

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
Institut für Hydrologie

Bettina Großkinsky

**Erstellung und Anwendung des
Bewertungssystems Hydrologische Güte im
Einzugsgebiet der Enz**

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Freiburg i Br., März 2001

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
Institut für Hydrologie

Bettina Großkinsky

**Erstellung und Anwendung des
Bewertungssystems Hydrologische Güte im
Einzugsgebiet der Enz**

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Koreferent: Prof. Dr. S. Demuth

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut
Freiburg i Br., März 2001

Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg innerhalb der Projektgruppe "Integrierter Gewässerschutz" entstanden. Das in das "Baden Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung" (BWPLUS) aufgenommene Projekt "Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens *"Hydrologische Güte"* zum operationellen Einsatz im nachhaltigen Flussgebietsmanagement" bildet den Themenschwerpunkt der Projektgruppe.

Um die Übertragbarkeit des Bewertungsverfahrens Hydrologische Güte auf Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe und Beschaffenheit – eine Voraussetzung für die Aussagekraft und Anwendbarkeit des Verfahrens – zu überprüfen, soll die derzeitige Konzeption im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) angewendet werden.

Mein herzlicher Dank gilt allen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Freiburg i. Br., im März 2001

Bettina Großkinsky

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Zusammenfassung	X
Summary	XII
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.2 Vorgehensweise	2
2 Das Untersuchungsgebiet – allgemeine Beschreibung und Einzugsgebietsanalyse	5
2.1 Naturräumliche Lage und landschaftliche Gliederung	5
2.2 Geologie	7
2.3 Böden	9
2.4 Klima	13
2.5 Landnutzung	15
2.6 Hydrologie	17
2.7 Wasserwirtschaftliche Beanspruchung	19
3 Gewässergüte	21
3.1 Vorbemerkungen	21
3.2 Pflanzennährstoffe	21
3.2.1 Nährstoffquellen	21
3.2.2 Das Verhältnis von punktförmigen zu diffusen Stoffeinträgen	24
3.3 Charakterisierung der Nährstoffe	25
3.3.1 Stickstoff	25
3.3.2 Phosphor	29
3.4 Steuergrößen der Stoffausträge	31
3.4.1 Einfluss der Bodennutzung auf den Stoffaustrag	31
3.4.2 Einfluss des Abflussgeschehens auf den Stoffaustrag	33
3.5 Wirkungen im Gewässer	34
3.6 Fazit	37

4	Das Bewertungsverfahren Hydrologische Güte	38
4.1	Allgemeiner Überblick	38
4.2	Das hydrologische Leitbild	39
4.3	Einzugsgebietsanalyse	41
4.4	Abflussdynamik	42
4.5	Stoffhaushalt und Stoffdynamik	43
4.5.1	Vorbemerkung	43
4.5.2	Stoffhaushalt	44
4.5.3	Stoffdynamik	46
4.6	Ausweisung der Hydrologischen Güte	47
5	Nährstoffbilanzierung	48
5.1	Datengrundlagen	48
5.1.1	Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge	48
5.1.2	Quantifizierung der flächenbezogenen Nährstoffeinträge	49
5.2	Methodik und Ergebnisse	52
5.2.1	Emissionsmethode nach MONERIS	52
5.2.2	Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge	54
5.2.3	Quantifizierung der flächenbezogenen Nährstoffeinträge	61
5.2.4	Quantifizierung der Nährstoffverluste im Gewässersystem	81
6	Ausweisung der Hydrologischen Güte	85
6.1	Einzugsgebietsanalyse	85
6.2	Abflussdynamik	88
6.3	Stoffhaushalt und Stoffdynamik	90
6.4	Fazit	97
7	Schlussfolgerungen	98
	Literaturverzeichnis	100
	Größenverzeichnis	106
	Abkürzungsverzeichnis	110

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1:	Die Testgebiete der Hydrologischen Güte in Baden-Württemberg	2
Abb. 2.1:	Topographie des Untersuchungsgebiets (DGM, 50 x 50 km ²)	6
Abb. 2.2:	Die Geologie im Untersuchungsgebiet (LGRB, Maßstab 1 : 200 000)	9
Abb. 2.3:	Die Böden im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LGRB, Maßstab 1 : 200 000)	10
Abb. 2.4:	Die Verteilung der Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet (LGRB, Maßstab 1 : 200 000)	12
Abb. 2.5:	Niederschlagsregime des Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) (DWD; Zeitreihe 1931-1997, als Gebietsniederschlag im 7 x 7 km ² Raster aus allen verfügbaren Stationen berechnet)	13
Abb. 2.6:	Die räumliche Verteilung der Niederschläge im Untersuchungsgebiet (DWD; 7 x 7 km ²)	14
Abb. 2.7:	Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LVA, 30 x 30 m ²)	16
Abb. 2.8:	Abflussregime der Enz am Pegel Pforzheim (1932 - 2000)	18
Abb. 2.9:	Die wasserwirtschaftliche Beanspruchung im Untersuchungsgebiet	19
Abb. 3.1	Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der BRD für das Jahr 1995 (UBA, 2001a)	23
Abb. 3.2	Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD für das Jahr 1995 (UBA, 2001b)	23
Abb. 3.3:	Der Stickstoffkreislauf (aus WALTER, 1999)	27
Abb. 3.4:	Phosphatformen und ihre Verknüpfung mit der Bodenlösung (SCHEFFER, & SCHACHTSCHABEL, 1998)	31
Abb. 4.1:	Die Problemstellung und Zielsetzung bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens Hydrologische Güte (LEIBUNDGUT et al., 2001)	38
Abb. 4.2:	Bewertungsschema Hydrologische Güte (LEIBUNDGUT et al., 2001)	39
Abb. 4.3:	Bewertung der Hydrologischen Güte: Gewichtung der Parametergruppen (aus LEIBUNDGUT et al., 2001)	47

Abb. 5.1:	Pfade und Prozesse der Nährstoffbilanzierung dieser Arbeit (verändert nach BEHRENDT et al., 1999)	53
Abb. 5.2:	Punktuell eingetragene Stickstoffmengen in die Fließgewässer aus kommunalen Kläranlagen und Mischkanalisationen	60
Abb. 5.3:	Punktuell eingetragene Phosphormengen in die Fließgewässer aus kommunalen Kläranlagen und Mischkanalisationen	61
Abb. 5.4:	Stickstoffüberschuss im Untersuchungsgebiet	70
Abb. 5.5:	Phosphorüberschuss im Untersuchungsgebiet	71
Abb. 5.6:	Räumliche Verteilung des Abflusses über die schnellen Abflusskomponenten	74
Abb. 5.7:	Räumliche Verteilung des Abflusses über die langsamen Abflusskomponenten	76
Abb. 5.8:	Räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet	80
Abb. 5.9:	Räumliche Verteilung der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet	81
Abb. 6.1:	Zusammenstellung der Niedrigwasserparameter für das Einzugsgebiet der Würm (Pegel Pforzheim) (LEIBUNDGUT et al., 2001)	89
Abb. 6.2:	Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Würm am Pegel Pforzheim für N-Ges	92
Abb. 6.3:	Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Würm am Pegel Pforzheim für PO ₄ -P	92
Abb. 6.4:	Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Enz am Pegel Pforzheim für N-Ges	93
Abb. 6.5:	Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Enz am Pegel Pforzheim für PO ₄ -P	93

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1:	Zusammenstellung der im Rahmen der Diplomarbeit verwendeten Daten	4
Tab. 2.1:	Mittlerer Jahresniederschlag in den Teileinzugsgebieten im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (Werte aus dem DWD-Niederschlagsraster, 7 x 7 km ²)	15
Tab. 2.2:	Gewässerkundliche Hauptzahlen für die Enz in Pforzheim (Abflussjahre 1933 - 1983) (HOHMANN & KONOLD, 1995)	17
Tab. 2.3:	Kennwerte der Teileinzugsgebiete im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim)	18
Tab. 2.4:	Stauhaltungen mit Gesamtstauraum 50 000 m ³ im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LFU, 1999)	20
Tab. 2.5:	Einwohnerzahlen im Untersuchungsgebiet (Stat. LA, 2000)	20
Tab. 3.1:	Gewässergüteklassifikation für Nährstoffe (verändert nach DVWK, 1998)	37
Tab. 4.1:	Güteklassen der Hydrologischen Güte und die Stärke der Beeinflussung des Einzugsgebietssystem (in Anlehnung an MAUCH, 1992)	40
Tab. 4.2:	Natürlichkeitsgrad der Einzugsgebietsfaktoren (unter Verwendung von MAUCH, 1992)	42
Tab. 4.3:	Natürlichkeitsgrad der Nährstoffeinträge (unter Verwendung von MAUCH, 1992)	46
Tab. 5.1:	Anteil der Landnutzungsklassen am Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LVA, 1993)	50
Tab. 5.2:	Inhalte der Viehzählung auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg (STAT. LA, 2000)	51
Tab. 5.3:	Inhalte der Erntestatistik auf Kreisebene in Baden-Württemberg (X = verwendete Daten zur Berechnung des Phosphor- bzw. Stickstoffgehaltes im Mineraldünger (M) und im Erntegut (E) (verändert nach BACH, 1998)	51

Tab. 5.4:	Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen (verändert nach BEHRENDT et al., 1999)	55
Tab. 5.5:	Maxima für Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen (verändert nach BEHRENDT et al., 1999)	56
Tab. 5.6:	Übersicht der Bilanzglieder der Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz (verändert nach BACH, 1998 und WENDLAND, 1993)	62
Tab. 5.7:	Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr (verändert nach BACH et al., 1998)	64
Tab. 5.8:	Stickstoff- bzw. Phosphatgesamtbedarf ausgewählter Kulturarten und Anrechnung des organischen Stickstoffdüngers zur Ermittlung der mineralischen Stickstoff- bzw. Phosphatdüngung (verändert nach BACH et al., 1998)	66
Tab. 5.9:	Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut (Bach et al., 1998)	68
Tab. 5.10:	Datengrundlage und Berechnung der hydraulischen Belastung	83
Tab. 5.11:	Berechnung der Retention	83
Tab. 5.12:	Berechnung der Immission am Pegel	84
Tab. 6.1:	Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für die Teileinzugsgebiete Eyach (Pegel Rotenbach) und Enz (Pegel Höfen) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001)	85
Tab. 6.2:	Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für die Teileinzugsgebiete Nagold (Pegel Unterreichenbach) und Würm (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001)	86
Tab. 6.3:	Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für das Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001)	87
Tab. 6.4:	Zusammenstellung der Parameterwerte zur Bewertung des Stoffhaushalts der Teileinzugsgebiete und des gesamten Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim)	90
Tab. 6.5:	Güteklassen nach LAWA und die entsprechenden Klassen der Hydrologischen Güte	91

Tab. 6.6:	Zusammenführung der Parameterwerte des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik für die Teileinzugsgebiete des Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001)	94
Tab. 6.7:	Zusammenführung der Parameterwerte des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik für das Einzugsgebiet der Enz (Pegel Höfen) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001)	96

Zusammenfassung

Ziel der Diplomarbeit ist, die Konzeption des Bewertungsverfahrens "Hydrologische Güte" im mesoskaligen Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (1480 km²), anzuwenden, um dessen Übertragbarkeit auf Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe und Beschaffenheit – eine Voraussetzung für die Aussagekraft und Anwendbarkeit des Verfahrens – zu überprüfen.

Als Grundlage zur Ermittlung der Gewässergüte anhand eines entsprechenden Bewertungssystems sind Kenntnisse der Wirkungsmechanismen und Regelkreise von Nährstoffen im Boden sowie deren Austragswege unabdingbar

Zunächst wird für das jeweilige Untersuchungsgebiet eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse durchgeführt. Aus dieser können Kennwerte zur Beschreibung der hydrologisch relevanten Einzugsgebietseigenschaften und der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung abgeleitet werden.

Die Parametrisierung des Stoffhaushaltes beinhaltet die Erfassung anthropogener Veränderungen der Stoffeinträge, der Stoffdynamik und des Stofftransports im Einzugsgebiet. Durch die Aufstellung von flächenhaften Jahresbilanzen lassen sich räumlich differenzierte Aussagen über die Quellen und das Ausmaß stofflicher Belastungen im langjährigen Mittel machen. Bezüglich des Eintragspfades werden dabei punktuelle und diffuse Quellen unterschieden; bezüglich der Ursachen trennt man natürliche, geogene von anthropogenen Einträgen. Im Rahmen einer Bilanzierung werden die Stoffeinträge sowie die resultierenden Frachten und Konzentrationen quantifiziert und anhand eines Referenzzustandes, der dem natürlichen geochemischen Hintergrund entspricht, bewertet. Mittels der aus den Pegeldaten berechneten monatlichen Stofffrachten wird die Bewertung der Stoffdynamik durchgeführt.

Abschließend werden die Bewertungen der Einzugsgebietsanalyse, der Abflussdynamik und des Stoffhaushaltes zur Ausweisung der Hydrologischen Güte in einer Bewertungsmatrix zusammengeführt.

Das Einzugsgebiet der Enz wird hinsichtlich der Einzugsgebietsanalyse in die Güteklasse 3 des Bewertungsverfahrens "Hydrologische Güte" eingestuft, wird also als wenig bis mittel beeinträchtigt bewertet. In Bezug auf den Stoffhaushalt fällt es in die Güteklasse 4, die einer mittleren Beeinträchtigung entspricht. Bei der Bewertung der Stoffdynamik des Gesamtgebiets lässt sich feststellen, dass die bezüglich Phosphor erlangte Güteklasse 6 sich als nicht realistisch erweist. Die im Rahmen des Projekts "Hydrologische Güte" aufgestellte Beziehung

zwischen Fracht und Abfluss erscheint im Bereich der höchsten Abflüsse als nicht mehr gültig. Sie muss im laufenden Projekt überprüft werden.

Der Umfang des Schwerpunkts Nährstoffbilanzierung ließ die Bewertung der Abflussdynamik im Rahmen dieser Arbeit nicht zu. Auch ohne diesen Aspekt führte die Anwendung der derzeitigen Konzeption des Bewertungsverfahrens "Hydrologische Güte" im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) zu zufriedenstellenden Ergebnissen, denn die einzelnen Bewertungsblöcke innerhalb des Verfahrens werden getrennt betrachtet.

Stichworte

Gewässergüte

GIS

Diffuse Stoffeinträge

Punktuelle Stoffeinträge

Nährstoffbilanzierung

Stoffdynamik

Stoffhaushalt

Hydrologische Güte

Summary

The aim of the study is to apply the conception of the assessment procedure "hydrologic quality" in the catchment area of the Enz (Pforzheim) in order to check its transferability to catchment areas of different size and character – a prerequisite for the expressiveness and applicability of the procedure.

The knowledge of the mechanisms and the cycles of the nutrients in the soil as well as their discharge pathes is the basis of determining the quality of the waters with the help of an adequate assessment procedure.

At first the GIS-supported analysis of the catchment is performed for the respective examination area. Parameters can be derived describing the hydrologically relevant characteristics of the catchment and the water-economic demand.

Parameterizing the material budget contains the collection of modifications of the material entries, the material dynamics and the material transportation which have been caused by human beings. By setting up spatial annual balances differentiated statements about the sources and the size of material loads can be done spatially in the means of many years. Besides, with regard to the entry path point sources and nonpoint sources are distinguished; with regard to the causes one separates natural entries from the ones by human influences. Within the framework of a balance the material entries as well as the resulting freights and concentrations are to be quantified and given a value on the bases of a reference condition which corresponds to the natural geochemical background. By means of the monthly material freights calculated from the level data the evaluation of the material dynamics is executed.

In conclusion the appreciations of the catchment area analysis, the runoff dynamics and the material budget are united in an evaluation matrix for the classification of the "hydrologic quality".

With regard to the catchment area analysis the Enz is graded in class 3 of the assessment procedure "hydrologic quality", it is valued thus to be little to average impaired. Concerning the material budget it is rated 4, which corresponds to an average impairment. By the assessment of the material dynamics of the whole area it is to establish that the grade 6 attained with regard to phosphorus does not turn out to be realistic. The relation between freight and discharge which has been set up within the project "hydrologic quality" does not

appear valid any more in the area of the highest discharges. It has to be checked on in the running project.

The extent of the focal point of the nutrient balance did not admit the appreciation of the runoff dynamics within the framework of this work. Even without this aspect the application of the present concept of the assessment procedure "hydrologic quality " in the catchment area of the Enz (Pforzheim) lead to satisfying results, because the individual evaluation blocks within the assessment procedure are regarded separately.

Glossary words

water quality

GIS

nonpoint sources

point sources

nutrient balance

material dynamics

material budget

hydrologic quality

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Weite Teile der natürlichen Lebensräume werden durch den Menschen in Anspruch genommen und dabei ihrem ursprünglichen Zustand entfremdet. Gewässer, die in ihren ökologischen Funktionen beeinträchtigt sind, stellen ernsthafte Störungen des Naturhaushaltes dar. Trotz großer Fortschritte bei der Abwasserbehandlung sind die ökologischen Verhältnisse an Fließgewässern in keinem befriedigenden Zustand. Die durch den Menschen bewirkten Veränderungen an und in Fließgewässern haben einen Umfang erreicht, der die Gesamtheit der Beeinträchtigungen immer mehr in das öffentliche Interesse rückt. Anfang der achtziger Jahre zeichnete sich ab, dass das Wissen um ökosystemare Zusammenhänge bei Fließgewässern gering oder zumindest nicht anwendungsbezogen gebündelt war. Die Methoden zur Beurteilung der Ökosysteme der Fließgewässer reichen nicht aus, um daraus ökologisch und hydrologisch begründete Maßnahmen zur Minimierung der Beeinträchtigungen abzuleiten (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994).

In der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion wird neben den bestehenden biologischen, chemisch-physikalischen und ökomorphologischen Bewertungsverfahren die Notwendigkeit der Entwicklung eines umfassenden Verfahrens unter Berücksichtigung hydrologischer Aspekte hervorgehoben. Denn langfristiger Schutz und Nutzung der Ressource Wasser werden nur auf Grundlage einer integralen Betrachtungsweise und unter Berücksichtigung des gesamten Einzugsgebietes möglich sein.

Im Rahmen der allgemeinen Bestrebungen hinsichtlich eines gesamtheitlichen Gewässerschutzes wurde am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg das Projekt "Integrierter Gewässerschutz" aufgenommen. Im Vordergrund steht hierbei die Entwicklung eines raumorientierten Bewertungsverfahrens für den hydrologischen Zustand eines Einzugsgebietes, da für den operationellen Einsatz bisher ganzheitliche raumbezogene Bewertungsansätze fehlten. Dieses Bewertungsverfahren weist als neuen Gütebegriff die **Hydrologische Güte** aus – definiert als Maß der Beeinflussung des Stoffhaushalts und der Stoff- und Abflussdynamik eines Einzugsgebietes.

In ausgewählten Einzugsgebieten (s. Abb. 1.1) soll anhand hydrologischer Güteparameter die Ermittlung, Klassifizierung und Bewertung der Abflussdynamik, des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik vorgenommen werden. Bei der Auswahl berücksichtigt wurden Einzugsgebiete

unterschiedlicher Skalen, unterschiedlicher naturräumlicher Ausprägung, unterschiedlicher Intensität der Landnutzung und unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Beanspruchung.

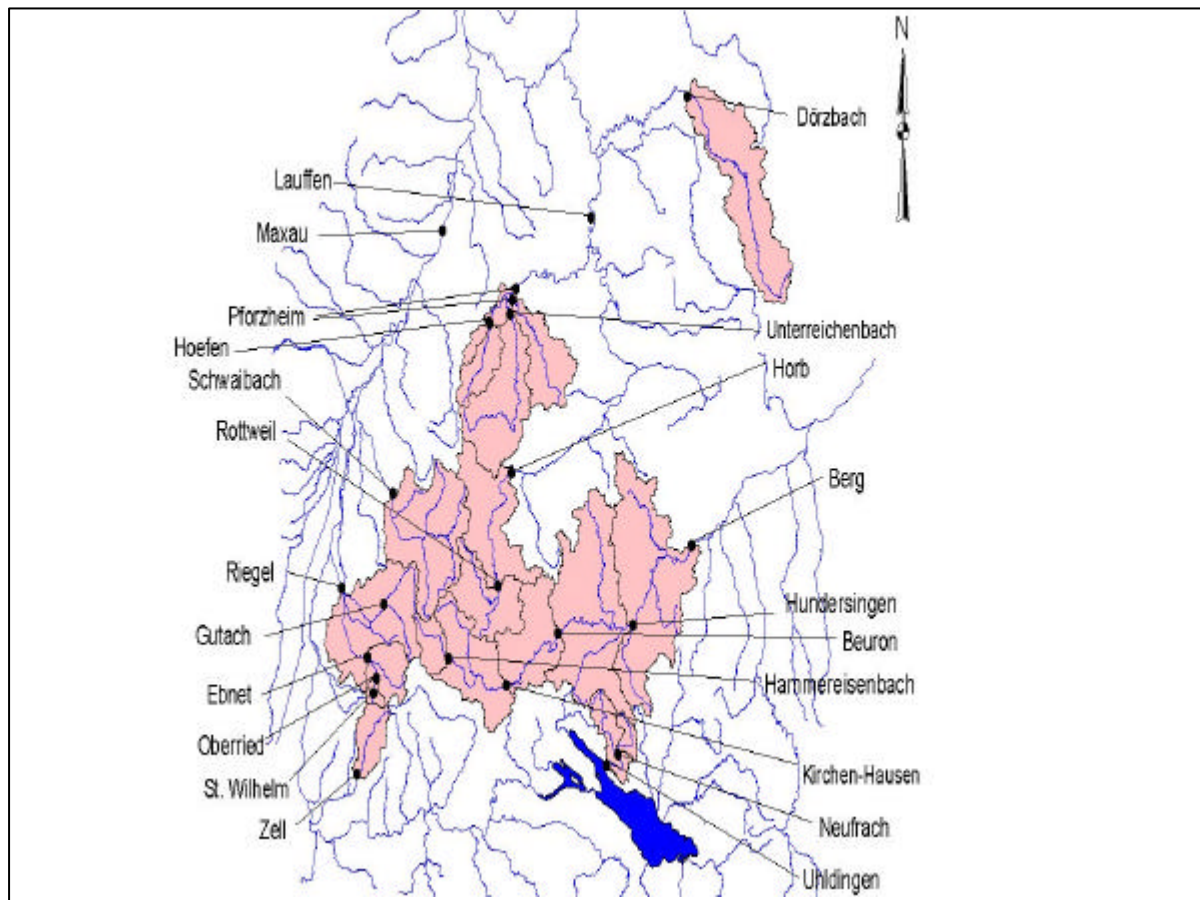


Abb. 1.1: Die Testgebiete der Hydrologischen Güte in Baden-Württemberg.

Ziel der Diplomarbeit ist, die Konzeption des Verfahrens im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) anzuwenden, um dessen Übertragbarkeit auf Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe und Beschaffenheit – eine Voraussetzung für die Aussagekraft und Anwendbarkeit des Verfahrens – zu überprüfen.

1.2 Vorgehensweise

Zunächst wird für das Untersuchungsgebiet durch Geographische Informationssysteme (GIS)-gestützte Einzugsgebietsanalyse durchgeführt, aus der Kennwerte zur Beschreibung der hydrologisch relevanten Einzugsgebietseigenschaften und der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung abgeleitet werden können. Sie dienen zum einen als Grundlage für die

Ableitung des hydrologischen Leitbilds, zum anderen beschreiben sie die anthropogene Beanspruchung des Einzugsgebiets.

Innerhalb des Bewertungsverfahrens Hydrologische Güte spielt die Parametrisierung der anthropogenen Veränderungen des Stoffhaushalts eine entscheidende Rolle. Somit kommt der Erfassung aufgrund der Landnutzungsstruktur auftretender, flächenhafter Belastungen große Bedeutung zu. Um ein Grundverständnis dieser Problematik zu erlangen, ist eine Einarbeitung in die Grundlagen der Gewässergüte nötig, insbesondere der Nährstoffkreisläufe und -austräge. Daran schließt sich die Beschreibung des anzuwendenden Bewertungssystems der Hydrologischen Güte an.

Das Einzugsgebiet der Enz ist Bestandteil der Untersuchungsgebiete des länderübergreifenden Projektes "Klimaveränderungen und ihre Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" (KLIWA), dessen Teilprojekt "Analyse und Entstehung extremer Hochwasser" am Institut für Hydrologie erarbeitet wird. Somit ist am Institut bereits eine gute Datengrundlage zur Beschreibung der Gebietseigenschaften und des Wasserhaushaltes vorhanden; fehlende zusätzliche Daten müssen bei den zuständigen Stellen beschafft oder über geeignete Regionalisierungsverfahren in das Untersuchungsgebiet übertragen werden.

Nach Beschaffung und Aufbereitung der notwendigen Daten kann mit der Berechnung der einzelnen Parameterwerte des Bewertungsverfahrens begonnen werden. Dabei liegt der Schwerpunkt auf der Aufstellung eines kompletten Stoffhaushalts, deren Methodik ausführlich beschrieben wird. Zusätzlich wurde die Stoffdynamik bezüglich Stickstoff und Phosphor anhand der im Rahmen des Projekts berechneten monatlichen Frachten an den vorhandenen Pegeln bewertet. Der Bewertungsteil Abflussdynamik konnte im Rahmen der Diplomarbeit nur kurz mittels ausgewählter Beispiele des Würm-Einzugsgebiets umrissen werden.

Für die sich ergebenden Parameterwerte müssen die zugehörigen Werte für den Referenzzustand ermittelt werden. Die abgeleiteten Differenzen der Parameterwerte bilden dann die Grundlage für die Bewertung der Hydrologischen Güte.

Eine detaillierte Übersicht der im Rahmen dieser Diplomarbeit genutzten Daten, ihrer Auflösung und Verwendungszwecke und der Datenquellen ist in Tabelle 1.1 zu finden.

Tab. 1.1: Zusammenstellung der im Rahmen der Diplomarbeit verwendeten Daten.

Daten	Auflösung	Verwendung	Quelle
Einzugsgebietsgrenzen		Flächenberechnung	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)
Gemeindegrenzen		Flächenberechnung	LfU
Digitale Karte des Gewässernetzes	1 : 50 000, 1 : 500 000 und 1 : 2 000 000	Darstellung	LfU
Topographische Karten (digital)	1 : 50 000	Digitalisierung der Kläranlagen	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (LVA)
Lage der Gütemessstellen		Darstellung	LfU
Gütedaten	Tageswerte der Zeitreihen: Enz (Pforzheim): 1985-1998 Würm (Pforz.): 1992-1997	Stoffdynamik	LfU
Lage der Abflusspegel		Darstellung; Zuschneiden der Teileinzugsgebiete	LfU
Abflusswerte	Tageswerte der Zeitreihen: Enz (Pforzheim): 1932-2000 Enz (Höfen): 1932-2000 Eyach (Rotenb.): 1933-1992 Nagold (Unterr.): 1933-1993 Würm (Pforzh.): 1932-2000	Abflussregime; Berechnung der räumlichen Verteilung des Wasserhaushalts	LfU
Niederschlagswerte	Tageswerte der Zeitreihe 1931-1997 (als Gebietsniederschlag im 7 x 7 km ² Raster aus allen verfügbaren Stationen berechnet)	Niederschlagsregime; Berechnung der räumlichen Verteilung des Wasserhaushalts	Deutscher Wetterdienst (DWD)
Landnutzung	30 x 30 m ² Raster	Landnutzungsverteilung; Nährstoffbilanzierung; Gesamtbewertung	Landsat TM-Aufnahme; LVA
Digitales Höhenmodell (DGM)	50 x 50 m ² Raster	Höhenverteilung	LVA
Bodenübersichtskartierung (BÜK 200)	1 : 200 000	Werte der Feldkapazität zur Berechnung der Auswaschung	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB)
Geologie	1 : 200 000	Darstellung	LGRB
Abflussfaktoren	50 x 50 m ² Raster	Berechnung des Oberflächenabflusses	Institut für Hydrologie (IHF); abgeleitete Karte aus DGM, Landsat TM-Aufnahme, BÜK 200
Hektarerträge	Kreisebene	Nährstoffbilanzierung	Statist. Landesamt B.-W.
Viehzahlen	Gemeindeebene	Nährstoffbilanzierung	Statist. Landesamt B.-W.
Feldfruchtverteil.	Kreisebene	Nährstoffbilanzierung	Statist. Landesamt B.-W.

2 Das Untersuchungsgebiet – allgemeine Beschreibung und Einzugsgebietsanalyse

2.1 Naturräumliche Lage und landschaftliche Gliederung

Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet der Enz und ihrer Nebenflüsse Eyach, Nagold und Würm südlich der Stadt Pforzheim. Es liegt zum größten Teil im Nördlichen Schwarzwald und gehört gemäß der naturräumlichen Gliederung des Historischen Atlas Baden-Württembergs Nr. II. 4 überwiegend zu den Enzhöhen und den Schwarzwald-Randplatten. Kleine Teile befinden sich außerdem im Kraichgau (Enz bei Pforzheim), in den oberen Gäuen (Waldach und Mittellauf der Nagold) und im Glemswald und Schönbuch (Würm und Schwippe im Oberlauf) (FEZER, 1979).

Die Landschaft des Untersuchungsgebiets lässt sich in drei Einheiten gliedern (FEZER, 1979):

Im Westen bilden die scharfen Taleinschnitte der Eyach und der Enz mit ihren Nebenbächen, die den mittleren Buntsandstein in einzelne Rücken, die Enzhöhen, zerschnitten haben, eine Landschaftseinheit. Die Hänge der bis zu 150 m tief eingeschnittenen Täler fallen sehr stark ab und lassen nur forstliche Nutzung zu. Als höchste Erhebung ist hier der Hohloh (984 m ü. NN) zu nennen. Nach Nordosten hin flacht das Gebiet auf 300 - 400 m ü. NN ab.

Der Hauptteil des Untersuchungsgebiets wird durch den Naturraum der Schwarzwald-Randplatten eingenommen, die durch die Nagold und ihre Zuflüsse zerschnitten sind. Mancherorts ist das Tal besonders eng, hier hat die Nagold den Buntsandstein durchschnitten und den Granit erreicht; sie quert flussabwärts den tektonisch aufgewölbten Schwäbisch-Fränkischen Sattel. Die bewaldeten, steilwandigen Hänge stoßen mit einer scharfen Kante gegen die Hochfläche. An der Kante steht Hauptkonglomerat an, auf den Hochflächen hat sich aus dem oberen Buntsandstein ein tiefgründiger Sandboden entwickelt. Die höchsten Erhebungen sind im Quellbereich der Nagold mit 820 - 880 m ü. NN zu finden, nach Norden wird das Gebiet flacher (300 m ü. NN).

Eine weitere Landschaftseinheit bildet der Osten des Untersuchungsgebiets im Ober- und Mittellauf der Würm, der zum größten Teil durch eine typische Muschelkalklandschaft mit Dolinen und abflusslosen Senken geprägt wird. Die höchsten Erhebungen erreichen dort 550 m ü. NN und nehmen bis zum Eintritt der Würm in den Buntsandstein bis auf 400 m ü. NN ab.

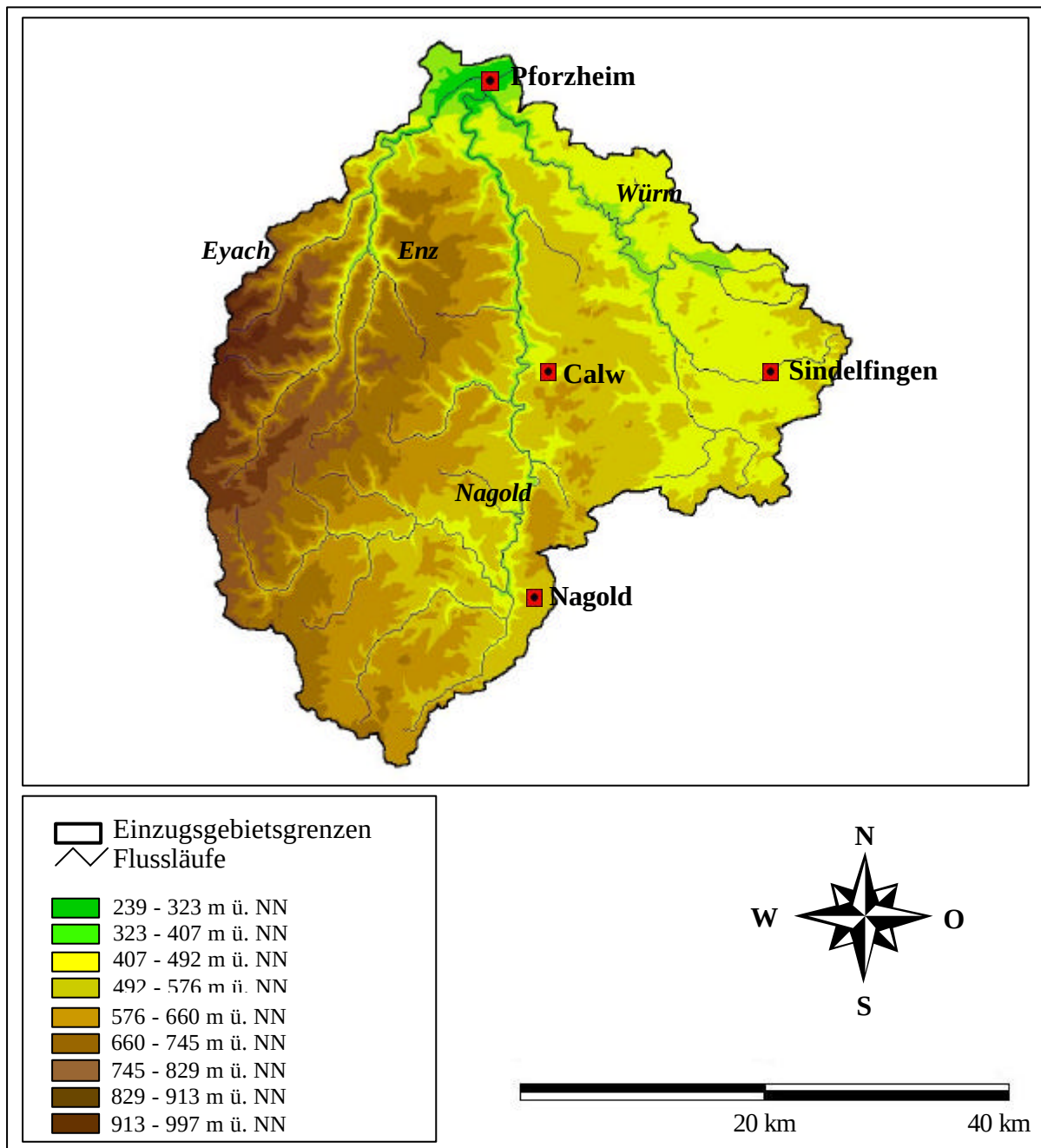


Abb. 2.1: Topographie des Untersuchungsgebiets (DGM, 50 x 50 km²).

Das im Rahmen dieser Diplomarbeit untersuchte Einzugsgebiet der Enz kommt im Pegel Pforzheim zum Abfluss und weist insgesamt eine Größe von 1480 km² und eine mittlere Einzugsgebietshöhe von 573 m ü. NN auf. Es lässt sich anhand von vier weiteren Pegeln in die Teileinzugsgebiete der Eyach, Enz, Nagold und Würm aufteilen.

Die **Enz** kommt durch den Zusammenfluss zweier kleinerer Bäche – Kaltenbach und Poppelbach – zustande. Diese entspringen ebenso wie die **Eyach** im oberen Buntsandstein des Nörd-

lichen Schwarzwalds auf einer Höhe von ca. 850 m ü. NN (Abb. 2.2). Dem geologischen Grundtyp der Buntsandsteinbäche entsprechend durchfließen die Quellbäche im Oberlauf Muldentäler. Nach dem Zusammenfluss tieft sich die Enz in ein Kerbtal ein, das sich im weiteren Verlauf zu einem Kerbsohlental entwickelt.

Die **Eyach** hat bis zum Pegel Rotenbach ebenso wie die Enz ein tief eingeschnittenes Kerbtal gebildet, das sich kurz vor der Einmündung in die Enz zu einem Kerbsohlental verbreitert. Sowohl das Einzugsgebiet der Enz als auch das der Eyach gehören als Ganzes zur naturräumlichen Haupteinheit der Enzhöhen.

Die **Nagold** entspringt auf einer Höhe von 805 m ü. NN. Sie gehört mit ihren Zuläufen im Oberlauf noch zum Bachtyp der Buntsandsteinbäche und weist die typische Muldentalförmigkeit auf. Nach kurzer Fließstrecke entwässern die Bäche in mit steilen Hängen ausgestattete Kerbtäler. Im Mittellauf verlässt die Nagold den mittleren Buntsandstein und trifft auf Muschelkalklagen, denen weitere Zuläufe entspringen. In diesem Bereich zählt sie zum Bachtyp der Muschelkalkbäche, im Unterlauf wieder zum Bachtyp der Buntsandsteinbäche. Das Einzugsgebiet der Nagold gehört größtenteils zur naturräumlichen Einheit der Schwarzwald-Randplatten, im Mittellauf zu den oberen Gäuen.

Die **Würm** entspringt im Sandsteinkeuper in einer Höhe von 490 m ü. NN. Im weiteren Verlauf durchquert sie Liasschichten, den unteren und mittleren Keuper und die Schichten des Muschelkalks und mündet schließlich im mittleren Buntsandstein in die Nagold. Dementsprechend wechselt der Bachtyp von Keuperbach im Oberlauf zu Muschelkalkbach im Mittellauf und Buntsandsteinbach im Unterlauf. Die Würm durchfließt folgende naturräumliche Einheiten: den Bereich von Glemswald und Schönbuch, die Oberen Gäue und die Schwarzwald-Randplatten.

2.2 Geologie

Im Mesozoikum gehörte Baden-Württemberg zu einem weiträumigen Binnenbecken, das zeitweise von einem flachen Randmeer bedeckt war. In diesem Becken wurden feine Sande, Tone, Gipse und Salze abgelagert, die jetzt die Gesteine der Trias (Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper) und des Jura aufbauen. Im Tertiär kam es im Zusammenhang mit der Gebirgs-

bildung der Alpen zum Einbruch des Rheingrabens. Dabei wurde am Grabenrand – im Schwarzwald, Odenwald und in den Vogesen – der alte Gebirgsrumpf freigelegt und gleichzeitig das Schichtpaket des Deckgebirges schräggestellt. Immer jünger werdende Sedimente bedecken nach Osten zu fächerförmig den alten Gebirgsrumpf. Dem Wechsel der unterschiedlich widerständigen Schichten entsprechend ist das mesozoische Deckgebirge als Schichtstufenlandschaft ausgebildet. Der Hauptbuntsandstein bildet dabei die erste Schichtstufe, während Kalke des weißen Jura die letzte Stufe, die Schwäbische Alb, aufbauen. Sie dacht sich in Richtung des Schichtfallens allmählich donauwärts ab, wo die Juraschichten ohne scharfen Landschaftswechsel unter die tertiären und pleistozänen Sedimente des oberschwäbischen Alpenvorlandes abtauchen (HANLE, 1989).

Hinsichtlich der geologischen Verhältnisse lässt sich das Untersuchungsgebiet als Grenzbereich verschiedener Einheiten auffassen (Abb. 2.2). Die sogenannten Grindenhöhen, zu denen auch die Enzhöhen gehören, sind Buntsandsteinauslieger oder -zeugenberge, deren Deckschichten aus widerständigem Hauptkonglomerat (mittlerer Buntsandstein) bestehen. Östlich schließen sich die Hochflächen des oberen Buntsandsteins an (Einzugsgebiet der Nagold). Die Flüsse sind im Allgemeinen tief in die Deckschichten eingeschnitten, so dass an ihren steilen Talflanken die Lagen des mittleren bzw. unteren Buntsandsteins zum Vorschein kommen.

Mit dem Buntsandstein beginnt das Südwestdeutsche Schichtstufenland. In der auf den Buntsandstein folgenden Muschelkalklandschaft im Osten des Untersuchungsgebiets hebt sich der obere Muschelkalk als Hauptstufenbildner morphologisch heraus. Diese verkarsteten, wenig fruchtbaren Muschelkalkgebiete werden auch als Heckengäue bezeichnet. In den nach Osten hin anschließenden ebenen Korngäuplatten wird der Hauptmuschelkalk allmählich von der nur geringmächtigen Decke des unteren Keupers (Lettenkeuper) überzogen.

Die sich nördlich des Neckarquellgebiets anschließenden Oberen Gäue begleiten den Ostrand des Schwarzwalds nach Norden bis über das Würmtal hinaus. Die Landschaft ist gekennzeichnet durch ein ausgeglichenes Relief mit versumpften Niederungen. Innerhalb dieser landschaftlichen Einheit sind insofern Unterschiede vorhanden, als sie sich aus dem Wechsel von Heckengäu- und Korngäustreifen ergeben (HANLE, 1989).

Abbildung 2.2 zeigt die geologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet.

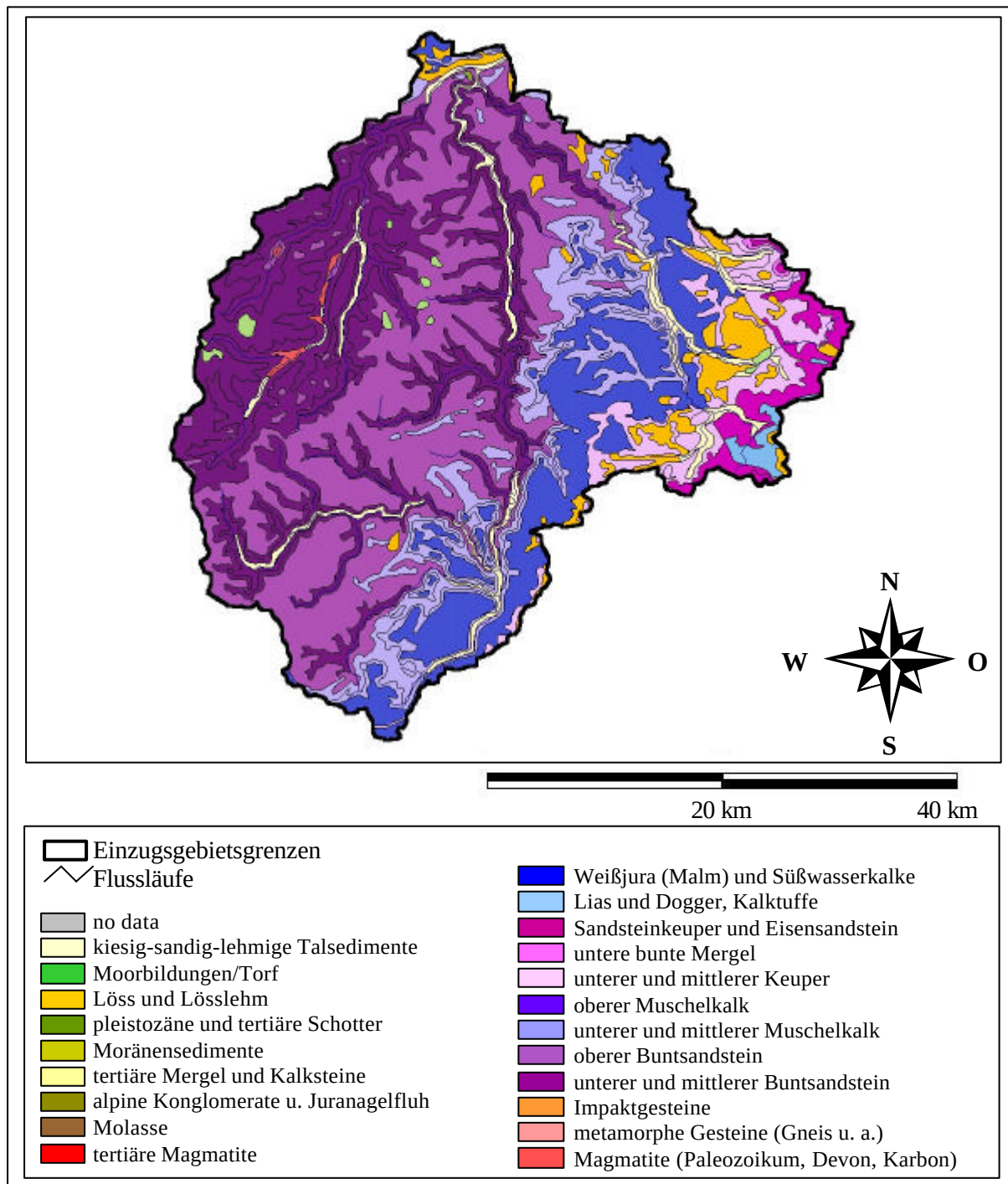


Abb. 2.2: Die Geologie im Untersuchungsgebiet (LGRB, Maßstab 1 : 200 000).

2.3 Böden

Das aus geologischer Sicht jüngste Ausgangssubstrat für die Bodenbildung stellen die alluvialen Anschwemmungen der Talauen dar. Bedingt durch die geologischen und tektonischen Verhältnisse sind die sandig-kiesigen Talauen von Enz, Nagold und Würm allerdings nur sehr

schmal. Dort findet man braunen Auenboden, der aus Auensand und -lehm entstanden ist (HOHMANN & KONOLD, 1995).

Die Böden im Bereich des Untersuchungsgebiets werden in Abbildung 2.3 dargestellt.

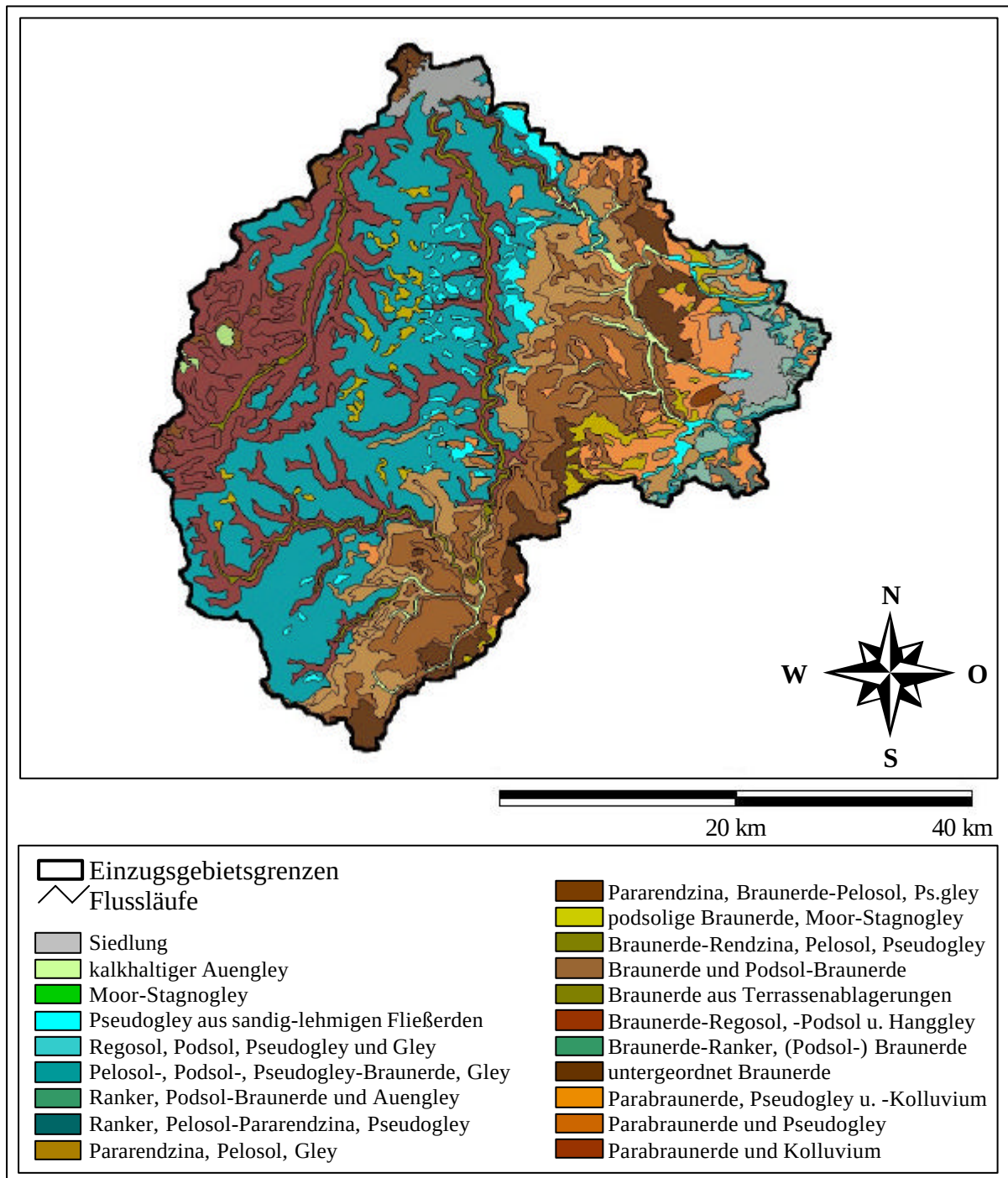


Abb. 2.3: Die Böden im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LGRB, Maßstab 1 : 200 000).

Für die pedologische Einteilung der Höhenlagen des Einzugsgebiets lassen sich die drei bereits durch die naturräumliche Eingliederung differenzierten Teilbereiche übernehmen (Abb. 2.3).

Aufgrund der Basenarmut haben sich in den Firstbereichen und auf den steilen Hängen des mittleren Buntsandsteins aus Sandsteinschutt größtenteils nährstoffarme Podsole, Stagnogleye und Hanggleye entwickelt. Auf den Hochflächen kommt es vielfach zur Hochmoorbildung mit der damit verbundenen Entwicklung von Stauwasserböden (Stagnogley).

Dagegen verwittern die tonigen Sandsteine des oberen Buntsandsteins auf den Hochflächen der Schwarzwald-Randplatten in Abhängigkeit des Reliefs zu qualitativ sehr unterschiedlichen Böden. Man findet dort zum Großteil Braunerde, die häufig allerdings podsolig oder vergleyt ist. In kleinen Bereichen zeigen sich auch aus umgelagertem Lösslehm entstandene Parabraunerden. In Verebnungen und Mulden des oberen Buntsandsteins kommt es zur Bildung von stellenweise tongründigem Pseudogley.

Nach Osten hin zeigen sich an den Hängen und in den Mulden im Bereich der Rottöne Pelosol-Braunerden, während man auf den Hochflächen des oberen Muschelkalks Terra-fusca-Parabraunerden aus geringmächtigem, umgelagerten Lösslehm findet. Die kuppigen Plateaus des oberen Muschelkalks weisen Rendzinen und Braunerde-Rendzinen auf, die sich aus dem Kalksteinersatz entwickeln; im unteren und mittleren Muschelkalk kommt es zur Bildung von Pararendzinen. Die an die Muschelkalkstufe anschließende Terrasse wird vorwiegend vom unteren Keuper, dem Lettenkeuper, aufgebaut, hauptsächlich also aus mergeligen Gesteinen, deren Verwitterungsböden fruchtbar sind. Dort zeigt sich ein Bodenmosaik aus Braunerde, Pelosol, Rendzina, Parabraunerde, Pseudogley, Kolluvium und Gley. Des Weiteren finden sich im Einzugsgebiet der Würm auch fruchtbare Parabraunerden aus Löss.

(BEGLEITENDE BESCHREIBUNGEN ZUR BODENÜBERSICHTSKARTIERUNG; NEEF, 1968)

Aus Werten der Feldkapazität, die aus der Bodenübersichtskartierung (BÜK) entnommen werden, können Proportionalitätsfaktoren berechnet werden. Diese Faktoren beschreiben die natürlichen Standortfaktoren, welche die Höhe der Auswaschung beeinflussen (vgl. Kapitel 5.2.3.2). Über die Verrechnung der Salden der Nährstoffbilanzierung (vgl. Kapitel 5.2.3.3) mit den Proportionalitätsfaktoren wird die Transformation der Nährstoffbilanzen in Auswaschungsmengen realisiert.

Die Werte der Feldkapazität beziehen sich auf eine durchschnittliche Durchwurzelungstiefe von 1 m, da die Verteilung der Durchwurzelungstiefen im Untersuchungsgebiet unbekannt ist. Dadurch kann es bei der Berechnung der Proportionalitätsfaktoren für den Stoffaustrag zu Ungenauigkeiten kommen.

Die Verteilung der Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet lässt sich aus Abbildung 2.4 entnehmen.

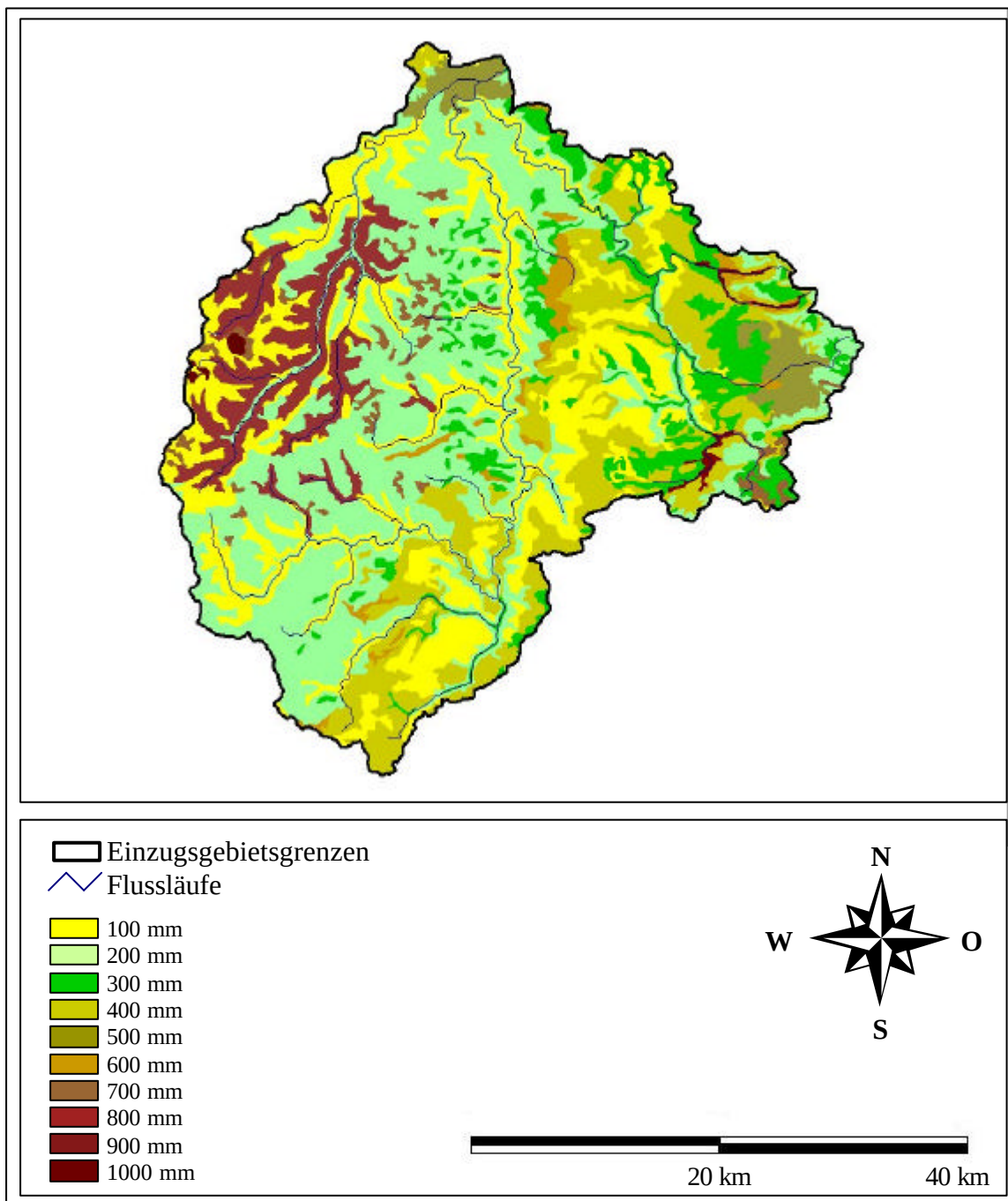


Abb. 2.4: Die Verteilung der Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet (LGRB, Maßstab 1 : 200 000).

Aus den in der BÜK 200 angegebenen Klassen der Feldkapazität wurden die Höhen der Feldkapazitäten im mm berechnet, so dass jede Klasse bezogen auf eine 1 m dicke Bodenschicht eine Feldkapazität von jeweils 100 mm darstellt. Klasse 1 entspricht somit einer Feldkapazität von 100 mm, Klasse 2 200 mm, Klasse 3 300 mm usw.

2.4 Klima

Der Schwarzwald liegt in den Klimazonen der gemäßigten Breiten und steht zumeist im Einfluss der zyklonalen Westwinde, die maritim-atlantische Feuchtluft heranführen. Aber auch kontinental bestimmte Ostwetterlagen haben einen deutlichen Anteil am Wettergeschehen. In der durch die Erdoberfläche unbeeinflussten Atmosphäre und in den Höhenlagen des Schwarzwalds dominieren die Winde aus westlichen Richtungen. Sie bringen das ganze Jahr über ausreichend Niederschläge, daher gibt es keine ausgeprägten Trocken- und Feuchtperioden. Der Schwarzwald weist entsprechend der Höhenlage und der orographischen Gliederung große Unterschiede in der Niederschlagsverteilung auf. Die quer zur Hauptanströmrichtung liegenden Höhenzüge verursachen deutliche Luv- und Lee-Effekte.

Für den Zeitraum 1931 - 1997 wurde im Einzugsgebiet ein mittlerer Jahresniederschlag von 1045,8 mm ermittelt. Dabei ergibt sich ein Niederschlagsverhältnis von etwa 1 : 1 zwischen hydrologischem Sommer- und Winterhalbjahr.

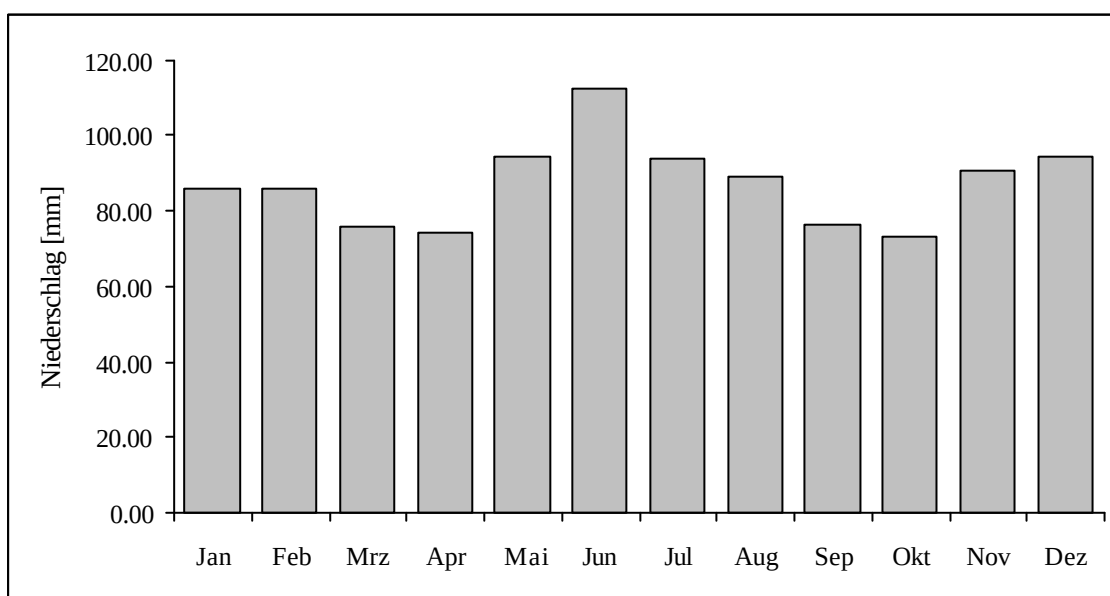


Abb. 2.5: Niederschlagsregime des Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) (DWD; Zeitreihe 1931-1997, als Gebietsniederschlag im 7 x 7 km² Raster aus allen verfügbaren Stationen berechnet).

Das Niederschlagsregime dieser Zeit (Abb. 2.5) weist ein Maximum im Juni und ein Minimum im Oktober auf; allerdings kann man das ganze Jahr über keine ausgesprochene Trocken- oder Feuchtperioden bemerken. Die Niederschläge im Winter fallen in den höher gelegenen Regionen des Untersuchungsgebiets zumeist als Schnee.

Die Verteilung der Niederschläge ist zur räumlich differenzierten Berechnung der Wasserflüsse nötig. Sie ist in Abbildung 2.6 dargestellt.

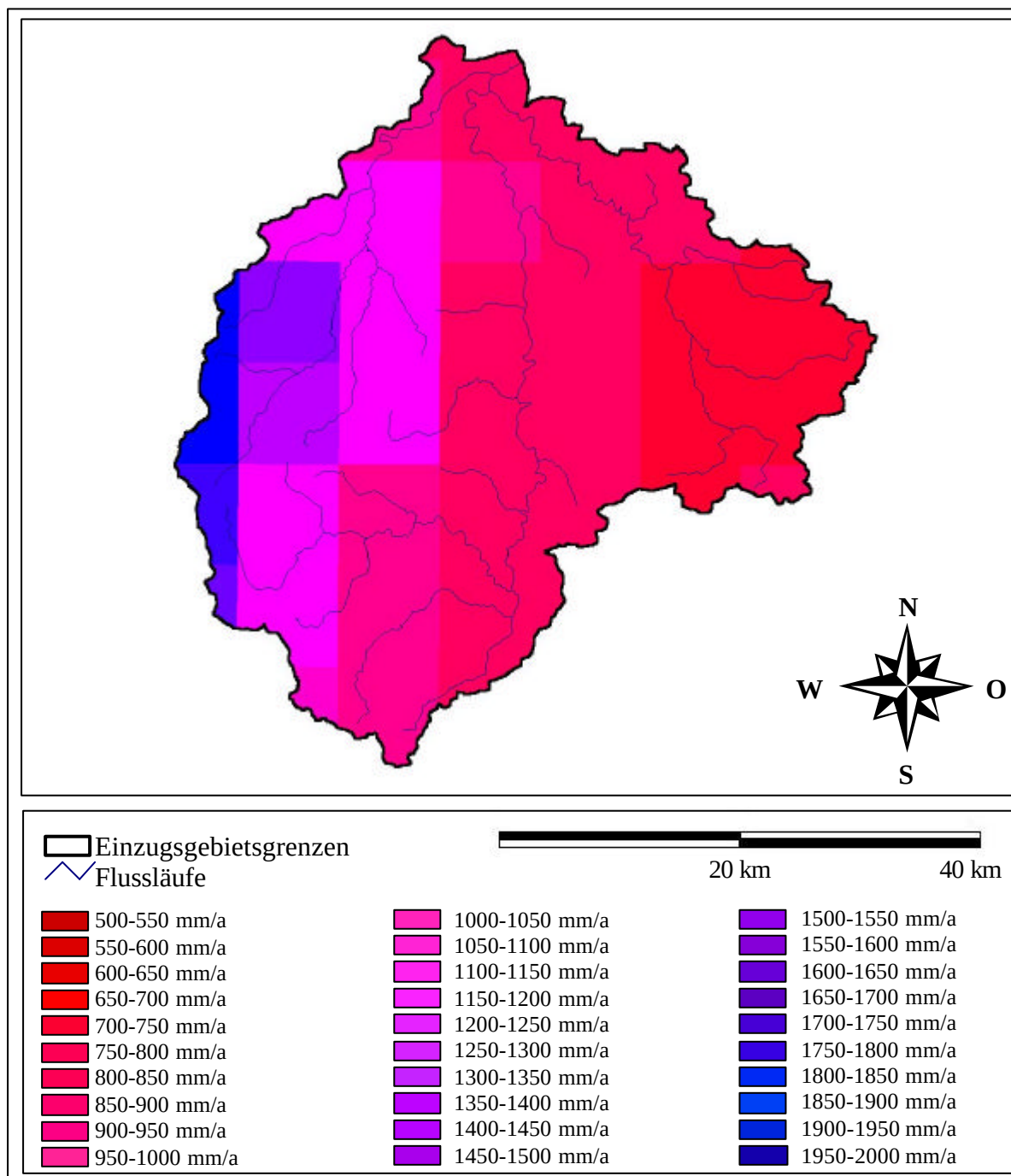


Abb. 2.6: Die räumliche Verteilung der Niederschläge im Untersuchungsgebiet (DWD; 7 x 7 km²).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich entsprechend der bisher beschriebenen Gliederung auch klimatisch in einem Übergangsbereich. Zu unterscheiden ist das niederschlagsreiche, kältere Klima der Enzhöhen und Schwarzwald-Randplatten, mit hohen Jahresmittelwerten im Niederschlag und tieferen Temperaturen (7 - 7,5 °C im Jahresmittel), sowie das wärmebe-

günstigere Klima im Bereich der Oberen Gäue, das niedrigere Jahresmittelwerte im Niederschlag und höhere Temperaturen (8 - 9 °C im Jahresmittel) aufweist (HOHMANN & KONOLD, 1995).

Die Werte für die einzelnen Teileinzugsgebiete (Tab. 2.1) heben hervor, dass die Einzugsgebiete von Eyach und Enz noch im Luv-Bereich des Schwarzwalds liegen, während bei Nagold und Würm sich die Abnahme der Niederschläge im Lee bemerkbar macht.

Tab. 2.1: Mittlerer Jahresniederschlag in den Teileinzugsgebieten im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (Werte aus dem DWD-Niederschlagsraster, 7 x 7 km², Zeitreihen s. Tab. 1.1).

Einzugsgebiet	Mittlerer Jahresniederschlag
Eyach	1482,17 mm/a
Enz (Pegel Höfen)	1494,01 mm/a
Nagold	1070,79 mm/a
Würm	873,82 mm/a
Gesamtes Einzugsgebiet	1045,80 mm/a

2.5 Landnutzung

Entsprechend der geologischen, pedologischen und klimatischen Verhältnisse weist das bis gegen Pforzheim und das Nagoldtal hin reichende Gebiet des Buntsandsteins weitläufige Wälder auf. Es sind nur dort Rodungssiedlungen außerhalb der Täler zu finden, wo der oberste Buntsandstein erhalten geblieben ist und günstigere Böden liefert. Die Ortsnamen auf der Enz-Nagold-Platte lassen darauf schließen, dass die Siedlungen alle erst in der Zeit der mittelalterlichen Rodung entstanden sind. Klimatische Ungunst und schwere Erschließbarkeit dieser Gebiete führten wahrscheinlich zu einer derart späten Besiedelung. Durch die Flößerei wurden die Täler stärker erschlossen.

Da in der klimatisch ungünstigen Höhenlage der Ackerbau nicht genug Erträge bringt, dominiert in den westlichsten Lagen des Untersuchungsgebiets auch heute noch die forstwirtschaftliche Nutzung, während im Bereich des Einzugsgebiets der Nagold der Schwerpunkt auf der intensiven Grünlandnutzung liegt (FEZER, 1979).

Im Raum der Oberen Gäue fand dagegen schon frühzeitig ackerbauliche Nutzung statt, die sich bis heute großflächig erhalten hat, auch wenn die dichte Besiedlung die Nähe zum Ballungsraum Stuttgart verdeutlicht.

Abbildung 2.7 zeigt die Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet.

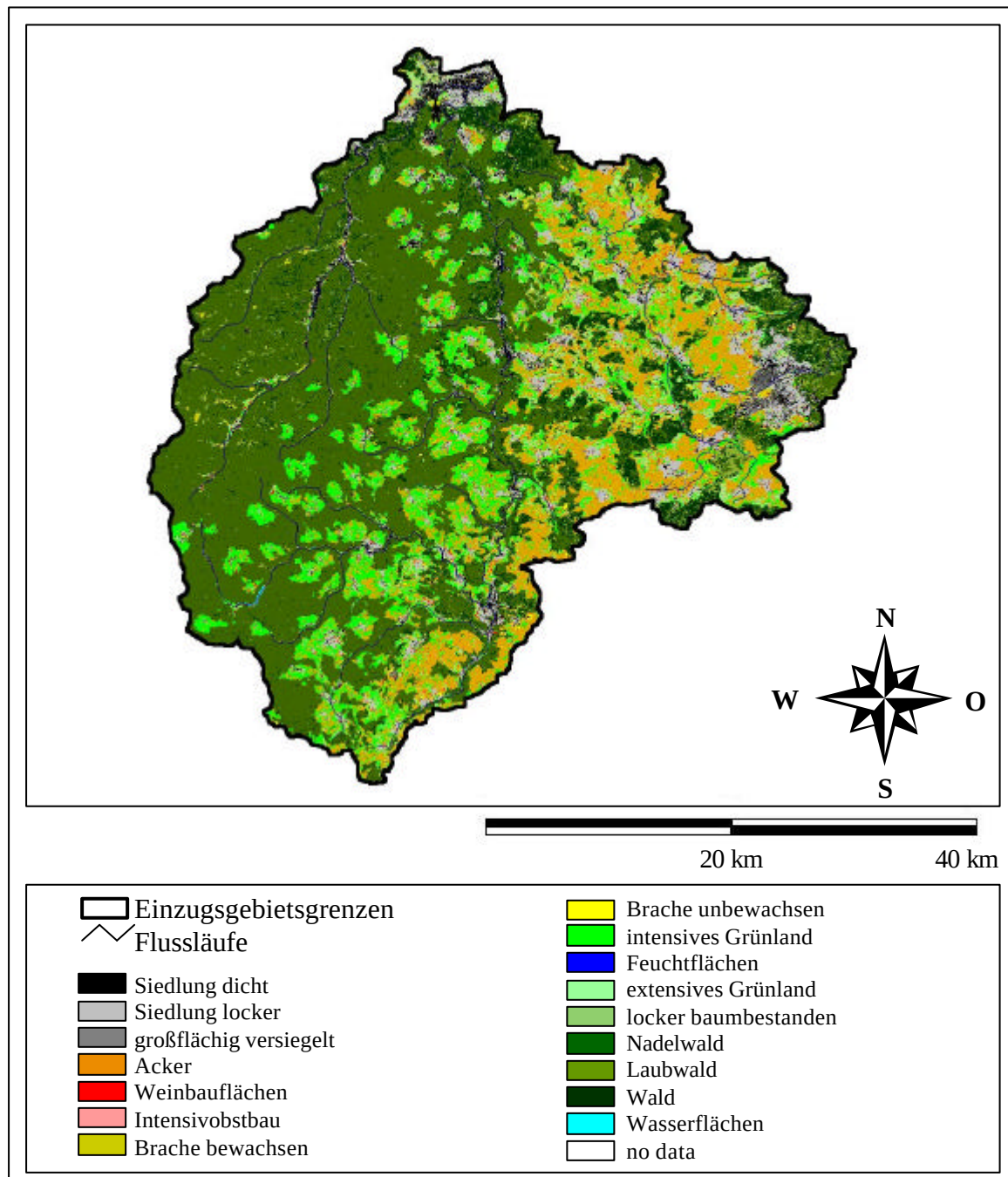


Abb. 2.7: Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LVA, 30 x 30 m²).

Die Verteilung der Landnutzung im Untersuchungsgebiet bildet die räumliche Grundlage der Nährstoffbilanzierung. Dabei spielt die Verteilung der landwirtschaftlich genutzten Gebiete vor allem bei der Ermittlung der diffusen Einträge eine große Rolle, während die Verteilung

der Siedlungsflächen für die Berechnung der punktuellen Einträge wichtig ist. Darüber hinaus geht die Landnutzungsverteilung auch in die Gesamtbewertung ein.

2.6 Hydrologie

Neben den Auswirkungen auf Bodenbildung und Landnutzung prägen die unterschiedlichen geologischen Gegebenheiten die Abflussbedingungen erheblich. Während die im Osten gelegenen Oberen Gäue eine typische Muschelkalklandschaft mit Dolinen und abflusslosen Senken darstellen, entspringen im Buntsandstein zahlreiche Quellen, deren Hauptvorfluter Enz und Nagold sich in der Stadt Pforzheim vereinen. Die Enz entwässert bis zum Pegel Pforzheim ein Gebiet von 1480 km², wovon etwa die Hälfte (726 km²) aus dem Einzugsgebiet der Nagold stammt, mehr als ein Viertel (419 km²) von der Würm entwässert wird und mit lediglich 333 km² der kleinste Anteil auf die Enz selbst entfällt (HOHMANN & KONOLD, 1995).

Infolge des Abtauchens der grundwasserführenden Buntsandsteinschichten unter die Schichten des unteren und mittleren Muschelkalks erfolgt der Grundwasserzustrom zur Enz im Bereich des in Pforzheim gelegenen Pegels in der Hauptsache aus südlicher Richtung. Ebenfalls aus südlicher Richtung kommen die einzigen Oberflächenzuflüsse zum Pegel.

Nach HOHMANN & KONOLD (1995) kommt es am Pegel Pforzheim zu den folgenden durchschnittlichen Abflusswerten:

Tab. 2.2: Gewässerkundliche Hauptzahlen für die Enz in Pforzheim (Abflussjahre 1933 - 1983) (HOHMANN & KONOLD, 1995).

	Enz
MQ	16 m ³ /s
MNQ	4.8 m ³ /s
MHQ	146 m ³ /s
HQ ₁₀	246 m ³ /s
HQ ₁₀₀	384 m ³ /s

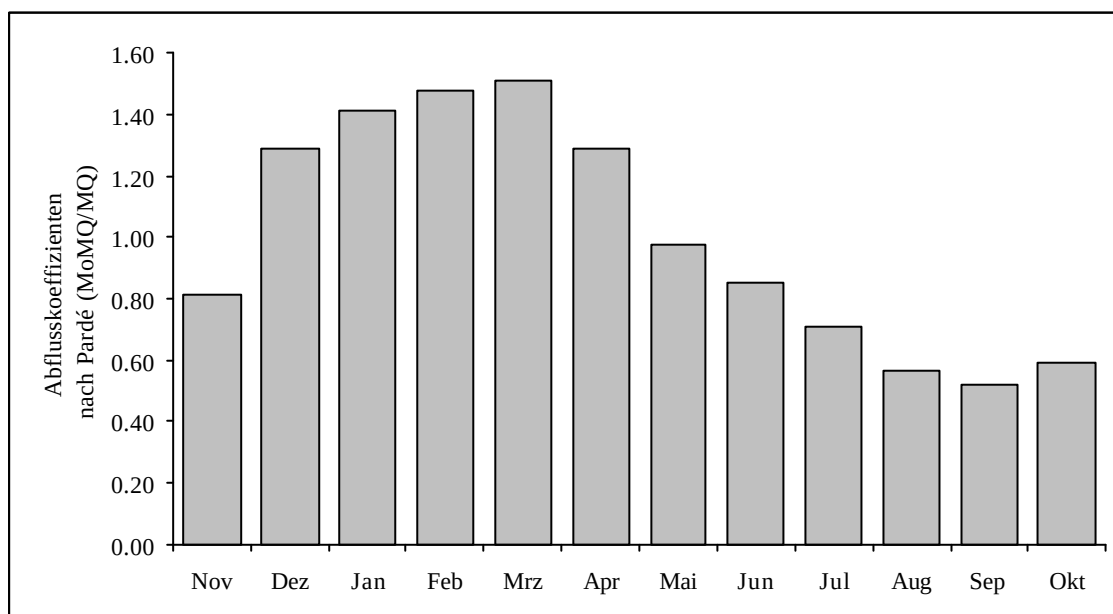
Die Teileinzugsgebiete wurden im Geographischen Informationssystem (GIS) ArcView auf die vorhandenen Pegel zugeschnitten, deren Abflussreihen die Grundlage zur raum-differenzierten Berechnung des Wasserhaushalts im Einzugsgebiet darstellen. In Tabelle 2.3 sind die aus dem GIS entnommenen Daten für die Pegelinzugsgebiete zusammengestellt.

Tab. 2.3: Kennwerte der Teileinzugsgebiete im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim).

Fluss	Pegel	Größe des EZG [km ²]	Ó (Länge aller Gewässer im EZG) [km]	MQ [mm/a]
Eyach	Rotenbach	52,61	36,94	783,72
Enz	Höfen	219,04	178,3	642,30
Nagold	Unterreichenbach	705,81	454,86	367,31
Würm	Pforzheim	416,93	305,37	208,25
Enz	Pforzheim	1478,71	1031,20	372,75

Betrachtet man das mittlere Abflussverhalten am Pegel Pforzheim, weisen die Monatsmittel der Tagesabflüsse ein Maximum von Dezember bis März und ein Minimum in den Monaten von Juli bis Oktober auf. Dies entspricht dem typischen Verlauf für Mittelgebirgsgewässer.

Das Abflussverhalten des Einzugsgebiets kann durch die Darstellung des Abflussregimes nach Pardé beschrieben werden (Abb. 2.8).

**Abb. 2.8:** Abflussregime der Enz am Pegel Pforzheim (LfU, 1932 - 2000).

Demzufolge kann die Enz dem pluvialen Regimetyp zugewiesen werden. Trotz dem in etwa ausgeglichenen Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen kommt es im hydrologischen Winterhalbjahr aufgrund der geringeren Verdunstung zu höheren Abflüssen (Anteil der Abflüsse im Winterhalbjahr: 64,92 %).

2.7 Wasserwirtschaftliche Beanspruchung

Die wasserwirtschaftliche Beanspruchung des Untersuchungsgebiets variiert innerhalb der einzelnen Teileinzugsgebiete sehr stark (s. Abb. 2.9).

Die Einzugsgebiete der Eyach und der Enz sind – wie auch schon an der Verteilung der Landnutzung ersichtlich – nur dünn besiedelt. Nur wenige Kläranlagen sind im Bereich des Oberlaufs der Enz zu finden, Stauanlagen kommen keine vor. Das Einzugsgebiet der Eyach bleibt gänzlich unbeeinflusst. Die höhere Einwohnerdichte im Einzugsgebiet der Nagold führt zu einem Anstieg in der Zahl der Kläranlagen, allerdings ist als weiterer Grund der vielen Kläranlagen auch die geringe Vernetzung der verstreut liegenden Siedlungen zu nennen.

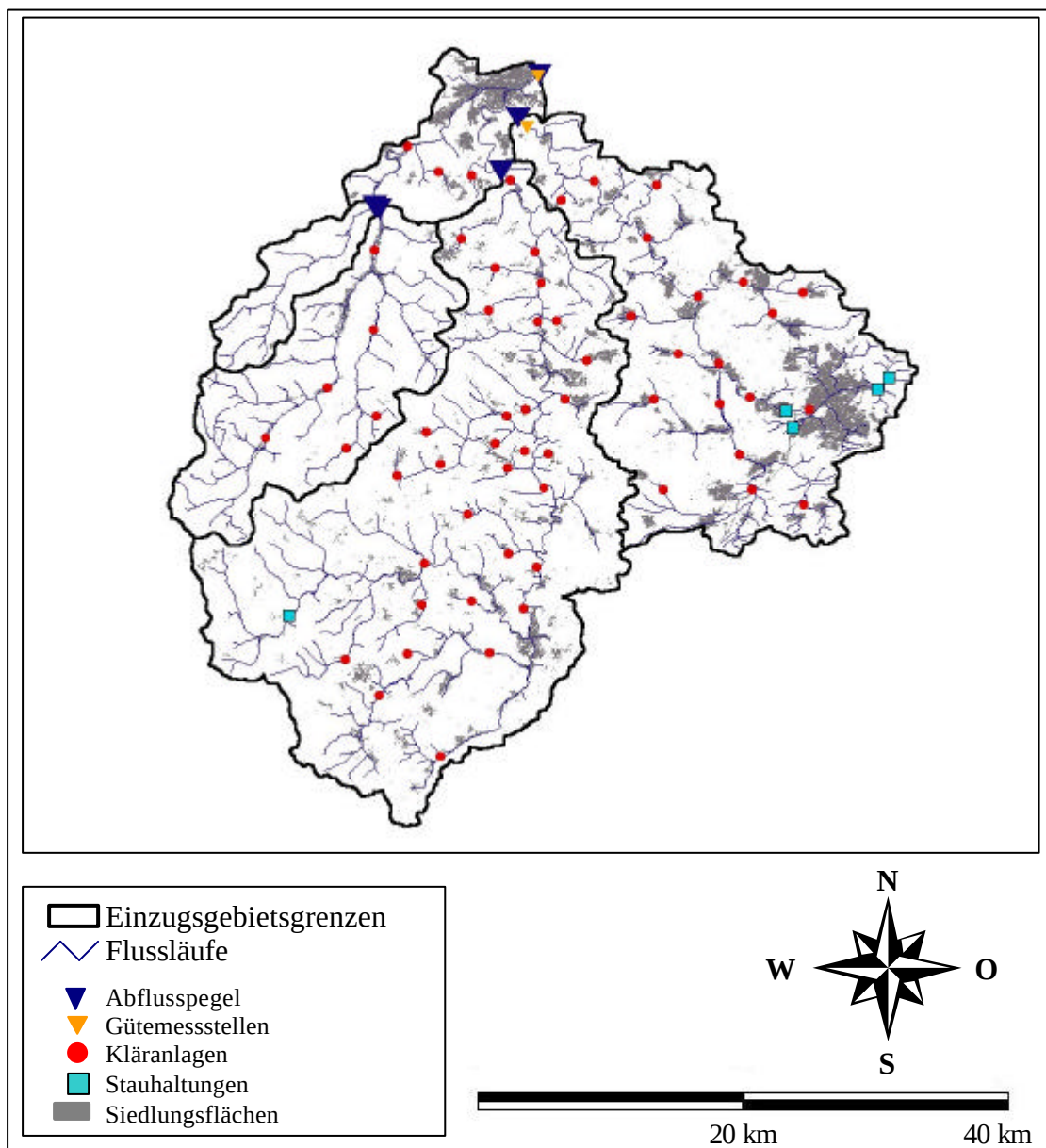


Abb. 2.9: Die wasserwirtschaftliche Beanspruchung im Untersuchungsgebiet (nach LfU, LVA).

Im dicht besiedelten Einzugsgebiet der Würm, das durch die Nähe zum Ballungszentrum Stuttgart eine weitaus höhere Einwohnerdichte aufweist als die restlichen Teileinzugsgebiete, sind die einzelnen Ortschaften vielfach an gemeinsame Klärwerke angeschlossen. Die dichte Besiedlung führt zu einer großen Anzahl an punktuellen Einleitungen und zu hohen Abwasser- und Regenentlastungswassermengen. Darüber hinaus finden sich zum Zweck des Hochwasserschutzes entlang der Würm vermehrt Stauhaltungen (Tab. 2.4).

Tab. 2.4: Stauhaltungen mit Gesamtstauraum 50 000 m³ im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LFU, 1999).

Name der Stauanlage Gemeinde	Gesamtstauraum [1000 m ³]	Hochwasserschutzraum [1000 m ³]	Aeo [km ²] Beckenoberfläche [ha]	Art d. Stauanl. Zweck der Stauanlage	Vorfluter- kette
Nagoldtalsperre	4680	3200	39	DStB ¹⁾ , SpB ²⁾	Nagold, Enz, Neckar
Seewald			40	HWS ³⁾ , NW-Ahö ⁴⁾ , Energiegewinnung	
Diebskarrenbach	180	136	4.8	DStB ¹⁾	Goldbach, Schwippe, Würm, Enz, Neckar
Sindelfingen			5.1	HWS ³⁾	
Goldbach	163	115	10.4	DStB ¹⁾	Schwippe, Würm, Enz, Neckar
Sindelfingen			7.8	HWS ³⁾	
St. Annagraben	235	153	2.4	TB ⁵⁾	Schwippe, Würm, Enz, Neckar
Böblingen			13.5	HWS ³⁾	
Dagersheim	856	856	64	TB ⁵⁾	Schwippe, Würm, Enz, Neckar
Böblingen			40	HWS ³⁾	

1) Dauerstaubecken, 2) Speicherbecken, 3) Hochwasserschutz, 4) Niedrigwasseraufhöhung, 5) Trockenbecken

In Tabelle 2.5 ist die Einwohnerdichte der Teileinzugsgebiete zusammengestellt:

Tab. 2.5: Einwohnerzahlen im Untersuchungsgebiet (Stat. LA, 2000).

Einzugsgebiet	Pegel	Einwohner pro Quadratkilometer
Eyach	Rotenbach	206
Enz	Höfen	127
Nagold	Unterreichenbach	127
Würm	Pforzheim	650
Enz	Pforzheim	339

3 Gewässergüte

3.1 Vorbemerkungen

Der Eintrag von Laststoffen in die Gewässerökosysteme hat sich in den letzten Jahren weltweit und in dramatischem Ausmaß erhöht. Während die punktförmigen Lastquellen, wie z. B. die Abwassereinleitungen, wenigstens in den wohlhabenden Ländern erheblich verringert werden konnten, muss man die diffusen Belastungen weltweit weiterhin als Gefahrenquelle einschätzen. Die Einträge an suspendierten oder gelösten Stoffen aus den Einzugsgebieten in die Gewässer sind vielfach um mehr als eine Größenordnung gegenüber dem ursprünglichen Zustand gestiegen. Dadurch wird einerseits die Tragfähigkeit vieler Gewässerökosysteme überschritten. Andererseits verliert die Vegetationsdecke ihre für die Wasserversorgung und die Landwirtschaft lebenswichtige Funktion als Puffer- und Speichersystem (UHLMANN, 1994).

Eine Folge für aquatische Ökosysteme ist neben der Kontamination mit Pestiziden und Schwermetallen das Problem der fortschreitenden Gewässerbelastung durch Nährstoffe (Eutrophierung). Diese erfolgt vor allem durch Stickstoff- und Phosphorverbindungen (FREDE & DABBERT, 1998), deren Stoffkreisläufe, Ein- und Austragswege sowie Wirkungsweisen in Fließgewässern im nachfolgenden Kapitel beleuchtet werden sollen.

3.2 Pflanzennährstoffe

3.2.1 Nährstoffquellen

Die oberirdischen Gewässer werden durch verschiedene Stoffeinträge belastet, wobei im Allgemeinen zwischen punktförmigen ("point sources") und diffusen ("nonpoint sources") Belastungsquellen unterschieden wird. Zur Abgrenzung der beiden Begriffe voneinander sind in der Literatur unterschiedliche Angaben zu finden. In DVWK (1998) werden verschiedene Definitionen einander gegenübergestellt, unter anderem die Definition von WERNER et al. und der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA), die dieser Arbeit zugrunde gelegt wird. Sie wird in den folgenden Abschnitten erklärt.

Von den verschiedenen eingetragenen Stoffen sollen vor allem die Auswirkungen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor näher betrachtet werden. Auf die Einträge von Pestiziden, Schwermetallen sowie Schwefeloxiden und die damit verbundenen direkten oder indirekten toxischen Wirkungen oder die Gewässerversauerung wird dagegen nicht weiter eingegangen.

Punktförmige Belastungsquellen

Punktförmige Belastungen stellen kommunale und industrielle Abwässer dar, die in Sammelkanalisationen erfasst und über Kläranlagen in die Oberflächengewässer geleitet werden. Niederschlagswasser, das über Misch- oder Trennkanalisationen und aus Regenüberlaufbecken in die Gewässer geleitet wird, zählt ebenfalls zu den punktförmigen Emissionen. Diese können in der Regel direkt erfasst und durch technische Verfahren einer Frachtenreduktion unterzogen werden (DVWK, 1998).

Diffuse Belastungsquellen

Zu den diffusen Belastungsquellen werden die Stoffeinträge durch Oberflächenabfluss (Abschwemmung und Erosion), Sickerung (Auswaschung aus Grundwasser und Drainageeinträge) sowie atmosphärische Deposition gezählt. Des Weiteren werden auch mehrere kleinere punktuelle Belastungen vor allem aus ländlichen Gebieten den diffusen Quellen zugerechnet; hierzu sind Direkteinträge von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie von Weidevieh, der Oberflächenabfluss von außerörtlichen Straßen und Wegen, landwirtschaftliche Abflüsse, wie z. B. Sickerwässer und nicht kanalisierte Abwässer zu nennen.

Die diffusen Stoffeinträge können zudem in eine natürliche Hintergrundlast und eine anthropogene Belastung untergliedert werden. Erstere wird bestimmt durch die natürlichen (nicht auf anthropogene Luftverschmutzungen zurückzuführenden) Stoffmengen im Niederschlag und durch die Stoffkonzentrationen des Abflusses unter natürlicher Vegetation (Wald, unproduktive Vegetation, vegetationslose Flächen); diese Stoffkonzentrationen hängen von den Eigenschaften der Boden- und Gesteinsschichten ab. Anthropogene diffuse Belastungen umfassen dagegen: Sämtliche Veränderungen im Hinblick auf Fließwege, Abflussmengen und Stoffkonzentrationen des Wassers gegenüber einem Zustand mit potentiell natürlicher Vegetation. Darunter fallen Eingriffe in die natürliche Vegetation durch die landwirtschaftliche Bodennutzung (Bodenbearbeitung, Düngung, Meliorationen), die forstwirtschaftliche Nutzung, den Siedlungsbau sowie die anthropogene Luftverschmutzung (DVWK, 1998).

Die Abbildungen 3.1 und 3.2 zeigen die Größenordnungen und die relativen Anteile der einzelnen Eintragsquellen in der Bundesrepublik Deutschland.

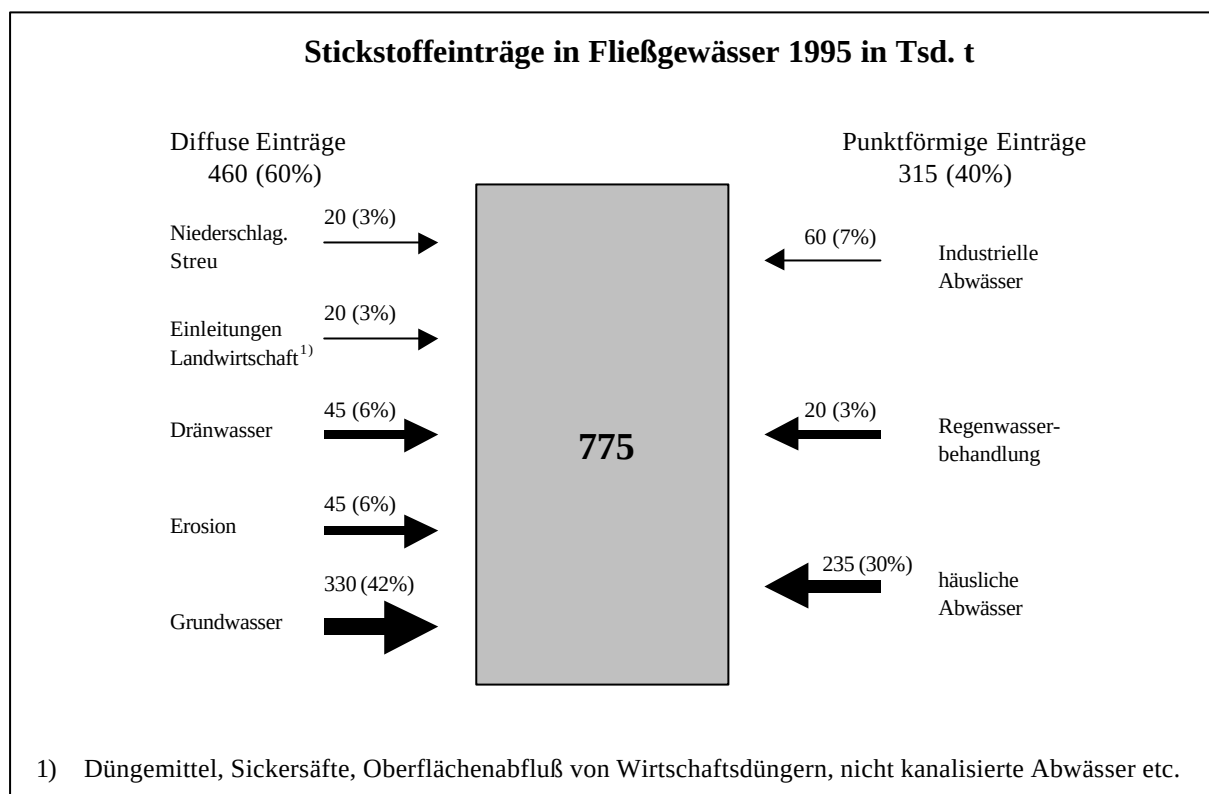


Abb. 3.1: Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der BRD für das Jahr 1995 (UBA, 2001a).

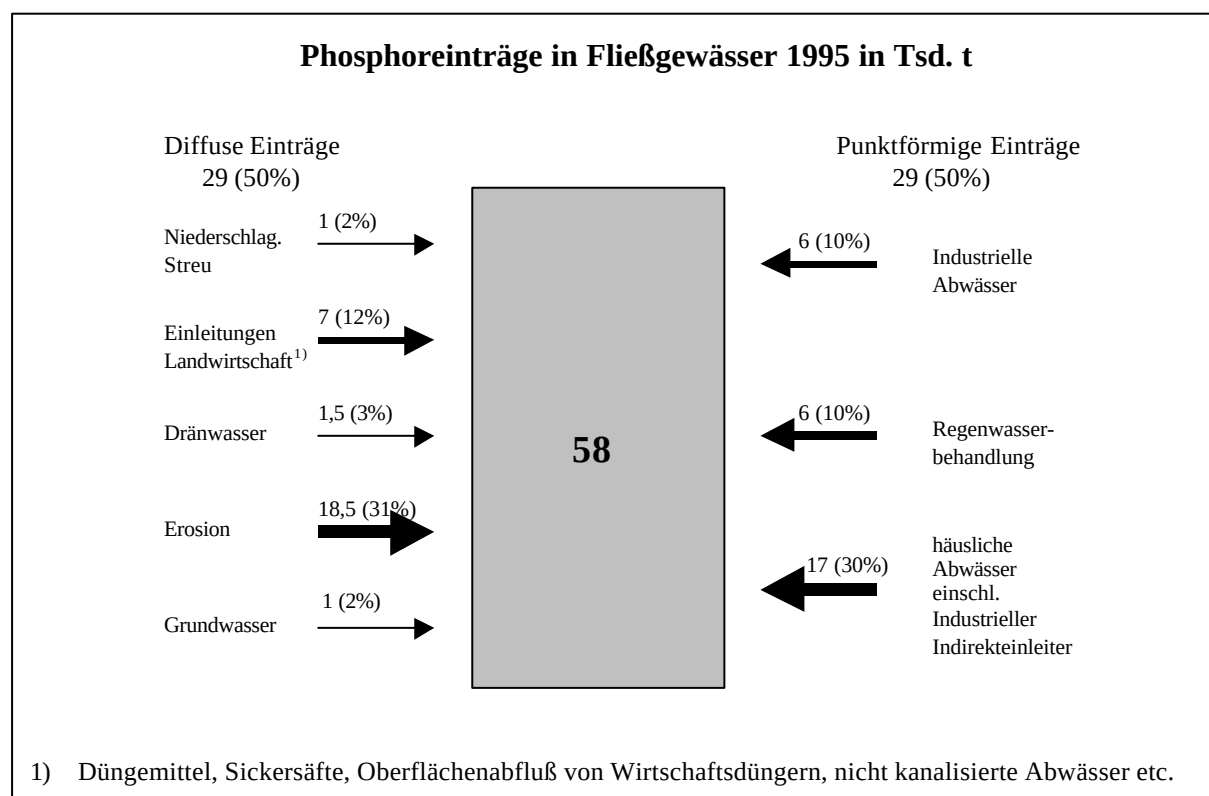


Abb. 3.2: Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD für das Jahr 1995 (UBA, 2001b).

Hinsichtlich Stickstoff und Phosphor beziffern die diffusen Quellen ca. 90 % der Einträge, die von landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgehen. Das heißt, dass neben den in den Abbildungen als "Einleitungen Landwirtschaft" bezeichneten Stoffeinträgen (z. B. Direkteinträge von Düngemitteln, Abflüsse von Hofflächen) auch ein Großteil der Belastungen über Dränwasser, Erosion und Grundwasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen verursacht wird (FREDE & DABBERT, 1998; UBA, 2001a; UBA, 2001b).

Für die Auswirkungen der eingetragenen Nährstoffe in den Gewässern ist deren Herkunft allerdings unerheblich (DVWK, 1998).

3.2.2 Das Verhältnis von punktförmigen zu diffusen Stoffeinträgen

Der größte Teil der Stickstoffeinträge stammt aus diffusen Quellen (50 - 80 %). Allerdings schwankt der relative Anteil je nach Einzugsgebiet und Witterungsverhältnissen, was sich besonders bei den Nitratkonzentrationen bemerkbar macht, da diese in direktem Bezug zu den Abflussmengen stehen. Grundsätzlich fallen die jährlichen Nährstoffeinträge in ein Fließgewässer um so größer aus, je größer der mittlere Jahresabfluss ist. Somit erfolgt der Großteil der diffusen Einträge in den abflussreichen Wintermonaten.

Bei den Phosphoreinträgen ist das Verhältnis von punktförmigen zu diffusen Quellen relativ ausgeglichen. Durch die verbesserte Abwasserreinigung konnte die Höhe der Gesamteinträge vermindert werden. Dadurch erhöht sich allerdings der relative Anteil der diffusen Einträge. Er schwankt zwischen 30 und 70 Prozent.

Das Ausmaß der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen wird ebenso wie das Verhältnis zu den Einträgen aus punktförmigen Quellen nicht nur durch die hydrologischen Begebenheiten, sondern auch maßgeblich durch die Nutzungsstruktur innerhalb des jeweiligen Einzugsgebiets bestimmt. Dabei kommt der Verteilung von landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie dicht besiedelten Flächen große Bedeutung zu. Des Weiteren beeinflusst auch die Morphologie des Einzugsgebiets (Relief, Bodentypen) den Austrag aus diffusen Quellen ebenso wie die Art der Bewirtschaftung und die Düngeintensität (DVWK, 1998).

3.3 Charakterisierung der Nährstoffe

3.3.1 Stickstoff

3.3.1.1 Verteilung und Bindung von Stickstoff im Boden

Die Stickstoffmengen im Boden entstammen dem riesigen Vorrat der unteren Atmosphäre, in der er als reaktionsträges Gas zu 78 Volumenprozent an ihrem Aufbau beteiligt ist. In Gesteinen spielt Stickstoff dagegen eine untergeordnete Rolle. Seine Herkunft in Böden ist daher nicht lithogener, sondern biogener Natur.

Der in der Luft vorhandene elementare Stickstoff kann von den höheren Pflanzen selbst nicht verwertet werden. Die Bindung des Luftstickstoffs wird vorwiegend durch mit Leguminosen in Symbiose lebenden Bakterien (Rhizobien) bewerkstelligt, aber auch von frei lebenden Mikroorganismen. Stickstoffeinträge in den Boden erfolgen über die Niederschläge ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) sowie über die Wirtschafts- und Mineraldüngung. Als weitere Eintragsquelle gelten NO_x -Verbindungen, die bei elektrischen Entladungen in der Atmosphäre aus elementarem Stickstoff entstehen.

Die beträchtlichen Stickstoffmengen im Boden – SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) geben durchschnittlich 3000 - 6000 kg N/ha für Ackerstandorte an – dürften sich im Wesentlichen im Verlauf der Bodenbildung seit dem Ende des Pleistozäns angesammelt haben. Der Stickstoffkreislauf im Boden weist also eine – je nach klimatischen Bedingungen mehr oder weniger starke – positive Bilanz auf (SÜßMANN, 1980).

Die Stickstoffversorgung natürlicher Ökosysteme geschah ursprünglich über das Recycling organischer Substanz aus der Pflanzenstreu, die Stickstofffixierung durch Mikroorganismen sowie über geringfügige atmosphärische Einträge. Unter diesen Voraussetzungen stellte sich ein Kreislauf zwischen Stickstoffangebot und Stickstoffbedarf der Vegetation ein. Erst im Laufe der Intensivierung der industriellen wie auch landwirtschaftlichen Produktion wurde dieses Gleichgewicht durch erhöhte atmosphärische Einträge (Verbrennung fossiler Energieträger) und Düngerausbringung in Richtung Stickstoffüberangebot verschoben. Aufgrund der erhöhten Stoffflüsse ist der Stickstoffaustrag aus terrestrischen Ökosystemen gestiegen, einhergehend mit der Eutrophierung aquatischer Lebensräume.

Der größte Teil des Stickstoffs im Oberboden (90 - 95 %) liegt in organischer Bindung vor, nämlich in Form von Aminosäuren (bis 60 %), Amiden (bis 15 %) und Aminosuktern (bis

15 %), sowie als nicht hydrolysierbarer, heterozyklisch gebundener Stickstoff (bis 30 %) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Als anorganische Stickstoffverbindungen überwiegen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+); Nitrit (NO_2^-) kommt nur in kleinen Mengen vor. Das elektrochemische NH_4^+ -Ion ist in seinem Ionenradius dem K^+ -Ion sehr ähnlich und wird deshalb leicht an dessen Stelle in die Zwischenschichten der Tonminerale eingebaut (idiomorpher Ersatz). Der größte Teil des auf diese Weise fixierten Ammoniums ist nicht austauschbar. Aufgrund negativer Ladungsüberschüsse an den Oberflächen der Tonminerale (Illite, Vermiculite) ist der Boden allgemein als Polyanion aufzufassen. Ammonium als Kation unterliegt demzufolge der Adsorption, während Nitrat als Anion nicht an den Tonmineralen gebunden werden kann. Folglich ist die Ammoniumkonzentration in der Bodenlösung meist niedriger als die des leicht löslichen Nitrats. Ein weiterer Grund für die Dominanz des Nitrats in der Bodenlösung ist in den Reaktionsgeschwindigkeiten der biochemischen Abbauprozesse zu suchen. Ammonium entsteht zwar laufend bei der mikrobiellen Zersetzung organischer Substanz, wird aber im temperierten Klimabereich in Böden unter aeroben Verhältnissen nicht angereichert. Dies beruht darauf, dass die mikrobielle Umwandlung in Nitrat schneller verläuft als die Ammonifizierung. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass die Ammonifizierung bei niedrigen Temperaturen (unter 6 °C) und schlechter Durchlüftung die Nitrifikation übertrifft. So enthalten Stau- und Grundwasserböden relativ viel Ammonium (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

3.3.1.2 Stickstoffkreislauf

Der Stickstoffhaushalt im Boden ist ausgesprochen komplex und dynamisch. Dabei unterliegt der Stickstoff im Boden einem kontinuierlichen Kreislauf zwischen anorganischen und organischen Stickstoffverbindungen. Die Prozesse Mineralisierung (Mobilisierung) und Immobilisierung besitzen grundlegende Funktionen.

Die Einträge umfassen neben der Zugabe von Handel- und Wirtschaftsdüngern auch feuchte und trockene Depositionen, biologische Stickstofffixierung und den Abbau von organischer Substanz (Streu, abgestorbene Wurzelmasse, Tierkörper). Die Austräge werden bestimmt durch die vertikale Migration in das Grundwasser und den lateralen Transport mit dem Oberflächenabfluss oder dem Interflow. Stickstoffverluste durch Wasser- und Winderosion sind wegen des hohen Gehalts der Oberböden an organisch gebundenem Stickstoff und damit

wegen des Verlusts an potentiell aufnehmbarem Stickstoff von erheblicher Bedeutung. Weiterhin kann dem Boden Stickstoff durch Volatilisation (Ausgasung) oder Pflanzenaufnahme entzogen werden. Die bodeninternen Ab- und Umbauvorgänge sind Mineralisierung und Immobilisierung sowie Nitrifikation, Denitrifikation und Ammonifizierung von Stickstoffverbindungen. Sie sind in den Biokreislauf integriert und können als biotisch katalysierte Prozesse aufgefasst werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Ein Überblick über die wichtigsten Komponenten des Stickstoffkreislaufs gibt Abbildung 3.3; einzelne Prozesse sollen im Folgenden kurz beschrieben werden.

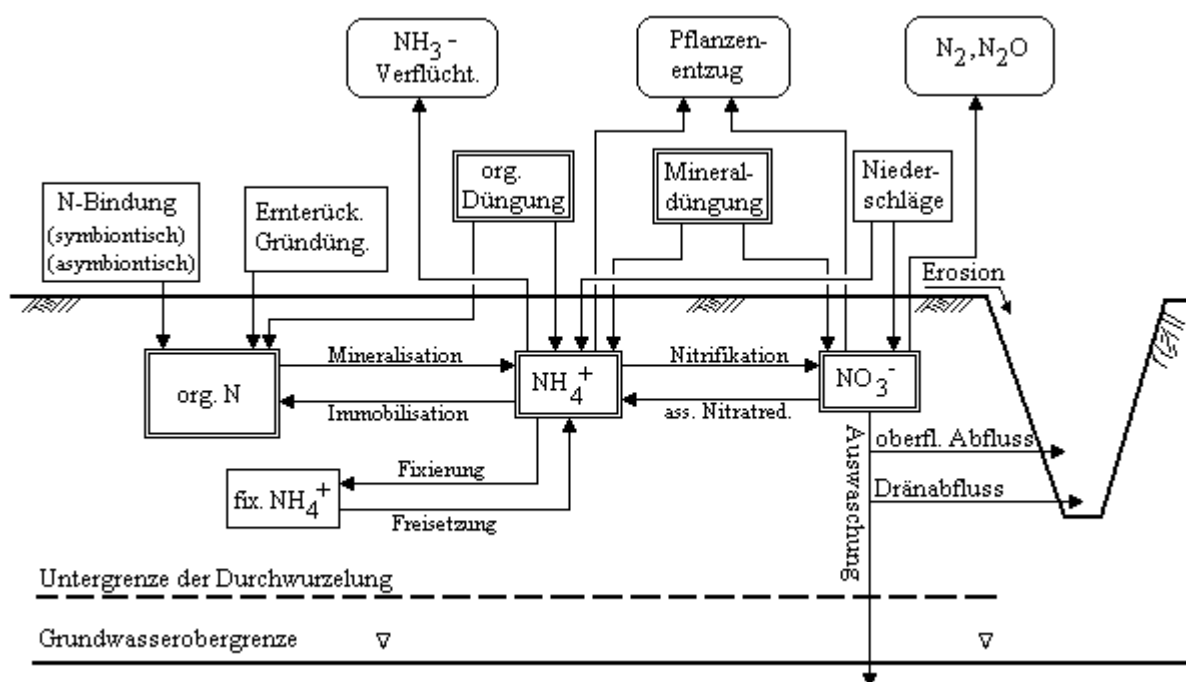


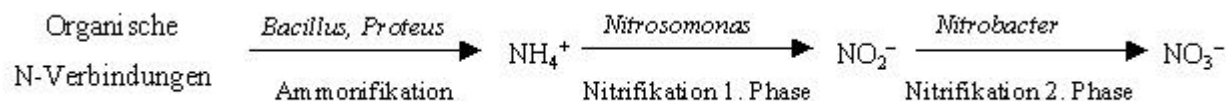
Abb. 3.3: Der Stickstoffkreislauf (aus WALTER, 1999).

Mineralisierung

Die Zersetzung der organischen Substanz im Boden, die Mikroorganismen als Energie- und Baustoffquelle dient, führt zur Freisetzung niedermolekularer Stickstoffverbindungen. Die während der anschließenden Ammonifizierung entstandenen Ammoniumionen werden durch spezielle Mikroorganismengattungen (Nitrosomonas und Nitrobacter) über NO_2^- zu NO_3^- oxidiert (Nitrifikation). Der gesamte Prozess der Bildung mineralischer Stickstoffverbindungen wird unter dem Begriff Mineralisierung zusammengefasst. Er beschreibt somit den mikrobiellen Abbau organischer Substanz (Oxidation) eines Bodens zu einfachen anorga-

nischen Verbindungen wie CO_2 , H_2O , NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- . Den umgekehrten Prozess des Einbaus von mineralischem Stickstoff in organische Verbindungen nennt man Immobilisierung.

Die Mineralisierung wird gemäß der verschiedenen chemischen Reaktionen folgendermaßen aufgeteilt:



Da *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* aerob lebende, autotrophe Bakterien sind, läuft die Mineralisierung nur unter ausreichender Sauerstoffversorgung ab. Die Energieausbeute der ersten Phase der Nitrifikation beträgt 352 kJ, während in der zweiten Phase nur 74,5 kJ gewonnen werden. Um seinen Energiebedarf vollständig decken zu können, baut *Nitrobacter* das Zwischenprodukt aus der ersten Phase der Nitrifikation – Nitrit – meist vollständig zu Nitrat ab. Folglich werden die Konzentrationen an Nitrit im Boden meist gering sein, während sich Nitrat als Endprodukt der Mineralisierung anreichern kann.

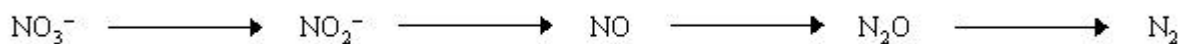
Eine hohe biologische Aktivität, ein ausgeglichener Bodenwasserhaushalt, pH-Werte zwischen 5,5 und 7 und mittlere Bodentemperaturen von 25 bis 35 °C fördern die Mineralisierung ebenso wie leicht abbaubare, stickstoff- und zuckerreiche, ligninarme Streu. Das Abbaupotential der Streu spiegelt sich allgemein in ihrem C/N -Verhältnis wider. Je enger es ist, desto intensiver verlaufen die Abbauprozesse der organischen Substanz. Bei Gesamtstickstoffgehalten von 0,1 - 0,25 % in Mineralböden werden jährlich 45 - 220 kg N/ha mineralisiert. Dies entspricht etwa 1 - 2 % des organisch gebundenen Stickstoffs.

(SÜRMANN, 1980; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998)

Denitrifikation

Unter Denitrifikation versteht man die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffoxid (N_2O) und molekularem Stickstoff (N_2). Sauerstoffmangel, hohe Bodenfeuchte (70 - 80 % Wassersättigung), hohe Bodentemperaturen, erhöhter Nitratgehalt sowie die Anwesenheit leicht abbaubarer organischer Substanz bieten gute Bedingungen für die Denitrifikation. Sie findet daher bevorzugt während der Sommermonate in vernässten Oberböden statt. Darüber hinaus ist die Denitrifikation für den Nitratabbau im Grundwasser verantwortlich.

Die Reduktion von Nitrat führt stufenweise über Nitrit zu gasförmigen Produkten:



Auf landwirtschaftlichen Flächen in Mitteleuropa kommt es durch die Denitrifikation zu Verlusten zwischen 10 und 25 kgN/ha*a. BACH et al. (1990) und WENDLAND et al. (1993) rechnen für alle Gebietseinheiten in der BRD mit einem Denitrifikationsverlust von 50 % des Stickstoffüberschusses (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

3.3.2 Phosphor

3.3.2.1 Verteilung und Bindung von Phosphor im Boden

Phosphor findet sich in der Natur vor allem in Form von Phosphaten. Der Pedosphäre kommt innerhalb des globalen Phosphorkreislaufs eine zentrale Bedeutung zu. Die weltweiten Phosphorvorräte gliedern sich klassifiziert nach unterschiedlichen Vorkommen in die Speichergesteine (Maximum), Böden, Meere und Biomasse (Minimum). Die Phosphate der Gesteine sind überwiegend Apatite ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), aus denen Phosphat mobilisiert und über die Böden in den globalen Kreislauf eingeschleust wird. Neben diesem nativen Eintrag wird Phosphat außerdem über nasse und feuchte Deposition aus der Atmosphäre und Phosphatdünger in die Böden eingetragen. Austrag findet statt durch Auswaschung, Erosion und Phosphatabfuhr durch Ernteprodukte. Die Phosphatbilanz beispielsweise von Waldökosystemen ist bei normalen Bewirtschaftungsintensitäten nahezu ausgeglichen. Das bedeutet, dass praktisch keine Phosphatakkumulation im Boden von Wäldern stattfindet. Die Phosphatgehalte von tonhaltigen Böden der Mittelbreiten liegen zwischen 600 und 2400 kg/ha.

Phosphor liegt in Böden überwiegend in fester Form vor, während der Phosphoranteil in der Bodenlösung meist nur 0,1 % des gesamten Vorrats beträgt. Neben dem primären Vorkommen als Apatit treten vor allem schwer lösliche Phosphate (organische Salze), organische Verbindungen (25 - 65 % des Gesamt-Phosphors P_{ges}) und organische Substanzen auf. Das Phosphat-Anion besitzt eine hohe Affinität zu stark elektrophilen Kationen wie Fe^{3+} und Al^{3+} , aber auch Ca^{2+} .

In Seen und Fließgewässern sind stets drei Phosphatfraktionen nebeneinander vorhanden:

- anorganisches, gelöstes Phosphat als Orthophosphat (HPO_4^{2-} bzw. H_2PO_4^- , je nach pH-Wert),
- organisches, gelöstes Phosphat und
- organisches, partikuläres Phosphat (Organismen und Detritus).

Alle Fraktionen zusammen bilden das Gesamtposphat, das einem vielfältigen biogenen Metabolismus im Gewässer unterliegt.

Phosphat ist unter Normalbedingungen das wichtigste Nährelement, da es als Minimumsfaktor das Pflanzenwachstum limitiert. Unter natürlichen Verhältnissen sind die Phosphatausträge in die Gewässer äußerst gering, da die Phosphate im Boden stark gebunden werden bzw. als schwer lösliche Verbindungen vorkommen. Zur Verbesserung der Pflanzenproduktion wird Phosphat dem Boden als Dünger zugeführt. Dies erhöht das Austragspotential in aquatische Systeme (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

3.3.2.2 Phosphorkreislauf

Im Gegensatz zum Stickstoffkreislauf spielt sich der Phosphorkreislauf ohne Beteiligung einer Gasphase ab.

Die Primärquelle des Phosphors sind phosphorhaltige Minerale, insbesondere Apatit. Phosphor – ein für die Organismen essentielles Nährstoffelement – wird von den Pflanzen aufgenommen. Es gelangt innerhalb der Nahrungskette an Tiere, die es zum einen mit ihren Ausscheidungen, zum anderen nach dem Absterben in die Pedosphäre zurückgeben. Weitere Einträge erfolgen über organische und anorganische Düngung, Pflanzenreste und atmosphärische Deposition. Zum Austrag kommt es durch die eher unbedeutende Auswaschung, die Erosion und die Phosphorabfuhr durch Erntegut. Dabei stellen Auswaschung und Erosion direkte Einträge in die Gewässer dar, während ein Teil des Phosphats der Ernteprodukte erst indirekt über die Nahrungskette und Abwässer eingetragen wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Das Prinzip der Phosphorumsetzung im Boden ist in Abbildung 3.4 zusammengefasst. Es dominiert die Festlegung am Austauscher sowie in schwer löslichen Verbindungen; letztere stehen mit der Bodenlösung und dem Pflanzenbedarf in Verbindung.

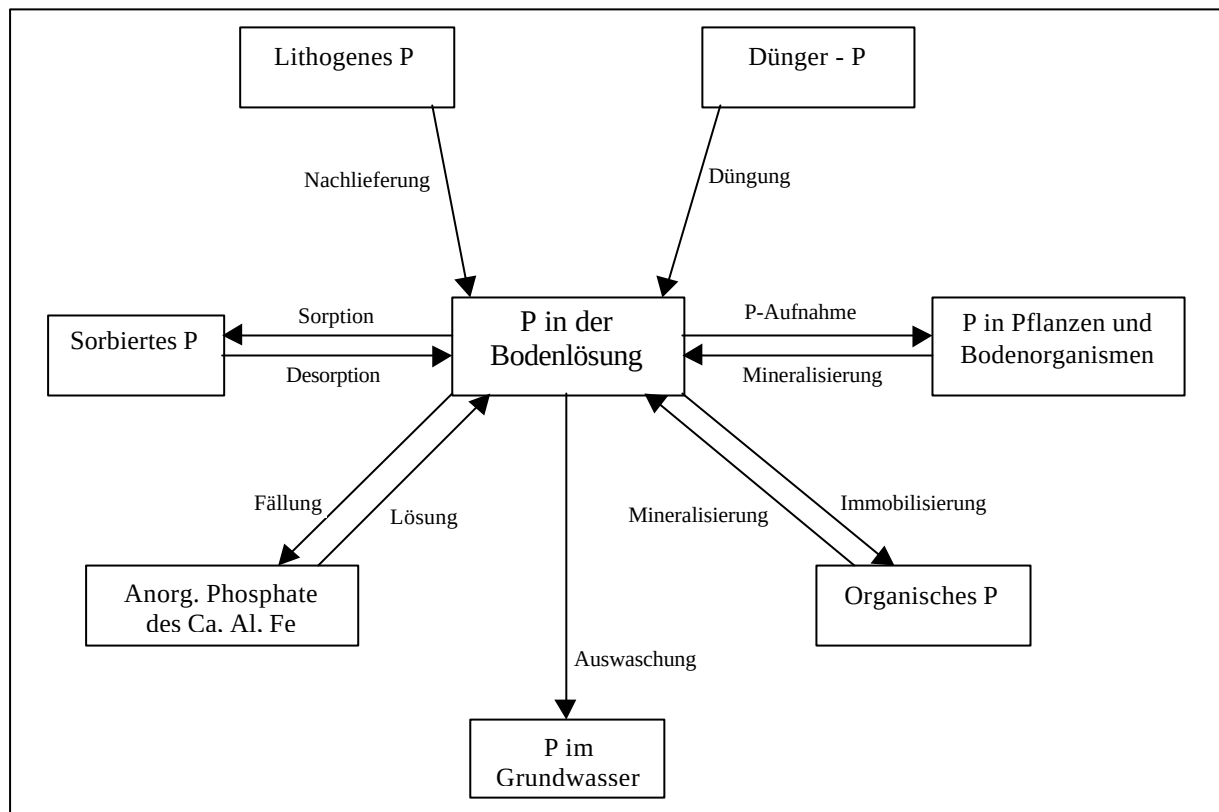


Abb. 3.4: Phosphatformen und ihre Verknüpfung mit der Bodenlösung (aus SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL, 1998).

3.4 Steuergrößen der Stoffausträge

3.4.1 Einfluss der Bodennutzung auf den Stoffaustrag

Nährstoffe gelangen sowohl durch natürliche Vorgänge als auch durch menschliches Zutun in Gewässer. Dabei wird die stoffliche Zusammensetzung des Wassers, das in den Vorflutern abfließt, überwiegend durch die Art der Bodennutzung beeinflusst. Als natürliche Grundlast werden diejenigen flächenbezogenen Einträge bezeichnet, die allein aufgrund der natürlichen Nährstofffreisetzung in Gewässer gelangen. Als Faustzahlen für Stickstoff gelten ca. 5 kg N/(ha*a) und für Phosphor 0,005 bis 0,1 kg P/(ha*a). Diese natürliche Grundlast führt in Abhängigkeit der Abflussspende zu Konzentrationen von ca. 2,5 mg N/l und 0,05 mg P/l (FREDE & DABBERT, 1998). In unbeeinflussten Waldeinzugsgebieten werden am Gebietsauslass z. T. Nitrat- und Phosphatkonzentrationen von weniger als 8 µg N/l bzw. 3 µg P/l gemessen. Die landwirtschaftliche Bodennutzung verursacht dagegen Stickstoffausträge von

200 - 600 kg N/(ha*a). Hierdurch werden dann Nitratgehalte von mehr als 100 mg N/l bewirkt (LAMMEL, 1990).

Die Nährstoffausträge aus der Agrarindustrie hängen sehr stark mit der geringen Nährstoffeffizienz der landwirtschaftlichen Produktion zusammen. Die Nährstoffeffizienz setzt die in landwirtschaftlichen Erzeugnissen enthaltenen Nährstoffmengen ins Verhältnis zu den zur Produktion dieser Erzeugnisse notwendigen Nährstoffmengen. Für die gesamte Landwirtschaft hat man zu Beginn der neunziger Jahre eine Stickstoffeffizienz von rund 30 % und eine Phosphoreffizienz von rund 50 % ermittelt. Dies bedeutet, dass während des Produktionsprozesses ca. 70 % der eingesetzten Stickstoffmengen sowie 50 % der eingesetzten Phosphormengen nicht in den Produkten festgelegt werden. In der Praxis hat sich somit eine Überschussdüngung etabliert, da die agrarwirtschaftliche Pflanzenernährung dem Ideal einer streng raum- und zeitspezifischen Nährstoffversorgung nicht gerecht wird. Der Verbrauch von mineralischen und organischen Stickstoffdüngern ist in Deutschland in den letzten 35 Jahren von 60 auf 200 kg N/(ha*a) angestiegen, obwohl der Pflanzenbedarf nur bei maximal 100 bis 144 kg N/(ha*a) (Sonderkulturen) liegt. Auch wenn eine hundertprozentige Ausnutzung des Nährstoffeinsatzes nicht erreichbar ist, so gehen realistische Schätzungen davon aus, dass Effizienzwerte von 70 - 80 % bei Stickstoff und 80 - 90 % bei Phosphor möglich sind. Dies bedeutet wiederum, dass eine gesteigerte Nährstoffeffizienz die Nährstoffausträge aus der Landwirtschaft spürbar senken ließ (FREDE & DABBERT, 1998).

Nach SÜßMANN (1980) bleibt die Stickstoffauswaschung bei starkem Pflanzenentzug gering, d. h. sie ist nicht nur von Bodenwasserhaushaltsgrößen und der Düngemengenausbringung abhängig, bei perennierenden Beständen wie Wald und Grünland am ausgeprägtesten. Je geringer die Vegetationszeit einer Pflanzenart, desto größer ist die Gefahr der Stickstoffauswaschung. Die angebauten Fruchtarten beeinflussen infolge ihres spezifischen Wasser- und Mineralstoffbedarfs sowie aufgrund ihrer inhomogenen Durchwurzelungstiefen die Nährstoffverlagerungen und -austräge auf unterschiedliche Art und Weise.

Unter vergleichbaren natürlichen Gegebenheiten kann eine Zunahme der Nährstoffauswaschungsverluste in der Reihenfolge Wald < ungedüngtes Grünland < gedüngtes Grünland < Acker mit Zwischenfrucht < Acker ohne Zwischenfrucht < Sonderkulturen festgestellt werden (LAMMEL, 1990).

3.4.2 Einfluss des Abflussgeschehens auf den Stoffaustrag

Neben der Niederschlagsmenge bestimmen die jeweiligen Gebietseigenschaften wie Morphologie und Form des Gebietes, Bodenarten und -typen, Dränung, Vorfluterdichte sowie Art der Vegetation und Landnutzung, ob und auf welche Weise sich der in einem Gebiet auftretende Niederschlag in ein Abflussereignis umwandelt. Außerdem ist die Art und Weise der Niederschlagsverteilung (Niederschlagshöhe, –dauer und –intensität) neben dem Infiltrationsvermögen des Bodens ausschlaggebend für die Aufteilung des Gesamtniederschlags in den effektiven Niederschlag und den infiltrierenden Anteil.

Das Wasser wird auf den unterschiedlichen Abflusswegen in jeweils charakteristischer Weise mit Nährstoffen befrachtet.

Oberflächenabflüsse verursachen Bodenabtrag, dieses Wasser enthält daher vor allem Feststoffe, die mechanisch vom Boden abgelöst wurden. Daneben transportiert es aber auch an der Bodenoberfläche gelöste Stoffe, die bei der Versickerung in den tieferen Bodenschichten festgelegt würden. Diese Abflusskomponente hat neben ihrer Erosionsfracht vor allem für die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer die größte Bedeutung, da diese entsprechend ihrer Bindungsformen und der hohen sorptiven Eigenschaft des Unterbodens in der Regel kaum ausgewaschen werden. 70 - 90 % des Phosphats in nicht siedlungsbeeinflussten Gewässern stammen aus dieser Quelle. Phosphat wird deshalb zu den Abschwemmungsparametern gezählt. Die Menge ist stark abhängig von gebietsspezifischen Faktoren wie Bodeneigenschaften, Hangneigung, Hanglänge, Bodenschutzmaßnahmen und Erosivität des Niederschlags.

Das Sickerwasser bewirkt die sogenannte Nährstoffauswaschung. Vor allem gut wasserlösliche Stoffe, die nicht oder nur zeitweilig im Boden festgelegt werden, gelangen hierdurch in die Vorfluter. Dies betrifft besonders die Anionen Nitrat und Chlorid sowie die Kationen Calcium, Magnesium und Natrium. Nitrate sind leicht löslich und deswegen mit dem Bodenwasser gut verlagerbar. Schätzungsweise 90 % des gesamten Stickstoffaustrages erfolgt durch Auswaschung. Der Abtrag mit dem Oberflächenabfluss ist dagegen für Nitrat vergleichsweise gering.

Über das Sickerwasser gelangen die ausgewaschenen Nährstoffe in das Grundwasser und erreichen von dort erst mittelbar durch Quellaustritte die Vorfluter. Diese Quellen liegen nicht unbedingt innerhalb des oberirdischen Einzugsgebiets. Aufgrund langer Sickerwege, geringer

Fließgeschwindigkeiten und chemischer Veränderungen, sowohl in der ungesättigten Zone als auch im Grundwasserkörper, treten im Grundwasserabfluss nur allmähliche Konzentrations- und Abflussveränderungen auf.

Trifft das Sickerwasser im Boden auf eine stauende Schicht, so entstehen laterale Abflüsse (Zwischenabfluss oder Interflow), die relativ schnell im Vorfluter eintreffen. In einem gedrännten Einzugsgebiet wird dieses Wasser als Dränabfluss abgeführt. Wurde ein Boden wegen Staunässe gedränt, so verringert die Dränung die gesamte Wasserspeicherkapazität des betreffenden Bodens. Bei sonst vergleichbaren hydrologischen Bedingungen sind deshalb die oberirdischen Abflüsse gedränkter Einzugsgebiete höher als die ungedrännten. Infolge der schnellen Ableitung des Stauwassers durch Dräne steigt andererseits die Infiltrationskapazität solcher Böden an, wodurch sich die Möglichkeit zur Bildung von Oberflächenabfluss verringert. Durch die Dränung verändern sich daher neben der Abflussmenge und -zusammensetzung auch die Stoffausträge. Stoffe, die überwiegend der Auswaschung unterliegen, werden aus gedrännten Flächen in höherer Rate ausgetragen als aus ungedrännten. In Dränabflüssen werden z. B. in der Regel erhöhte Nitratkonzentrationen gemessen. Gleichzeitig wird der Fest- und Nährstoffanteil, der mit dem Oberflächenabfluss ausgetragen wird, durch Dränung reduziert. Daher können sich infolge von Dränung die Stickstoffverluste eines Gebiets um bis zu 50 % erhöhen, die Phosphorverluste dagegen um bis zu 45 % verringern.

(LAMMEL, 1990, KOLBE, 2000)

3.5 Wirkungen im Gewässer

Eine zu hohe Konzentration der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ist als Hauptursache für ein vermehrtes Pflanzenwachstum zu sehen. Die daraus folgende Steigerung der Primärproduktion über das natürliche Maß hinaus nennt man Eutrophierung. Sie kann durch eine Zunahme und durch eine bessere Nutzbarkeit der Nährstoffe im Gewässer hervorgerufen werden. Die Eutrophierung kann – z. B. bei der Verlandung eines Sees, wenn die Nährstoffe des Profundals unmittelbar in die trophogene Zone gelangen, – die Folge eines natürlichen Prozesses sein. Heutzutage wird aber unter Eutrophierung meist ein durch anthropogene Einflüsse bedingter Anstieg der Primärproduktion verstanden (DVWK, 1998).

Die wichtigste Steuergröße ist neben dem Licht die Konzentration an Nährstoffen, von denen Phosphor und Stickstoff die wirksamsten sind. In den meisten Fließgewässern ist Phosphor

der limitierende Nährstoff für das Pflanzenwachstum. Des Weiteren haben noch andere abiotische und biotische Faktoren wie Abflussdynamik, Strömung, Temperatur, Substratbeschaffenheit oder Fraßfähigkeit des herbivoren Zooplanktons (Grazing) einen Einfluss auf die Primärproduktion (DVWK, 1998).

Um den Prozess der Eutrophierung zu beschreiben, kann man Gewässer je nach der Intensität der Urproduktion einzelnen Trophiestufen zuordnen. Der Trophiegrad kann als produzierte Glukosemenge berechnet werden und wird in der Menge des assimilierten Kohlenstoffs pro Flächen- und Zeiteinheit angegeben.

In Fließgewässern sind submerse Makrophyten (höhere Wasserpflanzen, Wassermoose und Armleuchteralgen) und benthische Algen für die Primärproduktion verantwortlich. Ebenso ist bei kleineren Gewässern die Primärproduktion, die im Bereich der Ufer durch Röhrichte, Sträucher und Einzelgehölze hervorgerufen wird, bedeutend, da ein großer Teil ihrer Produktion direkt in das Wasser eingetragen wird. In stauregulierten Bereichen oder langsam fließenden Unterläufen verlagert sich der Schwerpunkt solcher Produktion hin zum Phytoplankton (Potamoplankton).

Bakterien mineralisieren über Destruktionsprozesse die im Gewässer akkumulierte Biomasse, so dass die Stoffkreisläufe (vor allem von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) in stehenden Gewässern geschlossen werden. Diese Kreisläufe sind in Fließgewässern aufgrund der gerichteten Strömung offen. Durch einen Eintrag aus dem Oberlauf und einen Austrag zum Unterlauf muss somit von Stoffspiralen gesprochen werden. Die Intensität des biologischen Abbaus als Kohlenstoff-Spirale wird als Saprobie bezeichnet. Sie beschreibt gleichzeitig die Summe der Biomasseproduktion aller heterotrophen Organismen eines Gewässers, d. h. aller Lebewesen, die auf fremdes organisches Material zur Ernährung angewiesen sind. Demzufolge versteht man unter der Saprobisierung den Eintrag bzw. die Belastung von Gewässern mit organischen Substanzen, die den heterotrophen Organismen als Nahrung dienen können (BAUR, 1998).

Zwischen Saprobie und Trophie eines Gewässers besteht ein enger Zusammenhang. In natürlichen Ökosystemen wird Biomasse unter Verbrauch von anorganischen Nährstoffen mit Hilfe der Photosynthese aufgebaut, die nach dem Absterben des autotrophen Organismus von den heterotrophen Organismen veratmet wird. Dabei werden die Nährstoffe wieder mineralisiert und freigesetzt. Dieser Prozess bewirkt einen geschlossenen Stoffkreislauf, der sich in

einem dynamischen Gleichgewichtszustand befindet. Dieses Gleichgewicht kann allerdings durch anthropogene Einflüsse empfindlich gestört werden.

Zur Beschreibung dieses Gleichgewichtszustands wird häufig das Verhältnis von Primärproduktion und Respiration, der sogenannte P/R-Wert, verwendet. Im Gleichgewicht liegt dieses Verhältnis bei eins. Wird nun aber das Gewässer durch größere Mengen abbaubare organische Substanzen verunreinigt, steigt die Respirationsrate stark an und der P/R-Wert sinkt deutlich unter eins. Durch die Respiration werden die anorganischen Pflanzennährstoffe mineralisiert und den autotrophen Organismen zum Aufbau von Biomasse zur Verfügung gestellt. Folglich erhöht sich die Primärproduktion und das P/R-Verhältnis steigt auf Werte über eins. Dadurch stellt sich wieder ein – wenn auch erhöhtes – Gleichgewicht zwischen Trophie und Saprobie ein. Dieser Prozess wird biologische Selbstreinigung genannt.

In Fließgewässern sind durch die gerichtete Strömung und die damit verbundene kurze Verweilzeit des Wassers im Vergleich zu Seen Trophie und Saprobie zeitlich und räumlich getrennt. Man kann also nicht direkt vom Grad der Trophie auf den der Saprobie schließen und umgekehrt.

Im Jahre 1902 haben KOLKWITZ und MARSSON die Reaktion der Pflanzen und Tiergemeinschaften der Gewässer auf verschieden hohe organische Belastung systematisch untersucht. Aus diesen Beobachtungen ergab sich das sogenannte Saprobiensystem. Es ist ein Verzeichnis derjenigen Pflanzen- und Tierarten, die einen bestimmten Grad organischer Gewässerbelastung als biologische Indikatoren anzeigen. Das System beruht auf dem bevorzugten Auftreten bestimmter Indikatororganismen in abgestuften Klassen der Saprobität. Es ist heute die in Mitteleuropa am häufigsten angewandte Methode zur Beschreibung der Gewässergüte (BAUR, 1998).

In jüngster Zeit führen Fortschritte im Bereich der Abwasserreinigung durch neue Techniken und erhöhte Anschlussraten zu einer Verringerung der organischen Belastung aus Punktquellen und damit auch des Saprobiegrades. Dagegen gewinnt die Gewässerbelastung mit Nährstoffen an Bedeutung, sie schlägt sich in einem erhöhten Trophiegrad nieder, wobei die diffusen Einträge die Eutrophierung dominieren.

In Anlehnung an die biologische Güteklassifikation des Saprobiensystems wurde zur Bewertung der Gewässerbelastungen durch Nährstoffe von der LAWA ein siebenstufiges chemisches Güteklassifikationsschema erarbeitet. Als Ziel wird die Güteklasse II (Zielvorgabe) angestrebt, die erreicht ist, wenn das 90-Perzentil (Jahreskennwert) die Zielvorgabe für den

jeweiligen Nährstoff nicht überschreitet. Die Konzentrationsbereiche der einzelnen Güteklassen sind in Tabelle 3.1 dargestellt (DVWK, 1998).

Tab. 3.1: Gewässergüteklassifikation für Nährstoffe (verändert nach DVWK, 1998).

Konzentrationen in mg/l (90-Perzentil)					
Güteklasse	Belastungsgrad	Gesamt-P	NH₄-Stickstoff	NO₃-Stickstoff	Gesamt-N
I	anthropogen unbelastet	0,05	0,04	1,0	1,0
I-II		0,08	0,10	1,5	1,5
II	mäßig belastet	0,15	0,30	2,5	3,0
II-III		0,30	0,60	5,0	6,0
III	erhöht belastet	0,60	1,20	10,0	12,0
III-IV		1,20	2,40	20,0	24,
IV	hoch belastet	> 1,20	> 2,40	> 20,0	> 24,0

Festzuhalten bleibt, dass sich Gewässerbelastungen direkt auf das Ökosystem Fließgewässer auswirken und die Zusammensetzung der Biozönose bestimmen. Im Allgemeinen weisen nährstoffarme Fließgewässer eine hohe Artenvielfalt einhergehend mit geringen Abundanzen der einzelnen Arten auf, während in nährstoffreichen Fließgewässern eine geringe Artenvielfalt mit hohen Abundanzen, d.h. eine Dominanz weniger toleranter Arten festzustellen ist.

3.6 Fazit

Als Grundlage zur Ermittlung der Gewässergüte anhand eines entsprechenden Bewertungssystems sind Kenntnisse der Wirkungsmechanismen und Regelkreise von Nährstoffen im Boden sowie deren Austragswege unabdingbar. Auf solcher Kenntnisgrundlage lässt sich zusammenfassend feststellen:

Durch die Intensivierung der industriellen und landwirtschaftlichen Produktionen kam es in den vergangenen Jahrzehnten weltweit und besonders in den Industrienationen zu gravierenden Veränderungen der natürlichen Nährstoffkreisläufe. Die Folge ist eine Verstärkung der Eutrophierung und Saprobisierung aquatischer Ökosysteme. Seit die punktuellen Einträge in die Gewässer durch verbesserte Abwasserreinigungssysteme deutlich verringert wurden, erlangen die Belastungen aus diffusen Quellen immer größere Bedeutung. Dabei spielen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor die größte Rolle.

4 Das Bewertungsverfahren Hydrologische Güte

4.1 Allgemeiner Überblick

Die bisher im Gewässerschutz entwickelten und angewendeten Bewertungsverfahren stützen sich auf biologische, hydromorphologische, wasserchemische und strukturmorphologische Methoden zur Erfassung und Bewertung der Gewässergüte.

Mit dem Ziel der Entwicklung, Anwendung und Darstellung eines Bewertungsverfahrens, das als neuen Aspekt auch hydrologische einzugsgebietsbezogene Bewertungskriterien umfasst, wurde am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg im Rahmen des Projekts "Integrierter Gewässerschutz" der Begriff **Hydrologische Güte** definiert.

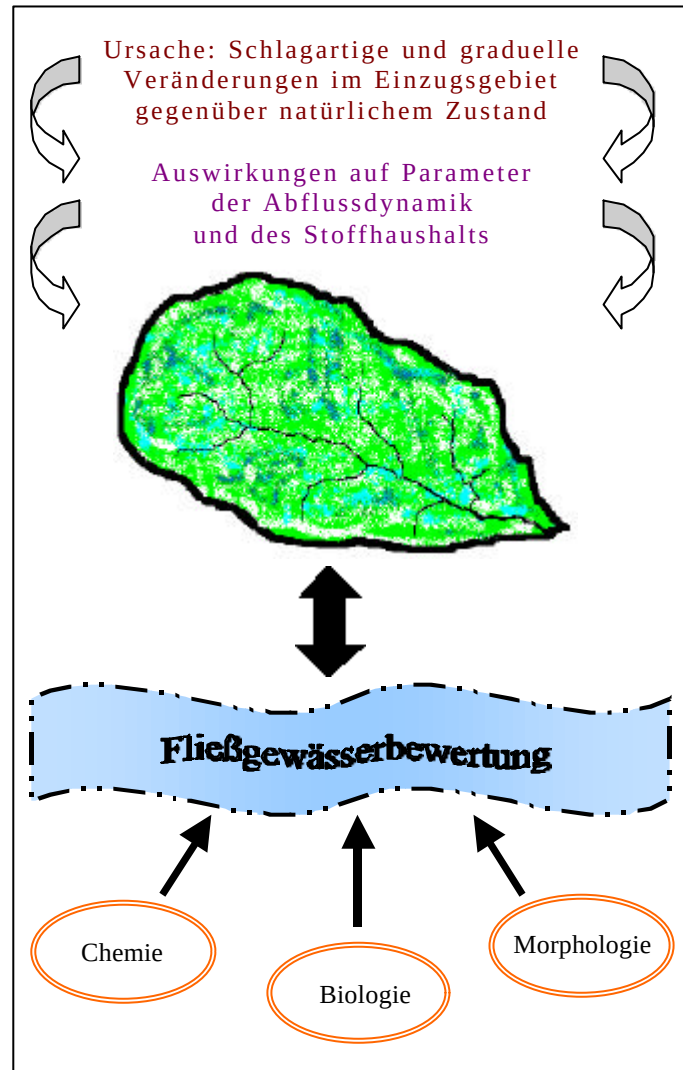


Abb. 4.1: Problemstellung und Zielsetzung bei der Entwicklung des Bewertungssystems Hydrologische Güte (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001).

Das Bewertungsverfahren Hydrologische Güte wird in verschiedenen Versuchsgebieten in Baden-Württemberg entwickelt. Die Grundlage bildet die Zusammenstellung der erforderlichen Daten. Dabei liegt der Schwerpunkt auf einer GIS-gestützten Einzugsgebietsanalyse, durch die Gebietseigenschaften, anthropogene Nutzung sowie Eigenschaften des Wasserhaushalts erfasst und zusammengeführt werden (LEIBUNDGUT et al., 2000, LEIBUNDGUT et al., 2001).

Abbildung 4.2 gibt eine Übersicht über das Bewertungsverfahren Hydrologische Güte.

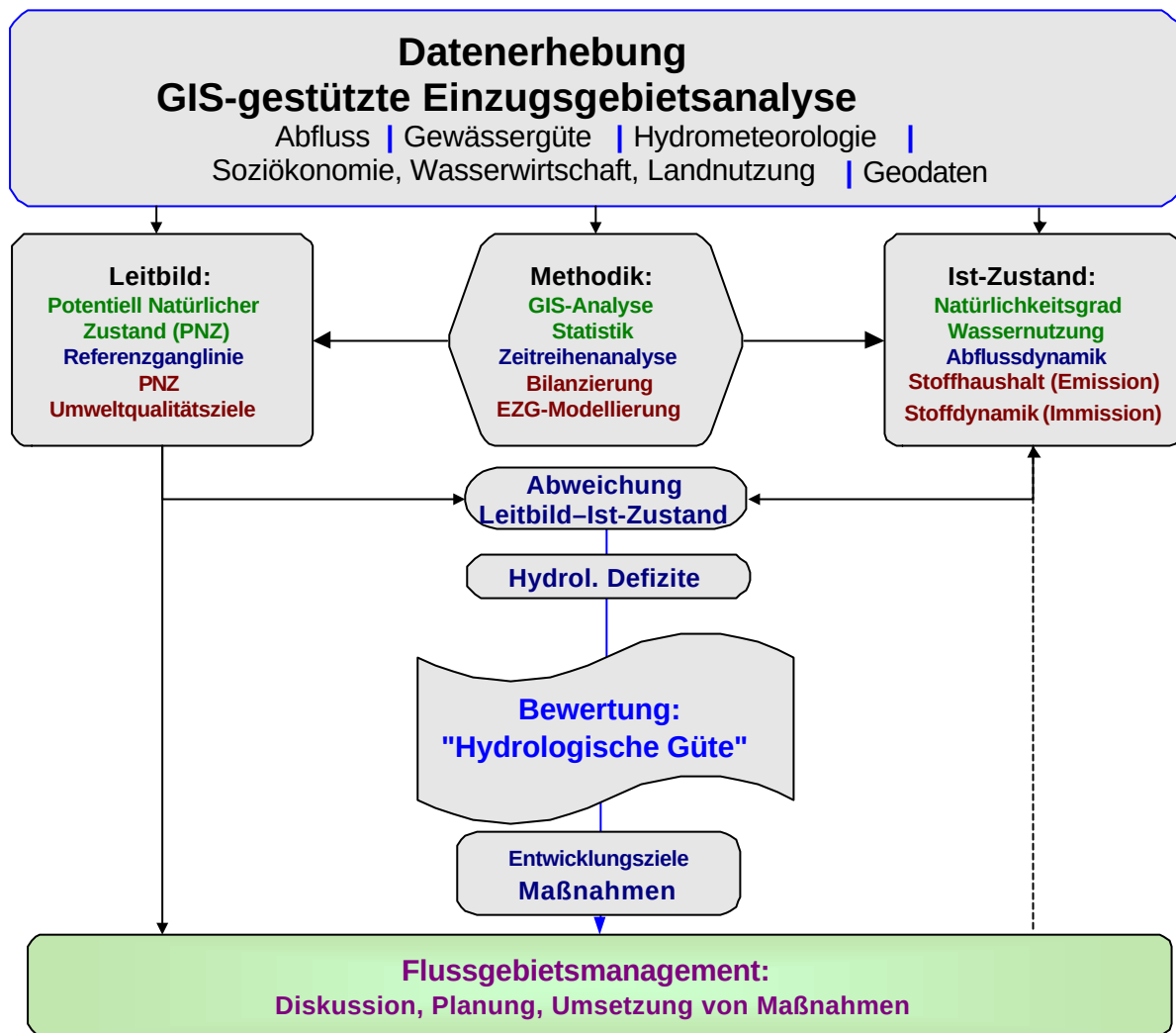


Abb. 4.2: Bewertungsschema Hydrologische Güte (LEIBUNDGUT et al., 2001).

4.2 Das hydrologische Leitbild

Prinzipiell fordert die Bewertung der Hydrologie eines Einzugsgebiets ein Bezugssystem, das als Grundlage dient. Als Referenzgröße gilt der theoretisch abgeleitete, hydrologisch modellierte oder mit Daten belegte oberste Punkt des Bezugssystems – er stellt das hydrologische Leitbild dar. Dieses weist mittels der Parameter der Abflusssdynamik und des Stoffhaushalts einen potentiell natürlichen Zustand (PNZ) der Hydrologie aus oder erzeugt durch die Anwendung eines Modells einen visionär anzustrebenden Zustand. Dabei wird der Grad der Abweichung der heutigen Zustände von anthropogen weniger beeinflussten Verhältnissen als Wertmaßstab definiert. Für den Bewertungsteil der Abflusssdynamik richtet sich das hydrologische Leitbild nach dem durch Pegeldaten belegten Abflussgeschehen. Das hydrologische

Leitbild des Stoffhaushalts wird anhand des potentiell natürlichen Zustands ermittelt; unter Berücksichtigung der geogenen Randbedingungen und des atmosphärischen Eintrags.

Die Bewertung richtet sich nach einer siebenstufigen Klassifikation. Die höchste Stufe entspricht dabei den Festsetzungen des Leitbilds. Natürliche Zustände werden somit als hochwertig, anthropogen stark veränderte Zustände dagegen als geringwertig eingestuft.

Tab. 4.1: Güteklassen der Hydrologischen Güte und die Stärke der Beeinflussung des Einzugsgebiets-system (in Anlehnung an MAUCH, 1992).

Güteklasse	Stärke der Beeinflussung
I	kaum beeinträchtigt
II	wenig beeinträchtigt
III	wenig bis mittel beeinträchtigt
IV	mittel beeinträchtigt
V	mittel bis stark beeinträchtigt
VI	stark beeinträchtigt
VII	sehr stark beeinträchtigt

Die gemäß des hydrologischen Leitbilds angestrebten Zustände sollen in der vom Menschen stets beeinflussten Umgebung umgesetzt werden können. Dazu müssen mit Hilfe der Ausweisung des Ist-Zustands die aktuellen Defizite unter Einbeziehung des gesamten Einzugsgebiets herausgearbeitet werden. Es lassen sich gegebenenfalls Entwicklungsziele und Maßnahmen zur Verringerung der Defizite ableiten, die zumeist in einem Gewässerentwicklungsplan festgelegt werden (LEIBUNDGUT et al., 2000 (in Anlehnung an DVWK, 1996, PATT et al. 1998, ESSER, 1997, LEIBUNDGUT, 1996)).

Die Vorgehensweise bei der Ermittlung des Ist-Zustands und zur Ausweisung der Hydrologischen Güte ist in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben.

4.3 Einzugsgebietsanalyse

Zunächst wird für das jeweilige Untersuchungsgebiet eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse durchgeführt. Aus dieser können Kennwerte zur Beschreibung der hydrologisch relevanten Einzugsgebietseigenschaften und der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung abgeleitet werden. Anhand der thematischen Flächendaten wird eine Raumgliederung durchgeführt, wodurch das verfügbare Datenmaterial erfasst, räumlich zugeordnet und ausgewertet werden kann. Die folgenden Parameter dienen zum einen als Grundlage für die Ableitung des hydrologischen Leitbilds (a und b), zum anderen beschreiben sie die anthropogene Beanspruchung des Einzugsgebiets (c) (LEIBUNDGUT et al., 2001):

- a) *Allgemeine naturräumliche Beschreibung:* Zuordnung des Einzugsgebiets zu Haupt-Fließgewässerlandschaften aufgrund der Geologie; Zuordnung der Fließgewässer zu gewässermorphologischen Einheiten und Talformen; mittlere Einzugsgebietshöhe und Verteilung der Höhenlagen; Verteilung von Hangneigungs- und Expositionsklassen
- b) *Beschreibung des Wasserhaushalts:* mittlere jährliche Niederschlagshöhen; mittlere jährliche Verdunstung; mittlere jährliche Abflüsse; Verteilung der Klassen der nutzbaren Feldkapazität (nFK); Abflussbeiwert
- c) *Beschreibung der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung:* Verteilung von Landnutzungsklassen; Anteil der Siedlungsflächen; Bevölkerungsdichte; Wassernutzungen (Stauhaltungen, Ausleitungen, Einleitungen, Grundwassernutzung)

In Anlehnung an MAUCH (1992) wird anhand von sieben Klassen den Parametern Landnutzungsverteilung, Bevölkerungsdichte sowie Wassernutzungen ein Natürlichkeitsgrad zugeordnet (LEIBUNDGUT et al., 2001) (Tabelle 4.2).

Tab. 4.2: Natürlichkeitsgrad der Einzugsgebietsfaktoren (unter Verwendung von MAUCH, 1992).

Einzugsgebietsfaktoren	Zugeordneter Natürlichkeitsgrad
Landnutzungsklasse [%]	
Wald (Niederschlagsgebiet mit natürlicher Bodenbedeckung ohne Entwässerung)	1
Feuchtflächen (Feuchtgebiete, oberirdische Abflussbildung, ökologisch wertvoll)	1
Wasserflächen	1
Grünland	2
Ackerflächen (Wiese oder Acker ohne oder mit Entwässerung)	3
Sonderkulturen (Weinbauflächen, Intensivobstbau, Streuobstflächen, Kleingärten)	4
Brache (nicht bearbeitete Flächen, bewachsen oder unbewachsen, Bodenverdichtung wahrscheinlich)	5
Siedlung (dicht oder locker, Städte, Dörfer, großflächig versiegelte (Industrie-) Gebiete mit Abflussbeschleunigung)	7
Einwohnerdichte [EW/km²]	
> 0	1
> 50	2
> 100	3
> 250	4
> 500	5
> 750	6
> 1000	7
Wasserwirtschaftliche Beanspruchung	
Stauhaltung	3, 4
Wasserausleitung bzw. -überleitung	4-7
Staukette	5
Staukette mit Schwellbetrieb, Speicherreservoir zur Energiegewinnung	6

4.4 Abflussdynamik

Eine zentrale Größe der Hydrologischen Güte ist die Abflussdynamik der Fließgewässer des Einzugsgebiets. Die Abflussdynamik beschreibt das Abflussverhalten über eine bestimmte Zeitspanne. Aufgrund der ökologischen Bedeutung für den Lebensraum Fließgewässer werden für den Bewertungsteil "Abflussdynamik" die Parameter der Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) Methode (z. B. RICHTER, 1999) verwendet. Zusätzlich zu den von RICHTER

vorgeschlagenen Parametern wurden vier Parameter zur weitergehenden Beschreibung des monatlichen Abflussganges aufgenommen (LEIBUNDGUT et al., 2001).

Die Parameter werden für eine Referenz- und eine Untersuchungsperiode aus der Abflussganglinie berechnet. Die Methode des Range of Variability Approach (RVA) (RICHTER, 1999) wird als Maß für eine hydrologische Veränderung verwendet. Dabei werden Mittelwert und Varianzmaße der Untersuchungsperiode sowie der Referenzperiode miteinander verglichen. Die Einteilung in Referenz- und Untersuchungsperiode mittels eines sogenannten „impact“-Jahres kann nur dann vorab festgelegt werden, wenn der Zeitpunkt einer hydrologischen Änderung bekannt ist. Da dies nur in wenigen Einzugsgebieten der Fall ist, wird die hydrologische Veränderung für alle möglichen Unterteilungen der Zeitreihe berechnet.

Der Zeitpunkt, der die Ganglinie trennt, soll so gewählt werden, dass der Unterschied in der Abflussdynamik der beiden Teilreihen maximal ist. Die Methode ist so angelegt, dass keine der beiden zu vergleichenden Teilzeitreihen kürzer als 20 Jahre werden kann. Für die ersten und letzten 20 Jahre der Zeitreihe können daher keine RVA-Parameter berechnet werden. Die Ausprägung der RVA-Parameter für die einzelnen Trennjahre sowie die IHA-Zeitreihe werden für jeden der IHA-Parameter graphisch dargestellt. Anhand dieser Darstellung wird dann die Plausibilität der Wahl des Unterteilungszeitpunkts und die Annahme einer Änderung im Einzugsgebiet überprüft. Zur Abschätzung möglicher klimatischer Einflüsse werden die Zeitreihen der Einzugsgebietsniederschläge herangezogen (LEIBUNDGUT et al., 2001).

4.5 Stoffhaushalt und Stoffdynamik

4.5.1 Vorbemerkung

Die Parametrisierung des Stoffhaushaltes beinhaltet die Erfassung anthropogener Veränderungen der Stoffeinträge, der Stoffdynamik und des Stofftransports im Einzugsgebiet. Im Rahmen einer Bilanzierung werden die Stoffeinträge sowie die resultierenden Frachten, Konzentrationen und die Stoffdynamik quantifiziert und anhand eines Referenzzustandes, der dem natürlichen geochemischen Hintergrund entspricht, bewertet (LEIBUNDGUT et al., 2000).

4.5.2 Stoffhaushalt

Durch die Aufstellung von flächenhaften Jahresbilanzen lassen sich räumlich differenzierte Aussagen über die Quellen und das Ausmaß stofflicher Belastungen im langjährigen Mittel machen. Bezüglich des Eintragspfades werden dabei punktuelle und diffuse Quellen unterschieden; bezüglich der Ursachen trennt man natürliche, geogene von anthropogenen Einträgen. Im Falle einer großen Relevanz der diffusen Einträge innerhalb des Einzugsgebiets müssen diese räumlich und nach Transportpfaden differenziert erfasst werden. Die Methodik dieser Stoffbilanzierung basiert weitestgehend auf dem Bilanzierungsmodell MONERIS – Modelling Nitrat Emissions in River Systems – nach BEHRENDT et al. (1999), das bereits für die großen Flussgebiete Deutschlands erfolgreich angewandt wurde. Eine umfassende Beschreibung der methodischen Vorgehensweise zur Nährstoffbilanzierung im Rahmen dieser Arbeit ist in Kapitel 5 zu finden.

Die punktuellen Einträge aus Kläranlagen lassen sich nach zwei Verfahren berechnen: Zum einen über die Verrechnung der mittleren Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen mit deren Ablaufmengen, zum anderen mittels eines Abschätzungsverfahrens über die Kläranlagenart und die angeschlossenen Einwohner bzw. die Einwohnergleichwerte. Die aus der Regenwasser- oder Mischwasserentlastung stammenden punktuellen Einträge werden anhand empirischer Verfahren aus einfachen Gebietsparametern und dem Ausbaugrad des Kanalnetzes berechnet (vgl. Kapitel 5.3.3) (LEIBUNDGUT et al., 2001).

Anhand von Literaturwerten (WALTHER, 1999), bzw. im besten Fall von Messreihen, können die atmosphärischen Einträge quantifiziert werden.

Die Berechnung der diffusen Stoffeinträge erfolgt für Stickstoff und Phosphor in Abhängigkeit der jährlichen Stickstoffüberschüsse. Diese werden mittels der Landnutzungsverteilung, der Agrarstatistik und der Bearbeitungspraxis nach der Bilanzierungsmethodik von WENDLAND et al. (1993) bzw. BACH et al. (1998) quantifiziert. Über die Berechnung des potentiellen Bodenabtrags nach der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) (SCHWERTMANN, 1990) und des partikulären Eintrags in die Gewässer nach der Methodik von BEHRENDT et al. (1999) kann der partikuläre Anteil der Nährstoffeinträge ermittelt werden. Dies ermöglicht eine Abschätzung der Nährstoffgehalte im Oberboden.

Die Austragspfade im Einzugsgebiet werden durch die Aufstellung einer räumlich differenzierten Wasserbilanz ermittelt. Die genaue Vorgehensweise bei der Feststellung der einzelnen Abflusskomponenten kann Kapitel 5.2.3.2 entnommen werden.

Die Stickstoffüberschüsse werden anteilig auf die Abflusskomponenten aufgeteilt, für die jeweils unterschiedliche Verlustraten angesetzt werden. Die Phosphorüberschüsse dagegen werden nur der schnellen Abflusskomponente zugerechnet, da der Transport von Phosphor überwiegend auf diesem Weg erfolgt. Eine Abschätzung der Verluste im Fließgewässer kann in Abhängigkeit von hydraulischer Belastung bzw. Abflussspende erfolgen. Zur Überprüfung werden die aufgestellten Bilanzen den für die Pegel berechneten Frachten gegenübergestellt und im Falle größerer Abweichungen genau überprüft. Da die Bilanzierung größtenteils auf empirischen Ansätzen beruht, müssen die Ergebnisse als Abschätzung der Größenordnungen der Belastungen angesehen werden. Die Ergebnisse erlauben es jedoch, auch für größere Einzugsgebiete eine quellenbezogene Abschätzung der stofflichen Belastungen räumlich differenziert vorzunehmen und Problembereiche einzugrenzen (LEIBUNDGUT et al., 2001).

Die zeitliche Differenzierung der Stoffeinträge lässt sich durch die Anwendung einzugsgebietsbezogener Wasserhaushalts- und Stoffhaushaltsmodelle beschreiben. Zur Zeit wird im Rahmen des Projekts "Hydrologische Güte" an der Kopplung von Stoffhaushalts- und Stofftransportberechnungen mit einem operationellen Einzugsgebietsmodell gearbeitet. Aufgrund seiner erfolgreichen Anwendung in verschiedenen Einzugsgebieten wurde das Wasserhaushaltsmodell Large Area Simulation LARSIM (BREMKE, 1998) – ein rasterbasiertes Einzugsgebietsmodell – ausgewählt, das sich für Einzugsgebiete ab 50 km² mit durchschnittlicher Datenausstattung gut eignet. Die aus dem Wasserhaushaltsmodell raum-zeitlich differenziert berechneten Abflusskomponenten werden über externe Schnittstellen mit der Berechnung des Stoffhaushalts und des Stofftransports verknüpft. Über diese Verknüpfung wird es möglich sein, auf der Nährstoffbilanzierung basierend eine räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge auf Monatsbasis zu erreichen.

Im Bereich des Stoffhaushalts wird die Ausweisung der Defizite für punktuelle und diffuse Quellen getrennt vorgenommen. Um das Szenario des potentiell natürlichen Zustands (PNZ, entspricht Landnutzung Wald, keine Punktquellen) des Einzugsgebiets darzustellen, wird als Leitbild die maximal mögliche Reduktion der jeweiligen Belastung herangezogen. Aus der prozentualen Überschreitung des auf diese Weise quantifizierten Zustands wird dann eine Zuordnung des Natürlichkeitsgrades mittels einer siebenstufigen Klassifikation vorgenommen (Tabelle 4.3). Der Anteil der diffusen und punktuellen Anteile an der Gesamtbelastung wird ebenfalls angegeben (LEIBUNDGUT et al., 2001).

Tab. 4.3: Natürlichkeitsgrad der Nährstoffeinträge (unter Verwendung von MAUCH, 1992).

Diffuse und punktuelle Nährstoffeinträge	Zugeordneter Natürlichkeitsgrad
Stickstoff (N_{min}): Überschreitung des PNZ [%]	
> 0	1
> 50	2
> 100	3
> 150	4
> 200	5
> 250	6
> 300	7
Phosphor (P_{gel}): Überschreitung des PNZ [%]	
> 0	1
> 500	2
> 1000	3
> 1500	4
> 2000	5
> 2500	6
> 3000	7

4.5.3 Stoffdynamik

Mittels der aus den Pegel­daten berechneten monatlichen Stofffrachten wird die Bewertung der Stoffdynamik durchgeführt. Als Leitbild wird die Überschreitung der aus der monatlichen Abflusshöhe und der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA berechneten Stofffrachten herangezogen (ROCKER, 1999). Diese Gewässergüteklassifikation gilt in Deutschland als ein Kriterium zur Ausweisung der guten ökologischen Qualität der Oberflächengewässer, wie sie in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie definiert ist. Die Umrechnung der dort definierten Stoffkonzentrationen in abflussabhängige Stofffrachten ermöglicht einerseits eine individuelle Bewertung der Einzugsgebiete nach ihren hydrologischen Eigenschaften. Andererseits wird ein direkter Bezug zu den in den Stoffbilanzierungen als Fracht berechneten Emissionen hergestellt. Gleichzeitig bleibt die Vergleichbarkeit zu der vorhandenen chemischen Güteklassifikation bestehen (LEIBUNDGUT et al., 2001).

4.6 Ausweisung der Hydrologischen Güte

Abschließend werden die Bewertungen der Einzugsgebietsanalyse, der Abflussdynamik und des Stoffhaushaltes zur Ausweisung der Hydrologischen Güte in einer Bewertungsmatrix zusammengeführt. Darin werden die Einzelparameter entsprechend ihrer Zusammengehörigkeit zu Parametergruppen vereinigt. Des Weiteren wird für jede Parametergruppe ein Natürlichkeitsgrad festgelegt, der sich aus der naturfernstesten Bewertung innerhalb der Gruppe ergibt. Die Bewertungen der Parametergruppen müssen gewichtet werden, um zu einer Gesamtbewertung zu gelangen.

Da die Einzugsgebietsfaktoren für die hydrologischen Prozesse von übergeordneter Bedeutung sind, werden folgende Parameter der Einzugsgebietsanalyse in die Bewertung aufgenommen: Landnutzungsverteilung, Bevölkerung, Wassernutzungen und Stauhaltungen.

Die weitreichende Bedeutung der Parametergruppen der Abflussdynamik für die Biozönose führt dazu, dass sie zu je einem Teil in die Bewertung eingehen.

Die Parameter des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik gehen aufgrund ihrer Aussagekraft über Art, Ausmaß und Herkunft der stofflichen Belastung der Gewässer einfach bzw. doppelt in die Bewertung ein.

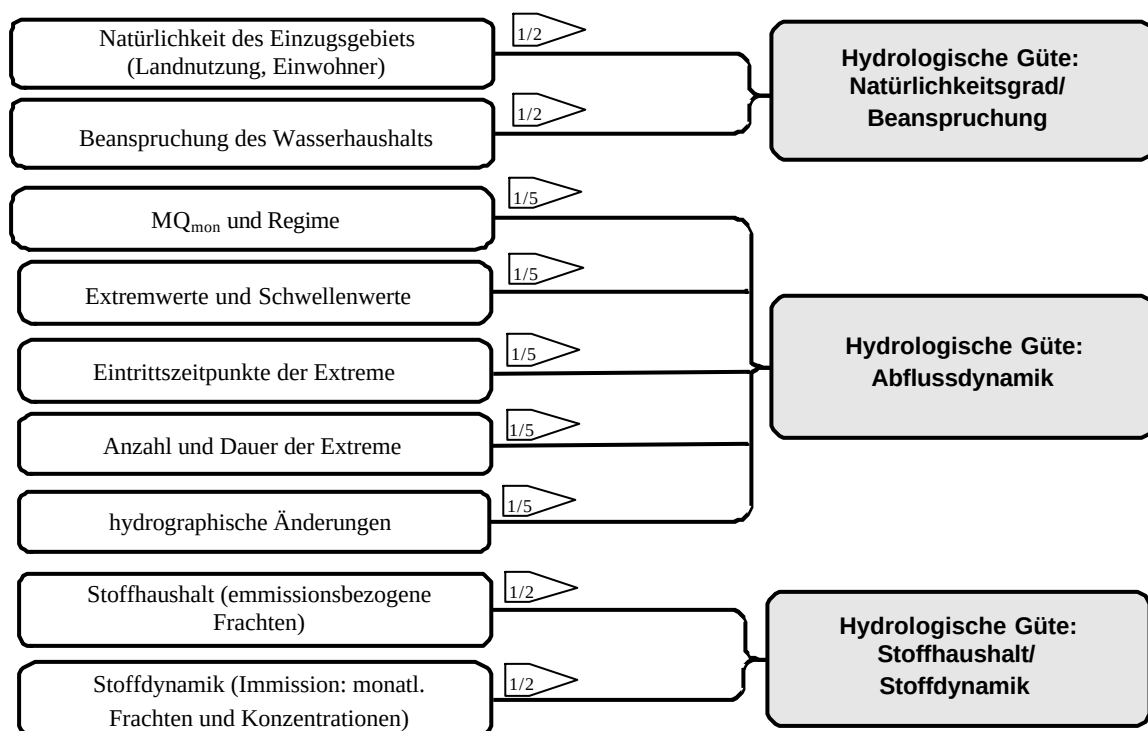


Abb. 4.3: Bewertung der Hydrologischen Güte: Gewichtung der Parametergruppen (aus LEIBUNDGUT et al., 2001).

5 Nährstoffbilanzierung

5.1 Datengrundlagen

5.1.1 Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge

5.1.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Datenbasis besteht aus der Zusammenstellung einzelner Kläranlagen, für die folgende Informationen erfasst wurden:

1. Name der Anlage, der Gemeinde und des Kreises
2. Geographische Lage (Angabe des Rechts- und Hochwerts)
3. Ausbaugröße
4. Reinigungsverfahren und Stufen der weitergehenden Behandlung
5. Behandelte Jahresabwassermenge
6. Angeschlossene Einwohner
7. Nährstoffbelastungsstufen der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV)
8. Auslastung

Die Daten stammen zum einen aus der Publikation "Kläranlagen- und Kanalnachbarschaften Baden-Württemberg 2000" der ATV, zum anderen aus der Datenbank des Statistischen Landesamts Baden-Württemberg (im folgenden auch Stat. LA abgekürzt). Letzteres unterhält eine Homepage im Internet (<http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de>), die den direkten Zugang zu den Datenbanken ermöglicht. Die Standorte der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet sind in Kapitel 2.7, Abbildung 2.9 dargestellt.

5.1.1.2 Mischkanalisationsüberläufe

Die Grundlage für die Berechnung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe bildet der Datensatz der Kläranlagen. Zusätzlich wurden jeder Abwasserbehandlungsanlage die der Landnutzungsverteilung entnommenen versiegelten urbanen Flächen der jeweiligen Gemeinde zugeordnet.

5.1.2 Quantifizierung der flächenbezogenen Nährstoffeinträge

Die Ergebnisse dieser Nährstoffbilanzierung basieren zum einen auf regionalstatistischen Daten, die vom Statistischen Landesamt Baden-Württemberg und den Ämtern für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur in Horb (Kreis Freudenstadt) und Wildberg (Kreis Calw) bezogen wurden, zum anderen auf mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) erfassten Daten der Landnutzung, die aus einer Aufnahme des Landsats TM von 1993 stammen, sowie auf GIS-Daten der Gemeindeflächen.

Im Agrarbereich bilden das Landwirtschaftsgesetz (1955), das Agrarstatistikgesetz (1992), das Bundesstatistikgesetz (1990) sowie die EWG-Verordnung zur "Durchführung von Erhebungen der Gemeinschaft über die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe im Zeitraum 1988 bis 1997" Ausgangspunkte statistischer Erhebungen. Auf Initiative des Hauptausschusses der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) wurde zu Beginn der Achtzigerjahre von den Statistischen Ämtern des Bundes und der Länder ein gemeinsamer Katalog zur Bereitstellung regionalstatistischer Daten erarbeitet. Dieser umfasst kurzfristig lieferbare Ergebnisse aus allen Bereichen der amtlichen Statistik auf Gemeinden und Kreisebene (BACH et al., 1999).

Folgende Informationen wurden den Datenbanken des Statistischen Landesamts Baden-Württemberg entnommen:

- Erntestatistik
- Viehzählung

Hierbei liegen die Daten der Erntestatistik (Hektarerträge) grundsätzlich für alle Bundesländer nur auf Kreisebene vor, die Daten des Viehbestands sind dagegen auf Gemeindeebene abrufbar. Der Erhebungszeitraum der Erntestatistik war 1998 bis 1999, für den Viehbestand waren es die Jahre 1994 und 1996; für beide Statistiken wurde in dieser Arbeit der Mittelwert der beiden Jahre für alle weiteren Berechnungen verwendet. Von den Ämtern für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur liegen detaillierte Daten über die Bodennutzung im Stadtkreis Pforzheim und der einzelnen Gemeinden in den Landkreisen Enzkreis, Calw und Freudenstadt vor (STAT. LA, 2000).

Landnutzungsverteilung

Die Daten der Landnutzungsverteilung stammen aus einer Aufnahme des Landsats TM von 1993; die GIS-Daten liegen als 30 x 30 m² ArcView-Grid digital vor. In Tabelle 5.1 sind die im Anteile der unterschiedlichen Landnutzungsklassen zusammengestellt.

Tab. 5.1: Anteile der Landnutzungsklassen am Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) (LVA, 1993).

Zusammengefasste Landnutzungsklassen	Landnutzungsklassen des ArcView-Grids	Anteil [%] am Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim)
Stadtfläche		2,98
davon	Siedlung dicht	2,32
	größtflächig versiegelte Bereiche	0,66
Ackerland		14,74
davon	Acker	13,62
	Weinbauflächen	0,95
	Intensivobstbau	0,17
Extensiv genutzte Flächen		13,37
davon	Siedlung locker	4,83
	Brache bewachsen	3,04
	Brache unbewachsen	0,30
	Feuchtfächen	0,03
	locker baumbestandene Bereiche	4,81
	extensives Grünland	0,36
Intensiv genutzte Flächen	intensives Grünland	11,66
Wald		57,21
davon	Nadelwald	44,74
	Laubwald	2,76
	Wald	9,71
Wasserflächen		0,05

Dargestellt werden hier die Anteile für das gesamte Einzugsgebiet der Enz, in den folgenden Berechnungen werden allerdings die Anteile innerhalb der jeweiligen Untereinzugsgebiete verwendet. Aus den STATISTISCHEN BERICHTEN BADEN-WÜRTTEMBERG, AGRARWIRTSCHAFT 16/00, konnten zusätzlich für die einzelnen Gemeinden in den Landkreisen die Anteile der Anbauflächen ausgewählter Hauptfeldfrüchte am Ackerland berechnet werden.

Viehzählung

Der Viehbestand (Tabelle 5.2) beinhaltet die Anzahl an Rindern, Schweinen, Schafen, Pferden und Geflügel der landwirtschaftlichen Betriebe in Stück. Die Tiere wurden derjenigen Gemeinde zugezählt, in der der viehhaltende Betrieb seinen Betriebssitz hat. Eine Ausnahme bilden die Gemeinden Forbach und Gernsbach im Landkreis Rastatt, deren Anteile am Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) nur Waldflächen aufweisen. Ihre Gemeindeflächen wurden den Gemeinden Enzklösterle und Wildbad im Kreis Calw zugeordnet.

Tab. 5.2: Inhalte der Viehzählung auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg (STAT. LA, 2000).

Viehbestand [Stück]	
1. Stufe	2. Stufe
Rinder	Milchkühe
Schweine	Zuchtsauen
Geflügel	Legehennen
Pferde	
Schafe	

Erntestatistik

Die Erntestatistik weist die für die jeweilige Fruchtart im Durchschnitt erzielten Erträge in Dezitonnen auf (Tabelle 5.3).

Tab. 5.3: Inhalte der Erntestatistik auf Kreisebene in Baden-Württemberg (X = verwendete Daten zur Berechnung des Phosphor- bzw. Stickstoffgehaltes im Mineraldünger (M) und im Erntegut (E) (verändert nach BACH, 1998).

Vorhandene Erntestatistik		M	E
Getreide		X	X
Hülsenfrüchte		X	X
Hackfrüchte			
davon	Kartoffeln	X	X
	Zuckerrüben	X	X
	restliche Hackfrüchte	X	X
Handelsgewächse	Raps	X	X
Futterpflanzen			
davon	Silomais	X	X
	restliche Futterpflanzen	X	X

5.2 Methodik und Ergebnisse

5.2.1 Emissionsmethode nach MONERIS

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über verschiedene punktuelle und diffuse Eintragspfade in die Flussgebiete Deutschlands wurde das Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems, BEHRENDT et al., 1999) entwickelt und angewendet. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gewässergütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS). In letzteres werden sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert (BEHRENDT et al., 1999). Die Methodik der Nährstoffbilanzierung dieser Arbeit beruht zu großen Teilen auf der MONERIS Methode (vgl. Abb. 5.1).

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer als Summe verschiedener Eintragspfade – realisiert über die einzelnen Abflusskomponenten. Die Unterscheidung der Einträge über diese einzelnen Komponenten ist notwendig, da sich die Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zu Grunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden. Demzufolge sind mindestens vier verschiedene Pfade der Nährstoffeinträge zu berücksichtigen (BEHRENDT et al., 1999):

- direkt auf die Wasseroberflächen eines Gebietes fallende Niederschläge (atmosphärische Deposition)
- Oberflächenabfluss
- hypodermischer Abfluss (Interflow) bzw. eine schnelle unterirdische Abflusskomponente
- Grundwasser (Baseflow) bzw. eine langsame unterirdische Abflusskomponente

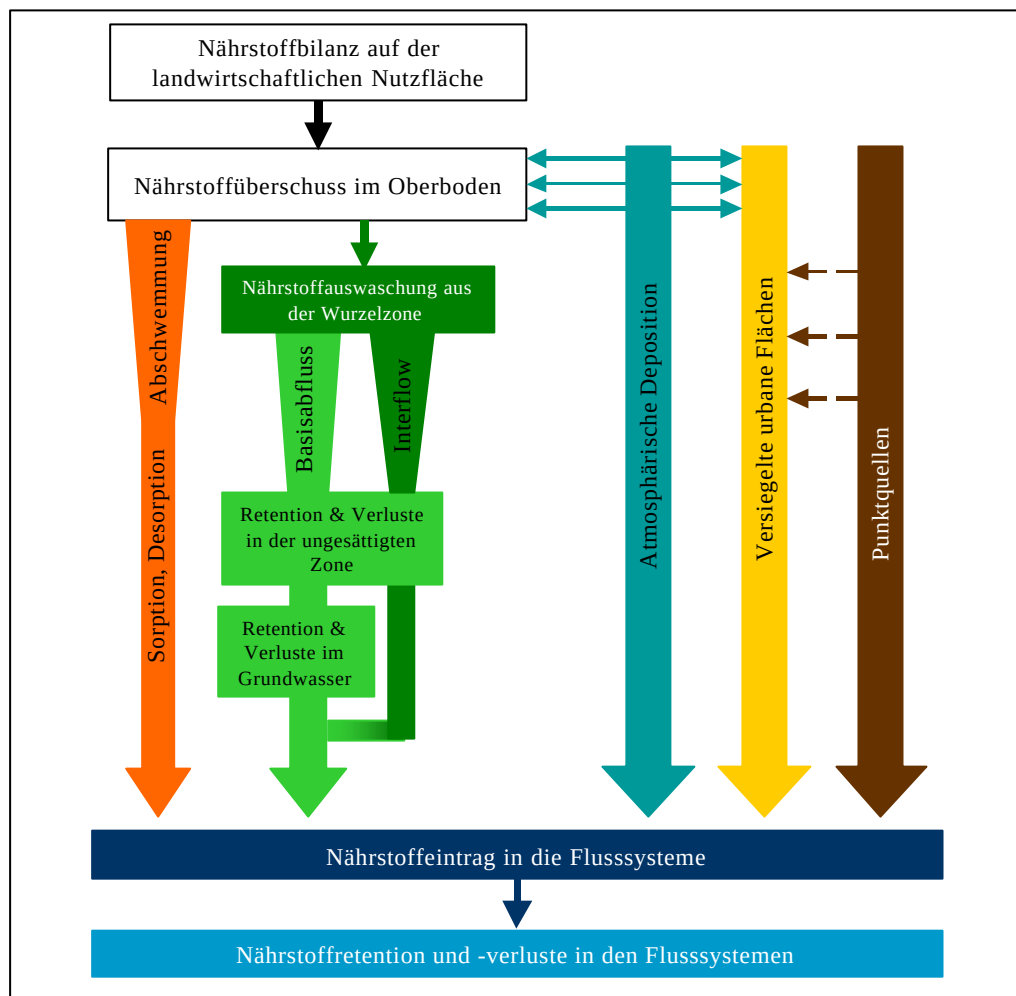


Abb. 5.1: Pfade und Prozesse der Nährstoffbilanzierung dieser Arbeit (verändert nach BEHRENDT et al., 1999).

Auf den diffusen Eintragswegen unterliegen die Stoffe mannigfaltigen Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozessen. Um die Nährstoffeinträge in ihrer Abhängigkeit von der Ursache quantifizieren zu können, ist die Kenntnis jeglicher Verluste notwendig. Dies kann mit dem derzeitigen Wissensstand und zur Verfügung stehender Datenbasis nicht durch detaillierte dynamische Prozessmodelle erfolgen. In BEHRENDT et al. (1999) wurde im Rahmen der Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete versucht, für die einzelnen Eintragspfade auf der Basis vorhandener Ansätze zur großräumigen Modellierung diese Ansätze zu ergänzen und zu modifizieren sowie gegebenenfalls neue konzeptionelle Modelle abzuleiten.

Im Rahmen dieser Arbeit konnten die Nährstoffausträge über den Pfad Erosion nicht berechnet werden, da zum einen die Quantifizierung sehr umfangreich ist, zum anderen die benötigten Daten nicht verfügbar waren. Es werden deshalb nur Bilanzen für die gelöst

transportierten Nährstoffe $N_{\min}$ und P_{gel} aufgestellt. Der Pfad Dränagen wurde ebenfalls nicht gesondert berücksichtigt.

5.2.2 Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge

5.2.2.1 Berechnung der Nährstoffeinträge über kommunale Kläranlagen

Die Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoremissionen aus kommunalen Kläranlagen erfolgt aus den jeweils spezifischen Abgaben für jeden angeschlossenen Einwohner. In Verbindung mit den Eliminierungsleistungen der in den einzelnen Anlagen eingesetzten Verfahren kann die emittierte Stofffracht berechnet werden. Die Größen der einwohnerspezifischen Stickstoff- und Phosphorabgaben und der Eliminationshöhen der Klärverfahren sind BEHRENDT et al. (1999) entnommen. Dort ist eine umfassende Herleitung der Werte beschrieben.

Die einwohnerspezifische Stickstoffabgabe (AG_{EN}) resultiert in erster Linie aus den menschlichen Ausscheidungen, vor allem Harnstoff. Daher unterliegt sie relativ geringen Schwankungen. Für die Berechnungen dieser Arbeit wird ein Wert von 11,0 g N/(E*d) verwendet. Die einwohnerspezifische Phosphorabgabe (AG_{EP}) summiert sich aus vier Komponenten:

- Menschliche Ausscheidungen (1,28 g P/(E*d))
- Nahrungsmittelreste (0,19 g P/(E*d))
- Wasch- und Reinigungsmittel (0,14 g P/(E*d))
- Wäscheschmutz und Putzwasser (0,15 g P/(E*d))

Die gesamte einwohnerspezifische Phosphorabgabe beträgt somit etwa 1,80 g P/(E*d) (BEHRENDT et al., 1999).

Aus der Anzahl der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner und der einwohnerspezifischen Stickstoff- und Phosphorabgaben werden die Zulaufmengen der Kläranlagen berechnet (BEHRENDT et al., 1999):

$$ZU_{N,P} = AG_{E,N,P} * E_{KA} \quad [5.1]$$

$ZU_{N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorzulaufrecht [g N bzw. P/d]
$AG_{E,N,P}$	einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe [g N bzw. P/(E*d)]
E_{KA}	an Kläranlagen angeschlossene Einwohner

Für die Berechnung der Emissionen ist es notwendig, die Eliminationsleistungen der in den Kläranlagen eingesetzten Verfahren zu kennen (Tabelle 5.4).

Tab. 5.4: Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen (verändert nach BEHRENDT et al., 1999).

Anlagentyp	Kürzel	N-Elimination	P-Elimination
Abwasserteich (unbelüftet)	A	50 %	45 %
Abwasserteich (belüftet)	Ab	30 %	45 %
Belebungsanlage	B	30 %	50 %
Mechanische Anlage	M	10 %	20 %
Tropf- und Tauchkörperanlage	T/ Tk	25 %	45 %
Pflanzenkläranlage	Pf	45 %	75 %
Nitrifikation	N	45 %	-
Denitrifikation	D	75 %	-
Phosphateliminierung	P	-	90 %
Tuch-/Sandfilterung/Mikrosiebung	Fi/ Ms	-	95 %

Unter Verwendung der bisher erläuterten Angaben wird für jede erfasste Kläranlage die Nährstoffemission berechnet:

$$EUKA_{N,P} = ZU_{N,P} * (RV_{N,P} / 100) \quad [5.2]$$

$EUKA_{N,P}$	aus den Kläranlagen eingetragene Nährstoffmengen [kg/a]
$ZU_{N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorzulaufrecht [g N bzw. P/d]
$RV_{N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorelimination des angewandten Reinigungsverfahrens [%]

Dabei müssen für bestimmte Anlagen Korrekturen durchgeführt werden, da im Einzelfall in den Kläranlagen auch höhere Eliminationsleistungen als die in Tabelle 5.4 angegebenen mittleren Leistungen realisiert werden. Tabelle 5.5 zeigt die maximal möglichen Elimi-

nierungsleistungen in Abhängigkeit von der Belastungsstufe und den in der Kläranlage eingesetzten Reinigungsverfahren.

Tab. 5.5: Maxima für Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen (verändert nach BEHRENDT et al., 1999).

Belastungsstufe	Maximale Reinigungsleistung für				
	Stickstoff bei Verfahren			Phosphor bei Verfahren	
	B	B (N)	B (ND)	B	B (P)
1	68 %	70 %	85 %	65 %	98 %
2 und 3	55 %	68 %	80 %	60 %	95 %

Bei Berechnungen dieser Arbeit wird die Korrektur wie folgt vorgenommen: Für alle Kläranlagen werden entsprechend der jeweils angewendeten Abwasserbehandlungsverfahren die Reinigungsleistungen aus Tabelle 5.4 entnommen und addiert. Überschreiten die berechneten Reinigungsleistungen ($RV_{N,P}$) die in Tabelle 5.5 angegebenen Maxima, wird die maximal mögliche Reinigungsleistung für eine erneute Emissionsberechnung nach Gleichung [5.2] verwendet.

5.2.2.2 Berechnung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe

Bei der Mischwasserkanalisation werden die Einträge aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Auslegung von Mischsystem und Kläranlage sind so bemessen, dass bei normalen Regenereignissen die Mischwässer zum größten Teil der Kläranlage zugeführt werden. Bei Starkregenereignissen dagegen ist das System nicht oder nur zu einem geringen Teil in der Lage, die Wassermengen der Kläranlage zuzuführen oder zu speichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage ordnungsgemäß zuzuleiten. Die nicht zugeführten bzw. nichtzufühbaren Wassermengen werden dann über Mischkanalisationsüberläufe an der Kläranlage direkt und ohne Behandlung dem Vorfluter zugeführt. Dies stellt für das Gewässer eine extreme Belastung dar (BEHRENDT et al., 1999).

Die Ermittlung der Abflüsse von urbanen Flächen ist allgemein von Bedeutung. Dazu ist die Bestimmung des Abflussbeiwerts notwendig, der nach HEANEY et al. (1976) für jedes Fluss-

gebiet aus dem Versiegelungsgrad mit Gleichung [5.3] berechnet werden kann (BEHRENDT et al., 1999):

$$a_{URBV} = 0,15 + 0,75 * A_{URBV}/A_{URB} \quad [5.3]$$

a_{URBV}	Abflussbeiwert
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche [km ²]
A_{URB}	gesamte urbane Fläche [km ²]

Aus Abflussbeiwert und jährlichem Niederschlag lässt sich die Abflussmenge ermitteln, die im Untersuchungsgebiet von urbanen Flächen bei Starkregenereignissen zum Abfluss kommt (BEHRENDT et al., 1999):

$$Q_{URBV} = a_{URBV} * N_j \quad [5.4]$$

Q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m ² *a)]
N_j	Jahresniederschlag [l/(m ² *a)]

Durch Multiplikation dieses spezifischen Abflusses mit der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche wird der Gesamtabfluss berechnet, der der Mischkanalisation zufließt.

Die einwohnerspezifische Abwassermenge kann nach Gleichung [5.5] berechnet werden:

$$q_E = AW / E_{KA} \quad [5.5]$$

q_E	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende [l/(E*d)]
AW	der Kläranlage zugeführte Abwassermenge [l/d]
E_{KA}	an die Kläranlage angeschlossene Einwohner

Der Abschätzung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisation liegen die Vorstellungen von MOHAUPT et al. (1998) zu Grunde. Danach kann man davon ausgehen, dass nahezu der gesamte nach Gleichung [5.4] ermittelte abflusswirksame Niederschlag von urbanen Flächen lediglich an den Starkregentagen des Jahres realisiert wird. Die Zahl der Starkregentage wird mit 65 angenommen (BEHRENDT et al., 1999).

Die gesamte dem Mischsystem des Untersuchungsgebiets zugeführte Wassermenge kann dann nach Gleichung [5.6] berechnet werden (verändert nach BEHRENDT et al., 1999):

$$Q_{URBM} = [q_{URBV} * A_{URBV} + Z_{NT} * (E_{KA} * q_E + a_{GEW} * q_{GEW} * A_{URB})] / 1000 \quad [5.6]$$

Q_{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem [m ³ /a]
q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m ² *a)]
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche [km ²]
Z_{NT}	Zahl der effektiv wirksamen Starkregentage
E_{KA}	an Kläranlagen angeschlossene Einwohner
q_E	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende [l/(E*d)]
a_{GEW}	Anteil der gewerblichen an der gesamten urbanen Fläche [%]
q_{GEW}	spezifische Abflussspende von gewerblichen Flächen [l/(ha*d)]
A_{URB}	gesamte urbane Fläche [ha]

Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers wurde der Anteil der großflächig versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche (a_{GEW}) und die von MOHAUPT et al. (1998) angesetzte gewerbliche Abflussspende (q_{GEW}) von 432000 l/(ha*d) genommen.

Die Entlastungsrate einer Mischkanalisation schwankt in Abhängigkeit vom Speichervolumen, das einen Teil des bei Starkregen anfallenden Schmutzwassers zurückhält und erst verzögert der Kläranlage zuführt. MEISNER (1991) und BROMBACH & MICHELBACH (1998) gehen davon aus, dass das Speichervolumen bei 100 % Ausbaugrad unabhängig von der Größe der Anlage 23,3 m³/ha beträgt. Exakte Angaben des Ausbaugrads sind nur für einige Kläranlagen im Einzugsgebiet der Würm vorhanden. Anhand dieser Angaben sowie der durchschnittlichen Ausbaugrade der einzelnen Bundesländer wird für die restlichen Anlagen ein Ausbaugrad von 80 % angenommen (BEHRENDT et al. (1999).

Das Speichervolumen der Abwasserbehandlungsanlagen kann nach Gleichung [5.7] berechnet werden:

$$V_S = (AB_{KA} / 100) * 23,3 \quad [5.7]$$

V_S	Speichervolumen [m ³]
AB_{KA}	Ausbaugrad der Kläranlage [%]

Daraufhin kann man die Entlastungsrate bestimmen (MEIBNER (1991) in: BEHRENDT et al., 1999):

$$RE = \frac{[(4000 + 25 \cdot q_R) / (0,551 + q_R)]}{V_S + [(36,8 + 13,5 \cdot q_R) / (0,5 + q_R)]} - 6 + [(N_J - 800) / 40] \quad [5.8]$$

RE Entlastungsrate des Mischsystems [%]

q_R Regenabflussspende [l/(ha*s)]

V_S Speichervolumen [m³]

N_J Jahresniederschlag [l/(m²*a)]

Für die Regenabflussspende wird in Anlehnung an BROMBACH & MICHELBACH (1998) ein mittlerer Wert von 1 l/(ha*s) angenommen.

Die Stoffkonzentrationen im Mischwasser werden wie folgt berechnet (BROMBACH & MICHELBACH (1998) in: BORCHARDT et al., 1999):

$$C_{MN} = 6,37 * e^{(-0,019) \cdot AG} + 4,44 \quad [5.9]$$

$$C_{MP} = 0,0805 * e^{(-0,019) \cdot AG} + 1,165 \quad [5.10]$$

C_{MN} Stickstoffkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]

C_{MP} Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]

AG Ausbaugrad

Die gesamten über die Mischkanalisation eingetragenen Nährstoffmengen kann man auf Basis der vorangegangenen Gleichungen wie folgt berechnen (BEHRENDT et al., 1999):

$$EUM_{N,P} = C_{MN,P} * RE + Q_{URBM} \quad [5.11]$$

$EUM_{N,P}$ über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffmengen [t/a]

$C_{MN,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]

RE Entlastungsrate des Mischsystems [%]

Q_{URBM} an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem [m³]

5.2.2.3 Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen

Abschließend werden die sowohl über kommunale Kläranlagen und als auch Mischkanalisationen punktuell eingetragenen Nährstoffmengen addiert:

$$EUP_{N,p} = EUKA_{N,p} + EUM_{N,p} \quad [5.12]$$

$EUP_{N,p}$ punktuell eingetragene Nährstoffmengen [t/a]

$EUKA_{N,p}$ aus den Kläranlagen eingetragene Nährstoffmengen [t/a]

$EUM_{N,p}$ über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffmengen [t/a]

Die Nährstoffmengen werden den einzelnen Untereinzugsgebieten zugeordnet und im GIS dargestellt (Abbildungen 5.2 und 5.3).

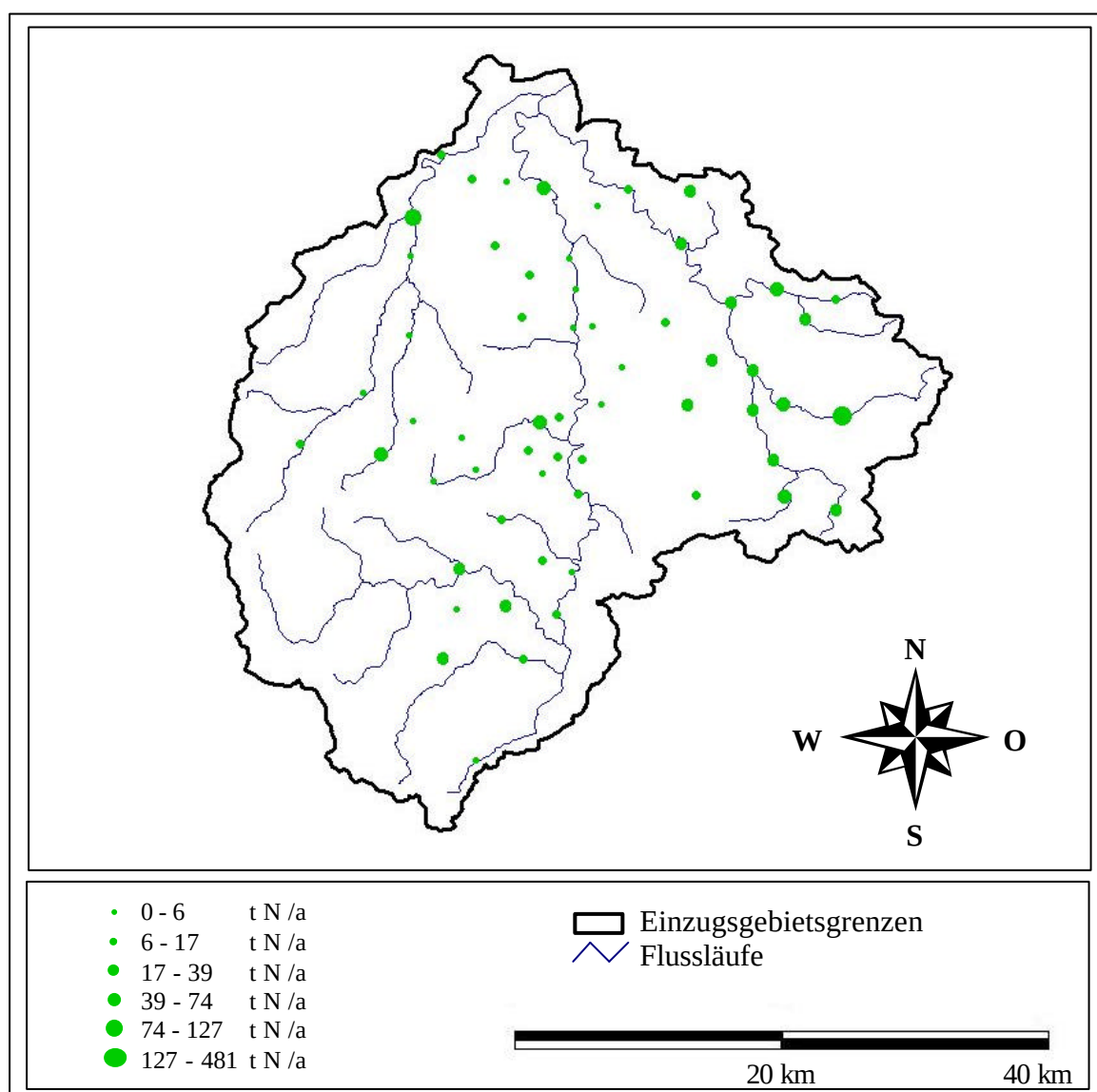


Abb. 5.2: Punktuell eingetragene Stickstoffmengen in die Fließgewässer aus kommunalen Kläranlagen und Mischkanalisationen.

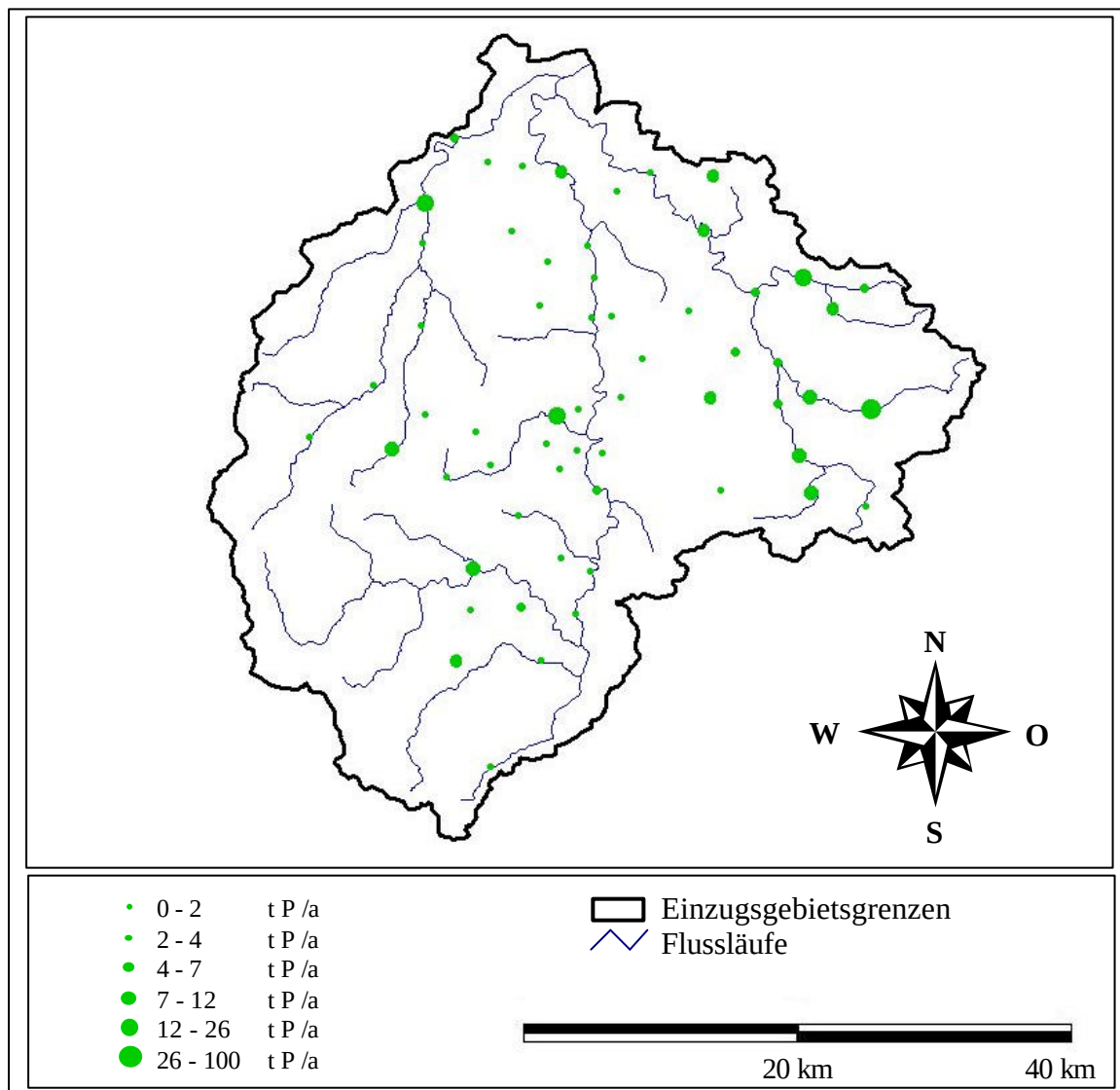


Abb. 5.3: Punktuell eingetragene Phosphormengen in die Fließgewässer aus kommunalen Kläranlagen und Mischkanalisationen.

5.2.3 Quantifizierung der flächenbezogenen Nährstoffeinträge

5.2.3.1 Berechnung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Der überwiegende Teil der diffusen Nährstoffeinträge wird von der Landwirtschaft verursacht. Einer der Hauptfaktoren, der über die Größe der Nährstoffbelastungen aus diffusen Quellen in den Flussgebieten bestimmt, ist der jährliche Überschuss von Nährstoffen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Für die Bilanzierung des Stickstoff- bzw. Phosphoreinsatzes in landwirtschaftlichen Produktionssystemen kommen drei Ansätze bzw. Ebenen in Betracht:

- der landwirtschaftliche Betrieb als Einheit
- die pflanzliche Produktion (Flächenbilanz und/oder Kulturartenbilanz)
- die tierische Produktion (Stallbilanz)

In dieser Untersuchung werden als Bilanzierungseinheiten zum einen Teil die Gemeinden, zum anderen Teil Land- und Stadtkreise innerhalb des Untersuchungsgebiets herangezogen. Diese stellen jeweils die unterste Aggregierungsstufe dar, für die die agrarstatistischen Daten flächendeckend und mit homogener Güte zur Verfügung stehen. Für die Raumeinheiten werden zunächst Stickstoff- und Phosphorbilanzen gemäß Tabelle 5.6 berechnet. Der Stickstoff- bzw. Phosphorüberschuss wird dann nach Art der Nutzung differenziert auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LWN) der Teileinzugsgebiete umgelegt (WENDLAND et al., 1993).

Da sich die Bilanzierung in dieser Arbeit auf die verfügbaren Daten beschränken muss, ergibt sich folgender Ansatz zur Berechnung der Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz:

Tab. 5.6: Übersicht der Bilanzglieder der Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz (verändert nach BACH, 1998 und WENDLAND, 1993).

	Stickstoffbilanz	Phosphorbilanz
Zufuhren:	+ organische N-Düngung (vermindert um deren Lagerungs- u. Ausbringungsverluste) + mineralische N-Düngung + atmosphärischer N-Eintrag	+ organische P-Düngung + mineralische P-Düngung + atmosphärischer P-Eintrag
Entzüge:	– N-Entzug mit dem Erntegut	– P-Entzug mit dem Erntegut
Saldo:	= N-Bilanzsaldo (vermindert um einen pauschalen Wert für Denitrifikationsverluste)	= P-Bilanzsaldo (vermindert um einen pauschalen Wert für Verluste durch Bodenrückhalt)

Nicht im Detail beschrieben werden in Bezug auf Stickstoff die Einträge durch Saatgut, asymbiontische und symbiontische Stickstofffixierung, landbauliche Verwertung von Siedlungsabfällen und Bewässerungswasser; ebenso wenig die Verluste durch Bodenerosion,

gasförmige Entbindung und Nitratauswaschung. Diese Prozesse sind mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung oder können nicht mit hinreichender Genauigkeit abgeschätzt werden. Um diese Bereiche trotzdem einzubeziehen, wird für Denitrifikationsverluste ein pauschaler Wert in Höhe von 30 % vom Stickstoff-Bilanzsaldo subtrahiert. Grundsätzlich erfolgt die Berechnung aller Größen der Stickstoffbilanz für mineralischen Stickstoff.

Hinsichtlich Phosphor werden die Verluste über die Bodenerosion nicht berücksichtigt. Der Bilanzsaldo wird um einen pauschalen Wert vermindert, der die Verluste über den Bodenerückhalt beschreibt. Grundsätzlich erfolgt die Berechnung aller Größen der Phosphorbilanz als gelöstes Phosphat (P_2O_5). Erst das Ergebnis (Phosphatbilanzsaldo) wird mit dem Faktor 0,44 multipliziert, um den Phosphorsaldo zu erhalten.

Bei der Bilanzierung wird unterstellt, dass sowohl der Bodenstickstoff- als auch der Bodenphosphorvorrat langfristig nahezu konstant bleiben.

Zufuhr mit Wirtschaftsdünger

Pro Gemeinde kann die Höhe des Stickstoff- bzw. Phosphoranfalls aus der Viehhaltung berechnet werden, indem man die Stückzahlen der verschiedenen Tierarten mit dem geschätzten mittleren Gehalt in den Ausscheidungen der jeweiligen Tierart multipliziert (Tabelle 5.7). Dieser Stickstoff- bzw. Phosphoranfall wird dann auf die landwirtschaftliche Nutzfläche der betreffenden Gemeinde umgelegt. Es wird dabei unterstellt, dass keine nennenswerten Im- oder Exporte von Wirtschaftsdünger zwischen Gemeinden stattfinden (WENDLAND et al., 1993).

Tab. 5.7: Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr (verändert nach BACH et al., 1998).

Viehart	N-Anfall [kg/(Stallplatz*a)]	P₂O₅-Anfall [kg/(Stallplatz*a)]
Milchkühe	102.00	37.00
Sonstige Rinder	40.00	14.00
Zuchtsauen	24.00	17.00
Sonstige Schweine	10.00	2.00
Legehennen	0.80	0.41
Sonstige Hühner	0.40	0.16
Pferde	40.00	14.00
Schafe	10.00	3.00

Der Stickstoff- bzw. Phosphatanfall ist naturgemäß keine feste Größe, sondern variiert mit der Nutzungsrichtung, dem Leistungsniveau, der Futterzusammensetzung und ähnlichen Faktoren. Da keine regionalen Untersuchungen über diese Zusammenhänge verfügbar sind, werden in Tabelle 5.7 nur Durchschnittswerte angegeben, von denen die tatsächlichen Verhältnisse im Einzelfall mehr oder weniger stark abweichen können.

Der Stickstoffanfall aus der Viehhaltung ist jedoch nicht in voller Höhe mit der Stickstoffzufuhr zur landwirtschaftlich genutzten Fläche gleichzusetzen. Während der Lagerung und der Ausbringung von Gülle und Stallmist entstehen vielmehr Stickstoffverluste durch die Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen, vor allem in Form von Ammoniak (NH₃). Für die Stickstoffbilanzierung wird deshalb mit einem konstanten Verlustfaktor von 20 % gerechnet, um den sich die Stickstoffzufuhr mit wirtschaftseigenen Düngern gegenüber dem Stickstoffanfall vermindert (WENDLAND et al., 1993).

Für die Ermittlung der organischen Phosphatzufuhr wird kein Verlustfaktor in Ansatz gebracht.

Die Stickstoff- bzw. Phosphatzufuhr mit Wirtschaftsdünger berechnet sich somit folgendermaßen (BACH et al., 1998):

$$N_{\text{org}} = 1 / \text{LWN} * \sum (NA_i + \text{Anz}_i) * 0,8 \quad [5.13]$$

$$P_{2O_{5\text{org}}} = 1 / \text{LWN} * \sum (P_{2O_5}A_i + \text{Anz}_i) \quad [5.14]$$

N_{org}	N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
NA_i	spezifischer N-Anfall einer Viehart gemäß Tabelle 5.7 [kg N / (Stück * a)]
$P_{2O_{5\text{org}}}$	P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern in einer Gemeinde [kg P_{2O_5} / (ha LWN * a)]
$P_{2O_5}A_i$	spezifischer P_{2O_5} -Anfall einer Viehart gemäß Tabelle 5.7 [kg P_{2O_5} / (Stück * a)]
Anz_i	Anzahl der Viehart [Stück]
i	betrachtete Viehart gemäß Tabelle 5.7
0,8	Faktor für Lagerungs- und Ausbringungsverluste
LWN	landwirtschaftliche Nutzfläche einer Gemeinde

Zufuhr mit Mineraldünger

Die mineralische Stickstoffdüngung stellt in der Regel die bedeutendste Größe der Stickstoffzufuhr dar.

Verlässliche Statistiken über die Ausfuhr von Handelsdünger sind für die betrachteten regionalen Einheiten nicht vorhanden. Daher erfolgt die Berechnung der Stickstoff- und Phosphatzufuhr mit mineralischen Düngewerten für jede Gemeinde indirekt über eine Funktion, die den kulturartspezifischen Stickstoffgesamtbedarf in Abhängigkeit der Stickstoff- und Phosphatentzüge mit dem Erntegut und unter Anrechnung der organischen Düngung ermittelt.

Dazu wird für die wichtigsten Kulturarten zunächst jeweils der Gesamtstickstoffbedarf nach KTLB-Richtwerten (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) von 1991 als Funktion des Ertrages bestimmt (WENDLAND et al., 1993). In der Regel setzt sich der Stickstoffbedarf aus einer ertragsunabhängigen Grundmenge und einer ertragsabhängigen Komponente zusammen. Von diesem Gesamtdüngungsbedarf wird anschließend die Stickstoffmenge abgezogen, die in der jeweiligen Gemeinde mit Wirtschaftsdüngern zur betreffenden Kulturart ausgebracht wird. Diese Art der Stickstoffzufuhr wird dabei nicht vollständig, sondern nur mit einem bestimmten, kulturartspezifischen Prozentsatz der Stickstoffausnutzung angerechnet. Die Differenz zwischen dem gesamten Düngungsbedarf und der Wirtschaftsdüngung entspricht dann der Stickstoffzufuhr mit Mineraldüngern (WENDLAND et al., 1993). In Tabelle 5.8 sind diese Ansätze zusammengefasst.

Für die Phosphatzufuhr mit mineralischen Düngemitteln existiert keine solche Ertragsfunktion. Sie wurde daher mit Hilfe von Angaben des KTBL-Datenblatts "Daten zur Betriebsplanung" von 1995 erstellt (BACH et al., 1998). Nach dem Vorbild der Ertragsfunktion für Stickstoff wurde dabei für Phosphat ebenfalls eine ertragsabhängige Funktion $y = f(\text{Ertrag})$ in Form einer Geradengleichung konzipiert. Die Anrechnung des Phosphats in organischen Düngern auf den Phosphatgesamtbedarf wurde durchgängig mit 100 % angesetzt und deshalb in Tabelle 5.8 nicht separat ausgewiesen.

Tab. 5.8: Stickstoff- bzw. Phosphatgesamtbedarf ausgewählter Kulturarten und Anrechnung des organischen Stickstoffdüngers zur Ermittlung der mineralischen Stickstoff- bzw. Phosphatdüngung (verändert nach BACH et al., 1998).

Fruchtart	N-Gesamtbedarf [kg N/(ha LWN * a)] als Funktion des Ertrages E [dt/(ha*a)]	Anrechnung des N in org. Düngern auf den N-Gesamt- bedarf [%]	P ₂ O ₅ -Gesamtbedarf [kg P ₂ O ₅ /(ha LWN * a)] als Funktion des Ertrages E [dt/(ha*a)]
Getreide gesamt	$2.0 * E$	20	$1.0 * E + 10$
Hülsenfrüchte	160	30	$1.0 * E + 10$
Kartoffeln	$0.2 * E + 70$	40	$0.2 * E + 15$
Zuckerrüben	$0.2 * E + 80$	40	$0.2 * E + 20$
restl. Hackfrüchte	$0.25 * E$	40	$0.1 * E + 20$
Raps	$5.0 * E + 60$	40	$2.0 * E + 10$
Silomais	$0.4 * E - 40$	40	$0.2 * E - 20$
restl. Futterpflanz.	$2.0 * E$	30	$0.18 * E$
Obst	150	–	15
Rebland	100	–	10

Anschließend wird die kulturartspezifische Menge an organischer Düngung berechnet. Dabei gilt es, einzelnen Kulturartengruppen unterschiedlich hohe Anteile der organischen Düngung zuzuweisen, um die Verteilung des Wirtschaftsdüngers in der Praxis nachzubilden. Die Fruchtarten erhalten folgende Anteile an Wirtschaftsdünger (verändert nach BACH et al., 1998):

- AF1** (einfache Menge): Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps
- AF2** (doppelte Menge): Kartoffeln, restliche Futterpflanzen
- AF4** (vierfache Menge): restliche Hackfrüchte, Silomais

Die Stickstoffzufuhr mit Mineraldünger berechnet sich wie folgt (BACH et al., 1998):

$$N_{org\ i} = N_{org} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF4)] \quad [5.15]$$

$$N_{min} = 1 / LWN * \sum [AF_i * (NB_i - (N_{org\ i} * Nutzgrad_i))] \quad [5.16]$$

$N_{org\ i}$	kulturartspezifische organische Düngung in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
N_{org}	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)] n. Gl. [5.13]
AF1	Summe der Anbaufl. der Kulturen Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps [ha]
AF2	Summe der Anbaufläche der Kulturen Kartoffeln und restliche Futterpflanzen [ha]
AF4	Summe der Anbaufläche der Kulturen Silomais und restliche Hackfrüchte [ha]
F	Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität (F = 1 für Kulturen in AF1, F = 2 für Kulturen in AF2, F = 4 für Kulturen in AF4)
N_{min}	mineralische N-Zufuhr in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
AF_i	Anbaufläche der Kulturart [ha]
NB_i	N-Bedarf der Kultur gemäß Tab. 5.8 [kg N / (ha LWN * a)]
Nutzgrad _i	Anrechnungsgrad der organischen Düngung gemäß Tab. 5.8 [%]
LWN	landwirtschaftliche Nutzfläche einer Gemeinde [ha]
i	betrachtete Kulturarten gemäß Tabelle 5.8

Die Phosphatzufuhr mit Mineraldünger berechnet sich entsprechend (BACH et al., 1998):

$$P_{2O_{5org\ i}} = P_{2O_{5org}} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF4)] \quad [5.17]$$

$$P_{2O_{5min}} = 1 / LWN * \sum [AF_i * (NB_i - (P_{2O_{5org\ i}} * Nutzgrad_i))] \quad [5.18]$$

$P_{2O_{5org\ i}}$	kulturartspezifische organische Düngung in einer Gemeinde [kg P_2O_5 / (ha LWN * a)]
$P_{2O_{5org}}$	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern in einer Gemeinde [kg P_2O_5 / (ha LWN * a)] n. Gl. [5.14]
$P_{2O_{5min}}$	mineralische P_2O_5 -Zufuhr in einer Gemeinde [kg P_2O_5 / (ha LWN * a)]
NB_i	P_2O_5 -Bedarf der Kultur gemäß Tab. 5.7 [kg P_2O_5 / (ha LWN * a)]

Gesamtzufuhr

Die Ermittlung der Stickstoff- und Phosphatzufuhrgrößen aus Wirtschafts- und Mineraldüngern wurde in den vorstehenden Abschnitten erläutert. Die Angaben über atmosphärische Einträge für Stickstoff in der Bundesrepublik Deutschland schwanken zwischen 10 und über 65 kg N/(ha*a). Die großräumige Übersichtskarte der atmosphärischen Stickstoffdeposition 1996 aus BEHRENDT et al. (1999) lässt für das Einzugsgebiet der Enz auf einen atmosphä-

rischen Eintrag in Höhe von 25 kg N/(ha*a) schließen. Für Phosphat wird ein Wert von 0,5 kg P₂O₅/(ha*a) angenommen. Die gesamte Stickstoff- bzw. Phosphatzufuhr für die betrachteten Gebietseinheiten setzt sich aus den folgenden Größen zusammen (BACH et al., 1998):

$$N_{\text{zuf}} = N_{\text{org}} + N_{\text{min}} + N_{\text{atm}} \quad [5.19]$$

$$P_{2O_{5}\text{zuf}} = P_{2O_{5}\text{org}} + P_{2O_{5}\text{min}} + P_{2O_{5}\text{atm}} \quad [5.20]$$

N _{zuf}	gesamte N-Zufuhr in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
P ₂ O ₅ zuf	gesamte P ₂ O ₅ -Zufuhr in einer Gemeinde [kg P ₂ O ₅ / (ha LWN * a)]
N _{org}	organische N-Düngung in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
P ₂ O ₅ org	organische P ₂ O ₅ -Düngung in einer Gemeinde [kg P ₂ O ₅ / (ha LWN * a)]
N _{min}	mineralische N-Düngung in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
P ₂ O ₅ min	mineralische P ₂ O ₅ -Düngung in einer Gemeinde [kg P ₂ O ₅ / (ha LWN * a)]
N _{atm}	atmosphärische N-Einträge in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
P ₂ O ₅ atm	atmosphärische P ₂ O ₅ -Einträge in einer Gemeinde [kg P ₂ O ₅ / (ha LWN * a)]

Entzug mit dem Erntegut

Die Menge des mit dem Erntegut von der Fläche entzogenen Stickstoffs und Phosphats errechnet sich als Summe der Erträge der jeweiligen Kulturarten multipliziert mit dem Stickstoff- bzw. Phosphatgehalt der betreffenden Fruchtart (siehe Tab. 5.9).

Tab. 5.9: Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut (Bach et al., 1998).

Fruchtart	Mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N / dt]	Mittlere P ₂ O ₅ -Gehalte im Erntegut [kg P ₂ O ₅ / dt]
Getreide gesamt	1.80	0.80
Kartoffeln	0.35	0.14
Zuckerrüben	0.18	0.10
restliche Hackfrüchte	0.14	0.07
Raps	3.30	1.80
Silomais	0.38	0.16
restliche Futterpflanzen	2.45	0.16
Obst ¹	100	38.84
Rebland ¹	30	39.05

¹ Angabe des Ernteentzugs in kg N/ha bzw. kg P₂O₅/ha bei Kulturarten, für die keine Hektarerträge ausgewiesen werden.

Der gesamte Stickstoff- bzw. Phosphatentzug mit dem Erntegut berechnet sich wie folgt (BACH et al., 1998):

$$N_{\text{ent}} = 1 / \text{LWN} * \sum (AF_i * E_i * N_{\text{gehalt } i}) \quad [5.21]$$

$$P_2O_{5\text{ent}} = 1 / \text{LWN} * \sum (AF_i * E_i * P_2O_{5\text{gehalt } i}) \quad [5.22]$$

N_{ent}	gesamter N-Entzug in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
$N_{\text{gehalt } i}$	N-Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg N / dt] gemäß Tabelle 5.9
$P_2O_{5\text{ent}}$	gesamter P_2O_5 -Entzug in einer Gemeinde [kg P_2O_5 / (ha LWN * a)]
$P_2O_{5\text{gehalt } i}$	P_2O_5 -Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg N / dt] gemäß Tabelle 5.9
AF_i	Anbaufläche der Kulturart [ha]
LWN	landwirtschaftliche Nutzfläche einer Gemeinde [ha]
i	betrachtete Kulturarten gemäß Tabelle 5.9

Bilanzüberschuss

Die Differenz zwischen den Bilanzgliedern Stickstoffzufuhr und Stickstoffentzug ergibt den rechnerischen Bilanzüberschuss für mineralischen Stickstoff (Abbildung 5.4). Eine mögliche Änderung des Stickstoffvorrats im Boden durch Mineralisierungs- oder Immobilisierungsvorgänge bleibt hierbei unberücksichtigt, allerdings werden Denitrifikationsverluste in einer Höhe von 30 % angenommen, d. h. der Bilanzsaldo wird mit dem Faktor 0,7 multipliziert (BACH et al., 1998):

$$\text{Saldo}_N = (N_{\text{zuf}} - N_{\text{ent}}) * 0,7 \quad [5.23]$$

Saldo_N	N-Bilanzüberschuss in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)]
N_{zuf}	gesamte N-Zufuhr in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)] nach Gl. [5.19]
N_{ent}	gesamter N-Entzug in einer Gemeinde [kg N / (ha LWN * a)] nach Gl. [5.21]

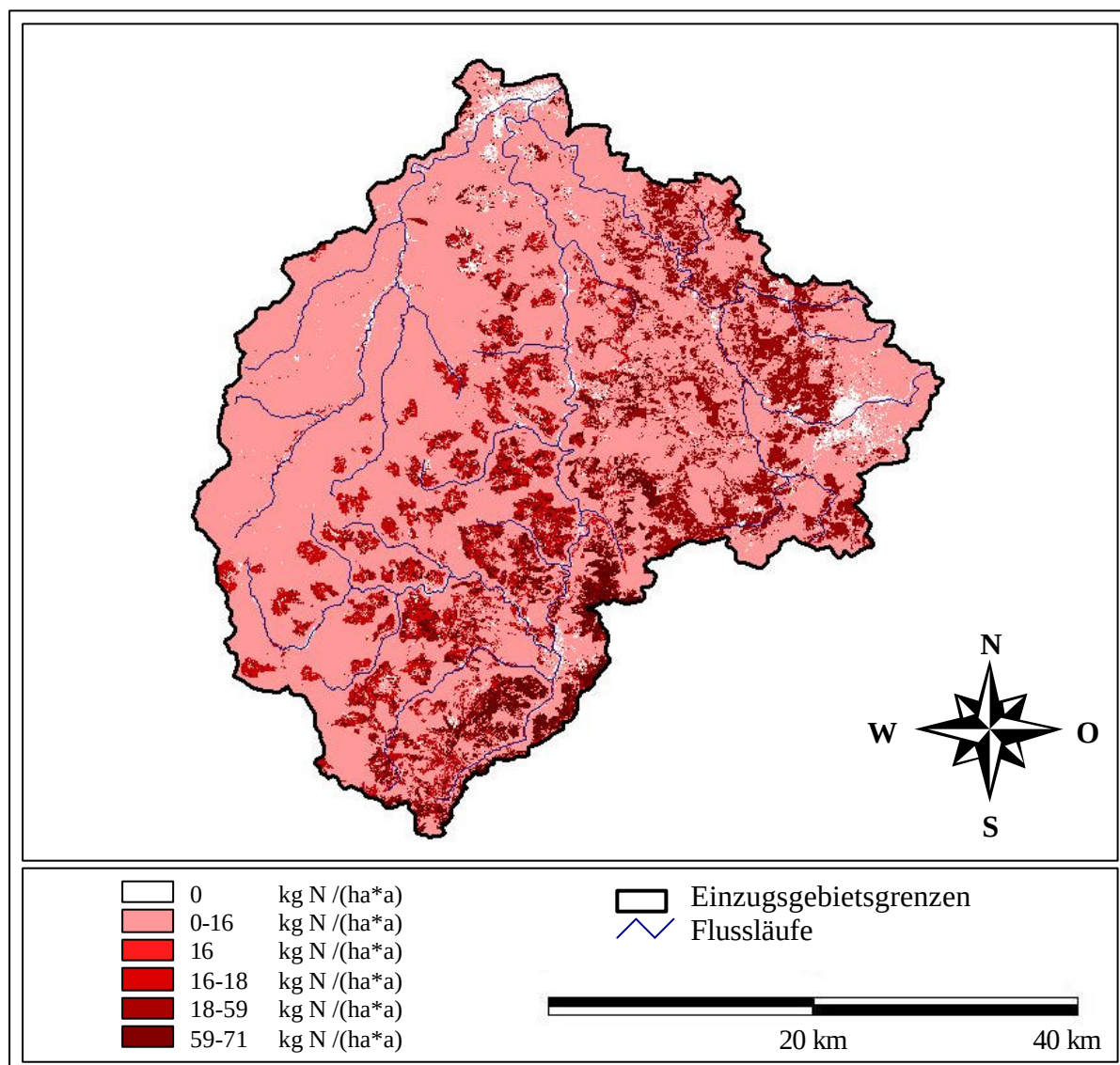


Abb. 5.4: Stickstoffüberschuss im Untersuchungsgebiet.

Die Differenz zwischen den Bilanzgliedern Phosphatzufuhr und Phosphatentzug ergibt den rechnerischen Phosphatbilanzüberschuss. Das Ergebnis wird anschließend mit dem Faktor 0,44 multipliziert, um den Bilanzüberschuss (Abbildung 5.5) für gelösten Phosphor pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche in den Gemeinden zu erhalten (BACH et al., 1998):

$$\text{Saldo}_{\text{P}_{2}\text{O}_5} = \text{P}_{2}\text{O}_{5\text{zuf}} - \text{P}_{2}\text{O}_{5\text{ent}} \quad [5.24]$$

$$\text{Saldo}_{\text{P}} = \text{P}_{2}\text{O}_5 \text{ Saldo} * 0.44 \quad [5.25]$$

$\text{Saldo}_{\text{P}_{2}\text{O}_5}$ P_{2}O_5 -Bilanzüberschuss (Saldo) in einer Gemeinde [kg P_{2}O_5 / (ha LWN * a)]

$\text{P}_{2}\text{O}_{5\text{zuf}}$ gesamte P_{2}O_5 -Zufuhr in einer Gemeinde [kg P_{2}O_5 / (ha LWN * a)] nach Gl. [5.20]

$\text{P}_{2}\text{O}_{5\text{ent}}$ gesamter P_{2}O_5 -Entzug in einer Gemeinde [kg P_{2}O_5 / (ha LWN * a)] nach Gl. [5.22]

Saldo_{P} P-Bilanzüberschuss (Saldo) in einer Gemeinde [kg P / (ha LWN * a)]

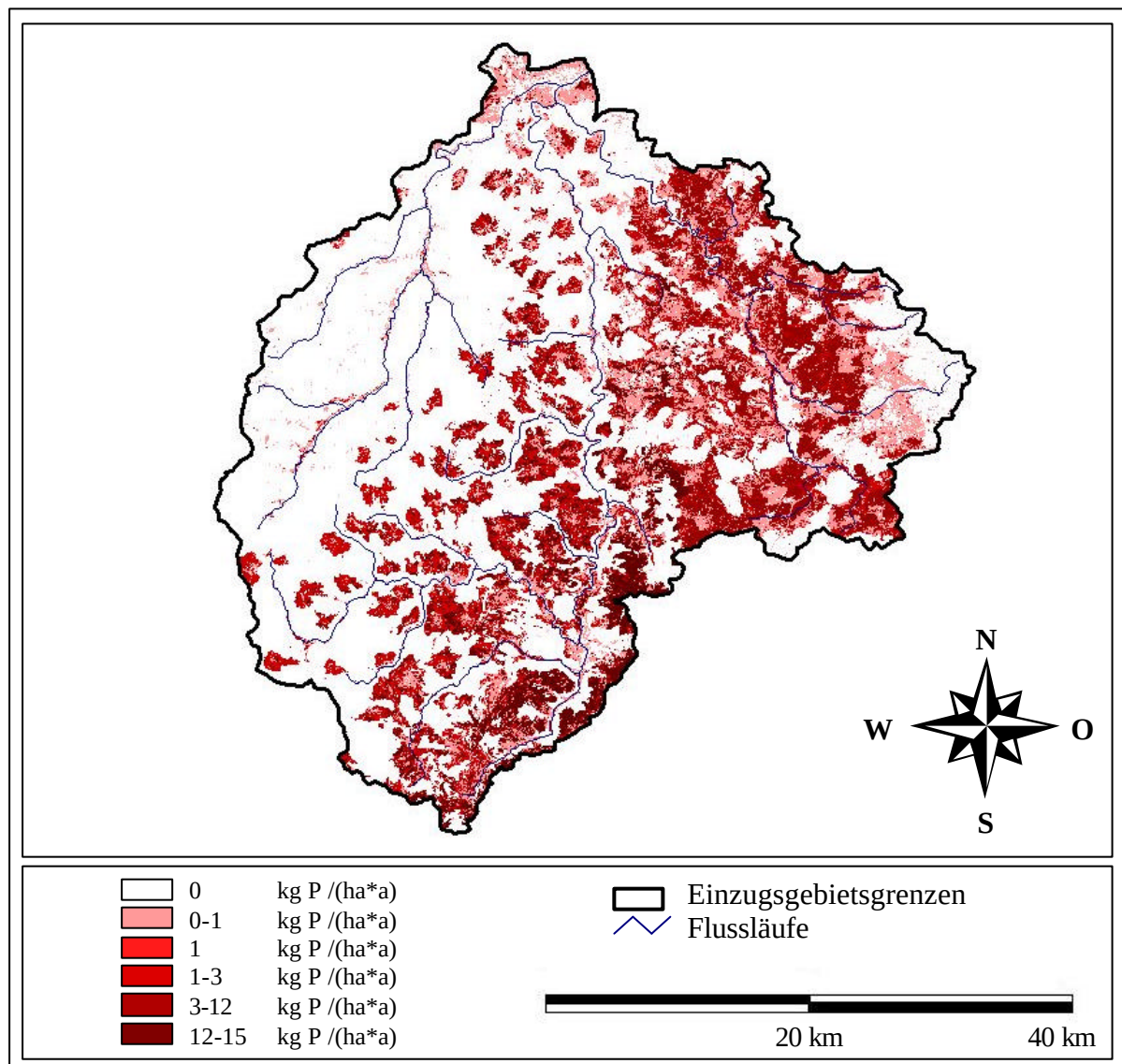


Abb. 5.5: Phosphorüberschuss im Untersuchungsgebiet.

5.2.3.2 Berechnung der Abflusskomponenten

Der Abfluss ist neben der Landnutzung eine weitere äußerst wichtige Einflussgröße auf die Höhe der möglichen Stoffausträge eines Einzugsgebiets. Auf den unterschiedlichen Abflusswegen wird das Wasser in jeweils charakteristischer Weise mit Nährstoffen befrachtet.

Oberflächenabflüsse können einen Bodenabtrag verursachen; dieses Wasser enthält daher vor allem Feststoffe, die mechanisch vom Boden abgelöst wurden. Kennzeichnend für den Oberflächenabfluss ist, dass er neben schlecht wasserlöslichen Substanzen und Feststoffen auch solche Stoffe enthält, die bei der Versickerung in den tieferen Bodenschichten durch Adsorption festgelegt werden könnten. Diese Abflusskomponente hat deshalb neben der

Erosionsfracht vor allem für die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer die größte Bedeutung (LAMMEL, 1990).

Die Stoffauswaschung wird vom Sickerwasser bewirkt. Vor allem gut wasserlösliche Stoffe wie Nitrat, die nicht oder nur zeitweilig im Boden festgelegt werden, gelangen hierdurch in die Vorfluter. Je nach durchflossener Filterstrecke und deren Hohlraumssystem (Kontakt mit der Bodenmatrix) können aber auch für den Oberflächenabfluss charakteristische Stoffe in vergleichsweise hohen Konzentrationen auftreten. Trägt das Sickerwasser zur Grundwasserneubildung bei, gelangen die ausgewaschenen Nährstoffe in das Grundwasser und erst mittelbar an Quellaustritten in die Vorfluter. Trifft das perkolierende Wasser im Boden auf eine stauende Schicht, können laterale Abflüsse entstehen (Zwischenabfluss oder Interflow), die schnell im Vorfluter eintreffen (LAMMEL, 1990).

Zur Abschätzung des diffusen Nährstoffeintrags in die Oberflächengewässer werden die Stofffrachten der einzelnen Abflusskomponenten berechnet. Da die Komponenten und Teilprozesse des Wasserhaushalts sehr komplex sind, müssen für großräumige Bilanzierungen Vereinfachungen getroffen werden. Die Aufteilung des mittleren Gesamtabflusses wird mit einem vereinfachten Ansatz durchgeführt, der der Datenlage in mesoskaligen Einzugsgebieten angepasst ist. Der mittlere Gesamtabfluss wird in eine schnelle, verzögerte und langsame Abflusskomponente aufgeteilt; die verzögerte und die langsame Abflusskomponente addieren sich zur mittleren Sickerwasserhöhe.

$$Q_{\text{ges}} = Q_{\text{schnell}} + Q_z + Q_b \quad [5.26]$$

Q_{ges}	mittlerer Gesamtabfluss [mm/a]
Q_{schnell}	schnelle Abflusskomponente ("Oberflächenabfluss") [mm/a]
Q_z	verzögerte Abflusskomponente [mm/a]
Q_b	langsame Abflusskomponente [mm/a]

Mittlerer Gesamtabfluss Q_{ges}

Der mittlere Gesamtabfluss wird aus den Abflussganglinien der einzelnen Teileinzugsgebiete berechnet. Für das Differenzgebiet zum Pegel höherer Ordnung (Restgebiet bis zum Pegel Pforzheim) wird der mittlere Abfluss aus der Differenz der Summe der Teileinzugsgebietsabflüsse und des Gesamtabflusses am Pegel Pforzheim berechnet. Die Regionalisierung des Gesamtabflusses Q_{ges} erfolgt über die auf 1 normierte Niederschlagsverteilung (DWD-Niederschlagsraster, 7 x 7 km², 1931-1997).

Schnelle Abflusskomponenten („Oberflächenabfluss“) $Q_{schnell}$

Der Anteil der schnellen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss kann in Abhängigkeit vom Jahresniederschlag für das jeweilige Einzugsgebiet mittels folgender Gleichungen berechnet werden (DVWK, 1994):

$$\% Q_{schnell} = Q_{ges} * 2 * 10^{-6} * (N_J - 500)^{1,65} \quad [5.27]$$

$$Q_{schnell} = \% Q_{schnell} * Q_{ges} \quad [5.28]$$

$\% Q_{schnell}$	Anteil der schnellen Abflusskomponente am mittleren Gesamtabfluss [%]
N_J	Jahresniederschlag [l/(m ² *a)]

Zur räumlichen Differenzierung werden die von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) für Baden-Württemberg ermittelten Abflussfaktoren herangezogen, die den potentiellen Beitrag einer Teilfläche zur Bildung schneller Abflusskomponenten quantifizieren. Diese in Abhängigkeit von kf-Werten, Landnutzung und Hangneigung berechneten Werte werden für das Einzugsgebiet auf 1 normiert und zur Regionalisierung des Anteils der schnellen Abflusskomponenten verwendet. Abbildung 5.6 stellt die räumliche Verteilung des schnellen Abflusses dar.

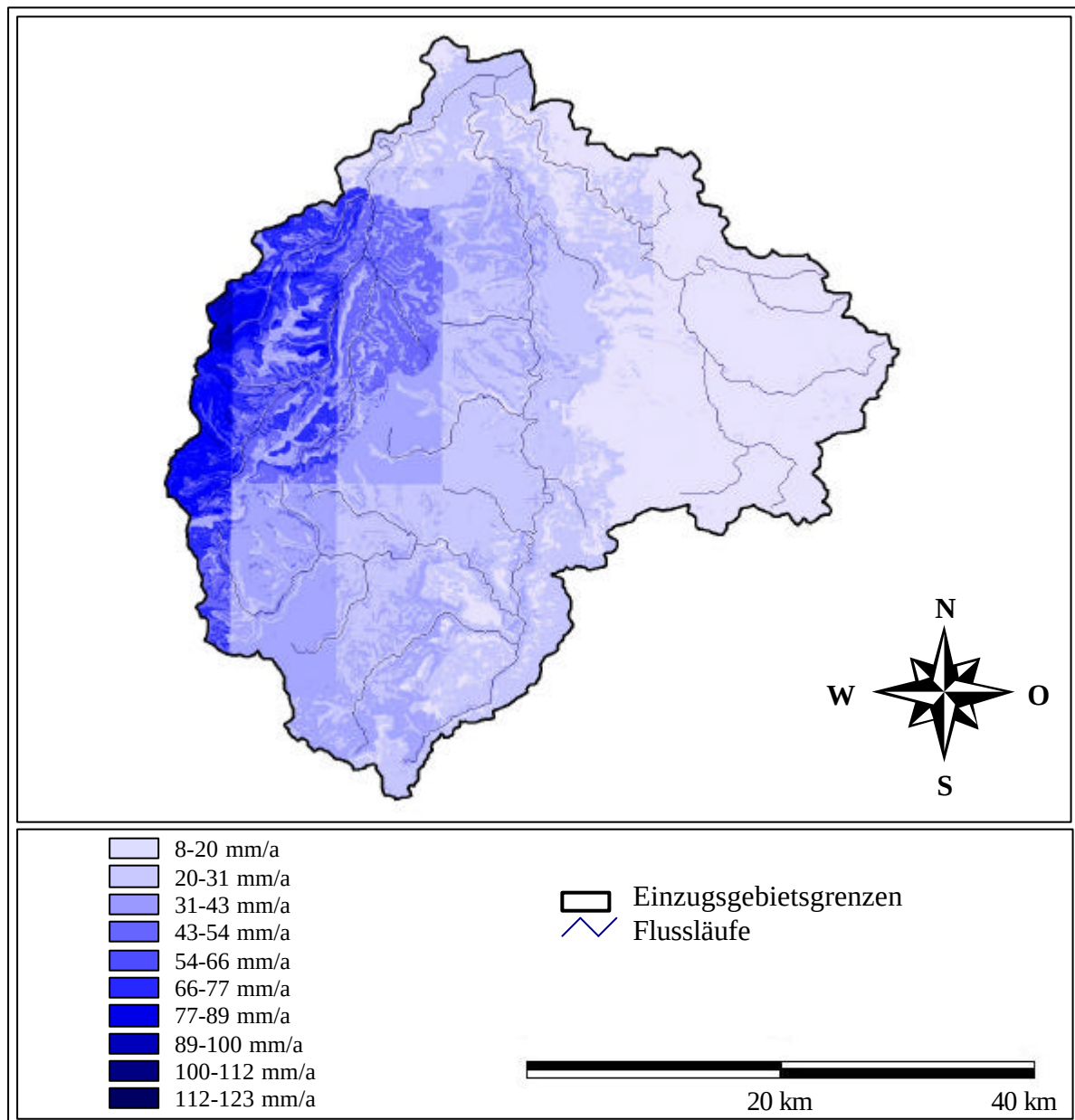


Abb. 5.6: Räumliche Verteilung des Abflusses über die schnellen Abflusskomponenten.

Sickerwasserhöhe Q_{SWS}

Die Sickerwasserhöhe ergibt sich aus dem mittleren Gesamtabfluss abzüglich der schnellen Abflusskomponenten:

$$Q_{\text{SWS}} = Q_{\text{ges}} - Q_{\text{schnell}} \quad [5.29]$$

Q_{SWS} mittlere Sickerwasserhöhe [mm/a]

Die Sickerwasserhöhe wird weiter in eine verzögerte Komponente Q_z (Zwischenabfluss) und eine langsame Komponente Q_b (Basisabfluss) unterteilt. Zur Quantifizierung der beiden Komponenten der Sickerwasserhöhe wird zunächst der Basisabfluss aus dem im Rahmen der Niedrigwasserstatistik der IHA-Methode ermittelten langjährigen Basisabflussanteils b berechnet:

$$b = NM7Q / MQ \quad [5.30]$$

$$Q_b = Q_{ges} * b \quad [5.31]$$

b	Basisabflussanteil []
MN7Q	niedrigstes arithm. Mittel von sieben aufeinanderfolgenden Abflusstageswerten [l/s]
MQ	mittlerer Abfluss [l/s]

Die verzögerte Komponente kann als Restglied berechnet werden, dargestellt ist sie in Abbildung 5.7.

$$Q_z = Q_{sws} - Q_b \quad [5.32]$$

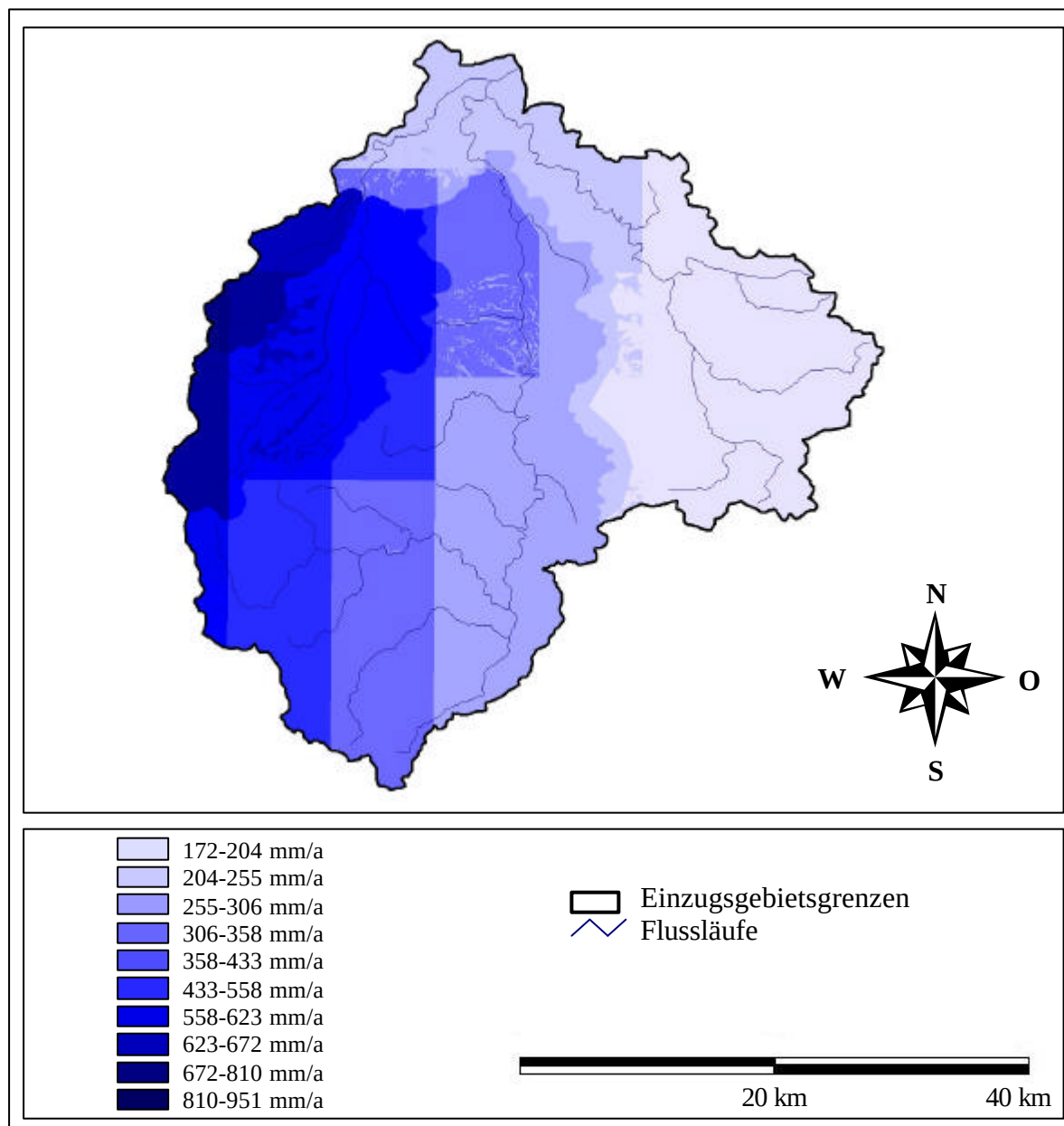


Abb. 5.7: Räumliche Verteilung des Abflusses über die langsamen Abflusskomponenten.

5.2.3.3 Berechnung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Die Transformation der Nährstoffbilanzen in Auswaschungsmengen wird über die Verrechnung der Überschüsse (Salden) mit Proportionalitätsfaktoren realisiert. Diese beruhen auf den natürlichen Standortfaktoren, die die Höhe der Auswaschung beeinflussen. Zur Berechnung der Faktoren werden die Werte der Feldkapazität aus der BÜK 200, die berechneten Sickerwasserspenden und die schnellen Abflussanteile herangezogen.

Schnelle Abflusskomponenten („Oberflächenabfluss“) Q_{schnell}

Der für diesen Transportpfad eingesetzte Proportionalitätsfaktor P_{schnell} bezieht sich für Stickstoff auf die gesamte Bodentiefe; für Phosphor dagegen nur auf eine Tiefe bis 25 cm, da sich das Phosphordepot im Gegensatz zu Stickstoff fast ausschließlich im Oberboden befindet. Die maximale Größe des Proportionalitätsfaktors beträgt für Phosphor 1,41, um zu gewährleisten, dass ein minimaler Anteil (1%) der Phosphorüberschüsse mit der langsamen Komponente transportiert wird (WALTHER, 1999).

Der Proportionalitätsfaktor P_{schnell} wird nach folgenden Gleichungen berechnet:

$$P_{\text{schnell N}} = Q_{\text{schnell}} / FK_{10\text{dm}} \quad [5.33]$$

$$P_{\text{schnell P}} = Q_{\text{schnell}} / FK_{2,5\text{dm}} \quad \text{für: } P_{\text{schnell}} \leq 1,41 \quad [5.34]$$

$$P_{\text{schnell P}} = 1,41 \quad \text{für: } P_{\text{schnell}} > 1,41 \quad [5.35]$$

$P_{\text{schnell N,P}}$ Proportionalitätsfaktor der schnellen Abflusskomponente []

$FK_{10\text{dm}}$ Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe [mm]

$FK_{2,5\text{dm}}$ Feldkapazität bezogen auf 2,5 dm Bodentiefe [mm]

Der Oberflächenabfluss kann nur einen bestimmten Anteil des Stickstoff- bzw. Phosphordepots im Oberboden und in den Makroporen erreichen. Zur Berechnung des Stoffaustrags mit der schnellen Abflusskomponente muss somit ein Stoffkoeffizient hinzugezogen werden, der den maximal erreichbaren Anteil des Stoffes beschreibt. Aus Literaturwerten wird für Stickstoff ein Anteil von 10 % angenommen, der mit dem schnellen Abfluss transportiert wird, für Phosphor ein Anteil von 70 % (WALTHER, 1999). F_{schnell} berechnet sich wie folgt:

$$F_{\text{schnell N,P}} = \text{Saldo}_{\text{N,P}} * Sk_{\text{N,P}} * P_{\text{schnell N,P}} \quad [5.36]$$

$F_{\text{schnell N,P}}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]

$\text{Saldo}_{\text{N,P}}$ Stickstoff- bzw. Phosphorüberschuss auf der landwirtschaftl. Fläche [kg/(ha*a)]

$Sk_{\text{N,P}}$ Stoffkoeffizient (für N $Sk = 0,1$; für P $Sk = 0,7$) []

Der in der Bodenmatrix verbleibende Rest der Stoffüberschüsse $\text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}}$ entspricht dem Bilanzüberschuss $\text{Saldo}_{\text{N,P}}$ abzüglich des Stoffaustrags $F_{\text{schnell N,P}}$:

$$\text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}} = \text{Saldo}_{\text{N,P}} - F_{\text{schnell N,P}} \quad [5.37]$$

$\text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}}$ im Boden verbleibende Stickstoff- bzw. Phosphormenge [kg/(ha*a)]

Die Berechnung des Stoffauswaschung $F_{\text{Ausw N,P}}$ aus der Bodenmatrix erfolgt mittels eines weiteren Proportionalitätsfaktors. Auch bei hohen Wasseraustraschraten kann noch ein Stoffrückhalt im Boden (durch Denitrifikation, Pflanzenaufnahme oder Adsorption) stattfinden. Ein stoffspezifischer Verlustkoeffizient beschreibt diesen Rückhalt. Er beträgt für Stickstoff 0,75 und für Phosphor 0,4. Aus Sickerwasserhöhe und Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe lässt sich der Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung $P_{\text{Ausw N,P}}$ berechnen (WALTHER, 1999):

$$P_{\text{Ausw N,P}} = (Q_{\text{sws}} / FK_{10\text{dm}}) * V_{k\text{ N,P}} \quad \text{für: } P_{\text{Ausw N,P}} \leq 1 \quad [5.38]$$

$$P_{\text{Ausw N,P}} = 1 \quad \text{für: } P_{\text{Ausw N,P}} > 1 \quad [5.39]$$

$P_{\text{Ausw N,P}}$ Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung []

$V_{k\text{ N,P}}$ stoffspezifischer Verlustkoeffizient für Stickstoff (0,75) und Phosphor (0,4) []

$P_{\text{Ausw N,P}}$ kann maximal 1 werden, da sonst die Stoffauswaschung $F_{\text{Ausw N,P}}$ größer wird als die zur Auswaschung maximal zur Verfügung stehende Menge $\text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}}$.

Die Auswaschung berechnet sich dann nach Gleichung [5.40]:

$$F_{\text{Ausw N,P}} = \text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}} * P_{\text{Ausw N,P}} \quad [5.40]$$

$F_{\text{Ausw N,P}}$ Stickstoff- bzw. Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser [kg/(ha*a)]

Die ausgewaschene Stoffmenge wird anteilig auf die Abflusskomponenten Q_z und Q_b aufgeteilt:

$$F_{Q_z N,P} = F_{Ausw N,P} * (Q_z / Q_{sws}) \quad [5.41]$$

$$F_{Q_b N,P} = F_{Ausw N,P} - F_{Q_z N,P} \quad [5.42]$$

$F_{Q_z N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der verzögerten Abflusskomponente [kg/(ha*a)]

$F_{Q_b N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der langsamen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]

Für die Transportkomponenten $F_{Q_z N,P}$ und $F_{Q_b N,P}$ müssen die Stoffrückhalte in der ungesättigten Zone und im Grundwasser berücksichtigt werden. Zur Abschätzung dieser Verluste wird das im Einzugsgebiet gemittelte Verhältnis der Konzentration im Sickerwasser – berechnet aus den Frachten im Sickerwasser – zu gemessenen Konzentrationen von Grundwassermessstellen herangezogen. Da für Phosphor keine Messwerte vorliegen, wird für die Konzentration im Grundwasser 0,05 mg/l angenommen (BEHRENDT et al., 1999). Daraus ergibt sich der Rückhaltskoeffizient $Rk_{Q_b N,P}$ für die Transportkomponente $F_{Q_b N,P}$. Der Rückhaltskoeffizient $Rk_{Q_z N,P}$ für die Transportkomponente $F_{Q_z N,P}$ wird 5 % höher angesetzt, um die kürzere Verweilzeit dieser Komponente zu berücksichtigen. Die Rückhaltskoeffizienten können maximal den Wert 1 annehmen.

$$Rk_{Q_b N,P} = C_{GW N,P} / C_{sws N,P} \quad [5.43]$$

$$Rk_{Q_z N,P} = Rk_{Q_b N,P} * 1,05 \quad [5.44]$$

$Rk_{Q_b N,P}$ Rückhaltskoeffizient für die langsame Abflusskomponente []

$Rk_{Q_z N,P}$ Rückhaltskoeffizient für die verzögerte Abflusskomponente []

$C_{GW N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Grundwasser [mg/l]

$C_{sws N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser [mg/l]

Der gesamte diffuse Stoffeintrag in die Oberflächengewässer ergibt sich dann aus:

$$F_{dif N,P} = (F_{Q_b N,P} * Rk_{Q_b N,P}) + (F_{Q_z N,P} * Rk_{Q_z N,P}) + F_{schnell N,P} \quad [5.45]$$

$F_{dif N,P}$ diffuser Stickstoff- bzw. Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer [kg/(ha*a)]

Für die Landnutzungsklassen Siedlung dicht, grossflächig versiegelte Bereiche und Wasserflächen werden keine Bilanz- und Transportberechnungen durchgeführt, sondern die atmosphärische Deposition von Stickstoff und Phosphor als $F_{\text{dif N,P}}$ eingesetzt. Die Abbildungen 5.8 und 5.9 stellen die räumliche Verteilung der diffusen Stickstoff- bzw. Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet dar.

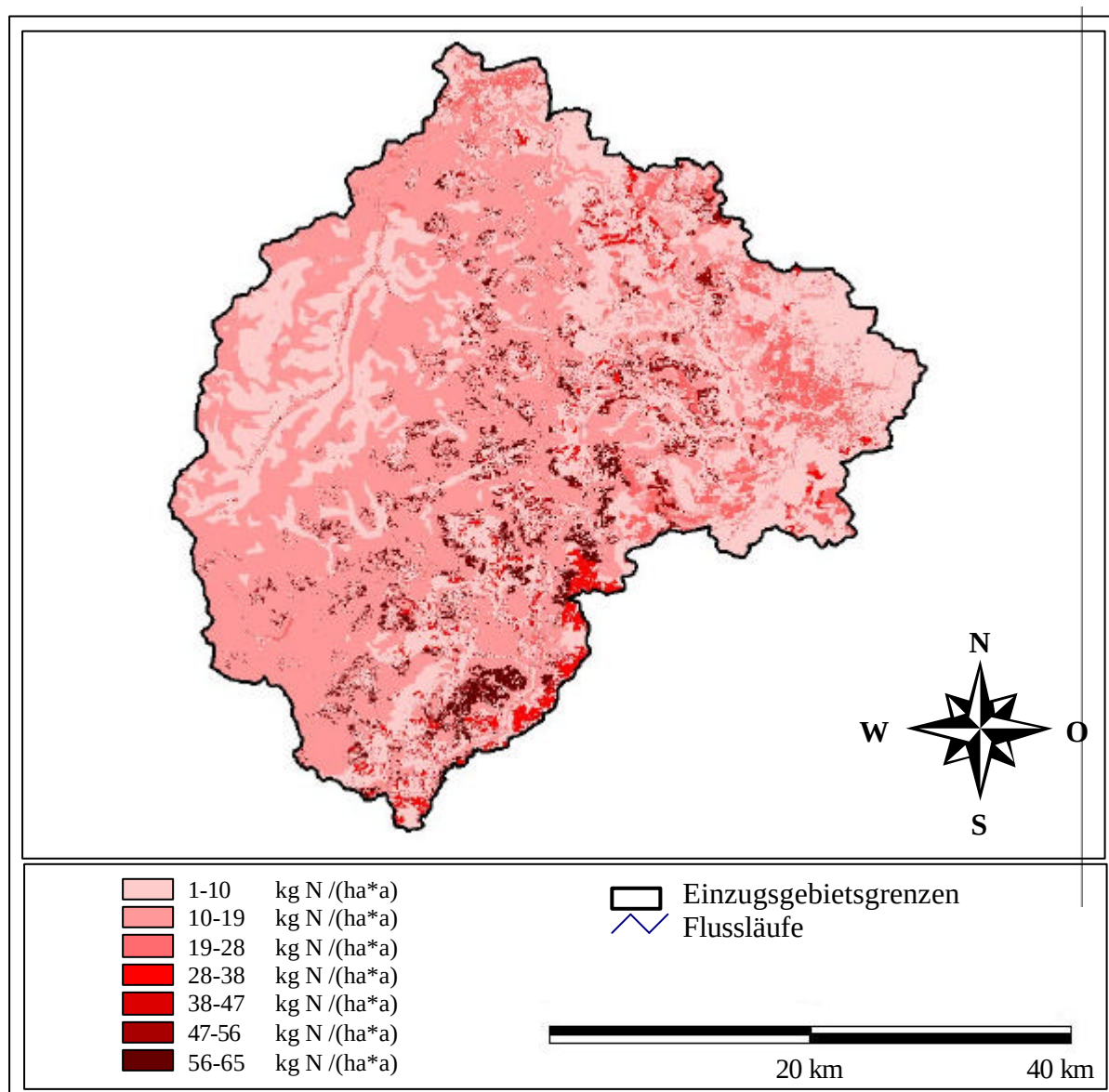


Abb. 5.8: Räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet.

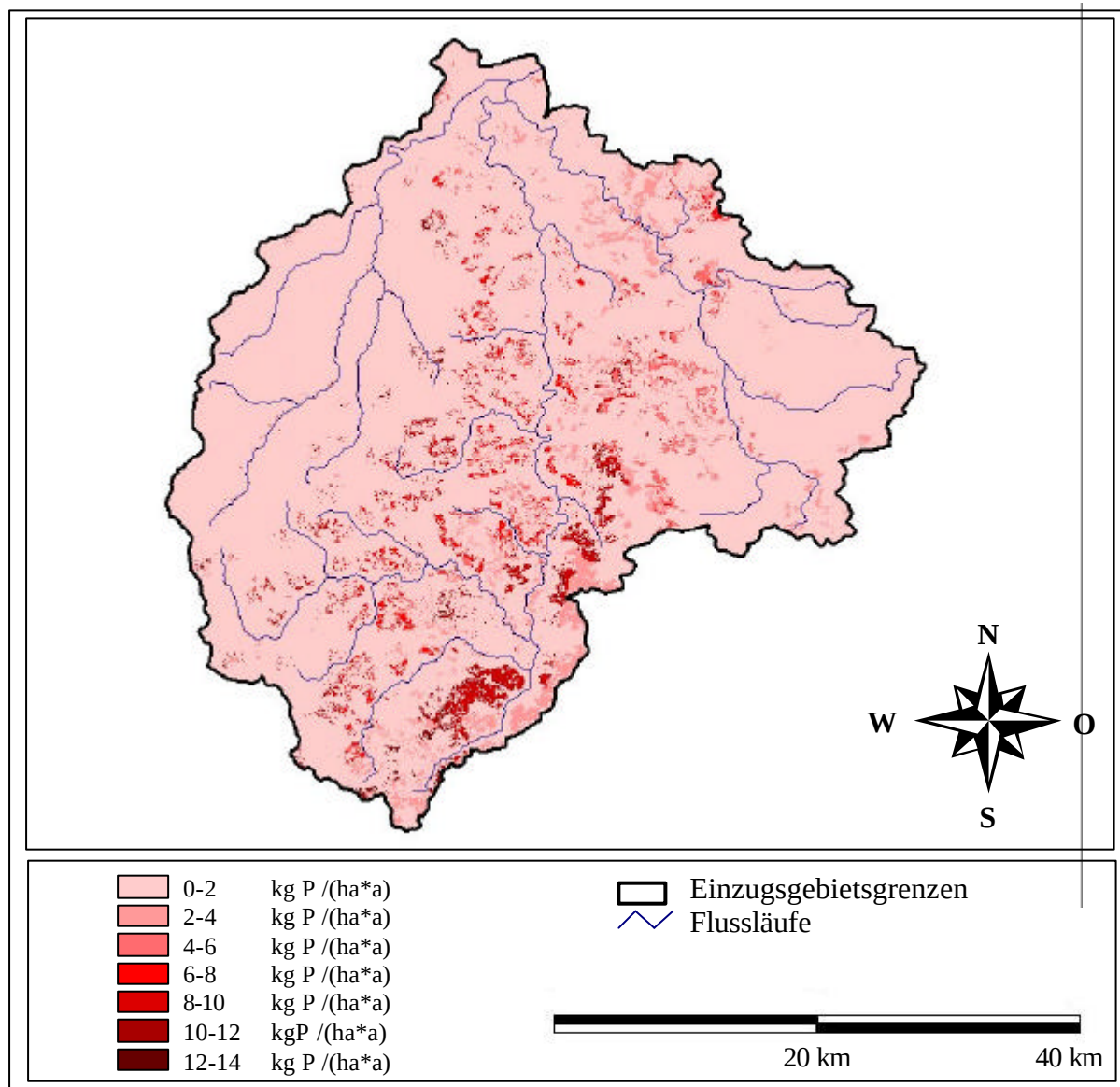


Abb. 5.9: Räumliche Verteilung der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet.

5.2.4 Quantifizierung der Nährstoffverluste im Gewässersystem

BEHRENDT et al. (1999) stellen zwischen den abgeschätzten Nährstoffeinträgen und den Frachten in Fließgewässern zum Teil erhebliche Unterschiede fest, die nicht allein auf eine Unterschätzung der Frachten und Überschätzung der Einträge zurückgeführt werden können. In den Gewässersystemen (insbesondere im Interstitial) können erhebliche Anteile der in die Gewässer eingetragenen Nährstoffe zurückgehalten werden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN,

1994). Die Nährstoffverluste in den Flusssystemen können in Abhängigkeit der hydraulischen Belastung im Flussgebiet abgeschätzt werden.

Ausgangspunkt ist die Massenbilanz im Flussgebiet. Danach resultiert die in einem Zeitraum über ein oder mehrere Jahre beobachtete Nährstofffracht aus der Bilanz der Summe aller Einträge von punktuellen und diffusen Emissionen und der Summe aller Retentions- und Verlustprozesse (Behrendt et al., 1999):

$$F_{\text{ges N,P}} = \sum F_{\text{dif N,P}} + \sum F_{\text{punkt N,P}} + \sum R_{\text{N,P}} \quad [5.46]$$

$F_{\text{ges N,P}}$	Nährstofffracht [t/a] (Immission am Pegel)
$F_{\text{dif N,P}}$	diffuse Nährstoffemissionen [t/a]
$F_{\text{punkt N,P}}$	punktuellen Nährstoffemissionen [t/a]
$R_{\text{N,P}}$	Verluste bzw. Retention der Nährstoffe [t/a]

Nach Umstellung der Gleichung [5.46] erhält man:

$$\frac{F_{\text{ges N,P}}}{(\sum F_{\text{dif N,P}} + \sum F_{\text{punkt N,P}})} = \frac{1}{1 + R_{\text{F N,P}}} \quad [5.47]$$

$R_{\text{F N,P}}$	frachtgewichtete Nährstoffretention
--------------------	-------------------------------------

Die hydraulische Belastung eines Flusssystems berechnet sich als Quotient der mittleren Jahresabflussmenge und der Fläche des Gewässernetzes des Einzugsgebiets.

$$HL = MQ / A_{\text{GW}} \quad [5.48]$$

HL	hydraulische Belastung [m]
MQ	mittlere Jahresabflussmenge [m³]
A_{GW}	Fläche des Gewässernetzes [m²]

Die zur Berechnung der hydraulischen Belastung nötigen Daten und die Ergebnisse sind in Tabelle 5.10 zusammengestellt.

Tab. 5.10: Datengrundlage und Berechnung der hydraulischen Belastung.

Fluss	Pegel	Größe des EZG [km²]	MQ [mm/a]	Ó (Länge aller Ge- wässer im EZG) [km]	Mittlere Breite d. Flusses [m]	Fläche [km²]	Hydraulische Belastung [m/a]
Eyach	Rotenbach	52,61	783,72	36,94	3	0,11	372,04
Enz	Höfen	219,04	642,30	178,30	4	0,71	197,17
Nagold	Unterreichb.	705,81	367,31	454,86	6	2,73	94,99
Würm	Pforzheim	416,93	208,25	305,37	6	1,83	47,39
Enz	Pforzheim	1478,71	372,75	1031,20	8	8,25	66,81

Für die Beschreibung möglicher Zusammenhänge zwischen Retention und möglichen steuernden Variablen wird eine mit Daten belegt und empirisch hergeleitete Potenzfunktion gewählt (BEHRENDT et al., 1999):

$$R_{F,N,P} = a * x^b \quad [5.49]$$

Die Werte für a und b sind abhängig von der Einzugsgebietsgröße und werden für Stickstoff und Phosphor BEHRENDT et al. (1999) entnommen.

Tab. 5.11: Berechnung der Retention.

Fluss	Pegel	Größe des EZG [km²]	a	b	Frachtge- wichtete Nährstoff- retention N []	a	b	Frachtge- wichtete Nährstoff- retention P []
			N	N		P	P	
Eyach	Rotenbach	52,61	3,3	-0,65	0,07	57,6	-1,26	0,03
Enz	Höfen	219,04	3,3	-0,65	0,11	57,6	-1,26	0,07
Nagold	Unterreichb.	705,81	3,3	-0,65	0,17	57,6	-1,26	0,19
Würm	Pforzheim	416,93	3,3	-0,65	0,27	57,6	-1,26	0,45
Enz	Pforzheim	1478,71	4,4	-0,62	0,33	9,3	-0,81	0,31

Wendet man diese Modellvorstellung an, kann man für die untersuchten Gebiete aus den Nährstoffeinträgen auch die Nährstofffrachten berechnen und den gemessenen Frachten gegenüberstellen. Es gilt:

$$F_{\text{ges } N,P} = \frac{1}{1 + R_{F,N,P}} * (\acute{O} F_{\text{dif } N,P} + \acute{O} F_{\text{punkt } N,P}) \quad [5.50]$$

Die Ergebnisse der Berechnung der Nährstoffverluste im Gewässersystem und die dazu benötigten Werte der Nährstoffeinträge sind in Tabelle 5.12 zusammengestellt.

Tab. 5.12: Berechnung der Immission am Pegel.

Fluss	Pegel	$F_{\text{dif N}}$ [kg N/(ha*a)]	$F_{\text{punkt N}}$ [kg N/(ha*a)]	$F_{\text{ges N}}$ [kg N/(ha*a)]	$F_{\text{dif P}}$ [kg P/(ha*a)]	$F_{\text{punkt P}}$ [kg P/(ha*a)]	$F_{\text{ges P}}$ [kg P/(ha*a)]
Eyach	Rotenbach	11,73	0,00	10,96	2,06	0,00	2,00
Enz	Höfen	11,14	2,93	12,72	3,59	0,53	3,84
Nagold	Unterr.	17,16	4,84	18,79	4,93	0,96	4,97
Würm	Pforzheim	11,95	23,88	28,25	3,47	4,64	5,61
Enz	Pforzheim	14,37	10,52	18,79	5,10	2,05	5,46

6 Ausweisung der Hydrologischen Güte

6.1 Einzugsgebietsanalyse

Die Grundlage der Einzugsgebietsanalyse bildet die Beschreibung des Untersuchungsgebiets in Kapitel 2. Die in die Bewertung des Natürlichkeitsgrads und der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung eingehenden Parameter Landnutzung, Bevölkerungsdichte und Wassernutzungen werden für jedes Teileinzugsgebiet und das Gesamtgebiet in einer Bewertungsmatrix zusammengeführt und gewichtet. Daraus lässt sich die Güteklasse der Einzugsgebietsanalyse ableiten (Tabellen 6.1 und 6.2).

Tab. 6.1: Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für die Teileinzugsgebiete Eyach (Pegel Rotenbach) und Enz (Pegel Höfen) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001).

Parameter	Parameterwert	Zustands-/ Güteklasse	Güteklasse der Gruppe	Gewich- tung	Ergebnis
Eyach (Rotenbach)					
Natürlichkeit des Einzugsgebiets					
Landnutzung	Wald: 96,4, Grünland: 1,2, Acker: 0,1, Sonderkult.: 0,1, Siedlung: 0,6, Brache: 1,5, Rest: 0,2 [%]	1,1	1	0,5	0,5
Beanspruchung des Wasserhaushalts					
Bevölkerungsdichte	206 EW/km²	3	3	0,5	1,5
Stauhaltung	keine	1			
Summe Einzugsgebietsanalyse					2
Enz (Höfen)					
Natürlichkeit des Einzugsgebiets					
Landnutzung	Wald: 92,2, Grünland: 3,0, Acker: 0,5, Sonderkult.: 0,2, Brache: 1,1, Siedlung: 2,3, Rest: 0,7 [%]	1,2	1	0,5	0,5
Beanspruchung des Wasserhaushalts					
Bevölkerungsdichte	127 EW/km²	3	3	0,5	1,5
Stauhaltung	keine	1			
Summe Einzugsgebietsanalyse					2

Tab. 6.2: Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für die Teileinzugsgebiete Nagold (Pegel Unterreichenbach) und Würm (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001).

Parameter	Parameterwert	Zustands-/ Güteklasse	Güteklasse der Gruppe	Gewichtung	Ergebnis
Nagold (Unterreichenbach)					
Natürlichkeit des Einzugsgebiets					
Landnutzung	Wald: 56,5, Grünland: 16,9, Acker: 13,3, Sonderkult.: 1,1, Brache: 2,7, Siedlung: 5,2, Rest: 4,2 [%]	1,9	2	0,5	1
Beanspruchung des Wasserhaushalts					
Stauhaltung	1 DStB ² (Energiegewinnung)	6	6	0,5	3
Bevölkerungsdichte	127 EW/km ²	3			
Summe Einzugsgebietsanalyse					4
Würm (Pforzheim)					
Natürlichkeit des Einzugsgebiets					
Landnutzung	Wald: 34,9, Grünland: 11,3, Acker: 24,9, Sonderkult.: 1,9, Brache: 6,0, Siedlung: 13,0, Rest: 8,1 [%]	2,7	3	0,5	1,5
Beanspruchung des Wasserhaushalts					
Stauhaltung	2 DStB ² , 2 TB ²	4,5	5	0,5	2,5
Bevölkerungsdichte	650 EW/km ²	5			
Summe Einzugsgebietsanalyse					4

² DStB = Dauerstaubecken; TB = Trockenbecken

Das Einzugsgebiet der Eyach weist aufgrund des sehr hohen Waldanteils von über 90 % eine Hydrologische Güte der Klasse 2 auf, die der Güte eines wenig beeinflussten Gebiets entspricht. Einzig die relativ hohe Einwohnerdichte führt zu einer Abweichung von der Güteklasse 1. Das Einzugsgebiet der Enz am Pegel Höfen ist ebenso gering beeinflusst. Auch hier dominiert die forstwirtschaftliche Nutzung.

Im Einzugsgebiet der Nagold fällt der Waldanteil ab auf etwa 50 %, im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung des Gebietes dominiert die Grünlandnutzung. Dies führt zu einer leichten Erhöhung des Werts der Zustandsklasse. Im Einzugsgebiet der Würm liegt der Waldanteil noch auf etwa 35 %. Die Ackerlandnutzung rückt jedoch in den Vordergrund. Dadurch kommt es zu einer weitaus größeren Beeinträchtigung des Natürlichkeitsgrades des Einzugsgebiets. Des Weiteren kommt es zu einer stärkeren wasserwirtschaftlichen Beanspruchung in diesen Gebieten. Dies zeigt sich in der Bewertung. Beide Einzugsgebiete fallen in die

Gütekategorie 4. Sie können deshalb bezüglich der Einzugsgebietsanalyse als mittel bis stark beeinflusste Gebiete genannt werden.

Über die Wassernutzungen liegen für keines der Teileinzugsgebiete Werte vor. Abgeleitet von der allgemeinen Beschreibung der Gebiete (vergl. Kapitel 2) kann man annehmen, dass die Wassernutzungen in den Einzugsgebieten von Eyach und Enz (Höfen) geringfügig sind. Für die Einzugsgebiete der Nagold und der Würm allerdings wäre es aufgrund der stärkeren landwirtschaftlichen Nutzung wichtig, die Wassernutzungen durch Daten belegt in die Bewertung hineinzunehmen. Dies muss im Rahmen des Projektes "Hydrologische Güte" vervollständigt werden.

Auf die Bewertung der Einzugsgebietsanalyse des gesamten Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) wirken sich die jeweiligen Anteile der Teileinzugsgebiete unterschiedlich aus. Die Flächenanteile spiegeln sich stark in der Bewertung der Landnutzungsverteilung wider. Bezüglich der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung durch Stauhaltungen fließen nur die Anteile der Einzugsgebiete von Nagold und Würm ein, während die diesbezüglich unbeeinflussten Gebiete von Eyach und Enz (Höfen) keine Rolle spielen (Tabelle 6.3).

Tab. 6.3: Zusammenführung der Parameterwerte der Einzugsgebietsanalyse für das Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001).

Parameter	Parameterwert	Zustands-/ Güteklasse	Güteklasse der Gruppe	Gewichtung	Ergebnis
Enz (Pforzheim)					
Natürlichkeit des Einzugsgebiets					
Landnutzung	Wald: 57,2, Grünland: 12,0, Acker: 13,6, Sonderkult.: 1,1, Brache: 3,3, Siedlung: 7,82, Rest: 4,9 [%]	2,0	2	0,5	1
Beanspruchung des Wasserhaushalts					
Stauhaltung	3 DStB ² , 2 TB ²	4	4	0,5	2
Bevölkerungsdichte	339 EW/km ²	4			
Summe Einzugsgebietsanalyse					3

² DStB = Dauerstaubecken; TB = Trockenbecken

Betrachtet man das gesamte Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim), lässt sich feststellen, dass es bezüglich der Landnutzung kaum beeinträchtigt ist. Waldgebiete nehmen mehr als die

Hälfte der Fläche ein. Die Natürlichkeit des Gebiets wird hinsichtlich der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung nur durch diejenigen Gebiete beeinträchtigt, die eine erhöhte Einwohnerdichte aufweisen.

Somit fällt das gesamte Untersuchungsgebiet in die Klasse 3 der Hydrologischen Güte und ist bezüglich der Einzugsgebietsanalyse als wenig bis mittelmäßig beeinträchtigtes Einzugsgebiet einzustufen.

6.2 Abflussdynamik

Da die Nährstoffbilanzierung den Schwerpunkt dieser Diplomarbeit bildet, wurde eine Bewertung der Abflussdynamik nicht durchgeführt. Sie muss innerhalb des Projektes "Hydrologische Güte" vollendet werden.

Beispielhaft sind in der folgenden Abbildung einige Niedrigwasserparameter des Einzugsgebiets der Würm zusammengestellt, die eine einschneidende Veränderung des mittleren Niedrigwasserabflusses aufweisen (vgl. Parameter NMQ90 und NMQ30). Anhand des Verlaufs der entsprechenden Parameter der Niederschlagszeitreihe (NMN90, NMN30) kann festgestellt werden, dass diese Veränderung nicht auf klimatische Ursachen zurückzuführen ist. Folglich müssen die Auslöser im Einzugsgebiet gesucht werden. Es wird vermutet, dass durch die hohe Siedlungsdichte im Einzugsgebiet der Würm und den damit zusammenhängenden Wassernutzungen (vgl. Kapitel 6.1) eine Niedrigwasseraufhöhung herbeigeführt wurde.

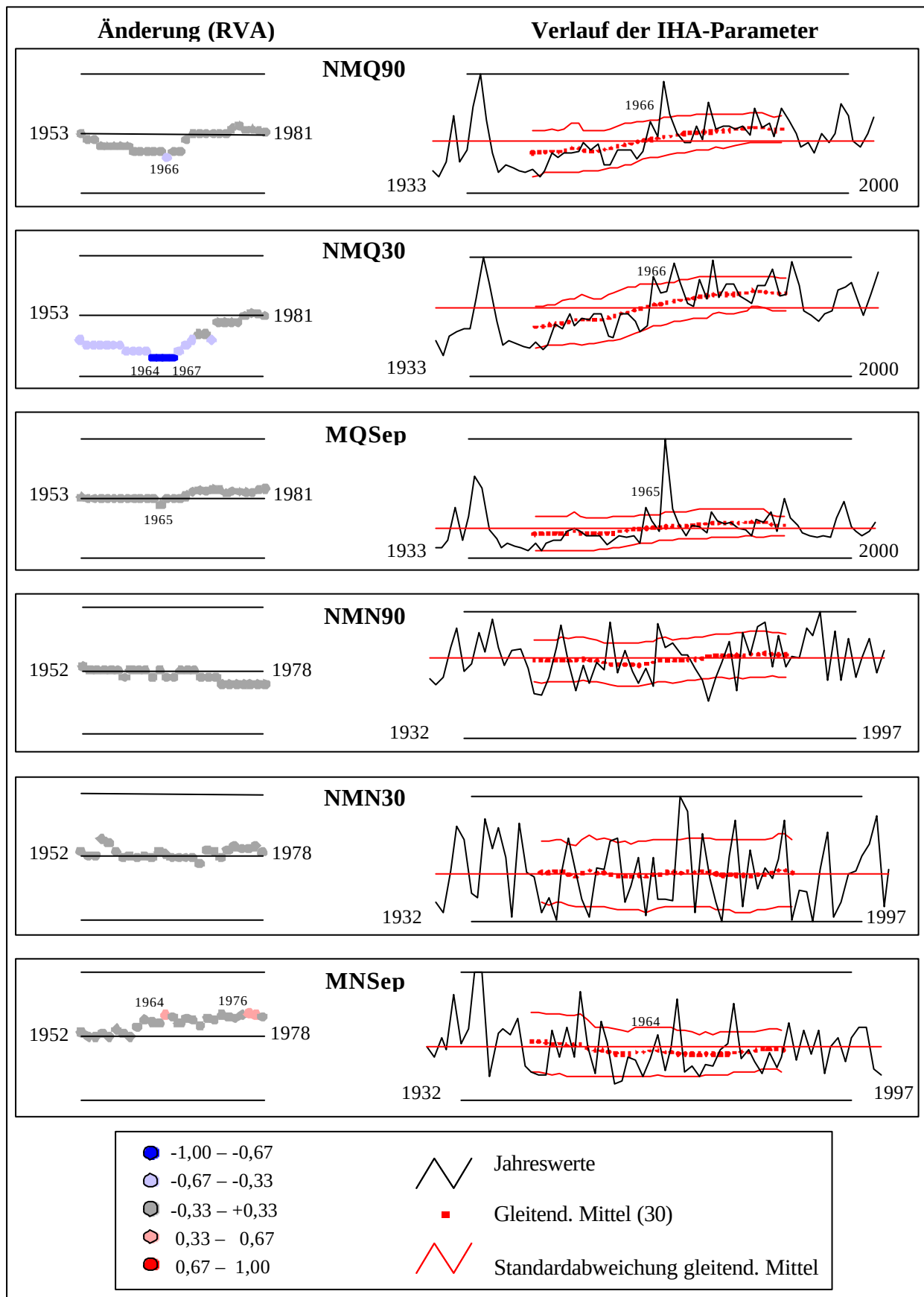


Abb. 6.1: Zusammenstellung der Niedrigwasserparameter für das Einzugsgebiet der Würm (Pegel Pforzheim) (LEIBUNDGUT et al., 2001).

6.3 Stoffhaushalt und Stoffdynamik

Die Parameter des Stoffhaushalts und ihre Bewertung anhand der prozentualen Überschreitung des potentiell natürlichen Zustands sind in Tabelle 6.4 zusammengefasst.

Tab. 6.4: Zusammenstellung der Parameterwerte zur Bewertung des Stoffhaushalts der Teileinzugsgebiete und des gesamten Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim).

Nährstoff	Parameter	Ist-Zustand [kg N, P /(ha*a)]	Referenz (PNZ) [kg N, P /(ha*a)]	Überschreitung [%]	Natürlichkeitsgrad
Eyach (Rotenbach)					
N	Emission punktuell	0,00	0,00		
	Emission diffus	11,73	11,83		
	Emission gesamt	11,73	11,83	-0,90	1
P	Emission punktuell	0,00	0,00		
	Emission diffus	0,09	0,08		
	Emission gesamt	0,09	0,08	21,81	1
Enz (Höfen)					
N	Emission punktuell	2,93	0,00		
	Emission diffus	11,14	11,13		
	Emission gesamt	14,07	11,13	26,41	1
P	Emission punktuell	0,53	0,00		
	Emission diffus	0,24	0,13		
	Emission gesamt	0,77	0,13	471,61	1
Nagold (Unterreichenbach)					
N	Emission punktuell	4,84	0,00		
	Emission diffus	17,16	13,89		
	Emission gesamt	22,00	13,89	58,41	2
P	Emission punktuell	0,96	0,00		
	Emission diffus	1,23	0,12		
	Emission gesamt	2,20	0,12	1425,35	4
Würm (Pforzheim)					
N	Emission punktuell	23,88	0,00		
	Emission diffus	11,95	7,9		
	Emission gesamt	35,84	7,9	353,39	7
P	Emission punktuell	4,64	0,00		
	Emission diffus	0,87	0,07		
	Emission gesamt	5,52	0,07	8351,46	7
Enz gesamt (Pforzheim)					
N	Emission punktuell	10,52	0,00		
	Emission diffus	14,37	14,54		
	Emission gesamt	24,89	14,54	71,19	2
P	Emission punktuell	2,05	0,00		
	Emission diffus	0,89	0,25		
	Emission gesamt	2,95	0,25	1099,33	4

Die Stoffdynamik wird anhand von im Rahmen des Projekts "Hydrologische Güte" berechneten Sollfrachten durchgeführt, die mit den vorhandenen Werten der Gütemessstellen im Einzugsgebiet der Enz (Pforzheim) verglichen werden. Dazu werden aus der monatlichen Abflusshöhe und der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA Stofffrachten berechnet, die als Leitbild herangezogen werden (ROCKER, 1999). Die Umrechnung der in dieser Güteklassifikation definierten Stoffkonzentrationen in abflussabhängige Stofffrachten ermöglicht sowohl eine individuelle Bewertung der Einzugsgebiete nach ihren hydrologischen Eigenschaften als auch die Herstellung eines direkten Bezugs zu den in den Stoffbilanzierungen als Fracht berechneten Emissionen.

Die Bewertung wird nicht berechnet, sondern graphisch ermittelt, indem man die in den Stoffbilanzierungen als Fracht berechneten Emissionen und die aus der Güteklassifikation der LAWA resultierenden Frachten gemeinsam darstellt. Als Güteklasse angegeben wird jeweils der Wert, den die Ganglinie der berechneten Frachten am häufigsten überschreitet. Dabei entspricht die halbstufige Klassifikation der LAWA wie folgt der ganzstufigen Klassifikation der Hydrologischen Güte:

Tab. 6.5: Güteklassen nach LAWA und die entsprechenden Klassen der Hydrologischen Güte.

Güteklassen nach LAWA	Güteklassen der Hydrologischen Güte
I	1
I – II	2
II	3
II – III	4
III	5
III – IV	6
IV	7

Die Abbildungen 6.2, 6.3, 6.4 und 6.5 zeigen den Vergleich der Sollfrachten nach LAWA mit den aus der Nährstoffbilanzierung berechneten Emissionen an den beiden Gütemessstellen in Pforzheim (an Enz und Würm). Anhand der Grafiken lässt sich die Stoffdynamik der Würm sowohl für Stickstoff (Ges-N) als auch für Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) in die Güteklasse 4 der Hydrologischen Güte einordnen. Die Enz fällt bezüglich der Stoffdynamik für Stickstoff in die Güteklasse 3, für Phosphor in die Güteklasse 6.

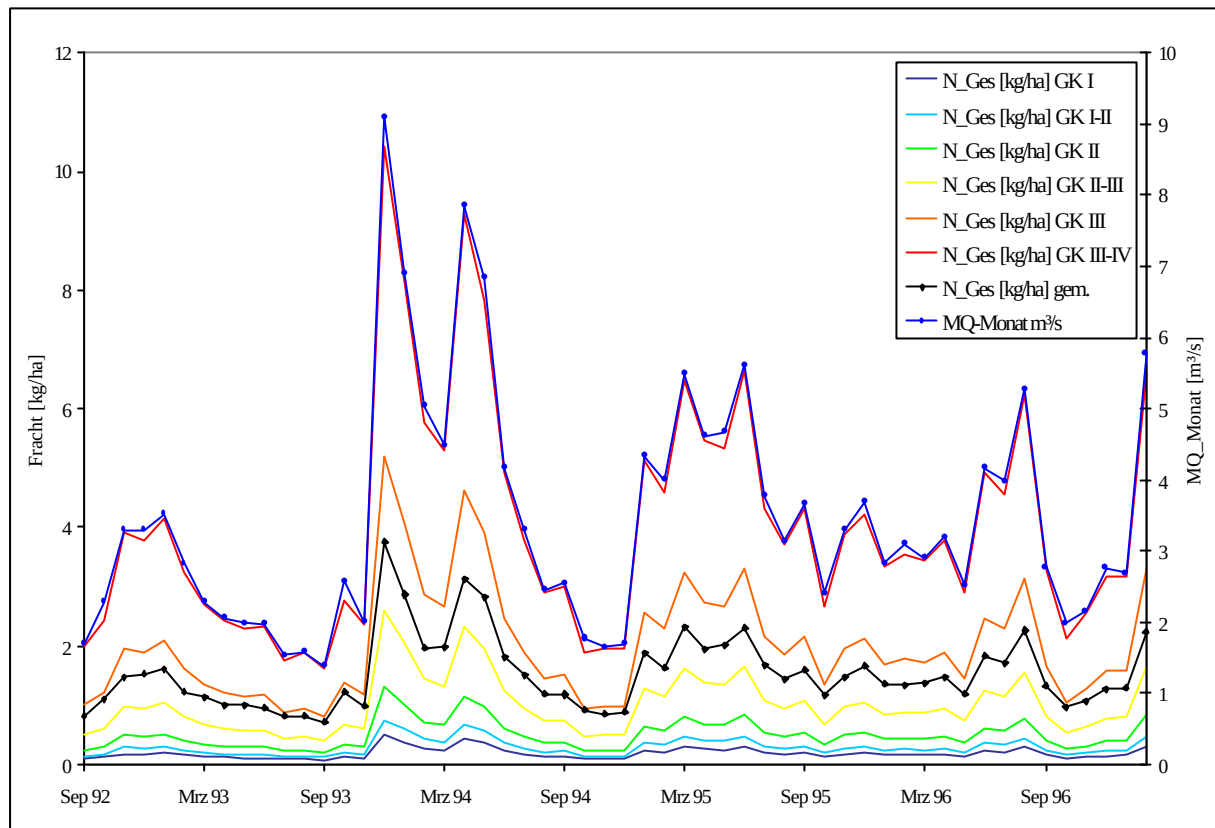


Abb. 6.2: Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Würm am Pegel Pforzheim für N-Ges.

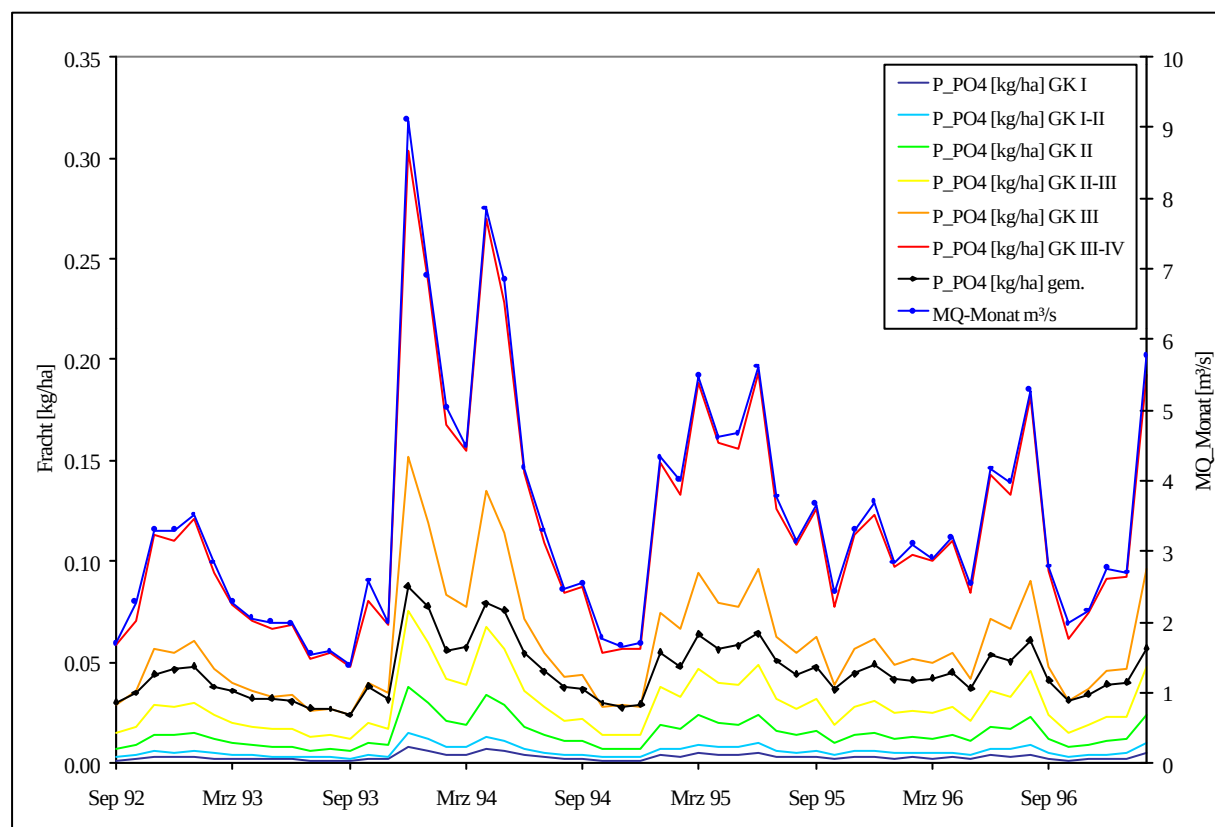


Abb. 6.3: Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Würm am Pegel Pforzheim für PO₄-P.

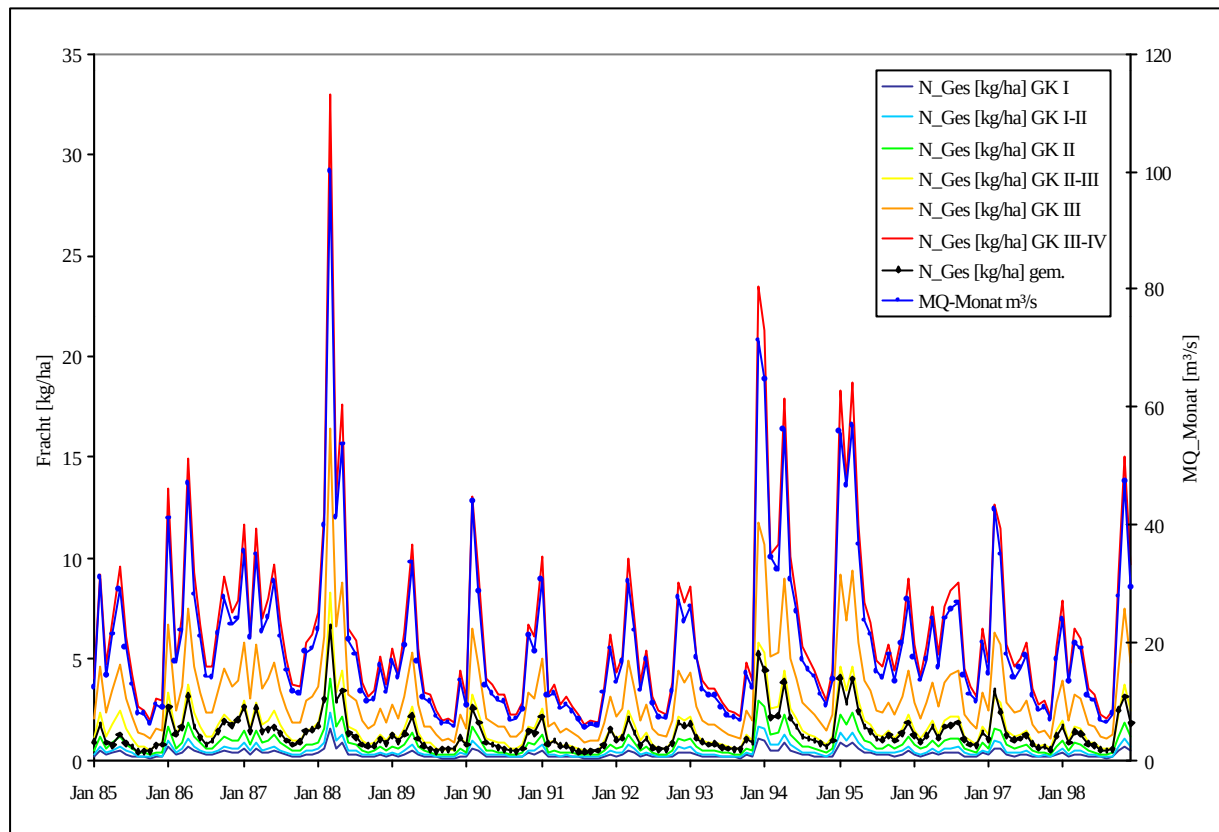


Abb. 6.4: Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Enz am Pegel Pforzheim für N-Ges.

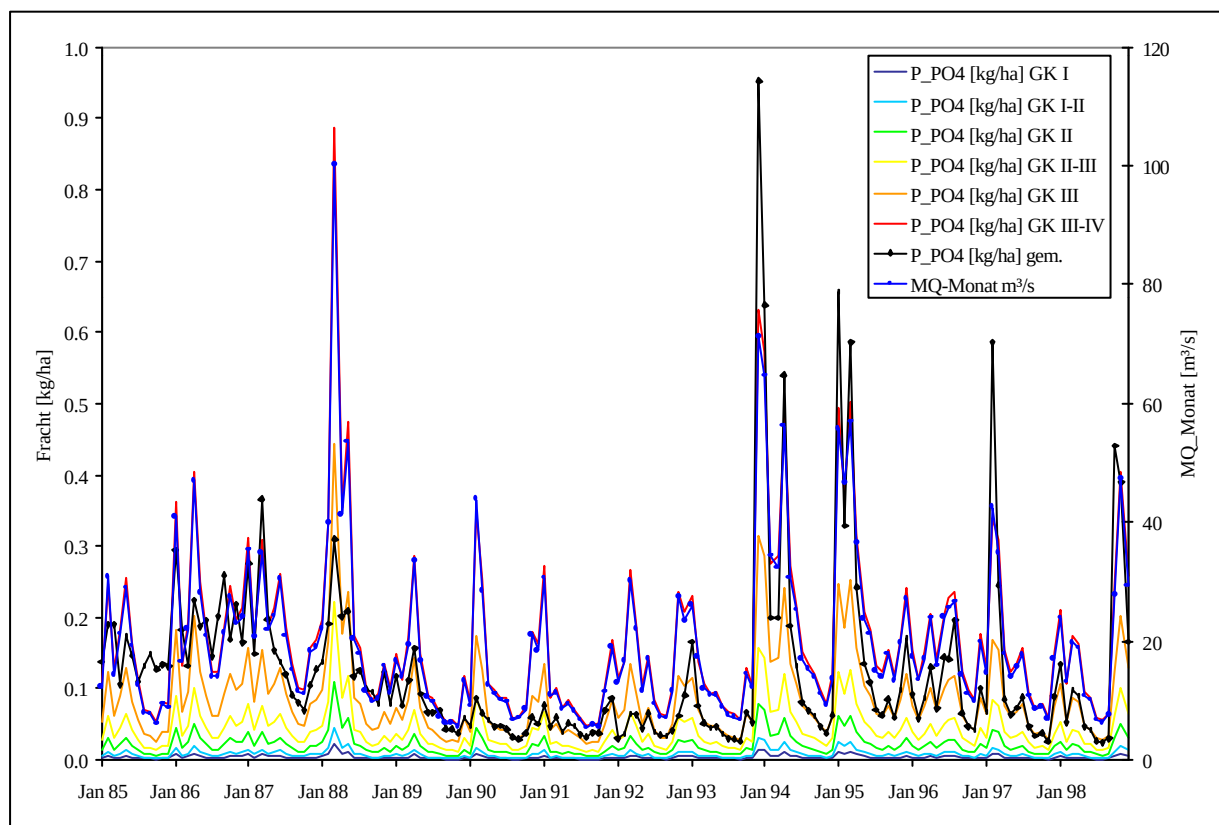


Abb. 6.5: Vergleich der Sollfracht nach LAWA-Güteklassen mit der gemessenen Fracht der Enz am Pegel Pforzheim für PO₄-P.

Die Bewertung der Stoffdynamik ist in den Teileinzugsgebieten der Eyach, Enz (Höfen) und Nagold nicht möglich, da zur Validierung der Sollfrachten nach LAWA in diesen Gebieten keine Messwerte vorhanden sind. Die Einzelbewertungen der Parameter des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik werden in einer Bewertungsmatrix zusammengestellt:

Tab. 6.6: Zusammenführung der Parameterwerte des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik für die Teileinzugsgebiete des Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al., 2001).

Parameter	Parameterwert	Zustands-/ Güteklasse	Güteklasse Gruppe	Gewich- tung	Ergebnis
Eyach (Rotenbach)					
Stoffhaushalt [kg/(ha*a)]					
Stickstoffquellen	Diffus: 11,73, punktuell: 0,00	1	1	0,5	0,5
Phosphor(gel.)quellen	Diffus: 0,09, punktuell: 0,00	1			
Stoffdynamik [Mittelwert(kg/(ha*mon))]					
Stickstoff	Ges-N: –	–	–	0,5	–
Phosphor	PO ₄ -P: –	–			
Summe Stoffhaushalt und –dynamik					–
Enz (Höfen)					
Stoffhaushalt [kg/(ha*a)]					
Stickstoffquellen	Diffus: 11,14, punktuell: 2,93	1	1	0,5	0,5
Phosphor(gel.)quellen	Diffus: 0,24, punktuell: 0,53	1			
Stoffdynamik [Mittelwert(kg/(ha*mon))]					
Stickstoff	Ges-N: –	–	–	0,5	–
Phosphor	PO ₄ -P: –	–			
Summe Stoffhaushalt und –dynamik					–
Nagold (Unterreichenbach)					
Stoffhaushalt [kg/(ha*a)]					
Stickstoffquellen	Diffus: 17,16, punktuell: 4,84	2	4	0,5	2
Phosphor(gel.)quellen	Diffus: 1,23, punktuell: 0,96	4			
Stoffdynamik [Mittelwert(kg/(ha*mon))]					
Stickstoff	Ges-N: –		–	0,5	–
Phosphor	PO ₄ -P: –	–			
Summe Stoffhaushalt und –dynamik					–
Würm (Pforzheim)					
Stoffhaushalt [kg/(ha*a)]					
Stickstoffquellen	Diffus: 12,0, punktuell: 23,4	7	7	0,5	3,5
Phosphor(gel.)quellen	Diffus: 0,9, punktuell: 4,6	7			
Stoffdynamik [Mittelwert (kg/(ha*mon))]					
Stickstoff	Ges-N: 1,54	4	4	0,5	2
Phosphor	PO ₄ -P: 0,05	4			
Summe Stoffhaushalt und –dynamik					5,5 ¹

¹ Werte werden auf ganze Zahlen gerundet.

Im Einzugsgebiet der Eyach kommt es mangels des Vorhandenseins von Kläranlagen nach der in dieser Diplomarbeit durchgeführten Nährstoffbilanzierung zu keinen punktuellen Einträgen, was sich hinsichtlich der allgemeinen Beschreibung des Einzugsgebiets als realistisch erweist. Somit fallen die Nährstoffeinträge über diffuse Quellen stark ins Gewicht, was allerdings bei niedrigen Werten zu einer nur geringfügigen Belastung führt. Das Einzugsgebiet der Eyach fällt also bezüglich der Bewertung des Stoffhaushalts in die Güteklasse 1.

Das Einzugsgebiet der Enz (Pegel Höfen) zeigt sich hinsichtlich der Bewertung des Stoffhaushalts ähnlich gering beeinflusst. Es wird ebenfalls der Güteklasse 1 zugeordnet.

Die Einzugsgebiete von Nagold und Würm zeigen dagegen einige Besonderheiten auf. Das durch Grünlandbewirtschaftung geprägte Einzugsgebiet der Nagold weist deutlich höhere Werte des Nährstoffeintrags aus diffusen Quellen auf, welche gleichzeitig den Großteil der gesamten Nährstoffeinträge bilden. Der Anteil der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen an den gesamten Phosphoreinträgen beträgt 56 %; die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen tragen mit 78 % zu den gesamten Stickstoffeinträgen bei. Dagegen wäre im ackerbaulich geprägten Einzugsgebiet der Würm durch die Ausbringung von Düngern grundsätzlich eine höhere Nährstoffemission zu erwarten. Entscheidend in die Berechnung der Emission gehen allerdings die Standortfaktoren innerhalb der Teileinzugsgebiete ein (vgl. Kapitel 2.3 und 5.2.3.3). So findet man im Einzugsgebiet der Nagold höhere durchschnittliche Auswaschungsraten als im Einzugsgebiet der Würm. Dies führt zu einem höherem Gebietsrückhalt von Stickstoff und Phosphor und damit zu erhöhten Nährstoffemissionen (vgl. Abbildungen 5.8 und 5.9 in Kapitel 5.2.3.3).

Durch die höhere Siedlungsdichte im Einzugsgebiet der Würm kommt es zu einer starken Erhöhung des Anteils der punktuellen Einträge an den Gesamteinträgen, sie machen in Bezug auf Stickstoff 66 % der gesamten Einträge aus, hinsichtlich Phosphor steigt ihr Anteil auf 83 %. Die Ursache des hohen Anteils der punktuellen Quellen ist zum einen in den genannten niedrigeren Auswaschungsraten zu sehen. Dadurch nimmt die Höhe der Nährstoffemissionen aus diffusen Quellen und damit deren Anteil am Gesamteintrag ab. Zum anderen sind im Einzugsgebiet der Würm einzelne große Klärwerke, u. a. das Klärwerk Sindelfingen/Böblingen, zu finden, die erheblich zum Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die Würm beitragen (vgl. Abbildungen 5.2 und 5.3, Kapitel 5.2.2.2).

Dies spiegelt sich auch in der Bewertung des Stoffhaushalts wider. Das Einzugsgebiet der Nagold wird aufgrund der hohen Phosphoreinträge aus diffusen Quellen der Güteklasse 4

zugeordnet und gilt somit als "mittelmäßig beeinträchtigt". Das Einzugsgebiet der Würm fällt in die Güteklasse 7, einem Extrem der starken Beeinträchtigung. Zusammen mit der Bewertung der Stoffdynamik (Güteklasse 4) ergibt sich eine Hydrologische Güte der Klasse 6.

Betrachtet man die Bewertung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik des gesamten Einzugsgebiets der Enz (Pegel Pforzheim) (Tabelle 6.7), kann man die unterschiedlichen Einflüsse der Teileinzugsgebiete bemerken, insbesondere bezüglich des punktuellen Stickstoff- und Phosphoreintrags aus dem Einzugsgebiet der Würm.

Das Einzugsgebiet der Enz (Pforzheim) fällt hinsichtlich der Bewertung des Stoffhaushalts in die Klasse 4 der Hydrologischen Güte. Das Verhältnis von diffusen zu punktuellen Einträgen beträgt für Stickstoff etwa 6 : 4, hinsichtlich Phosphor 3 : 7. Den Angaben des Umweltbundesamts zufolge (vgl. Kapitel 3.1.1) sind diese Verhältnisse realistisch.

Tab. 6.7: Zusammenführung der Parameterwerte des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik für das Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) in einer Bewertungsmatrix (verändert nach LEIBUNDGUT et al, 2001).

Parameter	Parameterwert	Zustands-/ Güteklasse	Güteklasse Gruppe	Gewich- tung	Ergebnis
Enz (Pforzheim)					
Stoffhaushalt [kg/(ha*a)]					
Stickstoffquellen	Diffus: 14,4, punktuell: 10,5	3	4	0,5	2
Phosphor(gel.)quellen	Diffus: 0,9, punktuell: 2,1	4			
Stoffdynamik [Mittelwert (kg/(ha*mon))]					
Stickstoff	Ges-N: 1,33	3	6	0,5	3
Phosphor	PO ₄ -P: 0,13	6			
Summe Stoffhaushalt und –dynamik					5

Bei der Bewertung der Stoffdynamik des Gesamtgebiets lässt sich feststellen, dass die bezüglich Phosphor erlangte Güteklasse 6 sich als nicht realistisch erweist. Der Graphik in Abbildung 6.5 kann man entnehmen, dass es bei Extremwerten des Abflusses zu stark überhöhten Werten der Phosphorfrachten kommt. Daraus kann man folgern, dass die im Rahmen des Projekts "Hydrologische Güte" aufgestellte Beziehung zwischen Fracht und Abfluss im Bereich der höchsten Abflüsse nicht mehr gültig ist. So kommt es zu einer Überschätzung der Phosphorfrachten im Hochwasserbereich.

6.4 Fazit

Die Teileinzugsgebiete weisen hinsichtlich ihrer in Kapitel 2 beschriebenen Einzugsgebiets-eigenschaften (u. a. Geologie, Bodeneigenschaften, Landnutzung, anthropogene Beanspruchung) derart große Unterschiede auf, dass man sie in Bezug auf die Bewertung ihrer Hydrologischen Güte jeweils getrennt betrachten muss. In der Bewertung des gesamten Einzugsgebiets der Enz (Pforzheim) kommen die in ihrer Natürlichkeit kaum beeinträchtigten Teileinzugsgebiete von Eyach und Enz (Höfen) nur gering zur Geltung. Der stark beeinträchtigte Stoffhaushalt des Einzugsgebiets der Würm wirkt sich dagegen erheblich auf die Bewertung des Stoffhaushalts des Gesamtgebiets aus.

Die Ausweisung der Hydrologischen Güte darf bei mesoskaligen Einzugsgebieten wie dem der Enz (Pforzheim) nicht ohne eine Untergliederung in Teileinzugsgebiete betrachtet werden, da einzelne Gebiete eine unverhältnismäßig hohe Beeinträchtigung aufweisen können.

7 Schlussfolgerungen

Die Landnutzungsstruktur ist eine entscheidende Größe innerhalb des Bewertungsverfahrens. Im Zuge der Besiedelung durch den Menschen hat sich die Landnutzung der jeweiligen Gebiete in Abhängigkeit der natürlichen Gebietseigenschaften wie Geologie, Bodenarten, Klima u. a. entwickelt. Da als potentiell natürlicher Zustand der Gebiete das Vorherrschen des Waldes angesehen wird, wird die forstwirtschaftliche Nutzung grundsätzlich als kaum beeinträchtigt eingestuft. In Einzugsgebieten mit einem Waldanteil von über 80 % – in den Einzugsgebieten von Eyach und Enz (Höfen) steigt er sogar auf über 90 % – sollte man dabei jedoch nicht außer Acht lassen, dass die Einstufung in die Güteklasse 1 ohne Untersuchung der Art der forstwirtschaftlichen Nutzung getroffen wird. Denn beispielsweise entsprechen die im Schwarzwald im 18. und 19. Jahrhundert flächendeckend und einheitlich gepflanzten Fichtenforste, die ebenso wie Bannwälder der Landnutzungsklasse Wald zugeordnet sind, keineswegs dem potentiell natürlichen Zustand. Des Weiteren ist für die Einstufung in die Güteklasse 1 zu bedenken, ob es im jeweiligen Untersuchungsgebiet überhaupt möglich ist, einen Bereich bezüglich seiner Landnutzung als "vom Menschen kaum beeinträchtigt" zu deklarieren.

Durch die Einbringung der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung in den Bewertungsteil der Einzugsgebietsanalyse wird die Bewertung der Landnutzungsstruktur relativiert. Gerade in Gebieten, die hinsichtlich der Landnutzung als kaum oder wenig beeinträchtigt eingestuft wurden, können somit vereinzelte Siedlungsbereiche und Wassernutzungen eine berechtigte Verschlechterung der Bewertung hervorrufen.

Die vorliegende Arbeit verdeutlicht, dass zur Bewertung des Stoffhaushalts eine umfassende Nährstoffbilanzierung notwendig ist. Deren Aufstellung ist komplex und vom Umfang der zur Verfügung stehenden Daten abhängig. Die Durchführung einer Nährstoffbilanzierung dieser Art wäre durch das Vorhandensein eines Programms, in das die einzelnen für das jeweilige Untersuchungsgebiet erforderlichen Daten nur eingegeben werden müssen, um ein Vielfaches vereinfacht.

Werden einzelne Eintragspfade nicht ausreichend mit Daten belegt oder gar nicht berücksichtigt, muss die Nährstoffbilanzierung als Abschätzung betrachtet werden. Dies ist auch in dieser Arbeit der Fall, da der Eintragspfad Erosion nicht berücksichtigt wurde. Hinsichtlich der Emissionen aus diffusen Quellen ist zu beachten, dass ohne eine Quantifi-

zierung des Bodenabtrags über die allgemeine Bodenabtragsgleichung ABAG der Anteil des partikulären Phosphors nicht in die Bewertung einfließt.

Bei der Bewertung der Stoffdynamik des Gesamtgebiets lässt sich feststellen, dass die bezüglich Phosphor erlangte Güteklasse 6 sich als nicht realistisch erweist. Die im Rahmen des Projekts "Hydrologische Güte" aufgestellte Beziehung zwischen Fracht und Abfluss erscheint im Bereich der höchsten Abflüsse als nicht mehr gültig. Sie muss im Rahmen des laufenden Projektes "Hydrologische Güte" überprüft werden.

Die Ausweisung der Hydrologischen Güte darf bei mesoskaligen Einzugsgebieten nicht ohne eine Untergliederung in Teileinzugsgebiete betrachtet werden, da einzelne Gebiete eine unverhältnismäßig hohe Beeinträchtigung aufweisen können.

Der Umfang des Schwerpunkts Nährstoffbilanzierung ließ die Bewertung der Abflussdynamik im Rahmen dieser Arbeit nicht zu. Auch ohne diesen Aspekt führte die Anwendung der derzeitigen Konzeption des Bewertungsverfahrens "Hydrologische Güte" im Einzugsgebiet der Enz (Pegel Pforzheim) zu zufriedenstellenden Ergebnissen, denn die einzelnen Bewertungsblöcke innerhalb des Verfahrens werden getrennt betrachtet.

Literaturverzeichnis

- ATV-DVWK LANDESGRUPPE BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Kläranlagen- und Kanalnachtschaften Baden-Württemberg 2000. – Stuttgart.
- BAUR, W. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. – Parey, Berlin
- 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. – Anlage I zum Forschungsbericht 296 25 515 des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 102 04 515 des Umweltbundesamtes. – Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V., Wettenberg.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. – Forschungsbericht 296 25 515 des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 102 04 515 des Umweltbundesamtes. – Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsbund Berlin e. V., Berlin.
- BORCHARDT, D., GEFFERS, K. & FUNKE, M. (1999): Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. – Arbeitsbericht. – Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Gesamthochschule Kassel.
- BREMIKER, M. (1998): Aufbau eines Wasserhaushaltsmodell für das Weser- und Ostsee-Einzugsgebiet als Baustein eines Atmosphären-Hydrologie-Modells. – Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.
- BROMBACH, H. & MICHELBAACH, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. – Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.

- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., HRSG.) (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. Nähr- und Feststoffe. – Materialien 5/1998. – Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., HRSG.) (1996): Fluss und Landschaft – ökologische Entwicklungskonzepte: Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens „Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer“ Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240, Bonn.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., HRSG.) (1994): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abfluss-Modellen in kleinen Einzugsgebieten. Teil II: Synthese. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 113, Bonn.
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, HRSG.) (1998): Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Source Pollution. BASINS, Version 2.0, User's Manual. – Washington D.C.
- ESSER, B. (1997): Methodik zur Entwicklung von Leitbildern für Fließgewässer – Ein Beitrag zur wasserwirtschaftlichen Planung. Dissertation der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- FEZER, F. (1979): Topographischer Atlas Baden-Württemberg: eine Landeskunde in 110 Karten. – Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Neumünster.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. – ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT (GLA) (1994): Bodenübersichtskartierung Baden-Württemberg 1 : 200 000. – Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg.

- HANLE, A. (Hrsg.) (1989): Meyers Naturführer: Baden-Württemberg. – Geographisch-Kartographisches Institut Meyer, Mannheim.
- HEANEY, J. P., HUBER, W. C. & NIX, S. J. (1976): Storm Water Management Model Level I – Preliminary Screening Procedures. – EPA 600/2-76-275.
- HOHMANN, J. & KONOLD, W. (1995): Renaturierung von Fließgewässern: Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung an der Enz in Pforzheim. – ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- JOHANSON, R., BICKNELL, B., MHOFF, J, KITTLE, J., & DONIGIAN, A. (1996): Hydrological Simulation Program – FORTRAN. User's manual for release 11. – U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
- KOLBE, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz: Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{min} -Untersuchung und Nitratauswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. – Wissenschaftliches Lektorat & Verlag, Leipzig.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. – Mitteilung der königlichen Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Berlin-Dahlem.
- LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation. – Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1999): Hochwasserabflusswahrscheinlichkeiten in Baden-Württemberg. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Bd. 58; – Selbstverlag, Karlsruhe.

- LEIBUNDGUT, CH. (1996): Abflussdynamik – unbekannte Größe für den Gewässerschutz? In: LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) UND WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND BADEN-WÜRTTEMBERG E V. (WBW) (Hrsg.): Lebensraum Gewässer – nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. – Int. Symp., Heidelberg.
- LEIBUNDGUT, CH., EISELE, M. & HILDEBRAND, A. (2000): Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS): Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ zum operationellen Einsatz im nachhaltigen Flussgebietsmanagement. – Zwischenbericht, Karlsruhe.
- LEIBUNDGUT, CH., EISELE, M. & STEINBRICH, A. (2001): Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS): Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ zum operationellen Einsatz im nachhaltigen Flussgebietsmanagement. – Zwischenbericht, Karlsruhe (noch nicht veröffentlicht).
- MAUCH, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: FRIEDRICH, G. & LACOMBE, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, Vol. 3. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MEIßNER, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. – In: Wasser–Abwasser–Abfall 7; Kassel.
- MOHAUPT, V., SIEBER, U., VAN DE ROOVAART, J., VERSTAPPEN, 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.
- NEEF, E. (Hrsg.) (1968): Das Gesicht der Erde. – Taschenbuch der physischen Geographie. – Edition Leipzig, Frankfurt/Main.
- PATT, H., JÜRGING, P. & KRAUS, W. (1998): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN (Hrsg.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. – Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. – Regierungspräsidium Gießen, Gießen.
- RICHTER, B. D. (1999): Characterizing Hydrologic Regimes in Ecologically Meaningful Terms. Stream Notes 1 – Stream Systems Technology Center, Rocky Mountain Research Station.
- ROCKER, W. (1999): Chemische Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). In DOHMANN (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 172, Aachen.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M. (1991): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Gegenmaßnahmen. – Stuttgart.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Statistische Berichte Baden-Württemberg, Agrarwirtschaft 16/00. – Stuttgart.
- SÜßMANN, W. (1980): Der Einfluss der Bodennutzung auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im ländlichen Raum – dargestellt am Beispiel von Ederseezuflüssen. – Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- UHLMANN, D. (1994): Die Beschaffenheit der Gewässer als Anzeiger für den Zustand der Umwelt. – Sitzungsberichte der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig; Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 125, Heft 1; – Akademie Verlag, Leipzig.
- UMWELTBUNDESAMT (2001a): Umweltdaten 2001. Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD 1995.– Umweltbundesamt; <http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00895.html>
- UMWELTBUNDESAMT (2001b): Umweltdaten 2001. Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der BRD 1995.– Umweltbundesamt; <http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00896.html>

WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. – Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig.

WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & SCHMID, R. (Hrsg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. – Springer Verlag, Berlin.

Größenverzeichnis

$\% Q_{\text{schnell}}$	Anteil der schnellen Abflusskomponente am mittleren Gesamtabfluss
AB_{KA}	Ausbaugrad der Kläranlage
AF_1	Summe der Anbaufläche der Kulturarten Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps
AF_2	Summe der Anbaufläche der Kulturarten Kartoffeln, restliche Futterpflanzen
AF_4	Summe der Anbaufläche der Kulturarten Silomais, restliche Hackfrüchte
AF_i	Anbaufläche der Kulturart
AG	Ausbaugrad
$AG_{E\ N}$	einwohnerspezifische Stickstoffabgabe
$AG_{E\ P}$	einwohnerspezifische Phosphorabgabe
a_{GEW}	Anteil der gewerblichen an der gesamten urbanen Fläche
A_{GW}	Fläche des Gewässernetzes
Anz_i	Anzahl der Viehart
A_{URB}	gesamte urbane Fläche
a_{URBV}	Abflussbeiwert
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche
AW	der Kläranlage zugeführte Abwassermenge
b	Basisabflussanteil
$C_{GW\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Grundwasser
$C_{M\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall
$C_{SWS\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser
E_{KA}	an Kläranlagen angeschlossene Einwohner

$EUK_{N,P}$	aus den Kläranlagen ausgetragene Nährstoffmengen
$EUM_{N,P}$	über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffmengen
$EUP_{N,P}$	punktuell eingetragene Nährstoffmengen
F	Faktor der kulturartspezifischen Düngungsintensität
$F_{Ausw\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser
$F_{dif\ N,P}$	diffuser Stickstoff- bzw. Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer
$F_{ges\ N,P}$	Nährstofffracht (Immission am Pegel)
FK_{10dm}	Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe [mm]
$FK_{2,5dm}$	Feldkapazität bezogen auf 2,5 dm Bodentiefe
$F_{punkt\ N,P}$	punktueller Nährstoffemissionen
$F_{Qb\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der langsamen Abflusskomponente
$F_{Qz\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der verzögerten Abflusskomponente
$F_{schnell\ N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente
HL	hydraulische Belastung
$MN7Q$	niedrigstes arithm. Mittel von sieben aufeinanderfolgenden Abflusstageswerten
MQ	mittlere Jahresabflussmenge
NA_i	spezifischer Stickstoffanfall einer Viehart
NB_i	Stickstoffbedarf der Kultur
N_{ent}	gesamter N-Entzug in einer Gemeinde
$N_{gehalt\ i}$	N-Gehalt der jeweiligen Kulturart
N_J	Jahresniederschlag
N_{min}	mineralische Stickstoffzufuhr einer Gemeinde

$N_{org\ i}$	kulturartspezifische organische Düngung einer Gemeinde / eines Kreises
N_{org}	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer Gemeinde / eines Kreises
$Nutzgrad_i$	Anrechnungsgrad der organischen Düngung
N_{zuf}	gesamte N-Zufuhr in einer Gemeinde
$P_2O_5A_i$	spezifischer Phosphatanfall einer Viehart
$P_2O_5B_i$	Phosphatbedarf der Kultur
P_2O_{5ent}	gesamter P_2O_5 -Entzug in einer Gemeinde
P_2O_{5ent}	gesamter P_2O_5 -Entzug in einer Gemeinde
$P_2O_{5gehalt\ i}$	P_2O_5 -Gehalt der jeweiligen Kulturart
P_2O_{5min}	mineralische Phosphatzufuhr einer Gemeinde / eines Kreises
$P_2O_{5org\ i}$	kulturartspezifische organische Düngung einer Gemeinde / eines Kreises
P_2O_{5org}	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer Gemeinde / eines Kreises
P_2O_{5zuf}	gesamte P_2O_5 -Zufuhr in einer Gemeinde
$P_{Ausw\ N,P}$	Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung
$P_{schnell\ N,P}$	Proportionalitätsfaktor der schnellen Abflusskomponente
Q_b	langsame Abflusskomponente
q_E	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende
Q_{ges}	mittlerer Gesamtabfluss
q_{GEW}	spezifische Abflussspende von gewerblichen Flächen
q_R	Regenabflussspende
$Q_{schnell}$	schnelle Abflusskomponente ("Oberflächenabfluss")
Q_{sws}	mittlere Sickerwasserhöhe
Q_{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem
q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche
Q_z	verzögerte Abflusskomponente

RE	Entlastungsrate des Mischsystems
$R_{F\ N,P}$	frachtgewichtete Nährstoffretention
$Rk_{Qb\ N,P}$	Rückhaltskoeffizient für die langsame Abflusskomponente
$Rk_{Qz\ N,P}$	Rückhaltskoeffizient für die verzögerte Abflusskomponente
$R_{N,P}$	Verluste bzw. Retention der Nährstoffe
$RV_{N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorzulauftracht des angewandten Reinigungsverfahrens
$Saldo_{Matrix\ N,P}$	im Boden verbleibende Stickstoff- bzw. Phosphormenge
$Saldo_N$	N-Bilanzüberschuss in einer Gemeinde
$Saldo_{N,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorüberschuss auf der landwirtschaftl. Fläche
$Saldo_P$	P-Bilanzüberschuss (Saldo) in einer Gemeinde
$Saldo_{P_2O_5}$	P_2O_5 -Bilanzüberschuss (Saldo) in einer Gemeinde
$Sk_{N,P}$	Stoffkoeffizient
$Vk_{N,P}$	stoffspezifischer Verlustkoeffizient
V_S	Speichervolumen
Z_{NT}	Zahl der effektiv wirksamen Starkregentage
ZU_N	Stickstoffzulauftracht
ZU_P	Phosphorzulauftracht

Abkürzungsverzeichnis

A	Abwasserteich (unbelüftet)
Ab	Abwasserteich (belüftet)
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Al	Aluminium
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
B (N)	Belebungsanlage mit Nitrifikation
B (ND)	Belebungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation
B (P)	Belebungsanlage mit Phosphateliminierung
B	Belebungsanlage
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BÜK 200	Bodenübersichtskartierung im Maßstab 1 : 200 000
BWPLUS	Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung
C	Celcius
C	Kohlenstoff
Ca	Kalzium
$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$	Apatit
CO_2	Kohlendioxid
D	Denitrifikation
DGM	Digitales Geländemodell
DStB	Dauerstaubecken
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Stickstoffgehalt im Erntegut
EW	Einwohner

EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EZG	Einzugsgebiet
Fe	Eisen
Fi	Filterung
Ges-N	Gesamt-Stickstoff
GIS	Geographisches Informationssystem
GLA	Geologisches Landesamt
H ₂ O	Wasser
H ₂ PO ₄	Orthophosphat
HPO ₄	Orthophosphat
HQ ₁₀	10-jähriges Hochwasser
HQ ₁₀₀	100-jähriges Hochwasser
HWS	Hochwasserschutz
IHA	Indicators of Hydrologic Alteration
IHF	Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
K	Kalium
KLIWA	Klimaänderungen und ihre Konsequenzen für die Wasserwirtschaft
KTLB	Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft
LA	Landesamt
LARSIM	Large Area Simulation
LAWA	Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz
LGRB	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden- Württemberg
LVA	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
M	Mechanische Anlage

M	Stickstoffgehalt im Mineraldünger
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
MNSep	mittlerer Niedrigwasserabfluss des Monats September
MoMQ	mittlerer monatlicher Abfluss
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MQ	mittlerer Abfluss
MQSep	mittlerer Abfluss des Monats September
Ms	Mikrosiebung
N	Niederschlag
N	Nitrifikation
N	Norden
N	Stickstoff
N ₂	molekularer Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffoxid
nFK	nutzbare Feldkapazität
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NMN30	30-jähriger niedrigster mittlerer Niederschlag
NMN90	90-jähriger niedrigster mittlerer Niederschlag
NMQ30	30-jähriger niedrigster mittlerer Abfluss
NMQ90	90-jähriger niedrigster mittlerer Abfluss
NN	Normalnull
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Nitrit
NO ₃	Nitrat

NO _x	Stickstoffoxide
NW-Ahö	Niedrigwasseraufhöhung
O	Osten
P	Phosphateliminierung
P	Phosphor
P	Primärproduktion
P ₂ O ₅	Phosphat
Pf	Pflanzenkläranlage
P _{gel}	gelöster Phosphor
P _{ges}	Gesamtphosphor
PNZ	potentiell natürlicher Zustand
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor
R	Respiration
RVA	Range of Variability Approach
S	Süden
SpB	Speicherbecken
Stat. LA	Statistisches Landesamt
TB	Trockenbecken
UBA	Umweltbundesamt
W	Westen

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Freiburg i. Br., März 2001