

Eignung von Modellen für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein

Endbericht

Michael Trepel & Winfrid Kluge

April 2002

Auftraggeber:

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer

Auftragnehmer:

Ökologie-Zentrum an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

- Inhaltsverzeichnis -

1	Einleitung	1
1.1	Inhaltliche Abgrenzung der Studie	2
1.2	Methodik der Studie	3
1.3	Aufbau der Studie	4
2	Einführung in Modelle	5
3	Modelle in der Wasserwirtschaft	12
3.1	Anwendung von Modellen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	12
3.2	Kriterien für die Anwendung von Modellen in Wissenschaft und Praxis	15
4	Ökologische und stoffliche Modellanwendungen in Schleswig-Holstein	18
4.1	Hydrologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein	19
4.2	Stoffliche Modellanwendungen in Schleswig-Holstein	21
4.2.1	Das Modellsystem DILAMO	22
4.2.2	Erosionsmodellierung	24
4.2.3	Statistische Simulation der Stoffeinträge in Fließgewässer	25
4.3	Modellanwendungen in Feuchtgebieten	27
4.4	Ökologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein	30
5	Stand der ökologischen und stofflichen Modellanwendungen	31
5.1	Hydrologische Modelle	32
5.1.1	Modelle für das System Boden/Vegetation	32
5.1.2	Modelle für das System Grundwasser	33
5.1.3	Modelle für das System Fließgewässer	33
5.1.4	Modelle für das System See	34
5.1.5	Modelle für das System Feuchtgebiet	34
5.2	Stoffmodelle	35
5.2.1	Modelle für das System Boden/Vegetation	35
5.2.2	Modelle für das System Grundwasser	39
5.2.3	Modelle für das System Fließgewässer (Gewässergütemodelle)	39
5.2.4	Modelle für das System See	45
5.2.5	Modelle für das System Feuchtgebiet	47
5.3	Ökologische Modelle	49
5.3.1	Habitateignungsmodelle	50
5.3.2	Sukzessionsmodelle	51
5.3.3	Nahrungsnetzmodelle	52
5.4	Hydrologische, stoffliche und ökologische Modelle im Vergleich	53
6	Anwendungsempfehlungen und Forschungsbedarf	57
6.1	Modellkonzeption Wasserrahmenrichtlinie Schleswig-Holstein	57
6.1.1	Technische Aspekte einer integrativen Modellkonzeption	61

6.2	Erprobung von Gewässergütemodellen in Schleswig-Holstein	61
6.2.1	Modellerprobung an ausgewählten Fließgewässerabschnitten	63
6.2.2	Modellgestützte Systemanalyse: Stofftransformation in Fließgewässern.....	64
6.3	Großräumige Ausweisung sensibler Flächen in Schleswig-Holstein	64
6.4	Anwendung ökologischer Modelle in Schleswig-Holstein.....	64
6.5	Forschungsschwerpunkt: Wasser- und Stoffhaushalt der Marsch und Geest	65
7	Zusammenfassung.....	66
8	Literaturverzeichnis.....	67

1 Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie gibt einen neuen Ordnungsrahmen für die Bewirtschaftung und Entwicklung der Gewässer vor (EU 2000). Die Wasserrahmenrichtlinie betrachtet erstmals verbindlich und EU-einheitlich Gewässer, Niederungen und Einzugsgebiete als eine funktionale Einheit. Der Zustand der Gewässer wird nach einheitlichen Methoden erhoben, dabei sind neben hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungen auch ökologische Erhebungen vorgeschrieben; so daß die Richtlinie die ökologische Funktion der Gewässer stärker als bisher berücksichtigt. Mit der Richtlinie werden neue, einheitliche Instrumente in die europäische Wasserpolitik eingeführt. Sie beinhalten insbesondere:

- eine flußeinzugsgebietsbezogene Bewirtschaftung der Gewässer,
- ganzheitliche Bewertungsansätze für das Grundwasser und die Oberflächengewässer einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer,
- neben chemischen auch strukturelle und biologische Güteziele für die Gewässer,
- verbindliche und relativ kurze Fristen für das Erreichen dieser Ziele,
- wirtschaftliche Instrumente, die den sorgsam Umgang mit Wasser fördern und
- eine umfangreiche Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Planung und Umsetzung der notwendigen Maßnahmenprogramme (MUNF SH 2002).

Besonders die chemischen und strukturellen sowie biologischen Güteziele erfordern in Verbindung mit den verbindlichen Fristen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein planvolles und abgestimmtes Handeln innerhalb der Umweltverwaltung. Die Aufstellung von Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplänen ist ohne eine einheitliche Datenstruktur und Bewertungsmethodik nicht denkbar. In den letzten Jahrzehnten haben die Entwicklungen im Hard- und Softwarebereich eine Vielzahl von leistungsfähigen Modellen für die Planung, Prognose und Kontrolle im Umweltbereich entwickelt und erprobt. Rechnergestützte Modelle sind daher ein wichtiges Werkzeug für die effiziente Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, ihr Anwendungsbereich reicht von der großräumigen Flächenbewertung und der qualitativen Auswahl sensibler Flächen über die genaue Maßnahmenplanung und insbesondere quantitative Wirkungsprognosen von Bewirtschaftungsänderungen bis hin zur automatisierten Wirkungskontrolle. Die Anwendung von Modellen wird aber einerseits durch die Güte der Eingabedaten und andererseits durch das zum Teil unzulängliche Wissen um Prozeßabläufe begrenzt.

Die Entwicklung und Anwendung von Modellen erfordert eine fundierte Kenntnis sowohl der unterschiedlichen Modellierungstechniken sowie ein entsprechendes Fachverständnis der simulierten Zusammenhänge. Die erzielten Simulationsergebnisse sind jeweils nur so gut, wie die zur Verfügung stehenden Datengrundlagen sowie das in das Modell implementierte

Wissen. Es ist übliche Praxis, daß Modelle im Zuge ihrer Anwendung beständig weiter entwickelt werden.

In dieser Studie werden folgende Ziele verfolgt, um die Auswahl von Modellen für den Einsatz bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorzubereiten. Ziele und Aufgaben diese Studie sind:

- Anforderungskriterien für die Anwendung von Modellen in der Umweltverwaltung zu benennen,
- Möglichkeiten für den effizienten Einsatz von stofflichen und ökologischen Modellen bei der Aufstellung von Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplänen aufzuzeigen und kritisch zu prüfen,
- eine Übersicht über die von der Wasserwirtschaft und von Forschungseinrichtungen bislang in Schleswig-Holstein angewendeten Modellsysteme zu geben und ihre Einsetzbarkeit zu beurteilen,
- eine Literaturübersicht zu den in Wissenschaft und Praxis angewendeten Modelle zur Beantwortung von Fragen im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung zu geben,
- eine Beurteilung dieser Modellsysteme hinsichtlich ihrer Einsetzbarkeit im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein zu geben,
- fehlende Modellsysteme und -module (Modellteile) zu benennen,
- gezielte Praxiserprobungen von Modellanwendungen zu empfehlen und den verbleibenden Forschungsbedarf abzuleiten.

1.1 Inhaltliche Abgrenzung der Studie

Modelle werden in der Wasserwirtschaft u.a. in der Hydrologie, Hydrochemie und Ökologie eingesetzt. Inhaltlicher Schwerpunkt dieser Studie - vor dem Hintergrund der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - sind stoffliche und ökologische Modelle bzw. Modellsysteme. Stoffliche Modelle werden (a) bei der Beurteilung der Stoffeinträge aus den Einzugsgebieten in die Gewässer (sogenannte Emissionsmodelle) sowie (b) bei der Beurteilung der Gewässergüte selber (sogenannte Immissionsmodelle) angewendet. Ökologische Modelle, wie z.B. Habitategignungsmodelle, Metapopulationsmodelle oder Nahrungsnetzmodelle, sind notwendige Werkzeuge, um die biotischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen.

Hydrodynamische und rein hydrologische Modelle sind nicht inhaltlicher Schwerpunkt dieser Studie. Einen Überblick über numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern gibt ZIELKE (1999) in der DVWK Schrift 127. In diesem Band werden die mathematischen Grundlagen der Strömungs- und Transportmodellierung in anschaulicher Weise vorgestellt und mit Anwendungsbeispielen aus der Praxis dokumentiert;

Stofftransformationsprozesse werden nicht behandelt. Die Autoren geben keinen Überblick über kommerzielle bzw. frei verfügbare Softwareprodukte zur Strömungs- bzw. Transportmodellierung. Wasserhaushaltsmodelle insbesondere zur Simulation von Wasserbilanzen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen sowie zur Simulation der Grundwasserströmung geben HÖRMANN et al. (im Druck). Die Autoren geben Hinweisse auf aktuell verfügbare Softwaresysteme.

1.2 Methodik der Studie

Diese Studie ist als Literaturstudie konzipiert, eine Anwendung (Testung) oder Beschaffung der erhobenen Modelle kann daher nicht erfolgen. Zur Erfassung der vorhandenen Modellsysteme in Wissenschaft und Praxis wurde in den wissenschaftlichen Literaturdatenbanken der Universität Kiel sowie im Internet nach geeigneten Modellen recherchiert. Bei der Übersicht über Modellanwendungen mit wasserwirtschaftlichem Bezug in Schleswig-Holstein konnten die Bearbeiter die Erfahrungen aus dem BMBF-Forschungsprojekt Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette sowie eigene Modellentwicklungen und -anwendungen einbringen. Im Rahmen der Studie wurden u.a. folgende Gespräche zu Modellanwendungen geführt:

- Erftverband, Bergheim, Entwicklung und Anwendung des ATV-Gewässergütemodells, Herr Ekkehard Christoffels,
- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Gewässergütemodelle an der BFG; Frau Dr. Esser,
- Teilnahme am 5. Workshop zur hydrologischen Modellierung: Möglichkeiten und Grenzen für den Einsatz hydrologischer Modelle in Politik, Wirtschaft und Klimafolgeforschung an der Universität Bonn,
- Danish Hydraulic Institute, Kopenhagen, Entwicklung und Anwendung des Gewässergütemodells MIKE 11 WQ; EU, Herr Jesper Dørge.

Die Durchführung dieser Studie erfolgte in enger fachlicher Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber, der Abteilung Wasserwirtschaft im Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Über den Fortgang der Studie wurde ausführlich im November 2001 sowie im Januar 2002 berichtet. Erste Ergebnisse der Studie sowie Möglichkeiten der Anwendung von Gewässergütemodellen wurden Ende Februar vor Vertretern des Landesamtes für Natur und Umwelt, der Staatlichen Umweltämter Kiel und Schleswig sowie der technischen Universität Hamburg-Harburg präsentiert.

1.3 Aufbau der Studie

Um dem Leser / der Leserin den Zugang zu dieser Studie zu erleichtern, wird ihr Aufbau in diesem Abschnitt kurz erläutert. Die Studie gliedert sich vier Abschnitte.

- Das Kapitel 2 *Einführung in Modelle* gibt einen allgemeinen Überblick über die Einteilung von Modellen in Modellkategorien und nennt - basierend auf eigenen Erfahrungen – Vorgehensweisen für die Arbeit mit Modellen.
- Das Kapitel 3 *Modelle in der Wasserwirtschaft* zeigt zunächst (3.1) in welchen Themenfeldern Modelle bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eingesetzt werden können. Die unterschiedlichen Anforderungen an den Einsatz von Modellen in Wissenschaft und Praxis werden in Abschnitt 3.2 behandelt.
- Das Kapitel 4 *Modellanwendungen in Schleswig-Holstein* und das Kapitel 5 *Modellanwendungen in Wissenschaft und Praxis* geben einen aktuellen Überblick über den Stand der hydrologischen, stofflichen und ökologischen Modellierung unter starker Berücksichtigung einer Anwendung der Modelle in der Umweltverwaltung. Die Ergebnisse dieser Kapitel werden zusammenfassend in Abschnitt 5.4 diskutiert.
- Im Kapitel 6 werden *Anwendungsempfehlungen und Forschungsbedarf* vorgeschlagen. In dem Abschnitt 6.1 wird ein *mehrskaliges Konzept für den Einsatz von Modellen* bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vorgestellt. Es folgen Vorschläge für die Erprobung von Gewässergütemodelle, Methoden zur Ausweisung austragssensitiver Flächen und ökologischen Modellen.

Dem zeitlich limitierten Lesern werden die Abschnitte 3.2 Anforderungskriterien an Modelle in Wissenschaft und Praxis, 5.4 hydrologische, stoffliche und ökologische Modelle im Vergleich sowie 6.1 mehrskaliges Konzept zur Anwendung von Modellen bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie empfohlen.

2 Einführung in Modelle

In der Wasserwirtschaft hat sich die Anwendung von Modellen mittlerweile in vielen Bereichen als Instrument in der Planung, Kontrolle und Prognose durchgesetzt. Der Begriff „Modell“ umfaßt eine Vielzahl von unterschiedlichen Ansätzen zur Beschreibung eines komplexen Sachverhaltes (ODUM & ODUM 2000; JØRGENSEN & BENDORICCHIO 2001). Im Allgemeinen dienen Modelle dazu, diesen komplexen Sachverhalt auf die wesentlichen steuernden Einflußfaktoren zu reduzieren und sofern es sich um mathematisch-numerische Modelle handelt, gegenwärtige Zustände den Prognosen zukünftiger Zustände quantitativ gegenüber zustellen, um daraus Entscheidungen für ein Management abzuleiten. Neben diesem Anwendungsaspekt dienen Modellentwicklung und -anwendung in der Wissenschaft, besonders in der Systemökologie dazu, den Wissenstand zu formalisieren und durch den Vergleich von Meßwerten bzw. Erwartungswerten mit Simulationsergebnissen das Systemverständnis zu erweitern (GRIMM 1994; HAAG & KAUPENJOHANN 2001; MÜLLER et al. 1996).

Grundsätzlich ist zu beachten, das Modelle immer für einen bestimmten Anwendungszweck entwickelt werden. Dieser Gültigkeitsbereich wird bereits durch die Art des Modells, d. h. die mathematische Formalisierung (statistisch, prozeßbezogen, Fuzzy-Logic) bestimmt, und kann durch die Qualität der Eingangsdaten lediglich verfeinert, aber nicht ausgedehnt werden. Beispielsweise sind alle Modelle, die Wirkungsketten anhand statistischer Zusammenhänge erklären, methodisch nicht in der Lage, zeitliche Veränderungen zu prognostizieren. Diese Einschränkung gilt sowohl für statistische Stoffeintragsmodelle wie für statistische Sukzessionsmodelle. Statistische Modelle sind strenggenommen nicht auf andere Gebiete übertragbar, da die statistischen Zusammenhänge nur für den jeweils analysierten Datensatz gültig sind.

Modelle können nach unterschiedlichen Kriterien gegliedert werden. Prinzipiell lassen sich folgende Arten von Modellen unterscheiden (ODUM & ODUM 2000; JØRGENSEN & BENDORICCHIO 2001; WESTERVELT 2001):

- *Wortmodelle* beschreiben einen Wirkungszusammenhang verbal. Sie werden entwickelt und benutzt, um z.B. über die Bedeutung von steuernden Faktoren zu kommunizieren und gegebenenfalls methodisch aufwendige Datenerhebungen zu begründen.
- *Konzeptmodelle* beschreiben Wirkungszusammenhänge grafisch in einem Fließdiagramm. Konzeptmodelle werden entwickelt und verwendet, um die Interaktionen zwischen unterschiedlichen Teilsystemen, Systemkompartimenten und Systemelementen (Zustandsvariablen) in Abhängigkeit von äußeren und inneren Einflüssen zu beschreiben. Konzeptmodelle spiegeln anschaulich die Komplexität des Wirkungsgefüges. In der Systemökologie gibt es ein an die Kybernetik angepaßtes Regelwerk zur grafischen Visualisierung solcher Konzeptmodelle (ODUM & ODUM 2000). Neben solchen prozeßbezogenen Wirkungsgefügen sind auch thematische Karten

strenggenommen Konzeptmodelle; je nach Maßstab und thematischer Ausrichtung werden die Karteninhalte mehr oder weniger stark vereinfacht in dem Kartenmodell abgebildet.

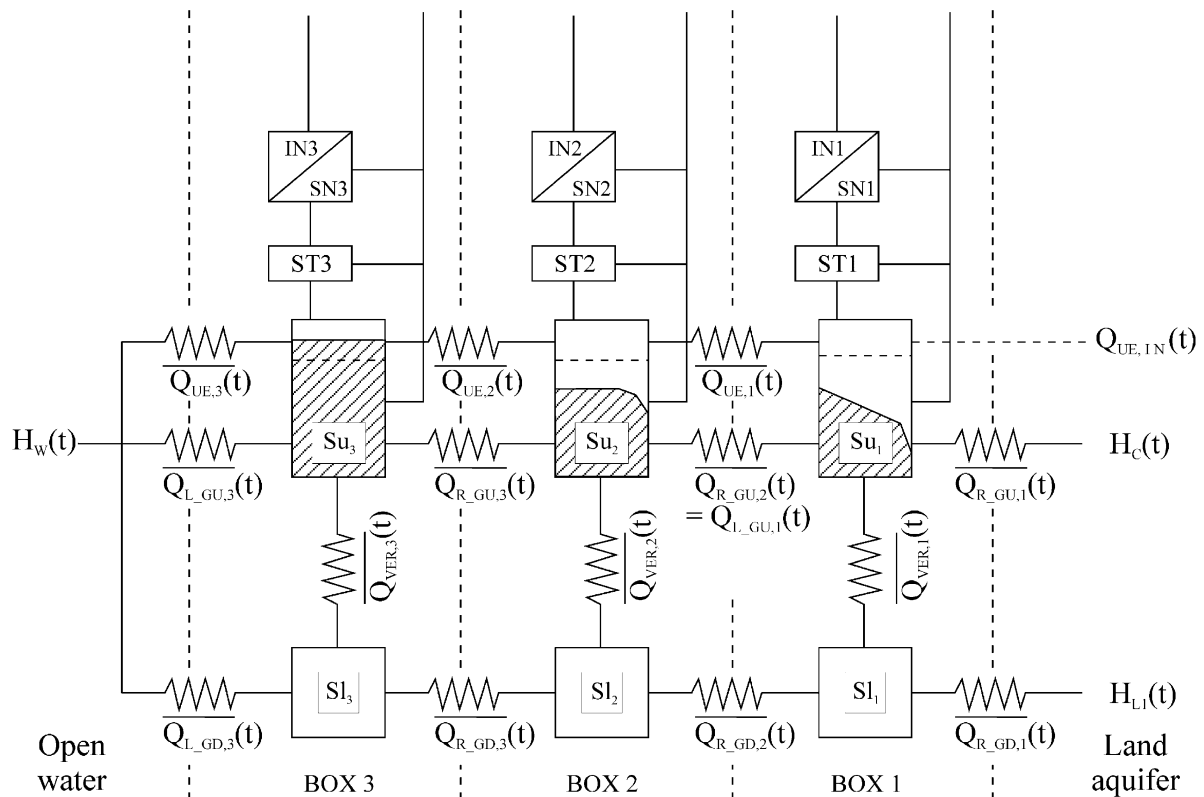


Fig. 1: Beispiel für ein Konzeptmodell zur Quantifizierung der Wasserflüsse in Niederungen unter besonderer Berücksichtigung des Wasseraustausches mit dem lateralen Einzugsgebiet (Grundwasser) und dem Gewässer (DALL'O' et al. 2001).

- *Mathematisch-statistische (empirische) Modelle* beschreiben einen Wirkungszusammenhang anhand statistischer Zusammenhänge. Große Datensätze werden mit Hilfe statistische Verfahren analysiert, aus den Ergebnissen können dann indirekt Rückschlüsse auf das Wirkungsgefüge gezogen werden. Beispielsweise können die wichtigsten Einflußfaktoren wie das Vorkommen einer Pflanzen- oder Tierart, z.B. der Rohrdommel, durch Geländearbeiten und spätere statistische Analysen identifiziert werden. Aus den statistischen Analyseergebnissen kann geschlossen werden, daß die Rohrdommel in England vor allem in dichten Schilfbeständen mit hohen Wasserständen vorkommt (TYLER et al. 1998). Diese Ergebnisse können dann in dem betreffenden Raum direkt beim Umweltmanagement zur Verbesserung potenzieller Habitate dieser nach EU-FFH-Richtlinie bedeutsamen Tierart umgesetzt werden. Die Ergebnisse empirischer Modelle sind aber nur bedingt auf andere Räume übertragbar, da sich die Rohrdommel am Rande ihres Verbreitungsareals anders verhält, als in deren Zentrum.
- *Mathematisch-deterministische (prozeßbezogene) Modelle* beschreiben Wirkungszusammenhänge anhand von Differentialgleichungen. Deterministische Modelle werden häufig zur Beschreibung der Strömung, des Transports und der

Transformation von Stoffen entwickelt und angewendet. Die Grundeinheiten eines deterministischen Modells bilden in der Regel Transport- oder Prozeßgleichungen. Während Strömung und Transport vorwiegend nach physikalischen und damit allgemeingültigen Gesetzen beschrieben werden, herrscht bei der Beschreibung biogeochemischer Prozesse Unklarheit über die Gewichtung einzelner steuernder Faktoren. Daher wird auch in der Hydrologie von physikalischen Modellansätzen und in der Biogeochemie von prozeßbasierten Ansätzen gesprochen. Die biogeochemische Prozeßbeschreibung deterministischer Modelle beruht letztendlich ebenfalls auf statistischen Zusammenhängen zwischen gemessenen Daten eines Prozesses und dazu gemessenen Umweltvariablen. Eine strikte Trennung zwischen statistischen und deterministischen Modell ist daher nur bedingt möglich. Ebenso bereitet die Simulation der Strömungs- und Transportvorgänge, für die zwar physikalisch definierte Gleichungen existieren, Schwierigkeiten, weil z.B. die Annahme idealisierter Bedingungen, wie homogene Verhältnisse im Aquifer, erst die Anwendung der Gleichung in vereinfachter Form oder mit numerischen Algorithmen ermöglichen.

- *Andere mathematische Ansätze* werden in der Modellierung verwendet, wenn es nicht vorrangig um Strömungs- und Transportprozesse geht. Die Fuzzy-Logic hat sich als Methode zur Entwicklung von Expertensystemen unter Einbeziehung von unscharfem, aber Regel-basiertem Wissens etabliert (SALSKI 1992; ASSHOFF 1999; HERZOG 2002). SASIKUMAR & MUJUMDAR (1998) beschreiben ein fuzzy-basiertes Modell zur Wassermengen- und Gewässergütebewirtschaftung eines Einzugsgebietes.
- *Räumliche Aspekte* können auf unterschiedliche Weise in die Modellierung einbezogen werden. Der Raumbezug kann in einem Geographischen Informationssystem durch die Zusammenführung unterschiedlicher digitaler Geodatenätze über Berechnungsgitter oder über Raster erfolgen. Die Art der räumlichen Diskretisierung gibt Auskunft, inwieweit das Modell vom Aufbau her räumliche Wechselwirkungen systemadäquat abbilden kann. So ist ein polygon-basiertes Modellsystem für die Analyse von Abflußpfaden (Oberflächenabfluß, Grundwasserfließrichtung) nur dann geeignet, wenn eine eindeutige Zuordnung der Fließrichtung bei einem ausreichend feingliedrigen Polygonnetz möglich ist. Für mesoskalige, hydrologische Modellanwendungen werden daher Raster basierte Raumdiskretisierungsverfahren bevorzugt. Statistische Modelle, wie die Stoffeintragsmodelle MONERIS, MOBINEG oder POLFLOW verknüpfen die Rauminformationen für Boden, Landnutzung, Relief, etc. auf Polygonbasis, um sie in einer Datenbank zu verrechnen. Das Simulationsergebnis, die Bedeutung bestimmter Gebiete für den Stickstoff- oder Phosphoraustrag, kann anschließend mit dem GIS visualisiert werden, räumliche Interaktionen zwischen den Raumeinheiten werden nur begrenzt berücksichtigt. Bei der Strömungs- und Transportmodellierung wird der Raum in ein Berechnungsgitter gegliedert, einen Überblick gibt ZIELKE (1999). Rasterbasierte Modelle werden häufig in den physikalisch dominierten Modellsystemen der

Niederschlagsabflußsimulation und der Erosionsmodellierung verwendet, wenn digitale Höhenmodelle mit gleichmäßig verteilten Rasterpunkten als Eingabedaten verwendet werden. Zelluläre Automaten sind Rasterdaten in einer besonderen Form. Dieser Ansatz wird verwendet, um räumliche Interaktionen innerhalb eines Raums zu simulieren. Zelluläre Automaten werden daher besonders häufig in der Ökologie im Rahmen von Sukzessions- oder Beweidungsmodellen eingesetzt.

Die oben genannten, sowie alle übrigen nicht erwähnten Modellansätze stehen zunächst gleichberechtigt nebeneinander. Modelle unterscheiden sich vor allem in der Komplexität und der Art der Abbildung des jeweiligen Wirkungszusammenhangs. Hier haben die zunächst einfach erscheinenden Wort- und Konzeptmodelle weiterhin eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung. Beispielsweise machte die konzeptionelle Differenzierung unterschiedlich schnell reagierender Kohlenstoffvorräte erst die Entwicklung deterministischer C-Bilanzmodelle möglich, und zwar zu einem Zeitpunkt zu dem diese Vorräte analytisch noch gar nicht meßbar waren (MÜLLER et al. 1998). Heute ist die Differenzierung in schnell und langsam reagierende C-Pools zwar ein übliches Verfahren in der Modellierung des C-Kreislaufs terrestrischer Ökosysteme; die Parametrisierung wird aber trotz verbesserter Meßanalytik nicht durch Meßwerte, sondern durch den konzeptionellen Ansatz gestützt, womit diesen Parametern bei einer Kalibrierung besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muß. Hier liegen auch die Schwierigkeiten in der Validierung biologischer und biogeochemischer Modelle im Vergleich zu physikalischen Modellen begründet. Die Prozeßbeschreibung in einem deterministischen (biogeochemischen) Modell ist eine für den jeweiligen Anwendungsfall gültige Setzung, die in der Regel den Stand des Wissens in Abhängigkeit von der gewählten Komplexität des Lösungsweges widerspiegelt. Dies gilt auch für statistische Modelle, beispielsweise finden JANSSON et al. (1998) einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Feuchtgebietsfläche, eingetragener Stickstofffracht und dem Stickstoffrückhalt. Ihre statistische Analyse bezieht sich dabei auf 11 Untersuchungen, die JANSSON et al. (1998) der weltweiten wissenschaftlichen Literatur zu dieser Thematik entnommen haben. BRIX (1998) dagegen kann bei einer statistischen Auswertung von mehr als 100 Datensätzen zur Stickstoffdynamik in überflutungsgeprägten Feuchtgebieten in Dänemark keinen statistischen Zusammenhang zwischen Stickstoffeintrag und Feuchtgebietsfläche ermitteln.

Von Interesse in der Wasserwirtschaft sind vor allem statistische Modelle, um allgemeine Ursache-Wirkungszusammenhänge mit vorhandenen Daten zu analysieren, ohne genauer in die zugrundeliegenden Prozesse vorzudringen zu müssen. Statistische Modellsysteme sind geeignet sensible Flächen großräumig auszuweisen. Deterministische Modelle bieten die Möglichkeit einer zeitlich und räumlich hohen Auflösung in Verbindung mit einem kausal begründeten Gleichungssystem, welches allerdings auch auf falschen Annahmen beruhen kann. Deterministische Modelle sind besonders nützlich, wenn eine sorgfältige Maßnahmenplanung eine quantitative Wirkungsabschätzung im Vorfeld erforderlich macht.

Prozeßbasierte Modelle sind unerlässlich, um den Erfolg von Maßnahmen im Vergleich mit dem Ausgangszustand bewerten zu können.

Deterministische Modelle bestehen aus drei Elementen: (1) Zustandsgrößen (state variables) beschreiben den Zustand der zu simulierenden Größen, zum Beispiel die Nitratkonzentration oder Bodenfeuchte in einer bestimmten Bodentiefe. (2) Parametern in Gleichungen werden benötigt, um die Strömungs-, Transport- und Transformationsprozesse zu steuern. Bei Parametern wird zwischen Universalgrößen, wie der Schwerkraft, und spezifischen Koeffizienten unterschieden. Letztere müssen bei der Anwendung von Modellen auf die jeweilige Situation durch den Vergleich von Meßwerten und Simulationsergebnissen kalibriert werden. Für viele spezifische Parameter in der hydrologischen, hydrochemischen und ökologischen Modellierung gibt es mittlerweile Handbücher oder Datenbanken, in denen die Spannweite des Wertebereichs nachgeschlagen werden kann. Weiterhin enthält ein deterministisches Modell (3) Steuergrößen (forcing functions), wie das Klima oder die anthropogen veränderbare Landnutzung, die das zeitliche oder räumliche Systemverhalten maßgeblich beeinflussen.

Wichtige Gliederungsparameter für Modellanwendungen ergeben sich neben der Modellart, aus der Komplexität der Fragestellung, dem Raum- und Zeitbezug sowie dem inhaltlichen Modellschwerpunkt (Tab. 1).

Tab. 1: Gliederungsmöglichkeiten für Modelle.

Gliederungsmöglichkeit	Variable
Modellart	Wortmodell, Konzeptmodell, statistisches Modell, deterministisches Modell, Expertensystem, etc.
Komplexität der Fragestellung	einzelner Prozeß, interdisziplinärer, transdisziplinärer Ansatz
Raumbezug	explizit kein Raumbezug (0 D), homogener Standort (1D), Transekte (2D), Einzugsgebiete (2D); Einzugsgebiete (3D), Fließgewässerabschnitt (1D; 2D, 3D), Fließgewässernetz (1D); See (2D, 3D), Hänge (1D, 2D)
Zeitbezug	stationär, quasi-stationär, dynamisch
Inhaltlicher Bezug	Strömung, Niederschlagsabflußmodelle, Stoffeintragsmodelle, Erosionsmodelle, Gewässergütemodelle, Habitategnungsmodelle, (Meta)populationsmodelle, etc.

Komplexe Fragestellung können, wie bislang üblich, einzelfachspezifisch oder inter- bis transdisziplinär gelöst werden. Für ein hydraulisches Problem, wie der Bemessung des Speichervolumens eines Regenrückhaltebeckens, reicht ein hydraulisch-hydrologisches Modell. Für die prozeßbezogene Simulation der Stoffdynamik von Ökosystemen dagegen müssen bereits Informationen aus den Bereichen Bodenkunde, Wasserwirtschaft, Landnutzung in ein zu erstellendes Modell integriert werden.

Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gewinnt zunehmend die vorausschauende Planung und die frühzeitige Öffentlichkeitsbeteiligung an Gewicht. Zur

Erhöhung der Akzeptanz von Maßnahmen werden daher zunehmend ökosystemare Modelle mit sozialwissenschaftlichen Aspekten transdisziplinär zusammengeführt integriert (DIBBERN 2000; BECKER et al. 2001; WESTERVELT 2001).

Von besonderem Interesse in der Wasserwirtschaft sind Modelle, die Stoffe im Wasser transportieren und deren Umsetzungsraten berechnen. Für eine solche Simulation sind sowohl die Strömung, der Transport wie auch die jeweiligen chemischen, biologischen und physikalischen Transformationsprozesse zu modellieren. SCHENK & KAUPÉ (1998) haben dazu eine Übersicht erstellt, aus der die Vielzahl möglicher Kombinationen dieser drei Komponenten ersichtlich ist (Tab. 2). Der Raumbezug von Modellanwendungen in der Wasserwirtschaft variiert von qualitativen Wirkungszusammenhängen ohne Raumbezug, über Standorte und Fließgewässerabschnitte bis hin zu Einzugsgebieten und Fließgewässernetzen. Der Zeitbezug variiert von der Annahme quasi-stationärer Verhältnisse über die Simulation von Jahreswerten, Monatswerten, Tageswerten bis hin zur Simulation auf Stunden bzw. Minutenbasis.

Tab. 2: Zusammenstellung möglicher Modellierungstechniken für Strömung, Transport und Transformation auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen für terrestrische Modelle (nach: SCHENK & KAUPÉ 1998)

SKALENEBENE		STRÖMUNG	TRANSPORT	PROZEß
RÄUMLICH	ZEITLICH			
- Einzugsgebiet	- Dekade	- steady-state / dynamisch	- Advektion	- chemisch
- Teileinzugsgebiet	- Jahr	- gesättigt / ungesättigt	- Diffusion	- physikalisch
- Niederung	- Woche	- lateral / vertikal	- Dispersion	- biologisch
- Standort	- Tag	- 1-, 2-, oder 3-dimensional	- einphasig	
- Bodenhorizont	- Stunde	- Einschicht / Mehrschicht	- mehrphasig	
Kombinationen von:				
raumzeitlicher Bezug		Strömung Strömung + Strömung +	Transport Transport	+ Prozeß

Die Komplexität des zu erstellenden Modells hängt wesentlich von der Fragestellung, den zur Verfügung stehenden Datengrundlagen und dem Zeitrahmen ab, innerhalb dessen die Ergebnisse benötigt werden. Der Finanzbedarf steigt allgemein mit der Komplexität an. Der erste Arbeitsschritt bei der Modellanwendung ist die Wahl der einer Fragestellung angemessenen Komplexitätsstufe in Abhängigkeit von Datengrundlagen und Meßprogrammen. Diesem Arbeitsschritt ist in Zukunft mehr Aufmerksamkeit zu widmen, da häufig Modelle ausgewählt werden, die für den Anwendungsfall bzw. die verfügbare Datenlage zu komplex bzw. nicht eindeutig kalibrierbar sind. Allgemein gilt, daß Fragestellungen, die Strömung, Transport und Transformation gekoppelt simulieren, alle drei Komponenten in einer einfacheren Form simulieren werden, als dies bei den einzelnen Modellierungen möglich wäre. Zum Beispiel kann die Strömung in einem Fließgewässer bei ausreichender Datengrundlage zweidimensional und mit zunehmender Rechnerleistung auch dreidimensional simuliert werden. Eine Simulation der Gewässergüte erfordert neben der

Strömungssimulation, Terme für den Stofftransport und die Prozeßumsetzungen, daher ist es zur Zeit üblich, die Strömung in Gewässergütemodellen eindimensional zu simulieren. Neben der rechnerisch und mathematisch möglichen Dimensionserweiterung wird die Simulationsgüte des komplexeren Modells zunehmend schwieriger überprüfbar, da die für eine Validierung benötigten Messungen allgemein nicht in annähernd hinreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung vorliegen.

Die Bezugsebene der Wasserrahmenrichtlinie ist das Einzugsgebiet. Für eine Beurteilung des Einzugsgebiets sind alle Elemente wie grundwasserferne Flächen, Hänge, grundwassernahe Flächen, Feuchtgebiete, Grundwasserleiter, Fließgewässer, Seen sowie marine Bereiche in die Analyse einzubeziehen. Diese Landschaftselemente unterscheiden sich deutlich in den physikalischen Bedingungen für den Wasser- und Stofftransport. Es bestehen grundsätzliche Schwierigkeiten, wenn Strömungen und Stofftransport medien- bzw. elementübergreifend simuliert werden sollen. Die vorwiegend vertikale Wasserbewegung im ungesättigten Boden wird nach der Richards-Gleichung simuliert, im gesättigten Boden sowie bei horizontaler Strömung im Grundwasser wird die Diffusions-Gleichung verwendet. In Fließgewässern wird die Strömung mit der Navier-Stokes-Gleichung dreidimensional beschrieben. Für die Anwendung in der Praxis wird diese Gleichung gravierend auf eindimensionale Strömungsbedingungen in Form der Saint Venant-Gleichung vereinfacht. Für Seen werden die Gleichungen in Form der Reynolds-Gleichung gelöst. Die Koppelung dieser unterschiedlichen Gleichungssysteme in einem systemübergreifenden Ansatz stellt gegenwärtig eine wichtige hydrologische Forschungsaufgabe dar. Im Jahr 2002 finden mehreren Tagungen zum Thema Interaktionen zwischen Grund- und Oberflächenwässern statt. Besondere Schwierigkeiten ergeben sich dann, wenn die Landschaftselemente stark miteinander interagieren.

3 Modelle in der Wasserwirtschaft

Modelle werden in der Wasserwirtschaft gegenwärtig für eine Vielzahl von Fragestellungen in den Bereichen Stoffeinträge, Erosion, Gewässergüte, Küstenschutz, Nahrungsnetze, Landnutzung bis hin zur Wasserversorgung und Landschaftseinheiten wie Fließgewässer, Feuchtgebiete, Seen oder Einzugsgebiete eingesetzt (Abb. 2).



Fig. 2: Übersicht möglicher inhaltlicher Anwendungsbereiche von Modellen in der Wasserwirtschaft im Rahmen eines integrierten Gewässerschutzes.

Modelle dienen in der Wasserwirtschaft der Kontrolle und Beobachtung des Umweltzustandes, der Auswahl sensibler Flächen auf unterschiedlichen Raummaßstäben, der Prognose von Reaktionen des Umweltzustandes auf Managementmaßnahmen, der Identifikation von schwer meßbaren Wirkungsketten wie zum Beispiel der Ermittlung des Klimaeinflusses auf die Stoffausträge in Abhängigkeit von Landnutzung und Böden und darüber hinaus allgemein zur Daten- und Systemanalyse und der Erweiterung des Systemverständnisses.

3.1 Anwendung von Modellen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Die Wasserrahmenrichtlinie hat zum Ziel, mittelfristig einen guten ökologischen Zustand aller Gewässer zu erreichen (EU 2000; MUNF SH 2002). Dabei sind die Bewertungskriterien weitgehend festgelegt. Die Kriterien beinhalten erstmals neben hydrologischen und hydrochemischen Parametern auch biologische und strukturelle Parameter wie z.B. bestimmte Artengruppen in Abhängigkeit des Gewässertyps (Fließgewässer, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer). Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfordert die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen für jede Flußgebietseinheit. In dem Bewirtschaftungsplan sind die Einzugsgebiete zunächst naturräumlich, geomorphologisch, etc. zu charakterisieren, die aktuelle Nutzung zu dokumentieren sowie Belastungen der Gewässer zu ermitteln. Zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands sind dann aufbauend auf diesen Bewirtschaftungsplänen, Maßnahmenpläne aufzustellen, in denen der Weg aufgezeigt wird,

wie die Gewässerbewirtschaftung so verändert werden kann, daß mittelfristig ein guter ökologischer Zustand erreicht und die bestehenden Belastungen abgebaut werden können. Modelle können in diesem Zusammenhang in folgenden Bereichen angewendet werden:

- allgemeine Charakterisierung des Einzugsgebiets,
- großflächige Identifikation von Belastungen mit dem Ziel der Ausweisung sensibler Flächen,
- Effizienzabschätzung von Maßnahmen,
- Begründung von Maßnahmen,
- Planung von Maßnahmen,
- Wirkungskontrolle von Maßnahmen.

Die gegenwärtige Nutzung und Bewirtschaftung der Einzugsgebiete bereitet in Schleswig-Holstein eine Reihe von Problemen, die zu einer Abwertung in der Beurteilung des aktuellen Zustands und damit zu einem Handlungsbedarf führen können. Besondere Defizite ergeben sich voraussichtlich in den Bereichen Stoffhaushalt, insbesondere diffuse Stoffeinträge, Gewässerbiozönose und Gewässerstruktur sowie der verfügbaren Datengrundlage.

- Die stoffliche Belastung der Fließgewässer erfüllt nicht die gesetzlich vorgeschriebenen Bedingungen (insbesondere werden die Vereinbarungen des HELCOM- und OSPAR Abkommens zur Verminderung der Stoffeinträge in die Meere nicht erreicht). Während bei Phosphor vor allem durch den Kläranlagenbau und – ausbau eine Reduzierung der Konzentration erreicht werden konnte, sind die Stickstoffkonzentrationen im Mittel nach wie vor zu hoch. Ebenso sind die aus Schleswig-Holstein in Nord- und Ostsee emittierten Stickstoff- und Phosphorfrachten zu hoch. Eine weitere Reduzierung der Stoffkonzentrationen ist durch eine Verringerung der Stoffeinträge direkt am Ursprung der Belastung, d.h. durch den Landwirt notwendig. Weiterhin ist das natürliche Transformations- und Retentionsvermögen in der Landschaft zu reaktivieren. Daher werden in dieser Studie statistische und deterministische Modelle zur Simulation der Stoffeinträge in Abhängigkeit von der Landnutzung vorgestellt. Weiterhin wird kritisch geprüft, inwieweit die vorhandenen Modelle das natürliche Transformations- und Retentionsvermögen in der Landschaft systemadäquat abbilden können.
- Besonders Feuchtgebiete bieten ein hohes Potenzial für den Rückhalt von Stickstoff und Phosphor. Die Nutzung dieser Transformationspotenziale setzt eine genaue Kenntnis der Fließwege vom Einzugsgebiet zur Niederung sowie aus der Niederung hin zum Gewässer voraus. Durch ein Management der Fließwege innerhalb der Niederung können die pfadspezifischen Transformationspotenziale der Niederung erhöht werden. Hier ergeben sich insbesondere in großflächigen Niederungen sowie in den über Schöpfwerke entwässerten Niederungen hydraulische Probleme, da ein

Anheben des Wasserstandes zur Zielerreichung unvermeidlich ist und damit die Überflutungsdauer und Intensität zunimmt. In dieser Studie werden Modelle zur Simulation der Stoffdynamik und insbesondere des Stoffrückhaltes in Feuchtgebieten vorgestellt.

- Die gewässerinternen Stoffumsetzungen sind in ihrer quantitativen Bedeutung in der Vergangenheit unterschätzt worden (ALEXANDER et al. 2000). Eine Ursache dafür ist, daß die Messung von Stoffumsetzungsprozessen im Gewässer selbst im Gegensatz zu terrestrischen bzw. semiaquatischen Systemen aufgrund der fließenden Welle methodisch anspruchsvoller ist. Selbst über die Bedeutung einzelner steuernder Faktoren sowie das Zusammenwirken von Stoffdynamik, biozönotischer Struktur und Schadstoffbelastungen herrscht Unklarheit (KOELMANS et al. 2001). Die Gewässervegetation bietet aufgrund ihrer hohen Oberfläche und den sich dort bildenden Biofilmen ein hohes Potenzial für biochemische Stoffumsetzungen, gleichzeitig führt die artspezifische Wuchsform zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit und erhöht die Sedimentation von Schwebstoffen (SAND-JENSEN 1997); beide Komplexe werden in herkömmlichen Gewässergütemodellen nur annähernd berücksichtigt. Nichtsdestotrotz sind Gewässergütemodelle geeignet, die gewässerinternen Stoffumsetzungen unter Kenntnis der jeweiligen Vereinfachungen zu quantifizieren (BORCHARDT 1999). Aufgrund des hohen Datenbedarfs für die Anwendung von Gewässergütemodellen ist sorgfältig zu prüfen, welches der verfügbaren Modellsysteme in Schleswig-Holstein erfolgreich einsetzbar ist.
- Gewässer werden nicht nur von Nährstoffen sondern auch von Schadstoffen belastet. Für die Zukunft ist eine Reduzierung der Schadstoffbelastungen, z.B. mit Pflanzenschutzmitteln, Organika, etc., notwendig. Modelle können sowohl zur Quantifizierung der Einträge wie auch bezüglich des Transports und Verbleibs in den nachfolgenden Systemen angewandt werden.
- Das vorrangige Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist die Wiederherstellung einer guten ökologischen Qualität der Gewässer und angrenzenden Niederungen. Diese wird unter anderem an der Zusammensetzung der Biozönose gemessen. Die Ursachen für den Veränderung der Gewässerbiozönosen in der Vergangenheit sind die Eutrophierung mit Nährstoffen, die Kontamination mit Schadstoffen sowie die intensivierte Gewässerunterhaltung (SAND-JENSEN et al. 2000). In Schleswig-Holstein wird die Gewässerstruktur sowie die floristische und faunistische Zusammensetzung der Gewässerbiozönose auf der Grundlage der verfügbaren Daten vorwiegend als stark gestört eingestuft (LANU SH 1998; LANU SH 2001), so daß sich in diesen Bereichen erheblicher Handlungsbedarf zur erfolgreichen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ergibt. Ökologische Modelle können besonders zur Auswahl von geeigneten Habitaten eingesetzt werden. Habitateignungsmodelle wie auch Metapopulationsmodelle müssen für jede Art einzeln entwickelt werden. Ihr Einsatz ist besonders für Arten sinnvoll, die

ein hohes Schutzbedürfnis haben, wie z. B. die Rohrdommel oder der in Schleswig-Holstein mittelfristig zu erwartende Biber.

- Die Datengrundlagen zur Beurteilung des Zustandes von Oberflächengewässern sind in Schleswig-Holstein regional sehr unterschiedlich. Es besteht dringender Handlungsbedarf, die verfügbaren Datengrundlagen für eine Bewertung regional anzupassen. Insbesondere über den Wasser- und Stoffhaushalt der Marsch sowie der Geest-Niederungen gibt es nur wenige gesicherte Erkenntnisse. Die Anwendung von Modellen wird durch die verfügbaren Daten bestimmt.

3.2 Kriterien für die Anwendung von Modellen in Wissenschaft und Praxis

Werden Modelle zur Lösung eines Problems verwendet, so ist zunächst ein Modell auszuwählen. Klassischerweise erfolgt vor der Modellauswahl eine genaue Problemdefinition, bei der die benötigten Daten und deren Verfügbarkeit, der Zeitrahmen, innerhalb dessen Ergebnisse vorliegen sollen, sowie die Genauigkeit des erwarteten Ergebnisses berücksichtigt werden (BOUMA et al. 1998; WESTERVELT 2001). Diese mit dem Auftraggeber zu diskutierenden Fragen helfen, den für die Bearbeitung richtigen Zeit- und Raumbezug auszuwählen, um dann zu prüfen, ob hierfür vorhandene Modelle genutzt oder neue Modelle entwickelt werden müssen.

Bei der Auswahl von Modellen verhalten sich die Wissenschaft und die anwendungsorientierten Umweltverwaltungen unterschiedlich bis gegensätzlich (Tab. 3). In der Wissenschaft wird bei der Modellanwendung nach einer präzisen Formulierung der Prozesse gestrebt. Dabei wird in der Regel eine möglichst komplexe Beschreibung der Probleme und des Wirkungsgefüges gewählt, um wissenschaftlich innovativ zu sein. Die Wissenschaft bevorzugt daher Modelle, die sie verändern kann und nutzt daher gerne Modelle, bei denen der Software Code bekannt ist, um diesen gegeben falls verändern zu können und weiter zu entwickeln (open source-Modelle). Falls kein geeignetes Modell zur Verfügung steht, ist es bei wissenschaftlichen Modellanwendung üblich, daß das Modell selber programmiert wird, zur Dokumentation werden die Modellgleichungen in wissenschaftlichen Zeitschriftenartikeln veröffentlicht. Modellbeschreibungen in der wissenschaftlichen Literatur liegen in der Regeln nur als Gleichungssystem vor. Eine anwenderfreundliche Software ist nicht vorhanden. Eine bedienerfreundliche Benutzerführung wird von Seiten der Wissenschaft selten verlangt und kann im Rahmen der allgemein wissenschaftlich ausgerichteten Arbeiten nur bedingt geliefert werden.

Modellanwendungen in der Praxis sind in der Regel ergebnisorientiert, um auf der Grundlage der Simulationsergebnisse Entscheidungen für oder gegen Maßnahmen zu treffen (MULLIGAN 1999). Die Prozesse werden daher in einer problemadäquaten Weise so einfach wie möglich beschrieben, um Kosten bei der Erstellung des Modells zu sparen. Das verwendete Modell sollte dabei über eine gute Benutzerführung verfügen, da diese das

Erlernen sowie die Arbeit mit dem Programm erheblich erleichtert. Auch in der Wissenschaft ist gegenwärtig eine Wende hin zu einfacheren Modellen erkennbar, da die Erfahrungen bei der Entwicklung und Anwendung komplexer dynamischer Modellsysteme zeigen, daß die Datenverfügbarkeit für Parametrisierung und insbesondere eine Validierung nicht ausreicht. JØRGENSEN & BENDORICCHIO (2001) empfehlen daher in dem Vorwort zur 3. Auflage des Buches *Fundamentals of Ecological Modelling*: „The ambitious modeller would go for a dynamic model, but often the problem, system and/or the data might require that a simple static model be applied. **In many contexts, a static model is completely satisfactory.**“

Tab. 3: Anforderungen an Modelle in Wissenschaft und Praxis (nach MULLIGAN 1999, verändert)

Wissenschaft	Praxis
Präzise Formulierung der Prozesse	Problemadäquate Formulierung der Prozesse
Komplexität und Lösungsweg reflektiert Prozesse	Komplexität und Lösungsweg reflektiert
	Datenverfügbarkeit
Genaue Wiedergabe der räumlichen Variabilität	Wiedergabe der verfügbaren räumlichen Daten
wissenschaftlich innovativ	wissenschaftlich abgesichert
interessant und wichtig als Modell an sich	interessant und wichtig aus den Modellergebnissen
Prozeß orientiert	Ergebnisorientiert
so komplex wie nötig	so einfach wie möglich
keine Benutzerführung	gute Benutzerführung

Modelle mit einer guten Benutzerführung werden sowohl von staatlichen Einrichtungen wie auch von kommerziellen Softwarefirmen entwickelt. Das BMU fordert in einer aktuellen Studie, daß die mit öffentlichen Mitteln geförderten Modellentwicklungen prinzipiell kostenfrei anderen öffentlichen Nutzern zur Verfügung gestellt werden sollten, um Neuentwicklungen vorhandener Modellsysteme zu vermeiden (BMU 2001).

Akzeptanz von Modellanwendungen in der Öffentlichkeit

Die geplante Anwendung von Modellen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie muß sich frühzeitig der Akzeptanz von Modellen als Beitrag und Grundlage von Entscheidungen widmen, um die Umsetzung von Maßnahmen nicht zu verzögern. Modellsysteme zur Simulation der Wasser- und Stoffdynamik von Ökosystem beschreiben auf mathematischer Grundlage komplexe Sachverhalte, die für den normalen Bürger häufig nicht (mehr) nachvollziehbar sind bzw. in einer nicht nachvollziehbaren Weise erläutert werden. Diese Nicht-Nachvollziehbarkeit von entscheidungsrelevanten Datengrundlagen kann zu einer Ablehnung der geplanten Maßnahmen und einer grundsätzlichen Infragestellung der Glaubwürdigkeit von Modellergebnissen im allgemeinen führen. Um diesem Problem zu begegnen, sind die verwendeten Modelle in ihren Rechenschritten sowie in ihren Ergebnissen transparent darzustellen, dazu gehört auch die Angabe von Fehlerquellen und Unsicherheiten bei den Eingangsdaten sowie deren Auswirkung auf die Simulationsergebnisse. Dieses Problemfeld ist vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Bildung und Ressourcenverfügbarkeit (Anbindung an moderne Informationstechniken) der Öffentlichkeit

zu betrachten (Abb. 2). Die Verfügbarkeit digitaler Daten sowie das benötigte theoretische Systemverständnis für die Anwendung komplexer Modelle ist allgemein an den Universitäten und den übergeordneten Landesbehörden hoch. Beides nimmt aber in der Hierarchie der Umweltverwaltungen deutlich ab. Verbandsvertreter vor Ort entscheiden bei der Planung und Durchführung von Maßnahmen auf der Grundlage ihres traditionellen Wissens, welches in einer sich nachhaltig entwickelnden Gesellschaft gleichberechtigt neben theoretischen Modellansätzen steht. Um dieser Überfremdung und dabei dem Mangel an Einflußnahme auf die die eigene Person betreffenden Entscheidungen zu begegnen, ist frühzeitig mit der Öffentlichkeitsarbeit über Modelle, deren Hintergründe, Stärken und Schwächen zu beginnen. Die Wasserrahmenrichtlinie empfiehlt hier, die Öffentlichkeit frühzeitig an der Aufstellung von Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplänen im Zuge einer offenen Planung zu beteiligen. In den USA wird bereits die interessierte Öffentlichkeit eingeladen, Modelle selber zu rechnen, um aktiv an dem Entscheidungsprozeß zu partizipieren (BENNETT & VITALE 2001; KORFMACHER 2001; MICHAELS 2001; WESTERVELT 2001). In Schweden wurden komplexe Modelle lokalen Expertenrunden in Form von Planspielen vorgestellt, die Experten haben eigenständig Maßnahmen zur Reduzierung der Stofffrachten eines Einzugsgebietes entwickelt, und die Wissenschaftler haben die Auswirkungen dieser Entscheidungen mit den vorhandenen Modellen simuliert (WITTGREN et al. 2000). In den Niederlanden wurde eine Studie zur Entwicklung von praxisrelevanten Expertensystemen erarbeitet, die vorhandene Expertenmodelle auf ihre Anwenderfreundlichkeit hin überprüfte (UBBELS & VERHALLEN 2000).

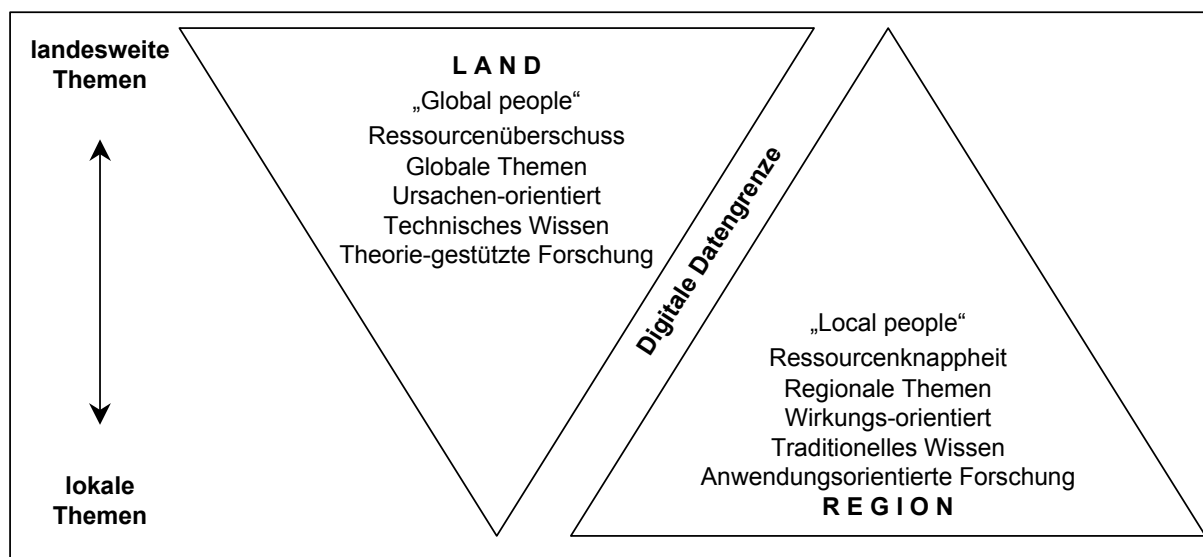


Fig. 3: Dilemma der Nachhaltigkeitsforschung (Koevolutionsforschung) in einer geteilten Welt übertragen auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein (nach KATES et al. 2001, verändert).

An die Auswahl von Modellen für Anwendungen in der Umweltverwaltung sind daher folgende Anforderungen zu stellen:

- Komplexität der Fragestellung definieren und Raum- und Zeitbezug festlegen,
- vorhandene Datengrundlagen prüfen und zu erwartende Datengrundlagen abschätzen,
- Stand der Modelldokumentation prüfen,
- Benutzerfreundliches Software Design vorhanden,
- möglichst nachvollziehbare Beschreibung der modellinternen Rechenschritte,
- Modell bereits erfolgreich für ähnliche Fragestellungen unter ähnlichen geomorphologischen Verhältnissen angewendet,
- Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse für das Modellsystem bekannt bzw. durchgeführt,
- Visualisierung der Ergebnisse ansprechend möglich,
- Datenaustausch mit vorhanden Modellsystemen möglich.

4 Ökologische und stoffliche Modellanwendungen in Schleswig-Holstein

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über den Stand der Modellanwendungen mit stofflichem und ökologischem Bezug in Schleswig-Holstein, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie von Interesse sein könnten. In Schleswig-Holstein sind bislang nur wenige stoffliche oder ökologische Modellanwendungen von Seiten des Landes initiiert worden. Ein Schwerpunkt der Modellentwicklung und Anwendung ist beim Ökologie-Zentrum an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel zu suchen. Im Rahmen des BMBF-Projektes Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette wurden eine Vielzahl hydrologischer, stofflicher und ökologischer Modelle entwickelt und erprobt, um die Stoffflüsse in und zwischen Ökosystemen beschreiben und Veränderungen durch Landnutzungsänderungen oder Klimawandel quantitativ prognostizieren zu können (Abb. 4). Die Ziele und Ergebnisse des Bornhöved-Projektes werden ausführlich von FRÄNZLE et al. (2001) erläutert. Einen Überblick zur Modellentwicklung und -anwendung während der ersten und zweiten Förderphase des Bornhöved-Projektes geben BRECKLING & ASSHOF (1996).

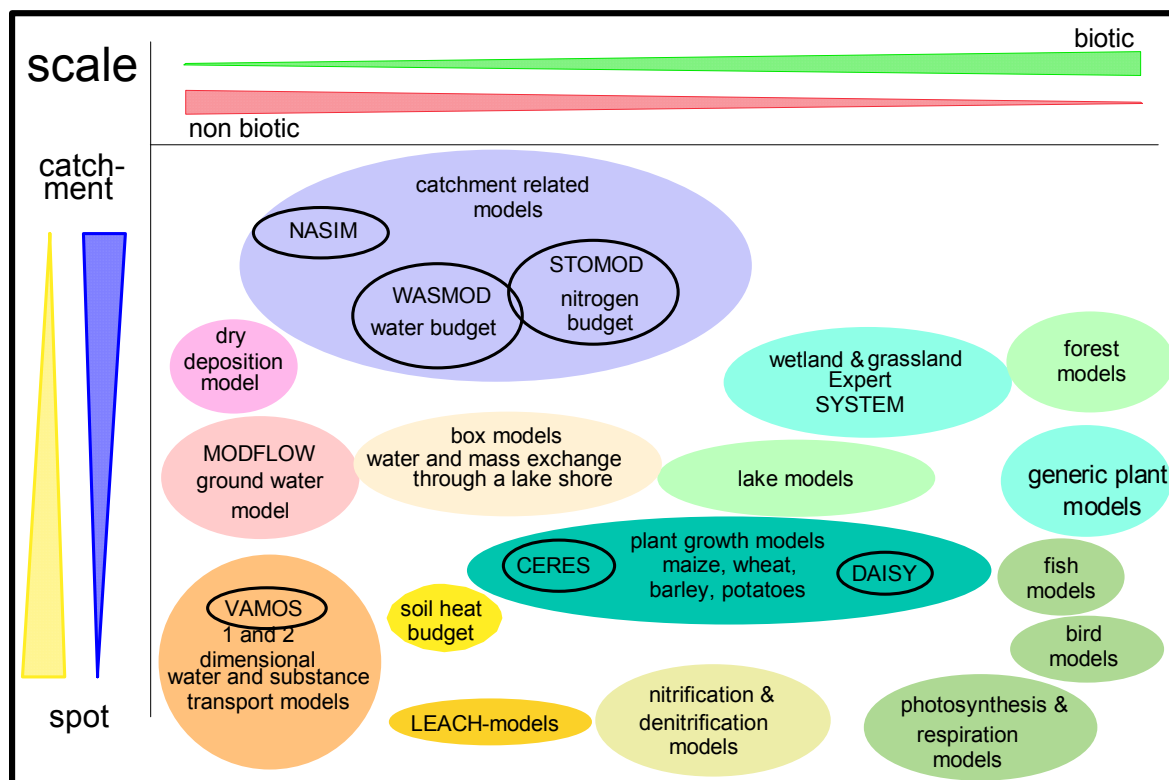


Fig. 4: Modellentwicklungen und -anwendungen im BMBF-Projekt: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. (nach Reiche, unveröffentlicht Stand 1998).

4.1 Hydrologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein

Für die Beantwortung vieler stofflicher und ökologischer Fragestellungen werden grundlegende Kenntnisse zu den hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnissen benötigt. Mit Grundwassermodellen werden Einzugsgebiete auf der Grundlage der Bodensubstrate bzw. Geologie, des Fließgewässernetzes und der Reliefverhältnisse abgegrenzt. Für den Belauer See wurden dabei die Programme TWODAN, MODFLOW und DILAMO verwendet (RUMOHR 1996; KLUGE & JELINEK 1999, REICHE unveröffentlicht). Das Programmsystem TWODAN setzt quasistationäre Verhältnisse voraus. Zeitliche Veränderungen in der Lage der unterirdischen Wasserscheiden in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung und Wasserständen der Vorfluter bleiben daher unberücksichtigt, dieses Problem ist besonders für die Erstellung von Wasser- und Stoffbilanzen für Einzugsgebiete in der sandigen Geest von Bedeutung. Eine dynamische Einzugsgebietszuordnung ist mit komplexeren Modellsystemen zwar möglich, wird aber aus Gründen der Praktikabilität in der Regel nicht angewendet. In das Modellsystem DILAMO sind Algorithmen zur Abgrenzung der Oberflächeneinzugsgebiet auf der Basis eines Digitalen Höhenmodells in Verbindung mit einem digitalen Fließgewässernetz integriert (REICHE et al. 1999). Am Beispiel des Einzugsgebietes der Osterau wurden der Einfluß unterschiedlicher Rasterweiten im digitalen Höhenmodell auf die Abgrenzung von Teileinzugsgebietsflächen untersucht und mit den Abgrenzungen des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses des Landes Schleswig-Holstein verglichen. (DIBBERN et al. 1998).

Für geohydrologische Fragen im Grundwasserschutz, Gewässerschutz, Trinkwassersicherung, u.a. werden Anströmungen und Verweilzeiten mit Hilfe von 2D- oder 3D-Grundwassermodellen berechnet, hier wurden die Modellsysteme FLOTRANS und MODFLOW verwendet. Die Grundwasseranströmung aus einem Einzugsgebiet hin zu einem Gewässer wird von der Verbreitung geologischer Substrate, deren Durchlässigkeit, den Wasserständen und den Witterungsverhältnissen beeinflusst. Hydrogeologische Modellierungen in Verbindung mit Meßdaten haben am Belauer See gezeigt, daß sich die Richtung der Grundwasseranströmung in Abhängigkeit von den Witterungseinflüssen verändern kann (KLUGE et al. 1994). Dies ist für die Beurteilung des Stoffrückhaltevermögens in Niederungen von zentraler Bedeutung.

Wasserbilanzen wurden im Rahmen der Ökosystemforschung mit unterschiedlicher Komplexität berechnet. Das Bodenwassermodell VAMOS (BORNHÖFT 1993; 1994) wurde für die Simulation der Wasserbilanzen an den Waldstandorten und Ackerstandorten angewendet. Das Modellsystem WASMOD vereinfacht vor allem die Verdunstungsberechnung, um den Datenbedarf für die Eingabe zu reduzieren, da das System in Verbindung mit einem dynamischen Stickstoffmodell auch auf höherskaligen Raumebenen angewendet wird (REICHE 1996). Das Modellsystem FEUWA wurde zur zeitlich hochauflösenden Bilanzierung der Wasserflüsse in den Grund- und Oberflächenwasser-beeinflußten Niederungen entwickelt (KLUGE & THEESEN 1996). Mit dem Modellsystem ist eine Quantifizierung der lateral und kapillar ausgetauschten Wassermengen möglich. Die Weiterentwicklung des Programmsystems FEUWANET ermöglicht eine zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Simulation der Wasserflüsse in Niederungen entlang der Grundwasserfließrichtung (DALL'O' et al. 2001).

Die ökophysiologische Arbeitsgruppe des Bornhöved Projekts hat basierend auf ökophysiologischen Messungen artspezifische Verdunstungsmodelle für die Erle, das Schilf und die Buche entwickelt (ESCHENBACH et al. 1996; HERBST 1994; HERBST & KAPPEN 1993; HERBST & THAMM 1994; HERBST & HÖRMANN 1998).

Niederschlagsabflußmodelle wurden in Schleswig-Holstein vorwiegend im Einzugsgebiet der Stör angewendet, da für dieses Einzugsgebiet hydrologische und hydrochemische Meßdaten in hoher räumlicher Dichte sowie digitale Geodaten in ausreichender Genauigkeit vorliegen. Das Modellsystem NASIM wurde von RUPP (unveröffentlicht) für die Störteilgebiete Buckener Au und Osterau gerechnet. Im Rahmen der Elbe-Ökologie hat das Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung das Programm ARCEGMO für die Obere Stör angewendet (MÜLLER-WOHLFEIL et al. 2000; LAHMER et al. 2002; BECKER et al. 2002). Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde das Modellsystem WASMOD zur Simulation des Niederschlags-Abfluß-Verhaltens der Osterau angewendet (KESSLER 1998).

Tab. 4: Übersicht über hydrologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein.

Thema	Modell	Ort	Projekt	Quelle
Einzugsgebietsabgrenzung				
	TWODAN	Bornhöveder Seenkette	Ökosystemforschung	Kluge & Jelinek 1999
	MODFLOW	Belauer See	Ökosystemforschung	Rumohr 1996
	TWODAN	Stör	DFG Graduiertenkolleg	Jelinek 1999
	DILAMO	Osterau	Ökosystemforschung	Dibbern et al. 1998
	DILAMO	Belauer See	Ökosystemforschung	Reiche, unveröffentlicht
Geohydrologie				
	MODFLOW	Belauer See 3D	Ökosystemforschung	Rumohr 1996
	FLOTRANS	Belauer See 2D	Ökosystemforschung	Kluge et al. 1996
	MODFLOW	Eidertal	EU TMR WET	Van der Aa et al. 2001
	MODFLOW	Föhr	DFG	Kettelsen 2000
	MODFLOW	Buckener Au 2D	Elbe Ökologie	Martini 2001
Wasserbilanzen				
	VAMOS	Wälder 1D	Ökosystemforschung	Bornhöft 1993
	FEUWA	Erlenbruch 1D	Ökosystemforschung	Kluge & Thessen 1996
	FEUWA	Feuchtgrünland 1D	Ökosystemforschung	Kluge & Thessen 1996
	FEUWA-NET	Belauer See 2D	EU TMR WET	Dall'O' et al. 2001
	-	Schilf-Verdunstung	Ökosystemforschung	Herbst & Kappen 1993
	-	Erle-Verdunstung	Ökosystemforschung	Eschenbach et al. 1996
	-	Buche-Verdunstung	Ökosystemforschung	Herbst 1994
	WASMOD	Acker/Grünland/Wald	Ökosystemforschung	Reiche 1991
Niederschlagsabflußmodelle				
	NASIM	Teilgebiete Stör	Stör Projekt	Rupp unveröffentlicht
	ARCEGMO	Obere Stör		Müller-Wohlfeil et al. 2000
	ARCEGMO	Obere Stör	Elbe Ökologie	Lahmer et al. (2002)
	DILAMO	Osterau	Diplomarbeit	Kessler 1998
	NASIM	Obere Treene	BFN Treeneprojekt	LANU/Müller 2001
Fließgewässerhydraulik				
	MIKE 11	Obere Treene	Büro AquaSoil Aquatec	mündlich
	MIKE 11	Bongsieler Kanal	Büro Wollesen	mündlich

In jüngster Zeit hat das LANU das Programm NASIM im Gebiet der Oberen Treene angewendet (MÜLLER, mdl.), um Eingangsdaten für die eindimensionale Simulation der Fließgewässerhydraulik bereitzustellen. Im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Schleswig setzten gegenwärtig zwei Ingenieurbüros das Fließgewässermodell MIKE 11 in den Fließgewässerabschnitten der Oberen Treene bzw. des Bongsieler Kanals ein, um Grundlagendaten für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen dieser Fließgewässer zu liefern. Die Untersuchungen dienen vor allem der Ausweisung möglicher Überflutungsflächen bei höheren Fließgewässerwasserständen.

4.2 Stoffliche Modellanwendungen in Schleswig-Holstein

Stoffliche Modelle sind in Schleswig-Holstein am Projektzentrum Ökosystemforschung, dem Vorgänger-Institut des Ökologie-Zentrums, entwickelt und erprobt worden. Einen Scherpunkt der Modellentwicklung bildet das Modellsystem WASMOD/STOMOD (REICHE 1991, 1996), welches später in das Modellsystem DILAMO (Digitale Landschaftsanalyse und Modellierung) integriert wurde (REICHE et al. 1999).

Tab. 5: Übersicht über Anwendung stofflicher Modellsysteme in Schleswig-Holstein.

Thema	Modell	Ort	Quelle
Stickstoffdynamik			
	WASMOD/STOMOD	EZG Schmalfelder Au	Reiche 1991
	WASMOD/STOMOD	Bokhorst	Göbel 1997
	WASMOD/STOMOD	Föhr	Ketelsen 2000
	WASMOD/STOMOD	Hohenschulen	Weiss 2000
	DILAMO	Bornhöveder Seenkette	Dibbern 2000
	DILAMO	Bornhöveder Seenkette	Meyer 2000
	DILAMO	Eidertal	Trepel 2000
	DILAMO	Pohnsdorfer Stauung	Trepel 2000
	HERMES	Buckener Au	Baumann 2000
Erosion			
	USLE / DILAMO	Farver Au	Meyer et al. 1998
	EROSION 2D	Belauer See	Jelinek 2000
Statistische Modellierung der Stoffeinträge			
	TRANSPOS	Schwentine, etc.	Brunswig 2000
	MONERIS	Obere Stör	Venohr 2000

4.2.1 Das Modellsystem DILAMO

Ein wesentliches Ziel der Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette war die Entwicklung und Anwendung flächenhafter prozeßbasierter Modellsysteme zur Quantifizierung der Wasser- und Stickstoffflüsse in der Agrarlandschaft. Hierzu wurde von REICHE (1991) das Modellsystem WASMOD/STOMOD entwickelt, um die Wasserflüsse und Stickstoffdynamik terrestrischer Ökosysteme prozeßbasiert zu simulieren. Eine ausführliche Modelldokumentation inklusive der zugrundeliegenden Gleichungen gibt REICHE (1996). Durch die Anbindung des Prozeßmodells an ein Geographisches Informationssystem ist es möglich, Wasser- und Stickstoffbilanzen für Einzugsgebiete, Teileinzugsgebiete ebenso wie für Einzelstandorte zu rechnen. In dem Modellsystem DILAMO (REICHE et al. 1999) werden die für eine Anwendung des Simulationssystems WASMOD/STOMOD benötigten Eingangsdaten über Parametrisierungsmodelle automatisch generiert, hierzu wurde das Modellsystem DILAMO entwickelt (Tab. 6).

Das Wasser- und Stickstoffmodell kann durch die GIS-Anbindung sowohl auf der Standortebene wie auch auf höheren Raumskalen angewendet werden. Durch Änderungen der Landnutzung in Form von Szenarien ist es möglich, die Wirkung dieser Maßnahmen auf die Stickstoffbilanzen bzw. die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser zu quantifizieren.

Das Modellsystem WASMOD/STOMOD ist besonders geeignet, die Landnutzung in austragsgefährdeten terrestrischen Einzugsgebieten zu simulieren (KETELSEN et al. 1999; KETELSEN 2000; TREPEL & REICHE 2002). Wie bei allen prozeßbasierten Modellen der Stickstoffdynamik, die auf makro- bis mesoskaligen Ebenen angewendet werden, wird der Stofftransport und die Stofftransformation unterhalb des Systems Bodens (definiert als 1.5 bis 2 m Bodentiefe) stark vereinfacht abgebildet. Die Systemgrenze des Modellsystems sind entweder die Grundwasseroberfläche bzw. der jeweils nächste Vorfluter. Durch Summierung

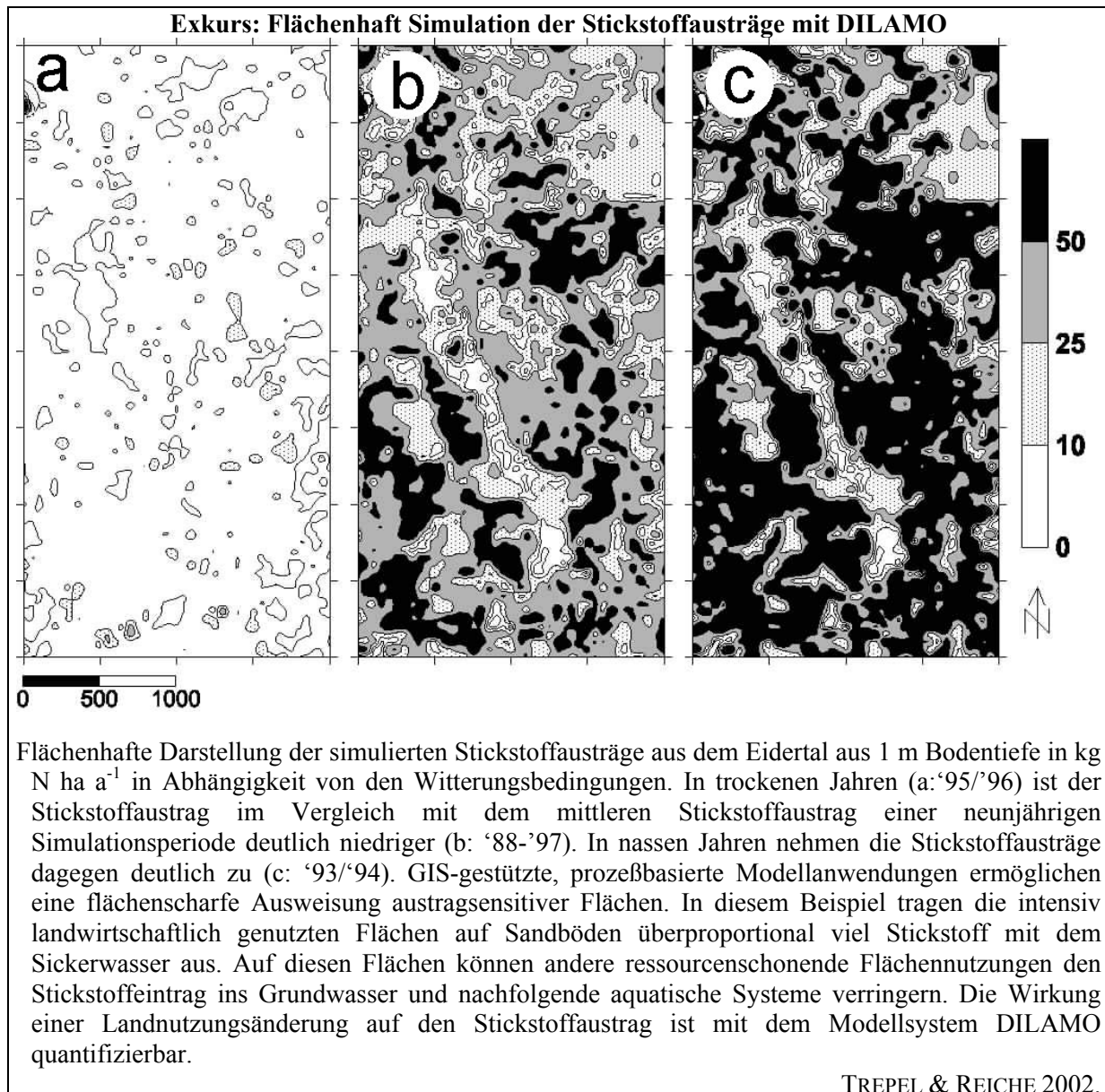
aller Vorflutereinträge für alle simulierten Teileinzugsgebiete werden Stickstoffausträge des Gesamtgebiets errechnet. In das Modellsystem DILAMO ist kein Gewässergütemodell integriert, so daß die gewässerinterne Stofftransformation auch nicht berechnet werden kann. Die mit dem Modellsystem DILAMO simulierten Stickstoffausträge aus Einzugsgebieten überschätzen daher im Prinzip den Stickstoffaustrag.

Tab. 6: DILAMO: ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung (REICHE et al. 1999).

Informationsebenen			
Boden	Relief	Gewässernetz und andere linienhafte Landschaftselemente	Flächennutzung und Vegetation
Datenquellen			
Kartierungsergebnisse, Profilbeschreibungen (Bodenschätzung).	Digitale Höhenmodelle (DGM 5; DGM 25).	ATKIS-Geometrien und Attributinformationen, DGK-5, Aufzeichnungen der Wasser- u. Bodenverbände.	Biotoptypenkartierung der Landesämter, Fernerkundung, Gemeinde- und Agrarstatistik.
Auswertungsmethoden und Modelle			
“BOSSA-SH” profilbezogene Ableitung relevanter Bodenkenngößen, Bewertung der Bodenfunktionen.	“TOPNEW” Analyse der Reliefsituation (Hang- u. Senkenidentifikation, Abgrenzung topographischer Einzugsgebiete, Erosionsabschätzung).	“TOPTRA” Kalkulation von Grundwassergleichen u. Analyse der Abflusssituation, flächenbezogene Oberflächen- u. Grundwasserabflußzuordnung	“WASMOD/STOMOD” flächenhafte dynamische Modellierung von Stoff- u. Wasserflüssen in der Biosphäre, Pedosphäre u. Hydrosphäre.
Ergebnisse			
Bodenarten/typen-kennzeichnung, Zuordnung bodenphysikalischer Eigenschaften, Einordnung in ein funktionsbezogenes Bewertungsschema.	Rasterbezogene Angaben zur Hanglänge, -form und -neigung, Angaben zum mittleren jährlichen Bodenabtrag.	Mittlere Grundwasserstände, Kennzeichnung von Abflußbarrieren und Einzugsgebietsgrenzen.	Polygon- und vorfluterbezogene Berechnung von Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen.

Bei kleineren Einzugsgebieten oder gedrähten Flächen ist der Stoffabbau im Fließgewässer unter Umständen vernachlässigbar (GÖBEL 1997; GÖBEL et al. 2001). Die von dem Modellsystem DILAMO simulierte zeitliche Dynamik der Stickstoffeinträge in das Gewässernetz korrelieren auf Monatsebene bzw. Jahresebene signifikant mit auf Meßwerten beruhenden Frachtberechnungen (TREPEL 2000), wobei die Korrelation nicht in der Qualität des Stoffmodells, sondern in der Qualität des Wasserhaushaltsmodells begründet ist. Die Ergebnisse der Anwendung komplexer prozeßbasierter Modellsysteme auf der Mesoskala sind kritisch zu hinterfragen, dies gilt natürlich auch für andere mesoskalige Modellanwendungen. Eine Validierung, d.h. der Vergleich der Simulationsergebnisse mit Meßwerten und deren statistische Prüfung, ist bei diesen Modellen allgemein schwierig, da eine Vielzahl von Simulationsergebnissen erzielt wird, die aufgrund methodischer Probleme der Systemabgrenzung bei den Stofffrachten nur indirekt mit Meßwerten verglichen werden können (TREPEL et al. 2000). Neben der Validierung an Zeitreihen ist eine Validierung an

unabhängig von den Eingangsdaten vorliegenden digitalen Flächendaten möglich, z.B. mit Fernerkundungsdaten. Eine transparente Erläuterung des Modells und der Simulationsergebnisse sind notwendig, um glaubhafte und in der Öffentlichkeit akzeptierte Grundlagen für Entscheidungen zu zukünftigen Landnutzungen zu liefern.



4.2.2 Erosionsmodellierung

Erosion und daran geknüpfte Transportprozesse gelten als Hauptursache für den diffusen Phosphoreintrag in Oberflächengewässer. Die Simulation des Sedimenttransports und der P-Dynamik ist in Schleswig-Holstein bislang nur in zwei Gebieten mit Modellierungswerkzeugen untersucht worden. MEYER et al. (1998) haben in einem vom Landesamt für Natur und Umwelt finanzierten Projekt beispielhaft eine

einzugsgebietsbezogene Erosionsmodellierung zur Erstellung von Gewässerbelastungskarten am Beispiel der Farver Au (Ostholstein) durchgeführt. Grundlage des Modells ist die allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG / USLE), für die die Eingangsdaten teilweise mit den im Modellsystem DILAMO integrierten Methoden zur Reliefauswertung sowie zur Auswertung der Bodendaten generiert werden. Für unterschiedliche Nutzungsintensitäten werden für das Einzugsgebiet der Farver Au die erodierte Bodenmenge bzw. der Sedimenteintrag in das Gewässer berechnet. Ein Vergleich der simulierten Ergebnisse mit gemessenen Stoffeinträgen wird in dem Beitrag nicht durchgeführt.

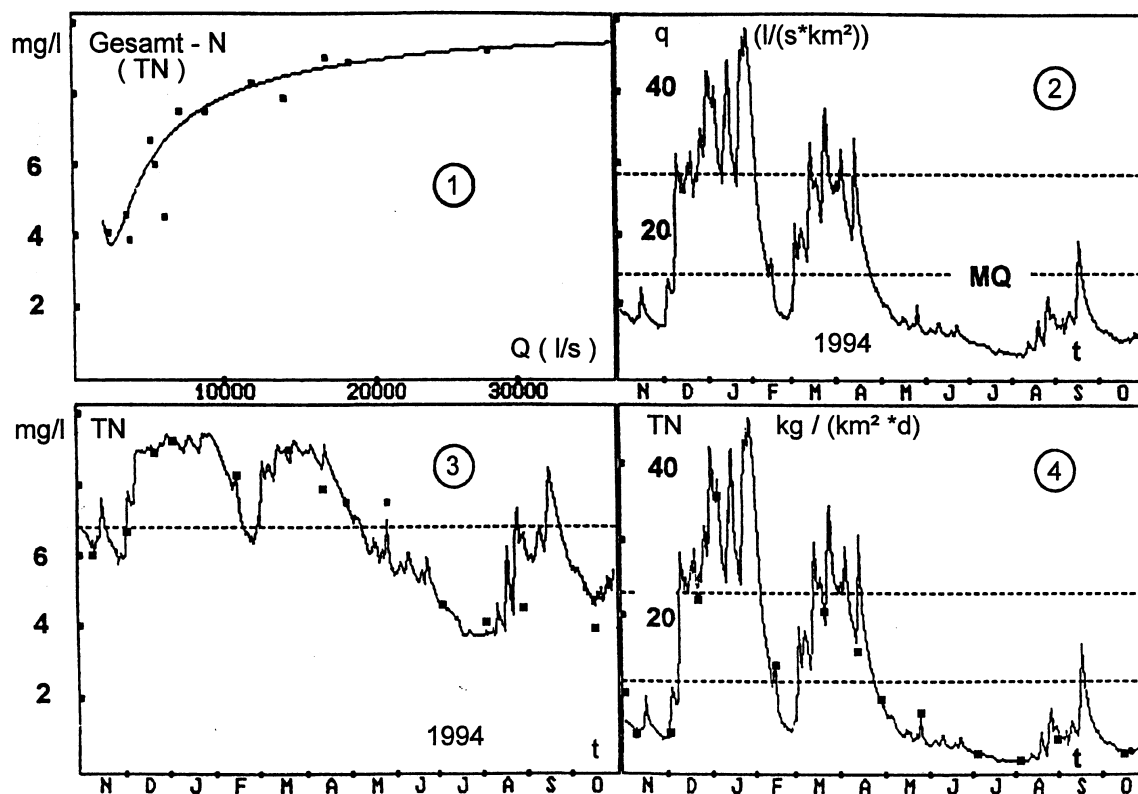
Die Anwendung der empirischer Ansätze in der Erosionsmodellierung (wie die Bodenabtragsgleichung) ist in der Bodenkunde aufgrund ihre starken Vereinfachung der Transportprozesse umstritten. Die Methodik erscheint aber auch vor dem Hintergrund internationaler Veröffentlichungen geeignet, die Erosionsgefährdung qualitativ auf der Einzugsgebietsebene abzubilden, d.h. die Methodik ist für die großflächige Ausweisung erosionsgefährdeter Gebiete geeignet. Für quantitative Aussagen sind auch auf dieser Raumbene Vergleiche mit Meßwerten notwendig, um die Güte der Modellierung abschätzen zu können. Die Anwendung der Bodenabtragsgleichung ist für die konkrete Maßnahmenplanung vor Ort nicht geeignet. Hier sind entsprechend andere Modellsysteme auszuwählen, um die Effizienz von realen Maßnahmen quantitativ abzuschätzen. JELINEK (2000) hat für Hang-Catenen am Belauer See mit dem prozeßbasierten Erosionsmodell EROSION 2D den Sedimentabtrag bei unterschiedlicher Bodenbedeckung und Niederschlagsintensität simuliert und die Ergebnisse auf den sedimentgebundenen Phosphoreintrag in den Belauer See hochgerechnet.

4.2.3 Statistische Simulation der Stoffeinträge in Fließgewässer

Mit dem von BEHRENDT et al. (1999) entwickelten Modellsystem MONERIS hat VENOHR (2000) im Rahmen einer Diplomarbeit die Stickstoff- und Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in das Gewässernetz der oberen Stör sowie den gewässerinternen Abbau berechnet. Ein Vergleich der Simulationsergebnisse mit gemessenen Stoffkonzentrationen aus dem Störprojekt ergab, daß die Simulationsergebnisse für größere Einzugsgebiete richtig sind, bei kleineren Einzugsgebieten ($< 50 \text{ km}^2$) allerdings hohe Unsicherheiten auftreten. Nach den Erfahrungen aus dieser Arbeit ist das Modellsystem MONERIS zur großflächigen Ausweisung potenzieller punktueller und diffuser Belastungsquellen geeignet, hier steht es aber in deutlicher Konkurrenz zu statistischen Auswerteverfahren, wie sie beispielsweise von JELINEK (1999) ebenfalls für das Gebiet der oberen Stör angewandt wurden. Die feine Differenzierung der Abfluß- und Eintragsmuster und die Auswahl sensibler Teileinzugsgebiete war allerdings nur möglich, weil für das Stör-Einzugsgebiet eine hohe Dichte an hydrochemischen Meßwerten vorlag. Dieser mehrskalige Ansatz wurde von MARTINI (2001) am Beispiel des Einzugsgebietes der Buckener Au fortgeführt. Die hydrochemischen Meßergebnisse konnten durch ein gezieltes Meßprogramm zur Erfassung

der Gewässergüte in Verbindung mit Modellanwendungen insbesondere zur Anströmung der Niederungen so verfeinert werden, daß die jeweiligen Hauptverursacher identifiziert und entsprechende Maßnahmen vor Ort umgesetzt werden können (KLUGE et al. 2000).

Trave, Ø Sehmsdorf 726 km² hydrolog. Jahr 1994 Gesamt - N



- ① **Ausgleichskurve im cQ-Diagramm** der Meßwerte (Stichproben) Abfluß Q_i (l/s) und Stoffkonzentration c_i (mg/l)
- ② **Hydrograph** (Abflußganglinie): kontinuierliche Zeitreihe aus Tagesmittelwerten Q_d (berechnet aus Pegelschrieben $W = f(t)$ und Messungen der W-Q- Beziehung)
- ③ **Chemograph**: Zeitreihe $c_d = f(Q_d; k_s)$ der simulierten mittleren Tageskonzentration
Punkte: Messungen Linie: simulierte Zeitreihe (hier: ohne Saisonkorrektur)
- ④ **Transpograph**: Frachtzeitreihe $F = f(t) = f(Q_t; c(Q_t); k_s)$ aus simulierten Tageswerten
 k_s : Korrekturfaktor der saisonalen Kurvenverlagerung

Daten: Gewässerkundliche Meßprogramme des Landes Schleswig-Holstein. LANU S-H. Kiel

Fig. 5: Grafische Ergebnisdarstellung des Frachtberechnungsprogramms TRANSPOS: Konzentrations-Abfluß-Beziehung sowie Zeitreihen von Abfluß, Stoffkonzentration und Fracht (Tageswerte) für Gesamt-Stickstoff im hydrologischen Jahr 1994 am Pegel Trave/Sehmsdorf (aus BRUNSWIG 2000).

Das Modellsystem TRANSPOS beruht auf einem empirisch-stochastischen Ansatz zur Ermittlung der Jahresfracht auf der Basis von Tagesabfluß, Meßwerten der Stoffkonzentration und einem Zeitfaktor (BRUNSWIG 2000). Ziel der Programms ist es, Schätzfehler bei der Frachtberechnung durch Einbeziehung der Abflußdynamik und einer gewässerspezifischen, zeitlich variablen Durchfluß/Konzentrationsbeziehung zu reduzieren. Mit dem Programm

TRANSPOS werden Fracht- und Trendberechnungen für schleswig-holsteinische Fließgewässer mit Erfolg durchgeführt.

4.3 Modellanwendungen in Feuchtgebieten

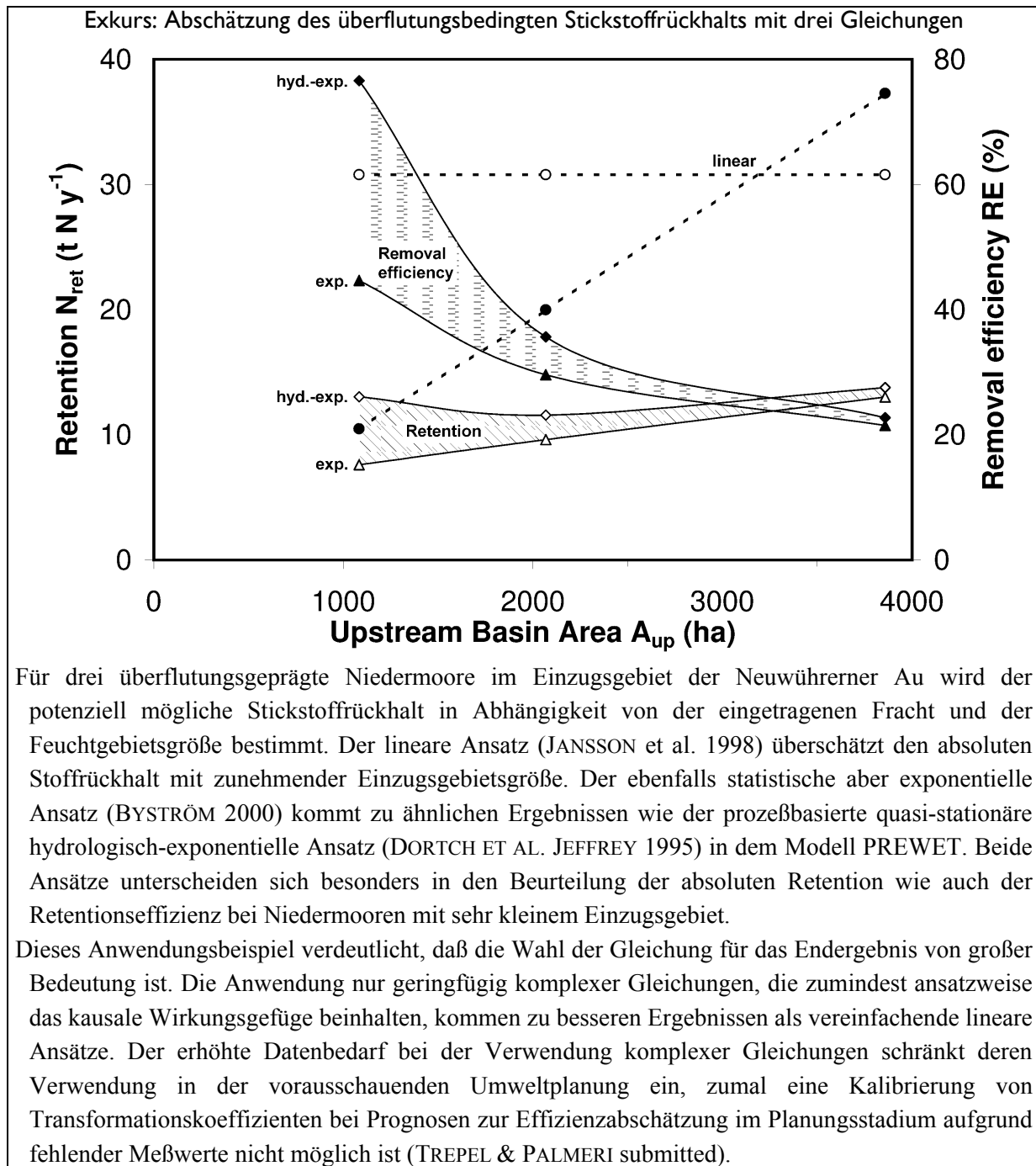
Die ökologische Forschung in Feuchtgebieten ist ein Schwerpunkt der Arbeiten des Ökologie-Zentrums. Dabei hat sich neben der ursprünglichen naturschutzbezogenen Forschungsrichtung (SACH 1999; WIEBE 1998; SCHOLLE 1997; ASSHOFF 1999; JENSEN et al. 2000) mittlerweile ein gleichwertiger Schwerpunkt im Wasser- und Stoffhaushalt entwickelt. TREPEL et al. (2000) geben einen Überblick über die Anwendungsmöglichkeiten von Modellen im Rahmen der Umsetzung von Feuchtgebietsprogrammen. In Schleswig-Holstein wurde besonders intensiv der Wasser- und Stoffaustausch in Feuchtgebieten zwischen Einzugsgebiet und Gewässer mit Modellen untersucht (KLUGE et al. 1994; KLUGE & THEESEN 1996; DALL'O' et al. 2001; MARTINI 2001; TREPEL & KLUGE 2001; VAN DER AA et al. 2001). Zur Simulation der Grundwasseranströmung wurden die Modelle FLOTRANS bzw. in jüngerer Zeit MODFLOW verwendet.

Tab. 7: Übersicht über Modellanwendungen in Feuchtgebieten.

Thema	Modell	Ort	Quelle
Grundwasseranströmung	MODFLOW	Eidertal	Van der Aa et al. 2001
	FLOTRANS	Eidertal	Trepel & Kluge unver.
	FLOTRANS	Belauer See	Kluge et al. 1994
	MODFLOW	Buckener Au	Martini 2001
Wasserbilanz	FEUWA	Feuchtgrünland	Kluge & Theesen 1996
	FEUWA	Erlenbruch	Kluge & Theesen 1996
	FEUWANET	Anströmungssektoren am Belauer See	Dall'O' et al. 2001
	WETTRANS	Eidertal	Trepel & Kluge 2001
	WETTRANS	Pohnsdorf	Trepel & Kluge 2001
	WETTRANS	Buckener Au	Trepel & Kluge 2001
Stickstoffdynamik	FEUWA-N	Niederungen Belauer See	Kluge unver.
	WASMOD/STOMOD	Feuchtgrünland Belauer See	Trepel 2000
	DILAMO	Pohnsdorf	Trepel 2000
	DILAMO	Eidertal	Trepel 2000
	WETTRANS	Eidertal	Trepel & Kluge 2001
	WETTRANS	Pohnsdorf	Trepel & Kluge 2001
GIS-gestützte Flächenauswahl	Gleichungen	Neuwührener Au	Trepel & Palmeri (sub.)
	Moorkataster	Stör	Trepel 2002
Sukzession	Expertensystem	Belauer See	Asshoff 1999

Die Programme FEUWA und FEUWANET sind Eigenentwicklungen des Ökologie-Zentrums zur zeitlich hochaufgelösten Quantifizierung von grund- und oberflächenwasserbeeinflussten Niederungen. Stoffliche Aspekte wurden mit dem

prozeßbasierten Programm WASMOD/STOMAD für das Eidertal und die Pohnsdorfer Stauung sowohl auf der Standorts- wie auch auf der mesoskaligen Ebene gerechnet und der Einfluß von Landnutzungsänderungen auf die Stickstoffausträge aus Niedermoorböden modellgestützt untersucht (TREPEL 2000).



Da dieses deterministische Modell aufgrund seines hohen Datenbedarfs und der nicht systemadäquaten Implementierung der lateralen Wasserflüsse für eine Prognose der Stickstoffretention in Niederungen nicht geeignet ist, wurde im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt das Bewertungssystem WETTRANS entwickelt und erprobt. Das auf

einem Pfadansatz beruhende Modellsystem berechnet in Abhängigkeit von der hydrogeologischen Einbindung eines Feuchtgebiets und den wasserwirtschaftlichen Verhältnissen im Feuchtgebiet den Wasser- und Stickstoffaustausch. Aufgrund der einfachen Struktur und des geringen Datenbedarfs kann das Modell die Stickstoffretention von potenziellen Flächen im Vorfeld von Maßnahmen quantitativ abschätzen und die für ein Management sensiblen Pfade ausweisen (TREPEL & KLUGE 2002a; 2002b).

Für die Auswahl von effizienten Niedermooren für den überflutungsbedingten Stickstoffrückhalt haben TREPEL & PALMERI (submitted) eine GIS-gestützte Methode entwickelt, die zunächst auf der Basis vorhandener digitaler Geodaten aus den Bereichen Boden, Hydrologie und Sozioökonomie die Eignung potenzieller Niederungsflächen mit einem multikriteriellen Ansatz überprüft. In einem zweiten Schritt wird geprüft, ob die geeigneten Flächen groß genug sind, um eine Verweilzeit von mindestens 5 Tagen zu gewährleisten. Für die nach diesem Selektionsprozeß verbliebenen Flächen wird die Effizienz des Stickstoffrückhalts mit drei unterschiedlichen, aber in der wissenschaftlichen Literatur gängigen Verfahren bestimmt. Der Vergleich der Gleichungen zeigt, das einfache lineare Ansätze den Stickstoffrückhalt überschätzen.

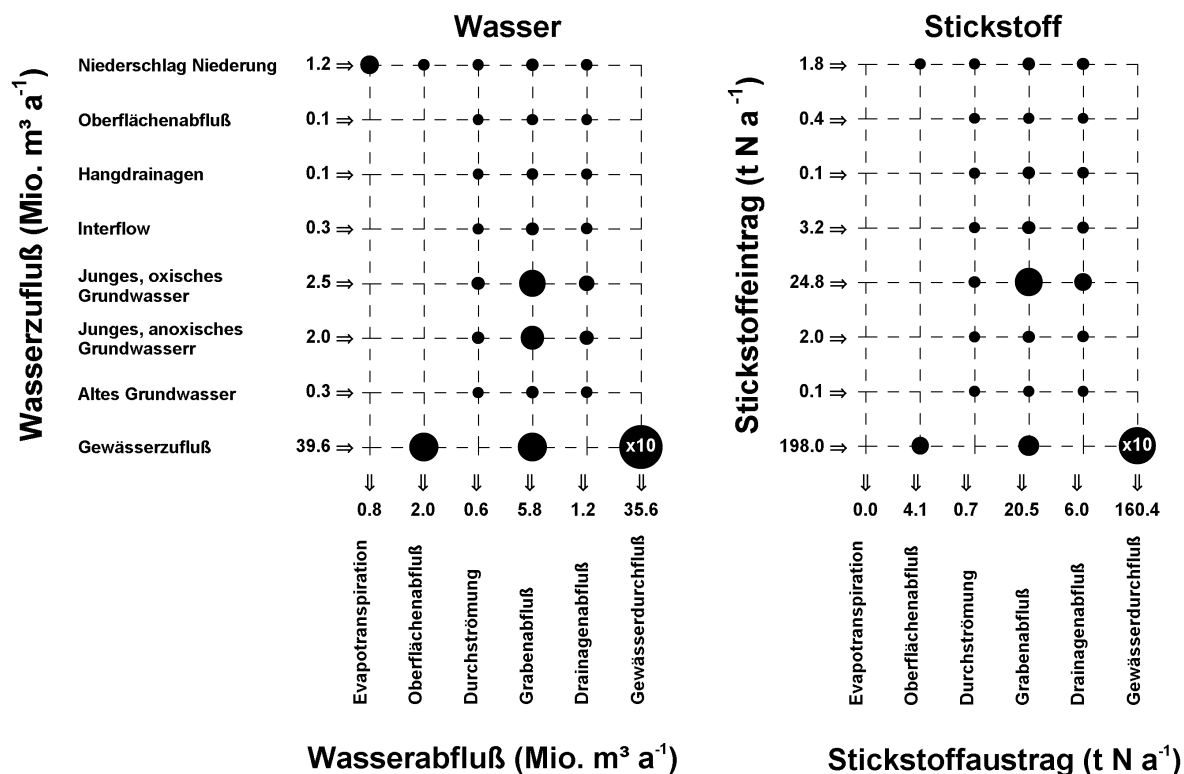


Fig. 6: Wasser- und Stickstoffflüsse im Flußtalniedermoor der oberen Eider unter aktuellen hydrologischen Verhältnissen nach Berechnungen mit dem Modellsystem WETTRANS (aus: TREPEL & KLUGE 2002).

ASSHOFF (1999) hat ein Expertensystem zum Feuchtgrünlandmanagement entwickelt und für die als Grünland bewirtschafteten Niedermoorböden am Belauer See erprobt.

4.4 Ökologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein

Der Begriff ökologische Modelle wird hier verwendet, um Modellsysteme mit einem biologischen Schwerpunkt zusammenzufassen. Ökologische Modelle für terrestrische und limnische Ökosysteme wurden in Schleswig-Holstein vorwiegend am Ökologie-Zentrum entwickelt und angewendet. Ein Schwerpunkt der Arbeiten des Bornhöved-Projektes war die Entwicklung individuenbasierter Modelle für Tierarten wie die Feldlerche (DAUNICHT et al. 1996), das Rotkehlchen (REUTER & BRECKLING 1999), die dominanten Fischarten des Belauer Sees (HÖLKER 2000) oder Pflanzenarten wie die Erle (MIDDELHOFF 2000; ESCHENBACH 1998; ESCHENBACH & MIDDELHOFF 2001) sowie die Brennnessel (BRECKLING 1996). Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind aber diese Modellsysteme von untergeordneter Bedeutung.

Von Interesse ist dagegen die Anwendung des Modellsystems ECOPATH zur Analyse des Nahrungsnetzes des Belauer Sees (OPITZ et al. 1997). Die Simulation des Nahrungsnetzes gibt Einblick in die Interaktionen zwischen unterschiedlichen trophischen Ebenen, das Fehlen bestimmter Glieder der Nahrungskette hat Auswirkungen auf den gesamten Stoff- und Energiehaushalt eines Ökosystems.

ASSHOFF (1996, 1999) hat ein Expertensystem zum Feuchtwiesenmanagement entwickelt. In diesem biozönotischen Modell wird das Wissen über Feuchtwiesen und mögliche Sukzessionsverläufe regelbasiert unter Verwendung von Fuzzy-Logic beschrieben.

Habitat eignungsmodelle oder Metapopulationsmodelle wurden bislang für angewandte ökologische Fragen in Schleswig-Holstein nicht entwickelt oder angewendet.

Tab. 8: Übersicht über die Anwendung ökologischer Modellsysteme in Schleswig-Holstein.

Thema	Modell	Ort / Art	Quelle
Nahrungsnetz			
	ECOPATH	Belauer See	Opitz et al. 1997
Sukzessionsmodell			
	FEUCHTGRÜNLAND	Belauer See	Asshoff 1999
Individuenbasierte Modelle			
	FISCHE	Belauer See	Hölker 2000
	ARC	Erlenwurz	Middelhoff 2000
	ALMIS	Erle	Eschenbach 1996
	URTICA	Brennnessel	Breckling 1996
Habitat eignung			
Metapopulationsmodelle			

5 Stand der ökologischen und stofflichen Modellanwendungen

In der wissenschaftlichen Literatur werden eine Vielzahl stofflicher und ökologischer Modelle mit wasserwirtschaftlichem Bezug beschrieben. Um einen Überblick über den Stand der Modellentwicklung und der Modellanwendung zu bekommen, werden die Ergebnisse der Literatursuche in einer dafür angelegten Datenbank zusammengefaßt. Die Datenbank ermöglicht einen schnellen, systematisierten Zugang zu Modellen mit wasserwirtschaftlichem Bezug. Aus der Anzahl einzelner Modelle für einen bestimmten Anwendungszweck läßt sich der Entwicklungsstand ableiten, aus den aufgeführten Anwendungsbeispielen lassen sich Prioritäten für Modellerprobungen in Schleswig-Holstein ableiten.

Als Ergebnis der Literaturstudie für jedes aufgenommene Literaturzitat enthält die Datenbank eine Angabe über den Modellnamen, den Modelltyp, den Zeit- und Raumbezug, den Entwicklungsstand, den vorrangigen Anwendungsbereich, das Literaturzitat und falls vorhanden einen Internet-Link sowie zusätzliche Bemerkungen (Abb. 7).

ID	2	NATUR	Östliches Hügelland
NR	2	ANWEND	Forschung
NAME	STOMOD	ENTW	Software
MODKAT	Stoff	DATEN	hoch
TYP	prozeßbezogen	Quelle	Reiche, E.-W. (1996): WASMOD - Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen Darstellung des aktuellen
INHALT	Stickstoffbilanz	INTERNET	http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~ernst/wasr
VARIABLE	H2O N C	BEMERK	
DIMZEIT	kurzfristig		
DIMRAUM	1D		
RAUMBEZ	Standort		
LAND	Deutschland		
BUNDES	Schleswig-Holstein		

Datensatz: 2 von 85

Fig. 7: Eingabemaske für die Modelldatenbank WRRMOD.

Die Eingabeparameter der Datenbank sind auf der dieser Studie beigelegten CD erläutert. Die verfügbaren Modelle werden in die Gruppen hydrologische Modelle, Stoffmodelle und biozönotische Modelle eingeteilt. Hydrologische Modelle und Stoffmodelle werden weiter in Abhängigkeit vom vorrangigen Anwendungsraum in die Kategorien Boden/Vegetation; Grundwasser, Hänge, Feuchtgebiete, Fließgewässer und See unterteilt. Innerhalb dieser Landschaftselemente lassen sich die Modelle in empirische und prozeßbasierte Modelle unterteilen.

5.1 Hydrologische Modelle

Hydrologische Modelle sind nicht Schwerpunkt dieser Studie. Hydrologische Modelle werden einerseits zur Berechnung von Wasserhaushaltsgrößen (effektiver Niederschlag, Verdunstung, Grundwasserneubildung, Landoberflächenabfluß, Gewässerabfluß), Wasserbilanzen, Abflußganglinien Häufigkeit von hydrologischen Extremereignissen wie auch zur Berechnung von Strömungen im Grund- und Oberflächengewässern eingesetzt.

5.1.1 Modelle für das System Boden/Vegetation

In dem System Boden/Vegetation interagieren Witterung, Vegetation und Boden. Die auf die Erdoberfläche fallenden Niederschlagsmengen werden zum Teil von der Vegetation als Interzeptionsverluste zurückgehalten, bevor sie in den Boden infiltrieren können und von der Vegetation über die Wurzeln aufgenommen werden, um als Verdunstungswasser das System wieder zu verlassen. Modelle für das System Boden/Vegetation sind wichtiger Bestandteil aller nachfolgenden hydrologischen und stofflichen Modellanwendungen, da sie die Grunddaten für die Verdunstung bzw. die Grundwasserneubildung liefern, einen Überblick inklusive Softwareüberblick geben HÖRMANN et al. (im Druck).

Auf der Standortebene werden für die Verdunstungsberechnung und den Bodenwasserhaushalt häufig komplexere Gleichungen verwendet als bei mesoskaligen Modellanwendungen. Für die Verdunstungsberechnung nach Penman-Monteith werden erheblich mehr Eingabedaten in ausreichender Qualität benötigt, als für die Verdunstungsberechnung nach Turc-Wendlung oder dem stark vereinfachenden Haude-Verfahren (DVWK 1996).

Wasserhaushaltsmodelle werden vorrangig in drei Bereichen angewendet. In der Landwirtschaft steht die Optimierung der häufig wasserhaushaltslimitierten Biomasseproduktion im Vordergrund. Modelle mit diesem Schwerpunkt haben in der Regel Ertragsmodelle für einzelne landwirtschaftliche Kulturpflanzen in das Modellsystem integriert. Ein zweiter Anwendungsbereich ist die Berechnung von Hochwasserabflüssen im Rahmen von Hochwasserschutzprogrammen. Die Modellanwendungen zum Hochwasserschutz verlangen eine hohe zeitliche Auflösung bis in den Stunden-Bereich hinein, um das Eintreffen der Spitze der Hochwasserwelle möglichst genau vorhersagen zu können. Empirische und prozeßbasierte Ansätze werden bei diesen Anwendungsfall sehr genau kalibriert. Für die Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen im Rahmen der Klimaforschung ist eine genaue Kalibrierung aufgrund methodischer Probleme gar nicht möglich, hier steht die Einbindung von Wasserbilanzmodellen in Klimamodelle im Vordergrund.

Im mesoskaligen Anwendungsbereich werden Wasserhaushaltsmodelle zur Analyse des Niederschlagsabflußverhaltens eingesetzt. Die ursprünglichen empirischen Ansätze des Unit-Hydrograph Verfahrens werden heute durch zunehmend physikalische Modellansätze ersetzt.

Gängige Wasserhaushaltsmodelle sind u.a. NASIM, ARCEGMO, TOPMODEL, SWAT oder SEWAB. Die physikalisch basierten Modelle verfügen über mehr oder minder komplexe Teilmodule für die Modellierung der einzelnen Wasserbilanzgrößen. Teilweise können die Modelle auch für die Berechnung von Wasserbilanzen auf Einzelflächen verwendet werden. PERRIN et al. (2001) haben kürzlich gezeigt, daß mit steigender Anzahl frei kalibrierbarer Parameter in einzugsgebietsbezogenen Wasserhaushaltsmodellen die Modellgüte nicht zwingend erhöht wird. Digitale Höhenmodelle sind wichtige Eingabeparameter für mesoskalige Modellanwendungen, da die Höhendaten selber ein Modell des Reliefs sind und auf unterschiedliche Weise generiert werden können, sind Untersuchungen zum Fehler, der sich aus Ungenauigkeiten des Höhenmodells ergibt, von großer Bedeutung für die Beurteilung des Gesamtergebnisses (ENDRENY et al. 2000a; 2000b). Eine Validierung der Ergebnisse kann sowohl an Pegeldaten wie auch in der Einzugsgebietsfläche erfolgen. STRASSER & MAUSER (2001) haben z.B. Simulationsergebnisse zur Schneebedeckung mit Fernerkundungsdaten im Weser-Einzugsgebiet verglichen.

5.1.2 Modelle für das System Grundwasser

Der Niederschlagsüberschuß einer Fläche gelangt in Abhängigkeit von der Tiefe des Grundwasserleiters mehr oder weniger schnell ins Grundwasser. Im Grundwasser herrschen andere physikalische Strömungsbedingungen als in der ungesättigten Bodenzone, was sich in unterschiedlichen Modellgleichungen spiegelt. Die Koppelung von Bodenwasserhaushaltsmodellen mit Grundwassermodellen ist gegenwärtig ein aktueller Forschungsschwerpunkt in der Softwareindustrie.

Für die Simulation der Grundwasserströmung und daran gekoppelte Transport- und Transformationsprozesse haben sich zahlreiche Modellsysteme bewährt, einen Überblick geben SCHENK & KAUPÉ (1998). Gängige geohydraulische Modelle sind MODFLOW bzw. PMWIN (CHIANG & KINZELBACH 2001), FEFLOW (DIERSCH 1991 / www.wasy.de) oder MIKE-SHE (www.dhi.dk). Für die zweidimensionale Grundwasserströmung kann das Modell FLONET/FLOTRANS und für variable Wassersättigung das Modell HYDROS 2D verwendet werden.

5.1.3 Modelle für das System Fließgewässer

Die mathematischen Grundlagen für Strömung und Transport in Fließgewässern und Seen werden von ZIELKE (1999) ausführlich erläutert. Die Strömungs- und Transportgleichungen werden je nach Anwendungsfall ein-, zwei- oder auch dreidimensional gelöst. Die Wahl der Dimensionierung wird von den zur Verfügung stehenden Höhendaten begrenzt und nicht so sehr durch die Rechenleistung der Computer. Die Dimensionierung ist in jedem Fall der Fragestellung anzupassen. Für die Modellierung des Wassertransports innerhalb von Gewässernetzen haben sich in der Praxis gegenwärtig eindimensionale Modellansätze durchgesetzt (z. B. MIKE 11; www.dhi.dk). Mehrdimensionale Ansätze sind dann notwendig,

wenn z.B. die Strömung innerhalb von Feuchtgebieten oder die Überflutung der von an Fließgewässer angrenzenden Niederungen beschrieben werden muß. PERSSON (1999) hat das quasi dreidimensionale Modell MIKE 2.1 für die Strömungsanalyse und -optimierung in Feuchtgebieten in Südschweden angewendet (Abb. 8).

5.1.4 Modelle für das System See

Aufgrund des großen Wasservolumens haben Seen eine hohe Verweilzeit für Zuflüsse, sie bieten daher - eine entsprechende Tiefe vorausgesetzt - günstige Sedimentationsbedingungen. Die Wasserbilanz von Seen kann bei nicht komplexen Problemen mit einfachen Box-Modellen gelöst werden. Stehen Strömung und Transport im Vordergrund müssen entsprechend komplexe, mehrdimensionale Modelle ausgewählt werden. In ungeschichteten Seen ist eine zweidimensionale Strömungssimulation ausreichend, in geschichteten See sind dreidimensionale Strömungsmodelle notwendig. Von besonderer Bedeutung ist die Bestimmung der spezifischer Aufenthalts- oder Retentionszeiten des Zufließwassers im Rahmen von Gewässergüteproblemen. Hier ermöglicht die Simulation ein umfangreiches Variantenstudium der Haupteinflußfaktoren wie variierende Windstärke und -richtung und die Ausbildung von Dichteschichten aufgrund der Sonneneinstrahlung (BERGEN & FORKEL 1999). Am Beispiel des Belauer Sees zeigen PODSETCHINE & SCHERNEWSKI (1999), daß die Strömungssimulation mit einem zweidimensionalen Strömungsmodell für das Pelagial beim Vergleich mit Windrichtungs- und -geschwindigkeitsmessungen gute Übereinstimmungen ergeben.

5.1.5 Modelle für das System Feuchtgebiet

Feuchtgebiete erhalten Wasserzuflüsse sowohl über Niederschläge, Grundwasser, wie auch über Oberflächenabfluß und Interflow von angrenzenden Hängen sowie über Zuflüsse angrenzender Gewässer bei Überflutung. Die Überflutungshäufigkeit kann sowohl prozeßbasiert wie auch empirisch simuliert werden (CAMERON et al. 1999).

Aufgrund der vielfältigen hydrologischen Bedingungen in dem Landschaftselement Feuchtgebiet hat sich kein einheitlicher Standard in der Hydrologie zur Simulation der Wasserbilanz bzw. der Strömungsverhältnisse durchgesetzt.

In überflutungsgeprägten Feuchtgebieten werden quasi-dreidimensionale Modelle wie das Modellsystem MIKE 2.1 (www.dhi.dk) eingesetzt, um die Strömungsverhältnisse zu analysieren und gegebenenfalls zu optimieren (PERSSON 1999).

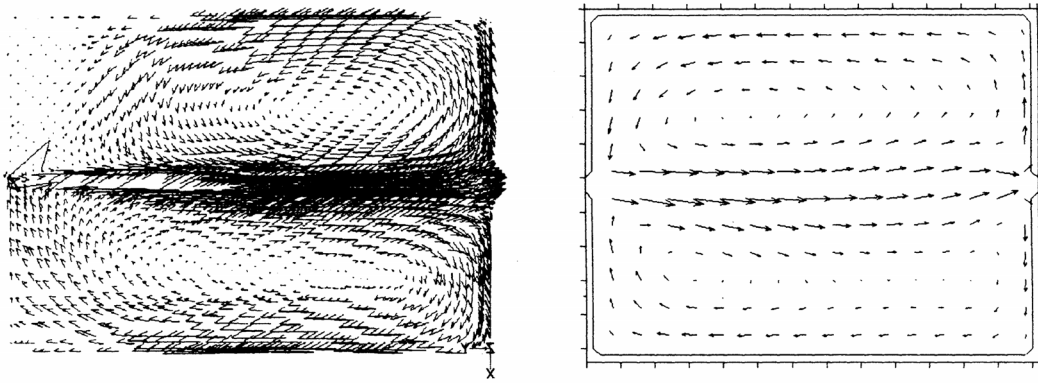


Fig. 8: Berechnete Strömungsmuster in einen Feuchtgebiet in 3D 15 cm unterhalb der Wasseroberfläche (links) und in 2.5-D (rechts) bei einem Zustrom von 20 l/s (aus: PERSSON. 1999). Die Optimierung der Strömungsverhältnisse in überstauten Feuchtgebieten (Flachwasserseen) erfolgt mit dem Ziel, die Verweilzeiten zu verlängern, um daran gekoppelte Prozesse zum Stoffrückhalt zu aktivieren.

Die Grundwasseranströmung aus dem Einzugsgebiet hin zum Feuchtgebiet kann mit gängigen geohydrologischen Modellen simuliert werden, vgl. z.B. die simulierten Grundwasseranströmungsverhältnisse unterschiedlicher Anströmungsektoren am Belauer See (KLUGE et al. 1994). Schwierigkeiten bereitet aber in jedem Fall die Simulation der Wasserströmung innerhalb der Niederung, Modell Anwendungen kommen hier ohne ergänzende hydrologische Messungen nicht aus.

Zur Quantifizierung der Wasserflüsse in Niederungen ist das Modellsystem FEUWANET international anerkannt (DALL'O' et al. 2001).

5.2 Stoffmodelle

Mit dem in der Landschaft fließenden Wasser werden Nähr- und Schadstoffe transportiert. Während der Transportzeit werden die Stoffe entweder über biologische, chemische oder physikalische Prozesse umgebaut (transformiert) oder im System zurückgehalten (Retention, Akkumulation). Stoffmodelle können sowohl empirisch, das heißt unter Vernachlässigung der Strömungsbedingungen und der kausalen Wirkungsketten, wie auch deterministisch entwickelt und angewendet werden. In letzteren werden die Strömungsgleichungen um entsprechende Transport- und Transformationsterme ergänzt. Alle Stoffmodelle werden durch die Datenverfügbarkeit in ihrer Güte begrenzt.

5.2.1 Modelle für das System Boden/Vegetation

Für das System Boden/Vegetation existieren sowohl empirische wie auch prozeßbasierte Modellsysteme, ihr Anwendungsbereich reicht vom Standort über kleinere Einzugsgebiete bis hin zu makroskaligen Modell Anwendungen für Landflächen gesamter Flußeinzugsgebiete.

Empirische Modellsysteme

Empirische Modellsysteme für das System Boden/Vegetation werden vorrangig auf der Mesoskala, d.h. dem Einzugsgebiet, zur Berechnung der Stickstoff- und Phosphorfrachten angewendet. In Deutschland sind die Modellsysteme MONERIS und MOBINEG entwickelt und angewendet worden (BEHRENDT et al. 1999; FEHR 2000). DE WIT (1999; 2001) hat das Modellsystem POLFLOW entwickelt und für die Flußeinzugsgebiete Elbe und Rhein grenzüberschreitend sowie den Po angewendet (DE WIT & PEBESMA 2001). In Dänemark wurde von SKOP & SØRENSEN (1998) ein ähnlicher Ansatz vorgestellt und in einem Einzugsgebiet von 736 km² erprobt. Auf der Basis von verfügbaren digitalen Flächendaten zu Boden, Landnutzung, Verwaltungseinheiten etc. werden durch Verknüpfung mit agrarstatistischen Daten sowie Daten zum Vorkommen und Ausbauzustand von Kläranlagen mittlere jährliche Stoffeinträge in die Gewässer berechnet. Typisch für diese Art von Modellsystemen ist, dass eine Stofftransformation in dem System Grundwasser in der Regel sehr vereinfacht mit Transformationskoeffizienten unter Vernachlässigung der Verweilzeit und mögliche Stofftransformationen in Feuchtgebieten explizit nicht im Modell berücksichtigt werden. Die Modellergebnisse zeigen aber in der Regel eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten mittleren jährlichen Stickstoff- und Phosphorfrachten. Allerdings, wie VENOHR (2000) am Beispiel der oberen Stör zeigen konnte, nimmt die Modellgüte, d.h. der Korrelationskoeffizient zwischen auf Meßwerten beruhenden Frachtberechnungen und simulierten Frachten, mit kleiner werdender Teileinzugsgebietsgröße ab. Für das Modellsystem MONERIS wird eine untere Teileinzugsgebietsgröße von 50 km² angegeben, für die valide Ergebnisse zu erwarten sind; ähnliche Gebietsgrößen dürften auch für die anderen empirischen Ansätze gelten.

Die genannten empirischen Modelle sind im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für die großflächige Ausweisung austragssensitiver Teileinzugsgebiete geeignet. Eine räumliche Eingrenzung dieser Aussage auf die tatsächlich überproportional am Austrag beteiligten Flächen ist mit diesen empirischen Flächen allerdings nicht möglich.

Ähnlich dem Frachtberechnungsmodell TRANSPOS wurden auch in den Nachbarländern empirische Verfahren entwickelt, um aus Stoffkonzentration und Abflußwerten Jahresfrachten zu berechnen (JARVIE et al. 1999; LARSEN et al. 1999; MÜLLER-WOHLFEIL et al. 2001). Das von BRUNSWIG (2000) entwickelte Modell TRANSPOS beschreibt aber die Konzentrations-Abflußbeziehung im Vergleich mit den übrigen Ansätzen am genauesten.

Für die Ausweisung erosionsgefährdeter Gebiete wird die empirische ermittelte Bodenabtragsgleichung (USLE/ABAG) verwendet. Die Anwendung dieser Gleichung in Verbindung mit digitalen Höhenmodellen, Informationen über Bodensubstrate und Landnutzung ermöglichen eine flächenscharfe Ausweisung besonders erosionsgefährdeter Flächen; ein Anwendungsbeispiel in Schleswig-Holstein gibt MEYER et al. (1998). Das

Modellsystem AGNPS (www.sedlab.olemiss.edu/agnps.html) wurde ebenfalls in einer modifizierten Form erfolgreich von FREDE & GRUNWALD (2000) in unterschiedlichen Einzugsgebieten Deutschlands zur Simulation der Wasserflüsse und des Sedimenteintrags in Fließgewässer angewendet (vgl. auch RODE et al. 1996)). Empirische und prozeßbasierte Erosionsmodelle vergleichen DEINLEIN & BÖHM (2000). Einen neuen empirischen Phosphorindex zur Ausweisung P-austragsensitiver Flächen haben jüngst BAKER & RICHARDS (2002) in Einzugsgebieten der USA bzw. GBUREK et al. (2000) in England erprobt. Der qualitative P-Austragsindex korreliert gut mit an Gewässergütepegeln gemessenen Phosphorkonzentrationen. In den Phosphorindex geht unter anderem die USLE-Gleichung ein. Dieser Ansatz ist auch für die Ausweisung Phosphor- austragssensitiver Gebiete in Schleswig-Holstein erfolgversprechend.

Prozeßbasierte stoffliche Modelle

Prozeßbasierte Stoffmodelle haben ihren Ursprung in der Entwicklung von Agro-Ökosystem-Modellen. Diese Modelle beschreiben den Stickstoffkreislauf in Verbindung mit dem C-Kreislauf sowie in Verbindung mit der Vegetation bzw. Landnutzung. In den europäischen Ländern haben sich folgende Modelle etabliert: Dänemark DAISY (HANSEN et al. 1990), Deutschland u.a. WASMOD/STOMOD (REICHE 1991), HERMES (KERSEBAUM 1995), sowie in jüngerer Zeit SWIM (KRYSANOVA et al. 1998; 1999a; 1999b; 1999c), Niederlande ANIMO (GROENEDIJK & KROES 1999) oder England NITS (BIRKENSHAW & EWEN 2000). Prozeßbasierte Modelle für die Stickstoffdynamik werden zunächst auf der Standortebene angewendet. Auf dieser Raumdimension muß die Kalibrierung und Validierung der simulierten Prozeßgrößen erfolgen, bevor die Modelle auf höheren Raumskalen angewendet werden können. Die Prozeßvalidierung ist in allen Modellsystemen mehr oder weniger erfolgreich verlaufen. Besonders gute Simulationsergebnisse werden mit den Modellen DAISY und ANIMO erzielt, da diese von landwirtschaftlichen Forschungseinrichtungen im Rahmen ihrer Forschungsarbeiten kontinuierlich weiterentwickelt wurden.

Bei der Koppelung prozeßbasierter Modelle mit einem Geographischen Informationssystem werden unterschiedliche Strategien verfolgt. Das Modell WASMOD/STOMOD ist dazu in das Modellsystem DILAMO integriert worden (REICHE et al. 1999), welches vereinfacht den Wasser- und Stoffaustrag zum nächsten Vorfluter beschreibt, den Grundwassertransport und daran gekoppelte Transformationsprozesse nicht systemadäquat abbildet (TREPEL 2000). Um eine systemadäquate Abbildung des Wasser- und Stofftransportes bemühen sich die GIS-Versionen der Modelle DAISY, NITS und ANIMO. DAISY wird von DHI (www.dhi.dk) an das 3D-Grundwassermodell MIKE SHE gekoppelt und in dieser Kombination kommerziell vertrieben. Das englische Modell NITS ist ebenfalls an ein 3D-Grundwassermodell SHETRANS (BIRKENSHAW & EWEN 2000) gekoppelt. Für regionale Anwendungen wird das niederländische Modellsystem ANIMO mit dem

Grundwassermodell SIMGRO (QUERNER & VAN BAKEL 1989) gekoppelt. Hier wird insbesondere zwischen lokalen Fließwegen, z.B. zu Drainagen, und regionalen Flüssen, z.B. zum Grundwasserleiter, unterschieden.

Eine unmittelbare (online) Koppelung dieser prozeßbasierten Modellsysteme ist für regionale Anwendungen nicht unbedingt notwendig. Es ist auch möglich nur mit den Ergebnissen dieser Stoffmodelle für die nutzungsabhängigen Stickstoffausträge weiter zuarbeiten. Die Ergebnisse der Boden-Vegetation-Stoffmodelle vor allem für nutzungsabhängige Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser können je nach gewünschter zeitlicher Auflösung als Tages- oder Monatswerte an ein Grundwassermodell als Eingabedaten weitergegeben werden (vgl. ARHEIMER & BRANDT 1998; QUINN et al. 1999). Für eine statistische Koppelung sind zunächst alle vorkommenden Kombinationen zwischen Landnutzung und Bodentyp zu rechnen und statistisch auszuwerten. Dieser Weg ist besonders dann erfolgversprechend, wenn eine direkte Koppelung des Boden-Prozeßmodells mit einem Grundwassermodell technisch oder methodisch (unterschiedliche räumliche Diskretisierungsverfahren) nicht möglich ist. Dieses Verfahren der offline Koppelung hat auch KETELSEN (2000) zur Quantifizierung der nutzungsabhängigen Nitratbelastung im Grundwasser der Insel Föhr unter Anwendung der Modelle DILAMO und MODFLOW praktiziert.

Die Mehrzahl der oben genannten Modelle beschränkt sich auf den Stickstoffkreislauf. Die Modelle ANIMO und SWIM beinhalten die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor.

Die oben genannten prozeßbasierten Modelle sind im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geeignet, verlustoptimierte Landnutzungstypen zu entwickeln und in ihrer Wirkung auf die Stoffausträge abzuschätzen (KETELSEN 2000, TREPEL 2000). Die Modelle haben, trotz der methodischen Schwächen, eine herausragende Bedeutung für die Landnutzungsplanung, da nur mit diesen Modellen der (Stick)Stoffeintrag in nachgeschaltete aquatische Systeme in Abhängigkeit von der Landnutzung zeitlich hoch aufgelöst simuliert und der Effekt von Landnutzungsänderungen prognostiziert werden kann. Mit diesen Modellen können vor allem in austragssensitiven Einzugsgebieten neue, weniger ressourcenbelastende Landnutzungsformen entwickelt werden. Dabei ist besonders auf eine systemadäquate Modellierung der Wasserflüsse zu achten. Die erzielten Simulationsergebnisse sind mit Meßwerten zu überprüfen.

Die Validierung prozeßbasierter Modellsysteme bei mesoskaligen Anwendungen muß ebenfalls auf unterschiedlichen Raumebenen erfolgen, zumal bereits die verwendeten Eingabedaten nicht die räumliche Heterogenität widerspiegeln, sondern durch die Verwendung von Pedotransferfunktion nur idealisierte räumliche Muster abbilden (BOUMA et al. 1998; TREPEL et al. 2000). Sowohl QUINN et al. (1999) als auch ARMSTRONG et al. (1999) verfolgen eine Strategie der schrittweisen Validierung der Simulationsergebnisse. Erfolgversprechend für die Überprüfung der flächenhaften Simulationsergebnisse ist die

Verwendung von Fernerkundungsdaten z.B. für die Parameter Bodenfeuchte oder Produktion (STRASSER & MAUSER 2001).

Neben den Agro-Ökosystem-Modellen hat sich in der Erosionsforschung die Anwendung physikalischer Erosionsmodelle etabliert. Hier sind z.B. die Modelle EROSION 2D bzw. für den flächenhafte Anwendung EROSION 3D zu nennen. Einen aktuellen Überblick über den Stand der Erosionsmodellierung gibt SCHMIDT (2000). Prozeßbasierte Erosionsmodelle sind geeignete Werkzeuge, um in vorher mit empirischen Methoden als erosionsgefährdet ausgewiesenen Gebieten, das Risiko zu überprüfen und die Wirkung von Landnutzungsänderungen (z.B. durch Änderung der Vegetationsbedeckung, der Anlage von Barrieren, etc.) quantitativ zu prognostizieren.

5.2.2 Modelle für das System Grundwasser

Während der Grundwasserpassage können die aus dem Boden mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stoffe weiter abgebaut oder zurückgehalten werden. Die gängigen Grundwassermodelle haben neben der Strömungssimulation, die Möglichkeit gleichzeitig Transport und Transformation von Stoffen zu simulieren. Die Anwendung wird dabei durch die unzureichende Kenntnis der zeitlichen Muster der eingetragenen Stoffkonzentrationen, der Abbildung der Makrodispersion und heterogenen Grundwasserleitern sowie den skalenabhängigen stoffspezifischen Abbaukoeffizienten begrenzt. Ersteres Problem kann durch die Anwendung prozeßbasierter Boden-Stoffeintragsmodelle hinreichend genau gelöst werden. Zur Quantifizierung des Stoffabbaus im Grundwasser sowie zur Bedeutung und Funktionsweise von Chemoklinen (hydrochemische Grenzschichten im Grundwasser) sind detaillierte hydrochemische Meßprogramme zur Erfassung der Stoffkonzentration in Verbindung mit Altersbestimmungen der Grundwässer notwendig. Nur über solche Meßprogramme können die für das Simulationsergebnis hoch sensitiven stoffspezifischen Abbaukoeffizienten näherungsweise bestimmt werden. Gegenwärtig werden diese Abbaukoeffizienten für Modellanwendungen mehr oder weniger genau geschätzt oder entsprechend den Softwarevorgaben verwendet.

5.2.3 Modelle für das System Fließgewässer (Gewässergütemodelle)

Die Modellierung der Gewässergüte geht auf die bahnbrechenden Arbeiten von Streeter und Phelps in 1925 zurück. STREETER & PHELPS (1925) beschrieben die bakterielle Zersetzung von gelöstem organischen Kohlenstoff in Abhängigkeit vom biologischen Sauerstoffbedarf und dessen Einfluß auf die Sauerstoffsättigung der Gewässer mit einem Prozeßansatz erster Ordnung. Dieser Modellansatz wurde in der Folgezeit in drei wichtigen Schritten weiterentwickelt. Zunächst wurde die Sedimentationsrate des partikulären organischen Kohlenstoff als weiterer konzentrationsreduzierender Prozeß neben der Zersetzung und der Sedimentsauerstoffbedarf als dritter Parameter eingeführt. Wichtig war die Einführung des Sauerstoffaustauschs an der Grenzschicht Fließgewässer-Atmosphäre

sowie die folgende Differenzierung zwischen Kohlenstoff und Sauerstoffbedarf sowie Stickstoff und Sauerstoffbedarf als weitere Zustandsgröße. Seit den siebziger Jahren führt die Entwicklung der Computertechnik zu einer sprunghaften Entwicklung rechnergestützter numerischer Gewässergütemodelle (QUAL 1). Mit zunehmend leistungsfähiger werdenden Computern programmieren Universitäten und Umweltverwaltungen, insbesondere US EPA, Computerprogramme für die Gewässergütemodellierung. In den USA wurde darüber hinaus die Anwendung von Gewässergütemodellen bei der Genehmigung von Abwassereinleitungen frühzeitig gesetzlich festgelegt. Dies hat maßgeblich zur Entwicklung und breiten Anwendung des Modellsystems QUAL2 geführt.

Aktuell gibt es zahlreiche Softwareprodukte für die Gewässergütemodellierung, die prinzipiell auf ähnlichen Prozeßannahmen beruhen (Tab. 9).

Tab. 9: Aktuelle Übersicht über Anbieter von Gewässergütemodellen

Nr.	Modellname	Hersteller	Internet
1	QUAL2E	US EPA	http://www.cee.odu.edu/model/qual2eu.php
2	WASP6	US EPA	http://www.epa.gov/Region4/water/tmdl/tools/wasp.htm
3	ATV-Model	ATV	http://www.erftverband.de/aufgaben/projekt/gwguete1/index.htm
4	MIKE11WQ	DHI	http://www.dhisoftware.com/mike11/
5	AQUASIM 2.1	EAWAG	http://www.aquasim.eawag.ch/
6	CE-QUAL-W2V3	US Corps	http://www.ce.pdx.edu/w2/w2v3/CE-QUAL-W2V3.htm
7	ISIS	Wallingford	http://www.wallingfordsoftware.com/products/isis.asp
8	SOBEK (Delwaq)	Delft Hydraulics	http://www.sobek.nl/
9	FLUSS (GKSS)	GKSS	http://www.gkss.de
10	TRIM-2D	BAW	http://www.hamburg.baw.de/pkb/trim2d/trim2-de.htm
11	QSIM	BFG	
12	RWQM No 1	IWA	

Die Modellierung der Gewässergüte eines Fließgewässers erfordert zunächst die Modellierung der Strömung. Gegenwärtig werden Gewässergütemodelle für Fließgewässer in der Regel an 1D Strömungsmodelle gekoppelt; in speziellen Anwendungsfällen wie z.B. in Flußaestuarien oder dem Wattenmeer, werden auch 2- bzw. 3-dimensionale Modelle angewendet. In Tabelle 1 sind aktuell verfügbare Gewässergütemodelle zusammengestellt.

Während die Softwareentwicklung der Gewässergütemodellierung im letzten Jahrzehnt besonders in der Bedienerfreundlichkeit, der Anbindung an geographische Informationssysteme oder der Visualisierung arbeitete, blieb die mathematische Prozeßbeschreibung und Weiterentwicklung auf einem ähnlichen Stand wie zu Beginn der siebziger Jahre. Aktuell verfügbare Gewässergütemodelle sind heute in der Regel modular aufgebaut. In Zukunft wird sich verstärkt eine offene Modellstruktur durchsetzen, bei der einzelne Modellmodule an- oder ausgeschaltet werden können, und dem Anwender die Eingabe spezifischer Gleichungen zur Prozeßbeschreibung erlaubt wird.

Tab. 10: Kurzcharakteristik wichtiger Computerprogramme zur Gewässergütemodellierung (Y= ja; N = nein; O = variabel); (aus REICHERT et al. 2001; basierend auf AMBROSE et al. 1996).

Programme		QUAL2	WASP5	CE-QUAL-ICM	HEC5Q	MIKE11	ATV Model	ISIS	DUFLOW	AQUASIM	DESERT	WEST
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Hydrodynamik	Externe Eingabe	Y	Y	N	N	Y	N	N	N	N	Y	Y
	Simulation	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	N
	Bauwerke	N	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	N
Transport	Advektion	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
	Dispersion	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	N
Sediment	Qualitätsmodelle	N	Y	Y	N	Y	Y	Y	N	O	Y	O
	Gewässergüte	Y	N	Y	Y	Y	Y	Y			N	
	Bakterien	N	N	Y	Y	Y	Y	Y	offene Struktur	offene Struktur	N	offene Struktur
	DO-BOD	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y			Y	
	Stickstoff	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y			Y	
	Phosphor	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y			Y	
	Silikat	N	N	Y	N	Y	Y	Y			N	
	Phytoplankton	Y	Y		Y	Y	Y	Y			Y	
	Zooplankton	N	N	Y	N	Y	Y	N			N	
	Benthische Algen	N	N	N	N	Y	Y	Y			N	
Systemanalyse	Parameterschätzung	N	N	N	N	N	N	N	N	Y	Y	Y
	Sensitivitäts- & Unsicherheitsanalyse	Y	N	N	N	N	N	N	N	Y	Y	Y

Neben der Strömungsgleichung werden je nach Fragestellung unterschiedliche Gewässergüteparameter simuliert. Eine aktuelle Übersicht über den modularen Aufbau von Gewässergütemodellen gibt die IWA Task Group on River Water Quality Modelling (Tab. 10) (REICHERT et al. 2001a; RAUCH et al. 1998). Die Autoren haben die Tabelle in Anlehnung an AMBROSE et al. (1996) um neuere europäische Modelle ergänzt, dabei aber die ursprünglichen Inhalte von zwei auf eine Tabelle reduziert. In der Tabelle 10 sind vier Gewässergütemodelle grau unterlegt. Die Modellsysteme MIKE11WQ, ATV-MODELL und AQUASIM werden bereits 1996 in dem Gutachten des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württembergs mit ihren spezifischen Vor- und Nachteilen diskutiert und als empfehlenswert für die Anwendung in der Umweltverwaltung eingestuft (LFU BADEN WÜRTTEMBERG 1996). Von den oben genannten Autoren wurde das Modellsystem WASP nur in der Version WASP4 untersucht, aktuell ist die Version WASP6, die - im Vergleich mit den oben genannten - sicherlich auch als empfehlenswert einzustufen ist. Das Modell WASP wird am UFZ Leipzig-Halle in der Sektion Gewässerforschung Magdeburg als Standardmodell für die Gewässergütesimulation verwendet.

Großforschungseinrichtungen und Bundesbehörden wie die GKSS in Geesthacht, die BAW in Hamburg oder die BFG in Koblenz haben für ihre speziellen Aufgabenbereiche

eigene Modelle entwickelt, die zwar auf andere Rechnersysteme importierbar sind, deren Anwendung aber neben der Prozeßkenntnis auch das Wissen in der Programmierung erfordert (GRABEMANN et al. 2001; KIRCHESCH & SCHÖL 1999; MÜLLER et al. 1991). Dabei stehen beim BAW tidebeeinflusste Gewässer im Vordergrund, bei der GKSS auch Stoffeinträge in Küstengewässer.

Im Rahmen der International Water Association (IWA) hat eine Arbeitsgruppe zur Gewässergütemodellierung mit dem Gewässergütemodell RWQM1 einen Ansatz zur systematisierten Weiterentwicklung von Gewässergütemodellen vorgelegt. Das RWQM1 stellt daher die Gleichungen und eine konsistente Modellbeschreibung in den Mittelpunkt. Potentielle Anwender können sich ein auf die jeweilige Fragestellung hin angepaßtes Modell anhand der Gleichungen selber programmieren oder auf eine kostengünstige Version (AQUASIM) zurückgreifen. REICHERT et al. (2001a) geben einen systematischen Überblick über den Aufbau des RWQM1-Gewässergütemodells (Tab. 11) in Form einer Petersen – Matrix, in der in den Spalten die Modellkomponenten und in den Zeilen die Prozesse dargestellt werden (BORCHARDT & REICHERT 2001; REICHERT ET al. 2001a, 2001b; SHANAHAN et al. 2001; VANROLLEGHEM et al. 2001).

Tab. 11: Qualitativ stochiometrische Matrix für das komplette River Water Quality Model No. 1 (RWQM1) (REICHERT et al. 2001).

Component →	<i>i</i>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	(16)	(17)	(18)	(19)	(20)	(21)	(22)	(23)	(24)
<i>j</i> Process ↓		S _S	S _I	S _{NH4}	S _{NH3}	S _{NO2}	S _{NO3}	S _{HPO4}	S _{H2PO4}	S _{O2}	S _{CO2}	S _{HCO3}	S _{CO3}	S _H	S _{OH}	S _{Ca}	X _H	X _{N1}	X _{N2}	X _{ALG}	X _{CON}	X _S	X _I	X _P	X _{II}
(1a) Aerobic Growth of Heterotrophs with NH4		-		?				?		-	+			?			1								
(1b) Aerobic Growth of Heterotrophs with NO3		-					-	?		-	+			?			1								
(2) Aerobic Resp. of Het.				+				+		-	+			-			-1						+		
(3a) Anoxic Growth of Heterotrophs with NO3		-				+	-	?			+			?			1								
(3b) Anoxic Growth of Heterotrophs with NO2		-				-		?			+			?			1								
(4) Anoxic Resp. of Het.				+			-	+			+			-			-1						+		
(5) Growth of 1st-stage Nitrifiers				-		+		-		-	-			+				1							
(6) Aerobic Respiration of 1st-stage Nitrifiers				+				+		-	+			-			-1						+		
(7) Growth of 2nd-stage Nitrifiers						-	+	-		-	-			-					1						
(8) Aerobic Respiration of 2nd-stage Nitrifiers				+				+		-	+			-					-1				+		
(9a) Growth of Algae with NH4				-				-		+	-			-						1					
(9b) Growth of Algae with NO3							-	-		+	-			-						1					
(10) Aerobic Resp. of Algae				+				+		-	+			-						-1			+		
(11) Death of Algae								(+)		(+)	?			?						-1		+	+		
(12a) Growth of Cons. on XALG				(+)				(+)		-	?			?						-	1	+			
(12b) Growth of Cons. on XS				(+)				(+)		-	?			?							1	-			
(12c) Growth of Cons. on XH				(+)				(+)		-	?			?			-				1				
(12d) Growth of Cons. on XN1				(+)				(+)		-	?			?				-			1				
(12e) Growth of Cons. on XN2				(+)				(+)		-	?			?					-		1				
(13) Aerobic Resp. of Cons.				+				+		-	+			-							-1		+		
(14) Death of Consumers				(+)				(+)		(+)	?			?							-1	+	+		
(15) Hydrolysis	+		(+)					(+)		(+)	?			?								-1			
(16) Eq. CO2 <-> HCO3											-1	1		+											
(17) Eq. HCO3 <-> CO3												-1	1	+											
(18) Eq. H2O <-> H + OH														1	1										
(19) Eq. NH4 <-> NH3				-1	1									+											
(20) Eq. H2PO4 <-> HPO4								1	-1					+											
(21) Eq. Ca <-> CO3													+				1								
(22) Ads. of Phosphate								-1																1	
(23) Des. of Phosphate								1																-1	

Eine ähnlich übersichtliche Art der Modellbeschreibung fehlt für andere Modellsysteme. Da bei dieser Form der Modellbeschreibung die mathematischen Beziehungen zwischen den

Modellkomponenten und Modellprozessen bekannt sein müssen, kann die Matrix nur von den Modellentwicklern bzw. erfahrenen Modellanwendern erarbeitet werden.

Defizite der Gewässergütemodellierung

Die Wasserrahmenrichtlinie hat zum Ziel, mittelfristig einen guten ökologischen Zustand aller Fließgewässer wieder herzustellen. Nach den Ergebnissen der hydrochemischen Gewässergüte wird der hydrochemische Zustand der Mehrzahl der Fließgewässer Schleswig-Holsteins als gut bis mäßig eingestuft, erhebliche Defizite ergeben sich vor allem bei der Gewässerstruktur und dem floristischen und faunistischen Artenbestand (LANU SH 1998). Gewässergütemodelle beinhalten aber in der Regel keine komplexe Beschreibung der Interaktionen zwischen einzelnen Elementen der Biozönose und biochemischen Prozessen und können daher diese Interaktionen auch nicht simulieren (KOELMANS et al. 2001). Für die Wiederherstellung fließgewässertypischer Lebensgemeinschaften ist eine Verminderung der diffusen Stoffeinträge, der Stoffkonzentrationen und eine Wiederherstellung einer naturnahen (d.h. unverbauten) Gewässerstruktur notwendig, für die Quantifizierung von Wiederbesiedlungspotenzialen sind entsprechend andere Modellsysteme anzuwenden. Das niederländische Modellsystem PCDITCH simuliert beispielsweise die Hydrochemie von Marschgewässern und die Wechselwirkungen mit dem Makrophytenbestand auf dem Niveau funktionaler Artengruppen (JANSE & PUIJENBBROEK 1997; JANSE et al. 1998).

Ein weiteres Defizit in der Gewässergütemodellierung ist das Problemfeld der diffusen Stoffeinträge. Diffuse Stoffeinträge, vorrangig durch die landwirtschaftliche Nutzung hervorgerufen, gelten als Hauptverursacher der erhöhten Stoffkonzentration der Fließgewässer. Gewässergütemodelle wurden in den USA entwickelt, um den Stoffabbau genehmigungspflichtiger Einleiter/Anlagen zu testen. Gegenwärtig erfordern die Gewässergütemodelle daher eine Eingabe der diffusen Stoffeinträge je Fließgewässersegment. Die Eingabedaten werden entweder geschätzt oder können über die Anbindung an komplexe prozeßbasierte Stoffmodelle erhoben werden. Die systemadäquate Koppelung von Modellen für den Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet mit Gewässergütemodellen ist eine wichtige und aktuelle Forschungsaufgabe (BMU 2001). Beispiele für eine gute Koppelung, allerdings mit eher wissenschaftlich ausgerichteten Programmen, finden sich bei WHITEHEAD et al. (1999). KRONVANG et al. (1999a, 1999b) verwenden u.a. das Gewässergütemodell MIKE 11 und koppeln dieses mit anderen teils deterministischen teils empirischen Modellen, um die Wasser- und Stoffflüsse sowie die Stofftransformation in Feuchtgebieten und Seen im Gjærn Einzugsgebiet quantifizieren zu können. Die Koppelung eines prozeßbasierten Gewässergütemodells mit einem empirischen Stoffeintragsmodell, z.B. ATV-MODELL mit MOBINEG (SCHER & KUNST 2001), wird aus systemtheoretischen Gründen wegen der verschieden zugrundeliegenden Skalen als eine wenig geeignete Herangehensweise betrachtet.

Eignung von Gewässergütemodellen für die Anwendung in Schleswig-Holstein

Aufgrund der vorliegenden Literatur erscheinen besonders die Gewässergütemodelle (in alphabetischer Reihenfolge) ATV-MODELL, AQUASIM, MIKE11 WQ /EU und WASP6 für eine Anwendung in Schleswig-Holstein geeignet.

Das Gewässergütemodell *ATV-MODELL* ist modular aufgebaut und wird mit Erfolg zur Gewässergütesimulation der Erft in Nordrhein-Westfalen eingesetzt (CHRISTOFFELS 2001; KAUL 2000; SCHER & KUNST 2001). Das Programm wird vom ATV vertrieben, eine Modelldokumentation ist bei Erwerb des Programms erhältlich. Für die Anwendung des Modellsystems sprechen die geringen Kosten, die vor allem zur fortlaufenden Weiterentwicklung verwendet werden, sowie die räumliche Nähe zu den Programmentwicklern.

Das in der Schweiz von REICHERT (1994) entwickelte Gewässergütemodell *AQUASIM* ist modular aufgebaut. GNAUCK (2000) hat das Modell erfolgreich in den Havel-Flachseen zur Analyse der Phosphorrücklösung angewendet. Er schreibt: „Für Nutzer, die den Programmieraufwand für eine eigene Modellentwicklung scheuen, stellt die kommerziell erhältliche Software *AQUASIM* ein geeignetes Werkzeug zur Modellierung und Simulation der Gewässergüte dar.“ Aus den Erfahrungen der Modellanwendung heraus formuliert er folgenden theoretischen und praktischen Forschungsbedarf: „Einerseits muß die Kalibrierung des Modells verbessert werden, um das Modell besser verifizieren und validieren zu können. Andererseits sind kombinierten Wirkungen von Primär- und Sekundärverschmutzung in monomiktischen eutrophen Gewässern experimentell intensiver zu untersuchen. Die Monitoringergebnisse reichen dazu nicht aus. Insbesondere sind Sedimentuntersuchungen dringend notwendig, um die Eutrophierungswirkungen hinsichtlich Planungsentscheidungen abschätzen zu können“. Diese Erfahrungen gelten gleichermaßen für alle Gewässergütemodelle.

Das von DHI entwickelte und vertriebene Fließgewässer-Strömungsmodell *MIKE 11* kann mit den Modulen WQ /water quality und EU /eutrophication ergänzt werden, um es zur Modellierung der Gewässergüte anzuwenden. *MIKE 11* wird weltweit erfolgreich zur Modellierung der Gewässergüte angewendet. Neben sehr großen Gewässern ist das Modell auch in Dänemark, unter zu Schleswig-Holstein vergleichbaren geomorphologischen und klimatischen Bedingungen zur Analyse von Eutrophierungsproblemen angewendet worden. Beispiele hierfür sind Anwendungen in den Flüssen Sønderaa, Susaa, Molleaa oder Skjern Å (DHI 2001; KRONVANG et al. 1999a, 1999b). Der benutzerfreundliche modulare Aufbau und die erfolgreiche Erprobung in dänischen Fließgewässern versprechen bei einer Anwendung des Programmsystems in Schleswig-Holstein schnelle zufriedenstellende Ergebnisse. Durch eine bereits erfolgende Anwendung des hydrodynamischen Modells *MIKE 11* in Schleswig-Holstein z.B. im Gebiet der Treene, liegen Erfahrungen mit dieser Software vor. Das Modellsystem kann durch den modularen Aufbau schnell um die benötigten Gewässergütemodule ergänzt werden.

Die staatliche Umweltorganisation der Vereinigten Staaten (US-EPA) hat das Gewässergütemodell *WASP* entwickelt und stellt es kostenlos zur Anwendung zur Verfügung (WOOL et al. 2001). Das Gewässergütemodell ist modular aufgebaut und ist als open source Modell ein besonders in der Wissenschaft beliebtes Gewässergütemodell. Das Modell wird am Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig, Institut für Gewässerschutz in Magdeburg, im Rahmen der Forschungsarbeiten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an der Saale eingesetzt.

Gewässergütemodelle sind für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie unverzichtbare Werkzeuge zur Prognose der Wirkungen von Maßnahmen am und im Gewässer sowie zur Quantifizierung der gewässerinternen Stoffumsetzungen. Die Anwendung von Gewässergütemodellen wird gegenwärtig vor allem durch die unzulänglich bekannten Prozeßkoeffizienten, sowie ausreichend langer zeitlich hochauflösender Zeitreihen aus hydrochemischen Monitoringsprogrammen zur Modellüberprüfung erschwert. Inhaltliche Schwachpunkte der Gewässergütesimulation bestehen in (1) der Integration der Makrophytenvegetation und deren (artspezifischer) Wirkung auf die Stoffdynamik, (2) den Interaktionen an der Grenzschicht Sediment-Gewässer sowie (3) der geforderten zeitlich variablen Eingabe diffuser Stoffeinträge.

5.2.4 Modelle für das System See

Seen erhalten ihre Stoffzuflüsse ebenso wie Feuchtgebiete über unterschiedliche hydrologische Eintragspfade. Aufgrund ihres großen Wasservolumens haben Seen eine hohes Potential für den Stoffrückhalt durch biochemische und physikalische Transformations- und Retentionsprozesse. Die Effizienz von Seen für den Stoffrückhalt hängt dabei wesentlich von der Lage im Einzugsgebiet (Verhältnis Seewasservolumen zu zufließenden Wassermengen) sowie den morphometrischen Eigenschaften des Sees selber ab. Die erhöhten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft können dazu beitragen, daß das Stoffrückhaltevermögen des Ökosystems See überlastet wurde und die Seen besonders in den Sommermonaten infolge von Sauerstoffmangel „umkippten“. In Flachseen haben die Interaktionen an der Grenzschicht Sediment/Wasserkörper eine größere Bedeutung als in tiefen geschichteten Seen. (Die Flachwasserbereiche innerhalb tiefer geschichteter Seen können aber ebenfalls zu einem erhöhten Nährstoffeintrag bei bestimmten Wetterlagen durch Rücklösungen aus dem Sediment beitragen.)

Gewässergüteprobleme in Seen treten als Folge von erhöhten Nährstoffeinträgen in den See auf. Die Wirkung dieser Einträge unterliegt erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen und ist stark witterungsabhängig. Für die Analyse der Gewässergüteprobleme stehen unterschiedliche Modellansätze zur Verfügung. Boxmodelle betrachten Zu- und Abflüsse eines Sees in Verbindung mit spezifischen Transformationskoeffizienten. Das empirische Vollenweider-Modell (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982) hat sich weltweit als einfacher Ansatz zur Bewertung der Stoffeinträge in Seen durchgesetzt. Der Ansatz ist in die vorläufige

LAWA Richtlinie für die Erstbewertung von natürlichen Seen zur Erfassung des Referenzzustandes aufgenommen worden (LANU SH 2001). Der Vollenweider-Ansatz wird in Kombination mit einem morphometrischen Ansatz verwendet, um den natürlichen trophischen Referenzzustand von Seen in Schleswig-Holstein festzustellen und diesen potentiellen Zustand mit dem auf hydrochemischen Meßwerten beruhenden trophischen Ist-Zustand zu vergleichen. Aus der Differenz zwischen Ist-Zustand und potenziellem Zustand läßt sich der Sanierungsbedarf eines Sees ableiten. Für eine detaillierte Analyse der Eutrophierungsursachen sind die empirischen Ansätze nicht geeignet.

Die Bedeutung einfacher nichtdimensionaler Modellansätze betont auch SCHEFFER (1998). In Flachwasserseen kann das Risiko der Sedimentrücklösung hinreichend genau mit einfachen Faustformeln bestimmt werden. In größeren Gewässern ist vor allem die Ausbreitung und der Verbleib von Schadstoffen, Verschmutzungen und sonstigen gesundheitsgefährdenden Stoffen wie Bakterien, Keime, etc. von Interesse. Daher müssen die zu verwendenden Modelle die Strömung innerhalb des Sees abbilden.

Hier sollten prozeßbasierte Seenmodelle zur Problemlösung eingesetzt werden. Mit Hilfe solcher Modelle kann zunächst die Wirkung externer und interner Nährstoffeinträge geklärt werden. Bei den externen Nährstoffeinträge sind neben den Fließgewässerzuflüssen auch Einträge über die Atmosphäre (hier auch Wasservogeldetritus), das Grundwasser sowie Interflow und Oberflächenabfluß zu berücksichtigen. Die interne Nährstoffdynamik wird von Nährstoffrücklösungen im Sediment sowie der Struktur der Nahrungsketten bestimmt. Sedimentrücklösungen treten in Flachwasserseen regelmäßig bei hohen Windstärken als Folge von Verwirbelungen auf. In geschichteten Seen wirkt das Sediment als mittel- bis langfristiger Nährstoffspeicher. Durch eine Verringerung der externen Nährstoffeinträge führt die resultierende Konzentrationsveränderung zu einer veränderten hydrochemischen Gleichgewichtssituation, so daß die vorher im Sediment gebundenen Nährstoff langsam wieder freigesetzt werden können. Für die weitergehende Analyse der Eutrophierungsproblematik von Seen ist zunächst mit einfachen Box-Modellen eine genaue Ursache Wirkungs-Analyse durchzuführen, um darauf aufbauend den für die jeweilige Problematik richtigen Modellansatz zu wählen. Stoffmodelle für Seen liegen aber im Gegensatz zu Modellen für Fließgewässer oder terrestrische Ökosysteme und Einzugsgebiete überwiegend nur als Gleichungssystem vor. Einen Überblick über die Entwicklung stofflicher Seenmodelle gibt KAMP-NIELSEN (1997). OMLIN et al. (1997) haben die Gewässergüte (Phosphor, Nitrat und Ammonium) sowie die Planktodynamik für den Zürichsee mit der Software *AQUASIM* modelliert. JANSE et al. (1992; 1997; 1998;) haben in ihrem Seenmodell *PCLAKE* besonders Wert auf die Implementation der Makrophytendynamik gelegt. *PCLAKE* ist für eutrophe Flachwasserseen in den Niederlanden entwickelt worden. Vom Aufbau her sollte der Modellansatz auf die Verhältnisse schleswig-holsteinischer Flachwasserseen übertragbar sein.

Modelle zur Analyse der Stoffdynamik von Seen sind wissenschaftlich weit verbreitet (BACH & JENSEN 1994; DØRGE & MADSEN 1999; MADSEN et al. 2001; OLESEN et al. 2000). Diese Methoden können im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die trophische Bewertung von Seen unterstützen sowie zur Identifizierung seespezifischer Probleme dienen und hier bei der Auswahl geeigneter Maßnahmen zur Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes behilflich sein. Die Anwendung dieser Werkzeuge wird gegenwärtig durch die fehlende anwenderfreundliche Software für eine mehrdimensionale Strömungs-, Transport- und Transformationsmodellierung sowie entsprechende hydrochemische Daten begrenzt. Die Hydrodynamischen Programme MIKE 2.1 und MIKE 3 von DHI sind modular aufgebaut und können um entsprechende Gewässergütemodule ergänzt werden.

In den USA stellt der US Army Corps of Engineers seinen Mitgliedern unterschiedlich dimensionierte Gewässergütemodelle für Seen vor. ein Download der Programme ist derzeit nicht möglich (<http://www.wes.army.mil/el/elmodels/index.html#wqmmodels>).

5.2.5 Modelle für das System Feuchtgebiet

Feuchtgebiete haben im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt eine große Bedeutung für den Wasser- und Stoffrückhalt. Dennoch hat sich in Feuchtgebieten kein einheitlicher Ansatz zur Modellierung dieser Systeme durchgesetzt. Dies ist vor allem in den komplexen Wechselwirkungen mit dem lateral zufließendem Grundwasser einerseits und dem longitudinalen Wasser- und Stoffaustausch bei Überflutung durch ein Gewässer andererseits begründet. Die Wirkung von Feuchtgebieten für den Nährstoffrückhalt ist lange bekannt, allerdings setzt sich erst in jüngster Zeit eine landschaftsökologische Betrachtung durch, die die Funktion von Feuchtgebieten für den Stoffrückhalt in Zusammenhang mit geomorphologische Faktoren analysiert (BEDFORD 1999; MIDDLETON 1999). Besonders den Grundwasserströmen muß vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt werden, wenn die Wirkung von Feuchtgebieten auf den Stoffhaushalt analysiert werden soll (KLUGE et al. 1994; TÓTH 1999; WINTER 1999).

Stoffmodelle zur Analyse des Nährstoffrückhaltes von Feuchtgebieten wurden bislang vor allem für überflutungsgeprägte Feuchtgebiete (surface flow wetlands) entwickelt. Für lateral durchströmte Feuchtgebiete (subsurface flow wetlands) steht die Modellentwicklung noch am Anfang; erste Ansätze zur Quantifizierung der Prozeßraten wurden von HOFFMANN et al. (2000) erarbeitet.

In der Modellierung der Stoffdynamik von Feuchtgebieten werden sowohl empirische wie auch prozeßbasierte Ansätze verwendet.

Empirische Modellansätze zur Quantifizierung des Stoffrückhaltevermögens von Feuchtgebieten werden vorrangig für überflutungsgeprägte Systeme entwickelt. Der einfache lineare Zusammenhang zwischen eingetragener Stickstofffracht der Feuchtgebietsfläche und dem Stickstoffrückhalt wurde z.B. von JANSSEN et al. (1998) verwendet, um die Bedeutung von Feuchtgebieten für den Stickstoffrückhalt im Ostseeraum quantitativ zu untermauern. In Südschweden hat BYSTRÖM (1998; 2000) aufbauend auf regionalen Untersuchungen zum Stickstoffrückhalt einen exponentiellen Zusammenhang zwischen Stickstoffrückhalt, Feuchtgebietsfläche und eingetragener Fracht ermittelt und verwendet, um zu prüfen, ob die Wiederherstellung von Feuchtgebieten eine effektive Maßnahme zur Verminderung der Stickstoffeinträge in nachgeschaltete aquatische Systeme sein kann.

Im Rahmen des BERNET Projekts wurde der lineare Ansatz von FLEISCHER et al. (1994) durch Hinzunahme regionaler Daten u.a. aus Schleswig-Holstein überprüft. Hiernach besteht in Feuchtgebieten ein direkter linearer Zusammenhang zwischen dem log-transformierten täglichen Stickstoffeintrag und dem log-transformierten täglichen Stickstoffrückhalt.

Diese empirischen Methoden können verwendet werden, um die Bedeutung von Feuchtgebieten für den Stoffrückhalt qualitativ zu begründen und unter Vernachlässigung der spezifischen hydrologischen Verhältnisse grobe quantitative Abschätzungen eines potenziellen Stoffrückhalts zu erhalten. Da empirische Methoden immer auf der statistischen Analyse eines Datensatzes beruhen und nicht das kausale Wirkungsgefüge berücksichtigen, können andere statistische Auswerteverfahren zu anderen Ergebnissen führen. Dies ist zum Beispiel bei der Auswertung der hydrochemischen Daten nordamerikanischer Feuchtgebiete zur Beurteilung der Phosphorretention geschehen (KADLEC 1999a, 1999b; RICHARDSON & QIAN 1999).

Prozeßbasierte Modelle

Die prozeßbasierte Modellierung der Nährstoffdynamik in Feuchtgebieten ist ein häufiges und beliebtes Thema in der ökologischen Modellierung. Dennoch sind keine abschließenden, auf andere Feuchtgebiete übertragbaren Modelle entwickelt worden, da die Modelle in der Regel auf Ergebnissen der spezifischen hydrologischen und hydrochemischen Monitoringprogrammen der jeweiligen Feuchtgebiete beruhen (z.B. SPIELES & MITSCH 2000; WANG & MITSCH 2001). VAN DER PEIJL & VERHOEVEN (1999) haben einen prozeßbasierten Ansatz zur Modellierung der internen Nährstoffdynamik in Feuchtgebieten entwickelt. Das Modell ähnelt von seiner Struktur den ebenfalls prozeßbasierten Agro-Ökosystemmodellen. Es fehlen insbesondere Möglichkeiten zur Eingabe externer Wasser- und Nährstoffeinträge. Das Modell wurde von VAN DER PEIJL et al. (2000) angewendet, um den Effekt einer Stickstoffdüngung mit den Stoffgehalten in unterschiedlichen Vegetationskompartimenten zu modellieren und mit Untersuchungsergebnissen zu vergleichen. KADLEC & KNIGHT (1996) stellen aber ebenso wie MITSCH & GOSSELINK (2000) einige einfache Gleichungen für den Stoffabbau erster Ordnung vor, mit denen in Abhängigkeit von der Verweilzeit und der

eingetragenen Stoffkonzentration ein Stoffrückhalt prognostiziert werden kann. Die Mehrzahl der in der Wissenschaft entwickelten Modelle zur Simulation der Nährstoffdynamik in Feuchtgebieten verfügt nicht über eine benutzerfreundliche Eingabestruktur, sondern wurde von den Modellentwicklern selber programmiert. Die Anwendung der Simulationssoftware STELLA erleichtert die Entwicklung solcher individuellen, prozeßbasierten Modelle. Die Firma DHI (www.dhi.dk) hat für das Modellsystem MIKE 11 ein prozeßbasiertes Stickstoffmodul entwickelt (DØRGE 1994), welches z.B. an der Haderslever Au angewendet wurde.

Eine Software zur schnellen Bewertung des Stoffrückhaltes in überflutungsgeprägten Feuchtgebieten wurde von DORTCH & JEFFREY (1995) entwickelt. Das Modell PREWET bestimmt den Stoffrückhalt in Abhängigkeit von morphologischen Eigenschaften des Feuchtgebiets wie Länge, Breite und Tiefe, den zufließenden Stoffkonzentrationen sowie spezifischen Stoffabbaukonstanten. In den USA sind diese Werte in einer Vielzahl von Anwendungen bestimmt worden, für Anwendungen in Schleswig-Holstein bzw. in Nordeuropa sind diese Werte durch entsprechende hydrochemische Monitoringprogramme zu überprüfen und gegebenenfalls zu kalibrieren.

Modellansätze, die den Wasser- und Stoffaustausch in Feuchtgebieten ganzheitlich beschreiben, sind kaum vorhanden. Eine anwendungsreife Software zur Analyse der Wasserflüsse ist das Modellsystem FEUWANET (DALL'O' et al. 2000), von KLUGE (unveröffentlicht) liegt eine Weiterentwicklung hin zu einem Stickstoffmodul vor. Das Modell WETTRANS ist eines der wenigen Modellansätze die Wasser- und Stoffflüsse in Niederungen systemadäquat abbilden und bei der Anwendung vorrangig auf vorhandene Daten zurückgreifen (TREPEL & KLUGE 2002a, 2002b)(Vgl. Abschnitt 4.3).

Trotz der herausragenden Bedeutung von Feuchtgebieten für den Stoffrückhalt haben sich bislang keine anwenderfreundlichen Modelle für diese komplexen Systeme in Wissenschaft und Praxis etabliert. Die Prognose des Nährstoffrückhalts sowie Maßnahmen zur Optimierung der Fließwege vom Umland durch das Feuchtgebiet hin zum Gewässer werden aber neben der Entwicklung einer ressourcenschonenden Landnutzung ein wichtiger Maßnahmenblock bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bilden. Die Anwendung von Modellen zur Quantifizierung der Stoffdynamik wird gegenwärtig durch die fehlende anwenderfreundliche Software begrenzt. Existierende Modellansätze beschränken sich in der Regel auf überflutungsgeprägte Situationen, dabei bieten besonders grundwasserbeeinflusste Niederungen ein hohes Potenzial für den Nährstoffrückhalt, bevor die Nährstoffe anschließend ins Fließgewässer gelangen können.

5.3 Ökologische Modelle

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist die Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer. Gegenwärtig werden die floristische und faunistische

Zusammensetzung der Biozönose sowie die Gewässerstruktur auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten als stark gestört eingestuft (LANU SH 1998; MUNF SH 2002; SAND-JENSEN et al. 2000). Während für die Zustandsbeschreibung vorrangig Daten zum Ist-Zustand zu erheben sind, kann das natürliche Potenzial der Gewässerlebensgemeinschaften mit Modellen flächenhaft zugeordnet werden. Im Gegensatz zu den hydrologisch-stofflichen Modellen wurden ökologische Modelle vor allem zu den Themenbereichen Habitateignung, Populationsdynamik, Sukzession und Nahrungsnetze entwickelt (KINDER et al. 1999). Anstelle von Strömungsprozessen treten bei ökologischen Modellen die Ausbreitungsprozesse.

Bislang werden ökologische Modelle in der Wasserwirtschaft oder Umweltverwaltung nur selten angewendet, obgleich durch die Anwendungen sowohl besonders schützenswerte Flächen ausgewiesen, wie auch Bestandesveränderungen insbesondere in Folge von Renaturierungsmaßnahmen prognostizierbar wären. Im folgenden werden vier wichtige Gruppen von ökologischen Modellen erläutert, die auch für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie als geeignet erscheinen. Daneben werden in der ökologischen Modellierung u.a. mit dem Verfahren der neuronalen Netze Wechselwirkungen zwischen Hydrochemie und Biozönose analysiert (SCHLEITER et al. 1999; 2001).

5.3.1 Habitateignungsmodelle

Habitateignungsmodelle haben sich zu einem wichtigen Bestandteil der Naturschutzforschung entwickelt (SÖNDGERATH et al. 2001). Habitateignungsmodelle prüfen zunächst qualitativ die Eignung eines Lebensraums anhand bestimmter Umweltvariablen für eine bestimmte Art oder Artengruppe. Habitateignungsmodelle werden in der Regel für Arten entwickelt, da die spezifischen Ansprüche der betreffenden Art abgebildet werden sollen. Nur selten haben alle Arten einer Artengruppe die gleichen Ansprüche an ihren Lebensraum. Zur Erfassung der Habitatansprüche einzelner Arten werden zunächst die verfügbaren Angaben aus der Literatur zusammengefaßt bzw. wenn ausreichend Datenmaterial vorliegt mit Hilfe statistischer Verfahren (in der Regel multiple Regressionsverfahren) die Gewichtung einzelner Faktoren bestimmt. Diese Faktoren werden in einem zweiten Schritt flächenhaften, digitalen Geodaten zugeordnet, z.B. mittlere Grundwasserflurabstände, Vegetationsstruktur, Nutzungsintensitäten etc., und anschließend miteinander verrechnet. Als Ergebnis können Karten mit den potenziell geeigneten Habitaten für eine Art ausgegeben werden. Diese Daten können dann mit den tatsächlichen Besiedlungsmustern verglichen werden. Wenn hier einigermaßen übereinstimmende Ergebnisse ermittelt wurden, können durch Änderung der Eingangsfaktoren die Wirkung bestimmter Landnutzungsänderungen auf die Habitateignung bestimmt und flächenscharf dargestellt werden. Beispiele für die Entwicklung und Anwendung von Habitatmodellen geben SÖNDGERATH et al. (2001).

Für diese einfachen Habitatmodelle hat sich keine verbindliche Software durchgesetzt, da die Modelle artspezifisch zu erzeugen sind. In den USA hat sich aber ein methodischer Stand

zur Generierung dieser Modelle etabliert. In Kalifornien wurden nach einem einheitlichen Ansatz bereits Habitategignungsmodelle für ca. 50 Tierarten erstellt (PARISI 2000). Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind insbesondere an aquatische und semiaquatische Lebensräume gebundene Tierarten von Interesse. NAUGLE et al. (2001) haben z.B. mit einem Habitategignungsmodell für Watvögel die Bedeutung kleiner Feuchtgebiete flächenhaft quantifiziert. Diese einfachen Habitategignungsmodelle berücksichtigen die Populationsdynamik der Arten nicht. Es wird lediglich jeder Art eine bestimmte räumliche Dichte zugeordnet. Komplexere Habitategignungsmodelle verknüpfen die Metapopulationsdynamik einzelner Arten mit räumlichen Aspekten.

Metapopulationsmodelle

Metapopulationsmodelle werden immer für einzelne Arten entwickelt, um deren Ausbreitung in Raum und Zeit in Abhängigkeit von für die Art wichtigen Umweltfaktoren zu analysieren. Neben einer genauen Kenntnis der Habitatansprüche sind zur Erstellung von Metapopulationsmodellen Angaben über den artspezifischen Lebenszyklus notwendig. Die Modelle werden eingesetzt, um Schutzkonzepte für besonders gefährdete Arten mit geringen Populationsgrößen zu entwickeln bzw. um zu prüfen, wie sich Veränderungen in der Landschaft, z.B. Zerschneidung der Wanderungsachsen durch den Straßenbau, auf den Populationsaustausch auswirken. Bei den Metapopulationsmodellen hat sich die Software RAMAS (www.ramas.com) am Markt etabliert. In Schleswig-Holstein fehlen bislang Erfahrungen in der Anwendung dieser Software für die Zwecke des Natur- und Artenschutzes. Die Anwendung von Metapopulationsmodellen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie ist besonders für übergeordnete Zielarten mit hohem Flächenanspruch geeignet, wie z.B. den Biber. Auf der Grundlage der Simulationsergebnisse lassen sich vorrangige Einwanderungswege und mögliche Schutzzonen ausweisen und durch entsprechende Flächenankäufe sichern.

5.3.2 Sukzessionsmodelle

Sukzessionsmodelle haben sich in der Vegetationskunde etabliert, um die Entwicklung von Vegetationsbeständen bei Landnutzungsänderungen zu prognostizieren. Sukzessionsmodelle können sowohl für einzelne Flächen wie auch für Landschaftsausschnitte entwickelt werden. Bei großräumigen Anwendungen wird in der Regel nur der Wechsel von einem Vegetationstyp zum nächsten bestimmt. Bei kleinräumigen Anwendungen sind entweder einzelne Arten oder funktional ähnliche Artengruppen die Zustandsvariablen. Großräumige einfache Sukzessionsmodelle haben zunächst mit einem Polygonansatz gearbeitet, der Flächen mit gleichen geologischen und hydrologischen Eigenschaften, bei gleicher Nutzung die gleichen Vegetationstypen zuordnet. Grundlage für die Erstellung solcher Modelle sind aus der Pflanzensoziologie hergeleitete Sukzessionsdiagramme.

Die Änderung von einem Vegetationstyp zu einem anderen ist aber in der Regel ein längerer Vorgang, so daß die kurzfristige Reaktion der Bestände auf Nutzungsänderungen oder Änderungen des Wasserhaushalts nicht beschrieben werden kann. Hierfür haben sich zwei Ansätze etabliert. In Anlehnung an die Sukzessionsdiagramme kann das Sukzessionsgeschehen regel-basiert auch auf Artniveau simuliert werden (BELDE & RICHTER 1997; BELDE 2001). Hierzu müssen für jede Art, ähnlich den Habitatmodellen, die Reaktion auf die wichtigsten Umweltvariablen (z.B. Feuchte, Trophie, Nutzung) regelbasiert vorgegeben werden. Ein solches Regelwerk hat ASSHOFF (1999) auf empirischer Grundlage für die Feuchtwiesenvegetation Schleswig-Holsteins erstellt. BELDE (2001) hat das Regelwerk auf der Basis von Expertenbefragungen zu einzelnen Arten erarbeitet. In ihrem Ansatz werden räumliche Interaktionen, d.h. Ausbreitung von Arten, mit dem Ansatz der zellulären Automaten simuliert.

Ein weitere Ansatz zur Simulation der Sukzessionsdynamik besteht in der Anwendung von Markow-Ketten. Auf der Grundlage von Zeitreihen zur Vegetationsdynamik werden die Übergänge von einem Zustand zum nächsten mit Übergangsmatrizen simuliert (AAVIKSOO 1995; BALZTER 2000). Bei diesem Ansatz lassen sich Simulationsergebnisse anhand vorhandener Zeitreihen überprüfen. Der Ansatz wird sowohl für das kurzfristige wie für das langfristige Sukzessionsgeschehen verwendet und kann ebenfalls an zelluläre Automaten geknüpft zu räumlichen Studien herangezogen werden.

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde hat in dem Flußauenmodel INFORM einen einfachen tabellarischen Ansatz zur Simulation der Vegetationsveränderung infolge von Wasserstandsänderungen integriert (BFG 1999; KINDER et al. 1999). Das Informationssystem INFORM beinhaltet weiterhin Modelle für den Flusswasserstand, den Bodenwasserhaushalt, die Vegetation bis hin zu Tierarten in der Niederung.

Die Anwendung von Sukzessionsmodellen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist besonders in den Niederungsbereichen sinnvoll, um mögliche Managementmaßnahmen auf ihre Effizienz zur Erhaltung bzw. Erreichung eines gewünschten Zustandes zu beurteilen sowie frühzeitig mögliche Konflikte zu erkennen. Die Anwendung von Sukzessionsmodellen erfolgt gegenwärtig vorrangig in der Wissenschaft; praxistaugliche Ansätze insbesondere anwenderfreundliche Softwareprogramme liegen bislang nicht vor. Das Gewässergütemodel PCDITCH verknüpft die Gewässermakrophytensukzession mit den hydrochemischen Eigenschaften des Gewässers dynamisch (JANSE & PUIJENBROEK 1997).

5.3.3 Nahrungsnetzmodelle

Nahrungsnetzmodelle beschreiben die Stoff- und Energieflüsse innerhalb einer Biozönose (CHRISTENSEN & PAULY 1993; 1998). Sie leiten zu stofflichen biogeochemischen Modellen über. Die Entwicklung von Nahrungsnetzmodellen ist weit fortgeschritten, die Software

ECOPATH (www.ecopath.org) kann kostenfrei im Internet bezogen werden. Nahrungsnetzmodelle werden vor allem zur Lösung von Managementfragen in aquatischen Ökosystemen eingesetzt, um die Bedeutung einzelner Elemente der Nahrungskette zu quantifizieren. Aus den Simulationsergebnissen können Empfehlungen zur Optimierung der trophischen Struktur abgeleitet werden. In der Praxis bedeutet dies, daß zum Beispiel bestimmte Fischarten gezielt abgefischt werden, um die interne Nährstoffbelastung von Seen zu reduzieren. In Schleswig-Holstein kann mit der beispielhaften Anwendung des Modells ECOPATH die Bedeutung der Fließgewässerbiozönose in Abhängigkeit von der Artenzusammensetzung (verarmt, gut, dem Referenzzustand entsprechend) für die Stoffumsetzungen im Gewässer quantifiziert werden. Die Ergebnisse können zur Begründung von Renaturierungsmaßnahmen in Fließgewässern herangezogen werden.

5.4 Hydrologische, stoffliche und ökologische Modelle im Vergleich

Hydrologische, stoffliche und ökologische Modelle haben eine große Bedeutung für die Beurteilung von Einzugsgebieten und Fließgewässern. Gegenwärtig werden die im vorherigen Kapitel vorgestellten Modelle vorrangig als einzelfachspezifische Modelle angewendet. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfordert aber eine integrierte Betrachtungsweise aller Elemente innerhalb eines Einzugsgebiets, die für den Wasser- und Stoffeintrag sowie die Zusammensetzung der Gewässer- und Niederungsbiozönosen von Bedeutung sind. Hierfür sind die vorhandenen Modelle über entsprechende Schnittstellen zu koppeln (KRONVANG et al. 1999a; 1999b). Tabelle 12 gibt einen zusammenfassenden Überblick über den gegenwärtigen vorrangigen Anwendungsbereich hydrologischer, stofflicher und ökologischer Modelle.

Bei den Modellanwendungen lassen sich prinzipiell zwei Raumdimensionen unterscheiden. Mikroskalige Modellanwendungen beinhalten einzelne Standorte, Feuchtgebiete, Transekte oder Fließgewässerabschnitte. Der Datenbedarf ist in der Regel höher als bei mesoskaligen Anwendungen, wobei die geforderten Eingangsdaten mit einem vertretbaren Aufwand im Gelände erhoben werden können. Mesoskalige Modellanwendungen beziehen sich auf größere Raumeinheiten, z.B. Einzugsgebiete, Fließgewässernetze oder alle Seen und Feuchtgebiete innerhalb eines Einzugsgebiets. Für mesoskalige Modellanwendungen wird in der Regel auf vorhandene Daten zurückgegriffen. Da die vorhandenen Daten nicht immer die unmittelbar geforderten Parameter für eine Modellanwendung enthalten, werden diese Parameter aus den vorhandenen Daten mit Hilfe von Transferfunktionen abgeleitet. Zum Beispiel wird der Versiegelungsgrad einer Fläche aus den digitalen Daten zur Flächennutzung abgeleitet.

Tab. 12: Zusammenfassende Charakterisierung der Hauptanwendungsbereiche von hydrologischen, stofflichen und ökologischen Modellen.

Raumbezug	mikroskalig Standort / Gerinne				mesoskalig EZG Gewässernetz				Integration der Biozönose		
Strömung / Transport / Ausbreitung	0D	1D	2D	3D	0D	1D	2D	3D	Artengruppen	Arten	Individuen
Hydrologische Modelle											
Boden / Vegetation											
empirisch	•				•				•		•
prozeßbasiert		•	•			•	•		•		•
Grundwasser											
empirisch											
prozeßbasiert			•	•			•	•			
Feuchtgebiete											
empirisch	•				•						
prozeßbasiert		•	•	•		•			•		
Fließgewässer											
empirisch											
prozeßbasiert		•	•	•		•					
See											
empirisch											
prozeßbasiert	•		•	•		•	•				
Stoffmodelle											
Boden / Vegetation											
empirisch	•				•				•		•
prozeßbasiert		•				•			•		•
Hang											
empirisch	•				•		•		•		
prozeßbasiert			•					•	•		
Grundwasser											
empirisch											
prozeßbasiert			•	•			•	•			
Feuchtgebiete											
empirisch	•				•						
prozeßbasiert		•	•	•		•					
Fließgewässer											
empirisch											
prozeßbasiert		•	•	•		•			•		
See											
empirisch	•				•						
prozeßbasiert		•	•	•					•		
Ökologische Modelle											
Habitateignung	•				•						•
Metapopulation	•						•			•	•
Sukzession	•				•		•		•	•	•
Nahrungsnetz	•								•	•	

Hydrologische Modelle haben drei Hauptanwendungsbereiche. (1) die Erstellung von Bilanzen für einzelne Teilsysteme. In den Systemen Boden/Vegetation, Feuchtgebieten und Seen werden Wasserbilanzen Komplexität für Kompartimente und der Wasseraustausch zwischen diesen mit Modellen unterschiedlicher errechnet. Zur Berechnung der Verdunstung wird die Biozönose entweder grob in funktionale Vegetationstypen eingeteilt, z.B. Grünland, Wald, Acker, Brache, oder als prozeßbasiertes Wachstumsmodell integriert. Dieses Verfahren wird vor allem in landwirtschaftlichen Wasserhaushaltsmodellen für Kulturpflanzen wie Mais, Winterweizen angewendet. Empirische Modellansätze werden zur vereinfachten Berechnung der Verdunstung, bzw. auf der Mesoskala zur statistischen Herleitung des Niederschlagsabflußverhaltens eines Einzugsgebiets eingesetzt. (2) Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Teilsystemen werden vor allem mit prozeßbasierten Wasserhaushaltsmodellen auf der Mesoskala modelliert. Die vorrangig wissenschaftlichen Modelle verfügen zum teil über eine menügesteuerte Benutzerführung und sind vielfach

erprobt. Die hydrologischen Teilsysteme werden je nach Modell mit unterschiedlicher Komplexität in das Gesamtsystem integriert. Ein Problem der mesoskaligen Modellanwendung ist die Validierung der Simulationsergebnisse. Während eine Reihe von räumlichen Eingabedaten gefordert wird, erfolgt die Validierung in der Regel an punktuell gemessenen Zeitreihen der Pegelabflüsse, so daß häufig räumliche Aspekte bei einer Validierung unberücksichtigt bleiben. Die Güte der Simulationsergebnisse wird aber sowohl durch die Qualität der Eingangsdaten wie auch durch die mathematische Prozeßbeschreibung begrenzt. Der Einfluß unterschiedlicher Rasterweiten in digitalen Höhenmodelle auf die Ergebnisse wurde vielfach nachgewiesen. (3) Der dritte Anwendungsbereich hydrologische Modelle ist die Strömungssimulation, hier haben sich in allen Landschaftseinheiten prozeßbasierte, physikalische Modellansätze durchgesetzt. Für die Strömungssimulation in den Landschaftseinheiten Grundwasser, Fließgewässer und See sowie zur Wasserhaushaltsbilanzierung im System Boden/Vegetation stehen eine Vielzahl unterschiedlicher, aber ausgereifter Modelle zur Verfügung. Kommerziell angebotene Modelle sind in der Regel bedienerfreundlich. Lediglich für das System Feuchtgebiet hat sich kein einheitlicher Standard in Bilanzierung und Strömung aufgrund der komplexen hydrologischen Verhältnisse etabliert.

Stoffmodelle werden angewendet, um den Verbleib von Nähr- und Schadstoffen innerhalb eines Mediums zu analysieren. Bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie steht das Wasser als transportierendes Medium im Mittelpunkt. (Transportprozesse im Medium Luft folgen anderen physikalischen Gesetzen). Neben der wasser gebundenen Strömung sind der Transport und die Transformation von Stoffen in das Modell zu integrieren. Aufgrund dieser komplexen Anforderungen haben sich neben prozeßbasierten Ansätzen auch empirische Modellansätze entwickelt. Bei den Stoffmodellen sind vor allem die Modelle für das System Boden/Vegetation von Interesse, weil über dieses System der Stoffeintrag in alle nachgeschalteten Landschaftseinheiten erfolgt. Die Integration der Biozönose erfolgt auf ähnliche Weise wie bei den hydrologischen Modellen. Empirische Ansätze in der Stoffmodellierung sind vor allem zur großräumigen Bewertung der Stoffeinträge und (stark) vereinfachten Stofftransformation geeignet. Modelle für diesen Anwendungsbereich sind zum Teil kommerziell verfügbar. Prozeßbasierte Modelle für Stoffdynamik haben dagegen gegenwärtig ihren Hauptanwendungsbereich in der Wissenschaft. Eine Anwendung in der Praxis erfolgt in Form von Gutachten. Stoffmodelle für die nachgeschalteten Systeme Grundwasser, Fließgewässer oder Seen sind in der Regel Erweiterungen der hydrodynamischen Strömungsmodelle. Diese Modelle werden benötigt, um den natürlichen Stoffrückhalt und -austrag in der Landschaft zu quantifizieren. Während Grundwassermodelle in der Regel relativ homogene Bereiche für die Strömungsberechnungen abgrenzen, wird besonders bei mesoskaligen Anwendungen von Gewässergütemodellen in Fließgewässernetzen eine Dimensionsreduzierung vorgenommen. Stoffmodelle für die Bereiche Grundwasser bzw. Fließgewässer /Seen sind in ihrer technischen Entwicklung weit

fortgeschritten. Bedienerfreundliche Programme werden sowohl von kommerziellen wie von staatlichen Stellen angeboten. Bei der Gewässergütemodellierung treten aber inhaltliche Schwierigkeiten insbesondere bei der Definition der Randbedingungen auf. Die Interaktionen mit dem Sediment, die diffusen Stoffeinträge aus den umgebenden Gebieten der Fließgewässerabschnitte sowie die Berücksichtigung der Gewässerbiozönose werden nur stark vereinfacht in das Modell integriert. Für die Weiterentwicklung der Gewässergütemodelle sind daher auf das jeweilige Problem zugeschnittene Meßprogramme in Kombination mit modellgestützten experimentellen Systemanalysen notwendig.

Anwendungsreife Stoffmodelle für Feuchtgebiete liegen nur für überflutungsgeprägte Feuchtgebiete vor. Die Bedeutung von Feuchtgebieten als laterale Pufferzone kann gegenwärtig nur vereinfacht mit Modellen beschrieben werden.

Erosionsmodelle sind Stoffmodelle, die vor allem an Hängen angewendet werden. Hier stehen empirische und prozeßbasierte Modelle in ihrer Entwicklung gleichwertig nebeneinander. Empirische Erosionsmodelle können vorzugsweise zur großflächigen Ausweisung der qualitativen Erosionsgefährdung verwendet werden. Prozeßbasierte Modelle ermöglichen darüber hinaus eine Prognose der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Bodenabtrag.

Ökologische (biozönotische) Modelle lassen sich nicht sinnvoll nach Landschaftselementen ordnen, sondern untergliedern sich eher nach dem Anwendungszweck. Ökologische Modelle haben ihren vorrangigen Anwendungsbereich in der Wissenschaft. Nur selten werden diese Modelle in Deutschland zur Lösung von Umweltproblemen angewendet. Lediglich Habitategnungsmodelle und Metapopulationsmodelle für besonders gefährdete oder schützenswerte Arten werden bislang (vorwiegend in den USA) in der Praxis eingesetzt. Hier haben sich zum Teil bedienerfreundliche Softwareprogramme am Markt etabliert. Nahrungsnetzmodelle sind ebenfalls weit entwickelt, da mit ihnen wirtschaftlich bedeutsame Managementfragestellungen im Bezug auf die Optimierung der trophischen Struktur von Ökosystemen analysiert werden können. Sukzessionsmodelle befinden sich dagegen in der wissenschaftlichen Entwicklung. Die Entwicklung und Anwendung praxistauglicher Modelle ist aber um so dringender, da viele Maßnahmen an und im Gewässer eine Veränderung der Vegetationsstruktur zur Folge haben werden. Aufgrund der bereits stark an Arten verarmten Landschaft ist dringend zu prüfen, ob geplante Maßnahmen die unter Umständen vorkommenden gefährdeten Arten in ihren Beständen negativ beeinflußt werden.

Für die Zukunft ist eine Koppelung von hydrologischen, stofflichen und ökologischen Modellen dringend notwendig. Die Modellkoppelung sollte prinzipiell über offene, vorher definierte Schnittstellen erfolgen, so daß die Teilmodelle auch einzeln angewendet werden können. Vor der Entwicklung der Teilmodule ist im Einzelfall zunächst der Projektraum und die räumliche Auflösung verbindlich festzulegen. Für die Anwendung in der

Umweltverwaltung sind die bestehenden Modelle transparent zu erläutern, insbesondere sind die Fehler und Ungenauigkeiten bei der Ergebnisdarstellung mit anzugeben.

Die Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts erfolgt gegenwärtig vorwiegend einzeldisziplinär, dies ist verständlich da die Stoffmodelle in der Regel Erweiterungen hydrologischer Modelle sind. Probleme treten immer dann bei der Simulation der Wasser- und Stoffdynamik auf, wenn die räumlichen Systemgrenzen überschritten werden oder die Modellentwicklungen zeitlichen Veränderungen unterliegen (DÖLL & FOHRER 1999; HAAG & MATSCHONAT 2001; KLUGE & JELINEK 1999; TREPEL & KLUGE 2002b; QUINN 2002). Ein Beispiel hierfür sind die Feuchtgebiete, in denen sich kein verbindlicher Modellansatz durchgesetzt hat. Ebenso wird die Wirkung hydrochemischer Grenzschichten (Chemoklinen) zwischen dem System Boden/Vegetation und dem Grundwasser in ihrem Einfluß auf die Stofftransformationen unterschätzt (TÓTH 1999). Ein zukünftiger Forschungsschwerpunkt in der mesoskaligen Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse wird die Integration solcher Grenzschichten und der dort stattfindenden Transformationsprozesse sein. Hierzu ist nicht unbedingt eine hohe zeitliche Auflösung notwendig, sondern eine möglichst systemadäquate Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse erforderlich.

6 Anwendungsempfehlungen und Forschungsbedarf

In diesem Kapitel werden Vorschläge für die Anwendung von Modellen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gemacht. Prinzipiell ist zu beachten, daß sich Modelle in ihrem Anwendungsbereich unterscheiden. Daher wird zunächst ein allgemeines, mehrskaliges Konzept zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit dem Ziel der mittelfristigen Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer vorgestellt. Hier zeigt sich, daß eine Reihe von Modellen bereits jetzt effektiv zur Erreichung der Umweltziele von den Umweltverwaltungen eingesetzt werden können. Daher werden in den folgenden Empfehlungen vor allem Lücken in der Erprobung von Modellen aufgezeigt, die sukzessive zu schließen sind.

6.1 Modellkonzeption Wasserrahmenrichtlinie Schleswig-Holstein

Modelle sind ein geeignetes Werkzeug für die effiziente Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Da die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes der Gewässer aufgrund der komplexen Problemstruktur und vielfältigen Wechselwirkungen innerhalb und zwischen Ökosystemen nicht durch einzelne Maßnahmen alleine erreicht werden kann, sind potenzielle Maßnahmen beginnend von der Gesamtfläche auf die tatsächlich sensiblen Flächen auszurichten und diese flächenhaft umzusetzen. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird daher ein abgestuftes, mehrskaliges Verfahren vorgeschlagen (Abb. 9).

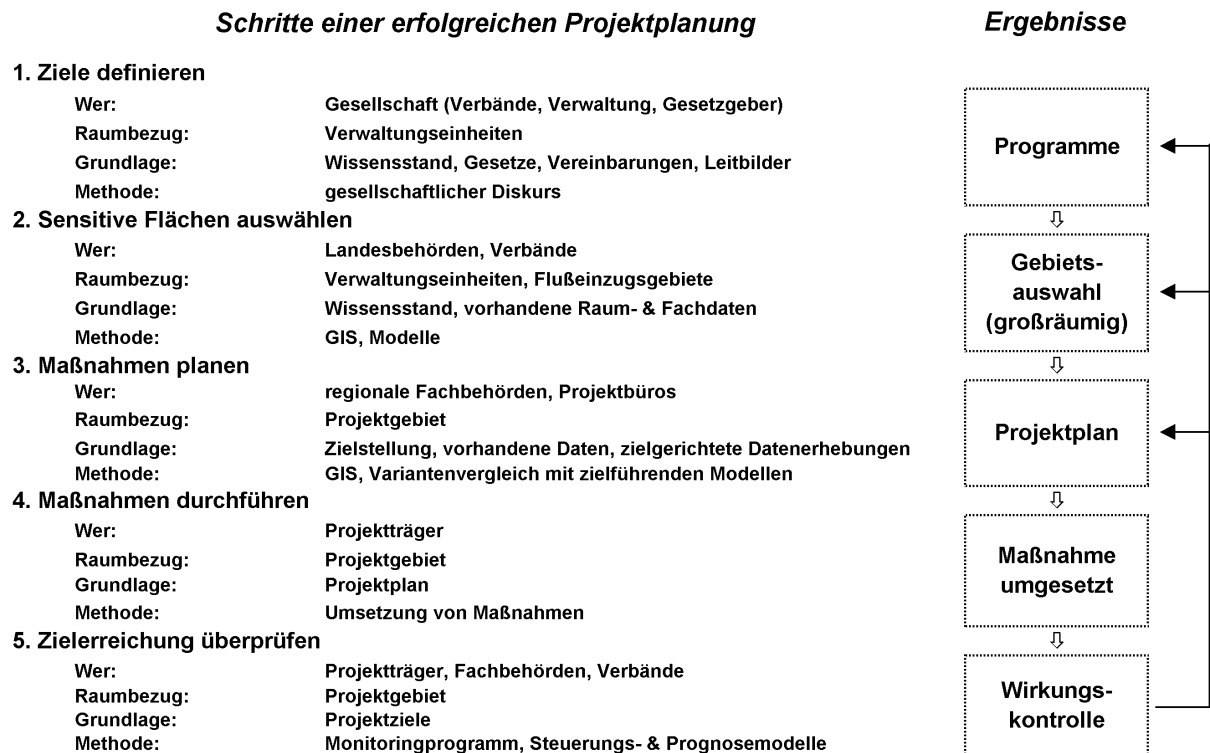


Fig. 9: Konzept für die schrittweise Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und möglichen Anwendungsbereichen von Modellen.

Im ersten Schritt sind die Ziele zu definieren, diese sind in der Wasserrahmenrichtlinie mit dem Begriff Erreichung eines guten ökologischen Zustandes der Gewässer in Verbund mit ihren Niederungen bereits vorgegeben. Damit dieses übergeordnete Ziel erreicht werden kann, ist es sinnvoll, die Ziele entsprechend den Problemfeldern zu operationalisieren. Es ergeben sich u.a. folgende untergeordnete, aber gleichrangige Ziele: (a) Reduzierung der Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus der Landnutzung in die Systeme Grundwasser, Feuchtgebiete, Seen und Fließgewässer, (b) Aktivierung des Stoffrückhaltevermögens in Feuchtgebieten und Fließgewässern sowie (c) Verbesserung der Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen der Gewässer und angrenzenden Niederungen. Diese untergeordneten Ziele müssen für eine problemadäquate Lösung weiter untergliedert werden. Beispielsweise müssen Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge aufgrund unterschiedlicher Transport- und Transformationsbedingungen stoffspezifisch, d. h. für Stickstoff, Phosphor, Schadstoffe, etc. getrennt, erarbeitet werden. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird die Erarbeitung einer möglichst feingliedrigen, ganzheitlichen Zieloperationalisierung empfohlen. Nur an den eingangs formulierten Zielen kann der Erfolg der Umsetzung gemessen werden.

In einem zweiten Schritt sind die für die Zielerreichung sensitiven Flächen auszuwählen. Der Begriff sensitive Flächen bedeutet, daß bestimmte Flächen für ein bestimmtes Ziel eine hohe Wirksamkeit im positiven oder negativen Sinne haben. Entsprechend den oben genannten drei Zielstellungen lassen sich sensitive Flächen für den Stoffaustrag, den Stoffrückhalt und die Habitateignung ausweisen. Die Wirksamkeit (Bedeutung) der Flächen wird zunächst an den standörtlichen bzw. landschaftlichen Bedingungen gemessen und daraus

Zielzustände z.B. für Nutzungen und Funktionen abgeleitet. Der potenzielle Zustand wird anschließend mit dem aktuellen verglichen. Handlungsbedarf ergibt sich immer dann, wenn die Differenz zwischen potenziell und aktuell einen vorher definierten Schwellenwert überschreiten. Beispielsweise kann das Risiko für Stickstoff- bzw. Phosphorausträge aus der Landnutzung aus der Kombination von bodenkundlichen, geologischen, hydrologischen digitalen Geodaten und einem digitalen Höhenmodell abgeleitet werden. Die Risikokarten sind stoffspezifisch zu erarbeiten, bei Stickstoff haben die Faktoren Durchlässigkeit und Verweilzeit im Grundwasser eine hohe Bedeutung, während bei Phosphor die Hangneigung und der Abstand zum Gewässer wichtig sind. Diese Risiko- oder positiv formuliert Eignungskarten sind mit der tatsächlichen Landnutzung zu vergleichen. Handlungsbedarf ergibt sich zum Beispiel, wenn Niedermoorböden oder gewässernahe, steile Hänge nicht standortgerecht als Acker genutzt werden.

Mit empirischen Modellen (MONERIS; MOBINEG, POLFLOW) können Einzugsgebiete größer als 50 km² ausgewiesen werden, die einen im Vergleich zum Mittelwert überdurchschnittliche Stoffaustrag haben. Eine räumliche Zuordnung der tatsächlichen Belastungsquellen erfolgt mit den Modellen aber nicht. Daher müssen in diesen Bereichen mit genaueren Bewertungsmodellen die tatsächlichen Belastungsursachen flächenscharf identifiziert werden. Für die Erstellung der Gefährdungskarten kann sowohl auf einfache Modellansätze zurückgegriffen werden, z.B. das Modellsystem AGNPS zur Beurteilung des Sedimentabtrags auf der Grundlage der Bodenabtragungsgleichung. Es ist aber auch möglich bereits bei der Auswahl der sensiblen Bereiche für den Stoffaustrag prozeßbasierte Modelle zu verwenden, da sich die Datengrundlagen für die Modellanwendungen insbesondere Höhenmodelle, Landnutzung, Fließgewässernetz in den letzten Jahren erheblich verbessert hat und die Modellanwendung nicht mehr durch die Rechenleistung begrenzt wird; hier sind die Modelle DILAMO, ANIMO; DAISY für den Stickstoffeintrag in die gesättigte Zone und EROSION 3D für den Sediment und P-Eintrag in Gewässer zu nennen. Für die Lösung der Erosionsproblematik schlagen WICKENKAMP et al. (2000) einen ähnlichen mehrskaligen Ansatz vor. Wie die Erfahrungen aus den Arbeiten im Bereich der Buckener Au gezeigt haben, wird die Ausweisung der tatsächlich sensiblen Flächen für den Stoffeintrag mit Modellen aufgrund fehlender oder unzulänglicher Datengrundlagen zur tatsächlichen Nutzungsintensität, geologischen Aufbau oder Stoffkonzentrationen begrenzt (BAUMANN 2000, KLUGE & JELINEK 1999, MARTINI 2001). Hier konnte mit einem mehrskaligen Arbeitsansatz, der zunächst vorhandene Daten und Meßwerte mit statistischen Methoden und Modellen auswertet und darauf aufbauend mit gezielten hydrochemischen Meßprogrammen sensibler Pfade weitere Parameter erhebt, die tatsächlichen Nährstoffbelastungsquellen der Buckener Au identifiziert werden.

Methoden zur großflächigen Ausweisung von Räumen mit einem hohen Potenzial für den Stoffrückhalt und deren qualitativen und quantitativen Wirkungseinschätzungen sind bislang nur in der Wissenschaft entwickelt worden. Die Methoden stehen der Umweltverwaltung

noch nicht als benutzerfreundliches Bewertungssystem zur Verfügung. Die beispielhafte Attributierung von Moorflächen im Einzugsgebiet der Stör erlaubt eine qualitative Funktionseinschätzung dieser Niederungsflächen und identifiziert großräumige potenzielle Belastungsquellen und benennt effektive Maßnahmen zur Verbesserung des Stoffrückhaltevermögens.

Neben den stofflichen Aspekten sind großflächig auch Karten besonders schützenswerter Habitate auszuweisen, von diesen Flächen kann - eine entsprechend geänderte Landnutzung vorausgesetzt - eine mögliche Wiederbesiedlung geeigneter Lebensräume ausgehen. Es wird daher empfohlen, Zielarten aus floristischer und faunistischer Sicht zu definieren, an deren Beständen bzw. Bestandsentwicklung die Effizienz der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gemessen werden kann. Für diese Arten sind zunächst großflächig Habitateignungsmodelle zu erstellen, um darauf aufbauend gezielt die Habitatstrukturen in geeigneten, aber bislang nicht besiedelten Gebieten zu verbessern (TREPEL 2002).

In der dritten Stufe (vgl. Abb. 9) müssen in den vorher als sensibel ausgewiesenen Räumen, Maßnahmen geplant werden, die z.B. eine Verminderung der Stoffeinträge bzw. eine Verbesserung der Habitatstruktur zur Folge haben. Modelle die in dieser Stufe eingesetzt werden, müssen für das Rechnen von Varianten geeignet sein. Für die Prognose der Stickstoffverluste mit dem Sickerwasser in Abhängigkeit von der Landnutzung steht das in Schleswig-Holstein entwickelte und international anerkannte Modellsystem DILAMO zur Verfügung. In erosionsgefährdeten Gebieten können für die Hangcatenen mit dem Programm EROSION 2D Maßnahmen zur Erosionsminderung auf ihre Effizienz hin analysiert werden. In Feuchtgebieten mit hohem Stoffrückhaltepotenzial kann mit dem Modell WETTRANS der Wasser- und Stoffaustausch zwischen Einzugsgebiet und Niederung durch eine Änderung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in der Niederung optimiert werden. Durch die Anwendung von Gewässergütemodellen können die Auswirkungen von Fließgewässerrenaturierungen mit dem Ziel der Verbesserung der Bedingungen für die gewässerinterne Stofftransformation geplant werden.

Die Ergebnisse der Variantenvergleiche aus Schritt drei bilden die Basis für die Entscheidung, welche Maßnahme vor Ort realisiert wird. An dem Entscheidungsfindungsprozeß sind neben der Umweltverwaltung auch Politik und öffentliche Interessenvertreter zu beteiligen. Werden Maßnahmen mit Modellergebnissen begründet, ist auf eine transparente, d.h. nachvollziehbare Erläuterung der Vorgehensweise und der Ergebnisse zu achten, insbesondere sind mögliche Unsicherheiten und Fehler zu benennen. Die Erfahrungen aus den USA zeigen, daß die interessierte Öffentlichkeit über unterschiedliche Möglichkeiten in die Modellerstellung einbezogen werden kann. Für den Erfolg der flächenhaften Umsetzung von Maßnahmen insbesondere zur Verminderung der Stoffeinträge sowie zum Rückbau von wasserwirtschaftlichen Einrichtungen ist eine breite Akzeptanz der Bevölkerung notwendig.

Mit der Umsetzung der Maßnahme durch den Projektträger ist ein geeignetes Monitoringprogramm zu beginnen, um den Erfolg der Maßnahme zu dokumentieren. Prozeßbasierte Modelle für den Stoffeintrag in das System Boden/Vegetation bzw. Gewässergütemodelle können den veränderten Zustand im Vergleich mit dem Ausgangszustand berechnen. Nur so kann die Effizienz von Maßnahmen quantifiziert werden, da in der Landschaft keine Null-Varianten möglich sind. Voraussetzung für den Einsatz von Modellen im Rahmen von Monitoringprogrammen ist allerdings, daß das Meßprogramm an die Zustandsvariablen des Modells angepaßt und ausreichend lange durchgeführt wird. Diese Daten dienen dann sowohl der Weiterentwicklung von Modellen und verbessern so auch die Wissensgrundlage für die Flächenauswahl der vorherigen Schritte.

6.1.1 Technische Aspekte einer integrativen Modellkonzeption

Aufgrund der vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten von Modellen während der unterschiedlichen Stufen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie besteht erheblicher Koordinationsaufwand, um Doppelarbeit und Fehler zu vermeiden. Es wird daher vorgeschlagen, eine Koordinationsstelle für Modellanwendungen in der Umweltverwaltung Schleswig-Holsteins zu schaffen. Aufgabe der Koordinationsstelle ist es, den Stand der Modellanwendung in Schleswig-Holstein zu dokumentieren. Neben der Archivierung der Modellergebnisse sind die Modelle und deren Dokumentationen zu archivieren; insbesondere die Dokumentation der verwendeten frei kalibrierbaren Parameter erleichtert zukünftigen Anwendern die Weiterarbeit. Darüber hinaus kann eine solche Koordinationsstelle Ämter und Ingenieurbüros bei der Auswahl von Modellen bzw. bei der Ergebnisdarstellung in der Öffentlichkeit beratend unterstützen. Für einen effizienten Modelleinsatz sind Modellsysteme auszuwählen, die einen modularen Aufbau haben, so daß je nach Fragestellung die Komplexität des zu erstellenden Modells optimal angepaßt werden kann. Hier ist darauf zu achten, das zum Beispiel Hydrodynamik und Hydrochemie skalenorientiert zu einander passen und nicht die Hydrodynamik für die Gewässergütemodellierung neu berechnet werden muß. Daher sind, entweder geeignete Schnittstellen zwischen Modellen zu schaffen, oder es sind Modellsysteme auszuwählen, die diese Schnittstellen bereits integriert haben.

Die Archivierung der Modelle, deren Ergebnisse und Parameter kann in das in Schleswig-Holstein bereits bestehende Umweltinformationssystem NUIS integriert werden.

6.2 Erprobung von Gewässergütemodellen in Schleswig-Holstein

Gewässergütemodelle sind komplexe Modellsysteme mit einem sehr hohen Datenbedarf und bei entsprechend sorgfältiger Anwendung auch Kalibrierbedarf. Für die Anwendung von Gewässergütemodellen werden u.a. folgende Daten benötigt:

- Gewässerquerprofile in ausreichendem Abstand in Fließrichtung des Fließgewässers,

- Mengen seitlich zufließender Wässer pro Flußabschnitt in entsprechend hoher zeitlicher Auflösung,
- Mengen seitlich zufließender Wässer aus Nebengewässern in entsprechend hoher zeitlicher Auflösung,
- physikochemische Eigenschaften des Fließgewässers und der seitlich zufließenden Wassermengen,
- Sedimenteigenschaften,
- Prozeßraten.

Für eine Kalibrierung der hydrodynamischen (Wasserspiegellagen) und der hydrochemischen Simulationsergebnisse werden zeitlich hochauflösende Meßreihen benötigt. Hydrochemische Meßwerte in einem Meßintervall von mehr als zwei Wochen sind für die Kalibrierung von Gewässergütemodellen wenig aussagekräftig, da die witterungsbedingten Schwankungen wie auch der Tagesgang bereits große Schwankungsbreiten aufweisen.

Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie können Gewässergütemodelle für verschiedene Zwecke eingesetzt werden.

- Gewässergütemodelle können in Fließgewässern mit Eutrophierungsproblemen zur Effektivitätsabschätzung im Vorfeld von Maßnahmen eingesetzt werden. (Anwendungsbeispiel Haderslev Au/ DK). Diese Anwendung erfordert die Erstellung eines Gewässergütemodells für ein bestimmtes Fließgewässer und die Erstellung von Szenarien bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Für eine möglichst realistische Beschreibung der jeweiligen Situation müßten neben hydrologischen Zeitreihen auch hydrochemische Meßwerte in ausreichender Auflösung vorliegen.
- Gewässergütemodelle können bei der Bilanzierung der Frachten eines Fließgewässers und damit bei der Erstellung der Berichte im Rahmen eines Monitoringprogramms eingesetzt werden. Diese Anwendung erfordert die Erstellung eines Gewässergütemodells für ein bestimmtes Fließgewässer und die routinemäßige Fortschreibung des Modells, um jährlich / zweijährig aktuelle Simulationsergebnisse über den hydrodynamischen-hydrochemischen Zustand zu erhalten. Mit diesem Ansatz kann die Effizienz von Maßnahmen am Gewässer bzw. im Einzugsgebiet fortlaufend dokumentiert werden.
- Gewässergütemodelle können „theoretisch“ bei der Entwicklung von Managementstrategien eingesetzt werden, um die Effizienz von Maßnahmen wie zum Beispiel Uferrandstreifenbepflanzung, Fließgewässerremäandrierung in ihren indirekten Wirkungen auf die Stoffumsetzungen zu bilanzieren und damit beispielhaft quantitative Begründungen für die Sinnhaftigkeit von Maßnahmen bei der Umsetzung der

Wasserrahmenrichtlinie in den wesentlichen Gewässerlandschaften Schleswig-Holsteins geben.

- Gewässergütemodelle können bei der Planung von Kläranlagen oder deren Ausbau den Effekt auf nachgeschaltete Fließgewässer bilanzieren und dienen der Auswahl geeigneter Standorte.

Für die Anwendung von Gewässergütemodellen als Instrument zur Bilanzierung von Stofffrachten im Rahmen eines Gewässermonitorings ergibt sich folgender Zeitplan (Tab. 13). Es ist ersichtlich, daß sich die erfolgreiche Anwendung von Gewässergütemodellen über mehrere Jahre hinzieht.

Tab. 13: Zeitplan für die Anwendung von Gewässergütemodellen zur Wirkungskontrolle im Rahmen von Monitoringprogrammen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

Jahr: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gebietsauswahl									
Strukturkartierung									
Meßnetzaufbau	Hydrochemisch hydrologisches Meßprogramm (kontinuierlich)								
	Modellaufbau								
		Ist – Szenario	Kontinuierliche Fortschreibung des Gewässergütemodells						
		Defizite benennen Varianten rechnen							
			Entscheidung						
				Umsetzung					
						Erfolgskontrolle			

Gewässergütemodellen sind in Schleswig-Holstein bislang nicht eingesetzt worden. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind sie unverzichtbare Werkzeuge zur Planung von Maßnahmen. Für die Erprobung von Gewässergütemodellen in Schleswig-Holstein werden zwei Ansätze vorgeschlagen. Dabei wird die Anwendung einer bedienerfreundlichen Software zur Gewässergütesimulation empfohlen, um schnell zu effizienten Ergebnissen zu kommen. Geeignete Softwareprodukte sind in Kapitel 5.2.3 genannt.

6.2.1 Modellerprobung an ausgewählten Fließgewässerabschnitten

Die praktische Erprobung eines Gewässergütemodells setzt umfangreiche Prozeßstudien in einzelnen Fließgewässerabschnitten voraus. Parallel zur Parametrisierung des Gewässergütemodells wird ein kontinuierliches hydrochemisches Meßnetz entlang eines Fließgewässerabschnitts installiert. Es sind die physiko-chemischen Bedingungen am Zufluß, Abfluß sowie möglicher Einleiter / Nebengewässer kontinuierlich zu erfassen. Zur Überprüfung der räumlich hochaufgelösten Simulationsergebnisse werden ereignisbezogen Gewässergütelängsschnitte relevanter hydrologischer und ökologischer Parameter erhoben und mit den jeweiligen Modellergebnissen verglichen. Für die praktische Erprobung von Gewässergütemodellen in Verbindung mit einem hydrochemischen Meßprogramm eignen sich besonders Fließgewässerabschnitte, in denen bereits Daten zur Hydrologie,

Hydrodynamik oder Hydrochemie in raumzeitlich hoher Auflösung vorliegen. Aus den Ergebnissen der praktischen Erprobungen können Empfehlungen für den Routineeinsatz von Gewässergütemodellen in Schleswig-Holstein abgeleitet, sowie Defizite in der Gewässergütemodellierung aufgezeigt werden.

6.2.2 Modellgestützte Systemanalyse: Stofftransformation in Fließgewässern

Im Rahmen einer modellgestützten Systemanalyse werden für typische Fließgewässerabschnitte Schleswig-Holsteins auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten und unter Verwendung einer geeigneten Software die Bedeutung der gewässerinternen Stofftransformation in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung und den diffusen Einträgen quantifiziert. Die so zu erzielenden Simulationsergebnisse können in tabellarischer Form auf andere Fließgewässer ähnlicher Ausprägung übertragen werden und zur Begründung von Maßnahmen zur Gewässervitalisierung eingesetzt werden. Die modellgestützte Systemanalyse erlaubt darüber hinaus einen tiefen Einblick in das jeweilige Softwareprogramm, in Verbindung mit einer Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse können Empfehlungen an den Programmentwickler zur Weiterentwicklung der Software gegeben werden.

6.3 Großräumige Ausweisung sensibler Flächen in Schleswig-Holstein

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie werden Karten, die das standörtliche bzw. landschaftliche Risiko für Stoffausträge und Potenzial für Stofftransformation beschreiben, benötigt. Es wird vorgeschlagen, eine Methodik zur Ausweisung von potenziellen Stickstoff und Phosphor-Einträgen in Gewässer sowie Flächen mit hohem Stofftransformationspotential anhand vorhandener digitaler Datenbestände zu entwickeln und zu erproben. Für die Ausweisung Phosphor austragssensibler Flächen wird die Erprobung einer Methodik zur mesoskaligen Bewertung der Phosphoreinträge in Gewässer mit einem Phosphorindex in Anlehnung an BAKER & RICHARDS (2002) bzw. GRUBEK et al. (2000) vorgeschlagen. Zur Ableitung der Transformationspotenziale wird vorgeschlagen die mit dem Moorkataster begonnen Arbeiten mit den Pfad-Transformation-Konzept WETTRANS zusammenzuführen (TREPEL & KLUGE 2001; TREPEL 2002). Ein geeignetes Einzugsgebiet ist die Stör, da hier alle digitalen Datengrundlagen vorliegen und aufgrund der hydrochemischen Daten aus dem Störprojekt eine Validierung möglich ist.

6.4 Anwendung ökologischer Modelle in Schleswig-Holstein

Ökologische Modelle sind in Schleswig-Holstein bislang nicht im Rahmen der Umweltverwaltung eingesetzt worden. Gerade die Wasserrahmenrichtlinie verfolgt aber das Ziel, die biotischen Potenziale der Gewässer und der an sie angrenzenden Niederungen entsprechend den vorherrschenden Fließgewässer- und Niederungstypen wiederherzustellen.

Um erste Erfahrungen in der Entwicklung von Habitatmodellen zu erhalten, wird die Erstellung eines Habitatmodells für die Rohrdommel und den Biber vorgeschlagen. Die Rohrdommel ist im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie genannt, daher besteht eine besondere Verpflichtung der Bundesrepublik Deutschland für den Schutz dieser Art. Auf der Grundlage des Habitatmodells können geeignete, bislang nicht besiedelte Flächen ausgewiesen werden. Hier sind dann gezielt erfolgversprechende Umsetzungsmaßnahmen zu initiieren. Der Biber ist ebenfalls eine Leitart für den naturnahen Gewässerschutz. Durch die Erstellung eines Habitatmodells für den Biber unter Umständen in Verbindung mit einem Metapopulationsmodell können die voraussichtlichen Einwanderungswege, geeignete Habitate sowie die Bestandesentwicklung abgeschätzt werden.

6.5 Forschungsschwerpunkt: Wasser- und Stoffhaushalt der Marsch und Geest

Die bisherigen Erfahrungen in der Anwendung von hydrologischen und stofflichen Modellen beziehen sich fast ausschließlich auf Modellanwendungen im östlichen Hügelland. JELINEK (1999) hat anhand der statistischen Auswertung von Beobachtungsdaten nachgewiesen, daß zwischen der Intensität der Landnutzung und der stofflichen Belastung der Geestgewässer kein signifikanter Zusammenhang besteht. Eine Planung von Maßnahmen zur Verringerung der Stoffeinträge in die Gewässer setzt aber eine genaue Kenntnis der Fließ- und Transportwege voraus; diese Kenntnisse sind für die Naturräume der Marsch und der niederen Geest bislang nur unzureichend. Die besondere hydrologische Situation in diesen Naturräumen macht eine Anpassung der bestehenden Modelle erforderlich. Daher wird vorgeschlagen einen Forschungsschwerpunkt zum Thema Wasser- und Stoffhaushalt in der niederen Geest und Marsch zu initiieren. Einem mehrskaligen Ansatz folgend, werden zunächst die Fließ- und Transportwege für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor analysiert. Mit geeigneten Screening Methoden werden anschließend die Konzentrationen der Wässer bestimmt und mit Hilfe von Modellen pfadspezifische Transformationsraten abgeleitet. Auf der Basis dieser Ergebnisse werden Vorschläge für eine gewässerschonende Landbewirtschaftung in diesem Naturraum erarbeitet.

7 Zusammenfassung

Modelle sind geeignete Werkzeuge für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein. Sie können bei der Einzugsgebietscharakterisierung, der Auswahl sensibler Flächen mit erhöhten Stoffausträgen, mit hohem Stoffrückhaltevermögen und beim Nachweis der Habitateignung, der Wirkungsabschätzung von Maßnahmen und der Maßnahmenplanung wie auch zur Effizienzkontrolle eingesetzt werden. Während im Rahmen der wissenschaftlichen Modellanwendungen zur Beantwortung dieser Fragen vorwiegend neue, häufig komplexere Modellansätze entwickelt und erprobt werden, benötigt die Umweltverwaltung robuste, bedienerfreundliche Modelle, um mit den vorhandenen Daten und dem Wissensstand schnell zu effizienten Ergebnissen zu kommen. Diese Studie gibt zunächst einen Überblick über hydrologische, stoffliche und ökologische Modellanwendungen in Schleswig-Holstein und beschreibt anschließend den gegenwärtigen Stand der Entwicklung von Modellsystemen für die Anwendung in der Praxis. Besonders hydrologische und hydrodynamische Modellsysteme sind in der Entwicklung weit fortgeschritten, diese Modelle werden zum Teil von unterschiedlichen Anbietern als benutzerfreundliche Softwareprogramme vertrieben. Defizite in der Modellentwicklung bzw. -anwendung bestehen immer dann, wenn Strömung, Stofftransport und Transformation systemübergreifend simuliert werden müssen. Die Verknüpfung von Modellen für die hydrologischen Teilsysteme Boden/Vegetation, Grundwasser, Feuchtgebiete und Fließgewässer muß skalenkonsistent erfolgen, dies ist eine wichtige Aufgabe aktueller Forschungsarbeiten im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt. Hier fehlt es häufig an einer systemadäquaten Modellkoppelung. Abschließend werden Vorschläge zur Anwendung von Modellen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie genannt sowie die Erprobung von Modellen, die bisher nicht in Schleswig-Holstein angewendet wurden, vorgeschlagen.

8 Literaturverzeichnis

- Aaviksoo, K. (1995): Simulating vegetation dynamics and land use in a mire landscape using a Markov model. *Landscape and Urban Planning* **31**: 129-142.
- Alexander R.B., Smith R.A. & Schwarz G.E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* **403**: 758-761.
- Ambrose, R.B., Barnwell, T.O. & McCutcheon, S.C. (1996): Chapter 14 - Computer Models for Water Quality Nanalysis. In: Mays, L.W. (eds.) *Handbook of Water Resources*, McGraw-Hill, New York.
- Arheimer, B. & Brandt, M. (1998): Modelling Nitrogen Transport and Retention in the Catchments of Southern Sweden. *AMBIO* **27**: 471-480.
- Armstrong, A., Jarvis, T., Harris, G. & Catt, J. (1999): The validation of pesticide leaching models for regulatory purposes. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (eds) *Water Quality, Processes and Policy*. Wiley, pp: 73-84.
- Asshoff, M. (1996): Expertensysteme in der biozönotischen Modellierung: ein Beratungssystem zum Feuchtwiesenmanagement. In: Asshoff, M. & Breckling, B. (eds.) *Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung; EcoSys* **4**: 255-280.
- Asshoff, M. (1999): Die Erschließung und Modellierung ökologischen Wissens für das Management von Feuchtwiesenvegetation. *EcoSys Supplement* **27**: 1-216.
- Bach, H.K. & Jensen, J.K. (1994): Modelling of the water quality of a proposed impounded lake of a tidally influenced river. *Ecological modelling* **74**: 77-90.
- Baker, D.B. & Richards, P.R. (2002): Phosphorus Budgets and Riverine Phosphorus Export in Northwestern Ohio Watersheds. *Journal of Environmental Quality* **31**: 96-108.
- Balzter, H. (2000): Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling* **126**: 139-154.
- Baumann, R. (2000): GIS-gestützte Bilanzierung der direkten und diffusen Nährstoffeinträge in die Buckener Au. Diplomarbeit, Geographisches Institut an der Christian-Albrechts Universität Kiel.
- Becker, A., Krysanova, V. & Schanze, J. (2001): Schritte zur Integration sozioökonomischer Aspekte bei der Modellierung von Flussgebieten. *Nova Acta Leopoldina NF84* **319**: 191-208.
- Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W. & Pfützner, B. (2002): The hydrological modelling system ARC/EGMO. In: Singh, V.P. & Frevert, D.K. (eds.) *Mathematical Models of Large Watershed*. *in press*.
- Bedford, B.L. (1999): Cumulative effects on wetland landscapes: links to wetland restoration in the United States and Southern Canada. *Wetlands* **19**: 775-788.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt (Hrsg.) *Umweltbundesamt Texte* **75**.
- Belde, M. & Richer, O. (1997): Zellulärer Automat zur Simulation der Sukzession auf Niedermoorstandorten bei unterschiedlichen Managementmaßnahmen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **27**: 189-197.
- Belde, M. (2001): Sukzessionsmodelle für die Prognose von Entwicklungsszenarien. In: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. (eds.) *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Ulmer Verlag, Stuttgart; S. 201-209.
- Bennett, D.A. & Vitale, A.J. (2001): Evaluating nonpoint pollution policy using a tightly coupled spatial decision support system. *Environmental management* **27**: 825-836.
- Bergen, O. & Forkel, C. (1999): Seen und Talsperren. In: *Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern*. DVWK Schriften **127**: 253-284.
- BfG (1999): Das Flussauenmodell INFORM zur Vorhersage ökologischer Auswirkungen infolge Veränderungen von mittleren Flusswasserständen. BfG Koblenz, CD.
- Birkinshaw, S.J. & Ewen, J. (2000): Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using SHETRAN. *Journal of Hydrology* **230**: 18-33.
- Birkinshaw, S.J. & Ewen, J. (2000): Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology* **230**: 1-17.
- BMU (2001): Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft – Handlungsempfehlung für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Stand September 2001; Berlin, S. 77.
- Borchardt, D. (1999): Gewässergütemodellierung – Stand und Perspektiven. In: BfG (Hrsg.) *Mathematische Modelle in der Gewässerkunde – Stand und Perspektiven* BfG-Mitteilungen **19**: 95-104.
- Borchardt, D. & P. Reichert (2001). River water quality model No. 1: Compartmentilisation approach applied to oxygen balances in the RIVER LAHN. *Wat. Sci. Tech.* **43**: 41-49.
- Bornhöft, D. (1993): Untersuchungen zur Beschreibung und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes entlang einer Agrar- und einer Wald-Catena im Bereich der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). *EcoSys, Suppl.* **6**: 1-134.
- Bornhöft, D. (1994): A simulation model for the description of the one-dimensional vertical soil water flow in the unsaturated zone. *Ecological. Modelling* **75**: 269-278.
- Bouma, J., Finke, P.A., Hoosbeek, M.R. & Brewsmas, A. (1998): Soil and water quality at different scales: concepts, challenges, conclusions and recommendations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **50**: 5-11.

- Breckling, B. (1996): An Individual Based Model for the Study of Pattern and Process in Plant Ecology: An Application of Object Oriented Programming. *EcoSys* **4**: 241-254.
- Breckling, B. & Asshoff, M. (Hrsg.) (1996): Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. *EcoSys* **4**: 1-342.
- Brix, H. (1998): Denmark. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. & Haberl, R. (1998): Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, 123-152.
- Brunswig, D. (2000): Die Immissionsanalyse gewässerkundlicher Monitoringdaten mit dem Simulationsmodell TRANSPOS: Frachtberechnung, Frachtnormierung und Trandanalyse. In: Fehr, G. (Hrsg.) Nährstoffbilanzen für Flußeinzugsgebiete. Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vieweg, Braunschweig, S. 159-201.
- Byström, O. (1998): The nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecological Economics* **26**: 321-331.
- Byström, O. (2000): The Replacement Value of Wetlands in Sweden. *Environmental & Resource Economics*. **16**: 347-362.
- Cameron, D.S., Beven, K.J., Tawn, J., Blazkova, S. & Naden, P. (1999): Flood frequency estimation by continuous simulation for a gauged upland catchment (with uncertainty). *Journal of Hydrology* **219**: 169-187.
- Chiang, W.H. & Kinzelbach, W. (2001): 3D-Groundwater Modeling with PMWIN · A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution. Springer Verlag, Berlin.
- Christensen, V. & Pauly, D. (eds.) (1993): Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings. 26, 390 p. ICLARM, Manila, Philippines.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1998): Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecological Applications* **8**: 104-S109.
- Christoffels, E. (2001): Ein Instrument zur Unterstützung wasserwirtschaftlicher Planungsaufgaben am Beispiel der Erft. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **48**: 968-972.
- Dai, T. & Labadie, J.W. (2001): River basin network model for integrated water quantity/quality management. *Journal of water resources planning and management* **127**: 295-305.
- Dall'O', M., Kluge, W. & Bartels, F. (2001): FEUWAnet: a multi-box water level and lateral exchange model for riparian wetlands. *Journal of Hydrology* **250**: 40-62.
- Daunicht, W., Salski, A., Nöhr, P. & Neubert, C. (1996): A fuzzy knowledge-based model of the annual production of Skylarks. *Ecol. Modelling* **85**: 67-74.
- de Wit, M.J.M. (1999): Nutrient fluxes in the Rhine and Elbe basins. *Netherlands Geographical Studies* **259**.
- de Wit, M.J.M. (2001): Nutrient fluxes at the river basin scale. I: the PolFlow model. *Hydrological Processes* **15**: 743-759.
- de Wit, M.J.M. & Pebesma, E.J. (2001): Nutrient fluxes at the river basin scale. II: the balance between data availability and model complexity. *Hydrological Processes* **15**: 761-775.
- Deinlein, R. & Böhm, A. (2000): Modeling overland flow and soil erosion for a military training area in southern Germany. In: Schmidt, J. (ed.) *Soil Erosion – Application of physically based models*. Springer, Berlin, 163-178.
- Dibbern, I. (2000): Ökologisch-ökonomische Modellierung von Landnutzungssystemen – Ein Beitrag zur verbesserten Bewertung dauerhaft umweltgerechter Entwicklungen in der Flächennutzung. *EcoSys Suppl.* **33**: 1-117.
- Dibbern, I., Heinrich, U., Reiche, E.W. & Windhorst, W. (1998): Projekt Osterau – Ein Beispiel zur digitalen automatisierten Bestimmung von gewässerkundlichen Flächeninformationen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **28**: 83-90.
- Diersch, H.J. (1991): FEFLOW - An interactive, graphics-based finite-element simulation system for modeling groundwater contamination processes, User's Manual, Version 3.0. WASY GmbH Berlin, 79p.
- Döll, P. & Fohrer, N. (1999): Modellierung von Wasser- und Stofftransport in großen Einzugsgebieten – Ergebnisse des Workshops. In: Fohrer, N. & Döll, P. (Hrsg.): *Modellierung von Wasser- und Stofftransport in großen Einzugsgebieten*, S. 9-20. Kassel University Press, 1999.
- Dørge, J. (1994): Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. *Ecological Modelling* **75/76**: 409-420.
- Dørge, J. & Madsen, M.N. (1999): Application of Lake Models – danish case Studies. *Proceedings Lake 99*, Copenhagen: S4B-9.
- Dortch M. S. & Jeffrey A.G. (1995): Screening-level model for estimating pollutant removal. Report prepared for U.S. Army Corps of Engineers; Technical report ; WRP-CP-9: 1-67.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK Merkblätter **238**, Bonn.
- Eidner, R. & Gnauck, A. (2000): Einsatz von Modellen zur Prognose der Gewässergüte im Berliner Gewässernetz. *DGL Tagungsbericht* **1999**: 509-513.
- Endreny, T.A., Wood, E.F. & Lettenmaier, D.P. (2000): Satellite-derived digital elevation model accuracy: hydrogeomorphological analysis requirements. *Hydrological Processes* **14**: 1-20.
- Endreny, T.A., Wood, E.F. & Lettenmaier, D.P. (2000): Satellite-derived digital elevation model accuracy: hydrological modelling requirements. *Hydrological Processes* **14**: 177-194.

- Eschenbach, C. (1998): Modelling growth, development and architecture of Black Alder trees with an object oriented approach. *ASU Newsletter* **24**: 75-86.
- Eschenbach, C., Herbst, M., Vanselow, R. & Kappen, L. (1996): Transpiration eines Erlenwaldes (*Alnus glutinosa*) und eines Buchenwaldes (*Fagus sylvatica*) an benachbarten Standorten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **26**: 97-103.
- Eschenbach, C. & Middelhoff, U. (2001): Brauchen wir zwei verschiedene objekt-orientierte Baumwachstumsmodelle für einen Erlenwald? oder struktureller und funktioneller Vergleich des objekt-orientierten Baumwachstumsmodells ALMIS und des Bestandesmodells ARC. In: Jopp, F. & Weigmann, G. (Hrsg.) *Rolle und Bedeutung von Modellen für den ökologischen Erkenntnisprozeß*. Peter Lang Verlag, Frankfurt, pp. 59-72.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327*: 1-72.
- Fehr, G. (Hrsg.) (2000): Nährstoffbilanzen für Flueinzugsgebiete. Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vieweg, Braunschweig, S. 11- 146.
- Fleischer, S. & Gustafson, A., Joelsson, A., Pansar, J. & Stibe, L. (1994): Nitrogen Removal in Created Ponds. *Ambio* **23**: 349-357.
- Fränzle, O., Reiche, E.W. & Windhorst W. (2001): Conceptual Framework of the Bornhöved Lake District Research. p. 39-48. In J. D. Tenhunen, R. Lenz and R. Hantschel (eds.) *Ecological Studies 147: Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. Springer, Berlin, Germany.
- Gburek, W.J., Sharpley, A.N., Heathwaite, L. & Folmar, G.J. (2000): Phosphorus magement at the watershed scale: a modification of the Phosphorus Index. *Journal of Environmental Quality* **29**: 130-144.
- Gnauck, A. (2000): Vergleichende modellgestützte Untersuchungen des Stoffhaushaltes durchflossener Flachseen des Havelgebiets. *DGL Tagungsbericht 1999*: 514-518.
- Göbel, B. (1997): Messung und Modellierung des flächenhaften Wasser- und Stofftransports aus landwirtschaftlich genutzten Flächen auf zwei Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung der Bereitstellung bodenkundlicher Daten für die Modellrechnung. *EcoSys Suppl.* **19**.
- Göbel, B., Reiche, E.W. & Widmoser, P. (2001): Modellrechnungen zum Wasser- und Nitrattransport auf zwei Maßstabsebenen. *Landnutzung und Landentwicklung* **42**: 201-206.
- Grabemann, H.J., Grabemann, I., Herbes, D. & Müller, A. (2001): Effects of a specific climate scenario on the hydrography and transport of conservative substances in the Weser estuary, Germany: a case study. *Climate research* **18**: 77-87.
- Grimm, V. (1994): Mathematical Models and understanding in ecology. *Ecological Modelling* **75/76**: 641-651.
- Groenendijk, P. & Kroes, J.G. (1999): Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surace water with ANIMO 3.5. Winand Staring Centre, Wageningen; Report 144: 1-138.
- Grunwald, S. & Frede, H.G. (2000): Application of modified AGNPS in German watersheds. In: Schmidt, J. (ed.) *Soil Erosion – Application of physically based models*. Springer, Berlin, 43-57.
- Haag, D. & Kaupenjohann, M. (2001): Parameters, prediction, post-normal science and the precautionary principle – a roadmap for modelling for decision-making. *Ecological Modelling* **144**: 45-60.
- Haag, D. & Matschonat, G. (2001): Limitations of controlled experimental systems as models for natural systems: a conceptual assessment of experimental practices in biogeochemistry and soil science. *The Science of the Total Environment* **277**: 199-216.
- Hancock, G. & Willgoose, G. (2001): The interaction between hydrology and geomorphology in a landscape simulator experiment. *Hydrological Processes* **15**: 115-133.
- Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E. & Svendsen, H. (1990): Daisy - A soil, plant, atmosphere system model. NPO-Research Report No. A 10. The National Agency of Environmental Protection , Copenhagen, Denmark.
- Herbst, M. (1994): Stomatal behaviour in a beech canopy - An analysis of Bowen ratio measurements compared with porometer data. *Plant, Cell and Environment* **18**: 1010-1018.
- Herbst, M. & Kappen, L. (1993): Die Rolle des Schilfs im standörtlichen Wasserhaushalt eines norddeutschen Sees. *Phytocoenologia* **23**: 51-64.
- Herbst, M. & Thamm, F. (1994): Interzeptionsverlust eines norddeutschen Buchenwaldes - Eine Anwendung des Interzeptionsmodells von Gash. *Z. f. Kulturtechn. Landesentwicklung* **35**: 311-319.
- Herbst, M. & Hörmann, G. (1998): Predicting the effects of increasing temperatures on the water budget of a beech forest. *Climatic Change* **40**: 683-698.
- Herzog, C. (2002): Das Methodenpaket IeMAX mit dem Fuzzy-Simulationsmodell FLUCS – Entwicklung und Anwendung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die integrative Raumplanung. Dissertation Math.-Nat. Fakultät Universität Kiel.
- Hoffmann, C.C., Rysgaard, S. & Berg, P. (2000): Denitrification rates predictad by nitrogen-15 labeled nitrate microcosm studies, in situ measurements and modeling. *Journal of Environmental Quality* **29**: 2020-2028.

- Hölker, F. (2000): Bioenergetik dominanter Fischarten (*Abramis brama* L. und *Rutilus rutilus* L.) in einem eutrophen See Schleswig-Holsteins - Ökophysiologie und Individuen-basierte Modellierung. *EcoSys Suppl.* **32**: 1-117.
- Hörmann, G., Herbst, M., Kluge, W. & Wegehenkel, M. (in press): V-3.2 Modelle zum Wasserhaushalt. In: Handbuch der Ökosystemforschung. EcoMed Verlag.
- Janse, J.H. (1997). A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* **342**: 1-8.
- Janse, J.H., Aldenberg, T. & Kramer, P.R.G. (1992): A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia* **233**: 136-199.
- Janse, J.H. & Puijenbroek, P.J.T.M. (1997): PCDITCH, een model voor eutrofiering en vegetatie-ontwikkeling in sloten. RIWM Rapport Nr. 703715 004; 1-121.
- Janse, J.H., Van Donk, E. & Aldenberg, T. (1998): A model study on the stability of the macrophyte -dominated state as affected by biological factors. *Water Res* **32**: 2696-2706.
- Jansson, Å., Folke, C. & Langaas, S. (1998): Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. *Landscape Ecology* **13**: 249-262.
- Jarvie, H.P., Robson, A.J. & Neal, C. (1999): Riverine load estimation: Paris Commission Policy, Practice and implications for load estimations for a major UK river system. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (eds) *Water Quality, Processes and Policy*. Wiley, pp: 27-45.
- Jelinek, S. (2000): Assessing the impact of lake shore zones on erosional sediment input using the EROSION-2D erosion model. In: Schmidt, J. (ed.) *Soil Erosion – Application of physically based models*. Springer, Berlin, 78-92.
- Jensen, K., Granke, O., Hoppe, B., Kieckbusch, J., Trepel, M. & Leiner, U. (2001): Weidelandschaft Eidertal - Naturschutz durch extensive Beweidung und Wiedervernässung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* **144**: 38-49.
- Kadlec, R.H. (1999a): The limits of phosphorus removal in wetlands. *Wetlands Ecology and Management* **7**: 165-175.
- Kadlec, R.H. (1999b): Response to the Richardson and Qian comments. *Wetland Ecology and Management* **7**: 239-245.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996): *Treatment Wetlands*, CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kamp-Nielsen, L. (1997): Nutrient dynamics and modelling in lakes and coastal waters. In: Sand-Jensen, K. & Pedersen, O. (eds.): *Freshwater biology: priorities and development of Danish research ; on the one hundredth anniversary of the Danish Freshwater Biological Laboratory*: 116-137.
- Kates RW, Clark WC, Corell R, Hall JM, Jaegger CC, Lowe I, McCarthy JJ, Schellnhuber HJ, Bolin B, Dickson NM, Faucheux S, Gallopin GC, Grübler A, Huntley B, Jäger J, Jodha NS, Kasperson RE, Mabogunje A, Matson P, Mooney H, Moore III B, O'Riordan T, Svedin U 2001: Sustainability Service. *Science* **292**: 641-642.
- Kaul, U. (2000): Einsatz des ATV-Gewässergütemodells in Bayern für limnologische und wasserwirtschaftliche Fragestellungen. DGL Tagungsbericht 1999: 519-524.
- Kersebaum, K.C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling* **81**: 145-156.
- Kessler, M. (1998): Analyse des Niederschlag-Abfluß-Verhaltens des Osterausystems (Schl.-H.). Diplomarbeit Universität Kiel 127 & XV S..
- Ketelsen, H. (2000): Nitrat im Grundwasser der Westerlandförder Geest : eine Fallstudie. Schriftenreihe: Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel **31**: 1-156.
- Ketelsen, H., Hansen, J. & Reiche, E.W. (1999): Modellstudien zur Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **162**: 685-696.
- Kinder, M., Fuchs, E., Giebel, H., Schleuter, M. & Schöll, F. (1999): Ökologische Modellansätze – Anwendungsbeispiele in der Bundesanstalt für Gewässerkunde. In: BfG (Hrsg.) *Mathematische Modelle in der Gewässerkunde – Stand und Perspektiven BfG-Mitteilungen* **19**: 115-125.
- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* **43**: 302-309.
- Kluge, W., Müller-Buschbaum, P. & Theesen, L. (1994): Parameter acquisition for modelling exchange processes between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* **75/76**: 399-408.
- Kluge, W. & Theesen, L. (1996): Wasserstands- und Wasserhaushaltsmodelle für Uferökotone. *EcoSys Bd. 4*: 179-194.
- Kluge, W. & Jelinek, S. (1999): Anforderungen an die Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in Tieflandeinzugsgebieten Schleswig-Holsteins: Erfahrungen aus dem Bornhöved- und Stör-Projekt. In: Fohrer, N. & Döll, P. (Hrsg.): *Modellierung von Wasser- und Stofftransport in großen Einzugsgebieten*, S. 135-142. Kassel University Press, 1999.

- Kluge, W., Jelinek, S. & Martini, M. (2000): Einfluß von Talniederungen auf die diffusen Stoffeinträge in Kleingewässer über den Grundwasserpfad. In: Friese, K., Witter, B., Miehlisch, G. & Rode, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe Bewertungen. Springer, Berlin, 129-138.
- Koelmans, A.A., Van der Heijde, A., Knijff, L. & Aalderink, R. H. (2001): Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research* **35**: 3517-3536.
- Korfmacher, K.S. (2001): The politics of participation in watershed modeling. *Environmental management* **27**: 161-176.
- Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P. & Dorge, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* **33**: 29-40.
- Kronvang, B., Svendsen, L.M., Jensen, J.P. & Dorge, J. (1999): Scenario analysis of nutrient management at the river basin scale. *Hydrobiologia* **410**: 207-212.
- Krysanova, V. & Becker, A. (1999): Integrated Modelling of Hydrological Processes and Nutrient Dynamics at the River Basins Scale. *Hydrobiologia* **410**: 131-138.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Becker, A. (1998): Development and Test of a Spatially Distributed Hydrological/Water Quality Model for Mesoscale Watersheds. *Ecological Modelling* **106**: 261-289.
- Krysanova, V., Bronstert, A. & Müller-Wohlfeil, D.-I. (1999): Modelling River Discharge for Large Drainage Basins - from Lumped to Distributed Approach. *Hydrological Sciences Journal* **44**: 313-331.
- Krysanova, V., Wechsung, F., Becker, A., Poschenrieder, W. & Graefe, J. (1999): Mesoscale ecohydrological modelling to analyse regional effects of climate change. *Environmental Modelling and Assessment* **4**: 259-271.
- LANU SH / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1998): Faunistisch-ökologische Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Flintbek.
- LANU SH / Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2001): Seenbewertung in Schleswig-Holstein – Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen. Flintbek; pp. 102.
- Larsen, S.E., Kronvang, B., Windolf, J. & Svendsen, L.M. (1999): Trends in Diffuse Nutrient Concentrations and Loading in Denmark . Statistical Trend Analysis of Stream Monitoring Data. *Water Science and Technology* **39**: 197-205 .
- LfU Baden-Württemberg (Hrsg.): (1996): Untersuchung und Bewertung heute weltweit verfügbarer Gewässergütemodelle. Karlsruhe, 37 S..
- Madsen, M.N., Rasmussen, E.K., Coulton, K. & Juza, B. (2001): Assessment of lake management strategies using mathematical models – a case study. *Proceedings BIWAKO 2001: 9th International Conference on the conservation and management of lakes*. 4. P.
- Martini, M. (2001): Einfluß von Talniederungen auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet Buckener Au/obere Stör (Schleswig-Holstein). In: Forschungsberichte aus den Naturwissenschaften; Mensch & Buch Verlag, Berlin.
- Meyer, M. (2000): Entwicklung und Modellierung von Planungsszenarien für die Landnutzung im Gebiet der Bornhöveder Seenkette. Dissertation Universität Kiel, 187 S..
- Meyer, M., Reiche, E.W., Heinrich, U. & Filipinski, M. (1998): Einzugsgebietsbezogene Erosionsmodellierung und Erstellung von gewässerbelastungskarten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **28**: 91-98.
- Michaels, S. (2001): Making collaborative watershed management work: the confluence of state and regional initiatives. *Environmental management* **27**: 27-35.
- Middelhoff, U. (2000): Simulationsgestützte Analyse der raum-zeitlichen Verteilung der Biomasse in einem Erlenwald unter besonderer Beachtung der Feinwurzelndynamik. Aachen: Shaker, 140 S..
- Middleton, B. (1999): Wetland restoration: flood pulsing, and disturbance dynamics. Wiley, New York, NY, USA.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000): Wetlands, third edition. Wiley, New York, NY, USA.
- Mueller, T., Magid, J., Jensen, L.S., Svendsen, H. & Nielsen, N.E. (1998): Soil C and N turnover after incorporation of chopped maize, barley straw and blue grass in the field: Evaluation of the DAISY soil-organic -matter submodel. *Ecological Modelling* **111**: 1-15.
- Müller, A., Grabemann, I. & Kunze, B. (1991): Water Quality Modelling: Prediction of the transport of water constituents in the Weser Estuary (Germany): *Proceedings Estuarine and Coastal Modelling 2nd International Conference Tampa, Florida*, 405-417.
- Müller, F., Fränzle, O., Widmoser, P. & Windgorst, W. (1996): Modellbildung in der Ökosystemanalyse als Integrationsmittel von Emperie, Theorie und Anwendung - eine Einführung. *EcoSys* **4**: 1-16.
- Müller-Wohlfeil, D.I., Bürger, G. & Lahmer, W. (2000): Response of River Catchment to Climatic Change . Application of Expanded Downscaling to Northern Germany. *Climatic Change* **47**: 61-89 .
- Müller-Wohlfeil, D.I., Kronvang, B., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Wendland, F. (2001): Establishment of a Harmonized Tool for Calculating River Discharge and Nitrogen Loads from Unmonitored Areas in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* **26**: 617-622.

- Mulligan, M. (1999) Adapting Research Models for Policy Application: Revise vs. Rebuild. *Journal of Modelling and Assessment*. *Submitted*.
- MUNF SH (2002): Einheitliche europäische Gewässerschutzpolitik Vorbereitung der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig Holstein; Bericht des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.
- Naugle, D.E., Johnson, R.R., Estey, M.E. & Higgins, K.E. (2001): A landscape approach to conserving wetland bird habitat in the prairie pothole region of eastern south Dalota. *Wetlands* **21**: 1-17.
- Odum, T.C. & Odum, E.C. (2000): Modeling for all Scales. Academic Press, London.
- Olesen, K.W., Madsen, M.N. & Bach, H.K. (2000): A modelling system for flow and eutrophication in lakes and reservoirs. HYDRA 2000; XXVIth Congress, London, 6. p.
- Omlin, M., Reichert, P. & Forster, R. (2001): Biogeochemical model of lake Zürich: Model Equations and Results. *Ecological Modelling* **141**: 77-103.
- Opitz, S., Barkmann, S., Bertram, C., Dienemann, P., Gessner, M.O., Hölker, F., Löhlein, B., Müller, U., Newzella, R., Schieferstein, B., Zimmermann, H. & Pöpperl, R. (1997): Ein quantitatives Nahrungsnetz-Modell für das Litoral des Belauer Sees (Schleswig-Holstein). Tagungsbericht Dt. Ges. Limnol. 1996: 186-190.
- Parisi, M. (2000): Standards and guidelines for CWHR species models. California Department of Fish and game, 43 S..
- Perrin, C., Michel, C. & Andreassian, V. (2001): Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology* **242**: 275-301.
- Persson, J. (1999): Hydraulic Efficiency in Pond Design. PhD Thesis, Chalmers, Sweden.
- Podsetchine, V. & Schernewski, G. (1999): The influence of spatial wind inhomogeneity on flow patterns in a small lake. *Water Research* **33**: 3348-3356.
- Querner, E.P. & van Bakel, P.J.T. (1989): Description of the regional groundwater flow model SIMGRO. Report 7; DLO Winand Staring Center, Wageningen.
- Quinn, P. (2002): Models and monitoring: scaling-up cause-and-effect relationships in nutrient pollution to the catchment scale. In: Steenvorden, J. et al. (eds.) *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters*. IAHS Publications **273**: (*in press*).
- Quinn, P., Anthony, S. & Lord, E. (1999): Basin-Scale nitrate simulation using a minimum information requirement approach. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (eds) *Water Quality, Processes and Policy*. Wiley, pp: 101-117.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (1998): River Water Quality Modeling: I. State of the Art. *Water Science and Technology* **38**: 237-244.
- Reiche, E.W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stoffdynamik in Böden. *Kieler Geographische Schriften* 79.
- Reiche, E.W. (1996): WASMOD - Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. *EcoSys* 4: 143-163.
- Reiche, E.W., Meyer, M. & Dibbern, I. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes "DILAMO". In: Blaschke, T. (eds.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Wichmann, Heidelberg: 131-141.
- Reichert, P. (1994): AQUASIM - A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology* **30**: 21-30.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (2001a). River Water Quality Model No. 1. Scientific and Technical Report 12, 131 pp. IWA Publishers.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (2001b). River water quality model No. 1: II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology* **43**: 11-30.
- Reuter, H. & Breckling, B. (1999): Emerging properties on the individual level: modelling the reproduction phase of the European robin *Erithacus rubecula*. *Ecological Modelling* **121**: 199-219.
- Richardson, C.J. & Qian, S.S. (1999): Comments: Limits of phosphorus removal in wetlands (Kadlec, previous issue, pp. 165-175). *Wetlands ecology and management* **7**: 235-238.
- Rode, M., Bach, M. & Frede, H.-G. (1996): Bewertung von Landnutzungsänderungen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags mit dem N-A-Modell AGNPS. *Wasserwirtschaft* **86**: 82-87.
- Rumohr, S. (1996): Die Grundwasserdynamik zwischen Bornhöveder Seenkette und Grossem Plöner See. *Berichte Geologisch-Palaeontologisches Institut und Museum, Christian-Albrechts-Universität Kiel* **77**.
- Sach, W. (1999): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holsten. Cramer, Berlin, *Dissertationes Botanicae* **308**, 311 S.
- Salski, A. (1992): Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecological Modelling* **63**: 103-112.

- Sand-Jensen, K. (1997): Macrophytes as biological engineers in the ecology of Danish streams. In: Sand-Jensen, K. & Pedersen, O. (eds.) *Freshwater Biology - Priorities and Developments in Danish Research*, G.E.C. Glad, Copenhagen, pp. 74-101.
- Sand-Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O. & Larsen, S.E. (2000): Macrophyte decline in danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology* **88**: 1030-1040.
- Sasikumar, S. & Mujumdar, P.P. (1998): Fuzzy optimization model for water quality management of a river system. *Journal of water resources planning and management* **124**: 79-88.
- Scheffer, M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. Population and Community Biology Series 22: XX, 1-357, Kluwer, Dordrecht.
- Schenk, D. & Kaup, M. (1998): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen **29**: 1-226. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Schher, C. & Kunst, S. (2001): Kombination von ATV-Gewässergütemodell und Emissionsverfahren: ein Instrument für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ATV-Verlag.
- Schleiter, I.M., Borchardt, D., Wagner, R., Dapper, T., Schmidt, K.D., Schmidt, H.H. & Werner, H. (1999): Modelling water quality, bioindication and population dynamics in lotic ecosystems using neural networks. *Ecological modelling* **120**: 271-286.
- Schleiter, M., Obach, M., Borchardt, D. & H. Werner (2001). Bioindication of chemical and hydromorphological habitat characteristics with benthic macroinvertebrates based on Artificial Neural Networks. *Aquatic Ecology* **35**: 147-158.
- Schmidt, J. (ed.) (2000): *Soil Erosion – Application of physically based models*. Springer, Berlin.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T. & Müller, D. (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. *Hydrobiologia* **410**: 167-176.
- Scholle, D. (1997): GIS-gestützte Zusammenführung ökologischer Daten. *Ecosys Supplement* 21, Kiel.
- Shanahan, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., P. Reichert, L. Somlyódy & Vanrolleghem, P. (2001). River water quality model No. 1: I. Modelling approach. *Wat. Sci. Tech.* **43**: 1-9.
- Skop, E. & Sorensen, P.B. (1998): GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark. *Ecological Modelling* **106**: 291-310.
- Söndgerath, D., Schröder, B. & Kratz R. (2001): Habitateignungsmodelle für Tierarten. In: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. (eds.) *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Ulmer Verlag, Stuttgart; S. 211-221.
- Spieles, D. & Mitsch, W.J. (2000): The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* **14**: 77-91.
- Strasser, U. & Mauser, W. (2001): Modelling the spatial and temporal variations of the water balance for the Weser catchment 1965-1994. *Journal of Hydrology* **254**: 199-214.
- Streeter, W.H. & Phelbs, E.B. (1925): A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. *Public Health Bull.* 146; US Public Health Service, Washington DC.
- Tóth, J. (1999): Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes and manifestations. *Hydrogeology journal* **7**: 1-4.
- Trepel, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys Suppl.* **29**: 1-140.
- Trepel, M. (2002): GIS-gestütztes Moorkataster für das Stör-Einzugsgebiet. Gutachten im Auftrag des LANU SH, Abt. 3; in prep.
- Trepel, M. & Kluge, W. (2001): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins; Endbericht Teilprojekt 1: Forschungsvorhaben im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 90 S., Kiel.
- Trepel, M. & Kluge, W. (2002a): Das Pfad-Transformations-Konzept als Grundlage für ein Wasser- und Stoffstrommanagement in Flusseinzugsgebieten. In: Dieckkrüger, B. et al. (eds.) *Möglichkeiten und Grenzen für den Einsatz hydrologischer Modelle in Politik, Wirtschaft und Klimafolgenforschung*. Kassel University Press; im Druck.
- Trepel, M. & Kluge, W. (2002b): Analyse von Wasserpfeilen und Stofftransformation in Feuchtgebieten zur Bewertung der diffusen Austräge. *Korrespondenz Abwasser* 49 (06): *im Druck*.
- Trepel, M., Dall'O', M., Dal Cin, L., de Wit, M., Opitz, S., Palmeri, L., Persson, J., Pieterse, N.M., Timmermann, T., Bendoricchio, G., Kluge, W. & Jørgensen, S.E. (2000): Models for wetland planning, design and management. In: Trepel, M. & Opitz, S. (Hrsg.): *Guidelines for wetland monitoring, designing and modelling*, *EcoSys* **8**: 93-137.
- Trepel, M., Davidsson, T. & Jørgensen, S.E. (2000): Quantitative simulation of biochemical processes in peatlands as a tool to define sustainable use? *Suo – Mires and Peat* **51**: 83-93.

- Trepel, M. & Reiche, E.W. (2002): Predicting effects of land use changes on the nitrogen dynamics with a GIS coupled, process oriented model. In: Steenvorden, J. et al. (eds.) *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters*. IAHS Publications **273**: (im Druck).
- Trepel, M. & Palmeri, L. (submitted): Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning. *submitted*.
- Tyler, G.A., Smith, K.W. & Burges, D.J. (1998): Reedbed management and breeding bitterns *Botaurus stellaris* in the UK. *Biological Conservation* **86**: 257-266.
- Ubbels, A. & Verhallen, J.M. (2000): Suitability of decision support tools for collaborative planning processes in water resources management. Insitute for inland water management and waste water treatment, The Netherlands (RIZA), Riza-report 99.067, p. 47.
- van der Aa, M., Trepel, M., van Gaans, P.F.M., Bleuten, W. & Kluge, W. (2001): Modelling Water Flow and Fluxes of a Valley Mire for Use in Restoration. *Landnutzung und Landentwicklung* **42**: 72-78.
- van der Peijl, M.J. & Verhoeven, J.T.A. (1999): A model of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics and their interactions in river marginal wetlands. *Ecological Modelling* **118**: 95-130.
- van der Peijl, M.J., van Oorschot, M.M.P. & Verhoeven, J.T.A. (2000): Simulation of the effects of nutrient enrichment on nutrient and carbon dynamics in a river marginal wetland. *Ecological Modelling* **134**: 169-184.
- Vanrolleghem, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. & Somlyódy, L. (2001): River water quality model No. 1: III. Biochemical submodel selection. *Wat. Sci. Tech.* **43**: 31-40.
- Venohr, M. (2000): Einträge und Abbau von Nährstoffen in Fließgewässern der oberen Stör. Diplomarbeit Universität Kiel.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris. 156p.
- Wang, N. & Mitsch, W.J. (2000): A detailed ecosystem model of phosphorus dynamics in created riparian wetlands. *Ecological Modelling* **126**: 101-130.
- Weiss, U. (2000): Eignung von praxisorientierten Modellansätzen zur Schätzung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 54.
- Westervelt, J. (2001): Simulation Modeling for Watershed Management. Springer, Berlin.
- Whitehead, P.G., Wilson, E. & Butterfield, D. (1999): Water quality processes in catchments: an integrated modelling approach for system analysis. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (eds) *Water Quality, Processes and Policy*. Wiley, pp: 85-100.
- Wickenkamp, V., Duttman, R. & Moismann, T. (2000): A multiscale approach to predicting soil erosion on cropland using empirical and physical based soil erosion models in a geographical information system. In: Schmidt J (ed.) *Soil Erosion – Application of physically based models*. Springer, Berlin, 109-134.
- Wiebe, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg **56**: 1-155.
- Winter, T.C. (1999): Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal* **7**: 28-45.
- Wittgren, H.B., Westerlund, S. & Castensson, R. (eds) (2000): Genevadsåstudien - Ett aktörsspel om genomförande av miljö kvalitetsnormer för kväve i ett avrinningsområde (The Genevadsån study - An actor game on implementation of environmental quality standards for nitrogen in a catchment area). VASTRA Report 1; Linköping.
- Wool, T.A., Ambrose, R.B., Martin, J.L. & Comer, E.A. (2001): Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6.0 DRAFT: User's Manual. USEPA (eds) 267 S..
- Zielke, W. (1999): Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. *DVWK Schriften* **127**: 1-440.
- Zielke, W. (1999): Wegweiser durch numerische Modelle. In: *Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern*. DVWK Schriften **127**: 5-45.

Anhang

Weiterführende Internet-Links

- *Handbuch: Good Modelling Practice*
http://www.info.wageningen-ur.nl/research%20projects/presentations/hs-hi2000_files/v3_document.htm
- *USGS Software download* <http://water.usgs.gov/software/>
- *CEE Civil/Environmental Computer Model Library (CEML)*
<http://www.cee.odu.edu/cee/model/>
- *U.S. Environmental protection Agency Databases and Software*
<http://www.epa.gov/watrhome/soft.html>
- *US Army Corps of Engineers* <http://www.wes.army.mil/el/elmodels/index.html#wqmodels>
- *CEH Wallingford hydrological software* <http://www.nwl.ac.uk/ih/www/products/iproducts.html>
- *AGNPS Web Site* <http://www.sedlab.olemiss.edu/agnps.html>
- *Danish Hydraulic Institute* <http://www.dhi.dk/>
- *WASP 6.0* <http://www.epa.gov/Region4/water/tmdl/tools/wasp.htm>
- *AQUASIM* <http://www.aquasim.eawag.ch/>
- *ATV-Gewässergütemodell* <http://www.erftverband.de/>
- *Ecology Software Server* <http://detritus.inhs.uiuc.edu/wes/>
- *ECOPATH* <http://www.ecopath.org/>
- *RAMAS* <http://www.ramas.com/>

Anhang

Inhalt der Begleit-CD

Zum Starten der beiliegenden CD ist diese in das CD Laufwerk zu legen und mit einem gängigen Internetbrowser die Datei wrmod.htm zu öffnen.

- Text der Studie als pdf-Version
- Microsoft-Access Datenbank zur Modellübersicht
- weiterführende Internet-Links
- Modelldokumentation der Gewässergütemodelle WASP 6.0, AQUASIM & MIKE 11 WQ
- das im Internet frei verfügbare Gewässergütemodell WASP 6.0
