



Untersuchung und Modellierung der Stickstoff- und
Phosphorumsatz- und Transportprozesse in
mesoskaligen Einzugsgebieten des Tieflandes am
Beispiel von Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
“doctor rerum naturalium“ (Dr. rer. nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin Geoökologie

von

Anja Voß

eingereicht an der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam

Potsdam, Juni 2007

Anschrift der Verfasserin:

Anja Voß
Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
Abt. Globaler Wandel und Natürliche Systeme
Telegrafenberg
14473 Potsdam

Elektronisch veröffentlicht auf dem
Publikationsserver der Universität Potsdam:
<http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2007/1548/>
[urn:nbn:de:kobv:517-opus-15481](http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:517-opus-15481)
[<http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:517-opus-15481>]

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V.. Große Teile dieser Arbeit wurden innerhalb des Forschungsprojektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ durchgeführt und durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.

Ich möchte den Personen herzlich danken, die mich bei der Erstellung der vorliegenden Arbeit unterstützt und begleitet haben.

An erster Stelle möchte ich Prof. Dr. Axel Bronstert danken, der die Betreuung meiner Arbeit an der Universität Potsdam übernahm und sie mit vielen wertvollen Hinweisen begleitet hat. Ein besonderer Dank gilt Dr. Valentina Krysanova. Sie gab umfangreiche, fachliche Anregungen und unterstützte mich immer mit großem Interesse. Ohne ihre engagierte Betreuung wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Mein Dank gilt den Mitstreitern innerhalb des Havel-Projektes aus dem Institut für Geoökologie der Universität Potsdam, dem GFZ Potsdam, dem BAH Berlin, dem IÖR Dresden, dem LUA Brandenburg, dem PIK Potsdam und dem LVLf Brandenburg. Jörg Jacobs danke ich für die Bereitstellung der Landnutzungsszenarien. Bei Marcus Biegel möchte ich mich für die Bereitstellung der Daten zu den Siedlungswassereinträgen bedanken.

Schließlich möchte ich meinen Kollegen am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung für die vielfältige Unterstützung und den anregenden Gedankenaustausch herzlichst danken. Cornelia Hesse danke ich für die zahlreichen unterstützenden Arbeiten, die sie für mich aus der Ferne erledigt hat. Weiterer Dank gilt der „Data & Computation“-Gruppe sowie Bärbel Uffrecht für die schnelle und kompetente Bearbeitung der Literaturwünsche.

Mein herzlicher Dank gilt meiner Familie und meinen Freunden, ohne deren Hilfe ich niemals soweit gekommen wäre und die viel auf meine Anwesenheit verzichten mussten. Vor allem danke ich Frank und Jannik für die nicht zu zählenden sonnigen Momente in meinem Leben, die mich in schwierigen Arbeitsphasen immer wieder aufbauten.

Zusammenfassung

Für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Einzugsgebieten im Tiefland ist ein umfassendes Verständnis der Stickstoff- und Phosphorprozesse notwendig. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, diese Prozesse am Beispiel von Nuthe, Hammerfließ und nördlicher Stepenitz im nordostdeutschen Tiefland detailliert zu untersuchen. Zum anderen sollten mögliche Handlungsoptionen hinsichtlich der Landnutzung zur nachhaltigen Steuerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Fließgewässer aufgezeigt werden.

Die Analyse der Daten zur Wasserqualität in den Untersuchungsgebieten zeigte, dass sich vor allem in der Nuthe die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen seit den 1990er Jahren deutlich verringert haben. Im Gegensatz zu Hammerfließ und nördlicher Stepenitz war die Nuthe stärker durch Nährstoffeinträge aus punktförmigen Quellen und Rieselfeldern belastet. Nach 1990 haben sich die Emissionen daraus stark verringert. Einträge aus diffusen Quellen stammten überwiegend aus der Landwirtschaft, wobei besonders der Nährstoffüberschuss im Boden, der durch unsachgemäßes Düngemanagement verursacht wurde, zu erhöhten Eintragsraten in das Gewässersystem führte. Zwar sind auch die Nährstoffüberschüsse der Agrarflächen rückläufig, man muss hierbei jedoch den langzeitigen Nährstoffaustrag aus dem Boden mitberücksichtigen.

Als Grundvoraussetzung für die Modellierung des Nährstoffhaushaltes mussten zunächst die hydrologischen Prozesse und die Abflüsse für die Einzugsgebiete validiert werden. Dafür wurde in dieser Arbeit das ökohydrologische Modell SWIM verwendet. Die Abflussmodellierung umfasste den Zeitraum 1991 - 2000. Die Ergebnisse dazu zeigen, dass SWIM in der Lage war, die hydrologischen Prozesse in den Untersuchungsgebieten adäquat wiederzugeben. Die Simulation der Abflüsse gestaltete sich jedoch sehr schwierig, weil die Fließgewässer durch Wassermanagementmaßnahmen wie Drainage- und Stausysteme nicht mehr ausschließlich den natürlichen, hydrologischen Abflussverhältnissen unterliegen. Weitere Faktoren, welche die Güte der Abflussmodellierung beeinflussten, lagen vor allem auch in den Unsicherheiten der Klima- und Landnutzungseingangsdaten begründet.

Auf der Grundlage der Modellierung des Wasserhaushaltes wurden mit SWIM die Stoffumsatzprozesse für den Zeitraum 1996 - 2000 simuliert, da nur für diesen Zeitabschnitt detaillierte Eingangsinformationen zu den Nährstoffeinträgen vorlagen. Um dabei das

Prozessgeschehen im Tiefland zu berücksichtigen, war die Erweiterung des Nährstoffmoduls von SWIM erforderlich. Das Stickstoffmodul wurde im Rahmen dieser Arbeit um einen Ammonium-Pool erweitert. Außerdem wurden die Prozesse zur Stickstoffmineralisierung von Bodenhumus und Pflanzenrückständen modifiziert. Neu in das Modell implementiert wurden die Prozesse zur Nitrifikation und Volatilisierung. Des Weiteren wurde der Prozess der Nährstoffversickerung so ergänzt, dass nicht nur Nitrat, sondern auch Ammonium und Phosphat durch das gesamte Bodenprofil verlagert und über die Abflusskomponenten zum Gebietsauslass transportiert werden können. Mit diesen Modellerweiterungen konnten die Stickstoff und Phosphorprozesse in den Untersuchungsgebieten gut abgebildet werden.

Um aber den abnehmenden Trend der Nährstoffkonzentrationen in der Nuthe näher untersuchen zu können, wurden zusätzlich Nährstoffsimulationen für den Zeitraum 1981 bis 2000 durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Konzentrationen nach 1990 hauptsächlich auf Grund der Aufgabe der Rieselfelder sowie der Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen verringert haben. Trotzdem dürfen auch die erhöhten Düngemengen in den 1980er Jahren nicht in ihrer Bedeutung unterschätzt werden, da diese das Basisniveau der Konzentrationen bzw. Frachten im Fluss mit beeinflussen.

Weitere Modellrechnungen zur Herkunft der Nährstoffe in den betrachteten Untersuchungsgebieten ergaben, dass Nitrat mit mindestens 81 % des Frachtanteils am Auslasspegel der Fließgewässer aus diffusen Quellen stammt. Dagegen dominiert bei Ammonium mit über 99 % und bei Phosphat mit mindestens 92 % der Fracht die Herkunft aus Punktquellen. Die drei Nährstoffe unterliegen jedoch auf dem Weg zum Vorfluter verschiedenen Abbau-, Umwandlungs- und Retentionsprozessen, so dass sich die Menge an Nitrat, Ammonium und Phosphat während des Transportes um über 98 % verringert.

Zur Sensitivität der Landnutzungsdaten auf die Nitrat-, Ammonium- bzw. Phosphatmissionen wurden ebenfalls detaillierte Untersuchungen durchgeführt. Die Modellsimulationen zeigen, dass sich Veränderungen in den Anbaufrüchten mit Unterschieden bis zu 46 % auswirkten. Die Wurzeltiefe der Pflanzen zeigte sich ebenfalls als sensitiver Parameter. Hierbei nahmen die Austräge mit zunehmender Durchwurzelung des Bodens bis zu 28 % ab. Auch das Düngemanagement spielte für die Nährstoffemissionen und die innerjährliche Dynamik bei allen drei Nährstoffkomponenten eine wesentliche Rolle.

Um eine langfristige Verringerung der diffusen Nährstoffemissionen aus den Untersuchungsgebieten zu erreichen, wurden in dieser Studie verschiedene Landnutzungsszenarien angewendet. Die Ergebnisse zu den Szenariorechnungen zeigen, dass fast alle vorgegebenen Landnutzungsszenarien zu einer Verringerung der Stickstoff- bzw. Phosphoremissionen bis zu maximal 49 % führten. Die Anwendung von Szenarien, in denen alle fachlich relevanten Zielvorgaben und Empfehlungen zum Ressourcenschutz flä-

chendeckend und ohne Rücksicht auf Realisierbarkeit sowie Akzeptanz maximal ausgeschöpft wurden, zeigten die größten Veränderungskapazitäten. Die Nährstoffemissionen konnten demnach vor allem dann reduziert werden, wenn Acker- bzw. Intensivgrünland in ihrer Nutzung aufgegeben oder extensiviert wurden. Zudem bewirkten eine Waldverjüngung sowie die Ausdehnung von Feuchtgebieten eine deutliche Verringerung der Stoffausträge.

Letztendlich muss jedoch betont werden, dass jede Veränderung in der Landnutzung nur dann umgesetzt werden kann, wenn diese im Einklang mit allen beteiligten Interessengruppen geschieht. Am besten eignen sich in dieser Hinsicht die Szenarien in denen versucht wurde, die Akzeptanz bei den verschiedenen Akteuren mit zu berücksichtigen.

Abstract

For a sustainable utilisation of lowland river basins it is important to have a comprehensive understanding of nitrogen and phosphorus processes in these areas. Therefore, the main objective of this study was to investigate these processes in the three catchments Nuthe, Hammerfließ and northern Stepenitz, which are typical for the north-eastern German lowlands. An additional aim was to suggest sustainable management options concerning land use that could lead to a reduction in nitrogen and phosphorous emissions into the river network.

The analysis of water quality data shows that in the Nuthe river the nitrogen and phosphorus concentrations have decreased since the 1990's. In contrast to Hammerfließ and northern Stepenitz, the Nuthe river has had higher nutrient loads due to emissions from point sources and sewage fields. Since 1990 these emissions have rapidly decreased. Agriculture is the main source for entries of diffuse pollution. Here nutrient surplus in soil resulting from over-dimensioned fertilisation use has led to high emissions into the river system. The surplus has decreased since 1990 but still the long-term nutrient emissions from soil are an important issue.

In order to fulfil the basic requirements of water quality modelling on river basin scale, the hydrological processes had first to be validated. For this purpose the ecohydrological model SWIM was used. The simulations were carried out on a daily time step for the period 1991 - 2000. Based on the comparison of the measured water discharge with the simulated one, the performance of SWIM can be judged as adequate. The hydrological modelling of anthropogenic influenced lowlands was found to be extremely difficult due to the human influence on hydrological conditions in form of e.g. ponds and drainage systems. Also uncertainties in climate and land use data were found to have a significant impact on the quality of hydrological modelling.

Based on these hydrological simulations, the nitrogen and phosphorus cycling in soil and the transport to the river network were modelled. For this part of the study the time period 1996 - 2000 was selected due to the lack of detailed informations about nutrient emissions in the years before. It became obvious that the modelling approaches within SWIM, especially concerning the nutrient cycling processes in lowland watersheds, had to be modified. Thus, an ammonium pool was added to the nitrogen module.

Furthermore, the processes of nitrogen mineralisation from soil humus and crop residues had to be further developed and functions for nitrification and volatilisation to be introduced. In addition, leaching not only of nitrate but also of ammonium and phosphate is now possible. All nutrients can be transported through the watershed. It could be shown that with these modifications the model was able to reproduce the nitrogen and phosphorus processes in the research areas well.

In order to investigate the reason for the decreasing trend in the nutrient concentrations in the Nuthe river in detail, additional nutrient simulations were made for the period 1981 - 2000. The results show that the concentrations have decreased because of the abandonment of the sewage fields and the improvement of sewage treatment plants. Nevertheless the high fertilisation rates within the 1980's don't have to be underestimated in their importance, because they can affect the base level of concentration and load in the rivers .

Further simulations were performed in order to gain more information about the different nutrient sources in the study areas. In all river basins nitrate loads at the basin outlet originated to a minimum of 81 % from diffuse sources. On the contrary, more than 99 % and 92 % of the ammonium and phosphate loads respectively were traced back to point sources. Nutrient amounts are considerably reduced, by more than 98 %, on their way through the catchment because of decay, transformation and retention processes.

Sensitivity analyses were carried out in order to get more insight into model sensitivity with respect to land use data. These simulations showed that changes in crop type cause up to 46 % difference in emissions of nitrate, ammonium and phosphate. The root depth of plants was also detected to be a sensitive parameter: emissions decrease up to 28 % with increasing root depth. Additionally, it turned out that the fertiliser application management is important - not only for the magnitude of nutrient input but also for the inter-annual dynamics for all three nutrient fractions.

Different land use change scenarios were compared to achieve a long-term decrease in diffuse nitrogen and phosphorus emissions in watersheds of this study. The calculation results demonstrate that almost all provided scenarios lead to a reduction of up to 49 % in the emission rates. Applying scenarios which consider all relevant aims and recommendations concerning the protection of resources resulted in highest change rates. Issues of acceptance and practicability of the proposed measures are, however, not included. According to these scenarios nutrient emissions can primarily be reduced when cropland and intensive grassland is abandoned or extensified. Furthermore, the restructuring of forests in favour of young stands and the extension of wetlands also result in a clear decrease of nutrient emissions.

Finally, it has to be emphasised that any land use change can only be implemented, if it is in accordance with all involved stakeholders' views. In this respect, scenarios are

more suitable, which have an effort to combine land use changes with the acceptance of the different actors.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	II
Kurzfassung	VI
Abstract	VI
Inhaltsverzeichnis	XIV
Abbildungsverzeichnis	XVII
Tabellenverzeichnis	XXI
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	2
1.3 Einordnung der Arbeiten	3
1.4 Aufbau der Arbeit	4
2 Wasserqualität in Einzugsgebieten des Tieflandes	7
2.1 Stoffumsatz- und Transportprozesse	7
2.1.1 Stickstoffprozesse	8
2.1.1.1 Stickstoffkreislauf im Boden	8
2.1.1.2 Transport von Stickstoff zum Fließgewässer	12
2.1.1.3 Umsatz- und Transportprozesse von Stickstoff im Fließ- gewässer	15
2.1.2 Phosphorprozesse	15
2.1.2.1 Phosphorkreislauf im Boden	16
2.1.2.2 Transport von Phosphor zum Fließgewässer	18

2.1.2.3	Umsatz- und Transportprozesse von Phosphor im Fließgewässer	19
2.2	Wasserqualität in der hydrologischen Modellierung	20
3	Datengrundlagen und Datenanalysen der Untersuchungsgebiete	25
3.1	Datengrundlagen	25
3.2	Die Einzugsgebiete	27
3.3	Geomorphologie / Geologie	30
3.4	Böden	31
3.5	Landnutzung	33
3.6	Klima	35
3.7	Hydrologie	37
3.8	Wasserqualität	39
3.8.1	Stickstoff	39
3.8.1.1	Stickstoffgehalt der Nuthe	39
3.8.1.2	Stickstoffgehalt des Hammerfließ	42
3.8.1.3	Stickstoffgehalt der Stepenitz	44
3.8.2	Phosphor	45
3.8.2.1	Phosphorgehalt der Nuthe	45
3.8.2.2	Phosphorgehalt des Hammerfließ	47
3.8.2.3	Phosphorgehalt der Stepenitz	48
4	Modellkonzept und Methodik	51
4.1	Das Modell SWIM	51
4.1.1	SWIM - Ein Überblick	51
4.1.2	Das Stickstoffmodul in SWIM	53
4.1.3	Das Phosphormodul in SWIM	59
4.1.4	Der Nährstofftransport in SWIM	63
4.2	Modellparametrisierung	65
4.2.1	Eingangsinformationen zur Ermittlung der Hydrotope	65
4.2.2	Pedophysikalische und hydrologische Eingangsdaten	66
4.2.3	Quantifizierung der Nährstoffeinträge	70
4.2.3.1	Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen	70
4.2.3.2	Punktförmige Quellen	73

4.2.4	Parameter zu Stoffabbau und -retention während des Transportes im Einzugsgebiet	74
5	Modellanwendungen und Ergebnisse	77
5.1	Modellkalibrierung und -validierung	77
5.1.1	Kalibrierung und Validierung der hydrologischen Prozesse (1991 - 2000)	78
5.1.1.1	Ergebnisse der Abflusssimulationen	79
5.1.1.2	Diskussion	85
5.1.2	Kalibrierung und Validierung der Nährstoffmodule (1996 - 2000)	88
5.1.2.1	Ergebnisse der Nährstoffmodellierung in der Nuthe . .	89
5.1.2.2	Ergebnisse der Nährstoffmodellierung im Hammerfließ	93
5.1.2.3	Ergebnisse der Nährstoffmodellierung in der Stepenitz	96
5.1.2.4	Diskussion	97
5.2	Trendanalyse zur Wasserqualität der Nuthe (1981 - 2000)	99
5.2.1	Diskussion	103
5.3	Vergleich der diffusen und punktförmigen Nährstoffemissionen	104
5.3.1	Diskussion	106
5.4	Einfluss variierender Landnutzungsbedingungen	107
5.4.1	Einfluss der Anbaufrüchte	107
5.4.2	Einfluss der Wurzeltiefe	109
5.4.3	Einfluss des Düngemanagements	110
5.4.4	Diskussion	115
5.5	Unsicherheiten in den Modellergebnissen	116
5.5.1	Unsicherheiten in der Modellstruktur	117
5.5.2	Unsicherheiten in der Modellparametrisierung	117
5.5.3	Datenunsicherheiten	118
5.6	Ergebnisse der Szenariorechnungen	119
5.6.1	Überblick über die Szenarien	119
5.6.2	Nuthe	121
5.6.3	Hammerfließ	129
5.6.4	Diskussion	137
6	Zusammenfassung und Ausblick	141

6.1	Zusammenfassung	141
6.1.1	Hydrologische Modellierung	141
6.1.2	Nährstoffmodellierung	142
6.1.3	Unsicherheiten in den Modellergebnissen	145
6.1.4	Szenariorechnungen	146
6.2	Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf	148
	Literaturverzeichnis	151
	Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	163
	Publikationen	169

Abbildungsverzeichnis

2.1	Überblick über den Stickstoffkreislauf.	9
2.2	Überblick über den Phosphorkreislauf.	17
2.3	Klassifikation der Wasserqualitätsmodelle.	21
3.1	Untersuchungsgebiete: Nuthe, Hammerfließ, Stepenitz.	27
3.2	Nuthe im Oberlauf des Einzugsgebietes.	28
3.3	Topographie der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz. . .	30
3.4	Bodentypen der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz. . .	32
3.5	Landnutzung der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz. . .	34
3.6	Klimawerte an den Stationen Potsdam und Marnitz	36
3.7	Wehranlagen im Einzugsgebiet der Nuthe	38
3.8	Gemessener Niederschlag und Abfluss in den Untersuchungsgebieten . .	38
3.9	Gemessene, anorganische Stickstoffkonzentration der Nuthe	41
3.10	Gemessene, anorganische Stickstoffkonzentration des Hammerfließ . . .	43
3.11	Gemessene, anorganische Stickstoffkonzentration der Stepenitz	45
3.12	Gemessene, anorganische Phosphatkonzentration der Nuthe	47
3.13	Gemessene, anorganische Phosphatkonzentration des Hammerfließ . . .	48
3.14	Gemessene, anorganische Phosphatkonzentration der Stepenitz	49
4.1	Teilprozesse im hydrologischen Modul von SWIM	52
4.2	Stickstoffmodul in SWIM	54
4.3	Phosphormodul in SWIM	60
5.1	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Nuthe im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000	81
5.2	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss des Hammerfließ im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000	81

5.3	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Stepenitz im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000	82
5.4	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Nuthe im Validierungszeitraum 1991 bis 1995	83
5.5	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss des Hammerfließ im Validierungszeitraum 1991 bis 1995	84
5.6	Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Stepenitz im Validierungszeitraum 1991 bis 1995	84
5.7	Gewässernetz mit Wehren und Stauanlagen in Teileinzugsgebieten der Nuthe	86
5.8	Mittlere Abflüsse am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Anbaufrüchte	87
5.9	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration bzw. -fracht in der Nuthe	91
5.10	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration bzw. -fracht in der Nuthe	91
5.11	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration bzw. -fracht in der Nuthe	92
5.12	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration bzw. -fracht im Hammerfließ	94
5.13	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration bzw. -fracht im Hammerfließ	95
5.14	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration bzw. -fracht im Hammerfließ	95
5.15	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration bzw. -fracht in der Stepenitz	97
5.16	Mittlere, tägliche Nährstoffemissionen aus punktförmigen Quellen im Einzugsgebiet der Nuthe	100
5.17	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends	101
5.18	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends	102
5.19	Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends	102
5.20	Maximale Unterschiede in den Nährstofffrachten bezüglich der verschiedenen Anbauarten in ihrer innerjährlichen Dynamik	109

5.21	Relative Abnahme der Nährstofffrachten im Verhältnis zur maximalen Wurzeltiefe bei Weizen	110
5.22	Spannbreite der mittleren, monatlichen Nährstofffrachten der Stepenitz (simuliert) unter Veränderung der Düngemenge	112
5.23	Spannbreite der mittleren, monatlichen Nitratfrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Düngezeitpunktes . .	113
5.24	Spannbreite der mittleren, monatlichen Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung des Düngemittels	115
5.25	Mittlere, jährliche Nitratfrachten aus diffusen Quellen der Nuthe	126
5.26	Mittlere, jährliche Ammoniumfrachten aus diffusen Quellen der Nuthe .	127
5.27	Mittlere, jährliche Phosphatfrachten aus diffusen Quellen der Nuthe . .	128
5.28	Mittlere, jährliche Nitratfrachten aus diffusen Quellen des Hammerfließ	134
5.29	Mittlere, jährliche Ammoniumfrachten aus diffusen Quellen des Hammerfließ	135
5.30	Mittlere, jährliche Phosphatfrachten aus diffusen Quellen des Hammerfließ	136

Tabellenverzeichnis

2.1	Vergleich verschiedener, konzeptionell-prozessorientierter Wasserqualitätsmodelle.	23
2.2	Vergleich verschiedener, prozessbasierter und statistischer Wasserqualitätsmodelle.	24
3.1	Überblick über die Quellen der externen Datengrundlagen	26
3.2	Geografische Randbedingungen in den Einzugsgebieten	28
3.3	Bodenarten und deren Wasserleitfähigkeit in den Einzugsgebieten	33
3.4	Flächenanteile der einzelnen Landnutzungsklassen in den Einzugsgebieten	35
3.5	Statistische Abflusszahlen für die Pegel Potsdam (Nuthe), Woltersdorf (Hammerfließ) und Wolfshagen (Stepenitz)	39
3.6	Güteklassifikation für Total-Stickstoff, Nitrat und Ammonium nach LAWA (1998)	40
3.7	Güteklassifikation für Total-Phosphor und Phosphat nach LAWA (1998)	46
4.1	Landnutzungskategorien als Eingangsinformationen zur Ermittlung der Hydrotope	66
4.2	Wichtigste Bodenparameter und Schwankungsbereiche der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Bodentypen	67
4.3	Modellparameter zum Grundwasserabfluss mit Angabe des Schwankungsbereiches	68
4.4	Hydrologische Korrekturfaktoren mit Angabe des Schwankungsbereiches	69
4.5	Liste der in SWIM verwendeten Hauptfruchtfolgen	71
4.6	Wichtige Pflanzenparameter der bei der Modellierung mit SWIM verwendeten Fruchtarten	71
4.7	Schema der in SWIM angewendeten Düngung auf Acker- und Grünland	72
4.8	Stoffkonzentrationen im Niederschlag	73

4.9	Stoffeinträge aus Punktquellen	74
4.10	Parameter für Stoffretention und -abbau	75
5.1	Ergebnisse der hydrologischen Kalibrierung	80
5.2	Ergebnisse der hydrologischen Validierung	82
5.3	Langjähriges Mittel der Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten im Einzugsgebiet der Nuthe	90
5.4	Langjähriges Mittel der Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten im Einzugsgebiet des Hammerfließ	93
5.5	Langjähriges Mittel der Nitratkonzentrationen bzw. -frachten im Einzugsgebiet der Stepenitz	96
5.6	Geschätzte Stoffeinträge aus Punktquellen im Einzugsgebiet der Nuthe	100
5.7	Langjähriges Mittel der gemessenen und simulierten Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten zur Trendanalyse	101
5.8	Nährstofffrachten aus diffusen und punktförmigen Quellen der Einzugsgebiete Nuthe und Hammerfließ	105
5.9	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten der Stepenitz hinsichtlich des Anbaus verschiedener Ackerfrüchte	108
5.10	Düngevarianten bei Weizen im Einzugsgebiet der Stepenitz	111
5.11	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten (simuliert) der Stepenitz unter Veränderung der Düngemenge	111
5.12	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten (simuliert) der Stepenitz unter Veränderung der Düngeweise	114
5.13	Überblick zu den Landnutzungsszenarien	120
5.14	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten von Nitrat, Ammonium und Phosphat aus diffusen Quellen der Nuthe für die verschiedenen Szenarien	122
5.15	Prozentuale Flächenanteile der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der Nuthe	122
5.16	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet der Nuthe gegliedert nach einzelnen Landnutzungsklassen	124
5.17	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen am Auslasspegel der Nuthe für die verschiedenen Szenarien	125
5.18	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten von Nitrat, Ammonium und Phosphat aus diffusen Quellen des Hammerfließ für verschiedene Szenarien	129
5.19	Prozentuale Flächenanteile der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet des Hammerfließ	130

5.20	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Hammerfließ gegliedert nach einzelnen Landnutzungsklassen . .	131
5.21	Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen am Auslasspegel des Hammerfließ für die verschiedenen Szenarien	132

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Problemstellung

Wasser ist neben der Funktion als Lebensraum von Pflanzen und Tieren auch Wasserreservoir und Transportweg für die Menschen. Es muss daher nicht nur in ausreichender Menge, sondern auch in angemessener Qualität zur Verfügung stehen. Auf Grund intensiver Nutzung hat sich die Gewässerqualität im letzten Jahrhundert zunehmend verschlechtert (BALONISHNIKOVA ET AL., 2006; BECKER & BEHRENDT, 1999; KRYSANOVA ET AL., 2001; KUNDZEWICZ, 2001; VOSS, 2005; WECHSUNG ET AL., 2005). Seitdem jedoch die Bedeutung einer möglichst naturbelassenen Umwelt immer mehr ins öffentliche Interesse rückt, wird auch die ökologische Bedeutung der Gewässer wieder erkannt und stärker akzeptiert.

Um der Empfindlichkeit der aquatischen Ökosysteme gerecht zu werden und deren Schutz und nachhaltige Bewirtschaftung zu fördern, wurde auf europäischer Ebene die Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) eingeführt. Hiermit wurde ein Rahmen geschaffen, der es ermöglichen soll, sowohl die Oberflächengewässer wie auch die Grundwasserkörper bis zum Jahre 2015 in einen guten ökologischen Zustand zu überführen (EU-WRRL, 2000/60/EG, Artikel 4). Das heißt, gemäß der Wasserrahmenrichtlinie besteht das Entwicklungsziel darin, einen Gewässerzustand zu erreichen, der nicht oder nur in geringstem Maße vom natürlichen Zustand des Gewässers abweicht. Die Einstufung erfolgt in erster Linie über aquatische Indikatororganismen (Saprobienindex, DIN 38410) und wird von der Gewässerstrukturgüte sowie vom chemisch-physikalischen Gewässerzustand mitbestimmt.

Der Fokus dieser Arbeit liegt auf der Untersuchung der chemisch-physikalischen Güte der Gewässer, speziell auf den Stickstoff- bzw. Phosphorumsatzprozessen und deren Transport in Flusseinzugsgebieten. Insbesondere beschäftigt sich diese Studie mit der Untersuchung dieser Prozesse in Einzugsgebieten des Tieflandes, da hier bestimmte

Fragestellungen zum Nährstoffhaushalt, wie zum Beispiel die Retention von Nährstoffen in den Landschaften, besonders wichtig sind.

Generell existieren zwei Urprünge des Nährstoffeintrages, aus denen sich eine Belastung der Gewässer ergeben kann. Das sind zum einen diffuse und zum anderen Punktquellen. Diffuse Einträge können landwirtschaftlichen Flächen (Ackerland, Weiden), natürlichen Flächen (Wiesen, Wald) sowie der Atmosphäre entstammen. Zu den punktförmigen Quellen zählen Privat- und Großkläranlagen oder Direkteinleitungen von Wirtschaftsdüngern (WERNER & WODSACK, 1994; HABECK ET AL., 2005; KRYSANOVA ET AL., 2005a). Die Emissionen aus diffusen Quellen stammen überwiegend aus der Landwirtschaft, wobei besonders ein Überschuss an Düngemitteln zu erhöhten Nährstoffeinträgen in das Gewässersystem führen kann. So kam es in Nordostdeutschland seit den 1950er Jahren bis zum Ende der 1980er Jahre zu einer ständigen Erhöhung der Stickstoff- und Phosphorzufuhr aus der Landwirtschaft (BEHRENDT ET AL., 2004; KRYSANOVA ET AL., 2006; WERNER & WODSACK, 1994). Dies wiederum führte zu einem erheblichen Nährstoffüberschuss im Boden.

In Folge des in den vergangenen 15 Jahren stattgefundenen landwirtschaftlichen Strukturwandels sind die Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Agrarflächen zwar rückläufig (BEETZ & NEU, 2005), man muss jedoch die langzeitige Belastung des Bodens und der angeschlossenen Fließgewässer berücksichtigen (BACH ET AL., 1998; BEHRENDT ET AL., 2004; KRAUSE, 2005). So ist Nitrat zum Beispiel bei unterirdischem Transport zum Vorfluter langen Verweilzeiten im Grundwasser ausgesetzt, wobei noch Jahre bzw. Jahrzehnte später erhöhte Nitratemissionen in die Fließgewässer möglich sind (WENDLAND & KUNKEL, 1999). Phosphor kann sich im Boden je nach dessen Sorptionsfähigkeit anreichern und steht somit erosiven Prozessen über einen langen Zeitraum zur Verfügung, woraus sich die Gefahr der permanenten Auswaschung in die Fließgewässer ergibt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

1.2 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist die Untersuchung der Nährstoffdynamik und der Stofftransportprozesse in Einzugsgebieten des Tieflandes am Beispiel von Nuthe, Hammerfließ und nördlicher Stepenitz, welche Nebenflüsse der Havel und Elbe darstellen.

Die Ergebnisse dienen zum einen der Vertiefung des Prozessverständnisses der Stickstoff- bzw. Phosphorkreisläufe im Tiefland. Zum anderen soll die Analyse und Bewertung von Managementmaßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität ermöglicht werden.

Voraussetzung dafür ist die Modellierung des Wasserhaushaltes unter spezieller Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphorprozesse in den mesoskaligen Einzugsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes. Hierfür wird das ökohydrologische Modell SWIM

(KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000) eingesetzt, das auf der Grundlage der Beschreibung der hydrologischen Prozesse die Stoffumsatzprozesse simulieren kann. Dabei ist eine Erweiterung des Stickstoff- und Phosphormodules hinsichtlich des Prozessgeschehens im Tiefland notwendig.

Als Untersuchungsgebiete für die Modellvalidierung wurden Regionen ausgewählt, die für die Nährstoffproblematik des nordostdeutschen Tieflandes repräsentativ sind. Das heißt, sie weisen ein sehr geringes Gefälle auf und stehen häufig in direktem Austausch mit den oberen Grundwasserleitern, woraus sich eine grundsätzliche Puffer- und Verzögerungswirkung sowohl in Hinsicht auf die Abflussdynamik als auch bezüglich des Nährstoffhaushaltes dieser Landschaften ergibt.

Aufbauend auf die Modellvalidierung werden für alle Untersuchungsgebiete die Nährstoffemissionen aus diffusen Quellen abgeschätzt. Dabei erfolgt ein Vergleich vorhandener Angaben zu Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen mit denen, die durch SWIM dynamisch simuliert werden.

An den Auslasspegeln der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und nördliche Stepenitz sollen im Fließgewässer die Nährstofffrachten berechnet werden, die sowohl aus diffusen als auch aus punktförmigen Quellen stammen. Die Berechnungen sollen einen Überblick darüber abgeben, welcher Eintragspfad für die untersuchten Nährstoffe (Nitrat, Ammonium, Phosphat) ausschlaggebend ist. Dies kann zur Klärung der Bedeutung der Nährstoffemissionen aus diffusen (insbesondere landwirtschaftlichen) Quellen auf die Qualität der Fließgewässer im Tiefland beitragen, damit an der richtigen Stelle die richtigen Maßnahmenempfehlungen zur Reduzierung der Nährstoffemissionen gegeben werden können.

Im Hinblick auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) werden außerdem verschiedene Szenarien zur Landnutzung angewendet. Eine abschließende Diskussion der Ergebnisse zeigt Möglichkeiten auf, wie man Nährstoffemissionen verringern kann bzw. welche Landnutzungsänderungen effektiv und hinsichtlich der verschiedenen Interessengruppen auch umsetzbar sind.

1.3 Einordnung der Arbeiten

Die vorliegende Arbeit entstand im Zusammenhang mit dem Forschungsprojekt "Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel" (Projektträger: Bundesministerium für Bildung und Forschung; Förderkennzeichen: 0330227).

Hauptanliegen des Verbundprojektes war die Entwicklung und Bewertung alternativer Managementstrategien im Einzugsgebiet der Havel mit dem Ziel die Gewässergüte zu verbessern und den Wasserhaushalt zu stabilisieren. Mit dem Projekt sollte die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) wissenschaftlich begleitet

werden. Danach sollen die Oberflächengewässer der Havel bis zum Jahr 2015 in einen guten ökologischen Zustand überführt werden, das heißt, der Gewässerzustand soll möglichst wenig von ungestörten natürlichen Verhältnissen abweichen.

Da hinsichtlich der Gewässergüte ein ständiger Konflikt verschiedener Nutzergruppen besteht, wurden neben dem Gewässerschutz die Belange der Wasserwirtschaft, der Landwirtschaft und des Naturschutzes berücksichtigt. Diese Erkenntnisse flossen in die Entwicklung und Bewertung der verschiedenen Managementstrategien ein. Dazu wurden Szenarien zur Landnutzung (JESSEL & JACOBS, 2006), zur Siedlungswasserwirtschaft (BIEGEL, 2005), zum Wassermanagement und zur Gewässerstruktur bzw. Geometrie der Oberflächengewässer entwickelt (KRAUSE, 2006; PFÜTZNER, 2006).

In verschiedenen Teilprojekten wurden auf der Grundlage dieser Szenarien Modellrechnungen zum Wasserhaushalt, zum Abflussgeschehen, zu Nährstoffemissionen, zum Nährstoffumsatz und zu deren Transportprozessen in Gebieten der Havel vorgenommen (KNEIS ET AL., 2006a). Die Ergebnisse wurden in einer multikriteriellen Analyse (WENZEL, 2006) zusammengefasst und darauf aufbauend Managementpläne und Handlungsempfehlungen entwickelt. Des Weiteren wurden im Sinne einer nachhaltigen Gewässernutzung auch die ökonomischen und sozialen Auswirkungen der Managementoptionen einbezogen.

Die vorliegende Arbeit trug dazu bei, die Nährstoffemissionen aus den Einzugsgebieten der Havel sowie die Nährstofffrachten und -konzentrationen im Fließgewässer zu quantifizieren. Dabei fanden Ergebnisse aus der Entwicklung der Landnutzungsszenarien (JESSEL & JACOBS, 2006), der Klassifizierung des Ackerlandes (ITZEROTT & KADEN, 2006) sowie den Modellrechnungen zu Einträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft (BIEGEL, 2005) Anwendung.

Umgekehrt wurden die Simulationsergebnisse dieser Arbeit in anderen Teilprojekten zur Modellierung des Nitratabbaus in der Grundwasserzone (KRAUSE, 2006) sowie zur Modellierung des Stofftransportes im Gewässersystem der Havel (KNEIS, 2006) genutzt.

1.4 Aufbau der Arbeit

Als Voraussetzung für die Modellierungsarbeiten soll in Kapitel 2 ein Einblick in die theoretischen Grundlagen der Stoffumsatz- und transportprozesse mit Fokus auf Tieflandgebiete gegeben werden (Kap. 2.1). Zudem wird der Stand des Wissens hinsichtlich der Modellierung der Wasserqualität analysiert (Kap. 2.2).

In Kapitel 3 wird zunächst eine Darstellung der für die Modellierung notwendigen Datengrundlagen gegeben (Kap. 3.1). Daran anschließend werden die Untersuchungsgebiete mit ihren Gebietseigenschaften vorgestellt (Kap. 3.2 bis 3.7), wobei die Prozessanalyse zur Wasserqualität auf Grund der Zielstellung der Arbeit besonders ausführlich

beschrieben wird (Kap. 3.8).

In den Ausführungen von Kapitel 4 wird im ersten Teil das Modellkonzept von SWIM mit den für diese Studie wichtigen und zum Teil neuen Prozessen zur Wasserqualitätsmodellierung erläutert (Kap. 4.1). Anschließend wird im zweiten Teil die notwendige Modellparametrisierung beschrieben (Kap. 4.2).

In Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Modellanwendungen dargestellt und diskutiert. Dies beinhaltet im ersten Abschnitt die Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse zu den Durchflusssimulationen und der Stoffhaushaltsmodellierung in den Einzugsgebieten. Für die Abflussmodellierung umfasst die Kalibrierungsphase den Zeitraum 1996 - 2000 und die Validierungsphase den Zeitraum 1991 - 1995 (Kap. 5.1.1). Die Kalibrierung der Nährstoffprozesse erfolgt für den Zeitraum 1998 - 2000 und die Validierung für den Zeitraum 1996 - 1997 (Kap. 5.1.2). Die Zeiträume wurden entsprechend gewählt, um bei der Kalibrierung die Parameter unabhängig von Trends oder Extremsituationen zu ermitteln. Aufbauend auf den Simulationen zur Durchflussberechnung werden weiterhin drei Modellanwendungen hinsichtlich der Stoffumsatzprozesse durchgeführt. Als Voraussetzungen für diese Berechnungen wurden hinsichtlich der Landnutzung die gegenwärtigen Randbedingungen herangezogen. Zu den drei Anwendungen zählen die Analyse des abnehmenden Trends in der Nitratkonzentration am Auslasspegel der Nulle in den Jahren zwischen 1981 und 2000 (Kap. 5.2), die Ermittlung der Nährstoffemissionen aus diffusen und punktförmigen Quellen (Kap. 5.3) sowie die Untersuchung des Einflusses der Eingangsdaten auf die Qualität der Gewässergütemodellierung (Kap. 5.4). In Kapitel 5.6 werden verschiedene Landnutzungsszenarien vorgestellt. Kapitel 6 gibt eine abschließende Zusammenfassung der Modellierungsergebnisse und erläutert in einem Ausblick die Perspektiven und den weiteren Forschungsbedarf.

Kapitel 2

Wasserqualität in Einzugsgebieten des Tieflandes: Umsatz- und Transportprozesse

Das Abflussgeschehen von Flüssen im Tiefland ist auf Grund der speziellen Eigenschaften durch Modelle schwerer abzubilden als das der Gebirgsflüsse. Charakteristisch für Tieflandregionen sind vor allem der hohe Anteil an Feuchtgebieten, Flächen mit geringem Grundwasserflurabstand sowie breite Uferrandstreifen. Diese Flächen sind durch das komplexe Zusammenspiel von ungesättigter und gesättigter Zone gekennzeichnet, was sich wiederum auf die Stofftransport- und Umsatzprozesse auswirkt. Diese sollen im Abschnitt 2.1 näher erläutert werden. Daran anschließend wird im Abschnitt 2.2 ein Überblick über Konzepte zur Nährstoffmodellierung gegeben.

Da der Fokus in dieser Arbeit auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegt, wird in diesem Kapitel speziell deren Prozessgeschehen näher beschrieben. Dabei werden die Aspekte des nordostdeutschen Tieflandes besonders betont, da die Fallstudien, welche in dieser Arbeit behandelt werden, sich insbesondere mit dieser Thematik befassen.

Eine ausführliche Darstellung der im Modell SWIM (KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000) berücksichtigten Prozesse erfolgt in Abschnitt 4.1.

2.1 Stoffumsatz- und Transportprozesse

Stickstoff und Phosphor bzw. deren Verbindungen unterliegen in der Natur vielfältigen Umwandlungsvorgängen. Die Transport- und Umsatzprozesse in mesoskaligen Einzugsgebieten sollen im Hinblick auf den Eintragspfad der Nährstoffe in die Fließgewässer in drei verschiedene Prozessabschnitte eingeteilt werden: die Umsatzprozesse im Boden,

der Transportweg zum Fließgewässer sowie der Umsatz und Transport im Fluss selbst.

2.1.1 Stickstoffprozesse

Stickstoff ist eines der wichtigsten Hauptnährelemente und limitierender Faktor von Pflanzen und Bodenorganismen. Es bestimmt das Wachstum der Pflanzen sowie die biologische Aktivität.

In der Landwirtschaft ist Stickstoff deshalb ein wichtiger Ertragsfaktor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). In den Jahren zwischen 1970 und 1990 hat sich durch übermäßige Düngung im Bereich der ehemaligen DDR ein Stickstoffüberschuss im Boden entwickelt, der eine verstärkte Auswaschung in die Fließgewässer zur Folge hatte (LUA-BRANDENBURG, 2002a; WERNER & WODSACK, 1994).

In den Gewässern kann Stickstoff jedoch bei übermäßigem Vorhandensein und in Abhängigkeit vom N:P-Verhältnis zur verstärkten Primärproduktion von Pflanzen und damit entscheidend zur Eutrophierung beitragen (RYDING & RAST, 1990). Als Zehrstoff bei der Nitrifikation belastet Stickstoff den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers (MANNSFELD ET AL., 1998). Außerdem stellt das undissoziierte Ammoniak ein Fischgift dar und auch das Trinkwasser kann durch Stickstoffverbindungen beeinträchtigt werden (SCHÖNBORN, 1992).

2.1.1.1 Stickstoffkreislauf im Boden

Stickstoff kommt im Boden zum überwiegenden Teil (> 90 %) in organischen Verbindungen in Form von Huminstoffen, Vegetationsrückständen und organischer Biomasse vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Besonders hoch ist der Anteil an Stickstoff in Feuchtgebieten, wie Niedermooren, wo sein Anteil langfristig in organischen Verbindungen gebunden wird. Der kleinere, pflanzenverfügbare Anteil an anorganischen Stickstoffverbindungen setzt sich hauptsächlich aus dem leicht löslichen und daher gut auswaschbaren Nitrat (NO_3^-) und in geringerer Menge aus Ammonium (NH_4^+) zusammen.

In Abbildung 2.1 ist der Stickstoffkreislauf im Überblick dargestellt. Stickstoff kann durch organische und anorganische Düngung (1,2), Bewässerung (3), atmosphärische Deposition (4), Zersetzung von Pflanzenresten (15) sowie biologische N_2 -Fixierung (5) in den Boden eingetragen werden. Entfernt wird es durch Pflanzenentzug (6), Auswaschung (7), NH_3 -Verflüchtigung (8), Denitrifikation (13) und Erosion (9).

Zu den wichtigsten Umsatzprozessen im Boden zählen die Ammonifizierung (10), Immobilisierung (11), Nitrifikation (12), Denitrifikation (13), Ammonium-Fixierung (14) und N_2 -Fixierung (5).

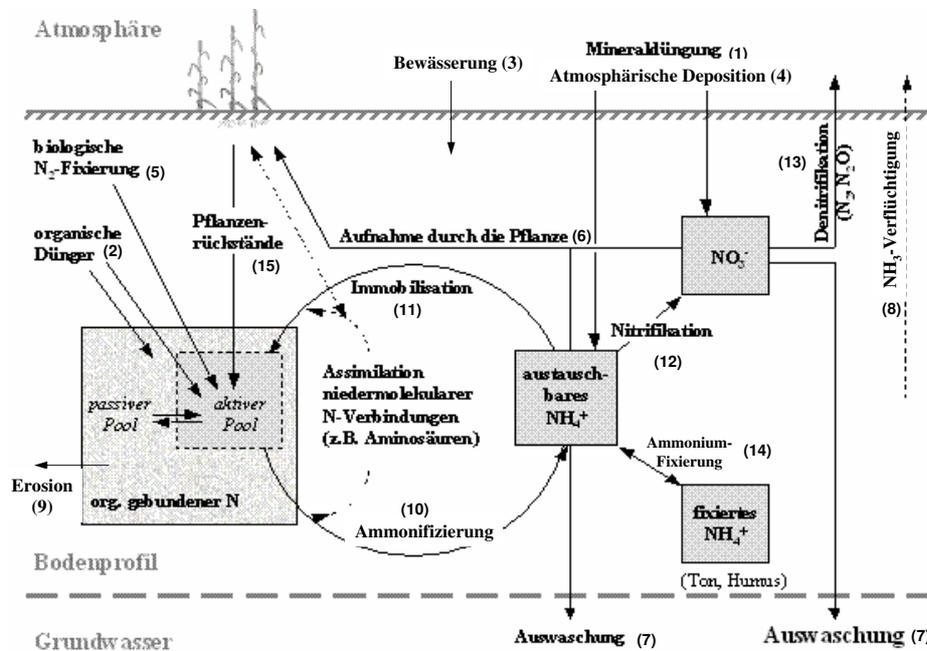


Abbildung 2.1: Überblick über den Stickstoffkreislauf (Quelle: verändert nach LORENZ, 2005).

Ammonifizierung In aeroben Böden des temperierten Klimas werden in der Regel die organischen Substanzen mikrobiell in Ammonium (NH_4^+) umgewandelt. Dies geschieht, wie in den Gleichungen 2.1 und 2.2 dargestellt, in zwei Schritten.



mit

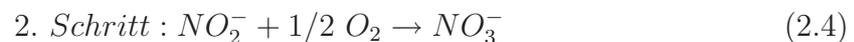
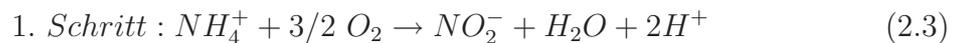
R	=	Restgruppe
NH_2	=	Aminogruppe
H_2O	=	Wasser
NH_3	=	Ammoniak
OH	=	Alkoholgruppe
H^+	=	Wasserstoff
NH_4^+	=	Ammonium

Einen hohen Einfluss auf die Mineralisierung hat die Temperatur. Je niedriger sie ist, desto geringer sind die Umsetzungsraten. Das Optimum liegt bei ca. 50 °C. Ein enges C:N-Verhältnis unter 25 beschleunigt ebenfalls die Mineralisierung. Beispielhaft weisen

Bodenorganismen ein C:N Verhältnis von 4 - 15, Leguminosen von 15 - 25 und Getreidestroh von 50 - 100 auf. Bodenfeuchtigkeit sowie pH-Wert spielen dagegen eine eher untergeordnete Rolle (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Ammonium-Fixierung Ein Teil des während des Ammonifizierungsprozesses entstandenen Ammoniums (NH_4^+) kann an Tonmineralien fixiert werden. Dabei weisen Sandböden deutlich geringere Gehalte an fixiertem Ammonium auf als Tonböden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Besonders das am Rand befindliche, frisch fixierte Ammonium unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen und ist vom Gleichgewichtswert der Bodenlösung abhängig.

Nitrifikation Bei der Nitrifikation wird Ammonium (NH_4^+) mikrobiell in Nitrat umgewandelt, was ebenfalls in zwei Schritten laut den Gleichungen 2.3 und 2.4 erfolgt.



mit

NH_4^+	=	Ammonium
O_2	=	Sauerstoff
NO_2^-	=	Nitrit
H_2O	=	Wasser
H^+	=	Wasserstoff
NO_3^-	=	Nitrat

Auch die Nitrifikation ist von der Temperatur abhängig. Ihr Optimum liegt bei 25 bis 35 °C. Die Nitrifikation läuft meist schneller ab als die Ammonifizierung, was den meist nur kleinen Anteil an Ammonium in den Böden erklärt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Allerdings können niedrige Temperaturen (unter 6 °C) und anaerobe Verhältnisse in stau- oder grundwasserbeeinflussten Böden, wie sie in den Untersuchungsgebieten häufig vorkommen, die Nitrifikation verlangsamen, so dass diese Böden durch eine Ammonium-Anreicherung gekennzeichnet sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; WERNER, 1997).

Immobilisierung Bei Bedarf werden von den Bodenorganismen anorganische Stickstoffverbindungen aufgenommen und langfristig im organischen Stickstoff-Pool des Bodens, vor allem in Form von Zell- bzw. Gewebeweiß der Bodenorganismen, festgelegt. Dieser Prozess wird Immobilisierung genannt.

Pflanzenaufnahme Des Weiteren wird dem Boden auch durch Pflanzen anorganischer Stickstoff entzogen. Erntemaßnahmen können dabei diese Stickstoffverbindungen ganz aus dem Nährstoffkreislauf des Bodens entfernen. Bleiben die Pflanzen bis zum Absterben und der anschließenden Zersetzung jedoch am Standort, werden die Stickstoffverbindungen dem Boden wieder zugeführt.

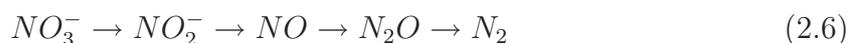
Denitrifikation Die Denitrifikation ist der wichtigste Abbauprozess von Nitrat, welches zu Stickoxiden und molekularem Stickstoff umgewandelt wird. Dabei handelt es sich um einen mikrobiellen Prozess, der, je nach der Stoffwechselart der Bakterien, in heterotrophe bzw. autotrophe Denitrifikation unterteilt wird. Bei der autotrophen Denitrifikation spielt der Energielieferant Pyrit eine wesentliche Rolle, bei der heterotrophen das Vorhandensein von Kohlenstoff (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; KUNKEL & WENDLAND, 2002; WENDLAND & KUNKEL, 1999; KÖLLE ET AL., 1983). Im Norddeutschen Tiefland sind pyrithaltige Aquifere mit autotrophen Denitrifikationsmechanismen weit verbreitet. Der bei der Denitrifikation innerhalb dieses Milieus bedeutendste Teilschritt ist in Gleichung 2.5 dargestellt.



mit

NO_3^-	=	Nitrat
FeS_2	=	Eisensulfid
H^+	=	Wasserstoff
N_2	=	Stickstoff
SO_4^{2-}	=	Sulfat
Fe^{2+}	=	Eisen
H_2O	=	Wasser

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Denitrifikation ist der Sauerstoffmangel im Boden, der mit einer zunehmenden Wassersättigung einhergeht und oberhalb von 70 bis 80 % des Gesamtporenvolumens sein Optimum erreicht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Mikroorganismen im Boden sind bei Sauerstoffmangel in der Lage, Nitratsauerstoff als Elektronenakzeptor zu verwerten, wobei sich das Redoxpotenzial von Stickstoff nach Gleichung 2.6 verringert.



mit

NO_3^-	=	Nitrat
NO_2^-	=	Nitrit
NO	=	Stickstoffmonoxid
N_2O	=	Distickstoffoxid (Lachgas)
N_2	=	Stickstoff

In manchen Böden kann es auf Grund des Vorhandenseins an leicht verfügbaren Kohlenstoff zu einer deutlichen Denitrifikation kommen, obwohl der Wassergehalt unter 70 % liegt. Grund dafür ist eine sehr hohe mikrobielle Aktivität, die letztendlich zum Sauerstoffmangel führt. Ein Beispiel für einen solchen Bodentypen ist das Niedermoor. Des Weiteren ist die Denitrifikation eine Funktion von Temperatur, pH-Wert, Nitrat-Gehalt und C:N-Verhältnis.

Volatilisierung Bei einer Ammoniakverflüchtigung bzw. -volatilisierung werden Ammonium-Ionen (NH_4^+) zu Ammoniak (NH_3) umgewandelt. Vor allem bei der unsachgemäßen, oberflächlichen Ausbringung von Düngemitteln, bei einem hohen pH-Wert, einer geringen Bodentiefe sowie bei Bodentemperaturen zwischen 5 und 40 °C kann verstärkt eine Volatilisierung stattfinden.

Stickstoff-Fixierung Einige freilebende Mikroorganismen sind auf Grund des Enzyms Nitrogenase in der Lage, N_2 aus der Luft zu organischen N-Verbindungen umzuwandeln. Hierbei spricht man von einer nicht symbiotischen N_2 -Fixierung. Eine zweite Form der N_2 -Fixierung wird durch die Symbiose der Knöllchenbakterien mit Leguminosen ermöglicht. Letzteres ist besonders in der Landwirtschaft bedeutend, da ein Anbau von Leguminosen den Stickstoffgehalt im Boden deutlich erhöhen kann. Dieses Verhalten muss dann bei der Zufuhr von Düngemitteln berücksichtigt werden.

2.1.1.2 Transport von Stickstoff zum Fließgewässer

Es existieren zwei Möglichkeiten, wie Stickstoff innerhalb eines Einzugsgebietes ins Fließgewässer transportiert werden kann. Zum einen über das Medium Wasser, zum anderen partikelgebunden über Erosion. Nitrat wird auf Grund seiner guten Löslichkeit in Wasser fast ausschließlich durch Wasser verlagert. Ammonium hingegen wird sowohl über Wasser als auch über Erosion transportiert. An Bodenpartikel gebundener organischer Stickstoff wird hauptsächlich über Erosion verlagert.

Stickstofftransport durch Wasser Meist erfolgt die Stickstoffverlagerung im Boden mittels Wasser in Form von Nitrat, da Nitrat in Wasser gut lösbar ist und sich nur schwer an Bodenpartikel anlagern kann (WERNER, 1997). Da Ammonium, im Gegensatz zu Nitrat, eine positiv geladene Oberfläche besitzt, kann es sehr gut Verbindungen mit den Bodenpartikeln eingehen und ist daher sehr schwer in Wasser löslich. Nur bei leicht durchlässigen, sorptions- und tonarmen Böden oder bei sehr hohen Ammonium-Konzentrationen im Boden (z. B. in stau- oder grundwasserbeeinflussten Böden im Tiefland) findet man auch Ammonium im Sickerwasser.

Generell zeigt die Stickstoffverlagerung zum Fluss durch Wasser eine erhebliche inner-jährliche Dynamik, da die Stoffumsatzprozesse temperaturabhängig sind. Außerdem beeinflussen die hydrologischen Bodenverhältnisse, die Wasserdynamik sowie die Art und Intensität der Bodennutzung (Bewuchs, Düngung, Bearbeitungsform) den zeitlichen Ablauf und das Ausmaß der Stickstoffverlagerung. So ist bei Sandböden die Auswaschungsrate höher als bei tonigen Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002) und auch mit zunehmender Stickstoffdüngung steigt die Stickstoffverlagerung. Allerdings spielt auch der Termin der Düngerezufuhr, die Verteilung der Düngemenge auf mehrere Zeitpunkte sowie die Höhe der Düngemenge eine wesentliche Rolle.

Im Zusammenhang mit dem Pflanzenbewuchs spielen die Pflanzenart, der Bedeckungsgrad, die Durchwurzelungstiefe sowie die Bedeckungsdauer eine besondere Bedeutung bei der Auswaschung. So wird Stickstoff auf Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung meist nur in der vegetationsfreien Zeit (September - April) ausgewaschen, sofern entsprechende Zwischenfrüchte fehlen. In der Regel ist der Stickstoffaustrag unter Ackerland höher als unter Grünland. Eine Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland kann jedoch kurzfristig zu einer starken Erhöhung der Stickstoffausträge führen bis sich ein neues Gleichgewicht wieder eingestellt hat. Uferrandstreifen, die es vor allem bei Tieflandflüssen gibt, sorgen dafür, dass weniger Stickstoff in die Fließgewässer gelangt (HATTERMANN ET AL., 2004a).

Wie viel Stickstoff aus dem Boden des Einzugsgebietes letztendlich den Vorfluter erreicht, ist abhängig von den Verweilzeiten und Abbauraten in den unterschiedlichen Bodenzonen (Oberfläche, ungesättigte Bodenzone, Grundwasser). Drainagemaßnahmen können dabei die Verweilzeiten deutlich verkürzen und den Stoffabbau verringern. Mit dem Oberflächenabfluss, sofern er vorhanden ist, benötigt Nitrat in Abhängigkeit von der Lage im Einzugsgebiet nur wenige Tage, bis es das Fließgewässer erreicht. Dementsprechend gering ist die Möglichkeit des Stickstoffabbaus. In der ungesättigten Bodenzone ist die Verweilzeit abhängig von der nutzbaren Feldkapazität des Bodens und dem Grundwasserflurabstand. Im nordostdeutschen Tiefland beträgt die Verweilzeit ca. ein Jahr pro einen Meter Grundwasserflurabstand (KUNKEL & WENDLAND, 2002). Das heißt, je tiefer der Grundwasserspiegel liegt, desto größer ist die Verweilzeit. Sind landwirtschaftliche Flächen drainiert, kann man eine Verweilzeit von einem Jahr zu Grunde legen (KUNKEL & WENDLAND, 2002). Die Verweilzeit im Grundwasser reicht von unter 5 Jahren bis über 500 Jahre und ist beeinflusst vom Durchlässigkeitsbeiwert des Gesteins, dem nutzbaren Hohlraumanteil, dem hydraulischen Gradienten, der Abstandsgeschwindigkeit sowie der Fließstrecke (KUNKEL & WENDLAND, 2002). Der Abbau von Nitrat im Wasser geschieht, wie in Abschnitt 2.1.1.1 erläutert, hauptsächlich durch die Denitrifikation (MANDER & KULL, 1997). Im Norddeutschen Tiefland findet überwiegend die autotrophe Denitrifikation statt. Auf Basis der Arbeiten von BÖTTCHER ET AL. (1985, 1989) und VAN BEEK (1987) zeigt sich, dass die

Abbau-Reaktionskonstanten unter reduzierenden Bedingungen, das heißt unter uneingeschränkter Denitrifikation, Werte von 0,557 bis 0,17 a^{-1} erreichen können. Entsprechend der Gleichung 2.7 (WENDLAND, 1993) ergibt sich daraus eine Halbwertszeit von ca. 1,2 bis 4,1 Jahren.

$$t_{1/2} = \ln(2)/\lambda \quad (2.7)$$

mit

$$\begin{array}{ll} t_{1/2} & = \text{Halbwertszeit} & [a] \\ \lambda & = \text{Abbau-Reaktionskonstante} & [a^{-1}] \end{array}$$

Die niedrige Reaktionskonstante von 0,17 a^{-1} im Grundwasser wird jedoch nur bei Vorhandensein von leicht metabolisierbaren Kohlenstoff möglich, was im nordostdeutschen Tiefland selten vorkommt. In der ungesättigten Bodenzone, das heißt unter eingeschränkter Denitrifikation, beträgt die Reaktionskonstante ca. 0,147 a^{-1} bzw. die Halbwertszeit 4,7 Jahre (WENDLAND ET AL., 1993). Im Oberflächengewässer unter oxidierenden Bedingungen geht man von einer Reaktionskonstante von 0,02 a^{-1} aus, was mit einer Halbwertszeit von 35 Jahren vergleichbar ist (OBERMANN, 1982). Die autotrophe Denitrifikation kann nur so lange stattfinden, bis das energieliefernde Pyrit aufgebraucht ist. Geschieht das, spricht man von einem "Nitratdurchbruch" (WENDLAND & KUNKEL, 1999). Im Norddeutschen Tiefland geht man unter der Voraussetzung der Beibehaltung des heutigen Landnutzungsmanagements davon aus, dass dieser Zeitpunkt in 50 bis 200 Jahren erreicht sein könnte (WENDLAND & KUNKEL, 1999).

Die Abbaurate von Ammonium während der Verlagerung durch Wasser wird durch Pflanzenaufnahme, Nitrifikations- und im Oberflächenabfluss zusätzlich durch Volatilisierungsprozesse bestimmt (NEITSCH ET AL., 2005). Vor allem aber werden die Ammonium-Ionen durch negativ geladene Sediment- bzw. Bodenpartikel den verschiedenen Abflüssen entzogen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Erosion In der Regel kann Stickstoff durch Erosion von stickstoffhaltigem Bodenmaterial in Form von Ammonium und organischem Stickstoff über den Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Dabei ist die Bodenerosion vor allem abhängig von dem Bodentypen, der Hangneigung, dem Pflanzenbestand und der Niederschlagsintensität. Besonders die meist flache Hangneigung ist dafür verantwortlich, dass die Erosionsraten im Tiefland gering sind. Aber auch Uferrandstreifen halten einen Großteil an erodiertem Bodenmaterial kurz vor dem Eintritt in das Gewässer oberflächlich zurück (KRONVANG ET AL., 1999).

2.1.1.3 Umsatz- und Transportprozesse von Stickstoff im Fließgewässer

Die Verbreitung von Stoffen im Gewässer ist von verschiedenen Prozessen abhängig: der Advektion, Dispersion, Sorption und dem Stoffumsatz (DYCK & PESCHKE, 1978; KRAUSE, 2005).

Der advective Stofffluss ist der Transport des Stoffes mit dem fließenden Wasser, wobei dieser von der Strömungsrichtung und -geschwindigkeit des Wassers abhängig ist. Der dispersive Stofftransport ist ein gerichteter diffuser Prozess. Die Ausbreitung der Partikelfahne erfolgt in Richtung abnehmender Konzentration, wobei lokale Fließgeschwindigkeitsunterschiede zur schnelleren Ausbreitung der Partikel in Fließrichtung führen. Die Sorption ist die physikalische oder chemische Bindung von im Wasser gelösten Stoffen an feste Bestandteile. Der Stoffumsatz bezieht sich auf die chemische oder biologische Umwandlung der gelösten Stoffe. Dazu gehören die Denitrifikation, die Nitrifikation oder die Volatilisierung.

Für Nitrat ist die Sorption von geringerer Bedeutung als die Dispersion und Advektion. Seine Verbreitung hängt vor allem vom Denitrifikationspotenzial des Gewässers ab (BEHRENDT & OPITZ, 1999). Die Denitrifikation ist um so höher, je ausgeprägter die anaeroben Bedingungen im Gewässer sind, z. B. durch zusätzliche Nährstoffeinträge aus Punktquellen oder verstärktes Algenwachstum. Auch die Größe des Einzugsgebietes hat einen Einfluss auf den Nitratgehalt des Gewässers. Je länger der Fließweg durch das Einzugsgebiet ist, desto länger ist auch die Verweilzeit und damit verbunden, die Möglichkeit des Stoffabbaus.

Beim Transport von Ammonium im Vorfluter spielt vor allem die Sorption an Flusssedimenten eine wesentliche Rolle. Hier ist die Sorptionsrate um so höher, je länger der Fließweg ist. Wie beim Oberflächenabfluss verursachen Nitrifikation, Volatilisierung und Pflanzenaufnahme einen Stoffabbau.

2.1.2 Phosphorprozesse

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff und in Abhängigkeit vom N:P-Verhältnis oft der limitierende Faktor für die Primärproduktion von Biomasse. Schon kleine Mengen können zur Eutrophierung der Gewässer führen (TURNER & HAYGARTH, 2000; DJODJIC ET AL., 2004).

Der größte globale Phosphorspeicher sind die Gesteine. Verwittert findet man Phosphor in bedeutenden Mengen in der Pedosphäre wieder. Im Gegensatz zu Stickstoff ist der Anteil an Phosphor, der aus den Einzugsgebieten in die Flüsse eingetragen wird, eher gering.

2.1.2.1 Phosphorkreislauf im Boden

Böden sind gute Phosphorspeicher. Große, wechselseitige Phosphorflüsse laufen zwischen dem Boden und den Organismen ab. Eher einseitig finden sie zwischen Gestein und Boden, Boden und Gewässer sowie Gewässer und Sediment statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Die Phosphorbilanz im Boden setzt sich aus den Einträgen der Gesteine, der Atmosphäre sowie der Düngung zusammen, abzüglich der Austräge durch Auswaschung, Pflanzenentzug und Erosion (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Der überwiegende Teil des Phosphors liegt in gebundener Form vor. Der Lösungsanteil beträgt meist weniger als 0,1 %. Die anorganischen Phosphorsalze, welche in der Regel als Orthophosphat-Anion (PO_4^{3-}) vorhanden sind und einen stark nukleophilen Charakter besitzen, können an Oberflächen von Sorbenten in organischen Verbindungen oder Organismen gebunden sein. Gelöster Phosphor kommt meist in Konzentrationen zwischen 0,001 und 0,1 mg/l vor. In Ap-Horizonten, das heißt, in der Ackerkrume, kann die Phosphorkonzentration in Lösung nach Düngung bis zu 5 mg/l betragen. Dabei haben stark bindende Böden geringere Phosphor-Lösungskonzentrationen als schwach bindende Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

In Abbildung 2.2 ist ein Überblick über den Phosphorkreislauf in der Biosphäre dargestellt. Die bedeutendsten Phosphorprozesse darin sind die Desorption (1), Sorption (2), Mineralisierung (3) sowie Immobilisierung (4) und Pflanzenentzug (5).

Desorption und Sorption Mineralische und sorbierte Phosphate werden von den Anionen im Gestein bzw. Boden stark gebunden. Deshalb erzeugen mineralische Phosphate in Lösung ähnliche Konzentrationen wie sorbierte Phosphate. Zudem stellen sich mineralische und sorbierte Phosphate im Boden nach einem Gleichgewichtsprinzip (Lösungs- bzw. Sorptionsgleichgewicht) ein und liegen in Lösung nur in sehr geringen Konzentrationen vor. Aus diesem Grund sind diese Phosphate schwer zu bestimmen und werden in der Regel zu gebundenem Phosphat zusammengefasst (PUDENZ, 1998; TURNER & HAYGARTH, 2000).

Lösungsprozesse treten bei mineralisch gebundenen Phosphaten auf, wobei die Löslichkeit durch das Löslichkeitsprodukt beschrieben wird. Das Löslichkeitsprodukt stellt die Aktivitäten der gelösten ionischen Bestandteile einer Verbindung im Gleichgewicht mit ihrer Festphase dar und ist stark abhängig vom pH-Wert des Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Durch die Sorption bilden sich stabile innersphärische Oberflächenkomplexe. Der Sorptionsumfang ist dabei abhängig von der Phosphorsättigung des Bodens, der Bodenart sowie der Anzahl an Anionen, welche mit dem Phosphat um die freien Sorptionsplätze konkurrieren.

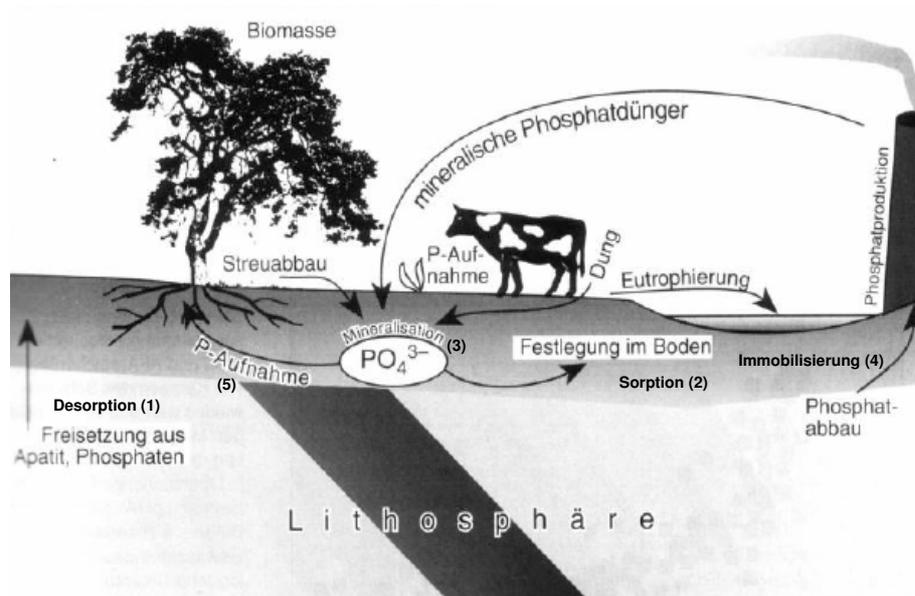


Abbildung 2.2: Überblick über den Phosphorkreislauf (Quelle: HINTERMEIER-ERHARD & ZECH, 1997).

Mineralisierung Der Anteil an organischem Phosphor beträgt 25 bis 60 % vom Gesamtphosphorgehalt im Boden und nimmt mit der Bodentiefe und dem sinkenden Anteil an Huminstoffen ab. Die wichtigste Form der Mineralisierung ist die Abspaltung der Phosphatgruppe von den Phytaten, welche Salze des Phytins sind. Das Enzym Phytase, das von Mikroorganismen oder Pilzen gebildet wird, startet den Umsatzprozess. Je enger dabei das C:P-Verhältnis ist (es variiert zwischen 100 und 1000), desto höher ist die Umsatzrate. Auf Grund der Aktivität von Mikroorganismen ist die Mineralisierungsrate im Frühjahr am höchsten.

Eine weitere Form der Mineralisierung ist die reduktive Phosphormobilisierung unter anaeroben Bedingungen. Voraussetzung dafür ist ein ausreichender Kohlenstoffgehalt, der z.B. in einem Niedermoorboden vorkommt.

Immobilisierung Genau wie beim Stickstoff können bei Bedarf von den Bodenorganismen anorganische Verbindungen aufgenommen und somit im organischen Pool langfristig festgelegt werden. Das Phosphor wird immobilisiert.

Pflanzenaufnahme Ebenfalls wie beim Stickstoff wird dem Boden auch durch Pflanzen Phosphor entzogen, wobei die Phosphorverbindungen durch Erntemaßnahmen aus dem Nährstoffkreislauf des Bodens entfernt werden können. Durch Zersetzung der Pflanzen nach ihrem Absterben können dem Boden jedoch Phosphorverbindungen wieder zugeführt werden.

2.1.2.2 Transport von Phosphor zum Fließgewässer

Es gibt die gleichen Transportwege wie bei Stickstoff, auf denen Phosphor vom Boden in den Fluss verlagert werden kann: die Erosion und der Transport durch Wasser. Die Gewichtung dieser beiden Möglichkeiten, vor allem im Vergleich zu Nitrat, ist dabei genau entgegengesetzt. In der Regel wird Phosphor wegen seiner hohen Sorptionsfähigkeit an Bodenpartikel über die Erosion ausgetragen. Allerdings ist der Sättigungsgrad an Phosphor in vielen landwirtschaftlich bearbeiteten Böden immer mehr gestiegen, weshalb Phosphor auch zunehmend ausgewaschen wird. Besonders im Verhältnis zu den relativ geringen Erosionsraten kann man den Transport im Tiefland über Wasser als Transportweg nicht mehr vernachlässigen (MACRAE ET AL., 2003; KRONVANG ET AL., 1999; HOUSE & WARWICK, 1998).

Phosphortransport durch Wasser Überwiegend wird nur das Phosphor im Boden verlagert, welches sich in Bodenlösung befindet. Die Phosphorkonzentration im Sickerwasser ist von der Sättigung der Phosphorsorbenten, der Löslichkeit der mineralischen Phosphate und der Geschwindigkeit der Desorption abhängig. Der Austrag an gelöstem Phosphor lässt sich nach dem Versickern im Grundwasser nachweisen (KNEIS ET AL., 2006b). Allerdings setzt sich die Phosphorkonzentration im Grundwasser nicht nur aus dem Eintrag über das Sickerwasser, sondern auch aus geogenen Hintergrundbelastungen zusammen (GELBRECHT ET AL., 2005; DRIESCHER & GELBRECHT, 1999). SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) geben eine Phosphorkonzentration im Sickerwasser von meist 0,001 bis 0,1 mg/l an. TURNER & HAYGARTH (2000) erwähnen jedoch, dass schon 0,035 mg/l ausreichen, um eine Eutrophierung von Gewässern hervorzurufen. Nach einem Bericht des Landesumweltamtes Brandenburg (LUA-BRANDENBURG, 2002b) betragen die Orthophosphat-Konzentrationen im Grundwasser des nordostdeutschen Tieflandes zwischen 0,05 - 0,2 mg/l, im Extremfall sogar 0,5 mg/l.

Solange die Phosphorsorbenten im Boden nicht gesättigt sind, kann Phosphor akkumuliert werden und gelangt nur in sehr geringer Menge in die Bodenlösung. Außerdem verbleibt er auch nur so lange in Lösung, bis sich wieder freie Potenziale zur Anlagerung der Phosphate bieten. Je länger der gelöste Phosphor die Möglichkeit erhält, sich an Bodenpartikel zu binden, das heißt, je länger das Wasser bis zum Gebietsauslass

benötigt, desto geringer sind die Austragsraten an Phosphor. Das bedeutet, dass in Tieflandgebieten auf Grund der längeren Verweilzeiten des Wassers im Einzugsgebiet wenig Phosphor in die Vorfluter gelangt. Eine Ausnahme bilden die unter intensiver Landwirtschaft stark drainierten Flächen. Hier verkürzt sich die Transportzeit deutlich, so dass der Anteil an Phosphor, der den Vorfluter erreicht, stark erhöht wird (KNEIS ET AL., 2006b). Die hohe Relevanz von Drainagen für den Transport von Phosphor diskutieren auch KLEINMAN ET AL. (2003), ULEN & MATTSON (2003) und MORGAN (1997). Nach deren Erkenntnis ist durch Drainage eine verstärkte Phosphorverlagerung in tiefere Bereiche des Bodens und in den Vorfluter möglich.

Weitere Untersuchungen (DJODJIC ET AL., 2004; TURNER & HAYGARTH, 2000) ergaben, dass nicht nur die Sättigung der Phosphorsorbenten im Boden, sondern auch die hydrologischen Verhältnisse, die Vegetationsbedeckung und die Bodenbeschaffenheit (Anionen-Anteile, Art der Sorption) von entscheidender Bedeutung für die Verlagerung von Phosphor sind. Uferstrandstreifen nehmen einen Teil des gelösten Phosphors auf (KRONVANG ET AL., 1999). Des Weiteren betonen HEATHWAITE (1997) und HAYGARTH & SHARPLEY (2000), dass neben dem Oberflächenabfluss auch der Zwischenabfluss für den Transport von Phosphor von Bedeutung sein können.

Erosion Phosphor kann durch Erosion phosphorhaltigen Oberbodenmaterials über Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL, 2002). In gebirgigen Regionen sind die Phosphorverluste durch Erosion sehr hoch, im Tiefland sind sie jedoch auf Grund der flachen Hangneigung als gering einzustufen. Des Weiteren kann die Phosphoremission aber auch durch Erosion aus den Makroporen im Boden erfolgen. Dazu ist besonders ein relativ starker Wasserfluss im Boden notwendig (TURNER & HAYGARTH, 2000; DJODJIC ET AL., 2004). In Tieflandgebieten spielt diese Form der Erosion eine untergeordnete Rolle.

2.1.2.3 Umsatz- und Transportprozesse von Phosphor im Fließgewässer

Wie für Stickstoff gelten auch für Phosphor die grundsätzlichen Prozesse für die Verbreitung von Stoffen (s. Abschnitt 2.1.1.3).

Im Gegensatz zu Stickstoff spielen die Stoffumsatzprozesse im Gewässer jedoch eine untergeordnete Rolle. Entscheidend ist vor allem die Möglichkeit zur Sedimentation im Flussbett, zur Sorption an Sedimente sowie der Aufnahme durch Organismen und Pflanzen. Die Sedimentations- und Sorptionsraten sind dabei vom Abfluss abhängig, das heißt, je schneller der Abfluss, desto geringer die Retentionsrate (BEHRENDT & OPITZ, 1999; MACRAE ET AL., 2003; KRONVANG, 1999; HOUSE, 1998). Auch eine Remobilisierung von Phosphor aus den Sedimenten ist vom Abfluss abhängig.

Innerhalb eines Einzugsgebietes schwankt die Retention von Phosphor, wobei Flussmorphologie und -vegetation einen großen Einfluss hierauf haben (MACRAE ET AL., 2003).

2.2 Wasserqualität in der hydrologischen Modellierung

Nach der Beschreibung der Nährstoffprozesse werden im Folgenden die Möglichkeiten zur rechen-technischen Simulation der Wasserqualität aufgezeigt und es wird ein Überblick des „State of the Art“ in der Wissenschaft gegeben.

In den letzten Jahrzehnten wurden viele verschiedene Simulationsmodelle entwickelt, die sich mit den Stofftransport- und Umsatzprozessen im hydrologischen Kreislauf befassen (THORSEN ET AL., 1996). In den 1970er Jahren stand dabei besonders die Simulation des Transportes konservativer, gelöster Stoffe in den Flüssen im Vordergrund der Untersuchungen (REFSGAARD ET AL., 1999). Seit den 1990er Jahren versucht man verstärkt auch Modelle zu entwickeln, welche die Transport- und Umsatzprozesse von reaktiven Stoffen abbilden können.

Zwar gewann die Modellierung von Nährstoffumsätzen und die Simulation diffuser Stoffeinträge in den 1990er Jahren an Bedeutung, allerdings blieb die Entwicklung der Modelle vorwiegend auf Einzugsgebiete mit einer Größe von meist kleiner als 1000 km^2 beschränkt (KRYSAKOVA ET AL., 1999). Zudem hat die agrochemische Modellierung noch nicht die Genauigkeit und Anwendbarkeit der hydrologischen Modellierung erreicht. Des Weiteren muss auf Einzugsgebietsebene auch die räumliche Heterogenität berücksichtigt werden. Dabei stößt man immer wieder auf Grenzen im Prozessverständnis (POOR & MCDONNELL, 2007). Vor allem die Phosphormodelle zeigen auf Grund der Komplexität und des eingeschränkten Prozessverständnisses einen geringen Entwicklungsstand (THORSEN ET AL., 1996). Nach RODE ET AL. (2000) liegen besonders in der mesoskaligen Phosphortransportmodellierung erhebliche Wissensdefizite beim Prozessverständnis vor.

Des Weiteren findet man bei der Modellierung der Stickstoffprozesse nach LORENZ (2005) häufig Modellansätze, bei denen die Mineralisierung organischer Stickstoffkomponenten nicht in zwei Teilprozesse untergliedert ist. Ammonifizierung und Nitrifikation werden in einem komplexen Prozess zusammengefasst, weil man davon ausgeht, dass die Nitrifikation in den meisten Fällen viel schneller abläuft als die Ammonifizierung (NUSKE, 1983; RICHTER ET AL., 1985) und als Endprodukt sich in der Regel nur Nitrat im Boden anreichern kann. In dem in dieser Studie verwendeten Modell SWIM wurde diese Vereinfachung bisher angenommen. In Gebieten mit Grundwassereinfluss findet man jedoch andere Stoffumsatzprozesse als in grundwasserfernen Regionen (SCHEFFER

& SCHACHTSCHABEL, 2002). So läuft die Nitrifikation unter anaeroben Bedingungen langsamer ab als die Ammonifizierung. Die Folge ist eine Anreicherung von Ammonium im Boden und damit verbunden die Gefahr der Auswaschung in den Vorfluter und der Volatilisierung von Ammoniak in die Atmosphäre.

Zudem gibt es wenig Untersuchungen zu Stoffumsätzen in Einzugsgebieten des Tieflandes, welche sich komplett mit dem Transport und Umsatz im Boden, dem Eintrag ins Gewässer sowie dem Transport im Fließgewässer selbst, einschließlich der Abbau- bzw. Verweilprozesse, beschäftigen. Die Ursache hierfür liegt in der schwierigen Umsetzung der hydrologischen und stofflichen Prozesse im Tiefland begründet. Dazu gehören das komplexe Zusammenspiel von Oberflächen- und Grundwasser, die geringen Fließgeschwindigkeiten, die schwache Reliefausprägung und das Vorhandensein von Staubeichen (WRIEDT & RODE, 2006).

In der Wasserqualitätsmodellierung gibt es nach THORSEN ET AL. (1996) Modelle unterschiedlicher Komplexität, deren Einteilung an der Klassifikation der hydrologischen Modelle angelehnt ist. Danach kann man die von der hydrologischen Modellierung abhängigen prozessbasierten und konzeptionell-prozessorientierten Modelle sowie die statistischen Modelle unterscheiden (s. Abb. 2.3).

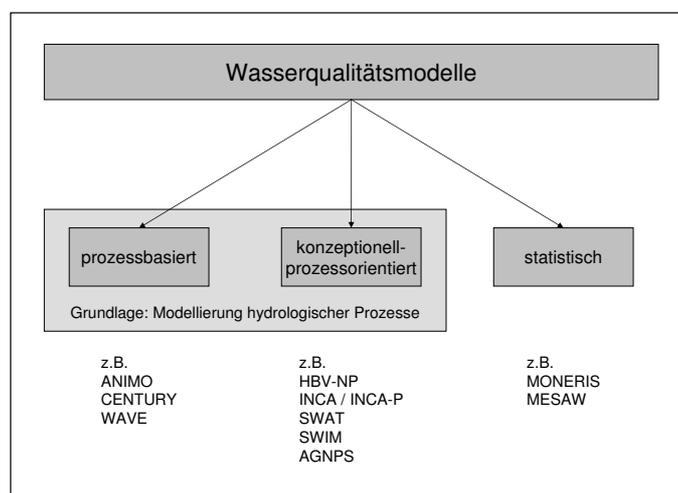


Abbildung 2.3: Klassifikation der Wasserqualitätsmodelle (Quellen: THORSEN ET AL. (1996), BRONSTERT (2004), REFSGAARD (1996)).

In prozessbasierten Modellen sollen die unterschiedlichen physikalisch-chemisch begründeten Prozesse möglichst genau identifiziert und beschrieben werden, die die Heterogenität der Landschaft widerspiegeln. Der Nachteil der prozessbasierten Modelle liegt in der großen Datenbasis, die für eine exakte Beschreibung der Prozesse notwendig ist, sowie in den hohen Rechenzeiten, um die nichtlinearen Gleichungen für jedes Raumelement numerisch zu lösen. Diese Ansätze finden häufig in Versickerungsmodellen auf

der Feldskala Anwendung, wo die Datenverfügbarkeit gesichert werden kann. Zu den prozessbasierten Modellen, die den Stickstoff- und/oder den Phosphorkreislauf abbilden können zählen unter anderem WAVE (VANCLOOSTER ET AL., 1995a,b), ANIMO / ANIMO-P (KROES, 1995) und CENTURY (PARTON ET AL., 1992).

Konzeptionell-prozessorientierte Modelle sind durch eine hohe Prozessrepräsentanz gekennzeichnet, wobei physikalisch-chemisch basierte Gleichungen durch empirische Ansätze (z.B. Speicheransätze) vereinfacht werden. Dadurch können Prozesse in geringer zeitlicher Auflösung auf regionaler Ebene mit räumlicher Heterogenität dargestellt werden. Anwendung finden konzeptionell-prozessorientierte Modelle vor allem in Einzugsgebieten der Meso- und Makroskala, für die in der Regel Daten nur eingeschränkt zur Verfügung stehen. Zu diesem Modelltyp gehören z.B. SWAT (NEITSCH ET AL., 2005), INCA / INCA-P (WADE ET AL., 2002a,b; Whitehead, 1998a), AGNPS (YOUNG ET AL., 1995), HBV-NP (LINDSTRÖM ET AL., 2005; ARHEIMER & WITTEGREN, 2002) und das in dieser Arbeit verwendete Modell SWIM (KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000).

Statistische Modelle sind die einfachste Form der genannten Modellansätze. Als Eingangsgrößen dienen Randbedingungen, wie Niederschlag, Verdunstung und Stoffeinträge. Über statistische Beziehungen bekommt man die Ausgabegrößen - meist eine Ganglinie. Der Vorteil dieser Modelle besteht in der geringen Menge an Eingabeinformationen und der relativ einfachen Anwendung auf verschiedenen Skalen. Dem steht als Nachteil die fehlende Prozessdifferenzierung und -identifikation gegenüber. Als Beispiele für statistische Modelle können MONERIS (BEHRENDT & OPITZ, 1999) und MESAW (LIDÉN ET AL., 1999; GRIMVALL & STÅLNACKE, 1996) genannt werden. Diese Modelle ermitteln über Regressionsgleichungen die mittleren Nährstofffrachten in Fließgewässern über einen Zeitraum von einem bis mehreren Jahren. Dabei können die Nährstofffrachten nach ihrer Herkunft aus diffusen und punktförmigen Quellen differenziert werden.

Eine kurze tabellarische Übersicht der oben genannten Modelle ist in den Tabellen 2.1 und 2.2 zusammengestellt.

Mit der Anwendung des ökohydrologischen Modells SWIM (KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000) soll das Prozessverständnis für den Stickstoff- und Phosphorkreislauf im nordostdeutschen Tiefland detailliert untersucht werden. Auf Grund der Größe der drei mesoskaligen Einzugsgebiete bietet sich der Einsatz dieses konzeptionell-prozessorientierten Modells an. Die Ergebnisse werden in der vorliegenden Arbeit vorgestellt.

Tabelle 2.1: Vergleich verschiedener, konzeptionell-prozessorientierter Wasserqualitätsmodelle: AGNPS, HBV-NP, INCA/INCA-P, SWAT, SWIM.

Modelltyp konzeptionell- prozessorientiert	Modell	Referenz	Skala	Stoffe	Rechenzeitschritt ereignisbezogen	räumliche Auflösung Gridzelle	Prozesse N	Prozesse P
	AGNPS	Young et al. (1995)	Mesoskala	total N, P im Sediment, total N, P gelöst		Gridzelle	Transportprozess von Gridzelle zu Gridzelle	Transportprozess von Gridzelle zu Gridzelle
	HBV-NP	Lindström et al. (2005) Arheimer, B. & Wittgren H. B. (2002)	Meso- bis Makroskala	anorg. N gelöst, org. N gelöst, P partikulär, P gelöst reaktiv	Tag, kontinuierlich	Teileinzugsgebiet	Biologische Aufnahme, Denitrifikation, Sedimentation, Versickerung, Makroporenfluss, Transport mit Oberflächen- u. Grundwasserabfluss, Transport im Fluss	Biologische Aufnahme, Sorpton, Sedimentation, Versickerung, Makroporenfluss, Transport mit Oberflächen- u. Grundwasserabfluss, Transport im Fluss
	INCA INCA-P	Wade et al. (2002a) Wade et al. (2002b)	Mesoskala	Nitrat, Ammonium, anorg. P, org. P, total P (im Fluss)	Tag, kontinuierlich	Zellen von 1km ²	Pflanzenaufnahme, Ammonifizierung, Nitrifikation, Denitrifikation, N ₂ -Fixierung, Immobilisierung, Versickerung, Transport mit Oberflächen- und Grundwasserabfluss, Transport im Fluss	Pflanzenaufnahme, Immobilisierung, Sorpton / Desorption, Versickerung, Transport mit Oberflächen- und Grundwasserabfluss, Transport im Fluss
	SWAT	Nétsch et al. (2005)	Meso- bis Makroskala	Nitrat, Ammonium, org. N, P aus Humus aktiv und stabil, org. N, P aus Pflanzenrückständen, anorg. P stabil, aktiv und gelöst	Tag, kontinuierlich	Hydrological Response Units (HRU)	Pflanzenaufnahme, Zersetzung aus Pflanzenrückständen, Ammonifizierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Volatilisierung, N ₂ -Fixierung, Immobilisierung, Versickerung, Transport mit Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss, Erosion, Transport im Fluss	Pflanzenaufnahme, Zersetzung aus Pflanzenrückständen, Mineralisierung, Sorpton / Desorption, Versickerung bis in die 1. Bodenschicht, Transport mit Oberflächen- abfluss, Erosion, Transport im Fluss
	SWIM	Krysanova, V. & Wechsung, F. (2000) Kapitel 4 dieser Arbeit	Meso- bis Makroskala	Nitrat, Ammonium, org. N, P aus Humus aktiv und stabil, org. N, P aus Pflanzenrückständen, anorg. P stabil, aktiv und gelöst	Tag, kontinuierlich	Hydrotop	Pflanzenaufnahme, Zersetzung aus Pflanzenrückständen, Ammonifizierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Volatilisierung, Versickerung, Transport mit Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss, Erosion	Pflanzenaufnahme, Zersetzung aus Pflanzenrückständen, Mineralisierung, Sorpton / Desorption, Versickerung, Transport mit Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss, Erosion

Tabelle 2.2: Vergleich verschiedener, prozessbasierter und statistischer Wasserqualitätsmodelle: ANIMO/ANIMO-P, CENTURY, WAVE, MESAW, MONERIS.

Modelltyp	Modell	Referenz	Skala	Stoffe	Rechenzeitschritt	räumliche Auflösung	Prozesse N	Prozesse P
prozessbasiert	ANIMO ANIMO-P	Kroes, J. G. (1995)	Feldskala	Nitrat, Ammonium, total N, 4 x org. N, anorg. P, org. P	Tag, kontinuierlich	vertikales Bodenprofil	Pflanzenaufnahme, Zersetzung organischer Materie, Mineralisierung, Sorpton / Desorption, Denitrifikation, Sorption / Desorption von Ammonium, Immobilisierung, Versickerung	Pflanzenaufnahme, Zersetzung organischer Materie, Mineralisierung, Sorpton / Desorption, Versickerung
	CENTURY	Parton et al. (1992)	Makroskala	Ammonium, total N, org. N, P passiv, aktiv und stabil, N, P prätikulär, N, P metabolisch, N, P biologisch, anorg. P stabil, aktiv und gelöst	Tag oder Monat, kontinuierlich	Zellen von 1m ²	Pflanzenaufnahme, Zersetzung organischer Materie, Sorpton / Desorption, Mineralisierung, Volatilisierung, N ₂ -Fixierung, Versickerung	Pflanzenaufnahme, Zersetzung organischer Materie, Sorpton / Desorption, Mineralisierung, Versickerung
statistisch	WAVE	Vancooster et al. 1995a Vancooster et al. 1995b	Feldskala	Nitrat, Ammonium, total N, 3 x org. N	< Tag, variabel, kontinuierlich	vertikales Bodenprofil	Pflanzenaufnahme, Zersetzung organischer Materie, Mineralisierung, Nitifikation, Volatilisierung, Denitrifikation, Sorpton / Desorption von Ammonium, Versickerung	wird nicht modelliert
	MESAW	Grimvall, A. & Stalnacke, P. (1996) Lidén et al. (1999)	Meso- bis Makroskala	total N, total P	1 - mehrjähriger, mittlerer Zustand	Teileinzugsgebiet	Differenzierung der Nährstofffrachten im Fluss nach ihrer Herkunft: atmosphärische Deposition, Punktquellen, Bodenaustrag	Differenzierung der Nährstofffrachten im Fluss nach ihrer Herkunft: atmosphärische Deposition, Punktquellen, Bodenaustrag
	MONERIS	Behrendt, H. & Opitz, D. (1999)	Meso- bis Makroskala	total N, total P	1 - mehrjähriger, mittlerer Zustand	Teileinzugsgebiet	Differenzierung der Nährstofffrachten im Fluss nach ihrer Herkunft: atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, urbane Flächen, Direkteinleiter, kommunale Kläranlagen	Differenzierung der Nährstofffrachten im Fluss nach ihrer Herkunft: atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, urbane Flächen, Direkteinleiter, kommunale Kläranlagen

Kapitel 3

Datengrundlagen und Datenanalysen der Untersuchungsgebiete

3.1 Datengrundlagen

Für die Modellierung der Abfluss- und Nährstoffverhältnisse in den Einzugsgebieten sind verschiedene Datengrundlagen in flächenhafter, räumlicher Verteilung notwendig. Das digitale Höhenmodell (DHM) wurde vom Landesvermessungsamt Brandenburg, die Einzugsgebietsgrenzen sowie die Bodenübersichtskarten vom Landesumweltamt Brandenburg zur Verfügung gestellt (s. Tab. 3.1). Die Grenzen der Einzugsgebiete leiten sich aus den Vorgaben des Landesumweltamtes Brandenburg ab und entsprechen den vermessenen, oberirdischen Einzugsgebieten. Daten zu unterirdischen Einzugsgebieten lagen nicht vor. Die bodenräumliche Gliederung entstammt der Bodenübersichtskarte 1:300000 (BÜK300). Da die BÜK300 jedoch keine ausreichend detaillierte Parametrisierung der Bodentypen aufweist, wurde auf die Parameter der Bodenübersichtskarte 1:1000000 (BÜK1000) zurückgegriffen. Die Landnutzungskarten für den Referenzzustand und für die Szenarios wurden von JESSEL & JACOBS (2006) entwickelt und zur Verfügung gestellt. Dabei stammen die Originaldaten für den Referenzzustand aus der Biotoptypenkartierung Brandenburg (s. Tab. 3.1).

Die Klimadaten für den Referenzzustand stammen ursprünglich von Stationen des Deutschen Wetterdienstes, wurden jedoch nach GERSTENGABE & WERNER (2005) vervollständigt. Um die Daten der vorhandenen Stationen möglichst realitätsnah auf die Fläche zu übertragen, wurden diese auf Teileinzugsgebietsebene mittels Thiessen-Polygone interpoliert. Dabei ist die Anzahl der berücksichtigten Klimastationen von entscheidender Bedeutung, denn je weniger Stationen vorhanden sind, desto ungenauer sind die Simulationsergebnisse. Für die Interpolation der Klimadaten in den Teileinzugsgebieten konnte, je nach Verfügbarkeit, nur auf 4 bis 6 Stationen im Einzugsgebiet

bzw. in dessen unmittelbarer Nähe zurückgegriffen werden.

Die hydrologischen und gewässerchemischen Vergleichsdaten der Fließgewässer stammen vom Landesumweltamt Brandenburg (s. Tab. 3.1).

Tabelle 3.1: Überblick über Quellen und Beschreibung der externen Datengrundlagen.

Datengrundlage	Datenquelle	Anmerkung
Digitales Höhenmodell (DHM)	Landesvermessungsamt Brandenburg	Raster: 50 m
Oberirdische Einzugsgebiete	Landesumweltamt Brandenburg	Polygon
Bodenübersichtskarte (BÜK300)	Landesumweltamt Brandenburg	Polygon, Maßstab: 1:300000
Leitprofile (BÜK1000)	Landesumweltamt Brandenburg	Polygon, Maßstab: 1:1000000
Biotoptypenkartierung 1992	Landesumweltamt Brandenburg, JESSEL & JACOBS (2006)	Polygon
Klimadaten 1981 - 2000	Deutscher Wetterdienst, GERSTENGABE & WERNER (2005)	tägliche Zeitreihe, 4 bis 6 Stationen
Abflussdaten 1981 - 2000	Landesumweltamt Brandenburg	tägliche Zeitreihe, Pegel: Potsdam (Nuthe), Woltersdorf (Hammerfließ), Wolfshagen (Stepenitz)
Gewässerqualitätsdaten 1981 - 2000	Landesumweltamt Brandenburg	unregelmäßige - 14tägige Zeitreihe, Pegel: Potsdam (Nuthe), Scharfenbrück (Hammerfließ), Wolfshagen (Stepenitz)
Punktförmige Einträge 1981 - 2000	BIEGEL (2005)	tägliche Zeitreihe Nuthe und Hammerfließ

Die Berechnung des Abflusses wird im Modell SWIM in Tagesschritten durchgeführt, so dass der Vergleich der simulierten mit den gemessenen Daten ebenfalls auf Tageswertbasis basiert.

Die Gewässerqualitätsdaten liegen im Original nur in 14tägiger bzw. unregelmäßiger Auflösung vor. Die Wasserqualität unterliegt jedoch einer hohen Dynamik, so dass eine spätere Bewertung der Simulationsergebnisse mit den gemessenen Daten nur vergleichend und ohne entsprechendes Gütemaß erfolgen kann.

Punktförmige Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft wurden für die Einzugsgebiete Nuthe und Hammerfließ aus BIEGEL (2005) entnommen. Für die Stepenitz liegen keine Informationen zu punktförmigen Einträgen vor.

Weitere Informationen zu den in der Modellierung mit SWIM genutzten Eingangsdaten können dem Abschnitt 4.2 entnommen sowie in KRYSANOVA ET AL. (1998a) und KRYSANOVA & WECHSUNG (2000) nachgelesen werden.

3.2 Die Einzugsgebiete

Die im Mittelpunkt dieser Arbeit stehenden Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und nördliche Stepenitz befinden sich im pleistozänen, nordostdeutschen Tiefland. Nuthe und Hammerfließ sind Teileinzugsgebiete der Havel, welche einer der größten Nebenflüsse der Elbe darstellt. Die Stepenitz ist ein direkter Nebenfluss der Elbe und grenzt mit seinem Einzugsgebiet direkt an das der Havel (s. Abb. 3.1). Da lediglich der nördliche Teil der Stepenitz vom Elberückstau unbeeinflusst ist, soll bei der Modellierung auch nur dieser bis zum Pegel Wolfshagen betrachtet werden. Die nördliche Stepenitz wird in der weiteren Arbeit vereinfacht als Stepenitz bezeichnet.

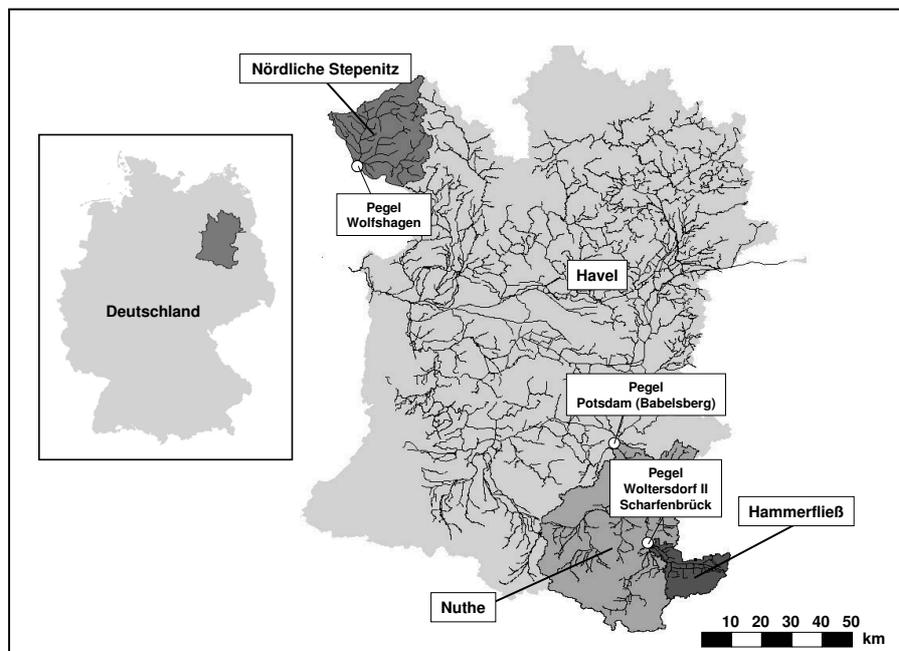


Abbildung 3.1: Untersuchungsgebiete: Nuthe (Auslasspegel Potsdam (Babelsberg)), Hammerfließ (Auslasspegel Woltersdorf II / Scharfenbrück), Stepenitz (Auslasspegel Wolfshagen).

Die Nuthe mit einem oberirdischen Einzugsgebiet von 1.803 km^2 und einer Fließlänge von 66 km entspringt im Fläming, fließt in nordwestliche Richtung und mündet in Potsdam (Babelsberg) in die Havel. Teile des Einzugsgebietes wurden großflächig melioriert und dienen seitdem als Acker- und Weideland. Der nördliche Teil des Nuthe-Gebietes wurde bis Mitte der 1990er Jahre durch Rieselfeldbewirtschaftung geprägt, so dass in diesem Gebiet mit stofflichen Belastungen zu rechnen war. Abbildung 3.2 stellt einen Abschnitt der Nuthe im Oberlauf des Einzugsgebietes dar.



Abbildung 3.2: Nuthe im Oberlauf des Einzugsgebietes (Foto: Werner Lahmer).

Tabelle 3.2: Geografische Randbedingungen in den Einzugsgebieten Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz.

Einzugsgebiete	Nuthe	Hammerfließ	Stepenitz
Oberirdisches Einzugsgebiet [km²]	1 803	211	571
Fließlänge [km]	66	25	40
Bodentypen [%]	<i>Gley</i> 39 Braunerde 33 Niedermoor 10 andere 18	<i>Gley</i> 50 Niedermoor 19 Braunerde 18 andere 13	<i>Fahlerde</i> 49 Braunerde 33 Gley 15 andere 3
Landnutzung [%]	<i>Landwirtschaft</i> 47 Wald 42 andere 11	Landwirtschaft 37 <i>Wald</i> 45 andere 18	<i>Landwirtschaft</i> 77 Wald 11 andere 12

Das Hammerfließ fließt vom Fläming nordwestlich und mündet bei Woltersdorf in die Nuthe. Sein oberirdisches Einzugsgebiet beträgt 211 km² und seine Fließlänge 25 km.

Das Hammerfließ ist durch ein ausgeprägtes Grabensystem gekennzeichnet, welches die Struktur des natürlichen Flusses stark überprägt. Der Anteil der „trockengelegten“ Feuchtgebiete spielt im Einzugsgebiet des Hammerfließ als Eintragspfad für Nährstoffe eine bedeutende Rolle.

Das Einzugsgebiet der Stepenitz beträgt 571 km^2 . Auf 40 km Länge fließt die Stepenitz aus ihrem Quellgebiet in der Prignitz südwestlich bis zum Pegel Wolfshagen. Im Unterschied zur Nuthe und zum Hammerfließ ist die Stepenitz im Verhältnis zur Flächengröße durch eine stärkere Relieferung gekennzeichnet. Dadurch ist der Rückhalt an Wasser und Nährstoffen kleiner im Gegensatz zu den anderen beiden Einzugsgebieten (BECKER & LAHMER, 2004). Zudem weist diese Region den größten Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung auf. Dies führt zu verstärkten Nährstoffeinträgen in die Fließgewässer.

Aus folgenden Gründen wurden die Gebiete als Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Arbeit gewählt:

1. Alle drei Einzugsgebiete sind mit ihrem meist geringem Gefälle, den ausgedehnten Retentionsräumen sowie der zum Teil ausgeprägten Mäandrierung und dem dadurch entstehenden trägen Landschaftsabfluss typische Beispiele für Tieflandgebiete.
2. Charakteristisch sind außerdem die ausgedehnten Niederungs- und Feuchtgebiete sowie Flusseen, welche Senken für Wasser und Nährstoffe darstellen.
3. Des Weiteren weisen die Einzugsgebiete eine starke anthropogene Beeinflussung auf. Die Niederungen und Feuchtgebiete wurden in der Vergangenheit stark entwässert, um landwirtschaftlich genutzt werden zu können. Der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche ist in allen Gebieten bedeutend, unterscheidet sich aber dennoch erheblich (s. Tab. 3.2). Daher lassen sich differenzierte Untersuchungen zu Stoffeintrag und -dynamik durchführen, vor allem auch unter dem Aspekt von Landnutzungsänderungen. Wassermanagementmaßnahmen führten zu veränderten Abflussbedingungen und Nährstoffausträgen aus den Gebieten, als es im ursprünglichen Zustand der Fall gewesen war.
4. Zwar handelt es sich um typische Einzugsgebiete des Tieflandes, dennoch unterscheiden sie sich untereinander hinsichtlich des Anteils an Feuchtgebieten und teilweise auch der Reliefausprägung. Somit kann der Stoffrückhalt in den Gebieten variieren.
5. Da das Modell SWIM vorwiegend zur Simulation von Einzugsgebieten der Mesoskala konzipiert ist, wurden die Untersuchungsgebiete dieses Skalenbereiches ausgewählt. Sie stehen im Fokus der Untersuchungen.

3.3 Geomorphologie / Geologie

Die geomorphologische Formgebung der Untersuchungsräume erfolgte hauptsächlich während der Saale- und Weichseleiszeit. Einen Überblick über die Topographie der Einzugsgebiete gibt die Abbildung 3.3.

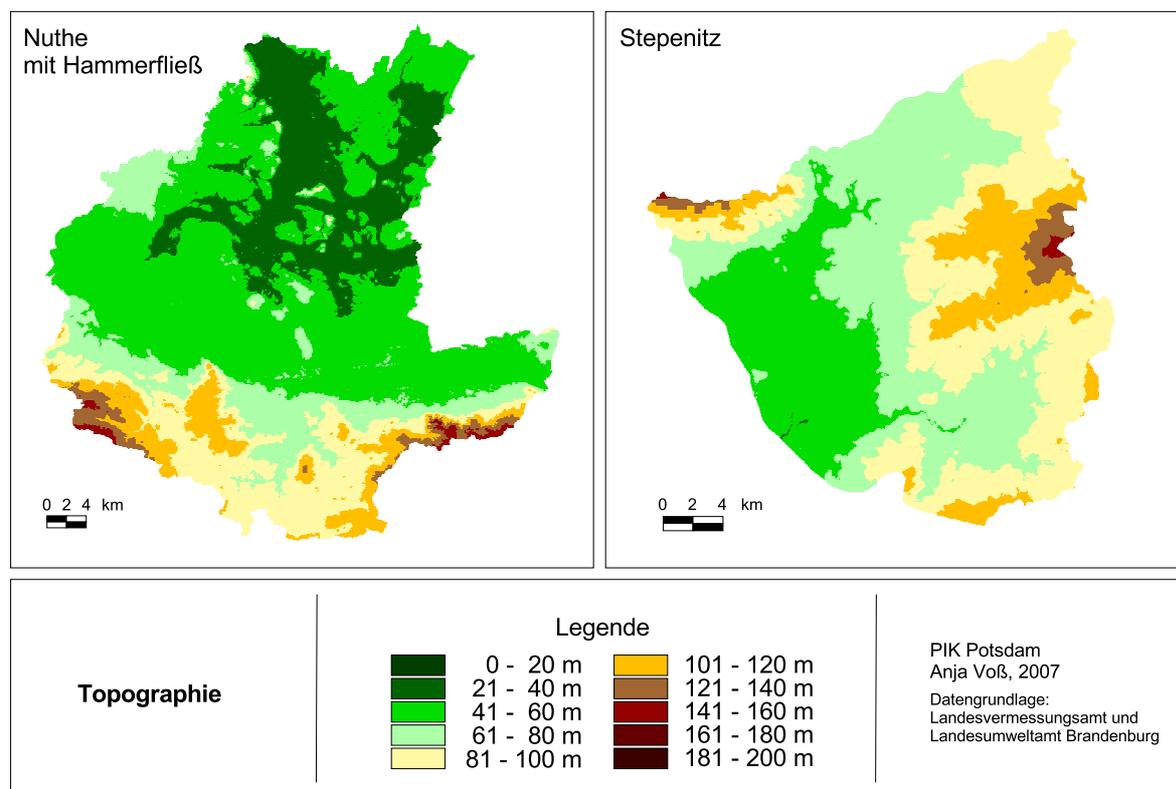


Abbildung 3.3: Topographie der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz.

Das Einzugsgebiet von Nuthe und Hammerfließ durchquert nach SCHOLZ (1962) drei unterschiedliche geomorphologische Einheiten: im Gebiet der Mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen das Baruther Tal sowie die Nuthe-Notte-Niederung und im Fläming das nördliche Fläming-Waldhügelland. Das Quellgebiet von Nuthe und Hammerfließ befindet sich im nördlichen Fläming-Waldhügelland, das durch mittel- bis steilhängige Sand- und Kieshügel gekennzeichnet ist. Die maximale Höhe von 178 m wird durch den Golmberg erreicht. Flache, aber auch tief eingeschnittene Trockentäler mit starkem Gefälle zum Baruther Tal gliedern den nördlichen Abfall. Das Gebiet der Mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen vereint flachwellige Grundmoränenplatten, hügelige Endmoränen, Sander- und Talsandflächen sowie eingesenkte Niederungen und Täler. Der Hauptteil des Hammerfließ durchquert das Baruther Tal. Es stellt einen Abschnitt des Baruther Urstromtales dar, dessen durchschnittliche Höhen

zwischen 32 und 55 m betragen. Südlich der im Brandenburger Stadium entstandenen Nuthe-Notte-Niederung mündet das Hammerfließ in die Nuthe. Die Nuthe-Notte-Niederung ist eine stark verzweigte, feuchte Niederungslandschaft mit einer mittleren Höhenlage von 30 bis 40 m, aus der sich verschiedene Grundmoränenplatten und Endmoränenhügel bis zu 116 m erheben. Geologisch ist das Einzugsgebiet von Nuthe und Hammerfließ durch jungpleistozäne Ablagerungen, wie Geschiebesande und -lehme, glazifluviale Kiese und Sande, aber auch durch spätglaziale Dünensande und holozäne, humose Bildungen gekennzeichnet. Im Fläming herrschen pleistozäne Ablagerungen wie Geschiebemergel und -lehme vor.

Das Einzugsgebiet der Stepenitz gehört nach SCHOLZ (1962) zum Nordbrandenburgischen Platten- und Hügelland, speziell zur Prignitzplatte, deren maximale Höhe bei 154 m liegt. Gekennzeichnet ist diese Region durch einige End- und Stauchmoränen sowie durch eine flachwellige Grundmoränenplatte, welche durch vermoorte Rinnen, zu denen auch die Stepenitz zählt, untergliedert ist. Am geologischen Aufbau sind vor allem jungpleistozäne Ablagerungen, wie Geschiebelehme und -sande beteiligt.

3.4 Böden

Böden beeinflussen den Wasser- und Stoffhaushalt der Einzugsgebiete maßgeblich. Dabei werden die Eigenschaften der Böden vor allem durch die geogenen und klimatischen Gegebenheiten bestimmt.

Im Einzugsgebiet der Nuthe dominieren in den Niederungen vor allem grundwasserbeeinflusste Böden, das heißt, Gleye mit 39 % und Niedermoore mit 10 % (s. Tab. 3.2). Im Bereich des Flämings existieren größere Areale mit Braunerde als Hauptbodentyp, welcher einen Anteil von 33 % am Gesamteinzugsgebiet einnimmt. Im Hammerfließ haben Gleye mit 50 % und Niedermoore mit 19 % vor allem im Bereich des Baruther Tales den größten Anteil. Braunerde befindet sich mit 18 % im Fläming. Das Einzugsgebiet der Stepenitz ist hauptsächlich durch das Vorkommen an Fahlerde mit 49 % und Braunerde mit 33 % gekennzeichnet. Grundwasserbeeinflusste Böden befinden sich nur kleinräumig in Flussniederungen (Gleye 15 %). In Abbildung 3.4 sind die in den Einzugsgebieten vorkommenden Bodentypen räumlich verteilt dargestellt.

Gleye zeichnen sich durch einen kleinen Grundwasserflurabstand von 80 bis 100 cm aus. Der Nährstoffgehalt ist abhängig von den geogenen Bedingungen. Er reicht von nährstoffreich in den Niederungen bis nährstoffarm auf Talsanden. Die Verfügbarkeit an Nährstoffen ist allerdings gering. So wird Phosphor auf Grund der vorhandenen Tonmineralien stark fixiert, was eine geringe Phosphor-Verfügbarkeit bedeutet. Des Weiteren zeichnen sich Gleye durch eine hohe Wasserleitfähigkeit aus (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

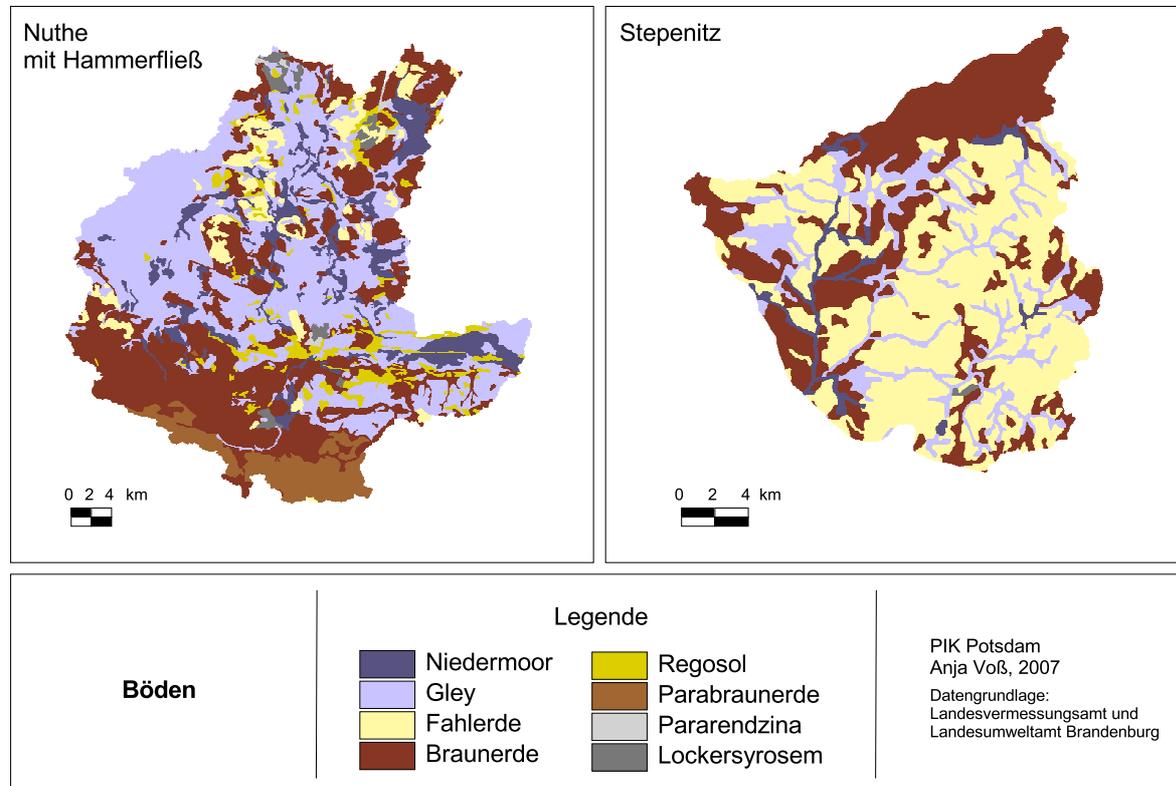


Abbildung 3.4: Bodentypen der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz.

Niedermoore pleistozäner Landschaften sind im ungestörten Zustand humus- und nährstoffreich. Im Untersuchungsraum befinden sich überwiegend Niedermoore, die auf Grund von Entwässerungsmaßnahmen Mineralisierungsprozessen unterliegen, so dass Nährstoffe (insbesondere Stickstoff) freigesetzt und abtransportiert werden können. Niedermoore besitzen außerdem ein großes Porenvolumen, das je nach Moorbeseffenheit bis zu 97 % betragen kann. Daraus ergibt sich eine hohe Wasserspeicherfähigkeit (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Grundwasserbeeinflusste Böden zeichnen sich durch eine hohe Wassersättigung aus, die wiederum einen Sauerstoffmangel nach sich zieht. Eine Voraussetzung für die Denitrifikation in Böden sind anaerobe Verhältnisse, die im natürlichen Niedermoor und im Unterboden der Gleye gegeben sind.

Braunerden variieren in ihren Eigenschaften stark mit den Bedingungen im Landschaftsraum. In den Untersuchungsgebieten kommen hauptsächlich Braunerden auf Sanden vor, die sich auf Grund des hohen Anteiles an Grob- und Mittelporen durch eine hohe Wasserleitfähigkeit auszeichnen. Der Nährstoffgehalt schwankt mit dem Untergrund und ist je nach Ausgangsgestein mäßig bis hoch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Fahlerde entsteht häufig auf Geschiebemergel und ist durch seinen tonverarmten Oberboden mit fahler Farbe charakterisiert. Das Porenvolumen nimmt nach unten ab, und auf Grund der Verschleiffung des Oberbodens neigt Fahlerde zur Verschlammung. Wie bei Braunerde schwankt der Nährstoffgehalt je nach Ausgangsgestein von mäßig bis hoch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Die Verlagerungsgeschwindigkeit von Wasser und den darin gelösten Nährstoffen spielt beim Stoffaustrag aus den Einzugsgebieten in das Fließgewässer eine wesentliche Rolle. Die Wasserdurchlässigkeit des Bodens ist eine Funktion von Bodenart und Lagerungsdichte. Das heißt, je höher der Anteil an Feinporen und die Lagerungsdichte, desto langsamer die Verlagerungsgeschwindigkeit. Die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Bodentypen weisen die in Tabelle 3.3 dargestellten Bodenarten auf, wobei fast alle Bodenarten bei jedem Bodentyp in unterschiedlicher Kombination zu finden sind. Daraus ergibt sich eine heterogene Struktur hinsichtlich der Wasserleitfähigkeit im Bodenprofil. So weist Braunerde zum Beispiel eine Wasserleitfähigkeit zwischen 4 und 593 cm/d auf. Bei Gley und Fahlerde liegt sie zwischen 4 und 273 cm/d.

Tabelle 3.3: Bodenarten in den Einzugsgebieten Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz und deren Wasserleitfähigkeit (Angaben nach AG-BODEN (1996)).

Bodenart	Kf-Wert [cm/d]	Kf-Einstufung
Mittelsand	311 - 593	äußerst hoch
Feinsand, schluffiger Sand	57 - 273	hoch - sehr hoch
Lehmiger Sand	12 - 126	mittel - sehr hoch
Sandig-lehmiger Schluff	6 - 49	gering - hoch
Lehm	4 - 25	gering - mittel

3.5 Landnutzung

Ebenso wie der Boden prägt die Landnutzung bzw. -bedeckung den Wasser- und Stoffhaushalt in den Untersuchungsgebieten. So nimmt die Gebietsverdunstung bei sonst gleichen Randbedingungen in der nachstehenden Reihenfolge zu: versiegelte Flächen < Ackerland < Grünland < Wald. Die Abfluss- und darin gelöste Nährstoffmenge verringert sich dementsprechend (BECKER & LAHMER, 2004). Des Weiteren sind die Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Standorten auf Grund der Düngemittelgaben höher als auf den anderen Flächen.

Die Untersuchungsgebiete befinden sich auf dem Gebiet der ehemaligen DDR und unterlagen besonders in den 1990er Jahren, nach dem Zusammenbruch der ostdeutschen

Landwirtschaft, einem deutlichen Strukturwandel. Die landwirtschaftlichen Flächen sind nach wie vor großflächig angelegt. Die Viehbesatzdichte hat sich seit 1990 jedoch stark verringert und ist heute für den Nährstoffhaushalt der Untersuchungsgebiete von geringerer Bedeutung.

Abbildung 3.5 zeigt die räumliche Verteilung der verschiedenen Landnutzungstypen.

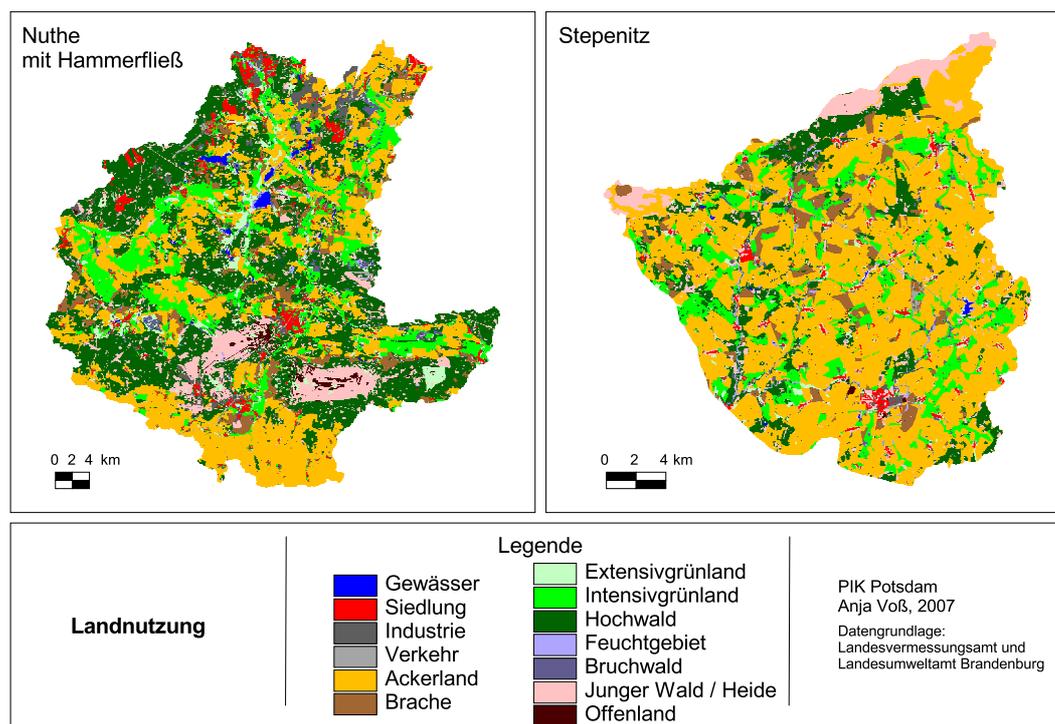


Abbildung 3.5: Landnutzung der Einzugsgebiete Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz.

In Tabelle 3.4 sind die Flächenanteile der einzelnen Landnutzungsklassen in den Einzugsgebieten dargestellt. Die Angaben entstammen der CIR-Biotoptypenkartierung von 1992.

Im Einzugsgebiet der Nuthe ist ein großer Teil (42 %) mit Wald bedeckt (s. Tab. 3.4). Der Anteil an landwirtschaftlichen Flächen beträgt insgesamt 47 %, davon sind 31 % Ackerland und Brache sowie 16 % Grünland. Ackernutzung findet man hauptsächlich auf Braunerde, Grünlandnutzung auf Niedermoor oder Gleyen. Letztere sind auch günstige Standorte für Forste oder bei Grundwasserabsenkung für Ackerflächen. In der Vergangenheit wurden große grundwasserbeeinflusste Regionen in verschiedenen Meliorationsperioden zwischen 1770 und 1970 entwässert und somit der agrarischen Nutzung zugeführt. Mit 9 % an der Gesamtfläche nimmt auch die Heide bzw. junger Wald einen großen Teil des Einzugsgebietes ein (s. Tab. 3.4). Hierbei handelt es sich vorwiegend um Truppenübungsplätze, die nach 1990 der Natur überlassen wurden. Des

Tabelle 3.4: Flächenanteile der einzelnen Landnutzungsklassen in den Einzugsgebieten Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz (Angaben in [%]).

Landnutzung	Nuthe	Hammerfließ	Stepenitz
Gewässer	0,7	0,1	0,2
Siedlung	3,9	1,5	1,7
Industrie	3,0	0,8	0,7
Verkehr	0,5	0,1	0,6
Ackerland	27,3	17,5	58,6
Brache	4,1	2,9	5,0
Intensivgrünland	12,2	12,4	12,0
Extensivgrünland	3,8	4,4	1,3
Hochwald	33,3	45,1	11,4
Natürliche Feuchtgebiete	0,3	0,1	0,6
Bruchwald	1,0	1,2	0,7
Junger Wald / Heide	8,9	12,9	7,0
Offenland	0,8	0,9	0,1

Weiteren befinden sich im nördlichen Einzugsgebiet der Nuthe Seen. Die größten davon sind der Große Seddiner See, der Blankensee sowie der Grössinsee. Als Nährstoffsenken haben sie einen wesentlichen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt der unteren Nuthe.

Im Einzugsgebiet des Hammerfließ ist der Anteil an landwirtschaftlichen Flächen (inklusive Brache und Grünland) mit 37 % am geringsten (s. Tab. 3.4). In Flussnähe befindet sich Grünland und im Anschluss daran Ackerland auf entwässerten Flächen. Mit 45 % ist der größte Teil des Einzugsgebietes jedoch mit Wald bedeckt. Heide bzw. jungen Wald findet man mit 13 % auf ehemaligen Truppenübungsplätzen.

Das Einzugsgebiet der Stepenitz hebt sich von beiden anderen Untersuchungsgebieten durch einen sehr hohen Anteil an landwirtschaftlichen Flächen (77 %) hervor (s. Tab. 3.4). Fahlerde macht die Region um die Stepenitz zu einem günstigen Ackerstandort. 64 % des Einzugsgebietes sind Acker- bzw. Brachland. In den Niederungen findet man mit einem Gesamtflächenanteil von 13 % Grünland. Wald befindet sich mit 11 % hauptsächlich im nördlichen Einzugsgebiet.

3.6 Klima

Neben den Boden- und Landnutzungsverhältnissen hat das Klima, insbesondere der Niederschlag und die Temperatur, einen wesentlichen Einfluss auf das Abflussgeschehen

in den Untersuchungsgebieten. Beispielhaft für die Regionen werden die Niederschlags- bzw. Temperaturinformationen der Klimastationen Potsdam (Nuthe) sowie Marnitz (Stepenitz) für den Untersuchungszeitraum von 1981 bis 2000 vorgestellt. Die wichtigsten Informationen dieser beiden Klimastationen sind in Abbildung 3.6 zusammengefasst.

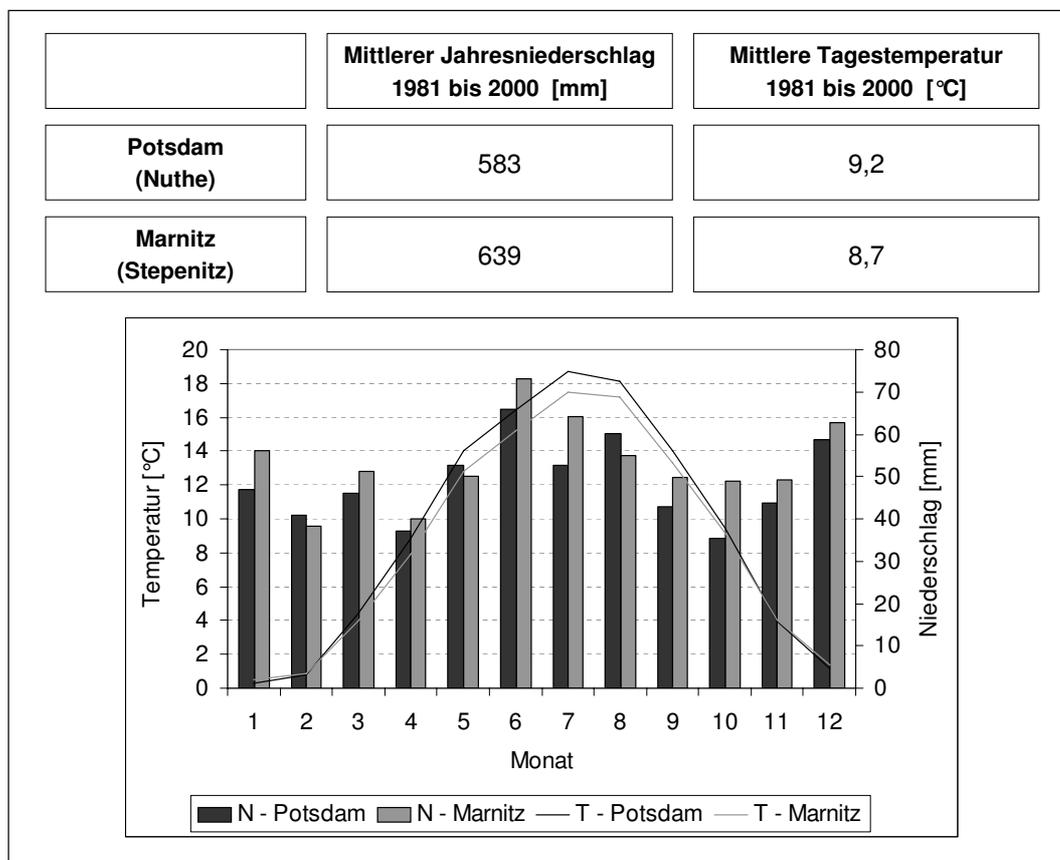


Abbildung 3.6: Oben: Mittlerer Jahresniederschlag und mittlere Jahrestemperatur an den Klimastationen Potsdam und Marnitz; Unten: Klimadiagramm für die Klimastationen Potsdam und Marnitz (T = Temperatur, N = Niederschlag).

Die Einzugsgebiete befinden sich im Übergang zwischen maritimer und kontinentaler Klimazone. Vor allem das Einzugsgebiet der Nuthe gehört mit einem mittleren Jahresniederschlag von 583 mm in Potsdam sowie einer Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C zu den trockensten Regionen Deutschlands (s. Abb. 3.6). In Marnitz ist das Klima mit einem mittleren Jahresniederschlag von 639 mm und einer Jahresmitteltemperatur von 8,7 °C etwas gemäßigter. Im Vergleich zum Bundesdurchschnitt, der eine mittlere Jahresniederschlagssumme von 780 mm (BECKER & LAHMER, 2004) aufweist, ist es jedoch immer noch sehr trocken. Der niederschlagsreichste Monat ist der Juni mit ei-

ner durchschnittlichen Menge von 66 mm in Potsdam und von 73 mm in Marnitz. Die niederschlagsärmsten Monate sind in Potsdam der Oktober mit mittleren 36 mm und in Marnitz der Februar mit mittleren 38 mm (s. Abb. 3.6).

Ein besonders trockenes Jahr gab es im Jahr 1982 in Potsdam mit einer Gesamtniederschlagsmenge von 407 mm. Das heißt, der Niederschlag lag mit mindestens 25 % unter dem langjährigen Mittel. In Marnitz konnten keine extrem trockenen Jahre im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden. Besonders feucht war in Potsdam das Jahr 1981 mit 789 mm Jahresniederschlag. Hier lag der Niederschlag mit mindestens 25 % über dem langjährigen Mittel. In Marnitz waren die Jahre 1993/94 mit einer Menge von 804 mm besonders feucht.

Die Wasserverfügbarkeit stellt in der Vegetationsperiode einen limitierenden Faktor für das Wachstum der Pflanzen dar. Zwar sind in allen Untersuchungsgebieten die Niederschlagsmengen in den Sommermonaten von Mai bis Oktober höher als in den Wintermonaten, jedoch verteilt sich zum einen die Niederschlagssumme im Sommer meist auf nur wenige Starkregenereignisse, die oberflächlich abfließen und kaum pflanzenverfügbar sind. Zum anderen existiert auf Grund des kontinentalen Klimaeinflusses ein hohes Verdunstungspotenzial.

3.7 Hydrologie

Das natürliche Abflussgeschehen der drei Untersuchungsgebiete ist durch die Inkulturnahme, vor allem durch die agrarische Nutzung, anthropogen überprägt. Umfangreiche Niedermoorentwässerungen, Kanalisierungen sowie der Aufbau von Staustufenanlagen und Wehren (s. Abb. 3.7) führen zu veränderten Abflüssen (PFÜTZNER, 2006). So wird zum Beispiel versucht, in den meist trockenen Sommermonaten das Wasser auf den agrarisch genutzten Flächen zurückzuhalten. Dem Fluss wird somit weniger Wasser zugeführt als es im natürlichen Zustand der Fall wäre. In den feuchteren Wintern werden dagegen zu hohe Wassermengen über Drainagesysteme abgeleitet, was zu einem Anstieg der Abflussmenge führt.

Aus Abbildung 3.8 ist zu entnehmen, dass trotz ergiebiger Niederschlagsmengen im hydrologischen Sommer vor allem die Winterniederschläge abflusswirksam sind. Gründe hierfür sind das hohe Verdunstungspotenzial in den Einzugsgebieten (s. Abschnitt 3.6) sowie der oben erwähnte Wasserrückhalt auf den landwirtschaftlichen Flächen in den Sommermonaten. Am höchsten sind die Abflüsse in der Stepenitz, was auf die stärkere Reliefierung und dem damit verbundenen geringeren Retentionsvermögen des Einzugsgebietes zurückzuführen ist (s. Abschnitt 3.2). Hammerfließ und Nuthe zeigen niedrigere Abflüsse und eine geringer ausgeprägte Abflussdynamik (s. Tab. 3.5).

Generell zeichnen sich die Untersuchungsgebiete durch einen hohen Anteil an Flächen



Abbildung 3.7: Wehranlagen im Einzugsgebiet der Nuthe (Fotos: Werner Lahmer).

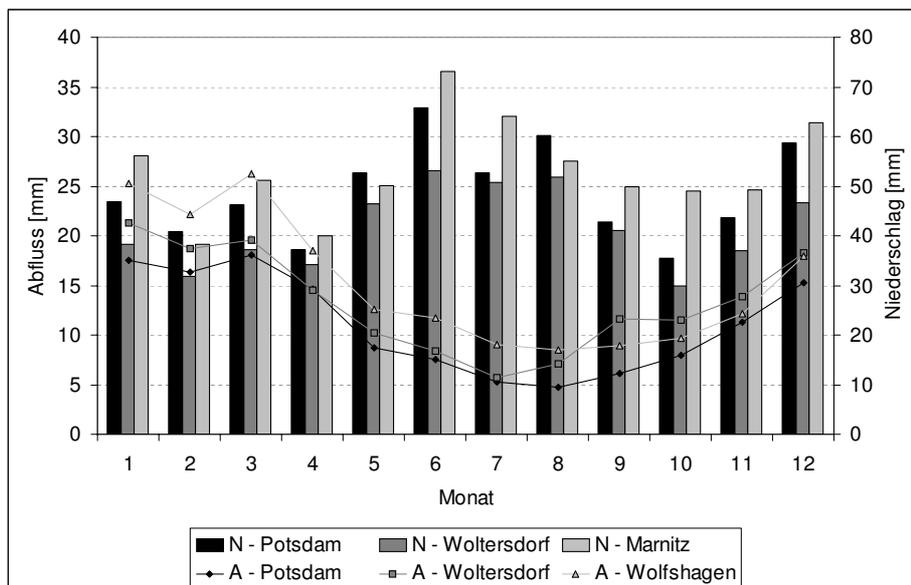


Abbildung 3.8: Langjährige Monatsmittel von Niederschlag und Abfluss (Potsdam, Woltersdorf, Wolfshagen) für den Zeitraum 1981 bis 2000; (A = Abfluss, N = Niederschlag).

Tabelle 3.5: Statistische Abflusszahlen [mm/d] für den Zeitraum 1981 bis 2000 für die Pegel Potsdam (Nuthe), Woltersdorf (Hammerfließ) und Wolfshagen (Stepenitz).

Abflusswert	Potsdam	Woltersdorf	Wolfshagen
NQ	0,00	0,08	0,06
MNQ	0,06	0,08	0,17
MQ	0,36	0,45	0,48
MHQ	0,98	1,56	2,28
HQ	1,67	2,83	5,90

mit geringem Grundwasserflurabstand unter zwei Metern aus. Hierzu zählen vor allem auch die Niederungen und Feuchtgebiete (LUA-BRANDENBURG, (2000); HATTERMANN, (2005)). Zudem steigt das Grundwasser in den Niederungsbereichen im Frühjahr häufig über Geländehöhe an und ist durch hohe Verdunstungsraten charakterisiert. Des Weiteren sind grundwassernahe Standorte durch anaerobe Verhältnisse charakterisiert. Sauerstoffmangel kann besonders eingetragene Stickstoffmengen während des Transportes durch das Einzugsgebiet deutlich reduzieren.

Größere Grundwasserflurabstände sind in den Moränenlandschaften, das heißt, in den Gebieten des Fläming-Waldhügellandes (Nuthe, Hammerfließ) sowie der Prignitzplatte (Stepenitz) zu finden.

3.8 Wasserqualität

In den letzten 20 Jahren, vor allem nach der deutschen Wiedervereinigung 1990, hat sich die Wasserqualität der Flüsse hinsichtlich der Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im nordostdeutschen Tiefland zum Teil stark verbessert. Inwieweit die einzelnen Untersuchungsgebiete Veränderungen aufweisen und welche Faktoren dazu führten, soll in den folgenden Abschnitten erläutert werden. Zugleich wird ersichtlich, welche Schwierigkeiten sich dadurch für die Modellierung des Nährstoffhaushaltes ergeben.

3.8.1 Stickstoff

3.8.1.1 Stickstoffgehalt der Nuthe

Zur Einschätzung der Gewässergüte bezüglich Stickstoff, Nitrat und Ammonium wurde die LAWA-Güteklassifikation (LAWA, 1998) herangezogen (s. Tab. 3.6).

In den 1980er Jahren galt die Nuthe noch als deutlich nitrat- (90-Perzentil: 2,72

Tabelle 3.6: Güteklassifikation (90-Perzentil [mg/l]) für Total-Stickstoff, Nitrat und Ammonium nach LAWA (1998).

Klasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Belastung	keine	sehr geringe	mäßige	deutliche	erhöhte	hohe	sehr hohe
Stickstoff	<1	<1,5	<3	<6	<12	<24	>24
Nitrat	<1	<1,5	<2,5	<5	<10	<20	>20
Ammonium	<0,04	<0,1	<0,3	<0,6	<1,2	<2,4	>2,4

mg/l) und hoch ammoniumbelastet (90-Perzentil: 1,35 mg/l). Nach der aktuell gültigen LAWA-Güteklassifikation (LAWA, 1998) entspricht dies einer Einordnung in die Klassen II-III für Nitrat bzw. III-IV für Ammonium (s. Tab. 3.6). Heute kann man wesentliche Verbesserungen hinsichtlich dieser Belastungen feststellen. So gehört die Nuthe mit der Güteklasse I - II (90-Perzentil: 1,06 mg/l), was einer sehr geringen Belastung entspricht, zu den nitratärmsten Flüssen Deutschlands. Der Ammoniumgehalt ist allerdings immer noch der Güteklasse III (90-Perzentil: 0,65 mg/l) zuzuordnen.

Abbildung 3.9 a.) zeigt den Konzentrationsverlauf von Nitrat, Ammonium und Nitrit während des Zeitraumes 1981 bis 2000. Zu erkennen ist, dass der Anteil an Nitrit vernachlässigbar klein ist. Auffällig ist außerdem, dass neben Nitrat auch Ammonium eine wesentliche Komponente im Stoffhaushalt der Nuthe darstellt, obwohl Ammonium sowohl im Boden als auch im Fließgewässer normalerweise schnell in Nitrat oder Ammoniak umgewandelt wird (s. Abschnitt 2.1.1.1). In grundwasserbeeinflussten Regionen und bei niedrigen Temperaturen kann dieser Prozess jedoch behindert werden und es sammeln sich größere Mengen an Ammonium im Boden oder Fließgewässer an. Generell existieren zwei verschiedene Eintragsmöglichkeiten für Nährstoffe: erstens Punktquellen (Privat- und Großkläranlagen, Direkteinleitungen von Wirtschaftsdüngern) und zweitens diffuse Quellen (Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen, natürlichen Flächen wie Wiesen oder Wald und der Atmosphäre). Am Auslasspegel der Nuthe zeigen zusätzlich die Rieselfelder zur Entsorgung kommunaler Abwässer einen deutlichen Einfluss auf die Konzentrationswerte im Fluss (WERNER & WODSACK, 1994; HABECK ET AL., 2005; KRYSANOVA ET AL., 2005a). Allerdings sind die Rieselfelder nicht eindeutig den punktförmigen bzw. diffusen Quellen zuzuordnen. Obwohl bei Rieselfeldern die Nährstoffe flächenhaft ausgetragen werden (Prinzip der diffusen Quelle), kann man die Rieselfelder auf Grund ihrer begrenzten Ausdehnung (1 % des Einzugsgebietes) zu den Punktquellen zählen (siehe unten).

Seit Mitte der 1980er hat das Konzentrationsniveau von Nitrat und Ammonium in der Nuthe abgenommen. Diese Verringerung ist hauptsächlich auf die Veränderun-

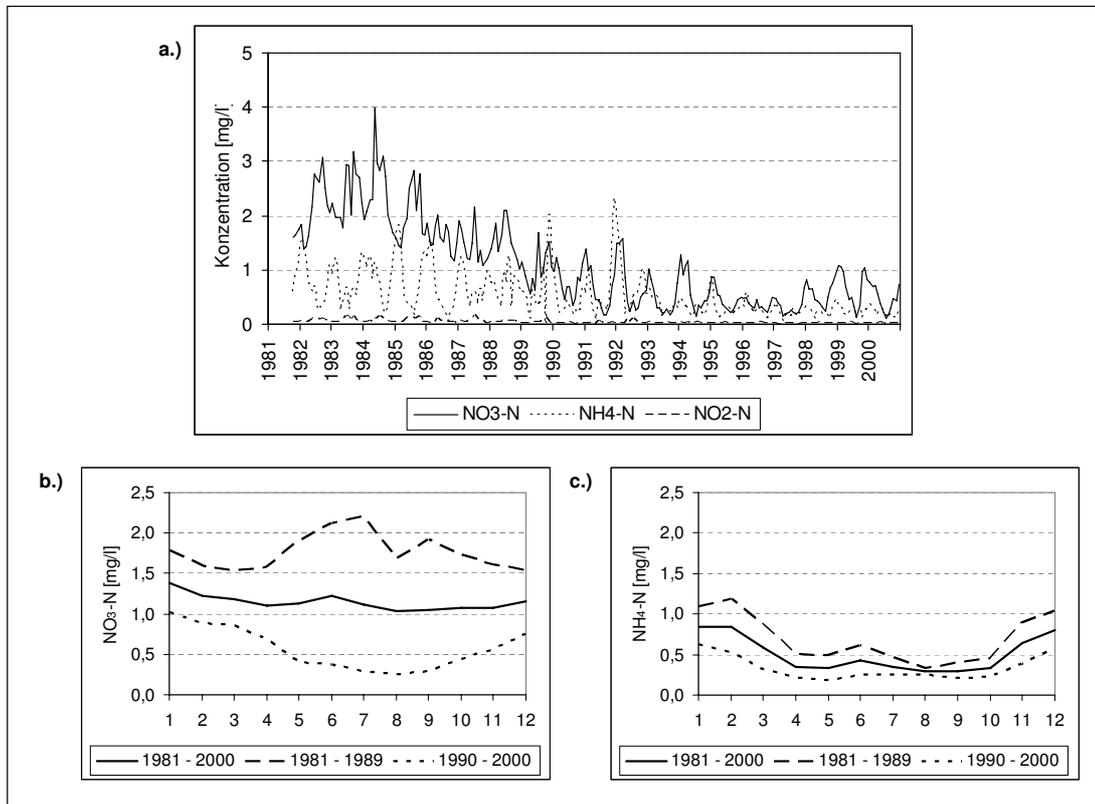


Abbildung 3.9: a.) Gemessene, monatliche anorganische Stickstoffkonzentration der Nuthe (Pegel Potsdam) untergliedert nach Nitrat, Ammonium und Nitrit für den Zeitraum 1981 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Nitratkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000; c.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Ammoniumkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000.

gen der Emissionen aus den Rieselfeldern zurückzuführen. Bis Mitte der 1980er Jahre wurden noch ca. 45 Mio. m^3 kommunaler Abwässer aus Berlin pro Jahr auf die Rieselfelder im Unterlauf des Einzugsgebietes aufgebracht, ab 1994 stellte man die Berieselung komplett ein (LUA-BRANDENBURG, 1995). Des Weiteren wurde zu Beginn der 1990er Jahre der Einsatz von Wirtschafts- und Mineräldüngern auf Grund einer veränderten Managementpraxis (Düngung nach Pflanzenentzug) erheblich reduziert (LUA-BRANDENBURG, 2002a). Das führte zu niedrigeren Einträgen aus diffusen, landwirtschaftlichen Quellen. Außerdem ist die Verringerung des Konzentrationsniveaus auch mit einer verbesserten Kläranlagentechnik zu begründen.

Betrachtet man das langjährige Monatsmittel von Nitrat in Abbildung 3.9 b.), so fällt eine Veränderung der innerjährlichen Dynamik auf. Im Gegensatz zum üblichen Verlauf von Nitratflüssen aus diffusen Quellen, bei dem die Konzentrationsspitzen in die

Wintermonate fallen, liegen die Konzentrationsspitzen in den 1980er Jahren in den Sommermonaten. Der Hauptgrund für dieses Verhalten sind die Nitratemissionen aus den Riesefeldern. Vor 1990 sind die Abwässer überwiegend während der Vegetationsperiode aufgebracht worden (LUA-BRANDENBURG, 1995). Auf Grund der Tatsache, dass die Rieselfelder nur 1 % des Einzugsgebietes bedeckten, aber sehr große Mengen an Abwasser auf ihnen ausgebracht wurden, konnte Nitrat aus den hoch belasteten Flächen praktisch permanent ausgewaschen werden. Somit verhielten sich die Rieselfelder im Unterlauf der Nuthe wie eine Punktquelle. Ein geringerer Abfluss bei hoher Verdunstungsrate im Sommer führte zu höheren Nitratkonzentrationen im Fließgewässer, solange die Rieselfelder zur Entsorgung der Abwässer genutzt wurden. Nach dem Einstellen der Berieselung ab 1994 (SCHEYTT ET AL., 2000) verringerte sich die Nitratkonzentration im Fluss deutlich und die Konzentrationsspitzen entstanden im Winter. Hierbei konnte durch hohe Abflussraten eine höhere Nährstoffauswaschung aus dem Boden stattfinden.

Im Gegensatz zu Nitrat ergibt sich keine innerjährliche Veränderung der Ammoniumkonzentration in den Perioden 1981 bis 1989 bzw. 1990 bis 2000 (s. Abb. 3.9 c.). Die innerjährliche Dynamik zeigt dagegen einen Verlauf, der eher auf Einträge aus diffusen Quellen schließen lässt. Allerdings ist hier zu beachten, dass sich Ammonium in den Sommermonaten bei entsprechenden Temperaturen über 5°C (s. Abschnitt 2.1.1.1) schnell in Nitrat umwandelt, so dass hohe Konzentrationswerte nicht erreicht werden können. Deshalb kann sich Ammonium eher in den Wintermonaten im Fluss anreichern.

3.8.1.2 Stickstoffgehalt des Hammerfließ

Wie auch im Gesamteinzugsgebiet der Nuthe spielt Nitrit für den Stoffhaushalt des Hammerfließ im Untersuchungszeitraum 1981 bis 2000 keine wesentliche Rolle. Ammonium und Nitrat liegen dagegen zu gleichen Anteilen vor. Im Gegensatz zur Nuthe zeigt der langjährige Konzentrationsverlauf der anorganischen Stickstoffkomponenten in Abbildung 3.10 a.) keinen signifikant ab- oder zunehmenden Trend.

Im Einzugsgebiet des Hammerfließ stammen die Nitratreinträge zum überwiegenden Teil aus diffusen, landwirtschaftlichen Quellen. Da der Anteil an agrarisch genutzten Flächen gegenüber den anderen Einzugsgebieten mit 36 % einen relativ geringen Anteil an der gesamten Landnutzung einnimmt, bewegt sich die Nitratkonzentration auf sehr niedrigem Niveau. Über den gesamten Zeitraum 1981 bis 2000 konnte die Nitratkonzentration des Hammerfließ nach LAWA-Güteklassifikation (s. Tab. 3.6) in die Klasse I (= keine Belastung; 90-Perzentil: 0,47 mg/l) eingestuft werden.

Die Ammoniumeinträge in das Hammerfließ können zum einen mit Einträgen aus Punktquellen und zum anderen mit den Emissionen aus degradierten Niedermoorflächen begründet werden. Für Ammonium sind die Konzentrationswerte für den Unter-

suchungszeitraum gleichbleibend, wobei sie der LAWA-Güteklasse II - III (= deutliche Belastung; 90-Perzentil: 0,44 mg/l) zuzuordnen sind.

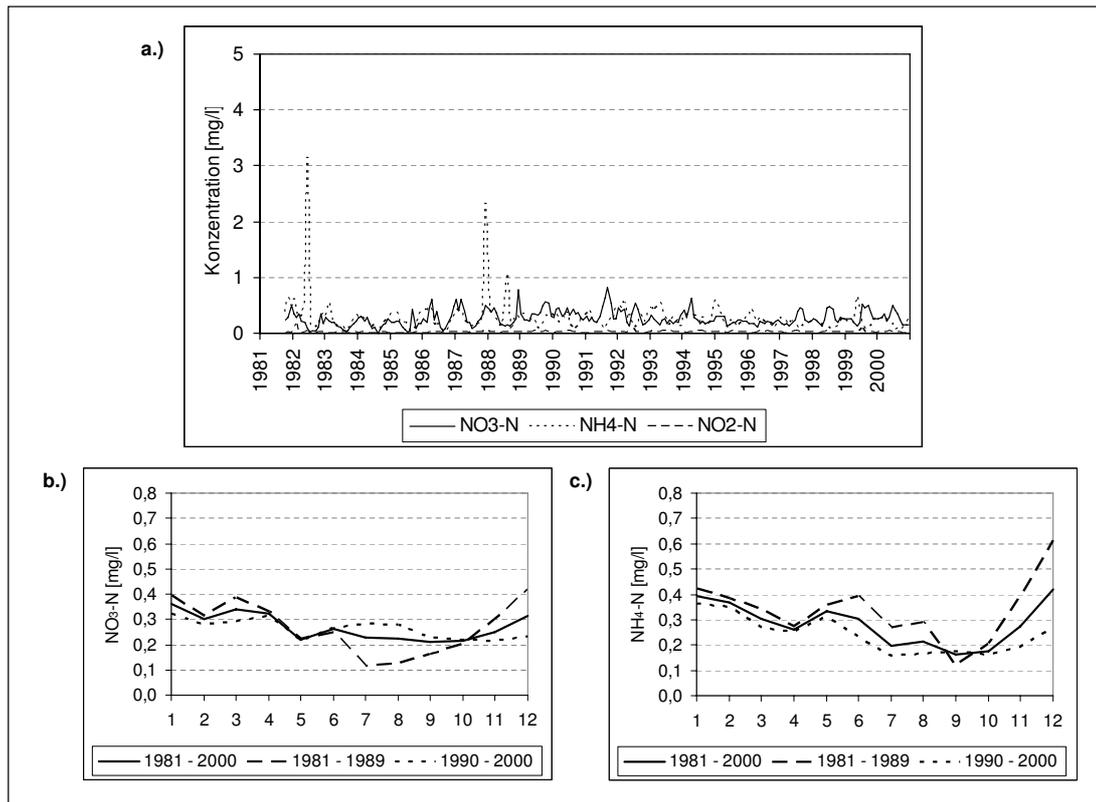


Abbildung 3.10: a.) Gemessene, monatliche anorganische Stickstoffkonzentration des Hammerfließ (Pegel Scharfenbrück) untergliedert nach Nitrat, Ammonium und Nitrit für den Zeitraum 1981 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Nitratkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000; c.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Ammoniumkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000.

Die innerjährliche Dynamik für Nitrat in Abbildung 3.10 b.) zeigt für die 1980er und 1990er Jahre einen geringfügig unterschiedlichen Konzentrationsverlauf in den Sommermonaten. Auf Grund der niedrigen Mittelwerte von unter 0,4 mg/l kann keine abgesicherte Begründung für diese Unterschiede angeführt werden. Möglicherweise ist dafür aber die Zunahme degradiertener Niedermoorflächen und ein damit verbundener verstärkter Nährstoffaustrag verantwortlich. Im Einzugsgebiet des Hammerfließ beträgt der Anteil an grundwasserbeeinflussten Böden 69 %, speziell an Niedermoor 19 %. Da Niedermoorböden sehr fruchtbar sind, wurden sie besonders seit den 1970er Jahren entwässert, um so ihr Nährstoffpotenzial wirtschaftlich zu nutzen. Durch die intensive Nutzung wurde das Niedermoor im Laufe der Zeit fortschreitend degradiert

und mineralisiert. Durch den Mineralisierungsprozess wird hauptsächlich in den Sommermonaten Stickstoff freigesetzt und kann in das Fließgewässer eingetragen werden (MLUR-BRANDENBURG, 2000; REGNER ET AL., 2003; GELBRECHT & ZAK, 2004). Nach ZEITZ (1997) kann bei einem jährlichen Torfabbau von 1 bis 2 cm bis zu 3000 kg/N pro Hektar mineralisiert werden. Ein Auswaschen an Nitrat kann somit auch nicht mehr durch Pflanzenbewuchs verhindert werden. Dieser Prozess hält bis in die heutige Zeit an und kann somit für die Konzentrationserhöhung im Sommer verantwortlich sein.

Die innerjährliche Dynamik der Ammoniumkonzentration in Abbildung 3.10 c.) zeigt in der Dynamik einen ähnlichen Verlauf wie in der Nuthe, wobei Ammonium in den Sommermonaten schnell in Nitrat umgewandelt wird und deshalb niedrige Konzentrationenwerte im Vorfluter aufweist.

3.8.1.3 Stickstoffgehalt der Stepenitz

Im Vergleich zu den Einzugsgebieten Nuthe und Hammerfließ ist der Nitratgehalt der Stepenitz deutlich höher. Nach der LAWA-Güteklassifikation (s. Tab. 3.6) kann die Nitratkonzentration für die Zeitperioden 1981 bis 1990 sowie 1991 bis 2000 jeweils der Klasse III (erhöhte Belastung; 90-Perzentil: 7,9 mg/l) zugeordnet werden, das heißt, es haben sich langfristig auch keine Veränderungen ergeben. Dies ist auf den sehr hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzung mit 77 % der Gesamtfläche zurückzuführen.

Des Weiteren geht aus Abbildung 3.11 a.) hervor, dass in der Stepenitz die Konzentration von Nitrat auch wesentlich höher ist als die von Ammonium, weil nur ein kleiner Teil grundwasserbeeinflusster Böden existiert, in denen sich stärker Ammonium ansammeln könnte.

Der Ammoniumgehalt am Auslasspegel der Stepenitz, welcher zum großen Teil aus punktförmigen Einträgen besteht, hat sich von 0,88 mg/l (Klasse III = erhöhte Belastung) in den 1980er Jahren auf 0,5 mg/l (Klasse II - III = deutliche Belastung) in den 1990er Jahren verringert.

In der innerjährlichen Dynamik gab es sowohl bei Nitrat als auch bei Ammonium keine Veränderungen und ist typisch für Emissionen aus diffusen Quellen (s. Abb. 3.11 b.) und c.)).

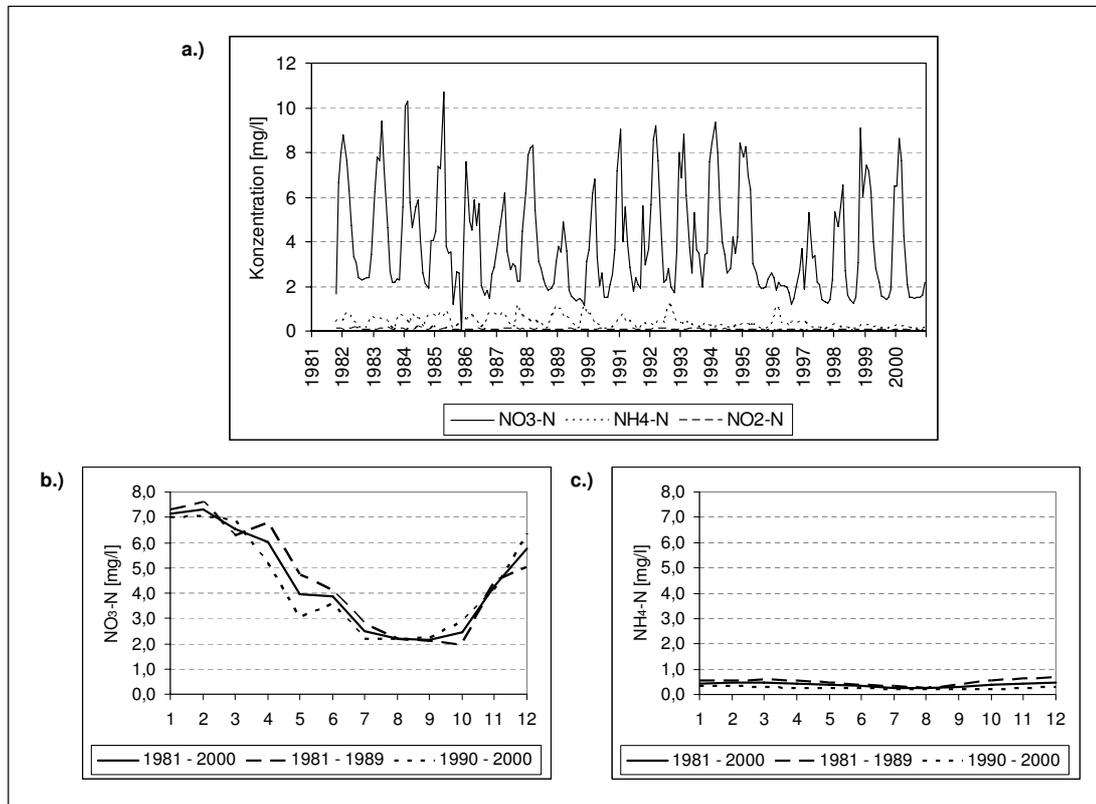


Abbildung 3.11: a.) Gemessene, monatliche anorganische Stickstoffkonzentration der Stepenitz (Pegel Wolfshagen) untergliedert nach Nitrat, Ammonium und Nitrit für den Zeitraum 1981 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Nitratkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000; c.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Ammoniumkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000.

3.8.2 Phosphor

3.8.2.1 Phosphorgehalt der Nuthe

In Tabelle 3.7 ist die LAWA-Güteklassifikation (LAWA, 1998) für Phosphor und Phosphat abgebildet.

Aus Abbildung 3.12 a.) ist zu entnehmen, dass sich das Konzentrationsniveau von Phosphat in der Nuthe ab Mitte der 1980er Jahre verringert hat. In den 1980er Jahren galt der Fluss nach LAWA-Güteklassifikation (s. Tab. 3.7) als hoch phosphatbelastet (90-Perzentil: 0,71 mg/l; Klasse III-IV). Heute ist er weniger, aber immer noch deutlich belastet (90-Perzentil: 0,15 mg/l; Klasse II-III).

Hier ist der Rückgang unter anderem auf die Einstellung der Berieselung von kommu-

Tabelle 3.7: Güteklassifikation (90-Perzentil [mg/l]) für Total-Phosphor und Phosphat nach LAWA (1998).

Klasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Belastung	keine	sehr geringe	mäßige	deutliche	erhöhte	hohe	sehr hohe
Phosphor	<0,05	<0,08	<0,15	<0,3	<0,6	<1,2	>1,2
Phosphat	<0,02	<0,04	<0,1	<0,2	<0,4	<0,8	>0,8

nalen Abwässern auf den Rieselfeldern zurückzuführen (WERNER & WODSACK, 1994; HABECK ET AL., 2005; KRYSANOVA ET AL., 2005a). Der Auftrag von Abwässern führte zu einer Akkumulation von Phosphor im Boden, wodurch die Auswaschung von Phosphat, das in der Regel schwer löslich ist, begünstigt wurde (s. Abschnitt 2.1.2.2). Generell muss man jedoch bedenken, dass phosphatgesättigte Böden langfristige Ausstragsquellen darstellen können (LUA-BRANDENBURG, 2002a).

Auch die Verringerung der punktförmigen Einträge hat eine deutliche Auswirkung auf den Rückgang der Phosphatkonzentration. Die Technik der Kläranlagen hat sich durch die flächenhafte Einführung der biologischen bzw. chemischen Abwasserreinigung mit teilweiser P-Eliminierung deutlich verbessert. Der Anteil an Kläranlagenanschlüssen stieg pro Einwohner und häusliche Kläranlagen wurden aufgegeben (WERNER & WODSACK, 1994).

Des Weiteren führte die Einführung verbesserter, phosphatfreier bzw. -ärmerer Waschmittel mit der Wiedervereinigung Deutschlands 1990 zu einer Verringerung der Phosphatausträge.

Durch den starken Rückgang der Tierhaltung fielen auch nicht mehr so große Mengen an Wirtschaftsdüngern an, die in den 1980er Jahren häufig unsachgemäß direkt in den Fluss eingeleitet worden sind (WERNER & WODSACK, 1994).

Die langjährigen Monatsmittel der Phosphatkonzentration in Abbildung 3.12 b.) zeigen für den gesamten Untersuchungszeitraum 1981 bis 2000 keine Veränderungen in der innerjährlichen Dynamik. Somit kann man davon ausgehen, dass die Phosphoreinträge nach wie vor aus Punktquellen stammen, da die Konzentrationsspitzen in den Sommermonaten zu verzeichnen sind. Lediglich die Eintragsmengen haben sich stark verringert.

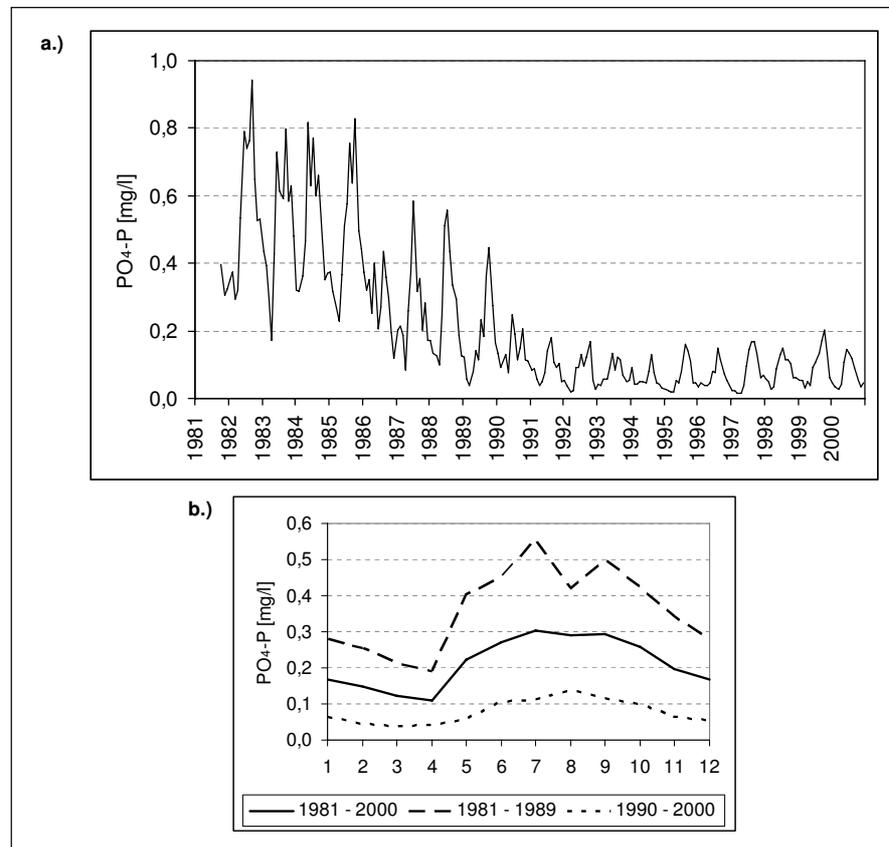


Abbildung 3.12: a.) Gemessene, monatliche Phosphatkonzentration der Nuthe (Pegel Potsdam) für den Zeitraum 1981 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Phosphatkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000.

3.8.2.2 Phosphorgehalt des Hammerfließ

Die Phosphatkonzentration im Hammerfließ (s. Abb. 3.13 a.)) bewegte sich in den 1990er Jahren auf sehr niedrigem Niveau, so dass die Wasserqualität nach LAWA-Güteklassifikation (s. Tab. 3.7) in die Klasse I (keine Belastung; 90-Perzentil: 0,02 mg/l) einzuordnen ist. Selbst im Zeitraum vor 1990 sind die Werte trotz ausgeprägter Konzentrationsspitzen lediglich der Klasse I - II (sehr geringe Belastung; 90-Perzentil: 0,03 mg/l) zuzuordnen.

Die Einträge in das Fließgewässer stammen hauptsächlich aus Siedlungswassereinträgen.

Die innerjährliche Dynamik in Abbildung 3.13 b.) zeigt kaum Unterschiede in den Zeiträumen 1981 bis 1989 bzw. 1990 bis 2000.

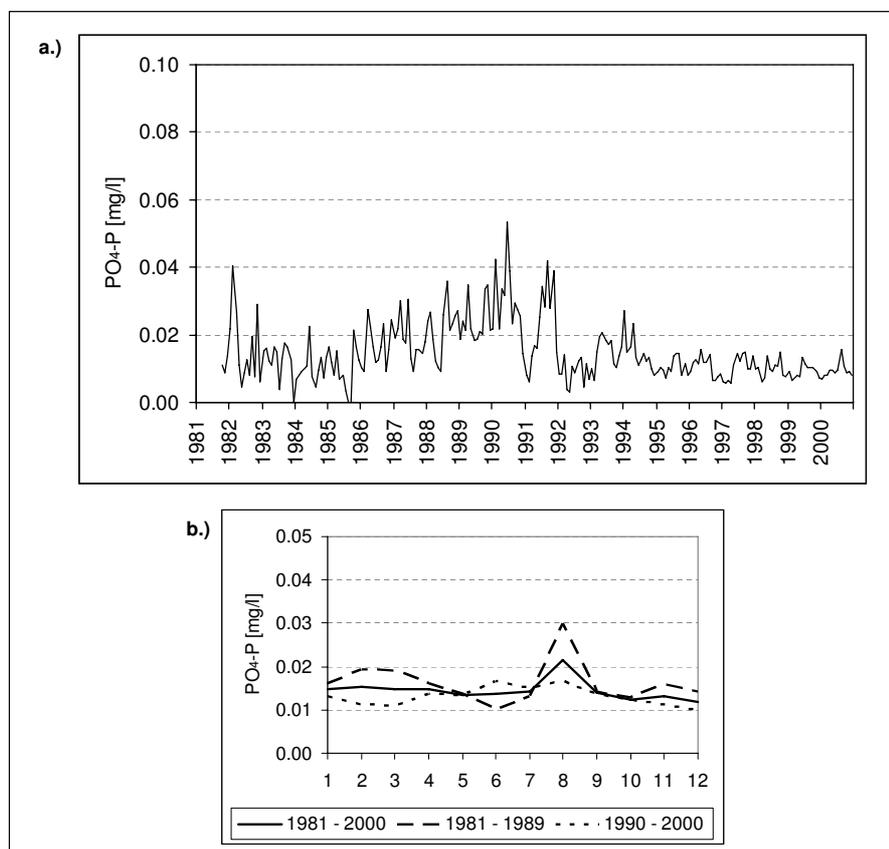


Abbildung 3.13: a.) Gemessene, monatliche Phosphatkonzentration des Hammerfließ (Pegel Scharfenbrück) für den Zeitraum 1981 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Phosphatkonzentration für drei unterschiedliche Zeitperioden im Zeitraum 1981 bis 2000.

3.8.2.3 Phosphorgehalt der Stepenitz

Für die Stepenitz lagen nur Daten zur Phosphatkonzentration für den Zeitraum 1993 bis 2000 vor, so dass keine Auswertung über einen Zeitraum von zwanzig Jahren erfolgen konnte. Aus Abbildung 3.14 a.) ist jedoch zu entnehmen, dass der Phosphatgehalt mit einem 90-Perzentil von 0,03 mg/l einer LAWA-Güteklasse von I - II entspricht (sehr geringe Belastung). Diese Belastung ist in der Stepenitz, genau wie im Hammerfließ, sehr gering.

Die innerjährliche Dynamik in Abbildung 3.14 b.) zeigt einen für Punktquellen typischen Verlauf, das bedeutet, dass auch die Konzentrationsspitzen bei geringem Abfluss in den Sommermonaten entstehen.

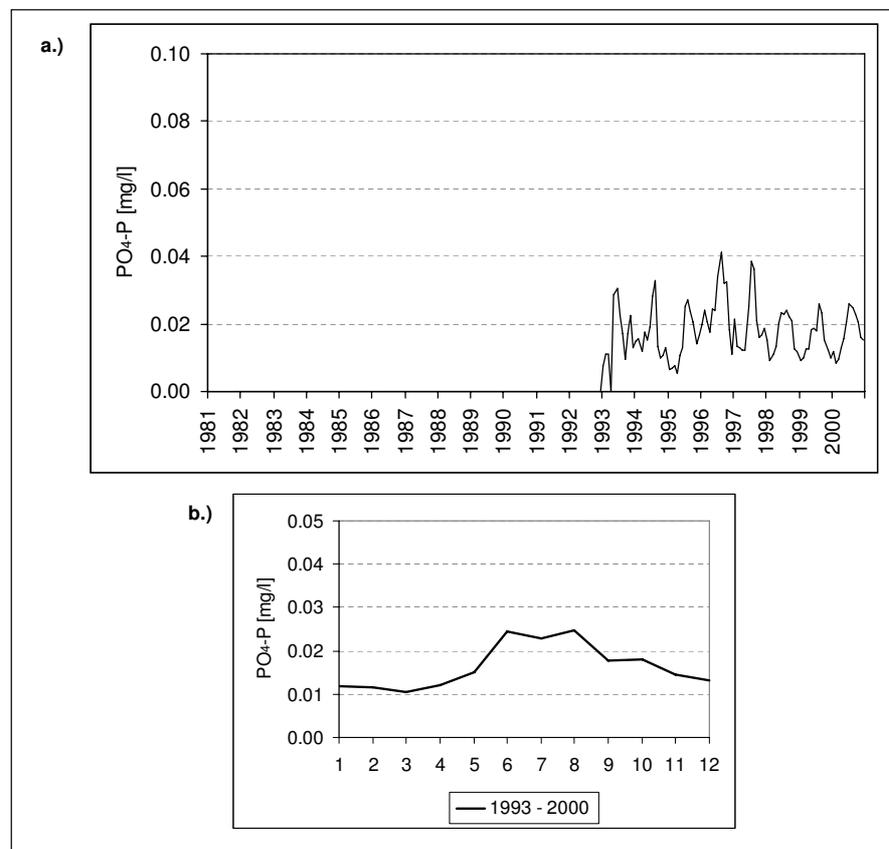


Abbildung 3.14: a.) Gemessene, monatliche Phosphatkonzentration der Stepenitz (Pegel Wolfshagen) für den Zeitraum 1993 bis 2000; b.) Langjähriges, monatliches Mittel der gemessenen Phosphatkonzentration.

Kapitel 4

Modellkonzept und Methodik

In diesem Kapitel 4 wird im ersten Teil (Kap. 4.1) das Modellkonzept von SWIM erläutert. Da der Fokus dieser Arbeit auf der Modellierung des Nährstoffhaushaltes liegt, sollen die dazu wichtigen und zum Teil neuen Prozesse näher erläutert werden. Daran anschließend wird im zweiten Teil die notwendige Modellparametrisierung ausführlich dargestellt (Kap. 4.2).

4.1 Das Modell SWIM

4.1.1 SWIM - Ein Überblick

Das ökohydrologische Modell SWIM ist ein zeitlich kontinuierlich arbeitendes, räumlich gegliedertes Einzugsgebietsmodell für die Meso- bis Makroskala. Die räumliche Gliederung erfolgt auf drei Ebenen: den hydrologisch homogenen Hydrotopen, den aus Hydrotopen zusammengesetzten Teileinzugsgebieten und dem gesamten Einzugsgebiet. Die unterste Ebene, die Hydrotopenebene, entsteht aus der Verschneidung verschiedener räumlicher Informationen (z.B. Teileinzugsgebiete, Boden- und Landnutzungsinformationen, s. KRYSANOVA ET AL., 1998a). Sie spiegelt die in der Landschaft vorhandene Heterogenität flächenscharf wider.

SWIM rechnet in täglichen Zeitschritten und berücksichtigt Prozesse der Hydrologie, der Vegetation, der Erosion sowie des Nährstoffhaushaltes (Stickstoff und Phosphor). In diesem Abschnitt wird eine kurze Übersicht über die Teilprozesse zum hydrologischen Kreislauf und zur Vegetation gegeben. Detaillierte Informationen zum Modell können in KRYSANOVA & WECHSUNG (2000), KRYSANOVA ET AL. (2002) und KRYSANOVA ET AL. (2005b) nachgelesen werden. Die Modellierung des Nährstoffhaushaltes wird anschließend in den Abschnitten 4.1.2 bis 4.1.4 ausführlich behandelt.

Hydrologische Prozesse Das hydrologische Modul in SWIM umfasst vier Teilsysteme: die Bodenoberfläche, die Bodenzone, den Grundwasserleiter und das Wasser im Vorfluter. Das Modul basiert auf der Wasserhaushaltsgleichung, welche Niederschlag, Evaporation, Transpiration, Versickerung, kapillaren Anstieg, Oberflächen-, unterirdischen sowie Grundwasserabfluss berücksichtigt. In Abbildung 4.1 sind die wichtigsten in SWIM abgebildeten hydrologischen Prozesse schematisch dargestellt.

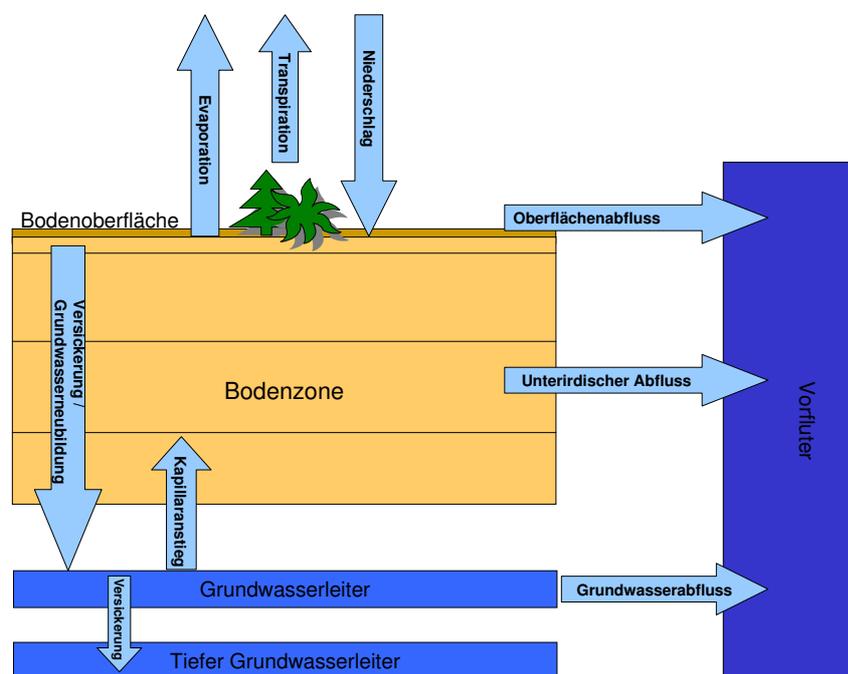


Abbildung 4.1: Überblick der wichtigsten Teilprozesse im hydrologischen Modul von SWIM.

Zur Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration können wahlweise, je nach Datenverfügbarkeit, die Ansätze nach Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972) bzw. Penman-Monteith (MONTEITH & UNSWORTH, 1990) eingesetzt werden. Für die vorliegende Arbeit wurde die Methode nach Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972) verwendet. Die aktuelle Evaporation aus dem Boden sowie die aktuelle Pflanzentranspiration werden getrennt nach einer Methode von RITCHIE (1972) berechnet. Der Boden selbst ist untergliedert in verschiedene Schichten, deren Eigenschaften in einer Datenbank (s. Abschnitt 4.2.2) festgelegt sind. Wasser, das in den Boden infiltriert, versickert durch die einzelnen Bodenschichten unter Anwendung eines linearen Speicheransatzes (ARNOLD ET AL., 1990).

Der Oberflächenabfluss wird in SWIM über eine modifizierte Version des SCS-Verfahrens (USDA-SCS, 1972; ARNOLD ET AL., 1990) ermittelt. Lateraler Zwischenabfluss für eine Bodenschicht bildet sich, wenn diese wassergesättigt ist. Das restliche Was-

ser, das aus der untersten Bodenschicht herausfließt, wird als Grundwasserneubildung definiert. Der Wasserhaushalt des Grundwasserleiters umfasst neben der Grundwasserneubildung, den kapillaren Anstieg, die lateralen Flüsse sowie die Versickerung zum unteren Grundwasser (KRYANOVA ET AL., 1998a; HATTERMANN ET AL., 2004c). Die auf der Hydrotopebene errechneten vertikalen und lateralen Wasserflüsse werden auf Teileinzugsgebietsebene zusammengefasst und nach der Muskingum-Methode (MAIDMENT, 1996; SCHULZE, 1995) im Fließgewässer, im Zwischenabfluss bzw. im Grundwasser zum Gebietsauslass des Einzugsgebietes weitergeleitet.

Vegetation Das Vegetationsmodul von SWIM stellt eine wichtige Schnittstelle zwischen Hydrologie und Nährstoffhaushalt dar. Seine Berechnung basiert auf einem vereinfachten EPIC-Ansatz (WILLIAMS ET AL., 1984). Dabei beruht die phänologische Pflanzenentwicklung auf täglich akkumulierten Wärmeeinheiten und die Ermittlung der potenziellen Biomasse sowie des Wasser-, Temperatur- und Nährstoffstresses auf einem Ansatz nach MONTEITH (1977). Die Berechnung der Bodentemperatur erfolgt auf Tagesbasis in der Mitte jeder Bodenschicht, wobei eine empirische Beziehung zwischen dem Tagesmittel, -minimum und -maximum der Lufttemperatur sowie ein Faktor für die Bodenfeuchte in entsprechender Bodentiefe mit einbezogen werden. Des Weiteren werden beim Pflanzenwachstum die Auswirkungen der Landbedeckung (Schneedecke, Bodenbelag mit organischem Material) berücksichtigt (KRYANOVA & WECHSUNG, 2000; NEITSCH ET AL., 2005). Für die Parametrisierung des Vegetationsmoduls wird eine spezielle, auf die Region ausgerichtete Datenbasis benutzt, mit deren Hilfe verschiedene Kulturarten (Weizen, Gerste, Mais, Kartoffeln, Raps usw.) sowie auch natürliche Vegetationsbestände (Wald, natürliche Wiesen) modelliert werden können (s. Abschnitt 4.2.3.1).

4.1.2 Das Stickstoffmodul in SWIM

In Abschnitt 2.1 wurden die Umsatz- bzw. Transportprozesse innerhalb des Stickstoffkreislaufes auf theoretischer Ebene diskutiert. An dieser Stelle folgt die Beschreibung der im Modell SWIM (KRYANOVA & WECHSUNG, 2000) berücksichtigten Prozesse, die zum Teil auch neu in das System implementiert wurden.

Abbildung 4.2 beinhaltet sämtliche Stickstoff-Pools und Umsatzprozesse von SWIM, wobei der rot gekennzeichnete Bereich, die Erweiterung des Stickstoffmodules im Rahmen dieser Arbeit darstellt.

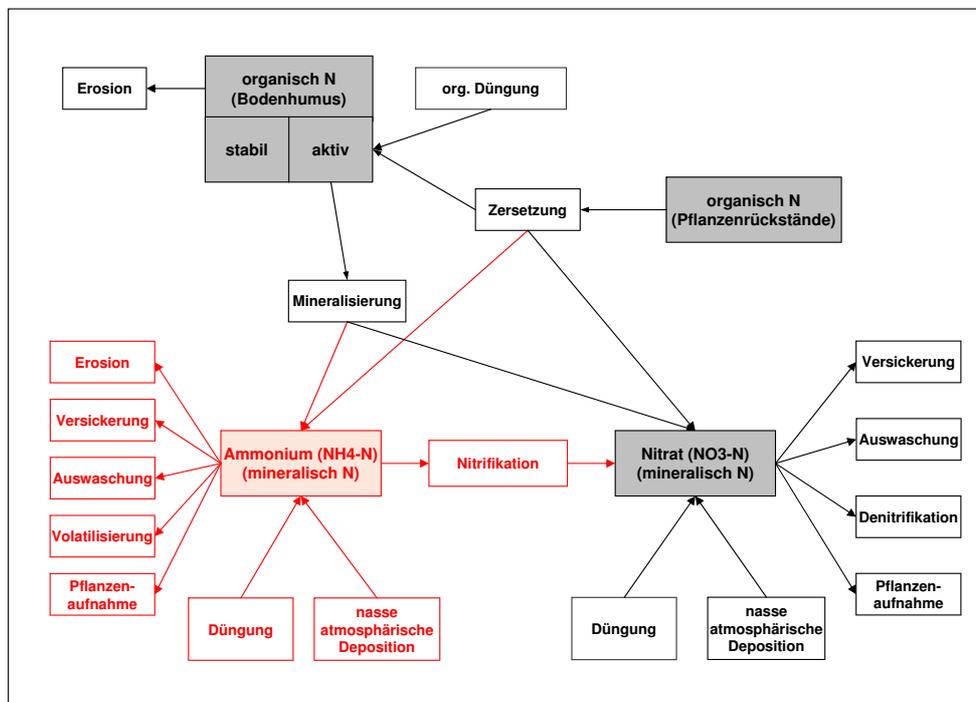


Abbildung 4.2: Stickstoffmodul in SWIM (rot gekennzeichnet: im Rahmen dieser Arbeit neu implementierte Modellerweiterung).

Die Gesamtstickstoff-Bilanz in SWIM kann mit der Gleichung 4.1 ausgedrückt werden. Insgesamt besteht das Stickstoffmodul aus mehreren Pools, deren Flüsse untereinander wechselseitig beschrieben werden können. Zu den in SWIM berücksichtigten Stoffen gehören Nitrat, Ammonium, aktiver und stabiler, organischer Stickstoff aus Bodenhumus bzw. -biomasse sowie organischer Stickstoff aus Pflanzenrückständen.

$$TN = NO_3 + NH_4 + N_{ORG,act} + N_{ORG,sta} + N_{ORG,fom} \quad (4.1)$$

$$NO_3 = (HUM_{NO_3} + FOM_{NO_3} + DEP_{NO_3} + FER_{NO_3} + NIT) - \dots \\ \dots (DENIT + PU_{NO_3} + VNO_3 + ST_{NO_3})$$

$$NH_4 = (HUM_{NH_4} + FOM_{NH_4} + DEP_{NH_4} + FER_{NH_4}) - \dots \\ \dots (NIT + VOL + PU_{NH_4} + VNH_4 + YNH_4 + ST_{NH_4})$$

$$N_{ORG,act} = (FOM_{N_{ORG,act}} + FER_{N_{ORG,act}}) - \dots \\ \dots (HUM_{NO_3} + HUM_{NH_4} + YNORG + ASNFL)$$

$$N_{ORG,sta} = ASNFL - YNORG$$

$$N_{ORG,fom} = -FOM_{N_{ORG,act}}$$

mit

TN	=	Gesamtstickstoff in SWIM	[kg/ha]
NO_3	=	Nitrat	[kg/ha]
NH_4	=	Ammonium	[kg/ha]
$N_{ORG,act}$	=	org. Stickstoff, aktiv	[kg/ha]
$N_{ORG,sta}$	=	org. Stickstoff, stabil	[kg/ha]
$N_{ORG,fom}$	=	org. Stickstoff, Pflanzenrückstände	[kg/ha]
$HUM(...)$	=	Mineralisierung zu NO_3 , NH_4	[kg/ha]
$FOM(...)$	=	Pflanzenzersetzung zu NO_3 , NH_4 , $N_{ORG,act}$	[kg/ha]
$DEP(...)$	=	Nasse atmosphärische Deposition von NO_3 , NH_4	[kg/ha]
$FER(...)$	=	Düngung von NO_3 , NH_4 , $N_{ORG,act}$	[kg/ha]
NIT	=	Nitrifikation	[kg/ha]
$DENIT$	=	Denitrifikation	[kg/ha]
$PU(...)$	=	NO_3 , NH_4 -Entzug durch Pflanzenaufnahme	[kg/ha]
VNO_3	=	Nitratversickerung	[kg/ha]
$ST(...)$	=	Auswaschung von NO_3 , NH_4	[kg/ha]
VOL	=	Volatilisierung	[kg/ha]
VNH_4	=	Ammoniumversickerung	[kg/ha]
YNH_4	=	Ammonium-Austrag durch Erosion	[kg/ha]
$YNORG$	=	org. Stickstoff-Austrag durch Erosion	[kg/ha]
$ASNFL$	=	Fluss zwischen $N_{ORG,act}$ und $N_{ORG,sta}$	[kg/ha]

Der Nitrat-Pool wird durch Mineralisierung, Zersetzung von Pflanzenrückständen, Düngung, nasse, atmosphärische Deposition und Nitrifikation von Ammonium erhöht. Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Versickerung und Auswaschung führen zum Abbau des Nitrat-Pools.

Ammonium kann durch Mineralisierung, Zersetzung von Pflanzenrückständen, Düngung und nasser, atmosphärischer Deposition angereichert werden. Der Abbau erfolgt durch Nitrifikation zu Nitrat, Volatilisierung, Pflanzenaufnahme, Versickerung, Austrag durch Erosion und Auswaschung.

Der aktive, organische Stickstoff-Pool vergrößert sich durch die Zersetzung aus Pflanzenrückständen und durch Düngung mit organischem Material. Verringert wird er durch Mineralisierung und Austrag über Erosion. Des Weiteren steht er im Fließgleichgewicht mit dem stabilen, organischen Stickstoff-Pool. Letzterer kann sich durch Erosion verkleinern. Der organische Stickstoff-Pool aus Pflanzenrückständen kann sich durch deren Zersetzung verkleinern.

Im Folgenden werden die Umsatzprozesse näher erläutert, wobei ein umfassender Überblick über die vorhandenen Modellansätze gegeben wird und die neu implementierten Prozesse detailliert beschrieben werden. Weiterführende Beschreibungen und Informationen zur Nährstoffmodellierung mit SWIM können in KRYSANOVA ET AL. (1998a), KRYSANOVA & WECHSUNG (2000), KRYSANOVA & HABERLANDT (2002) und HATTERMANN (2005) nachgelesen werden.

Die Stickstoffmineralisierung in SWIM stellt eine Abwandlung des PAPRAN Modells dar (SELIGMAN & VAN KEULEN, 1980; KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000). Sie berücksichtigt zwei Stickstoffquellen: Bodenumus sowie Pflanzenrückstände. Die Humusmineralisierung wird durch den Stickstofffluss zwischen aktivem und stabilem organischen

Stickstoff beeinflusst, da nur der aktive organische Stickstoff mineralisiert wird. Davon wird ein Teil in Abhängigkeit von Wassergehalt sowie Temperatur im Boden umgesetzt und im Normalfall komplett dem Nitrat-Pool hinzugefügt. Die Zersetzung aus Pflanzenrückständen findet nur in der oberen Bodenschicht statt und ist neben Temperatur und Wassergehalt im Boden auch abhängig von dessen C:N- und C:P-Verhältnis. Der mineralisierte Anteil wird unter aeroben Bedingungen zu 80 % dem Nitrat- und zu 20 % dem organischen Stickstoff-Pool hinzugerechnet. Herrscht im Boden jedoch eine Wassersättigung von mindestens 80 % vor bzw. liegt die Bodentemperatur außerhalb des Bereiches zwischen 5 °C und 40 °C, verlangsamt sich der Nitrifikationsprozess, so dass sich Ammonium im Boden anreichern kann. In diesem Fall wird der mineralisierte Anteil aus Bodenhumus zu 60 % dem Ammonium- bzw. zu 40 % dem Nitrat-Pool hinzugefügt. Der zersetzte Anteil aus Pflanzenrückständen wird hier zu 60 % dem Ammonium- bzw. zu je 20 % dem Nitrat- und organischen Stickstoff-Pool hinzugerechnet.

Organischer und mineralischer Dünger (in Form von Ammonium bzw. Nitrat) fließen mit Mengenangabe sowie Zeitpunkt der Ausbringung als vorab festgelegte Parameter in das Modell mit ein und werden den entsprechenden Stickstoff-Pools der oberen Bodenschicht zugeführt (KRYSA NOVA & WECHSUNG, 2000, s. Abschnitt 4.2.3.1).

Die nasse, atmosphärische Deposition wird über eine durchschnittliche und für die jeweilige Region spezifische Nitrat- bzw. Ammoniumkonzentration im Niederschlag anhand der Gleichung 4.2 ermittelt und zu den Nitrat- bzw. Ammonium-Pools der ersten Bodenschicht hinzu gerechnet. Dabei wird die Konzentration als fester Modellparameter zu Grunde gelegt (s. Abschnitt 4.2.3.1).

$$DEP_{(...)} = 0.01 * RCN_{(...)} * PREC \quad (4.2)$$

mit

$DEP_{(...)}$	= Nasse atmosphärische Deposition in der ersten Bodenschicht für NO_3 , NH_4	[kg/ha]
$RCN_{(...)}$	= Konzentration an NO_3 , NH_4 im Niederschlag	[mg/l]
$PREC$	= Niederschlag	[mm]
0.01	= Umrechnungsfaktor	[-]

Die Darstellung von Nitrifikation und Volatilisierung entstammt der Methode nach REDDY ET AL. (1979) und GODWIN ET AL. (1983) in Anlehnung an das Modell SWAT (NEITSCH ET AL., 2005) und wurde in das Stickstoffmodul von SWIM neu implementiert. Danach werden Nitrifikation und Volatilisierung zusammen simuliert und anschließend in zwei Prozesse aufgeteilt. Die Nitrifikation ist abhängig von Bodentemperatur und Wassergehalt, die Volatilisierung von Bodentemperatur und -tiefe. Daraus ergeben sich drei Koeffizienten, die für den Nitrifikations- und Volatilisierungsalgorithmus notwendig sind.

Der Temperaturkoeffizient wird nach Gleichung 4.3 berechnet.

$$CNT_{(i)} = 0.41 * (TSO_{(i)} - 5)/10 \quad \text{wenn } TSO_{(i)} > 5 \quad (4.3)$$

mit

$$\begin{aligned} CNT_{(i)} &= \text{Temperaturkoeffizient der Nitrifikation/Volatilisierung in der Bodenschicht } i & [-] \\ TSO_{(i)} &= \text{Temperatur der Bodenschicht } i & [^{\circ}\text{C}] \end{aligned}$$

Die Ermittlung des Koeffizienten, mit dem der Wassergehalt im Boden berücksichtigt wird, ist in Gleichung 4.4 dargestellt.

$$SNT_{(i)} = \begin{cases} \frac{SW_{(i)} - WP_{(i)}}{0.25 * (FC_{(i)} - WP_{(i)})} ; \text{ wenn } SW_{(i)} - WP_{(i)} < 0.25 * (FC_{(i)} - WP_{(i)}) \\ \text{sonst} \\ 1 \end{cases} \quad (4.4)$$

mit

$$\begin{aligned} SNT_{(i)} &= \text{Anteil an Bodenwasser in der Bodenschicht } i & [-] \\ SW_{(i)} &= \text{aktueller Wassergehalt der Bodenschicht } i & [\text{mm} * \text{mm}^{-1}] \\ WP_{(i)} &= \text{Wassergehalt der Bodenschicht } i \text{ am Welkepunkt} & [\text{mm} * \text{mm}^{-1}] \\ FC_{(i)} &= \text{nach Feldkapazität möglicher Wassergehalt der Bodenschicht } i & [\text{mm} * \text{mm}^{-1}] \end{aligned}$$

In Gleichung 4.5 ist die Berechnung des Faktors aufgeführt, welcher den Einfluss der Bodentiefe auf den Volatilisierungsprozess ausdrückt.

$$DPF_{(i)} = 1 - \frac{z_i}{z_i + e^{(4.706 - 0.305 * z_i)}} \quad (4.5)$$

mit

$$\begin{aligned} DPF_{(i)} &= \text{Einflussfaktor der Bodentiefe auf die Volatilisierung in der Bodenschicht } i & [-] \\ z_{(i)} &= \text{Abstand von der Bodenoberfläche bis zur Mitte der Bodenschicht } i & [\text{mm}] \end{aligned}$$

Die gesamte Menge an Ammonium, die während der Nitrifikation und Volatilisierung in Nitrat bzw. Ammoniak umgewandelt wird, berechnet sich über eine Gleichung mit einer Abbaurrate 1. Ordnung (REDDY ET AL., 1979):

$$RNV_i = NH4_i * (1 - e^{-((CNT_i * SNT_i) - (CNT_i * DPF_i))}) \quad (4.6)$$

mit

$$\begin{aligned} RNV_{(i)} &= \text{Ammoniumumsatz durch Nitrifikation/Volatilisierung in Bodenschicht } i && [\text{kg/ha}] \\ NH4_{(i)} &= \text{Ammoniumgehalt in der Bodenschicht } i && [\text{kg/ha}] \end{aligned}$$

Im letzten Schritt wird der Gesamtumsatz an Ammonium zwischen Nitrifikation und Volatilisierung nach den Gleichungen 4.7 und 4.8 aufgeteilt, wobei das nitrifizierte Ammonium zum Nitrat-Pool addiert und die volatilisierte Menge als Ammoniak freigesetzt wird.

$$NIT_i = \frac{RNIT_i}{(RNIT_i + RVOL_i)} * RNV_i \quad (4.7)$$

$$VOL_i = \frac{RVOL_i}{(RNIT_i + RVOL_i)} * RNV_i \quad (4.8)$$

wobei

$$RNIT_i = 1 - e^{-(CNT_i * SNT_i)} \quad (4.9)$$

und

$$RVOL_i = 1 - e^{-(CNT_i * DPF_i)} \quad (4.10)$$

mit

$$\begin{aligned} RNIT_{(i)} &= \text{Koeffizient zur Berechnung der Nitrifikationsmenge} && [-] \\ RVOL_{(i)} &= \text{Koeffizient zur Berechnung der Volatilisierungsmenge} && [-] \\ NIT_{(i)} &= \text{Ammoniumumsatz durch Nitrifikation in Bodenschicht } i && [\text{kg/ha}] \\ VOL_{(i)} &= \text{Ammoniumumsatz durch Volatilisierung in Bodenschicht } i && [\text{kg/ha}] \end{aligned}$$

Denitrifikation tritt dann auf, wenn im Boden Sauerstoffmangel herrscht. Dieser ist durch eine hohe Wassersättigung im Boden ($> 80\%$) gekennzeichnet. Als mikrobieller Prozess ist die Denitrifikation weiterhin abhängig von der Temperatur und dem Gehalt an Kohlenstoff sowie Stickstoff im Boden. Die denitrifizierte Menge an Stickstoff wird dem Nitrat-Pool abgezogen (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000).

Die Stickstoffaufnahme durch Pflanzen wird über das Prinzip "Angebot und Nachfrage" geregelt, wobei der tägliche Bedarf der Pflanzen über das Produkt des Wachstums an Biomasse und dem optimalen Stickstoffgehalt in den Pflanzen berechnet wird. Die Pflanze selbst kann aus all den Bodenschichten Stickstoff entnehmen, in die sie laut Parametrisierung in der Lage ist zu wurzeln. Die Stickstoffaufnahme beginnt in der

obersten Bodenschicht und verläuft bis in tiefere Bodenschichten hinein, und zwar solange, bis die tägliche Nachfrage an Stickstoff gedeckt oder kein Stickstoff im Boden mehr vorhanden ist (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000). Für die Stickstoffaufnahme stehen bei ausreichender Menge sowohl der Nitrat- als auch der Ammonium-Pool zu gleichen Teilen zur Verfügung. Ist ein Pool aufgebraucht, wird der Bedarf weiter aus dem anderen Pool gedeckt.

Bei Ammonium- bzw. Nitratüberschuss werden diese vertikal im Boden verlagert und anschließend über die einzelnen Abflusskomponenten ausgewaschen. Für die Versickerung von Nitrat, welches sich kaum an Bodenpartikel anlagert, wird das gesamte mobile Bodenwasser genutzt, wobei sich die Austragsmenge über das Produkt von Wassermenge und Nitratkonzentration bildet (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000; KRYSAKOVA & HABERLANDT, 2002). Ammonium sorbiert hingegen stark an Bodenpartikel, so dass hierbei das Verhältnis der Ammoniumkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser mit berücksichtigt werden muss. Daraus ergibt sich Gleichung 4.11.

$$VNHA_i = \frac{0.01 * CNHA_i * WTOT}{CSW_{NH_4}} \quad (4.11)$$

mit

VNH_{4_i}	=	Gesamtaustragsmenge an Ammonium aus Bodenschicht i	[kg/ha]
CNH_{4_i}	=	Konzentration an Ammonium in der Bodenschicht i	[g/t]
$WTOT$	=	Gesamtaustragsmenge an Wasser	[mm]
CSW_{NH_4}	=	Verhältnis der Ammoniumkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser	[m ³ /t]
0.01	=	Umrechnungsfaktor	[-]

Die Auswaschung von Nitrat und Ammonium über die jeweiligen Abflusskomponenten im Einzugsgebiet sowie die Erosion organischen Stickstoffes werden in Abschnitt 4.1.4 näher beschrieben.

4.1.3 Das Phosphormodul in SWIM

Das Phosphormodul in SWIM besteht aus folgenden Pools: löslicher, mineralischer Phosphor (Phosphat), aktiver und stabiler mineralischer Phosphor, humoser, organischer Phosphor sowie organischer Phosphor aus Pflanzenrückständen (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000).

Eine Übersicht über das Phosphormodul mit seinen Pools und Umsatzprozessen gibt Abbildung 4.3. Der rot gekennzeichnete Bereich stellt dabei die Erweiterung des Phosphormodules im Rahmen dieser Arbeit dar. Im Folgenden wird das Phosphormodul näher erläutert, wobei besonders die Modulerweiterungen detailliert beschrieben werden. Weiterführende Informationen aller anderen Prozesse können in KRYSAKOVA & WECHSUNG (2000) nachgelesen werden.

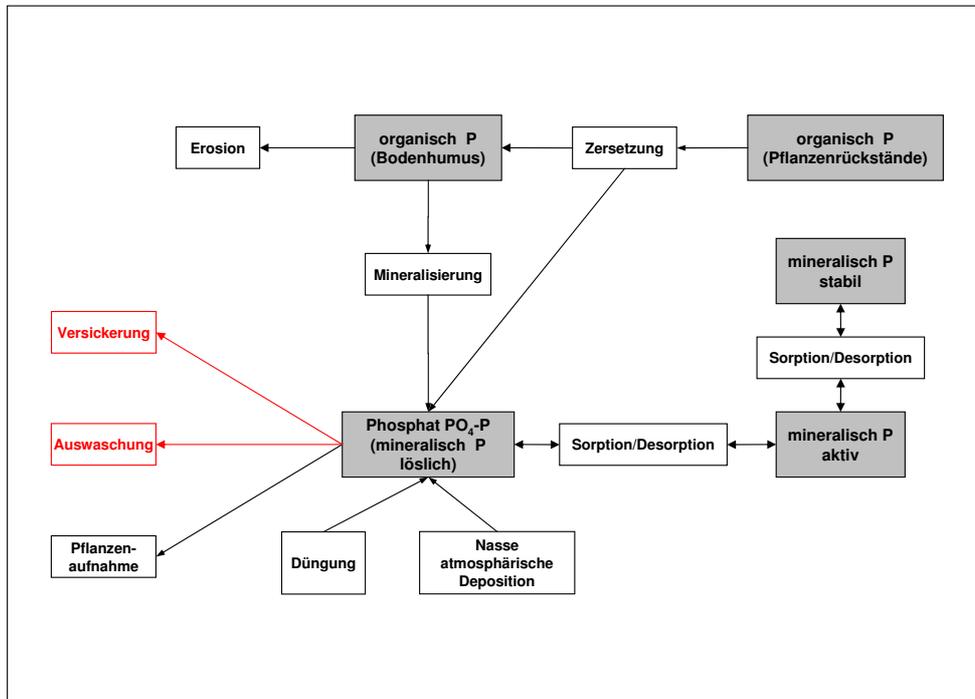


Abbildung 4.3: Phosphormodul in SWIM (rot gekennzeichnet: im Rahmen dieser Arbeit neu implementierte Modellerweiterung).

Die Gesamtposphor-Bilanz in SWIM wird durch die Gleichung 4.12 ausgedrückt.

$$TP = PO_4 + P_{MIN,act} + P_{MIN,sta} + P_{ORG,hum} + P_{ORG,fom} \quad (4.12)$$

$$PO_4 = (HUM_{PO_4} + FOM_{PO_4} + DEP_{PO_4} + FER_{PO_4}) - \dots \\ \dots (PU_{PO_4} + VPO_4 + ST_{PO_4} + ALPFL)$$

$$P_{MIN,act} = ALPFL - ASPFL$$

$$P_{MIN,sta} = ASPFL$$

$$P_{ORG,hum} = FOM_{P_{ORG,hum}} - (YPORG + HUM_{PO_4})$$

$$P_{ORG,fom} = -FOM_{P_{ORG,hum}}$$

mit

TP	=	Gesamtphosphor in SWIM	[kg/ha]
PO_4	=	Phosphat	[kg/ha]
$P_{MIN,act}$	=	min. Phosphor, aktiv	[kg/ha]
$P_{MIN,sta}$	=	min. Phosphor, stabil	[kg/ha]
$P_{ORG,hum}$	=	org. Phosphor, Bodenumus	[kg/ha]
$P_{ORG,fom}$	=	org. Phosphor, Pflanzenrückstände	[kg/ha]
HUM_{PO_4}	=	Mineralisierung zu PO_4	[kg/ha]
$FOM_{(...)}$	=	Pflanzenzersetzung zu PO_4 , $P_{ORG,hum}$	[kg/ha]
DEP_{PO_4}	=	Nasse atmosphärische Deposition von PO_4	[kg/ha]
FER_{PO_4}	=	Düngung von PO_4	[kg/ha]
PU_{PO_4}	=	PO_4 -Entzug durch Pflanzenaufnahme	[kg/ha]
V_{PO_4}	=	Phosphatversickerung	[kg/ha]
ST_{PO_4}	=	Auswaschung von PO_4	[kg/ha]
$ALPFL$	=	Sorption/Desorption zwischen PO_4 und $P_{MIN,act}$	[kg/ha]
$ASPFL$	=	Sorption/Desorption zwischen $P_{MIN,act}$ und $P_{MIN,sta}$	[kg/ha]
Y_{PORG}	=	org. Phosphor-Austrag durch Erosion	[kg/ha]

Der Phosphat-Pool wird durch die Mineralisierung, die Zersetzung aus Pflanzenrückständen, nasser atmosphärischer Deposition und Düngung vergrößert. Pflanzenaufnahme, Versickerung, Auswaschung verringern die Phosphatmenge. Zudem existiert ein Sorption/Desorptions-Gleichgewicht zwischen dem Phosphat-Pool und dem aktiven mineralischen Phosphor. Ebenfalls ein Sorption/Desorptions-Gleichgewicht besteht zwischen dem aktiven und passiven mineralischen Phosphor.

Der organische, humose Phosphor-Pool wird durch die Zersetzung aus Pflanzenrückständen angereichert und verringert sich durch Austräge über Erosion sowie durch Mineralisierung zu Phosphat. Organischer Phosphor aus Pflanzenrückständen verringert sich durch Dekomposition in mineralischen bzw. humosen, organischen Phosphor. Die Mineralisierung von Phosphor in SWIM ist von ähnlicher Struktur, wie die von Stickstoff. Sie stellt ebenfalls eine Abwandlung des PAPRAN Modells dar (SELIGMAN & VAN KEULEN, 1980). Die Phosphorquellen sind Bodenumus und Pflanzenrückstände. Das aus Bodenumus mineralisierte Phosphor wird komplett dem löslichen, mineralischen Phosphat-Pool in den einzelnen Bodenschichten hinzugerechnet. Die Zersetzung aus Pflanzenrückständen findet dagegen nur in der oberen Bodenschicht statt und ist neben Temperatur und Wassergehalt im Boden auch von dessen C:P- bzw. C:N-Verhältnis abhängig. Der zersetzte Anteil aus Pflanzenrückständen wird zu 80 % dem löslichen, mineralischen Phosphat-Pool bzw. zu 20 % dem organischen Phosphor-Pool im Boden hinzugefügt (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000).

Wie bei Stickstoff wird die nasse, atmosphärische Deposition über den Niederschlag ermittelt. Hierbei wird eine durchschnittliche, für die Region spezifische, Phosphorkonzentration als fester Modellparameter zu Grunde gelegt und der ersten Bodenschicht hinzugerechnet. (s. Abschnitt 4.2.3.1). Die Berechnung der nassen, atmosphärischen Deposition erfolgt nach Gleichung 4.13.

$$DEP_{PO_4} = 0.01 * RCP * PREC \quad (4.13)$$

mit

DEP_{PO_4}	=	Nasse atmosphärische Deposition in der ersten Bodenschicht für PO_4	[kg/ha]
RCP	=	Konzentration an PO_4 im Niederschlag	[mg/l]
$PREC$	=	Niederschlag	[mm]
0.01	=	Umrechnungsfaktor	[-]

In Form von Düngegaben fließt Phosphor mit Mengenangabe sowie Zeitpunkt der Ausbringung als vorab festgelegter Parameter in das Modell mit ein. Es wird dem löslichen, mineralischen Phosphat-Pool der oberen Bodenschicht zugeführt (KRYANOVA & WECHSUNG, 2000; s. Abschnitt 4.2.3.1).

Sorption und Desorption zwischen den drei mineralischen Phosphor-Pools (hierzu zählen PO_4 , $P_{MIN,act}$ und $P_{MIN,sta}$) laufen nach einer abgewandelten Methode von JONES ET AL. (1984) ab. Dabei erfolgt eine rasche Einstellung des Lösungsgleichgewichtes im Boden zwischen dem löslichen und aktiven mineralischen Pool. Die anschließend erfolgende Einstellung des Gleichgewichtes zwischen dem aktiven und stabilen mineralischen Phosphor-Pool verläuft wesentlich langsamer (KRYANOVA & WECHSUNG, 2000).

Die Phosphoraufnahme durch Pflanzen wird wie die Stickstoffaufnahme über das Prinzip "Angebot und Nachfrage" geregelt. Dabei werden die gleichen Lösungsansätze zu Grunde gelegt (s. Abschnitt 4.1.2).

Für die Versickerung von Phosphor steht das lösliche, mineralische Phosphat zur Verfügung. Im Boden ist es meist mit Bodenpartikeln verbunden, so dass Gleichung 4.14 angewendet werden kann. Im Gegensatz zum alten Phosphormodul, kann sich das gelöste, überschüssige Phosphat durch alle Bodenschichten vertikal verlagern. Dabei wird das Verhältnis der Phosphatkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser mit berücksichtigt. Anschließend wird das versickerte, gelöste Phosphat über die Abflusskomponenten ausgewaschen.

$$VPO_4_i = \frac{0.01 * CPO_{4lab,i} * WTOT}{CSW_{PO_4}} \quad (4.14)$$

mit

VPO_4_i	=	Gesamtaustragsmenge an Phosphat aus Bodenschicht i	[kg/ha]
$CPO_{4lab,i}$	=	Konzentration an löslichem Phosphat in der Bodenschicht i	[g/t]
$WTOT$	=	Gesamtaustragsmenge an Wasser	[mm]
CSW_{PO_4}	=	Verhältnis der Phosphatkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser	[m^3/t]
0.01	=	Umrechnungsfaktor	[-]

Die Auswaschung von Phosphat über die jeweiligen Abflusskomponenten im Einzugsgebiet sowie die Erosion Phosphors werden in Abschnitt 4.1.4 erläutert.

4.1.4 Der Nährstofftransport in SWIM

Die Nährstoffe im Einzugsgebiet können über zwei Wege zum Gebietsauslass transportiert werden. Zum einen über die Abflusskomponenten und zum anderen über Erosion der an Bodenpartikel gebundenen Stoffe. Dabei zeigen die beiden Transportwege eine unterschiedliche Dominanz bei den jeweiligen Stoffen.

Im Stickstoffmodul wird Nitrat auf Grund seiner guten Löslichkeit in Wasser ausschließlich über die drei Abflusskomponenten lateral verlagert. Ammonium hingegen wird sowohl gelöst über Wasser als auch gebunden an Bodenpartikel über Erosion transportiert. Organischer Stickstoff wird ausschließlich über Erosion verlagert.

Da Phosphat eine starke Sorptions- bzw. Akkumulationsfähigkeit im Boden aufweist, ist der dominante Prozess beim Austrag die Erosion. Allerdings kann bei einer Übersättigung des Bodens mit Phosphor lösliches Phosphat auch durch die verschiedenen Abflusskomponenten zum Gebietsauslass transportiert werden (s. Abschnitt 2.1.2.2). Der Phosphorüberschuss ist vor allem auf landwirtschaftlich bearbeiteten Böden bzw. Rieselfeldflächen zu finden, wenn die Konzentration an Phosphat im Bodenwasser die Sorptionsfähigkeit der Bodenpartikel übersteigt (LUA-BRANDENBURG, 2002a).

Im Folgenden werden die beiden Transportwege mathematisch näher erläutert.

Nährstofftransport durch Wasser Der Nährstofftransport über die Abflusskomponenten erfolgt durch die Akkumulation der vertikal ermittelten Nährstoffausträge aus dem Boden bis hin zum Gebietsauslass auf der Bezugsebene von Teileinzugsgebieten. Dabei wird ein Teil der Emissionen im Gebiet zurückgehalten, wobei die Menge je nach Nährstoff (Nitrat, Ammonium, Phosphat) und Abflussart (Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss) variiert.

Zur Berechnung der Stoffretention in SWIM wird das Konzept des linearen Speicheransatzes verwendet, wobei der Stoffrückhalt im Einzugsgebiet eine Funktion aus Verweilzeit und Abbaupotenzial in der Landschaft darstellt (HATTERMANN, 2005). Dabei werden zwei Vereinfachungen zu Grunde gelegt: Zum einen wird das Wasser durch Diffusion und Dispersion vollständig durchmischt und zum anderen sollen die Abbaurate und die Verweilzeit der Nährstoffe im Abfluss normalverteilt sein. Für die laterale Verlagerung von Nitrat, Ammonium und Phosphat wird deshalb Gleichung 4.15 verwendet.

$$ST_{t,out} = ST_{\Delta t,in} * \frac{1}{1 + k_{ST} * \lambda_{ST}} * (1 - \exp^{-\left(\frac{1}{k_{ST}} + \lambda_{ST}\right) * \Delta t}) + ST_{t-1,out} * \exp^{-\left(\frac{1}{k_{ST}} + \lambda_{ST}\right) * \Delta t} \quad (4.15)$$

mit

$ST_{t,\dots}$	=	Stoffkomponente (Nitrat, Ammonium, Phosphat)	[kg/ha]
$ST_{t,out}$	=	Nährstoff-Output zum Zeitpunkt t	[kg/ha]
$ST_{t,in}$	=	Nährstoff-Input zum Zeitpunkt t	[kg/ha]
$ST_{t-1,out}$	=	Nährstoff-Output zum Zeitpunkt t-1	[kg/ha]
k_{ST}	=	Verweilzeit der Nährstoffe in den Abflusskomponenten, im Fließgewässer	[d]
λ_{ST}	=	Abbaurrate der Nährstoffe	[d ⁻¹]
Δt	=	Zeitschritt	[d]

Der Nährstofftransport von Einträgen aus Punktquellen im Fließgewässer erfolgt ebenfalls über die Akkumulation der Nährstoffe auf Teileinzugsgebietsebene. Vereinfacht wird auch hier angenommen, dass ein Teil der Nährstoffe auf dem Weg zum Auslasspegel im Fließgewässer zurückgehalten bzw. abgebaut wird. Somit erfolgt der Transport von punktförmig eingetragenen Stickstoff bzw. Phosphor im Fließgewässer auch unter Anwendung des linearen Speicheransatzes aus Gleichung 4.15.

Die Parametrisierung hinsichtlich der Abbau-/Verzögerungs- bzw. Retentionskoeffizienten für die jeweiligen Stickstoff- bzw. Phosphorkomponenten in den verschiedenen Abflüssen bzw. im Fließgewässer kann der Tabelle 4.10 im Abschnitt 4.2.4 entnommen werden.

Erosion Organischer Stickstoff, Ammonium sowie organischer Phosphor können auf Grund ihres Bindungsvermögens an Bodenpartikel über Erosion ausgetragen werden. Der Bodenabtrag durch Erosion wird in SWIM für jedes Teileinzugsgebiet über die veränderte universale Bodenabtragsgleichung „MUSLE - Modified Universal Soil Loss Equation“ (WILLIAMS & BERNDT, 1977) ermittelt. Sie beinhaltet Faktoren zu Abfluss, Bodenerodierbarkeit, Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Hanglänge und Hangneigung (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000; KRYSAKOVA ET AL., 1998b).

Zur Ermittlung der durch Erosion ausgetragenen Nährstofffrachten wird eine Funktion von MCELROY ET AL. (1976), verändert nach WILLIAMS & HANN (1978) verwendet. Dabei werden die jeweiligen Nährstoffgehalte der obersten Bodenschicht, die Erosionsrate sowie die Nährstoffanreicherungsrate des Sedimentes berücksichtigt. Letztere ist definiert als Verhältnis zwischen dem Nährstoffgehalt im Boden und dem Nährstoffgehalt des Sedimentes, das mit der Erosion abgetragen wird (KRYSAKOVA & WECHSUNG, 2000; KRYSAKOVA ET AL., 1998b). Der im Rahmen dieser Arbeit implementierte Ansatz zum Nährstoffaustrag über Erosion ist in Gleichung 4.16 abgebildet.

$$Y_{ST} = \frac{0.001 * YSED * ST_1 * ER}{A_{TEZG}} \quad (4.16)$$

mit

Y_{ST}	=	Stoffaustrag (org. N, NH_4 , org. P) durch Erosion	[kg/ha]
$YSED$	=	Sedimentaustrag durch Erosion	[t]
ST_1	=	Nährstoffgehalt (org. N, NH_4 , org. P) in der obersten Bodenschicht	[g/t]
ER	=	Nährstoffanreicherungsrate	[-]
A_{TEZG}	=	Teileinzugsgebietsfläche	[ha]
0.001	=	Umrechnungsfaktor	[-]

4.2 Modellparametrisierung

Wesentliche Voraussetzung für möglichst realitätsnahe, flächendifferenzierte Modellrechnungen ist eine an das Untersuchungsziel, die Untersuchungsskala und das Modell angepasste Definition der Randbedingungen. In dieser Arbeit zählen dazu:

1. die Festlegung der Eingangsinformationen zur Ermittlung der Hydrotupe (s. Abschnitt 4.2.1),
2. die Charakterisierung pedophysikalischer und hydrologischer Eingangsdaten (s. Abschnitt 4.2.2),
3. die Definition der Nährstoffeintragsmengen (s. Abschnitt 4.2.3.1) und
4. die Festlegung der Bedingungen zu Stoffabbau bzw. -transport (s. Abschnitt 4.2.4).

Die Modellrechnungen zu den hydrologischen Prozessen umfassen für die Kalibrierung den Zeitraum 1996 bis 2000 sowie für die Validierung die Jahre 1991 bis 1995. Die Kalibrierung von SWIM hinsichtlich der Nährstoffprozesse erfolgt für den Zeitraum 1998 bis 2000 bzw. die Validierung für den Zeitraum 1996 - 1997.

4.2.1 Eingangsinformationen zur Ermittlung der Hydrotupe

Die kleinste räumliche Recheneinheit im Modell SWIM stellen die hydrologisch homogenen Hydrotupe dar. Für die vorliegende Arbeit entstanden sie aus der Verschneidung räumlicher Informationen zur Landnutzung, den Teileinzugsgebieten sowie zu den Bodentypen. Dazu wurden die notwendigen digitalen Karten mit Hilfe des Geoinformationssystems GRASS in ein einheitliches Rasterformat mit der Auflösung 50 x 50 m überführt. Aus Gründen der Recheneffizienz wurde auf eine noch feinere räumliche

Differenzierung verzichtet. Durch die Rastergröße 50 x 50 m gehen allerdings kleinräumige Details, wie zum Beispiel sehr schmale Uferrandstreifen verloren und können somit nicht berücksichtigt werden.

Für die modelltechnische Umsetzung der Landnutzungseingangsdaten erfolgte die Zusammenfassung der von KULER ET AL. (2006) innerhalb des Forschungsprojektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ (s. Abschnitt 1.3) vorgegebenen Landnutzungsklassen zu 17 Kategorien. Jede dieser Kategorien ist auf Grund ihrer Vegetationsbedingungen durch ähnliche Eigenschaften hinsichtlich ihrer Hydrologie und ihres Nährstoffhaushaltes gekennzeichnet. Die Landnutzungskategorien sind in Tabelle 4.1 aufgelistet.

Tabelle 4.1: Landnutzungskategorien als Eingangsinformationen zur Ermittlung der Hydrotope.

Intensivacker ohne Zwischenfruchtanbau,	Intensivacker mit Zwischenfruchtanbau,	Extensivacker,
Intensivgrünland,	Extensivgrünland,	Brachland,
Laubwald,	Nadelwald,	Mischwald,
Feuchtgebiet bewaldet,	Feuchtgebiet unbewaldet,	Jungwald,
Siedlung,	Industrie,	Verkehr,
Wasser,	Offenland	

Die räumliche Aufteilung der Bodentypen entstammt der BÜK300 und wurde zur Berechnung der Hydrotope herangezogen.

Die für die Simulationen benötigten Teileinzugsgebiete von Nuthe, Hammerfließ sowie Stepenitz wurden im Geoinformationssystem GRASS mit Hilfe eines Tools zur Berechnung von Einzugsgebietsgrenzen aus dem digitalen Höhenmodell berechnet. Daraus ergibt sich ein kleinräumiges Netz an Teileinzugsgebieten mit einer feinen Auflösung der hydraulischen Parameter, die in der Abflussmodellierung Anwendung finden. Im Einzugsgebiet der Nuthe (1803 km^2) wurden 111, im Hammerfließ (211 km^2) 33 und in der Stepenitz (571 km^2) 67 Teileinzugsgebiete ermittelt.

Aus der Verschneidung der aufgeführten Informationen wurden für die Nuthe 4870, für das Hammerfließ 985 und für die Stepenitz 1796 Hydrotope ermittelt.

4.2.2 Pedophysikalische und hydrologische Eingangsdaten

Um mit dem Modell SWIM das Prozessgeschehen im Gebiet darzustellen, sind eine Reihe von pedophysikalischen Eingangsdaten notwendig. Dazu zählen Informationen zur Lagerungsdichte, zur Bodenporosität, zur nutzbaren Feldkapazität, zur Feldkapazität, zur hydraulischen Wasserleitfähigkeit, zur Erodierbarkeit sowie zum organischen Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalt. Die bodenräumliche Gliederung stammt dafür aus der BÜK300. Da die BÜK300 jedoch keine ausreichend detaillierte Parametrisierung

der Bodentypen aufweist, wurde auf die Parameter der BÜK1000 zurückgegriffen. Die Leitbodenprofile der BÜK1000 liegen für die einzelnen Bodentypen und -schichten vor. Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über die wichtigsten Parameter und Schwankungsbereiche der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Bodentypen.

Tabelle 4.2: Wichtigste Bodenparameter und Schwankungsbereiche der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Bodentypen.

Bodenparameter	NM	GL	FE	BE	RS	PB	PR	LS
LD [g/cm^3]	1,4 - 1,8	1,3 - 2,0	1,4 - 1,9	1,3 - 1,9	1,4 - 1,5	1,4 - 2,0	1,4 - 1,7	1,5 - 1,6
PO [%]	57 - 83	35 - 49	33 - 45	33 - 44	42 - 43	38 - 51	35 - 53	36 - 41
VFK [%]	22 - 50	8 - 23	13 - 22	8 - 22	9 - 10	15 - 27	16 - 23	8 - 18
FK [%]	48 - 75	11 - 35	24 - 32	11 - 31	14 - 15	29 - 42	22 - 38	11 - 25
Kf [cm/d]	5 - 101	4 - 480	5 - 101	5 - 480	300	4 - 41	24 - 101	24 - 300
EK [-]	0,1	0,1 - 0,3	0,3	0 - 0,2	0,1	0,5	0,2	0,2
OC [%]	12 - 20	0 - 5	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1	0 - 2	0 - 1
ON [%]	0 - 1	0 - 0,2	0 - 0,9	0 - 0,9	0	0 - 0,2	0	0 - 0,1

mit

<i>NM</i>	=	Niedermoor	<i>LD</i>	=	Lagerungsdichte	[g/cm^3]
<i>GL</i>	=	Gley	<i>PO</i>	=	Porosität	[%]
<i>FE</i>	=	Fahlerde	<i>VFK</i>	=	nutzbare Feldkapazität	[%]
<i>BE</i>	=	Braunerde	<i>FK</i>	=	Feldkapazität	[%]
<i>RS</i>	=	Regosol	<i>Kf</i>	=	Wasserleitfähigkeit	[cm/d]
<i>PB</i>	=	Parabraunerde	<i>EK</i>	=	Erodierbarkeit	[-]
<i>PR</i>	=	Pararendzina	<i>OC</i>	=	org. Kohlenstoffgehalt	[%]
<i>LS</i>	=	Lockersyosem	<i>ON</i>	=	org. Stickstoffgehalt	[%]

Vor allem für die Abbildung des Abflussgeschehens sind neben den pedophysikalischen Parametern weitere hydrologische Eigenschaften von Bedeutung. Die zur hydrologischen Kalibrierung des Modells SWIM genutzten Modellparameter sind der initiale Grundwasserbeitrag sowie der Alpha-Grundwasserfaktor, welche in Tabelle 4.3 aufgeführt sind.

Der Grundwasserbeitrag zum Gerinneabfluss hängt zum einen vom initialen Grundwasserzuzfluss und zum anderen von der Steuerung der Zuflussrate ab. Der initiale Grundwasserzuzfluss wird durch den Koeffizienten GWQ_0 und die Zuflussrate durch den Alpha-Grundwasserfaktor abf ausgedrückt. Gleichung 4.17 zum Grundwasserbeitrag stammt von SMEDEMA & RYCROFT (1983). Dabei wird angenommen, dass die Veränderung des Grundwasserbeitrages im linearen Zusammenhang zur Veränderung der Grundwasserhöhe steht.

$$GWQ_t = GWQ_{t-1} * \exp(-abf * \Delta t) + RCH_{\Delta t} * (1 - \exp(-abf * \Delta t)) \quad (4.17)$$

mit

GWQ_t	=	Grundwasserbeitrag zum Gerinneabfluss zum Zeitpunkt t	[mm]
abf	=	Alpha-Grundwasserfaktor	[mm]
RCH	=	Grundwasserneubildung	[g/t]

Tabelle 4.3: Modellparameter zum Grundwasserabfluss mit Angabe des Schwankungsbereiches und der für die drei Einzugsgebiete ermittelten optimalen Werte.

Parameter	Minimum	Maximum	Nuthe	Hammerfließ	Stepenitz
GWQ_0 [mm]	0,01	1	0,42	0,08	0,54
abf [-]	0,01	3	0,15	0,02	0,15

mit

GWQ_0	=	Initialer Grundwasserbeitrag zum Gerinneabfluss	[mm]
abf	=	Alpha-Grundwasserfaktor	[mm]

Des Weiteren gibt es für die Abflussmodellierung wichtige Eingangsgrößen, die nicht immer zur Verfügung stehen und gegebenenfalls abgeschätzt werden müssen. Dazu gehören die potenzielle Evapotranspiration, die Speicherzeitparameter für den Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie die Wasserleitfähigkeit im Boden.

Die potenzielle Evapotranspiration wird nach der Methode von Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972) berechnet und ist eine Funktion von Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur und Geländehöhe. Auf Grund der diffusen, temperaturabhängigen Himmelsstrahlung, kann sich die Netto-Sonneneinstrahlung, welche die Geländeoberfläche erreicht, verringern. Deshalb wird die Netto-Sonneneinstrahlung mit dem Korrekturfaktor thc zwischen 0,7 und 1,0 angepasst. Durch diese Anpassung ist eine Verkleinerung der berechneten potenziellen Evapotranspiration möglich.

Der auf Teileinzugsgebietsebene zusammengefasste Oberflächen- und Zwischenabfluss wird nach der Muskingum-Methode (MAIDMENT, 1996; SCHULZE, 1995) durch das Flusssystem zum Gebietsauslass des Einzugsgebietes geroutet. Die Grundeinstellungen der dazu notwendigen Speicherzeitparameter für den Gerinneabfluss wurden aus der Gerinnelänge und der Fließgeschwindigkeit ermittelt. Letztere wurden wiederum auf Grundlage des Höhenmodells berechnet. Die Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten in den einzelnen Gewässerabschnitten basiert auf der MANNING-Gleichung (BOLLRICH, 2000). Diese vorläufige Abschätzung der Speicherzeitparameter kann durch die Faktoren $roc2$ und $roc4$ korrigiert werden.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist ein sehr wichtiger Parameter für die Modellierung

des Wasserhaushaltes und des Abflussgeschehens. Er ist jedoch nicht immer verfügbar, so dass er anhand von Pedotransferfunktionen oder anderen Methoden abgeschätzt werden muss. In SWIM kann die gesättigte Wasserleitfähigkeit, wenn vorhanden, eingelesen oder nach RAWLS & BRAKENSIEK (1985) berechnet werden. Auf Grund der Unsicherheiten in der Abschätzung der gesättigten Wasserleitfähigkeit, ist es möglich diesen Parameter im Modell für alle Böden und Bodenschichten anhand des Koeffizienten *sccor* anzupassen.

In Tabelle 4.4 sind die Korrekturfaktoren zu den wichtigsten hydrologischen Eingangsgrößen zusammengefasst. Dabei gibt es bestimmte, physikalisch begründete Wertebereiche, in denen die Parameter schwanken und somit den Gebietsabfluss beeinflussen können.

Tabelle 4.4: Hydrologische Korrekturfaktoren mit Angabe des Schwankungsbereiches und der für die drei Einzugsgebiete ermittelten optimalen Werte.

Parameter	Minimum	Maximum	Nuthe	Hammerfließ	Stepenitz
thc [-]	0,7	1,0	0,7	0,7	0,9
roc2 [-]	1	200	5	24	12
roc4 [-]	1	200	10	47	24
sccor [-]	0,25	4	0,44	0,58	1,09

mit

<i>thc</i>	=	Korrekturfaktor für die Sonneneinstrahlung	[-]
<i>roc2</i>	=	Korrekturfaktor für den Speicherzeitparameter im Oberflächenabfluss	[-]
<i>roc4</i>	=	Korrekturfaktor für den Speicherzeitparameter im Zwischenabfluss	[-]
<i>sccor</i>	=	Korrekturfaktor für die gesättigte Wasserleitfähigkeit	[-]

Eine detaillierte Beschreibung der Modellparameter mit Ergebnissen zu deren hydrologischen Sensitivität kann in KRYSANOVA & WECHSUNG (2000) nachgelesen werden. Die hydrologische Kalibrierung von SWIM wurde in zwei Schritten durchgeführt. Zuerst erfolgte eine manuelle Anpassung der Parameter anhand der Abflusskurven. Im zweiten Schritt wurde SWIM mit Hilfe des Programmes zur Parameterabschätzung und -optimierung PEST (DOHERTY, 2004) für die in den Tabellen 4.3 und 4.4 aufgeführten Parameter nachkalibriert, indem die optimalen Parameterkombinationen ermittelt wurden. Diese sind für die drei Untersuchungsgebiete ebenfalls in den Tabellen 4.3 und 4.4 dargestellt. Die Unterschiede zwischen den Parametersätzen resultieren aus den verschiedenen Eigenschaften der Einzugsgebiete hinsichtlich ihrer Landnutzung und Gewässermorphologie sowie des Bodens und der meteorologischen Bedingungen (s. Kap. 3).

4.2.3 Quantifizierung der Nährstoffeinträge

4.2.3.1 Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen

Nährstoffeintrag aus der Landschaft Nährstoffeinträge aus der Landschaft stammen sowohl aus Flächen mit natürlicher Vegetation als auch aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Gegensatz zu den naturbelassenen Gebieten erhalten Flächen mit agrarischer Nutzung jedoch erhöhte Nährstoffmengen in Form von Düngegaben. Aus diesem Grund stammt der überwiegende Anteil der Nährstoffe, die aus diffusen Quellen in den Fluss eingetragen werden, aus landwirtschaftlichen Flächen. Im Folgenden soll deshalb die Parametrisierung von Acker- und Grünland ausführlich dargestellt werden. Ackerland gliedert sich in die Klassen Intensivacker mit und ohne Zwischenfruchtanbau. Diese Klassen sind wiederum mit je einer bestimmten Fruchtfolge gekoppelt, welche mittels satellitengestützter Auswertungen innerhalb des Projektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ (ITZEROTT & KADEN, 2006) spezifiziert wurden. Aus der von ITZEROTT & KADEN (2006) vorgegebenen Auswahl an Fruchtfolgen finden aus rechentechnischen Gründen nur diejenigen Anwendung, die mindestens 5 % der Fläche des Einzugsgebietes bedecken. Die dadurch weggefallenen Fruchtfolgen werden durch die Fruchtfolgen ersetzt, die hinsichtlich ihrer Standorteigenschaften am besten zur Parametrisierung geeignet sind. Dabei finden Kriterien zur Bodenfruchtbarkeit bzw. zum Grundwassereinflusses nach ITZEROTT & KADEN (2006) Berücksichtigung. Ackerflächen auf denen Zwischenfrüchte angebaut werden, weisen die gleichen Hauptfruchtfolgen auf, jedoch mit zusätzlicher Bepflanzung von Zwischenfrüchten nach Ernte der Hauptfruchtarten.

Die Liste der in den Modellrechnungen verwendeten Hauptfruchtfolgen für Intensivacker ohne Zwischenfruchtanbau kann der Tabelle 4.5 entnommen werden. Dabei erstreckt sich eine Hauptfruchtfolge über einen Zeitraum von 13 Jahren.

Grünland unterteilt sich in zwei Klassen, in Intensiv- und Extensivgrünland. Nach den Rahmenempfehlungen des Landes Brandenburgs (MLUR-BRANDENBURG, 2000) wird Intensivland drei Mal, Extensivland dagegen zwei Mal im Jahr geschnitten.

Die physiologischen Eigenschaften der Pflanzen werden mit Hilfe einer Datenbasis parametrisiert. Die wichtigsten Pflanzenparameter für die Nährstoffmodellierung sind dazu in Tabelle 4.6 aufgelistet, wobei die Angaben aus der Standardwertbelegung von SWIM (KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000) stammen und nach Literaturangaben aus BREUER ET AL. (2002) modifiziert wurden.

Tabelle 4.5: Liste der in SWIM verwendeten Hauptfruchtfolgen für Intensivacker ohne Zwischenfruchtanbau nach ITZEROTT & KADEN (2006).

Fruchtfolge Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8
1	Sommergerste							
2	Roggen	Roggen	Kartoffel	Mais	Kartoffel	Roggen	Roggen	Raps
3	Weizen	Weizen	Roggen	Roggen	Roggen	Kartoffel	Mais	Gerste
4	Gras	Gerste	Raps	Raps	Gerste	Mais	Roggen	Gras
5	Roggen	Raps	Roggen	Roggen	Raps	Weizen	Gras	Roggen
6	Raps	Weizen	Raps	Raps	Roggen	Gerste	Raps	Raps
7	Mais	Gerste	Roggen	Roggen	Weizen	Raps	Gras	Roggen
8	Roggen	Zuckerrübe	Raps	Kartoffel	Mais	Erbse	Gras	Sommergerste
9	Gerste	Weizen	Roggen	Roggen	Roggen	Weizen	Raps	Roggen
10	Raps	Gerste	Kartoffel	Raps	Roggen	Gerste	Gras	Raps
11	Roggen	Raps	Roggen	Roggen	Raps	Zuckerrübe	Gras	Roggen
12	Gras	Mais	Raps	Mais	Roggen	Gras	Roggen	Mais
13	Mais	Weizen	Roggen	Roggen	Gerste	Weizen	Gras	Roggen

Tabelle 4.6: Wichtige Pflanzenparameter der Fruchtarten, die bei der Modellierung mit SWIM verwendet wurden.

	Opt. Temp. für Wachstum [°C]	Max. LAI [m ² /m ²]	N- Aufnahme bei Reife [kg N/kg BM]	P- Aufnahme bei Reife [kg P/kg BM]	Max. Wurzeltiefe [m]
Sommergerste	15	6	0,0134	0,0019	2
Gerste	15	6	0,0134	0,0019	2
Roggen	12,5	6	0,0134	0,0019	2
Weizen	15	6	0,0134	0,0019	2
Mais	20	8	0,0128	0,0018	2
Raps	14	6	0,011	0,0015	2
Kartoffel	18	5	0,012	0,0019	2
Zuckerrübe	18	5	0,012	0,0019	2
Erbse	27	2,5	0,0015	0,0015	1,1
Zwischenfrucht	25	5	0,0134	0,0019	2
Grünland/Gras	25	6	0,0134	0,0019	2

Die bei der Modellierung verwendeten Düngemengen an Stickstoff und Phosphor sind zum einen aus den Rahmenempfehlungen zur Düngung 2000 im Land Brandenburg (MLUR-BRANDENBURG, 2000) und zum anderen aus weiterführender Literatur (OEHMICHEN, 1986; OLDENBURG, 2003) entnommen. Dabei wird für jede Fruchtart und jedes Jahr immer die gleiche spezifische Düngemenge angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass die Düngemenge im Mittel der ‘‘Düngung auf Pflanzenentzug‘‘ ent-

spricht. Jeweils 1/3 der Stickstoffdüngung werden dem aktiven, organischen Stickstoff-Pool, dem Nitrat- sowie dem Ammonium-Pool im Modell SWIM zugeführt. Die Phosphordüngung wird komplett dem pflanzenverfügbaren, mineralischen Phosphor-Pool hinzugerechnet. Einen Überblick über die in SWIM angewendeten Düngemengen und -zeitpunkte auf Acker- und Grünland liefert Tabelle 4.7.

Tabelle 4.7: Schema der in SWIM angewendeten Düngung auf Acker- und Grünland.

Pflanze	N-Düngung		P-Düngung	
	Tag der Düngung im Jahr	Menge [kg N/ha]	Tag der Düngung im Jahr	Menge [kg P/ha]
Sommergerste	85	60	85	23
	120	20		
Gerste	95	60	95	26
	283	40		
Roggen	95	60	95	19
	293	40		
Weizen	95	80	95	28
	300	40		
Mais	180	150	180	40
Raps	95	120	95	27
	257	60		
Kartoffel	110	120	110	28
Zuckerrübe	85	120	85	40
	200	60		
Erbse	95	40	95	30
Zwischenfrucht	-	-	-	-
Gras	-	-	-	-
Grünland ext.	-	-	-	-
Grünland int.	135	85	-	-
	175	70	-	-
	215	70	-	-

Atmosphärische Deposition Einen weiteren Eintrag von Nährstoffen in die Landschaft bildet die atmosphärische Deposition. Diese setzt sich aus nasser Deposition (im Niederschlag gelöste Stoffe) und aus trockener Deposition (an kleinen Staubpartikeln gebundene Stoffe) zusammen. Allerdings gibt es kaum Angaben zur trockenen Deposition, so dass sich die Zahlwerte meist auf die nasse atmosphärische Deposition beschränken (WERNER & WODSACK, 1994).

Die Angaben zur gesamten Stickstoffdeposition schwanken in der Literatur sehr stark. Die Werte für Westeuropa liegen nach RYDING & RAST (1990) zwischen 1 - 38 kg N/(ha*a) und nach PIETERSE ET AL. (2003) um die 43 kg N/(ha*a). SCHEFFER &

SCHACHTSCHABEL (2002) geben für Flächen in Deutschland einen Bereich zwischen 20 und 50 kg N/(ha*a) an. In WERNER & WODSACK (1994) werden für die ehemalige DDR und den Zeitraum 1985 - 1989 für die nasse Deposition von Nitrat durchschnittlich 6,4 kg NO_3 /(ha*a), für Ammonium 6,8 kg NH_4 /(ha*a) und für Gesamtstickstoff 19,5 kg N/(ha*a) angegeben und liegen damit im unteren Wertebereich.

Die Angaben zur Phosphordeposition liegen in Europa nach RYDING & RAST (1990) zwischen 0,07 und 3,67 kg P/(ha*a) bzw. nach PIETERSE ET AL. (2003) bei 0,15 kg P/(ha*a). Nach WERNER & WODSACK (1994) beträgt die nasse atmosphärische Deposition auf Flächen der ehemaligen DDR zwischen 0,1 und 0,7 kg P/(ha*a).

Nach WERNER & WODSACK (1994) werden sich die Eintragsraten durch Deposition auf dem Gebiet der ehemaligen DDR, das heißt auch in den Untersuchungsgebieten, nach 1990 nicht wesentlich ändern. Frühere Emissionen aus Landwirtschaft und Industrie werden sich verlagern oder durch Emissionen aus dem Verkehr ausgeglichen.

Im Modell SWIM wird der Stoffeintrag aus nasser atmosphärischer Deposition über die Stoffkonzentration im Niederschlag ermittelt (s. Abschnitt 4.1.3). Dafür werden durchschnittliche, für die Region spezifische, Konzentrationen als feste Modellparameter zu Grunde gelegt (s. Tab. 4.8).

Tabelle 4.8: Stoffkonzentrationen von Nitrat, Ammonium und Phosphat im Niederschlag, die für alle drei Untersuchungsgebiete als konstant angenommen werden.

NO_3	NH_4	PO_4
mg/l	mg/l	mg/l
1,1	1,17	0,07

Daraus ergeben sich für Nitrat und Ammonium durchschnittliche Depositionswerte von 6,4 kg NO_3 /(ha*a) bzw. 6,8 kg NH_4 /(ha*a) und für Phosphor ein mittlerer Wert von 0,4 kg P/(ha*a).

4.2.3.2 Punktförmige Quellen

Bei der Modellierung der Nährstoffkonzentration im Fließgewässer müssen die Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft, das heißt hauptsächlich aus den Kläranlagen, mit berücksichtigt werden, da diese, vor allem bei Phosphat und Ammonium, einen großen Anteil an der Gesamtnährstofffracht im Fluss darstellen (s. Abschnitt 5.1.2).

Für die Einzugsgebiete Nuthe und Hammerfließ wurden im Rahmen des Forschungsprojektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ (s. Abschnitt 1.3) von BIEGEL (2005) Modellergebnisse zu Phosphat- bzw. Gesamtstickstoffeinträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft zur Verfügung gestellt. Diese Modellergebnisse

beruhen wiederum auf Informationen von Kläranlagenbetreibern in den Einzugsgebieten und zwar für den Zeitraum 1996 bis 2000. Für das Gebiet der Stepenitz standen keine Eingangsinformationen zur Verfügung. Deshalb wurden hierfür auch keine Modellrechnungen zum Stofftransport aus punktförmigen Quellen durchgeführt.

Die Gesamtstickstoffeinträge setzen sich je nach den Reinigungsleistungen der Kläranlagen vorwiegend aus organischem Stickstoff sowie aus Nitrat und Ammonium zusammen. In Tabelle 4.9 sind die jährlichen Eintragsraten aus den Punktquellen der Einzugsgebiete zusammengefasst.

Tabelle 4.9: Stoffeinträge aus Punktquellen.

EZG	NO_3	NH_4	PO_4
	t/a	t/a	t/a
Nuthe	39,3	78,6	27,1
Hammerfließ	3,2	12,7	0,5
Stepenitz	-	-	-

4.2.4 Parameter zu Stoffabbau und -retention während des Transportes im Einzugsgebiet

In Abschnitt 4.1.4 wurde beschrieben, dass die Nährstoffe auf dem Weg zum Vorfluter verschiedenen nährstoff- und abflussspezifischen Abbau- bzw. Retentionsprozessen unterliegen.

Die Kalibrierung der Nährstoffmodule von SWIM hinsichtlich der Abbauraten und Verweilzeiten erfolgte durch eine manuelle Anpassung der Parameter anhand der Konzentrationsverläufe und Frachten an den Auslasspegeln. Die Parametersätze für die beste Modellanpassung sind für die drei Untersuchungsgebiete in Tabelle 4.10 dargestellt.

Für Nitrat kann der Wertebereich der Verweilzeiten in den Abflüssen des nordostdeutschen Tieflandes aus der Fachliteratur entnommen werden. In Abhängigkeit von Gebietsgröße, Grundwasserstand und Untergrundbeschaffenheit liegen sie im Mittel im Oberflächenwasser zwischen 2 und 50 Tagen, in der ungesättigten Zone zwischen 100 Tagen und 3 Jahren und im Grundwasserleiter zwischen 100 Tagen und über 500 Jahren (KUNKEL & WENDLAND, 2002). Die Abbauraten des Nitrats durch Denitrifikation betragen im Oberflächengewässer 0,01 bis 0,02 d^{-1} (OBERMANN, 1982), im Zwischenabfluss 0,02 bis 0,15 d^{-1} (WENDLAND ET AL., 1993) und im Grundwasserleiter 0,34 bis 0,56 d^{-1} (BÖTTCHER ET AL., 1985; BÖTTCHER ET AL., 1989).

Für Ammonium und Phosphat konnten aus der Fachliteratur keine derartigen Informationen zu den Verweilzeiten bzw. Abbauraten gewonnen werden. Es ist aber anzuneh-

Tabelle 4.10: Parameter für Stoffretention und -abbau in den drei Untersuchungsgebieten.

Parameter	Minimum	Maximum	Nuthe	Hammerfließ	Stepenitz
$k_{(NO_3,O)}$	2	50	50	50	2
$k_{(NO_3,Z)}$	100	1095	300	1095	100
$k_{(NO_3,G)}$	100	182500	9000	9880	100
$k_{(NH_4,O)}$	2	50	50	50	50
$k_{(NH_4,Z)}$	2	5000	1000	2000	1500
$k_{(NH_4,G)}$	2	150000	12000	12000	12000
$k_{(TN,P)}$	2	50	5	25	25
$k_{(PO_4,O)}$	2	50	50	50	50
$k_{(PO_4,Z)}$	2	5000	1000	2000	1500
$k_{(PO_4,G)}$	2	150000	12000	12000	12000
$k_{(PO_4,P)}$	2	50	40	30	30
$\lambda_{(NO_3,O)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(NO_3,Z)}$	0	1	0,06	0,07	0,02
$\lambda_{(NO_3,G)}$	0	1	0,53	0,53	0,07
$\lambda_{(NH_4,O)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(NH_4,Z)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(NH_4,G)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(TN,P)}$	0	1	0,0001 (0,1)	0,0001 (0,1)	0,0001 (0,1)
$\lambda_{(PO_4,O)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(PO_4,Z)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(PO_4,G)}$	0	1	0,02	0,02	0,02
$\lambda_{(PO_4,P)}$	0	1	0,025	0,01	0,01

mit

NO_3	= Nitrat	[-]
NH_4	= Ammonium	[-]
PO_4	= Phosphat	[-]
TN	= Gesamtstickstoff	[-]
$k_{(.....)}$	= Verweilzeit der Nährstoffe in den Abflusskomponenten	[d]
$\lambda_{(.....)}$	= Abbaurate der Nährstoffe in den Abflusskomponenten	[d ⁻¹]
$\dots(.....,O)$	= Oberflächenabfluss	[-]
$\dots(.....,Z)$	= Zwischenabfluss	[-]
$\dots(.....,G)$	= Grundwasserabfluss	[-]
$\dots(.....,P)$	= Transport von Stoffen aus Punktquellen	[-]

men, dass die Verweilzeiten wegen des hohen Sorptionspotenziales an Bodenpartikel größer sind als die von Nitrat. Da Umbauprozesse von Ammonium und Phosphat im Boden eine untergeordnete Rolle spielen, sind die Abbauraten in den Abflusskomponenten nicht größer als die von Nitrat. Die im Modell SWIM verwendeten Werte können der Tabelle 4.10 entnommen werden.

Als Verweilzeit für den Transport von Stoffen aus Punktquellen wird ein Zeitraum

von 2 bis 50 Tagen zu Grunde gelegt. Die Abbauraten von Phosphat sind wie in den Abflusskomponenten des Bodens sehr klein und hauptsächlich durch Umwandlung in organische Bestandteile gekennzeichnet. Der Abbau von Stickstoff ist wiederum abhängig von der Zusammensetzung der Einleitungen aus den Punktquellen und kann bei Nitrat durch Denitrifikation und bei Ammonium durch Nitrifikation, Volatilisierung bzw. Umwandlung in organische Bestandteile geprägt sein. Im Winterhalbjahr sind die Abbauraten von Gesamtstickstoff auf Grund der eingeschränkten mikrobiologischen und chemischen Prozesse wesentlich niedriger als im Sommerhalbjahr.

Bei Nitrat ergaben sich zwischen den Einzugsgebieten große Unterschiede in den Abbauraten und Verweilzeiten. Am größten ist die Diskrepanz zwischen Stepenitz und Nuthe bzw. Hammerfließ. Das lässt sich nach BEHRENDT ET AL. (2004) zum einen mit der niedrigen Retentionsfähigkeit der Böden im Einzugsgebiet der Stepenitz und zum anderen mit einer großen Anzahl an Drainageflächen erklären. Drainageflächen beschleunigen den Transport des Wassers zum Vorfluter und verringern damit die Retentionszeit. Die Abbauraten entsprechen eher denen des Oberflächen- bzw. Zwischenabflusses. Bei Ammonium und Phosphat gibt es dagegen, auf Grund ihrer hohen Sorptionsfähigkeit an Bodenpartikel, keine wesentlichen Unterschiede in den Verweilzeiten und Abbauraten zwischen den Einzugsgebieten.

Kapitel 5

Modellanwendungen und Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse zu den Modellrechnungen in den Einzugsgebieten Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz vorgestellt. Sie umfassen zum einen Simulationen zur hydrologischen und nährstoffbezogenen Modellkalibrierung sowie die Modellvalidierung. Zum anderen werden die Ergebnisse verschiedener Modellanwendungen sowie zu den Szenariorechnungen dargestellt.

5.1 Modellkalibrierung und -validierung

Eine wichtige Voraussetzung für die Modellierung des Nährstoffhaushaltes ist eine gute Abbildung der hydrologischen Prozesse in den untersuchten Gebieten. Die Darstellung der Ergebnisse der Kalibrierungs- bzw. der Validierungsphase erfolgt deshalb in zwei Schritten. Zunächst werden die hydrologischen Prozesse betrachtet und darauf aufbauend die Prozesse des Nährstoffhaushaltes.

Als Kalibrierungszeitraum für die hydrologischen Prozesse wurden die Jahre 1996 bis 2000 ausgewählt, da in dieser Periode in allen Untersuchungsräumen die wichtigsten Abflusssituationen (Hochwasser, Niedrigwasser, normaler Abfluss) berücksichtigt werden können. Der Validierungszeitraum umfasst die Jahre 1991 bis 1995 (s. Abschnitt 5.1.1).

Für die Untersuchungen der Nährstoffprozesse erstreckt sich der Zeitraum insgesamt über die Jahre 1996 bis 2000. Nur für diese Periode liegen ausreichende Informationen zum Stoffeintrag vor. Als Kalibrierungsphase wurde der Zeitraum 1998 bis 2000 genutzt. Die Validierung erfolgt für die Jahre 1996 und 1997 (s. Abschnitt 5.1.2).

5.1.1 Kalibrierung und Validierung der hydrologischen Prozesse (1991 - 2000)

Zur Modellkalibrierung wurden Grundwasserparameter, Routing-Faktoren sowie Korrekturfaktoren zur Bodenleitfähigkeit bzw. Sonneneinstrahlung herangezogen. Die Modellparametrisierung ist in Abschnitt 4.2.2 näher beschrieben.

Für die Bewertung der Modellergebnisse können die gemessenen mit den berechneten Abflusswerten verglichen werden. Der Abfluss aus einem Einzugsgebiet stellt eine integrale Größe dar und kann deshalb als geeignetes Kriterium zur Bewertung der Simulationsgüte herangezogen werden.

Als Bewertungskriterien werden die Effizienz nach Nash-Sutcliffe (NASH & SUTCLIFFE, 1970), die Abweichung der simulierten von der gemessenen Wasserbilanz (ΔWB), der BIAS sowie die gemessenen und berechneten Mittelwerte herangezogen.

Die Effizienz nach Nash-Sutcliffe (NASH & SUTCLIFFE, 1970) kann als objektives Maß für die Güte der Modellanpassung genutzt werden und wird nach Gleichung 5.1 berechnet.

$$EFF = \frac{F_0^2 - F^2}{F_0^2} \quad (5.1)$$

wobei

$$F^2 = \sum (Q_{sim,i} - Q_{gem,i})^2 \quad (5.2)$$

und

$$F_0^2 = \sum (Q_{gem,i} - \bar{Q}_{gem})^2 \quad (5.3)$$

mit

EFF	=	Nash-Sutcliffe-Koeffizient	$[-]$
F_0^2	=	Varianz der Eingangsdaten	$[(m^3/s)^2]$
F^2	=	Index der Abweichungen	$[(m^3/s)^2]$
$Q_{sim,i}$	=	berechneter Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[m^3/s]$
$Q_{gem,i}$	=	gemessener Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[m^3/s]$
\bar{Q}_{gem}	=	Mittelwert aller gemessenen Durchflusswerte	$[m^3/s]$

Um systematische Über- bzw. Unterschätzungen durch die Modellrechnungen quantifizieren zu können, wurde als statistische Kenngröße der BIAS genutzt, der nach Gleichung 5.4 berechnet wird.

$$BIAS = \frac{1}{n} * \sum (Q_{gem,i} - Q_{sim,i}) \quad (5.4)$$

mit

$BIAS$	=	mittlerer Fehler	$[m^3/s]$
n	=	Anzahl der Mess- bzw. Simulationswerte	$[-]$
$Q_{gem,i}$	=	gemessener Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[m^3/s]$
$Q_{sim,i}$	=	berechneter Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[m^3/s]$

Die Abweichung zwischen der simulierten und gemessenen Wasserbilanz (ΔWB) ist in Gleichung 5.5 dargestellt. ΔWB sowie die langjährigen, mittleren Abflusswerte (MQ), die nach Gleichung 5.6 berechnet werden, sollen die Langzeitunterschiede für die jeweiligen Modellierungszeiträume aufzeigen. Zur Quantifizierung von Unterschieden zwischen dem Sommer- und Winterhalbjahr, wurden die langjährigen, mittleren Abflusswerte zusätzlich für diese Perioden berechnet.

$$\Delta WB = \frac{\overline{Q}_{sim} - \overline{Q}_{gem}}{\overline{Q}_{gem}} * 100 \quad (5.5)$$

mit

$\frac{\Delta WB}{\overline{Q}_{sim}}$	=	Abweichung der simulierten von der gemessenen Wasserbilanz	$[\%]$
\overline{Q}_{sim}	=	Mittelwert aller berechneten Durchflusswerte	$[m^3/s]$
\overline{Q}_{gem}	=	Mittelwert aller gemessenen Durchflusswerte	$[m^3/s]$

$$MQ = \frac{1}{n} * \sum Q_i \quad (5.6)$$

mit

MQ	=	mittlerer Durchfluss (gemessen bzw. berechnet)	$[m^3/s]$
n	=	Anzahl der Mess- bzw. Simulationswerte	$[-]$
Q_i	=	Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[m^3/s]$

5.1.1.1 Ergebnisse der Abflusssimulationen

Die hydrologischen Prozesse in anthropogen beeinflussten Tieflandgebieten sind auf Grund der hydrologischen Gegebenheiten vor Ort schwer abzubilden. Vor allem die undokumentierten, kleinräumigen Wassermanagementmaßnahmen in den Flüssen erschweren eine exakte Abbildung der Abflussganglinien (s. Abschnitt 5.1.1.2).

Der mit dem Modell SWIM simulierte Abfluss, der ein natürlich fließendes Regime darstellt, muss zur Modellkalibrierung bzw. -validierung auf Grund der fehlenden Daten aus den drei Untersuchungsgebieten mit einem gemessenen, regulierten Abfluss verglichen werden, was bei der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden

muss.

Die Kennwerte zu den Ergebnissen der hydrologischen Kalibrierung (Zeitraum 1996 - 2000) in den drei Untersuchungsgebieten sind in Tabelle 5.1 aufgelistet.

Tabelle 5.1: Ergebnisse der hydrologischen Kalibrierung: Effizienz (EFF) (NASH & SUTCLIFFE, 1970), BIAS [m^3/s], Abweichung von der Wasserbilanz (ΔWB) [%], Mittelwert (MQ) [m^3/s].

EZG	EFF		BIAS	ΔWB	MQ-Jahr		MQ-Sommer		MQ-Winter	
	tgl.	mon.			gem.	sim.	gem.	sim.	gem.	sim.
Nuthe	0,44	0,50	+0,5	+7	6,3	6,7	3,5	5,2	8,6	8,2
Hammerfließ	0,52	0,54	-0,02	-2	1,0	1,0	0,6	0,7	1,3	1,2
Stepenitz	0,53	0,55	-0,1	-6	2,7	2,7	1,6	1,7	3,8	3,8

Der Abfluss der Nuthe kann zufriedenstellend wiedergegeben werden. Die Effizienz nach Nash-Sutcliffe beträgt für die Tageswerte 0,44 und für die Monatswerte 0,50. Der BIAS (+0,5 m^3/s), ΔWB (+7 %) und die Differenz der langjährigen mittleren Abflüsse (+0,4 m^3/s) deuten auf eine Überschätzung des berechneten Abflusses hin. Betrachtet man den mittleren Abfluss geteilt nach Sommer- und Winterhalbjahr, kann man feststellen, dass die Wintermonate durchschnittlich um 0,4 m^3/s unterschätzt, die Sommermonate dagegen um 1,7 m^3/s überschätzt werden.

Mit der Kalibrierung der hydrologischen Prozesse in SWIM wird im Hammerfließ ebenfalls ein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt. Die Effizienz erreicht Werte von 0,52 auf Tageswertbasis und von 0,54 auf Monatswertbasis. Der BIAS (-0,02 m^3/s), ΔWB (-2 %) und die langjährigen Mittelwerte (1,0 m^3/s gemessen bzw. berechnet) für den Abfluss in Tabelle 5.1 zeigen keine größeren Abweichungen.

Auch im Einzugsgebiet der Stepenitz wird der Abfluss für den Kalibrierungszeitraum zufriedenstellend wiedergegeben. Die Simulationsergebnisse erreichen auf Tageswertbasis eine Effizienz von 0,53 und auf Monatswertbasis von 0,55. Der BIAS (-0,1 m^3/s) und ΔWB (-6 %) zeigen eine Unterschätzung der Messwerte, was hauptsächlich auf die Abweichungen der Abflüsse in den Jahren 1996/97 zurückzuführen ist (s. Abb. 5.3). Die Mittelwerte der Modellergebnisse weisen dagegen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messwerten auf (s. Tab. 5.1). Dies gilt sowohl für das Winter- als auch für das Sommerhalbjahr.

Die Abflusskurve der Nuthe ist für den Kalibrierungszeitraum in Abbildung 5.1 dargestellt. Die Abflussdynamik wird darin zufriedenstellend abgebildet. Die Spitzenwerte des Abflusses stimmen gut überein. Der Basisabfluss in den Sommermonaten wird für die Jahre 1999/2000 überschätzt.

Im Hammerfließ wird die innerjährliche Dynamik des Abflusses nach Abbildung 5.2 ebenfalls zufriedenstellend wiedergegeben. Allerdings fällt auf, dass die Abflussspitzen

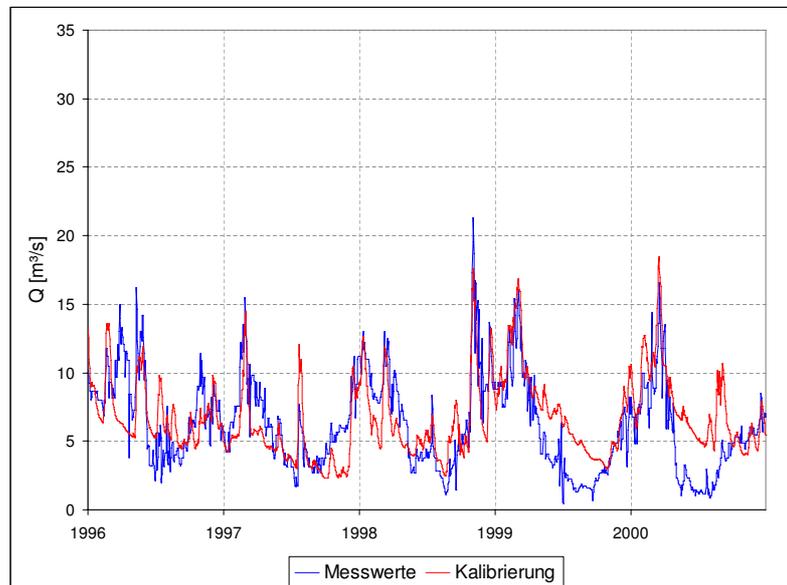


Abbildung 5.1: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Nuthe (Pegel Potsdam/Babelsberg) im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000.

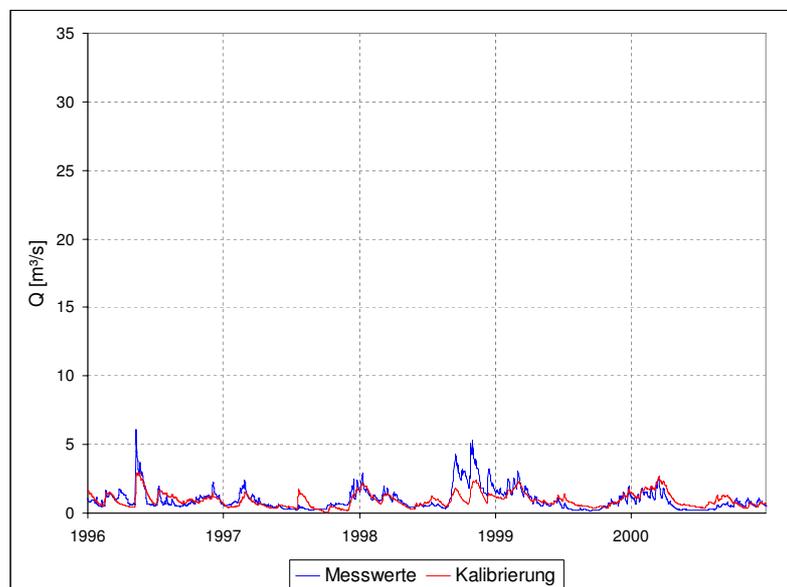


Abbildung 5.2: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss des Hammerfließ (Pegel Woltersdorf II) im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000.

in den Jahren 1996 und 1998 unterschätzt werden. Der berechnete Basisabfluss stimmt gut mit dem gemessenen überein, wird jedoch im Sommer der Jahre 1999/2000 leicht überschätzt.

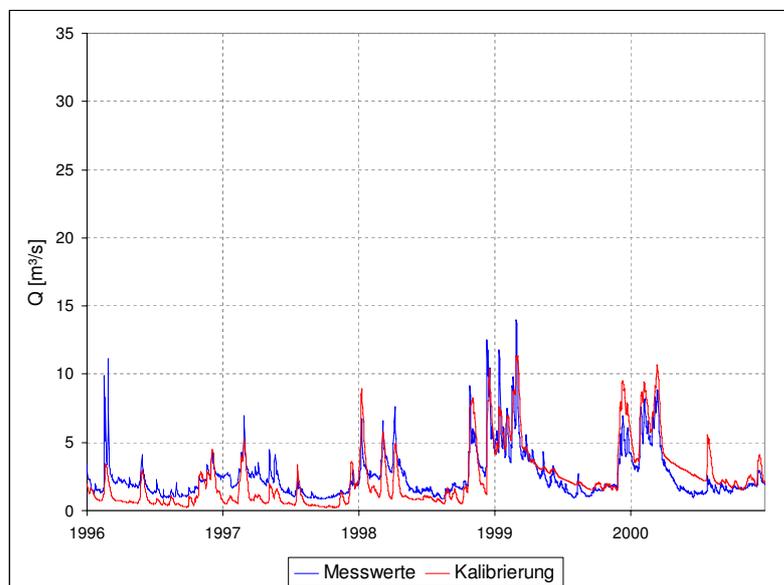


Abbildung 5.3: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Stepenitz (Pegel Wolfshagen) im Kalibrierungszeitraum 1996 bis 2000.

Die Abflussdynamik sowie die Abflussspitzen in der Stepenitz werden zufriedenstellend wiedergegeben (s. Abb. 5.3). Hier wird jedoch der Basisabfluss in den Jahren 1996 bis 1998 unter- und für die Jahre 1999 und 2000 in den Sommermonaten überschätzt.

Die Kennwerte zu den Ergebnissen der hydrologischen Validierung (Zeitraum 1991 - 1995) sind in Tabelle 5.2 aufgelistet.

Tabelle 5.2: Ergebnisse der hydrologischen Validierung: Effizienz (EFF) (NASH & SUTCLIFFE, 1970), BIAS [m^3/s], Abweichung von der Wasserbilanz (ΔWB) [%], Mittelwert (MQ) [m^3/s].

EZG	EFF		BIAS	ΔWB	MQ-Jahr		MQ-Sommer		MQ-Winter	
	tgl.	mon.			gem.	sim.	gem.	sim.	gem.	sim.
Nuthe	0,33	0,30	+0,6	+8	7,5	8,2	4,9	7,7	11,0	9,5
Hammerfließ	0,38	0,33	+0,06	+5	1,3	1,3	1,2	1,3	1,6	1,6
Stepenitz	0,70	0,81	+0,06	+2	3,7	3,8	2,4	2,5	4,9	5,0

Hierin beträgt die Effizienz nach Nash-Sutcliffe für den Abfluss in der Nuthe auf Tageswertbasis 0,33 und auf Monatswertbasis 0,30. BIAS (+0,6 m^3/s) und ΔWB (+8 %) deuten wiederum auf eine Überschätzung des berechneten Abflusses hin. Der Vergleich der Jahresmittelwerte, aufgliedert nach Jahreszeiten zeigt dabei eine Überschätzung der gemessenen Werte in den Sommermonaten von 2,8 m^3/s , jedoch eine Unterschätzung des Abflusses in den Wintermonaten von 1,5 m^3/s .

Die Ergebnisse zur Modellierung des Abflusses im Hammerfließ erreichen in der Validierungsphase für die Tageswerte eine Effizienz von 0,38 und für die Monatswerte von 0,33. ΔWB (+5 %) und BIAS (+0,06 m^3/s) zeigen eine leichte Überschätzung des berechneten Abflusses. Die Unterteilung des mittleren Abflusses nach Sommer- und Winterhalbjahr verdeutlicht jedoch, dass nur der Abfluss in den Sommermonaten im langjährigen Mittel mit 0,1 m^3/s überschätzt wird.

In der Stepenitz beträgt die Effizienz der Modellrechnungen für den Abfluss im Validierungszeitraum auf Tageswertbasis 0,70 und auf Monatswertbasis 0,81. BIAS (+0,06 m^3/s), ΔWB (+2 %) sowie langjährige Jahresmittelwerte weisen auf eine Überschätzung der Messwerte hin. Dies gilt für das Sommer- wie auch das Winterhalbjahr.

In Abbildung 5.4 ist der tägliche Abfluss der Nuthe für den Validierungszeitraum dargestellt. Hieraus wird deutlich, dass die berechnete innerjährliche Abflussdynamik im Gegensatz zur gemessenen gedämpfter wiedergegeben wird. Der Basisabfluss wird im Sommer über- und im Winter unterschätzt. Die Abflussspitzen werden dabei trotzdem zufriedenstellend abgebildet.

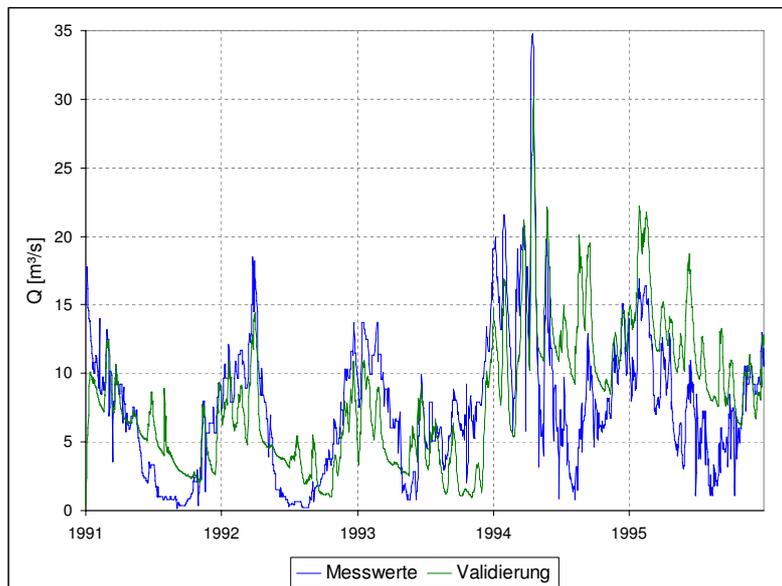


Abbildung 5.4: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Nuthe (Pegel Potsdam/Babelsberg) im Validierungszeitraum 1991 bis 1995.

Die Abflusskurven für das Hammerfließ im Validierungszeitraum kann man der Abbildung 5.5 entnehmen. Hier wird die Abflussdynamik für die Jahre 1991 und 1992 gut wiedergegeben. In den Jahren 1993 bis 1995 konnte die innerjährliche Dynamik zufriedenstellend abgebildet werden. Der Basisabfluss zeigt bis Mitte des Jahres 1993 eine gute Übereinstimmung, danach wird er (außer im Jahr 1993) im Sommer überschätzt.

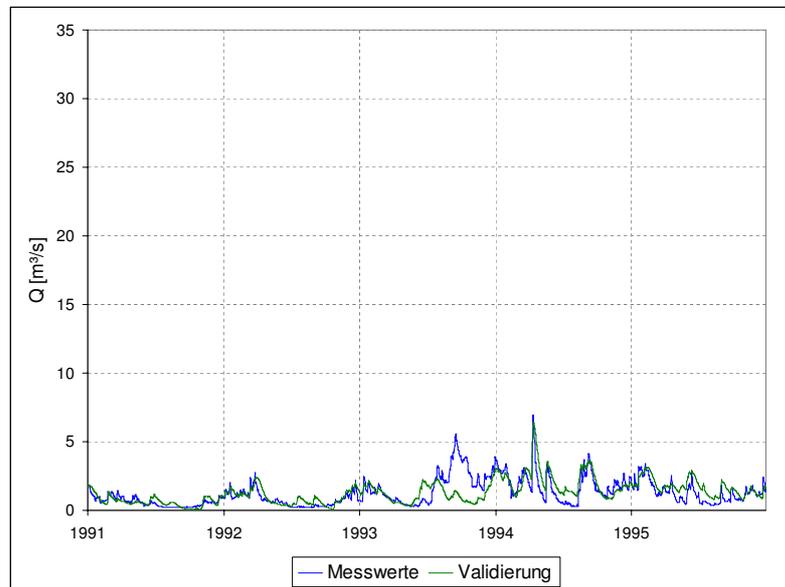


Abbildung 5.5: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss des Hammerfließ (Pegel Woltersdorf II) im Validierungszeitraum 1991 bis 1995.

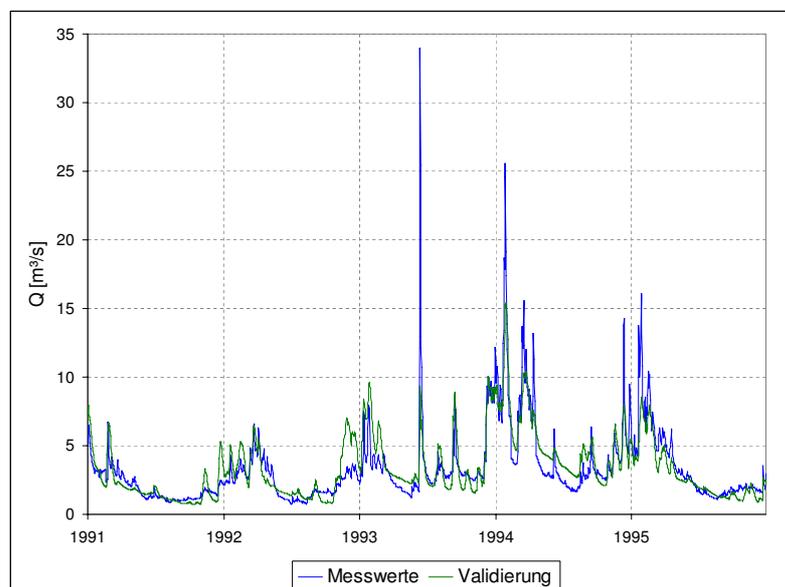


Abbildung 5.6: Berechneter und gemessener, täglicher Abfluss der Stepenitz (Pegel Wolfshagen) im Validierungszeitraum 1991 bis 1995.

Die gemessene Abflussdynamik sowie der gemessene Basisabfluss der Stepenitz werden gut vom Modell abgebildet, nur extreme Abflusspitzen, vor allem in den Jahren 1993 bis 1995, werden unterschätzt (s. Abb. 5.6).

5.1.1.2 Diskussion

Die Ergebnisse zur hydrologischen Kalibrierung bzw. Validierung zeigen, dass die hydrologischen Prozesse in anthropogen beeinflussten Tieflandgebieten nur schwer abzubilden sind. Vor allem die Sommermonate werden in den Modellrechnungen in ihren Abflüssen überschätzt.

Als besonders problematisch haben sich die ungenügenden Kenntnisse über die Wassermanagementmaßnahmen in den Einzugsgebieten, vor allem über die Anlage der Drainage- und Stauhaltungssysteme, herausgestellt. Die Abflussdynamik wird jedoch das gesamte Jahr von den Stauvorgängen beeinflusst. In feuchten Wintern wird versucht, die hohen Wassermengen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Hilfe von Drainagen abzuleiten, was zu einem Anstieg des Abflusses im Unterlauf der Vorfluter führt. Im meist trockensten Sommer wird das Wasser zur Bewässerung auf den Feldern im oberen Einzugsgebiet hingegen häufig zurückgehalten, so dass im unteren Einzugsgebiet Wassermangel entstehen kann. Dieser wird durch Entnahmen aus dem Grundwasser ausgeglichen, was wiederum zur Verringerung des Grundwasserzuflusses in den Vorfluter führt. Geringe Abflussspenden im Unterlauf sind die Folge (PFÜTZNER, 2006). Das Modell SWIM ist jedoch hauptsächlich für die Modellierung des natürlichen Abflussgeschehens ausgelegt und berücksichtigt in einer Standardanwendung keine Wassermanagementmaßnahmen in den Einzugsgebieten. Dies wiederum führt zur Überschätzung des Abflusses in den Sommermonaten.

In Abbildung 5.7 ist das Gewässernetz mit den engmaschig vorhandenen Wehren und Stauanlagen beispielhaft für zwei Teileinzugsgebiete der Nuthe (Obere Nuthe und Hammerfließ) dargestellt. Die Anwendungsweise dieser Wehre und Stauanlagen müsste in die Abflussmodellierung mit einfließen. Das Kartenmaterial mit den Positionsbeschreibungen der Graben- und Stauanlagen in den Untersuchungsgebieten ist jedoch unvollständig bzw. nicht vorhanden. Die Datenlage zur Nutzung dieser Stauanlagen ist zudem sehr unpräzise. So kennen die Wasser- und Bodenverbände im Gebiet des Hammerfließ zwar die Wehrbetreiber, es werden aber keine Daten zur Wehrsteuerung aufgenommen, weshalb wichtige abflussbeeinflussende Kenngrößen fehlen.

Die innerjährliche Dynamik des Hammerfließ ist neben dem Betrieb der Stauanlagen außerdem durch die Verlagerung des natürlichen Flusslaufes gekennzeichnet. Durch die Anlage eines zusätzlichen Hauptgrabens, dem Bibergraben, wurde parallel zum Hammerfließ ein neuer Hauptentwässerungsgraben geschaffen, der das von Süden anströmende Grundwasser abfängt und in der Nähe der Ortslage Gottow, kurz vor dem Auslasspegel des Einzugsgebietes, dem Hammerfließ wieder zuführt. Die Verlegung des Hammerfließ im Oberlauf im Zuge der Meliorationsmaßnahmen führte dazu, dass das Gewässer nicht mehr in der Tiefenlinie der Niederung verläuft (PFÜTZNER, 2006). All diese Wassermanagementmaßnahmen, welche auch in weiteren Teileinzugsgebieten der

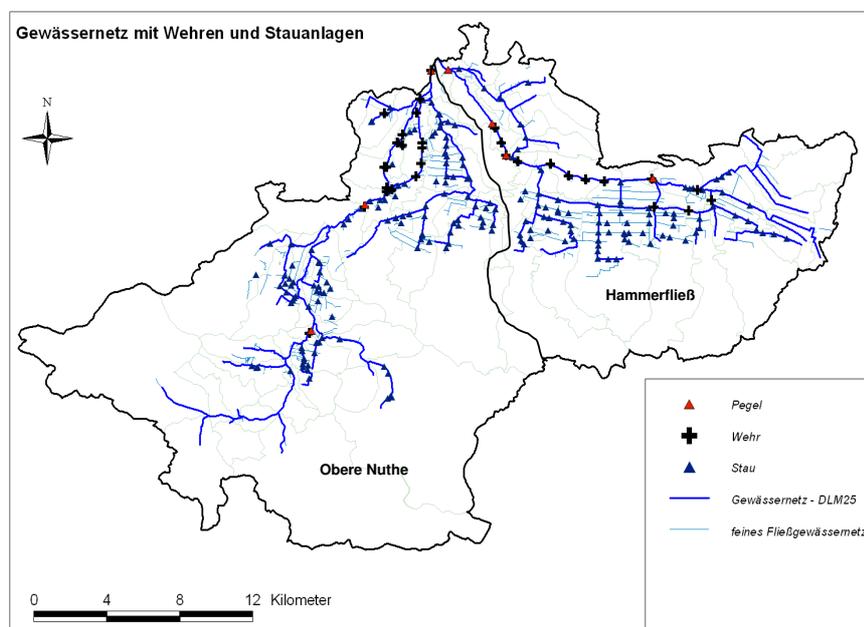


Abbildung 5.7: Gewässernetz mit Wehren und Stauanlagen in Teileinzugsgebieten der Nuthe: Obere Nuthe und Hammerfließ (Quelle: bearbeitet nach PFÜTZNER, 2006).

Nuthe und im Gebiet der Stepenitz zu vermuten sind, verursachen einen Abfluss, der mit Hilfe von Modellen schwer zu rekonstruieren ist. Das zeigen auch Ergebnisse anderer Modellrechnungen, wie zum Beispiel mit ArcEGMO (PFÜTZNER, 2006). Hierbei wurde versucht, anhand der wenigen Daten den regulierten Abfluss darzustellen. Aber auch hier zeigen sich deutliche Überschätzungen für die Sommerabflüsse.

Dass SWIM zur Modellierung der hydrologischen Prozesse unter natürlichen Gegebenheiten sehr gut geeignet ist, wurde mit anderen Forschungsarbeiten belegt (HATTERMANN ET AL., 2004b; HATTERMANN ET AL., 2002; KRYSANOVA ET AL., 1998a und KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000). Des Weiteren sind die Modellergebnisse von SWIM durchaus mit Ergebnissen anderer Modelle der Meso- bis Makroskala vergleichbar (DUNN & FERRIER, 1999; WHITEHEAD ET AL., 1998b).

Neben den Wassermanagementmaßnahmen gibt es weitere, mögliche Gründe, welche zur Erklärung der Abweichungen zwischen den Mess- und Simulationsergebnissen herangezogen werden können. Dazu gehören Ungenauigkeiten in den Abflussmessungen, in den Klima- und Landnutzungseingangsdaten sowie fehlende Informationen zu den unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen.

Zum Beispiel führt die mangelnde Dichte der Klima- bzw. Niederschlagsstationen in den Einzugsgebieten zu Ungenauigkeiten in der räumlichen Interpolation der Klimaeingangsdaten. Für die Untersuchungsgebiete standen nur maximal 4 bis 6 Messstationen

zur Verfügung. Die Abweichung des simulierten vom berechneten Abfluss im Hammerfließ im Jahr 1993 kann nicht auf Wassermanagementmaßnahmen zurückgeführt werden. Zu vermuten sind hier Fehler bzw. Ungenauigkeiten in den Klimaeingangsdaten.

Nach PFÜTZNER (2006) existiert für das Hammerfließ außerdem ein Grundwasserzufluss aus einem benachbarten Einzugsgebiet. Dieser zusätzliche Zufluss, der nach der oberirdischen Gebietsaufteilung bei der Modellierung nicht berücksichtigt wird, kann zu einer erhöhten Abflussspende führen.

Um weitere mögliche Ursachen für die Diskrepanzen in der Abflussmodellierung aufzuzeigen, wurden Sensitivitätsanalysen hinsichtlich unterschiedlicher Anbaufrüchte auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt. Wie stark sich dieser Einfluss auf die Abflussspende auswirkt, ist in Abbildung 5.8 dargestellt. Beispielhaft werden hier die mittleren, monatlichen Simulationsergebnisse für das Einzugsgebiet der Stepenitz wiedergegeben.

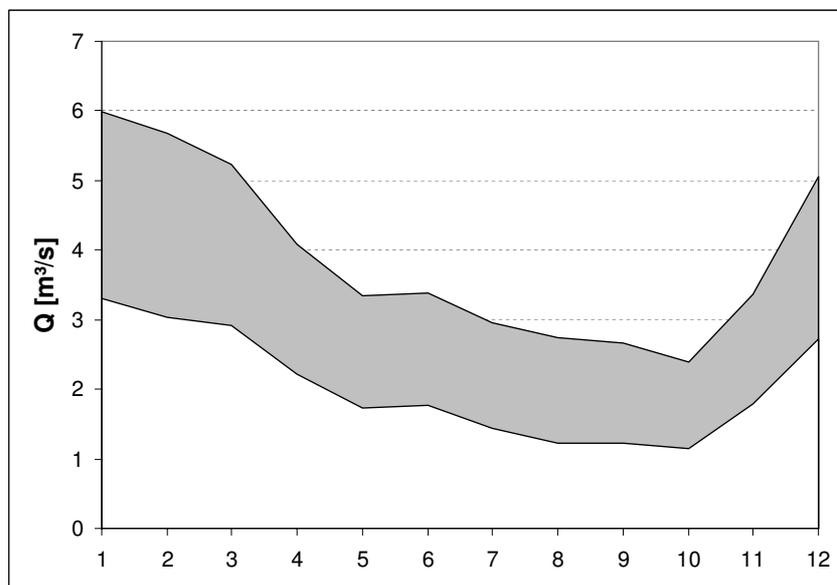


Abbildung 5.8: Spannweite (grau markierter Bereich) der mittleren, monatlich simulierten Abflüsse am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Anbaufrüchte im Zeitraum 1981 bis 2000.

Bei diesen wurden sechs verschiedene Anbaufrüchte ausgewählt (Mais, Zuckerrübe, Kartoffel, Roggen, Weizen, Raps) und jeweils einzeln nacheinander zur Parametrisierung der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Stepenitz bei ansonsten unveränderten Randbedingungen genutzt. Die Modellrechnungen ergaben bei der Parametrisierung mit Zuckerrübe den geringsten Abfluss (langjähriges Jahresmittel: $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$) und mit

Raps den höchsten Abfluss (langjähriges Jahresmittel: $3,9 \text{ m}^3/\text{s}$). Dies entspricht quasi einer Verdopplung des mittleren Abflusses und bestätigt die Wichtigkeit der richtigen Auswahl der Anbaufrüchte.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass versucht wurde, möglichst die realen Gegebenheiten des Gebietes unter Nutzung aller verfügbarer Datengrundlagen im Modell abzubilden. So wurden zum Beispiel keine fiktiven Fruchtfolgen als Eingangsdaten in das Modell genutzt, sondern basieren auf satellitengestützten Auswertungen von Landnutzungsinformationen innerhalb des Projektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ (ITZEROTT & KADEN, 2006).

5.1.2 Kalibrierung und Validierung der Nährstoffmodule (1996 - 2000)

Die Kalibrierung der Nährstoffmodule erfolgte hinsichtlich der Abbauraten und Verweilzeiten der Nährstoffe in den Einzugsgebieten. Die Parametrisierung ist in Abschnitt 4.2.4 näher beschrieben.

Für die Bewertung der Modellergebnisse werden die gemessenen mit den berechneten Nährstofffrachten und -konzentrationen am Gebietsauslass verglichen. Als direkte Messwerte liegen dazu die ca. 14tägig gemessenen Konzentrationen an den Auslasspegeln der Einzugsgebiete vor. SWIM liefert als Ergebnisse tägliche Nährstofffrachten. Die gemessenen Abflüsse wurden für die Nuthe und Stepenitz am selben Pegel gemessen wie die Nährstoffkonzentrationen. Im Hammerfließ liegen die Pegel für Messung der Nährstoffe und der Abflüsse jedoch ca. 2 km auseinander. Die Charakteristik des Flussabschnittes zwischen den Pegeln verändert sich allerdings nicht, so dass am Pegel Woltersdorf (Abflusspegel) Konzentrationen gleicher Größenordnung und Dynamik angenommen werden wie am Pegel Scharfenbrück (Gütemesspegel).

Zusammen mit den zum Zeitpunkt i gemessenen bzw. simulierten Abflüssen ergeben sich entweder die Frachten oder die Konzentrationen nach Gleichung 5.7.

$$FR_i = Q_i * KO_i * 86.4 \quad \text{bzw.} \quad KO_i = \frac{FR_i}{Q_i * 86.4} \quad (5.7)$$

mit

FR_i	=	Fracht zum Zeitpunkt i	$[\text{kg}/\text{d}]$
Q_i	=	Durchfluss zum Zeitpunkt i	$[\text{m}^3/\text{s}]$
KO_i	=	Konzentration zum Zeitpunkt i	$[\text{mg}/\text{l}]$
86.4	=	Umrechnungsfaktor	$[-]$

Für die Berechnung der langjährigen Mittel werden zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der Mess- mit den Simulationen nur die Datensätze berücksichtigt, für die

tatsächlich Messwerte vorliegen. Dementsprechend werden die langjährigen Mittel der Konzentrationen bzw. der Frachten massenerhaltend nach den Gleichungen 5.8 und 5.9 ermittelt.

$$\overline{KO} = \frac{\overline{FR}}{MQ * 86.4} \quad (5.8)$$

mit

\overline{KO}	=	mittlere Konzentration	[mg/l]
\overline{FR}	=	mittlere Fracht	[kg/d]
MQ	=	mittlerer Abfluss	[m ³ /s]
86.4	=	Umrechnungsfaktor	[-]

$$\overline{FR} = \frac{1}{n} * \sum FR_i \quad (5.9)$$

mit

\overline{FR}	=	mittlere Fracht	[kg/d]
n	=	Anzahl der Mess- bzw. Simulationenwerte	[-]
FR_i	=	Fracht zum Zeitpunkt i	[kg/d]

Auf Grund der Diskrepanz zwischen dem schnellen Prozessgeschehen innerhalb des Nährstoffkreislaufes auf der einen Seite und dem zu großen zeitlichen Abstand der Konzentrationsmessungen auf der anderen Seite, können die Effizienz und der BIAS als Gütekriterien für die Modellierung nicht angewendet werden. Sie würden keine realistische Bewertung zulassen. Für eine generelle Orientierung zur Qualität der Modellierung sollen deshalb die langjährigen, mittleren Frachten bzw. Konzentrationen betrachtet werden. Zur näheren Untersuchung werden die Stoffe Nitrat, Ammonium und Phosphat herangezogen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zur Kalibrierung (Zeitraum 1998 - 2000) und Validierung (Zeitraum 1996 - 1997) der Stickstoff- und Phosphorprozesse in den einzelnen Untersuchungsgebieten beschrieben.

5.1.2.1 Ergebnisse der Nährstoffmodellierung in der Nuthe

In Tabelle 5.3 sind die Ergebnisse zur Modellierung der Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten im Einzugsgebiet der Nuthe zusammengefasst.

Daraus ergibt sich, dass das gemessene, langjährige Mittel im Kalibrierungszeitraum für die Nitratkonzentration bei 0,68 mg/l und das berechnete bei 0,75 mg/l liegt. Das heißt, die gemessene Nitratkonzentration wird bei der Modellrechnung überschätzt. Das gleiche gilt für die mittleren Nitratfrachten, die bei gemessenen 338 kg/d bzw.

Tabelle 5.3: Langjähriges Mittel der Nährstoffkonzentrationen (\overline{KO}) [mg/l] bzw. -frachten (\overline{FR}) [kg/d] im Einzugsgebiet der Nuthe.

Zeitraum	Nitrat				Ammonium				Phosphat			
	\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}	
	gem.	sim.										
1998-2000	0,68	0,75	338	458	0,24	0,27	119	163	0,06	0,07	31	40
1996-1997	0,36	0,72	208	385	0,25	0,31	148	168	0,06	0,07	37	36

berechneten 458 kg/d liegen. Die Simulationsergebnisse für den Validierungszeitraum zeigen mit Mittelwerten von 0,36 mg/l für die gemessene bzw. 0,72 mg/l für die berechnete Nitratkonzentration sowie mit durchschnittlichen Frachten von 208 bzw. 385 kg/d ebenfalls eine deutliche Überschätzung der Messwerte.

Die Mittelwerte der Ammoniumkonzentrationen und -frachten im Kalibrierungszeitraum zeigen, dass die Messwerte mit 0,24 mg/l bzw. 119 kg/d von den Simulationsergebnissen mit 0,27 mg/l bzw. 163 kg/d überschätzt werden. Auch im Validierungszeitraum werden die Messwerte (0,25 mg/l bzw. 148 kg/d) von den berechneten Werten (0,31 mg/l bzw. 168 kg/d) überschätzt.

Für Phosphat ergibt sich im Kalibrierungszeitraum ein gemessenes langjähriges Mittel von 0,06 mg/l, dem ein berechnetes von 0,07 mg/l gegenübersteht. Das heißt, die gemessene Konzentration wird leicht überschätzt. Die Frachten betragen 31 kg/d bzw. 40 kg/d. Im Validierungszeitraum wird die Phosphatkonzentration mit einem berechneten, langjährigen Mittel von 0,07 mg/l gegenüber einem gemessenen Mittel von 0,06 mg/l ebenfalls überschätzt. Die Frachten hingegen liegen für die Messwerte bei 37 kg/d und für die Simulationsergebnisse bei 36 kg/d.

Abbildung 5.9 zeigt den Verlauf der Nitratkonzentration sowie die akkumulierten Nitratfrachten am Auslasspegel der Nuthe.

Der Vergleich der Konzentrationsganglinien für den Kalibrierungszeitraum in Abbildung 5.9 links, zeigt, dass die innerjährliche Dynamik sowie das Basisniveau durch das Modell gut abgebildet werden können. Insgesamt sind jedoch Überschätzungen der Modellergebnisse zu erkennen. Ein ähnliches Ergebnis liefert der Vergleich der akkumulierten Nitratfrachten in Abbildung 5.9 rechts.

Im Validierungszeitraum wird das Basisniveau der Nitratkonzentration zufriedenstellend wiedergegeben, allerdings wird die Konzentration vor allem im Winter 1996/97 überschätzt (s. Abb. 5.9 links). Auch die akkumulierten Nitratfrachten werden im gleichen Zeitraum überschätzt (s. Abb. 5.9 rechts).

Der Grund hierfür liegt in den Unsicherheiten der Eingangsdaten zur Landnutzung (Düngung, Anbaufrüchte), die bei Einträgen aus diffusen, landwirtschaftlichen Quel-

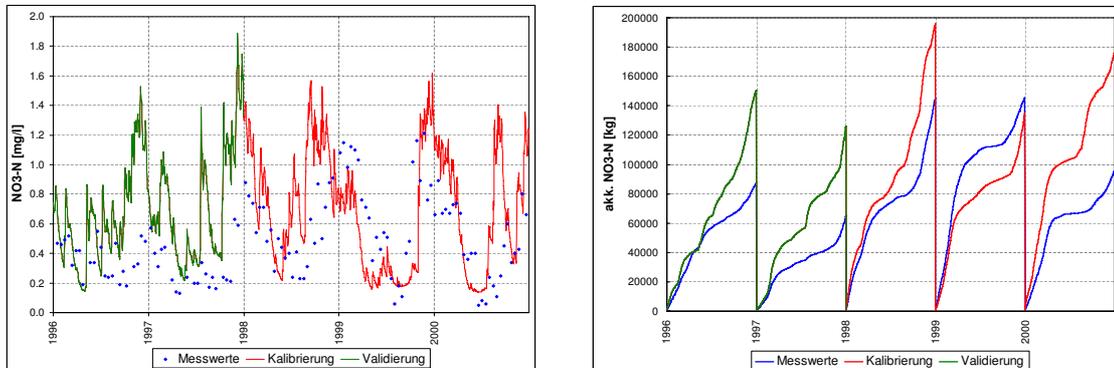


Abbildung 5.9: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration der Nuthe am Auslasspegel Potsdam Babelsberg; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Nitratfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

len (s. Abschnitt 3.8.1.1) eine bedeutende Rolle spielen und sich in der Nuthe durch die Überschätzungen der Nitratfrachten bzw. -konzentrationen im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum widerspiegeln.

Der Verlauf der Ammoniumkonzentration sowie die akkumulierten Ammoniumfrachten sind für den Modellierungszeitraum in Abbildung 5.10 dargestellt.

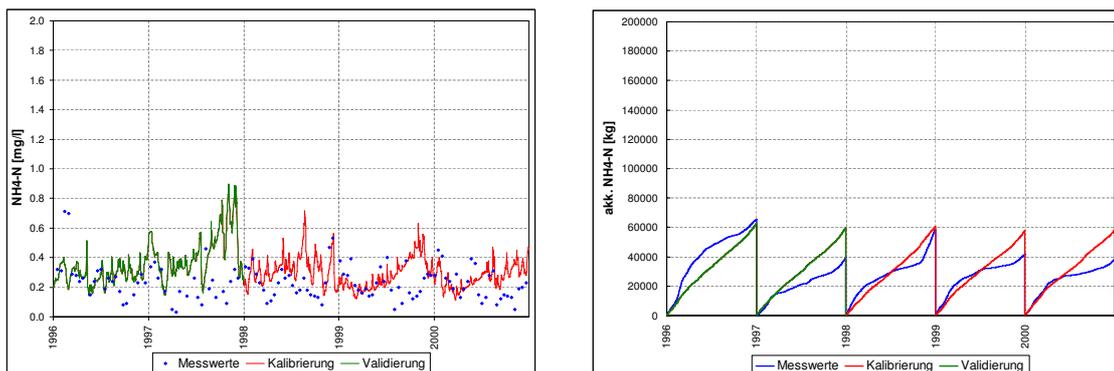


Abbildung 5.10: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration der Nuthe am Auslasspegel Potsdam Babelsberg; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Ammoniumfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

Aus Abbildung 5.10 wird deutlich, dass sowohl die Ammoniumkonzentration als auch die akkumulierten Frachten im Modellierungszeitraum zum Teil überschätzt werden. Insgesamt ergibt sich im Gegensatz zu den Messwerten eine zu schwach ausgeprägte

innerjährliche Dynamik.

Ammonium wird nach Abschnitt 3.8.1.1 fast ausschließlich aus Punktquellen in die Einzugsgebiete eingetragen. Die Eingangsinformationen zu den punktförmigen Einträgen stammen dabei aus Modellrechnungen (BIEGEL, 2005) und sind mit einer Unsicherheit in der Datengenauigkeit hinsichtlich der Abstoßmengen und -zeitpunkte verbunden. Diese ist gekoppelt mit Prozessunsicherheiten im Modell SWIM, wobei hier auf Grund fehlender Datengrundlagen die Abbau- und Retentionsprozesse von Ammonium nur unzureichend verifiziert werden konnten.

In Abbildung 5.11 sind die Phosphatkonzentration sowie akkumulierten Frachten am Auslasspegel der Nuthe dargestellt.

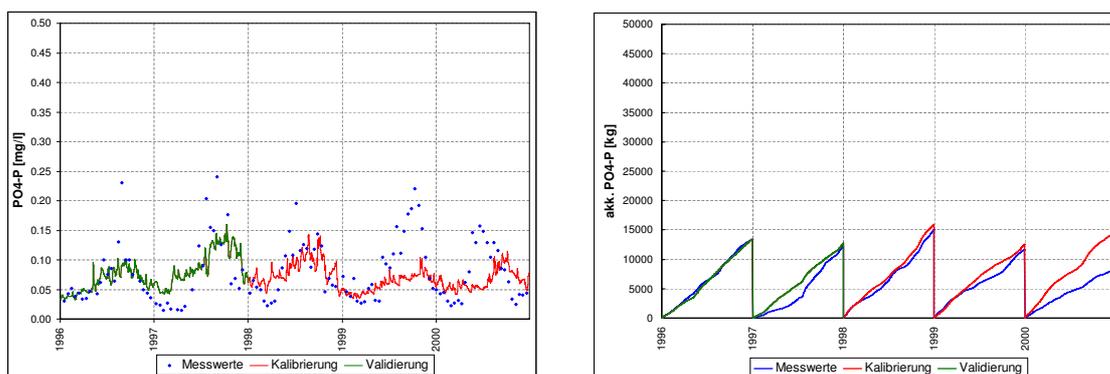


Abbildung 5.11: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration der Nuthe am Auslasspegel Potsdam Babelsberg; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Phosphatfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

Der Vergleich der gemessenen mit den berechneten Konzentrationswerten in Abbildung 5.11 links, zeigt im Kalibrierungszeitraum, dass die Basiskonzentration zwar wiedergegeben werden kann, die innerjährliche Dynamik der Simulationenwerte allerdings nicht so stark ausgeprägt ist wie die der Messwerte. Die akkumulierten Frachten in Abbildung 5.11 rechts, stimmen gut überein.

Im Validierungszeitraum wird das Basisniveau sowie die Dynamik der Phosphatkonzentration gut abgebildet (s. Abb. 5.11 links). Auch die Frachten in Abbildung 5.11 rechts, stimmen gut überein.

Wie Ammonium wird auch Phosphat nach Abschnitt 3.8.1.1 von Einträgen aus Punktquellen dominiert. Abweichungen zwischen den gemessenen und berechneten Phosphatfrachten sowie die schwächer ausgeprägte innerjährliche Dynamik in der berechneten Phosphatkonzentration können demnach auf Datenunsicherheiten hinsichtlich der Eintragungsmengen aus Siedlungswassereinträgen zurückgeführt werden. Des Weiteren kom-

men die Phosphatkonzentrationen in sehr kleinen Konzentrationen vor, so dass eine genaue Abbildung der Dynamik schwierig ist.

5.1.2.2 Ergebnisse der Nährstoffmodellierung im Hammerfließ

Für das Hammerfließ sind die Ergebnisse zur Modellierung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten in Tabelle 5.4 angegeben.

Tabelle 5.4: Langjähriges Mittel der Nährstoffkonzentrationen (\overline{KO}) [mg/l] bzw. -frachten (\overline{FR}) [kg/d] im Einzugsgebiet des Hammerfließ.

Zeitraum	Nitrat				Ammonium				Phosphat			
	\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}	
	gem.	sim.										
1998-2000	0,26	0,29	23	25	0,20	0,18	18	15	0,01	0,01	0,8	1,2
1996-1997	0,21	0,27	15	20	0,23	0,20	17	15	0,01	0,02	0,8	1,1

Das gemessene langjährige Mittel für die Nitratkonzentration im Kalibrierungszeitraum beträgt 0,26 mg/l und das berechnete 0,29 mg/l. Somit wird die Nitratkonzentration zufriedenstellend wiedergegeben. Das gleiche gilt für die Berechnung der Frachten, wobei das gemessene langjährige Mittel bei 23 kg/d und das berechnete bei 25 kg/d liegt. Im Validierungszeitraum zeigen die langjährigen Mittel für die Nitratkonzentration bzw. -fracht ebenfalls eine zufriedenstellende Übereinstimmung. Die Messwerte liegen hier bei 0,21 mg/l bzw. 15 kg/d und die Simulationswerte bei 0,27 mg/l bzw. 20 kg/d. Ein gutes Ergebnis konnte für die Modellierung der Ammoniumkonzentration und Frachten im Kalibrierungszeitraum erreicht werden. Das langjährige Mittel der Konzentration liegt für die Messwerte bei 0,20 mg/l und für die Simulationswerte bei 0,18 mg/l, das der Frachten bei 18 kg/d bzw. 15 kg/d. Im Validierungszeitraum beträgt das langjährige Mittel der Ammoniumkonzentration gemessen 0,23 mg/l und berechnet 0,20 mg/l und der Ammoniumfrachten 17 kg/d bzw. 15 kg/d.

Nach Tabelle 5.4 liegt die Phosphatkonzentration im Hammerfließ mit 0,01 mg/l sowohl für den Kalibrierungs- als auch für den Validierungszeitraum im langjährigen Mittel auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Modellrechnungen ergeben für den Kalibrierungszeitraum einen Mittelwert von 0,01 mg/l bzw. für den Validierungszeitraum einen Wert von 0,02 mg/l. Die simulierten Phosphatfrachten zeigen mit 1,2 kg/d für die Kalibrierungsphase bzw. 1,1 kg/d für die Validierungsphase für beide Zeiträume eine Überschätzung der Messwerte, die bei 0,8 kg/d liegen.

Abbildung 5.12 zeigt den Verlauf der Nitratkonzentration sowie die akkumulierten Frachten am Auslasspegel des Hammerfließ.

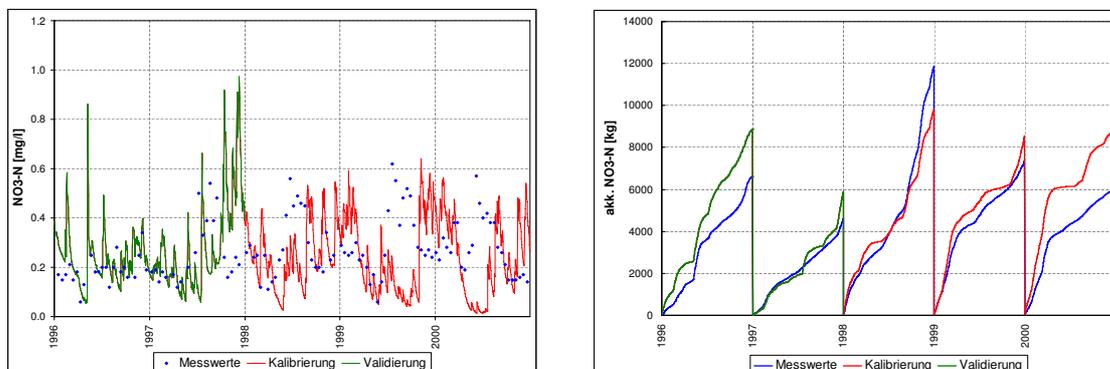


Abbildung 5.12: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration des Hammerfließ am Auslasspegel Woltersdorf II; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Nitratfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

Die simulierten und gemessenen Werte liefern sowohl für den Kalibrierungs- als auch für den Validierungszeitraum eine gute Übereinstimmung hinsichtlich der Basiskonzentration wie auch der innerjährlichen Dynamik (s. Abb. 5.12 links). Abweichungen, besonders eine Unterschätzung der Konzentrationswerte in den Sommermonaten, sind in den Jahren 1998 bis 2000 zu erkennen. Eine Überschätzung der Nitratkonzentration ist im Herbst/Winter 1997 sichtbar. Die jährlich akkumulierten Nitratfrachten, welche in Abbildung 5.12 rechts, aufgezeigt sind, können mit Ausnahme des Jahres 2000 gut wiedergegeben werden.

Die Unterschätzung der gemessenen Nitratkonzentration, die in den Sommermonaten ab 1998 zu erkennen sind, kann man hauptsächlich mit der schwierig abzubildenden Freisetzung von mineralischen Stickstoff aus degradierten Niedermooren in der frostfreien Zeit und dem daraus bedingten Eintrag in das Fließgewässer erklären (MLUR-BRANDENBURG, 2000; REGNER ET AL., 2003; GELBRECHT & ZAK, 2004). Die Überschätzung der Nitratkonzentration im Herbst/Winter 1997, welche auch bei Ammonium und Phosphat zu beobachten ist, kann auf eine Unterschätzung des Abflusses zurückgeführt werden.

Aus Abbildung 5.13 links, ist zu entnehmen, dass die Ammoniumkonzentration im Modellierungszeitraum sowohl im Basisniveau als auch in der innerjährlichen Dynamik gut wiedergegeben werden kann. Eine Ausnahme bildet der Herbst/Winter 1997. Die akkumulierten Frachten in Abbildung 5.13 rechts, stimmen in den Jahren 1997/98 sowie 2000 gut überein, weisen 1996 und 1999 jedoch eine Unterschätzung der Messwerte auf.

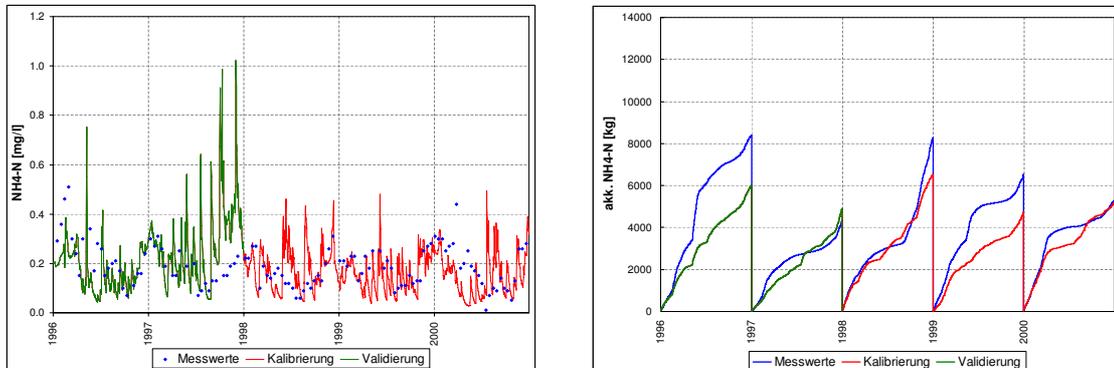


Abbildung 5.13: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration des Hammerfließ am Auslasspegel Woltersdorf II; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Ammoniumfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

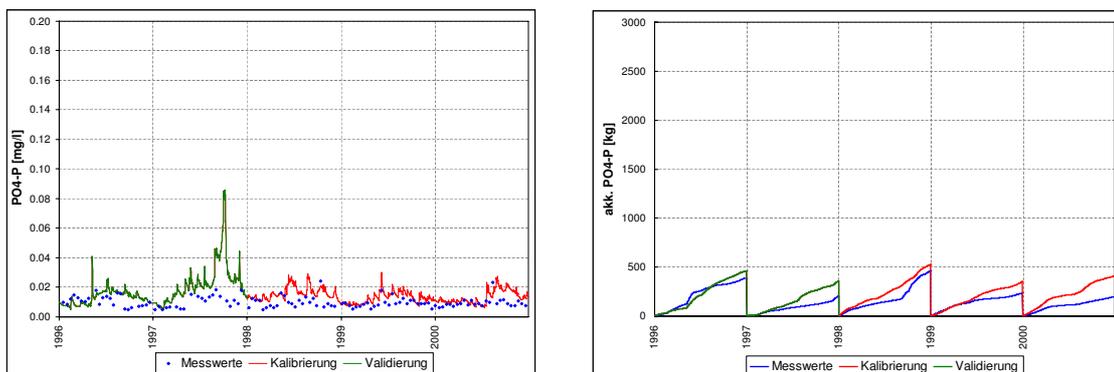


Abbildung 5.14: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration des Hammerfließ am Auslasspegel Woltersdorf II; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Phosphatfrachten (Kalibrierung 1998 - 2000, Validierung 1996 - 1997).

Auch im Hammerfließ stammen die Ammoniumeinträge hauptsächlich aus Punktquellen, so dass die Abweichungen zwischen der gemessenen und berechneten Ammoniumkonzentration bzw. -fracht auf die unsichere Datenlage der Einträge aus Siedlungswasereinträgen zurückzuführen ist.

Der Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration in Abbildung 5.14 zeigt hinsichtlich des Basisniveaus generell eine leichte Überschätzung für die Kalibrierungs- und Validierungsphase. Das Jahr 1997 zeigt zudem eine deutliche Überschätzung der Messwerte. Die Dynamik wurde jedoch insgesamt gut wiedergegeben. Auch die Modellierung der akkumulierten Phosphatfrachten liefert ein gutes

Ergebnis, wobei auch hier Überschätzungen der gemessenen Phosphatfrachten, vor allem in den Jahren 1997 und 2000, zu erkennen sind.

Die Überschätzung der Phosphatkonzentrationen bzw. -frachten ist wie bei Ammonium mit den Unsicherheiten in der Abschätzung der Einträge aus Punktquellen zu begründen.

5.1.2.3 Ergebnisse der Nährstoffmodellierung in der Stepenitz

Für das Einzugsgebiet der Stepenitz ergibt sich das Problem, dass keine Datengrundlagen zu den Einträgen aus Punktquellen existieren. Deshalb kann keine Kalibrierung bzw. Validierung der Parameter zur Beschreibung der Nährstoffprozesse im Einzugsgebiet der Stepenitz erfolgen. Nitrat stammt jedoch überwiegend aus diffusen Quellen. Somit ist der größte Anteil der Nitratreinträge bekannt. Deshalb soll an dieser Stelle versucht werden, den Anteil an punktförmigen Emissionen für den Modellierungszeitraum 1996 bis 2000 abzuschätzen.

Für die Simulation der Nitratkonzentrationen bzw. -frachten in der Stepenitz werden die Parameter zur Landnutzung entsprechend den Vorgaben in Abschnitt 4.2.3.1 festgelegt. Daraus ergeben sich die Einträge aus diffusen Quellen. Die Anpassung der Konzentrationen bzw. Frachten am Auslasspegel erfolgte über eine Abschätzung der Emissionsraten aus den Punktquellen. Das heißt, die Menge der punktförmigen Einträge entspricht idealerweise der Differenz zwischen der Gesamtbilanz an Nitrat und der Menge an Einträgen aus diffusen Quellen. Zur Anpassung wurden gemessene bzw. berechnete Konzentrationen bzw. Frachten verglichen. Daraus ergibt sich ein mittlerer punktförmiger Eintrag von 8,6 t Nitrat pro Jahr.

Die Ergebnisse zur Modellrechnung in Tabelle 5.5 zeigen ein zufriedenstellendes Ergebnis, wobei das gemessene, langjährige Mittel (4,30 mg/l) durch das berechnete (4,22 mg/l) unterschätzt wird. Die simulierten Nährstofffrachten zeigen dagegen mit 1111 kg/d eine Überschätzung der Messwerte, die bei 896 kg/d liegen.

Tabelle 5.5: Langjährige Mittel der Nitratkonzentrationen (\overline{KO}) [mg/l] bzw. -frachten (\overline{FR}) [kg/d] im Einzugsgebiet der Stepenitz.

EZG	Nitrat	
	gem.	sim.
\overline{KO}	4,30	4,22
\overline{FR}	896	1111

Der Verlauf der Nitratkonzentration bzw. die akkumulierten Nitratfrachten können der Abbildung 5.15 entnommen werden. Daraus ergibt sich, dass die gemessene Nitratkon-

zentration meist im Sommerhalbjahr unterschätzt wird. Die innerjährliche Dynamik wird dabei allerdings gut wiedergegeben. Des Weiteren zeigt Abbildung 5.15, dass die Überschätzung der Nährstofffrachten im Gesamtzeitraum vor allem auf das Jahr 1998 zurückzuführen ist.

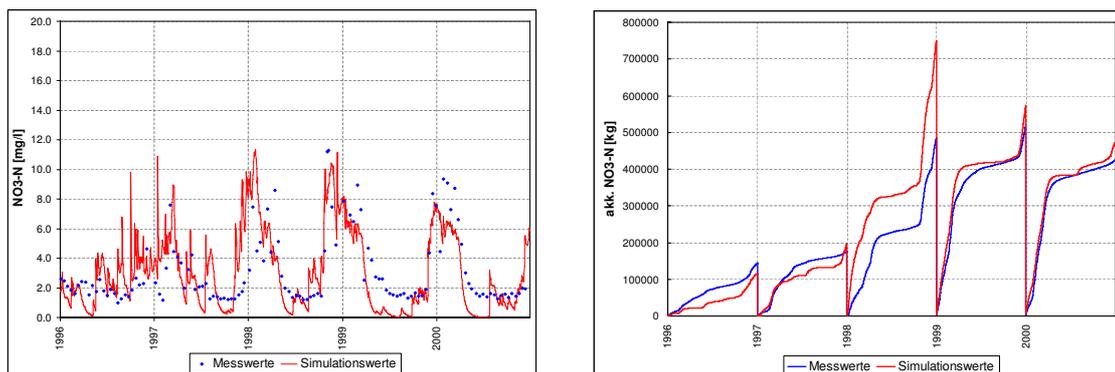


Abbildung 5.15: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration der Stepenitz am Auslasspegel Wolfshagen; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Nitratfrachten (Zeitraum 1996 bis 2000).

Da die Nitratreinträge zum größten Teil aus diffusen Quellen stammen, kann eine Vermutung geäußert werden, warum die Nitratkonzentrationen in der Stepenitz im Sommer unterschätzt werden. Im Vergleich zu anderen Gebieten der unteren Elbe weisen die Böden zum einen eine niedrigere Retentionsfähigkeit auf und zum anderen existiert ein sehr hoher Anteil an Drainageflächen, die mit dem Modell SWIM standardmäßig nicht abgebildet werden. Drainageflächen beschleunigen jedoch den Transport des Wassers zum Vorfluter und verringern somit die Retentionszeit. Geringe Retentionszeiten reduzieren die Möglichkeit des Nitratabbaus und erhöhen damit den Nitratanteil, der den Vorfluter erreicht. Zu ähnlichen Ergebnissen bei der Berechnung der Nitratfrachten in der Stepenitz kam auch BEHRENDT ET AL. (2004).

5.1.2.4 Diskussion

Den Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.1 bis 5.1.2.3 kann man entnehmen, dass es möglich ist, die Prozesse zum Nährstoffhaushalt in den Untersuchungsgebieten mit dem Modell SWIM zufriedenstellend abzubilden.

Es hat sich außerdem gezeigt, dass neben einer adäquaten Abbildung des Prozessgeschehens drei weitere Faktoren die Güte der Nährstoffmodellierung wesentlich beeinflussen:

1. die Qualität der hydrologischen Modellierung,
2. die Kenntnisse über die Herkunft der Nährstoffe (Punkt- oder diffuse Quellen) und
3. die Unsicherheiten in den Eingangsdaten zur Landnutzung.

Eine gute Abbildung der Hydrologie im Einzugsgebiet ist eine Grundvoraussetzung für die Abbildung der Nährstoffprozesse, da Wasser das Transportmedium der Stoffe darstellt. Ungenauigkeiten in der Berechnung von Durchflussmenge und -dynamik spiegeln sich in den Ergebnissen der Nährstoffmodellierung wider. Ein Beispiel hierfür ist der Herbst/Winter 1997 im Hammerfließ, wo die Nährstofffrachten gut wiedergegeben werden konnten, der Abfluss jedoch unterschätzt wurde. Daraus ergab sich eine Überschätzung der Nährstoffkonzentrationen.

Die Kenntnisse über die Herkunft der Nährstoffe spielen eine wichtige Rolle. Emissionen aus Punktquellen werden als feststehender, externer Input in das Modell eingelesen und zur Kalibrierung des Modells anhand der Nährstoffkonzentrationen und -frachten am Auslasspegel der Untersuchungsgebiete herangezogen. Die Größenordnung des Nährstoffanteils aus diffusen Quellen ist demzufolge von den Einträgen aus Punktquellen abhängig. Des Weiteren ist die Kenntnis über die Herkunft der Nährstoffe bei der Aufstellung von Handlungsempfehlungen zur Reduktion der Nährstoffkonzentrationen im Fluss von großer Relevanz.

Auch die Eingangsdaten zur Landnutzung müssen die Wirklichkeit so genau wie möglich widerspiegeln. Veränderungen vor allem hinsichtlich der Anbaufrüchte (Aussaat, Ernte, Pflanzenparameter) und dem Düngemanagement (Zeitpunkt, Menge) können zur Verschiebung des gesamten Konzentrationsniveaus führen. Das bestätigen auch Studien von SCHMIDT ET AL. (2001), BANASIK ET AL. (1999) und Schilling & Spooner (2006). Der Einfluss der Landnutzungseingangsdaten wird in Abschnitt 5.4 näher untersucht.

Des Weiteren hat sich gezeigt, dass es schwierig ist, mit einem Modell, das für die Meso- bzw. Makroskala konzipiert wurde, sehr kleine Nährstoffmengen bzw. -konzentrationen genau wiederzugeben, weil Konzentrationsmengen von unter 0,1 mg/l im Unsicherheitsbereich der Modellierung liegen. Bei der Modellierung eines Systems werden Vereinfachungen angenommen. Dieses so genannte Rauschen entwickelt ein dynamisches Verhalten, das sich in zufälligen Schwankungen widerspiegelt. Vor allem Phosphat kommt im Fluss in so kleinen Konzentrationen vor, dass eine exakte Abbildung der innerjährlichen Dynamik nur schwer möglich ist.

5.2 Trendanalyse zur Wasserqualität der Nuthe (1981 - 2000)

Wie in Abschnitt 3.8.1.1 bereits beschrieben, ist die Wasserqualität der Nuthe in den Jahren zwischen 1981 und 2000 durch einen deutlichen Rückgang bzw. einer Veränderung der innerjährlichen Dynamik der Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet. Dieser Trend soll im folgenden Abschnitt, aufgegliedert in drei Zeitabschnitte: 1981 - 1988, 1989 - 1995 sowie 1996 - 2000, näher untersucht werden. Dabei stehen die Eintragsmengen der Nährstoffe vor allem die der punktförmigen Quellen im Mittelpunkt der Analyse.

Die Höhe der Düngemengen, die auf landwirtschaftlichen Flächen aufgetragen worden sind, entspricht den Mengenangaben, die laut LUA-BRANDENBURG (2002) in den untersuchten Zeiträumen üblich waren. Die Düngemenge an Stickstoff lag im Zeitraum 1981 bis 1989 bei 200 kg/(ha*a) und im Zeitraum 1989 bis 1995 bei 100 kg/(ha*a). Bei Phosphor betragen die Mengen 50 kg/(ha*a) bzw. 10 kg/(ha*a). Ab 1996 entsprechen die Düngemengen den in der Modellparametrisierung angegebenen Werten (s. Abschnitt 4.2.3.1). Die sonstigen meteorologischen, hydrologischen und landnutzungs-spezifischen Rahmenbedingungen wurden konstant gehalten (siehe Abschnitt 4.2).

Die Anpassung der Konzentrationen bzw. der Nährstofffrachten für die Zeiträume 1981 bis 1988 bzw. 1989 bis 1995 erfolgte über die Abschätzung der Emissionsraten aus den punktförmigen Quellen, da hierzu keine detaillierten Eingangsinformationen zur Verfügung standen. Die Anteile wurden anhand der oben genannten Parametrisierung simuliert und iterativ angepasst, bis die hieraus bestimmten Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten das Niveau der Messwerte erreichten. Ab 1996 wurden die vorhandenen Daten zu den punktförmigen Einträgen genutzt (s. Abschnitt 4.2.3.2).

In Abbildung 5.16 sind die abgeschätzten, mittleren, täglichen Nährstoffeinträge aus den Punktquellen dargestellt. Diese entsprechen dem Niveau, um den gemessenen Konzentrationsverlauf rekonstruieren zu können. Daraus ist zu entnehmen, dass für die drei untersuchten Nährstoffe deutlich erhöhte Emissionsraten vor allem in den Jahren bis 1988 notwendig waren. Im Zeitraum 1989 bis 1995 sind die Eintragsraten im Gegensatz zum vorhergehenden Zeitraum wesentlich niedriger. Das heutige Emissionsniveau wird ab 1996 erreicht.

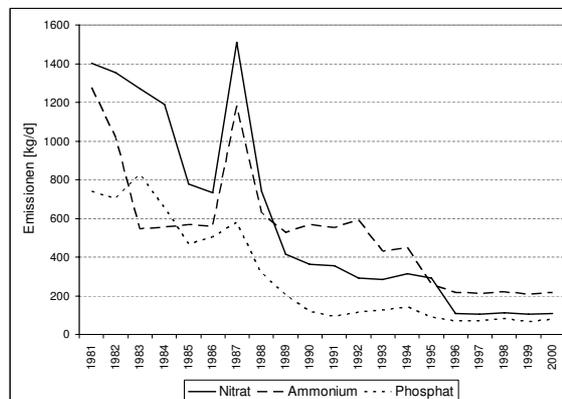


Abbildung 5.16: Abgeschätzte, mittlere, tägliche Nährstoffemissionen aus punktförmigen Quellen im Einzugsgebiet der Nuthe für den Zeitraum 1981 - 2000.

Die Abschätzungen zu den Emissionen sind in Tabelle 5.6 aufgelistet. Hieraus ist zu erkennen, dass die Einträge zwischen 1981 und 1988 bei Nitrat um das 10fache, bei Ammonium um das 3,5fache und bei Phosphat um das 7fache höher sein müssen als in den Jahren 1996 bis 2000. Für die Einträge zwischen 1989 und 1995 war für Nitrat nur noch die 3fache, für Ammonium die doppelte und für Phosphat die 1,5fache Menge notwendig.

Tabelle 5.6: Geschätzte Stoffeinträge aus Punktquellen für die Zeiträume 1981 - 1988, 1989 - 1995 sowie 1996 - 2000 im Einzugsgebiet der Nuthe.

Zeitraum	Nitrat	Ammonium	Phosphat
	t/a	t/a	t/a
1981 - 1988	410	289	218
1989 - 1995	121	176	46
1996 - 2000	39	79	27

Die Ergebnisse zur Trendanalyse der Nährstoffkonzentrationen und -frachten am Auslasspegel der Nuthe sind in Tabelle 5.7 dargestellt.

Die Simulationsergebnisse für die Nitratkonzentrationen und -frachten zeigen ein zufriedenstellendes Ergebnis für alle drei Zeiträume, wobei das gemessene langjährige Mittel von den Modellwerten im Zeitraum 1981 bis 1988 unterschätzt und im Zeitraum 1989 bis 1995 überschätzt wird (s. Tab. 5.7). Für die Periode 1996 bis 2000 entspricht das gemessene dem simulierten langjährigen Mittel.

Tabelle 5.7: Langjährige Mittel der gemessenen und berechneten Nährstoffkonzentrationen (\overline{KO}) [mg/l] bzw. -frachten (\overline{FR}) [kg/d] für die Zeiträume 1981 - 1988, 1989 - 1995 und 1996 - 2000.

Zeitraum	Nitrat				Ammonium				Phosphat			
	\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}		\overline{KO}		\overline{FR}	
	gem.	sim.										
1981 - 1988	1,60	1,44	1242	1124	0,73	0,86	568	667	0,30	0,35	232	273
1989 - 1995	0,80	0,92	485	555	0,53	0,57	323	386	0,08	0,09	47	60
1996 - 2000	0,55	0,55	295	317	0,25	0,28	133	164	0,06	0,06	33	38

In Abbildung 5.17 ist der Verlauf der Nitratkonzentration sowie der akkumulierten Frachten für den Zeitraum 1981 bis 2000 dargestellt. Die Basiskonzentration und die innerjährliche Dynamik zeigen eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit den Messwerten. Die akkumulierten Frachten sind ebenfalls gut wiedergeben. Vorhandene Abweichungen können damit begründet werden, dass die punktförmigen Eintragsmengen gemittelt für die drei Zeiträume angenommen worden sind. Somit wurden einzelne Jahre nicht genügend repräsentativ abgebildet.

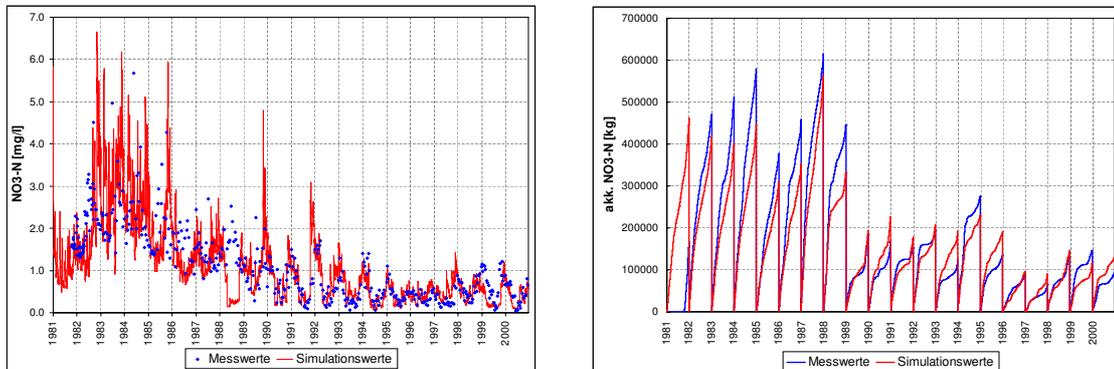


Abbildung 5.17: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Nitratkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Nitratfrachten (Zeitraum 1981 - 2000).

Die Ergebnisse zur Modellierung von Ammonium in Tabelle 5.7 zeigen, dass die Konzentrationen und Frachten generell etwas überschätzt werden. Aus Abbildung 5.18 können zudem der Verlauf der Ammoniumkonzentration sowie die dazugehörigen akkumulierten Frachten entnommen werden. Hier zeigt sich, dass vor allem in den Jahren bis 1994 eine Überschätzung der Konzentrationen in den Wintermonaten vorhanden ist, was auf eine zu geringe Retentionsrate beim Ammoniumtransport zurückzuführen ist.

Insgesamt gesehen konnten die Basiskonzentration, die innerjährliche Dynamik sowie die Frachten zufriedenstellend modelliert werden.

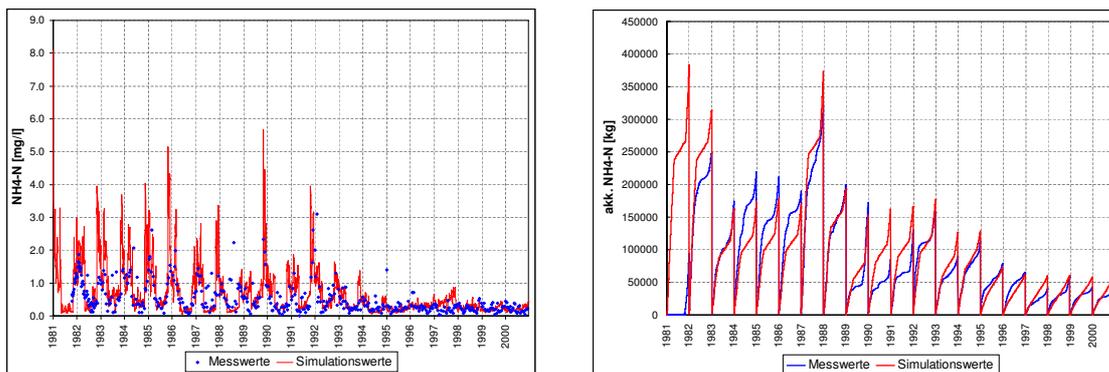


Abbildung 5.18: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Ammoniumkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Ammoniumfrachten (Zeitraum 1981 - 2000).

Die Simulationswerte für Phosphat in Tabelle 5.7 liefern für die vorgegebenen Zeiträume eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten, auch wenn sie insgesamt gesehen etwas überschätzt werden. Der Vergleich der berechneten mit der gemessenen Phosphatkonzentration sowie der akkumulierten Frachten, welche in Abbildung 5.19 dargestellt sind, liefert ebenfalls ein gutes Ergebnis. Allerdings wird das Konzentrationsniveau in den Jahren vor 1985 zum Teil deutlich überschätzt wird.

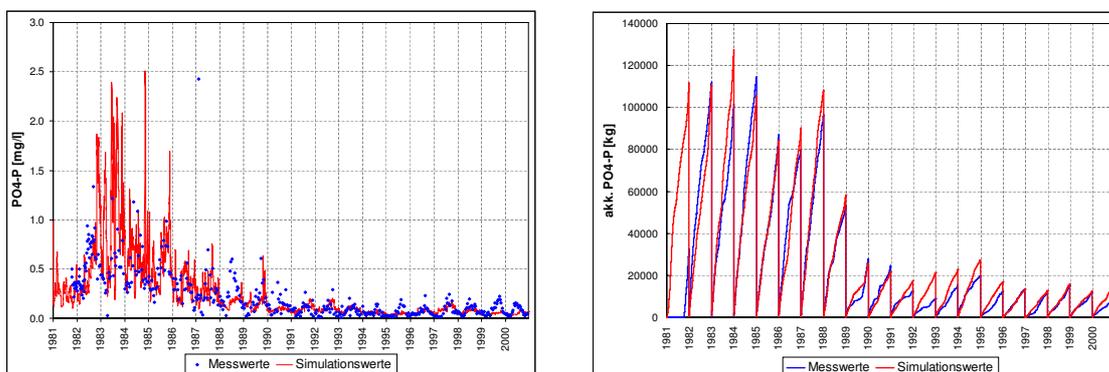


Abbildung 5.19: Links: Vergleich der gemessenen mit der berechneten Phosphatkonzentration der Nuthe unter Berücksichtigung des abnehmenden Trends; Rechts: Vergleich der gemessenen mit den jährlich berechneten, akkumulierten Phosphatfrachten (Zeitraum 1981 - 2000).

5.2.1 Diskussion

Die Ergebnisse zur Trendanalyse der Nährstoffkonzentrationen und -frachten am Auslasspegel der Nuthe zeigen, dass eine Rekonstruktion der Ganglinien durch Abschätzungen von Einträgen aus punktförmigen Quellen möglich ist. Dabei hat sich aber auch ergeben, dass trotz erhöhter Düngemengen, der Hauptteil der Frachten aus Punktquellen bzw. den Rieselfeldern stammen musste und für die sehr hohen Konzentrations- und Frachtwerte in den 1980er Jahren verantwortlich ist. Trotzdem dürfen auch die hohen Düngemengen in den 1980er Jahren nicht in ihrer Bedeutung unterschätzt werden, da diese das Basisniveau mit beeinflussen.

Bei der Simulation der Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten wurde vorausgesetzt, dass die diffusen Emissionen aus dem Einzugsgebiet durch das Modell gut abgebildet werden. Es ist zu berücksichtigen, dass die Güte der Modellrechnungen zu den Einträgen aus diffusen Quellen von einer Vielzahl an äußeren Rahmenbedingungen wie die Qualität der Eingangsdaten oder der hydrologischen Modellierung abhängig ist. Somit sind die Ergebnisse zur Trendanalyse mit Unsicherheiten behaftet.

Ziel der Untersuchung war es allerdings hauptsächlich, die Größenordnungen der Nährstoffemissionen zu ermitteln, die zu einem derart starken Anstieg der Konzentrationen bzw. Frachten im Gewässer führen können, wie es am Auslasspegel der Nuthe der Fall gewesen ist. Dazu mussten die Einträge im Vergleich zu den Jahren 1996 bis 2000 zwischen 1981 und 1988 bei Nitrat um das 10fache, bei Ammonium um das 3,5fache und bei Phosphat um das 7fache erhöht werden. Zwischen 1989 und 1995 war für Nitrat noch die 3fache, für Ammonium die doppelte und für Phosphat die 1,5fache Menge notwendig.

Des Weiteren hat sich nicht nur die Höhe der punktförmigen Einträge sondern auch deren Zusammensetzung hinsichtlich der Anteile an Ammonium, Nitrat und Phosphat verändert. Dabei hat sich zu einem der Anteil der Nährstoffeinträge verringert, der durch das Ausbringen von Abwässern auf die Rieselfelder in die Nuthe gelangte. Zum anderen hat sich mit der Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen auch die Zusammensetzung der Nährstoffkomponenten im gereinigten Abwasser verändert. So erwähnen auch SEYFRIED & THÖHLE (1999), DURTH (2000) und ERBE (2004) dass die Reinigungsleistung einer Kläranlage vor allem von der eingesetzten Klärtechnologie, aber auch von der Zusammensetzung, Menge und Dynamik des Abwasseranfalls und den klimatischen Verhältnissen abhängt.

5.3 Vergleich der diffusen und punktförmigen Nährstoffemissionen

Für die Aufstellung von Handlungsempfehlungen zur Reduktion der Nährstoffkonzentrationen im Fluss im Hinblick auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) ist die Kenntnis über die Herkunft der Nährstoffe von großer Relevanz. Es ist zu ermitteln, ob der Fokus der Handlungsempfehlungen zur Nährstoffreduktion auf Einträgen aus diffusen oder punktförmigen Quellen liegen muss.

Im Folgenden sollen für die Nuthe und das Hammerfließ die einzelnen Nährstofffrachten hinsichtlich ihrer Herkunft näher untersucht werden. Entsprechende Analysen wurden für die Stepenitz nicht durchgeführt, da hier die Nährstoffprozesse auf Grund fehlender Daten nicht genügend repräsentativ abgebildet werden konnten. Die Untersuchung beruht auf den Ergebnissen der Nährstoffmodellierung, wobei die Nährstoffausträge aus Punktquellen als Eingangsdaten vorgegeben sind (s. Abschnitt 4.2.3.2).

In Tabelle 5.8 werden verschiedene Angaben zu den Nährstofffrachten aus diffusen und punktförmigen Quellen im Zeitraum 1996 bis 2000 aufgeführt. $FR - AUS$ stellt dabei die simulierte Nährstofffracht dar, bevor sie über Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss bzw. im Fließgewässer durch das Einzugsgebiet transportiert wird. Das heißt, die Nährstoffe unterlagen noch nicht den Abbau- und Retentionsprozessen in den jeweiligen Abflusskompartimenten. $FR - PEG$ beinhaltet dagegen diese Abbau- und Retentionsprozesse. Hiermit wird die berechnete Nährstofffracht für den Auslasspegel angegeben. $AN - AUS$ stellt den prozentualen Anteil von $FR - PEG$ zu $FR - AUS$ dar, also den Anteil der Nährstoffe, der von der eingetragenen Fracht den Auslasspegel erreicht. $AN - PEG$ ist der Anteil des diffusen bzw. des punktförmigen Nährstoffausstrages am Auslasspegel.

Aus Tabelle 5.8 kann man entnehmen, dass Nitrat auf Grund seiner sehr guten Löslichkeit im Wasser in wesentlich größeren Mengen aus den diffusen Quellen der Gebiete ausgetragen wird als Ammonium oder Phosphat. Die Menge der Nährstoffemissionen aus den diffusen Quellen hängt dabei vor allem von der eingetragenen Düngemenge sowie der atmosphärischen Nährstoffdeposition ab. Der Nährstoffeintrag aus punktförmigen Quellen verändert sich hauptsächlich mit der Zusammensetzung der gereinigten Abwässer aus den Kläranlagen.

Insgesamt erreicht auf Grund von Retentions- und Abbauprozessen im Einzugsgebiet nur ein geringer Teil der Nährstoffe aus diffusen Quellen den Auslasspegel des Einzugsgebietes. Der Anteil an Nitrat aus diffusen Quellen, welches den Auslasspegel erreicht, liegt in der Nuthe bei 1,5 % und im Hammerfließ bei 0,8 %. Der Anteil an Ammonium aus diffusen Quellen am Auslasspegel beträgt in der Nuthe 0,6 % und im Hammerfließ 1,4 %. Die diffuse Phosphatfracht, die den Auslasspegel in der Nuthe erreicht, beträgt

Tabelle 5.8: Nährstofffrachten aus diffusen und punktförmigen Quellen der Einzugsgebiete Nuthe und Hammerfließ (Zeitraum 1996 bis 2000).

EZG		Nuthe		Hammerfließ	
Quelle		diffus	punktförmig	diffus	punktförmig
Nitrat	FR-AUS	8379	39	859	3
	FR-PEG	127	30	7	1
	AN-AUS	1,5	76,9	0,8	33,3
	AN-PEG	81,0	19,0	83,8	16,2
Ammonium	FR-AUS	7,58	78,59	1,11	12,73
	FR-PEG	0,04	59,73	0,02	5,46
	AN-AUS	0,6	76,0	1,4	42,9
	AN-PEG	0,1	99,9	0,3	99,7
Phosphat	FR-AUS	41,01	27,11	2,37	0,51
	FR-PEG	0,32	13,57	0,03	0,39
	AN-AUS	0,8	50,0	1,4	77,2
	AN-PEG	2,3	97,7	7,6	92,4

mit

<i>FR – AUS</i>	=	Frachten vor dem Transport im Einzugsgebiet	[t/a]
<i>FR – PEG</i>	=	Nährstofffracht am Auslasspegel	[t/a]
<i>AN – AUS</i>	=	Anteil von FR-PEG zu FR-AUS	[%]
<i>AN – PEG</i>	=	Anteil des diffusen bzw. des punktförmigen Austrages am Auslasspegel	[%]

0,8 % in der Nuthe und 1,4 % im Hammerfließ.

Von den Nährstoffen, die aus Punktquellen in den Vorfluter eingetragen werden, erreicht nach Tabelle 5.8 mit 33,3 % bis 77,2 % ein deutlich höherer Anteil den Auslasspegel, was auf die geringeren Verweilzeiten während des Transportes zum Auslasspegel und den damit verbundenen niedrigeren Abbaumöglichkeiten der Nährstoffe zurückzuführen ist.

Im Weiteren werden die Nährstofffrachten am Auslasspegel der einzelnen Einzugsgebiete hinsichtlich ihrer diffusen bzw. punktförmigen Quellen näher betrachtet. In der Nuthe beträgt der Anteil an Nitrat aus diffusen Quellen nach Tabelle 5.8 81,0 %. Die Einträge aus Punktquellen liegen bei 19,0 %. Die Ammonium- und Phosphatfrachten stammen dagegen mit Werten um 99 bzw. 98 % fast ausschließlich aus punktförmigen Einträgen. Im Hammerfließ liegt der Anteil an Nitrat aus diffusen Quellen bei 84 %. Somit betragen die punktförmigen Einträge nur etwa 16 %. Ammonium stammt wie in der Nuthe mit über 99 % fast ausschließlich aus Punktquellen. Der Anteil der Phosphatfracht aus Punktquellen am Auslasspegel beträgt 92 %.

5.3.1 Diskussion

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass Nitrat am Auslasspegel hauptsächlich aus diffusen Quellen stammt. Dagegen dominiert bei Ammonium und Phosphat im Fluss die Herkunft aus Punktquellen. Jedoch sind die Einträge aus dem Boden auch bei Ammonium und Phosphat langfristig gesehen nicht zu vernachlässigen. Auf Grund ihres hohen Sorptionspotenzials an Bodenpartikel können sie sich im Boden anreichern, was langfristig zu einer verstärkten Auswaschung führen kann. Ammonium kann unter anaeroben Verhältnissen in Nitrat oder auch in Ammoniak, einem Treibhausgas, umgewandelt werden. Eine Reduktion der Einträge aus diffusen Quellen ist demnach auch bei diesen Stoffen sinnvoll.

Die Höhe der Nährstofffrachten am Auslasspegel wird von den eingetragenen Nährstoffmengen in das Einzugsgebiet beeinflusst. Daraus ergeben sich Unsicherheiten in den Modellergebnissen, vor allem durch die Eingangsparameter zu Düngemengemanagement und -zeitpunkt, aus der Angabe der Einträge zur nassen, atmosphärischen Deposition sowie aus den Angaben zu den Siedlungswassereinträgen.

Die hier ermittelten Größenordnungen zum Nährstoffeintrag lassen sich gut mit den Werten anderer Studien vergleichen (LUA-BRANDENBURG, 2002a; GRIZZETTI ET AL., 2003).

Die Höhe der Nährstofffrachten am Auslasspegel wird neben der Retentionsfähigkeit des Einzugsgebietes bzw. des Flusses auch von der Entfernung der Nährstoffquelle zum Auslasspegel beeinflusst. So wird die direkte Umgebung der Nährstoffquelle stark von den Nährstoffemissionen beeinflusst. Der Nährstoffaustrag aus dem Boden im Oberlauf eines Einzugsgebietes ist jedoch für den Flussabschnitt am Auslasspegel von geringer Bedeutung.

Nur ein geringer Teil der Nährstoffe aus diffusen Quellen erreicht den Auslasspegel des Einzugsgebietes, da diese auf dem Weg zum Vorfluter Retentions- und Abbauprozessen in den Abflusskomponenten unterliegen. Die Retentionsraten liegen für alle Stoffe bei mindestens 98,5 %. Diese Werte stellen einen Mix aus Fließgewässer- und Einzugsgebietsretention dar. Deshalb gestaltet sich ein Vergleich mit Literaturwerten, die vergleichbare Retentionsraten für Einzugsgebiete im Tiefland angeben, schwierig. Meist beziehen sich die Angaben in den Studien auf Retentionsraten in den Fließgewässern selbst und beinhalten somit nicht das Retentionsvermögen der verschiedenen Abflusskompartimente im Einzugsgebiet. Allerdings werden in KRONVANG ET AL. (2004) speziell für Feuchtgebiete und Uferlandstreifen Retentionsraten für Nitrat von bis zu 99 % erwähnt. In GRIZZETTI ET AL. (2003) werden für Gesamt-Stickstoff Retentionsraten zwischen 67 und 85 % genannt. Das bedeutet, dass laut GRIZZETTI ET AL. (2003) minimal 15 % Stickstoff den Auslasspegel erreichen. Allerdings werden in dieser Studie der Eintrag in das Grundwasser sowie die darin stattfindenden Retentionsprozesse nicht

berücksichtigt. Die Grundwasserkomponente darf jedoch beim wasserlöslichen Nitrat nicht vernachlässigt werden. Für Gesamt-Phosphor entsprechen die mit SWIM ermittelten Retentionsraten denen von GRIZZETTI ET AL. (2003), die zwischen 90 und 96 % liegen. Hier spielt die Grundwasserkomponente auf Grund der Akkumulationsfähigkeit von Phosphor im Boden eine untergeordnete Rolle.

Von Nährstofffrachten, die aus den Punktquellen direkt in das Fließgewässer eingetragen werden, erreicht ein deutlich höherer Teil den Auslasspegel, da im Vorfluter die Fließzeit zum Messpegel kürzer ist. Damit sind Abbau- bzw. Sorptionsprozesse nur eingeschränkt oder kurzzeitig möglich. Als Retentionsraten werden 23 bis 67 % ermittelt. Das entspricht den Werten aus verschiedenen Studien. In GRIZZETTI ET AL. (2003) werden Anteile von 24 bis 51 % genannt. SVENDSEN & KRONVANG (1993) erwähnen Werte zwischen 11 und 51 % in den Sommermonaten.

5.4 Einfluss variierender Landnutzungsbedingungen auf die Ergebnisse zur Nährstoffmodellierung

Veränderungen der Landnutzungsbedingungen können sich auf den Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen in das Fließgewässer auswirken. Das betrifft vor allem den Bereich der Landwirtschaft, dessen Flächen durch höhere Nährstoffemissionen gekennzeichnet sind. Dazu gehören die Veränderungen zu den Anbaufrüchten und deren Wurzeltiefe sowie die Veränderungen zum Düngemanagement.

Variierende Landnutzungsbedingungen stellen deshalb auch einen Unsicherheitsfaktor in der Nährstoffmodellierung dar, weil sie die Qualität der Modellergebnisse in Abhängigkeit von der Genauigkeit der Eingangsdaten maßgeblich beeinflussen.

Für die Analyse dieses Einflusses wurde beispielhaft das Einzugsgebiet der Stepenitz ausgewählt, da es von den drei in dieser Arbeit betrachteten Untersuchungsräumen mit 77 % den größten Anteil an landwirtschaftlicher Fläche aufweist. Somit kann der Einfluss der Landnutzungsbedingungen auf die Modellergebnisse besser verdeutlicht werden.

5.4.1 Einfluss der Anbaufrüchte

In diesem Abschnitt wird der Einfluss verschiedener Anbaufrüchte auf die Nährstofffrachten aus diffusen Quellen am Auslasspegel untersucht. Dazu wurden sechs verschiedene Feldfrüchte ausgewählt, drei Sommerfrüchte (Mais, Zuckerrübe, Kartoffel) und drei Winterfrüchte (Roggen, Weizen, Raps). Diese wurden jeweils einzeln nacheinander zur Parametrisierung aller Ackerflächen im Einzugsgebiet genutzt. Der Simulations-

zeitraum beträgt 20 Jahre (1981 - 2000).

In Tabelle 5.9 sind die mittleren jährlichen Nährstofffrachten am Auslasspegel der Stepenitz hinsichtlich des Anbaus verschiedener Ackerfrüchte dargestellt.

Tabelle 5.9: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz hinsichtlich des Anbaus verschiedener Ackerfrüchte. Die Angabe der Differenz (Diff.) entspricht der Abweichung der einzelnen Nährstofffrachten von der über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 - 2000) maximal ermittelten Nährstofffracht (fett markiert).

		Winterfrüchte			Sommerfrüchte		
		Roggen	Weizen	Raps	Mais	Zuckerrübe	Kartoffel
NO_3	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	3,91	3,24	4,94	2,94	2,68	2,88
	Diff. zu \overline{FR}_{max} [%]	-21	-34	0	-40	-46	-42
NH_4	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	0,00013	0,00013	0,00015	0,00016	0,00010	0,00013
	Diff. zu \overline{FR}_{max} [%]	-16	-21	-8	0	-35	-33
PO_4	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	0,0016	0,0015	0,0020	0,0013	0,0012	0,0012
	Diff. zu \overline{FR}_{max} [%]	-18	-25	0	-32	-40	-38

Der Vergleich der prozentualen Abweichungen der einzelnen Nährstofffrachten von der maximal ermittelten Nährstofffracht zeigt, dass sich die mittleren, jährlichen Nährstofffrachten bis zu 46 % unterscheiden können. Besonders beim Anbau der Winterfrüchte sind die mittleren, jährlichen Nährstofffrachten höher als beim Anbau der Sommerfrüchte. Eine Ausnahme bildet die Ammoniumfracht, welche beim Anbau von Mais, einer Sommerfrucht, am höchsten ist.

Die hohen Unterschiede in den Modellergebnissen bestätigen die Bedeutung der richtigen Wahl der Anbaufrüchte als Eingangsdaten für die Nährstoffmodellierung, da sich eine Veränderung der Anbaufrüchte sowohl auf das Basisniveau der Nährstofffracht als auch auf seine innerjährliche Dynamik auswirken kann.

In Abbildung 5.20 sind mit den grau markierten Bereichen die maximalen Unterschiede der mittleren monatlichen Nährstofffrachten hinsichtlich der verschiedenen Anbauarten hervorgehoben.

Bei Nitrat ergeben sich die größten Unterschiede im Winterhalbjahr, das heißt, in dem Zeitraum, in dem generell die Austragsraten von Nitrat am höchsten sind.

Auch bei Ammonium ist die Differenz der Frachten in den Monaten am größten, in denen in der Regel der höchste Ammoniumaustrag zu verzeichnen ist. Dieser Zeitraum beschränkt sich hauptsächlich auf die Monate Januar bis April. In den Sommermonaten ist sowohl bei Ammonium als auch bei Nitrat der Unterschied in den Austragsraten geringer.

Bei Phosphat sind zwar auch die größten Unterschiede in den Frachten der ersten Monate des Jahres zu erkennen, allerdings fällt auf, dass ein gleichbleibender deutlicher

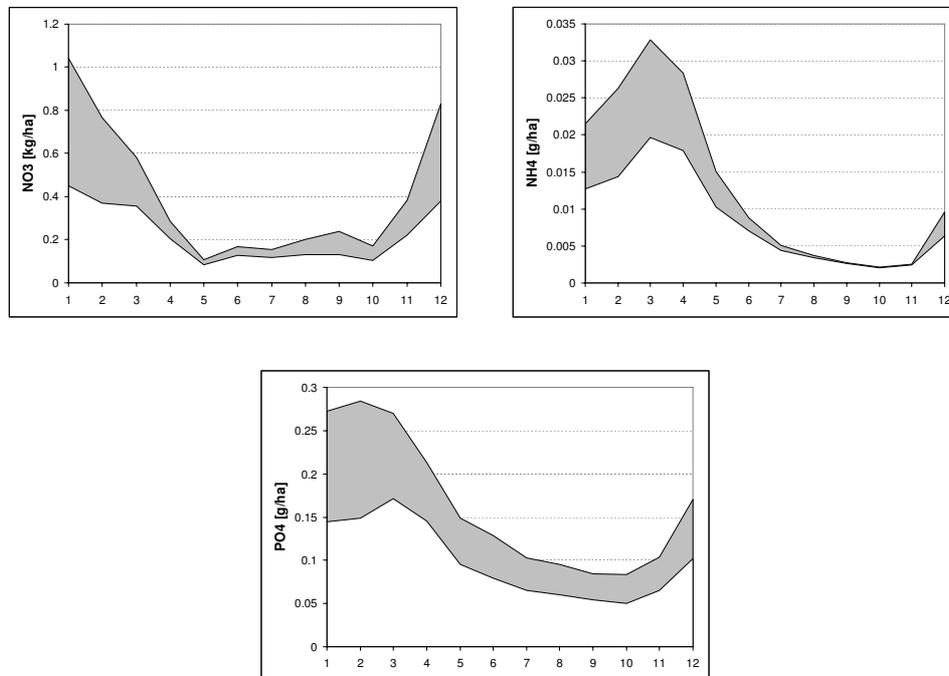


Abbildung 5.20: Maximale Unterschiede in den simulierten Nährstofffrachten bezüglich der verschiedenen Anbauarten in ihrer innerjährlichen Dynamik gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 bis 2000).

Unterschied auch im restlichen Jahr zu verzeichnen ist. Der Grund hierfür liegt darin, dass bei Phosphat, im Gegensatz zu Nitrat und Ammonium, keine Umwandlungsprozesse wie Denitrifikation oder Nitrifikation in den Sommermonaten stattfinden, welche den Nährstoffaustrag reduzieren könnten. Weiterhin kann auch der maximale Austrag durch entsprechende Wahl der Anbaufrüchte innerhalb des Jahres von Februar auf März verschoben werden.

5.4.2 Einfluss der Wurzeltiefe

Neben der Auswahl der Anbaufrüchte haben auch einige pflanzenspezifische Parameter einen Einfluss auf den Nährstoffaustrag. Dazu gehört vor allem die maximale Wurzeltiefe der Pflanzen, deren Einfluss im Folgenden analysiert wird. Als Anbaufrucht wurde Weizen ausgewählt. Die maximale Wurzeltiefe wurde schrittweise von der Grundeinstellung 2,0 m auf 1,0 m, 0,5 m und 0,1 m verringert. Eine tiefere Durchwurzelung als 2,0 m ist mit der für diese Untersuchung verwendeten Bodenparametrisierung nicht möglich. Die Simulation wurde wieder über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 - 2000)

durchgeführt.

Die Untersuchungen ergaben, dass die Wurzeltiefe ein wichtiger Parameter für die Nährstoffmodellierung darstellt. Mit zunehmender Wurzeltiefe nehmen bei Nitrat, Ammonium und Phosphat die Austräge bis zu 28 % ab. Der Verlauf ist dabei nicht linear. Besonders klein sind die Unterschiede im Bereich zwischen 1 und 2 m. Danach nehmen die Austragsraten jedoch mit sinkender Durchwurzelung stärker zu (s. Abb. 5.21).

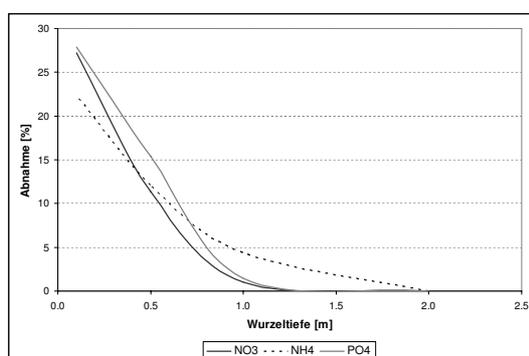


Abbildung 5.21: Relative Veränderung der simulierten Nährstofffrachten im Verhältnis zur maximalen Wurzeltiefe bei Weizen (2 m) gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 - 2000).

5.4.3 Einfluss des Düngemanagements

Um zu analysieren, wie sich das Düngemanagement auf die Ergebnisse der Nährstoffmodellierung auswirken kann, wurden verschiedene Modellläufe durchgeführt, in denen die Düngemenge, der Düngzeitpunkt oder die Art der Düngung verändert wurde. Die Untersuchungen erstrecken sich wieder über eine Simulationsperiode von 20 Jahren (1981 - 2000).

Düngemenge Zur Untersuchung der Nährstofffrachten bei der Ausbringung unterschiedlicher Düngemengen wurden drei Modellläufe durchgeführt, wobei folgende Annahmen zu Grunde gelegt wurden:

1. keine Düngung,
2. Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“ (s. Abschnitt 4.2.3.1) und
3. die Verdopplung der Düngemenge aus der „Guten landwirtschaftlichen Praxis“.

Die dazugehörigen Düngemengen und -zeitpunkte sind in Tabelle 5.10 aufgelistet.

Tabelle 5.10: Düngevarianten bei Weizen im Einzugsgebiet der Stepenitz über einen 20jährigen Zeitraum (1981 - 2000).

Variante	N-Düngung		P-Düngung	
	Tag der Düngung im Jahr	Menge [kg N/ha]	Tag der Düngung im Jahr	Menge [kg P/ha]
OHNE	-	-	-	-
GLP	95	80	95	28
	300	40	-	-
GLP+100 %	95	160	95	56
	300	80	-	-

mit

<i>OHNE</i>	=	ohne Düngung
<i>GLP</i>	=	Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“
<i>GLP + 100%</i>	=	Düngung mit doppelter Menge als bei GLP

Die Modellergebnisse in Tabelle 5.11 zeigen, dass bei den drei untersuchten Nährstoffen mit einer Erhöhung der Düngemenge auch die Nährstofffrachten am Auslasspegel deutlich ansteigen.

Tabelle 5.11: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Düngemenge gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 - 2000).

		OHNE	GLP	GLP+100 %
NO_3	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	3,24	4,79	6,96
NH_4	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	0,00013	0,00017	0,00021
PO_4	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	0,0015	0,0045	0,0120

mit

<i>OHNE</i>	=	ohne Düngung
<i>GLP</i>	=	Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“
<i>GLP + 100%</i>	=	Düngung mit doppelter Menge als bei GLP

In der Abbildung 5.22 ist bei Nitrat zu erkennen, dass der Anstieg der Stofffracht am Auslasspegel fast ausschließlich in den Wintermonaten (November - April) stattfindet, was hauptsächlich daran liegt, dass die Düngung in diesem Zeitraum erfolgt. Des Weiteren wird Nitrat in den Sommermonaten stärker umgesetzt und durch geringere Abflüsse im Einzugsgebiet zurückgehalten, so dass sich die erhöhten Düngegaben im

Herbst bzw. Frühjahr nicht auf die Stofffrachten am Auslasspegel während der Sommermonate auswirken.

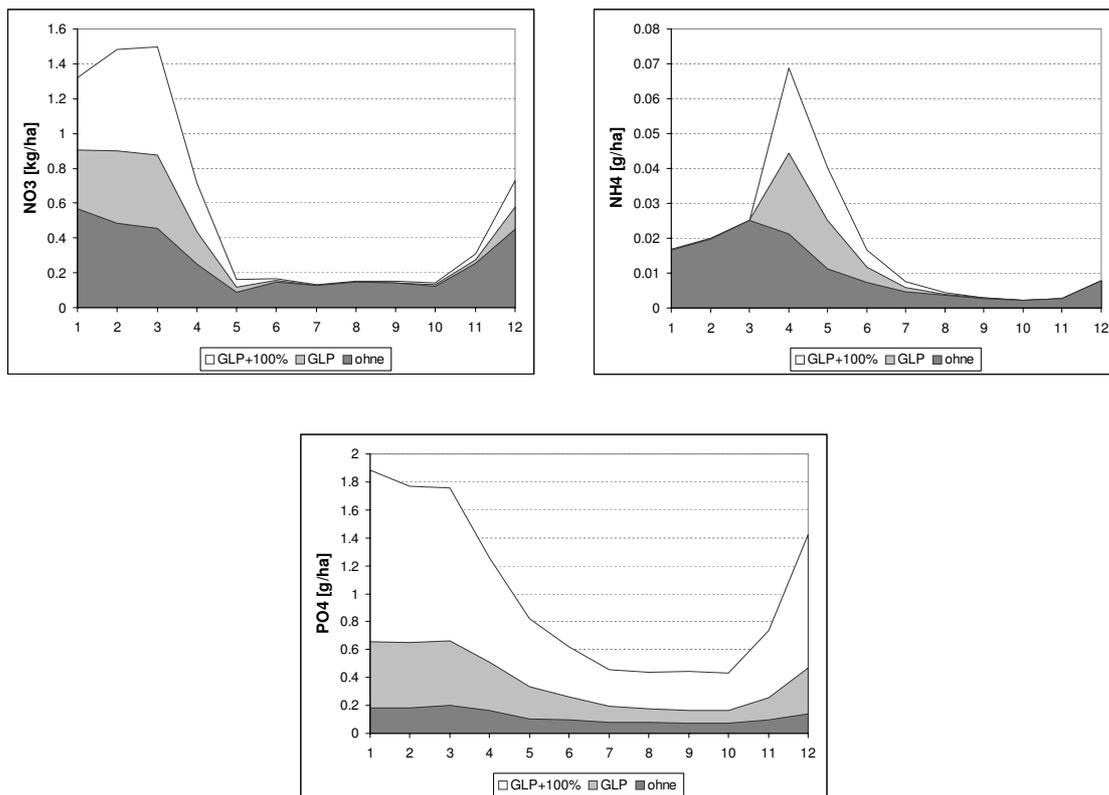


Abbildung 5.22: Spannbreite der mittleren, monatlichen Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Düngemenge gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 - 2000) (ohne = ohne Düngung, GLP = gute landwirtschaftliche Praxis, GLP+100% = doppelte Menge als bei GLP) .

Außerdem zeigt Abbildung 5.22, dass mit erhöhtem Ausbringen der Düngemittel die Ammoniumfracht am Auslasspegel im Frühjahr stark ansteigt. Diese wird jedoch auf Grund der starken Umsatzprozesse in den ersten drei Monaten des Sommerhalbjahres (Mai - Oktober) zum größten Teil wieder abgebaut. Nach sechs Monaten ist die zusätzliche Ammoniumgabe komplett umgesetzt. In diesem Fall hat Ammonium nur eine begrenzte Düngewirkung.

Die Erhöhung der Düngegaben von Phosphat, die wie bei Ammonium ausschließlich im Frühjahr erfolgen, zeigt einen ganzjährigen Anstieg der Stofffracht am Auslasspegel. Die Ursache dafür sind die fehlenden Umsatzprozesse, die den Nährstoffaustrag von Phosphat reduzieren könnten. Des Weiteren zeigt sich, dass Phosphat bei Erhöhung der Düngung mehr als doppelt bis dreifach so viel ausgetragen wird, als eine Erhöhung

der Düngung bei Ammonium und Nitrat bewirkt. Hierfür kann die Phosphorsättigung im Boden verantwortlich gemacht werden.

Düngezeitpunkt Neben der Düngemenge ist auch der Ausbringungszeitpunkt von entscheidender Bedeutung für den Nährstoffaustrag. Als Beispiel wurde bei Nitrat die Düngemenge, welche nach guter landwirtschaftlicher Praxis üblich ist, nicht auf zwei Düngezeitpunkte verteilt (s. Tab. 5.10), sondern auf einen Termin im Frühjahr beschränkt. Die komplette Jahresdüngung von 120 kg Nitrat pro Hektar erfolgte am Tag 95 des Jahres (im April). Dies hat eine Reduzierung der Nitratfracht von 4,79 kg/(ha*a) auf 3,92 kg/(ha*a) am Auslasspegel zur Folge. Aus Abbildung 5.23 ist zu entnehmen, dass die fehlende Winterdüngung für die Reduktion des Nitrataustrags verantwortlich ist. Im Herbst ausgesähter Weizen benötigt zum Wachstum Nitrat. Fehlt die Winterdüngung, muss das Getreide aus dem noch vorhandenen Nitratpool zehren. Dadurch verringern sich die Austräge in den Wintermonaten von November bis April. Die erhöhte Frühjahrsdüngung führt somit nicht zu einem Anstieg der Austragsraten, sondern gleicht den aufgebrauchten Nitratpool wieder aus.

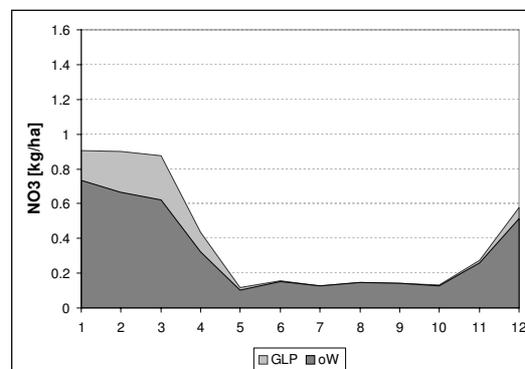


Abbildung 5.23: Spannweite der mittleren, monatlichen Nitratfrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Düngezeitpunktes gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 bis 2000) (GLP = gute landwirtschaftliche Praxis, oW = GLP, aber keine Winterdüngung).

Auswahl des Düngemittels Des Weiteren wurde analysiert, inwiefern auch die Auswahl des Düngemittels einen Einfluss auf die Nährstofffracht am Auslasspegel besitzt. Dazu wurde die gesamte Jahresmenge an mineralischen Stickstoff, die bei der Düngung nach guter landwirtschaftlicher Praxis verwendet wird, jeweils komplett als Nitrat-Stickstoff bzw. als Ammonium-Stickstoff angegeben.

Düngt man die landwirtschaftlichen Flächen ausschließlich mit Nitrat, dann erhöht sich nach Tabelle 5.12 der Nitrataustrag, der Ammoniumaustrag sinkt dagegen. Bei einer Düngung nur mit Ammonium reduzieren sich die Nitratemissionen und umgekehrt erhöhen sich die Ammoniumausträge.

Tabelle 5.12: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung der Düngeweise gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 bis 2000).

		GLP	nurNO3	nurNH4
NO_3	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	4,79	5,11	4,69
NH_4	\overline{FR} [kg/(ha*a)]	0,00017	0,00012	0,00024

mit

- GLP = Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“
- $nurNO_3$ = Düngung nach GLP, jedoch nur in Form von Nitrat
- $nurNH_4$ = Düngung nach GLP, jedoch nur in Form von Ammonium

Die Verlauf der langjährigen Dynamik der Nährstofffrachten unter Veränderung des Düngemittels ist in Abbildung 5.24 gezeigt.

Daraus ist zu entnehmen, dass die Unterschiede in der Nitratfracht am Auslasspegel im Vergleich zur Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“ als eher gering einzustufen sind. Dennoch wird bei einer ausschließlichen Zufuhr von Nitrat-Stickstoff im Winter etwas mehr Nitrat ausgetragen.

Die Auswirkungen auf die Ammoniumfracht am Auslasspegel sind hingegen wesentlich deutlicher zu erkennen. Die Konzentrationsspitze im Monat April ist nur bei Ammoniumdüngung im Frühjahr vorhanden und bei ausschließlicher Ammoniumdüngung am höchsten ausgeprägt.

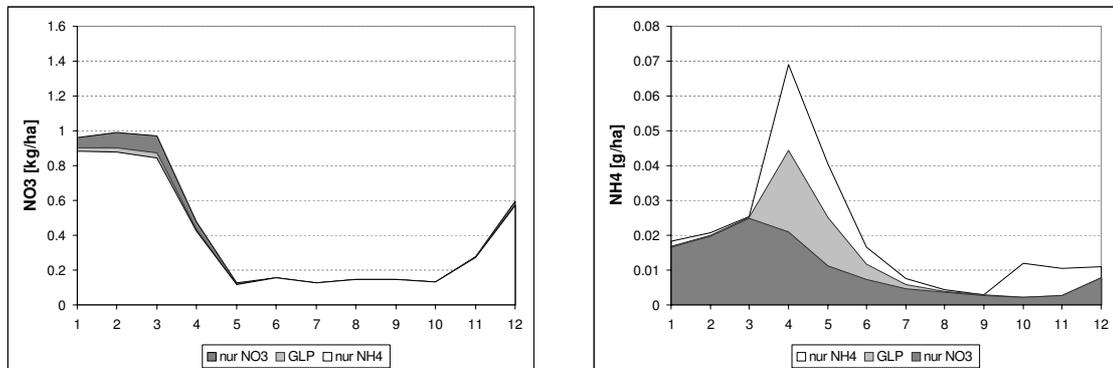


Abbildung 5.24: Spannbreite der mittleren, monatlichen Nährstofffrachten (simuliert) am Auslasspegel der Stepenitz unter Veränderung des Düngemittels gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (1981 bis 2000) (GLP = gute landwirtschaftliche Praxis, nur NO₃ = GLP nur als Nitrat, nur NH₄ = GLP nur als Ammonium.)

5.4.4 Diskussion

Um den Nährstoffhaushalt eines Einzugsgebietes modellieren zu können, sind Informationen zu den Bewirtschaftungsmaßnahmen vor allem auf den Ackerflächen unerlässlich. Die tatsächlich angebauten Ackerfrüchte mit deren Wuchseigenschaften und Nährstoffbedarf über einen längeren Zeitraum zu ermitteln, gestaltet sich in der Regel jedoch sehr schwierig (s. Abschnitt 4.2.3.1) und ist deshalb mit hohen Unsicherheiten verbunden. So zeigen die Modellrechnungen, dass sich Veränderungen hinsichtlich der Fruchtart deutlich auf den Nährstoffaustrag auswirken. Dabei sind in den modellierten Nährstoffemissionen Unterschiede bis zu 46 % möglich.

Es wird deutlich, dass der Nährstoffaustrag beim Anbau von Winterfrüchten, mit Ausnahme der Ammoniumfracht bei Mais, höher ist als bei Sommerfrüchten. Dies kann damit begründet werden, dass beim Anbau von Winterfrüchten die Ausbringung der Düngemengen in Zeiträumen mit generell höherem Abflusspotenzial erfolgt (Oktober und April). Der durch Düngung angereicherte Nährstoffpool im Boden kann somit verstärkt ausgewaschen werden.

Die höhere Ammoniumfracht beim Anbau der Sommerfrucht Mais kann damit begründet werden, dass sich Mais zu Vegetationsbeginn langsamer entwickelt und dadurch weniger Nährstoffe benötigt. Gerade im Frühjahr ist jedoch die Ammoniumanreicherung im Boden am höchsten, da auf Grund niedriger Temperaturen die Umwandlung zu Nitrat noch langsam verläuft und somit ein Austrag an Ammonium in den Vorfluter stattfinden kann.

Als Beispiel für die Bedeutung der Wuchseigenschaften von Pflanzen wurden Auswirkungen von Veränderungen hinsichtlich der Wurzeltiefe untersucht, wobei die Modellrechnungen ergaben, dass die Austräge mit abnehmender Durchwurzelung der Pflanzen zunehmen. Das heißt, je weniger eine Pflanze die Möglichkeit erhält, dem Boden Nährstoffe zu entziehen, desto höher ist die Nährstoffanreicherung in den darunter liegenden Bodenzonen. Diese können dann vermehrt zur Auswaschung gebracht werden.

Das Düngemanagement ist für den Nährstoffaustrag aus Ackerböden ebenfalls von Bedeutung. So ergaben die Modellrechnungen, dass mit der Erhöhung der Düngemenge auch die Nährstofffrachten am Auslasspegel ansteigen. Besonders ausgeprägt sind die Veränderungen bei Phosphat. Hier zeigt sich eine Phosphorsättigung der Böden, da eine Sorption von Phosphat an Bodenpartikel nicht mehr möglich ist und Phosphat ausgewaschen wird. Des Weiteren hat sich gezeigt, dass sich der Düngezeitpunkt ebenfalls auf den Nährstoffaustrag auswirkt. So wurde bei Nitrat die Düngemenge nicht auf zwei Düngezeitpunkte verteilt, sondern auf einen Termin im Frühjahr beschränkt. Hierbei hat sich ergeben, dass sich bei fehlender Winterdüngung die Austräge in den Wintermonaten verringern. Eine erhöhte Frühjahrsdüngung gleicht somit zuerst den Nitratpool wieder aus und führt kaum zu verstärkten Austrägen.

Außerdem führt auch die Auswahl des Düngemittels, vor allem bei Ammonium, zu Unterschieden in den Ergebnissen zum Nährstoffaustrag. Da sich Ammonium in der Reihe der Umsatzprozesse von Stickstoff am Anfang befindet, kann es bei fehlender Gabe nicht gebildet werden. Die Konzentrationsspitze im Monat April ist deshalb nur bei Ammoniumdüngung im Frühjahr vorhanden und bei ausschließlicher Ammoniumdüngung am höchsten ausgeprägt. Die Unterschiede in der Nitratfracht sind als eher gering einzustufen, da Nitrat durch Umwandlung von Ammonium entsteht und somit auch bei ausschließlicher Ammoniumdüngung gebildet werden kann.

5.5 Unsicherheiten in den Modellergebnissen

Die Qualität der Modellergebnisse ist, wie bei jeder Modellanwendung, mit verschiedenen Unsicherheitsfaktoren behaftet. Diese entstehen einerseits aus der vereinfachten Abbildung der in der Natur vorkommenden Prozesse im Modell SWIM. Zum anderen resultieren Unsicherheiten aus den vorgegebenen Daten sowie der Modellparametrisierung.

5.5.1 Unsicherheiten in der Modellstruktur

Generell ergeben sich Unsicherheiten in den Modellergebnissen, da SWIM auf einem konzeptionell-prozessorientierten Modellansatz beruht. Diese Modelle sind durch eine hohe Prozessrepräsentanz gekennzeichnet, wobei jedoch physikalisch-chemisch basierte Gleichungen durch empirische Ansätze (z.B. Speicheransätze) vereinfacht werden (s. Abschnitt 2.2). Der Vorteil dieser Vereinfachung ist, dass die Anzahl der benötigten Daten relativ klein gehalten werden kann und dadurch eine hohe zeitliche und räumliche Auflösung bei den Modellrechnungen möglich ist. Der Nachteil liegt in der vereinfachten Beschreibung der Systemprozesse. Eine detailliertere Beschreibung der Prozesse befreit die Modellergebnisse jedoch nicht von Unsicherheiten, da hierfür wieder mehr Parameter zur Verfügung stehen müssen (s. Abschnitt 5.5.2).

Des Weiteren existieren in den Untersuchungsgebieten zahlreiche Drainage- und Stauhaltungssysteme, welche in einer Standardversion von SWIM nicht abgebildet werden. Dies führt vor allem in den Sommermonaten zu einer Überschätzung des Abflusses in den Einzugsgebieten (s. Abschnitt 5.1.1.2). Eine Beschreibung von Drainage- und Stauhaltungsprozessen in SWIM ist prinzipiell möglich. Dafür ist allerdings das Vorhandensein von Daten zum Wassermanagement zwingende Voraussetzung. Diese waren für die Untersuchungsgebiete jedoch nicht vorhanden.

Bezüglich der Nährstoffmodellierung entstehen Modellunsicherheiten vor allem durch die Abhängigkeit der Ergebnisse von den Simulationen zu Wasserhaushalt und Abfluss. Alle Ungenauigkeiten, die sich aus der hydrologischen Modellierung ergeben, spiegeln sich auch in den Berechnungen zum Nährstoffhaushalt wider.

Für die Modellierung des Nährstofftransportes durch das Einzugsgebiet wurde ein linearer Speicheransatz gewählt, der die Abbau- bzw. Retentionskoeffizienten der entsprechenden Abflusskompartimente integriert (s. Abschnitt 4.1.4). Eine derartige Generalisierung kann die tatsächlich stattfindenden Transport- und Umsatzprozesse nur bedingt wiedergeben. Sie ist jedoch für die meso- bis makroskalige Modellierung ein gutes Werkzeug.

5.5.2 Unsicherheiten in der Modellparametrisierung

Viele Parameter, die zur Beschreibung der hydrologischen bzw. nährstoffbedingten Prozesse notwendig sind, stehen nicht immer zur Verfügung. Sie müssen deshalb durch Abschätzungen oder Mittelwertbildungen ermittelt werden. Daraus ergeben sich wiederum Unsicherheiten in den Modellergebnissen.

Bei der Abflussmodellierung gehören dazu die Sonneneinstrahlung, welche zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration verwendet wird, die Speicherzeitparameter für den Oberflächen- und Zwischenabfluss, die Wasserleitfähigkeit im Boden, der in-

itiale Grundwasserbeitrag sowie der Alpha-Grundwasserfaktor (s. Abschnitt 4.2.2). Zudem ergeben sich durch das Vorgehen bei der Parametrisierung der Bodeneigenschaften weitere Unsicherheiten. Die bodenräumliche Gliederung entstammt der BÜK300. Da die BÜK300 jedoch keine ausreichend detaillierte Parametrisierung der Bodentypen aufweist, wurde zur bodenphysikalischen Parametrisierung von SWIM auf die BÜK1000 zurückgegriffen. Auch hier führt die eingeschränkte Repräsentanz der Parameter im Gelände zu Unsicherheiten in den Modellergebnissen.

Hinsichtlich der Modellierung des Nährstofftransportes durch das Einzugsgebiet über den linearen Speicheransatz ist es notwendig, die Abbau- bzw. Retentionskoeffizienten für die entsprechenden Abflusskompartimente zu kennen. Für jeden Nährstoff werden diese Faktoren allerdings einheitlich für das gesamte Einzugsgebiet bestimmt (s. Abschnitt 4.2.4). Dabei ist die Zuverlässigkeit des gemittelten Parameters abhängig von der Größe und Heterogenität der Einzugsgebiete. Eine prozessorientierte Ermittlung der Koeffizienten erfolgt in dieser Arbeit nicht, ist generell aber möglich. Dazu müssen Parameter vorliegen, aus denen die Retention der Nährstoffe berechnet werden kann, welche sich wieder nur über Abschätzungen oder GIS-basierte Analysen ergeben.

5.5.3 Datenunsicherheiten

Unsicherheiten sind grundsätzlich in den vorhandenen Eingangsdaten enthalten. Für die Abflussmodellierung ist der Klimainput von entscheidender Bedeutung. Die Klimadaten stammen ursprünglich von Stationen des Deutschen Wetterdienstes, wurden jedoch nach GERSTENGABE & WERNER (2005) vervollständigt. Um die Daten der vorhandenen Stationen auf die Fläche zu übertragen, wurden diese auf Teileinzugsgebietsebene mittels Thiessen-Polygone interpoliert. Dabei ist die Anzahl der berücksichtigten Klimastationen von entscheidender Bedeutung, denn je weniger Stationen vorhanden sind, desto ungenauer sind die Simulationsergebnisse. Für die Interpolation der Klimadaten in den Teileinzugsgebieten konnte, je nach Verfügbarkeit, nur auf 4 bis 6 Stationen im Einzugsgebiet bzw. in dessen unmittelbarer Nähe zurückgegriffen werden.

Die punktförmigen Einträge zur Modellierung des Nährstoffhaushaltes stammen aus Rechnungen des Modells ArcEGMO-URBAN (BIEGEL, 2005). Als Datengrundlage benutzte BIEGEL (2005) Informationen von Kläranlagenbetreibern für einen Zeitraum 1996 bis 2000. Mögliche Unsicherheiten, die sich aus den Modellrechnungen von ArcEGMO-URBAN ergeben, spiegeln sich auch in den Modellergebnissen von SWIM wider.

Der Einfluss von variierenden Landnutzungsbedingungen auf die Ergebnisse zur Nährstoffmodellierung wurde ausführlich in Abschnitt 5.4 dargestellt. Dabei hat sich gezeigt, dass die Nährstoffausträge aus dem Einzugsgebiet sehr stark von der Wahl der Anbau-

früchte sowie von der Menge und des Zeitpunktes der Düngegaben abhängen. Somit sind möglichst exakte Kenntnisse zum Management auf Ackerland notwendig, um die Fehler in der Modellierung gering zu halten.

Als weiterer Unsicherheitsfaktor in der Nährstoffmodellierung kann die Höhe der Einträge aus atmosphärischer Deposition genannt werden, die auf Richtwerten aus der Literatur beruhen (s. Abschnitt 4.2.3.1).

Für die Bewertung der Güte der Modellrechnungen werden Pegeldata zur Wasserqualität herangezogen, die meist nur in 14tägiger Auflösung vorliegen. Gerade aber der Nährstoffhaushalt ist gekennzeichnet von einer hohen Variabilität in der Nährstoffdynamik. Auf Grund der Diskrepanz zwischen dem schnellen Prozessgeschehen innerhalb des Nährstoffkreislaufes auf der einen Seite und dem zu großen zeitlichen Abstand der Messdaten auf der anderen Seite, können die langjährigen mittleren Frachten bzw. Konzentrationen nur zu einer generellen Bewertung der Modellergebnisse herangezogen werden. Auch die Messgenauigkeit der Abflusswerte, die zum Vergleich der mit SWIM simulierten Werte genutzt werden, sind mit Unsicherheiten behaftet.

5.6 Ergebnisse der Szenariorechnungen

Aufbauend auf den Ergebnissen der Modellkalibrierung bzw. -validierung wurde der Nährstoffhaushalt zum Zwecke der Abschätzung zukünftiger Nährstofffrachten verschiedener Landnutzungsszenarien durchgerechnet. Hierzu wurden für den Zeitraum 2001 bis 2015 entsprechende Szenarien genutzt, die im Folgenden vorgestellt werden sollen, bevor die Ergebnisse bezüglich der Nährstofffrachten bzw. -konzentrationen an den Auslasspegeln von Nuthe und Hammerfließ erläutert werden. Das Einzugsgebiet der Stepenitz wurde bei dieser Szenarienberechnung nicht betrachtet, da hier keine vergleichbaren Szenarien zur Entwicklung der Landnutzung vorliegen.

5.6.1 Überblick über die Szenarien

Im Hinblick auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) wurden im Rahmen dieser Arbeit Landnutzungsszenarien angewendet, die innerhalb des Projektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ von JESSEL & JACOBS (2006) entwickelt wurden. Bei diesen Szenarien steht vornehmlich die Analyse der Veränderungen in den relativen Landnutzungsanteilen (z.B. von Ackerland, Grünland, Wald) bzw. innerhalb der einzelnen Landnutzungsgruppen (z.B. der Fruchtfolgen in der Landwirtschaft) im Mittelpunkt der Betrachtungen.

Als Untersuchungsgrundlage dienen sieben Landnutzungsszenarien, die in Tabelle 5.13 zusammengefasst sind und im Folgenden kurz erläutert werden. Die Szenariorechnun-

gen erstrecken sich über einen Zeitraum von 15 Jahren von 2001 bis 2015. Die klimatischen Bedingungen entsprechen dabei dem gegenwärtigen Zustand von 1981 bis zum Jahr 1995.

Tabelle 5.13: Überblick zu den Landnutzungsszenarien.

Szenario A - Gängige Praxis	
A1	Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung
A2	Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung bei veränderten Rahmenbedingungen
Szenario B - Erweiterte Bewirtschaftungsstandards	
B1	Umsetzung der Leitlinien zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung
B2	Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen
Szenario C - Maximaler Beitrag	
C1	Beitrag bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland
C2	Weitergehender Beitrag bei mäßiger Extensivierung
C3	Maximaler Beitrag bei weitergehender Extensivierung

Mit der Handlungsstrategie „Gängige Praxis - Szenario A“ wird die bisherige Form der Landnutzung beibehalten. Untervariante A1 dient dabei als Referenzzustand, mit dem die anderen Szenarien verglichen werden können. Untervariante A2 berücksichtigt zusätzlich verschiedene externe Entwicklungstrends der Landnutzung in ihren Auswirkungen, wie Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung, Stilllegung von Ackerflächen und Waldentwicklung auf ehemaligen Truppenübungsplätzen.

Für die Handlungsstrategie „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards - Szenario B“ wird die Einhaltung des vorgegebenen rechtlichen Mindestniveaus sowie die Realisierbarkeit und die Akzeptanz aller beteiligten Interessengruppen angestrebt. Dazu zählen insbesondere Anforderungen an die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung sowie die Ziele des Naturschutzes. Untervariante B1 ist hauptsächlich auf Belange in der Land- und Forstwirtschaft ausgerichtet. Hierbei werden verschiedene Handlungsoptionen berücksichtigt wie die Nutzungsaufgabe auf gut erhaltenem Niedermoor mit geringem Grundwasserflurabstand, extensive Grünlandnutzung auf tiefgründigem Niedermoor, Umwandlung von Acker- in Grünland auf Niedermoor sowie Zwischenfruchtanbau auf Flächen mit hohem Erosions- und Grundwassergefährdungsrisiko. Untervariante B2 ist dagegen stärker auf die Ziele des Naturschutzes ausgerichtet. Handlungsoptionen hier sind zum einen die Umwandlung von Acker- in Grünland in den Abflussbereichen festgesetzter Überschwemmungsgebiete und zum anderen die flächendeckende Ausweisung von Gewässerrandstreifen.

In der Handlungsstrategie „Maximaler Beitrag der Landnutzung - Szenario C“ werden alle fachlich relevanten Zielvorgaben und Empfehlungen zum Ressourcenschutz flächendeckend und ohne Rücksicht auf Realisierbarkeit sowie Akzeptanz maximal ausgeschöpft. Erosions-, Niedermoor-, Grundwasser-, vorbeugender Hochwasser- sowie Arten- und Biotopschutz bilden dabei die Hauptschwerpunkte. In der Untervariante C1 wird im Gegensatz zur Untervariante C2 davon ausgegangen, dass bestimmte Handlungsoptionen nur in gewünschten Bereichen vorgenommen werden. Dabei werden die Nachbarregionen nicht beeinflusst. Mögliche Handlungsoptionen sind: Nutzungsaufgabe auf gut erhaltenem Niedermoor, extensive Grünlandnutzung auf Niedermoor, Umwandlung von Acker- in Grünland auf Anmoor, extensive Grünlandnutzung bzw. Dauerstilllegung von Ackerflächen auf potenziellen Hochwasserrückhalteflächen, Zwischenfruchtanbau auf Flächen mit hohem Erosions- und Grundwassergefährdungsrisiko, flächendeckende Ausweisung von Gewässerrandstreifen sowie Waldumbau. Zentraler Bestandteil der Untervariante C3 ist über den Vorgaben zum Ressourcenschutz hinaus das Ziel, die Gewässergüte bestmöglich zu verbessern, was eine möglichst extensive Form der Landnutzung voraussetzt und mit minimalen Nähr- und Schadstoffausträgen verbunden sein soll. Dafür sind folgende Handlungsoptionen vorgesehen: Nutzungsaufgabe auf allen Niedermoorstandorten, extensive Grünlandnutzung auf Anmoor sowie in Bereichen von Naturschutz- und FFH-Gebieten, Umwandlung von Acker- in Grünland auf grundwasserbeeinflussten Flächen, extensive Grünlandnutzung bzw. Dauerstilllegung von Ackerflächen auf potenziellen Hochwasserretentionsflächen, Zwischenfruchtanbau auf Flächen mit hohem Erosions- und Grundwassergefährdungsrisiko, flächendeckende Ausweisung von Gewässerrandstreifen sowie Waldumbau.

Detaillierte Informationen zu den Landnutzungsszenarien sind außerdem in JESSEL & JACOBS (2006) nachzulesen.

5.6.2 Nuthe

Die Ergebnisse der Szenariorechnungen zu den Nährstofffrachten aus diffusen Quellen der Nuthe, bevor sie durch das Einzugsgebiet transportiert werden, sind in Tabelle 5.14 dargestellt.

Für den Stoffhaushalt von Nitrat bewirkt die Anwendung der Szenarien im Vergleich zum Referenzszenario A1 eine Verringerung der Austräge um bis zu 26,4 kg/(ha*a). Das entspricht einem Anteil von 40 % (s. Tab. 5.14). Bei Phosphat ist eine Reduktion der Emissionsmengen bis maximal 15 %, das heißt bis zu 0,04 kg/(ha*a) festzustellen. Bei Ammonium führt die Anwendung der B-Szenarien sogar zu einem Anstieg der Austräge um bis zu 0,006 kg/(ha*a) bzw. 12 %. Alle anderen Szenarien verringern den Ammoniumaustrag um maximal 49 % bzw. 0,023 kg/(ha*a).

Tabelle 5.14: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten von Nitrat, Ammonium und Phosphat aus diffusen Quellen der Nuthe die für verschiedenen Szenarien (Zeitraum 2001 bis 2015).

	<i>NO</i> ₃ -Austrag	Diff. zu A1	<i>NH</i> ₄ -Austrag	Diff. zu A1	<i>PO</i> ₄ -Austrag	Diff. zu A1
	[kg/(ha*a)]	[%]	[kg/(ha*a)]	[%]	[kg/(ha*a)]	[%]
A1	66,6	-	0,047	-	0,28	-
A2	57,9	-13	0,046	-2	0,26	-7
B1	57,3	-14	0,053	+12	0,26	-9
B2	52,9	-15	0,049	+5	0,25	-10
C1	47,2	-21	0,039	-17	0,24	-14
C2	59,6	-11	0,040	-15	0,27	-5
C3	40,2	-40	0,024	-49	0,24	-15

Am deutlichsten zeigt sich die Verringerung der Emissionsraten für alle untersuchten Nährstoffe unter Anwendung des Szenarios C3 - „Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“, bei dem der Ressourcenschutz im Vordergrund steht. Dieses Szenario wird im Folgenden näher untersucht.

Aus Tabelle 5.15 können die prozentualen Flächenanteile zu den verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der Nuthe für den Referenzzustand A1 sowie das Szenario C3 entnommen werden.

Tabelle 5.15: Prozentuale Flächenanteile der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der Nuthe für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3.

Landnutzung	A1 [%]	C3 [%]
Landwirtschaft	47	35
Ackerland ohne Zwischenfrucht	27	4
Ackerland mit Zwischenfrucht	0	8
Intensivgrünland	12	6
Extensivgrünland	4	11
Brache	4	6
Wald	42	43
Altbestände	33	3
Jungbestände	9	40
weitere Landnutzung	10	25
Siedlung, Verkehr, Industrie	8	10
Gewässer	1	1
Feuchtgebiete	1	13
Offenland	1	0

Daraus ist zu entnehmen, dass sich vorrangig die landwirtschaftlich genutzten Flächen verringern, wobei der Anteil an Extensivgrünland und Ackerland mit Zwischenfruchtanbau zugenommen hat. Des Weiteren werden die Altwaldbestände zu Gunsten von Jungwaldbeständen reduziert. Der Anteil an natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebieten wird ausgedehnt.

Für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3 sind in Abbildung 5.25 am Ende dieses Kapitels die mittleren jährlichen Nitratausträge pro Hektar aus diffusen Quellen sowie die Differenz zwischen A1 und C3 dargestellt. Zu erkennen ist, dass sowohl im Referenzzustand A1 als auch im Szenario C3 auf dem größten Teil der Fläche (A1: 92 %, C3: 95 %) der Nitrataustrag weniger als 200 kg/(ha*a) beträgt. Höhere Nitratemissionen sind vor allem auf Niedermoorflächen mit Intensivgrünland zu verzeichnen. Aus der Differenzkarte geht hervor, dass bei Veränderung der Landnutzung eine Verringerung der Nitratemissionen auf 61 % der Flächen möglich ist. Dabei kann eine Reduktion von maximal 220 kg/ha im Jahr erreicht werden. Die größten Verringerungen von Nitratemissionen können hauptsächlich auf den Flächen erzielt werden, auf denen Intensivgrünland zu natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebieten umstrukturiert bzw. Waldbestände verjüngt werden. Auf weiteren 34 % verändern sich die Nitratausträge nicht und 5 % der Fläche des Einzugsgebietes zeigen einen Anstieg der Nitratausträge. Hierbei ist im Referenzzustand A1 der größte Anteil Ackerland, welches im Szenario C3 in Grünland umgewandelt wird.

Auf Grund des deutlich geringeren Flächenanteils an landwirtschaftlich genutzten Flächen sinken die Nitratausträge aus diesem Sektor von 8722 t/a auf 5097 t/a (s. Tab. 5.16). Der Umbau der Waldflächen von Alt- in Jungbestände wirkt sich deutlich mit einer Reduzierung der Stickstoffemissionen von 1753 t/a auf 263 t/a aus. Die flächenhafte Ausdehnung der natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete führt dagegen zu einer Erhöhung der Austräge von 40 t/a auf 790 t/a.

Die mittleren, jährlichen Ammoniumausträge pro Hektar aus diffusen Quellen der Nuthe für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3 sowie die relativen Veränderungen zwischen A1 und C3 sind in Abbildung 5.26 am Ende des Kapitels abgebildet. Im Referenzzustand A1 ist auf 94 % der Fläche und im Szenario C3 auf 98 % ein mittlerer Ammoniumaustrag von weniger als 0,4 kg/ha im Jahr zu verzeichnen. Höhere Ammoniumemissionen existieren wie bei Nitrat hauptsächlich auf Niedermoorflächen mit Intensivgrünland. Die Differenzkarte zeigt, dass durch veränderte Bedingungen hinsichtlich der Landnutzung eine Verringerung der Ammoniumemissionen auf 42 % der Flächen bis maximal 0,75 kg/ha im Jahr möglich ist. Dabei bewirkt eine Umwandlung von Grünlandflächen in natürliche, nicht ackerbaulich genutzte Feuchtgebiete den größten Rückgang. Auf 51 % verändern sich die Ammoniumausträge nicht. Auf weiteren 7 % der Fläche des Einzugsgebietes erhöhen sich die Ammoniumausträge, wobei der größte Anteil im Referenzzustand A1 Ackerland ist, welches im Szenario C3 in Grün-

Tabelle 5.16: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet der Nuthe gegliedert nach einzelnen Landnutzungsklassen für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3 (Zeitraum 2001 bis 2015).

Landnutzung	NO_3		NH_4		PO_4	
	A1 [t/a]	C3 [t/a]	A1 [t/a]	C3 [t/a]	A1 [t/a]	C3 [t/a]
Landwirtschaft	8722	5097	7,8	2,4	40,0	31,0
Ackerland ohne Zwischenfrucht	3753,8	771,2	0,90	0,06	16,7	3,3
Ackerland mit Zwischenfrucht	0	799,9	0	0,13	0	4,62
Intensivgrünland	4380,5	2485,5	5,5	0,4	17,8	8,2
Extensivgrünland	573,8	1023,7	1,4	1,7	5,5	14,9
Brache	13,7	16,3	0,03	0,03	0,002	0,002
Wald	1753	263	0,14	0,13	0,95	0,12
Altbestände	1723,1	181,8	0,09	0,01	0,94	0,10
Jungbestände	29,7	81,2	0,05	0,12	0,01	0,02
weitere Landnutzung	1024	1931	0,2	1,6	14,1	16,3
Siedlung, Verkehr, Industrie	899,1	1138,5	0,15	0,19	12,9	16,3
Gewässer	0	0	0	0	0	0
Feuchtgebiete	39,6	790,0	0,05	1,44	0,0002	0,0014
Offenland	85,5	1,9	0,002	0	1,23	0,02

land umgewandelt wird.

Insgesamt gesehen können jedoch die Ammoniumausträge aus agrarisch genutzten Flächen sehr deutlich von 7,8 t/a auf 2,4 t/a reduziert werden (s. Tab. 5.16). Der Umbau der Waldflächen von Alt- in Jungbestände zeigt dagegen keine großen Veränderungen. Die flächenhafte Ausdehnung zu Gunsten der natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete führt wie bei Nitrat zu einer Erhöhung der Emissionen von 0,05 t/a auf 1,44 t/a.

Aus Abbildung 5.27 am Ende des Kapitels können die mittleren, jährlichen Phosphatausträge pro Hektar aus diffusen Quellen der Nuthe für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3 sowie die relativen Veränderungen zwischen A1 und C3 entnommen werden. Im Referenzzustand A1 ist auf 81 % der Fläche und im Szenario C3 auf 84 % ein mittlerer Phosphataustrag von weniger als 0,75 kg/ha im Jahr zu verzeichnen. Höhere Phosphatmissionen stammen überwiegend aus urbanen Flächen (Siedlung, Industrie, Verkehr). Auf 51 % der Einzugsgebietsfläche kann der Phosphataustrag bis zu maximal 3 kg/ha im Jahr reduziert werden. Auf 35 % der Fläche bleibt der status quo erhalten. Ein Ansteigen der Phosphatmissionen ist auf 14 % der Gebietsfläche zu verzeichnen. Phosphatausträge im Einzugsgebiet der Nuthe lassen sich im Gegensatz zu Nitrat und Ammonium am stärksten verringern, wenn Ackerland in eine Form von Grünland umgewandelt wird, die Flächen stillgelegt werden oder wenn auf den Flächen ein Waldum-

bau vorgenommen wird. Die Phosphatausträge aus agrarisch genutzten Flächen sinken dabei von 40 t/a auf 31 t/a und unter Wald von 0,95 t/a auf 0,12 t/a (s. Tab. 5.16). Die Nährstoffe werden über die Abflusskompartimente zum Auslasspegel transportiert. Dabei unterliegen die Stoffe Abbau- und Retentionsprozessen (s. Abschnitte 2.1.1, 2.1.2, 4.2.4). Um allein die Wirkung der vorgegebenen Landnutzungsszenarien zu untersuchen, wurden die Abbau- und Retentionsfaktoren für die verschiedenen Landnutzungsszenarien konstant gehalten. Wahrscheinlich ist jedoch, dass sich mit einer Veränderung der Flächenanteile in den Landnutzungsklassen auch die Abbau- und Retentionsfaktoren verändern können. Auf Grund fehlender Daten ließ sich dieser Aspekt jedoch nicht verifizieren.

Der Vergleich mit den mittleren, jährlichen, diffusen Nährstofffrachten am Auslasspegel der Nuthe in Tabelle 5.17 zeigt, dass sich die Szenarien auf die Fracht im Vorfluter ähnlich auswirken, wie auf den flächenhaften Nährstoffaustrag. Das heißt, die größte Reduktion der Nährstofffrachten konnte mit dem Szenario C3 erreicht werden. Ansonsten sind die negativen wie auch die positiven Trends am Auslass des Einzugsgebietes ähnlich wie beim flächenhaften Austrag.

Tabelle 5.17: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen am Auslasspegel der Nuthe (Pegel Potsdam Babelsberg) für die verschiedenen Szenarien (Zeitraum 2001 bis 2015).

	<i>NO₃</i> -Fracht	Diff. zu A1	<i>NH₄</i> -Fracht	Diff. zu A1	<i>PO₄</i> -Fracht	Diff. zu A1
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
A1	130,1	-	0,057	-	0,52	-
A2	122,6	-6	0,054	-5	0,43	-17
B1	124,3	-4	0,060	+5	0,39	-25
B2	120,5	-7	0,057	+1	0,38	-26
C1	101,9	-22	0,048	-15	0,36	-30
C2	105,6	-19	0,049	-14	0,39	-25
C3	78,3	-40	0,034	-40	0,34	-35

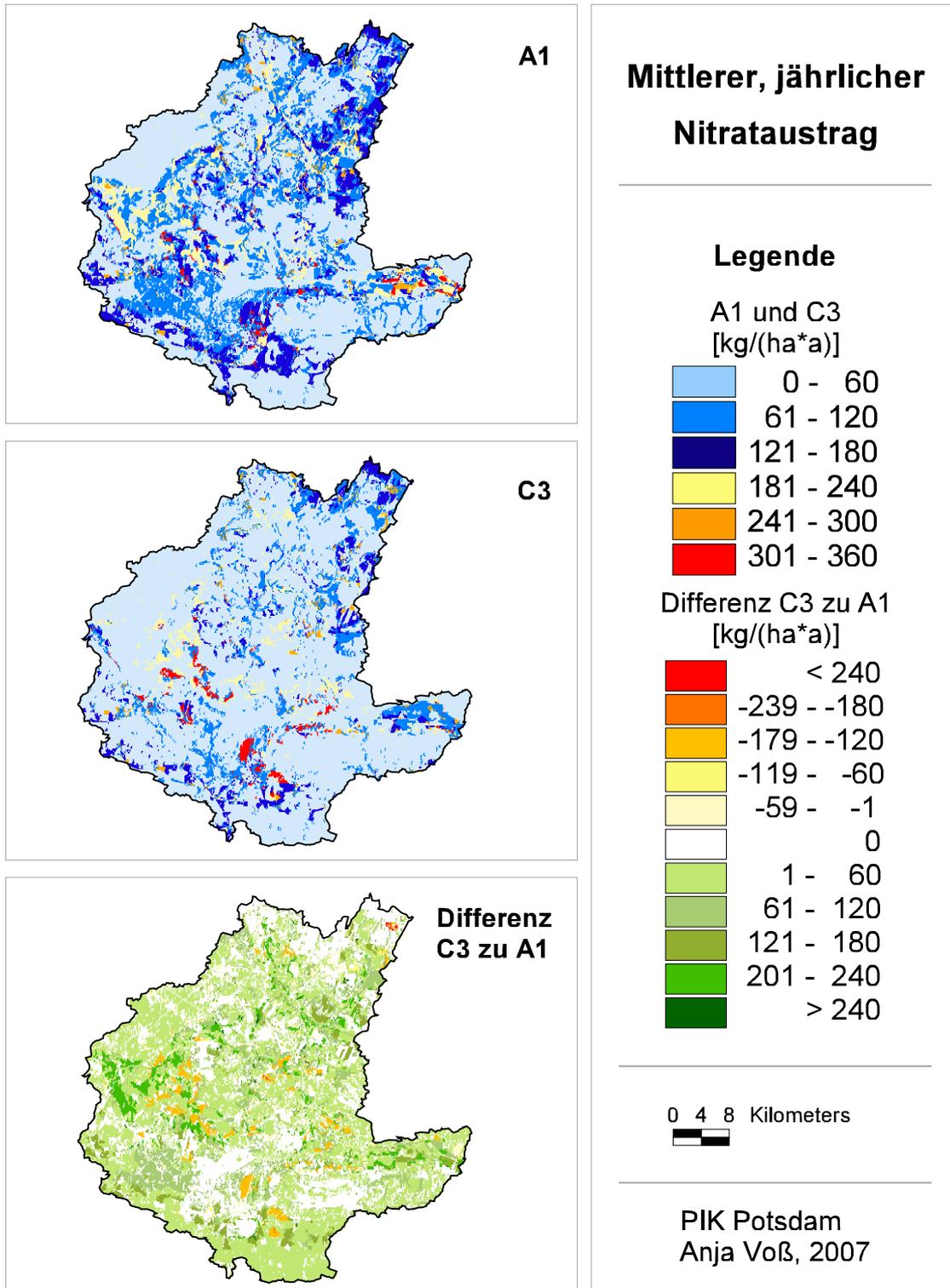


Abbildung 5.25: Mittlere, jährliche Nitratfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen der Nuthe für den Referenzzustand A1, das Szenario C3 sowie die Differenz von C3 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

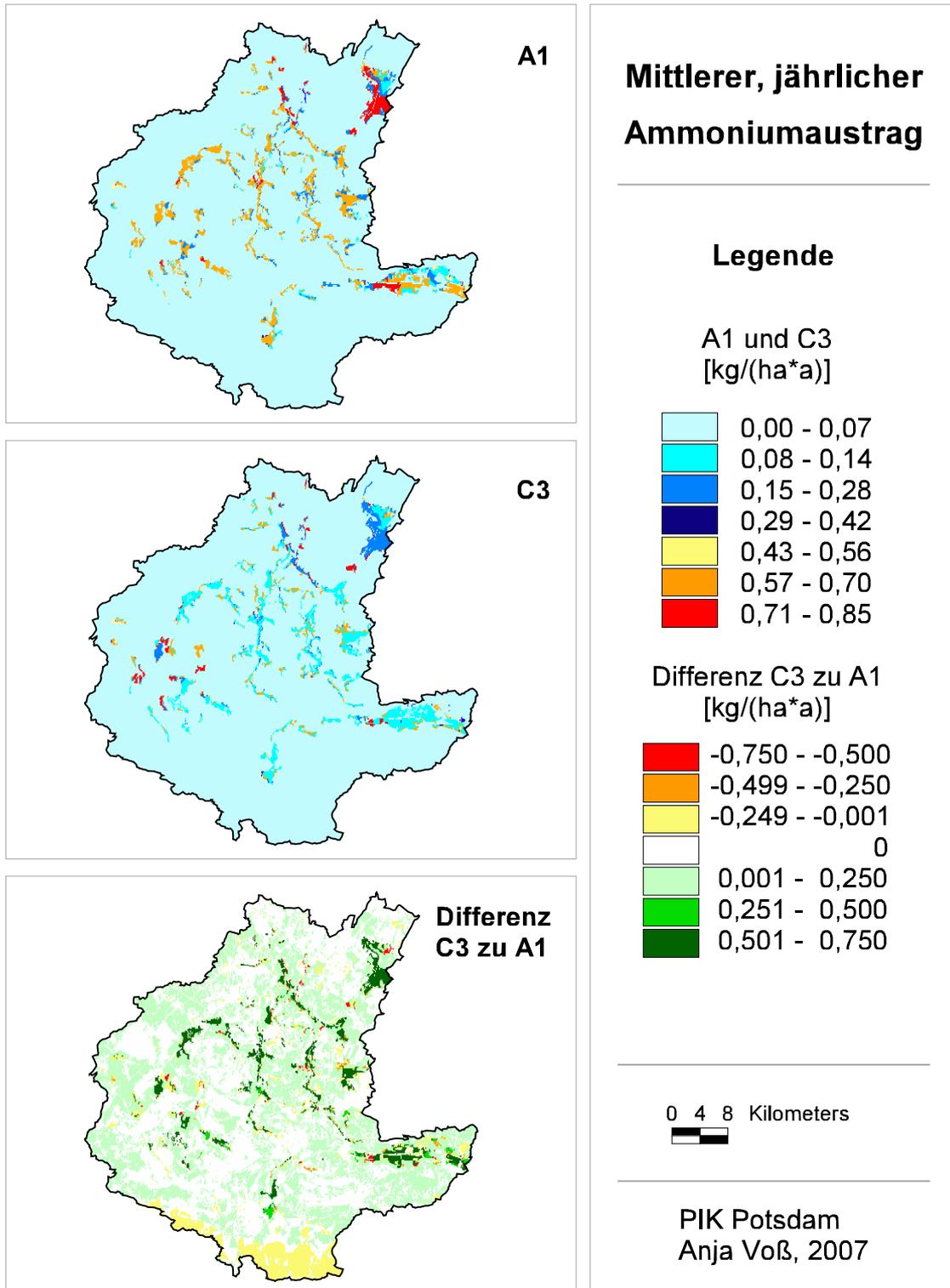


Abbildung 5.26: Mittlere, jährliche Ammoniumfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen der Nuthe für den Referenzzustand A1, das Szenario C3 sowie die Differenz von C3 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

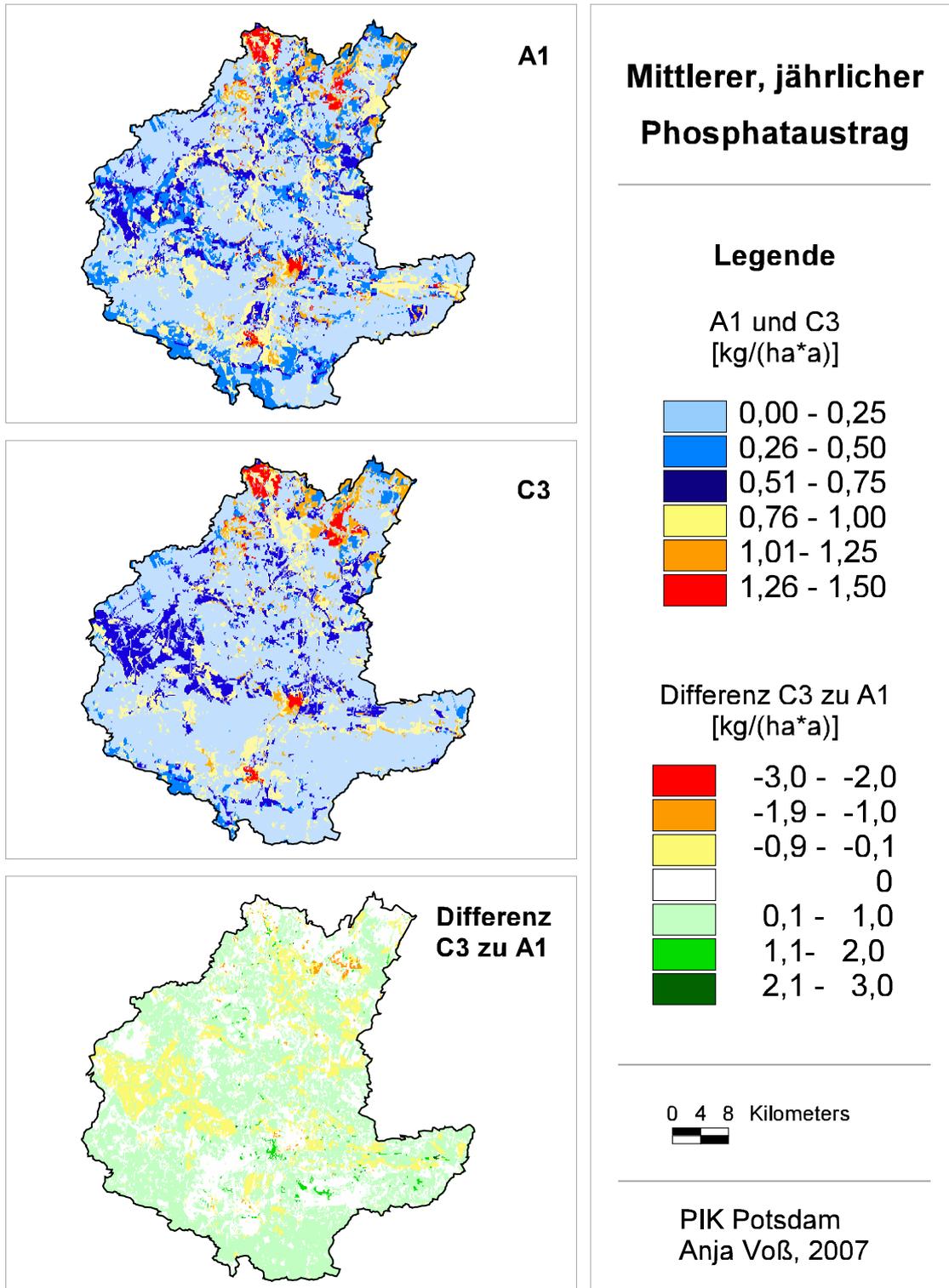


Abbildung 5.27: Mittlere, jährliche Phosphatfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen der Nuthe für den Referenzzustand A1, das Szenario C3 sowie die Differenz von C3 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

5.6.3 Hammerfließ

In Tabelle 5.18 sind die Ergebnisse der Szenariorechnungen zu den Nährstofffrachten aus diffusen Quellen vor dem Transport durch das Einzugsgebiet des Hammerfließ dargestellt.

Tabelle 5.18: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten von Nitrat, Ammonium und Phosphat aus diffusen Quellen des Hammerfließ für die verschiedenen Szenarien (Zeitraum 2001 bis 2015).

	<i>NO₃</i> -Austrag	Diff. zu A1	<i>NH₄</i> -Austrag	Diff. zu A1	<i>PO₄</i> -Austrag	Diff. zu A1
	[kg/(ha*a)]	[%]	[kg/(ha*a)]	[%]	[kg/(ha*a)]	[%]
A1	60,4	-	0,064	-	0,17	-
A2	55,4	-8	0,063	-1	0,15	-16
B1	52,4	-13	0,063	-1	0,14	-19
B2	53,3	-12	0,063	-1	0,15	-16
C1	45,5	-25	0,058	-10	0,13	-27
C2	63,7	+5	0,071	+12	0,19	+11
C3	40,9	-32	0,049	-23	0,16	-9

Die Nitratausträge im Einzugsgebiet des Hammerfließ verringern sich um maximal 32 %, das heißt um bis zu 19,5 kg/(ha*a). Die Ammoniumemissionen zeigen eine Verringerung bis maximal 23 % bzw. 0,015 kg/(ha*a), und die Phosphatemissionen eine Verringerung um maximal 27 % bzw. 0,04 kg/(ha*a). Eine Ausnahme bildet bei allen Nährstoffen das Szenario C2, das auf Grund der Zunahme von Intensivgrünland einen Anstieg der Nährstoffausträge verursacht (Nitrat + 5%, Ammonium +12 %, Phosphat +11 %).

Im Folgenden sollen wiederum die Szenarien genauer betrachtet werden, welche die größte Reduzierung der Nährstoffausträge ermöglichen. Bei Nitrat und Ammonium erreicht die Anwendung des Szenarios C3 - „Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“ die stärkste Verringerung und bei Phosphat das Szenario C1 - „Beitrag bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland“.

Der Tabelle 5.19 sind die prozentualen Flächenanteile der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet des Hammerfließ für den Referenzzustand A1 sowie die Szenarien C1 und C3 zu entnehmen.

Hier hat sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche sowohl im Szenario C1 als auch in C3 deutlich reduziert, wobei der größte Anteil an noch vorhandener agrarisch genutzter Fläche im Szenario C1 als Ackerland mit Zwischenfruchtanbau und im Szenario C3 als Extensivgrünland genutzt wird. Des Weiteren werden in beiden Szenarien die Altwaldbestände zu Gunsten von Jungwaldbeständen reduziert und die natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete ausgedehnt. Der Anteil an Jungwald und

Tabelle 5.19: Prozentuale Flächenanteile der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet des Hammerfließ für den Referenzzustand A1 und die Szenarien C1 und C3.

Landnutzung	A1 [%]	C1 [%]	C3 [%]
Landwirtschaft	37	29	21
Ackerland ohne Zwischenfrucht	18	1	1
Ackerland mit Zwischenfrucht	0	11	2
Intensivgrünland	12	5	5
Extensivgrünland	4	8	14
Brache	3	6	0
Wald	58	60	58
Altbestände	45	39	6
Jungbestände	13	21	52
weitere Landnutzung	5	10	21
Siedlung, Verkehr, Industrie	2	4	4
Gewässer	0	0	0
Feuchtgebiete	1	7	18
Offenland	1	0	0

natürlichen Feuchtgebieten ist in Szenario C3 jedoch deutlich höher als in Szenario C1. In Abbildung 5.28 am Ende des Kapitels sind die mittleren, jährlichen Nitratausträge aus diffusen Quellen für den Referenzzustand A1 und das Szenario C3 sowie deren Differenz dargestellt. Dabei beträgt auf dem größten Teil der Gebietsfläche (A1: 91 %, C3: 92 %) der Nitrataustrag weniger als 200 kg/(ha*a). Die größten Nitrataustragsmengen entstehen, wie im Einzugsgebiet der Nuthe, vor allem unter Niedermoorflächen mit Intensivgrünland.

Aus der Differenzkarte geht hervor, dass eine Verringerung der Nitratemissionen auf 64 % der Flächen möglich ist mit maximal bis zu 220 kg/(ha*a). Die größte Reduzierung ist auf Grünlandflächen zu erzielen, die zu natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebieten umgewandelt werden.

Im Gegensatz zum Einzugsgebiet der Nuthe beträgt der Flächenanteil mit einer Zunahme an Nitratemissionen sogar rund 11 %. Die höchsten Austräge sind dabei unter Flächen zu verzeichnen, die in Intensivgrünland umgewandelt werden. Auf 25 % der Flächen existieren keine Unterschiede zwischen den beiden Szenarien.

Die Verringerung des Anteils an Ackerflächen wirkt sich mit einer Reduzierung der Nitratausträge von 876 t/a auf 566 t/a aus (s. Tab. 5.20). Der Waldumbau ermöglicht eine Verringerung der Stickstoffemissionen von 220 t/a auf 43 t/a. Die flächenhafte Ausdehnung der natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete führt hingegen zu einer Erhöhung der Austräge von 5 t/a auf 155 t/a.

Tabelle 5.20: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Hammerfließ gegliedert nach einzelnen Landnutzungsklassen für den Referenzzustand A1 und die Szenarien C3 (Nitrat, Ammonium) und C1 (Phosphat) - Zeitraum 2001 bis 2015.

Landnutzung	NO_3		NH_4		PO_4	
	A1 [t/a]	C3 [t/a]	A1 [t/a]	C3 [t/a]	A1 [t/a]	C1 [t/a]
Landwirtschaft	876,2	566,6	1,1	0,7	3,8	2,4
Ackerland ohne Zwischenfrucht	277,6	11,8	0,1	0,005	1,0	0,04
Ackerland mit Zwischenfrucht	0	18,9	0	0,09	0	0,2
Intensivgrünland	527,0	253,9	0,9	0,08	2,1	0,8
Extensivgrünland	70,3	281,8	0,08	0,6	0,6	1,3
Brache	1,3	0,1	0,003	0,0002	0,0001	0,0002
Wald	219,5	43,2	0,05	0,04	0,03	0,03
Altbestände	210,9	23,1	0,04	0,004	0,03	0,03
Jungbestände	8,6	20,1	0,01	0,03	0,0004	0,0007
weitere Landnutzung	53,8	210,3	0,03	0,2	0,4	0,5
Siedlung, Verkehr, Industrie	39,0	54,9	0,03	0,04	0,4	0,5
Gewässer	0	0	0	0	0	0
Feuchtgebiete	4,7	155,3	0,003	0,2	0	0,0001
Offenland	10,1	0,1	0,002	0	0,09	0,001

Die mittleren, jährlichen Ammoniumausträge des Hammerfließ zwischen dem Referenzzustand A1 und dem Szenario C3 sind mit deren Veränderungen in Abbildung 5.29 am Ende des Kapitels dargestellt. Dabei ist ein mittlerer jährlicher Austrag von weniger als 0,4 kg/(ha*a) im Referenzzustand A1 auf 91 % der Fläche und im Szenario C3 auf 94 % zu verzeichnen. Wie bei Nitrat werden höhere Ammoniummengen überwiegend unter Niedermoorflächen mit Intensivgrünland ausgetragen, allerdings wird der prozentuale Anteil dieser Flächen reduziert. Aus der Differenzenkarte geht hervor, dass eine Verringerung der Ammoniumemissionen bis maximal 0,75 kg/(ha*a) auf 56 % der Flächen möglich ist, wobei eine Umwandlung von Grünlandflächen in natürliche, nicht ackerbaulich genutzte Feuchtgebiete bilanzmäßig den größten Rückgang bewirkt. Auf 13 % der Fläche erhöhen sich die Ammoniumausträge. Dabei findet meist eine Veränderung von Acker- in Grünland statt. Auf 31 % der Fläche bleiben die Ammoniumemissionen unverändert.

Sehr deutlich werden die Ammoniumausträge durch Reduzierung des Anteiles an landwirtschaftlicher Fläche von 1,1 t/a auf 0,7 t/a verringert (s. Tab. 5.20). Die flächenhafte Ausdehnung zu Gunsten der natürlichen, nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete führt hingegen zu einer Erhöhung der Emissionen von 0,003 t/a auf 0,2 t/a. Waldumbaumaßnahmen zeigen dagegen keine wesentlichen Veränderungen (Abnahme von 0,05 t/a auf 0,04 t/a).

Die mittleren jährlichen Phosphatausträge im Referenzzustand A1 und im Szenario C1 sowie deren Unterschiede können der Abbildung 5.30 entnommen werden. Im Referenzzustand A1 ist auf 86 % der Fläche und im Szenario C1 auf 89 % ein mittlerer Phosphataustrag von weniger als 0,75 kg/(ha*a) zu verzeichnen. Deutlich höhere Austräge mit bis zu 3 kg/(ha*a) sind unter Ackerland zu verzeichnen. Entsprechend der Differenzkarte verändern sich die Phosphatausträge aus dem Einzugsgebiet auf 65 % der Fläche nicht und auf 27 % der Fläche können die Emissionen um bis zu 3 kg/(ha*a) verringert werden. Der Anstieg der Austräge auf 8 % der Gebietsfläche ist überwiegend auf Änderungen hinsichtlich betrieblicher Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Praxis (Anbaufrüchte und Düngemanagement) zurückzuführen.

Die Phosphatausträge lassen sich am stärksten verringern, wenn Ackerland in Grünland oder in natürliche, nicht landwirtschaftlich genutzte Feuchtgebiete umgewandelt wird. Dabei sinken die Phosphatausträge aus agrarisch genutzten Flächen von 3,8 t/a auf 2,4 t/a (s. Tab. 5.20). Bei den anderen Flächen bleiben die Austräge insgesamt gesehen nahezu unverändert.

Wie für die Nuthe sollen auch für das Hammerfließ die Auswirkungen der Szenarien auf die Nährstofffrachten am Auslasspegel dargestellt werden. Dazu wurden die mittleren, jährlichen Nährstofffrachten verglichen (s. Tab. 5.21).

Tabelle 5.21: Mittlere, jährliche Nährstofffrachten aus diffusen Quellen am Auslasspegel des Hammerfließ (Pegel Woltersdorf II) für die verschiedenen Szenarien (Zeitraum 2001 bis 2015).

	<i>NO₃-Fracht</i>	<i>Diff. zu A1</i>	<i>NH₄-Fracht</i>	<i>Diff. zu A1</i>	<i>PO₄-Fracht</i>	<i>Diff. zu A1</i>
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
A1	8,9	-	0,031	-	0,066	-
A2	8,5	-4	0,028	-9	0,056	-15
B1	8,1	-8	0,028	-8	0,050	-24
B2	8,2	-7	0,029	-6	0,052	-22
C1	7,1	-20	0,027	-14	0,041	-37
C2	8,8	-1	0,033	+7	0,062	-5
C3	6,5	-27	0,027	-12	0,044	-33

Der Vergleich zeigt auch hier, dass sich die Szenarien auf die Fracht im Vorfluter ähnlich auswirken, wie auf den Nährstoffaustrag. Das bedeutet, dass sich die Nitratfrachten im Hammerfließ um 1 % bis 27 % verringern. Die Ammoniumemissionen zeigen eine Reduzierung zwischen 6 % und 14 % und die Phosphatemissionen zwischen 5 % und 37 %. Die stärksten Verringerungen sind für Nitrat und Ammonium unter Anwendung des Szenarios C3 und bei Phosphat unter Szenario C1 zu verzeichnen.

Die Zunahme an Intensivgrünland in Szenario C2 verursacht einen Anstieg der Nährstofffracht von 7 % bei Ammonium bzw. nur eine kleine Verringerung der Einträge bei Nitrat (- 1%) und Phosphat (-5 %). Bei allen anderen Szenarien bleibt die Trendentwicklung gleich.

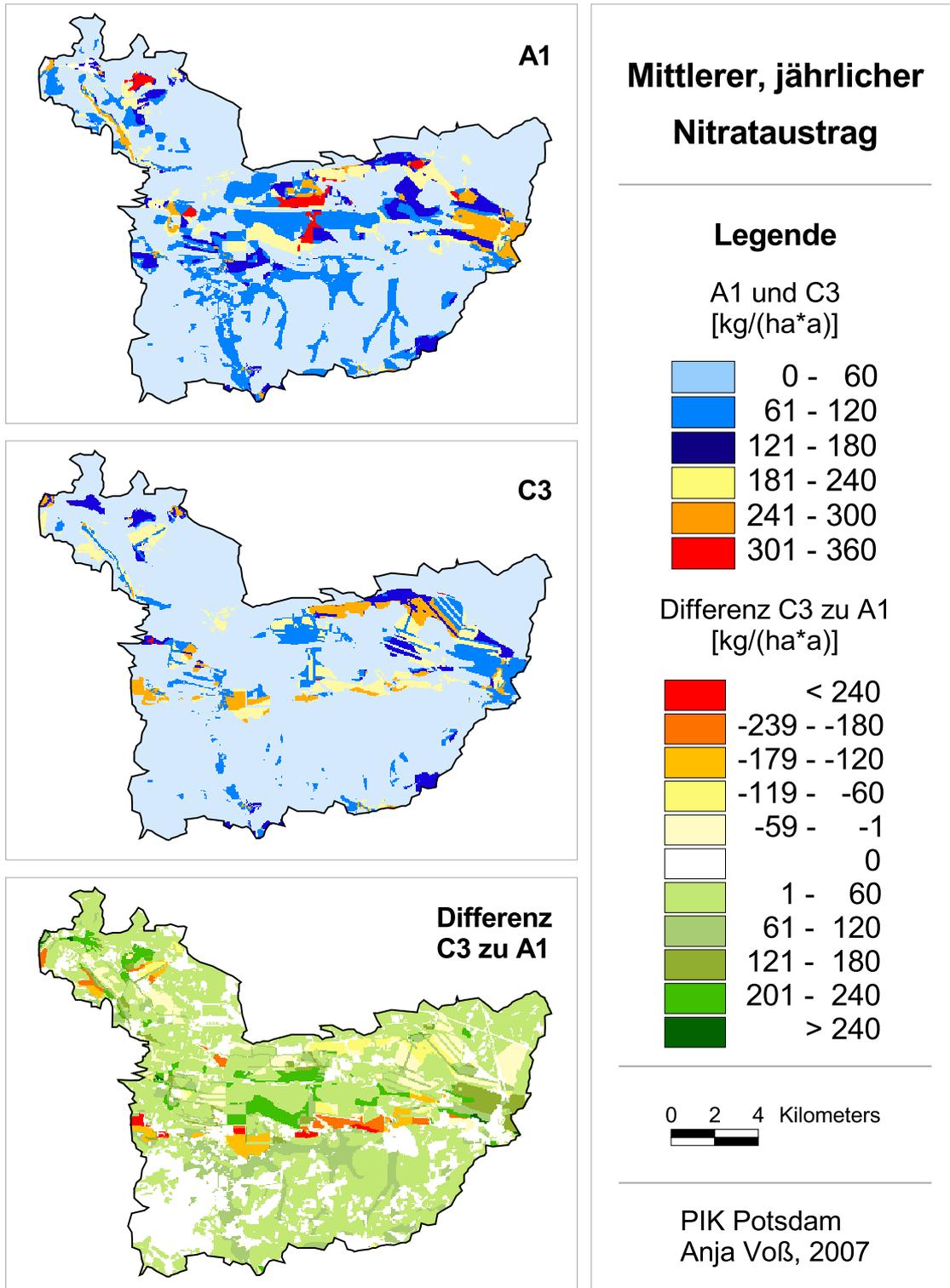


Abbildung 5.28: Mittlere, jährliche Nitratfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen des Hammerfließ für den Referenzzustand A1, das Szenario C3 sowie die Differenz von C3 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

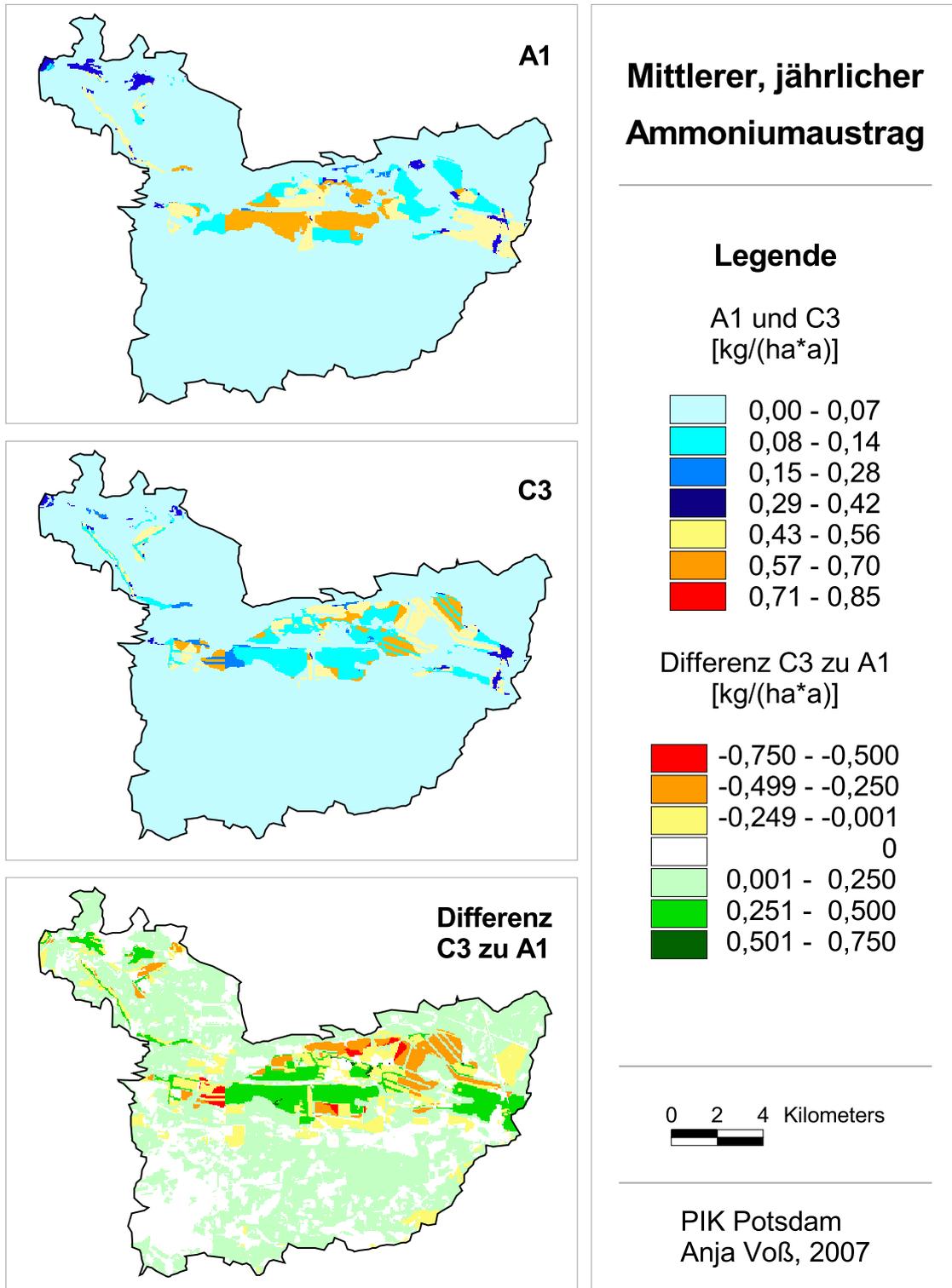


Abbildung 5.29: Mittlere, jährliche Ammoniumfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen des Hammerfließ für den Referenzzustand A1, das Szenario C3 sowie die Differenz von C3 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

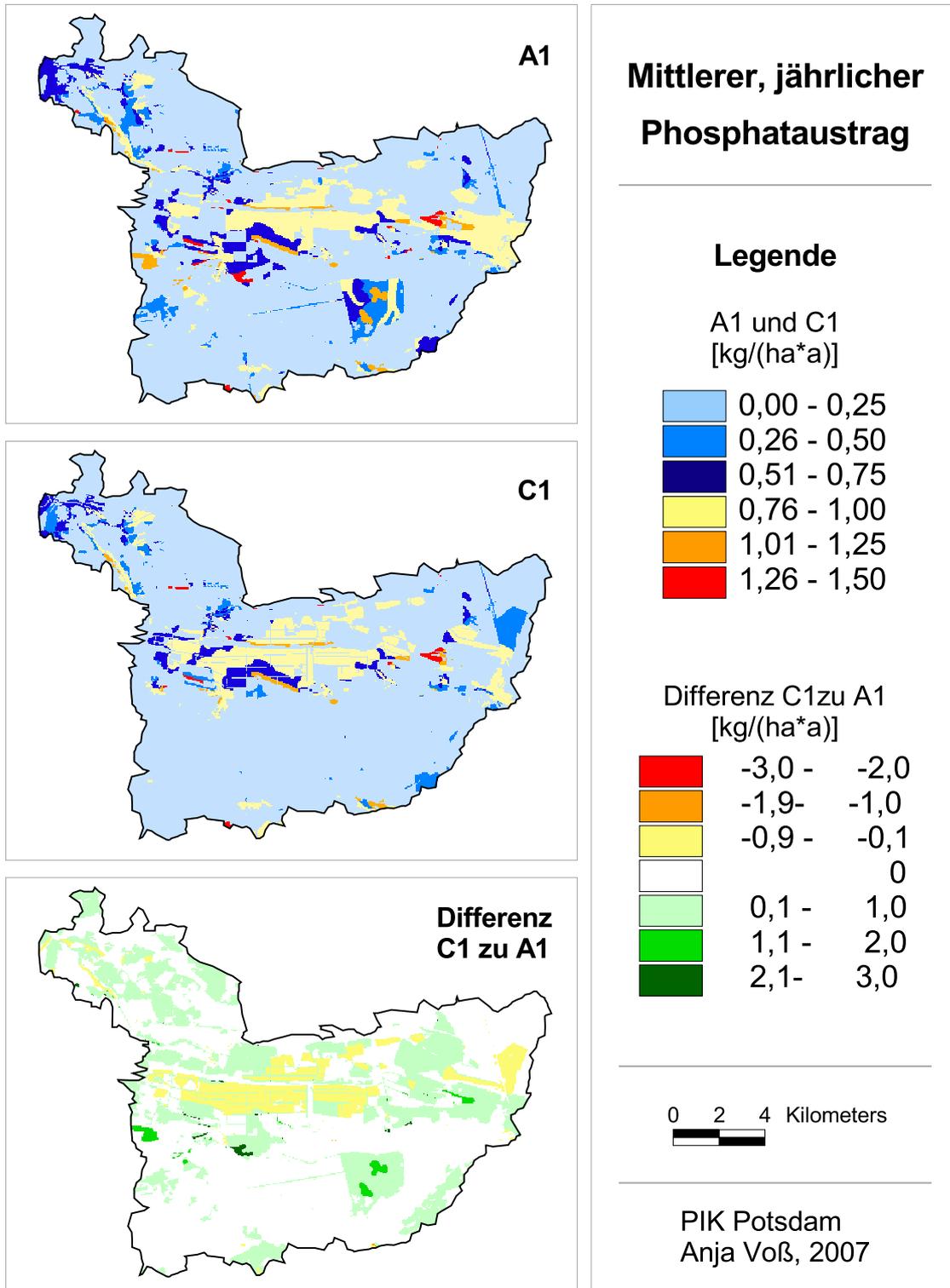


Abbildung 5.30: Mittlere, jährliche Phosphatfrachten [kg/(ha*a)] aus diffusen Quellen des Hammerfließ für den Referenzzustand A1, das Szenario C1 sowie die Differenz von C1 zu A1 (Zeitraum 2001 bis 2015).

5.6.4 Diskussion

Ziel der Szenariorechnungen war die Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf die Nährstoffausträge aus den Einzugsgebieten. Die Ergebnisse in den Abschnitten 5.6.2 und 5.6.3 zeigen, dass die vorgegebenen Landnutzungsänderungen meist zu einer Verringerung der Nährstoffemissionen führen, wobei die Anwendung des Szenarios C3 „Maximaler Beitrag zur Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“ die größten Auswirkungen auf die Nährstoffausträge bei Nitrat und Ammonium zeigt. Das gleiche gilt auch für die Phosphatausträge aus dem Gebiet der Nuthe. Die Phosphatausträge aus dem Gebiet des Hammerfließ verringern sich hingegen am stärksten unter Anwendung des Szenarios C1 „Beitrag bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland“. Sowohl Szenario C1 als auch C3 gehören zur Szenariogruppe „Maximaler Beitrag zur Landnutzung“ und sind, wie in Abschnitt 5.6.1 erläutert, durch einen maximalen Ressourcenschutz in Form von verschiedenen Extensivierungsmaßnahmen gekennzeichnet. In Szenario C3 soll dabei die bestmögliche Wasserqualität durch geringst möglichen Nährstoffeintrag in den Fluss erreicht werden.

Bei den Nitrat- bzw. Ammoniumemissionen hat sich gezeigt, dass Maßnahmen, wie die Nutzungsaufgabe bzw. Extensivierung von Acker- bzw. Intensivgrünland die größten Möglichkeiten zur Reduzierung der Austräge bieten. Außerdem tragen Waldumbau mit standortgerechter Bestockung sowie die Ausdehnung von Feuchtgebieten zur Verringerung der Stickstoffemissionen bei. Phosphatausträge lassen sich ebenfalls am Besten reduzieren, wenn eine Umwandlung von Acker in Grünland erfolgt, Feuchtgebiete entstehen oder Altwaldbestände in Jungbestände umgewandelt werden.

Allerdings bewirken nicht alle Szenarien eine Verringerung der Nährstoffausträge aus diffusen Quellen. So ist ein Anstieg der Ammoniumausträge unter Anwendung der B-Szenarien „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“ im Einzugsgebiet der Nuthe und aller Nährstoffausträge unter Verwendung des C2-Szenarios „Weitergehender Beitrag bei mäßiger Extensivierung“ im Einzugsgebiet des Hammerfließ zu beobachten.

Der Anstieg der Ammoniumemission unter Anwendung der B-Szenarien im Einzugsgebiet der Nuthe ist hauptsächlich damit zu erklären, dass ein Teil der Ackerflächen auf Niedermoorstandorten in eine Form von Grünland umgewandelt wird. Zum einen ist die Ammoniumanreicherung und der damit verbundene Austrag unter Niedermoor höher als unter anderen Bodentypen. Zum anderen kann eine Umwandlung in Grünland, aber auch der Wechsel zu anderen Anbaufrüchten auf Ackerland, in besonderen Fällen zu erhöhten Nährstoffaustragsraten führen, wenn z.B. die Pflanzeigenschaften (vor allem die Wachstumsraten und -zeiten sowie der damit verbundene Nährstoffbedarf und das Düngemanagement) auf den Flächen deutlich voneinander abweichen. Mit den B-Szenarien sollen Richtlinien zur land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung sowie Ziele des Naturschutzes (u.a. Artenschutz) umgesetzt werden. Wie das Beispiel zeigt,

führen diese Vorgaben nicht zwangsläufig zur Reduzierung der Nährstoffemissionen und zur Verbesserung der Wasserqualität im Fluss.

Der Grund für die Zunahme der Nährstoffemissionen im Einzugsgebiet des Hammerfließ unter Verwendung des C2-Szenarios ist vor allem durch den erhöhten Flächenanteil an Intensivgrünland zu erklären. Intensivgrünlandflächen verzeichnen hauptsächlich auf Grund der vorhandenen Düngung höhere Austräge als Extensivgrünland und Ackerland mit Zwischenfruchtanbau. Allerdings wird Intensivgrünland in den Szenarien in der Regel nicht in der direkten Nähe von Fließgewässern angelegt, wo die Retentionszeiten der Nährstoffe kurz sind.

Die Nährstoffe unterliegen auf dem Weg ins Fließgewässer und im Fluss selbst Retentions- und Abbauprozessen, so dass sich die insgesamt eingetragene Menge an Nitrat, Ammonium und Phosphat verringert. Die größte Reduktion der Nährstofffrachten im Vorfluter selbst ist wie bei den Emissionen unter Anwendung des Szenarios C3 „Maximaler Beitrag zur Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“ zu verzeichnen. Lediglich im Hammerfließ kommt es speziell bei Phosphat unter Anwendung des Szenarios C1 „Weitergehender Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland“ zu einer größt möglichen Reduktion. Hierbei wirkt sich auch die räumliche Verteilung der Nährstoffeinträge in den Fluss und die damit verbundene Weglänge bis zum Auslasspegel auf den Nährstoffabbau aus. Je kürzer die Wege und Verweilzeiten bis zum Auslasspegel sind, desto größer ist die verbleibende Nährstoffmenge. Zum Beispiel verlieren so hohe Nährstoffausträge im Hinterland des Einzugsgebietes an Relevanz für die Wasserqualität am Auslasspegel, sie sind jedoch in der direkten Umgebung der Emissionsquelle von grundlegender Bedeutung.

Die Ergebnisse in den Abschnitten 5.6.2 und 5.6.3 zeigen, dass eine Reduzierung der Nährstoffemissionen aus den diffusen Quellen durch strukturelle Veränderungen der Landnutzung durchaus möglich ist. Im Zusammenspiel mit den Austrägen aus den punktförmigen Quellen erhalten sie als Nährstofffrachten im Fluss allerdings eine unterschiedliche Gewichtung. Während bei Nitrat hauptsächlich Einträge aus diffusen Quellen für die Gewässergüte wichtig sind, so sind es bei Ammonium und Phosphat vor allem die Einträge aus Punktquellen (s.a. Abschnitt 5.3). Die Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzierung der Ammonium- und Phosphateinträge erfolgt demnach nur wenig über die Einträge aus diffusen Quellen.

Die Ammoniumkonzentrationen in Nuthe und Hammerfließ zeigen nach LAWA (1998) heute immer noch eine deutliche bis erhöhte Belastung der Flüsse. Auch in Bezug auf die Phosphatkonzentration in der Nuthe ist eine deutliche Belastung zu verzeichnen. Hier ist demnach Handlungsbedarf zur Reduktion der Nährstoffe gegeben. Lediglich das Hammerfließ ist betreffend der Phosphatkonzentration nicht belastet.

Hinsichtlich der Nitratkonzentration in Nuthe und Hammerfließ entspricht die Wasserqualität nach LAWA (1998) derzeit einem guten bis sehr guten Zustand (s. Abschnitt

3.8). Eine zwingende Reduzierung der Nitrataustragsmengen wäre in diesen Einzugsgebieten demnach nicht notwendig. Zukunftsweisend wäre es jedoch, auch in den wenig nitratbelasteten Einzugsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes die Emissionsraten so gering wie möglich zu halten. Denn beim Abbau von Nitrat wird Pyrit benötigt, das im Boden nur in begrenzter Menge zur Verfügung steht. Sind die Pyritvorräte aufgebraucht, kommt es zwangsläufig zum sogenannten Nitratudurchbruch, der einen starken Anstieg der Nitratemissionen zur Folge haben kann (WENDLAND & KUNKEL, 1999). Damit sind die hier vorgestellten Szenarien von größter Relevanz für die zukünftige Entwicklung der Wasserqualität in den betrachteten Untersuchungsgebieten.

Abschließend kann man festhalten, dass die Szenarien der Gruppe „C“ den größten Beitrag zur Verringerung der Nährstoffemissionen leisten und somit die Vorgaben zum Ressourcenschutz sowie die bestmögliche Verbesserung der Wasserqualität deutlich erfüllen. Die Akzeptanz dieser Maßnahmen ist hiermit jedoch nicht unbedingt sichergestellt, da verschiedene Interessengruppen bei einer möglichen Entscheidungsfindung interagieren bzw. konkurrieren. Somit sind in Bezug auf die Akzeptanz bei den Akteuren zur der Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) die Szenarien der Gruppe „B“ am besten geeignet.

Kapitel 6

Zusammenfassung und Ausblick

Der Zusammenhang zwischen dem Wasser- und Stoffhaushalt von Landschaften und Flussgebieten im Hinblick auf das Prozessgeschehen ist sehr komplex. Somit stellt die prozessadäquate Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in einem Modell eine große, wissenschaftliche Herausforderung dar. Die Anpassung, Weiterentwicklung und Anwendung von SWIM zur Simulation der Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungsformen auf die Wassermenge und -güte war nicht nur sinnvoll, sondern auch notwendig, um zu zeigen, welche Veränderungen hinsichtlich der Landnutzung zur Verringerung der Nährstofffrachten im Fluss führen. Dies ist wiederum wichtig, damit das Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG), den guten gewässerökologischen Gewässerzustand herzustellen, umgesetzt werden kann.

Die folgende Zusammenfassung diskutiert zunächst die Ergebnisse der Abflusssimulationen in den Einzugsgebieten Nuthe, Hammerfließ und Stepenitz. Daran anschließend erfolgt die Analyse der Ergebnisse zur Nährstoffmodellierung unter Berücksichtigung der neu implementierten Funktionen. Die Anwendbarkeit wird anhand der drei Einzugsgebiete getestet.

Des Weiteren werden die Simulationsergebnisse zu den Landnutzungsszenarien zusammengefasst und im Hinblick auf Effektivität und Realisierbarkeit im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie bewertet. Abschließend wird ein Ausblick auf den verbleibenden Forschungsbedarf gegeben.

6.1 Zusammenfassung

6.1.1 Hydrologische Modellierung

Als Grundvoraussetzung für die Modellierung des Nährstoffhaushaltes mussten zunächst die hydrologischen Prozesse und die Abflüsse für die Einzugsgebiete gut wie-

dergegeben werden. Dafür wurde in dieser Arbeit das ökohydrologische Modell SWIM verwendet.

Die Simulation der Abflüsse in den Untersuchungsgebieten gestaltete sich problematisch, weil die Fließgewässer durch das Wassermanagement, wie Stauhaltung und Grabensysteme, nicht ausschließlich den natürlichen hydrologischen Abflussverhältnissen unterlagen (PFÜTZNER, 2006). Das Modell SWIM ist jedoch hauptsächlich für die Modellierung des natürlichen Abflussgeschehens ausgelegt und berücksichtigt in einer Standardanwendung keine Wassermanagementmaßnahmen in den Einzugsgebieten. Dies wiederum führt zur Überschätzung des Abflusses in den Sommermonaten. Demnach führen fehlende Daten Grundlagen über die Anlage der Drainage- und Stauhaltungssysteme in den Einzugsgebieten zu Unsicherheiten in der Modellierung.

Weitere Gründe, welche die Güte der Abflussmodellierung beeinflusst haben, liegen in den Unsicherheiten der Klima- und Landnutzungseingangsdaten begründet. Fehlende Informationen zu den unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen, die sich vor allem in den Gebieten der Nuthe und des Hammerfließ von den oberirdischen Einzugsgebieten unterscheiden, haben sich ebenfalls auf die Simulationsgüte ausgewirkt.

Die Ergebnisse zur Abflussmodellierung zeigen allerdings, dass SWIM in der Lage ist, die hydrologischen Prozesse in den Untersuchungsgebieten adäquat wiederzugeben. Mit Effizienzen zwischen 0,44 und 0,53 konnten für den Abfluss an den Gebietsauslässen der drei Einzugsgebiete im Kalibrierungszeitraum (1996 - 2000) zufriedenstellende Modellanpassungen erreicht werden. Für den Validierungszeitraum (1991 - 1995) schwankten die Effizienzen zwischen 0,33 und 0,70, wobei die kleinste Übereinstimmung mit den Abflusswerten in der Nuthe, die größte in der Stepenitz erreicht wurde.

6.1.2 Nährstoffmodellierung

Nach LORENZ (2005) findet man häufig Modellansätze, bei denen die Ammonifizierung und die Nitrifikation zu einem Mineralisierungsprozess zusammengefasst sind. Man geht davon aus, dass die Nitrifikation in den meisten Fällen viel schneller abläuft als die Ammonifizierung (NUSKE, 1983; RICHTER ET AL., 1985). Das Zwischenprodukt Ammonium kann deshalb selten nachgewiesen werden. In Gebieten mit Grundwasserreinfluss, wie in den betrachteten Untersuchungsgebieten, findet man jedoch andere Stoffumsatzprozesse als in grundwasserfernen Regionen (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL, 2002). So läuft die Nitrifikation unter anaeroben Bedingungen langsamer ab als die Ammonifizierung. Die Folge ist eine Anreicherung von Ammonium im Boden und damit verbunden die Gefahr der Auswaschung in den Vorfluter bzw. der Ausgasung von Ammoniak in die Atmosphäre.

Um diesen Aspekt, der meist in Tiefländern vorzufinden ist, besser abbilden zu können, war die Erweiterung des Nährstoffmodules von SWIM zwingend erforderlich.

Dazu wurde das Stickstoffmodul im Rahmen dieser Arbeit um den Pool Ammonium erweitert sowie die Prozesse zur Mineralisierung von Bodenhumus und zur Zersetzung aus Pflanzenrückständen angepasst. Neu implementiert wurden die Funktionen zur Nitrifikation und Volatilisierung in Anlehnung an die Prozessbeschreibungen des Modells SWAT (NEITSCH ET AL., 2005).

Des Weiteren wurde der Prozess der Nährstoffversickerung ergänzt, so dass nicht nur Nitrat, sondern auch Ammonium und Phosphat in Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration im Bodenwasser durch das gesamte Bodenprofil vertikal verlagert und über die drei Abflusskomponenten (Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss) zum Gebietsauslass transportiert werden können. Mit diesem erweiterten Modellkonzept wurden die Simulationen zur Nährstoffverlagerung durchgeführt.

Den Ergebnissen zur Kalibrierung und Validierung der Nährstoffsimulationen kann man entnehmen, dass es möglich ist, mit dem Modell SWIM das Prozessgeschehen in den Untersuchungsgebieten zufriedenstellend abzubilden. Es hat sich bestätigt, dass eine gute Abbildung der Hydrologie eine Grundvoraussetzung für die Abbildung der Nährstoffprozesse ist, da sich Unsicherheiten in der Berechnung von Durchflussmenge und -dynamik in den Ergebnissen widerspiegeln. Ein Beispiel dafür ist die Überschätzung der Nährstoffkonzentrationen im Hammerfließ im Herbst/Winter 1997, die auf eine Unterschätzung des Abflusses zurückzuführen ist.

Außerdem hat sich gezeigt, dass es schwierig ist, mit einem Modell, das für die Meso- bzw. Makroskala konzipiert wurde, sehr kleine Nährstoffmengen bzw. -konzentrationen genau wiederzugeben, weil Konzentrationsmengen von unter 0,1 mg/l im Unsicherheitsbereich der Modellierung liegen. Bei der Modellierung eines Systems werden Vereinfachungen angenommen. Dieses sogenannte Rauschen entwickelt ein dynamisches Verhalten, das sich in zufälligen Schwankungen widerspiegelt. Vor allem Phosphat kommt im Fluss in so kleinen Konzentrationen vor, dass eine exakte Abbildung der innerjährlichen Dynamik nur schwer möglich ist.

Aufbauend auf die Modellvalidierung der Nährstoffmodule wurden verschiedene Modellanwendungen durchgeführt. Dazu gehören neben einer Trendanalyse zur Entwicklung der Nährstoffkonzentration am Auslasspegel der Nuthe ebenso Modellrechnungen zur Identifikation der unterschiedlichen Nährstoffquellen sowie die Analyse des Einflusses der Eingangsdaten auf die Nährstoffmodellierung. Dabei hat sich gezeigt, dass vor allem eine Trennung des Mineralisierungsprozesses in Ammonifizierung und Nitrifikation notwendig war, da nur so die Möglichkeit besteht, die Bedeutung von Ammonium in Tieflandeinzugsgebieten richtig einzuschätzen.

Bei der Trendanalyse zu den Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten in der Nuthe im Zeitraum zwischen 1981 und 2000 konnte durch Anpassung der Einträge aus Punktquellen eine gute Abbildung der Messwerte erreicht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Nährstoffkonzentrationen nach 1990 hauptsächlich auf Grund der Aufgabe der

Berieselung von Abwässern auf den vorgesehenen Rieselfeldern und der Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen stark verringert haben. Trotzdem dürfen auch die erhöhten Düngemengen in den 1980er Jahren nicht in ihrer Bedeutung unterschätzt werden, da diese das Basisniveau der Konzentrationen bzw. Frachten im Fluss mit beeinflussen.

Die Modellrechnungen zur Herkunft der Nährstoffe in den betrachteten Untersuchungsgebieten haben ergeben, dass Nitrat mit mindestens 81 % des Frachtanteils im Fließgewässer aus diffusen Quellen stammt. Dagegen dominiert bei Ammonium mit über 99 % und bei Phosphat mit mindestens 92 % der Fracht die Herkunft aus Punktquellen. Ähnliche Angaben dazu findet man auch in LUA-BRANDENBURG (2002a) und GRIZZETTI ET AL. (2003).

Sollen die Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten in den Flüssen der Untersuchungsgebiete verringert werden, muss sich hinsichtlich der Nitratemissionen vornehmlich die Landnutzung verändern. Bei Ammonium und Phosphat sind hauptsächlich die Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft zu reduzieren. Trotz der überwiegenden Herkunft aus Punktquellen, ist eine Reduktion der Ammonium- bzw. Phosphateinträge aus der Landnutzung dennoch sinnvoll, da sich diese beiden Stoffe im Boden auf Grund ihres hohen Sorptionspotenzials an Bodenpartikel gut binden und somit stark anreichern können. Eine Akkumulation von Phosphat im Boden führt langfristig zu einer verstärkten Phosphorauswaschung. Ammonium kann zum einem unter anaeroben Verhältnissen in das gut lösliche Nitrat umgewandelt und anschließend ausgewaschen werden. Zum anderen ist auch eine Bildung von Ammoniak, einem Treibhausgas, möglich. Die in dieser Studie durchgeführten Szenarien bieten Ansätze zu Handlungsstrategien, die auf eine Verringerung der Nährstoffeinträge zielen.

Die Eingangsdaten zur Landnutzung haben einen wesentlichen Einfluss auf die Güte der Nährstoffmodellierung. Daher wurden in dieser Arbeit einige Studien zur Sensitivität variierender Landnutzungsbedingungen durchgeführt. Die Modellrechnungen zeigen, dass sich Veränderungen hinsichtlich der Anbaufrüchte deutlich auf den Nährstoffaustrag auswirken. Dabei sind bei den berechneten Nährstoffemissionen Unterschiede bis zu 46 % möglich.

Als Beispiel für die Bedeutung der Wuchseigenschaften von Pflanzen wurden Auswirkungen auf den Nährstoffaustrag hinsichtlich der Wurzeltiefe untersucht. Daraus ergab sich, dass die Austräge mit abnehmender Durchwurzelung des Bodens deutlich zunehmen.

Auch das Düngemanagement spielt für die Nährstoffemissionen eine wesentliche Rolle. So bewirken Veränderungen der Düngemenge, des Ausbringungszeitpunktes sowie der Art der Düngung deutliche Unterschiede in den Ergebnissen zu den Nährstofffrachten und der innerjährlichen Dynamik für alle drei Nährstoffe.

6.1.3 Unsicherheiten in den Modellergebnissen

Wie in Abschnitt 5.5 beschrieben, sind die Modellergebnisse von SWIM mit verschiedenen Unsicherheiten behaftet. Diese entstehen einerseits aus der vereinfachten Abbildung der in der Natur vorkommenden Prozesse im Modell. Zum anderen resultieren Unsicherheiten aus der Modellparametrisierung sowie aus den vorgegebenen Daten.

Trotz der Unsicherheiten, die in den Ergebnissen zum Wasser- und Stoffhaushalt vorhanden sind, ist SWIM dennoch zur Darstellung der hydrologischen und nährstoffbedingten Gegebenheiten in den Untersuchungsgebieten geeignet.

Durch die fehlende Darstellung der Drainage- und Stauhaltungssysteme in SWIM zeigen sich beispielsweise Abweichungen in der Höhe der Abflüsse vor allem in den Sommermonaten. Da SWIM das natürliche Abflussgeschehen darstellt, geben die Unterschiede einen Hinweis darauf, inwieweit die Untersuchungsgebiete anthropogen überprägt sind. Dass SWIM zur Modellierung der hydrologischen Prozesse unter natürlichen Gegebenheiten sehr gut geeignet ist, wurde auch mit anderen Forschungsarbeiten in anderen Untersuchungsgebieten belegt (HATTERMANN ET AL., 2004b; HATTERMANN ET AL., 2002; KRYSANOVA ET AL., 1998a und KRYSANOVA & WECHSUNG, 2000). Zudem sind die Modellergebnisse von SWIM durchaus mit Ergebnissen anderer Modelle der Meso- bis Makroskala vergleichbar (DUNN & FERRIER, 1999; WHITEHEAD ET AL., 1998b).

Des Weiteren wurde in HATTERMANN (2005) eine Unsicherheitsanalyse zu den Modellergebnissen des Wasserhaushaltes durchgeführt. Die Studie zeigt, dass eine relativ kleine Änderung im Niederschlagsinput zusammen mit einer deutlichen Temperaturerhöhung in einer signifikanten Veränderung des Abflusses und der Grundwasserneubildung resultieren. Die Unsicherheit, die durch eine Veränderung des Klimainputs entsteht, ist laut HATTERMANN (2005) viel höher als die Unsicherheit in der Modellstruktur von SWIM.

Es hat sich ebenfalls gezeigt, dass SWIM in der Lage ist, den Nährstoffhaushalt der drei untersuchten Einzugsgebiete zufriedenstellend wiederzugeben. Die größte Unsicherheit liegt hier neben dem Dateninput in der Modellierung des Nährstofftransportes, der durch einen linearen Speicheransatz mit integrierten Abbau- und Retentionsfaktoren dargestellt wird. Solch ein Ansatz ist allerdings auf Grund fehlender Retentions- und Abbauparameter in der meso- bis makroskaligen Modellierung üblich (NEITSCH ET AL., 2005; GRIZZETTI ET AL., 2003).

Zur Modellierung der Umsatzprozesse im Boden wurden innerhalb dieser Arbeit sowohl das Stickstoff- als auch das Phosphormodul, speziell im Hinblick auf die Problematik in Tieflandgebieten, weiterentwickelt (s. Abschnitte 4.1.2 und 4.1.3). Somit entspricht die Nährstoffmodellierung mit SWIM ebenfalls dem heutigen Stand der Wissenschaft und ist hinsichtlich der Güte der Ergebnisse mit anderen Modellen vergleichbar (NEITSCH

ET AL., 2005; WADE ET AL., 2002a; WADE ET AL., 2002b; LINDSTRÖM ET AL., 2005; ARHEIMER & WITTEGREN, 2002).

Im Rahmen eines Modellvergleiches wurde außerdem mit SWIM an verschiedenen Standorten eine Punktvalidierung bezüglich der Stickstoffprozesse im Boden durchgeführt, wovon sich ein Standort im Einzugsgebiet der Havel befand. SWIM war fähig, die gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Boden für verschiedene Bodenschichten gut wiederzugeben. Eine ausführliche Beschreibung der Studie und der Modellergebnisse sind in POST ET AL. (in revision) zu finden.

6.1.4 Szenariorechnungen

Um die Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen zu verringern, sind den verantwortlichen Akteuren mögliche Handlungsstrategien zu unterbreiten. Auch im Hinblick auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) wurden daher verschiedene Szenarien (JESSEL & JACOBS, 2006) entwickelt, die vor allem auf die Veränderung in der Landnutzung in den beiden Einzugsgebieten Nuthe und Hammerfließ abzielen. Dabei musste analysiert werden, welche Maßnahmen zum einen die Stoffausträge minimieren und zum anderen die Akzeptanz bei den verschiedenen Interessengruppen gewährleisten.

Die Landnutzungsszenarien können in drei Gruppen eingeteilt werden. In den „A“-Szenarien wird die bisherige Form der Landnutzung beibehalten. Bei den „B“-Szenarien wird versucht, das vorgegebene rechtliche Mindestniveau zum Schutz der Naturressourcen sowie die Realisierbarkeit bzw. die Akzeptanz aller beteiligten Interessengruppen umzusetzen. In den „C“-Szenarien werden alle fachlich relevanten Zielvorgaben und Empfehlungen zum Ressourcenschutz flächendeckend und ohne Rücksicht auf Realisierbarkeit sowie Akzeptanz maximal ausgeschöpft.

Die Ergebnisse zu den Szenariorechnungen zeigen, dass fast alle vorgegebenen Landnutzungsszenarien zu einer Verringerung der Nährstoffemissionen führen. Die Anwendung von Szenarien aus der Gruppe C „Maximaler Beitrag zur Landnutzung“ zeigt die größten Veränderungskapazitäten, wobei das Szenario C3 „Maximaler Beitrag zur Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“ die größten Auswirkungen auf die Nährstoffausträge bei Nitrat und Ammonium in beiden Einzugsgebieten bewirkt. Das gleiche gilt auch für die Phosphatausträge aus dem Gebiet der Nuthe. Die Phosphatausträge aus dem Gebiet des Hammerfließ verringern sich hingegen am stärksten unter Anwendung des Szenarios C1 „Beitrag bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland“.

Veränderungen in den relativen Anteilen der Landnutzungsklassen führen zu einer Verringerung der Nährstoffausträge, wobei die Nährstoffemissionen vor allem dann reduziert werden können, wenn Acker- bzw. Intensivgrünland in ihrer Nutzung aufgegeben

oder extensiviert werden. Zudem bewirken eine Waldverjüngung sowie die Ausdehnung von Feuchtgebieten eine deutliche Verringerung der Stoffausträge. Weniger relevant ist dagegen eine Veränderung des Düngemanagements auf Ackerflächen, da schon heute die Methode der „guten fachlichen Praxis“, das heißt Düngung nach Pflanzenentzug, angewendet wird. Somit gelangen bei Anwendung dieser Düngemethode eingebrachte Nährstoffe kaum noch in den Fluss.

Die Nährstoffe unterliegen auf dem Weg durch das Einzugsgebiet verschiedenen Retentions- und Abbauprozessen, so dass sich die Menge an Nitrat, Ammonium und Phosphat verringert. Dabei wirkt sich entscheidend die räumliche Verteilung der Nährstoffeinträge und die damit verbundene Weglänge bis zum Auslasspegel auf den Nährstoffabbau aus. Hohe Nährstoffausträge, die im Hinterland des Einzugsgebietes in den Fluss eingetragen werden, verlieren somit die Relevanz für die Wasserqualität am Auslasspegel, sie sind jedoch in der direkten Umgebung der Emissionsquelle von grundlegender Bedeutung.

Generell ist es nach den Ergebnissen der Szenarioanalyse möglich, die Nährstoffemissionen aus den diffusen Quellen durch Veränderungen in der Landnutzung zu reduzieren. Dabei ist zu beachten, dass die wesentliche Aufgabe eines Szenarios die Formulierung und Untersuchung von Maßnahmenkombinationen ist. Bei der Durchsetzung von Einzelinteressen können diese nicht effektiv bzw. durch eine einseitige Lastenverteilung nicht gesellschaftlich akzeptabel sein. Jede Veränderung in der Landnutzung kann nur dann vorgenommen werden, wenn diese im Einklang mit allen beteiligten Interessengruppen geschieht. Ohne Akzeptanz und ohne eine realistische Chance auf Umsetzung wird selbst das theoretisch beste Szenario nicht zum Erfolg führen. Deshalb sind meist Kompromisse notwendig, die trotzdem eine Reduktion der Nährstoffausträge bewirken. Am besten sind in dieser Hinsicht die Szenarien der Gruppe „B“ geeignet, da hier versucht wurde, die Akzeptanz bei den verschiedenen Akteuren mit zu berücksichtigen.

6.2 Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf

Das Ziel dieser Arbeit war, mit Hilfe des Modells SWIM das Prozessverständnis zur Nährstoffdynamik und zu den Stofftransportprozessen in Einzugsgebieten des Tieflandes zu vertiefen. Landnutzungsszenarien zur Analyse und Bewertung hinsichtlich der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie konnten mit dieser Studie erfolgreich bewertet werden. Dennoch besteht Bedarf an weiterführenden Forschungsarbeiten, die im Folgenden kurz genannt werden sollen.

Integration von Wassermanagementmaßnahmen in das Modellkonzept In den Untersuchungsgebieten existieren zahlreiche Drainage- und Stauhaltungssysteme, welche in einer Standardversion von SWIM nicht abgebildet werden. Um einen direkten Vergleich der Modellergebnisse mit den Messwerten zu ermöglichen, wäre eine Beschreibung von Drainage- und Stauhaltungsprozessen in SWIM sinnvoll. Dafür ist allerdings das Vorhandensein von Daten zum Wassermanagement zwingende Voraussetzung. Die Abbildung der Drainage- und Stauhaltungssysteme ist somit nur für Gebiete mit ausreichendem Datenmaterial möglich.

Erweiterung des Modells um eine prozessorientierte Darstellung der Abbau- und Retentionsvorgänge Momentan wird im Modell SWIM der Nährstofftransport durch das Einzugsgebiet vereinfacht durch eine Akkumulation der ermittelten Nährstoffausträge aus dem Boden dargestellt. Dabei wird ein Teil der Emissionen durch Anwendung einer linearen Speichergleichung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Retentionseigenschaften in den drei Abflusskomponenten (Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss) im Gebiet zurückgehalten. Um die Parameterunsicherheit hinsichtlich der aggregierten Retentions- und Abbaufaktoren zu minimieren, sollte überprüft werden, ob die Implementierung eines prozessorientierten Ansatzes die Unsicherheit dieser Faktoren verringern kann.

Umgang mit der eingeschränkten Datenverfügbarkeit und Anwendung in weiteren Einzugsgebieten Diese Arbeit hat gezeigt, dass sich unter anderem Veränderungen der Landnutzungsbedingungen auf den Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen in das Fließgewässer stark auswirken. Hieraus ergibt sich die Wichtigkeit einer guten Datenbasis als Modellinput.

Gute bis sehr gute Ergebnisse in der Modellierung können nur dann erreicht werden, wenn aussagekräftige Daten in hoher zeitlicher Auflösung zur Verfügung stehen. Je weniger Informationen bereit stehen, desto größer ist die Unsicherheit in den Modellergebnissen. Dies stellt die Modellierung jedoch vor ein Problem, denn Daten stehen in

der Regel nur in einem sehr begrenzten Umfang zur Verfügung. Das Modell SWIM sollte deshalb in weiteren Einzugsgebieten des Tieflandes angewendet werden. Mit jeder zusätzlichen Modellierung kann das Modell Schritt für Schritt verifiziert und konsolidiert werden. Unsicherheiten in den Modellergebnissen, die auf unzureichende Datengrundlagen zurückzuführen sind, können so minimiert werden.

Unsicherheitsanalyse der Ergebnisse zur Nährstoffmodellierung Die in dieser Arbeit aufgetretenen Unsicherheiten in den Modellergebnissen legen zunächst die Durchführung einer Sensitivitätsstudie nahe. Damit kann der Einfluss einzelner Parameter auf die Modellergebnisse überprüft werden. Außerdem sollte mit Hilfe einer Unsicherheitsanalyse herausgearbeitet werden, inwiefern Unsicherheiten in der Modellstruktur vor allem hinsichtlich der Nährstoffumsatz- und -transportprozesse vorhanden sind. Dies ermöglicht, die ausgewählten Konzepte zur Nährstoffmodellierung von SWIM zu präzisieren bzw. gegebenenfalls zu ergänzen.

Simulation von Szenarien zur Klimaänderung Die vorgestellten Szenariorechnungen beziehen sich ausschließlich auf die Untersuchung zu Auswirkungen auf Landnutzungsänderungen. Das nordostdeutsche Tiefland ist aber auch hinsichtlich klimatischer Veränderungen, besonders in Bezug auf die Feuchtgebiete, von hoher Empfindlichkeit. Zum Beispiel kann die zunehmende Trockenheit neben der vorhandenen landwirtschaftlichen Nutzung die Degradierung von Niedermooren verstärken. Von großem Interesse ist deshalb auch die Untersuchung möglicher Reaktionen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes in den Untersuchungsgebieten auf sich verändernde Klimasituationen sowie deren Wechselwirkung mit den Landnutzungsszenarien.

Literaturverzeichnis

- AG-Boden (1996):** Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover, 4. Auflage.
- Arheimer B. & Wittgren H. B. (2002):** Modelling nitrogen retention in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering*, 19 (1): 63 - 80.
- Arnold J. G., Williams J. R., Nicks A. D. & Sammons N. B. (1990):** SWRRB a basin scale simulation model for soil and water resources management. Press U. Texas A & M.
- Bach M., Frede H.-G., Schweikart U. & Huber A. (1998):** Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden / Kreisen in Deutschland. Wettenberg. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.
- Balonishnikova J., Heal K., Fu G., Karambiri H. & Oki T. (2006):** World water resources, water use and water management. In: Oki T., Valeo C. & Heal K. (2006): *Hydrology 2020: An integrating science to meet world water challenges*. IAHS-Publication 300.
- Banasik K., Mitchell J. K., Walker S. E. & Rudzka E. (1999):** Comparison of nutrient outputs from two lowland watersheds with different agricultural practices. In: IAHS-Publication 257: IUGG - Impact of land-use change on nutrient loads from diffuse sources.
- Becker A. & Lahmer W. (2004):** Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 1. Berlin. Weißensee Verlag.
- Becker A. & Behrendt H. (1999):** Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes : Zwischenbericht. Potsdam. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e.V., Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.
- Beetz S. & Neu C. (2005):** Demographischer Wandel und politische Handlungsfelder im ländlichen Raum. *Mitteilungen der DGD*, 7.

- Behrendt H., Opitz D., Schmoll O. & Scholz G. (2004):** Einzugsgebietsbezogene Nährstoffeinträge und -frachten. In: Becker A. & Lahmer W. (2004): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 1. Berlin. Weißensee Verlag.
- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G. & Uebe R. (1999):** Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Berlin. Forschungsbericht Umweltbundesamt, UBA-FB 99-087.
- Behrendt H. & Opitz D. (1999):** Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410 (0): 111 - 122.
- Biegel M. (2005):** Hydrologische Modellierung urbaner Nährstoffeinträge in Gewässern auf Flussgebietsebene. Dresden. Technische Universität Dresden. Dissertation.
- Bollrich G. (2000):** Technische Hydromechanik. Huss-Medien. Berlin, 5. Auflage.
- Böttcher J., Strebel O. & Duynisveld W. H. M. (1989):** Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. *Geologisches Jahrbuch*, Reihe C, 51.
- Böttcher J., Strebel O. & Duynisveld W. H. M. (1985):** Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). *Z. d. geol. Ges.*, 136: 543 - 552.
- Breuer L., Eckhardt K. & Frede H.-G. (2002):** Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169: 237 - 293.
- Bronstert A. (2004):** Probleme, Grenzen und Herausforderungen der hydrologischen Modellierung: Wasserhaushalt und Abfluss. In: Flussgebietsbewirtschaftung - quo vadis Modellierung. Workshop, November 2003, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: 144-172.
- Djodjic F., Börling K. & Bergström L. (2004):** Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality*, 33: 678-684.
- Doherty J. (2004):** PEST - model-independent-parameter-estimation - user manual. Watermark Numerical Computing, 5. Aufl.
- Driescher E. & Gelbrecht J. (1999):** Investigations of springs - a means to estimate the geogenic phosphorus background of surface waters. In: *Berichte des IGB*, 8/1999: Jahresforschungsbericht 1998. Berlin.
- Dunn S. M. & Ferrier R. C. (1999):** Natural flow in managed catchments: a case study of a modelling approach. *Water Resources Research*, 33 (3): 621 - 630.
- Durth A. (2000):** Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentrationen bei der biologischen Abwasserreinigung. Schriftenreihe der Technische Universität Darmstadt, 126.
- Dyck S. & Peschke G. (1978):** Angewandte Hydrologie. Der Wasserhaushalt der Flussgebiete, Teil II. VEB Verlag für Bauwesen. Berlin, 2. überarbeitete Auflage.

- Erbe V. (2004):** Entwicklung eines integralen Modellansatzes zur immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer. Fakultät Bauingenieurwesen. Weimar. Bauhaus Universität. Dissertation.
- EU-WRRL (2000/60/EG):** Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 2000/60/EG.
- Gelbrecht J., Lengsfeld H., Pöthig R. & Opitz D. (2005):** Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304: 151 - 165.
- Gelbrecht J. & Zak D. (2004):** Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. *Wasserwirtschaft*, 94/5: 15 - 18.
- Gerstengabe F.-W. & Werner P. C. (2005):** Simulationsergebnisse des regionalen Klimamodells STAR. In: Wechsung F., Becker A. & Gräfe P. (2005): Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft. Potsdam. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. PIK-Report No. 95.
- Godwin D. C., Jones C. A., Ritchie J. T., Vlek P. L. G. & Youngdahl L. G. (1983):** The water and nitrogen components of the CERES models. In: Proceedings of the International Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer (pp. 95 - 100). International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics.
- Grimvall A. & Stålnacke P. (1996):** Statistical methods for source apportionment of riverine loads of pollutants. *Environmetrics*, 7 (2): 201 - 213.
- Grizzetti B., Bouraoui F., Granlund K., Rekolainen S. & Bidoglio G. (2003):** Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. *Ecological Modelling*, 169: 25 - 38.
- Groenendijk P. & Kroes J. G. (1999):** Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Centre W. S. Report, 144.
- Habeck A., Krysanova V. & Hattermann F. F. (2005):** Integrated analysis of water quality in a mesoscale lowland basin. *Advances in Geosciences*, 5: 13 - 17.
- Hattermann F. F. (2005):** Integrated modelling of global change impacts in the German Elbe river basin. Institut für Geoökologie. Potsdam. Universität Potsdam. Dissertation.
- Hattermann F. F., Wattenbach M., Krysanova V. & Wechsung F. (2005):** Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe catchment - validation and uncertainty analysis. *Hydrological Processes*, 19(3): 693 - 714.
- Hattermann F. F., Krysanova V. & Habeck A. (2004a):** Integrating wetlands and riparian zones in regional hydrological modeling. In: Pahl-Wostl C., Schmidt S. & Jakeman T. (2004): iEMSs: Complexity and integrated resources management.

- Hattermann F. F., Krysanova V., Wechsung F. & Wattenbach M. (2004b):** Macroscale validation of the eco-hydrological model SWIM for hydrological processes in the Elbe basin with uncertainty analysis. In: Fohrer, N. & Arnold J. (2005): Regional Assessment of Climate and Management Impacts Using the SWAT Hydrological Model. *Hydrological Processes*. 19(3): 563 - 859
- Hattermann F. F., Krysanova V., Wechsung F. & Wattenbach M. (2004c):** Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling. *Environmental Modelling and Software*, 19: 1039 - 1051.
- Hattermann F., Krysanova V., Wechsung F. & Wattenbach M. (2002):** Multiscale and multicriterial hydrological validation of the ecohydrological model SWIM. In: Rizzoli A. E. & Jakeman A. J. (2002): Integrated assessment and decision support: 1st biennial meeting of the Int. Env. Modelling and Software Society, 1: 281 - 286.
- Havnø K., Madsen M. N. & Dørge J. (1995):** MIKE 11 - a generalized river modelling package. In: Singh V. P. (1995): Computer models of watershed hydrology (pp. 733 - 782). Littleton. Water Resources Publications.
- Haygarth P. M. & Sharpley A. N. (2000):** Terminology for phosphorus transfer. *Journal of Environmental Quality*, 29: 10 - 15.
- Heathwaite A. L. (1997):** Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C. & Johnston A. E. (1997): Phosphorus loss from soil to water. CAB International.
- Hintermaier-Erhard G. & Zech W. (1997):** Wörterbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag. Stuttgart.
- House W. A. & Warwick M. S. (1998):** A mass-balance approach to quantifying the importance of in-stream processes during nutrient transport in a large river catchment. *The Science of the Total Environment*, 210 - 211: 139 - 152.
- Itzerott S. & Kaden K. (2006):** Erfassung von Modellbezugsflächen und Bereitstellung von flächenbezogenen Parametern aus Fernerkundungsdaten (Teilprojekt 6). In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Jessel B. & Jacobs J. (2006):** Leitbildorientierte Bewertung von Landschaftsszenarios als Grundlage für das Management. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Jones C. A., Cole C. V., Sharpley A. N. & Williams J. R. (1984):** A simplified soil and plant phosphorus model - I. Documentation. *Soil Science Society American Journal*, 48: 800 - 805.
- Kleinman J. A., Needelman B. A., Sharpley A. N. & McDowell R. W. (2003):** Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. *Soil Science Society American Journal*, 67: 215 - 224.

- Kneis D. (2006):** Nährstofftransport im Gewässersystem. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Kneis D., Biegel M., Habeck A., Knösche R., Krause S., Krysanova V. & Pfützner B. (2006a):** Modellierungsansätze zur Beschreibung des wasserwirtschaftlichen Systems. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam.
- Kneis D., Bronstert A., Gräff T. & Itzerott S. (2006b):** Schlussfolgerungen zur Nährstoffmodellierung im Havelgebiet. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Kölle W., Werner P., Strebel O. & Böttcher J. (1983):** Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser*, 61: 125 - 147.
- Krause S. (2006):** Untersuchung von Wasserhaushalt und Stofftransport in verschiedenen Einzugsgebieten an der Havel. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Krause S. (2005):** Untersuchung und Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransportprozessen in grundwassergeprägten Landschaften am Beispiel der Unteren Havel. Institut für Geoökologie. Potsdam. Universität Potsdam. Dissertation.
- Kroes J. G. (1995):** ANIMO Version 3.5. User's Guide. Interne mededeling, 102. The Winand Staring Centre. Wageningen.
- Kronvang B., Hezlar J., Boers P., Jensen J. P., Behrendt H., Anderson T., Arheimer B., Venohr M. & Hoffmann C. C. (2004):** Nutrient retention handbook. Software manual for EUROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention. EUROHARP Report, 9. Oslo.
- Kronvang B., Hoffmann C. C., Svendsen L. M., Windolf J., Jensen J. P. & Jesper D. (1999):** Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology*, 33(1): 29 - 40.
- Krysanova V., Kundzewicz Z. W., Pinskiwar I., Habeck A. & Hattermann F. F. (2006):** Regional socio-economic and environmental changes and their impacts on water resources on example of Odra and Elbe basins. *Water Resources Management*, 20: 607 - 641.
- Krysanova V., Hattermann F. F. & Habeck A. (2005a):** Expected changes in water resources availability and water quality with respect to climate change in the Elbe river basin (Germany). *Nordic Hydrology*, 36: 321 - 333.
- Krysanova V., Wechsung F. & Hattermann F. F. (2005b):** Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Processes*, 19: 763 - 783.

- Krysanova V. & Haberlandt U. (2002):** Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins - Part I: simulation experiments using a process-based model. *Ecological Modelling*, 150: 255 - 275.
- Krysanova V., Hattermann F. F. & Wechsung F. (2002):** Process-based ecohydrological modelling at the river basin scale and options for regionalisation. In: Rizzoli A. E. & Jakeman A. J. (2002): *Integrated assessment and decision support: 1st biennial meeting of the Int. Env. Modelling and Software Society*, 1: 393 - 398.
- Krysanova V., Haberlandt U., Oesterle H. & Hattermann F. (2001):** Effects of natural and anthropogenic factors on nitrogen fluxes in agricultural soils: a modelling study in the Saale river basin (central Europe). In: IAHS Publication, 269: *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics* (pp. 331 - 338).
- Krysanova V. & Wechsung F. (2000):** SWIM - soil and water integrated model: user manual. Potsdam. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. PIK-Report No. 69.
- Krysanova V., Wechsung F., Becker A., Poschenrieder W. & Gräfe J. (1999):** Mesoscale ecohydrological modelling to analyse regional effects of climate change. *Environmental Modeling and Assessment*, 4: 259 - 271.
- Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.-I. & Becker A. (1998a):** Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106: 261 - 289.
- Krysanova V., Becker A. & Kloecking B. (1998b):** The linkage between hydrological processes and sediment transport at the river basin scale. In: Summer W., Klaghofer E. & Zhang W. (1998): *Modelling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes*. IAHS Publication, 249: 13 - 20.
- Kuler B., Jacobs J. & Jessel B. (2006):** Handlungsoptionen im Gesamteinzugsgebiet der Havel (ohne Spree) und deren Akzeptanz. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): *Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt*. Potsdam. Universität Potsdam.
- Kundzewicz Z. W. (2001):** Water problems of central and eastern European region in transition. *Hydrological Sciences Journal*, 46 (6): 883 - 896.
- Kunkel R. & Wendland F. (2002):** Flussgebietsbezogene Differenzierung der Verweilzeiten des unterirdischen Abflusses sowie des Nitratabbauvermögens im Boden und im Grundwasser der Bundesrepublik Deutschland. In: Behrendt H., Bach M., Kunkel R., Opitz D., Pagenkopf W.-G. & Wendland F. (2002): *Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens*. Umweltbundesamt.

- LAWA (1998):** Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Lidén R., Vasilyev A., Stålnacke P., Loigu E. & Wittgren H. B. (1999):** Nitrogen source apportionment - a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecological Modelling*, 114: 235- 250.
- Lindström G., Rosberg J. & Arheimer B. (2005):** Parameter precision in the HBV-NP model and impacts on nitrogen scenario simulations in the Rönneå river, Southern Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34 (7): 533 - 537.
- Lorenz K. (2005):** Nutzung der räumlichen Variabilität von ausgewählten Standorteigenschaften für die ortsspezifische N-Düngung, Messung und Simulation. Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät. Berlin. Humboldt-Universität. Dissertation.
- LUA-Brandenburg (2002a):** Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes, 68. Landesumweltamt Brandenburg.
- LUA-Brandenburg (2002b):** Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 1995 - 2000 im Land Brandenburg. Studien- und Tagungsberichte, 41. Landesumweltamt Brandenburg.
- LUA-Brandenburg (2000):** Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. Studien- und Tagungsberichte, 27. Landesumweltamt Brandenburg.
- LUA-Brandenburg (1995):** Belastung des Grundwassers durch Schadstoffverlagerung im Verbreitungsgebiet der Rieselfelder südlich Berlins. Studien- und Tagungsberichte, 9. Landesumweltamt Brandenburg.
- Macrae M. L., English M. C., Schiff S. L. & Stone M. A. (2003):** Phosphate retention in an agricultural stream using experimental additions of phosphate. *Hydrological Processes*, 17: 3649 - 3663.
- Maidment D. R. (1996):** GIS and hydrologic modelling - an assessment of progress. In: *Proceedings of the third international conference on integrating GIS and environmental modelling*. National Center for Geographical Information and Analysis.
- Mander U. & Kull A. (1997):** Climate change research: Evaluation and policy implications. *Studies in Environmental Sciences*, 65: 95 - 97.
- Mannsfeld K., Grunewald K., Gebel M. & Friese H. (1998):** Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer: Beispielbearbeitungen in den Flußgebieten Große Röder und Schwarzer Schöps. Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie. Radebeul.
- McElroy A. D., Chiu S. Y. & Nebgen J. W. (1976):** Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources. *Environmental Protection Techniques Service*, 600 (2): 76 - 151.

MLUR-Brandenburg (2000): Rahmenempfehlungen zur Düngung 2000 im Land Brandenburg. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz, und Raumordnung des Landes Brandenburg.

Monteith J. L. & Unsworth M. H. (1990): Principles of environmental physics. Edward Arnold. London.

Monteith J. L. (1977): Climate and the efficiency of crop production in Britain. London Ser. B. Phil. Trans. Res. Soc., 281: 277 - 329.

Morgan M. A. (1997): The behaviour of soil and fertilizer phosphorus. In: Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C. & Johnston A. E. (1997): Phosphorus loss from soil to water. CAB International.

Nash J. E. & Sutcliffe J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models: Part I - a discussion of principles. Journal of Hydrology, 10: 280 - 290.

Neitsch S. L., Arnold J. G., Kiniry J. R. & Williams J. R. (2005): Soil and water assessment tool theoretical documentation: version 2005. In: Temple, Texas. (<http://www.brc.tamus.edu/swat/doc.html>)

Nuske A. (1983): Ein Modell für die Stickstoff-Dynamik von Acker-Lößböden im Winterhalbjahr, Messungen und Simulationen. Universität Hannover. Dissertation.

Obermann P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch, 42: 217 S., Bonn.

Oehmichen J. (1986): Pflanzenproduktion - Bd. 2: Produktionstechnik. Verlag Paul Parey. Berlin.

Oldenburg A. (2003): Nährstoffgehalte der gebräuchlichsten Mineraldüngemittel. <http://www.agrarservice.de/duenger.htm>.

Parton W. J., McKoewn B., Kirchner V. & Ojima D. (1992): CENTURY users manual. Colorado State University, NREL Publication, Fort Collins, Colorado, USA.

Pfützner B. (2006): Erstellung eines komplexen Flussgebietsmodells für die Havel (Teilprojekt 4). In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.

Pieterse N. M., Bleuten W. & Jorgensen S. E. (2003): Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. Journal of Hydrology, 271: 213 - 225.

Poor C. J. & McDonnell J. J. (2007): The effects of land use on stream nitrate dynamics. Journal of Hydrology, 332 (1 - 2): 54 - 68.

- Post J., Habeck A., Hattermann F. F., Krysanova V., Wechsung F. & Sukow F. (in revision):** Evaluation of water and nutrient dynamics in soil-crop systems using the eco-hydrological catchment model SWIM (Soil and Water Integrated Model). Environmental Modeling and Assessment.
- Priestley C. H. B. & Taylor R. J. (1972):** On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. Monthly Weather Review, 100: 81 - 92.
- Pudenz S. (1998):** Modellierung der regionalen Phosphorverlagerung im Boden und Grundwasser. Berlin. TU-Berlin. Dissertation.
- Rawls W. J. & Brakensiek D. L. (1985):** Prediction of soil water properties for hydrologic modelling. In: Watershed management in the eighties. Proceedings of the symposium sponsored by the committee on watershed management of the irrigation and drainage division of the American Society of Civil Engineers in conjunction with the ASCE Convention in Denver, Colorado, April 30- May 1, 1985. 293 - 299. (<http://www.pubs.asce.org/WWWdisplay.cgi?8502246>)
- Reddy K. R., Khaleel R., Overcash M. R. & Westerman P. W. (1979):** A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: II. Ammonia volatilization. Trans. ASAE, 22: 1398 - 1404.
- Refsgaard J. C., Thorsen M., Jensen J. B., Kleeschulte S. & Hansen S. (1999):** Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. Journal of Hydrology, 221 (3-4): 117-140.
- Refsgaard J. C. (1996):** Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes. In: Abbott M. B. & Refsgaard J. C. (1996): Distributed hydrological modelling. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- Renger M., Wessolek G. & Sauerbrey R. (2003):** Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf Kohlenstoff- und Stickstofffreisetzung von Niedermoorböden. Wasser & Boden, 55 (4): 39 - 46.
- Richter J., Nordmeyer H. & Kersebaum K. C. (1985):** Simulation of the nitrogen regime in loess soils in winter: Comparison between field measurements and simulations. In: Neeteson J. J. & Dilz K. (1985): Assessment of nitrogen fertilizer requirement. Haren. Inst. Soil Fert.
- Ritchie J. T. (1972):** A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resource Research, 8: 1204 - 1213.
- Rode M., Ollesch G. & Meißner R. (2000):** Ermittlung von landwirtschaftlichen Phosphoreinträgen in Fließgewässer durch Oberflächenabfluss. KA Wasserwirtschaft-Wasser-Abwasser, 49: 837-843.
- Ryding S. D. & Rast W. (1990):** The control of eutrophication of lakes and reservoirs: estimating the nutrient load to a waterbody. In: UNESCO: Man and biosphere series. The Parthenon Publishing Group: 115 - 145.

- Scheffer F. & Schachtschabel P. (2002):** Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg, 15. Auflage.
- Scheytt T., Grams S. & Asbrand M. (2000):** Grundwasserströmung und -beschaffenheit unter dem Einfluss 100-jähriger Rieselfeldwirtschaft. Wasser und Boden, 52: 15 - 22.
- Schilling K. E. & Spooner J. (2006):** Effects of watershed-scale land use change on stream nitrate concentrations. Journal of Environmental Quality, 35: 2132 - 2145.
- Schmidt T., Franko U. & Volk M. (2001):** Einfluss der Landnutzung auf die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (2001): 9. Gumpensteiner Lysimetertagung: 227 - 228.
- Scholz E. (1962):** Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirksamt. Potsdam.
- Schönborn W. (1992):** Fließgewässerbiologie. Gustav-Fischer Verlag. Jena.
- Schulze R. E. (1995):** Hydrology and agrohydrology. University of Natal.
- Seligman N. G. & Van Keulen H. (1980):** PAPRAN - a simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen. In: Simulation of nitrogen of soil-plant systems, proc. workshop: 192 - 221. Wageningen.
- Seyfried C. F. & Thöhle D. (1999):** Auswirkungen des Mischwasserabflusses auf die Effektivität von Kläranlagen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft.
- Smedema L. K. & Rycroft D. W. (1983):** Land drainage - planning and design of agricultural drainage systems. Cornell University Press. Ithaca, NY.
- Svendsen L. M. & Kronvang B. (1993):** Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. Hydrobiologia, 251: 123 - 135.
- Thorsen M., Feyen J. & Styczen M. (1996):** Agrochemical modelling. In: Abbott M. B. & Refsgaard J. C. (1996): Distributed hydrological modelling. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- Turner B. L. & Haygarth P. M. (2000):** Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. Journal of American Soil Science, 64: 1090 - 1099.
- Ulén B. & Mattson L. (2003):** Transport of phosphorus forms and of nitrate through a clay soil under grass and cereal production. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 65: 123 - 140.
- USDA-SCS (1972):** Soil Conservation Service national engineering handbook. 4-10. United States Department of Agriculture - Soil Conservation Service. Hydrology Section 4. Washington, DC.
- Van Beek C. (1987):** Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen. Report Meded, 99.

- Vanclooster M., Viaene P., Diels P. & Feyen J. (1995a):** A deterministic evaluation analysis applied to an integrated soil-crop model. *Ecological Modelling*, 81 (1-3): 183-195.
- Vanclooster M., Viaene P., Diels J. & Christiaens K. (1995b):** WAVE: A mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference and user's manual (Release 2.0). Katholieke Universiteit Leuven. Leuven.
- Vofß F. (2005):** Integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen am Beispiel der Unstrut. Institut für Geoökologie. Potsdam. Universität Potsdam. Dissertation.
- Wade A. J., Whitehead P. G. & Butterfield D. (2002a):** The INtegrated CAtchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6: 583 - 606.
- Wade A. J., Beaujouan V., Wessel W. W., Raat K. J., Whitehead P. G., Butterfield D., Rankinen K. & Lepisto A. (2002b):** A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6: 559 - 582.
- Wechsung F., Becker A. & Gräfe P. (2005):** Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Potsdam. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. PIK-Report No. 95.
- Wendland F. & Kunkel R. (1999):** Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, 13. Forschungszentrum Jülich.
- Wendland F., Albert H., Bach M. & Schmidt R. (1993):** Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag. Berlin.
- Wenzel V. (2006):** Multikriterielle Analyse alternativer Managementstrategien. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Potsdam. Universität Potsdam.
- Werner A. (1997):** Landwirtschaftlich genutzte Böden als Quellen und Senken bei geochemischen Prozessen. In: Matschullat J., Tobschall H. J. & Voigt H.-J. (1997): Geochemie und Umwelt - Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Springer Verlag. Berlin.
- Werner W. & Wodsack H. P. (1994):** Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR. *Agrarspectrum*, 22. DLG-Verl. Frankfurt / Main.

- Whitehead P. G., Wilson E. J. & Butterfield D. (1998a):** A semi-distributed Integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. *The Science of the Total Environment*, 210/211: 547 - 558.
- Whitehead P. G., Wilson E. J., Butterfield D. & Seed K. (1998b):** A semi-distributed integrated flow and nitrogen model for multi source assessment in catchments (INCA): Part II - application to large river basins in south Wales and eastern England. *The Science of the Total Environment*, 210/211: 559 - 583.
- Williams J. R., Renard K. G. & Dyke P. T. (1984):** EPIC, a new model for assessing erosions effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38 (5): 381 - 383.
- Williams J. R. & Hann R. W. (1978):** Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints. Texas Water Resources Institute. Technical Report 96.
- Williams J. R. & Berndt H. D. (1977):** Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE*, 20 (6): 1100 - 1104.
- Wriedt G. & Rode M. (2006):** Modelling nitrate transport and turnover in a low-land catchment system. *Journal of Hydrology*, 328 (1 - 2): 157 - 176.
- Young R., Onstad C. & Bosch D. (1995):** AGNPS: an agricultural nonpoint source model. In: Singh V. P. (1995): *Computer models of watershed hydrology*. Littleton. Water Resources Publications.
- Zeitz J. (1997):** Zur Geochemie von Mooren. In: Matschullat J. , Tobschall H. J. & Voigt H.-J. (1997): *Geochemie und Umwelt - Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre*. Springer Verlag. Berlin.

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Die folgenden Abkürzungen wurden innerhalb der vorliegenden Arbeit verwendet.

Abkürzung	Bedeutung
A1	Szenario: Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung
A2	Szenario: Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung bei veränderten Rahmenbedingungen
AGNPS	Agricultural Non-Point Source pollution model
ANIMO	Agricultural NITrogen MOdel
ArcEGMO	Arc-EinzugsGebietsMOdell
ArcEGMO-URBAN	Arc-EinzugsGebietsMOdell-URBAN
B1	Szenario: Umsetzung der Leitlinien zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung
B2	Szenario: Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen
BAH	Büro für Angewandte Hydrologie Berlin
BE	Braunerde
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BÜK300	Bodenübersichtskarte Maßstab 1:300000
BÜK1000	Bodenübersichtskarte Maßstab 1:1000000
C1	Szenario: Beitrag bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland
C2	Szenario: Weitergehender Beitrag bei mäßiger Extensivierung
C3	Szenario: Maximaler Beitrag bei weitergehender Extensivierung
CENTURY	Grassland and agroecosystem dynamics model
DHM	Digitales Höhenmodell
DIN	Deutsches Institut für Normung
EG	Europäische Gemeinschaft
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FE	Fahlerde
GFZ	Geoforschungszentrum Potsdam
GL	Gley
GLP	Düngung nach „Guter landwirtschaftlicher Praxis“
GLP+100 %	Düngung mit doppelter Menge als bei GLP
HBV-NP	HBV-Stickstoff/Phosphor-Modell

Abkürzung	Bedeutung
INCA	Integrated Nitrogen in CAthments
INCA-P	INtegrated CAthments model of phosphorus dynamics
IÖR	Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LS	Lockersyrosem
LVLF	Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung Brandenburg
LUA Brandenburg	Landesumweltamt Brandenburg
MESAW	MESAW-Modell
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems
NM	Niedermoor
nurNH4	Düngung nach GLP, jedoch nur in Form von Ammonium
nurNO3	Düngung nach GLP, jedoch nur in Form von Nitrat
OHNE	ohne Düngung
PB	Parabraunerde
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
PR	Pararendzina
RS	Regosol
SCS	Soil Conservation Service
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWIM	Soil and Water Integrated Model
WAVE	WAVE-Modell

Nachstehende Symbole fanden in dieser Arbeit Anwendung.

Symbol	Bedeutung	Einheit
A_{TEZG}	Teileinzugsgebietsfläche	[ha]
abf	Alpha-Grundwasserfaktor	[mm]
$ALPFL$	Sorption/Desorption zwischen PO_4 und $P_{MIN,act}$	[kg/ha]
$AN - AUS$	Anteil von FR-PEG zu FR-AUS	[%]
$AN - PEG$	Anteil des diffusen bzw. des punktförmigen Austrages am Auslasspegel	[%]
$ASNFL$	Fluss zwischen $N_{ORG,act}$ und $N_{ORG,sta}$	[kg/ha]
$ASPFL$	Sorption/Desorption zwischen $P_{MIN,act}$ und $P_{MIN,sta}$	[kg/ha]
$BIAS$	Mittlerer Fehler	[m^3/s]
$C : N$	Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff	[-]
$C : P$	Verhältnis Kohlenstoff zu Phosphor	[-]
CNH_{4i}	Konzentration an Ammonium in der Bodenschicht i	[g/t]
$CNT_{(i)}$	Temperaturkoef. der Nitrifikation/Volatilisierung in der Bodenschicht i	[-]
$CPO_{4lab,i}$	Konzentration an löslichem Phosphat in der Bodenschicht i	[g/t]
CSW_{NH_4}	Verhältnis der Ammoniumkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser	[m^3/t]
CSW_{PO_4}	Verhältnis der Phosphatkonzentration im Boden zu der im Bodenwasser	[m^3/t]
$DENIT$	Denitrifikation	[kg/ha]
$DEP_{(...)}$	Nasse atmosphärische Deposition	[kg/ha]
$DPF_{(i)}$	Koef. zur Berechnung der Tiefe der Volatilisierung in der Bodenschicht i	[-]
EFF	Nash-Sutcliffe-Koeffizient	[-]
EK	Erodierbarkeit	[-]
ER	Nährstoffanreicherungsrate	[-]
F_0^2	Varianz der Eingangsdaten	[$(m^3/s)^2$]
F^2	Index der Abweichungen	[$(m^3/s)^2$]
$FC_{(i)}$	nach Feldkapazität möglicher Wassergehalt der Bodenschicht i	[$mm * mm^{-1}$]
Fe^{2+}	Eisen-Ion	[-]
$FER_{(...)}$	Düngung	[kg/ha]
FeS_2	Eisensulfid	[-]
FK	Feldkapazität	[%]
$FOM_{(...)}$	Pflanzenzersetzung	[kg/ha]
FR_i	Fracht zum Zeitpunkt i	[kg/d]
\overline{FR}	mittlere Fracht	[kg/d]
$FR - AUS$	Frachten vor dem Transport im Einzugsgebiet	[kg/(ha*a)]

Symbol	Bedeutung	Einheit
$FR - PEG$	Nährstofffracht am Auslasspegel	[kg/(ha*a)]
GWQ_t	Grundwasserbeitrag zum Gerinneabfluss zum Zeitpunkt t	[mm]
GWQ_0	Initialer Grundwasserbeitrag zum Gerinneabfluss	[mm]
H_2O	Wasser	[-]
H^+	Wasserstoff-Ion	[-]
HQ	Hochwasserabfluss	[mm/d]
$HUM_{(...)}$	Mineralisierung	[kg/ha]
k_{ST}	Verweilzeit der Nährstoffe in den Abflusskomponenten	[d]
$k_{(.....)}$	Verweilzeit der Nährstoffe in den Abflusskomponenten	[d]
Kf	Wasserleitfähigkeit	[cm/d]
KO_i	Konzentration zum Zeitpunkt i	[mg/l]
\overline{KO}	mittlere Konzentration	[mg/l]
LAI	Blattflächenindex	[m ² /m ²]
LD	Lagerungsdichte	[g/cm ³]
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss	[mm/d]
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss	[mm/d]
MQ	Mittlerer Durchfluss	[verschiedene] (*)
n	Anzahl der Mess- bzw. Simulationswerte	[-]
N_2	Stickstoff	[-]
N_2O	Distickstoffoxid (Lachgas)	[-]
NH_2	Aminogruppe	[-]
NH_3	Ammoniak	[-]
NH_4^+	Ammonium-Ion	[-]
NH_4	Ammonium	[verschiedene] (*)
$NH_4(i)$	Ammoniumgehalt in der Bodenschicht i	[kg/ha]
$NIT(i)$	Ammoniumumsatz durch Nitrifikation in Bodenschicht i	[kg/ha]
NO	Stickstoffmonoxid	[-]
NO_2^-	Nitrit-Ion	[-]
NO_3^-	Nitrat-Ion	[-]
NO_3	Nitrat	[verschiedene] (*)
NQ	Niedrigwasserabfluss	[mm/d]
$N_{ORG,act}$	org. Stickstoff, aktiv	[kg/ha]
$N_{ORG,sta}$	org. Stickstoff, stabil	[kg/ha]
$N_{ORG,fom}$	org. Stickstoff, Pflanzenrückstände	[kg/ha]
O_2	Sauerstoff	[-]
OC	org. Kohlenstoffgehalt	[%]
OH	Alkohol	[-]
ON	org. Stickstoffgehalt	[%]
$P_{MIN,act}$	min. Phosphor, aktiv	[kg/ha]

Symbol	Bedeutung	Einheit
$P_{MIN,sta}$	min. Phosphor, stabil	[kg/ha]
$P_{ORG,hum}$	org. Phosphor, Bodenhumus	[kg/ha]
$P_{ORG,fom}$	org. Phosphor, Pflanzenrückstände	[kg/ha]
PO	Porosität	[%]
PO_4^{3-}	Phosphat-Ion	[-]
PO_4	Phosphat	[verschiedene] (*)
$PREC$	Niederschlag	[mm]
$PU(...)$	Nährstoffentzug durch Pflanzenaufnahme	[kg/ha]
Q	Durchfluss	[mm/d]
Q_i	Durchfluss zum Zeitpunkt i	[m^3/s]
$Q_{gem,i}$	gemessener Durchfluss zum Zeitpunkt i	[m^3/s]
Q_{gem}	Mittelwert aller gemessenen Durchflusswerte	[m^3/s]
$Q_{sim,i}$	berechneter Durchfluss zum Zeitpunkt i	[m^3/s]
Q_{sim}	Mittelwert aller berechneten Durchflusswerte	[m^3/s]
R	Restgruppe	[-]
RCH	Grundwasserneubildung	[g/t]
$RCN(...)$	Konzentration an NO_3 , NH_4 im Niederschlag	[mg/l]
RCP	Konzentration an PO_4 im Niederschlag	[mg/l]
$RNIT(i)$	Koeffizient zur Berechnung der Nitrifikationsmenge	[-]
$RNV(i)$	Ammoniumumsatz durch Nitrifikation/Volatilisierung in Bodenschicht i	[kg/ha]
$roc2$	Korrekturfaktor für den Speicherzeitparameter im Oberflächenabfluss	[-]
$roc4$	Korrekturfaktor für den Speicherzeitparameter im Zwischenabfluss	[-]
$RVOL(i)$	Koeffizient zur Berechnung der Volatilisierungsmenge	[-]
$sccor$	Korrekturfaktor für die gesättigte Wasserleitfähigkeit	[-]
$SNT(i)$	Bodenwasser-Koeffizient der Nitrifikation in der Bodenschicht i	[-]
SO_4^{2-}	Sulfat-Ion	[-]
$SW(i)$	aktueller Wassergehalt der Bodenschicht i	[$mm * mm^{-1}$]
$ST_{.....}$	Stoffkomponente (Nitrat, Ammonium, Phosphat)	[kg/ha]
$ST_{t,out}$	Nährstoff-Output zum Zeitpunkt t	[kg/ha]
$ST_{t,in}$	Nährstoff-Input zum Zeitpunkt t	[kg/ha]
$ST_{t-1,out}$	Nährstoff-Output zum Zeitpunkt t-1	[kg/ha]
ST_1	Nährstoffgehalt (org. N, NH_4 , org. P) in der obersten Bodenschicht	[g/t]
$t_{1/2}$	Halbwertszeit	[a]
thc	Korrekturfaktor für die Sonneneinstrahlung	[-]
TN	Gesamtstickstoff	[kg/ha]

Symbol	Bedeutung	Einheit
TP	Gesamtphosphor	[kg/ha]
$TSO_{(i)}$	Temperatur der Bodenschicht i	[°C]
VFK	Verfügbare Feldkapazität	[%]
VNH_{4i}	Gesamtaustragsmenge an Ammonium aus Bodenschicht i	[kg/ha]
VNO_3	Nitratversickerung	[kg/ha]
$VOL_{(i)}$	Ammoniumumsatz durch Volatilisierung in Bodenschicht i	[kg/ha]
VPO_{4i}	Gesamtaustragsmenge an Phosphat aus Bodenschicht i	[kg/ha]
$WP_{(i)}$	Wassergehalt der Bodenschicht i am Welkepunkt	[$mm * mm^{-1}$]
$WTOT$	Gesamtaustragsmenge an Wasser	[mm]
Y_{ST}	Stoffaustrag (org. N, NH_4 , org. P) durch Erosion	[kg/ha]
$YNORG$	org. Stickstoff-Austrag durch Erosion	[kg/ha]
YNH_4	Ammoniumaustrag durch Erosion	[kg/ha]
$YPORG$	org. Phosphor-Austrag durch Erosion	[kg/ha]
$YSED$	Sedimentausttrag durch Erosion	[t]
$z_{(i)}$	Abstand von der Bodenoberfläche bis zur Mitte der Bodenschicht i	[mm]
λ	Abbau-Reaktionskonstante	[a^{-1}]
λ_{ST}	Abbaurrate der Nährstoffe	[d^{-1}]
$\lambda_{(.....)}$	Abbaurrate der Nährstoffe in den Abflusskomponenten	[d^{-1}]
Δt	Zeitschritt	[d]
ΔWB	Abweichung der simulierten von der gemessenen Wasserbilanz	[%]
$\dots(.....,O)$	Oberflächenabfluss	[-]
$\dots(.....,Z)$	Zwischenabfluss	[-]
$\dots(.....,G)$	Grundwasserabfluss	[-]
$\dots(.....,P)$	Fließgewässer	[-]

(*) Zu den angegebenen Größen existieren mehrere Einheiten, je nach Zusammenhang. Diese können den jeweiligen Abschnitten entnommen werden.

Publikationen

Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse stehen im Zusammenhang mit dem Verbundprojekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Teilergebnisse wurden in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Publikationen

- **Bronstert A., Biegel M., Habeck A., Itzerott S., Jacobs J., Kneis D., Krause S., Lahmer W., Schanze J., Pfützner B., Schönfelder I. (2005):** Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. In: *Limnologie Aktuell* 11: 204-220.
- **Habeck A., Krysanova V. & Hattermann F. F. (2005):** Integrated analysis of water quality in a mesoscale lowland basin. *Advances in Geosciences*, 5: 13 - 17.
- **Habeck A., Krysanova V. & Hattermann F. (2004):** Integrierte Analysen zur Wasserqualität in mesoskaligen Einzugsgebieten des Tieflandes. In: Bronstert A., Thielen A., Merz B., Rode M. & Menzel L.: *Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten* 2: 119-122.
- **Krysanova V. & Habeck A. (2006):** Szenarioanalysen zur Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel. In: Bronstert A. & Itzerott S. (2006): *Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt*. Potsdam. Universität Potsdam.
- **Krysanova V., Hattermann F. F. & Habeck A. (2005a):** Expected changes in water resources availability and water quality with respect to climate change in the Elbe river basin (Germany). *Nordic Hydrology*, 36: 321 - 333.
- **Krysanova V., Kundzewicz Z. W., Pinskiwar I., Habeck A. & Hattermann F. F. (2006):** Regional socio-economic and environmental changes and their impacts on water resources on example of Odra and Elbe basins. *Water Resources Management*, 20: 607 - 641.

Konferenzbeiträge

- **Habeck A., Krysanova V. & Hattermann F. (2004):** Integrierte Analysen zur Wasserqualität in mesoskaligen Einzugsgebieten des Tieflandes. *Poster*. Konferenz Tag der Hydrologie, Potsdam, 03/2004
- **Habeck A., Hattermann F. & Krysanova V. (2004):** Modellierung von Nährstoffparametern in mesoskaligen Einzugsgebieten des Tieflandes. *Vortrag*. AG Ökohydrologische Modellierung, Potsdam, 03/2004
- **Biegel M., Habeck A., Kneis D., Knösche R., Krysanova V. & Schönfelder I. (2003):** Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Bearbeitung und Modellierung von Fragen der Gewässergüte. *Vortrag*. KOBIO Treffen, Potsdam, 11/2003
- **Habeck A., Krysanova V. & Hattermann F. (2003):** Integrierte Analysen zur Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel. *Poster*. Workshop „Großskalige hydrologische Modellierung“, München, 11/2003
- **Habeck A. & Krysanova V. (2003):** Integrated analysis of water quantity and quality in the Havel river basin. *Poster*. AVEC - Sommerschule, Peyresq, 09/2003
- **Habeck A. & Hattermann, F. (2003):** Modellierung von Wasser- und Stoffhaushalt im Nuthe-Einzugsgebiet. *Vortrag*. Stakeholdertreffen, Luckenwalde, 02/2003