzung, damit eine Abgabe und die darauf folgende Erhöhung des Preises auch ihre Wirkung entfalten kann, daß die Belastung in das Bewußtsein des Verbrauchers gerückt wird.

Hinzu kommt ein weiteres wesentliches Argument. Wenn beispielsweise in einem Mehrfamilienhaus zehn Mietparteien wohnen und der Gesamtwasserverbrauch des Hauses etwa nach der Personenzahl[27] umgelegt wird, taucht das in der Ökonomik wohlbekannte Problem öffentlicher Güter auf. Bei Sparanstrengungen eines Haushaltes, z.B. Einbau von wassersparenden Armaturen, fallen die Kosten nur bei diesem Haushalt an, die Nutzen - geringere Wasserkosten - verteilen sich jedoch auf alle. Umgekehrt ist es für die „Nichtsparer" durchaus rational, eine „Trittbrettfahrerhaltung" einzunehmen: Sie können in den Genuß finanzieller Entlastungen kommen, ohne kostenmäßig belastet zu werden. Von daher werden Sparanstrengungen, die sinnvoll wären, unterlassen, und das - in diesem Fall - öffentliche Gut „Wassersparen" wird nicht bereitgestellt.

Aufgelöst werden kann dieser gordische Knoten durch die Installation von Wohnungswasserzählern. Das hat nicht nur den Vorteil, daß die Merklichkeit steigt und die Nutzen von Sparmaßnahmen bei dem Einzelhaushalt internalisiert werden, sondern bietet darüber hinaus die Möglichkeit, gegebenenfalls progressive Staffeltarife einzuführen. Eine verbrauchsbezogene Wasserabrechnung wird zur notwendigen Voraussetzung für die Wirksamkeit einer Entnahmeabgabe. Die Möglichkeiten für den Einbau von Wohnungswasserzählern sind nicht nur bei Neubauten gegeben, auch im nachhinein ist eine Installation möglich. Die Kosten sind realtiv gering; der Einbau wird auf 180,- bis 200,- DM geschätzt. Bei den Technischen Werken Stuttgart, bei denen 20% Wohnungswasserzähler vorhanden sind, beträgt die Kostenbelastung 3,- DM pro Monat. Bei Vorhandensein von Wohnungswasserzählern können die privaten Haushalte dann prüfen, ob die Senkung des Wasserverbrauchs durch technische Installationen sinnvoll ist.

---

[26] Eine höhere Merklichkeit ist bei den 30 bis 40% der Bevölkerung zu erwarten, die Einfamilienhäuser besitzen und von daher direkt mit den Kosten konfrontiert werden.

[27] Wenig sinnvoll ist es, wie teilweise noch üblich, die Kosten nach qm umzulegen.

Die Wirkungen einer Wasserpreiserhöhung auf den Wasserverbrauch der privaten Haushalte sind also an bestimmte Voraussetzungen gebunden. Sie sind zum einen davon abhängig, ob Substitutions- bzw. Einsparmöglichkeiten vorhanden sind und zum anderen, ob die Preiserhöhung genügend Anreize bietet, diese Möglichkeiten für den Einzelnen auch lohnend zu machen. Die empirische Beantwortung der Frage, ob und wie die privaten Haushalte auf die Preiserhöhung beim Wasser reagieren werden, ist nicht einfach. Eine hessische Studie kommt - bei Wasserkosten von 4,- DM - zu einem wirtschaftlich rentablen Einsparpotential von 20-30 %; ältere amerikanische Untersuchungen weisen für die Preiselastizität der Wassernachfrage Werte von 0,45 bis 0,9 aus; in einer Untersuchung für Süddeutschland wird sie auf < 0,1 geschätzt.[28] Allerdings muß berücksichtigt werden, daß in der bundesrepublikanischen Untersuchung die Wasserpreise, auf deren Basis die Nachfrage als unelastisch eingestuft wurde, sich in relativ niedrigen Bereichen bewegten (< 2,50 DM/m^3). Wenn die gesamten Wasserkosten sich etwa über 5,-DM/m^3 hinaus weiterentwickeln, kann vielleicht schnell der elastische Teil der Nachfragefunktion erreicht werden.

5. Nebenwirkungen

Vorschläge, die Ressourcennutzung zu verteuern, um so einen effizienten Umgang mit knappen Inputs anzuregen, stoßen immer wieder auf zwei Vorbehalte: Eine derartige Ressourcenpolitik beeinträchtige die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen und sie habe unerwünschte soziale Nebeneffekte bei den privaten Haushalten - dazu einige kurze Anmerkungen.

- Wettbewerbswirkungen -

Ohne das Argument der (internationalen) Wettbewerbsfähigkeit überstrapazieren zu wollen, muß trotzdem auf die branchenspezifisch sehr unterschiedlichen Auswirkungen eingegangen werden, die von preislichen Lenkungsstrategien ausgehen. Denn insbesondere auf die wasserintensiven Branchen können erhebliche Belastungen zukommen. Wenn etwa in der Zellstoff- und Papierindustrie beim genannten Vorschlag des UPI mit zusätzlichen Kosten bis zu 7,6 % der Bruttowertschöpfung gerechnet werden muß, ist fraglich, ob eine Abgabe mit solchen Abgabesätzen von den betroffenen Firmen ohne Probleme verkraftet werden kann. Auf der anderen Seite darf jedoch auch nicht verkannt werden, daß im Durchschnitt des produzierenden Gewerbes (ohne Bergbau) die Abgabelast den Wert von 1 % nicht überschreitet.

Eine Entnahmeabgabe auf Wasser steht immer in einem Spannungsfeld: Ist der Abgabesatz hoch, sind erhebliche Umschichtungs- und Substitutionswirkungen zu erwarten - bei gleichzei-

---

[28] Siehe G. Cichorowski u.a., Möglichkeiten der Trinkwassereinsparung in Haushalten, Kleingewerbe und öffentlichen Einrichtungen, Wiesbaden 1985 sowie K. Jacobitz u.a., Preiselastizität des häuslichen und gewerblichen Wasserverbrauchs und Abwasseranfalls, Darmstadt 1981, S. 15 und S. 71f.

tiger Gefährdung der Wettbewerbsfähigkeit einzelner Unternehmen. Ist der Abgabesatz niedrig, dann ist zwar die finanzielle Auswirkung auf die Unternehmen geringer; gleichzeitig sinken natürlich auch die Anreize zur Durchführung von wassersparenden Anpassungsreaktionen. Dieses Spannungsfeld oder dieser Zielkonflikt ist letztlich nicht aufhebbar: Jede Internalisierung von externen Effekten ist mit Kostenbelastungen für die Produzenten dieser Effekte verbunden. Und je höher die sozialen Zusatzkosten sind, die von einem Unternehmen verursacht werden, um so spürbarer wird auch die Belastung sein, der es dann bei einer Abgabe ausgesetzt ist.

Obwohl dies mit einer Abgabe in der Regel intendiert ist, entbindet es einen nicht, darüber nachzudenken, wie denn die Folgen - wenn sie als politisch nicht akzeptabel angesehen werden - für den einzelnen Betrieb abgemildert werden können. Zum einen ist eine zeitliche Anpassung des Abgabesatzes sinnvoll. Wenn den Unternehmen klare und verläßliche Vorgaben gemacht werden und sie wissen, daß etwa der Abgabesatz jedes Jahr um 0,10 DM/m^3 erhöht wird, bis der endgültige Abgabesatz erreicht ist, so können sie sich frühzeitig darauf einstellen und haben die Zeit, die sie brauchen, um die Anpassungsvorgänge leichter in ihre investiven und finanzwirtschaftlichen Planungen einzupassen. Auch wenn es generell nicht sinnvoll erscheint, gerade wasserintensiven Branchen prinzipielle Härteklauseln einzuräumen, da dies den Zielerreichungsgrad der Abgabe erheblich mindert, sollte doch die Möglichkeit eingeräumt werden, im Einzelfall Unternehmen Anpassungserleichterungen zu gewähren.

- Verteilungswirkungen -

Eine Entnahmeabgabe bspw. erhöht die Wasserpreise für die privaten Haushalte und erhöht die Preise der Konsumgüter, zu deren Produktion (Grund)Wasser eingesetzt wurde[29]. Sie wirkt wie eine Steuer auf spezielle Güter; die Verteilungswirkungen sind tendenziell regressiv und gerade einkommensschwache Haushalte werden stärker betroffen. Da sowohl der Grundbedarf an Trinkwasser wie auch bestimmte Konsumgüter schwer substituierbare Güter sind und diese Konsumgüter teilweise gerade in wasserintensiven Branchen (Ernährung, Textil, Papier- und Zellstoff) erzeugt werden, wird die regressive Tendenz verstärkt. Und die Belastungen, die auf die Haushalte zukommen können, können hoch sein.

Gehen wir einmal von der Hypothese aus, daß die gesamte Zahllast auf den Konsumenten überwälzt werden könne. Bei dem Vorschlag des UPI wäre dies eine jährliche Belastung von 20,5 Mrd. DM. Die Bundesrepublik hatte 1986 einen Einwohnerstand von 61,1 Mio. Personen. Dies würde pro Kopf der Bevölkerung eine Belastung von 336,- DM bedeuten. Ein 4-Personen-Haushalt müßte dann - wenn man vereinfachenderweise eine gleichmäßige Vertei-

---

[29] Auf direktem Weg wie etwa in der Ernährungsindustrie oder eher indirekt, weil die Vorprodukte der Konsumgüterindustrie sich durch die Abgabe verteuert haben.

lung der Last annimmt - im Jahr mit einem Mehraufwand von 1344,- DM rechnen; dies sind 112,- DM im Monat. Bei einem Nettoeinkommen von 2000,- DM wären dies immerhin 5,6% - eine erhebliche Zusatzbelastung. Nun werden diese Wirkungen durch einzelne Faktoren leicht abgeschwächt. Zum einen kann man tendenziell davon ausgehen, daß mit steigendem Einkommen auch der Verbrauch von Trinkwasser zunimmt. Zum anderen werden Teile der Zahllast von den Unternehmern getragen oder in das Ausland exportiert und berühren höchstens indirekt die Verteilungsposition der inländischen Haushalte.

Dennoch werden Belastungen auf die privaten Haushalte zukommen. Aber genauso wie bei den Unternehmen sind auch hier Kompensationen möglich. Diskutiert werden - vor allem im Zusammenhang einer übergreifenden ökologischen Steuerreform - Entlastungen bei der Einkommensteuer oder bei den Lohnnebenkosten; letzteres würde private Haushalte wie Unternehmen entlasten. Denkbar ist aber auch, den privaten Haushalten aus dem Aufkommen von Zertifikatsversteigerung oder Abgabenerhebung einen Öko-Bonus zukommen zu lassen. Ein derartiger Pro-Kopf-Transfer würde gerade bei den unteren Einkommensklassen ihre Belastung überkompensieren.

5.1. Anstelle eines Fazits: Pladoyer für eine regionale Differenzierung

Preisliche Lenkungsstrategien sollten regional differenziert werden. Denn Grundwasser ist nicht generell gleich knapp, sondern die Knappheitsintensität ist regional sehr unterschiedlich. Von daher sollte die konkrete Ausgestaltung der Instrumente flexibel auf die Bedingungen vor Ort eingehen. Durch eine regionale Differenzierung - etwa einer Grundwasserentnahmeabgabe - können dort, wo das Grundwasser knapper ist, auch entsprechend weitreichendere Substitutionsmaßnahmen angeregt werden. Es zeigt sich bei den regional unterschiedlichen Nutzungskoeffizienten der gewerblichen Wassernutzung, daß Unternehmen in Gebieten (etwa Hannover), wo Wasser knapp und teuer ist, durchaus rationellere Verfahren der Wassernutzung als in anderen Regionen einsetzten. Erst bei einer regionalen Ausgestaltung preislicher Lenkungsstrategien entfalten sie ihre volle Leistungsfähigkeit.

Regulierung am Beispiel der Gewässerverschmutzung: Nordsee und Nordost-Atlantik[1)]

Stephan Lutter

Umweltstiftung WWF-Deutschland
Fachbereich Meere und Küsten

1. Aufgabenstellung

Im ersten Teil wird das Regelwerk für Stoffeinträge in die Nordsee skizziert und bewertet, Defizite werden hervorgehoben. Im zweiten Teil wird an Fallbeispielen erläutert, welche anthropogenen Stoffströme aus diffusen Quellen

- über den Luft- und den Wasserpfad in die Nordsee eingetragen werden,
- ein toxisches oder eutrophierendes Potential darstellen,
- unter die Definition des Vorsorgeprinzips der 3. und 4. Internationalen Nordseekonferenz (3.INK, Den Haag 1990; 4. INK, Esbjerg 1995) und des neuen Paris-Abkommens (Paris 1992) fallen,
- im Rahmen der Empfehlungen, Richtlinien und Beschlüsse der INK, der Oslo- und Paris-Kommissionen oder der Europäischen Union nicht oder unzureichend reguliert sind,
- im Rahmen des Umweltmonitorings zuständiger Institutionen nicht oder erst ansatzweise berücksichtigt und erfaßt sind(z.B. North Sea Task Force, NSTF; OSPAR-Environmental Assessment and Monitoring Committee, ASMO; Bund-Länder-Meßprogramm; verschiedene nationale oder europäische Emissionskataster usw.).

[1)] Im Vortragsmanuskript ist die Beschlußlage nach der 4. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (Esbjerg, 8.-9. Juni 1995) und der 17. Vertragsstaatensitzung der Oslo- und Paris-Konventionen (Brüssel, 26.-30. Juni 1995) bereits berücksichtigt. Stichtag ist damit hier -in Ergänzung des mdl. Vortrags- der 30. Juni 1995.

Die politischen und ökonomischen Widerstände werden deutlich gemacht soweit möglich. Ein Anspruch auf Vollständigkeit besteht nicht.

2. Situationsbeschreibung

2.1. Politisches und rechtliches Instrumentarium (INK und OSPAR)

Die Ministererklärungen der INK (vergleichende Zusammenstellungen siehe NORTH SEA CONFERENCE 1995 b; FREESTONE & IJLSTRA 1991), die Empfehlungen und Beschlüsse der PARCOM und die stofflich relevanten Direktiven der EU sind noch immer überwiegend auf die Verringerung direkter Einträge in Oberflächengewässer, Atmosphäre und Meer ausgerichtet.

Die Arbeitsstrukturen der INK sind variabel. Bis zur 3. INK verhandelten die Staaten in sog. Preparatory Working Groups (PWG) hinter verschlossenen Türen unter Auschluß der NGOs. Bei der Vorbereitung der 4. INK von 1992-1995 wurden zuletzt zwei Stränge von Arbeitsgruppen gebildet: Ministerial Declaration Group (MDG) und Progress Report Group (PRG). NGOs hatten optimalen Zugang, Eingabe- und Rederecht. Dies galt auch für die parallel verhandelnden Arbeitsgruppen zu den acht Segmenten der 4. Ministererklärung (vgl. NORTH SEA CONFERENCE 1995 a):

I. Schutz von Arten und Lebensräumen in Küstengebieten und der See

II. Fischerei

III. Verhütung der Verschmutzung durch gefährliche Stoffe

IV. Weitere Verringerung der Nährstoffeinträge in die Nordsee

V. Verhütung der Verschmutzung durch Schiffe

VI. Verhütung der Verschmutzung durch Offshore-Anlagen

VII. Umgang mit radioaktiven Stoffen einschließlich Abfällen

VIII. Künftige Zusammenarbeit zum Schutz der Nordsee

Die Vorbereitung der 5. INK in Oslo im Jahre 2001 ist wieder auf das traditionelle Muster des Committee of North Sea Senior Officials (CONSSO) zurückgefallen, d.h. Facharbeitsgruppen werden nur informell gebildet und NGO-Beteiligung unterhalb der Ebene CONSSO damit von vornherein ausgeschlossen.

Ministerkonferenzen produzieren Absichtserklärungen und politisch-moralische Verpflichtungen zum Nordseeschutz („soft law"). Die Kontrolle der politischen Umsetzung von INK-Beschlüssen in den Anrainerstaaten und eine Fortentwicklung von „Reporting Systems" wird

dennoch relativ ernst genommen (vgl. NORTH SEA CONFERENCE 1995 c; s.a. UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND 1995).

Die INK funktionierte auf diese Weise über lange Jahre als politischer Antriebsmotor für die Rechtsfortbildung in internationalen Konventionen („hard law"). Dies wurde in der Vergangenheit punktuell besonders deutlich durch die Erklärung der Nordsee zum Sondergebiet für Schiffsmüll nach MARPOL-Abkommen Anlage V und beim völkerrechtlichen Verbot der Verklappung von Industrieabfällen und der Verbrennung von Chemikalienabfällen auf See (OSCOM-Beschluß 89/1, 88/1, 90/2). Auch die PARCOM-Empfehlungen 89/1 über das Vorsorgeprinzip und 89/2 zur Anwendung des Standes der Technik sind Ausfluß der INK-Politik. Diese Regelungen sind mittlerweile fester Bestandteil der neuen OSPAR-Konvention (vgl. OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1992 a, b). Der Einfluß der INK auf OSPAR ist bei der Regulierung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen weniger deutlich, obwohl im Rahmen der 4. INK ein regelrechtes Auftragswesen an OSPAR entwickelt und perfektioniert wurde, d.h. die 4. Nordseeministererklärung enthält zahlreiche konkrete Ersuchen an OSPAR. Es hat sich der Eindruck gefestigt, daß das wissenschaftlich-technische Niveau, der industriepolitische Hintergrund und der chemiepolitische Anspruch von OSPAR in diesem Bereich höher ist als bei der INK. Andererseits ist es nach wie vor nicht selbstverständlich, daß die größere Staatengemeinde des Nordostatlantik die Beschlüsse der Nordseestaaten übernimmt. Dies gilt insbesondere für die 50%/70%-Reduzierung bestimmter Stoffeinträge, aber auch für das neue Bekenntnis zu Nullemission gefährlicher Stoffe (§17 Esbjerg-Deklaration, s.a.u.).

Am 22.9.1992 unterzeichneten Belgien, Dänemark, Finnland, Frankreich, Deutschland, Großbritannien, Island, die Niederlande, Norwegen, Portugal, Spanien, Schweden, die Schweiz und Luxemburg sowie die EG in Paris das Übereinkommen *zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic;* OSPARCOM 1992 a, s.a. WORLD WIDE FUND FOR NATURE 1992 b). Es behandelt alle Quellen und Praktiken, die über Flüsse und Atmosphäre aus dem Hinterland, vom Festlandssockel (z.B. Öl- und Gasplattformen) oder durch direktes Einbringen das Meer verschmutzen. Die neue Paris-Konvention wird nach vollendeter Ratifizierung voraussichtlich ab 1996 ihre noch gültigen Vorläufer ablösen: das *Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen durch Schiffe und Luftfahrzeuge* (Oslo, 1972) und das *Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus* (Paris, 1974). Die neue Paris-Konvention erhebt viele der früheren Empfehlungen oder Beschlüsse, so z.B. das wichtige Vorsorgeprinzip, in den Status des Völkerrechts. In der Bundesrepublik ist sie seit der Ratifizierung durch den Bundestag im Juli 1994 geltendes Recht.

Seit drei Jahren wird ein umfassender Aktionsplan der Kommission fortgeschrieben, nach dem Industriesektoren und Stoffgruppen systematisch auf ihre Meeresschädlichkeit durchkämmt

werden. Ziel ist es, Vorschriften für den Stand der Technik (BAT) und die Beste Umweltpraxis (BEP) zu entwickeln, Stoffe zu substituieren oder eliminieren u.ä.

Die seit 1992 reformierte Arbeitsstruktur der Oslo- und Paris-Kommissionen umfaßt folgende, turnusmäßig einmal jährlich tagende Ebenen bzw. Gremien:

* OSPARCOM Annual Meeting

* OSPAR Programme and Measures Committee (PRAM) mit den Arbeitsgruppen
- OSPAR Working Group on Radioactive Substances (RAD)
- OSPAR Working Group on Sea-based Activities (SEBA)
- OSPAR Working Group on Point Sources (POINT)
- OSPAR Working Group on Diffuse Sources (DIFF)
- OSPAR Working Group on Nutrients (NUT)

* OSPAR Environmental Assessment and Monitoring Committee (ASMO) mit den Arbeitsgruppen
- OSPAR Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment (SIME)
- OSPAR Working Group on Inputs to the Marine Environment (INPUT)
- OSPAR Working Group on Impacts on the Marine Environment (IMPACT)

Die Einzelentscheidungen der jährlichen OSPARCOM-Sitzung sollten einstimmig, können aber auch mit 3/4-Mehrheit gefaßt werden. Den übrigen Vertragsstaaten steht es dann frei, ein Minderheitsvotum (Vorbehalt) einzulegen, das sie von der Umsetzung entbindet. Über Emissionen aus bestimmten Industriezweigen und die Umsetzung von Beschlüssen besteht Berichtspflicht, so z.B. über Quecksilberverluste aus Chlor-Alkali-Anlagen und Radionuklide. Nichtstaatliche Organisationen (NGOs) wie der World Wide Fund for Nature (WWF), Greenpeace International, Seas At Risk Federation (SAR), Friends of the Earth (FoE) sowie zahlreiche Industrieverbände (z.B. CEFIC/EUROCHLOR) haben bei OSPARCOM seit 1991 Beobachterstatus und Rederecht, bleiben aber -im Gegensatz zur Helsinki-Kommission- von den Diskussionen in Facharbeitsgruppen ausgeschlossen.

Zwischen der Industrie- und Chemikalienpolitik der EU und dem diesbezüglichen Regelwerk von OSPAR entsteht seit Beginn der 90er Jahre ein Spannungsfeld, das durch die per Volksabstimmung besiegelte Nicht-Zugehörigkeit der OSPAR-Vertragsstaaten Norwegen und Schweiz noch verschärft wurde. OSPAR nimmt für sich zu Recht in Anspruch, technische

Vorschriften (z.B. Stand der Technik, BAT) für Industriesektoren und Anwendungsverbote für Chemikalien im gesamten Territorium seiner Vertragsstaaten (wegen der atmosphärischen Einträge und dem Verlauf der Wasserscheiden der Flußeinzugsgebiete weitgehend identisch mit dem Einzugsgebiet des Nordost-Atlantik für Schadstoffe aus diesen Staaten) zu erlassen, wenn diese Emittenten bzw. Stoffe für die Meeresverschmutzung relevant sind. Die Vertreter der EU, ihrerseits selbst Vertragspartner, sprechen OSPAR diese Kompetenz ab, u.a. wegen der Bedeutung von Industrieverfahren und chemischen Produkten als wirtschaftlichen Gütern, die nach EWG-Vertrag der Freizügigkeit unterliegen. Diesen Streit, zuletzt geführt im Fall neuer Regelungen für die Zellstoffindustrie und eines Anwendungsverbotes für Chlorparaffine, verlor beim 17. Treffen der Vertragspartner die EU (vgl. OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1995 b), so daß ihre Mitgliedsstaaten bei OSPAR in diesen Fällen frei abstimmen konnten und die EU-Vertreter sich nach Art. 20 (2) OSPAR-Convention selbst enthalten mußten. Doch das letzte Wort in dieser Kontroverse scheint noch nicht gesprochen. Aus Sicht des (Meeres)umweltschutzes ist es sehr wichtig, daß diese Kontroverse zugunsten von OSPAR ausgeht, da es in der Europäischen Union keinen Maßstab zum Schutz natürlicher Ökosysteme und Umweltmedien vor gefährlichen Chemikalien gibt, der an Schärfe und Präzision dem von INK und OSPAR verankerten Vorsorgeprinzip gleichkommt.

2.2. Entwicklung des Vorsorgeprinzips

Vor dem Hintergrund der anhaltenden Debatte über Verklappung und Verbrennung gefährlicher Stoffe auf der Nordsee formulierte die 3. INK das Vorsorgeprinzip folgendermaßen:

„...to take action to avoid potentially damaging impacts of substances that are persistent, toxic and liable to bioaccumulate even where there is no scientific evidence to prove a causal link between emissions and effects." (vgl. NORTH SEA CONFERENCE 1995 b).

Dabei wurde Wert auf die Plausibilität wissenschaftlicher Verdachtsmomente und Indizien für Schadwirkungen gelegt. Der kausale, monofaktorielle Wirkungsnachweis zwischen Schadstoffeinleitung und ökologischer Veränderung war bereits nicht mehr erforderlich, als im Jahre 1990 die Seeverbrennung wegen der Kontamination der Sedimente mit Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol im Verbrennungsgebiet endgültig eingestellt wurde (vgl. OSLO AND PARIS COMMISSONS 1992 d) und nationale Genehmigungsbehörden wie das DHI nach dem Besorgnisprinzip -allerdings nicht ohne öffentlichen Druck- entsprechend tätig wurden.

Die Paris-Konvention (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1992 a) hat dieses Prinzip generalisiert. Danach sollen Maßnahmen gegen jedweden Stoff- oder Energieeintrag ergriffen werden, wenn der Verdacht auf eine Schädigung des marinen Ökosystems besteht. Nicht erst seit Unterzeichnung dieses Abkommens fordern die NGOs das Vorsorgeprinzip in allen Bereichen des Meeresschutzes, von gefährlichen Stoffen über Nährstoffe/Eutrophierung bis zur Anwendung in der Fischereipolitik ein (s.a. AKTIONSKONFERENZ NORDSEE 1995, SEAS AT

RISK 1995 b, WORLD WIDE FUND FOR NATURE 1987, 1992 b, 1993 a, 1995 a).

In einer Ministererklärung anläßlich der Unterzeichnung des neuen Paris-Abkommens verpflichten sich die Anrainerstaaten des Nordost-Atlantiks: „...as a matter of principle for the whole Convention area, discharges and emissions of substances which are toxic, persistent and liable to bioaccumulate, *in particular organohalogen substances, and which could reach the marine environment* should, regardless of their anthropogenic source, be reduced, by the year 2000, to levels that are not harmful to man or nature with the aim of their elimination; to this end to implement substantial reductions in those discharges and emissions and where appropriate, to supplement reduction measures with programmes *to phase out the use of such substances.*" (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1992 a).

Den hier angesprochenen Anwendungsverboten für meeresschädliche Giftstoffe kommt eine entscheidende Bedeutung zu: Im Gegensatz zu Produktionsverboten können sie verhindern, daß Firmen die Herstellung einer geächteten Substanz oder Stoffgruppe in Gebiete außerhalb des Konventionsgebiets verlagern, aber damit gleichzeitig den Markt des Konventionsgebiets bedienen. Entsprechend heftig ist die Auseinandersetzung über die Auslegung dieser Ministererklärung zwischen Vertretern der europäischen Chlorchemie (EUROCHLOR/CEFIC) und den Umweltorganisationen (s.a. SEAS AT RISK 1995 a).

Die 4. INK hat das Vorsorgeprinzip für gefährliche Stoffe noch weiter gefördert, indem sich die Minister der Anrainerstaaten in § 17 ihrer Erklärung quasi zur Nullemission verpflichteten: „continuously reducing discharges, emissions and losses of hazardous substances thereby moving towards the *target of their cessation within one generation (25 years),* with the ultimate aim of concentrations in the environment near background values for natural occurring substances and close to zero concentrations for man-made synthetic substances" (NORTH SEA CONFERENCE 1995 a).

2.3. Direkte Einträge: Regelungen entwickelt - Umsetzung schleppend

In weitgehender Übereinstimmung mit den Forderungen nichtstaatlicher Organisationen wurden zunächst das Verbot bzw. die Substitution der meisten schädlichen Verklappungs- und Verbrennungspraktiken auf See in völkerrechtlich verbindlicher Weise festgeschrieben (s.o.).

Einheitliche Emissionsstandards (Uniform Emission Standards, UES) für Direkteinleiter wie Industriebetriebe, kommunale Kläranlagen etc. nach dem Stand der Technik (Best Available Technology, BAT) werden nicht erst seit Beginn des INK-Prozesses entwickelt und fortgeschrieben (s.a. DEUTSCHER BUNDESTAG 1993, FREESTONE & IJLSTRA 1990, OSPARCOM 1992 b, c; vgl. Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser; vgl. WHG und Rahmen-AbwasserVwV; vgl. IndirektEinl.VO). Entsprechendes gilt für den Immissionsschutz.

Die internationalen Defizite liegen dabei eher in der unterschiedlichen Auslegung des BAT und

seiner wirtschaftlichen Verfügbarkeit sowie des Vorsorgeprinzips allgemein. Auf Drängen Großbritanniens und Frankreichs wurde bereits die Ministererkärung der 3. INK mit der Fußnote versehen, daß rechtsverbindliche Neuerungen des Standes der Technik (BAT) seine wirtschaftliche Verfügbarkeit berücksichtigen müßten (vgl. NORTH SEA CONFERENCE 1995 b). Mit der britischen Definition der „Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost" (= BATNEEC) wurde diese Fußnote in eine nationale, von den anderen Anrainerstaaten zwar offiziell nicht akzeptierte, aber stillschweigend ebenso praktizierte (vgl. Novellierung des deutschen WHG) Rechtsnorm gegossen.

Viele Verbesserungen des BAT für industrielle und kommunale Direkteinleiter zielen auf Reinigungs- oder Rückhalteverfahren „at the end of the pipe" und führen nicht automatisch zur Vermeidung des Schadstoffeinsatzes an der Quelle bzw. zur Substitution eines emissionsträchtigen Verfahrens. Zellstoff-, Textil- und Chemische Industrie gehören zu den besonderen „Sorgenkindern". Während die 3. INK noch eine ausführliche Liste meeresverschmutzender Industriesektoren verhandelte, wurde ein neuer Vorstoß dieser Art bei der 4. INK im Keim erstickt. Positiv ist dagegen die Erklärung, den Stand der Technik in 5-Jahresabständen für alle Sektoren dynamisch revidieren zu wollen (NORTH SEA CONFERENCE 1995 a). Die Arbeitsgruppe OSPAR-POINT befaßt sich derzeit mit neuen Vorschriften für: Aluminiumindustrie, Nichteisenmetallindustrie, Verbrennung fossiler Energieträger, Zellstoff- und Papierindustrie, Oberflächenbehandlung, Organisch-Chemischer Industrie, PVC-Industrie, Textilindustrie, Abwasser aus Raffinerien, Quecksilber aus der Chlor-Alkali-Industrie (vgl. OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1994, 1995 b).

Nationale Defizite bei der Reduzierung von Stoffeinträgen aus Punktquellen liegen überwiegend in der schleppenden Umsetzung von Grenzwerten und Parametern, z.B. in den deutschen AbwVwV und Erlaubnisbescheiden (NEUMANN-HENSEL & WINTELER 1993). Die Kontrolle des Vollzuges solcher Vorschriften nimmt zunehmend paradoxe Züge an. LAHL (im Druck) spricht in diesem Zusammenhang vom politisch gewollten, „programmierten Vollzugsdefizit".

2.4. Einträge aus diffusen Quellen: enorme Defizite

2.4.1. Bedeutung

Wer das gesamte Spektrum der Quellen und Eintragspfade im Blick behält, muß erkennen, daß nicht Direktemissionen aus Produktionsanlagen (Einleitungen, Abgase und Prozeßabfälle aus Fabriken), sondern die Produkte selbst, ihre Anwendung und Veränderung im Konsumprozeß, ihre sogenannte Entsorgung sowie die zugrundeliegenden Vermarktungs- und Verteilungsgewohnheiten die wichtigsten Quellen der Meeresvergiftung darstellen.

Nach AHRENS (im Druck) verschwimmen in diesem Bereich die bewährten Unterscheidungen zwischen BAT und BEP, zwischen Punkt- und diffusen Quellen und den zugehörigen Regel-

werken. Denn -wie am Beispiel der Textil-Hilfsstoffe und Kunststoff-Additive darstellbar- werden die meisten meeresschädlichen Substanzen freigesetzt, während sich ein Alltagsprodukt in den Händen des Verbrauchers befindet. Besonders deutlich wird dies, wenn Hilfs- und Imprägniermittel während der Haushalts-Textilwäsche in großen Mengen direkt in den Wasserpfad gelangen. Die zuständigen Gremien haben nur einen äußerst kurzen Hebel in der Hand, wenn sie hierzu Vorschriften für BAT und BEP in der textilverarbeitenden- und PVC-Industrie bestimmen anstatt nach Stoffgruppen vorzugehen.

Insgesamt stammen heute 30 und 90 % der schwer abbaubaren organischen Verbindungen und mehr als die Hälfte des Stickstoffeintrags in die Nordsee primär aus diffusen Quellen. Von den 36 gefährlichen Stoffen, deren Eintrag aus den Nordsee-Anrainerstaaten vorrangig reduziert werden soll (NORTH SEA CONFERENCE 1995 b), werden 17 in wesentlichen Mengen über den Luftpfad herangetragen, weil sie entweder aus Verbrennungsvorgängen stammen oder leicht flüchtig sind. Dazu zählen u.a. Cadmium, Blei, PER, Dioxine. Auch der atmosphärische PCB-Eintrag ist erheblich. Weitere 13 Stoffe der genannten Liste gehören zu den Pestiziden, sie werden gezielt zur Vergiftung von Lebewesen in der Fläche ausgebracht und gelangen deshalb ausschließlich aus diffusen Quellen in Grund- und Oberflächenwasser oder gleich direkt ins Meer.

Von den seit 1828 von Chemikern synthetisierten 9 Millionen Stoffen sind ca. 100.000 Verbindungen in nachweisbaren Mengen in die Umwelt gelangt. Hinzu kommen unüberschaubar viele unerwünschte Synthesenebenprodukte.

Die größten Defizite bestehen folglich bei Stoffeinträgen aus diffusen Quellen, z.B. von

* agrarischen und nicht-agrarischen Pestiziden,
* Stickstoffverbindungen aus Böden und Atmosphäre,
* technischen Chemikalien in offenen Systemen und in Konsumgütern,
* Additiven in Konsumgütern.

Die Vielfalt solcher Stoffe in einem einzigen Anwendungsbereich verdeutlicht der Lebenszyklus des Massenkunststoffs PVC, aus dem u.a. folgende Stoffe ins Ökosystem Nordsee gelangen: chlorierte Lösemittel, Phthalate und andere Weichmacher, Chlorparaffine, Organozinnverbindungen, halogenierte Flammschutzmittel, Cadmium- und Bleistabilisatoren, Quecksilber.

Wie sich Versäumnisse bei der Vermeidung von diffusen Schadstoffeinträgen ökologisch und ökonomisch an Natur und Gesellschaft rächen, wird an den Nachlaufeffekten der PCB-Verschmutzung (Polychlorierte Biphenyle) am besten deutlich (UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND in Vorb.). Trotz einschneidender Beschlüsse, die diese Stoffgruppe in den 70er Jahren zunächst aus der offenen Anwendung, dann auch aus geschlossenen Systemen ver-

bannten, ist bisher im Ökosystem Nordsee kaum Besserung eingetreten. Es hat nach dem DDT-Verbot rd. zwei Jahrzehnte gedauert, bis in der Nordsee eine Entlastung bei DDT in Gewebeproben meßbar wurde. Etwas schneller reagierte das Umweltmedium auf die Schließung veralteter Chloralkali-Elektrolyse-Anlagen im Einzugsbereich der Elbe mit einem Rückgang der Quecksilber-Werte im Wasser und Sediment der Deutschen Bucht, obwohl dieser Eintrag mittlerweile nicht mehr allein durch Regulierung von Punktquellen gesteuert werden kann, sondern von der Remobilisierung sedimentgebundener Altlasten mitbestimmt wird (s.a. DEUTSCHER BUNDESTAG 1993, NORTH SEA CONFERENCE 1995 c, UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND 1995).

Fazit: Selbst die beste politische Einzelmaßnahme gegen Stoffeinträge aus diffusen Quellen von heute kann erst in frühestens ein bis zwei Jahrzehnten Früchte tragen. So lange dauert es nach aller Erfahrung nach einem strikten Einleiter- oder Anwendungsverbot, bis eine biologisch schwer abbaubare Substanz nicht mehr in nennenswerten Mengen aus dem Hinterland ins Meer sickert und bis die dort vorhandene Belastung von den herrschenden Strömungen und Wasseraustauschprozessen auf ein Mittelmaß verdünnt, - d.h. nicht - beseitigt ist. Wird dann „ der Teufel mit Beelzebub ausgetrieben", d.h. ein kaum minder giftiges Substitutionsprodukt (für PCB in hydraulischen Systemen des Bergbaus: UGILEC und DBBT) oder ein doch schädlicher Ersatzstoff (für PCB als Weichmacher: Phthalate, s.u.) auf den Markt gebracht, so verlängert sich die Erholungsfrist erheblich (de JONG 1989). Im übrigen ist absehbar, daß die Halbierung der PCB-Einträge in die Nordsee bis 1995 bzw. 2000 nicht erreicht wird (NORTH SEA TASK FORCE 1993 b, NORTH SEA CONFERENCE 1995 c, UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND 1995).

Trotz dieser Erfahrungen laufen die Nordseestaaten, ihre Gremien und Politiker, erneut der Entwicklung hinterher: längst haben „neue Schadstoffe", z.T. als Substitute der altbekannten PCBs den Stoffpfad beschritten und reichern sich im ppm-Bereich im Fettgewebe von Fischen, Robben und Kleinwalen an. Dies ist mittlerweile nachweisbar für Chlorparaffine (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1995 b) und halogenierte Flammschutzmittel, die eindeutig bestimmten diffusen Anwendungsbereichen und Produkten zugeordnet werden können, aber auch für Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die (wie chlorierte Dioxine und Furane) einer Vielzahl von punktuellen und diffusen Quellen (z.B. Offshore-Industrie, Ölverschmutzung, Verbrennungsprozesse) zugeordnet werden können (s. hierzu NORTH SEA TASK FORCE 1993 a, b).

2.4.2. Widerstände gegen die Anwendung des Vorsorgeprinzips

Charakteristisch für die staatliche Regulierung von Schadstoffeinträgen aus diffusen Quellen ist, daß überwiegend Einzelstoffe betrachtet werden anstatt Stoffgruppen und Anwendungssektoren einheitlich zu regulieren. Der chemiepolitische Gruppen-Ansatz steckt selbst bei Altstoffen noch in den Kinderschuhen.

Die Ermessensspielräume für traditionelles umweltpolitisches Handeln sind dabei sehr groß: die Datenlage über Quellen im und Eintragsmengen aus dem Hinterland ist z.T. lückenhaft (Emission, Produktionsraten, Umsatz). Öffentliche Toxic Release Inventories oder Pollutants Release and Transfer Registers nach amerikanischem Vorbild (WORLD WILDLIFE FUND 1994, 1995) könnten die Entwicklung voranbringen, sind aber trotz EU-Umweltinformationsrichtlinie (90/313/EWG) hierzulande nicht selbstverständlich (s.a. NEUMANN-HENSEL & WINTELER 1993, WINTELER in Vorb.).

Da die Datenlage aus der Nordsee selbst oft auch zu wünschen übrig läßt (Immission, Verteilung, Bioakkumulation etc.), wird auf den kausalen Nachweis zwischen Ursache und Wirkung im marinen Ökosystem gewartet, bis Entscheidungen fallen. Dies geschieht auch dann noch, wenn der Nachweis eines Eintrags in die Nordsee vorliegt, steigende Trends gemeldet werden und der Hinweis auf schädigende Wirkung aus Labor oder Freiland in anderen Zusammenhängen erbracht ist - ein klarer Verstoß gegen das Vorsorgeprinzip!

Schon eine konsequente Verwirklichung der Besten Umweltpraxis (Best Environmental Practice, BEP) würde zu so tiefgreifenden Einschnitten in die Verbrauchs- und Verteilungsgewohnheiten der Industriegesellschaften führen, daß massive ökonomische Widerstände zu erwarten sind.

Als Maßstab für die Widerstände können die zähen Verhandlungen über Pestizide und Nährstoffe beim Treffen der Umwelt- und Landwirtschaftsminister in Kopenhagen (NORTH SEA CONFERENCE 1993) gewertet werden. Ebenso aufschlußreich sind die Diskussionen um Stoffverbote, Aktionspläne und Empfehlungen für die Beste Umweltpraxis bei der Paris-Kommission (z.B. OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1994). Auch die Widerstände einzelner Mitgliedsstaaten oder Industrien gegen nationale restriktive Regelungen für Giftstoffe (Chlorparaffine, s.a.u.) innerhalb der EU oder gegen eine Regulierung des Pestizidmarktes verdeutlichen dies.

2.4.3. Ansätze zur Kontrolle von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen

Einen guten Überblick über alle nordseerelevanten Regelungen gibt der Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 3.INK (DEUTSCHER BUNDESTAG 1993) - auch wenn man über die Bewertung geteilter Meinung sein kann. Im folgenden wird nur auf den internationalen Rahmen Bezug genommen:

2.4.3.1. Europäische Union

Zentrale Bedeutung kommt der Richtlinie 76/769/EWG zur Beschränkung des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen vom 27.9.1976 zu. Sie wurde zunächst 1989 überarbeitet als Richtlinie 89/678/EWG und dann mehrfach ergänzt bzw. fortgeschrieben. Die letzten Änderungen wurden vorgenommen für TBTO (Organozinnverbindungen in Antifouling-Schiffsanstrichen) durch die Änderungsrichtlinie von

1989, Pentachlorphenol (PCP) durch Richtlinie 89/173/EWG, die Verwendung von Cadmium als Pigment und Stabilisator in Kunststoffen durch Richtlinie 91/338/EWG, PCB-Ersatzstoffe wie z.B. Ugilec/DBBT durch Richtlinie 91/339/EWG.

Pestizideinträge werden durch Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln, ihre Fortschreibung (93/71/EWG) und zugehörige Durchführungsbestimmungen (z.B. Verordnung 3600/92, sog. Positivliste) ebenso beeinflußt wie durch die sog. EU-Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG). Da sehr viele nicht-agrarische Pestizide die Nord- und Ostsee aus diffusen Quellen erreichen, ist der Ausgang der Beratungen über einen neuen Richtlinienentwurf zu bioziden Wirkstoffen aus Forstwirtschaft, Wein- und Gemüsebau, öffentlichen Anlagen und Gärten sowie der Imprägnierung von Textilien, dem Holzschutz und vielen ähnlichen Anwendungssektoren entscheidend.

Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen werden durch die sog. EU-Nitrat-Richtlinie (91/676/EWG) gesteuert.

2.4.3.2. Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK)

Die Stofflisten der INK sind sehr willkürlich zustandegekommen und stellen nur einen kleinen Ausschnitt der im marinen Ökosystem zusammenwirkenden anthropogenen Substanzen dar. Für Stoffe aus punktförmigen wie diffusen Quellen in gleicher Weise schwer zu kontrollieren bleiben diese Beschlüsse der INK, nach denen der Eintrag von 36 Schadstoffen am Ende des aquatischen oder atmosphärischen Pfades um 50% bzw. 70% zwischen 1985 und 1995 zu reduzieren ist (vgl. DEUTSCHER BUNDESTAG 1993). Die angestrebten Reduzierungs-Ziele wurden nach übereinstimmender Analyse von GOs und NGOs nicht erfüllt oder konnten nicht ermittelt, d.h. für die Zeitspanne 1985-1995 immissionsseitig nicht zuverlässig errechnet werden (NORTH SEA CONFERENCE 1995 c, UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND 1995).

Wissenschaftliche Erhebungen wie der 3. Nordseezustandsbericht (QSR) kommen über diese Stofflisten nicht hinaus, d.h. sie berichten fast ausschließlich über die Entwicklung der Einträge und Umweltkonzentrationen von politisch vorgegebenen „Schadstoff-Klassikern". Modelle für den atmosphärischen Eintrag und die Ausbreitung von Pestiziden, PCBs und Schwermetallen wurden bei der Erstellung des 3. Nordseezustandsberichts ignoriert, obwohl sie von Fachbehörden und Forschungseinrichtungen einzelner Anrainerstaaten für das gesamte Nordseegebiet verifiziert werden konnten (NORTH SEA TASK FORCE 1993 a, b; SÜNDERMANN 1994).

Weder bei der Überprüfung der Reduzierungsziele noch zur Identifizierung neuer potentiell gefährlicher Stoffgruppen aus diffusen Quellen haben die Nordseestaaten es gewagt, auf Produktionsdaten und Anwendungsstatistiken (z.B. von Pestiziden und Bioziden i.w.S.) zurückzugreifen. Einzige Ausnahme bilden einige schmale, aber aufschlußreiche Papiere im Rahmen der Vorbereitung des Intermediate Ministerial Meeting (IMM) 1993 (NORTH SEA CONFE-

RENCE 1993).

Die Reduzierungsziele für 36 Schadstoffe sowie Stickstoff- und Phosphoreinträge wurden von der 4. INK bekräftigt. Als einzige zusätzliche Stoffgruppe wurden die hochgiftigen, krebserregenden PAK hinzugefügt.

Erstmals wurden dagegen bei der 4. INK fünf Stoffgruppen (kurzkettige Chlorparaffine (s.a.u.), Trichlorbenzol, bromierte Flammschutzmittel, Nonylphenole, Moschusxylol) für Anwendungsverbote zur Disposition gestellt. Es ist allerdings nur dann geplant, diese Umweltgifte bis zum Jahr 2000 zu ersetzen, wenn Alternativen verfügbar sind.

Sensationell ist die unter 2.2. genannte Formulierung in §17 der 4. Nordseeministererklärung: „Einstellung der Einleitungen, Emissionen und Verluste gefährlicher Stoffe binnen einer Generation (25 Jahre)" (s.a.o.). Denn ein Bekenntnis zur Nullemission hat es bisher nicht gegeben. Daß der Maßnahmenkatalog (Anhang II der Ministererklärung) mit diesem Beschluß nicht mithalten kann, liegt auch am „Einknicken" der deutschen Delegation während der Vorverhandlungen. Die Bundesregierung war unter Druck der chemischen Industrie geraten. In einem Schreiben vom 7. März 1995 drohte der VCI der Bundesumweltministerin an, der Verband werde sich künftig nur dann an der Risikoabschätzung der eigenen Gift-Stoffe beteiligen, wenn „auf der bevorstehenden Nordseeschutzkonferenz keine politisch motivierten Ausstiegsbeschlüsse gefaßt werden." Ein bereits vorbereitetes und mit Umweltverbänden abgestimmtes deutsches Regierungspapier zu gefährlichen Stoffen wurde folglich nicht mehr bei der INK eingereicht. Die Glaubwürdigkeit der Bundesrepublik, die 1984 den Begriff „Vorsorgeprinzip" in den INK-Prozeß eingeführt hatte, litt, auch in den Augen anderer Staaten, erheblich.

2.4.3.3. OSPAR-Konvention

In den 80er und 90er Jahren wurden von den Oslo- und Paris-Kommissionen[2)] folgende Beschlüsse und Empfehlungen zur Regulierung Schad- und Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen verabschiedet, die von den Arbeitsgruppen OSPAR-DIFF[2)] und OSPAR-NUT[2)] vorbereitet worden waren (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1992 b, 1993 b, 1994, 1995 a, b)[3)] :

- PARCOM-Empfehlung 1984 zur Verminderung der Verschmutzung durch Cadmium
- PARCOM-Empfehlung 87/1 zur Verwendung von Tributylzinnverbindungen
- PARCOM-Empfehlung 88/1 über Maßnahmen zur Verminderung der Organozinn-

---

[2)] heutige Bezeichnung

[3)] In dieser Aufstellung sind Beschlüsse und Empfehlungen nur insoweit enthalten als sie nicht durch neuere abgelöst ("superseded") wurden.

Einträge aus Dock-Aktivitäten in die aquatische Umwelt

- PARCOM-Empfehlung 88/2 über die Verminderung von Nährstoffeinträgen in das Konventionsgebiet
- PARCOM-Empfehlung 89/3 über Programme und Maßnahmen zur Verminderung von Quecksilberemissionen aus verschiedenen Quellen
- PARCOM-Empfehlung 89/4 über ein koordiniertes Programm zur Verminderung von Nährstoffeinträgen
- PARCOM-Beschluß 90/2 zu Programmen und Maßnahmen für quecksilber- und cadmiumhaltige Batterien
- PARCOM-Beschluß 90/4 zur schrittweisen Einstellung der Verwendung von PCBs
- PARCOM-Empfehlung 91/1 zur Definition der Besten Umweltpraxis[4)]
- PARCOM-Beschluß 92/3 zur schrittweisen Beseitigung von PCBs und gefährlichen PCB-Ersatzstoffen
- PARCOM-Empfehlung 92/7 zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in Gebiete, in denen sie wahrscheinlich direkte oder indirekte Schäden verursachen
- PARCOM-Empfehlung 92/8 zu Nonylphenol-Ethoxylaten
- PARCOM-Empfehlung 93/2 zur weiteren Beschränkung des Gebrauchs und der Emission von Quecksilber in der Dentistik
- PARCOM-Empfehlung 93/4 zur Einstellung der Verwendung der kationischen Detergentien DTDMAC, DSDMAC und DHTDMAC
- PARCOM-Empfehlung 94/6 zur Besten Umweltpraxis bei der Verminderung von Einträgen potentiell toxischer Stoffe aus der Aquakultur
- PARCOM-Empfehlung 94/7 zur Ausarbeitung nationaler Aktionspläne und bester Umweltpraxis zur Verringerung des Eintrags von Pestiziden aus der Landwirtschaft in die Umwelt
- PARCOM-Beschluß 95/1 zur schrittweisen Einstellung der Verwendung kurzkettiger Chlorparaffine

Im gleichen Zeitraum wurden von PARCOM etwa zwei bis drei mal so viele Beschlüsse und Empfehlungen zu industriellen Emissionen und Verfahren in Kraft gesetzt (ibid.)

[4)] wird durch einen entsprechenden Anhang der neuen Paris-Konvention von 1992 abgelöst, sobald diese nach Ratifizierung (Bundesrepublik Deutschland im Juli 1994) in Kraft tritt.

Der aktuelle Arbeitsplan der Nordost-Atlantikstaaten (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1992 a, 1994, 1995 b) wird den Problemen eher gerecht:

- In der Arbeitsgruppe DIFF wird die Regulierung folgender Stoffgruppen erarbeitet: Pestizide, Organohalogene, Nonylphenol und verwandte Stoffe, Detergentien, mittel- und langkettige Chlorparaffine, PCB-Ersatzsstoffe (incl. Phthalate), Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Quecksilber, NTA, EDTA, Moschusxylol und Bromocyclen, nicht-agrarische Biozide.
- In der Arbeitsgruppe SIME wird die Auswirkung folgender Stoffgruppen auf die Meeresumwelt bewertet: Cadmium, Quecksilber und Blei, Tributylzinn (TBT), PCB, PAK, andere synthetische organische Stoffe, Stoffe mit hormoneller Wirkung (Phthalate, Nonylphenol, Pestizide u.a.), chlorierte Dioxine und Dibenzofurane, Öl, Nährstoffe.
- In der Arbeitsgruppe NUT wird u.a. über eine Strategie zur Bekämpfung der Eutrophierung und ein Konzept zur ausgeglichenen Düngung in der Landwirtschaft verhandelt.

3. Fallbeispiele für aktuelle Defizite

3.1. Technische Chemikalien: kurzkettige Chlorparaffine

Ein Bericht des BERATERGREMIUMS UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE (1992) zeigt, daß kurzkettige Chlorparaffine in die Umwelt gelangen und nachweislich sehr schwer abbaubar, bioakkumulierend und giftig für im Wasser lebende Pflanzen und Tiere und im Tierversuch krebserzeugend sind. Sie tragen zur Umweltbelastung durch polychlorierte Dibenzofurane/Dioxine bei und wurden in Flüssen, der Nordsee, Fischen, Muscheln und u.a. auch in menschlichem Gewebe nachgewiesen.

In Westeuropa werden insgesamt bis zu 140 000 Tonnen Chlorparaffine hergestellt, 20-30 000 Tonnen davon in der Bundesrepublik. Chlorparaffine werden vor allem als Weichmacher, Flammschutzmittel und Additive in Kunststoffen (Polyvinylchlorid, PVC), Farben, Dichtungsmassen, Schneidölen und Textilien verwendet. Sie dünsten aus Computergehäusen und Dichtungsmassen. Daneben werden sie u.a. auch zur Behandlung von Pelzen und Leder sowie für carbonfreies Kopierpapier verwendet. Kurzkettige Chlorparaffine können durch weniger umweltgefährdende Substanzen substituiert werden.

Auf den OSPAR-Jahrestagungen 1993 und 1994 war die Entscheidung über ein Verbot kurzkettiger Chlorparaffine (ab 1997) am Widerstand von Frankreich, Deutschland und Spanien gescheitert (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1994). Im Rahmen der Gespräche zwischen BMU und dem Verband der Chemischen Industrie (VCI) über ein geplantes Verbot kurzkettiger Chlorparaffine versuchte Hoechst, der größte deutsche Hersteller, mit Appellen an VCI

und BMWi den drohenden Produktionsstop für diese Stoffe zu verhindern - angesichts der erwiesenen Toxizität ein skandalöser Vorgang. Das Chlorparaffin-Verbot wurde seit 1993 u.a. durch einen Vorbehalt der Bundesrepublik Deutschland verhindert. Der Verband der Chemischen Industrie (VCI) und das Veto des Bundeswirtschaftsministeriums gaben den Ausschlag. Der freiwillige Verzicht der Maschinenhersteller auf Chlorparaffine, ein Votum des Dt. Städtetags und der Nachweis von Chlorparaffin-Anreicherungen in zahlreichen Stoffpfaden und Umweltmedien durch das Umweltbundesamt im Auftrag von Greenpeace (!) brachte zusammen mit den OSPAR-Interventionen und der Öffentlichkeitsarbeit des WWF die Wende: Nach der Ankündigung der Hoechst AG, bis Ende 1998 aus der Chlorparaffin-Produktion auszusteigen, hob der BMWi seinen Vorbehalt auf, unterstützte endlich auch die Bundesumweltministerin formell den Antrag für ein internationales Verbot.

Gegen den Widerstand Großbritanniens, Portugals, der Europäischen Union und der chemischen Industrie beschlossen so die Anrainerstaaten des Nordost-Atlantiks im Jahr 1995 endlich die Anwendung und Vermarktung kurzkettiger Chlorparaffine bis zum Ende des Jahres 1999 einzustellen (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1995 b). Vertreter der Europäischen Union stritten dem OSPAR-Abkommen zwar in letzter Minute die Entscheidungskompetenz wegen möglicher Wettbewerbsverzerrungen beim Handel mit Chemikalien ab (s.a.o.). Für diesen Vorgang mußten sich die EU-Vertreter nach Rechtsbelehrung aber letztlich entschuldigen.

Die WWF-Beobachter werteten diese Entscheidung als Erfolg ihrer langjährigen Lobbyarbeit bei Industrie, Behörden und Ministerien. Mit dem Votum der Oslo- und Paris-Kommission wurde den rein wirtschaftlichen Interessen der chemischen Industrie und der Einmischung der europäischen Bürokratie in Angelegenheiten eines von EU- und Nicht-EU-Staaten geschlossenen Meeresschutzabkommens eine klare Absage erteilt. Der WWF kommentierte die Entscheidung als Präzedenzfall für die Chlorchemie, auf den weitere Anwndungsverbote folgen müssen.

Die Weigerung Großbritanniens, das Verbot der Chlorparaffine anzuerkennen, geht auf den Konzern ICI zurück, der weiter Chlorparaffine produzieren und vermarkten will. Doch es bestehen gute Chancen, daß Chlorparaffine nach europäischem Recht auch in Großbritannien und Italien verboten werden.

Festzuhalten bleibt allerdings, daß nur ein kleiner Sektor der in der Umwelt nachweisbaren Chlorparaffine mit dieser Entscheidung reguliert wurden. Anwendungsverbote für mittel- und langkettige Chlorparaffine stehen noch aus.

3.2. Agrarische Pestizide: Lindan

Zu trauriger Berühmtheit unter den Insektenvernichtungsmitteln gelangte -nach der Ächtung von DDT- u.a. Lindan. Lindan (γ-Hexachlorcyclohexan , γ-HCH) reichert sich im Fettgewebe und in bestimmten Organen von Meerestieren an. Seine Spur ist von der Nordsee bis ins nördliche Eismeer nachgewiesen worden, die Werte steigen. Gutachten zeigten, daß bis zu 95 %

des ausgebrachten Lindans auf den Luftpfad gelangen (LOHSE et. al. 1989). Studien über die Verteilung von Lindan und anderen Schadstoffen in Wasser, Sinkstoffen, Sedimenten und Lebewesen der Nordsee (z.B. SÜNDERMANN 1994) sowie Messungen des atmosphärischen Eintrags zeigen deutlich, daß noch immer chemische Fingerabdrücke in Sedimenten und Organismen zu finden sind. Das Insektizid wird heute gar nicht mehr im Einzugsgebiet der Nordseezuflüsse hergestellt. Das verhindert nicht, daß aus Frankreich (Hersteller: Rhône-Poulenc) große Mengen importiert und hier eingesetzt wurden und werden. In den alten Bundesländern wurden 1990 ca. 200, in Großbritannien 250 Tonnen jährlich verbraucht. Ein europäisches Verbot ist überfällig.

3.3. Andere agrarische Pestizide

Das Treffen der Umwelt- und Landwirtschaftsminister der Nordseeanrainer (NORTH SEA CONFERENCE 1993) stellte fest, daß nicht nur für den INK-Listenstoff Lindan, sondern auch gegen den Eintrag von Atrazin, Azinphos-methyl, Kupferverbindungen, Dichlorvos, Endosulfan, Simazin, Trifluralin weitere Maßnahmen erforderlich sind.

Nach offiziellen Schätzungen setzen die Nordseeanrainerstaaten jährlich rd. 190.000 t landwirtschaftliche Pestizide frei (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1993 a, WORLD WIDE FUND FOR NATURE 1993 a, b). Wesentlich später als auf dem Sektor des Trinkwasserschutzes und der Gesundheitsvorsorge werden Daten aus der Nordsee in der wissenschaftlichen Literatur bekannt, so z.B. im Fall der Triazine, deren Konzentrationen in der deutschen Bucht heute den Vorsorgewert für Trinkwasser von 1 µg/l überschreiten (BESTER & HÜHNERFUSS 1993, 1994). Es gibt erste amtliche Vergleiche über die Auswirkungen verschiedener Maßnahmen (NORTH SEA CONFERENCE 1995 c).

Der WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1992 a, 1995 b) hat die äußerst erfolgreichen Pestizidreduktionsprogramme in den Anrainerstaaten Dänemark, Schweden und Niederlande ausgewertet. So ist es z.B. in Schweden der Regierung und einer good-will-Aktion aller beteiligten Interessengruppen gelungen, den Pestizidverbrauch im landwirtschaftlichen Bereich seit 1986 um 65% zu reduzieren. Möglich wurde dieser Erfolg durch strengere Zulassungsbedingungen, Verbote, Besteuerung von Pestiziden und Anwendung des Substitutionsprinzips. Der schwedische Bauernverband LRF, der dem Plan zunächst skeptisch gegenüberstand, weiß inzwischen die Vorteile zu schätzen. Wenn nur die Hälfte der vom Hersteller angegebenen Herbizidmenge verwendet wird, lassen sich bei einem Wirkungsgrad von 80% die besten Ernteergebnisse erzielen. Einsparungen bei Agrarchemikalien können den Kostendruck auf die Landwirte mindern.

Während in Schweden die Wirkstoffmenge erheblich verringert wurde, liegt der Pestizidverbrauch in Westdeutschland seit 1985 konstant bei 30.000 t/a. Trotz erheblicher Proteste der Umweltverbände und der Trinkwasserwirtschaft passierte am 4.3.1993 ein „Gesetz über das

Inverkehrbringen und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in dem in Artikel 3 des Einigungsvertrages genannten Gebiet" den Bundestag, das pauschal, d.h. ohne Einzelstoffprüfung durch die zuständige Biologische Bundesanstalt (BBA), die Anwendung von extrem umwelt- und gesundheitsschädliche Wirkstoffen, überalterten Präparaten mit produktionsbedingten Verunreinigungen oder gefährlichen Hilfsstoffen in den neuen Bundesländern bis Ende 1994 zuläßt. Dieses zeitlich befristet geltende Gesetz stand eindeutig im Widerspruch zur Erklärung der Umweltminister auf der 3. INK (s. NORTH SEA CONFERENCE 1995 b). Dort war nämlich vereinbart worden, eine „wesentliche mengenmäßige Reduzierung der in die Nordsee gelangenden Pestizide zu erreichen und bis zum 31.12.1992 eine strenge Kontrolle ihres Einsatzes und ihrer Anwendung" einzuführen.

Für ein nationales Pestizidreduktionsprogramm der Bundesregierung plädiert mittlerweile nicht nur ein Bündnis von Verbraucher- und Umweltverbänden, sondern seit 1995 auch die Umweltministerkonferenz-Nord. Mit der PARCOM-Empfehlung 94/7 zur „Ausarbeitung nationaler Aktionspläne und bester Umweltpraxis zur Verringerung des Eintrags von Pestiziden aus der Landwirtschaft in die Umwelt" ist hier der richtige Weg vorgezeichnet (OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1994). Die 4. INK hat diese Empfehlung noch einmal bekräftigt.

3.4. Nicht-agrarische Pestizide: Pentachlorphenol

Die Nordseeanrainer setzen jährlich mehrere Zehntausend Tonnen nicht-agrarische Pestizide, z.B. Holz- und Textilschutzmittel frei. Pentachlorphenol (PCP) als Zusatz in Holzschutzmitteln ist in der Nordsee gut nachweisbar (ERNST et.al. 1988; HÜHNERFUSS et. al. 1991) und nicht nur durch Prozesse geschädigter Verbraucher gegen Herstellerfirmen sondern auch durch Meeresschutzbeschlüsse geächtet. Es gehört zur Stoffliste der INK (NORTH SEA CONFERENCE 1995 b). PCP-Anwendung und Verbrennung PCP-imprägnierter Materialien gehören zu den bedeutendsten Quellen der Dioxinbelastung. Die in Frankreich ansässige Herstellerfirma Rhône-Poulenc warf noch im Jahr 1993 jährlich 30.000 Tonnen auf den europäischen und internationalen Markt. Im Zuge des EU-Binnenmarkts werden, z.B. im Chemikalienrecht, nationale Beschränkungen abgebaut. Als Beispiel für Widersprüche zwischen INK-Politik und EU-Rechtspraxis sei hier der internationale Streit um diesen hochgiftigen Stoff angeführt:

In der Bundesrepublik sind Herstellung, Handel und Verwendung von PCP und PCP-haltigen Fertigprodukten mit einem Gehalt über 5 mg PCP/kg seit 1989 verboten. Eine EU-Richtlinie von 1991 (s.o.) erlaubt dagegen weiterhin die industrielle Anwendung von PCP zur Behandlung von Holz für den Außenbereich sowie bestimmten Gebäuden, für die Imprägnierung von Fasern und schweren Textilien und als Ausgangsstoff bzw. Zwischenprodukt von Synthesen. Die Staaten, die PCP-belastete Waren, z.B. Schuhe und Holz exportieren, beklagten sich darüber, daß die deutsche PCP-Verbotsverordnung ein Handelshemmnis darstelle und damit dem grundlegenden Ziel der EU, den freien Warenverkehr zwischen EU-Partnern zu verbessern, zuwiderlaufe. Die Bundesregierung berief sich ihrerseits auf den Artikel 100 a § 4 des EWG-

Vertrages, der einzelnen Mitgliedsstaaten ausdrücklich das Recht einräumt, strengere Bestimmungen zum Schutz der Umwelt selbst dann aufrecht zu erhalten, wenn dies EU-Richtlinien widerspricht. Dieser Ansicht schloß sich die Kommission am 10.6.1992 an.

Frankreich versuchte seit 1993 erneut, aber letztlich ohne Erfolg, die schärferen deutschen Bestimmungen für PCP durch eine Klage vor dem Europäischen Gerichtshof für ungültig erklären zu lassen, weil das deutsche PCP-Verbot ein Hemmnis für den freien Warenverkehr darstelle. Würden die Beschlüssen der INK ernst genommen, so müßte Richtlinie 76/769/EWG dringend überarbeitet und ein europaweites vollständiges Produktions-, Anwendungs- und Handelsverbot für PCP erlassen werden.

3.5. Nicht-agrarische Pestizide: Organozinnverbindungen

Antifouling-Anstriche auf Zinn- oder Kupferbasis werden weltweit eingesetzt, um Reibungswiderstand, Bremswirkung, Energieverbrauch und Reinigungszeiten von Schiffen gering zu halten. Zinnorganische Verbindungen gehören zu den für Wasserorganismen giftigsten Substanzen (NORTH SEA TASK FORCE 1993 a, UMWELTBUNDESAMT 1991). Bereits zwei Nanogramm des Wirkstoffs Tributylzinnoxid (TBTO) pro Liter Seewasser genügen, um die Fortpflanzung von Schnecken oder das Planktonwachstum zu stören. COGHLAN (1990) belegte, daß heute in der Deutschen Bucht zehnfach höhere Werte gemessen werden. WATERMANN et.al. (1993) konnten zeigen, daß nicht nur im Umfeld hochbelasteter Marinas, sondern weitverbreitet auch in der Deutschen Bucht die für TBT typischen Imposex-Effekte an Meeresschnecken auftreten. Zwischen TBT-Belastung an den meist befahrenen Schiffahrtswegen der südlichen Nordsee und dem Aussterben der Wellhornschnecke besteht eine direkte Beziehung (NORTH SEA TASK FORCE 1993 a). Ungiftige Alternativen zu TBT sind weltweit bereits verfügbar (UMWELTBUNDESAMT 1994 a). Die Entwicklung umweltverträglicher Substitute geht seit über einem Jahrzehnt sehr langsam voran, da statt ordnungsrechtlich zwingenden und völkerrechtlich verbindlichen Vorschriften der Weg der freiwilligen Vereinbarungen eingeschlagen wurde. Es ist weiterhin zweifelhaft, ob reine politische Absichtserklärungen (Androhungen) den nötigen Innovationsdruck erzeugen werden:

In der EU werden seit Ende der 80er Jahre zinnorganische Verbindungen in Schiffsanstrichen für Boote unter 25 m Länge nicht mehr verwendet. Handelsschiffahrt und Marine, vermutlich die auf offener See mengenmäßig wichtigsten Emittenten, blieben jedoch bisher von Auflagen und Vereinbarungen verschont. Die 3. INK hat zinnorganische Verbindungen auf die sog. 50%-Liste gesetzt, aber nur den vagen Entschluß gefaßt, „...auf ein internationales Abkommen“ (im Rahmen der Internationalen Schiffahrtsorganisation IMO) „hinzuarbeiten, das den Gebrauch von TBT an Schiffen über 25 m Länge regelt“ (NORTH SEA CONFERENCE 1995 b). Nach Beschluß der 4. INK wollen die Nordseestaaten bis Ende 1997 bei der IMO ein weltweites Verbot Organozinn-(TBT)-haltiger Schiffsanstriche erreichen, andernfalls auf den unter eigener Flagge fahrenden Schiffen ein solches Verbot einseitig aussprechen. (NORTH

SEA CONFERENCE 1995 a).

Auch die PARCOM-Arbeitsgruppe DIFF konzentriert sich nur auf die Vermeidung von TBT-Einträgen aus maritimen oder küstennahen Quellen (z.B. Werften, s.o.). Nach KLEEMEYER (in Vorb.) ist es damit jedoch nicht getan: landseitig werden große Mengen anderer, ebenfalls giftiger Organozinnverbindungen als PVC-Stabilisatoren, Katalysatoren, Holz-, Leder- und Textilschutzmittel eingesetzt und in die Nordsee eingetragen.

3.6. Weichmacher: Phthalate

Phthalsäureester wie DEHP (Diethylhexylphthalat) und DBP (Dibutylphthalat) sind allgegenwärtig in der aquatischen Umwelt (FURTHMANN 1993). Sie werden fast ausschließlich als äußere Weichmacher auf den Massenkunststoff PVC aufgebracht : Ohne Zusätze bis zu max. 50 Gewichts % wäre PVC ein spröder, kaum vermarktbarer Kunststoff. Entsprechend große Mengen diffundieren täglich aus allen Lebens-und Wirtschaftsbereichen in Atmosphäre, Böden und Gewässer. Diese Eintragsherde sind durch Einleiter- oder Abluftgrenzwerte nicht beherrschbar.

Phthalaten können im Tierversuch teratogene Eigenschaften nachgewiesen werden. Ab einer bestimmten, heute in freier Natur meßbaren Konzentration wird die bakterielle Selbstreinigung in Gewässern behindert. Reproduktionsraten von wirbellosen Testorganismen sinken bei Langzeitexposition. Phthalate reichern sich in den von Natur aus sauerstoffarmen Sedimenten unserer Küstengewässer (Wattschlick) an und gelangen in marine Nahrungsketten. Werte bis 1 ppm im Sediment sind in Ästuaren keine Seltenheit (ERNST et.al. 1988).Wegen des massiven Nachschubs aus diffusen Quellen verschärft sich das Weichmacherproblem weiter. In internationalen Meeresschutzgremien wurde diese Stoffgruppe bis 1995 vernachlässigt, bis sie in den Verdacht geriet (auch beim Menschen) hormonelle und fruchtbarkeitsmindernde Wirkungen zu erzeugen (s. 3.8).

3.7. Stickstoffverbindungen

Landwirtschaftliche Anwendung von Kunstdünger und stickstoffreichen Futtermitteln bzw. Gülle einerseits sowie NOx-Emissionen aus dem Verkehr andererseits sind nach WINTELER (1993) die dominierenden Quellen. Nach OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1993b) gelangen allein aus der Landwirtschaft jährlich über den Wasser- und Luftpfad 900.000 t Stickstoff in die Nordsee. Mehr als 350.000 Tonnen Stickstoff gelangen in den alten Bundesländern jährlich in die Gewässer. Schätzungsweise 600.000 Tonnen werden darüber hinaus in Form von Ammoniak aus der Massentierhaltung in die Luft geblasen. In einzelnen Flußeinzugsgebieten machen die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen folglich zwischen 50 und 80% der Fracht aus.

Eine Halbierung der Stickstoffeinträge, wie sie von der 3.INK angestrebt war, liegt nach offi-

ziellen Dokumenten in weiter Ferne (DEUTSCHER BUNDESTAG 1993; NORTH SEA CONFERENCE 1993, 1995 c; OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1993 b, 1995 a). Die Bundesrepublik Deutschland erreichte im landwirtschaftlichen Bereich eine Reduzierung um 17 %.

Ökologen fordern eine 90%ige Reduzierung zumindest für Eutrophierungs-Problemgebiete, etwa für den küstennahen Wasserkörper zwischen Rheinmündung und Skagerrak (zu Eutrophierungs-Problemgebieten s.a. OSLO AND PARIS COMMISSIONS 1993 c). Dort sind bereits irreversible Verschiebungen des N:P-Verhältnisses und des Artenspektrums der Planktonalgen eingetreten (van BEUSEKOM & DIEHL-CHRISTIANSEN 1994). Das Makroalgenwachstum im Wattenmeer ist durch den Stickstoffüberschuß stark stimuliert worden und verselbständigt sich durch positive Rückkopplung (REISE 1993). Diese Destabilisierung des Ökosystems würde selbst bei sofortigem Rückgang der Einträge auf das natürliche Hintergrundniveau noch ca. 10-20 Jahre anhalten.

Strategien zur Vermeidung der Stickstoff-Flut und ihrer Nachlaufeffekte setzen noch nicht an den eigentlichen Ursachen an (Futtermittel- und Düngerimporte, Größe landwirtschaftlicher Nutzflächen, Massentierhaltung; PKW-Dichte). Nicht einmal technische Schadensbegrenzungsmaßnahmen (Großvieheinheiten/ha LF, Gülleverordnungen u.ä.) werden bundesweit konsequent umgesetzt. So ist die vorgesehene DüngeVO zwischen BMU und BML umstritten. Technologische Verringerungspotentiale werden nicht ausgeschöpft: eine Reduktion der Ammoniakverdunstung um 70% wäre machbar (UMWELTBUNDESAMT 1994 b). Die EU-Nitrat-Richtlinie allein ist nicht geeignet, die Verminderungsziele des Meeresschutzes zu erreichen. Die OSPAR-Kommissionens konnte sich bis heute nicht auf eine Empfehlung zur Verringerung des Nährstoffeintrags aus der Landwirtschaft einigen.

Bei der 4.INK setzten sich die Nordseestaaten erstmals für eine Ausweisung des gesamten Einzugsgebietes (von Schottland bis zu den Alpen) als empfindliches Gebiet im Sinne der Richtlinie zur Behandlung kommunaler Abwässer (91/271/EWG) und als gefährdete Zone nach der Nitrat-Richtlinie (91/676/EWG) ein. Wenn Großbritannien, Frankreich und Belgien niedrigere Umweltstandards anwenden wollen, müssen sie bis 1997 wissenschaftlich beweisen, daß es „in ihren Gewässern keine Eutrophierung gibt und sie nicht zu solchen Effekten anderswo in der Nordsee beitragen". Auch der Entwurf der deutschen DüngeVO müßte nach den Beschlüssen der 4. INK nachgebessert werden. Denn die Nordseeanrainer wollen bis zum Jahr 2000 eine „ausgeglichene Düngung" erreichen. Für die Praxis bedeutet das, daß pro Betrieb und Schlag jährliche Stickstoffbilanzen erstellt werden müssen. Die Beschlüsse der 4. INK unterstützen zwar Flächenstillegung und Existensivierung in der Landwirtschaft, vermeiden aber Sanktionen gegen die flächenungebundene Tierhaltung und eine Verteuerung von Dünge- und Futtermitteln, die zu den Hauptursachen der anhaltenden Stickstoffschwemme in der Nordsee zählen (NORTH SEA CONFERENCE 1995 a).

3.8. Endokrin wirksame Schadstoffe - Warnung und Ausblick

Viele der bereits bei INK und OSPAR behandelten und z.T. o.g. Schadstoffe werden heute als hormonell (östrogen- oder androgen ähnlich) wirkende Substanzen eingestuft. Bereits 1990 veröffentlichten World Wildlife Fund Canada (WWF) und Canada's Institute for Research on Public Policy gemeinsam eine Studie über hormonelle Störungen bei 16 Tierarten der Region der Großen Seen. Bei Beluga-Walen, Forellen, Nerzen, Schildkröten und Möwen wurden erhöhte Konzentrationen von Pestiziden und Industriechemikalien nachgewiesen. Fische, Säugetiere und Reptilien litten unter Mißbildungen sowie Störungen des Immunsystems, des Stoffwechsels, des Verhaltens und der Fortpflanzungsfähigkeit. In den sog. Wingspread-Erklärungen von 1991 und 1993 formulierten internationale Experten ihre Bewertung so: „We are certain of the following: a large number of man-made chemicals that have been released into the environment, as well as a few natural ones, have the potential to disrupt the endocrine system of animals, including humans." „Populations of many long-lived species are declining, some to the verge of extinction, without society's knowledge." (s.a. COLBORN & CLEMENT 1992).

Aus Europa liegen mittlerweile ähnlich alarmierende Erkenntnisse vor (vgl. UMWELTBUNDESAMT 1995):

* Plastikweichmacher vom Typ der Phthalsäureester (Phthalate, s.a. 3.6) sind nach einem Bericht der dänischen Umweltbehörde dafür verantwortlich, daß bei Männern die Spermiendichte dramatisch abgenommen hat. Phthalate gelangen in großen Mengen aus dem Massenkunststoff PVC in die Umwelt, werden Medikamenten zugesetzt und sind heute in Wasser, Boden, Luft und Gewebeproben nahezu allgegenwärtig.
* Polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und Organochlor-Pestizide (s.a.o.) bewirken nachweislich Fortpflanzungsstörungen bei Nordsee-Seehunden sowie Skelett- und Uterusveränderungen bei Ostsee-Robben. Die Wirkung dieser Umweltgifte auf die Immunabwehr erklärt das katastrophale Ausmaß des Seehundsterbens von 1988. Hohe PCB-Belastung ist nach Untersuchungen des WWF auch für den Rückgang der Otterbestände in Großbritannien mitverantwortlich. Beim Nordsee-Kabeljau sank die Produktion von Spermien nach hormonellen Veränderungen durch PCB.
* Organozinnverbindungen (TBT) aus bewuchshemmenden Schiffsanstrichen (Antifoulingfarben) erhöhen den Testosterongehalt bei Wasserschnecken. Weibliche Schnecken neigen zur „Vermännlichung" bis hin zur Unfruchtbarkeit. Durch das hochgiftige TBT sind bereits Schneckenarten ausgestorben. Das unter 3.5 beschriebene ökologische Problem ist damit als Folge eines endokrinen Wirkungsmechanismus berschrieben.
* Die überraschende Häufung zwittriger Fische und Krebse in britischen Flußmündungen wird auf das Tensid Nonylphenol zurückgeführt, das aus häuslichen Abwässern und Schiffstanks

in die Umwelt gelangt. Welche Stoffe zu Geschlechtsverschiebungen bei Rotaugen in der Ostsee, Kaulbarschen der Unterelbe und Klieschen in der Nordsee führten, ist noch ungeklärt. Erdölverbindungen können weibliche Sexuallockstoffe bestimmter Krebsarten, z.B. Hummer, vortäuschen.

Die 4. INK reagierte auf die vom WWF vorgebrachte Besorgnis über hormonelle Wirkungen von Umweltchemikalien im marinen Ökosystem und auf die von der dänischen Regierung vorgelegten zusätzlichen Daten: In der Ministererklärung werden „giftige Stoffe" (s.a. Vorsorgeprinzip) nunmehr ausdrücklich so definiert, daß auch „teratogene, carcinogene und hormonelle" Wirkungen gemeint sind. In Anlage 2 der Deklaration heißt es unter 4.1 xiii „Bis zum Jahr 2000 durchzuführende besonders dringliche Maßnahmen: Die Minister kommen überein, OSPAR und die Europäische Kommission zu bitten, zur Verbesserung des Kenntnisstands über die Folge von Stoffen, die im Verdacht stehen, endokrin zu oder hormonähnlich zu wirken - zum Beispiel Nonylphenol, bestimmte Phthalate und bestimmte Pestizide -, unverzüglich Untersuchungen und/oder Risikoabschätzungen einzuleiten und die erforderlichen Maßnahmen zu beschließen." (NORTH SEA CONFERENCE 1995 a).

Der WWF begrüßt diese Entwicklung, fordert jedoch angesichts von rd. 100.000 Altstoffen, davon mehr als 11.000 chlorchemischen Stoffen auf dem Markt bereits jetzt einen wirksamen Schutz vor Industriechemikalien mit hormonähnlicher Wirkung und eine effektive Kontrolle dieser Substanzen. Dazu gehören

- die Standardisierung und internationale Harmonisierung von Tests auf östrogene und androgene Wirkung im Rahmen der OECD und der EU,
- die systematische Überprüfung einer großen Zahl von Pestiziden und Industriechemikalien auf Stoffe mit hormoneller Wirkung,
- die Einführung eines Zulassungsverfahrens für Industriechemikalien, wie es für Pestizide bereits üblich ist,
- die betriebsbezogene Erfassung der Emissionen von Stoffen mit nachgewiesener Hormonwirkung,
- Anwendungsverbote und -beschränkungen für Stoffe mit nachgewiesener Hormonwirkung: Organochlor- und Organozinnverbindungen; Kunststoff-Weichmacher aus der Gruppe der Phthalsaäureester.

Literatur (Quellenangaben und *ergänzende Bibliographie)

AHRENS, A. (im Druck): Flußmündungen als Sammelbecken für Schadstoffe- Ansatzpunkte zur Verringerung gewerblicher Einträge, in: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.): Wasser zwischen Land und Meer - Flußmündungen unter Druck. Tagungsband Nr. 10, Internationaler Küstentag 1994.

*AKTIONSKONFERENZ NORDSEE (Hrsg.) (1995): Das Nordseememorandum. Folgerungen der Konferenzen der Umweltverbände in Bremen, 4. Auflage, Eigenverlag, Bremen

BERATERGREMIUM UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE (1992): Chlorparaffine (Paraffinwachse und kohlenwasserstoffwachse, chloriert). BUA-Stoffbericht. Gesellschaft Deutscher Chemiker (GdCh). VCH-Verlag, Weinheim

BESTER, K. & H. HÜHNERFUSS (1993): Triazines in the Baltic and North Sea. Marine Pollution Bulletin 26(8): 423-427

BESTER, K. & H. HÜHNERFUSS (in Vorb.): Lücken des klassischen meereschemischen Monitorings - Vergleich zwischen Lindan und Triazinen, in: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.) (in Vorb.): s.u.

v. BEUSEKOM, J. & S. CHRISTIANSEN (1994): A Synthesis of Phyto- and Zooplankton Dynamics of the North Sea Environment. A WWF International Report. Godalming/Hamburg/Gland

BIERMANN, F. (1994): Internationale Meeresumweltpolitik. Auf dem Weg zu einem Umweltregime für die Ozeane? Europäische Hochschulschriften. Peter Lang, Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt/M.

*BUCHWALD, K. (1990): Nordsee - Lebensraum ohne Zukunft? - mit einem Exkurs von Walter Feldt und Theo Schröder. Verlag Die Werkstatt GmbH, Göttingen

*BUCHWALD, K., G. RINCKE & K.-H. RUDOLPH (1985): Umweltprobleme der Ostfriesischen Inseln - Gutachterliche Stellungnahme. Hannover-Zwingenberg-Nordhorn

COGHLAN, A. (1990): Lethal paint makes for the open sea. New Scientist, 12: 16

COLBORN, T. & C. CLEMENT (Hrsg.) (1992): Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection. Advances in Modern Environmental Toxicology, XXI, Princeton Scientific Publishing Co. Inc., Princeton

DEUTSCHER BUNDESTAG (1993): Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 3. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (3.INK) vom 7. bis 8. März 1990 in Den Haag. Drucksache 12/4406 vom 19.2.93, 12. Wahlperiode, auch erhältlich als Information des BMU

ERNST, W., J. P. BOON & WEBER, K. (1988): Occurence and fate of organic micropollutants in the North Sea. pp. 284-299 in: SALOMONS, W., B. BAYNE, E. DUURSMA & U. FÖRSTNER (eds.): Pollution of the North Sea: an assessment, Springer-Verlag, Berlin, 687 pp.

*FREESTONE, D. & T. IJLSTRA (Hrsg.) (1990): The North Sea: Perspectives on Regional Environmental Co-operation. Special issue of the International Journal of Estuarine and Coastal Law, Graham & Trotman/Martinus Nijhoff, London/Dordrecht/Boston

FREESTONE, D. & T. IJLSTRA (Hrsg.) (1991): The North Sea: Basic Legal Documents on Regional Environmental Co-operation, Vol. 1. Graham & Trotman/Martinus Nijhoff, London/Dordrecht/Boston

FURTHMANN, K. (1993): Phthalate in der aquatischen Umwelt. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen. LWA Materialien 6/93, 177 pp. und Anhang

HÜHNERFUSS, H., H. DANNHAUER, J. FALLER & P. LUDWIG (1991): Concentration variations of anthropogenic and biogenic organic substances in the German Bight due to changing meteorological conditions, Dt. Hydrogr. Z.

JONG, F. de (1989): Effluent waters: national policies and concepts. pp 81-92 in: TEN HALLERS, C.C. & A. BIJLSMA (Hrsg.): Distress signals, signals from the environment in policy and decision-making. Proceedings of the 3rd North Sea Seminar, Werkgroep Noordzee, Amsterdam, 253 pp.

KLEEMEYER, H. (in Vorb.): Organozinnverbindungen - von der Einzelstoffbetrachtung zur Stoffgruppe und ihren Quellen, in: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.) (in Vorb.): s.u.

LAHL, U. (im Druck): Schutz der Flüsse vor Schadstoffen - Vollzugsdefizite und Gesetzeslücken im kommunalen Raum, in: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.): Wasser zwischen Land und Meer - Flußmündungen unter Druck. Tagungsband Nr. 10, Internationaler Küstentag 1994.

LOHSE, J., P. JOHNSTON, T. JEWELL & M. MacGARVIN (1989): Lindane and other pesticides in the North Sea: Reasons for concern. 22 in: 0-2000 No half measures. July PWG key paper, Greenpeace International, Amsterdam

*LOZÁN, J., W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN, H. v. WESTERNHAGEN (1990): Warnsignale aus der Nordsee - wissenschaftliche Fakten. Parey Verlag, Berlin/Hamburg

*LOZÁN, J., E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN, W. LENZ (Hrsg.) (1994): Warnsignale aus dem Wattenmeer - wissenschaftliche Fakten. Blackwell-Fachwissen, Blackwell-Wissenschaftsverlag, Berlin

NEUMANN-HENSEL, H. & S. WINTELER (1993): Einleiterkataster Deutsche Nordseeküste. Erstellt von Ökopol, Institut für Ökologie und Politik, Hamburg, im Auftrag der Umweltstiftung WWF-Deutschland. Bremen/Frankfurt

NORTH SEA CONFERENCE (1993): Statement of Conclusions from the Intermediate Ministerial Meeting, 7-8 December 1993 in Copenhagen, Fourth International Conference on the Protection of the North Sea, Danish Environmental Protection Agency, Kopenhagen

NORTH SEA CONFERENCE (1995 a): Esbjerg Declaration. 4th International Conference on the Protection of the North Sea, Esbjerg, Denmark, 8-9 June 1995. Danish Environmental Protection Agency, Kopenhagen (englisch, französisch, deutsch)

NORTH SEA CONFERENCE (1995 b): Ministerial Declarations. International Conferences on the Protection of the North Sea. 1984, 1987, 1990. Danish Environmental Protection Agency, Kopenhagen (englisch)

NORTH SEA CONFERENCE (1995 c): Progress Report. 4th International Conference on the Protection of the North Sea, Esbjerg, Denmark, 8-9 June 1995. Danish Environmental Protection Agency, Kopenhagen

NORTH SEA TASK FORCE (1993 a): North Sea Quality Status Report 1993. Oslo and Paris Commissions, London. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark

NORTH SEA TASK FORCE (1993 b): North Sea Subregion Assessment Reports. Erhältlich von den jeweils federführenden Umweltbehörden und Ministerien. Nr. 1, 6, 8: State Pollution Control Authority, Oslo. Nr. 2a, 2b: The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, United Kingdom. Nr. 3a, 3b, 7b, 9: Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London. Nr. 4: National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, Den Haag. Nr. 5: Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen. Nr. 7a: Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Hamburg. Nr. 10: Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven (s.a.o.)

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1992 a): Ministerial Meeting of the Oslo and Paris Commissions, Paris, 21-22 September 1992. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1992 b): Report on the Activities of the Oslo and Paris Commissions 1989-1992. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1992 c): Industrial Sectors. Best Available Technology.

OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1992 d): Dumping and Incineration at Sea. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1993 a): Pesticides in the Marine Environment. Progress on Reduction Measures. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1993 b): Nutrients in the Convention Area. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1993 c): Eutrophication Symptoms and Problem Areas. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1994): Summary Record of the 16th Annual Meeting of the Oslo and Paris Commissions, Karlskrona, June 1994

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1995 a): Nutrients in the Convention Area. Overview of Implementation of PARCOM Recommendation 88/2. OSPARCOM, London

OSLO AND PARIS COMMISSIONS (1995 b): Summary Record of the 17th Annual Meeting of the Oslo and Paris Commissions, Brussels, June 1995

*RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1980): Umweltprobleme der Nordsee - Sondergutachten. Verlag Kohlhammer, Stuttgart/Mainz

REISE, K. (1993): Grünalgenausbreitung im Wattenmeer. Vortrag beim Symposium „Aktuelle Probleme der Meeresumwelt", 4.-5. Mai 1993. Veranstaltet vom Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

*SALOMONS, W., B.L. BAYNE, E.K. DUURSMA, U. FÖRSTER (Hrsg.) (1988): Pollution of the North Sea; An Assessment. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, London, New York, Paris, Tokyo

SEAS AT RISK (1995 a): Proceedings of the First European Seas at Risk Conference, Copenhagen, 26-28 October 1994. Special Issue of North Sea Monitor. Seas at Risk Federation. John Wiley & Sons Ltd., UK

SEAS AT RISK (1995 b): Seas... the Agenda. The Final Declaration of the First European Seas at Risk Conference, Copenhagen, 26-28 October 1994. Seas at Risk Federation, Amsterdam

SÜNDERMANN, J. (Hrsg.) (1994): Circulation and Contaminant Fluxes in the North Sea. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/New York/London

UMWELTBUNDESAMT (1991): Gewässergefährdung durch organozinnhaltige Antifouling-Anstriche. UBA-Texte, UBA-FB 91-072, Berlin

UMWELTBUNDESAMT (1994 a): Natürliche Biozide und biozidfreie Mittel zur Bewuchshemmung, ihre Effektivität und Anwendung auf Schiffen im marinen Bereich. UBA-Texte, UBA FB 94-130, Berlin

UMWELTBUNDESAMT (1994 b): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2/94, Erich Schmidt Verlag Berlin

UMWELTBUNDESAMT (1995): Fachgespräch Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. Berlin, 9.-10. März 1995. UBA-Texte 65/95, Berlin

UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (1995): What Reductions? North Sea Ministers' Maths Homework and a lot of Hot Air. Zur Umsetzung von Paragraph 2 und 3 der Deklaration der 3. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (Hague Declaration). Frankfurt/Bremen

UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.) (in Vorb.): Wende in der Chemiepolitik - Ein Ziel der Meeresforschung. Gemeinsame Fachtagung von Umweltstiftung WWF-Deutschland, Deutscher Gesellschaft für Meeresforschung, Institut für Ökologie und Politik, 28.-30. April 1993 an der Ev. Akademie Loccum. WWF-Tagungsbericht, Frankfurt/Bremen, in Vorb.

UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.): Wattenmeer International. WWF Husum/Frankfurt, erscheint vierteljährlich.

WATERMANN, B., M. BRUMM-SCHOLZ, I. IDE, S. LIEBE, B. BAUER, U. DEUTSCH, P. FIORONI, J. OEHLMANN, E. STROBEN (1993): Basisstudie zur Erfassung pathologischer Effekte von Unterwasseranstrichen bei Schnecken der niedersächsischen Nordseeküste. Gefördert von „Aktion seeklar e.V." und Umweltstiftung WWF-Deutschland. Universität Münster/LimnoMar - Labor für limnische und marine Forschungen. Ahrensburg/Münster

WINTELER, S. (1993): Stickstoffeinträge in das Nordsee-Einzugsgebiet. Institut für Ökologie und Politik (ÖKOPOL), Hamburg, im Auftrag der Umweltstiftung WWF-Deutschland, Bremen/Frankfurt/Hamburg

WINTELER, S. (in Vorb.): Emissionskataster Deutsche Nordseeküste. Erstellt von Ökopol, Institut für Ökologie und Politik, Hamburg, im Auftrag der Umweltstiftung WWF-Deutschland. Bremen/Frankfurt

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1987): The Ecological State of the North Sea - Der ökologische Zustand der Nordsee. A WWF International Report. Gland/Frankfurt

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1992 a): Pesticides Reduction Programmes in Denmark, the Netherlands, and Sweden. A WWF International Research Report, Gland

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1992 b): WWF's Proposals for the Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Godalming/Gland

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1993 a): Fighting the North Sea's Pollution from Diffuse Sources: nutrients, pesticides, ships' oil and noxious liquid substances. Intermediate Ministerial Meeting on the Protection of the North Sea, Copenhagen, Denmark, 7-8 December 1993. A WWF Position Paper. Godalming/Gland

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1993 b): Pesticides - a Pest in the North Sea Ecosystem. Godalming/Gland

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1995 a): The North Sea... not yet History. A WWF International Position Paper. Godalming/Gland

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1995 b): Pesticide Reduction: Economic Instruments. A WWF International Discussion Paper. Gland

WORLD WILDLIFE FUND (1994 a): Reassessing Pollution. Wildlife, Humans and Toxic Chemicals in the Environment. WWF United States, Washington DC

WORLD WILDLIFE FUND (1994 b): The Right to Know. The Promise of Low-Cost Public Inventories of Toxic Chemicals. WWF United States, Washington DC

WORLD WILDLIFE FUND (1995): A Benchmark for Reporting Chemicals at Industrial Facilities. WWF United States, Washington DC

Konferenzen des Forschungszentrums Jülich

1 Technik und Gesellschaft
Vorträge eines Seminars veranstaltet von der
Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik
des Forschungszentrums Jülich GmbH
W. Fischer, L. Hennen, W. Kirstein, G. Schleser, G. Stein, Ch. Wandrey,
P.M. Wiedemann (1990)

2 Analytische Glimmentladungs-Spektroskopie
Jülich, 25.–26. April 1990, Tagungsbericht
herausgegeben von J. Rottmann (1990)

3 Die digitale Verarbeitung analoger Signale in Theorie und Praxis
KFA-Fortbildungsseminar; Jülich, im April 1989
U. Eckhardt, H. Eulenberg, F. Janßen, W. Jansen und H. Larue (1990)

4 Reduced Enrichment for Research and Test Reactors
Proceedings of the XIIth International Meeting
Berlin, 10.–14. September 1990
Arranged and edited by G. Thamm, M. Brandt (1991)

5 Kontrolle radioaktiver Abfälle
Erfahrungen mit der BMU-Richtlinie
Seminar; Jülich, 23.–24. Oktober 1990
Redaktion M. Laser (1991)

6 Intermetallische Phasen als Strukturwerkstoffe für hohe Temperaturen
Seminar; Hagen, 30.–31. Oktober 1990
herausgegeben von F.J. Bremer (1991)

7 Mikrobruchvorgänge in Al_2O_3-Keramik
DFG-Kolloquium; Jülich, 9.–10. April 1990
herausgegeben von H. Nickel, R.W. Steinbrech (1991)

8 BMFT-Workshop Klimawirkungsforschung
Auswirkungen von Klimaveränderungen
Tagungsband; Bonn, 11.–12. Oktober 1990
herausgegeben von W. Fischer, G. Stein (1991)

9 5th International Symposium on
Laser-Aided Plasma Diagnostics
Bad Honnef, 19.–23. August 1991 (1991)

10 A Regime to Control Greenhouse Gases:
Issues of Verification, Monitoring, Institutions
Proceedings of a Workshop, Bad Neuenahr, June 12–14, 1991
edited by J.C. di Primio, G. Stein (1991)

11 Hartstoffe in Werkzeugen
Seminar: Jülich, 20. und 21. Juni 1991
Redaktion: H. Prasse (1992)

Konferenzen des Forschungszentrums Jülich

12 Hadronic Processes at Small Angles in Storage Rings
105th International WE-Heraeus-Seminar, Proceedings
Bad Honnef, February 1–3, 1993
edited by E. Rössle, O.W.B. Schult (1993)

13 Economics of the Greenhouse Effect
Modeling Strategies and Impacts
Workshop; Bad Zwischenahn, January 21–22, 1993
edited by W. Kuckshinrichs, W. Pfaffenberger, W. Ströbele (1993)

14 Greenhouse Gas Verification – Why, How and How Much?
Proceedings of a Workshop, Bonn, April 28–29, 1994
edited by W. Katscher, J. Lanchbery, J. Salt, G. Stein (1994)

15 Advances in Systems Analysis: Modelling Energy-Related Emissions
on a National and Global Level
edited by J.-Fr. Hake, M. Kleemann, W. Kuckshinrichs, D. Martinsen, M. Walbeck
(1994)

16 Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffs
herausgegeben von W. Fischer, C. Karger, F. Wendland (1996)

ISBN 3-89336-182-0