

5.5 Gebietsbezogene Erosionsmodellierung

Abschließend wird hier kurz auf eine Studie zur Abschätzung der Sedimentfrachten mit Hilfe von SWIM für das Einzugsgebiet der Glonn hingewiesen (Krysanova et al., 1998b). Die **Abb. 5.7** zeigt einen Vergleich von gemessenen und simulierten Sedimentfrachten für die Glonn und belegt, dass SWIM in der Lage ist, Erosions- und Sedimenttransportprozesse in mesoskaligen Einzugsgebieten angemessen zu beschreiben. Für Modellvalidierungen genügt die vorhandene Datenbasis im Elbegebiet nicht den Anforderungen. Deshalb musste diesbezüglich auf ein bayrisches Flussgebiet (Glonn) ausgewichen werden. Die dort erhaltene Ergebnisse lassen in Verbindung mit den Gegenüberstellungen von Berechnungswerten und den lückenhaften Messungen im Muldegebiet den Schluss zu, dass SWIM für die Simulation von Erosion- und Sedimentationstransportprozessen auch im Elbegebiet eingesetzt werden könnte.

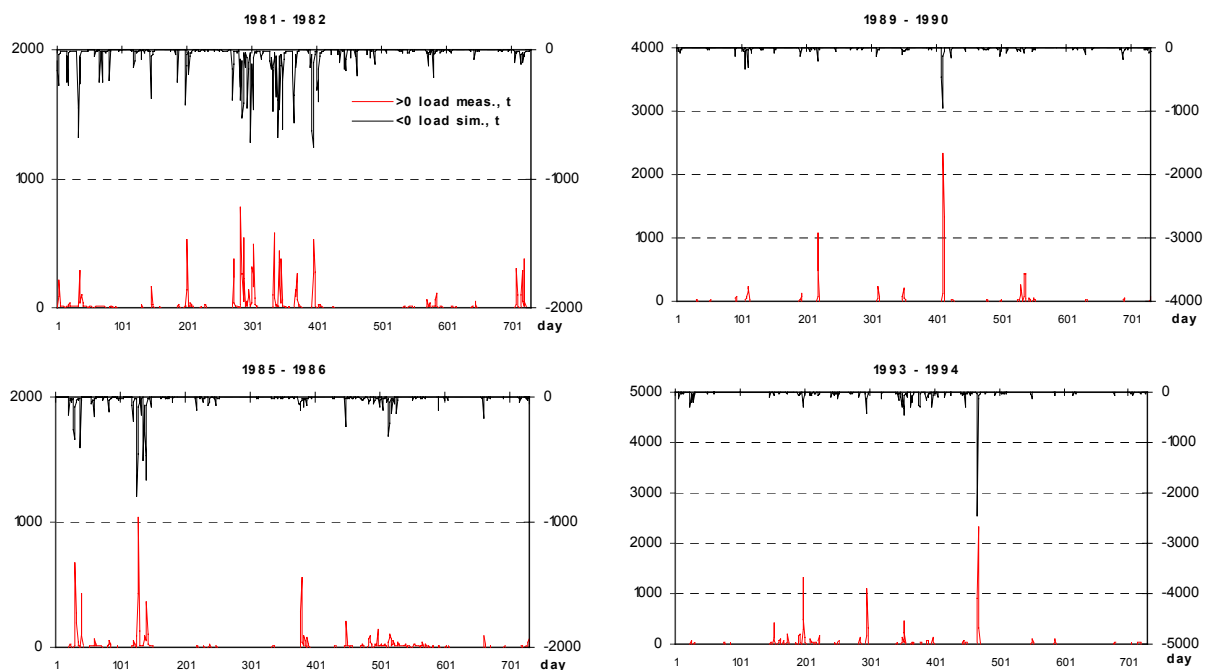


Abb. 5.7: Vergleich von gemessenen und mit SWIM simulierten Sedimentfrachten für die Glonn

1. Auswirkungen von Landnutzungsänderungen

6.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt im Land Brandenburg

Während der letzten Dekade war sowohl im Land Brandenburg als auch insgesamt in Westeuropa eine Tendenz zur Deintensivierung der Landwirtschaft zu verzeichnen. Die wichtigste Maßnahme, den Intensivierungsgrad im Ackerbau in den letzten Jahren zu verringern, war dabei das häufigere Brachliegenlassen innerhalb des Fruchtfolgezyklus, diese Praxis machte 10-20% der Anbauflächen in Brandenburg zwischen 1994 und 1998 aus. Ein anderer effektiver Weg, die Pflanzenproduktion zu deintensivieren und gleichzeitig sensible Gebiete zu schützen, besteht darin, Feuchtgebiete und Pufferzonen zu schaffen, indem flussnahe landwirtschaftliche Flächen in Wiesen umgewandelt werden. Solche Flusskorridore können die Flüsse vor gelösten Nährstoffen, Sedimenten, Pestiziden und Schwermetallen schützen, da sie einen Großteil der Einträge aus diffusen Quellen zurückhalten (siehe O'Callaghan, 1996; Muscutt et al., 1993). Das Ziel bestand darin, die Auswirkungen zu ermitteln, die Landnutzungsänderungen in Brandenburg auf die Wasserressourcen im allgemeinen haben sowie im speziellen auf die Fähigkeit, den vermuteten Rückgang im Wasserabfluss zu kompensieren.

Die Modellstudie wurde unter Nutzung des regionalen ökohydrologischen Modells SWIM durchgeführt, das hydrologische Flüsse und Feldfrucht- bzw. Vegetationswachstum als gekoppelte Prozesse simuliert (siehe Modellbeschreibung in Kap. 2). Der Einfluss von ständiger und zeitweiliger Brache auf die Hauptwasserflüsse (Oberflächenabfluss, Interflow, Verdunstung, Grundwasserrückfluß) wurde untersucht, dabei wurden ein Referenzszenarium sowie eine Reihe von Landnutzungsszenarien verwendet. Sechs der wichtigsten Brandenburger Feldanbaufrüchte wurden einbezogen: Winterweizen, Winter- und Sommergerste, Winterroggen, Silagemais und Kartoffeln. Um drei grundlegende Fruchtfolgezyklen für eine 10-Jahres-Periode zu bestimmen, wurden für Nordostdeutschland bereits ermittelte Beziehungen zwischen Bodenqualität und Ertragsanteil (Bork et al., 1995) genutzt. Dabei steht jeweils ein Zyklus für die Bodenklassen "arm" (Sandböden), "mittel" (lehmige Sandböden) und "gut" ("Lehm- und Lössböden). Das Kriterium für die Bodenklassifizierung war der potentiell erzielbare Weizenenertrag. Der stochastische Crop Generator in SWIM verteilt die Erträge derart über die "Felder", daß die simulierte Ertragsverteilung räumlich entsprechend der Unterschiede in den Bodenqualitäten variiert und der vorher bestimmten mittleren Ertragsverteilung in Brandenburg entspricht. Die Simulationsläufe wurden für eine 11-Jahres-Periode (1981-1991) durchgeführt.

Die drei grundlegenden Fruchtfolgezyklen, die für das gesamte ursprüngliche Ackerland Anwendung finden, stellen das Referenzszenarium A dar. Landnutzungsänderungsszenarien wurden erstellt durch eine Erhöhung des Brachlandanteils und/oder durch die Einführung von Flußkorridoren mit einer Umwandlung von Ackerland in Wiesen (ständige Brache). Die analysierten Landnutzungsszenarien B, C und D wurden vom Szenarium A abgewandelt durch die Einführung einer zeitweiligen Brache (1-2 Jahre für verschiedene Bodentypen in den Szenarien B und C, 3-4 Jahre im Szenario D). Die Einführung von Flußkorridoren von 150m und 500m Breite und die Umwandlung sämtlichen Ackerlandes innerhalb der Flußkorridore in Wiesen führt zu den Szenarien A150 und A500, während die kombinierten Szenarien B150, C150, D150, A500, B500, C500, D500 durch die Einführung von sowohl zeitweiliger als auch ständiger Brache geschaffen wurden. In den letztgenannten Fällen wurden die Fruchtfolgezyklen, entsprechend der Szenarien B, C und D, auf das Ackerland außerhalb der 150m- und 500m-Feldkorridore angewendet. Zeitweilige Brache („set-aside“) wurde im Modell nicht als Schwarzbrache, sondern als Vegetationsbrache (Gras) bewertet.

Die wesentlichen Simulationsergebnisse sind in **Tabelle 6.1** und in **Abb. 6.1** zusammengefasst. Die Erhöhung der zeitweiligen Brache im Vergleich zum Referenzszenario A führte in den Szenarien B, C und D zu einer Verringerung der regionalen Verdunstung (ET) sowohl für die Ackerfläche als auch für das Gesamtgebiet, und in der Folge zu einer Zunahme der durchschnittlichen Bodenfeuchte der Ackerfläche. Trotz des höheren durchschnittlichen Rückhaltekoeffizienten auf Ackerland in den Szenarien B, C und D führte das zu höherem Direktabfluss (RD) und höherer Grundwasserneubildung (GWN). ET sank ziemlich gleichförmig bei allen Bodentypen in Szenario D, verglichen mit Szenario A, während RD sich hauptsächlich auf mehr lehmigen Böden erhöhte und GWN vorrangig auf mehr sandigen Böden anstieg.

Allgemein beeinflussten Veränderungen in den Fruchtfolgezyklen durch zeitweilige Brachlegung den regionalen Wasserhaushalt sowohl des Ackerlandes als auch des Gesamtgebietes in dieselbe Richtung. Während der regionale Einfluss von Landnutzungsänderungen, wie in B und C angenommen, auf das Gesamtgebiet bezogen gering war, erhöhten die weitaus bedeutenderen Änderungen in Szenario D den durchschnittlichen regionalen Direktabfluss und die Grundwasserneubildung erheblich - um 6,7% bzw. 6,4%. Die Einführung von ständigen Landnutzungsänderungen (Umwandlung von Ackerland in Wiesen innerhalb von Flußkorridoren) senkte den Ackerflächenanteil in Brandenburg um 16,5% (150 m Korridor) bzw. 54% (500 m Korridor). Dabei wurde der Anteil von besseren Lehmböden weniger reduziert als der Anteil von Sandböden. Die Verschiebung im relativen Anteil der verschiedenen Bodenqualitäten durch die Einführung der Flusskorridore und die Deintensivierung in B, C und D erhöhte den Abfluss auf Ackerflächen um zwischen 5,3% (Szenario A150) und 35,4% (Szenario D500). Allerdings verringerte die Umwandlung von früherem Ackerland in Wiesen innerhalb von Flußkorridoren den Abfluss (RD bis zu 6,9%, GWN bis zu 7.7%) und erhöhte die Verdunstung (bis zu 4,1%) auf diesen Flächen.

Tabelle 6.1: Direktabfluss (RD), Verdunstung (ET) und Grundwasserneubildung (GWN) im 10-Jahres-Durchschnitt für Ackerflächen und die Gesamtfläche Brandenburgs; für die Szenarien A-D

Scenario		A	B	C	D
<i>Water flows</i>		[mm]	[%] to A	[%] to A	[%] to A
<i>cropland</i>	RD	67.0	+5.4	+7.0	+18.2
	ET	349.0	-2.9	-3.7	-8.8
	GWN	106.5	+5.8	+7.4	+16.5
<i>total area</i>	RD	76.5	+2.0	+2.5	+6.7
	ET	337.4	-1.3	-1.6	-3.8
	GWN	115.3	+2.3	+2.9	+6.4
Scenario		A150	B150	C150	D150
<i>Water flows</i>	[%] to A	[%] to A	[%] to A	[%] to A	[%] to A
<i>cropland</i>	RD	+5.3	+11.2	+12.7	+24.7
	ET	+1.4	-1.5	-2.3	-7.4
	GWN	-9.0	-3.5	-2.0	+6.8
<i>total area</i>	RD	-2.5	-0.8	-0.4	+3.0
	ET	+1.6	+0.7	+0.4	-1.3
	GWN	-3.2	-1.6	-1.1	+1.5
Scenario		A500	B500	C500	D500
<i>Water flows</i>	[%] to A	[%] to A	[%] to A	[%] to A	[%] to A
<i>cropland</i>	RD	+14.	+20.8	+22.3	+35.4
	ET	+4.0	+1.1	+0.4	-4.8
	GWN	-24.8	-19.8	-18.4	-10.0
<i>total area</i>	RD	-6.9	-5.9	-5.7	-3.7
	ET	+4.1	+3.6	+3.5	+2.5
	GWN	-7.7	-6.9	-6.7	-5.3

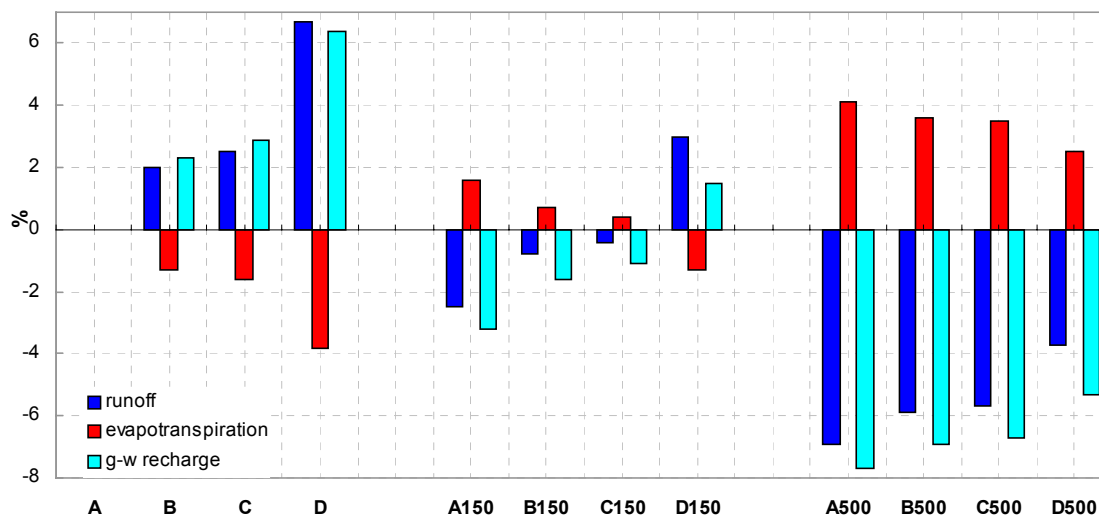


Abb. 6.1: Einfluss der Landnutzungsszenarien auf den Direktabfluss (runoff), die Grundwasserneubildung (g-w-recharge) und die Verdunstung (evapotranspiration), regionale Mittelwerte für Brandenburg

Die Berechnungen zeigen, daß die angenommenen Landnutzungsänderungen das Wassermangelproblem im Brandenburger Flachland zukünftig sowohl verringern als auch vergrößern können. Zwei gegenläufige Tendenzen wurden in den Simulationen durch entgegengesetzte Auswirkungen einer ständigen oder zeitweiligen Landnutzungsänderung von Ackerland festgestellt. Während die zeitweili-

ge Brachlegung innerhalb des Fruchtfolgezyklus die ET verringerte und den Abfluss im Gesamtgebiet verstärkte, reduzierte eine ständige Brachlegung (hier in Flußkorridoren angesiedelt) den Abfluss und erhöhte die Verdunstung. Allgemein führten die Szenarien B, C und D zu einem erhöhten regionalen Abfluss, die Szenarien B500, C500 und D500 zu einem verringerten regionalen Abfluss, die Szenarien B150, C150 und D150 entsprechend des Kompensationseffekts beider Tendenzen zu eher geringen Abflussänderungen. Eine detaillierte Diskussion dieser Untersuchung kann Wechsung et al. (2000) entnommen werden.

6.2 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt von Saale und Havel

Inhalt dieser Arbeiten ist die Ableitung makroskalig anwendbarer Änderungsszenarien der Landnutzung und die Untersuchung des Einflusses dieser auf den Gebietswasserhaushalt von Saale und Havel. Bei der Zielformulierung für die Landnutzungsänderungen wurde von Hypothesen ausgegangen, die aus der Analyse genereller Entwicklungstendenzen (BMELF 1996; Succow, 1995; Dosch und Beckmann, 1999) und politischer und sozioökonomischer Randbedingungen (Agenda 2000) abgeleitet wurden. Es ergab sich, dass folgenden Entwicklungstendenzen (Makroszenarien) besondere Bedeutung zukommt:

- a) Reduktion der intensiv genutzten landwirtschaftlichen Nutzfläche,
- b) Zunahme des Anteils an versiegelten Flächen durch Verstädterung und
- c) Wiedervernässung von Feuchtflächen.

Eine entscheidende Frage ist die räumliche „Allokation“ der betrachteten Landnutzungsänderungen. Hierbei müssen gleichzeitig die komplexen Eignungsvoraussetzungen der Standorte (z.B. Bodenfruchtbarkeit, Austragsgefährdung, soziale Verträglichkeit, etc.) und die Nachbarschaftsbeziehungen berücksichtigt werden. Die hier durchgeführten Szenarioanalysen beruhen auf einer sachlichen, grenzwertbezogene Allokation auf Einzelflächenbasis, wobei Nachbarschaftsbeziehungen nur bei der Ausweitung von Siedlungsflächen berücksichtigt werden.

Insgesamt wurden folgende Landnutzungsszenarien angenommen:

- 1) Reduzierung der Ackerflächen durch Herausnahme von Flächen mit einer Bodenzahl < 40 oder einer Hangneigung von mehr als 4 % aus der ackerbaulichen Produktion; Umwandlung der stillgelegten Ackerflächen in Grünland,
- 2) Wie (1), aber Umwandlung der stillgelegten Ackerflächen in Laubmischwald,
- 3) Nichtbesiedelten Auenbereiche mit abgesenktem Grundwasserstand werden aus dem Meliorationssystem ausgegliedert und wie natürliche Feuchtflächen innerhalb der Simulation betrachtet,
- 4) Zunahme der Versiegelungsdichte in den bebauten Flächen um ca. 50 % bei gleichbleibender Flächenausdehnung,
- 5) Zunahme der Versiegelungsdichte in den bebauten Flächen um ca. 50 % bei gleichzeitiger Flächenausdehnung um 10 %.

Die Impactanalysen wurden in den Einzugsgebieten zweier Hauptzuflüsse der Elbe, dem der Saale (24.000 km²) und der Havel (19.115 km² ab Pegel Leibsch), durchgeführt. Diese Gebiete decken etwa die Hälfte der Fläche des deutschen Elbeeinzugsgebietes ab und umfassen alle drei darin enthaltenen naturräumlichen Regionen (Festgesteinsbereich, Lößregion und pleistozänes Tief- und Hügelland, siehe Kap. 3 und 4.3). Die hier durchgeführten Untersuchungen können somit als repräsentativ für das deutsche Elbeeinzugsgebiet angesehen werden, mit Ausnahme der durch die Tide beeinflussten Gebiete oberhalb des Elbepegels Neu Darchau.

Die unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen in den Einzugsgebieten von Saale und Havel spiegeln sich in den unterschiedlichen Landnutzungsverteilungen wider. So sind mit 24% des Gesamtflächenanteils die Auenböden der Flusstäler prägend für das im pleistozänen Tiefland liegende Haveleinzugsgebiet. Diese Böden werden hauptsächlich landwirtschaftlich (68 %) genutzt, was intensive Meliorationsmaßnahmen erfordert. Ackerbau hat jedoch mit insgesamt 30 % eine untergeordnete

Bedeutung im Havelgebiet, bedingt durch die mehrheitlich geringwertigen Böden dieser Region. Im Gegensatz dazu ist der Ackerbau auf den fruchtbaren Böden der Lößregion die dominierende Landnutzungsform im Saalegebiet (46%). Demzufolge werden durch die ersten drei Szenarien unterschiedliche Flächenanteile in beiden Gebieten erfasst (**Abb. 6.2**).

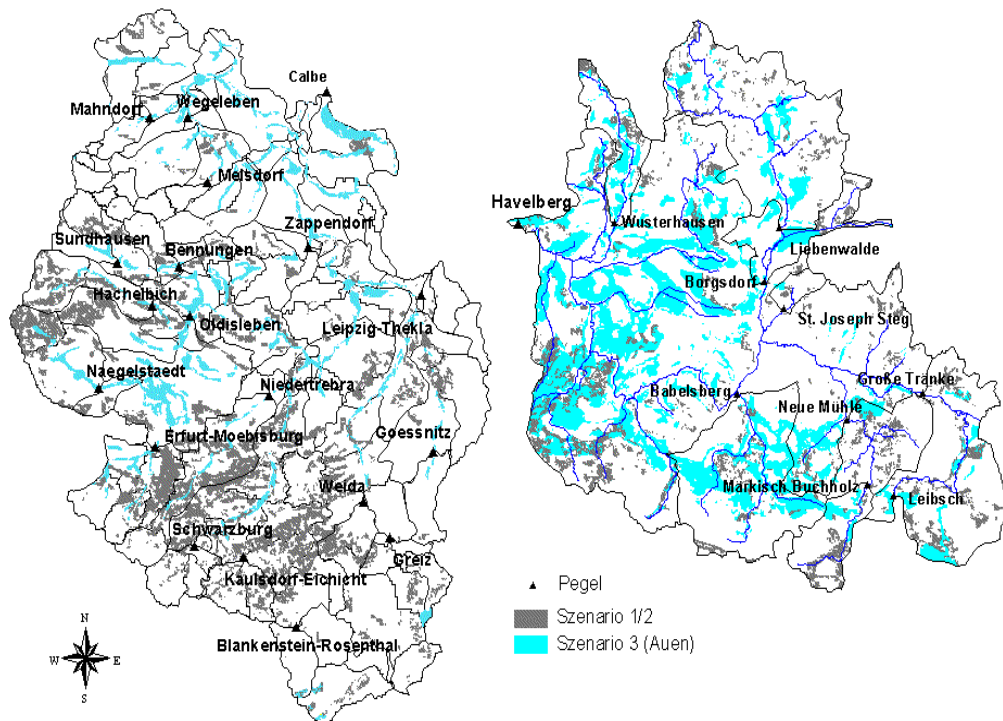


Abb. 6.2: Vom Szenario 1/2 (Konversion Acker in Wiese oder Laubmischwald) sowie Szenario 3 betroffene Flächen im Einzugsgebiet der Saale (links) und der Havel (rechts).

Insgesamt wurden vom Szenario 1/2 ein Flächenanteil von 13 % im Saalegebiet und 8 % im Havelgebiet erfasst. Vom Auenszenario (3) ist insbesondere das Havelgebiet mit seinen Urstromtälern betroffen (24 % Flächenanteil gegenüber 6 % im Saalegebiet). Die Verteilung der vom Szenario 5 betroffenen neuen Siedlungsflächen ist mit 0,8 % in beiden Gebieten ähnlich, wobei jedoch der Ballungsraum Berlin hervorsteht.

Die Analyse der Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt erfolgte mit ARC/EGMO (siehe Kap. 2) unter Verwendung der in Kap. 3 beschriebenen Datenbasis. Als Indikatoren für die Impaktanalysen wurden die Wasserhaushaltsgrößen Evapotranspiration (ET), Perkolation aus der durchwurzelten Bodenzone (GWN), Oberflächenabfluss (RO) und Gesamtabfluss (R) verwendet. Die Auswertung des Einflusses der verschiedenen Szenarien auf die gewählten Indikatoren erfolgte sowohl für die Gesamteinzugsgebiete von Saale und Havel, als auch für deren Teileinzugsgebiete (siehe **Tabelle 3.1**). Die Ergebnisse für die Gesamteinzugsgebiete sind in Form der absoluten Veränderung gegenüber der Referenzsituation als Mittel über die Jahre 1981 bis 1994 in **Abb. 6.3** dargestellt. Zur Verdeutlichung der großen Varianz der Jahreswerte gegenüber den Mittelwerten für die einzelnen Kennwerte über die untersuchte Periode sind auch die jeweiligen Extrema dargestellt.

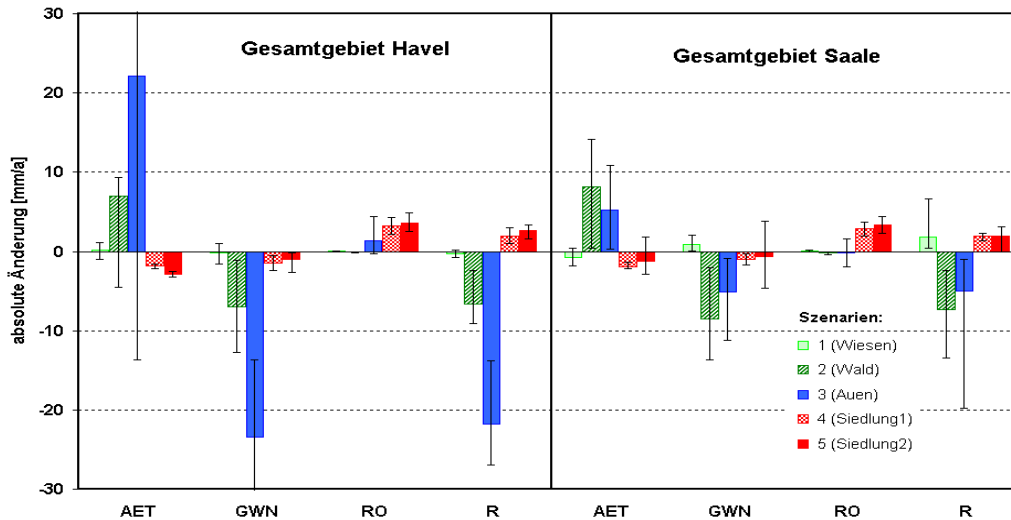


Abb. 6.3: Absolute mittlere Änderung der Indikatoren (Säulen: jährliches Gebietsmittel) gegenüber dem Referenzszenario mit Darstellung der jeweiligen Extrema (schwarze Balken) im Untersuchungszeitraum, AET: Verdunstung, GWN: Sickerwasserbildung, RO: Oberflächenabfluss, R: Abfluss

Neben dieser zeitlichen Varianz wurde eine starke räumliche Varianz der Reaktion der untersuchten Wasserhaushaltsgrößen auf die einzelnen Landnutzungsszenarien festgestellt. Bei allen Szenarien spielt die unterschiedliche Verteilung der betroffenen Flächen in den Teilgebieten eine entscheidende Rolle, einschließlich der Überlagerung der Auswirkungen weiterer Einflussfaktoren (z.B. Meteorologie) entsprechend den lokalen und regionalen Besonderheiten. Die stärksten Auswirkungen auf den Wasserhaushalt zeigten sich beim „Auenszenario“ und beim „Waldszenario“. Diese Szenarien beeinflussen alle untersuchten Indikatoren in den 26 Teilgebieten und bewirken eine deutlich Reduzierung des Abflusses der Gesamteinzugsgebiete um mehr als 5 %. Ursache ist insbesondere die Erhöhung der Gebietspeicherung und -verdunstung durch die zusätzlichen Nass- bzw. Waldflächen. Bedingt durch die 12,4 %ige Erhöhung des Nassflächenanteils im Havelgebiet (Saale nur 1 %), ist die Gebietsreaktion hier besonders deutlich, wie die simulierte 15%ige Verringerung des Gebietsabflusses zeigt. Die Auswirkungen im Saalegebiet sind entsprechend kleiner. Insbesondere bei den Szenarien 2 und 3 muss in einigen Regionen mit beachtlichen Durchflussreduktionen in Trockenperioden gerechnet werden, die Probleme bei der Gewässernutzung bewirken können. Ausführlichere Beschreibungen dieser Untersuchungen sind im 3. Zwischenbericht (Becker et al., 2000) und in Klöcking und Haberlandt (2001a,b) enthalten.

2. Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Elbegebietes

Die Stoffeinträge in ein Flussgebiet werden nicht nur durch die Landnutzung und deren Veränderung sondern vor allem durch die Intensität der Landnutzung beeinflusst. Eine der wesentlichsten Größen für die Charakterisierung der Landnutzungsintensität und der Nährstoffeinträge in einem Flussgebiet sind die Nährstoffüberschüsse, die auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) realisiert werden. Dabei ist nicht nur der aktuelle Zustand von Interesse, sondern auch die langzeitige Veränderung, da die Stickstoffeinträge über das Grundwasser durch lange Verweilzeiten beeinflusst werden (Wendland & Kunkel, 1999; Behrendt et al., 2000) und bei Phosphor neben einer von der Sorptionsfähigkeit des Bodens abhängenden Tiefenverlagerung die Akkumulation im Oberboden wesentlich die Konzentration von gelöstem und partikulärem Phosphor des P-Eintrages über Oberflächenabfluss in die Gewässer bestimmen.

Die **Abb. 7.1** zeigt die Veränderung des mittleren jährlichen Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Elbegebiet von 1950 bis 1999 (siehe Behrendt et al., 2000). Bei einem Ausgangswert von weniger als 20 kgN/(haLNF·a) im Jahr 1950 steigen demnach die N-

Überschüsse bis zum Ende der 70iger Jahre auf Werte von über 125 kgN/(haLNF·a) an und verbleiben näherungsweise auf diesem Niveau bis zum Jahr 1990. Mit der Wende nehmen in der DDR die Stickstoffüberschüsse infolge eines starken Rückganges des Einsatzes von Mineraldünger und Wirtschaftsdünger in den Jahren 1990 bis 1992 drastisch ab. Seit 1993 nehmen die Zufuhren in Form von Mineraldünger und damit auch die Stickstoffüberschüsse wieder kontinuierlich zu. Die **Abb. 7.1** zeigt neben der Veränderung der N-Überschüsse auch die Veränderungen in den mittleren Nitratkonzentrationen der Elbe bei Tangermünde seit der Mitte der 60-er Jahre. Beide Kurven zeigen einen deutlichen zeitlichen Versatz. Nach Behrendt et al. (2000) kann man davon ausgehen, dass ein Zusammenhang zwischen dem Stickstoffüberschuss auf der Fläche und der Nitratkonzentration im Fluss unter Berücksichtigung einer Aufenthaltszeit von 25

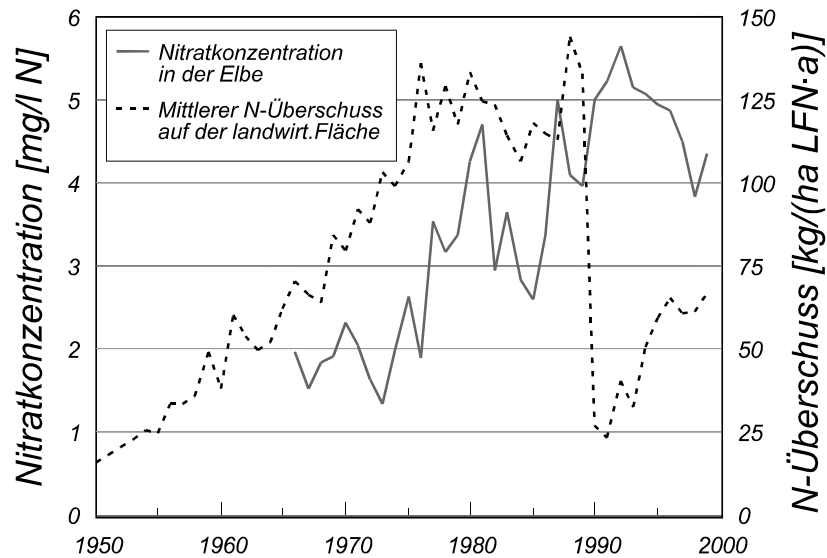


Abb.7.1: Veränderung des mittleren jährlichen Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil der Elbe und der mittleren jährlichen Nitratkonzentration in der Elbe bei Tangermünde (nach Behrendt et al., 2000)

bis 30 Jahren erklärt werden kann. Wendland & Kunkel (1999) ermittelten für den Lockergesteinsbereich der Elbe einen Median der Aufenthaltszeit im Grundwasser von 29 Jahren.

Für Phosphor zeigt **Abb. 7.2** bezüglich der Langzeitveränderungen der Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche ein ähnliches Bild, wie für Stickstoff. Die P-Überschüsse steigen von einem Wert bei Null zum Beginn der 50-er Jahre auf über 25 kgP/(haLNF·a) zum Beginn der 70-er Jahre an, verbleiben dann bis zum Ende der 80-er Jahre auf einem Niveau von ca. 20 kgP/(haLNF·a), um in der ersten Hälfte der 90-er Jahre auf Werte um 0 kgP/(haLNF·a) zu fallen

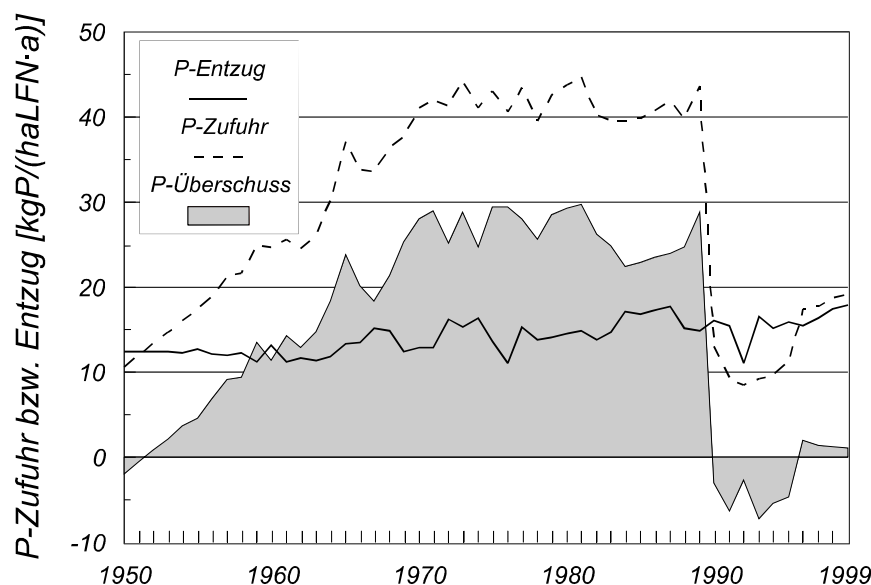


Abb. 7.2: Veränderung der mittleren jährlichen Phosphorzufuhr und -entzug sowie des Phosphorüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Elbeteil im Zeitraum 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000).

und danach wieder auf 7-8 kgP/(haLNF·a) anzusteigen.

Für Phosphor ist der jährliche Überschuss nicht von solcher Bedeutung wie beim Stickstoff, da sich Phosphor bis zum Erreichen eines Sättigungsgrades zunächst im Boden akkumuliert, und erst danach eine gewisse Vertikalverlagerung beginnt. Unter der Annahme, dass der gesamte P-Überschuss im Boden akkumuliert, kann auf der Basis der jährlichen P-Überschüsse die P-Akkumulation im Oberboden seit 1950 berechnet werden. Demnach wurden im Oberboden der landwirtschaftlichen Nutzflä-

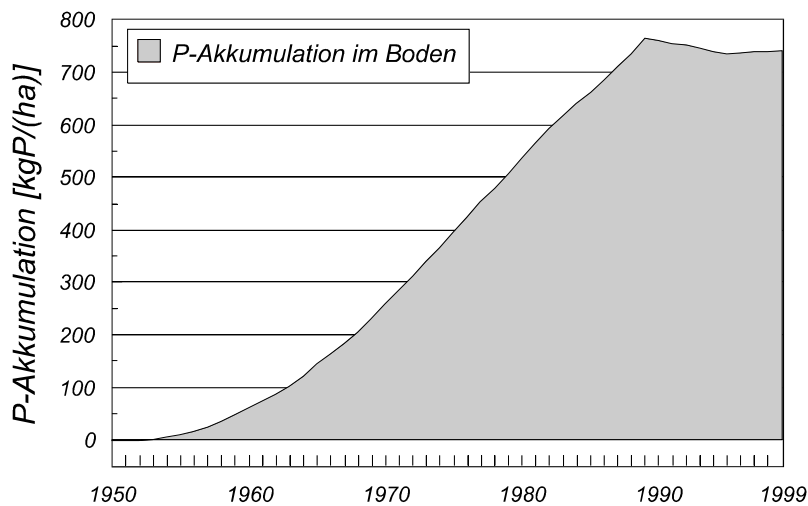


Abb. 7.3: Phosphorakkumulation auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Einzugsgebiet der Elbe des von 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000)

che des deutschen Elbegebietes im Mittel von 1950 bis zum Ende der 80-er Jahre 700 kgP/haLNF akkumuliert (siehe **Abb.7.3**). In den neunziger Jahren hat sich die mittlere P-Akkumulation infolge der nahezu ausgeglichenen P-Bilanz kaum noch verändert.

Bach et al. (1998) haben im Zusammenhang mit einer Analyse der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands für das Jahr 1995 auch eine regional differenzierte Berechnung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse durchgeführt. Die Ergebnisse

dieser Berechnungen sind am Beispiel der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in **Abb. 7.4** dargestellt. Danach kann man feststellen, dass N-Überschüsse über 80 kgN/(haLNF·a) 1995 nur noch in wenigen Teilgebieten der Elbe vorkommen. Diese Gebiete konzentrieren sich auf das Flussgebiet der Saale und den niedersächsischen Teil der Tideelbe. In der Havel und im schleswig-holsteinischen Teil der Tideelbe lagen danach die N-Überschüsse 1995 bei weniger als 60 kgN/(haLNF·a).

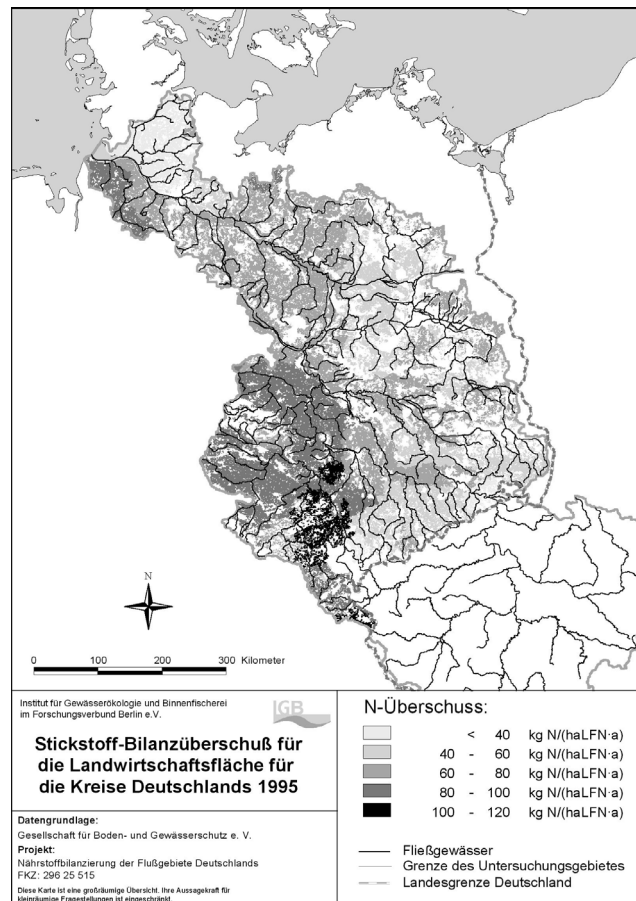


Abb. 7.4: Stickstoffbilanzüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil des Elbegebietes.

3. Methodik zur Ermittlung der Nährstoffeinträge und -rückhalte im Flussgebiet der Elbe

8.1 Punktuelle Einträge

Bezüglich der industriellen Direkteinleiter wurden direkt die Ergebnisse der Untersuchungen von Rosenwinkel & Hippen (1997) für das Jahr 1995 übernommen. Für den Zeitraum vor 1990 wurden die Ergebnisse von Werner & Wodsak (1994) genutzt.

Die regional differenzierte Abschätzung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen (KKA) basiert auf einem flächendeckenden, GIS-gestützten Kläranlageninventar, das auf der Grundlage der IKSE-Inventare 1995 und 1999 erstellt wurde und mit dem ca. 88% der an KKA angeschlossenen Einwohner im deutschen EZG der Elbe erfasst werden.

Tabelle 8.1: N- und P-Reinigungsleistungen von KKA (%).

Reinigungsverfahren	N	P 1985	P 1995
Abwasserteich (belüftet)	30	25	50
Abwasserteich (unbelüftet)	50	25	50
Mechanische Reinigung	10	15	20
Biologische Reinigung	30	20	50
Biologische Reinigung mit Nitrifikation	45	-	-
Weitergehende biologische Reinigung	75	90	90

8.2 Einträge von versiegelten urbanen Flächen

Bei der Quantifizierung der N- und P-Einträge von urbanen Flächen werden die folgenden Eintragspfade separat berechnet: (1) Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation, (2) Einträge von Mischkanalisationsüberläufen, (3) Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation aber an keine KKA angeschlossen sind. Grundlage für die Berechnung ist die Ermittlung der versiegelten urbanen Fläche. Sie kann auf Basis der gesamten urbanen Fläche (abgeleitet aus CORINE-Landcover) sowie der Bevölkerungsdichte nach einem Ansatz von Heaney et al. (1976) bestimmt werden. Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird im Anschluss auf die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt. Dazu wurden die Statistiken der Bundesländer über die Längen der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle auf Ebene der LAWA 3-Steller genutzt. Zur Ermittlung der Gesamtabflüsse in den verschiedenen Kanalsystemen ist die Kenntnis des spezifischen Abflusses von der versiegelten urbanen Fläche notwendig. Er wird nach Heaney et al. (1976) aus dem mittleren Niederschlag und dem Anteil der versiegelten Fläche in einem Flussgebiet berechnet. Einen schematischen Überblick über die angewandte Methodik gibt die **Abb. 8.1**.

Die Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation wurden auf Basis spezifischer Einträge berechnet.

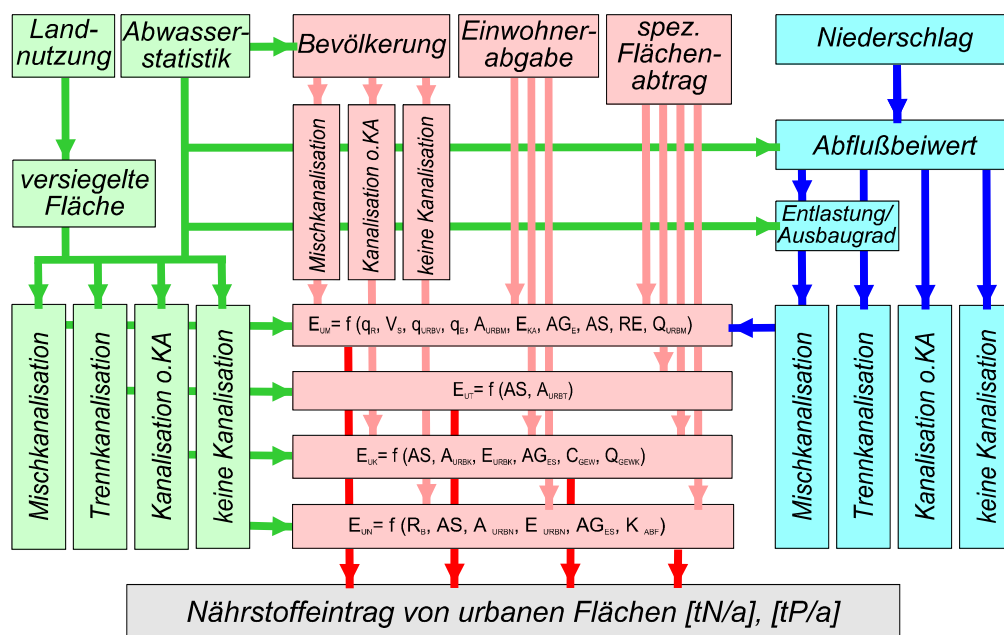


Abb. 8.1: Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Nach Brombach & Michelbach (1998) kann von einem mittleren P-Eintrag von 2,5 kg P/(ha·a) ausgegangen werden. Den spezifischen N-Einträgen wurden die Werte der atmosphärischen N-Deposition zu Grunde gelegt. Für die zusätzlich zu berücksichtigenden Einträge durch Laubfall und tierische Exkrementen wurden pauschal 4 kg N/(ha·a) angenommen. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der über Trennkanalisation entwässerten versiegelten Fläche und den spezifischen Abschwemmungen.

Bei der Mischkanalisation werden die Abwässer aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und den KKA zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nicht in der Lage, die gesamte Wassermenge der KKA zuzuleiten oder zu speichern. In diesem Fall wird die überschüssige Wassermenge durch Überläufe direkt in das Gewässer eingeleitet. Die Abschätzung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe basiert auf den Vorstellungen von Mohaupt et al. (1998) sowie Brombach & Michelbach (1998). Danach bestimmt sich die dem Mischsystem in einem Flussgebiet zugeführte Wassermenge in Abhängigkeit von der versiegelten urbanen Fläche, dem spezifischen Abfluss, den an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern, der einwohnerspezifischen Abwasserspense (130 L/d), dem Anteil der gewerblichen Flächen an der versiegelten urbanen Fläche (0,8 %), der spezifischen Abflussspense von gewerblichen Flächen (432 m³/(ha·d)) sowie der Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage (50). Die Entlastungsrate des Mischsystems wurde nach Meißner (1991) in Abhängigkeit vom Ausbaugrad bzw. dem Speichervolumen des Mischsystems sowie dem Jahresniederschlag ermittelt. Dafür wurden Angaben aus der Abwasserstatistik bezüglich des Speichervolumens von Regenüberlaufbecken genutzt. Die Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall lässt sich aus den spezifischen Einträgen von der versiegelten urbanen Fläche (siehe Trennkanalisation), den einwohnerspezifischen N- und P-Abgaben (siehe KKA) sowie den Konzentrationen im gewerblichen Abwasser (1,0 g N/m³, 0,1 g P/m³) ermitteln. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der Wassermenge im Mischsystem, der Entlastungsrate und der Nährstoffkonzentration im Mischwasser.

Neben den Einträgen über die Trenn- und Mischkanalisation müssen solche aus Kanälen, die an keine KKA angeschlossen sind, berücksichtigt werden. Für die angeschlossene Bevölkerung wird davon ausgegangen, dass nur der gelöste Anteil der Nährstoffabgabe des Menschen in die Kanalisation gelangt (60 % der P- bzw. 80 % der N-Abgabe), da der partikuläre Anteil in Kleinkläranlagen oder Sammelgruben zurückgehalten wird. Bezüglich der versiegelten urbanen Fläche bzw. des Gewerbes werden die bereits erläuterten Annahmen getroffen.

8.3 Einträge über atmosphärische Deposition

Basis für die Ermittlung der direkten Einträge in die Gewässer infolge atmosphärischer Deposition ist die Kenntnis der Gewässerfläche eines Einzugsgebietes, die an das Flusssystem angeschlossen ist. Zur Quantifizierung der Gewässerfläche in einem Flusssystem wurde zunächst die Gewässerfläche nach CORINE-Landcover bestimmt. Für die gesamte Wasserfläche wurden zusätzlich die Fließgewässer berücksichtigt. Deren Oberfläche wurde nach Behrendt & Opitz (1999) berechnet. Danach kann man näherungsweise davon ausgehen, dass die Wasserfläche der Fließgewässer von der Einzugsgebietsgröße abhängt.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition erfolgt durch Multiplikation der mittleren Werten der Summe der NO_x-N- und NH₄-N-Deposition sowie der P-Deposition mit der mittleren Gewässerfläche in jedem Einzugsgebiet. Für Phosphor wurden einheitliche Werte von 0,7 kg P/(ha·a) bzw. 0,37 kg P/(ha·a) für die Deposition im Zeitraum um 1985 bzw. 1995 verwendet, die von Behrendt et al. (1999) auf der Basis von Literaturdaten abgeleitet wurden. Für die Berechnung des direkten Eintrages von Stickstoff durch atmosphärische Deposition konnten die Ergebnisse des EMEP-Programmes für die Jahre 1985 und 1996 genutzt werden (Tsyro, 1998a, b; Bartnicki et al. 1998). Die EMEP-Daten standen in Form von Rasterkarten mit einer Kantenlänge von 150 km für das Jahr 1985 und von 50 km für das Jahr 1996 als NO_x-N- und NH₄-N-Deposition in kg N/(ha·a) zur Verfügung. Die EMEP-Rasterkarten wurden mit den Grenzen der untersuchten Einzugsgebiete verschnitten und so die mittlere NO_x-N- und NH₄-N-Deposition in jedem Einzugsgebiet ermittelt.

8.4 Einträge aus Dränagen

Zur Quantifizierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor, die über den Eintragspfad von Dränen in die Oberflächengewässer gelangen, wurde eine Methode angewandt, die, wie die **Abb. 8.2** zeigt, auf Basis der Dränflächengröße, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen der Dränwässer die Austräge berechnet. Zur Abschätzung der Dränflächengröße der Flussgebiete wurden aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen getrennte Ansätze für die alten und neuen Bundesländer durchgeführt. Für den gesamten Bereich des Elbe-Einzugsgebiets standen raumbezogene Daten über gedränte Flächen nicht lückenlos zur Verfügung. Es wurde daher, unter Einbeziehung der Bodenstandorttypen der MMK (Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung), deren Verteilung für die neuen Bundesländer flächendeckend und digital vorliegt, von den erfassten Teilgebieten ausgehend eine Übertragung auf das Gesamtgebiet vorgenommen. Es konnte festgestellt werden, dass im Mittel 10,6 % der Moorstandorte, 11,6 % der Auenstandorte, 50,5 % der staunassen Tieflehmstandorte und 9 % der Sandstandorte gedränt sind. Für die alten Bundesländer wurden von BACH ET AL. (1998) Umfragen bei Landwirtschaftsverwaltungen bezüglich des Dränflächenanteils an Acker- und Grünlandflächen durchgeführt. Anhand der Umfrageergebnisse wurden anschließend die Dränflächenanteile für die alten Bundesländer abgeschätzt (siehe Bach et al., 1998).

Die Dränspende wurde in Anlehnung an Kretschmar (1977) auf der Basis der Sommer- und Winterniederschläge berechnet. Danach setzt sich der Dränabfluss aus 50 % der Winter- und 10 % der Sommerniederschlagsmengen zusammen. Dieser Ansatz wurde gewählt, da er die regionalen Unterschiede der Niederschlags- und der Abflussverteilung berücksichtigt. Die P-Konzentrationen wurden von Behrendt et al. (1999) auf der Basis von Messergebnissen von Dränauslässen abgeleitet (vgl. **Tabelle 8.2**). Zur Berechnung der N-Konzentrationen in den Dränauslässen wurde auf der Basis der regionaldifferenzierten N-Überschüsse (Bach et al., 1998) nach der Vorgehensweise von Frede & Dabbert (1998) die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, die der Konzentration in den Dränauslässen entsprechen sollte, ermittelt (**Abb. 8.2**). Bei der Berechnung der N-Konzentrationen in Dränagen wird davon ausgegangen, dass diese sehr schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den untersuchten Zeiträumen von fünf Jahren unmittelbar in einer Veränderung der Stickstoffkonzentrationen in den Dränen auswirken. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 lagen keine flächendifferenzierten Angaben zu den Stickstoffüberschüssen vor. Deshalb wurde zunächst davon ausgegangen, dass die regionalen Unterschiede auch bereits im Zeitraum 1983 bis 1987 bestanden, jedoch auf einem anderen Niveau. Dieses andere Niveau wurde aus den berechneten Langzeitveränderungen der N-Überschüsse nach Behrendt (2000) für die Bundesländer bestimmt.

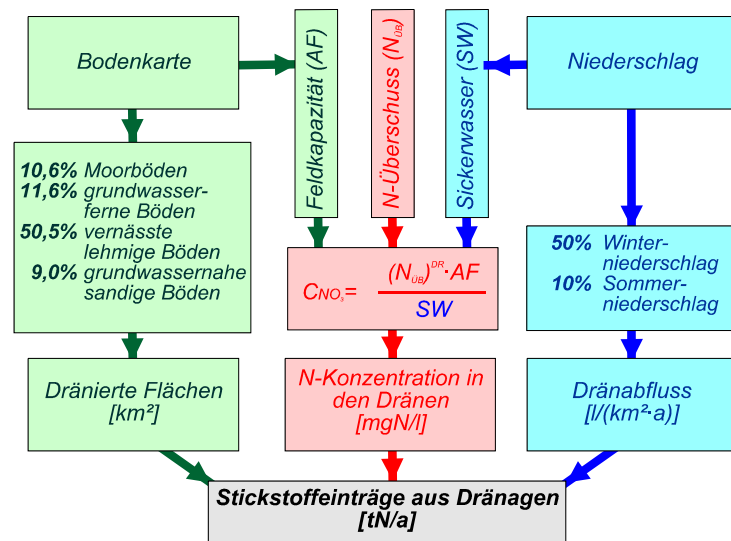


Abb. 8.2: Stickstoffeinträge aus Dränagen

Tabelle 8.2: Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Bezeichnung	C _{DRp} [mg P/l]
Sandboden	C _{DRSp}	0,20
Lehm	C _{DRlp}	0,06
Niedermoor	C _{DRNmp}	0,30

8.5 Einträge über das Grundwasser

Der über das Grundwasser realisierte Nährstoffeintrag wurde, wie die **Abb. 8.3** zeigt, aus dem Produkt von Grundwasserabfluss, der auch die Komponente des natürlichen Interflows enthält, und der Grundwasserkonzentration berechnet. Zur Ableitung der im Modell MONERIS (Behrendt et al., 1999) berechneten Grundwasserkonzentrationen wurden Daten der einzelnen Landesämter für Umwelt genutzt. Berücksichtigung fanden hierbei nur Stationen, die den obersten Grundwasserleiter repräsentieren und nicht durch urbane oder industrielle Standorte geprägt sind.

Für die einzelnen Stationen fand eine Berechnung der Mittelwerte für die betrachteten Zeiträume statt. Um die punktuellen Werte auf die Fläche der einzelnen Pegelzugsgebiete übertragen zu können, wurden die Stationsmittelwerte zur Interpolation in ein Geographisches Informationssystem (GIS) importiert. Mittels GIS wurde aus den punktuellen Eingangsdaten schließlich eine Rasterkarte generiert. Auf der Basis von Literaturwerten sowie den in der Rasterkarte angegebenen Grundwasserkonzentrationen wurden für die verschiedenen Bodentypen die in der **Tabelle 3.3** aufgeführten P-Konzentrationen im Grundwasser angesetzt.

Bei anaerobem Grundwasser ist nach den Daten des Grundwasserbeobachtungsprogramms von Mecklenburg-Vorpommern und den Untersuchungen von Driescher & Gelbrecht (1993) zu berücksichtigen, dass deutliche Unterschiede zwi-

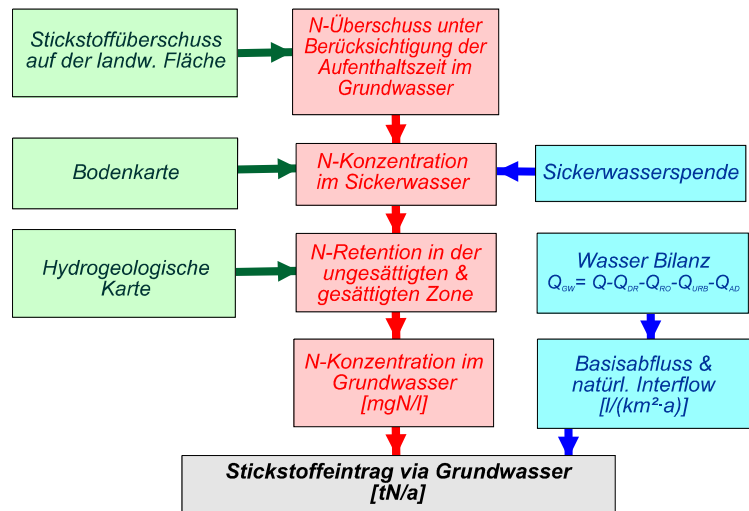


Abb. 8.3: Stickstoffeinträge über das Grundwasser

Tabelle 8.3: Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Nutzung	Bezeichnung	C_{GWp} [g P/m ³]
Sandboden	Landwirtschaft	C_{GWSp}	0,1
Lehm	Landwirtschaft	C_{GWLp}	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	C_{GWNMp}	0,1
	ehem. Rieselfelder	C_{GWRp}	0,29
	Wald/Offene Flächen	$C_{GWWAOfp}$	0,01

Sickerwasser auf die Gebiete schließen, in denen mit hoher Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorkommen. Für die Berechnung der Gesamtposphorkonzentration im Grundwasser wurde deshalb angesetzt, dass bei Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser, die kleiner als 5% der Stickstoffkonzentration im Sickerwasser sind, die TP-Konzentrationen im Grundwasser um den Faktor 2,5 größer als die SRP-Konzentrationen sind. Bei dieser Vorgehensweise lagen die berechneten TP-Konzentrationen im Grundwasser der Flüsse des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern mit 0,09 bis 0,14 g P/m³ im Bereich der gemessenen Werte (siehe Behrendt, 1996).

In einer 1999 durchgeführten Untersuchung zu den P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der ehemaligen Rieselfelder von Berlin kommen Pöthig & Behrendt (1999) zu dem Ergebnis,

schen den Konzentrationen von anorganisch gelöstem Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor im Grundwasser bestehen. Nach Behrendt (1996) und Driescher & Gelbrecht (1993) kann man davon ausgehen, dass die Gesamtposphorkonzentrationen um einen Faktor 2 bis 5 höher sind als die in den normalen Standardmessprogrammen bestimmten SRP-Konzentrationen. Angaben zu den Flächen mit anaerobem Grundwasser lagen nicht vor, jedoch kann man aus dem Vergleich der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und denen im

dass die Grundwässer dieser Flächen eine mittlere P-Konzentration von 0,29 mg P/l aufweisen. Eine nach den Standortbedingungen differenzierte Betrachtung war bisher noch nicht möglich. Da die Flächen der Berliner Rieselfelder digital vorlagen wurde deren Flächenanteil an den einzelnen Flussgebieten bestimmt und die P-Fracht über das Grundwasser von diesen Flächen durch Multiplikation von Grundwasserneubildung und der obigen P-Konzentration separat berechnet.

Die N-Konzentrationen im Grundwasser wurden ebenfalls über die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Die Ableitung der N-Konzentrationen im Grundwasser über die regionaldifferenzierten N-Überschüsse erfordert die Kenntnis der Aufenthaltszeit des Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone. Eine näherungsweise Abschätzung der Aufenthaltszeiten wurde auf der Basis der Ergebnisse von Wendland & Kunkel (1999) unternommen. Danach ergeben sich für das deutsche Einzugsgebiet der Elbe mittlere Aufenthaltszeiten zwischen 15 und 45 Jahren. Anhand der Aufenthaltszeiten wurden die N-Überschüsse korrigiert, indem die für den jeweiligen Zeitraum (1983-1987 bzw. 1993-1997) benötigten N-Überschüsse als Mittelwerte der Vorjahre entsprechend der Aufenthaltszeit berechnet wurden. Der neu ermittelte N-Überschuss wurde zur Berechnung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet. Für das Verhältnis zwischen Sickerwasser- und Grundwasserkonzentration wurde angenommen, dass die N-Retention im Boden, in der ungesättigten und gesättigten Zone eine Funktion von der Sickerwasserhöhe und den hydrogeologischen Bedingungen ist. Der Grundwasserabfluss wurde aus der Differenz zwischen dem gemessenen Abfluss und den einzelnen Abflusskomponenten (Dränspende, Oberflächenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen und atmosphärischer Zufluss) berechnet.

8.6 Einträge über Erosion

Die Ermittlung der Nährstoffeinträge erfolgte entsprechend der **Abb. 8.4** aus den Bodenabträgen unter Berücksichtigung des Sedimenteintrags- und des Nährstoffanreicherungsverhältnisses. Die Berechnung der Bodenabträge innerhalb des deutschen Elbe-Einzugsgebietes beruht auf den gemeindebezogenen Bodenabtragungswerten von Deumlich & Frielinghaus (1994) für die NBL. Durch Verschneidung mit den Flussgebietsgrenzen wurden aus dieser Grundlage die mittleren Bodenabtragungswerte eines Flussgebietes berechnet.

Um von den langjährigen, mittleren on-site Bodenabträgen nach ABAG auf die Sedimenteinträge schließen zu können, muss das Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) des Einzugsgebietes bestimmt werden (Walling, 1983; 1996). Die Anwendbarkeit der Sedimenteintragsgleichung nach Auerswald (1992) musste zumindest für Gebiete des Nordostdeutschen Tieflandes in Frage gestellt werden, da bei Bodenabträgen kleiner $0,44 \text{ t}/(\text{ha LN} \cdot \text{a})$ und bei Einzugsgebieten von 18 km^2 der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes ist. Deshalb wurde versucht, in MONERIS einen Ansatz zu entwickeln, der auf alle Flussgebiete übertragbar ist.

Für die Modellierung des Sedimenteintragspotentials in Fließgewässer wurde eine GIS-gestützte Methode entwickelt, die auf der Quantifizierung der Flächen in einem Einzugsgebiet beruht, die zu einem Bodeneintrag in ein Fließgewässer beitragen. Dafür wurden hochaufgelöste digitale Datensätze (Gewässernetz, Landnutzungs-, Boden- und Höheninformationen) verwendet. Dies war bisher nur für einige Flussgebiete möglich, so dass eine Modifizierung dieses Ansatzes für eine Übertragung auf andere Flussgebiete notwendig war. Dazu

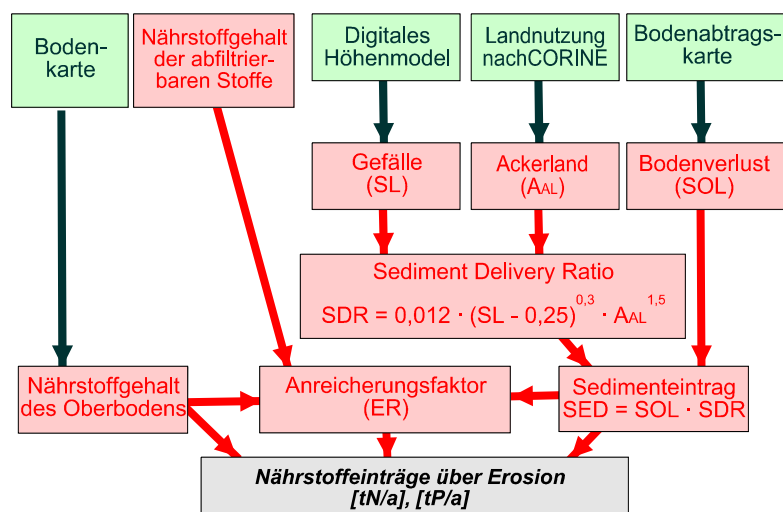


Abb. 8.4: Nährstoffeinträge über Erosion

wurden Zusammenhänge zwischen dem Sedimenteintragsflächenverhältnis und einfach zu bestimmenden Einzugsgebietsmerkmalen bzw. Parametern aus den flächendeckend für Deutschland vorliegenden größeren digitalen Datenbeständen gesucht. Mittels einer stufenweisen, nichtlinearen multiplen Regression konnten die Ackerflächenanteile und das mittlere Gefälle als die Parameter identifiziert werden, die den größten Einfluss auf das Sedimenteintragsflächenverhältnis (SAR) haben.

Zur Überführung des SAR-Modells, welches zunächst nur das Eintragspotential in Form eines Flächenverhältnisses der bodeneintragssensitiven Flächen zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes aber nicht die absolute Höhe des Eintrages quantifiziert, wurden neben den oben beschriebenen Bodenabträgen auch die langjährigen täglichen Abflüsse und Schwebstoffkonzentrationen von insgesamt 23 Messstationen in Bayern und Baden-Württemberg herangezogen. Für die Eichung des SAR-Modells wurden lediglich die Sedimentfrachten oberhalb eines kritischen Abflusses verwendet, um auf diese Weise zu verhindern, dass durch Punktquellen eingetragene und autochthon gebildete Schwebstoffe, den Zusammenhang beeinflussen. Da zur Eichung des SDR-Modells nur die langjährigen Zeitreihen genutzt wurden, ist es notwendig, einen Wichtungsfaktor für die beiden Betrachtungszeiträume einzuführen, um die hohe zeitliche Variabilität des Schwebstofftransportes zu berücksichtigen. Dieser Wichtungsfaktor wurde über das Verhältnis der Anzahl der Starkniederschläge nach Rogler & Schwerdtmann (1981) in den beiden einzelnen Zeiträumen zur Anzahl im Gesamtzeitraum berechnet.

Der P-Gehalt im Oberboden wurde für beide Untersuchungszeiträume und für die einzelnen Bundesländer auf Basis der jährlichen P-Überschüsse und deren kumulativer Werte für einen Zeitraum von 1955 bis 1996 berechnet. Der Startwert für den P-Gehalt des Oberbodens in der Mitte der fünfziger Jahre wurde auf der Basis der Angaben von Werner et al. (1991) zurückgerechnet. Die räumliche Differenzierung der Startwerte erfolgte auf der Grundlage der Tongehalte der verschiedenen Bodentypen der Bodentübersichtskarte. Die jeweiligen P-Gehalte des Ackerbodens für die beiden Untersuchungszeiträume wurden anschließend anhand der vorliegenden P-Akkumulationen der einzelnen Bundesländer und des räumlich differenzierten Grundgehaltes berechnet. Für die Quantifizierung der N-Einträge infolge Erosion wurde für beide Untersuchungszeiträume auf die Angaben zu den N-Gehalten von Ackerböden in der BÜK zurückgegriffen. Das Verhältnis der Phosphorgehalte der Schwebstoffe in Flüssen bei hohen Abflüssen zu abgeschätzten P-Gehalten der Oberböden bildete die Grundlage für die Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (ER). Dabei konnte festgestellt werden, dass das Anreicherungsverhältnis näherungsweise umgekehrt proportional zur Wurzel des spezifischen Sedimenteintrages in einem Flussgebiet ist. Für Stickstoff wurde davon ausgegangen, dass das Anreicherungsverhältnis nicht mit dem von Phosphor identisch ist.

Zum Abschluss wird der Nährstoffeintrag über Erosion aus dem Produkt von Sedimenteintrag in die Gewässer, dem mittleren Nährstoffgehalt des Oberbodens des Einzugsgebietes und dem Anreicherungsverhältnis für die beiden Nährstoffe (ER) berechnet.

8.7 Einträge über Abschwemmung

Die Einträge von im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffen wurden entsprechend dem Berechnungsschema der **Abb. 8.5** ermittelt. Zur Berechnung des Oberflächenabflusses wird auf einen vereinfachten Ansatz nach Liebscher & Keller (1979) zurückgegriffen. Hierbei wird der Oberflächenabfluss und der mittlere gesamte Jahresabfluss über den mittleren Jahresniederschlag, den mittleren Niederschlag im Sommerhalbjahr und den mittleren Niederschlag im Winterhalbjahr abgeleitet. Für die Ermittlung des gesamten Oberflächenabflusses von unversiegelten Flächen in einem Flussgebiet wird davon ausgegangen, dass diese Abflusskomponente nicht in Wäldern und Feuchtgebieten, sowie nicht bei Gewässern und Abbauland (z. B. Tagebau) vorkommt.

In dem Pfad Abschwemmung werden nur die gelösten Nährstoffkomponenten, die mit dem Oberflächenabfluss in das Gewässer gelangen, betrachtet. Bei der Berechnung der mittleren Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluss bzw. der Nährstofffracht wird davon ausgegangen, dass sich diese für jedes Flussgebiet flächengewichtet aus den Konzentrationen der für den Oberflächenabfluss relevanten Flächennutzungen ermitteln lässt. Dabei war es erforderlich, die landwirtschaftliche Fläche in Ackerland und Grünland aufzuteilen. Für die Berechnung der Abschwemmungsfraucht wurden die in der **Abb. 8.5** angegebenen Nährstoffkonzentrationen einheitlich für alle Flussgebiete verwendet.

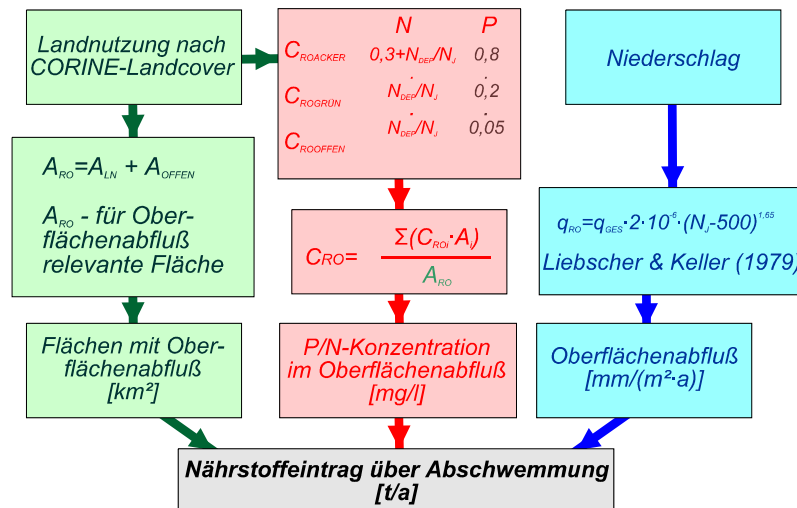


Abb. 8.5: Nährstoffeinträge über Abschwemmung

8.8 Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystemes

Für die Berechnung der Nährstofffracht an einem bestimmten Pegel eines Flussgebietes ist die Quantifizierung der pfadbezogenen Nährstoffeinträge noch nicht ausreichend. Innerhalb des Systems von Oberflächengewässern eines Flussgebietes unterliegen die eingetragenen Nährstoffe Umsetzungen, Rückhalten und Verlusten. Die Auswertung von Modellberechnungen zu den Nährstoffeinträgen in Flussgebieten und den entsprechenden Frachten, zeigt für Phosphor und Stickstoff eine starke Abhängigkeit der flusssysteminternen Retention von der spezifischen Abflusspende und der hydraulischen Belastung (Behrendt & Opitz, 1999). Auf der Basis dieser Abhängigkeiten wurden für beide Nährstoffe Retentionsfunktionen abgeleitet, die es gestatten, die Retention und damit auch die Nährstofffrachten zu berechnen (**Abb. 8.6**).

Behrendt & Opitz (1999) berücksichtigen dabei zunächst nur Rückhaltefunktionen für Gesamtphosphor (TP) und anorganisch gelösten Stickstoff (DIN). Auf der Basis von Literaturangaben zu den Einträgen und Frachten von Gesamtstickstoff von 50 verschiedenen Flussgebieten in Mitteleuropa konnte jedoch nunmehr auch ein Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Gesamtstickstofffracht zu den Stick-

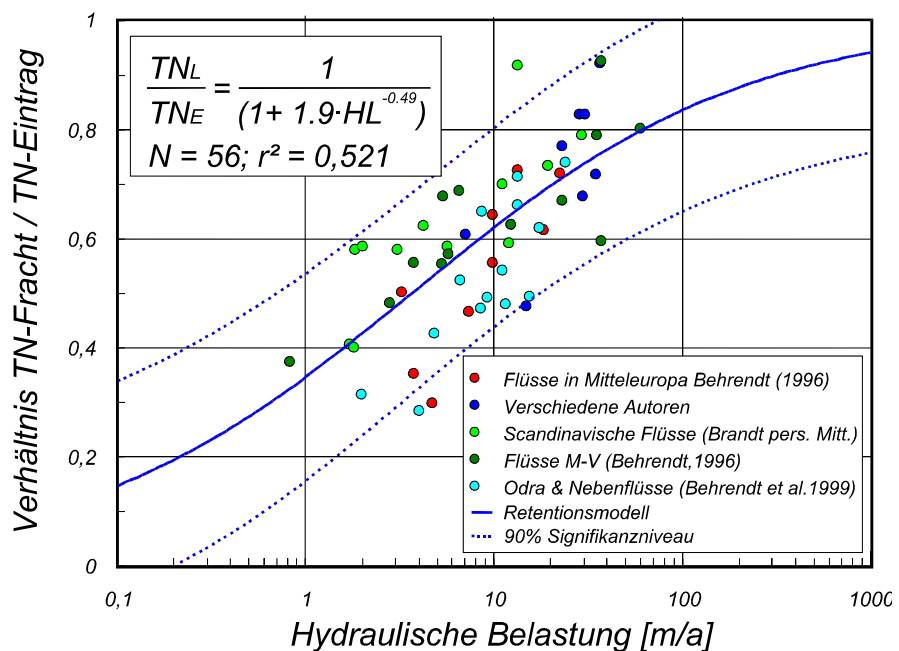


Abb. 8.6: Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintrags-verhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung in Flussgebieten.

stoffeinträgen und der hydraulischen Belastung in einem Flussgebiet bzw. Flussabschnitt abgeleitet werden, so dass man aus den Stickstoffeinträgen nicht nur die Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff sondern auch von Gesamtstickstoff berechnen kann. Dazu wird folgende Formel genutzt:

$$TN_{LOAD} = \frac{1}{1 + 1,9 \cdot HL^{-0,49}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (1)$$

wobei TN_{LOAD} die Gesamtstickstofffracht an einem bestimmten Pegel, $TN_{EINTRAG}$ der Stickstoffeintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels und HL die hydraulische Belastung dieses Flusssystems ist, die sich aus dem Verhältnis von Abfluss und Wasserfläche des Gebietes ermitteln lässt.

Für die Berechnung der Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) wurde nach Behrendt & Opitz (1999) die folgende Formel genutzt:

$$DIN_{LOAD} = \frac{1}{1 + 5,9 \cdot HL^{-0,75}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (2)$$

wobei DIN_{LOAD} die Fracht von anorganischen Stickstoff an einem bestimmten Pegel ist.

Für Phosphor konnten Behrendt & Opitz nicht nur einen Zusammenhang zur hydraulischen Belastung, sondern auch zur spezifischen Abflussspende (q) feststellen. Da zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht geklärt werden konnte, welche dieser Zusammenhänge insbesondere für Flussgebiete mit einem hohen Anteil von durchflossenen Seen besser geeignet ist, wurde bezüglich Phosphor die Fracht als Mittelwert aus den beiden folgenden Gleichung (3) und (4) berechnet:

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 26,6 \cdot q^{-1,71}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (3)$$

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 13,3 \cdot HL^{-0,93}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (4)$$

In Gleichung (3) und (4) sind TP_{LOAD} die Gesamtphosphorfracht an einem bestimmten Pegel und $TP_{EINTRAG}$ der Phosphoreintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels.

Die Retentionsfunktionen wurden jeweils für die einzelnen Teilgebiete angewandt und daran anschließend die berechneten Frachten entlang des jeweiligen Flusses aufsummiert.

9. Ergebnisse der Ermittlung der Nährstoffeinträge und -frachten im Flussgebiet der Elbe

9.1 Diffuse Nährstoffeinträge

Die **Tabelle 9.1** und die **Abb. 9.1** geben einen Überblick zu den diffusen Phosphoreinträgen in die Teilgebiete der Elbe. In der Mulde, der Saale und in dieser insbesondere in den Gebieten der Unstrut und Weißen Elster werden die höchsten spezifischen diffusen P-Einträge mit 0,78 bis 1,09 kg P/(ha·a) realisiert. Die Ursache für diese vergleichsweise hohen gesamten diffusen P-Einträge sind vor allem die Einträge über Erosion, die mit fast 50 % den Hauptanteil der diffusen P-Einträge stellen. Nach Behrendt et al. (1999) wurden zwar ebenfalls sehr hohe spezifische P-Einträge durch sehr hohe P-Konzentrationen von dränierten Hochmoorflächen im Bereich der Stör und der Tideelbe ermittelt, diese konnten jedoch auf der Basis von Detailuntersuchungen in der Stör von Venohr et al. (2001)

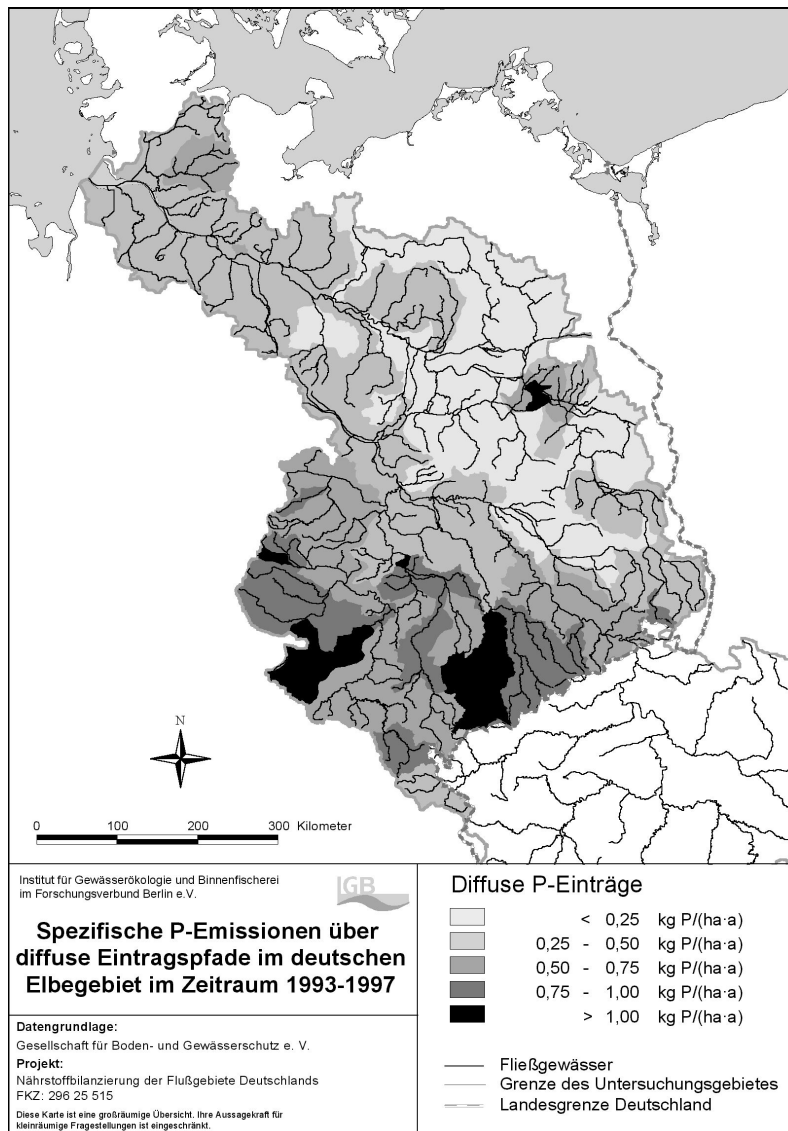


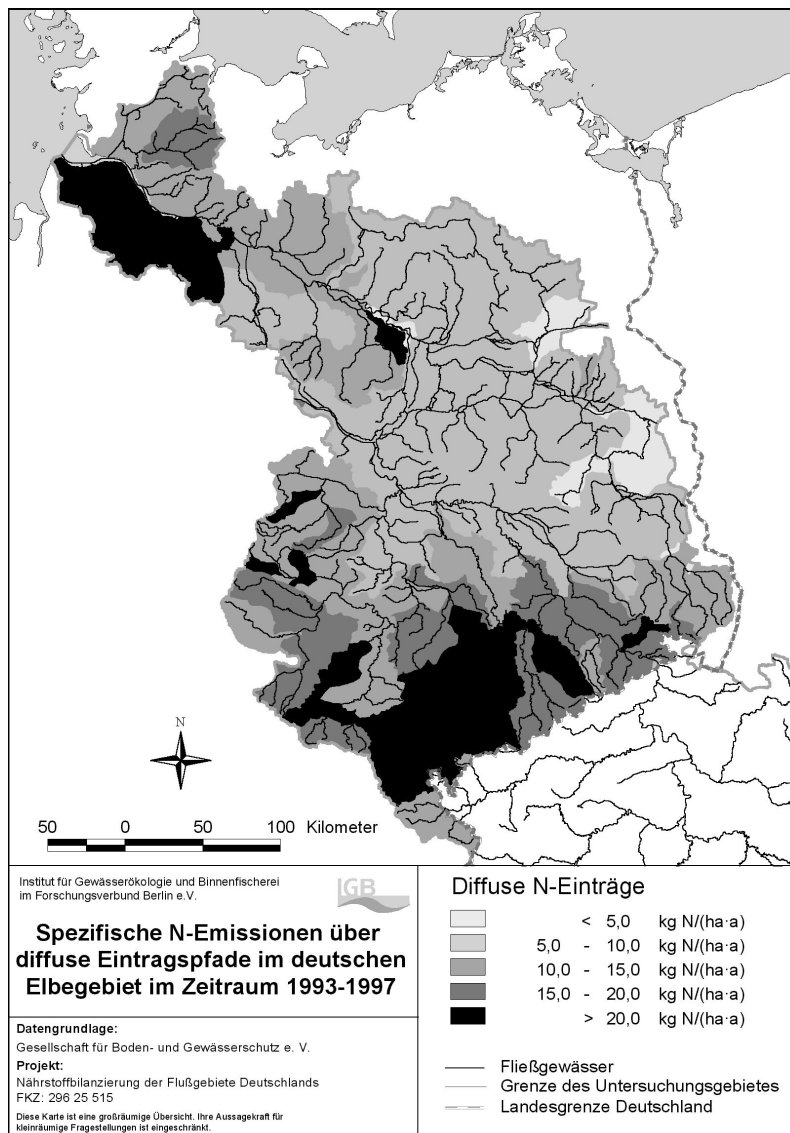
Abb. 9.1: Diffuse P-Einträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-1997

an keine Kläranlage angeschlossen ist. Im Vergleich zu den anderen Teilgebieten sind die P-Einträge über das Grundwasser in Mulde und Saale nur etwa halb so groß. Dies ist vor allem dadurch verursacht, dass in beiden Gebieten anaerobe oberflächennahe Grundwässer nicht in dem Maße vorkommen wie im Zwischengebiet der Elbe unterhalb der Saalemündung, in der Havel und in der Tideelbe.

In der Mulde, der Tideelbe und der Saale sowie deren Nebenflüsse werden nach **Tabelle 9.2** und **Abb. 9.2** die höchsten spezifischen diffusen N-Einträge mit 16 bis 22 kg N/(ha·a) realisiert. Insbesondere die Weiße Elster ist das Einzugsgebiet im deutschen Teil der Elbe, in dem mit fast 21 kgN/(ha·a) die höchsten Stickstoffeinträge ermittelt wurden. In der Havel und ihren Nebenflüssen sind dagegen die spezifischen diffusen N-Einträge nur halb so groß wie im Gesamtgebiet der Elbe. In allen Teilgebieten werden 80 – 90 % der diffusen Stickstoffeinträge allein durch die Einträge über das Grundwasser und Dränagen verursacht, wobei die Grundwassereinträge mit 50-70 % als der dominante Eintragspfad anzusehen sind.

korrigiert werden, da es sich dabei vorwiegend um dränierte Flächen mit Grünlandnutzung handelt. Es konnte gezeigt werden, dass die P-Konzentrationen in den dränierten Hochmoorflächen im Elbegebiet mit ca. 1 mg P/l deutlich unter den von Foerster & Neumann (1981) und Raderschall (1994) angegebenen Konzentrationen von ca. 10 mg P/l für solche Flächen im unteren Wesergebiet liegen.

Bei den diffusen P-Einträgen ist weiterhin zu beachten, dass in der Mulde, der Saale und im Zwischengebiet der Elbe von Schmilka bis zur Saalemündung die Einträge von urbanen Flächen überdurchschnittlich hoch sind. Dies betrifft insbesondere die Einträgen aus Mischkanalisation, Trennkanalisation und von Einwohnern und urbanen Flächen, die an die Kanalisation aber nicht an eine Kläranlage bzw. an keine Kanalisation angeschlossen sind. Die Ursache liegt einerseits in der für den Festgesteinsbereich zur Zeit noch vorhandenen Dominanz der Mischkanalisation, aber auch in einem noch relativ hohen Anteil der Bevölkerung, der zwar an eine Kanalisation aber



Der Anteil der Dränagen an den diffusen Stickstoffeinträgen ist mit ca. 45 % in der Weißen Elster und in der Stör besonders hoch und in der Ilmenau mit weniger als 10 % am geringsten. Generell ist zu beachten, dass die Dränflächen im tschechischen Elbegebiet bisher von Behrendt et al. (1999) nur sehr grob abgeschätzt werden konnten, und damit die Stickstoffeinträge über Dränagen bisher nur als grobe Richtwerte anzusehen sind.

Abb. 9.2: Diffuse N-Einträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-1997

Tabelle 9.1: Spezifische diffuse P-Einträge in die Elbeteilgebiete im Zeitraum 1993-1997.

	EGW _P	EDR _P	EAD _P	EER _P	ERO _P	EUR _P	ED _P
	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹	kgPha ⁻¹ a ⁻¹
Elbe Schmilka	0,06	0,01	0,01	0,27	0,04	0,12	0,49
Elbe Schmilka - Saale	0,06	0,03	0,01	0,27	0,06	0,17	0,60
Schwarze Elster	0,05	0,03	0,01	0,10	0,03	0,09	0,30
Mulde	0,06	0,02	0,00	0,39	0,11	0,25	0,83
Saale	0,04	0,01	0,00	0,43	0,06	0,22	0,78
Unstrut	0,03	0,01	0,00	0,56	0,17	0,32	1,09
Weißer Elster	0,04	0,03	0,01	0,40	0,04	0,28	0,80
Bode	0,03	0,01	0,00	0,35	0,09	0,14	0,62
Havel	0,11	0,01	0,01	0,05	0,01	0,06	0,26
obere Havel	0,12	0,01	0,02	0,03	0,01	0,02	0,21
Spree	0,11	0,02	0,01	0,07	0,02	0,09	0,32
Elbe von Saale bis Zollenspieker	0,08	0,03	0,01	0,07	0,02	0,05	0,25
Stepenitz	0,12	0,04	0,01	0,09	0,02	0,04	0,31
Elde	0,03	0,03	0,04	0,05	0,02	0,03	0,21
Sude	0,08	0,03	0,01	0,08	0,04	0,02	0,26
Tideelbe	0,13	0,09	0,01	0,04	0,06	0,09	0,42
Stoer	0,16	0,24	0,00	0,03	0,10	0,05	0,59
Illmenau	0,11	0,01	0,00	0,14	0,05	0,03	0,34
Elbe bis Zollenspieker	0,07	0,02	0,01	0,23	0,04	0,12	0,49
Elbe gesamt	0,07	0,02	0,01	0,21	0,04	0,12	0,48

Tabelle 9.2: Spezifische diffuse N-Einträge in die Elbeteilgebiete im Zeitraum 1993-1997

Gewässer	EGW _N	EDR _N	EAD _N	EER _N	ERO _N	EUR _N	ED _N
	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹	kgNha ⁻¹ a ⁻¹
Elbe Schmilka	8,54	2,02	0,24	0,71	0,12	0,83	12,45
Elbe Schmilka - Saale	7,94	4,70	0,23	0,46	0,17	1,68	15,17
Schwarze Elster	5,21	3,53	0,31	0,11	0,08	1,00	10,24
Mulde	10,22	5,68	0,18	0,74	0,28	2,32	19,43
Saale	10,13	4,57	0,20	0,70	0,17	1,96	17,72
Unstrut	9,37	2,25	0,18	0,88	0,41	2,58	15,66
Weißer Elster	9,13	9,22	0,22	0,59	0,10	2,48	21,74
Bode	8,37	3,72	0,17	0,54	0,25	1,27	14,31
Havel	3,87	1,66	0,53	0,06	0,04	0,66	6,83
obere Havel	2,70	1,09	0,84	0,03	0,03	0,37	5,06
Spree	3,98	2,03	0,48	0,10	0,05	0,88	7,53
Elbe von Saale bis Zollenspieker	4,18	3,85	0,49	0,10	0,05	0,43	9,11
Stepenitz	4,23	3,84	0,19	0,10	0,06	0,39	8,81
Elde	1,82	3,62	1,55	0,08	0,05	0,30	7,42
Sude	6,94	4,37	0,38	0,12	0,13	0,27	12,20
Tideelbe	10,90	3,82	0,45	0,06	0,27	0,47	15,97
Stoer	7,62	7,50	0,23	0,04	0,42	0,31	16,13
Illmenau	8,60	0,66	0,17	0,19	0,15	0,15	9,92
Elbe bis Zollenspieker	7,37	3,04	0,32	0,48	0,11	1,06	12,38
Elbe gesamt	7,71	3,11	0,33	0,44	0,13	1,00	12,72

EGW – Nährstoffeintrag über das Grundwasser, EDR – Eintrag über Drainage, EAD – Eintrag über atmosphärische Deposition, EER – Eintrag über Erosion, ERO – Eintrag über Abschwemmung, EUR – Eintrag über urbane Flächen, ED – diffuse Nährstoffeinträge, N – Stickstoff, P – Phosphor

9.2 Diffuse, punktuelle und gesamte Nährstoffeinträge

Neben den diffusen Nährstoffeinträgen haben auch die punktuellen Einträge nach wie vor eine Bedeutung für die gesamte Belastungssituation der Flüsse. Die **Tabellen 9.3 und 9.4** sowie die **Abb. 9.3 und 9.4** geben einen zusammenfassenden Überblick über die diffusen und punktuellen Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe. Bezogen auf das Gesamtgebiet der Elbe werden demnach im Zeitraum 1993-1997 noch knapp 40 % der gesamten Phosphoreinträge durch Punktquellen verursacht. Dabei ist zu beachten, dass von den insgesamt 5190 t P, die pro Jahr eingetragen werden, ca. 540 t P/a durch industrielle Direkteinleiter und 4.650 t P/a durch Einträge aus kommunalen Kläranlagen hervorgerufen werden. 320 t P/a bzw. 59 % der gesamten P-Einträge von industriellen Direkteinleitern werden im tschechischen Elbegebiet eingeleitet.

Im tschechischen Elbeteil, in der Mulde, der Weißen Elster und der Spree lag der Anteil der Punktquellen im Zeitraum 1993-1997 sogar noch bei 40 % bis 47 %. Eine Ursache für den vergleichsweise hohen Anteil der punktuellen P-Einträge im tschechischen Elbegebiet sind die im Vergleich zu Deutschland noch hohen einwohnerspezifischen P-Emissionen, hervorgerufen durch die Verwendung von P-haltigen Waschmitteln.

Im deutschen Elbegebiet konnte durch die Einführung P-freier Waschmittel in den neuen Bundesländern ab Juli 1990 sehr schnell eine Senkung der P-Einträge um ca. 50 % erreicht werden (Behrendt et al. 2001). Die hohen punktuellen P-Einträge im Gebiet der Mulde sind nach Schmoll (1999) vor allem auf den im Jahr 1995 noch vergleichsweise geringen Anteil von Kläranlagen mit weitergehender P-Eliminierung zurückzuführen.

Für Stickstoff liegt der Anteil der Punktquellen am N-Eintrag in das gesamte Elbegebiet bei 27 %. Die Einträge von industriellen Direkteinleitern betragen nach Behrendt et al. (1999) 18.280 t N/a bzw. 26 % der gesamten punktuellen N-Einträge. Nahezu die Hälfte der durch industrielle Direkteinleiter hervorgerufenen punktuellen N-Einträge werden bereits in die Elbe oberhalb von Schmilka eingeleitet. Wie die **Tabelle 9.4** zeigt, ist der Anteil der Punktquellen an den gesamten N-Einträgen in der Havel, der Spree und der Weißen Elster besonders hoch. Dies ist jedoch für Havel und Spree nicht auf vergleichsweise geringere N-Elimination in den Kläranlagen sondern auf die geringen diffusen N-Einträgen im Havelgebiet zurückzuführen.

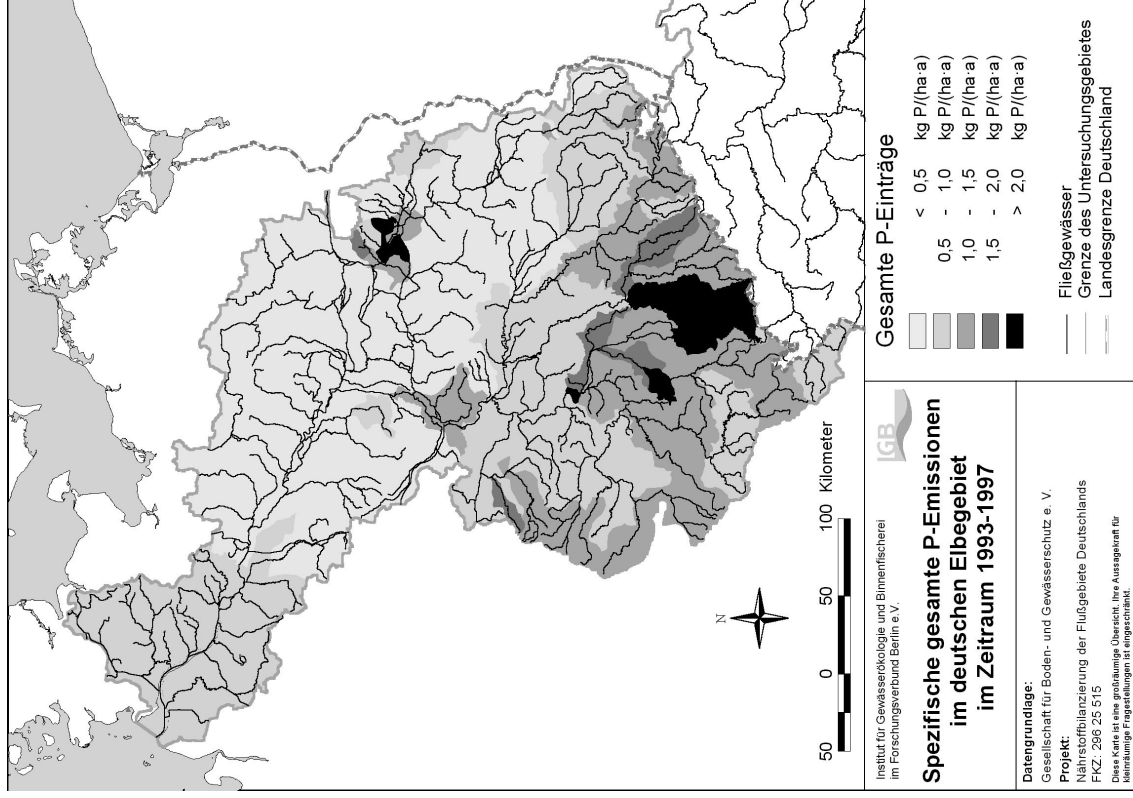


Abb. 9.3: Gesamte P-Einträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-1997

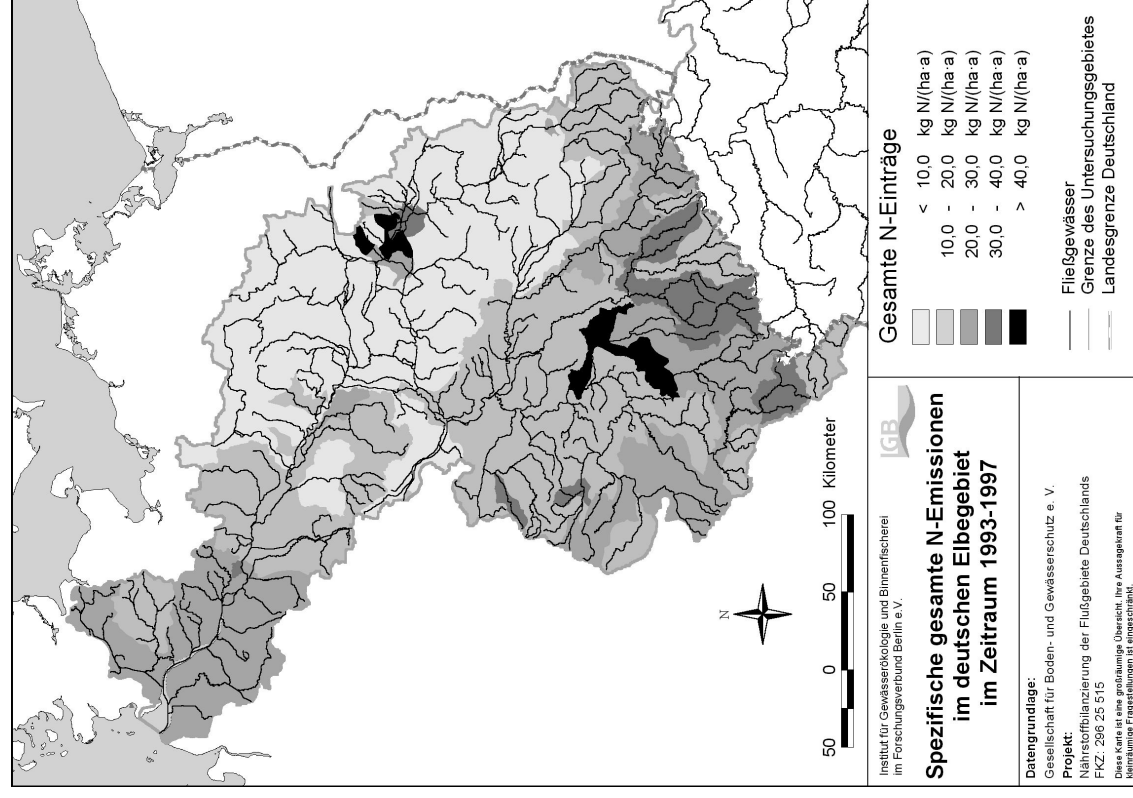


Abb. 9.4: Gesamte N-Einträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-1997

Tabelle 9.3: Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe 1993-1997

Gewässer	ED _P	EKA _P	EID _P	EGES _P	ANED _P	ANEP _P
	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktP/a]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	2,545	2,025	0,323	4,893	52,0	48,0
Elbe Schmilka – Saale	1,085	0,831	0,050	1,966	55,2	44,8
Schwarze Elster	0,163	0,103	0,000	0,266	61,1	38,7
Mulde	0,591	0,528	0,048	1,167	50,6	49,4
Saale	1,838	0,843	0,066	2,748	66,9	33,1
Unstrut	0,221	0,038	0,000	0,259	85,2	14,7
Weißer Elster	0,399	0,346	0,000	0,745	53,6	46,4
Bode	0,201	0,072	0,000	0,273	73,6	26,4
Havel	0,614	0,430	0,024	1,069	57,5	42,5
obere Havel	0,065	0,028	0,000	0,092	70,1	30,4
Spree	0,322	0,235	0,000	0,557	57,9	42,2
Elbe von Saale bis Zollenspieker	0,452	0,273	0,023	0,748	60,4	39,6
Stepenitz	0,029	0,006	0,000	0,036	82,4	16,7
Elde	0,065	0,024	0,000	0,088	73,3	27,3
Sude	0,057	0,006	0,000	0,064	89,9	9,4
Tideelbe	0,606	0,251	0,053	0,911	66,5	33,4
Stoer	0,086	0,022	0,000	0,108	79,7	20,4
Illmenau	0,075	0,027	0,000	0,102	73,9	26,5
Elbe bis Zollenspieker	6,554	4,403	0,487	11,443	57,3	42,7
Elbe gesamt	7,160	4,654	0,540	12,354	58,0	42,0

Tabelle 9.4: Diffuse punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe 1993-1997.

Gewässer	ED _N	EKA _N	EID _N	EGES _N	ANED _N	ANEP _N
	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	64,08	13,56	8,87	86,51	74,1	25,9
Elbe Schmilka - Saale	27,56	8,10	1,49	37,16	74,2	25,8
Schwarze Elster	5,60	0,91	0,66	7,17	78,1	21,9
Mulde	13,82	4,27	0,81	18,90	73,1	26,9
Saale	41,90	12,78	4,51	59,18	70,8	29,2
Unstrut	3,16	1,05	0,00	4,21	75,1	24,9
Weißer Elster	10,88	6,25	0,67	17,81	61,1	38,9
Bode	4,60	0,68	0,10	5,38	85,5	14,5
Havel	16,03	8,10	2,24	26,37	60,8	39,2
obere Havel	1,57	0,20	0,00	1,78	88,2	11,2
Spree	7,47	5,10	1,69	14,26	52,4	47,6
Elbe von Saale bis Zollenspieker	16,46	2,99	0,01	19,46	84,6	15,4
Stepenitz	0,83	0,06	0,00	0,88	94,3	6,8
Elde	2,32	0,49	0,00	2,81	82,6	17,4
Sude	2,66	0,06	0,00	2,72	97,8	2,2
Tideelbe	22,77	7,10	0,49	30,36	75,0	25,0
Stoer	2,36	0,53	0,00	2,88	81,9	18,4
Illmenau	2,22	0,55	0,00	2,76	80,4	19,9
Elbe bis Zollenspieker	166,95	45,53	17,11	229,59	72,7	27,3
Elbe gesamt	189,72	52,63	17,60	259,95	73,0	27,0

ED – diffuse Nährstoffeinträge über das Grundwasser, EKA – Einträge über kommunale Kläranlagen, EID – Einträge über industrielle Direkteinleiter, EGES – Gesamteinträge, ANED – Anteil diffuse Einträge am Gesamteintrag, ANEP – Anteil punktförmige Einträge am Gesamteintrag, N – Stickstoff, P - Phosphor

9.3 Veränderungen der Nährstoffeinträge von 1985 bis 1995

Im Rahmen der Untersuchungen zu den Nährstoffeinträgen im Einzugsgebiet der Elbe (Behrendt et al. 1999) wurden mit Hilfe des Modells MONERIS unter Berücksichtigung der veränderten Eingangsdaten auch die Nährstoffeinträge in die Flussgebiete der Elbe für den Zeitraum 1983-1987 abgeschätzt. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den **Tabellen 9.5 und 9.6** zu finden.

Aus dem Vergleich mit den **Tabellen 9.3 und 9.4** ist ersichtlich, dass mit Ausnahme des tschechischen Teilgebietes der Elbe in allen deutschen Teilgebieten der Anteil der Punktquellen an den gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträgen im Zeitraum 1983-1987 deutlich höher war als im Zeitraum 1993-1997.

Die **Tabelle 9.7** liefert Zahlen für die in dem Zehnjahreszeitraum seit der Mitte der 80iger Jahre erreichten Reduktionen der Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Teilgebieten der Elbe. Demnach kann man bei den gesamten Phosphoreinträgen von einer Reduktion von 56 % ausgehen. Bezogen auf die Teilgebiete der Elbe ist die Verminderung im tschechischen Gebiet mit 28 % am geringsten und im Havelgebiet mit 72 % am größten. Die Verminderung der Phosphoreinträge ist nach **Tabelle 9.7** vorwiegend auf die Reduktion der punktuellen Einträge zurückzuführen. Bei den diffusen Phosphoreinträgen kann ebenfalls eine Verminderung festgestellt worden, die jedoch fast ausschließlich auf die Verminderung der P-Einträge von urbanen Flächen und von Einwohnern, die nicht an Kläranlagen angeschlossen sind, zurückzuführen ist.

Hauptursache ist dabei nach Behrendt et al. (2001) die Reduktion der einwohnerspezifischen P-Emissionen im deutschen Einzugsgebietsteil der Elbe von 4,0 auf 1,8 g P/(E·a).

Mit der ausgewiesenen Reduktion der P-Einträge um 56 % wurde die Zielstellung einer Verminderung der P-Einträge um 50 % bezogen auf die Mitte der 80iger Jahre in der Elbe erreicht, obwohl dies nicht im tschechischen Teilgebiet der Elbe der Fall ist.

Für Stickstoff kann man dagegen feststellen, dass diese Zielstellung einer Reduzierung der gesamten N-Einträge im Elbegebiet noch nicht erreicht worden ist. So konnte lediglich eine Verminderung der gesamten N-Einträge in einer Höhe von 26 % festgestellt werden. Auch bei Stickstoff ist die Reduktion der gesamten Einträge vorwiegend auf die Verminderung der punktuellen Einträge, die in einem Bereich von 17 - 62 % liegt, zurückzuführen. Die Reduktion der diffusen Quellen ist nach Behrendt et al. (1999) geringer als bei Phosphor und wird vor allem durch eine Reduktion der N-Einträge aus Dränagen verursacht. Im betrachteten Zeitraum von 10 Jahren konnten die Dränauslässe auf die deutlich geringeren Stickstoffüberschüsse bereits mit geringeren Stickstoffkonzentrationen reagieren.

Darüber hinaus muss berücksichtigt werden, dass sich die hydrologischen Bedingungen in den beiden betrachteten Zeiträumen und damit auch die diffusen Einträge unterscheiden. Diese unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen sind auch die Ursache für die ausgewiesene geringe Erhöhung der diffusen Stickstoffeinträge im Gebiet der Tideelbe.

Tabelle 9.5: Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe 1983-1987

Gewässer	ED _P	EKA _P	EID _P	EGES _P	ANED _P	ANEP _P
	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktP/a]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	3,611	2,434	0,481	6,525	55,3	44,7
Elbe Schmilka – Saale	1,662	2,652	0,330	4,644	35,8	64,2
Schwarze Elster	0,271	0,471	0,038	0,780	34,7	65,3
Mulde	0,895	1,176	0,286	2,357	38,0	62,0
Saale	2,524	4,164	0,710	7,398	34,1	65,9
Unstrut	0,261	0,491	0,001	0,753	34,7	65,3
Weißer Elster	0,632	1,576	0,040	2,247	28,1	71,9
Bode	0,245	0,280	0,012	0,537	45,6	54,4
Havel	0,967	2,101	0,843	3,911	24,7	75,3
obere Havel	0,096	0,067	0,001	0,163	58,9	41,7
Spree	0,451	1,234	0,100	1,785	25,3	74,7
Elbe von Saale bis Zollenspieker	0,678	1,223	0,470	2,371	28,6	71,4
Stepenitz	0,071	0,046	0,000	0,117	60,7	39,3
Elde	0,115	0,143	0,000	0,258	44,6	55,4
Sude	0,099	0,046	0,000	0,144	68,8	31,9
Tideelbe	0,641	2,619	0,012	3,271	19,6	80,4
Stoer	0,081	0,200	0,002	0,283	28,6	71,4
Illmenau	0,096	0,242	0,000	0,338	28,4	71,6
Elbe bis Zollenspieker	9,480	12,574	2,834	24,888	38,1	61,9
Elbe gesamt	10,120	15,193	2,846	28,159	35,9	64,1

Tabelle 9.6: Diffuse punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe 1983-1987

Gewässer	ED _N	EKA _N	EID _N	EGES _N	ANED _N	ANEP _N
	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	76,66	19,92	12,85	109,43	70,1	29,9
Elbe Schmilka - Saale	33,99	8,80	9,07	51,86	65,5	34,5
Schwarze Elster	7,38	1,41	0,86	9,65	76,5	23,5
Mulde	16,62	4,14	8,15	28,91	57,5	42,5
Saale	47,68	18,49	19,59	85,77	55,6	44,4
Unstrut	4,24	1,33	0,00	5,57	76,1	23,9
Weißer Elster	13,50	8,11	0,90	22,51	60,0	40,0
Bode	5,20	0,81	0,13	6,15	84,6	15,3
Havel	19,89	16,63	6,35	42,87	46,4	53,6
Obere Havel	1,93	0,24	0,00	2,17	88,9	11,1
Spree	9,34	11,61	2,25	23,20	40,3	59,7
Elbe von Saale bis Zollenspieker	19,61	5,16	0,43	25,20	77,8	22,2
Stepenitz	1,16	0,28	0,00	1,44	80,6	19,4
Elde	3,46	0,96	0,00	4,43	78,1	21,7
Sude	3,52	0,17	0,00	3,69	95,4	4,6
Tideelbe	22,43	14,04	0,00	36,47	61,5	38,5
Stoer	2,64	1,28	0,00	3,92	67,3	32,7
Illmenau	2,27	1,50	0,00	3,76	60,4	39,9
Elbe bis Zollenspieker	198,93	69,00	48,30	316,22	62,9	37,1
Elbe gesamt	221,36	83,04	48,30	352,69	62,8	37,2

ED – diffuse Nährstoffeinträge über das Grundwasser, EKA – Einträge über kommunale Kläranlagen, EID – Einträge über industrielle Direkteinleiter, EGES – Gesamteinträge, ANED – Anteil diffuse Einträge am Gesamteintrag, ANEP – Anteil punktförmige Einträge am Gesamteintrag, N – Stickstoff, P - Phosphor

Tabelle 9.7: Berechnete Verminderungen der diffusen, punktförmige und gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-97 in bezug auf den Zeitraum 1983-1987.

Gewässer	RD _P	RP _P	RGES _P	RD _N	RP _N	RGES _N
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	29,5	19,5	25,0	16,4	31,6	20,9
Elbe Schmilka - Saale	34,7	70,5	57,7	18,9	46,3	28,3
Schwarze Elster	39,9	79,8	65,9	24,1	30,8	25,7
Mulde	34,0	60,6	50,5	16,8	58,7	34,6
Saale	27,2	81,4	62,9	12,1	54,6	31,0
Unstrut	15,3	92,3	65,6	25,5	21,1	24,4
Weißer Elster	36,9	78,6	66,8	19,4	23,2	20,9
Bode	18,0	75,3	49,2	11,5	17,0	12,5
Havel	36,5	84,6	72,7	19,4	55,0	38,5
Obere Havel	32,3	58,8	43,6	18,7	16,7	18,0
Spree	28,6	82,4	68,8	20,0	51,0	38,5
Elbe von Saale bis Zollenspieker	33,3	82,5	68,5	16,1	46,3	22,8
Stepenitz	59,2	87,0	69,2	28,4	78,6	38,9
Elde	43,5	83,2	65,9	32,9	49,0	36,6
Sude	42,4	87,0	55,6	24,4	64,7	26,3
Tideelbe	5,5	88,4	72,1	-1,5	45,9	16,8
Stoer	-6,2	89,1	61,8	10,6	58,6	26,5
Illmenau	21,9	88,8	69,8	2,2	63,3	26,6
Elbe bis Zollenspieker	30,9	68,3	54,0	16,1	46,6	27,4
Elbe gesamt	29,2	71,2	56,1	14,3	46,5	26,3

RD – Reduktion diffuser Einträge, RP – Reduktion punktförmiger Einträge, RGES – Reduktion der Gesamteinträge, N – Stickstoff, P- Phosphor

9.4 Stickstoff- und Phosphorfrachten im Flussgebiet der Elbe

Wie von Behrendt und Opitz (1999) gezeigt werden konnte, sind die berechneten Nährstoffeinträge in ein Flussgebiet im Allgemeinen immer größer als die aus Beobachtungswerten der Nährstoffkonzentration und des Abflusses berechenbaren Frachten an einer bestimmten Gütemessstation. Auf der Basis von Modellvergleichen konnte nachgewiesen werden, dass die Ursache dieser Abweichungen vorwiegend auf Prozesse des Nährstoffrückhaltes bzw. auf Nährstoffverluste in den Oberflächengewässern der Flussgebiete zurückzuführen sind.

Nährstoffrückhalte und -verluste werden einerseits durch Sedimentation von Partikeln in Stillwasserbereichen bzw. in den Überflutungsräumen verursacht. Bezüglich Stickstoff ist darüber hinaus die Denitrifikation von Nitrat insbesondere im Intersitial als Verlustprozess von Bedeutung. Zusammengefasst werden die verschiedenen Prozesse des Nährstoffrückhaltes und der -verluste unter dem Begriff der Nährstoffretention. Die Nährstoffretention in den Oberflächengewässern des Elbegebietes wird nach Behrendt und Opitz (1999) auf der Basis des in Kap. 8.8 beschriebenen konzeptionellen Modells ermittelt. Die Ergebnisse und der Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Frachten sind in den **Tabellen 9.8 und 9.9** für ausgewählte Teilgebiete und in **Abb. 9.5** für alle Teilgebiete der Elbe für die Zeiträume 1982-87 und 1993-1997 dargestellt.

Generell kann man feststellen, dass die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Nährstofffrachten mit der Größe des Einzugsgebietes abnehmen. Für einzelne Gebiete, wie z.B. die Mulde bei Dessau, die Havel bei Toppeln und Henningsdorf sowie die Elde, treten jedoch insbesondere für Phosphor erhebliche Differenzen auf. Als Ursache für dieses Verhalten kann man vor allem die Existenz von größeren Standgewässern im Unterlauf (Mulde Stausee), im Oberlauf (Elde) bzw. entlang des gesamten Einzugsgebietes (Havel) ansehen.

Tabelle 9.8: Gemessene und berechnete Frachten von Gesamtphosphor (TP), gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für Teileinzugsgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997.

Gewässer	TP _{gem}	TP _{ber}	DIN _{gem}	DIN _{ber}	TN _{gem}	TN _{ber}
	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]
Elbe Schmilka	2,94	2,09	51,54	43,90	70,28	54,61
Elbe Schmilka – Saale						
Schwarze Elster	0,07	0,08	2,60	2,76	0,00	3,96
Mulde	0,24	0,71	13,19	12,24	0,00	13,50
Saale	1,11	1,18	28,25	32,80	0,00	38,76
Unstrut	0,00	0,13	2,59	2,62	2,86	2,95
Weißer Elster	0,35	0,34	9,74	9,84	15,35	11,72
Bode	0,16	0,13	3,53	3,24	0,00	3,70
Havel	0,53	0,30	5,30	8,56	8,20	13,42
obere Havel	0,06	0,02	0,49	0,42	0,79	0,78
Spree	0,21	0,17	4,52	5,02	5,95	7,56
Elbe von Saale bis Zollenspieker						
Stepenitz	0,02	0,02	0,91	0,50	1,08	0,59
Elde	0,08	0,01	0,92	0,37	1,20	0,92
Sude	0,00	0,02	1,57	1,14	1,92	1,57
Tideelbe						
Stoer	0,05*	0,07	2,15	1,94	2,48	2,10
Illmenau	0,09	0,05	1,42	1,70	1,48	1,92
Elbe bis Zollenspieker	4,55	4,23	111,71	101,49	132,90	135,55
Elbe gesamt						

Tabelle 9.9: Gemessene und berechnete Frachten von Gesamtphosphor (TP), gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für Teileinzugsgebiete der Elbe im Zeitraum 1983-1987.

Gewässer	TP _{gem}	TP _{ber}	DIN _{gem}	DIN _{ber}	TN _{gem}	TN _{ber}
	[ktP/a]	[ktP/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]	[ktN/a]
Elbe Schmilka	2,90	2,73	72,22	54,97	80,22	68,73
Elbe Schmilka - Saale						
Schwarze Elster		0,29	3,48	4,17		5,63
Mulde		1,43	0,00	18,71		20,64
Saale	3,96	3,33	47,94	48,70		56,94
Unstrut		0,36	2,72	3,41		3,86
Weißer Elster		0,99	10,62	12,24		14,70
Bode		0,24	3,29	3,54		4,13
Havel	1,90	1,13	9,43	14,21	12,14	22,03
Obere Havel	0,13	0,04	0,50	0,54	1,12	0,97
Spree		0,49		7,87		12,08
Elbe von Saale bis Zollenspieker						
Stepenitz	0,06	0,07	1,57	0,87	2,10	0,99
Elde		0,04	1,13	0,66		1,54
Sude		0,06	1,36	1,67		2,20
Tideelbe						
Stoer		0,19	0,00	2,61		2,84
Illmenau	0,17	0,17	1,94	2,32		2,62
Elbe bis Zollenspieker	9,43	9,23	145,06	139,95	163,51	186,81
Elbe gesamt						

*die Frachtangaben beziehen sich in der Stör auf die Jahre 1992 –1993 und ein 10% kleineres Einzugsgebiet (Venohr, 2000)

Die Verteilung der Wasserfläche im Einzugsgebiet und die Mixtureigenschaften der Standgewässer bestimmen die Art und die Größe der Abweichungen. So ist der meromiktische Muldestausee eine dauerhafte Senke für fast alle partikulär gebundenen Stoffe. Demgegenüber wird der Rückhalt von Phosphor durch Desorption beim Durchfließen von polymiktischen Flachseen, die vor allem für das Havelgebiet charakteristisch sind, herabgesetzt. Im Eldegebiet wiederum befinden sich die Seen vor allem im Oberlauf, so dass der im Unterlauf der Elde eingetragene Phosphor einer geringeren Retention unterliegt als für das Gesamtgebiet berechnet. Diese Unterschiede in dem Charakter und der Verteilung der Standgewässer im Einzugsgebiet werden z. Z. noch nicht in dem Retentionsansatz berücksichtigt und führen deshalb für diese Gebiete zu deutlich größeren Abweichungen als für Flussgebiete, in denen die Standgewässer eine untergeordnete Rolle spielen bzw. nahezu über das Einzugsgebiet gleichverteilt sind.

Berücksichtigt man, dass die Einträge in der Mulde oberhalb des unteren Teilgebietes der Mulde im Muldestausee einer zusätzlichen Retention unterliegen, so reduziert sich die berechnete Gesamtposphorfracht in der Mulde bei Dessau von 710 auf 180 tP/a. Die Abweichung zwischen berechneter und gemessener Fracht sinkt damit auf weniger als 30 %. Für den tschechischen Teil der Elbe liegen die Abweichungen bei ca. 30 %, wobei hier sowohl die berechneten P als auch die N-Frachten zu klein sind. Hier sind noch keine Aussagen zu den Ursachen möglich, da die Eintragsberechnungen für den tschechischen Teil der Elbe bisher nur den Charakter grober Abschätzungen haben (Behrendt et al., 1999). Es kann jedoch u.a. vermutet werden, dass die gemessenen Nährstofffrachten für die Elbe bei Schmilka überbestimmt sind. Nach den gemessenen Frachtangaben in **Tabelle 9.8** ist die Summe der Frachten der Elbe bei Schmilka sowie Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel bereits um 400 t P/a größer als die P-Fracht der Elbe bei Zollenspieker und entspricht in etwa der P-Fracht bei Schnackenburg (5.299 t P/a). Daraus kann einerseits gefolgert werden, dass die gemessene P-Fracht bei Schmilka lediglich in der Größe der direkten punktuellen Einleitungen in die

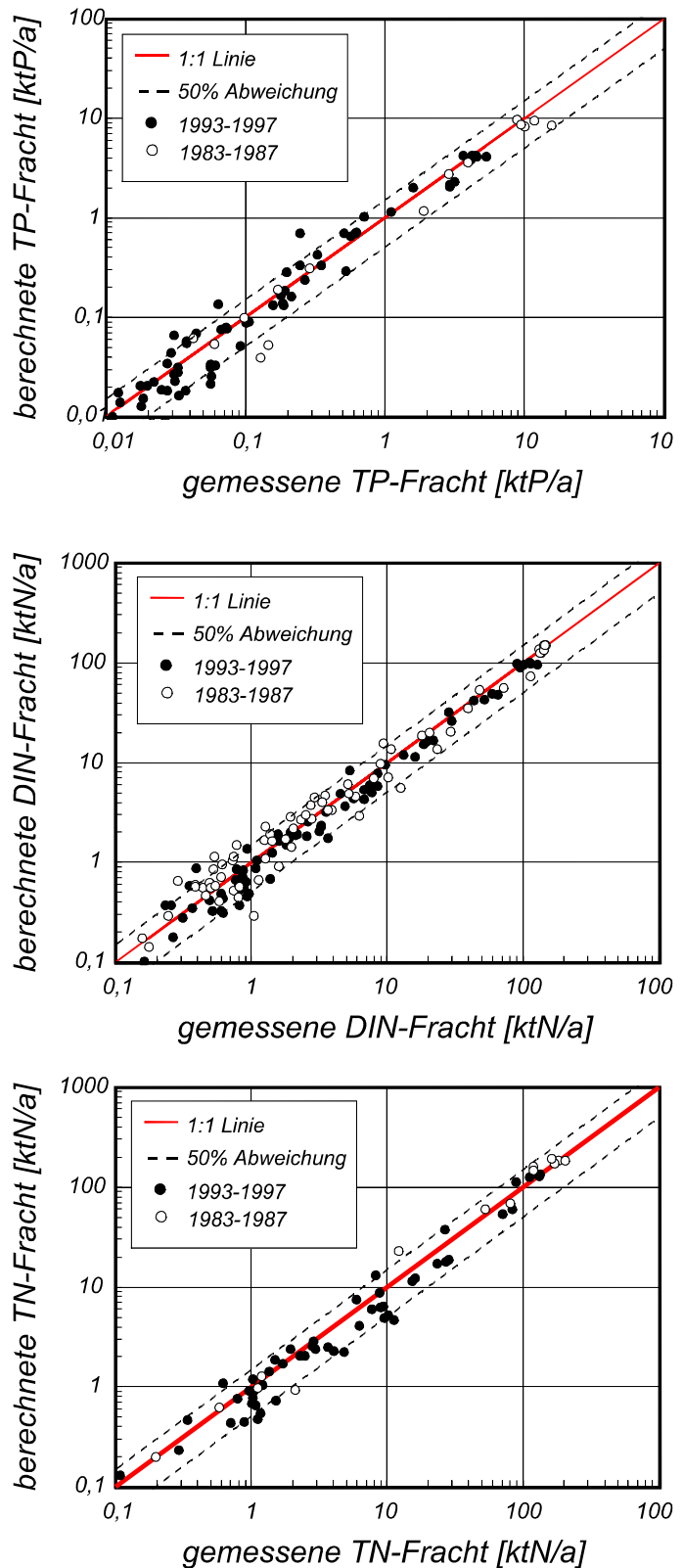


Abb. 9.5: Vergleich von gemessenen und berechneten Phosphor- und Stickstofffrachten für die Teilgebiete der Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

Elbe und diffusen Einträge aus den beiden Zwischengebieten der Elbe ober- bzw. unterhalb der Saalemündung überbestimmt ist. Andererseits werden offensichtlich in der Staustufe Geesthacht durchschnittlich mehr als 400 t P/a zurückgehalten. Berücksichtigt man zusätzlich die P-Frachten der kleineren Elbenebenflüsse unterhalb von Schnackenburg (Elde, Jeetzel, und Sude) so dürfte der P-Rückhalt zwischen Schnackenburg und Zollenspieker bei ca. 600 t P/a liegen.

Auch für Stickstoff ergeben sich für einige Gebiete deutliche Abweichungen. So wird in der Havel eine zu hohe N-Fracht berechnet. Auch hier werden die Abweichungen deutlich geringer, wenn man analog zur Mulde berücksichtigt, dass die N-Einträge aus Berlin und oberhalb Berlins nicht nur in ihren betreffenden Teilgebieten sondern auch in den unterhalb Berlins liegenden Havelseen durch Denitrifikation vermindert werden. Im Flussgebiet der Stepenitz sind die gemessenen Stickstofffrachten deutlich höher als die berechneten. Da die Retention von anorganisch gelöstem Stickstoff und von (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) in der Stepenitz im Vergleich zu anderen Gebieten der unteren Elbe gering ist und auch der Anteil der Punktquellen an den gesamten Stickstoffeinträgen gering ist, muss man hier folgern, dass offensichtlich die diffusen Stickstoffeinträge unterschätzt werden. Eine nähere Analyse zeigt, dass diese Diskrepanz vermindert wird, wenn man den aus den Bodenstandorttypen berechenbaren Anteil der Dränflächen von ca. 9 % auf 30 % erhöht. Für einen deutlich höheren Dränageanteil als 9 % spricht ebenfalls, dass in der Stepenitz, wie in anderen Gebieten mit einem sehr hohen Anteil von Dränagen, eine große Differenz in den mittleren Nitratkonzentrationen bei hohen und geringen Abflüssen insbesondere im Winter auftritt. Somit kann man folgern, dass im Gebiet der Stepenitz in der Vergangenheit vermutlich deutlich mehr Flächen gedränt wurden als von den Bodenstandorttypen notwendig gewesen wäre.

Die **Abb. 9.5** und die **Tabelle 9.9** zeigen, dass auch für den Zeitraum 1983-1987 eine ähnlich gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen P- und N-Frachten erzielt wird, obwohl die absoluten Beträge der Einträge deutlich über dem Niveau von 1995 liegen und sich auch die Verteilung der Eintragsquellen stark unterscheidet. In den Teilgebieten, wo man bereits im Zeitraum 1993-1997 überdurchschnittlich hohe Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Frachten feststellen kann, bleiben diese erhalten, womit die obigen Erklärungen bezüglich der Spezifika der Ursachen der Abweichungen gestützt werden. Vergleicht man die gemessenen und die berechneten Phosphor- und Stickstofffrachten in den beiden Zeiträumen, so kann man die in der **Tabelle 9.10** aufgeführten Veränderungen feststellen.

Die dort dargestellten Verminderungen der gemessenen Frachten in den Flussgebieten liegen generell im gleichen Bereich, wie die der berechneten Frachten und der in Kap. 9.3 gezeigten Reduzierungen der Einträge von Phosphor- und Stickstoff. Es bestätigt sich die Schlussfolgerung, dass die Verpflichtung Deutschlands im Rahmen von OSPARCOM eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Nordsee um 50 % im Vergleich zu den Werten in der Mitte der achtziger Jahre zu erreichen, für Phosphor bereits im Zeitraum 1993-1997 erfüllt wurde. Dies gilt nicht nur für die gesamte Elbe, sondern auch für alle größeren deutschen Teilgebiete der Elbe. Im tschechischen Teil der Elbe wurde diese Zielstellung noch nicht erreicht.

Bei Stickstoff konnte die Zielstellung jedoch noch nicht erreicht werden. Für die Elbe insgesamt konnte eine Eintragsverminderung in die Nordsee von nur 30% erreicht werden. Im Havelgebiet ist die Verminderung mit 42% am größten, weil dort auch der Anteil der Punktquellen am größten war (siehe Kap. 9.2). In den Gebieten mit einem hohen Anteil von diffusen Stickstoffeinträgen (z.B. Unstrut, Weiße Elster, Stepenitz) ist die Verminderung der Stickstoffeinträge am geringsten.

Wie bereits im Kap. 9.1 und 9.2 gezeigt, sind die Anteile der einzelnen Flussgebiete an der Nährstoffbelastung der Elbe verschieden. Diese Tendenz verstärkt sich noch, wenn man die unterschiedlichen Retentionspotenziale in den Flussgebieten berücksichtigt. Das Resultat von Eintrag und Retention ist die Fracht, somit zeigen die gemessenen Frachten das unterschiedliche Belastungspotenzial der Nebenflüsse für den Elbestrom selbst. Einen Überblick bezüglich der Anteile der Nährstofffrachten der größten deutschen Nebenflüsse der Elbe (Mulde, Saale und Havel) zeigt die **Abb. 9.6**. Zusätzlich zeigt die Abbildung die Anteile dieser Flussgebiete am Gesamtgebiet der Elbe oberhalb von Zollenspieker und am Gesamtabfluss an dieser letzten tideunbeeinflussten Messstation im Elbegebiet.

Tabelle 9.10: Verminderung der Frachten von Gesamtphosphor (TP), gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für Teileinzugsgebiete der Elbe zwischen 1985 und 1995

Gewässer	TP _{gem}	TP _{ber}	DIN _{gem}	DIN _{ber}	TN _{gem}	TN _{ber}
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Elbe Schmilka	-1,7	23,4	28,6	20,1	12,4	20,5
Elbe Schmilka – Saale						
Schwarze Elster		72,8	25,2	33,7		29,7
Mulde		50,4		34,6		34,6
Saale	72,0	64,7	41,1	32,7		31,9
Unstrut		64,3	4,9	23,0		23,6
Weißer Elster		65,7	8,3	19,6		20,3
Bode		43,9	-7,3	8,4		10,4
Havel	72,2	73,7	43,8	39,7	32,5	39,1
Obere Havel	56,6	47,7	0,4	21,6	29,1	19,9
Spree		66,4		36,2		37,4
Elbe von Saale bis Zollenspieker						
Stepenitz	70,1	76,0	42,4	42,4	48,7	40,7
Elde		72,4	18,0	43,4		40,1
Sude		61,8	-15,7	31,6		28,9
Tideelbe						
Stoer		61,4		25,9		26,2
Illmenau	46,1	70,1	27,1	26,7		26,6
Elbe bis Zollenspieker	51,8	54,1	23,0	27,5	18,7	27,4
Elbe gesamt						

Es ist klar ersichtlich, dass die Anteile von Mulde und Saale an der Fracht von Gesamtphosphor und anorganisch gelöstem Stickstoff deutlich über ihren Anteilen am Einzugsgebiet und am Abfluss liegen. Demgegenüber ist der Anteil der Havel an der Phosphorfracht der Elbe mit 11 % um ca. ein Drittel geringer als ihr Anteil am Einzugsgebiet. Bezüglich Stickstoff beträgt der Anteil der Havel an der Gesamtfracht der Elbe sogar nur noch weniger als 5 % (bei TN 7%).

Daraus kann man folgern, dass auch eine weitere Verminderung der Gesamtfrachten in der Elbe überproportional auf die Gebiete konzentriert werden müssen, die einen im Vergleich zum Einzugsgebiet und Abfluss deutlich höheren Frachtanteil haben. Dies trifft jedoch nur dann zu, wenn sich gegenwärtige und künftige Zielvorstellungen für eine Belastungsreduzierung aus der Qualität der unteren Elbe, dem Elbeästuar oder, wie bereits jetzt für Stickstoff aus dem Meeresschutz ergeben.

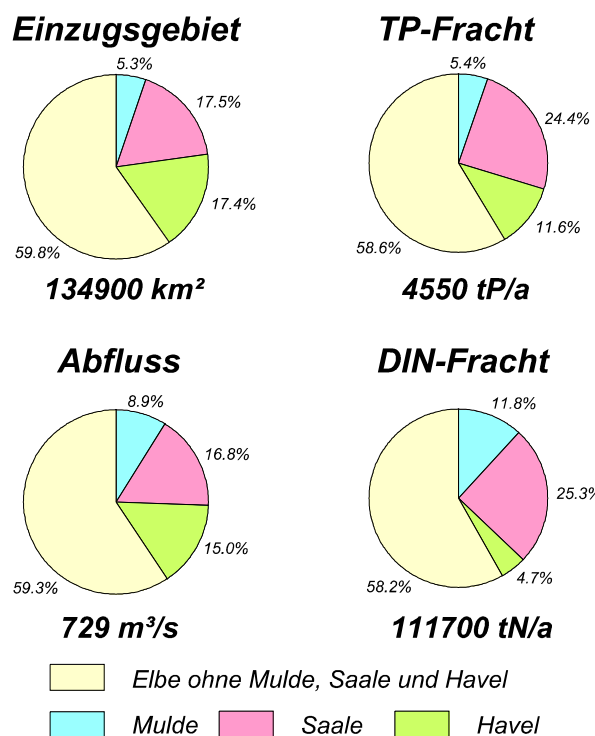


Abb. 9.6: Anteile von Mulde, Saale und Havel am Einzugsgebiet, Abfluss, Gesamtphosphor und DIN-Fracht der Elbe oberhalb von Zollenspieker.

4. Literatur

Aarts, E. and Korst, J. (1989): Simulated Annealing and Boltzmann Machines. John Wiley, New York.

- Arnold, J.G., Allen, P.M. and Bernhardt, G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142: 47-69.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Nicks, A.D. and Sammons, N.B. (1990): SWRRB - A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Resources Management. Texas A&M University Press, College Station, 255pp.
- Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: *Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation*, Karlsruhe.
- 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. UBA-Texte, 75/99 Annex, 1-45.
- 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. UBA-Texte, 75/99 Annex, 1-45.
- Bárdossy, A. (1993): Stochastische Modelle zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlages. *Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, Nr. 44, 153S.
- Bárdossy, A. and Duckstein, L. (1995): Fuzzy Rule-Based Modelling with Applications to Geophysical, Biological and Engineering Systems. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Bartnicki, J., Olendrzynski, K., Jonson, J. E. Uer, S. (1998): Description of the Eulerian Acid Deposition model. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MS-CHEM Status Report 1/98. Part 2*, Oslo.
- Becker, A. (1975): The integrated hydrological catchment model EGMO. Bratislava: *Int. Symp. and Workshops Appl. Math. Models in Hydrology and Water Res. Syst.* In: *Hydrol. Sci. Bull.* 21, 1, 1975.
- Becker, A. (1997): Genestete hydrologische Modellierungen im Elbegebiet im Rahmen des Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“. In Bronstert, A. et al. (Hrsg.): *Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten*. PIK Report No. 43, 43-53.
- Becker, A., Behrendt, H., Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W. (1999): Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 2. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577.
- Becker, A., Behrendt, H., Huber, P., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W. (1998): Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 1. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577.
- Becker, A., Behrendt, H., Quast, J., Wenkel, O. und Krönert, R (1995): Rahmenkonzeption „Gebietswasser- und Stoffhaushalt im Elbegebiet als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“. Herausgeber: A.Becker, PIK Potsdam.
- Becker, A., Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W. (2000): Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 3. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410, 111-122.
- Behrendt, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads -A comparison for different river basins in Central Europe. In: *Water, Science and Technology* (33), 4-5.
- Behrendt, H., Eckert, B. & Opitz, D. (2000): Die Havel als Belastungsquelle für die Elbe; die Senkenfunktion der stauregulierten Havelabschnitte. *Zukunft Wasser, Dokumentation zum 2. Berliner Symposium Aktionsprogramm Spree/Havel 2000*, Berlin, 7./8.Juli 1999, 33-39.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. und Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75/99, 288 S.
- Behrendt, H., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G. & Schmoll, O. (2001): Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg, Studien- und Tagungsberichte des LUA-Brandenburg, 89 S. (in Druck)
- Bergström, S. (1992): The HBV model – its structure and applications. SMHI RH no. 4, Norrköping, Sweden.
- Bergström, S., Forsman, A. (1973): Development of a conceptual deterministic rainfall-runoff model. *Nordic Hydrology*, 4, 147-170.
- Beven, K. J. (1999): Gridatb - a program to calculate $a/\tan\beta$ values from gridded elevation data. <http://www.es.lancs.ac.uk/hfdg/topmodel.html>
- Bierkens, M.F.P., Finke, P.A. and de Willigen, P. (2000): Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research. *Developments in Plant and Soil Sciences*, Vol. 88, Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, 90 pp.
- Blume, H.P. (1992): *Handbuch des Bodenschutzes*. 2nd ed. ECOMED, Landsberg Lech, 794 pp.
- BMBF (1995): *Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“*. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Bonn, August 1995.
- BMELF (1996): *Zur Neuorientierung der Landnutzung in Deutschland*. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 453.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.-P., Wenkel, K.-O. (1995): *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: Ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Ernst & Sohn, Berlin, 418 p.

- Bouzaher, A., Lakshminarayan, P.G., Cabe, R., Carriquiry, A., Gassman, P.W. and Shogren, J.F. (1993): Meta-models and nonpoint pollution policy in agriculture. *Wat. Resour. Res.* 29, 1579-1587.
- Brombach, H. & Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.
- Deumlich, D. & Frielinghaus, M. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. *Agrarspectrum* 22, Frankfurt/M.
- Dosch, F. und G. Beckmann (1999): Trends und Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung bis 2010, Informationen zur Raumentwicklung, Heft 11/12, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 827-842.
- Driescher, E. & Gelbrecht, J. (1993): Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany). In: Olem, H. (Ed.): *Diffuse Pollution. Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution*, Chicago, USA, 19-24 September 1993.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter 238, Bonn, 135 S.
- Dyck, S. und Peschke, G. (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. 3. Auflage, Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EDC (1997): GTOPO30. Global 30 arc second digital elevation data set. Obtained from <http://edcwww.cr.usgs.gov/landdaac/gtopo30/gtopo30.html>.
- EUR (1994): EUR 12585 - CORINE land cover project - Technical guide. European Commission. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Foerster, P. & Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. *Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim*, Heft 7.
- Franke, U. et al. (2001) : Stickstoff-Modellierung für Lysimeter des Parthe-Gebietes. Ergebnisse des Workshops "Stickstoffmodellierung" vom 08.06.1999 bis 10.06.1999 am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, in Vorbereitung als UFZ-Bericht.
- Frede, H. G. & Dabbert, S. (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landsberg.
- Haberlandt, U. (1999): Klimadatensatz für die „Elbe-Ökologie“ - ELBCLI, Ver. 1, 3/99 -. Nutzerdokumentation und CD. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- Haberlandt, U. and G.W. Kite (1998): Estimation of daily space-time precipitation series for macroscale hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 12(9), 1419-1432.
- Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V. and Becker, A. (2001a): Regionalization of the base flow index from dynamically simulated flow components - a case study in the Elbe River Basin. *Journal of Hydrology* 248(1-4), 35-53.
- Haberlandt, U., Krysanova, V., Bárdossy, A. (2001b): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins, Part II: Regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecol. Modelling* (submitted).
- Haberlandt, U., Krysanova, V., Klöcking, B., Becker, A., Bárdossy, A. (2001c): Development of a metamodel for large-scale assessment of water and nutrient fluxes – first components and initial tests for the Elbe River Basin. *IAHS Publ.* 268, 263-269.
- Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G., Schmidt, R. (1995): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1: 1000000 (BÜK1000)*. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G. und Schmidt, R. (1995): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1000000*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Heaney, J. P.; Huber, W. C. & Nix, S. J. (1976): *Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures*. EPA 600/2-76-275.
- Holtan, H.N. (1961): A concept for infiltration estimates in watershed engineering. *U.S. Dept. Agr.*, 41-51.
- Klöcking, B. and U. Haberlandt (2001b): Impact of land use changes on water dynamics - a case study in temperate meso and macro scale river basins. *Physics and Chemistry of the Earth*, (submitted).
- Klöcking, B. und U. Haberlandt (2001a): Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt von Saale und Havel. In: *Sutmöller, J., Raschke, E. (Hrsg.) Modellierung in meso- bis makroskaligen Flusseinzugsgebieten – Tagungsband zum gleichnamigen Workshop am 16./17. November in Laueburg, GKSS 2001/15 (ISSN 0344-9629)*, 86-97.
- Kofalk, S., Kühlborn, J., Gruber, B., Uebelmann, B. und Hüsing, V. (2001): Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS). Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts „Toward a generic Tool for River Basin Management – feasibility study“. BfG PG Elbe-Ökologie (Hrsg.), Mitteilung Nr. 8.
- Kolbe, H. (2000): *Landnutzung und Wasserschutz: Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{min}-Untersuchung und Nitrat-Auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland*. WLW Leipzig.

- Kretzschmar, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.
- Krysanova, V. and Becker, A. (1999): Integrated Modelling of Hydrological Processes and Nutrient Dynamics at the River Basins Scale, *Hydrobiologia*, 410, 131-138.
- Krysanova, V. and Haberlandt, U. (2001): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins. Part I: Simulation experiments using a process-based model. *Ecological Modelling* (submitted).
- Krysanova, V., Becker, A., Kloecking, B. (1998b): The linkage between hydrological processes and sediment transport at the river basin scale. In: W. Summer, E. Klaghofer, W. Zhang (eds.) *Modelling Soil Erosion, Sediment Transport and Closely Related Hydrological Processes*, IAHS Publication no. 249, 13-20.
- Krysanova, V., Bronstert, A., Müller-Wohlfeil, D.-I. (1999a): Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences Journal*, 44(2), 313-331.
- Krysanova, V., Gerten, D., Kloecking, B., Becker, A. (1999b): Factors affecting nitrogen export from diffuse sources: a modelling study in the Elbe basin. In: L. Heathwaite (editor) *Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources*, IAHS Publications no. 257, p. 201-212.
- Krysanova, V., Meiner, A., Roosaare, J., & Vasilyev, A. (1989): Simulation modelling of the coastal waters pollution from agricultural watershed. *Ecological Modelling*, 49: 7-29.
- 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(1-2), 261-289.
- Krysanova, V., Wechsung, F., Arnold, J., Srinivasan, R., Williams, J. (2000): *SWIM – User Manual*. PIK-Report No. 69., 243pp
- Liebscher, H. J. & Keller, R. (1979): Abfluß. In: Keller, R. (Hrsg.) . *Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland* (Textband). Bonn.
- Lindström, G., Johansson, B., Persson, M., Gardelin, M., Bergström, S. (1997): Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *J. Hydrol.* 201, 272-288.
- Maidment, D.R. (ed.) (1993): *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, Inc. New York.
- McVoy, C.W., Kersebaum, K.C., Arning, M., Kleeberg, P., Othmer, H., Schröder, U. (1995): A data set from north Germany for the validation of agrosystem models: documentation and evaluation. *Ecol. Modelling* 81, 265–300.
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: *Wasser-Abwasser-Abfall* 7, Kassel.
- Mohaupt, V.; Sieber, U., Van De Roovaart, J., Verstappenn, C. G., Langenfeld, F. & Braun, F., M. (1998): Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. In: *Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III*, Edinburgh.
- Muscutt, A.D., Harris, G.L., Bailey, S.W., Davies, D.B. (1993): Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 45, 59-77.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models, Part 1 - A discussion of principles. *J. Hydrol.*, 10, 282-290.
- O' Callaghan, J.R. (1996): *Land use. The interaction of Economics, Ecology and Hydrology*. Chapman & Hall, London, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 200 p.
- Österle, H. (2001): Berechnung der Globalstrahlung aus routinemäßig gemessenen Klimaelementen. *Pers. Mitteilung*.
- Pfützner, B., B. Klöcking und S. Schaphoff (1998): Ermittlung von Hochwasserwahrscheinlichkeiten für die Nutze zwischen Jüterbog und Woltersdorf. Abschlussbericht an das LUA Brandenburg.
- Pfützner, B., Lahmer, W., Becker, A., Klöcking, B. (2000): *ARC/EGMO – GIS-gestützte hydrologische Modellierung*, Programmdokumentation, Büro für Angewandte Hydrology/ Potsdam-Institute for Climate Impact Research, Berlin, Potsdam (<http://www.arcegmo.de>).
- Priestley, C.H.B. and Taylor, R.J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Monthly Weather Review*. 100: 81-92.
- Quinn, P, Anthony, S., Lord, E. and Turner, S. (1996): Nitrate modelling for the UK: a Minimum Information Requirement (MIR) approach. *Hydrologie dans le pays celtiques*, Rennes (France), 8-11 Juillet, Ed. INRA, 215-223.
- Raderschall, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. *Berichte aus der Agrarwissenschaft*, Aachen.
- Richter, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* Nr. 194, 93 Seiten, Offenbach am Main 1995.
- Ritchie, J.T. (1972): A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resource Res.* 8: 1204-1213.
- Rogler, H. & Schwertmann, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 22.

- Rosenwinkel, K.-H. & Hippen, A. (1997): Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer. Forschungsbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 11 ed. Enke, Stuttgart, 442 pp.
- Schmoll, O. (1998): Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen in die Flußgebiete Deutschlands: Notwendigkeiten und Möglichkeiten ihrer weiteren Verminderung. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz.
- Schwarze, R., Dröge, W., Opherden, K. (1997): Regionale Analyse und Modellierung grundwasserbürtiger Abflußkomponenten in Festgesteinseinzugsgebieten. Proceedings of the Conference "Modellierung in der Hydrologie", Dresden Technical University, pp. 179-190.
- Smith, R.A., Schwarz, G.E. and Alexander, R.B. (1997): Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Wat. Resour. Res.*, 33(12), 2781-2798.
- Srinivasan, R., Arnold, J., Muttiah, R.S., Walker, C. and Dyke, P.T. (1993): Hydrologic unit model for the united states (HUMUS). In: Application of Advanced Information Technologies for Management of Natural Resources, (Proc. Symp., June 18-19, Spokane, WA), 451-456.
- Succow, M. (1995): Die Krise unserer Landnutzung- Chancen für Neuorientierungen? *Berichte zur deutschen Landeskunde*, Bd. 69, H.1, 87-92.
- Tsyro, S. G. (1998a): Transboundary fluxes and exceedances to critical loads. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 1*, Oslo.
- Tsyro, S. G. (1998b): Description of the Lagrangian Acid Deposition model. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 2*, Oslo.
- Venohr, M. (2000): Einträge und Abbau von Nährstoffen in Fließgewässern der oberen Stör. Dip-lomarbeit, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 122 S.
- Walling, D. E. (1983): The sediment delivery problem. In: *Journal of Hydrology* 65.
- Walling, D. E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: A geomorphological and hydrological perspective. In: *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advance. Limnol.* 47.
- Wendland, F. und Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. *Schriften des Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt/ Environment*, Vol.13, 166 S.
- Werner, W. & Wodsak, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR. *Agrarspectrum* 22, Frankfurt am Main.
- Werner, W., Olf, H.-W., Auerswald, K. & Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen". In: Hamm, A. (1991): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Sankt Augustin.
- Williams, J.R. & Berndt, H.D. (1977): Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE* 20(6): 1100-1104.
- Williams, J.R., Renard, K.G. and Dyke, P.T. (1984): EPIC - a new model for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation* 38(5): 381-383.