

Mitteilungen aus der **NNA**

6. Jahrgang 1995/Heft 1

Themenschwerpunkte

- Zur Situation der Naturgüter
Boden und Wasser in
Niedersachsen
- Projekte zum Schutz und
zur Sanierung von Gewässer-
landschaften
- Nachwachsende Rohstoffe

Mitteilungen aus der NNA

6. Jahrgang/1995, Heft 1

Inhalt

Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen

R. Meyer:	Bundesweite Strategien zum Schutze des Grundwassers	2
A. Kraemer:	Eurowater – Wasserwirtschaft in Europa im Vergleich	15
M. Liess:	Insektizid-Belastung landwirtschaftlicher Einzugsgebiete – Erfassung und ökotoxikologische Bewertung	16
W. Schröder:	Normwerte im Bodenschutz als Bestandteile landschaftlicher Leitbilder	36
Ch. Fokuhl:	Stand und Trends beim rechtlichen Schutz des Naturgutes Boden	47
Ch. Bork:	Möglichkeiten und Grenzen der Berücksichtigung des Naturgutes Boden in Umweltverträglichkeitsstudien	62
G. Siuda:	Förderprogramme des Landes Niedersachsen zum Schutz des Naturgutes Wasser	67
O. Gockel:	Umweltziele/Umweltqualitätsziele für Boden und Wasser	71

Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland

K. Borggräfe:	Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland	79
G. Wiegleb:	Das Hunte-Projekt – Nachbetrachtung aus Sicht der biologischen Teilprojekte	80
H. Garrelmann et al.:	Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Hasetal“	82
V. Thiele et al.:	Das BMFT-Projekt „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungs- konzeptes für die Warnow“ – ein praxisorientiertes Projekt	90
K.-G. Bernhardt:	Gewässer in der genutzten Kulturlandschaft – Entwicklungsmöglichkeiten und zukünftige Funktionen der Fließgewässerrauen	94

Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht

G. Raschke:	Ein alter nachwachsender Rohstoff – Holz	106
E. Jedicke:	Naturschutzfachliche Bewertung von Holzfeldern – Schnellwachsende Weichlaubhölzer im Kurzumtrieb, untersucht am Beispiel der Avifauna	109
N. Knauer:	Landbewirtschaftung und Naturschutz: Wie lauten die Anforderungen an die nach- wachsenden Rohstoffe?	119
K. Scheffer:	Brennstoff aus feuchtkonservierter Biomasse – eine ökologische und ökonomische Alternative	128
G. Pohl-Apel:	Nachwachsende Rohstoffe – Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes	129

Herausgeber und Bezug:

Norddeutsche Naturschutzakademie
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen
Telefon (051 99) 989-0, Telefax (051 99) 432

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. R. Strohschneider

ISSN 09 38-9903

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

Bundesweite Strategien zum Schutz des Grundwassers

von Rolf Meyer

1. Überblick

Berichtet wird hier über eine Technikfolgen-Abschätzung (TA) zum Problembereich Grundwasserschutz und Wasserversorgung, die das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) im Auftrag des Deutschen Bundestages von 1990 bis 1993 durchgeführt hat. Die folgenden Ausführungen basieren auf den Endberichten zu diesem TA-Projekt (Meyer, Jörissen, Socher 1993a, Meyer, Jörissen, Socher 1993b), so daß auf einzelne Literaturverweise verzichtet wird.

Zunächst wird das gesamte TA-Projekt kurz vorgestellt (siehe Übersicht 1). Im weiteren wird auf den Untersuchungsbereich Landwirtschaft näher eingegangen. Als erster Schritt werden die Grundwassergefährdungspotentiale, die von der Landwirtschaft heute ausgehen, skizziert. Dann wird beschrieben, wie Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz für diesen Verursacherbereich entwickelt wurden. Für die beiden identifizierten Vorsorgestrategien – räumlich differenzierter Grundwasserschutz und flächendeckender Grundwasserschutz – ist dann eine Analyse ihrer Auswirkungen vorgenommen worden. Eingegangen wird hier auf die Auswirkungen auf das Grundwasser (Effektivität im Hinblick auf den Grundwasserschutz), die ökonomischen Auswirkungen sowie die Realisierungs- und Umsetzungsprobleme der Strategien. Abschließend wird eine Einordnung der Ergebnisse vorgenommen und der Bezug zur aktuellen Diskussion um eine nachhaltige Landbewirtschaftung hergestellt.

Übersicht 1: Bundesweite Strategien zum Schutz des Grundwassers

1. Überblick
2. TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“
 - 2.1 Überblick über das gesamte TA-Projekt
 - 2.2 Überblick zum Untersuchungsbereich Landwirtschaft
3. Ausgangslage – Grundwassergefährdungspotentiale der Landwirtschaft
 - 3.1 Nitratbelastungen
 - 3.2 Pflanzenschutzmittelbelastungen
 - 3.3 Weitere Belastungspotentiale
4. Vorsorgestrategien
 - 4.1 Räumlich differenzierter Grundwasserschutz
 - 4.2 Flächendeckender Grundwasserschutz
5. Analyse der Vorsorgestrategien
 - 5.1 Auswirkungen auf das Grundwasser (Effektivität)
 - 5.2 Ökonomische Auswirkungen
 - 5.3 Realisierungs- und Umsetzungsprobleme
6. Einordnung der Ergebnisse

2. TA-Projekt „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“

2.1 Überblick über das gesamte TA-Projekt

Im Mai 1990 beauftragte der Ausschuß für Forschung, Technologie und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages das TAB, eine Technikfolgen-Abschätzung zum Problembereich „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“ durchzuführen, um die Informationsbasis für die Beratungs- und Entscheidungsprozesse des Parlaments in diesem Politikfeld zu verbessern.

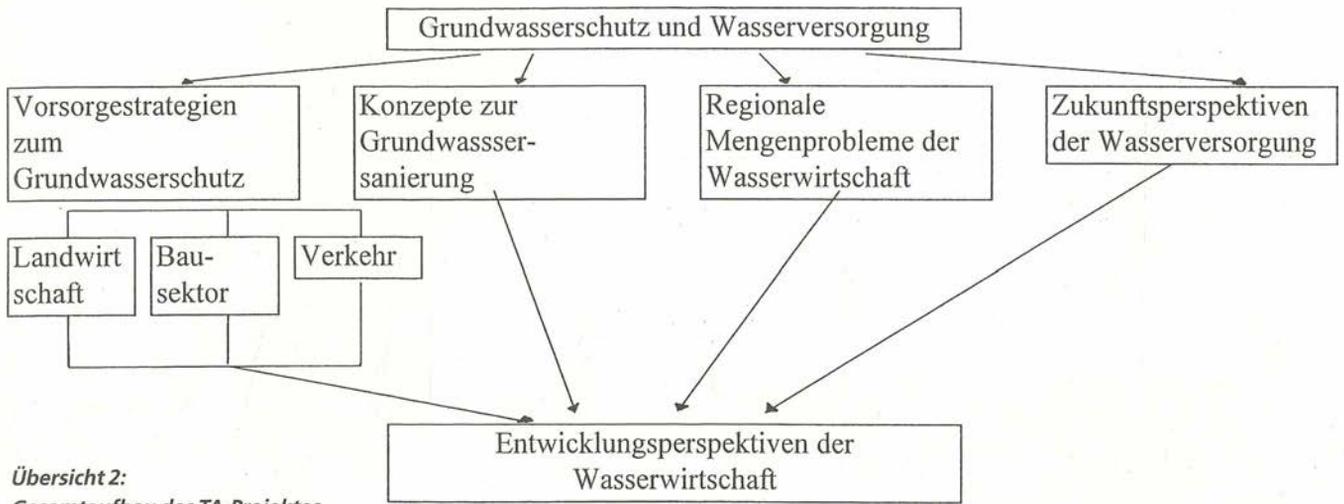
Ausgangspunkt der Betrachtungen war, daß Grundwasser entscheidend zur (Trink-)Wasserversorgung beiträgt und ein wesentlicher Bestandteil des Wasserhaushalts und vieler Ökosysteme ist. Beeinträchtigungen des Grundwassers sind komplexe und langfristige Vorgänge, die oftmals nicht sofort erkennbar und nur schwer bis gar nicht reparierbar sind. Daraus ergibt sich die besondere Relevanz des vorsorgenden Grundwasserschutzes. Die zentrale Fragestellung dieses TA-Projektes war, wie die Ressource Grundwasser zu schützen und die Wasserversorgung langfristig zu sichern ist.

Das mengenmäßige Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland ist insgesamt ausreichend, bei regional auftretenden Mengenproblemen infolge von übermäßigen Grundwassernutzungen. Dagegen ist die Qualität des Grundwassers – vor allem der oberflächennahen Grundwasserleiter – mittlerweile in besorgniserregendem 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. Es bestehen erhebliche Unterschiede in Art und Umfang der Grundwasserbelastungen zwischen den einzelnen Standorten. Die Ursachen hierfür liegen nicht nur in den unterschiedlichen geologischen Voraussetzungen, sondern vor allem auch in den unterschiedlichen wirtschaftlichen Aktivitäten.

Den Gesamtaufbau der Studie veranschaulicht Übersicht 2. Folgende Untersuchungsschwerpunkte wurden bearbeitet:

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

Bei den Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz wurde ein verursacherbezogener Untersuchungsansatz gewählt. Untersuchungen zu den Vorsorgestrategien wurden durchgeführt für die Bereiche Landwirtschaft sowie Bausektor (exemplarisch für Industrie und Gewerbe). Außer-



Übersicht 2:
Gesamtaufbau des TA-Projektes

dem wurde eine Problemanalyse zum Bereich Verkehr erarbeitet. Damit wird deutlich, daß der Sektor Landwirtschaft nur einen Teil der Untersuchungen ausmachte.

2.2 Überblick zum Untersuchungsbereich Landwirtschaft

Die TA-Konzeption für den Verursacherbereich Landwirtschaft wurde wie folgt aufgebaut (siehe Übersicht 3):

- Zunächst wurde das von der Landwirtschaft ausgehende Grundwassergefährdungspotential abgeschätzt.
- Im nächsten Schritt wurde versucht, alle in der Diskussion befindlichen Instrumente zu identifizieren, die geeignet er-

scheinen, einen Bestandteil von Vorsorgestrategien bilden zu können.

- Zur Entwicklung der Vorsorgestrategien wurden Leitbilder identifiziert und diesen Handlungsinstrumente zugeordnet.
- Die Analyse der Auswirkungen der Strategien auf die Grundwasserqualität, der Realisierungs- und Umsetzungsprobleme sowie der ökonomischen, sozialen und ökologischen Strategiefolgen war der nächste Untersuchungsgegenstand.
- Abschließend wurden die Ergebnisse zusammengeführt, ausgerichtet auf den parlamentarischen Beratungsbedarf, und offene Fragen benannt.



Übersicht 3: TA-Konzeption – Verursacherbereich Landwirtschaft

3. Ausgangslage – Grundwassergefährdungspotentiale der Landwirtschaft

3.1 Nitratbelastungen

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. Nitratbelastungen des Grundwassers sind neben der möglichen Gesundheitsgefährdung auch unter ökologischen Aspekten bedenklich, da sie zur Eutrophierung der Gewässer beitragen.

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 haben zu den gravierenden Grundwasserbelastungen geführt. Landwirtschaftliche Nitratüberschüsse stellen derzeit das größte landwirtschaftliche Grundwassergefährdungspotential dar. Der Trend der Vergangenheit war, daß in vielen Gebieten die Nitratgehalte im Rohwasser kontinuierlich angestiegen sind und die Belastungsschwerpunkte sich räumlich ausgedehnt haben.

Übersicht 4: Elemente der Stickstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS (IAP 1992, S. 22)

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	= Denitrifikation Auswaschung

Flächendeckende Meßdaten für das Bundesgebiet über die Nitratbelastung des Grundwassers liegen bisher nicht vor. Ersatzweise wurden in dem TA-Projekt Modellberechnungen durchgeführt. Um eine Abschätzung des Gefährdungspotentials vornehmen zu können, wurden im Auftrag des TAB vom Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie (IAP) der Universität Bonn Stickstoffbilanzen sowohl für die alten wie für die neuen Bundesländer berechnet, da Bilanzüberschüsse einen anerkannten Indikator für die potentielle Nitratbelastung des Grundwassers darstellen. Die Stickstoffbilanz gibt – vereinfacht – die Differenz zwischen der Stickstoffzufuhr durch die Düngung und dem Stickstoffentzug durch das Erntegut an (Übersicht 4). Aus den Bilanzüberschüssen wurde durch das Institut für wassergefährdende Stoffe (IWS) an der Technischen Universität Berlin weiterhin die potentielle Nitratbelastung des oberflächennahen Grundwassers bzw. die potentiell belastete Wassermenge der Trinkwasserversorgung aus Grund- und Quellwasser bestimmt.

In den alten Bundesländern betrug nach dieser Abschätzung der Bilanzüberschuß 1987 im Durchschnitt 116 kg N/ha, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Abb. 1). Für das Gebiet der ehemaligen DDR weist die Bilanz für das Jahr 1989 einen durchschnittlichen Überschuß von 134 kg N/ha aus (Abb. 2). Durch die tiefgreifenden agrarstrukturellen Veränderungen verminderte sich der berechnete Bilanzüberschuß für die neuen Bundesländer deutlich auf 100 kg N/ha im Jahr 1990, wiederum bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Abb. 3).

Ergebnis der im Rahmen dieses TA-Projektes durchgeführten quantitativen Analysen war, daß ohne weitere Vorsorgemaßnahmen auch zukünftig die Stickstoffbilanzüberschüsse und damit die Nitratbelastungen des Grundwassers auf hohem Niveau verbleiben werden. Die Extensivierungseffekte der EU-Agrarreform werden demnach nicht genügen, um das Grundwassergefährdungspotential durch Nitrat ausreichend zu verringern.

3.2 Pflanzenschutzmittelbelastung

Im Gegensatz zu dem Grenzwert für die Nitratkonzentration im Trinkwasser sind die Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und deren Abbauprodukte nicht toxikologisch begründet, sondern stellen allgemeine Vorsorgewerte dar. Entsprechend den Vorgaben der EG-Richtlinie gilt ab 1. Okt. 1989 für

die einzelne Substanz ein Grenzwert von 0,0001 mg/l, für die Summe aller Substanzen ein Grenzwert von 0,0005 mg/l. Diese äußerst niedrigen und an der Schwelle der Nachweisbarkeit festgesetzten Werte machen deutlich, daß Pflanzenschutzmittel nach dem Willen des Gesetzgebers überhaupt nicht im Trinkwasser vorkommen sollen. Über potentielle Gesundheitsgefährdungen hinaus können Pflanzenschutzmittelbelastungen vielfältige, nur teilweise bekannte Wirkungen auf Ökosystembestandteile haben.

Pflanzenschutzmittelbelastungen des Grundwassers werden im wesentlichen durch Wirkstoffe gegen Unkräuter (Herbizide) und gegen bodenlebende Fadenwürmer (Nematizide) verursacht. Die Einträge dieser Stoffe ins Grundwasser werden in erster Linie nicht auf Anwendungsfehler der Landwirte (punktförmige Einträge) zurückgeführt, sondern auf die flächenhafte Ausbringung im Rahmen einer „ordnungsgemäßen Anwendung“.

Der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln mit W-Auflage wurde in den Modellberechnungen als Indikator für das Grundwassergefährdungspotential von Pflanzenschutzmitteln benutzt. In den alten Bundesländern wurden 1987 insgesamt 4900 t Wirkstoffe mit W-Auflage eingesetzt, was einer durchschnittlichen Aufwandmenge von 0,41 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche entspricht. Die Abschätzung der potentiellen Pflanzenschutzmittelbelastung der Trinkwasserversorgung ergab, daß bei ca. 9 % der Fördermenge aus Grund- und Quellwasser mit einem Überschreiten der Grenzwerte zu rechnen war. Für die neuen Bundesländer konnten keine Angaben gemacht werden.

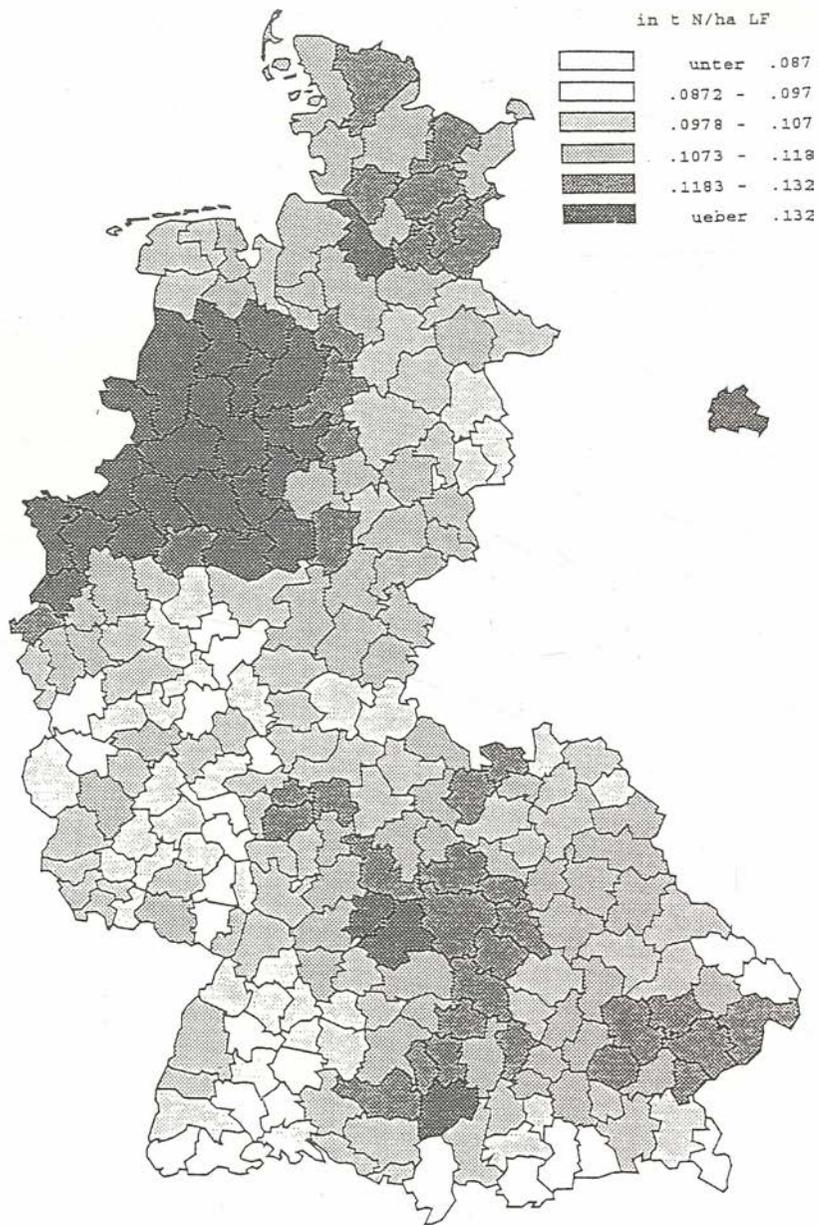
Nach den Modellberechnungen wird sich das Grundwassergefährdungspotential bis zum Jahr 2005 durch Pflanzenschutzmittel auf jeden Fall verringern, für die alten Bundesländer um rund 25 %, bedingt durch die steigenden Preise für Pflanzenbehandlungsmittel und die veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen.

3.3 Weitere Belastungspotentiale

Die Ammoniak-Emissionen aus Tierhaltung und Wirtschaftsdüngern (insbesondere Güllewirtschaft) haben erst in jüngster Zeit verstärkte Aufmerksamkeit gefunden. Allein für die alten Bundesländer werden die Ammoniak-Emissionen auf rund 500 000 t pro Jahr geschätzt (fast ausschließlich aus dem Bereich Landwirtschaft). Diese Emissionen tragen mittlerweile erheblich zu der Versauerung von Böden und Gewässern bei. Als Folge der Versauerung kann es zu einem Zusammenbrechen der Puffersysteme im Boden und zur Freisetzung von bis dahin gebundenen toxischen Substanzen, vor allem von Schwermetallen und Aluminium-Verbindungen, kommen. Im Bericht werden darüber hinaus eine Reihe weiterer landwirtschaftlicher Grundwasserbelastungspotentiale benannt, deren Relevanz sich derzeit aber nur sehr begrenzt abschätzen läßt.

4. Vorsorgestrategien

Unter Vorsorgestrategien wird die zielgerichtete Bündelung von politischen Handlungsoptionen (Instrumenten) zur Gewährleistung eines umfassenden und präventiven Grundwasserschutzes verstanden. Die vom TAB entwickelten und



51 Abb. 1. Stickstoffüberschüsse in den RAUMIS-Regionen 1987.

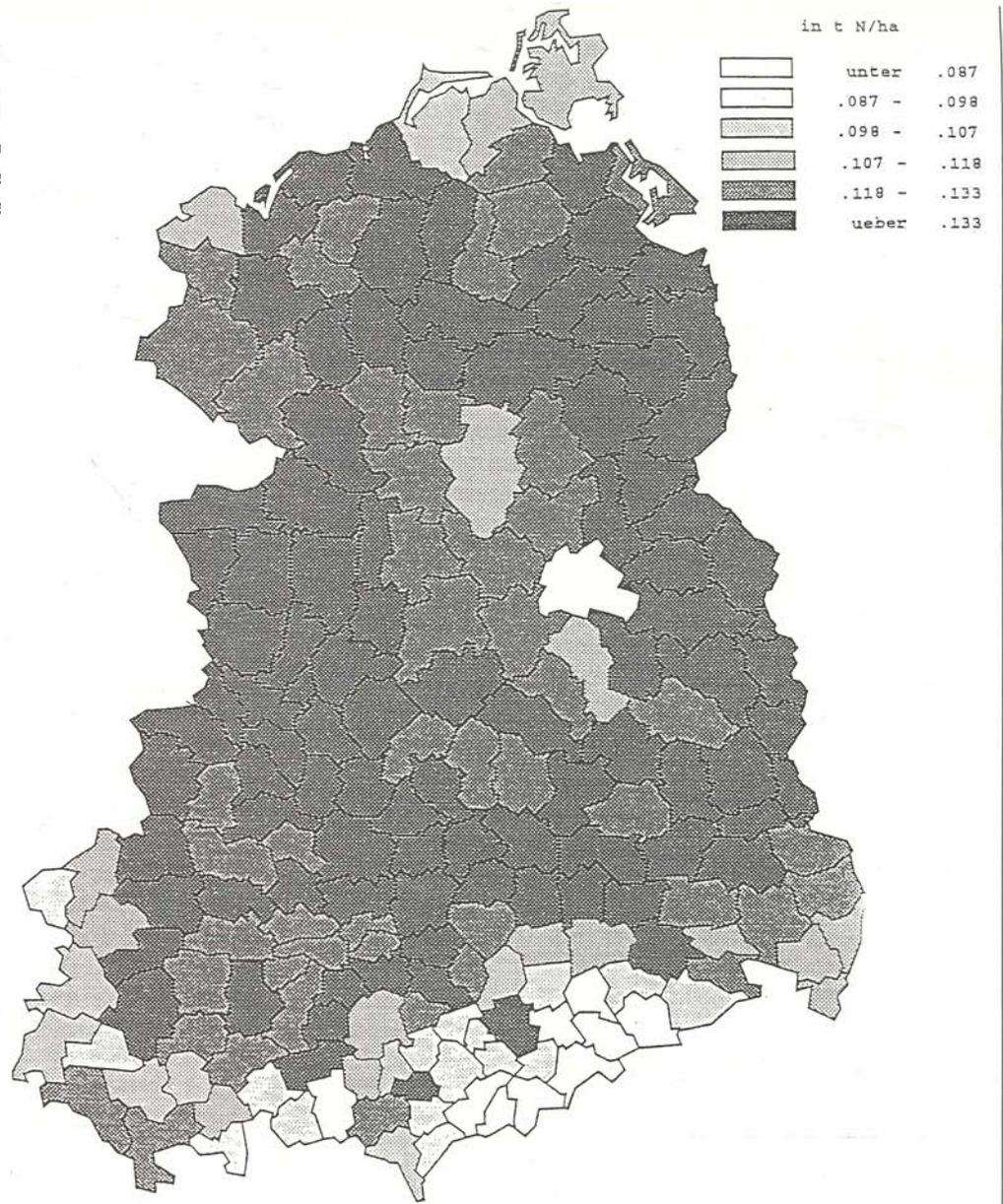


Abb. 2. Stickstoffüberschüsse in der ehemaligen DDR im Jahre 1989.

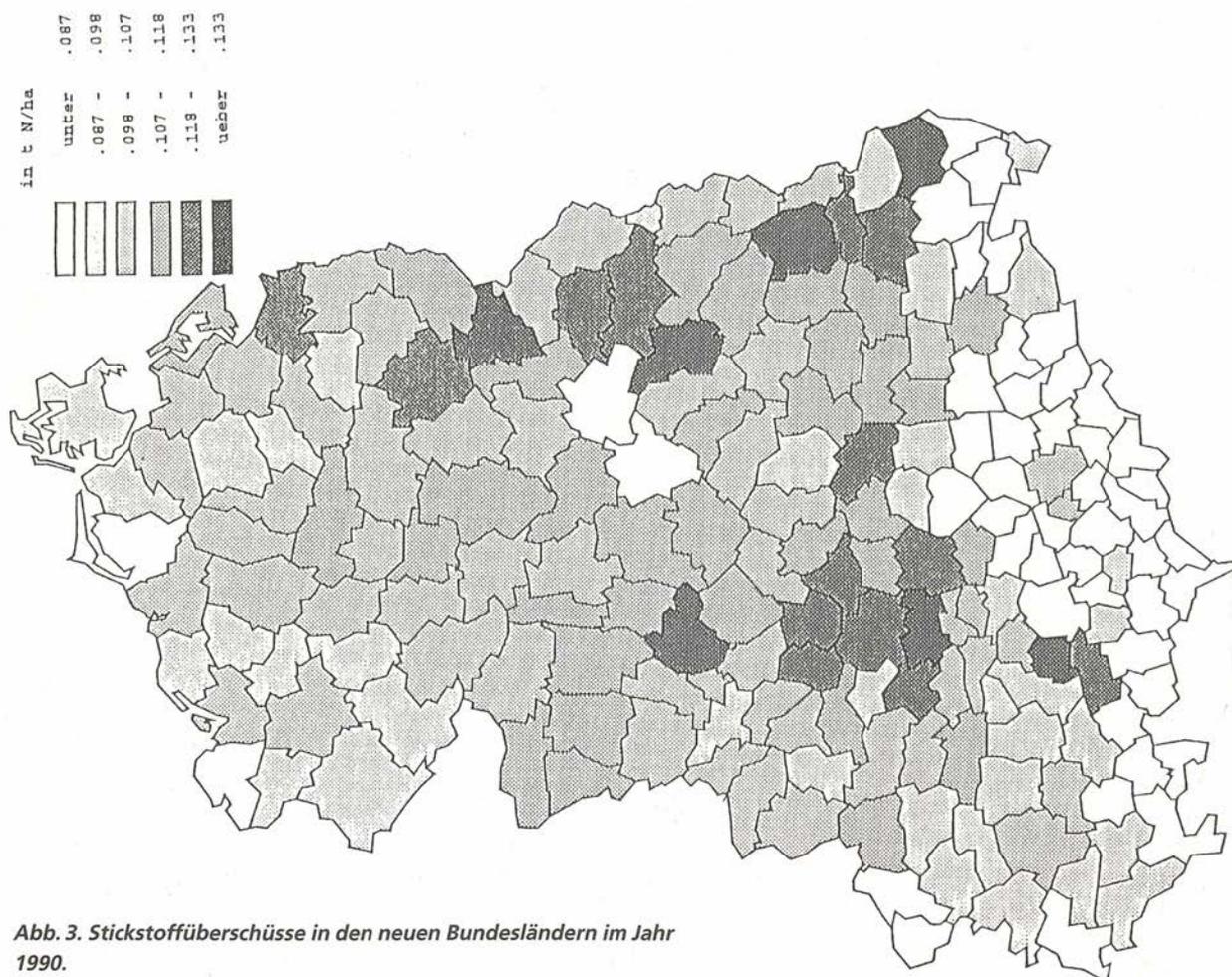


Abb. 3. Stickstoffüberschüsse in den neuen Bundesländern im Jahr 1990.

Übersicht 5: Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz – Verursacherbereich Landwirtschaft

Strategie I: Räumlich differenzierter Grundwasserschutz	
Leitbild:	Schutz des Grundwassers als Ressource der Trinkwasserversorgung
Zielsetzungen:	Sicherstellung der Trinkwasserversorgung
Vorgehensweise:	Ausdehnung der Schutzgebiete auf Wassereinzugsgebiete Aktualisierung und Verschärfung der Schutzgebotsauflagen Verbesserung und Erweiterung der Kooperationslösungen in Wasserschutzgebieten Einheitliche Kriterien für Ausgleichszahlungen
Konfliktpotentiale:	Räumliche Nutzungskonkurrenzen und lokale Widerstände Widerspruch von Umweltschutz und Wasserwirtschaft keine Wirksamkeit gegenüber Schadstoffeinträgen über den Luftpfad und bei fließwasserbeeinflussten Grundwasserleitern Eingeschränkte Gestaltungsspielräume für die zukünftige Wasserversorgung

untersuchten Vorsorgestrategien zielen vorrangig darauf, die Grundwasserbelastungen durch Nitrat und Pflanzenschutzmittel deutlich zu verringern. In einem ersten Schritt wurden wasserwirtschaftliche Leitbilder identifiziert, um ihnen dann Instrumente zuzuordnen. Dabei kommen zwei grundsätzlich unterschiedliche Zielrichtungen in Betracht.

Das erste Leitbild (Strategie I) ist auf den Schutz des Grundwassers als Ressource der Trinkwasserversorgung ausgerichtet. Es schließt damit an die derzeit realisierte Schutzpolitik an. Als vorrangige Aufgabe wird angesehen, weitere Schadstoffeinträge in den Gebieten zu verhindern, die jetzt oder zukünftig für die Trinkwassergewinnung genutzt werden sollen (Übersicht 5).

Das zweite Leitbild (Strategie II) ist, über den Trinkwasserschutz hinausgehend, auf den Schutz der Ressource Grundwasser im Hinblick auf seine Funktion in Ökosystemen ausgerichtet. Es sollen weitere Schadstoffeinträge durch flächendeckende Schutzmaßnahmen vermieden oder zumindest deutlich reduziert werden. Zum einen werden dafür Instrumente vorgeschlagen (Variante A), die flächendeckend eine Verminderung der landwirtschaftlichen Produktionsintensität anstreben. Zum anderen werden Instrumente diskutiert (Variante B), die auf eine grundwasserverträgliche Landbewirtschaftung entsprechend den jeweiligen Standortbedingungen und der Verletzlichkeit des jeweiligen Grundwasserleiters zielen (Übersicht 6).

Übersicht 6: Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz – Verursacherbereich Landwirtschaft

Strategie II: Flächendeckender Grundwasserschutz	
Leitbild:	Schutz der Ressource Grundwasser in Hinblick auf ihre Funktionen im Wasserhaushalt und in Ökosystemen
Zielsetzungen:	Schutz des Naturhaushalts Verursacherbezogene Minderung von Gefährdungspotentialen
Vorgehensweise:	Aufgabe des bisherigen Konzepts des zweigeteilten Schutzniveaus
Variante A:	Allgemeine Verringerung der Bewirtschaftungsintensität
Variante B:	Normierung einer grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung (standortspezifisch)
Konfliktpotentiale:	Unterschiedliche Einschätzung und Bewertung von Gefährdungspotentialen Auswirkungen auf Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbsfähigkeit

Es liegt auf der Hand, daß sich keines der Leitbilder mit Hilfe eines einzigen Instruments realisieren läßt, sondern nur auf der Basis eines Instrumentenmixes. Es konnten jeweils nur wenige, repräsentative Instrumente untersucht werden, wobei Instrumente unterschiedlicher Wirkungsart miteinander kombiniert wurden. Oberstes Kriterium für die Auswahl und Kombination der Instrumente war, in Anbetracht der Gesamtzielsetzung des Projektes, ihre ökologische bzw. wasserwirtschaftliche Effizienz. Auf der anderen Seite greifen die einzelnen Instrumente mit unterschiedlicher Intensität in die bestehende landwirtschaftliche Produktionsstruktur ein. Bei der Auswahl wurden deshalb, neben der ökologischen Effizienz, auch Aspekte der politischen Durchsetzbarkeit, der Kompatibilität mit dem geltenden Recht, der Vollzugseignung und Kontrollierbarkeit sowie Akzeptanz berücksichtigt.

Die Realisierbarkeit und Wirksamkeit der Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz hängt entscheidend von den ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen der Landwirtschaft ab. Dabei ist bei der Analyse der Vorsorgestrategien von den durch die EG-Agrarreform geprägten agrarpolitischen Rahmenbedingungen ausgegangen worden. Selbstverständlich besteht ein Spektrum denkbarer, zukünftiger agrarpolitischer Entwicklungen. Da derzeit aber sehr unsicher ist, wann und wie eine „Reform der Reform“ stattfinden wird, wurde auf die Bildung weiterer agrarpolitischer Rahmenszenarien verzichtet.

4.1 Räumlich differenzierter Grundwasserschutz

Im Mittelpunkt dieser Strategie steht eine konsequente Anwendung des bereits vorhandenen Instrumentariums. Die zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasservorkommen sollen durch eine beschleunigte Ausweisung von Wasserschutzgebieten in der Größe der Wassereinzugsgebiete und durch auf den aktuellen Stand der Kenntnisse angepaßte und möglichst auf die örtlichen Gegebenheiten abge-

stimmte Bewirtschaftungsauflagen vor Schadstoffeinträgen aus der Landwirtschaft geschützt werden. Für die Modellberechnungen wurden als Bewirtschaftungsauflagen in den Wasserschutzgebieten fruchtartspezifische Düngungshöchstmengen für Stickstoff, ein Viehbesatz von maximal 1 DE/ha, ein Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage und ein Verbot des Grünlandumbruchs unterstellt (Übersicht 7). Kooperationsvereinbarungen zwischen Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen sowie Ausgleichszahlungen an die Landwirte für eingeschränkte Bewirtschaftungen sind integrale Bestandteile der Strategie, um ihre Akzeptanz zu fördern, eine rasche Umsetzung zu gewährleisten und ein Unterlaufen von Auflagen zu verhindern.

Die Höhe der Ausgleichszahlungen wurde mit Hilfe der Modellberechnungen regionspezifisch aus der Differenz der Nettowertschöpfung je Hektar, die sich bei ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung außerhalb der Wasserschutzgebiete ergibt, und der Nettowertschöpfung je Hektar innerhalb von Wasserschutzgebieten ermittelt. Daraus ergibt sich nach Berechnungen des IAP eine durchschnittliche Höhe der Ausgleichszahlungen für Flächen innerhalb von Wasserschutzgebieten von nominal 441 DM/ha (im Simulationsjahr 2005).

Übersicht 7: Annahmen zu den Vorsorgestrategien

Strategie I: räumlich differenzierter Grundwasserschutz	
■ außerhalb von Wasserschutzgebieten: keine Bewirtschaftungsauflagen / keine Ausgleichszahlungen	
■ innerhalb von Wasserschutzgebieten: Bewirtschaftungsauflagen und Ausgleichszahlungen innerhalb von Wasserschutzgebieten	
1. N-Düngungshöchstmengen (in kg N/ha)	
Winterweizen	110
Roggen, Wintergerste	85
Winter- und Sommergetreide	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. 1,0 DE/ha	
3. Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage	
4. Verbot von Grünlandumbruch	
5. Regionspezifische Ausgleichszahlung: durchschnittlich nominal 441 DM/ha (real 259 DM/ha)	

4.2 Flächendeckender Grundwasserschutz

Die Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes wurde in zwei Varianten untergliedert (Übersicht 8 und 9). In der Variante A wird flächendeckend eine Verringerung der

Übersicht 8: Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz – Verursacherbereich Landwirtschaft

Strategie II: Flächendeckender Grundwasserschutz	
Variante A:	Allgemeine Verringerung der Bewirtschaftungsintensität
Vorgehensweise:	Stickstoff- und Gülleabgabe Bundesweite Gülleverordnung Verschärfte Zulassungsanforderungen für Pflanzenschutzmittel Verbot von Grünlandumbruch Flächengebundene Ausgleichszahlungen, finanziert aus Stickstoff- und Gülleabgaben
Konfliktpotentiale:	Einkommensverluste Umstrukturierung in den Verursacherbereichen Wettbewerbsnachteile auf EU-Ebene Örtliche/regionale Gefährdungen bleiben bestehen Ökonomische Signale reichen bei Sonderkulturen/konzentrierter Viehhaltung nicht aus

Übersicht 9: Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz – Verursacherbereich Landwirtschaft

Strategie II: Flächendeckender Grundwasserschutz	
Variante B:	Nominierung einer grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung (standortspezifisch)
Vorgehensweise:	Definition einer „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ Regeln zur standortangepaßten Düngung Flächenbindung der Tierhaltung Regeln für Grünlandumbruch Regeln der Pflanzenschutzanwendungen Anpassungshilfen und Ausgleichszahlungen
Konfliktpotentiale:	Formulierungs-, Vollzugs- und Kontrollprobleme Akzeptanzprobleme in Abhängigkeit des Umfangs der Eingriffe in die gängige Bewirtschaftung Ausbau landwirtschaftlicher Verwaltungs-, Ausbildungs- und Beratungseinrichtungen

Bewirtschaftungsintensität angestrebt. Marktorientierte Instrumente werden mit ordnungspolitischen Instrumenten verknüpft. Im Mittelpunkt stehen Abgaben auf Stickstoffdünger. Bei dieser Variante wurde von einer Stickstoffabgabe (nominal 1 DM/kg N) auf mineralische Dünger und einer Abgabe auf Gülleüberschüsse (über 1,5 DE/ha, ebenfalls 1 DM/kg N) ausgegangen. Des Weiteren sind Pflanzenschutzmittel mit W-Auflage und der Grünlandumbruch verboten (Übersicht 10). Flächengebundene Ausgleichszahlungen werden aus dem Aufkommen der Stickstoffabgaben einheitlich für das Bundesgebiet gewährt. Die Modellberechnungen ergaben eine Ausgleichszahlung von nominal 68 DM/ha LF im Jahr 2005.

Übersicht 10: Annahmen zu den Vorsorgestrategien

Strategie II: Flächendeckender Grundwasserschutz	
Variante A: Standortdifferenzierter Grundwasserschutz	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Stickstoffabgabe auf Mineraldünger 1,- DM/kg N (real 0,5 DM/kg N) 2. Stickstoffabgabe auf Gülleüberschüsse 1,- DM/kg Gülle-N (real 0,59 DM/kg Gülle-N) über 1,5 DE/ha 3. Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W-Auflage 4. Verbot von Grünlandumbruch 5. Ausgleichszahlungen nach Aufkommen aus N-Abgaben: einheitlich je Hektar LF (ohne Brache) 68 DM (real 40 DM) 	
Variante B: Standortdifferenzierter Grundwasserschutz	
In den als grundwasserverletzlich eingestuften Gebieten (sensible Gebiete) gelten die Maßnahmen gemäß Strategie I, für die übrigen Gebiete existieren keine Auflagen und keine Ausgleichszahlungen.	

Das Ziel der *Variante B* ist es, die Normierung einer grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung unter differenzierter Standortausprägung vorzunehmen. Anknüpfend an die Konzeption des integrierten Landbaus sollen Grundsätze einer grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung, die sich an den naturräumlichen Gegebenheiten und der Verletzlichkeit des Grundwassers orientieren, entwickelt und stufenweise festgeschrieben werden. Für die Modellberechnungen wurden hier die Auflagen und Ausgleichszahlungen gemäß Strategie I für alle als grundwasserverletzlich eingestuften Gebiete zugrunde gelegt.

5. Analyse der Vorsorgestrategien**5.1 Auswirkungen auf das Grundwasser (Effektivität)**

Wie bereits erwähnt, sind in diesem TA-Projekt durch das Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie (IAP) der Universität Bonn und das Institut für wassergefährdende Stoffe (IWS) an der TU Berlin quantitative Abschätzungen der Auswirkungen der Vorsorgestrategien vorgenommen worden. Um die langfristigen Auswirkungen der Vorsorgestrategien erfassen zu können, wurden Simulationsrechnungen für das Jahr 2005 durchgeführt.

Aufbauend auf den vom IAP berechneten Stickstoffbilanzüberschüssen (bzw. Nitrat-Überschüssen) ist vom IWS versucht worden, die potentielle mittlere Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser abzuschätzen. Um diese Abschätzung zumindest für die alten Bundesländer flächendeckend durchführen zu können, mußte mit stark vereinfachenden Annahmen gearbeitet werden. Die folgenden Ausführungen sind daher nur als Trendaussagen zu verstehen, die die Größenordnung und Richtung möglicher Entwicklungen illustrieren sollen.

Die Modellberechnungen ergaben, daß ohne Ergreifen von Vorsorgestrategien (Referenzsituation) im Jahr 2005 die Stickstoffbilanzüberschüsse und die Nitratbelastung von Wasserversorgung und oberflächennahem Grundwasser etwa auf dem derzeitigen Niveau verbleiben.

Die *Strategie I* führt entsprechend ihrer Zielsetzung zu einer deutlichen Reduktion des Gefährdungspotentials in den

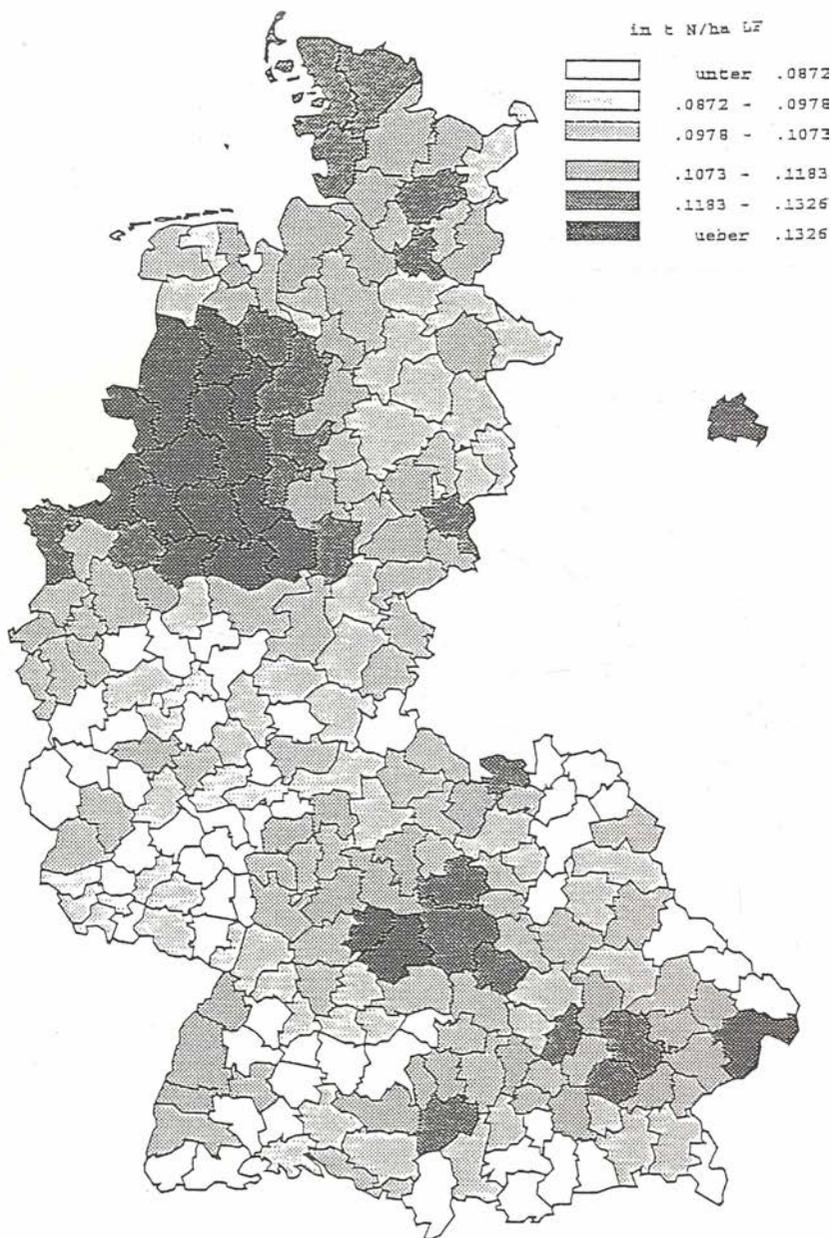


Abb. 4. Stickstoffüberschüsse in den RAUMIS-Regionen im Jahr 2005 bei Vorsorgestrategie I

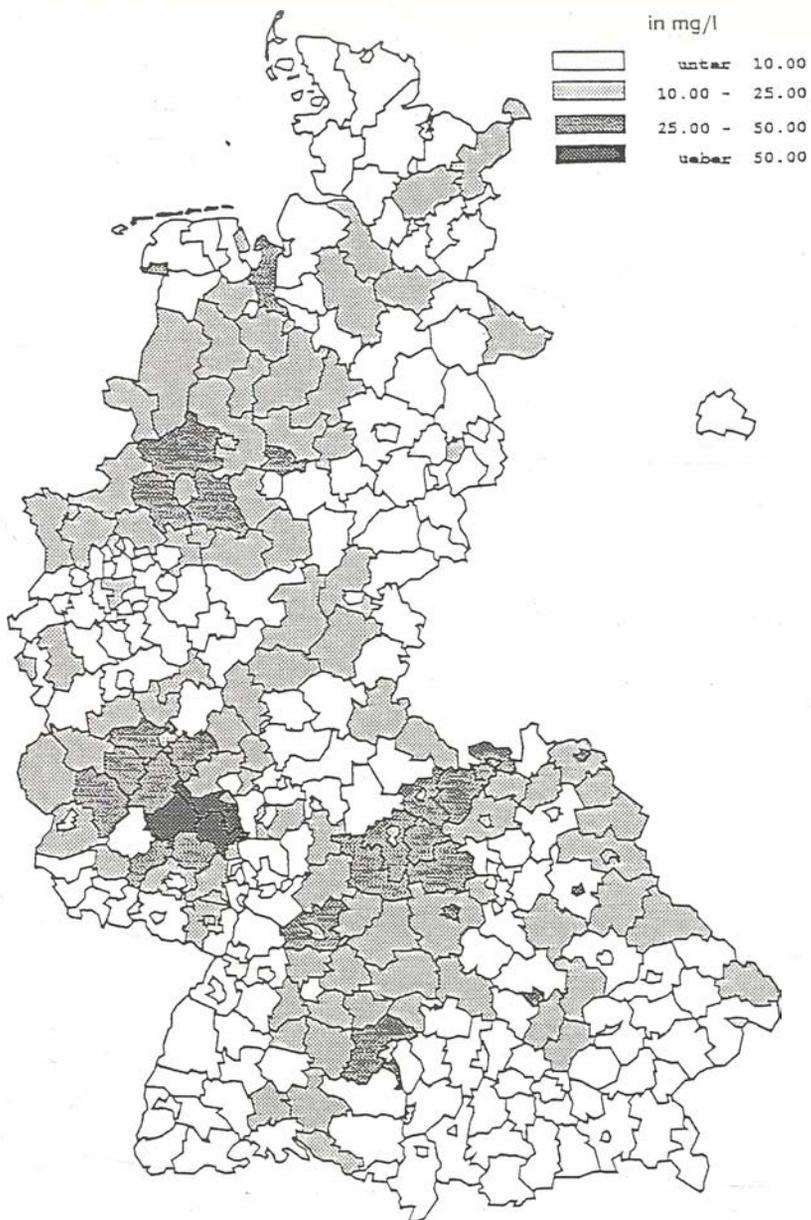


Abb. 5. Potentielle mittlere Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser innerhalb von Wasserschutzgebieten – Strategie I, Bezugsjahr 2005.

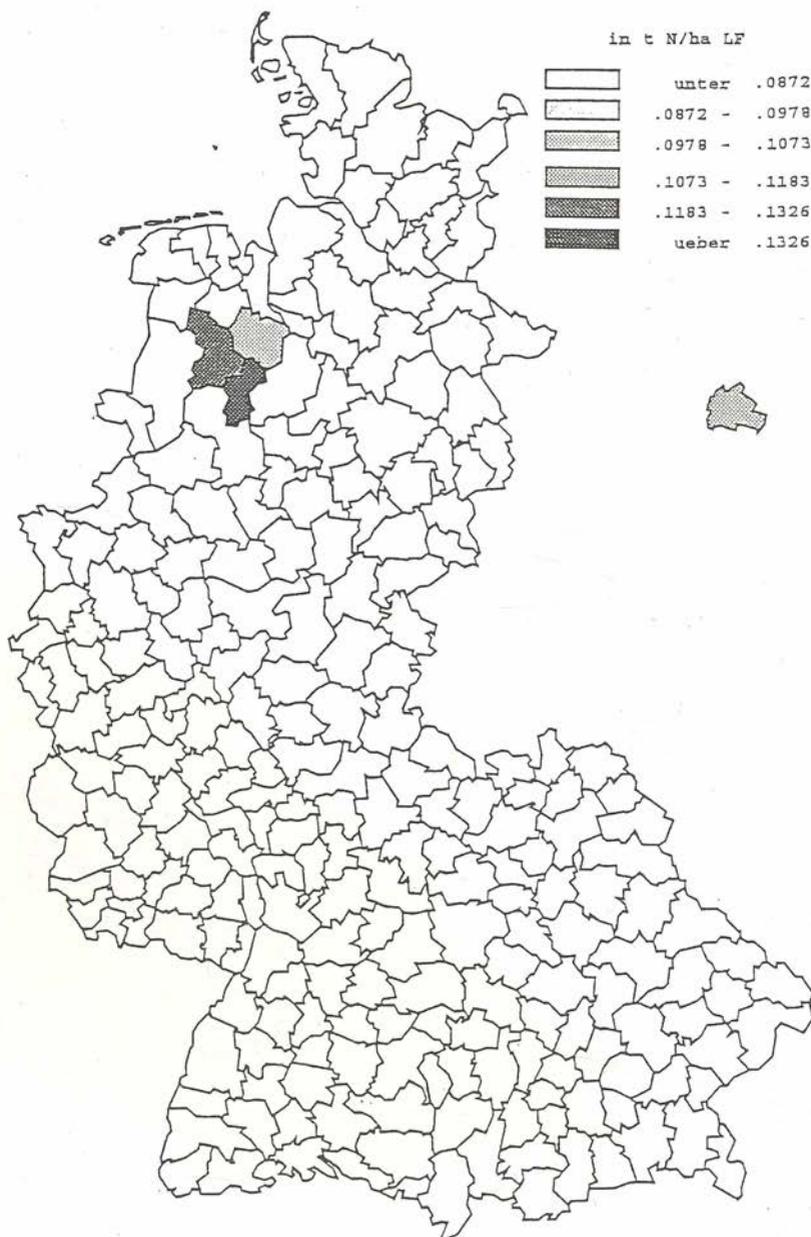


Abb. 6. Stickstoffüberschüsse in den RAUMIS-Regionen im Jahr 2005 bei Vorsorgestrategie II

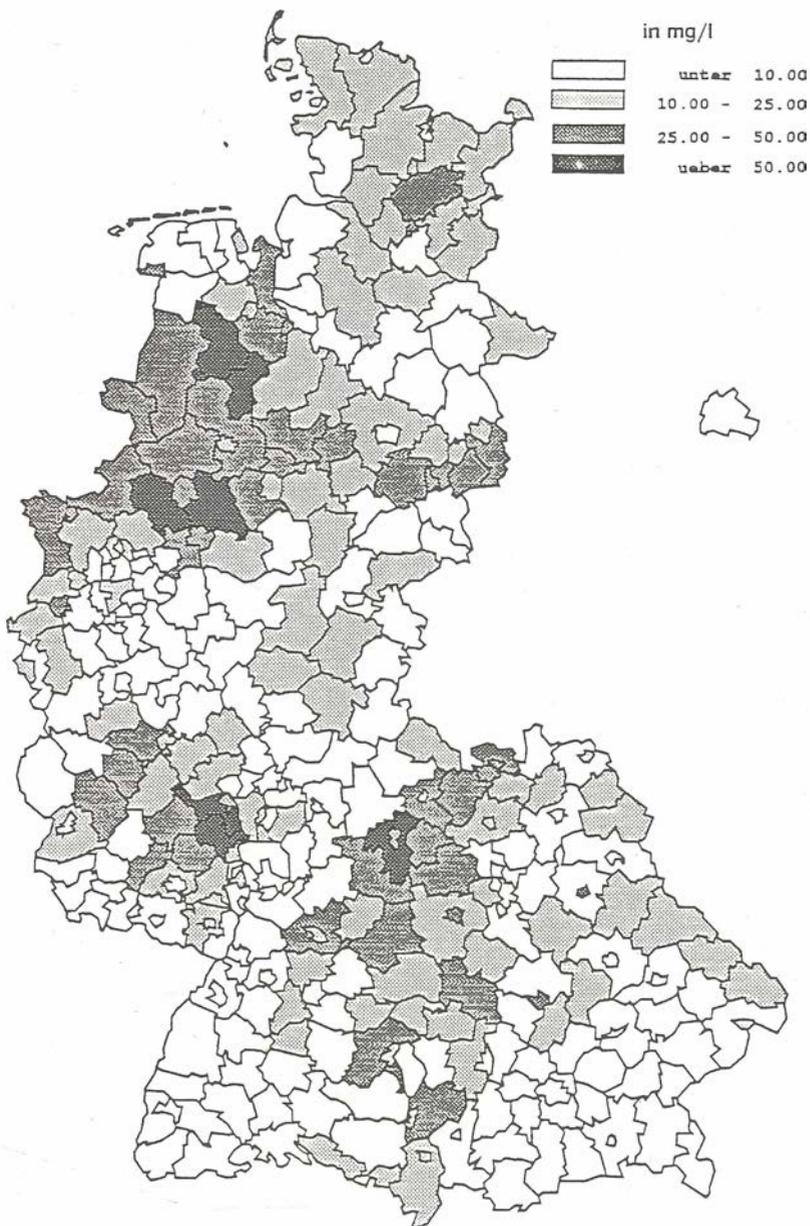


Abb. 7. Potentielle mittlere Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser – Strategie II A, Bezugsjahr 2005.

Wasserschutzgebieten bis 2005 – unter der Voraussetzung ihrer erfolgreichen Umsetzung (Abb. 4 und 5). Für die Wasserschutzgebiete wurde ein Überschuß von durchschnittlich 48 kg N/ha berechnet (Jahr 2005, alte Bundesländer). Im Gesamtdurchschnitt beträgt der Überschuß aber immer noch 117 kg N/ha, da nur rund 10 % der landwirtschaftlichen Gesamtfläche in den Wasserschutzgebieten liegt.

Bei der *Strategie II* wird in beiden Varianten die potentielle Nitratbelastung von Trinkwasserförderung und oberflächennahem Grundwasser erheblich reduziert. Die Strategie II A führt etwa zu halbierten Überschüssen (durchschnittlich 52 kg N/ha für die alten Bundesländer im Jahr 2005), allerdings bei weiterhin punktuell hohen Überschüssen einzelner Produktionsverfahren (z.B. einzelne Sonderkulturen) (Abb. 6 und 7).

Die Strategie II B erlaubt durch ihre standörtliche Differenzierung einen teilweise höheren N-Einsatz bei vergleichbarer Verringerung des Grundwassergefährdungspotentials. Das Ergebnis ist dadurch geprägt, daß 32 % der landwirtschaftlichen Fläche den sensiblen Gebieten zugeordnet wurden und bei der Annahmensetzung starke Vereinfachungen notwendig waren (in den sensiblen Gebieten die gleichen Auflagen wie für die Wasserschutzgebiete, auf der Restfläche keine neuen Vorsorgemaßnahmen). Unter diesen Voraussetzungen ergaben die Modellberechnungen, daß sich der durchschnittliche Stickstoffüberschuß im Jahr 2005 nur relativ gering auf 101 kg N/ha verringert (Abb. 8 und 9). Bei der potentiellen Belastung des Grundwassers tritt innerhalb der sensiblen Gebiete eine deutliche Verbesserung ein. Außerhalb der sensiblen Gebiete gehen die Belastungen zurück, bleiben aber relativ hoch. Die Effektivität im Hinblick auf den Grundwasserschutz wird allerdings hauptsächlich durch die zu erwartenden Probleme einer ausreichenden Umsetzung der Strategie gefährdet.

Die quantitative Analyse der Auswirkungen der Vorsorgestrategien für die neuen Bundesländer konnte nicht so detailliert erfolgen, da sich der Agrarsektor in den neuen Ländern zum Zeitpunkt der Untersuchung noch im Umbruch befand und nicht ausreichend differenzierte Daten zur Verfügung standen. So konnte nur die Wirkung der Vorsorgestrategie II A auf die Stickstoffüberschüsse in den neuen Bundesländern abgeschätzt werden. Diese würden auf durchschnittlich etwa 50 kg N/ha zurückgehen und damit in der gleichen Höhe wie in den alten Ländern liegen.

5.2 Ökonomische Auswirkungen

Der Agrarsektor der Bundesrepublik Deutschland wird auch in Zukunft von tiefgreifenden Veränderungen betroffen sein. Die gesamtwirtschaftlichen Rahmenbedingungen und die EG-Agrarreform werden dazu führen, daß voraussichtlich der Produktionswert von rund 70 Mrd. DM 1987 auf rund 38 Mrd. DM im Jahr 2005 sinken und sich das reale Einkommen des Agrarsektors von 20,5 Mrd. DM auf rund 9,5 Mrd. DM bis zum Jahr 2005 in den alten Bundesländern etwa halbieren wird.

Gegenüber diesem grundsätzlichen Trend sind die ökonomischen Auswirkungen der Vorsorgestrategien relativ gering. Sie führen zu einem weiteren Rückgang des landwirtschaftlichen Produktionswertes. Für die Strategie I des

räumlich differenzierten Grundwasserschutzes wurden Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft von 275 Mio. DM (Jahr 2005) berechnet. Beim flächendeckenden Grundwasserschutz verringert sich nach den Modellrechnungen die landwirtschaftliche Wertschöpfung im Jahr 2005 um rund 1 Mrd. DM gegenüber der Situation ohne Vorsorgestrategien. Aufgrund der Ausgleichszahlungen treten allerdings bei den Strategien I und II B keine Auswirkungen auf das landwirtschaftliche Einkommen auf. Bei der Strategie II A werden die Einkommensverluste nur teilweise ausgeglichen, da die Ausgleichszahlungen über die Abgabe von der Landwirtschaft selbst aufgebracht werden. Hier kommt es außerdem zu Umverteilungseffekten innerhalb der Landwirtschaft. Die Ausgleichszahlungen führen bei allen Vorsorgestrategien dazu, daß der sowieso schon stark gestiegene Anteil der staatlichen Transferleistungen am landwirtschaftlichen Einkommen noch weiter steigt, bis auf fast 50 % bei der Strategie II B.

Auf der Seite der Wasserversorgung bewirken die Vorsorgestrategien einen Nutzen, der in eingesparten Folgekosten der Grundwasserbelastungen besteht. Ohne Vorsorgemaßnahmen werden alleine durch die Nitratbelastungen zukünftig jährliche Kosten von etwa 800 Mio. DM für Maßnahmen zur Sicherstellung der Wasserversorgung erwartet (Übersicht 11). Nach den Modellberechnungen betragen bei der Strategie I die Aufwendungen für Ausgleichszahlungen nur etwa ein Drittel der eingesparten Folgekosten. Bei der Strategie II A entsprechen die landwirtschaftlichen Einkommensverluste etwa den verringerten Kosten der Wasserversorgung. Da es sich aber um eine Strategie zum flächendeckenden Grundwasserschutz handelt, sind die flächendeckend niedrigeren Belastungen und die drastische Verringerung der externen Kosten zu berücksichtigen. In die gleiche

Übersicht 11: Abschätzung der Kosten für die Wasserversorgung durch Grundwasserbelastungen mit Nitrat (IWS 1992, S. 198)

	Potentielle Kosten (in Mio. DM/Jahr)
Alte Bundesländer	
Ausgangssituation (Bezugsjahr 1987)	888
Ohne Vorsorgestrategie (Bezugsjahr 2005)	816
Strategie I (Bezugsjahr 2005)	69
Strategie II Variante A (Bezugsjahr 2005)	136
Strategie II Variante B (Bezugsjahr 2005)	(keine Abschätzung möglich)
Neue Bundesländer	
Ausgangssituation (Bezugsjahr 1989)	464
Ausgangssituation (Bezugsjahr 1990)	194

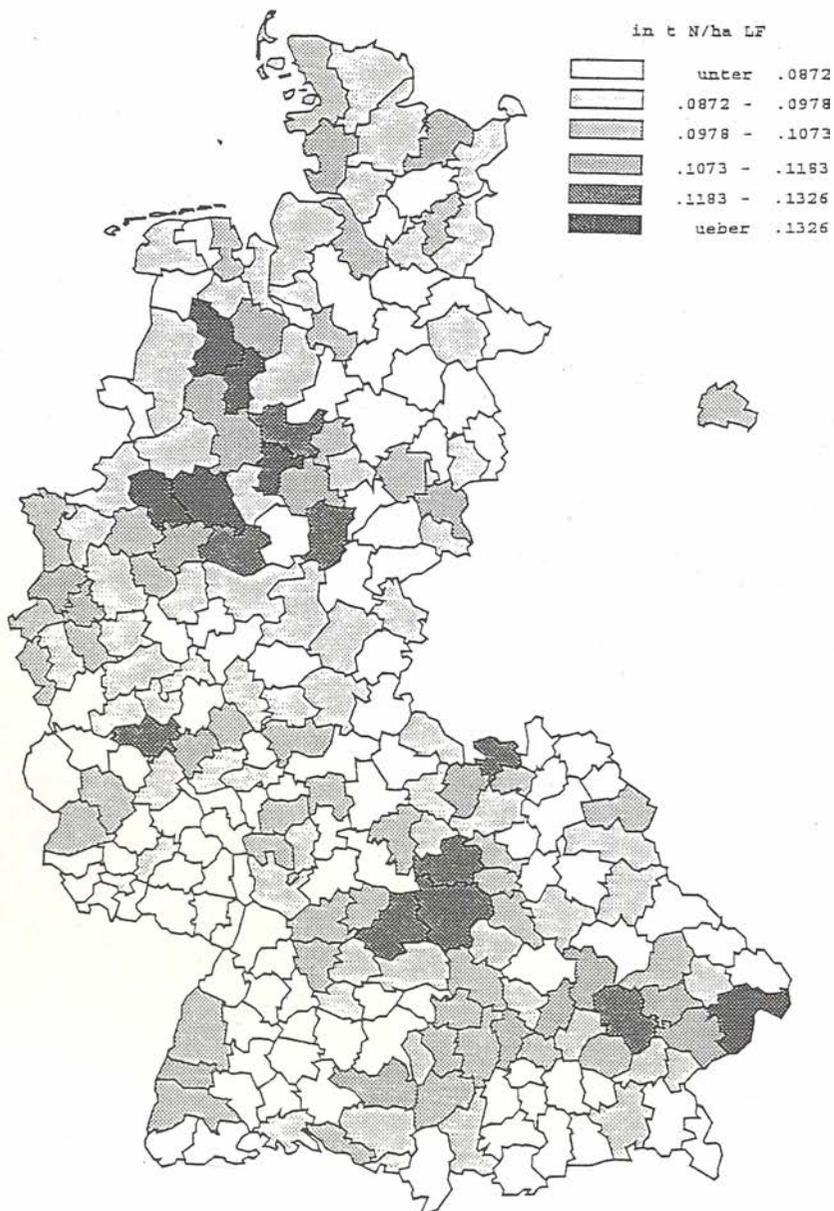


Abb. 8. Stickstoffüberschüsse in den RAUMIS-Regionen im Jahr 2005 bei Vorsorgestrategie II B

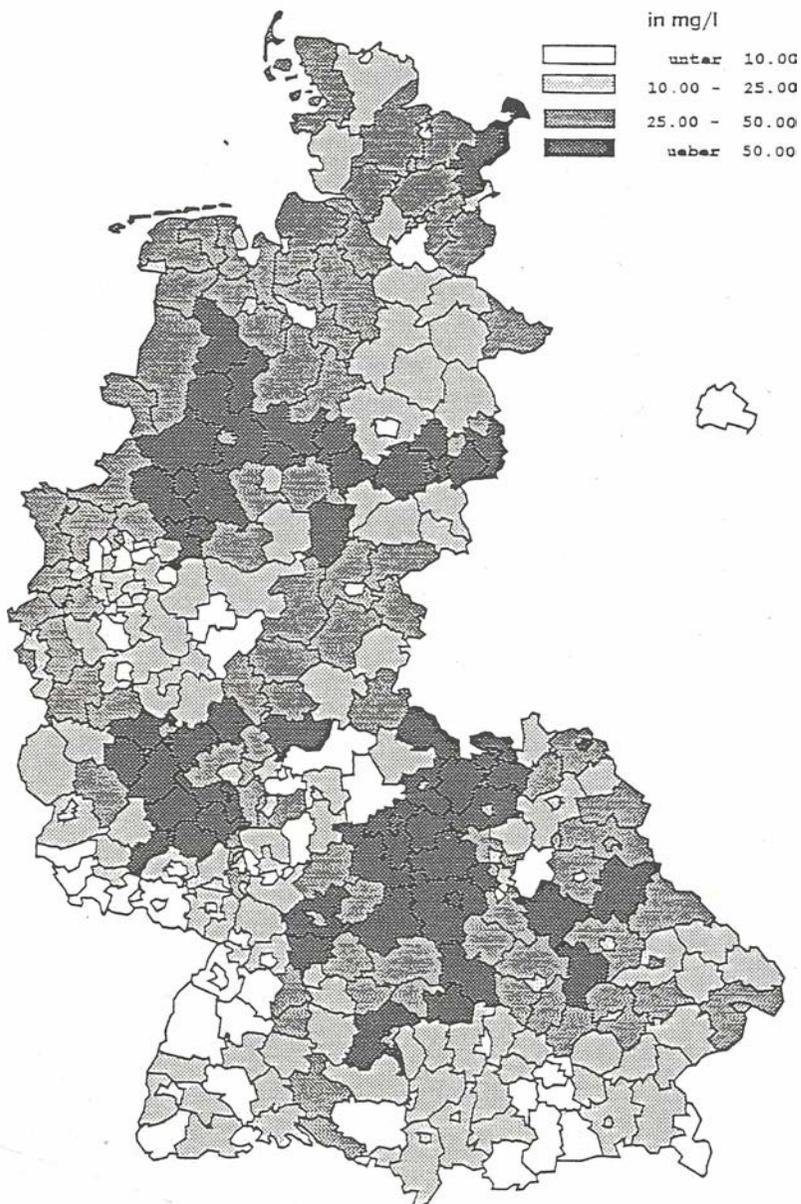


Abb. 9. Potentielle mittlere Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser außerhalb von sensiblen Gebieten – Strategie II B, Bezugsjahr 2005.

Richtung weisen die Ergebnisse der Strategie II B. Damit überwiegt auch bei den Strategien zum flächendeckenden Grundwasserschutz der Nutzen die Kosten.

5.3 Realisierungs- und Umsetzungsprobleme

Bei allen entwickelten Strategien ist mit spezifischen Realisierungs- und Umsetzungsproblemen zu rechnen. In der Strategie I erfordert die Ausweisung der Wasserschutzgebiete im gewünschten Umfang und deren Beauflagung mit ausreichenden Bewirtschaftungsauflagen einen erheblichen Aufwand. In der Vergangenheit gab es hier in den alten Bundesländern erhebliche Vollzugsdefizite. Nur durch funktionierende Kooperationen und angemessene Ausgleichszahlungen läßt sich der Umsetzungs- und Kontrollaufwand hinreichend begrenzen. Außerlandwirtschaftliche Nutzungskonkurrenzen und Widerstände stellen ein besonderes Problem der Strategie I dar, welches ihre Realisierung erheblich verzögern kann. Die pragmatischen Vorteile dieser Strategie – keine grundsätzlich neuen Instrumente, die außerdem nur auf einem Teil der Fläche eingesetzt werden müssen – sind daher zu relativieren.

Da bei der Strategie II B standortspezifische Bewirtschaftungsregeln für die Gesamtfläche aufzustellen sind, ergeben sich in verstärktem Maße entsprechende Formulierungs-, Vollzugs- und Kontrollprobleme. Allein schon für die Aufstellung der Grundsätze einer grundwasserträglichen Landbewirtschaftung wird noch ein erheblicher wissenschaftlicher und administrativer Aufwand erwartet. Diese

Strategie erfordert voraussichtlich einen Ausbau der landwirtschaftlichen Verwaltungs-, Ausbildungs- und Beratungseinrichtungen. Dem entgegengesetzt versuchen allerdings derzeit die Länder, aufgrund knapper Finanzmittel insbesondere Personal in ihren Verwaltungen abzubauen. Eine freiwillige und kooperative Umsetzung von Regeln einer grundwasserträglichen Landbewirtschaftung wird um so schwieriger, je weitergehend hierdurch die Einschnitte in die heutige Bewirtschaftungspraxis sind. Für die Strategie II B gilt am stärksten, daß Akzeptanz überhaupt nur zu erzielen sein wird, wenn Anpassungshilfen und Ausgleichszahlungen für eine erfolgreiche Umstellung sichergestellt sind.

Die Strategie II A würde insgesamt den geringsten Verwaltungs- und Kontrollaufwand erfordern. Für die Instrumente Gülle-Abgabe und Verbot des Grünlandumbruchs gilt dies wegen der erforderlichen einzelbetrieblichen Bescheide allerdings nicht. Um Wettbewerbsnachteile und Umgehungsmöglichkeiten zu vermeiden, müßten diese Strategien EG-weit implementiert werden. Dies erschwert die politische Realisierbarkeit erheblich. Im Vergleich dazu kann die Strategie I national realisiert werden. Allen drei Strategien ist gemeinsam, daß in Regionen mit besonders hohem Problemdruck (z.B. flächenunabhängige Viehhaltung, Gemüsebau) gleichzeitig die größten Widerstände zu erwarten sind.

6. Einordnung der Ergebnisse

Hier konnten nur die Vorsorgestrategien für den Bereich Landwirtschaft vorgestellt werden. Einerseits sind diese ein-

Grundwasserschutz allgemein

Strategie des räumlich differenzierten Grundwasserschutzes

Ausweisung von Wasserschutzgeb.,
Auflagen für Wasserschutzgebiete,
Kooperationen,
Wassersparen

Strategie des flächendeckenden Grundwasserschutzes

Modifizierung ökonomischer
Rahmenbedingungen,
Inverkehrbringensregelungen,
Regeln zur Verwendung von
Stoffen und Produkten,
Informationsangebote

Vorsorgestrategien Landwirtschaft

Räumlich differenzierte Vorsorgestrategie

Ausweisung von Wasserschutzgebieten,
Auflagen für Wasserschutzgebiete,
Kooperationen,
Ausgleichszahlungen

Flächendeckende Vorsorgestrategie - standortspezifische Normierung

standortgerechte Düngung (Dünge-VO),
Flächenbindung der Tierhaltung,
Regeln der Pflanzenschutzanwendung,
Regeln für Grünlandumbruch,
Ausgleichszahlungen

Flächendeckende Vorsorgestrategie - allgem. Verringerung der Bewirtschaftungsintensität

Stickstoff- und Gülle-Abgabe,
Gülleverordnung,
Zulassungsanforderungen PSM,
Verbot von Grünlandumbruch,
Ausgleichszahlungen

Agrarpolit. Grundausrichtung

Umweltpolitische
Flankierung der
EG-Agrarreform

Umweltpolitische
Neuausrichtung der
EG-Agrarpolitik

zuordnen in allgemeine Strategien zum Grundwasserschutz (Übersicht 12). Beim räumlich differenzierten Grundwasserschutz besteht eine weitgehende Übereinstimmung zur allgemeinen Strategie, da es sich im wesentlichen um klassische wasserrechtliche Instrumente handelt. Dagegen sind für einen vorsorgenden, flächendeckenden Grundwasserschutz unterschiedliche verursacherbezogene Ansätze notwendig. Hierfür wurden als Instrumentenbereiche identifiziert die Modifizierung ökonomischer Rahmenbedingungen, die Inverkehrbringensregelungen, die Regeln zur Verwendung von Stoffen und Produkten sowie die Informationsangebote. Je nach Verursacherbereich muß dann jeweils eine spezifische Auswahl und Ausgestaltung der Instrumente erfolgen.

Andererseits müssen die vorgestellten landwirtschaftlichen Vorsorgestrategien in umweltpolitische Grundsatzentscheidungen der Agrarpolitik eingeordnet werden. Mit der EG-Agrarreform von 1992 ist eine tiefgreifende Änderung der gemeinsamen Agrarpolitik vorgenommen worden. In der daran anschließenden Diskussion spielt neben anderen Kritikpunkten eine zentrale Rolle, welche Maßnahmen notwendig sind, um eine umweltverträgliche Landbewirtschaftung zu erreichen. Dabei ist strittig, ob derzeit eine „Reform der Reform“ notwendig und durchführbar ist. Während eine räumlich differenzierte Vorsorgestrategie und zumindest erste Schritte einer flächendeckenden standortspezifischen Normierung im Rahmen einer umweltpolitischen Flankierung der EG-Agrarreform durchführbar sind, erfordern die Strategien einer flächendeckenden Verringerung der Bewirtschaftungsintensität und einer konsequenten umweltverträglichen Landbewirtschaftung eine umweltpolitische Neuausrichtung der EU-Agrarpolitik.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, daß die Untersuchungen des TAB zur grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung in einem engen Bezug zur aktuellen Diskussion um eine *nachhaltige Landbewirtschaftung* stehen. Die Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ hat dazu folgende Definition vorgeschlagen: „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, 255). Ausgehend von diesem Leitbild werden weitere Diskussionen notwendig sein, um es durch konkrete Zielsetzungen operationalisieren und mit geeigneten Instrumenten umsetzen zu können.

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. 702 S.
- Meyer, R., Jörissen, J., Socher, M., 1993a: Zusammenfassender Endbericht: Entwicklungsperspektiven der Wasserwirtschaft. – TAB-Arbeitsbericht Nr. 17 – Zusammenfassender Endbericht bzw.
- Bericht des Ausschusses für Forschung, Technologie und Technikfolgenabschätzung gemäß § 56a der Geschäftsordnung des Deutschen Bundestages zur Technikfolgenabschätzung (TA), hier: „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“. Bundestags-Drucksache 12/8270, S. 7–30.
- Meyer, R., Jörissen, J., Socher, M., 1993b: Teilbericht I: Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz für den Bereich Landwirtschaft. – TAB-Arbeitsbericht Nr. 17 – Teilbericht I bzw.
- Bericht des Ausschusses für Forschung, Technologie und Technikfolgenabschätzung gemäß § 56a der Geschäftsordnung des Deutschen Bundestages zur Technikfolgenabschätzung (TA), hier: „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“. Bundestags-Drucksache 12/8270, S. 31–172.

Anschrift des Verfassers

Dr. Rolf Meyer
 Büro für Technikfolgen-Abschätzung
 beim Deutschen Bundestag
 Rheinweg 121
 53129 Bonn

Eurowater – Wasserwirtschaft in Europa im Vergleich

von Andreas Kraemer

Eurowater ist ein durch die Generaldirektion XII (Forschung) der Europäischen Kommission gefördertes Forschungsprojekt, in dem die institutionellen Strukturen der Wasserwirtschaft in einigen Mitgliedstaaten der Europäischen Union miteinander verglichen werden: Deutschland, Frankreich, die Niederlande, Portugal und Großbritannien.

In der Europäischen Union werden wasserpolitische Fragen zunehmend kontrovers: Wieviel darf Gewässerschutz kosten? Sind die Anforderungen für die wirtschaftlich schwächeren Mitgliedstaaten nicht zu hoch? Was muß in Brüssel geregelt werden, was in den Mitgliedstaaten? Wie kann die Privatisierung der kommunalen Leistungsverwaltung vorangetrieben werden? Und so weiter. Wasserpolitik, eine Querschnittspolitik in den Bereichen Umwelt- und Naturschutz, Verbraucherschutz, Gesundheitswesen und Regionalentwicklungspolitik, wird dabei immer mehr zum Spielball industriepolitischer Interessen.

Von dem Forschungsprojekt, das seit Februar 1993 läuft, hofft sich die Europäische Kommission einen Beitrag zur verbesserten Harmonisierung, Koordination und Integration der Wasserwirtschaft und Wasserpolitik auf EU-Ebene. Als erster Schritt und als Grundlage für spätere Vergleiche wurden detaillierte Beschreibungen und Analysen der institutionellen und organisatorischen Strukturen von Gewässerbewirtschaftung, Gewässerschutz, Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung sowie weiteren wasserwirtschaftlichen Funktionen in den einzelnen Mitgliedstaaten angefertigt. Dabei war Deutschland anfangs nicht beteiligt, so daß nur relativ zentralistisch verfaßte Mitgliedstaaten berücksichtigt worden wären. Dies hätte mangels Kenntnis der heterogenen Strukturen in Deutschland möglicherweise zu Schlußfolgerungen und zu Politikempfehlungen geführt, die hierzulande nicht umsetzbar gewesen wären.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), ein Zusammenschluß der obersten Wasserbehörden der Bundesländer beauftragte daraufhin den Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) mit der Projektträgerschaft und der wissenschaftlichen Begleitung des deutschen Beitrages zum Eurowater-Projekt, der vom Institut für Europäische Umweltpolitik (IEUP) erbracht wird.

Erfahrungen mit dezentralen Strukturen in Deutschland

Als erstes Ergebnis wurde ein „vertikaler“ Bericht über die wasserwirtschaftlichen Institutionen in Deutschland erstellt, über dessen Veröffentlichung die LAWA im Februar 1995 beraten wird. Er behandelt, im Rahmen des föderalen Staatsaufbaus, den allgemeinen rechtlichen und institutionellen Rahmen einschließlich seiner historischen Entwicklung. Ein Kapitel über die Verfügbarkeit und Nutzung des Wassers so-

wie regionale Ausgleichsmaßnahmen stellt die natürlichen und technischen Voraussetzungen der Wasserwirtschaft vor. Die wichtigsten Akteure auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene, auch an der Schnittstelle zur Europäischen Union und internationalen Organisationen, werden vorgestellt, einschließlich nicht-staatlicher Organisationen und Interessengruppen. Ein Kapitel ist den wichtigsten wasserwirtschaftlichen Funktionen gewidmet: politische Entscheidung und Planung, Nutzungen von Gewässern als Teil der Umwelt, Wasserversorgung für unterschiedliche Zwecke sowie die Abwasserbeseitigung aus Kommunen und Industrie.

Zentrale Fragestellungen über die weitere Entwicklung der Wasserwirtschaft beinhalten eine Betrachtung wesentlicher Trends in der Wassernutzung, anhängige Politik- oder Gesetzesinitiativen, (De-)zentralisierung, öffentliche und private Leistungsverwaltung und Änderungen in den institutionellen Strukturen.

Hoher Grad an Selbstverwaltung

In einer globalen Bewertung aus einzelstaatlicher Sicht werden Stärken und Schwächen identifiziert. Zu den Stärken in Deutschland gehören

- die Trennung der staatlichen Wasserwirtschaftsverwaltung vom Betrieb der wasserwirtschaftlichen Anlagen, besonders der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung;
- die Verknüpfung von ordnungsrechtlichen Maßnahmen mit ökonomischen Anreizinstrumenten (Abwasserabgabe, Wasserentnahmeentgelte);
- die kommunale Selbstverwaltung und die Selbstverwaltung in Wasserwirtschaftsverbänden, die mit einem hohen Grad an Selbstfinanzierung einhergehen;
- der kommunale Querverbund mit anderen städtischen Infrastruktursystemen und die betriebliche Selbständigkeit der Betreiber (Stadtwerke);
- die fachliche Zusammenarbeit in den technisch-wissenschaftlichen Verbänden, denen zum Teil wichtige Funktionen in der Erarbeitung von Normen und Regeln übertragen worden sind.

Zu den Schwächen gehören die unzureichende Berücksichtigung der Erfordernisse des Gewässerschutzes in anderen Politikbereichen und eine, allerdings nur im innerdeutschen Vergleich erkennbare, relative Strukturschwäche der öffentlich-rechtlichen Abwasserbeseitigung.

Monopolisierung in anderen Staaten

In anderen Staaten, vor allem in Frankreich und in Großbritannien, gibt es eine „Wasserindustrie“ mit einem klaren Profil und einem hohen Konzentrationsgrad: eine kleine Anzahl privater, börsennotierter Bau- und Betreibergesellschaften, die zugleich als Zulieferer und Dienstleister im Wasserbereich auftreten. Dort wird Wasserpolitik in erster Linie als eine sektorale Industriepolitik verstanden, die der Förderung der Wasser- und Bauunternehmen dient. In Deutschland gibt es keine vergleichbare „Wasserindustrie“; die natürlichen Monopole sind auf ihren eigentlichen Kern reduziert und unterliegen unmittelbar der Kontrolle durch die Kommunen und die staatlichen Aufsichtsbehörden.

Strukturvorteile werden in Deutschland oft verkannt

Der Betrieb der natürlichen Monopole in Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, meist in kommunaler Hand, ist weitgehend und systematisch von den „Peripheriebereichen“ Zulieferindustrie, Dienstleister, Bauplanung, Finanzierung, Bauausführung usw. getrennt. Diese Struktur ist aus Wettbewerbsgründen zu begrüßen; sie erhält eine innovative, mittelständische Struktur in der Umweltschutzindustrie, die einen hohen Anteil des Weltmarktes hält. Sie erhöht auch die Leistungsfähigkeit der Wasserversorgungswirtschaft und der Abwasserbeseitigung. Dies ist zum Vorteil für die einheimische Industrie, vor allem der Indirekteinleiter und derjenigen Betriebe, die keine Eigenversorgung betreiben. Dieser Strukturvorteil wird in Deutschland gegenwärtig oft verkannt.

Die „vertikalen“ Länderberichte über die vier anderen, am Eurowater-Projekt beteiligten Mitgliedstaaten sollen Ende 1994 fertiggestellt und im Laufe des Jahre 1995 in englischer und in deutscher Sprache in Form eines Buches veröffentlicht werden. In der zweiten Phase entstehen unter der Federführung einzelner Teams (in Klammern) alle untersuch-

ten Mitgliedstaaten gleichermaßen betreffende, themenbezogene „horizontale“ Berichte über

- Wasserwirtschaftliche Informationspolitik in der EU (P)
- Wasserpolitik und Umweltpolitik (NL)
- Grenzüberschreitende Gewässerbewirtschaftung (P)
- Ökonomische Instrumente (GB)
- Öffentliche und private Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung (D)
- Flußgebietsplanung und -bewirtschaftung (NL)
- Innovationsprozesse in der Wasserpolitik (F)
- Wasserrecht in den EU-Staaten (F)
- Vollzug von Wasserpolitik und Wasserrecht (GB/D)
- Subsidiarität und Wasserpolitik (D)

Ergebnisse zu diesen Themen werden gegen Ende des zweiten Quartals 1995 erwartet; sie sollen im Herbst und Winter 1995 auf Konferenzen bekannt gemacht und im Laufe des Jahre 1996 als Buch veröffentlicht werden.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. R. Andreas Kraemer
Institut für Europäische Umweltpolitik
Werftstraße 3 · 10557 Berlin

Insektizid-Belastung landwirtschaftlicher Einzugsgebiete – Erfassung und ökotoxikologische Bewertung

von Mathias Liess

1. Zusammenfassung

Die Anwendung von Pestiziden in der Landwirtschaft führt zum Eintrag dieser Stoffe in die Oberflächengewässer. In zahlreichen Untersuchungen wurden die unterschiedlichsten Substanzen in zum Teil sehr hohen Konzentrationen in Gewässern nachgewiesen. Es fehlen bisher jedoch ausreichende Informationen zur Insektizid-Belastung kleiner Gewässer im landwirtschaftlich genutzten Raum. Weiterhin fehlen bisher weitgehend Analysen der „ökotoxikologischen Dosis – Wirkungsbeziehungen“.

In dem vorliegenden Beitrag wird nun versucht, diese Lücken zu schließen und einen Überblick zur möglichen Erfassung der Insektizid-Einträge und ihrer ökologischen Bewertung zu geben.

■ In Kapitel 2 erfolgt eine Einführung in die Problematik. Es werden grundlegende Zusammenhänge und Prozesse, die für landwirtschaftlich beeinflusste Fließgewässer typisch sind, dargestellt.

Fließgewässer mit landwirtschaftlich genutztem Umland sind durch hohe Stoffeinträge charakterisiert. Es erfolgt ein

Eintrag der gut wasserlöslichen Stoffe durch Bodenfiltration sowie der schlechter wasserlöslichen Stoffe über den Oberflächenabfluß. Der Oberflächenabfluß von landwirtschaftlich genutzten Flächen verändert im betroffenen Fließgewässer in einschneidendem Maß die physikalischen und chemischen Verhältnisse. So hat der Eintrag des Niederschlagswassers besonders in kleinen Fließgewässern eine sprunghafte Abflußerhöhung zur Folge. Zusätzlich gelangen mit dem Niederschlagswasser suspendierte Bodenpartikel in das Gewässer. Der Eintrag der Bodenpartikel von landwirtschaftlichen Flächen stellt den Hauptpfad des Pestizid-Eintrages in die Gewässer dar. Neben dem Oberflächenabfluß wurden weiterhin folgende Eintragswege für Pestizide in die Gewässer erkannt: Drainageeintrag, direkte Applikation, Sprühabtrift, Industrieeinleitungen und Auswaschung aus der Luft durch Niederschlag.

■ In Kapitel 3 wird auf die Erfassung der Belastung eingegangen. Es werden Verfahren dargestellt, die speziell für diesen Problembereich geeignet sind. Weiterhin erfolgt beispielhaft eine Darstellung der Belastung.

Der Oberflächen-Runoff ist eine der wichtigsten Eintragsquelle der Insektizide in die Gewässer. Der Eintrag erfolgt nur während einiger Minuten bis wenigen Stunden. Daher ist für eine Abschätzung der Kontamination eine möglichst ereignisbezogene Probenahme erforderlich. Weiterhin ist ein starker Unterschied in der Belastung zwischen verschiedenen Jahren mit unterschiedlichem Oberflächen-Runoff festzustellen. Ein deutlicher Schwerpunkt der Belastung liegt während der Anwendungszeit der Insektizide.

■ In Kapitel 4 wird dann auf die Bewertung der Insektizid-Kontamination eingegangen. Zunächst werden einige ökotoxikologische Zusammenhänge erläutert, die Grundlage der Bewertung darstellen. Bewertungsverfahren für die Belastung werden aufgeführt.

Es zeigt sich, daß selbst in geringen Konzentrationsbereichen unter dem Trinkwassergrenzwert noch Effekte auf aquatische Organismen festzustellen sind. Dies sind zum einen direkt letale Wirkungen und zum anderen subletale Effekte. Auch subletale Effekte können jedoch unter Freilandbedingungen letale Folgen haben. Neben empfindlichen Arten kommen besonders an stark belasteten Gewässern auch weniger empfindliche Arten vor. Diese Veränderung der Gemeinschafts-Zusammensetzung kann mit Hilfe von geeigneten Verfahren zur Bewertung der Belastung herangezogen werden.

2. Einführung

Eine Bewertung – auch der Belastungssituation kleiner Gewässer im landwirtschaftlich genutzten Raum – ist für das im Bundesnaturschutzgesetz aufgestellte Ziel eines dauerhaften Erhaltes der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes notwendig. Die auch vom DFG Arbeitskreis „Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen“ (Becker und Heitefuss 1992) aufgestellte Forderung nach einer Risikoabschätzung der Landwirtschaft stößt in der Praxis auf große Schwierigkeiten, da die „ökotoxikologischen Dosis – Wirkungsbeziehungen“ noch bei weitem nicht bekannt sind.

In der vorliegenden Arbeit wird besonders der Oberflächenabfluß als ein entscheidendes Charakteristikum des Systems „Agrar-Fließgewässer“ in seiner Bedeutung für die Makroinvertebraten-Lebensgemeinschaft dargestellt. Dabei werden landwirtschaftlich bedingte Belastungen mit Abundanzschwankungen und Verhaltensreaktionen verknüpft. Bei den aufgeführten experimentellen Untersuchungen wurde durch die Wahl des Untersuchungsdesigns und der verwendeten Arten versucht, eine möglichst hohe Relevanz für die speziellen Verhältnisse in Agrarfließgewässern zu erreichen.

Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind durch einige Merkmale charakterisiert, die sie von naturnahen Gewässern unterscheiden. Dies sind zum einen morphologische Besonderheiten: Ein meist begradigter Gewässerlauf mit einer erhöhten Strömungsgeschwindigkeit und einer tief eingesenkten Sohle, verbunden mit einer fehlenden Aue (Verdonschot 1990).

Zum anderen sind diese Gewässer charakterisiert durch hohe Stoffeinträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland (Higler 1981, Kladvko et al. 1991). Es erfolgt ein Eintrag der gut wasserlöslichen Stoffe durch Bodenfiltration sowie der schlechter wasserlöslichen Stoffe über den Oberflächenabfluß, teilweise in Verbindung mit Makroporenfluß während Starkregenfällen (Beven 1982, Walther 1980).

Der Oberflächenabfluß von landwirtschaftlich genutzten Flächen kann besonders in kleinen Fließgewässern eine sprunghafte Abflußerhöhung um mehrere Größenordnungen zur Folge haben (Beven 1982, Walther 1980). Zusätzlich gelangen mit dem Niederschlagswasser suspendierte Bodenpartikel in das Gewässer (Hogg und Norris 1991). Diese Mobilisierung der Bodenpartikel wird begünstigt durch die für landwirtschaftliche Flächen charakteristische geringe Bodenbedeckung während langer Zeiträume im Jahr (Edwards und Burney 1991). Der Prozentsatz feiner Partikel liegt im

Erosionswasser um das Zehnfache höher als im Boden. An dieser durch Regentropfen vom Bodenaggregat „abgepellten“ Fraktion befindet sich ein Großteil der adsorbierten Substanzen (Ghadiri und Rose 1991). Es werden schlecht wasserlösliche Stoffe wie Phosphat (Walther 1980) und Pestizide eingetragen (Alkämper 1988, Cooper 1991, Gomme et al. 1991, Hill 1989, Leahey 1985). Bereits 1974 wurde von (Bailey et al. 1974) festgestellt, daß der Oberflächenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen den Hauptpfad des Pestizid-Eintrages in die Gewässer darstellt. Trotz einer Vielzahl von Einzeluntersuchungen fehlt jedoch noch immer eine systematische Erfassung der Belastungen an Pestiziden, die von dieser Eintragsquelle ausgehen (Becker und Heitefuss 1992).

Die in das Gewässer gelangten adsorbierten Stoffe werden teilweise desorbiert (Edwards 1977, Huang 1971) und können somit in Wechselwirkung mit Organismen treten. So stellte (Gomme et al. 1991) fest, daß der weitaus größte Anteil der von ihm in einem Agrargewässer nachgewiesenen Pestizide in der gelösten Phase transportiert werden. Dies kann jedoch nicht für alle Substanzklassen angenommen werden, da z.B. die schlecht wasserlöslichen Pyrethroide in starkem Maße an Bodenpartikel adsorbiert bleiben (Leahey 1985). Der weitere Verbleib der Pestizide wird durch eine Vielzahl von Prozessen bestimmt. Neben dem Anteil, der direkt in wäßriger Phase oder an Partikel gebunden in die Meere transportiert wird, verursachen Sedimentationsvorgänge einen verzögerten Abtransport. Der Anteil der Pestizide, der z.B. aufgrund geringer Austauschvorgänge oder geringer Wasserlöslichkeit längere Zeit im Sediment verbleibt, kann abgebaut werden. Eine teilweise mehrmonatige „Lag“-Phase geht diesem Abbau jedoch häufig voran, und besonders bei geringen Konzentrationen im Bereich des Trinkwassergrenzwertes verlängern sich die Halbwertszeiten bis zu mehreren Jahren (Cavalier et al. 1991). Als Konsequenz der beschriebenen Vorgänge wurden z.B. Insektizide in Gewässern mit einem Einzugsgebiet aus intensiv genutztem Ackerland in allen Komponenten des Ökosystems – im Wasser, Sedimenten und Fischen – gefunden (Cooper 1991).

Eine umfangreiche Dokumentation der aufgeführten Belastungen sowie die Aufnahme der Reaktion der betroffenen Gewässer-Lebensgemeinschaften ist eine Voraussetzung für die Folgeabschätzung der Belastungen. Eine derartige Dokumentation ist jedoch nicht vorhanden. In den Schlußfolgerungen des DFG Arbeitskreises „Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen“ wird deswegen die Forderung nach Aufnahme der Belastung landwirtschaftlich beeinflusster Gewässer gestellt (Becker und Heitefuss 1992). Schwierigkeiten, die sich bei der Dokumentation der Belastungen ergeben, liegen z.B. in dem meßtechnisch schwer zu erfassenden Oberflächenabfluß während hoher Niederschlagsmengen. Diese Einträge treten nur im Bereich von wenigen Stunden und kürzer auf und stellen somit hohe Anforderungen an die Probenahme (siehe Kapitel 3).

Neben den Problemen bei der Erfassung der Einträge stößt die Abschätzung der ökologischen Folgen auf methodische Schwierigkeiten. So wird z.B. die Toxizität von Pestiziden durch Sorptionsvorgänge verringert. Die anschließende langsame Desorption kann wegen der geringen Konzentrationen nur schwer nachgewiesen werden. Es treten jedoch

auch bei derartig geringen Konzentrationen, die deutlich unter der Nachweisgrenze liegen, bereits letale Schäden auf (Muirhead-Thomson 1981). Weiterhin kann die Bewertung von subletalen Schädigungen auf große Schwierigkeiten stoßen.

3. Erfassung der Belastung

Einen entscheidenden Anteil bei der Erfassung der Belastung kleiner Fließgewässer auf Pestizide hat die Analytik und die Probenahme. Eine kurze Darstellung erfolgt im Abschnitt 3.1. Im Abschnitt 3.2 werden Lösungsansätze vorgestellt, die auf eine Optimierung der Probenahme zielen. Die Methoden werden verglichen, und ihre jeweiligen Einsatzmöglichkeiten werden dargestellt. Im Abschnitt 3.3 erfolgt dann eine beispielhafte Darstellung der Belastung von Oberflächengewässern mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet.

3.1 Problematik der Erfassung

Analytik

Die Möglichkeit einer Überwachung der Pestizidbelastung hängt in entscheidendem Maße von der analytischen Nachweisgrenze ab. Diese sollte sinnvollerweise unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes liegen. Die Grenzwerte sind in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 1986) festgelegt und gelten seit dem 1. 10. 1989. Sie betragen für Einzelsubstanzen $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ und für die Summe aller Wirkstoffe $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ (Stand 1995). Für den Großteil der zugelassenen Wirkstoffe liegen Methoden vor, die einen Nachweis der entsprechenden Konzentrationen in Trink- und Grundwasser ermöglichen (DFG 1990). Für neuere Insektizid-Wirkstoffgruppen wie z. B. die Pyrethroide werden diese Werte teilweise jedoch nicht erreicht. Ringversuche auf internationaler Ebene haben vielmehr gezeigt, daß in der Rückstandsanalytik bereits bei Konzentrationen von $10 \mu\text{g l}^{-1}$, also dem Hundertfachen des Trinkwassergrenzwertes, mit einer Streubreite von etwa 100 % zu rechnen ist (DFG 1990), die Angabe exakter Werte in geringen Konzentrationsbereichen erweist sich also als äußerst schwierig.

Entscheidenden Einfluß auf die Nachweisbarkeit eines Wirkstoffes hat die Matrixsubstanz, aus der dieser extrahiert werden muß. Während Trink- und Grundwasser vergleichsweise günstige Voraussetzungen besitzen, treten bei der Analytik von Oberflächenwässern durch die zahlreichen Begleitsubstanzen unter Umständen erhebliche Schwierigkeiten auf. In der Praxis ist die Rückstandsanalytik von Oberflächengewässern im Mikrogrammbereich folglich nur bei bestimmten Wirkstoffen und Matrixeigenschaften möglich. Eine Quantifizierung der Belastungssituation kann demgemäß nur den „höheren“ Konzentrationsbereich umfassen. Dieser Sachverhalt wird durch die Ergebnisse einer großangelegten Befragung deutscher Wasserversorgungsunternehmen deutlich (Zullei-Seibert 1990). In Abbildung 1 sind die Angaben zu Befunden von Pestiziden ober- bzw. unterhalb der Grenzwerte für verschiedene Wasserprobentypen dargestellt. Allein aufgrund der statistischen Wahrscheinlichkeit wäre zu erwarten, daß in allen Fällen niedrigere Kon-

zentrationen häufiger nachgewiesen werden als hohe Konzentrationen. Dies ist bei Proben ohne großen Matrixeinfluß (Trinkwasser, Talsperrenwasser) auch tatsächlich der Fall. Nimmt jedoch der Matrixeinfluß zu (angereichertes Grundwasser, Flußwasser), so kehrt sich das Verhältnis um. Im Gegensatz zu allen anderen Probentypen sind im Flußwasser mehr Befunde oberhalb des Einzel- bzw. Summengrenzwertes als darunter vorhanden. Dies ist sicher nicht darauf zurückzuführen, daß die jeweils geringeren Konzentrationen im Flußwasser nicht vorkommen. Es zeigt vielmehr deutlich, daß ein Nachweis geringer Konzentrationen von Pestiziden in Oberflächengewässern methodisch äußerst schwierig ist. Zur Belastung der Oberflächengewässer im Bereich des Trinkwassergrenzwertes oder darunter können also kaum Aussagen gemacht werden.

Probenahme

Neben der Schwierigkeit der analytischen Nachweisbarkeit muß das Problem der Probenahme während der maximalen Belastung gelöst werden. So stellt der Oberflächen-Runoff eine der wichtigsten Eintragsquellen für Pestizide, insbesondere der Insektizide, in die Gewässer dar (Cooper 1991, Edwards 1977, Hurle 1992, Leahey 1985). Der Eintrag erfolgt nur während einiger Minuten bis wenigen Stunden. Daher ist für eine Abschätzung der Kontamination eine möglichst

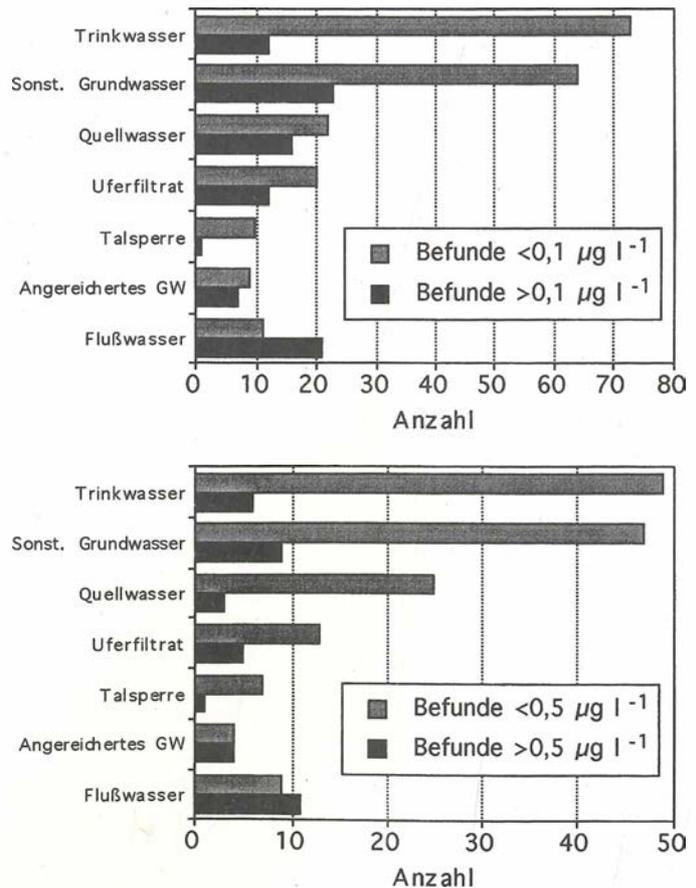


Abb. 1. Angaben von 172 Wasserversorgungsunternehmen (1988) zum Nachweis von Pestiziden ober- und unterhalb des Einzel- bzw. Summengrenzwertes; nach Zullei-Seibert (1990).

ereignisbezogene Probenahme erforderlich. Erfolgt die Probenahme zu einem anderen Zeitpunkt, kann die kurzfristig vorhandene Kontamination im Gewässer um Größenordnungen unterschätzt werden. Ein Vergleich der mit verschiedenen Probenahme-Verfahren aufgenommenen Belastung wird in Abschnitt 3.2.3 durchgeführt.

3.2 Methodische Lösungsansätze

3.2.1 Ereignisgesteuerte Probenahme

Der Eintrag von Pestiziden durch Oberflächen-Runoff erfolgt im Zeitraum von Minuten bis wenigen Stunden. Sinnvoll ist daher eine Probenahme mit kurzen Intervallen. In Abbildung 2 ist ein typisches Eintragsereignis in ein kleines Fließgewässer während eines Niederschlages mit etwa 10 mm im Zeitraum von einer Stunde dargestellt. Das Gewässer (Ohebach) mit einem ganzjährigen Mittelwasserabfluß von etwa 10 l s^{-1} liegt 35 km südlich von Braunschweig im nördlichen Harzvorland. Das Umland dieses Gewässers ist durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung mit Anbau von Zuckerrüben, Wintergerste und Winterweizen gekennzeichnet.

Neben dem Abfluß und der Leitfähigkeit ist im unteren Teil der Graphik die Konzentration suspendierter Sedimente im Freiwasser und die Konzentration von Gesamt-Phosphat dargestellt. Phosphate liegen ähnlich wie Pestizide zu einem großen Anteil an suspendierte Sedimente gebunden vor. Sie werden von daher aufgrund der besseren Möglichkeit der Analyse in diesem Beispiel als Modellsubstanz für Pestizide herangezogen.

Die Probenahmeintervalle während des Ereignisses betragen acht Minuten. Die Steuerung des Probenehmers erfolgt durch die Verringerung der Leitfähigkeit während des Oberflächeneintrages. Diese Vorgehensweise beruht auf der Tatsache, daß das Wasser des Oberflächenabflusses bei Starkregenfällen während der kurzen Kontaktzeit mit dem Boden nur wenig Ionen lösen kann. Es ist von daher durch eine geringe Leitfähigkeit gekennzeichnet (Walther 1980). Die bei Trockenwetterabfluß hohe Leitfähigkeit im Gewässer fällt daher während hohem Oberflächenabfluß innerhalb von Minuten ab. Dieser Leitfähigkeitsabfall ist um so stärker, je höher der Oberflächenabfluß an der Wasserführung des Gewässers beteiligt ist.

Die mit dieser Meßanordnung aufgenommenen maximalen Konzentrationen von an suspendierte Sedimente gebundenen Insektiziden betragen z. B. $300 \mu\text{g/kg}$ Sediment Fenvalerat und $52 \mu\text{g/kg}$ Sediment Methyl-Parathion. Im Wasser wurden Konzentrationen bis zu $6 \mu\text{g/l}$ Methyl-Parathion gemessen.

3.2.2 Schwebstoff-Sammler

Die hohe Pestizid-Kontamination suspendierter Schwebstoffe macht die Erfassung der Belastung dieser Partikel notwendig. Das in Abbildung 3 beschriebene Gerät konzentriert die im Freiwasser vorhandenen Schwebstoffe. Es besteht aus einem Sammelgefäß (10-Liter-Glasflasche), welches im Gewässergrund eingelassen ist. Mit Hilfe zweier Edelstahlröhren wird das Wasser durch das Sammelgefäß

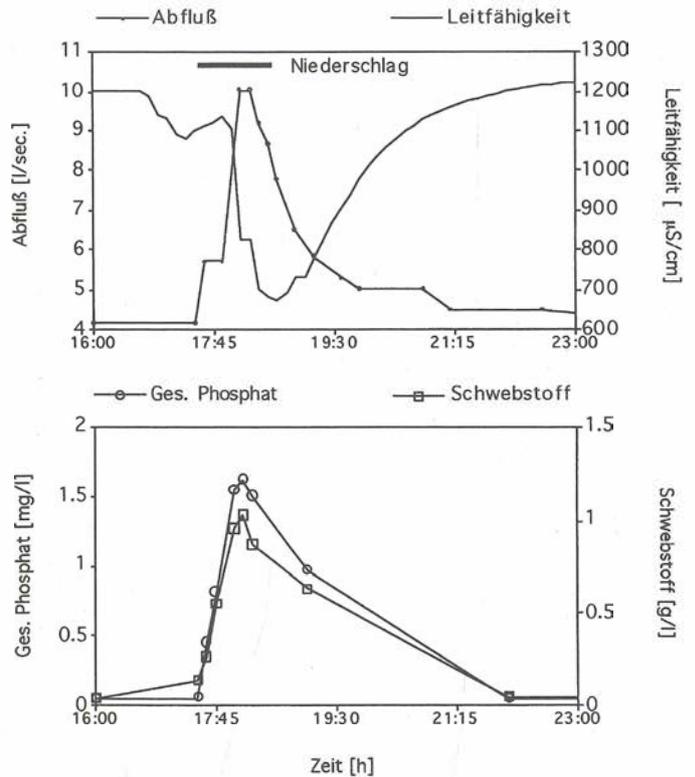


Abb. 2. Abflußwelle, Leitfähigkeitsganglinie und Konzentrationswelle der im Wasser suspendierten Schwebstoffe sowie von Gesamt-Phosphat.

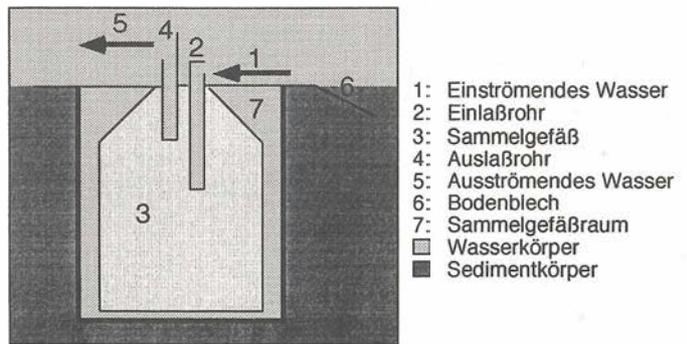


Abb. 3. Schema eines Sammelgerätes zur kontinuierlichen Erfassung von suspendierten Sedimenten in Fließgewässern (Liess 1993).

geleitet. Infolge der Strömungsberuhigung verbleiben die im Wasser suspendierten Sedimente zu einem großen Teil im Gefäß und können für eine Pestizid-Analytik etwa alle zwei Wochen entnommen werden (Liess 1993).

Die mit Hilfe des Schwebstoff-Sammlers aufgenommene Belastung suspendierter Schwebstoffe repräsentiert das Belastungspotential im Freiwasser. Diese Belastung weist somit eine deutlich höhere Dynamik auf als die am Gewässerboden sedimentierten Schwebstoffe.

In Abbildung 4 ist vergleichend die Kontamination des Sedimentes und der im Wasser vorhandenen Schwebstoffe dargestellt.

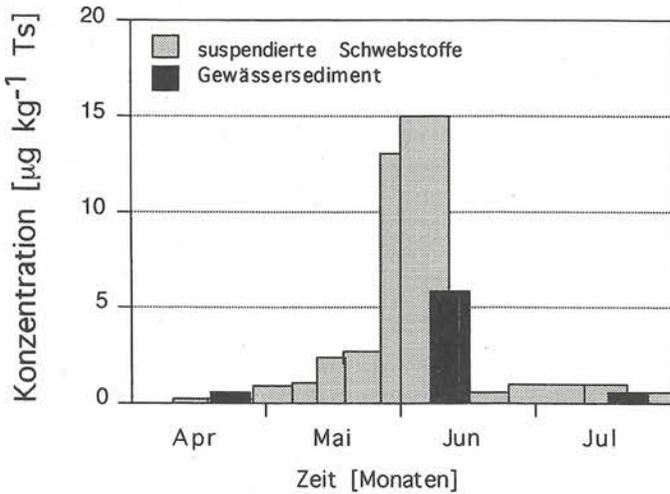


Abb. 4. Vergleichende Darstellung der Konzentration des Insektizides Methyl-Parathion (E605) an suspendierten Schwebstoffen im Sammelgefäß und im Gewässersediment.

3.2.3 Methodenvergleich

In Abbildung 5 sind verschiedene Probenahmetechniken vorgestellt. Beispielhaft wird die von den jeweiligen Verfahren aufgenommene Sedimentbelastung eines kleinen Fließgewässers (Ohebach, Niedersachsen) mit etwa 10 l s⁻¹ Mittelwasserabfluß dargestellt.

Die in diesem Beispiel festgestellte Kontamination ist besonders in bezug auf die Ergebnisse des ereignisgesteuerten Probenehmers und des Sammelgefäßes für suspendierte Sedimente im Freiwasser als hoch einzustufen. Aufgrund der bisher meist durchgeführten – und für kurzzeitige Kontamination nicht optimalen – Probenahme von Gewässersedimenten liegen die bisher festgestellten Konzentrationen meist etwa eine Größenordnung niedriger (Cooper 1991, House et al. 1991). Besonders die hohe Konzentration im ereignisgesteuerten Probenehmer zeigt somit die Abhängigkeit der aufgenommenen Kontamination von der verwendeten Probenahmetechnik.

3.3 Beispielhafte Darstellung der Belastung

3.3.1 Literaturübersicht

Die folgenden Ausführungen werden sich schwerpunktmäßig auf die Insektizide beziehen, da von ihnen die höchste Relevanz im Hinblick auf biologische Effekte auf die hier im wesentlichen betrachteten Makroinvertebraten zu erwarten sind.

Aus Untersuchungen von (Miles und Harris 1971) wird die Bedeutung kleiner Gewässer in landwirtschaftlichen Gebieten im Hinblick auf die Insektizid-Belastung deutlich (Tab. 1). Im Bachwasser und in den Bachsedimenten wurde eine allgemein höhere Belastung als im benachbarten Fluß festgestellt. Diese Ergebnisse unterstützen die Vermutung, daß kleine Fließgewässer in landwirtschaftlichen Gebieten eine höhere Pestizid-Belastung aufweisen als große Fließgewässer. Entsprechend geht von kleinen Fließgewässern die Belastung angrenzender größerer Gewässer aus. Auch (Jackson

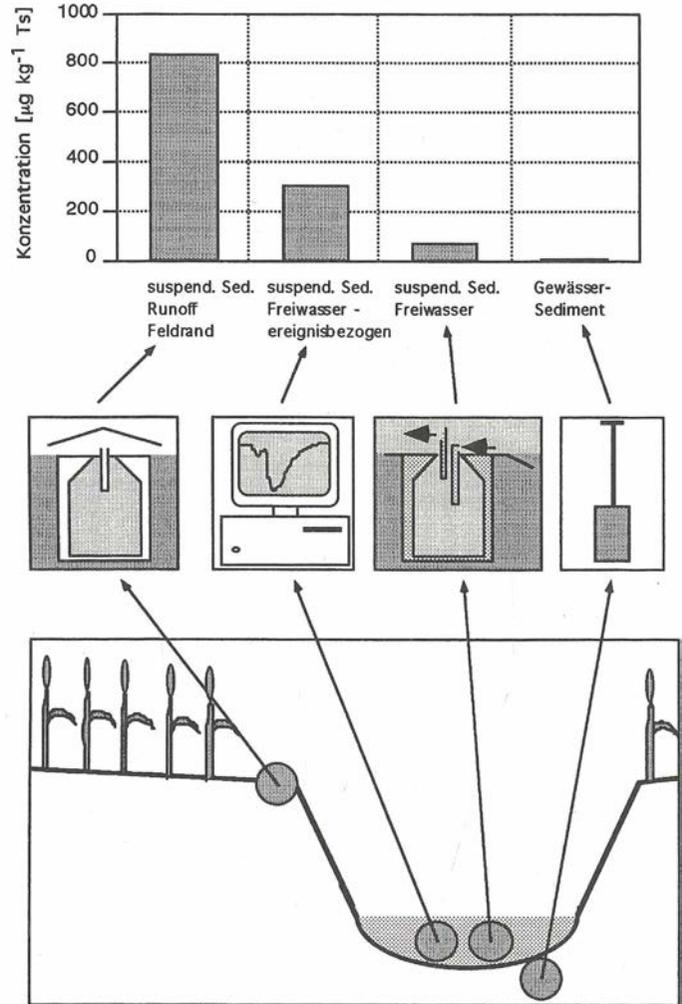


Abb. 5. Konzentration des Insektizides Fenvalerat in verschiedenen Komponenten des Ohebachs aufgrund eines Oberflächen-Runoff am 8. 6. 94.

Verschiedene Probenahmetechniken (von links nach rechts): – Runoff-Sammler am Feldrand (833 µg kg⁻¹) – Ereignis-gesteuerter Probenehmer (302 µg kg⁻¹) – Sammelgefäß für suspendierte Sedimente im Freiwasser (71,0 µg kg⁻¹) – Sedimentprobe aus dem Bachgrund (10,9 µg kg⁻¹), aus Liess (1994a).

Tab. 1. Konzentrationen von Organochlorinsektiziden in Wasser und Sedimenten eines größeren Fließgewässers und eines benachbarten Baches in landwirtschaftlichem Gebiet (nach Miles und Harris 1971)

Wirkstoff	Fluß		Wasser	
	Wasser [ng l ⁻¹]	Sediment [µg kg ⁻¹]	Wasser [ng l ⁻¹]	Sediment [µg kg ⁻¹]
DDT	47	441	397	1730
Dieldrin	110	10	79	50
Endosulfan	n n	n n	187	62
n n = nicht nachgewiesen				

Tab. 2. Konzentrationen (in $\mu\text{g l}^{-1}$ bei Wasser und in $\mu\text{g kg}^{-1}$ bei Sedimenten) verschiedener Insektizide in Oberflächengewässern landwirtschaftlich genutzter Gebiete und deren Sedimenten

Mittel	Medium	Konzentration		Literatur
		Minima	Maxima	
Organochlorverbindungen				
Dusulfoton	Flußwasser	0,1	0,4	(Spalding und Snow 1989)
Endosulfan	Flußwasser		18	(Wauchope 1978) mit Originalverweisen
Endosulfan	Flußwasser	0,002	0,249	(Baughmann et al. 1989)
Lindan	Flußwasser	0,5	0,8	(Gomme et al. 1991)
Lindan*	Flußwasser	0,001	7,1	(Rudolph und Boje 1992) mit Originalverweisen
Lindan*	Seesediment	0,03	156,0	(Rudolph und Boje 1992) mit Originalverweisen
Phosphorsäureester				
Methyl-Parathion	Seewasser		0,49	(Cooper 1991)
Methyl-Parathion	Seesediment	1,49	8,95	(Cooper 1991)
Methyl-Parathion	Flußwasser		274,0	(Wauchope 1978) mit Originalverweisen
Parathion*	Flußwasser		1,4	(Zullei-Seibert 1990)
Parathion	Flußwasser	0,013	0,019	(Miles 1976)
Carbamate				
Carbaryl	Flußwasser		248,0	(Wauchope 1978) mit Originalverweisen
Carbofuran	Flußwasser		1400,0	(Gomme et al. 1991)
Pyrethroide				
cis-Permethrin	Flußwasser	0,016	0,468	(House et al. 1991)
Cypermethrin	Flußwasser	0,4	1,7	(Crossland et al. 1982)
Cybermethrin	Seewasser		3,0	(Hill 1989)
Deltamethrin	Flußsediment	1,9	37,5	(House et al. 1991)
Fenvalerat	Flußwasser	0,079	0,106	(Baughman et al. 1989)
Fenvalerat	Seewasser		0,11	(Cooper 1991)
Fenvalerat	Flußsediment	0,6	3,6	(House et al. 1991)
Fenvalerat	Seesediment	0,7	10,86	(Cooper 1991)
Permethrin	Seewasser		0,13	(Cooper 1991)

* Nachweise in Gewässern, die nicht sicher als vorwiegend in landwirtschaftlich genutztem Umland befindlich eingestuft werden konnten.

et al. 1974) konnte in einem kleineren Fließgewässer stark erhöhte Lindan-Werte (bis zu $16 \mu\text{g l}^{-1}$) feststellen.

Umfangreichere Arbeiten zur Belastung aquatischer Systeme mit Pestiziden wurden bereits in den 60er Jahren publiziert (Cope 1966, Croll 1969). Sie bezogen sich vor allem auf das Vorkommen persistenter Organochlorverbindungen, wie DDT und Lindan. (Croll 1969) konnte z. B. zeigen, daß vor allem in der Zeit April bis Juli Lindanpeaks bis zu $0,15 \mu\text{g l}^{-1}$ zu finden waren. In weiteren Arbeiten wurden neben Organochlorverbindungen (Gomme et al. 1991, Jackson et al. 1974, Miles und Harris 1971) auch Phosphorsäureester (Cooper 1991, Miles 1976) und in jüngerer Zeit Pyrethroide (Baughman et al. 1989, Cooper 1991, Crossland et al. 1982, House et al. 1991) nachgewiesen. In Tabelle 2 sind Literaturwerte für Insektizid-Konzentrationen zusammengestellt, die üblicherweise in Oberflächengewässern landwirtschaftlich genutzter Gebiete bzw. deren Sedimenten gefunden wurden.

Die im Wasser gefundenen Konzentrationen erreichen für Organochlorverbindungen Werte bis zu $18 \mu\text{g l}^{-1}$, für Phosphorsäureester bis zu $274 \mu\text{g l}^{-1}$, für Carbamate bis zu $1400 (\mu\text{g l}^{-1})$ und für Pyrethroide bis zu $3 \mu\text{g l}^{-1}$. In den Sedi-

menten wurden Organochlorverbindungen bis zu $156 \mu\text{g kg}^{-1}$, Phosphorsäureester bis zu $8,95 \mu\text{g kg}^{-1}$ und Pyrethroide bis zu $37,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ nachgewiesen. Diese Werte stellen die Maximalkonzentrationen dar; die durchschnittliche festgestellte Belastung der Wasserphase liegt für Insektizide etwa zwischen $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ und $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (Murphy 1980) berechnete für Oberflächengewässer in Großbritannien eine durchschnittliche Lindan-Belastung von $0,0275 \mu\text{g l}^{-1}$, wobei die Konzentrationen an den zehn am stärksten belasteten Probestellen zwischen $0,2$ und $1,06 \mu\text{g l}^{-1}$ schwankten.

3.3.2 Jahresgang der Belastung

In Abbildung 6 ist am Beispiel von Parathion für drei Jahre der Gang der Belastung der im Freiwasser suspendierten Sedimente eines kleinen Fließgewässers mit landwirtschaftlichem Einzugsgebiet (Ohebach) dargestellt. Deutlich wird der starke Unterschied in der Belastung zwischen verschiedenen Jahren mit unterschiedlichem Oberflächen-Runoff. Weiterhin ist ein deutlicher Schwerpunkt der Belastung während der Anwendungszeit jeweils im zweiten Quartal festzustellen.

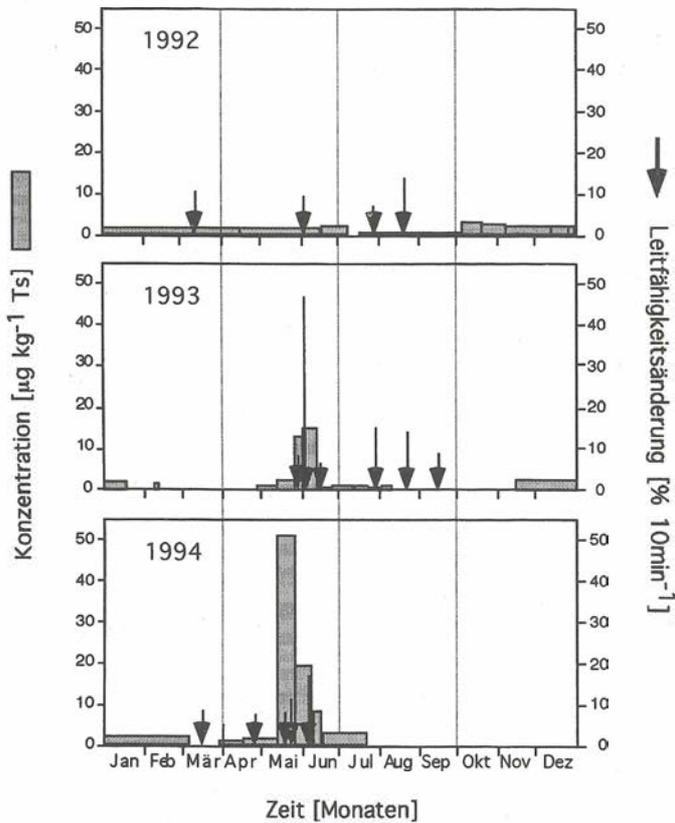


Abb. 6. Konzentrationsverlauf des Insektizides Ethyl-Parathion (E605) in suspendierten Schwebstoffen im Freiwasser. Die Pfeile entsprechen der Leitfähigkeitserniedrigung im Gewässer während Niederschlägen und können somit als Maß für die Menge des Oberflächen-Runoff herangezogen werden – aus Liess (1994a).

Pyrethroide, die vergleichsweise schnell abgebaut werden und sich stark an Sedimente binden, sind im Wasser kaum nachzuweisen und an suspendierten Sedimenten nur sporadisch in hohen Konzentration nachzuweisen.

4 Ökotoxikologische Bewertung

Eine Bewertung der toxikologischen Wirkung der im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Pestizid-Belastung für die aquatische Gemeinschaft stößt auf das Problem einer eindeutigen Zuordnung dieser Belastung zu den beobachteten Effekten. So treten Pestizid-Belastungsspitzen meist gekoppelt mit hydraulischem Streß auf. Im Zuge der Eintragsereignisse erhöht sich die Strömungsgeschwindigkeit sowie die Sedimentfracht. Eine eindeutige Zuordnung der beobachteten Schädigung der Gemeinschaft im Zuge derartiger Ereignisse wird somit erschwert.

Als Grundlage der Bewertung wurden von daher Untersuchungen zur isolierten Wirkung der Insektizid-Belastung (Liess 1993, Schulz und Liess 1995) (Abschnitt 4.1.1 und 4.1.2) sowie des hydraulischen Stresses (Liess 1993) durchgeführt (Abschnitt 4.1.3). Anschließend kann dann im Freiland die Dynamik der Gemeinschaft mit der Pestizid-Belastung des Oberflächen-Runoffs in Verbindung gebracht werden (Kirchberger und Liess 1994, Liess et al. 1993, Schulz 1994) – Abschnitt 4.1.5. Als Bindeglied dieser Freiland- und Laborun-

tersuchungen wird in Abschnitt 4.1.4 die toxische Wirkung des Oberflächen-Runoffs unter Ausschaltung anderer Parameter auf ausgewählte Makroinvertebraten bewertet (Liess 1994a).

Auf der Grundlage dieses in Ansätzen vorhandenen Wissens der ökotoxikologischen Zusammenhänge können dann Bewertungsverfahren für die Pestizid-Belastung angewendet werden. Eine Zusammenstellung von Verfahren, die speziell für die Belastung kleiner Gewässer mit landwirtschaftlichem Einzugsgebiet geeignet sind, werden im Abschnitt 4.2 vorgestellt.

4.1 Grundlagen der Bewertung

4.1.1 Chronische Kontamination einer empfindlichen Art

Im folgenden werden die Ergebnisse von eigenen Untersuchungen zur chronischen Exposition sehr geringer Insektizid-Konzentrationen auf Köcherfliegenlarven dargestellt (Schulz und Liess 1995). Die Untersuchungen wurden mit den beiden Insektiziden Lindan und Parathion durchgeführt, die nach dem Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis zugelassen sind (BBA 1994) und in Zuckerrüben, Getreide und Gründüngungskulturen eingesetzt werden. Wie bereits in Kapitel 3.3.1 dargelegt wurde, können beide Substanzen auch über längere Zeiträume im Gewässer vorkommen.

Die Experimente wurden mit einer Expositionszeit von 90 Tagen durchgeführt. Somit sollte die langfristige Gewässerbelastung mit den verwendeten Insektiziden über die Drainage oder über Desorption nach oberflächlichem Eintrag simuliert werden. Die Untersuchungen wurden mit den Köcherfliegenarten *Limnephilus lunatus* Curtis und *Limnephilus bipunctatus* Curtis durchgeführt. Beide Arten gehören zu der in Oberflächengewässern verbreiteten Familie der Limnephilidae, dessen larvale Stadien einen wichtigen Teil des aquatischen Nahrungsnetzes bzw. der Produktivität (Higler 1980) bilden. Besonders die Art *L. lunatus* ist eine der häufigsten Köcherfliegenarten in Flachland-Fließgewässern (Higler 1981). Einige Untersuchungen deuten darauf hin, daß das

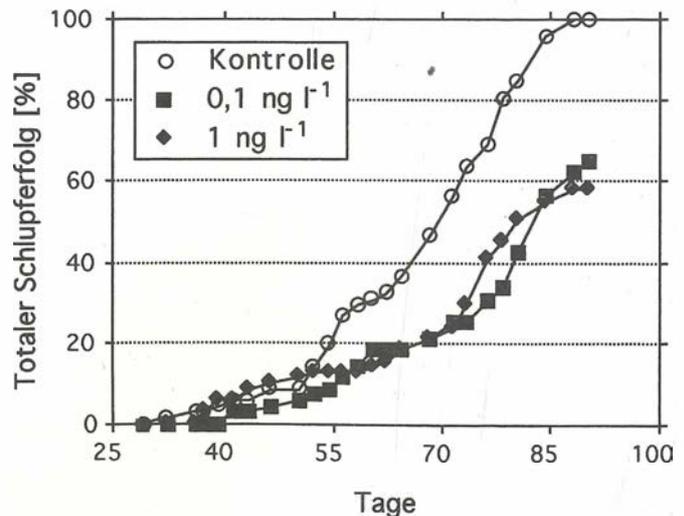


Abb. 7. Schlupferfolg von *L. lunatus* während chronischer Exposition gegenüber geringen Lindan-Konzentrationen, aus Schulz und Liess (1995).

Vorkommen dieser Tiergruppe durch Pestizide beeinflusst wird (Heckman 1981, Liess 1993, Liess et al. 1993).

In Abbildung 7 ist der Schlupferfolg von *L. lunatus* während chronischer Exposition gegenüber geringen Lindan-Konzentrationen dargestellt, wobei der Schlupferfolg der Kontrolle gleich 100 % gesetzt wurde. Es ist zu erkennen, daß der absolute Schlupferfolg bei Versuchsende in den Expositionsansätzen bereits bei einer Konzentration von $0,1 \text{ ng l}^{-1}$ signifikant geringer als im Kontrollansatz ist. Ein ähnliches Ergebnis zeigt sich bei dem Versuch mit *L. bipunctatus* und geringen Parathion-Konzentrationen (Schulz und Liess 1995) (Abb. 8).

Diese Ergebnisse zeigen, daß bereits bei sehr niedrigen Insektizid-Konzentrationen eine Verringerung der Überlebensrate von Köcherfliegenlarven um 35 % bis 66 % stattfindet. Es ist zu vermuten, daß für die beobachteten Effekte z. B. bei Lindan Anreicherungsprozesse im Fettgewebe der Organismen (Streit 1990) eine wichtige Rolle spielen. Die Tatsache, daß selbst in diesem geringen Konzentrationsbereich noch derartige Effekte auf aquatische Organismen festzustellen sind, war bisher nicht bekannt. Es sind jedoch zum einen vergleichsweise wenig Untersuchungen zur Insektizid-Empfindlichkeit von Köcherfliegen durchgeführt worden (Green et al. 1986), zum anderen wurden kaum Untersuchungen mit langen Expositionszeiten im geringen Konzentrationsbereich vorgenommen.

Im folgenden sind die in diesem Kapitel beschriebenen chronischen Effekte in eine Belastung-Wirkung-Skala eingeordnet (Abb. 9).

Die Konzentrationen, bei denen bereits Effekte auftreten, liegen drei Zehnerpotenzen unterhalb des Trinkwassergrenzwertes sowie unterhalb der im Freiland üblichen Nachweisgrenze. Die zahlreichen Insektizid-Nachweise in Oberflächengewässern, die zumeist wesentlich höhere Konzentrationen umfassen, legen den Schluß nahe, daß die Belastungen im Freiland durchaus Konzentrationen erreichen, die Mortalitätseffekte bei empfindlichen Köcherfliegenlarven hervorrufen. Zusammenfassend muß man also bei der Bewertung von Insektizid-Belastungen im Freiland berücksichtigen,

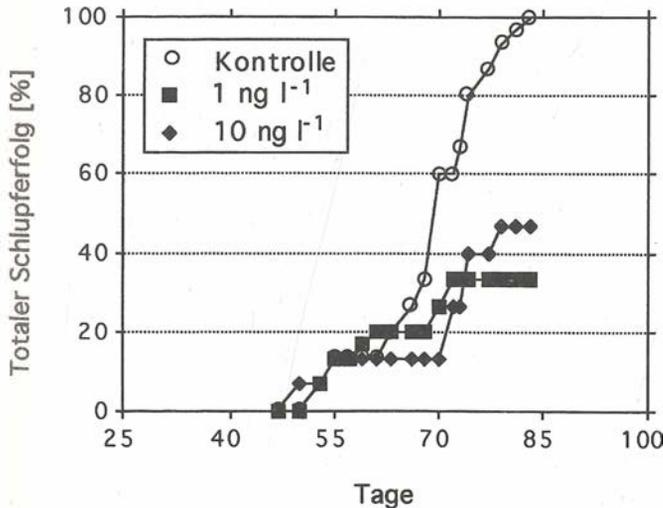


Abb. 8. Schlupferfolg von *L. bipunctatus* während chronischer Exposition gegenüber geringen Parathion-Konzentrationen, aus Schulz und Liess, (1995).

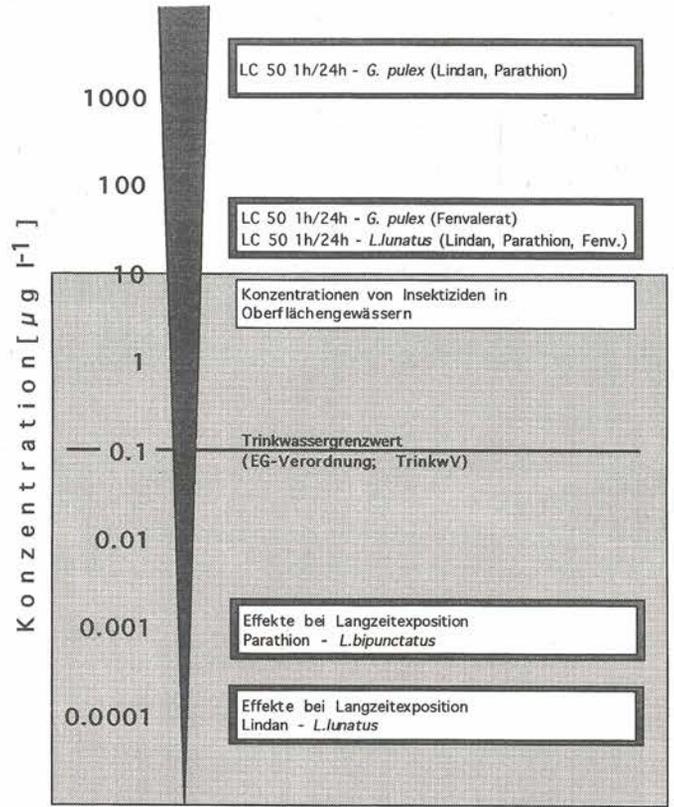


Abb. 9. Einordnung der chronischen Reaktionen von Köcherfliegenlarven gegenüber Insektiziden in eine Belastung-Wirkung-Skala.

daß selbst analytisch nicht mehr nachzuweisende Konzentrationen eine toxikologische Relevanz besitzen können.

4.1.2 Akute Kontamination einer empfindlichen Art

Bei einem Großteil der bisher durchgeführten Untersuchungen zur Toxizität von Pestiziden auf aquatische Makroinvertebraten wurde die Wirkung nur während der Exposition betrachtet.

Für eine Bewertung landwirtschaftlicher Einträge ist es jedoch notwendig, eine nur kurzzeitige Kontamination in ihrer chronischen Wirkung zu beschreiben. Die Relevanz derartiger Szenarien für Fließgewässer in der Agrarlandschaft liegt im Auftreten von Oberflächenabfluß während starker Niederschläge und der Sprühabtrift während der Pestizid-Applikation.

Der im folgenden dargestellte Versuch fand in künstlichen Fließgerinnen im Freiland statt. Larven der Köcherfliege *L. lunatus* Curtis wurden einer einstündigen Kontamination mit dem Pyrethroid Fenvalerat ausgesetzt und die Überlebensrate und der Schlupfverlauf über 84 Tage aufgenommen. Folgende Konzentrationen wurden in ihrer Wirkung untersucht: $0,001 \text{ µg l}^{-1}$; $0,01 \text{ µg l}^{-1}$; $0,1 \text{ µg l}^{-1}$; 1 µg l^{-1} ; 10 µg l^{-1} und Kontrollansatz. Es werden an dieser Stelle nur die Ergebnisse der Ansätze mit der höchsten und der niedrigsten Konzentration (10 µg l^{-1} ; $0,001 \text{ µg l}^{-1}$) sowie des Kontrollansatzes in bezug auf letale und subletale Wirkungen dargestellt.

Auswirkung auf die Überlebensrate

Zum Zeitpunkt 84 Tage nach Kontamination der Larven überleben auch bei der höchsten Kontamination von $10 \mu\text{g l}^{-1}$ bezogen auf die Kontrolle noch 75 % der Organismen. Erwartungsgemäß schädigt demnach, im Gegensatz zu der oben dargestellten chronischen Exposition, die hier durchgeführte einstündige Kontamination die Organismen deutlich weniger. Neben der letalen Wirkung tritt jedoch eine Entwicklungsverzögerung auf. Im folgenden wird diese Entwicklungsverzögerung dargestellt und ihre ökologische Relevanz unter Freilandbedingungen diskutiert.

Entwicklungsverzögerung

In vielen Untersuchungen wurde als eine subletale Wirkung der Kontamination von Insektenlarven ein verzögertes Einsetzen der Emergenz festgestellt (Macek et al. 1976), (Maund et al. 1992). Auch bei der Substanzklasse der Pyrethroide dokumentiert eine steigende Anzahl von Untersuchungen subletale Spätfolgen. So kann auch bei der hier vorgestellten Untersuchung (Liess und Schulz, im Druck) bei steigender Kontamination der Larven eine Verzögerung des Schlupfes gegenüber der Kontrolle festgestellt werden. Neben der oben erwähnten Verminderung des Schlupferfolges wird somit durch die Kontamination der Larven zusätzlich eine Veränderung der Entwicklung verursacht. In Abbildung 10 ist die Emergenz im zeitlichen Verlauf bei der Kontrolle sowie bei den kontaminierten Ansätzen dargestellt.

In Abbildung 11 ist die Emergenz der kontaminierten Ansätze als Prozentsatz der als 100 % definierten Kontrolle dargestellt. Diese Darstellung verdeutlicht die Verminderung der Schlupfrate gegenüber der Kontrolle in den ersten Wochen des Schlupfzeitraumes bei Kontamination der Larven. Weiterhin wird durch die Annäherung der Kurven an den Schlupferfolg der Kontrolle (100 %) die Erhöhung der Schlupfrate in den kontaminierten Ansätzen gegenüber der

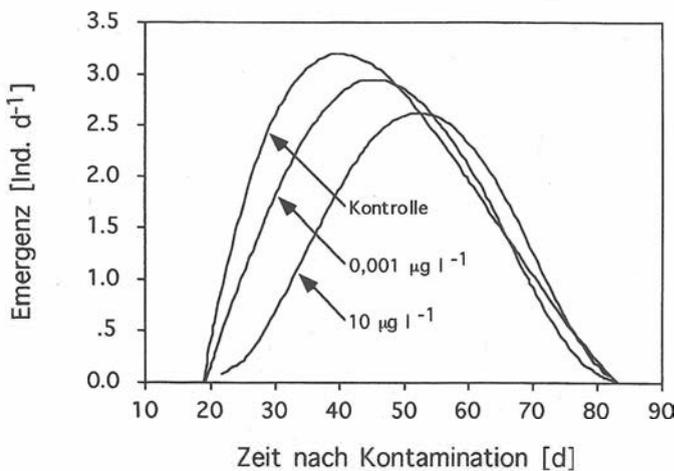


Abb. 10. Zeitlicher Verlauf der Emergenz in der Kontrolle, sowie in den kontaminierten Ansätzen. Die Anpassung der Daten wurde mit einer Polynomregression 4. Grades durchgeführt. Die Meßpunkte sind zur besseren Übersichtlichkeit nicht dargestellt. Die Regressionskoeffizienten betragen für die jeweiligen Ansätze: Kontrolle: $r^2 = 0,99$; $0,001 \mu\text{g l}^{-1}$: $r^2 = 0,93$; $10 \mu\text{g l}^{-1}$: $r^2 = 0,89$, aus Liess und Schulz (1994).

Kontrolle in den letzten Wochen der Schlupfperiode sichtbar.

Aus den Abbildungen 10 und 11 wird eine Verzögerung des Schlupfes der kontaminierten Larven gegenüber der Kontrolle deutlich. Diese Verzögerung gliedert sich in eine Hemmung des Schlupfes der kontaminierten Larven gegenüber der Kontrolle in der erste Hälfte der Schlupfperiode sowie eine Erhöhung des Schlupfes der kontaminierten Larven gegenüber der Kontrolle in der zweiten Hälfte der Schlupfperiode.

Freilandrelevanz der Mortalität und der Entwicklungsverzögerung

Die Überlebensrate der Organismen im Zeitraum zwischen dem letzten Larvenstadium und dem adulten Stadium beträgt in der Kontrolle 60 % der anfangs vorhandenen Organismen. Die in den kontaminierten Ansätzen aufgetretene Überlebensrate wurde im gleichen Zeitraum mit etwa 45 % bis 55 % festgestellt. Somit beträgt der durch das Pyrethroid induzierte Anteil an der Mortalität je nach Konzentration 10 % bis 25 %.

Die Verzögerung der Entwicklung aufgrund der Kontamination kann jedoch zusätzlich eine deutliche Verminderung der Überlebensrate im Freiland verursachen. So besiedelt die untersuchte Art *L. lunatus* Gewässer, die in niederschlagsarmen Sommern austrocknen können (Higler 1981). Als eine Anpassung an derartige Umweltbedingungen wird ein Schlupf im frühen Sommer mit imaginaler Diapause bis in den Herbst vermutet. Zum Ende der Diapause erfolgt die Eiblage (Denis 1977). Wird nun z. B. von einer Austrocknung des Gewässers 40 Tage nach Versuchsbeginn am 18. 8. 92 ausgegangen, so sind zu diesem Zeitpunkt in der Kontrolle die Hälfte der Tiere geschlüpft. Im Ansatz, der mit $10 \mu\text{g l}^{-1}$ kontaminiert wurde, sind zu diesem Zeitpunkt nur etwa 26 % der insgesamt in diesem Ansatz überlebenden Tiere geschlüpft. Somit würden bei dem hier dargestellten Szenarium der Austrocknung nur die Hälfte der kontaminierten Tiere im Vergleich zu den nicht kontaminierten schlüpfen.

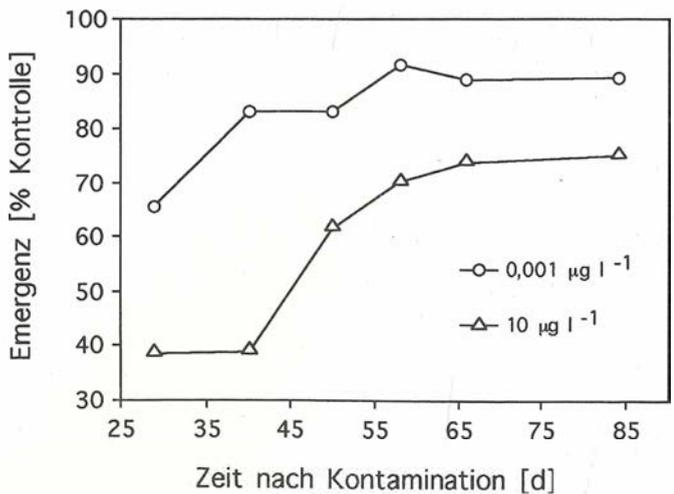


Abb. 11. Emergenz der kontaminierten Ansätze im Vergleich zur Kontrolle. Beispielhaft dargestellt ist der Schlupferfolg im Zeitverlauf der Ansätze der niedrigsten und der höchsten Kontamination, aus Liess und Schulz (1994).

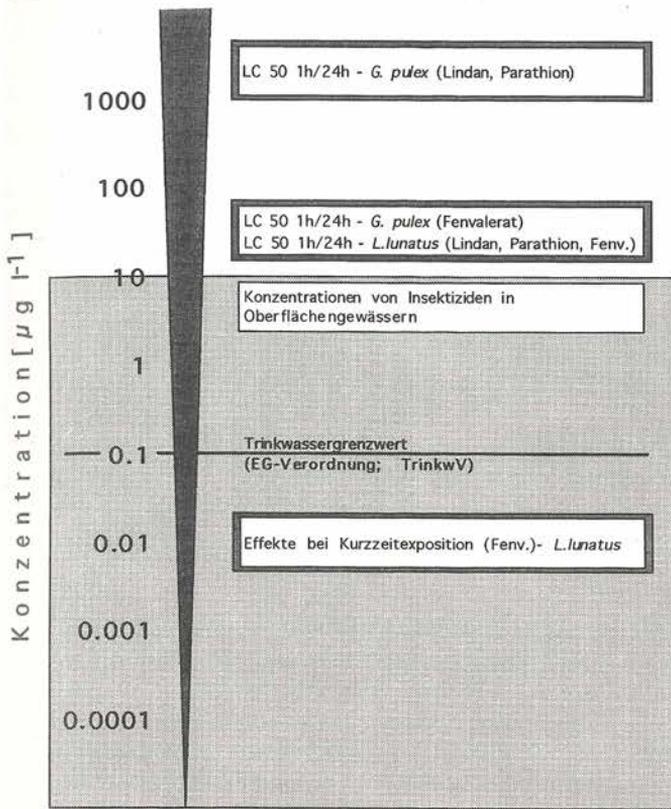


Abb. 12. Einordnung der Reaktionen von Köcherfliegenlarven gegenüber akuter Exposition mit dem Insektizid Fenvalerat in eine Belastungs-Wirkungs-Skala. Die bei $0,001 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellten Effekte sind nicht dargestellt, da auf dem 5%-Niveau keine Signifikanz festgestellt wurde.

Die Verzögerung der Entwicklung kann demnach in perennierenden Gewässern letale Folgen haben.

Abbildung 12 ordnet die geschilderten Effekte in die Belastungs-Wirkungs-Skala ein.

4.1.3 Reaktionen einer unempfindlichen Art auf Kontamination

Die Art *Gammarus pulex* kommt auch in Gewässern mit starken Einträgen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in hohen Abundanzen vor (Liess 1993). Die Art ist somit ein Beispiel für einen Organismus, der an landwirtschaftliche Fließgewässer angepaßt ist. Bisher konnten zwei verschiedene Eigenschaften dieser Art festgestellt werden, die ihr offensichtlich das Überleben in derartigen Gewässern ermöglichen. Dies sind eine vergleichsweise geringe Empfindlichkeit gegenüber Kontamination mit Insektiziden und die Möglichkeit, Insektizide bereits in niedrigen Konzentrationen wahrzunehmen und sich dann in Gewässerabschnitte mit geringerer Kontamination abtreiben zu lassen.

Überleben bei chronischer Kontamination

In Abbildung 13 sind die Überlebenskurven von *Gammarus pulex* während chronischer Insektizid-Exposition dargestellt. Bei Konzentrationen, die bis zu Faktor 1000 höher als diejenigen in den Versuchen mit Köcherfliegenlarven sind ($0,1 \mu\text{g}$

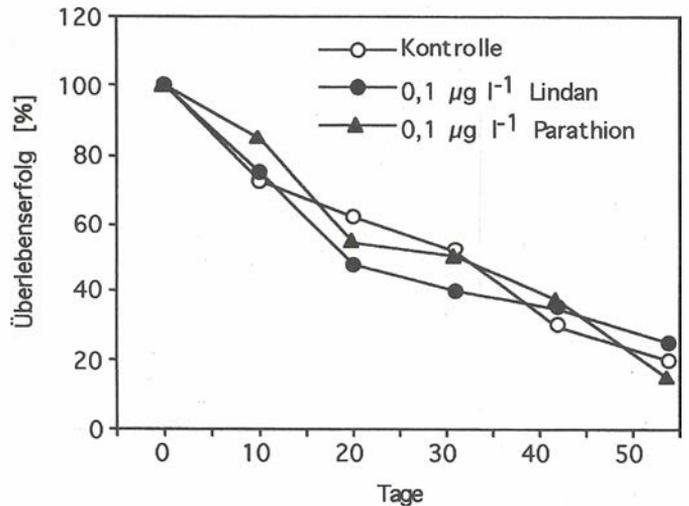


Abb. 13. Überlebensrate von *Gammarus pulex* während chronischer Exposition gegenüber Lindan und Parathion – nach Werner (1993).

l^{-1} Lindan bzw. Parathion), waren innerhalb von 54 Tagen keine Effekte auf das Überleben festzustellen (Werner 1993). *G. pulex* ist also im geringen Konzentrationsbereich wesentlich unempfindlicher gegenüber den getesteten Substanzen.

Aus diesen Beispielen läßt sich zusammenfassend die allgemein anerkannte Tatsache ableiten, daß die chronische Toxizität geringer Insektizid-Konzentrationen individuell von der untersuchten Testsubstanz und Testspezies abhängig ist. Diese starken Unterschiede in den Empfindlichkeiten der beiden im Gewässer oftmals zusammen vorkommenden Arten werden in Kapitel 4.1.5 noch einmal angesprochen. Sie ermöglichen dort die Interpretation von Freilanddaten zum Vorkommen von Makroinvertebraten.

Reaktion bei akuter Kontamination

Die 96 h LC_{50} von *Gammarus pulex* (Lindan: $87,4 \mu\text{g l}^{-1}$; Parathion: $56,6 \mu\text{g l}^{-1}$) unterscheiden sich lediglich um eine Zehnerpotenz von denen der vorgestellten Köcherfliegenlarven. Bei kurzen und gleichzeitig hohen Kontaminationsstößen besteht somit auch bei *G. pulex* die Gefahr einer Schädigung. Im Gegensatz zu den untersuchten Köcherfliegenarten ist jedoch bei *G. pulex* bereits bei niedrigen Konzentrationen eine starke Drift festzustellen. Diese Verhaltensweise bedeutet ein „Verfrachten“ der Art in Gewässerabschnitte mit geringerer Kontamination.

Pestizid-Stress wurde bereits in vielen Laboruntersuchungen als Auslöser für organismische Drift erkannt (Eidt und Weaver 1983, Leahey 1985, Muirhead-Thomson 1978, Thurén und Woin 1991). Auch in Freilandexperimenten wurden durch Pestizidkontamination von Gewässern teilweise „katastrophale“ Driftereignisse hervorgerufen (Flannagan et al. 1979, Hatakeyama et al. 1990). Eine Vielzahl von Makroinvertebraten in Fließgewässern reagieren mit Drift auf eine Kontamination ihres Lebensraumes mit Pestiziden. Diese Reaktion setzt meist bereits deutlich unterhalb der akut letalen Kontaminationen ein (Dermott und Spence 1984, Flannagan 1973, Muirhead-Thomson 1978).

Die im folgenden dargestellte Untersuchung von (Kreutzweiser und Sibley 1991) zeigt beispielhaft die Wirkung einer im Freiland durchgeführten Kontamination. In ein kleines Fließgewässer wurde 15 Minuten lang das Insektizid Permethrin (Pyrethroid) eingeleitet. Stromabwärts wurde anschließend 14 Stunden lang in verschiedenen Entfernungen von der Einleitstelle die Drift mit in die Strömung gestellten Netzen aufgenommen. In Abbildung 14 ist die Menge der driftenden Organismen und die Konzentration des Insektizides etwa 120 m unterhalb der Einleitung dargestellt.

Die in Abbildung 14 dargestellte Drift bezieht sich auf alle in den Driftnetzen aufgefangenen Makroinvertebraten. Im Verhältnis zur jeweils vorhandenen Populationsdichte differiert jedoch der Anteil der driftenden Individuen bei den verschiedenen Arten stark. So wird durch die Drift die Populationsdichte der Steinfliegen auf 13 % der Ursprungsdichte vermindert, während aufgrund der geringen Drift-

reaktion keine signifikante Änderung der Populationsdichte bei den Dipteren zu beobachten war.

Im Verlauf der Fließstrecke vermindert sich durch Sorptionsprozesse die Konzentration des Insektizides. Die maximale Insektizid-Konzentration beträgt 400 m unterhalb der in Abbildung 14 dargestellten Probestelle bei etwa gleicher Expositionsdauer nur noch 16 %. Entsprechend kommt es zu einer schnellen Verminderung der Kontamination abgedrifteter Tiere. Es liegt somit die bereits oben geäußerte Vermutung nahe, daß die Driftreaktion die Überlebensrate nach kurzen Kontaminationsstößen verbessert.

Analyse des Driftverhaltens von *Gammarus pulex*

Die bisher durchgeführten Untersuchungen können nur beschränkt auf die durch Oberflächenabfluß bedingte Pestizidkontamination in landwirtschaftlich beeinflussten Gewässern übertragen werden. Diese mangelhafte Übertragbarkeit beruht vor allem auf zwei Gründen:

1. Die untersuchten Arten sind meist Charakterarten für Mittelgebirgs- und Waldgewässer. Charakteristische Arten offener Flachlandgewässer wurden kaum untersucht.
2. Die Wirkung des für den Oberflächenabfluß typischen Auftretens einer Pestizidkontamination des Abflusses in Verbindung mit hydraulischem Streß wurde bisher nicht untersucht. Eine Abschätzung der Drift bei hydraulischem Streß gekoppelt mit Pestizid-Streß wurde nicht durchgeführt.

Die im folgenden dargestellten Untersuchungen zur Driftreaktion nach Pestizid-Stress versucht daher durch die Auswahl der Art *Gammarus pulex* und das Untersuchungsdesign die Verhältnisse in landwirtschaftlich beeinflussten Fließgewässern anzunähern. Eine ausführliche Darstellung der Methoden ist bei (Liess 1993) zu finden.

Die Summenvariable hydraulischer Streß setzt sich im wesentlichen zusammen aus einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit (Ciborowski et al. 1977, Poff und Ward 1991, Statzner 1981), des Sedimenttransportes (Culp et al. 1986) sowie einer Substratlagerung (Bailey 1966, Erman 1986). In Abhängigkeit von den Versuchsbedingungen und dem untersuchten Organismus wird in der Literatur eine weite Spanne der Driftintensität als Reaktion auf kurzfristigen hydraulischen Streß festgestellt. Diese reicht von der Feststellung einer untergeordneten Bedeutung des hydraulischen Stresses für die Populationsdichte (Doeg und Milledge 1991, Poff und Ward 1991) bis zu einer maximal etwa 50 %igen Reduktion der Abundanz aufgrund von Flutwellen (Culp et al. 1986, Jones et al. 1977). Bedeutend ist zusätzlich auch die Abflußgeschichte des Gewässers. So konnte (Irvine 1985) in künstlichen Fließgewässern eine deutliche Verminderung der Wirkung von Flutwellen nach mehrmaliger Wiederholung des Experimentes feststellen. Eine Erhöhung der Substratstabilität nach einer Folge von Flutereignissen wird als eine mögliche Ursache angenommen.

Für diese Untersuchung wurde das synthetische Pyrethroid Fenvalerat (Insektizid) verwendet. Pyrethroide sind eine moderne Substanzklasse mit hohen Steigerungsraten der angewendeten Mengen. So waren 1986 25 % aller weltweit verwendeten Insektizide Pyrethroide (Hirano 1989). Sie werden nahezu nur über den Oberflächenabfluß sowie die Sprühabtrift während der Ausbringung und nicht über Sik-

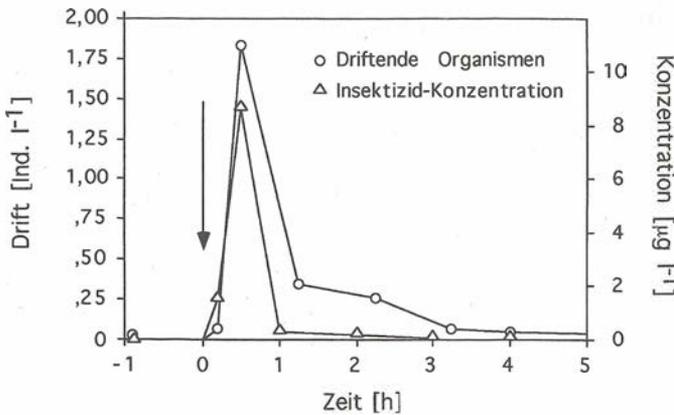


Abb. 14. Anzahl driftender Organismen und Konzentration des Insektizides Permethrin im Zeitverlauf. Der Pfeil bezeichnet den Beginn der Pestizid-Zugabe, Daten aus Kreutzweiser und Sibley (1991).

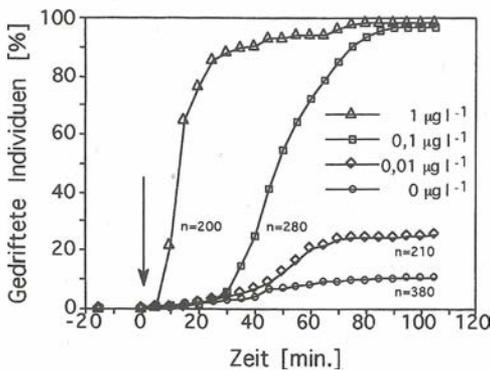


Abb. 15. Während des Flutereignisses mit Fenvaleratkontamination ($0,01 \mu\text{g l}^{-1}$; $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$; $1 \mu\text{g l}^{-1}$) gedriftete Individuen der Art *Gammarus pulex*. Die Drift ist in Prozent von der anfangs vorhandenen Individuenzahl kumulativ dargestellt. „n“ gibt die Anzahl der zu Beginn des jeweiligen Versuches vorhandenen Individuen an. Der Pfeil weist auf den Beginn des Flutereignisses und der Fenvalerat-Kontamination hin. Ein signifikanter Unterschied ($p < 0,001$; Chi-Quadrat Test) konnte zwischen der Driftmenge bei $0 \mu\text{g l}^{-1}$ gegenüber $1 \mu\text{g l}^{-1}$; $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ und $0,01 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellt werden, aus Liess (1993).

kervorgänge (leaching) in Gewässer eingetragen (Crossland et al. 1982, Hill 1989, Leahey 1985). Dementsprechend sind im Freiland im wesentlichen kurzfristige Belastungen während Regenfällen zu erwarten. Die für die Untersuchung verwendeten Substanzmengen sollten vor allem in niedrigen, subletalen Konzentrationsbereichen liegen. Diese Ausrichtung wurde angestrebt, da die meisten Nachweise von Insektiziden in Oberflächengewässern bei ordnungsgemäßer landwirtschaftlicher Nutzung im unteren $\mu\text{g l}^{-1}$ -Bereich liegen (siehe auch Abschnitt 3.3.1). Diese Konzentrationen verursachen jedoch keine akute Letalität bei der untersuchten Art (Liess 1994b). Fenvalerat wurde in der Form der handelsüblichen Formulierung (Sumicidin) verwendet. Abbildung 15 zeigt das Ergebnis des Versuches.

Es wird deutlich, daß bereits eine Konzentration von $0,01 \mu\text{g l}^{-1}$ Fenvalerat eine Drifterhöhung bei *Gammarus pulex* auslöst. Es konnte ein signifikanter Unterschied ($p < 0,001$; Chi-quadrat Test) zwischen der Driftmenge der Kontrolle gegenüber $1 \mu\text{g l}^{-1}$; $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ und $0,011 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellt werden.

Bei *Gammarus pulex* ist eine deutlich driftsteigernde Wirkung von geringen Fenvalerat-Konzentrationen festzustellen. Drift als Reaktion auf hohe Pestizidkonzentrationen wurde jedoch bereits auch in anderen Untersuchungen bei *Gammarus pulex* festgestellt. So wurde in einem Laborgerinne beobachtet, daß bei einer Konzentration von $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ Permethrin, einem synthetischen Pyrethroid mit vergleichbarer Toxizität (Leahey 1985), 94 % der Organismen nach einer Stunde verdriftet wurden (Muirhead-Thomson 1978). Der $1/24 \text{ h LC}_{50}$ beträgt auch etwa $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Versuche wurden also im Gegensatz zu den hier vorgestellten Versuchen nahe der LC_{50} -Konzentration durchgeführt. Die dargestellten Untersuchungen mit hydraulischem Streß und einer gleichzeitigen Fenvalerat-Kontamination zeigen jedoch darüber hinaus, bezogen auf den LC_{50} von $18 \mu\text{g l}^{-1}$ für Fenvalerat, eine Drift nahe 100 % bei mehr als zwei Zehnerpotenzen unter der LC_{50} Konzentration. Die große Konzentrationsspanne zwischen dem LC_{50} von Fenvalerat bei *G. pulex* und der Konzentration, bei der noch eine erhöhte Drift zu beobachten ist, wird in Abbildung 16 verdeutlicht.

4.1.4 Mikrokosmen mit Freilandexposition

Wie bereits dargelegt wurde, ist der Eintrag von Pestiziden durch Oberflächenabfluß mit der Veränderung einer Vielzahl von weiteren Faktoren gekoppelt. So steigt z. B. der hydraulische Streß für die Makroinvertebraten im Gewässer an. Untersuchungen zur isolierten Wirkung des hydraulischen Stresses (Liess 1993) sowie der Insektizid-Belastung (Liess 1993, Schulz und Liess 1995) wurden an einigen dominanten Makroinvertebraten-Arten kleiner Fließgewässer bereits unter Laborbedingungen durchgeführt. Weiterhin wurde im Freiland die Populationsdynamik dieser Arten mit dem Oberflächen-Runoff in Verbindung gebracht (Kirchberger und Liess 1994, Liess et al. 1993, Schulz 1994). In Ergänzung zu derartigen Freiland- und Laboruntersuchungen wird in der vorliegenden Arbeit die toxische Wirkung des Oberflächen-Runoff unter Ausschaltung anderer Parameter auf ausgewählte Makroinvertebraten bewertet.

Realisiert wurde dies durch die Konstruktion von zwei

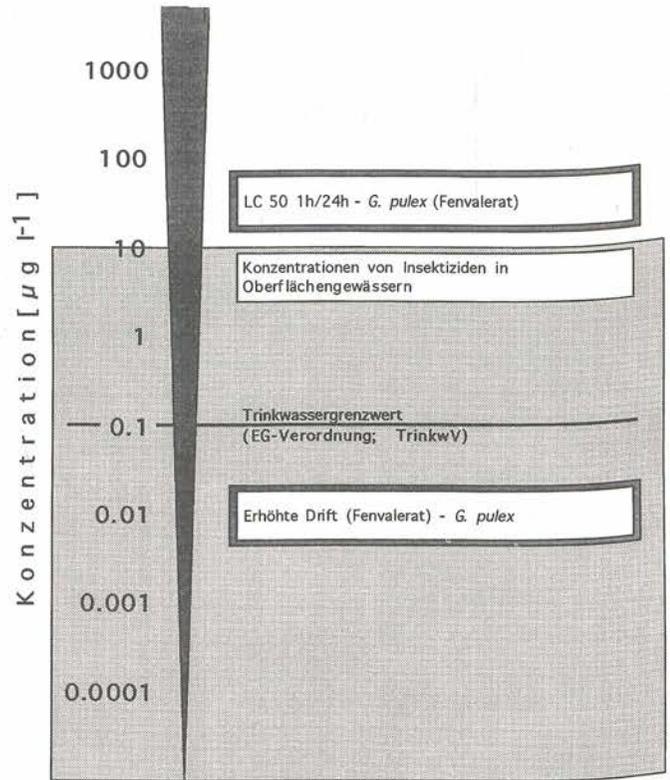


Abb. 16. Konzentrationsspanne zwischen dem LC_{50} Wert von Fenvalerat für *Gammarus pulex* und der Konzentration, bei der noch eine erhöhte Drift bei dieser Art zu beobachten ist.

künstlichen Fließgerinnen direkt neben dem oben beschriebenen Fließgewässer. Eines der Gerinne erhält kontinuierlich Wasser aus dem Bach; das andere Gerinne während Niederschlägen mit einem kurzgeschlossenen Wasserkreislauf betrieben wird. So gelangt während Niederschlägen das eventuell mit Oberflächen-Runoff-Wasser angereicherte Bachwasser nicht in dieses Gerinne. Aus vorangegangenen Untersuchungen ist bekannt, daß die in das Gerinne eingesetzte Art *Gammarus pulex* tolerant, die Art *Limnephilus lunatus* empfindlich gegenüber Pestiziden reagiert (Liess 1993). In Abbildung 17 sind die Ergebnisse des Versuches dargestellt. Deutlich wird der grundsätzliche Unterschied in der Populationsdynamik der beiden Arten.

Zum Ende des Versuches ist bei der Art *G. pulex* kein wesentlicher Unterschied in der Abundanz in den Gerinnen mit und ohne Oberflächen-Runoff festzustellen. Im Gegensatz dazu ist bei der empfindlichen Art *L. lunatus* in dem Gerinne mit Oberflächen-Runoff bei der maximalen Lindan- und Parathion-Kontamination eine deutliche Verminderung der Abundanz festzustellen. Im Zeitraum der maximalen Fenvaleratkontamination sterben alle noch im Gerinne vorhandenen Individuen. Im Gerinne ohne Oberflächen-Runoff ist dagegen eine gleichmäßige Populationsabnahme zu beobachten. Andere Stressoren wie geringer Sauerstoffgehalt (min. 9 mg l^{-1}), Ammonium (max. 1 mg l^{-1}) und Nitrit (max. $0,15 \text{ mg l}^{-1}$) waren nicht in den Konzentrationen vorhanden, die die beschriebenen Reaktionen hervorrufen. Die Populationsabnahme von *L. lunatus* ist somit mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Pestizid-Kontamination des Oberflächen-Runoff zurückzuführen.

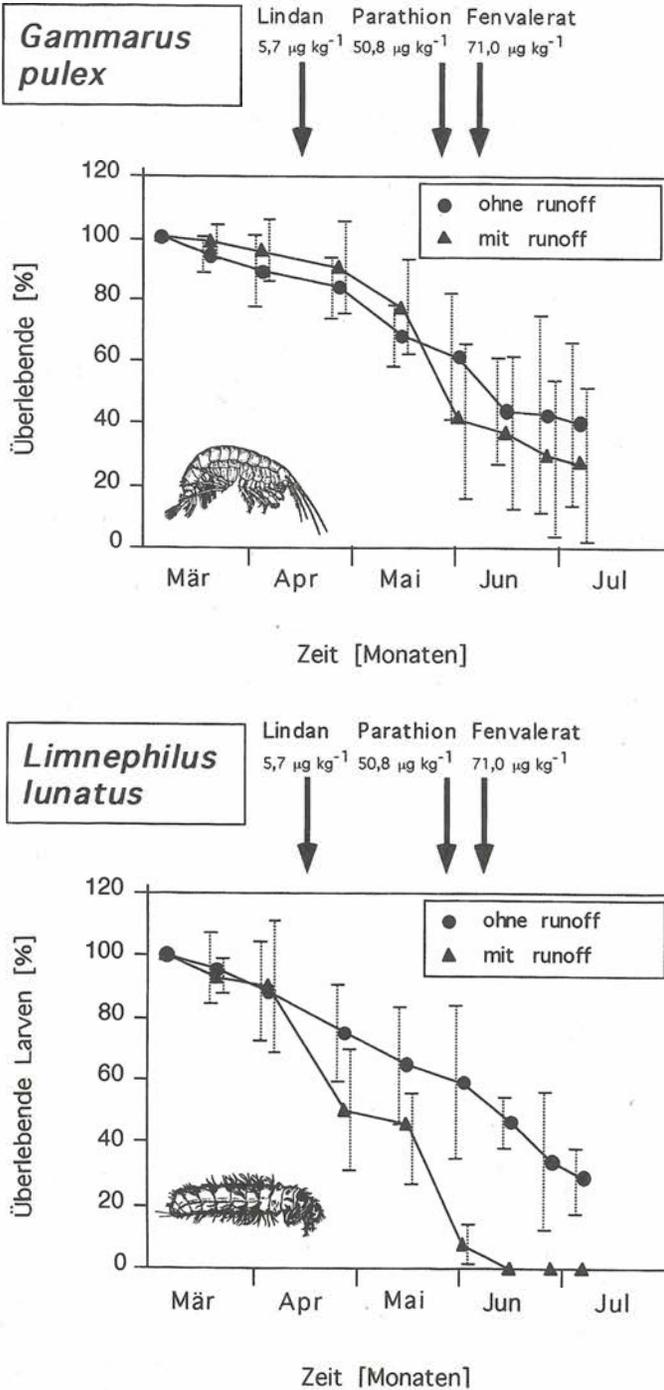


Abb. 17. Überlebensrate von *Gammarus pulex* und der Larven von *Limnephilus lunatus* im Gerinne mit Oberflächen-Runoff und im Gerinne ohne Oberflächen-Runoff. Die Pfeile kennzeichnen 1994 jeweils die drei höchsten Insektizid-Kontaminationen der suspendierten Sedimente. Die Fehlerbalken kennzeichnen das 95 % Konfidenzintervall, aus Liess (1994a).

4.1.5 Wirkung landwirtschaftlicher Belastung in Freiland

Aus mehreren Übersichtsartikeln geht hervor, daß über die Wirkung von Insektiziden auf aquatische Lebensgemeinschaften im Freiland sehr wenig bekannt ist (Becker und Heitefuss 1992, Cooper 1993, Willis und McDowell 1982). Die Ur-

sache liegt darin begründet, daß selten eine Erfassung der Belastungsspitzen direkt mit einer Aufnahme der Reaktion der Lebensgemeinschaft im Gewässer gekoppelt wurde. Im folgenden Kapitel wird diese Problemstellung behandelt.

Probenahme und Pestizid-Belastungsspitzen im Jahr 1994

Die Untersuchungen wurden am Ohebach (siehe auch 3.3.2) bei Neuenkirchen, 35 km südlich von Braunschweig im nördlichen Harzvorland, durchgeführt. Der Ohebach, ein begrädigtes Fließgewässer mit einer durchschnittlichen Wasserführung von 10 l s⁻¹, besitzt ein Einzugsgebiet von 90 km² Größe, welches durch Schwarzerden und Parabraunerden aus Löß dominiert ist. Das Einzugsgebiet ist durch intensive ackerbauliche Nutzung mit den Anbaufrüchten Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrüben gekennzeichnet.

Das bereits angesprochene Problem einer geeigneten Probenahme wurde mit einer Kombination verschiedener speziell für diesen Zweck entwickelter Probenahmetechniken gelöst (siehe auch 3.2.3). Neben Sammelflaschen für Oberflächen-Runoff, die direkt am Feldrand exponiert wurden, wurden kontinuierlich arbeitende Sammelgeräte für suspendierte Schwebstoffe und ereignisbezogene Probennehmer im Gewässer eingesetzt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 wiedergegeben.

Durch diese Vorgehensweise war es möglich, im Jahr 1994 in der Anwendungszeit von Insektiziden (April, Mai, Juni) insgesamt vier starke Runoff-Ereignisse aufzunehmen, von denen die drei letzten mit meßbaren Insektizid-Einträgen verbunden waren (Tab. 3). Am 19. und 25. 05. kam es jeweils zu einem hohen Eintrag von Parathion, während am 08. 06. sehr hohe Fenvalerat-Konzentrationen gemessen werden konnten.

Tab. 3. Konzentrationen der Insektizide Parathion und Fenvalerat in verschiedenen Probenmatrizes während vier Runoff-Ereignissen im Ohebach 1994 (nn = nicht nachweisbar, ng = nicht gemessen, da Probenmenge zu gering) (nach Schulz 1994)

	25.04.94	19.05.94	25.05.94	08.06.94
Runoff-Sammler Sediment [µg kg ⁻¹]	nn	Parathion 724	Parathion 128	Fenvalerat 833
Runoff-Sammler Wasser [µg l ⁻¹]	nn	Parathion 12	Parathion 20	nn
Probennehmer Sediment [µg kg ⁻¹]	nn	ng	ng	Fenvalerat 302
Probennehmer Wasser [µg l ⁻¹]	Parathion 0,04	Parathion 6	Parathion 1	nn
Schwebstoff-sammler Sediment [µg kg ⁻¹]	nn	Parathion 51	Parathion 51	Fenvalerat 71

Populationsdynamik im Untersuchungsgewässer

Die Populationsdynamik der Makroinvertebraten im Untersuchungsgewässer ist durch eine starke Reduktion der Artenzahl von 11 Arten am 13. 05. auf 3 Arten am 09. 06. 94 gekennzeichnet. Zu den verschwundenen Arten zählen Trichopteren (*Limnephilus lunatus*, *L. extricatus*, *Stenophylax permistus*, *Micropterna sequax* und *Plectrocnemia conspersa*), Dipteren (*Tipula maxima*, *Ptychoptera* sp.) und Oligochaeten (*Tubifex* sp.). Im Gegensatz dazu wurden die drei Arten *Gammarus pulex* (Amphipoda), *Dugesia gonocephala* (Planaria) und *Helodes minuta* (Coleoptera) stetig nachgewiesen (Schulz 1994).

Im folgenden soll die Populationsdynamik für je einen Vertreter aus diesen beiden Gruppen genauer betrachtet und mit den Insektizid-Einträgen in Beziehung gesetzt werden.

Kombination von Populationsdynamik und Insektizid-Einträgen

Abbildung 18 gibt die Abundanz- und Driftdynamik von *L. lunatus* wieder. Es ist der für alle Trichopterenarten dieser Untersuchung typische Totalausfall zwischen Mitte Mai und Mitte Juni zu erkennen. Gleichzeitig nahm die Mortalitätsrate in der Drift sehr stark zu. Während zwei Driftmeßperioden waren jeweils 95 % der driftenden Individuen tot. In beiden Zeiträumen kam es zu einem Oberflächen-Runoff, bei dem hohe Parathion-Konzentrationen erreicht wurden (Tab. 3, 19. 05. und 25. 05.). Das Runoff-Ereignis am 25. 04., bei dem keine Pestizide nachgewiesen werden konnten,

wirkt sich nicht auf die Abundanz oder Drift aus. Im weiteren Verlauf des Jahres konnten keine Larven, Puppen oder Adulte von *L. lunatus* mehr nachgewiesen werden. Die extreme Reaktion dieser Art wie auch aller anderen Trichopterenarten im Untersuchungsgewässer ist auf die hohe Empfindlichkeit dieser Gruppe gegenüber Insektizid-Belastungen zurückzuführen (Schulz und Liess 1995).

Für *G. pulex*, eine Art mit kontinuierlichem Vorkommen im Untersuchungsgewässer, ist die Driftdynamik in Abbildung 19 dargestellt. Aus dem Vergleich mit Tabelle 3 ist zu entnehmen, daß die drei deutlichen Driftmaxima mit Insektizid-Einträgen gekoppelt sind. Im rechten Teil der Graphik ist für den Anwendungszeitraum von Insektiziden (April, Mai, Juni) die Korrelation zwischen der Drift pro Zeiteinheit und der Stärke des Oberflächen-Runoff, welche nach Liess (1993) über die relative Leitfähigkeitserniedrigung im Gewässer während des Runoff-Ereignisses ausgedrückt wird, dargestellt. Es ergibt sich eine sehr gute Korrelation der Drift mit diesem Faktor, während keine Korrelation mit dem Faktor hydraulischer Streß (Abflußänderung pro Zeiteinheit) vorhanden ist ($R^2 = 0,25$; $p = ns$) (Schulz 1994). Eine detaillierte Betrachtung der driftauslösenden Komponenten des Oberflächen-Runoff bei *G. pulex* unter Laborbedingungen findet sich bei Liess (1993).

Der Zusammenbruch der Population von *L. lunatus* zwischen dem 13. 05 und dem 9. 06., der im Gewässer zu beobachten ist, ist auch in dem in Kapitel 4.1.4 beschriebenen Mikrokosmos mit Freilandexposition festzustellen. Die Kombination dieser Ergebnisse weist darauf hin, daß der Populationszusammenbruch im Gewässer nicht durch hydraulischen Streß, sondern durch die festgestellte Kontamination

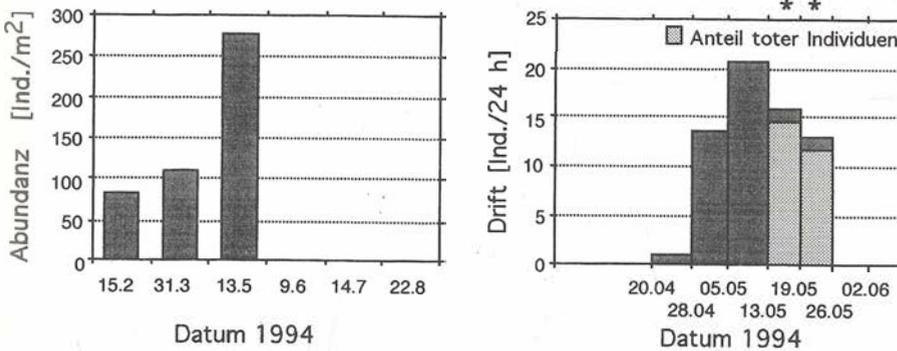


Abb. 18. Abundanz- (links) und Driftdynamik (rechts) von *L. lunatus* im Ohebach 1994. In den Zeiträumen 13. 05. bis 19. 05. sowie 19. 05. bis 26. 05. waren jeweils 95% der driftenden Individuen tot. Die Abundanz verringerte sich zwischen Mai und Juni von etwa 280 auf 0 Individuen pro Quadratmeter. Im weiteren Verlauf des Jahres konnten keine Individuen dieser Art mehr nachgewiesen werden. Die Sterne deuten Zeiträume an, innerhalb derer ein Eintrag von Pestiziden festgestellt werden konnte – nach Schulz (1994).

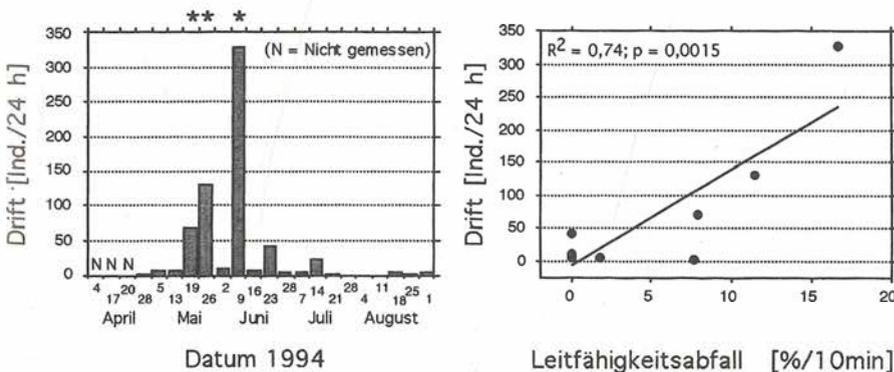


Abb. 19. Driftdynamik von *G. pulex* im Ohebach 1994 (Graphik links). Es sind drei deutliche Driftpeaks unterschiedlicher Stärke zu erkennen. Die Sterne deuten Zeiträume an, innerhalb derer ein Eintrag von Pestiziden festgestellt werden konnte. Aus der rechten Graphik ist zu entnehmen, daß eine deutliche Korrelation zwischen der Anzahl driftender Individuen und der Intensität oberflächlicher Einschwemmungen vorhanden ist. Letztere wird nach Liess (1993) durch den relativen Leitfähigkeitsabfall während Niederschlagsereignissen ausgedrückt, aus Schulz (1994).

mit Insektiziden (s. o.) zu erklären ist. Dieser Zusammenhang liegt nahe, da im Mikrokosmos auch bei starken Abflußerhöhungen im Gewässer keine Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit vorliegt.

Die in Abbildung 19 dargestellte Drifterhöhung von *G. pulex* kann durch die driftinduzierende Wirkung der Insektizid-Kontamination des Gewässers erklärt werden. Wie in den Laborversuchen in Kapitel 4.1.3 gezeigt wurde, induzieren bereits geringe Insektizid-Mengen die Drift von *G. pulex*.

4.2 Bewertungsverfahren

4.2.1 Biotest

In den vorangegangenen Kapiteln wurde die sensitive Driftreaktion von *Gammarus pulex* auf Insektizide beschrieben. So konnte in Kapitel 4.1.3 bereits eine Drifterhöhung gegenüber der Nullprobe bei 0,01 µg/l des Insektizides Fenvalerat festgestellt werden. Es wurde gezeigt, daß diese Drifterhöhung durch eine Änderung des Verhaltens hervorgerufen wird (Liess 1993). Eine Quantifizierung dieser Verhaltensreaktion sollte daher in diesem Kapitel mit dem Ziel durchgeführt werden, bereits sehr niedrige Konzentrationen von Insektiziden wie Fenvalerat zu detektieren und ein ökotoxikologisch relevantes Maß für die Toxizität von Wasserproben aus Fließgewässern zu erhalten. Diese Relevanz wird durch die Verwendung der in den betroffenen Gewässern dominanten Art *G. pulex* erreicht. Weiterhin leitet sich die ökologische Relevanz der Testgröße – Aufschwimmverhalten – aus der Tatsache ab, daß diese Verhaltensweise mit der Drift der Organismen im Freiland zu korrelieren ist.

Der hier beschriebene Biotest arbeitet mit der Aufnahme des Verhaltens der Organismen. Bei Insektizid-Belastung im Gewässer ist ein aktives Aufschwimmen der Art vom Gewässerboden in die fließende Welle mit einem anschließenden Abdriften zu beobachten. Diese aktive Verhaltensweise wird in dem hier vorgestellten Biotest als Testgröße ausgewertet. In Abhängigkeit von der Insektizid-Konzentration erhöht sich die „Aufschwimhäufigkeit“ pro Zeiteinheit. Die Auswertung des resultierenden Aktivitätsmusters kann zur Bestimmung der Toxizität herangezogen werden.

Die Aufnahme der Reaktion erfolgt mit einem automatischen Registriergerät für die Aufschwimm-Bewegungen in das Freiwasser. In Abbildung 20 ist eine Funktionsübersicht des Biotestes dargestellt. Eine genaue Beschreibung der Funktion findet sich bei (Liess 1993).

Im folgenden werden die Ergebnisse von Meßreihen am Beispiel des Insektizides Fenvalerat dargestellt. In Abbildung 21 sind die Aktivitätskurven der Kontrolle sowie die Ergebnisse für geringe Konzentrationen im Bereich des Trinkwassergrenzwertes (100 ng/l) und darunter dargestellt.

Es wird deutlich, daß im dargestellten Konzentrationsbereich mit steigender Konzentration von Fenvalerat die Aktivität der Gammariden über den Meßzeitraum konzentrationsabhängig zunimmt. Weiterhin ist zu erkennen, daß auch mehrere Stunden nach der Kontamination immer noch eine deutliche Aktivität zu verzeichnen ist. Dies führt für alle dargestellten Konzentrationen bis zum Abbruch des Versuches zu einer Steigerung der aufsummierten Aktivität. Ein

Aktivitäts-Test

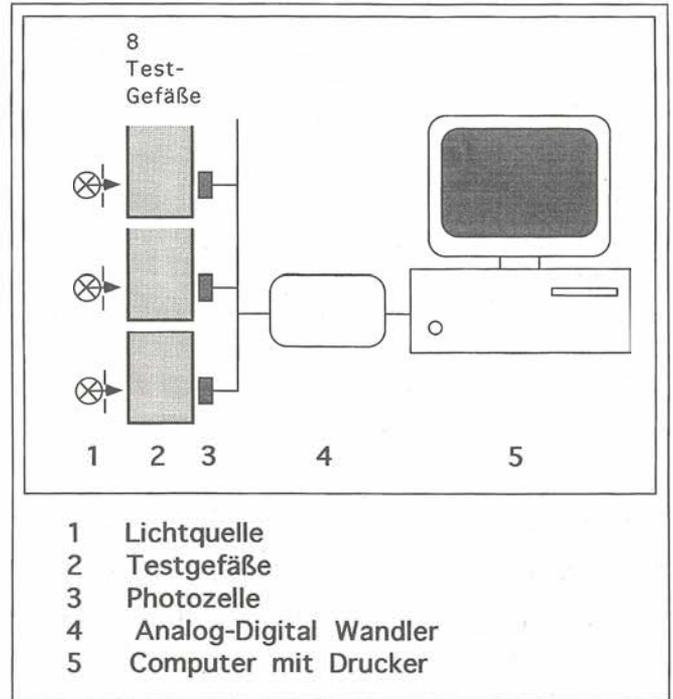


Abb. 20. Funktionsbild des Biotestes zur Messung niedriger Konzentrationen von Insektiziden.

höchst signifikanter Unterschied ($p < 0,0001$) zwischen der Kontrolle ohne Fenvalerat-Kontamination und den Ansätzen mit Kontamination konnte mit dem Wilcoxon-Rang Test festgestellt werden.

Der vorgestellte Test besitzt eine Nachweisgrenze gegenüber Fenvalerat im Bereich von 1 ng/l. Gegenüber bisherigen Toxizitätstests konnte somit eine deutlich höhere Empfindlichkeit bei einer gleichzeitig sehr hohen Ansprechgeschwin-

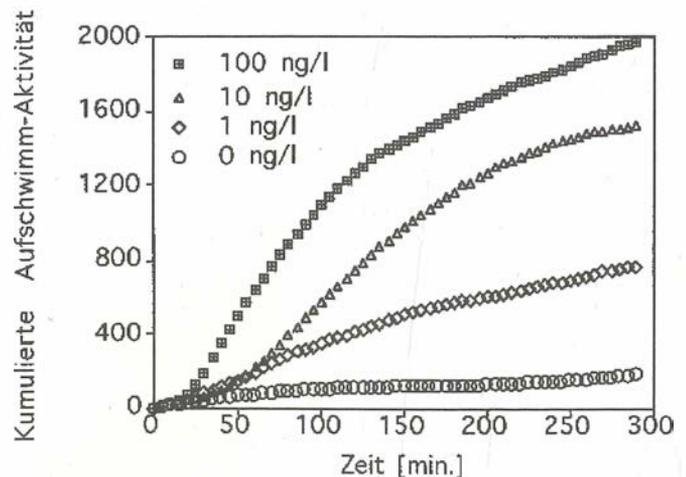


Abb. 21. Im Biotest registrierte kumulierte Aufschwimm-Aktivität (über die Zeit summierte registrierte Aufschwimmbewegungen) von *Gammarus pulex* bei Fenvaleratstress. Die Werte der Kontrolle beziehen sich auf einen Mittelwert von 12 Messungen, die Werte der Kontamination auf 8 Messungen, aus Liess (1993).

digkeit erreicht werden. Ermöglicht wird dies durch die Kombination von einem sensitiven Organismus und einer bei diesem Organismus vorhandenen sehr spezifischen und meßtechnisch leicht zu quantifizierenden Reaktion.

In Abbildung 22 wird die Größenordnung der Empfindlichkeit dargestellt.

4.2.2 Biologisches Indikatorsystem

Ziel dieses Kapitels ist die Darstellung eines ersten Versuches, ein biologisches Indikatorsystem zur Abschätzung des Oberflächenabflusses von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer zu erarbeiten. Der Oberflächenabfluß transportiert während der Anwendungszeit von Insektiziden große Mengen dieser Substanzen in die Gewässer. Von daher kann mit dem hier vorgestellten System eine erste Abschätzung der durch den Oberflächenabfluß hervorgerufenen Kontamination der Gewässer mit Insektiziden erfolgen. Die Abschätzung kann jedoch nur als ein grober Richtwert dienen, da bei der Erarbeitung des Systems nicht die Insektizid-Kontamination, sondern die Menge des Oberflächenabflusses gemessen wurde. Weiterhin besteht die Datengrundlage bisher lediglich aus 37 Gewässerabschnitten. Wie im folgenden dargestellt wird, kann das System trotz dieser Einschränkungen für eine ökotoxikologische Bewertung von Insektizid-Einträgen herangezogen werden.

Die Anpassung von Organismen bezieht sich auf eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren. Als Resultat der Ansprüche stellt sich entsprechend der Umweltbedingungen eine typische Lebensgemeinschaft ein. Im Umkehrschluß kann aber auch aus einer vorhandenen Gemeinschaft auf die Umweltbedingungen geschlossen werden. In biologischen Systemen können jedoch aufgrund der Vielzahl von Faktoren nur sehr begrenzt kausale Beziehungen zwischen der Gemeinschaft und den wirkenden Faktoren hergestellt werden. Um dennoch eine Verbindung von Gemeinschaft und Faktoren herstellen zu können, muß eine Vielzahl von Gewässern mit ihren jeweiligen Bedingungen untersucht werden. Das Saprobiensystem kann in dieser Hinsicht als fundiert gelten.

Erarbeitung der Zusammenhänge

In den Jahren 1987 und 1988 wurden 20 Untersuchungsstellen an Fließgewässern in der Agrarlandschaft in bezug auf ihre Makroinvertebraten-Gemeinschaften charakterisiert. Weiterhin wurden die für eine Gewässerbewertung allgemein üblichen Parameter (Liess 1993) sowie die Menge des Oberflächenabflusses aufgenommen. Die Beeinflussung der Makroinvertebraten-Gemeinschaften durch Oberflächenabfluß wurde mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse herausgearbeitet. Eine Diskriminanzanalyse ermittelt die Bedeutung von abhängigen Variablen, die zu einer Trennung der untersuchten Gruppen führen. In dieser Untersuchung wurden als abhängige Variablen die Abundanzen der Makroinvertebraten verwendet. Die untersuchten Gruppen sind jeweils Probestellen mit „hohem“ und mit „niedrigem“ Oberflächenabfluß. Durch das Verfahren der Diskriminanzanalyse wurden Diskriminanz-Koeffizienten für die untersuchten Makroinvertebraten errechnet, die eine Einordnung die-

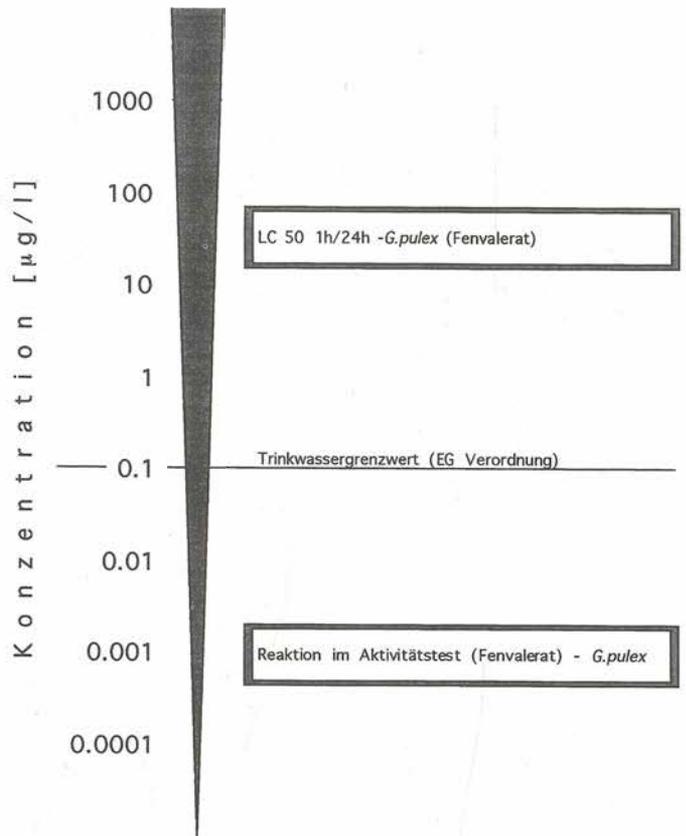


Abb. 22. Empfindlichkeit von *G. pulex* im Aktivitätstest auf Fenvalerat.

ser Organismen entsprechend ihrem Vorkommen an den Probestellen mit „hohem“ und mit „niedrigem“ Oberflächenabfluß ermöglicht.

Entsprechend dem Oberflächenabfluß während Niederschlagsereignissen konnten 20 untersuchte Gewässerabschnitte in zwei Gruppen eingeteilt werden. An 11 Probestel-

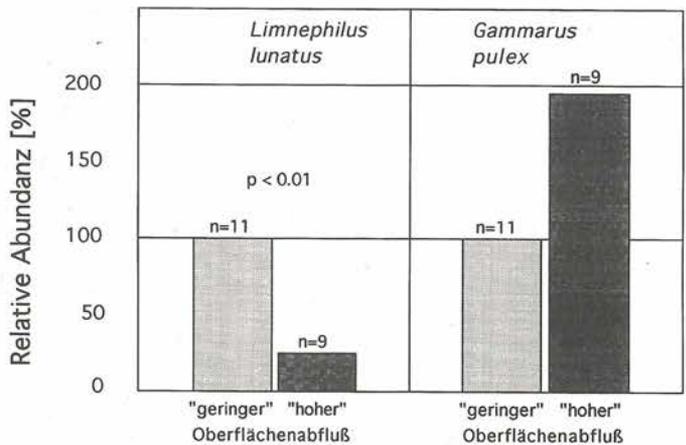


Abb. 23. Relative Abundanz von *L. lunatus* und *G. pulex* an Probestellen mit „geringem“ und mit „hohem“ Oberflächenabfluß. Die mittlere Abundanz der jeweiligen Art an Probestellen mit „geringem“ Oberflächenabfluß wurde als 100 % definiert. Der signifikante Unterschied ist mit dem Mann-Whitney U-Test berechnet worden. Das aufgeführte „n“ bezieht sich auf die Anzahl der Probestellen, aus Liess (1993).

len wurde ein „niedriger“ Oberflächenabfluß, an 9 Probestellen ein „hoher“ Oberflächenabfluß festgestellt. In Abbildung 23 werden beispielhaft für die Untersuchungstermine im Juni 1987 und 1988 die relativen Abundanzen von *L. lunatus* und *G. pulex* an den zwei Probestellengruppen dargestellt. Es wird deutlich, daß besonders *L. lunatus* an Probestellen mit „hohem“ Oberflächenabfluß eine signifikant geringere Populationsdichte als an den Probestellen mit „geringem“ Oberflächenabfluß aufweist.

Neben den beispielhaft in Abbildung 23 dargestellten Arten wurden die Abundanzunterschiede für alle aufgenommenen Makroinvertebraten mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse mit dem Oberflächenabfluß korreliert. Hierbei wurden für die Gruppe von Probestellen mit „geringem“ sowie für die Gruppe mit „hohem“ Oberflächenabfluß die Makroinvertebraten identifiziert, die zu einer Trennung der Probestellen in bezug auf diesen Faktor beitragen. Die charakteristische Zusammensetzung von Makroinvertebraten in Abhängigkeit vom Oberflächenabfluß kann aus den errechneten Diskriminanz-Koeffizienten für die jeweilige Untersu-

Tab. 4. Ergebnisse der Diskriminanzanalyse an 20 Gewässerabschnitten. Datengrundlage sind alle Untersuchungsperioden in den Jahren 1987 und 1988. Als Klassifikationsvariable wurde die Leitfähigkeitserniedrigung während Starkregenfällen herangezogen. Für die aufgeführten Arten sind die unstandardisierten, kanonischen Diskriminanz-Koeffizienten aufgelistet. Makroinvertebraten mit einem positiven Koeffizienten treten mit vermehrter Häufigkeit an Gewässerabschnitten mit „niedrigem“ Oberflächenabfluß auf; Makroinvertebraten mit negativen Koeffizienten treten vermehrt an Gewässerabschnitten mit „hohem“ Oberflächenabfluß auf.

	Monat, Jahr	
	4/88	6/88
Organismen:		
Trichoptera		
<i>Limnephilus lunatus</i>	.	0.59
<i>Limnephilus rhombicus</i>	0.82	.
<i>Micropterna lateralis/sequax*</i>	2.01	.
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-1.15	.
<i>Ironoquia dubia</i>	-1.70	.
Crustacea		
<i>Gammarus pulex</i>	-0.09	.
Plecoptera		
<i>Nemura cinera</i>	0.50	.
Hirudinea		
<i>Glossiphonia complanata</i>	-0.44	.
Konstante	-1.32	-1.34
Eigenwert	9.14	0.55
Wilks Lambda	0.10	0.64
Chi-quadrat	33.5	7.69
Signifikanz	0.00	0.00

* Die beiden Arten *Micropterna lateralis/sequax* wurden nicht unterschieden. Nomenklatur: Limnofauna Europaea (Illies 1966).

chungsperiode entnommen werden. Die entsprechenden Diskriminanz-Koeffizienten für alle Jahreszeiten sind bei (Liess 1993) aufgeführt. Für die optimalen Untersuchungszeitpunkte – April und Juni – werden in Tabelle 4 die Diskriminanz-Koeffizienten aufgeführt.

Überprüfung des Indikatorsystems

Durch Anwendung des Diskriminanzmodells kann die Stärke des Oberflächenabflusses für zu untersuchende Gewässerabschnitte vorhergesagt werden. Diese Rückberechnung ermöglicht anhand des Prozentsatzes der richtig klassifizierten Probestellen eine Gütekontrolle der berechneten Diskriminanzfunktion. Die Klassifikationsergebnisse zeigen, daß eine Trennung der Probestellen nach dem Vorkommen der Makroinvertebraten besonders gut im April möglich ist. In den anderen Zeiträumen ist eine derartige Trennung nur eingeschränkt möglich. Die Klassifizierung der Probestellen in bezug auf die Menge des Oberflächenabflusses kann daraus abgelesen werden. Probestellen mit „geringem“ Oberflächenabfluß (helle Balken) werden bei korrekter Klassifizierung rechts von der vertikalen Null-Linie angeordnet. Je weiter sie rechts von dieser Null-Linie liegen, um so stärker sind die Einschwemmungen. Für die Probestellen mit „hohem“ Oberflächenabfluß (dunkle Balken) gilt entsprechendes links von der Null-Linie.

Das erarbeitete Diskriminanzmodell wurde für die Trennung der Probestellen auf der Basis der Makroinvertebraten-Gemeinschaft im April des folgenden Jahres zur Überprüfung herangezogen. An insgesamt 37 Probestellen wurde auf der Basis der Makroinvertebraten-Gemeinschaft und der Diskriminanzfunktion die Menge des Oberflächenabflusses abgeschätzt und mit den Ergebnissen der kontinuierlichen Leitfähigkeitsmessungen verglichen. Durch die Anwendung der Diskriminanzfunktion wird eine nahezu vollständige Trennung und Einordnung der Probestellen mit „niedrigem“ Oberflächenabfluß und der mit „hohem“ Oberflächenabfluß möglich. Die Resultate sind in Tabelle 5 dargestellt.

Die Anwendung des Modells zur Charakterisierung des Oberflächenabflusses zeigt eine richtige Klassifikation der Probestellen in 97 % aller untersuchten Fälle. Die Probestellen, die 1987 und 1988 als Grundlage für die Erarbeitung des Modells verwendet wurden, konnten auch 1989 richtig klassifiziert werden. In der Gruppe der Probestellen mit hohem Oberflächenabfluß, die 1989 erstmalig untersucht wurden, konnten 16 von 17 Probestellen richtig klassifiziert werden.

Tab. 5. Klassifikations-Erfolge (Klass.-Erf.) des Modells zur Abschätzung des Oberflächenabflusses. Die Klassifikation beruht auf der für April 1988 erarbeiteten Diskriminanzfunktion (aus Liess 1993)

	Stellen mit „niedrigem“ Oberflächenabfluß	Klass.-Erf. „niedrigem“ Oberflächenabfluß (%)	Stellen mit „hohem“ Oberflächenabfluß	Klass.-Erf. „hohem“ Oberflächenabfluß (%)
untersucht seit 1987	9	100	8	100
untersucht seit 1989	3	100	17	94

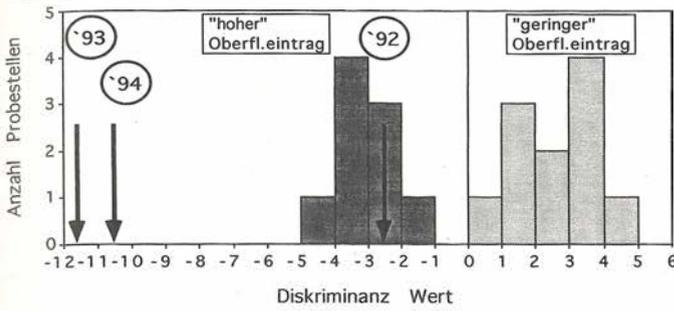


Abb. 24. Darstellung der auf der Basis der Lebensgemeinschaft errechneten Stärke des Oberflächeneintrages in den Ohebach für die Jahre 1992, 1993 und 1994. Der stark negative Diskriminanz-Wert für 1993 und 1994 weist auf besonders hohen Oberflächenabfluß in diesen Jahren hin. Vergleiche auch Insektizid-Belastung im Gewässer Kapitel 3.3.2.

Mit Hilfe des Modells wurde außerdem in den Jahren 1992, 1993 und 1994 eine Abschätzung der Menge des Oberflächenabflusses im sehr gut untersuchten Ohebach vorgenommen. Die im Zusammenhang mit dem Oberflächenabfluß erfolgte Insektizid-Kontamination dieses Gewässers ist in Kapitel 3.3.2 dargestellt. Die Abschätzung des Eintrages mit Hilfe der Lebensgemeinschaft ist in Abbildung 24 dargestellt.

Die auf der Basis der Lebensgemeinschaft errechnete „Stärke“ des Oberflächeneintrages in den Ohebach weist für die Jahre 1993 und 1994 auf besonders hohe Einträge hin. Diese Ergebnisse zur Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft decken sich gut mit den Messungen zur Pestizid-Belastung der im Freiwasser suspendierten Sedimente. Betrachtet man zusätzlich die Populationsentwicklung einzelner Arten wie z. B. der gegenüber Oberflächenabfluß empfindlichen Köcherfliege *L. lunatus*, so ist bei dieser Art in den Jahren 1993 und 1994 eine deutlich verminderte Abundanz gegenüber 1992 festzustellen.

Die dargestellte Überprüfung des Indikatorsystems an 37 Gewässerabschnitten sowie zusätzlich an einem sehr gut untersuchten Gewässer weist darauf hin, daß durch Oberflächenabfluß eine Pestizid-Kontamination im Gewässer hervorgerufen werden kann. Diese Kontamination hat eine Veränderung der Makroinvertebraten-Gemeinschaft zur Folge. Die Interpretation der Zusammensetzung der Gemeinschaft mit Hilfe der Diskriminanzfunktion ermöglicht eine grobe ökotoxikologische Abschätzung der Insektizid-Einträge.

4.2.3 Folgerungen für die Praxis der Bewertung

Eine Methode zur ersten Abschätzung von Insektizid-Einträgen aus der Landwirtschaft besteht in der Bioindikation dieser Belastung. Diese Bioindikation erfolgt durch eine Aufnahme und anschließende Interpretation der Zusammensetzung der Makroinvertebraten-Gemeinschaft. Unter den oben dargestellten Einschränkungen kann, unter Anwendung des in Kapitel 4.2.2 dargestellten Indikatorsystems, eine einfache und vergleichsweise schnelle Abschätzung der Einträge durchgeführt werden. Dieses Verfahren eignet sich auch für eine flächendeckende Erfassung von Gewässern in bezug auf ihre Belastung. Vergleichbar zu anderen biologi-

schen Indikatorsystemen kann hier teilweise sogar schon vor Ort eine erste Abschätzung der Einträge aus der Landwirtschaft erfolgen. Neben diesen Vorteilen liegen die Nachteile vor allem in der Tatsache begründet, daß die vorliegende Version des Indikatorsystems bisher erst bei einer geringen Anzahl von Gewässern erprobt wurde. Eine Absicherung des Systems wird daher zur Zeit vom Autor durchgeführt.

Sind Hinweise für eine Belastung eines Gewässers mit Insektiziden vorhanden, so kann eine Quantifizierung der Belastung mit geeigneten Probenahme-Verfahren angeschlossen werden. Derartige Verfahren sind z. B. ereignisgesteuerte Probenehmer (3.2.1) und Sammler für suspendierte Sedimente (3.2.2). Die Kontamination der Wasser- und Sedimentproben kann dann chemisch analytisch bestimmt werden.

Zusätzlich kann eine Abschätzung der Toxizität von Wasser- und Sedimentproben durch den Einsatz eines Biotestes erfolgen. Eine für Fließgewässer geeignete Möglichkeit ist das in Kapitel 4.2.1 beschriebene Testsystem. Hier erfolgt die Bewertung mit Hilfe der ökologisch relevanten Testgröße des „Aufschwimmverhaltens“, welches mit der Drift der Organismen zu korrelieren ist. Die ökologische Relevanz wird außerdem durch die Verwendung der in kleinen Fließgewässern dominanten Art *G. pulex* erreicht.

Eine Bewertung der Belastung in bezug auf funktionelle Parameter von Fließgewässern wurde von (Sallenave und Day 1991) durchgeführt. Sie untersuchten die Produktivitäten dominanter Trichopteren-Arten in zwei vergleichbaren Gewässerarmen, die sich in der Intensität der Pestizid-Anwendung auf den angrenzenden Flächen unterschieden. Es wurde eine deutliche Reduktion der Sekundärproduktion in dem Gewässer mit intensiver Umlandnutzung festgestellt. Diese erklären sie einerseits durch indirekte Effekte des Herbizid-Einsatzes und andererseits durch direkte, subletale Effekte eingeschwemmter Insektizide auf die Köcherfliegenlarven.

Weitere Aspekte der Pestizid-Bewertung, die über die direkten Wirkungen im Gewässer hinausgehen, sind z. B. der Natur- und Artenschutz (Heckman 1983). Durch eine reduzierte Artenvielfalt und Abundanz vieler Arten im Fließgewässer-Ökosystem erfolgt eine Beeinflussung angrenzender Ökosystemkomponenten. Dies ist auch deshalb zu vermeiden, da Gewässer mit ihren bewachsenen Randstreifen in der Agrarlandschaft die ähnlich positiven Funktionen als Lebensraum von Nützlingspopulationen haben werden, wie dies in umfangreichen Untersuchungen für Hecken festgestellt wurde (Zwölfer et al. 1984).

5. Literatur

- Alkämper, J., 1988: Einfluß der Unkrautbekämpfung auf Erosionsvorgänge im Mais. – Zeitschrift für Pflanzenschutz 11: 211–217.
- Bailey, G. W., Barnett, A. P., Payne, W. R., Smith, C. N., 1974: Herbicide runoff from four coastal plain soil types. – U.S. Environmental Protection Agency 98.
- Bailey, R. G., 1966: Observations on the nature and importance of organic drift in a Devon river. – Hydrobiologia 27: 353–367.

- Baughman, D. S., Moore, D. W., Scott, G. I., 1989: A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. – *Envir. Toxicol. Chem.* 8: 417–429.
- BBA, 1994: Pflanzenschutzmittelverzeichnis Teil 1, Ackerbau – Wiesen und Weiden – Hopfenbau – Sonderkulturen – Nichtkulturland – Gewässer. Saphir Verlag, Ribbesbüttel, 256 pp.
- Becker, H., Heitefuss, R., 1992: Schlußfolgerungen. – In Heitefuss, R. (ed.), Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen. Rundgespräche und Kolloquien/Deutsche Forschungsgemeinschaft. VCH, Weinheim: 169–173.
- Beven, K. G., 1982: Macropores and water flow in soils. – *Wat. Resour. Res.* 18: 1311–1325.
- Cavalier, T. C., Lavy, T. L., Mattice, J. E., 1991: Persistence of selected pesticides in ground-water samples. – *Ground Water* 29: 225–232.
- Ciborowski, J. J. H., Pointing, P. J., Corkum, L. D., 1977: The effect of current velocity and sediment on the drift of the mayfly *Ephemerella subvaria* McDunnough. – *Freshwat. Biol.* 7: 567–572.
- Cooper, C. M., 1991: Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. – *J. Freshwat. Ecol.* 6: 237–248.
- Cooper, C. M., 1993: Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. – *J. envir. Qual.* 22: 402–408.
- Cope, O. B., 1966: Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. – *Journal of Applied Ecology (suppl.)* 3: 33–44.
- Croll, B. T., 1969: Organo-chlorine insecticides in water. – In (ed.): Proceedings of the Society for Water Treatment Examination: 255–274.
- Crossland, N. O., Shires, S. W., Bennet, D., 1982: Aquatic Toxicology of Cypermethrin. 3. Fate and Biological Effects of Spray Drift Deposits in Fresh Water Adjacent to Agricultural Land. – *Aquat. Toxicol.* 2: 253–270.
- Culp, J. M., Wrona, F. J., Davies, R. W., 1986: Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. – *Canadian Journal of Zoologie* 64: 1345–1351.
- Denis, C., 1977: Larval and imaginal diapauses in Limnephilidae. – In: Crichton, M. I. (ed.), Proceedings of the 2nd International Symposium on Trichoptera: 109–115.
- Dermott, R. N., Spence, H. J., 1984: Changes in population and drift of stream invertebrates following lampricide treatment. – *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 14: 1695–1701.
- DFG, 1990: Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser. Analytik, toxikologische Beurteilung und Strategien zur Minimierung des Eintrages. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 82 S.
- Doeg, T. J., Milledge, G. A., 1991: Effect of experimentally increasing concentrations of suspended sediment on macroinvertebrate drift – short communication. – *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 519–526.
- Edwards, C. A., 1977: Pesticides in Aquatic Environments. Plenum Press, New York, London, 257 pp.
- Edwards, L. M., Burney, J. R., 1991: Sediment concentration of interrill runoff under varying soil, ground cover, soil compaction and freezing regimes. – *J. envir. Qual.* 20: 403–407.
- Eidt, D. C., Weaver, C. A. A., 1983: Threshold concentration of aminocarb that causes drift of stream insects. – *Can. Ent.* 115: 715–716.
- Erman, N. A., 1986: Movements of self marked caddisfly larvae *Chyranda centralis* Trichoptera Limnephilidae in a sierran spring stream, California, USA. – *Freshwat. Biol.* 16: 455–464.
- Flannagan, J. F., 1973: Field and laboratory studies on the effect of exposure to fenitrothion on freshwater aquatic invertebrates. – *Manitoba Entomologist* 7: 15–25.
- Flannagan, J. F., Townsend, B. E., De March, B. G. E., Friesen, M. K., Leonhard, S. L., 1979: The effects of an experimental injection of methoxychlor on aquatic invertebrates: accumulation, standing crop, and drift. – *Can. Ent.* 111: 73–89.
- Ghadiri, H., Rose, C. W., 1991: Sorbed chemical transport in overland flow. 2. Enrichment ratio variation with erosion processes. – *J. envir. Qual.* 20: 634–642.
- Gomme, J. W., Shurvell, S., Hennings, S. M., Clark, L., 1991: Hydrology of pesticides in a chalk catchment – surface waters. – *J. Inst. Wat. envir. Man.* 5: 546–553.
- Green, D. W. J., Kendall, A. W., Pascoe, D., 1986: Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates 4. Lindane (γ -Hexachlorocyclohexane). – *Arch. Hydrobiol.* 106: 263–273.
- Hatakeyama, S., Shiraish, H., Kobayashi, N., 1990: Effects of aerial spraying of insecticides on nontarget macrobenthos in a mountain stream. – *Ecotoxicology Environmental Safety* 19: 254–270.
- Heckman, C. W., 1981: Long term effects of intensive pesticide applications on the aquatic community in orchard ditches near Hamburg, Germany. – *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 10: 393–426.
- Heckman, C. W., 1983: Reactions of aquatic ecosystems to pesticides. – In: J. O. Nriagu (ed.), *Aquatic Toxicology*. Wiley, New York: 355–400.
- Higler, L. W. G., 1980: The Presence of caddis flies in the Netherlands and their Role in the Aquatic System. – *Hydrobiol. Bull.* 209–212.
- Higler, L. W. G., 1981: Caddis larvae in a dutch lowland stream. – In: G. P. Moretti (ed.), Proceedings of the 3rd International Symposium on Trichoptera., Dr. W. Junk, The Hague: 127–128.
- Hill, R., 1989: Aquatic Organisms and Pyrethroids. – *Pest. Sci.* 27: 429–465.
- Hirano, M., 1989: Characteristics of Pyrethroids for Insect Pest Control in Agriculture. – *Pest. Sci.* 27: 353–360.
- Hogg, I. D., Norris, R. H., 1991: Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. – *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 507–518.
- House, W. A., Farr, I. S., Orr, D. R., Ou, Z., 1991: The occurrence of synthetic pyrethroid and selected organochlorine pesticides in river sediments. – In: A. Walker (ed.), *Pesticides in soil and water*. BCPC Monograph No. 47, Thornton Heath: 183–192.
- Huang, J. C., 1971: Effect of selected factors on pesticide sorp-

- tion and desorption in the aquatic system. – *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 43: 1739–1748.
- Hurle, K., 1992: Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. – In: H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R. (ed.), Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen. VCH, Weinheim: 35–50.
- Illies, J., 1966: *Limnofauna Europaea*. Fischer Verlag, Jena, 474 pp.
- Irvine, J. R., 1985: Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1922–1927.
- Jackson, M. D., Sheets, T. J., Moffett, C. L., 1974: Persistence and movement of BHC in a watershed, Mount Mitchell State Park, North Carolina 1967–72. – *Pest. Monit. J.* 8: 202–208.
- Jones, N. V., Litterick, M. R., Pearson, R. G., 1977: Stream flow and the behaviour of caddis larvae. – In (ed.), Proceedings of the 2nd International Symposium on Trichoptera: 259–265.
- Kirchberger, U., Liess, M. 1994: Akute Drifterhöhung von *Gammarus pulex* L. in einem landwirtschaftlichen Fließgewässer und dessen mögliche Verursachung durch Insektizide. Erweiterte Zusammenfassung, DGL: 861–865.
- Kladivko, E. J., Vanscoyoc, G. E., Monke, E. J., Oates, K. M., Pask, W., 1991: Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. – *J. envir. Qual.* 20: 264–271.
- Kreutzweiser, D. P., Sibley, P. K., 1991: Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. – *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 20: 330–336.
- Leahey, J. P., 1985: *The Pyrethroid Insecticides*. – Taylor & Francis, London, Philadelphia, 440 pp.
- Liess, M., 1993: Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. – *Cuvillier, Göttingen*, 133.
- Liess, M., 1994a: Insektizidbelastung des Oberflächen-Runoff: Quantifizierung und Wirkung auf aquatische Makroinvertebraten. Erweiterte Zusammenf., DGL: 866–870.
- Liess, M., 1994b: Pesticide impact on macroinvertebrate communities of running waters in agricultural ecosystems. *Proceedings of the International Association for Theoretical and Applied Limnology* 2060–2062.
- Liess, M., Schulz, R., 1994: Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia*, im Druck.
- Liess, M., Schulz, R., Werner, U., 1993: Macroinvertebrate Dynamics in Ditches as Indicator for Surface Water Runoff – An Ecological Aspect for Assessment of Agricultural Impact on Running Water Ecosystems. – *Modelling of Geo-Biosphere Processes* 2: 279–292.
- Macek, K. J., Buxton, K. S., Derr, S. K., Dean, W. J., Sauter, S., 1976: Chronic Toxicity of Lindane to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. – U.S. Environmental Protection Agency Ecological Research Series, EPA-600/3-76-047, Washington, DC.
- Maund, S. J., Peither, H., Taylor, E. J., Jüttner, I., Beyerle-Pfnür, R., Lay, J. P., Pascoe, D., 1992: Toxicity of Lindane to freshwater insect larvae in compartments of an experimental pond. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 23: 76–88.
- Miles, J. R. W., 1976: Insecticide residues on stream sediments in Ontario, Canada. – *Pest. Monit. J.* 10: 87–91.
- Miles, J. R. W., Harris, C. R., 1971: Insecticide residues in a stream and a controlled drainage system in agricultural areas in southwestern Ontario, 1970. – *Pest. Monit. J.* 5: 289–294.
- Muirhead-Thomson, R. C., 1978: Lethal and behavior impact of permethrin (NRDC 143) on selected stream macroinvertebrates. – *Mosquito News* 38: 185–190.
- Muirhead-Thomson, R. C., 1981: Tolerance levels of selected stream macroinvertebrates to the simulum larvicides, Chlorphoxim and Decamethrin. – *Tropenmedizin und Parasitologie* 32: 256–268.
- Murphy, P. M., 1980: A manual for toxicity tests with macroinvertebrates. – Univ. Wales Inst. Sci. Technol., Cardiff.
- Poff, N. L., Ward, J. V., 1991: Drift responses of benthic invertebrates to experimental streamflow variation in a hydrologically stable stream. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1926–1936.
- Rudolph, P., Boje, R., 1992: Ökotoxikologie nach dem Chemikaliengesetz. – In: G. Rippen (ed.), *Handbuch Umwelt-Chemikalien: Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften*. Ecomed, Landsberg.
- Sallenave, R. M., Day, K. E., 1991: Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. – *Chemosphere* 23: 57–76.
- Schulz, R., 1994: Freilandeffekte von insektizidkontaminiertem Oberflächen-Runoff auf aquatische Makroinvertebraten. Erweiterte Zusammenfassung, DGL: 893–897.
- Schulz, R., Liess, M., 1995: Chronic effects of low insecticide concentrations on freshwater caddisfly larvae. – *Hydrobiologia* 299: 103–113.
- Spalding, R. F., Snow, D. D., 1989: Stream levels of agrochemicals during a spring discharge event. – *Chemosphere* 19: 1129–1140.
- Statzner, B., 1981: The relation between „hydraulic stress“ and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system, the Schierensee brooks (North Germany). – *Arch. Hydrobiol.* 91: 192–218.
- Streit, B., 1990: *Chemikalien im Wasser: Experimente und Modelle zur Bioakkumulation bei Süßwassertieren*. – In: R. Kinzelbach, G. Friedrich (ed.), *Biologie des Rheins*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 107–130.
- Thuren, A., Woin, P., 1991: Effects of Phthalate Esters on the Locomotion Activity of the Freshwater Amphipod *Gammarus pulex*. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 159–166.
- TrinkwV 1986: Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 22. Mai 1986. BGBl. I S. 760.
- Verdonschot, P. F. M., 1990: Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands), Wageningen, 255 pp.
- Walther, W., 1980: Prozeß des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten – 1. Bericht: Stoffabtrag. – *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 21: 65–74.

Wauchope, R. D., 1978: The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – a review. – J. envir. Qual. 7: 459–472.

Willis, G. H., McDowell, L. L., 1982: Pesticides in agricultural runoff and their effects on downstream water quality. – Envir. Toxicol. Chem. 1: 267–279.

Zullei-Seibert, N., 1990: Vorkommen und Nachweisbarkeit von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel-Wirkstoffen in Roh- und Trinkwässern der Bundesrepublik Deutschland. – Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, Dortmund, 102 pp.

Zwölfer, H., Bauer, G., Heusinger, G., Stechmann, D., 1984: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. – Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 3: 7–37.

Anschrift des Verfassers

Dr. Mathias Liess
Zoologisches Institut TU Braunschweig
Arbeitsgruppe Limnologie
Spielmannstraße 7
38092 Braunschweig

Normwerte im Bodenschutz als Bestandteile landschaftlicher Leitbilder

von Winfried Schröder

1. Zielsetzung

Der Bodenschutz ist seit Mitte der achtziger Jahre ein wichtiges Thema in der Umweltdiskussion. Der vorliegende Aufsatz gilt der dabei wichtigen Frage, ob und wie gesellschaftlich-politische sowie (natur-)wissenschaftliche Vorstellungen über Bodenschutzziele in rechtliche Regelungen gekleidet werden. Hierbei liegt das Hauptaugenmerk auf dem Problem, Rechtsbegriffe so zu definieren, daß sie sich im Rechtsvollzug begründbar anwenden lassen.

Zu diesem Zweck wird der Normierungsprozeß verallgemeinernd beschrieben (Abschn. 2). Die dabei den ökologisch orientierten Naturwissenschaften zukommende Rolle wird darin gesehen, zentrale Begriffe des Umweltrechts operational zu definieren. Dies geschieht naheliegenderweise zunächst für das Ökosystemkompartiment Boden mit Blick auf Schlußfolgerungen für seinen Schutz (Abschn. 3). Vor diesem Hintergrund werden einige in derzeit geltenden Gesetzen aufgeführte Bodenqualitätsziele zitiert (Abschn. 4). Daß die dabei verwendeten unbestimmten Rechtsbegriffe in entscheidungs- und handlungsrelevanter Weise konkretisiert werden müssen, wird am Beispiel der §§ 324a, 325, 326 und 330 StGB verdeutlicht (Abschn. 5). Die sowohl strafrechtlich als auch verwaltungsrechtlich erforderliche Differenziertheit von Bodennormwerten stellt sowohl für ihre Ableitung als auch für ihre Anwendung ein großes Problem dar (Abschn. 6). Unverzichtbar erscheint eine regionale Differenzierung geogener („natürlicher“) Schwermetallgehalte als Maßstab für

- eine ökosystemare Bewertung der Abweichung aktueller Daten hiervon (Abschn. 7) und
- die Prüfung der Realisierbarkeit von Normwerten, wie sie beispielsweise von Toxikologen zum Schutz der in Spielplatzböden grabenden Kleinkinder gefordert werden (Abschn. 8).

2. Naturwissenschaftliche Konkretisierung von Umweltqualitätszielen und -standards

Zentrale Leitlinien bzw. Leitbilder gesellschaftlichen Handelns werden als rechtliche Normen kodifiziert. Rechtliche Normen drücken ein Sollen/Nicht-Sollen aus (Alexy 1986). Die umweltrechtliche Normierung erfolgt – zumindest implizit – entsprechend den einzelnen Stufen der Normhierarchie in unterschiedlichem Detaillierungsgrad, und zwar:

- ausgehend von einem umweltpolitischen Leitbild,
- über darauf bezogene Umweltqualitätsziele
- und deren Verdichtung zu Umweltqualitätsstandards. Diese werden in quantitativer Form gemäß ihrem Verbindlichkeitsgrad als Orientierungs-, Richt- oder Grenzwert bezeichnet (v. Borries 1990; Mäding 1992).

Grenzwerte sind solche Umweltqualitätsstandards, die in

- Gesetzen (z. B. Benzinbleigesetz, Fluglärmsgesetz),
- Rechtsverordnungen (z. B. Klärschlamm-V.; Düngemittel-V.),
- Verwaltungsvorschriften (z. B. TA Luft; TA Lärm; TA Abfall) und
- Satzungen (z. B. räumliche Schutzzuweisungen nach dem nordrheinwestfälischen Landschaftsschutzgesetz; Baumschutzsatzungen) kodifiziert sind.

Orientierungs-, Richt- und Grenzwerte konkretisieren unabhängig von ihrem rechtlichen Status Umweltqualitätsziele und als solche ein Sollen. Insofern lassen sie sich unter dem Oberbegriff Normwert subsumieren (Zusammenstellungen umweltrelevanter Normwerte in BMZ 1993 sowie Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Roth 1992).

Nicht nur die rechtliche Kodifikation von umweltschützenden Normwerten ist ein Prozeß, der Elemente von Bewertungen beinhaltet. Auch bei der naturwissenschaftlichen (ökotoxikologischen) Einstufung anthropogen induzierter Ökosystemveränderungen, der damit verknüpften Ableitung von Umweltqualitätsstandards und bei ihrer – z. B. verwaltungs- oder strafrechtlichen – Anwendung kommen wertende Aspekte zum Tragen (Bönker 1992) (Abb. 1).

Ökosystemveränderungen werden vielfach durch menschliches Handeln hervorgerufen. Dabei wird eine prinzipiell nicht angebbare Zahl von Wirkungen in der Umwelt des Handelnden ausgelöst und damit neue Randbedingun-

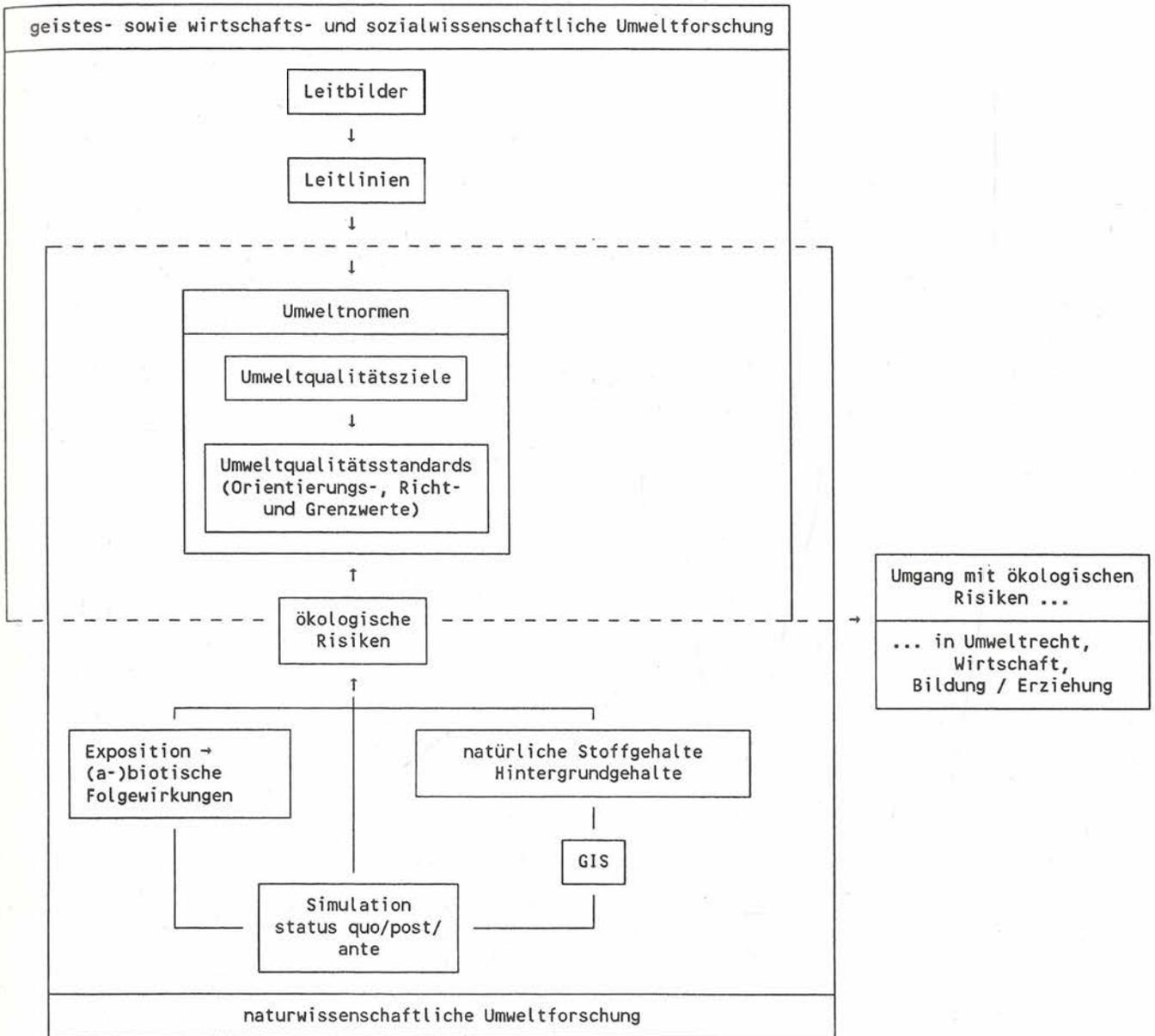


Abb. 1. Umweltnormen im Schnittfeld gesellschafts- und naturwissenschaftlicher Umweltforschung (Entwurf: W. Schröder).

gen für zukünftige Handlungen geschaffen. Rationale Handlungen sind Ergebnisse von Entscheidungsprozessen, in denen Handlungsalternativen zu bewerten und abzuwägen sind. Hierbei und bei der Bewertung vollzogener Handlungen spielt neben ethischen Erwägungen das Wissen eine Rolle. Umweltpolitische Entscheidungen sollten sich nicht nur am Stand des Wissens, sondern auch am Stande des Nicht-Wissens über ökosystemare Funktionen und Strukturen orientieren.

Das derzeitige Wissen über die Folgen der Handlungen des Menschen in seiner Umwelt ist – gemessen an dem Leitbild eines vorsorgenden Umweltschutzes zur nachhaltigen Sicherung ökosystemarer Funktionen – als gering einzustufen. Dies gilt insbesondere für die Langfristwirkungen von in Böden gelangte Stoffgemische (Abschn. 8). Zudem ist darauf hinzuweisen, daß bereits die Vorstellung von Belastungsgrenzwerten (Immissionswerten) an grundlegende Hypo-

thesen über Strukturen und Funktionen von Ökosystemen und ihren Kompartimenten geknüpft ist. Dies gilt selbstverständlich auch für die nachfolgenden Ausführungen sowie die fachliche Begleitung der Umweltpolitik.

Umweltpolitik läßt sich von wissenschaftlichen Disziplinen beraten. Hierzu

- untersuchen Naturwissenschaftler z. B. das Verhalten von Stoffen in Ökosystemen,
- entwickeln Ingenieure Techniken zur Vermeidung von Emissionen,
- deren wirtschaftliche Implikationen von Ökonomen analysiert werden, und
- Juristen formulieren unter Rückgriff auf diese fachwissenschaftlichen Grundlagen Rechtsnormen zum Schutz der Umwelt und wenden sie an. Insofern sind Jurisprudenz und Politik an die Erkenntnisinteressen und -strukturen der genannten wissenschaftlichen Disziplinen gebunden. Als Defizit

wird dabei zunehmend erkannt, daß sich Naturwissenschaften als empirische Disziplinen bei der Definition von Umweltschutznormen schwertun. Auf empirische Erkenntnisse gestützte naturwissenschaftliche Argumente sollten jedoch neben politischen, sozialen und ethischen Argumenten Bestandteil einer an Rationalitätskriterien orientierten Normierung von Umweltqualitätsstandards sein (Alexy 1991; Trute 1988). Diese sind auf hinreichend präzise definierte Schutzgüter zu beziehen.

3. Schutz von Böden als Ökosystemkompartimente

„Übersetzt“ man den (öko-)systemtheoretisch definierten Umweltbegriff in den weit verbreiteten allgemeinen, politischen und juristischen Sprachgebrauch, so umfaßt „Umwelt“:

- (a) den Naturhaushalt als Beziehungsgefüge von Gesteinen, Boden, Luft, Wasser und Lebewesen,
- (b) einzelne Naturhaushaltselemente (unter Einschluß der Gattung Mensch),
- (c) vom Menschen erzeugte (kulturelle) Sachgüter und
- (d) die „Landschaft“ als das optisch und gefühlsmäßig wahrnehmbare, räumlich manifestierte Beziehungsgefüge der unter (a), (b) und (c) aufgeführten Elemente. Dieser Landschaftsbegriff entspricht dem seines Begründers Alexander von Humboldt (Haber 1991).

Böden sind somit ein zentrales Gestalt- und Funktionselement dessen, was in der traditionelleren landschaftsökologisch-geographischen Literatur und in der Jurisprudenz als „Landschaft“ bezeichnet wird. Das Erscheinungsbild von Landschaften ist aufs engste mit dem wirtschaftshistorisch und wirtschaftsgeographisch entscheidenden ökologischen Potential, d. h. den ökologischen Funktionen der Böden verknüpft (Haber 1991) (Abb. 2).

In der Bodenzone (Pedosphäre) durchdringen sich Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre. Das heißt, Stoff-, Energie- und Informationsflüsse verknüpfen Böden mit ihrem Ausgangsgestein, Wasser, Luft und Lebewesen sowie deren Abbauprodukten. Insofern fungieren Böden als regulatorische Hauptkompartimente terrestrischer Ökosysteme. Zudem sind sie als Standort menschlicher Siedlungen Ausgangspunkte (Quellen) und Zielorte (Senken) der Beeinflussung von Stoffströmen durch den Menschen. Hieraus folgt, daß ein effektiver Umweltschutz an ökosystemaren Zusammenhängen zu orientieren ist. Das gilt nicht nur für den die einzelnen Umweltmedien übergreifenden Naturschutz. Auch der aus historischen Gründen und Praktikabilitätsabwägungen medienbezogene Umweltschutz muß in eine rechtsdogmatisch und ökologisch sinnvolle Systematik eingebettet sein. Für den Bodenschutz bedeutet dies: Bodenschutz ist nur im Rahmen eines umfassenden Ökosystemschutzes dauerhaft und effektiv möglich.

Mit Blick auf den geforderten Ökosystemschutz lassen sich folgende – ethisch nicht zu rechtfertigende – Endpunkte der Skala menschlichen Handelns denken: „absoluter“ Umweltschutz durch Fehlen jeglichen wirtschaftlichen Handelns einerseits und uneingeschränkte Umweltzerstörung durch ungehemmte Wirtschaftsaktivitäten andererseits. Politik, Recht und Wissenschaft sollten als Teilsysteme der menschlichen Gesellschaften die Randbedingungen für einen effek-

tiven Ökosystemschutz gemeinsam erarbeiten und als individuellen und kollektiven Handlungsrahmen festschreiben.

Hierfür könnten beispielsweise die beiden sogenannten „Professorenentwürfe“ eines Umweltgesetzbuches (UGB) die Grundlage bilden (Jarras et al. 1994; Kloepfer et al. 1990). Dies ist insbesondere dann zu erwarten, wenn an ihrer Erarbeitung auch Ökologen und Ökonomen beteiligt werden. Denn bei der Zusammenfassung des Umweltrechts in einem Umweltgesetzbuch sollte neben der gesetzestechnischen Harmonisierung auch eine fachlich fundierte Systematisierung umweltrechtlich relevanter Begriffe aus Ökonomie und Ökologie erfolgen. Eine solche Systematisierung ist nicht nur für die jeweilige Disziplin relevant, sondern auch bei der Normanwendung von praktischer Bedeutung.

4. Bodenqualitätsziele in derzeit geltenden Rechtsnormen

Die Rolle der Böden in der Umwelt (d. h. in Ökosystemen) wird mit den sogenannten „Bodenfunktionen“ beschrieben (Fränze et al. 1993a). Sie bilden eine der lebensnotwendigen Grundlagen für den Menschen. Die Bodenfunktionen sind auch die Basis für die wirtschaftlichen Aktivitäten der Menschen, die stets mit der Nutzung von Böden verknüpft sind. Der Boden ist „die Bühne“ menschlichen Lebens.

Entsprechend seiner vielfältigen – unterschiedlich detailierbaren – Funktionen existieren mehrere Verwaltungsrechtsnormen, die Böden an sich und als „prägendes Element der Natur und Landschaft“ (BMI 1985) schützen sollen. In diesem kombinierten Sinne werden mehrere Bodenqualitätsziele (nachfolgend fett gedruckt) unter Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe normiert (nachfolgend fett und kursiv gedruckt). Die verwaltungsrechtlichen Bodenqualitätsziele gelten überwiegend dem „qualitativen Bodenschutz“, d. h. dem Schutz der Böden vor Stoffeinträgen durch direkten Auftrag, nasse und trockene Deposition und den Transport von sowie den Umgang mit Stoffen. Einige wenige Bodenqualitätsziele gelten dem quantitativen Bodenschutz, d. h. dem Schutz vor Verbrauch durch Überbauung oder Abbau (Goppel 1991; Schmidt 1991):

Im Bundesnaturschutzgesetz wird gefordert:

- **„Boden ist zu erhalten...“** (§ 2 Nr. 4 BNatSchG). Das bedeutet im einzelnen:
 - **„... ein Verlust seiner natürlichen Fruchtbarkeit ist zu vermeiden“** (§ 2 Nr. 4 BNatSchG);
 - **„Unbebaute Bereiche sind als Voraussetzungen für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, die Nutzung der Naturgüter und für die Erholung in Natur und Landschaft ... in ... genügender Größe zu erhalten“** (§ 2 Nr. 2 BNatSchG).
 - **„Beim Abbau von Bodenschätzen ist die Vernichtung wertvoller Landschaftsteile oder Landschaftsbestandteile zu vermeiden...“** (§ 2 Nr. 5 BNatSchG).

Einen mittelbaren Schutz des Bodens an sich und als Landschaftselement sollen folgende Naturschutzziele bewirken:

- **„Wasserflächen sind ... zu erhalten und zu vermehren...“** (§ 2 Nr. 6 BNatSchG).
- **„Luftverunreinigungen ... sind ... zu vermeiden...“** (§ 2 Nr. 7 BNatSchG).

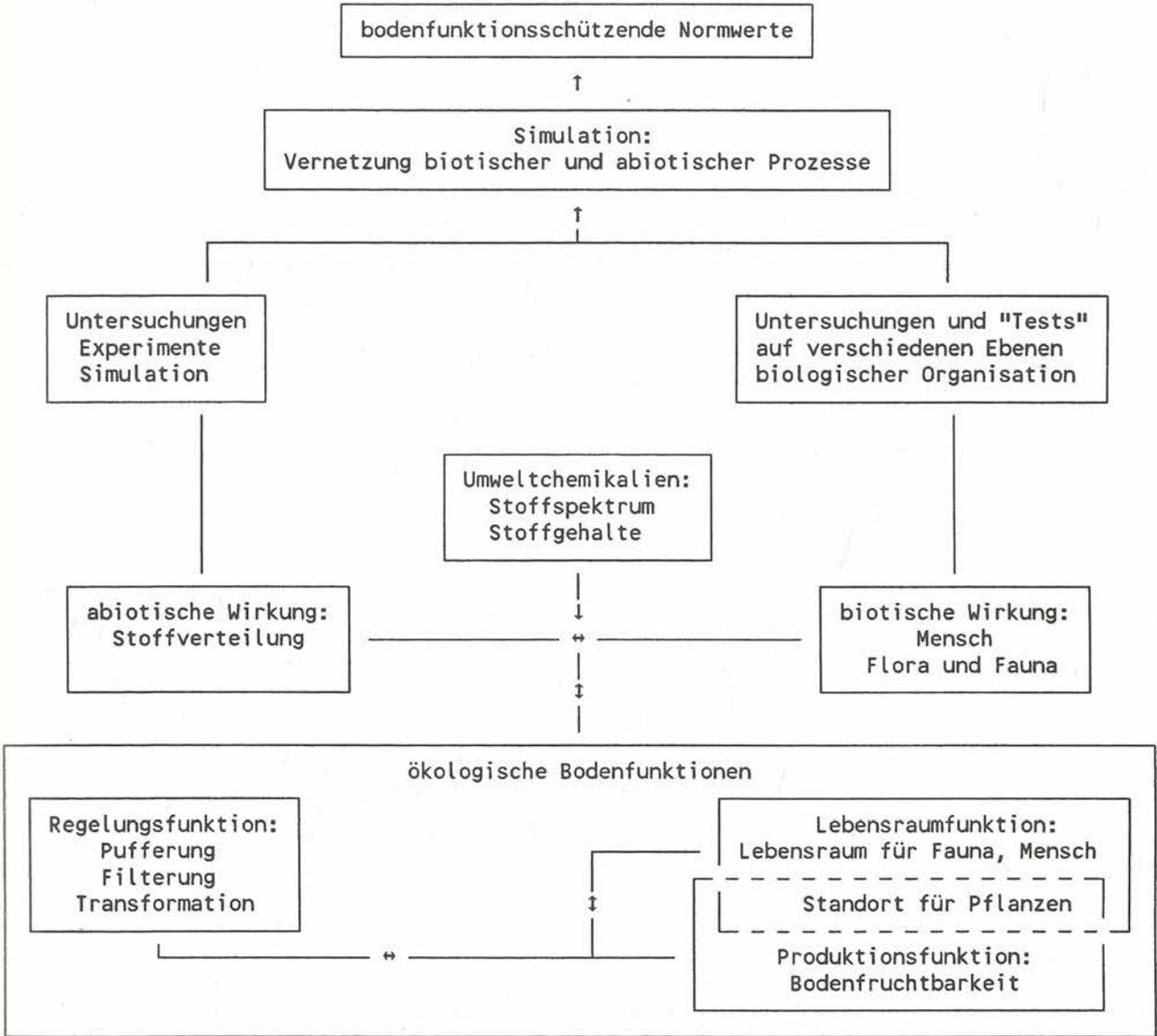


Abb. 2. Stofflicher Bodenschutz und Normwerte (Entwurf: W. Schröder).

- „Beeinträchtigungen des Klimas ... sind zu vermeiden ...“ (§ 2 Nr. 8 BNatSchG).
- „Die Vegetation ist ... zu sichern ... Flächen, deren Pflanzendecke beseitigt worden ist, sind wieder standortgerecht zu begrünen“ (§ 2 Nr. 9 BNatSchG).
- „Die wildlebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften sind ... in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen. Ihre Lebensstätten und Lebensräume (Biotope) sowie ihre sonstigen Lebensbedingungen sind zu schützen ...“ (§ 2 Nr. 10 BNatSchG).
- „Historische Kulturlandschaften und -landschaftsteile ... sind zu erhalten. Dies gilt auch für die Umgebung geschützter oder schützenswerter ... Bodendenkmäler“ (§ 2 Nr. 13 BNatSchG).

Diese Bodenschutzkonzeption soll auch im Sinne der Vorsorge durch das Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) realisiert werden. Es dient der Umsetzung der UVP-Richtlinie der EG (85/337/EWG) in deutsches Recht. §§ 2

Abs. 1 und 14 Abs. 2 UVPG setzen den Artikel 3 der Richtlinie um. Hiernach gilt:

„Die Umweltverträglichkeitsprüfung identifiziert, beschreibt und bewertet in geeigneter Weise ... die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Projekts auf folgende Faktoren:

- Mensch, Fauna und Flora,
- Boden, Wasser und Landschaft,
- die Wechselwirkungen zwischen den unter dem ersten und zweiten Kästchen genannten Faktoren,
- Sachgüter und das kulturelle Erbe.“

Das Bundeswaldgesetz bezweckt „insbesondere, den Wald wegen seines wirtschaftlichen Nutzens ... und wegen seiner Bedeutung für die Umwelt, insbesondere für die dauernde Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft, die Bodenfruchtbarkeit, das Landschaftsbild ... zu erhalten, erforderlichenfalls zu mehren und seine ordnungsgemäße Bewirt-

schaftung nachhaltig zu sichern ...“ (§ 1 Nr. 1 BWaldG). Der „Wald ist nach seiner Fläche und räumlichen Verteilung so zu erhalten oder zu gestalten, daß er die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes möglichst günstig beeinflusst, dem Schutz vor natürlichen oder zivilisatorischen Gefahren dient ...“ (§ 6 Abs. 3 Nr. 1 BWaldG).

Das *Bundesberggesetz* sieht vor, die vom Bergbau in Anspruch genommene Oberfläche unter Beachtung des öffentlichen Interesses ordnungsgemäß zu gestalten (§ 4 Abs. 4 BBergG).

Das *Chemikaliengesetz* strebt an, „den Menschen und die Umwelt zu schützen“ (§ 1) vor Stoffen, „die selbst oder deren Verunreinigungen oder Zersetzungsprodukte geeignet sind, die *natürliche Beschaffenheit* von Wasser, Boden oder Luft, von Pflanzen, Tieren oder Mikroorganismen derart zu verändern, daß dadurch *erhebliche Gefahren* oder *erhebliche Nachteile* für die Allgemeinheit herbeigeführt werden ...“ (§ 3 Nr. 3 ChemG). Das *Pflanzenschutzgesetz* zielt darauf ab, „Gefahren abzuwenden, die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder durch andere Maßnahmen des Pflanzenschutzes, insbesondere für die Gesundheit von Mensch und Tier und für den *Naturhaushalt*, entstehen können“ (§ 1 Nr. 4 PflSchG). Naturhaushalt ist im Sinne des Gesetzes definiert als „seine Bestandteile Boden, Wasser, Luft, Tier- und Pflanzenarten sowie das *Wirkungsgefüge* zwischen ihnen“ (§ 2 Nr. 6 PflSchG). Das *Düngemittelgesetz* gestattet nur diejenigen Düngemittel zuzulassen, „die bei sachgerechter Anwendung die *Fruchtbarkeit des Bodens* und die Gesundheit von Menschen und Haustieren nicht schädigen und den *Naturhaushalt* nicht gefährden ...“ (§ 2 Abs. 2 DMG).

Nach dem *Abfallgesetz* sind Abfälle so zu entsorgen, „daß das *Wohl der Allgemeinheit* nicht beeinträchtigt wird, insbesondere nicht dadurch, daß ... Gewässer, Boden und Nutzpflanzen *schädlich beeinflusst*“ werden (§ 2 Abs. 1 AbfG). Diese Vorschriften gelten „entsprechend, wenn Abwasser, Klärschlamm, Fäkalien oder ähnliche Stoffe ... auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht ... werden“ (§ 15 Abs. 1 AbfG). Dies kann die zuständige Behörde „verbieten oder beschränken, soweit ... im Boden eine *Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit* zu besorgen ist“ (§ 15 Abs. 5 AbfG). Das *Tierkörperbeseitigungsgesetz* schreibt vor, Tierkörper (-teile) und -erzeugnisse so zu beseitigen, daß u. a. Gewässer und Böden nicht verunreinigt werden (§ 3 TKGB). Das *Altölgesetz* sieht einen Fonds für die gewässer- und bodenunschädliche Beseitigung von Altöl vor.

Das *Atomgesetz* soll „Leben, Gesundheit und Sachgüter vor den Gefahren ... schützen“ (§ 1 Nr. 1 AtG). Errichtung und Betrieb kerntechnischer Anlagen dürfen nur dann genehmigt werden, wenn „überwiegende öffentliche Interessen, insbesondere im Hinblick auf die Reinhaltung des Wassers, der Luft und des Bodens der Wahl des Standorts der Anlage nicht entgegenstehen“ (§ 7 Abs. 2 Nr. 6 AtG; entsprechend § 9 Abs. 2 Nr. 6 AtG, § 3 Abs. 1 Nr. 8 AtVfV).

Mit einigen dieser unbestimmten Rechtsbegriffe (in ihrem Kontext wie oben im folgenden fett und kursiv gedruckt) werden im Strafgesetzbuch **bodenschutzrelevante Straftatbestände** definiert. Diese erfüllt,

■ „wer unter Verletzung verwaltungsrechtlicher Pflichten

Stoffe in den **Boden** einbringt, eindringen läßt oder freisetzt und diesen dadurch

1. in einer Weise, die geeignet ist, die Gesundheit eines anderen, Tiere, Pflanzen oder andere Sachen von bedeutendem Wert oder ein Gewässer zu schädigen, oder

2. in *bedeutendem Umfang verunreinigt* oder *sonst nachteilig verändert*, ...“ (§ 324a Abs. 1 StGB),

■ „wer beim Betrieb einer Anlage ... unter grober Verletzung verwaltungsrechtlicher Pflichten **Schadstoffe** in *bedeutendem Umfang* in die Luft außerhalb des Betriebsgeländes freisetzt, ...“ (§ 325 Abs. 2 StGB)

■ „... die *geeignet* sind,

1. die Gesundheit eines anderen, Tiere, Pflanzen oder andere Sachen von bedeutendem Wert zu schädigen oder

2. *nachhaltig* ein Gewässer, die Luft oder den **Boden** zu *verunreinigen* oder *sonst nachteilig zu verändern*“ (§ 325 Abs. 4 StGB),

■ „wer unbefugt **Abfälle**, die nach Art, Beschaffenheit oder Menge *geeignet* sind, ... *nachhaltig* ein Gewässer, die Luft oder den **Boden** zu *verunreinigen* oder *sonst nachteilig zu verändern*, ... außerhalb einer dafür zugelassenen Anlage oder unter wesentlicher Abweichung von einem vorgeschriebenen oder zugelassenen Verfahren behandelt, lagert, ablagert, abläßt oder *sonst beseitigt* ...“ (§ 326 Abs. 1 Nr. 4 StGB) oder/und

■ wer „ein Gewässer, den **Boden** oder ein Schutzgebiet im Sinne des § 329 Abs. 3 derart *beeinträchtigt*, daß die *Beeinträchtigung* nicht, nur mit *außerordentlichem Aufwand* oder erst nach *längerer Zeit beseitigt* werden kann“ (§ 330 Nr. 3 StGB).

Der Straftatbestand „Bodenverunreinigung“ (§ 324a Abs. 1 StGB) wird an die Verletzung einer verwaltungsrechtlichen Pflicht geknüpft. Dies ist „eine Pflicht, die sich aus

- einer Rechtsvorschrift,
- einer gerichtlichen Entscheidung,
- einem vollziehbaren Verwaltungsakt,
- einer vollziehbaren Auflage oder
- einem öffentlich-rechtlichen Vertrag ...

ergibt und dem **Schutz vor Gefahren** oder *schädlichen Einwirkungen* auf die **Umwelt**, insbesondere auf Menschen, Tiere oder Pflanzen, Gewässer, die Luft oder den **Boden**, dient ...“ (§ 330d Nr. 4 StGB).

5. Konkretisierung unbestimmter Rechtsbegriffe anhand von Bodenqualitätszielen

Die zur Konkretisierung der verwaltungsrechtlichen Pflichten heranziehenden Rechtsvorschriften müssen dem Bestimmtheitsgebot entsprechen. Das bedeutet, daß sie so klar zu formulieren sind, „daß der Rechtsunterworfenen mit hinreichender Sicherheit erkennen kann, welches Verhalten ihm in einer konkreten Situation abverlangt wird“ (BT-Drucksache 12/192). Allgemeine Programmsätze und Rechtsvorschriften wie z. B. § 6 Abs. 1 Satz 1 und 2 PflSchG und § 1 a Abs. 1 und 2 DMG erfüllen diese Voraussetzung nicht. Ausreichend bestimmt hingegen seien: §§ 7, 23 BImSchG i.V.m. 1., 2., 7., 8., 12. und 13. BImSchV; § 17 ChemG i.V.m. GefStoffV und ChemVerbotsV; § 7 PflSchG i.V.m. PflSchAnwV; § 2 DMG i.V.m. DüngeMV; § 1 DDT-G; WHG; AbfG; AtG; GBefGG; WRMG; FutMG.

Die in diesen Normen enthaltenen Konkretisierungen betreffen zwar das Verhalten des Menschen in bezug auf seinen Umgang mit Stoffen, nicht jedoch deren Wirkungen im Schutzgut Boden. Zudem werden die in den zitierten Verwaltungs- und Strafrechtsnormen (Abschn. 4) zur Benennung von Bodenqualitätszielen und Bodenveränderungen benutzten unbestimmten Rechtsbegriffe unsystematisch verwendet (dies gilt im übrigen für die Kennzeichnung von Qualitätszielen und Abweichungen hiervon in bezug auf alle anderen Umweltmedien). Folglich müssen solche unbestimmten Rechtsbegriffe nach Möglichkeit durch naturwissenschaftlich-ökologisches Faktenwissen konkretisiert und anwendbar gemacht werden. Denn die Anwendung o. a. Strafrechtsbestimmungen setzt voraus, daß Sachverhalte (Tatbestände) im Sinne einer (Nicht-)Einhaltung der ihnen zugrunde liegenden Bodenqualitätsziele subsumierbar sind. Dies setzt prinzipiell voraus, daß die in strafrechtlichen Bestimmungen enthaltenen unbestimmten Rechtsbegriffe operational definiert und damit empirisch verifizierbar werden.

Die in den Strafrechtsnormen (Abschn. 4) mit verschiedenen Begriffen bezeichneten Bodenveränderungen können physikalischer Art (Erosion, Abgrabung, Verdichtung, Versiegelung) und chemischer Art (Stoffeinträge) sein. Diese nutzungsbedingten Einwirkungen können jeweils alleine oder in Kombinationen biologische, chemische und physikalische Bodenprozesse auslösen (Abb. 2). Art und Ausmaß solcher **Bodenveränderungen durch Stoffeinträge** hängen ab von

- den physikalischen und chemischen Eigenschaften der immittierten Substanzen sowie
- den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften, die die Pufferung, Filterung, Transformation und Verlagerung der eingetragenen Stoffe steuern (Fränzle et al. 1993 a). Die Veränderung der zuletzt genannten vier Prozesse kann sich übertragen auf die Funktionen von Böden als

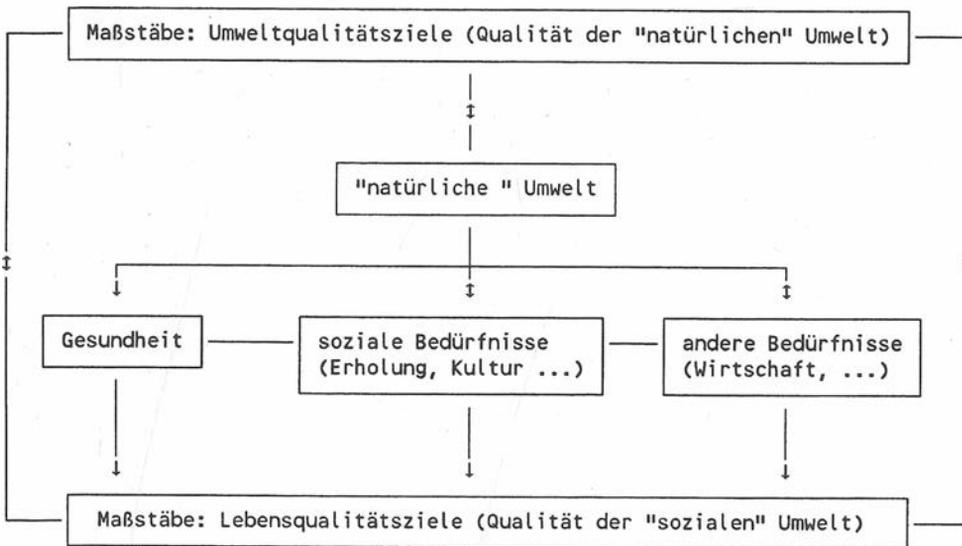
- Regler ökosystemarer Stoffkreisläufe sowie
- Lebensgrundlage und Lebensraum für Biozöosen in und auf Böden. In bezug auf den Menschen sind dies die Funktion von Böden als: Siedlungs- und Gewerbefläche, Produktionsort für Nahrungs- und Futtermittel, Erholungsraum, Rohstofflager (Trinkwasser, Energieträger, „Bodenschätze“) und Abfall- bzw. Schadstoffsinke (Deponien, Immissionen).

Bodennutzungen können also physikalische und chemische Bodenprozesse verändern und sich auf alle ökosystemaren Bodenfunktionen – und somit auch auf den Menschen – auswirken (Abb. 2 und 3). Überschreiten diese Wirkungen ein vom Menschen (implizit oder explizit) definiertes Ausmaß oder ist dieses zu erwarten (Prognose), so werden die geschilderten ökosystemaren Folgewirkungen von Bodennutzungen als Bodenbelastungen bewertet und bezeichnet. Bodenbelastungen sind also negativ bewertete Abweichungen von einem Bodenqualitätsziel und somit von einer **Norm** (Soll-Bodenzustand).

Ziele sind Verknüpfungen von Werturteilen wie „X ist gut“ und Verpflichtungsurteilen des Typs „X ist gesollt“ zu „X ist gut, und X ist deshalb anzustreben“. Werturteile sollten nicht ohne Angabe der Gegenstände bzw. Sachverhalte der Bewertung, der Bewertungsregeln und der Bewertungskriterien gefällt werden.

Da die Ansprüche der Menschen an den Boden nicht homogen sind – Bodenqualitätsziele werden aus dem Blickwinkel verschiedener Nutzungsinteressen oder Umwelt- bzw. Naturschutzphilosophien bestimmt –, sollten bei der Definition von Bodenqualitätszielen u. a. folgende Fragen Berücksichtigung finden:

- Welche Ökosystemelemente sollen geschützt werden: Der Boden bzw. einzelne seiner Funktionen und/oder andere Ökosystemelemente wie Mensch, Pflanzen, Tiere?
- Für welche Bodennutzung werden die Bodenqualitätsziele bestimmt?



Hierbei gilt u.a.:

- (1) $LQ = f(UQ, \dots)$,
- (2) $UQ = f(W, \dots)$ und
- (3) $W = f(N, S)$,

wobei LQ: Lebensqualität, UQ: Umweltqualität, W: Folgewirkungen anthropogener Eingriffe in Ökosysteme, N: Nutzung, S: Empfindlichkeit von Ökosystemen bzw. ihrer Teile

Abb. 3. Umwelt- und Lebensqualität (Entwurf: W. Schröder).

- Für welche Raumausschnitte (Bodenzonen, ...) sollen die Bodenqualitätsziele gelten?
- Nehmen die Qualitätsziele Bezug auf die räumliche Variabilität geogener und pedogener („natürlicher“, nicht durch menschliche Aktivitäten beeinflusster) Stoffgehalte (Abb. 1, 3; Abschn. 7)?

Auf diese vier Fragen wird im folgenden näher eingegangen.

6. Differenziertheit von Bodennormwerten

Um die Bewertung von Bodenzuständen praktikabel zu gestalten, sind Bodenqualitätsziele möglichst in Form quantitativer Maßstäbe zu konkretisieren. Diese „Meßplatten“ sind in der Regel dreistufige – mindestens ordinale – Skalen, die ausgehend von einem Sollzustand (Bodenqualitätsziel) verschiedene Abweichungen von diesem (Belastungsstufen) unterscheiden. Das in verschiedenen Bodennormwertlisten (Abschn. 8, Tab. 2) definierte anspruchsvollste Bodenqualitätszielniveau läßt sich nicht flächendeckend realisieren. Dennoch bleibt dieses Zielniveau unverzichtbar:

- als Leitlinie des Bodenschutzes,
- als Maßstab für den Schutz naturnaher Biotope sowie
- für die Prüfung der Realisierbarkeit und praktischen Anwendbarkeit von Bodennormwerten, die beispielsweise für im Hausgarten- und Spielplatzsand grabende Kleinkinder humantoxikologisch begründet werden (Abschn. 8).

Dieses Bodenqualitätszielniveau ergibt sich nach v. Borries (1990) „aus den naturgeschichtlichen Ausgangsverhältnissen in den Böden ... Umfangreiche Untersuchungen mit dieser Zielrichtung sind für Schwermetalle im Auftrag des BMU ... erfolgt“. Sie haben in der Tat wichtige Ergebnisse erbracht. Jedoch reicht die Zahl der entsprechend analysierten Böden beispielsweise für Schleswig-Holstein noch nicht aus, die nicht nur von v. Borries (1990) mit fundierter wissenschaftlicher Begründung geforderte Differenzierung von Bodennormwerten nach

- Stoffen,
- Nutzungen und
- Bodeneigenschaften

zu erfüllen. Das verdeutlicht die nachfolgende Überlegung.

Differenziert man die Normwerte in

- drei bzw. vier *Bodenqualitätszielstufen* (natürlicher Bereich < Unbedenklichkeitsbereich < Bedenklichkeitsbereich < Belastungsbereich) (v. Borries 1990) und
 - drei *Stufen sozialer Verbindlichkeit* (Orientierungs-, Richt- und Grenzwert),
- dann ergibt sich für jeden Stoff eine Neun- bzw. Zwölfelder-Tafel von Normwerten.

Unterscheidet man weiterhin bei

- der *Bodennutzung* sieben Stufen gemäß § 9 Abs. 1 Nr. 15 Baugesetzbuch, DIN 18035 und Baunutzungsverordnung (IWS/FAGUS 1993) (BNT-1: Ökosysteme/Flächen zum Schutz der **Landschaft** < > BNT-2: Kinderspielplätze < BNT-3: Haus- und Kleingärten < > BNT-4: Flächen mit Nutzpflanzenanbau < > BNT-5: Sport- und Bolzplätze < BNT-6: Erholungs- und Freizeitgebiete < BNT-7: Industrie- und Gewerbeflächen) und bei
- der *Bodeneigenschaft „Textur“* drei Klassen (Sand, Schluff, Ton),

dann erhält man für jeden Stoff 18 Neun- bzw. Zwölfelder-Tafeln, d.h. pro Stoff 189 bzw. 252 Normwerte.

Diese Zahl erhöht sich weiter, wenn man die Bodeneigenschaft „Textur“ feiner untergliedert und/oder weitere wichtige Bodeneigenschaften wie pH-Wert und Humusgehalt in die Betrachtung einbezieht oder aber – wie von verschiedenen behördlichen Facharbeitsgruppen gefordert – Normwerte zusätzlich schutzgutspezifisch definiert. Dieses Szenario ist sowohl für die Ableitung als auch für die Anwendung von Bodennormwerten unrealistisch. Deshalb werden folgende Reduktionsvorschläge zur Diskussion gestellt:

- *Senkung der Stufen sozialer Normwertverbindlichkeit* von drei auf eine (nur Grenzwerte),
- *Senkung der Bodennutzungstypen* von sieben auf vier: (BNT-1: dauerhaft vegetationsfreie (Sand-)Flächen (Sandkisten) auf Kinderspielplätzen, in Haus- und Kleingärten sowie Erholungs- und Freizeitanlagen; BNT-2: zeitweilig und dauerhaft bewachsene Bereiche von Kinderspielplätzen sowie von Haus- und Kleingärten, Sport- und Bolzplätzen sowie Erholungs- und Freizeit; BNT-3: Flächen zum Schutz der Landschaft, naturnahe Ökosysteme; BNT-4: Gewerbe- und Industrieflächen) und
- *Senkung der Bodenqualitätszielstufen* auf drei (statt vier).

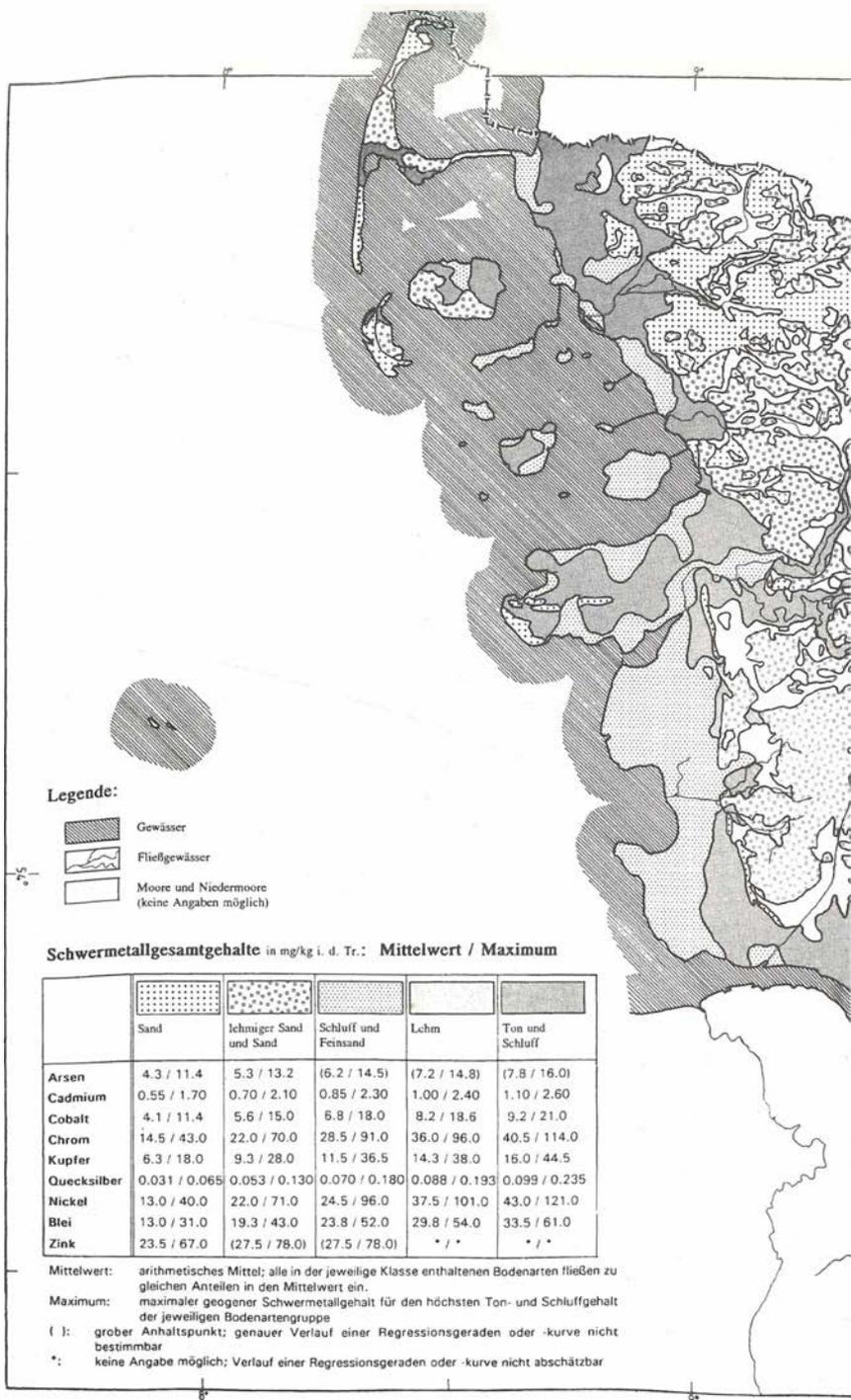
Das anspruchsvollste Niveau sollte (im Falle der Schwermetalle) durch die „natürlichen“, d.h. die geogenen Gehalte der jeweiligen Bodenart (Bodentexturklasse) definiert werden. Deshalb hat Wiegmann (1994) in enger fachlicher Abstimmung mit dem *Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein* geprüft, ob eine solche bodenartspezifische regionale Differenzierung der geogenen Schwermetallgehalte schleswig-holsteinischer Böden auf der Grundlage aller zugänglichen Daten – unter Einschluß der von v. Borries (1990) erwähnten Untersuchungsergebnisse – möglich ist. Einer der Anlässe zu dieser Untersuchung war die Frage, ob die niedrigsten der für Kinderspielplatzsand geforderten Bodennormwerte in Schleswig-Holstein – abgesehen von ihrer humantoxikologischen Begründung – im Sinne geogener Schwermetallgehalte überhaupt einzuhalten sind.

7. Abschätzung geogener Schwermetallgehalte der Oberböden in Schleswig-Holstein

Analog zu den von v. Borries (1990) gemeinten Untersuchungen – das sind die von Hindel und Fleige (1989) sowie von Kuntze et al. (1991) – geht Wiegmann (1994) davon aus, daß sich unter dem Einfluß pedogener Faktoren aus dem lithogenen Ausgangsgehalt der **geogene Schwermetallgesamtgehalt** eines Oberbodens ergibt. Der Schwermetallgehalt von Oberböden enthält neben dem vom Ausgangsgestein „ererbten“ Anteil noch einen auf die atmosphärische Deposition sowie die Applikation von Dünger und Klärschlämmen zurückzuführenden Anteil.

Dieser anthropogene Anteil ist in geeigneter Weise zu bestimmen, um den Grad der anthropogen verursachten Abweichung von dem menschenunbeeinflussten Zustand abzuschätzen. Die anschließende **Bewertung** dieser Differenz zum menschenunbeeinflussten Bodenzustand bedarf ethischer, ökotoxikologisch/ökosystemarer, humantoxikologischer sowie wirtschaftlicher und sozialer Maßstäbe (Abb. 3).

Abb. 4. Karte der geogenen Schwermetallgehalte schleswig-holsteinischer Oberböden im Maßstab 1:500 000 (Wiegmann 1994).



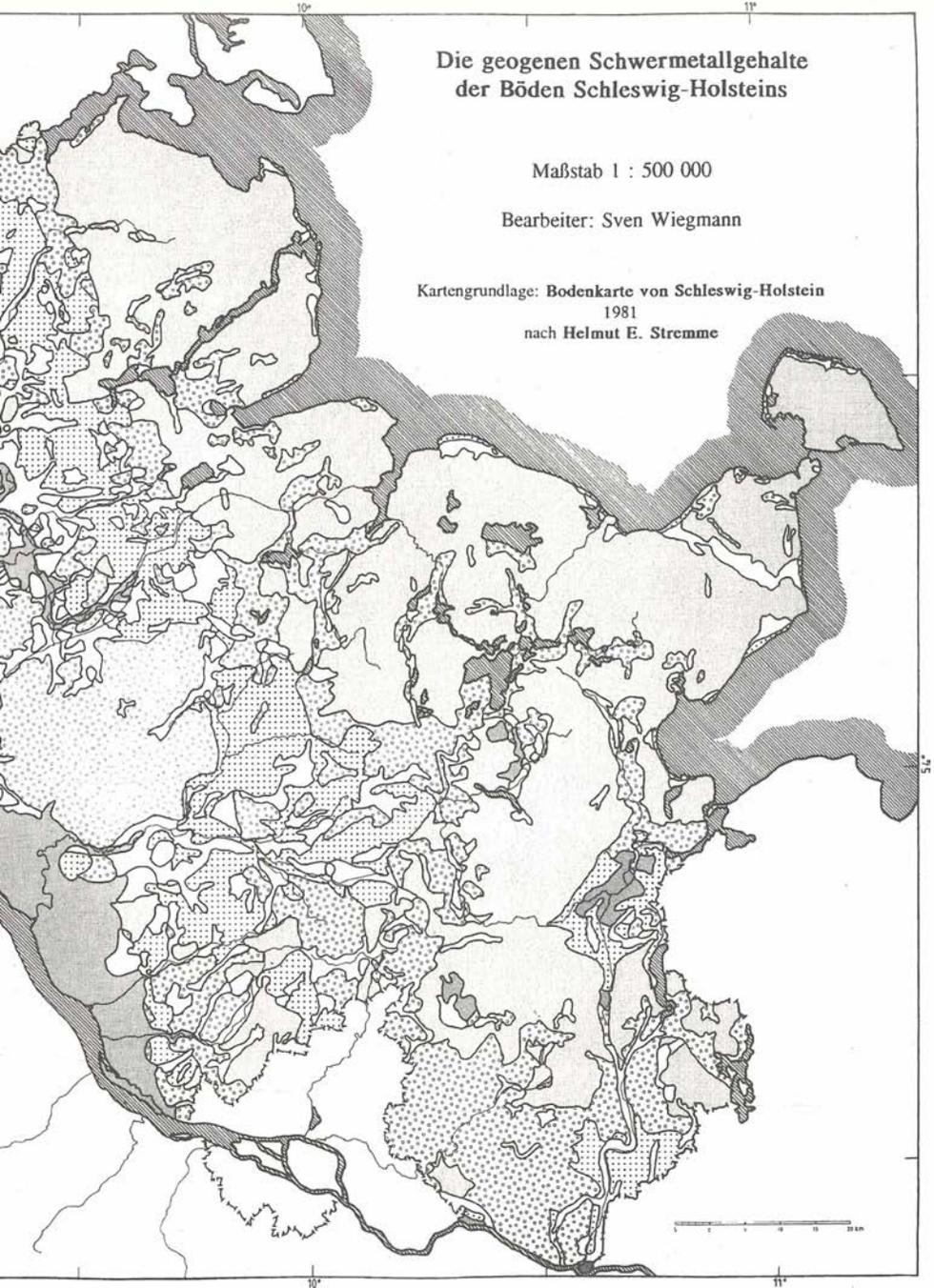
Die geogenen Schwermetallgehalte
der Böden Schleswig-Holsteins

Maßstab 1 : 500 000

Bearbeiter: Sven Wiegmann

Kartengrundlage: Bodenkarte von Schleswig-Holstein
1981

nach Helmut E. Stremme



Schröder · Normwerte im Bodenschutz als Bestandteile landschaftlicher Leitbilder

Tab. 1. Geogene Schwermetallgesamtgehalte der Oberböden Schleswig-Holsteins (Mittelwert/Maximum in mg/kg Bodentrockenmasse) (Wiegmann 1994)

	Sand	Lehmiger Sand und Sand	Schluff und Feinsand	Lehm	Ton und Schluff
As	4.3 /11.4	5.3 /13.2	(6.2 /14.5)	(7.2 / 14.8)	(7.8 / 16.0)
Cd	0.5 / 1.7	0.7 / 2.1	0.85 / 2.30	1.0 / 2.40	1.10 / 2.60
Co	4.1 /11.4	5.6 /15.0	6.8 /18.0	8.2 / 18.6	9.2 / 21.0
Cr	14.5 /43.0	22.0 /70.0	28.5 /91.0	36.0 / 96.0	40.5 /114.0
Cu	6.3 /18.0	9.3 /28.0	11.5 /36.5	14.3 / 38.0	16.0 / 44.5
Hg	0.031/ 0.065	0.053/ 0.130	0.07 / 0.180	0.088/ 0.193	0.099/ 0.235
Ni	13.0 /40.0	22.0 /71.0	24.5 /96.0	37.5 /101.0	43.0 /121.0
Pb	13.0 /31.0	19.3 /43.0	23.8 /52.0	29.8 / 54.0	33.5 / 61.0
Zn	23.5 /67.0	(27.5 /78.0)	(27.5 /78.0)	Datenmangel	Datenmangel

Eine diese Maßstäbe integrierende Gesamtbewertung sollte sodann zur Definition von Bodennormwerten und ihrer sozialen (z. B. rechtlichen) Verbindlichkeit führen (Abb. 1, 2).

Aus den Untersuchungen von *Hindel* und *Fleige* (1989) sowie *Kuntze* et al. (1991) liegen lediglich für 39 schleswig-holsteinische Bodenprofile Abschätzungen geogener Schwermetallgesamtgehalte in Oberböden vor. Diese hat *Wiegmann* (1994) ergänzt durch Schwermetallgesamtgehalte von 181 in der Literatur dokumentierten Bodenprofilen sowie 53 bislang noch nicht veröffentlichten Bodenprofilen (Daten des *Geologischen Landesamtes Schleswig-Holstein*).

Über die Objektivität, Reliabilität und Validität dieser Daten liegen keine Informationen im Sinne chemisch-analytischer Qualitätskontrollkenngrößen vor (*Kluge* und *Heinrich* 1994, *Schröder* et al. 1991). Die räumliche Repräsentanz der Daten wurde folglich auch gar nicht erst mit geostatistischen Verfahren (*Heinrich* 1994 a, b) geprüft.

Auf der Grundlage dieser Daten leitet *Wiegmann* (1994) die geogenen Schwermetallgesamtgehalte schleswig-holsteinischer Oberböden wie folgt ab:

1. a) Für alle – nach Bodenarten bzw. „Tonäquivalent“ in Analogie zu *Lichtfuss* und *Brümmer* (1979, 1981) klassifizierten – Daten über die Gehalte an As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn in den Tiefenstufen 0 bis 20 cm (Oberboden) und 100 bis 130 cm (Unterboden) wurden zunächst Verteilungskurven bestimmt.

1. b) Für Tonäquivalent-Klassen mit $n > 10$ wurden durch die Überlagerung der beiden Verteilungskurven eines jeden Schwermetalls in Unter- und Oberböden folgende statisti-

schen Kenngrößen ermittelt: Minimum, Maximum, Standardabweichung, arithmetisches Mittel, 95. Perzentil und der Drei-Sigma-Bereich.

2. Für Tonäquivalent-Klassen, die mit weniger als 10 Profildaten besetzt sind, werden die geogenen Gehalte der in (1a) genannten Schwermetalle durch Interpolation ihrer in (1b) errechneten Kenngrößen ermittelt. Als Ergebnis dieser hier stark zusammengefaßten Prozedur ergeben sich die in Tabelle 1 und in Abbildung 4 angegebenen geogenen Schwermetallgehalte der in der Bodenkarte von *Stremme* (1981) im Maßstab 1:500000 unterschiedenen Bodenarten Schleswig-Holsteins.

8. Normwerte für Schwermetallkonzentrationen in Spielplatzböden

Zur Bewertung von Schwermetallkonzentrationen im Boden und speziell in Kinderspielplatzböden finden national und international eine Reihe von Listen mit Normwerten Anwendung. Da bei der Normwertableitung nicht immer von derselben Bodenaufnahmemenge ausgegangen wird, sind die in Tabelle 2 mit einem * gekennzeichneten Werte aus Gründen der Vergleichbarkeit auf eine Aufnahme von 0,5 g/Tag umgerechnet. Alle Werte sind angegeben in mg/kg Trockensubstanz des Bodens.

Beurteilt man nun Daten über Schwermetallgehalte in Kinderspielplatzböden anhand der in Tabelle 2 zusammengestellten Normwerte, so können folgende Situationen entstehen:

Liste/Wert	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Eikmann & Kloke/Bodenwert II	40*	4*	100*	100*	1*	80*	400*	600*
Empelder Liste/Richtwert	20	5	200	250	7	50	35	2000
Holland-Liste/Prüfwert B	30	5	250	100	2	100	150	500
Berliner Liste/Bodenprüfwert	40	3	150		2		200	
Hamburger Liste/Prüfwert D	40*	17*	80*	200*	4*	120*	200*	800*
Nordrhein-Westfalen/ Richtwert I	40*	4*	100*		1*	80*	400*	
SRU/Tolerierbare Metall- konzentration	40*	20*			14*		70*	
AGU Bayern/TSKB/ Einschreitwert	50	15			10		300	
Bremen/Einschreitwert Boden	20	10			5		400	

Tab.2. Normwerte für Schwermetallgehalte in (Spielplatz-)Böden (mg/kg Bodensubstanz), bezogen auf eine mittlere jährliche orale Aufnahme von 0,5 g/Tag (Entsprechend wurden die mit einem * gekennzeichneten Werte aus Gründen der Vergleichbarkeit auf eine Aufnahme von 0,5 g/Tag umgerechnet. Literaturnachweise: Fränze et al. 1993 b)

(1) Die Schlußfolgerungen mit Blick auf Maßnahmen der öffentlichen Hand (Gesundheitsämter o. ä.) können je nach zugrunde gelegter Normwertliste unterschiedlich ausfallen. So hat sich zum Beispiel bei einer entsprechenden Untersuchung von 383 Spielplätzen in Schleswig-Holstein gezeigt, daß sich je nach herangezogener Normwertliste eine andere Bewertung der Situation ergibt und darauf basierend unterschiedliche Konsequenzen zu ziehen wären (Fränze et al. 1993b). Während dies einmal eine eingehendere Untersuchung oder gar eine Sanierung sein kann, braucht dies bei Zugrundelegung einer anderen Liste nicht der Fall zu sein.

(2) Es entsteht ein Streit über besonders niedrig ange-setzte Normwerte. Vielfach wird argumentiert, daß solche strengen Normwerte nicht einzuhalten sind. Ein Vergleich der niedrigsten Normwerte aus Tabelle 2 mit den entsprechenden geogenen Schwermetallgehalten schleswig-holsteinischer Sandböden (Tab. 1) zeigt, daß selbst die strengsten Normwerte eingehalten werden können.

Dies gilt selbst dann, wenn postuliert wird, daß für den Spielsand der Sandkisten (Nutzungsbereich 1) die Normwerte deutlich zu unterschreiten sind (AGU 1992, Wassermann et al. 1993). Damit soll der dort erhöhten Exposition des Kleinkindes und dem geringen Absorptionsvermögen des Sandes gegenüber Schwermetallen bei gleichzeitig geringem pH-Wert und somit hoher Verfügbarkeit Rechnung getragen werden. Schließt man sich dieser Vorgehensweise und – zumindest in bezug auf das erste Argument – ihrer Begründung an, so sollte der Ausdruck „deutlich“ präzisiert werden. „Deutlich“ könnte z. B. bedeuten, daß die in der Tabelle angegebenen Werte mit dem Faktor 0,5 zu multiplizieren sind. Dieser Sicherheitsfaktor ist unter der empirisch nicht bestätigten – Annahme sinnvoll, daß die orale Ingestion unter sonst gleichen Randbedingungen (also gleichen Schwermetallgehalten) im Sandkastenbereich doppelt so hoch ist wie in den anderen Nutzungsbereichen.

9. Zusammenfassung und Ausblick

(1) *Leitbild des Umweltschutzes* sollte die dauerhafte (nachhaltige) Sicherung ökosystemarer Funktionen und Entwicklungsoptionen sein.

(2) Gestützt auf dieses Leitbild sind *Umweltqualitätsziele* zu definieren und – wo sinnvoll und möglich – als Umweltqualitätsstandards in Form quantitativer Normwerte zu verdichten.

(3) Das (Umwelt-)Recht sollte einen Rahmen bilden für die Umsetzung dieses Leitbildes in der sozialen Marktwirtschaft. Hierzu bedarf es einer Harmonisierung und Systematisierung des Umweltschutzes, an der neben Juristen auch Ökologen und Ökonomen beteiligt werden sollten.

(4) Innerhalb des ökosystemaren Umweltschutzes muß der *Bodenschutz* eine zentrale Rolle spielen; denn der Boden ist das regulatorische Hauptkompartiment terrestrischer Ökosysteme. Als solches hat der Boden zentrale Bedeutung für die Gestalt und Entwicklung der „Landschaft“.

(5) Die *Ökosystemforschung* muß sich stärker als bisher an der Formulierung von Umweltqualitätszielen beteiligen. Dies gilt insbesondere mit Blick auf Wirkungen von Stoffgemischen in Böden. Hierzu ist die *Ökotoxikologie* in die Ökosystemforschung einzubetten. Eine der wichtigsten Aufga-

ben ist dabei die ökosystemare Ableitung von Bodennormwerten.

(6) An die Ökosystemforschung ist eine regionalisierende *Ökologische Umweltbeobachtung* anzubinden. Ihre Aufgabe ist die systematische räumlich differenzierende Erfassung und Prognose von Ökosystemzuständen. Sie ist das Bindeglied zwischen grundlagenorientierter Ökosystemforschung und der für die Realisierung des o. a. umweltpolitischen Leitbildes zentralen Umweltplanung.

(7) Die *regionale Differenzierung geogener Stoffgehalte* sollte bei der Erarbeitung von Vorschlägen für Bodennormwerte durch Ökosystemforschung/Ökotoxikologie und regionalisierende Ökologische Umweltbeobachtung vorrangige Bedeutung erlangen. Hierbei kommt es darauf an, Ergebnisse von Simulationen der Stoffverteilung und -wirkung mit flächenhaften ökologischen Basisdaten (z. B. geogene Stoffgehalte, pedologische Merkmale) zu verknüpfen. Dieser Ansatz bietet die Chance, der Forderung nach regionalisierten Umweltqualitätszielen und differenzierten Bodennormwerten hinreichend zu entsprechen.

10. Literatur

- AGU (Arbeitsgemeinschaft Umwelthygiene), 1992: Hygienische Bewertung von Schadstoffen im Boden. Metalle im Boden von Kinderspielplätzen. – München (Akademie für das öffentliche Gesundheitswesen im Bayerischen Staatsministerium des Innern).
- Alexy, R., 1986: Theorie der Grundrechte. – 1. Aufl., Frankfurt am Main.
- Alexy, R., 1991: Theorie der juristischen Argumentation. Die Theorie des rationalen Diskurses als Theorie der juristischen Begründung. – 2. Aufl., Frankfurt am Main.
- BMI (Bundesministerium des Inneren), 1985: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. – Bonn (BT-Drucksache 10/2977).
- BMZ (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit), 1993: Umwelthandbuch. – Arbeitsmaterialien zur Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen. Bd III: Katalog umweltrelevanter Stoffe. Braunschweig, Wiesbaden.
- Bönker, Chr., 1992: Umweltstandards in Verwaltungsvorschriften. – Münster. Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung Bd. 142.
- Borries, D. F. W. v., 1990: Konzeptionelle Ansätze für den Umgang mit schadstoffbelasteten Böden. – VDI-Berichte 837, 1321–1339.
- Fränze, O., Jensen-Huß, K., Daschkeit, A., Hertling, Th., Lüschoff, R., Schröder, W., 1993a: Grundlagen zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Böden als Teilen von Ökosystemen. – Berlin, Umweltbundesamt-Texte 59/93.
- Fränze, O., Kothe, P., Schröder, W., Wiegmann, S., 1993b: Bodenbelastung auf Kinderspielplätzen in Schleswig-Holstein. – Kiel. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Goppel, K., 1991: Raumordnung und Recht. – Raumordnung und Raumforschung, 49, 113–118.
- Haber, W., 1991: Kulturlandschaft versus Naturlandschaft. Zur Notwendigkeit der Bestimmung ökologischer Ziele in

- der Raumplanung. – Raumforschung und Raumordnung, 49, 106–112.
- Heinrich, U., 1994a: Flächenschätzung mit geostatistischen Verfahren. Variogrammanalyse und Kriging. – In: Schröder, W., Vetter, L., Fränzle, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Braunschweig, Wiesbaden, 145–164.
- Heinrich, U., 1994b: Flächenhafte Ableitung der Klimaparameter Niederschlag und Temperatur mittels geostatistischer Verfahren. – In: Schröder, W., Vetter, L., Fränzle, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Braunschweig, Wiesbaden, 283–295.
- Hindell, R., Fleige, H., 1989: Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 59, 389–394.
- IWS und FAGUS (Institut für wassergefährdende Stoffe und interdisziplinäre Forschungsarbeitsgemeinschaft Gesellschaft und Umwelt an der TU Berlin), 1993: Rahmenbedingungen des Bodenschutzes im internationalen Vergleich. – 4 Bde., Berlin.
- Jarras, H.D., Kloepfer, M., Kunig, Ph., Papier, H.-J., Peine, F.-J., Rehbinder, E., Salzwedel, J., Schmidt-Assmann, E., 1994: Umweltgesetzbuch. Besonderer Teil. – Berlin. Umweltbundesamt-Texte 4/94.
- Kloepfer, M., Rehbinder, E., Schmidt-Assmann, E., Kunig, Ph. (1990): Umweltgesetzbuch. Allgemeiner Teil. – Berlin. Umweltbundesamt-Texte 7/90.
- Kluge, W., Heinrich, U., 1994: Statistische Sicherung geoökologischer Daten. – In: Schröder, W., Vetter, L., Fränzle, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Braunschweig, Wiesbaden, 31–67.
- Kuntze, H., Fleige, H., Hindell, R., Wippermann, T., Filipinski, M., Grupe, M., Pluquet, E., 1991: Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen. Empfehlungen für die Praxis. – In: Rosenkranz, D., Einsele, G., Harress, H. M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaften und Grundwasser. Berlin. Bd. 1, BoS. 8. Lfg. VI/91.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Roth, L., 1992: Grenzwerte. Kennzahlen zur Umweltbelastung in Deutschland und in der EG. – Tabellenwerk. Landsberg am Lech.
- Lichtfuss, R., Brümmer, G., 1979: Geochemische Ausgangsgehalte von Schwermetallen in Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 29, 549–554.
- Lichtfuss, R., Brümmer, G., 1981: Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. – Catena 8, 251–264.
- Mädling, H., 1992: Die inhaltliche Auffüllung der UVU und der UVP aus verwaltungswissenschaftlicher Sicht. – ARL-Arbeitsmaterial: Zur Umsetzung ökologischen Wissens in die regionalplanerische Praxis, 223–253.
- Schmidt, A., 1991: Leitlinien und Leitbilder für eine ökologisch orientierte Regionalplanung. Beispiel Nordrhein-Westfalen. – Raumordnung und Raumforschung 49, 418–424.
- Schröder, W., Garbe-Schönberg, C.-D., Fränzle, O., 1991: Die Validität von Umweltdaten. – Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung/Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 3 (4), 237–241.
- Trute, H.-H., 1988: Vorsorgestrukturen und Luftreinhalteplanung im Bundesimmissionsschutzgesetz. – Heidelberg. R. von Decker's rechts- und sozialwissenschaftliche Abhandlungen, Bd. 4.
- Wassermann, O., Wieben, M., Kruse, H., 1993: Toxikologische Abschätzung der von der Rüstungsaltpaste Empelde ausgehenden Gefahren. – Kiel. Gutachten des Instituts für Toxikologie der Universität.
- Wiegmann, S., 1994: Die geogenen Schwermetallgehalte der Böden Schleswig-Holsteins. – Kiel. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität.

Anschrift des Verfassers

Dr. rer. nat. Winfried Schröder, M.A.
Geographisches Institut der
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Ludewig-Meyn-Straße 14
24098 Kiel

und

Projektzentrum „Ökosystemforschung im Bereich der
Bornhöveder Seenkette“ der Christian-Albrechts-
Universität zu Kiel
Schauenburger Straße 112
24118 Kiel

Stand und Trends beim rechtlichen Schutz des Naturgutes Boden

von Christian Fokuhl

Einleitung

Derzeit zeigt das Bodenschutzrecht ein Bild starker Zersplitterung. Angesichts der vielfältigen ökosystemaren Verflechtungen zwischen Boden sowie Wasser und Luft und der Vielzahl der an den Boden gestellten Nutzungsansprüche ist dieses nicht weiter verwunderlich. Gegenwärtig gibt es einerseits Ansätze, die Böden durch Bodenschutzgesetze vor Belastungen zu schützen und bei bereits bestehenden Belastungen zu sanieren; andererseits besteht die Möglichkeit, das Naturschutzrecht, das die Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes in seiner Gesamtheit zum Ziel hat, hinsichtlich des Schutzes der Böden stärker zu nutzen und zu entwickeln.

1. Funktionen und Belastungen der Böden

Die Spannweite der Eigenschaften der Böden ist qualitativ und quantitativ so groß, daß es sich verbietet, alle Böden als Einheit zu sehen, also vom Boden schlechthin zu sprechen (Stahr und Renger 1986). Dementsprechend kann „der Boden“ weder theoretisch noch in der praktischen Umsetzung

als einheitliches Schutzgut betrachtet werden (Erbguth und Stollmann 1994). Böden sind – anders als Minerale, Pflanzen und Tiere – nicht scharf abgrenzbare Naturkörper; sie stellen keine Individuen dar.

1.1 Funktionen der Böden

Die in Anspruch genommenen Möglichkeiten, die Böden innewohnen, Funktionen im Naturhaushalt zu übernehmen und Leistungen für den Menschen zu erbringen, werden als Bodenfunktionen bezeichnet.

Die verschiedenen Funktionen der Böden sind in der Tabelle 1 zusammengestellt. Dabei können ökologische und nichtökologische Bodenfunktionen unterschieden werden (Erbguth 1984).

Sämtliche Funktionen der Böden sind für das menschliche Leben wichtig und weitgehend unverzichtbar. Es kann jedoch nicht Aufgabe des Rechtsbereiches *Bodenschutz* sein, allgemein die verschiedenen menschlichen Interessen an der *Bodennutzung* untereinander auszugleichen; deshalb muß eine Eingrenzung auf die zu schützenden Funktionen der Böden erfolgen (Erbguth 1984) – und zwar auf die Regelungsfunktion, die Produktionsfunktion, die Standortfunktion und die Archivfunktion.

Die z.T. geforderte Sicherung der nutzungsorientierten bzw. ökonomischen Bodenfunktionen mag zwar sachlich gerechtfertigt sein, gehört jedoch nicht zum Aufgabenfeld des Bodenschutzes. Vielmehr gehen von den nutzungsorientierten Bodenfunktionen, vor allem der Standortfunktion (bzw. Flächenfunktion), vielfach schwerwiegende Belastungen der Böden aus.

Tab. 1. Funktionen der Böden (Zusammenstellung des Verfassers nach Book 1986, Der Bundesminister des Innern 1985, Erbguth 1984, Stahr und Renger 1986, von Mutius 1990)

Ökologische Bodenfunktionen	Der Boden ist ...
Regelungsfunktion	... Filter (Grundwasserneubildung und -reinhaltung etc.) ... Puffer (Abbau oder Bindung und Immobilisierung immittierter Schadstoffe wie z. B. Schwermetalle etc.) ... Transformator(system) (Verwitterung: Feldspat → Tonmineral, Zersetzung: Streu → Humus etc.) ... Speicher (Wasser, Nährstoffe, Energie, Humus) ... Quelle (SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Nährstoffe [K, Ca, Mg, P], CO ₂)
Produktionsfunktion	... Grundlage für die Produktion von Biomasse (bzw. von Nahrungsmitteln, Futtermitteln und pflanzlichen Rohstoffen)
Lebensraumfunktion	... Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen (einschließlich Bodenflora und -fauna)
Nichtökologische Bodenfunktionen	Der Boden ist ...
Standortfunktion (Flächenfunktion, Bau- und Deponiegrundfunktion)	... Standort (Fläche) für Siedlung, gewerbliche und industrielle Produktion, Verkehr, Kommunikation (Baugrund) ... Lagerstätte für Abfälle (Deponiegrund)
Lagerstättenfunktion (Rohstofflagerfunktion)	... Lagerstätte für Bodenschätze und Energiequellen (Rohstoffe wie Kohle, Schiefer, Erze, Sand, Kies, Ton und Torf)
Erholungsfunktion	... Erholungsraum
Archivfunktion	... Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

Tab. 2. Belastungen der Böden und ihre wesentlichen Verursacher (= Nutzungen)

Nicht-stoffliche Belastungen	
Belastungen der Bodenfläche erfolgen insbesondere	... durch den Bodenabbau ... durch Siedlung, Industrie, Gewerbe ... durch den Verkehr
Belastungen der Bodenstruktur erfolgen insbesondere	... durch die Landwirtschaft
Stoffliche Belastungen	
Belastungen der Bodensubstanz erfolgen insbesondere	... durch Siedlung, Industrie, Gewerbe ... durch die Energiewirtschaft ... durch den Verkehr ... durch die Landwirtschaft ... durch die Abfallwirtschaft ... durch die Abwasserwirtschaft

Zu berücksichtigen ist jedoch auch, daß ein *absoluter Schutz* des Bodens das Ende jeglicher Besiedlung, Rohstoffentnahme etc. bedeuten würde. Ein ökologisch orientierter Bodenschutz muß deshalb in Anbetracht der tatsächlichen Gegebenheiten darauf abzielen, die Entscheidung über Bodenveränderungen einer Abwägung zu öffnen und dabei den bislang bestehenden Vorrang der ökonomischen Funktionen der Böden „aufzubrechen“ (Erbguth und Stollmann 1994).

1.2 Belastungen der Böden

Die von Nutzungen der Böden ausgehenden Beeinträchtigungen der Regelungsfunktion, der Produktionsfunktion und der Lebensraumfunktion sowie der Archivfunktion werden als Belastungen bezeichnet.

Dabei lassen sich drei wesentliche Belastungsgruppen unterscheiden:

- *Belastungen der Bodenfläche* durch Flächeninanspruchnahme, hauptsächlich als Folge von Überbauung (Wohnungsbau, Industrie- und Gewerbebau, Verkehrswege) und Abbau von Bodenschätzen,
- *Belastungen der Bodenstruktur* durch Maßnahmen insbesondere der landwirtschaftlichen Bodennutzung, die die Erosion und die Verdichtung fördern,
- *Belastungen der Bodensubstanz* durch unmittelbaren oder mittelbaren Eintrag von Schadstoffen wie z. B. Schwermetallen (Blei, Cadmium etc.), Schwefelsäure, Salpetersäure, Streusalz und diversen organischen Stoffen.

Bei Belastungen der Bodenstruktur werden zumeist physikalische Eigenschaften der Böden verändert; durch Belastungen der Bodensubstanz ändern sich i. d. R. chemische Eigenschaften der Böden. Bei Belastungen der Bodenfläche kommt es meistens nicht nur zur Beeinträchtigung, sondern vielfach zur Zerstörung der Böden.

In der Tabelle 2 sind die wesentlichen die Belastungen der Böden verursachenden Nutzungen zusammengestellt worden.

2. Vorhandene und geplante Gesetze zum Schutz der Böden

2.1 Historische Entwicklung des Rechtsbereiches Bodenschutz

Der Schutz des Bodens als umweltpolitische Aufgabe wurde bereits 1971 im Umweltprogramm der Bundesregierung festgeschrieben. In den nachfolgenden Jahren konzentrierten sich die Bemühungen im Umweltschutz jedoch vor allem auf die Umweltmedien Wasser und Luft.

Anfang der 80er Jahre traten die Belastungen der Böden stärker zutage; z. B. der Anstieg der Flächeninanspruchnahme, die Kontaminationen auf stillgelegten Industrie- und Gewerbeflächen sowie Mülldeponien, die starke Zunahme der Bodenversauerung. In den folgenden Jahren wurde der Schutz der Böden zunehmend thematisiert.

Den bisherigen Höhepunkt der Bodenschutzpolitik stellt die Verabschiedung der „Bodenschutzkonzeption“ durch die Bundesregierung am 6. Februar 1985 dar (Der Bundesminister des Innern 1985), in der zwei zentrale Handlungsansätze festgelegt werden:

- Die Minimierung von qualitativ und quantitativ problematischen Stoffeinträgen aus Industrie, Gewerbe, Verkehr, Landwirtschaft und Haushalten,
- eine Trendwende im Landverbrauch.

Am 8. Dezember 1987 verabschiedete die Bundesregierung einen Katalog von „Leitlinien und Maßnahmen zum Bodenschutz“ (Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1988). Mit diesem Maßnahmenpaket sollten die Handlungsaufträge der Bodenschutzkonzeption in konkrete Vorhaben umgesetzt werden.

In der Folgezeit sind zahlreiche Gesetze und Verordnungen zum Schutz des Bodens erlassen oder geändert worden. Dies beschränkte sich jedoch darauf, bodenschützende Ansätze in bestehenden Gesetzen und Verordnungen zu betonen bzw. bodenschützende Aspekte in Gesetze zu integrieren, die i. d. R. vorrangig anderen Schutzzwecken dienen.

Von der Notwendigkeit eines medialen Gesetzes zum Schutz des Bodens war weder in der „Bodenschutzkonzeption“

Tab.3. Zusammenstellung der wichtigsten bodenschutzrelevanten Normen (Zusammenstellung des Verfassers nach Storm 1983, Erbuth 1984, Der Bundesminister des Innern 1985, Storm 1985, Kloepfer 1989, von Mutius 1990, Spilok 1992)

Rechtsbereich	Bodenschutzrelevante Gesetze und Verordnungen	
Naturschutz- und Landschaftspflegerecht	Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)	U
	Naturschutzgesetze der Länder	U
Wasserrecht (Gewässerschutzrecht)	Wasserhaushaltsgesetz (WHG) des Bundes	M
	Wassergesetze der Länder	M
	Abwasserabgabengesetz	M
Immissionsschutzrecht	Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG)	M
	Störfallverordnung	M
	Großfeuerungsanlagen-Verordnung	M
	TA Luft	M
	Gefahrstoffverordnung	M
	Benzinbleigesetz (BzBIG)	M
Abfallrecht (Abfallbeseitigungsrecht)	Abfallgesetz (AbfG) des Bundes	U
	Abfallgesetze der Länder	U
	Klärschlammverordnung (AbfKlärV)	U
	Gülleverordnungen (GülleV) der Länder	U
Gefahrstoffrecht	Gesetz über die Beförderung gefährlicher Güter (GBefGG)	M
	Gefahrgutverordnung Straße	M
	Gefahrgutverordnung Eisenbahn	M
	Altölgesetz (AltölG)	U
	Chemikaliengesetz (ChemG)	U
Atom- und Strahlenschutzrecht	Atomgesetz (AtG)	U
	Strahlenschutzverordnung	U
Landwirtschaftsrecht	Pflanzenschutzgesetz (PflSchG)	U
	Düngemittelgesetz (DüngemittelG)	U
	Futtermittelgesetz	M
Waldrecht/Forstrecht	Bundeswaldgesetz (BWaldG)	M
	Waldgesetze der Länder	M
Raumplanungs- und Landesplanungsrecht	Raumordnungsgesetz (ROG) des Bundes	P
	Landesplanungsgesetze der Länder	P
Baurecht (Bauplanungs- und Bauordnungsrecht)	Baugesetzbuch (BauGB)	P
	Baunutzungsverordnung (BauNVO)	P
	Bauordnungen der Länder	P
Bergbaurecht	Bundesberggesetz (BBergG)	U
Gewerbeordnungsrecht	Gewerbeordnung (GewO)	M
	Verordnung über brennbare Flüssigkeiten	M
Agrarstrukturrecht (Flurbereinigungsrecht)	Flurbereinigungsgesetz (FlurbG)	M
	Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GemAgrG)	P
Weitere Planungsnormen	Bundesfernstraßengesetz (FStrG)	P
	Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG)	P
	Bundesbahngesetz (BBahnG)	P
	Luftverkehrsgesetz (LuftVG)	P
	Telegraphenwegegesetz (TWG)	P
	Landbeschaffungsgesetz (LBG)	P
U: Rechtsvorschriften mit unmittelbar bodenschützendem Inhalt		
M: Rechtsvorschriften mit mittelbar bodenschützendem Inhalt		
P: Planungsnormen		

tion“ noch in den „Leitlinien und Maßnahmen zum Bodenschutz“ die Rede. Während mit dem Wasserhaushaltsgesetz und dem Bundesimmissionsschutzgesetz zum Schutz der Umweltmedien Wasser und Luft medial ausgerichtete Gesetze zur Verfügung stehen, gibt es für das Umweltmedium Boden – zumindest auf Bundesebene – derzeit kein vergleichbares medienpezifisches Gesetzeswerk.

2.2 Die Zersplitterung des Rechtsbereiches Bodenschutz

Der Schutz des Bodens findet sich in einer Vielzahl von gesetzlichen Regelungen (Tab. 3). Die einschlägigen Rechtsvorschriften lassen sich danach unterteilen, ob sie unmittelbar oder mittelbar bodenschützend wirken. Als unmittelbar bodenschützend werden dabei solche Rechtsvorschriften angesehen, in denen der Boden ausdrücklich als Schutzgut ausgewiesen wird. Von unmittelbarem Bodenschutz kann auch gesprochen werden, wenn die Rechtsvorschriften Begriffe wie Umwelt, natürliche Lebensgrundlagen, Natur und Landschaft, Naturhaushalt oder Naturgüter verwenden, weil diese Begriffe den Boden als Schutzgut einschließen. Bodenschutz kann auch mittelbar erfolgen, indem andere Güter und Werte genannt werden, wobei der Boden gleichsam mitgeschützt ist, ohne selbst als Schutzgut erwähnt zu werden (Storm 1985). Hinzu kommen sogenannte Planungsnormen, soweit sie für Bodenschutzaspekte relevant sind; sie sind insbesondere im Zusammenhang mit der Gefährdung des Bodens durch Flächeninanspruchnahme von Interesse. In einigen Fällen gibt es in der angegebenen Literatur unterschiedliche Einschätzungen, ob es sich um eine Rechtsvorschrift mit unmittelbar oder mittelbar bodenschützendem Inhalt handelt. Außerdem ist in der Tabelle 3 im Einzelfall auch eine andere Zuordnung zu den einzelnen Rechtsbereichen möglich.

In den letzten Jahren haben sich die Rahmenbedingungen nicht wesentlich verändert. Trotzdem wird heute – im Gegensatz zu damals – eine bundeseinheitliche Regelung

des Bodenschutz- und Altlastenrechts für erforderlich gehalten.

Derzeit werden sowohl von seiten der Bundesregierung als auch mehrerer Landesregierungen Bodenschutzgesetze erarbeitet. Bereits in Kraft getreten sind das „Gesetz zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg (Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg – BodSchG B-W)“ und das „Erste Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (SächsEGAB)“.

2.3 Gesetz zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg (Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg – BodSchG B-W)

Das Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg (BodSchG B-W) trat am 1. September 1991 in Kraft.

Ein Überblick über die zentralen Bestimmungen des Gesetzes findet sich in Fokuhl (1994 a). Hervorzuheben ist, daß in diesem Gesetz der Bodenschutz in bundesweit bisher einzigartiger Weise institutionalisiert worden ist (Abb. 1).

In § 20 BodSchG B-W werden Bodenschutzbehörden und technische Fachbehörden bestimmt. Nach § 20 Abs. 2 BodSchG B-W sind als oberste Bodenschutzbehörden für den immissionsbezogenen Bodenschutz sowie für allgemeine Fragen des Bodenschutzes das Umweltministerium, für den produktionsbezogenen Bodenschutz das Ministerium Ländlicher Raum zuständig. Als höhere Bodenschutzbehörden sind die Regierungspräsidien, als untere Bodenschutzbehörden die unteren Verwaltungsbehörden (Landratsämter, Stadtkreise) zuständig. Die bisherigen Wasserwirtschaftsämter sind technische Fachbehörden für die Bodenschutzbehörden. Da diesen mit dem Bodenschutz eine völlig neue Aufgabe zugewiesen worden ist, sind sie in Ämter für Wasserwirtschaft und Bodenschutz umbenannt worden. Sie sind jedoch nur für den immissionsbezogenen Bodenschutz und allgemeine Fragen des Bodenschutzes zuständig; für den produktionsbezogenen Bodenschutz sind die Landwirt-

Inhaltsübersicht des Gesetzes zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg

Erster Abschnitt: Allgemeine Bestimmungen

- § 1 Zweck des Gesetzes
- § 2 Begriffsbestimmungen
- § 3 Vorrang anderer Rechtsvorschriften
- § 4 Verpflichtung zum Bodenschutz
- § 5 Aufgaben der Behörden und Planungsträger
- § 6 Beteiligung im Gestattungsverfahren
- § 7 Mitwirkungspflichten

Zweiter Abschnitt: Bodenüberwachung, Maßnahmen gegen Bodenbelastungen

- § 8 Bodenüberwachung
- § 9 Maßnahmen zum Schutz und zur Sanierung des Bodens
- § 10 Verpflichtete

Dritter Abschnitt: Land- und forstwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung

- § 11 Landwirtschaft
- § 12 Forstwirtschaft

Vierter Abschnitt: Bodenbelastungsgebiete

- § 13 Festsetzung von Bodenbelastungsgebieten
- § 14 Zuständigkeit und Verfahren

Fünfter Abschnitt: Erfassung und Überwachung der Bodenbeschaffenheit

- § 15 Bodenzustandskataster
- § 16 Dauerbeobachtungsflächen
- § 17 Bodenprobenbank
- § 18 Bodendatenbank

Sechster Abschnitt: Zuständigkeit, Ordnungswidrigkeiten, Schlußbestimmungen

- § 19 Verwaltungsvorschriften
- § 20 Zuständigkeit
- § 21 Bodenschutzkommission
- § 22 Ordnungswidrigkeiten
- § 23 Änderung von Gesetzen
- § 24 Inkrafttreten



Abb. 1. Aufbau der Bodenschutzverwaltung in Baden-Württemberg.

schafts- und Forstämter technische Fachbehörden (§ 20 Abs. 4 BodSchG B-W).

Die Zuständigkeit zweier Ministerien als oberste Bodenschutzbehörden, insbesondere aber mehrerer technischer Fachbehörden, setzt eine Abstimmung in Fragen voraus, die mehrere Bereiche betreffen, z. B. bei Beschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung aufgrund von Schwermetallbelastungen aus Immissionen.

2.4 Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (SächsEGAB)

Das Erste Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (SächsEGAB) trat am 1. September 1991 – also zeitgleich mit dem Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg – in Kraft.

Hinsichtlich eines Überblicks über wesentliche Bestimmungen des Gesetzes sei auf *Fokuhl* (1994a) verwiesen.

Von besonderer Bedeutung ist § 8 Abs. 3 SächsEGAB; dort findet sich eine Bestimmung, die der „Landwirtschaftsklausel“ des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 8 Abs. 7 BNatSchG) bzw. der Landesnaturschutzgesetze vergleichbar ist: „Keine Bodenbelastungen im Sinne dieses Gesetzes sind Verände-

rungen der Beschaffenheit des Bodens, die im Zusammenhang mit einer nachgewiesenen ordnungsgemäßen Land- oder Forstwirtschaft entstehen.“

Der Vollzug des Ersten Gesetzes zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz obliegt den Abfallbehörden. Oberste Abfallbehörde ist das Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung; höhere Abfallbehörden sind bis auf weiteres die Regierungspräsidien; untere Abfallbehörden sind in den Landkreisen das Landratsamt und in den kreisfreien Städten der Oberbürgermeister. Die für die Ausführung des Gesetzes zuständigen Behörden werden durch die oberste Abfallbehörde bestimmt (§ 13 Abs. 1, 2 und 3 SächsEGAB).

2.5 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) (Entwurf)

Während in der Bodenschutzkonzeption von 1985 noch kein (Bundes-)Bodenschutzgesetz gefordert wurde, wird dieses inzwischen seitens der Bundesregierung angestrebt und vorbereitet.

Gemäß der Koalitionsvereinbarung vom Januar 1991 sollte das Bundes-Bodenschutzgesetz bereits in der letzten

Inhaltsübersicht des Ersten Gesetzes zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen

Erster Teil: Abfallwirtschaft

- § 1 Ziele der Abfallwirtschaft
- § 2 Maßnahmen der Abfallwirtschaft
- § 3 Entsorgungspflicht
- § 4 Abfallverbände
- § 5 Standortvorsorge
- § 6 Beseitigung rechtswidriger Zustände

Zweiter Teil: Bodenschutz

- § 7 Ziele und Grundsätze des Bodenschutzes
- § 8 Boden und belastete Flächen
- § 9 Maßnahmen des Bodenschutzes
- § 10 Verpflichtete
- § 11 Geologische Landesaufnahme

Dritter Teil: Gemeinsame Vorschriften

- § 12 Überwachung
- § 13 Zuständigkeiten
- § 14 Verwaltungsvorschriften
- § 15 Hoheitliche Tätigkeit
- § 16 Gebühren und Auslagen, Vollstreckung
- § 17 Ordnungswidrigkeiten

Vierter Teil: Übergangs- und Schlußbestimmungen

- § 18 Übergangsregelungen
- § 19 Änderung von Vorschriften
- § 20 Inkrafttreten

Legislaturperiode des Deutschen Bundestages verabschiedet werden; dieses ist nicht geschehen. Es bleibt abzuwarten, ob es in dieser Legislaturperiode erfolgen wird.

Inzwischen wurden bereits mehrere Entwürfe für ein derartiges Gesetz vorgelegt. Nachfolgend wird Bezug genommen auf den Entwurf vom 7. Februar 1994.

Aufbau des Gesetzentwurfs

Der Entwurf eines „Gesetzes zum Schutz des Bodens“ enthält insgesamt sechs Artikel. Der erste Artikel normiert die eigentlichen Vorschriften eines „Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG), der zweite bis fünfte Artikel betrifft die erforderlichen Änderungen anderer bodenschützender Gesetze (Abfallgesetz, Bundes-Immissionsschutzgesetz, Wasserhaushaltsgesetz, Gesetz über Umweltstatistiken), der sechste Artikel regelt das Inkrafttreten des Gesetzes (*Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* 1994). Nachfolgend wird lediglich auf den ersten Artikel, das Bundes-Bodenschutzgesetz, Bezug genommen.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz ist, so wird aus dem Entwurf bzw. den Entwürfen deutlich, im Kern ein Gesetz zur Regelung der stofflichen Bodenbelastung. Wie aus der Inhaltsübersicht hervorgeht, nehmen die Abschnitte zu den schädlichen Bodenveränderungen und zu den Altlasten den weitaus größten Raum ein. Das Gesetz enthält jedoch auch Bestimmungen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. Außerdem wird den Ländern die Möglichkeit eingeräumt zu bestimmen, daß Bodenschutzpläne zur Sanierung und – unter bestimmten Voraussetzungen – auch zur Vorsorge aufgestellt werden können. Insbesondere auf die letztgenannten Aspekte soll näher eingegangen werden.

Anwendungsbereich

Die Vorschriften des Bundesbodenschutzgesetzes sind mit Ausnahme der §§ 1 bis 4, § 5 Abs. 6 und 7, §§ 6 bis 9, 12, 14 und 27, die unmittelbar gelten, und des Dritten Teils – der Bestimmungen zum Umgang mit den Altlasten – Rahmenvorschriften für die Landesgesetzgebung. Die Länder sollen innerhalb von zwei Jahren nach Inkrafttreten den rahmenrechtlichen Bestimmungen des Gesetzes entsprechende Vorschriften er-

Inhaltsübersicht des Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

Erster Teil: Allgemeine Vorschriften

- § 1 Zweck des Gesetzes
- § 2 Bodenfunktionen
- § 3 Schädliche Bodenveränderungen
- § 4 Begriffsbestimmungen
- § 5 Anwendungsbereich

Zweiter Teil: Schädliche Bodenveränderungen

- § 6 Vorsorgepflicht
- § 7 Pflichten zur Gefahrenabwehr und zur Sanierung schädlicher Bodenveränderungen
- § 8 Berücksichtigung der Grundstücksnutzung
- § 9 Rechtsverordnungen
- § 10 Aufgaben der Behörden
- § 11 Ermittlungen
- § 12 Untersuchungsanordnungen
- § 13 Mitwirkungspflichten
- § 14 Sonstige Anordnungen
- § 15 Sanierungsplan
- § 16 Eigenkontrolle

Dritter Teil: Altlasten

- § 17 Altlastenverdächtige Flächen
- § 18 Pflicht zur Altlastensanierung
- § 19 Sanierungsplan
- § 20 Behördliche Sanierungsplanung
- § 21 Rechtsverordnungen über Anforderungen zur Altlastensanierung
- § 22 Behördliche Überwachung, Eigenkontrolle
- § 23 Mitwirkungspflichten
- § 24 Anordnungen zur Altlastensanierung
- § 25 Kosten
- § 26 Meldepflicht

Vierter Teil: Landwirtschaftliche Bodennutzung

- § 27 Landwirtschaftliche Bodennutzung

Fünfter Teil: Gebietsbezogene Maßnahmen und Festsetzungen

- § 28 Bodenschutzpläne
- § 29 Angaben im Bodenschutzplan
- § 30 Weitere gebietsbezogene Maßnahmen

Sechster Teil: Schlußvorschriften

- § 31 Sachverständige
- § 32 Datenübermittlung
- § 33 Anhörung beteiligter Kreise
- § 34 Verwaltungsvorschriften
- § 35 Erfüllung von bindenden Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaften
- § 36 Landesverteidigung
- § 37 Bußgeldvorschriften

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 1 Zweck des Gesetzes

Zweck dieses Gesetzes ist es, den Boden vor schädlichen Veränderungen zu schützen und Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen. Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, bestehende schädliche Bodenveränderungen und Altlasten zu sanieren sowie nachteilige Einwirkungen auf den Boden nach Maßgabe dieses Gesetzes so weit wie möglich zu vermeiden.

lassen bzw. bestehende Vorschriften anpassen (§ 5 Abs. 1 BBodSchG-E).

Der Anwendungsbereich des Gesetzes wird im wesentlichen negativ bestimmt, d. h. durch die Umschreibung der vielen Konstellationen, in denen das Bodenschutzgesetz keine Anwendung finden soll (*Erbguth und Stollmann 1994*). U. a. enthält der Gesetzentwurf für das Abfallrecht, das Gefahrstoffrecht, das Düngemittel- und Pflanzenschutzrecht, das Gentechnikrecht, das Wald- bzw. Forstrecht, das Agrarstruktur- bzw. Flurbereinigungsrecht, das Atom- und Strahlenschutzrecht und das Immissionsschutzrecht völlige oder teilweise Einschränkungen in der Anwendbarkeit (§ 5 Abs. 2, 4 und 5 BBodSchG-E). Von sehr weitreichender Bedeutung ist insbesondere, daß das Gesetz nicht gilt für die Flächeninanspruchnahme bei Vorhaben des Verkehrswegebau (§ 5 Abs. 3 BBodSchG-E) und auch keine Anwendung findet bei (nahezu allen) Vorhaben nach dem Baugesetzbuch (§ 5 Abs. 7 BBodSchG-E).

Zweckbestimmung und Handlungsziele

Der Zweck des Gesetzes kann mit den Begriffen Schutz und Vorsorge gekennzeichnet werden. Der Boden soll vor schädlichen Veränderungen geschützt und Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Veränderungen getroffen werden (§ 1 BBodSchG-E). Die Vorsorge ist vor allem deshalb von entscheidender Bedeutung, weil beim Boden die besondere Gefahr besteht, daß es auf Dauer durch ständige stoffliche und sonstige Einwirkungen zu irreversiblen Schäden der Böden kommen kann, die sich erst innerhalb langer Zeiträume manifestieren (*Ott 1994*).

Geschützte Bodenfunktionen

Im Mittelpunkt des Gesetzes steht die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit der Funktionen des Bodens; in § 2 BBodSchG-E werden sowohl die ökologischen als auch die nichtökologischen Bodenfunktionen abschließend aufgezählt.

Die verschiedenen Funktionen des Bodens stehen gleichwertig nebeneinander; eine noch im Entwurf vom 15. September 1992 vorhandene Vorrangbestimmung der ökologischen (bzw. natürlichen) Funktionen ist in der Zwischenzeit entfallen.

Begriffsbestimmungen

Der zentrale Begriff des Gesetzentwurfs ist der Begriff der schädlichen Bodenveränderung, der in § 3 Abs. 1 BBodSchG-E definiert wird. Demnach sind schädliche Bodenveränderungen Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Bodens, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, die in § 2 genannten Bodenfunktionen zu beeinträchtigen und dadurch Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen.

Instrumente

Mit der Vorsorgepflicht gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen in § 6 BBodSchG-E geht das Gesetz über die bloße Gefahrenabwehr deutlich hinaus. Vorsorgemaßnahmen sind geboten, wenn wegen der räumlichen, langfri-

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 2 Bodenfunktionen

Schutz und Vorsorge im Sinne von § 1 bedeuten, den Boden in seinen natürlichen Funktionen als

1. Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
2. Teil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
3. Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften

und in seinen Nutzungsfunktionen als

4. Rohstofflagerstätte,
 5. Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung,
 6. Fläche für Siedlung und Erholung,
 7. Standort für wirtschaftliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung sowie in seiner Funktion als
 8. Archiv der Natur- und Kulturgeschichte
- in seiner Leistungsfähigkeit zu erhalten oder wiederherzustellen.

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 3 Schädliche Bodenveränderungen

(1) Schädliche Bodenveränderungen sind Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Bodens, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, die in § 2 genannten Bodenfunktionen zu beeinträchtigen und dadurch Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen.

(...)

stigen oder komplexen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Diese besteht insbesondere dann, wenn mittel- oder langfristig eine Anreicherung oder Verlagerung von umweltgefährdenden Stoffen im Boden erfolgt oder wenn der Boden versiegelt wird.

§ 9 BBodSchG-E ermächtigt die Bundesregierung, Rechtsverordnungen zur Konkretisierung verschiedener allgemein formulierter Anforderungen zu erlassen, insbesondere für die Umsetzung des zentralen Begriffes „schädliche Bodenveränderungen“. So sind u. a. untergesetzlich Bodenwerte als Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerte zu entwickeln; die Bodenwerte sind hinsichtlich der Schutzgüter und Nutzungen zu differenzieren. Diese untergesetzlichen Regelungen werden den Charakter des Gesetzes sehr wesentlich steuern. Die Vorarbeiten für eine TA Boden sind bereits aufgenommen worden (*Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* 1992).

§ 10 Abs. 1 BBodSchG-E bestimmt, daß die Länder regeln, wie die Behörden im Rahmen ihrer Zuständigkeit die Belange des Bodenschutzes berücksichtigen und die Überwachung von Flächen mit schädlichen Bodenveränderungen oder dem Verdacht von schädlichen Bodenveränderungen durchführen.

In § 27 BBodSchG-E finden sich die Bestimmungen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. Nach § 27 Abs. 1 BBodSchG-E hat zur Vorsorge gegen schädliche Bodenveränderungen die landwirtschaftliche Bodennutzung standortgemäß „nach guter fachlicher Praxis“ so zu erfolgen, daß soweit wie möglich Bodenabträge vermieden werden, Boden-

verdichtungen nicht auftreten, das Bodenleben gefördert und eine günstige Bodenstruktur gewährleistet wird. Mit dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln oder dem Einbringen von Düngern verbundene Stoffeinträge werden durch die Vorschriften des Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelrechts geregelt.

Nach § 27 Abs. 3 BBodSchG-E kann zur Erfüllung der sich aus Abs. 1 und der sich aufgrund von nach Abs. 2 erlassenen Rechtsverordnungen ergebenden Pflichten die zuständige Behörde im Einvernehmen (!) mit der nach Landesrecht zuständigen Landwirtschaftsbehörde Anordnungen treffen. Wenn, wie zu erwarten ist, die Länder den Bodenschutz in unterschiedlicher Weise institutionalisieren, ist eine in den Ländern unterschiedliche Entwicklung zu erwarten.

In den §§ 28 und 29 BBodSchG-E schließlich finden sich Aussagen zu gebietsbezogenen Maßnahmen und Festsetzungen.

Nach § 28 Abs. 1 BBodSchG-E sollen für ein Gebiet, in dem flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auftreten oder zu erwarten sind, Bodenschutzpläne zur Sanierung des Gebiets aufgestellt werden. § 28 Abs. 2 BBodSchG-E gibt den Ländern auch die Möglichkeit, Bodenschutzpläne zur Vorsorge aufzustellen. Dies kann den Einstieg in eine u.U. sehr weitreichende Bodenschutzplanung zur Folge haben, denn die Voraussetzung, daß flächenhaft Bodeneinwirkungen auftreten oder zu erwarten sind, bei denen die Besorgnis besteht, daß schädliche Bodenveränderungen hervorgerufen werden können, ist beinahe flächendeckend gegeben.

In § 29 BBodSchG-E werden die Angaben, die ein Bodenschutzplan enthalten soll, abschließend aufgezählt.

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 27 Landwirtschaftliche Bodennutzung

(1) Zur Erfüllung der Pflicht nach § 6 Abs. 1 hat die landwirtschaftliche Bodennutzung standortgemäß nach guter fachlicher Praxis so zu erfolgen, daß soweit wie möglich Bodenabträge, Bodenverdichtungen und eine Verminderung des Humusgehaltes vermieden und die biologische Aktivität des Bodens sowie eine günstige Bodenstruktur erhalten oder gefördert werden.

(2) Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten wird ermächtigt, im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates die gute fachliche Praxis nach Absatz 1 festzulegen.

(3) Zur Erfüllung der sich aus Absatz 1 und der auf Grund von Absatz 2 erlassenen Rechtsverordnungen ergebenden Pflichten kann die zuständige Behörde im Einvernehmen mit der nach Landesrecht zuständigen Landwirtschaftsbehörde Anordnungen treffen.

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 28 Bodenschutzpläne

(1) Die Länder regeln, daß für ein Gebiet, in dem flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auftreten oder zu erwarten sind, Bodenschutzpläne zur Sanierung des Gebietes aufgestellt werden können.

(2) Die Länder können bestimmen, daß ein Bodenschutzplan zur Vorsorge aufgestellt werden kann, wenn flächenhaft Bodeneinwirkungen auftreten oder zu erwarten sind, bei denen die Besorgnis besteht, daß schädliche Bodenveränderungen hervorgerufen werden können.

(3) Bei der Aufstellung der Pläne nach Absatz 1 und 2 sind die Erfordernisse der Raumordnung und Landesplanung zu berücksichtigen. § 5 Abs. 4 und § 4 Abs. 5 des Raumordnungsgesetzes bleiben unberührt.

(4) Die Maßnahmen des Bodenschutzplans sind durch Anordnungen oder sonstige Entscheidungen der zuständigen Träger öffentlicher Verwaltung nach diesem Gesetz oder nach anderen Vorschriften nach Maßgabe der landesrechtlichen Regelungen durchzusetzen. Sind in dem Bodenschutzplan planungsrechtliche Festlegungen vorgesehen, haben die zuständigen Planungssträger zu befinden, ob und inwieweit Planungen in Betracht zu ziehen sind.

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

(Entwurf, Stand: 7. Februar 1994)

§ 29 Angaben im Bodenschutzplan

Der Bodenschutzplan soll Angaben enthalten über

1. festgestellte schädliche Bodenveränderungen und zu erwartende Bodeneinwirkungen,
2. die Beeinträchtigung der in § 2 genannten Bodenfunktionen,
3. die Ursachen der Bodeneinwirkungen,
4. Maßnahmen zur Abwehr oder Beseitigung der schädlichen Bodenveränderungen, zur Sicherung sowie zur Beschränkung der Auswirkungen auf Mensch und Umwelt und zur Vorsorge,
5. die voraussichtliche Entwicklung der Bodeneinwirkungen nach Durchführung des Bodenschutzplans.

2.6 Kritische Anmerkungen zum Entwurf des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG-E)

Zur Definition der Bodenfunktionen – oder: Der Schutz der nutzungsorientierten Bodenfunktionen ist nicht Aufgabe des Bodenschutzes!

Es ist mehr als problematisch, daß unter den zu schützenden Bodenfunktionen (§ 2 BBodSchG-E) auch die nutzungsorientierten Bodenfunktionen aufgeführt sind. Nach der Entwurfsfassung vom 7. Februar 1994 sollen Böden als Rohstofflagerstätte, als Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung, als Fläche für Siedlung und Erholung sowie als Standort für wirtschaftliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung geschützt werden (§ 2 Nr. 4 bis 7 BBodSchG-E). Diese aufgeführten Bodenfunktionen führen jedoch dazu, daß Böden versiegelt, teilweise abgetragen oder stofflich verändert werden. Es ist völlig atypisch für ein Umweltschutzgesetz – zu denen das Bodenschutzgesetz ja auch gerechnet wird bzw. gerechnet werden soll –, daß die Beeinträchtigung der natürlichen Funktionen eines Umweltmediums – hier des Bodens – als vom Schutzzweck des Gesetzes erfaßt erklärt wird.

Zu den – unzureichenden – Vorgaben für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme

Zwar enthält § 6 Abs. 2 Satz 1 BBodSchG-E den Grundsatz,

daß mit Grund und Boden sparsam und schonend umgegangen werden soll und die Bodenversiegelung auf das notwendige Maß zu begrenzen ist – in wesentlichen Bereichen werden diese Regelungen jedoch für nicht anwendbar erklärt. So gilt das Gesetz für die Zulassung von Vorhaben nach dem Baurecht und von Vorhaben des Verkehrswegebbaus nur subsidiär (§ 5 Abs. 7 und Abs. 3 BBodSchG-E). Zugrunde liegt die Erwägung, daß die Bodenschutzklausel des Baugesetzbuchs (§ 1 Abs. 5 Satz 3 BauGB) und die Umweltverträglichkeitsprüfung im Verkehrswegerecht zur Reduzierung bzw. Vermeidung der Flächeninanspruchnahme ausreichend sind (*Erbguth* und *Stollmann* 1994). Die bisherigen Erfahrungen widerlegen jedoch diese Annahme.

Zu den – unzureichenden – Vorgaben für die Vermeidung von Bodenerosionen und Bodenverdichtungen

Nach § 27 Abs. 1 BBodSchG-E hat die landwirtschaftliche Bodennutzung so zu erfolgen, daß soweit wie möglich Bodenabträge, Bodenverdichtungen und eine Verminderung des Humusgehaltes vermieden werden. Der Vorbehalt, der sich in der Formulierung „soweit dies möglich ist“ ausdrückt, schränkt einen effektiven Vollzug von vornherein ein. Zudem orientiert sich die Erfüllung dieser Verpflichtung an der guten fachlichen Praxis, die erst durch eine Rechtsverordnung näher konkretisiert werden soll. Die Rechtsverordnung soll vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten im Einvernehmen mit dem Bundesministerium

für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit erlassen werden (§ 27 Abs. 2 BBodSchG-E).

Massive gegenläufige Tendenzen der Gesetzgebung

Schließlich muß die Frage erlaubt sein, welche positiven Effekte ein Bodenschutzgesetz erbringen soll, wenn diese Bestrebungen – der Schutz der Böden – gleichzeitig oder sogar zeitlich vorrangig durch gegenläufige Gesetze wie z.B. das Investitionserleichterungs- und Wohnbaulandgesetz, das Verkehrswegeplanungsbeschleunigungsgesetz und das Planungsvereinfachungsgesetz konterkariert werden. Die Flächeninanspruchnahme wird durch diese letztgenannten Gesetze jedenfalls stark begünstigt. Es ist sehr zweifelhaft, ob ein Bodenschutzgesetz in der vorliegenden Fassung diese Tendenzen eindämmen oder sogar umkehren kann. Bei einer solchen Konstellation drängt sich laut *Erbguth* und *Stollmann* (1994) der Verdacht auf, daß der Bundesgesetzgeber nur symbolisch ein umweltpolitisches Zeichen setzen will, das ohnehin wegen massiver gegenläufiger Normenkomplexe nicht durchgesetzt werden kann. Auffällig ist weiterhin, daß die o.g. Gesetze mit beispielloser Schnelligkeit durch das parlamentarische Verfahren „gepeitscht“ worden sind, während ein Bodenschutzgesetz seit Jahren angekündigt wird.

3. Aussagen des Naturschutzrechts hinsichtlich des Schutzes der Böden

3.1 Ziele und Grundsätze

In den Begriffen „Natur und Landschaft“, „Naturhaushalt“ und „Naturgüter“ ist der Boden als Schutzgut jeweils eingeschlossen. Folglich besteht nach §1 Abs. 1 BNatSchG der Auftrag für Naturschutz und Landschaftspflege, die Böden als Teil der natürlichen Lebensgrundlagen nachhaltig zu sichern, indem sie geschützt, gepflegt und entwickelt werden. In den Grundsätzen des §2 BNatSchG werden die in §1 BNatSchG definierten Ziele schwerpunktmäßig, annäherungsweise und in keiner Weise abschließend konkretisiert (*Kolodziejczok* und *Recken* 1991). Der Boden wird in den Grundsätzen in vielfacher Weise unmittelbar oder mittelbar angesprochen (§ 2 Abs. 1 Nr. 1, 2, 3, 4, 5 und 13 BNatSchG).

3.2 Landschaftsplanung

Die Landschaftsplanung mit den Ebenen Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan und Grünordnungsplan dient der Umsetzung der in den §§ 1 und 2 BNatSchG definierten Ziele und Grundsätze in räumliche Erfordernisse und Maßnahmen. Dazu gehört eindeutig auch die Sicherung der Leistungen des Naturhaushaltes für die Regulation und Regeneration von Boden, Wasser sowie Luft und Klima.

Die Erfassung und Bewertung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes sowie die Erarbeitung von Zielen und Maßnahmen zur Sicherung (und Entwicklung) des Naturhaushaltes sind, in dieser allgemeinen Formulierung, gegenwärtig in den meisten Landesnaturschutzgesetzen für die Landschaftsplanung vorgesehen. Detaillierte Anforderungen an

zu bearbeitende Inhalte sind dagegen bislang nur in einzelnen Gesetzen zu finden.

Die unzureichende Regelung der Inhalte der Landschaftsplanung in den weitaus meisten Landesnaturschutzgesetzen führt häufig zu Unklarheiten und Unsicherheiten, welcher Stellenwert den abiotischen Naturgütern Boden,

Tab. 4. Erforderliche bzw. mögliche Aussagen der Landschaftsplanung zum Schutz der Böden

Erfassung und Bewertung der Vorkommen und Verbreitung der Böden

Bodentypen und -arten und deren Verbreitung
Landesweit und regional seltene Böden
Kulturhistorisch wertvolle Böden
Nahnähe der Böden (Grad der anthropogenen Beeinflussung der Böden)
Auf- bzw. abgetragene Böden
Tiefumgebrochene Böden
Entwässerte Böden

Erfassung und Bewertung wichtiger Eigenschaften der Böden

Bodenfeuchte
Mittlerer Grundwasserflurabstand
Mechanische Filtereigenschaften
Physikalisch-chemische Filtereigenschaften
Nitratrückhaltevermögen
Regenerationsfähigkeit und (Un-)Ersetzbarkeit

Erfassung und Bewertung der Eignungen der Böden

Natürliche Ertragsfähigkeit
Extrem- und Sonderstandorte mit entsprechendem Biotopentwicklungspotential
Grundwasserneubildung
Retentionsvermögen

Erfassung und Bewertung der Empfindlichkeiten bzw. Gefährdungen der Böden

Wassererosionsempfindlichkeit
Winderosionsempfindlichkeit
Verdichtungsempfindlichkeit
Versauerungsempfindlichkeit
Nitrat- und Phosphat- auswaschungsempfindlichkeit

Erfassung und Bewertung der Belastungen der Böden

Flächeninanspruchnahme
Versiegelung
Grundwasserentnahmen
Wasser- und Winderosion
Belastung durch Säurebildner bzw. Versauerung
Stickstoffbelastung (insbesondere Nitratbelastung)
Phosphatbelastung
Belastung durch Pflanzenschutzmittel
Belastung durch Klärschlamm
Emissionen aus Gewerbe und Industrie
Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs (insbesondere Schadstoffanreicherungen entlang der Verkehrswege)
Altlagerungen und Altstandorte (Altlasten)
etc.

Wasser, Luft und Klima neben den biotischen Naturgütern Pflanzen- und Tierwelt zukommt.

Nach Auffassung des Verfassers sollten die in der Tabelle 4 aufgeführten Themen bzw. Themenbereiche in der Landschaftsplanung bearbeitet werden bzw. kommen für eine Bearbeitung in Frage (Fokuhl 1994a).

3.3 Eingriffsregelung

Mit der Eingriffsregelung ist das Verursacherprinzip in das Naturschutzrecht eingeführt (Meier 1987). Der Eingriff ist in § 8 Abs. 1 BNatSchG wie folgt juristisch definiert: „Eingriffe in Natur und Landschaft im Sinne dieses Gesetzes sind Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können.“

Die Eingriffsregelung bezieht sich ohne Frage auch auf die Böden, da diese Grundlage und Teil des Naturhaushaltes sind. Sie gilt jedoch per Definition nicht für alle Belastungen der Böden. Von der Eingriffsregelung nicht erfaßt werden die stofflichen Belastungen der Böden.

Da nach § 8 Abs. 7 BNatSchG die im Sinne des Gesetzes ordnungsgemäße land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Bodennutzung nicht als Eingriff in Natur und Landschaft anzusehen ist („Landwirtschaftsklausel“), fällt die Eingriffsregelung für einen weiteren wesentlichen Teil der Belastungen, nämlich für die Belastungen der Bodenstruktur insbesondere durch Bodenerosion und Bodenverdichtung, aus.

Vor allem im Zusammenhang mit Flächeninanspruchnahmen für die Wohnbebauung, die Industrie- und Gewerbebebauung, den Verkehrswegebau, den Bodenabbau, die Einrichtung neuer Deponien usw. kommt der Eingriffsregelung jedoch große Bedeutung zu.

3.4 Schutzgebietsausweisungen

Die rahmenrechtlich in den §§ 12 bis 19 BNatSchG geregelten Ausweisungen zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung bestimmter Teile von Natur und Landschaft sind das klassische Instrument des Naturschutzes. Die Erklärung zum Naturschutzgebiet, Nationalpark, Landschaftsschutzgebiet, Naturpark, Naturdenkmal oder geschützten Landschaftsbestandteil bestimmt den Schutzgegenstand, den Schutzzweck, die notwendigen Ge- und Verbote sowie, falls erforderlich, die Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen (§ 12, Abs. 1 und 2 BNatSchG). Die Erklärung wird i.d.R. als Rechtsverordnung einer Naturschutzbehörde erlassen; sie wirkt damit nicht nur behördenintern, sondern auch nach außen, z. B. gegenüber Privatpersonen.

Nachfolgend soll kurz darauf eingegangen werden, inwieweit die Ausweisung als Naturschutzgebiet oder Landschaftsschutzgebiet einen Beitrag zum Schutz der Böden leisten kann; dieses sind die beiden derzeit wichtigsten (Gebiets-)Schutzkategorien.

Naturschutzgebiete

In den in § 13 Abs. 1 BNatSchG (bzw. dem jeweiligen Landesnaturschutzgesetz) aufgeführten Voraussetzungen zur Aus-

weisung als Naturschutzgebiet werden die Böden nicht direkt, sondern im wesentlichen nur in ihrer Bedeutung als Standort und Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten, aufgeführt. Es ist allenfalls in Ausnahmefällen denkbar, daß ein bestimmter Boden (bzw. eine bestimmte Bodeneinheit [Bodentyp, -form]) unabhängig von der auf ihm stehenden Vegetation die Ausweisung als Naturschutzgebiet begründet. Der Schutz kann sich i. d. R. lediglich auf Gebiete beziehen, in denen die Böden noch weitgehend naturnah sind.

Da mit der Ausweisung als Naturschutzgebiet i. d. R. ein vollständiges Nutzungsverbot einhergeht, können Belastungen der Böden durch direkte Einwirkungen nahezu vollständig abgewehrt werden. Die Verhinderung von Schadstoffeinträgen über die Luft ist jedoch auch durch die Schutzgebietsausweisung nicht bzw. nur sehr eingeschränkt möglich.

Die Ausweisung von Naturschutzgebieten hat insoweit große Bedeutung, weil hier das Vollzugsinstrumentarium – anders als etwa bei Landschaftsschutzgebieten – allein geeignet ist, weitreichende Belastungen der Böden zu verhindern (Erbguth 1984).

Landschaftsschutzgebiete

Gegenüber dem Naturschutzgebiet sind die zulässigen Schutzzwecke bei einem Landschaftsschutzgebiet sehr viel weiter gefaßt. Landschaftsschutzgebiete können u. a. zur Erhaltung oder Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter ausgewiesen werden (§ 15 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG).

Ein Landschaftsschutzgebiet kann demzufolge auch ausgewiesen werden, um die Böden zu erhalten oder wiederherzustellen. In den verschiedenen Schutzwürdigkeitsprofilen der einzelnen Schutzkategorien des Bundesnaturschutzgesetzes ist damit das Landschaftsschutzgebiet die einzige Gebietschutzkategorie, in der die Erhaltung oder Wiederherstellung der Böden als alleiniger Schutzzweck ausreichend ist.

Ein absolutes Nutzungsverbot kommt für Landschaftsschutzgebiete nicht in Betracht. Der Verweis in § 15 Abs. 2 BNatSchG auf die Landwirtschaftsklausel in § 1 Abs. 3 BNatSchG verdeutlicht vielmehr, daß in Landschaftsschutzgebieten die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung grundsätzlich zulässig bleiben soll. Sie kann jedoch beschränkt werden, wenn sie im konkreten Fall dem in der Verordnung angegebenen Schutzzweck widerspricht (Book 1986).

3.5 Neufassung des Landesnaturschutzgesetzes Schleswig-Holstein

In das Landesnaturschutzgesetz Schleswig-Holstein (LNatSchG S-H), das in der Neufassung vom 16. Juni 1993 vorliegt, ist der Bodenschutz – zumindest in Teilaspekten – integriert worden. Insbesondere der Flächeninanspruchnahme soll durch das Gesetz wirksam entgegengetreten werden.

Die in § 1 Abs. 2 LNatSchG S-H aufgeführten Grundsätze sind relativ ausführlich und gehen über die Ziel- und Grundsatzformulierungen im Bundesnaturschutzgesetz und in anderen Landesnaturschutzgesetzen deutlich hinaus.

Gesetz zum Schutz der Natur (Landesnaturerschutzesetz - LNatSchG)

Neufassung vom 16. Juni 1993 (GVOBl. Schl.-H. S. 215)

§ 1 Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege (zu den §§ 1 und 2 Bundesnaturschutzgesetz)

- (1) Die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege (Ziele des Naturschutzes) und die Grundsätze ergeben sich aus den §§ 1 und 2 des Bundesnaturschutzgesetzes.
- (2) Weitere Grundsätze des Naturschutzes sind:
 1. Der Naturhaushalt ist als Wirkungsgefüge von Boden, Wasser, Luft, Klima, Tieren und Pflanzen in seinen räumlich abgrenzbaren Teilen so zu sichern, daß die den Standort prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse sowie landschaftlichen Strukturen erhalten, entwickelt oder wiederhergestellt werden.
- (...)
3. Mit dem Boden ist schonend umzugehen. Die verschiedenen Bodenformen sind mit ihren ökologischen Funktionen, ihrem natürlichen Nährstoffgehalt und übrigen chemischen, physikalischen, biologischen und auch natur- und kulturgeschichtlichen Eigenarten zu erhalten. Der natürliche Aufbau der Böden und ihre Pflanzendecke sind zu sichern. Maßnahmen, die zur Bodenerosion führen können, sind zu vermeiden.
4. Mit den Bodenflächen ist sparsam umzugehen. Unbebaute Bereiche sind wegen ihrer Bedeutung für den Naturhaushalt in der dafür erforderlichen Größe und Beschaffenheit frei von baulichen Anlagen zu halten. Der Verbrauch von Landschaft, insbesondere durch Versiegelung, Abbau von Bodenbestandteilen oder Zerschneidung durch Trassen und oberirdische Leitungen aller Art, ist auf das notwendige Maß zu beschränken. Die Wiedernutzung von Gewerbe-, Industrie- und Infrastrukturflächen sowie die Bebauung innerörtlicher unbebauter Flächen, die nicht für Grünflächen vorgesehen oder geeignet sind, hat Vorrang vor der Inanspruchnahme von noch nicht besiedelten Bereichen im Außenbereich. Nicht mehr benötigte Gewerbe-, Industrie- und Infrastrukturflächen sollen entweder wieder für bauliche Zwecke genutzt oder renaturiert werden. Mehrfachnutzungen von Bodenflächen, insbesondere für Zwecke von Freizeit und Erholung, sind anzustreben.
5. Straßenausbauten haben Vorrang vor Neubauten; dies gilt nicht für Umgehungsstraßen. Straßenneubauten sind so zu planen, daß die durch sie entlasteten Verkehrsflächen entsprechend ihrer geänderten Verkehrsfunktion zurückgebaut oder als entbehrlich renaturiert werden können. Dasselbe gilt auch für andere Verkehrswege und Energieleitungen.
6. Natürliche und künstliche Abgrenzungen zwischen Ortschaften und der freien Landschaft sollen nicht mit baulichen Anlagen überschritten werden. Umgehungsstraßen sollen in größtmöglicher Ortsnähe vorbeigeführt werden. Im Umgebungsbereich dürfen keine Wohngebäude errichtet oder vorhandene Splittersiedlungen verfestigt werden. Trassen aller Art sind zu bündeln.
7. Beim Aufsuchen und bei der Gewinnung von oberflächennahen Bodenschätzen, bei Abgrabungen und Aufschüttungen sind dauernde Schäden des Naturhaushalts und Beeinträchtigungen wertvoller Landschaftsteile zu vermeiden. Unvermeidbare Beeinträchtigungen der Natur sind durch Renaturierungsmaßnahmen so zu mindern oder auszugleichen, daß eine natürliche Entwicklung gefördert wird; ausgebeutete Flächen sollen Zwecken des Naturschutzes zugeführt werden.
- (...)
19. Landschaften oder Landschaftsteile mit erdgeschichtlich bedeutsamen geologischen und geomorphologischen Erscheinungsformen sind zu erhalten.
- (3) Die Grundsätze sind im Einzelfall untereinander und gegen die sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft abzuwägen.

Hinsichtlich des Bodenschutzes sind insbesondere die Grundsätze § 1 Abs. 2 Nr. 1, 3, 4, 5, 6, 7 und 19 von Bedeutung.

■ Die verschiedenen Böden sollen grundsätzlich in ihrer natürlichen Beschaffenheit erhalten werden (§ 1 Abs. 2 Nr. 3 LNatSchG S-H). Das in einem früheren Entwurf vorgesehene Gebot der Vermeidung der unnatürlichen Nährstoffanreicherung in den Böden ist entfallen bzw. abgeschwächt worden. Dieses Gebot hatte zum Ziel, die überall festzustellende Eutrophierung so weit wie möglich einzudämmen, damit die Ziele des Naturschutzes auch tatsächlich erreicht werden können.

■ Der starken Flächeninanspruchnahme soll durch die Um- und Wiedernutzung von Industrie- und Gewerbebrachen sowie Infrastrukturbrachen entgegengewirkt werden (§ 1

Abs. 2 Nr. 4 LNatSchG S-H). Damit wird der Innenentwicklung der Vorrang gegeben und ein Schutz des Außenbereichs ausdrücklich festgeschrieben.

■ Bei Straßenneubauten wird der Rückbau entlasteter Verkehrsflächen sowie die größtmögliche Ortsnähe von Umgehungsstraßen vorgegeben (§ 1 Abs. 2 Nr. 5 LNatSchG S-H).

■ Durch den Abbau von oberflächennahen Rohstoffen ausgebeutete Bodenflächen sollen nicht wieder in Nutzung genommen werden, sondern einer natürlichen Entwicklung (= natürlichen Sukzession) überlassen werden (§ 1 Abs. 2 Nr. 7 LNatSchG S-H).

■ Weiterhin sind Landschaften oder Landschaftsteile mit erdgeschichtlich bedeutsamen geologischen und geomorphologischen Erscheinungsformen zu erhalten (§ 1 Abs. 2 Nr. 19 LNatSchG S-H).

Gesetz zum Schutz der Natur (Landesnaturenschutzgesetz – LNatSchG)

Neufassung vom 16. Juni 1993 (GVOBl. Schl.-H. S. 215)

§ 4 Aufgaben der Landschaftsplanung

- (1) Die Landschaftsplanung hat die Aufgabe, die Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes auf Landes-, Regional- und Gemeindeebene zu ermitteln und darzustellen.
- (2) Die Landschaftsplanung dient der Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes auch in den Planungen und Verwaltungsverfahren anderer Behörden und Stellen, deren Planungen und Entscheidungen sich auf die Natur im Planungsraum auswirken können. Die Inhalte der Landschaftsplanung sind bei diesen Planungen und Verwaltungsverfahren sowie bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit der zur Entscheidung gestellten Maßnahme zu berücksichtigen.
- (3) Abweichungen von den Ergebnissen der Landschaftsplanung sind nur zulässig, wenn dadurch die Ziele des Naturschutzes nicht oder nicht erheblich beeinträchtigt werden oder andere Belange bei der Abwägung den Belangen des Naturschutzes bei Würdigung aller Umstände im Range vorgehen. Abweichungen sind in den Entscheidungen darzustellen und zu begründen; dabei ist darzulegen, wie Beeinträchtigungen der Natur vermieden und unvermeidbare Beeinträchtigungen ausgeglichen werden sollen.

In § 4 LNatSchG S-H werden die Aufgaben der Landschaftsplanung – für die Ebenen Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan und Grünordnungsplan – festgelegt.

Die Inhalte der Landschaftsplanung sind in allen (raumbezogenen) Planungen und Verwaltungsverfahren zu berücksichtigen (§ 4 Abs. 2 Satz 2 LNatSchG S-H). Bemerkenswert ist insbesondere, daß dieser Berücksichtigungspflicht nicht bereits entsprochen ist, wenn die Ergebnisse der Landschaftsplanung als Abwägungsmaterial in den Abwägungsprozeß der verschiedenen Planungen und Verwaltungsverfahren eingestellt werden. Vielmehr sind Abweichungen von den Ergebnissen der Landschaftsplanung in (raumbezogenen) Planungen und Verwaltungsverfahren nur zulässig, wenn die Ziele des Naturschutzes nicht bzw. nicht erheblich beeinträchtigt werden oder andere Belange bei der Abwägung den Belangen des Naturschutzes bei Würdigung al-

ler Umstände im Range vorgehen (§ 4 Abs. 3 Satz 1 LNatSchG S-H). Hiermit ist eine relative Abwägungspriorität zugunsten der Belange des Naturschutzes eingeführt worden; bei Gleichwertigkeit der Belange setzen sich die Belange des Naturschutzes in der Abwägung durch. Dadurch daß bei abweichenden Entscheidungen eine schriftliche Begründung erforderlich ist, bleibt die Abwägung ohne weiteres nachvollziehbar.

Die Inhalte der Landschaftsplanung sind – für alle Ebenen (Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan, Grünordnungsplan) – in § 6 a LNatSchG S-H umfassend geregelt. U. a. müssen die Erfordernisse und Maßnahmen zum Schutz, zur Verbesserung der Qualität und zur Regeneration von Boden, Gewässern, Luft und Klima dargestellt werden. Insgesamt ist die Landschaftsplanung zu einem alle Bereiche des Naturschutzes umfassenden Planungsinstrument weiterentwickelt worden.

Gesetz zum Schutz der Natur (Landesnaturenschutzgesetz – LNatSchG)

Neufassung vom 16. Juni 1993 (GVOBl. Schl.-H. S. 215)

§ 6 a Inhalte der Landschaftsplanung (Zu § 6 Bundesnaturenschutzgesetz)

- (1) Die Ergebnisse der Landschaftsplanung sind in Landschaftsrahmenplänen und Landschaftsplänen in Text und Karte mit Begründung zusammenhängend für den betroffenen Raum darzustellen, und zwar
 1. der vorhandene und der aufgrund von Selbstentwicklung oder Gestaltung zu erwartende Zustand der Natur einschließlich der Auswirkungen der vergangenen, gegenwärtigen und voraussehbaren Raum- und Flächennutzungen,
 2. die Konkretisierung der Ziele und Grundsätze des Naturschutzes,
 3. die Beurteilung des Zustandes nach Maßgabe dieser Ziele, einschließlich der sich daraus ergebenden Konflikte,
 4. die Erfordernisse und Maßnahmen, insbesondere
 - a) zur Sicherung und Schaffung von Biotopverbundsystemen,
 - b) zum Schutz, zur Wiederherstellung, Erweiterung, Entwicklung und zur Pflege bestimmter Teile von Natur und Landschaft (Maßnahmen des Naturschutzes), auch zur Sicherung einer naturverträglichen Erholung,
 - c) zum Schutz, zur Wiederherstellung, zur Entwicklung und gegebenenfalls zur Pflege der Biotope und Lebensgemeinschaften der Tiere und Pflanzen wildlebender Arten und der in §§ 15 a und 15 b genannten Biotope,
 - d) zum Schutz, zur Verbesserung der Qualität und zur Regeneration von Boden, Gewässer, Luft und Klima,
 - e) zur Vermeidung, Minderung oder Beseitigung von Beeinträchtigungen der Natur,
 - f) zur Erhaltung und Entwicklung von Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Natur,
 - g) zum Schutz und zur Pflege historischer Kulturlandschaften und -landschaftsteile von besonderer charakteristischer Bedeutung.

4. Schlußfolgerungen

Regelungsmöglichkeiten

Letztendlich kommen vier Problemfelder für eine gesetzliche Regelung in Betracht: Die Belastung der Böden durch Flächeninanspruchnahme, die Belastung der Böden in ihrer Struktur, insbesondere durch die landwirtschaftliche Bodennutzung (Erosion und Verdichtung), die Belastung der Böden durch Stoffeinträge sowie – als spezielles Problem – die Altlasten.

Der Schutz der Böden vor Flächeninanspruchnahme ist nur möglich durch vorsorgeorientierten Bodenschutz; eine einmal in Anspruch genommene Fläche kann allenfalls renaturiert werden. Hinsichtlich der Vermeidung und Verminderung der Flächeninanspruchnahme bietet es sich deshalb an, das vorhandene Instrumentarium vor allem der örtlichen Landschaftsplanung und der Bauleitplanung verstärkt zu nutzen und weiterzuentwickeln.

Der Schutz der Böden vor Belastungen der Bodenstruktur durch Wind- und Wassererosion, Verdichtung etc. gestaltet sich derzeit schwierig, da diese Belastungen ihren Schwerpunkt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen haben. „Die Landwirtschaftsklausel (...) entzieht dem Naturschutz im wahrsten Sinne des Wortes den Boden“ (Pflug 1986).

Die Verminderung der sich aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung derzeit ergebenden Belastungen (Erosion, Verdichtung, Düngemittelverwendung, Pflanzenschutzmittelanwendung etc.) sollte im Naturschutzrecht und im Landwirtschaftsrecht geregelt werden. Vordringlich ist in diesem Zusammenhang die Beseitigung bzw. Änderung der Landwirtschaftsklausel(n) in § 1 Abs. 3, § 8 Abs. 7 und § 15 Abs. 2 BNatSchG. Zu klären wäre, auf welcher Grundlage bundesweit einheitliche Bodenwerte (Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte) festgelegt werden können, um ggf. Nutzungsbeschränkungen für den Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln vornehmen zu können.

Ein weiteres Problemfeld ist der große Bereich der stofflichen Einträge in die Böden. Zugunsten des Schutzes vor Schadstoffeinträgen können die Instrumente des Naturschutzrechts (Landschaftsplanung, Eingriffsregelung, Schutzgebietsausweisung) keinen vergleichbaren Einsatz finden, weil eine Belastung der Böden damit nicht verhindert werden kann. Notwendig und einzig wirkungsvoll ist ein Ansetzen bei der Produktion und dem Vertrieb schädlicher Stoffe; dieses kann aber durch das Recht des Naturschutzes und der Landschaftspflege nicht geleistet werden (Erbguth 1984).

Ein effektiver Schutz der Böden vor Schadstoffeinträgen ist nur durch eine Verringerung der Emissionen an der Quelle möglich. Anstatt jedoch ein in seinem Regelungsgehalt lückenhaftes Bodenschutzgesetz zu schaffen, sind z. T. unpopuläre – und damit auch politisch schwer durchsetzbare – Entscheidungen, z. B. hinsichtlich der Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs, erforderlich. Diese lassen sich letztendlich nicht umgehen, wenn ein *effektiver* vorsorgender Schutz der Böden erreicht werden soll.

Die Altlastenproblematik, d. h. die Erfassung, Gefährdungsabschätzung (Untersuchung und Bewertung) sowie Sanierung und Überwachung der Altablagerungen und Alt-

standorte, ist am sinnvollsten dem Abfallrecht und den für Abfall zuständigen Behörden zuzuordnen.

Wenn dennoch nicht auf Bodenschutzgesetze auf Bundes- und Landesebene verzichtet werden soll, ist es vordringlich, daß die vorhandenen Funktionen bzw. Potentiale und Belastungen der Böden klar definiert, bestimmten Rechtsbereichen zugewiesen und die Zuständigkeiten eindeutig geklärt und gegeneinander abgegrenzt werden.

Einführung einer Bodenschutz-Planung als – weitere – sektorale Fachplanung?

Besonders problematisch ist es, wenn das Bundes-Bodenschutzgesetz den Ländern die Möglichkeit einräumt, Bodenschutzpläne zu erstellen. § 28 BBodSchG-E erlaubt eine u. U. sehr weitreichende Bodenschutzplanung, denn die Voraussetzung, daß schädliche Bodenveränderungen auftreten oder auftreten können, dürfte in vielen Fällen bzw. nahezu flächendeckend gegeben sein; dieses gilt zumindest, wenn die Belastungen durch die landwirtschaftliche Bodennutzung einbezogen werden. Dabei besteht die Gefahr, daß Bodenschutzplanung in Konkurrenz zur Landschaftsplanung betrieben wird.

5. Zusammenfassung

Der Schutz der Böden findet sich in einer Vielzahl von gesetzlichen Regelungen; das Bodenschutzrecht zeigt ein Bild starker Zersplitterung. Angesichts der vielfältigen ökosystemaren Verflechtungen des Umweltmediums Boden mit den anderen Medien Wasser und Luft sowie der Vielfalt der an den Boden gestellten Nutzungsansprüche ist dieses nicht weiter verwunderlich.

Derzeit werden sowohl von seiten der Bundesregierung als auch mehrerer Landesregierungen Bodenschutzgesetze erarbeitet. Bereits in Kraft getreten sind das „Gesetz zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg“ und das „Erste Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen“. Insbesondere das im Entwurf vorliegende „Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz)“ wird einer kritischen Betrachtung unterzogen.

Erfolgversprechend hinsichtlich des Schutzes der Böden ist nach Auffassung des Verfassers nur ein querschnittsorientierter Schutzansatz. Das Naturschutzrecht, das die Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes in seiner Gesamtheit zum Ziel hat, bietet mit den Instrumenten der Landschaftsplanung und der Eingriffsregelung eine gute Voraussetzung, die Böden zu schützen. Insbesondere in das „Gesetz zum Schutz der Natur Schleswig-Holstein (Landesnaturschutzgesetz Schleswig-Holstein)“ ist der Bodenschutz – zumindest in Teilaspekten – integriert worden; vor allem der Flächeninanspruchnahme soll durch das Gesetz effektiv entgegengewirkt werden.

Allerdings ist eine deutliche rechtliche, personelle und finanzielle Stärkung des Naturschutzes notwendig, wenn diesem eine herausgehobene Rolle hinsichtlich des Bodenschutzes zugeordnet werden soll. Die Landschaftsplanung sollte in diesem Zusammenhang zur Leitplanung des Bodenschutzes entwickelt werden. Während den Belastungen der Bo-

denfläche und der Bodenstruktur durch die Instrumente des Naturschutzrechts entgegengewirkt werden kann, ist eine Verringerung der stofflichen Belastungen hierdurch nicht bzw. nur eingeschränkt möglich; hier kommt der Verringerung der Emissionen an der Quelle zentrale Bedeutung zu.

6. Literatur

Gesetze

- Bundesrepublik Deutschland:* Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG). Vom 20. Dezember 1976 (BGBl. I S. 3573), in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. März 1987 (BGBl. I S. 889), geändert durch Gesetz vom 12. Februar 1990 (BGBl. I S. 205).
- Baden-Württemberg:* Gesetz zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg (Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg – BodSchG). Vom 24. Juni 1991 (BWGBl. S. 434).
- Sachsen:* Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (EGAB). Vom 12. August 1991 (Sächs. GVBl. S. 306).
- Schleswig-Holstein:* Gesetz zum Schutz der Natur Schleswig-Holstein (Landesnaturschutz Schleswig-Holstein – LNatSchG S-H). Vom 16. Juni 1993 (GVBl. Schl.-H. S. 215).

Schrifttum

- Book, A.,* 1986: Bodenschutz durch räumliche Planung. Möglichkeiten im Bereich des Gesamt- und Fachplanungsrechts. – Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung 109. Selbstverlag des Instituts für Siedlungs- und Wohnungswesen und des Zentralinstituts für Raumplanung der Universität Münster.
- Der Bundesminister des Innern* (Hrsg.), 1985: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Unterrichtung durch die Bundesregierung. – Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 07. 03. 85.
- Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (Hrsg.), 1988: Maßnahmen zum Bodenschutz. Unterrichtung durch die Bundesregierung. – Bundestags-Drucksache 11/1625 vom 12. 01. 88.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (Hrsg.), 1992: Konzeption eines Bodenschutzgesetzes vorgestellt. Vom 14. Mai 1992. Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (Hrsg.), 1994: Gesetz zum Schutz des Bodens – Entwurf. Stand: 7. Februar 1994. Bonn.
- Erbguth, W.,* 1984: Rechtsfragen des Bodenschutzes. – Umwelt- und Planungsrecht 4 (8), 241–249.
- Erbguth, W., Stollmann, F.,* 1994: Zum Stand des Bodenschutzrechts – dargestellt unter Berücksichtigung der Altlastenproblematik. – Natur und Recht 16 (7), 319–330.
- Fokuhl, C.,* 1992: Der Beitrag des Landschaftsplans zum Schutz der Böden. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. Unveröffentlicht.
- Fokuhl, C.,* 1994a: Der Beitrag des Landschaftsplans zum Schutz der Böden. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. Gekürzte und aktualisierte Fassung. Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover (Hrsg.): Arbeitsmaterialien, Bd. 26.
- Fokuhl, C.,* 1994b: Rechtliche Situation und Entwicklung des Bodenschutzes in Deutschland. Landschaftsplanung und Bodenschutz – Aussagen der Naturschutzgesetze. – Naturschutz und Landschaftsplanung 26 (2), 49–52.
- Fokuhl, C.,* 1994c: Beitrag der örtlichen Landschaftsplanung zum Bodenschutz. Datengrundlagen, Erfassung und Bewertung, Ziele und Maßnahmen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 26 (3), 106–112.
- Kloepfer, M.,* 1989: Umweltrecht. – C. H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München.
- Kolodziejczyk, K.-G., Recken, J.,* 1991: Naturschutz, Landschaftspflege und einschlägige Regelungen des Jagd- und Forstrechts. – Ergänzbare Kommentar. 23. Lieferung vom September 1991.
- Meier, H.,* 1987: Die Eingriffsregelung des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes. – Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen – Beiheft 16. Hannover.
- Mutius, A. von,* 1990: Gesetzliche Möglichkeiten des Bodenschutzes. – In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, 477–496.
- Ott, W.,* 1994: Der Entwurf der Bundesregierung für ein Bodenschutzgesetz. – Zeitschrift für Umweltrecht 5 (2), 53–62.
- Pflug, W.,* 1986: Naturschutz und Bodenschutz. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 51, 86–94.
- Spilok, G.,* 1992: Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg. Kurzkommentierung. Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart.
- Stahr, K., Renger, M.,* 1986: Böden: Eigenschaften – Potentiale Gefährdung. – Schriftenreihe „Seminare, Symposien, Arbeitspapiere“ der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung 21, 1–10.
- Storm, P.-C.,* 1983: Bodenschutzrecht. – Agrarrecht 13 (9), 233–235.
- Storm, P.-C.,* 1985: Bodenschutzrecht. – Deutsches Verwaltungsblatt 100 (6), 317–322.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Christian Fokuhl
Brockesweg 17
27474 Cuxhaven

Möglichkeiten und Grenzen der Berücksichtigung des Naturgutes Boden in Umweltverträglichkeitsstudien

von Christiane Bork

1. Allgemeine Bewertungsmethodik: die ökologische Risikoanalyse

Die gängigste Methode zur Erstellung einer UVS ist die ökologische Risikoanalyse. Ziel der ökologischen Risikoanalyse ist es festzustellen, ob besonders schutzwürdige und schutzbedürftige Teile von Natur und Landschaft von gravierenden Auswirkungen eines geplanten Vorhabens betroffen werden. Das Prinzip der Methode besteht darin, den Ist-Zustand von Natur und Landschaft zu bewerten und diesen mit den zu erwartenden Umweltauswirkungen des geplanten Vorhabens zu verknüpfen (s. Abb. 1).

Die Ingenieurgemeinschaft agwa hat in den letzten Jahren zahlreiche Planungen, vor allem im Bereich des Kläranlagenbaus und der Abwasserkonzepte, mit Umweltverträglichkeitsstudien begleitet. Die dabei entwickelte Methodik zur Ermittlung des ökologischen Risikos soll hier kurz dargestellt werden. Eine ausführliche Beschreibung ist im UVP-Handbuch veröffentlicht (Fehr und Jürging 1994).

Die Darstellung des *Ist-Zustandes* erfolgt für jedes Naturraumpotential – Klima/Luft, Boden, Wasser, Arten/Biotope, Erholung, Wohnen/ Kulturgüter – über die Bewertung

1. der Bedeutung, d. h. der Schutzwürdigkeit und
2. der Empfindlichkeit, d. h. der Schutzbedürftigkeit.

Welche Parameter zur Charakterisierung dieser Begriffe mehr oder weniger geeignet sind, ist Inhalt des nachfolgenden Kapitels. Abbildung 2 zeigt die Vorschrift zur Ermittlung des Ist-Zustandes durch die Verknüpfung der vierstufigen Bedeutung und der dreistufigen Empfindlichkeit.

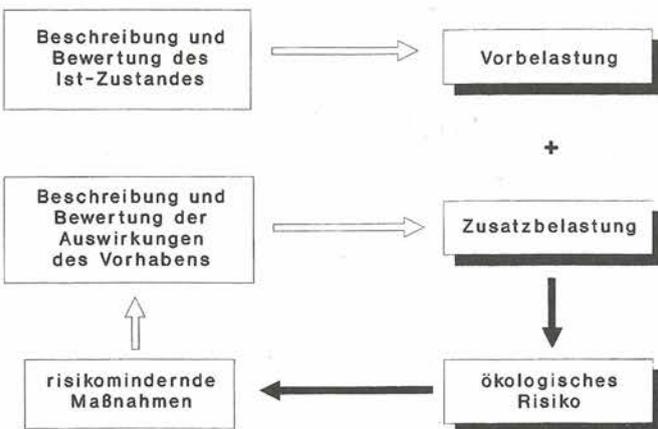


Abb. 1. Ablaufschema der ökologischen Risikoanalyse.

Als nächster Schritt werden die mit dem Vorhaben verbundenen Auswirkungen prognostiziert und bewertet. Ein Beispiel einer solchen dreistufigen Bewertungsvorschrift für die zu erwartenden Auswirkungen ist in Kapitel 3 enthalten.

Zur Abschätzung des ökologischen Risikos werden die Bewertung des Ist-Zustandes und der erwarteten Umweltbelastung in Zusammenhang gebracht. Im einzelnen ist aufzuführen,

1. welche der aufgeführten und klassifizierten Belastungen auf welchen Flächengrößen auftreten,
2. welche Potentialeigenschaften davon betroffen sind.

Für jeden dieser Fälle wird das ökologische Risiko nach Abbildung 3 ermittelt.

Hieran schließt sich dann die Benennung von Minimierungsmaßnahmen, die häufig in Absprache mit dem Vorhabenträger bereits in die Vorplanung aufgenommen werden und so zu einer Optimierung der technischen Planung im Vorfeld führen.

2. Die Bewertung des Ist-Zustandes für das Schutzgut Boden

2.1 Die Bewertung des Ist-Zustandes anhand der Parameter Seltenheit, Natürlichkeit und Reproduzierbarkeit („Naturschutzvariante“)

Manche Gutachter/Autoren greifen zur Darstellung der Bedeutung und Empfindlichkeit von Böden auf Altbekanntes zurück (Grimm und Sommer 1993): Sie bewerten die Seltenheit, Natürlichkeit und Reproduzierbarkeit von Böden, übernehmen also im wesentlichen das Vorgehen und das Vokabular, das für die Schutzgüter Biotope/Arten (Tab. 1) gängig ist. Diese erste Möglichkeit, den Ist-Zustand der Böden darzustellen, soll im folgenden kritisch erörtert und anhand dessen sollen einige wesentliche Schwierigkeiten erläutert werden.

		Potentialbedeutung			
		keine - gering	gering - mittel	mittel - hoch	hoch - sehr hoch
Potential-Empfindlichkeit	gering	○	○	◐	◑
	mittel	○	◐	◑	●
	hoch	◐	◑	●	●

Potential-Eigenschaft

○
wenig wertvoll

◐
mäßig wertvoll

◑
wertvoll

●
sehr wertvoll

Abb. 2. Ermittlung des Ist-Zustandes aus Bedeutung und Empfindlichkeit.

Tab. 1. Bewertungsmöglichkeit des Potentials Boden (Quelle: zusammengestellt aus Grimm, B., Sommer, B., 1993, verändert und ergänzt)

Bedeutung	Begründung	Bewertungsgrundlage
Seltenheit	„Eine Bodengesellschaft ist als um so gefährdeter einzuschätzen, je geringer ihr Flächenanteil im jeweiligen Gebiet ist.“ Ziel ist der Erhalt einer möglichst großen Standortvielfalt.	Statistische Auswertung der Flächenanteile der Bodentypen eines Gebietes
Natürlichkeit	„Je höher der Natürlichkeitsgrad, desto schutzwürdiger der Boden.“	historische Karten, Informationen über Meliorations- und agrarstrukturelle Maßnahmen.
Empfindlichkeit		
Reproduzierbarkeit	„Je schwieriger es ist, den erreichten Zustand einer Bodenentwicklung wiederherzustellen, desto schutzwürdiger ist der Standort.“	Ausgangssubstrat und Alter der Böden

2.1.1 Bewertung der Bedeutung anhand der Parameter Seltenheit und Natürlichkeit

Die Bedeutung der Böden eines Gebietes anhand ihres Flächenanteils, d. h. ihrer *Seltenheit*, zu bewerten, ist in vielerlei Hinsicht äußerst problematisch. Zunächst besteht die Schwierigkeit festzulegen, welche Böden als selten einzustufen sind. Eine Definition dieses Begriffes durch die Auswertung der Häufigkeit des Vorkommens innerhalb des Untersuchungsgebietes ist wenig sinnvoll, besonders wenn es sich um kleine Gebiete handelt. Aber selbst, wenn man einen akzeptablen Maßstab finden würde – etwa die Auswertung der Flächenanteile der Böden Niedersachsens auf Basis der BSK 200 (NLFb 1990) –, würden grundsätzliche Überlegungen gegen die Verwendung dieses Begriffes sprechen, z. B.: Ist das Typische bei der Beurteilung der Schutzwürdigkeit nicht mindestens ebenso wichtig wie das Seltene? Kann es nicht auch charakteristisch für ein Gebiet sein, keine Standortvielfalt aufzuweisen? Vor allem aber: Ist es richtig, die Zerstö-

rung eines Bodens und damit all seiner Funktionen nur deshalb als weniger erheblich oder sogar unerheblich einzustufen, weil dieser relativ häufig vorkommt?

Bei der Bewertung der *Natürlichkeit* stellt sich die Frage, was „ursprüngliche, natürliche, nicht veränderte Böden“ sind. Sind in Anbetracht der Nutzungsgeschichte der Böden beispielsweise Heideböden als natürlich zu bezeichnen? Kann bei der mittlerweile flächendeckenden Problematik der diffusen Stoffeinträge überhaupt noch von „nicht veränderten“ Böden gesprochen werden?

Ein möglicher Ansatz ist es, Standorten hinsichtlich der Natürlichkeit eine besonders hohe Bedeutung zuzuordnen, wenn sie nicht durch Nutzung verändert wurden, also auch heute noch die potentiell natürliche Vegetation aufweisen. Als gering bedeutsam können andererseits stark veränderte Böden – wie etwa entwässerte Gleye und Moore, drainierte und tief umgebrochene Standorte etc. – ausgeschieden werden.

Sowohl die aufwendigen Recherchen über die Nutzungsgeschichte eines Gebietes als auch die Beschaffung flächengenaue Informationen zu Meliorationsmaßnahmen scheitern in der Praxis sehr häufig an der Datenverfügbarkeit. Die Schwierigkeit besteht also weniger darin, eine nachvollziehbare und sinnvolle Bewertungsvorschrift zu erstellen, als vielmehr die dafür erforderlichen Daten zu beschaffen.

		Potential-Eigenschaft			
		wenig wertvoll	mäßig wertvoll	wertvoll	sehr wertvoll
Belastung	gering 	!	!	!!	!!
	mittel 	!	!!	!!	!!!
	hoch 	!	!!	!!!	!!!

Ökologisches Risiko:

! gering !! mittel !!! hoch

Abb. 3. Ermittlung des ökologischen Risikos aus Potential-Eigenschaft und zu erwartender Belastung.

2.1.2 Bewertung der Empfindlichkeit anhand des Parameters Reproduzierbarkeit

Die Verwendung des Begriffes „Reproduzierbarkeit“ oder „Wiederherstellbarkeit“ zur Bewertung der Empfindlichkeit erweckt den Eindruck, als seien manche Böden leicht oder zumindest leichter zu regenerieren. Betrachtet man die Zeiträume, in denen Bodenbildungs- und Entwicklungsprozesse ablaufen, ist dieser Ansatz jedoch ungeeignet. Er verschleiert die Tatsache, daß einmal zerstörter Boden in für Menschen, geschweige denn für Planungen relevanten Zeiträumen überhaupt nicht regenerierbar ist.

Neben der genannten Kritik an einzelnen Parametern (Wiederherstellbarkeit, Seltenheit) und den Schwierigkeiten ihrer Ermittlung (Natürlichkeit) spricht m. E. ein weiterer, allgemeiner Grund gegen eine Bewertung des Potentials Boden anhand dieser drei Begriffe: die Kombination, die ge-

samte Verfahrensweise macht deutlich, daß es sich ganz offensichtlich um einen „Vorposten des Biotopschutzes“ handelt. Ein solches Vorgehen bedeutet i. d. R. eine Doppelbewertung, weil man mit diesen Kriterien genau die Standorte als besonders wertvoll ausscheiden wird, die schon aus Sicht des Biotopschutzes hervorgehoben werden. Die dringend notwendige Etablierung von Böden als eigenständigem Schutzgut wird durch eine solche Bewertung eher unterlaufen als gefördert.

2.1.3 Prinzipielle Schwierigkeiten der Bodenbewertung

In dem Zusammenhang stellt sich die durchaus berechtigte Frage, ob es eine Beurteilung des Potentials Boden als Selbstzweck überhaupt geben kann.

Der Rat für Landespflege (1986) hat dies in seiner Stellungnahme zum Bodenschutz so beantwortet:

„... genau genommen sind Böden als solche aus ökologischer Sicht wegen ihrer Unselbständigkeit und fehlenden Individualisierung gar nicht schützbar, sondern nur im Zusammenhang mit den sie bedingenden Strukturen und Vorgängen.

Im Lichte dieser Schwierigkeiten ist es zweckmäßig und auch notwendig, die Bodenfunktionen in den Bodenschutz einzubeziehen. Hierbei genießen wiederum solche Funktionen Vorrang, die einerseits eine hohe Umweltrelevanz besit-

zen und andererseits an die Erhaltung von Böden im ökologischen Sinne gebunden sind.“

Der Aussage, daß Böden „als solche“ im Gegensatz zu den etablierten Schutzgütern nicht schützbar sind, ist nur bedingt zuzustimmen. Schritte in Richtung eines eigenständigen Bodenschutzes sind generell sicherlich möglich. Die mangelnde Tradition, das Defizit in der Auseinandersetzung mit dem Schutzgut Boden, führt jedoch dazu, daß Böden auch heute noch nicht als Schutzgut, sondern als Leistungsträger gedanklich verankert sind und es an politischem Willen mangelt, diesen Zustand zu ändern.

Richtig ist aber, daß sehr enge und vielfältige Verknüpfungen zu anderen Potentialen existieren und daß deshalb das überzeugende Argument meist nicht der Boden selbst ist, sondern die Funktion, die der Boden hat. Deshalb ist der Vorschlag, die Bedeutung des Potentials Boden anhand seiner Funktionen zu bewerten, durchaus konsequent.

2.2 Bewertung des Ist-Zustandes anhand von Bodenfunktionen und -belastungen

2.2.1 Bewertung der Bedeutung anhand der Bodenfunktionen

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Bodenfunktionen und ihre Bewertbarkeit. Unter Umweltgesichtspunkten ist es

Tab. 2. Bewertung der Bedeutung des Potentials Boden anhand der Bodenfunktionen (aus: Fokuhl, C., 1994, ergänzt und verändert)

Ökologische Bodenfunktionen	Der Boden ist ...	bewertbare Bodenfunktionen	Bewertungsmethoden und Quellen
Standort- und Lebensraumfunktion	<ul style="list-style-type: none"> • Teil von Natur und Landschaft • Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen 	Seltenheit Biotopentwicklungspotential	NLFB 1990: Flächenanteile der BSK 200 Brahms, E., van Haaren, C., Janssen, U. 1989
Regelungsfunktion (d. h. Filter, Puffer, Transformator, Speicher)	<ul style="list-style-type: none"> • Regler im Energiehaushalt • Regler im Stoffhaushalt • Regler im Wasserhaushalt 	Frischluftentstehung Grundwasserschutzfunktion Grundwasserneubildungsfunktion Abflußregulationsfunktion	DVWK 1988 (Schwermetalle) DVWK 1990 Gelbdruck (Organika) in NLFB Methodenbank DVWK 1990 Gelbdruck (allg. Filtereigenschaften) Renger, M., et al. 1990, in: NLFB Methodenbank
Produktionsfunktion	Produktionsgrundlage für Nahrungs-, Futtermittel u. pflanzliche Rohstoffe	Ertragspotential	Richter, U., Eckelmann, W., 1992, in: NLFB Methodenbank DGK 5 B (Bodenschätzungskarten) bzw. forstliches Einrichtungswerk
nicht-ökologische Bodenfunktion	Der Boden ist ...		
Flächenfunktion	Fläche für Siedlung, Produktion, Verkehr, Kommunikation und Abfälle		
Lagerstättenfunktion	Lagerstätte für Bodenschätze, Energiequellen (Rohstoffgewinnung)		
Erholungsfunktion	Erholungsraum		
landschaftsgeschichtliche Funktion	Archiv der Natur- und Kulturgeschichte		

sinnvoll, sich auf die ökologischen Funktionen zu beschränken, zumal in der UVS einige der nicht-ökologischen Funktionen (Erholungs-, Archivfunktion) an anderer Stelle als eigenes Schutzgut behandelt werden.

Bei der Bewertung von Seltenheit und Natürlichkeit handelt es sich um eine potentielle Möglichkeit, die *Lebensraumfunktion* zu berücksichtigen. Die mit diesen Begriffen verbundenen Probleme wurden bereits angesprochen. Eine Alternative stellt die Ermittlung des Biotopentwicklungspotentials (Brahms et al. 1989) dar. Bei dieser Methode wird anhand des Wasser- und Nährstoffhaushalts beurteilt, ob der Boden potentieller Standort besonders spezialisierter und damit schutzwürdiger Vegetation ist.

Von den *Regelungsfunktionen* können nur relativ wenige überhaupt bewertet werden, da es an Methoden fehlt. Zudem ist es wegen der engen Wechselbeziehungen mit anderen Schutzgütern sinnvoll, einige an anderer Stelle aufzuführen. Die Bedeutung für die Kaltluft- bzw. Frischluftentstehung z.B. wird beim Potential Klima/Luft beurteilt, Grundwasserneubildungs- und -schutzfunktion werden innerhalb des Potentials Wasser bewertet.

Die Grundwasserschutzfunktion beim Boden zu bewerten, wäre inhaltlich verfehlt. Es kommen zwar immer noch Bewertungen vor, die Böden als um so wertvoller einzustufen, je stärker sie Schadstoffe anreichern, es besteht aber kein Zweifel daran, daß ein hoher Rückhalt unter Bodenschutzgesichtspunkten nicht als positiv eingestuft werden sollte.

Hinsichtlich der *Produktionsfunktion* gibt es immer wieder Diskussionen, ob es sich überhaupt um eine ökologische Funktion handelt. Denn eigentlich handelt es sich ja um die Bedeutung des Standortes für die derzeitige Nutzung, also um eine eindeutig wirtschaftlich orientierte Aussage (vgl. Küpfer 1994, Flörkemeier 1994).

Vor dem Hintergrund, daß die Überbauung oder das Ausder-Nutzung-Nehmen besonders ertragreicher Böden zu einer Intensivierung weniger geeigneter und damit fast immer auch auswaschungsgefährdeter Flächen führt, ist es durchaus sinnvoll, ertragreiche Böden für die landwirtschaftliche Nutzung vorzuhalten.

Zum anderen könnte man anführen, daß das Gesetz zur

Prüfung der Umweltverträglichkeit (UVP) vorschreibt, auch die Auswirkungen auf den Menschen zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten, dem Menschen im UVP also eine andere Rolle zukommt als im Naturschutzgesetz (NatSchG).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß von den theoretisch geeigneten Kriterien zur Bewertung der Bedeutung faktisch z.Zt. nur die Standort- und die Produktionsfunktion abgeschätzt werden können. Um eine möglichst große Transparenz zu gewährleisten, sollte jedoch auf die Vielfalt der Bodenfunktionen hingewiesen werden sowie auf die Tatsache, daß diese teilweise wegen der engen Wechselwirkungen bei anderen Potentialen beschrieben und bewertet werden.

2.2.2 Bewertung der Empfindlichkeit anhand der Bodenbelastungen

Die bei einer Bewertung der Empfindlichkeit verwendeten Kriterien beziehen sich sinnvollerweise auf die Gefährdungen, die tatsächlich in Zusammenhang mit dem Vorhaben zu erwarten sind. Generell unterscheidet man drei Gruppen der Belastungen, nämlich Belastungen durch Flächeninanspruchnahme, Belastungen der Bodenstruktur und Belastungen des Stoffhaushaltes (s. Tab. 3).

Die mit der Versiegelung und Überbauung verbundene Zerstörung trifft die Böden unabhängig von ihren Eigenschaften. Diese Belastung ist daher nicht als „Empfindlichkeit“ bewertbar. Im Gegensatz dazu sind verschiedene Böden unterschiedlich anfällig gegenüber Verdichtung, Erosion und Schadstoffakkumulation. Ziel einer solchen Differenzierung ist es, die entsprechenden Maßnahmen möglichst auf den wenig empfindlichen Flächen durchzuführen, also beispielsweise Lageplätze auf den weniger verdichtungsgefährdeten Böden anzulegen.

Im Falle der Akkumulationsgefährdung des Bodens handelt es sich um denselben Prozeß und auch dieselbe Bewertungsmethode wie bei der Grundwasserschutzfunktion, jedoch mit komplementärer Bewertung: Besonders gute Filtereigenschaften sind im Sinne des Grundwasserschutzes po-

Tab. 3. Bewertung der Empfindlichkeit des Potentials Boden anhand der auftretenden Bodenbelastung

Belastungsgruppen	mit dem Vorhaben verbundene Belastungen	Art der Gefährdung des Potentials Boden	Bewertungsmethoden
Belastung durch Flächeninanspruchnahme	Überbauung, Versiegelung	Zerstörung der Bodenprofile, Verlust sämtlicher Bodenfunktionen	
Belastung der Bodenstruktur	Befahren Lagerung	Verdichtung	Strobel, P., 1989 in: NLfB, Methodenbank
	Freilegen der Bodenoberfläche	Erosion durch Wasser Erosion durch Wind	Capelle, A., Lüders, R., 1985 in: NLfB, Methodenbank
Belastung des Stoffhaushalts	Eintrag von Schadstoffen	Schadstoffakkumulation	DVWK 1988 (Schwermetalle), DVWK 1990 Gelbdruck (Organika) in: NLfB Methodenbank, DVWK 1990 Gelbdruck (allg. Filtereigenschaften)

sitiv zu bewerten, für den Boden sind sie jedoch mit der Gefahr der Schadstoffanreicherung verbunden und daher ungünstig.

Manche Autoren zählen sehr viel mehr Gefährdungen auf. Deshalb sei darauf hingewiesen, daß die genannten Gefährdungen lediglich die Maßzahlen, die bewertbaren Kriterien für eine ganze Reihe von Beeinträchtigungen darstellen. So treten z.B. infolge der Verdichtung zahlreiche weitere Gefährdungen wie die Verringerung der Infiltrationskapazität, die Veränderungen des Wärme- und Lufthaushaltes, die Verringerung der mikrobiellen Aktivität etc. auf, welche wiederum Auswirkungen auf die Grundwasserneubildung und die Vegetation haben.

3. Die Bewertung der zu erwartenden Umweltauswirkungen

Die zweite Säule der ökologischen Risikoanalyse ist die Prognose und Bewertung der mit dem Vorhaben verbundenen Auswirkungen. Für das Beispiel einer UVS für Abwasserbehandlungsanlagen werden baubedingte, anlagenbedingte und betriebsbedingte Auswirkungen unterschieden. Im wesentlichen wurden diese zu erwartenden Belastungen bereits im Zusammenhang mit der Empfindlichkeit genannt:

- baubedingt: Bodenverdichtung und -versiegelung, Freilegen der Oberfläche (damit verbunden Erosionsgefährdung),
- anlagenbedingt: Flächenverbrauch, Überbauung, Versiegelung,
- betriebsbedingt: für Boden die Klärschlammaufbringung, auf die hier aber nicht eingegangen werden soll.

Zur Klassifizierung der Belastungen ist es am einfachsten, wenn auf Grenzwerte zurückgegriffen werden kann, denn deren Überschreitung definiert bereits, welche Belastung als

Tab. 4. Bewertungsvorschrift zur Ermittlung der Belastung des Potentials Boden im Rahmen einer UVS zur Kläranlagenerweiterung

Belastung gering	Belastung mittel	Belastung hoch
zeitlich begrenzte, zumindest teilweise reversible Verdichtung	dauerhafte Verdichtung bzw. Versiegelung bereits verdichteter Böden	dauerhafte Versiegelung, Überbauung bislang unverdichteter Böden
vorübergehende Offenlegung der Bodenoberfläche	dauerhafte Offenlegung der Bodenoberfläche	

Tab. 5. Bewertung des Ist-Zustandes des Schutzgutes Boden

Bedeutung	Empfindlichkeit
<ul style="list-style-type: none"> • Biotopentwicklungspotential • Ertragsfähigkeit 	<ul style="list-style-type: none"> • pot. Verdichtungsempfindlichkeit • pot. Erosionsgefährdung durch Wasser • pot. Erosionsgefährdung durch Wind • pot. Schadstoffakkumulationsgefährdung

„erheblich“ oder „nicht zumutbar“ einzustufen ist. Während für andere Potentiale im Zusammenhang mit dem Anlagenbau durchaus Tabu-Kriterien existieren, gibt es solche für den Boden bei Belastungen der Bodenstruktur und durch Flächenverbrauch nicht. Im Gegensatz z.B. zur Lärm- oder Geruchsbelastung gibt es keine justiziablen „Grenzwerte“ zur Klassifizierung der Bodenbelastung.

Tabelle 4 zeigt beispielhaft eine solche dreistufige Bewertungsvorschrift für eine Kläranlagenerweiterung.

4. Zusammenfassung

- Zur Bewertung und übersichtlichen Darstellung der Auswirkungen eines geplanten Vorhabens hat sich die ökologische Risikoanalyse bewährt.
- Die Bewertung der Bedeutung anhand der Bodenfunktionen sowie der Empfindlichkeit anhand der zu erwartenden Bodenbelastungen eignet sich gut zur Charakterisierung des Ist-Zustandes. Geeignete Parameter sind in Tabelle 5 zusammengestellt.
- Mit dem Ziel möglichst großer Transparenz ist es sinnvoll, auf die Vielfältigkeit der Bodenfunktionen, ihre Wechselwirkungen und das Zusammenspiel mit anderen Potentialen hinzuweisen.
- Die Auswahl der verwendeten Kriterien muß dem jeweiligen Vorhaben angepaßt werden (z.B. sollte die Schadstoffakkumulationsgefährdung nur dann berücksichtigt werden, wenn in Zusammenhang mit dem Vorhaben tatsächlich stoffliche Belastungen zu befürchten sind).
- Eine detailliertere Bewertung scheidet z.T. an der fehlenden Methodik, häufiger jedoch an der Datenverfügbarkeit.
- Kriterien zur Etablierung eines eigenständig(er)en Bodenschutzes sind wünschenswert; sie sollten Inhalt der Bodenschutzgesetzgebung werden.

5. Literatur

Brahms, E.; von Haaren, C., Janßen, U., 1989: Ansatz zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit der Böden im Hinblick auf das Biotopentwicklungspotential. – Landschaft und Stadt 21 (3), S. 110–114.

Capelle, A., Lüders, R., 1985: Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. – Göttinger Bodenkundl. Ber. 83, S. 107–127.

Deutscher Rat für Landespflege, 1986: Gutachterliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rates für Landespflege. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege Heft 51/1986.

DVWK, 1988: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. – DVWK-Merkblatt 212.

DVWK, 1990: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil II: Abschätzen des Verhaltens organischer Chemikalien in Böden. – Gelbdruck zum DVWK-Merkblatt (unveröff.).

DVWK, 1990: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil III: Allgemeine und physikochemische Filtereigenschaften von Böden unter Berücksichtigung

- von Standorteigenschaften. – Gelbdruck zum DVWK-Merkblatt (unveröff.).
- Fehr, G., Jürging, M., 1994: Die Umweltverträglichkeitsprüfung von Abwasserbehandlungsanlagen. – Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, 1. Bd., 12. Lfg.
- Flörkemeier, H., 1993: Die Bewertung des Bodens als landwirtschaftliche Produktionsgrundlage innerhalb einer UVP. – UVP-report 3/93, S. 132–135.
- Fokuhl, C., 1994: Rechtliche Situation und Entwicklung des Bodenschutzes in Deutschland. – Naturschutz und Landschaftsplanung 26 (2), S. 49–52.
- Grimm, B., Sommer, B., 1993: Bewertung von Boden und Bodenverlust im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung. – UVP-report 4/93, S. 211–213.
- Küpfer, C., 1992: Biotisches Ertragspotential: Bedeutung und Gewichtung in der Landschaftsplanung. – Naturschutz und Landschaftsplanung 6/92, S. 221–225.
- NLfB, 1990: Flächenanteile der Böden Niedersachsens auf Basis der BSK 200 (unveröff.).
- NLfB (Hrsg.), 1992: Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde (FIS BODEN). – Technische Berichte zum NIBIS, Heft 3, 5. Aufl.

- Renger, M. et al., 1990: Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. – Endbericht zum BMFT-Projekt 0374343, Univ. Berlin.
- Richter, U., Eckelmann, W., 1992: Das Ertragspotential ackerbaulich genutzter Standorte in Niedersachsen – Beispiel einer Auswertungsmethode im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS. – Geol. Jb., F 27.
- Strobel, P., 1989: Untersuchungen zur Abschätzung der potentiellen Verdichtungsempfindlichkeit von Böden unter Berücksichtigung der Auswertung von Bodenkarten. – Dipl. Arbeit Geogr. Inst. der Univ. Hannover (unveröff.).

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Geogr. Christiane Bork
F & N Umweltconsult
Lister Meile 27
30161 Hannover

Förderprogramme des Landes Niedersachsen zum Schutz des Naturgutes Wasser

Grundwasserschutzorientierte Maßnahmen zur Verringerung der Stoffeinträge aus der Landwirtschaft

von Gabriele Siuda

1. Ausgangslage

Das Land Niedersachsen deckt ca. 87 % des Wasserbedarfs für die öffentliche Wasserversorgung aus dem Grundwasser und 13 % aus den Talsperren im Harz. Engpässe bei der Bereitstellung der benötigten Trinkwassermengen sind in den 80er und 90er Jahren nicht mehr aufgetreten. Die Sicherung der öffentlichen Wasserversorgung ist weniger durch Verknappung der Menge als vielmehr durch Qualitätsprobleme gefährdet. Die Probleme ergeben sich fast ausschließlich durch anthropogene Beeinträchtigungen. Die Ursachen der Schadstoffbelastung sind vielfältig.

Bei der Nitratbelastung ist vor allem der flächenhafte Eintrag aus der Landwirtschaft beteiligt. Messungen des Nds. Landesamtes für Ökologie haben ergeben, daß im Grundwasser bis zu einer Tiefe von 20 m sehr hohe Nitratkonzentrationen auftraten. In vielen Fällen ist die Nitratkonzentration im Grundwasser, insbesondere unter Ackerflächen, ständig angestiegen und steigt weiter. Mit zunehmender Tiefe fallen die Nitratwerte ab. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Nitrate tiefere Schichten wegen der langen

Transportzeit im Grundwasser noch nicht erreicht haben oder daß bei dieser Tiefe noch ein Nitratabbau im Boden vor sich geht. Es ist jedoch nur eine Frage der Zeit, bis eine Nitratbelastung auch im Grundwasser tieferer Schichten auftritt.

Eine erhebliche Gefahr für das Grundwasser kann auch von Pflanzenschutzmitteln ausgehen. Bei Messungen des Nds. Landesamtes für Ökologie wurden in Grund-, Roh- und Trinkwasserproben Pflanzenschutzmittelsubstanzen nachgewiesen.

Grundwasserverunreinigungen sind Langzeitschäden, die, wenn überhaupt, nur in sehr langen Zeiträumen und mit erheblichem technischen und finanziellen Aufwand zu beseitigen sind. Das Grundwasser muß deshalb vor schädlichen Stoffeinträgen geschützt werden.

Hauptziel ist daher der vorsorgende und flächendeckende Schutz des Grundwassers. Vorsorgender Grundwasserschutz zielt darauf hin, Belastungen des Grundwassers von vornherein zu vermeiden. Darüber hinaus können zur Sicherung der Trinkwasserversorgung in Wasserschutzgebieten weitergehende Maßnahmen ergriffen werden, Restrisiken für das Grundwasser zu vermindern.

Zielsetzung der Landesregierung ist es daher, für alle Wasserwerke der öffentlichen Wasserversorgung Wasserschutzgebiete auszuweisen. In Wasserschutzgebieten gelten nach pflanzenschutzrechtlichen Bestimmungen Anwendungsbeschränkungen und Verbote für den Einsatz bestimmter Pflanzenschutzmittel. Weiterhin wird die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen z. T. durch Ge- und Verbote der Wasserschutzgebietsverordnungen reglementiert.

Strategien zur Verminderung der Nährstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung sind bekannt. Die fachlichen Konzepte, wie dieses Ziel verwirklicht werden kann, sind weitgehend erarbeitet. Mit den Mitteln aus der Wasserentnahmegebühr können die bekannten Strategien umgesetzt werden. Dabei geht es darum, bisherige Nutzungssy-

steme, die zum Teil am betriebswirtschaftlichen Optimum liegen, in grundwasserschonende Nutzungsformen zu überführen. Umweltwirksame Verhaltensänderungen bei der Landbewirtschaftung können nur dann zu meßbaren Ergebnissen führen, wenn sie möglichst flächendeckend von den Landwirten umgesetzt werden.

Durch eine zusätzliche Beratung soll dem Betroffenen die Notwendigkeit einer grundwasserschutzorientierten Landbewirtschaftung bewußt gemacht werden. Der persönlichen Überzeugung wird dabei hohe Priorität eingeräumt.

Eine Akzeptanz grundlegend neuer Bewirtschaftungsformen durch die Landwirte kann nur bei gleichzeitiger Sicherung der Betriebseinkommen erreicht werden.

Schränken grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsweisen die landwirtschaftliche Nutzung eines Grundstückes ein, so kann der dadurch entstandene wirtschaftliche Nachteil aufgrund freiwilliger Vereinbarungen entschädigt werden.

2. Rechtliche Rahmenbedingungen

Mit dem achten Gesetz zur Änderung des Nds. Wassergesetzes (NWG) wurde eine Gebühr für Entnahmen von Oberflächenwasser und Grundwasser eingeführt, mit der die Grundsätze des integrierten und vorsorgenden Umweltschutzes sowie des Wassersparens verfolgt werden sollten. Nach diesem Gesetz darf das Aufkommen aus der Wasserentnahmegebühr „Wasserpennig“ – nach Abzug der Verwaltungskosten – nur zweckgerichtet für Maßnahmen verwendet werden, die dem Gewässerschutz und dem Wasserhaushalt dienen.

Vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung kann auf der Grundlage dieses Gesetzes im Sinne des vorbeugenden Grundwasserschutzes Einfluß genommen werden. Die Maßnahmen, die dafür insbesondere in Betracht kommen, sind im Gesetz unter § 47 h Abs. 3 (NWG) im einzelnen aufgeführt. Insbesondere sind folgende Punkte zu nennen:

- Ausgleichszahlungen nach § 51 a NWG für Einschränkungen der ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung eines Grundstückes,
- Zusätzliche gewässerschutzorientierte Beratung der Land- und Forstwirtschaft sowie des Erwerbsgartenbaues und damit im Zusammenhang stehende Boden und Gewässeruntersuchungen,
- Entschädigungsleistungen für Einschränkungen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung eines Grundstückes aufgrund freiwilliger Vereinbarungen,
- Zuschüsse an Wasserversorgungsunternehmen für den Grunderwerb oder die Pacht für Flächen in Wasserschutzgebieten.

3. Umsetzung der Maßnahmen

Ausgleichszahlungen

Nach § 51 a NWG besteht ein gesetzlicher Anspruch auf Ausgleichszahlungen, wenn aufgrund von Wasserschutzgebietsverordnungen die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstückes eingeschränkt

wird. Pflanzenschutzrechtliche Verbote und Beschränkungen für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln stehen den Schutzbestimmungen gleich.

Der Ausgleich wird dabei für den tatsächlich entstandenen wirtschaftlichen Nachteil geleistet. Dies unterscheidet das niedersächsische Modell z. B. von den Regelungen in Baden-Württemberg, wo ein Entgelt pauschal pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche gewährt wird. In Abhängigkeit von regions- und kulturartenspezifischen Durchschnittswerten werden in den Kooperationen (s. Abschn. 4) Pauschalbeträge für bestimmte Ausgleichstatbestände festgelegt. Gleichzeitig besteht die Möglichkeit, daß im Rahmen von Einzelfallausgleichen der Bewirtschafter für jeden einzelnen entstandenen wirtschaftlichen Nachteil seinen Ausgleichsanspruch geltend macht.

Die Antragsannahme und -prüfung erfolgt durch die Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall. Die Bewilligungsbehörde ist die Bezirksregierung.

Zusätzliche Beratung

Die grundwasserschutzorientierte landwirtschaftliche Zusatzberatung besteht im wesentlichen aus drei Grundbestandteilen.

1. Erfassung der Belastungssituation:
 - oberflächennahe Grundwasseruntersuchungen,
 - Kartierung der Auswaschungsgefährdung der Böden,
 - landwirtschaftliche Betriebsstruktur,
 - Viehbesatz- und Lagerkapazitäten für organischen Dünger sowie
 - die aktuelle Flächennutzung in dem Schutzgebiet.
2. Grundwasserschutzorientierte Zusatzberatung:
 - Einzelgespräche,
 - Gruppenberatungen und Seminare,
 - Informationsschreiben und
 - Feldbegehungen.
3. Begleitende Maßnahmen:
 - regelmäßige Grundwasseruntersuchungen,
 - Bodenproben, z. B. N_{min} -Untersuchungen,
 - Wirtschaftsdüngeruntersuchungen,
 - Pflanzenanalysen und
 - Demonstrationsflächen.

Begleitende Maßnahmen bilden die Grundlage für die Beratung und stellen gleichzeitig Kriterien für die Erfolgskontrolle dar. Ein wichtiger Bestandteil sind Demonstrationsflächen, auf denen in den einzelnen Schutzgebieten grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsformen gezeigt werden.

Der Umfang der Zusatzberatung ist jedoch kein starres Gebilde, das in allen Wasserschutzgebieten nach dem gleichen Prinzip durchgeführt wird. Je nach Belastungssituation und Akzeptanz bei den Landwirten wird die Zusatzberatung mit unterschiedlicher Intensität durchgeführt. Welche Maßnahmen im einzelnen zu ergreifen sind, ist vor Ort in Kooperationen mit allen Beteiligten zu entscheiden. Weiterhin wird gemeinsam mit allen Betroffenen erörtert, wer mit diesen Aufgaben beauftragt wird. Es erfolgt keine Auftragsver-

gabe an einen Berater, der nicht das Vertrauen der betroffenen Landwirte besitzt.

Die Teilnahme an der Zusatzberatung ist für den einzelnen Landwirt freiwillig. Sie kann nur effektiv sein, wenn eine Vertrauensbasis zwischen dem Zusatzberater und dem Landwirt besteht. Besonders im Bereich der Betriebserhebung und einzelbetrieblichen Beratung werden personenbezogene Daten erhoben, die nur im Rahmen dieser Vertrauensbasis bearbeitet werden können.

Die gewonnenen Ergebnisse werden in anonymisierter Form in der Kooperation vorgestellt und diskutiert. Sie bilden die Basis für weiterführende Maßnahmen.

Grundlage für die Zusatzberatung bildet ein öffentlich-rechtlicher Vertrag zwischen dem Land Niedersachsen und einem Zusatzberater. Als Berater kommen in Frage: Landwirtschaftskammern, Beratungsringe, Wasserversorgungsunternehmen oder private Ingenieurbüros. Der Vertragsabschluß erfolgt durch die Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall im Auftrage der Bezirksregierungen.

Freiwillige Vereinbarungen

Besondere Bedeutung haben Entschädigungsleistungen aufgrund freiwilliger Vereinbarungen, die zwischen den Landwirten und dem Land Niedersachsen oder dem Wasserversorgungsunternehmen abgeschlossen werden können. Damit ist es möglich, in Trinkwassereinzugsgebieten ohne ausgewiesenes Wasserschutzgebiet auf freiwilliger Basis mit den örtlichen Land- und Forstwirten Verträge über Einschränkungen bei der Landbewirtschaftung im Interesse des Gewässerschutzes abzuschließen und entstehende wirtschaftliche Nachteile finanziell zu entschädigen.

Aber auch in festgesetzten Wasserschutzgebieten können derartige Vereinbarungen abgeschlossen werden. Dies kann sinnvoll sein, wenn die örtliche Schutzgebietsverordnung keine ausreichenden Schutzbestimmungen zur Landbewirtschaftung enthält. Dies ist besonders in älteren Schutzgebietsverordnungen der Fall. Die Vertragsinhalte über die Vereinbarungen zum Grundwasserschutz werden gemeinsam mit Vertretern von Landwirtschaft und zuständigen Fachbehörden entwickelt und in den Kooperationen erörtert.

Auf Grund der unterschiedlichen Belastungssituation variieren die einzelnen Einschränkungen und Entschädigungsätze in den Schutzgebieten. Als Maßnahmen kommen insbesondere in Betracht:

- Zeitliche Einschränkungen der Stickstoffdüngung,
- Reduzierung der mineralischen und organischen Stickstoffdüngung und damit im Zusammenhang stehende Bodenuntersuchungen,
- grundwasserschonende Ausbringung von Gülle,
- Zwischenfruchtanbau und aktive Begrünung von Brachflächen,
- Extensivierung der Acker- und Grünlandnutzung sowie
- Verzicht auf Herbizide.

Die Vertragsabschlüsse werden zum größten Teil durch den Zusatzberater vorbereitet. Der Vertragsabschluß erfolgt zwischen dem Landwirt und dem Staatlichen Amt für Wasser und Abfall bzw. dem Wasserversorgungsunternehmen. Die Bewilligung erfolgt durch die Bezirksregierung.

Flächenkauf

Der gezielte Flächenkauf von gefährdeten Flächen durch Wasserversorgungsunternehmen kann durch Zuschüsse gefördert werden. Die vorrangig in den Zonen II der Wasserschutzgebiete gekauften Flächen werden anschließend unter Bewirtschaftungsaufgaben an Landwirte verpachtet oder nach Aushagerung aufgeforstet. Die Höhe des Zuschusses berechnet sich aus kapitalisierten Ausgleichszahlungen und/oder den kapitalisierten freiwilligen Vereinbarungen. Somit entsprechen die Zuschüsse dem Umfang der Ersparnis der Zahlung des Landes, die sonst jährlich hätten geleistet werden müssen. Die fachliche Prüfung erfolgt durch die Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall und die Bewilligung durch die Bezirksregierungen.

4. Kooperationsmodell

Die Umsetzung dieser Aufgaben erfordert eine enge Zusammenarbeit zwischen den örtlich Wirtschaftenden, den Wasserversorgungsunternehmen und den Fachbehörden. Der Schwerpunkt dieser Zusammenarbeit soll im Bereich der Landwirtschaft und des Erwerbsgartenbaues liegen. Die 11 Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall in Niedersachsen haben durch Gründung von Kooperationen diese Zusammenarbeit landesweit sichergestellt, wobei schon bestehende kooperationsähnliche Arbeitskreise einbezogen wurden. Kooperationen werden je nach Bedarf für einzelne Trinkwassereinzugsgebiete, für alle Trinkwassereinzugsgebiete eines Landkreises oder für alle Trinkwassereinzugsgebiete im Versorgungsgebiet eines Wasserversorgungsunternehmens gebildet.

Als Teilnehmer an Kooperationen kommen insbesondere in Frage:

- Das Staatliche Amt für Wasser und Abfall, das die Geschäftsführung und Leitung als technische Fachbehörde der Bezirksregierung als oberer Wasserbehörde übernimmt,
- Bewirtschafterinnen oder Bewirtschafter der genutzten Flächen bzw. deren Vertreter,
- die örtlichen Wasserversorgungsunternehmen als Träger der öffentlichen Wasserversorgung,
- die unteren Wasserbehörden (Landkreis und große selbständige Städte) als zuständige Aufsichtsbehörde für Wasserschutzgebiete,
- die jeweils zuständige Landwirtschaftskammer als land- und fortwirtschaftliche Fachbehörde,
- die oder der mit der grundwasserschutzorientierten Zusatzberatung Beauftragte,
- die zuständige Naturschutzbehörde bei Überlagerung von Wasservorranggebieten mit Vorranggebieten für Natur und Landschaft, Grünlandbewirtschaftung, Pflege und Entwicklung.

Bei Bedarf können weitere Stellen wie z. B. Landesämter, Forschungsanstalten usw. hinzugezogen werden.

Wesentliche Aufgabe der Kooperation sind das Erörtern und Empfehlen von gebietspezifischen Bewirtschaftungsregeln auf der Grundlage landesweiter Vorgaben sowie das Mitwirken bei der Entwicklung von Konzepten zur gewässerschutzorientierten Zusatzberatung. Die an Kooperationen Beteiligten sind nach § 51 a NWG für die Festlegung von

Bemessungsgrundlagen von Ausgleichszahlungen zu hören. Dies gilt auch bei der Festlegung von Bemessungsgrundlagen für Entschädigungsleistungen aufgrund freiwilliger Vereinbarungen, soweit es sich nicht um abweichende Einzelfallregelungen handelt.

Hauptziel ist die Kooperation statt Konfrontation. Das bedeutet, daß alle Entscheidungen möglichst im Einvernehmen getroffen werden.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Die nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit in den letzten Jahrzehnten, z. B. steigende Nitratgehalte und Nachweis von Pflanzenschutzmitteln, haben deutlich gemacht, daß ein nachhaltiger und vorbeugender Grundwasserschutz notwendig ist. Die fachlichen Konzepte, wie dieses Ziel verwirklicht werden kann, sind weitgehend erarbeitet. Durch das am 01. 07. 1992 in Kraft getretene Achte Gesetz zur Änderung des NWG wurde der gesetzliche Rahmen für die Durchführung der notwendigen Maßnahmen geschaffen. Nach diesem Gesetz darf das Aufkommen aus der Wasserentnahmegebühr nur zweckgerichtet für Maßnahmen verwendet werden, die dem Gewässerschutz und dem Wasserhaushalt dienen.

Soweit Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten erhöhte Anforderungen festlegen, welche die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstückes beschränken oder mit zusätzlichen Kosten belasten, ist für die dadurch verursachten wirtschaftlichen Nachteile ein angemessener Ausgleich zu leisten. Darüber hinaus können in allen Vorranggebieten für Wassergewinnung freiwillige Einschränkungen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung gegen Entschädigung vereinbart werden.

Wesentlich ist es aber, dem Betroffenen durch eine zusätzliche Beratung die Notwendigkeit einer grundwasser-schutzorientierten Landbewirtschaftung bewußt zu machen. Durch Zusatzberatung, Ausgleichszahlungen und Entschädigungsleistungen aufgrund freiwilliger Vereinbarung in allen Trinkwassereinzugsgebieten kann eine grundwasserschonende Landbewirtschaftung durchgesetzt werden. Die Maßnahmen erfordern eine enge Zusammenarbeit zwischen den betroffenen Land- und Forstwirten, den Wasserversorgungsunternehmen und den zuständigen Fachbehörden. Durch Gründung von Kooperationen wird diese Arbeit unter Leitung der Staatlichen Ämter von Wasser und Abfall sichergestellt.

Viele der in den Trinkwassereinzugsgebieten vorsorgend eingeleiteten Maßnahmen sind auch für den flächendeckenden Grundwasserschutz notwendig. Die gewonnenen Erfahrungen werden hierfür richtungsweisend sein.

6. Literatur

- Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, 1992: Strategien zur Reduzierung von Belastungen des Grundwassers in Wasserschutzgebieten. – Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 68, S. 11–142.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.*, 1994: Vermeidung und Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten. – Arbeitspapier 206, KTBL Schriftenvertrieb Münster-Hiltrup.
- Nds. Landesamt für Ökologie*: Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN), Grundwasserbericht 1991–1992, Herausgeber: Nds. Landesamt für Ökologie, An der Scharlake 39, 31139 Hildesheim.
- Nds. Umweltministerium*: 8. Gesetz zur Änderung des Nds. Wassergesetzes vom 23. 06. 1992. Nds. GVBl. Nr. 24/ 1992, vom 30. 06. 1992, S. 163–166.
- Nds. Umweltministerium*, 1993: Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten, Ergebnisse aus einem Fachgespräch am 15. 06. 1992. – Herausgeber Nds. Umweltministerium.
- Nds. Umweltministerium*, 1993: Wasserschutzgebiete in Niedersachsen, Prioritätenprogramm. – Herausgeber: Nds. Umweltministerium.
- Nds. Umweltministerium*, 1994: Grundwasserschutzprogramm. – Herausgeber: Nds. Umweltministerium.
- Nds. Umweltministerium*: Kooperationen in Vorranggebieten für Wassergewinnung, Runderlaß des MU vom 06. 06. 1994, Nds. Ministerialblatt Nr. 22/1994, S. 986, 987.
- Veh, G. M., Montz, A.*, 1994: Die Wasserentnahmegebühr in Niedersachsen und ihre Verwendung. – GWF-Wasser, 135, Nr. 10, S. 585–589.

Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Ing. agr. Gabriele Siuda
Bezirksregierung Lüneburg
Dezernat 502 – Wasserwirtschaft, Wasserrecht
Auf der Hude 2
21339 Lüneburg

Umweltziele/Umweltqualitätsziele für Boden und Wasser

von Oliver Gockel

1. Begriffsbestimmung

Bereits seit längerer Zeit findet eine intensive, teilweise kontrovers geführte Diskussion um und über Umweltqualitätsziele (kurz: UQZ) statt, wobei ihre Bedeutung für eine vorausschauende, auf Umweltvorsorge ausgerichtete Politik unstrittig ist. Dies gilt gerade in bezug auf die in der Vergangenheit oftmals weniger beachteten Naturgüter Wasser und insbesondere Boden.

Allerdings sind fachliche (Umwelt-)Ziele und Zielkonzepte in der Umweltplanung, die Boden und Wasser als Naturgüter mit einbeziehen, nichts generell Neues, sondern mehr oder weniger konkret und detailliert in den bisherigen Planungsinstrumenten besonders auch des Naturschutzes formuliert (Runden et al. 1994). Als Beispiel sei hier die niedersächsische Landschaftsplanung, insbesondere jüngere, aktuelle Landschaftsrahmenpläne und auch Landschaftspläne, genannt (s. auch Tab. 1). Neu ist hingegen das Bestreben, Ziele als „Konvention“ zu vereinbaren, d. h. sie als Maßstab politisch verbindlich zu machen.

Basis für die Formulierung von Umweltzielen/Umweltqualitätszielen bilden hierbei zunächst übergeordnete Leitlinien¹ (v. a. ableitbar aus den allgemeinverbindlichen Aussagen der §§ 1 und 2 des NNatG), die Handlungsgrundsätze darstellen und die Richtung einer anzustrebenden Entwicklung aufzeigen. Sie können und dürfen noch nicht so konkret sein, daß sie den örtlichen und fallbezogenen Besonderheiten vorgreifen, sie legen aber die Zielrichtung (übergeordnet) fest, ohne jedoch den Endzustand normativ festzuschreiben zu können. Leitlinienentwicklung ist dabei allerdings nicht primär naturwissenschaftlich geprägt, sondern impliziert ethische Entscheidungen über Wertzuweisungen für einzelne ökologische Einheiten (vgl. Jax und Bröring 1994). Neben fachlichen Grundsätzen (z. B. BNatSchG) werden Leitlinien also v. a. auch vom umweltethischen Wertesystem des Einzelnen und der Gesellschaft bestimmt (Riedl 1995).

Über mehrere Zielebenen lassen sich die entsprechenden Leitlinien schließlich zu einzelnen Zielen mit räumlichem Bezug konkretisieren.

Bei der Betrachtung von Umweltzielen/Umweltqualitätszielen sollte dabei allgemein nach den schon angesprochenen *fachlichen Umweltzielen* und nach *politischen* bzw. tatsächlich gewollten *Umweltqualitätszielen* differenziert werden.

Entsprechend dem Verständnis von Fürst (1990) sind *Umweltqualitätsziele* als inhaltlich, räumlich und möglichst zeitlich konkretisiertes, politisch definiertes Ziel über ein gewolltes Niveau der Umweltgüte aufzufassen, z. B.: Die Leistungsfähigkeit der regionalen Fließgewässer als Lebensraum ist zu verbessern, Gewässer A ist im Abschnitt B bis zum Jahr X zu

renaturieren, die Gewässergüte ist in Richtung auf eine naturnahe Ausprägung zu verbessern.

Eine Präzisierung des UQZ erfolgt dabei durch ökologische Eckwerte bzw. konkrete Bewertungsmaßstäbe in Form von Umweltqualitätsstandards² (kurz UQS, vgl. auch Kühling et al. 1995). Ein möglicher Standard für obengenanntes Beispiel wäre z. B. eine naturnahe Gewässerstruktur (bzw. die Definition dieses Zustandes) und die Gewässergütekategorie II.

Aus UQZ und UQS lassen sich schließlich die notwendigen Maßnahmen zur Zielrealisierung ableiten. Da es sich, ausgehend von o. g. Definition, bei UQZ um politisch definierte Ziele handelt, findet i. d. R. eine Abwägung mit anderen Zielen, Interessen und Belangen statt.

Fachliche Umweltziele streben dagegen im allgemeinen einen (unabgewogenen) optimalen Umweltzustand an. Je nach Formulierung lassen sie dabei mehrere Möglichkeiten zur Zielrealisierung zu. Offen sind oftmals der genaue Umfang von Maßnahmen sowie v. a. der Zeithorizont, d. h. es wird vielfach im Gegensatz zum Umweltqualitätsziel kein normativer Endzustand angegeben, sondern eher eine gegenüber der Leitlinie präzisierete Entwicklungsrichtung. Die Ziele haben empfehlenden Charakter, sie benennen aus fachlicher Sicht erkennbare Wege der Zielerfüllung, aus der sich ebenfalls ein Katalog erforderlicher Maßnahmen ableiten läßt.

2. Ableitung fachlicher Umweltziele, dargestellt am Beispiel Gewässerrenaturierung

Am Beispiel der Landschaftsplanung in Niedersachsen soll zunächst die Ableitung von fachlichen Umweltzielen für Boden und Wasser, ausgehend vom Landschaftsrahmenplan über den Landschaftsplan bis hin zu einem Renaturierungskonzept (hier für die Fuhse im Landkreis Peine im Bereich der Gemeinde Lengede), beispielhaft dargestellt werden.

Das Beispiel eignet sich insofern, als der ökosystemare Zusammenhang von Boden und Wasser in Niederungsbereichen besonders ausgeprägt ist, Gewässer und ihre Auen oft einen landschaftlichen Schwerpunktraum zur Verbesserung der Situation der Naturgüter Boden und Wasser bilden und diese landschaftliche Situation in vielen Fällen zu bearbeiten ist.

Basis der Zielformulierung bildet, wie schon angesprochen, zunächst der § 1 des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes, mit den Konkretisierungen, Ergänzungen des § 2 zu Boden und Wasser.

¹ Der Begriff Leitlinien wird an dieser Stelle verwandt, da er im Gegensatz zum Begriff Leitbild weniger einen festen Landschaftszustand bzw. ein bestimmtes Landschaftsbild beinhaltet, sondern mehr eine Zielrichtung meint, die den Prozeß der Landschaftsentwicklung (notwendigerweise) offenläßt und nicht an statischen Zuständen haftet. Die Landschaft behält ihr „Recht“ auf Entwicklung (vgl. auch Riedl 1994).

² UQS: Räumlich konkrete Aussage über den angestrebten Zustand in einem bestimmten Fall, unter bestimmten Umständen.

Tab. 1. Beispielhafte Darstellung von übergeordneten Umweltzielen in der Landschaftsplanung (aus: Landschaftsrahmenplan Peine, 1992, Auszug)

<p><u>Ziele Boden</u></p> <p>Nachhaltige Sicherung des belebten Bodens in seinen ökologischen Funktionen durch</p> <ul style="list-style-type: none"> ⇒ die Vermeidung bzw. Verminderung der Inanspruchnahme des knappen, nicht vermehrbaren Naturguts Boden für Siedlung, Verkehr und Lagerstättenabbau, die Prüfung von Alternativen und die Minimierung der ökologischen Auswirkungen dieser Flächennutzungen; ⇒ die Sicherung der natürlichen Vielfalt der Bodeneigenschaften auch als Voraussetzung für die Erhaltung bzw. Entwicklung verschiedener Arten und Lebensgemeinschaften; ⇒ die Vermeidung von Substanzverlusten infolge Erosionen und Strukturbeeinträchtigungen infolge Bodenverdichtung; ⇒ die drastische Verminderung bzw. Vermeidung von Schadstoffeinträgen aus der Luft und Oberflächengewässern, durch Bodennutzungen, aus Altlasten etc. in den Boden. <p><u>Ziele Wasser</u></p> <p>Nachhaltige Sicherung unbeeinträchtigter, funktionsfähiger Wasserkreisläufe durch den Schutz von Grund- und Oberflächenwasser in quantitativer und qualitativer Hinsicht , d. h. :</p> <ul style="list-style-type: none"> ⇒ Unbeeinträchtigte Grundwasservorkommen sind vorrangig zu sichern, vorhandene Beeinträchtigungen sind soweit wie möglich zu verringern; ⇒ eine den natürlichen Standortbedingungen innerhalb des Kreisgebietes entsprechende Grundwasserneubildungsrate ist zu sichern; ⇒ die regionalen und lokalen Grundwasserverhältnisse sind zu sichern. Der Bedarf an Grundwasser für die unterschiedlichen Nutzungsansprüche ist zu verringern. Er ist, soweit dies ohne Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes möglich ist, aus dem regionalen Grundwasserangebot zu decken; ⇒ die Einsparung von Grundwasser hat Vorrang vor der Erschließung neuer Wasservorräte; ⇒ die naturraumtypischen Fließgewässerstrukturen im Landkreis Peine sind durch die möglichst vollständige Beseitigung anthropogener Störgrößen hinsichtlich Wasserqualität und Lebensraumstruktur zu sichern; ⇒ die Sicherung naturraumtypischer Fließgewässerstrukturen muß durch die Sicherung von Gebieten mit abflüßmindernder Wirkung ergänzt werden.

Darauf und auf dem ermittelten regionalen Umweltzustand³ aufbauend, werden medial bezogene, fachliche Umweltziele formuliert, die sich grob folgenden Zieltypen zuordnen lassen:

- Erhalt der bestehenden Situation (bei weitgehend optimalen Raumsituationen),
- Erhalt und gleichzeitig Verbesserung, d.h. Optimierung/Entwicklung der bestehenden Situation (bei mehr oder weniger fachlich noch akzeptablen Zuständen),
- Verbesserung der vorhandenen Situation (in Sanierungsbereichen).

Das gewählte Beispiel fällt dabei überwiegend in letztgenannte Kategorie, da es sich bei der Fuhse im betrachteten Abschnitt um ein ausgebautes, schadstoffbelastetes Gewässer mit auf großen Flächen intensiver ackerbaulicher Nutzung im Niederungsbereich handelt.

Für *Boden* ist oberstes Ziel zunächst die nachhaltige Sicherung der ökologischen Funktionen des belebten Bodens, d.h. hier vor allem Vermeidung/Minderung von Inanspruchnahme, Strukturbeeinträchtigungen, Substanzverlust und Schadstoffeintrag (s. auch Tab. 1). Aus der Vielzahl von

Unterzielen, die sich hieraus wiederum ergeben, seien schwerpunktmäßig die in bezug auf das o.g. Renaturierungskonzept und auch das Naturgut Wasser relevanten herausgegriffen (s. Tab. 2).

In bezug auf *Wasser* ist besonders die nachhaltige Sicherung unbeeinträchtigter, funktionsfähiger Wasserkreisläufe, mit dem erforderlichen Schutz von Grund- und Oberflächenwasser in quantitativer und qualitativer Hinsicht, einschließlich der nachhaltigen Sicherung funktionsfähiger Retentionsräume bedeutsam.

Entsprechend dem Aspekt Boden sollen auch hier nur einige Umweltziele exemplarisch benannt werden (s. Tab. 2). Dabei sind die Zielaussagen des niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems/-programms die fachlichen Vorgaben, die als politisch gewollte, übergeordnete, landesweite Umweltqualitätsziele aufzufassen sind und schrittweise raum- bzw. fallbezogen zu konkretisieren sind.

Anzumerken ist hierzu, daß die aufgeführten Ziele auf den Naturraum der Braunschweig-Hildesheimer Börde bezogen sind. In anderen Naturräumen sind Umweltziele entsprechend regionsspezifisch zu formulieren und zu ergänzen. Je nach naturräumlicher Situation werden sich auch unterschiedliche Zielprioritäten ergeben.

Im weiteren Planungsverlauf, hier innerhalb der *Landschaftsplanbearbeitung* und der Bearbeitung des *Renaturie-*

³ Ausgehend von Eigenschafts-/Empfindlichkeitsmerkmalen, Art und Umfang der Einwirkung von Beeinträchtigungen bzw. Beeinträchtigungsrisiken.

Tab. 2. Beispiele für fachliche Umweltziele zu Boden und Wasser (aus: Landschaftsrahmenplan Peine, 1992, Auszug) (E = Erhalt der örtlichen Situation; V = Verbesserung der örtlichen Situation)

Oberziele	Maßnahmenbezogene Unterziele	Zieltyp	Raumbezug/ Schwerpunkte
Boden			
<i>Die Vielfalt der Standorteigenschaften der Böden ist zu sichern.</i>	Sicherung der durch Grundwasser bzw. Überflutungen beeinflussten Böden in den Niederungen durch Erhalt der wichtigen Standortbedingungen, u. a. der Vermeidung von Entwässerungsmaßnahmen und durch Erhalt bodenschützender Vegetationsbestände wie Wald, Grünland und naturnaher, extensiv genutzter Vegetationsbestände wie Wald, Grünland und naturnaher, extensiv genutzter Vegetationsbestände.	E	<u>Bördenregion:</u> Fuhseniederung
	Verbesserung der Standortbedingungen (Grundwasserstände, Überflutungen) und Entwicklung bodenschützender Vegetationsbestände.	V	<u>Bördenregion:</u> Fuhseniederung
Wasser			
<i>Die naturraumtypischen Fließgewässerstrukturen im Landkreis Peine sind durch möglichst vollständige Beseitigung anthropogener Störgrößen hinsichtlich Wasserqualität und Lebensraumstruktur zu sichern.</i>	Die Einleitung von Schadstoffen aus nicht klar abgrenzbaren Quellen, vor allem aus der Landwirtschaft, muß durch eine an die Standortbedingungen angepaßte, umweltverträgliche landwirtschaftliche Bodennutzung und veränderte Produktionsmethoden vermieden werden.	V	<u>Bördenregion:</u> Talräume mit Ackernutzung, z. B. Fuhseniederung <u>Landkreis</u> diffuse Stoffeinträge aus Siedlungsbereichen
	Beeinträchtigungen der Gewässer durch nicht abbaubare Schadstoffe wie Schwermetalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe aus Pestiziden, Lösungsmitteln sowie industriellen Hilfsstoffen und Radionuklide sind durch die Anwendung der nach dem Stand der Technik möglichen Maßnahmen zu vermeiden.	V	<u>Landkreis</u> (aufgrund der Vielzahl von Belastungsquellen)
	Die Lebensraumstruktur (Gewässermorphologie/Ausbauzustand) der Fließgewässer ist durch die deutliche Reduzierung von Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung, die die Beseitigung bzw. (Teil-) Umgehung wasserwirtschaftlicher Querbauten oder Renaturierungs- und Rückbaumaßnahmen an besonderen (z. B. extrem naturfernen) Abschnitten zu verbessern.	V	<u>Landkreis</u> (alle Fließgewässer) Im Hinblick auf die Funktionen von Fließgewässern als Verbindungselemente sind Querbauwerke und extrem naturferne Abschnitte vorrangig zu beseitigen.
	Durch Verbesserung von Gewässergüte und Lebensraumstruktur ist im Landkreis Peine ein naturnahes, gesamtträumliches Oberflächengewässersystem zu entwickeln, in dem die Regulations- und Regenerationsleistungen der Oberflächengewässer gesichert ist.	V	Im Landkreis Peine ist die Fuhse als Hauptgewässer I. Priorität im "niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem" mit Verbindungsfunktion zwischen Geest und Bördenregion vorrangig zu verbessern. Hierin ist die Verbesserung der Zuflüsse eingeschlossen.

rungskonzeptes für die Fuhse, werden die Ziele weitergehend konkretisiert und Maßnahmen sowie Zeithorizonte zur Umsetzung entwickelt. Die Beschreibung des *naturnahen Zustandes* im Vergleich zum *Ist-Zustand* (und ggf. auch denkbaren, hier jedoch nicht weiter aufgeführten Entwicklungsmöglichkeiten) bildet den orientierenden Rahmen und Maßstab zur Auswahl fachlich sinnvoller Maßnahmen (s. Tab. 3). Die Definition des naturnahen Zustandes, abgelei-

tet aus dem landesweiten UQZ des niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems „Entwicklung eines naturnahen, regionstypischen Zustandes der Fuhse“, stellt dabei bereits Umweltqualitätsstandards dar, wodurch der allmähliche Übergang von fachlichen Umweltzielen der Landschaftsplanung zu politisch gewollten Umweltqualitätszielen stattfindet. In Tabelle 4 sind schließlich sich daraus ergebende Maßnahmen und Realisierungszeiträume dargestellt.

Tab. 3. Gegenüberstellung von naturnahem Zustand und Ist-Zustand der Fuhse. Bezugsgröße ist der naturnahe Zustand eines Fließgewässers (Potamal/Fluß).

1. Meßstelle Broistedt,
2. Meßstelle Peine

Quellen: Renaturierungskonzept Fuhse (1992); Dahl, Hullen (1989)

Parameter	Naturnaher Zustand	Ist-Zustand
Morphologie		
Gefälle	gering	durchschnittlich 1,3 ‰, Längsgefälle (gering)
Substrat	sandig-kiesig bis schluffig, mit organischen Schlammauflagen	Feinsediment, organische Schlammauflage
Strukturen	unregelmäßige Ausformung des breiten Gewässerbettes mit Tief- und Flachwasserbereichen, hohen Ufersteilwänden und Sand-/Kiesbänken (z. T. schlammig) Mäander, Altgewässer	begradigter Flußlauf, Trapezprofil, vereinzelt Stauhaltungen; Wassertiefe ± konstant. In Abschnitt IV Altgewässer. Anschlüsse verrohrt oder fehlend
Physikalisch-chemische Faktoren		
Wasserführung	langanhaltende Überflutung der Aue, ansonsten ausgeglichene Wasserführung	inhomogene Abflußcharakteristik bedingt durch unterschiedliche Bodennutzungsstruktur und zunehmende Versiegelung; bereits bei T = 2 kommt es zu Ausuferungen, in einigen Bereichen liegt die Uferböschung höher als das Vorland, bei Ausuferung werden größere Überflutungsflächen beansprucht; gemäß Generalplan Fuhse für LW-Flächen HW-Sicherheit für T = 10 vorgesehen
Fließgeschwindigkeit	mittel	gering, bei Stauhaltungen zusätzlich herabgesetzt, z. T. fast stehend
Temperatur	jährliche Temperaturschwankungen > 20°; Temperatur ≤ 22° C	max.: 21,3° C; mit.: 12,1° C; min.: 4,8° C ¹⁾ max.: 23,5° C; mit.: 12,0° C; min.: 2,3° C ²⁾
Sauerstoffsättigung/-gehalt	räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterworfen, O ₂ -Min > 6 mg/l	[mg/l O ₂] max.: 9,8; mit.: 7,8; min.: 3,7 ¹⁾ max.: 10,4° C; mit.: 7,8° C; min.: 4,8° C ²⁾ (Sauerstoffsättigung bei 0° C: 14,2 mg/l O ₂ ; bei 25° C: 8,0 mg/l O ₂)
Primäreutrophierung	mäßig	Eutrophierungsgrad deutlich höher als natürlich
Güteklasse	II	III ¹⁾ , II - III ²⁾
pH-Wert, Gesamthärte	mittel (6,5 - 8,5)	max.: 7,9 min.: 7,2 ¹⁾ max.: 8,0 min.: 7,2 ²⁾
BSB ₅	< 6,0 mg/l O ₂	[mg/l O ₂] max.: 9,3 mit.: 8,4 min.: 7,5 ¹⁾ max.: 9,8 mit.: 7,1 min.: 3,3 ²⁾
Ammonium	< 0,3 mg/l	[mg/l] max.: 13,0 mit.: 7,92 min.: 3,9 ¹⁾ max.: 9,3 mit.: 3,89 min.: 0,11 ²⁾
Nitrat	< 12 mg/l N	[mg/l] max.: 15,0 mit.: 8,2 min.: 4,5 ¹⁾ max.: 15,0 mit.: 9,4 min.: 5,3 ²⁾

3. Entwicklung politischer Umweltqualitätsziele

Im vorgenannten Beispiel war die Darstellung der Ableitung von fachlichen Umweltzielen das Thema, wobei sich der Übergang zu Umweltqualitätszielen bereits andeutete (räumliche, zeitliche Konkretisierung politisch gewollter Zielvorgaben).

An einem etwas anders gelagerten Beispiel, nämlich der Entwicklung kommunaler Umweltqualitätsziele im Raum Osnabrück (Runden et al. 1994) – basierend auf einer vorangegangenen Problemanalyse – soll nun gezeigt werden, wie und in welchem Umfang fachliche Ziele umgesetzt werden können bzw. zu politisch gewollten Umweltqualitätszielen werden.

Der Prozeß der politischen Zielfindung bedarf dabei eines Abwägungs- und Diskussionsprozesses über das, was als Ziel politisch vertretbar erscheint, gewollt und somit durchsetzbar ist, im Verhältnis zu dem, was fachlich gefordert wird, wobei eine Deckungsgleichheit nicht auszuschließen

ist. Die Realisierung/Umsetzung von fachlichen Umweltzielen benötigt also eine Akzeptanz dieser Ziele, die durch die Eigenbindung der Betroffenen erreicht werden kann. Dabei kann jedoch das (politisch) angestrebte Zielniveau je nach Willen bzw. Bereitschaft der Betroffenen variieren und von den fachlichen Umweltzielen abweichen. Diese Variationsmöglichkeiten mit ihren Auswirkungen lassen sich zum Beispiel in Form von Szenarien darstellen. Anhand des zentralen kommunalen Themenkomplexes Siedlungsentwicklung, mit seinen Auswirkungen auf die hier betrachteten Schutzgüter, soll dies in bezug auf kommunale UQZ für Boden und Wasser kurz näher aufgezeigt werden.

In Tabelle 5 sind drei Szenarien entsprechend unterschiedlichen Ziel- bzw. Anspruchsniveaus für die fiktive Kommune XXX dargestellt:

Szenario A orientiert sich am derzeitigen Planungsstand (Trend-Szenario, Erhalt des Status quo bzw. Sanierung unter Beachtung bestehender Vorgaben);

Parameter	Naturnaher Zustand	Ist-Zustand
Ges. P	< 0,3 mg/l (max. 0,2 - 0,4)	[mg/l] max.: 1,7 mit.: 1,08 min.: 0,69 ¹⁾ max.: 1,4 mit.: 1,04 min.: 0,55 ²⁾
Vegetation		
Wasservegetation (weitestgehend ohne anthropogenen Einfluß)	Sparganium emersum-Gesellschaft und Potamogeton pectinatus, Röhrichte (Phragmition, Phalaridion), in Altgewässern Schwimmblattgesellschaften (Nymphaeion)	artenarm, Laichkraut (Potam. pectinatus) dominant
Wasservegetation (mäßiger anthropogener Einfluß)	Zunahme von Röhricht- und Wasserpflanzen bei höherem Lichteinfall infolge fehlender Gehölze; verstärktes Aufkommen von Kleilaichkräutern in der Sparganium emersum-Gesellschaft; Dominanz des Myriophyllo-Nupharetum in den Altwässern	
Auenvegetation (PNV)	Eichen-Hainbuchenwald und Eichen-Ulmen-Auwald, stellenw. Erlenbruchwald, Erlen-Eschenwald. Im nördlichen Niederungsabschnitt ab Ilsede: Eichen-Ulmen-Auwald, örtl. Eichen-Hainbuchenwald, Weidengebüsch und -ufersaumwald (Weichholzaue, Salicion albae), randl. Erlenbruchwald	Auwald fehlt quasi, wenig Uferbegleitgehölze Neuanpflanzungen ökologisch ungünstig an Böschungsoberkante, dominierend Ruderalfluren (Gras- u. Krautfluren), z. T. Schilf- und Rohrglanzgrasröhrichte. Im Abschnitt IV dominiert auentypische Vegetation (Grünland, Gehölze, Röhricht, Brachen).
Auenvegetation (mäßiger anthropogener Einfluß)	bei Minderung des Wassereinflusses Eichen-Hainbuchen-(Carpinion) bis Buchenwälder (Fagion) anstelle des Hartholz-Auewaldes, statt des Erlenbruchs Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Pruno-Fraxinetum); bei extensiver landwirtsch. Nutzung oder Brache Feuchtwiesen (haupts. Calthion, auch Molinion), Flutrasen (Agrostion stoloniferae), Ufer- bzw. Hochstaudenfluren (Filipendulion, Calystegion), Großseggenrieder (Magnocarcion), Röhricht (Phragmition), Feuchtgebüsche	
Charakteristische Faunenelemente	Weißstorch, Uferschwalbe, diverse Wasservögel an den Altgewässern, Sumpf- und Wiesenvögel, Fischotter, reiche Amphibienfauna, Barbe, Schlammpeitzger, artenreiche Wirbellosenfauna mäßig nährstoffreicher Flüsse	Wirbellosenfauna verarmt (REUSCH 1988), zunehmend Arten, die Gewässerverödung anzeigen (Tubifex, Schwefelbakterien, Rote Zuckmückenlarve). In Abschnitt IV Vorkommen von Wiesenvögeln (Wiesenpieper, Großer Brachvogel, Braunkehlchen) und Weißstorch

Tabelle 3.
Fortsetzung.

- Szenario B orientiert sich an einer deutlichen Verbesserung der gegenwärtigen Umweltsituation;
- Szenario C orientiert sich an einer optimalen Umweltsituation unter Berücksichtigung bestimmter „Sachzwänge“ in der Kommune (fachliche Umweltqualitätsziele/fachliche Empfehlung; s. Runden et al., 1994).

In Abhängigkeit vom jeweiligen Zielszenario ergeben sich unterschiedliche Maßnahmen zur Realisierung und unterschiedliche Auswirkungen auf die betroffenen Umweltbereiche bzw. Naturgüter und Nutzungsbereiche (hier Bevölkerungszuwachs, Versiegelungsflächenzunahme und Wasserbedarf).

Als Umweltqualitätsziele sind schließlich diejenigen zu bezeichnen, die von dem kommunalen Entscheidungsträger als Ergebnis einer Zieldiskussion anhand z. B. der beschriebenen Szenarien ausgewählt wurden. Beziehen sich die fachlichen Ziele bzw. Zielperspektiven also auf das Anspruchsni-

veau der Umweltvorsorge und wird sich politisch für den Erhalt des Status quo mit der Zielperspektive „Beibehaltung der derzeitigen F-Planung“ entschieden, so verbleibt eine deutliche Kluft im Hinblick auf Ziele und Auswirkungen für Boden und Wasser und die Frage, warum eine weitergehende, optimalere Umweltqualität nicht angestrebt wurde, bzw. welche Hemmnisse geltend gemacht wurden. Den Entscheidungsträgern ist anhand der Szenarien dabei bewußt, welche Auswirkung aus ihren Entscheidungen resultieren, d. h. wofür und wogegen sie sich entscheiden.

4. Erfahrungen/Ausblick

Aus Erfahrungen in der Entwicklung von UQZ im Raum Osnabrück muß festgestellt werden, daß oftmals die Bereitschaft zu verbindlichen Festlegungen gering ist, weil

- bisher zuwenig Auseinandersetzung um mögliche UQZ stattgefunden hat (Konsequenz des Handelns ist nicht klar),
- den Umweltbelangen (insbesondere Boden und Grund-

Maßnahmen ¹	Zeitraum			Räumliche Schwerpunkte
	kurzfristig, sofort 1-5 Jahre	mittel- fristig 5-10 Jahre	langfristig 10-15 Jahre	
- Extensivierung von Grünland, Entwicklung von Grünlandansaat zu extensivem Grünland	□□□□□□	□□□□□□	□□□□▶	Niederungen, v. a. Fuhse
- Stilllegung von Ackerflächen (Grünland oder Sukzession/Brauche)	□□□□□□	□□□□□□	□□□□▶	Niederungen, v. a. Fuhse
- Förderung der natürlichen Fließgewässerdynamik	□□□□□□	□□□□□□	□□□□▶	Fuhse und Nebengewässer
- Umgehung/Umbau von Quer-, Sohl- und Uferbauwerken	□□□□□□	□□□□□□	●●●●▶	Fuhse und Nebengewässer
- Wiedervernässung/Drainagen verschließen	□□□□□□	□□□□□□	●●●●▶	Niederungen, v. a. Fuhse
- Aufweiten/Anstau von Gräben	□□□□□□	□□□□□□	●●●●▶	Niederungen, v. a. Fuhse
- Anlage/Ergänzung von Uferandstreifen	■□□□□□	□□□□□□	●●●●▶	Fuhse und Nebengewässer
- Förderung von Röhricharten, Mahd ruderalisierter Bestände	□□□□□□	●●●●▶	●●●●▶	Fuhseniederung

- ▶ Maßnahme ist kontinuierlich über einen längeren Zeitraum durchzuführen
- ▶ zeitliche Priorität für Maßnahmen
- ▶ Maßnahme ist bei Bedarf fortzusetzen bzw. durchzuführen

Tab. 4. Maßnahmen und Realisierungszeiträume zur Fuhserenaturierung (aus: Landschaftsplan Lengede, 1992, Auszug)

wasser) zu geringe Bedeutung beigemessen wird (im Verhältnis z. B. zur Baulandausweisung),

- Umweltschutz (gerade heute wieder) als zu teuer oder Einzelinteressen entgegenstehend bezeichnet wird, als nicht durchsetzbar gegenüber der Bevölkerung gilt,
- langfristige Bindungen im Tagesgeschäft Politik gescheut werden.

UQZ bleiben daher oft am gesetzlich vorgeschriebenen (Mindest-)Niveau hängen, welches nicht unbedingt auf Vorsorge ausgerichtet ist (z.B. Grenzwerte der Klärschlamm- oder der Trinkwasserverordnung). Bedeutet dies nun, eine verstärkte Strategie des Von-oben-nach-unten, also verstärkte staatliche Vorschriften statt Eigeninitiative z.B. auf kommunaler Ebene einzufordern?

Tatsache ist, daß die Verbesserung oder Sicherung von Umweltqualität oft nur bei entsprechend vorhandenen, (fachlich-)rechtlichen Vorgaben realisierbar ist (z.B. aufgrund von Anforderungen einzelner Fachgesetze, Verordnungen etc.). Andererseits ist, gerade im kommunalen Bereich, Umweltpolitik nur ein Politikbereich unter vielen, mit entsprechend eigenen Zielsetzungen, wodurch vielfach Zielkonflikte mit fachlichen Umweltzielen zwangsläufig sind.

Außerdem bedarf es regionaler Spezifikationen vorgegebener Normen bzw. es verbleiben immer eine Reihe (kommunaler) Handlungsfelder, die zwar umweltrelevante Effekte aufweisen, jedoch nicht durchgängig durch übergeordnete Normen und Gesetze im Sinne einer Umweltvorsorge geregelt werden können und im Rahmen der Beibehaltung (oder „Neuentwicklung“) von regionaler Eigenverantwortlichkeit wohl auch nicht unbedingt bis ins Detail geregelt werden sollten.

Die Lösung von Zielkonflikten auf kommunaler Ebene sollte hier den örtlichen Entscheidungsträgern vorbehalten bleiben.

Eine besonders hohe Bedeutung kommt bei der Umsetzung von fachlichen Umweltzielen dabei der Diskussion mit den örtlichen Entscheidungsträgern zu. Deutlich müssen hier der Umweltzustand, die daraus resultierenden fachlichen Umweltziele (bzw. deren Niveau), der Handlungsspielraum der Betroffenen (z.B. Gemeinde) bzw. entgegenstehende Ziele und die schließlich von den Entscheidungsträgern angestrebten Umweltqualitätsziele benannt werden (und warum Umweltvorsorge ggf. nicht erwünscht ist). Geeignet ist hierfür sicherlich auch die angesprochene Zielszenarientechnik.

Erforderlich ist die Überwindung von theoretischen und praktischen Defiziten. Dies gilt gerade für Boden und Wasser – Schutzgüter, die z. B. auf kommunaler Ebene bisher oft sehr stiefmütterlich behandelt werden (z.B. bezüglich Versiegelung und Grundwasserneubildung). Wenn eine Beachtung von Zielen zum Bodenschutz die Siedlungsentwicklung behindern würde, tritt dabei z. B. gelegentlich die Frage auf, ob eine Versiegelung auf Acker überhaupt ein Eingriff ist. Der Stellenwert dieser Schutzgüter steigt i. d. R. nur dann, wenn durch eine Beeinträchtigung die Entwicklungsmöglichkeiten der Gemeinde direkt gefährdet werden (z.B. durch Trinkwasserknappheit oder Schadstoffbelastungen von Boden und Wasser).

Die Weiterentwicklung von Umsetzungsmodellen, die das Von-oben-nach-unten (übergeordnete Vorschriften/Vorgaben) mit dem Von-unten-nach-oben (Eigeninitiative der Betroffenen) zusammenführen, ist daher von großer

¹ Als weiterer Maßnahmenbereich ist hier natürlich auch die Verringerung von direkten Schadstoffeinträgen zu nennen.

Tab. 5. Zielszenarium für
kommunale UQZ
(Quelle: Runden et al. 1994)

Kommune XXX	Themenkomplex Siedlungsentwicklung
Betroffene Umweltbereiche	Boden, Grundwasser, Arten- und Lebensgemeinschaften
Zuständigkeit	Kommune über Flächennutzungs- und Bauleitplanung
Problem- beschreibung	Nach der derzeitigen Flächennutzungsplanung ist eine erhebliche Überdimensionierung von Bauland abzusehen mit teilweise hoher Problematik der einzelnen Flächen aus Umweltsicht
Fachliche Ziele	- Ökologisch verträgliche Bauweise - Ökologisch vertretbare Flächenauswahl

	Szenario A	Szenario B	Szenario C
Anspruchsniveau	Sanierungsplanung / Status Quo / Planungsstand	Nachhaltige Verbesserung der Umweltsituation	Umweltvorsorge
Zielperspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Beibehaltung der derzeitigen F-Planung 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung der Baulandausweisung und die problematischen Flächen • Optimierung der derzeitigen Planung durch spezielle Festsetzungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung des Flächenumfangs / gezielte Flächenauswahl nach Umweltgesichtspunkten • Berücksichtigung ökologischer Belange in der gesamten Bauleitplanung
Handlungsstrategien / Maßnahmen / Bedingungen	<ul style="list-style-type: none"> • wie Status Quo 	<ul style="list-style-type: none"> • F-Plan-Änderung, Verzicht auf Flächen xy • Ortsrandgestaltung nach Norden • Festsetzungen zur Begrünung der Fläche xy 	<ul style="list-style-type: none"> • gezielte Auswahl von 40 ha zur Bebauung nach Konfliktanalyse • Leitlinien zum ökologischen Bauen (Festsetzungsmöglichkeiten etc.) und verwaltungsintern binden
Answirkungen auf betroffene Umweltbereiche	<ul style="list-style-type: none"> • großflächige Versiegelung von 130 ha Boden, Verlust der Grundwasserneubildungsrate zu 40 % auf diesen Flächen • Störung wertvoller Landschaftsteile für die Erholung, Überschreiten der LSG-Grenze • Störung wertvoller Biotop-schutzbereiche 	<ul style="list-style-type: none"> • großflächige Versiegelung von 110 ha Boden, Verlust der Grundwasserneubildungsrate zu 40 % auf diesen Flächen • Verbesserung des Ortsbildes nach Norden 	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung der Belastung durch Bebauung insgesamt • Versiegelung von 40 ha Boden, Ausgleich durch gezielte Versickerung von Regenwasser sowie Ent-siegelung an anderer Stelle
Answirkungen auf Nutzungsbereiche (Rückkoppelung)	<ul style="list-style-type: none"> • Bevölkerungsanstieg um 30 % • Anstieg Versiegelungsanteil der Siedlungsfläche von derzeit 9,5 auf 13,5 % • bei angespannter Entnahmesituation große Probleme für Trinkwassernutzung zu erwarten (Wasserbedarf des Bevölkerungsanstiegs kann nicht gedeckt werden) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bevölkerungsanstieg um 25 % • Anstieg Versiegelungsanteil der Siedlungsfläche von derzeit 9,5 auf 12,9 % • bei angespannter Entnahmesituation nach wie vor Probleme für Trinkwassernutzung zu erwarten (Wasserbedarf des Bevölkerungsanstiegs kann nicht gedeckt werden) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bevölkerungsanstieg um 11 % • Anstieg Versiegelungsanteil der Siedlungsfläche von derzeit 9,5 auf 10,7 % • drastische Einsparprogramme für Trinkwassernutzung nötig
Rahmenbedingungen, Beteiligte / Betroffene		<ul style="list-style-type: none"> • Kommune, insbesondere Bauamt 	<ul style="list-style-type: none"> • Kommune, insbesondere Bauamt

Bedeutung, wobei der Wille zu verbindlichen Festlegungen, z.B. die Festschreibung auf einen maximalen Siedlungsflächenanteil o.ä., jedoch nicht überbewertet werden darf. Übergeordnete Vorschriften/Vorgaben müssen den Rahmen setzen, der regional und fachlich auf den unteren Ebenen zu füllen, zu präzisieren und zu erweitern ist. Ziel sollte sein, nicht auf einem politischen Minimum „hängen“ zu bleiben,

sondern politisch und fachlich vertretbare Zielsetzungen auf anspruchsvollem Niveau zu finden. Analog zu Beispielen aus der Wirtschaft wäre hier möglicherweise eine Art „ökologisches Gütesiegel“ für Kommunen ein Ansporn.

Im Rahmen der eingangs angesprochenen Gewässerrenaturierung decken sich dabei erfreulicherweise viele Interessen (Land, Kreis, Gemeinde, Unterhaltungsverband), so

daß Umsetzungsmöglichkeiten (gegeben auch aus Kompensationserfordernissen) bestehen und genutzt werden sollen. Beispielsweise besteht eine Bereitschaft der betroffenen Gemeinde, z. B. durch bauleitplanerische Darstellungen eine Eigenbindung einzugehen. Landespolitische Vorgaben werden also durch Bereitschaft zur Umweltqualitätsverbesserung von unten her unterstützt und dadurch erst realisierbar, da diese Ziele regional *und* lokal akzeptiert werden. An dieser Diskussion im Hinblick auf die Akzeptanz von Zielen des Boden- und Wasserschutzes muß die Landschaftsplanung dabei als fachliche Ergänzung verstärkt teilnehmen. Eine bloße Zielbeschreibung reicht nicht aus, erforderlich sind Hilfen zur Umsetzung, um Gemeinden, Landkreise und fachliche Nutzergruppen bzw. Betroffene nicht zu überfordern. Hierzu gehören u. a.

- Zeitschienen und Prioritätenlisten,
- Integrations- und Auswertungshilfen,
- intensive Diskussionen mit den Betroffenen,
- eine adressatenfreundliche und transparente Darstellung von Zielen, Maßnahmen und Auswirkungen in der „Sprache der Bürger“,
- eine Begrenzung verwirrender Begriffsbestimmungen und Konzepte, die letztendlich Gleiches meinen oder beabsichtigen und
- gerade in bezug auf Boden und Wasser v. a. auch die Darstellung der Bedeutung dieser Naturgüter im Naturhaushalt bzw. der Bedeutung für eine Lebenswerte, saubere Umwelt.

Weitere wesentliche Voraussetzungen zur verbesserten Umsetzung von Zielen für Boden und Wasser, aber auch die übrigen Naturgüter sind darüber hinaus beispielsweise auch:

- Umwelt(weiter)bildung der Entscheidungsträger und Betroffenen, um zu fachkompetent(er)en Entscheidungen zu gelangen. Hier sind Planer und Politiker gefragt;
- Stärkung der Umwelt- und Naturschutzverbände als „Kontrolle“ der Politik;
- Aufweis des Arbeitsplatzpotentials im Umwelt- und Naturschutz;
- stärkere Berücksichtigung von langfristigen Auswirkungen ökologischer Schäden/Beeinträchtigungen (auch unter Betrachtung ökonomischer Aspekte) und
- stärkere Wichtung langfristig ausgerichteten, zukunftsorientierten Handelns in allen Politikbereichen;
- Bereitschaft der Entscheidungsträger zur Verbesserung der Umweltqualität (auch über den bisherigen gesetzlichen Rahmen hinaus) und Bereitschaft zur Selbstbindung an eigenverantwortlich gewählte Ziele.

Abschließend bleibt zu sagen, daß gerade im Hinblick auf die derzeitigen, theoretischen Diskussionen um „neue“ und „andere“ Konzepte im Umwelt- und Naturschutz und damit neue Begriffe – die möglicherweise die Umsetzung von Zielen durch Verunsicherung und Verwirrung Betroffener auch erschweren können –, dem (politischen) praktischen Prozeß der Zielbestimmung und Zielakzeptanz größte Bedeutung zukommt. Planungen, Konzepte müssen für die Entscheidungsträger nachvollziehbar sein, Ziele und konkrete Maßnahmen müssen intensiv diskutiert werden, die Entscheidungsträger selber müssen sich der Konsequenz ihres Handelns bewußt sein, sie müssen um die möglichen Auswirkungen ihrer Entscheidung wissen.

Literatur

- Dahl, H.-J.; Hullen, M.*, 1989: Studie über die Möglichkeiten eines naturnahen Fließgewässerschutzsystems in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, H. 18, S. 5–120, Hannover.
- Fürst, D.*, 1990: Stellenwert von Umweltqualitätszielen innerhalb der Umweltplanung. – UVP-Report 3/90, S. 56–60.
- Gemeinde Lengede* (Hrsg.), 1992: Landschaftsplan. – Bearbeitung: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt.
- Jax, K.; Bröring, U.*, 1994: Ökologische Leitbilder in der Naturschutzdiskussion, Erreichtes und Erwünschtes. – Tagungsband zum Workshop „Ökologische Leitbilder“, Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 6/94, S. 63–72.
- Kühling, W.; Scholles, F.; Surburg, U.; Volmer, M.; Votsmeier, Th.*, 1995: Aufstellung kommunaler Umweltqualitätsziele – Anforderungen und Empfehlungen zu Inhalten und Verfahrensweisen. – UVP-Anforderungsprofil 2, UVP-Förderverein Hamm/Westfalen (Hrsg.).
- Landkreis Peine* (Hrsg.), 1992: Landschaftsrahmenplan für den Landkreis Peine. – Bearbeitung: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt.
- Landkreis Peine* (Hrsg.), 1992: Rahmenkonzept des Landkreises Peine zur Fuhse-Renaturierung. – Bearbeitung: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt.
- Riedl, U.*, 1994: Handlungsgrundsätze statt Leitbilder? – Tagungsband zum Workshop „Ökologische Leitbilder“, Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 6/94, S. 26–31.
- Riedl, U.*, 1995: Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagendaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 43, S. 329–356, BfN (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.
- Runden, P.; Schemel, H.-J.; Logemann, M.; Pusiek, H.; Maurer, M.; Müßig, B.; Hoppenstedt, A.; Herold, H.*, 1994: Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. – Hauptstudie. Entwicklung von Umweltqualitätszielen für neun Gemeinden des Landkreises Osnabrück und praxisnahe Konzepte zu deren Umsetzung; im Auftrag des Umweltbundesamtes und von neun Kommunen des Landkreises Osnabrück; unveröffentlicht. Bearbeitung: Akademie für kommunalen Umweltschutz e.V., Planungsgruppe Ökologie + Umwelt, Planungsbüro für Umweltforschung und Umweltplanung.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Oliver Gockel
Planungsgruppe Ökologie + Umwelt
Kronenstraße 14
30161 Hannover

Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland

von Karsten Borggräfe

Die Mehrzahl der norddeutschen Fließgewässer wurde in den letzten Jahrzehnten nach rein hydraulischen Gesichtspunkten ausgebaut, um das Wasser möglichst schnell aus der Landschaft abzuführen oder das Gewässer als Transportweg für Lasten oder Abfälle zu nutzen. Die enge Kopplung von Gewässer und Aue wurde dabei weitgehend aufgehoben. So schätzen *Drachenfels* und *Mey* (1988), daß nur noch 3 % der Gewässer in Niedersachsen als schutzwürdige Fließgewässerschnitte eingestuft werden können. D. h., selbst wenn diese Gewässer gesichert werden könnten, reicht dies bei weitem nicht aus, um das naturraumtypische Artenpotential langfristig zu erhalten. Zudem bewirkt ein zunehmendes Interesse an naturnaher Freizeitgestaltung einen starken Erholungsdruck auf die wenigen bestehenden intakten Flußlandschaften, womit ein weiteres Konfliktpotential entsteht. Eine Aussperrung des Menschen aus den sogenannten „schutzwürdigen“ Landschaften kann kein langfristiges Ziel der Naturschutzbemühungen darstellen und würde Gesellschaft und „Natur“ – wenn diese denn zu trennen sind – noch weiter entfremden. Neben der Sicherstellung der intakten Fließgewässer / Landschaften muß es daher vorrangiges Ziel sein, eine Revitalisierung anthropogen überformter Fließgewässer / Landschaften einzuleiten.

Eine Vielzahl von Fließgewässerprojekten setzt sich daher in Norddeutschland mit der Renaturierung, Revitalisierung, Sanierung oder Sicherung der Lebensräume auseinander. In unterschiedlichen Arbeitsgruppen diskutierten Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen aus norddeutschen Fließgewässerprojekten im Rahmen von zwei Workshops (1993/1994) in Hankensbüttel Teilaspekte und Erfahrungen aus den einzelnen Projekten. Die z. T. sehr unterschiedlichen Ausgangssituationen und Leitbilder erfordern daher auch regional angepaßte und abgestimmte Planungen, Maßnahmenpakete und Umsetzungsstrategien. Allgemeingültige Lösungen kann es nicht geben. Wichtig erscheint jedoch ein konstruktiver Erfahrungsaustausch zwischen den Projekten hinsichtlich der Herangehensweise an Planung, Umsetzung und wissenschaftliche Begleitung und der dabei gewonnenen Erkenntnisse. Theoretische Erkenntnisse mit der praktischen Umsetzung zu verknüpfen und weiterzuentwickeln, ist eine wichtige Aufgabe für die Zukunft.

Trotz der Vielzahl der Fließgewässerprojekte müssen wir uns fragen, wie viele von ihnen werden oder wurden in der Praxis umgesetzt? In der Mehrzahl der Projekte kommt ein Bruch nach der Bestandsaufnahme und Planung, die Umsetzung erfolgt nicht oder nur in Bruchstücken. Da jedoch an Fließgewässer gebundene Organismen im Gewässer im Ablauf der Entwicklungsstadien und Jahreszeiten unterschiedliche Teillebensräume benötigen und Wanderungen im Ge-

wässer vornehmen, bzw. Belastungen aus dem Oberlauf mit der fließenden Welle auch den Unterlauf erreichen, müssen wir jeweils das gesamte Gewässersystem bei Revitalisierungen / Sanierungen etc. betrachten. Dazu gehören auch die vielfältigen Einflüsse aus der umgebenden Aue und dem Einzugsgebiet.

Bei der Maßnahmenplanung steht man immer wieder vor der Frage nach der Form und dem Umfang des Eingriffes, der nötig ist, um eine eigendynamische Entwicklung einzuleiten und zulassen zu können. Der derzeitige Stand der Forschung bestärkt eine Reduktion der technischen und gestalterischen Eingriffe des Menschen auf das notwendige Minimum, was sich auch in der Mehrzahl der Projekte widerspiegelt. Ein wichtiger Faktor für eine Entscheidung, wo das notwendige Minimum liegt, ist der Zeitrahmen, der akzeptiert wird, um eine intendierte ökologische Verbesserung zu erreichen. Grundsätzlich besteht sicherlich Einigkeit darüber, daß eine vollständige Restitution der Lebensgemeinschaften sehr lange Zeiträume beansprucht. Welche zeitliche Dimension für eine angestrebte ökologische Verbesserung „erlaubt“ wird, hängt nicht zuletzt von der Geduld der Geldgeber und politischen Entscheidungsträger ab. Für zeitliche Dimensionen der Entwicklungsabläufe bei differenzierter Eingriffsintensität besteht sicherlich noch Forschungsbedarf, um den notwendigen „Eingriffsbedarf“ aus naturschutzfachlicher und gesellschaftlicher Sicht zu begründen.

Ebenso gibt es bei den Um- und Durchsetzungsstrategien der Maßnahmen ein breites Spektrum, das an die regionale Situation und das jeweilige Leitbild angepaßt werden muß. Naturschutz sollte jedoch grundsätzliche als demokratische, gesellschaftliche Aufgabe verstanden werden, in dem die Akzeptanz bei den Betroffenen / der örtlichen Bevölkerung durch einen offenen Dialog gesucht wird und eine konsensfähige Lösung gemeinsam entwickelt wird. Dabei hängt der Umfang und die Qualität der Maßnahmen letztendlich auch von dem hergestellten Grad der Akzeptanz ab. In diesem Fall ist die Öffentlichkeitsarbeit das wichtigste Instrumentarium, welches zu einem nachhaltigen Gelingen eines Projektes beitragen kann. In anderen Fällen wird bewußt keine Öffentlichkeitsarbeit betrieben, um eine zu erwartende Opposition gegen das Naturschutzvorhaben zu verhindern. Wie *Luz* (1992) allerdings richtig formulierte, findet die Umsetzung ökologischer Konzepte in ökologisches Handeln nicht durch das Ökosystem selbst, sondern im gesellschaftlichen System statt.

Für eine nachhaltige Sicherung und Weiterentwicklung der Naturschutzziele auch über die Projektlaufzeiten hinaus muß eine Identifikation der örtlichen Bevölkerung mit den Naturschutzziele bewirkt werden. Hierfür ist jedoch eine angemessene finanzielle und personelle Ausstattung der Vorhaben für den Bereich der Öffentlichkeitsarbeit die Voraussetzung (5–10 % der Projektmittel?)!

Im offenen Prozeß betriebene, die sich mit den Veränderungen im Ablauf des Projektes weiterentwickelt, erfordert eine kontinuierliche Betreuung. Mit Veränderungen der Akzeptanz, dem Wissensstand, den gesellschaftlichen Rahmenbedingungen verändert sich der fachlich begründete und umsetzbare Umfang und die Qualität der Maßnahmen. Da jedoch in vielen Projekten und generell in der Landschaftsplanung mit den derzeitigen Instrumenten und Vorga-

ben eine prozeßhafte Planung nicht durchsetzbar ist, muß hier auf ein Umdenken und eine Weiterentwicklung der Planungsinstrumente hingewirkt werden. Natur, Gesellschaft und Planung müssen als ein sich gemeinsam weiterentwickelnder Prozeß verstanden werden.

Der konstruktive Erfahrungsaustausch zwischen den Fließgewässerprojekten soll 1996 fortgesetzt werden.

Literatur

Drachenfels, O. v.; May, H. 1988: Erfassung der für den Natur-

schutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Nr. 4.

Luz, F.; Oppermann, B., 1993: Landschaftsplanung umsetzungsorientiert. – Garten und Landschaft 11: 23–27.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Karsten Borggräfe
Aktion Fischotterschutz e.V.
Otter-Zentrum
29386 Hankensbüttel

Das konkrete Vorgehen im Hunte-Projekt insgesamt war wie folgt:

1. Bestandsaufnahme

Die Bestandsaufnahme gliederte sich in die Analyse des Lebensraums (besonders von Wassergüte, Gewässerstruktur und Durchgängigkeit), die Analyse der Lebensgemeinschaften (Flora und Fauna) und die Auswertung naturraumbezogener Daten incl. der historischen Rekonstruktion.

2. Leitbildentwicklung

Die Leitbildentwicklung war vom ersten Tag an ein Schwerpunktthema des Hunteprojektes. Es war von vornherein von allen Beteiligten akzeptiert worden, daß ohne ein, wenn auch zunächst grobes, Leitbild eine spätere Bewertung des Ist-Zustandes unmöglich ist.

3. Bewertung des Ist-Zustandes

Aus der Darstellung der Defizite des Ist-Zustandes im Vergleich zu den entwickelten Leitbildern ergab sich die Bewertung der vorgefundenen Verhältnisse und damit auch der Anstoß zum Vorschlag von Maßnahmen zur Verbesserung (= ökologische Sanierung).

4. Präzisierung der Zielvorstellungen

Dieses ist kein linearer Ablauf, sondern die Punkte 2. bis 4. wurden mehrfach durchlaufen. Selbstverständlich konnten im Verlauf des Projektes die Zielvorstellungen wesentlich präzisiert werden. Dies gilt sowohl für das Huntegebiet als Ganzes als auch die Modellstrecken.

5. Diskussion der Planungsalternativen

Erst im Rahmen dieses abschließenden Schrittes fand eine Prüfung der technischen und hydraulischen Machbarkeit bestimmter zielorientierter Maßnahmen sowie auch ein Abgleich verschiedener Nutzungsinteressen statt.

Was noch fehlt, ist die Durchführung von Maßnahmen (sowohl im Huntegebiet als auch in den Modellstrecken), deren exakte wissenschaftliche Begleitung und eine umfassende Wirksamkeitsanalyse. Ob das Projekt je entsprechende Konsequenzen haben wird, ist fraglich. Auf Ideen

Das Hunte-Projekt – Nachbetrachtung aus Sicht der biologischen Teilprojekte

von G. Wiegleb

1. Einleitung

Der folgende Vortrag kann nicht den Anspruch erheben, das Hunteprojekt in seiner Gesamtheit zu vertreten. Ich gebe deshalb eine subjektive Einschätzung der Zielsetzungen, des Ablaufes und der bisherigen Ergebnisse aus der Sicht der biologischen Teilprojekte, speziell des Teilprojektes „Gewässervegetation“.

Besonders möchte ich auf die wissenschaftliche Methodik eingehen, sowohl was die Vorgehensweise insgesamt als auch was die Vorgehensweise der biologischen Teilprojekte betrifft. Im Mittelpunkt steht dabei die Darstellung der Leitbildentwicklung und eine ausführliche Begründung der Notwendigkeit dieses Vorgehens. Ergebnisse behandle ich nur insoweit, als ich kurz auf den Sinn von bestimmten biologischen Erfassungen („Warum Makrophyten?“) eingehe.

2. Arbeitsablauf

Die „ökologisch begründete Sanierung“ im Sinne des Hunte-Projektes hatte als Zielgröße die naturraum- und standorttypischen Lebensgemeinschaften ausgewählt. Das Hunte-Projekt war insgesamt „biologie-lastig“, acht der vierzehn Teilprojekte waren biologisch ausgerichtet. Aus der Betonung der Lebensgemeinschaften ergab sich unmittelbar die Frage nach den ökologischen Voraussetzungen, die für den Erhalt und die Wiederherstellung solcher Lebensgemeinschaften notwendig sind. Die Schaffung und Erhaltung der physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen als Lebensgrundlage der Lebensgemeinschaften erschien damit unverzichtbar.

Nutzungen wurden bei der Diskussion der Ziele und Maßnahmen nicht berücksichtigt. Alle Vorschläge des Hunteprojektes verstehen sich im Sinne einer „unabgestimmten Naturschutzfachplanung“, d.h. sie nennen die Faktoren, die nach dem gegenwärtigen Wissensstand für den Erhalt der erwünschten Lebensgemeinschaften nötig sind.

des Hunteprojektes beruhende Planungen im Hunteraum sind bisher nicht bekannt geworden. Eher werden ältere Planungen, die zwischenzeitlich ruhten, wieder aufgenommen. Die Einbindung des Projektes in die regionalen Entscheidungsprozesse war sicher mangelhaft, so daß man die zukünftige Akzeptanz der entwickelten Leitlinien skeptisch beurteilen muß. Das Hunteprojekt selbst konnte aufgrund der Größe des UG keine Detailplanungen liefern.

3. Vorgehensweise der biologischen Teilprojekte

Die biologischen Teilprojekte widmeten sich zunächst vor allem der Zustandserfassung. Eine biologische Zustandserfassung ist im Rahmen von ökologischen Sanierungsprojekten aus folgenden Gründen unverzichtbar:

- Ohne Kenntnis des Ist-Zustandes der Lebensgemeinschaften (Flora, Fauna) ist eine ökologische Bewertung unmöglich, da diese ja den Vergleich des Ist-Zustandes mit einem Soll-Zustand (als Leitbild oder operationale Zielvorstellung) beinhaltet.

- Ohne Kenntnis des Ist-Zustandes ist es unmöglich, später die Wirksamkeit von Maßnahmen oder deren Unterlassung einzuschätzen.

Die Zustandserfassung geschah in drei Teilschritten:

Phase I: Übersichtskartierung (1990)

70 Gewässerstrecken verschiedenen Ausbauzustandes (botanisch sogar 110), verteilt über sieben naturräumliche Regionen, wurden kartiert.

Phase II: Detailkartierung der Modellstrecken (1991)

Auswahlkriterien für die Modellstrecken waren offensichtlicher Sanierungsbedarf (z. B. Hunte-Stauwehrstrecke, Hunte-Erosionsstrecke), Repräsentativität für den jeweiligen Naturraum (Nebengewässer wie Dadau, Lehte und Katenbäke) und Vorliegen von Problemen überregionaler Bedeutung (Hunteunterdükerung).

Phase III: Erarbeitung der Gesamtkonzeption (1992)

Die endgültige Erarbeitung der Gesamtkonzeption steht noch aus. Typisch für das Hunte-Projekt war ein exemplarisches Vorgehen. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse ist sicher gering, da jedes Gewässer, ja jeder Gewässerabschnitt seine speziellen Eigenheiten hat, die es zu berücksichtigen gilt. Eher übertragbar sind Methoden und grundsätzliche Vorgehensweisen, wie sie im Hunteprojekt entwickelt wurden.

4. Leitbildentwicklung

Für das Hunteprojekt galt als Axiom: Ohne Leitbild gibt es keine Sanierung, Renaturierung, Revitalisierung o.ä. Die Entwicklung von Leitbildern ist ein schmerzlicher und langwieriger Prozeß im Rahmen eines solchen Projektes, in dem Wissenschaftler ganz unterschiedlicher Fachrichtungen zusammenarbeiten und entsprechend unterschiedliche „Selbstverständlichkeiten“ einbringen. Man muß sich der Herausforderung aber stellen.

Als Input zur Leitbildentwicklung treten und traten auch im Hunteprojekt verschiedene Elemente auf, z. B.:

- Wissenschaftliche Vorstellungen, z. B. von der Machbarkeit oder Nicht-Machbarkeit von Natur. Hier gab es wie überall die Fraktionen der „Gestalter“ (die für Altarmanschluf u.ä. Eingriffe votierten) und der „Unterlasser“ (die die natürliche Sukzession und Eigendynamik des Gewässers betonten).

- Fakten wie naturräumliche Gegebenheiten, aktuelles biologisches Potential und historische Zustände (letztere hypothetisch, nicht absolut).

- Gesellschaftliche Rahmenbedingungen. Nutzungen wurden zwar in der Fachplanung nicht berücksichtigt, aber ein Abgleich auf Sozialverträglichkeit aller Vorschläge war trotzdem nötig.

Ein wirklich exaktes Leitbild ist im Hunteprojekt nicht entwickelt worden. Es wurde meist mit einer „gemischten Naturnähe“ gearbeitet, die je nach den örtlichen Gegebenheiten eine geringe Nutzungsintensität („Wildnis“), verschiedene historische Zustände oder auch operationale Kriterien (Fehlen von Bauwerken, euklidisch-geometrischen Formen usw.) in ihre Zielgebung einbezieht. Zwei Kardinalfehler wurden auf jeden Fall vermieden, wodurch sich das Hunte-Projekt nach wie vor beispielhaft von anderen vergleichbaren Projekten abhebt:

1. „Bewertungen“ auf der Basis von „Bioindikatoren“, „ökologischen Funktionen“, „Artenvielfalt“ u. a. wissenschaftlichen Fakten wurden konsequent vermieden. Solche „Bewertungen“ verdienen diesen Namen nicht, was leider vielen Biologen noch immer nicht bekannt ist.

2. Die unreflektierte Absolutsetzung ganz bestimmter historischer Zustände als oberstes Wertkriterium im Naturschutz wurde von allen Beteiligten im Hunteprojekt abgelehnt. Leider ist ein solches Vorgehen noch vielfach üblich, was zu Mißverständnissen bei der Vermittlung von Naturschutzstrategien in der Öffentlichkeit führt.

5. Auswahl von Leitorganismen für Sanierungsvorhaben

Die Auswahl der zu untersuchenden Organismengruppen geschah nach folgenden Kriterien:

- Liegen Kenntnisse zur Indikatorfunktion für bestimmte erwünschte abiotische Systemzustände vor?

- Nehmen die Organismen Schlüsselpositionen (als Produzenten oder Konsumenten) in der Biozönose ein?

- Gibt es eine Zuordnungsmöglichkeit zu bestimmten räumlichen Skalen, z. B. in Abhängigkeit von der Beweglichkeit der Organismen? Im Hunteprojekt wurde z. B. zwischen Makroskala (ganzes System), Mesoskala (ein naturräumlich homogener Abschnitt des Hauptlaufes oder ein Nebengewässer) und Mikroskala (Modellstrecke) unterschieden, für die jeweils ein unterschiedliches Erhebungsprogramm galt.

- Liegen Daten zur Autökologie, Lebensgeschichte und Populationsdynamik vor, die es erlauben, Ergebnisse räumlich und zeitlich begrenzter Untersuchungen zu interpretieren?

Erfaßt wurden schließlich Makrophyten, Makroalgen, Phytoplankton (nur quantitativ), Fische, Amphibien, Vögel, merolimnische Insekten (Ephemeropteren, Trichopteren, Plecopteren), Mollusken, Crustaceen und Heuschrecken (in der Aue). Dies ist eine bunte Mischung aus Organismengruppen, die

■ in jedem Fall untersucht werden müssen (zum Beispiel die Makrophyten und merolimnischen Insekten). Makrophyten sind Schlüsselorganismen, die als Primärproduzenten den Stoff- und Energiehaushalt des Gewässers bestimmen, die die Grundlage der Lebensbedingungen für andere Organismengruppen bilden (Habitatfunktion) und die diverse erwünschte chemische und physikalische Wirkungen im Ökosystem Fließgewässer ausüben. Die merolimnischen Insekten sind als rheotypische Organismen für die Beurteilung fließgewässertypischer Lebensräume besonders gut geeignet.

■ in bestimmten Gewässertypen immer untersucht werden müssen (im vorliegenden Fall die Mollusken). Da die Hunte in einigen Bereichen (Dümmerniederung, Wesermarsch, Stauwehrstrecken) stellenweise fast Stillwassercharakter hat, muß auch eine entsprechende Artengruppe einbezogen werden.

■ nur in besonderen Fällen als zielorientierte Ergänzungen untersucht werden brauchen (im vorliegenden Fall die Heuschrecken der Aue).

Es erscheint uns wichtig festzuhalten, daß eine „qualitative“ oder „semiquantitative“ Erfassung der Biozönose (als Teil der Erfassung der Ökosystem-Struktur) nicht Minderwertiges ist im Vergleich zur sogenannten „quantitativen“ Erfas-

sung (Messung) sogenannter „funktionaler“ Charakteristika (d. h. der Erfassung der ökologischen Prozesse). Ökologie als Naturgeschichte wird wesentlich von qualitativen Größen bestimmt, wobei der biozönotische Ansatz (der im Hunteprojekt besonders betont wurde) und der ökosystemare Ansatz sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern sich als komplementäre Ansätze ergänzen. Andere BMFT-Projekte sind den anderen Weg gegangen.

6. Schlußbemerkung

Eine unmittelbare Konsequenz des Gesamtvorhabens ist die Einrichtung einer DVWK-Arbeitsgruppe mit dem Ziel, eine Art Handbuch der Fließgewässerrenaturierung zu schreiben, in das die Erfahrungen aller BMFT-Projekte einfließen sollen.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. G. Wiegleb
Lehrstuhl Allgemeine Ökologie
BTU Cottbus, Postfach 101344
03013 Cottbus

Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Hasetal“

„Wiederherstellung der natürlichen Flußdynamik in der Haseaue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung auentypischer Biotope“

von Hermann Garrelmann, Thomas Honnigfort, Peter Stelzer, Ute Bartels und Monika Engels

Vorwort

Diese Voruntersuchung ist von der Arbeitsgemeinschaft Hasetal, bestehend aus dem Büro für Freiraumplanung, Dipl.-Ing. H. Garrelmann, Meppen und Daber Landschaftsplanung, Rosdorf/Bremerhaven, im Auftrage des Landkreises Emsland mit Mitteln des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Rahmen des geplanten Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens erstellt worden. Betreut wurde die Untersuchung von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn.

Die Untersuchung wurde im August 1991 aufgenommen und ist am 28. 02. 1993 abgeschlossen worden.

Die Fortsetzung des Hauptvorhabens zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Hasetal ist für das Frühjahr 1996 geplant.

1. Ausgangssituation und Rahmenbedingungen

Der Landkreis Emsland bemüht sich im Bereich des Hasetales bereits seit Beginn der achtziger Jahre, dem Natur- und

Landschaftsschutz stärkere Bedeutung zukommen zu lassen. In den Jahren 1981 und 1986 wurden Verfahren zur Ausweisung eines Landschaftsschutzgebietes „Hasetal“ eingeleitet. Aufgrund erheblicher Bedenken aus den Reihen der betroffenen Landwirte wurde die Ausweisung nicht zum Abschluß gebracht.

In diesen Jahren erfolgten ebenfalls tiefergehende Untersuchungen des Lebens- und Kulturraumpotentials im Hasetal. U. a. wurde aus naturschutzfachlicher Sicht ein Landschaftsplan im Jahre 1981 durch das Niedersächsische Landesverwaltungsamt erstellt. Die landwirtschaftliche Situation wurde in einer agrarstrukturellen Vorplanung der Landwirtschaftskammer Weser-Ems 1984/85 ermittelt und dargestellt. Die wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten hatten im sogenannten Hasegeneralplan entsprechende Berücksichtigung gefunden, wenngleich die damaligen „optimalen wasserbaulichen Verhältnisse“ sich inzwischen deutlich von einer Realisierbarkeit entfernt hatten.

Seither sind nicht nur an mehreren Stellen im Hasetal wegen tatsächlicher oder beabsichtigter Umwandlungen von Feuchtgrünlandflächen einstweilige Unterschutzstellungen erfolgt, auch hat das Wasserwirtschaftsamt Meppen, heute Staatliches Amt für Wasser und Abfall (StAWA), ein neues Konzept zum Siedlungshochwasserschutz erarbeitet. Zudem stellen sich heute die landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen anders dar, als in der AVP von 1985 erarbeitet.

Mit der Erarbeitung eines Schutz- und Entwicklungskonzeptes im Jahr 1987 unternahm der Landkreis Emsland einen weiteren Versuch, größere Bereiche des Hasetales in einen entsprechenden Schutzstatus zu überführen. Diese Bemühungen spiegeln sich in einem Antrag auf Förderung zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Landschaftsteile im Hasetal als „Gebiet mit gesamtstaatlich repräsentativer

Bedeutung“ beim Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit wider, der dort jedoch keine Zustimmung fand.

So sind in Reaktion auf diesen Antrag des Landkreises Emsland an den Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit weitere Gespräche zwischen den Beteiligten mit dem Ergebnis erfolgt, die Gesamtsituation des Hasetales mit den Belangen Naturschutz, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungskonzeptes (E + E-Vorhaben) weiter zu behandeln und innerhalb einer zu erstellenden Voruntersuchung die hier gegebenen Chancen und Probleme aufzuarbeiten, darzustellen und Lösungsvorschläge zu entwickeln.

2. Zielsetzungen

Allgemein sollen innerhalb eines E + E-Vorhabens Methoden zur dauerhaften Verbesserung der Lebensbedingungen für die heimische Tier- und Pflanzenwelt erprobt werden; die hierbei gewonnenen neuen praktischen und wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Wirksamkeit der vorgesehenen und durchgeführten Maßnahmen sind zu dokumentieren und zu analysieren.

Das übergeordnete Ziel dieser Voruntersuchung ist mit dem Arbeitstitel genannt: „Wiederherstellung der natürlichen Flußdynamik in der Haseaue und Sicherung bzw. Entwicklung auetypischer Biotope“.

Neben der Aufarbeitung der unterschiedlichsten Grundlagendaten ist es vorrangiges Ziel dieser Arbeit, entsprechend dem Potential und vor dem Hintergrund eines Idealzustandes einer Flußaue ein sogenanntes „Optimales Naturschutzkonzept“ zu entwickeln und dieses Konzept auf seine Machbarkeit hin zu überprüfen. Diese Überprüfung bezieht die Belange der Wasserwirtschaft, der Freizeit/Erholung, des Städtebaus sowie der sonstigen Belange und vor allem der Landwirtschaft ein. Insbesondere zur Auflösung des Spannungsfeldes zwischen Naturschutz und Landwirtschaft war es Ziel dieser Voruntersuchung, insofern modellhaft neue Wege zu beschreiten, als die jeweils betroffenen Landwirte sehr früh und intensiv in den Informations- und Entwicklungsprozeß eingebunden wurden.

Weiterhin sind folgende Teilziele zu nennen:

1. Rückführung zu naturverträglichen land- und forstwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen,
2. Renaturierung des Fließgewässers durch wasserbauliche Maßnahmen, zum Beispiel Rückbau von Sommerdeichen, Wiederanschluß von Altarmen,
3. Entwicklung eines Biotopverbundsystemes in der Haseaue,
4. Wiederherstellung und Sicherung eines auetypischen Landschaftsbildes,
5. Klärung der Zusammenhänge und Abhängigkeiten zwischen dem Wasserhaushalt und dem Nährstoffhaushalt.

Die Erarbeitung dieser Voruntersuchung zum E + E -Vorhaben Hasetal dient der Prüfung der Realisierbarkeit einer großflächigen Naturschutzplanung.

Der arbeitsmethodische Ansatz bestand darin, keine fachspezifische Planung vorzunehmen, sondern fachübergreifend zu arbeiten. Bisherige Arbeiten zeigten jedoch keine/kaum Möglichkeiten/Ansätze hinsichtlich der Realisier-

barkeit/Verträglichkeit dieser einzelfachlichen Planungskonzeptionen auf. Eine Synthese aller einzelfachlichen Belange wurde als notwendig erachtet.

3. Gebietscharakteristika

Der Untersuchungsraum der Voruntersuchung zum E + E-Vorhaben „Hasetal“ erstreckt sich von der Mündung der Hase in Meppen über Haselünne, Herzlake bis hin zur Grenze des Landkreises Emsland. Er umfaßt einen Teilabschnitt des Gesamtlafes der Hase von 160 km. Der west-ost-exponierte Betrachtungsraum wird dominant durch den Überschwemmungsbereich des 10jährigen Hochwassers der Hase (HQ 10) bestimmt. Dieser charakterisiert auch weitestgehend die natürliche Flußaue der Hase. Entlang des 50 km langen, teils mäandrierenden, teils begradigten Unterlaufes der Hase im Landkreis Emsland differiert die Breite der Haseaue von im Minimum 40-m-Bereich der Städte Meppen, Haselünne und Herzlake bis hin zum Maximum von 3 km im Bereich „Bleichholter Graben – Lahrer Moor“.

Der Untersuchungsraum erreicht insgesamt eine Größe von 4280 ha.

Das bodenkundliche und hydrologische Potential des Raumes ist stark durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen (Sommer- und Winterdeiche, Flutmulden, Altarmabtrennungen, Siele usw.) sowie durch intensive landwirtschaftliche Nutzung (intensive Ackernutzung – Maisanbau – in der Haseaue auf potentiellen Feuchtgrünlandstandorten) überformt worden. Dies geht aus den ermittelten Vorbelastungen der natürlichen Gegebenheiten hervor.

Deutlich geht ebenfalls aus der Bestandserhebung hervor, daß die Haseaue vielfältige, eigenartige und teilweise noch seltene Lebensraumpotentiale beherbergt. Diese sind teilweise bereits durch Naturschutzgebietsausweisungen gesichert, andererseits durch entsprechende Kartiererergebnisse bekannt. Schwerpunkte besonderer faunistischer und vegetationskundlicher Lebensraumpotentiale stellen die Haseaue von Meppen bis zur Mittelradde als mäandrierenden, natürlichen Flußlauf mit teilweise angrenzenden Nebengewässern, ehemaligen Niedermoorbereichen usw. dar. Hervorzuheben ist, daß zusätzlich eine Vielzahl an Trockenlebensräumen die Haseaue charakterisieren.

Die Landwirtschaft nutzt etwa 68 % der Flächen des Untersuchungsraumes als Acker- oder Grünlandstandort. Vorherrschende Bodennutzung ist der Ackerbau, der 60 % der LF in Anspruch nimmt. Grünland hat in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung zugunsten des intensiven Ackerfütterbaus (Maisanbau) verloren.

Die im Untersuchungsraum befindlichen Waldbestände sind zu über 90 % in Privatbesitz. Die Bewirtschaftung wird größtenteils extensiv betrieben, da aufgrund der geringen Erträge die Forstwirtschaft keine Alternative zur konventionellen Landwirtschaft darstellt. Es handelt sich in der Regel um standortfremde Waldgesellschaften.

Die wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten (Sommer- und Winterdeiche, Flutmulden, Siele usw.) dienen dem Schutz der landwirtschaftlich genutzten Flächen während der Vegetationsperiode sowie dem Siedlungshochwasserschutz der Städte Meppen, Haselünne und der Gemeinde Herzlake sowie der im Hasetal liegenden Ortschaften. Die Er-

holungsnutzung erlangt im gesamten Hasetal eine veränderte Priorität. Dieser Wirtschaftszweig ist zukünftig als Entwicklungsperspektive der strukturschwachen Hasetal-Kommunen anvisiert, welches sich in der Gründung des Erholungszweckverbandes „Hasetal“ widerspiegelt.

4. Naturschutzkonzept (Optimum)

Eine wesentliche Voraussetzung dieses Renaturierungskonzeptes ist, daß nicht der Fluß gesondert betrachtet wird, sondern die gesamte Aue als ein mit und durch den Fluß wirkendes Gefüge einbezogen wird. Zunächst wird ausschließlich die naturschutzfachliche Betrachtungsebene wiedergegeben.

Dementsprechend liegt dem Optimierungskonzept die noch episodisch überschwemmte Aue der Hase, orientiert am HQ 10 (zehnjähriges Hochwasser), als Planungsraum zugrunde. Eine weitere wichtige Marke zur Orientierung der Lebensraumpotentiale ist die Mittlere Hochwasserlinie (MHW).

Die typische Vegetationszonierung einer Landschaft wie der sandigen Hase-Aue beinhaltet (nach *Ellenberg* 1986) von der Niedrigwasserlinie ausgehend zunächst die Gesellschaften der gehölzfreien Aue wie Einjährigen-Flur, Kriechrasen und Flußröhricht, welches den Bereich bis zur Linie des Sommerhochwassers besiedelt. Es folgen die Gesellschaften der Weichholzaue, Weidengebüsch und Weidenwald sowie der Eichenwald der Hartholzaue, der bis zur mittleren Hochwasserlinie (MHW) zu finden ist (*Ellenberg* 1986, *Coppenbender* 1992). In diesem Eichenauwald fehlen die Ulmen, die im Nordwesten Deutschlands nicht mehr auftreten (*Ellenberg* 1986, *Trautmann* und *Lohmeyer* 1960). Eine weitere Besonderheit des Hasetals stellt die Tatsache dar, daß die sandigen, durchlässigen Böden der Aue nach jedem Winterhochwasser rasch wieder trockenfallen und somit die Rotbuche noch innerhalb des Hochwasserbereichs wächst (*Ellenberg* 1986, *Trautmann* und *Lohmeyer* 1960). Auch treten die für die Buche besonders gefährlichen Sommerhochwasser an der Hase nicht oder nur selten auf. *Trautmann* und *Lohmeyer* (1960) beschreiben für die mittlere Ems im oberen Auebereich Buchen-Mischwälder, die Braunmull-Buchenwäldern (*Galio-fagetum*) entsprechen. Einer wohl eher hydrologischen Definition folgend, werden sie Buchen-Auwälder genannt. Aufgrund der Bodenverhältnisse und der geographischen Nähe lassen sich die Vegetationszonierungen an der Ems auf die Hase übertragen.

Außerhalb der Aue (etwa ab dem HQ 10) kommt es zur Ausbildung von zonalen Laubwäldern.

Im Bereich von Altarmen und Altwässern kann es in verlandeten Geländemulden zur Ausbildung von Bruchwäldern auf nassen, torfigen Standorten und Erlen-Eschenwäldern auf langsam durchsickerten Böden kommen.

Folgendes Schema gibt die Vegetationszonierung wieder, wie sie sich im Hasetal entwickeln könnte (Abb. 1). Ebenso sollen die nachstehenden Transekte den geplanten Zustand plakativ darstellen (Abb. 2).

Zur Verwirklichung des optimalen Naturschutzkonzeptes sind vor allem Änderungen im Wasserhaushalt notwendig, die übergeordnet die Hase und deren Nebengewässer umfassen und im einzelnen für die Verbesserung der Gewäs-

sergüte, die naturnahe Profilierung der Gewässerränder, die Verringerung der Fließgeschwindigkeit, Erhöhung des Grundwasserspiegels und die Sicherung der Überschwemmungsflächen sowie die Förderung der Eigendynamik beitragen.

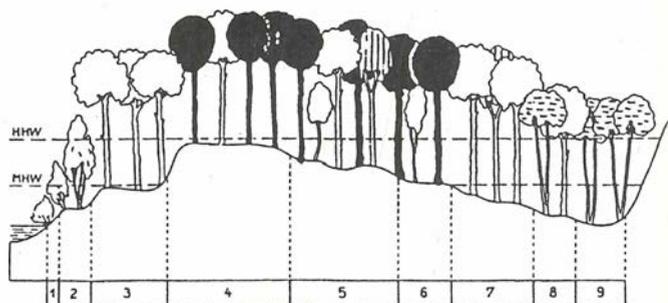
Diese Änderungen sollten im Optimum umfassen:

- Öffnung aller Altarme und Anschluß an die Hase zur Verbesserung der Wasserqualität, zur Verlängerung der Fließgewässerstrecke und zur Beseitigung von für die Fauna störenden Bauwerken im Gewässerbett (Siele, Rahmendurchlässe etc.). Einschränkung sind die Altarme bei hoher biotischer Schutzwürdigkeit als abgehängte Altarme zu belassen).

- Beseitigung aller im Gewässerbett störenden Bauwerke; dieses bezieht sich vor allem auf die Nebengewässer. Im Sinne einer übergeordneten Betrachtung sind auch Gewässerbauwerke außerhalb des Untersuchungsraumes, also im gesamten Einzugsgebiet der Hase rückzubauen oder umzubauen.

- Entfernung aller Deiche an der Hase und den Nebengewässern zur Gewährleistung der Überflutungsdynamik und zur Entwicklung von naturnahen Gewässerquerprofilen, (einschränkend sind Deiche zu erhalten oder neu anzulegen, die dem Siedlungshochwasserschutz dienen).

Innerhalb vier verschiedener Entwicklungsbereiche wird zum einen der Sukzession bzw. der Wiederherstellung von natürlichen Waldgesellschaften der Vorrang gegeben und zum anderen dem Erhalt und der Entwicklung von naturnahen, jedoch nutzungsabhängigen Ersatzgesellschaften (z. B. Grünland) Priorität eingeräumt. Anhaltspunkte für die Standorte bieten dabei im wesentlichen die Überflutungsdynamik (MHW, HQ 10) und die Bodenverhältnisse (sandiger Boden, Niedermoorboden). Für die Grünlandgesellschaften kommen noch die Nutzungsweise und der Nährstoffhaushalt hinzu.



1 = Korbweidenbusch, 2 = Weidenwald, 3 = Reiner Eichen-Auenwald, 4 = Artenarmer Buchenmischwald und Braunmull-Buchenwald mit *Lonicera periclymenum*, 5 = Reiner *Circaea*-Buchenmischwald und Reiner Braunmull-Buchenwald, 6 = *Glechoma*-Ausbildungen von 5, 7 = *Impatiens*-reicher Eichen-Auenwald, 8 = Erlen-Eichen-Auenwald, 9 = Erlenbruchwald. Schwarz = *Fagus*, schraffiert = *Fraxinus*, gestrichelt = *Alnus glutinosa*.

Abb. 1. Eichen- und Rotbuchenwälder in der sandigen Aue der mittleren Ems. Schematischer Querschnitt vom Flußufer bis zum Rand der diluvialen Terrasse (rechts). Das ungewöhnliche Sommerhochwasser von 1956, das zum Buchensterben führte, erreichte nur etwa die Mitte zwischen Mittelhochwasser und höchstem Hochwasser (nach *Trautmann* und *Lohmeyer* [1960], etwas verändert).

Impulsgebend für die Einteilung der verschiedenen Teilabschnitte waren außer den vorhandenen Biotopstrukturen die verschiedenen Lebensraumsprüche der Tierarten. Ein kleinräumiger Wechsel verschiedener Habitatstrukturen ist genauso bedeutsam für manche Tierarten wie die großflächige Ausprägung bestimmter Biotoptypen, wie z. B. Wälder und Feuchtwiesen für Arten mit großem Raumspruch (Fischotter, Biber, Vogelarten der Feuchtwiesen).

5. Machbarkeitsanalyse

5.1 Landwirtschaft

Bei den ersten vorgezogenen Kontakten mit 175 Landeigentümern im Untersuchungsraum standen ca. 70 % dem Projekt positiv gegenüber. Bei der Machbarkeitsüberprüfung antworteten auf die Frage nach einer möglichen Realisierung und Flächenverfügbarkeit über 87 % der befragten 96 Landwirte positiv. Grundsätzlich ist hier eine Beteiligungsbereitschaft vorhanden. Die Akzeptanz und Verfügbarkeit von Flächen wird voraussichtlich noch größer sein, wenn konkrete und annehmbare Angebote gemacht werden und das

Projekt auf Dauer gesichert ist. Die Perspektiven für eine Umsetzung des Naturschutzkonzeptes sind grundsätzlich auch von der Einstellung der Landwirte her gesehen positiv zu bewerten.

An die im Fragebogen gemachte unverbindliche Zusage zur Beteiligung waren von den Landwirten Bedingungen geknüpft, die eingehalten werden müssen, um die Verhandlungsbereitschaft für das anstehende Hauptverfahren aufrechtzuerhalten. Von allen Beteiligten wurde an erster Stelle die *garantierte Freiwilligkeit* als unbedingte Voraussetzung genannt, ohne die sich keiner an einem solchen Projekt beteiligen würde. Die vertrauensvolle und faire Zusammenarbeit zwischen den Landwirten einerseits und den Trägern öffentlicher Belange andererseits wurde als vordringlich und unabdingbar angesehen. Des weiteren wurde gefordert, daß die Finanzierung des Vorhabens nicht nur kurzfristig angelegt sein darf, sondern über einen längeren Zeitraum abgesichert sein muß. Es wurde in dem Zusammenhang vorgeschlagen, eine Finanzierungsform unabhängig von politischen Gegebenheiten, z. B. durch eine Stiftung, möglich zu machen. Ein Punkt in dem Forderungskatalog war die vertragliche Absicherung der Landwirte bei Bewirtschaftungs-

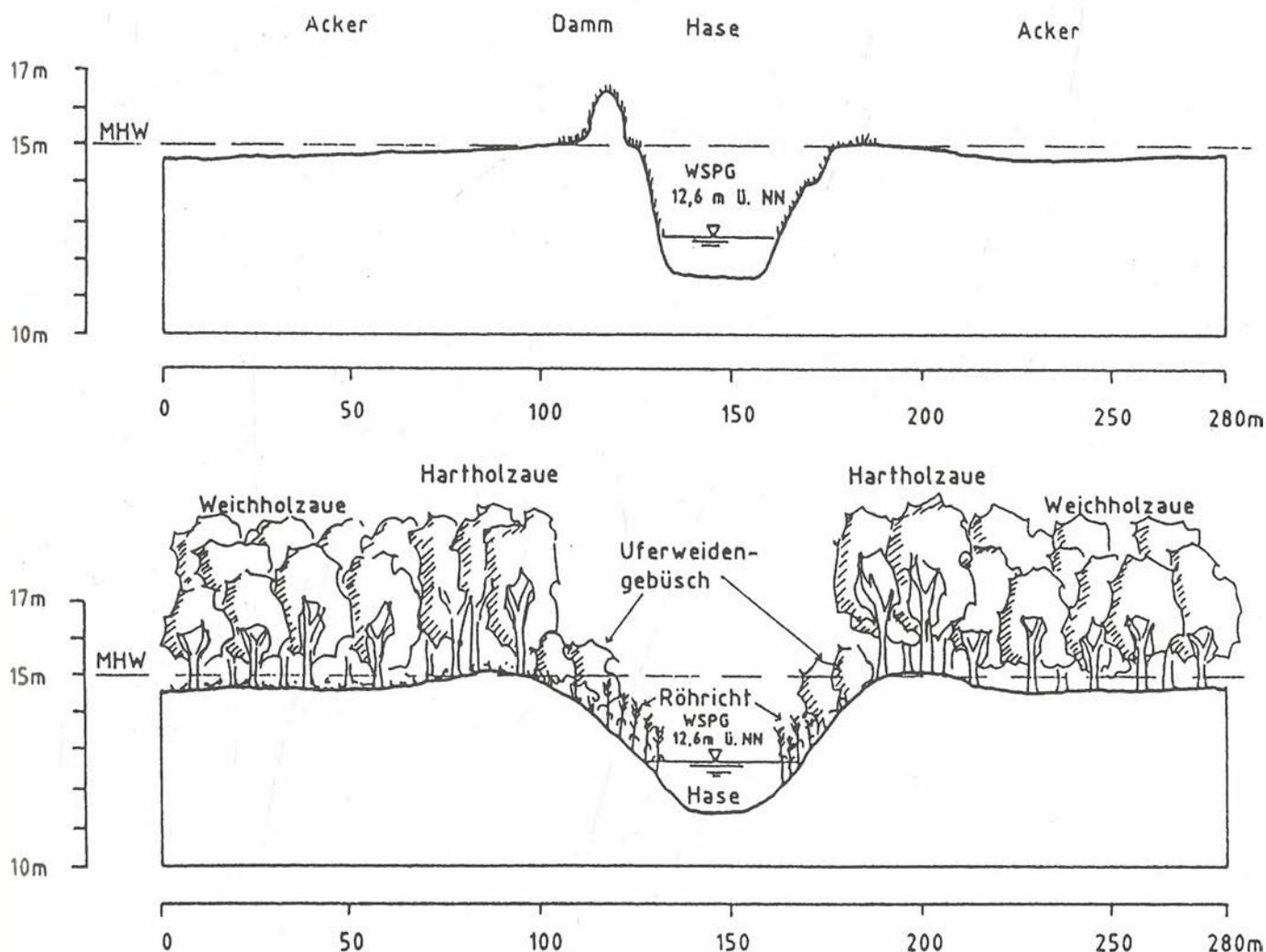


Abb. 2. Transect 4 führt östlich von Lehrte durch Acker und Fluß. Bei der Renaturierung entstehen Hartholzaue, Weichholzaue, Uferweidengebüsch, Röhricht und Hochstaudenfluren. – Oben: vorher, unten: nachher. – M. d. L. 1:2000, M. d. H. 1:200.

verträgen. Für den Fall, daß ein Landwirt seine eingebrachte Fläche wieder intensiv nutzen will und das jedoch aus naturschutzfachlichen Gründen nicht möglich ist, muß ein Austausch oder Ankauf vertraglich zugesichert werden. Im Zuge der Befragung der Machbarkeit des Naturschutzes wurde die Entschädigungsform abgefragt, zu der der Landwirt bereit ist, bestimmte Flächen einzubringen. Die Entschädigung durch Tausch ist für 62 Flächeneigentümer diskutabel, wobei sie ca. 504 ha Fläche tauschen würden. 20 Eigentümer mit einer Fläche von ca. 180 ha sind zu Bewirtschaftungsvereinbarungen bereit.

5.2 Wasserwirtschaft

Bei der Realisierung des „Optimalen Naturschutzkonzeptes“ und dem Zusammenwirken aller dort geplanten Maßnahmen werden die angesprochenen Ziele zur Reaktivierung der Hase, wie die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit, Senken der Hochwasserspitzen und Förderung der natürlichen Eigendynamik des Flußlaufes, erreicht. Dies ergaben die Auswertungen der Hochwassersituation unter veränderten Bedingungen. Allein durch den Anschluß aller Altarme wird eine Verbesserung der Gewässergüte sowie eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit aufgrund der Verlängerung des Flußlaufes und somit das Absenken der Hochwasserspitzen erreicht.

Durch die Rücknahme der Sommerhochwasserdeiche wird die Fließgeschwindigkeit reduziert und der Grundwasserspiegel im rückwärtigen Auebereich angehoben.

Aufgrund dieser Tatsache ist der Bewuchs der Uferandbereiche mit der möglichen Verminderung der Abflußleistung der Hase zu realisieren. Zudem dient er der Ufersicherung und wirkt sich je nach Anordnung durch Beschattung u. a. auf den Sauerstoffhaushalt, die Selbstreinigung und das Wasserpflanzenwachstum der Hase aus. Die Machbarkeit aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist dann gegeben, wenn der Siedlungshochwasserschutz gesichert ist.

5.3 Freizeit und Erholung

Dem erstellten optimalen Naturschutzkonzept zufolge sollten im Untersuchungsgebiet Erholungs- und Freizeitaktivitäten, u. a. Wandern, Rad- und Wasserwandern, Reiten, Angeln usw., nur in sehr geringem, kontrolliertem Maße zugelassen werden bzw. sind in Teilbereichen sogar ganz auszuschließen.

Dies ist unter Berücksichtigung der Regionalplanung, der Planungen hinsichtlich des „Erholungsgebietes Hasetal“ und aus wirtschaftlicher Sicht so nur schwer machbar. Positive Entwicklungen für alle Seiten sind nur bei gegenseitigem Einverständnis und Kompromißbereitschaft möglich. Ein Stichwort ist hier der sogenannte „sanfte Tourismus“, der bemüht ist, Umweltbeeinträchtigungen weitestgehend zu vermeiden. Freizeit- und Erholungsnutzungen müssen zumindest in Teilbereichen des Untersuchungsgebietes möglich sein, können aber in der Weise kanalisiert werden, daß beispielsweise festgelegte und deutlich gekennzeichnete Wander-, Reit- und Radwanderwege durch weniger sensible Bereiche führen, während die rechtlich gesicherten Naturschutzgebiete und andere für den Naturschutz besonders

wertvolle Bereiche davon ausgenommen bleiben. Dies ist bei den Radwanderwegen im Bearbeitungsraum – darunter auch der geplante „Hasetalweg“ – weitgehend der Fall. Ein anderes Beispiel sind in bezug auf das Wasserwandern die Bootsanlegestellen, die dort eingerichtet werden sollen, wo sie an eine bereits vorhandene, entsprechende Infrastruktur (Straßen, Wege, Parkmöglichkeiten, andere Erholungseinrichtungen) anknüpfen. Auf diese Weise sollen die noch vorhandenen Reserven an mehr oder weniger intakter Umwelt geschont werden, die wiederum gerade für ein Gebiet wie das Hasetal, in dem das Naturerlebnis für den Erholungssuchenden im Vordergrund steht (Bereich „Haselünner See“, Haseaue [Allg.]), besonders bedeutsam sind. Sofern dies auch aus Sicht der Erholungsnutzung Beachtung findet, ist das Konfliktpotential „Erholungsnutzung – Naturschutz“ als relativ gering zu werten. Diese Einschätzung ist nur dann aufrechtzuerhalten, wenn die Erholungsnutzung nicht massiv intensiviert wird. Dies ist langfristig von seiten des Erholungszweckverbandes „Hasetal“ nicht anvisiert.

5.4 Städtebau

Die Städte Meppen, Haselünne und die Gemeinde Herzlake scheinen zunächst einmal kaum von den Planungen des „Optimalen Naturschutzkonzeptes“ für den Untersuchungsraum beeinflusst zu werden, da deren Siedlungs- und Gewerbeflächen bis auf wenige Ausnahmen außerhalb des Betrachtungs-, sprich Überschwemmungsraumes liegen.

Auch die zahlreichen kleineren Ansiedlungen und die Einzelgehöfte innerhalb der Grenzen dieses Gebietes sind von den meisten der für den Naturschutz optimalen Maßnahmen nicht direkt betroffen.

Konflikte würden sich von daher erst bei Erweiterungen der vorhandenen Siedlungs- und Gewerbeflächen in die für den Naturschutz überplanten Räume hinein ergeben.

Aufgrund der im Regionalen Raumordnungsprogramm für den Landkreis Emsland (1990) dargelegten positiven Bevölkerungsentwicklung in den letzten Jahrzehnten wäre dieses zwar denkbar, gleichzeitig ist allerdings festgelegt, daß die für das Emsland besonders prägenden Landschaftselemente wie Flußauen von Bebauung freizuhalten sind.

Der Siedlungshochwasserschutz muß Vorrang gegenüber der Revitalisierung der Aue besitzen. Bereiche, in denen dieser Schutz bei Durchführung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen nicht gewährleistet werden kann, sind für den Deichrückbau als Tabuzonen anzusehen.

6. Abstimmung des optimalen Naturschutzkonzeptes auf die Ergebnisse der Machbarkeitsanalysen – Maßnahmen- und Pflegekonzept –

6.1 Vorgehensweise

Der methodische Ansatz dieser Maßnahmen- und Pflegekonzeption zum E + E-Vorhaben Hasetal besteht darin, die erarbeiteten Grundlagen und Analysen zu komprimieren und realisierbare Maßnahmen der Zielrichtung „Reaktivierung der Haseaue“ zu definieren.

Aus der erfolgten Hinterfragung des optimalen Naturschutzkonzeptes aus Sicht der Land- und Forstwirtschaft, der

E + E - Vorhaben Hasetal	
- Maßnahmen- und Entwicklungsplanung -	
Maßnahmeneinheit:	Nr. 8 Nordöstl. Hofe km 9,5 - 12,0
Maßnahmenbereich:	C "Haseaue Bokeloh - Groß Dörge"
Zielsetzung "Optimales Naturschutzkonzept":	Sukzessiv zu entwickelnde Bereiche von Weichholz- und Hartholzauwald über Buchen-Auwald zum zonalen Laubwald, Herausnahme der Sommerdeiche und Komplettanschluß der Altarme
Entwicklungsziel Landschaftsrahmenplan:	Stark gewundener, naturnaher Fließgewässerverlauf mit gut entwickelten Uferweidengehölzen, Flußröhrichten, den Fluß begleitend Auwald, Magerweiden, teils auch Feuchtwiesenelemente
Flächennutzung (vorh.):	Acker = 6 ha Kiefernforste mit Stieleichen und Birken = 38,25 ha innerhalb der Haseschleife Pappelforste = 3 ha sowie südlich angrenzend artenarmes Grünland und Kiefernforste = 1,09 ha
Flächengröße/Verfügbarkeit	Acker = 6 ha Kiefernforste = 38,25 ha Pappelforst = 3 ha Grünland = 1,09 ha Flächentausch = 48,34 ha, privater Eigentümer
Lebensraumpotential/ Kartierergebnisse:	NLVA TK 3310 Nr. 26 und 83
Kurzbeschreibung: Ca. 12 km langer, kaum begradigter, eingedeichter Flußabschnitt. Feuchtgebüsche und Uferstaudenflur vorhanden. Durch Flußkorrektur abgetrennter alter Haselauf mit trübem, nährstoffreichem Wasser. Schlammig - sandigem Grund und überwiegend beschatteten Ufern. An den meist steilen Ufern mehr oder weniger geschlossener Gehölzsaum, vorwiegend Grau- und Bruchweidengebüsche, an den Erlen und Birken. Zahlreiche flache Uferausbuchtungen mit Wasservegetation.	
Maßnahmen- und Pflegekonzeption -Zielsetzung-: Aktivierung des Auelebensraumes und des Altarmes durch Deichrücknahme und Komplettanschluß des Altarmes. Entwicklung und Umwandlung zu standortgerechten Auwald- und Waldformationen	
Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen: (1) sehr vorrangig (2) vorrangig (3) bald anzustreben 1. Aufgabe Ackernutzungen für freie Sukzession = (1) 2. Sukzessiver Umtrieb standortfremder Waldungen, Initialpflanzungen mit Eichen und nachfolgend freie Sukzession = (2) 3. Rückbau des Deiches (Länge 2,5 km) zur Aktivierung der Aue = (3) 4. Anschluß des Hasealtarmes an die Hase = (3)	
Wissenschaftliche Begleitung/ Betreuung:	Detailuntersuchung Flora/Fauna/Wasserwirtschaft Kontrolle durch wissenschaftliche Betreuung "Hasetal"
Kosten der Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen:	siehe Kostenermittlung Punkt 8.5

Abb. 3.

Wasserwirtschaft, der Erholung und des Städtebaus (s. Machbarkeitsanalysen) resultiert ein Mosaik an potentiell verfügbaren Flächen.

Auf dieser Basis werden für die verfügbaren Flächen die Informationen des optimalen Naturschutzkonzeptes, der vorhandenen Nutzungen sowie des vorhandenen Lebensraumpotentials parzellenscharf und detailliert zusammengetragen, um daraus die Maßnahmen- und Pflegekonzeptionen abzuleiten. Dabei sind einzelne Flächen, die funktional, räumlich und aufgrund des Inventars zu bündeln sind, zu einer Maßnahmeneinheit zusammengefaßt worden. Die potentiell verfügbaren Flächen sind in dieser räumlich-funktionalen Betrachtungsweise hervorgehoben worden. Im weiteren sind diese Maßnahmeneinheiten zu großräumigen Maßnahmenbereichen zusammengefaßt worden, die Entwicklungs- bzw. Erhaltungsbereiche kennzeichnen.

Ergänzend werden in diesem Bearbeitungspunkt der Beschreibung der Maßnahmenbereiche die mittel- bzw. langfristigen Zielsetzungen der Konzeption zu Pflege und Entwicklung der angrenzenden Flächen geprüft. Diese derzeit nicht verfügbaren Flächen werden dahingehend diskutiert, inwieweit sie den naturschutzfachlichen Zielsetzungen der Maßnahmeneinheiten und übergeordnet der Maßnahmenbereiche dienlich sind. Sind entsprechend wertvolle Flächen anzutreffen, die beispielsweise nach ergänzender Flächennarrondierung den Deichrückbau ermöglichen, so ist im Zuge der Durchführung des Hauptvorhabens „Hasetal“ vorrangig die Verfügbarkeit dieser Flächen anzustreben.

Grundlegend kann zu allen angedachten Maßnahmen der Maßnahmenbereiche folgendes hervorgehoben werden:

1. Ziel dieser Maßnahmen ist es, die Aufgabe oder Extensivierung der Nutzung in der Haseaue auf den potentiell verfügbaren Flächen zu ermöglichen (keine Ackernutzung, keine Düngung bzw. Pestizideinsatz).
2. Sukzession hat Vorrang, um die spontane Wiederbesiedlung der Flora und Fauna zu ermöglichen und eine optimale Anpassung der Pflanzen- und Tierarten an die Umgebung zu gewährleisten (Erhalt und Förderung lokaler, regionaler Rassen).
3. Erhalt und Entwicklung hat Vorrang gegenüber der Neuanlage (z. B. Altwasser, Trockenlebensräume).
4. Alle Maßnahmen müssen im Zuge der Realisierungsphasen erneut überprüft werden, ob sie den gewünschten Zweck erfüllen. Eine langjährige wissenschaftliche Begleitung ist notwendig.

Die im Zuge der Vorplanung durchzuführende Kostenschätzung wurde einmal für das optimale Naturschutzkonzept und des weiteren für das nach Flächenverfügbarkeit erarbeitete machbare Maßnahmen- und Pflegekonzept aufgestellt.

Grundsätzlich wird aber davon ausgegangen, daß für den Naturschutz interessante Flächen in öffentliches Eigentum überführt werden sollten. Für die Ermittlung der voraussichtlich entstehenden Kosten bei den potentiell verfügbaren Flächen ist der Wunsch der befragten Landwirte zugrunde gelegt worden.

Die zur Realisierung des optimalen Naturschutzkonzeptes benötigten Finanzmittel belaufen sich bei Ankauf der Flächen auf ca. 72 Mio. DM zuzüglich jährlicher Pflegekosten

von 1,1 Mio. DM. Die Kosten des derzeit realisierbaren Maßnahmen- und Pflegekonzeptes sind mit einmalig ca. 16,5 Mio. DM sowie jährlich wiederkehrenden Kosten von 400 000 DM veranschlagt worden. Die wasserbaulichen Maßnahmen erfordern einen Finanzbedarf von ca. 170 000 DM/km Deichrückbau.

6.2 Beispiel

Nachfolgend ist beispielhaft eine Maßnahmeneinheit, hier C 8 „Bereich nordöstlich Hofe km 9,5–12,0“, der Maßnahmen- und Entwicklungsplanung zum E + E-Vorhaben Hasetal herausgegriffen worden, um die Entwicklungsmöglichkeiten der potentiell verfügbaren Flächen zu dokumentieren. Hervorzuheben ist für diesen Bereich, daß der Altarmanschluß sowie die Deichrücknahme mit anschließender sukzessiver Entwicklung zu Auwald und Buchen-Auwald – oberhalb des MHW – möglich ist.

Vorausgesetzt sind allerdings entsprechende wissenschaftliche Detailuntersuchungen/Betreuungen zu Flora/Fauna/Wasserwirtschaft, die die Maßnahmenplanung sichern.

Die Kosten der Durchführung der Maßnahme C 8 belaufen sich bei Vorhalten entsprechender Tauschflächen sowie der Durchführung der wasserbaulichen Maßnahmen nebst wissenschaftlicher Betreuung auf ca. 2,5 Mio. DM (s. Maßnahmenblatt C 8, Abb. 3).

7. Übergeordnete, projektbegleitende Maßnahmenplanung

Vor Beginn der konkreten Maßnahmen zur Renaturierung der im Hasetal verfügbaren Flächen müssen die zur Zeit lückigen oder fehlenden Grundlagendaten im botanischen, zoologischen, bodenkundlichen hydrologischen Bereich erhoben werden. Dies sollte sich mindestens über einen Zeitraum von 1,5 Jahren (Vorlaufphase, 1 Vegetationsperiode, Auswertung) erstrecken und von Fachleuten der jeweiligen Gebiete ausgeführt werden, wobei für botanische und zoologische Kartierungen je 2 Personen vorzusehen sind.

Nach Abschluß der Grundlagendatenerhebung und -auswertung oder ggf., wenn während der laufenden Kartierung für ein Teilgebiet alle erforderlichen Parameter bekannt sind, kann mit den Maßnahmen begonnen werden. Über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten, mindestens aber 20 Jahren ist eine wissenschaftliche und planerische Begleitung notwendig, die die Maßnahmen kontrolliert, die sich entwickelnden Lebensräume beobachtet und eine eventuelle Korrektur der Maßnahmen vornimmt.

Diese Projektbegleitung kann sowohl durch die Einrichtung eines Landschaftspflegebüros als auch durch Auftragsvergabe erfolgen. Sicherzustellen ist allerdings eine entsprechende Kontinuität sowie eine intensive Kontaktaufnahme mit den zu beteiligenden Institutionen. Einzelheiten hierzu sind vor Beginn des Hauptvorhabens zu klären.

Die Umsetzung der derzeit herausgearbeiteten Maßnahmen erfordert nach grundsätzlicher Bewilligung des Projektes eine Reihe von Grundbedingungen. Neben der Durchführung der praktischen und wissenschaftlichen Begleitung über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten ist sicher-

zustellen, daß sowohl die beteiligten Landwirte mit deren berufsständischer Vertretung als auch die betroffenen öffentlichen Dienststellen (Städte, Gemeinden, Landkreis, Bezirksregierung, StAWA, Unterhaltungsverbände) sowie die in diesem Bereich tätigen Naturschutzverbände in die Umsetzung der Konzeption eingebunden werden. Ferner ist es erforderlich, daß neben der Umsetzung der jetzt als realisierbar dargestellten Maßnahmen weitere Akquisitionen erfolgen, um sicherzustellen, daß künftige Wandlungs- bzw. Anpassungsprozesse sowohl im Bereich der Landwirtschaft als auch im Bereich des Naturschutzes abgefangen werden können und übergeordnet die Zielsetzung der Reaktivierung der Haseaue verwirklicht wird.

In vielen Gesprächen, gerade mit zur Mitarbeit bereiten Landwirten, stellt sich heraus, daß die Bereitschaft, Betriebsflächen in das Projekt einzubringen, mit der Stetigkeit des Projektes und der damit verbundenen Finanzmittel steigt. Daher erscheint es zur Realisierung dieses Vorhabens notwendig, einen eigenständigen Fond, zum Beispiel in Form einer Stiftung/Foundation einzurichten. Auf diese Weise ist einerseits eine gewisse Unabhängigkeit vom zeitpolitischen Wechsel gegeben, andererseits ist damit Dauerhaftigkeit und Finanzierungssicherheit dokumentiert.

Nach einer überschlägigen Modellberechnung erscheint zur Projektfinanzierung eine Fondserstaussstattung von mind. 35 Mio. DM erforderlich. Hieraus lassen sich innerhalb eines Dreijahresprogrammes Flächenankäufe von 15 Mio. DM (ca. 500 ha) tätigen, der verbleibende Fondsbestand sichert jährliche Einnahmen von mindestens 1,2 Mio. DM (abhängig vom Zinsniveau). Hieraus lassen sich die Kosten der Projektorganisation und der wissenschaftlichen Begleitung, anderweitig nicht gedeckte Erschwernisausgleichszahlungen, kleinere Baumaßnahmen und Pflege- und Unterhaltungskosten bestreiten.

Als Projektträger muß – unabhängig von obigen Ausführungen – in jedem Fall der Landkreis Emsland auftreten.

8. Fazit

Die im Rahmen eines Entwicklungs- und Erprobungsvorhabens des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durchgeführte Voruntersuchung „Revitalisierung Hasetal“ hat zum Ziel festzustellen, inwieweit es möglich ist, die natürliche Flußdynamik in der Haseaue im

Landkreis Emsland wiederherzustellen sowie die Sicherung und Entwicklung auentypischer Biotope zu gewährleisten.

Als Ergebnis konnten mit etwas mehr als 700 ha land- und forstwirtschaftlicher Fläche fast 20 % des im optimalen Naturschutzkonzeptes beplanten Gebietes als potentiell verfügbar herausgestellt werden. Auf dieser Grundlage ist ein Maßnahmen- und Pflegekonzept entwickelt worden, welches auch die Entwicklungsdynamik des langfristig ausgerichteten Projektes „Reaktivierung des Hasetales“ berücksichtigt hat.

Resümierend läßt sich nunmehr darstellen, daß das Hasetal im Landkreis Emsland aufgrund der vorhandenen Lebensraumpotentiale sowie der Möglichkeit der Flächenverfügbarkeit von ca. 700 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche die selten gegebene Chance bietet, bei langfristiger Ausrichtung des Hauptvorhabens „E + E-Vorhaben Hasetal“ die gewünschte Zielsetzung der Reaktivierung der Haseaue im Unterlauf zu verwirklichen.

Grundvoraussetzung ist allerdings, daß die Projektfinanzierung langfristig gesichert ist und die intensive Öffentlichkeitsarbeit zwischen dem Vorhaben „Hasetal“ und den betroffenen Landwirten/Kommunen/Behörden fortgeführt wird. Ein erster Schritt hin zur Fortführung des Vorhabens im Hasetal muß sein, die landwirtschaftliche Betriebsarten- und Betriebsstrukturanalyse, die Kontrolle der agrarstrukturellen Gegebenheiten sowie die weitere Hinterfragung von verfügbaren Flächen permanent zu aktualisieren bzw. zu ergänzen.

Ein Aussetzen würde eine erneute Erhebung von Grundlagendaten im Hasetal für ein bzw. zwei Jahre erforderlich machen. Auch würde eine längere Stillstandzeit des Projektes das Risiko einer unkontrollierten Nutzungsänderung und damit einer Veränderung/Verringerung des Potentials bedeuten.

Anschrift der Verfasser

Hermann Garrelmann
 Thomas Honnigfort
 Peter Stelzer
 Ute Bartels
 Monika Engels
 Arbeitsgemeinschaft Hasetal
 Büro für Freiraumplanung/Daber
 Meppener Straße 24 · 49716 Meppen

Das BMFT-Projekt „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für die Warnow“ – ein praxisorientiertes Projekt*

von Volker Thiele, Dietmar Mehl, Angela Berlin, Werner Rollwitz und Uwe Thamm

Zusammenfassung

Aus der Arbeit des Projektes des Bundesministers für Forschung und Technologie „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für die Warnow“ werden die Aspekte

- der Schaffung eines Bewertungssystems zur Beurteilung des Grades der Naturnähe von Bächen und Flüssen einschließlich ihrer Niederung und
- die Überführung von wissenschaftlichen Erkenntnissen des Projektes in die Praxis vorgestellt.

Neu ist dabei die Erarbeitung eines Bewertungssystems, das auf der Analyse des potentiell unter naturnahen Bedingungen vorhandenen Artenbestandes beruht und damit eine auf Analysedaten fußende Leitbilderstellung ermöglicht.

Einleitung

Im Rahmen eines Verbundprojektes fördert der Bundesminister für Forschung und Technologie Forschungen zur Erarbeitung von ökologisch orientierten Sanierungskonzepten für sechs regional und typologisch unterschiedliche Flüsse: Lahn in Hessen, Vils in Bayern, Hunte in Niedersachsen, Stör in Schleswig-Holstein, Ilm in Thüringen und Warnow in Mecklenburg-Vorpommern (Anonymus 1990). Bedeutsam ist dabei die Orientierung der Forschungen auf das gesamte Einzugsgebiet der Fließgewässer. Bei kleinen Fließgewässern wird damit eine komplexe Wirkanalyse auf Grundlage einer überschaubaren Datenbasis möglich. Die Schwerpunktsetzung der Forschungen wurde für die Flußsysteme verschieden gewählt, um den regionalen Besonderheiten gerecht zu werden.

Für die Warnow sind das im wesentlichen vier Schwerpunkte:

- Forschungen zur Minimierung des diffusen Eintrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen,

- Forschungen zu den limnologischen Besonderheiten des Warnow-Fließsystems – Spezifik des steten Wechsel von Fließ- und Standgewässern,
- Forschungen zu einem Bewertungssystem zur Beurteilung des Grades der Naturnähe von Gewässer und Niederung sowie
- Ausarbeitung eines praxisrelevanten Sanierungskonzeptes und Umsetzung erster wissenschaftlicher Ergebnisse in die Praxis.

Zu den beiden letztgenannten Punkten soll in dieser Arbeit Näheres ausgeführt werden.

Untersuchungsgebiet

Die Warnow hat ein hydrologisches Einzugsgebiet von 3224,2 Quadratkilometern und gehört mit 149 Kilometern Fließgewässerslänge zu den größeren Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns (Anonymus 1970). Sie liegt eingebettet in die jungglazial geprägte Norddeutsche Tiefebene und fließt, beginnend von ihrer Quelle bei Grebbin (Landkreis Parchim), annähernd von Süden nach Norden, um bei Rostock in die Ostsee zu münden (Abb. 1). Das Mühlendammwehr in Rostock trennt die Oberwarnow von der brackwasserbeeinflussten Unterwarnow.

Die größten Nebenflüsse der Warnow sind die Nebel, Mildenitz und Beke. Im Warnow-Einzugsgebiet befinden sich rund 350 Seen größer ein Hektar. Zahlreiche sind durch die Warnow oder ihre Nebenflüsse durchflossen. Der stete Wechsel von Fließ- und Standgewässern ist eine Besonderheit des 1067 Kilometer langen Fließgewässersystems der Warnow (Bachor et al. 1992).

Stark beeinflusst werden das Strömungsverhalten, die physiko-chemischen Eigenschaften des Wassers, die Gewässermorphologie und die Biozöosenstruktur von einem weiteren Charakteristikum der Warnow – den fließbegleitenden Niedermooren. Großräumig fließen die Warnow und ihre Nebenflüsse im Niedermoorbereich, der durch seine starke Quelligkeit häufig sommerkalte Fließstrecken bildet. Von sommerwarmen Bereichen vorwiegend nach durchflossenen Seen unterbrochen, durchfließen die zum Warnowsystem zählenden Fließgewässer verschiedenartige, mittelgebirgsartig anmutende Durchbruchstäler. Rheophile Organismengruppen sind hier die Regel.

Das mit 60 Einwohnern pro Quadratkilometer relativ dünn besiedelte Einzugsgebiet der Warnow wird vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt. Größerer Industriestandort ist nur die Stadt Rostock, die, an der Mündung des Flusses gelegen, ihr Trinkwasser aus der fließenden Welle bezieht.

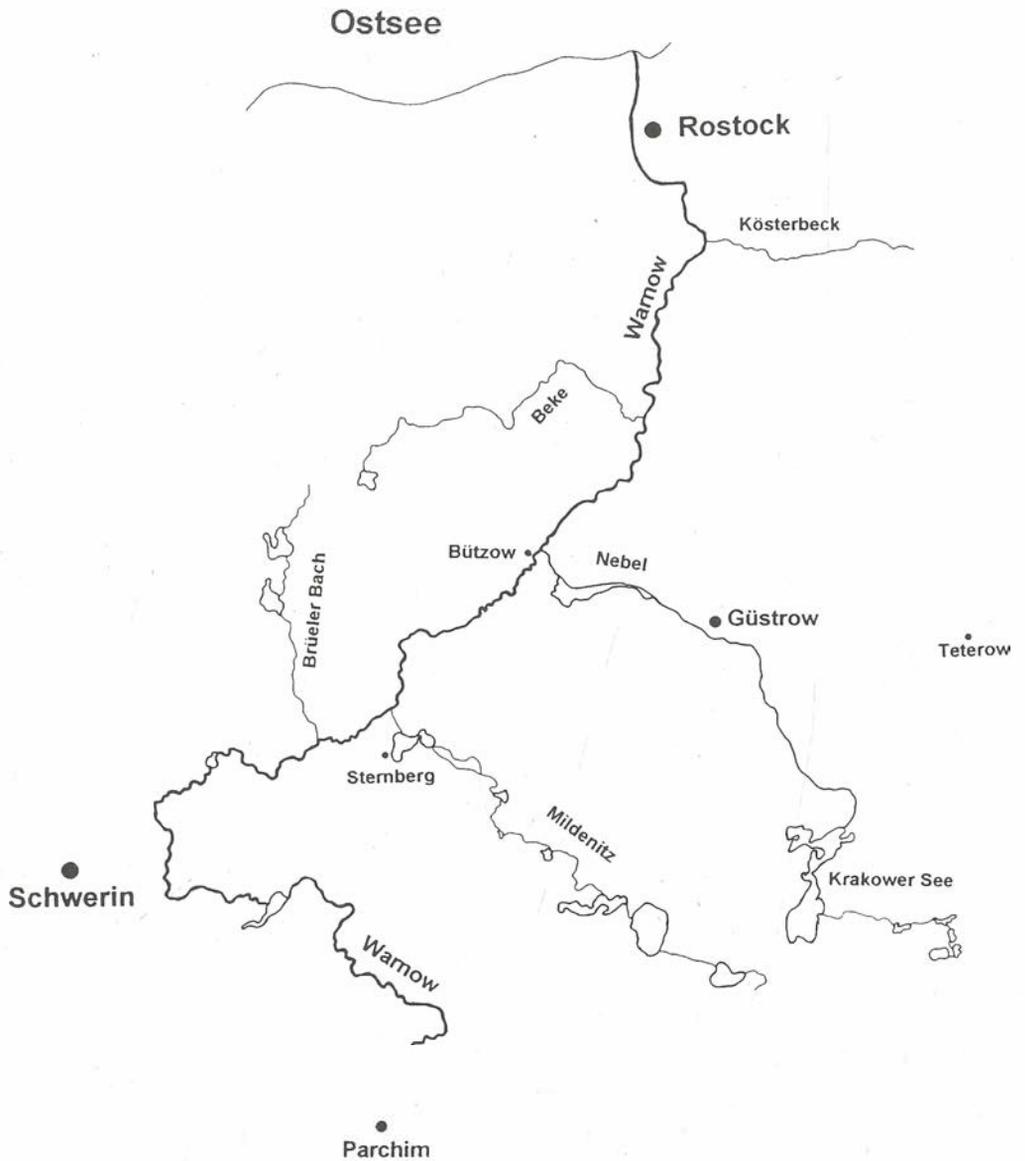
In vielen Bereichen des Warnoweinzugsgebiets sind die Fließgewässer und deren Niederungen noch sehr naturnah. Großflächig naturgeschützte Gebiete eröffnen die Möglichkeit der Analyse der unter naturnahen Bedingungen potentiell vorhandenen Arten- und Biozöosenstrukturen.

In anderen Bereichen haben die Folgen intensiver land- und forstwirtschaftlicher Nutzung vieler Niederungsbereiche zu Gewässerbelastungen und -degradierungen geführt. So sind sie heute vielfach geprägt durch

- morphologische Depressionen (Gewässerausbau in Form von Begradigungen, Tieferlegungen, Aufstau etc.),

* Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339517A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Abb. 1.



- Eutrophierung durchflossener Seen und degradierten Niedermoorgrünlandes,
- Strukturarmut der Gewässer und Niederungen (Fehlen standorttypischer Floren- und Faunenelemente) und
- Querverbauungen in den Gewässern (Wehre, Sohlabstürze etc.).

Trotz dieser teilweise starken Depressionen kann das natürliche Potential der Landschaft im Warnow-Einzugsgebiet als so hoch eingeschätzt werden, daß eine vergleichsweise große Chance besteht, viele Landschaftsbestandteile in Richtung Naturnähe zurückzuentwickeln.

Leitbilder für die Warnow – eine Analyse der naturnahen Verhältnisse

Leitbilder orientieren sich meist multifaktoriell an naturnah-historischen Zuständen von Morphologie, Hydrologie und Ökologie der Fließgewässer und ihrer Niederung/Aue (Friedrich 1992). Sie sind damit eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung von anthropogen beeinflussten Fließge-

wässern. Problematisch ist die schlechte Rekonstruierbarkeit des historischen Zustandes, zumal historische Aussagen zum Ökosystem in den seltensten Fällen vorliegen. An der Warnow bietet sich die seltene Gelegenheit, in analogen Naturräumen verschiedene Grade an Naturnähe von Fließgewässer und Niederung zu analysieren. Dabei lassen sich alle fünf von Werth (1992) beschriebenen Faktoren vergleichend erheben, die für die Beschaffenheit eines Fließgewässers von Bedeutung sind:

1. Gewässerzustand (morphologische und strukturelle Aspekte)
2. Hydrologischer Zustand (Abflußverhältnisse)
3. Physiko-chemische Aspekte (Wassergüte, Toxizität etc.)
4. Anthropogene Einflüsse (Auswirkungen von Schifffahrt, Badebetrieb, Landwirtschaft, Fischerei und Erholung)
5. Biozönotischer Aspekt (stabile interaktive Beziehungen zwischen der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebewelt)

Besondere Bedeutung kommt dabei der Analyse von Naturräumen mit den höchstmöglichen Graden an Naturnähe

zu (natürlich, naturnah). Wenn auch in vielen Teilen des dicht besiedelten Mitteleuropas solche Ökosysteme selten geworden sind, so weist das Warnow-Einzugsgebiet noch quasi alle typischen Fließgewässernaturräume des naturnahen Baches oder Flusses im glazial geformten Norddeutschen Tiefland auf.

Damit wird über eine Analyse der Morphologie, Hydrologie und der Biozönose von Fluß und Niederung eine differenzierte Leitbilderstellung möglich.

An einem 70 Kilometer langen Nebenfluß der Warnow – der Nebel – wurden Modellabschnitte ausgewählt, die diese typischen Naturräume widerspiegeln. Das sind verschiedene Niedermorausprägungen (Bruchwald, Schilf oder Großseggen), Durchbruchstäler, rückgestaute Bereiche und Fließstrecken zwischen Seen.

In diesen Abschnitten wurde sowohl das abiotische Faktorengefüge (Mikroklima, geogene Strukturen, morphologische und physiko-chemische Parameter etc.) als auch das biozönotische Beziehungsgefüge untersucht. Grundlegend neu war die Erfassung des unter naturnahen Bedingungen potentiell vorhandenen Faunen- und Floren-Artenspektrums, das letztlich die entscheidenden Rückschlüsse auf die Zusammensetzung einer nach außen stabilen und nach innen flexiblen naturnahen Biozönose zuläßt.

In der ersten, derzeitig noch laufenden Phase der Untersuchungen werden neben mikrometeorologischen und gewässermorphologischen Untersuchungen vorwiegend Analysen zum potentiellen Artenbestand bei Köcherfliegen, Schmetterlingen (*Rhopalocera* und *Heterocera*), Libellen, Vögeln sowie zur Vegetation durchgeführt. Dabei konnten sehr differenzierte Verteilungsmuster und Leitartenkomplexe in den einzelnen Naturräumen des aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereichs festgestellt werden (Thiele et al. 1994). Für zwei Naturräume sei das nachfolgend näher untersetzt:

In naturnahen Niedermoorkomplexen findet sich der zu den anderen untersuchten Ökosystemen vergleichsweise höchste Anteil an hygrophilen Pflanzenarten, wobei nitrophile Pflanzen gerade in den Randgesellschaften des Niedermoores eine größere Rolle spielen. Köcherfliegen kommen nur mit wenigen Arten und in geringer Individuendichte vor. Das sehr eingeschränkte Artenspektrum (nur zwei Larvennachweise: *Anabolia nervosa* und *Limnephilus lunatus*) ist wahrscheinlich als typisch für Niedermoores anzusehen. Innerhalb der zweiten hier untersuchten merolimnischen Artengruppe – den Libellen – waren gleiche Tendenzen zu beobachten. Bei den Schmetterlingen war dagegen die Artendiversität auffallend hoch, was auf die sehr differenzierten Strukturen im terrestrischen Bereich hinweist. Zahlreiche Arten aus der Gruppe der sogenannten Schilfeulen prägten das Artenspektrum. Je 42 % der Arten haben eine Anpassung an Schilf/Ried beziehungsweise an Bruchgehölze entwickelt. Für eine andere Indikatorgruppe des terrestrischen Bereichs – die Vögel – konnten die Tendenzen bezüglich der niederungstypischen Artendiversität bestätigt werden.

In Durchbruchtälern mit ihrem mittelgebirgsartigen Charakter und nur eingeschränkt ausgeprägten Niedermoorbereichen finden sich vergleichsweise wenige hygrophile Pflanzen. Der Anteil an nitrophilen Pflanzen ist stark wechselnd und wird bestimmt durch die Profilausprägung des

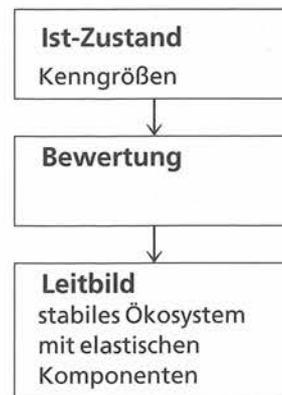
Durchbruchstals. Die Köcherfliegen erreichen mit vorwiegend rheophilen Artengruppen ihr Maximum an Artendiversität. Die Individuendichten bei den Imagines werden nur noch im Bereich von Fließstrecken zwischen den Seen übertraffen, wobei es sich dort bei den Imagines vorwiegend um standgewässertypische Arten handelt. Bei den Libellen kommen überwiegend rheotypische Arten vor. Leitarten sind unter anderem *Calopteryx splendens* und *virgo* sowie *Gomphus vulgatissimus*.

Die Artendiversität bei den Schmetterlingen ist stark eingeschränkt. Etwa 60% der Arten fressen als Larve an Bruchgehölzen. Arten mit geringer ökologischer Amplitude finden sich in nur sehr begrenzter Anzahl. Relief und angrenzende Nutzung dieser bandförmigen Biotope dürften eine Hauptursache sein. Etwas anders stellt sich die Situation bei den Vögeln dar. Hier können aufgrund ihrer höheren Mobilität zahlreiche niederungstypische Arten (*Alcedo atthis*, *Cinclus cinclus*, *Motacilla cinerea* etc.) Nahrung und teilweise auch Brutplätze finden.

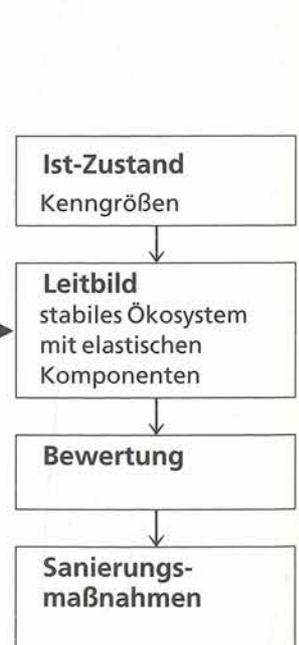
Diese beiden Beispiele belegen, daß Leitbilder auf der Grundlage des unter naturnahen Bedingungen potentiell vorhandenen Artenspektrums von Gewässer und Niederung definiert werden können. Solche Leitbilder orientieren sich am Zustand des stabilen, gegenüber Umwelteinflüssen elastischen Ökosystems.

Im nächsten Schritt kommt es darauf an, die ökologischen Ansprüche der Arten so genau wie möglich zu charakterisieren. Dieses läßt es zu, in anthropogen überformten Ökosystemen Defizite zu definieren (Abb. 2). Parallele biozönotische Untersuchungen in Ökosystemen unterschiedlicher Hemerobiestufen bewirken eine Verifizierung dieses Ansatzes.

Naturnaher Referenzabschnitt



Anthropogen überformter Abschnitt



Kenngrößen für die Ist-Zustands-erfassung

- bioindikativ geeignete Artengruppen (Flora und Fauna)
- Gewässer- und Niederungsmorphologie und Struktur
- abiotisches, naturgegebenes Faktorengefüge
- chemisch-physikalische und saprobiologische Gewässergüte
- anthropogene Einflüsse
- historische Daten, Informationen

Abb. 2. Schema zur ökologischen Fließgewässerbewertung

Das Warnow-Projekt – Theorie und Praxis

Seit Beginn des Forschungsprojektes wurden eine Reihe von Sanierungsvorhaben im Warnoweinzugsgebiet geplant, befinden sich in Umsetzung oder sind bereits realisiert. So wurden beispielsweise

- die Warnow wieder in zwei ehemals durchflossene Seen rückverlegt,
- an der Nebel künstlich abgetrennte Altarme wieder angeschlossen und
- zahlreiche Gewässerpflege- und -entwicklungskonzepte sowie Landschaftsplanungen in der Gewässerniederung u. a. entwickelt.

Besonders erwähnenswert ist die Tatsache, daß überall im Einzugsgebiet Querverbauungen des Gewässers wie Wehre und Sohlabstürze „auf dem Prüfstand stehen“. Biologische Durchgängigkeit der Fließgewässer – diese fundamentale ökologische Forderung ist seit Projektbeginn Richtschnur des Handelns und dokumentiert sich in zahlreichen geplanten oder realisierten Rückbaumaßnahmen oder Fischaufstiegsanlagen.

Die partiellen Sanierungserfolge basieren zum großen Teil auf der Verzahnung von angewandter Forschung und behördlicher Praxis über die Arbeitsgruppe „Warnow“, eine freiwillige Ämtervereinigung der Umweltverwaltung des Einzugsgebietes.

Die Arbeitsgruppe hat das selbst gesteckte Ziel, die Sanierung des Einzugsgebietes anhand der Ergebnisse des Warnowprojektes voranzutreiben. In umgekehrter Richtung gewährleistet die Arbeitsgruppe die Bereitstellung von Daten und Informationen für die wissenschaftliche Auswertung – alles in allem ein Modellfall gleitender Forschung, Planung und Umsetzung.

Literatur

Anonymus, 1970: Flächenverzeichnis der Flußgebiete. – Regierung der Deutschen Demokratischen Republik – Amt für Wasserwirtschaft. Berlin – VEB Verlag für Bauwesen.

Anonymus, 1990: Wasser. Ein Förderkonzept des Bundesministers für Forschung und Technologie im Rahmen des Programms „Umweltforschung und Umweltechnologie“. – Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (Hrsg.)

im Auftrage des Bundesministers für Forschung und Technologie. Karlsruhe – Eigenverlag.

Bachor, A., Börner, R., Dolgner, W., Hochfeldt, K.-D., Klitsch, S., Koch, G., Mathes, J., Schoknecht, G., Schöppe, C., von Weber, M., 1992: Gewässergütebericht 1991. – Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin – Eigenverlag.

Friedrich, G., 1992: Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe? – In: *Friedrich, G., Lacombe, J.* (Hrsg.): Limnologie aktuell Band 2: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. S. 1–7, Stuttgart, Jena, New York – Fischer Verlag.

Thiele, V., Berlin, A., Thamm, U., Mehl, D., Rollwitz, W., 1994: Die Bedeutung von ausgewählten Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). – *Nachr. entomol. Ver. Apollo* (Frankfurt/Main) – N. F. 14 (4): 385–406.

Werth, W., 1992: Ökomorphologische Gewässerzustandsbewertung in Oberösterreich – In: *Friedrich, G., Lacombe, J.* (Hrsg.): Limnologie aktuell Band 2: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. S. 67–78, Stuttgart, Jena, New York. Fischer Verlag.

Anschrift der Verfasser

Dr. Volker Thiele
Dipl.-Hydrol. Dietmar Mehl
Dipl.-Biol. Angela Berlin
biota, Gesellschaft für ökologische Forschung,
Planung und Beratung mbH
Postfach 173
18262 Güstrow

Dr. Werner Rollwitz
Natur- und Umweltpark Güstrow
Verbindungschaussee
18273 Güstrow

Dipl.-Agr.-Ing. Uwe Thamm
Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei
Dorfplatz
18276 Gülzow

Gewässer in der genutzten Kulturlandschaft – Entwicklungsmöglichkeiten und zukünftige Funktionen der Fließgewässerauen

von Karl-Georg Bernhardt

1. Einleitung

Seit frühester Zeit sind an Wasserläufe und ihre Auen zahlreiche Nutzungsansprüche gestellt worden. Unter anderem dienten die Fließgewässer in immer stärkerem Maße dem Verkehr, der Industrie, der Energieerzeugung und der Freizeit, während die Auen zunehmend von der Landwirtschaft sowie Siedlungs-, Gewerbe- und Industrieflächen, aber auch für Freizeit und Erholung beansprucht wurden. Zur Realisierung und Sicherung dieser Nutzungen war die Wasserwirtschaft gezwungen, die natürlichen größeren und kleineren Wasserläufe wasserbaulich zu verändern (Schlüter 1992). Die Eingriffe veränderten zum einen die Standortverhältnisse in den Fließgewässern selbst, zum Beispiel im Hinblick auf Wassertemperaturen, Wasserstände und Abflüsse sowie hinsichtlich Gefälle, Fließgeschwindigkeit, Schleppspannung, Feststoffführung, Sedimentation, Seiten- und Tiefenerosion. Zum anderen wurden in den Auen andere Standortbedingungen geschaffen, indem dort Überschwemmungshäufigkeit und -dauer herabgesetzt oder Ausuferungen ganz beseitigt und Grundwasserabsenkungen vorgenommen wurden. Das Zusammenwirken von Fluß und Aue ging verloren.

Nicht ausgebaute und durch keine Nutzung belastete Wasserläufe waren durch große ökologische und optische Vielfalt gekennzeichnet. Insbesondere ihre unverbauten Auen gewährleisteten eine Biozönosenvielfalt, die sich aufgrund der großen Eigendynamik ständig im Wechsel befand.

Die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer blieb erhalten. Zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionen der Fließgewässer in der Landschaft, die diese zum großen Teil durch intensivere Nutzung verloren haben, ist es erforderlich, Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen sowie Nutzung der Aue so durchzuführen, daß hierdurch die Auenlandschaft in einen Zustand versetzt wird, der dem Natürlichen möglichst nahekommt (Schlüter 1992, Reuther et al. 1993, Bernhardt 1987, 1993 a, Kairies 1993).

Vorliegende Arbeit gibt eine Übersicht über die Entwicklung der Veränderungen unserer Flußniederungen innerhalb einer vom Menschen geprägten Kulturlandschaft. Ebenso werden Entwicklungsmöglichkeiten unserer Flußlandschaften mitsamt ihren Funktionen beleuchtet.

2. Fließgewässer in Urlandschaften

Zunächst erscheint eine kurze Darstellung der Flußauen in Urlandschaften sinnvoll, aber auch das Aufzeigen der Entwicklung und Veränderungen der Flußlandschaften zu Beginn der Entstehung der Kulturlandschaft.

Die primäre Aufgabe eines Fließgewässers und seiner Aue ist die Regulierung des Wasserhaushaltes und des Abflusses in seinem Einzugsgebiet (Schreiber 1994). Aufgrund des funktionalen Zusammenhangs bilden Bach/Fluß, Aue und das Einzugsgebiet eine ökologische Einheit, also ein Ökosystem, deren Glieder durch den Stofffluß miteinander verbunden sind (Schreiber 1976, Bernhardt 1994). Unsere Flußsysteme besitzen räumliche Dimensionen und Abgrenzungen, die sie meist als eigenständige Flußlandschaften mit flußbegleitenden Terrassen eiszeitlicher Aufschüttungen, den nacheiszeitlich eingeschnittenen Auen mit Flußrelikten und dem eigentlichen Fließgewässer ausweisen (vgl. Hantke 1993) (Abb. 1).

Auen sind die Bereiche mit semiterrestrischen, vom oszillierenden Grundwasser und den Überschwemmungen geprägten Böden (vgl. Gepp 1986). Funktional sind sie eng mit dem Fließgewässer verbunden und in ihren hydrologischen und sonstigen Standortbedingungen sowie der Vegetationszonierung von dessen Charakteristika und Dynamik

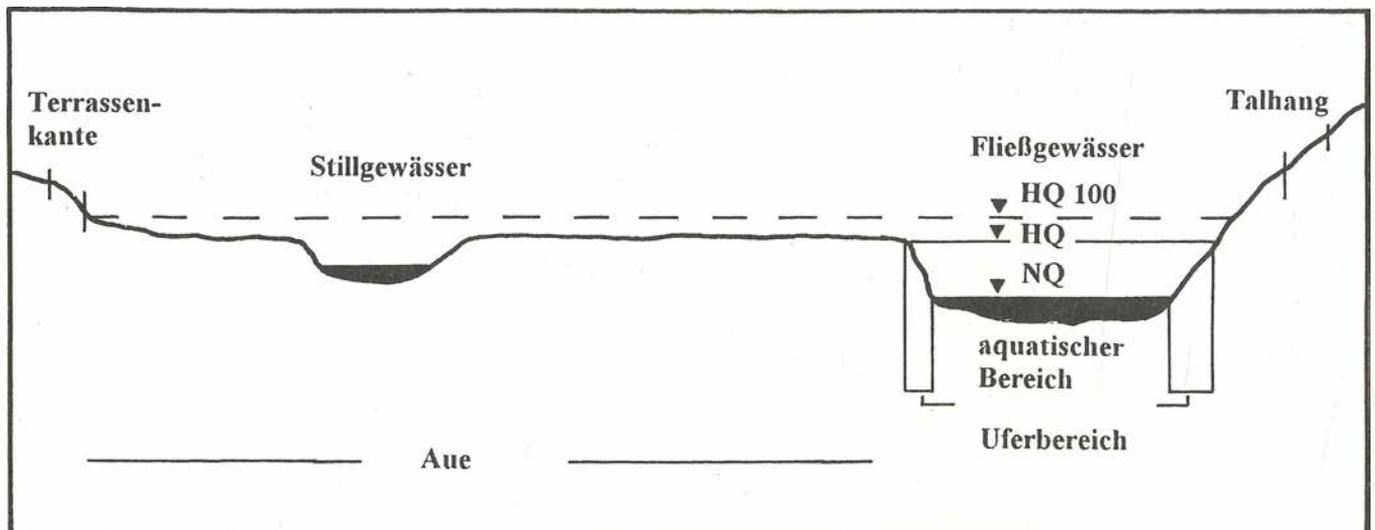


Abb. 1. Ökologische Teilräume am Fließgewässer (Auenrelief).

abhängig (Bernhardt 1993b, Schreiber 1994). Veränderung des Wasserhaushaltes der Flußsysteme, ob nun durch natürliche oder anthropogene Einflüsse bedingt, ziehen damit zwangsläufig auch Veränderungen der Standort- und Lebensbedingungen nach sich, die die Struktur und Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaften in der Aue nachhaltig beeinflussen.

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Morphologie und Vegetation mitteleuropäischer Flußauen im Flachland (Ellenberg 1976). Trautmann und Lohmeyer (1960) beschreiben die Auwaldzonierung für die sandige Emsaue. Abbildung 2 zeigt als Schema diese Vegetationsverhältnisse. Weidengebüsche und -wälder gedeihen im mittleren Hochwasserbereich, daran anschließend wachsen Eichen-Auenwälder, die dann in den höchsten Lagen von Buchenwäldern abgelöst werden können. Demnach war die ursprüngliche Auenlandschaft eine Waldlandschaft. Tabelle 2 zeigt die Abhängigkeit der Vegetationsbereiche in der Aue von den Hochwässern.

Tab. 1. Übersicht der Morphologie und Vegetation mitteleuropäischer Flußauen im Flachland (Nordwestdeutschland) (nach Ellenberg 1976)

Morphologie	Unterlauf
allgemein:	überwiegend Sedimentation
Strömung:	langsam
Hauptsediment:	Lehm/Sand
Hochwasserzeiten	
im Jahresgang:	Winter, selten Sommer
Gestalt des Laufes:	wenige Arme, viele weite Schlingen
Bezirke mit Stillwasser- verlandung:	zahlreich (Altarme)
Vegetation:	Hartholzwald, Baumweiden, Flußröhricht, Annuelle Pionierfluren
im Flußbett:	Polygono-Chenopodietum/Polygono-Bidentetum
unterer Auenrand:	Agropyro-Rumicion-Gesellschaften
Übergangszone:	Phalaridetum, teilweise Phragmitetum
Weichholzaue:	Salicetum triandro-viminalis, Salicetum albo-fragilis
Hartholzaue:	Eichen-Auenwald
in Altläufen:	Verlandungsreihe zum Alnetum glutinosae

Tab. 2. Vegetationszonen breiterer Fließgewässer in Abhängigkeit von den Hauptwasserständen und der Überflutungsdauer

	Vegetationszone	Durchschnittliche Überflutungsdauer in Tagen pro Jahr
HHW	Hartholzaue	< 30
MHW	Weichholzaue	30–150
SoMw	Röhrichtzone	150–365
-1 (2)–3 m		
Wassertiefe	Laichkrautzone	365

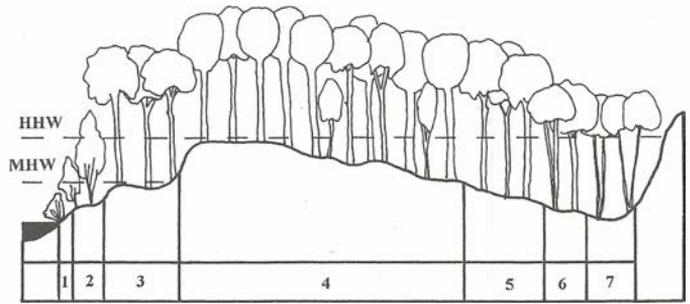


Abb. 2. Eichen- und Rotbuchenwälder in der sandigen Aue der mittleren Ems. Schematischer Querschnitt vom Flußufer bis zum Rand der diluvialen Terrasse. 1 - Korbweidenbusch, 2 - Weidenwald, 3 - Eichen-Auenwald, 4 - Buchenmischwald, 5 - Eichen-Auenwald, 6 - Erlen-Eichen-Auwald, 7 - Erlenbruchwald (nach Trautmann und Lohmeyer 1960).

3. Entwicklung der Kulturlandschaft

Während im Mittelmeerraum schon in vorchristlicher Zeit gravierende Eingriffe in den Landschaftshaushalt erfolgten, wurde in Mittel- und Westeuropa erst sehr viel später nachhaltig in die Flußlandschaften eingegriffen (vgl. Kern 1994). Nach Hasel (1985) waren auch zur Zeit der römischen Besatzung noch großflächige Waldgebiete vorhanden. Nach Strautz (1962) wurde das Elbe- und Wesergebiet in unterschiedlicher Dichte von Bandkeramikern besiedelt. Bis Ende des 12. Jahrhunderts war beispielsweise die Weseraue besiedelt (Lüttig 1960, Strautz 1962, Caspers 1993), was an Sedimentationsfolgen ablesbar ist. Aufgrund der Auflichtung der Wälder verändern sich der Abfluß der Niederschläge und verstärkt die Bodenerosion.

4. Veränderungen der Flußlandschaft

Von der Zeit der Selbsthaftwerdung und Landnahme des Menschen bis zum 20. Jahrhundert fanden drastische Veränderungen der mitteleuropäischen Flußlandschaften statt. Schnellere Schneeschmelze in den offenen Einzugsgebieten und rascherer Abfluß der Niederschläge auf den durch Beweidung verdichteten Böden führten zu einer deutlichen Veränderung der Wasserführung. Sie wurde ungleichmäßiger und heftiger, die Transportkraft des Wassers stieg, die Flüsse erodierten die Sohle, schütteten sich tiefer ein, der Grundwasserspiegel senkte sich in der Aue immer tiefer ab. Die Anlage von Entwässerungsgräben, Begradigung und Eindeichung beschleunigten den Abfluß von Starkregen immer mehr, im Unterlauf traten immer größere Überschwemmungen auf, die durch weitere technische Maßnahmen zum Schutze des Menschen abgewehrt wurden (Schreiber 1994). Schließlich war die ursprüngliche funktionale Einheit von Fluß/Bach und Aue in vielen Fällen zerstört. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die wesentlichen funktionalen Merkmale der ursprünglichen FließgewässerAuensysteme, die Funktionsentflechtung und Entkopplung von Fluß oder Bach und Aue im Rahmen der kulturlandschaftlichen Entwicklung und Intensivierung der Landwirtschaft und die damit zusammenhängenden hydrologischen und ökologischen Pro-

Tab. 3. Vielfalt der Funktionen von natürlichen dynamischen Fließgewässer-Auensystemen und zunehmender Funktionsverlust im Rahmen der kulturlandschaftlichen Entwicklung und Veränderung von Auenlandschaften (nach Schreiber 1994)

Naturlandschaft	Kulturlandschaftliche Entwicklung
Funktionale Einheit von Fließgewässer und Aue durch Grundwasser- und Überschwemmungsdynamik	Entkopplung der Einheit von Fluß/Bach und Aue. Verlust ihrer vitalen Funktionen durch Begradigung. Vertiefung, Eindeichung; Verlust an natürlichen Retentionsräumen
Bewaldete Einzugsgebiete; durch hohe Interzeption und Verdunstung Dämpfung von Hochwasserwellen; relativ geringe Erosion im Einzugsgebiet	Entwaldung vieler Einzugsgebiete. Umwandlung in Ackerflächen, zunehmende Häufigkeit und Stärke von Hochwasserereignissen, starke Erosion; Ablagerung von angespültem Bodenmaterial in Auen, starke Phosphat-eutrophierung der Gewässer durch Erosionsfrachten nach Zunahme der Mineraldüngung
Entsprechend der – begrenzten – Kraft des fließenden Wassers durch natürliches Mäandrieren und lange Fließstrecken hoch; Ausschöpfung der natürlichen Reinigungskräfte des Wassers; landschaftsverändernde und formende, Sukzessionsreihen einleitende dynamische Wirkung	Durch Begradigung erhöhte Fließgeschwindigkeit; Eintiefung der Gerinne; rasche Wasserabfuhr; Gefährdung von Unterliegergebieten durch Flutwellen. Zwangsläufigkeit weiterer wasserwirtschaftlicher Eingriffe in Fließgewässer-Auensysteme; Kanalisierung und Eindeichung hat Fließgewässern jede formende und landschaftsgestaltende Rolle genommen; statische Festschreibung.
Hoher Grundwasserstand, natürliche, auch wechselnde Zonierung der Vegetation durch unterschiedliche Sedimentation. Häufigkeit und Verweildauer von Hochwässern; Entstehung entsprechender Aueböden und Lebensräume für Pflanzen und Tiere	Absenkung des Grundwasserspiegels durch Gerinnevertiefung; Entwässerung von Auen und Niederungen; Trockenfallen höherer Teile oder der gesamten Aue; je nach Beschaffenheit der Auensedimente und -böden (Schotter, Kiese, Sande, Lehme, Tone) starke Veränderungen der Waldvegetation oder kulturbedingten Ersatzgesellschaften; Wandel von Wald – Grünland – Acker; große Acker-Auen! Zunehmender Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, starke Anreicherung in Böden; steigende Nähr- und Schadstoffausträge in Gewässer und Meere.
Ungestörte Geschiebepbewegung, vielfach Aufschüttung, insbesondere von Uferwällen, nur lokale flußmorphologisch bedingte Sohlenvertiefung der Fließgewässer	Durch Bauwerke Behinderung bzw. Unterbindung des Geschiebetransports, verstärkte Tiefenerosion, weitere Grundwasserabsenkung
Breite, auenartige Retentionsräume bei Hochwasser wirksame Niederungs- bzw. Flußmarschenbereiche in den Ästuaren der großen Flüsse.	Durch Eindeichung (Verminderung von Stauraum) und Sohlenvertiefung (Schiffbarmachung) Abkopplung von den Retentionsräumen; bisher noch keine im Süßwasserbereich darauf eingestellten Pflanzengemeinschaften vorhanden; künftige Entwicklung?
Einheit von Fluß und Aue, Hauptverbindungs, Leit- und Wanderweg für Pflanzen und Tiere mit vielen Nischen (natürlicher Biotopverbund); Pflanzenverbreitung durch Transportkraft des Wassers; gute Wasser- und Nährstoffversorgung; Transport von Diasporen durch Tiere talauf- und -abwärts	Verbindungsstrukturen durch Umwandlung in Acker- und Siedlungsflächen und Verlust an Lebensräumen zunehmend und weitläufig unterbrochen

bleme, die im einzelnen hier nicht mehr angesprochen werden sollen (Schreiber 1994).

Daraus ergibt sich schematisch ein Abhängigkeitsgefüge der Gewässer- und Auenentwicklung und der anthropogenen Einwirkungen (Abb. 3). Während in einer Urlandschaft alle Faktoren nur von der Natur beeinflusst werden, ändert sich das in der Kulturlandschaft. Sämtliche Faktoren, die nichts mit der Entstehung der Flußlandschaft zu tun haben,

also alle überformten Faktoren, werden anthropogen, d. h. von der Kulturlandschaft geprägt (Abb. 3).

Der heutige Zustand unserer Gewässer ist also anthropogenen Ursprungs. Die Überformung gipfelt in eine Abkopplung von Aue und Flußbett und degradiert die Fließgewässer in „Kanäle“ (Abb. 4). Der Großteil der Aueflächen ist durch Siedlungen und Ackerflächen, wie das Beispiel der Haseniebung oberhalb Osnabrücks zeigt, genutzt. Vom Fluß be-

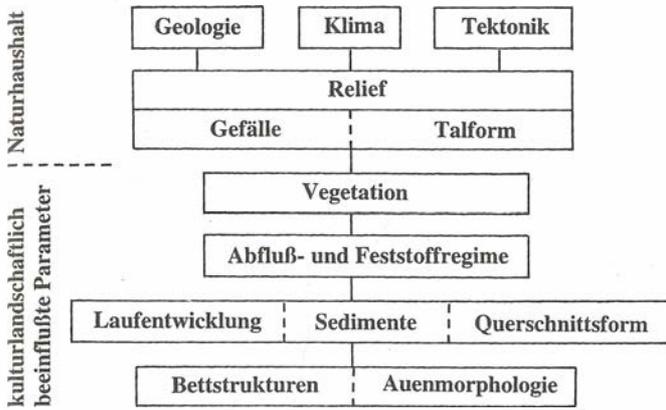


Abb. 3. Abhängigkeitsgefüge der morphologischen Gewässer- und Auenentwicklung und anthropogene Einwirkungen.

einflußte Lebensräume existieren kaum noch (Marquardt-Meer 1994). Wenn auetypische Elemente, wie z. B. Naßwiesen existieren, sind sie isoliert und liegen zwischen intensiv genutzten Parzellen.

5. Möglichkeiten und Ansätze zur Revitalisierung bzw. Sanierung von Fluß- und Bachauensystemen

Die Wiederherstellung naturnaher und natürlicher abiotischer Bedingungen, Strukturen und Vegetationsformen, die zugleich Lebensraum für entsprechende Tierarten darstellen, kann als Renaturierung bezeichnet werden. Wenn wir das entkoppelte System Fließgewässer und Aue wieder zum Funktionieren bringen wollen, müssen wir uns darüber im

klaren sein, daß wir im allgemeinen in den dichtbesiedelten und genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaften weit davon entfernt sind, in der Regel auch nur annähernd den Funktionserfüllungsgrad von natürlichen oder naturnahen Fließgewässer-Auesystemen wieder zu erreichen. Naturschutz als Strategie bedingt also eine ökologische Planung, die zur „Sicherung ökologischer Leistungen und/oder Wiedergewinnung der ökologischen Stabilität und somit zur Rekonstruktion von Landschaften“ (Schmidt und Bächthold 1989) beiträgt. Aber es können keine Naturlandschaften, sondern nur naturnahe Landschaften erreicht werden. Da der „Wiederherstellbarkeit“ von Natur Grenzen gesetzt sind, muß es primäres Ziel des Naturschutzes sein, zunächst einmal ungestörte oder unveränderte Systeme zu schützen, also den natürlichen oder naturnahen Zustand bzw. das naturraumtypische Entwicklungspotential zu erhalten oder zu fördern. Leider ist jedoch ein großer Teil der Lebensräume vom Menschen so weit verändert und gestört worden, daß Mechanismen oder Instrumente zur Erhaltung oder Entwicklung „schutzwürdiger Substanz“ nicht mehr greifen können. Hier setzen die Überlegungen zur „Revitalisierung“ von Systemen an.

Die systemare Betrachtungsweise verpflichtet aber auch dazu, nicht nur ökologische Leitziele für eine Revitalisierung zu definieren, sondern auch die ökonomischen und ebenfalls dem Allgemeinwohl dienenden Funktionen eines Gewässersystems zu berücksichtigen (Kairies 1993, Wachendörfer und Wahmhoff 1994). Diese Betrachtungsweise wurde bereits beim Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 deutlich, nach dem außer ökologischen Eigenschaften und Funktionen auch Wassernutzungen, die dem Gemeinwohl dienen, langfristig zu gewährleisten sind.

Bezogen auf eine überwiegend agrarisch geprägte Re-

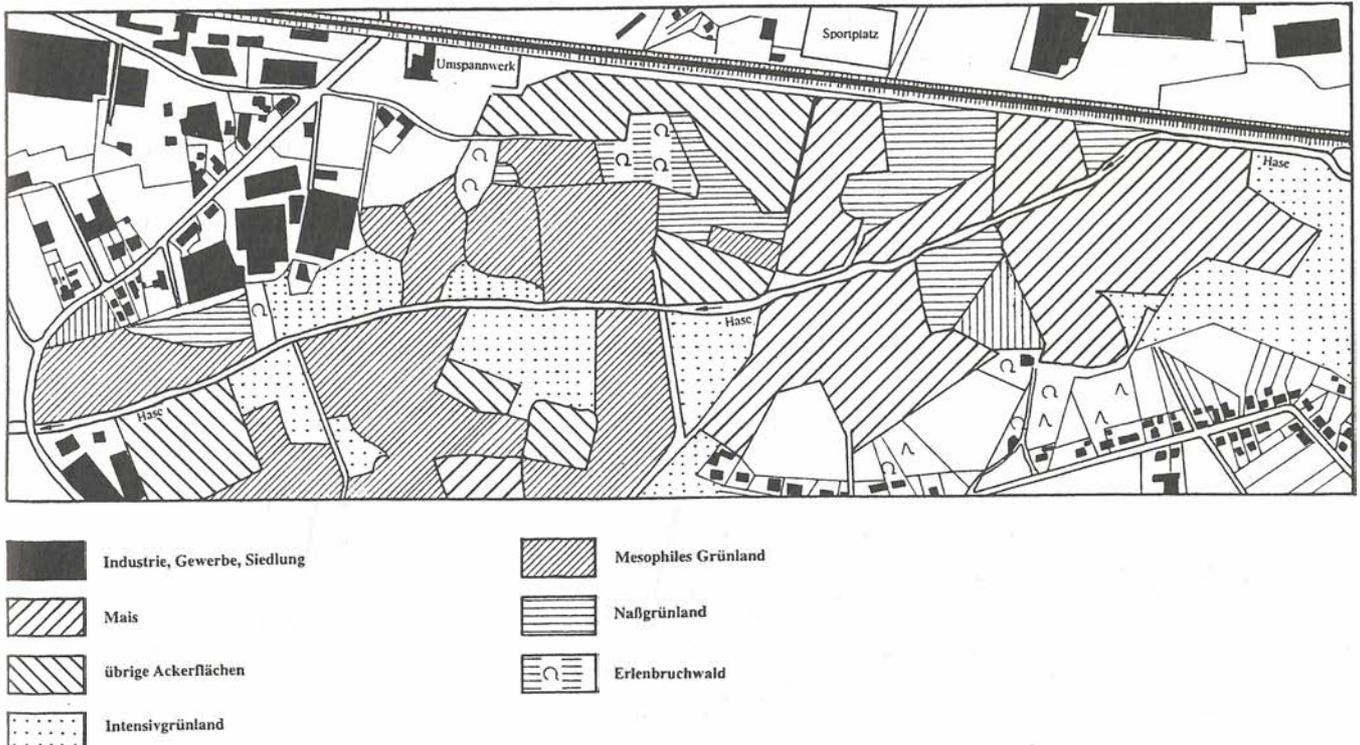


Abb. 4. Gegenwärtige Nutzung der Haseaue oberhalb der Stadt Osnabrück.

gion, wie das Hase-Gebiet, können in Anlehnung daran folgende Nutzungsansprüche erhoben werden:

- Als Vorfluter für Entwässerungsgräben und Dräne funktionieren;
- Regenwasser aus dem besiedelten Raum ableiten;
- die Voraussetzungen für die land- und forstwirtschaftliche Produktion sichern;
- Abwasser aus Kläranlagen aufnehmen;
- der Fischerei dienen;
- Funktionen hinsichtlich Freizeit und Erholung erfüllen.

Da sich ökologischer und ökonomischer Zustand nach gegenwärtigem Kenntnisstand weder aus volkswirtschaftlicher und noch aus betriebswirtschaftlicher Sicht monetär verrechnen läßt (vgl. hierzu z.B. *Hampicke* 1984), kann der Bezugsrahmen für eine ökologisch orientierte Planung nur in den letzten Jahren stark gewachsenes Problembewußtsein für den Zustand des Naturhaushaltes und die Zunahme sichtbarer und kostenintensiver Umweltschäden sein. Auf dieser Basis sind nach den o.g. ökologischen Leitzielen Maßnahmen einzuleiten, die

- zur Verminderung des Stoffeintrags in den Landschaftshaushalt beitragen (Pufferzonen);
- zur Koppelung von Gewässer und Aue führen;
- zur Standortdiversifizierung im Gewässer und in der Aue beitragen;
- die Sukzession begünstigen;
- die Reliktstandorte oder Vorkommen seltener Arten schützen;
- den Stoffaustrag in nachfolgende Systeme vermeiden oder minimieren.

Revitalisierung als ökologisches Leitziel strebt die Einleitung einer Entwicklung an, die die Eigendynamik und die naturraumtypische Entwicklung sowie Struktur- und Arteninventare fördert (*Bernhardt* 1993a, *Schilling* et al. 1993). Damit verbunden sind ökologische Aufwertungen der Aue, ihrer Lebensgemeinschaften und Wechselbeziehungen sowie die Selbstreinigung des Flusses. Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen, die wasserwirtschaftliche Nutzung, die Freizeitnutzung etc. sollten diese Ziele beinhalten (vgl. *Zucchi* und *Goll* 1981).

6. Leitbilder (Szenarien)

Das Leitbild für eine naturnahe Umgebung bzw. Revitalisierung von Fließgewässern und deren Auen sollte dadurch gekennzeichnet sein, daß sich deren naturraumtypische Eigendynamik und die Fähigkeit zur Selbstregulierung in hohem Maße entfalten können (vgl. *Schlüter* 1992, *Nuding* 1993). Aufgrund einer intensiven Landschaftsnutzung ist das zumeist nicht in vollem Umfange möglich. Es muß berücksichtigt werden, daß der Mensch Bestandteil der Landschaft ist oder zumindest sein sollte. Der Naturschutz muß deshalb auf die Integration des Menschen in naturraumspezifische Wechselbeziehungen abzielen (*Müller* et al. 1992, *Bernhardt* 1993a, *Reuther* et al. 1993).

Unsere stark überformten gestörten Gewässersysteme, die kaum noch „auetypische Elemente“ bzw. „erhaltenswerte Substanz“ aufweisen, können in der angestrebten ökologischen Entwicklung nicht in einen ursprünglichen, historischen Zustand zurückgeführt werden (*Niehoff* und

Pörtge 1990). Trotz vielseitiger Gestaltungsmöglichkeiten ist der Mensch nicht in der Lage, die komplizierten Wirkungsgefüge und funktionalen Wechselbeziehungen einer Flußlandschaft wiederherzustellen. Die Nutzungsansprüche des Menschen schließen diese ebenso aus (vgl. *Schreiber* 1994).

Ziel der Gewässerrevitalisierung ist es, die Vielfalt neu zu schaffen und zu erhöhen, Beiträge zum Arten- und Biotopschutz und zur Steigerung des Erlebnispotentials zu leisten. Dabei ist aber nicht ein vergangener Naturzustand nachzuahmen, sondern ein den heutigen Bedingungen entsprechendes Landschaftsbild mit einer ausgeprägten Vielfalt regionaltypischer Biotope, Pflanzen- und Tierarten zu entwickeln. Nach *Rasper* (1991) sowie *Dahl* und *Hullen* (1989) bedeutet das z.B. für die Hase im Landkreis Osnabrück (Abb. 5):

- Alle naturräumlichen Regionen und Flußgebiete des betrachteten Raumes müssen repräsentiert sein,
- alle landschaftstypischen, ursprünglich hier vorgefundenen Tier- und Pflanzenarten sollen hier einen Lebensraum finden,
- der Lebensraum für die einzelnen Arten soll nachhaltig gesichert sein,
- die Aue muß als Ökosystem funktionsfähig sein.

Grundsätzlich kann als ökologisches Leitziel formuliert werden, daß auch in der intensiv genutzten Agrarlandschaft eine Entwicklung einzuleiten ist, die wieder zu charakterisierenden Eigenschaften und Merkmalen einer Flußlandschaft hinführt. Dazu gehören:

- Energie- und Stofffluß, Wasserspeicherkapazität,

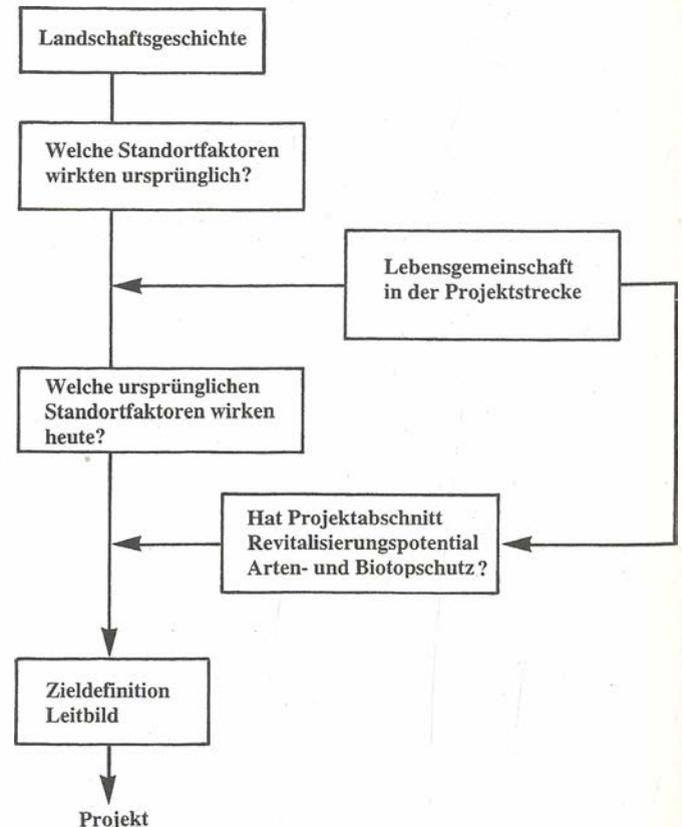


Abb. 5. Ablaufschema zur Erstellung eines Revitalisierungsprojektes.

- Dynamik,
- feuchtgebietstypische Ausstattung.

Daraus ergibt sich für die Auen: Primär sollen zusammenhängende Auenabschnitte gefördert werden, die nach Abklärung bzw. Einbeziehung der wasserwirtschaftlichen Nutzung revitalisiert werden können. Auf bautechnische Einzelmaßnahmen zur ausschließlichen Förderung einzelner Organismen soll verzichtet werden. Nur eine Einbindung von ökotechnischen Maßnahmen in eine nutzungsgeänderte Auelandschaft ist sinnvoll. Wichtig ist die Betrachtung des Flußsystems. Das bedeutet, Revitalisierungsmaßnahmen sind nur dort sinnvoll, wo sie in das Fließgewässersystem eingebunden sind. In den auszuweisenden Konzentrationsflächen der Revitalisierungsmaßnahmen sind Besitzverhältnisse der Grundstücke, Extensivierungen der Landwirtschaft, laufferweiternde Maßnahmen etc. zu klären und abzuschätzen. Insgesamt sind auf der Basis nach den o.g. ökologischen Leitzielen Maßnahmen einzuleiten, die

- zur Verminderung des Stoffeintrages in den Landschaftshaushalt beitragen;
- zur Kopplung von Gewässer und Aue führen (zumindest in Abschnitten);
- zur Standortdiversifizierung im Gewässer und in der Aue beitragen;
- Sukzession ermöglichen;
- vorhandene wertvolle Lebensräume auch aus Sicht des Artenschutzes erhalten.

Abbildung 6 verdeutlicht als Abschlußschema den gesamten Revitalisierungsvorgang (vgl. Stocker und Hofmann 1992).

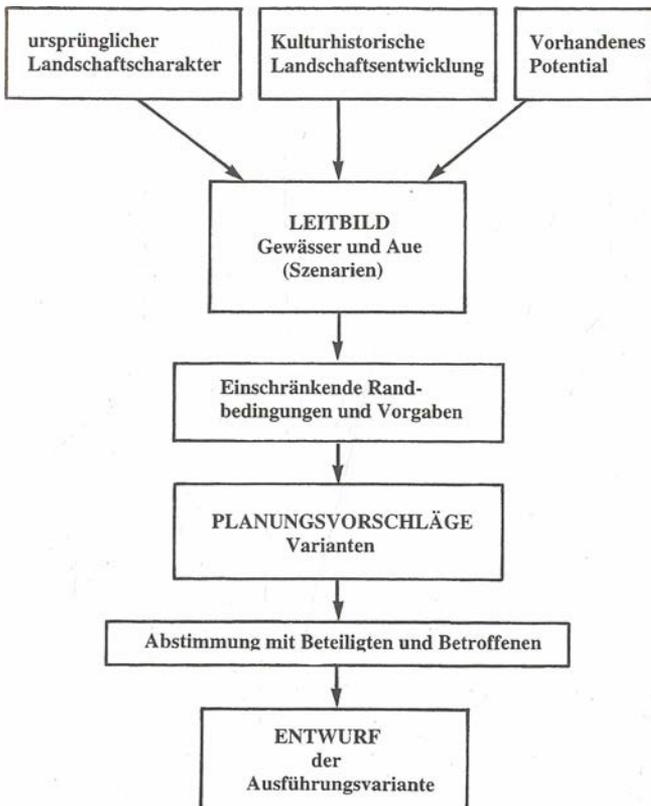


Abb. 6. Synthese des Planungsablaufes zur Revitalisierungsmaßnahme.

7. Grundlagen zur Erstellung des Leitbildes und Planungen

Grundlage jeder Leitbilderstellung sind Bestandsaufnahme, Bewertung und Beweissicherung. In der Regel werden für eine Analyse des Istzustandes die Vegetation, Fauna (bestimmte Arten- oder Faunengruppen mit indikatorischen Eigenschaften), die hydrologischen, hydrobiologischen, bodenkundlichen und geländeklimatischen Bedingungen (vgl. Helm et al. 1992) erfaßt. Erst eine solche Inventur gibt die Voraussetzung für eine Bewertung und Risikoabschätzung, die größere Fehlgriffe vermeiden läßt (Kairies 1993, Bernhardt 1994, Schreiber 1994).

Die Tabelle 4 zeigt beispielhaft die ökologischen Faktoren, die zur Bewertung von Teilräumen an Gewässern notwendig sind (Niehoff und Pörtge 1990). Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die Störfaktoren an unseren Gewässern.

Bisher erfolgte die Erforschung der Vegetation, Flora und Fauna zumeist nur als Bestätigung der Präsenz von Organismen. Populationsbiologische Aspekte werden häufig vergessen, obwohl gerade diese Eigenschaften, häufig auch unter dem Begriff als genetische oder phänotypische Plastizität zusammengefaßt, von großer Bedeutung sind. So spiegelt eine Kartierung der vorhandenen Vegetation nur das vorgefundene Bild wider. Es können aber im Diasporenvorrat des Bodens noch auentypische Vegetation bzw. Arten als Revitalisierungspotential in Form lebensfähiger Samen/ Diasporen gefunden werden. Bei einer Rückführung der Standortbedingungen könnte diese Vegetation wieder etabliert werden (Tab. 6). So konnten bei Untersuchungen im Bereich des ursprünglichen Haseverlaufes Reste von Weichholzaunvegetation und relativ häufig Niedermoor- und Großseggenvegetation gefunden werden. Die sichtbare Vegetation setzte sich hingegen zumeist aus Arten des intensiveren und mesophilen Grünlandes zusammen, oder auch aus Arten stickstoffliebender Ruderalfluren.

Tab. 4. Ökologische Faktoren zur Bewertung der Teilräume an Gewässern (nach Niehoff und Pörtge 1990)

Ökologische Teilräume	Ökologische Bewertungsfaktoren
Aquatischer Bereich	Gewässergüte Gewässerstruktur Vegetationsbestand
Uferbereich	Ausbauzustand Uferstruktur Vegetationsbestand
Gewässernahbereich	Ausbauzustand Flächenstruktur Vegetationsbestand
Auebereich	Flächenstruktur Stillgewässer Vegetationsbestand
Übergangsbereich	Flächenstruktur Vegetationsbestand

Tab. 5. Faktoren zur Bewertung von Störungen an Gewässern

Verursachergruppen	Störfaktoren
Bergbau und Industrie	Anreicherung ökotoxischer Stoffe (Schwermetalle)
Forstwirtschaft	Einrichtung von Forsten mit standortfremden Gehölzen
Freizeitnutzung	Betreten wertvoller Biotope Sportstättenanlage in der Gewässeraue
Landwirtschaft	Ackerflächen zu nahe am Gewässer Auflichtung der uferbegleitenden Gehölze Ausräumung biotopbildender Strukturelemente Umwandlung von Grünland in Ackerland
Siedlungsnutzung	ungeordnete Abfallbeseitigung
Verkehrsnutzung	Einschränkung der Biotopvernetzung Schadstoffbelastung durch Kraftverkehr
Wasserwirtschaft	Einleitung kommunaler Abwässer Grundwasserabsenkung Mangelnde Naturnähe von Ausbaustrecken

Tab. 6. Lebensfähige Diasporen von Pflanzenarten in der Diasporenbank im Boden, die nicht in der aktuellen Vegetation von an die Hase grenzendem Intensivgrünland auftreten (oberhalb Osna-brück)

Pionierarten	Auenwaldarten
<i>Rorippa palustris</i>	<i>Cardamine amara</i>
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	<i>Carex remota</i>
<i>Juncus articulatus</i>	<i>Alnus glutinosa</i>
<i>Nasturtium officinale</i>	
Hochstauden	Feuchtgrünland
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Selinum carvifolium</i>
<i>Cirsium oleracea</i>	<i>Juncus acutiflorus</i>
	<i>Cirsium palustris</i>
	<i>Juncus effusus</i>
	<i>Carex gracilis</i>

Die Abbildung 7 zeigt den Zusammenhang zwischen Vegetationsdynamik und Populationsbiologie. Auf der anderen Seite ist die Präsenz von Arten abhängig von ihrer Plastizität. Dabei können unterschiedliche Besiedlungsstrategien, unterschiedliche Toleranz gegenüber Nährstoffangebot, Wasserstände etc. eine Rolle spielen. Eine Art kann verschiedene Populationen mit unterschiedlichem Verhalten aus-

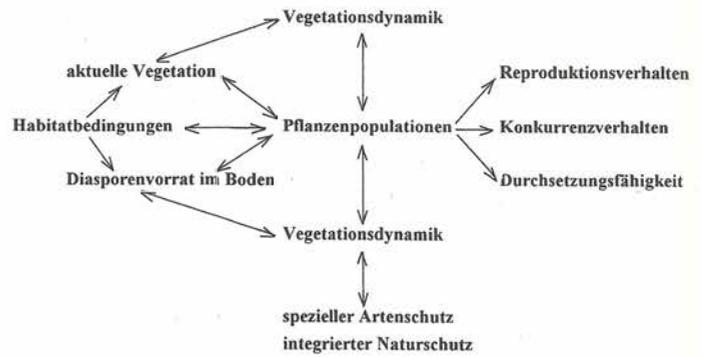


Abb. 7. Schema zur Abhängigkeit von Vegetationsdynamik und Pflanzenpopulationen.

bilden. Tabelle 7 gibt eine Übersicht über die Plastizität von *Juncus articulatus*, der Gliederbinse, am Beispiel des Keimverhaltens und der Diasporenbankstrategie. Die Art zeigt an Fließgewässer- und Stillgewässerrändern unterschiedliches Verhalten (Bernhardt 1993c, Bernhardt und Poschlod 1993). Daraus läßt sich aber auch schließen, daß Populationen einer Art, die variabler sind (bei *Juncus articulatus* z. B. die Stillgewässerpflanzenpopulationen), weniger variable, d. h. spezialisierte Populationen (z. B. Fließgewässerpflanzenpopulationen) verdrängen. Es ist anzunehmen, daß durch Fragmentierung und Veränderung der Flußlandschaften eine solche Selektion bzw. Verarmung schon stattgefunden hat (Bernhardt 1993b).

Aber auch Ausbreitungszentren von auetypischen Arten müssen vorhanden sein. Gerade ephemere Pionieruferlebensräume der Fließgewässer haben dabei eine große Bedeutung (Bernhardt 1993d). Die Abbildung 8 zeigt schematisch diese Abläufe am Beispiel eines Kleingewässerverbundsystems an der Ems. Das Ausbreitungszentrum ist die Ems mit kleinflächigen Sandpionieruferflächen. Die Kleingewässer

Tab. 7. Beispiele zur Plastizität von *Juncus articulatus* an Stillgewässer- und Fließgewässerrändern

Populationsmerkmale	Stillgewässer	Fließgewässer
Diasporenbank	kurz- bis langfristige	nur kurzfristig
Lagerung der Diasporen	Oberfläche bis 40 cm Bodentiefe	nur Bodenoberfläche und 0–5 cm Bodenschicht
Dormanz	teilweise	größtenteils
Keimungsansprüche	sehr variabel	geringe Variabilität
Dauer der Keimfähigkeit	langfristig	nur kurzfristig
klonales Wachstum	ja	eingeschränkt
Art der Raumbesetzung	„Guerilla“- und Phalanx-Typ (lineares und flächiges Wachstum)	„Guerilla“-Typ (nur lineares Wachstum)

wirken als Trittsteinbiotope. Es kann auch eine Besiedlung zurück an die Ems erfolgen. Das Fehlen von Ausbreitungszentren verhindert eine Besiedlung mit autotypischen Arten. Zu diesen populationsbiologischen Aspekten existieren noch zu große Wissensdefizite, hier ist ein großer Forschungsbedarf vorhanden. Ebenso wichtig wie die Bestandsaufnahme ist die Erfolgskontrolle nach den Maßnahmen.

Auch hier sind Aufwand und Dauer der Erfolgskontrolle von der Art der Maßnahme abhängig. Die Erfolgskontrolle muß an dem jeweiligen Zustand des Landschaftsraumes gemessen werden. Insgesamt kann aber gesagt werden, daß Bestandsaufnahme, Bewertung und Beweissicherung und die Konzeption von Revitalisierungsmaßnahmen das Denken im Systemzusammenhang erfordern (Schreiber 1994).

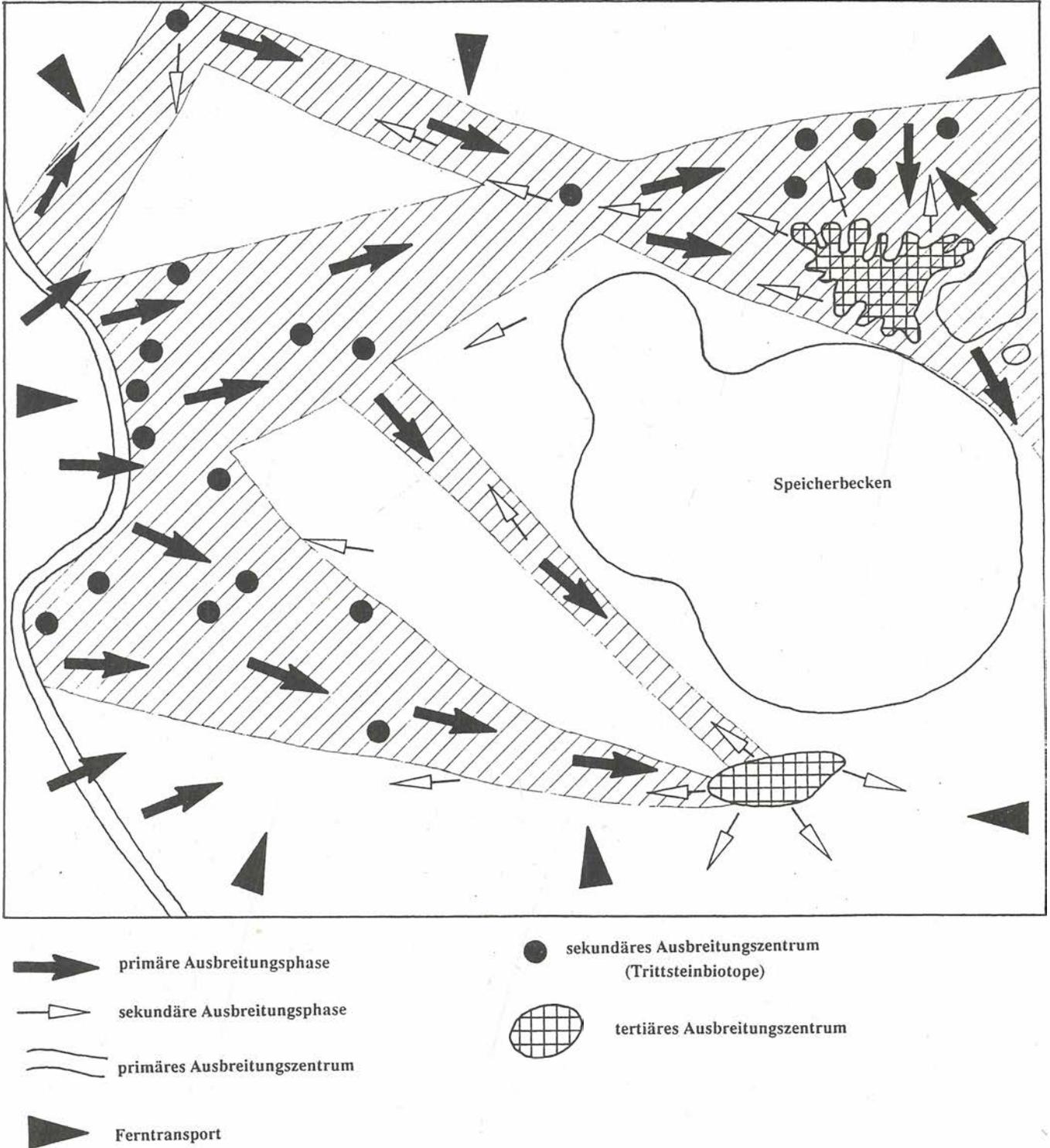


Abb. 8. Biotopverbundschema zur Besiedlung von Gewässern und Ausbreitung von Pflanzenpopulationen am Beispiel der Ems zwischen Lingen und Meppen.

8. Maßnahmen der Revitalisierung (Auswahl)

8.1 Uferrandstreifen

Erste, aber nur in Ausschnitten das Gesamtsystem Fließgewässer-Aue betreffende Maßnahme zur Verbesserung der Wasserqualität von Bächen und Flüssen ist die Anlage von sog. Uferrandstreifen (Gewässerrandstreifen, *Knauer* 1990). Dabei wird auf die Filterwirkung der mit dauerhafter Vegetation besiedelten, die Gewässer begleitenden und vor dem unmittelbaren Kontakt mit ± intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen bewahrenden Randstreifen gesetzt, die von *Knauer* und *Mander* (1989, 1990) auch als Kompensationszonen bezeichnet werden. Die Belastungen kann man erahnen, wenn man z. B. nur die Stickstoffeintragsraten mit den Niederschlägen vergleicht (Abb. 9) (*Walther* 1994). Die Belastung aus der Luft läßt erahnen, welche Stoffeinträge zu kompensieren sind. Die Filterwirkung bezieht sich auf zwei Phänomene (vgl. *Schreiber* 1994):

- die Sedimentation von Erosionsfracht, vor allem der an Bodenbestandteile gebundenen Phosphate,
- Aufnahme von gelösten Stoffen aus dem durch die Vegetationsdecke streichenden Oberflächenabfluß.

Aber es gibt hier noch sehr viele offene Fragen, die *Schreiber* (1989, 1994) so formuliert:

- Welche Stoffe können durch Uferrandstreifen ausgefiltert werden und in welchem Umfang?
- Wie wirken Böden und Vegetation zusammen?
- Wie breit müssen Uferrandstreifen sein, um wirksam zu werden für Sedimentation und Filterung im Oberflächen- und Bodenwasserstrom?
- Wie groß ist der Einfluß der Beschattung auf Zustand und Qualität des Gewässers?
- Welcher Pflege bedürfen die verschieden strukturierten Uferrandstreifen? Ist die Abfuhr von nährstoffgespeicherter

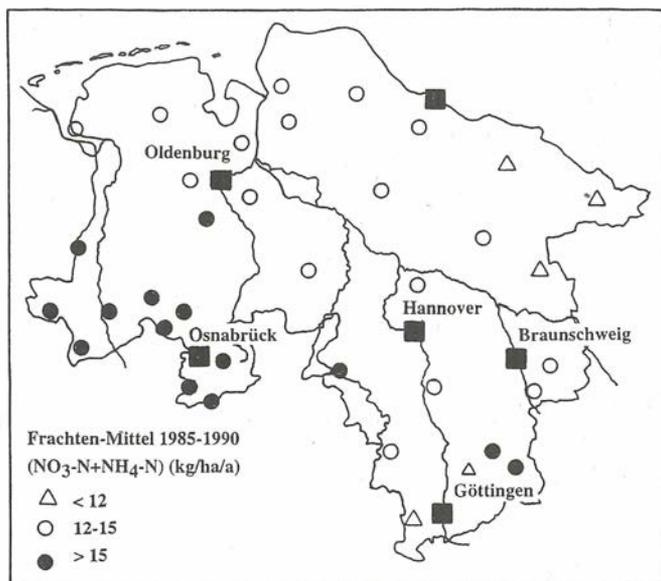


Abb. 9. Stickstoff-Eintragsraten mit den Niederschlägen im Freiland (Nitrat-N und Ammonium-N, Depositions-Meßnetz Niedersachsen, aus *Walther* 1994).

und u. U. kontaminierter organischer Substanz sinnvoll bzw. notwendig?

- Können aus den Elementen solcher Akkumulationsräume außer ihrer Struktur überhaupt ökologisch-funktionale Verbindungen und Migrationslinien durch Nischenbildung und Verbreiterung geschaffen werden?
- Ist eine ungestörte und gelenkte Sukzession auf und von Uferrandstreifen sinnvoll, und wie wird sie verlaufen?

Diese Fragen zu einem relativ „unproblematischen“ Gesichtspunkt bei Revitalisierungen zeigen, wie kompliziert sich solche ökologischen Aspekte darstellen und wie wenig diese Punkte von wissenschaftlicher Seite geklärt sind. Es stellen sich dann weitere Fragen z. B. zur Pflege, wohin mit dem Mahdgut, wie wird die Pflege finanziert etc.?

8.2 Extensivierung

Eine Revitalisierung von Auen kann ohne die die übrigen Maßnahmen begleitende Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung nicht durchgeführt werden. Meine vorherigen Darstellungen haben gezeigt, daß der Ackerbau mehr und mehr Einzug in die entwässerten Gebiete hält. Will man diesen „entkoppelten“ Auen auch nur etwas von der Funktion und Einheit einer Flußlandschaft wiedergeben, müssen zumindest die Randlagen und überschwemmungsgefährdeten Bereiche in Grünlandnutzung überführt werden (*Schreiber* 1994). Meine Darstellungen haben auch gezeigt, daß wir im dichtbesiedelten Mitteleuropa keine „natürlichen Auen“ wiederherstellen können. Die Nutzung durch die Landwirtschaft auf weiten Strecken ist unumgänglich. Wir können eine Revitalisierung nur mit der Landwirtschaft, nicht aber gegen sie durchführen.

Zur Extensivierung der Ackernutzung in der Aue zählen u. a.:

- Starke Reduzierung der Anwendung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln,
- Umsteigen auf integrierten Pflanzenschutz,
- Verzicht auf bestimmte Kulturen, z. B. Mais.

Eine Extensivierung der Grünlandnutzung bedeutet neben der Reduzierung des Düngemittelsatzes (vgl. *Briemle* 1990):

- Umstellung auf geringere Bestockdichte bei der Weidewirtschaft,
- einen Wechsel von der Milchvieh- zur Mutterkuh- oder Extensiv-Tierhaltung,
- Umstellung auf Wiesenutzung, aus zoologischen Gründen häufig erwünscht,
- eine Reduzierung der Schnitthäufigkeit auf zweimaliges Mähen im Jahr und relativ später Beginn des ersten Schnittes aus ornithologischen Gründen.

Damit verbunden sind Reduzierung des Futterwertes und damit geringere Ertragsleistungen. Tabelle 8 zeigt beispielhaft die bei der Grünlandnutzung entstehenden Kosten (*Roth* 1994). Dazu muß aber auch gesagt werden, daß die Landwirtschaft mit solchen Extensivierungsmaßnahmen nicht nur weniger Nahrungsmittel produziert, sondern auch Landschaftsfunktionen, die die Gesellschaft braucht und fordert. Warum soll man dafür nicht bezahlen? Für die Lagerung und Vernichtung von landwirtschaftlicher Produktion zahlt die Gesellschaft auch!

Tab. 8. Kosten für extensiv genutztes Grünland am Beispiel schwach bis mäßig gedüngten Grünlandes (nach Roth 1994)

Grünlandtyp	Nutzung	Kosten in DM/ha			
		Aufwand	Ertrag	Defizit	
Feucht- bis Naßwiese	Zweischnittnutzung Düngung	Heu	1490	975	736
Wechselfeuchte und typische Glatthaferwiese	Zweischnittnutzung (+ Herbstweide) (1 Schnitt nach Grasblüte), Düngung	a) Heu	1465	1200	466
		b) Grünfläche/Sil. je 290	1370	945	650
Rotschwengel-Rotstrauß- grasweide	Beweidung mit Mutterkühen (Herdengrößen: 150 MK) Düngung	Weidefutter	1130	730	673

8.3 Wiedervernässung

Erst mit einer Wiedervernässung von Auen ist bei vorheriger Grundwasserabsenkung die Entkopplung aufgehoben und die funktionale Einheit von Fließgewässer und Aue wieder hergestellt. Wir erinnern uns, daß Revitalisierung die Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit von Fließgewässer-Auensystemen zum Ziele hat, daß Auen nur Auen sind, wenn sie nicht nur vom Grundwasser, sondern auch von Oberflächenwasser ständig, periodisch oder auch nur episodisch beinflußt werden. Hier greifen Maßnahmen zum Gewässer-rückbau. Das beginnt mit der Änderung von technischen Uferverbauungen, die man möglichst im Zusammenhang mit der Anlage von Uferstrandstreifen vornehmen sollte, um gleichzeitig auch den erforderlichen Raum zur Verfügung zu haben (Schreiber 1994). Zwar wäre die Wiederherstellung natürlicher Uferstrukturen aus ökologischer Sicht erstrebenswerter, aber zumindest bei größeren Fließgewässern schon aus Gründen des „Hochwasserschutzes“ im dicht besiedelten und intensiv genutzten Mitteleuropa kaum realisierbar (vgl. Bernhardt 1993a, 1994).

Dazu stellt sich die Frage, wie man gleichzeitig Dynamik einer Flußbaue und bestimmte Fließgewässerformen verlangen kann. Räume mit einer großen Eigendynamik, auch die des Flußlaufes, können heute nur kleine Teilräume sein. So scheint z. B. die Alternative zur vom Fluß selbst zu gestaltenden Querschnittsausformung ein Entwurf einer „idealen naturnahen“ Querschnittsausformung zu sein, wie Schlüter (1992) sie vorstellt (Abb. 10).

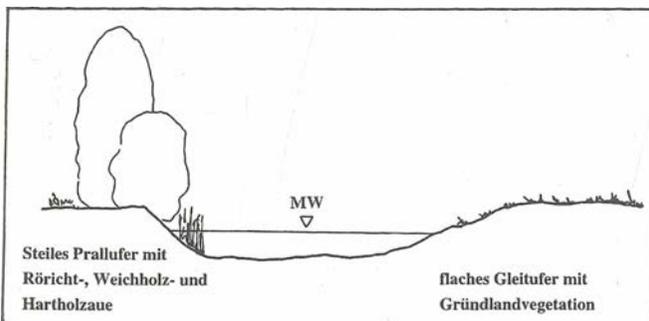


Abb. 10. Beispiel für einen naturnahen, asymmetrischen Querschnitt eines Fließgewässers (nach Schlüter 1992).

Solche bautechnischen Maßnahmen sind zur Wiedervernässung und damit Verkopplung von Aue und Fluß notwendig. Ohne auch hier auf die dafür notwendigen technisch-hydrologischen Maßnahmen einzugehen, sollen einige wichtige ökosystemare Aspekte hervorgehoben werden. Die Vegetation dient der Tierwelt nicht nur als Nahrung, sondern auch als struktur- und lebensraumgestaltendes Element. Sie reagiert aber langsamer auf Umweltveränderungen, als häufig angenommen. So sollten Wiedervernässungen durch Anheben des Grund-, Graben- oder Bach/Flußwasserstandes langsam und schrittweise vorangehen, um der Vegetation Gelegenheit zur Anpassung zu geben. Plötzliche starke Veränderungen können zu erheblichen Störungen und Verzahnungen der Vegetationsdecke führen (Schreiber 1994). Durch das Ausfallen der vorher an relative Trockenheit angepaßten Pflanzenarten treten diese ihren Lebensraum an rasch reagierende Pionier- und Unkrautarten ab (Bernhardt 1989). Eine Korrektur solcher Entwicklungen in Richtung von Wirtschaftsgrünland oder einer erhofften Sukzessionsabfolge ist häufig nicht ohne weiteres möglich (Kundel 1993, Schreiber 1994).

9. Entwicklungsmöglichkeiten/Schlußbetrachtung

Die Revitalisierung von Flußlandschaften, von Fließgewässer-Auensystemen setzt ein Denken und Handeln im Systemzusammenhang, in dem Wissen um das Wirkungsggefüge zahlreicher Faktoren im Raum voraus. Sie fordert deshalb von vielen fachlich Angesprochenen und Betroffenen ein Umdenken. Revitalisierung erfordert zwar eine Reihe von Einzelmaßnahmen, wie sie teilweise vorstehend zur Diskussion gestellt wurden, aber keine dieser Maßnahmen ist eine Revitalisierung von Flußlandschaften, wenn sie nicht mit den anderen Maßnahmen abgestimmt ist.

Eine Revitalisierung von ganzen Auensystemen oder Teilen kann nur vonstatten gehen, wenn eine Abstimmung zwischen Nutzung der Aue und ihrer Naturnähe erfolgt. Eine zunehmende Dynamik und damit ökologische Aufwertung ist nur durch Einschränkung der anthropogenen Nutzung zu erzielen. Diese Einschränkung darf aber nicht auf Kosten einzelner Gesellschaftsgruppen erfolgen. So müssen im Rahmen einer Revitalisierung vor einer Herausnahme bzw. Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzung Konzepte erstellt

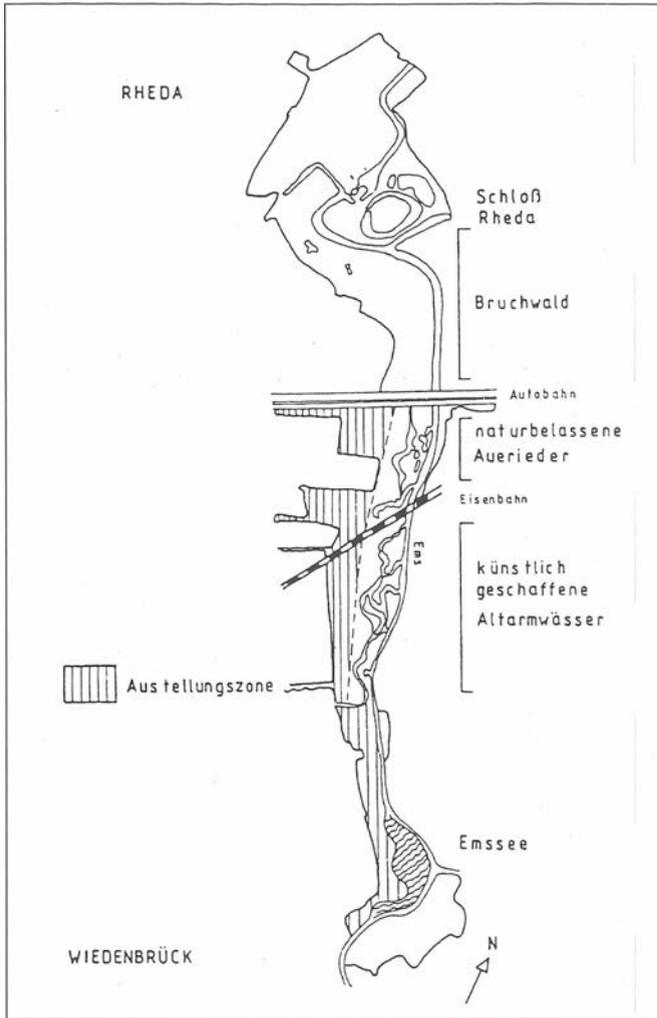


Abb. 11. Die Ausstellungsfläche der Landesgartenschau Rheda-Wiedenbrück 1988 bestand zu einem großen Teil aus Auenflächen, die im Rahmen der Ausstellung ökologisch saniert wurden.

werden, die die Einkommen der Landwirtschaft sichern und so auch akzeptiert werden können (Bernhardt 1994). Dies kann aber nur im Gespräch mit den Betroffenen erfolgen und nicht über die Betroffenen hinweg. Es sind politische Konzepte gefragt.

Ähnliches gilt für die Nutzung – und gleichzeitig Belastungsfaktoren: Wasserentnahmen, Einleitung, Siedlung, Hochwassersicherung etc.

Eine wichtige Perspektive kann die Freizeitnutzung bieten. Zukünftig werden Naherholung und Kurzurlaub in heimischen Regionen noch weiter an Bedeutung gewinnen. Hier bietet sich die Chance, aus der „Auenagrarlandschaft“ eine abwechslungsreiche „Erholungslandschaft“ zu entwickeln.

Als Beispiel dazu sei die Landesgartenschau in Rheda-Wiedenbrück 1988 genannt (Bernhardt 1987). Hier wurde versucht, mit Gartenschaumitteln die Aue naturnah zu gestalten (Abb. 11). Dabei wurde eine Vielzahl von Lebensräumen geschaffen oder ökologisch aufgewertet. Verbunden damit waren auch längerfristige Pflegekonzepte. Ziel war es, die Emsaue zwischen Rheda-Wiedenbrück nahzubringen und eine Akzeptanz für die Maßnahmen zu erreichen. Maß-

nahmen zur Umweltinformation und Umweltbildung wurden während der Ausstellung durchgeführt.

Die Herrichtung einer landschaftsästhetisch vielseitig gestalteten und einer ökologisch gestalteten Auenlandschaft mit einem gewissen Anteil an Eigendynamik läuft parallel. Damit kann bei der Bevölkerung auch die Akzeptanz dieser kostenaufwendigen Maßnahmen erreicht werden. Das bedeutet, daß Maßnahmen zur Umweltbildung bzw. Umweltinformation parallel erfolgen müssen (Prauser et al. 1991).

10. Zusammenfassung

Die vorliegende Übersicht über die Fließgewässer in einer genutzten Kulturlandschaft beschreibt vergleichend die Situation und Bedingungen von Fließgewässerrauen in einer ursprünglich vom Menschen ungenutzten Landschaft und in einer genutzten Kulturlandschaft. Die Veränderungen durch den Menschen, wie eine Abkoppelung von Flußauwe und Fließgewässern, werden aufgezeigt.

Im Hauptteil werden Möglichkeiten zur Revitalisierung unserer Auenlandschaften aufgezeigt. Die Erstellung von Leitbildern steht dabei im Vordergrund, ebenso wie die vorweg stattfindende Bestandsaufnahme und Bewertung. Einzelne Maßnahmen, wie Uferstrandstreifen, Extensivierung und Weidevernässung, werden unter Darstellung ökosystemarer Zusammenhänge beschrieben und Entwicklungsmöglichkeiten zur Diskussion gestellt.

11. Literatur

- Bernhardt, K.-G., 1987: Landesgartenschau Rheda-Wiedenbrück 1988. Ein Beitrag zur Renaturierung und Erhaltung einer Auenlandschaft. – *Landschaft + Stadt* 19 (2): 10–15.
- Bernhardt, K.-G., 1989: Pflanzliche Strategien der Pionierbesiedlung terrestrischer und limnischer Standorte in Nordwestdeutschland. – *Drosera* 89 (1/2): 113–124.
- Bernhardt, K.-G., 1993a: Revitalisierung der Haseaue. – *Wasserwirtschaft und Wassertechnik* 5: 28–31.
- Bernhardt, K.-G., 1993b: Vegetationskundliche und populationsökologische Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickspülfächen in Nordwestdeutschland. – *Habilitationschrift Diss. Bot.* 202, 220 S.
- Bernhardt, K.-G., 1993c: Populationsökologische Untersuchungen an *Juncus bufonius* an sekundären Abtragungsgewässern. – *Zeitschr. f. Ökologie + Naturschutz* 2 (3): 157–162.
- Bernhardt, K.-G., 1993d: Biotopverbund bei Kleingewässern am Beispiel der Vegetation unter Berücksichtigung der Besiedlungsmechanismen der Flora sowie deren Diasporenvorrat im Boden. – *Metelener Schriftenreihe f. Naturschutz* 4: 17–25.
- Bernhardt, K.-G., 1994: Das Interdisziplinäre Gesamtkonzept: Haseauenrevitalisierung. – *Initiativen zum Umweltschutz* 1: 47–59.
- Bernhardt, K.-G., Poschlod, P., 1993: Zur Biologie semiaquatischer Lebensräume aus botanischer Sicht – eine Einführung. – In: (Hrsg.: Bernhardt, K.-G., Hurka, H., Poschlod, P.: *Ökologie semiaquatischer Lebensräume. – Aspekte der Populationsbiologie.* Solingen: Natur und Wissenschaft.

- Briemle, G.*, 1990: Extensivierung von Dauergrünland – Forderungen und Möglichkeiten. – Bayer. Landesw. Jb. 67: 345–370.
- Caspers, G.*, 1993: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän. – Abh. Westf. Museum Naturkde. 55/1: Münster, 101 S.
- Dahl, H.-J., Hullen, M.*, 1989: Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 18: 5–120.
- Ellenberg, H.*, 1976: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Aufl., Stuttgart, Ulmer, 989 S.
- Fischer, E., Bernhardt, K.-G.*, 1994: Floristisch-ökologische Bewertung von Ober- und Mittellauf des Fließgewässers Hase. – Wasserwirtschaft 3: 1–8.
- Gepp, J. (Ed.)*, 1986: Auengewässer als Ökozellen-Fluß-Arme, Altwässer und sonstige Auen-Stillgewässer. 2. Aufl. – Grüne Reihe 4, Bundesminister Gesundheit u. Umweltschutz, Wien, 322 S.
- Hampicke, U.*, 1984: Die voraussichtlichen Kosten einer naturschutzgerechten Landwirtschaft. – Landschaftsentwicklung Umweltforschung 22: 55–91.
- Hasel, K.*, 1985: Forstgeschichte. Pareys Studententexte 48: 1–258, Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Helm, R., Kairies, E., Wiegleb, G.*, 1992: Ökomorphologische Zustandskartierung von Tiefland-Fließgewässern am Beispiel des Einzugsgebietes der Hunte (Niedersachsen). – Verh. Ges. Ökol. 21, Berlin 1991, Freising-Weihenstephan 385–389.
- Hantke, R.*, 1993: Flußgeschichte Mitteleuropas. – Enke Verlag, Stuttgart, 460 S.
- Kairies, E.*, 1993: Leitbilder für Fließgewässerrenaturierungen. – Wasser & Boden 8: 622–625.
- Kern, K.*, 1994: Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Springer Verlag, Heidelberg.
- Knauer, N.*, 1990: Einführung: Schutz von Gewässern durch Anlage und Pflege von Gewässerrandstreifen. – Z. Kulturtechn. u. Landentw. 31, Berlin/Hamburg, 210–211.
- Knauer, N., Mander, K.*, 1989: Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. – Z. Kulturtechnik u. Landentwicklung 30: 365–376, Berlin/Hamburg.
- Kundel, W.*, 1993: Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – Verh. Ges. Ökol. 22, 103–100, Zürich 1992.
- Lüttig, G.*, 1960: Zur Gliederung des Auelehms im Flußgebiet der Weser. – Einzelalter und Gegenwart Bd. 11: 39–63, Öhringen.
- Marquardt-Meer, B.*, 1994: Biotop-, Vegetationskartierung und -Bewertung eines Haseabschnittes. – Unveröff. Diplomarbeit, Universität Osnabrück, Spezielle Botanik. 148 S. + Kartenanhang.
- Müller, N., Dahlhoff, J., Häcker, B., Vetter, G.*, 1992: Auswirkungen von Flußbaumaßnahmen auf Flußdynamik und Auenvegetation am Lech. – Bericht der ANL 16: 18–124.
- Niehoff, N., Pörtge, K.-H.*, 1990: Untersuchungen zum ökologischen Zustand und zur Auswirkung anthropogener Störungen der Oker und ihrer Talaue. – Die Erde 121: 87–104.
- Nuding, A.*, 1993: Naturnahe Umgestaltung der Rodau unter neuen Gestaltungsansätzen. Eigendynamik im Konzept. – Wasserwirtschaft 83 (6): 348–350.
- Prauser, N. et al.*, 1991: Revitalisierung der Ise-Niederung, Teil B: Landschaftsbewertung und Szenarien. – Habitat 5: 194 S.
- Rasper, M. et al.*, 1991: Das Niedersächsische Fließgewässersystem. – Naturschutz & Landschaftspflege in Niedersachsen 25/3: 1–306.
- Reuther, C., Borggräfe, K., Kölsch, O., Poseck, M., Pusselt, T., Stöckmann, A.*, 1993: Revitalisierung der Ise-Niederung – ein E+E-Vorhaben. – Natur u. Landschaft. 68 (7/8): 359–366.
- Roth, D.*, 1994: Zum Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sowie Lösungen für seine Überwindung. – Natur und Landschaft 68: 407–412.
- Schilling, J., Löffler, B.*, 1993: Ökologisch begründete Sanierungskonzepte am Beispiel der Hunte – Planung und Gesamtkonzept. – Wasser & Boden 8: 611–615.
- Schlüter, U.*, 1992: Renaturierung von Fließgewässern. – Naturschutz und Landschaftsplanung 6: 230–237.
- Schmid, A., Bächthold, H.-G.*, 1989: Ökologische Planung: Fallstudien Bündner Rheintal. – DISP 97: 20–23.
- Schreiber, K.-F.*, 1976: Landschaftsplanung und Umweltschutz. Der Beitrag der Landschaftsökologie. Methoden und Modelle der geomeditzischen Forschung. – Erdkundliches Wissen 43, Wiesbaden: 13–22.
- Schreiber, K.-F.*, 1989: Landschaftsökologie und Bodenkunde. Herausforderungen durch Naturschutz und Landschaftspflege. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 59/1: 73–90.
- Schreiber, K.-F.*, 1994: Auenrevitalisierung in Mitteleuropa aus landschaftsökologischer Sicht. – Initiativen zum Umweltschutz 1: 7–35.
- Stocker, M., Hofmann, A.*, 1992: Landschaftsgeschichte und Leitarten. – Ingenieurbiologie 2: 17–21.
- Strautz, W.*, 1962: Auelehmbildung und -gliederung im Weser- und Leinetal mit vergleichenden Zeitbestimmungen aus dem Flußgebiet der Elbe – ein Beitrag zur Landschaftsgeschichte der nordwestdeutschen Auen. – Beiträge zur Landespflege Bd. 1, Festschrift Wiepking, 273–314. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Trautmann, W., Lohmeyer, W.*, 1960: Gehölzgesellschaften in der Fluß-Aue der mittleren Ems. – Mitt. Florist.-Soziol. AG NF 8: 227–247.
- Walther, W.*, 1994: Boden- und Gewässerbelastungen in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. – Wasser + Boden 1: 20–25.
- Wachendörfer, V., Wahmhoff, W.*, 1994: Entwicklung von Konzepten zu umweltgerechten Raumnutzungen. Zielsetzung aus Sicht der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. – Initiativen zum Umweltschutz 1: 40–46.
- Zucchi, H., Goll, A.*, 1981: Untersuchungen zum Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf Süßwasserfische an Abschnitten der oberen Hase. – Natur u. Landschaft 56(11): 430–436.

Anschrift des Verfassers

PD Dr. habil. K.-G. Bernhardt · Universität Osnabrück, FB 5
Barbarastraße 11 · D-49069 Osnabrück

Ein alter nachwachsender Rohstoff – Holz

von Günther Raschke

Meine Damen und Herren, Sie kennen sicher den Spruch, der die meisten zum Schmunzeln bringt:

„Am besten hat's die Forstpartie – der Wald, der wächst auch ohne sie.“

Oder die etwas vornehmere Version eines forstlichen Klassikers:

„Ohne menschliches Handeln wäre Mitteleuropa in 250 Jahren wieder komplett bewaldet.“

Nun mag man das als Aufforderung an mich und meine forstlichen Berufskollegen sehen, sich umschulen zu lassen; ich sehe es als Aussage über das, was unser Wald zu leisten vermag.

Ich möchte Ihnen heute einen alten und altbekannten nachwachsenden Rohstoff vorstellen: Das Holz.

Ich bin davon überzeugt, daß Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern ein sehr vielseitiger und ökologischer Rohstoff ist.

Knapp ein Drittel (30 %) der BRD ist bewaldet. In Niedersachsen sind es 22 % der Landesfläche.

Bundesweit werden jährlich 40 Mio. fm Holz eingeschlagen, das sind pro Kopf der Bevölkerung 0,5 fm. Der Verbrauch an Holz in den letzten Jahren liegt aber wesentlich höher: bei knapp 1,0 fm incl. Papier und Zellstoff. D. h., wir müssen fast die Hälfte unseres Holzverbrauchs importieren.

Die Bereitstellung von Holz aus den heimischen Wäldern gewinnt vor diesem Hintergrund eine besondere Bedeutung.

Grundlage für diese Bereitstellung ist das etwa 200 Jahre alte Prinzip der Nachhaltigkeit. Danach sind „Holz, langfristige Erträge, Schutzleistungen und Erholungswirkung dauernd und optimal zum Nutzen gegenwärtiger und zukünftiger Generationen zu erwirtschaften“.

Sehen wir uns das Verhältnis von Holzzuwachs und Holzeinschlag in Niedersachsen an (Abb. 1). Hier liegt der Einschlag nur bei rd. 80 % des lfd. Zuwachses. Es wachsen jährlich 3,7 fm/ha/Jahr bzw. 4 Mio fm insgesamt an Holz zu. Das entspricht dem Volumen von rd. 20 Einfamilienhäusern pro Tag. Nach erfolgtem Vorratsaufbau der vielfach gestörten Wälder (Sturm, Waldbrand etc.) wird der Zuwachs und die mögliche Erntemenge sich noch erheblich erhöhen, auf ca. 5 fm/ha oder auf rd. 35 Einfamilienhäuser pro Tag.

Uns steht also ein erhebliches Potential – allein in Niedersachsen vertreten durch 20 Baum- bzw. Holzarten – zur Verfügung.

Die Verwendung dieses Rohstoffes Holz deckt sich zu einem kleinen Teil mit der von landwirtschaftlich erzeugten Rohstoffen. Beispiel hierfür sei der Zellstoff, der – neben der Papierindustrie – auch in der chemischen Industrie Verwendung findet:

Sie alle kennen von Blutentnahmen beim Arzt die kleinen weißen Tupfer aus Zellstoff. Oder: Wenn Sie vor dem Tape-

zieren Ihre Wände mit Makulatur streichen (damit die Tapete nicht wieder herunterfällt), verwenden Sie Zellulose. Oder: Kennen Sie noch den alten Ausdruck für Filmmaterial – Celluloid?

Im Vordergrund stehen aber die Verwendungen, die holztypisch sind:

In Haus und Hof

- Balken, auch großer Spannweite (Leimbinder), Fachwerk
- Dachschindeln und Fassadenverkleidung außen, Wand- und Deckenpaneele innen
- Türen, Fensterrahmen, Bodenbeläge, Treppen
- Zaunmaterial, Pergola, Terrasse

Inneneinrichtung und Bedarfsgegenstände

- Möbel aller Art
- Spielzeug, Werkzeugteile, Grillzange
- Musikinstrumente

Verwendungen, die nicht so offensichtlich sind

- Waggonbau
- Aufbauten und Innenausbau von Wohnwagen und Lkw
- Rammfähle für den Hafenausbau und Küstenschutz.

Zum einen sind es die holzspezifischen Eigenschaften, wie Brandwiderstand im Vergleich zum Stahlträger, oder Schönheit, zum anderen die durch die Holztechnologie verliehenen Eigenschaften wie Formbarkeit (Sperrholz), Spannweite (Leimbauträger), Maßhaltigkeit (Spanplatten) etc., die dem Holz im Vergleich zu anderen Baustoffen erhebliche Vorteile bringen.

Die Verwendung ist vielseitig; für jede Verwendung werden unterschiedliche Anforderungen gestellt, und für jede Anforderung gibt es einen entsprechenden Werkstoff. Sei es leichtes oder schweres, festes oder nachgebendes Holz, sei es als Spanplatte, als Furnier, als Leiste oder als Bohle.

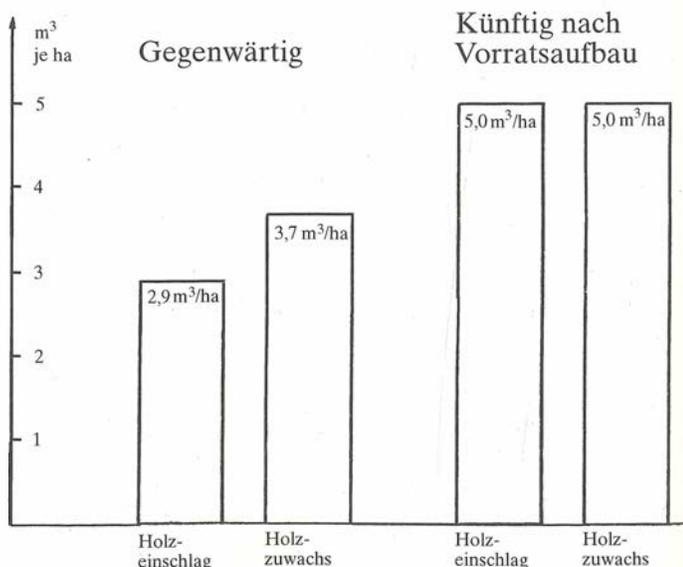


Abb. 1. Holzeinschlag und -zuwachs in Niedersachsen, gegenwärtig und künftig (Quelle: Statistische Unterlagen)

Das Naturprodukt Holz hat wie kein anderer Baustoff eine Konstruktionsvielfalt mit den unterschiedlichsten gestaltbaren Anwendungsmöglichkeiten.

Meine Damen und Herren, Bilder von holzsuchenden Menschen am Rande baumloser Steppen spiegeln eine gebietsweise extrem wichtige Funktion des Holzes wider: Holz als Energieträger.

In der Dritten Welt in den waldarmen Zonen der Erde muß ein erheblicher Teil des Familieneinkommens und immense Zeit für das Beschaffen von Feuerholz aufgebracht werden. Von den weltweit jährlich 3500 Mio. fm Rundholz, die eingeschlagen werden, werden etwa 1800 Mio. fm (52 %) als Brennholz genutzt. In Europa war Holz als ältester Brennstoff der Menschheit bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts neben Wind und Wasser der wichtigste Energielieferant, bis es von der Kohle verdrängt wurde. Heute nimmt sich dagegen in Deutschland der Anteil des Brennholzes mit 0,5 % des Primärenergieverbrauchs eher bescheiden aus. Wir sind in der wirtschaftlichen Lage, uns „bequemere“ Energieträger kaufen zu können.

Holz enthält ca.
50 % Kohlenstoff
40 % Sauerstoff
5 % Wasserstoff
1 % Stickstoff

<1 % Spurenelemente (davon 0,01 % Schwefel).

Man kann davon ausgehen, daß etwa 3 kg Holz den gleichen Brennwert haben wie 1 l Heizöl oder 5–8 m Brennholz (4–5 fm) 1000 l Heizöl entsprechen.

Über die Mengen des zur Verfügung stehenden Brennholzpotentials gibt es unterschiedliche Berechnungen. Ein Vorteil aber ist, daß der Brennstoff fast überall ortsnah zur Verfügung steht.

Grundsätzlich kommen vier Sortimente in Frage:

■ **Schwach- und Restholz aus dem Wald**
Nach der Bundeswaldinventur ergeben sich rd. 15–20 Mio. fm/Jahr Waldholz als mittelfristiges Potential.

■ **Resthölzer aus holzbe- und verarbeitenden Betrieben**
Schätzwerte für diesen Bereich sprechen von ca. 9 Mio. fm/Jahr.

■ **Altholz und Altpapier**
Altholz ist das perfekte Recycling der vorher genannten Verwendungsmöglichkeiten. Nach dem derzeitigen jährlichen Holzverbrauch (abzüglich aller Bearbeitungsverluste) sind aus dieser Quelle nochmals zu holen 8–10 Mio. fm/Jahr.

Als Summe gibt das rd. 35 Mio. fm/Jahr oder 10 Mrd. Liter Heizöl!

Das vierte Sortiment

■ (speziell erzeugtes Energieholz aus Kurzumtriebsplantagen) klammere ich aus, da es eher zur landwirtschaftlichen Nutzung zu zählen ist.

Früher war die Holzheizung verrufen als arbeitsintensiv und schmutzig. Inzwischen ist die Technologie aber so weit entwickelt, daß die strengen Abgasnormen der 1. Bundesimmissionschutzverordnung mit den heutigen Heizkesseln mühelos zu erreichen sind.

Bereitet auch die technische Seite der Holzheizung keine Probleme, sieht doch die wirtschaftliche Seite anders aus:

■ Sie haben vielleicht von dem geplanten Blockheizkraftwerk in Fallingbostal gehört, das von den umliegenden Privatwaldbesitzern projektiert wurde und die Fa. Kraft als Wärmeabnehmer vorsah. Dieses Projekt ist tot, da der Subventionsbedarf zu hoch war und sich letztendlich die Firma durch fossile Brennstoffe billiger mit Wärme und Energie versorgen kann.

■ Im Herbst 1994 hat die Nieders. Energieagentur in einer Machbarkeitsstudie festgestellt, daß ein vorgesehene Projekt der Landesforstverwaltung nur dann wirtschaftlich arbeitet, wenn der Brennstoff (hier Hackschnitzel aus dem eigenen Wald) umsonst in die Berechnung einfließt.

Alle diese Beispiele zeigen, daß die Wirtschaftlichkeit stark abhängig ist vom Preis für Öl/Gas. Bei einem Literpreis von etwa –,60 bis 1,– DM werden die Anlagen auf einmal konkurrenzfähig.

Da wir die langfristige Entwicklung auf diesen Märkten nicht kennen, ist es aber wichtig, die notwendige Technik für einen erneuerbaren Energieträger vorzuhalten. Denn immerhin steht Holz nach 30–100 Jahren wieder zur Verfügung, während Kohle und Öl Jahrmillionen zur Entstehung benötigen.

Nun gibt es für viele der vorher genannten Verwendungen auch andere Roh-, Werk- und Ausgangsstoffe:

■ Balken kann man durch Stahlträger ersetzen,
■ Fenster aus Kunststoff oder Aluminium fertigen,
■ Möbel aus Metall,
■ Eisenbahnschwellen aus Beton,
■ und Wärme und Strom bekommt man auch aus Kohle, Erdöl und Erdgas.

Aber allen diesen Ersatzstoffen ist eines gemeinsam: Wir verwenden dazu endliche – jedenfalls in unserer Zeitvorstellung endliche – *Bodenschätze*. Dieses Wort spiegelt schon die Wertung wider, die unsere Vorfahren diesen Materialien zugedacht hatten.

Nehmen Sie z. B. den Beton oder den Putz an Ihrer Hauswand. Zu deren Herstellung benötigen Sie Sand/Kies und Zement (sprich Ton und Mergel). Wenn Sie das Leinetal entlangfahren, sehen Sie, welche Wunden (oder später: welche Landschaftsveränderungen) die Sand- und Kiesabbauten hinterlassen.

Ein weiterer Faktor ist der Einsatz an Fremdenergie, der zur Herstellung der Produkte erforderlich ist.

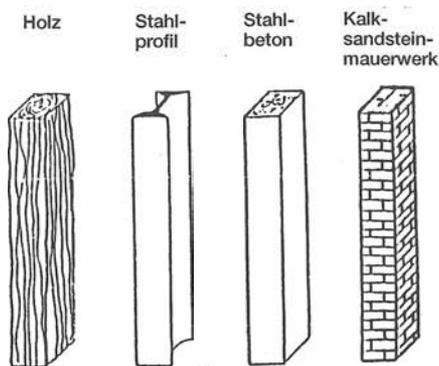
Sie sehen an dem Beispiel in Abbildung 2, welche unterschiedliche Energiemenge für eine Stütze verbraucht wird. Als Verhältniszahlen ausgedrückt:

Holz	1
Stahl	9,4
Stahlbeton	3,7
Kalksandstein	1,8

Außerdem steht uns mit Holz ein CO₂-neutraler Stoff zur Verfügung, wenn es aus Wäldern stammt, die nachhaltig bewirtschaftet werden.

Wir werden dazu sicher heute nachmittag von Prof. Scheffer Genaueres hören. Aber auf einige Dinge möchte ich bereits jetzt eingehen.

Wald ist ein Speicher von Kohlenstoff, der mit Hilfe der Photosynthese das für den Treibhauseffekt verantwortliche



	Holz	Stahlprofil	Stahlbeton	Kalksandsteinmauerwerk
Gewicht:	60 kg	78 kg	300 kg	420 kg
Primärenergiegehalt*:	60 kWh	561 kWh	221 kWh	108 kWh
CO ₂ -Emissionen durch Energieverbrauch**:	15 kg	136 kg	54 kg	26 kg
Verhältniszahlen:	1	9,1	3,6	1,7

* Für Schnittholz wurde abweichend ein Primärenergiegehalt (ohne Brennwert) von 1000 kWh/m³ (37) unterstellt, ein Wert, der nach Untersuchungen des Energieaufwandes im Bereich von Forstwirtschaft (15, 16) und Holzverarbeitender Industrie (46) eher zu hoch als zu niedrig liegen dürfte.

** Berechnet aus der Basis der durchschnittlichen CO₂-Emissionen in der BRD, bezogen auf den gesamten Primärenergieverbrauch in den Jahren 1980 bis 1985 (13).

Abb. 2. Primärenergiegehalt von verschiedenen, jeweils drei Meter hohen und für eine axiale Stützlast von 20 kN bemessenen Stützen.

Kohlendioxid der Luft entzieht und in Holz bindet. Immerhin besteht Holz ja zu 50 % aus Kohlenstoff.

Holz, das geerntet wird und zu langlebigen Produkten verarbeitet wird, setzt die ursprüngliche Speicherwirkung als Pflanze jetzt noch als Produkt weiter fort, quasi über den Tod hinaus.

Außerdem wird bei nachhaltiger Forstwirtschaft nur maximal soviel Holz geerntet, wie wieder zuwächst, d. h., die Kohlenstoffmenge, die – gleich ob durch Vermodern (Liegenlassen im Wald) oder Verbrennen – freigesetzt wird, wird zur selben Zeit wieder durch Waldwachstum gebunden. Hinzu kommt noch, daß Holz vollständig recycelbar ist, entweder durch Zweitverwendung in Spanplatten oder durch Vermodern wieder zu neuem Holzwachstum.

Diese Befunde stellen nicht nur den Wald, sondern in noch bedeutenderem Maße die Forst- und Holzwirtschaft in den Mittelpunkt kohlenstoffökologischer Betrachtungen und lassen erkennen, daß es beim Holz um einen Rohstoff besonderer Art geht. Er kann erzeugt werden, ohne daß es zu ökologischen Belastungen der Umwelt kommt (z. B. ohne Düngung). Bei anspruchsvollem Waldbau finden biologische Produktion und Ernte kontinuierlich statt, wobei Rohstoffe

für die verschiedensten Zwecke entstehen, die ausnahmslos kohlenstoffökologisch vorteilhafter sind als andere für den selben Zweck geeignete Materialien. Diese Überlegenheit ist so groß, daß sowohl der nachhaltigen Holzproduktion als auch der Holzverarbeitung viel größeres Gewicht zukommen müßte, als das gegenwärtig der Fall ist.

Daß Holz leider nicht so konkurrenzkräftig ist, wie es wünschenswert wäre, hat u. a. folgende Gründe:

1. Kohle und Stahl werden vom Staat hoch subventioniert. Auch die Landwirtschaft erhält pro Jahr und Hektar mehrere Hundert Mark Subventionen.

Dagegen wird der Privatwald nur mit etwa 2,- DM/ha gefördert. Dafür muß er noch zusätzlich unbezahlt weitere Funktionen leisten, die der Allgemeinheit zugute kommen, z. B. Erholung, Wasserschutz, Naturschutz, Sauerstoffspende etc. Diese Komponenten haben zwar einen volkswirtschaftlichen, aber keinen betriebswirtschaftlichen Wert.

2. Heizöl ist zu Preisen auf dem Markt, die in keiner Weise die Kosten für die Beseitigung oder Vermeidung global-ökologischer und lokaler Schäden berücksichtigen.

Diese ökologischen Gesichtspunkte müssen in die Gesamtbeurteilung eingehen, dann erhält nachhaltig erwirtschaftetes Holz zwangsläufig einen wesentlich höheren Stellenwert im Vergleich zu anderen Rohstoffen.

Meine Damen und Herren, wir haben mit Holz einen Rohstoff zur Verfügung, der sich allein in Niedersachsen täglich um das Volumen einer Neubausiedlung vermehrt.

Wir können durch die Holztechnologie daraus schöne, technisch hochwertige und dauerhafte Produkte fertigen.

Wir haben einen Energieträger, der bundesweit jährlich 10 Mrd Liter Heizöl ersetzen kann.

Und wir bekommen den Rohstoff zu ökologisch günstigen Konditionen, ja die Produktionsstätte leistet dem Allgemeinwohl zusätzlich noch gute Dienste.

Jeder andere Rohstoff hat seine Stärken. Aber ich denke, so viele Vorteile auf sich vereint hat nur Holz.

Anschrift des Verfassers

Forstrat Günther Raschke
 Staatl. Forstamt Hannover
 Forstamtsstraße 7
 30926 Seelze

Naturschutzfachliche Bewertung von Holzfeldern – Schnellwachsende Weich- laubhölzer im Kurzumtrieb, untersucht am Beispiel der Avifauna

von Eckhard Jedicke

1. Holzfeld, Energiewald, Kurzumtriebswald – Begriffe und Einführung

Flächenstilllegung in der EU-Landwirtschaft auf der einen und die CO₂-Problematik auf der anderen Seite bewirken ein verstärktes Nachdenken über den Anbau schnellwachsender Weichlaubhölzer zur Energiegewinnung (Abb. 1). Dabei handelt es sich um ausschlagfähige Baumarten, genauer gesagt, um Hybriden vorwiegend von Pappeln und Weiden, die auf geeigneten Standorten Reinerträge von 10 bis 25 t_{atro}/ha/a erbringen (Weisgerber nach Jakobs 1994). Energiegetreide soll mit 10 bis 18 t etwas weniger, Schilfgras mit 15 bis 30 t/ha/a etwas mehr Erträge gewährleisten, wobei die Heizwerte dieser Materialien in vergleichbaren Größenordnungen liegen (Strehler 1993).

Die Flächen werden im Kurzumtrieb bewirtschaftet, d.h. nach drei bis 15 Jahren im flächigen Kahlschlagverfahren geerntet (Abb. 2). Zur Zeit wohl nur theoretisch besteht die Möglichkeit einer Nutzung des Materials zur Zellstoffherstellung und als Zuschlag in der Spanplattenproduktion. Faktisch erscheint allenfalls der Einsatz der Holzhackschnitzel zur Energiegewinnung wirtschaftlich möglich. Praktikabel ist dieser bei dem aktuellen Energiepreisniveau jedoch nur durch staatliche Subventionierung.



Abb. 1: Juli-Aspekt der vierjährigen Pappel-Teilfläche des Untersuchungsgebiets bei Diemelstadt-Rhoden.

Dieser „Wald“ aus Pappel- und Weiden-Hybriden wird weitgehend synonym bezeichnet als Holzfeld, Energiewald, Kurzumtriebswald bzw. -plantage und Schnellwuchsplantage. Manche Autoren stellen ihn den historischen Niederwäldern gleich, und zwar mit folgenden Argumenten:

- Es werden ausschlagfähige Gehölze gepflanzt, welche die Eigenschaft haben, im Anschluß an die Nutzung rasch und zuverlässig aus dem vorhandenen Wurzelstock wieder auszutreiben.
- Gegenüber den im Forst üblichen Nutzungszeiträumen ist die Umtriebszeit stark verkürzt.
- Die Flächen sind in Schläge eingeteilt, deren Zahl in der Regel der Anzahl der Umtriebsjahre entspricht.

Dennoch sind deutliche Unterschiede in der Struktur und Zusammensetzung traditioneller Niederwälder im Vergleich zu Holzfeldern feststellbar (s. Abschnitt 6).

Anlage und Nutzung von Kurzumtriebsplantagen lassen sich in folgenden Stichpunkten zusammenfassen (Döhner mdl., Jakobs 1994; vgl. Abb. 3):

- (1) Umbruch durch Pflügen und Grubbern sowie einmalige Spritzung eines Totalherbizids im Herbst;
- (2) Gewinnung von Steckhölzern aus einjährigen, gut verholzten, 5 bis 10 (bis 20) mm starken Trieben mit einer Länge von 15 bis 18 cm während der Saftruhe zwischen Dezember und Februar, anschließend feucht-kühle Lagerung bei 0 bis 1°C (z. B. in Kühlwagen);
- (3) Bodenlockerung durch Eggen oder Fräsen im Frühjahr;
- (4) maschinelle Pflanzung der Steckhölzer im März (April) mit ca. 1 m Reihenabstand und ca. 0,6 m Abstand innerhalb einer Reihe (10 000 bis 20 000 Stecklinge/ha), übererdet oder 2 bis 3 cm aus dem Boden herauschauend¹;

¹ Loettel (mdl.) zufolge hat es sich inzwischen als sinnvoller erwiesen, in Doppelreihen zu pflanzen, die jeweils von den benachbarten Doppelreihen so weit entfernt sind, daß die Zwischenräume wenigstens theoretisch mit Maschinen befahrbar sind. Damit ergeben sich geringere Stecklingszahlen/ha. Anaerobe Zersetzung von Blattnekromasse wird so im Gegensatz zu der hier beschriebenen dichten Pflanzung vermieden.



Abb. 2: Maschinelle Ernte eines vierjährigen Holzfelds mit einem Traktor, der mit einem Häckselvorsatz versehen ist. Dieser kann die Hackschnitzel direkt auf einen Ladewagen blasen. (Fotos: Jedicke)

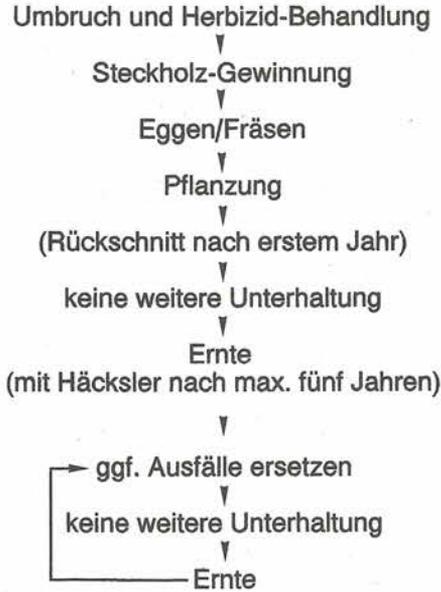


Abb. 3: Ablaufschema der Anlage und Nutzung von Holzfeldern.

(5) eventuell Rückschnitt nach der ersten Vegetationsperiode, um einen stärkeren Austrieb auszulösen (laut *Döhrrer* hat sich diese Empfehlung jedoch nicht bewährt);

(6) Verzicht auf jede weitere Unterhaltungsmaßnahme (keine Pestizidanwendung, auch bei stärkerem Käferfraß oder Rostbefall);

(7) Ernte, bei kurzem Umtrieb von maximal fünf Jahren maschinell durch einen Traktor mit Häckselvorsatz; ältere Bestände müssen manuell und damit wesentlich teurer geerntet werden.

Als standörtliche Voraussetzungen nennt *Jakobs* (1994) landwirtschaftliche Böden mit einer Wertzahl von über 30, mindestens 600 mm Jahresniederschlag, Höhenlagen vermutlich unter 800 m ü. NN (oberhalb fehlen Anbauerfahrungen) sowie Schlepperbefahrbarkeit. Hinsichtlich des letztgenannten Kriteriums scheiden steile Hanglagen und nasse Böden aus.

Eine Düngung der Flächen wird von *Döhrrer* (mdl.) zumindest mittelfristig für verzichtbar gehalten. Für bisher ackerbaulich genutzte, also intensiv gedüngte Flächen trifft das sicher generell zu, wie bei *Jakobs* (1994) genannte Quellen weitgehend übereinstimmend bestätigen. Allenfalls langfristig könnten gezielte Düngegaben zur Gewährleistung nachhaltig hoher Erträge sinnvoll sein, resümieren *Glatzel* und *Unteregger* (zitiert bei *Jakobs* 1994), die bei dreijährigem Umtrieb für Pappelkulturen u.a. einen mittleren Reinstickstoff-Bedarf von knapp 30 kg/ha/a ermittelten (die indes über die globale Luftverschmutzung ohnehin anthropogen bedingt eingetragen werden).

2. Fragestellung

Um erste Anhaltspunkte für Aspekte einer naturschutzfachlichen Bewertung von Kurzumtriebswäldern zu erarbeiten, wurden 1994 auf einer 28,9 ha großen Versuchsfläche in

Nordhessen die Brutvogelfauna und die Habitatstruktur untersucht. Folgende Fragen standen dabei im Vordergrund:

(1) Welche Vogelarten finden in den Monokulturen einen Lebensraum, in welchen Dichten kommen sie vor?

(2) Aus welchen ursprünglichen Habitaten rekrutiert sich das Artenspektrum?

(3) Welche Habitatstruktur zeigen die Flächen in Abhängigkeit von Baumarten und -sorten sowie der Nutzung (erste bzw. zweite Generation)?

(4) Lassen sich Unterschiede in der Avifauna in Abhängigkeit vom Alter des Austriebs feststellen?

(5) Wie sind aus ornithologischer Sicht Kurzumtriebsplantagen zu bewerten?

(6) Welche Gesichtspunkte sind – unter Berücksichtigung der vorliegenden Literatur – bei der Bewertung von Vorhaben zur Anlage von Kurzumtriebswäldern in Planungen und Genehmigungsverfahren zu berücksichtigen?

3. Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersucht wurde im Jahr 1994 eine seit 1989 sukzessiv angelegte Kurzumtriebsplantage an der Domäne Georgenhof bei Diemelstadt-Rhoden (Kreis Waldeck-Frankenberg, Nordhessen, 9°0′/51°26′). Betrieben wird der durch das Land Hessen finanzierte Versuchsanbau durch das Hessische Forstamt Diemelstadt, um praxisnahe Erfahrungen bei Anbau und Erntetechnik von Weichlaubhölzern zu gewinnen.

Die bearbeitete Fläche umfaßt insgesamt 28,9 ha, aufgeteilt in zwei Teilflächen von 10,71 ha (Teilfläche Nord) und 18,19 ha (Teilfläche Süd).

Gegliedert ist das Untersuchungsgebiet in neun Parzellen entsprechend der früheren, überwiegend ackerbaulichen Nutzung; ihre Größe variiert zwischen 1,32 und 8,96 ha. Je Parzelle wachsen zwischen drei und 15 unterschiedliche Gehölzsorten. Die Stöcke verteilen sich zu 87 % auf Pappeln und 13 % Weiden. Die Flächen werden in vierjährigem Umtrieb (Mini-Rotation nach *Jakobs* 1994) maschinell geerntet.

In der ersten Vegetationsperiode befinden sich im Untersuchungsgebiet 14,24 ha, d. h. knapp die Hälfte der Gesamtfläche. Der Rest verteilt sich auf 3,75 ha in der zweiten, auf 6,1 ha in der dritten und 4,81 ha in der vierten Vegetationsperiode (Abb. 4).

Abbildung 5 zeigt eine Biotoptypenkarte einschließlich der angrenzenden Flächen.

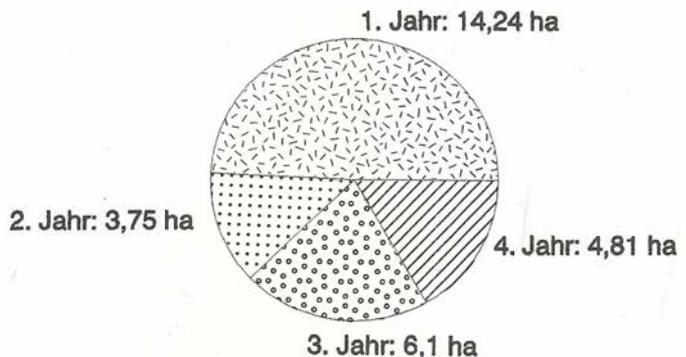


Abb. 4: Altersstruktur der Felder im Untersuchungsgebiet Diemelstadt-Rhoden.

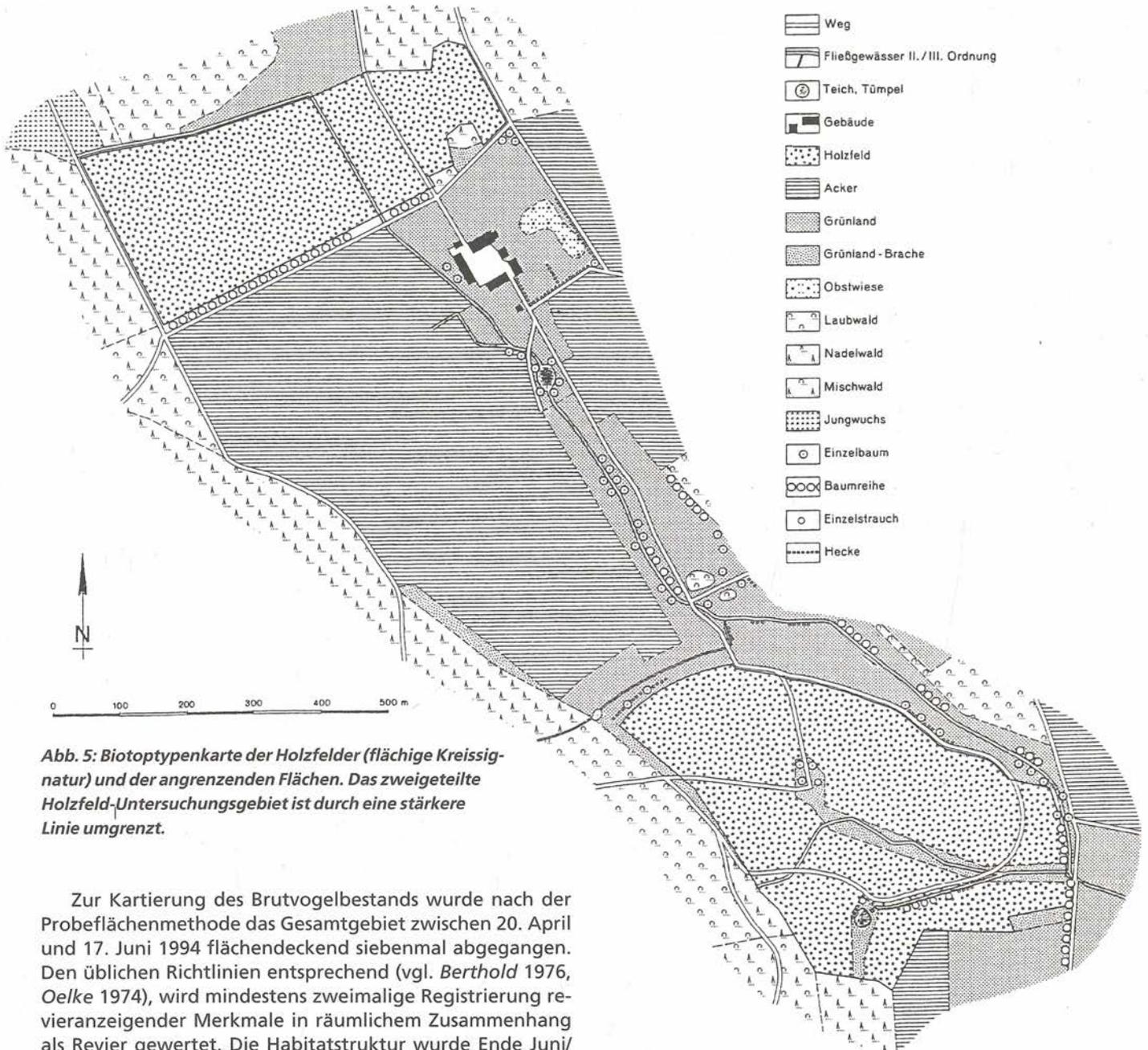


Abb. 5: Biotypenkarte der Holzfelder (flächige Kreissignatur) und der angrenzenden Flächen. Das zweigeteilte Holzfeld-Untersuchungsgebiet ist durch eine stärkere Linie umgrenzt.

Zur Kartierung des Brutvogelbestands wurde nach der Probeflächenmethode das Gesamtgebiet zwischen 20. April und 17. Juni 1994 flächendeckend siebenmal abgegangen. Den üblichen Richtlinien entsprechend (vgl. Berthold 1976, Oelke 1974), wird mindestens zweimalige Registrierung revieranzeigender Merkmale in räumlichem Zusammenhang als Revier gewertet. Die Habitatstruktur wurde Ende Juni/Anfang Juli durch Messung verschiedener Parameter ermittelt.

4. Avifauna und Habitatstruktur

4.1 Siedlungsdichte und Dominanz

Insgesamt wurden auf beiden Teilflächen zusammen 62 Brutpaare (Bp) von 16 Vogelarten festgestellt. Das entspricht einer Gesamtabundanz von 21,5 Bp/10 ha (Tab. 1). Dieser Wert liegt deutlich unter den üblicherweise zu beobachtenden Siedlungsdichten in Waldhabitaten (auch im arten- und individuenarmen Buchen-Altholz), jedoch über der in mehr oder minder ausgeräumten landwirtschaftlichen Nutzflächen mit geringen Anteilen an Gehölzstrukturen wie vor allem Hecken.

Reduziert man das Untersuchungsgebiet um die kaum besiedelten Teilflächen, die sich in der ersten Vegetationsperiode nach der Nutzung befinden (s. Abschnitt 4.3), so ergibt sich eine deutlich höhere Gesamtabundanz von 36,2 Bp/10 ha (Bezugsfläche: 14,66 ha). Vier Arten – Gartengrasmücke, Sumpfrohrsänger, Goldammer und Fitis – stellen gemeinsam fast zwei Drittel (64 %) des Vogelbestands. Sie erreichen jeweils Abundanzen zwischen 3,8 und 3,1 Bp/10 ha. Mit deutlich geringerer Dichte (1,4 Bp/10 ha) folgt die Amsel als fünfte Art, die ebenfalls noch zu den Dominanten zählt. Aus diesen fünf genannten Arten rekrutieren sich 71 % der Brutvogelfauna des Gebiets.

Subdominante Arten mit je 1,0 Bp/10 ha bilden Feldlerche, Baumpieper und Heckenbraunelle, mit je 0,7 Bp/10 ha die Dorngrasmücke. Sieben weitere Vogelarten kommen mit

Tab. 1. Ergebnisse der Revierkartierung – Zahl der Brutpaare auf den beiden Teilflächen und in der Summe, mittlere Abundanz und Dominanz. Bp = Brutpaare

	Bp Nord	Bp Süd	Σ Bp	Bp/10 ha	Dom. (%)
Gartengrasmücke	5	6	11	3,8	17,7
Sumpfrohrsänger	3	7	10	3,58	16,1
Goldammer	1	9	10	3,5	16,1
Fitis	1	8	9	3,1	14,5
Amsel		4	4	1,4	6,5
Feldlerche	1	2	3	1,0	4,8
Baumpieper	1	2	3	1,0	4,8
Heckenbraunelle		3	3	1,0	4,8
Dorngrasmücke	1	1	2	0,7	3,2
Singdrossel		1	1	0,4	1,6
Feldschwirl	1		1	0,4	1,6
Mönchsgrasmücke		1	1	0,4	1,6
Zilpzalp		1	1	0,4	1,6
Kohlmeise		1	1	0,4	1,6
Buchfink		1	1	0,4	1,6
Hänfling	1		1	0,4	1,6
Summe	15	47	62	21,5	99,7
Artenzahl	9	14			
Summe Arten		16			
Durchzügler und Gäste (18 Arten, in Klammern Individuenzahl): Bachstelze (10), Grünfink (9), „Graumeise“ (7), Neuntöter (6), Gimpel (6), Star (5), Ringeltaube (4), Eichelhähere (4), Rotkehlchen (3), Blaumeise (3), Mäusebussard (2), Braunkehlchen (2)), Ringdrossel (2), Distelfink (2), Kuckuck (1), Buntspecht (1), Klappergrasmücke (1)), Erlenzeisig (1)					

Tab. 2. Vergleich der Abundanzen der jeweils fünf häufigsten Vogelarten mit Ergebnissen aus anderen Waldhabitaten, erhoben 1992 im Krodorfer Forst bei Gießen (Jedicke im Druck).

Bu = Buche, Ei = Eiche

Art	Holz-acker	Bu-Altholz	Bu-Ei-Schirm-	Nieder-wald
Gartengrasmücke	3,8			
Sumpfrohrsänger	3,5			
Goldammer	3,5			
Fitis	3,1			9,5
Amsel	1,4		3,1	
Buchfink		7,8	12,8	7,3 4,4
Zaunkönig		4,1		
Kohlmeise		3,4	2,6	5,0
Kleiber		2,4	2,6	
Blaumeise		1,9	3,6	
Waldlaubsänger			3,1	
Zilpzalp				13,4
Mönchsgrasmücke				7,3
Rotkehlchen				5,0 5,5
Fläche (ha)	28,9	53,6	19,5	17,9 9,1
Abundanz	21,5	31,0	39,5	75,1 9,9

jeweils einem Brutpaar insgesamt (d.h. 0,4 Bp/10 ha) vor, offenbar ohne typisch für die Avizönose dieses Habitattyps zu sein.

Abbildung 6 zeigt die Verteilung der Brutpaare in den beiden Teilflächen.

Um die Siedlungsdichten in Relation zu „echten“ Waldhabitaten zu setzen, sind in Tabelle 2 die Abundanzen der fünf häufigsten Vogelarten aus dem Holzfeld den Ergebnissen aus zwei Buchen-Althölzern, einer Buchen-Naturverjüngung unter lichtem Buchen-Eichen-Schirm und einem Nie-

Tab. 3. Daten zur Habitatstruktur der Holzfelder 2 bis 10 (Numerierung vgl. Abb. 6). Angegeben sind jeweils Mittelwerte. Die Messungen erfolgten am Ende der Brutsaison (Ende Juni/Anfang Juli 1994). Felder 2 bis 4 bilden die Teilfläche Nord, 5 bis 10 die Teilfläche Süd

Feld-Nr.	Feldgröße	Vegetationsperiode	Verhältnis Pappeln: Weiden	Höhe	diesj. Höhenzuwachs ¹	Anzahl Austrieb je Stock	BHD	Deckungsgrade ² Strauchschicht	Krautschicht	Anteil ausgefall. Reihen ³	Stöcke pro ha ⁴	Austriebe pro ha ⁵
2	2,00 ha	2.	80:20	3,1 m	0,7 m	9,6	12 mm	73 %	74 %	16 %	11 300	129 000
3	1,75 ha	2.	79:20	2,5 m	0,6 m	7,4	12 mm	74 %	81 %	16 %	11 300	129 000
4	8,96 ha	1.	100:0	1,0 m	1,0 m	9,6		40 %	50 %	20 %	12 000	144 000
5	3,49 ha	4.	100:0	6,0 m	0,6 m	1,3	39 mm	95 %	15 %	17 %	11 700	18 000
6	6,10 ha	3.	79:21	2,7 m	0,6 m	9,8	11 mm	89 %	59 %	11 %	13 400	131 000
7	1,73 ha	1.	100:0	0,6 m	0,6 m	12,6		10 %	45 %	30 %	10 800	195 000
8	1,77 ha	1.	100:0	0,4 m	0,4 m	10,7		10 %	55 %	35 %	10 000	164 000
9	1,32 ha	4.	100:0	6,0 m	0,6 m	1,4	37 mm	96 %	13 %	13 %	12 900	21 000
10	1,78 ha	1.	0:100	1,6 m	1,6 m	23,4	8 mm	85 %	85 %	0 %	11 600	271 000

¹ zum Untersuchungszeitpunkt Ende Juni/Anfang Juli 1994, d. h. nicht Gesamtzuwachs der Vegetationsperiode

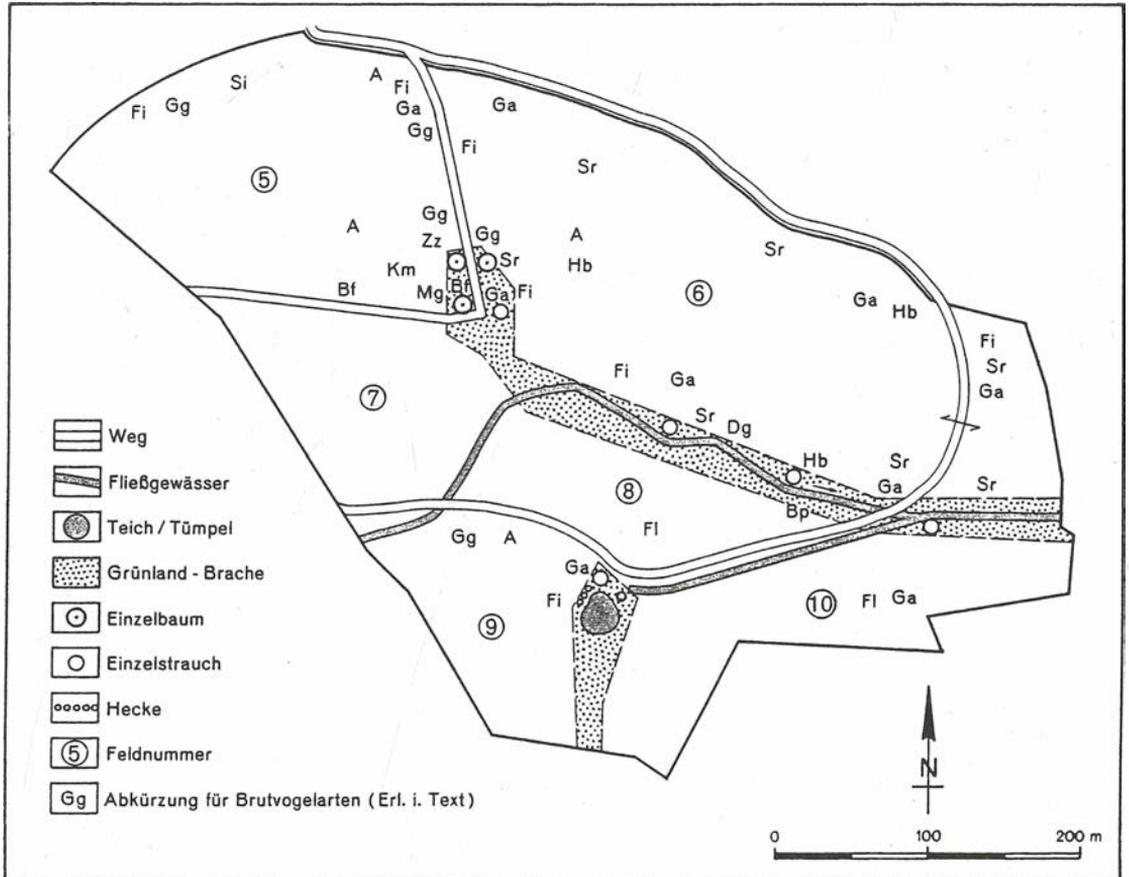
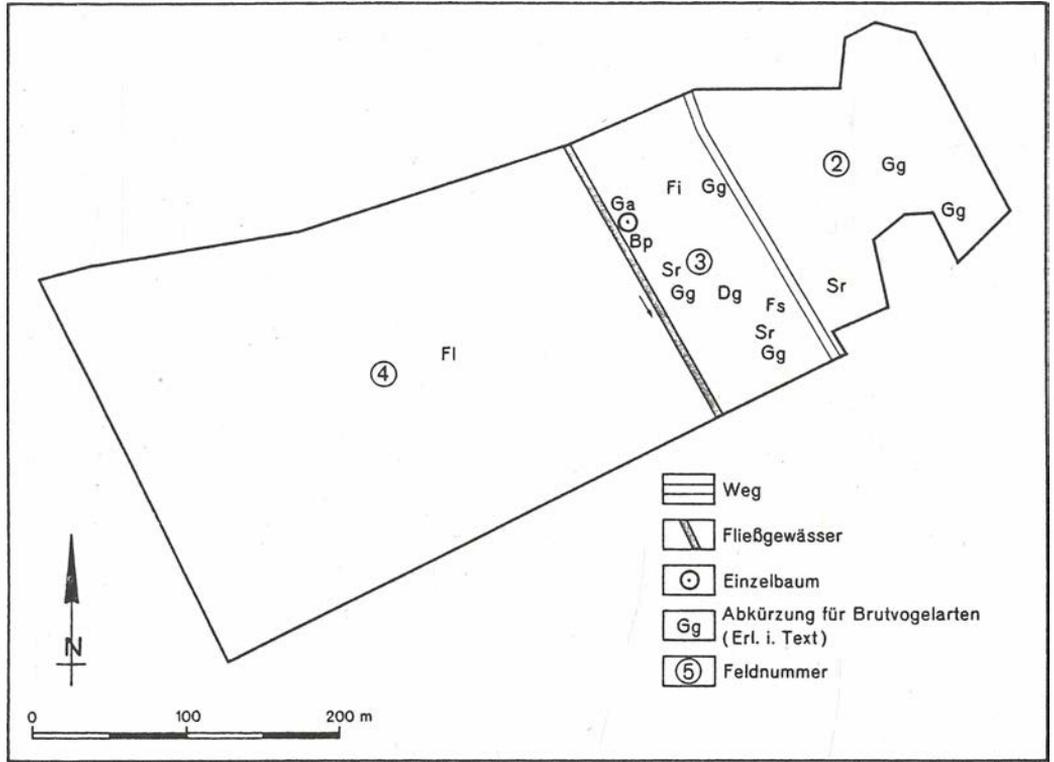
² bereinigte Angaben: ausgefallene Reihen (> 50 % der Stöcke abgestorben) unberücksichtigt

³ > 70 % der Stöcke einer Reihe abgestorben

⁴ Ausfälle berücksichtigt

⁵ bei der Berechnung ausgeklammert blieben die ausgefallenen Reihen

Abb. 6: Verteilung der Brutreviere in den Teilflächen Nord (oben) und Süd (unten). Die eingekreisten Feldnummern sind für Tabelle 3 von Bedeutung.



derwald gegenübergestellt. Dabei handelt es sich um Kartierungen aus dem Jahr 1992 im Krofdorfer Forst bei Gießen (Jedicke im Druck).

Aus der Literatur sind keine direkt vergleichbaren Siedlungsdichte-Untersuchungen für Kurzumtriebswälder in Mini-Rotation bekannt. Noch nicht publiziert sind die Ergebnisse von *Liesebach* und *Mulsow* (1994), welche die Brutvogelfauna eines Holzfelds von 9,1 ha Größe bei Arolsen-Massenhausen (ebenfalls im Kreis Waldeck-Frankenberg) mit der der umgebenden Feldflur und des angrenzenden Forstes vergleichen. Die dortige Kurzumtriebsfläche ist kleiner und zugleich kleinflächiger parzelliert – sie besitzt dadurch eine höhere innere Grenzlinienlänge; die Gehölze sind zum Teil älter.

In Arolsen-Massenhausen wurden elf Brutvogelarten mit einer Abundanz von 33,6 Revieren/10 ha festgestellt, d.h. eine geringere Artenzahl als in Diemelstadt-Rhoden, aber eine um gut die Hälfte höhere Siedlungsdichte. Diese beruht vermutlich zum einen auf der kleinparzelligen Struktur, die dem Versuchscharakter der Fläche entspricht, jedoch einer wirtschaftlichen Praxis entfernter ist. Zum anderen fehlten in Massenhausen großflächig frisch abgeerntete Felder, die von Vögeln kaum besiedelt werden. Bleiben diese in Rhoden unberücksichtigt, so ergibt sich mit 36,2 Bp/10 ha ein sehr ähnlicher Wert.

Die Zahl von elf Vogelarten in Arolsen-Massenhausen entspricht in etwa der auf der vergleichbar großen Teilfläche Nord in Diemelstadt-Rhoden mit neun Arten.

Liesebach und *Mulsow* (1994) wiesen ein entsprechendes Artenspektrum nach: Sämtliche von ihnen beobachteten Brutvögel kommen auch in Diemelstadt-Rhoden vor. Nur in Rhoden registriert wurden Feldlerche, Heckenbraunelle, Dorngrasmücke, Singdrossel und Hänfling, die dort allesamt mit geringer Dichte auftreten.

4.2 Typische Habitate der Vogelarten

Aus welchen Habitattypen rekrutiert sich der Artenbestand in Kurzumtriebswäldern? 13 der 16 Brutvogelarten sind an Gehölzstrukturen gebunden, lediglich für drei Arten trifft das weniger bzw. nicht zu: Der Sumpfrohrsänger (10 Bp) und der Feldschwirl (1 Bp) beanspruchen Hochstaudenbestände mit mehr oder weniger Einzelbüschen. Die Feldlerche (3 Bp) ist ein typischer Offenlandbewohner der Agrarlandschaft. Sie tritt allein auf den im vorangegangenen Winter geernteten Feldern auf.

Abbildung 7 nimmt eine grobe Zuordnung zu den wichtigsten Habitattypen vor; berücksichtigt wurden nur solche Typen, in welchen die Arten bedeutende Vorkommen zeigen. Bei den Waldarten handelt es sich nur wenig um Bewohner geschlossener Hochwälder, sondern überwiegend um solche, die Lichtungen, Verjüngungsflächen und/oder Wald-ränder bevorzugen. Unter den Arten der Agrarlandschaft sind einige, die zwar Feldgehölze regelmäßig besiedeln, jedoch Hecken seltener bzw. in nur geringer Dichte (Fitis, Baumpieper und Kohlmeise).

Bezogen jeweils auf die Brutpaar-Zahlen, rekrutieren sich 50 % der Vogelgemeinschaft aus Arten der Agrarlandschaft, 27 % aus Waldbiotopen und 23 % aus Gehölzen innerhalb der menschlichen Siedlungen. Dabei sind Mehrfach-

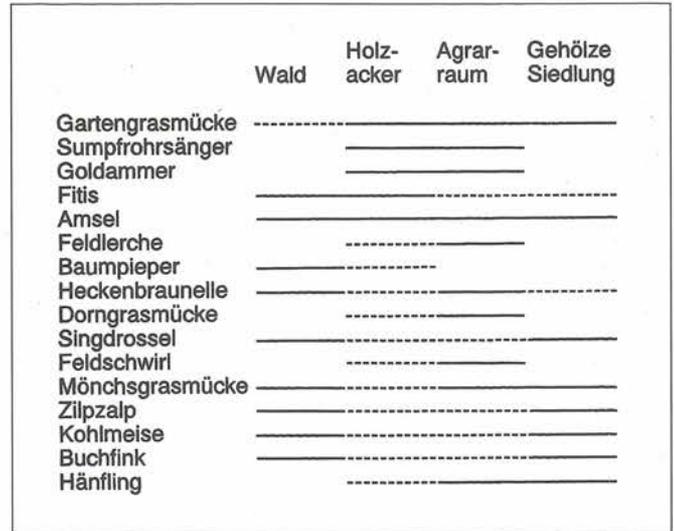


Abb. 7: Bevorzugte Habitattypen der als Brutvögel in den Holzfeldern nachgewiesenen Vogelarten, zusammengefaßt in drei bzw. vier Lebensraumgruppen. Durchgezogene Balken kennzeichnen regelmäßig mit bedeutenden Anteilen der Population besiedelte Lebensraumtypen, durchbrochene weniger regelmäßig bzw. nur in wenigen Qualitäten besiedelte.

nennungen eingeflossen. Keine der Arten ist ein überwiegender Stadtbewohner, so daß Wald und Agrarlandschaft als eigentliche Herkunftshabitate bezeichnet werden können. Die Arten der Agrarlandschaft lassen sich weiter aufgliedern in 36 % an Gehölzstrukturen gebundene Arten, 11 % Bewohner von Hochstaudenfluren und 3 % Bewohner der Offenlandschaft (vgl. Abb. 8).

4.3 Habitatstruktur

Zur Beschreibung der Habitatstruktur wurden – getrennt für die verschiedenen Weichlaubholz-Sorten auf den einzelnen Feldern – verschiedene Variablen erfaßt, deren Ergebnisse in Tabelle 3 als Mittelwerte je Feld dargestellt sind. Folgende Zusammenhänge, die für die Besiedlungsmuster durch Vögel wichtig erscheinen, werden dabei deutlich:

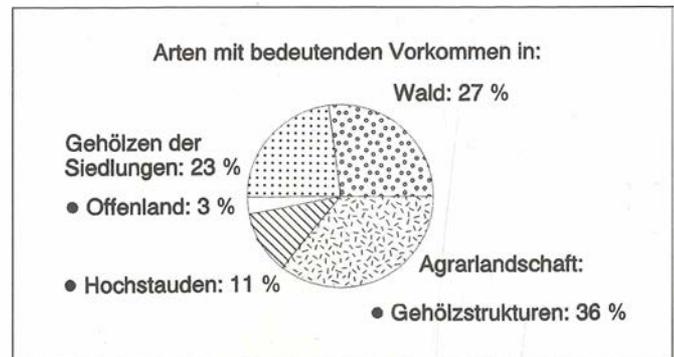


Abb. 8: Hauptvorkommen der in den Holzfeldern nachgewiesenen Arten in den drei Lebensraumgruppen Wald, Agrarlandschaft (untergliedert in Gehölzstrukturen, Hochstaudenbestände und Offenland des Agrarraums) und Gehölzen innerhalb von Siedlungen. Berechnungsbasis bildeten die Brutpaar-Zahlen; dabei flossen Mehrfachnennungen in verschiedenen Habitattypen ein.

■ Baum- bzw. Strauchhöhe und Brusthöhendurchmesser (BHD) wachsen mit zunehmendem Alter auf – gemessen in der Mitte der vierten Vegetationsperiode – eine mittlere Höhe von ca. 6 m und einen mittleren BHD von knapp 4 cm (maximal 6,7 cm).

■ Innerhalb der gesunden, kaum durch Ausfälle geschädigten Pflanzreihen wachsen zwischen 11 600 und gut 15 500 Wurzelstöcke/ha. Durch Schäden infolge von Frost, Befall durch Rostpilze (*Melampsora*) und Käferfraß (Pappel- und Weidenblattkäfer, *Melasma populi* und *Phyllodecta vitellinae*) sind jedoch in fast allen Flächen einige Reihen (meist sortenabhängig streifenweise drei bis sieben Reihen nebeneinander) ausgefallen, und zwar in der Summe zwischen 0 und 35 % je Feld. Damit reduziert sich im Mittel die Zahl der Wurzelstöcke auf 10 000 bis 12 900 Stöcke/ha. Die gehölzfreien oder -armen Streifen erhöhen das Strukturangebot der sonst monotonen Flächen.

■ Noch gravierender erscheinen die Unterschiede hinsichtlich der Zahl an Austrieben (Höhe > 50 cm) je Wurzelstock: Bislang noch nicht genutzte Pflanzen (erste Nutzungsperiode) zeigen 1,3 bis 1,4 Austriebe/Stock (Felder 5 und 9 in der vierten Vegetationsperiode); hier handelt es sich zu 100 % um Pappeln. Im Anschluß an die erste Nutzung regenerieren sich die Stöcke durch im Mittel 7,4 bis 12,6 Austriebe/Stock, im Falle des reinen Weidenbestands in Feld 10 sogar mit 23,4 Austrieben/Stock. Damit entsteht eine wesentlich dichtere Vegetationsstruktur.

■ Im allgemeinen sinkt der Deckungsgrad krautiger Bodenvegetation mit wachsendem Alter des Austriebs. In den Flächen der vierten Vegetationsperiode deckt die Krautschicht nur 13 bzw. 15 % (flächige Ausfälle von Gehölzen mit fast 100 % Deckung der Krautschicht ausgeklammert). Typisch sind herdenartiges Auftreten einzelner Arten fast in Reinbeständen und andererseits häufig Kümmerwuchs. Es dominiert hier unbewachsene Bodenoberfläche überwiegend mit einer Auflage von Blattnekromasse.

■ Bei der Schichtung der Bestände verschieben sich die hohen Gesamtdeckungsgrade von der bodennahen Schicht (0 bis 0,5 bzw. 0,5 bis 2 m in der ersten bis dritten Vegetationsperiode) in den Bereich zwischen 2 und 6 m (vierte Vegetationsperiode).

4.4 Sukzession der Avizönose im Nutzungsrhythmus

Betrachtet man die verschiedenen Altersstadien der Holzfelder mit ihrer jeweiligen Habitatstruktur in bezug auf die Vögel genauer, so zeigen sich von Art zu Art deutlich verschiedene Besiedlungsmuster. Zusammenfassend läßt sich das Auftreten typischer Arten in einem Schema der anthropogen im Rahmen des Nutzung gesteuerten zyklischen Sukzession darstellen (Abb. 9):

■ Die Feldlerche ist auf Flächen unmittelbar nach der im Februar/März erfolgten Ernte beschränkt. Sie profitiert offenbar von intensivem Käferfraß, der – mit Ausnahme des Weidenfeldes 10 – bis etwa Ende Mai 1994 den Neuaustrieb verzögerte.

■ Der Baumpieper nutzt als Grenzlinien-Bewohner die erstjährigen und partiell zweijährigen Felder als Teillebensraum, er kommt jedoch mit zwei von drei Revieren im Zusammenhang mit höheren Gehölzgruppen vor.

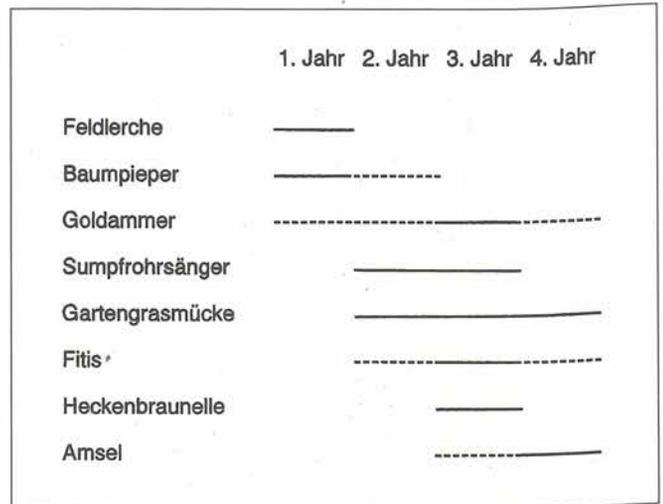


Abb. 9: Schema der durch anthropogene Nutzung gesteuerten zyklischen Sukzession der Avizönose in den untersuchten Holzfeldern.

■ Die Goldammer ist ebenso wie der Baumpieper an Grenzlinien konzentriert, besitzt darüber hinaus aber einen deutlichen Schwerpunkt in dem dreijährigen Feld – welches jedoch durch unterschiedliche Wuchshöhen in sich deutlich stärker strukturiert ist als die übrigen Flächen. Auch *Bezzel* (1993) betont die Affinität der Goldammer zu „vielen Randlinien zwischen unterschiedlichen Vegetationshöhen“.

■ Der Sumpfrohrsänger als eine der häufigsten Arten siedelt nur in den zwei- und dreijährigen Flächen mit dichtem Aufwuchs. Üblicherweise bewohnt er dichte Hochstaudenbestände mit einem hohen Anteil vertikaler Elemente mit Höhen zwischen 80 und 160 cm (*Bezzel* 1993). Die besiedelten Holzfelder sind zu Beginn der Vegetationsperiode im Mittel 1,9 bis 2,4 m hohen Gehölzen höher; innerhalb der geschlossenen Bestände weisen diese zwischen 102 000 und 144 000 Austriebe/ha auf.

■ Die Gartengrasmücke als häufigste Art fehlt in den erstjährigen Aufwüchsen und tritt in den Feldern des zweiten, dritten und vierten Jahres auf.

■ Für den Fitis gilt gleiches, aber er zeigt einen Schwerpunkt im dreijährigen Aufwuchs; in den vierjährigen Flächen beschränkt er sich auf Randlagen.

■ Die Heckenbraunelle brütet nur in dem dreijährigen Feld.

■ Für die Amsel werden Holzfelder offensichtlich erst mit höherem Alter interessant: Erste Brutvorkommen liegen im dreijährigen Aufwuchs, die meisten jedoch in den vierjährigen Feldern.

4.5 Bewertung von Kurzumtriebswäldern aus ornithologischer Sicht

Holzfelder werden durch eine arten- und individuenarme Singvogel-Gemeinschaft besiedelt, in der Nicht-Singvögel fehlen. Vier eudominante Arten mit einer Dominanzsumme von 64 % legen nahe, daß es sich um ein frühes und eher instabiles Sukzessionsstadium handelt. Innerhalb des vierjährigen Nutzungszyklus zeigen sich deutliche Verschiebungen des Artenspektrums. Infolge der Mobilität der Vögel können die an ein bestimmtes Laubholzalter gebundenen Arten

jahrweise auf benachbarte Felder ausweichen, wenn alle vier Altersstadien in einer Kultur vorhanden sind. Damit ist trotz der Nutzung eine gewisse Kontinuität in der Existenz der Habitatstrukturen gegeben.

Seltene Vogelarten der Roten Liste fehlen. Somit kommt den Holzfeldern keine besondere Funktion für den ornithologischen Artenschutz zu.

Zumindest die in Mini-Rotation betriebenen Holzfelder zeigen eine weitestgehend andere Avifauna als Niederwälder. Somit ist es falsch, Holzfelder als moderne Form der Niederwald-Nutzung darzustellen; traditionelle Niederwälder sind zudem bei weitem nicht so dicht (40jähriger Hainbuchen-Niederwald im Krofdorfer Forst: 2300 Stämme/ha, mittlerer BHD 10,8 cm, mittlere Höhe 14,7 m).

Zusätzlichen Lebensraum bieten Holzfelder weit überwiegend Gehölbewohnern, die hinsichtlich vertikaler Strukturen anspruchslos sind. Daher findet sich in den Feldern keine aus anderen Lebensräumen in Artenszusammensetzung und Struktur bekannte Vogelgemeinschaft (auch nicht aus älteren Hybridpappelkulturen, wie sie *Handke* und *Kalmund* [1986] untersuchten), sondern eine im Vergleich zu Wald- wie Gehölzhabitaten im Agrarraum verarmte Avizönose. Höhlenbrüter fehlen (bis auf ein Brutpaar der Kohlmeise). Hinsichtlich des Verhaltens bei der Nahrungssuche läßt die Vogelgemeinschaft Vertreter der Gilden der Stammkletterer, der Ansitz- und Flugjäger missen.

Aus diesen Beobachtungen folgt das Fazit, daß die Anlage von Kurzumtriebswäldern keine originäre Maßnahme des ornithologisch motivierten Naturschutzes sein kann – durch die Neuanlage von Feldgehölzen und Heckenstrukturen und durch erhöhte Strukturvielfalt im Wald durch Methoden der naturgemäßen Forstwirtschaft lassen sich weit größere Verbesserungen erreichen.

Das bedeutet andererseits aber keine vollständige Ablehnung von Holzfeldern. In strukturarmen Ackerlandschaften, in welchen Hecken und Feldgehölze auf wenige Restbestände zurückgedrängt sind, bewirken Kurzumtriebsplantagen gegenüber der Ackernutzung eine deutliche Bereicherung mit von der Gehölzstruktur abhängigen Vogelarten.

Das Vorkommen von Grenzlinien-Bewohnern und die generell mehr oder minder ausgeprägte Häufung von Brutpaaren im Bereich der Ränder von Holzfeldern legen verschiedene Anforderungen an die Gestaltung solcher Flächen nahe, die in Abschnitt 6 im Rahmen von Empfehlungen für die Entscheidungspraxis behandelt werden.

5. Naturschutzfachliche Bewertung

5.1 Vorbemerkungen

Natürlich ist es nicht möglich, anhand einer einjährigen avifaunistischen Untersuchung von knapp 30 ha Holzfeld eine umfassende naturschutzfachliche Bewertung vorzunehmen. Dennoch soll versucht werden, auf dieser Grundlage verschiedene Aspekte anzusprechen und damit vor allem auf offene Fragen hinzuweisen, die der Untersuchung bedürfen.

Umfassender Naturschutz muß über den reinen Arten- und Biotopschutz hinausgehen und den Ressourcenschutz einbeziehen. In Anlehnung an den Potentialbegriff aus der

Landschaftsplanung werden daher Arten- und Biotoppotential, Erholungspotential, Bodenpotential, Wasserpotential und Klimapotential behandelt.

5.2 Arten- und Biotoppotential

Unter der Prämisse, daß nicht schutzwürdige Artvorkommen und/oder Biotope durch die Aufforstung zerstört oder beeinträchtigt werden, gehen auf den Arten- und Biotopschutz keine negativen Auswirkungen von Holzfeldern aus. Um Beeinträchtigungen ausschließen zu können, sind im Vorfeld von Planungen neuer Holzfelder für die vorgesehenen Flächen detailliert und parzellenscharf

- die vorhandenen Biotope und Habitatstrukturen flächendeckend zu erfassen,
- die Flora und Vegetation zu kartieren,
- eine gezielte Auswahl verschiedener faunistischer Artengruppen zu untersuchen.

Bei den Vögeln sollten neben der Analyse des Brutzeit-Aspekts wenigstens stichprobenartig ganzjährige Beobachtungen durchgeführt werden, um auch wichtige Rast- und Winterquartiere (beispielsweise auf ackerbaulich geprägten Hochflächen) zu identifizieren. Stets sind mögliche Wirkungen auf benachbart und auf entfernter liegende Flächen zu bedenken, beispielsweise durch Zerteilung zusammenhängender Wiesenbrüter-Vorkommen oder eine negative Kulissenwirkung auf diese. Konfliktmindernd im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz wirkt die weitgehende Beschränkung von Holzfeldern auf bislang ackerbaulich genutzte Standorte, die kaum durch Gehölze und andere Strukturen gegliedert sind, insbesondere in eher waldarmen Gebieten. Als Tabuzonen auszuklammern sind Grenzertragsstandorte – wobei dort die Wirtschaftlichkeit der Holzproduktion ohnehin fraglich erscheint – sowie schutzwürdige Biotoptypen. Als schutzwürdig sind dabei nicht nur die pauschal geschützten Lebensräume nach § 20c BNatSchG anzusehen, sondern weit darüber hinausgehend – vielleicht etwas pauschal ausgedrückt – alle nicht durchschnittlichen Standorte einer Landschaft. Dabei ist auch das Renaturierungspotential der beplanten Flächen weitestmöglich zu bedenken, etwa durch Wiedervernässung, Nährstoffentzug etc. So müssen auch die Talauen als zumindest potentielle Feuchtwiesen-Standorte und Retentionsräume zur Anlage von Holzfeldern ausgeklammert bleiben.

Einen positiven Effekt auf das Arten- und Biotoppotential können Holzfelder in erster Linie in ausgeräumten Ackerlandschaften erreichen, wenn dabei zusätzlich einige Gestaltungshinweise beachtet werden (s. u.).

Jedoch sind Holzfelder durch ihre kurzen Nutzungsintervalle sehr naturferne Lebensräume: Der Aufwuchs wird bereits bei Erreichen von nur 1 bis 2 % des natürlichen Baum-Lebensalters geerntet. Damit klafft die Schere zwischen erreichtem und in der Natur erreichbarem Alter um ein Vielfaches weiter auseinander als im Forst.

Konkrete Untersuchungen zur Bedeutung von Holzfeldern als Lebensraum von Tiergruppen sind nur vereinzelt durchgeführt worden. *Jakobs* (1993) nennt unveröffentlichte Ergebnisse von *Makeshin* et al. bei Regensburg, die infolge Pestizidverzicht und mehrjähriger Bodenruhe auf ehemaligem Acker eine Zunahme von Regenwürmern, Asseln

und Weberknechten verzeichneten. Diese Aussage könnte für die gesamte Bodenmesofauna zutreffen.

Nach eigenen Beobachtungen sind die Kulturen attraktive Einstände und Nahrungsgrundlage für Rehwild: Auf 28,9 ha Fläche wurden in einem Durchgang bis zu neun Rehe gezählt, im Mittel zwischen April und Juni sechs Rehe bzw. umgerechnet zwei Rehe/10 ha. Bei den Weiden verursacht das Rehwild durch Abknicken der Triebe und Verbiß deutliche Ertragseinbußen. Neu gepflanzte Weiden sind ohne Gatterung kaum zu etablieren (*Döhner* mdl.).

Für die Flora läßt sich im Vergleich mit Ackernutzung eine deutliche Artenanreicherung beobachten. Das legt der auch von *Plaggenbourg* (1989) zitierte unveröffentlichte Forschungsbericht einer Fläche bei Regensburg von *Makeshin* et al. nahe, die von 145 Pflanzenarten auf Holzfeldern im Vergleich zu nur 17 Arten auf einer Ackerfläche sprechen. Nach Erfahrungen in Diemelstadt müssen dabei jedoch die Pflanzen mit berücksichtigt sein, die entlang der Ränder und in ausgefallenen Pflanzreihen der Holzfelder stehen.

Generell nehmen die Deckungsgrade der Bodenvegetation mit zunehmendem Alter der Gehölze stark ab. Innerhalb der geschlossenen vierjährigen Bestände deckt die Krautschicht meist nur 10 bis 15 %, in den Randbereichen zu ausgefallenen Reihen jedoch 80 bis fast 100 %. Typisch sind artenarme Bestände mit wenigen, stark dominierenden Arten, die häufig herdenartig auftreten und damit gestörte, junge Sukzessionsstadien anzeigen. Positiv im Vergleich zu Ackernutzung muß für die Vegetation die bis auf die Pflanzung herbizidfreie Nutzung und die auf vierjährigen Turnus verringerte Störungshäufigkeit gewertet werden.

5.3 Erholungspotential

Ausgesprochen schwierig zu bewerten – weil sehr subjektiv empfunden – sind das Landschaftsbild und die Attraktivität der Landschaft für die menschliche Erholung. Die Pappel- und Weiden-Monokulturen mit ihrer eintönigen Struktur und den meist geometrischen Feldbegrenzungen bilden sicherlich keinen Anziehungspunkt für Erholungssuchende. Bei Berücksichtigung von drei Aspekten können sie allenfalls das Landschaftsbild etwas bereichern:

- Auflockerung der Holzfelder durch naturnähere Feldgehölze und Hecken,
- kleinparzelliertes Nutzungsmosaik innerhalb der Holzfelder,
- Wechsel bzw. Durchdringung mit herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Deutlicher noch als beim Arten- und Biotoppotential muß gefolgert werden, daß die Anlage von Holzfeldern kein Mittel zur Aufwertung des Landschaftsbilds darstellt, sondern allein unter bestimmten Umständen gewisse Verbesserungen bewirken kann. Insgesamt überwiegen jedoch in meinen Augen die negativen Aspekte, indem Holzfelder z. B. stärker als unterbrochene Heckenzüge und Feldgehölze die landschaftliche Weitsicht versperren können.

5.4 Bodenpotential

Mehrjährige Bodenruhe und intensive Durchwurzelung durch Gehölze wirken positiv auf die Struktur der Böden. In

der weit überwiegenden Zeit des Nutzungszyklus sind die Böden beschattet. Diese Wirkung der Gehölze wird durch die beständigere Krautschicht und auf der Bodenoberfläche liegende in Zersetzung befindliche Blätter der Gehölze verstärkt. Somit sind Bodentemperatur und -feuchte wesentlich ausgeglichener als unter Acker- und auch Grünlandnutzung. Bodenverdichtung wird viel weniger leicht zu einem Problem, weil die Flächen nach ihrer Anlage nur noch einmalig alle vier Jahre zum Zwecke der Ernte mit einem Schlepper befahren werden. Durchwurzelung und das durch Laubstreu und Beschattung intensivierte Bodenleben bewirken eine verbesserte Bodenstruktur (*Plaggenbourg* 1989).

Weitere positive Effekte ergeben sich aus einem Pestizid- und Düngungsverzicht und dem weitgehenden Unterbinden von Bodenerosion. Negativ dagegen kann eine erhöhte Ausfilterung von Schadstoffen aus der Luft wirken (s. Abschnitt 5.5).

Das biotische Ertragspotential (natürliche Ertragsleistung) von als Holzfeld genutzten Böden, neben dem Boden selbst bestimmt durch Wasser, Klima und Relief, wird bei dieser Nutzungsart erhalten – was man von ackerbaulicher Nutzung mit ihren Folgen wie Bodenerosion und Verdichtung vielfach nicht sagen kann.

5.5 Wasserpotential

Aus drei Gründen beurteilen Wasserwirtschaftler Aufforstungen stillgelegter Ackerflächen grundsätzlich skeptisch (*Heinsdorf* 1994):

- Aufgrund der höheren Ausfilterung von Schadstoffen durch Wälder und der dadurch größeren Bodenbelastung unter Gehölzen im Vergleich zum Freiland;
- wegen der Gefahr höherer Nitratreinträge in das Grundwasser insbesondere auf Böden mit einer hohen und raschen Mineralisierungsrate, wie sie gute Ackerböden zeigen, so daß die Gehölze im Gegensatz zu Feldfrüchten die hohe Menge an N-Verbindungen nicht verwerten können²;
- infolge des hohen Wasserverbrauchs der Wälder selbst, so daß die Grundwasserspende im Vergleich zum Offenland geringer ist.

Hier scheint besonderer Forschungsbedarf gegeben zu sein, zumal die Kurzumtriebswälder nicht kritiklos längerfristigen Aufforstungen von Wald gleichgesetzt werden dürfen.

Auf jeden Fall ist der Eintrag von Düngemitteln und Pestiziden in Oberflächengewässer und generell angrenzende Biotope wesentlich geringer als unter Ackernutzung; eutrophierende Wirkungen auf Gewässer werden minimiert.

5.6 Klimapotential

Hinsichtlich Klima und Luft ist zunächst die CO₂-Diskussion von Bedeutung. Holzfelder binden CO₂ aus der Luft, indem sie Biomasse aufbauen. Bei deren Verbrennung zur Energiegewinnung wird nicht mehr CO₂ frei, als zuvor der Luft entzogen wurde. Dennoch wäre es verkürzt, spräche man von einer neutralen CO₂-Bilanz von Holzfeldern. Von der Vorbe-

² Dieses Problem könnte durch Untersaat krautiger Pflanzen entschärft werden.

reitung der Pflanzflächen und der Gewinnung und Kühlung der Stecklinge über Pflanzung und Ernte bis hin zum Transport der Hackschnitzel zum Kraftwerk wird Energie verbraucht und dabei neben verschiedenen Schadstoffen auch CO₂ emittiert – wobei dieses für alle Energieträger gilt. Daher kommt es auf eine möglichst dezentrale Verwertung der Hackschnitzel an, um lange Transportwege zu vermeiden. Andererseits kann die Abgasreinigung um so effektiver sein, je größer ein Kraftwerk ist – Baden-Württemberg fördert wegen des Emissionsproblems nur Hackschnitzel verwertende Kraftwerke von über 200 kW Leistung.

Kleinklimatisch wirken Holzfelder positiv durch Bremsen des Windes, durch Dämpfen von Temperaturextremen und durch lokales Erhöhen der Luftfeuchte. Diese Auswirkungen können sicherlich wenigstens größenordnungsmäßig mit denen von Hecken und Feldgehölzen verglichen werden, sie erreichen jedoch nicht die Einflußstärke echter Waldbestände. Andererseits muß man einschränken, daß sich die positiven mikroklimatischen Effekte eher noch effektiver und auf kleinerer Grundfläche durch ein Heckennetz erreichen lassen – auch dieses müßte durch konkrete Untersuchungen bestätigt werden.

Entlang von Verkehrsstraßen und um Industrieanlagen können im Nahbereich Holzfelder als Schutz vor Lärm- und Schadstoff-Emissionen fungieren.

6. Empfehlungen für die Entscheidungspraxis

Als zusammenfassendes Fazit für die Entscheidungspraxis bei der Festlegung von Flächen für die Anlage von Holzfeldern und bei deren Gestaltung werden folgende Empfehlungen gegeben:

(1) Eine vorausschauende Planung sollte Vorrang- und Tabuflächen für die Anlage von Holzfeldern in kleinem bis mittlerem Maßstab festlegen. Das adäquate Planungsinstrument dafür wäre der Landschaftsrahmenplan/Raumordnungsplan, d. h. die Ebene der Regionalplanung. Diese Festlegungen sind gleichermaßen erforderlich für alle Erstaufforstungen, die durch finanzielle Förderungen im Zusammenhang mit der EU-Flächenstilllegung forciert werden (vgl. Jedicke 1993).

(2) Rechtlich ist die Anlage von Holzfeldern auf bislang landwirtschaftlich genutzten Flächen als Aufforstung zu werten und als solche genehmigungspflichtig. Dafür zuständige Behörde ist das örtliche Landwirtschaftsamt, das beispielsweise in Baden-Württemberg nach Anhörung der Gemeinde im Einvernehmen mit der unteren Forstbehörde und der unteren Naturschutzbehörde entscheidet (Jakobs 1993). Diese Situation wird in anderen Bundesländern vergleichbar sein. Es ist zu fordern, daß auch die nach § 29 anerkannten Naturschutzverbände und der zuständige Naturschutzbeirat an dem Genehmigungsverfahren beteiligt werden.

(3) Es bedarf die juristische Frage der Klärung, inwieweit die Anlage von Holzfeldern als Eingriff im Sinne des § 8 BNatSchG zu behandeln ist; die Landwirtschaftsklausel darf solche Überlegungen nicht von vornherein blockieren. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist diese Frage zu bejahen, denn es handelt sich um Veränderungen der Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, das Landschaftsbild, den Erholungswert und/oder das örtliche

Klima erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können. So empfehlen auch Haber et al. (1993) die Prüfung einer Anwendung der Eingriffsregelung für Erstaufforstungen. Für den Naturschutz bedeutet das, daß fachlich bessere Grundlagen für die konkrete Planung erhoben werden können und daß größere Einflußmöglichkeiten als bei einer einfachen Genehmigung durch das Landwirtschaftsamt bestehen.

(4) Zur Anlage von Holzfeldern sind vorrangig strukturalarme Ackergebiete in waldarmen Landschaften relativ konfliktfrei zu nutzen. Dennoch muß die Umwelt- und Naturschutz-Verträglichkeit in jedem Einzelfall konkret überprüft werden.

(5) Im Vorfeld einer Genehmigung sind im Rahmen aller Planungen, die Holzfelder betreffen, umfassende Erfassungen von Flora, Vegetation und mehrerer Gruppen der Fauna einschließlich einer flächendeckenden Kartierung von Biotopen, Nutzungen und faunistisch bedeutsamen Habitatstrukturen zwingend durchzuführen.

(6) Bei der Gestaltung von Holzfeldern sollte eine möglichst kleinparzellige Nutzung angestrebt werden, um einen hohen Anteil an Grenzlinien zu erzielen – zwischen unterschiedlichen Altersstadien der Weichlaubhölzer, vor allem aber zu anderen Habitattypen.

(7) Von vornherein sollte ein fester Anteil der Nutzflächen für Kleinstrukturen reserviert werden, welche die Habitatvielfalt erhöhen: Altgrasstreifen, Hecken und Feldholzinselfen, stufige Waldränder, Kleingewässer usw. Hier sollte bereits in der Planung die generelle Forderung von mindestens 10 % der Nutzflächen für kleinere Trittstein- und Korridorbiotope (z.B. Jedicke 1994) realisiert werden. Mit dieser Maßnahme kann die Akzeptanz von Holzfeldern in der Öffentlichkeit sicherlich erhöht werden.

(8) Durch bundesweit intensivierte und koordinierte Forschung sind in den nächsten Jahren fachliche Bewertungsgrundlagen für die Beeinflussung von Arten- und Biotoppotential, Erholungspotential/Landschaftsbild, Boden-, Wasser- und Klimapotential durch Holzfelder zu erarbeiten, deren Fehlen derzeit eine fundierte Bewertung von Planungen erschweren. Außerdem sollten in einer Produkt-UVP die Umweltwirkungen der energetischen Nutzung der Holzfelder vom Anbau über die Ernte bis zur Verfeuerung der Hackschnitzel untersucht werden.

Bei allen diesen Teilaspekten darf jedoch nicht übersehen werden, daß die Umwidmung ehemals ackerbaulich genutzter Flächen in Holzfelder ein gravierendes Umweltproblem keineswegs löst: Die Nutzungsintensität auf den verbleibenden Agrarflächen wächst weiter, anstatt diese flächendeckend zu extensivieren und damit negative Umweltwirkungen – auch auf den Arten- und Biotopschutz – zu mindern. Damit soll betont werden, daß das Thema ohne Scheuklappen und aus vielfältigen Blickwinkeln betrachtet werden muß.

7. Danksagung

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Bonn) wird für die finanzielle Förderung der Untersuchungen gedankt. Das Hessische Forstamt Diemelstadt, insbesondere Forstdirektor Karl Döhrer, stellte alle erbetenen Unterlagen großzügig zur Verfügung.

8. Zusammenfassung

Ergebnisse einer Untersuchung der Brutvogel-Fauna auf 28,9 ha Kurzumtriebsplantage bei Diemelstadt-Rhoden (Nordhessen) mit ein- bis vierjährigem Aufwuchs aus Pappeln und Weiden werden dargestellt. Es handelt sich um eine arten- und individuenarme, reine Singvogel-Gemeinschaft mit hinsichtlich der Habitatstruktur anspruchslosen Arten. Vier eudominante Arten – Gartengrasmücke, Sumpfrohrsänger, Goldammer und Fitis – stellen 64 % der Brutpaare. Innerhalb des vierjährigen Nutzungszyklus zeigen sich deutliche Verschiebungen des Artenspektrums, die auf der Grundlage von Messungen zur Habitatstruktur diskutiert werden. Ausgehend von den Untersuchungen und vor allgemeinem ökologischen Hintergrund werden wichtige naturschutzfachliche Bewertungsaspekte und offene Fragen angesprochen. In acht zusammenfassenden Punkten werden Empfehlungen für die Entscheidungspraxis gegeben.

9. Literatur

- Berthold, P., 1976: Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. – J. Orn. 117, (1), 1–69.
- Bezzel, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Passeres, Singvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Haber, W., Lang, R., Jessel, B., Spandau, L., Köppel, J., Schaller, J., 1993: Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. – Bericht zum BMU-Forschungsvorhaben 101 09 026. Nomos Verlagsges., Baden-Baden.
- Handke, K., Kalmund, P., 1986: Der Brutvogelbestand einer Hybridpappelkultur bei Münster. – Charadrius 22, (4), 185–191.
- Heinsdorf, D., 1994: Bemerkungen zur Aufforstung stillgelegter Ackerflächen im nordostdeutschen Tiefland. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 28, (1), 29–34.
- Jakobs, J., 1993/1994: Rahmenbedingungen für den Anbau schnellwachsender Baumarten und die Bewirtschaftung im Kurzumtrieb. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 27, (4), 153–160; 28, (1), 25–28.
- Jedicke, E., 1993: Aufforstung – ein neuer Irrweg der europäischen Agrarpolitik? – Naturschutz und Landschaftsplanung 25, (4), 153–154.
- Jedicke, E., 1994: Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 2. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Jedicke, E. (im Druck): Brutvogelgemeinschaften in Buchen-Althölzern und -Schirmbestand im Krofdorfer Forst bei Gießen. – Forstwiss. Cbl.
- Liesebach, M., Mulsow, H., 1994: Der Sommervogelbestand 1993 in einer Landschaft aus Feldflur, Kurzumtriebsplantage und Wald. – Unveröff. Vortrag beim 1. Hessischen Faunistentag, Naturschutz-Zentrum Hessen, Wetzlar.
- Oelke, H., 1974: Siedlungsdichte. – In: Berthold, P., Bezzel, E., Thielcke, G., Hrsg., Praktische Vogelkunde, Kilda-Verlag, Greven, 33–43.
- Plaggenbourg, B., 1989: Schnellwachsende Weichlaubhölzer im Kurzumtrieb. – Inf. Natursch. Landschaftspf. 5, Warndenburg, 199 S.
- Strehler, A., 1993: Stoffeigenschaften und technische Verwertung von Energiepflanzen. – In: Quade, J., Red., Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Aufl., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, S. 412–419.

Anschrift des Verfassers

Dr. Eckhard Jedicke
Jahnstraße 22
34454 Arolsen

Landbewirtschaftung und Naturschutz: Wie lauten die Anforderungen an die nachwachsenden Rohstoffe?

von Norbert Knauer

Einleitung

Nachwachsende Rohstoffe werden durch gezielten Anbau von Pflanzen mit besonderen Inhaltsstoffen gewonnen. Hierher gehören Energierohstoffe aus Pflanzen, pflanzliche Öle und Stärke zur chemisch-technischen Verwertung, aus Arznei- und Würzpflanzen gewinnbare Inhaltsstoffe sowie verschiedene Fasern.

Die Wirtschaftlichkeit des Anbaues von Pflanzen der nachwachsenden Rohstoffe (= NR-Pflanzen) hängt von der Ertragshöhe, der Rohstoffqualität und den erzielbaren Prei-

sen auf dem vom Weltmarkt beeinflussten Markt ab. In den meisten Fällen wird der Anbau von NR-Pflanzen nur durch die Gewährung von Subventionen wirtschaftlich. Neuerdings können nach BML-Mitteilung auch auf Stilllegungsflächen NR-Pflanzen angebaut werden. Die hier erzeugten Öle können durch die gezahlte volle Stilllegungprämie zu Weltmarktpreisen angeboten werden. Sie sind durch diese Umwegs-Subventionierung „voll konkurrenzfähig gegenüber entsprechenden pflanzlichen Ölen aus Drittländern“ (BMELF-Informationen Nr. 35). Eine solche Anbaumöglichkeit bestand 1994 für fast 170 000 ha. Besonders gefördert wird dabei der Anbau von Raps und die Verwertung von Rapsöl als Biodiesel.

Eine wirtschaftliche Produktion setzt trotz Subvention hohe Erträge voraus. Für solche Erträge werden erfahrungsgemäß relativ hohe Düngergaben eingesetzt und dieser Intensität angepaßte Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt.

Holz ist ein bedeutender nachwachsender Rohstoff, der nicht nur in Forstwirtschaftsbetrieben anfällt, sondern durch den Anbau von schnellwachsenden Gehölzen auch auf landwirtschaftlichen Nutzflächen erzeugt werden kann. Da sich

im Rahmen dieser Fachtagung ein eigenes Referat mit dem Holz als nachwachsender Rohstoff befaßt, haben wir diese Produktionsform hier nicht behandelt.

NR-Pflanzen sollen einerseits die Wirtschaftlichkeit der Landwirtschaft erhalten helfen, andererseits wird von ihnen eine Bereicherung der Fruchtfolge erwartet, und das wird als positive ökologische Leistung dargestellt. Wenn nun solche Pflanzenarten sogar auf Stilllegungsflächen angebaut werden dürfen, verdrängen sie hier die Möglichkeit einer mehr oder weniger langen natürlichen Entwicklung von Wildpflanzen und daran angepaßten Tierarten. Damit entfalten sie eher einen ökologischen Nachteil als einen Vorteil.

Es stellt sich die Frage, ob der Anbau von NR-Pflanzen einschließlich deren Verarbeitung neue Formen einer Umweltbelastung mit sich bringt, und nicht nur, ob damit Möglichkeiten für besondere ökologische Leistungen der Landwirtschaft im Sinne einer Förderung des Naturschutzes eröffnet werden.

1. Zur Erinnerung: Bisherige Entwicklung der Landwirtschaft

Landwirtschaft und Naturschutz stehen seit langem im Widerspruch. Die Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktion hat zu einer Verarmung der Agrarlandschaft geführt. Nicht nur die Zahl und Größe naturnaher Landschaftsteile ist kleiner geworden, sondern auch die Anzahl an Kulturpflanzenarten hat abgenommen. In der Abbildung 1 wird als besonders krasses Beispiel eine Fruchtfolge eines Gutsbe-

triebes aus dem Jahr 1949 mit den im Jahre 1984 in der gleichen Landschaft vorzufindenden Kulturpflanzen verglichen. 25 verschiedene Kulturpflanzenarten wurden 1949 angebaut, natürlich mit unterschiedlichem Flächenanteil. Im Jahre 1984 waren im Gebiet der bäuerlichen Landwirtschaft noch 10 verschiedene Arten verbreitet, während im Güterdistrikt nur noch 5 verschiedene Arten angebaut wurden.

Die Abbildung 2 zeigt, daß die Anzahl der angebauten Kulturpflanzen in der Zeit zwischen Mittelalter und 1850 stark zugenommen hat. Im Verlauf der folgenden 100 Jahre kam es lediglich zur Verschiebung des Flächenanteiles der verschiedenen Arten. In der Zeit zwischen 1950 und 1980 war dagegen wieder eine deutliche Verringerung der Anzahl von Kulturpflanzen zu beobachten.

Die von Kulturpflanzen geprägte ökologische Situation wurde also im Laufe der Zeit erheblich verändert. Die Landschaft wurde ganz allgemein ärmer an Kulturpflanzenarten, was sich auch auf die Vielfalt der damit vergesellschafteten wildwachsenden Pflanzenarten ausgewirkt hat. Jede Rote Liste eines Bundeslandes belegt das einwandfrei. Im letzten Jahrzehnt hat bei einigen Kulturpflanzen auch die Anzahl angebaute Sorten abgenommen, es ist also auch die genetische Vielfalt kleiner geworden.

Nicht selten wird der Wunsch nach einer Wiedereinführung früher vorhandener Kulturpflanzen geäußert. Das bleibt meistens aus wirtschaftlichen Gründen ein nicht oder nur schwer erfüllbarer Wunsch. Neuerdings wird häufig die Ansicht vertreten, daß ein Anbau sogenannter nachwachsender Rohstoffe zu einer ökologischen Bereicherung der

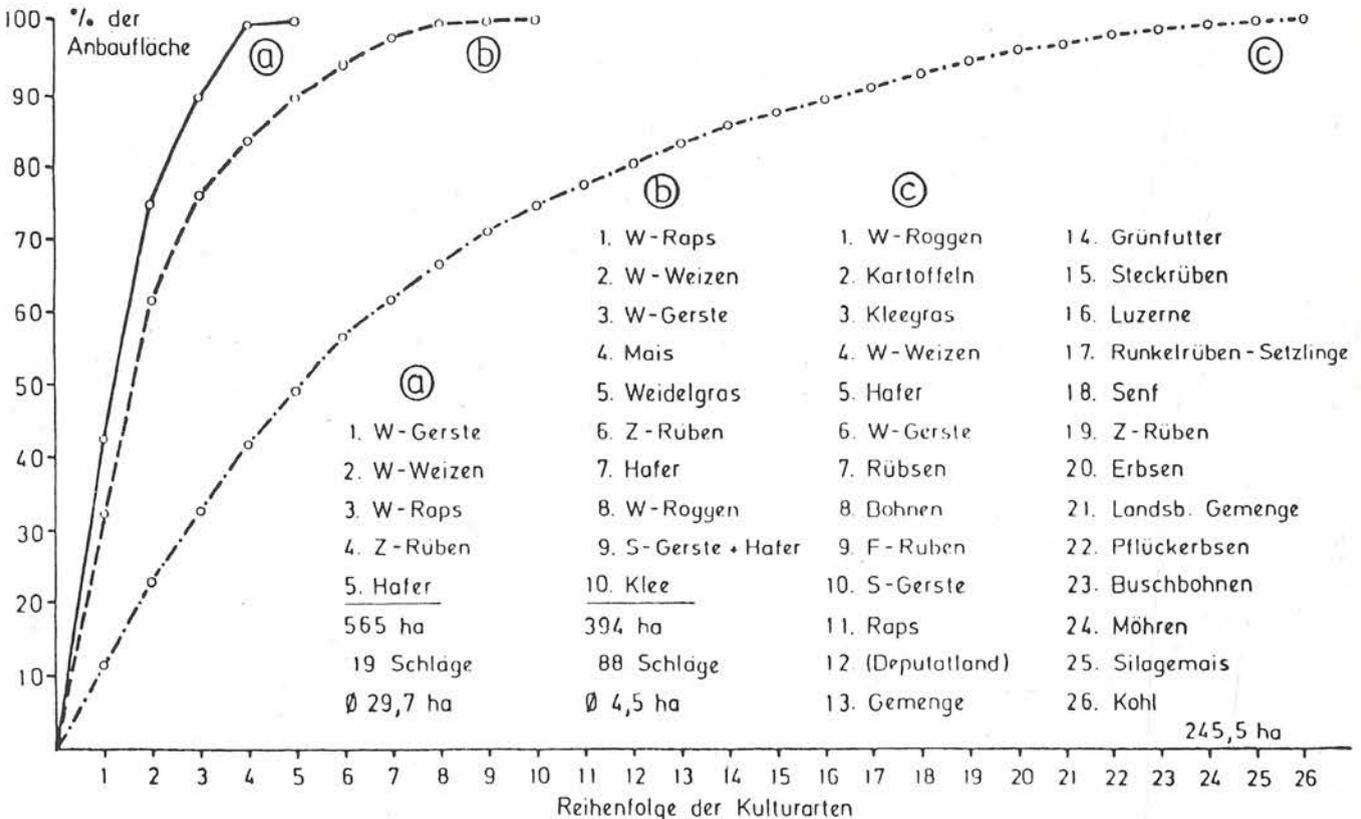


Abb. 1. Anbauverhältnisse der Ackerkulturen in Ostholstein. a = Güterdistrikt 1984; b = bäuerliche Landwirtschaft 1984; c = Gutsbetrieb 1949 (Quelle: Knauer 1985).

	Mittelalter	1850	1950	1980
Dinkel	□□□□□	□□□□□		
Roggen	□	□	□	▶
Gerste	□□□	□□□	□□	□□□□□
Hafer	□□□	□□□	□□□	□□
Weizen	△	▶	□□□□	□□□□□
Körnermais		+	+	+
Bohnen	▶	▶	△	△
Erbsen	▶▶	▶▶	▶▶	△△
Wicken	▶	▶	△	△
Linsen	▶	▶		
Lein	△	▶		
Hanf	△△	▶▶	△	
Mohn	△	△△	△△	
Raps			△△	▶
Zichorien		+	+	
Hopfen		△△	+	+
Tabak		△	+	+
Kartoffeln		□	□□	□
Futtermülsen		▶▶	□	▶▶
Zuckerrüben		▶▶	▶▶	▶▶
Stoppelrüben		▶	△	△
Rotklee		□	□□	□
Luzerne		▶	□	▶
Espartette		▶	▶	▶
Grünmais		+	+	□□
Brache	□□□□□	□□	□	▶

□ entspricht ca. 5% des Ackerlandes
 ▶ entspricht ca. 1% des Ackerlandes
 △ entspricht <0,5% des Ackerlandes
 + nur von regionaler Bedeutung

Abb. 2. Entwicklung der Anbauverhältnisse in der Landwirtschaft seit dem Mittelalter am Beispiel von Württemberg (Quelle: Knauer 1990).

Kulturlandschaft beitragen kann. Nicht selten wird die erwartete ökologische Bereicherung auch mit einer Förderung von Naturschutzziele gleichgesetzt.

Wenn man die relativ große Zahl möglicher Pflanzen betrachtet, die der Gruppe nachwachsende Rohstoffe zugeordnet werden kann (siehe Tabelle 1), könnte man durchaus annehmen, daß durch die mit dem Anbau dieser Pflanzen erfolgende Bereicherung der Kulturpflanzenvielfalt auch eine allgemein ökologische Bereicherung erfolgt. Ob eine solche Annahme richtig ist, wird noch zu diskutieren sein. Zuvor soll erst noch auf einige Umweltprobleme hingewiesen werden, die mit der Produktionstechnik in Zusammenhang stehen.

Bekannt ist der Zusammenhang zwischen Stickstoffdüngeraufwand, Ertragshöhe und Stickstoffauswaschung. Steigende Stickstoffzufuhr durch Dünger erhöht den Ertrag der meisten Kulturpflanzen bis auf eine je nach Pflanzenart, Sorte und Standortbedingungen erreichbare Maximalhöhe. Der erreichbare Maximalertrag hat sich aufgrund züchterischer und anbautechnischer Fortschritte in den letzten 25 Jahren nahezu linear nach oben verschoben (Fischbeck

1989). Die Ausnutzung des Düngerstickstoffs hat mit der Erhöhung der Düngerezufuhr aber abgenommen, und ein nennenswerter Anteil des überschüssigen Stickstoffes wird in unserem humiden Klima ausgewaschen (Kolenbrander 1979, Sattelmacher und Stoy 1990).

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind auf leichteren Böden durchaus als Grundwassergefährdungspotential anzusehen. Sie werden auch beim Anbau nachwachsender Rohstoffe eingesetzt, bleiben also auch hier ein Gefährdungspotential (Mahn 1973, Blume 1990).

Die landwirtschaftliche Bodennutzung kann in Abhängigkeit von Bodenart, Niederschlag, Hangneigung, Hanglänge, Vegetation und Nutzung eine mehr oder weniger erhebliche Bodenerosion auslösen. Reihenkulturen wie Rüben und Mais und Kulturen mit später Bodenbedeckung sind häufiger erosionsfördernd als Getreidearten und Futterpflanzen mit dichtem Wurzelnetz und guter Bodenbedeckung (Kretzschmar 1990).

2. Welche Pflanzen kommen nach dem derzeitigen Stand der Kenntnisse als „nachwachsende Rohstoffe“ in Betracht?

In der Tabelle 1 sind die wichtigsten Pflanzenarten aufgeführt, die unter unseren Boden- und Klimabedingungen als nachwachsende Rohstoffe in Betracht kommen.

Nicht alle hier aufgeführten Arten erzielen jedoch die für eine wirtschaftliche Produktion ausreichenden Erträge. Hinzu kommt, daß nur für wenige der aufgeführten Arten eine genügend große Nachfrage besteht. In der Praxis wird sich der Anbau daher auf nur wenige Arten beschränken. Es geht immer um die Fragen: Besteht die Möglichkeit der Nutzung pflanzlicher Produkte als industrieller Rohstoff, und: Bestehen Absatzwege für Industrierohstoffe, oder könnten solche entwickelt werden (Heyland 1990). In der Tabelle 2 sind solche Pflanzenarten aufgelistet, deren Inhaltsstoffe auch von der heimischen Wirtschaft nachgefragt werden.

Die Nachfrage kann sehr speziell sein, indem sie etwa bei Ölfrüchten auf bestimmte Fettsäuremuster ausgerichtet ist, und sie ist meistens lokal begrenzt. Das hat verschiedene Ursachen, z. B. sind bei bestimmten Produkten lange Transportwege unwirtschaftlich oder für die Qualität des Rohstoffes nachteilig. Verlangt werden außerdem ganz bestimmte Qualitäten der angelieferten Rohprodukte.

Als wichtige Information für die Bewertung von NR-Pflanzen gelten auch die ackerbaulichen Aspekte. Die Tabelle 3 skizziert solche ackerbaulichen Aspekte von Ölpflanzen.

Nicht alle Arten sind gleich gut an die bei uns herrschenden Klimabedingungen angepaßt. Bei manchen Arten gibt es Winterformen, bei anderen nicht. Auch die Anpassung an die Bewirtschaftungsform variiert.

Arznei- und Gewürzpflanzen zeichnen sich dadurch aus, daß sie sowohl je Flächeneinheit als auch je Arbeitskraft einen relativ hohen Deckungsbeitrag erzielen (siehe Tabelle 4). Meistens ist dazu auch die Nähe von Betrieben der Pharmaindustrie wichtig.

Der Markt für nachwachsende Rohstoffe ist begrenzt, und verschiedene pflanzenbauliche Faktoren engen die Auswahl der erfolgreich anbaubaren Pflanzenarten ein.

Tab. 1. Pflanzenarten, die derzeit als NR-Arten diskutiert werden

Pflanzen zur Gewinnung von Energierohstoffen		Pflanzen zur Gewinnung von Stärke	
Getreide	Stroh	Zuckerrüben, Kartoffeln	
Grasansaat	Sproßmasse als Heu	Körnermais	
<i>Miscanthus sinensis</i>	Sproßmasse	Weizen	
Raps	ganze Samen bzw. Öl	Stärkekartoffeln	
Weizen	Korn	Zuckerrüben	
Zuckerrüben	Zucker		
Holzarten	als Schnitzel		
Pflanzen zur Gewinnung pflanzlicher Öle		Pflanzen zur Ethanolgewinnung	
Raps	Rapsöl	Zuckerrüben	
Lein	Leinöl	Wurzelzichorie	
Potentiell können von Bedeutung sein:		Zuckerhirse	
Sonnenblumen	Crambe	Kreuzblättr. Wolfsmilch	
Öllein	Leindotter	Fenchel	
Rübsen	Ölrauke	Koriander	
Sarepta-Senf	Saflor		
Gelber Senf	Mohn		
Ölrettich	Ölkürbis		
Pflanzen zur Gewinnung von Wirkstoffen		Pflanzen zur Gewinnung von Fasern	
Alant	<i>Inula helenium</i>	Faserlein	
Arnika	<i>Arnica montana</i>	Hanf	
Baldrian	<i>Valeriana officinalis</i>	Große Brennessel	
Beinwell	<i>Symphytum officinale</i>		
Borretsch	<i>Borago officinalis</i>		
Brennessel	<i>Urtica dioica</i>		
Buchweizen	<i>Fagopyrum esculentum</i>		
Dill	<i>Anethum graveolens</i>		
Eibisch	<i>Althaea officinalis</i>		
Engelwurz	<i>Angelica archangelica</i>		
Enzian, Gelber	<i>Gentiana lutea</i>		
Fenchel	<i>Foeniculum vulgare</i>		
Fingerhut, Wolliger	<i>Digitalis lanata</i>		
Flohsamen	<i>Plantago ovata</i>		
Johanniskraut	<i>Hypericum perforatum</i>		
		Kamille	<i>Chamomilla recutita</i>
		Koriander	<i>Coriandrum sativum</i>
		Kümmel	<i>Carum carvi</i>
		Liebstöckel	<i>Levisticum officinale</i>
		Majoran	<i>Majorana hortensis</i>
		Malve, Blaue	<i>Malva silvestris</i>
		Mariendistel	<i>Silybum marianum</i>
		Muskattellersalbei	<i>Salvia sclarea</i>
		Petersilie	<i>Petroselinum crispum</i>
		Pfefferminze	<i>Mentha piperita</i>
		Ringelblume	<i>Calendula officinalis</i>
		Schnittlauch	<i>Allium schoeno-prasum</i>
		Sonnenhut, Roter	<i>Echinacea purpurea</i>
		Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
		Zitronenmelisse	<i>Melissa officinalis</i>

3. Technik, Düngung und Pflanzenschutz – auch bei NR-Pflanzen als Auslöser von Umweltbelastungen wirksam

An einigen wenigen Beispielen kann man zeigen, daß sich der Anbau von NR-Pflanzen hinsichtlich möglicher Umweltbelastungen erwartungsgemäß nicht vom bisherigen Anbau der landwirtschaftlichen Kulturpflanzen unterscheidet.

Auswirkungen auf den Boden

Die Bodendrucklasten sind bei Stärkekartoffeln und Zuckerrüben am höchsten, und das Risiko einer Bodenverdichtung ist bei Zuckerrüben am höchsten. Gering sind die Bodendrucklasten beim Anbau von *Miscanthus*, Ackergras, Sonnenblumen und Winterraps. Das Risiko einer Bodenverdichtung ist nur bei den drei zuletzt genannten Arten gering, bei *Miscanthus* wird es als groß eingeschätzt.

Das Risiko einer Bodenerosion wird nicht nur bei Stärkekartoffeln und Zuckerrüben als sehr groß eingeschätzt, sondern auch bei Körnermais.

Auswirkungen auf das Wasser

Die Verlagerung von Stickstoff muß man als bedeutenden Teilprozeß der Umweltbelastung betrachten, der mit dem Anbau von Kulturpflanzen zusammenhängt. Die Auswaschungsgefahr ist bei denjenigen Pflanzen am größten, die zum Wachstum ein kontinuierliches Stickstoffangebot benötigen, durch die Ernteprodukte aber wenig Stickstoff von der Fläche entziehen, eine geringe Durchwurzelungstiefe aufweisen und eine kurze Vegetationszeit haben (Wintzer et al. 1993).

Die Tabelle 5 informiert über das Risiko der Verlagerung von Stickstoff bei verschiedenen NR-Pflanzen unter gegenwärtigen und zu erwartenden zukünftigen Verhältnissen.

Das Verlagerungsrisiko von Stickstoff ist bei der gegenwärtigen Wirtschaftsweise und den schon bisher angebauten Pflanzenarten Weizen, Mais, Raps, Kartoffeln und Rüben groß.

Tab. 2. Pflanzenarten, Inhaltsstoffe und Folgeprodukte

(Quelle: Drucksache 10/5558. Deutscher Bundestag, 10. Wahlperiode, 28. 05. 86)

Pflanzenart	Inhaltsstoff	Folgeprodukte
Zuckerrüben	Zucker	Zucker: Ethanol, chem. Syntheseprodukte, Lösungsmittel, Polyfructosane, Fructosesirup
Kartoffeln	Stärke	Stärke: Ethanol, Kunststoffe (Polymerprodukte, Thermoplaste, Elastomere, Polyurethanschäume, Polyolefine), Fasern, Hilfsstoffe für chemische Synthese- und technische Produkte, Klebstoffe u. a.
Wurzelzichorie	Zucker	
Topinambur	Stärke	
Möhren	Zucker	
Mais	Stärke	
Weizen	Stärke	
Erbsen	Stärke	
Buschbohnen	Stärke	
Winterraps	Öle u. Fette	Öle: Tenside, Lacke, Kunststoffe, Weichmacher, Netzmittel, Emulgatoren, Additive, technische Hilfsstoffe, Schmierstoffe, Wachse.
Leindotter	Öle u. Fette	Pharmazeutika u. a.
Öllein	Öle u. Fette	
Senf	Öle u. Fette	
Sonnenblumen	Öle u. Fette	
Nachtkerze	Öle u. Fette	
Faserlein	Fasern	Textilfasern, technische
Hanf	Fasern	Fasern,
Ackerbohnen	Eiweiß	Klebstoffe u. a.
Ackererbsen	Eiweiß	

Tab. 4. Deckungsbeiträge und Arbeitszeitbedarf im Arznei- und Gewürzpflanzenanbau

(Quelle: Wintzer et al. 1993)

Pflanzenart	Deckungsbeitrag (DM/ha · a)	Arbeitszeitbedarf (AKha/ha · a)	Deckungsbeitrag (DM/AKh)
Baldrian	4270– 5210	230	19– 23
Fenchel	2350– 4220	67	35– 62
Kamille	1060– 6750	27	39–249
Koriander	780– 1680	24	32– 69
Kümmel	1770– 3780	19	91–195
Mariendistel	1850– 3420	25	73–135
Petersilie	11520– 14900	175	66– 85
Pfefferminze	5730– 8560	261	22– 33
Schnittlauch	26900– 35920	43	621–830
Sonnenhut, Roter	62020–104000	232	267–448
Zitronenmelisse	5650– 12250	172	33– 71

Risiko durch Verlagerung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

Sehr groß ist die Gefahr einer Verlagerung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Grundwasser beim Anbau von Körnermais.

Tab. 3. Ackerbauliche Aspekte der Ölpflanzen

(Quelle: Drucksache 10/5558. Deutscher Bundestag, 10. Wahlperiode, 28. 05. 86)

Kulturart	Samenertrag dt/ha	Anpassung an klimatische Bedingungen	Anpassung an Bewirtschaftungsformen	Vorhandensein von Winterformen
Raps	>30	++	++	ja
Rüben	>20	++	++	ja
Sarepta-Senf	12	+	++	möglich
Schwarzer Senf	6	+	-	nein
Gelber Senf	17	++	++	nein
Crambe	20 bis 25	0	+	nein
Leindotter	6 bis 29	++	++	ja
Ölrettich	10 bis 25	++	++	nein
Ölrauke	7 bis 16	+	+	möglich
Sonnenblume	>30	0	0	nein
Saflor	13 bis 36	-	+	nein
Ölmadie	7	+	-	nein
Lein	5 bis 26	++	++	möglich
Mohn	7 bis 30	++	-	möglich
Ölkürbis	12 bis 25	0	-	nein

++ = sehr gut angepaßt; + = gut angepaßt; 0 = noch fraglich; - = nicht angepaßt

Tab. 5. Risiko der Verlagerung von Stickstoff (N) bei verschiedenen NR-Pflanzen unter gegenwärtigen und zukünftigen Verhältnissen

(Quelle: Wintzer et al. 1993)

Pflanzenart	Gegenwart			Hohe Intensität 2005		
	N-Düng. (kgN/ha)	N-Saldo (kgN/ha)	N-Verlagerungsrisiko	N-Düng. (kgN/ha)	N-Saldo (kgN/ha)	N-Verlagerungsrisiko
W. Weizen	180	58	groß	202	44	mittel
K. Mais	170	67	groß	190	52	groß
W. Raps	180	76	groß	195	53	groß
So. Blume	80	14	gering	96	4	gering
St. Kartoffel	170	42	groß	205	36	groß
Zuckerrübe	170	43	groß	200	39	groß
Lein	50	-12	s. gering	58	-17	s. gering
Miscanthus	125	25	gering	156	31	gering
Pflegevar. Grünland	0	-59	s. gering	0	-50	s. gering
Dauergrünland	140	33	gering	147	27	gering
Eingesäte Ackerfläche	190	38	gering	206	28	gering

Als groß wird diese Gefahr beim Anbau von Winterweizen, Winterraps, Stärkekartoffeln und Zuckerrüben angesehen. Bei Sonnenblumen und Faser- bzw. Öllein wird das Risiko einer Verlagerung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen als gering bewertet und bei Miscanthus sowie Gras auf dem Acker als sehr gering (siehe Tabelle 6).

Tab. 6. Risiko der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Richtung Grundwasser bei verschiedenen nachwachsenden Rohstoffen
(Quelle: Wintzer et al. 1993)

Pflanzenart	Anzahl der Behandlungen					Risiko der PSM-Verlagerung in Richtung Grundwasser
	Beizung	Herbizid	Fungizid	Insektizid	Sonstiges	
Winterweizen	1	2	2	1	1	groß
Körnermais	1	1	0	1	0	sehr groß
Winterraps	1	2	0	2	0	groß
Sonnenblumen	1	1	0	0	0	gering
Stärkekartoffeln	0	2	4	0	1	groß
Zuckerrüben	1	3	0	1	0	groß
Faser-/Öllein	1	2	1	0	0	gering
Miscanthus	0	1	0	0	0	sehr gering
Pflegevariante Grünland	0	0	0	0	0	sehr gering
Eingesäte Ackerfläche	0	0	0	0	0	sehr gering

4. Ökologisches Anforderungsprofil für NR-Pflanzen

Für die Diskussion, ob als nachwachsende Rohstoffe zu bewertende Pflanzen eine Bedeutung für den Naturschutz haben können, benötigen wir einen Bewertungsmaßstab. In der Tabelle 7 ist daher ein ökologisches Anforderungsprofil entworfen. Wuchsdauer, Bodenbedeckung, Wurzeleistung, Bestandesdichte, Verträglichkeit mit anderen Pflanzenarten, Empfindlichkeit gegen Krankheiten und Schädlinge sowie Abbau der Ernterückstände sind wichtige Merkmale eines solchen Anforderungsprofils.

Eine offene Frage ist, ob ein Anbau von NR-Pflanzen zu einer auch landschaftsökologischen Bereicherung der Kulturlandschaft führen kann. Ob Hecken oder andere Saumbiotope das Wachstum nachwachsender Rohstoffe fördern oder hemmen, wird in der Literatur nicht beschrieben. Bei

Hecken kann man annehmen, daß sie in Landschaften mit Winderosionsgefahr auch bei nachwachsenden Rohstoffen eine positive Wirkung entfalten. Das kann auch dort der Fall sein, wo zu bestimmten Zeiten mit witterungsbedingt kalten Winden zu rechnen ist. In der „Technikfolgeabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe“ (Wintzer et al. 1993) sind zwar Umweltvor- und nachteile aufgeführt, aber naturschutzrelevante Folgen des Anbaues solcher Pflanzen fehlen (siehe Tabelle 8).

Derzeitiger Stand des Anbaues nachwachsender Rohstoffe und Mengenszenarium für das Jahr 2050

Die durch nachwachsende Rohstoffe genutzte Anbaufläche beträgt zur Zeit 170 474 ha. Der größte Teil, nämlich 108 381 ha, wird für die Produktion von Biodiesel verwendet. Auf

Tab. 7. Ökologisches Anforderungsprofil für NR-Pflanzen

Einjährig überwinternde Pflanzenarten mit guter Bodendeckung im Spätherbst und Frühjahr sowie dichter Durchwurzelung der Ackerkrume zur Verhinderung von niederschlagsbedingten Bodenerosionen
Pflanzenarten mit gutem Aufschlußvermögen für im Boden gespeicherte Pflanzennährstoffe sowie mit relativ geringem Stickstoffbedarf
Arten mit quantitativ und qualitativ günstiger Ausbildung des Haupternteproduktes bei nur geringer bis mittlerer Bestandesdichte in der Hauptwachstumszeit, so daß für das Wachstum kurzlebiger und kleinwüchsiger Unkrautarten ohne großen Konkurrenzdruck Möglichkeiten einer Entwicklung bestehen
Arten mit Sproßernterückständen sowie Wurzelrückständen, die von Zersetzern und Mineralisierern schnell und gründlich abgebaut werden können
Arten mit großer Verträglichkeit gegenüber anderen Kulturpflanzen und ohne besondere Krankheitsanfälligkeit
Arten ohne spezifische tierische Schaderreger
Arten, deren Blüten von Insekten, bevorzugt von nicht pflanzenschädigenden Spezies, genutzt werden können
Arten, deren technische Verwertbarkeit auch beim Anbau auf kleineren Flächen wirtschaftlich ist
Arten ohne hohe Anforderungen an technische Geräte, so daß sie auch auf kleineren Feldern wirtschaftlich angebaut werden können

Tab. 8.1. Umweltvorteile und -nachteile von der Produktion bis zur Verwendung einiger nachwachsender Rohstoffe

(Quelle: Wintzer et al. 1993, verändert)

	Stroh	Heu	Miscanthus
Umweltvorteile	keine zusätzlichen Produktionsmittel notwendig	sehr geringe Bodenerosionsgefahr; sehr geringe Bodenverdichtungsgefahr; geringe Gefahr der Stickstoffverlagerung; sehr geringe Gefahr der PSM-Verlagerung	geringe Bodenerosionsgefahr; geringe Gefahr der Stickstoffverlagerung; sehr geringe Gefahr der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln
Umweltnachteile	Verringerung des Humusvorrates möglich		mittlere Bodenverdichtungsgefahr; Monokulturplantagen; möglicherweise Wasserbedarf zur Beregnung
Be- und Verarbeitung			
Umweltvorteile	keine	keine	keine
Umweltnachteile	Lärmentwicklung; Staubemissionen; erhöhtes Verkehrsaufkommen	Lärmentwicklung; Staubemissionen; Gefahr der Selbstentzündung; erhöhtes Verkehrsaufkommen	Lärmentwicklung; Staubemissionen; erhöhtes Verkehrsaufkommen
Verwendung			
Umweltvorteile	Geringere SO ₂ -Emissionen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen; deutliche CO ₂ -Minderung	wie Stroh	wie Stroh
Umweltnachteile	höhere CO-, HC- und Rußemissionen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen, bei kleinen Feuerungsanlagen; Schlackenprobleme	höhere CO-, HC- und Rußemissionen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen, bei kleinen Feuerungsanlagen; Ascheanfall doppelt so hoch wie bei Miscanthus	CO-, HC, PAH-Emissionen, jedoch geringer als bei Stroh; Staub- und Rußemissionen; Ascheanfall geringer als bei Stroh und Heu

Tab. 8.2. Umweltvorteile und -nachteile bei der Produktion flüssiger Energieträger (Quelle: Wintzer et al. 1993, verändert)

	Rapsölraffinat	Rapsölmethylester	Ethanol	
			Zuckerrüben	Winterweizen
Anbau				
Umweltvorteile	geringe Bodenerosionsgefahr; geringe Bodenverdichtungsgefahr	geringe Bodenerosionsgefahr; geringe Bodenverdichtungsgefahr		geringe Bodenerosionsgefahr; geringe Bodenverdichtungsgefahr
Umweltnachteile	großes Stickstoffverlagerungsrisiko; großes PSM-Verlagerungsrisiko	großes Stickstoffverlagerungsrisiko; großes PSM-Verlagerungsrisiko	große Bodenerosionsgefahr, sehr große Bodenverdichtungsgefahr; großes Stickstoffverlagerungsrisiko; großes PSM-Verlagerungsrisiko	großes Stickstoffverlagerungsrisiko; großes PSM-Verlagerungsrisiko

38849 ha wachsen Pflanzen für die Gewinnung technischer Öle. 23244 ha werden für den Anbau von Pflanzen für Arzneimittel, ätherische Öle, Brennstoffe, Dämmstoffe, Farben und Lacke, Fettsäurederivate, Holzschutzmittel, Kunststoffe, Papier, Plastikersatz, Schmiermittel, Verpackung und Vlies verwendet (Deutscher Bauernverband 1994).

Für das Jahr 2050 rechnen Wintzer et al. (1993) in einem

Mengenszenarium bei intensiven Produktionsverfahren mit einem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen auf 410000 bis 820000 ha (Tab. 9).

Gemessen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche bedecken die als nachwachsende Rohstoffe zu bewertenden Pflanzenarten nur einen kleinen Anteil. Die mögliche Leistung für den Naturschutz bleibt daher selbst dann, wenn durch be-

Tab. 9. Für den Anbau von NR-Pflanzen benötigte Flächen in ha. Mengenszenarium 2005 (Quelle: Wintzer et al. 1993, verändert)

Landwirtschaftliche Nutzfläche 1990	18 000 000
davon Ackerland	12 000 000
stillgelegte Fläche	300 000
Dauergrünland	5 600 000
Verwendungspotential im Jahre 2005	
für Stärke	180 000–340 000
Pflanzenöle	180 000–420 000
Zucker	7 000– 12 000
Pflanzenfasern (Flachs)	20 000– 30 000
Arznei- und Gewürzpflanzen	10 000– 15 000
Flächenbedarf	
bei intensiver Produktion	
= 3,4–6,9 % der Ackerfläche	410 000–820 000
bei extensiver Produktion	
= 4–8 % der Ackerfläche	480 000–960 000

sondere Anbauformen eine ökologische Leistung entstehen würde, sehr gering. Naturschutzprobleme der Agrarlandschaft sind demnach kaum durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe zu lösen.

5. Wie könnte ein Anbau nachwachsender Rohstoffe auch die Ziele des Naturschutzes fördern?

Auch für nachwachsende Rohstoffe müssen aus der Sicht des Naturschutzes Vorstellungen über anzustrebende Landschaftsstrukturen entwickelt werden. Zunächst geht es um die Anforderungen an nachwachsende Rohstoffe hinsichtlich ihrer Wirkungen auf die abiotische Umwelt, also auf Boden, Wasser und Luft.

Nachwachsende Rohstoffe sollen den Boden vor allem während der Zeit größerer Niederschlagshäufigkeit möglichst so bedecken, daß Regengüsse nicht direkt auf den Boden prallen. Eine relativ dichte Durchwurzelung der oberen Bodenschicht soll dazu beitragen, daß Erosionen weitgehend verhindert werden. Bei Pflanzen, die zur Zeit der häufigsten Niederschläge weder einen dichten Bestand besitzen noch ein dichtes Wurzelnetz in der oberen Bodenschicht, sollte eine Entwicklung einer bodenbedeckenden Wildkrautflora oder auch einer schwachwüchsigen Untersaat möglich sein.

Nachwachsende Rohstoffe sollen mit verhältnismäßig geringer Menge an Pflanzennährstoffen auskommen. Günstig ist ein gutes Aufschließungsvermögen für im Boden gespeicherte (fester gebundene) Nährstoffe. Der zeitliche Nährstoffbedarf sollte möglichst eng an die Freisetzungprozesse der einzelnen Nährstoffe angepaßt sein. Das gilt insbesondere für Stickstoff. Als ökologisch vorteilhaft sind Pflanzen zu bewerten, bei denen bis zur Zeit der Erntereife ein relativ hoher Anteil der aufgenommenen Nährstoffe in die bodennahen Pflanzenteile verlagert wird, so daß eine natürliche Rückführung in den Nährstoffvorrat des Bodens erfolgen kann.

Nachwachsende Rohstoffe sollen sich weitgehend ohne Einsatz synthetisch hergestellter chemischer Pflanzenschutz-

mittel entwickeln können. Das setzt vor allem gegenüber pilzlichen Erkrankungen Resistenz voraus, oder erst Befall, wenn die dadurch in der Photosynthese beeinflusste Blattfläche für die weitere Entwicklung der Pflanze schon von geringerer Bedeutung ist. Gegenüber tierischen Schaderregern sollen nachwachsende Rohstoffe resistent sein. Darüber hinaus sollen biologische Regelungen tierischer Schaderreger beim Anbau solcher Pflanzenarten optimal ausgenutzt werden können.

Für einige Pflanzenarten haben Wintzer et al. (1993) die Risiken der Umweltbelastung zusammengefaßt (siehe Tabelle 10). Geringe bis sehr geringe Risiken einer Umweltbelastung werden für die Nutzung des Aufwuchses von Grünland und von eingesäten Ackerflächen, für den Anbau von Faser- und Öllein sowie den Anbau von *Miscanthus sinensis* angegeben. Bei den anderen Pflanzen wird mit großen bis sehr großen Risiken einer Belastung von Boden und Wasser gerechnet.

Als zweite Gruppe sind die biotischen Faktoren zu betrachten, also Flora und Fauna.

Auf die verschiedenen Lebewesen der Agrarlandschaft ausgerichtete Ziele des Naturschutzes sind nur erreichbar, wenn einerseits die vom Landwirt zur Erzeugung nachwachsender Rohstoffe genutzten Biotope so bewirtschaftet werden, daß sich hier wildwachsende Pflanzen und wildlebende Tiere der typischen Agrarlandschaft extensiver Wirtschaftsweise entwickeln können. Andererseits ist die Erhaltung und notfalls die Wiederentwicklung der verschiedenen „Zwischenraumbiotop“ unter Berücksichtigung der für eine funktionale Vernetzung bekannten Maximalabstände notwendig. Es geht also um eine Integration landschaftsökologisch bedeutender Biotope in die Produktionslandschaft. Landschaftsökologisch besonders günstige Bedingungen könnten dann entwickelt werden, wenn die nachwachsenden Rohstoffe wirtschaftlich auch auf kleineren Feldern produziert werden können.

Tab. 10. Zusammenfassender Überblick über die Risiken der Umweltbelastung durch nachwachsende Rohstoffe

(Quelle: Wintzer et al. 1993)

Pflanzenart	Bodenverdichtung	Boden-erosion	Stickstoffverlagerung bei hoher Intensität	Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln
Winterweizen	gering	gering	groß	groß
Körnermais	groß	sehr groß	groß	sehr groß
Winterraps	gering	gering	groß	groß
Sonnenblume	gering	sehr groß	gering	gering
Stärkekartoffel	groß	sehr groß	groß	groß
Zuckerrübe	sehr groß	sehr groß	groß	groß
Faser-/Öllein	gering	gering	s. gering	gering
Miscanthus	mittel	gering	gering	s. gering
Pflegevariante				
Grünland	s. gering	s. gering	s. gering	s. gering
Eingesäte				
Ackerfläche	s. gering	gering	gering	s. gering

Zusammenfassend ergeben sich folgende Forderungen des Naturschutzes:

1. Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen darf keine neuen Monostrukturen der Agrarlandschaft entwickeln.
2. Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen muß in relativ extensiver Form möglich und wirtschaftlich sein.
3. Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen darf weder die Bodenerosion noch eine Bodenverdichtung fördern.
4. Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen darf nicht zum Einsatz neuer chemischer Pflanzenschutzmittel führen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mit nicht kontrollierbaren Nebenwirkungen darf nicht gefördert werden.
5. Ein Anbau von nachwachsenden Rohstoffen sollte die Anlage- und Pflegemöglichkeit breiter Saumbiotope zulassen. Eine Belastung vorhandener Saumbiotope durch Anbau nachwachsender Rohstoffe muß unterbleiben.
6. Ein Anbau von nachwachsenden Rohstoffen sollte in Produktionsverfahren mit lockerer Bestandesdichte möglich sein. Die Nährstoffversorgung durch Düngierzufuhr sollte über Banddüngung möglich sein, so daß zwischen den Reihen eine Chance zur Ausbildung nährstoffärmerer Streifen entsteht.

Welche Pflanzenarten sind aus Naturschutzsicht als nachwachsende Rohstoffe zu bevorzugen?

- Heu von artenreichen Wiesen zur thermischen Verwertung bei der Energieversorgung in Betrieben mit Grünlandanteil.
- Ackergras (einjährig überwintert oder zweijährig) zur thermischen Verwertung in der Energieversorgung in Betrieben des intensiven Ackerbaues zur Auflockerung der Fruchtfolge und Förderung der Bodenbiozönose.
- Arznei- und Gewürzpflanzen zur Förderung der Insektenfauna sowie zur Auflockerung der Fruchtfolge.
- Kartoffeln bzw. Zuckerrüben zur Stärkefabrikation in bisher reinen Mähdruschbetrieben zur Auflockerung der Fruchtfolge.
- Faserlein und Öllein sowie verschiedene Ölfruchtpflanzen zur Faser- bzw. Ölgewinnung in allen Betrieben zur Auflockerung der Fruchtfolge und bei extensiver Produktion zur Förderung seltener Wildkrautarten und daran angepaßter Tierarten.
- Alle in der üblichen landwirtschaftlichen Produktion nicht mehr vorhandenen krautigen Pflanzenarten.

Festzuhalten bleibt:

- Nachwachsende Rohstoffe führen nicht zwingend zur Extensivierung der Nutzung landwirtschaftlicher Primärproduktion.
- Nachwachsende Rohstoffe fördern nicht unbedingt die Vermehrung von Strukturelementen der Landschaft, ihr landschaftsökologischer Wert bleibt also gering.
- Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen führt nicht zwingend zu bodenschonender Bearbeitung, die technische Leistung für die Förderung der Bodenfruchtbarkeit ist also nicht groß.
- Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen fördert nur in sehr begrenztem Ausmaß eine Auflockerung der Frucht-

folge, hat daher auch nur eine begrenzte positive agrarökologische Wirkung.

- Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen senkt die Höhe der Zufuhr von Handelsdünger nur in begrenztem Umfang, er bewirkt damit keinen Wiederaufbau von Nährstoffgradienten.

Nachwachsende Rohstoffe werden hinsichtlich der Wirkung auf Ziele des Naturschutzes die gleichen Probleme mit sich bringen, wie sie von den zur Zeit bei uns verbreiteten Kulturpflanzen ausgelöst worden sind.

6. Literatur

- Blume, H.-P.*, 1990: Pflanzenschutzmittel (Pestizide). – In: *Blume, H.-P.* (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, 311–340. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Bundesminister für Forschung und Technologie*, 1986: Nachwachsende Rohstoffe, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF)*, Informationen, Nr. 35, 29. 08. 1994.
- Deutscher Bauernverband*, 1994: Verwendung nachwachsender Rohstoffe. – Deutsche Bauern-Korrespondenz, 47, Heft 9, 314.
- Fischbeck, G.*, 1989: Consequences for plant production. Pflanzenschutz-Nachrichten. – Bayer 42, 46–65.
- Heyland, K.-U.*, 1990: Integrierte Pflanzenproduktion. Ulmer, Stuttgart.
- Knauer, N.*, 1985: Landschaftsökologische Folgen des modernen Pflanzenbaues Landesauschuß für landw. Forschung, Erziehung und Wirtschaftsberatung beim Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen: Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 42, 37–52, Bonn.
- Knauer, N.*, 1990: Produktions- und Protektionslandschaften im Jahre 2050. – Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 14, 31–46. Laufen/Salzach.
- Kolenbrander, G. J.*, 1979: De stikstofbalans van bouw- en grasland en de consumptiesector in nederland in 1970. – Rapport, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid haren.
- Kretzschmar, R.*, 1990: Wassererosion. – In *Blume, H.-P.* (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, 165–183. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Mahn, E.-G.*, 1973: Zum Einfluß von Herbiziden auf Agroökosysteme. – In: *Schubert, R., Hilbig, W. und Mahn, E.-G.* (Hrsg.): Probleme der Agrogeobotanik. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1973/11, 131–137. Halle/Saale.
- Sattelmacher, B., Stoy, A.*, 1990: Düngung von Böden. – In: *Blume, H.-P.* (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, 217–244. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Wintzer, D., Fürniß, F., Klein-Vielhauer, S., Leible, L., Nieke, E., Rösch, Ch., Tangen, H.*, 1993: Technikfolgeabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Sonderheft. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Norbert Knauer
Buschberg 8 · 24161 Altenholz

Brennstoff aus feucht-konservierter Biomasse – eine ökologische und ökonomische Alternative

von Konrad Scheffer

1. Zusammenfassung

In Deutschland könnten bei konsequenter Nutzung aller für den Nahrungs- und Futtermittelbedarf nicht benötigten Biomassen aus der Land- und Forstwirtschaft mehr als 10 % der fossilen Brennstoffe ersetzt werden. Unabdingbar ist jedoch die Forderung nach einem umweltverträglichen Anbau der Energiepflanzen unter besonderer Beachtung von Energie- und Ökobilanzen. Ein in Witzenhausen entwickeltes Anbaukonzept (immergrüner Acker) erfüllt weitgehend diese Forderungen. Das Anbausystem beruht auf einer jährlich zweimaligen Nutzung des Ackers. Über Winter und im Frühjahr wachsen die heimischen Kulturen Getreide, Getreide-Leguminosenmischungen und Raps, im Sommer und Herbst wärmeliebende Kulturen wie Mais, Hirse, Sonnenblumen, Hanf. Die Sommer- und Winterkulturen werden unreif geerntet und siliert. Das Siliergut wird durch einen Abpreßvorgang auf weniger als 50 % Wassergehalt reduziert. Durch Strohhackselzumischung ist eine weitere Reduktion des Wassergehaltes möglich. Die energetische Nutzung der Biomasse erfolgt über Vergasung und Gasnutzung in einem Motor-Blockheizkraftwerk (z. B. der Firma Juch, Schweiz). Gegenüber der energetischen Nutzung von trockener Biomasse bietet die „Feuchtgutlinie“ eine Reihe von ökologischen und ökonomischen Vorteilen.

2. Ökologisches Anbausystem für Energiepflanzen

Das Anbausystem beruht auf der Ernte von zwei Kulturen pro Vegetationsjahr. Eine Zweifachnutzung wird möglich, da die Ausreife der Erstkulturen nicht abgewartet und somit Vegetationszeit für den Anbau der Zweitkultur gewonnen wird. Die Zweitkultur wird nach der Ernte der Erstkultur ohne vorhergehende Bodenbearbeitung zwischen die Stoppeln gesät. Diese „Bodenruhe“ wirkt einem Humusabbau entgegen, und die Stoppeln der Vorfrucht bieten einen idealen Schutz vor *Bodenerosion*.

Als überwinternde Kulturen eignen sich die heimischen Getreidearten, des weiteren Raps und Rübsen, einige Futterpflanzen und ebenso Winterleguminosen als Stickstoffsammler. Als Folgekulturen können die hochproduktiven C₄-Pflanzen Mais und Hirse sowie Sonnenblumen, Hanf, Ölrettich, Gräser angebaut werden. Durch den Zweifruchtbau erhält der Boden das ganze Jahr über eine wachsende und schützende Vegetationsdecke, die ständig Nährstoffe entzieht und somit Nährstoffauswaschungen, insbesondere von Nitratstickstoff, minimiert. Durch Auswahl oder Neuzüchtung von proteinarmen Sorten läßt sich der Stickstoffbedarf der Energiepflanzen erheblich senken.

Herbizide werden gewöhnlich eingesetzt, um die Konkurrenz zwischen Kulturpflanze und Wildpflanze auszuschalten und einer Wildpflanzenvermehrung durch Samenausfall vorzubeugen. Die Konkurrenz zwischen Wildpflanze und Kulturpflanze verliert an Bedeutung, wenn nicht nur die Kulturpflanze das Ernteprodukt darstellt, sondern wenn der Gesamtbestand einschließlich den Wildpflanzen (thermisch) nutzbar ist. Die frühzeitige Ernte der Winterfrüchte verhindert gleichzeitig die Samenreife und somit Vermehrung der Ackerwildpflanzen.

Eine Herbizidanwendung bei der Zweitkultur ist vielfach auch nicht notwendig, wenn der Boden unbearbeitet bleibt und Wildpflanzensamen nicht zum Keimen angeregt werden und wenn die Ernte der Erstkulturen zu einem Zeitpunkt erfolgt, bei dem diese nicht wieder austreiben. Dies ist bei Getreide, Raps, Rübsen und einigen Leguminosen nach der Blüte gewährleistet.

Ackerwildpflanzen sind nicht nur Konkurrenten um Wachstumsfaktoren sowie Wirtspflanzen und Zwischenwirte für Krankheiten und Schädlinge, sondern auch mit ihren Blüten und Blättern Nahrungsgrundlage für viele Nützlinge eines Agrarökosystems. Sie sind somit Teil der Artenvielfalt, die angestrebt wird. Unter Verwendung der Zweitkultur-Nutzung und der thermischen Verwertung dieser Biomasse können im Gegensatz zu anderen Anbauverfahren und Verwertungsrichtlinien diese Ackerwildpflanzen in begrenztem Umfang toleriert werden. Das hohe Vermehrungspotential von Ackerwildpflanzen und ihr Wildpflanzencharakter erfordert es jedoch, jede Möglichkeit zu nutzen, ihre Dichte auf niedrigem Niveau zu halten.

Artenvielfalt und die Nutzung *pflanzengenetischer Ressourcen* in Sorten- und Artenmischungen sind weitere Vorzüge dieses Nutzungskonzeptes. Da Reifetermine nicht abgewartet werden müssen, können beliebige Sorten- und Artenmischungen angebaut werden. An die Pflanzenarten werden keine besonderen Qualitätsansprüche gestellt. Damit erweitert sich das Spektrum nutzbarer Herkünfte bis hin zur Nutzung vieler sonst nur in Genbanken konservierter pflanzengenetischer Ressourcen. Dabei kann altes proteinarmes Zuchtmaterial mit hohem Gesamtertrag (z. B. Getreide mit hohem Stroh- und niedrigem Kornertrag) aus ackerbaulicher Sicht (geringerer Stickstoffdüngeraufwand) und aus brenntechnischer Sicht (geringere NO_x-Emissionen) sehr wertvoll sein. Bei unserer Form der Energiepflanzenproduktion wird auch auf *Fungizide* und *Insektizide* verzichtet, weil alle Kulturen in einem Wachstumsstadium geerntet werden, in dem Schaderreger den Ertrag erst wenig beeinflussen können. Unsere Versuche zeigen, daß der Verzicht auf alle chemischen Pflanzenbehandlungsmittel maximale Ertragseinbußen von 10 % zur Folge hat.

Die jährlichen Erträge an Trockenmasse liegen bei dem Zweikulturnutzungssystem in Abhängigkeit von Bodenart und Wasserversorgung zwischen 18 und 25 t pro ha.

3. Ernte, Lagerung und Brennstoffaufbereitung

Die Ernte erfolgt mit einem reihenunabhängigen Häcksler. Das Erntegut wird direkt auf das Transportfahrzeug geladen. Eine Ablage des gemähnten Erntegutes auf dem Feld zum Zwischentrocknen ist nicht vorgesehen. Dieses Verfahren

hätte zwar den Vorteil höherer Trockensubstanzgehalte in der Biomasse, hingegen die Nachteile stärkerer Verschmutzung, Substanzverluste und Ausfall von Unkrautsamen.

Das Erntegut wird in einem Fahrсило konserviert. Das Fahrсило verfügt über eine feste Bodenplatte mit Ablaufrinnen und Sammelbehälter für Regenwasser und Sickersaft.

Die Aufbereitung des Siliergutes zu Brennstoff mit einem Mindesttrockensubstanzgehalt von 60 % (Mindestanforderung bei der Vergasung) erfolgt durch einen Entwässerungsvorgang mittels einer Schneckenpresse. Nach unseren Berechnungen betragen die Gesamtkosten für das Abpressen 20 bis 25 DM pro Tonne Trockenmasse. Die Zumischung von Stroh oder Heu (aus Naturschutzflächen) führt zu einer weiteren Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes, bzw. erlaubt einen geringeren Abpreßaufwand auf nur noch ca. 50 % TS.

Ein Brennstoff mit 40 % Wassergehalt hat gegenüber trockenem Stroh (15 % H₂O) einen auf gleiche Trockenmasse bezogenen niedrigeren Heizwert von 7 %. Diese Energiedifferenz resultiert aus der Verdunstung des höheren Wasseranteiles bei der Verbrennung. Durch Nutzung der Brennwertechnik läßt sich der größte Teil der Verdunstungsenergie wieder zurückgewinnen.

4. Qualitative Aspekte der Entwässerung und Nutzung von Preßsaft und Asche

Durch den Abpreßvorgang erfolgt neben der Verminderung des Wassergehaltes eine zusätzliche qualitative Verbesserung des Brennstoffs. Rund 30 % des in den Pflanzen enthaltenen Stickstoffs und 40 bis 60 % der übrigen Mineralstoffe werden beim Abpressen in den Preßsaft überführt. Damit vermindern sich durch Stickstoff bedingte NO_x-Emissionen, durch Chlor bedingte Dioxinbildung und Korrosionsschäden, während die Reduktion des Kaliumgehaltes eine Erhöhung des Ascheschmelzpunktes bewirkt.

Im Preßsaft und in der bei der Verbrennung anfallenden Asche sind mit Ausnahme des Stickstoffs alle für die Ernährung der Kulturpflanzen wichtigen Nährstoffe enthalten. Die Ausbringung des Preßsaftes und der Asche auf den Acker führt zu teilweise geschlossenen Nährstoffkreisläufen.

Eine ökologisch bedeutsame Verwertung kann der Preßsaft durch Zumischung zu Gülle erfahren. Unsere Laborver-

suche ergaben, daß schon bei einer Beimengung von nur 10 % Ausgasungsverluste von Ammoniak aus der Gülle verhindert wurden. Besonders während und nach der Ausbringung von Gülle entstehen hohe Ammoniak-Ausgasungsverluste. Sie stellen nicht nur einen Stickstoffdüngerverlust für den Landwirt dar, sondern belasten in erheblichem Maße die Umwelt, u.a. auch durch starke Geruchsemissionen. Die emissionsmindernde Wirkung des Preßsaftes beruht auf den organischen Säuren, besonders der Milchsäure. Sie erniedrigen den pH-Wert der Gülle und binden Ammonium als Ammoniumlaktat.

5. Literatur

- Karpenstein-Machan, M., Sodikin, E., Scheffer, K., 1992:* Der Anbau von Getreide zur Brennstoffgewinnung in einem umweltfreundlichen Anbausystem. – Mitt. der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 5, 95–98.
- Scheffer, K., 1992:* Brennstoff aus Biomasse – eine bedeutende Energiequelle für die Zukunft. – mais 2/92, 30–33.
- Scheffer, K., 1993:* Anbau von Energiepflanzen und ihr Einsatz über Verbrennung oder Vergasung – logistische Anforderungen und ökologische Bewertung. – In: Energie aus Biomasse: eine Chance für die Landwirtschaft, H. Flaig, H. Mor (Hrsg.), 138–147. Springer Verlag.
- Scheffer, K. und Stülpnagel, R., 1993:* Wege und Chancen bei der Bereitstellung des CO₂-neutralen Energieträgers Biomasse – Grundgedanken zu einem Forschungskonzept. – In: Jutzi, S. C., Becker, B. (Hrsg.), Pflanzengenetische Ressourcen. Erhaltung und multiple, nachhaltige Nutzung. – Der Tropenlandwirt, Beiheft Nr. 49, 147–162.
- Stülpnagel, R., Behringer, T., Klose, W., Reuter, F., Stuke, V., 1992:* Investigation for a cheap estimation of the net calorific values (n.c.v.) of different biomasses. 7th European Conference on Biomass für Energy and Environment, Agriculture and Industry. 5.–9. 10. 1992, Florenz, Italy.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Konrad Scheffer
Institut für Nutzpflanzenkunde der Universität
Gesamthochschule Kassel
Steinstraße 19 · 37213 Witzenhausen

Nachwachsende Rohstoffe – Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes

von Gunvor Pohl-Apel

Seit Jahrtausenden haben Pflanzen und Tiere dem Menschen erneuerbare Rohstoffe geliefert. Holz, Baumwolle, Flachs, Öllein, Hanf, Schafwolle sowie Öle und Fette sind nur einige Beispiele. Die seit Urzeiten genutzte natürliche Rohstoffbasis wurde vor allem in den letzten zwei Jahrhunderten erst durch Kohle, später durch Erdöl, Erdgas und weitere berg-

baulich gewonnene Rohstoffe erweitert. Insbesondere die aus Erdöl hergestellten Produkte haben in den letzten Jahrzehnten die klassischen nachwachsenden Rohstoffe verdrängt. Seit einigen Jahren finden nachwachsende Rohstoffe wieder viele Befürworter, und mit dem Begriff „Nachhaltigkeit“* werden sie propagiert. Besonders im Energie-

* Im 1987 verabschiedeten „Brundtland-Bericht“ wird unter nachhaltiger Entwicklung eine Wirtschaftstätigkeit verstanden, die die Bedürfnisse der heutigen Generation erfüllt, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen aufs Spiel zu setzen. Die heute innerhalb der EU praktizierte Landwirtschaft ist wesentlich verantwortlich für den drastischen Rückgang der Arten- und Biotopvielfalt, für die Belastung des Grund- und Oberflächenwassers und auch für die Klimaveränderung. Derzeit produziert sie keinesfalls nachhaltig.

sektor sind nachwachsende Rohstoffe im Gespräch. Eines der Hauptargumente für eine energetische Nutzung von Biomasse ist, daß dem Treibhauseffekt entgegengewirkt wird, da nur so viel fixierter Kohlenstoff als Kohlendioxid freigegeben wird, wie die Pflanze aufgenommen hat. Dagegen ist der Kohlenstoff in fossilen Lagerstätten schon seit langem aus dem Kohlenstoffkreislauf der Biosphäre ausgeklammert und kommt bei der Verbrennung praktisch wieder dazu.

Ein wichtiger Aspekt wird jedoch von den Befürwortern übersehen oder verschwiegen: eine neutrale CO₂-Bilanz gibt es nur dann, wenn die Pflanze ohne menschliche Einflüsse wächst, abstirbt und verrottet. Aber auch nachwachsende Rohstoffe durchlaufen in der Regel verschiedene Anbau- und Aufbereitungsschritte. Für alle diese Prozesse werden Düngemittel und Maschinen eingesetzt, für deren Herstellung ebenfalls wieder Energie benötigt wird.

Die Anforderungen des Naturschutzes an nachwachsende Rohstoffe dürfen sich aber nicht allein an CO₂-Einsparungen richten, sondern müssen auch ihre Herkunft, also die Landwirtschaft genauer betrachten. Im Rahmen der EU-Agrarreform von 1992 wurden die Landwirte verpflichtet, gegen Zahlung einer Stilllegungsprämie 15 % ihrer Ackerflächen stillzulegen. Mit der Reform wurden auch die Rahmenbedingungen für den Anbau nachwachsender Rohstoffe verbessert. Seither dürfen auf stillgelegten Flächen nachwachsende Rohstoffe angebaut werden, ohne daß die Stilllegungsprämie gekürzt oder gestrichen wird. Dadurch erhofft man einen bedeutenden Entwicklungsschub für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe in der Industrie. Gegenwärtig werden in Deutschland etwa 300 000 Hektar für den Anbau nachwachsender Rohstoffe genutzt, davon 68 000 Hektar auf stillgelegten Flächen. Damit werden, mit wachsender Tendenz, schon gut 6 % der stillgelegten Flächen für den Anbau nachwachsender Rohstoffe genutzt. Insbesondere für die Landwirtschaft in den neuen Bundesländern kann der Anbau nachwachsender Rohstoffe besonders attraktiv sein. Viele größere Betriebe sind in der Lage, hinreichend große Erntemengen für industrielle Abnehmer bereitzustellen.

Unter den Pflanzen, die als nachwachsende Rohstoffe genutzt werden, finden sich moderne Kulturarten wie Mais oder Raps, aber auch alte Ackerpflanzen wie Lein oder Hanf, die in Deutschland bis in dieses Jahrhundert wichtige Rohstofflieferanten waren. Leinen war seit dem 16. Jahrhundert ein wichtiges Exportprodukt aus Deutschland. Noch Anfang dieses Jahrhunderts wurde in vielen Regionen Deutschlands zur Zeit der Flachsblüte eine „Fahrt ins Blaue“ unternommen. Doch der Anbau ging aufgrund der „billigen“ Konkurrenten Baumwolle und Kunstfaser zurück. Die modernen Kulturarten haben in Europa viele traditionelle Arten teilweise oder vollständig verdrängt. Sie benötigen häufig einen hohen Aufwand an Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, um ihren wirtschaftlich optimalen Ertrag zu erbringen (Tab. 1).

Aus Naturschutzsicht ist der Anbau und die Verwendung nachwachsender Rohstoffe differenziert zu sehen. Der Anbau nachwachsender Rohstoffe muß im Rahmen einer agrarpolitischen Neuorientierung, hin zu einer umweltorientierten Agrarpolitik, betrachtet werden. Die ökologischen Anforderungen an den Anbau nachwachsender Rohstoffe lassen sich mit den folgenden Agrar-Umwelt-Indikatoren beschreiben:

1. Standortangepaßtheit:
Nur Anbau von klimatisch angepaßten Arten und Sorten; kein Anbau erosionsfördernder Kulturen in Hanglagen; kein Anbau einjähriger Pflanzen in Überflutungsbereichen von Gewässern

2. Grünlandanteil:
Verbot des Grünlandumbruches in Betrieben, die nachwachsende Rohstoffe anbauen

3. Erweiterte Fruchtfolge:
Neue Monokulturen dürfen nicht entstehen, deshalb sollte die Rohstoff-Kultur nur einen geringen Anteil an der Ackerfläche haben

4. Extensive Düngung:
Ein optimaler Ertrag muß schon bei geringer Stickstoff-Düngung eintreten

5. Pflanzenschutzmittel:
Verzicht auf chemisch-synthetisch hergestellte Pflanzenschutzmittel, statt dessen mechanische Wildkrautregulierung und Anbau gegen Pilzbefall resistenter Arten.

Vor diesem Hintergrund sind aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes die meisten modernen Kultursorten als nachwachsende Rohstoffe wenig geeignet. Werden die hier aufgeführten Bedingungen erfüllt, kann der Anbau nachwachsender Rohstoffe auch einen Beitrag zur biologischen Vielfalt leisten, denn die (wieder) hinzukommenden Arten verbreitern das Lebensraumangebot.

Um die Sicherung des umweltgerechten Anbaus zu gewährleisten, ist aus Naturschutzsicht ein verbindliches Rahmenwerk aus Züchtungs- und Anbaurichtlinien (o. a. ökologische Kriterien) sowie eine Liste zugelassener Rohstoffpflanzen zu erlassen. Insgesamt ist auch die Gestaltung des übergeordneten Rahmens wichtig: Neben der umweltgerechten Gestaltung des Produktionsprozesses (Anbau, Verarbeitung, Verteilung und Verwendung) spielen auch soziale und sozio-ökonomische Indikatoren (wie Schaffung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum) eine wichtige Rolle. Mittel- bis langfristig ist auch darauf zu achten, daß die Preise für Förderung und Transport fossiler Rohstoffe die wahren öko-

Tab. 1. Nachwachsende Rohstoffe aus Kulturpflanzen (eigene Darstellung nach Kächele)

Rohstoff	Pflanzenart
Zucker	Zuckerrübe, Getreide und Mais ¹ , Kartoffel ¹ , Wurzelzichorie, Topinambur, Zuckerhirse, Möhre
Stärke	Kartoffel, Getreide, Mais, Bohnen/Erbsen
Öle/Fette	Raps und Rübsen, Sonnenblume, Senf, Öllein, Ringelblume, Leindotter, Wolfsmilch, Leindotter
ätherische Öle	Heil- und Gewürzkräuter
Farbstoffe	Distel, Brennessel, Baumrinde u.v.a.m.
Lignocellulose und Fasern	Holz(abfälle), Gehölze, Stroh, Miscanthus, Typha (Rohrkolben), Faserlein, Faserhanf, Kenaf, Brennessel

¹ wenn die Körner einer Mälzung unterzogen werden

Tab. 2. Umweltrelevanz landwirtschaftlicher Produktion und ihrer Erzeugnisse

Prozeß-merkmale	Natur- und Umweltschutzziele	Artenvielfalt	Boden	Wasser	Luft	Abfallverminderung	Energie
							Nährstoffe
Anbau	(Agrar-Umwelt-Indikatoren):						A u f b a u
	Anzahl der Fruchtfolgeglieder	++	0	0	0	0	
	Anteil erosionsfördernder Kulturen	0	--	-	0	0	
	Anteil verdichtungsfördernder Kulturen	+	--	0	0	0	
	Höhe der Stickstoff-Düngung	--	(-)	--	-	0	
Höhe des Pflanzenschutzmittel-Einsatzes	--	-	--	(-)	-		
PRODUKT	(Ernte)	?	?	?	?	?	
Verarbeitung	(Umwelt-Indikatoren):						A b b a u
	Transport (Entfernung und -art)	-	-	-	--	-	
	Prozeßtechnik (Anlage + Betrieb)	0	(-)	-	--	--	
	Nebenprodukte	0	(-)	(-)	(-)	?	
Verteilung	(Transportentfernung)	-	-	-	--	-	
Verwendung	(Erzeugnis)	?	?	?	?	?	
++, + deutlich / positive Beeinflussung; 0 keine deutliche Beeinflussung; --, - deutlich / negative Beeinflussung; ? Beeinflussung abhängig von einzelnen Faktoren (positiv oder negativ)							

logischen Kosten widerspiegeln. Nachwachsende Rohstoffe werden dann erheblich an wirtschaftlicher Wettbewerbsfähigkeit gewinnen.

Der WWF hat ein Indikatorenprofil entwickelt, anhand dessen sich eine qualitative Analyse der Umweltrelevanz der Bewirtschaftung und der Verarbeitung beschreiben läßt. Für eine fundierte Beurteilung des Einzelfalles ist jedoch eine quantitative Analyse (Ökobilanz) unumgänglich. Erst durch sie kann eingeschätzt werden, ob und unter welchen Bedingungen Einsparungspotentiale realisiert werden können (Tab. 2).

Nachwachsende Rohstoffe werden dann den größten gesellschaftlichen Nutzen entfalten, wenn ein großer Teil der Wertschöpfung in der Landwirtschaft verbleibt, d.h. die Landwirte auch die Verarbeitung und Verwendung weitgehend übernehmen (dezentrale Konzepte im ländlichen Raum).

Nachwachsende Rohstoffe sind kein Sonderfall in der Landbewirtschaftung. Ihre Sonderstellung ergibt sich allenfalls aus der Art der Verarbeitung und Vermarktung. Aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes ist eine insgesamt nachhaltige und umweltgerechte Landbewirtschaftung auf der gesamten Fläche notwendig. Seit Beginn der neunziger

Jahre werden verstärkt Versuche zur Reform der Agrarpolitik unternommen. Bislang konzentrierten sich die Reformansätze fast ausschließlich auf markt- und handelspolitische Gesichtspunkte. Die Debatte um nachwachsende Rohstoffe muß genutzt werden, um in der deutschen und europäischen Agrarpolitik Fortschritte zu einer insgesamt nachhaltigen, umweltgerechten Landbewirtschaftung zu erreichen.

Literatur

Studie der Umweltstiftung WWF-Deutschland: Nachwachsende Rohstoffe – Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes unter besonderer Berücksichtigung der Lage in den östlichen Bundesländern.

Positionspapier des WWF-Schweiz: Nachwachsende Rohstoffe – Vision oder Illusion?

Anschrift der Verfasserin

Dr. Gunvor Pohl-Apel
 Umweltstiftung WWF-Deutschland
 Hedderichstraße 110
 60591 Frankfurt

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

Heft 1: (vergriffen)

- Seminarbeiträge zu den Themen
- Naturnahe Gestaltung von Weg- und Feldrainen
- Dorfökologie in der Dorferneuerung
- Beauftragte für Naturschutz in Niedersachsen: Anspruch und Wirklichkeit
- Bodenabbau: fachliche und rechtliche Grundlagen (Tätigkeitsbericht vom FÖJ 1988/89)

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus dem Seminar
- Der Landschaftsrahmenplan: Leitbild und Zielkonzept, 14./15. März 1989 in Hannover

Heft 3: Seminarbeiträge zu den Themen

- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik

Aus der laufenden Forschung an der NNA

- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerer Moor

Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

Heft 5: (vergriffen)

- Helft Nordsee und Ostsee
- Urlauber-Parlament Schleswig-Holstein – Bericht über die 2. Sitzung am 24./25. November in Bonn

2. Jahrgang (1991)

Heft 1: Beiträge aus dem Seminar

- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm
- eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
- Obstbäume in der Landschaft
- Biotopkartierung im besiedelten Bereich
- Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften

Einzelbeiträge zu besonderen Themen

- Die Hartholzaue und ihr Obstgehölzanteil
- Der Bauer in der Industriegesellschaft
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Das Projekt Streuobstwiese 1988–1990

Heft 3: Beiträge aus dem Fachgespräch

- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V

Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA

- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen

- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey“

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Bodenentsiegelung
- Naturnahe Anlage und Pflege von Grünanlagen
- Naturschutzgebiete: Kontrolle ihrer Entwicklung und Überwachung

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Raumplanung
- Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
- Extensive Nutztierhaltung
- Wegraine wiederentdecken
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
- Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide

Heft 6: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
- Herbizidverzicht in Städten und Gemeinden
- Erfahrungen und Probleme

- Renaturierung von Fließgewässern im norddeutschen Flachland
- Der Kreisbeauftragte für Naturschutz im Spannungsfeld von Behörden, Verbänden und Öffentlichkeit
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Die Rolle der Zoologie im Naturschutz

Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)

- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
- Landschaftsplanung der Gemeinden
- Bauleitplanung und Naturschutz

Beiträge vom 3. Adventskolloquium der NNA

- Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
- Ornithopoese
- Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Beiträge aus dem Seminar

- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Beiträge aus den Seminaren

- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft

– Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Beiträge aus den Seminaren

- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).

Veröffentlichungen aus der NNA

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutzstationen in Niedersachsen
- Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
- Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege

Heft 3: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
- Militärische Übungsflächen und Naturschutz
- Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
- Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
 - Die Anwendung von GIS im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
- Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
- Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht

NNA-Berichte*

Band 1 (1988)

Heft 1: (vergriffen)

Der Landschaftsrahmenplan · 75 Seiten

Heft 2: (vergriffen) Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild (*Tetrao tetrix*); Schutz und Status der Raufußhühner in Niedersachsen · 60 Seiten

Band 2 (1989)

Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Heft 3: (vergriffen) Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz · 51 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten

Heft 2: (vergriffen)

Extensivierung und Flächenstilllegung in der Landwirtschaft / Bodenorganismen und Bodenschutz · 56 Seiten

Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten

Sonderheft

Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Endbericht · 124 Seiten

Band 4 (1991)

Heft 1: (vergriffen)

Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos? / Naturschutz im Gewerbegebiet · 88 Seiten

Heft 2: (vergriffen) Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung · 80 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten

Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten

Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Heft 4: Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen · 80 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

Betreuung und Überwachung von Schutzgebieten · 96 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten

Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten

Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten

Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten

Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten

Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).

