

Entwicklung eines multiskaligen hydrochemischen Regionalisierungskonzeptes im Mittelgebirgsraum —

Typisierung, Modellierung und Fuzzy-Set-basierte Flächenklassifikation nach
einheitlichen Prozesseigenschaften

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt dem Rat der Chemisch-Geowissenschaftlichen Fakultät der
Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Ulrike Bende-Michl

geboren am 24.11.1965 in Kredenbach

Gutachter:

1. Prof. Dr. Wolfgang-Albert Flügel
2. Prof. Dr. Roland Mäusbacher

Tag der öffentlichen Verteidigung: 17.November 2004

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Teilprojekts BI 'Regionale Wasser- und Stoffbilanzen im Einzugsgebiet der Sieg', des an der Universität Bonn durchgeführten Sonderforschungsbereich SFB350 'Kontinentale Stoffkreisläufe und ihre Modellierung' und wurde am Lehrstuhl für Geoinformatik der Geographischen Institute an der Friedrich-Schiller-Universität Jena beendet. Dem Land Thüringen gebührt Dank in der finanziellen Unterstützung durch Vergabe des WiederEinstiegsstipendiums im Rahmen des Hochschul- und Wissenschaftsprogramms (HWP) zur Realisierung der Chancengleichheit für Forschung und Lehre.

Die Bearbeitung des Themas wurde mir von meinem akademischen Lehrer, Herrn Prof. W.-A. Flügel, übertragen. Ihm danke ich ganz besonders herzlich für sein förderndes Interesse am Fortgang der Arbeit, seine nichtendende Geduld bis zu ihrer Fertigstellung und für sein Engagement die Arbeit unter hervorragenden Arbeitsbedingungen erstellen zu können. Den vielen Kollegen des Lehrstuhls für Geoinformatik, die mir durch ihren Rat sowie ihre kompetente und freundschaftliche Unterstützung zur Seite standen, möchte ich herzlich danken.

Für die Übernahme des Korreferats bedanke ich mich sehr bei Herrn Prof. R. Mäusbacher.

Besonderer Dank gilt meinen Kollegen aus Bonn und Jena:

- Frau Mainz, Leiterin des geohydrologischen Labors der Geographischen Institute Bonn, Frau Öttershagen sowie Frau Tranti, die die hydrochemischen Analysen während des Projektzeitraums durchgeführt haben,
- Carsten Busch und Doreen Papendick, die mir wertvolle konzeptionelle Hilfe und Unterstützung bei der Integration und Verarbeitung der Datenbestände in der Projektdatenbank gegeben haben,
- Dr. Ernst-Walter Reiche für die Bereitstellung, Einarbeitung und freundliche Betreuung in der Handhabung des Modellsystems WASMOD sowie der Hilfe beim Modell-Präprozessing,
- Manfred Fink, der mir über seine profunde Kenntnisse wertvolle Hinweise über WASMOD lieferte. Auch danke ich ihm herzlich für viele anregende Diskussionen und den wissenschaftlichen Austausch über die Stickstoffmodellierung,
- Benno Ströbl danke ich für die Hilfestellung und Bereitstellung von Skripten in ArcView und die zahlreich gekochten Tees,
- Peter Krause sowie Christian Michl möchte ich für die gute, sorgsame und äußerst hilfreiche Durchsicht des Manuskripts danken,
- Rainer Hoffmann danke ich für die freundliche Unterstützung bei der Rechentechnik 'rund um die Uhr' sowie die Rettung etwaig verloren gegangener Daten.

Nicht zuletzt wäre die Arbeit ohne die Unterstützung durch Familie und Freunde nicht zustande gekommen: Meinem Mann Christian, der mit seinem immerwährenden Verständnis, Geduld und Unterstützung zum Gelingen der Arbeit beigetragen hat. Ich danke denjenigen, die mich über die Betreuung meiner Kinder unterstützt haben, besonders in 'kritischen Phasen': Annett & Randolph, Conny & Jens, Antje und Bettina. Nicht zuletzt gebührt ein großer Dank meinen Eltern für ihr 'offenes Ohr', ihre Zuversicht und ihre Motivation aus der 'Ferne'.

Allen sei aufs herzlichste gedankt.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	i
Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	xi
1 Einleitung und Problemstellung	1
2 Forschungsstand	3
2.1 Skalenadäquate, prozessbasierte Wasser- und Stoffhaushaltsunter- suchung in Flusseinzugsgebieten	3
2.2 Regionalisierung und Modellierung der Wasser- und Stoffdynamik ...	12
2.3 Regionalisierung und räumliche Diskretisierungs-Konzepte	18
2.4 Forschungsbedarf und Zielsetzung	24
3 Methodik	28
3.1 Bestimmung der Untersuchungsskale	28
3.2 Mess- und Prozessskale: Messinstrumentierung und Probenahme ...	28
3.2.1 Vorfluter	29
3.2.2 Atmosphärische Deposition, Niederschlag, Fehlerbetrachtung	29
3.3 Laboranalytik und Fehlerbetrachtung	31
3.4 Datenaufbereitung und Datenmodellierung	33
3.4.1 Digitale Verarbeitungsprozeduren	33
3.4.1.1 <i>Entwicklung eines generischen hydrochemischen</i> <i>Datenmodells</i>	35
3.4.2 Messskale: Skalenübergreifende Auswertung der Wasser- qualitätsdaten	37
3.5 Modellskale: Modellauswahl und räumliche Datenbasis	37
3.6 Fuzzy-Set Methode für die Klassifikation von prozessorientierten 'Chemical Response Units' (CHRUs)	40
4 Untersuchungsgebiet	44
4.1 Geographische Lage des Sieg-Einzugsgebiets.	44
4.2 Geologie, Böden, Morphometrie und Relief	45
4.2.1 Böden	46
4.3 Morphometrie und Relief	48
4.4 Klima und Wasserhaushalt	50
4.5 Landnutzung	51

5.2.5 Modellsimulation	115
5.2.5.1 Modellergebnisse und Modellanalyse	115
5.2.5.1.1 Modellsimulation und Modellgüte der Abflussdynamik	115
5.2.5.1.1 Modellsimulation und Modellgüte der Stickstoffdynamik	118
5.2.6 Raumbezogenes Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse zur Ableitung von Flächen mit dominanten Prozess- eigenschaften (CHRUs)	112
5.2.6.1 Bewertung der Raumlageinformation	123
5.2.6.2 Fuzzy-Set-Klassifikation zur Bewertung der Prozessinformation	125
5.2.6.2.1 Fuzzy-Set-CHRU-Modellstruktur	125
5.2.6.2.1 Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation: Verknüpfung der Teilmodelle und Fuzzy-Set-Operationen	127
5.2.6.2.1 Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsergebnis: De- fuzzifizierung, CHRU-Regelwerk und 'Fuzzy-Envelope'	129
5.2.6.2.1 Bestimmung der Flächenvariabilität über die Prozesszustände von Pedo-Toposequenzlagen	134
5.2.6.3 Zusammenfassung und Diskussion	138
6 Zusammenfassung und Ausblick	142
Literaturverzeichnis	153
Anhang	173
Selbständigkeitserklärung	223

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Landschaftswasserhaushalt und seine Komponenten (nach FLÜGEL 1995[114])	4
Abbildung 2.2:	Stickstoffkreislauf mit beteiligten Komponenten, Prozessen und Abhängigkeitsfaktoren (verändert nach ROHMANN & SONTHEIMER 1985[247])	6
Abbildung 3.1:	Lage und Bezeichnung der Pegelstationen und Vorfluterstationen zur Messung der atmosphärischen Deposition und des Gewässerchemismus im Siegeinzugsgebiet	29
Abbildung 3.2:	Entwicklung eines dreischichtigen hydrochemischen Sieg-Datenmodells	35
Abbildung 3.3:	Schematische Darstellung für den Ablauf der Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation	41
Abbildung 3.4:	Fuzzyfizierung und Bestimmung der Fuzzy-Zugehörigkeit von Simulationwerten für die Pflanzenaufnahme	42
Abbildung 3.5:	Prozess der Defuzzyfizierung: Zerlegung der Output-Fuzzy-Zahlen zu CHRU-Klassen über zuvor definierte Regeln	43
Abbildung 4.1:	Geographische Lage des Untersuchungsraums	44
Abbildung 4.2:	Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	45
Abbildung 4.3:	Verteilung der Bodentypen im Teileinzugsgebiet der Bröl	47
Abbildung 4.4:	Reliefansicht des Siegeinzugsgebiets entsprechend der untersuchten Teileinzugsgebiete	48
Abbildung 5.1:	Tägliche Niederschlagssummen ausgewählter Stationen im Siegeinzugsgebiet während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995) .	61
Abbildung 5.2:	Beziehung zwischen ausgewählten Inhaltsstoffen und der Niederschlagshöhe in der nassen Deposition- alle Stationen (HJ 1992—HJ 1995)	64
Abbildung 5.3:	Verlauf des pH-Werts in der nassen Deposition an den Stationen Niederfischbach und Helgersdorf (HJ 1993—HJ 1995)	65
Abbildung 5.4:	Verhalten der 2-wöchigen Niederschlagsverteilung und der Gesamtsalzgehalts-Konzentration der trockenen Deposition (HJ 1993—HJ 1994) . .	69
Abbildung 5.5:	Qualitative Kennzeichnung der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995) . . .	77
Abbildung 5.6:	Mittlere Konzentrationen der Anionen HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- und der Kationen Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ in den Sieg-Vorfluter zusammengefasst nach hydrologischen Jahren 1992—1995 und ihren Halbjahren	80
Abbildung 5.7:	Mittlerer flächengewichteter Stoffeintrag und Stoffaustrag sowie Bilanz des Gesamtsalzgehalts ausgewählter Teileinzugsgebiete im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	83
Abbildung 5.8:	Mittlere Gesamtsalzgehaltskonzentrationen der Siegvorfluter während der einzelnen hydrologischen Halbjahre 1992—1995.	87

Abbildung 5.9:	Ionengehalts-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an den Stationen Niederpleis und Helgersdorf während der Winter- bzw. Sommerhalbjahre 1992—1995	88
Abbildung 5.10:	Schematische Trennung der Abflusskomponenten nach dem charakteristischen Abfluss- und Leitfähigkeitsverhalten während eines Niederschlagsereignisses (Teileinzugsgebiete Bröleck und Geisbach)	91
Abbildung 5.11:	Mittlere pH-Wert und mittlere Konzentrationen der separierten Komponenten auf der Jahresskala im Vergleich der ausgewählten Stationen (HJ 1992—HJ 1995)	94
Abbildung 5.12:	Vergleich des saisonalen Verhaltens des Gesamtsalzgehalts der separierten Abflusskomponenten	96
Abbildung 5.13:	Vergleich des saisonalen Verhaltens der pH-Werte der separierten Abfluss-Komponenten	98
Abbildung 5.14:	Lage und Klassifikation der differenzierten Vorflutertypen im Siegeinzugsgebiet	100
Abbildung 5.15:	Module und Prozesssteuerung von WASMOD (verändert nach REICHE 1991 [241])	108
Abbildung 5.16:	Gemessene und simulierte tägliche Gesamtabflüsse (Q) am Gebietsauslass der Bröl sowie tägliche Niederschlagssummen (N) der DWD-Station Neunkirchen-Seelscheid für die hydrologischen Jahre 1992—1995 . . .	115
Abbildung 5.17:	Kumulative monatliche Abflussspenden für das Einzugsgebiet der Bröl während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995	117
Abbildung 5.18:	Vergleich der NO_3^- -Konzentrationen von Messung und Modellrechnung am Gebietsauslass der Bröl während der Untersuchungsperiode (HJ 1992—HJ 1995).	119
Abbildung 5.19:	Struktur des Fuzzy-Set-Modells und Durchführung der Klassifikation von 'Chemical Response Units' (CHRUs) für das Bröl-Einzugsgebiet . .	126
Abbildung 5.20:	Abfolge der Arbeitsschritte und Fuzzy-Operationen für die Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation im Untersuchungsraum	127
Abbildung 5.21:	Vergleichende Systemgrößen ausgewählter Prozesse von dominant auftretenden CHRU-Typen von Standweiden auf Plateaulagen (HJ 1992—HJ 1995)	134
Abbildung 5.22:	Standweidenstandort auf Talauenlage mit hoher Prozessvariabilität im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort Nr. 6317) .	137
Abbildung A-1.1:	Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Zenhausen und Hilchenbach im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995	199
Abbildung A-1.2:	Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Niederfischbach, Alpenrod und Wenden im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995	200
Abbildung A-1.3:	Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Wahlrod, Wissen und Drabender Höhe im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995	201

Abbildung A-1.4:	Vergleich der Schneedeckenmächtigkeitsverteilung der Stationen Engelskirchen und Marienburg (hydrologische Winterhalbjahre 1992—1995) [Quelle: DWD]	202
Abbildung A-2.5:	Prognostizierte Windrichtungsverteilung im Einzugsgebiet der Sieg (nach LUA NRW[186])	203
Abbildung A-2.6:	Verhalten von Niederschlag (N) und pH-Wert (pH) der Station Helgersdorf (HJ 1992— HJ 1995)	203
Abbildung A-3.7:	Mittlere Konzentrationsniveaus der Hauptinhaltsstoffe der Sieg-Vorfluter (HJ 1992 — HJ 1995)	204
Abbildung A-3.8:	Variabilität des pH-Werts (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992— HJ 1995)	204
Abbildung A-3.9:	Variabilität der Kationenkonzentrationen (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995)	205
Abbildung A-3.10:	Variabilität der Anionenkonzentrationen (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995)	206
Abbildung A-3.11:	Variabilität des Gesamtsalzgehalts (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25% und 75% Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995)	207
Abbildung A-3.12:	Vergleichende Stundenmittel innerhalb der einzelnen Monate (HJ 1992—HJ 1995) an der Station Geisbach im Unterlauf	207
Abbildung A-3.13:	Jahresdurchschnittswerte der Temperatur an den Sieg-Vorflutern während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995	207
Abbildung A-3.14:	Mittlere pH-Werte der Sieg-Vorfluter während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 getrennt nach Oberlauf (a)-, Hauptvorfluter(b) und Unterlaufstationen(c)	208
Abbildung A-3.15:	Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 in den Quelleinzugsgebieten der Stationen Helgersdorf(a) und Lahnhof(b)	209
Abbildung A-3.16:	Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 an den Station Niederdiefen (a), Kreuztal (b) und Weidenau I (c), im Oberlauf	210
Abbildung A-3.17:	Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992—1995 an den Stationen Weidenau II(a) und Betzdorf (b) im oberen Mittellauf	211
Abbildung A-3.18:	Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992—1995 an den Stationen Lützelauer Mühle(a) und Heimborn (b) im unteren Oberlauf	212
Abbildung A-3.19:	Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992—1995 an den Stationen Eitorf (a), Bröl (b) und Bröleck (c) im Unterlauf	213

Abbildung A-3.20: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydroloischen Halbjahre 1992—1995 an der Station Geisbach (a), Niederpleis (b) und Lohmar (c) im Unterlauf	213
Abbildung A-3.21: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 an der Station Siegburg-Kaldauen in der Mündungsregion	214
Abbildung A-3.22: Ionenkonzentrations-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Helgersdorf während der Winterhalbjahre 1992—1995	214
Abbildung A-3.23: Ionengkonzentrations-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Niederpleis während der Sommerhalbjahre 1992—1995	215
Abbildung A-3.24: Ionengehalts-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Weidenau II während der Winterhalbjahre (a) und Sommerhalbjahre (b) . . 1992—1995	216
Abbildung A-3.25: Ionenkonzentrations-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Bröl während der Winter- und Sommerhalbjahre 1992—1995 .	217
Abbildung A-3.26: Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeit (Elf) im Niederschlag (nasse und trockene Deposition) an der Station Schönenberg (obere Achse) und im Vorfluter an der Station Bröl (untere Achse) während der HJ 1992—1995)	217
Abbildung A-3.27: Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeit (Elf) im Niederschlag an der Station Schönenberg (obere Achse) und im Vorfluter an der Station Niederpleis (untere Achse) während der HJ 1992—1995)	217
Abbildung A-3.28: Saisonaler Vergleich der Chlorid (a), Nitrat (b) und Sulfat (c) -Konzentrationen innerhalb der separierten Abflusskomponenten der Stationen Bröl, Bröleck, Niederpleis und Heimborn	218
Abbildung A-4.29: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ1992)	219
Abbildung A-4.30: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ1993)	219
Abbildung A-4.31: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ1994)	219
Abbildung A-4.32: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ1995)	220
Abbildung A-5.33: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Oberhanglage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 88)	220
Abbildung A-5.34: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Hangmuldenlage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 569)	221
Abbildung A-5.35: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Unterhanglage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 2286)	221

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Skalenbereiche in der Hydrologie (zusammengefasst nach BECKER 1995[24]); UHLENBROCK & LEIBUNDGUT 1997[283] und MENDEL 2000[208])	5
Tabelle 3.1:	Tabellenstruktur der relationalen hydrochemischen Datenbank-ebene auf der Basis der Gelände- und Labordaten	36
Tabelle 4.1:	Reliefeigenschaften der Tributäre im Siegeinzugsgebiet, abgeleitet aus dem DGM 25	49
Tabelle 4.2:	Hydrodynamische Kenngrößen ausgewählter Teileinzugsgebiete (nach KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184])	51
Tabelle 4.3:	Prozentuale Zusammensetzung der Landnutzung der Teileinzugsgebiete entlang der Quelle bis zur Mündung (verändert nach KLENKE 1998[177])	52
Tabelle 4.4:	Einsaat- und Erntetermine für das Ackerland im Einzugsgebiet der Sieg	54
Tabelle 4.5:	Versiegelungsgrad [%] der Teileinzugsgebiete innerhalb eines 500 m- Streifens im Jahr 1993	56
Tabelle 5.1:	Jährliche und halbjährliche Niederschlagssummen im Einzugsgebiet der Sieg während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)	59
Tabelle 5.2:	Mittlere pH-, EC- und Konzentrationsverhältnisse der nassen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	63
Tabelle 5.3:	Jahresfrachten der neutralisierend wirkenden Kationen (BC), potenziellen Säuren (ACpot), des Gesamt-Stickstoffs (N) und Schwefels (S) der nassen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	66
Tabelle 5.4:	Mittlere pH-, EC- und Konzentrationsverhältnisse der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992-HJ 1995)	68
Tabelle 5.5:	Jahresfrachten der neutralisierend wirkenden Kationen (BC), der potenziellen Säuren (ACpot), des Gesamt-Stickstoffs (N) und des Schwefels (S) der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992-HJ 1995)	70
Tabelle 5.6:	Mittlere Abflußspenden [mm] der Teileinzugsgebiete im Untersuchungsraum während der hydrologischen Jahre und Halbjahre 1992—1995	86
Tabelle 5.7:	Mittleres Niederschlags-Abflussverhalten ausgewählter Stationen für den Gesamtzeitraum und hydrologische Einzeljahre 1992—1995	75
Tabelle 5.8:	Mittlerer pH-Wert und mittlere Konzentrationen der Anionen- und Kationen sowie Temperaturwerte im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995); Referenzwerte nach DVWK (1990[94]) und WORCH (1997[301])	78

Tabelle 5.9:	Säurehaushaltsbilanz [kg/ha] für den Stoffein- und Stoffaustrag der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995 im Siegeinzugsgebiet	85
Tabelle 5.10:	Anzahl und prozentuale Zugehörigkeit der Vorfluterproben zu den kategorisierten Abflusskomponenten unterschieden nach hydrologischen Halbjahren (HJ 1992—HJ 1995)	92
Tabelle 5.11:	Mittlerer pH-Wert und mittlere prozentuale Beschaffung der Hauptinhaltsstoffe der separierten Abflusskomponenten ausgewählter Siegvorfluter während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995) . . .	93
Tabelle 5.12:	Vergleich der ausgewählten Gewässerparameter und der prozentualen Zusammensetzung der Q_{ko2} von verschiedenen Ereignissen an der Station Heimborn.	95
Tabelle 5.13:	Langfristige Wasserhaushaltsterme für die hydrologischen Jahre 1992—1995	112
Tabelle 5.14:	Abgeleitete Bodeneinheiten für das Bröleinzugsgebiet und ihre Charakteristiken	113
Tabelle 5.15:	Modellgütemasse für die Abflusssimulationen der Bröl in den hydrologischen Jahren 1992—1995	117
Tabelle 5.16:	Produktmoment-Korrelationskoeffizienten (r) der Stickstoffsimulationen für die hydrologischen Jahre 1992—1995 sowie gemessene (Gem.) und simulierte (Sim.) Median-, Maximum- und Minimumkonzentrationswerte für NO_3^- [mg/l]	120
Tabelle 5.17:	Vergleich des jährlichen Stickstoffentzugs über Erntemengen mit den Modellergebnissen im Bröleinzugsgebiet für die hydrologischen Jahre 1992—1995	120
Tabelle 5.18:	Prozentuale Verteilung der Flächenreaktionstypen (Anteil an der Gesamtfläche und am simulierten Gesamtstickstoffaustrag) während der hydrologischen Jahre 1992—1995	123
Tabelle 5.19:	Mittlere Stickstoffausträge und Stickstoffaufwendungen von Grün- und Ackerland auf den Peditoposequenzen im Untersuchungsraum während der hydrologischen Jahre 1992—1995	124
Tabelle 5.20:	Prozentuale Verteilung der CHRU-Typen bzw. Prozessflächen im Untersuchungsraum während der Hydrologischen Jahre 1992—1995 .	130
Tabelle A-1.1:	Mittlere prozentuale Zusammensetzung der nassen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	173
Tabelle A-1.2:	Mittlere prozentuale Zusammensetzung der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	173
Tabelle A-1.3:	Entwicklung des Säurestärkeneintrags (%-Anteil des pH-Werts <5) und des pH-Werts (HJ 1992—HJ 1995)	174
Tabelle A-1.4:	Prozentualer Anteil der nassen Deposition an der Gesamtsäurebelastung im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	174
Tabelle A-1.5:	Gesamtsäurebelastung über die trockene und nasse Deposition im Siegeinzugsgebiet während der hydrologischen Jahre 1992—1995 .	174
Tabelle A-2.6:	Mittlere prozentuale Zusammensetzung der Gewässer auf der Basis der äquivalentbezogenen Massen im Untersuchungsraum	

	(HJ 1992—HJ 1995)	175
Tabelle A-2.7:	Standartabweichung des pH-Werts sowie der Anionen- und Kationen-Konzentrationen im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995) . .	175
Tabelle A-2.8:	Säurezustandsklassen für Fließgewässer und ihre Indikatoren nach BRAUCKMANN (1994[79]).	176
Tabelle A-2.9:	Prozentuale Verteilung der Kohlenstoff-Formen im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)	176
Tabelle A-2.10:	Über den Untersuchungszeitraum gemittelte Temperaturmaxima und -minima sowie Standardabweichung der Stationen mit Temperaturmessung	176
Tabelle A-2.11:	Gebietsspezifische mittlere Stoffhaushaltsbilanz für die Alkalien und Erdalkalien ausgewählter Stationen während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)	177
Tabelle A-2.12:	Gebietsspezifische mittlere Stoffhaushaltsbilanz für die Chlorid, Sulfat, Nitrat und Ammonium ausgewählter Stationen während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)	177
Tabelle A-2.13:	Gebietsspezifische Stoffhaushaltsbilanz für die Gesamtsalze ausgewählter Stationen während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995	177
Tabelle A-2.14:	Gebietsspezifische Austragsfracht im Untersuchungsraum getrennt nach hydrologischem Winter- und Sommerhalbjahr sowie der prozentuale Stoffaustrag am Gesamtaustrag während der Winterhalbjahre 1992—1995)	178
Tabelle A-2.15:	Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1992	179
Tabelle A-2.16:	Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1993	179
Tabelle A-2.17:	Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1994	179
Tabelle A-2.18:	Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1995	180
Tabelle A-2.19:	Durchschnittlicher Abfluss (Q), pH-Wert und Gesamtsalzgehalt (TDS) sowie Durchschnitts-Konzentrationen der separierten Abflusskomponenten der ausgewählten Sieg-Vorfluter während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)	181
Tabelle A-2.20:	Deskriptive, statistische Kennwerte (Minimum, Maximum und Variationskoeffizient als CV= 'variation coefficient') der Inhaltsstoffe von separierten Abflusskomponenten ausgewählter Sieg-Vorfluter im Vergleich (HJ 1992—HJ 1995)	181
Tabelle A-2.21:	Alkalie-(AV), Erdalkalie-(EV), Alkalie-Erdalkalie- sowie Hydrogen-salinar-(HSV) und Salinarverhältnis (SV) im Vergleich ausgewählter Vorfluter- und Niederschlagsstationen (HJ 1992—1995)	182

Tabelle A-2.22:	Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Heimborn während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995)	182
Tabelle A-2.23:	Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Bröl während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995)	182
Tabelle A-2.24:	Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Bröleck während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995)	183
Tabelle A-2.25:	Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Niederpleis während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995)	183
Tabelle A-3.26:	Verwendete Bodenparameter für die Reliefpositionen	184
Tabelle A-3.27:	Parametrisierung des Landnutzungsmanagements im Untersuchungsraum: jährliche Düngungsaufwendung und vegetationspezifische Aufnahmekapazität sowie Bearbeitungsmaßnahmen	186
Tabelle A-4.28:	Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Reduktion' (Parameter: Pflanzenaufnahme, Denitrifikation und NH_3^+ -Verdunstung)	187
Tabelle A-4.29:	Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Umsatz' (Parameter: Mineralisation und Immobilisation)	187
Tabelle A-4.30:	Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Speicher' (Parameter: Bodenstickstoffzu- und Abnahme und Pflanzenstickstoffzu- und Abnahme) I.	187
Tabelle A-4.31:	Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Nachbar' (Parameter: N im Interflow und N im Drain)	187
Tabelle A-4.32:	Gliederungsstufe I-III: Prozessbezogene CHRU-Typen und bestimmende Regeln für die CHRU-Klassifikation im Untersuchungsraum	188
Tabelle A-4.33:	Prozeßdominanzen der CHRU-Reintypen und ihre absolute Flächenanteile [%] am Untersuchungsraum (CHRU RT1—RT4)	188
Tabelle A-4.34:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT1- Reduktion -überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	189
Tabelle A-4.35:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT2 -Speicher- überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	190
Tabelle A-4.36:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT3 -Mineralisation -überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	191
Tabelle A-4.37:	Relative Beteiligung von Prozeßdominanzen der CHRU-MT9-'Reduktion&Umsatz' im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 im Untersuchungsraum	191
Tabelle A-4.38:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen MT9-'Reduktion & Umsatz' - überhalb von 2 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	192

Tabelle A-4.39:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT19'kein Nachbar'- überhalb von 10 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992-1995	194
Tabelle A-4.40:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT17' kein Speicher'- überhalb von 1 % des relativen Flächenanteils im hydrologischen Jahr 1992	195
Tabelle A-4.41:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung des CHRU-Typs NT18 'kein Umsatz'- überhalb von 2 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	196
Tabelle A-4.42:	Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT27'kein Nachbar&Umsatz'- im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995	197
Tabelle A-4.43:	Relativer Anteil klassifizierter CHRU-Typen auf Standweiden mit Plateaulagen im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 im Untersuchungsraum	198

Einleitung und Problemstellung

Wasser ist ein globales Gut. Mit der weltweit abnehmenden Verfügbarkeit an qualitativ hochwertigen Wasserressourcen gewinnt diese Tatsache, z. B. für die Sicherung der Trinkwasservorräte zunehmend an Bedeutung. Auch in Europa treten verstärkt seit den 80er Jahren Wasserqualitätsprobleme auf, die in Verbindung mit dem Themenbereich 'anthropogen bedingter, diffuser Stoffeinträge in Oberflächengewässer' gebracht werden. Dies sind Probleme wie:

- die Eutrophierung von Binnengewässern und Küstenbereichen wie der Nord- und Ostsee,
- die Versauerung von Böden und quellnahen Fließgewässern als Resultat des großräumigen Transports von Säurebildnern über Luftpfade,
- die ansteigende Belastung der Grundwasservorräte und Probleme bei der Trinkwassergewinnung, z. B. durch den Einsatz von Pflanzenschutzmittel und Nitraten über Düngemittel.

Die im Dezember 2000 in Kraft gesetzte EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000[105]) der Europäischen Gemeinschaft schafft einen gesetzesrechtlichen Rahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität. Ziel ist es, einen guten ökologischen und hydrochemischen Zustand der Gewässer zu bewahren bzw. ihn innerhalb vorgegebener Fristen wieder zu erreichen. Die Realisierung der dargelegten Forderung findet in der Bundesrepublik Deutschland Ausdruck in einer Vielzahl von landwirtschaftlichen Fachgesetzen, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften.

Auf methodischer Seite erfordert die Umsetzung der EU-WRR 2000 (EG 2000[105]) eine integrative Untersuchung des Gewässers selbst und die Analyse der einzugsbürtigen Wasser- und Stoffströme. Die Erfassung beider Aspekte wirkt im Hinblick auf die Regionalisierungs- und Skalendiskussion Probleme auf. Punktförmige Untersuchungen zum Gewässerchemismus beschreiten den Weg des 'upscaling', indem versucht wird, über das Vorkommen bestimmter Inhaltsstoffe auf die Herkunft der Stoffe und ihre Verlagerungsmechanismen zu schließen. Demgegenüber stehen die einzugsbezogenen, flächenhaften und/oder modellhaften Erhebungen zur räumlichen Variabilität der Abflussbildung und des Stoffaustrags, die den Weg des 'downscaling' verfolgen. Die Abbildung und Simulation der Abflussganglinie, das Konzentrationsverhalten von Inhaltsstoffen und die flächenhafte Charakterisierung der Abflusststehung und des Stoffumsatzes sind dabei die entscheidenden Zielgrößen.

Dabei hält der Lernprozess und die Erforschung relevanter und sensibler Teilprozesse auf verschiedenen Skalen bis heute an, die Zusammenhänge zwischen eher isoliert und lokal betrachteten Teilsystemen genauer zu verstehen, hin zu einer verstärkt ganzheitlichen Sichtweise von komplexen Systemen, dessen Zustand sich in vielfältiger gekoppelter Weise auf allen Skalen dynamisch ändert.

In diesem Kontext hat die hydrologische Forschung, unterstützt von innovativen und interoperab-

len Informationstechnologien wie Geographischen Informations-, Datenbank- und Fernerkundungssystemen in den letzten 30 Jahren einen erheblichen Aufschwung erfahren. Insbesondere sind hier zu nennen:

- die Zunahme des Prozessverständnisses zur **räumlichen** und **zeitlichen Variabilität der Niederschläge** und der **Verdunstung** (SHAH et al. 1996[264]; BRADEN et al. 1999[58]),
- der Erkenntnisgewinn dynamischer Transportvorgänge im Systemkomplex **Boden-Pflanze-Atmosphäre** (KALMA & SIVAPALAN 1995[163]; FEDDES & KALMA 1995[107], 1998[108]; MÖLDERS 1999[214]),
- die **skalenübergreifende Charakterisierung** der **Abflussbildungsmechanismen** (BLÖSCHL 1996[49]; UHLENBROCK & LEIBUNDGUT 1998[283]),
- die Entwicklung von **regionalisierenden Methoden** und die **skalenübergreifende Parametrisierung** zur räumlich distributiven Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts (BARDOSSY 1992[18]; PACHEPSKY et al. 1995[223]; KLEEBERG et al. 1999[176]) und
- die Berücksichtigung der räumlichen Heterogenität zur Regionalisierung der hydrologischen (FLÜGEL 1997[116]; GEROLD 1999[128]) und hydrochemischen Dynamik (KERN & STEDNICK[167]; BENDE et al. 1994[32]) über die **Bildung homogener Flächen-Einheiten**.

Die Kenntnis der Wirksamkeit unterschiedlicher Prozesse auf unterschiedlichen Skalen stellt eine Grundvoraussetzung für die Regionalisierung und die Modellierung hydrologischer und hydrochemischer Prozesskenngrößen dar. Limitierender Faktor des Fortschritts ist neben dem Datenproblem, die Verwendung geeigneter prozessadäquater Methoden und ihre Übertragbarkeit.

Vor diesem Hintergrund ist der Ansatz der vorliegenden Arbeit zu sehen. Die Untersuchung wurde im Teilprojekt B1 'Wasserbilanzen, Stoffeintrag, und -transport im Einzugsgebiet der Sieg: Regionale Modellierung des hydrologischen Prozessgefüges' des interdisziplinären Sonderforschungsbereichs SFB350 durchgeführt (FLÜGEL et al. 1991[112]). Für den Teilbereich B1 wurden hierfür im Rahmen eines geschachtelten Raumansatzes 17 Vorfluter sowie 16 Niederschlags- und atmosphärische Depositions-Stationen im 2853 km² umfassenden Siegeinzugsgebiet während der hydrologischen Jahre 1992—1995 kontinuierlich hydrochemisch instrumentiert und beprobt.

Übergeordnetes Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines skalenadäquaten, flächendifferenzierten hydrochemischen Regionalisierungskonzeptes zum Verständnissgewinn der regionalen Wasser- und Stoffprozessdynamik. Die Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Wasser- und Stoffein- sowie Stoffaustragskomponenten deckt eine kausale Kette von der Maßstabsebene des gesamten Untersuchungsraum, über die Teileinzugsgebiet und die Teilflächen bis zum Standort ab.

Ein derartiges Konzept verbindet die im Sinne der Regionalisierung geforderte Verknüpfung von Gelände- und Laborarroutinen sowie die interoperable Softwareentwicklung zur Analyse der Geodaten mit der flächendistributiven, prozessorientierten Wasser- und Stofftransportmodellierung als auch ihre flächenhafte Klassifikation und Bewertung von Einheiten mit gleichen Prozesseigenschaften.

2 Forschungsstand

Der zum Verständnis dieser Arbeit notwendige Stand der Forschung zu skalenabhängigen hydrochemischen prozessorientierten Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen und dem Forschungsbedarf werden im Folgenden dargestellt.

Entsprechend des 'Skalenkonzepts' der Regionalisierung wird dabei zwischen den Ebenen des Naturprozesses, seiner Messung und der Modellanwendung unterschieden (Prozess-, Mess- und Modellskaale). Der Abschnitt gliedert sich in die Darstellung signifikanter, sofern möglich, skalenabhängiger Wasser- und Stoffhaushaltsprozesse, ihrer modellhaften Abbildung und der zugrunde liegenden räumlichen Distributionskonzepte. Der Schwerpunkt liegt dabei auf den im Mittelgebirge vorherrschenden schnellen unterirdischen Abflussbildungsmechanismen. Da das Aufführen aller gewässerbeeinträchtigender Stoffe und Stoffgruppen den Rahmen der Arbeit sprengen würden, konzentriert sich die Betrachtung auf die Darstellung der Stofftransport- und Stoffumsetzungsmechanismen der Stickstoffdynamik.

2.1 Skalenadäquate, prozessbasierte Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchung in Flusseinzugsgebieten

Ergänzend zu den oben genannten Skalen-Ebenen bezeichnet der Begriff *Skale* ('scale', engl.) auch eine Größenklasse. Sie definiert einen charakteristischen Zeitraum und eine bestimmte zeitliche Dauer eines hydrologisch/hydrochemischen Prozesses, innerhalb derer sie als konstant betrachtet werden. Daher wird im Folgenden der Begriff *Skale* in Anlehnung an die Definition von PLATE (1992[234]) und BECKER (1995[24]) und seiner Unterscheidung in *Mikroskaale* sowie der größer-skaligen *Meso-* und *Makroskaale* verwendet. Ergänzend dazu, wird auf die von MENDEL (2000[208]) am räumlichen Untersuchungsobjekt orientierte Differenzierung von *Grobporen-skaale*, *Hangskaale* oder *Einzugsgebietsskaale* zurückgegriffen.

Eine detaillierte Diskussion zur Skalen- und Prozessabgrenzung findet sich u. a. bei WOOD (1995[301]); BEVEN (1996[41]); BLÖSCHL (1996[49]) und KLEEBERG et al. (1999[176]); UHLENBROCK & LEIBUNDGUT (1997[283]) sowie MENDEL (2000[208]) stellen für jede räumliche und zeitliche Skala signifikante Prozesse bzw. Prozessdominanzen heraus.

Die Erforschung des Stofftransports setzt, neben der Kenntnis des Stoffumsatzes, die genaue Analyse des Transports von Wasser und die Entstehung von Abfluss als Medium für die Weitergabe von Stoffen voraus. In Übereinstimmung mit MENDEL (2000[208]) wird hierbei der Begriff *Abflussbildung* system- bzw. prozessorientiert verwendet und ermöglicht damit die getrennte Betrachtung von Prozessen innerhalb und außerhalb des Gewässernetzes. Die Abflussbildung und der damit verbundene Stoffaustrag setzt sich aus der Gesamtheit von Einzelprozessen zusammen, die aus dem Auftreffen des Niederschlags mit seinen Inhaltsstoffen auf die Land- bzw. Wasseroberfläche, seiner Verdunstung in die Erdatmosphäre sowie seiner Infiltration in den Boden, der

Umwandlung, Anreicherung und dem Transport von Stoffen im Untergrund sowie der Grundwasserneubildung resultiert (MENDEL 2000[208]).

Die natürliche Beschaffenheit des Wassers wird auf dem Weg durch Boden und Gestein durch Reaktionen mit der festen Phase wie Mineralien und durch biochemische Prozesse geprägt, die durch anthropogene Einflüsse auf dem Transportweg überlagert werden können.

Die zeitliche und räumliche Aufteilung der Abflussbildung (sog. Belastung) lässt sich nach der Abbildung 2.1 aufgliedern in:

- die Evaporation (Oberflächengewässer, Böden),
- den Oberflächenabfluss,
- die Infiltration mit standortspezifischen Transpirations-, Evaporations-, Sickerwasser- und Fließprozessen.

Diese Komponenten können sich auf dem Weg in den Vorfluter und zum Gebietsauslass ineinander umwandeln, sich mit Stoffen verbinden und/oder mischen, so dass Abflussbildung und Abflusskonzentration und der damit verbundene Stoffaustrag zeitlich und räumlich ineinander greifen (KIRKBY 1978[170]; BRONSTERT 1994[66]).

Das systemhydrologische Verständnis fasst daher diese Komponenten nach ihrer Herkunft zusammen: Zum einen in den Direktabfluss, bestehend aus Oberflächenabfluss und dem Zwischenabfluss bzw. Interflow der oberflächennahen Schichten, sowie zum anderen den Indirekt- bzw. Basisabfluss, der dem Grundwasserabfluss entspricht (DYCK & PESCHKE 1995[98]). Gesteuert werden diese Variablen über hydroklimatische und physiographische Faktoren.

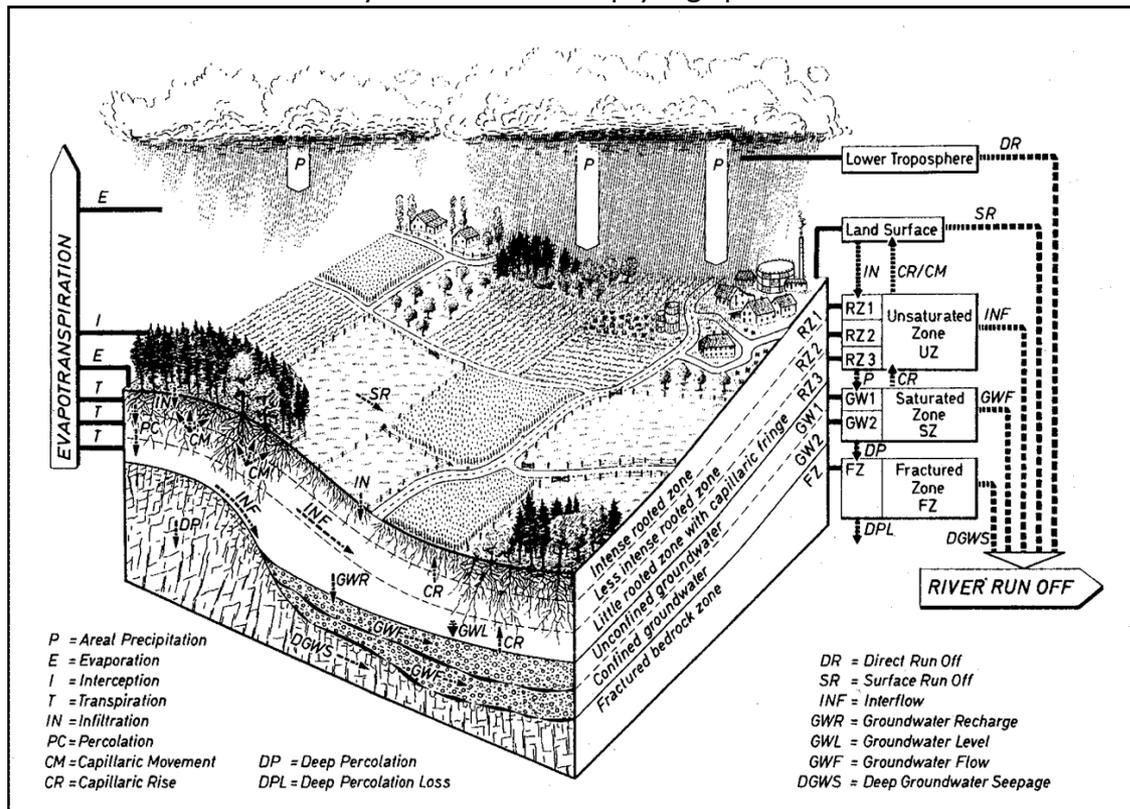
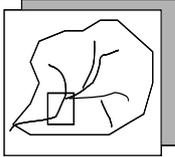
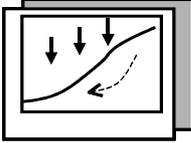
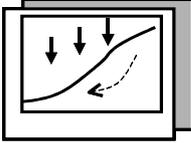
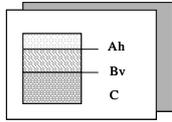


Abbildung 2.1: Landschaftswasserhaushalt und seine Komponenten (nach FLÜGEL 1995[114])

Wie BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]) ausführlich darlegen, sind hydrologische und hydrochemische, d. h. Stoffumsatz- und Stofftransport- prozesse, als auch deren Beobachtung, Messung und Modellierung an charakteristische zeitliche und räumliche *Skalen* gebunden. Da sich jedoch die Wirksamkeit eines Prozesses über größere Raum- und Zeitbereiche ausdehnen kann und umgekehrt mehrere Prozesse gleichzeitig stattfinden, werden auf jeder *Skale* die als dominant erachteten Prozesse herausgestellt (KIRKBY 1978[170]; ANDERSON & BURT 1990[11]). Zusammenfassend zeigt die Tabelle 2.1 hierzu Raum- und Zeitskalen mit typischen Anwendungsbeispielen.

Tabelle 2.1: Skalenbereiche in der Hydrologie (zusammengefasst nach BECKER 1995[24]); UHLENBROCK & LEIBUNDGUT 1997[283] und MENDEL 2000[208])

Betrachtungsmaßstab	Raumskale und Gebietsgröße (km ²)	Untersuchungseinheit und Anwendungsbeispiele	Zeitskale	Dominanter Abflussbildungsprozess	Stofftransport & Umsatz
	Regionale-Makroskale > 1000	Großes Flusseinzugsgebiet	<i>Langzeitskale</i> Jahre Monate Wochen	(Abfluss-) Wellenüberlagerung Wellenablauf	Atmosph. Transport Verdünnung
	Einzugsgebiets-skale Mesoskale- α ~ > 30 - 1000	Regionales Flusseinzugsgebiet	<i>Saisonalskale</i> (Halbjahre, einige Monate)	Gerinneabfluss Niederschlag	Vermischung Verdünnung
	Mesoskale- β ~ > 3 - 30	Kleines Flusseinzugsgebiet	Tage	Verflechtung aus Grundwasserabfluss und Bodenwasser	Erosion
	Mesoskale- γ ~ > 0,1 - 3	Kleines Teileinzugsgebiet, Hang	Stunden	Oberflächenabfluss Schneeschnmelze	Auswaschung
	Lokale-Mikroskale > 0,001 - 0,1	Feld, Beregnungsflächen, Lysimeter, Pflanze, homogene Bodeneinheiten, - Kompartimente, Porenraum	<i>Ereignisskale</i> Stunden Minuten Sekunden	Verdunstung Matrixfluss Makroporenfluss Versickerung Infiltration	Dispersion Konvektion Diffusion biochem. Auf- und Abbau

Der Kenntnisstand hinsichtlich der prozessorientierten Abflussbildung und des Stoffumsatzes- und transports gilt auf der *Mikroskale* als am meisten fortgeschritten (UHLENBROCK & LEIBUNDGUT 1997[283]). Kleinmaßstäbige Untersuchungen forcieren die Klärung einzelner Prozessgrößen und stellen die vertikalen Prozesse in den Vordergrund. Ein Bodenkompartment, eine Bodeneinheit oder ein Kleinlysimeter stellen die unterste Raumskala dar.

In hydrologischer Hinsicht ist die Bodenzone mit ihren Eigenschaften entscheidend für das Wechselspiel von Infiltration und Wassertransport. Sie ist für die Bildung schneller, ereigniswirksamer Abflusskomponenten, die Grundwasserneubildung und Evapotranspiration im Jahresverlauf verantwortlich. Wichtigste Parameter zur Bestimmung der Fließprozesse im Boden sind auf dieser *Skale* die Wasseraufnahmekapazität, die Wasserleitfähigkeit und das Wasserhaltevermögen (Was-

serspannungskurve, Retentionsfunktion).

Dagegen unterliegt Stickstoff im Boden einem kontinuierlichen Kreislauf, gebildet aus dem Austausch zwischen organisch gebundenen und anorganischen Stickstoffpools. Rund 90 % des Gesamtsickstoffvorrats liegen vorwiegend im humosen Oberboden in organisch gebundener Form vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989[251]).

Die Abbildung 2.2 zeigt Kernelemente des Stickstoffumsatzes, die in den einzelnen Teilsystemen Atmosphäre-Pflanze-Boden durch unterschiedliche Prozesse gekennzeichnet sind. Dies sind die antagonistisch verlaufenden Prozesse der Mineralisation, Nitrifikation und Ammonifizierung, die der Immobilisation und Denitrifikation gegenüberstehen. Die Gesamtheit dieser Auf- und Abbauprozesse wird im Folgenden als 'MIT', d. h. *mineralisation-immobilisation-turnover* bezeichnet. Sie stehen im Boden im Gleichgewicht. Neben den abiotischen Faktoren bestimmen sie mit den Einflussgrößen Stickstoffeintrag (furchtartenspezifische Düngung, leguminöse Stickstoff-Fixierung und atmosphärische Deposition) und Stickstoffverlust (Denitrifikation, Ernteentzüge) den Grad des Stickstoffaustrags aus dem Boden.

Für den Stoffumsatz der Stickstoffdynamik von Böden und Pflanzen stellen auf der Mikroskala die Arbeiten von WALKSMAN & STARKEY (1931[289]); ALEXANDER (1977[7]); ADDISCOT 1983[3] und HILL & SHACKLETON (1989[149]) die Grundlagen zur Identifikation der Mobilisierungs- und Immobilisierungsprozesse dar. Die Autoren bestimmen die thermodynamischen Gleichgewichte der am biologischen Umsatz beteiligten organischen und anorganischen Komponenten. Ergänzend dazu beschreiben u. a. KOHLENBRANDER (1969[178]) und NEEDHAM (1976[221]) die mathematischen Formulierungen der Reaktionskinetiken des Stickstoffumsatzes. Teilweise werden vertikale Zonen erfasst (ungesättigte Zone in einen Humus- und Wurzelraum), in denen charakteristische Stoffumsätze und Translokationsprozesse stattfinden (STANFORD & SMITH 1972[272]; REDDY et al. 1982[238]; ELLERT & BETTANY 1988[100]). Demnach ist der MIT vorwiegend an die Humusschicht gebunden, während die Denitrifikation und Ammoniumadsorption für die gesättigte

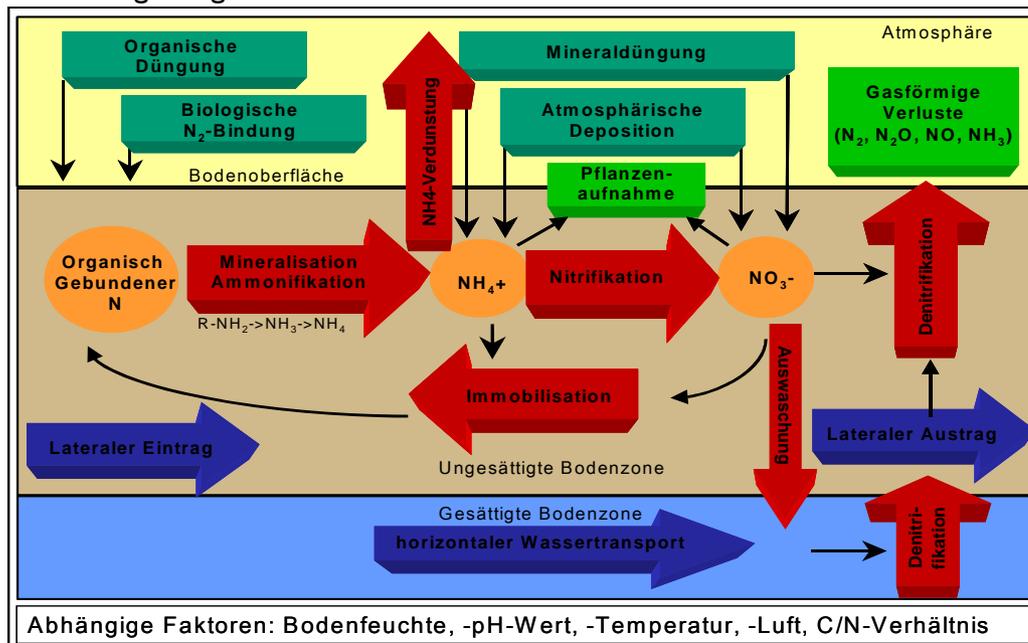


Abbildung 2.2: Stickstoffkreislauf mit beteiligten Komponenten, Prozessen und Abhängigkeitsfaktoren (verändert nach ROHMANN & SONTHEIMER 1985[247])

Bodenzone bestimmend ist (MISRA et al. (1974[213])). Dem Wurzelkompartiment wird die Funktion der Nährstoffaufnahme durch Pflanzen und symbiotische bzw. nicht symbiotische Stickstoff-Fixierung zugeordnet (McLAREN 1979[205]). Regionalisierende Steuergrößen des Stickstoffumsatzes auf der Mikroskala stellen die räumliche und zeitliche Erfassung der Ausprägungen von stoffumsatzbeeinflussenden abiotischen Faktoren (z. B. Temperatur, Wassergehalt, pH usw.) dar.

Hinsichtlich der Stoffverlagerung sind drei eigenständige, sich z. T. überlagernde Prozesse zu berücksichtigen: die Konvektion, die molekulare Diffusion und die hydrodynamische Dispersion. Unter der Konvektion ist der Stoffverfrachtungprozess zu verstehen, ohne dass eine Vermischung entsteht. Dies bedeutet, dass sich ein in einem Stömungsfeld befindlicher Punkt in Abhängigkeit der Strömungsrichtung und der Strömungsgeschwindigkeit verlagert. Wichtigste Parameter stellen in diesem Zusammenhang der hydraulische Gradient und die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens dar. Die molekulare Diffusion wird als die Ausgleichsbestrebung verschieden konzentrierter Stoffe aufgrund der thermischen Eigenbewegung der Moleküle mit der Tendenz zur Nivellierung des Unterschieds verstanden. Während sie mit und ohne Wasserbewegung stattfindet, tritt die hydrodynamische Dispersion nur aufgrund verschiedener Geschwindigkeitsvariationen des Bodenwassers auf. Sie beruht zum einen auf unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten innerhalb einer Einzelpore und zum anderen auf unterschiedlicher Geschwindigkeitsrichtungen innerhalb verschiedener Porenräume.

Um die jeweils dominanten Einflüsse auf das Bodenwasser zu unterscheiden, wird nach dem Konzept von BEVEN & GERMANN (1982[35]) eine Unterteilung des Bodenporensystems in Mikro- und Makroporen getroffen (*'double porosity approach'*). Analog zur Definition dieser Porensysteme, wird auch zwischen Mikro- und Makroporenfluss unterschieden. Demnach sind Mikro- und Mesoporen ($\varnothing \leq 10^{-3}$ mm) über die Kapillar- und Adsorptionskräfte für die Wasserspeicherung und die langsame, homogene Wasserbewegung (*'Matrixfließen, 'matrix flow'*) verantwortlich. Die mit dem Matrixfluss verbundenen Auswaschungsprozesse, z. B. von Nitrat, erlangen hinsichtlich des Gefährdungspotenzials für Oberflächen- und Grundwasser eine zentrale Bedeutung (HAGAN et al. 1959[138]; LEVIN 1964[193]; BRUSSEAU & RAO 1990[69]). Demgegenüber steht der mehrere cm/s schnelle, gravitative Wassertransport (*'macropore flow'*) entlang von Wurzelgängen, Gängen von Bodentieren oder Schrumpfungsrissen in feinkörnigen Böden. Bleiben diese zeitlich stabil, wird von präferenziellen Bahnen (*'preferential flow'*) gesprochen. UHLENBROCK und LEIBUNDGUT (1997[191]) geben allerdings zu bedenken, dass bisher keine Einigung bei der Festlegung eines Mindestdurchmessers von Makroporen erfolgte.

Eine Vielzahl von Autoren hat sich bisher der Heterogenität der Porenausbildung in unterschiedlichen Bodenzonen gewidmet (z. B. BEVEN & GERMANN 1982[35]; GERMANN 1984[130]; MERZ 1996[209]; UHLENBROCK & LEIBUNDGUT 1997[191]). Untersucht werden die Entstehung und/oder die Zerstörung von Makroporen (Pflanzen, Tiere, Schrumpfung von Quellen, anthropogene Aktivitäten), wie die Untersuchung der hangabwärts zunehmende Aktivität der Regenwürmer, die Messung von Fließgeschwindigkeiten in den Poren (z. B. durch Tracer) sowie die Rolle der Mikrotopografie bzw. Porengrößenverteilungen bei verschiedenen Landnutzungsarten oder Bodenbearbeitungsmaßnahmen.

Das Zusammenspiel beider Porensysteme wird durch die Infiltration initiiert, die entscheidend von der Bodenvorfeuchte, der Niederschlagsmenge und -intensität abhängig ist (PEARCE 1986[228], 1990[229]). Makroporenfließen entsteht, wenn die Regenintensität die Matrixleitfähigkeit übersteigt. Zusätzlich kann aus einer gesättigten Matrix Wasser in die Makroporen übertre-

ten. Makroporenfluss wird erst in größeren Tiefen von der ungesättigten Matrix aufgenommen. Andererseits können eine Vielzahl vernetzter Porenräume über unterirdische Mechanismen (lateraler Makroporenfluss, 'piston bzw. pipe flow') zur Bildung schneller Abflusskomponenten beitragen.

Diese Untersuchungen werden vielfach auf den damit verbundenen Stofftransport erweitert (u. a. TSUBOYAMA et al. 1994 [282]; HILL et al. 1999[150]; VERVOORT et al. 1999[285]). Der schnelle Makroporenfluss unterbindet, ähnlich wie der Oberflächenabfluss, den kinetischen Reaktionsmechanismus mit der Bodenmatrix. Daraus folgt eine schnelle Verlagerung von mobilen Nährstoffen, insbesondere zu Beginn von Starkniederschlagsereignissen. Diese kann zu einer verstärkten Stoffanreicherung bis in tiefere Bodenzonen führen (CREED et al. 1996[82], 1998[83]).

Eine Übertragung des Konzepts auf Hangskalenbereiche und kleinere mesoskalige, stark reliefierte humide Festgesteinseinzugsgebiete unternahmen u. a. HERMANN et al. (1986[147]); McDONNELL (1990[201]); BRONSTERT (1994[66]) und FLÜGEL et al. (1997[116]). Sie rücken zunehmend laterale Transportprozesse in den Vordergrund. Die für die Hangskale bedeutenden Prozesse sind geprägt durch die Heterogenität des Untergrundes und die Variabilität der kleinräumig wechselnden Feuchtebedingungen. Diese zwei Faktoren sind dafür verantwortlich, dass die Reaktion eines Hanges auf ein Niederschlagsereignis immer eine integrale Reaktion verschiedener, ineinanderübergehender Fließmechanismen darstellt. Dem wird die bis heute übliche schematische Zuordnung von Wasseranteilen nach der zeitlichen dimensionierten Abflussreaktion zu den Abflusskomponenten Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss nicht gerecht (ANDERSON & BROOKS 1996[12]).

Daher wird generalisierend versucht, Ober-, Mittel- und Unterhänge ein tendenziell typisches räumliches und zeitliches Verhalten zuzuordnen, wonach sich Fließprozesse zu einem bestimmten Zeitpunkt an einer bestimmten Stelle eines Hanges oder Einzugsgebiets beobachten lassen. Nach der Systemvorstellung von HERMANN et al. (1986[147]); McDONNELL (1990[201]) und BRONSTERT (1994[66]) weitet sich in Hängen eine Aufsättigung bis zum Kolluvium aus, die durch den Makroporenfluss in durchgängigen Makroporensystemen verursacht wird. Mit zunehmender Niederschlagshöhe gelingt die Verbindung zu den, an das Grundwasser angeschlossenen Grobporen, die anschließend eine rasche Exfiltration in den Vorfluter ermöglichen.

Mit den hanghydrologischen Untersuchungen von MÄRKER (1996[196]) im humiden Mittelgebirgsraum der Sieg wird diese Problematik auf hydrochemische Fragestellungen erweitert. Er weist anhand der räumlichen Verteilung von spezifischen Porengrößen und Konzentrationsverläufen charakteristische Fließbahnen im Hang nach. Seine Ergebnisse zeigen eine Stoffkonzentrationszunahme vom Oberhang über den Mittelhang bis zum Unterhang hin. Innerhalb von Bodenschürfen ist eine Abnahme der Konzentrationen von oben nach unten im Profil zu verzeichnen. Auffällig ist außerdem die Konzentrationszunahme oberhalb von wasserstauenden Horizonten mit erhöhter Wasserleitfähigkeit. Er schließt aus dieser Konzentrationsverteilung, dass die Wasserbewegung und der Stofftransport im Boden im Profil nach unten stattfindet und von einer hangparallelen Wasserbewegung oberhalb der wasserstauenden Schicht überlagert wird. Ähnlich dem oben vorgestellten hang-hydrologischem Systemverständnis fließt dabei das Niederschlagswasser nach Starkniederschlägen als 'schneller Interflow' direkt in den Makroporen zu den wasserstauenden Hangschuttdecken und dann lateral, der Hangneigung folgend, zum Vorfluter. Das im Hangsubstrat langsam nachsickernde Wasser erreicht die Wasserstauer mit einer zeitlichen Verzögerung und erzeugt den 'verzögerten Interflow' (FLÜGEL 1992[113]).

Bereits auf dieser *Skale* wird deutlich, dass nicht alle 'Raumeinheiten' oder Flächen gleichförmig zum Abflussbildungsprozess und dem damit verbundenen Stoffaustrag beitragen.

Auf der mesoskaligen Raumebene der Einzugsgebiete wurde diese Faktizität zum ersten Mal aus hydrologischen Gesichtspunkten mit der Einführung des 'variable source area-concepts' (VSA) bzw. der 'variablen beitragenden Flächen' aufbauend auf den Arbeiten von HEWLETT (1961[142]) und HEWLETT & HIBBERT (1967[143]) sowie für hinsichtlich nicht punktförmiger Stoffeintragsquellen bei HEWLETT & TROENDLE (1975[144]) umgesetzt. Hiermit vollzieht sich verstärkt der Wandel von der entkoppelten Prozessbetrachtung des Stoff- und Wassertransports in der Mikroskale zu konzeptionellen, gröberskaligen dynamischen Abflussbildungskonzepten. Ähnliche Ansätze sind als das 'dynamic watershed concept' (TVA 1964[278]) und das 'partial area concept' (DUNNE & BLACK 1970[91]) bekannt. Mit FREEZE (1974[120]) werden diese Erkenntnisse in einer räumlich differenzierten Sichtweise auf Einzugsgebiete übertragen.

Der Abflussbildungsprozess wird demnach mit unterschiedlichen abflussbildenden Flächen in Verbindung gebracht, die aus unterschiedlichen inhomogenen Infiltrationskapazitäten bei variablen topographischen und topologischen Bedingungen resultieren. Die Ausdehnung dieser Flächen unterliegt einer zeitlichen Dynamik und sind häufig, allerdings nicht immer, in der Nähe von Vorflutern zu finden (CLOTHIER 1988[79]; BUTTLE 1994[71]; HORN et al. 1994[158]; FREER et al. 1997[119]). Die Mechanismen und Fließpfade, die die Dynamik der unmittelbar zum Abfluss beitragenden Flächen bestimmen, sind dabei vielfältig. Ausgehend vom Sättigungsflächenabfluss in den Feuchtgebieten und dem vereinzelt vorkommenden Hortonschen Oberflächenabfluss (HORTON 1933[160]), unterstreicht FREEZE (1974[120]) zusätzlich die Bedeutung unterschiedlich schneller hypodermischer Abflüsse ('subsurface stormflow', 'interflow') aufgrund unterirdischer Sättigungsflächen.

Diese Vorstellung wird durch eine Fülle von Untersuchungen in der Literatur dokumentiert (z. B. FLÜGEL 1979[111]; PEARCE et al. 1986[228]; McDONNELL 1990[201]; SCHWARZE et al. 1999[260]). Ihre räumlichen Schwerpunkte liegen in Mittelgebirgsregionen, da diese in ihrer Beschaffenheit sehr heterogen sind. Zudem zeichnen sie sich durch die Dominanz von Landflächenprozessen gegenüber Prozessen des Wellenablaufs im Gerinne aus (KIRKBY 1978[170]).

Aufbauend auf den Untersuchungen von FREEZE (1974[120]) entwickeln sich zwei zentrale mesoskalig geprägte Forschungsrichtungen:

- prozessorientierte Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Eintragsvariabilität, der Abflussbildungs- sowie Stoffumsatz- und Stoffaustragsgebiete und ihre Systemeigenschaften,
- die Erforschung der in diesem Zusammenhang diskutierten Prozesse — der Ausdehnung der Sättigungsflächen und die damit verbundene Verdrängung von älterem Vorereigniswasser.

Erstgenannte Untersuchungen erfassen die räumliche Variabilität topographischer, hydromorpher und hydraulischer Bodeneigenschaften wie die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit mit zunehmender Bodentiefe im Sinn des 'transmissivity feedback' (BISHOP et al. 1990[46]) an der

- Verwitterungszone des Boden-Gestein-Interface (BRAMMER & McDONNELL (1996[59]; ANDERSON et al. 1997[13]; SEILER 1999[262]),
- Grenze zwischen organischer Auflage und den mineralischen Bodenbestandteilen (McDONNELL et al. 1991[202]),
- Pflugsohle landwirtschaftlich genutzter Böden (BRONSTERT 1994[66]).

Damit verbunden ist die Entwicklung prozessbasierter Niederschlag-Abflussmodelle, die auf der räumlichen Ausprägung der Topografie und den pedologischen Bedingungen basieren (BEVEN & KIRKBY 1979[34]).

Letztgenannte Untersuchungen ergeben demgegenüber für verschiedene Mittelgebirgsräume Deutschlands (z. B. HERMANN et al. 1986[147]; SCHWARZE et al. 1995[259]; MEHLHORN & LEIBUNDGUT (1999[207]), dass bei starken Niederschlägen nur ein geringer Anteil an Ereigniswasser zum kurzfristig folgenden Abflussanstieg beiträgt. Demnach ist der Anteil an Voreigniswasser in einem Einzugsgebiet als entscheidender Faktor für die Nichtlinearität der Niederschlags-Abflussbeziehung zu verstehen.

Mit unterschiedlichen Theorien wird versucht, räumlich wirksame Übertragungsmechanismen für die Verlagerung von Vorereigniswasser (*'displacement of old water'*) zu erklären, z. B. durch Druckübertragung über den *'piston-flow'*-Mechanismus (ESHLEMAN et al. 1993[104]; BERGMANN et al. 1996[42]) oder das *'groundwater ridging'* (ABDUL & GILLHAM (1989[4]; BUTTLE & SAMI 1992[72]; BONELL 1993[50]). Dabei gerät ein durch zuströmende Wassermengen fast vollständig gesättigter Kapillarsaum (*'capillary fringe'*) unter Überdruck, der aufgrund eines dadurch entstehenden Gradienten mobilisiert wird. Andere Autoren (WANG & FEYEN 1995[293]) diskutieren in diesem Zusammenhang die Möglichkeit der Druckübertragung und Mobilisierung des Wassers im Kapillarsaum durch eine Luftkompression zwischen Oberfläche und Grundwasser.

Neben rein hydrologischen Betrachtungen werden die Untersuchungen auf hydrochemische Fragestellungen ausgeweitet. In diesem Zusammenhang sind die Studien von ELSENBEER ([101]1994); GOVINDARAJU (1996[133]); HILL et al. (1999[150]) und KREIN (2000[181]) bedeutend. Sie beobachten in kleineren Einzugsgebieten (~5 km²) die Ausbildung unterschiedlicher Chemograpfen bei einer stark differierenden Ausweitung der Sättigungsflächen und entwickeln nach der Herkunft der Stoffquelle zwei wesentliche Stoffaustragsmechanismen.

Dies sind zum einen *'flushing effects'*, die durch den Kontakt von sich ausweitenden Sättigungsflächen mit hochkonzentriert angereicherten Bodenzonen entstehen. Sie führen zu raschen und mit hohen Exportraten verbundenen hypodermischen Zwischenabflüssen und bewirken eine vorzeitige Ausbildung von Konzentrationsspitzen der gelösten Wasserinhaltsstoffe an der aufsteigenden Seite des Hydrografen (WALLING & FOSTER 1975[290]). Wie u. a. HORNBERGER (1994[159]) und STODDART (1994[275]) erläutern, sind diese besonders effektiv, wenn es zum Zusammenreffen von in tieferen Bodenschichten akkumulierten Nährstoffen (z. B. nach der Vegetationsperiode) mit herbstlichen Starkniederschlägen oder Schneeschmelzereignissen kommt. Diese Dynamik belegen bisherige Untersuchungen für den gelösten organischen Kohlenstoff (BOYER et al. 1995[57]) und Nitrat (HORNBERGER 1994[159]; CREED et al. 1996[82]; CREED & BAND 1998[83]) in amerikanischen Waldeinzugsgebieten.

Zum anderen ist die Durchmischung von Niederschlagswasser mit im Oberboden akkumulierten gelösten Stoffen für die Verlagerung leicht löslicher Substanzen, wie suspendierten organischen Substanzen, Erdalkalien oder auch Stickstoffkomponenten bedeutend. Diese Transportprozesse sind im Zusammenhang mit Hortonschem Oberflächenabfluss, dem oberflächlich abfließenden *'return flow'* oder dem Sättigungsabfluss (*'saturation excess flow'*) zu sehen (BUTTLE 1994[71]; GOVINDARAJU 1996[133]).

Betrachtet man zusammenfassend die aufgeführten Prozesse und Systemzustände, so wird im Hinblick auf die Regionalisierung deutlich, dass nicht die Anzahl der Wasser- und Stofftransport-

prozesse mit höherer *Skale* zunimmt, vielmehr erhöht sich der Grad ihrer Komplexität durch Synergie und Rückkopplungseffekte (HEATHWAITE 1999[145]). Fundamentale Probleme und Schwierigkeiten, die sich dadurch für die Quantifizierung von Wasser- und Stofftransportprozessen auf dieser *Skale* ergeben, sind zusammenfassend nach MAURER (1997[200]) zu sehen in:

- der Nichtlinearität: Natürliche Prozesse sind in hohem Maß nichtlinear, wie z. B. der Infiltrationsvorgang in Böden durch den Makroporenfluss.
- Dem Messvolumen: Wasser- und Stoffflussgrößen interessieren als integrale, repräsentative Werte für Volumen, die nicht über integrale Messwerte ermittelt werden können (z. B. Gebietsniederschlag für Einzugsgebiete). Zustandsgrößen und deren Veränderungen, wie z. B. Bodenfeuchte, Grundwasserstände und Verdunstung, können nur punktuell und oft mit hohem Aufwand gemessen werden. Davon ausgenommen ist der Abfluss, der an Pegelstationen zeitkontinuierlich aufgenommen werden kann.
- der Variabilität und Heterogenität: All diese Größen zeigen ein hohes Maß an zeitlicher und räumlicher Variabilität, die eng mit den Heterogenitäten der Gebietseigenschaften verknüpft sind, wie Bodenart, Geologie und Topografie. Daher ist eine systematische Untersuchung der Zusammenhänge auf der Basis einiger Messwerte erschwert und führt dazu, dass die Übertragung auf andere Gebiete mit vielen Unsicherheiten behaftet ist.
- dem Aufwand: Die schnell unüberschaubar werdende Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten bei Sensitivitätsuntersuchungen zum Verhalten komplexer Systeme benötigt die Beschränkung auf die Betrachtung kleiner, kurzer oder grob aufgelöster Teilgebiete und/oder Zeiträume. Nicht alle Aspekte der Variabilität und Heterogenität können aufgrund des Arbeitsaufwands berücksichtigt werden.
- der Komplexität: Die den Wasser- und Stofftransport beschreibenden Zustandsgrößen treten in einem Einzugsgebiet mit unterschiedlichen Intensitäten und unterschiedlich dominierender Wechselwirkung auf. Welche Wechselwirkungen zu einem Zeitpunkt bestimmend sind, ist nicht immer ersichtlich, wie z. B. die lateralen Wasser- und Stoff-Flüsse in stark reliefiertem Gelände oder die lateralen atmosphärischen Transportvorgänge zeigen.

Auf größerskaligen Maßstäben wird daher versucht, durch zonal angelegte Untersuchungen die Wasser- und Stoffhaushaltseigenschaften großer Flusseinzugsgebiete zu beschreiben und sie hinsichtlich ihrer regionalen physiogeographischen Regimefaktoren zu gewichten. Entsprechend des Untersuchungsschwerpunkts werden die unterschiedlichen Ausprägungen der als Speicher- und Transportmedien angesehenen Faktoren Klima, Lithologie, Geologie und Landnutzung als dominant für die Zusammensetzung des Gewässerchemismus erachtet und unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen untersucht (OWENS et al. 1991[222]; BILLET & CRESSER 1992[45]; WALLING & WEBB 1996[291]; BANASIK 1999[17]; PIONKE et al. 1999[233]; WADE et al. 1999[286]).

Im Hinblick auf die Regionalisierung führen derartige Untersuchungen, wie ANDERSON & BURT (1990[11]) konstatieren, in zwei zentrale Blickrichtungen:

- Entwicklung und Bewerkstelligung einer experimentellen Analyse zur Beurteilung der räumlichen Variabilität zur Abflussbildung und dem damit verbundenen Stofftransport sowie die Ableitung verallgemeinerbarer Maßstabskriterien für eine Flächenklassifikation nach entsprechend dominanten Prozessen (z. B. MÜLLER 1998[218]; ZIMMERMANN et al. 2000[305]).

- Entwicklung eines systemanalytischen, multidisziplinären und skalenübergreifenden, geschichteten Forschungsansatz, der die räumliche Verbindung von Einzelstandorten, Hangsegmenten und Teileinzugsgebieten realisiert (z. B. BEVEN 1995[38]; KIRBY 1998[171]; MÜLLER 1998[218]) und dabei Verknüpfungsmechanismen zwischen Modellierungseinheiten herstellt, wie z. B. die Gerinne und Flussaueninteraktionen (z. B. CIRMO & McDONNELL 1997[77]; HOEHN 1998[153]).

Ansätze, die diese Forderung in hydrochemischer Hinsicht berücksichtigen, stellt die von GERMANN et al. (1990[76]) und HOOPER et al. (1990[155]) entwickelte 'EMMA'-Methodik dar ('*end member mixing analysis*'). Die hydrochemische Zusammensetzung von Gewässern ergibt sich dabei über die proportionale Mischung verschiedener Herkunftsquellen ('*mixing end members*'), wie z. B. Bodenwasser aus unterschiedlichen Bodentiefen. Diese Untersuchungen werden genutzt, um z. B. die Wirkungskette von Versauerungserscheinungen (WADE et al. 1999[286]), oder Nährstoffeinträgen unterschiedlicher Landnutzungsarten (SCHNABEL et al. 1993[254]; DURAND et al. 1996[92]) in Gewässer nachzuvollziehen.

Folgt man zusammenfassend den Ausführungen von BEVEN (1995[38]), so verschieben sich mit zunehmender Einzugsgebietsgröße die Einflüsse des Gewässernetzes gegenüber denen der flächenhaften Gebieteigenschaften. Ein eindrucksvolles Beispiel hierfür ist das Elbe-Hochwasser 2002.

Dementsprechend gehen die Forschungen über eine quantitative Beschreibung hydrologischer und hydrochemischer Prozesse hinaus. Eine derartige Betrachtung ist auf methodischer Seite ohne den Einsatz von Niederschlag-Abfluss- und Stofftransportmodellen zur Klärung des regionalen Stoffumsatzes und Stofftransports mit seinen Ursachen, Einflussfaktoren und Wechselwirkungen in verschiedenen Raum- und Zeitskalen nicht machbar. Im Folgenden werden daher skalenadäquate Modellkonzeptionen vorgestellt.

2.2 Regionalisierung und Modellierung der Wasser- und Stoffdynamik

Die Modellscale wird allgemein durch Fragestellung und Untersuchungsobjekt bestimmt. Ausgehend von den ersten Modellen der 60er und 70er Jahre, wie das '*Stanford Watershed Model*', (CRAWFORD & LINSLEY 1966[81]) und das Stickstoffs simulationsmodell von BEEK & FRIESEL (1973[29]), wurde im Zusammenhang mit der Regionalisierung eine Vielzahl von Modellen zur Simulation der Wasser- und Stoffdynamik entwickelt. Die Abbildung und Simulation der Abflussganglinie, das Konzentrationsverhalten von Inhaltsstoffen und die flächenhafte Charakterisierung der Abflusentstehung und des Stoffumsatzes sind dabei die entscheidenden Zielgrößen. Neben den Modellansätzen spielt vor allem bei der Modellierung von Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe, die Datenverfügbarkeit sowie die Parametrisierung der Modelle eine zentrale Rolle. Im Folgenden wird daher neben der Modellentwicklung auf die Parameterproblematik eingegangen.

Vergleicht man derzeit eingesetzte Modelle, so wird deutlich, dass es kein übergreifendes Modell gibt, das alle hydrologischen und hydrochemischen Prozesse auf allen Skalen beschreibt BOR-MANN et al. (1999[56]). Vielmehr hat die Tatsache, dass in verschiedenen Skalen unterschiedliche hydrologische und hydrochemische Prozesse als dominant erachtet werden, zum Pragmatismus skalenabhängiger Modelle geführt (BLÖSCHL & SIVAPALAN 1995[48]). Dies bedingt, dass bislang durch eine genaue, skalenabhängige Einteilung ein Wechsel der Modellkon-

zepte vollzogen wird (MERZ 1996[209]).

Dabei werden Machbarkeit, Grenzen und Eignung unterschiedlicher Modellkonzeptionen kontrovers diskutiert (u. a. BEVEN 1986[41]; SINGH 1995[268]; REFSGAARD & KNUDSEN 1996[239]; ABBOTT & REFSGARD 1996[2]; BERGSTRÖM & GRAHAM 1998[44]). Als Klassifikationskriterien werden dabei die folgenden Eigenschaften genannt:

- der Zweck der Modellierung (Prozess-Forschung, Vorhersage v. a. von Hochwässern, Planungsgrundlage und Bemessung),
- der Typ des modellierten hydrologischen/hydrochemischen Systems (Einzelfläche, Kopplung von Teilflächen z. B. für Hangsegmente, Flussabschnitte, Einzugsgebiete verschiedener Größen),
- die zugrunde liegenden Prozesse: (Bodenfeuchte und Wasserfluss, Bildung des Abflussvorgangs, Grundwasserneubildung, Stoffumsatz und -transport, Wasserqualität),
- der Grad der Kausalität des Ursache-Wirkungsprinzips,
- der Methode ihrer zeitlichen und räumlichen Diskretisierung und
- der technologischen Entwicklungsstand (computerverfügbare Formeln, spezielle und generalisierte Modelle, 'industriell'-nutzbare, anwenderfreundliche Modelle und 'intelligente' Modellsysteme).

DYCK & PESCHKE (1995[98]) schlagen eine Klassifikation vor, in der sich die oben genannten Modelltypen wiederfinden lassen. Sie unterscheiden einerseits nach dem Grad der Kausalität in stochastische und deterministische Typen. Darüber hinaus gliedern diese sich nach der Detailliertheit des zugrunde liegenden Konzepts in 'Black Box'-Systeme, die ein Systemverhalten nachzeichnen, und 'White Box'-Modelle, die eine Systemstruktur nachbilden. In der Praxis kommen meist 'Grey Box'-Modelle zum Einsatz, die eine Mischform beider darstellen. Weiter orientiert sich die Klassifikation von DYCK & PESCHKE (1995[98]) an der räumlichen Diskretisierung des Untersuchungsgebiets. Dabei sind Block-Modelle ('lumped models') und gegliederte, distributive und semi-distributive Modelle ('semi-distributed models', 'distributed model') zu unterteilen. Letztgenannte werden weiter nach der Art ihrer räumlichen Diskretisierung sowie der Art und Anzahl der Speicher (Einzellinearspeicher oder Finite-Differenzen-Modell) sowie ihren Flüssen untereinander differenziert (siehe hierzu Kapitel 2.3).

Um die Vielfalt der maßgeblichen Einflussfaktoren ansatzweise fassen zu können, werden in Stickstoffsimulationsmodellen häufig die Prozessstufen 'Transformation im Unterboden' und 'Stickstoffauswaschung aus der Wurzelzone bzw. dem Boden' unterteilt (McGILL 1996[204]). Zentrales Gliederungsprinzip bei den Stickstoff-Simulationsmodellen bildet daher die Art der Darstellung des bodenbürtigen organischen Komplexes sowie die Darstellung des mikrobiellen Abbaus von Stoffen oder deren Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix. Unterschieden wird dabei zwischen:

- einfachen Modellen mit nur einem organischen Pool (z. B. CREAMS; KNISEL 1980[169]),
- Modellen mit einer vordefinierten Anzahl von Pools entsprechend der Art der zugeführten und vorhandenen organischen Substanz (z. B. DAISY; HANSEN et al. 1990[139]; WASMOD (REICHE 1991[241]) und
- komplexen Modelle mit einer unendlichen Anzahl von Bestandteilen, die sich innerhalb eines Pools in Abhängigkeit ihrer Zustandsform und eines zeitabhängigen Raten- und Rückkopplungsterms neu definieren (z. B. Q-SOIL; BOSATTA & ARGENTI 1994 [53], 1995[54]).

Kernstück des zu simulierenden Stoffumsatzes bildet die Reaktionskinetik, wobei je nach Verwendung der Pooltypen entsprechende Ratenkonstanten bzw. Reaktionskoeffizienten eingesetzt werden (MOLINA & SMITH 1998[216]). Es lassen sich ohne Berücksichtigung der hydrodynamischen Vorgänge des Transportmediums Wasser chemisch und biologisch bedingte zeitliche Konzentrationsänderungen über Reaktionen verschiedener Ordnungsgrade beschreiben (SIGG & STUMM 1991[267]; WALTHER 1999[292]). Dabei stellen t die Zeit, und k die Ratenkonstante dar, die in Bezug zu der Zeit gesetzt wird, die benötigt wird, um die Hälfte der Stoffkonzentration im Pool abzubauen, wenn kein weiterer Input erfolgt. Vereinzelt wird dabei die Halbwertszeit (h) des Pools ($h = (\ln 2/k)$) oder die Umsatzratenzeit ($\tau = 1/k$) abgebildet. Allgemein gilt, je höher die Halbwertsrate und Umsatzratenzeit, umso stabiler verhält sich der organische Pool. Dabei werden die folgenden Reaktionen unterschieden:

- Reaktion 0. Ordnung (linearer Verlauf)

$$\begin{aligned} (dc)/(dt) &= -k & (2.2) \\ \text{mit } c(t) &= c_0 - k \cdot t; \end{aligned}$$

Für konservative Stoffe ist der Geschwindigkeitsbeiwert $k=0$. Die Gleichung wird dann zu

$$\begin{aligned} (dc)/(dt) &= 0 & (2.3) \\ \text{mit } c(t) &= \text{const.} \end{aligned}$$

Bei konstanter Verminderung eines Wasserinhaltsstoffs und bei einem konstanten Geschwindigkeitsbeiwert k_1 ergibt sich eine Reaktion erster Ordnung:

- Reaktion 1. Ordnung (exponentieller Verlauf)

$$\begin{aligned} (dc)/(dt) &= -k_1 \times c(t) & (2.4) \\ \text{mit } c(t) &= c_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \end{aligned}$$

Wenn die Abbaugeschwindigkeit von der Konzentration abhängt ($k_n=f(c)$), führt dies zu einer Gleichung höherer Ordnung

- Reaktion höherer Ordnung

$$(dc)/(dt) = -k_n \times c(t)^n \quad (2.5)$$

Bei letztgenannten Reaktionstypen ist eine geschlossene Lösung der Differenzialgleichung nicht möglich. Für den biochemischen Umsatz ist daher oft eine Michaelis-Menten-Kinetik zu beobachten. Sie verhält sich für kleine Konzentrationen wie eine Reaktion erster Ordnung, bei hohen Konzentrationen in Richtung der nullten Ordnung. SABEY et al. (1969[250]) konstatieren, dass auf der Mikroebene eine bessere Modellierung durch Reaktionsterme 0. Ordnung gegeben ist, während nach ENGEL et al. (1993[102]) auf der Meso- bzw. Makroskale Reaktionskinetiken 1er Ordnung mit exponentiellem Verlauf in Abhängigkeit zur Konzentration des Kohlenstoffs im Pool besser beherrschbar sind.

In Abhängigkeit vom Modellzweck finden sich Stickstoffmodelle in allen oben genannten Modellkategorien wieder. Allerdings verwenden einige Modelle hydrologische Ansätze, die als nicht physikalisch basiert bezeichnet werden können, wie z. B. EPIC, deren Modellierung des Oberflächenabflusses auf dem 'SCS-Curve Number'-Verfahren beruhen (WILLIAMS et al. 1984[296]; WILLIAMS & GRIGGS 1990[297]).

Aufgrund ihrer weitgehenden physikalischen Basiertheit können distributive Modelle die Abflussbildungsprozesse, Abflusskonzentration und die Stoffumsetzungsprozesse flächenscharf nachbilden. Für den Gewässerauslass erlauben sie eine Separation der Gesamtabflusskomponenten mit den verbundenen Inhaltsstoffen in die Komponenten Direktabfluss (Oberflächen-, Zwischenabfluss), Indirekt- bzw. Basisabfluss. Sind diese Modelle Tracer-orientiert, wird zwischen Ereignis- und Nichtereigniswasser unterschieden (z. B. WEILER et al. 1998[295]).

In Bezug zur Stickstoffdynamik wird generell zwischen den Prozesskategorien der 'MIT'-Stoffumsetzung, der Denitrifikation, der gasförmigen Volatilisation und dem mit dem Wasserfluss verbundenen Stofftransport unterschieden. Hinsichtlich des Stofftransports besteht der klassische, kontinuierliche Prozessansatz aus der Richardsgleichung und der Konvektions-Dispersionsgleichung. Sie basiert auf dem Konzept des effektiven Parameters, welches wiederum auf dem Konzept des repräsentativen Einheitsvolumen begründet ist (vgl. Kapitel 2.3). Hauptschwierigkeiten bei der Beschreibung des Stofftransportes treten durch die schwierige Nachbildung der Heterogenität und der zum Teil bestehenden Anisotropie natürlicher Böden auf. Sie führen zu einer enormen Variabilität der Infiltration und damit des konvektiven Stofftransports.

Weiter zeichnen sich die distributiven Modelle durch einen zeitlich und räumlich hohen Parametrisierungsbedarf aus und werden daher vorzugsweise in kleineren gut instrumentierten Untersuchungsräumen eingesetzt, deren Anwendung durchaus bis zu einer Gebietsgröße von ca. 100 km² reicht. Sie werden besonders da favorisiert, wo sie zu einem besseren Kausalverständnis beitragen können (BEVEN & FISCHER 1996[40]; GRAYSON et al. 1992[137]). Kleinräumige Variabilitäten sowie die Nichtlinearität der Eingangs- und Zustandsvariablen werden berücksichtigt. Ihre Parameter sind direkt messbar und stehen in Beziehung zur Einzugsgebietscharakteristika.

Endprodukte dieser physikalisch orientierten distributiven Modellentwicklung bilden komplexe Modellsysteme wie z. B. die hydrologischen Modelle SHE (ABBOTT et al. 1986[1]); SVAT (ARNOLD 1992[16]); MMS/PRMS (LEAVESLEY et al. 1996[190]); TAC (UHLENBROOK 1999[284]) und die hydrochemischen Modelle WASMOD (REICHE 1991[241]); CENTURY (PATRON & RASMUSSEN 1994[236]); CANDY (FRANKO et al. 1995[118]) und MINERVA/MESO-N (BEBLIK 2001[20]). In technologischer Hinsicht erfolgen vermehrt web-basierte Lösungen, wie z. B. das 'Grazing Simulation'-GRASIM-Modell (MOHTAR et al. (2000[215]) oder das objektorientierte Modellsystem OMS (DAVID 1997[85]). Verstärkt werden Ankoppelungen an GI-Systeme (z. B. CORWIN & LOAGUE 1996[80]) und/oder Expertensysteme realisiert (ZIMMERMANN et al. 2000[305]; FINK 2004[110]).

BEVEN (1996[41]) sieht das größte Anwendungspotenzial der distributiven Modelle in der Untersuchung und Vorhersage:

- der Auswirkung räumlicher Variabilitäten,
- der Auswirkung von Landnutzungsänderungen, z. B. auf Hochwässer und
- von Stofftransportpfaden und Abflüssen in beobachteten und nicht beobachteten Einzugsgebieten.

Mit dem Aufkommen von Untersuchungen zum 'global environmental change' und damit der Betrachtung und Modellierung großmaßstäbiger Räume wächst die Forderung nach der Formulierung einer unteren, terrestrischen Randbedingung und damit der Integration von hydrologischen und hydrochemischen Modellen. Die Übertragung kleinräumiger Konzeptionen auf großmaßstäbige Räume erweist sich dabei als problembehaftet. Limitierende Faktoren des Fortschritts sind

- die Identifikation wirksamer dominanter Prozesse auf höheren Skalen,
- das Parameterproblem und die Notwendigkeit einer zu beschaffenden Datenlage.

Für großmaßstäbige Anwendungen besteht eine Diskrepanz zwischen den für die Modellierung benötigten und der Art, Menge und Repräsentanz sowie Qualität der gemessenen bzw. messbaren Informationen.

Konsequenz ist, dass die geforderten Eingangsdaten oft nicht in ausreichender Quantität und Genauigkeit vorliegen (BLÖSCHL 1996[49]). Hierfür notwendige Geländemesskampagnen sind aus Kosten- und/oder Aufwandsgründen meist nicht praktikabel. Für oberflächlich und oberflächennah direkt messbare Parameter kann durch den Einsatz von Fernerkundungsmethoden teilweise Abhilfe geschaffen werden (HOCHSCHILD 1999[152]). Für die meisten pedologischen und hydrogeologischen Informationen, z. B. die flächenhafte Verteilung der Bodenfeuchte tieferer Bodenzonen, bleibt die Problematik jedoch bestehen.

Des Weiteren stehen punktuell gemessene hydrologische Größen wie Niederschlag und Abfluss den flächenbezogene Eingangsdaten gegenüber (Gebietsniederschlag, gebietsbezogene Abflussspende), für die geeignete Interpolationsverfahren gefunden werden müssen.

Die genannten Gründe verdeutlichen, dass Methoden zur Parameterübertragung über unterschiedliche Skalen benötigt werden. BECKER (1992[22]) sieht hierfür folgende Hauptwege der Parameterermittlung:

- die Ermittlung einer flächenhaften Verteilung eines Parameters mit oder ohne Anwendung einer passenden Übertragungsfunktion (Skalenbereich bleibt erhalten),
- das 'upscaling', d. h. die flächenhafte Aggregation von teilflächenbezogenen Informationen bzw. Parametern, z. B. die Bildung von Flächenmitteln (Übergang von niedriger zu höherer Skale) und
- das 'downscaling', d. h. die flächenhafte Disaggregation und Differenzierung großflächiger Daten (Übergang von höherer zu niedriger Skale).

Andere Gliederungsweisen unterscheiden die Verwendung *deterministischer, effektiver* Parameter gegenüber den *konzeptionellen, stochastisch* ermittelten Parametern. In diesem Kontext wird derzeit auch von einer Unterscheidung von 'hard data', den realen Messwerten und 'soft data', den abgeleiteten Werten, gesprochen (SEIBERT & McDONNELL 2000[261]).

Der aggregierende Ansatz unter Verwendung effektiver Parameter zur modellmäßigen Behandlung von Heterogenitäten wird in der Literatur kontrovers diskutiert. Die Abschätzung effektiver Parameter beschreibt und repräsentiert kleinräumig das mittlere Verhalten (innere Heterogenität) einer Fläche durch einen Wert, wie z. B. den k_f -Wert (BLÖSCHL 1996[49]; KLEEBERG 1999[175]). Strenggenommen sind diese aber nicht mehr als physikalische Parameter anzusehen, da eine Mittelung von Eingangsparametern bei nichtlinearen Beziehungen, wie es z. B. die Richardsgleichung darstellt, nicht zulässig ist. Insofern stellt eine Modellierung mit solchen Parametern, selbst bei Verwendung von physikalisch begründeten Transportgleichungen, einen Schritt in Richtung konzeptioneller Modelle dar (GRAYSON et al. 1992[137]).

Weiterer Kritikpunkt ist die Herausfilterung des Skaleneffekts durch die Bildung von Mittelwerten, die angesichts der Gebietsheterogenität nicht erlaubt ist (FREEZE 1980[121]; KLEEBERG 1999[175]). Einen Lösungsweg sehen einige Autoren in der Ableitung von Pedotransferfunktionen über Regressionsbeziehungen bestimmter Standorteigenschaften, wie z. B. die Körnung, die Lage-

rungsdichte und/oder der Humusgehalt (z. B. BORK & DIEKKRÜGER 1990[55]).

Demgegenüber sieht die Ermittlung *stochastischer* Parameter vor, die benötigten Parameter als Realisierung von Zufallsvariablen zu betrachten und so von einer konkreten Verortung der Eigenschaften unabhängig zu machen (RUSSO 1993[249]). Dabei basieren diese *konzeptionellen* Parameter auf so genannten Parametermodellen (*'simple'* oder *'deterministic scaling'*) und werden über Funktionsgleichungen beschrieben (KLEEBERG et al. 1999[176]). Ein erfolgreiches Beispiel für die Anwendung solcher Verfahren ist die Konstruktion realitätsnaher Verteilungsfunktionen des topographischen Indexes nach BEVEN et al. (1984[37]). BRAUN et al. (1996[62]) weisen allerdings auf die parameterspezifische empirische Grenzermittlung hin, die nicht notwendigerweise mit denen in der Hydrologie üblichen Definitionen übereinstimmen muss. Überdies wird die räumliche Variabilität oft auf der Basis von Rasterzellen repräsentiert. Die Güte der Ergebnisse wird daher maßgeblich von der Auflösung des zugrunde liegenden Gitternetzes bestimmt (BECKER & KLEEBERG 1999[26]). Eine Alternative dazu stellen die Ansätze mit fraktalen Dimensionen (PACHEPSKY et al. 1995[223]) und Fuzzy-Set-Theorien dar (BARDOSSY 1992[18]).

Bedingt durch die aufgeführten Gründe und Prinzipien erfolgte die Entwicklung hydrologischer und hydrochemischer Modellsysteme für größere Anwendungsmaßstäbe. Als Beispiele sind hier das WaSiM-ETH (*'Wasserfluss-Simulationsmodell'*) von SCHULLA (1997[256]), das LARSIM (*'Large Area Simulations Model'*) von BREMICKER (1999[64]) und das von KRAUSE (2000[179]) entwickelte Modell J2000 zu sehen. Auch fällt das an der Universität Jena entwickelte objektorientierte Modellsystem OMS *'Object Modeling System'* (DAVID 1997[85]) in diese Kategorie. Dabei können vom Nutzer skalenadäquate Modellkomponenten über ein visuelles Nutzerinterface interaktiv zusammengefügt werden. Die Funktionalität wird dann im Wesentlichen über eine hydrologische Modulbibliothek und das Schnittstellenmanagement (GI- und DB-Systeme) bestimmt.

Eine Kopplung von Ansätzen zur Ermittlung des Stoffumsatzes bzw. der Stoffkonzentrationen im Gewässer wird bei großskaligen Untersuchungen teilweise durch recht einfache, mechanistische Ansätze realisiert. QUINN et al. (1996[237]) und WORRAL & BURT (1999[303]) verwenden in diesem Zusammenhang landnutzungsspezifische Exportkoeffizienten von Stoff-Fraktionen, die an hydrologische Komponenten gebunden sind.

Verstärkt erfolgt auch bei großräumigen Untersuchungen der Einsatz prozessorientierter, detaillierter Modellansätze, die eine konkrete Lokalisierung räumlicher Stoffumsätze ermöglichen (FOHRER & DÖLL 1999[117]). Hinsichtlich der Stickstoffmodellierung ist beispielhaft das Modelle DAISY von HANSEN et al. (1990[139]) zu nennen. Neuere Entwicklungen sind das von ARHEIMER & BRANDT (1998[14]) sowie von ARHEIMER & LIDÉN (2000[15]) weiterentwickelte HBV-N Modell von BERGSTRÖM (1995[43]) und das von EWEN et al. (2000[106]) erarbeitete Modell SHETRAN. Die genannten Modellsysteme weisen jedoch auch deutliche Unterschiede in ihrer Konzeption auf. Während das HBV-N Modell konzeptioneller Natur ist, basieren andere auf distributiven, prozessorientierten Ansätzen (DAISY, SHETRAN, WaSiM-ETH, LARSIM, J2000). Die zugrunde liegende zeitliche Auflösung liegt in der Regel zwischen Stunden- (DAISY, WaSiM-ETH) und Tageswerten (SHETRAN, ANIMO, LARSIM, J2000).

Unterschiede ergeben sich des Weiteren in den zu modellierenden Kenngrößen. Dabei simulieren die Modelle den Gesamtabfluss sowie ggf. die Konzentrationen der Inhaltsstoffe am Gebietsauslass und gliedern ihn in den Direkt- (Oberflächen- und Sättigungsabfluss)-, Basis- und Zwischenabfluss. Teilweise werden Routing-Verfahren in Form von Linearspeichern oder Spreicher-kaskaden verwendet, um eine Weiterleitung im Gewässernetz zu realisieren (STAUDENRAUSCH (2001[274])).

Die räumliche Flächenabgrenzung stellt eine notwendige Vorleistung dar, d. h. die Modelle und Modellsysteme verwenden unterschiedliche räumlichen Diskretisierungsansätze, die im Folgenden näher diskutiert werden.

2.3 Regionalisierung und räumliche Diskretisierungskonzepte

Die Frage nach einer effizienten Berücksichtigung räumlicher Heterogenitäten für die Wasser- und Stoffmodellierung ist eng mit dem Modellierungsmaßstab und dem zugrunde liegenden Modell verbunden. Eine umfangreiche Diskussion zu räumlichen Diskretisierungsverfahren in der Hydrologie stellen die Übersichten von WAGENET & HUTSON (1993 [287]); BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]); ENGEL (1996[103]); MAIDMENT & CAI (1996[197]) sowie BECKER et al. (1999[27]) dar.

Die Diskretisierungsansätze der Regionalisierung beschreiben für die Modellkonzepte zwei Gliederungsprinzipien:

- rasterbasierte Verfahren, die ein Untersuchungsgebiet in gleichförmige, geometrische Zellen gleicher Größe ('*grids*') unterteilen, und
- polygonbasierte Verfahren, mit naturräumlich gleichen oder ähnlichen Modelleinheiten, innerhalb derer gleiches oder ähnliches Prozessverhalten hinsichtlich des Wasser- und Stoffhaushalts vorherrscht ('*Reponse Units*', bzw. '*RUs*'). Diese Flächenkonzepte werden als Elementarflächen mit gleichen Eigenschaften verstanden, die z. B. in '*Hydrotope*' (BECKER 1992[22]) oder Flächen mit gleicher Systemantwort zu '*Hydrological Response Units*' (*HRUs*) gruppiert werden.

Die Festlegung auf die entsprechende Modelleinheit beruht auf unterschiedlichen Verfahren. Sie wird zum einen von der Datenverfügbarkeit bzw. ihrer Abhängigkeit vom Aufnahmeverfahren (Fernerkundungsmethoden, Erfassung über GIS) bestimmt. Zum anderen von dem zugrunde liegenden Modell sowie der Größe und der Form der Modelleinheiten. In den eingesetzten Modellverfahren findet man Teileinheiten von einigen m² bis zu 20 km², Teileinzugsgebiete von ca. 10 km² bis zu 1000 km² und bei rasterorientierten Anwendungen Zellweiten zwischen 25 m und 150 km (KRYSAKOVA & MÜLLER-WOHLFEIL 1996[183]).

Im Unterschied zu den rasterbasierten Ansätzen stellen die '*Response Units*' einen distributiven Modellansatz dar, die verschiedene in sich homogene polygonbasierte Teilräume beinhaltet. Derartige Flächen umfassen für die hydrologische bzw. hydrochemische Dynamik wesentliche Parameter wie Topografie (Exposition und Neigung), Geologie, Böden und Landnutzung sowie klimatischen Bedingungen. Sie werden unter Verwendung von GIS-Funktionen überlagert und abgeleitet. Dabei stehen die Kernfragen im Vordergrund:

- Inwieweit wird eine Disaggregation angestrebt und inwieweit ist eine Strukturierung der Landschaftsräume sinnvoll?
- Welche Landflächenmerkmale sollen als entscheidendes Unterteilungskriterium determiniert werden?

Ein erstes Flächenkonzept hierzu wird in den Arbeiten der '*Natural Units*' von HILLS (1961[151]) und HOPKINS (1977[157]) vorgestellt. Das Konzept kann als Grundlage für die in der Hydrologie entwickelten zonal-basierten Diskretisierungsverfahren betrachtet werden. Einfache Ansätze

betonen dabei die Variation eines Parameters, wie z. B. ANDERSON (1973[10]) eine Ableitung der Modellparameter zur Schneeschmelzsimulation in Abhängigkeit von Höhenstufen vornimmt.

Erst die Verknüpfung unterschiedlicher räumlicher Parameter hat, in Anlehnung an LEAVESLEY & STANNARD (1990[189]), zur konzeptionellen Entwicklung der 'Hydrologic Response Units' (HRUs) geführt. Sie definieren die HRUs als Flächen mit in sich homogener hydrologischer Systemantwort, die sich innerhalb einer HRU aus gleichen oder ähnlichen Gebietseigenschaften ergibt. HRUs werden dabei aus der Verschneidung topographischer Variablen wie Geländehöhe, Hangneigung und Exposition mit physiogeographischen Variablen, wie Bodentyp, Vegetationstyp und Niederschlagsverteilung konstruiert. Erste Anwendungen finden sich in den distributiven Einzugsgebietsmodellen PRMS/MMS (LEAVESLEY & STANNARD (1990[189]) und FESHM (ROSS et al. 1994[248]), die die HRUs getrennt voneinander modellieren und danach miteinander verknüpfen, so dass ein integraler Gebietsaustrag berechnet wird.

KITE & KOUWEN (1992[172]) kritisieren dabei, dass es weitgehend in dem Ermessen des Bearbeiters liegt, welchem physiogeographischen Faktor in einem betrachteten Geländeausschnitt wieviel Einfluss auf die HRU-Entscheidung zugesprochen wird. Dies bietet zwar einerseits den Vorteil, dass die Heterogenität einer Untersuchungsregion in der Analyse individuell berücksichtigt werden kann. Andererseits macht sie aber auch eine objektive Nachprüfbarkeit der Analyseergebnisse unmöglich, da ihr keine streng funktionalen Gesetzmäßigkeiten zugrunde liegen. Oftmals wird so z. B. die Anzahl und Größe von HRUs beliebig festgelegt. Einen weiteren Kritikpunkt sehen sie in der fehlenden physikalischen Kalibrierung, die bei HRU-basierten Modellen durch eine fehlende Datengrundlage bedingt ist.

Eine Lösung dieser Probleme des HRU-Konzepts sehen TAO & KOUWEN (1989[276]) und KITE & KOUWEN (1992[172]) in der Ableitung von 'Grouped Response Units' (GRUs). Im Gegensatz zu den HRUs im ursprünglichen Sinn definieren sie die Modelleinheiten über eine Aggregation von Flächen, die sich in ihrer räumlichen Ausdehnung über homogene meteorologische Bedingungen oder Verweildauer von Wasser in einem Einzugsgebiet ergeben.

Anders als diese sieht FLÜGEL (1995[114], 1997[115]) in der prozessorientierten Differenzierung der Elementareinheiten einen Lösungsansatz des Problems. Nach seinem Verständnis setzt die GIS-basierte Ableitung der HRUs eine komplexe hydrologische Systemanalyse von Lageinformationen, d. h. des zugrunde liegenden pedo-topologischen und geologischen Raumsystems voraus, die nur a priori über Prozessstudien gewonnen werden kann. Dementsprechend werden auf Prozessbedingungen ausgerichtete, objektivierte Kriterien entwickelt, die eine Festlegung entscheidender Abflussbildungsprozesse ermöglichen. Aus diesem HRU-Konzept lassen sich grundlegende Schlussfolgerungen formulieren:

- Boden- und Topografieabfolgen werden in pedo-topologischen Einheiten zusammengefasst, da diese über Verwitterungs-, Erosion- und Akkumulationsprozesse eng miteinander verknüpft sind.
- Die Landnutzung ist auf den entsprechenden pedo-topologischen und geologischen Einheiten lokalisiert und steuert mit diesen die unterschiedlichen Beiträge zu den hydrologischen Prozessen und der Abflusskonzentration (Interzeption, Evaporation, Oberflächenabfluss und Interflow).

Bei der Anwendung des Konzepts im 216 km² umfassenden Einzugsgebiet der Bröl im Rheinischen Schiefergebirge wurden 23 HRU-Klassen gebildet (FLÜGEL 1995[114]). Die Niederschlags-

Abflussdynamik wurde unter Verwendung der Modells PRMS/MMS für einen Zeitraum von 25 Jahren simuliert (FLÜGEL 1995[114]). Die vergleichende Analyse mit anderen Simulationsmodellen wie NASIM (MÜLDERS 1992[217]) und HSPF (DAAMEN 1993[84]) brachte unter Zugrundelegung identischer Eingangsdaten, eine exaktere Darstellung der Ganglinie und räumliche Differenzierung hydrologischer Zielgrößen auf der Grundlage der HRUs.

Aber auch hier kann der Kritikpunkt angeführt werden, dass die Ableitung der HRU das kombinierte Ergebnis aus Gelände- und klimatologischem Erfahrungswissen sowie guter Ortskenntnis ist, dessen Übertragungsmöglichkeit sich auf andere Regionen nur vage beschreiben lässt.

Ein weiterer Nachteil des Konzepts besteht in der nicht vorhandenen Vernetzung und damit topologischen Einordnung der HRUs in pedo-topo-geologische Sequenzen im Einzugsgebiet. Hierdurch ist eine detaillierte Beschreibung der lateralen Wasser- und Stoffaustauschprozesse über die HRUs hinweg nicht möglich. Gerade diese Tatsache gewinnt in meso- und makroskaligen Betrachtungsmaßstäben an Bedeutung. In der Erweiterung des HRUs-Konzept über die Topologisierung der Flächen sowie des Routings im Gewässernetz konnte STAUDENRAUSCH (2001[274]) für das Einzugsgebiet der Bröl eine Verbesserung der zeitlichen Abflussganglinien erzielen, die auf der realistischeren Weiterleitung des Wasserflusses zwischen den homogenen Teilflächen basiert. Eine Validierung der Übertragungsmöglichkeit des Konzepts gelang BONGARTZ (2001[52]) für das 1050 km² große Einzugsgebiet der Ilm in Thüringen, Deutschland.

Eine Ausweitung der vorgestellten Diskretisierungsmethoden auf hydrochemische Prozesse erfolgte erstmals mit den Arbeiten von KERN & STEDNICK (1993[167]) hinsichtlich der Regionalisierung von Schwermetallbelastungen kleinerer, schneeschnelz-beeinflusster amerikanischer Bachläufe in den Rocky Mountains, Colorado. Ihr, von der HRU-Konzeption beeinflusster CHRU-Ansatz, geht über eine rein hydrologische Anwendung hinaus, indem Prozesse des Stofftransports berücksichtigt werden.

Auch die im deutschen Mittelgebirgsraum des Rheinischen Schiefergebirges durchgeführten Arbeiten zur Wasser- und Stoffdynamik von BENDE et al. (1995[32]) basieren auf dem CHRU-Ansatz. Auf der Grundlage von Stoffbilanzuntersuchungen verschiedener Pflanzennährstoffe (Nitrat, Ammonium, Phosphat und Kalium) erfolgte die konkrete Verortung von landnutzungsspezifischen gewässerbelastenden Nährstoffpotenzialen. Damit sind CHRUs als eine Erweiterung der HRUs zu sehen, die aus einer stärkeren Ausdifferenzierung der Landnutzung und des zugrunde liegenden Landnutzungsmanagements resultiert.

Insgesamt ergeben sich aus dieser Methodik folgende Kritikpunkte:

- Güteproblem: Die Bilanzierung der Nährstoffaustragspotenziale ist maßgeblich von den Parametern *'landnutzungsspezifischer Düngemittelintrag'* und *'landnutzungsspezifischer Pflanzenentzug'* abhängig. Die Güte dieser Parameter wurde zum Einen von der Qualität der Daten aus der Amtlichen Agrarstatistik und der Befragung von Landwirten beeinflusst. Und zum Anderen besitzen die Angaben eine unterschiedliche zeitliche Auflösung, so dass die Ableitung von Nährstoffüberschusspotenzialen auf die *Jahresskala* ausgerichtet werden mußte.
- Klassifizierungsproblem: Die Bewertung von Flächen mit Nährstoffüberschusspotenzialen erfolgte über die Einteilung von Klassen mit potenziellen Überschüssen ('gering', 'mittel', 'hoch'). Dabei können nah beieinander liegende Nährstoffüberschüsse unterschiedlichen Klassen zugeordnet werden, sofern sich ihre betreffenden Elemente in der Nähe der Grenzziehung von Klassen befinden. Damit können die tatsächlichen Unterschiede des potenziellen

Stoffaustrags zwischen den Bewertungselementen größer sein als die Elemente in den verschiedenen Klassen. Die Bewertung der Nährstoffpotenziale ist damit genau genommen unpräzise.

- Ursachenproblem: Die Prozesse des bodenbürtigen Stoffumsatzes des 'MIT' und die sie beeinflussenden abiotischen Faktoren finden ebenso wenig Berücksichtigung wie die Betrachtung von Nachbarschafts- bzw. Lagebeziehungen (z. B. 'Runoff-Runon'-Prozesse). Folglich werden keine kausalen Zusammenhänge zwischen dem potenziellen Stoffaustrag und einzelnen Prozessgrößen hergestellt, z. B. ob hohe Stoffausträge einer Fläche aus einer hohen Nitrifikationsleistung resultieren oder aus dem Erhalt größerer Stickstoffmengen der Nachbarflächen.

Mit den Arbeiten von BENDE (1997[33]) und LEIBUNDGUT et al. (2000[191]) wird versucht, diesen Kritikpunkten zu entgegnen. Bei LEIBUNDGUT et al. (2000[191]) findet das CHRU-Verfahren einen operationellen Einsatz als räumliche Grundlage zur einzugsgebietsbezogenen Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik im nachhaltigen Flusseinzugsgebietsmanagement in Baden-Württemberg (LEIBUNDGUT et al. 2000[191]). BENDE (1997[33]) formuliert für den Mittelgebirgsraum, unter Einbindung des prozessorientierten Stickstoffsimulationsmodells WASMOD (REICHE 1991[241]) für die Ableitung von CHRUs weitere Abhängigkeitsfaktorenforen. Hierzu zählen neben der Landnutzung, das landnutzungsspezifische Managementsystem, die topographische Lage der Modelleinheiten und die Bodeneigenschaften, die die Temperatur- und Feuchteverhältnisse beeinflussen. Auch hier bleibt der zuvor genannte Kritikpunkt einer statischen Definition von Klassengrenzen erhalten. Weiter stellt sich die Frage nach einem geeigneten Bewertungsverfahren, welches eine Bewertung zwischen den räumlichen Gebietseigenschaften (Boden, Landnutzung usw.) und der hydrologischen und hydrochemischen Prozessebene (Niederschlag, Verdunstung, 'MIT') herstellt.

WOOD et al. (1990[300]) und BLÖSCHL (1996[49]) führen zusammenfassend als grundsätzlichen Kritikpunkt an der Konzeption homogener Teilflächen an, dass die vorausgesetzte Homogenität innerhalb jeder Teilfläche zu einer Vernachlässigung der inneren Flächenvariabilität führt, die gerade im Rahmen physikalisch basierter Modellansätze gefordert wird.

Bereits 1988 beschreiben WOOD et al. (1988[299]) ein alternatives Flächenkonzept der 'Representativ Element Areas' ('REAs'), das diese Variabilität berücksichtigt und sich zur skalenübergreifenden, prozessbasierten Abflussmodellierung eignet. Das Konzept unterscheidet sich vom HRU- bzw. CHRU-Ansatz vor allem darin, dass das Ähnlichkeits- bzw. Gleichheitsprinzip innerhalb einer Fläche nicht beibehalten werden muss (GRAYSON et al. 1992[137]). Die Flächengröße einer REA richtet sich nach dem Verständnis der Variabilität innerhalb eines Elements zur Variabilität der nächstgrößeren Einheit. Dabei ist zu berücksichtigen, dass jeweils ein Parameter als Flächenvariable innerhalb einer REA definiert wird (siehe topographischer Index) und ein anderer Parameter die REA-Abgrenzung zur Nachbarfläche definiert (wie z. B. der Niederschlagseintrag). Ihre optimale Größe wird durch das Minimieren der Variabilität innerhalb einer REA im Vergleich zur benachbarten REA erreicht. Eine universell geltende Flächengröße ist daher nicht existent. Allerdings favorisieren WOOD et al. (1988[299]) und WOOD (1995[301]) auf der Grundlage ihrer Untersuchungen eine kritische Größe der Modelleinheiten von bis zu 1 km².

Das Konzept kann nach GRAYSON et al. (1992[137]) soweit verfeinert werden, dass die Subvariabilität innerhalb einer Elementarfläche als vernachlässigbar klein anzusehen ist und damit eine hydrologisch homogene Systemantwort formulierbar wird. Mikroskalige hydrologische Prozesse werden innerhalb einer REA statistisch modelliert, während meso- und makroskalige Prozesse

durch die Unterschiede zwischen den REAs dargestellt werden. Kritisch betonen BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]) dabei, dass dadurch die Dominanz abflussbildender Flächen auf verschiedenen Skalen aber auch die Größe einer REA von dominanten Prozessen bestimmt ist. Auch stellt das REA-Konzept einen rein pedo-topologischen und hydroklimatischen Ansatz dar. Flächenscharfe Abgrenzungen, wie z. B. Landnutzungsunterschiede sind nur schwer integrierbar (MICHL 1999[212]). Dieser sieht daher in der Nutzung und Kopplung beider Konzepte einen synergetischen Dualismus und den grössten Nutzen für eine skalenübergreifende Modellierung.

Einen anderen Weg beschreibt REICHE (1991[241]) mit der unklassifizierten Ableitung von Elementarflächen 'Kleinsten Gemeinsamer Geometrien' (KGG) für die distributive Modellierung der Wasser- und Stickstoffdynamik. Auch sieht seine Konzeption, ähnlich dem HRU bzw. CHRU-Ansatz, eine GIS-basierte Verschneidung verschiedener physiogeographischer Raumebenen und Rauminhalte (Landnutzung, Boden, DGM usw.) zu Flächen mit gleichen Eigenschaftskombinationen vor. Unterschiede ergeben sich durch kleinst mögliche Differenzierung bzw. Disaggregation bei der Raumverschneidung von Einzelflächen, d. h. es wird ein maximaler Diskretisationsgrad für die Abbildung der räumlichen Heterogenitäten angestrebt. Eine solche räumliche Diskretisierung zieht Konsequenzen hinsichtlich der Struktur und der Parametrisierung nach sich:

- Die Größe der einzelnen KGG ist von der Homogenität des zugrunde liegenden Gebiets und/oder der verfügbaren Datendichte abhängig.
- Ausgangspunkt der Ableitung ist die Reliefanalyse, die eine Aufteilung von Flächen mit generalisiertem Abflussrichtungsverhalten generiert und überdies eine Topologisierung, d. h. Abflusskaskadierung der Flächengeometrien erlaubt.
- Durch die Einbeziehung von Interaktionen lateraler Wasserbewegungen zwischen den Einzelflächen ('*Runoff-Runon*'-Prozesse) wird die Weitergabe des Wasser- und Stoffflusses an unterliegende Flächen sowie ihre Anbindung an den Vorfluter realisiert. Im Simulationslauf werden die Flächen entsprechend der Fließrichtung nacheinander abgearbeitet und zum entsprechenden Gewässerabschnitt hingeleitet.
- Eine Verortung der Modellparameter wird dabei durch die Flächenschwerpunkte realisiert. Durch die hohe Flächendetailliertheit wird die Abschwächung ('*attenuation*'), d. h. die Dämpfung von Effekten, die zum Verlust von Prozessgenauigkeiten beim Skalentransfer von der niedrigen zu höheren Skala führt, gering gehalten (BEVEN 1983[36]).

Als Nachteil des Konzepts erweist sich die hohe Anzahl an Geometrieflächen, die sich insbesondere für größerskalierte Untersuchungsräume ergibt (GEROLD et al. 1999[129]). Sie sorgen damit nicht nur für hohe Rechenlaufzeiten, sondern auch für eine unpraktikable Parameterisierung. Ein weiterer Kritikpunkt ist, dass nicht alle Flächen als hydrologisch/hydrochemisch sinnvoll anzusehen sind. Als Lösungsmöglichkeit sieht REICHE (1991[241]) Aggregierungsverfahren im Sinn von regionalisierenden *upscaling*-Konzepten, die im Anschluss der Modellierung angewendet werden (BEVEN (1983[36])).

Hierzu schlagen DIEKKRÜGER et al. (1999[86], 1999[87]) geostatistische Methoden vor und bezeichnen diese Einheiten als 'Ökotope'. Grundlage ihres Verfahrens bildet eine clusteranalytische Auswertung auf der Basis von berechneten jährlichen und monatlichen Wasserflüssen in der deutschen Mittelgebirgslandschaft der 'Oberen Leine' im Harzvorland. Ausgangspunkt stellt die Variabilität der Bodeneigenschaften, der Topografie, der Landnutzung und der klimatischen Bedingungen dar. Als Hauptproblem dieser Methode stellen sich die für die Clusteranalyse zu defi-

nierenden Randbedingungen, d. h. die Ableitungs- und Eigenschaftskriterien eines Clusters dar. Diese werden maßgeblich von der verfügbaren Datenaufösung beeinflusst.

Anders als DIEKKRÜGER et al. (1999[86]) verwenden ZIMMERMANN et al. (2000[305]) Methoden der Künstlichen Intelligenz (KI) und grenzen regelbasierte 'Flächen gleicher Abflussbildung' ('FLABs') aus. Sie fordern, dass die flächenbezogene Ausweisung dominanter Abflusskomponenten auf einer dualen Konzeption basieren sollen und sehen diese in der Kopplung skalenspezifischen, physikalisch orientierten Prozessverständnisses mit abstrahierter physikalischer Prozessmodellierung.

MÜLLER (1998[218]) zeigt dies für das 4,6 km² umfassende Einzugsgebiet des Wernersbachs im nördlichen Vorland des Osterzgebirges. In die Bewertung der Flächenklassifikation fließen außer den Gebieteigenschaften wie Boden-, Relief- und Landnutzungscharakteristika auch skalenadäquate maßgebende Faktoren auf den Abflussprozess ein. Hierzu zählen die Ereignischarakteristika (z. B. die Gebietsfeuchte und die Niederschlagsintensität) sowie Prozessbedingungen (wie z. B. das Verhältnis von Gravitationswasseranteil zu nutzbarer Feldkapazität von Versickerungsflächen). Diese Bedingungen sind insofern von Bedeutung, da bei unterschiedlichen Feuchtebedingungen im Untersuchungsraum verschiedene Einflussfaktoren zum Tragen kommen. So konnte MÜLLER (1998[218]) u. a. mit ihren Untersuchungen belegen, dass je höher die Aufwechtung des Gebiets ist, umso mehr treten die gebietsbestimmenden Faktoren gegenüber dem Vorkommen aller Abflusskomponenten zurück. Ihre Forderung umfasst daher die Erweiterung prozessorientierter Flächendistributionskonzepte auf gebietsfeuchteabhängige variierende Flächengliederungen. Allerdings sieht sie in der Anwendung einer solchen Konzeption derzeit nur einen eingeschränkten Erfolg, da bisherige Modellstrukturen keine variable, der zeitlichen Dynamik von Prozessen angepasste Zeitschrittwahl zulassen.

Zusammenfassend stellen sich die in der Regionalisierungsdiskussion relevanten räumlichen Distributionsverfahren wie folgt dar:

- REAs ('*Representative Elementary Areas*') minimieren die räumliche Variabilität von ausgewählten dominanten hydrologischen und hydrochemischen Systemkomponenten und die Korrelation untereinander. REAs sind als integrale *Skale* zu verstehen. Die Größe einer REA wird durch die Dominanz ausgewählter Systemeigenschaften determiniert. Durch die von WOOD et al. (1988[299]) vorgeschlagene kritische Flächengröße von 1 km² sind REAs nur bedingt für die Lösung des Skalenübergangs vom Punkt zu physikalisch basierten Flächenelementen zu verstehen. BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]) sehen ihr Potenzial v. a. als stochastisches Regionalisierungskonzept, um den Umgang mit Unsicherheiten beim Skalentransfer möglichst gering zu halten.
- HRUs ('*Hydrologic Response Units*'), CHRUs ('*Chemical Response Units*') und FLABs ('*Flächen gleicher Abflussbildung*') verstehen sich als holistische, physikalisch- und wissens-basierte Flächenausweisungskonzepte und legen die räumliche Variabilität der physiogeographischen Faktoren des Untersuchungsraum zugrunde. Eine Berücksichtigung der Korrelation der einzelnen Parameter untereinander findet nicht statt. Problematisch ist, dass es weitgehend in dem Ermessen des Bearbeiters liegt, welchem physiogeographischen Einfluss in einem betrachteten Geländeausschnitt wieviel Einfluss auf die Entscheidung der Response Units-Ableitung zugesprochen wird. Nach SIVAPALAN & KALMA (1995[269]) vernachlässigen sie dabei die natürliche Unsicherheit eines Parameters innerhalb einer HRU bzw. CHRU. In Anlehnung an

BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]) sind diese Flächen als deduktive, deterministische Regionalisierungskonzepte zu verstehen, die den Skalenübergang vom Punkt auf Flächenelemente beschreiben.

- KGG ('Kleinste Gemeinsame Geometrien') stellen Äquipotenzialflächen dar, die auf einer kleinst möglichen Verschneidung aller relevanten Gebietsparameter basieren. Es handelt sich somit um das kleinst mögliche Aggregationsniveau, deren Größe von der räumlichen Variabilität der Gebietseigenschaften im Untersuchungsraum bestimmt wird. Nach REICHE (1996[243]) stellen sie das räumliche Grundgerüst in der Betrachtung geschachtelter Einzugsgebietsmodellierungen dar. Sie können im Sinn von BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995[48]) als deterministisches Regionalisierungskonzept eingeordnet werden, dessen maximaler Diskretisierungsgrad eine geringe Invarianz in der Abbildung der räumlichen Heterogenitäten anstrebt. Wie auch SCHIFFLER (1992[252]) darstellt, erfolgt eine Aggregation von Flächen homogener Prozessdynamik im Anschluss der Modellierung. Der Aggregation können mehrere Verfahren zugrunde liegen.

2.4 Forschungsbedarf und Zielsetzung

Der in den vorangegangenen Abschnitten dargestellte Forschungsstand verdeutlicht, dass die skalenumfassende Identifikation hydrochemischer Prozesse im Sinne der Regionalisierung in räumlich stark heterogenen Mittelgebirgslandschaften einen hohen Forschungsbedarf besitzt. Hinsichtlich der Abflussbildung kommen alle hydrologischen Prozesse vor. Es dominieren schnelle Abflusskomponenten gegenüber vergleichsweise langsamen Grundwasserabflüssen. Der Stoffaustrag ist damit eng verknüpft. Wie und auf welche Art sich Teilflächen unterschiedlicher Abflussbildung und Stoffumsätze zusammensetzen, hängt im hohen Maß von dem Wechselspiel aus Gebietscharakteristik und der Wirkungskombination aus Wasser- und Stoffeintragsfaktoren ab.

Auf der einen Seite werden zur Charakterisierung dieser Dynamik auf methodischer Seite punktförmige Messungen von Vorflutern in qualitativer und quantitativer Form zur Verfügung durchgeführt. Nach HEATHWAITE (1999[145]) reflektieren diese gerinnebürtigen Instrumentierungen zwar die innere Charakteristik eines Einzugsgebiet mit den verschiedenen Abflussbildungs- und stoffspezifischen Umsatz- und Transportprozessen, doch ergeben sich für den Forschungsbedarf weitere zentrale Fragen:

- Lassen sich über die kontinuierliche Messung von Inhaltsstoffen in Vorflutern hydrochemisch einheitlich reagierende Räume und Stoffaustragsmuster ausgliedern, die im Zusammenhang mit ihren Eintragsgrößen wie Niederschlag und atmosphärische Deposition interpretierbar sind?
- Lassen sich stoffspezifische und prozessorientierte Erkenntnisse aus einer hydrochemischen Instrumentierung ableiten, die im Sinn der Regionalisierung übertragbare Aussagen über die Wirkungsweise des regionalen Stoffaustrags zulassen?

Auf der anderen Seite stehen flächenhafte Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransport zur Verfügung. Insbesondere auf der unteren und mittleren Mesoskala sind eine Reihe von flächendistributiven Lösungsansätzen zur Flächenklassifikation entwickelt worden. Sie sind in einer Vielzahl von hydrologischen Modellkonzepten umgesetzt.

Diese GIS-basierten Ausweisungen hydrologisch einheitlich reagierender 'response'-Flächen beruhen auf einer holistischen Vorgehensweisen (z. B. FLÜGEL 1995[114], 1997[115]), auf deterministischen Ansätzen (z. B. DIEKKRÜGER et al. 1999[86]; GEROLD et al. 1999[129]) oder dualen

Konzeptionen (z. B. MÜLLER 1998[218]); MICHL 1999[212]; ZIMMERMANN et al. 2000[305]).

Entsprechende Lösungsansätze müssen für hydrochemische Fragestellungen erweitert werden. Solche Betrachtungen sind dadurch erschwert, dass jeder Stoff spezifische Lösungs-, Umsatz- und Transporteigenschaften besitzt. Die Ausweisung hydrochemisch einheitlich reagierender Flächen erfolgt daher stoffspezifisch (z. B. für die Schwermetallverlagerung (KERN & STEDNICK 1993[167]) und die Nitratdynamik (BENDE et al. 1995[32]). Sie benötigt für ihre Modellierung eine feinere, auf Stoffumsatzeigenschaften und Lösungskinetiken ausgerichtete räumliche und zeitliche Diskretisierung (HAUHS 1992[140]).

Zentrale Fragestellungen für den Forschungsbedarf im Rahmen einer hydrochemischen Modellierung befassen sich daher mit:

- einer generischen skalenadäquaten Klassifikation von hydrochemischen Flächeneinheiten unter Berücksichtigung der variablen Gebietscharakteristik, die über eine an dem Stickstoff-Eintragspotenzial orientierte Klassifikation hinausgeht und
- der Analyse der klassifizierten Raumeinheiten für die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Wasser- und Stoffhaushaltsprozessen im zugrunde liegenden Einzugsgebiet.

Damit liegt das übergeordnete Ziel der vorliegenden Untersuchung in der Entwicklung eines skalenadäquaten hydrochemischen Regionalisierungskonzepts, welches einen synthetischen Ansatz aus den Arbeitsbereichen Geländemonitoring, prozedurale und modulare Einbindung von Analysetechniken und -werkzeugen sowie die distributiven, physikalisch-basierten Wasser- und Stofftransportmodellierung mit der auf dominanten Prozessen ausgerichteten Klassifikation einheitlicher 'RU'-Flächen verfolgt.

Der beschriebene Forschungsbedarf erfordert die Aufgliederung in klar definierte Arbeitsschwerpunkte. Dies sind:

Schwerpunktziel I: Hydrochemische Gebietsanalyse für die Ableitung des skalenübergreifenden Systemverständnisses des Wasser- und Stoffeintrags auf der Ebene des Einzugsgebiet der Sieg und den Tributären

Das Erkennen von regionalen Faktoren, die die chemische Beschaffenheit der Oberflächengewässer steuern ist, neben einer Bestandsaufnahme des hydrochemischen Zustands der Vorfluter im Untersuchungsraum der Sieg, das Ziel des Arbeitsschwerpunkts. Dabei steht das hydrochemische Verhalten in verschiedenen zeitlichen *Skalen* (Langzeit- und Saisonalskale) und räumlichen *Skalen* (Verknüpfung von Teileinzugsgebieten) im Vordergrund. Hierzu wurden im Teilbereich BI 'Wasserbilanzen, Stoffeintrag, und -transport im Einzugsgebiet der Sieg: Regionale Modellierung des hydrologischen Prozessgefüges' des SFB350s der Universität Bonn während der hydrologischen Jahre 1992—1995 Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransport durchgeführt. Ausser den atmosphärischen Einträgen werden Einflussgrößen berücksichtigt, die die zeitliche Variabilität und (Niederschlagsmengen, Abfluss, Jahreszeit) und die räumliche Differenzierung (Böden, Vegetation und Landnutzung) bestimmen.

Basierend auf den im Projekt erhobenen Daten zur Gewässerqualität und zur atmosphärischen Deposition mit ihren flankierenden hydrologischen und hydrometeorologischen Bedingungen ergeben sich hierfür vier Arbeitsaufgaben:

- Erfassung und Quantifizierung des regionalen, flächenhaften Wasser- und Stoffeintrags über die Niederschläge und atmosphärische Depositionen unter dem Schwerpunkt hydrochemisch wirksamer Stoffe.
- Bestimmung und Charakterisierung hydrochemisch ähnlich reagierender Teileinzugsgebiet bzw. Vorflutertypen, über die experimentelle Analyse der geschachtelten Teileinzugsgebiete.
- Qualitative und quantitative Erfassung des regionalen Wasser- und Stofftransports im Hinblick auf die hydrochemisch orientierte Ausgrenzung von Einzelkomponenten des Abflusses (Indirekt- und Direktabfluss) sowie die Bestimmung ihrer Transportpotenziale.
- Bestimmung homogener Strukturen der hydrochemischen Systemreaktionen und Herleiten von potenziellen Herkunftsräumen (*'upscaling'*), um übergeordnete Schemen zu lokalisieren, die eine Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete unterstützen.

Zur Durchführung der Arbeitsaufgabe ist die Bildung einer methodischen Konzeption zur strukturierten Integration der Projekt-Daten in das *Datenbanksystem* (*'DBMS'*) ORACLE 8 als Server zur Bereitstellung der Datenbestände, die Entwicklung von *SQL* (*'structure query language'*)-Tools zur dynamischen Abfrage und Bearbeitung der Datenbestände notwendig.

Schwerpunktziel 2: Flächendistributive Wasser- und Stofftransportmodellierung zur Simulation der Wasser- und Stickstoffdynamik auf der Ebene eines Teileinzugsgebietes der Sieg

Für den Projektzeitraum der hydrologischen Jahre von 1992—1995 erfolgt für ein Repräsentativ-Teileinzugsgebiet (Bröl) die flächendistributive Modellierung von Wasser- und Stoffhaushaltsprozessen auf der täglichen Zeitskala. Als Referenzstoffsystem wird wegen seiner Umweltrelevanz Stickstoff verwendet.

Anwendung findet dabei das modular aufgebaute, überwiegend physikalisch basierte Modellsystems WASMOD (REICHE 1991[241]) unter Nutzung breitenverfügbarer Rauminformationen. Die im Projekt erhobenen Daten dienen der Modellparameterisierung und der Modellvalidierung. Hierbei ergeben sich folgende Arbeitsschwerpunkte:

- Diskretisierung von räumlich hoch aufgelösten Modelleinheiten auf der Basis der KGG-Konzeption.
- Modellierung flächenscharf verorteter Wasser- und Stoffumsatzprozesse in räumlich hoch aufgelöster Form unter Einbeziehung lateraler Verknüpfungsmechanismen.
- Berechnung von flächendistributiven Prozesskenngrößen und Wasser- und Stoffbilanzen.

Schwerpunktziel 3: Raumbezogenes Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse zur Ableitung von modell- und wissensbasierten sowie prozessorientierten 'Chemical Response Units' (CHRUs) auf der Ebene des Standorts

Hierbei erfolgt eine Bewertung der Lage- und der Prozessinformation auf der Basis der flächenscharf verorteten Simulationsergebnisse zum Wasser- und Stofftransport sowie dem Wasser- und Stoffumsatz. Das Bewertungsverfahren führt zur Entwicklung eines generischen, hydrochemischen Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell für die Ableitung von 'Chemical Response Units' (CHRUs). Die Erfassung und Bewertung der Komplexität einer Fläche ist von ihrer Funktion und dem Verhalten abhängig. Die Formalisierung dieser Zusammenhänge ist durch bestehende Nicht-

linearitäten erschwert ist und benötigt die Bearbeitung eines mehrdimensionalen Merkmals- (d. h. Prozess) -raums.

Die Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation erfüllt diese Aufgabe für den Untersuchungsraum der Bröl. Die Arbeitsschwerpunkte konzentrieren sich daher auf die:

- Erarbeitung von generischen, mehrdimensionalen Klassifikationsindikatoren und eines Systematisierungskonzeptes für die Erstellung von Fuzzy-Set-Teilmodelle und den Eingabe-Fuzzy-Sets.
- Bestimmung der Ableitungskriterien für die Erstellung eines Regelwerks und Implementierung des Fuzzy-Entscheidungsmodells im GIS ArcView.
- Raumbezogene Bewertung von Gebietseigenschaften und Wirkungskombinationen zur Erklärung der hydrochemisch variablen Systemreaktion.

Damit lässt sich auf der Ebene der Teilfläche der Zusammenhang von zugrunde liegender physiographischer Ausstattung der Teilfläche und den sie bestimmenden Wasser- und Stickstoffprozessen herleiten und bewerten.

3 Methodik

In den vorangegangenen Abschnitten wurde der Stand der Forschung, der Forschungsbedarf und die daraus abgeleitete Zielsetzung behandelt. Das folgende Kapitel umfasst die Darstellung der Methodik. Die Vorgehensweise entspricht im Wesentlichen dem Aufbau und Zielsetzung der Arbeit und gliedert sich in drei übergeordnete Arbeitsschwerpunkte, die die Prozess- und Meßskale mit der Modellskale verbinden.

Die erste umfasst die hydrochemische Geländeinstrumentierung im Untersuchungsraum und ihre prozedurale, digitale Aufarbeitung, so wie die Laboranalytik, Homogenitätsprüfung und Datenbankintegration. Der zweite Arbeitsschritt erläutert die verwendeten Modellmethoden sowie die Kriterien, die der Modellauswahl zugrunde liegen. Die hierfür notwendige Datengrundlage wird im Anschluss aufgeführt. Der dritte Abschnitt erläutert die für die Aggregation von CHRUs eingesetzte Fuzzy-Set-Methode und die verwendeten Fuzzy-Operatoren.

3.1 Bestimmung der Untersuchungsskale

Zur skalenübergreifenden Analyse der Wasser- und Stoffdynamik wurden die Untersuchungen im Sinn der Regionalisierung über einen geschachtelten 'nested catchment approach'-Ansatzes geführt. Untersuchungszeitraum sind die hydrologischen Jahre 1992—1995. Als Untersuchungsraum wird das 2853 km² umfassende Einzugsgebiet der Sieg im Rheinischen Schiefergebirge gewählt. Es wurden 17 verschiedenskalige Teileinzugsgebiete hydrochemisch instrumentiert und diese hinsichtlich ihrer systemanalytischen Auswertung integrativ mit den 16 Niederschlags- und Depositionsstationen verknüpft.

Um bei der hydrochemischen Modellierung Skalierungseffekte zu ermöglichen, wurden KGG-Modelleinheiten als räumliche Diskretisierungsgrundlage gewählt. Ihre räumliche Auflösung ist im Wesentlichen von der Landnutzungsaufnahme und der GIS-Relief-Analyse bestimmt. Sie wurden im Sinn der Regionalisierung im Anschluss an die Modellierung zu hydrochemisch gleich reagierenden Raumeinheiten zusammengefasst (CHRUs).

3.2 Mess- und Prozessskale: Messinstrumentierung und Probenahme

Zur qualitativen und quantitativen Erfassung der Wasser- und Stoffeinträge sowie Wasser- und Stoffausträge, wurden im Untersuchungsgebiet Messstationen errichtet und bereits existierende Stationen in das Messnetz integriert. Das Messprogramm wurde während der hydrologischen Jahre 1992—1995 kontinuierlich durchgeführt. Die Daten sind in sich homogen, d. h. dass im Verlauf des Untersuchungszeitraums keine Veränderungen der Messbedingungen vorgenommen wurden. Die Abbildung 3.2.1 zeigt die Lage und die Bezeichnung der Untersuchungsstationen.

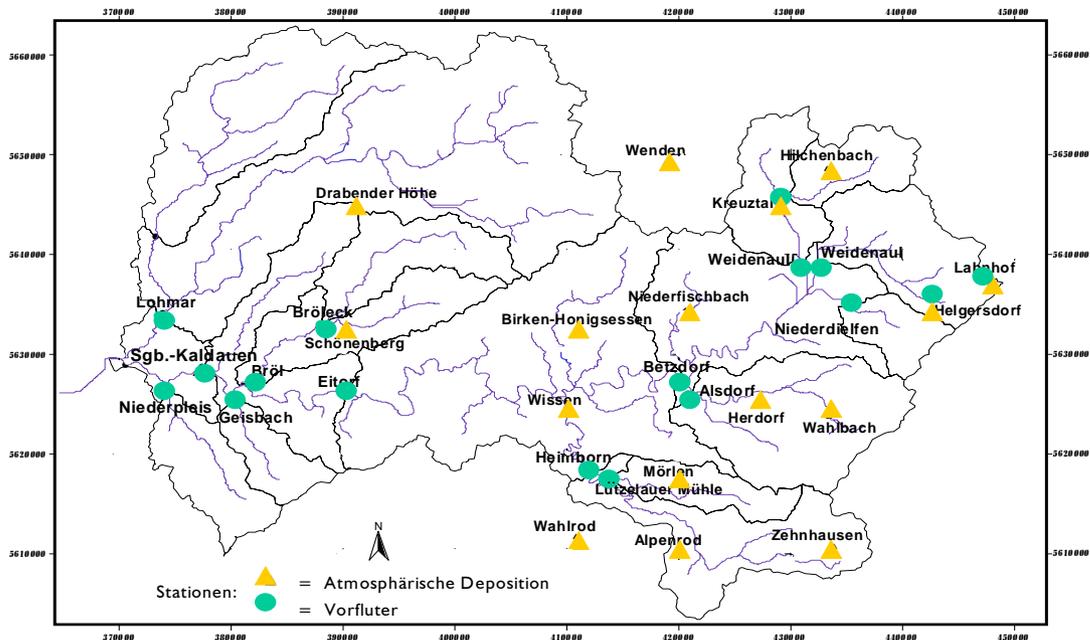


Abbildung 3.1: Lage und Bezeichnung der Pegelstationen und Vorfluterstationen zur Messung der atmosphärischen Deposition und des Gewässerchemismus im Siegeinzugsgebiet

Die Instrumentierung der Pegel- und Depositionsmessstellen und das Geländerroutinenprogramm werden im Folgenden kurz erläutert.

3.2.1 Vorfluter

Im Untersuchungsraum standen 17 Pegel für das Projekt zur Verfügung. Ihr Betrieb obliegt den regionalen staatlichen Umweltämtern (StUA Köln, StUA Hagen und StUA Montabauer). Diese Pegel wurden mit Zusatzinstrumenten ausgerüstet und in Betrieb genommen. Kontinuierlich wurden die elektrische Leitfähigkeit (mS/m) als Summenparameter für die im Gewässer dissoziierten Salze über temperaturkompensierten Konduktometern WTW-LF 196 (Fa. WTW) und die Wassertemperatur (°C) aufgenommen. Die Datenregistrierung erfolgte mit kontinuierlich registrierenden Dataloggern (DKlog-102 der Fa. Driesen & Kern und MCS-152 Logger der Fa. MCS) in einer Auflösung zwischen 5 und 15 Minuten sowie 1 Stunde. Die digitale Datenübertragung wurde im 2-wöchentlichen Turnus durchgeführt.

Ergänzend dazu erfolgte eine zeitproportionale Gewässerprobennahme an den Pegelstellen innerhalb des 2-wöchigen Intervalls. Parallel dazu fand eine vergleichende Temperatur- und Leitfähigkeitsvergleichsmessung statt, um eine Eichung der kontinuierlich gemessenen Parameter vorzunehmen. Zusätzlich wurden 2 Waldareale in den Quelleinzugsgebieten der Sieg beprobt, die keine Pegelinstallation aufwiesen. Die Entnahme und Konservierung der Vorfluterproben folgte dabei nach den Richtlinien des DVWK (1990[94]). Insgesamt wurden während des Untersuchungszeitraums 1759 Vollanalysen durchgeführt.

3.2.2 Atmosphärische Deposition, Niederschlag, Fehlerbetrachtung

Die qualitative und quantitative Untersuchung der atmosphärischen Deposition umfasste die Analyse der Agenzien von trockener und nasser Deposition. Die trockene Deposition setzt sich

aus den natürlich und anthropogen bedingten Einträgen durch Winddrift zusammen und/oder als Rückstand des verdunsteten Niederschlags an ständig offenen Poly-Ethylen (PE)-Sammlern (DVWK 1994[96]). Im Gegensatz dazu umfasst die nasse Deposition die mit dem Niederschlag ausgewaschenen anthropogen und/oder natürlich bedingten anorganischen und organischen Partikel (HERBERT 1987[141]).

Insgesamt wurden im Untersuchungsraum 14 Stationen instrumentiert (Abbildung 3.1). Ergänzend dazu wurden außerhalb des Gebiets im Süden (Wahlrod) und Norden (Wenden) je eine weitere Station errichtet, um die Beeinflussung der Emissionen von industriellen bzw. Kläranlagen zu erfassen. Die PE-Sammler befanden sich für beide Depositionsformen in 1m Höhe mit einer Auffangfläche von 200 cm². Während des Untersuchungszeitraums wurden 1643 bzw. 1734 Vollanalysen für die nasse bzw. trockene Deposition durchgeführt.

Die zeitliche Erfassung der atmosphärischen Deposition erfolgte analog zur Vorflutermessung in einem zwei-wöchigen Intervall. Bei der verwendeten Methodik muss angemerkt werden, dass sie zwar keine zeitlich hoch aufgelösenden Prozessuntersuchungen zum atmosphärischen Stoffeintrag zulässt (*'Ereignisskala'*). Sie ist jedoch hinreichend genau zur Bewertung der Prinzipien des regionalen atmosphärischen Stoffeintrags.

Um die atmosphärischen Depositionen quantitativ zu bestimmen, wurden zusätzlich die zwei-wöchigen Summenniederschläge über die Füllmengen der PE-Behälter erfasst. Ergänzend wurden die Niederschläge kontinuierlich an 9 Stationen über Thies-Regenwippen (5-minütige Auflösung) und damit verbundenen Dataloggern (DKlog 102 der Fa. Dries & Kern) registriert. Die Niederschlagssummen beider Aufnahmemethoden waren damit vergleichbar. Da mit Ausnahme der an Hochbehältern stationierten und davon beeinflussten Stationen Herdorf und Niederfischbach signifikante Korrelationen zwischen beiden Messverfahren vorlagen, konnten bei der Berechnung der gemessenen Niederschläge die fehlende Niederschläge der Sammler durch die entsprechenden Niederschlagsmengen der Regenwippen ergänzt werden. Entsprechendes gilt für niederschlagsreiche Zeiten, in denen die Sammelbehältnisse überliefen.

Die qualitativen und quantitativen Ergebnisse zum Stoffeintrag durch die atmosphärischen Depositionen sind in Kapitel 5.1.1.2 beschrieben.

Einschränkend muss bei dieser Art der Instrumentierung folgendes bemerkt werden:

Die flächenhaften Aussagen für die atmosphärischen Depositionen sind mit Unsicherheiten behaftet. Eine wesentliche Ursache ist darin zu sehen, dass die Sammelgefäße nur unzureichend die Oberflächenstruktur der vorhandenen Vegetationselemente, an denen die Partikel deponieren, nachzubilden vermögen. Theoretisch sind damit die atmosphärischen Frachten insbesondere an den Waldstandorten höher einzustufen, da die Baumkronen vermehrt gas- und partikelförmige Stoffe aus der Luft adsorbieren, welche dann mit dem Regen ab und in den Boden eingewaschen werden.

Die trockene Deposition wird zumindest teilweise, d. h. besonders in Zeiten ohne Niederschläge bei der nassen Deposition mit erfasst wird. Anders werden die Behälter der trockenen Deposition durch die fallenden Niederschläge ausgespült, d. h. um einen entsprechenden Betrag verringert. Die unterschiedlichen stofflichen Konzentrationsniveaus beider Depositionsformen im Untersuchungsraum sprechen allerdings dafür, dass eine ausreichende Trennung beider System erfolgt ist (s. Kapitel 5.1.1.2).

Für die Angaben der trockenen Deposition muss überdies einschränkend berücksichtigt werden,

dass die in den Untersuchungsraum eingetragenen Stoffe durch die Winddrift erneut aufgewirbelt und im selben System akkumuliert werden können. Dementsprechend stellen die genannten Angaben Orientierungswerte dar.

Ein weiteres Problem sind bei der nassen Deposition die stofflichen Umsetzungen in den Depositionsbehältern, da die Proben bis zu zwei Wochen in den Sammelgefäßen stehen. Während die Konzentration nicht reaktiver Stoffe, wie z. B. Na^+ , K^+ persistent sind, ist eine Abhängigkeit zwischen der Änderung des pH-Werts und der NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Konzentration in den Niederschlagswässern möglich (BREDEMEIER & LINDBERG 1991[63]). Die Reaktionen verlaufen naturgemäß unter warmen Temperaturen schneller. Wird NH_4^+ in der Probe nitrifiziert, werden H^+ -Ionen frei und umgekehrt bei Reduktionsvorgängen H^+ -Ionen verbraucht. Damit sinkt bei erstgenannten Vorgängen der pH-Wert während er bei dem zweiten Vorgang steigt. Signifikante Raten der Denitrifikation und damit des N-Verlustes aus dem Sammelgefäß sind aufgrund der ständig aeroben Verhältnisse und den geringen organischen N-Gehalten dagegen unwahrscheinlich. Es kann aber unter den gegebenen Umständen zumindest von der Richtigkeit der gemessenen Gesamtstickstofffrachten ausgegangen werden.

3.3 Laboranalytik und Fehlerbetrachtung

Die anorganische Vollanalytik der Vorfluter- und atmosphärischen Depositionsproben erfolgte im geohydrologischen Labor der Universität Bonn und wird im Folgenden kurz erläutert. Zur Bestimmung der Inhaltsstoffe der trockenen Deposition wurden die PE-Flaschen durch mehrmaliges Ausspülen mit 250 ml $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ behandelt, damit keine auswaschbaren Stoffe an den Trichtern hafteten.

Für beide Depositionsformen wurden gemäß DVWK (1994[96]) aus den PE-Sammlern Mischproben erstellt. Diese sowie die Proben der Vorfluter wurden gemäß DVWK (1994[96]) durch einen $0,2 \mu\text{m}$ Cellulosefilter filtriert. Die Analyse der Kationen Kalium (K^+), Natrium (Na^+), Magnesium (Mg^{2+}) und Calcium (Ca^{2+}) erfolgte durch den Atom-Adsorptions-Spektralphotometer SP 936 (Fa. PYE Unicam). NH_4^+ wurde mittels Spektralphotometer des Typs Spectronic 1201 (Fa. Miton Roy) ausgewertet. Die Anionenanalyse von Chlorid (Cl^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Phosphat (PO_4^-), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) wurde unter Verwendung des Ionenchromatograf DIONEX System 2000i/SP und der Software AI-450 (Fa. Dionex) durchgeführt.

Die Validierung und Plausibilitätsprüfung erfolgte über die Berechnung von Ionenbilanzen der Laboranalysen (HÜTTER 1992[161]). Dabei wurden die als 'ungültig' abzuweisenden Proben gemäß den 'Standard Methods For The Examination Of Water And Waste Water' (1980[273]) gehandhabt. Die Quote der gültigen Proben betrug bei den chemischen Wasseranalysen 91 % (entspricht 1598 gültigen Proben), bei der nassen Deposition 92 % und bei der trockenen Deposition 94 % aller gemessenen Proben (entspricht 1581 der nassen Deposition und 1552 der trockenen Deposition).

Das Verhältnis von dissoziierter zu undissoziierter Kohlensäure wurde über die $K_{\text{S}4,3}$ =Säurekapazität bzw. $K_{\text{B}8,2}$ =Basekapazität der titrimetrischen Maßanalyse bestimmt. Die Titration auf diese beiden Endpunkte wird vorgenommen, da diese beiden pH-Werte charakteristische Werte für das Puffersystem der Kohlensäure darstellen, d. h. dass an diesen Punkten kleine Pufferungsintensitäten aufgrund der Gleichgewichtslagen zu erwarten sind. Dazu wurden die Proben durch acidimetrische und alkalimetrische Titration mit HCl für Säurekapazität bzw. NaOH für die Basekapazität

titrimetrisch über die Anzahl der benötigten Milligramm-Äquivalente von $[H^+]$ bzw. $[OH^-]$ beim Säure- bzw. Basenverbrauch zur Erreichung des End-pH von 4,3 bzw. 8,2 ermittelt. Die aus der Titration quantifizierten Parameter p- und m-Wert leiteten sich nach SONTHEIMER (1980[271]) ab. Eine Korrektur der Werte hinsichtlich der Temperatur- und Ionenstärkeabhängigkeit wurde nach dem DVGW (1993[93]) durchgeführt.

Ergänzend erfolgte die elektrometrische Bestimmung des pH-Wert am pH-Meter der Fa. WTV sowie die elektrische Leitfähigkeit (mS/m) aller Proben am LF-196 der Fa. WTV.

Zur eindeutigen Identifikation weiterführender Verarbeitungs- und Analyseprozesse wurde für jede Probe eine eigene Bearbeitungsnummer ('lab-id') vergeben.

Bei der kontinuierlichen Messung von elektrischer Leitfähigkeit ('electric conductivity' EC) und der Temperatur ergaben sich Fehler durch Trockenfallen der Messsonden während des Trockenwetterabfluss sowie eine Beeinflussung durch Schwebstoffe oder durch Einfrieren. Die Rohwerte wurden daher direkt nach dem digitalen Auslesen der Datenlogger am PC auf mögliche Fehlern geprüft und ggf. korrigiert. Hierbei wurden Fehlwerte, 'missing values' als '-999,9' bzw. als Wert = 'NULL' in der Datenbank ersetzt. Eine lineare Anpassung der Rohdaten erfolgte über einen Korrekturfaktor. Dieser ermittelt sich aus der Differenz der kontinuierlich gemessenen und den 2-wöchigen Vergleichshandmessung von elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur nach der Gleichung 3.1

$$\text{Faktor}_{\text{korr}} = \left(\frac{(\text{differ}_{\text{ende}} - \text{differ}_{\text{anf}})}{[\text{Anz}_{\text{mess}} - 1]} \right) \tag{3.1}$$

mit $\text{Faktor}_{\text{korr}}$ = Korrekturfaktor für EC und Temperaturwerte
 $\text{differ}_{\text{ende}}$ = Differenz des Messwerts Sonde zur Handmessung am Ende der Messperiode
 $\text{differ}_{\text{anf}}$ = Differenz des Messwerts Sonde zur Handmessung zu Beginn der Messperiode
 Anz_{mess} = Anzahl der Messungen

Daraus ergibt sich nach Gleichung für die Korrekturberechnung:

$$\text{EC}_{\text{korr}} = (\text{EC}_{\text{mess}} + \text{differ}_{\text{anf}}) + (\text{Faktor}_{\text{korr}}) \times (n\text{EC}_{\text{mess}} - 1) \tag{3.2}$$

mit EC_{korr} = korrigierter Wert für EC und Temperatur
 EC_{mess} = Sondenmesswert
 $\text{differ}_{\text{anf}}$ = Differenzwert zwischen Sonde und Handmessung zu Beginn der Messperiode
 $\text{Faktor}_{\text{korr}}$ = nach Gleichung berechneter Korrekturfaktor
 $n\text{EC}_{\text{mess}}$ = Anzahl der gemessenen Sondenwerte

Das beschriebene Korrekturverfahren wurde über interne PLSQL-Programme im DB-System Oracle8 in der am Lehrstuhl für Geoinformatik entwickelten geohydrologischen Datenbank umgesetzt. Für die Messung der elektrischen Leitfähigkeit wird die Eigenschaft von salzigen Lösungen, Strom zu leiten, verwendet (Leiter zweiter Klasse). Im Gewässer ist sie von der Temperatur, der Art der Elektronen und ihrer Konzentration abhängig und ist direkt proportional zur Ionenkonzentration bzw. zum Gesamtsalzgehalt im Wasser (SONTHEIMER et al. 1980[271]).

Bei der Berechnung des Gesamtsalzgehaltes (TDS='total dissolved salts' [mg/l]) wurde die Refe-

renztemperatur der elektrischen Leitfähigkeit von 20°C zugrunde gelegt (SONTHEIMER et al. 1980[271]). Die Berechnung des TDS aus dem EC-Wert erfolgt linear nach der allgemeinen Regressions-Gleichung 3.3 zu:

$$\text{TDS} = a + \text{EC} \times b \quad (3.3)$$

mit

- TDS = 'Total Dissolved Saalts'; Gesamtsalzgehalt [mg/l]
- a = Steigung der Regressionsgerade
- EC = EC-Messwert [mS/m]
- b = Verschiebung auf der y-Achse

Die Bestimmung der Frachten des Gesamtsalzgehalts und einzelner Inhaltsstoffe zum Stoffeintrag über die atmosphärische Deposition bzw. zum Stoffaustrag der Vorfluter im Einzugsgebiet bzw. einzelner Abflusskomponenten erfolgte über eine Zweikomponentenmischungsgleichung nach der Gleichung 3.4

$$\text{Fracht} = \text{Wassermenge}_i \times \text{Konzentration}_i \quad (3.4)$$

3.4 Datenaufbereitung und Datenmodellierung

Die Datenaufbereitung und Datenmodellierung umfasste die Ableitung von weiteren hydrochemisch bedeutsamen Parametern, ihre Transformation in weitere Einheiten (molare Konzentration und Äquivalente), die Berechnung von Reinnährstoffformen und dem flächenspezifischen Stoffein- und Stoffaustrag in entsprechenden Zeitabschnitten.

3.4.1 Digitale Verarbeitungsprozeduren

Die Messwerte der Vollanalysen wurden im Labor digital erfasst und mit Hilfe von im Projekt erstellten Fortran-Programmen weiterverarbeitet. Für jede Probe wurden die folgenden Parameter abgeleitet:

- der **Gesamtsalzgehalt (TDS='Total Dissolved Salts' [mg/l])** der Lösung nach Gleichung 3.5

$$\text{TDS} = \Sigma(\text{Na}, \text{K}, \text{Ca}, \text{Mg}, \text{SO}_4, \text{NO}_3, \text{NO}_2, \text{NH}_4, \text{PO}_4) \quad (3.5)$$

- die **Ionenstärke** (μ) (mmol/l) als Maß der Ionen-Interaktionen. Sie beschreibt die elektrostatischen Wechselwirkungen in der Lösung und beeinflusst die Temperatur und die Dissoziationskonstanten der in der Lösung befindlichen Ionen (TCHOBANOGLOUS & SCHROEDER 1987[277]). Die Ionenstärke wurde nach Gleichung 3.6 berechnet:

$$\mu = \frac{1}{2} \Sigma(c(i) \times z(i)^2) \quad (3.6)$$

Die Ionenstärke wurde zur Korrektur verschiedener Rechengrößen bei der Beschreibung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts verwendet. Hierzu zählten der Ionenstärkeeinfluss auf den p- und m-Wert, die Dissoziationskonstanten pH und pOH wie auch auf die Dissoziationsprodukte der Kohlensäure HCO_3^- , CO_2 und CO_3^{2-} . Das Korrekturverfahren erfolgte dabei nach der SONTHEIMER et al. (1980[271]) und DVGW (1993[93]) entwickelten linearen Regressionsgleichungen.

Das wichtigste Säure-Base System in Gewässern ist das **Kalk-Kohlensäuregleichgewicht**, welches den pH-Wert und damit das Puffersystem im Gewässer steuert. Auf eine ausführliche Darstellung des Kohlensäuresystems in Gewässern wird auf DVGW (1993[93]); SONTHEIMER et al. (1980[271]) und SIGG & STUMM (1991[267]) verwiesen. Die Berechnung des einfachen Kalk-Kohlensäuregleichgewichts zur Beschreibung des Säure-Basenverhaltens der Lösung bzw. als Ausdruck des Pufferungsverhaltens folgte nach SONTHEIMER et al. (1980[271]). Als chemische Species sind am Carbonatsystem von Gewässern gasförmiges [g] und im Gewässer gelöstes[aq] Kohlendioxid $[(\text{CO}_2)_g]$, $[(\text{CO}_2)_{aq}]$, Kohlensäure $[\text{H}_2\text{CO}_3]$, Hydrogencarbonat $[\text{HCO}_3^-]$ und Carbonat $[\text{CO}_3^{2-}]$ sowie carbonathaltige feste Bestandteile im Wesentlichen beteiligt. Da die Erfassung einiger Teile der beteiligten Komponenten, z. B. der undissoziierten Kohlensäure $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ analytisch schwer ermittelbar ist, wurden zur modellmäßigen Behandlung in erster Näherung unter Einbeziehung des Massenwirkungsgesetzes Gleichgewichtskonstanten und weitere Rechengrößen definiert und über im Projekt erstellte Fortran-Programme berechnet. Sie umfasste die Definition und Berechnung folgender Größen:

- den **negativen Logarithmus** für die Dissoziationskonstanten des Wassers (pK_w) sowie der Kohlensäure (pK_1 und pK_2) in Abhängigkeit der Temperatur (T°) und der Ionenstärke μ nach SONTHEIMER et al. (1980[271]),
- die **Kohlensäuresumme** aus den korrigierten p- und m-Werten nach SONTHEIMER et al. (1980[271])
- den **Äquivalenzfaktor** (φ) zur Beschreibung der Anteile an Ionenäquivalenten bzw. Ladungen von HCO_3^- und CO_3^{2-} an der Gesamtkohlensäure. CO_2 liegt ungeladen als Molekül vor und wird daher in der Gleichung 3.7 nicht berücksichtigt:

$$\varphi = ([\text{HCO}_3^-] + 2([\text{CO}_3^{2-}]) / [C] \quad (3.7)$$

- die **Dissoziationsgleichgewichte** zur Berechnung von Massenbilanzen der beteiligten Kohlensäureformen FCO_2 , FCO_3^{2-} , FHCO_3^- sowie für H^+ und OH^- ,
- die **Gesamt-, temporäre und permanente Härte** [mmol/l] zur Charakterisierung der in der Lösung befindlichen Gehalten an Lösungsbildnern (SIGG & STUMM 1991[267]). Die Gesamthärte oder auch Totale Härte (TOTH) entspricht nach Gleichung 3.8 der äquivalenten Summe aus den Konzentrationen der zweiwertigen Erdalkalien Magnesium ($c(\text{Mg})$) und Calcium ($c(\text{Ca})$):

$$\text{TOTH} = c(\text{Ca}) + c(\text{Mg}) \quad (3.8)$$

Des Weiteren ist die temporäre bzw. Carbonathärte (TEMH), die auf kohlensauren Salzen als Härtebildnern beruht, die äquivalente Summe der mit starker Säure titrierbaren Basen zu nennen. Sie entspricht der Konzentration an Erdalkalien die, der im Wasser enthaltenen Konzentration an Carbonationen äquivalent ist. Sie führt beim Erhitzen zur Ausfällreaktion schwer löslicher Carbonate und ist nach Gleichung 3.9 beschrieben:

$$\text{TEMH} = \text{HCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{OH} - \text{H} \quad (3.9)$$

Darüber hinausgehende Gehalte an Erdalkalien werden entsprechend anderen Anionen wie Sulfat oder Chlorid zugeordnet und entsprechen der permanenten bzw. Nichtcarbonathärte (PERH). Dabei bleiben Ca^{2+} und Mg^{2+} nach Ausfällung unverändert in der Lösung erhalten und wird nach Gleichung 3.10 berechnet:

$$\text{PERH} = \text{TOTH} + \text{TEMH} \quad (3.10)$$

3.4.1.1 Entwicklung eines generischen hydrochemischen Datenmodells

Zur Datenbankverarbeitung der Gelände- und Labor-Datensätze fand das am Lehrstuhl für Geoinformatik eingesetzte relationale Datenbank-Management-System (DBMS) Oracle8 Verwendung. Es wurde ein dreischichtiges Datenmodell entwickelt, welches die Ebenen Dateneingabe, -speicherung und -verwaltung (I), die Datenmodellierungsebene (II) und die Erstellung von Datenabfrage, -analyse bzw. -manipulationswerkzeuge (III) miteinander verknüpft (Abbildung 3.2).

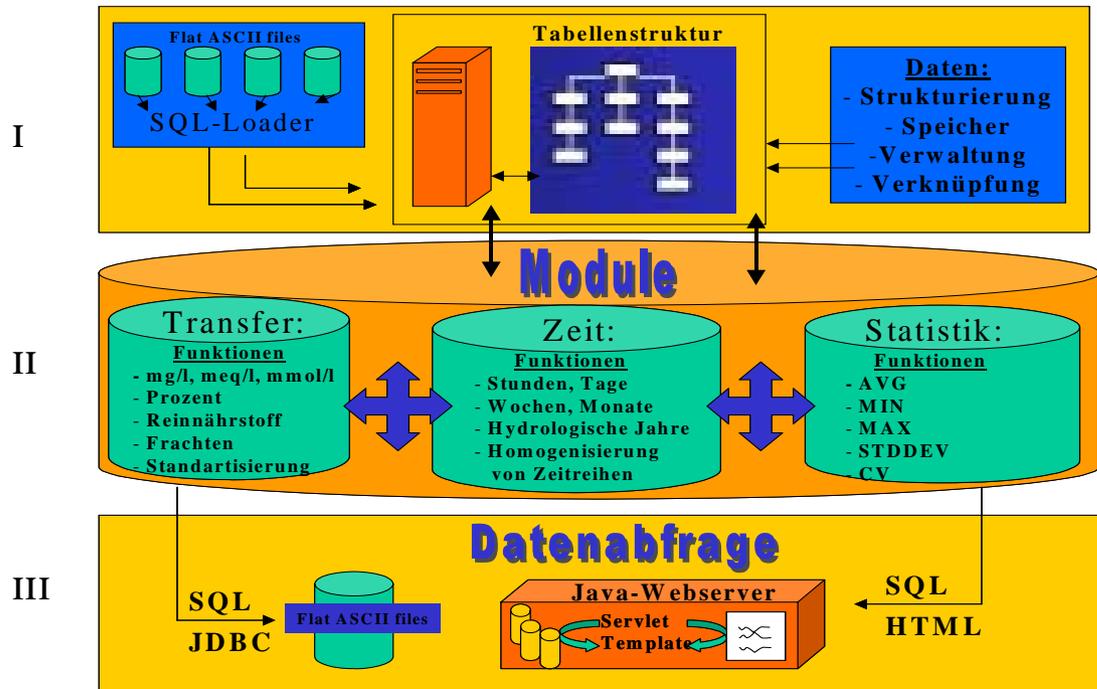


Abbildung 3.2: Entwicklung eines dreischichtigen hydrochemischen Sieg-Datenmodells

Hierzu wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- (I) Entwurf und Definition entsprechender Objekte, d. h. Tabellen und dazugehöriger Attribute auf der Datenbankebene nach der Tabelle 3.1 I:
- (I) Einlesen der ASCII-formatierten Rohdatensätze über das Arbeitswerkzeug 'SQL-Loader'.
- (I) Referenzierung von Querverweisen der Tabellen untereinander, z. B. zu ergänzenden Gebietsinformationen oder Wasserquantitätsbeziehungen. Hierzu zählen die Gebietsbezeichnungen, die Stationsbezeichnungennummern und ihre geographische Lage (lat/long), die Höhenangabe der Probenahme-Stellen (m über NN), die Einzugsgebietsgröße, Art der Instrumentierung und die Angabe zur Abflussmenge zum Zeitpunkt der Messung.
- (II) Aufbau strukturierter Module zur Datenmodellierung. Dies beinhaltet die Module zum Transfer von Einheiten, die Berechnung von Frachten, Reinnährstoffen und Erhebung der prozentualen Zusammensetzungen sowie die Umsetzung statistischer Auswertungsverfahren. Der für die Berechnung der 'Standard International'(SI)-Maßeinheiten mmol/l und mmol/l[eq] sowie der Ermittlung der Reinnährstoffe von Stickstoff, Phosphor und Sulfat liegen den bei TCHOBANOGLOUS & SCHROEDER (1987[277]) beschriebenen Umrechnungsfaktoren zugrunde.

Tabelle 3.11: Tabellenstruktur der relationalen hydrochemischen Datenbankebene auf der Basis der Gelände- und Labordaten

Tabellenname	Erläuterung	Attribute
water_analysis	Inhaltsstoffe der Vorfluterproben der instrumentierten Vorfluterstationen	ds_id (Stationsnummer), lab_id (Probennummer), timestamp (Messzeitpunkt), Gesamtsalzgehalt, Anionen, Kationen, Ionendifferenz, Status, p- und m-Wert, pH, EC, pKw, phi, OH- und H-Konzentration, Ionenstärke, Abfluss zum Probenahmezeitpunkt
wet_deposition	Inhaltsstoffe der nassen Depositionen und 2-wöchigen Niederschlagssummen der Sammelbehälter der instrumentierten Depositionsstationen	ds_id (Stationsnummer), lab_id (Probennummer), timestamp (Messzeitpunkt), Gesamtsalzgehalt, Anionen, Kationen, Ionendifferenz, Status, p- und m-Wert, pH, EC, pKw, phi, OH- und H-Konzentration, Ionenstärke, Niederschlagssumme zwischen zwei Probenahmezeitpunkten
dry_deposition	Inhaltsstoffe der trockenen Depositionen der instrumentierten Depositionsstationen	ds_id (Stationsnummer), lab_id (Probennummer), timestamp (Messzeitpunkt), Gesamtsalzgehalt, Anionen, Kationen, Ionendifferenz, Status, P- und M-Wert, pH, EC, pKw, phi, OH- und H-Konzentration, Ionenstärke
discharge	Kontinuierliche Abflussmessungen von Pegelstammdaten als 'breakpoints'	timestamp (Messzeitpunkt), ds_id (Stationsnummer), value (Abflusswert)
precipitation	Kontinuierliche Niederschlagsdaten der instrumentierten Regenwippen	timestamp (Messzeitpunkt), ds_id (Stationsnummer), value (Niederschlagswert), kind_of_precipitation (Niederschlagsart)
water_temperature	Kontinuierliche Wassertemperatur der instrumentierten Vorfluterstationen	timestamp (Messzeitpunkt), ds_id (Stationsnummer), value (Wassertemperaturwert), Maximum, Minimum der Wassertemperatur
water_ec	Kontinuierliche elektrische Leitfähigkeit der instrumentierten Vorfluterstationen	timestamp (Messzeitpunkt), ds_id (Stationsnummer), value (elektrischer Leitfähigkeitswert)
water_ect	Hand-Vergleichsmessungen der Wassertemperatur und der elektrischen Leitfähigkeit von Messsonde im Gewässer und der instrumentierten Vorfluterstationen, Aufnahmezeitpunkt der Vorfluterproben	timestamp (Messzeitpunkt der Vorfluterprobenahme), ds_id (Stationsnummer), EC_logger, EC_water (ELfwert von Sonde und Einzelmessung zum Zeitpunkt der Probenahme), Temp_logger, EC_water (Temperaturwert von Sonde und Einzelmessung zum Zeitpunkt der Probenahme)
dataset, location and instrument	Beschreibung der Datentypen, Messstationen und der Messtechnik	ds_id (Stationsnummer), loc_id (location-Nummer), Name, Longitude, Latitude (geogr. Lage), Constraints (Anwendungsregel), technical_parameter (Messinstrument)

(II) Die automatisierte Berechnung des gebietspezifischen Austrags der einzelnen Vorfluter sowie der Eintragsmengen über die atmosphärische Deposition erfolgt über virtuelle Tabelle (Sichten, 'views') bzw. wurde über PLSQL-programmierte UDFs ('user defined functions'). Deskriptive Statistiken und die Berücksichtigung der Variationskoeffizienten ('Coefficient of Variation' CV= Standardabweichung/Mittelwert) werden zur Beurteilung der Verteilung von Variationsbreiten einzelner Ionenkonzentrationen verwendet.

(III) Entwicklung von Abfragemodulen über die 'Data Manipulation Language' ('DML'). Sie erfolgte zum einen über zeilenorientierte SQL-Statements ('structure query language') und zum anderen durch ein am Lehrstuhl für Geoinformatik im Rahmen eines Studienprojekts entwickeltes Abfrage-Werkzeug (PAPENDICK 2001[225]). Grundlage des Verfahrens ist ein in HTML ('hyper transfer meta language') eingebettetes SQL-Kommunikationswerkzeug, welches über eine 'Client'-Software, hier einen Web-Browser, den internen Zugriff auf die Datenbank erlaubt. Das Abfragewerkzeug unterstützt die schnelle Analyse der Projektdaten über die deskriptive Statistik einzelner oder mehrerer Parameter in dynamischen, frei wählbaren Zeitabständen.

3.4.2 Messskale: Skalenübergreifende Auswertung der Wasserqualitätsdaten

Die Auswertung der hydrochemischen Daten basierte auf der zeitlichen Grundlage der Langzeitskale, der Saisonalskale und der Ereignisskale. Dabei betrachtet die Langzeitskale den Zeitraum des gesamten Untersuchungszeitraums von 1992—1995. Die Saisonalskale fasst 3-monatige Intervalle zu Quartalen zusammen und die Ereignisskale betrifft die Untersuchungen zum Zeitpunkt der Probenahme. Folgende Betrachtungsschritte und Methoden wurden dabei angewandt:

Innerhalb der Langzeitskale erfolgte eine qualitative Kennzeichnung der untersuchten Siegvorfluter nach MATTHESS (1994 [199]) und DVWK (1996[97]) bezogen auf den Gesamtuntersuchungszeitraum. Diese Typisierung beruht auf der prozentualen Beschaffenheit der durchschnittlichen äquivalentbezogenen Massen der Vorfluterproben pro Teileinzugsgebiet. Ergänzend dazu wurden relevante Anionen- und Kationenverhältnisse nach FURTAK & LANGGUTH (1967[123]) verwendet. Die nähere Spezifizierung ausgewählter Ionenverhältnisse folgte dem semilogarithmischen Vertikaldiagramm nach SCHOELLER (1962[255]). Ergänzend dazu sind die Variationsbreiten und die Variationskoeffizienten in der Untersuchung aufgeführt. Die Ergebnisse hierzu sind in Kapitel 5.1.2.2 dargestellt.

Die Saisonalskale umfasste die Untersuchung des stoffspezifischen Aufbaus der Hydrografen sowie die Bestimmung des Transportpotenzials von beteiligten Abflusskomponenten über eine Separation des Hydrografen. Als Verfahren wurde die chemisch-physikalische Methode verwandt für die Kennzeichnung der abflussabhängigen Änderungen der elektrischen Leitfähigkeit im Vorfluter (PINDER & JONES 1969 [232]; PILGRIM et al. 1979[231]). Vorausgesetzt wird dabei, dass jeder abflussfähige Niederschlag in der Ganglinie der elektrischen Leitfähigkeit eine Erniedrigung erwirkt. Die Separierung der einzelnen Abflusskomponenten ergibt sich daher über die signifikanten Änderungen der Leitfähigkeiten. Diese beruhen auf unterschiedlichen Kontaktzeiten des Niederschlags bzw. Sickerwassers im Boden und daraus resultierenden unterschiedlich hoch mineralisierten Konzentrationsniveaus der Abflusskomponenten.

Über die Kenntnis des Aufnahmezeitpunkts und die Zuordnung der Probenahme zu der entsprechenden Abflusskomponente lassen sich, unter der Voraussetzung, dass sich die separierten Abflusskomponenten in ihrem Hydrochemismus weitgehend stabil verhalten, Aussagen über das qualitative Verhalten der separierten Abflusskomponenten treffen (CHAPMAN et al. 1993[73]). Eine analoge Vorgehensweise konnte für die Temperaturverhältnisse im Untersuchungsraum nicht angewandt werden, da diese sich, anders als die elektrische Leitfähigkeit, auf einen saisontypischen Tagesgang einstellen.

Für die Vorfluterstationen im Untersuchungsraum liegen für den Projektzeitraum kontinuierliche Messungen als 'breakpoint'-Datensätze vor. Diese nehmen jeweils den Zeitpunkt und die Höhe einer Abflussänderung auf. Diese methodische Vorgehensweise machte die zeitliche Homogenisierung der Abflusswerte gegenüber den kontinuierlich gemessenen Leitfähigkeitswerten notwendig. Um eine vergleichende Betrachtung der Stationen untereinander zu erreichen, wurden Stundenmittel als Referenzzeit verwandt. Die Realisierung erfolgte über PSQL-Skripte gegen die geohydrologischen Datenbank. Das tendenziell typische Verhalten der elektrischen Leitfähigkeit gegenüber dem Abfluss der Sieg-Tributäre wird in Kapitel 5.1.2.2.4 dargestellt.

3.5 Modellskale: Modellauswahl und räumliche Datenbasis

Zur skalenübergreifenden, prozessorientierten Wasser- und Stickstoffmodellierung im Untersuchungsraum wurde zunächst ein Modellvergleich in Anlehnung an ENGEL et al. (1993[102]); McGill (1996[204]) und PLENTINGER & deVRIES (1996[235]) vorgenommen. Dabei konnten auf Grundlage des physikalisch basierten Prozessansatzes dieser Arbeit, die im Forschungsstand aufgeführten Modelltypen bereits stark eingegrenzt werden. Wesentliches Unterscheidungsmerkmal ist der Grad der Detailliertheit an biologischer, chemischer und physikalischer Prozessbeschreibung. Dabei ist der Grad der Auflösung der verschiedenen Prozesse im Boden und in der Pflanze als unterschiedlich hoch zu bewerten. Zur Auswahl eines geeigneten Modells wurden daher folgende Kriterien zugrunde gelegt wie:

- die Gewährleistung einer flächenscharfen, mikroskaligen wie auch regionalen, mehrere km²-große Flächendiskretisierung zur Wasser- und Stickstofftransportmodellierung in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit,
- die Berücksichtigung eines Zwei-Domänen-Konzeptes, die alle vertikalen, landflächenbezogenen Wasser- und Stoffhaushalt bestimmenden Prozesse (z.B. Interzeption, *MIT*-Stoffumsatz sowie) erfasst sowie die lateralen Wasser- und Stoffflüsse (Interflow, Oberflächenabfluss usw.),
- der Umfang des Simulationszeitraums in einer Auflösung von mindestens einem Tag (in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit),
- die geeignete Berücksichtigung der räumlichen Heterogenität der Gebietseigenschaften, z. B. der vertikalen Heterogenität durch variable, in sich homogene Schichtdiskretisierung des Bodens (Anzahl und Mächtigkeit),
- die Disaggregation des Untersuchungsraums bis zur Raumebene der Einzelfläche, um Voraussetzungen schaffen, laterale Abfluss- und Stofftransportprozesse detailliert darstellen zu können,
- die qualifizierte Darstellung zur Modellierung hydrologischer Prozesse wie den Bodenwassertransport (Matrix- und Makroporenfluss), Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Schneedynamik, Grundabwasserfluss, Bodenfrostdynamik und Bodenwärmedynamik,
- die qualifizierte Darstellung der Stickstoffdynamik und ihren beteiligten Prozessen wie Mineralisation, Immobilisierung, Nitrifizierung, Denitrifizierung, Ammonium- De- und Adsorption, Ammoniak-Verflüchtigung sowie vertikalen Nährstofftransport und
- die Modellierbarkeit des Pflanzenbestandes und der quantitativen Nährstoffaufnahme durch Pflanzen,
- die Kompatibilität zur bestehenden Rechentechnik und Verfügbarkeit der Modell-Software.

Nach einer Vergleichs- und Eignungsprüfung wurde aufgrund der Machbarkeit der oben aufgeführten Kriterien das an der Universität Kiel entwickelte Modell WASMOD Water and Substance MODell (REICHE 1991 [241]) ausgewählt. Das Modell wurde in Deutschland bereits für eine Vielzahl von Einzugsgebieten, z. T. auch in Mittelgebirgslandschaften skalenübergreifend angewendet und validiert (u. a. REICHE 1996[243]; GÖBEL 1997[131]; GEROLD et al. 1999[129]; TREPEL 2000 [281]; MEYER 2002[110]; FINK 2004[110]). Das Modell wurde auf einem PC mit dem Win-

dows NT-Betriebssystem unter Verwendung einer Unix-Emulation (PD-Produkt 'cygwin') eingesetzt. Die methodischen Grundzüge des Modell WASMOD werden hierzu in Kapitel 5.2 dargestellt.

Es werden folgende Wasser- und Stickstoffhaushaltskenngößen berücksichtigt:

- die Bodenwasserdynamik (inkl. Interzeption, Evapotranspiration),
- die Infiltration,
- der Drainabfluss,
- der simplifizierte Grundwasserabfluss,
- der vertikale und laterale gelöste Stofftransport,
- die Ad- und Desorptionsdynamik von Ammonium im Boden,
- der vertikale Bodenwärmestrom,
- die Kohlenstoffumsetzung im Boden,
- die mikrobiell gesteuerte Stickstoffumsetzung im Boden,
- der Oberflächenabfluss und der Interflow,
- die Berechnung der regionalen Wasser- und Stickstoffbilanzen,
- die Berechnung der Abflussmengen und Stickstofffrachten für Gewässer und Gewässerabschnitte.

Zur räumlichen Diskretisierung werden KGG-Modelleinheiten eingesetzt. Dadurch ist im Sinn des geschachtelten Ansatzes die kausale und methodische Verknüpfung Einzugsgebiet zu Teilfläche bzw. Standort möglich.

Die Ableitung der KGG-Modelleinheiten erfolgte für das Repräsentativgebiet der Bröl durch 'Overlay'-Analysen unter Verwendung des Methodenpaket 'DILAMO' (Digitale Landschaftsanalyse und Modellierung) von REICHE et al. (1999[244]) in Kombination mit dem GIS ARC/Info. Die Ausweisung der Einheiten erfolgte deduktiv im Anschluss an die Modellierung.

Um die Anzahl der KGG-Flächen handhabbar zu gestalten, wurde für das Untersuchungsgebiet die Festlegung einer unteren Flächengröße von $>0,01$ ha als signifikant erachtet. Alle darunter sich befindlichen Flächen wurden aufgrund ihrer Nachbarschaftslage (maximal angrenzende Kantenlänge) zu den Nachbarschaftsflächen aggregiert.

Die Ableitung der KGG beinhaltet die Verknüpfung folgender räumlicher Eingabeebenen ('layer'):

- Höhen-Daten: Die für das Flächenrouting der KGG notwendigen DGM-Analysen wurden durch die GIS-Funktionalitäten von Arc/Info bzw. durch Modell-Präprozessing Routinen realisiert. Für das Einzugsgebiet liegen zwei ASCII-formatierte Datensätze des DGM 25 mit einer Rasterweite von $25 * 25$ m und einer Höhengenaugigkeit von $\pm 2-5$ m vor. Dabei ist der westliche Bereich der Gauss-Krüger Zone 2 und der östliche Teilbereich der Gauss-Krüger Zone 3 zuzuordnen.
- Landnutzungs-Daten: Die Landnutzungstypisierung erfolgte auf der Basis einer Geländekartierungskampagne der Universität Bonn (1992, 1993) sowie ihrer Digitalisierung und Attributisierung. Vergleichend liegen für den Untersuchungsraum Landnutzungs-klassifikationen von DÖRFFLER (1994[89]) und KLENKE (1998[177]) aus den Auswertungen von wolkenfreien multitemporalen LANDSAT TM-Szenen, in einer Auflösung von $30 * 30$ m, vor (1986, 1989, 1992). Der Vergleich erbrachte eine signifikant hohe Übereinstimmung zwischen beiden Aufnahmemethoden (KLENKE 1998 [177]).

- Boden-Daten: Die Digitalisierung und Attributvergabe (Bodentypen, —arten) erfolgte auf der Grundlage der Bodenkarten des Geologischen Landesamts Nordrhein-Westfalen (Blatt L5110 Waldbröl) mit einem Maßstab von 1:50.000. Die Bestimmung der Bodenmächtigkeiten wurde aus dem DGM 25 über die GIS-Funktion 'curvature' und der Verscheidung mit den klassifizierten Hangneigungen erzielt.

Die Ablegung der Vektordaten, wie z. B. die Bodendaten erfolgte im GIS Arc/Info als Arc-Coverages während Raster-Formate als Arc-Grids hinterlegt wurden. Die Konvertierungs-Funktionen von Arc/Info ('raster to vector') zur Herstellung eines einheitlichen Formates gewährleisteten die für die Verschneidungsoperationen benötigte konsistente Verarbeitung der Daten. Die Vorverarbeitungsschritte werden in Kapitel 5.2.3 und die Modellparameterisierung in Kapitel 5.2.4 erläutert. Die Ergebnisse der flächenscharfen Simulation der Wasser- und Stickstoffdynamik und ihrer zugrunde liegenden räumlichen Basiseinheiten werden in Kapitel 5.2.5.1 behandelt.

3.6 Fuzzy-Set Methode für die Klassifikation von prozessorientierten 'Chemical Response Units' (CHRUs)

Die in Kapitel 5.2.6 dargelegte Bewertung der flächenhaften Simulationsergebnisse und die Flächenklassifikation der 'Chemical Response Units' (CHRUs) erfolgte auf der Basis der KGG-Modelleinheiten im Anschluss an die Modellierung. Zur Vorbereitung der Bewertung wurden die WASMOD-Ausgaben der Wasser-, Stickstoff- und Kohlenstoff-Bilanzen (BIW*, BIS*, BIC*) für die einzelnen hydrologischen Jahren 1992—1995 mit der KGG-Ebene im GIS ArcView verknüpft. Damit wurde eine räumliche Verortung einzelner Wasser- und Stickstoffprozesse für jede KGG-Modelleinheit gewährleistet. Die Bewertung der Simulationsergebnisse erfolgte über zwei aufbauende Arbeitsschritte.

Der in Kapitel 5.2.6.1 aufgeführte erste Arbeitsschritt stellt die Ergebnisse zur Bewertung der Raumlageinformation dar. Hierzu wird das quantitative Stickstoffaustragsverhalten auf den, nach der Methodik von FLÜGEL (1995[114], 1997[115]) und BENDE et al. (1995[32]) zusammengefassten Pedo-toposequenzen untersucht und miteinander verglichen. Grundlage hierfür sind die Modellausgabe-Parameter 'Summe N im Interflow', d. h. N-Fracht im Interflow kg/ha Jahr und 'NDrain', d. h. N-Drainfracht in kg/ha/Jahr pro KGG-Modelleinheit. Der zweite Arbeitsschritt führt nach Kapitel 5.2.6 die Bewertung der Prozessinformation über Fuzzy-Set-Analysen auf. Das im Folgenden als Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation bezeichnete Verfahren ermöglicht, den Grad der gegenseitigen Einflussnahme von Prozesszuständen auf den Stickstoffumsatz bzw. die -auswaschung zu bestimmen, zu bewerten und zu klassifizieren. Als Arbeitswerkzeug steht hierzu im GIS ArcView die Erweiterung 'Spatial Data Modeler' ('SDM') zur Verfügung.

Die Abbildung 3.3 zeigt nach WOLF (1994[298]) den schematischen Vorgang der Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation. Die Festlegung der Ein- und Ausgangsvariablen und die Zusammenlegung in einzelnen Teilmodelle beschreibt das Kapitel 5.2.6.2.1. Die Verknüpfungsoperationen sind in Kapitel 5.2.6.2.2 dargestellt. Der Arbeitsprozess der Defuzzifizierung sowie die Erstellung des CHRU-Klassifikationsregelwerks wird in Kapitel 5.2.6.2.3 aufgeführt.

Im Folgenden werden die Grundlagen der Fuzzy-Sets und die in der vorliegenden Arbeit eingesetzten Verknüpfungsoperatoren vorgestellt.

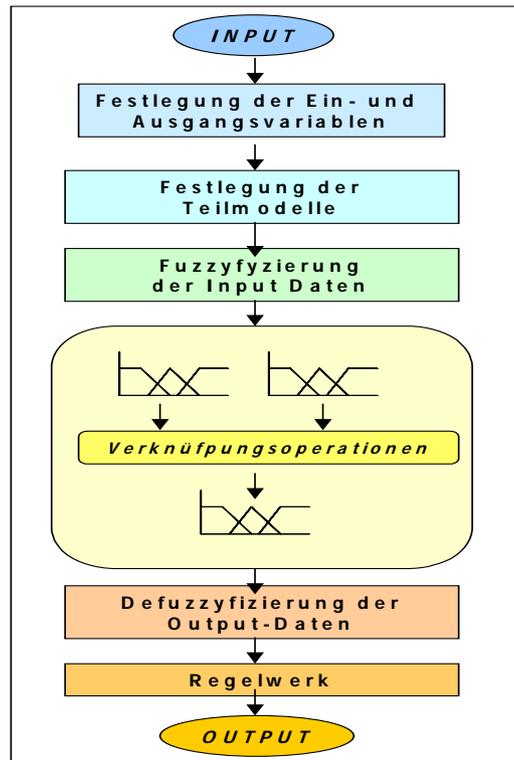


Abbildung 3.3: Schematische Darstellung für den Ablauf der Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation

Zentrales Verständnismoment der von ZADEH (1965[304]) begründeten Theorie stellen die als Fuzzy-Sets definierten unscharfen Mengen dar. Grundvoraussetzung der Fuzzy-Sets ist, dass (Mess- oder Simulations-) Werte in einem Kontinuum bewertet werden. Im Gegensatz zur zweiwertigen Booleschen Logik werden, wie dies die Abbildung 3.4 für die Pflanzenstickstoffaufnahme zeigt, Werte einer Prozesskenngröße (x) zu Mitgliedschaften, d. h. zu einem Zugehörigkeitswert $[\mu(x)]$ zugeordnet und als geordnetes Paar $[(x, \mu(x))]$ in einer Attributtabelle eines entsprechenden Fuzzy-Set abgelegt.

Der Zugehörigkeitswert ergibt sich aus den dimensionslosen Werten zwischen Null (keine Zugehörigkeit, d. h. auch keine N-Aufnahme) und Eins (volle Zugehörigkeit, d. h. sehr hohe N-Aufnahme).

Zwischen diesen beiden Extremwerten existiert eine frei definierbare Anzahl von Zugehörigkeiten. Diese Vorgehensweise wird als Fuzzyfizierung bezeichnet (ZADEH 1965[304]). Wie die Abbildung 3.4 weiter zeigt, muss die Bestimmung des Zugehörigkeitswerts nicht den hier gewählten Intervallen von 20 kg/N/ha/Jahr entsprechen.

Für den Untersuchungsraum wird die Fuzzyfizierung getrennt nach Wasser- und Stickstoffprozesskenngröße über die ArcView-'SDM'-Funktion 'Define Fuzzy Membership' generiert und in der dazugehörigen Tabelle gespeichert. Die Darstellung der verwendeten und fuzzyfizierten Prozessebenen befinden sich in Tabellen A-4.28—A-4.31.

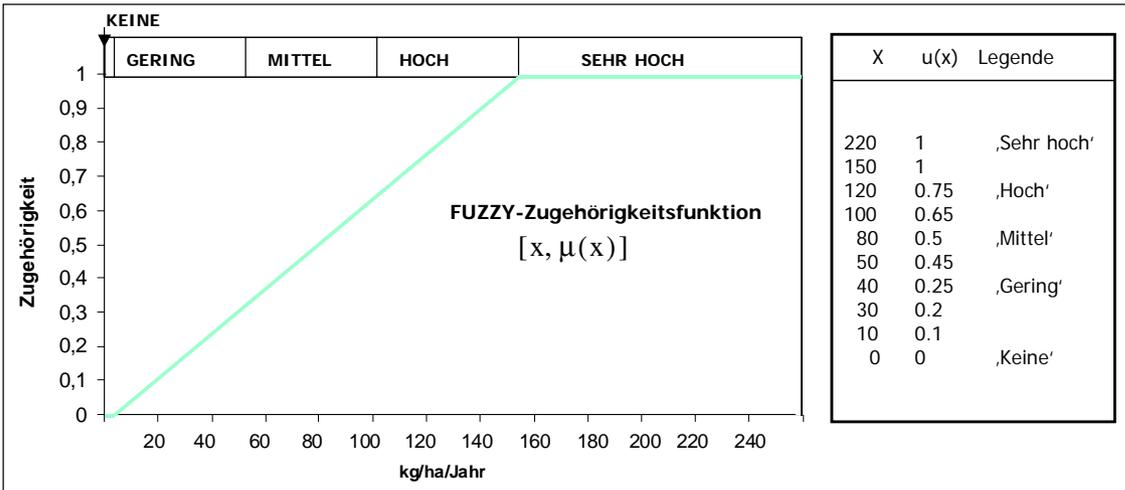


Abbildung 3.4: Fuzzifizierung und Bestimmung der Fuzzy-Zugehörigkeit von Simulationswerten für die Pflanzenaufnahme (graphische Darstellung und dazugehörige Attributtabelle)

Die Verknüpfungsoperationen der Eingangsvariablen zu einem Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsergebnis folgten verschiedenen Fuzzy-Operatoren. Werden zwei oder mehrere Fuzzy-Mengen miteinander verknüpft, so entsteht als Ausgabe eine weitere Fuzzy-Menge, deren Fuzzy-Zugehörigkeiten das operative Ergebnis widerspiegelt.

Folgende Operatoren wurden für die Klassifikation verwendet:

- Fuzzy OR, welches nach der Gleichung 3.12 definiert ist als

$$\mu_{\text{Kombination}} = \text{MAX}(\mu_A, \mu_B, \mu_C, \mu_i) \quad (3.12)$$

mit μ als Zugehörigkeitsfunktion für jeder der beteiligten Eingabe-*'Layer'* (A, B..i). Die Werte des Ausgabe-Grids werden durch den jeweils größten Wert jeder Zelle des Eingabe-Grids kontrolliert. Da also die jeweils größte Zugehörigkeit über die der niedrigeren dominiert, werden unter Verwendung des Maximum-Operators die Prozessdominanzen innerhalb der Teilmodelle *'Speicher'*, *'Umsatz'*, *'Nachbar'* und *'Reduktion'* im Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell verwendet.

- Fuzzy Algebra PRODUKT, welches nach der Gleichung 3.13 definiert ist als

$$\mu_{\text{Kombination}} = \prod_{i=1}^n \mu_i \quad (3.13)$$

mit μ als Zugehörigkeitsfunktion für jeden der beteiligten Eingabe-*'Layer'* (A, B, ...i).

Anders als der Fuzzy-OR-Operator besitzen alle beteiligten Zugehörigkeitswerte einen Einfluss auf das Ergebnis. Die Ausgabe der Operation ist entweder kleiner oder gleich dem jeweils kleinsten beteiligten Zugehörigkeitswert. Die Zugehörigkeitswerte der Ausgabe wirken aufgrund des Multiplikationseffekt verkleinernd.

- Fuzzy Algebra SUMME, welche nach der Gleichung 3.14 definiert ist als

$$\mu_{\text{Kombination}} = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i) \quad (3.14)$$

mit μ als Zugehörigkeitsfunktion für jeden der beteiligten Eingabe-*'Layer'* (A, B, ...i).

Die Werte des Ausgabeergebnisses sind größer oder gleich wie der am höchsten beteiligten Zugehörigkeitswert.

- Fuzzy-GAMMA Operation, welche definiert ist als

$$\mu_{\text{Kombination}} = (\text{FuzzyAlgebraSumme})^{\gamma} * (\text{FuzzAlgebraProdukt})^{1-\gamma} \quad (3.15)$$

mit γ als Skalierungsparameter mit einer Reichweite zwischen 0 und 1.

Die GAMMA-Operation stellt damit die Kombination aus der Fuzzy SUMME und dem Fuzzy PRODUKT dar, deren einzelne Gewichtung über γ gesteuert wird. Wenn γ einen Wert von 1 besitzt, entspricht die Ausgabe dem Wert der Fuzzy SUMME. Nimmt γ den Wert von 0 an, so gleicht die Ausgabe derjenigen des Fuzzy PRODUKTS. Alle Ausgabe-GRIDs der Fuzzy-Operationen liegen im Floating-Point-Format vor.

Eingesetzt werden die drei letztgenannten Operationen zum Zusammenfügen der aus den Fuzzy-OR-Operationen resultierende Ausgabe-Grids der einzelnen Teilmodelle. Nach der Verknüpfung der Input-Parameter liegt das Ergebnis in Form eines Fuzzy-Sets vor, welches alle operativen Verarbeitungsprozeduren widerspiegelt. Diese müssen mit entsprechenden Eingangsinformationen verbunden und zu einem numerischen Output-Wert verknüpft werden. Hierzu wird das Ausgabe-Grid über die ArcView-Funktion 'ANALYSIS-Map Calculator' in ein Integer-Grid umgewandelt und anschließend über die Funktion 'GRID-TOOLS-Combine' mit den Eingangsinformationen verknüpft. Der Prozess dieser Defuzzifizierung beschreibt die Arbeitsschritte der Zerlegung von Zugehörigkeitsfunktionen des Ausgabe-GRIDs zu bestimmten, über 'If-then'-Regeln definierte CHRU-Klassen.

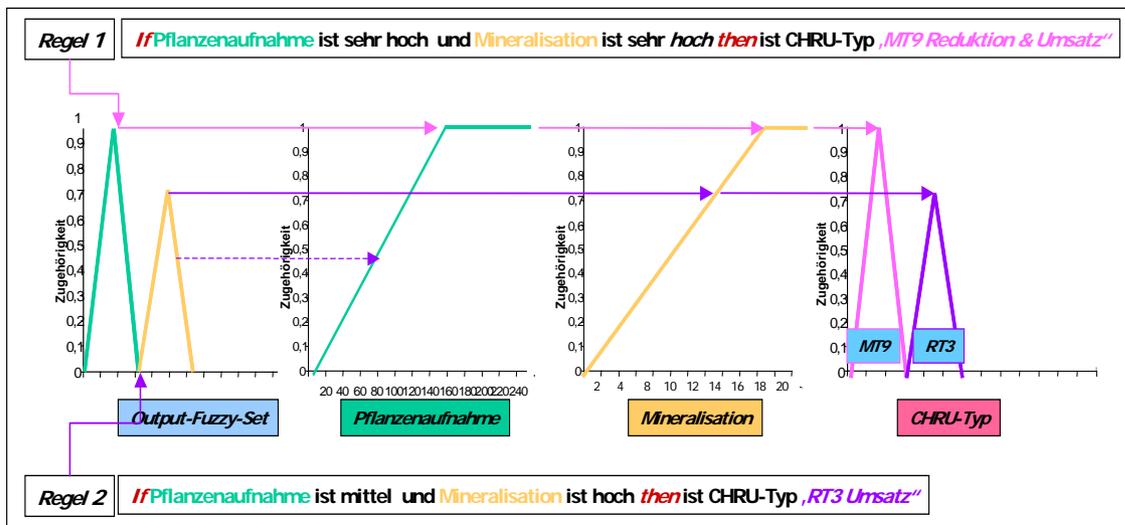


Abbildung 3.5: Prozess der Defuzzifizierung: Zerlegung der Output-Fuzzy-Zahlen zu CHRU-Klassen über zuvor definierte Regeln

Am Beispiel von nur zwei Merkmalsfunktionen wird die Defuzzifizierung nach Abbildung 3.5 dadurch realisiert, dass ein automatisierter Vergleich zwischen den Zugehörigkeitsfunktionen der Eingabedaten stattfindet. Als Prozessdominanz gilt die höchst ermittelte Zugehörigkeitsfunktion aus den verwendeten Eingabe-Fuzzy-Sets. Im Fall des Flächentyps 'CHRU-RT3' in der Abbildung 3.5 wird ein Reintyp mit einer Prozessdominanz ermittelt. Bei gleichwertiger Zugehörigkeit, wie z. B. die 'CHRU-MT9'-Fläche in der Abbildung 3.5, ergibt die Auswertung ein Mischtyp bestehend aus zwei Prozessdominanz. Die Höhe der Fuzzy-Set-Zahl geht in die Bewertung nicht mit ein.

4 Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet der Sieg bietet mit seinen räumlich stark wechselnden Gebietseigenschaften die Voraussetzung zur Bildung verschiedener Abflusskomponenten, und den damit verbundenen Stofftransport. Im Folgenden Kapitel wird der Untersuchungsraum hinsichtlich seiner naturräumlichen Ausstattung und anthropogener Nutzung beschrieben. Die Betrachtung der naturräumlichen Ausstattung befasst sich mit den physiogeographischen und landnutzungsbezogenen Gebietseigenschaften. Der Untersuchungsraum wurde auf der Basis der Pegelinstrumentierungen in seine Teileinzugsgebiete untergliedert.

4.1 Geographische Lage des Sieg-Einzugsgebiets

Das Siegeinzugsgebiet umfasst eine Größe von 2853 km² (KLENKE 1998[177]). Dabei besitzt die Nord-Süd Ausrichtung ca. 60 km während die West-Ost Erstreckung rund 85 km beträgt (Abbildung 4.1). Die Größe der untersuchten Teileinzugsgebiete schwankt zwischen 0,14 km² und maximal 785 km². Damit ist der Untersuchungsraum als Ganzes der hydrologischen unteren Makroskale und bezüglich seiner Teileinzugsgebiete der unteren bis oberen Mesoskale zugeordnet (BECKER 1992[22]). Nach der Abbildung 4.1 umspannt die Sieg innerhalb eines gedachten Rechtecks die geographischen Koordinaten von 7°03'38" östlicher Länge und 51°06'16" nördlicher Breite (nordwestlicher Punkt) sowie 08°16'54" östlicher Länge und 50°34'47" (südöstlicher Punkt).

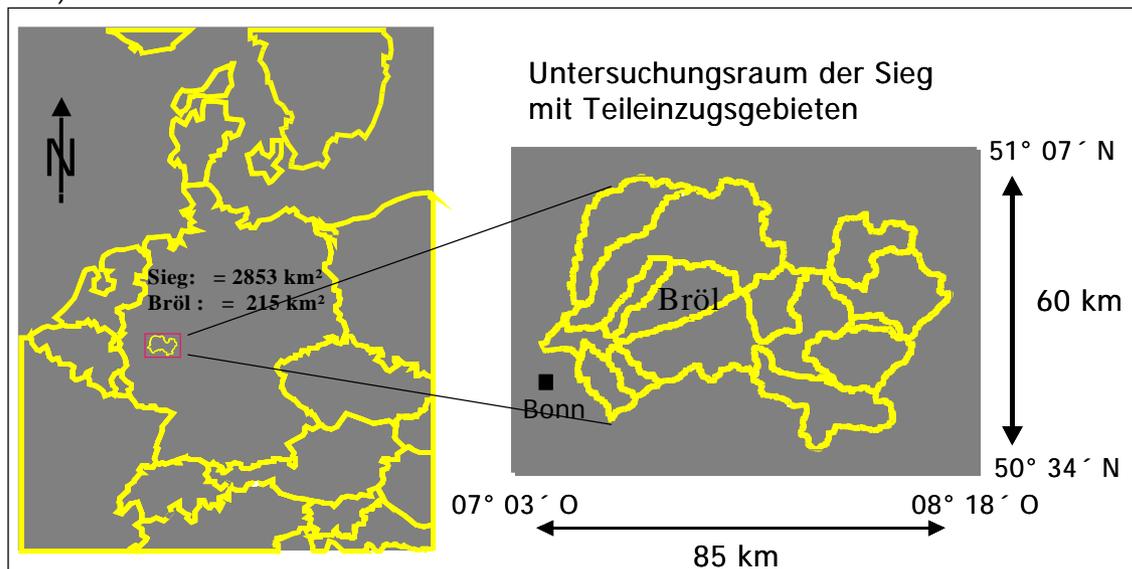


Abbildung 4.1: Geographische Lage des Untersuchungsraums (verändert nach KLENKE 1998[177])

Wie die Abbildung 4.2 zeigt entspringen die Quellen der Sieg östlich von Siegen. Die Mündung liegt nord-östlich von Bonn und führt dem Rhein zu. Die Flusslänge beträgt rund 131 km (KÜST-

NER & SCHNEIDER 1959[184]). Administrativ gehört der Untersuchungsraum zu einem großen Teil dem Bundesland Nordrhein-Westfalen an, wohingegen kleinere Anteile im Süden und Osten den Bundesländern Rheinland-Pfalz und Hessen angehören.

4.2 Geologie, Böden, Morphometrie und Relief

Wie die generalisierte Landschaftsgliederung der Abbildung 4.2 zeigt, ist das Einzugsgebiet der Sieg als Mittelgebirgsschwelle dem zentralen, ostrheinischen Teil der Großstruktur des Rheinischen Schiefergebirges zugeordnet. Es ist zwischen den Rumpfgebirgsmassiven des Siegerlands, Bergischen Lands, Sauerlands und Wittgensteiner Ländchen in Nordosten sowie dem Westerwald im Süden und der Köln-Bonner Bucht im Osten, eingebettet. Über dem Grundgebirge finden sich devonische Gesteine, bestehend aus stark gefalteten Grauwacken und Schiefen sowie vereinzelt vulkanische Decken. Tertiäre Rumpfflächenreste sind in den Höhenlagen zwischen 300 m und 700 m vorhanden während quartäre Flussterrassen räumlich den Niederungen angehören.

Das heutige Erscheinungsbild basiert im Wesentlichen auf verschiedene erdzeitgeschichtliche Sedimentations- und Faltungsphasen, der Einrumpfung des Grundgebirges während des Mesozoikums und der pleistozänen Verwitterungs- und Umlagerungsprozessen. Eine Einflussnahme der geologischen Sättel und Mulden auf das rezente Relief ist daher nicht gegeben (GRABERT 1980[134]; HOOS 1936[156]).

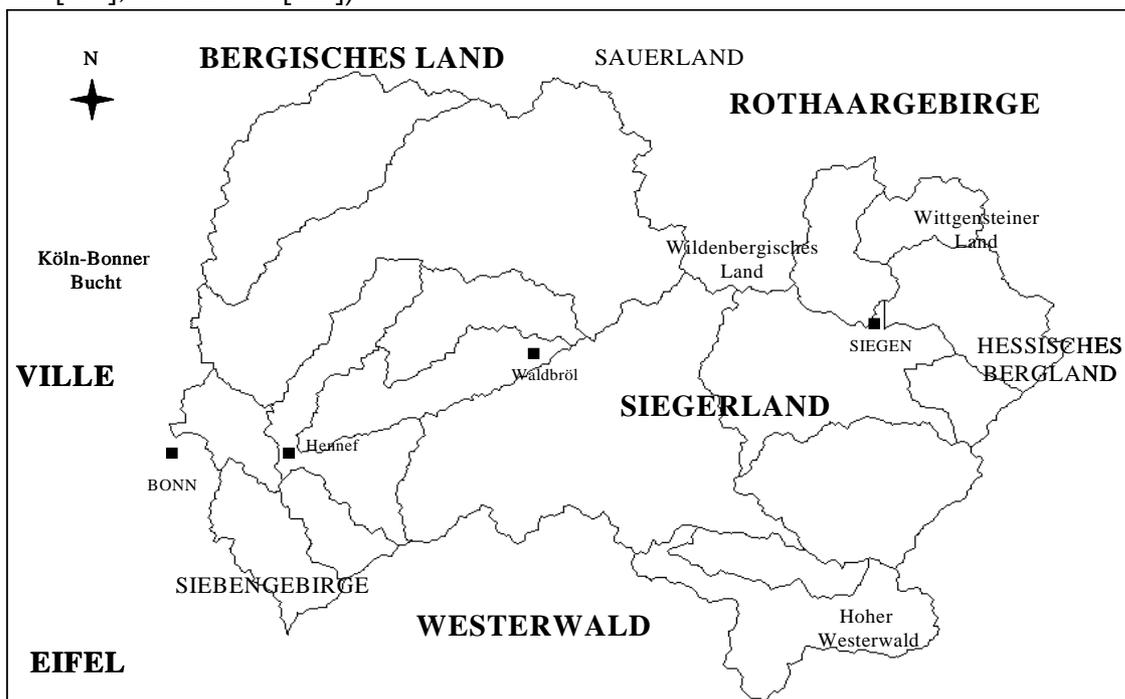


Abbildung 4.2: Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach KLENKE 1998[177])

Die stratigraphische Gliederung des Ordovizium umfasst das Unterdevon mit den Untereinheiten Gedinne, Siegen, Ems sowie das Mitteldevon mit der Eifel- und Givetstufe. Der Übergang vom Unter- zum Mitteldevon verdeutlicht sich vom Mündungsgebiet bis in den nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebiets transgredierend. Charakteristisch sind die geschieferten Ton-, Schluff- und Sandsteine. Ihr Streichen verläuft in südöstlich—nordwestlicher Richtung und damit parall dem herzynischen Streichen. Die anstehenden geologischen Schichten werden im Untersuchungsraum

fast überall von periglaziären Deckschichten überlagert. Der Nomenklatur von SEMMEL (1985[263]) folgend, herrschen meist zweischichtige Profile der Hangböden aus 20—70 cm mächtigen, löss- bzw. lösslehmhaltigen Deckschutten über löss-lösslehmfreien, meist sklettreichen Basisschutten mit 30—150 cm betragenen Mächtigkeiten vor (KARTE 1988[164]; BRAUMKÄMPER 1990[60]). Das Vorkommen der Deckschutte ist meist auf Höhenlagen bis 450 m beschränkt. Der starke Unterschied der hydraulischen Leitfähigkeiten in diesen Schuttdecken begünstigt die Entstehung von oberflächennahem Interflow.

Der geologische Untergrund wird, wie in vielen Mittelgebirgsregionen als relativ undurchlässig bezeichnet. Das Festgestein besitzt kein nutzbares Porenvolumen (MÜLDERS 1992[217], DAAMEN 1993[84]). Ober- und unterirdisches Einzugsgebiet verlaufen daher identisch. Aufgrund des stark ausgeprägten Reliefs ist die Grundwasserneubildung im Wesentlichen auf die 2—5 m mächtigen holozänen Talfüllungen beschränkt (CLAUSEN et al. 1983[78]). Sie weisen im Hauptvorfluter eine gute Porendurchlässigkeit auf, die sich in den Seiten- und Nebentälern aufgrund von verlehnten Hangschutten jedoch verringert. Vereinzelt Grundwasserbildung erfolgt an den gering durchlässigen Boden- und Verwitterungsdecken. Sie treten nach starken Niederschlagsereignissen, dem geklüfteten Festgestein folgend, als Hangschuttquellen zutage.

Als geochemischer Grundtyp herrscht im oberen Untersuchungsgebiet der kalkarme, schwach gepufferte Silikatbach mit den Gesteinsarten Tonschiefer, Grauwacke und Sandstein und den mineralischen Komponenten Feldspat und Quarz vor, im unteren Bereich der Sieg nimmt die Pufferfähigkeit der Bäche aufgrund zunehmender Ca^{2+} -haltiger Löss- und Lösslehmanteile deutlich zu.

4.2.1 Böden

Die mesozoisch-tertiären Verwitterungslehme und pleistozänen Hangschuttdecken bilden das Substrat für die holozäne Verwitterung und Bodenbildung. Während der Kaltzeiten wurden durch Silifikation- und Kryoturbationsprozesse Substrate unterschiedlicher Entstehung miteinander vermischt. Über dem devonischen Untergrund entstand eine recht homogene Bodenart, die zu 93 % als schluffiger Lehm (uL) bezeichnet wird (GEOLOGISCHES LANDESAMT 1978[125]). Damit weisen sie im Mittel einen Tongehalt zwischen 17—30 % und einen Schluffgehalt zwischen 50—70 % auf (AG BODENKUNDE 1982[5]). Mehr sandige oder schluffigere Bodenarten-Derivate sind aufgrund der geologischen Situation zu erwarten. Der Skelettanteil (Grus- und Steingehalt) ist reliefabhängig und oft beträchtlich, da die periglaziären Schuttdecken die Ausgangsbasis der Bodenbildung darstellen. Die Humusform Mull bis mullartiger Moder ist überwiegend in den Wäldern vorhanden.

Wie Abbildung anhand des Teileinzugsgebiets der Bröl zeigt, stellen die dominanten Bodentypen die mittelgründigen Braunerden und Parabraunerden (B32, B33, L31, L32) dar.

Diese Bodentypen-Formen werden reliefabhängig weiter differenziert in:

- **Sickerwasser beeinflusste** Braunerden (B32 und B33), die an Ober-, Mittel- und Unterhangstandorte sowie Mulden vertreten sind,
- **Sickerwasser beeinflusste** Parabraunerden (L31 und L32), die sich vorzugsweise an Oberhang-, Plateau- und Kuppenlagen gebildet haben.

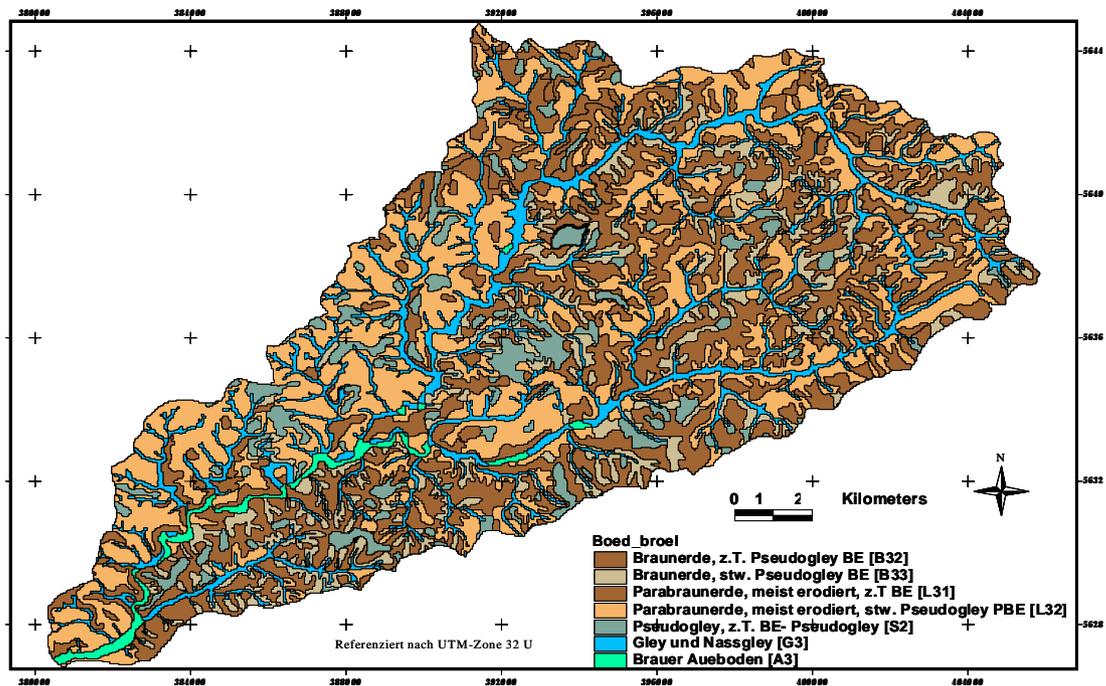


Abbildung 4.3: Verteilung der Bodentypen im Teileinzugsgebiet der Bröl

Besonders Oberhanglagen bedingen flachgründige erodierte, teilweise sogar stark erodierte Formen dieser Bodentypen. Auf Ober-, Mittel- und Unterhanglagen kommt es aufgrund temporärer Staunässe zu Pseudovergleyerscheinungen mit hoch anstehenden Stauwasserhorizonten. Die Folgen sind eine schlechte Durchlüftung der Wurzelbereiche der Pflanzen und ein reduzierendes anaerobes Milieu durch die Wassersättigung. Das Ausmaß der Pseudovergleyung hängt im Fall der Parabraunerden im Wesentlichen von der Ausprägung und Dichte des Bt-Horizonts ab. Zu unterscheiden sind:

- **Stauwasser beeinflusste** Pseudogleye (S2) treten kleinflächig auf Ober- und Mittelhanglagen in Erscheinung. Als Staukörper dienen die tertiär reliktsch vorhandenen Verwitterungsmaterialien, die häufig mit pleistozänen Fließberden umgelagert wurden.
- **Grundwasser beeinflusste** Gleye und Nassgleye (G3) sowie die temporär überschwemmten braunen Auenböden (A3) sind in ihrer räumlichen Ausbreitung an Täler gebunden.

Die Entwicklungstiefen der Böden sind stark reliefabhängig. Ihre Mächtigkeiten variieren zwischen rund 40 cm (z. B. Plateaustandorte) und 200 cm (z. B. Unterhangstandorte), wie dies MÄRKER (1996[196]) in seiner Geländeaufnahme beschreibt. Mittelgründige Böden stellen aufgrund der Topografie die dominante Form dar.

Die Böden weisen in der Regel eine mittlere nutzbare Feldkapazität auf. Ihr Wasserhaushalt und das Bodenfeuchteregime besitzt eine deutliche saisonale Variabilität mit relativen Trockenphasen (z. T. dürreempfindlich) während der Sommermonate. Im Gegensatz dazu bilden Pseudo- und Nassvergleyung eine, wenn auch nur kurzzeitig wirkende, 100 %-Aufsättigung der Luftkapazität im Boden. Während dieser Zeitpunkte stellen sich anaerobe Bedingungen ein. Diese können zu einer erhöhten Abbauleistung von Nitrat und Sulfat führen. Auf geneigten Flächen kommt es stellenweise zu Sättigungswasserabflüssen.

(Station Weidenau II), die Homburger Bröl (Station Bröleck), der Brölbach (Station Bröl) und die Agger (Station Lohmar). Zu den südlich mündenden Gewässern zählen der Weissbach (Station Niederdielfen), die Heller (Station Alsdorf), die Kleine (Station Lützelauer Mühle) und die Große Nister (Station Heimborn) sowie der Hanfbach (Station Geisbach) und der Pleisbach (Station Niederpleis).

Die Gewässer sind häufig leicht mäandrierend mit gut ausgebildeten Prall- und Gleithängen. Insgesamt ist das Gewässernetz sehr dicht und dendritisch ausgeprägt. Die natürliche Abflusskonzentration in den Bachläufen und Siefen wird durch das z. T. ausgeprägte Netz von Drainagen beschleunigt.

Tabelle 4.1: Reliefeigenschaften der Tributäre im Siegeinzugsgebiet, abgeleitet aus dem DGM 25

Stationsname	Vorfluter	Gebiet [km ²]	Mittlere Gebiets-höhe [NN]	Niedrigster Gebiets-punkt [NN]	Höchster Gebiets-punkt [NN]	Mittlere Hangnei-gung [°]	Max Hang-neigung [°]
	Hauptvorfluter						
Weidenau I	Sieg	131	427	250	677	11,1	32,0
Betzdorf	Sieg	224	331	175	566	9,9	41,3
Eitorf	Sieg	497	264	81	516	8,9	43,3
Siegburg-Kaldauen	Sieg	148	188	59	381	6,8	38,4
Mündung	Sieg	56	81	51	192	2,2	23,6
	Nebenflüsse						
Lahnhof	Geiersgrundbach	0,14	517	639	666	12,5	28,7
Helgersdorf	Ochsenbach	0,36	395	352	584	11,4	27,6
Niederdielfen	Weissbach	47	401	273	604	7,6	23,3
Kreuztal	Ferndorfbach	61	427	279	650	10,3	29,4
Weidenau II	Ferndorf	91	368	247	657	8,5	29,0
Alsdorf	Heller	202	416	187	653	8,9	37,1
Lützelauer Mühle	Kleine Nister	59	440	212	649	4,6	27,3
Heimborn	Große Nister	159	449	195	656	5,3	32,2
Bröleck	Homburger Bröl	101	254	124	392	6,2	25,8
Bröl	Bröl	114	223	64	398	6,7	31,8
Geisbach	Hanfbach	50	192	71	310	5,8	28,1
Niederpleis	Pleisbach	87	192	59	443	4,6	25,1
Lohmar	Agger	575	269	59	518	8,7	36,4

Das Gefälleprofil weist einen kontinuierlichen Höhenabfall in west-östlicher Richtung auf. Ausnahme bilden der Pleisbach (Station Niederpleis) und der Hanfbach (Station Geisbach). Sie sind kürzer und gefällsreicher, führen aber aufgrund der geringeren Niederschläge weniger Wasser. Die Flüsse und Bäche im Untersuchungsraum sind als relativ naturnah zu bezeichnen und sind weitgehend von flussbaulichen Maßnahmen verschont geblieben. Davon ausgenommen sind innerstädtische Über- und Verbauungsmaßnahmen. Sie spielen vorwiegend in der stark industrialisierten Region Kreuztal-Siegen eine Rolle.

Bedingt durch die starke Zertalung treten Hänge als dominante topographische Form auf. Die durchschnittliche Hangneigung liegt bei rund 7 ° bzw. 10 %. Aufgrund der ausgeprägten Topografie entstehen fast alle Arten von Abflussbildungsprozessen, allerdings ist der Interflow als lateralen Wasser- und Stofftransportweg im Untersuchungsgebiet von dominanter Bedeutung.

4.3 Klima und Wasserhaushalt

Klimatisch ist der Untersuchungsraum durch die humide temperierte Klimazone der mittleren nördlichen Breiten gekennzeichnet (BLÜTHGEN & WEISCHET 1980[47]) und zählt zu dem atlantisch-ozeanisch geprägten Berglandklima. Dies setzt relativ geringe jährliche Temperaturschwankungen von 16-17 °C und hohe Jahresniederschläge von rund 1000 mm voraus. Charakteristisch sind milde Winter und relativ kühl temperierte Sommer.

DORNBERG (1992[90]) berechnet für die Jahre von 1970—1990 ein arithmetisches Niederschlagsmittel von 1100 mm im Untersuchungsraum. Sie variieren im Mittel je nach Teileinzugsgebiet zwischen rund 800 mm in der Siegaue (BEEHL1999[29]) und 1300 mm in den Hochlagen (BRINKMANN & MÜLLER-MINY 1965[65]).

Dabei schwankt die Verteilung der Niederschläge im Jahresverlauf deutlich. Das Niederschlagsregime zeigt ein Maximum in den Monaten Dezember und Januar. Dieses ist an atlantische Tiefausläufer (Zyklonen) mit advektiven Niederschlägen gebunden. Vereinzelt fällt Schnee, wobei die Anzahl der Schneetage stark vom Charakter des Winters abhängig ist. Schwankungsbreiten zwischen schneearmen Wintern mit 20 Schneetagen und schneereichen Wintern mit bis zu 80 Schneetagen sind als normal anzusehen. Insgesamt steigt die Zahl der Schneefalltage von West nach Ost, mit zunehmender Höhenlage, auf etwa das Doppelte an.

In den Monaten Juli—August tritt ein sekundäres Niederschlags-Maximum auf. Hier liefern konvektive Starkniederschlagsereignissen (60—80mm) in Form von räumlich variablen Gewitterzellen einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtniederschlagsmenge.

Der April stellt mit 72,1 mm den trockensten Monat dar. Im Dezember fällt mit durchschnittlich 112,4 mm der meiste Niederschlag. Teilt man die Niederschlagsmengen in Sommer- und Winterhalbjahre auf, sind beide Anteile in etwa gleich (DAAMEN 1993[84])

Die Jahresdurchschnittstemperaturen reichen von 9,8 °C (KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184]) im westlichen Teil bis 8,0 °C (BRINKMANN & MÜLLER-MINY 1965[65]) im östlichen Teil des Untersuchungsraums und weisen damit eine höhenzonale Abnahme auf. Nach KÜNSTER & SCHNEIDER (1959[184]) und BRINKMANN & MÜLLER-MINY (1965[65]) beläuft sich die Jahresdurchschnittstemperatur auf 8 °C. Eine Abnahme von Westen nach Nord-Osten erfolgt pro 100 Höhenmeter um 0,8 °C (KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184]) und wird von der Exposition modifiziert. Zusammen mit den anderen Klima-Komponenten Globalstrahlung, Sonnenscheindauer, Wind, Luftfeuchte usw. bestimmen sie die Höhe der Verdunstung. Nach dem Hydrologischen Atlas der Bundesrepublik Deutschland (KELLER et al. 1979[165]) ergibt sich für das Untersuchungsgebiet ein Richtwert von 500 bis 550 mm für die jährliche potenzielle Verdunstungshöhe.

Die exemplarisch für das Brölgebiet durchgeführte Berechnung der Verdunstungshöhe nach Penman-Montheit für die Jahre 1970—1990 ergibt eine jährliche potenzielle Verdunstung von 536 mm und liegt damit in der Spannweite des Hydrologischen Atlas (TEYMOURI 1996[279]). Legt man die jährlichen klimatische Wasserbilanz ($N = A - V$) zugrunde, so ergibt sich eine jährliche Abflussmenge von rund 60 % des gefallenen Niederschlags. Tabelle 4.2 zeigt für ausgewählte Teileinzugsgebiete die hydrodynamische Abflusskenngrößen.

Tabelle 4.2: Hydrodynamische Kenngrößen ausgewählter Teileinzugsgebiete (nach KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184])

Abflusskenngröße	Bröl [216 km ²]	Siegburg-Kaldauen [1885 km ²]	Agger [575 km ²]
HHQ [m ³ /s]	180,0 (03-12-1961)	1200,0 (03-12-1961)	285,0 (03-12-1961)
MHQ [m ³ /s]	65,0	500,0	150,0
MQ [m ³ /s]	3,8	27,5	12,2
MNQ [m ³ /s]	0,5	3,5	1,1
Gebietsspezifische Abflussspende			
MHq [m ³ /s/km ²]	0,301	0,265	0,261
Mq [m ³ /s/km ²]	0,018	0,016	0,021
MNq [m ³ /s/km ²]	0,002	0,002	0,002

Insgesamt ist der Abflussgang als niederschlagsabhängig zu bezeichnen. Nach KÜNSTER & SCHNEIDER (1959[184]) bemisst sich der mittlere Abfluss (MQ) in der Bröl auf 3,8 m³/s und geht bei sommerlichem Niedrigwasser bis auf 0,5 m³/s zurück. Hochwasserspitzen von im Mittel 56,0 m³/s entstehen nach intensiven Schneeschmelzen und Starkniederschlagsereignissen. Charakteristischerweise entfallen dabei zwei bis drei mal höhere Abflüsse auf das hydrologische Winterhalbjahr. Die hohen Differenzen zwischen MHQ (mittlerer Hochwasserabfluss) und MQ weisen auf die geringe Speicherkapazität des Untergrundes hin und begünstigen die Entstehung von schnellem Direktabfluss.

Hinsichtlich der Abflussanteile weist LÜLLWITZ (1993[195]) für das repräsentative Teileinzugsgebiet der Bröl über das Modell PRMS einen über das Jahr gemittelten Anteil von rund 37 % Grundwasserabfluss, 48 % Interflow und 15 % Oberflächenabfluss am Gesamtabfluss aus. Insgesamt weisen die einzelnen Abflusskomponenten eine deutliche Saisonalität auf. Der relativ hohe prozentuale Anteil des Grundwasseranteils ist auf seine Dominanz während der Trockenperioden zurückzuführen. Demgegenüber werden herbst- und winterliche Abflüsse vom Interflow dominiert.

4.4 Landnutzung

Die Landnutzung im Siegeinzugsgebiet zeigt eine klare Abhängigkeit zum Relief und den klimatischen Faktoren. Den Hauptanteil bilden mit über 50 % an der Gesamtfläche die Waldareale. Rund ein Viertel der Flächen weisen eine Grünlandnutzung auf, während Siedlungen rund 15% der Gesamtfläche einnehmen. Der Ackerbau spielt mit rund 9 % eine untergeordnete Rolle. Ausnahme bilden die südwestlich gelegenen Einzugsgebiete Niederpleis und Geisbach, die über eine vergleichsweise günstige physiogeographischen Ausstattung verfügen (Lössauflagen und höhere Temperaturen). Der prozentuale Anteil der Ackerflächen ist mit 28 % bzw. 24 % vergleichsweise hoch.

Wie die Tabelle 4.3 zeigt, nimmt im Siegeinzugsgebiet der Waldanteil zugunsten von Grün- und Ackerland mit zunehmender Entfernung von der Quelle zur Mündung ab. Ausnahme bildet das nord—westliche Einzugsgebiet der Agger (Station Lohmar) mit einem hohen Waldanteil von 50 %.

Tabelle 4.3: Prozentuale Zusammensetzung der Landnutzung der Teileinzugsgebiete entlang der Quelle bis zur Mündung (verändert nach KLENKE 1998[177])

Station	Vorfluter	Siedlung	Grünland	Acker	Wasser	Wald
	Hauptvorfluter					
Weidenau I	Sieg	10,8	17,5	4,6	0,55	66,5
Betzdorf	Sieg	24,3	11,6	4,2	0,00	59,8
Eitorf	Sieg	10,9	29,0	8,0	0,02	52,1
Siegburg-Kaldauen	Sieg	10,1	39,6	13,3	1,25	35,8
Mündung	Sieg	40,2	11,1	15,3	0,15	33,3
	Nebenflüsse					
Lahnhof	Geiersgrundbach	%	%	%	%	100,0 Buche
Helgersdorf	Ochsenbach	%	%	%	%	100,0 Buche-Fichte
Niederdielfen	Weissbach	12,5	22,9	5,7	0,00	58,9
Kreuztal	Ferndorf	17,5	12,9	3,7	0,69	65,2
Weidenau II	Ferndorf	21,7	16,3	5,7	0,01	56,2
Alsdorf	Heller	13,4	15,6	3,7	0,01	67,3
Lützelauer Mühle	Kleine Nister	14,7	29,6	11,1	0,03	44,5
Heimborn	Große Nister	13,7	38,7	11,7	0,08	35,8
Bröleck	Homburger Bröl	9,7	48,7	9,6	0,00	32,0
Bröl	Bröl	9,6	42,2	6,7	0,07	41,4
Geisbach	Hanfbach	9,7	45,2	24,3	0,03	20,6
Niederpleis	Pleisbach	17,9	26,3	28,6	0,01	27,2
Lohmar	Agger	15,0	28,4	7,5	0,56	48,6
Gebietsmittel		13,9	24,5	9,1	0,2	52,5

Das Verhältnis dieser Hauptnutzungsarten ist in den Teileinzugsgebieten seit Jahrzehnten relativ stabil. Es ist aufgrund der konservativen Besitzverhältnisse auch zukünftig als stabil zu betrachten. Das betrifft sowohl das Verhältnis der Hauptnutzungsarten (Landwirtschaftsfläche, Wald, Siedlungen, Gewässer) als auch die Landnutzungsstruktur mit der Dominanz von recht kleinparzellierten Nutzungsflächen in der Agrarflur. Geringfügige Änderungen werden sich durch die Fortsetzung der Suburbanisierung und durch die Brache von Weideflächen ergeben. Im Folgenden werden die einzelnen Landnutzungsarten näher charakterisiert.

4.4.1 Wald

Regional sind die Waldflächen im Wesentlichen an bergige Lagen, steile Hänge und Talflanken gebunden. Charakteristische Beispiele sind hierfür die beiden Quelleinzugsgebiete Helgersdorf und Lahnhof.

Als potenzielle natürliche Pflanzengesellschaften treten in der westlich gelegenen Rhein-Sieg-Ebene Eichen-Hainbuchen-Wald und in den Flussniederungen der Bach-Erlen-Eschenwald auf (REIFERT 1989[245]). Weiter östlich verzahnt sich dieser Vegetations-Typus mit artenärmeren Waldtypen. Die ursprünglich stark mit Stiel- und Trauben-Eichen durchmischte Eichen-Hainbuchenwälder lösen mit zunehmender Höhe und Bodenverarmung die Eichen-(Sand-)Birkenwälder und in höchsten Ebenen einen submontanen, artenarmen Hainsimsen-Buchenwald ab. Sein Vorkommen ist im allgemeinen an über 250 m gelegene, süd-, west- und nord-westliche Lagen gebunden.

Als natürliche und naturnahe Vegetation ist ein drei-stufiger Aufbau in Baum-, Strauch- und Krautschicht anzusehen. Nach KÜNSTER & SCHNEIDER (1959[184]) ergibt sich im Einzugsgebiet folgende Vegetationszusammensetzung:

- Baumschicht: Rotbuche (*fagus silvatica*)
- Strauchschicht: Esche (*fraxinus excelsior*- auf anspruchsvolleren Standorten), Rotbuche (*fagus silvatica*)
- Krautschicht: Waldschwingel (*festuca silvatica*), Hainsimse (*luzula nemorosa*), Hain-Rispengras (*poa nemoralis*), Dornfarn (*aspidium spinulosum*), Hasenkleee, Hain-Sauerklee, (*oxalis acetosella*), Mauerflattich (*lactuca muralis*), Weidenröschen (*epilobium angustifolium*), Waldmeister (*asporale odorata*) und Ausgebreitetes Flattergras (*milium effusum*).

Als Sonderstandorte sind die Gebiete der mitteldevonischen Kalkmulden anzusehen, die an Kalkböden gebundene artenreiche Buchenwälder hervorbringen. Sie liegen verstreut im Untersuchungsraum vor. Die größte zusammenhängende Fläche stellen dabei die Ruppichterother Kalkmulden dar. Perlgräser (*melica uniflora*) und der rotblühende Seidelbast (*daphne mezereum*) sind hier als Zeigerpflanzen anzusehen.

Der natürliche Bestand ist durch die jahrhunderte-alte Bewirtschaftung im Einzugsgebiet verändert. Hierzu zählt insbesondere die Erz-Verhüttung im östlich gelegenen Siegerland. Folge des hierfür benötigten Holzbedarfs ist die Umwandlung des als Hochwald ausgeprägten natürlichen Bestands zum Niederwald.

Des Weiteren ist die Realernte typisch für den Untersuchungsraum. Sie führte zu einer Kleinparzellierung der Waldareale von ca. 1,4 ha Waldfläche pro Privatbesitzer (REIFERT 1997[245]). Die Areale sind z. T. heute in Forstbetriebsgemeinschaften (FBG) organisiert.

Nadelgehölze stellen die derzeit meist verbreitetste Baumart dar. Ihr Verhältnis zu Laubhölzern schwankt innerhalb der Forstbetriebsgemeinschaften. Für die FBG Waldbröl ergibt sich beispielsweise ein Nadel- zu Laubwaldverhältnis von 65 % : 35 %, in der FBG Nümbrecht von 58 % : 42 % (REIFERT 1997[245]). Derzeitige Bemühungen zielen auf eine naturnahe, der potenziell natürlichen Vegetation entsprechenden Bestockung der Bestände ab.

Aufgrund der intensiven Nutzungsgeschichte, weist die Altersstruktur im Untersuchungsraum relativ junge Bestände auf. Die Altersklassen zwischen 0—20 sowie 21—40-jährigen Beständen kommen am häufigsten vor (REIFERT 1997[245]). Bäume, mit einem Alter über 80 Jahren sind hingegen selten vorhanden. Diese Altersstruktur lässt keine großflächige forstwirtschaftliche Nutzung zu. Daher stellen Pflegeeingriffe die derzeitige Nutzungsart dar. Sie beinhaltet in Nadelwäldern eine 5-jährigen Durchforstung und im Laubwald eine Durchforstung in unregelmäßiger Folge. Vereinzelt kommt es zum Kahlschlag der in Monokultur bestockten Nadelholzbestände (Alter von 80—100 Jahren). Sie werden anschließend meist mit Laubarten aufgeforstet.

Forstwirtschaftliche Düngungsmaßnahmen zielen auf die Pufferung der H⁺-Ionen ab, um den Versauerungswiderstand zu erhöhen. Sie werden je nach FBG in einem unterschiedlichen Zeitturnus von 5, 8 oder 10 Jahren, flächendeckend mit kohlenstoffsaurem Magnesiumkalk durchgeführt.

4.4.2 Landwirtschaft und Phänologie

Für den Untersuchungsraum sind reine Futterbaubetriebe charakteristisch. Die durchschnittliche Betriebsgröße ist mit ca. 25 ha pro Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LF) als relativ klein zu bezeichnen (AMTLICHE AGRARSTATISTIK 1988[8], 1990[9]).

Die Grünlandflächen sind im Wesentlichen an hängiges Gelände und Hochflächen gebunden, sowie an Flächen, die aufgrund ungünstiger Bodeneigenschaften für den Ackerbau nicht geeignet sind. Die Wiesenflora ist durch Kunstsäen weitgehend verändert und entspricht einer Zusam-

mensetzung aus Deutschem Weidelgras, Wiesenschwingel, Lieschgras, Wiesenrispe und Weissklee. Die Grünlandwirtschaft (Milchviehwirtschaft und Ammentierhaltung) ist durch die Nutzungsformen: Standweide, Mähweide und Mähwiese charakterisiert. Einen vergleichsweise überdurchschnittlich hohen Anteil an Grünland besitzen die Teileinzugsgebiete Bröl und die Große Nister sowie die Siegteileinzugsgebiete der Pegel Siegburg-Kaldauen und Betzdorf.

Managementsysteme stellen Stand- bzw. Portionsweiden für die Milchviehwirtschaft dar. Sie sind in Hofnähe arrondiert. Sie umfassen des Weiteren die Jungtierhaltung auf Mähweiden. Die Weidedauer verläuft im Untersuchungsgebiet vom ca. 1. Mai bis zum 1. November. Mähweiden unterliegen einer ein- bis zweifachen Schnittnutzung und werden anschließend in Weiden überführt. Da die Ausnutzung des Weidegras im Verlauf abnimmt, werden die Beweidungsflächen kontinuierlich erweitert. Demgegenüber liegt die Schnitzzahl der Mähwiesen bei durchschnittlich drei mal im Jahr. Mähzeitpunkte sind ab Mitte Mai ca. alle 4—6 Wochen. Die physiogeographischen Faktoren führen zur regionalen Verschiebung der Schnitthäufigkeiten: im westlichen Teil des Untersuchungsraum können vier und im östlichen Hoch- und Bergland zwei bis drei Schnitte erfolgen. Der letzte Schnittermin liegt im August. Die Schnittmengen verringern sich während der Wachstumsperiode.

Der durchschnittliche Viehbesatz liegt im Untersuchungsraum bei 1,6 Großvieheinheiten (GV) pro ha/LF (AMTLICHE AGRARSTATISTIK 1988[8], 1990[9]) und liegt damit unter den gesetzlich zugelassenen 3 GV ha/LF (MURL 1988[219]).

Der Ackerbau basiert vorwiegend auf Silomais und Wintergetreide. Seltener kommt Rüben- und Kartoffelanbau vor. Die Ackerflächen liegen meist an schwach geneigten Ebenen. Die Fruchtfolgen entsprechen im Westlichen Untersuchungsgebiet der Rheinischen Fruchtwechselfolge (Wintergetreide - Mais - Rübe) im zwei- bis drei-jährigen Turnus. Sie reduziert sich weiter östlich aufgrund klimatischer Bedingungen zu Wintergetreide-Silomais. Die Fruchtwechselfolgen werden nicht immer eingehalten. Silomais (Triticale) kann in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren angebaut werden. Die Einsaat- und Erntetermine sind nach der LWS SIEGBURG (1997[187]) in der Tabelle 4.4 zu entnehmen.

Tabelle 4.4: Einsaat- und Erntetermine für das Ackerland im Einzugsgebiet der Sieg

Fruchtart	Einsaattermine	Erntetermine
Wintergetreide	20. Oktober — 15. Dezember	1. Juli — 15. August
Silomais	15. April — 1. Mai	15. September — 1. Oktober

Untersaaten, Mulchung und Zwischensaaten werden im erstgenannten Fall vereinzelt angewendet, so dass die Ackerflächen teilweise während der Winter- und Frühjahrsmonate bedeckt sind. Die Erntemengen liegen im Mittel bei 110—120 kg/ha/Jahr TMS für Silomais und 65—70 dz/ha/Jahr für Wintergetreide (AMTLICHE AGRARSTATISTIK 1988[8], 1990[9]).

Die während der Winterperiode angefallenen Wirtschaftsdünger werden zusammen mit Mineraldüngern auf den landwirtschaftlichen Nutzungsflächen zu Beginn der Wachstumsperiode (Grünland, Acker) eingesetzt. Betriebswirtschaftliche Erfordernisse, gesetzmäßige Bestimmungen, lokale Standorteigenschaften (Boden, Klima), Anbauart und ihre Ertragserwartung steuern die Höhe und Art der Düngung. Der jährliche Düngemittleinsatz liegt im Mittel bei rund 180 kg N/ha. Er variiert bis zu 70 kg/ha/Jahr je nach Landnutzungsart und zeitlichem Einsatz (BENDE 1995[32]). Auf Gründland erfolgt ca. alle drei Jahre eine Kalkung mit rund 220 kg/ha CaO.

Das Zusammenwirken aller Klimaelemente bestimmt die zeitliche Abfolge der phänologischen Entwicklungsphasen der Pflanzen. Standorteigenschaften (z. B. Böden und Geländeform) und die geländeabhängigen Ausprägungen des Witterungsverlaufs beeinflussen die Pflanze und modifizieren so ihre Wachstumsstadien. Allgemein ist das Untersuchungsgebiet im Vergleich zur benachbarten Rhein-Sieg-Ebene als klimatisch benachteiligt einzustufen. Es zeichnet sich durch eine verkürzte Vegetationsperiode aus. Dabei kommt es zu einem verspäteten Eintritt der Wachstumsperiode, der in ungünstigen Lagen bis zu 14 Tagen beträgt. Entsprechende Zeiträume gelten für die Verkürzung der Vegetationsperiode. Die phänologische Entwicklung wird weiter durch lokal topographische Faktoren modifiziert. Enge Talabschnitte können zur vier- bis fünftägigen Verspätung der Vegetationsentwicklung gegenüber benachbarten unteren Hanglagen führen (KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184]).

4.4.3 Siedlung und Industrie

Die stark heterogenen Siedlungs- und Wirtschaftsstrukturen sind im Untersuchungsgebiets historisch geprägt. Charakteristisch sind auf Hochflächen liegende Einzelhöfe sowie kleinere und größere Weiler, die vorwiegend landwirtschaftlich orientiert sind. Neben landwirtschaftlichen Betrieben stellen hier klein- bis mittelständige Unternehmen die ökonomische Grundlage dar. Mit zunehmender Talweite vergrößern sich die Siedlungsbereiche bis zur Stadtgröße hin. Die größten Städte stellen im Untersuchungsraum Kreuztal, Siegen, Betzdorf und Eitorf dar.

Die Besiedlung des Untersuchungsraums erfolgte auf zwei Hauptrichtung. Aus westlicher Richtung waren es Vorstöße aus der Rhein-Sieg-Ebene zur Zeiten des Neolithikums (Jungsteinzeit). Im Osten bzw. Nord—Osten sind die ersten Besiedlungen keltischen Ursprungs (KÜNSTER & SCHNEIDER 1959[184]).

Im Westen des Untersuchungsraums erfolgt um das 10. Jhdt. mit den fränkischen Einzelgehöftbesiedlungen eine Siedlungsausdehnung in Richtung des bergischen Landes. Dazu zählen zu diesem Zeitpunkt auch kirchliche Höfe auf Rodungsflächen der Hochflächen, die sich aufgrund von Christianisierungsbestrebungen ergaben. Nachmittelalterliche Erweiterung stellen kleinere und größere Weiler entlang der alten Siedlungskerne infolge der Realerbteilung dar.

Im Osten, d. h. Siegerland setzt die Besiedlung bereits in der späten Latène-Zeit (100 v.—200 n. Chr.) ein. Es entstanden zahlreiche keltische Siedlungen, die weniger landwirtschaftlich als vielmehr handwerklich (Eisenverhüttung auf der Basis von Köhlerwirtschaft) orientiert waren (GRABERT 1998[134]).

Verstärkt fand damit eine räumliche Umorientierung von den Hochflächen in die bislang gemiedenen Täler statt. Die bergbaulichen Aktivitäten wurden in der Folgezeit intensiviert und fanden ihren Höhepunkt im 16.—18.Jhdt. Der mit der Köhlerwirtschaft verbundene hohe Bedarf an Brennholz wurde durch Einführen der Haubergwirtschaft gedeckt. Gleichzeitig kommt es aufgrund Wasserkraftnutzung für Schmelzhütten zur talwärts gerichteten Ansiedlung von Dörfern und Kleinstädten, Reihen- und Straßendörfer. Dieser an das bestehende Relief angepasste Siedlungstyp ist auch heute noch charakteristisch für den östlichen Untersuchungsraum.

Im Zuge der Industrialisierung richtet sich der Bergbau zunehmend rohstoff- und exportorientiert aus. Damit siedeln sich insbesondere im Raum Kreuztal-Siegen zahlreiche eisen- und stahlverarbeitende Industrien an. Die Schließung des Bergbaus erfolgte nach dem zweiten Weltkrieg. Durch Anbindung an den Wirtschaftsraum Köln über den Zug- und Straßenverkehr konnte der Siegener

Wirtschaftsstandort bis heute weitgehend erhalten bleiben.

Hinsichtlich des Versiegelungsgrads in der Nähe der Sieg-Vorfluter spielen diese historischen Begebenheiten heute noch eine entscheidende Rolle. Demnach weist der Versiegelungsgrad nach der Tabelle 4.5 folgende räumliche Schwerpunkte auf:

Tabelle 4.5: Versiegelungsgrad [%] der Teileinzugsgebiete innerhalb eines 500 m-Streifens im Jahr 1993

Station	Versiegelungsgrad [%]	Station	Versiegelungsgrad [%]	Station	Versiegelungsgrad [%]	Station	Versiegelungsgrad [%]
Lahnhof+Helgersdorf	0,0	Weidenau II	62,7	Heimborn	19,1	Geisbach	12,7
Weidenau I	30,2	Alsdorf	32,1	Eitorf	20,1	Siegburg-Kaldauen	46,6
Niederdielfen	35,0	Betzdorf	49,6	Bröleck	13,2	Niederpleis	25,7
Kreuztal	50,9	Lützelauer Mühle	19,7	Bröl	14,3	Lohmar	28,6

- die Oberlaufstationen (Kreuztal, Weidenau II und Betzdorf) mit einem Versiegelungsgrad zwischen rund 50 % und 63 %, sowie die
- die Unterlaufstationen (Siegburg-Kaldauen, Niederpleis und Lohmar) mit einem Versiegelungsgrad zwischen ca. 25 % und 47 %.

4.5 Prozessstudien im Untersuchungsgebiet auf verschiedenen Maßstabsebenen

Für den Untersuchungsraum liegen bereits mehrere mikro- und mesoskalige prozessorientierte Studien vor. SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG (1985[257]) und GÖTTLICHER-GÖBEL (1987[132]) beschreiben auf der mikroskaligen Ebene den Nähr- und Feststoffaustrag im Zusammenhang mit Starkniederschlagsereignissen und darauffolgenden Hochwasserereignissen auf unterschiedlichen Landnutzungsarten. PETER (1988[230]) untersucht den Stoffaustrag des lateralen Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabflusses bei verschiedenen Landnutzungsarten. Für das untere Siegtal erarbeitet KRÄMER (1992[182]) eine hydrogeologische und hydrochemische Auswertung der Stoffverlagerung mit dem vertikal gerichteten Sickerwasserstrom.

Für den mesoskaligen Betrachtungsmaßstab stellt FLÜGEL (1995[114], 1997[115]) für das Siegeinzugsgebiet einen weiterentwickelten Ansatz der GIS-basierten 'Response Units' (RUs) als Regionalisierungskonzept zur dreidimensionalen geohydrologischen Prozessdynamik vor. Dabei werden die Einheiten auf der Basis physiographischer Gebietsfaktoren und wissensbasierten Prozessverständnis abgeleitet. Sie werden hinsichtlich hydrologischer Fragestellung als HRUs (FLÜGEL 1995[114]) und für den Stofftransport als CHRUs (BENDE et al. 1995[32]) bezeichnet.

Auf Grundlage der HRUs entstehen in der folgenden Zeit eine Vielzahl an Arbeiten zur Analyse der hydrologischen Subsysteme im Siegeinzugsgebiet, wie:

- der topographisch bedingte Niederschlag (DORNBERG 1992[90]),
- die Interflowdynamik (FLÜGEL et al. 1997[116]) und der
- damit verbundene Stofftransport anorganischer Salze (MÄRKER 1996[196]),
- die Modellierung der Bodenerosion (SCHMIDT 1996[253]) und
- der vertikalen Wasser- und Nitratverlagerung in Talauen unter verschiedenen Managementbedingungen (KRAWULSKY 1994[180]; BEHL 1996[28]; 1999[29]) und

- des Grundwassers (MICHL, 1994[211]; EICK 1995[99]).
- Dabei weisen die 'Response Units' eine in sich eine einheitliche Prozessdynamik auf, die durch physikalisch-deterministische Modelle hinsichtlich der Niederschlags-Abflussdynamik flächendistributiv simuliert wurden (DAAMEN 1993[84]; LÜLLWITZ 1993[195]; MÜLDERS 1993[217]; FLÜGEL 1995[114]; BONGARTZ 1996[51]; HERPERTZ 2001[148]).

Die für die Modellierung benötigten Eingabeparameter basierten dabei auf den Ergebnissen der von DÖRFFLER (1994[89]) und KLENKE (1998[177]) aus multitemporalen Landsat TM-Szenen abgeleiteten Landnutzungstypisierungen.

5 Ergebnisse

Im Folgenden Kapitel werden die Ergebnisse zum Verständnisgewinn des skalenadäquaten Wasser- und Stoffhaushalts für den Untersuchungsraum der Sieg dargestellt. Der Abschnitt gliedert sich in drei Hauptteile. Der erste Teil umfasst die hydrochemische Gebietsanalyse im Einzugsgebiet der Sieg unter Verwendung der in Kapitel 3 beschriebenen Instrumentierungen sowie die Gelände- und Laborroutinen. Der zweite Teil legt die Ergebnisse der landflächenorientierten, distributiven Modellierung und Simulation der Wasser- und Stickstoffprozesse in räumlicher und zeitlicher hoher Auflösung dar. Der dritte Teil beinhaltet die Durchführung und Ergebnisse zum raumbezogenen Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse, auf deren Basis eine Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation durchgeführt wird. Dabei fokussiert die skalenübergreifende Auswertung auf:

- die Verknüpfung unterschiedlicher räumlicher *Skalen* (Gesamtuntersuchungsraum, Teileinzugsgebiete, Teilfläche und Standort) und
- die Verknüpfung unterschiedlicher *Zeitskalen* (über mehrere Jahre umfassende *Langzeitskale*, einzelne hydrologische Jahre und Halbjahre umfassende *Zeitskale*, die *Saisonalskale* und die *Ereignisskale*).

5.1 Hydrochemische Gebietsanalyse

Die hydrochemische Gebietsanalyse beinhaltet die Bestimmung der qualitativen und quantitativen Komponenten des Gebietswasser- und Gebietsstoffhaushalts für den Untersuchungszeitraum auf der Basis der durchgeführten Geländemessungen.

Zuerst werden dabei die Wasser- und Stoffeinträge durch die atmosphärische Deposition unter besonderer Berücksichtigung niederschlagsbürtiger und windverdrifteter regionaler Säurebelastungen betrachtet, die zu einer Beeinflussung der Fließgewässerqualität im Untersuchungsraum führen können.

Der zweite Schritt dient der qualitativen Kennzeichnung der Vorfluter und ihrer regionalen Verteilung. Hierauf aufbauend werden die quantitativen regionalen Wasser- und Stoffausträge ausgewertet. Betrachtet wird dabei im Sinn des skalenübergreifenden, 'geschachtelten' Ansatzes die:

- Ausweisung hydrochemisch gleich oder ähnlich reagierender Vorflutertypen (*Langzeitskale*)
- Quantifizierung des regionalen Stoffaustrags (*Langzeitskale*),
- Bestimmung des Verhaltens und des Stofftransportpotenzials einzelner Abflusskomponenten (Indirekt- und Direktkomponenten) mit ihrem gekoppelten Stoffaustrag (*Ereignisskale*).

5.1.1 Stoffeintrag: Niederschlag und atmosphärische Deposition

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse zur atmosphärischen Stoffzufuhr im Untersuchungs-

raum basieren auf der Auswertung der durchgeführten Analysen zur trockenen und nassen Deposition sowie ihren Niederschlagssummen an 16 Stationen während der hydrologischen Jahre 1992—1995. Ergänzend dazu wurden die kontinuierlichen Niederschlagszeitreihen der 9 Regenwippen im Untersuchungsraum berücksichtigt. Zur übersichtlichen Darstellung sind in den folgenden Tabellen und Abbildungen die Messstationen bzw. der Teileinzugsgebiete in Abfolge von der Quelle bis zur Mündung der Sieg angeordnet.

5.1.1.1 Niederschlag

Die Niederschläge stellen die Grundlage zur Bilanzierung des Eintrags im hydrologischen Kreislauf und für den atmosphärischen Schadstoffeintrag dar. Für Stoffflüsse und die Stoffumsetzungen im Boden ist der Niederschlag eine wichtige strukturprägende Komponente.

Mit den Daten der hier vorgestellten Messperiode und den Messwerten früherer Untersuchungen (DORNBERG 1992[90]), wird gezeigt, dass die Niederschlagshöhe vom Quell- in Richtung des Mündungsgebiets hin höhenzonal abnimmt.

In der Tabelle 5.1 sind die gemessenen Niederschlagssummen während des Untersuchungszeitraums für die genannten Messstationen aufgeführt. Da, mit Ausnahme der Niederschlagsstationen Herdorf und Niederfischbach, die Summen der Niederschlagswippen und Regensammler signifikant übereinstimmten (Abbildungen A-I.1—A-I.3), wurden Letztgenannte als gültig befunden um z. T. fehlenden Niederschlagswerte durch die Werte der Regen-Wippen zu ergänzen.

Hinsichtlich der Betrachtung ganzer hydrologischer Jahre (vgl. Tabelle 5.1) bestätigen die Untersuchungen den Trend, dass die Niederschlagssummen deutlich mit den Geofaktoren Relief, Topografie sowie Luv- und Leelagen korrelieren (DORNBERG 1992[90]). Vergleichsweise hohe Niederschlagssummen sind in den Höhenlagen zu verzeichnen. Dies sind:

- die im Osten liegenden Quelleinzugsgebiete (Stationen Lahnhof und Helgersdorf),
- die Oberläufe der Sieg mit den Teileinzugsgebieten der Nister im Süd-Osten (Niederschlagsstationen Wahlrod, Zehnhausen, Mörlen, Alpenrod) und der Ferndorf im Nord-Osten (Niederfischbach, Wenden, Hilchenbach) und

Tabelle 5.1: Jährliche und halbjährliche Niederschlagssummen im Einzugsgebiet der Sieg während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)

Station	Gesamte hydrologische Jahre				Hydrologisches Winterhalbjahr				Hydrologisches Sommerhalbjahr			
	1992	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995
Lahnhof	1232	1361	1503	1493	641	708	887	1000	591	653	616	493
Helgersdorf	1098	1297	1437	1443	582	752	848	967	516	545	589	476
Hilchenbach	1081	1259	1379	1446	562	655	814	969	519	604	565	477
Kreuztal	1056	1232	1352	1357	560	715	798	909	496	517	554	448
Wenden	1098	1296	1416	1492	571	674	835	1015	527	622	581	477
Wahlbach	1078	1244	1364	1371	571	722	805	919	507	522	559	452
Zehnhausen	1151	1299	1440	1447	610	753	850	969	541	546	590	478
Alpenrod	1092	1281	1420	1428	579	743	838	957	513	538	582	471
Mörlen	1087	1265	1385	1351	565	734	817	905	522	531	568	446
Herdorf	1076	1264	1384	1460	560	657	817	978	516	607	567	482
Wahlrod	1116	1165	1285	1288	591	676	758	863	525	489	527	425
Wissen	991	1119	1239	1185	515	582	731	794	476	537	508	391
Niederfischbach	997	1195	1318	1394	469	586	778	934	528	633	609	460
Birken-Honigsessen	1003	1188	1310	1385	481	582	773	928	522	618	606	457
Drabender Höhe	1070	1209	1329	1381	495	592	784	945	515	617	626	465
Schönenberg	998	1111	1231	1311	483	544	726	878	503	567	505	433

- der nord-westlich gelegene Unterlauf mit dem Teileinzugsgebiet Agger (Drabender Höhe).

Während des Untersuchungszeitraums schwankten die mittleren Jahresniederschlagssummen deutlich (Tabelle 5.1). Alle Stationen zeichnen sich durch ein überdurchschnittlich trockenes hydrologisches Jahr 1992 aus während das Folgejahr 1993 als durchschnittlich zu bezeichnen ist. Demgegenüber herrschen im hydrologischen Jahr 1994 signifikant feuchtere Verhältnisse vor.

Das hydrologische Jahr 1995 weist deutliche regionale Unterschiede auf. Sehr nasse Systemzustände finden sich in einer von Osten nach Westen angelegten Zone über Schönenberg, Drabender Höhe, Niederfischbach, Birken-Honigsessen, Herdorf, Wenden und Lahnhof. Etwa die gleichen Jahressummen wie im hydrologischen Jahr 1994 erhalten die im Oberlauf positionierten Stationen Wahlrod, Alpenrod, Zehnhausen, Wahlbach, Helgersdorf, Kreuztal und Hilchenbach. Die weiter westlich gelegenen Stationen Mörlen und Wissen zeigen hingegen geringere Niederschlagsmengen in dem genannten Jahr auf.

Im Vergleich untereinander zeigen die hydrologischen Jahre, dass bei trockenen und durchschnittlichen Niederschlagsbedingungen die Stationen im Unterlauf während des Sommerhalbjahrs zu leicht höheren Niederschlagsmengen tendieren während dies in den Höhenlagen umgekehrt ist. Im Gegensatz dazu entfallen die hohen Niederschläge der hydrologischen Feucht- bzw. Nassjahre 1994 bzw. 1995 auf das hydrologische Winterhalbjahr.

Hinsichtlich der Schneedynamik ist insbesondere das Winterhalbjahr 1995 durch eine lange und mit hohen Mächtigkeiten verbundene Schneeperiode im Oberlauf charakterisiert. Dies verdeutlicht exemplarisch die Station Marienburg in der Abbildung A-1.4. Diese Station liegt auf einer Höhe von 547 m über NN. Entsprechendes trifft für den Unterlauf des Untersuchungsraums nicht zu, wie es anhand der 144 m über NN liegenden Station Engelskirchen in der Abbildung A-1.4 deutlich wird. Hier liegen die Anzahl sowie die Dauer der Schneeperioden und auch die Schneehöhen vergleichsweise niedriger vor.

Betrachtet man die Niederschlagsdynamik auf der täglichen Zeitskale, so fällt vor allem die unterschiedliche Niederschlagsdynamik zwischen den hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahren auf. Die Abbildung 5.1 zeigt, dass diese Variabilität auf zwei Entstehungsarten zurück zu führen ist. Sie lassen sich bezüglich ihrer Raum- und Zeitskale differenzieren in:

- Zyklonale, advektive Ereignisse mit langanhaltenden Niederschlägen und hohen Niederschlags-spenden (November—Februar; Juli—September), die relativ homogen über den Untersuchungsraum verteilt sind.
- Konvektive, kurzzeitige Niederschlagsereignisse mit hohen Niederschlagsmengen, die aufgrund der unterschiedlichen Ausprägungen der durchziehenden Gewitterzellen bzw. -fronten ein inhomogenes Verteilungsmuster hervorrufen.

Während des Untersuchungszeitraums weist die Niederschlagsverteilung besonders während der Monate November—Februar deutlich ausgeprägte Maxima auf. Charakteristisch für diesen Zeitraum sind langanhaltende und mit hohen Niederschlagsmengen verbundene Ereignisse, die eine durchschnittliche Dauer zwischen 10—28 Tagen besitzen und im Mittel zwischen 150—220 mm Niederschlag produzieren. Während des nassen hydrologischen Winterhalbjahr 1995 werden diese Niederschlagsspenden übertroffen. So werden beispielsweise an der Station Wahlrod innerhalb des Zeitraums von 02-12-1994 bis zum 09-03-1995 640 mm Niederschlag beobachtet, wobei lediglich 14 Tage niederschlagsfrei waren. Ähnliches gilt auch für die Station Drabender Höhe, in der zwischen dem 07-12-1994 bis zum 07-01-1995 fast die Hälfte (333 mm) des

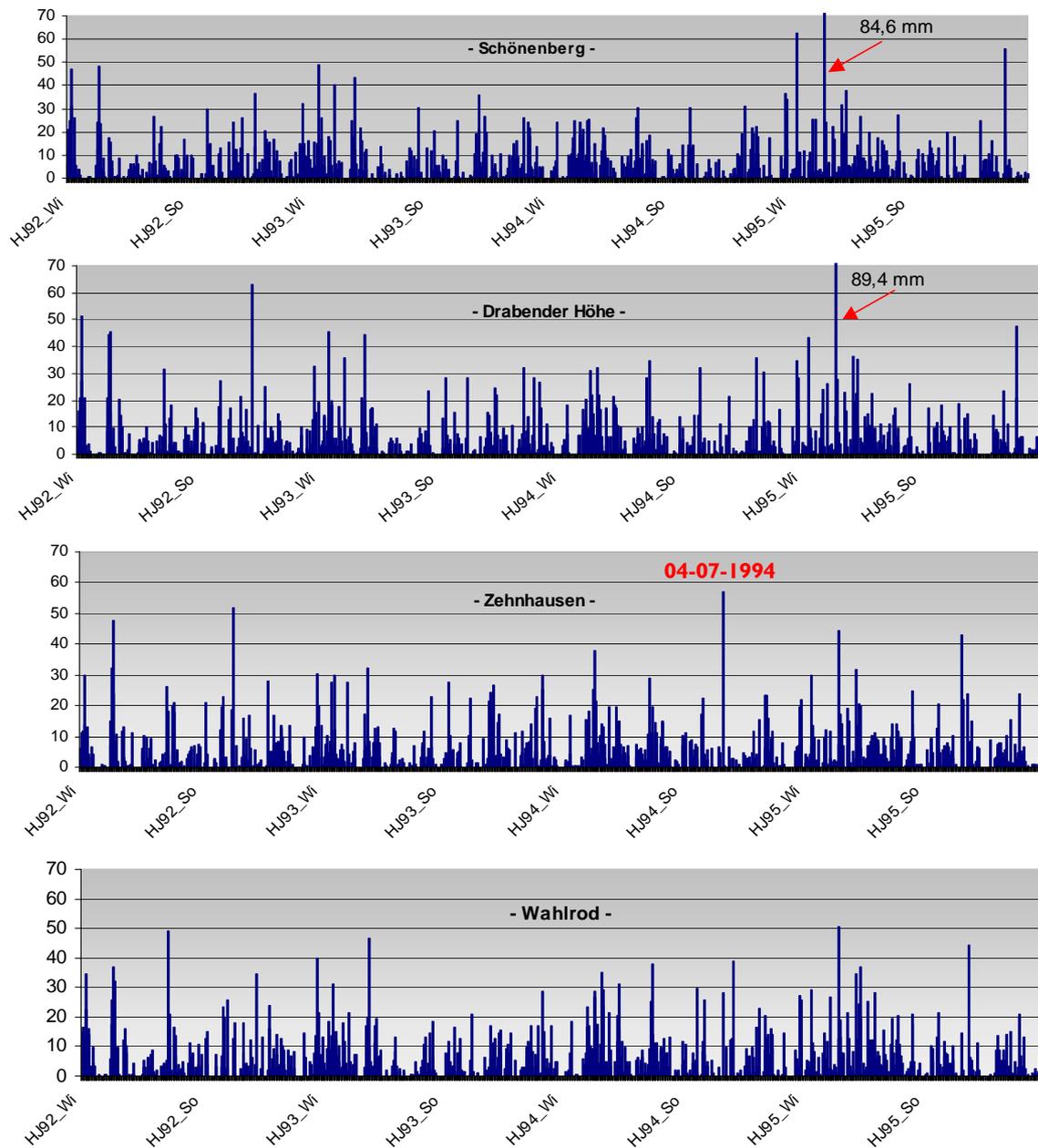


Abbildung 5.1: Tägliche Niederschlagssummen ausgewählter Stationen im Siegeinzugsgebiet während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)

Gesamtniederschlags des Winterhalbjahrs erfasst sind. Demgegenüber sind die hydrologischen Sommerhalbjahre durch einzelne, z. T. stark ausgeprägte Maxima charakterisiert (vgl. z. B. die Station Zehnhausen am 04-07-1994 in der Abbildung 5.1).

Längere Trockenperioden (9—16 Tage) treten bevorzugt während der Monate April—Mai sowie vereinzelt innerhalb der Wintermonate auf. Anders als diese sind die Sommermonate durch häufige Wechsel von zwei bis sieben trockenen mit zwei bis fünf Niederschlagstagen gekennzeichnet. Die längste Trockenperiode fand innerhalb des Untersuchungszeitraums im relativ trockenen hydrologischen Sommerhalbjahr 1995 während des Monats August statt. Sie betrug im Unterlauf

des Untersuchungsraums 22 Tage, während sie in den Höhenlagen auf 14 Tage verkürzt war. Sie führte an der Station Helgersdorf zum Trockenfallen des Abflusses.

Festzuhalten ist, dass für die folgende Analyse der atmosphärischen Stoffeinträge ein durchschnittliches, ein trockenes, ein feuchtes und ein deutlich nasses hydrologisches Jahr in den Untersuchungsraum fallen und somit eine repräsentative Auswertung möglich ist.

5.1.1.2 Atmosphärischer Stoffeintrag

Die Niederschläge sind mit der nassen Deposition und die Winddrift mit der trockenen Deposition für die Rückverlagerung und stoffliche Transformation von Spuren- und Aerosolpartikel aus der Atmosphäre und die Verlagerung auf die Erdoberfläche verantwortlich. Gasförmige Partikel gehen dabei in Lösung während nichtlösliche Stoffe über die Regentropfen gebunden und ausgegnet werden bzw. als Kondensationskerne dienen. Dieser für die Atmosphäre positive Effekt ist beträchtlich, da mit 1 Liter Niederschlagswasser bis 326.000 l Luft gereinigt werden können (MATTHESS 1994[199]).

Forschungsergebnisse zur Beschaffenheit von Depositionen zeigen vermehrt für die letzten 15 Jahre, dass zunehmend terrestrische und aquatische Systeme durch Stoffe beeinträchtigt werden, die weit vom Emissionsstandort entfernt über den Luftpfad transportiert und auf Vegetation, Böden und Gewässer abgesetzt werden (WALTHER 1999[292]). Untersuchungen zum Stoffhaushalt müssen deshalb den qualitativen und quantitativen Stoffeintrag über die Atmosphäre berücksichtigen.

Für den Untersuchungsraum der Sieg wurde die räumliche und zeitliche Variabilität des Schadstoffeintrags im Hinblick auf die Herkunft und Art der Emittenten im Gesamtgebiet erfasst. Im Folgenden werden die Konzentrationen der Inhaltsstoffe, der pH-Wert sowie die Säurebelastungsindikatoren entsprechend der Depositionsform im Einzugsgebiet der Sieg untersucht.

5.1.1.2.1 Nasse Deposition

Nach der Tabelle A-1.1 zeigt die nasse Deposition im Gebietsmittel eine prozentuale Zusammensetzung bestehend aus den Kationen NH_4^+ (22,4 %), Ca^{2+} (10,6 %), Na^+ (8,4 %), K^+ (3,5 %), Mg^{2+} (4,3 %) und den Anionen SO_4^{2-} (23,7 %), NO_3^- (15,4 %), Cl^- (10,7 %), PO_4^- (0,9 %), NO_2^- (0,2 %).

Die Tabelle 5.2 gibt die Beschaffenheit der nassen Deposition anhand der mittleren Stoffkonzentrationen während des Projektzeitraums wieder. Die hierarchische Abfolge von der höchsten zur niedrigsten Konzentration ist in den Niederschlägen bei allen Stationen im Untersuchungsraum annähernd gleich.

Die Konzentrationen besitzen insgesamt keine nennenswerten Abweichungen zu den von MATTHESS (1994[199]) vorgestellten mittleren Konzentrationen für Regenwässer in Mitteleuropa.

Wie die Tabelle 5.2 und die Tabelle A-1.1 zeigen, werden die Konzentrationen und die Zusammensetzung der nassen Deposition im Untersuchungsraum entscheidend durch die Lage der Station zu den Emittenten bestimmt. Daraus lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

Tabelle 5.2: Mittlere pH-, EC- und Konzentrationsverhältnisse der nassen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)

Nasse Deposition Station	pH	EC [mS/cm]	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]
Lahnhof	4,92	3,31	11,97	0,55	0,53	0,32	0,90	1,14	0,08	1,14	3,90	3,39	0,01
Helgersdorf	4,64	3,02	10,08	0,54	0,44	0,15	0,45	0,99	0,09	1,08	3,28	3,05	0,02
Zehnhausen	4,80	3,08	9,44	0,48	0,40	0,13	0,59	0,24	0,30	0,90	3,44	2,94	0,02
Wahlbach	4,96	3,29	12,12	0,69	0,52	0,18	0,79	1,45	0,41	1,31	3,61	3,15	0,01
Hilchenbach	5,03	3,61	12,98	0,72	0,49	0,18	0,69	2,11	0,45	1,33	3,81	3,18	0,02
Kreuztal	5,41	3,80	15,15	0,84	0,62	0,22	1,06	2,53	0,54	1,51	4,60	3,31	0,07
Herdorf	4,87	3,34	11,39	0,56	0,44	0,18	0,71	0,52	0,40	1,10	3,80	3,66	0,01
Niederfischbach	4,68	3,32	9,479	0,58	0,34	0,16	0,63	0,03	0,15	1,15	3,44	2,99	0,01
Mörlen	5,02	3,38	11,38	0,60	0,49	0,17	0,63	0,72	0,58	1,10	3,77	3,30	0,02
Alpenrod	4,86	3,97	13,02	0,61	0,49	0,20	0,85	1,30	0,17	1,76	4,16	3,47	0,02
Wenden	4,90	3,34	12,37	0,77	0,33	0,17	0,74	1,60	0,22	1,44	3,92	3,16	0,03
Birken-Honigsessen	4,93	3,06	11,07	0,61	0,30	0,14	0,64	1,36	0,18	1,16	3,56	3,10	0,01
Wahlrod	5,61	3,67	15,36	0,85	0,55	0,18	0,72	2,75	0,30	1,55	4,77	3,61	0,08
Wissen	5,13	3,78	13,94	0,78	0,70	0,19	0,86	2,05	0,53	1,38	4,04	3,38	0,03
Drabender Höhe	4,61	3,62	12,98	0,75	0,33	0,15	0,70	1,51	0,16	1,44	4,38	3,56	0,01
Schönenberg	4,92	3,88	14,08	0,78	0,50	0,17	0,83	2,05	0,31	1,55	4,41	3,44	0,03
Gebietsmittel	4,95	3,47	12,31	0,67	0,47	0,18	0,74	1,40	0,30	1,31	3,93	3,29	0,03

- Die Einflussnahme durch anthropogene bzw. industrielle Emissionen ist in direkter Nähe zu den Emittenten am höchsten (Stationen Wahlrod und Kreuztal, siehe Tabelle 5.2). Die unmittelbar davon benachbarten Stationen (Wissen, Alpenrod und Hilchenbach) zeigen im Vergleich zu den weiteren Stationen die deutlichste Beeinträchtigung. Kennzeichnend dafür sind relativ hohe Durchschnittskonzentrationen, die gleiche bzw. ähnliche, stoffspezifische Hintergründe aufweisen.
- Weiter findet im Unterlauf der Sieg (Stationen Drabender Höhe und Schönenberg) ein überregionaler Stoffeintrag über die west-süd-westlich vorherrschenden Winde der Sieg aus dem Emissionsbereich der Köln-Bonner-Bucht statt. Charakteristischerweise liegen hohe Konzentrationen der Säurebildner SO₄²⁻, NH₄⁺ und NO₃⁻ vor. Dies wird durch die Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition (HJ 1992—HJ 1994) in der angrenzenden Siegaue bestätigt (BEHL (1999[28]). Dabei liegen interessanterweise die NO₃⁻-Belastungen im Mittel um das dreifache erhöht vor (Siegaue: 9,96 mg/l), während die SO₄⁻-Konzentrationen den hier ermittelten Werten fast gleichen (Siegaue=4,3 mg/l).

Diese Unterschiede können auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Einerseits wird die Siegaue landwirtschaftlich intensiver bewirtschaftet, so dass eine höhere Düngung und damit stickstoffhaltige Emissionen zu erwarten sind (lokale Ursache). Andererseits werden schwefelhaltigen Säurebildner wesentlich weiträumiger verfrachtet, da die kinetische Reaktionen zur Bildung von Salpetersäure (HNO₃) rund 10mal schneller verlaufen, als die von Schwefelsäure (H₂SO₄) (MATTHESS 1994[199]). Dementsprechend können die über die Emissionen der Köln-Bonner Bucht eingetragenen stickstoffhaltigen Säurebildner weniger weit in den Untersuchungsraum eingetragen werden (überregionale Ursache).

- Die niedrigsten Mineralisationen zeigen die im Wald gelegenen Stationen (Helgersdorf, Lahnhof, Zehnhausen, Alpenrod, Birken-Honigsessen und Niederfischbach). Folglich ist die Wirksamkeit des atmosphärischen Auskämmungsprozesses von Aerosol- und Spurenstoffen durch die Waldvegetation gegenüber dem Freiland wesentlich höher (HERBERT 1987[141]).

- Markante Abweichungen innerhalb der Gruppe mit niedriger Mineralisation zeigt die Station Lahnhof. Hier liegen deutlich höhere mittlere K^+ -, Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen vor. Entsprechendes ist für das benachbarte Quelleinzugsgebiet Helgersdorf nicht zu beobachten. Die Existenz der vorgefundenen Kationen ist vermutlich das Ergebnis puffernden und resuspendierenden Austauschvorgänge an Blattoberflächen des unmittelbar angrenzenden Baumbestands gegenüber den eingetragenen sauren Depositionen. Dabei werden vorzugsweise die Nährelemente K^+ -, Ca^{2+} - und Mg^{2+} an den Austauschplätzen der Katikula gegen H^+ -Ionen im Niederschlag ersetzt (GERBER 1994[127]).

Naturgemäß weisen die einzelnen Konzentrationen bei allen Stationen eine deutliche Variabilität auf. Die Schwankungsbreiten sind entsprechend ihres regionalen stofflichen Schwerpunkts unterschiedlich hoch ausgeprägt. Die Schwankungsbreiten korrelieren mit der Niederschlagshöhe. Wie bereits GEORGII (1965[126]) feststellte, besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen hohen Niederschlägen und niedrigen Konzentrationen. Die Abbildung 5.2 zeigt dies für die Ionen SO_4^{2-} , Cl^- und NO_3^- . Daraus lassen sich für den Untersuchungsraum folgende Tendenzen ableiten:

- Die Schwankungsbreiten der Konzentrationen sind im Untersuchungsraum bei geringen Niederschlagsmengen wesentlich höher und nehmen bei zunehmenden Regenmengen deutlich ab.
- Mit zunehmender Niederschlagshöhe nimmt die Bedeutung der Ausregnungs- gegenüber den Auswaschungsprozessen zu. Dies trifft v. a. auf Stoffe mit reaktiven Verhalten wie auf den pH-Wert zu.
- Abweichungen von diesem Verhalten sind nach langen Akkumulationsphasen, d. h. Trockenperioden bzw. Zeiträumen mit geringen Niederschlägen zu beobachten. Dies betrifft tendenziell einzelne Ereignisse in den Frühjahrs- und Sommermonate (z. B. 13-04-1993 in der Abbildung 5.2).

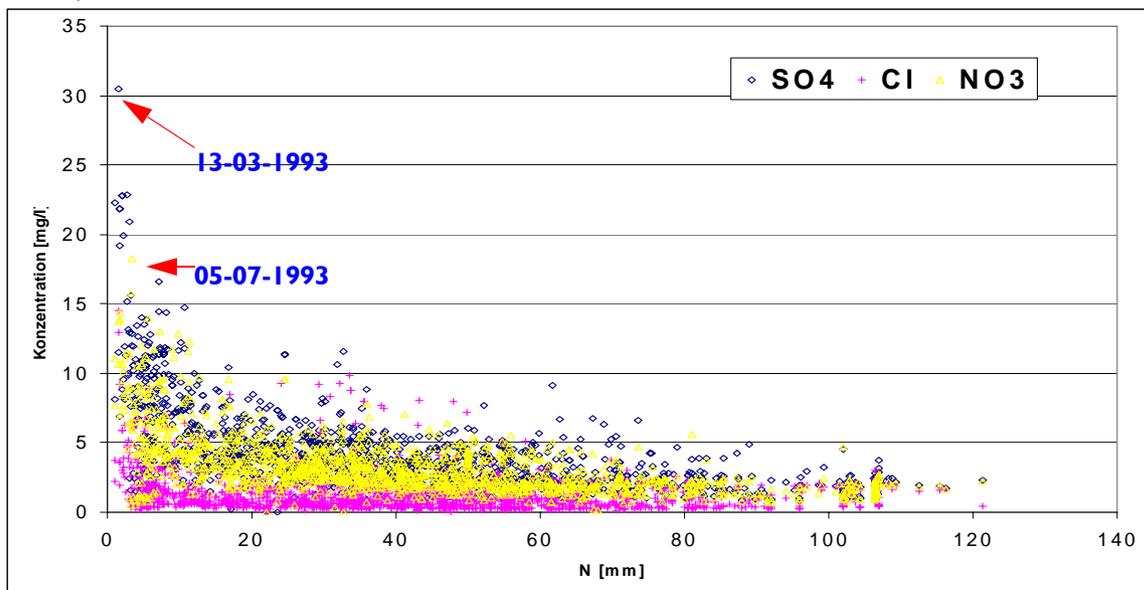


Abbildung 5.2: Beziehung zwischen ausgewählten Inhaltsstoffen und der Niederschlagshöhe in der nassen Deposition - alle Stationen (HJ1992—HJ1995)

Hinsichtlich der Beeinträchtigung der Gewässerqualität sind die stickstoff- und schwefelhaltigen Säurebildner von Bedeutung. Die Säurewirkung von Schwefel und Stickstoff resultiert aus einer Reihe von Oxidationsprozessen, die im Wesentlichen aus der Verbrennung fossiler Energieträger

stammt. Als SO_2 und NO_x -Emissionen führen sie in der Atmosphäre sowie geringfügig im Vegetations-Bodensystem zur Bildung der freien Säuren H_2SO_3 , H_2SO_4 und HNO_3^- , die eine pH-Wert Absenkung beider Systeme zur Folge haben (HEIJ & ERISMAN 1997[146]). Die pH-Werte liegen, mit Ausnahme der Station Wahlrod, im Mittel bei allen Stationen im Untersuchungsraum unterhalb des natürlichen CO_2 -bedingten Werts von pH 5,56 (siehe Tabelle 5.2). Auch sie zeigen eine deutliche räumliche Variabilität auf:

- Niedrige pH-Werte treten vorzugsweise an den Stationen markant hervor, wo geringe Mineralisationen mit geringen Pufferkapazitäten gegenüber den eingetragenen Säuren vorliegen (vgl. Tabelle 5.2) und/oder wo entsprechend hohe Säurefrachten vorzufinden sind (die Stationen Drabender Höhe, Zehnhausen und Helgersdorf in der Tabelle 5.3).

Die pH-Werte zeigen bei allen Standorten keine Periodizitäten auf. Allerdings sind im jahreszeitlichen Verlauf witterungsbedingte Tendenzen erkennbar, insbesondere an niedrigmineralisierten Stationen (Abbildung 5.3). Dabei treten niedrige pH-Werte vorzugsweise in den Winter- und Sommermonaten auf (z. B. Dezember 1992).

- In den Wintermonaten sind diese offenbar auf die Schneeakkumulation zurückzuführen, die naturgemäß 2,9 mal höhere SO_4^{2-} -Gehalte aufweist (GEORGII 1965[126]). Auch sind erhöhte SO_4^{2-} -Gehalte mit der winterlichen Heizperiode verbunden. Im Zusammenhang mit einer zunehmenden Anzahl an Nebeltagen führen sie zu einer erhöhten Auskämrrate.
- Ob die vorzugsweise während der Sommermonate vorgefundenen niedrigen pH-Werte an den Stationen im Untersuchungsraum sowie der Nachweis des Stoffwechselprodukts NO_2^- auf die angesprochene Problematik des Stoffumsatzes innerhalb der Probenahmesammler zurückzuführen ist, oder ob diese Ausdruck der geringen, zur Verdünnung hoher Anteile an Säurebildnern beitragenden Niederschläge anzusehen sind, kann abschließend nicht beurteilt werden (Kapitel 3.2.2)

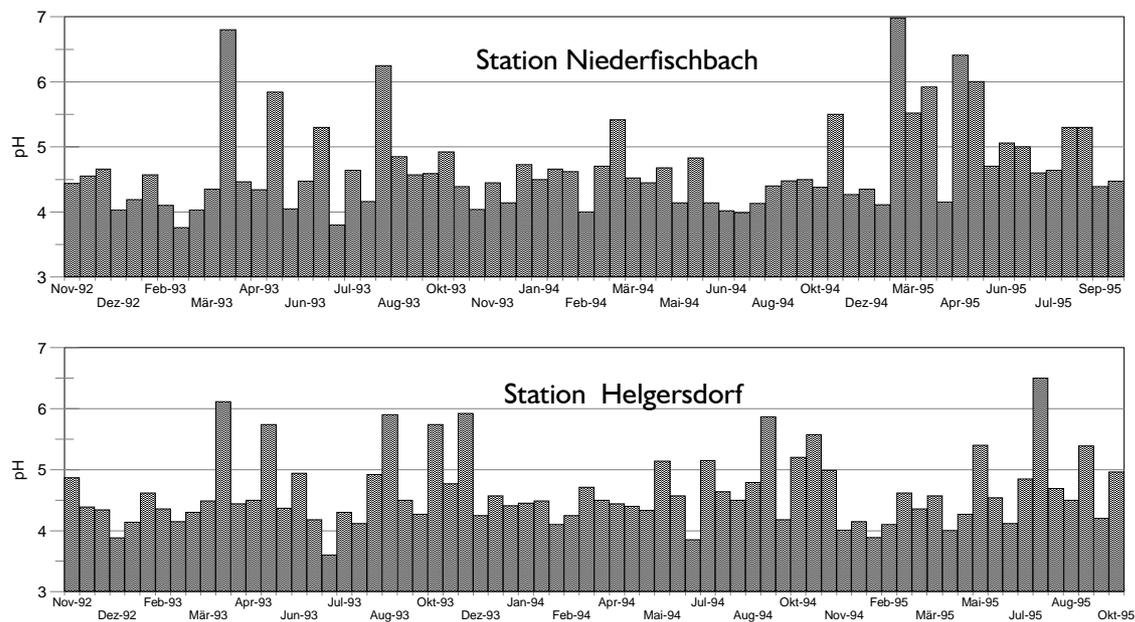


Abbildung 5.3: Verlauf des pH-Werts in der nassen Deposition an den Stationen Niederfischbach und Helgersdorf (HJ 1993—HJ 1995)

Die Entwicklung des Säurestärkeeintrags verläuft nach der Tabelle A-1.3 während des Untersuchungszeitraums und an den einzelnen Stationen unterschiedlich. Einen mittleren Anteil von über 80 % des pH-Werts unter 5 werden im Quelleinzugsgebiet (vgl. Station Helgersdorf) sowie im nord—östlichen Oberlauf (vgl. Niederfischbach Station) und im Unterlauf (vgl. Station Drabender Höhe) beobachtet. Letztgenannte Station sowie die in der Ballungsregion Siegen-Kreuztal liegenden Stationen Kreuztal und Hilchenbach wie auch die im Norden bzw. die im Süden liegenden Stationen zeigen eine besonders deutliche Abnahme des Säurestärkeeintrags. Dies führt gleichermaßen zu einem Anstieg der pH-Werte.

Zur Beurteilung der niederschlagsbürtigen Säurebelastung, werden ergänzend die Depositionsraten der potenziell wirkenden säurebildenden Anionen (AC_{pot}), bestehend aus den Komponenten NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, SO₄²⁻-S und HCl als Cl⁻, der basisch wirkenden Kationen (BC), bestehend aus den Komponenten K⁺, Ca²⁺- und Mg²⁺ sowie getrennt, die schwefel- und stickstoffhaltigen Säurebildner in den Niederschlägen betrachtet (vgl. Tabelle 5.3). Vergleicht man die Summen der einzelnen Komponenten des Säurehaushalts, so zeigt sich ähnlich wie bei den Konzentrationen, dass im Untersuchungsraum von einer räumlich und zeitlich heterogenen Depositionsbelastung der Säurebildner ausgegangen werden kann.

Tabelle 5.3: Jahresfrachten der neutralisierend wirkenden Kationen (BC), potenziellen Säuren (AC_{pot}), des Gesamt-Stickstoffs (N) und Schwefels (S) der nassen Deposition im Untersuchungsraum (H) 1992—HJ 1995 [Anm.: - keine Messwerte vorhanden]

Station	BC				AC _{pot}				N				S			
	kg/ha 1992	kg/ha 1993	kg/ha 1994	kg/ha 1995	kg/ha 1992	kg/ha 1993	kg/ha 1994	kg/ha 1995	kg/ha 1992	kg/ha 1993	kg/ha 1994	kg/ha 1995	kg/ha 1992	kg/ha 1993	kg/ha 1994	kg/ha 1995
Lahnhof	-	24,07	15,32	17,66	-	27,28	25,70	26,80	-	24,32	11,38	23,20	-	19,38	8,67	16,05
Helgersdorf	8,34	7,95	8,02	4,29	18,56	25,13	24,22	19,32	10,41	11,96	12,19	9,30	8,07	9,51	8,92	6,76
Zehnhausen	8,01	7,37	7,07	6,34	16,96	22,04	24,16	23,07	8,77	13,32	12,36	12,83	7,60	8,49	8,10	8,25
Wahlbach	11,68	12,29	9,06	7,60	14,61	25,38	23,26	16,24	11,04	15,84	13,43	9,80	7,65	9,49	7,96	6,63
Hilchenbach	8,52	13,49	13,17	8,72	20,83	33,80	36,39	26,80	11,49	21,87	25,08	17,16	8,64	11,48	10,96	7,89
Kreuztal	8,34	10,61	16,16	11,36	19,22	32,70	34,81	26,27	10,87	18,39	24,81	19,22	8,80	11,50	11,42	8,44
Herdorf	7,94	8,18	10,43	5,68	19,94	20,20	21,76	16,91	11,23	11,94	14,88	9,22	7,72	8,37	7,79	6,00
Niederfischbach	7,47	8,80	6,15	12,72	19,76	25,41	23,74	14,66	10,66	12,49	9,78	11,55	7,11	10,13	8,01	8,13
Mörlen	8,28	10,96	10,22	3,49	16,39	31,33	24,42	18,80	8,65	21,38	17,01	10,16	7,60	10,66	8,50	6,51
Alpenrod	8,96	12,25	9,03	7,87	18,76	23,46	22,15	24,74	10,09	13,93	10,60	15,11	7,60	10,39	8,93	9,82
Wenden	8,16	21,50	8,86	16,32	25,26	24,06	32,97	48,32	11,59	35,04	14,62	29,24	10,10	23,02	11,12	16,19
Birken-Honigsessen	5,78	8,17	8,24	4,87	12,94	26,27	19,53	23,97	8,01	14,96	10,61	11,95	6,08	8,99	7,12	7,86
Wahlrod	9,63	10,97	8,35	7,79	20,59	38,40	34,17	36,20	13,05	23,02	21,30	19,64	9,05	12,18	9,97	10,05
Wissen	10,31	7,33	9,11	13,07	17,17	22,90	23,27	23,92	9,85	11,39	13,89	19,19	7,63	8,60	7,60	7,26
Drabender Höhe	9,98	7,80	8,46	7,10	25,46	32,78	36,00	28,87	13,09	15,64	16,17	15,47	11,79	12,18	11,66	10,27
Schönenberg	10,92	11,11	9,44	8,86	22,91	35,00	25,08	28,42	13,34	20,54	13,86	16,77	10,37	11,86	8,53	8,15
Gebietsmittel	8,82	11,43	9,82	8,98	19,29	27,88	26,98	25,21	10,81	17,98	15,12	15,61	8,39	11,64	9,08	9,02

Die Höhe der Depositionen ist naturgemäß entscheidend von der Höhe der gefallenen Niederschläge und der dazugehörigen Konzentration abhängig (MATTHESS 1994[199]).

Insgesamt liegen die verfrachteten Säurebelastungen der nassen Deposition im Untersuchungsraum leicht bis zum Teil deutlich unter der Höhe der im WALDZUSTANDSBERICHT (2000[288]) für die entsprechenden Jahre ermittelten Frachten im benachbarten Sauerland. Sie belaufen sich dort während des Untersuchungszeitraums auf Depositionsraten zwischen 7—10 kg/ha BC, 30—35 kg/ha N, 35—38 kg/ha S sowie 42—50 kg/ha AC_{pot} im Jahr. Es lassen sich folgende Ergebnisse herausstellen:

- Im Untersuchungsraum überwiegen die stickstoffhaltigen Anteile der Säuredeposition gegenüber den schwefelhaltigen Einträgen. Eine Ursache ist, dass der starke Einfluss, den der Schwefel bis zu Beginn der 90er Jahre auf die Säuredeposition ausgeübt hat, eindeutig nachgelassen hat und damit auch im Untersuchungsraum die überregionale Entwicklung der Verlagerung zu stickstoffhaltigen Säurebildnern widerspiegelt (HEIJ & ERISMAN 1997[146]). Dass dies auch für die entlegenen Waldgebiete im Oberlauf zutrifft, ist als Beleg für die Fernwirkung der effektiveren Entschwefelungen von Industrieemissionen zu sehen. Eine weitere Ursache für die vermehrten stickstoffhaltigen Anteile der Säuredepositionen sind ansteigende NO_x -haltige Kraftverkehrsausstöße (PAHL 1996[224]).
- Ähnlich den Konzentrationsverläufen, zeigen die industrienahen bzw. -beeinflussten Stationen die vergleichsweise höchsten Säurebelastungen auf (vgl. die Stationen Wenden, Kreuztal, Hilchenbach, Wahlrod, Drabender Höhe und Schönenberg in der Tabelle 5.3). Aber auch die beiden waldbestandenen Quelleinzugsgebiete werden aufgrund der Filterwirkung des Kronenraumes und der dort ablaufenden Speicher- und Pufferreaktionen stärker durch Luftschadstoffe belastet als benachbarte Freilandflächen (siehe z. B. die Station Zehnhausen).
- Wie die Messungen im Untersuchungsraum zeigen, besitzen die Niederschläge ein Neutralisationspotenzial, welches in der Größenordnung ca. 1/3 bis zur Hälfte der eingetragenen Säuren liegt (vgl. BC und AC_{pot} in der Tabelle 5.3).

Die zeitliche Entwicklung der Säurebelastung während des Untersuchungszeitraums ist als uneinheitlich zu bezeichnen. Insgesamt wird die Dynamik der potenziell wirkenden Gesamtsäuredeposition (AC_{pot}) im Wesentlichen über die Zu- oder Abnahme der stickstoff- und/oder schwefelhaltigen Säurebildner gesteuert, weniger über den Anstieg bzw. die Zunahme der puffernd wirkenden Kationen (vgl. BC in der Tabelle 5.3). In den einzelnen hydrologischen Jahren ist diese während des Untersuchungszeitraums wie folgt verlaufen:

- Einheitlich ist, dass bei allen Stationen eine Zunahme der AC_{pot} vom hydrologischen Jahr 1992 auf das hydrologische Jahr 1993 zu verzeichnen ist, die auf die Zunahme der Säurebildner zurückzuführen ist. Die darauffolgende Entwicklung verläuft im Untersuchungsraum regional unterschiedlich ab:
- Die kontinuierliche Abnahme der AC_{pot} sowie der einzelnen Säurebildner über den kompletten Untersuchungszeitraum einiger Oberlauf- und ihrer benachbarten Stationen (Herdorf, Mörlen, Wahlbach und Helgersdorf), deutet auf eine dauerhafte Reduktion einer oder mehrerer regionaler Quellen hin. Betrachtet man hierfür die prognostizierten Hauptwindrichtungen im Untersuchungsraum (Abbildung A-2.5), so können diese dem Siegener Raum zugeordnet werden. Entsprechendes gilt für die Station Niederrischbach. Allerdings wird die Reduktion der Säurebelastung zusätzlich über eine Zunahme der BC im hydrologischen Jahr 1995 gesteuert.
- Demgegenüber zeigen andere Oberlaufstationen wie Wahlrod, Alpenrod, Wenden, Lahnhof, Birken-Honigsessen und die Unterlaufstation Schönenberg einen erneuten Anstieg der AC_{pot} zwischen dem hydrologischen Jahr 1994 zum Folgejahr 1995. Diese Dynamik ist auf eine Zunahme beider bzw. eines Säurebildner bei gleichzeitiger Abnahme der puffernd wirkenden Kationen zurückzuführen.

Die Gesamtsumme der atmosphärischen Deposition setzt sich des Weiteren durch den Anteil der trockenen Einträge zusammen. Die Ergebnisse hierzu werden für den Untersuchungsraum im Folgenden dargestellt.

5.1.1.2.2 Trockene Deposition

Die windverdriftete Verfrachtung und Ablagerung von gasförmigen und partikulären Emissionen über die trockene Deposition zeigt, ähnlich der nassen Deposition, im Untersuchungsraum deutliche räumliche, stoffspezifische und zeitliche Variabilitäten auf.

Nach der Tabelle A-1.2 besteht die trockene Deposition im Untersuchungsraum im Mittel aus den Anionen SO_4^{2-} (18,2 %), Cl^- (14,4 %), NO_3^- (9,0 %), PO_4^- (0,8 %), NO_2^- (0,0 %) und den Kationen NH_4^+ (15,2 %), Ca^{2+} (19,3 %), Na^+ (12,3 %), K^+ (4,3 %), Mg^{2+} (6,5 %).

Die Tabelle 5.4 gibt die mittleren Konzentrationen der trockenen Deposition während des Untersuchungszeitraums wieder. Insgesamt liegen die Konzentrationen, ausgenommen von PO_4^- , nur rund halb so hoch wie in der benachbarten Siegaue (BEHL 1999[28]).

Tabelle 5.4: Mittlere pH-, EC- und Konzentrationsverhältnisse der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ1992-HJ1995)

Station	pH	EC [mS/m]	TDS [mg/l]	Na^+ [mg/l]	K^+ [mg/l]	Mg^{2+} [mg/l]	Ca^{2+} [mg/l]	NH_4^+ [mg/l]	Cl^- [mg/l]	SO_4^{2-} [mg/l]	NO_3^- [mg/l]	NO_2^- [mg/l]	PO_4^- [mg/l]
Lahnhof	5,42	1,00	4,01	0,40	0,22	0,14	0,61	0,19	0,74	1,04	0,65	0,004	0,03
Helgersdorf	5,43	0,88	3,71	0,39	0,23	0,11	0,50	0,21	0,65	0,95	0,63	0,009	0,04
Zehnhausen	5,40	0,94	4,14	0,36	0,19	0,10	0,46	0,36	0,64	1,18	0,79	0,004	0,06
Wahlbach	5,46	1,08	4,58	0,41	0,33	0,11	0,51	0,40	0,72	1,17	0,80	0,000	0,13
Hilchenbach	5,45	0,79	3,51	0,28	0,24	0,08	0,40	0,34	0,55	0,90	0,54	0,001	0,19
Kreuztal	5,56	1,27	5,81	0,46	0,23	0,15	0,81	0,52	0,83	1,75	0,88	0,003	0,18
Herdorf	5,46	1,10	4,83	0,37	0,23	0,11	0,66	0,41	0,65	1,39	0,90	0,001	0,10
Niederfischbach	5,40	0,86	3,61	0,37	0,18	0,10	0,45	0,22	0,63	1,00	0,61	0,000	0,05
Mörten	5,45	1,04	4,50	0,37	0,30	0,08	0,36	0,61	0,70	1,05	0,81	0,003	0,22
Alpenrod	5,54	1,09	4,64	0,37	0,31	0,12	0,53	0,44	0,69	1,28	0,81	0,004	0,09
Wenden	5,42	1,09	4,77	0,51	0,26	0,12	0,59	0,28	0,87	1,24	0,78	0,001	0,12
Birken-Honigsessen	5,43	1,02	4,20	0,35	0,19	0,10	0,47	0,41	0,62	1,20	0,75	0,001	0,11
Wahlrod	5,52	1,34	6,13	0,42	0,27	0,11	0,60	0,76	0,81	1,78	1,22	0,002	0,16
Wissen	5,49	0,98	4,22	0,38	0,20	0,11	0,56	0,34	0,66	1,13	0,71	0,000	0,13
Drabender Höhe	5,37	1,14	5,00	0,51	0,22	0,12	0,60	0,34	0,91	1,38	0,89	0,003	0,04
Schönenberg	5,41	1,12	4,91	0,46	0,22	0,13	0,65	0,37	0,88	1,29	0,81	0,003	0,10
Gebietsmittel	5,4	1,05	4,54	0,40	0,24	0,11	0,55	0,39	0,72	1,23	0,79	0,003	0,11

Im Vergleich der trockenen zur nassen Deposition lassen sich im Untersuchungsraum folgende Merkmale hervorheben:

- Die Gesamtmineralisation liegt in der trockenen Deposition nur halb bis 1/3 mal so hoch vor. Die Stickstoff-Fractionen NH_4^+ und NO_3^- belaufen sich auf einen Anteil von 1/4—1/8 der nassen Deposition.
- Die relative Zusammensetzung zeigt für die trockene Deposition höhere Gehalte an Cl^- sowie den Alkali- und Erdalkalitionen (vgl. hierzu die Tabellen A-1.1—A-1.2).
- In der Regel zeigen die Stationen die gleichen oder ähnliche mineralische Zusammensetzung bzw. stoffspezifische Schwerpunkte auf. Vermutlich stammen die Inhaltsstoffe beider Depositionsarten aus denselben Quellen. Folglich korrespondieren die hochmineralisierten Stationen der trockenen Deposition mit den Stationen der nassen Deposition (z. B. die Stationen Kreuztal und Wahlrod). Entsprechendes gilt, mit Ausnahme von Drabender Höhe, für den umgekehrten Fall.

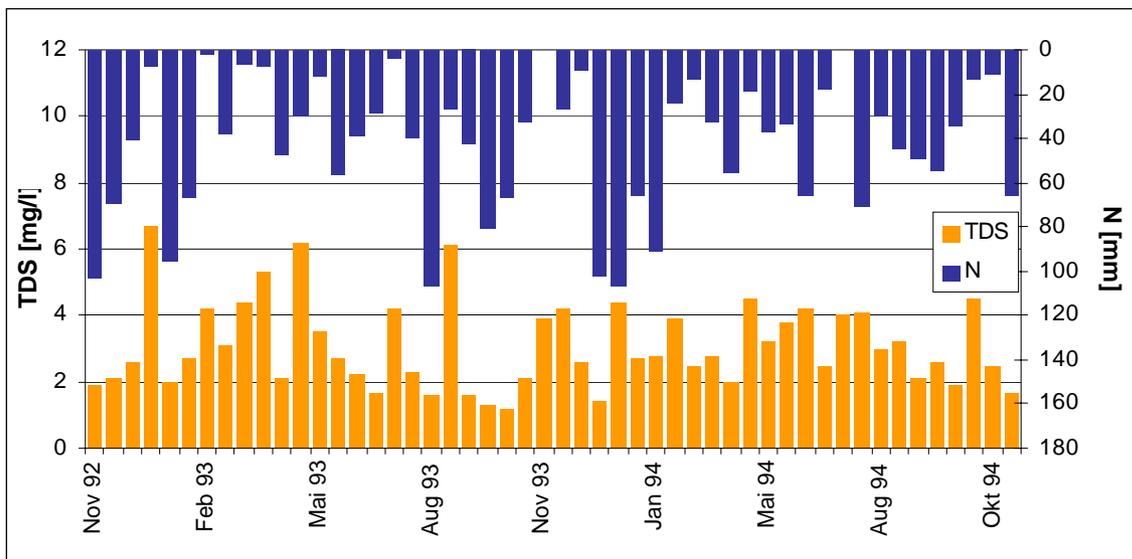


Abbildung 5.4: Verhalten der 2-wöchigen Niederschlagsverteilung (N) und der Gesamtsalzgehaltskonzentration (TDS) der trockenen Deposition (HJ 1993—HJ 1994)

Die Schwankungsbreiten der Stoffkonzentrationen zeigen im Untersuchungsraum eine Abhängigkeit von den gefallenen Niederschlagsmengen. Längere Trockenperioden, wie z. B. im März—April 1993, bewirken eine Aufkonzentration der Inhaltstoffe (Abbildung 5.4)

Für die pH-Werte lassen sich nach der Tabelle 5.4 folgende Ergebnisse herausstellen:

- Die pH-Werte der trockenen Deposition liegen im Vergleich zur nassen Deposition eine halbe pH-Einheit höher. Hier kommen die insgesamt niedrigeren Säurebildner und die vergleichsweise höheren, puffernd wirkenden Erdalkalikonzentrationen zum Tragen. Anders als bei der nassen Deposition weichen die durchschnittlichen pH-Werte mit einer Schwankungsbreite von pH 0,19 nur geringfügig zwischen den Stationen voneinander ab.
- Die pH-Wertdynamik zeigt im jahreszeitlichen Verlauf keine witterungsbedingte Abhängigkeit auf. Tendenziell verursachen Trockenperioden leichte pH-Wert-Absenkungen (Abbildung A-2.6).

Der Säurehaushalt der trockenen Deposition ist anhand der Tabelle 5.5 für die Untersuchungsperiode dargestellt. Den Gesamtsäurehaushalt der atmosphärischen Deposition zeigt die Tabelle A-1.5. Ähnlich der nassen Deposition ergeben sich deutliche räumliche, zeitliche und stoffspezifische Unterschiede über die windverdriftete Säuredeposition. Wie auch der Vergleich des prozentualen Anteils der nassen Deposition an der Gesamtbelastung anhand der Tabelle A-1.4 zeigt, sind folgende Unterschiede erkennbar:

- Die potenziell wirkenden Säuredepositionen (AC_{pot}) der trockenen Deposition spielen eine untergeordnete Rolle. Jährliche Schwankungen tragen zwischen rund 1/3 (z. B. Stationen Lahn- hof und Drabender Höhe im hydrologischen Jahr 1994) und ca. 1/5 (z. B. Station Wenden im hydrologischen Jahr 1995) zur gesamten atmosphärischen Depositionsmenge bei.

Ursache für die geringfügigere Säurewirkung der trockenen Deposition ist, dass die Mengen der puffernd wirkenden Kationen in der gleichen bzw. ähnlichen Größenordnung vorliegen, wie die in der nassen Deposition.

Tabelle 5.5: Jahresfrachten der neutralisierend wirkenden Kationen (BC), der potenziellen Säuren (AC_{pot}), des Gesamt-Stickstoffs (N) und des Schwefels (S) der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - keine Messwerte vorhanden]

Station	BC				AC _{pot}				N				S			
	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha
Lahnhof	-	6,82	6,84	5,68	-	3,72	5,76	6,82	-	5,23	3,72	3,02	-	8,78	2,58	1,99
Helgersdorf	6,87	4,75	5,69	6,03	4,62	4,58	6,41	5,66	2,98	5,44	3,16	2,85	2,91	8,27	2,51	1,68
Zehnhausen	8,73	6,00	4,54	4,53	6,11	5,12	8,53	9,63	3,78	5,33	5,17	5,06	4,41	6,25	4,13	2,79
Wahlbach	8,86	7,67	6,25	8,41	6,98	6,55	7,49	4,34	4,84	7,42	3,60	4,50	4,28	6,55	3,17	2,73
Hilchenbach	8,66	13,51	5,38	4,09	5,54	6,63	8,56	4,04	4,32	5,35	4,19	2,48	3,55	4,48	3,28	1,42
Kreuztal	9,26	8,52	7,19	7,02	6,98	9,04	8,69	7,49	4,76	8,93	5,45	5,18	4,63	11,50	3,76	3,37
Herdorf	15,08	7,97	6,35	5,63	5,16	7,15	7,82	7,67	4,69	8,53	5,00	4,40	7,65	6,44	3,44	2,85
Niederfischbach	8,23	5,66	5,39	4,37	7,53	4,13	6,99	5,45	4,27	4,10	3,13	2,38	3,99	5,71	3,28	2,01
Mörten	8,12	11,00	4,90	3,07	4,53	8,49	9,28	5,68	10,45	8,64	5,05	2,94	4,75	4,62	3,10	1,88
Alpenrod	8,35	12,21	6,97	6,94	7,87	5,64	7,95	8,96	6,20	8,73	4,54	3,49	4,35	8,21	3,81	2,75
Wenden	6,59	9,67	6,53	6,01	7,80	6,80	8,31	9,00	3,97	6,79	4,03	3,33	3,66	9,99	3,39	2,66
Birken-Honigsessen	6,68	9,26	4,67	4,21	6,28	6,83	10,36	10,60	4,40	7,09	5,51	5,02	3,50	7,44	4,16	2,95
Wahlrod	9,57	8,42	6,79	9,49	16,18	15,61	13,78	10,17	10,69	11,59	7,58	7,59	6,69	10,80	4,89	3,56
Wissen	8,58	6,93	6,36	6,45	3,71	6,85	9,44	5,86	3,14	5,06	6,49	3,62	3,82	6,50	3,90	1,94
Drabender Höhe	6,88	7,01	7,89	6,07	7,15	12,83	11,75	9,37	3,97	7,91	5,60	4,43	3,85	10,83	4,67	3,11
Schönenberg	7,33	6,87	7,08	4,93	7,22	8,26	9,66	10,04	4,26	6,86	4,71	4,74	3,66	9,68	3,88	1,88
Gebietsmittel	8,52	8,36	6,13	5,82	6,91	7,62	8,99	7,59	5,11	7,18	4,89	4,13	4,38	7,82	3,69	2,50

Die räumliche Variabilität der potenziellen Säurebelastung über die trockene Deposition stellt sich wie folgt dar:

- Die deutlich höchste Säurebelastung zeigt während des gesamten Untersuchungszeitraums die in unmittelbarer Nähe eines Fabrikgeländes liegende Station Wahlrod.
- Die markant hohen AC_{pot}-Frachten in den hydrologischen Jahre 1994 und 1995 der drei benachbarten Stationen Schönenberg, Drabender Höhe und Birken-Honigsessen deuten im Zusammenhang mit den prognostizierten Windverhältnissen (vgl. hierzu nochmals Abbildung A-2.5) auf einen überregionalen Eintrag industrieller Emissionen der Köln—Bonner Bucht hin. Entsprechendes gilt auch für das hydrologische Jahr 1994 an den Stationen Wissen und Mörten. Die Emmissionsquelle ist vermutlich die gleiche wie die der Station Wahlrod.
- Die insgesamt niedrigsten Säurebelastungen sind in den Quelleinzugsgebieten Lahnhof und Helgersdorf, den im Oberlauf positionierten Stationen Wahlbach, Zehnhausen sowie Hilchenbach, Herdorf und Niederfischbach zu finden.

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung der Säurebelastung durch die trockene Deposition wird für den Untersuchungsraum festgestellt:

- Die Säurebildner der trockenen Deposition zeigen insbesondere zwischen den hydrologischen Jahren 1993 und 1994 eine Entwicklung zugunsten von stickstoffhaltigen Frachten.
- Die Frachten der stickstoff- und schwefelhaltigen Säurebildner zeigen, anders als bei der nassen Deposition, einen eindeutig abnehmenden Trend seit dem hydrologischen Jahr 1993. Diese Reduktion ist besonders bei den schwefelhaltigen Säurebildnern ausgeprägt. Sie ist an den industrienahen bzw. -beeinflussten Stationen deutlicher zu erkennen, was auf den Einbau von Entschwefelungsanlagen zurückzuführen ist.
- Davon ausgenommen sind die Stationen Wissen, Lahnhof und Wahlbach, die im hydrologischen Jahr 1994 bzw. im letzten Untersuchungsjahr eine leicht zunehmende Entwicklung stickstoffhaltiger Säurebildner aufweisen.

- Die puffernd wirkenden Kationen zeigen innerhalb des Untersuchungszeitraums eine kontinuierliche Abnahme der BC v. a. im östlichen Teil des Untersuchungsraums (vgl. die Stationen Zehnhausen, Kreuztal, Herdorf und Niederfischbach sowie ab dem hydrologischen Jahr 1993 in den Stationen Hilchenbach, Wenden, Birken-Honigsessen und Alpenrod). Offenbar führen effektivere Entschwefelungsanlagen zur Reduktion aller Emittenten, demnach auch der basischen Inhalte.

Stellt man die Einträge der potenziellen Säurebelastung (ACpot) denen der basisch wirkenden Kationen (BC) gegenüber, so ergeben sich folgende Ergebnisse:

- In dem trockenen bzw. durchschnittlichen hydrologischen Jahr 1992 und 1993 reichen die Mengen der BC in der Regel aus, um die potenziellen Säurewirkungen zu neutralisieren. Eine Ausnahme stellen die deutlich industriell belasteten Stationen im Unterlauf (Drabender Höhe) und im Oberlauf (Wahlrod) dar.
- Im hydrologischen Feucht- bzw. Nassjahr 1994 und 1995 stellt sich eine umgekehrte Konstellation ein. Es überwiegen die Frachten der ACpot. Folglich gehen die säurewirksamen Emittenten bei nassen Verhältnissen stärker in Lösung über.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammengefasst und diskutiert.

5.1.1.3 Zusammenfassung und Diskussion

Die wassergebundenen und windverdriftenden oberirdischen Stoffflüsse wurden über die Instrumentierung und Auswertung von sieben kontinuierlich aufzeichnenden Niederschlagsstationen sowie den 2-wöchigen Probenahmen der trockenen und nassen Deposition untersucht. Der Untersuchungszeitraum bezog sich auf die hydrologischen Jahre von 1992 bis 1995. Damit werden ein trockenes, ein durchschnittliches, ein feuchtes und ein deutlich nasses Jahr miteinander vergleichbar.

Mögliche Einflüsse der Geländeinstrumentierung auf die Ergebnisse der atmosphärischen Eintragsdynamik wurden bereits in Kapitel 3.2.2 genannt.

Die 16 Stationen der atmosphärischen Depositionsstationen wurden als repräsentativ erachtet, um die regionalen wasser- und windverdrifteten Einträge für den Untersuchungsraum zu charakterisieren und quantifizieren. Die Ergebnisse der Kapitel 5.1.1.2.1 und Kapitel 5.1.1.2.2 zeigen für die atmosphärische Depositionen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität.

Hinsichtlich der nassen Deposition zeigte sich im Untersuchungsraum, dass eine signifikante Abhängigkeit zwischen der Höhe der Konzentrationen und der Niederschläge besteht. Die Schwankungsbreiten der Konzentrationen sind bei geringen Niederschlagsmengen wesentlich höher und nehmen bei zunehmenden Regenmengen deutlich ab. Daraus wird gefolgert, dass die Bedeutung der Ausregnungsvorgänge gegenüber den Auswaschungsprozessen mit steigender Niederschlagsmenge deutlich zunimmt.

Die räumliche Variabilität ist abhängig von den Faktoren der Depositionsart, der regionalen Lage der Station zum Emittenten, der stoffspezifischen Emissionensart und -menge, den Windverhältnissen und in der Niederschlagshöhe.

Es konnte gezeigt werden, dass die industrienahen Standorte vergleichsweise höhere Konzentrationen und Frachten aufweisen, die jeweils einen lokalen, stoffspezifischen Hintergrund besitzen (z. B. Stationen Wahlrod, Wenden und Kreuztal). Die ermittelten Eintragsraten sind daher als

standortspezifisch zu betrachten und räumlich nicht interpolierbar.

Weiter bestimmen die lokalen Windrichtungsverteilungen in der Umgebung eines Emittenten, welche Gebiete am häufigsten beaufschlagt werden. Durch die Windgeschwindigkeit wird beeinflusst, wie schnell Emissionen abtransportiert werden und wie stark die turbulente Durchmischung ist. Da diese Parameter räumlich und zeitlich im Untersuchungsraum variabel sind, ist es unter Verwendung der zugrunde liegenden Untersuchungsmethodik schwer, die genaue Herkunft sowie die Entfernung der Depositionswege zu bestimmen. Für weitergehende Untersuchungen wäre es daher sinnvoll, die Geländeinstrumentierung bezüglich hydroklimatischer Bedingungen zu erweitern und die Schadstoffmessungen an Emissionsmodelle zu koppeln, wie es bei KITE et al. (1995[173]) angestrebt ist.

Es kann aufgrund der vorliegenden Instrumentierungen für den Unterlauf des Siegeinzugsgebiet von einem vermutlichen Eintrag aus der Region der Köln-Bonner Buch durch die west-süd-westlich vorherrschenden Winde ausgegangen werden (siehe Station Drabender Höhe). Im Oberlauf spielen lokale Emittenten eine Rolle (siehe die Stationen Kreuztal und Wahlrod). Ihre Beeinflussung ist in unmittelbarer Nähe am höchsten, daher sind bei benachbarten Stationen gleiche oder ähnliche Stoffkonzentrationen zu beobachten (siehe z. B. Stationen Hilchenbach und Mörlen). Mit zunehmender Distanz verlieren sich diese Abhängigkeiten.

Generelle Unterschiede zwischen den Depositionsformen in Bezug auf die Konzentrationshöhen und Frachten ergeben sich durch den Umstand, dass diese unterschiedlichen Aufbringungsmechanismen unterliegen. Die nasse Deposition ist im Wesentlichen unabhängig von einem Rezeptor während Gegenteiliges für die trockene Deposition der Fall ist.

Wie die Ergebnisse in Kapitel 5.1.1.2.2 zeigen, spielen die windverfrachteten Depositionen bei allen Stationen im Hinblick auf die Quantität eine vergleichsweise untergeordnete Rolle. Diese Tendenz trifft allerdings nicht für alle beteiligten Ionen gleich zu. Die relativen Anteile beider Depositionsformen verdeutlichen, dass die Erdalkali- und Alkaliionen Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ und Na^+ verhältnismäßig stärker mit der trockenen Deposition verfrachtet werden. Gleichzeitig nehmen die relativen Anteile der Säurebildner ab. Demnach lagern sich im Untersuchungsraum die windverdrifteten Säurebildner lokal schneller ab als die niederschlagsbedingten. Derartige Trends werden auch durch die Untersuchungen von GAUBER et al. (1999[124]) und HEIJ & ERISMAN (1996[146]) für Deutschland bzw. die benachbarten Niederlande bestätigt.

Im Untersuchungsraum ist die Befrachtung durch die trockene Deposition ebenfalls von der unmittelbaren Lage und der Entfernung zum Emittenten abhängig. Insgesamt ist der Einfluss bei den basischen Bestandteilen in der trockenen Deposition am höchsten, er nimmt aber insbesondere in Waldstandorten deutlich ab und deutet auf die erhöhte Auskämmdynamik der Vegetation hin (HERBERT 1987[141]). Weiter bewirkt an diesen Standorten die Abnahme der basischen Komponenten eine deutliche Zunahme der Säureeinträge.

Ein Schwerpunkt der Auswertung lag in der Ermittlung der Säurewirkung beider Depositionsformen. Dabei war die Analyse von Depositionsraten und ihre zeitliche Entwicklung zielführender als die Betrachtung der Stoffkonzentrationen.

Die Gesamtsäureeinträge sind an den industrienahen Stationen im Oberlauf (Kreuztal, Wenden und Wahlrod) bzw. der industriebeeinflussten Station im Unterlauf (Drabender Höhe) am höchsten.

Die quantitative Dynamik der Gesamtsäurebelastung über die atmosphärischen Depositionen

wird über die Zu- und Abnahme beider oder jeweils einer der Säurebildner gesteuert, weniger über die der basischen Komponenten.

Im Hinblick auf die zeitliche Entwicklung der Säurebelastung konnte eine einheitliche Tendenz in der Abnahme schwefelhaltiger zugunsten stickstoffhaltiger Säurebildner im Siegeinzugsgebiet festgestellt werden. Dieser Trend folgt überregionalen Beobachtungen (GAUBER et al. 1999[124]). Ihre Frachten variieren allerdings innerhalb der hydrologischen Jahre. Diese Variationen sind z. T. auf lokale Ursachen zurückzuführen, weniger auf die hydrologische Eintragsdynamik (Feucht-Nassjahr). So kann die deutliche Reduktion der Säurebelastung sowohl der Station Kreuztal wie auch der Nachbarstation Hilchenbach auf den Einsatz luftverbessernder Maßnahmen (z. B. Filteranlagen) vermutet werden.

Insgesamt liegt der Säureeintrag durch die atmosphärische Depositionen im Untersuchungsraum, leicht bis zum Teil deutlich unterhalb der Depositionsraten im benachbarten Sauerland (WALD-ZUSTANDSBERICHT 2000[288]). Vergleicht man die erzielten Ergebnisse mit den für Gewässer als 'critical loads'¹ angenommene Belastungsschwelle von 10—40 kg/N/ha Jahr (LAI 1995[188]), so ist eine potenzielle Beeinträchtigung der Sicker-, Grund- bzw. Oberflächengewässer im Untersuchungsraum nicht auszuschließen.

Im Folgenden wird daher untersucht, ob und inwieweit im Untersuchungsgebiet ggf. eine hydrochemische Belastung der Vorfluter durch die atmosphärischen Depositionen vorliegt. Weitere Faktoren, die den Chemismus von Vorflutern beeinflussen, wie z. B.

- punktuelle Einträge durch Kläranlagen oder Industrieleitungen,
- diffuse Einträge über Düngemittel,
- unterschiedliches Nährstoffaufnahmevermögen der Vegetation und
- unterschiedliche Reaktionsfähigkeiten des Sickerwassers gegenüber den mineralischen Bestandteilen des Bodens,

werden in Bezug auf den quantitativen und qualitativen Stoffaustrag untersucht. Weiter erfolgt eine Bilanzierung des Gebietsstoffhaushalts, bestehend aus den hier bestimmten atmosphärischen Einträge und den zu ermittelten Vorfluterausträgen der Teileinzugsgebiete.

5.1.2 Wasser- und Stoffaustrag: Abfluss und hydrochemische Parameter

Im Folgenden Kapitel wird der hydrochemische Wasser- und Stoffaustrag der 17 Vorfluter im Untersuchungsraum für die hydrologischen Jahre 1992—1995 hinsichtlich qualitativer und quantitativer Muster untersucht. Neben der Betrachtung der Abflussdynamik, erfolgt eine qualitative Betrachtung der Vorfluter im Untersuchungsraum, die eine Klassifizierung und Ausweisung hydrochemisch gleich reagierender Vorflutertypen erlaubt. Darauf aufbauend wird anhand der ereignisbasierten Untersuchung das Stofftransportpotenzial unterschiedlicher Abflusskomponenten für die ausgewiesenen Vorflutertypen ermittelt.

1. 'critical loads' definieren sich als tolerierbare atmosphärische Schadstoffbelastungen, deren Einhaltung nicht zur Veränderung des Stoffhaushalts in einem zugrunde liegenden Betrachtungssystem führt.

5.1.2.1 Abflussdynamik

Die Abflüsse stellen die Bezugsgröße für die aus dem Untersuchungsraum transportierten Stoffmengen dar. Tabelle 5.6 zeigt die mittleren, jährlichen und halbjährlichen Abflusspenden der Pegelinzugsgebiete (Langzeitskale). Analog zur Niederschlagsbetrachtung auf dieser Zeitskale spiegeln sie die mittleren Verhältnisse der Abflusshöhen im Mittelgebirge wider (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996[26]).

Tabelle 5.6: Mittlere Abflusspenden [mm] der Teileinzugsgebiete im Untersuchungsraum zusammengefasst nach hydrologischen Jahren 1992—1995 und ihren Halbjahren

Station	Gesamt HJ 1992 [mm]	Gesamt HJ 1993 [mm]	Gesamt HJ 1994 [mm]	Gesamt HJ 1995 [mm]	Winter HJ 1992 [mm]	Winter HJ 1993 [mm]	Winter HJ 1994 [mm]	Winter HJ 1995 [mm]	Sommer HJ 1992 [mm]	Sommer HJ 1993 [mm]	Sommer HJ 1994 [mm]	Sommer HJ 1995 [mm]
Lahnhof	790	832	1114	1065	623	585	967	947	168	247	147	118
Helgersdorf	670	639	966	967	536	454	811	826	134	185	155	145
Weidenau I	448	527	697	691	364	420	622	639	84	106	75	51
Niederdielfen	449	446	618	619	356	372	559	580	93	74	59	39
Kreuztal	538	651	982	983	423	464	762	848	115	188	220	135
Weidenau II	668	705	919	1022	533	509	761	852	134	196	158	170
Alsdorf	479	543	762	822	371	419	666	725	108	124	96	97
Betzdorf	554	618	811	848	441	483	707	765	113	135	104	83
Lützelauer Mühle	469	574	697	678	354	432	586	581	115	142	110	97
Heimborn	540	625	767	767	383	460	654	660	157	164	113	107
Eitorf	523	580	674	795	398	442	565	699	125	138	109	97
Bröleck	571	697	771	849	432	509	630	737	139	188	141	112
Bröl	557	603	659	827	422	448	533	689	135	155	126	138
Geisbach	357	375	431	392	215	232	344	314	142	143	87	78
Siegburg-Kaldauen	480	544	672	745	365	412	574	637	115	132	98	108
Niederpleis	276	299	345	339	154	168	264	232	121	132	80	106
Lohmar	618	692	768	869	433	496	614	728	186	196	154	141

Diese reichen im Durchschnitt von über 800 mm in den Hochlagen (z. B. Station Lahnhof in der Tabelle 5.6) bis zu rund 300 mm im Mündungsbereich (z. B. Station Niederpleis in der Tabelle 5.6). Zwischen 66 %—80 % der Abflussmengen entfallen auf die hydrologischen Winterhalbjahre.

Im langjährigen Vergleich der hydrologischen Jahre und Halbjahre untereinander zeigt sich, dass ähnlich den Niederschlägen das hydrologische Jahr 1993 am besten die mittleren Verhältnisse der Abflusshöhen repräsentiert. Demgegenüber sind die Abflusshöhen des hydrologischen Jahres 1992 als unterdurchschnittlich anzusehen. In den feuchten bzw. nassen hydrologischen Jahren 1994 und 1995 liegen die Abflüsse rund 10—20 % über dem Durchschnitt.

Die Darstellung der jährlichen Abflussquotienten ($\Phi(Q/N)$) für ausgewählte Teileinzugsgebiete erlaubt unter Betrachtung der naturräumlichen Ausstattung der Teileinzugsgebiete (vgl. Tabelle 5.7) eine grobe Charakterisierung der Abflussdynamik im gesamten Einzugsgebiet. Bei der Betrachtung wurden jeweils Quelleinzugsgebiete sowie Einzugsgebiete im Ober-, Mittel- und Unterlauf der Sieg ausgewählt. Den Abflusswerten wurden die Niederschlagswerte, der für das jeweilige Einzugsgebiet typischen Niederschlagsstation zugeordnet.

Es zeigt sich generell, dass rund die Hälfte bis zu 2/3 der gefallenen Niederschläge in der Quelleinzugsgebietsregion zum Abfluss kommen, während dies im flacheren Unterlauf nur zu ca. 1/3 der Niederschläge erfolgt (vgl. Station Lahnhof bzw. Niederpleis in der Tabelle 5.7).

Tabelle 5.7: Mittleres Niederschlags-Abflussverhalten ausgewählter Stationen für den Gesamtzeitraum und hydrologische Einzeljahre 1992–1995 ($\Phi = (\text{Abflussspende}[\text{mm}] / (\text{Niederschlagshöhe}[\text{mm}]))$)

Stationsname und Zeitraum	Lage	Niederschlags- höhe [mm]	Abflussh- öhe [l/s]	Abfluss- spende [mm]	Φ	Stationsname und Zeitraum	Lage	Nieder- schlags- höhe [mm]	Abfluss- höhe [m³/s]	Abfluss- spende [mm]	Φ
Lahnhof Gesamt- Durchschnitt	Quellein- zugsgebiet	1397	0,0052	950	0,68	Helgersdorf Gesamt- Durchschnitt	Quellein- zugsgebiet	1318	0,0063	788	0,61
[1992]		1232	0,0045	790	0,64	[1992]		1098	0,0052	670	0,61
[1993]		1361	0,0045	832	0,61	[1993]		1297	0,0048	618	0,53
[1994]		1503	0,0063	1114	0,74	[1994]		1437	0,0080	966	0,67
[1995]		1493	0,0055	1065	0,71	[1995]		1443	0,0073	897	0,62
Lützelauer Mühle Gesamt- Durchschnitt	Oberlauf	1272	1,48	605	0,47	Bröleck Gesamt- Durchschnitt	Oberer Unterlauf	1240	4,24	722	0,58
[1992]		1087	0,87	469	0,43	[1992]		1010	3,79	571	0,57
[1993]		1265	1,78	574	0,45	[1993]		1209	4,91	697	0,58
[1994]		1385	1,68	697	0,50	[1994]		1329	4,76	771	0,58
[1995]		1351	1,57	678	0,50	[1995]		1410	3,49	849	0,60
Eitorf Gesamt- Durchschnitt	Mittellauf	1167	37,7	643	0,55	Niederpleis Gesamt- Durchschnitt	Unterer Unterlauf	1150	1,41	315	0,28
[1992]	Mittellauf	996	32,18	523	0,53	[1992]		986	1,71	276	0,28
[1993]		1121	35,49	580	0,52	[1993]		1111	1,54	299	0,27
[1994]		1241	43,98	674	0,54	[1994]		1231	1,3	345	0,28
[1995]		1321	39,01	795	0,60	[1995]		1271	1,08	339	0,27

Neben dieser generellen Feststellung zeigen die Tabellenwerte für einige Stationen klare jährliche Unterschiede bei den Abflussquotienten:

- Die Abflussquotienten im sehr trockenen Jahr 1992 bzw. Durchschnittsjahr 1993 sind vergleichsweise niedrig. Mit Ausnahme der Stationen Lützelauer Mühle und Bröleck, werden die minimalen Abflussquotienten um ein Jahr phasenverschoben registriert (vgl. genannte Stationen im hydrologischen Jahr 1992 und 1993). Möglicherweise konnten hier die Bodenwasserdefizite, die durch das Trockenjahr 1992 entstanden sind, nicht vollständig durch die Niederschläge im Folgejahr 1993 ausgeglichen werden. Demzufolge stand an diesen Stationen im hydrologischen Jahr 1993 weniger zum Abfluss beitragendes Bodenwasser zu Verfügung.
- Naturgemäß sind die höchsten Abflussquotienten während der hydrologischen Feucht- und Nassjahre 1994 und 1995 zu verzeichnen. Es fällt jedoch bei den Quelleinzugsgebieten Lahnhof und Helgersdorf auf, dass die Abflussquotienten sowie die mittleren Abflusshöhen bei vergleichsweise ähnlichen Niederschlagsmengen im hydrologischen Jahr 1995 abnehmen. Offenbar tragen hier die hohen und z. T. intensiveren Niederschläge des hydrologischen Winterhalbjahrs 1995 weniger zum Abfluss bei, als die gleichmäßigeren Niederschläge des selben Zeitraums im hydrologischen Jahr 1994.

Im Hinblick auf den regionalen Stoffaustrag soll im Folgenden unter Berücksichtigung der genannten saisonalen und einzugsgebietsspezifischen hydrologischen Charakteristika, untersucht werden, inwieweit diese eine unterschiedliche hydrochemische Dynamik bedingen.

5.1.2.2 Stoffaustrag

Generell wird der Hydrochemismus eines Einzugsgebiets von den geo-pedologischen Bedingungen, der Deckschichtenausbildung, der Aquiferpetrographie, der Landnutzung und den atmosphärischen und anthropogenen Einträgen geprägt. Dabei ändert das Niederschlagswasser seine

chemische Beschaffenheit, wenn es beim Auftreten auf das Pflanze-Boden-System mit den löslichen und suspendierbaren Stoffen in Kontakt gerät, die es beim Einsickern in den Untergrund einbringt und zum Teil auswäscht. Da der Vorfluterchemismus stark abhängig von der Bodenwasserdynamik und seinen Inhaltsstoffen ist, können umgekehrt auch aus den vorfluterchemischen Untersuchungsergebnissen Rückschlüsse auf das Verhalten des Stoffeintrags gezogen werden. Im Folgenden sollen nun die hydrochemischen Untersuchungsergebnisse vorgestellt und im Hinblick auf den Stoffaustrag und mögliche Belastungsquellen interpretiert werden.

5.1.2.2.1 Langzeitskale: Regionale Vorflutertypen und qualitative Kennzeichnung

Die hier vorgestellten Resultate basieren auf den zusammenfassenden Ergebnissen der im Gelände erhobenen und im Labor analysierten Vorfluterproben der 17 Stationen. Die Auswertung zum hydrochemischen Verhalten wird auf der Langzeit- und auf der Saisonalskale durchgeführt.

Tendenzielle Hinweise auf den Grad des Ist-Zustands der hydrochemischen Belastung der Vorfluter im Untersuchungsraum sind aus den mittleren Zusammensetzungen und den Stoffkonzentrationen der wässrigen Lösungen abzuleiten.

Die Tabelle A-2.6 gibt für den langjährigen Untersuchungszeitraum Aufschluss über die relative Verteilung der Ionenanteile in den Vorflutern. Ergänzend dazu ist die Standardabweichung der Gewässerqualitätsparameter in der Tabelle A-2.7 festgehalten. Die Variationsbreiten der Gewässerparameter zeigen die Abbildungen A-3.8—A-3.10.

Die Gewässer der Sieg besitzen eine mittlere Zusammensetzung aus den Erdalkalitionen Mg^{2+} und Ca^{2+} (46 %), den Alkaliionen Na^+ und K^+ (19 %), SO_4^{2-} (15 %) sowie den Anionen Cl^- (13 %) und NO_3^- (6 %). Als Begleitstoffe finden sich die Nährstoffe PO_4^- (0,1 %), NO_2^- (0,3 %) und NH_4^+ (0,4 %), die gering auftreten und vielfach unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Weiter lässt sich die für Grundwässer übliche Typisierung auch auf Oberflächengewässer anwenden. Entsprechend der qualitativen Kennzeichnung nach FURTAK & LANGGUTH (1967[123]) sind die Gewässer im Mittel über alle analysierten Proben als erdalkalische Wässer mit einem höheren Alkaligehalt zu bezeichnen (vgl. Abbildung 5.5).

Es zeigen sich deutliche regionale Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung auf. Aufgrund unterschiedlicher Dominanzen der Ionenverhältnisse, werden die Teileinzugsgebiete in folgende Subtypen differenziert:

- *Überwiegend hydrogencarbonatisch* sind die Oberlaufstationen Alsdorf, Heimborn, Lützelauer Mühle, Niederdielfen, Kreuztal und Weidenau I sowie im Unterlauf die Stationen Bröl und Lohmar (Typ **d** - blaue Kennzeichnung).
- *Überwiegend sulfatisch bzw. überwiegend chloridisch* sind die Oberlaufstation Kreuztal, die Station Eitorf im Mittellauf sowie im Unterlauf die Stationen Bröleck und Siegburg-Kaldauen (Typ **e** - grüne Kennzeichnung).

Weiter tendieren einige Vorfluter leicht zum Typ der normal erdalkalischen Gewässer (Typ **a—c**) bzw. der normal alkalischen Gewässer (Typ **f** und **g**), wobei auch hier Subtypen unterschieden werden Typen:

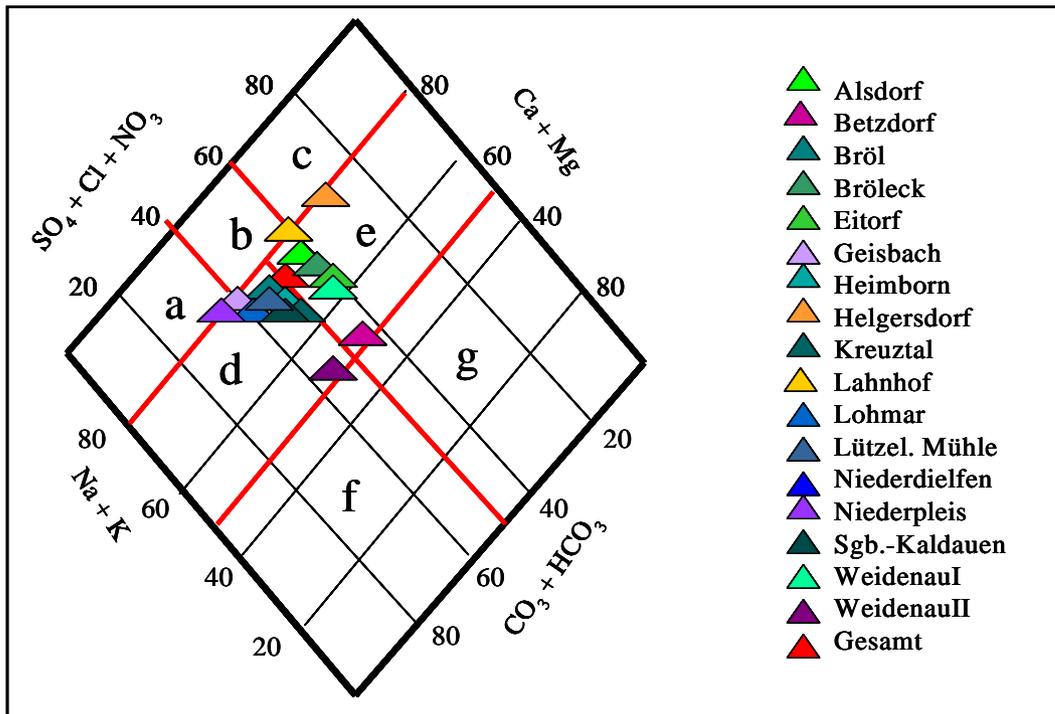


Abbildung 5.5: Qualitative Kennzeichnung der Sieg-Vorfluter (HJ1992—HJ1995) (nach FURTAK & LANGGUTH 1967[123])

- Überwiegend hydrogencarbonatisch sind die Unterlaufstationen Geisbach und Niederpleis (Typ a - violette Kennzeichnung).
- Überwiegend hydrogencarbonatisch-sulfatisch ist das Quelleinzugsgebiet Lahnhof (Typ b - gelbe Kennzeichnung)
- Überwiegend sulfatisch ist das Quelleinzugsgebiet Helgersdorf (Typ c - orangefarbene Kennzeichnung).
- Überwiegend hydrogencarbonatisch ist (Typ f - auerginefarbene Kennzeichnung): die Oberlaufstation Weidenau II.
- Überwiegend sulfatisch-chloridisch ist (Typ g - pinkfarbene Kennzeichnung) die Oberlaufstation Betzdorf.

Die Gewässer sind nach der Tabelle 5.8 hinsichtlich ihrer Reaktionsfähigkeit mit einem durchschnittlichen pH 7,5 als schwach alkalisch einzustufen. Sie liegen damit in dem für Oberflächengewässer typischen Bereich.

Die mittleren pH-Schwankungsbreiten sind gering (Tabelle 5.8). Sie liegen zwischen pH 6,24, d. h. schwach sauer, und pH 7,95, d. h. schwach alkalisch und belegen damit ihre Zuordnung zum $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$ -Puffersystem zwischen pH 6,2 und 8,26.

Nach der Säurezustandsklassifizierung von BRAUCKMANN (1994[61]) handelt es sich bei den Vorflutern im Untersuchungsraum in der Regel um permanent nicht saure Gewässer des Typ I (vgl. Säurezustandsklassen und ihre Merkmale in der Tabelle A-2.8).

Tabelle 5.8: Mittlerer pH-Wert und mittlere Konzentrationen der Anionen- und Kationen sowie Temperaturwerte im Untersuchungsraum (HJ1992—HJ1995); Referenzwerte nach DVWK (1990[94]) und WORCH (1997[301]) [Anm.: die grau hinterlegten Bereiche zeigen die Werte an, die oberhalb der aufgeführten Referenzwerte für Oberflächengewässer liegen; - keine Referenz- bzw. Messwerte vorhanden]

Station	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Temp [°C]
Referenzwert	-	-	10 - 100	bis 10	bis 50	bis 40	1,00	bis 30	10—150	10,00	0,10	0,05	-
Lahnhof	6,98	40,79	2,43	0,46	3,58	3,51	0,05	2,94	11,59	3,70	0,00	0,02	-
Helgersdorf	6,24	46,08	3,61	0,47	3,23	5,01	0,07	4,57	18,91	3,68	0,00	0,02	-
Weidenau I	7,59	116,1	11,19	2,44	5,42	13,09	0,24	16,52	17,81	11,02	0,25	0,17	10,4
Niederdielfen	7,70	121,9	9,05	1,71	6,73	14,53	0,06	13,31	18,58	6,03	0,02	0,05	7,96
Kreuztal	7,48	149,9	14,23	4,60	7,51	14,79	0,25	19,81	20,04	18,76	0,08	0,23	7,91
Weidenau II	7,65	235,6	33,09	4,62	7,98	20,33	0,25	27,29	28,90	22,22	0,30	0,11	9,18
Alsdorf	7,65	151,9	11,64	1,47	8,52	17,97	0,09	17,62	22,03	5,98	0,00	0,01	%
Betzdorf	7,56	197,9	23,95	4,43	7,73	19,16	0,75	24,91	29,35	17,91	0,71	0,18	9,24
Lützel.Mühle	7,42	102,6	8,90	1,81	5,07	11,52	0,33	12,16	13,69	8,32	0,21	0,12	8,36
Heimbörn	7,68	135,2	11,52	2,09	6,88	15,42	0,18	15,94	16,34	9,41	0,24	0,11	11,1
Eitorf	7,59	163,8	15,83	3,28	7,27	18,46	0,14	19,46	24,72	14,84	0,13	0,09	9,64
Bröleck	7,54	193,1	14,67	3,27	4,87	30,69	0,44	16,98	40,54	21,24	0,44	0,05	10,0
Bröl	7,69	198,6	15,92	3,55	5,23	29,97	0,26	18,13	31,26	19,86	0,33	0,10	12,0
Geisbach	7,67	277,5	16,33	4,22	10,49	42,11	0,23	24,39	34,73	19,69	0,14	0,08	10,3
Siegburg-Kaldauen	7,59	177,9	17,26	3,57	7,18	20,96	0,14	20,68	26,68	16,99	0,18	0,08	8,85
Niederpleis	7,95	375,3	20,97	4,86	12,44	61,54	0,12	36,38	40,65	20,69	0,06	0,07	9,39
Lohmar	7,64	200,3	13,01	3,07	5,52	32,44	0,20	17,42	26,47	17,49	0,22	0,05	10,6
Gesamt	7,49	167,0	14,20	2,90	15,00	21,80	0,23	17,90	24,80	14,00	0,19	0,10	9,64

Die deutlichsten Abweichungen zeigen die Quelleinzugsgebiete Lahnhof und Helgersdorf mit stark erniedrigten pH-Werten (vgl. Abbildung A-3.8). Im Vergleich zu allen anderen Stationen entfallen in Lahnhof 50 % und in Helgersdorf 75 % der ermittelten pH-Werte in den schwach sauren Bereich unterhalb von pH 7. Die Minimumwerte gehen bis auf den mäßig sauren Bereich unterhalb von pH 6 zurück. Folglich besitzen die Vorfluter nach BRAUCKMANN (1994[61]) die Säurezustandsklasse II (Station Lahnhof) der episodisch schwach sauren Gewässer bzw. die Säurezustandsklasse III (Station Helgersdorf) der periodisch sauren Gewässer.

Auch liegt bei beiden Stationen das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht im Mittel zu über 55 % in Helgersdorf bzw. zu rund 18 % in Lahnhof zugunsten der Kohlensäure vor. Bei den anderen Stationen ist das Kalk-Kohlensäuregewicht auf der Seite des Hydrogencarbonats gewichtet (vgl. mittlere Verteilung der Kohlensäureform anhand der Tabelle A-2.9).

Die mittleren Wassertemperaturen liegen im gebietsweiten Durchschnitt bei 9,64 °C und besitzen ein mittleres Maximum von 26,15 °C (vgl. Tabelle 5.8 und Tabelle A-2.10). Wie beispielhaft anhand der Station Geisbach dargestellt ist, zeigen alle Stationen, unterlegt vom Jahresgang, einen stetigen, ausgeprägten Tagesgang, mit dem Maximum gegen 17—18 Uhr und dem Minimum in den Morgenstunden gegen 7—8 Uhr (z. B. Station Geisbach in Abbildung A-3.12). Lediglich in den wärmsten Sommermonaten verschieben sich die Maxima gegen die Mittagsstunden. Dies trifft vor allem für die unbelasteten Gebiete im Oberlauf (z. B. Weissbach) zu. Hier wird der Tagesgang der Wassertemperatur bei konstanten Verhältnissen durch den Wärmeumsatzes an der Wasseroberfläche unter Wirkung von Ein- und Ausstrahlung, Wärmeleitung, Konvektion, Verdunstung und der Wärmeleitfähigkeit des Gewässers bestimmt.

Einer hohen Wärmebelastung sind die Hauptvorfluter im Oberlauf (Station Weidenau I und Betzdorf) sowie die Zuflüsse des Fernbachs (Station Weidenau II) und der Großen Nister (Station Heimbörn) ausgesetzt. Überdurchschnittliche Temperaturverhältnisse mit bis zu 2 °C mittlerer

Abweichung sind weiter in den Zuläufen im Unterlauf der Bröl (Stationen Bröl und Bröleck), des Hanfbachs (Station Geisbach) und der Agger (Station Lohmar) zu verzeichnen. Da mit Ausnahme des Siegen-Kreuztaler Ballungsraums im Oberlauf keine nennenswerten Industrieanlagen im Untersuchungsraum existieren, ist der Wärmeeintrag hier auf kommunale Kläranlagen zurückzuführen. Allgemein sind im hydrologischen Trockenjahr 1992 die niedrigsten, im hydrologischen Feuchtjahr 1994 mit 3 °C—9 °C Differenz die höchsten Durchschnittstemperaturen der Gewässer zu verzeichnen. In den hydrologischen Jahre 1993 und 1995 liegen die Durchschnittstemperaturen im Bereich des Mittels über den gesamten Zeitraum (vgl. Abbildung A-3.13).

Die durchschnittliche Gesamtmineralisierung aller untersuchten Proben beträgt 165,5 mg/l bzw. 5,5 mmol/l[eq]. Die Abweichungen zwischen den gemittelten Werten der Stationen sind mit rund 41 mg/l (Station Lahnhof) und ca. 375 mg/l (Station Niederpleis) zwar beträchtlich, sie entfallen (siehe hierzu Tabelle 5.8 und Abbildung A-3.7) jedoch im Wesentlichen in die Referenzwerte für Oberflächengewässer nach DVWK (1990[94]) und WORCH (1997[301]).

Davon ausgenommen ist die Gruppe der phosphat- und stickstoffhaltigen Nährstoffe bestehend aus PO_4^- , NO_3^- und NO_2^- . In Bezug auf NO_3^- liegen lediglich die Mittelwerte der Quelleinzugsgebiete (Stationen Lahnhof und Helgersdorf) sowie die Teileinzugsgebiete mit höherem Waldanteil im Oberlauf (Einzugsgebiete Weissbach, Heller, Nister der Stationen Niederdielfen, Alsdorf, Lützelauer Mühle und Heimbörn) unterhalb des Referenzwerts von 10 mg/l. Mit Ausnahme der Großen Nister gilt Entsprechendes für den Nährstoff PO_4^- mit einem Überschreiten des Referenzwertes von 0,05 mg/l.

Um mögliche Eintragsquellen zu lokalisieren und ihre Einflussnahme auf den Chemismus entlang des Flussverlaufs zu beschreiben, wird das mittlere Verhalten der Inhaltsstoffe zufließender Tributäre und der Hauptvorfluter von der Quelle zur Mündung über die Abbildung 5.6 betrachtet. Die Spannbreiten der Konzentrationen zeigen die Abbildungen A-3.9—A-3.10.

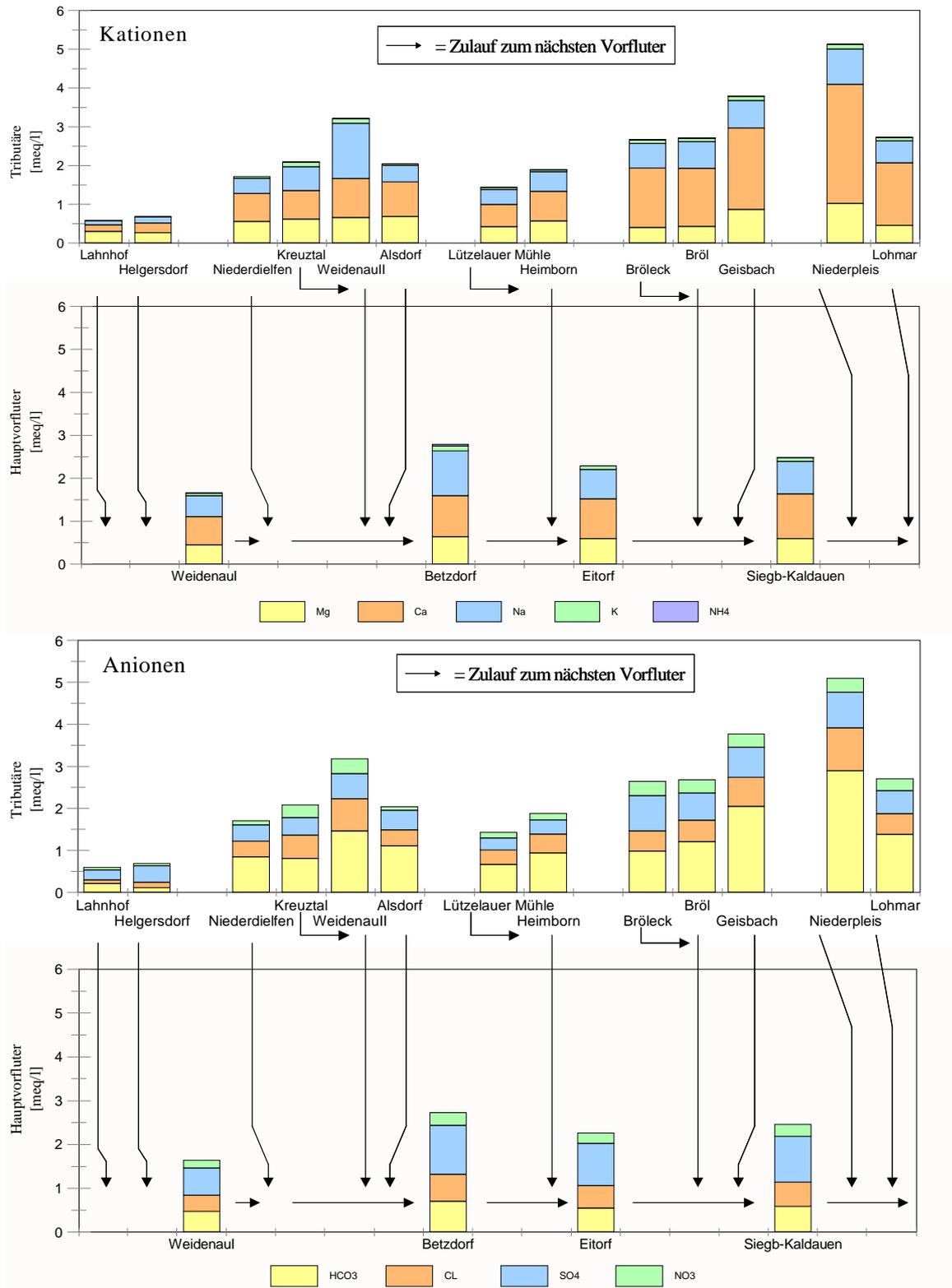


Abbildung 5.6: Mittlere Konzentrationen der Anionen HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- und der Kationen Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ in den Sieg-Vorfluter während der hydrologischen Jahre 1992—1995

Es lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- Die beiden Quelleinzugsgebiete (Stationen Lahnhof und Helgersdorf) zeichnen sich durch die vergleichsweise niedrigsten Konzentrationsniveaus und Variationsbreiten der Inhaltsstoffe und des pH-Werts aus. Insbesondere in Helgersdorf wird der Chemismus, neben den Erdalkalien, von dem Säurebildner SO_4^{2-} dominiert, der offenbar auf die Einflussnahme der atmosphärischen Stoffeinträge zurückzuführen ist.
- Bis zur ersten Hauptvorfluterstation der Sieg (Station Weidenau I) kommt es zur Zunahme aller Ionenkonzentrationen. Besonders deutlich nimmt der relative Anteil der Alkalien- und Erdalkalien sowie der Ionen Cl^- , NH_4^+ und NO_3^- zu. Gleichzeitig führt die deutliche Abnahme von SO_4^{2-} zu einem Anstieg des pH-Werts von mehr als einer halben Einheit.

Die nächstflussabwärts liegende Siegvorfluterstation Betzdorf zeichnet sich durch die insgesamt deutlichste Zunahme aller Konzentrationen aus. Ihr Chemismus wird durch die Zumischung von insgesamt drei zufließenden Tributären beeinflusst:

- Das walddominierte Einzugsgebiet des Weissbachs (Station Niederdielfen), der relativ hohe Gehalte puffernder Erdalkalien mit sich führt. Hierdurch sind die im Weissbach höheren pH-Werte im Vergleich zu den Quelleinzugsgebieten Helgersdorf und Lahnhof zu erklären.
- Die siedlungs- und industriebetonten Einzugsgebiete des Ferndorfbachs (Station Kreuztal) und der darin einmündenden Ferndorf (Station Weidenau II), die wie die Station Weidenau I innerhalb eines Ballungsgebiets liegen. Ähnlich der Station Weidenau I, fällt die Station Kreuztal durch eine hohe Gesamtmineralisation sowie durch die hohen Konzentrationen und Variationsbreiten der Alkalien bzw. Erdalkalien. K^+ und Mg^{2+} sowie Cl^- , NH_4^+ und NO_3^- auf. Das Niveau von Ca^{2+} bleibt relativ stabil. Noch höhere Durchschnittskonzentrationen sowie Variationsbreiten der genannten Inhaltsstoffe, ausgenommen von NH_4^+ , zeigt die Station Weidenau II. Hier sind für die Inhaltsstoffe NO_3^- und Na^+ die höchsten Konzentrationen innerhalb des gesamten Siegeinzugsgebietes vorhanden.
- Das waldbetonte Einzugsgebiet der Heller (Station Alsdorf), deren niedrig mineralisierter Chemismus dem Vorfluter des Weissbachs ähnelt. Leichte Unterschiede ergeben sich in den tendenziell höheren Erdalkali- und niedrigeren Na^+ -, Cl^- - und NO_3^- -Gehalten.

Kennzeichnend für die Hauptvorfluterstation Betzdorf sind die weiterhin hohen Gehalte an Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} sowie des Säurebildner NO_3^- . Gleichbleibende Tendenzen sind für das Kation K^+ zu beobachten während SO_4^{2-} und NH_4^+ höher als an der Station Weidenau II vorliegen. Offenbar bewirkt die Zumischung der niedrigmineralisierten Wässer aus den waldbetonten Einzugsgebieten ein Absenken des Konzentrationsniveaus gegenüber der Station Weidenau II.

Demgegenüber weist die am Mittellauf der Sieg positionierte Station Eitorf deutlich niedrigere Konzentrationsniveaus bei vergleichsweise geringen Variationsbreiten auf. Im Vergleich zu der Station Betzdorf ist hier eine relative Abnahme von Na^+ , NH_4^+ , Cl^- und NO_2^- zu beobachten, während die puffernd wirkenden Erdalkalien verhältnismäßig stark zunehmen.

Der erwartungsgemäße Anstieg des pH-Werts wird durch den Einfluss des Zulaufs der Gewässer der Kleinen und Großen Nister (Stationen Heimborn bzw. Lützelauer Mühle) mit relativ niedrigen Reaktionsfähigkeit nicht erreicht. Ihr Chemismus gleicht dem der waldbetonten Gebiete mit dem Unterschied höherer Gehalte und Konzentrationen von Stickstoffen und Phosphaten, die aus Einleitungen von Kläranlagen resultiert.

Mit zunehmender Größe der Pegelinzugsgebiete verringert sich der Einfluss, den die einzelnen Zuläufe auf den Hauptvorfluter ausüben. Es verändern sich zwar die Konzentrationshöhen, die prozentuale Zusammensetzung bleibt trotz der Zufuhr von hydrochemisch unterschiedlichen Gewässern erhalten. Dieser Sprung wird bei einer Einzugsgebietsgröße von ca. 1500 km² erreicht (Station Eitorf) und deutet darauf hin, dass die Einflüsse des Gewässernetzes, d. h. die Überlagerung und Durchmischung der unterschiedlichen hydrochemischen Zuflüsse gegenüber denen des Einzugsgebiets in den Vordergrund treten und kann daher als ein Hinweis auf einen Skalensprung von der oberen Meso- zu Makroskale hin deuten.

Die im Unterlauf der Sieg liegende Station Siegburg-Kaldauen ähnelt im mittleren Verhalten der Konzentrationen, in der prozentualen Zusammensetzung und dem pH-Wert deutlich der Station Eitorf. Interessanterweise kommt hier der Einfluss der zufließenden hochmineralisierten Gewässer aus den vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten der Bröl und Homburger Bröl (Stationen Bröl und Bröleck) sowie des Hanfbach (Station Geisbach) nur in Bezug auf die Ionen Ca²⁺ sowie die Säurebildner SO₄²⁻ und NO₃⁻ zum Tragen. Das hohe Vorkommen der Säurebildner ist auf die deutlich hohen Konzentrationen und Gehalte der Station Bröleck zurückzuführen. Der Hanfbach (Station Geisbach) führt hohe Gehalte an Erdalkalien zu, die möglicherweise einen Teil der sulfathaltigen Säurebildner innerhalb des Gewässerlaufs neutralisieren.

Die unterhalb von Siegburg-Kaldauen einmündenden Gewässer des Pleisbachs (Station Niederpleis) und der Agger (Station Lohmar) weisen einen deutlich unterschiedlichen Chemismus auf. Während die insgesamt höchsten Erdalkali-Konzentrationen im Pleisbach vorkommen und damit die versauernde Wirkungen der hohen NO₃⁻, SO₄²⁻ und Cl⁻-Konzentrationen neutralisieren, zeichnet sich die Agger durch einen niedrigen pH-Wert aus. Er wird von erhöhten NO₃⁻ und SO₄²⁻-Gehalten begleitet.

Um tendenzielle Veränderungen des Stoffhaushalts im Untersuchungsraum zu erkennen, werden die Stoffeinträge und die Stoffausträge im Folgenden auf der Langzeitskale bilanziert.

5.1.2.2.2 Langzeitskale: Quantitativer Stoffaustrag und Stoffbilanz

Die quantitative Bilanzierung des Stoffhaushalts umfasst die Berechnung der gewässerbürtigen Frachten und stellt sie den Mengen der atmosphärischen Depositionen gegenüber. Dabei stellt sich nach der Abbildung 5.7 die flächengewichtete Gesamtsalzgehaltbilanz im langjährigen Mittel aller hydrologischen Jahre wie folgt dar. Die Höhe der mittleren Gesamtsalzgehaltsausträge korreliert in der Regel mit dem Profil der qualitativen Kennzeichnung der Gewässer. Auf eine jährliche Basis bezogen, sind folgende Austragsmuster zu erkennen:

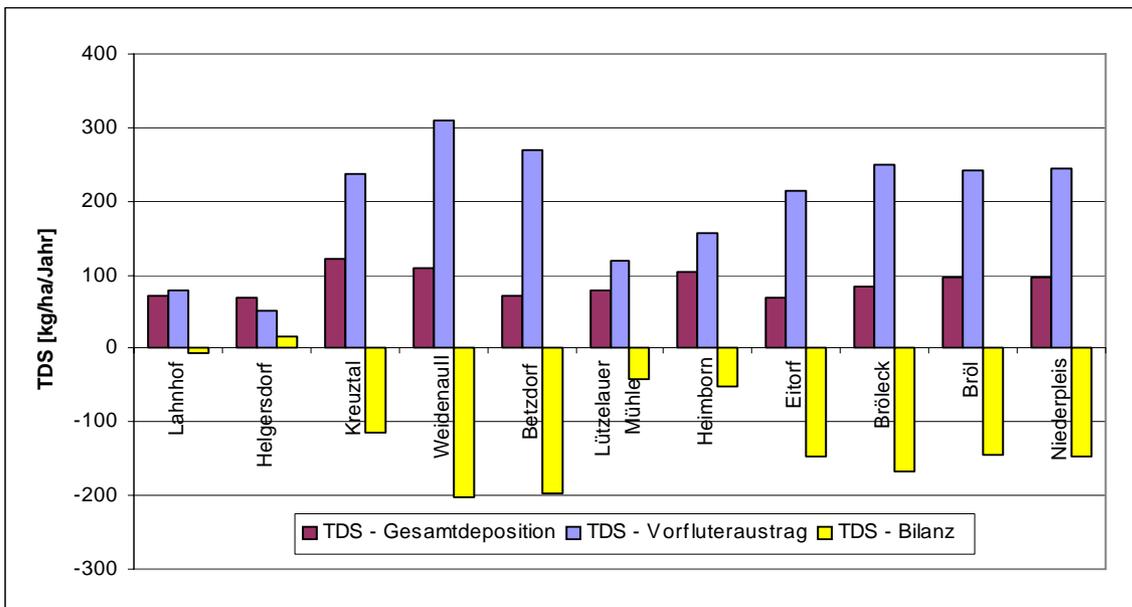


Abbildung 5.7: Mittlerer flächengewichteter Stoffeintrag und Stoffaustrag sowie Bilanz des Gesamtsalzgehalts ausgewählter Teileinzugsgebiete im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)

- Das niedrigste Austragsniveau zwischen 50 kg/ha und 90 kg/ha TDS besitzen die Quelleinzugsgebiete Helgersdorf und Lahnhof.
- Das höchste Austragsniveau zwischen 230 kg/ha und 300 kg/ha TDS zeigen die Siedlungs- und industriell beeinflussten Stationen im Oberlauf vor allem Weidenau II und Betzdorf.
- Das mittlere, untere Austragsniveau zwischen 110 kg/ha und 160 kg/ha TDS ist den waldbetonnten Einzugsgebiete im Oberlauf wie die Stationen Niederdielfen, Alsdorf, Lützelauer Mühle und Heimborn zuzuordnen.
- Das mittlere, obere Austragsniveau zwischen rund 210 kg/ha und 250 kg/ha TDS liegt vorwiegend in den landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten, im Unterlauf wie die Stationen Niederpleis, Bröleck, Bröl und Niederpleis.

Wie aus der Abbildung 5.7 weiter hervorgeht, sind die Stoffein- und Stoffaustragsbilanzen für den Gesamtsalzgehalt lediglich für das Quelleinzugsgebiet Lahnhof als relativ ausgeglichen zu bezeichnen. Alle anderen Vorfluterstationen weisen z. T. erhebliche Überschüsse von bis zu 200 kg/ha gegenüber dem atmosphärischen Stoffeintrag auf (v. a. die Stationen Weidenau II und Betzdorf). Allein die Station Helgersdorf zeigt im Mittel einen rechnerischen Überschuss zugunsten des atmosphärischen Stoffeintrags von rund 17 kg/ha TDS.

Die mittleren Gebietsbilanzen weichen für die unterschiedlichen Inhaltsstoffe beträchtlich voneinander ab (vgl. Tabellen A-2.11—A-2.13). Eindeutige Tendenzen lassen sich für folgenden Ionen und Stationen herausstellen:

- Positive Bilanzen, die gegenüber dem atmosphärischen Eintrag Überschüsse im Vorfluter aufweisen, sind für die Ionen Ca^{2+} , Na^+ (ausgenommen von der Station Helgersdorf) und K^+ (ausgenommen der beiden Quelleinzugsgebiete und der Station Zehnhausen), Cl^- (ausgenommen der beiden Quelleinzugsgebiete) sowie auch SO_4^{2-} (ausgenommen von der Station Lützelauer Mühle) zu beobachten.

- Negative Bilanzen mit Stoffüberschüssen in der atmosphärischen Deposition gegenüber den Vorfluterausträgen, zeigen sich nur für die am Nährstoffumsatz beteiligten Stickstoffkomponenten NH_4^+ und NO_3^- . NH_4^+ liegt in der atmosphärischen Deposition um rund das 10-fache höher. Vermutlich wird der Eintrag zu einem Großteil im Boden nitrifiziert, von der Vegetation aufgenommen und/oder an der Bodenmatrix adsorbiert. Ähnliches gilt für NO_3^- in den waldbetonten Einzugsgebieten im Oberlauf (Stationen Lahnhof, Helgersdorf, Lützelauer Mühle, Heimborn) sowie für den Pleisbach im Unterlauf (Station Niederpleis). Die atmosphärischen Einträge überwiegen dabei zu rund 1/3 bis 1/4.

Insgesamt wird deutlich, dass die Stoffbilanzen der einzelnen Gewässergüteparameter an den beiden Quelleinzugsgebieten Lahnhof und Helgersdorf die deutlichsten Abweichungen gegenüber den anderen Teileinzugsgebieten aufweisen. Ihr Stoffhaushalt wird allein über die atmosphärischen Stoffeinträge und die gebietsinternen Stoffkreisläufe gesteuert. Eine Beeinflussung durch punktuelle Quellen und/oder diffuse Quellen findet nicht statt. Es lassen sich zusammenfassend folgende Besonderheiten herausstellen:

- Die hohen Eintragsraten an SO_4^{2-} übertreffen die Frachten in den Gewässern deutlich und sind für die Absenkung der pH-Werte verantwortlich. Das mit Fichte-Buche bestandene Quelleinzugsgebiet Helgersdorf ist von dieser Dynamik deutlicher betroffen als der reine Buchenbestand des Quelleinzugsgebiets Lahnhof. An der Station Helgersdorf liegen 25 % aller gemessenen Werte unterhalb von pH 6.
- Der atmosphärische Stoffeintrag von NO_3^- zeigt im gebietsweiten Vergleich die höchsten Negativ-Bilanzen für die beiden Quelleinzugsgebiete. Sie werden überdies von Überschüssen der Pflanzennährstoffe K^+ und Mg^{2+} begleitet. Der Pflanzennährstoff Ca^{2+} tendiert zwar ebenso zu einem mengenmäßigen Übergewicht in den Vorflutern. Dieser ist im Vergleich zu den anderen Einzugsgebieten als gering zu bezeichnen.

Neben den räumlichen Unterschieden sind, wie die Frachten des Gesamtsalzgehalts zeigen, deutliche Abweichung zwischen den einzelnen hydrologischen Jahren 1992—1995 festzustellen (vgl. Tabelle A-2.13).

Generell wird die Höhe des Stoffaustrag durch die verfügbaren Wasser- und Stoffmengen im System gesteuert. Demzufolge finden sich die niedrigsten Stoffausträge der Vorfluter im relativ trockenen hydrologischen Jahr 1992, gefolgt vom Durchschnittsjahr 1993. Im Vergleich dazu liegen die mittleren Austräge im hydrologischen Feuchtejahr 1994 um 15 % und 40 % höher. Demgegenüber korrelieren im hydrologischen Nassjahr 1995 nicht alle Vorfluter mit einer Zunahme des Stoffaustrags. Eine Reduktion um rund 15 % im Vergleich zum Vorjahr ist an allen Hauptvorfluterstationen der Sieg, den Oberlaufgebieten der Kleinen und Großen Nister (Station Lützelauer Mühle, Heimborn) sowie den Einzugsgebieten des Hanfbachs und des Pleisbachs (Station Geisbach und Niederpleis) zu beobachten. Offenbar zeigen die vergleichsweise höheren und intensiveren Niederschläge des Nassjahrs 1995 weniger Einfluss auf die Austragsmengen im Vorfluter als die gleichmäßigeren Niederschläge des Vorjahrs. Andererseits ist denkbar, dass bereits ein Großteil der akkumulierten Stoffmengen im hydrologischen Jahr 1994 aus den Einzugsgebieten ausgebracht werden. Folglich stehen im hydrologischen Nassjahr geringere Mengen für den Stoffaustrag zur Verfügung.

Für die Säurebelastungssituation lassen sich regionale und zeitliche Tendenzen im Siegeinzugsgebiet erkennen. Tabelle 5.9 zeigt dies anhand der Bilanzen für die Säurehaushaltsparameter.

Tabelle 5.9: Säurehaushaltsbilanz [kg/ha] für den Stoffein- und Stoffaustrag der einzelnen hydrologischen Jahre 1992–1995 im Siegeinzugsgebiet [Anm.: - nicht ermittelt]

Depositions-Station (Depo)	Vorfluter-Station (VF)	Depo			VF			Bilanz			Depo			VF			Bilanz							
		[kg/ha]			[kg/ha]			[kg/ha]			[kg/ha]			[kg/ha]			[kg/ha]							
		1992	1992	1992	1993	1993	1993	1994	1994	1994	1995	1995	1995	1992	1992	1992	1993	1993	1993	1994	1994	1994	1995	1995
	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC
Lahnhof	Lahnhof	-	11,9	-	30,9	14,6	16,3	22,2	17,5	4,7	23,3	20,2	3,2											
Helgersdorf	Helgersdorf	15,2	8,1	7,1	12,7	10,6	2,1	13,7	13,5	0,3	10,3	20,1	-9,8											
Hilchenbach	Kreuztal	17,2	37,5	-20,3	27,0	31,7	-4,7	18,5	52,7	-34,1	12,8	57,6	-44,8											
Kreuztal	Weidenau II	17,6	42,2	-24,6	19,1	45,4	-26,3	23,4	55,4	-32,1	18,4	76,0	-57,6											
Niederfischbach	Betzdorf	15,7	37,6	-21,9	14,5	37,3	-22,8	11,5	61,3	-49,8	17,1	50,5	-33,5											
Mörlen	Lützelauer Mühle	16,4	19,0	-2,6	22,0	20,0	1,9	15,1	26,0	-10,9	6,6	22,3	-15,7											
Alpenrod	Heimborn	14,7	30,0	-15,2	31,2	32,2	-7,7	16,0	39,1	-23,1	14,8	35,0	-12,6											
Birken-HonigsessenEitorf		12,5	30,4	-17,9	17,4	32,1	-14,6	12,9	54,1	-41,2	9,1	46,7	-37,7											
Drabender Höhe	Bröleck	16,9	43,0	-26,1	14,8	50,6	-35,8	16,4	62,1	-45,7	13,2	57,0	-43,8											
Schönenberg	Bröl	18,3	36,3	-18,0	18,0	46,7	-28,7	16,5	57,1	-40,6	13,8	59,6	-45,8											
Schönenberg	Niederpleis	18,3	38,7	-20,4	18,0	45,8	-27,9	16,5	64,3	-47,8	13,8	55,4	-41,6											
		ACpot	ACpot	ACpot																				
Lahnhof	Lahnhof	-	14,0	-	31,0	19,8	11,2	31,5	22,9	8,6	33,6	27,0	6,6											
Helgersdorf	Helgersdorf	23,2	12,9	10,3	29,7	11,0	18,8	30,6	15,3	15,3	25,0	23,3	1,7											
Hilchenbach	Kreuztal	26,4	58,1	-31,7	40,4	37,6	2,8	44,9	61,1	-16,1	30,8	71,8	-41,0											
Kreuztal	Weidenau II	26,2	47,8	-21,6	41,7	54,6	-12,9	43,5	70,9	-27,4	33,8	106,4	-72,7											
Niederfischbach	Betzdorf	27,3	47,1	-19,8	29,5	54,5	-25,0	30,7	81,8	-51,0	20,1	67,0	-46,9											
Mörlen	Lützelauer Mühle	20,9	18,7	2,2	39,8	26,0	13,8	33,7	31,9	1,8	24,5	27,0	-7,8											
Alpenrod	Heimborn	33,1	32,6	0,5	29,1	39,6	-10,5	30,1	45,1	-15,0	37,7	41,5	-20,2											
Birken-HonigsessenEitorf		19,2	36,5	-17,3	33,1	36,0	-2,9	29,9	63,9	-34,0	34,6	59,2	-24,7											
Drabender Höhe	Bröleck	32,6	42,7	-10,0	45,6	51,6	-6,0	47,7	60,3	-12,6	38,2	55,4	-17,2											
Schönenberg	Bröl	30,1	36,3	-6,1	43,3	48,6	-5,3	34,7	53,2	-18,5	38,5	55,3	-16,9											
Schönenberg	Niederpleis	30,1	28,7	1,4	43,3	34,9	8,4	34,7	47,9	-13,2	38,5	46,2	-7,8											
		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N											
Lahnhof	Lahnhof	-	1,6	-	29,5	2,1	27,4	14,1	2,2	11,9	26,2	2,6	23,6											
Helgersdorf	Helgersdorf	13,4	1,2	12,2	17,4	0,8	16,6	15,4	1,1	14,3	12,1	1,9	10,3											
Hilchenbach	Kreuztal	15,8	7,2	8,7	27,2	5,2	22,0	29,3	7,4	21,9	19,6	7,9	11,7											
Kreuztal	Weidenau II	15,6	5,9	9,8	27,3	6,5	20,8	30,3	7,2	23,1	24,4	8,5	15,9											
Niederfischbach	Betzdorf	14,9	5,2	9,7	16,6	4,8	11,8	12,9	7,3	5,6	13,9	6,1	7,8											
Mörlen	Lützelauer Mühle	19,1	2,0	17,1	30,0	2,2	27,8	22,1	3,1	18,9	13,1	2,5	10,6											
Alpenrod	Heimborn	16,3	3,2	3,1	19,7	3,0	18,1	18,6	4,2	14,5	32,6	3,5	29,0											
Birken-HonigsessenEitorf		12,4	4,3	8,1	22,0	3,9	18,1	16,1	6,8	9,3	17,0	5,7	11,3											
Drabender Höhe	Bröleck	17,1	5,7	11,3	23,5	6,8	16,7	21,8	9,1	12,6	19,9	8,4	11,5											
Schönenberg	Bröl	17,6	4,9	12,7	27,4	6,0	21,4	18,6	7,9	10,6	21,5	7,9	13,6											
Schönenberg	Niederpleis	17,6	2,7	14,9	27,4	3,0	24,4	18,6	4,8	13,7	21,5	3,5	18,0											
		S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S											
Lahnhof	Lahnhof	-	5,8	-	28,2	8,9	19,3	11,3	11,1	0,2	18,0	13,1	4,9											
Helgersdorf	Helgersdorf	11,0	5,9	5,1	17,8	5,3	12,4	11,4	8,0	3,4	8,4	12,0	-3,6											
Hilchenbach	Kreuztal	12,2	10,5	1,6	16,0	8,6	7,4	14,2	15,6	-1,3	9,3	17,6	-8,3											
Kreuztal	Weidenau II	13,4	11,4	2,1	23,0	13,5	9,5	15,2	17,5	-2,3	11,8	23,4	-11,6											
Niederfischbach	Betzdorf	11,1	12,4	-1,3	15,8	11,4	4,5	11,3	22,6	-11,3	10,1	19,7	-9,5											
Mörlen	Lützelauer Mühle	12,3	5,2	7,1	15,3	6,1	9,1	11,6	9,5	2,1	8,4	7,4	1,0											
Alpenrod	Heimborn	11,9	7,6	4,3	18,6	7,9	10,7	14,7	11,7	1,0	12,7	9,7	2,9											
Birken-HonigsessenEitorf		9,6	9,4	0,2	16,4	9,5	6,9	11,3	19,6	-8,3	10,8	16,2	-5,4											
Drabender Höhe	Bröleck	15,6	15,9	-0,3	23,0	15,5	7,5	16,3	18,7	-2,4	13,4	16,1	-2,7											
Schönenberg	Bröl	14,0	10,8	3,2	21,5	12,2	9,3	12,4	15,4	-2,9	10,0	15,6	-5,5											
Schönenberg	Niederpleis	14,0	7,0	7,0	21,5	8,0	13,5	12,4	13,0	-0,6	10,0	10,0	0,0											

- **Basische Kationen (BC):** Positive Bilanzen für die Puffersubstanzen Mg^{2+} , Ca^{2+} und K^+ zeigen allein die Quelleinzugsgebiete Lahnhof und Helgersdorf. Für die kleine Nister (Station Lützelauer Mühle) gilt entsprechendes für die ersten beiden Untersuchungsjahre. Die basischen Komponenten dienen offenbar als Pflanzennährstoffe bzw. zur Neutralisation der sauren Depositionen. Für die hydrologischen Feucht- und Nassjahre 1994/1995 fällt anhand der kleiner werdenden Differenzen zwischen Ein- und Austrag sowie der Negativbilanz von Helgersdorf im Jahr 1995 auf, dass diese Kationen verstärkt im Boden gelöst und aus dem

Wurzelbereich mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Eine ähnliche Dynamik zeigen die industriell beeinflussten Gebiete des Oberlaufs (Stationen Kreuztal, Weidenau II und Betzdorf) und die landwirtschaftlich genutzten Gebiete im Unterlauf (Bröleck, Bröl und Niederpleis), die in den beiden letztgenannten hydrologischen Jahren deutlich höhere BC-Frachten aufweisen. Es ist dabei nicht zu ermitteln, ob diese Frachtzunahme auf die höheren Wassermengen, auf höhere Einleitungen, höhere Einträge wie z. B. Dünger oder höhere bodenbürtige Lösungsmengen zurückzuführen sind.

- **Potenzielle Säurebildner (AC_{pot}):** Die Abhängigkeit zwischen der Höhe der AC_{pot} im Austrag und dem Feuchtezustand im Einzugsgebiet ist für die potenziellen Säurebildner weniger deutlich. Eine Akkumulation potenzieller Säurebildner findet v. a. an den beiden Quelleinzugsgebieten statt. Besonders deutlich ist dies für die hydrologischen Jahre 1992 und 1993 der Fall sowie an der Station Helgersdorf das hydrologische Jahr 1994. Entsprechendes gilt für die Kleine Nister (Station Lützelauer Mühle) mit Ausnahme des hydrologischen Nassjahr 1995, und des Pleisbachs (Station Niederpleis), ausgenommen der hydrologischen Jahre 1994 und 1995 sowie für die Oberlaufstation lediglich für das hydrologische Jahr 1993.
- **Stickstoffhaltige Säurebildner (N):** Für die stickstoffhaltigen Einträge zeigen alle hydrologischen Jahre eine positive Bilanz. Ihre Einträge werden innerhalb der hydrologischen Jahre weitgehend umgesetzt. Es ergeben sich für die Quelleinzugsgebiete, eine Austragsquote (Eintrag/Austrag) von mindestens 7,1 % (Station Lahnhof im hydrologischen Jahr 1993) bzw. 4,5 % (Station Helgersdorf im hydrologischen Jahr 1993) und maximal 15,5 % (Station Lahnhof in hydrologischen Feuchtjahr 1994) bzw. 15,6 % (Station Helgersdorf im hydrologischen Nassjahr 1995) am Gesamteintrag.
- **Schwefelhaltige Säurebildner (S):** Ähnlich der AC_{pot} , werden im hydrologischen Trocken- bzw. im Durchschnittsjahr 1992 und 1993 die SO_4^{2-} -Einträge in den Teileinzugsgebieten umgesetzt bzw. gespeichert. Anders als bei den stickstoffhaltigen Säurebildnern, ist der Anteil der zum Austrag führt wesentlich höher (zwischen rund 31 % und 53 % in den Quelleinzugsgebieten während der beiden Jahre). Die darauffolgenden hydrologischen Feucht- bzw. Nassjahre weisen in der Regel negative Bilanzen auf: SO_4^{2-} wird vermehrt aus dem System ausgetragen. Davon ausgenommen ist die Große und Kleine Nister sowie im hydrologischen Jahr 1995 die Station Lahnhof.

Aufbauend auf der Analyse der mittleren Austragsraten, Konzentrationen, Spannbreiten und Zusammensetzungen der instrumentierten Sieg-Vorfluter ist das Verhalten der Gewässerinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre (*Saisonalskale*) von Bedeutung. Sie sind Gegenstand der folgenden Betrachtung.

5.1.2.2.3 Saisonalskale: Hydrochemischer Stoffaustrag während der hydrologischen Halbjahre

Wie die Tabellen A-2.14 für die durchschnittlichen saisonalen Stofffrachten und den prozentualen Anteil des Stoffaustrags in den Einzugsgebieten zeigen, überwiegt der Stoffaustrag während der winterlichen Auswaschungsperiode zwischen November—April. Der Anteil am Gesamtaustrag variiert zwischen Inhaltsstoff und den Stationen leicht und beträgt zwischen rund 65 % und 85 % während der winterlichen Auswaschungsperiode. Deutlich abweichende Anteile zwischen den Stationen zeigt der Abschwemmungsparameter NH_4^+ . Insbesondere im Quelleinzugsgebiet der Station Lahnhof liegt der Austragsanteil bei rund 55 % während des hydrologischen Winterhalb-

jahrs und ist möglicherweise das Ergebnis direkter atmosphärischer Einträge.

Das saisonale Verhalten der gemittelten Gesamtsalzgehaltskonzentration ist für die hydrologischen Sommer- und die Winterhalbjahre 1992—1995 in der Abbildung 5.8 dargestellt. Es zeigt sich, dass die saisonalen Schwankungen weitaus bedeutsamer sind als die jährliche Variabilität zwischen den einzelnen hydrologischen Jahren (vgl. hierzu die Mittelwerte im Vergleich der hydrologischen Jahre in den Tabellen A-2.15—A-2.18).

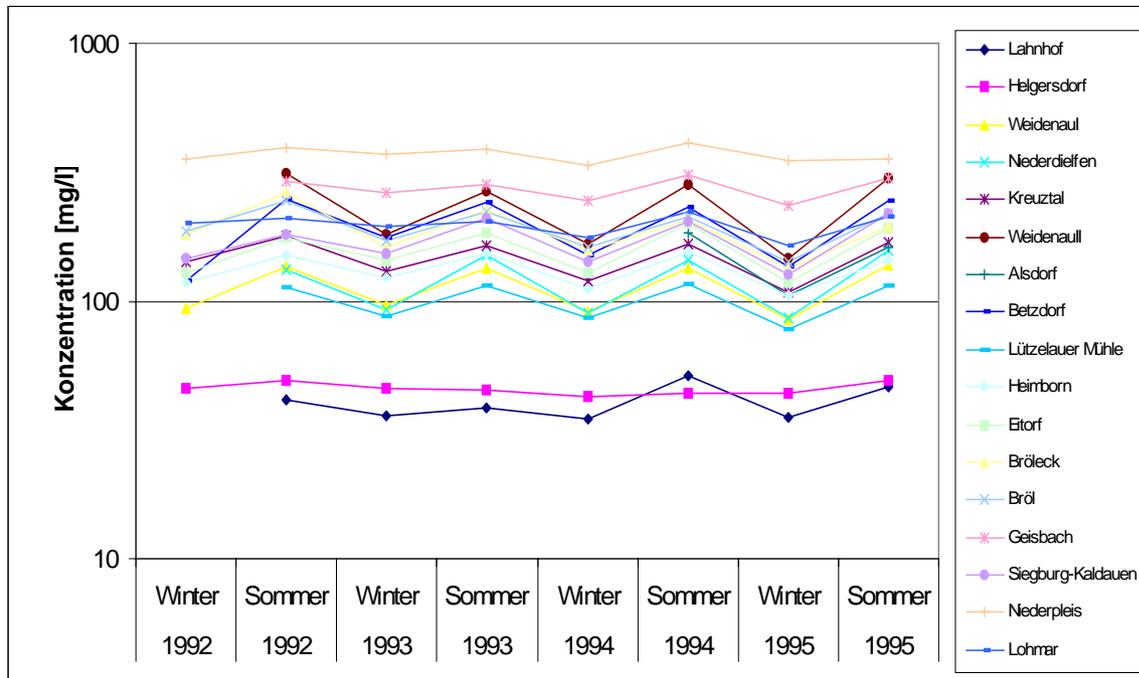


Abbildung 5.8: Mittlere Gesamtsalzgehaltskonzentrationen der Siegvorfluter während der einzelnen hydrologischen Halbjahre 1992—1995

Dabei liegen die Gewässer im Untersuchungsraum generell während der winterlichen Auswaschungsperiode niedriger mineralisiert vor als im Sommerhalbjahr.

Davon ausgenommen sind in der Regel für die Säurebildner SO_4^{2-} und NO_3^- . Ihre hohen Konzentrationen bewirken eine Erniedrigung der pH-Werte im Winterhalbjahr (vgl. Abbildung A-3.14). Weiter lässt sich im Zusammenhang mit den mittleren Konzentrationsverläufen der Hauptinhaltsstoffe an den einzelnen Stationen (Abbildungen A-3.14—A-3.21) erkennen, dass die Dynamik des Gesamtsalzgehalts maßgeblich von der Dynamik der ionenspezifischen Dominanz pro Station gesteuert wird.

Mit Ausnahme der im Folgenden näher beschriebenen Einzugsgebiete und Inhaltsstoffe lassen sich für die einzelnen hydrochemischen Parameter keine ausgesprochenen Trends in der Zu- bzw. Abnahme während des Untersuchungszeitraums feststellen:

- Das Quelleinzugsgebiet Lahnhof zeigt im hydrologischen Sommerhalbjahr 1994 und 1995 eine deutliche Zunahme der Erdalkali-Konzentrationen. Sie sind offenbar das Ergebnis einer beschleunigten Freisetzung von Ca^{2+} und Mg^{2+} im Boden als Resultat von Puffervorgängen saurer atmosphärischer Einträge. Entsprechendes kann für das Quelleinzugsgebiet Helgersdorf nicht festgestellt werden. Markant ist hier die hohe SO_4^{2-} -Konzentration im Sommerhalbjahr 1995. Sie korreliert mit einem deutlichen Anstieg der Gesamtsalzgehaltskonzentration, die das

Niveau des vorherigen Winters übersteigt. Gleiche Trends sind in den anderen waldbetonten Einzugsgebieten im Oberlauf des Weissbach und der Kleinen und Grossen Nister nicht zu beobachten.

- Allein der Ferndorfbach im Oberlauf (Station Kreuztal) zeigt beginnend mit dem hydrologischen Winterhalbjahr 1994 eine signifikante Abnahme der NO_3^- -, Cl^- - und SO_4^{2-} -Konzentrationen bis zum Ende des Untersuchungszeitraums.
- Derartig deutliche Tendenzen lassen eine stetige Reduktion punktueller Einträge vermuten. Gleiches lässt sich nicht für die in dem Ballungsraum Kreuztal-Siegen liegende Stationen Weidenau II, Weidenau I und Betzdorf feststellen.
- Die Einzugsgebiete des Unterlaufs Pleisbach, Hanfbach und der Agger (Stationen Niederpleis, Geisbach und Lohmar) zeigen eine recht ausgeglichene interanuelle Variabilität auf. Gegenteilig ist für die Konzentrationen der beiden weiteren Einzugsgebiete im Unterlauf (Stationen Bröl und Bröleck) halbjährliche Unterschiede aufweisen.

Um das saisonale, abflussabhängige Konzentrationsverhalten zu untersuchen, wurde basierend auf Regressionsberechnungen die Konzentrations-Abfluss-Beziehungen ermittelt. Diese sind in der Abbildung 5.9 beispielhaft für ein Winterhalbjahr (Station Niederpleis) und ein Sommerhalbjahr (Station Helgersdorf) sowie in den Abbildungen A-3.22—A-3.25 anhand ausgewählter Ionen und dem, zum Zeitpunkt der Messung ermittelten Abflusswert, dargestellt.

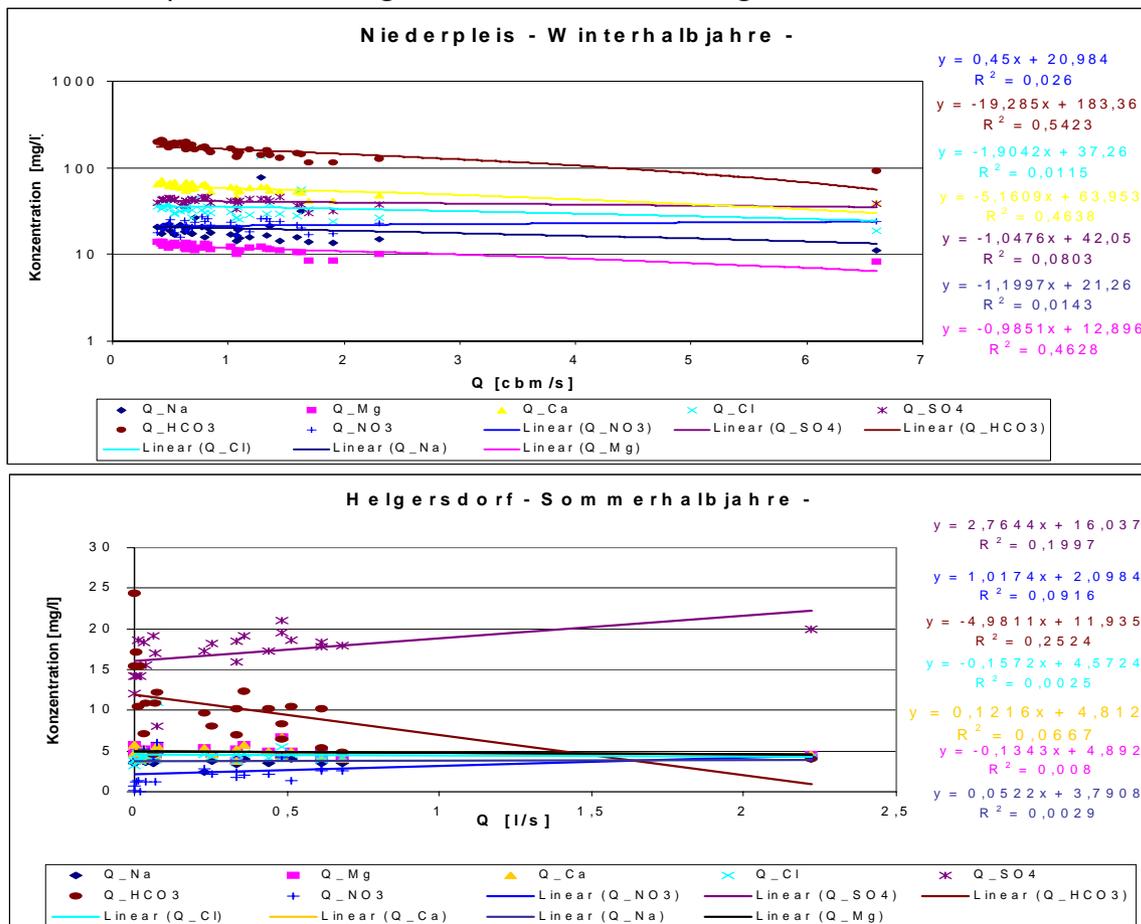


Abbildung 5.9: Ionengehalts-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an den Stationen Niederpleis und Helgersdorf während der Winter- bzw. Sommerhalbjahre 1992—1995

Ausgesucht wurden das Quelleinzugsgebiet Helgersdorf, das relativ hoch belastete Einzugsgebiet der Ferndorf (Station Weidenau II) und die Teileinzugsgebieten des Pleisbachs und der Bröl (Stationen Niederpleis und Bröl) im Unterlauf. Generell zeigen die Regressionsgeraden eine negative Steigung und unterliegen, wie es die Betrachtung der Konzentrationsverhältnisse in den einzelnen hydrologischen Halbjahren bereits vermuten lässt, einem abflussgesteuerten Verdünnungs- bzw. Konzentrationseffekt. Demnach nehmen die Stoffkonzentrationen mit steigendem Abfluss ab.

Die Regressionsgüte und damit Wirksamkeit des Effekts ist in den landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebieten des Unterlaufs (Stationen Bröl und Niederpleis) am höchsten.

Im industriellen Ballungsgebiet des Fernbachs (Station Weidenau II) nimmt die Regressionsgüte ab und zeigt die geringsten statistischen Zusammenhänge in den beiden Quelleinzugsgebieten. Für die einzelnen Inhaltsstoffe sind dabei je Station und hydrologischem Halbjahr unterschiedlich hohe Regressionsgüten zu beobachten.

Markant ist das inverse Konzentrationsprofil aller Ionen gegenüber HCO_3^- an der Station Helgersdorf. Besonders deutlich erhöhen sich die säurebildenden Konzentrationen von SO_4^{2-} und teilweise von NO_3^- mit zunehmenden Abfluss während sich gleichzeitig der am Puffersystem beteiligte HCO_3^- -Gehalt vermindert. Eine positive Steigung zeigen ebenso die Quelleinzugsgebietenstation Lahnhof und die im Unterlaufs liegende Station Niederpleis für NO_3^- während der winterlichen Auswaschungsperiode.

Einschränkend muss bei dieser Betrachtung beachtet werden, dass die Gleichungen für die Quelleinzugsgebiete aufgrund der gering vorliegenden Messwertpaare bei höheren Abflüssen als unsicher gilt, was der niedrige Korrelationskoeffizient ausdrückt. Es lassen sich daher aus dem Verlauf der Regressionsgeraden nur tendenzielle Informationen gewinnen. Die Betrachtung der Abfluss-Konzentrationsabhängigkeit innerhalb der hydrologischen Halbjahre ist demzufolge nicht ausreichend, um eine lineare Beziehung zwischen der Variabilität des Stoffaustrags und dem Abflussgeschehen abzuleiten. Folglich reichen die Informationen als Validierungsgrundlage für die Ermittlung des stations- und stoffspezifischen Stoffaustrag nicht aus.

Für das Siegeinzugsgebiet wird daher im Folgenden über die Trennung der Abflusskomponenten versucht festzustellen, welche Wassermengen mit welcher Zusammensetzung und zu welchen Zeitpunkten zum Vorfluter gelangen. Durch die Zuordnung der 2-wöchigen Vorfluterproben zu entsprechend definierten Abflusskomponenten, werden über die Veränderungen der Inhaltsstoffe saisonale Strukturen und Mechanismen abgeleitet, die die hydrochemische Vorfluterreaktion im Siegeinzugsgebiet bestimmen.

5.1.2.2.4 Chemisch-physikalische Separation und hydrochemische Charakterisierung von Abflusskomponenten

Die Aufteilung der Abflusskomponenten wurde für die im Untersuchungsraum generierten Vorflutertypen vorgenommen. Die Auswahl für repräsentative Vorfluter und Teileinzugsgebiete erfolgte auf der Grundlage der bisher erzielten Ergebnisse. Exemplarisch wurden ausgewählt:

- Der Großen Nister (Pegel Heimborn) als Beispiel für einen Vorfluter im Oberlauf mit hohem Waldanteil und leichten Versauerungstendenzen,
- Der Pleisbachs (Pegel Niederpleis) als Beispiel für ein vorwiegend pedo-geologisch und landwirtschaftlich dominiertes Einzugsgebiet im Unterlauf sowie

- Die Bröl mit den Vorflutern Brölbach (Pegel Bröl) und Homburger Bröl (Pegel Bröleck), die als heterogen genutztes Einzugsgebiet einem landwirtschaftlichen Einfluss sowie hohen atmosphärische Deposition unterliegen.

Aus methodischen und messtechnischen Gründen mussten die folgende Einzugsgebiete von der Analyse ausgenommen werden:

- die Quelleinzugsgebiete Lahnhof und Helgersdorf, an denen keine kontinuierlichen Aufzeichnung der elektrischen Leitfähigkeit durchgeführt wurden,
- die stark anthropogen überprägten Vorfluter im Oberlauf mit den Stationen Kreuztal und Weidenau II sowie die
- von diesen beeinflussten Station Betzdorf, die Mittel- und Unterlaufstationen der Sieghauptvorfluter und
- die Vorfluter die vom dem zeitlich versetzten Zulauf, der in sie einmündenden Teileinzugsgebiete dominiert werden (Stationen Eitorf und Siegburg-Kaldauen).

Die Trennung der Abflusskomponenten erfolgt über das chemisch-physikalische Abtrennverfahren (vgl. Kapitel 3.4.2). Ausgewertet wird dabei zu welchem Zeitpunkt welche qualitativen hydrochemischen Komponenten zum Stoffaustrag beitragen, ob sich diese Komponenten stabil verhalten und ob diese Konstrukte dazu beitragen, den Wasser- und Stoffaustrag realitätsnah zu erfassen.

Im Folgenden wird zunächst festgelegt, welche Abflusskomponenten im Untersuchungsraum betrachtet werden. Um sie im Hydrografen zu unterscheiden, wurde die elektrische Leitfähigkeit und der Abfluss graphisch nach der Abbildung 5.10 gegeneinander aufgetragen. Aus der gemeinsamen Auswertung der Zeitreihen von elektrischer Leitfähigkeit und den Abflüssen kann ein unterschiedliches Systemverhalten charakterisiert werden. Vorausgesetzt wird dabei, dass die Veränderungen beider Parameter gleichbedeutend mit einem Wechsel zufließender Abflusskomponenten ist. Mit einer Anfangs- und Endzeit belegt, werden diese als unterschiedliche Abflusskomponenten (Q_{ko}) bezeichnet.

Generell zeigen die Vorfluter im Untersuchungsraum ein typisches, gegenläufiges Verhalten des Abflusses und der elektrischen Leitfähigkeit. Hohe Abflüsse besitzen niedrige elektrische Leitfähigkeiten, während hohe Leitfähigkeiten in den Regel bei Niedrigabflüssen auftreten. Als Beginn eines Ereignisses wird der Zeitpunkt definiert, an dem der Gesamtabfluss nach oder während eines Niederschlagsereignisses ansteigt. Das Ende eines Ereignisses ist dann erreicht, wenn die elektrische Leitfähigkeit dem Anfangswert vor dem Ereignis entspricht.

Auf der Grundlage dieser Vorgehensweise wurden für den Untersuchungsraum die folgenden Abflusskomponenten unterschieden:

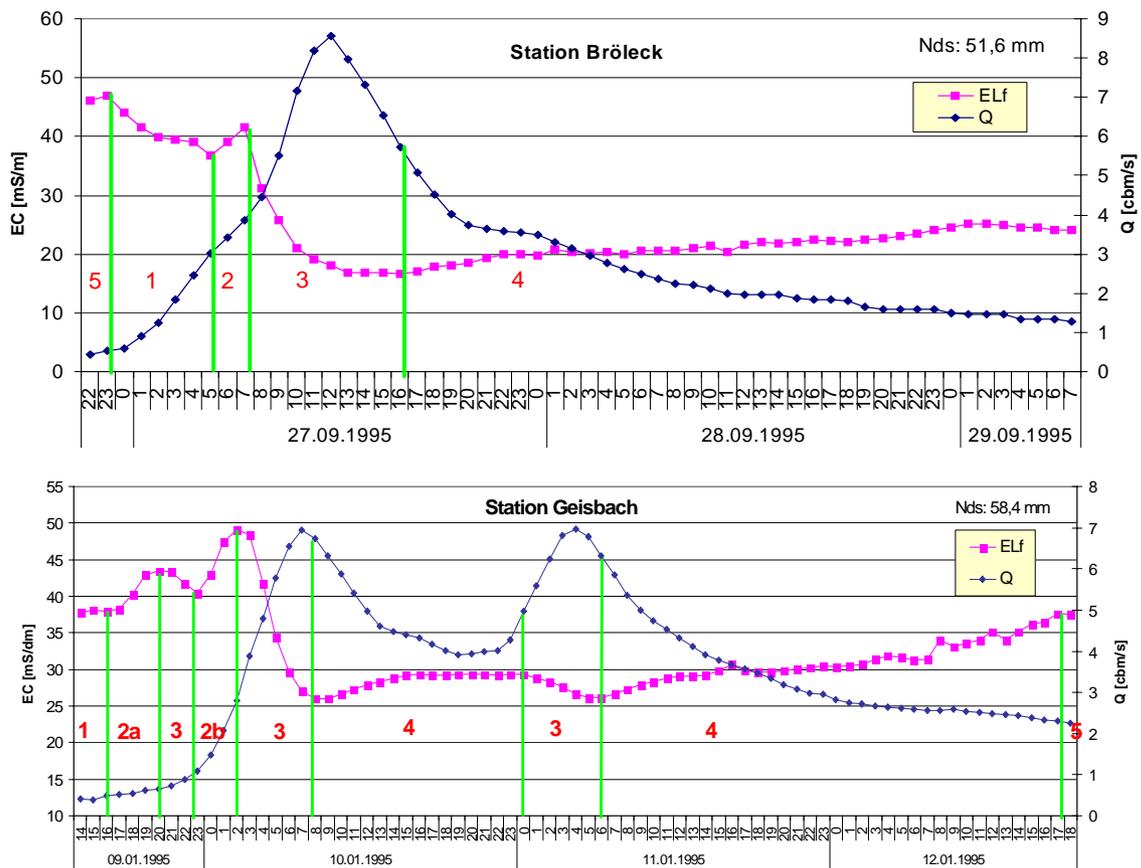


Abbildung 5.10: Schematische Trennung der Abflusskomponenten nach dem charakteristischen Abfluss- und Leitfähigkeitsverhalten während eines Niederschlagsereignisses (Teileinzugsgebiete Bröleck und Geisbach)

- Schnelle Abflusskomponente (Q_{ko1}), die während der Abflusserhöhung zu Beginn eines Ereignisses entsteht. Niedrig mineralisierte Niederschlagswässer kommen zum Direktabfluss und bedingen eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit. Die Dauer dieser Komponente beträgt zwischen sechs und acht Stunden.
- Schnelle Abflusskomponente (Q_{ko2}), die im Anstieg der Abflusskurve lokalisiert ist. Die elektrische Leitfähigkeit steigt parallel mit dem Abflussanstieg auf einen Maximumwert an. Sie ist z. T. zwei-gipfelig ausgeprägt (s. Station Geisbach in der Abbildung 5.10) und deutet auf zwei unterschiedliche Arten dieser Komponenten (Q_{ko2a} und Q_{ko2b}) hin. Die Dauer dieser Komponente beträgt zwischen ein und vier Stunden.
- Schnelle Abflusskomponente (Q_{ko3}), die im Anstieg und im Scheitelpunkt der Abflusskurve positioniert ist. In diesem Konzentrationsabschnitt zeigt die elektrische Leitfähigkeit gegenüber dem Abfluss eine erneute Abnahme. Markant ist, dass diese oft über den Scheitelpunkt des Abflusses hinausreicht. Die Dauer dieser Komponente beträgt zwischen vier und zwölf Stunden.
- Schnelle bis verlangsamt Abflusskomponente (Q_{ko4}), die sich im Rezessionsast befindet. Sie ist durch eine erneute Zunahme bzw. einen wellenförmigen Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit gekennzeichnet und hält bis zum Ausgangszustand der elektrischen Leitfähigkeit an.

- Langsame Komponente (Q_{ko5}) die erreicht wird, wenn die elektrische Leitfähigkeit dem Ausgangswert vor dem entsprechenden Ereignis erneut entspricht.

Um die einzelnen Komponenten hinsichtlich ihres Hydrochemismus zu vergleichen, wurden die 2-wöchig entnommenen Vorfluterproben für die ausgewählten Teileinzugsgebiete den so definierten Komponenten zugeordnet. Unterteilt nach hydrologischem Sommer- und Winterhalbjahr, ergibt sich die folgende Verteilung der Vorfluterproben je Station (vgl. Tabelle 5.10):

Die Summen der zugeordneten Vorfluterproben zeigen im Vergleich der Stationen eine relativ gleiche Verteilung. Allerdings variiert die Zuordnungshäufigkeit je kategorisierter Abflusskomponente deutlich. Die Gründe hierfür liegen im Zyklus der Probenahme, der Geländeinstrumentierung sowie in der unterschiedlichen Dauer der Abflusskomponenten. Dementsprechend war es z. B. schwer, die nur sehr kurz anhaltende Komponente Q_{ko2} hydrochemisch zu erfassen. Infolgedessen konnte meist keine Differenzierung zwischen der Q_{ko1} und Q_{ko3} vorgenommen werden. Diese werden, wie z. B. in der Tabelle 5.10, zusammengefasst dargestellt sind.

Tabelle 5.10: Anzahl und prozentuale Zugehörigkeit der Vorfluterproben zu den kategorisierten Abflusskomponenten unterschieden nach hydrologischen Halbjahren (HJ 1992—HJ 1995)

Abflusskomponente	Hydrologisches Winterhalbjahr (November—April)				Hydrologisches Sommerhalbjahr (Mai—Oktober)			
	Heimborn n %	Bröl n %	Bröleck n %	Niederpleis n %	Heimborn n %	Bröl n %	Bröleck n %	Niederpleis n %
$Q_{ko1}+Q_{ko3}$	3 7	4 9	8 18	7 18	5 10	4 9	4 8	3 7
Q_{ko2}	3 7	1 2	0 0	2 5	0 0	1 2	2 4	0 0
Q_{ko4}	25 57	25 58	23 52	18 47	15 31	11 24	7 15	15 36
Q_{ko5}	13 29	13 30	13 30	11 29	29 59	30 65	35 73	24 57
Summe	44 100	43 100	44 100	38 100	49 100	46 100	48 100	42 100

Tendenziell wurde während der hydrologischen Winterhalbjahre die schnell bis verlangsamt reagierende Komponente Q_{ko4} am häufigsten erfasst. Im hydrologischen Sommerhalbjahr war dies die langsame Komponente Q_{ko5} . Relativ selten wurden die schnellen Komponenten Q_{ko1} - Q_{ko3} lokalisiert. Das mittlere hydrochemische Verhalten der separierten Komponenten Q_{ko1} bis Q_{ko5} wird im Folgenden vergleichend für das langjährige Verhalten und das innerhalb von Quartalen dargestellt (Jahresskale und Quartalskale).

5.1.2.2.5 Jahresskale: Mittleres hydrochemisches Verhalten der separierten Abflusskomponenten

Das gemittelte hydrochemische Verhalten der Hauptinhaltsstoffe (mittlere Zusammensetzung) ist für die ausgewählten Stationen in der Tabelle 5.11 und in der Abbildung 5.11 dargestellt. Ergänzend dazu sind die mittleren Konzentrationen und die gemittelten Abflüsse zum Zeitpunkt der Probenahme sowie die deskriptiv-statistischen Kennwerte für die Wasserqualitätsparameter in den Tabellen A-2.19—A-2.20 festgehalten.

Daraus wird deutlich, dass die separierten Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung für den Stoffaustrag besitzen. Es lassen sich, neben stationsspezifischen Unterschieden, generelle Charakteristiken herausstellen:

Tabelle 5.11: Mittlerer pH-Wert und mittlere prozentuale Beschaffung der Hauptinhaltsstoffe der separierten Abflusskomponenten ausgewählter Siegvorfluter während des Untersuchungszeitraums (HJ1992—HJ 1995)

Station/ Abfluss-Komponente	pH	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ ⁻ [%]
Heimborn													
Q_ko2 mit Extrem	7,35	18,0	1,44	12,3	16,7	0,42	18,5	8,61	3,57	0,27	0,00	2,44	17,7
Q_ko2 ohne Extrem	7,54	12,1	1,36	15,4	20,3	0,06	10,6	11,3	4,72	0,52	0,00	1,56	22,1
Q_ko1+Q_ko3	7,58	12,8	1,50	14,4	20,4	0,16	10,3	9,68	3,94	0,34	0,01	1,53	24,9
Q_ko4	7,55	12,9	1,33	14,6	20,2	0,18	11,8	10,3	4,28	0,47	0,00	1,62	22,2
Q_ko5	7,87	12,1	1,44	15,3	20,5	0,23	10,1	8,16	3,62	0,38	0,02	1,01	26,8
Bröl													
Q_ko2	7,73	12,4	1,66	7,9	27,1	0,48	10,0	12,03	5,24	0,00	0,00	0,99	22,1
Q_ko1+Q_ko3	7,55	11,6	1,79	8,3	27,4	0,22	9,4	11,54	6,88	0,54	0,05	1,55	21,7
Q_ko4	7,58	10,4	1,59	8,7	28,3	0,22	8,3	12,03	6,34	0,73	0,01	1,39	21,5
Q_ko5	7,79	13,4	1,69	7,4	26,9	0,16	9,2	11,97	5,44	0,16	0,09	0,90	22,4
Bröleck													
Q_ko2	7,66	11,0	1,34	8,1	29,0	0,11	9,3	15,49	5,74	0,0	0,00	1,00	18,9
Q_ko1+Q_ko3	7,41	9,4	1,92	8,7	28,5	0,49	8,5	12,39	7,26	0,88	0,00	1,91	20,0
Q_ko4	7,46	9,9	1,57	8,3	28,9	0,39	7,8	14,03	7,12	0,52	0,00	1,69	19,6
Q_ko5	7,62	12,4	1,51	7,0	28,3	0,31	8,8	16,86	6,0	0,45	0,04	1,02	17,3
Niederpleis													
Q_ko2	7,95	11,0	1,44	7,0	19,65	0,14	12,7	5,97	4,32	0,00	0,00	0,98	36,6
Q_ko1+Q_ko3	7,88	11,2	1,69	6,6	19,65	0,14	12,7	5,56	4,66	0,03	0,00	1,19	36,5
Q_ko4	7,96	10,9	1,71	6,6	19,96	0,08	12,0	5,66	4,58	0,02	0,08	0,97	37,4
Q_ko5	7,97	11,5	1,52	6,5	19,57	0,05	12,9	5,22	4,13	0,02	0,12	1,05	37,3

- Während der Abflusserhöhung nimmt innerhalb der Komponenten der Q_ko1+Q_ko3 der durchschnittliche Gesamtlösungsinhalt aufgrund von Verdünnungseffekten durch die steigenden Abflussmengen ab. Innerhalb dieser Komponente sind die niedrigsten pH-Werte zu beobachten. Sie verlaufen parallel zu den maximalen Gehalten des Säurebildners NO₃⁻. Gleichzeitig sind sie mit niedrigen Anteile geogener Bestandteile wie Ca²⁺, Mg²⁺ und HCO₃⁻ verbunden. Kennzeichnend für diese Komponente sind die höchsten Transportpotenziale.
- Die Stoff-Konzentration steigen innerhalb der nur wenige Stunden auftretenden Komponente Q_ko2 parallel mit der Zunahme des Abflusses an. Die Gehalte der zyklischen Salze Na⁺ und Cl⁻ sowie die Ionen NH₄⁺ und SO₄²⁻ nehmen deutlich zu. Dagegen sind meist die geringsten NO₃⁻-Anteile zu verzeichnen. Die pH-Werte befinden sich auf hohem Niveau. Insgesamt besitzt die Komponente das zweitniedrigste Transportpotenzial.
- Für die beiden schnellen Komponenten Q_ko1+Q_ko3 und Q_ko2 zeigt die Betrachtung der Alkali-(AV), Erdalkali-(EV), Alkali-Erdalkali-, Hydrogensalinar-(HSV) und Salinarverhältnisse (SV) sowie ein Vergleich der elektrischen Leitfähigkeit von Vorfluter und Niederschlagswässer, dass diese Wässer eine unterschiedliche Zusammensetzung aufweisen (vgl. Tabelle A-2.21 sowie ereignisbasiert in den Abbildungen A-3.26—A-3.27). Folglich werden Komponenten Q_ko1+Q_ko3 und Q_ko2 nicht ausschließlich aus dem eingetragenen Niederschlagswasser des jeweiligen Ereignis gebildet. Innerhalb der Abflusserhöhung deuten die hohen bzw. Maximalgehalte von NO₃⁻ (Q_ko1+Q_ko3) und SO₄²⁻ (Q_ko2) als Auswaschungsparameter sowie NH₄⁺ (Q_ko2) als Abschwemmungsparameter auf eine schnelle Verlagerung der atmosphärischen Einträge und Vermischung mit Bodenwasser aus oberflächennahen Zonen hin. Möglich ist zudem ein direkter NH₄⁺-Eintrag durch punktuelle Kläranlageneinleitungen.

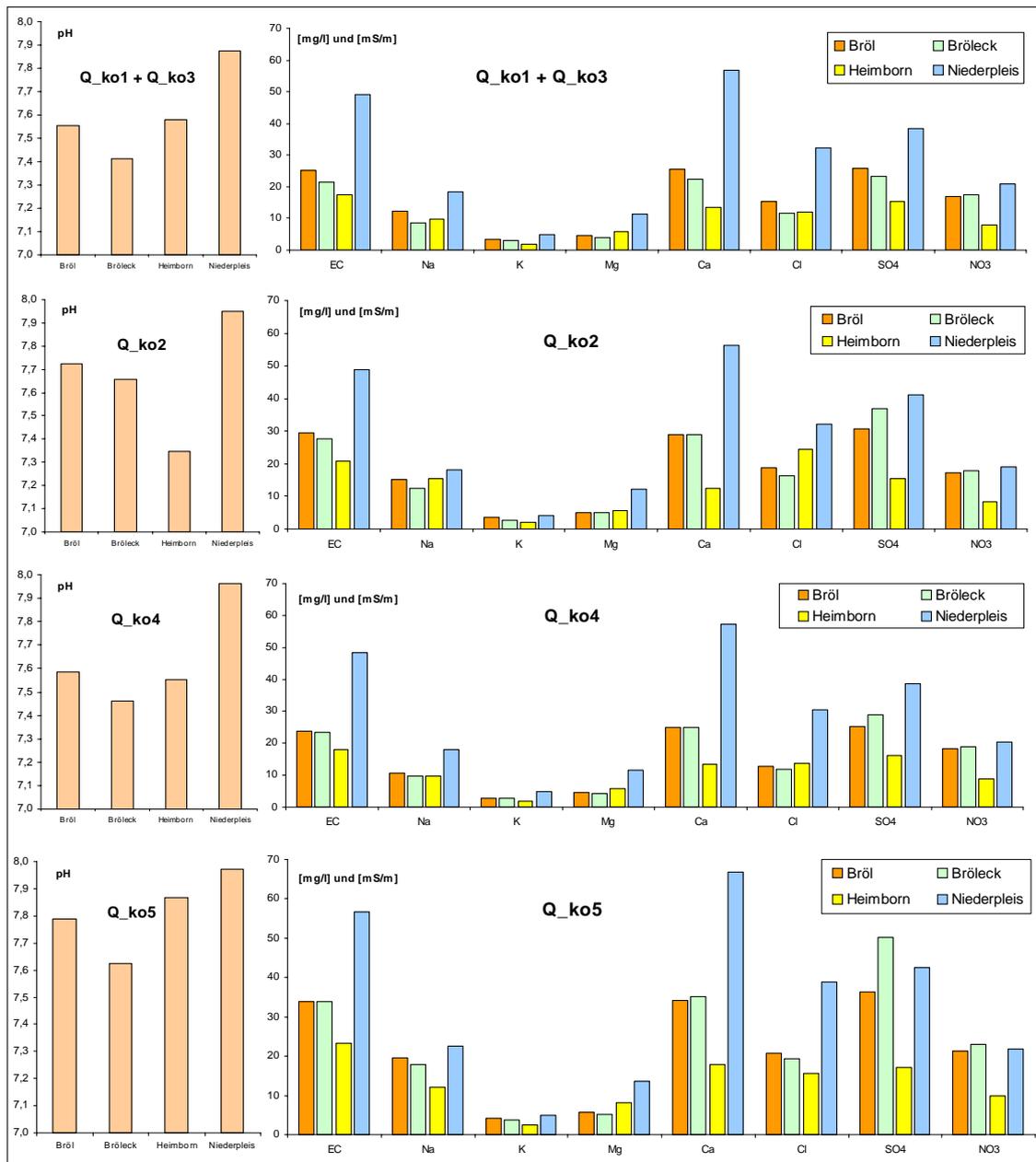


Abbildung 5.11: Mittlere pH-Wert und mittlere Konzentrationen der separierten Komponenten auf der Jahresskala im Vergleich der ausgewählten Stationen (HJ 1992—HJ 1995)

- Die Komponente Q_{ko4} im Rezessionsast zeigt hinsichtlich ihrer Zusammensetzung das heterogenste Bild an den einzelnen Stationen. Insgesamt liegt die durchschnittliche Gesamtmineralisation in der Höhe der Komponenten Q_{ko1} + Q_{ko3}. Mit Ausnahme der Station Heimborn nehmen die pH-Werte im Vergleich zur Komponente Q_{ko1} + Q_{ko3} zu. Sie sind trotz steigender Gehalte des Säurebildners SO₄²⁻ an den Anstieg der Ca²⁺-Anteile gebunden. Weiter ist eine Abnahme der Ionen NH₄⁺ und Cl⁻ zu verzeichnen. Innerhalb dieser Komponente wird die Verringerung des Stofftransportpotenzials über die abnehmenden Abflüsse im Rezessionsast gesteuert.

- Mit den abnehmenden Abflüssen stellen sich in den Trockenwasserperioden Konzentrationserhöhungen der Inhaltsstoffe ein. Charakteristisch für die Komponente Q_{ko5} sind die insgesamt höchsten pH-Werte, höchsten Durchschnitts- und Maximalwerte der Konzentrationen (siehe v. a. Na⁺, Cl⁻ und PO₄⁻). Die Konzentrationen liegen z. T. doppelt so hoch vor, wie bei der Komponente Q_{ko4}. Mit Ausnahme der Oberlaufstation Heimborn, ist innerhalb dieser Komponente eine deutliche Abnahme der Erdalkalien und NH₄⁺ zu verzeichnen. Ausgenommen von der Station Bröleck im Unterlauf nehmen auch die SO₄²⁻-Gehalte ab. Auffällig ist die markante Abnahme der bodenbürtigen Erdalkalien. Das markante Auftreten von PO₄⁻ in der Komponente Q_{ko5} deutet auf punktuellen Klärwerkseinleitungen. Weiter sind in dieser Komponente die hohen Cl⁻-Gehalte bemerkenswert. Hohe Gehalte an NO₃⁻ werden nicht festgestellt, obwohl sich Cl⁻ und NO₃⁻ im Boden in physikalischer Hinsicht ähnlich verhalten.

Beide Ionen sind sehr mobil und werden mit dem Bodenwasser leicht verlagert. Diese deutlich gegensätzlichen Frachtverhältnisse in der Q_{ko5} lassen daher Rückschlüsse auf unterschiedliche Herkunftsräume zu. GÖBEL (1997[131]) führt ähnliche Beobachtungen auf eine unterschiedliche Positionierung der Stoffe im Boden zurück. Während Cl⁻ im Boden gleichmäßig über die Matrix verteilt ist, konzentriert sich NO₃⁻ mehr auf den humosen Oberboden, wo die Mineralisierung im Wesentlichen stattfindet. Die maximalen NO₃⁻-Gehalte im frühen Konzentrationsabschnitt weisen daher auf die Herkunft von Wässern aus oberflächennahen Bodenzonen hin, während die maximalen Cl⁻ sowie auch Na⁺-Gehalte des Rezessionsabschnitt mit der Q_{ko5} vermutlich aus tieferen Bodenschichten stammen.

Vergleicht man die relativen Maxima der Inhaltsstoffe der Stationen untereinander so zeigt sich, dass zwischen den Unterlaufstationen und der Oberlaufstation die grössten Unterschiede bestehen (vgl. nochmals Tabelle 5.11). An der Oberlaufstation Heimborn ist der niedrigste pH-Wert bei der Komponente Q_{ko2} zu beobachten (vgl. detailliert dargestellte Ereignisse in der Tabelle 5.12).

Tabelle 5.12: Vergleich der ausgewählten Gewässerparameter und der prozentualen Zusammensetzung der Q_{ko2} von verschiedenen Ereignissen an der Station Heimborn

Datum	Hydrologische Situation	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	CO ₃ ⁻ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ ⁻ [%]
07-01-93	14-tägiger Frost mit insgesamt 18 mm Nds 2 Tage zuvor	6,97	173,5	24,1	1,5	9,1	12,8	0,80	26,9	5,8	2,4	0,00	0,01	3,4	13,12
06-12-94	kein Frost, 17,5 mm Nds 3 Tage zuvor	7,56	103,3	12,1	1,5	15,4	20,1	0,10	9,6	10,4	4,2	1,04	0,08	1,6	23,85
14-02-95	kein Frost, 56,5 mm Nds 14 Tage zuvor mit Max von 25,4 mm Nds 1 Woche vor Messung	7,51	97,1	12,2	1,3	15,3	20,5	0,02	11,5	12,2	5,2	0,00	0,06	1,5	20,35

Es fällt hierbei auf, dass die Durchschnittswerte maßgeblich von dem Extrem-Ereignis des 07-01-1993 beeinflusst werden.

Diese weisen eine Na⁺-Konzentration von 30,25 mg/l und eine Cl⁻-Konzentration von 52,19 mg/l auf. Die extremen Na⁺ und Cl⁻-Gehalte sprechen für eine Oberflächenabfluss gesteuerte Abschwemmung von Streusalzen hin. Dies ist nach einer 14-tägigen Frostperiode auf gefrorenem Untergrund denkbar. Ein direkter Eintrag der Stoffe über Verkehrswege ist dagegen unwahrscheinlich, da diese nicht direkt an den Vorfluter angrenzen.

Weiter zeigt die Oberlaufstation erst mit der Komponente Q_{ko4} im Rezessionsast hohe Gehalte an NO₃⁻. Sie sind gleichzeitig mit hohen Anteilen an Na⁺ und Cl⁻ verbunden. Das im Vergleich zu den Unterlaufstationen andere Verhalten ist möglicherweise auf eine unterschiedlichen Positionierung der Stoffe im Boden zurückzuführen. Sie können aus einer andersartigen Ausprägung der

Boden- und/oder Reliefeigenschaften (Textur, Mächtigkeit, Anzahl und Verteilung an Makroporen) resultieren.

5.1.2.2.6 Quartalskala: Mittleres hydrochemisches Verhalten der separierten Abflusskomponenten

Unterteilt man diese Betrachtung auf der Jahresskala in zeitgleiche Quartale (Winter: November—Januar, Frühjahr: Februar—April, Sommer: Mai—Juli, Herbst: August—Oktober), so zeichnet sich für die einzelnen Abflusskomponenten eine ausgeprägte Saisonalität ab. Sie wird im Folgenden für die ausgewählten Stationen vergleichend in der Abbildung 5.12 anhand des Gesamtsalzgehalts und in der Abbildung 5.13 für die pH-Werte dargestellt.

Ergänzend dazu ist in der Abbildung A-3.28 das saisonale Verhalten der Ionen Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} aufgeführt. Die prozentuale Beschaffenheit der separierten Abflusskomponenten stellen die Tabellen A-2.22—A-2.25 dar.

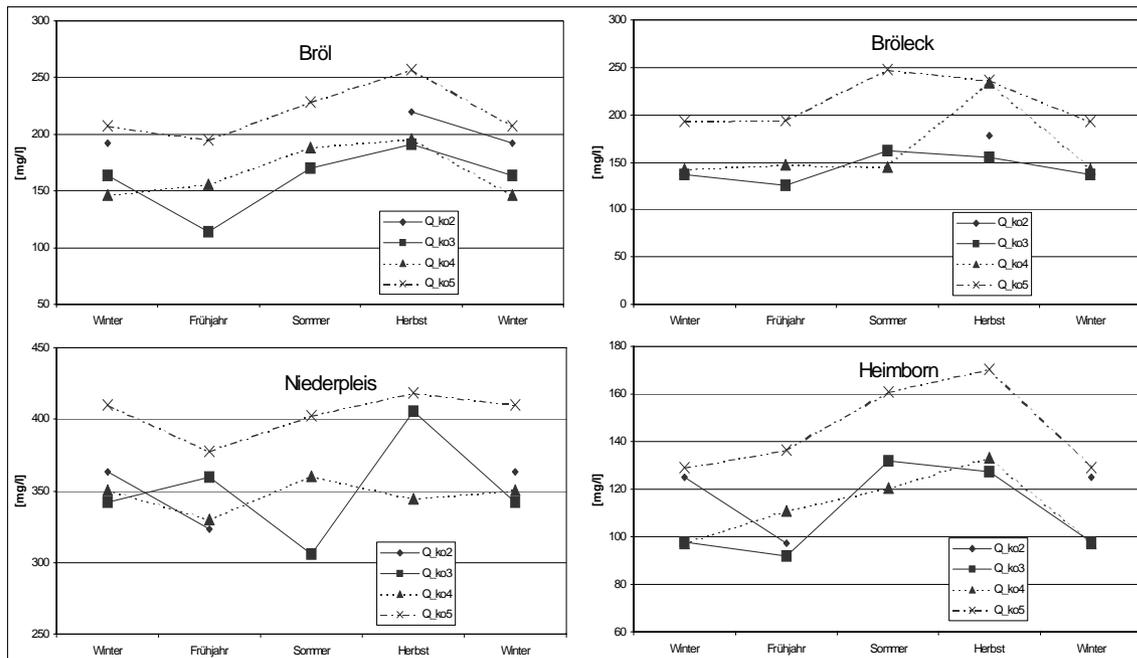


Abbildung 5.12: Vergleich des saisonalen Verhaltens des Gesamtsalzgehalts der separierten Abflusskomponenten [Anm.: Die als Q_ko3 definierte Abflusskomponente entspricht der Q_ko1+Q_ko3; die Konzentrationsachsen weisen unterschiedliche Skalenbereiche auf]

Die Wasserqualitätsparameter zeigen innerhalb der einzelnen Abschnitte im Hydrografen eine deutliche Saisonalität auf:

- Der Gesamtsalzaustrag folgt einem ausgeprägten Maximum während der Herbstmonate (August—Oktober) und einem tendenziellen Minimum innerhalb des Winters (November—Januar) bzw. des Frühjahrs (Februar—April). Dabei zeichnet sich das Muster der Jahresskala von relativ niedrig mineralisierten Komponenten $Q_{ko1} + Q_{ko3}$ in der Abflusserhöhung und der Q_{ko4} im Rezessionsast gegenüber höher mineralisierten Komponenten von Q_{ko2} und Q_{ko5} ab. Vereinzelt zeigen Komponenten saisonale Abweichungen dazu auf.

Diese herbstlichen Maxima lassen daher vermuten, dass eine Remobilisierung der über die Sommermonate akkumulierten Stoffe im System bereits mit dem Ende der Vegetationsperiode statt-

findet. Denkbar ist, dass diese durch die beginnende Auffüllung des Bodenwasserdefizits im Herbst und die Kontaktnahme von sich ausweitenden hydrologisch beitragenden Flächen mit unterschiedlichen Stoffen geschieht.

- Die höchsten Mineralisationen sind der Komponente Q_{ko5} zugeordnet, gefolgt von Q_{ko4} und $Q_{ko1} + Q_{ko3}$. Letztgenannte Abflusskomponente besitzt insgesamt die höchsten periodischen Schwankungsbreiten der Inhaltsstoffe aus.

Die saisonale Variabilität ist für die beteiligten Ionen nicht gleichermaßen ausgeprägt (Tabellen A-2.22-A-2.25 und Abbildung A-3.28). Sie ist bei den konservativen Ionen Na^+ , Cl^- , den reaktiven Substanzen SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- und NH_4^+ wesentlich höher, als bei den bodenbürtigen Ionen K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} . Das saisonale Verhalten der Ionen Na^+ , Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} sowie des pH-Werts zeigt sich wie folgt:

- Im Konzentrationsabschnitt ist eine kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Vegetationsperiode der Na^+ - und Cl^- -Gehalte zu beobachten. Sie sind Ausdruck der während des Winters eingetragenen Streumittel, die aufgrund ihrer hohen Löslichkeit und der geringen Bindungsfähigkeit an Tonminerale rasch aus dem System transportiert werden. Hohe Gehalte dieser Ionen werden daher typischerweise während der Winter- oder Frühjahrsperiode mit der Q_{ko2} bzw. Q_{ko3} verfrachtet (vgl. Q_{ko2} der Station Heimborn bzw. Q_{ko3} der Station Bröl im Winter, sowie Q_{ko2} der Station Niederpleis im Frühjahr).
- Im Rezessionsteil zeigt die Komponente Q_{ko5} ein gegenteiliges Verhalten für die konservativen Ionen Na^+ und Cl^- . Ihre Gehalte nehmen an den Unterlaufstationen Bröl und Bröleck deutlich und bei Niederpleis tendenziell vom Winter über das Frühjahr und den Sommer bis zum Herbst hin zu.

Diese Zunahme ist möglicherweise auf den Stoffeintrag chloridhaltiger Kalidünger (z. B. das im Untersuchungsraum verwandte 60er Kornkali mit 60 % K_2O in Chloridform) während der Vegetationsperiode zurückzuführen. Diese Vermutung wird durch die parallele Steigerung an K-Gehalten im Jahresverlauf unterstützt.

Die Austragsschwerpunkte von NO_3^- und SO_4^{2-} zeigen saisonale Unterschiede:

- Hohe Gehalte an NO_3^- und SO_4^{2-} sind innerhalb des Konzentrationsabschnitts mit der $Q_{ko1} + Q_{ko3}$ in den Frühjahrsmonaten zu verzeichnen. Diese werden in den Sommermonaten erst mit der Q_{ko4} erreicht. Denkbar ist, dass beide Stoffe innerhalb der Wachstumsperiode in tiefere Bodenschichten verlagert und von dort ausgewaschen werden.
- Markant fällt in den Herbstmonaten der signifikante Anstieg der NO_3^- -Gehalte mit der schnellen Komponente $Q_{ko1} + Q_{ko3}$ auf. Dieser ist offenbar das Ergebnis applizierter Düngergaben auf Wintergetreide- und Grünlandflächen zum Ende der Vegetationsperiode.

Für die Saisonalität der pH-Wertdynamik gilt nach der Abbildung 5.13, dass sie maßgeblich von der Zu- und Abnahme der säurebildenden NO_3^- und SO_4^{2-} -Ionen und weniger über die der puffernden Erdalkalitionen bestimmt wird.

- Die saisonal höchsten pH-Werte sind in der Regel, wie auf der *Jahresskala*, an die Komponente Q_{ko5} gebunden. Niedrigste pH-Werte treten bei allen Komponenten meist während der Wintermonate auf. Generell steigen die pH-Werte vom Frühjahr, über den Sommer bis zu den Herbstmonaten. Vereinzelt zeigen Komponenten saisonale Abweichungen dazu auf.

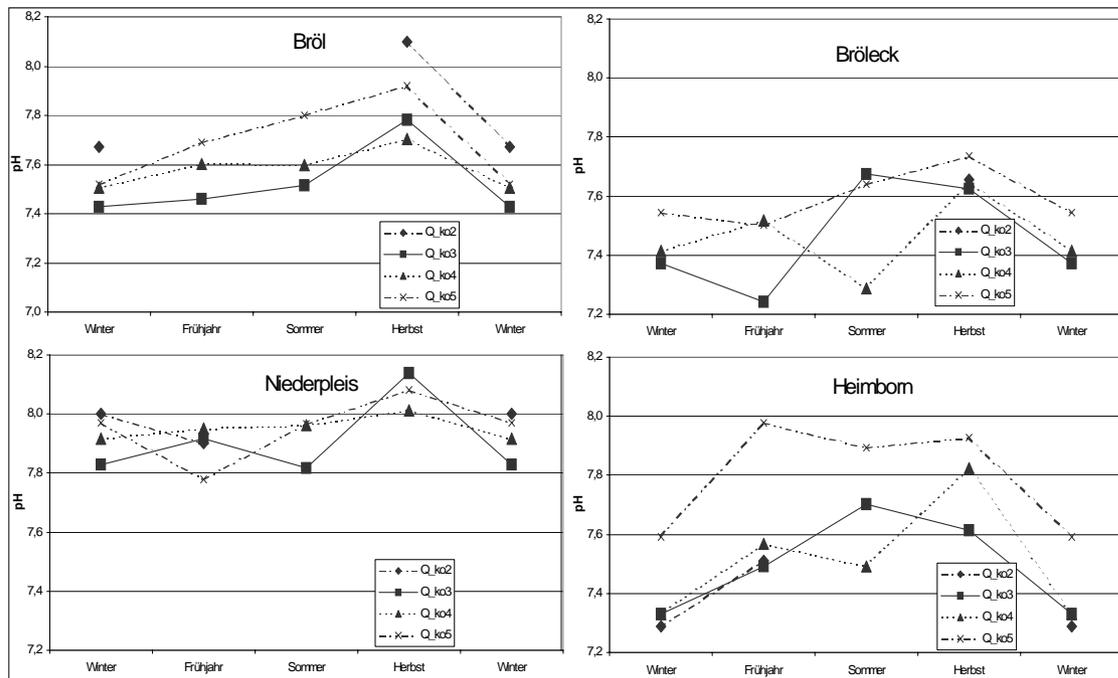


Abbildung 5.13: Vergleich des saisonalen Verhaltens der pH-Werte der separierten Abflusskomponenten [Anm.: Die als Q_ko3 definierte Abflusskomponente entspricht der Q_ko1 + Q_ko3]

Markant fallen die pH-Wert-Maxima der Komponente Q_{ko1} - Q_{ko3} in der Abflusserhöhung bei den Stationen Heimborn und Bröleck auf. Dieses tritt im Fall von Niederpleis erst deutlich im Herbst auf.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zum Wasser- und Stoffaustrag zusammengefasst und diskutiert.

5.1.2.3 Zusammenfassung und Diskussion

Für das Siegeinzugsgebiet wurde der Wasser- und Stoffhaushalt im Rahmen einer hydrochemischen Gebietsanalyse untersucht. Die Untersuchung folgte dem geschachtelten Regionalisierungskonzept für die hydrologischen Jahre 1992—1995. Die Kapitel 3.2 bis Kapitel 3.4 stellen die methodischen Grundzüge hierfür dar.

Für die hydrochemische Gebietsanalyse wurde der 'chemischen Fingerabdruck' der atmosphärischen Deposition in qualitativer und quantitativer Hinsicht erfasst und denen der wassergebundenen Stoffausträge gegenübergestellt. Die Auswertung umfasste verschiedene Zeitskalen (Jahres-, Saisonal- und/oder Quartalskala), die dem Untersuchungsobjekt angepasst wurden.

Die wassergebundenen Stoffausträge im Siegeinzugsgebiet wurden über die kontinuierliche Messung der Abflüsse und der elektrischen Leitfähigkeiten in den Pegelvorfluterstationen sowie über die 2—wöchige Probenahme und Analyse von Gewässerproben an 15 Stationen erfasst und bewertet. Zusätzlich wurde der hydrochemische Stoffaustrag zweier Quelleinzugsgebiete über ein 2—wöchiges Probe-Intervall untersucht.

Die qualitative Erhebung umfasste die Interpretation und Entwicklung folgender Parameter (vgl.

Kapitel 5.1.2.2.1 bis Kapitel 5.1.2.2.2):

- Die qualitative Kennzeichnung und Typisierung der Gewässer nach FURTAK & LANGGUTH (1967[123]) über das Verhältnis äquivalentbezogener Massen von ausgewählten Parametergruppen.
- Die deskriptive Beschreibung statistischer Werte der Gewässerparameter und ihr Vergleich mit Referenzsystemen (DVWK 1990[94], WORCH 1997[301]).
- Die Skkizierung der Veränderungen bzw. der gegenseitigen Beeinflussung hydrochemischer Parameter im Einzugsgebietsvergleich von der Quelle bis zur Mündung unter der Auswertung der prozentualen Zusammensetzung.
- Die Betrachtung der jährlichen und saisonalen mittleren gewichteten Konzentrationen sowie der Abfluss-Konzentrations-Beziehung.
- Die Separierung und hydrochemische Charakterisierung von Abflusskomponenten zur Ableitung typischer Chemogrfafen für ausgewählte Teileinzugsgebiete. Verglichen wurde ein waldbetontes Einzugsgebiet im Oberlauf (Große Nister mit der Station Heimborn) mit den landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten im Unterlauf (Gewässer Brölbach, Homburger Bröl und Pleisbach mit den Station Bröl, Bröleck und Niederpleis).

Die quantitative Erfassung des Stoffhaushalts im Siegeinzugsgebiet beinhaltete folgende Parameter (vgl. Kapitel 5.1.2.2.2):

- Die Entwicklung eines einfachen, auf vergleichbare Gebiete übertragbaren Bilanz-Ansatz (Black-Box) zur Erfassung der Wasser- und Stoffströme. Bezugsgrundlage stellen die gemessenen Niederschläge bzw. Abflüsse während des Untersuchungszeitraums dar.
- Die Bilanzierung erfolgte für die ionenspezifischen Gewässergüteparameter. Dabei wurden für die hydrologischen Jahre schwerpunktmäßig die Parameter des Säurehaushalts untersucht. Dies umfasste die Betrachtung der Stoffgruppen von basisch wirkenden Kationen ($\text{BC}=\text{K}^+$, Mg^{2+} , Ca^{2+}), der potenziellen Säuren ($\text{AC}_{\text{pot}}=\text{stickstoff-}$, schwefelige- und $\text{chloridische Säurebildner}$) und die Parameter des kumulierten Stickstoffs und Sulfats.

Auf der Basis der hierzu beschriebenen Ergebnissen wurden für den Untersuchungsraum signifikante hydrochemische Vorfluter- bzw. Systemtypen differenziert (vgl. Abbildung 5.14).

Diese Typen werden im Zusammenhang mit den atmosphärischen Einträgen hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Regionalisierung und Skalandiskussion im Folgenden zusammenfassend dargestellt und diskutiert. Dabei wird die für jeden Vorflutertyp bestehende stoffliche Problematik, die relevante Methodik in der hierfür notwendigen Detailliertheit dargestellt. Die vorgestellten Ergebnissen erlauben eine Abschätzung von maßgeblichen Wasser- und Stoffprozessen in den Einzugsgebieten.

Daraus lässt sich folgendes Systemverständnis ableiten:

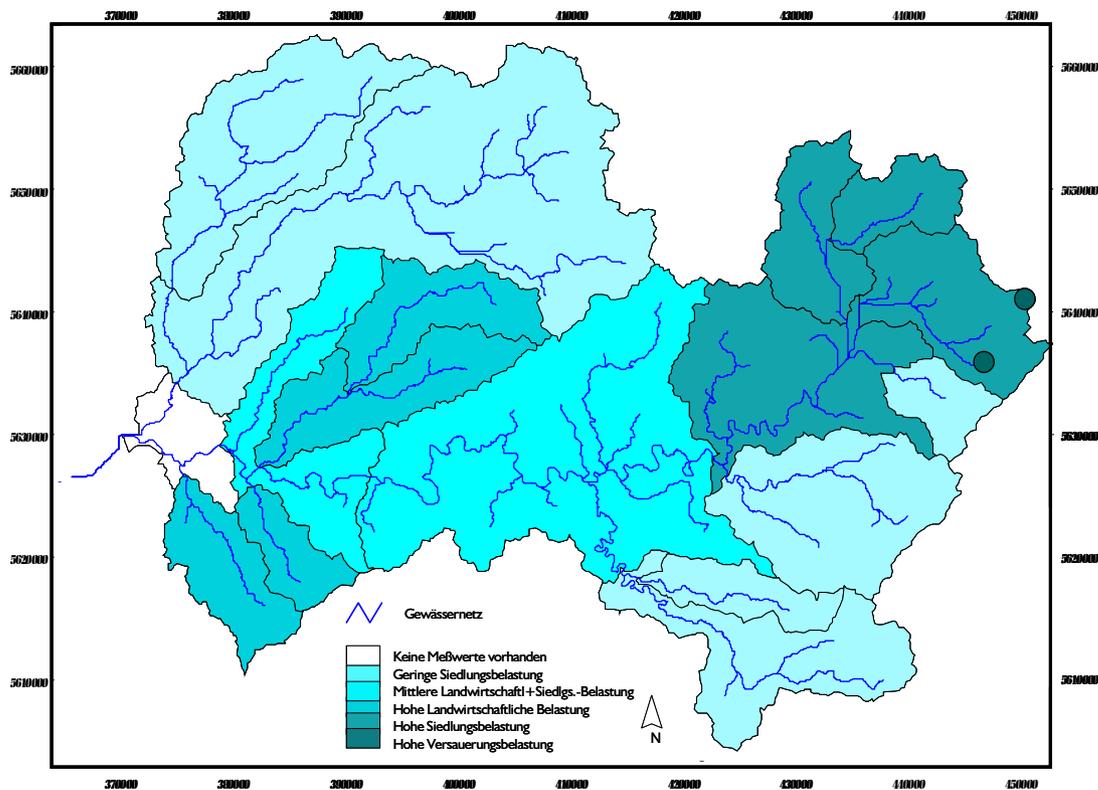


Abbildung 5.14: Lage und Klassifikation der differenzierten Vorflutertypen im Siegeinzugsgebiet

Bewaldete Quelleinzugsgebiete der Stationen Lahnhof und Helgersdorf (vgl. dunkle Punktmarkierungen in der Abbildung 5.14). Ihr Stoffhaushalt wird durch die Zufuhr von starken Säuren aus der Atmosphäre dominiert und dem gebietsinternen Stoffumsatz sowie dem Stoffaustrag durch die Vorfluter gesteuert. Die Interpretation der Messergebnisse ist hier nicht durch schwer bzw. nicht lokalisierter Eintragsquellen beeinflusst und ist daher zielführender.

Kennzeichnend für diese Vorflutersysteme sind, wie in Kapitel 5.1.2.2.1 beschrieben, niedrigmineralisierte Gewässer (TDS von rund 45 mg/l) des normal erdalkalischen Typs. Sie sind überwiegend hydrogencarbonatisch-sulfatisch (Lahnhof) bzw. überwiegend sulfatisch (Helgersdorf). Ihr Hydrochemismus wird zu einem hohen Anteil von dem Säurebildner SO_4^{2-} (19 % in Lahnhof bzw. 26 % in Helgersdorf im Vergleich zum Gebietsmittel von 12 %) gebildet und führt daher, zur Ausprägung vergleichsweise niedriger pH-Bereiche im meist schwach sauren bis minimal mäßig sauren Pufferbereich (zwischen pH 6 und pH 7). Es werden die Säurezustandsklassen II und III (episodisch schwach sauer bzw. periodisch sauer) erreicht. Die Austräge der Säurebildner in den quellnahen Bäche sind, wie die Regressionsgeraden der Abbildung 5.9 gezeigt haben, abflussabhängig.

Die Fließgewässer der Quelleinzugsgebiete spiegeln den aktuellen Zustand des Bodens bzw. der Bodenlösung wieder. Die jahresbasierten SO_4^{2-} -Frachten der Quellbäche weisen gegenüber den atmosphärischen Einträgen Überschüsse von 4 kg/ha bis 6 kg/ha im Jahr auf. Folglich ist die Fähigkeit der Quelleinzugsgebiete überschritten, die Schwefeleinträge im Boden zu binden. Überschüssige SO_4^{2-} -Anteile werden mit dem Sickerwasser aus dem System verlagert und ausgewaschen, was durch die positiven Abfluss-Konzentrationsbeziehungen der schwefelhaltigen Säurebildner

unterstrichen wird. Dies kann auch als Indiz dafür gewertet werden, dass die versauernde Wirkung aufgrund des langjährigen schwefelhaltigen Eintrags weiter anhält, obwohl die SO_4^{2-} -Frachten der atmosphärischen Depositionen während des Untersuchungszeitraums signifikant abnahmen. Diese Tendenz spiegelt sich auch im überregionalen Vergleich wieder (MEESENBURG 1996[206]).

Im Vergleich der beiden Quelleinzugsgebiete wird deutlich, dass die pH-Werte des mit Buche-Fichte bewaldeten Einzugsgebiets der Station Helgersdorf im Mittel niedriger liegen, als die des reinen Buchenbestands der Station Lahnhof. Mögliche Ursachen und Kausalitäten beruhen auf unterschiedlichen Stoffumsetzungen in den Kompartimenten der verschiedenen Teilsysteme. Diese werden im Folgenden diskutiert:

Atmosphäre-Pflanzensystem: Die in Kapitel 5.1.1.2 vorgestellten K^+ -, Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Verhältnisse der atmosphärischen Depositionen lassen vermuten, dass in dem Quelleinzugsgebiet Lahnhof bereits ein Teil der sauren Zufuhren im Kronenraumsystem der Laubwälder abgepuffert und von dort resuspendiert wird. Entsprechendes ist an der Station Helgersdorf nicht zu beobachten. Dies spricht für eine eingeschränkte Wirksamkeit des Puffersystems in diesem Waldbestand.

Pflanzensystem: Die Quelleinzugsgebiete weisen gegenüber den atmosphärischen Einträgen die höchsten Bilanzüberschüsse für NO_3^- (zwischen 11 und 15 kg/ha/Jahr) und NH_4^+ (rund 6 kg/ha/Jahr) auf (s. Kapitel 5.1.2.2.2). Beide Stoffkomponenten stellen in nicht beeinflussten Systemen den für das Pflanzenwachstum limitierenden Faktor dar. Der Stickstoffbedarf schwankt in Laubwäldern zwischen 1 kg/ha N bis maximal 15 kg/ha N pro Jahr, der von Nadelwäldern wird auf maximal 12 kg/ha N beziffert (WALDZUSTANDSBERICHT 2000[288]).

Da dieser Bedarf in der Regel durch systeminterne Stoffumsetzungen gedeckt wird, ist in den beiden Quelleinzugsgebieten ein beträchtliches N-Überangebot von jährlich bis zu 15 kg/ha N vorhanden. Eine daraus resultierende gesteigerte N-Assimilation bzw. Wachstum der Waldvegetation kann gleichzeitig mit einem übermäßigen Verbrauch der bodenbürtigen Hauptnährelemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ verbunden sein. Dieses Systemverhalten trifft mit den Negativ-Bilanzen von K^+ und Mg^{2+} von durchschnittlich -1,4 kg/ha K und -0,5 kg/ha Mg^{2+} im Jahr insbesondere im Quelleinzugsgebiet Helgersdorf zu.

Pflanzen-Bodensystem: Der Beitrag saurer Zufuhren ist in Helgersdorf durch den Anfall der schwer zersetzbaren Nadelstreu im Fichtenbestand möglicherweise auch vegetationsbedingt, da die Streu wenig basisch wirkende Ionen freigibt. Die dadurch vermehrt in das Boden/Pflanzensystem des Quelleinzugsgebiets Helgersdorf eingebrachten Säuremengen müssen folglich über die pedogenen Kompensationsmechanismen abgefangen werden. An diesem Quellbach sind über 1/4 der gemessenen pH-Werte unterhalb von pH 6 und fallen damit in den Silikatpufferbereich von pH 5,0 bis 6,2. Für den Silikatpufferbereich ist eine Freisetzung von Nährstoffkationen charakteristisch. Die vergleichsweise höheren Bilanzen des unter humiden Bedingungen am stärksten ausgewaschenen Leitelements Ca^{2+} weisen mit jährlichen 2,5 kg/ha Ca^{2+} im Quelleinzugsgebiet von Helgersdorf daher auch auf die versauerungsinduzierten Kausalitäten im Bodenchemismus hin.

Bodensystem: Die höheren Abflussquotienten von $\Phi = 0,68$ für das Quelleinzugsgebiet von Lahnhof zeigen, dass hier kürzere Verweilzeiten des Sicker- und Grundwassers zu erwarten sind (vgl. dazu $\Phi = 0,61$ für Helgersdorf). Demzufolge werden die in den Wässern vorhandenen stickstoff- und schwefelhaltigen Säurebildner schneller aus dem System exportiert.

Abschließend ist zu bemerken, dass aufgrund der eingeschränkten Messinstrumentierung keine

Separierung von Abflussanteilen und hydrochemische Zuordnung der Vorfluterproben in den Quelleinzugsgebieten durchgeführt werden konnte. Anstelle hierfür wurde das zu einem hohen Anteil bewaldete Einzugsgebiet der Großen Nister analysiert. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass das Gebiet zu stark anthropogen überprägt ist, um vergleichende Aussagen treffen zu können.

Siedlungsbetonte Einzugsgebiete des Oberlauf und oberen Mittellaufs (vgl. in der Abbildung 5.14 die dunkel schattierte Hauptvorfluterstationen von Weidenau I und Betzdorf sowie die Zuläufe Kreuztal und Weidenau II): der Stoffhaushalt wird in diesen Einzugsgebieten durch die Zufuhr anthropogener, punktueller und/oder diffuser Siedlungs- und industrieabhängiger Quellen dominiert. Demnach werden sie als unterschiedliche Typen klassifiziert.

Typisch für diese Einzugsgebiete ist der deutliche Anstieg der Gesamtmineralisation und die höchsten Austragsfrachten mit bis zu 200 kg/ha Gesamtsalzgehalt im Jahr. Charakteristisch sind die um rund 2°C höheren durchschnittlichen Wassertemperaturen. Auch zeigen diese Gebiete eine deutlich abweichende Beschaffenheit im Hydrochemismus, die die unterschiedliche Eintragsquellen repräsentieren. Sie weisen die höchsten Streuungsvariabilitäten (Min-, Max-, Mittelwerte, 25er- und 75er Perzentile) der Parameter von Na^+ , Cl^- , K^+ , NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- und PO_4^- auf. Die Regressionsgüten der Abfluss-Konzentrations-Beziehungen sind für die einzelnen Parameter relativ gering. Damit sind die Stoffkonzentrationen als weitgehend abflussunabhängig zu bezeichnen, was vornehmlich auf punktuellen Quellen hindeutet.

Im Einzelnen sind die hohen Konzentrationen und Variationsbreiten der Parameter Na^+ und Cl^- vermutlich zu einem großen Teil auf den im Oberlauf klimatisch bedingten höheren Verbrauch an Streusalzen zurückzuführen. Im jahreszeitlichen Vergleich fällt zusätzlich auf, dass diese wie auch die SO_4^{2-} und NO_3^- -Konzentrationen an der Station Kreuztal mit dem hydrologischen Winterhalbjahr 1994 deutlich abnehmen. Dies lässt darauf schließen, dass mit diesem Zeitpunkt eine Reduktion punktueller Eintragsquellen stattfindet. Dies korreliert des Weiteren mit einer sprunghaften Abnahme der mittleren Temperaturwerte und der atmosphärischen Einträge in diesem Gebiet (vgl. Tabelle 5.3).

Vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Gebiete im Unterlauf (vgl. in der Abbildung 5.14 die mittel schattierten Stationen Geisbach, Niederpleis, Bröl und Bröleck): hierbei handelt es sich um Gebiete deren Stoffhaushalt durch unterschiedliche Quellen dominiert wird. Hierzu zählen Einträge aus der landwirtschaftlichen Nutzungsweise, geo-pedologisch bedingte Stoffumsätze und Einträge aus atmosphärischen Depositionen.

Kennzeichnend für diese Gebiete ist, wie Tabelle 5.8 für das gemittelte Verhalten der Konzentrationen zeigt, das Überschreiten der Referenzwerte für Oberflächengewässer der Pflanzennährstoffe NO_3^- , NO_2^- und PO_4^- . Ihre Herkunft stammt, wie es aufgrund der Nutzungsstruktur wahrscheinlich ist, aus den Düngemittelapplikationen für landwirtschaftliche Nutzpflanzen.

Für diese Einzugsgebiete wurde eine Separation von fünf Abflusskomponenten auf der Basis signifikanter Abfluss-Leitfähigkeits-Beziehungen durchgeführt und die 2-wöchigen Vorfluterproben diesen Komponenten zugeordnet. Die Definition dieser Komponenten ist in Kapitel 5.1.2.2.4 dargestellt. Sie führten zur Entwicklung von Chemografen, die in Bezug auf den Stoffaustrag für die Unterlaufgebiete folgendes Systemverständnis zuließen (vgl. Tabelle 5.11 und die Tabellen A-2.23-A-2.22):

Innerhalb des Konzentrationsabschnitts wurden drei schnell reagierende Abflusskomponenten separiert: Q_{ko1} , Q_{ko2} und Q_{ko3} . Da die Komponenten Q_{ko2} bei einer Vielzahl von Hydrogra-

fen nicht zu beobachten war, wurden die Komponenten Q_{ko1} und Q_{ko3} zusammengelegt.

Die nur wenige Stunden andauernde Q_{ko2} ist typisch für das von HUBER (1993[162]) als 'first flush' bezeichnete Phänomen. Charakteristisch sind in den Unterlaufgebieten die hohen Austräge leicht löslicher, mobiler Ionen wie Na^+ , Cl^- und SO_4^{2-} ebenso wie an dem Abschwemmungsparameter NH_4^+ . Erstgenannte Stoffe zeigen darüberhinaus eine ausgeprägte Saisonalität innerhalb dieser Komponente mit einem Maximum im Winter und abnehmenden Gehalten bis zum Herbst hin. Ihre Einträge sind daher im Fall von Na^+ und Cl^- streusalzbedingt, im Fall von SO_4^{2-} sind sie auf Emissionen während der winterlichen Heizungsperiode zurückzuführen.

Betreffend der Herkunftsräume kann bei der Komponente Q_{ko2} auf zwei Herkunftsorte bzw. Verlagerungsmechanismen geschlossen werden. Dies sind zum einen 'wash-off'-Effekte der vor dem Ereignis akkumulierten Stoffe ('build up'). Es betrifft die Ionen Na^+ und Cl^- über den Oberflächentransport auf schnell abfluss-wirksamen Flächen wie versiegelten und befestigten Flächen oder auch wie das Extremereignis vom 7.1.1993 gezeigt hat, auf gefrorenem Untergrund. Zum anderen der Austrag von NH_4^+ während der Winterperiode durch erosive Prozesse über den Oberflächenabfluss gesteuert ist. NH_4^+ wird im Boden stark fixiert und an Bodenteilchen adsorbiert verlagert. Da aber für NH_4^+ keine ausgesprochene Saisonalität besteht, findet vermutlich eine Mischung mit Kläranlageneinläufen und/oder der schnelle Transport aus Kanalisationssystemen statt.

Für die zusammengefasste $Q_{ko1} + Q_{ko3}$ ist auf der Jahresskala die schnelle Verlagerung hoher Gehalte an K^+ , NO_3^- und NH_4^+ typisch. Das K^+ -Kation besitzt nach Na^+ die höchste Löslichkeit im Boden. Gleiche Löslichkeitsunterschiede zeigen die Anionen NO_3^- und Cl^- (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989[251]). Des Weiteren sind innerhalb dieser Komponente die vergleichsweise niedrigsten pH-Wert zu beobachten. Es ist daher wahrscheinlich, dass es zu der deutlichsten Durchmischung von relativ saurem Niederschlagswasser und der Mobilisierung von Bodenwasser aus oberflächennahen Zonen kommt, da die genannten Inhaltsstoffe schwerpunktmäßig im Oberboden angereichert sind. Diese Vermutung wird zum einen durch die Tatsache gestützt, dass die K^+ -Gehalte innerhalb dieser Komponente vom Winter mit der Vegetationsperiode zunehmen und ihr Maximum während der Sommermonate besitzen. Sie sind auf die Düngung mit Kalisalzen und ihre Anreicherung im Oberboden zurückzuführen.

Innerhalb der saisonalen Betrachtung verlaufen die hohen NO_3^- -Gehalte im Konzentrationsabschnitt parallel mit dem Austrag hoher Anteile an Erdalkalien. Anders als K^+ wird NO_3^- aufgrund der Vegetationsruhe vermehrt im hydrologischen Winterhalbjahr ausgetragen. In den Sommermonaten ist zu beobachten, dass der NO_3^- -Austrag verstärkt über die Rezessionskomponente Q_{ko4} stattfindet. Das NO_3^- stammt dann vermutlich aus Bodenzonen unterhalb des Wurzelbereichs, welches für eine Pflanzenaufnahme nicht zur Verfügung steht. Dagegen ist das markante herbstliche Maximum mit der $Q_{ko1} + Q_{ko3}$ im Konzentrationsabschnitt vermutlich auf die Verlagerung frisch applizierter Dünger auf Wintergetreide- bzw. Grünlandflächen zum Ende der Vegetationsperiode zurückzuführen.

Im Rezessionsteil des Hydrografen tendieren die Komponenten Q_{ko4} zur Zunahme von SO_4^{2-} . Die gleichzeitige Erhöhung der pH-Werte ist auf die Zunahme bodenbürtiger Erdalkalien zurückzuführen. Daraus wird geschlossen, dass sich der Anteil an Bodenwasser am Gesamtabfluss weiter erhöht.

Für die Rezessionskomponente Q_{ko5} ist interessanterweise die Zunahme der konservativen

Ionen Na^+ und Cl^- auffällig. Diese Komponente tritt nur bei Trockenwetterabfluss auf. Die Herkunftsräume sind dann vermutlich, die während der Trockenperioden vorwiegend zum Abfluss beitragenden Grundwasserkörper der Talauen sowie der Hangfüße, die eine Stoffzufuhr über den Lateralfloss angrenzender Hänge erhalten.

Vermutet wird für die leicht mobilen Stoffe Na^+ und Cl^- eine schnelle hangabwärtsgerichtete Verlagerung in tiefere Bodenzonen. Als möglicher Verlagerungs-Mechanismus kommt der hangparallele Makroporen-Fluss überhalb der Stauwasserzonen in Frage, wie auch die Ergebnisse von BECHER (1985[21]) zeigen. Dabei wird der Makroporenfluss durch Inhomogenitäten im Boden, wie Regenwürmer- oder Mäusegänge, Röhren abgestorbener Pflanzenwurzeln oder tiefreichende Trockenrisse hervorgerufen (BEVEN & GERMANN 1982[35]).

Diese Mutmaßung wird durch die Tatsache gestützt, dass nach den hanghydrologischen Untersuchungen von MÄRKER (1996[196]) im Untersuchungsraum der Gesamtflächenanteil der Makroporen mit der Tiefe zunimmt und eine maximale Ausprägung in den Bereichen mit Stauwasser- und Grundwassereinfluss besitzt. Typisch ist ein gehäuftes Auftreten von Makroporen mit einer Größe von Makroporen > 10 mm. Dieses Maximum fällt mit den Durchwurzelungstiefen und mit mittleren bis hohen Durchlässigkeiten zusammen (MÄRKER 1996[196]).

Ein weiterer Grund, der diese Vermutung stützt, ist, dass die Gehalte der mobilen Ionen NO_3^- und SO_4^{2-} innerhalb der Q_{ko5} nicht erhöht vorliegen. Im Fall von NO_3^- besitzen sie hier sogar ihr niedrigstes Niveau. Beide Substanzen werden in wassergesättigten Bodenzonen über Redoxreaktionen reduziert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989[251]). Dabei wird NO_3^- und SO_4^{2-} von den Bodenmikroorganismen als Sauerstoffdonator für den oxidativen Abbau organischer Substanzen eingesetzt.

Die Reduktion dieser Substanzen tritt in einer bestimmten, von Redoxpotenzialen im Boden abhängigen Reihenfolge auf (MATTHESS 1994[199]). Die NO_3^- -Reduktion findet bereits statt bevor der Sauerstoff im Boden vollständig aufgebraucht wird. Die SO_4^{2-} -Reduktion setzt bei niedrigeren Redoxpotenzialen ein. Die Abbauraten sind daher für NO_3^- höher als die für SO_4^{2-} , da die Grundwasserspiegel in den Talauen naturgemäß schwanken, was die Ergebnisse belegen. Die Temperaturabhängigkeit der metabolischen Prozesse ist weiter durch die deutlich höhere NO_3^- -Abnahme während der Sommer- und Herbstmonate erkennbar.

Neben dieser gebietsübergreifenden Betrachtung der Unterläufe wurden für die Teileinzugsgebiete der Stationen Niederpleis und Geisbach sowie für die Homburger Bröl Besonderheiten im Hydrochemismus erkennbar. Dominante Einflussfaktoren auf den Stoffaustrag werden für diese Stationen wie folgt herausgestellt:

Stationen Niederpleis (Pleisbach) und Geisbach (Hanfbach): Die Einzugsgebiete zeichnen sich durch eine Ca^{2+} -Dominanz aus. Die durchschnittlichen Ca^{2+} -Gehalte betragen dabei rund 30 %. Gegenüber den atmosphärischen Depositionen besitzen sie 10-fach höhere Austräge, die sich auf ca. 35 kg/ha im Jahr belaufen. Demzufolge wird die chemische Beschaffenheit dieser Vorfluter stark vom relativ mächtigen, hydrocarbonatischen, löss- und lösslehmhaltigen pedogenen Untergrund geprägt (vgl. Tabelle A-2.6).

Die feinkörnigen Böden aus Feinsand und schluffreichen Sedimenten ermöglichen über die großen Kontaktflächen und die langen Kontaktzeiten das Einstellen von chemischen Lösungs-Gleichgewichten zwischen dem eingetragenen Wasser, der Bodenluft und der Bodenmatrix. Dabei findet eine Pufferung der atmosphärischen Säuren und Aufhärtung der Gewässer statt.

Diese Konstanz wird in den beiden Einzugsgebieten durch die Tatsache untermauert, dass:

- Die Abflussquotienten, wie die Tabelle 5.6 für die Station Niederpleis zeigt, zwischen den einzelnen hydrologischen Jahren eine geringe Differenz von Maximal $\Phi = 0,1$ aufweisen. Die zum Abfluss beitragenden Mengen fallen daher auf dem jährlichen Betrachtungsmaßstab unabhängig von der hydrologischen Niederschlagsituation relativ konstant aus.
- Die höchsten Regressionsbeziehungen zwischen den Abflüssen und den Inhaltsstoffen bestehen (z. B. $r^2=0,7$ von HCO_3^- an der Station Niederpleis) und demzufolge der Stoffaustrag, v. a. für peodogene Bestandteile, signifikant an das Abflussgeschehen gekoppelt ist.
- Die geringsten mittleren Abweichungen im Hydrochemismus bestehen. Dies trifft sowohl auf die langjährigen durchschnittlichen Konzentrationen der Inhaltsstoffe, ihre saisonalen Abweichungen sowie die der separierten Abflusskomponenten zu (s. Tabelle 5.11).

Station Bröleck (Homburger Bröl): Neben den landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen stellen die stark sauren atmosphärischen Deposition eine Hauptbelastung für den nördlichen Teil des Einzugsgebiets der Bröl dar. Ihr Vorkommen ist vermutlich auf die westwärts gerichtete Verfrachtung von Emissionen aus dem Köln-Bonner-Raum zurückzuführen und verdeutlicht sich an der Depositionsstation Drabender Höhe (s. Tabelle 5.2). Sie sind im Vergleich zur Nachbarstation Schönenberg durch 10–20 % höhere SO_4^{2-} -Frachten und rund 10 % niedrigere puffernd wirkenden Ca^{2+} -Frachten gekennzeichnet. Hinsichtlich des Hydrochemismus ergeben sich folgende Eigenschaften:

- Die Gewässer des Teileinzugsgebiets Bröleck zeigen mit einem durchschnittlichen pH von 7,54 die niedrigsten pH-Werte im Unterlauf. Hervorgerufen wird dies, wie die Beschaffenheitsdaten auf der Langzeit- und Saisonalskala vorweisen, durch die vergleichsweise hohen Austräge des Säurebildners SO_4^{2-} . Insgesamt sind dabei die niedrigsten pH-Werte während der winterlichen Auswaschungsperiode zu verzeichnen.
- Anhand der Jahresbilanzen während des Untersuchungszeitraums wird ersichtlich, dass die Abbaukapazität für SO_4^{2-} im Einzugsgebiet der Station Bröleck überschritten ist. Ein weiteres Indiz dafür sind die hohen SO_4^{2-} -Anteile der Q_{ko5} im Trockenwetterabfluss. Besonders in den beiden Feucht- und Nassjahren (1994 und 1995) fallen die Bilanzen negativ aus. Der Stoffaustrag im Gewässer überwiegt dabei den Eintragsfrachten der atmosphärischen Depositionen (vgl. Tabelle 5.9). Eine Ursache hierfür ist vermutlich in den geringeren Löss- und Lösslehmbedeckungen des Teileinzugsgebiets und damit geringeren Pufferkapazitäten der Böden zu sehen.
- In der quartalsweisen Untersuchung der separierten Abflusskomponenten zeigt sich aber auch, dass eine relative Zunahme an SO_4^{2-} vom Winter zum Sommer mit einem Maximum im Herbst erfolgt. Dies deutet neben den atmosphärischen Depositionen auf einen zusätzlichen SO_4^{2-} -Eintrag über Sulfat-haltige Düngemittel hin. Die gleichzeitig ansteigenden pH-Werte indizieren aber, dass diese Einträge genügend gepuffert werden können.

Eine Besonderheit im Chemismus stellen die im mittleren und unteren Unterlauf liegenden Stationen Eitorf und Siegburg-Kaldauen am Hauptvorfluter Sieg dar. Die relative Zusammensetzung der Gewässer ähnelt sehr stark, obwohl sie von unterschiedlich mineralisierten Einzugsgebieten gespeist werden. Dies deutet darauf hin, dass ab einer Gebietsgröße von ca. 1500 km² (Übergang von der Meso- zur Makroskala) die Einflüsse des Gewässernetzes durch Überlagerung und Durchmischung in den Vordergrund treten.

Neben diesen Besonderheiten stellen zusammenfassend die Belastungen von Pflanzennährstoffen

aus diffusen Quellen ein Problem für die Gebiete im Unterlauf dar. Aufbauend auf den Ergebnissen der Gebietsanalyse wird daher ergänzend eine Wasser- und Stickstoffsimulation durchgeführt. Hiermit wird ein übergreifendes Systemverständnis zur räumlichen Variabilität der Wasser- und Stickstoffhaushaltsprozesse entwickelt, das z. B. Auskunft über die Herkunftsräume für Stickstoffbelastungen gibt.

5.2 Modellierung

Die räumliche Grundlage für die Modellierung stellt das 216 km², mesoskalige Sieg-Teileinzugsgebiet der Bröl dar, da dieses Gebiet am besten die räumlich heterogenen Verhältnisse einer Mittelgebirgslandschaft repräsentiert. Einsatz findet das räumlich-distributive, prozessorientierte Wasser- und Stofftransportmodell WASMOD (REICHE 1991[241]). Der Auswertungszeitraum umfasst die hydrologischen Jahre 1992—1995.

In Kapitel 5.2 erfolgt zuerst die Vorstellung des Modellkonzepts mit seinen einzelnen Komponenten zum Wasser- und Stofftransport sowie zum metabolischen Stoffumsatz. Anschließend werden die Arbeitsschritte zur flächenhaften Diskretisierung und Parametrisierung der Modelleinheiten beschrieben, d. h. der Teilflächen der 'Kleinsten Gemeinsamen Geometrien' (KGG). Darauf folgt die Ergebnisdarstellung und Analyse der Simulationen sowie die Bewertung des Modellsystems. Das Kapitel 5.2.6 zeigt das raumbezogene Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse auf. Diese umfasst zum einen die Untersuchung der Raumlage. Zum anderen erfolgt die Fuzzy-Set basierte Bewertung der Prozessinformation, welche zur Ableitung einer generischen Flächenklassifikation dominanter hydrochemischer Prozessflächen ('CHRU's') unter Einbeziehung lateraler Wasser- und Stoffflüsse führt.

5.2.1 Das Modellkonzept von WASMOD

Das Modellsystem WASMOD (WATER and Substance MODell) wurde 1991 von Ernst-Walter Reiche am Projektzentrum für Ökosystemforschung der Universität Kiel für die Simulation von Wasser- und Stickstoffumsetzungen auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen entworfen und ist seitdem vielfältig weiter entwickelt worden. Das Finite-Differenzen-Modell ist im Sinn von DYCK & PESCHKE (1995[98]) als ein gegliedertes, distributives 'Grey Box'-Modell anzusehen.

Da eine ausführliche Darstellung der mathematischen Grundlagen der einzelnen Systemzustände den Rahmen der Arbeit sprengen würde, wird für eine detaillierte Beschreibung auf weiterführende Literatur verwiesen. Eine umfassende Dokumentation der Methoden findet sich bei REICHE (1991[241], 1994[242], 1996[243]). Eine Beschreibung des aktuellen Entwicklungsstand von WASMOD ist *online* derzeit unter der URL <http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~ernst/wasmod/wasmod.html> sowie Angaben zu den Präprozessing-Routinen und Beispielparameterdateien sind unter <http://www.dilamo.de> verfügbar.

Das Modellsystem besitzt einen modularen Aufbau. Es verfolgt einen kompartimentbezogenen Ansatz, welches die Teilsysteme Pflanzenbestand, Boden- und Grundwasserkörper sowie den Vorfluter miteinander verknüpft. WASMOD integriert dabei die Teilmodule zum Gebietswasserhaushalt, zur Nährstoffaufnahme in Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung und den bodenchemischen Transformationsvorgängen im Stickstoffhaushalt.

Alle für den Wasser- und Stoffhaushalt relevanten Reaktions- und Transformationsvorgänge werden über Differenzialgleichungen abgebildet. Dabei erfolgt die Berechnung der unterschiedlichen

Prozesse je nach Raumbezug und Wirksamkeit in entsprechend angepassten Zeitintervallen. Schnell verlaufende Prozesse wie die Bodenwasserbewegung werden in Minuten- bzw. Stundenrhythmus simuliert während sich langfristig verändernde Parameter wie die pF- und k_f -Beziehung auf jährlicher Basis berücksichtigt werden.

Die vertikale Diskretisierung des Bodens erfolgt in 15 Kompartimenten, deren Schichtmächtigkeit vom Anwender frei definiert werden kann. Aus Stabilitätsgründen wird den ersten zwei Kompartimenten eine statische Schichtdicke zugeordnet. Sie umfasst aufgrund der intensiveren Wasser- und Stoffdynamik für die ersten zwei Teilabschnitte je 5 cm. Zur Modellierung des Wasserhaushalts werden als untere Randbedingung zwei Optionen angenommen. Zum einen wird die auf die Grundwasseroberfläche bezogene Höhenvariabilität verwendet, die sich entsprechend der Klima- und Wasserhaushaltsverhältnisse dynamisch verhält. Zum anderen kann eine statische Bodentiefe als untere Randbegrenzung definiert werden. Während die Talauen im Untersuchungsraum gemäß dem ersten Verfahren definiert wurden, sind die Hänge, Kuppen und Plateaubereich auf dem anstehenden devonischen Material in entsprechender Tiefe als 'undurchlässig' parameterisiert (Aufschalten des Moduls 'nrock'). Die obere Randbedingung stellt die um den Oberflächenabfluss- und die Interzeption verminderte Infiltrationsmenge des gefallenen Niederschlags in das oberste Bodenkompartment dar.

Die Bodenwasserbewegung zwischen den Kompartimenten wird auf der Basis der RICHARDS-Gleichung gelöst. Die Veränderungen des Wassergehalts werden pro Kompartiment und Zeitschritt als Summe der Wasserflüsse beschrieben, die durch die Gradienten des Matrix- und des Gravitationspotenzials veranlasst werden. Als Zustandsvariable wird daher der Wassergehalt pro Bodenkompartment verwendet. Die Weitergabe des lateralen Wasserflusses (Interflow) erfolgt überhalb des ersten gesättigten Bodenkompiments. Der Interflow wird ähnlich dem Grundwasserabfluss als Funktion von der Vertikaldistanz, der Fließstrecke und des k_f -Werts der jeweils gesättigten Schicht für jede Abflusskaskade behandelt.

Die metabolisch, mikrobiell gesteuerten Prozesse des Stickstoffhaushalts sind eng mit der Kohlenstoffdynamik gekoppelt. Daher erfolgt im Modellsystem WASMOD eine Verknüpfung beider Stoffsysteme über eine vordefinierte Anzahl von Pools und Unterfraktionen entsprechend der Art der zugeführten oder vorhandenen organischen Masse. Es werden bei der Modellierung des Stoffhaushalts insgesamt sechs Stickstoff- und Kohlenstoffpools unterschieden. Für den Stickstoffhaushalt werden die Prozesse der Mineralisation- und (De-)Nitrifikation in Abhängigkeit abiotischer Faktoren, wie die modellierte Bodentemperatur, der Wassergehalt, der pH-Wert, der Gehalt an organischen Kohlenstoff bzw. seiner unterschiedlichen Kohlen- und Stickstofffraktionen v. a. nach kinetischen Reaktionstermen 1. Ordnung berechnet. Es ergeben sich für die gekoppelte Simulation der Stick- und Kohlenstoffdynamik folgende Zustandsvariablen:

- die partikuläre organische Substanz (N_{ORG}),
- das im Wasser gelöste Ammonium (NH_4^+ -N),
- das im Wasser gelöste Nitrat (NO_3^- -N),
- die im Boden fixierte organische Substanz (SOM, 'Soil Organic Matter'),
- die mikrobielle Biomasse des Bodens (BOM, 'Biologic Organic Matter') und
- die zugeführte organische Substanz (AOM, 'Applied Organic Matter').

Die Prozesse der Ammoniakverdunstung, Gülleinfiltration, die Nitrat- und Ammoniumaufnahme und Kohlenstoffumsetzung der Pflanzen erfolgen in Anlehnung an HOFFMANN (1992[154]) und

HANSEN et al. (1990[139]).

Das Vegetationswachstum wird über die dynamischen Variablen Blattflächenindex und Durchwurzelungstiefe berücksichtigt. Dabei erfolgt die Berechnung der Prozessgrößen durch die Multiplikation der unter optimalen Bedingungen maximal verlaufenden prozessspezifischen Umsatzraten mit Reduktionstermen ('*fudge factors*'). Für jeden Pflanzentyp wird dabei die maximale Nährstoffaufnahme in Abhängigkeit der Ernterwartung festgesetzt. Die tatsächliche Ist-Aufnahme über die Pflanzenwurzeln erfolgt als konvektiver Prozess in Abhängigkeit der Faktoren Wasseraufnahme durch Transpiration, die modellierte NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentration und die Aufnahmekapazität der Pflanzen. Der Gesamt-N-Eintrag setzt sich aus der Fracht der atmosphärischen Deposition und der Menge des aufgewendeten Düngers zusammen.

5.2.2 Datenmanagement und Systemsteuerung von WASMOD

Das Hauptprogramm steuert die automatisierte Modelldateneingabe, den Aufruf der Teilmodule und die Ergebnisausgabe (vgl. Abbildung 5.15). Für jeden Simulationslauf werden die Dateien zur Parametrisierung der Boden-, Bodenstickstoff-, Klima- und Nutzungs- bzw. Phänologieverhältnisse eingelesen.

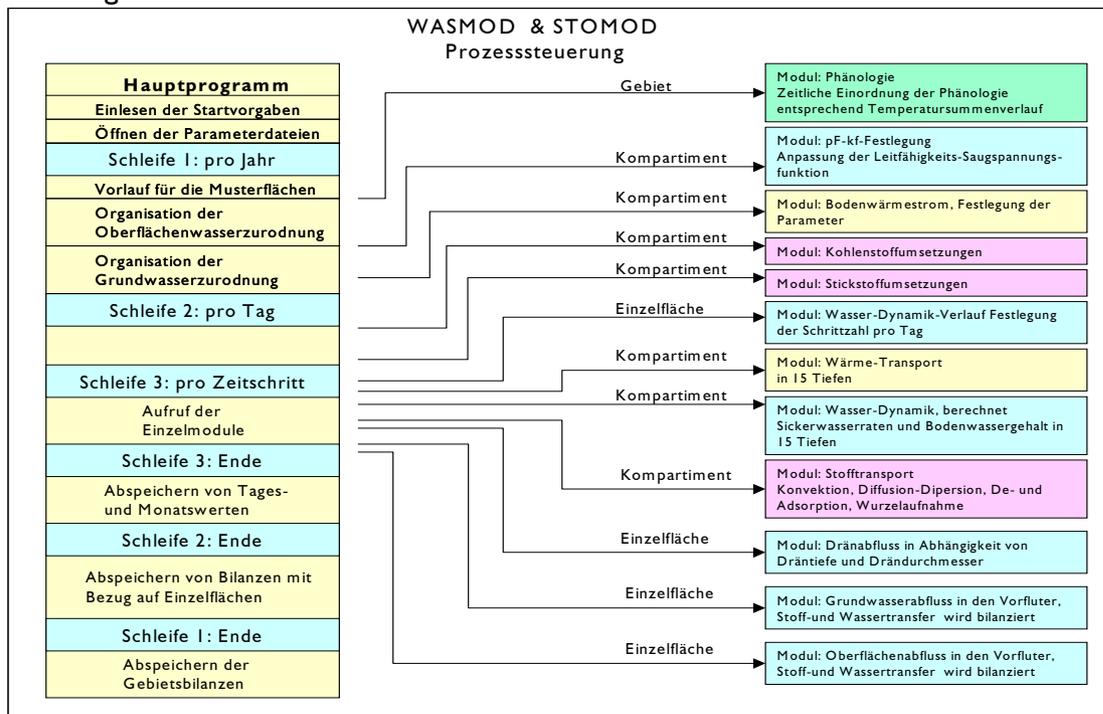


Abbildung 5.15: Module und Prozesssteuerung von WASMOD (verändert nach REICHE 1991 [241])

Die Bodendatei umfasst alle notwendigen kompartimentbezogenen, bodenphysikalischen und bodenchemischen Parameter der Einzelflächen. Dies sind die Korngrößenverteilung, die effektive Lagerungsdichte, der Wassergehalt für unterschiedliche pF-Stufen, der k_f -Wert, der pH-Wert, der Anfangswassergehalt, die Kompartimenttiefe) der Einzelflächen. Die Datei beinhaltet des Weiteren standortspezifische Angaben zur Flächengröße, der Nutzungsvariante, dem Vorfluterabstand und der Hangneigung.

In der Bodenstickstoffdatei sind die kompartimentbezogenen Anfangswerte der Systemzustände

für die je drei Kohlenstoff- und Stickstoffpools enthalten. Sie wurden, wie vom Entwickler empfohlen (REICHE 1991 [241]), durch einen zweimaligen 25-jährigen Simulationsvorlauf bestimmt.

Die Klimadatei umfasst die tagesbezogenen Werte für den Niederschlag (mm), die Maximum- und Minimumtemperaturen ($^{\circ}\text{C}$), das Sättigungsdefizit (um 14 Uhr in hPa) und die Frachten des atmosphärischen Stoffeintrags (kg/ha/N). Optional kann für die Berechnung der Verdunstung nach Turc-Wendling die Globalstrahlung (J cm^{-2}) in der Klimadatei ergänzt werden. Die Verwendung dieser Methode erbrachte im vorliegenden Fall keine Verbesserung der Simulationsergebnisse, was auf die, für den Untersuchungsraum nicht repräsentative Lage der nächst liegenden Klimastation zurückzuführen ist.

Die Nutzungs- bzw. Phänologiedatei enthält alle nutzungs- und vegetationsbezogenen Parameter zur Dynamisierung der Vegetation und der landwirtschaftlichen Management- und Bearbeitungsformen innerhalb 14-täglicher Zeitschritte. Feststehende Parameter, wie z. B. die potenzielle Nährstoffaufnahmekapazität der Pflanzen, ihre Erntemengen, die Fraktionierung des Stickstoffpools der pflanzenbürtigen Anteile in Blatt, Achse und Wurzeln finden sich in der für jede Nutzungsart spezifizierte Datei (z. B. Mais, Mähweide usw.). Diese wird über eine hierarchisch gegliederte Code-Nummer mit der Phänologiedatei gekoppelt.

Die Modellausgabe kann anhand der zugrunde liegenden Fragestellung variabel bestimmt werden. Grundsätzlich lassen sich Raten und Zustandsgrößen für jede simulierte Fläche und jedes Bodenkompartment in unterschiedlicher Zeitskala (Tag, Woche, Jahr) angeben. Da im Rahmen dieser Arbeit die flächenscharfe Lokalisierung und die zeitlich Veränderung dominanter Wasser- und Stoffumsetzungsprozesse im Vordergrund steht, liegt ein Schwerpunkt in der Betrachtung der räumlichen Verteilung von Zustandsgrößen und Flussraten in Form von Zeitreihen und gebietsbezogenen Bilanzen auf dem jährlichen Maßstab.

Die Modellausgabe unterscheidet auf der Skala eines Simulationsjahres drei Ausgabedateien nach der Wasser, Stickstoff- und Kohlenstoffbilanz im ASCII-Format. Die Bilanzierungsdatei für den gebietsbezogenen Wasserhaushalt ('BIW'; *B*ilanzWasser) gliedert sich in folgende Ausgabeparameter (Bilanzen und Prozesszustände):

- Niederschlagssumme [cm/Jahr]
- Interzeption [cm/Jahr]
- Evapotranspiration [cm/Jahr]
- Versickerung [cm/Jahr]
- Oberflächenwasserzufluss [cm/Jahr]
- Interflowzufluss [cm/Jahr]
- Drainwasserabfluss [cm/Jahr]
- Änderung des Bodenwasservorrats [cm/Jahr]
- Mittlerer Grundwasserstand [cm unter Geländeoberkante]
- Stauwasser zum Simulationsende [cm über Geländeoberkante]

Für den Stickstoffhaushalt ('BIS'; *B*ilanz Stickstoff) ergeben sich folgende Kenngrößen:

- Stickstoffeintrag über Düngung und Deposition [kg/ha/Jahr N]
- Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser [kg/ha/Jahr N]
- Ernteentzüge [kg/ha/Jahr N]
- Denitrifikationsverlust [kg/ha/Jahr N]
- Nitrifikation [kg/ha/Jahr N]
- Mineralisation [kg/ha/Jahr N]
- Gesamtstickstoffaufnahme der Vegetation [kg/ha/Jahr N]
- Ammonium-Aufnahme der Vegetation [kg/ha/Jahr N]

- Ammoniak-Verdunstung [kg/ha/Jahr N]
- Stickstoffgehalt im Bodenwasser zum Ende der Simulation [kg/ha/Jahr N Bilanzierungstiefe]
- Stickstoffvorrat im Boden [kg/ha/Jahr N Bilanzierungstiefe]
- Stickstoffvorrat in der Vegetation in drei Kompartimenten [kg/ha/Jahr N Kompartiment]
- Stickstofffracht im Interflow [kg/ha/Jahr N Kompartiment]

In der Kohlenstoffbilanzdatei ('BIC', Bilanz Kohlenstoff) wird die Summe aller Kohlenstofffraktionen in kg/ha/Jahr C und die Bilanzierungstiefe zu Beginn und zum Ende des Simulationszeitraums ausgegeben. Aus der Differenz lässt sich die Änderung des Kohlenstoffvorrats im Boden berechnen.

Weiter ergab die verwendete Programm-Version (test86) tägliche Zeitreihen für die Abflusshöhen, getrennt nach Indirekt- und Direktkomponenten [m³/Tag]. Der Oberflächenabfluss wird als Direktkomponente behandelt während der Grundwasser-, Interflow- und Dränwasserabfluss als Indirektkomponente zusammengefasst wird. Ergänzend dazu ist die tägliche Gesamtstickstofffracht [g/Tag Gesamt-N] ausgegeben. Zu Validierungszwecken wurden die Stickstofffrachten in Stickstoff-Konzentrationswerte umgewandelt.

5.2.3 Modellpräprozessing

Die für die Modellierung wichtigen Arbeitsabläufe zur Ableitung der Simulationseinheiten der KGG-Modelleinheiten im Bröleinzugsgebiet sowie der Standortparameter mit ihren Kennwerten für die Boden- bzw. die Bodenstickstoff- und Kohlenstoffdatei wurden im Wesentlichen durch das Methodenpaket 'DILAMO' (*D*igitale *L*andschaftsanalyse und *M*odellierung) von REICHE et al. (1999[244]) in Kombination mit dem GIS ARC/Info realisiert. Das Programmpaket DILAMO beinhaltet integrierende Werkzeuge für die boden- und reliefgestützte sowie auf hydrologische Bedingungen ausgerichtete Einzugsgebietsanalyse. Für die vorliegende Arbeit wurden zur Ableitung der KGG-Modelleinheiten folgende Module und GIS-Verarbeitungsprozeduren nacheinander eingesetzt:

- 'TOPNEW': das Modul ermöglichte die Analyse der Reliefsituation über die Verwendung der digitalen Höhendaten. Für den Untersuchungsraum zur Verfügung stehenden DGM 25 rasterbezogen verarbeitet, zur Identifikation von Senken, Ebenen, Hängen sowie topographisch bedingter, oberirdischer Teileinzugsgebiete. Als Ergebnis stehen des Weiteren für jede Rasterfläche die Informationen zur Hanglänge, -form, und -neigung zur Verfügung sowie die Anzahl aufwärts gelegener Rasterflächen.
- 'TOPTRA': dieses Modul erlaubte aufbauend auf den Ergebnissen der Reliefanalyse die Untersuchung der Abflusssituation, wie die Kalkulation von Grundwassergleichen und die flächenbezogene Oberflächen- Grundwasserabflusszordnung dar. Als Resultat ergab sich die Einteilung der Vorfluterteilabschnitte, die Höhenbestimmung für jeden Gewässerteilabschnitt, die Abflusskaskadierung über die Höhenbestimmung der Flächenschwerpunkte und die Ermittlung der mittleren Grundwasserhöhen für jeden Flächenschwerpunkt.
- ARC/Info: unter Verwendung des GI-Systems wurden die Bodeneinheiten abgeleitet. Ihre Geometrie leitete sich aus Bodenkarte 1:50.000 Blatt L 5110 Waldbröl (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN[125]) ab. Da die Angaben in der Bodenkarte für die Eigenschaft 'Mächtigkeit' zu stark schwankten, wurde eine synthetische Bodenkarte aus dem DGM 25 erzeugt. Hierzu wurde die GIS-Prozeduren 'curvature' (Hangform) und 'slope' (Hangneigung) verschnitten. Das Ergebnis gibt für jede Reliefposition eine nach sieben Hangformen

klassifizierte Bodeneinheit mit abgeleiteter Bodenmächtigkeit aus (z. B. Plateaulagen mit einer Mächtigkeit von 40 cm). Zur Zuordnung der Bodentypen wurde die synthetisch erzeugte Bodenkarte mit der digital aufbereiteten Bodenkarte Blatt L 5110 Waldbröl überlagert. Darauf aufbauend erfolgte die Verschneidung der digitalen Landnutzungskarte und den Ausgaben der Relief- und Abflussanalyse. Für den Untersuchungsraum wurden auf diese Weise 8207 KGG-Modelleinheiten ausgewiesen.

- 'MODAUF': Das externe Programm ermöglichte die Überführung der für den Simulationslauf benötigten Parameter pro KGG in eine für WASMOD gültige Tabellenstruktur. Die für das Bröleinzugsgebiet benötigten Daten und Parameter werden im Folgenden einzelnen vorgestellt

5.2.4 Modellparameterisierung

Die Parametrisierung beinhaltet die Eingabe und Einstellung des Modells mit gebietsspezifischen Daten statistischen oder distributiven Charakters mit dem Ziel eine möglichst gute Simulation zwischen gemessenen und berechneten Werten zu erhalten. Grundsätzlich können alle benötigten Eingabeparameter auf den zu untersuchenden Teilflächen erhoben und eingesetzt werden. In Anbetracht der für das Bröleinzugsgebiet abgegrenzten 8207 Modellierungseinheiten und der dafür benötigten Vielzahl an Parametern, kann nicht jede Modelleinheit aus Messungen parametrisiert werden.

Es wurde daher angestrebt, die benötigten Kennwerte aus allgemein verfügbaren, realen Datensätzen und Informationen abzuleiten. Ein Teil der Parameter entstammte daher aus Literaturstudien, die hinsichtlich der Gegebenheiten des Bröleinzugsgebiets ausgewertet wurden (z. B die Ableitung von Haude-Faktoren für die Berechnung der potentiellen Verdunstung). Ein weiterer Teil lag den Geländeuntersuchungen und -messreihen zugrunde. Weiter erfolgte die Parametrisierung durch die Übertragung bekannter Parameter auf Standorte, auf denen gleiche Eigenschaften angenommenen wurden. Für die Parametrisierung der bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften wurden z. B. die von MÄRKER (1996[196]) im Rahmen einer hanghydrologischen Auswertung aufgenommen Messdaten von Toposequenzlagen im Bröleinzugsgebiet auch für andere, typische Hangelemente eingesetzt. Die zugeordneten Eigenschaften stellen daher nicht die konkreten Merkmale einer bestimmten Fläche, sondern einen übertragenen, quasi wahrscheinlichen Merkmalsraum, dar.

Grundsätzlich muss angemerkt werden, dass das Modellsystem WASMOD nicht im 'klassischen Sinn' kalibriert wird. Das Modell beinhaltet nur wenige Parameter (z. B. Speicher- und Abflusskoeffizienten), die keine physikalisch interpretierbaren Systemkenngrößen zulassen. Wie im Fall der höhenzonalen Niederschlagskorrektur, sind solche Parameter bereits explizit im Modell eingebunden. Den Bodenparametern zur Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushaltes kommt damit eine zentrale Bedeutung zu, da sie die sensitiven Parameter im Modellsystem WASMOD darstellen.

Im Folgenden leitet die Beschreibung der Eingangsdaten für die Wasser- und Stickstoffsimulation im Bröleinzugsgebiet unmittelbar von der Methode der Parametrisierung zu den Ergebnissen über.

5.2.4.1 Klima

Wichtige Eingabegrößen für die Dynamik des Wasser- und Energiehaushalt sind die Klimaparamete-

ter. Für den Untersuchungsraum standen die täglichen Niederschlagswerte sowie die Tagesmaximum- und Tagesminimumwerte der DWD-Station Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel zur Verfügung. Die Niederschlagsstation liegt ca. 5 km nordwestlich der Projektstation Schönenberg. Die im Projekt erhobenen Niederschlagsdaten konnten als Modelleingabe nicht benutzt werden. Zum einen sah die Instrumentierung der Projektstation Schönenberg mit einem Niederschlagssammler nur einen 14-täglichen Probenahmerhythmus vor. Zum anderen wurde die kontinuierlich aufzeichnende Niederschlagsstation Drabender Höhe als nicht ausreichend repräsentativ für den gesamten Untersuchungsraum erachtet, da sie am nördlichen Einzugsgebietsrand gelegen ist. Die mittlere Abweichung der unter Kapitel 5.1.1.1 dargestellten Niederschlagsdaten aus der Instrumentierung zu den DWD-Stationen liegt dabei an der Station Drabender Höhe um rund 10 % höher.

Die für die Verdunstung benötigten gebiets- und vegetationspezifischen HAUDE-Faktoren wurden nach SCHRÖDTER (1985[258]) ausgewiesen.

Die jährlichen Wasserhaushaltsberechnungen der hydrologischen Jahre 1992—1995 wurde auf der Grundlage der langfristigen Wasserbilanz mit den Haushaltstermen $N=A+V$ durchgeführt (vgl. Tabelle 5.13). Die einzelnen Terme N, I, E und A entsprechen im Mittel der von BAUMGARTNER & LIEBSCHER (1996[19]) für die Mittelgebirgsregion des Rheinischen Schiefergebirges dargestellten Größenordnung.

Hervorzuheben sind die relativ hohen Abflüsse des hydrologischen Nassjahrs 1995, die auf vergleichsweise niedrige Verdunstungswerte zurückzuführen sind. Naturgemäß sind die niedrigsten Abflüsse im hydrologischen Trockenjahr 1992 zu verzeichnen.

Tabelle 5.13: Langfristige Wasserhaushaltsterme für die hydrologischen Jahre 1992—1995

Hydrologisches Jahr	Niederschlag (N) [mm]	Interzeption (I) [mm]	Evaporation (E) [mm]	Verdunstung (V=I+E) [mm]	Abfluss simuliert [mm]
1992	1189,4	150,8	497,5	648,3	516,4
1993	1241,0	123,8	522,8	646,6	635,5
1994	1347,9	153,4	543,0	696,4	653,5
1995	1382,4	168,7	438,6	607,3	749,4
Mittel	1290,2	149,2	500,5	649,7	638,7

5.2.4.2 Boden

Zur Bestimmung des Wasserhaushalts werden in der Bodenparameterdatei pro vertikal angeordneten Bodenkompartment alle notwendigen bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte definiert.

Die nach Kapitel 5.2.3 abgeleiteten Bodeneinheiten wurden getrennt voneinander parameterisiert. Die Anzahl und Eigenschaften der Bodeneinheiten sind hierzu in der Tabelle 5.14 dargestellt. Die verwendeten Bodenparameter sind in der Tabelle A-3.26 aufgeführt. Die benötigten bodenphysikalischen und bodenchemischen Parameter entstammen im Wesentlichen den Messwerten der auf der Hangskale ausgerichteten Arbeit von MÄRKER (1996[196]). Diese Parameter entsprechen den in den Bodenkundlichen Kartieranleitungen K3 und K4 (AG BODENKUNDE 1982[5], 1994[6]) aufgeführten Leitwerten der untersuchten Bodentypen.

Tabelle 5.14: Abgeleitete Bodeneinheiten für das Bröleinzugsgebiet und ihre Charakteristiken [Anm.: Eine Bodeneinheit I wurde aus modelltechnischen Gründen nicht definiert]

Bodeneinheit	Reliefposition	Bodentyp und Kennzeichnung	Neigung [%]	Bodenart (DIN 4220)	Profilabfolge	Mächtigkeit [cm]
2	Talaue	Brauner Aueboden, z. T. Gley und Nassgley (A3 und G3)	0-10	IU2 (bis 85 cm) IsU (bis 110cm) luS (bis 150 cm)	Ah-Bv/Go-Go-Go/Gr-Gr	in Abhängigkeit des Grundwasserstands
3	Hangkuppe	Braunerde, z. T. Pseudogley-BE (B32) und Parabraunerde, meist erodiert, z. T. BE (L31)	0-10	IU2	Ah-Bv-Bvt/Cv	90
4	Plateau	Pseudogley, z. T. Braunerde (S2)	0-10	tsL	Ah-Al-Sw/Bt-Swd-Cv	40
5	Steilhang	Braunerde, z. T. Pseudogley-BE (B32)	> 20	IU2	Ah-Bv-CV	80
6	Oberhang	Parabraunerde, meist erodiert, z. T. BE (L31)	10-20	IU2	Ah-Bv-BtSw-Cv	110
7	Unterhang	Braunerde, stw. Pseudogley-BE (B33)	10-20	IU2	Ah-Bv-BtSw-SwdCv	200
8	Hangmulden /lokale Senken	Parabraunerde, meist erodiert, stw. Pseudogley-parabraunerde (L32)	0-10	IU2	Ah-Bv-BtSw-Swd-Cv	170

Hinsichtlich der Bodenart stellt schluffiger Lehm die dominante Bodenart im Einzugsgebiet dar. Ein 17—20 %er Tongehalt und ein Schluffanteil von 53—70 % wurde daher für 93 % der Flächen ausgewiesen. Davon ausgenommen sind die sandig-tonigen Schluffe (S2) der Pseudogleye mit einem vergleichsweise höheren Ton- und Sand-Anteil.

Die Lagerungsdichten (Rohdichte ρ_t [g/cm³]) sind im Bröleinzugsgebiet mit Werten zwischen 1,25 und 1,52 als gering bis mittel zu bezeichnen. Zur modellhaften Abbildung der diagnostischen Sd-Horizonte der pseudovergleyten Braunerden und Parabraunerden (L31, B32, B33) wurden der Tonanteil und die Lagerungsdichte in den unteren Bodenkompartmenten erhöht.

Die Durchlässigkeitsbeiwerte schwanken in den einzelnen Bodenkompartmenten zwischen den k_f -Stufen 1 und 2 (sehr gering—gering) für die Sd-Horizonte. Für alle anderen Kompartimente liegen sie zwischen der k_f -Stufe 3 und 4 (mittel—hoch). Sehr hohe Leitfähigkeit (k_f -Stufe 5) wurden für die Bv-Horizonte festgestellt (MÄRKER 1996[196]) und entsprechend parameterisiert.

Zur Charakterisierung der Wasserspeicherkapazität und -bindungsformen werden die Wassergehalte der pF-Stufen 0 (Wassersättigung), pF 1,8 (Feldkapazität) und pF 4,2 (Permanenter Welkepunkt) herangezogen. In den Bereichen der nutzbaren Feldkapazität (pF 1.8 bis 4.2) wird auf der Basis der vorangegangenen Werte modellintern linear interpoliert. Die Feldkapazitäten liegen im Untersuchungsraum zwischen rund 50 [Vol.%) und 35 [Vol.%) während die nutzbare Feldkapazität zwischen 30 [Vol.%) und 16 [Vol.%) schwankt (MÄRKER 1996[196]).

Die pH-Werte der Kompartimente zeigen Werte zwischen maximal pH 5,9 und minimal pH 4,2. Sie wurden ebenfalls nach MÄRKER (1996[196]) parameterisiert. Mit Ausnahme der Talauenstandorte weisen die als Ah-Horizonte definierten ersten Bodenabschnitte die höchsten pH-Werte auf während sie in den darunterfolgenden 20 cm mächtigen Kompartiment abnehmen.

Im anschließenden Bodenkompartment steigen die pH-Werte aufgrund der Hydrolysereaktion und Adsorption von H⁺-Ionen bei gleichzeitiger Lösung von Calciumcarbonat mit zunehmender Tiefe an.

Die Böden mit den Reliefpositionen Hangmulden bzw. lokale Senken sowie die Unterhänge wurden als drainierte Böden parameterisiert.

Zu Beginn des Simulationslaufs muss der Parameter Anfangsbodenfeuchte (*'FeuAn'*) auf den Wert der Wassersättigung gesetzt werden, um Lufteinschlüsse im Boden zu vermeiden.

5.2.4.3 Vegetation: Phänologie und Düngung

Die für die Dynamisierung der Vegetation benötigten Parameter wurden für jede im Einzugsgebiet typische Nutzungsart getrennt definiert. WASMOD benötigt für jede zu simulierende Modelleinheit Angaben zur Dynamik der Phänologie, der landwirtschaftlichen Bearbeitungsmaßnahmen, der Nährstoffaufnahmekapazität und der Durchwurzelungstiefe als Indikator für die tiefenorientierte Aufnahmekapazität von Wasser- und Stickstoff. Es wurde für den Untersuchungsraum eine möglichst differenzierte Parametrisierung der Vegetation und Landnutzungsstruktur vorgenommen, da diese das unterschiedliche Verdunstungs- und Nährstoffumsatzverhalten bestimmen.

Die Phänologiedateien und ihre Parameter wurden in einer zeitlichen Auflösung von jeweils 15 Tagen aufgebaut.

Die Angaben zu den Düngungsvarianten (Menge- und Art), den Aussaat- und Erntezeitpunkten sowie Bearbeitungsmaßnahmen wurden mittels Befragung von Landwirten im Vergleich zu den Werten der Amtlichen Agrarstatistik ermittelt. Die Ergebnisse aus beiden Ermittlungsmethoden zeigten für die aufgebrauchten Pflanzennährstoffe eine hohes Maß an Übereinstimmung (BENDE 1994[31]).

Die sich daraus ergebenden Nutzungs- und Düngungsvarianten sind für die landwirtschaftlichen Nutzungsflächen in der Tabelle A-3.27 zusammenfassend dargestellt. Die Angaben zur Düngemittelart umfassen ausschließlich Stickstoffdünger. Andere Pflanzennährstoffe (z. B. K und P) bzw. Düngerarten (z. B. Hyperphos und 60er Kornkali) finden in der Modellierung keine Berücksichtigung. Die maximale Stickstoffentzugsrate orientierte sich an dem berechneten Entzug durch die erwirtschafteten Erntemengen. Diese wurden aus den Daten der Amtlichen Agrarstatistik (1988[8], 1990[9]) abgeleitet.

Für die landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden, neben dem organischen und mineralischen Düngeeintrag, standardmäßige Nährstoffrücklieferungsraten aufgrund des Tierbestatz und der verbleibenden Erntereste im Boden, bestimmt. Folgende Wirtschaftsformen wurden definiert:

- Standweiden erhalten 75 % Nährstoffrücklieferung,
- Mähweiden besitzen mit der Vegetationsperiode eine abnehmende Nährstoffrücklieferungsraten von 50 %,
- Silomais mit einer Rückführung der oberirdischen Pflanzenreste und einem Verbleib der Wurzeln nach der Ernte im Boden.

Diese Definitionen sind durch WASMOD-spezifizierte Codes in der Phänologiedatei enthalten.

Das Modell berücksichtigt standardmäßig einen atmosphärischen Eintrag von jährlich 25 kg/N/ha/Jahr (REICHE 1991[241], 1996[243]). Diese Menge ist nach Tabelle 5.9 als angepasst für den Untersuchungsraum zu bezeichnen.

5.2.5 Modellsimulation

Aufbauend auf der dargestellten Parametrisierung werden im Folgenden Abschnitt die Simulationsergebnisse der flächendifferenzierten Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts im Einzugsgebiet der Bröl getrennt voneinander beschrieben und vergleichend betrachtet.

Zur modellhaften Stabilisierung der organischen Pools und der Wassergehalte wurde eine Modellinitialisierungsphase von einem Zeitraum von zweimal 25 Jahren vorgeschaltet. Diese Vorgehensweise entspricht der vom Modellentwickler ausgesprochenen Empfehlung (REICHE 1991[241], 1994[242]). Hierzu wurde der hydrometeorologische Datensatz vom hydrologischen Jahr 1970 bis zum hydrologischen Jahr 1995 in einer täglichen Auflösung genutzt.

5.2.5.1 Modellergebnisse und Modellanalyse

In diesem Abschnitt werden die Modellergebnisse dargestellt. Für die Validierung der Ergebnisse lagen für den Untersuchungszeitraum der hydrologischen Jahre von 1992—1995 folgende Daten zugrunde:

- Tägliche Abflusswerte der Pegelstation Bröl (StUA Köln),
- 2—wöchig gemessene Nitrat-Konzentrationen an den Pegelstationen Bröl und Bröleck (Geländeinstrumentierung),
- Pflanzenspezifische Stickstoffentzüge ermittelt über die Ernteerträge im Bröleinzugsgebiet (Befragung von Landwirten und Auswertung der Amtlichen Agrarstatistik (BENDE 1994 [31])).

5.2.5.1.1 Modellsimulation und Modellgüte der Abflussdynamik

Für die Validierung der Simulationsergebnisse zur Abflussdynamik wurden die täglichen, simulierten Abflussmengen den gemessenen Abflusswerten am Gebietsauslass gegenübergestellt. In der Abbildung 5.16 sind die Ganglinien der täglich gemessenen und simulierten Werte für die hydrologischen Jahre 1992—1995 dargestellt.

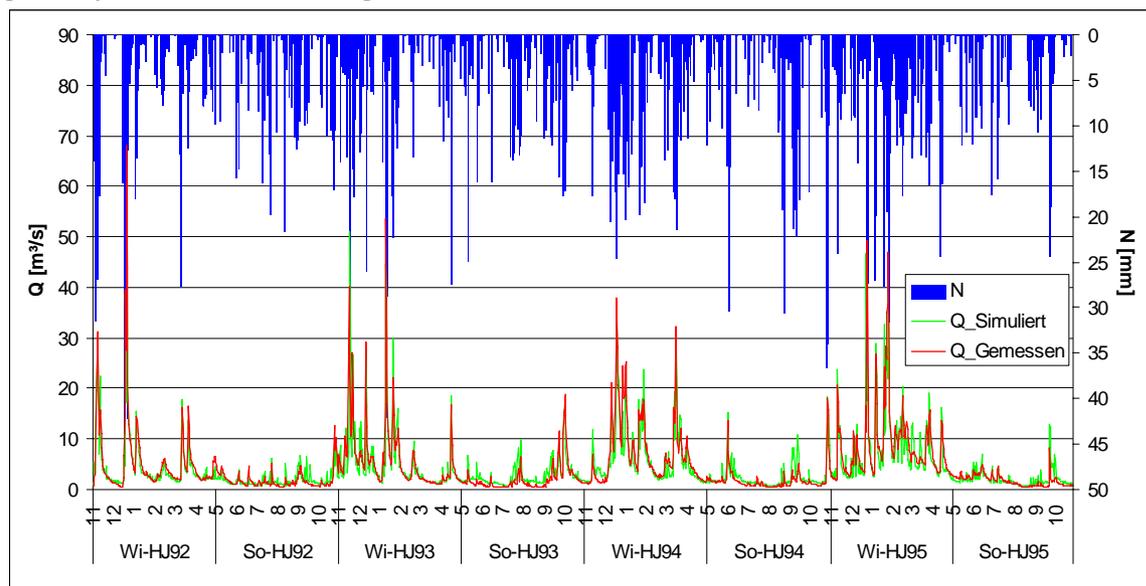


Abbildung 5.16: Gemessene und simulierte tägliche Gesamtabflüsse (Q) am Gebietsauslass der Bröl sowie tägliche Niederschlagssummen (N) der DWD-Station Neunkirchen-Seelscheid für die hydrologischen Jahre 1992—1995

Ein erster optischer Vergleich zeigt, dass die Simulationsergebnisse die Dynamik des Abflussverhaltens zufriedenstellend bis gut wiedergibt. Scheeschmelzbedingte Hochwasserflüsse werden unter Einbeziehung des temperaturgesteuerten Ansatzes ebenso befriedigend nachgebildet, wie sommerliche Niedrigwasserperioden. Es fällt aber auch auf, dass die Abflusshöhen teilweise überschätzt und unterschätzt werden (vgl. z. B. November—Dezember im Winterhalbjahr 1993). Abweichungen zwischen den Ganglinien zeigen sich insbesondere bei hohen Abflüssen bzw. bei Hochwasserpeaks. Systematische Fehler scheinen hier nicht die Ursache zu sein. Eine der Erklärung für dieses Verhalten ist in der Niederschlagsvariabilität des Gebiets zu sehen, die nur unzureichend durch die Verwendung einer Niederschlagsstation repräsentiert wird. Die lokalen, advektiven Niederschlagsereignisse variieren nach der Abbildung 5.1 örtlich sehr stark. Die Einbindung einer variablen Anzahl von Niederschlagsstationen in WASMOD würde daher zu einer Verbesserung der Simulationsergebnisse führen.

Weiter zeigen die Modellergebnisse nach langen Trockenperioden und am Ende der Sommerperiode (vgl. z. B. August 1993 sowie September 1994 und 1995) eine Übersimulation der Abflussdynamik. Auch hier liegt die Ursache einerseits in der nicht berücksichtigten Niederschlagsvariabilität. Andererseits wird die nach längeren Trockenzeiten benötigte Überwindung des Benetzungswiderstands bzw. Wiederbefeuchtung des Bodens offenbar vom Modell nicht vollständig nachvollzogen. Eine weitergehende Bewertung der Simulationen liefert die folgenden Ergebnisse:

Es fällt in den einzelnen hydrologischen Jahren auf, dass die Konzentrationsabschnitte gut wiedergegeben werden während für den Rezessionsteil auffällt, dass die Kurve z. T. zu schnell abfällt (vgl. Einzeljahre in den Abbildungen A-4.29—A-4.32). Dieses Verhalten ist als 'WASMOD-typisch' zu bezeichnen und bereits in einer Vielzahl von Publikationen genannt (u. a. GÖBEL 1997[131]; GEROLD et al. 1999[129]; TREPEL 2000[281]; MEYER 2002 [210]; FINK 2004[110]). Die Hauptursache hierfür ist methodisch bedingt, da das Modell keinen Grundwasserspeicher berücksichtigt. In den Simulationsläufen sind daher insbesondere bei höheren Niederschlagsereignissen schnellere Impulsantworten auf die Abflussreaktion zu beobachten. Weiter verfügt das Modell über keine empirischen und kalibrierbaren Parameter sowie Korrektur- und Eichfaktoren, die eine Verzögerung der Abgabe des Wasserflusses steuern. Vielmehr wird der Bodenwasserfluss im Modellsystem über die Änderung des Bodenwassergehalts pro Zeiteinheit gesteuert, der wiederum vom Gradienten des Matrixpotenzials entlang der vertikalen Raumachse, d. h. der Fließrichtung abhängig ist. Er wird im Wesentlichen durch die Größe des Durchlässigkeitsbeiwerts (Leitfähigkeit) gesteuert. Sowohl dieser wie auch das Matrixpotenzial sind nicht als Konstanten anzusehen, sondern als Funktionen des Wassergehalts.

Weiter hat die überwiegende Verwendung statischer Bodentiefen (Aufschalten des Parameters 'nrock') im Untergrund eine schnelle Aufsättigung und Bildung von 'return flow' zur Folge, so dass es zu einer verstärkten, direkten Abgabe des infiltrierten Wassers in den Vorfluter kommt. Durch die Parametrisierung höherer k_f -Werte (k_f -Wert = 85) an der Gesteins-Bodenschicht konnten die Simulationen zwar verbessert werden, der Anteil an Oberflächenwasser wird jedoch überschätzt. Eine Ursache hierfür ist in der vereinfachten Darstellung der Interflowdynamik zu sehen. Dabei erfolgt die Weitergabe des Wasserflusses überhalb des gesättigten Bodenkompartmentes und nicht im gesamten Bodenprofil.

Ein Vergleich der kumulativen gemessenen und simulierten Abflussspenden zeigt, dass die klimatischen Unterschiede der einzelnen hydrologischen Jahren von WASMOD zufriedenstellend wieder-

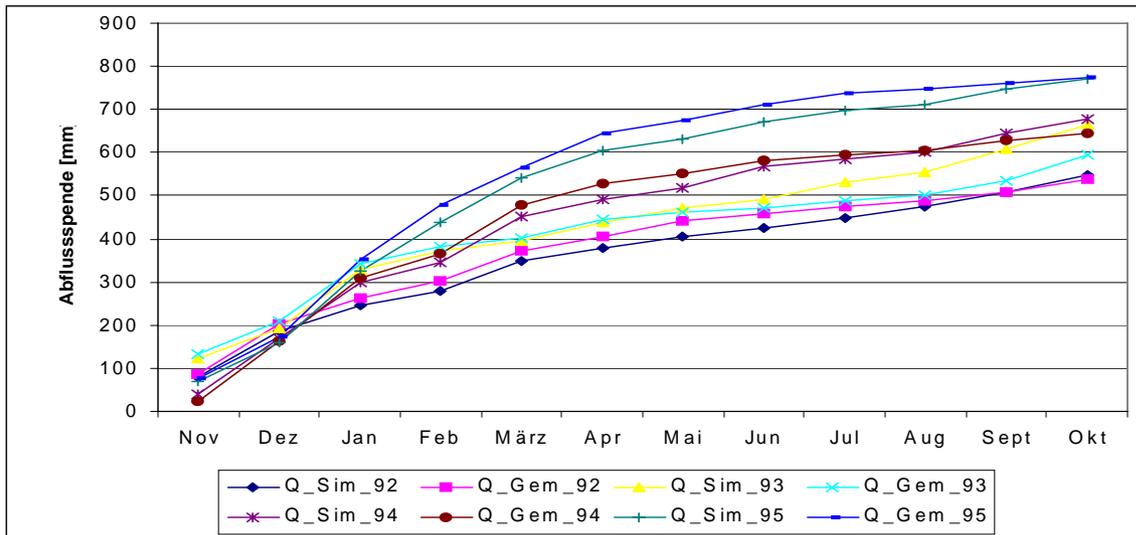


Abbildung 5.17: Kumulative monatliche Abflusspenden für das Einzugsgebiet der Bröl während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995

gegeben werden (vgl. Abbildung 5.17). Die Monate April—August neigen dabei zur Untersimulation der Abflussmengen. Eine weitergehende Betrachtung der Modellgüte der Simulationsläufe erfolgte über die Berechnung des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten (r), seines Bestimmtheitsmaßes als Quadrat der linearen Regression sowie seiner logarithmierten Werte ($\log r^2$). Ferner wurde die Modelleffizienz nach NASH & SUTCLIFFE (1970[220]) zwischen simulierten und gemessenen Abflussmengen (R_{eff}) sowie ihren logarithmierten ($\log R_{eff}$) Abflusswerten berechnet. Wie KRAUSE (2000[179]) darlegt, führt die Verwendung der logarithmierten Werte zu einer besseren Bewertung der Niedrigwasserabflüsse, da der Einfluss von Hochwässern abgeschwächt wird. Für eine gute Modellanpassung gelten allgemein Effizienzwerte von 0,7 (KRAUSE 2000[179]).

Die Gütekriterien wie auch die Abflusskoeffizienten sind für die einzelnen Simulationsjahre in der Tabelle 5.15 aufgeführt. Ergänzend werden der absolute Volumenfehler ($\Delta \text{Vol.}[\text{mm/a}]$) und der relative Volumenfehler ($\Delta \text{Vol.}[\%]$) zwischen simuliertem und gemessenem Abfluss ermittelt.

Tabelle 5.15: Modellgütemaße für die Abflusssimulationen der Bröl in den hydrologischen Jahren 1992—1995

Hydrologisches Jahr	r [-]	r^2 [-]	$\log r^2$ [-]	R_{eff} [-]	$\log R_{eff}$ [-]	$\Delta \text{Vol.}$ [%]	$\Delta \text{Vol.}$ [mm/a]	Φ Real [-]	Φ Sim. [-]
1992	0,96	0,92	0,80	0,88	0,71	4,48	0,84	0,45	0,43
1993	0,83	0,68	0,79	0,65	0,73	7,04	1,52	0,48	0,51
1994	0,92	0,85	0,85	0,85	0,83	-0,57	-0,13	0,48	0,48
1995	0,87	0,72	0,73	0,46	0,73	-3,34	-0,94	0,56	0,51
Gesamt	0,90	0,79	0,79	0,71	0,75	0,02	0,06	0,49	0,49

Insgesamt unterstreichen die guten bis zufriedenstellenden Gütemaße die Auswertung der Gangliendifferenzen. Die Gesamteffizienz (R_{eff}) liegt über die Jahre gemittelt bei 0,71, der $\log R_{eff}$ -Wert sogar bei 0,75. Sie sind daher Ausdruck dafür, wie bereits der optische Eindruck vermittelt, dass die Niedrigwasserperioden insgesamt besser wiedergegeben werden als die Dynamik der Hochwasserflüsse. Zusätzlich verdeutlichen die relativen und absoluten Volumenfehler die gute Wiedergabe der Simulationen.

Im Vergleich der hydrologischen Jahre schwanken die Gütemaße deutlich. Die beste Repräsentation der Abflussdynamik wird mit $R_{eff} = 0,88$ im hydrologischen Trockenjahr 1992 erreicht. Der recht hohe relative Volumenfehler ($\Delta \text{Vol.}[\%]$) sowie die im Vergleich zu den beobachteten Abflusswerten geringeren Abflussquotienten zeigen aber auch, dass hierbei die Verdunstung überschätzt wird, wie es auch die Betrachtung der monatlichen kumulativen Abflussspenden gezeigt hat.

Das hydrologische Folgejahr 1993 weist, anhand der Abflussquotienten ersehbar, eine Übersimulation des Abflusses auf. Diese Übersimulation beruht auf die Hochwasserpeaks der winterlichen Auswaschungsperiode sowie im Niedrigwasserbereich während des hydrologischen Sommerhalbjahrs (siehe Anfang Dezember 1992 und Ende Januar 1993 sowie ab April bis September 1993 in der Abbildung A-4.30). Offenbar führen im Winter die hohen (Vor-)Bodenfeuchtezustände zu einer schnelleren Wiederaufsättigung des Bodenspeichers, aus dem dann vermehrt Oberflächenabfluss als 'return flow' generiert wird. Im Sommer haben sie ihre Ursache in der oben genannten unzureichenden Simulation Überwindung des Benetzungswiderstands im Boden nach Trockenperioden.

Demgegenüber lassen die kaum abweichenden Abflusskoeffizienten sowie die niedrigen Volumenfehler im hydrologischen Feuchtjahr 1994 auf eine gute Wiedergabe des Bodenspeichers schließen. Auch die Höhe der Gesamteffizienzen von $R_{eff} = 0,85$ und $\log R_{eff} = 0,85$ sind Ausdruck für das gute Simulationsergebnis.

Insgesamt wird für das hydrologische Nassjahr 1995 mit $R_{eff} = 0,46$ die niedrigste Modellgüte erreicht. Zieht man die $\log R_{eff} = 0,73$ in die Betrachtung mit ein, so liegt die Ursache hierfür in der unzureichenden Nachbildung der Hochwasserpeaks. Auch die tägliche Dynamik der simulierten und gemessenen Abflüsse für das Jahr, weist im Wesentlichen ungenügende Simulationsergebnisse für die Monate Februar bis April 1995 auf. Ähnlich dem Winterhalbjahr 1993 führen auch hier die in dieser Periode gefallenen langanhaltenden Niederschläge offenbar zu einer zu schnellen Aufsättigung des Bodenspeichers und damit zu einer Überschätzung des Oberflächenflusses.

Zusammenfassend zeigen die Gütemasse, dass die Abflussdynamik des Bröleinzugsgebiets gut durch das Modell nachgebildet wird. Eine Betrachtung der Stickstoffdynamik auf der Grundlage dieser Ergebnisse ist sinnvoll und zielführend. Hinsichtlich der Modellgüte kann bereits festgehalten werden, dass auf der jährlichen Zeitskala eine bessere Bewertung zu erwarten ist als auf der monatlichen Skala.

5.2.5.1.2 Modellsimulation und Modellgüte der Stickstoffdynamik

Im Rahmen der Stickstoffsimulation wurden Stoffbilanzen für die einzelnen KGG-Modellflächen gebildet und als Stickstofffracht für entsprechende Vorfluterabschnitte im täglichen Zeitskala ausgegeben. Zur Validierung der Ergebnisse standen im Untersuchungsraum die Wasserqualitätsmessungen an den Pegelstationen Bröleck (unterer Mittellauf) und Bröl (Gebietsauslass) zur Verfügung.

Der Verlauf der 2—wöchigen Nitratkonzentrationen auf der Grundlage der Messungen und der täglichen Simulationsberechnung ist in der Abbildung 5.18 wiedergegeben. In der Tabelle 5.16 sind dazu die Produktmoment-Korrelationskoeffizienten sowie den Median- und die Maximum- und Minimumwerte für die einzelnen hydrologischen Jahre aufgeführt.

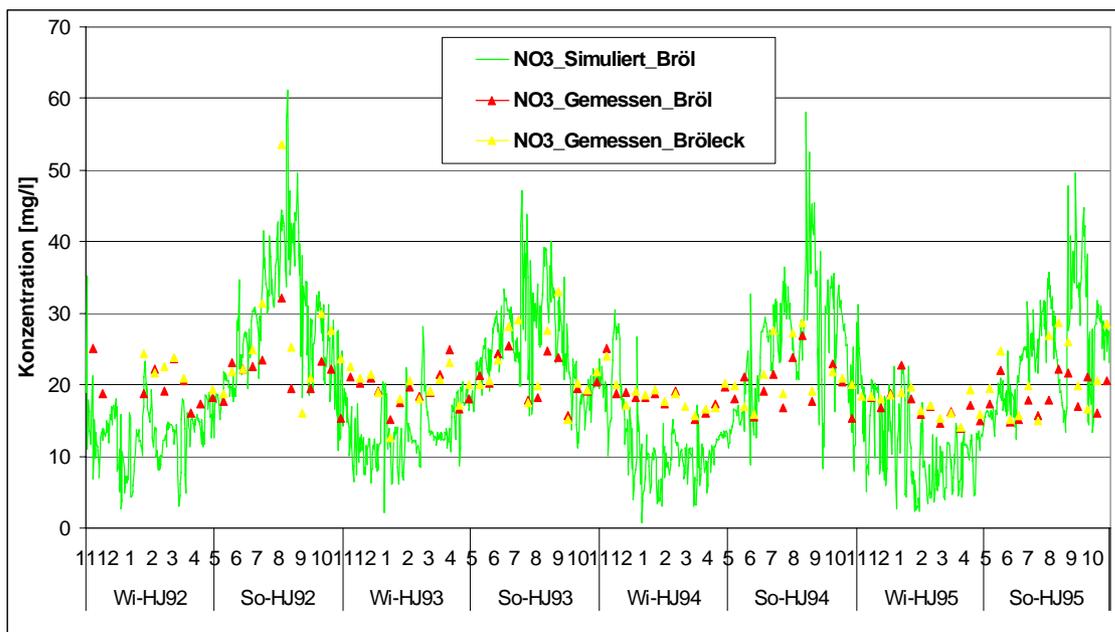


Abbildung 5.18: Vergleich der NO_3^- -Konzentrationen von Messung und Modellrechnung am Gebietsauslass der Bröl während der Untersuchungsperiode (HJ 1992—HJ 1995)

Der Vergleich beider Stickstoff-Konzentrations-Ganglinien zeigt folgende Ergebnisse:

- Der Trend von relativ niedrigen Konzentrationen während der Auswaschungsperiode im hydrologischen Winterhalbjahr und relativ hohen Konzentrationen im hydrologischen Sommerhalbjahr wird durch das Modellsystem WASMOD gut nachvollzogen.
- Das Konzentrationsniveau wird am besten während der Frühjahrs- und Sommermonate April—Juli sowie während der Herbstmonate Oktober—November simuliert.
- In den anderen Monaten des hydrologischen Sommerhalbjahrs kommt es zu einer z. T. deutlichen Übersimulation. Das Konzentrationsniveau der Modellergebnisse liegt streckenweise doppelt so hoch vor, wie die beobachteten Werte (vgl. z. B. September 1994 mit einem simulierten von 57,3 mg/l NO_3^- und gemessenen Werten von 16,7 mg/l NO_3^- (Bröl) bzw. 19,8 mg/l (Bröleck).
- In den anderen Wintermonaten neigt WASMOD zur Untersimulation der Nitratkonzentrationen. Auch hier treten Abweichungen von bis zu 100 % auf.

Im Vergleich mit Ergebnissen anderer Autoren (u. a. GÖBEL 1997[131]; KENKEL 1997[166]; TREPEL 2000[281]) zeigen die erzielten Simulationsergebnisse eine ähnliche Güte auf, wie diese. Die Korrelationskoeffizienten zeigen dabei nach der Tabelle 5.16 Werte zwischen durchschnittlich $r=0,47$ (Bröl) bzw. $r=0,62$ (Bröleck). Die Gütemaße sind in Bezug auf die Stickstoffdynamik als zufriedenstellend einzustufen, da die Simulation der Stickstoffdynamik mit weitaus größeren Unsicherheiten behaftet ist als die Simulation der Niederschlags-Abfluss-Beziehung.

Tabelle 5.16: Produktmoment-Korrelationskoeffizienten (r) der Stickstoffsimulationen für die hydrologischen Jahre 1992–1995 sowie gemessene (Gem.) und simulierte (Sim.) Median-, Maximum- und Minimumkonzentrationswerte für NO₃⁻ [mg/l]

Hydrologisches Jahr	r		Median			Max			Min		
	[-] Bröl	[-] Bröleck	Sim. [mg/l]	Gem. Bröl [mg/l]	Gem. Bröleck [mg/l]	Sim. [mg/l]	Gem. Bröl [mg/l]	Gem. Bröleck [mg/l]	Sim. [mg/l]	Gem. Bröl [mg/l]	Gem. Bröleck [mg/l]
1992	0,65	0,71	22,3	20,6	23,1	43,7	32,2	53,6	12,3	15,4	14,4
1993	0,56	0,67	17,6	19,6	20,4	29,2	25,4	33,1	11,4	15,1	12,7
1994	0,43	0,49	18,8	17,5	19,1	41,0	26,9	28,6	6,7	15,1	15,7
1995	0,32	0,60	17,8	17,2	18,6	33,6	22,8	28,8	8,6	13,8	14,0
Gesamt	0,49	0,62	19,1	18,7	19,9	36,9	26,8	36,0	9,8	14,9	14,2

Insgesamt zeigen die hydrologischen Jahre weisen deutliche Unterschiede auf. Analog zur Wasserdynamik zeigt das hydrologische Trockenjahr 1992 die besten Zusammenhänge, während die anderen Jahre in ihrer Güte relativ ähnlich ausfallen.

Auffällig ist, dass das Gütemaß (r) für die Station Bröleck deutlich besser ausfällt. Die Schwierigkeit der Validierung von Stickstoffkonzentrationen in einem mesoskaligen Gewässernetz unter Verwendung punktueller, nicht kontinuierlicher Geländemessungen wird damit eindrucksvoll verdeutlicht. So zeigt die Abbildung 5.18, dass die hohe Variabilität der NO₃⁻-Konzentrationen in den Sommermonaten an der Station Bröleck nahezu nachgebildet wird. Auch der Anstieg der Nitratkonzentrationen, wie z. B. im August 1992 ist an der Station Bröleck zu beobachten. Zeitgleich ist dies für die Station Bröl nicht festzustellen.

Ergänzend zu der Betrachtung der Nitratkonzentrationen wurde eine flächenbezogene Validierung der Simulationsergebnisse über den Parameter 'Stickstoffentzug der Nutzpflanzen' durchgeführt. Hierzu werden die mittleren Stickstoffentzüge nach den durchschnittlichen Erntemengen (Acker- und Schnittgut) berechnet und mit den simulierten Stickstoffaufnahmen für jede Landnutzungsart verglichen (s. Tabelle 5.17).

Diese Mittelwertsbetrachtung liefert deutlich bessere Ergebnisse als die Simulation der Stickstoffdynamik. Die über das Gesamtgebiet gemittelten pflanzenspezifischen Entzugsraten zeigen ein hohes Maß an Übereinstimmung zwischen den ermittelten und simulierten Werten. Die Landnutzungsarten Silomais und Mähwiesen tendieren zur Übersimulation des Stickstoffentzugs, d. h. dass der simulierte Verbrauch höher liegt als der durch das Erntegut ermittelte Verbrauch.

Tabelle 5.17: Vergleich des jährlichen Stickstoffentzugs über Erntemengen mit den Modellergebnissen im Bröleinzugsgebiet für die hydrologischen Jahre 1992–1995

Landnutzungstyp	Pflanzenentzug über Erntemengen Amtlicher Agrarstatistik ([8][9]) [kg/N/ha/Jahr]	Pflanzenentzug nach simulierten Erntemengen [kg/N/ha/Jahr]
Silomais	145	160
Wintergetreide	120	110
Standweide	150	144
Mähweide	190	177
Mähwiese	200	224
Gebietsmittel	161	163

Vergleichsweise niedrigere Aufnahmeraten sind bei den Standorten Wintergetreide sowie Stand- und Mähweiden zu beobachten. Im Hinblick auf die Beurteilung der Modellgüte, ist vergleichend zu den Ergebnissen der Simulation der Wasserdynamik festzuhalten, dass die Modellierung der Stickstoffdynamik grundsätzlich mit größeren methodischen Unschärfen behaftet ist. Diese Unschärfen haben, wie folgt, generell modellkonzeptionelle und validierungsspezifische Ursachen.

Modellkonzeptionelle Ursachen liegen in der

- gestalteten Untergliederung von langsam und schnell ablaufenden Kohlenstoff- und Stickstoffpools im Boden, der Biomasse sowie der zugeführten organischen Substanz und ihre reaktionskinetische Umsetzung.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Definition der insgesamt sechs Kohlen- und Stickstoffpools nicht ausreicht, die in der Realität in verschiedenen Zeitskale ablaufenden, metabolischen Umsetzungsvorgänge abzubilden. Gerade diese Auf- und Abbauprozesse bilden aber die Kernelemente für die simulierten Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen.

Zur Verbesserung der Simulation der Stickstoffdynamik ist die Einführung weiterer, durch unterschiedliche Dekompositionsraten bestimmte Pools sinnvoll. Weiter kann durch die Einbindung populationsdynamischer Prozesse mit unterschiedlichen Stoffwechselformen eine realitätsnähere Prozessdynamik gewährleistet werden. Gleichzeitig muss hier auf die Schwierigkeit zur Überprüfung derartiger Simulationen hingewiesen werden. Da die Messung der Poolgrößen in der Realität sehr aufwendig ist und es an Möglichkeiten zum Vergleich der Simulationsergebnisse mit Messwerten fehlt. Eine weitere modellkonzeptionelle Ursache liegt in der

- Formulierung von standardisierten Düngezenarios und Managementstrategien für jede Landnutzungsart.

Wie die Untersuchungen von BENDE (1994[31]) gezeigt haben, besteht im Untersuchungsraum eine an der phänologischen Entwicklung der Nutzpflanzen orientierte Vergabe an Düngungsmengen und -zeitpunkten. Sie unterliegt damit einer hohen Variabilität. Eine schlagbezogene oder an hydroklimatischen Bedingungen ausgerichtete Definition des Düngungsmanagements würde eine wirklichkeitsnähere Abbildung des Stickstoffeintrags darstellen. Dies würde aber gleichzeitig den Aufwand der Parameterisierung erhöhen.

Weitere modellkonzeptionelle Ursachen verdeutlichen sich an unterschiedlichen Simulationszeiträumen. So beruht

- die Untersimulation der Stickstoffkonzentration während der Winterperiode auf der Nichtberücksichtigung des mit dem Oberflächentransport gekoppelten Stofftransports (REICHE 1991[241], 1996[243]).

Die zum Teil sehr hohen Direktabflussanteile von bis zu 30 % bei großen Abflussereignissen bewirken über Verdünnungseffekte ein Absenken der Nitratkonzentrationen. Diese Überschätzung des Oberflächenanteils ist auf zwei modelltechnische Ursachen zurückzuführen. Die hohen Oberflächenabflüsse kommen über die verknüpften Teilflächen insbesondere da zustande, wo hohe Flussraten von Nachbarschaftsflächen weitergegeben werden. Dies ist z. B. der Fall, wenn Flächen mit einem hohem Umfang in solchen mit geringer Flächengröße münden sowie z. T. auch vorfluternahe Standorte. Des Weiteren wird auch an Hängen Oberflächenabfluss simuliert, da die Weiterleitung des Interflows in Abhängigkeit des Sättigungsgrads der Empfängerfläche stattfindet. Ist diese bereits gesättigt, wird der weitergeleitete Wasserfluss als 'return flow' wie Oberflächen-

abfluss behandelt. Demgemäß findet keine Simulation der Stickstoffverlagerung statt.

Im Modell findet weiter keine

- Berücksichtigung der gewässerinternen Stoffumsätze statt, die insbesondere während der Sommermonate zum Tragen kommen.

Wie die Abbildung 5.18 gezeigt hat, bewirken die metabolisch gesteuerten, temperaturabhängigen Abbauvorgänge im Gewässerverlauf bereits auf kurzen Fließstrecken (hier 1,5 km) eine deutliche Veränderung der Konzentrationen (vgl. NO_3^- -Konzentrationen vom 6. August 1992 mit 32,2 mg/l -Bröl- und 53,6 mg/l -Bröleck- im Vergleich zum Simulationswert von 61,1 mg/l NO_3^-). Die Wirksamkeit der Abbauprozesse ist damit belegt, dass die Abweichungen im Konzentrationsniveau zwischen den beiden Messstationen während der Sommermonate größer ist als während den Wintermonate. Daraus folgen validierungsspezifische Ursachen, wie die

- Wahl einer geeigneten Validierungsstation bzw. Stationen für die Stickstoffdynamik in der mesoskaligen Raumscale.

Dies ist vor dem Hintergrund wichtig, da die Weitergabe der Stickstofffracht über das Flächenrouting verknüpfter Kaskaden bis zum nächstliegenden Vorfluterabschnitt erfolgt. Demzufolge wird ein kontinuierlicher Eintrag von der Quelle bis zur Mündung simuliert. Diesem kontinuierlichen Stoffeintrag steht zur Validierung die integrale Größe 'Abfluss und Stoff-Konzentration' an den Gebietsauslässen (Bröl/Bröleck) gegenüber. Verbesserungen ließen sich durch die Kopplung eines Moduls zur Modellierung der Stickstoffdynamik im Gewässerlauf erzielen (z. B. MIKE-SHE, DHI 1993[88]), um die Größenordnung des gewässerinternen Stoffumsatzes abzuleiten. Im mesoskali- gen Raum sieht man sich dabei meist mit der Tatsache konfrontiert, dass Validierungsdaten nicht in ausreichend zeitlich und räumlich hoch aufgelöster Form vorliegen. Schließlich ergibt sich eine validierungsspezifische Ursache durch die

- Repräsentativität des Messwerts selbst.

Wie die abflusskomponentenbezogene, qualitative Betrachtung von Stundenwerten in Kapitel 5.1.2.2.4ff. gezeigt hat, schwanken die Stoffkonzentrationen deutlich innerhalb eines Hydrografen (siehe Konzentrations- bzw. Rezessionsast). Folglich muss der auf der täglichen Zeitskala ermittelte Simulationswerte nicht notwendigerweise den in den einzelnen Abflussabschnitten unterschiedlich vorherrschenden Messwert repräsentieren.

Unter Berücksichtigung der aufgeführten Besonderheiten und Beschränkungen des Modellsystems WASMOD ist abschließend festzuhalten, dass die Simulationsergebnisse auf Grundlage der ausgewiesenen Teilflächen geeignet sind, Rückschlüsse auf die in einer Teilfläche wirkende Prozessdynamik zu ziehen und diese wie folgt zu bewerten und zu klassifizieren.

5.2.6 Raumbezogenes Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse zur Ableitung von Flächen mit dominanten Prozesseigenschaften (CHRUs)

Die räumliche und zeitliche Basis für die folgende Bewertung und Flächenklassifikation von CHRUs liefern die für den Untersuchungsraum der Bröl durchgeführten Simulationsergebnisse zum Wasser- und Stickstoffhaushalt während der hydrologischen Jahre 1992—1995. Die räumliche Grundlage stellen hierfür die 8207 KGG-Modelleinheiten, basierend auf der unscharfen Flächenausweisung.

Die flächenbezogene Bewertung der simulierten Wasser- und Stickstoffprozesse folgt zwei Untersuchungsstufen. Sie umfasst eine 'räumliche' Bewertung der Lageinformation und eine 'unräumliche' Bewertung der Prozessinformation. Aufbauend auf Fuzzy-Set-Analysen wird ein flächendifferenziertes Verfahren entwickelt und eingesetzt, welches die multikausalen Interaktionen unterschiedlicher Einflussfaktoren auf den Stickstoffeintrag der Bröl berücksichtigt und bewertend darstellt. Sie führt zu einer generischen, regelbezogenen Ausweisung und Klassifikation von CHRU-Einheiten.

5.2.6.1 Bewertung der Raumlageinformation

Bei der Bewertung der Raumlageinformation wird das Stickstoffaustragsverhalten innerhalb definierter Austragskategorien für jede Pedo-Toposequenzlage und Landnutzungsart betrachtet.

Das Stickstoffaustragsverhalten definiert sich über die Modellparameter 'Summe N im Interflow', d. h. N-Fracht im Interflow (kg/ha/Jahr) und ggf. 'N_{Drain}', d. h. N-Drainfracht (kg/ha/Jahr) je KGG-Modelleinheit. Folgende Austrags- bzw. Reaktionskategorien werden zusammengefasst:

- Flächenreaktion I (geringer Austrag): < 25 kg N/ha/Jahr
- Flächenreaktion II (mittlerer Austrag): < 25—50 kg N/ha/Jahr
- Flächenreaktion III (hoher Austrag): > 50—180 kg N/ha/Jahr
- Flächenreaktion IV (extrem hoher Austrag): > 180 kg N/ha/Jahr

Die Gruppierung orientiert sich an der Höhe bzw. doppelten Höhe des durchschnittlichen atmosphärischen Eintrags (Flächenreaktion I und II). Im Gegensatz dazu bezieht sich der extrem hohe Austrag (Flächenreaktion IV) an der durchschnittlichen Menge der verwendeten Düngungsmengen im Untersuchungsraum. Die als hoher Austrag (Flächenreaktion III) bezeichnete Flächenreaktion liegt definitionsgemäß zwischen den beiden Letztgenannten.

Tabelle 5.18: Prozentuale Verteilung der Flächenreaktionstypen (Anteil an der Gesamtfläche und am simulierten Gesamtstickstoffaustrag) während der hydrologischen Jahre 1992—1995

Flächenreaktionstyp	HJ 1992		HJ 1993		HJ 1994		HJ 1995	
	Flächenanteil [%]	Austraganteil [%]						
I < 25 kg N/ha/Jahr (gering)	65,70	5,30	68,00	4,60	64,50	6,90	59,10	3,50
II > 25 - 50 kg N/ha/Jahr (mittel)	14,90	11,50	14,50	9,70	16,30	15,20	19,90	8,76
III > 50 - 180 kg N/ha/Jahr (hoch)	7,80	53,60	6,20	52,70	7,60	73,00	9,40	49,60
IV > 180 kg N/ha/Jahr (extrem hoch)	0,07	29,70	0,08	33,10	0,07	4,80	0,15	38,10

Insgesamt dominieren nach Tabelle 5.18 im Untersuchungsraum die relativen Flächenanteile mit geringen Stoffaustragsraten in der Höhe bis zu 25 N kg/ha/Jahr und weisen auf eine relativ angepasste Düngungsweise im Untersuchungsraum hin. Demgegenüber fällt auf, dass die meisten relativen Austragsanteile auf die hohen sowie extrem hohen Flächenreaktionstypen III und IV zurückgehen.

Relativ gleiche Austragsverhältnisse zeigen die hydrologischen Trocken- bzw. Durchschnittsjahre 1992 und 1993. Mit zunehmender Aufweitung des Gebiets verringern sich die Flächenanteile mit geringen Austragsraten zugunsten von Flächen mit mittleren bzw. hohen Frachtraten (vgl. hydrologisches Feucht- bzw. Nassjahr 1994 und 1995).

Auffällig ist im hydrologischen Nassjahr 1994 die deutliche Abnahme der Austragsanteile an Extremstandorten IV und die gleichzeitige Zunahme der Reaktionskategorien III. Die vergleichsweise gleichmäßigere Durchfeuchtung führt demnach zu einer Aktivierung der Frachtraten auf Standorten mit geringen und mittlerem Niveau. Demgegenüber tendiert das hydrologische Nassjahr zur Zunahme von Extremstandorten.

Der Vergleich von Flächenreaktion auf verschiedenen Pedo-Toposequenzen und Landnutzungsarten weist für die verschiedenen Reliefpositionen unterschiedliche Abhängigkeiten auf. In Bezug zur Höhe des Stickstoffaustrags lassen die Ergebnisse der Tabelle 5.19 folgende Interpretationen zu:

Die Menge der Stickstoffzufuhr aus der Düngung wirkt sich auf die Höhe des Stickstoffaustrags aus. Die durchschnittlichen Austräge pro Landnutzungsart zeigen die höchsten Stickstoffausträge auf den intensiv gedüngten Flächen (z. B. Mähwiese und Silomais). Demgegenüber findet sich auf Wintergetreideflächen das niedrigste Austragsniveau.

Ein weiterer Einflussfaktor stellt daher die Reaktionsfähigkeit der Vegetation, insbesondere die Stickstoffaufnahme auf das gegebenen Wasser- und Nährstoffangebot dar. Hier zeigen die Mähwiesen auf fast allen Standorten höhere Stickstoffausträge, als Mäh- und Standweiden. Die Ursache hierfür ist in der tierischen Nährstoffrücklieferung zu sehen, die auf den Weiden beständig verläuft. Daraus folgt ein kontinuierlicher Einbau von Stickstoff in die Grasnarbe. Demgegenüber bleibt offenbar bei den 3—4 mal stattfindenden Düngeapplikationen auf Mähwiesen ein hoher Anteil an Stickstoff von der Vegetation ungenutzt und wird vom System ausgewaschen. Dies unterstreichen auch die vergleichsweise hohen Drainausträge der Mähwiesen auf Unterhängen und Hangmulden in der Tabelle 5.19.

Tabelle 5.19: Mittlere Stickstoffausträge und Stickstoffaufwendungen von Grün- und Ackerland auf den Pedo-Toposequenzen im Untersuchungsraum während der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: Pedo-Toposequenz 2-5 sind nicht drainiert ; [-] keine Standorte vorhanden]

Pedo-Toposequenz (Nr.)	N-Fracht im	Mähwiese	Mähweide	Standweide	Silomais	Wintergetreide
		[kg/N/ha/Jahr] [Eintrag: 240 kg/N/ha/Jahr]	[kg/N/ha/Jahr] [Eintrag: 184 kg/N/ha/Jahr]	[kg/N/ha/Jahr] [Eintrag: 200 kg/N/ha/Jahr]	[kg/N/ha/Jahr] [Eintrag: 200 kg/N/ha/Jahr]	[kg/N/ha/Jahr] [Eintrag: 120 kg/N/ha/Jahr]
Talau (2)	Interflow	98,7	85,7	93,9	118,9	[-]
Kuppe (3)	Interflow	64,5	53,2	39,1	[-]	[-]
Plateau (4)	Interflow	38,1	28,9	28,9	[-]	[-]
Steilhang (5)	Interflow	81,8	54,3	54,5	[-]	[-]
Oberhang (6)	Interflow	48,9	44,3	41,9	57,6	22,5
Unterhang (7)	Interflow	12,3 _{zus = 54,3}	3,2 _{zus = 10,8}	3,1 _{zus = 10,5}	7,5 _{zus = 23,4}	13,3 _{zus = 31,5}
Unterhang (7)	Drain	42,0	8,2	7,4	15,9	18,2
Hangmulde (8)	Interflow	5,7 _{zus = 46,6}	8,0 _{zus = 19,4}	12,6 _{zus = 19,9}	4,8 _{zus = 22,3}	[-]
Hangmulde (8)	Drain	40,9	11,4	9,1	17,5	[-]
Mittelwert		43,3	29,7	29,1	31,7	13,5

Ein weiterer Einflussfaktor stellt der Zustrom des Wassers und der Nährstoff-Fracht aus den Nachbarpolygonen dar. Die Modellergebnisse geben wieder, dass die mittleren Abweichungen im Stoffaustrag auf den einzelnen Pedo-Toposequenzen größer sind, als zwischen den einzelnen Landnutzungsarten. Die Raumlage angrenzender Nachbarn hat folglich eine größere Bedeutung auf den Stoffaustrag als die alleinige Betrachtung der Landnutzungsart und ihrem spezifischen Düngemittelbeitrag. Höchstes Austragspotenzial besitzen auf allen Landnutzungen nach der Tabelle 5.19 die Talauen, gefolgt von den Unterhanglagen. Diese besitzen aufgrund der Kaskadierung in der Regel den höchsten Anteil an angrenzenden Flächen, von denen sie zusätzliche Mengen an Wasser- und

Stickstoff erhalten.

Des Weiteren üben die Bodeneigenschaften einen Einfluss auf Wasser- und Stickstoffdynamik aus. Nach den Talauen, zeigen die Kuppen- und Steilhanglagen hohe Stickstoffausträge, die z. T. in der doppelten Höhe des durchschnittlichen atmosphärischen Eintrags liegen. Diese Standorte sind mit geringmächtigen Böden und mit hohen Leitfähigkeiten an der Boden-Gesteinszone parameterisiert und führen dadurch zu einer schnellen Ableitung der Bodenwassergehalte und der Stickstoffraten. Letzteres gilt für Drains auf Mähwiesenstandorten mit hohem Stickstoffüberschuss. Dagegen sind geringe Stickstoffausträge mit rund 10–40 kg/N/ha/Jahr auf den Hangmulden und Unterhängen zu beobachten. Sie sind mit vergleichsweise hohen Mächtigkeiten verbundenen. Die dadurch bedingten längeren Verweilzeiten von Wasser und Stickstoff bewirken offenbar eine deutliche N-Reduktion, die aus einem längeren Nährstoffschließungsvermögen für die Gründlandpflanzen resultiert.

Das unterschiedliche Verhalten im Stoffaustrag der Landnutzungsarten bzw. Pedo-Toposequenzen macht deutlich, dass eine differenzierte Betrachtungsweise für die Ausweisung von CHRUs sinnvoll ist. Damit ist die Frage verbunden, welche Wasser- und Stickstoffprozesse auf einer KGG-Modellierungseinheit maßgeblich sind. Aufgabe des im Folgenden Kapitel dargelegten Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodells ist daher die bestimmenden Faktoren und die nicht linearer Abhängigkeiten von Prozessen auf den Stickstoffaustrag bewertend herstellen können.

5.2.6.2 Fuzzy-Set-Klassifikation zur Bewertung der Prozessinformation

Die Entwicklung eines Fuzzy-Set-Klassifikationsmodells setzt folgende Arbeitsschritten voraus:

- Die Festlegung der Modellstruktur über die Bestimmung
 - der Ein- und Ausgangsvariablen bzw. der beteiligten Fuzzy-Sets und der Definition der Anzahl und Inhalte der Teilmodelle sowie
 - der Fuzzyifizierung der Eingangsvariablen und ihre Verknüpfung und
- Die Verknüpfung der Teilmodelle bzw. Fuzzy-Sets über Fuzzy-Operatoren und
- die Defuzzyifizierung des Ausgabeergebnisses über Regelwerke und Darstellung des Klassifikationsergebnisses (*'Fuzzy-Envelope'*).

5.2.6.2.1 Fuzzy-Set-CHRU-Modellstruktur

Die Abbildung 5.19 zeigt die Modellstruktur und den Datenverarbeitungsfluss des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell für den Untersuchungsraum.

Die Definition der Eingangsvariablen und ihren Fuzzy-Sets ergibt sich aus der Auswahl von Wasser- und Stickstoffprozessen, die einen signifikanten Einfluss auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt im Untersuchungsraum ausüben (Funktionsindikatoren). Diese Prozesse lassen sich zu den folgenden Gruppen oder Teilmodellen zusammenfassen:

- Speicherfunktion (biotischer und bodenbürtiger Stickstoffspeicher sowie Gebietswasserspeicher= Teilmodell I),
- Umsatzfunktion (Mineralisation, Immobilisation und Evapotranspiration= Teilmodell II)
- Reduktionsfunktion (Denitrifikation, NH_3 -Verdunstung und Pflanzenaufnahme= Teilmodell III)
- Nachbarschaftsfunktion (Stoffmengentransport, Oberflächenabfluss, Interflow= Teilmodell IV).

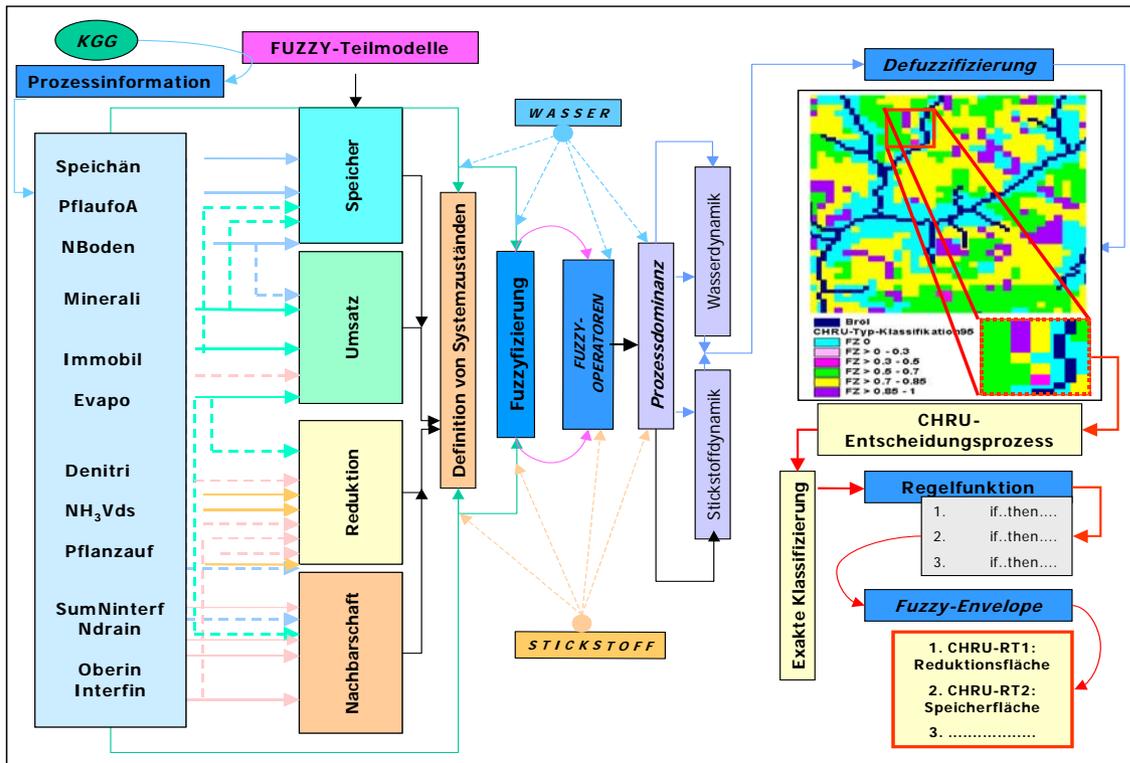


Abbildung 5.19: Struktur des Fuzzy-Set-Modells und Durchführung der Klassifikation von 'Chemical Response Units' (CHRUs) für das Bröl-Einzugsgebiet

Die gerade Linienführung in der Abbildung 5.19 zeigt die direkt zugeführten Eingangsvariablen der Teilmodelle, während die getrickelte Linienführung die Verknüpfungen zu anderen Teilmodellen verdeutlicht.

Teilmodell I beschreibt den Einfluss des Boden- und Pflanzenspeichers auf den Stickstoffaustrag. Die Eingangsvariablen hierzu sind die Modellparameter 'Nboden' (Veränderung des Bodenstickstoffgehalts), 'PflafoA' (Stickstoff-Pflanzenaufnahme ohne Anfangsgehalt) sowie 'Speichän' (Speicheränderung des Bodenwassergehalts).

Die Veränderung dieser Zustandsgrößen wird über die Prozesskenngößen der in Teilmodelle II existierenden Modellparameter 'Minerli' (Mineralisation) und 'Immobil' (Immobilisation) sowie der 'Evapo' (Evaporation) maßgeblich beeinflusst. Sie werden daher mit dem Teilmodell I verknüpft.

Insgesamt beschreibt Teilmodell II die Verfügbarkeit an Wasser und Stickstoff. Die Verfügbarkeit an Stickstoffmengen wird durch die Reduktionsprozesse, repräsentiert über die Modellparameter 'Denitri' (Denitrifikation), 'NH₃⁺Vds' (NH₃⁺-Volatilisation) und 'PflanzAuf' (Pflanzenaufnahme) des Teilmodells III, herabgesetzt. Auch diese werden von den Eingangsparametern der Teilmodelle I und II sowie des Teilmodells IV beeinflusst.

Da die Modellierung der Wasser- und Stickstoffdynamik im Untersuchungsraum auf einer Verknüpfung der einzelnen KGG-Flächen basiert, ist die Austragsdynamik vom Zustrom an Wasser und Stickstoff aus der Nachbarfläche abhängig. Teilmodell IV beschreibt diese Relation über die Modellparameter 'Ndrain' und 'SumNinterin' (Stickstoffmenge in die zu betrachtende Fläche) sowie 'Interfin' und 'Oberin' (Interflow und Oberflächenabfluss in die zu betrachtende Fläche).

Nach der Zuordnung der thematischen Ebenen zu den einzelnen Teilmodulen folgt die Fuzzyifizie-

rung. Hierbei werden gemäß der Abbildung 3.4 die 'scharfen' Simulationswerte jeder Eingangsvariablen in Objekte zerlegt und transformiert. Diesen Objekten wird ein Zugehörigkeitswert zu einer 'unscharfen' Menge (Fuzzy-Set) zugeordnet, welche als Ausprägung der Eingangsvariablen definiert werden.

Die für den Untersuchungsraum definierten Fuzzy-Zugehörigkeiten sind in den Tabellen A-4.28—A-4.33 dargestellt. Die Zuordnung der Prozesszustände zu einer Fuzzy-Zugehörigkeit basiert auf der subjekten, gebietsabhängigen Einschätzung und Bewertung der einzelnen Prozesskenngößen. So wird beispielsweise eine Pflanzenaufnahme von 160 kg/N/ha/Jahr für das Bröleinzugsgebiet als sehr hoch erachtet und erhält eine Fuzzy-Zahl von 1. Die Fuzzifizierung musste getrennt für die einzelnen hydrologischen Jahre der Untersuchungsperiode durchgeführt werden.

5.2.6.2.2 Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation: Verknüpfung der Teilmodelle und Fuzzy-Set-Operationen

Nach der Überführung der Simulationswerte in Fuzzy-Zugehörigkeiten erfolgt die Festlegung der Fuzzy-Operatoren. Für den Untersuchungsraum ist dies in der Abbildung 5.20 dargestellt, geordnet nach den Teilmodellen mit den Ein- und Ausgangsvariablen.

Um herauszufiltern, welcher simulierte Wasser- und Stickstoffprozess innerhalb einer KGG-Fläche dominant ist, wird der Maximum-Filter eingesetzt. Hierzu werden die Eingangsvariablen jedes Teilmodells in einem ersten Arbeitsschritt über den Operator 'Fuzzy-OR' (Maximum-Filter) miteinander verschnitten. Dies erfolgt innerhalb der Teilmodelle 'Speicher', 'Reduktion', 'Umsatz'

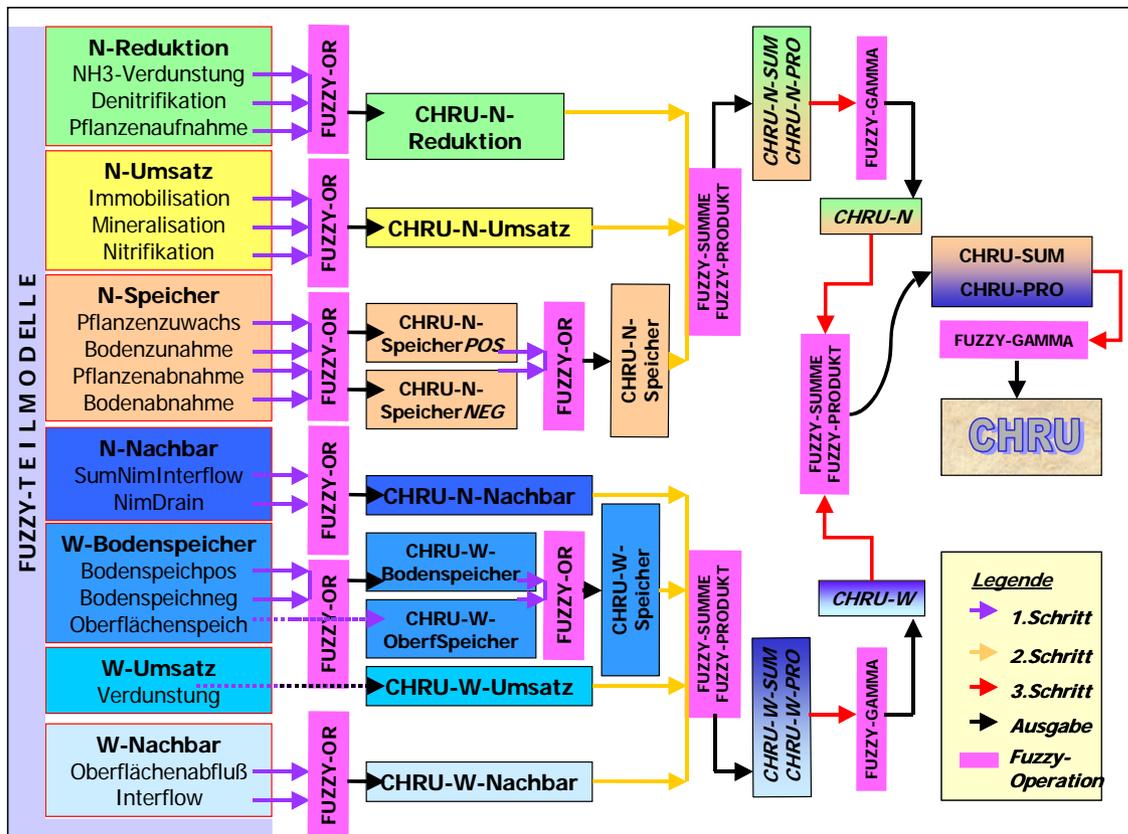


Abbildung 5.20: Abfolge der Arbeitsschritte und Fuzzy-Operationen für die Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation im Untersuchungsraum

und 'Nachbarschaft' getrennt nach Wasser- und Stickstoffprozessen.

Das Teilmodell 'N-Reduktion' besitzt eine Fuzzy-Ausgabe. ('*CHRU-N-Reduktion*'), indem die Prozessdominanz über die drei Prozesse Denitrifikation, Pflanzenaufnahme und NH_3^+ -Volatilisation dargestellt ist. Das Teilmodell 'N-Umsatz' entscheidet über die Prozessdominanz der Parameter Immobilisation und Mineralisation ('*CHRU-N-Umsatz*'). Für das Modell 'N-Speicher' resultieren dann zwei Klassifikationsergebnisse ('*CHRU-N-Speicherneg*' und '*CHRU-N-Speicherpos*'), da sowohl negative (Mineralisation, Pflanzenabfuhr) als auch positive (Immobilisation, Pflanzenzuwachs) Systemzustände erreicht werden. Sie werden über den Maximum-Filter in einem zweiten Schritt zu dem Gesamtspeicher zusammengeführt ('*CHRU-N-Speicher*'). Im Teilmodell 'N-Nachbarschaft' wird die Dominanz der Stickstoffzufuhr über den Interflow und den Drains ermittelt ('*CHRU-N-Nachbar*').

Alle Ausgabebenen können bereits jetzt getrennt voneinander interpretiert werden.

Die aus den Teilmodellen resultierenden Ausgabe-Fuzzy-Grids stellen die Eingangsvariablen für den nächsten Arbeitsschritt dar. Sie werden über die Operatoren 'Fuzzy-PRODUKT' ('*CHRU-N-PRO*') und Fuzzy-SUMME ('*CHRU-N-SUM*') verknüpft. Da sich bei der Fuzzy-Summen und -Produktbildung der Ausgabewert aus mehreren möglichen Kombinationen ergeben kann, wird der Operator Fuzzy-GAMMA eingesetzt ('*CHRU-N-GAM*').

Analog der Vorgehensweise für die Stickstoffteilmodelle erfolgen die Verarbeitungsschritte für die Wasserdynamik. Mit dem Fuzzy-Operator Fuzzy-OR werden die Ergebnisse des Teilmodells 'Nachbarschaft' ('*CHRU-W-Nachbar*') und des Gesamtwasserspeicher ('*CHRU-W-Speicher*') aus dem Gebietswasserspeichers des Boden ('*CHRU-W-Bodenspeicher*') und des Oberflächenspeichers ('*CHRU-W-Oberflächenspeicher*') gebildet. Zusammen mit der Eingangsvariablen Verdunstung ('*CHRU-W-Umsatz*') werden diese unter Verwendung der Fuzzy-Operatoren Fuzzy-PRODUKT ('*CHRU-W-PRO*'), Fuzzy-SUMME ('*CHRU-W-SUM*') und Fuzzy-GAMMA zu dem Ausgabegrid '*CHRU-W*' verschnitten.

Schließlich erfolgt die Verknüpfung der Wasser- und Stickstoffdynamik zu einem Gesamtausgabegrid '*CHRU*' über die Operatoren Fuzzy-SUMME ('*CHRU-SUM*'), Fuzzy-PRODUKT ('*CHRU-PRO*') und Fuzzy-GAMMA ('*CHRU*').

Bei allen Fuzzy-Gamma-Operationen wurde ein Skalierungsparameter von $\gamma = 0,9$ eingesetzt, da er eine stärkere Gewichtung der Eingangsvariable 'Fuzzy-SUMME' erlaubt.

Die in der CHRU-Ausgabe berechnete Fuzzy-Zahl (0...1) soll als 'Ähnlichkeitswert' verstanden werden, wobei die Höhe der Fuzzy-Zahl Auskunft gibt über das

- Maß beteiligter Teilmodelle und ihre beteiligten Prozessdominanzen und damit
- eine quantitative Übereinstimmung der simulierten Prozessdynamik ist (quantitativer Ähnlichkeitswert) und angibt
- wie hoch der Grad der Einflussnahme einzelner simulierter Wasser- und Stoffprozesse auf den Ähnlichkeitswert ist.

Generell bedeutet eine hohe Fuzzy-Zahl im CHRU-Ausgabegrid eine hohe quantitative Übereinstimmung an Teilmodellen und beteiligten Prozessen während für eine Fuzzy-Zahl von 0 gilt, dass in einem oder mehreren Teilmodell(en) keine Wasser- bzw. Stickstoffprozesse existieren. Da die Betrachtung der Fuzzy-Zahl im CHRU-Ausgabegrid allein keine Interpretation eines höheren

Informationsgehalts erlaubt, wird zwecks Bewertung der zugrunde liegenden Wertungsfaktoren die Defuzzifizierung nachgeschaltet.

5.2.6.2.3 Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsergebnis: Defuzzifizierung, CHRU-Regelwerk und 'Fuzzy-Envelope'

Die Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation erlaubt über die Arbeitsschritte der Defuzzifizierung, der Erstellung von Regelwerken und dem Zusammenfügen der Ergebnisse eine Interpretation des CHRU-Ausgabegrids. Die Interpretation wird im Folgenden schwerpunktmäßig hinsichtlich der Stickstoffdynamik geführt.

Bei der Defuzzifizierung wird zunächst definiert, wie hoch der Grad an Informationsgewinn ist. Für den Untersuchungsraum ergibt die Defuzzifizierung für jede Zelle des CHRU-Ausgabegrids eine Klassifikation von CHRU-Typen mit in sich gleichen oder ähnlichen Prozessen mit den folgenden Eigenschaften:

- Definition und Bezeichnung eines prozessbezogenen CHRU-Typs (Rein-, Misch- und '0'-Typen) (Gliederungsstufe I),
- Anzahl und Art der beteiligten Fuzzy-Teilmodelle (Gliederungsstufe II),
- Dominant auftretende Prozesse und ihre Fuzzy-Zahlen, die den Grad der Einflussnahme auf den Ähnlichkeitswert bestimmen (Gliederungsstufe III).

Das auf der Grundlage dieser Eigenschaften erzielte CHRU-Regelwerk ermöglicht, plausible Prozesskombinationen zu erkennen und Flächen dominanter Stickstoffhaushaltsprozesse abzuleiten. Die Regeln sind als 'If-Then'-Bedingungen im GIS ArcView konzipiert und ausgeführt. Innerhalb der zu den Fuzzy-Sets zugehörigen Attribut-Tabellen sind sie mit den Booleschen Variablen 'true' und 'false' verknüpft (Prozesseigenschaft vorhanden ja/nein).

Die Tabelle A-4.32 zeigt die Definitionen und Bezeichnung sowie das Regelwerk der im Rahmen der Gliederungsstufe I—III entwickelten CHRU-Typen für den Untersuchungsraum.

Ergänzend dazu sind die prozentualen Anteile aller beteiligten CHRU-Typen sind, unterteilt nach den einzelnen hydrologischen Jahren 1992—1995 in der Tabelle 5.20 wie folgt aufgeführt. Daraus wird deutlich, dass generell zwischen drei CHRU-Haupttypen bzw. CHRU-Regeln zu unterscheiden ist.

Als Reintyp (CHRU-RT, Nr. 1—4) werden Prozesseinheiten definiert, die eine Prozessdominanz in jeweils einem der Teilmodelle aufweisen (z. B. CHRU-Typ 3 Umsatz [dominant]).

Demgegenüber zeichnen sich die zweite Gruppe der Mischtypen (CHRU-MT, Nr. 5—15) durch mindestens zwei oder mehrere gleichwertig simulierte Prozessdominanzen von Teilmodellen aus (z. B. CHRU-Typ 9 Umsatz-Reduktion [dominant]).

Der dritte CHRU-Typ, die Nulltypen (NT, CHRU-Nr. 16—29) weisen in einem oder mehreren Teilmodellen keine Prozessdynamik auf (z. B. CHRU-Typ 17 kein Speicher).

Tabelle 5.20: Prozentuale Verteilung der CHRU-Typen bzw. Prozessflächen im Untersuchungsraum während der Hydrologischen Jahre 1992—1995

CHRU-Typ-Nr.	Stickstoff-Prozessflächen - Eigenschaft: CHRU-Funktion und Regelwerk	HJ 1992 [%]	HJ 1993 [%]	HJ 1994 [%]	HJ 1995 [%]
RT 1	Reduktion	2,71	4,87	2,33	3,82
RT 2	Speicher	4,12	3,71	4,48	3,16
RT 3	Umsatz	13,77	16,17	14,26	17,82
RT 4	Nachbar	0,02	0,025	0,03	0,05
Σ Reintyp (RT)		20,63	24,78	21,10	24,84
MT 5	Reduktion&Umsatz&Speicher	1,91	1,07	4,47	1,38
MT 6	Reduktion&Umsatz&Nachbar	0,75	1,28	0,71	1,45
MT 7	Umsatz&Speicher&Nachbar	0,03	0,05	0,02	0,10
MT 8	Reduktion&Nachbar&Speicher	0,03	0,05	0,03	0,00
MT 9	Reduktion&Umsatz	33,42	33,33	36,47	34,17
MT 10	Reduktion&Speicher	1,51	2,69	0,59	1,17
MT 11	Umsatz&Speicher	0,21	0,08	0,12	0,21
MT 12	Umsatz&Nachbar	0,06	0,13	0,15	0,27
MT 13	Speicher&Nachbar	0,00	0,00	0,00	0,00
MT 14	Reduktion&Nachbar	0,00	0,06	0,04	0,04
MT 15	Reduktion&Speicher&Umsatz&Nachbar	0,32	0,25	0,43	0,51
Σ Mischtyp (MT)		38,25	39,00	43,04	39,30
NT 16	keine Reduktion	0,00	0,00	0,00	0,00
NT 17	kein Speicher	4,81	0,05	0,01	0,01
NT 18	kein Umsatz	1,82	2,41	2,26	2,23
NT 19	kein Nachbar	13,42	8,16	8,17	8,14
NT 20	keine Reduktion&Umsatz&Speicher	0,00	0,00	0,00	0,00
NT 21	keine Reduktion&Umsatz&Nachbar	0,00	0,07	0,01	0,02
NT 22	kein Nachbar&Umsatz&Speicher	2,00	0,00	0,00	0,01
NT 23	keine Reduktion&Nachbar&Speicher	0,02	0,00	0,00	0,00
NT 24	keine Reduktion&Umsatz	0,00	0,01	0,00	0,00
NT 25	keine Reduktion&Speicher	0,00	0,00	0,00	0,00
NT 26	kein Umsatz&Speicher	0,21	0,00	0,00	0,00
NT 27	kein Umsatz&Nachbar	12,00	13,95	13,81	13,84
NT 28	kein Speicher&Nachbar	6,82	11,53	11,54	11,54
NT 29	keine Reduktion&Nachbar	0,00	0,01	0,02	0,02
Σ Nulltyp (NT)		41,13	36,19	35,87	35,86

Im Untersuchungsraum dominieren mit jeweils ca. 40 % die Misch- und Nulltypen. Die restlichen 20% der Gesamtfläche wird von den Reintypen eingenommen. Im Folgenden erfolgt die Auswertung der wichtigsten CHRU-Typen.

In der Gruppe der Reintypen herrschen Flächen mit intensivem Stoffumsatz (CHRU-RT3) vor, die rund 15 % des Gesamtgebiets abdecken. Dabei dominiert nach Tabelle A-4.33 in fast allen Fällen die (Netto-)Mineralisation. Lediglich im hydrologischen Feuchtjahr 1994 überwiegt in einem geringen Fall die Umwandlung anorganischer N-Verbindungen in organische Bestandteile.

Tabelle A-4.36 zeigt für die CHRU-RT3-'Mineralisation'-Flächen, dass sie im Untersuchungsraum im Wesentlichen durch Waldstandorte oder Wintergetreideflächen gekennzeichnet sind. Die Mineralisation wird demzufolge durch

- die Zufuhr an Laubfall bzw. Wintergetreide-Pflanzenrückständen beeinflusst.

Eine Bindung an bestimmte Bodenstandorte herrscht nicht vor. Die Reliefposition wiederum spielt eine bedeutende Rolle, da fast 100 % der relativen Anteile an Hangmulden- und Unterhangstandorten gebunden sind. Dies deutet darauf hin, dass

- die Mineralisation im Untersuchungsraum weniger vom C/N-Verhältnis, dem pH-Wert und den Temperaturverhältnissen dominiert wird. Entscheidend ist vielmehr der Feuchtegehalt und die vergleichsweise länger anhaltenden Feuchte des Bodens. Dies zeigen die beiden relativ feuchten Sommerhalbjahre 1993 und 1994, in denen z. B. Laubwaldstandorte auf Hangmuldenlagen einen relativen Anteil von 100 % ausmachen (vgl. nochmals Tabelle A-4.36).

Mit knapp 4 % am Gesamtgebiet folgen die Reintypen mit dominanten Speicherprozessen (CHRU-RT2). Aus den Tabellen A-4.33 und A-4.35 wird deutlich, dass diese im Wesentlichen auf die Stickstoffzunahme des Bodenspeichervorrats zurückzuführen sind. Mit Ausnahme von Talauenlagen sowie Maisnutzungen kommen CHRU-RT2-Typen auf allen Standorten vor. Gemessen an den relativen Flächenanteilen dominieren Wald- und Wintergetreideflächen auf Plateau-, Oberhang- und Unterhanglagen. Gebunden an vergleichsweise hohe Temperaturen und ein überdurchschnittlich feuchtes Winterhalbjahr sowie leicht feuchtes Sommerhalbjahr (726/505 mm Nds [Station Schönenberg]) stellt das hydrologische Jahr 1994 die besten Bedingungen für die Zunahme des Bodenstickstoffvorrats dar. Im relativ trockenen Sommerhalbjahr 1995 (433 mm Nds [Station Schönenberg]) werden dagegen die höchsten Abnahmen des Bodenstickstoffvorrats simuliert.

Einen etwas geringeren räumlichen Prozentanteil mit durchschnittlich 3,5 % besitzen die Flächeneinheiten mit dominanten Reduktionsprozessen (CHRU-RT1). Dabei stellen sich die Denitrifikationsprozesse als wichtigste Prozesse heraus, gefolgt von der Pflanzenaufnahme (vgl. Tabelle A-4.33). Die NH_3^+ -Volatilisation besitzt keine Flächenanteile innerhalb der Gruppe der Reintypen.

Nach der Tabelle A-4.33 lassen sich für die dominant auftretende Denitrifikationsprozesse im Untersuchungsraum drei Abhängigkeitsfaktoren erkennen.

- Die Fähigkeit zur schnellen Wasseraufsättigung führt zur Ausbildung von CHRU-RT1-’Denitrifikationsflächen’ vorzugsweise auf flachgründigen, stauwasser beeinflussten Plateau-, Ober- und Kuppenlagen.
- Der zweite Faktor stellt die Klimadynamik dar und dabei ist besonders die Niederschlags- und Temperaturverteilung zu nennen. Gesteigerte Denitrifikationsleistungen sind an hohe winterliche Niederschläge, hohe sommerliche Niederschlagsmengen mit gleichmäßiger Verteilung sowie hohen sommerlichen Temperaturen gebunden. Daher sind die höchsten Flächenbeteiligungen im hydrologischen Feuchtjahr 1994 vorzufinden sind (vgl. z. B. Misch- und Laubwaldareale auf Plateaulagen in der Tabelle A-4.34).
- Der dritte Faktor ist die Verfügbarkeit einer ausreichenden Menge an mikrobiell verwendbaren Kohlenstoff (organische Substanz) als Elektronendonator (Reduktionsmittel). Da dieser über den Eintrag von Pflanzenrückstände, Laubfall und/oder organisches Düngematerial gewährleistet ist, sind CHRUs-RT1-’Denitrifikationsflächen’ an alle Landnutzungsarten gebunden (vgl. Tabelle A-4.34).

Durchschnittlich weniger als 1 % am Gesamtgebiet nehmen die reinen Reduktionsflächen CHRU-RT1-’Pflanzenaufnahme’ ein (vgl. Tabelle A-4.33). Diese Flächen zeigen eine Abhängigkeit

- von der Bodenwasserdynamik, da für relativ trockene sommerliche Systemzustände, wie im hydrologischen Jahr 1992 und 1995, die niedrigsten Flächenanteile charakteristisch sind. Folglich beschränkt das begrenzte Wasserangebot bei Wasserstress nicht nur den Stickstoffantransport zur Wurzel durch Diffusion und Massenfluss, sondern auch das Spross- und Wurzelwachstumsvermögen der Pflanze selbst und damit das Nährstoffaneignungsvermögen.

Bei allen CHRU-RT1-Flächen werden in der Regel niedrige Stickstoff-Austragskapazität von bis zu 25 kg N/ha/Jahr N simuliert (vgl. Tabelle A-4.34).

Innerhalb der Gruppe der CHRU-Mischtypen (CHRU-MT) besitzen nach der Tabelle 5.20 die Reduktionsprozesse in Kombination mit anderen Prozessen die höchste Beteiligung. CHRU-MT9-'Reduktion & Umsatz' bildet mit einem Flächenanteil von über 34 % am Gesamtgebiet die insgesamt größte Klasse, die im Folgenden näher charakterisiert wird. Es folgen mit durchschnittlich 2 % bzw. 1,5 % Flächenanteil am Gesamtgebiet CHRU-MT5-'Reduktion & Umsatz & Speicher'- und CHRU-MT10-'Reduktion & Speicher'-Klassen. Alle anderen CHRU-MT-Klassen besitzen einen Flächenanteil am Gesamtgebiet von unter 1 %.

Die Tabelle A-4.38 zeigt die Prozessdominanzen der CHRU-MT9-'Reduktion & Umsatz'-Flächen mit ihren absoluten bzw. relativen Flächenanteile am Gesamtuntersuchungsraum. Es überwiegen die Prozesse (Netto-)Mineralisation ('Umsatz') und Pflanzenaufnahme ('Reduktion'). Für diese zwei Prozessdominanzen lassen sich folgende Abhängigkeitsfaktoren formulieren, wie die:

- Art und Menge des Düngeeintrags, da Grünland- und Ackerstandorte die bevorzugten Standorte darstellen. Hydrolisierbarer Stickstoff stammt an diesen Standorten aus organischer Stickstoffdüngung und/oder der Pflanzenrücklieferung sowie auf Stand- und Mähweiden über die direkte tierische Rückführung. Da meist geringe Stickstoffausträge beobachtet werden, dienen die mineralisierbaren Stickstoffbeträge weitgehend der Nährstoffaneignung von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen.
- Reliefposition, da ähnlich den CHRU-RT3-Flächen, neben Unterhang- und Hangmulden auch Oberhänge bevorzugte Lagen der CHRU-MT9-Flächen darstellen. Der vergleichsweise häufigere Wechsel von feuchten und trockenen Zuständen führt auf Oberhanglagen zu einer verstärkten Mineralisationsrate. Ausschlaggebend ist, infolge von Schrumpfung dichter Aggregate sowie die höhere Bereitstellung abgestorbener mikrobieller Biomasse, die Schaffung neuer, für Mikroben zugänglicher Oberflächen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989[251]; SIERRA & RENAULT 1996[266]).

Gleichzeitig wird aber auch deutlich, dass die Klimadynamik die Wirksamkeit beider Einflussfaktoren überragt, indem deutlich feuchte und nasse Systemzustände die Dominanz beider Prozessgrößen einschränkt. Diese Systemzustände führen zur Ausweitung von Flächen mit reduzierenden Verhältnissen (vgl. in der Tabelle A-4.33 das hydrologische Feuchtjahr 1994 und das hydrologische Nassjahr 1995). Das zu den CHRU-RT1-'Pflanzenaufnahme'- und CHRU-RT3-'Mineralisations'-Flächen widersprüchliche Verhalten ist auf landnutzungsspezifische Ursachen des Grün- bzw. Ackerlands zurückzuführen.

Bei CHRU-MT9-Flächen mit gleichwertiger Dominanz der Denitrifikations- und Pflanzenaufnahmeprozesse überwiegen wie zuvor Oberhanglagen und Standorte mit geringmächtigen Böden, die ein Vermögen zur schnellen Wasseraufsättigung besitzen: Kuppen und Plateaus. Ergänzend dazu sind CHRU-MT9-Standorte mit einer Dominanz der Denitrifikations- und Mineralisationsprozesse auch auf Steilhanglagen vorzufinden. Sie weisen hier Grünland- und Waldnutzungen auf.

In der CHRU-Gruppe der Nulltypen (CHRU-NT) überwiegen Flächen ohne Nachbarschaftsfunktion (CHRU-NT19) sowie in Kombination mit anderen Teilprozessen (CHRU-NT27-ohne Umsatz bzw. CHRU-NT28 ohne Speicher). Weiter existieren Flächen ohne Stickstoffumsatz- und Speicherprozesse mit reiner Dominanz (CHRU-NT17 und -18). Dagegen besitzen Reduktionsflächen einen geringen prozentualen Anteil von maximal 0,07 % am Gesamtgebiet (s. CHRU-NT21 und

CHRU-NT29).

Tabelle A-4.39 zeigt für den Fall der CHRU-NT19, dass keine Stickstoffverlagerung über die Parameter 'Ndrain' sowie 'SumNinterin' stattfindet. Den Flächen mit fehlender Nachbarschaftseigenschaft ist die Bildung von Oberflächenabfluss gemeinsam. Es handelt sich dabei vorwiegend um Areale, die zur schnellen Aufsättigung geringmächtiger Böden neigen. Dies sind Plateau-, Kuppen und Steilhanglagen sowie grundsätzlich alle Versiegelungsflächen (Hortonscher Oberflächenabfluss). Ein weiterer Anteil wird von grundwasserbeeinflussten Talauenlagen gebildet (Sättigungsflächenabfluss). Alle Böden sind nicht drainiert.

Das spezifische Verhalten derartiger Flächen ist auf modellkonzeptionelle Bedingungen zurückzuführen. WASMOD besitzt keine Routine zur Weitergabe von Stickstoff im Oberflächenabfluss, so dass folglich kein Stickstoffaustrag aus der Fläche simuliert wird. Nicht verwendeter Stickstoff akkumuliert in den Bodenperkolaten und steht weiteren Stickstofftransformationsprozessen zur Verfügung. Da sogar im hydrologischen Trockenjahr eine bestimmte Anzahl an CHRU-NT19 existiert, liegen im Untersuchungsraum reaktionsfähige Flächen vor, die auch bei geringen Vorfeuchten mit Hortonschen Oberflächenabfluss dominieren. Eine Ausweitung dieser Areale erfolgt mit zunehmender Niederschlagsmenge (s. Tabelle A-4.39).

CHRU-NT17-Flächen (kein 'Speicher') spielen vor allem im relativ trockenen hydrologischen Jahr 1992 eine Rolle. Es überwiegen die Flächen ohne Pflanzenspeicher und mit Zunahme des Bodennstickvorrats. CHRU-NT17-Flächen zeigen keine spezifische Boden- und Landnutzungsbindung und weisen eine unterschiedliche Stickstoffaustragscharakteristik zwischen 0 und > 180 kg/N/ha/Jahr auf (s. Tabelle A-4.40).

Auf CHRU-NT18-Flächen (kein 'Umsatz') wird keine Immobilisation und keine Mineralisation simuliert. Da aber auf diesen Flächen gleichzeitig Nitrifikation stattfindet, muss davon ausgegangen werden, dass das für die Oxidation zur Verfügung stehende Ammonium aus der Düngung direkt bzw. der N-Rücklieferung über Pflanzenrückstände und Laubfall stammt und nicht aus dem bodenbürtigen Teil. Standorte sind überwiegend Talauen, gelegentlich Oberhang- und Steilhanglagen (s. Tabelle A-4.41). Typisch sind Stickstoffausträge von bis zu 25 kg/N/ha/Jahr. Vereinzelt sind mittlere Austragsraten von bis zu 50 kg/N/ha/Jahr zu beobachten.

CHRU-NT27-Flächen (kein 'Umsatz & Nachbar') stellen eine Verknüpfung aus CHRU-NT18- und CHRU-NT19-Bedingung dar (s. Tabelle A-4.42). Es wird sowohl keine Immobilisation und keine Mineralisation sowie auch keine Stickstoffausträge aus den Flächen simuliert. Dieses Verhalten ist auf die gleichen modellkonzeptionelle Ursachen zurückzuführen wie bei CHRU-NT19-Flächen. CHRU-NT27-Flächen sind vor allem auf Talauen lokalisiert, vereinzelt auch auf Steilhang- und Plateaulagen zu finden.

CHRU-NT28 (kein 'Speicher & Nachbar') besitzen weder Stickstoffspeicher- noch Nachbarschaftsprozesse. Derartige Eigenschaften werden ausnahmslos auf Siedlungsflächen beobachtet.

Zusammenfassend tendieren nach Auswertung der Tabellen A-4.34—A-4.42, folgende CHRU-Typen für die pedo-topologischen Lagen:

- Plateau- und Kuppenlagen zur Dominanz von Denitrifikations- und Mineralisationsprozessen,
- Oberhanglagen zur Dominanz von Pflanzenaufnahme-, Denitrifikations- und Mineralisationsprozessen,

- Hangmulden- und Unterhanglagen zur Dominanz von Pflanzenaufnahme- und Mineralisationsprozessen und
- Auelagen und Steilhanglagen zu einer hohen Variabilität an CHRU-Typen.

Umgekehrt zeigen Flächen gleicher physiogeographischer Ausstattung die Fähigkeit zur Ausprägung unterschiedlicher CHRU-Typ. Die Ursachen liegen im unterschiedlichen Reaktionsvermögen der beteiligten Prozesse. Im Folgenden wird daher anhand ausgewählter Standorte versucht, die hierfür verantwortlichen Systemzustände zu charakterisieren, um eine generische Modellvorstellung zum Wasser- und Stickstoffhaushalt im Untersuchungsraum entwickeln zu können.

5.2.6.2.4 Bestimmung der Flächenvariabilität über die Prozesszustände von Pedo-Toposequenzlagen

Die nachfolgende Auswertung zeigt, beispielhaft für Standweiden, das spezifische Wasser- und Stickstoffprozessverhalten unterschiedlicher pedo-topographischer Lagen während der einzelnen hydrologischen Jahre im Untersuchungsraum. Um zu erkennen, welche Systemzustände die Änderung von Prozessdominanzen bewirken, werden spezifische Prozessgrößen auf Standweidennutzungen gleicher und unterschiedlicher Pedo-Toposequenzlagen miteinander verglichen.

Die Abbildung 5.21 zeigt das Verhalten zweier Standorte auf Plateaulagen, die während der hydrologischen Jahre 1992—1995 unterschiedliche CHRU-Typen aufweisen. Dabei ist die absolute Veränderung der Prozessgrößen über die Verschiebung auf den Achsen dargestellt und zeigt damit die tatsächliche Abweichung des jeweiligen Prozesses an.

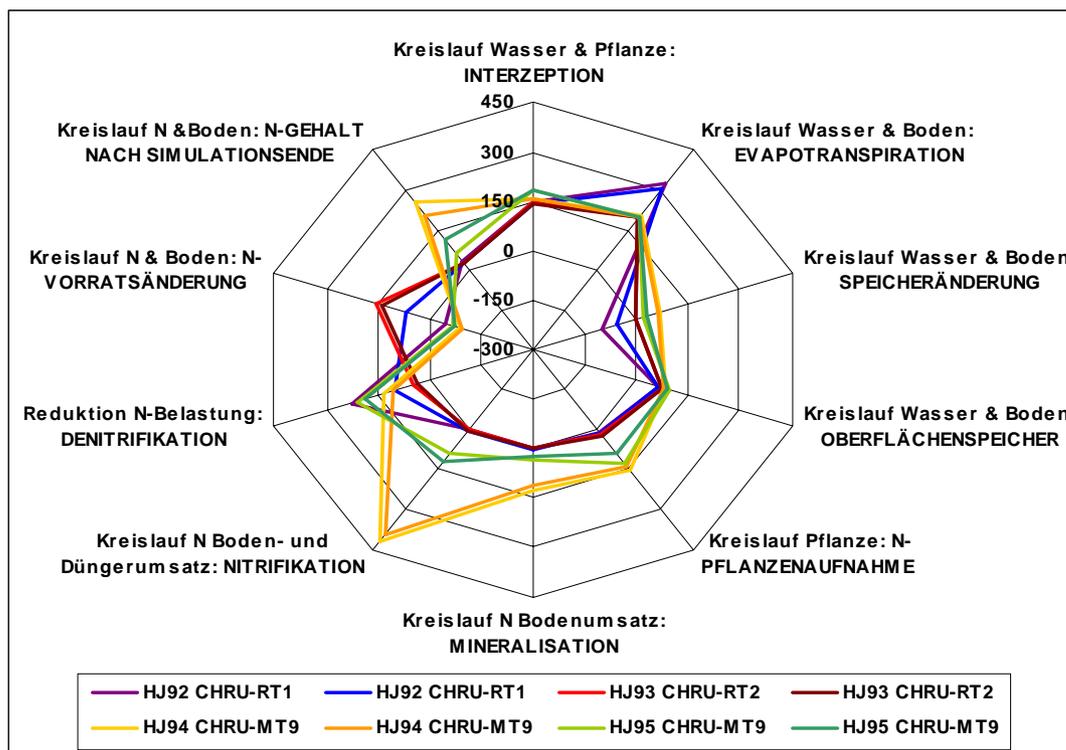


Abbildung 5.21: Vergleichende Systemgrößen ausgewählter Prozesse von dominant auftretenden CHRU-Typen von Standweiden auf Plateaulagen (HJ 1992—HJ 1995)

Für das hydrologische Trockenjahr 1992 fällt auf, dass der CHRU-Typ RT1-'Denitrifikation' klassifiziert wird. Dieser CHRU-Typ besitzt nach der Tabelle A-4.43 die vergleichsweise höchste relative Flächenbeteiligung.

Das scheinbar widersprüchliche Verhalten (Trockenheit—hohe Denitrifikation) zeigt besondere Systemzustände. Dem sehr trockenen hydrologischen Jahr 1991 folgt ein trockenes hydrologisches Winterhalbjahr 1992. In der Wachstumsperiode 1992 sind mit 16,9 °C die vergleichsweise höchsten Temperaturen zu beobachten. Dies führt zu einer hohen Evaporationsrate, die eine weitere Minderung der Bodenwasservorräte bewirkt (s. Parameter 'Evapotranspiration' und 'Speicheränderung' in der Abbildung 5.21). Weiter schränken geringe Bodenfeuchten die Wirksamkeit des bodenbürtigen Stickstoffumsatzes ein (vgl. Parameter 'Mineralisation' und 'Nitrifikation' in der Abbildung 5.21). Außerdem resultiert aus den niedrigen Interzeptionsraten eine Herabsetzung des Pflanzenwachstums und damit Nährstoffaufnahmevermögen (s. Parameter 'Interzeption' und 'Pflanzenaufnahme' in der Abbildung 5.21).

Folge dieser Dynamik ist zunächst ein hoher Verbleib des aus der Düngung stammenden Stickstoffs im Bodenkompartment. Dieser Pool steht für die dissimilatorischen Nitratatmung zur Verfügung und wird wie der Parameter 'N-Gehalt nach Simulationsende' in der Abbildung 5.21 zeigt, fast vollständig abgebaut.

Da diese Stickstoff-Akkumulation erst innerhalb der Wachstumsperiode stattfindet, muss auch die Denitrifikation während oder kurz nach dieser Zeitspanne stattfinden. Grundbedingung hierfür sind hohe Gehalte an leicht verfügbarer organischer Substanz. Diese ist durch die Aufbringung von Rindergülle und die direkte tierische Rückführung gegeben. Eine weitere Voraussetzung für die Nitratatmung sind anaerobe Systemzustände. Sie treten mit hoher Wahrscheinlichkeit infolge hoher infiltrationswirksamer Niederschlägen auf, die eine kurzzeitig Wassersättigung überhalb der stauwasserführenden Schicht ausbilden. Es ist denkbar, dass eine rasche Versickerung des Niederschlagswasser über den Makroporenfluss in den Grobporen und/oder Schrumpfungsrissen stattfindet und ermöglicht ein schnelles Zusammentreffen mit hochangereicherten N-Zonen auf den geringmächtigen Plateaulagen.

Im hydrologischen Jahr 1993 reagieren die beiden Standorte als CHRU-RT2-'Positiver N-Bodenspeicher'. Unterschiede zum Vorjahr ergeben sich in der Wasser- und Stickstoffdynamik durch vergleichsweise niedrigere Evapotranspirationsraten, geringfügigere Wasservorratsänderungen sowie geringe Denitrifikationsraten. Ähnliche Bedingungen zeigt die Mineralisation, die Pflanzenaufnahme, der Oberflächenspeicher und der N-Gehalt nach Simulationsende. Interessanterweise läuft dagegen die Oxidation von Ammonium zu Nitrat vermindert ab. Daher verbleibt ein Großteil des aus der Düngung und Rücklieferung stammenden NH_4^+ -N (Rindergülle mit rund 60 % NH_4^+ -N und Kalk-Ammonsalpeter mit rund 50 % NH_4^+ -N des Gesamt-N) im Boden und wird über die Ammonium-Adsorption angereichert.

In den hydrologischen Feucht- und Nassjahren 1994 und 1995 zeigen die genannten Flächen eine Dominanz für die Reduktion und den Umsatz (CHRU-MT9). Dabei überwiegen im erstgenannten Jahr die Reduktionsprozesse der Denitrifikation- und Pflanzenaufnahme. Im Folgejahr ist allein die Denitrifikation entscheidend. Im Vergleich zum hydrologischen Jahr 1993 deutet die Zunahme der Parameter 'Bodenwasservorrat' und 'Oberflächenwasserspeicher' in der Abbildung 5.21 auf höhere Bodenfeuchten hin. Insbesondere die Mineralisation und die Nitrifikation zeigen dadurch deutliche Steigerungsraten. Der dafür benötigte Stickstoff stammt im hydrologischen Jahr 1994 aus dem bodenbürtigen Pool (s. Parameter 'N-Bodenvorratsänderung' in der Abbildung 5.21) und im hydro-

logischen Jahr 1995 aus der N-Anreicherung in den Bodenperkolaten während des Vorjahrs (s. Parameter 'N-Gehalt nach Simulationseende' in der Abbildung 5.21). Damit steht ausreichend Nitrat zum einen für die dissimilatorische N-Reduktion zur Verfügung und zum anderen für eine hohe Pflanzen-N-Aufnahme. Letztgenannte drückt sich weiter in einer vergleichsweise höheren Blattmassebildung aus. Diese führt wiederum zu relativ hohen Interzeptionsverlusten (s. Parameter 'Interzeption' in der Abbildung 5.21).

Neben den v. a. klimatisch bedingten Unterschieden im CHRU-Klassifikationsverhalten, erfolgt ein Vergleich der Variabilität von Prozessgrößen in einer Oberhang-Hangmulden- und Unterhanglagensequenz (vgl. Abbildungen A-5.33—A-5.35). Die Form und der Verlauf der Kurven in den Abbildungen zeigen, dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Pedo-Toposequenzlagen größer sind, als im Vergleich der einzelnen hydrologischen Jahre. Demnach tendieren Hanglagen auf entsprechenden Position zu einer relativ gleichen Prozessdynamik, wenn auch auf unterschiedlichem, klimatisch bedingtem Niveau.

Die Abbildungen A-5.33—A-5.35 verdeutlichen, dass mit Ausnahme der Denitrifikation, alle Prozesse auf den Hangmulden höher vorliegen als auf Unterhang- und Oberhanglagen. Unterhang- und Oberhanglagen repräsentieren, ausgenommen der niedriger simulierten Nitrifikation, das mittlere Prozessverhalten im Untersuchungsraum. Das die Denitrifikation geringer ausfällt ist insofern interessant, da bedingt durch die Muldenlage vergleichsweise höhere Bodenfeuchtezustände vorhanden sind. Folglich müssten diese eine höhere Nitratatmung bewirken. Auch hier ist das scheinbar widersprüchliche Verhalten auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- Der hohe Stickstoffumsatz ermöglicht eine hohe Stickstoffaufnahme der Pflanzen. Demnach steht weniger Stickstoff für den dissimilatorischen Abbau zur Verfügung.
- Die hohe Mineralisation und Nitrifikation führt zur Positionierung des Stickstoffs in den oberen Bodenschichten. Nach infiltrationswirksamen Niederschlägen verläuft die Aufsättigung des Bodens im Vergleich zu den Oberhängen langsamer ab, so dass ein geringerer Kontakt zu den mit N angereicherten Zonen besteht.
- Die Wirksamkeit dieser Dynamik wird durch den Drainageeffekt unterstützt, die bei Erreichen des Sättigungszustands eine rasche Weiterleitung des Bodenwassers und der Inhaltsstoffe bewirkt. Entsprechendes gilt auch für Unterhangstandorte.

Gegenüber den Hangstandorten zeichnen sich die Talauenlagen durch eine hohe Variabilität unterschiedlicher Reaktionsfähigkeiten der Flächen aus. Die Abbildung 5.22 zeigt ein Beispiel für einen Standweidenstandort mit einer hohen Variabilität an Wasser- und Stickstoffdynamikprozessen im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995.

Im Vergleich zu Plateau- und Standortlagen ist generell bemerkenswert, dass die Stickstoffdynamik des Standorts für die hydrologischen Feucht- und Nassjahre 1994 und 1995 signifikant höher liegt, während die hydrologischen Trocken- und Durchschnittsjahre 1992 und 1993 in etwa das mittlere Gebietsverhalten wiedergeben.

Charakterisiert ist das Verhalten der Prozessgrößen in den hydrologischen Jahren durch:

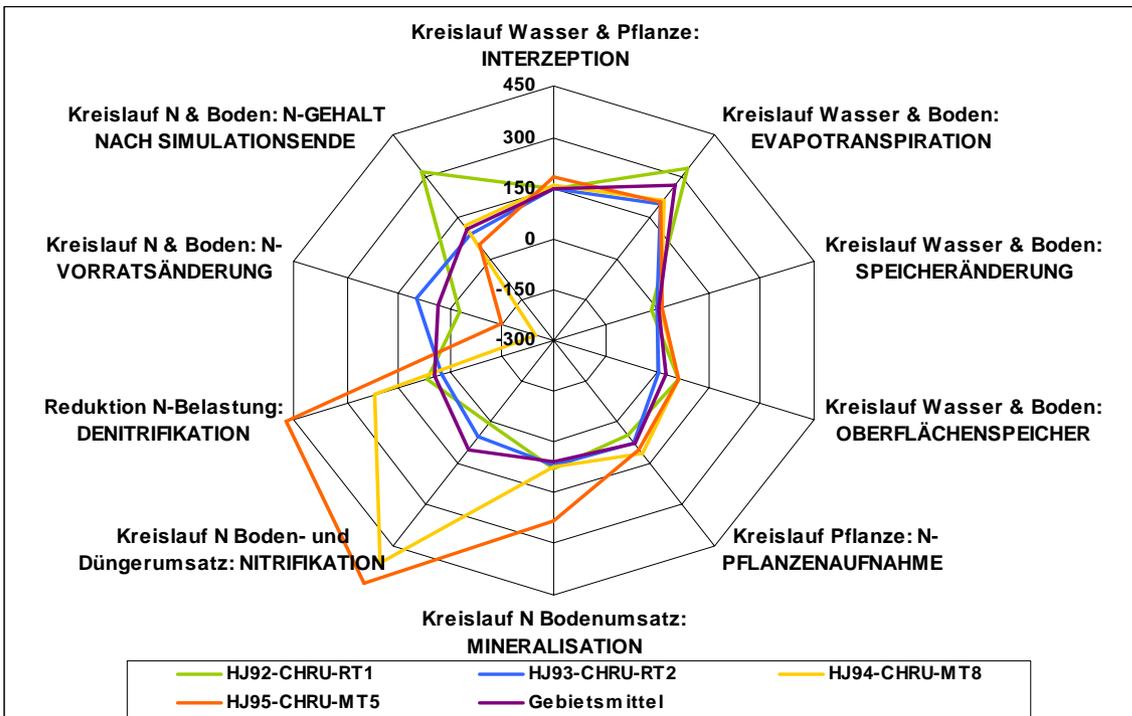


Abbildung 5.22: Standweidenstandort auf Talauenlage mit hoher Prozessvariabilität im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort Nr. 6317)

- Eine deutliche Zunahme des N-Gehalts nach dem Simulationseende im hydrologischen Trockenjahr 1992. Diese resultiert aus nicht aufgenommenen Düngemitteln, wie es die geringe Stickstoffaufnahme der Pflanzen zeigt. Aufgrund der Trockenheit findet überdies eine Einschränkung der Mineralisations- und Nitrifikationsprozesse statt, so dass der Bodenstickstoffvorrat nur geringfügige Änderungen zeigt.
- Die hydrologischen Feucht- und Nassjahre 1994 und 1995 zeigen eine überdurchschnittlich hohe Abnahme des Bodenstickstoffvorrats über die deutliche Zunahme der Prozesse Mineralisation und Nitrifikation. Da die Reduktionsprozesse Denitrifikation und Pflanzenaufnahme gleichfalls überdurchschnittlich hoch ausfallen, verbleiben keine erhöhten Stickstoffgehalte im Bodenkompartiment.

Die aufgeführte Dynamik der beiden hydrologischen Feucht- und Nassjahre 1994 und 1995 ist insofern bemerkenswert, da die Achslagen des Bodenwasserspeichers nur geringe Änderungen aufweisen. Es ist daher zu vermuten, dass der Einfluss der Klimadynamik auf die Bodenwasserdynamik durch Evapotranspiration hier weniger prägend ist, als ein gleichmäßiger Zustrom von Wasser aus den Nachbarflächen. Diese ist dadurch gewährleistet, dass der Standort Nr. 6317 aus insgesamt zwei angrenzenden Talauenflächen kontinuierlichen Wasserfluss erhält.

Insgesamt müssen die Bodenfeuchteverhältnisse des Talauenstandorts insbesondere in den hydrologischen Feucht- und Nassjahren 1994 und 1995 häufig nahe oder leicht über der Feldkapazität liegen, da sowohl Mineralisation wie auch Nitrifikation dort ihr Maximum besitzen. Da gleichzeitig hohe Denitrifikationsraten stattfinden, müssen die Bodenwassergehalte bei größer als 80 % der Feldkapazität liegen (ROHMANN & SONTHEIMER 1985[247]). Es ist zu vermuten, wie die Autoren verweisen, dass parallel hohe Mineralisations- bzw. Nitrifikations- und Denitrifikationsraten

existieren. Aufgrund inhomogener Bodenstrukturverhältnisse kommen sauerstoffarme, wassergesättigte Bereiche (z. B. im Inneren dichter Bodenaggregate) neben sauerstoffreichen, wasserungesättigten Bodenbereichen vor. Diese von CHRISTENSEN et al. (1990[74], 1990[75]) als 'hot spots' definierten lokal stark heterogen auftretenden Aktivitätszentren werden durch eine intensive Durchwurzelung sowie eine geschlossene und ausdauernde Bodenbedeckung wie die Grünlandnutzung, begünstigt. Abschließend ist zu bemerken, dass die Häufigkeit der Ausprägung einer derartigen Dynamik auf der *Jahresskala* nicht berücksichtigt wird.

5.2.6.3 Zusammenfassung und Diskussion

Im vorangegangenen Kapitel wurden zwei raumbezogenen Bewertungsverfahren der Simulationsergebnisse auf der Basis der 8207 KGG-Modellierungseinheiten dargestellt: die räumlich orientierte Bewertung dem klassischen CHRU-Ansatz folgend und die unräumlich geführte Bewertung basierend auf Fuzzy-Set-Analysen.

Der erste Ansatz zeigte zunächst das Stickstoffaustragsverhalten innerhalb zuvor definierter Kategorien über die relativen Flächenanteile und Austragsanteile im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 auf. Bereits auf der *Zeitskala* ganzer hydrologischer Jahre wurde deutlich, dass

- die hydroklimatischen Bedingungen eine unterschiedliche Stickstoffaustragsreaktion bewirken.

Dabei wurde nach der Tabelle 5.18 aufgezeigt, dass die hydrologischen Trocken- und Durchschnittsjahre 1992 und 1993 eine relativ gleiche Austragsituationen zeigen während die relativ gleichmäßige Durchfeuchtung des Gebiets im hydrologischen Jahr 1994 zur Aktivierung von Flächen mit hohen Austragsraten führt und das Nassjahr 1995 eine Zunahme an Standorten mit extrem hohen Stickstoffaustrags aufweist.

Die Bewertung der Lageinformation nach dem klassischen CHRU-Ansatz hatte weiter zum Ziel, den quantitativen Stickstoffaustrag im Untersuchungsraum zu untersuchen. Dazu wurden die KGG-Modelleinheiten, basierend auf Prozessstudien zu Abflussbildungs- und Stickstoffumsatzprozessen (FLÜGEL (1995[114], 1997[115]; BENDE et al. 1994[32]) zu spezifischen Landnutzungen und Pedo-Toposequenzlagen zusammengefasst.

Die Interpretation der Tabelle 5.19 lässt die Formulierung regionalisierender, sich gegenseitig beeinflussender und/oder überlagernder Abhängigkeitsfaktoren zu:

- Die Düngungsintensität zeigt für intensiv gedüngte Flächen (z. B. Mähwiesen und Silomais) im Untersuchungsraum höhere Austräge als Flächen mit wenig Düngereinsatz (z. B. Wintergetreide).
- Durch die Nachbarschaftsbeziehung ergibt sich, dass Flächen mit einem hohen Anteil angrenzender Areale über den Zustrom von Stickstoffgehalten vergleichsweise höhere Austragsraten aufweisen, wie z. B. Talauen.
- Der Bodendurchlässigkeit und Bodenmächtigkeit zeigt hohe Austragsraten auf Flächen, die mit hohen Leitfähigkeiten an der Boden-Gesteinszone parameterisiert wurden und solche, die tiefe Drains erhielten, wie z. B. Steilhänge. Gleichzeitig stellten Hangmulden und Unterhänge ein geringeres Austragspotenzial dadurch dar, dass die durch hohe Mächtigkeiten hervorgerufenen längeren Verweilzeiten von Wasser und Stickstoff im Boden ein längeres Nährstoffaufschließungsvermögen erlaubten.

- Abweichungen des aufgeführten Verhaltens zeigen z. B. Mähwiesen. Sie sind auf unterschiedliche Reaktionsfähigkeit der Vegetation auf die Düngungsgabe bzw. Stickstoffzufuhr über die tierische Rücklieferung zurückzuführen.
- Insgesamt sind die Abweichung im mittleren Stickstoffaustragsverhalten zwischen den Reliefpositionen größer als zwischen den einzelnen Landnutzungsarten. Es unterstützt damit die Sinnfälligkeit der Aggregation von CHRUs, da die Höhe des Stickstoffaustrags in Bezug zur räumlichen Ausstattung des Untersuchungsraums gesetzt wird.

Dadurch, dass für die Interpretation des Stickstoffaustrags auf unterschiedlichen Pedo-Toposequenzen und Landnutzungsarten solche Einflussfaktoren herangezogen werden, die sich aus den zugrunde liegenden physiogeographischen Faktoren selbst ergeben, resultieren im Hinblick auf die Regionalisierung des Stickstoffaustrags drei Problempunkte:

- Die Grenzziehung zwischen den abgeleiteten Pedo-Toposequenz-Einheiten orientiert sich weitgehend an den Grundlagekarten und den schon vorhandenen Grenzlinien. Dies führt gerade im Bezug auf die kontinuierlichen Ausbreitung, d. h. dem Transport von Wasser- und Stickstoffprozessen zu einer scharfen Grenzziehung.
- Die simulierten Stickstoffausträge zeigen eine hohe Variabilität und Abweichung von den aufgezeigten Pedo-Toposequenzen, die nicht ausschließlich auf die genannten Einflussfaktoren zurückzuführen sind.
- Aus der Analyse ist nicht festzustellen, welche Wasser- und Stickstoffprozesse für einen hohen und welche für einen niedrigen Stoffaustrag maßgeblich sind bzw. welche Prozesse auf einer bestimmten Modelleinheit dominant wirken.

Durch das zweite, Fuzzy-Set basierte Flächengliederungskonzept wurde eine Methode entwickelt, die für die genannten Probleme einen Lösungsweg aufzeigten. Unter Verwendung von Fuzzy-Set-Verfahren im GIS ArcView erfolgte eine Aggregation und Klassifikation, die eine Entscheidungsfindung von Prozesseinheiten erlaubte. Diese Bewertung untersuchte:

- das Verhalten der Stickstoffdynamik auf der Basis eines mehrdimensionalen Merkmalsraums, indem geprüft wird inwieweit maßgebliche Wasser- und Stickstoffumsatzprozesse auf die Modellierungseinheiten Einfluss nehmen.

Das im Folgenden genannte Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell setzt sich aus mehreren Arbeitsschritten zusammen, die jeweils einen verschiedenartigen Einfluss auf die Güte der Klassifikation ausüben.

Im ersten Arbeitsschritt erfolgt die Festlegung der Modellstruktur (s. Abbildung 5.19). Für den Untersuchungsraum wurden hierzu 18, aus der Modellausgabe von WASMOD stammende Prozess-Eingangsvariablen definiert und den vier funktionellen Teilmodellen Reduktion, Speicher, Umsatz und Nachbarschaft zugeordnet (z. B. Denitrifikation zum Teilmodell Reduktion und Mineralisation zum Teilmodell Umsatz). Dabei wird deutlich, dass:

- die Grundlage für die Festlegung des in der Abbildung 5.19 dargestellten Beziehungsmodells sich aus der gegenseitigen Einflussnahme der unterschiedlichen Wasser- und Stickstoffprozesse ergab und

- die Qualität des Klassifikationsergebnisse entscheidend davon abhing, inwieweit es gelingt, diese Zusammenhänge und Systemgrößen in Form von 'Wissen' in eine für den Computer verwertbare Form zu bringen. Dieses wurde im Wesentlichen durch den Arbeitsschritt der Fuzzyfizierung (sowie später über die Erstellung eines CHRU-Regelwerks) realisiert.

Die Fuzzyfizierung überführt nach der Abbildung 3.4 die numerischen Mess- bzw. Simulationswerten in Fuzzy-Sets mit dazugehörigen, graduellen Zugehörigkeitsfunktionen. Die Zuteilung der Simulationswerte je Eingangsvariable zu Fuzzy-Zugehörigkeitswerten basierte auf der prozessspezifischen Einschätzung der Systemgrößen im Untersuchungsraum.

Gegenüber einer vergleichenden, intervallskalierten Vorgehensweise bietet diese Methode den Vorteil, dass

- die für den Untersuchungsraum relevante Dimensionierung der Prozessgrößen als Wissensrepräsentation verankert wurden (Aufbau von Modellwissen).

Im darauf aufbauenden Arbeitsschritt wurden die fuzzyfizierten Eingangsvariablen in den Teilmodellen über ausgewählte Fuzzy-Operatoren verschnitten (s. Gleichungen (3.12)–(3.15)). Durch den Gebrauch der Fuzzy-Operatoren entstand eine weitere thematische Ebene als Fuzzy-Menge, die das operative Ergebnis wiedergab (s. Abbildung 5.20).

Zur Herausfilterung der Prozessdominanzen hat es sich als sinnvoll erwiesen:

- den Fuzzy-Operator 'Fuzzy-OR' einzusetzen. Dadurch wurden die maximalen Zugehörigkeitswerte im Vergleich der Eingangsvariablen pro Teilmodelle 'Reduktion, Speicher, Umsatz und Nachbarschaft' ermittelt. Dies ermöglichte z. B. die schrittweise Analyse von Prozessdominanzen innerhalb einer Funktionsgruppe. Zur Erlangung einer gesamten, mit eindeutigen Fuzzy-Zahlen versehenen CHRU-Ebene wurden die aus den Fuzzy-SUMME und Fuzzy-PRODUKT ermittelten Ergebnisse über die Fuzzy-Operation 'Fuzzy-GAMMA' verknüpft. Zur stärkeren Gewichtung der über die Fuzzy-SUMMEN-Operation ermittelten Ausgaben wurde der Skalierungsparameter ($\gamma = 0,9$) eingesetzt.

Bei der anschließenden Defuzzyfizierung wurde definiert, wie hoch die Gewinnung an Information aus dem als Fuzzy-Mengen vorliegenden Fuzzy-Endprodukt (Ebene CHRU) ist. Die Entwicklung eines generisches Regelwerks ergab punktgenau für jede Modellierungseinheit der CHRU-Ausgabebene eine Klassifikation von CHRU-Typen. Dieses CHRU-Regelwerk wurde über 'If-Then'-Bedingungen im GIS ArcView konzipiert und umfasste folgende Eigenschaften (Tabelle A-4.32):

- Definition und Bezeichnung eines prozessbezogenen CHRU-Typs (Rein-, Misch- und '0'-Typen) (Gliederungsstufe I),
- Anzahl und Art der beteiligten Fuzzy-Teilmodelle (Gliederungsstufe II) und
- dominant auftretende Prozesse und ihre Fuzzy-Zahlen, die den Grad der Einflussnahme auf den Ähnlichkeitswert bestimmen (Gliederungsstufe III).

Damit steht ein Werkzeug zur Verfügung, welches

- für jede KGG-Modellierungseinheit neben der Zugehörigkeit zu einer funktionellen CHRU-Klasse, die Eigenschaften und Zusammenhänge zwischen variablen Wasser- und Stickstoffprozessen verdeutlicht.

Die Auswertung der Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation ergab für den Untersuchungsraum die Verteilung von CHRU-Typen für die einzelnen hydrologischen Jahre während des Untersuchungszeit-

raum und die Untersuchung von Eigenschaften wichtigster CHRU-Typen. Zur Formulierung funktionaler Abhängigkeitsfaktoren für die variablen Wasser- und Stickstoffprozesse auf den Stickstoffaustrag erfolgt abschließend eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher CHRU-Typen und ihre Systemgrößen zum einen auf gleichen Pedo-Toposequenzlagen und zum anderen auf unterschiedlichen Pedo-Toposequenzlagen.

Aus dieser Analyse geht zusammenfassend hervor, dass die Höhe des Stickstoffaustrags im Untersuchungsraum über die Verfügbarkeit an Stickstoff einerseits und Fähigkeit des System zur Reduktion andererseits gesteuert wird:

- Die Verfügbarkeit ist abhängig von der Bereitstellung an hydrolyisierbaren Stickstoff und der Oxidation zu Nitrat. Die Mineralisation und Nitrifikation waren in erster Linie bodenfeuchteabhängig und wurden daher explizit durch die Verdunstungsleistung und Bodenwasservorratsänderung beeinflusst. Der Stickstoffumsatz wurde weiter durch die Verfügung des organischen Bodenpools und den organischen Bestandteilen im System beeinflusst. Diese wurde weiter von der Stickstoffzufuhr aus den Nachbarflächen und den Stickstoffgehalten in den Bodenperkolaten nach Simulationsende bedingt. Letztgenannte stellte eine Abhängigkeit zur Klimadynamik auf, indem trockene Verhältnisse zur N-Anreicherung tendieren während feuchte Verhältnisse eine N-Auswaschung bewirken.
- Die Reduktion ist abhängig von der Ausprägung der Prozesse Denitrifikation und Pflanzenaufnahme. Diese war wiederum von der N-Verfügbarkeit abhängig. Die NH_3^+ -Verdunstung spielte im Untersuchungsraum eine untergeordnete Rolle. Die Denitrifikation war im Untersuchungsraum signifikant bodenfeuchte- und damit klimaabhängig von der Niederschlagsverteilung, der Verdunstung und damit der Änderung des Bodenwasservorrats. Sie war hoch auf Flächen mit schneller Aufsättigung und zeigte damit eine Relevanz zur Reliefposition und zur Bodencharakteristik. Für die Pflanzenaufnahme wurde eine hohe Klimaabhängigkeit postuliert, da z. B. das Stickstoffaneignungsvermögen durch Diffusion und Massenfluss bei begrenztem Wasserangebot eingeschränkt wurde damit zur hohen Bereitstellung an N in den Bodenperkolaten beitrug.

Abschließend ist aus der Analyse festzustellen, dass z. T. Rückschlüsse über die Prozessentstehung aus dem vergleichenden Verhalten der dargestellten Prozesse gezogen werden können. Vielfach können nur Vermutung über die zum Zeitpunkt des Prozesses auftretenden Systemzustände angestellt werden, wie es die vergleichende Betrachtung der Talauen aufzeigte. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation auf der Basis der Prozessbilanzierung von ganzen, hydrologischen Jahren geführt wurde.

Eine Erweiterung des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell stellt daher ein streng auf Prozessbildungskriterien ausgerichtetes Flächengliederungskonzept dar, welches eine Ermittlung von Wasser- und Stickstoffreaktionsflächen in Abhängigkeit vom Gebietszustand und der Wasser- und Stickstoffzufuhr ergeben.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Eine der aktuellen Aufgaben der angewandten Hydrologie ist, wie es z. B. die Wasserpolitik der Europäischen Gemeinschaft fordert, die globale und regionale Wiederherstellung und/oder der Erhalt von Fließgewässern in einem ökologisch guten Zustand. Die Umsetzung einer solchen Forderung benötigt auf methodischer Seite, die im Zusammenhang mit der Regionalisierungsproblematik stehenden Aufgaben, wie die:

- aktuelle Zustandsbeschreibung sowie die Beurteilung der Belastungsursachen eines Gewässers über punktuelle Untersuchungen und die Herleitung der Herkunft und Verlagerungsmechanismen über das Vorkommen von Inhaltsstoffen (*'upscaling'*),
- Feststellung und Bewertung der Funktionsweise des zugrunde liegenden Einzugsgebiets mit seinen variablen, auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen maßgeblichen Wasser- und Stoffhaushaltsprozessen über die flächenhafte und/oder modellhafte Erhebungen mit der Simulation von Abflussganglinien und dem Konzentrationsverhalten der Inhaltsstoffe (*'downscaling'*).

Die integrative Erfassung beider Konzepte ist für planungsrelevante Vorhersagen zur globalen und regionalen Veränderung der Wasser- und gekoppelten Stoffkreisläufe erforderlich.

Die vorliegende Arbeit liefert über die Betrachtung der räumlich und zeitlich variablen Wasser- und Stoffhaushaltsprozesse auf unterschiedlichen Skalen im 2853 km² großen Einzugsgebiet der Sieg im Rheinischen Schiefergebirge einen Beitrag zu dieser Thematik. Dabei verfolgten die Untersuchungen einen, im Sinn der Regionalisierung geforderten, geschachtelten Raumansatz. Er verbindet die Maßstabsebenen vom gesamten Einzugsgebiet, dem Teileinzugsgebiet, bis zur Teilfläche und den Einzelstandorten. Der Aufbau einer solchen kausalen Wirkungskette ermöglicht den Nachweis, auf welcher Raumebene welche Steuergrößen und Abhängigkeitsfaktoren für den Wasser- und Stofftransport maßgeblich sind.

Basierend auf dem in Kapitel 2 dargestellten derzeitigen Forschungsstand der einzugsgebietsbezogenen, skalenabhängigen Beschreibung von Wasser- und Stoffprozessen sowie der im Kontext der Regionalisierung geführten Diskussion zur Modellierung der Wasser- und Stoffdynamik unter Zugrundelegung verschiedener räumlicher Diskretisierungskonzepte, liegt der Schwerpunkt dieser Arbeit auf der synergetischen Verknüpfung von Mess- und Modellwissen. Er weist dabei nach Kapitel 2.4 folgende Schwerpunktziele auf:

- Hydrochemische Gebietsanalyse für die Ableitung des skalenübergreifenden Systemverständnisses des Wasser- und Stoffeintrags und -austrags auf der Ebene des Einzugsgebiets der Sieg und den zufließenden Tributären.

- Flächendistributive Wasser- und Stofftransportmodellierung zum Verständnisgewinn der flächenhaften Wasser- und Stickstoffdynamik auf der Ebene eines Teileinzugsgebiet der Sieg.
- Raumbezogenes, Fuzzy-Set basiertes Bewertungspotenzial der Simulationsergebnisse zur Ableitung von modell- und wissensbasierten, prozessorientierten 'Chemical Response Units' (CHRUs) auf der Standortebene.

Kapitel 3 beschreibt hierfür die durchgeführten hydrochemischen Gelände- und Messinstrumentierungen, ihre Laboranalyse, die digitale Aufbereitungsprozeduren und die strukturierte Integration der Daten in ein Datenbanksystem sowie die Entwicklung von Datenmodellierungs- und Abfragewerkzeugen. Ergänzend sind die für die Modellierung verwendeten hydrometeorologischen und flächenhaften Daten des Untersuchungsraums aufgeführt. Die Methodenbeschreibung des Fuzzy-Set basierten Verfahrens zur Bewertung der Simulationsergebnisse und der Klassifikation von CHRUs schließen das Kapitel ab.

In Kapitel 4 werden die für die hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungen relevanten naturräumlichen Systemeigenschaften des Untersuchungsraums dargestellt.

Die nach den aufgeführten Schwerpunktzielen gegliederten Ergebnisse beschreibt Kapitel 5. Der erste Teil des Ergebniskapitels befasst sich mit der hydrochemischen Gebietsanalyse für das Gesamteinzugsgebiet und den zufließenden Tributären. Datengrundlage bildet die umfassende Geländeinstrumentierung und die darauf aufbauende Auswertung zum atmosphärischen Wasser- und Stoffeintrag sowie den hydrochemischen Austrag. Der Untersuchungszeitraum bezieht sich auf die hydrologischen Jahre 1992—1995. Auf mögliche Beeinträchtigungen der Ergebnisse bei der Durchführung der Instrumentierung wurde in Kapitel 3.2.2 verwiesen.

Aus den vorgestellten Ergebnisse lässt sich im Hinblick auf die skalenübergreifende Regionalisierung des hydrochemischen Prozessgefüges zusammenfassend folgendes Bewertungspotenzial ableiten. Auf der Ebene des Gesamteinzugsgebiets, zeigten die Untersuchungen zum atmosphärischen Stoffeintrag, welche Einflussfaktoren und Steuergrößen für die räumliche und zeitliche Variabilität entscheidend sind.

- i. Die räumliche Variabilität ist von den Faktoren Art der Deposition, regionale Lage der Station zum Emmittenten, stoffspezifische Art und Menge der Emissionen, Windverhältnisse und den Niederschlagsbedingungen abhängig. Industrienahe Standorte wiesen vergleichsweise höhere Frachten und Konzentrationen auf. Mit zunehmender Entfernung vom Emmittenten verlieren sich diese Abhängigkeiten. Die Inhaltsstoffe der atmosphärischen Depositionen unterliegen ionenspezifischen Ablagerungstendenzen. Der Vergleich ergibt, dass die trockene Deposition höhere Anteile an Alkali- und Erdalkalien besitzt und demzufolge eine geringere Säurewirkung zeigt.
- ii. Die zeitliche Variabilität ist von den Faktoren Emissionsausstoß und Aufbringungsmechanismus abhängig. Die nasse Deposition ist an die Niederschlagsdynamik gekoppelt, während die trockene Deposition von den Windverhältnissen und Akzeptorflächen bestimmt wird. Die Frachtverhältnisse zeigten aber auch, dass die Höhe des Eintrags maßgeblich von der Menge der Emmittenten bestimmt wird.
- iii. Die Auswirkungen der atmosphärischen Depositionen wurde schwerpunktmäßig anhand der quantitativen Säurebelastungssituation untersucht. Die Frachten der trockenen Deposition liegen je nach Inhaltsstoff um die Hälfte bis zu 1/5 niedriger. Die Säurewirkung wird in der Regel über die Dynamik der Zu- oder Abnahme der stickstoff- und schwefelhaltigen Säurebildner

gesteuert, weniger über die neutralisierend wirkenden, basischen Anteile. Der überregionale Trend zur Abnahme schwefelhaltiger Säurebildner konnte für den Untersuchungsraum bestätigt werden.

iv. Da das 2-wöchige Probenahmeintervall keine prozessorientierten Aussagen zur Verfrachtung beider Depositionsformen zuließ, wird eine Erweiterung der Geländeinstrumentierung in einem zeitlich hohen Maßstab vorgeschlagen (z. B. Messung der Windverhältnisse, der vegetationsabhängigen Akzeptorflächen usw.). Insbesondere in den Quelleinzugsgebieten ist im Hinblick auf den Säurehaushalt die Messung von nebelgebundener Depositionen zu ergänzen. Weiter ist es sinnvoll, die Schadstoffmessungen an Emissionsmodelle zu koppeln, um die Systemkenntnisse über die Höhe und die Prozesse der Verbreitung und der Ablagerung der atmosphärischen Depositionen zu gewinnen.

2. Die Untersuchungen zum Wasser- und Stoffaustrag auf der Ebene des Gesamteinzugsgebiets sowie der Teileinzugsgebiete lieferten im Hinblick auf den räumlich und zeitlich variablen Stoffaustrag folgende Ergebnisse:

i. Für die Bestandsaufnahme der regionalen Gewässerqualität und die Beurteilung der Belastungsursache ist die Vorflutertypisierung sowie die Betrachtung der über den Untersuchungszeitraum gemittelten Beschaffenheit, die mittleren Konzentrationsdaten und die Variationsbreiten der Inhaltsstoffe von hintereinander geschachtelten Einzugsgebieten zielführend. Dazu wurden spezifische Stoffregionen ausgewiesen, die sich hinsichtlich ihres Stoffaustrags und wahrscheinlicher Belastungsquellen als homogen erweisen. Die Interpretation der Gewässerqualitätsparameter wurde dabei im Zusammenhang mit den spezifischen Gebietsfaktoren geführt.

ii. Die vorfluterspezifische Belastungsursache ist, insbesondere für den Säurehaushalt, über die jahresübergreifende und jahresbasierte 'Black-Box'-Bilanzierung der beteiligten Stoffein- und Stoffaustragskomponenten weiter spezifiziert worden, wobei die landnutzungsbasierten Unterschiede herausgearbeitet wurden. Die Herleitung wirksamer Ursachen des verschiedenartigen Chemismus ist besonders da zielführend, wo der Stoffhaushalt nicht durch schwer lokalisierbare Quellen überdeckt ist (siehe versauerungsinduzierte Quelleinzugsgebiete).

iii. Die Betrachtung der Abfluss-Konzentrations-Beziehungen ergibt für die hydrologischen Halbjahre erste Hinweise auf die Steuerung des Stoffaustrags innerhalb der maßgeblichen Teileinzugsgebiete. Respektable Zusammenhänge, die die Variabilität der Stoffausträge über die Dynamik des Abflussgeschehens begründen, finden sich v. a. in den südlich gelegenen Einzugsgebiete im Unterlauf, die v. a. geo-pedologisch bedingt sind. Allerdings ist die deutliche Nichtlinearität bei den anderen Stationen möglicherweise auch methodisch bedingt.

Die qualitative und quantitative Kennzeichnung der Stoffregionen wies zusammenfassend folgende Charakteristiken aus:

iv. Die erste Stoffregion bilden die bewaldeten Quelleinzugsgebiete, deren Stoffhaushalt durch die Zufuhr starker Säuren aus der Atmosphäre dominiert wird. Charakteristisch sind für die beiden untersuchten Quelleinzugsgebiete deutlich erhöhte Gehalte des Säurebildners SO_4^{2-} und damit verbundene niedrige pH-Bereiche im schwach sauren bis mäßig sauren Bereich. Der Austrag der Säurebildner erweist sich als signifikant abflussabhängig.

v. Als zweite Stoffregion wurden die siedlungsbetonten Einzugsgebiete des Oberlaufs und oberen Mittellaufs differenziert. Ihr Stoffhaushalt wird durch die Zufuhr anthropogener, punktueller und/oder diffuser Siedlungs- und industrieabhängiger Quellen geprägt. Die signifikant abweichende Beschaffenheit im Hydrochemismus repräsentiert die unterschiedliche Eintragsquellen. Insgesamt typisch ist der deutliche Anstieg der Gesamtmineralisation und die höchsten Austragsfrachten mit bis zu 200 kg/ha Gesamtsalze im Jahr. Charakteristisch sind die um rund

2°C höheren durchschnittlichen Wassertemperaturen. Die Abfluss-Konzentrations-Beziehungen waren für die einzelnen Wasserqualitätsparameter relativ gering, so dass der Stoffaustrag als abflussunabhängig zu bezeichnen ist und die Vermutung punktueller Eintragsquellen unterstützt.

vi. Die dritte Stoffregion bilden die vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebiete im Unterlauf, deren Stoffhaushalt durch unterschiedliche Quellen dominiert wird. Hierzu zählen Einträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung, geo-pedologisch bedingte Stoffumsätze und Einträge aus atmosphärischen Depositionen. Kennzeichnend für diese Gebiete ist das Überschreiten der Referenzwerte für Oberflächengewässer der Pflanzennährstoffe NO_3^- , NO_2^- und PO_4^- . Die Stoffausträge der geogenen Bestandteile sind abflussabhängig. Die Pflanzennährstoffe zeigen niedrige Korrelationen in Bezug zum Abflussverhalten.

3. Die chemisch-physikalische Separation der Abflusskomponenten ($Q_{\text{ko1}} - Q_{\text{ko5}}$) führte zur Ermittlung der zeitlichen Steuerung des Vorfluteraustrags und ermöglichte über das Auftreten bestimmter Inhaltsstoffe zu einem entsprechenden Abflusszeitpunkt die Ableitung von vorfluterbezogenen Chemografen. Dabei wurde deutlich, dass die einzelnen Wasserqualitätsparameter bei mehreren Komponenten auftreten können und folglich unterschiedlichen Verlagerungsmechanismen unterliegt. Der Stoffaustrag ist damit in erster Linie von dem zeitlich variierenden Eintrag (Zeitskale), dem spezifischen Lösungs-/Adsorptionsverhalten (Ereignisskale) und der hydrologisch gesteuerten Positionierung des Stoffs (Raumskale) abhängig.

Das für insgesamt vier Teileinzugsgebiete angewandte Verfahren ließ hinsichtlich der Herkunftsräume unterschiedliche Interpretations- und Aussagemöglichkeiten zu. Für die einzelnen Abschnitte im Hydrografen ergaben sich übergeordnete Stoffaustragsmuster:

i. Im Konzentrationsabschnitt zeigte sich für die nur wenige Stunden wirksame Abflusskomponente Q_{ko2} , dass sie am sichersten einer Herkunft und den Transportprozessen zugeordnet werden kann. Hohe Gehalte an Na^+ und Cl^- weisen auf den Oberflächenabfluss als wirksamen Transportprozess hin. NH_4^+ stammt vermutlich aus dem direkten Zulauf aus den Kanalisationssystemen. Unterstrichen wird die Vermutung dadurch, dass diese Komponente nicht bei jedem der untersuchten Ereignisse auftritt. Demzufolge existieren nicht immer Bedingungen für die schnelle Bildung von Oberflächenabfluss bzw. und dem Austritt aus Kanalisationssystemen.

ii. Das Auftreten vergleichsweise saurer Wässer sowie der Ionen K^+ , NO_3^- und NH_4^+ mit der düngungsbedingten Saisonalität innerhalb der als $Q_{\text{ko1}} + Q_{\text{ko3}}$ zusammengefassten Komponente im Konzentrationsabschnitt deutet auf die Mischung von Niederschlagswasser mit oberflächennah positioniertem Bodenwasser hin. Diese Komponente reicht interessanterweise meist um ein bis vier Stunden über den Abflusspeak hinaus. Es ist nicht ersichtlich, ob es sich durch die methodisch induzierte Zusammenlegung beider Komponente um verschiedene Herkunftswässer handelt. Weiter kann nicht nachvollzogen werden, welche Herkunftsräume (gesamtes Einzugsgebiet oder Teilflächen) und Verlagerungsmechanismen an der schnellen Abflusentstehung beteiligt sind, wie z. B. Oberflächenabfluss, Makroporenfluss bis zur undurchlässigen Bodenschicht und/oder darauf folgendem gesättigtem Wasserfluss mit der Mischung von Ereignis- und Vorereigniswasser.

iii. Mit der Rezessionskomponente Q_{ko4} ist ein Anstieg der pH-Werte und der Erdalkali-Gehalte zu verzeichnen, so dass eine Zunahme an matrixflussbeeinflussten Bodenwasser vermutet wird. Die langen Kontaktzeiten zwischen dem Niederschlags- und Bodenwasser ermöglichen das Einstellen von chemischen Lösungs-Gleichgewichten zwischen dem eingetragenen Wasser, der Bodenluft und der Bodenmatrix.

iv. Die höchsten pH-Werte besitzt die nur bei Trockenwetter auftretende Rezessionskomponente Q_{-ko5} . Sie zeigt den deutlichsten Anteil an Bodenwasser. Vermutlicher Herkunftsort sind aufgrund des Verhaltens der Ionen NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ und Cl^- die Talauen.

Für zwei Teileinzugsgebiete im Unterlauf wurden Abweichungen im Chemismus zum generellen Austragsmuster festgestellt. Diese beruhen im Einzugsgebiet der Station Niederpleis auf pedogenen Ursachen und basieren im Fall des Einzugsgebiet der Station Bröleck auf Versauerungseffekte durch hohe atmosphärischer Einträge.

Zusammenfassend ist beim 'upscaling' der punktförmig gemessenen Gewässerqualitätsparameter problematisch, dass die zeitlich und räumlich variablen Wasser- und Stoffumsätze auf charakteristischen Landnutzungen und Pedo-Toposequenzen nicht berücksichtigt werden können. Somit unterstreichen die Untersuchungen die Notwendigkeit von flächendistributiven Prozessanalysen und eine auf dominanten Wasser- und Stoffhaushaltskomponenten ausgerichtete Flächenklassifikation.

Mit der Anwendung des Wasser- und Stickstoffmodells WASMOD wurde daher im zweiten Teil des Ergebniskapitels der Weg des 'downscaling' beschritten, um den Wasser- und Stickstoffumsatz sowie den Stofftransport flächendistributiv auf der Ebene des Teileinzugsgebiets und der Teilflächen zu erfassen. Die flächenhafte Charakterisierung des Wasser- und Stickstoffumsatzes sind dabei die entscheidenden Zielgrößen. Wichtigste Kriterien für die Auswahl des Modells ist, neben der detaillierten Abbildung der Stoffumsatzprozesse, die Möglichkeit der Einbeziehung lateraler Wasser- und Stofftransportbeziehung zwischen benachbarten, topologisch verknüpften Modellierungseinheiten.

Beispielhaft wurde hierfür das 215 km² große Teileinzugsgebiet der Bröl untersucht. Das modular aufgebaute Modellsystem WASMOD arbeitet auf dem räumlichen Diskretisierungsansatz der 'Kleinsten Gemeinsamen Geometrien' (KGG) basierend auf einer unscharfen Klassifikation. Diese sieht die Verscheidung räumlicher Eingabeebenen vor, ohne dass diese zuvor nach bestimmten Kriterien aggregiert werden. Für die Modellierung wurden 8207 KGG-Flächen ermittelt. Die vertikale Diskretisierung umfasst je KGG 15 Kompartimente.

4. Zur Abschätzung der Simulationsergebnisse als Bewertungspotenzial für die Ausweisung einheitlicher Prozessflächen, erfolgte zunächst die Betrachtung der Simulationsgüten, getrennt nach dem Abfluss- und Stickstoffkonzentrationsverhalten am Gebietsauslass. Für die Gütebetrachtung der Abflusssimulation wurden folgende Parameter untersucht

- Die kumulativen monatlichen Abflussspenden während der einzelnen Monate der hydrologischen Jahre 1992—1995.
- Die Modellgütemaße Produktmoment-Korrelationskoeffizient (r), das logarithmierte Bestimmtheitsmaß (r^2), die Modelleffizienz nach Nash & Sutcliff sowie der absolute ($\Delta \text{Vol.}[\text{mm/a}]$) und der relative Volumenfehler ($\Delta \text{Vol.}[\%]$) zwischen gemessenen und simulierten täglichen Abflüssen.

Für die Gütebetrachtung der Stickstoffsimulation wurden folgende Parameter betrachtet:

- Das Modellgütemaß Produktmoment-Korrelationskoeffizient (r) sowie ein Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Durchschnitts- sowie Minimum- und Maximumwerten der Stickstoffkonzentrationen.

- Der Vergleich des jährlichen Stickstoffentzugs über tatsächliche Erntemengen mit den simulierten Stickstoffentzugsraten für jeden Ackernutzungstyp.

Zusammenfassend zeigte sich für die Wasserdynamik, dass

- i. Gute bis zufriedenstellende Gütemaße bei der Auswertung der Gangliniendifferenzen erzielt wurden. Dabei ist die Nachbildung der Niedrigwasserperioden insgesamt besser, als die der Hochwasserabflüsse. Die beste Repräsentation der Abflußdynamik wird daher für das hydrologische Trockenjahr 1992 erzielt. Die vergleichsweise niedrigsten Modellgüten sind demgegenüber für das hydrologische Nassjahr 1995 zu verzeichnen.
- ii. Ein charakteristisches Verhalten zeigen hier die Simulationen in der schnelleren Impulsantwort auf die Abflussreaktion und verdeutlichen, dass die Parametrisierung des Bodens (Mächtigkeit, Textur, Durchlässigkeit) als die sensitive Komponente innerhalb des Modellsystems WASMOD anzusehen ist. Das Modell neigt bei nassen Systemzuständen zur schnellen Aufsättigung des Bodens und damit Bildung von Oberflächenwasser bzw. 'return flow'. Diese Dynamik ist ursächlich auf die Parametrisierung des Bodenuntergrundes zurückzuführen. Die Verwendung des Modells im Mittelgebirge machte die Festlegung statischer Bodentiefen als Ausdruck des anstehenden, devonischen Festgesteins notwendig. Zusätzlich erfolgte die Parametrisierung der Hangstandorte mit tiefen Drains, so dass die Simulation einer schnellen Weitleitung des hangparallel abfließenden Sickerwassers an der klüftigen Boden-Gesteins-Übergangszone möglich ist.

Ergänzende Geländeuntersuchung zum Verständnisgewinn der Wasserleitfähigkeit an der sensiblen Übergangszone ist im Hinblick auf die Eichung und Validierung der Bodenparameter zukünftig von Bedeutung und würde möglicherweise zu einer Verbesserung der Simulationsergebnisse führen.

Hinsichtlich der Stickstoffdynamik zeigten die Simulationsgüten folgendes:

- iii. Die Modellgütemaße der Stickstoffsimulation fallen im Vergleich zur Simulation der Abflussdynamik geringer aus. Die Ursachen liegen darin, dass die Stickstoffsimulation mit höheren Unsicherheiten behaftet ist. Diese wurden im Einzelnen diskutiert. Insgesamt sind die Korrelationskoeffizienten als gut bis zufriedenstellend zu bewerten.
- iv. Auf der Zeitskale der hydrologischen Jahre zeigt sich eine gute Übereinstimmung von Durchschnitts-, Maximum- und Minimumwerten zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen.
- v. Bei der Verwendung von zwei Stationen verdeutlicht sich das Problem der Validierung auf der mesoskaligen Raumskale bei metabolisch gesteuerten Stoffen, da bereits nach kurzen Fließstrecken eine Konzentrationsänderung vorliegen kann.
- vi. Die auf der jährlichen Zeitskale umfassende flächenhafte Validierung über den Stickstoffverbrauch nach Ernteentzügen weist eine signifikante Übereinstimmung zu den simulierten Stickstoffentzugsraten auf. Die auf der räumlichen Skale der Teilfläche bzw. des Standorts herunterskalierte Betrachtung der Systemzusammenhänge auf der Basis ganzer hydrologischer Jahre ist damit gewährleistet. Die KGG-gebundenen Wasser- und Stickstoffbilanzen sind als raumbezogenes Bewertungspotenzial geeignet.

Für die Verbesserung der Stickstoffsimulationen bei meso-, makroskaligen Anwendung wird vorgeschlagen, weitere auf der Ereignis-Zeitskale ergänzende Validierungsmöglichkeiten zu schaffen. Neben der Ausweitung von Geländemessungen sind dafür die Stickstoffmodelle mit Ansätzen zur Modellierung des quantitativen gewässerinternen Stickstoffabbaus zu koppeln.

5. Auf der Ebene der Teilfläche bzw. des Standorts erfolgt die Bewertung der Raumlageinformation und der Prozessinformation. Die Betrachtung der Raumlageinformation untersuchte

- das mittlere Stickstoffaustragsverhalten von Einheiten basierend auf dem klassischen CHRU-Konzept.

Die Ergebnisse spiegeln die Gültigkeit des Diskretisierungskonzept wider, indem die räumliche Variabilität der Einzugsgebietscharakteristika wie Boden, Topografie und Landnutzung berücksichtigt wird und z. T. sich gegenseitig überlagernde Abhängigkeitsfaktoren auf die Höhe des Stickstoffaustrags deutlich werden.

i. Generalisierend sind hierfür zu nennen die Düngungsintensität, da eine hohe Stickstoffdüngung zu einem hohen Austrag beiträgt. Weiter zählt dazu die Reaktionsfähigkeit der Vegetation auf das Landnutzungsmanagement, da eine kontinuierlich geringe Stickstoffzufuhr wie z. B. auf Standweiden, zu einem konstanten Stickstoffeinbau in die Grasnarbe führt. Ebenso ist die Nachbarschaftsbeziehung relevant, wobei eine hohe Anzahl angrenzender Areale zu einer hohen Zufuhr an Wasser- und Stickstoff führt. Ein wichtiger Faktor stellt die Bodendurchlässigkeit und -mächtigkeit dar, da vergleichsweise mächtigere Böden über eine längere Verweildauer von Wasser- und Stickstoff ein höheres Nährstoffausschließungsvermögen fördern und gleichzeitig den Stickstoffaustrag mindern.

Mit dieser Bewertung ergeben sich im Hinblick auf die Regionalisierung folgende Problempunkte:

- Die räumliche Diskretisierung der auf Prozessstudien basierenden Einheiten orientiert sich an den Grundlegekarten mit ihren vorhandenen Grenzlinien. Sie ist damit von der Güte der Eingangsinformation abhängig.
- Die Ergebnisse des simulierten Stickstoffaustrags weisen auf den bewerteten Pedo-Toposequenzlagen eine hohe Variabilität auf. Diese Variabilität ist darauf zurückzuführen, dass zum einen bei einer solchen Bewertung keine Betrachtung der *Dominanz* der genannten Einflussfaktoren erfolgen kann. Zum anderen sind die auf einer KGG-Modellierungseinheit maßgeblich einwirkenden Wasser- und Stickstoffhaushaltsprozesse nicht erkennbar.

6. Diese Gründe führten zur Entwicklung eines Fuzzy-Set basierten Flächengliederungskonzept, welches die Bewertung der Prozessinformationen aufgrund einer regelbasierten Entscheidungsfindung in einem mehrdimensionalen (Prozess-)Raum durchführt. Dieser Ansatz untersucht die Einflussnahme und die Beziehung maßgeblicher Wasser- und Stickstoffhaushaltsprozesse auf jeder der 8207 Modellierungseinheiten. Die Erstellung des als Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell bezeichneten Verfahrens umfasste die

- Definition der Eingangsvariablen und den aus der WASMOD-Modellausgabe generierten Fuzzy-Sets sowie die Bestimmung der Zugehörigkeit zu den Teilmodellen,
- Fuzzyifizierung der Eingangsvariablen unter Zugrundelegung der wissensbasierten Einschätzung der Systemzustände im Untersuchungsraum,
- Bestimmung und Einsatz der Fuzzy-Operatoren zur Verknüpfung der Fuzzy-Sets und ihren Teilmodellen zu einem Gesamtergebnis,
- Entwicklung eines generischen Regelswerks, konzipiert als *If-Then*'-Bedingungen zur Defuzzyfizierung, Darstellung und Interpretation von definierten CHRU-Typen.

Generell ist die Güte des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell abhängig

- von der wissensbasierten Bewertung für die im Untersuchungsraum relevanten Prozessgrößen und ihre Überführung in entsprechende Fuzzy-Set-Zahlen und
- dem Grad der Informationsgewinnung über die Defuzzifizierung.

Im Untersuchungsraum zeigten sich folgende Prozessdominanzen im Vergleich der Pedo-Toposequenzlagen:

- i. Plateau- und Kuppenlagen neigen zur Dominanz von Denitrifikations- und Mineralisationsprozessen.
- ii. Oberhanglagen folgen einer Dominanz von Pflanzenaufnahme-, Denitrifikations- und Mineralisationsprozessen.
- iii. Hangmulden- und Unterhanglagen tendieren zur Dominanz von Pflanzenaufnahme- und Mineralisationsprozessen und

Dagegen weisen die Auen- und Steilhanglagen keine ausgeprägten Prozessdominanzen auf. Über das Auftreten bestimmter Prozessdominanzen lassen sich Rückschlüsse zur Herausstellung von Abhängigkeiten ziehen:

- v. Die Mineralisation ist von der Verfügbarkeit der organischen Substanz über die Rücklieferung und den Feuchtegehalt im Boden abhängig. Sie zeigte z. T. eine Abhängigkeit zur Reliefposition.
- vi. Die Denitrifikation ist an flachgründige Böden mit schneller Wasseraufsättigung und an dauerhafte Bodenfeuchtigkeitsgehalte gebunden, unter der Voraussetzung, dass eine ausreichende Menge an mikrobiell verwendbaren Kohlenstoffs als Reduktionsmittel vorhanden ist.
- vii. Die Pflanzenaufnahme zeigt eine deutliche Abhängigkeit zur Wasserdynamik und zur Art und Menge der Verfügbarkeit an Stickstoff.

Gleichzeitig zeigen die Untersuchungen zum Prozessverhalten während der hydrologischen Jahre, dass in Abhängigkeit der hydrologischen Dynamik auf ein- und demselben Standort unterschiedliche CHRU-Typen und Stickstoffaustragsraten vorherrschen können.

Die Interpretation der Ergebnisse verdeutlicht, dass die Höhe des Stickstoffaustrags generell von der Verfügbarkeit und der Reduktionsfähigkeit von Stickstoff im System gesteuert wird. Sie sind insgesamt von unterschiedlichen Faktoren abhängig.

- viii. Die Verfügbarkeit von Stickstoff wird, neben dem Düngungseintrag, über die Prozesse der Mineralisation und Nitrifikation gesteuert. Sie zeigen eine deutliche Bodenfeuchteabhängigkeit und damit eine deutliche Korrelation zum Niederschlags- und Verdunstungsverhalten. Der Einfluss auf die Verfügbarkeit von Stickstoff ist weiter an die Stickstoffzufuhr aus den Nachbarflächen sowie dem Stoffgehalt in den Bodenperkolaten nach dem Simulationsende gekoppelt. Generell tendierten trockene Systemzustände zu einer N-Anreicherung und nasse Systemzustände zur N-Auswaschung.
- ix. Die Reduktionsfähigkeit von Stickstoff wird im System maßgeblich über die Prozesse Denitrifikation und Pflanzenaufnahme gesteuert. Beide sind von der Verfügbarkeit an Stickstoff im System sowie den klima- und bodenfeuchtesteuernden Größen abhängig. Hohe Denitrifikationsleistungen sind z. B. an Böden mit schneller Aufsättigung gebunden. Dagegen erfuhr der Prozess der Pflanzenaufnahme besonders bei trockenen Verhältnissen eine Beschränkung der Diffusion und des Massenflusses bei begrenztem Wasserangebot.

7. Die Entwicklung des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodells erlaubt zusammenfassend die Definition von Flächen mit gleichen Prozesseigenschaften und -zusammenhängen auf der Ebene des Standorts. Insgesamt sind die Vorteile des vorgestellten Verfahrens mit dem Regelwerk wie folgt zu sehen:

- i. Die Schaffung einer objektiven, regelbasierten Wissensbasis erlaubt die automatisierte Charakterisierung und Bewertung von Flächen mit dominanten und sich z. T. gegenseitig beeinflussenden Wasser- und Stickstoffprozessen. Das für das Einzugsgebiet vorhandene Systemwissen von Prozesseigenschaften wird dabei über die Fuzzyifizierung verankert.
- ii. Das Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell ist unabhängig vom zugrunde liegenden Wasser- und Stickstoffmodell sowie der zu betrachtenden Einzugsgebietsgröße und von zugrunde liegenden räumlichen Diskretisierungskonzepten. Limitierend ist eine ausreichende Anzahl an Prozessinformationen, die eine Abbildung der Systemzusammenhänge erlauben.
- iii. Das Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell wurde für den Festgesteinsbereich in Mittelgebirgen entwickelt und läßt sich im Sinn der Regionalisierung für andere Gebiete dieser Region anwenden. Hier könnte durch eine Übertragung der Anwendung eine weitere Validierung des Modellansatzes erreicht werden, sofern eine ausreichende Informationsdichte verfügbar ist.
- iv. Die implementierten Regeln des Modells sind jederzeit erweiterbar und/oder änderbar, so dass eine Anwendung in anderen Regionen möglich wird. Entscheidend ist dabei, wie das Informationswissen in einem Gebiet über die Fuzzyifizierung verankert wird.
- v. Die Interpretations- und Einsatzmöglichkeiten des Modells sind damit vielfältig. Es kann z. B. als planungsrelevantes Werkzeug verwendet werden, welches die Wirksamkeit von Maßnahmen, z. B. von Landnutzungsveränderungen und die Prognose von Stoffveränderungen (Düngung, Fruchtwechselfolgen, Flächenstilllegung usw.) beurteilt.

8. Die Grenze des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodells wird zur Zeit dadurch erreicht, dass die Klassifikation auf dem jährlichen Betrachtungsmaßstab durchgeführt wird. Die Ergebnisausgabe von WASMOD arbeitet auf dieser Zeitskala, um längerfristige Tendenzen der Stoffverteilung wie Speicherungs- und Auswaschungsvorgänge zu erkennen. Dies führt dazu, dass derzeit über das Auftreten bestimmter Prozesse auf Pedo-Toposequenzlagen implizit Rückschlüsse auf ihre Prozessbildung zugelassen werden (z .B. Bodenfeuchteverhältnisse auf dem Talauenstandort 6317).

Eine Weiterführung des Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodells zielt daher auf ein streng auf Prozessbildungskriterien abzielendes Flächengliederungskonzept hin, welches die Bildungskriterien ermittelt und mit Angaben über Systemzustände des Untersuchungsraums koppelt. Für das Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikationsmodell wird daher eine Weiterentwicklung vorgeschlagen, die folgende Inhalte verfolgt, wie die Einbeziehung:

- der CHRU-Fuzzy-Zahl bei der Interpretation der Ergebnisse, als Maß für die Prozessstärke,
- von hydrologischen Komponenten, wie die Klassifikation von Gebietsfeuchten (z. B. in die Klasse 'trockene', 'feuchte', 'nasse' über den Parameter Wassergehalte bei pF-Stufen von 0 bis 4.2) und die Erfassung von Niederschlagsintensitäten und -dauer (mm/h) auf der Ereignisskala sowie
- die Feststellung von Prozessbedingungen, die zur Entstehung einer bestimmten Prozessart vorhanden sein müssen, wie die Temperaturbedingungen, die Wassergehalte im Boden, das Infiltrationsvermögen und der Zustand der organischen Fraktionen im Boden und der organischen Zufuhr.

Diese sind weiterhin mit den physiogeographischen Gebietseigenschaften zu verknüpfen und zu untersuchen. Damit weist das auf Prozessbildungskriterien abzielende Flächengliederungskonzept auf wichtige zukünftige Forschungsziele für die angewandte Hydrologie hin.

- Es wird weiter notwendig sein experimentelle Einzugsgebietsuntersuchungen durchzuführen, die auf der Basis von bestehendem Modell- und Systemverständnis aufbauen. Dabei ist es wichtig, neben der Stickstoffdynamik, weitere umweltrelevante Stoffe zu berücksichtigen und ihre Abhängigkeitsfaktoren zu formulieren. Geschachtelte Einzugsgebietsanalysen stellen auch hierfür den geeigneten Ansatz dar.
- Diese experimentellen Untersuchungen sind an physikalisch begründete Modelle zu koppeln, um skalenabhängige sowie prozessbezogene, flächendistributive und ereignisbasierte Validierungsmöglichkeiten zu erzielen und den Kenntnisstand voranzubringen. Die Homogenisierung der Mess- und Modellskaale muß dabei auf der zeitlichen Maßstabsebene eine stärkere Berücksichtigung finden.
- Diese Forderung zieht Konsequenzen hinsichtlich der Modellstruktur nach sich. Es werden zukünftig Modelle benötigt, die über einen modularen Aufbau und Modulbibliotheken verfügen. Derartige Entwicklungen stellen z. B. die in der Arbeit angesprochenen objektorientierten Modellsysteme OMS und das modular entwickelte Modell J2000 dar. Diese müssen zum einen die Integration optimierter und/oder erweiterter, skalenabhängiger Berechnungsansätzen erleichtern. Hinsichtlich der Wasser- und Stickstoffdynamik im Untersuchungsraum stellen z.B. die Modellierung der Interflowdynamik, der Evapotranspirationsberechnung und die der Pflanzenstickstoffaufnahme noch Verbesserungsansätze dar. Zum anderen erfordern sie die Darstellung der hydrochemischen Dynamik in zeitlich angepassten Skalen. Für den Untersuchungsraum stellt die ereignisbasierte Ausgabe der Stoffumsatzprozesse und die hierfür benötigten Systemzustände noch offene Forschungsfragen dar.

Als Fazit aus den genannten Forderungen lässt sich schließen, dass der Fortschritt umso größer ausfallen wird, je mehr es gelingt komplexe Einzugsgebietsanalysen aus den Komponenten des skalenabhängigen Prozesswissens von wissenschaftlichen Einzugsgebietsexperimenten mit der dynamischen Modellierung zu verbinden und diese auf methodischer Seite mit Fernerkundungs-, GI- und Datenbanksystemen zu koppeln. Dabei wird es weiter entscheidend sein, inwieweit es gelingt, vorhandenes Wissen durch Methoden der Künstlichen Intelligenz (KI), wie z. B. Fuzzy-Set-Analysen, darzustellen und zu konservieren sowie es für eine Übertragung auf andere Gebiete nutzbar zu machen.

Literaturverzeichnis

- [1] M.B. Abbott, J.C. Bathurst, J.A. Cunge, P.E. O'Connell & J. Rasmussen. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen 'SHE' (2): Structure of physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87:61—77, 1986.
- [2] M.B. Abbott & J.C. Refsgaard. Distributed Hydrological Modelling. *Water Science and Technology Library*, 22, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1996.
- [3] T.M. Addiscot. Kinetics and temperature relationships of mineralisation and nitrification in Rothamsted soils with different histories. *Journal of Soil Science*, 34:343—353, 1983.
- [4] A.S. Abdul & R.W. Gillham. Field studies off the effects of the capillary frindge on stream-flow generation. *Journal of Hydrology*, 112:1—18, 1989.
- [5] AG Boden. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Technical Report 3, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Hannover, 1982.
- [6] AG Boden. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Technical Report 4, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Hannover, 1994.
- [7] M. Alexander. *Introduction into soil microbiology*. New York, 1977.
- [8] Amtliche Agrarstatistik. *Sozialökonomische Betriebserhebung der Landwirtschaftskammer Rheinland. Oberbergischer Kreis*. Bonn, 1988.
- [9] Amtliche Agrarstatistik. *Sozialökonomische Betriebserhebung der Landwirtschaftskammer Rheinland. Rhein-Sieg-Kreis*. Bonn, 1990.
- [10] E.A. Anderson. National weather service river forecast system-snow accumulation and ablation model, *NOAA Techn., Memo., NWS HYDRO-17*, U.S. Dep. of Commer., Washington D.C., 1973.
- [11] M.G. Anderson & T.P. Burt. *Process Studies in Hillslope Hydrology*. Wiley, Chichester, 1990.
- [12] M.G. Anderson & S.M. Brooks. Hillslope processes: research perspectives. *Advances in Hillslope processes*. M.G. Anderson & S.M. Brooks (Eds.). 1:35—60, Wiley, Chichester, 1996.
- [13] M.G. Anderson, W.E. Diedrich, R. Torrrres, D.R. Montgomery & K. Loague. Concentration—discharge relationship in runoff from a steep, unchanneled catchemnt. *Water Resources Research*, 33(1):211—226, 1997.
- [14] B. Arheimer & M. Brandt. Modelling nitrogen transport and retention in catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27(6):471—480, 1998.
- [15] B. Arheimer & R. Lidén. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology*, 227:140—159, 2000.
- [16] J.G. Arnold, J.G.& P.M. Allen. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142:47—69, 1992.
- [17] K. Banasik, J.K. Mitchell, S.E. Walker & E. Rudzka. Comparison of nutrient outputs from two lowland watersheds with different agricultural practises. L. Heathwaite (Ed.). Impact of

- Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. *IAHS Publ.*, 257:189—201, 1999.
- [18] A. Bardossy. Fuzzy geostatistics. H.-B. Kleeberg (Ed.). Regionalisierung in der Hydrologie. Deutsche Forschungsgemeinschaft. *Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung*, 63—73, 1992.
- [19] A. Baumgartner & H.-B. Liebscher. *Allgemeine Hydrologie*. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1996.
- [20] A. Beblík. *Technische Dokumentation des Stickstoffmodells Minerva sowie seiner funktionalen Erweiterung zum mesoskaligen Einzugsgebietsmodell MesoN*. Cottbus, Braunschweig, 2001.
- [21] H.-H. Becher. Mögliche Auswirkungen einer schnellen Wasserbewegung in Böden mit Makroporen auf den Stofftransport. *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft*, (136):303—309, 1985.
- [22] A. Becker. Methodische Aspekte der Regionalisierung. H.-B. Kleeberg (Ed.). Regionalisierung in der Hydrologie. Deutsche Forschungsgemeinschaft. *Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung*, Weinheim, 16—32, 1992.
- [23] A. Becker. Neue Anforderungen und Lösungen bei der großflächigen hydrologischen Modellierung. *Wasserwirtschaft– Wassertechnik*, (7):150—152, 1986.
- [24] A. Becker. Problems and progress in macroscale hydrologic modelling. R.A. Feddes (Ed.). Space and Time Scale Variability and Interdependencies in Hydrological Processes. *International Hydrology Series*. Cambridge, 1995.
- [25] A. Becker & J.J. McDonnell. Topographical and ecological controls of runoff generation and lateral flows in mountain catchments. *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters*, *IAHS Publ.*, 248:199—206, 1998.
- [26] A. Becker & H.-B. Kleeberg. Wasserhaushalt/Gesamtmodellierung. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Ed.) *Hydrologie und Regionalisierung: Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 27—54, 1999.
- [27] A. Becker, G. Blöschl & A. Hall. Disaggregation, Aggregation and spatial scaling in Hydrology. *Journal of Hydrology*, 217: 239—252, 1999.
- [28] T. Beehl. *Untersuchungen zur Dynamik der anorganischen Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone im 'Hennefer Siegbogen' unter besonderer Berücksichtigung des Nitrats*. Unveröffentl. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1996.
- [29] T. Beehl. *Modellierung der Wasser- und Stickstofftransportdynamik in der ungesättigten Zone im Einzugsgebiet der Grundwassergewinnungsanlage 'Hennefer Siegbogen' mit dem Root Zone Water Quality Model (RZWQM)*. Dissertation, Jena, 1999.
- [30] J. Beek & M.J. Frissel. *Simulation of nitrogen behaviour in soils*. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, 1973.
- [31] U. Bende. *Abgrenzung von landnutzungsspezifischen „Chemical Response Units“ unter Verwendung eines GIS zur Regionalisierung der Stoffdynamik im Einzugsgebiet der Bröl*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1994.

- [32] U. Bende, W.-A. Flügel & T. Kern. Using GIS to delineate Chemical Hydrological Response Units (CHRUS) for hydrochemical modeling in a mesoscale catchment in Germany. *IAHS Publ.*, 226:164—172, 1995.
- [33] U. Bende. Regional hydrochemical modelling by delineation of chemical hydrological response units (CHRUs) within a GIS: An approach of observing man-made impacts in the Bröl River catchment (Germany). *Mathematics and Computers in Simulation*, (43):305—312, 1997.
- [34] K.J. Beven & M. Kirkby. A physically-based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrologic Science Bulletin*, 24:43—69, 1979.
- [35] K.J. Beven & P.F. Germann. Macropores and Water Flow in Soils. *Water Resources Research*, 18(5):1311—1325, 1982.
- [36] K.J. Beven. Towards a paradigm in hydrology? *Journal of Hydrology*, 89:393—403, 1983.
- [37] K.J. Beven, M. Kirkby, N. Schoffield & A. Tagg. Testing a physically based flood forecasting model (TOPMODEL) for three UK catchments. *Journal of Hydrology*, 69:119—143, 1984.
- [38] K.J. Beven. Linking parameters across scales: subgrid parameterizations and scale dependent hydrological models. J. D. Kalma & M. Sivapalan (Eds.). *Scale Issues in Hydrological Modelling*, 263—281, 1995.
- [39] K.J. Beven & I.D. Moore (Eds.). *Terrain Analyses and distributed modelling in Hydrology*, Wiley, Chichester, 1992.
- [40] K.J. Beven & J. Fischer. Remote Sensing and scaling in hydrology. J. Stewart, B.E.T. Engman, R.A. Feddes & Y. Kerr (Eds.) *Scaling up Hydrology using Remote Sensing*, Wiley Chichester, 1996.
- [41] K.J. Beven. A discussion of distributed hydrological modelling. Abbott, M.B. & J.C. Refsgaard (Eds.). *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, 255—278, 1996.
- [42] H. Bergmann, J. Frank, T. Harum, W. Papesch, D. Rank, G. Richtig & H. Zojer. Abflußkomponenten und Speichereigenschaften, Konzeptionen und Auswertemethoden. *Österreichische Wasserwirtschaft*, 48(1/2):27—45, 1996.
- [43] St. Bergström. The HBV model. Singh, V. (Ed.). *Computer Models in Hydrology*. *Water Resources Publications*, Littleton, Colorado, 1995.
- [44] St. Bergström & L.P. Graham. On the scale problem in hydrologic modelling. *Journal of Hydrology*, 211: 253—265, 1998.
- [45] M.F. Billet & M.S. Cresser. Predicting water quality using catchment and soil chemical characteristics. *Environmental Pollution*, 77:263—268, 1992.
- [46] K.H. Bishop, H. Grip & A. O'Neill. The origins of acid runoff in a hillslope during storm events. *Journal of Hydrology*, 116:35—61, 1990.
- [47] J. Blüthgen & W. Weischt. *Allgemeine Klimageographie*. Berlin, 1980.
- [48] G. Blöschl & M Sivapalan. Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological processes*. 9:251—290, 1995.
- [49] G. Blöschl. Scale and Scaling in Hydrology. *Wiener Mitteilungen*, 132, 1996.

- [50] M. Bonell. Progress in understanding of runoff generation dynamics in forests, *Journal of Hydrology*, 150: 217—275, 1993.
- [51] K. Bongartz. *Geohydrologische Niederschlags-Abflußmodellierung eines Teileinzugsgebiets der Sieg (Sülz) mit dem Modell PRMS/MMS unter Verwendung eines GIS*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1996.
- [52] K. Bongartz. *Untersuchung unterschiedlicher Flächendiskretisierungs- und Modellierungskonzepte für die hydrologische Modellierung am Beispiel Thüringer Vorfluter*. Dissertation, Jena, 2001.
- [53] E. Bosatta & G.I. Agren. Theoretical analyses of microbial biomass dynamics in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 26:143—148, 1994.
- [54] E. Bosatta & G.I. Agren. Theoretical analyses of the interactions between inorganic nitrogen and soil organic matter. *European Journal of Soil Science*, 76:109—114, 1995.
- [55] H.R. Bork & B. Diekkrüger. Scale and regionalization problems in soil science. *Transaction of the 14th International Conference of Soil Science*, Kyoto, Japan, 178—183, 1990.
- [56] H. Borman, B. Diekkrüger & C. Renschler. Regionalisation concept for hydrological modelling on different scales using a physically based model: results and evaluation. *Physical and Chemical Earth*, 24(7):779—804, 1999.
- [57] E.W. Boyer, G.M. Hornberger, K.E. Bencala & D.M. McKnight. Variations of dissolved organic carbon during snowmelt in soil and stream waters of two headwater catchments, Summit County, Colorado. K.A. Tonnessen, M.K. Williams, K.H. Jensen (Eds.). *Biochemistry of Seasonally Snow Covered Catchments. IAHS Publ.*, 228:303—312, 1995.
- [58] H. Braden, Th. Blanke & S. Böttcher. Regionalisierung der Verdunstung. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung. Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 130—149, 1999.
- [59] D.D. Brammer & J.J. McDonnell. An evolving perceptual model of hillslope flow at the Maimai catchment. M.G. Anderson & S.M. Brooks (Eds.). *Advances in Hillslope Hydrology*, 36—60, New York, 1996.
- [60] K. Braukämper. *Zur Verbreitung periglazialer Deckschichten in Deutschland*. Dissertation. Bochum, 1990.
- [61] U. Braukmann. Biologische Indikatoren und Kartierung des Säurezustands kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. *Erweiterte Zusammenfassungen der DLG-Tagung*, 1993:70—76, Krefeld, 1994.
- [62] P. Braun, T. Molnár & H.-B. Kleeberg. Das Skalenproblem bei der rasterorientierten Modellierung hydrologischer Prozesse. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilung*, 40, 2, 1996.
- [63] M. Bredemeier & S.E. Lindberg. Stoffeinträge in Einzelniederschlags- und periodischen Gesamt (Bulk-) Niederschlagsproben in einem Fichtenwald — ein methodischer Vergleich. *Zeitschrift für Staub und Reinhaltung der Luft*, 39:36—42, 1991.
- [64] M. Bremicker. *Das Wasserhaushaltssystem LARSIM -Version 9/99- Modellgrundlagen und Programmumgebung*, Karlsruhe, 1999.
- [65] M. Brinkmann & H. Müller-Miny. *Der Oberbergische Kreis. Die Landkreise in Nordrhein-Westfalen*, 6, Bonn, 1965.

- [66] A. Bronstert. *Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen*. Technical Report 46, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe, 1994.
- [67] A. Bronstert & V. Krysanova. Ansätze zur großskaligen Simulation der Wasserflüsse und ein Anwendungsbeispiel für das Elbeinzugsgebiet. Bronstert, A., Krysanova, V. Schröder, A., Becker, A. & H.R. Bork (Eds.). *Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten, PIK Report 43: 5—20*, 1998.
- [68] V.A. Brown, J.J. McDonnell, D.A. Burns & C. Kendall. The role of event water, a rapid shallow flow component, and catchment size in summer stormflow. *Journal of Hydrology*, 217:171—190, 1999.
- [69] M.L. Brusseau & P.S.C. Rao. Modeling solute transport in structured soils: A review. *Geoderma*, 46:169—192, 1990.
- [70] T.P. Burt, A.L. Heathwaite & S.T. Trudgill. *Nitrate. Processes, Patterns and Management*. Wiley, Chichester, 1993.
- [71] J.M. Buttle. Isotope hydrograph separation and rapid delivery of pre-event water from drainage basins. *Prog. Phys. Geogr.*, 18:16—41, 1994.
- [72] J.M. Buttle & K. Sami. Testing the groundwater ridging hypothesis of streamflow generation during snowmelt. *Journal of Hydrology*, 135:53—72, 1992.
- [73] P.J. Chapman, H.S. Weather & B. Reynolds. The effect of geochemical reactions along flow-paths on storm water chemistry in headwater catchments. Tracers in Hydrology, N. E. Peters, E. Heohn, Ch. Leibundgut, N. Tase & D.E. Walling (Eds.). *Proceedings Yokohama Symp., IAHS Publ.*, 215:23—30, 1993.
- [74] S. Christensen, S. Simkins & J.M. Tiedje. Spatial variation in denitrification: Dependency of activity centers on the soil environment. *Soil Science Society American Journal*, 54:1608—1618, 1990.
- [75] S. Christensen, S. Simkins & J.M. Tiedje. Patterns of soil denitrification: their stability and causes. *Journal of Soil Science*, 16:279—289, 1990.
- [76] N. Christophersen, C. Neal, R.P. Hooper, R.D. Vogt & S. Anderson. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soil water end-members —a step towards second-generation acidification model. *Journal of Hydrology*, 116:307—320, 1990.
- [77] C.P. Cirimo & J.J. McDonnell. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport near-stream zones of temperate forested catchments: A review. *Journal of Hydrology*, 199:88—120, 1997.
- [78] C.D. Clausen, H. Ristedt & A. Wendt. Geologie der Ruppichterother und Waldbröler Mulde (Oberbergisches Land). *Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf.*, 9:449—468, 1965.
- [79] B.E. Clothier. Measurement of soil physical properties in the field: Commentary. W.L. Steffen & O.T. Denmead (Ed.). *Flow and Transport in the Natural Environment: Advances and Application*, 86—95, 1988.
- [80] D.L. Corwin & K. Loague. Applications of GIS to the Modeling of Non-Point-Source Pollutants in the Vadose Zone. *SSSA Special Publication*, 48, 1996.

- [81] N.H. Crawford & R.K. Linsley. Digital simulation in Hydrology -Stanford Watershed Model IV. *Technical Report No. 39*, Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, California, USA, 1966.
- [82] I.F. Creed, L.E. Band, W.Foster, I.K. Morrison, J.A. Nicolson, R.S. Semkin & D.S. Jeffries. Regulation of nitrate-N release from temperate forests: A test of N flushing hypothesis. *Water Resources Research*, 32:3337—3354, 1996.
- [83] I.F. Creed & L.E. Band. Exploring functional similarity in the export of nitrate-N from forested catchments: A mechanistic modeling approach. *Water Resources Research*, 34(11):3079—3093, 1998.
- [84] K.-H. Daamen. *Das hydrologische Einzugsgebietsmodell HSPF und seine Anwendung im Bröleinzugsgebiet*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1993.
- [85] O. David. Applied object-oriented Modeling in Hydrology: Modeling and System Design Aspects. *Proceedings of the IASTED/ISMM International Conference on Modelling and Simulation*, 56—60, Banff, 1997.
- [86] B. Diekkrüger, O. Richter, H. Bormann, Ch. Renschler. Heraufskalieren von landwirtschaftlich genutzten Ökotope. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung: Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 150—173, 1999.
- [87] B. Diekkrüger. Regionalisierung von Wasserquantität und -qualität -Konzepte und Methoden. U. Steinhardt & M. Volk (Eds.). *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*. Stuttgart, Leipzig, 1999.
- [88] DHI (Dansk Hydraulisk Institut). *MIKE SHE WM - A short description*. Kopenhagen, 1993.
- [89] Ch. Dörrfler. *Landnutzungsklassifikation auf der Grundlage von multispektralen und -temporalen Bilddaten für das Bröleinzugsgebiet zur Weiterverarbeitung in einem GIS*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1994.
- [90] P. Dornberg. *Die Ermittlung des Gebietsniederschlags im Einzugsgebiet der Sieg*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1992.
- [91] T. Dunne & R.G. Black. Partial area contributions to storm runoff in a Small New England watershed. *Water Resources Research*, (6):1296—1311, 1970.
- [92] P. Durand, Torres J. & L. Juan. Solute Transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology*, 181:1—22, 1996.
- [93] DVGW (1993): *Wasserchemie für Ingenieure*. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Band 5. Oldenburg, München, Wien.
- [94] DVWK. Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten. *DVWK-Schriften*, (89), 1990.
- [95] DVWK. Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. *DVWK-Schriften*, (91), 1990.

- [96] DVWK. Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. *Merkblätter zur Wasserwirtschaft*. Bonn, 1994.
- [97] DVWK. Hydrogeochemische Stoffesysteme. *DVWK-Schriften*, (110), 1996.
- [98] S. Dyck & G. Peschke. *Grundlagen der Hydrologie*. Verlag f. Bauwesen, Berlin, 1995.
- [99] M. Eick. *Grundwassermodellierung mit dem Modell GWMOBR im Einzugsgebiet des Grundwasserwerks Meindorf*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1995.
- [100] B.H. Ellert & J.R. Bettany. Comparison of Kinetic Models for Describing Net Sulfur and Nitrogen Mineralization. *Soil Science Society American Journal*, (52):1692–1702, 1988.
- [101] H. Elsenbeer, A. West & M. Bonell. Hydrologic pathways and stormflow hydrochemistry at South Creek, northeast Queensland. *Journal of Hydrology*, 162:1–21, 1994.
- [102] T. Engel, B. Klöcking, E. Priesack & Th. Schaaf. *Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik. Analyse und Vergleich*. (25), Ulmer, Stuttgart, 1993.
- [103] A.E. Engel. Methodologies for development of hydrologic response units based on terrain, land cover and soils data. *GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues*, 123–128, 1996.
- [104] K.N. Eshleman, J.S. Pollard & S. Kuebler-O'Brian. Determination of contributing areas for saturation overland flow from chemical hydrograph separations. *Water Resources Research*, 29(10):3577–3587, 1993.
- [105] Europäische Gemeinschaft. Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rats vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327*, 1–72, 2000.
- [106] J. Ewen, G. Parkin & P.E. O'Connell. SHETRAN: a coupled surface/subsurface modelling system for 3-D water flow and sediment and solute transport in river systems. *ASCE J. Hydrol. Enging.*, 2000.
- [107] R.A. Feddes & J.D. Kalma. Space and time scale variability and interdependencies in hydrological processes. *International Hydrology Series*. Cambridge, 1995.
- [108] R.A. Feddes & J.A. Kalma. Monitoring and modelling of soil moisture: integration over time and space. *Hydrological Science Journal*, 43(4), 1998.
- [109] K.H. Feger & G. Brahmer. Wassergüteänderungen durch erhöhte Stickstoff- und Schwefeleinträge. *Wasser und Boden*, (3), 1992.
- [110] M. Fink. *Regionale Modellierung der Wasser- und Stickstoffdynamik als Entscheidungsunterstützung für die Reduktion des N-Eintrags am Beispiel des Trinkwassertalsperrensystems Weida-Zeulenroda, Thüringen*. Dissertation, Jena, 2004.
- [111] W.-A. Flügel. Untersuchungen zum Problem des Interflows. *Heidelberger Geographische Arbeiten*, (56), 1979.
- [112] W.-A. Flügel, St. Lückhaus und H. Schöler. Wasserbilanzen, Stoffeintrag, Stofftransport und Wechselwirkungen und regionale Modellierung des hydrologischen Prozeßgefüges im Einzugsgebiet der Sieg. Geomorphologische Prozeßforschung und Landschaftsökologie im Einzugsgebiet der Sieg. *Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde*, 60, 1991.

- [113] W.-A. Flügel. Hangentwässerung durch Interflow und seine Regionalisierung, Einzugsgebiet der Elsenz (Kraichgau). *Berliner Geographische Arbeiten*, (78): 68—94, 1992.
- [114] W.-A. Flügel. Delineating hydrological response units by geographical information system for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the river Broel. *Hydrological Processes*, 9:423—436, 1995.
- [115] W.-A. Flügel. Combining GIS with regional hydrological modelling using hydrologic response units (HRUs): An application from Germany. *Mathematics and Computers in Simulation*. 43:297—304, 1997.
- [116] W.-A. Flügel, T. Krawulski & R. Smith. Integrated processes studies to simulate hillslope hydrology and interflow dynamics using the HILLS Model. *MODSIM 97 International Congress on Modeling and Simulation*, 572—577, Hobart, 1997.
- [117] N. Fohrer & P. Döll. *Modellierung des Wasser- und Stofftransport in grossen Einzugsgebieten*. Kassel, 1999.
- [118] U. Franko, B. Oelschlagel & S. Scheck. Simulation of temperature-, water-, and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling*, 81:213—222, 1995.
- [119] J. Freer, J.J. McDonnell, K.J. Beven, D. Brammer, D. Burns, R.P. Hooper & C. Kendal. Topographic controls on subsurface storm flow at the hillslope scale for two hydrologically distinct small catchments. *Hydrological Processes*, 11:1347—1352, 1997.
- [120] R.A. Freeze. Streamflow generation. *Rev. Geophys. Space Phys.*, 12:627—647, 1974.
- [121] R.A. Freeze. A stochastic-conceptual analysis of rainfall-runoff processes on hillslope. *Water Resources Research*, 16(2):391—408, 1980.
- [122] F.H. Frimmel. *Wasser und Gewässer*, Heidelberg, Berlin, 1999.
- [123] H. Furtak & H.R. Langguth. Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. *Internatl. Assoc. Hydrogeol.*, 7:89—96, 1967.
- [124] T. Gauber, K.Köbele & F. Anshelm. Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil I Deposition Loads 1987—1989 und 1993—1995. *Endbericht 297 85 079. Umweltbundesamt*, Berlin 1999.
- [125] Geologisches Landesamt. *Bodenkarte Nordrhein–Westfalen 1: 50.000*, Blatt L5110 Waldbröl. Krefeld, 1978.
- [126] H.-W. Georgii. Untersuchungen über Ausregnen und Auswaschen atmosphärischer Spurenstoffe durch Wolken und Niederschlag. *Bericht Dt. Wetterdienst*, 14/100:1—23, Offenbach, 1965.
- [127] C. Gerber. *Stoffein- und Austräge durch Niederschläge sowie Bilanzen von Stoffflüssen in Laubwaldökosystemen des saarländischen Dauerbeobachtungsflächennetzes*. Dissertation, Saarbrücken, 1994.
- [128] G. Gerold. Regionalisierung und Upscaling des Wasserumsatzes in Wassereinzugsgebieten. U.Steinhardt & M. Volk (Eds.) *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*. Stuttgart, Leipzig, 1999.
- [129] G. Gerold, B. Cyffka, J. Suttmöller, J.-P. Krüger & G. Busch. Regionalisierung der Abflußbildung über die Aggregierung homogener Flächen unter Verwendung des Geographischen

- Informationssystem ARC/INFO und der Digitalen Reliefanalyse (Programmpaket SARA). H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung: Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 191—204, 1999.
- [130] P.F. Germann. Rapid drainage response to precipitation. *Hydrological Processes*, 1:1—13, 1984.
- [131] B. Göbel. Messung und Modellierung des flächenhaften Wasser- und Stofftransports aus landwirtschaftlich genutzten Böden auf zwei Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung der Bereitstellung bodenkundlicher Daten für die Modellrechnung. *EcoSys. Beiträge zur Ökosystemforschung*, (19), 1997.
- [132] U. Göttlicher-Göbel. *Wasserqualität von Fließgewässern landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete insbesondere bei Hochwasserflüssen*. Dissertation, Gießen, 1987.
- [133] R.S. Govindaraju. Modeling overland flow contamination by chemical mixed in shallow soil horizons under variable source area hydrology. *Water Resources Research*, 32:753—758, 1996.
- [134] H. Grabert. Oberbergisches Land zwischen Wupper und Sieg. *Sammlung Geologischer Führer*, 68, Enke, Stuttgart, 1980.
- [135] H. Grabert. *Erläuterungen zum Blatt 5110 Ruppichteroth*. Geolog. Karte NRW 1:25.000. Krefeld, 1989.
- [136] H. Grabert. *Abriß der Geologie von Nordrhein-Westfalen*. Enke, Stuttgart 1998.
- [137] R.B. Grayson, I.D. Moore & T.A. McHahon. Physically based hydrological modelling. Is the concept realistic?. *Water Resources Research*, 28:2659—2666, 1992.
- [138] R.M. Hagan, Y. Vaadia & M.B. Russel. Soil-Plant-Water interrelation: An Interpretation of plant responses to soil moisture regimes. *Advances in Agronomy*, (11):77—98, 1959.
- [139] S. Hansen, H.E. Jensen, N.E. Nielsen & H. Svendsen. *DAISY -A soil plant atmosphere system model*. NPO-Research Report, A10. The National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark, 1990.
- [140] M. Hauhs. Modelle in der Ökosystemforschung. H.-B. Kleeberg (Ed.). Regionalisierung in der Hydrologie. Deutsche Forschungsgemeinschaft. *Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung*, 55—62, 1992.
- [141] F. Herbert. Mechanismen der nassen und der trockenen Deposition. H. Jänicke (Ed.): *Atmosphärische Spurenstoffe*. Weinheim, 247—271, 1987.
- [142] J.D. Hewlett. *Soil moisture as source of baseflow from steep mountain watersheds*. Station paper 132, US Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, Ashville, North Carolina, 1961.
- [143] J.D. Hewlett & A.R. Hibbert. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. W.E. Scopper & H.W. Lull (Eds.). *International Symposium on Forest Hydrology*, 275—290, 1967.
- [144] J.D. Hewlett & C.A. Troendle. Non-point and diffused water resources: a variable source area problem. Proceedings of the Symposium Watershed Management, Utah State University, *Am.Soc. Civ. Engin.*, 21—46, 1975.

- [145] L. Heathwaite. Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. *IAHS Publ.*, 257, Wallingfort, 1999.
- [146] G.J. Heij & J.W. Erisman. *Acid Atmospheric Deposition and its Effects on Terrestrial Ecosystems in the Netherland*. Amsterdam, 1997.
- [147] A. Hermann, J. Koll, Ch. Leibundgut, P. Molzewski, R. Rau, W. Rauert & W. Stichler. Anwendung von Tracertechniken zur Erfassung des Wasserumsatzes in kleinen Einzugsgebieten. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 30(4): 85—92, 1986.
- [148] D. Herpertz. *Schneehydrologische Modellierung im Mittelgebirgsraum*. Dissertation, Jena, 2001.
- [149] A.R. Hill & M. Shackelton. Soil N mineralization in relation to nitrogen solution chemistry in a small forested catchment. *Biogeochemistry*, 8:167—184, 1989.
- [150] A.R. Hill, W.A. Kemp, J.M. Buttle & D. Goddyear. Nitrogen chemistry of subsurface storm runoff on forested canadian shield hillslopes. *Water Resources Research*, 35(3):811—821, 1999.
- [151] G.A. Hills. The ecological basis for land use planning. Ontario Department of Lands and Forest, *Research Report*, 46, 1961.
- [152] V. Hochschild. Parametrization for hydrological models: the contribution of remote sensing for water resources management. *Proceedings of the MODSIM Conference 1999*, 1:105—110, 1999.
- [153] E. Hoehn. Solute exchange between river water and groundwater in headwater environment. U. Tappenheimer, F. Ruffini & M. Fumai (Eds.). *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters*. Proceedings of the HeadWater '98 Conference Meran, *IAHS Publ.*, 248:128—136, 1998.
- [154] H.-D. Hoffmann. Modellierung der Interzeption von Waldbeständen und Überlegungen zur Regionalisierung der Modellparameter. H.-B. Kleeberg (Ed.) *Regionalisierung in der Hydrologie*. Deutsche Forschungsgemeinschaft, *Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung*, 157—170, 1992.
- [155] R.P. Hooper, N. Christophersen & N.E. Peters. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soil water end-members - an application to the Panola Mountain catchment, Georgia, USA, *Journal of Hydrology*, 116:321—343, 1990.
- [156] L. Hoos. *Die Oberflächenformen zwischen Agger und Sieg. Ein Beitrag zur Morphologie des Oberbergischen Landes*. Dissertation, Bonn, 1936.
- [157] L.D. Hopkins. Methods for generating land suitability maps: a comparative evaluation. *Am. Inst. Plan. Journal*, 10:386—400, 1977.
- [158] R. Horn, H. Taubner, M. Wuttke & T. Baumgartl. Soil physics properties related soil structures. *Soil Tillage Resources*, 30: 187—216, 1994.
- [159] G.M. Hornberger, K.E. Bencala & D.M. McKnight. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry*, 25:147—165, 1994.
- [160] R.E. Horton. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Amercian Geophysical Union*, (14):446—460, 1933.

- [161] L.A. Hütter. *Wasser und Wasseruntersuchung*. Frankfurt am Main, 1992.
- [162] W.C. Huber. Contaminant transport in surface water. D.R. Maidment (Ed.). *Handbook of Hydrology*, 14, New York, 1993.
- [163] J. D. Kalma & M. Sivapalan (Eds.). *Scale Issues in Hydrological Modelling*. Wiley, Chichester, 1995.
- [164] J. Karte. Das pleistozäne Periglaziär im nordöstlichen Rheinischen Schiefergebirge. *Bericht zur Deutschen Landeskunde*, 62:371—384, 1988.
- [165] R. Keller (Ed.). *Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland*, Boppard, 1979.
- [166] A. Kenkel. *Wasser- und Stoffhaushalt im langwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiet Gelliehausen (Gemeinde Gleichen)*. Dissertation, Göttingen, 1997.
- [167] T.J. Kern & J.D. Stednick. Identification of heavy metal concentrations in surface waters through coupling of GIS and hydrochemical models. Kovar & Nachtnebel (Eds.) *HydroGIS: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*. Proceedings of the Vienna Conference. *IAHS Publ.*, 211:559—567, 1993.
- [168] W. Kinzelbach. *Groundwater modelling*. Elsevier, Amsterdam, 1986.
- [169] W.G. Knisel. CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management System. *U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report*, 26, 1980.
- [170] M.J. Kirkby. *Hillslope Hydrology*, Wiley, Chichester, 1978.
- [171] M. Kirkby. Translating models from hillslope (1ha) to catchment size (100km²) scales. B. Dieckkrüger, M. Kirkby & U. Schröder (Eds.). *Regionalisation in Hydrology*. *IAHS Publ.*, 254:233—242, 1998.
- [172] G.W. Kite & N. Kouwen. Watershed Modeling Using Land Classifications. *Water Resources Research*, 28(12):3193—3200, 1992.
- [173] G.W. Kite, E.D. Soulis & N.Kouwen. A hierarchical approach to the connection of global hydrological and atmospheric deposition. Feddes, R.A.(Ed.): *Space and Time Variability and Interdependencies in Hydrological Processes*. Cambridge, 135—143, 1995.
- [174] H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung. Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Weinheim, Wiley-VCH, 1999.
- [175] H.-B. Kleeberg. Skalenwechsel über Parameter. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung: Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 3—12, 1999.
- [176] H.-B. Kleeberg, Molnár T & G. Kasper. Parametermodelle und effektive Parameter zur Simulation von Wasserflüssen im Schwerpunktprogramm. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung. Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 218—234, 1999.
- [177] M. Klenke. *GIS-gestützte Landnutzungsklassifikation auf Grundlage von Daten passiver und aktiver Fernerkundungssensoren zur distributiven Einzugsgebietsmodellierung*. Dissertation, Jena, 1998.

- [178] G.J. Kohlenbrander. Nitrate Content and nitrogen loss in drainwater. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, (17):209–224, 1969.
- [179] P. Krause. *Das hydrologische Modellsystem J2000 Beschreibung und Anwendung in großen Flußeinzugsgebieten*. Dissertation, Freiburg, 2000.
- [180] T. Krawulsky. *Untersuchung zum Wasser- und Stoffhaushalt im Bereich der Grundwassergewinnungsanlage 'Hennefer Siegbogen' unter besonderer Berücksichtigung der Bodenwasserdynamik und der Grundwassererneuerungsrate*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1996.
- [181] A. Krein. Der Einfluss des Bodens auf die Wellenform und den Stofftransport bei Hochwasser in kleinen Einzugsgebieten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*. 1: 19—26, 2000.
- [182] R. Krämer. Zur Hydrogeologie und Hydrochemie des Unteren Siegtales unter besonderer Berücksichtigung der Nitrate im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe des Wahnbachtalsperrenverbandes, 1, 1992.
- [183] V. Krysanova & D.-I. Müller-Wohlfeil. Integrated modelling of hydrology and water quality in mesoscale watersheds. PIK Report 18, 1996.
- [184] K. Künster & S. Schneider. *Der Siebkreis. Die Landkreise in Nordrhein– Westfalen*. Band 4.
- [185] H. Kuntze. Zur Stickstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. *Arbeiten der DLG*, (177):25–37, 1983.
- [186] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. *Jahresbericht 2000*, Essen 2001. <http://www.lua.nrw.de/fertigversion.pdf>.
- [187] Landwirtschaftsschule Siegburg. *Mündliche Mitteilungen*. Siegburg, 1997.
- [188] Länderausschuss Immissionschutz: Bewertung von Ammoniak- und Ammoniumemissionen. *Bericht des Unterausschusses 'Wirkungsfragen'*, Berlin, 1995.
- [189] G.H. Leavesley & L.G. Stannard. Application of remotely sensed data in distributed-parameter watershed model. *5th NHRI Symposium, Applications of Remote Sensing in Hydrology*, Saskatoon, National Hydrol. Research Inst., 1990.
- [190] G.H. Leavesley, P.J. Restrepo, L.G. Stannard, L.A. Frankoski & A.M. Sautins. The Modular Modeling-System (MMS) —A modelling framework for multidisciplinary research and operational applications. *GIS and Environmental Modelling - Progress and Research Issues*, 155—158, 1996.
- [191] Ch. Leibundgut. Einmaliger Siegeszug. Editorial zum Schwerpunkt 'Moderne Hydrologische Informationssysteme'. *Wasser und Boden*, 52:1, 2000.
- [192] Ch. Leibundgut, M. Eisele & A. Hildebrand. Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens 'Hydrologische Güte' zum operationellen Einsatz im nachhaltigen Flussgebietsmanagement. *Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS am 1. und 2. März im Forschungszentrum Karlsruhe*, Freiburg, 2000.
- [193] I. Levin. Movement of added nitrates through soil columns and undisturbed soil profiles. *Transactions of the 8th International Congress of Soil Science IV*, 1011–1022, 1964.

- [194] S.v. Loewenstern. *Separierung und Bewertung von Abflusskomponenten für den Stoffaustrag aus Einzugsgebieten mit Tertiärsedimenten (Scheyern, Ostbayern)*. Dissertation, München, 1998.
- [195] T. Lüllwitz. *Vergleichende hydrologische Modellierung mit dem Modell PRMS unter Anwendung von Geographischen Informationssystemen*. Dissertation, Bonn, 1993.
- [196] M. Märker. *Bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen an ausgewählten Hangstandorten für die Interpretation der reliefgesteuerten Hangwasserdynamik*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1996.
- [197] D. Maidment & X.Cai. Hydrologic Response Units -The Concept and Implementation. Department of Civil Engineering, University of Texas, URL: <http://www.ce.utexas.edu/stu/caix/hypj.html>, 1996.
- [198] U. Maniak. *Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure*. 2.Aufl., Springer Berlin, 1992.
- [199] G. Matthes. *Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie*. Berlin, Stuttgart, 1994.
- [200] T. Maurer. *Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten*. Dissertation, Karlsruhe, 1997.
- [201] J.J. McDonnell. A rationale for old water discharge through macropores in a steep, humid catchment. *Water Resources Research*, 26: 2821—2832, 1990.
- [202] J.J. McDonnell, I.F. Owens & M.K. Stewart. A case study of shallow flow path in a steep zero-order basin. *Water Resources Research*, 27:679—685, 1991.
- [203] J.J. McDonnell. Comment on "The changing spatial variability of subsurface flow across a hillside by Ross Woods and Lindsey Row". *Journal of Hydrology*, 36:97—100, 1997.
- [204] W.B. McGill. Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models. D.S. Powlson, P. Smith & J.U. Smith (Eds.). *Evolution of Soil Organic Matter Models using existing, long-term datasets, NATO ASI Series*, 38, Berlin, 1996.
- [205] A.D. McLaren. Temporal and vectorial reactions of nitrogen in soil: A Review. *Canadian Journal of Soil Science*, (50):97—109, 1970.
- [206] H. Meesenburg. Untersuchungen zum Säure-Base-Status eines episodisch sauren Fließgewässers im Schwarzwald. *Freiburger Geographische Reihe*, 51:7—15, 1996.
- [207] J. Mehlhorn & Ch. Leibundgut. Die Modellierung des Abflussprozesses mit tracerhydrologisch ermittelten Verweilzeiten und Abflußkomponenten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4:164—182, 1999.
- [208] H.G. Mendel. *Elemente des Wasserkreislaufs. Eine kommentierte Bibliographie zur Abflußbildung*. Analytika, Berlin, 2000.
- [209] B. Merz. Modellierung des Niederschlag-Abfluß-Vorgangs in kleinen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung der natürlichen Variabilität. *Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 56, Universität Karlsruhe.
- [210] U. Meyer. Landschaftsökologische Modellierung als Auswertungsinstrument in der ökologischen Umweltbeobachtung. - Beispielfall Biosphärenreservat Rhön -. *EcoSys*, 36, 2002.

- [211] Ch. Michl. *Modellierung der Grundwasserdynamik im Einzugsgebiet des Grundwasserwerks Meindorf mit dem Modell MODFLOW*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1994.
- [212] Ch. Michl. *Prozeßorientierte Modellierung des Wasserhaushalts zweier Einzugsgebiete im Thüringer Wald*. Dissertation, Jena, 1999.
- [213] C. Misra, D.R. Nielsen & J.W. Biggar. Nitrogen Transformations in Soil During Leaching: II. Steady State Nitrification and Nitrate Reduction. *Soil Science Society American Proceedings*, 38:294–299, 1974.
- [214] N. Mölders. Einfache und akkumulierte Landnutzungsänderungen und ihre Auswirkungen auf Evapotranspiration, Wolken- und Niederschlagsänderung. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Institut für Meteorologie der Universität Leipzig und dem Institut für Troposphärenforschung*, 15, Leipzig, 1999.
- [215] R.H. Mohtar, T. Zhai & X. Chen. A world wide web-based grazing simulation model (GRASIM). *Computers and Electronics in Agriculture*, 29:243—250, 2000. URL: <http://danpatch.ecn.purdue.edu/~grasim>.
- [216] J.-A.E. Molina & P. Smith. Modelling carbon and nitrogen processes in soils. *Advances in Agronomy*, (62):253—298, 1998.
- [217] R. Mülders. *Anwendung des NASIM-Modells zur hydrologischen Modellierung im Bröleinzugsgebiet*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1992.
- [218] G. Müller. *Zur räumlichen Variabilität der Abflußbildung im Mittelgebirge - Prozeßstudien für eine Flächenklassifikation nach typischen Abflußbeiträgen*. Dresden, 1998.
- [219] MURL. Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen des Landes Nordrhein-Westfalen. *Gülleverordnung. Umweltschutz und Landwirtschaft*, 2, Düsseldorf, 1985.
- [220] J.E. Nash & J.V. Sutcliffe. River flow forecasting through conceptual models; Part I -A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, (10):282—290, 1970.
- [221] P. Needham. Survey of residual nitrogen in soil, 1973–1975. *A.D.A.S Experiments and Development in Eastern Region*, 45–47, 1976.
- [222] L.B. Owens, W.M. Edwards & R.W. van Keuren. Baseflow and stormflow transport of nutrients from mixed agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 20:407—414, 1991.
- [223] Y.A. Pachepsky, R.A. Sherbakov & L.P. Korsunskaya. Scaling of soil water retention using fractal model. *Soil Science*, 159:99—104, 1995.
- [224] S. Pahl. *Feuchte Deposition auf Nadelwälder in den Hochlagen der Mittelgebirge*, Dissertation, Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 198, Offenbach am Main, 1996.
- [225] D. Papendick. *Entwicklung und Anwendung eines Datenbankabfragetools zur Analyse und Repräsentation geohydrologischer Daten im Internet*. Studienprojekt am Lehrstuhl für Geoinformatik an der Friedrich-Schiller Universität Jena, 2001. unveröffentlicht.

- [226] L.L. Parson, R.E. Murray & M.S. Smith. Soil denitrification dynamics: spatial and temporal variations of enzym activity, popolations and nitrogen gas loss. *Soil Science Society Amercian Journal*, 55:90–95, 1991.
- [227] W.J. Patron & P.E. Rasmussen. Long-term effects of residue management in wheat/fallow: Century model simulations. *Soil Siencie American Journal*. 51:1173—1179, 1994.
- [228] A.J. Pearce, M.K. Stewart & M.G. Sklash. Storm runoff generation in humid headwater catchments. I. Where does the water come from? *Water Resources Research*, 22:1263—1272, 1986.
- [229] A.J. Pearce. Streamflow generation. An australien view. *Water Resources Research*. 22:1263—1272, 1990.
- [230] M. Peter. *Zum Einfluß der Abflußkomponenten QO, QI und QG auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydromorphen Verhältnissen*. Dissertation, Giessen, 1988.
- [231] D.H. Pilgrim, D.D. Huff & T.D. Steele. Use of specific conductance an contact time relations for seperating flow components for hydrochemical modelling. *Journal of Hydrology*, 146:1—12, 1971.
- [232] G.F. Pinder & J.F. Jones. Determination of groundwater component of peak discharge form the chemistry of total runoff. *Water Resources Research*, 5(2):438—445, 1969.
- [233] H.B. Pionke, W.J. Gburek, R.R. Schnabel, A.N. Sharpley & G.F. Elwinger. Seasonal flow, nutrient concentration and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *Journal of Hydrology*, 220:62—73, 1999.
- [234] E.J. Plate. Skalen in der Hydrologie: Zur Definition von Begriffen. Regionalisierung in der Hydrologie. Deutsche Forschungsgemeinschaft. *Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung*, 33—43, 1992.
- [235] M.C. Plentinger & D.A. Plenninger de Vries. CAMASE, Register of agro– ecosystems models. *Technical report, DLO–Research Institut for Agrobiolgy and Soil Fertility (AB– DLO)*, Wageningen, 1996.
- [236] W.J. Portan & P.E. Rasmussen. Long-term effects of residue management in wheat/fallow: Century model simulation. *SSSA Journal*, 58:530—536, 1994.
- [237] P. Quinn, S. Anthony, E. Lord & S. Turner. Nitrate modelling in the IK: a Minimum Information Requirement (MIR) approach. INRA (Ed.): *Hydrologie dans les Pays Celtique*, Les Colloques 79, Paris, 1996.
- [238] K.R. Reddy, P.S.C. Rao & R.E. Jessup. The effect of carbon mineralization on denitrification kinetics in mineral and organic soils. *Soil Science Society Amercian Journal*, (6):62–64, 1982.
- [239] J.C. Refsgaard & J. Knudsen. Operational validation and intercomparison of different types of hydrologic models. *Water Resources Research*, 32:2189—2202, 1996.
- [240] U. Reifert. Forstliche Standortskarte Nordrhein–Westfalen I: 10.000. Erläuterungen für das Kartiergebiet Waldbröl. *Technical Report*, 5, Landesanstalt für ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein–Westfalen, 1989.

- [241] E.-W. Reiche. Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. *Technical Report*, 79, Universität Kiel, 1991.
- [242] E.-W. Reiche. Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. *Ecological Modelling*, 75/76:371—384, 1994.
- [243] E.-W. Reiche. WASMOD. Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. Darstellung des aktuellen Entwicklungsstands. *EcoSys*, 4:143—146, 1996.
- [244] E.-W. Reiche, M. Meyer & I. Dibbern. Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Mehtodenpaktets 'DILAMO. T. Blaschke (Ed.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*:131—141, Heidelberg, 1999.
- [245] U. Reifert. *Angaben zur Standortkartierung Waldbröl*, Forstamt Waldbröl, 1997.
- [246] P.E. Ritjema, P. Groenendijk, J.G. Kroes & C.W.J. Roest. Formulation of the nitrogen behaviour in agricultural soils. The Animo model, *Report 30*. Winand Staring Centre, Wageningen, 1995.
- [247] U. Rohman & H. Sontheimer. *Nitrat im Grundwasser - Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. G. Fischer Verlag, Karlsruhe, 1985.
- [248] D.S. Ross, R.J. Bartlett, F.R. Magdoff & G.J. Walsh. Flow path studies in forested watersheds of headwater tributaries of Bursh Brook, Vermont. *Water Resources Research*, 30: 2611—2618, 1994.
- [249] D. Russo. Stochastic modeling of solute flux in a heterogeneous partially saturated porous formation. *Water Resources Research*, 29:1731—1744, 1993.
- [250] B.R. Sabey, L.R. Frederick & W.V. Bartholomew. The formation of nitrate from ammonium nitrogen in soils. IV. Use of the delay and maximum rate phases for making quantitative predictions. *Soil Science American Processes*, 33:276—278, 1969.
- [251] F.Scheffer & P.Schachtschabel. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, 1989.
- [252] G.R. Schiffler. Experimentelle Erfassung und Modellierung der Infiltration stärkerer Niederschläge unter realen Feldbedingungen. *Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 40:1—217, Universität Karlsruhe, 1992.
- [253] T. Schmidt. *Die Abschätzung der Bodenerosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Rhein-Sieg-Kreises mit dem Computersimulationsmodell OPUS*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Geographische Institute der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 1996.
- [254] R.R. Schnabel, J.B. Urban & W.J. Gburek. Hydrologic controls in nitrate, sulfate and chloride concentrations. *Journal of Environmental Quality*, (22):589—596, 1993.
- [255] H. Schoeller. *Les Eaux souterraines*. Paris, 1962.
- [256] J. Schulla. *Hydrologische Modellierung von Flußeinzugsgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaveränderungen*. Dissertation, Zürich, 1997.
- [257] A. Schulte-Wülwer-Leidig. *Der Einfluß unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Stofffrachten kleiner Wasserläufe der Wahnbachtalsperrenregion*. Dissertation, Giessen, 1985.

- [258] H. Schrödter. *Verdunstung. Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden*. Springer, Berlin, 1985.
- [259] R. Schwarze, D. Herbert & K. Opherden. Zur Altersstruktur des Abflusses in kleinen Einzugsgebieten des Erzgebirges. *Isotopes Environmental Studies*, 31:15—28, 1995.
- [260] R. Schwarze, W. Dröge & K. Opherden. Regionalisierung von Abflußkomponenten, Umsatzräumen und Verweilzeiten für kleinere Mittelgebirgseinzugskomponenten. H.-B. Kleeberg, W. Mauser, G. Peschke & U. Streit (Eds.). *Hydrologie und Regionalisierung: Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992—1998)*. 345—369, 1999.
- [261] J. Seibert & J.J. McDonnell. Towards a better process representation of catchment hydrology in conceptual runoff modeling. Ch. Leibundgut, St. Uhlenbrock & J.J. McDonnell (Eds.). *Runoffgeneration and Implications for River Basin Modelling*. Freiburg 2000.
- [262] K.-P. Seiler. Abflusentstehung in landwirtschaftlichen Nutzflächen des Tertiärhügellands/Bayern und das Exportpotenzial dieser Komponenten. 8. *Gumpensteiner Lysimetertagung: Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung in der Landwirtschaft*, Neuherberg, 194—198, 1999.
- [263] A. Semmel. Periglazialmorphologie. *Beiträge der Forschung*, 231:1—116, Darmstadt, 1985.
- [264] S.M.S. Shah, P.W. O'Connell & J.R.M. Hosking. Modelling the effects of spatial variability on catchment response. *Journal of Hydrology*, 175:67—111, 1996.
- [265] A.N. Sharpley, L.R. Ahuja & S.J. Smith. Chemical transport in agricultural runoff: model improvement and application. *Modeling Agricultural, Forest, and Rangeland Hydrology*, pages 142—155, Proceedings of the 1988 International Symposium, 1988.
- [266] J. Sierra & P. Renault. Respiratory activity and oxygen distribution in natural aggregates in relation to anaerobiosis. *SSSA Journal*. 60:1428—1438, 1996.
- [267] L. Sigg & W. Stumm. *Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen*. Teubner-Verlag, Stuttgart, 1991.
- [268] V.P. Singh. Computer models of watershed hydrology. *Water Resources Publications*, Highlands Ranch, Colorado, USA, 1995.
- [269] M. Sivapalan & J.D. Kalma. Scale problem in hydrology: contributions of the Robertson workshop, *Hydrological Processes*, 6:243—250, 1995.
- [270] R.A. Smith, G.E. Schwarz & R.B. Alexander. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research*, 33(12):2781—2798, 1997.
- [271] H. Sontheimer, P. Spindler & U. Rohmann: *Wasserchemie für Ingenieure*. ZfGV-Verlag, Karlsruhe, 1980.
- [272] G. Stanford & S.J. Smith. Nitrogen Mineralization Potentials of Soils. *SSSA Journal*, (36):465—472, 1972.
- [273] Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 15th ed., *American Public Health Association*, New York, 1980.
- [274] H. Staudenrausch. *Untersuchungen zur hydrologischen Topologie von Landschaftsobjekten für die distributive Flussgebietsmodellierung*. Dissertation, Jena. 2001.

- [275] J.L. Stoddart. Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences. L.A. Backer (Ed.). *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, 223—282, Washington DC, 1994.
- [276] V. P. Tao & N. Kouwen. Remote of sensing and fully distributed modeling for flood forecasting. *Journal of Water Resources and Planning and Management*. ASCE, 115(6):809—823, 1989.
- [277] G. Tchobanoglous & E.D. Schroeder. *Water Quality. Characteristics, Modeling, Modification*. Davis, 1987.
- [278] Tennessee Valley Authority (Ed.). Bradshaw Creek-Elk River: A pilot study in area-stream factor correlation. *Volume Research Paper*, 4, Tennessee, 1964.
- [279] P. Teymouri. *Geohydrologische Wasserhaushaltsuntersuchungen in Teileinzugsgebieten der Sieg*. Dissertation, Bonn, 1996.
- [280] J. Tölgyessy. *Chemistry and Biology of Water, Air and Soil. Environmental Aspects*. Amsterdam, London, New York, Tokyo, 1993.
- [281] M. Trepel. Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys. Beiträge zur Ökosystemforschung*, (29), 2000.
- [282] Y. Tsuboyama, R.C. Sidle, S. Noguchi & I. Hosoda. Flow and solute transport through soil matrix and macropore flow of a hillslope segment. *Water Resources Research*, 30(4):879—890, 1994.
- [283] St. Uhlenbrock & Chr. Leibundgut. Abflußbildung bei Hochwasser unter verschiedenen Raumskalen. *Wasser und Boden*, 49(9):13—22, 1997.
- [284] St. Uhlenbrock. Untersuchung und Modellierung der Abflußbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, 10, 1999.
- [285] R.W. Vervoort, D.E. Radcliffe & L.T. West. Soil structure and preferential solute flow. *Water Resources Research*, 35:913—928, 1999.
- [286] A.J. Wade, C. Neal, C. Soulsby, R.P. Smart, S.J. Langan & M.S. Cresser. Modelling stream-water quality under varying hydrological conditions at different spatial scales. *Journal of Hydrology*, 217:266—283, 1999.
- [287] R.J. Wagenet & J.L. Hutson. Scale-Dependency of Solute Transport Modeling/GIS Applications. *Journal of Environmental Quality*, 25:499—510. 1993.
- [288] Waldzustandsbericht 2000. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 2000. URL: http://www.verbraucherministerium.de/wald_forst/waldzustandsbericht_2000/analysen.html.
- [289] S.A. Walksman & R.L. Starkey. *The soil and microbe*. New York, 1931.
- [290] D.E Walling & I.D.L. Foster. Variations in natural chemical concentration of river water during flood flows, and the lag effect: Some further comments. *Journal of Hydrology*, 26:237—244, 1975.
- [291] W.E. Walling & B.W. Webb. Solutes in river systems. St. Trudgill (Ed.). *Solute Processes*, 251—327, 1986.

- [292] W. Walther. *Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer*. Teubner-Verlag, Stuttgart, Leipzig, 1999.
- [293] Z. Wang, Z. & J. Feyen. Interdisplacement behaviors between air and water during unsaturated infiltration: 2. Preferential flow. *Working Paper*, Universität Leuven, Belgien. 1995.
- [294] B.W. Webb & W.E. Walling. Water Quality II. Chemical Characteristics. P. Calow. & G.E. Petts (Eds.). *The River Handbook*. Oxford. 1992.
- [295] M. Weiler, F. Naef & Ch. Leibundgut. Study on runoff generation on hillslopes using tracer experiment and a physically-based numerical hillslope model. *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters, IAHS Publ.*, 248:353—360, 1998.
- [296] J.R. Williams, C.A. Jones & P.T. Dyke. EPIC, The Erosion-Productivity Impact Calculator, I. Model documentation. USDA, *Agricultural Research Service*, Temple, 1984.
- [297] J.R. Williams & R.H. Griggs. The EPIC water quality components. *Proceedings of the American Geophysical Union Fall Meeting: Agricultural Chemicals and Water Quality*, San Francisco, 1990.
- [298] W. Wolf. Der Einsatz eines Fuzzy-Set-Modells für eine gebietliche Bewertung am Beispiel der 'potentiellen Baueignung'. *Geo-Informationen-Systeme*, 6:19—26, 1994.
- [299] E.F. Wood, M. Sivapalan, K.J. Beven & L.E. Band. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, 102:29—47, 1988.
- [300] E.F. Wood, M. Sivapalan & K.J. Beven. Similarity and scale in catchment storm response. *Reviews of Geophysics*, 28(1): 1—18, 1990.
- [301] E.F. Wood. Scaling behaviour of hydrological fluxes and variables: empirical studies using a hydrological model and remote sensing data. *Hydrological Processes*, 9:311—346, 1995.
- [302] E. Worch. *Wasser und Wasserinhaltsstoffe*. Teubner-Verlag, Stuttgart. Leipzig. 1997.
- [303] F. Worrall & T.P. Burt. The impact on land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology*, 221:75—90, 1999.
- [304] L.A. Zadeh. Fuzzy Sets. *Information and Control*, 8:338—353, 1965.
- [305] S. Zimmermann, J. Töpfer & G. Peschke. Expertensystem und GIS im integralen Preprocessing von N-A Modellen. *EcoRegio*, 8:89—96, 2000.

Anhang

I. Atmosphärische Deposition

Tabelle A-1.1: Mittlere prozentuale Zusammensetzung der nassen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)

Station	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]
Lahnhof	7,0	3,9	7,8	13,2	18,6	0,3	9,4	23,8	16,0	0,1
Helgersdorf	8,6	4,1	4,5	8,3	20,0	0,3	11,1	25,0	18,0	0,2
Zehnhausen	9,0	4,4	4,5	12,6	5,8	1,4	10,9	30,8	20,4	0,2
Wahlbach	8,7	3,9	4,2	11,5	23,3	1,2	10,7	21,8	14,7	0,1
Hilchenbach	8,1	3,3	3,9	9,0	30,5	1,2	9,8	20,7	13,4	0,1
Kreuztal	7,9	3,4	3,9	11,5	30,3	1,2	9,2	20,7	11,5	0,3
Herdorf	8,4	3,9	5,2	12,2	10,1	1,4	10,8	27,4	20,4	0,1
Niederfischbach	10,7	3,8	5,5	13,4	0,8	0,7	13,9	30,6	20,6	0,1
Mörten	8,9	4,2	4,8	10,7	13,7	2,1	10,6	26,7	18,1	0,1
Alpenrod	7,3	3,4	4,5	11,6	19,7	0,5	13,7	23,8	15,4	0,1
Wenden	9,4	2,4	3,9	10,3	24,8	0,7	11,3	22,9	14,3	0,2
Birken-Honigsessen	8,6	2,4	3,6	10,2	24,1	0,6	10,5	23,8	16,0	0,1
Wahlrod	8,0	3,1	3,2	7,9	33,1	0,7	9,5	21,6	12,7	0,4
Wissen	8,3	4,4	3,9	10,5	27,9	1,4	9,5	20,6	13,3	0,1
Drabender Höhe	9,0	2,3	3,3	9,6	23,1	0,5	11,2	25,1	15,8	0,1
Schönenberg	8,2	3,1	3,5	10,1	27,7	0,8	10,6	22,4	13,5	0,1
Gebietsmittel	8,4	3,5	4,3	10,6	22,4	0,9	10,7	23,7	15,4	0,2

Tabelle A-1.2: Mittlere prozentuale Zusammensetzung der trockenen Deposition im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)

Station	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]
Lahnhof	13,6	4,3	8,8	23,8	8,1	0,2	16,2	16,8	8,2	0,1
Helgersdorf	14,4	5,0	7,9	21,1	9,8	0,4	15,7	16,8	8,7	0,2
Zehnhausen	12,4	3,9	6,2	18,1	15,5	0,5	14,2	19,2	9,9	0,1
Wahlbach	12,6	5,9	6,5	17,9	15,7	0,9	14,4	17,1	9,1	0,0
Hilchenbach	11,1	5,6	5,8	18,7	17,4	1,9	14,3	17,3	8,0	0,0
Kreuztal	10,9	3,3	6,9	22,0	15,8	1,0	12,7	19,8	7,7	0,0
Herdorf	10,8	4,0	6,0	22,1	15,1	0,7	12,2	19,4	9,7	0,0
Niederfischbach	14,4	4,2	7,0	19,9	11,0	0,4	15,8	18,5	8,8	0,0
Moerlen	11,4	5,5	4,8	12,9	24,3	1,6	14,2	15,7	9,4	0,1
Alpenrod	11,2	5,5	6,7	18,1	17,0	0,6	13,5	18,3	9,0	0,1
Wenden	14,9	4,6	6,8	19,9	10,5	0,8	16,5	17,4	8,5	0,0
Birken-Honigsessen	11,8	3,7	6,1	18,0	17,6	0,9	13,4	19,2	9,3	0,0
Wahlrod	9,7	3,7	4,8	16,0	22,4	0,9	12,2	19,8	10,5	0,0
Wissen	12,5	3,8	6,7	21,0	14,4	1,0	14,1	17,7	8,7	0,0
Drabender Höhe	14,4	3,6	6,2	19,2	12,1	0,2	16,5	18,5	9,2	0,0
Schönenberg	13,0	3,6	6,8	20,9	13,1	0,7	16,1	17,4	8,5	0,0
Gebietsmittel	12,3	4,3	6,5	19,3	15,2	0,8	14,4	18,2	9,0	0,0

Tabelle A-1.3: Entwicklung des Säurestärkeneintrags (%-Anteil des pH-Werts <5) und des pH-Werts (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Station	1992 [%]	1993 [%]	1994 [%]	1995 [%]	Mittel [%]	1992 pH	1993 pH	1994 pH	1995 pH	Mittel pH
Lahnhof	-	66,0	77,3	73,2	70,3	-	4,44	5,04	4,75	4,74
Helgersdorf	77,3	84,6	75,0	85,0	81,6	4,71	4,38	4,68	4,61	4,59
Zehnhausen	77,8	66,7	73,1	76,2	73,9	4,69	4,32	4,81	4,84	4,66
Wahlbach	56,3	55,6	75,0	76,2	65,2	5,07	4,38	4,76	4,81	4,75
Hilchenbach	78,9	62,5	65,2	56,3	67,8	4,80	4,38	5,05	5,37	4,90
Kreuztal	70,0	52,0	30,4	23,5	43,8	4,91	4,51	5,82	5,74	5,25
Herdorf	75,0	84,0	58,3	61,1	70,5	4,73	4,40	5,22	4,84	4,80
Niederfischbach	80,0	84,6	91,7	55,6	80,2	4,65	4,36	4,48	5,07	4,64
Mörten	70,6	42,3	62,5	78,9	61,8	4,72	4,43	5,16	4,68	4,75
Alpenrod	66,7	60,7	64,0	75,0	67,3	4,70	4,49	4,95	4,66	4,70
Wenden	95,0	66,7	75,0	55,9	69,2	4,46	4,45	4,77	5,11	4,69
Birken-Honigsessen	71,4	60,9	69,2	81,0	70,5	4,98	4,42	4,91	4,68	4,75
Wahlrod	44,4	24,1	16,7	13,6	24,0	5,36	4,50	5,91	5,44	5,30
Wissen	63,2	76,0	52,0	29,4	58,0	4,91	4,37	5,29	5,78	5,09
Drabender Höhe	90,5	79,2	79,2	73,7	81,3	4,45	4,42	4,64	4,75	4,56
Schönenberg	65,2	65,4	57,1	72,2	62,8	4,77	4,36	5,03	4,85	4,75
Gebietsmittel	72,2	64,5	63,9	61,7	65,5	4,79	4,41	5,03	5,00	4,81

Tabelle A-1.4: Prozentualer Anteil der nassen Deposition an der Gesamtsäurebelastung im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Station	BC				ACpot				N				S			
	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha												
Lahnhof	-	77,9	69,2	75,7	-	92,1	73,2	84,4	-	82,3	80,7	88,5	-	68,8	77,0	89,0
Helgersdorf	54,9	62,6	58,5	41,6	80,1	84,6	79,1	77,4	77,7	68,7	79,4	76,6	73,5	53,5	78,1	80,1
Zehnhausen	47,9	55,2	58,2	58,3	73,5	81,2	67,2	70,6	69,9	71,4	68,9	71,7	63,3	57,6	66,2	74,8
Wahlbach	56,9	61,6	49,5	47,5	67,7	79,5	66,7	78,9	69,5	68,1	72,8	68,5	64,1	59,2	65,7	70,9
Hilchenbach	49,6	50,0	71,0	68,1	79,0	95,4	81,0	86,9	72,7	80,4	85,7	87,4	70,9	71,9	77,0	84,8
Kreuztal	47,4	55,5	69,2	61,8	73,4	78,3	80,0	77,8	69,6	67,3	82,0	78,8	65,5	50,0	75,2	71,5
Herdorf	34,5	50,6	62,2	50,2	79,4	73,9	73,6	68,8	70,5	58,3	74,9	67,7	50,2	56,5	69,4	67,8
Niederfischbach	47,6	60,9	53,3	74,4	72,4	86,0	77,3	72,9	71,4	75,3	75,7	82,9	64,1	64,0	70,9	80,2
Mörten	40,7	49,9	67,6	53,2	51,6	78,7	72,5	76,8	45,3	71,2	77,1	77,6	61,5	69,8	73,3	77,6
Alpenrod	51,8	50,1	56,4	53,2	83,6	80,6	73,6	73,4	61,9	61,5	70,0	81,2	63,6	55,9	70,1	78,1
Wenden	55,3	69,0	57,6	73,1	76,4	90,4	79,9	84,3	74,5	83,8	78,4	89,8	73,4	69,7	76,6	85,9
Bi.-Honigsessen	46,4	46,9	63,8	53,7	67,3	79,4	65,3	69,4	64,5	67,8	65,8	70,5	63,5	54,7	63,2	72,7
Wahlrod	50,2	56,6	55,2	45,1	56,0	71,1	71,3	78,1	55,0	66,5	73,8	72,1	57,5	53,0	67,1	73,8
Wissen	54,6	53,4	58,9	67,0	82,2	77,0	71,2	80,3	75,8	69,3	68,2	84,1	66,6	57,0	66,1	78,9
Drabender Höhe	59,2	52,7	51,8	53,9	78,1	71,9	75,4	75,5	76,7	66,4	74,3	77,8	75,4	52,9	71,4	76,8
Schönenberg	59,8	61,8	57,2	64,3	76,0	80,9	72,2	73,9	75,8	75,0	74,6	78,0	73,9	55,1	68,8	81,3

Tabelle A-1.5: Gesamtsäurebelastung über die trockene und nasse Deposition im Siegeinzugsgebiet während der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: - nicht ermittelt]

Station	BC				ACpot				N				S			
	1992 kg/ha	1993 kg/ha	1994 kg/ha	1995 kg/ha												
Lahnhof	-	30,9	22,2	23,3	-	47,0	21,5	43,6	-	29,6	14,1	26,2	-	28,2	11,3	18,0
Helgersdorf	15,2	12,7	13,7	10,3	23,2	29,7	30,6	25,0	13,4	17,4	15,4	12,2	11,0	17,8	11,4	8,4
Zehnhausen	16,7	13,4	11,6	10,9	23,1	27,2	32,7	32,7	12,6	18,7	17,5	17,9	12,0	14,7	12,2	11,0
Wahlbach	20,5	20,0	15,3	16,0	21,6	31,9	30,8	20,6	15,9	23,3	17,0	14,3	11,9	16,0	11,1	9,4
Hilchenbach	17,2	27,0	18,6	12,8	26,4	40,4	45,0	30,8	15,8	27,2	29,3	19,6	12,2	16,0	14,2	9,3
Kreuztal	17,6	19,1	23,4	18,4	26,2	41,7	43,5	33,8	15,6	27,3	30,3	24,4	13,4	23,0	15,2	11,8
Herdorf	23,0	16,2	16,8	11,3	25,1	27,4	29,6	24,6	15,9	20,5	19,9	13,6	15,4	14,8	11,2	8,9
Niederfischbach	15,7	14,5	11,5	17,1	27,3	29,5	30,7	20,1	14,9	16,6	12,9	13,9	11,1	15,8	11,3	10,1
Mörten	16,4	22,0	15,1	6,6	20,9	39,8	33,7	24,5	19,1	30,0	22,1	13,1	12,4	15,3	11,6	8,4
Alpenrod	17,3	24,5	16,0	14,8	47,9	29,1	30,1	33,7	16,3	22,7	15,1	18,6	12,0	18,6	12,7	12,6
Wenden	14,8	31,2	15,4	22,3	33,1	70,9	41,3	57,3	15,6	41,8	18,7	32,6	13,8	33,0	14,5	18,9
Bi.-Honigsessen	12,5	17,4	12,9	9,1	19,2	33,1	29,9	34,6	12,4	22,1	16,1	17,0	9,6	16,4	11,3	10,8
Wahlrod	19,2	19,4	15,1	17,3	36,8	54,0	48,0	46,4	23,7	34,6	28,9	27,2	15,7	23,0	14,9	13,6
Wissen	18,9	13,7	15,5	19,5	20,9	29,8	32,7	29,8	13,0	16,5	20,4	22,8	11,5	15,1	11,5	9,2
Drabender Höhe	16,9	14,8	16,4	13,2	32,6	45,6	47,8	38,2	17,1	23,6	21,8	19,9	15,6	23,0	16,3	13,4
Schönenberg	18,3	18,0	16,5	13,8	30,1	43,3	34,7	38,5	17,6	27,4	18,6	21,5	14,0	21,5	12,4	10,0

2. Vorfluter

Tabelle A-2.6: Mittlere prozentuale Zusammensetzung der Gewässer auf der Basis der äquivalentbezogenen Massen im Untersuchungsraum (HJ1992—HJ1995)

Station	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁴⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]
Weidenau I	18,1	2,3	16,5	24,2	0,5	0,2	17,3	13,7	6,6	0,6
Betzdorf	23,5	2,5	14,3	21,5	0,9	0,1	15,8	13,8	6,5	1,0
Eitorf	19,0	2,3	16,6	25,5	0,2	0,1	15,1	14,3	6,6	0,2
Siegburg-Kaldauen	19,2	2,3	15,1	26,7	0,2	0,1	14,9	14,2	7,0	0,3
Gesamt Hauptvorfluter	19,9	2,4	15,6	24,5	0,5	0,1	15,8	14,0	6,7	0,5
Lahnhof	10,8	1,2	30,3	18,0	0,3	0,1	8,6	24,7	6,1	0,0
Helgersdorf	12,4	1,0	20,9	19,6	0,3	0,0	10,2	30,9	4,7	0,0
Niederdielfen	15,2	1,7	21,4	28,1	0,1	0,1	14,5	15,0	3,8	0,0
Kreuztal	18,2	3,4	18,2	21,7	0,4	0,2	16,4	12,3	8,9	0,2
Weidenau II	28,6	2,4	13,2	20,3	0,3	0,1	15,4	12,1	7,2	0,4
Alsdorf	14,3	1,3	23,0	29,8	0,1	0,0	12,9	15,5	3,0	0,1
Lützelauer Mühle	15,2	1,7	21,4	28,1	0,1	0,1	14,5	15,0	3,8	0,0
Heimborn	17,5	1,9	19,8	26,9	0,3	0,1	15,7	11,9	5,3	0,5
Bröleck	14,6	1,9	9,2	35,0	0,6	0,0	10,9	19,3	7,8	0,7
Bröl	16,4	2,1	10,2	35,3	0,3	0,1	12,1	15,4	7,6	0,5
Geisbach	12,8	1,9	15,6	38,0	0,2	0,0	12,4	13,1	5,7	0,2
Niederpleis	12,4	1,7	13,9	41,8	0,1	0,0	14,0	11,5	4,5	0,1
Lohmar	13,9	1,9	11,2	39,8	0,3	0,0	12,1	13,5	6,9	0,4
Gesamt Teileinzugsgebiete	15,7	1,9	17,4	29,2	0,3	0,1	13,1	16,0	6,0	0,3
Sieg gesamt	16,7	2,0	17,0	28,1	0,4	0,1	13,8	15,5	6,1	0,3

Tabelle A-2.7: Standartabweichung des pH-Werts sowie der Anionen- und Kationen-Konzentrationen im Untersuchungsraum (HJ1992—HJ1995)

Station	pH	TDS	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	CO ₃	HCO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ⁻
Lahnhof	0,33	7,97	0,53	0,14	0,83	0,57	0,07	0,84	1,06	0,67	0,74	0,01	6,50	0,00	0,07
Helgersdorf	0,33	7,31	0,96	0,25	0,90	0,32	0,11	1,55	2,76	1,66	4,57	0,00	5,36	0,02	0,09
Weidenau I	0,49	33,31	5,80	1,21	3,69	0,79	0,40	8,76	1,90	3,54	1,35	0,40	12,83	0,32	0,35
Niederdielfen	0,49	36,56	2,75	0,48	4,87	1,82	0,08	4,45	1,50	1,66	1,23	0,98	25,25	0,09	0,21
Kreuztal	0,39	40,06	7,60	2,03	3,03	1,30	0,49	10,94	2,53	7,89	8,71	0,30	13,86	0,31	0,50
Weidenau II	0,35	94,96	20,54	2,12	5,25	1,49	0,29	15,63	6,71	10,63	1,87	0,75	39,66	0,62	0,36
Alsdorf	0,21	37,54	5,34	0,42	4,87	2,16	0,08	10,37	3,21	1,61	1,47	0,12	24,79	0,00	0,03
Betzdorf	0,34	66,80	11,60	1,99	5,35	1,83	0,79	11,80	9,56	7,09	1,63	0,58	25,80	0,85	0,44
Lützelauer Mühle	0,23	23,73	3,19	0,74	2,36	1,00	0,33	5,45	1,82	1,88	0,93	0,05	14,97	0,32	0,25
Heimborn	0,32	30,97	4,13	0,69	3,38	1,55	0,26	7,69	1,77	1,86	1,23	0,27	18,54	0,38	0,28
Eitorf	0,47	44,85	6,64	1,19	4,31	1,36	0,21	7,61	3,66	3,32	1,39	1,91	21,04	0,28	0,26
Bröleck	0,24	59,28	6,87	1,06	9,95	0,79	0,70	7,98	23,72	5,16	1,84	0,10	13,77	0,62	0,40
Bröl	0,26	51,56	7,16	1,18	6,82	0,79	0,43	8,02	10,74	3,37	1,06	0,39	21,24	0,48	0,38
Geisbach	0,12	49,68	5,23	0,94	8,44	1,55	0,21	7,02	5,19	4,35	1,26	0,17	33,93	0,40	0,33
Siegburg-Kaldauen	0,44	48,99	7,01	1,27	5,29	1,36	0,19	7,82	4,41	3,51	1,56	1,05	22,72	0,40	0,26
Niederpleis	0,19	54,39	9,36	1,46	9,25	1,77	0,17	16,69	4,97	3,36	2,21	0,45	30,86	0,29	0,30
Lohmar	0,30	36,66	4,94	0,94	4,99	0,74	0,16	6,69	2,99	2,52	15,2	0,22	18,02	0,45	0,17

Tabelle A-2.8: Säurezustandsklassen für Fließgewässer und ihre Indikatoren nach BRAUCKMANN (1994[79])

Säurezustandsklasse	Indikatoren
I Permanent nicht sauer	pH-Wert liegt gewöhnlich deutlich über pH 6,5, meist bei pH 7,0, die pH-Wert-Minima unterschreiten den Wert von pH 6,0 in der Regel nicht.
II Schwach sauer	Schwach sauer mit einzelnen pH-Wert-Absenkungen, in der Regel jedoch nicht unter pH-Wert 5,5, säureempfindliche Organismen fehlen bereits.
III Periodisch deutlich sauer	pH-Wert liegt normalerweise unter pH 6,5, in der Regel jedoch nicht unter pH 4,5, bei niedrigen Abflüssen können die Werte über längere Zeit im neutralen Bereich liegen. Es erfolgt ein Ausdünnen des Fischbestands, pH-Werte sind tödlich für Laich und Fischbrut, es existieren nur wenige säuretolerante Organismen.
IV Ständig stark sauer	pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig unter pH 5,5, pH-Werte fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter pH 4,3 und sinken mitunter noch tiefer. pH-Werte sind tödlich für alle einheimischen Fische, es existieren nur noch wenige säureresistente Organismen.

Tabelle A-2.9: Prozentuale Verteilung der Kohlenstoff-Formen im Untersuchungsraum (HJ 1992—HJ 1995)

Station	CO ₂ [%]	HCO ₃ ⁻ [%]	CO ₃ ²⁻ [%]
Lahnhof	18,4	81,5	0,1
Helgersdorf	55,4	44,6	0,0
Weidenau I	7,0	92,0	1,0
Niederdielfen	4,9	93,5	1,6
Kreuztal	9,7	89,8	0,5
Weidenau II	5,1	94,0	0,9
Alsdorf	5,0	94,5	0,5
Betzdorf	6,3	92,9	0,7
Lützelauer Mühle	8,1	91,6	0,3
Heimborn	5,2	94,1	0,7
Eitorf	6,5	91,9	1,6
Bröleck	6,7	92,9	0,4
Bröl	4,8	94,6	0,7
Geisbach	4,8	94,8	0,5
SiegburgKaldauen	6,4	92,5	1,2
Niederpleis	2,7	96,3	1,0

Tabelle A-2.10: Über den Untersuchungszeitraum gemittelte Temperaturmaxima und -minima sowie Standardabweichung der Stationen mit Temperaturmessung

Station	Temperatur-Mittelwert [°C]	Temperatur Maximum [°C]	Temperatur Standardabweichung [°C]
Weidenau I	10,36	24,95	5,90
Niederdielfen	7,96	26,28	6,05
Kreuztal	7,91	26,95	5,72
Weidenau II	9,18	24,03	5,99
Betzdorf	9,24	36,09	6,27
Lützelauer Mühle	8,36	25,83	6,08
Heimborn	11,14	26,79	5,96
Eitorf	9,64	26,89	6,05
Bröleck	10,04	23,16	5,44
Bröl	12,00	27,84	7,30
Geisbach	10,30	24,25	6,39
Siegburg-Kaldauen	8,85	22,94	5,58
Niederpleis	9,39	23,85	5,46
Lohmar	10,58	26,31	5,90
Gebietsmittel	9,64	26,15	6,01

Tabelle A-2.11: Gebietsspezifische mittlere Stoffhaushaltsbilanz für die Alkalien und Erdalkalien ausgewählter Stationen während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992— HJ 1995)

Depositionsstation	Vorfluterstation	Na ⁺			K ⁺			Ca ²⁺			Mg ²⁺		
		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
		Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz
Lahnhof	Lahnhof	4,4	5,8	1,4	2,4	1,1	-1,3	6,0	7,6	1,6	7,7	8,2	0,5
Helgersdorf	Helgersdorf	4,3	3,7	-0,6	1,9	0,5	-1,5	3,0	5,6	2,5	3,7	3,6	-0,1
Hilchenbach	Kreuztal	5,3	20,4	15,1	4,0	6,2	2,1	4,7	24,7	20,0	13,0	12,7	-0,4
Kreuztal	Weidenau II	5,6	34,2	28,7	2,7	5,9	3,2	5,4	31,5	26,2	14,0	13,0	-1,0
Niederfischbach	Betzdorf	3,4	29,0	25,6	2,1	5,2	3,2	3,7	28,2	24,5	6,0	12,1	6,0
Mörten	Lützelauer Mühle	4,7	10,4	5,7	1,9	2,1	0,2	5,4	13,6	8,2	9,5	6,1	-3,5
Alpenrod	Heimborn	5,4	16,8	11,4	2,3	2,9	0,6	4,3	21,4	17,1	10,7	9,5	-1,2
Birken-Honigsessen	Eitorf	4,2	18,7	14,4	1,9	4,1	2,2	3,2	25,1	21,9	7,2	10,4	3,1
Drabender Höhe	Bröleck	5,1	16,3	11,2	1,5	4,3	2,8	3,6	40,3	36,6	8,0	7,2	-0,8
Schönenberg	Bröl	4,9	16,8	11,9	2,4	4,3	1,8	4,5	37,8	33,3	9,0	7,1	-1,9
Schönenberg	Niederpleis	4,9	14,1	9,2	2,4	3,4	0,9	4,5	39,7	35,2	9,0	8,1	-0,9

Tabelle A-2.12: Gebietsspezifische mittlere Stoffhaushaltsbilanz für die Ionen Chlorid, Sulfat, Nitrat und Ammonium ausgewählter Stationen während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992— HJ 1995)

Depositionsstation	Vorfluterstation	Cl ⁻			SO ₄ ²⁻			NO ₃ ⁻			NH ₄ ⁺		
		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
		Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz	Depo	VF	Bilanz
Lahnhof	Lahnhof	9,1	7,4	-1,8	21,0	31,8	10,7	20,7	9,9	-10,7	5,8	0,1	-5,7
Helgersdorf	Helgersdorf	8,6	5,3	-3,4	20,9	22,9	1,9	20,2	5,2	-15,0	5,7	0,2	-5,5
Hilchenbach	Kreuztal	10,4	29,6	19,2	25,4	37,7	12,3	22,0	28,5	6,5	15,7	0,4	-15,3
Kreuztal	Weidenau II	10,5	33,6	23,1	25,8	46,0	20,3	20,5	29,7	9,1	13,7	0,5	-13,2
Niederfischbach	Betzdorf	6,4	35,1	28,7	18,4	48,0	29,6	16,7	24,3	7,6	7,6	0,8	-6,7
Mörten	Lützelauer Mühle	8,6	14,9	6,3	22,3	21,2	-1,1	19,9	11,1	-8,9	6,6	0,3	-6,3
Alpenrod	Heimborn	10,0	24,2	14,2	25,7	26,8	1,1	21,0	15,0	-6,1	15,4	0,2	-15,2
Birken-Honigsessen	Eitorf	7,9	25,1	17,2	18,6	39,2	20,7	17,7	21,7	4,0	6,6	0,2	-6,4
Drabender Höhe	Bröleck	10,5	21,4	10,8	37,0	47,7	10,7	22,8	31,8	9,0	8,6	0,5	-8,1
Schönenberg	Bröl	9,9	21,6	11,7	24,2	39,3	15,2	20,1	28,4	8,3	11,8	0,3	-11,5
Schönenberg	Niederpleis	9,9	24,7	14,7	24,2	28,3	4,1	20,1	15,1	-5,0	11,8	0,1	-11,7

Tabelle A-2.13: Gebietsspezifische Stoffhaushaltsbilanz für die Gesamtsalze ausgewählter Stationen während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: - keine Messwerte vorhanden]

Depositionsstation	Vorfluterstation	1992			1993			1994			1995		
		Depo	VF	Bilanz									
Lahnhof	Lahnhof	-	63,2	-	105,0	79,5	-25,5	109,2	94,2	-15,1	171,7	106,6	-65,1
Helgersdorf	Helgersdorf	79,5	41,6	-37,9	91,8	36,2	-55,6	88,2	50,1	-38,1	64,3	74,2	10,0
Zehnhausen	Heimborn	74,6	162,2	87,6	93,8	181,8	88,0	88,2	214,3	126,1	84,9	194,7	109,8
Hilchenbach	Kreuztal	86,9	215,8	128,9	155,8	169,6	13,8	174,3	279,4	105,1	118,2	309,7	191,5
Kreuztal	Weidenau II	80,7	251,3	170,6	128,1	276,3	148,2	177,0	347,0	170,0	133,1	447,3	314,2
Niederfischbach	Betzdorf	81,0	216,0	135,0	96,5	233,8	137,3	78,2	348,2	270,0	104,4	295,8	191,4
Mörten	Lützelauer Mühle	70,8	100,5	29,7	136,1	111,4	-24,7	116,0	140,5	24,5	63,8	122,4	58,7
Alpenrod	Heimborn	101,3	162,2	60,9	112,4	181,8	69,4	86,8	214,3	127,5	99,5	194,7	95,2
Birken-Honigsessen	Eitorf	58,9	164,8	105,9	101,7	171,6	69,9	84,0	285,6	201,6	77,6	256,6	179,0
Wissen	Eitorf	85,5	164,8	79,3	84,7	171,6	86,9	101,8	285,6	183,8	142,6	256,6	114,0
Drabender Höhe	Bröleck	100,4	203,0	102,6	107,5	244,4	136,9	116,7	295,6	178,9	105,4	274,0	168,6
Schönenberg	Bröl	102,0	180,1	78,1	142,3	233,7	91,4	104,4	273,2	168,8	122,2	290,4	168,2
Schönenberg	Niederpleis	102,0	179,8	77,8	142,3	218,1	75,8	104,4	298,8	194,4	122,2	266,9	144,7

Tabelle A-2.14: Gebietsspezifische Austragsfracht im Untersuchungsraum getrennt nach hydrologischem Winter- und Sommerhalbjahr sowie der prozentuale Stoffausttrag am Gesamtaustrag während der Winterhalbjahre 1992– 1995)

Hydrologisches Winterhalbjahr	TDS	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
Lahnhof	150,0	9,8	1,9	13,7	12,4	0,1	13,7	12,7	55,8	17,4	12,7
Helgersdorf	109,5	7,2	0,9	7,2	10,8	0,2	7,2	10,1	45,7	10,0	10,1
Weidenau I	218,4	21,3	4,2	13,1	25,9	0,4	13,1	32,4	50,6	24,8	32,4
Niederdielfen	216,3	19,8	4,2	13,4	27,7	0,1	13,4	30,8	54,5	21,5	30,8
Kreuztal	310,2	28,2	8,4	20,8	39,1	0,7	20,8	42,0	65,1	43,1	42,0
Weidenau II	356,8	45,0	7,9	19,6	46,1	0,9	19,6	53,8	69,4	40,6	53,8
Betzdorf	385,2	46,0	8,2	20,7	47,3	1,4	20,7	58,6	84,5	39,3	58,6
Lützelauer Mühle	171,2	17,1	3,3	9,9	22,1	0,5	9,9	25,3	38,9	18,9	25,3
Heimborn	244,8	26,7	4,2	14,8	33,0	0,3	14,8	40,1	46,2	24,3	40,1
Eitorf	284,2	27,8	5,9	16,6	39,4	0,3	16,6	39,9	63,8	33,9	39,9
Bröleck	290,2	23,4	6,3	12,3	55,8	0,8	12,3	32,5	65,6	48,7	32,5
Bröl	276,1	22,3	6,0	10,9	56,6	0,5	10,9	31,1	61,8	45,0	31,1
Geisbach	240,4	19,9	5,4	11,7	47,3	0,3	11,7	30,7	48,3	34,4	30,7
Siegburg-Kaldauen	276,7	26,6	5,9	15,1	40,4	0,3	15,1	36,8	62,8	37,1	36,8
Niederpleis	229,2	18,4	4,6	11,2	54,5	0,1	11,2	33,2	40,9	22,1	33,2
Lohmar	261,5	19,9	5,0	11,1	60,7	0,4	11,1	29,4	56,6	38,1	29,4
Hydrologisches Sommerhalbjahr	TDS	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
Lahnhof	37,0	2,6	0,5	3,8	3,8	0,1	3,8	3,1	12,0	4,1	3,1
Helgersdorf	39,6	2,8	0,4	3,9	5,6	0,0	3,9	4,8	9,7	3,8	4,8
Weidenau I	45,1	4,8	1,2	2,6	6,6	0,1	2,6	6,9	8,2	5,2	6,9
Niederdielfen	38,5	3,6	0,9	2,8	6,3	0,0	2,8	4,9	8,7	3,5	4,9
Kreuztal	110,7	11,9	4,5	6,9	14,4	0,2	6,9	15,7	18,0	16,6	15,7
Weidenau II	150,4	24,9	4,4	7,5	19,9	0,4	7,5	20,2	26,1	19,5	20,2
Betzdorf	87,4	12,9	2,6	4,4	11,4	0,4	4,4	12,3	16,3	10,4	12,3
Lützelauer Mühle	48,6	5,4	1,3	3,4	7,8	0,1	3,4	6,5	9,1	5,1	6,5
Heimborn	72,9	8,3	1,8	5,4	12,3	0,1	5,4	9,9	12,6	7,1	9,9
Eitorf	77,1	9,4	2,1	4,5	11,6	0,0	4,5	10,6	14,8	8,9	10,6
Bröleck	115,1	10,8	2,6	3,7	23,5	0,2	3,7	11,9	31,3	15,6	11,9
Bröl	99,2	10,5	2,6	3,7	21,0	0,1	3,7	11,3	21,7	13,5	11,3
Geisbach	87,3	7,4	2,3	5,0	20,0	0,1	5,0	10,8	16,4	9,6	10,8
Siegburg-Kaldauen	87,3	10,8	2,4	4,6	13,7	0,0	4,6	12,1	16,5	10,7	12,1
Niederpleis	95,0	7,7	2,1	5,0	24,9	0,0	5,0	12,9	16,1	8,4	12,9
Lohmar	123,8	11,2	3,0	5,1	30,1	0,1	5,1	14,5	23,9	16,2	14,5
% Austrag im hydrologischen Winterhalbjahr	TDS	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Lahnhof	80,2	78,9	79,2	78,1	76,5	55,8	78,1	80,2	82,3	81,1	80,2
Helgersdorf	73,4	71,9	66,6	65,2	65,9	82,7	65,2	68,0	82,5	72,3	68,0
Weidenau I	82,9	81,5	77,9	83,5	79,7	82,8	83,5	82,6	86,0	82,6	82,6
Niederdielfen	84,9	84,5	82,1	82,7	81,5	90,0	82,7	86,2	86,3	85,9	86,2
Kreuztal	73,7	70,3	65,2	75,2	73,0	78,6	75,2	72,9	78,3	72,2	72,9
Weidenau II	70,3	64,4	64,6	72,4	69,8	72,8	72,4	72,7	72,7	67,6	72,7
Betzdorf	81,5	78,2	76,2	82,4	80,5	79,0	82,4	82,6	83,8	79,1	82,6
Lützelauer Mühle	77,9	75,9	72,4	74,5	73,9	77,8	74,5	79,6	81,0	78,7	79,6
Heimborn	77,1	76,3	70,2	73,5	72,8	77,3	73,5	80,2	78,6	77,3	80,2
Eitorf	78,7	74,8	73,7	78,6	77,3	90,7	78,6	79,0	81,2	79,2	79,0
Bröleck	71,6	68,3	71,1	77,0	70,3	82,7	77,0	73,3	67,7	75,7	73,3
Bröl	73,6	67,9	70,1	74,8	72,9	89,5	74,8	73,4	74,0	76,9	73,4
Geisbach	73,4	72,8	70,7	70,2	70,3	76,7	70,2	74,0	74,7	78,2	74,0
Siegburg-Kaldauen	76,0	71,2	71,1	76,8	74,7	84,3	76,8	75,3	79,2	77,6	75,3
Niederpleis	70,7	70,5	68,3	69,0	68,7	83,8	69,0	72,0	71,7	72,4	72,0
Lohmar	67,9	63,9	62,2	68,5	66,9	75,8	68,5	66,9	70,3	70,1	66,9

Tabelle A-2.15: Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1992

Station	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ⁻ [mg/l]
Lahnhof	7,0	41,4	2,5	0,6	3,7	3,3	0,0	0,1	3,0	10,2	3,7	0,0	2,2	0,0	14,2
Helgersdorf	6,3	47,2	3,7	0,6	3,2	5,4	0,0	0,0	5,1	18,9	4,2	0,0	4,4	0,0	6,0
Weidenau I	7,6	116,3	11,0	2,9	5,3	13,5	0,1	0,1	16,8	18,0	12,2	0,4	2,3	0,3	35,7
Niederdielfen	7,7	132,4	9,1	2,3	7,1	15,9	0,0	0,2	11,6	17,6	6,4	0,1	2,1	0,2	61,9
Kreuztal	7,4	158,5	16,5	5,1	7,6	15,0	0,1	0,1	22,5	21,8	24,8	0,1	3,2	0,1	44,9
Weidenau II	7,7	313,6	46,0	7,7	9,3	25,3	0,6	0,6	29,9	36,0	30,1	1,2	3,7	0,4	126,3
Betzdorf	7,5	220,8	26,1	5,3	8,3	22,0	1,1	0,5	22,9	36,2	17,8	1,6	4,1	0,2	78,9
Lützelauer Mühle	7,5	112,4	9,5	2,5	5,3	12,8	0,1	0,2	11,1	13,0	8,2	0,4	2,5	0,1	49,2
Heimborn	7,7	141,1	11,9	2,4	6,9	16,5	0,1	0,2	15,2	17,5	10,1	0,5	2,4	0,2	59,6
Eitorf	7,6	161,8	15,6	3,7	7,1	18,4	0,1	0,2	18,0	24,7	16,3	0,5	3,0	1,1	56,0
Bröleck	7,5	233,8	17,0	3,9	5,3	39,7	0,3	0,2	17,1	64,1	24,9	0,7	3,3	0,1	60,5
Bröl	7,7	228,0	19,0	4,2	5,6	35,0	0,1	0,1	19,7	42,9	22,3	0,6	2,9	0,2	78,4
Geisbach	7,8	293,0	16,6	5,3	10,9	44,7	0,3	0,0	24,2	34,2	17,3	0,6	4,1	0,4	138,5
Siegburg-Kaldauen	7,5	166,7	15,7	3,6	6,8	20,0	0,1	0,2	18,6	26,1	17,4	0,4	4,1	0,4	57,6
Niederpleis	8,0	386,1	20,6	5,9	12,8	63,6	0,1	0,4	35,3	41,6	21,7	0,4	3,1	1,1	182,7
Lohmar	7,6	204,6	13,2	3,7	5,7	33,0	0,2	0,1	17,3	27,0	19,4	0,6	3,5	0,2	84,3

Tabelle A-2.16: Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1993

Station	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ⁻ [mg/l]
Lahnhof	6,9	37,2	2,5	0,4	3,3	3,0	0,0	0,0	3,0	11,6	3,9	0,0	0,0	2,0	9,6
Helgersdorf	6,3	45,3	3,6	0,4	3,2	4,9	0,0	0,0	4,5	18,4	3,3	0,0	0,0	6,1	7,0
Weidenau I	7,7	116,1	10,5	2,3	5,6	13,5	0,2	0,1	15,9	17,7	11,1	0,1	0,2	1,7	39,0
Niederdielfen	7,7	121,0	9,0	1,6	6,9	14,1	0,0	0,0	13,0	18,9	6,0	0,0	0,4	1,8	51,0
Kreuztal	7,4	147,9	12,3	4,0	7,9	15,1	0,4	0,0	17,0	20,5	21,2	0,1	0,1	3,2	49,3
Weidenau II	7,7	224,8	29,4	4,6	8,3	19,7	0,4	0,2	23,9	28,3	23,7	0,2	0,4	3,3	85,8
Betzdorf	7,5	207,9	25,9	4,6	7,8	19,3	1,3	0,2	28,0	28,0	19,2	0,5	0,1	4,0	72,9
Lützelauer Mühle	7,4	101,5	8,6	1,8	5,0	11,6	0,4	0,0	12,0	13,8	7,9	0,2	0,1	2,6	40,3
Heimborn	7,8	137,7	11,9	2,1	7,0	15,6	0,2	0,0	16,7	16,4	9,2	0,1	0,3	2,2	58,2
Eitorf	7,6	164,1	15,0	3,2	7,4	18,8	0,2	0,2	18,6	24,6	14,8	0,1	0,3	3,3	60,9
Bröleck	7,6	194,1	15,3	3,4	4,9	30,6	0,4	0,0	19,7	38,9	21,1	0,2	0,1	2,7	59,6
Bröl	7,7	195,4	15,6	3,6	5,2	29,4	0,3	0,0	19,2	29,4	20,1	0,2	0,2	2,7	72,1
Geisbach	7,7	273,4	15,9	4,4	10,5	41,3	0,3	0,1	24,3	33,5	20,2	0,1	0,3	4,2	122,6
Siegburg-Kaldauen	7,6	181,8	16,5	3,6	7,5	22,0	0,2	0,0	19,9	26,8	17,5	0,2	0,5	3,4	67,3
Niederpleis	8,0	380,9	20,6	5,1	12,6	62,5	0,2	0,1	34,8	40,9	22,0	0,0	0,9	3,5	181,3
Lohmar	7,7	198,2	11,8	2,9	5,6	32,6	0,2	0,0	15,9	26,7	18,1	0,1	0,3	3,2	83,9

Tabelle A-2.17: Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1994

Station	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ⁻ [mg/l]
Lahnhof	7,0	43,2	2,5	0,4	3,8	3,8	0,0	0,0	3,1	11,8	3,4	0,0	0,0	2,1	14,4
Helgersdorf	7,7	45,3	3,6	0,4	3,2	4,9	0,0	0,0	4,5	18,4	3,3	0,0	0,0	6,1	7,0
Weidenau I	7,7	116,1	10,5	2,3	5,6	13,5	0,2	0,1	15,9	17,7	11,1	0,1	0,2	1,7	39,0
Niederdielfen	7,5	121,0	9,0	1,6	6,9	14,1	0,0	0,0	13,0	18,9	6,0	0,0	0,4	1,8	51,0
Kreuztal	7,7	147,9	12,3	4,0	7,9	15,1	0,4	0,0	17,0	20,5	21,2	0,1	0,1	3,2	49,3
Weidenau II	7,7	224,8	29,4	4,6	8,3	19,7	0,4	0,2	23,9	28,3	23,7	0,2	0,4	3,3	85,8
Betzdorf	7,6	207,9	25,9	4,6	7,8	19,3	1,3	0,2	28,0	28,0	19,2	0,5	0,1	4,0	72,9
Lützelauer Mühle	7,4	101,5	8,6	1,8	5,0	11,6	0,4	0,0	12,0	13,8	7,9	0,2	0,1	2,6	40,3
Heimborn	7,7	137,7	11,9	2,1	7,0	15,6	0,2	0,0	16,7	16,4	9,2	0,1	0,3	2,2	58,2
Eitorf	7,6	164,1	15,0	3,2	7,4	18,8	0,2	0,2	18,6	24,6	14,8	0,1	0,3	3,3	60,9
Bröleck	7,6	194,1	15,3	3,4	4,9	30,6	0,4	0,0	19,7	38,9	21,1	0,2	0,1	2,7	59,6
Bröl	7,6	195,4	15,6	3,6	5,2	29,4	0,3	0,0	19,2	29,4	20,1	0,2	0,2	2,7	72,1
Geisbach	7,6	273,4	15,9	4,4	10,5	41,3	0,3	0,1	24,3	33,5	20,2	0,1	0,3	4,2	122,6
Siegburg-Kaldauen	7,6	181,8	16,5	3,6	7,5	22,0	0,2	0,0	19,9	26,8	17,5	0,2	0,5	3,4	67,3
Niederpleis	7,9	380,9	20,6	5,1	12,6	62,5	0,2	0,1	34,8	40,9	22,0	0,0	0,9	3,5	181,3
Lohmar	7,7	198,2	12,4	2,9	5,5	32,3	0,2	0,0	16,2	26,7	16,3	0,1	0,3	3,3	85,4

Tabelle A-2.18: Durchschnittswerte der gemessenen Gewässerqualitätsparameter für das hydrologische Jahr 1995

Station	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ⁻ [mg/l]
Lahnhof	7,0	41,1	2,3	0,5	3,6	3,7	0,0	0,0	2,8	11,6	3,5	0,0	0,0	2,1	13,1
Helgersdorf	6,1	46,3	3,4	0,5	3,3	5,0	0,1	0,0	4,2	20,2	3,5	0,0	0,0	6,9	6,1
Weidenau I	7,4	110,3	10,6	2,4	5,2	12,5	0,1	0,3	15,6	17,6	10,4	0,3	0,1	2,1	35,2
Niederdielfen	7,7	121,9	8,9	1,7	6,5	15,1	0,1	0,1	13,3	18,2	5,6	0,0	0,6	2,1	52,0
Kreuztal	7,5	138,4	12,7	4,5	6,9	14,0	0,2	0,3	18,0	18,8	14,6	0,0	0,2	5,9	48,2
Weidenau II	7,6	223,5	31,0	4,3	7,5	20,1	0,2	0,1	25,9	27,9	19,7	0,5	0,4	3,9	85,9
Betzdorf	7,6	133,6	9,4	1,4	7,7	16,1	0,1	0,0	13,7	21,1	5,3	0,0	0,2	2,5	58,8
Lützelauer Mühle	7,6	185,8	22,2	4,1	7,5	18,3	0,2	0,2	22,2	29,4	16,4	0,6	0,4	2,7	64,3
Heimborn	7,4	95,9	8,1	1,7	4,8	10,9	0,2	0,1	10,5	13,5	7,8	0,3	0,1	2,5	37,8
Eitorf	7,6	122,5	10,1	1,9	6,4	14,0	0,1	0,2	13,4	15,7	8,6	0,3	0,1	2,2	51,6
Bröleck	7,6	154,4	14,9	3,1	6,9	17,5	0,1	0,0	17,9	24,2	13,1	0,1	0,7	2,8	56,2
Bröl	7,5	162,8	11,8	3,0	4,5	25,4	0,2	0,0	13,4	29,5	19,1	0,4	0,1	3,1	55,2
Geisbach	7,8	179,8	13,6	3,3	4,9	27,4	0,1	0,2	14,9	27,1	17,7	0,3	0,4	2,3	69,8
Siegburg-Kaldauen	7,7	267,0	15,7	4,1	10,1	40,5	0,1	0,2	22,8	34,1	19,0	0,1	0,3	4,2	119,9
Niederpleis	7,9	354,9	20,4	4,9	11,9	57,6	0,1	0,0	35,8	38,9	19,1	0,0	0,8	3,3	165,4
Lohmar	7,6	187,7	11,9	2,9	5,2	30,7	0,1	0,0	15,8	25,5	16,0	0,3	0,2	9,0	79,0

Tabelle A-2.19: Durchschnittlicher Abfluss (Q), pH-Wert und Gesamtsalzgehalt (TDS) sowie Durchschnittskonzentrationen der separierten Abflusskomponenten der ausgewählten Sieg-Vorfluter während des Untersuchungszeitraums (HJ 1992—HJ 1995)

Station/ Abflusskomponente	Q [m³/s]	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ₃ [mg/l]
Heimborn																
Q_ko2	6,9	7,4	124,6	15,4	2,1	5,6	12,5	0,3	0,0	24,5	15,4	8,3	0,2	0,1	4,0	40,4
Q_ko3	6,1	7,6	116,4	9,7	1,9	5,8	13,4	0,1	0,0	12,0	15,3	8,0	0,2	0,1	2,2	50,0
Q_ko4	6,7	7,6	114,0	9,7	1,7	5,8	13,3	0,1	0,1	13,7	16,2	8,7	0,2	0,1	2,3	44,4
Q_ko5	1,5	7,9	155,4	12,1	2,5	8,1	17,9	0,2	0,2	15,7	17,1	9,8	0,3	0,4	1,9	71,3
Bröl																
Q_ko2	3,3	7,7	191,8	15,2	3,4	5,1	28,8	0,5	0,0	18,8	30,7	17,3	0,0	0,2	2,3	71,8
Q_ko3	6,5	7,6	165,7	12,3	3,2	4,7	25,4	0,2	0,1	15,5	25,7	16,9	0,4	0,2	3,2	61,3
Q_ko4	6,8	7,6	157,3	10,5	2,7	4,7	24,9	0,2	0,0	12,9	25,3	18,1	0,5	0,2	2,7	57,4
Q_ko5	1,5	7,8	229,9	19,5	4,2	5,7	34,2	0,2	0,2	20,8	36,4	21,4	0,2	0,4	2,5	86,8
Bröleck																
Q_ko2	2,2	7,7	177,8	12,6	2,6	4,9	28,9	0,1	0,0	16,5	37,1	17,8	0,0	0,1	2,2	57,3
Q_ko3	4,5	7,4	139,1	8,4	2,9	4,1	22,4	0,4	0,0	11,7	23,3	17,6	0,5	0,1	3,3	47,7
Q_ko4	3,2	7,5	153,8	9,8	2,6	4,4	24,9	0,3	0,0	12,0	29,0	19,0	0,3	0,1	3,2	51,4
Q_ko5	0,8	7,6	221,1	17,8	3,7	5,2	35,2	0,4	0,1	19,3	50,3	23,1	0,4	0,2	2,8	65,5
Niederpleis																
Q_ko2	0,8	8,0	343,4	18,1	4,0	12,2	56,3	0,2	0,0	32,3	41,0	19,1	0,0	0,7	3,1	159,5
Q_ko3	1,5	7,9	344,7	18,5	4,8	11,5	56,7	0,2	0,1	32,3	38,5	20,8	0,1	0,7	3,8	160,6
Q_ko4	0,8	8,0	344,2	17,8	4,8	11,4	57,1	0,1	0,0	30,4	38,8	20,3	0,1	0,8	3,1	162,7
Q_ko5	0,4	8,0	405,9	22,5	5,1	13,5	66,7	0,1	0,1	38,9	42,7	21,8	0,1	1,1	3,9	193,5

Tabelle A-2.20: Deskriptive, statistische Kennwerte (Minimum, Maximum und Variationskoeffizient als CV='variation coefficient') der Inhaltsstoffe von separierten Abflusskomponenten ausgewählter Sieg-Vorfluter im Vergleich (HJ) 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Station/ Parameter/ Abfluss- komponente	pH	TDS [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	CO ₃ [mg/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ₃ [mg/l]
Heimborn															
<i>Min</i>															
Q_ko2	7,0	97,1	7,8	1,4	5,2	11,5	0,0	0,0	10,0	14,7	7,8	0,0	0,0	1,9	34,6
Q_ko1+Q_ko3	7,3	90,4	7,1	1,0	4,7	10,1	0,0	0,0	10,1	11,3	6,3	0,0	0,0	1,5	31,7
Q_ko4	7,0	74,9	5,5	1,0	3,8	8,5	0,0	0,0	7,2	10,9	5,9	0,0	0,0	0,8	21,7
Q_ko5	7,1	109,2	6,9	1,4	5,8	13,4	0,0	0,0	11,5	14,1	6,9	0,0	0,0	0,2	41,6
<i>Max</i>															
Q_ko2	7,6	173,5	30,3	3,3	6,0	14,0	0,8	0,0	52,2	16,3	9,0	0,5	0,1	8,1	43,7
Q_ko1+Q_ko3	7,9	146,7	12,6	2,7	6,9	17,0	0,2	0,0	14,3	19,9	11,4	1,1	0,3	2,8	69,2
Q_ko4	8,1	169,8	21,1	3,5	8,0	19,8	0,4	1,4	32,8	19,6	12,2	1,6	0,5	4,7	79,4
Q_ko5	8,8	188,8	16,5	4,9	10,1	22,9	1,0	1,3	26,1	20,5	14,2	1,2	1,7	5,9	91,8
<i>CV</i>															
Q_ko2	0,04	0,34	0,83	0,48	0,07	0,11	1,55	-	0,98	0,05	0,08	1,73	0,54	0,88	0,12
Q_ko1+Q_ko3	0,02	0,18	0,17	0,33	0,14	0,20	0,69	-	0,12	0,15	0,21	2,21	0,65	0,21	0,28
Q_ko4	0,04	0,20	0,31	0,32	0,19	0,19	0,94	3,03	0,40	0,11	0,17	1,77	0,96	0,45	0,31
Q_ko5	0,04	0,14	0,17	0,27	0,14	0,14	1,34	2,04	0,18	0,08	0,16	1,40	0,99	0,59	0,20
Bröl															
<i>Min</i>															
Q_ko2	7,7	190,9	14,7	3,3	5,1	28,6	0,1	0,0	17,6	28,1	15,7	0,0	0,2	2,1	69,7
Q_ko1+Q_ko3	7,2	113,6	6,3	1,9	3,7	18,3	0,0	0,0	8,9	18,7	13,8	0,0	0,0	1,2	41,8
Q_ko4	7,2	104,7	5,3	1,6	3,1	16,9	0,0	0,0	8,4	17,6	14,5	0,0	0,0	0,2	31,9
Q_ko5	7,3	161,8	10,1	2,4	4,0	26,0	0,0	0,0	12,9	20,4	15,4	0,0	0,1	0,3	54,6
<i>Max</i>															
Q_ko2	7,8	192,6	15,7	3,6	5,1	29,1	0,8	0,0	20,0	33,3	18,9	0,0	0,2	2,5	73,9
Q_ko1+Q_ko3	8,1	236,9	25,0	4,9	5,8	37,2	1,3	0,6	41,3	43,4	22,2	0,8	0,5	6,1	88,3
Q_ko4	8,7	227,5	18,7	5,0	5,8	35,9	0,6	0,7	19,6	45,3	22,9	1,8	1,2	5,8	103,1
Q_ko5	8,8	321,8	29,9	6,1	6,7	51,1	1,8	3,1	35,7	73,7	32,2	1,1	3,7	5,1	113,0
<i>CV</i>															
Q_ko2	0,01	0,01	0,05	0,05	0,01	0,01	1,11	-	0,09	0,12	0,13		0,22	0,14	0,04
Q_ko3	0,04	0,25	0,52	0,32	0,12	0,22	2,34	3,00	0,67	0,31	0,16	0,96	1,10	0,53	0,27
Q_ko4	0,03	0,21	0,38	0,36	0,14	0,18	0,84	5,92	0,24	0,22	0,13	1,16	1,41	0,35	0,29
Q_ko5	0,03	0,17	0,27	0,26	0,11	0,17	1,78	2,98	0,26	0,34	0,15	2,07	1,44	0,39	0,18
Bröleck															
<i>Min</i>															
Q_ko2	7,6	167,4	10,4	2,0	4,9	27,9	0,1	0,0	14,0	35,0	15,2	0,0	0,1	1,7	52,5
Q_ko1+Q_ko3	7,1	100,4	5,5	1,6	3,3	16,3	0,0	0,0	8,2	18,6	12,7	0,0	0,0	1,4	28,8
Q_ko4	6,9	108,8	5,1	1,6	2,5	18,1	0,0	0,0	8,4	18,2	15,2	0,0	0,0	1,9	31,1
Q_ko5	7,0	127,0	8,1	1,7	3,2	19,1	0,0	0,0	9,5	17,7	15,0	0,0	0,0	0,9	35,4
<i>Max</i>															
Q_ko2	7,7	188,2	14,7	3,2	5,0	29,9	0,1	0,0	19,0	39,1	20,3	0,0	0,1	2,7	62,1
Q_ko1+Q_ko3	7,9	174,6	12,8	4,8	4,6	26,8	1,1	0,0	19,1	32,9	23,6	1,6	0,2	6,5	65,8
Q_ko4	7,7	337,8	27,4	5,6	6,6	55,8	1,3	0,0	22,7	105,1	27,7	1,8	0,2	11,9	86,2
Q_ko5	8,1	382,9	32,3	5,4	6,4	69,8	1,8	4,1	51,6	144,7	53,6	2,6	0,6	6,8	81,8
<i>CV</i>															
Q_ko2	0,01	0,08	0,24	0,32	0,02	0,05	0,52	-	0,22	0,08	0,20	-	0,11	0,34	0,12
Q_ko1+Q_ko3	0,03	0,17	0,31	0,35	0,11	0,16	1,21	-	0,28	0,20	0,17	1,02	0,82	0,42	0,24
Q_ko4	0,02	0,29	0,48	0,34	0,17	0,29	0,89		0,28	0,58	0,15	1,32	0,54	0,59	0,24
Q_ko5	0,03	0,25	0,35	0,28	0,13	0,29	1,23	6,31	0,43	0,52	0,26	1,65	0,66	0,44	0,16
Niederpleis															
<i>Min</i>															
Q_ko2	7,9	323,3	16,8	3,4	10,8	52,9	0,1	0,0	29,2	39,5	18,1	0,0	0,5	3,1	140,9
Q_ko1+Q_ko3	7,6	237,9	11,2	3,2	8,3	39,5	0,0	0,0	18,6	29,1	15,2	0,0	0,2	2,1	92,7
Q_ko4	7,6	238,5	13,6	2,6	7,2	37,9	0,0	0,0	23,3	26,5	13,5	0,0	0,3	1,5	110,0
Q_ko5	7,0	313,7	14,3	3,4	10,9	50,1	0,0	0,0	27,8	37,2	15,4	0,0	0,1	1,9	131,1
<i>Max</i>															
Q_ko2	8,0	363,5	19,4	4,7	13,5	59,7	0,3	0,0	35,3	42,5	20,2	0,0	0,9	3,1	178,1
Q_ko1+Q_ko3	8,1	414,5	31,3	7,1	14,1	72,5	1,1	0,7	55,6	42,8	24,2	0,9	1,4	6,5	210,1
Q_ko4	8,4	425,8	26,4	14,2	14,2	72,6	0,9	0,8	44,2	46,3	27,2	1,4	2,2	4,4	213,7
Q_ko5	8,3	504,1	77,6	8,1	15,1	80,2	0,4	2,4	137,9	48,3	29,7	2,2	2,1	20,9	224,9
<i>CV</i>															
Q_ko2	0,01	0,08	0,10	0,23	0,16	0,09	0,85	-	0,13	0,05	0,08	-	0,33	0,01	0,16
Q_ko1+Q_ko3	0,02	0,16	0,29	0,26	0,17	0,18	1,85	3,16	0,30	0,11	0,13	3,16	0,50	0,34	0,22
Q_ko4	0,02	0,13	0,15	0,42	0,14	0,15	1,54	4,50	0,15	0,13	0,17	4,23	0,48	0,25	0,17
Q_ko5	0,03	0,10	0,45	0,20	0,09	0,10	1,07	3,36	0,46	0,07	0,15	5,92	0,45	0,82	0,13

Tabelle A-2.21: Alkalie-(AV), Erdalkalie-(EV), Alkalie-Erdalkalie- sowie Hydrogensalinar-(HSV) und Salinarverhältnis (SV) im Vergleich ausgewählter Vorfluter- und Niederschlagsstationen (HJ 1992—1995)

Vergleichs-Station Vorfluter / Atmosphärische Depo.	Abflusskomponente/ Niederschlag	AV Na/K	EV Ca/Mg	AEV Na+K/Ca+Mg	HSV HCO ₃ / Cl+SO ₄	SV Cl/SO ₄
Bröl	Q_ko2	7,50	3,43	0,40	1,01	0,83
	Q_ko1+Q_ko3	6,47	3,32	0,38	1,03	0,82
Schönenberg	Niederschlag	3,53	2,82	0,79	0,15	0,43
Bröleck	Q_ko2	8,22	3,56	0,33	0,76	0,60
	Q_ko1+Q_ko3	4,89	3,28	0,30	0,96	0,68
Drabender Höhe	Niederschlag	2,65	2,88	0,83	0,32	0,45
Heimborn	Q_ko2	9,66	1,36	0,67	0,65	2,15
	Q_ko1+Q_ko3	8,56	1,42	0,41	1,25	1,06
Alpenrod	Niederschlag	3,96	2,62	0,82	0,23	0,45
Niederpleis	Q_ko2	7,65	2,80	0,47	1,96	2,13
	Q_ko1+Q_ko3	6,60	3,00	0,49	2,01	2,28
Schönenberg	Niederschlag	3,53	2,82	0,79	0,15	0,43

Tabelle A-2.22: Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Heimborn während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Saison	Q_ko	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	CO ₃ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ [%]
Winter	Q_ko2	16,56	1,43	13,04	17,43	0,35	0,000	16,13	9,26	3,88	0,35	0,05	2,41	19,13
Winter	Q_ko3	13,45	1,28	14,67	19,33	0,14	0,000	11,84	11,55	5,02	0,00	0,05	2,24	20,42
Winter	Q_ko4	13,21	1,36	14,63	19,50	0,11	0,000	12,21	12,17	5,15	0,21	0,04	2,39	19,02
Winter	Q_ko5	11,66	1,31	15,43	20,33	0,44	0,000	10,83	9,67	4,45	0,32	0,11	1,69	23,77
Frühjahr	Q_ko2	12,13	1,25	15,34	20,52	0,02	0,000	11,47	12,16	5,20	0,00	0,06	1,51	20,35
Frühjahr	Q_ko3	12,86	1,06	15,26	19,89	0,14	0,000	12,23	11,97	4,08	0,00	0,06	1,60	20,86
Frühjahr	Q_ko4	13,07	1,17	14,58	20,25	0,19	0,000	13,29	10,97	4,41	0,27	0,09	1,50	20,21
Frühjahr	Q_ko5	12,58	1,22	14,88	20,58	0,33	0,050	11,67	9,52	3,50	0,39	0,39	0,86	24,02
Sommer	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sommer	Q_ko3	12,75	1,66	14,07	20,72	0,17	0,000	9,59	8,70	3,83	0,81	0,14	1,29	26,27
Sommer	Q_ko4	12,48	1,52	14,45	20,22	0,28	0,216	8,99	8,92	3,74	1,61	0,08	2,10	25,39
Sommer	Q_ko5	12,02	1,37	15,24	20,69	0,21	0,148	9,64	8,09	3,34	0,58	0,28	0,95	27,45
Herbst	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herbst	Q_ko3	12,66	1,69	14,15	20,53	0,17	0,000	9,24	8,66	3,53	0,00	0,11	1,59	27,67
Herbst	Q_ko4	11,85	1,46	15,08	21,00	0,11	0,190	9,78	9,38	4,01	0,15	0,19	1,00	25,80
Herbst	Q_ko5	12,15	1,63	15,37	20,25	0,14	0,148	9,69	7,34	3,66	0,28	0,28	0,94	28,13

Tabelle A-2.23: Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Bröl während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Bröl	Q_ko	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	CO ₃ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ [%]
Winter	Q_ko2	11,93	1,60	7,90	27,19	0,85	0,000	9,27	13,00	5,70	0,00	0,10	1,08	21,38
Winter	Q_ko3	12,34	1,87	8,27	26,15	0,47	0,000	11,45	10,58	6,04	0,67	0,06	1,80	20,32
Winter	Q_ko4	9,78	1,50	9,32	28,31	0,31	0,000	8,56	12,29	7,61	0,50	0,07	1,53	20,21
Winter	Q_ko5	11,26	1,59	8,20	27,99	0,21	0,167	8,99	12,76	6,51	0,57	0,07	1,49	20,19
Frühjahr	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Frühjahr	Q_ko3	8,73	1,57	9,70	28,95	0,17	0,000	7,92	12,35	7,07	0,00	0,06	1,77	21,71
Frühjahr	Q_ko4	10,32	1,46	8,71	28,49	0,32	0,000	8,64	12,37	6,66	0,88	0,13	1,40	20,60
Frühjahr	Q_ko5	11,49	1,53	8,35	27,90	0,19	0,029	9,00	11,72	6,12	0,00	0,12	1,09	22,46
Sommer	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sommer	Q_ko3	10,64	1,70	8,64	28,10	0,01	0,000	7,42	11,27	5,51	0,32	0,14	1,81	24,42
Sommer	Q_ko4	11,45	2,00	8,07	27,64	0,12	0,084	8,11	11,33	5,68	1,19	0,13	1,44	22,76
Sommer	Q_ko5	12,82	1,58	7,60	27,45	0,11	0,000	8,69	12,08	5,52	0,20	0,16	0,88	22,90
Herbst	Q_ko2	12,91	1,72	7,89	26,93	0,10	0,000	10,68	11,05	4,78	0,00	0,14	0,89	22,91
Herbst	Q_ko3	9,27	1,91	8,92	29,29	0,00	0,473	7,39	11,95	8,93	1,15	0,07	1,27	19,39
Herbst	Q_ko4	12,34	1,74	7,87	27,49	0,06	0,000	8,25	12,14	5,43	0,14	0,13	0,99	23,42
Herbst	Q_ko5	14,38	1,86	7,03	26,24	0,10	0,190	9,41	11,45	5,08	0,03	0,28	0,78	23,16

Tabelle A-2.24: Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Bröleck während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Bröleck	Q_ko	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	CO ₃ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ [%]
Winter	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Winter	Q_ko3	9,34	1,49	9,22	28,66	0,40	0,000	8,23	12,98	8,18	0,45	0,05	1,79	19,22
Winter	Q_ko4	9,47	1,47	9,13	28,62	0,43	0,000	8,41	12,86	8,11	0,45	0,05	1,78	19,23
Winter	Q_ko5	11,22	1,37	7,70	28,26	0,81	0,000	8,18	16,01	6,28	0,41	0,07	1,29	18,40
Frühjahr	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Frühjahr	Q_ko3	8,16	1,62	9,23	29,39	0,30	0,000	7,72	13,87	7,49	0,52	0,04	2,60	19,06
Frühjahr	Q_ko4	8,16	1,62	9,23	29,39	0,30	0,000	7,72	13,87	7,49	0,52	0,04	2,60	19,06
Frühjahr	Q_ko5	11,25	1,32	7,63	28,34	0,79	0,018	8,47	16,10	6,20	0,44	0,06	1,35	18,05
Sommer	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sommer	Q_ko3	10,92	2,28	8,10	27,60	0,48	0,000	8,96	10,03	6,51	1,12	0,12	1,24	22,65
Sommer	Q_ko4	9,72	1,80	8,18	28,58	0,17	0,000	7,50	11,67	6,60	0,59	0,05	3,09	22,05
Sommer	Q_ko5	12,39	1,51	6,68	28,75	0,24	0,078	8,37	17,64	5,73	0,73	0,09	0,92	16,94
Herbst	Q_ko2	10,89	1,32	8,17	29,01	0,11	0,000	9,27	15,50	5,82	0,00	0,09	0,99	18,83
Herbst	Q_ko3	9,52	2,12	8,43	28,66	0,69	0,000	7,97	11,59	7,56	1,20	0,09	1,19	20,98
Herbst	Q_ko4	11,42	1,58	7,45	28,92	0,16	0,000	7,37	17,39	5,97	0,23	0,09	0,96	18,47
Herbst	Q_ko5	13,11	1,74	6,89	27,70	0,08	0,006	9,22	15,55	6,05	0,09	0,12	0,96	18,48

Tabelle A-2.25: Prozentuale Zusammensetzung der separierten Abflusskomponenten an der Station Niederpleis während der Quartale Winter—Herbst (HJ 1992—HJ 1995) [Anm.: - nicht ermittelt]

Niederpleis	Q_ko	Na ⁺ [%]	K ⁺ [%]	Mg ²⁺ [%]	Ca ²⁺ [%]	NH ₄ ⁺ [%]	PO ₄ ⁻ [%]	Cl ⁻ [%]	SO ₄ ²⁻ [%]	NO ₃ ⁻ [%]	NO ₂ ⁻ [%]	CO ₃ [%]	CO ₂ [%]	HCO ₃ [%]
Winter	Q_ko2	7,35	1,20	11,20	29,94	0,04	0,000	8,28	8,89	2,93	0,00	0,70	0,15	29,34
Winter	Q_ko3	8,76	1,27	9,91	29,44	0,19	0,053	9,94	8,96	3,89	0,00	0,97	0,10	26,52
Winter	Q_ko4	8,43	1,25	10,07	29,88	0,04	0,000	9,19	8,94	3,90	0,00	0,78	0,12	27,40
Winter	Q_ko5	11,16	1,08	9,35	28,41	0,10	0,000	12,75	8,16	3,35	0,00	0,81	0,10	24,74
Frühjahr	Q_ko2	8,67	0,89	9,15	27,11	0,16	0,000	12,82	8,99	3,92	0,00	0,67	0,14	27,47
Frühjahr	Q_ko3	7,72	0,94	10,70	31,68	0,01	0,000	9,69	8,75	3,64	0,00	0,70	0,12	26,05
Frühjahr	Q_ko4	8,07	1,33	9,99	30,04	0,11	0,008	9,28	8,99	3,50	0,00	0,73	0,14	27,81
Frühjahr	Q_ko5	7,73	1,04	10,28	30,76	0,02	0,014	8,73	8,35	3,23	0,08	1,58	0,11	28,08
Sommer	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sommer	Q_ko3	9,05	1,80	10,41	31,43	0,02	0,000	8,67	7,91	3,33	0,00	0,61	0,14	26,62
Sommer	Q_ko4	7,81	1,08	9,60	30,04	0,04	0,000	8,33	8,16	3,17	0,00	0,81	0,15	30,81
Sommer	Q_ko5	8,22	1,27	9,98	29,93	0,05	0,028	8,98	8,06	3,23	0,18	0,69	0,16	29,22
Herbst	Q_ko2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herbst	Q_ko3	8,79	1,67	9,80	30,45	0,02	0,000	7,96	8,32	2,97	0,00	0,62	0,17	29,22
Herbst	Q_ko4	8,37	1,44	9,89	29,91	0,04	0,043	9,29	8,01	3,19	0,18	0,71	0,17	28,76
Herbst	Q_ko5	8,40	1,21	10,10	30,06	0,03	0,050	9,41	7,76	3,06	0,00	0,57	0,19	29,16

3. Modellierung

Tabelle A-3.26: Verwendete Bodenparameter für die Reliefpositionen [Anm.: Corg = orgnaischer C-Gehalt; LD = Lagerungsdichte; Kf = gesättigte Leitfähigkeit, pF = Wasserspeicherkapazität bei verschiedenen pF-Stufen; Tonanteil von 99% und Schluffanteil von 1% wird als anstehendes Gestein parameterisiert]

Relief- position	Kompar- timent Nr.	Mächtigkeit [cm]	Corg [%]	Ton [%]	Schluff [%]	LD [g/cm]	Kf	pF 0 [Vol.-%]	pF [Vol.-%]	pF 2,5 [Vol.-%]	pF 3,5 [Vol.-%]	pF 4,2 [Vol.-%]	pH
Talaue	1	5	2,7	16,0	72,0	1,20	140,00	54,11	47,29	38,70	33,02	18,60	4,30
	2	5	2,7	16,0	72,0	1,20	140,00	54,11	47,29	38,70	33,02	18,60	4,30
	3	10	0,6	11,0	83,0	1,40	150,00	54,11	47,29	40,95	36,51	21,60	4,60
	4	5	0,6	11,0	83,0	1,40	150,00	54,13	47,80	40,95	36,51	21,60	4,60
	5	5	0,7	13,0	75,0	1,40	150,00	54,13	47,80	40,95	36,51	21,60	4,95
	6	10	0,7	13,0	75,0	1,40	150,00	43,02	38,00	36,21	32,80	17,20	4,95
	7	10	0,1	10,5	68,0	1,50	55,00	43,02	38,00	36,21	32,80	17,20	4,63
	8	10	0,1	10,5	68,0	1,50	55,00	43,02	38,00	36,21	32,80	17,20	4,63
	9	20	0,1	10,5	68,0	1,50	55,00	41,71	35,83	34,00	28,03	12,70	4,63
	10	5	0,1	10,5	68,0	1,50	55,00	41,71	35,83	34,00	28,03	12,70	4,63
	11	15	0,1	10,0	65,0	1,50	40,00	41,00	35,00	34,00	28,00	12,70	4,70
	12	10	0,1	8,0	62,0	1,50	30,00	41,00	35,00	34,00	28,00	12,00	4,70
	13	30	0,1	10,0	50,0	1,50	10,00	41,00	35,00	34,00	28,00	12,00	4,50
	14	30	0,1	10,0	50,0	1,50	10,00	41,00	35,00	34,00	28,00	12,00	4,50
	15	20	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,05	0,01	0,06	4,50
Hangkuppe	1	5	4,5	10,0	80,0	1,25	40,00	50,00	47,00	44,30	32,42	25,30	5,80
	2	5	4,5	10,0	80,0	1,27	40,00	50,00	47,00	44,30	32,42	25,30	5,80
	3	10	2,0	10,0	82,0	1,34	100,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,20
	4	10	1,5	13,0	78,0	1,34	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,20
	5	10	0,6	13,0	78,0	1,38	27,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,60
	6	10	0,4	13,0	80,0	1,38	25,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,60
	7	10	0,2	14,0	81,0	1,45	25,00	43,74	39,51	37,42	33,95	22,80	4,90
	8	10	0,1	15,0	81,0	1,55	10,00	43,74	39,51	37,42	33,95	22,80	4,90
	9	20	0,1	16,0	82,0	1,60	0,50	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,70
	10	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
	11	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
	12	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
	13	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
	14	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
	15	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	4,50
Plateau	1	5	5,3	10,0	77,0	1,33	45,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	5,80
	2	5	4,6	10,0	77,0	1,40	42,00	49,32	43,60	38,76	30,95	20,30	4,60
	3	10	1,8	10,0	76,0	1,40	35,00	46,71	41,88	38,60	33,59	23,40	4,60
	4	10	0,5	13,0	76,0	1,45	25,00	43,74	39,51	37,42	33,02	22,80	4,70
	5	10	0,1	13,0	76,0	1,45	15,00	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,70
	6	10	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,65
	7	10	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	8	10	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	9	20	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	10	20	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	11	30	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	12	30	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	13	30	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	14	20	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
	15	20	0,1	99,0	1,0	1,95	0,01	0,10	0,08	0,58	0,28	0,06	4,50
Steilhang	1	5	2,2	10,0	72,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,60
	2	5	2,2	10,0	72,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,60
	3	10	1,1	13,0	73,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,50
	4	10	1,1	13,0	73,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,50
	5	10	0,8	13,0	73,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,50
	6	10	0,6	13,0	73,0	1,40	30,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,50
	7	10	0,0	14,0	76,0	1,47	25,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,50

Tabelle A-3.26: Verwendete Bodenparameter für die Reliefpositionen [Anm.: Corg = organischer C-Gehalt; LD = Lagerungsdichte; Kf = gesättigte Leitfähigkeit, pF = Wasserspeicherkapazität bei verschiedenen pF-Stufen; Tonanteil von 99% und Schluffanteil von 1% wird als anstehendes Gestein parameterisiert]

Reliefposition	Kompartiment Nr.	Mächtigkeit [cm]	Corg [%]	Ton [%]	Schluff [%]	LD [g/cm]	Kf	pF 0 [Vol.-%]	pF [Vol.-%]	pF 2,5 [Vol.-%]	pF 3,5 [Vol.-%]	pF 4,2 [Vol.-%]	pH
	8	10	0,0	15,0	77,0	1,55	20,00	43,74	39,51	37,42	33,95	22,80	4,50
	9	20	0,0	16,0	81,0	1,60	10,00	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,50
	10	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,00	4,50
	11	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,00	4,70
	12	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	13	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	14	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	15	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,01	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
Oberhang	1	5	2,5	10,0	71,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,30
	2	5	2,5	10,0	71,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,30
	3	10	1,5	10,0	72,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,60
	4	10	1,2	10,0	72,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,60
	5	10	1,2	11,0	72,0	1,45	27,00	49,32	45,30	42,42	36,68	25,30	4,70
	6	10	1,0	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,70
	7	10	0,5	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,70
	8	10	0,5	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,76	30,95	20,30	4,70
	9	20	0,1	12,0	73,0	1,50	20,00	43,74	39,51	37,42	33,95	22,80	4,65
	10	20	0,1	12,0	73,0	1,55	15,00	42,53	36,80	37,42	33,95	22,80	4,65
	11	30	0,0	13,0	73,0	1,60	7,50	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,60
	12	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	13	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	14	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	15	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
Unterhang	1	5	2,5	10,0	71,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,30
	2	5	2,5	10,0	71,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,30
	3	10	1,5	10,0	72,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,60
	4	10	1,3	10,0	72,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,60
	5	10	1,2	11,0	72,0	1,45	27,00	49,32	43,60	38,76	30,95	20,30	4,70
	6	10	1,2	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	43,60	38,76	30,95	20,30	4,70
	7	10	1,2	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	43,60	38,76	30,95	20,30	4,70
	8	10	1,2	11,0	72,0	1,45	27,00	46,71	43,60	38,76	30,95	20,30	4,70
	9	20	0,8	11,0	72,0	1,45	27,00	43,74	41,88	38,60	33,59	23,40	4,70
	10	20	0,4	12,0	72,0	1,50	20,00	43,74	41,88	38,60	33,95	23,40	4,70
	11	30	0,2	12,0	73,0	1,55	15,00	42,53	39,51	37,42	33,02	22,80	4,70
	12	30	0,1	13,0	74,0	1,60	10,00	42,53	39,51	37,42	33,02	22,80	4,60
	13	30	0,1	15,0	74,0	1,65	5,00	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,60
	14	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
	15	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,10	0,10	0,06	0,05	0,04	0,03	4,20
Hangmulde	1	5	2,5	10,0	70,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,30
	2	5	2,5	10,0	70,0	1,30	45,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,30
	3	10	1,5	10,0	71,0	1,40	30,00	49,32	45,30	42,43	36,68	25,30	4,60
	4	10	1,2	10,0	71,0	1,40	30,00	49,32	43,60	38,76	30,95	20,30	4,60
	5	10	1,2	11,0	71,0	1,45	27,00	49,32	43,60	38,76	30,95	20,30	4,70
	6	10	1,0	11,0	71,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,60	33,59	23,40	4,70
	7	10	0,7	11,0	71,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,60	33,59	23,40	4,70
	8	10	0,5	11,0	71,0	1,45	27,00	46,71	41,88	38,60	33,59	23,40	4,70
	9	20	0,3	11,0	71,0	1,45	27,00	43,74	39,51	37,42	33,02	22,80	4,70
	10	20	0,1	12,0	72,0	1,50	20,00	43,74	39,51	37,42	33,02	22,80	4,60
	11	30	0,1	12,0	72,0	1,55	15,00	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,60
	12	30	0,0	13,0	73,0	1,65	10,00	42,53	36,80	32,70	25,78	13,50	4,50
	13	30	0,0	99,0	1,0	1,95	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	4,47
	14	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	4,47
	15	20	0,0	99,0	1,0	1,95	0,01	0,02	0,01	0,18	0,01	0,16	5,01

Tabelle A-3.27: Parametrisierung des Landnutzungsmanagements im Untersuchungsraum: jährliche Düngungsaufwendung und vegetationspezifische Aufnahmekapazität sowie Bearbeitungsmaßnahmen [Anm.: RG=Rindergülle, KAS=Kalk-Ammonsalpeter]

Nutzungstyp, Codierte Nutzungsnummer	Maximale Aufnahmekapazität und Gesamteintrag pro Vegetationsperiode	Bearbeitungsmaßnahmen	Düngungsmenge und Art
Mais 21360	Max. pot. Aufnahmekapazität: 145 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 180 kg/N ⁻¹ /ha	Aussaat: Ende Mai Ernte: Ende September Düngung: Anfang April Mitte April Mitte Juni	RG: 100 kg/N/ha KAS: 30 kg/N/ha KAS: 50 kg/N/ha
Wintergetreide 21310	Max. pot. Aufnahmekapazität: 120 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 114 kg/N ⁻¹ /ha	Aussaat: Mitte November Ernte: Mitte August Düngung: Ende September Ende März Mitte April	Stallmist: 14 kg/N/ha RG: 54 kg/N/ha KAS: 46 kg/N/ha
Mähwiese 21111	Max. pot. Aufnahmekapazität: 200 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 258 kg/N ⁻¹ /ha davon Düngung: 208 kg/N ⁻¹ /ha Leguminose Stickstoff-Fixierung: 50 kg/N ⁻¹ /ha	Anzahl der Schnitte: 3 1. Schnitt: Mitte Mai 2. Schnitt: Ende Juni 3. Schnitt: Mitte August Düngung: Anfang April Mitte Mai Anfang Juli	RG: 80 kg/N/ha KAS: 60 kg/N/ha RG: 40 kg/N/ha
Mähweide 21121	Max. pot. Aufnahmekapazität: 190 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 226 kg/N ⁻¹ /ha davon Düngung: 142 kg/N ⁻¹ /ha Leguminose Stickstoff-Fixierung: 50 kg/N ⁻¹ /ha Nährstoffrücklieferung: 34 kg/N ⁻¹ /ha	Anzahl der Schnitte: 2 und Nachweide 1. Schnitt: Ende Mai 2. Schnitt: Mitte Juli Düngung: Anfang April Ende Mai Ende Juni	RG: 54 kg/N/ha RG: 54 kg/N/ha KAS: 34 kg/N/ha
Standweide 21131	Max. pot. Aufnahmekapazität: 448 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 389 kg/N ⁻¹ /ha davon Düngung: 210 kg/N ⁻¹ /ha Leguminose Stickstoff-Fixierung: 50 kg/N ⁻¹ /ha Nährstoffrücklieferung: 188 kg/N ⁻¹ /ha	Beweidung v.a. Portionsweide Düngung: Ende März Anfang Mai Anfang Juni Anfang Juli Anfang August	RG: 90 kg/N/ha KAS: 30 kg/N/ha KAS: 30 kg/N/ha KAS: 30 kg/N/ha KAS: 30 kg/N/ha
Laubwald 22130	Max. pot. Aufnahmekapazität: 20 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 18 kg/N ⁻¹ /ha	Düngung über Atmosphärische Deposition	Ganzjährig
Nadelwald 22150	Max. pot. Aufnahmekapazität: 20 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 18 kg/N ⁻¹ /ha	Düngung über Atmosphärische Deposition	Ganzjährig
Mischwald 22110	Max. pot. Aufnahmekapazität: 20 kg/N ⁻¹ /ha Gesamteintrag-N pro Veg.periode: 18 kg/N ⁻¹ /ha	Düngung über Atmosphärische Deposition	Ganzjährig

4. Fuzzy-Set

Tabelle A-4.28: Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Reduktion' (Parameter: Pflanzenaufnahme, Denitrifikation und NH_3^+ -Verdunstung)

Reduktionsgröße [kg/ha/Jahr]	Fuzzy-Zugehörigkeit	Legende
0	0	kein
> 0 - 10	0.1	gering
> 10 - 25	0.25	mittel
> 25 - 50	0.5	mittel
> 50 - 75	0.75	hoch
> 75 - 100	0.8	hoch
> 100 - 200	0.9	sehr hoch
> 200	1.0	sehr hoch

Tabelle A-4.29: Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Umsatz' (Parameter: Mineralisation und Immobilisation)

Umsatzgröße [kg/ha/Jahr N]	Fuzzy-Zugehörigkeit	Legende
0	0	kein
> 0 - 2,5	0.25	gering
> 2,5 - 5	0.5	gering
> 5 - 10	0.65	mittel
> 10 - 15	0.75	hoch
> 15 - 20	0.85	hoch
> 20 - 25	0.9	sehr hoch
> 25	1.0	sehr hoch

Tabelle A-4.30: Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Speicher' (Parameter: Bodenstickstoffzu- und Abnahme und Pflanzenstickstoffzu- und Abnahme)

Speichergöße [kg/ha/Jahr N]	Fuzzy-Zugehörigkeit	Legende
0	0	kein
> 0 - 2,5	0.25	gering
> 2,5 - 5	0.5	gering
> 5 - 10	0.65	mittel
> 10 - 15	0.75	hoch
> 15 - 20	0.85	hoch
> 20 - 25	0.9	sehr hoch
> 25	1.0	sehr hoch

Tabelle A-4.31: Fuzzy-Zugehörigkeiten des Teilmoduls 'N-Nachbar' (Parameter: N im Interflow und N im Drain)

Transportgröße [kg/ha/Jahr N]	Fuzzy-Zugehörigkeit	Legende
0	0	kein
> 0 - 2,5	0.25	gering
Austrag: >25-50 > 2,5 - 5	0.5	gering
> 5 - 10	0.65	mittel
> 10 - 15	0.75	mittel
> 15 - 20	0.85	hoch
> 20 - 25	0.9	hoch
> 25	1.0	sehr hoch

Tabelle A-4.32: Gliederungsstufe I-III: Prozessbezogene CHRU-Typen und bestimmende Regeln für die CHRU-Klassifikation im Untersuchungsraum

Typ-Definition (Gliederungsstufe I)	CHRU-Typ (Gliederungsstufe II)	Prozeßdominanz (Gliederungsstufe III)
Reintyp (RT)	I Teilmodul dominant	
1	Reduktionstyp	Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, NH ₃ ⁺ -Volatilisation
2	Speichertyp	Pflanzenspeicher, Bodenspeicher (Zunahme, Abnahme)
3	Umsatztyp	Mineralisation, Immobilisation
4	Nachbartyp	N-Zufuhr durch Drainage oder durch Interflow
Mischtyp (MT)	2-3 Teilmodule dominant	
5	Reduktion&Umsatz&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1, 2, 3
6	Reduktion&Umsatz&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2, 4
7	Umsatz&Speicher&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 2,3,4
8	Reduktion&Nachbar&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2,4
9	Reduktion&Umsatz	gleichwertige Kombination aus Typ 1,3
10	Reduktion&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2
11	Umsatz&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 2,3
12	Umsatz&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 3,4
13	Speicher&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 2,4
14	Reduktion&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 2,4
Mischtyp (MT)	4 Teilmodule dominant	
15	Reduktion&Umsatz&Speicher& Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2,3,4
Nulltyp (NT)	I Teilmodul nicht existent	
16	keine Reduktion	gleichwertige Kombination aus Typ 1
17	kein Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 2
18	kein Umsatz	gleichwertige Kombination aus Typ 3
19	kein Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 4
Nulltyp (NT)	2-3 Teilmodule nicht existent	
20	keine Reduktion&Umsatz& Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1, 2, 3
21	keine Reduktion&Umsatz& Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2, 4
22	kein Nachbar&Umsatz&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 2,3,4
23	keine Reduktion&Nachbar&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2,4
24	keine Reduktion&Umsatz	gleichwertige Kombination aus Typ 1,3
25	keine Reduktion&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 1,2
26	kein Umsatz&Speicher	gleichwertige Kombination aus Typ 2,3
27	kein Umsatz&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 3,4
28	kein Speicher&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 2,4
29	keine Reduktion&Nachbar	gleichwertige Kombination aus Typ 2,4

Tabelle A-4.33: Prozeßdominanzen der CHRU-Reintypen und ihre absolute Flächenanteile [%] am Untersuchungsraum (CHRU RT1—RT4)

CHRU-Typ No.	Prozeßdominanz	HJ 1992 [%]	HJ 1993 [%]	HJ 1994 [%]	HJ 1995 [%]
RT 1 Reduktion	Denitrifikation	2,42	3,53	1,44	3,31
	NH ₃ -Volatilisation	%	%	%	%
	Pflanzenaufnahme	0,01	1,1	0,89	0,5
	Denitrifikation&Pflanzenaufnahme	0,27	0,24	0,005	%
RT 2 Speicher	Pflanzenspeicher Zunahme	%	0,02	0,017	%
	Pflanzenspeicher Abnahme	%	%	%	%
	Bodenspeicher Zunahme	3,95	3,28	4,14	1,9
	Bodenspeicher Abnahme	0,16	0,41	0,32	1,26
RT 3 Umsatz	Mineralisation	13,77	16,16	14,25	17,82
	Immobilisation	%	%	0,004	%
RT 4 Nachbar	SumNinterflow	0,055	0,076	0,057	0,04
	Ndrain	0,082	0,017	0,014	0,01

Tabelle A-4.34: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT I- Reduktion -überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Standweide & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,16	48,4	Nadelwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,24	19,9	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,28	68,1	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,12	28,6
Wintergetreide & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,04	38,5	Nadelwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,03	18,1	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,08	40,7	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,38	20,3
Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,06	30,6	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,11	17,7	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,29	15,5	Mähweide & Denitrifikation & Austrag>25-50 & Plateau	0,13	16,3
Mähweide & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,14	18,7	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Kuppe	0,05	15,7	Mischwald & Pflanzenaufnahme & Austrag:>0-25 & Plateau	0,04	9,5	Mähweide & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,18	9,1
Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,06	14,7	Mais & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,03	14,5	Nadelwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,01	9,2	Wintergetreide & Denitrifikation & Austrag>25-50 & Oberhang	0,03	8,4
Nadelwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,02	14,2	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,05	13,0	Mischwald & Pflanzenaufnahme & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,53	8,2	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,44	6,9
Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,08	13,3	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,03	12,6	Nadelwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,11	7,9	Mähwiese & Pflanz&Deni & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,18	5,1
Mähweide & Denitrifikation & Austrag:0-25 & Plateau	0,03	8,1	Mähweide & Denitrifikation & Austrag:5 & Oberhang	0,95	11,9	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,34	5,3	unter 5 % R.A.	%	%
Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,12	6,6	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,36	11,4	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,16	5,1	unter 5 % R.A.	%	%
Mähweide & Denitrifikation & & Plateau	0,04	5,3	Mischwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Steilhang	0,65	10,0	Laubwald & Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,03	5,0	unter 5 % R.A.	%	%
Mähwiese & Pflanzen&Denitrifikation & Austrag:>0-25 & Plateau	0,02	5,0	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Austrag:>0-25 & Plateau	0,06	8,0	unter 5% R.A	%	%	unter 5% R.A.	%	%
unter 5%	%	%	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Austrag:>0-25 & Oberhang	0,24	7,1	unter 5% R.A	%	%	unter 5% R.A.	%	%

Tabelle A-4.35: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT2 -Speicher- überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. R.A. EIGENSCHAFT HJ1993		A.A. R.A. EIGENSCHAFT HJ1994		A.A. R.A. EIGENSCHAFT HJ1995		A.A. R.A.				
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]			
Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	1,2	75,3	Standweide & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,26	77,4	Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	1,10	69,3	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,37	92,3
Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	0,7	54,8	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,14	70,6	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,09	45,4	Mähweide & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Plateau	0,70	91,3
Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,1	46,5	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,26	62,9	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	0,60	44,0	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,17	84,3
Wintergetreide & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,1	29,5	Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Hangdelle	0,04	61,9	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	1,38	19,9	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,39	64,1
Mähweide & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,1	17,6	Wintergetreide & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,14	36,7	Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,02	12,6	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Steilhang	0,98	15,3
Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,2	16,0	Mähweide & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,26	34,0	Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,10	8,4	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>25-50& Plateau	0,010	4,9
Laubwald & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Plateau	0,0	11,0	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Steilhang	0,44	23,4	Mischwald & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Plateau	0,03	6,8	Nadelwald & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Hangdelle	0,003	4,8
Laubwald & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Oberhang	0,1	10,2	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Steilhang	0,57	8,8	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Steilhang	0,38	5,9	Wintergetreide & Bodenspeicher_neg & Austrag :>25-50& Oberhang	0,008	2,2
Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>25-50& Plateau	0,0	9,5	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	0,11	8,2	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%
Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Unterhang	0,6	8,9	Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,05	7,5	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%
Laubwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Steilhang	0,1	7,1	Nadelwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,08	6,7	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%
Mähwiese & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,3	7,1	Mähwiese & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,03	6,3	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%
Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Plateau	0,0	5,1	Mischwald & Bodenspeicher_pos & Austrag :>0-25& Oberhang	0,20	6,2	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%
unter 5%	%	%	Mischwald & Bodenspeicher_neg & Austrag :>0-25& Oberhang	0,18	5,6	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%

Tabelle A-4.36: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen RT3 -Mineralisation -überhalb von 5 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse,; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Laubwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,08	94,1	Laubwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,09	100,0	Laubwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,09	100,0	Laubwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,07	92,1
Mischwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,16	94,0	Mischwald& Austrag :>0-25& Unterhang	6,62	95,0	Nadelwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,07	95,1	Mischwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,15	93,0
Nadelwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,06	88,4	Nadelwald& Austrag :>0-25& Unterhang	1,43	90,4	Mischwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,15	89,5	Mischwald& Austrag :>0-25& Unterhang	5,73	82,5
Mischwald& Austrag :>0-25& Unterhang	5,96	85,5	Laubwald& Austrag :>0-25& Unterhang	1,19	87,4	Mischwald& Austrag :>0-25& Unterhang	5,34	76,7	Nadelwald& Austrag :>0-25& Unterhang	0,98	62,2
Nadelwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,83	68,1	Nadelwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,72	59,6	Laubwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,69	50,5	Nadelwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,59	48,7
Nadelwald& Austrag :>0-25& Plateau	0,09	65,7	Mischwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,17	55,5	Mischwald& Austrag :>0-25& Kuppe	0,17	48,7	Laubwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,18	29,8
Laubwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,29	47,0	Mischwald& Austrag :>0-25& Oberhang	1,37	42,9	Nadelwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,54	44,4	Mischwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,94	29,4
Nadelwald& Austrag :>0-25& Kuppe	0,04	44,8	Laubwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,25	41,3	Mischwald& Austrag :>0-25& Oberhang	1,21	38,0	Nadelwald& Austrag :>0-25& Plateau	0,03	19,7
Laubwald& Austrag :>0-25& Unterhang	0,57	41,8	Nadelwald& Austrag :>0-25& Hangdelle	0,03	38,1	Nadelwald& Austrag :>0-25& Unterhang	0,48	30,1	Mischwald& Austrag :>25-50& Oberhang	0,52	16,4
Nadelwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,53	39,2	Laubwald& Austrag :>25-50& Kuppe	0,03	23,7	Nadelwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,39	29,0	Laubwald& Austrag :>0-25& Unterhang	0,21	15,7
Mischwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,94	29,5	Nadelwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,31	22,5	Mischwald& Austrag :>25-50& Oberhang	0,87	27,1	Nadelwald& Austrag :>25-50 & Oberhang	0,18	15,0
Mischwald& Austrag :>25-50& Oberhang	0,64	19,9	Nadelwald& Austrag :>25-50& Steilhang	0,21	15,2	Laubwald& Austrag :>25-50& Oberhang	0,13	21,4	Laubwald& Austrag :>25-50& Oberhang	0,08	12,9
Laubwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,36	19,2	Mischwald& Austrag :>0-25& Kuppe	0,05	14,9	Laubwald& Austrag :>0-25& Oberhang	0,12	20,3	Laubwald& Austrag :>0-25& Plateau	0,02	11,3
Mischwald& Austrag :>25-50& Steilhang	0,30	16,1	Laubwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,23	12,3	Wintergetreide& Austrag :>0-25& Kuppe	0,01	18,4	Mischwald& Austrag :>0-25& Kuppe	0,03	8,4
Nadelwald& Austrag :>0-25& Unterhang	0,23	14,6	Wintergetreide& Austrag :>25-50& Oberhang	0,05	11,8	Laubwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,34	18,0	Nadelwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,08	6,2
Laubwald& Austrag :>0-25& Kuppe	0,01	12,4	Mischwald& Austrag :>25-50& Steilhang	0,72	11,2	Mischwald& Austrag :>0-25& Steilhang	1,11	17,2	unter 5%	%	%
Mischwald& Austrag :>0-25& Steilhang	0,67	10,4	Standweide& Austrag :>25-50& Oberhang	0,22	10,8	Nadelwald& Austrag :>25-50& Steilhang	0,20	14,6	unter 5%	%	%
Laubwald & Austrag :>0-25& Talau	0,14	9,8	Laubwald & Austrag :>25-50& Steilhang	0,19	10,2	Mischwald & Austrag :>25-50& Kuppe	0,04	12,5	unter 5%	%	%
Mischwald & Austrag :>0-25& Kuppe	0,03	8,7	Mischwald & Austrag :>25-50& Kuppe	0,03	9,3	Mischwald & Austrag :>25-50& Steilhang	0,65	10,0	unter 5%	%	%
Mischwald & Austrag :>25-50 & Plateau	0,03	6,8	Mischwald & Austrag :>0-25& Steilhang	0,58	9,0	Laubwald & Austrag :>25-50& Steilhang	0,18	9,4	unter 5%	%	%
Nadelwald& Austrag :>25-50& Steilhang	0,08	5,6	Mischwald & Austrag :>25-50& Oberhang	0,24	7,5	Laubwald & Austrag :>0-25& Talau	0,12	8,3	unter 5%	%	%
Mischwald & Austrag :>0-25& Plateau	0,02	5,3	Laubwald & Austrag :>0-25& Talau	0,10	6,7	Mais & Austrag :>25-50 & Talau	0,02	6,6	unter 5%	%	%
Mischwald & Austrag :>25-50 & Oberhang	0,17	5,3	Wintergetreide & Austrag :>25-50 & Unterhang	0,01	5,4	Mischwald & Austrag :>0-25& Talau	0,24	5,0	unter 5%	%	%
unter 5%	%	%	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%	unter 5%	%	%

Tabelle A-4.37: Relative Beteiligung von Prozeßdominanz der CHRU-MT9-'Reduktion&Umsatz' im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 im Untersuchungsraum [Anm.: Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse in %]

Prozeßdominanz	R.A. [%]	R.A. [%]	R.A. [%]	R.A. [%]
	HJ 1992	HJ 1993	HJ 1994	HJ 1995
MT9-Pflanzenaufnahme & Mineralisation	73,2	65,8	56,2	51,7
MT9-Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation	13,7	22,1	23,6	29,1
MT9-Denitrifikation & Mineralisation	13,0	12,0	20,1	19,2
MT9-Denitrifikation & Immobilisation	0,1	0,1	0,001	0,0
MT9-NH ₃ ⁺ -Volatilisation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation	0,0	0,0	0,0	0,002

Tabelle A-4.38: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen MT9-'Reduktion & Umsatz' - überhalb von 25 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ 1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ 1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ 1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ 1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	1,31	96,3	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,11	100,0	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,11	100	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	8,36	98,2
Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,57	89,1	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	8,39	98,6	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,18	100,0	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	1,29	94,7
Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	7,34	86,3	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,30	97,6	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,31	100,0	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,17	94,5
Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,10	84,3	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	1,24	91,2	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	8,42	98,9	Mischwald & NH ₃ & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	6,45	92,6
Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	3,88	80,4	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,12	90,1	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	1,31	96,8	Mischwald & NH ₃ -Vds & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,15	90,9
Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,25	80,0	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,54	84,7	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,12	93,0	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,28	90,2
Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,13	79,4	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,13	72,9	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,50	78,1	Nadelwald & NH ₃ -Vds & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,06	83,6
Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,14	75,5	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	3,06	63,3	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Oberhang	0,10	77,0	Laubwald & NH ₃ -Vds & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,07	81,7
Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,09	71,0	Nadelwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,08	56,5	Nadelwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,10	70,7	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,09	76,6
Standweide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	1,37	67,9	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Hangdelle	0,09	55,4	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	2,94	60,9	Laubwald & NH ₃ -Vds & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	1,03	75,3
Standweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,11	51,9	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Oberhang	0,65	46,5	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Oberhang	1,16	57,8	Nadelwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,10	72,8
Mais & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,05	45,6	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Oberhang	0,86	42,7	Standweide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,17	52,4	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,42	66,5
Mähweide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	2,60	32,6	Standweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,06	30,8	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,09	51,2	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag: > 25-50 & Oberhang	0,84	60,2
Standweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Steilhang	0,05	27,6	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,10	27,1	Wintergetreide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,19	48,5	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	2,88	59,6

Tabelle A-4.38: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen MT9-'Reduktion & Umsatz' - überhalb von 25 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Mähwiese & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,99	27,5	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,06	26,6	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	3,83	48,1	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Hangdelle	0,08	57,3
Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,06	24,6	Wintergetreide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,01	25,5	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	0,66	47,6	Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	1,14	56,5
Mischwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,08	24,5	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	0,36	25,5	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,11	45,4	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,06	53,1
Mais & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,06	24,4	Mähweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,14	25,3	Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,05	42,4	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	4,04	50,6
Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,33	23,5	Mähweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	1,91	23,9	Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,20	33,6	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Hangdelle	0,08	47,4
Standweide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,45	22,2	Mähweide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	1,81	22,7	Nadelwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,38	31,5	Mais & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,06	42,6
Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,02	22,1	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Hangdelle	0,04	22,6	Mähweide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Plateau	0,22	28,8	Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	0,23	37,3
Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,13	20,8	Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,02	22,3	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	0,38	27,4	Nadelwald & NH3 & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Unterhang	0,53	33,6
Laubwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Steilhang	0,36	18,9	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Unterhang	0,04	21,6	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,01	25,5	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,08	33,4
Wintergetreide & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,07	18,4	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Unterhang	0,97	20,1	Wintergetreide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	0,09	22,5	Mähweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,18	32,8
Nadelwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Steilhang	0,24	18,0	Standweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Steilhang	0,03	19,0	Mais & Denitrifikation + Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,02	22,3	Mischwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	1,04	32,4
Mischwald & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Oberhang	0,52	16,1	Wintergetreide & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 0-25 & Kuppe	0,02	18,8	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Kuppe	0,02	22,1	Mais & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,07	31,7
Mähweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25 & Steilhang	0,30	14,7	Mähweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Oberhang	1,48	18,5	Mähwiese & Pflanzenaufnahme & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Unterhang	1,00	20,7	Standweide & Denitrifikation & Mineralisation & Austrag > 25-50 & Plateau	0,10	30,6

Tabelle A-4.39: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT19'kein Nachbar'- überhalb von 10 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992-1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse, Ndrain = Austrag N über Drain; SumN = Austrags N über Interflow; Austrag in kg/N/Jahr

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Wintergetreide & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	67,75	Wintergetreide & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	81,60	Wintergetreide & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	81,60	Wintergetreide & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	81,60
Wintergetreide & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	58,54	Wintergetreide & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	74,44	Wintergetreide & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	74,44	Wintergetreide & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	74,44
Nadelwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,38	36,13	Mähwiese & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,36	72,43	Mähwiese & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,36	72,43	Mähwiese & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,36	72,43
Mähwiese & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	1,72	36,05	Mähwiese & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	2,68	56,11	Mähwiese & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	2,68	56,17	Mähwiese & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	2,70	56,57
Mähwiese & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,09	26,07	Mähwiese & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,18	54,40	Mähwiese & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,18	54,40	Mähwiese & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,18	54,40
Mais & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,07	23,31	Mähwiese & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,42	33,91	Mähwiese & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,42	33,91	Mähwiese & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,42	33,91
Mischwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	1,08	22,45	Mais & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,08	32,99	Mais & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,08	32,99	Mais & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,08	32,99
Mais & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	18,26	Mais & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	31,40	Mais & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	31,40	Mais & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	31,40
Laubwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,25	17,33	Mischwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	1,18	24,63	Mischwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	1,14	23,82	Mischwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	1,16	24,14
Mähwiese & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,15	12,35	Laubwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,32	22,43	Laubwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,33	22,60	Laubwald & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,31	21,17
Standweide & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,08	10,31	Standweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	19,95	Standweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	19,95	Standweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	19,95
Mähwiese & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	8,46	Mais & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,05	16,11	Mais & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	12,78	Mais & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,05	15,86
Nadelwald & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	8,20	Standweide & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,11	14,70	Standweide & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,10	12,46	Mais & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	12,78
Mähweide & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,77	7,57	Mais & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	12,78	Mais & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,04	12,44	Standweide & Talaue & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,10	12,46
Standweide & Plateau & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,02	6,34	Mähweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,25	12,16	Mähweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,25	12,16	Mähweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,25	12,16
Nadelwald & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,07	5,31	Laubwald & Kuppe & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	10,78	Laubwald & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,22	11,61	Nadelwald & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,16	11,50
Standweide & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,01	5,04	Mischwald & Oberhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,03	10,06	Nadelwald & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,16	11,50	Laubwald & Steilhang & kein Ndrain+SumN & Austrag0	0,21	11,17

Tabelle A-4.40: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT17' kein Speicher'- überhalb von 1 % des relativen Flächenanteils im hydrologischen Jahr 1992 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenspeicherklasse, Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]
Standweide & Plateau &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag: >0-25	0,059	18,04
Wintergetreide& Oberhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,032	8,39
Mähweide & Plateau &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,059	7,74
Mischwald & Plateau &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,029	7,19
Laubwald & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,124	6,57
Laubwald & Hangdelle &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,005	5,93
Mais & Kuppe & kein Bodenspeicher_pos&Pflanze_neg & Austrag:>0-25	0,006	5,84
Standweide & Kuppe &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,009	4,59
Standweide & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Austrag:>0-25	0,006	3,61
Standweide & Hangdelle &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,004	3,23
Mähweide & Plateau &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag-20-25	0,016	3,15
Mischwald & Unterhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Austrag:>0-25	0,216	3,10
Mähweide & Hangdelle & kein Bodenspeicher_neg&psn & Austrag: >50-180	0,005	3,03
Mais & Oberhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,041	2,95
Mähweide & Kuppe &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,016	2,90
Mähweide & Unterhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Austrag:>0-25	0,223	2,62
Mischwald & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg & Austrag>0-25	0,144	2,24
Mähwiese & Unterhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Austrag:>0-25	0,093	1,93
Mähweide & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag-25-50	0,036	1,78
Standweide & Oberhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,034	1,71
Mähweide & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25s	0,033	1,65
Nadelwald & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,020	1,49
Mischwald & Hangdelle &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,002	1,42
Mähweide & Kuppe &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag: > 180	0,007	1,33
Mähweide & Steilhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,026	1,31
Mischwald & Plateau & kein Bodenspeicher_pos&Pflanzenspeicher_pos & Austrag:>0-25	0,005	1,27
Mähweide & Plateau &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag: > 180	0,008	1,09
Mähweide & Oberhang &kein Bodenspeicher_neg&Pflanzenspeicher_pos & Pflanzenspeicher_neg &Austrag:>0-25	0,083	1,04

Tabelle A-4.41: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung des CHRU-Typs NT18 'kein Umsatz'- überhalb von 2 % des relativen Flächenanteils im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse,Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Mischwald & Plateau & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,077	18,99	Mais & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,04	15,19	Mais & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,04	13,21	Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	1,24	12,12
Mais & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,038	13,21	Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	1,35	13,18	Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	1,25	12,21	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,11	10,83
Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,107	10,13	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,10	9,30	Standweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,09	12,18	Mais & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,03	10,16
Laubwald & Plateau & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,017	8,31	Standweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,06	7,98	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,10	9,60	Standweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,06	8,39
Standweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,063	8,15	Laubwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,11	7,46	Laubwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,09	6,14	Laubwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,09	6,21
Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,806	7,88	Mischwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,21	4,35	Mischwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,28	5,83	Mischwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,25	5,23
Laubwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,082	5,68	Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag>25-50	0,16	3,33	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag>25-50	0,03	2,45	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag>25-50	0,05	4,39
Mischwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,233	4,87	Nadelwald & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag>25-50	0,03	2,45	Mähweide & Talaue & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag>25-50	0,22	2,13	Laubwald & Plateau & keine Immobilisation+Mineralisation & Austrag:>0-25	0,01	4,24

Tabelle A-4.42: Flächeneigenschaften und prozentuale Beteiligung der CHRU-Typen NT27'kein Nachbar&Umsatz'- im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 [Anm.: A.A.: Absoluter Anteil am Gesamtgebiet; R.A. Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenklasse, Austrag in kg/N/ha/Jahr]

EIGENSCHAFT HJ1992	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1993	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1994	A.A. [%]	R.A. [%]	EIGENSCHAFT HJ1995	A.A. [%]	R.A. [%]
Wintergetreide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,02	100,00	Wintergetreide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,02	99,95	Wintergetreide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,02	99,95	Wintergetreide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,02	99,95
Mähweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	6,36	62,12	Nadelwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,79	74,59	Nadelwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,79	75,08	Nadelwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,76	71,90
Standweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,42	54,04	Mähweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	7,09	69,25	Mähweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	7,17	70,09	Mähweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	7,22	70,50
Mischwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	2,49	51,99	Standweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,53	68,28	Standweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,50	65,01	Standweide & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,53	68,28
Nadelwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,48	45,04	Mischwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	2,73	56,98	Mischwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	2,76	57,60	Mischwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	2,76	57,66
Mais & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,12	40,87	Mais & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,16	54,29	Mais & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,16	56,27	Laubwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,78	53,99
Laubwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,58	40,38	Laubwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,78	53,99	Laubwald & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,80	55,31	Mais & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,15	51,67
Mähwiese & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	1,49	31,12	Mähwiese & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	1,55	32,49	Mähwiese & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	1,55	32,49	Mähwiese & Talaue kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	1,54	32,34
%	%	%	Nadelwald & Steilhang kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,06	4,21	%	%	%	Laubwald & Steilhang kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,01	0,45
%	%	%	Nadelwald & Plateau kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,00	2,52				Mischwald & Steilhang kein Ndrain+SumN & keine Mineralisation&Immobilisation & Austrag-0	0,02	0,26

Tabelle A-4.43: Relativer Anteil klassifizierter CHRU-Typen auf Standweiden mit Plateaulagen im Vergleich der hydrologischen Jahre 1992—1995 im Untersuchungsraum [Anm.: R.A. : Relativer Anteil an der kombinierten Landnutzungs/Bodenspeicherkategorie in %; Austrag in kg/N/ha/Jahr]

CHRU-Typ HJ 1992	R.A. [%]	CHRU-Typ HJ 1993	R.A. [%]	CHRU-Typ HJ 1994	R.A. [%]	CHRU-Typ HJ 1995	R.A. [%]
RT1_Reduktion&Denitrifikation&Austrag:>0-25	48,4	RT2_Speicher&Bodenspeicher_pos & Austrag:>0-25	77,3	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation+Pflanzenspeicheraufnahme&Mineralisation & Austrag:>0-25	52,4	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation&Mineralisation & Austrag:>25-50	30,6
NT17_Speicher&kein Bodenspeicher_neg+Pflanzenspeicher_pos+Pflanzenspeicher_neg&Austrag:>0-25&Plateau	18,0	NT19_Nachbar&kein Ndrain+SumN & & Austrag:0	8,8	MT5_Red+Umsatz+Speicher&Bod_neg&Miner&Pflanzenspeicheraufnahme+Denitrifikation & Austrag:>0-25	12,0	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation&Mineralisation & Austrag:>0-25	20,1
MT10_Red+Umsatz&Denitrifikation&Bodenspeicher_pos & Austrag:>0-25	15,0	RT1_Reduktion&Denitrifikation& Austrag:>25-50 & Standweide	5,7	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation+Pflanzenspeicheraufnahme&Mineralisation & Austrag:>25-50	11,0	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation&Mineralisation & Austrag:>50-180	12,5
MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation&Mineralisation & Austrag:>0-25	7,3	MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation&Mineralisation & Austrag:>25-50	5,2	NT19_Nachbar&kein Ndrain+SumN & & Austrag:0	8,8	MT10_Red+Umsatz&Denitrifikation&Bodenspeicher_pos & Austrag:>25-50	12,0
NT19_Nachbar&kein Ndrain+SumN & & Austrag:0	6,3	RT1_Reduktion&Denitrifikation&Austrag:>0-25 & Standweide	3,0	MT5_Red+Umsatz+Speicher&Bod_neg&Miner&Pflanzenspeicheraufnahme+Denitrifikation & Austrag:>25-50	6,2	MT11_Ums&Spe & Standweide; & Austrag:>25-50	9,3
NT28_Spe&Nab & Standweide& Austrag:>25-50	2,5			MT10_Red+Umsatz&Pflanzenspeicheraufnahme&Bodenspeicher_pos & Austrag:>0-25	5,1	NT19_Nachbar&kein Ndrain+SumN & & Austrag:0	8,8
MT9_Red+Umsatz&Denitrifikation+Pflanzenspeicheraufnahme&Mineralisation & Austrag:>0-25	1,3			RT3_Umsatz&Mineralisation & Austrag:>0-25	2,5	MT14_Re&Nab & Standweide, & Austrag:>25-50	5,1
MT5_Red+Umsatz+Speicher&Bod_neg&Miner&Pflanzenspeicheraufnahme+Denitrifikation & Austrag:>0-25	1,1			MT9_Red+Umsatz&Pflanzenspeicheraufnahme&Mineralisation & Austrag:>0-25	2,0	MT15_Alle & Standweide, & Austrag:>25-50	1,7
	100,0		100		100,0		100,0

Abbildungen

I. Niederschlag

Abbildung A-I.1: Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Zehnhausen und Hilchenbach im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995

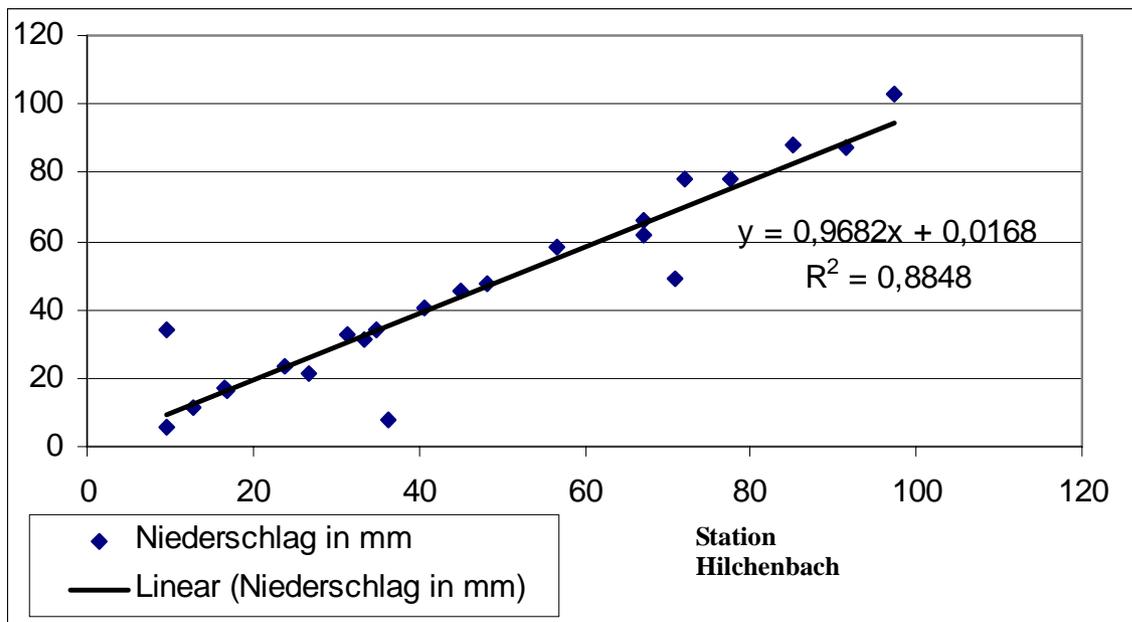
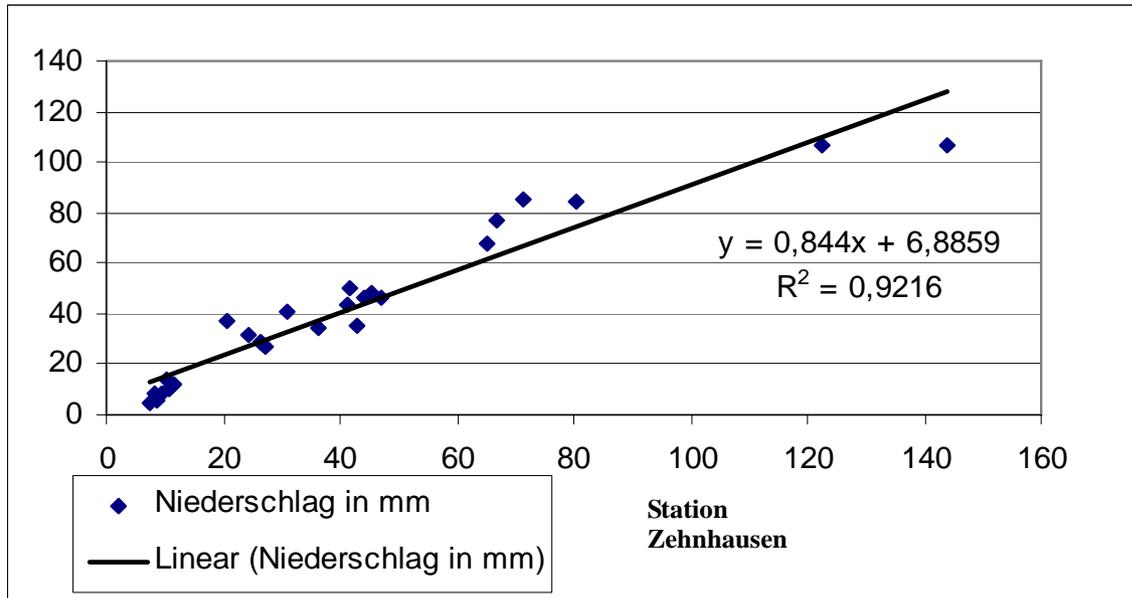


Abbildung A-1.2: Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Niederfischbach, Alpenrod und Wenden im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995

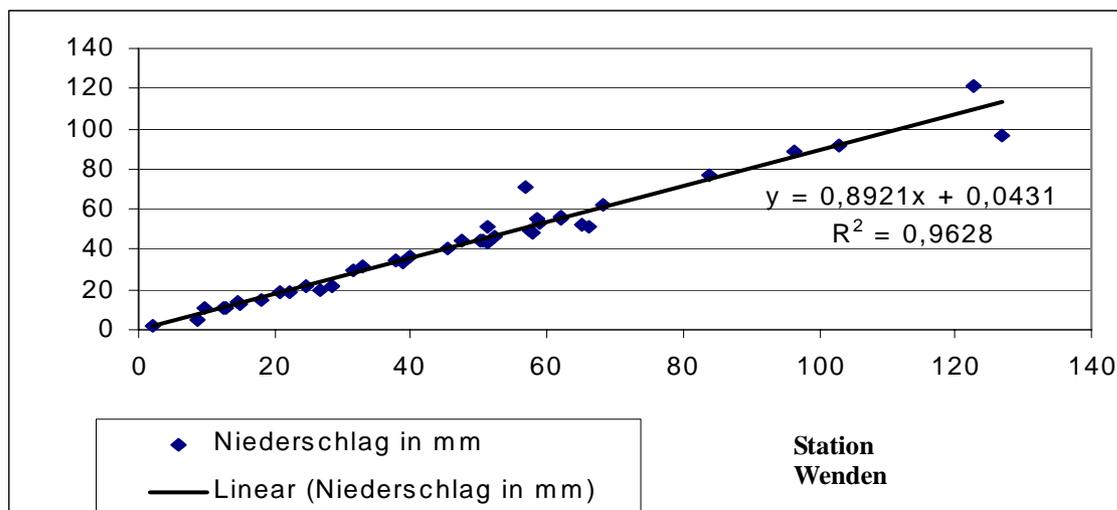
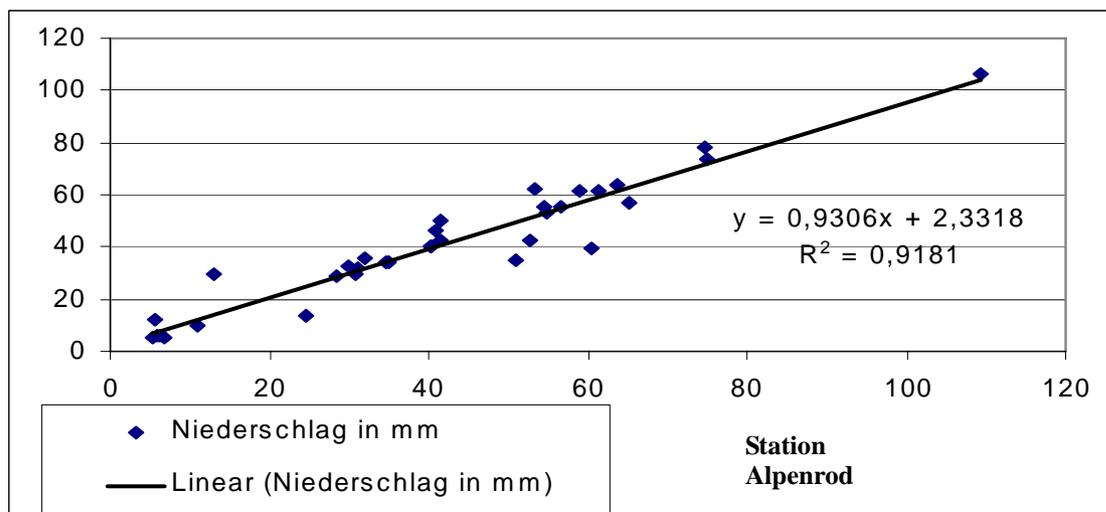
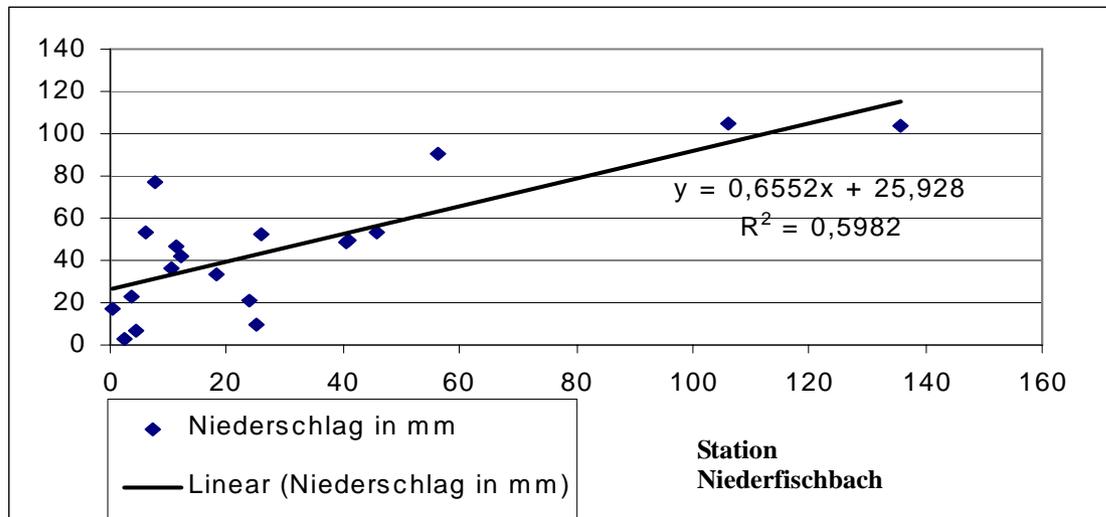


Abbildung A-1.3: Korrelation der gemessenen Niederschläge über Niederschlagswippen und -Sammler der Stationen Wahlrod, Wissen und Drabender Höhe im Untersuchungszeitraum HJ 1992— HJ 1995

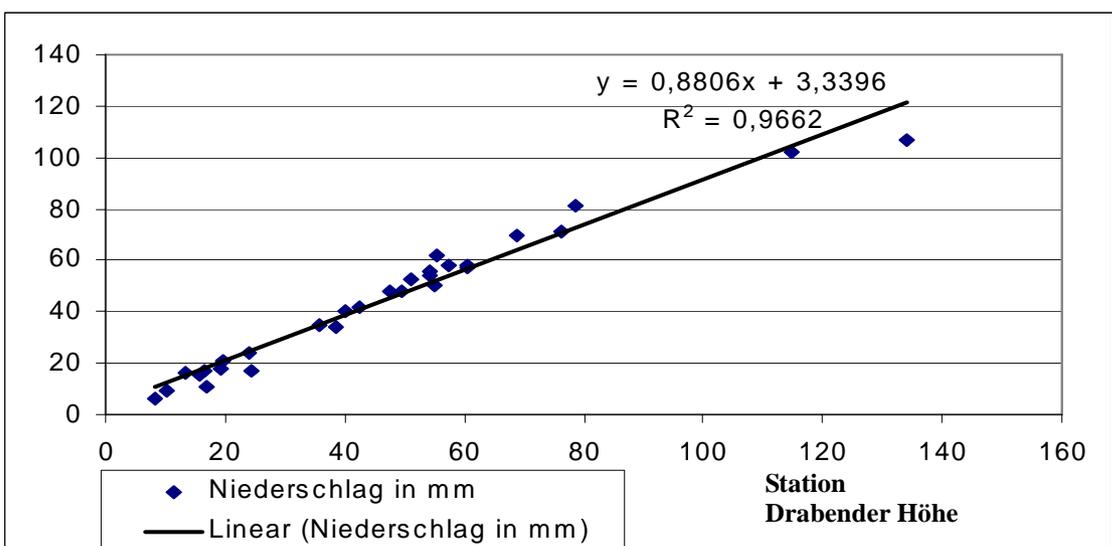
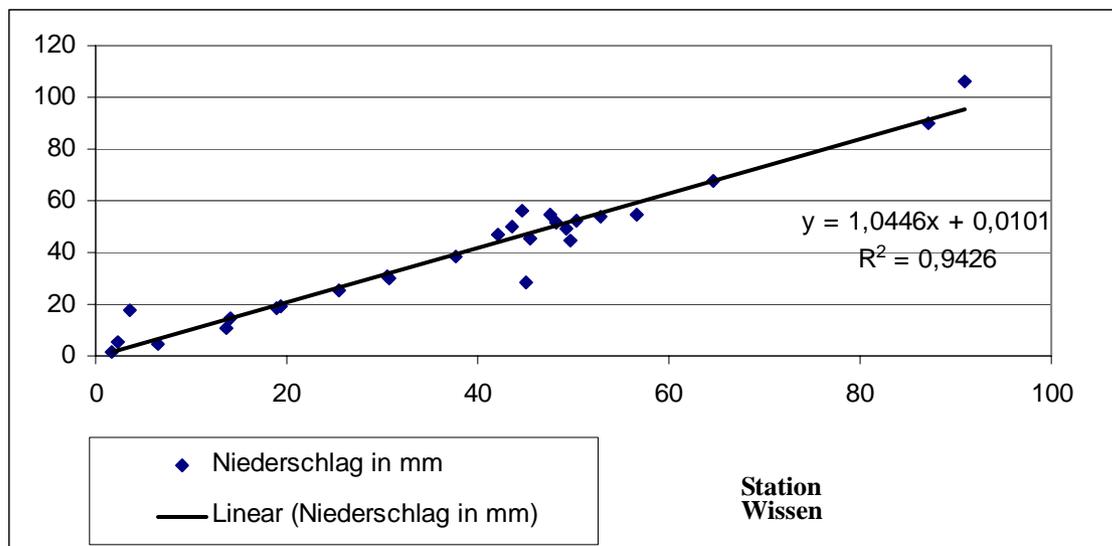
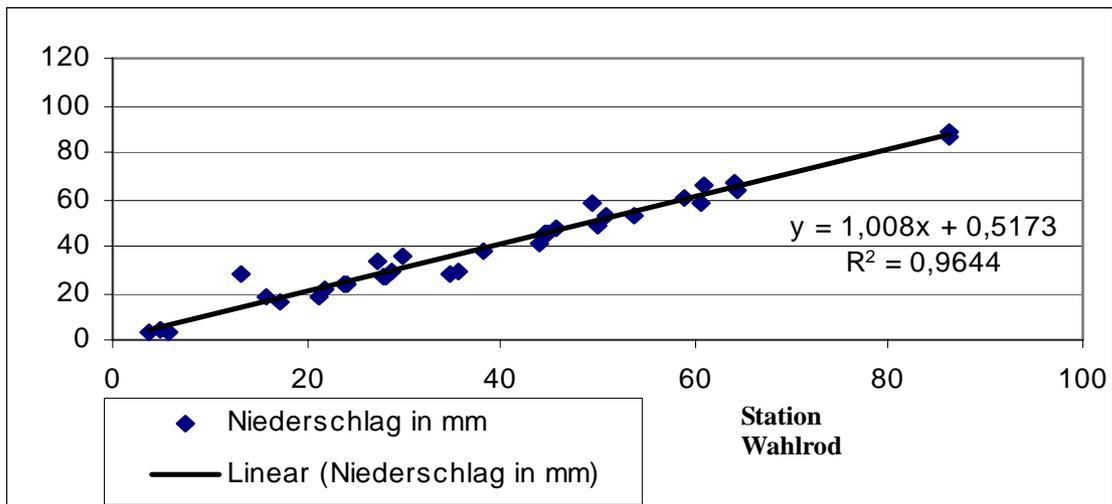
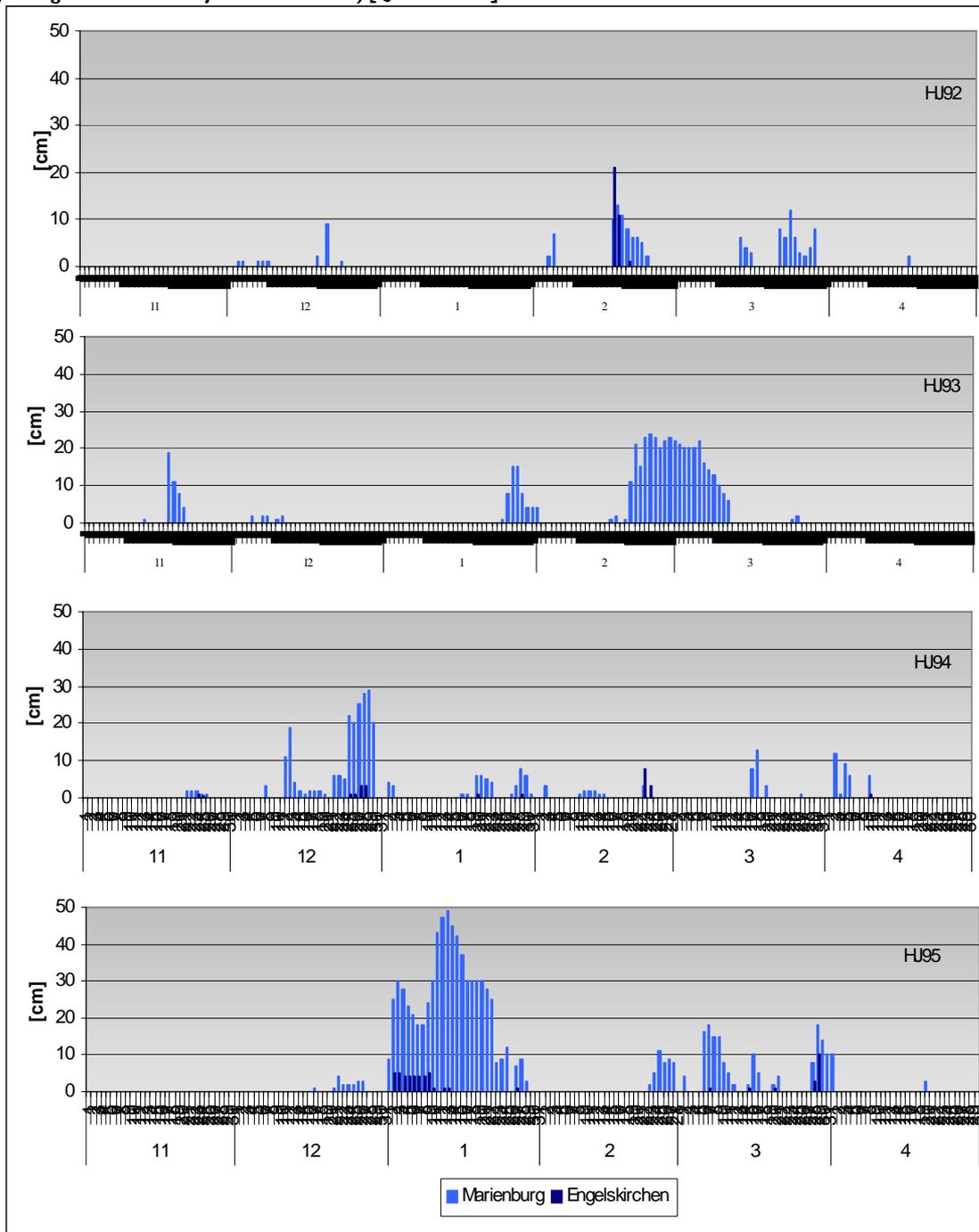


Abbildung A-1.4: Vergleich der Schneedeckenmächtigkeitsverteilung der Stationen Engelskirchen und Marienburg (hydrologische Winterhalbjahre 1992—1995) [Quelle: DWD]



2. Atmosphärische Deposition

Abbildung A-2.5: Prognostizierte Windrichtungsverteilung im Einzugsgebiet der Sieg (nach LUA NRW[186])

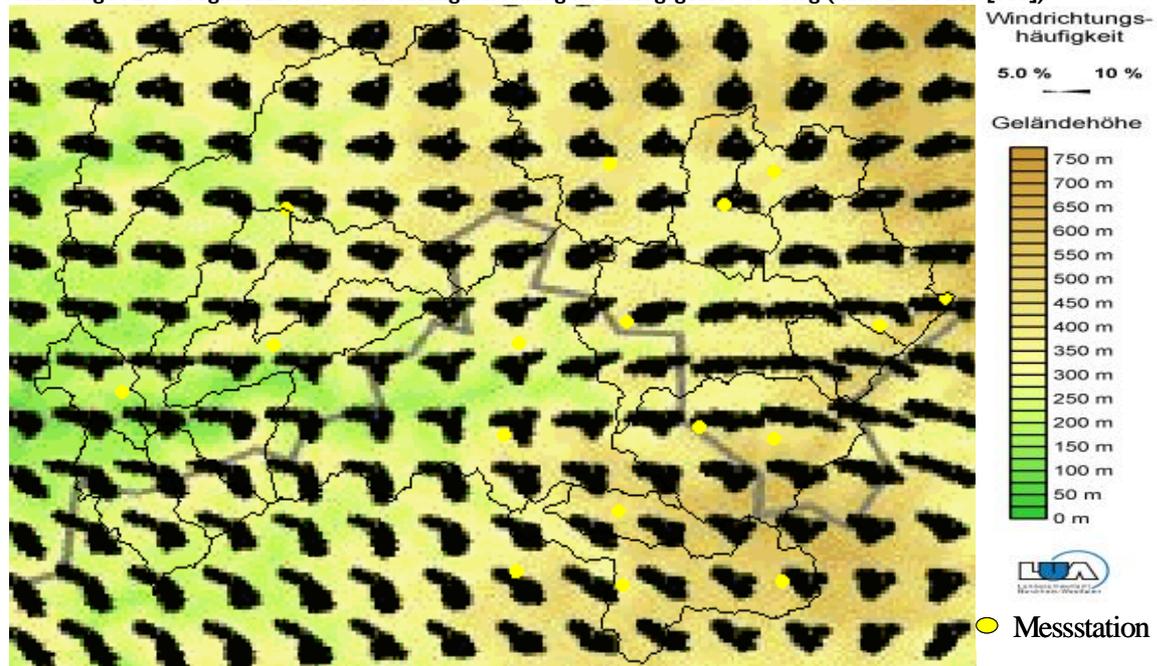
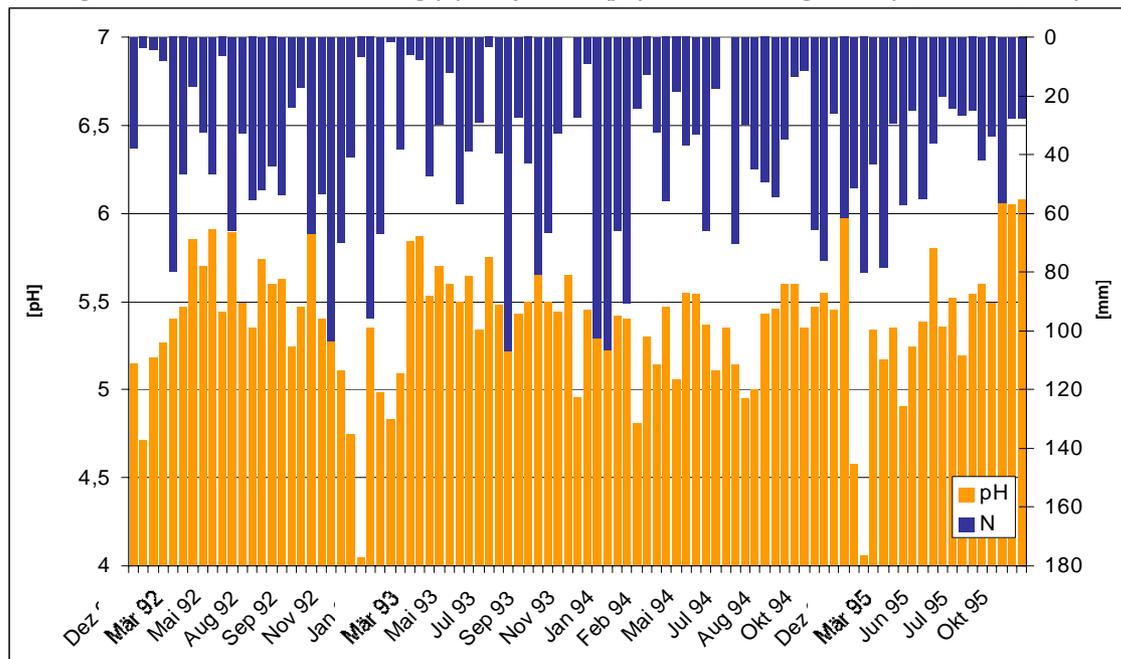


Abbildung A-2.6: Verhalten von Niederschlag (N) und pH-Wert (pH) der Station Helgersdorf (HJ) 1992— HJ 1995)



3. Vorfluter

Abbildung A-3.7: Mittlere Konzentrationsniveaus der Hauptinhaltsstoffe der Sieg-Vorfluter (HJ 1992 — HJ 1995)

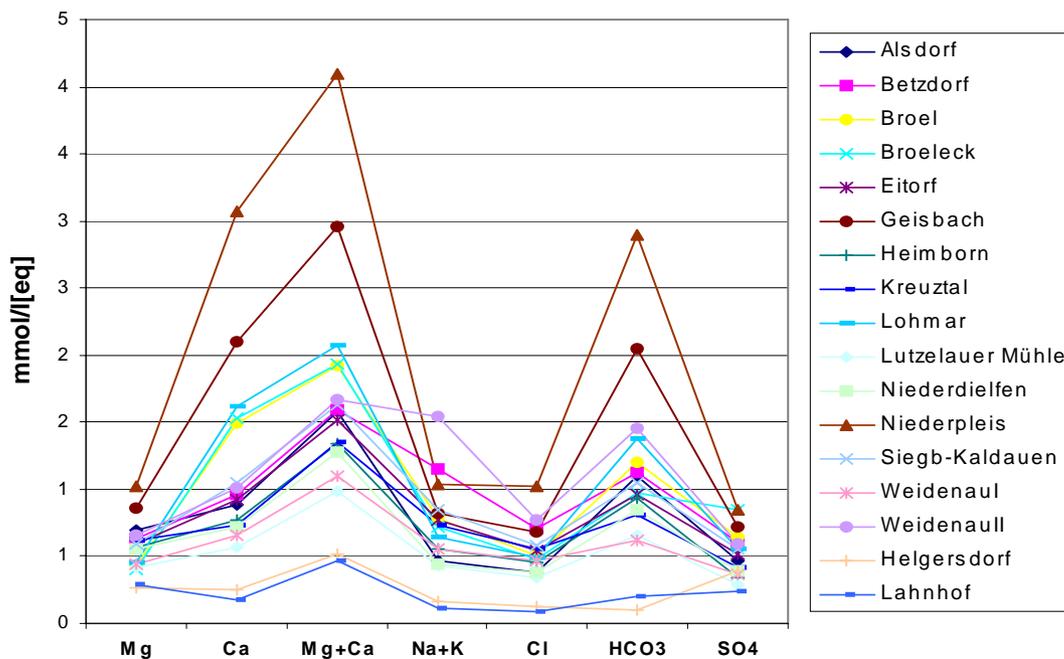


Abbildung A-3.8: Variabilität des pH-Werts (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992— HJ 1995)

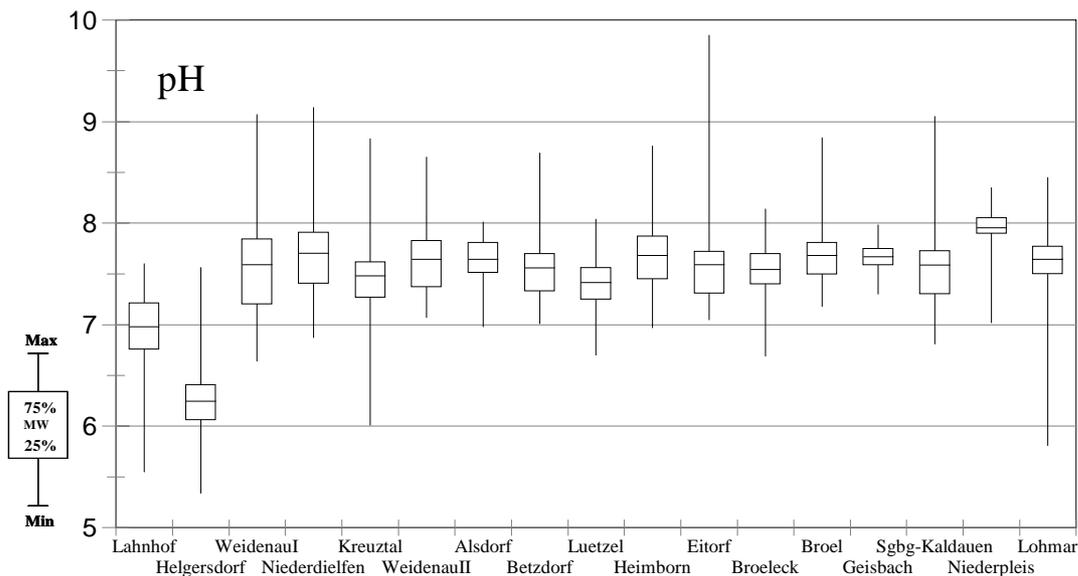


Abbildung A-3.9: Variabilität der Kationenkonzentrationen (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992— HJ 1995)

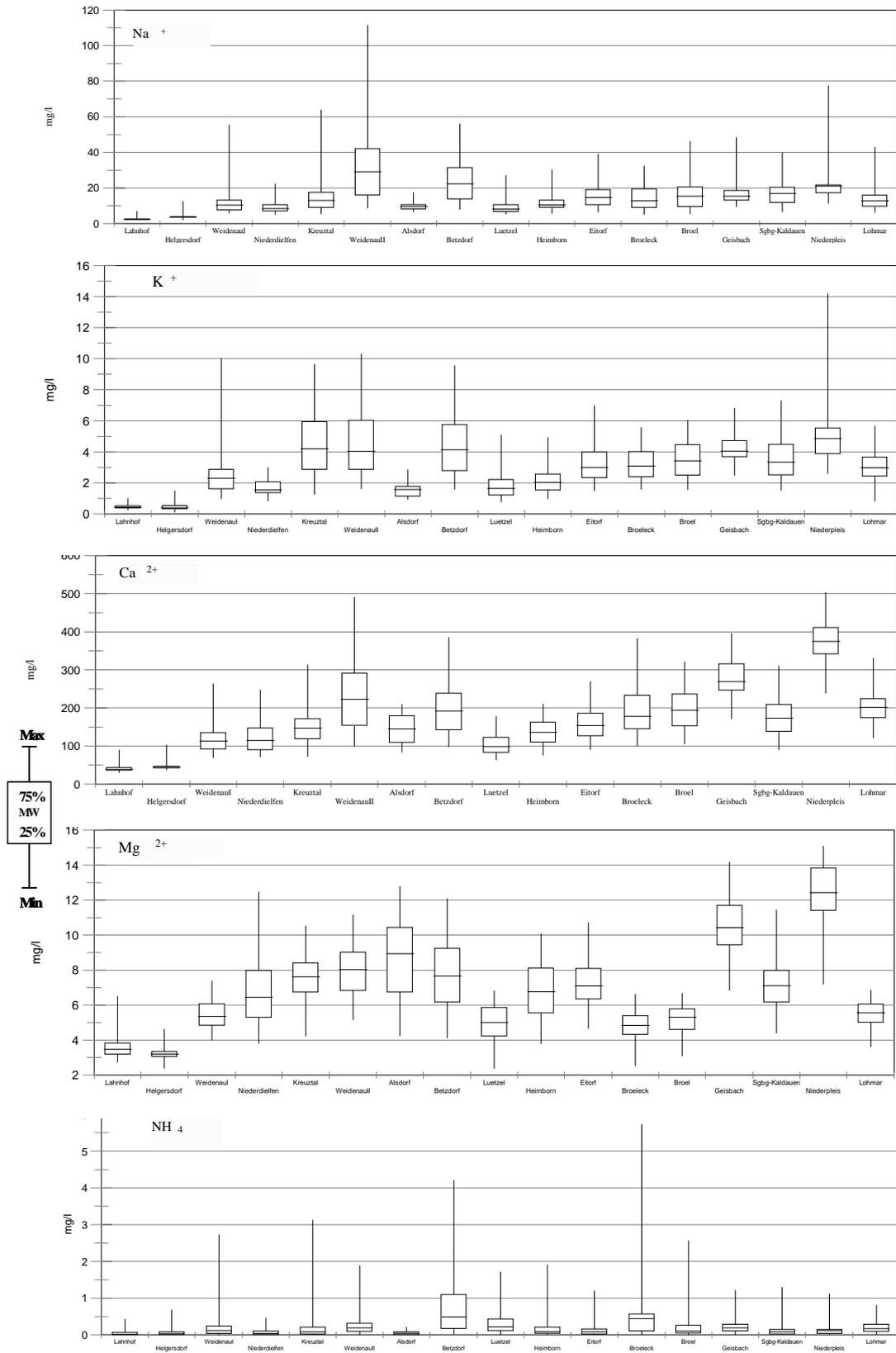


Abbildung A-3.10: Variabilität der Anionenkonzentrationen (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995)

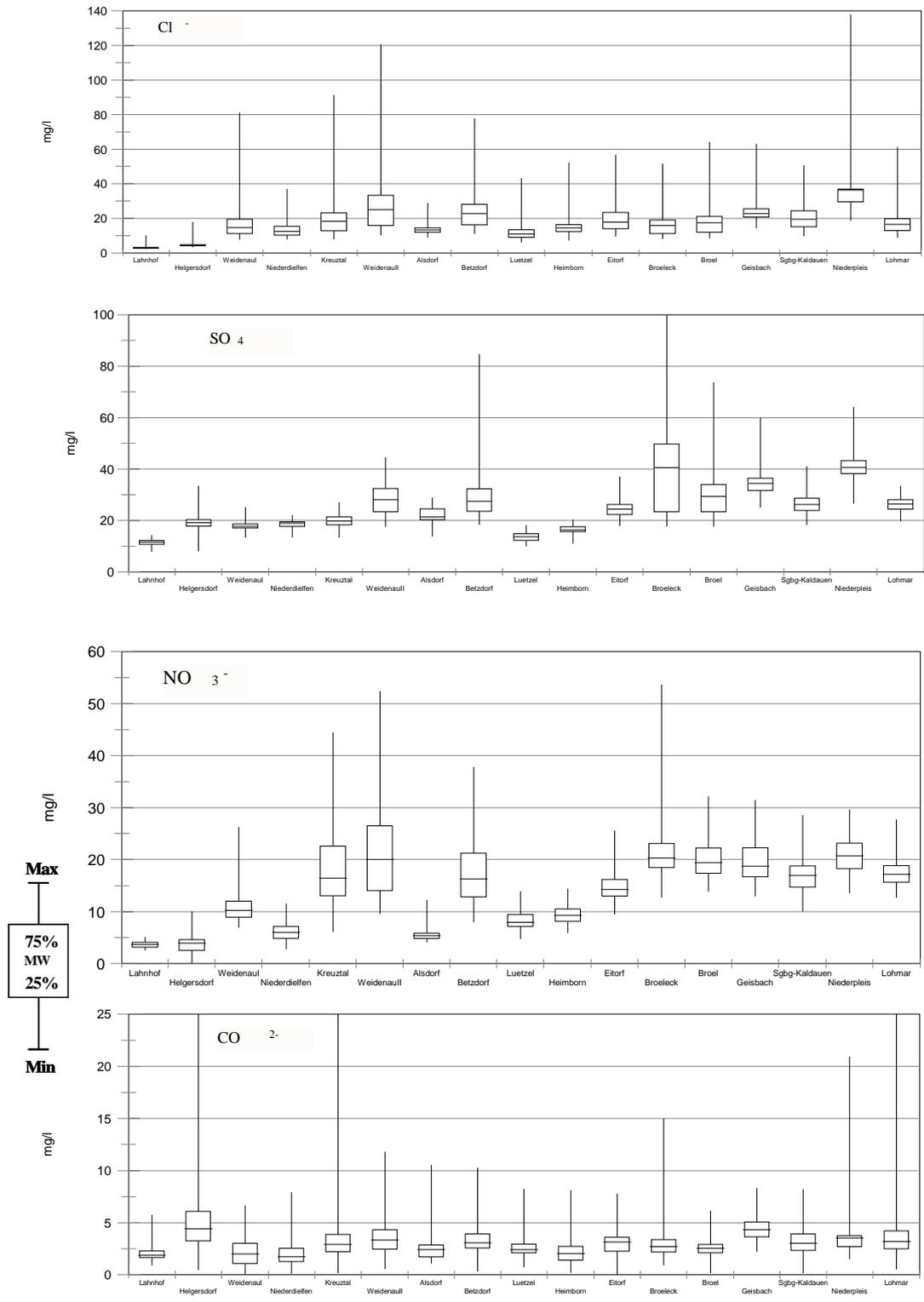


Abbildung A-3.11: Variabilität des Gesamtsalzgehalts (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 % und 75 % Perzentile) der Sieg-Vorfluter (HJ 1992—HJ 1995)

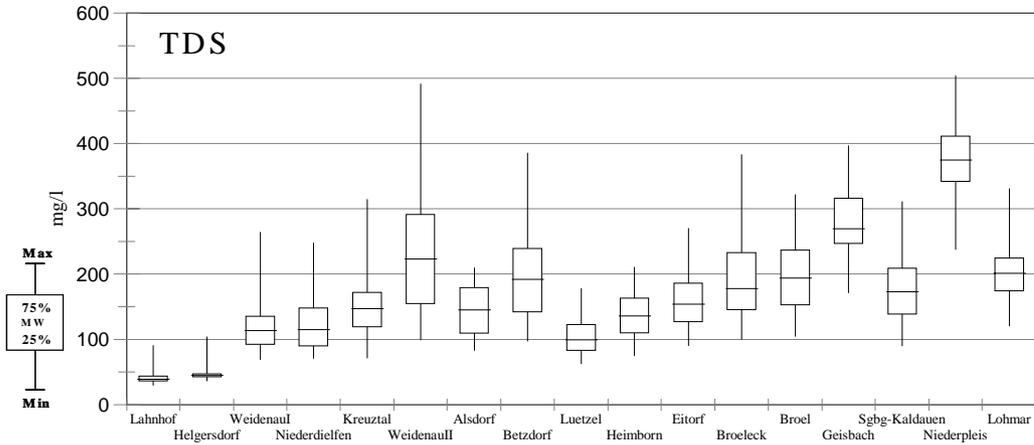


Abbildung A-3.12: Vergleichende Stundenmittel innerhalb der einzelnen Monate (HJ 1992—HJ 1995) an der Station Geisbach im Unterlauf

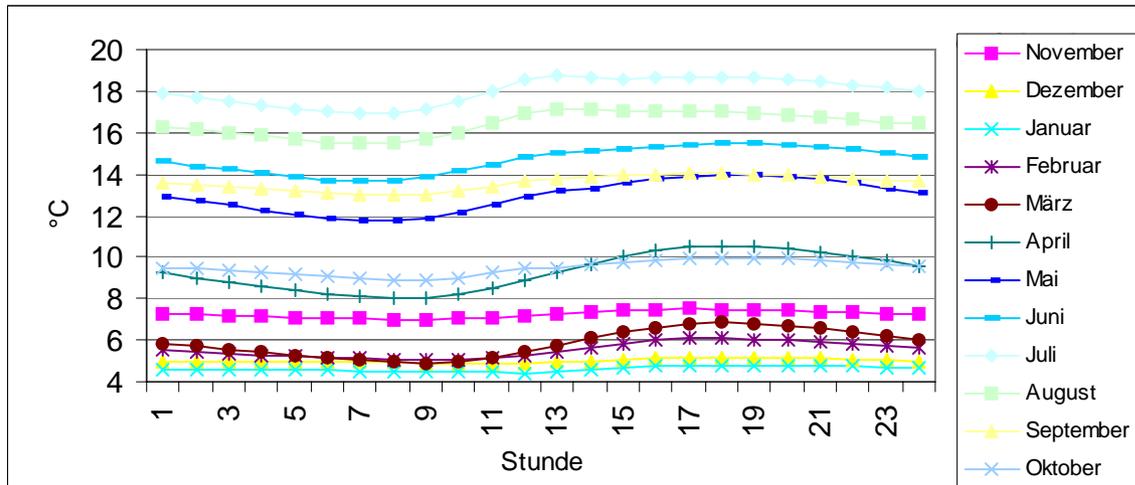


Abbildung A-3.13: Jahresdurchschnittswerte der Temperatur an den Sieg-Vorflutern während der einzelnen hydrologischen Jahre 1992—1995

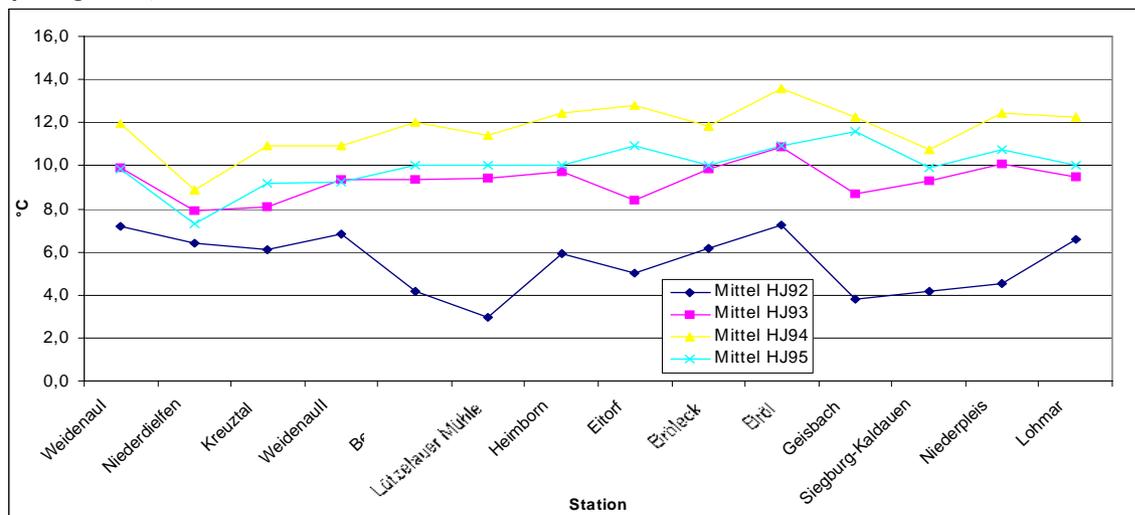


Abbildung A-3.14: Mittlere pH-Werte der Sieg-Vorfluter während der hydrologischen Halbjahre (1992—1995) getrennt nach Oberlauf-, Hauptvorfluter- und Unterlaufstationen

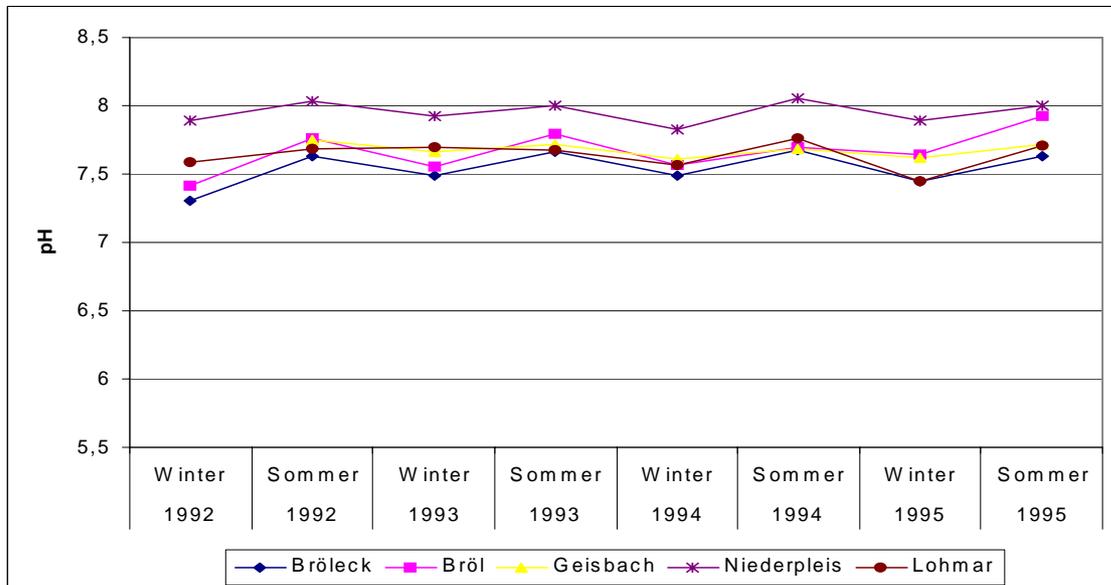
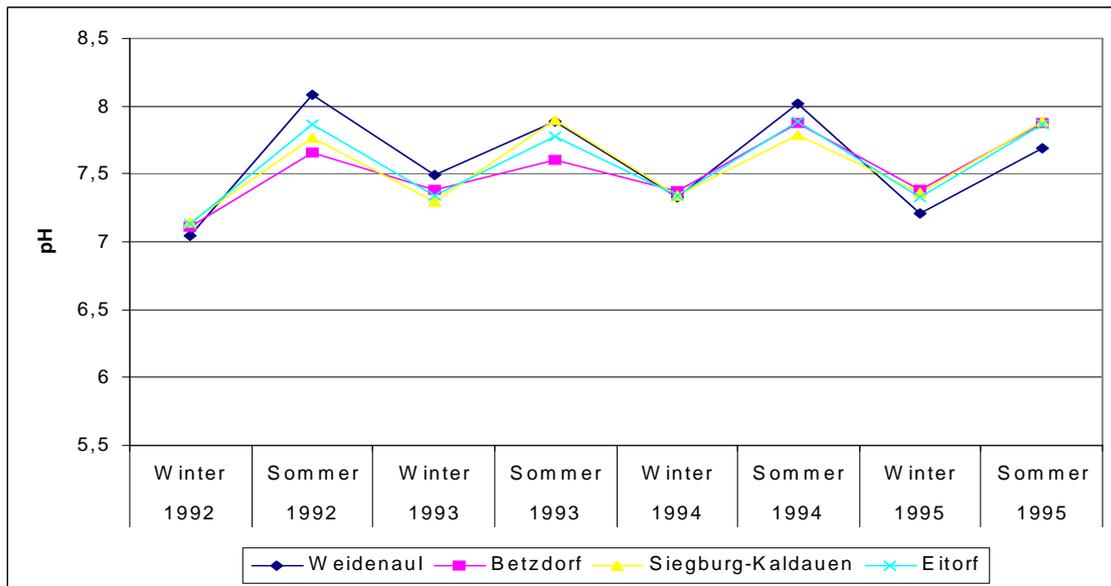
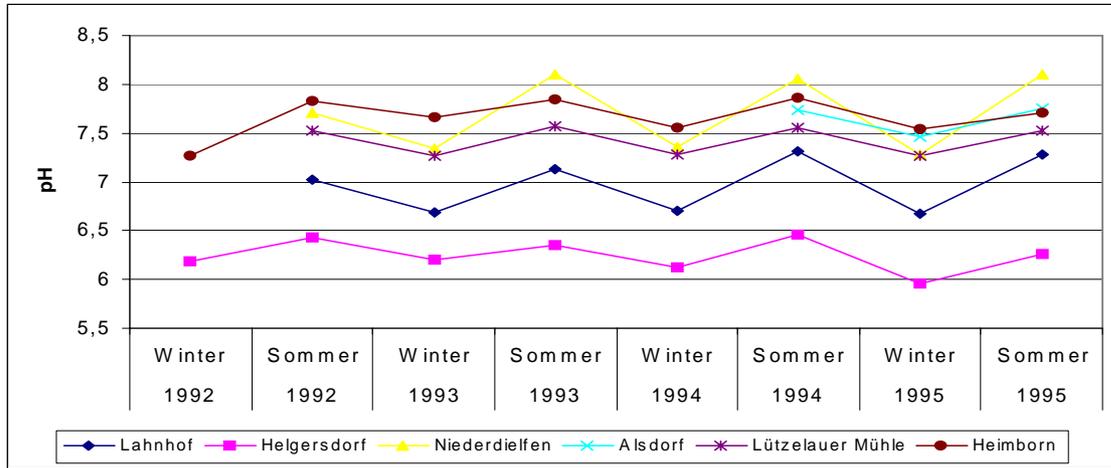


Abbildung A-3.15: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre (1992—1995) in den Quelleinzugsgebieten der Stationen Lahnhof (a) und Helgersdorf(b)

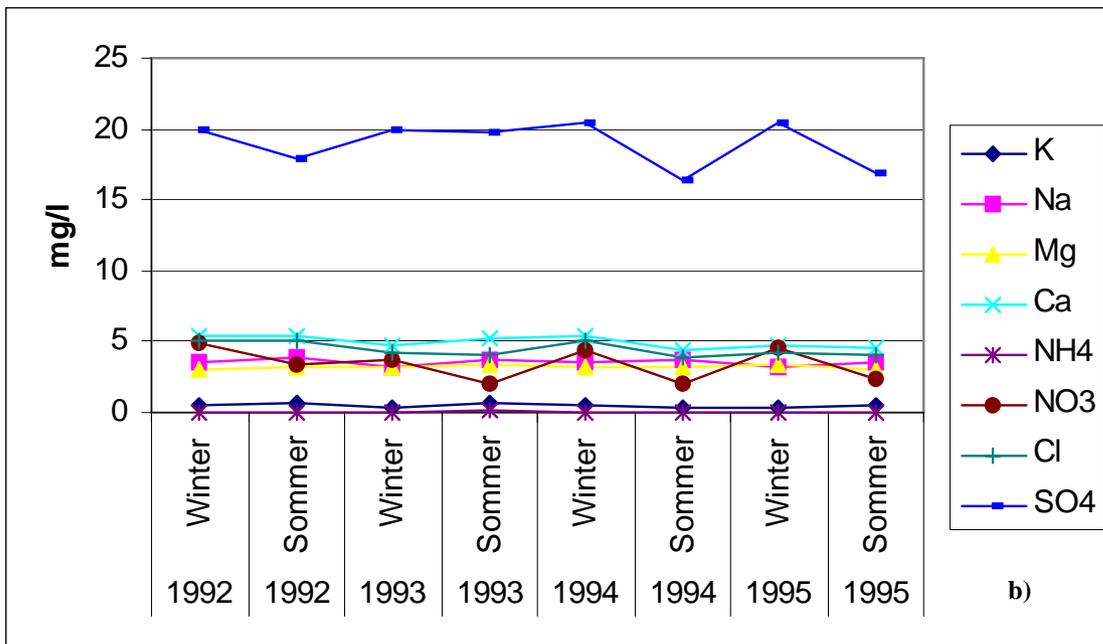
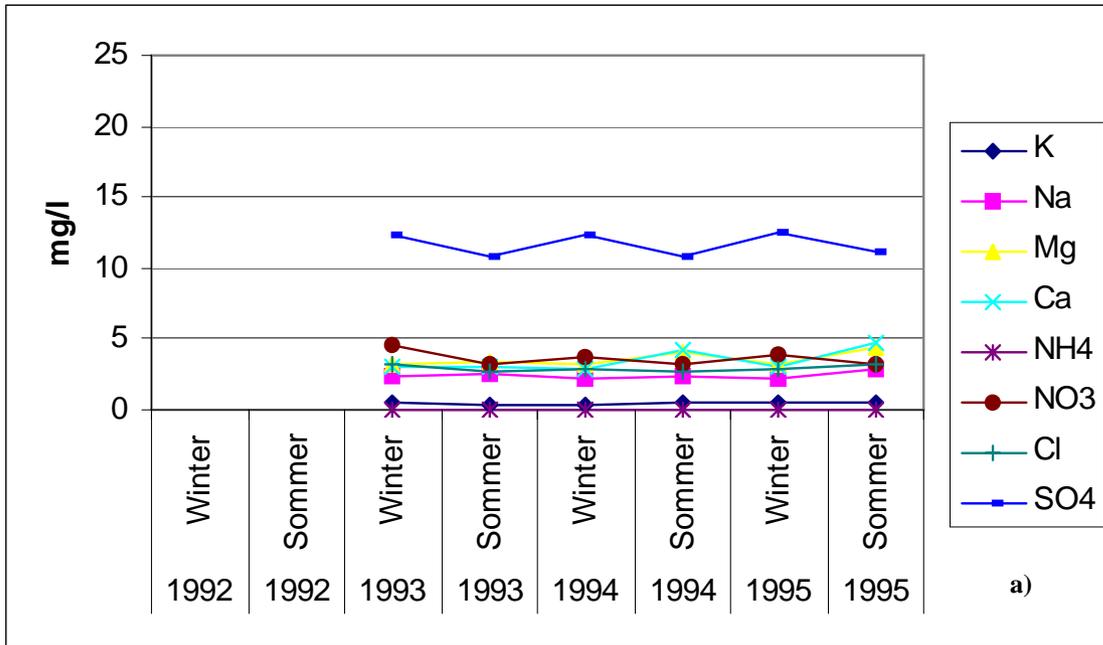


Abbildung A-3.16: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre (1992—1995) an den Station Niederdielfen (a), Kreuztal (b), und Weidenau I (c), im Oberlauf

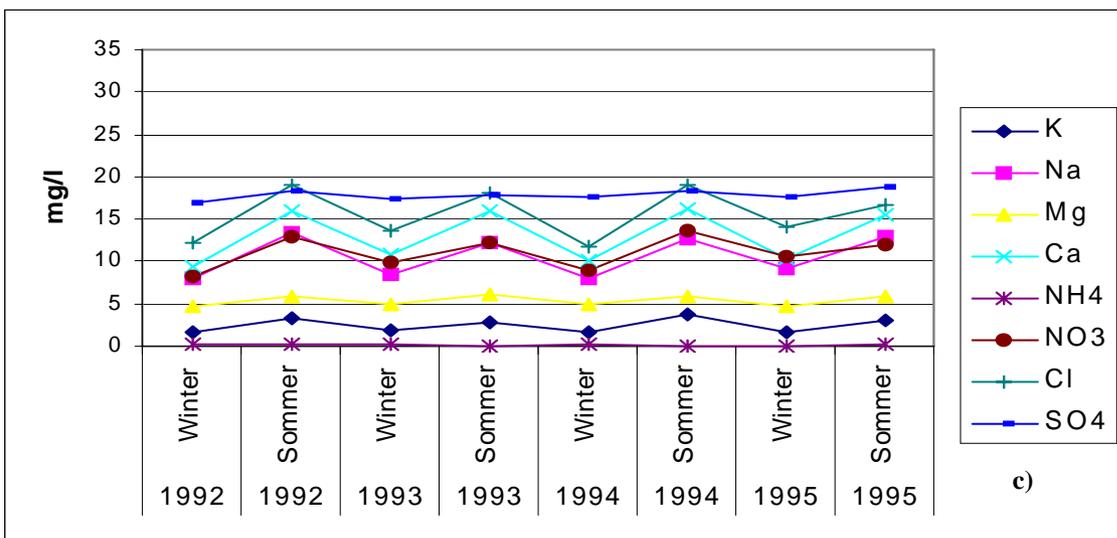
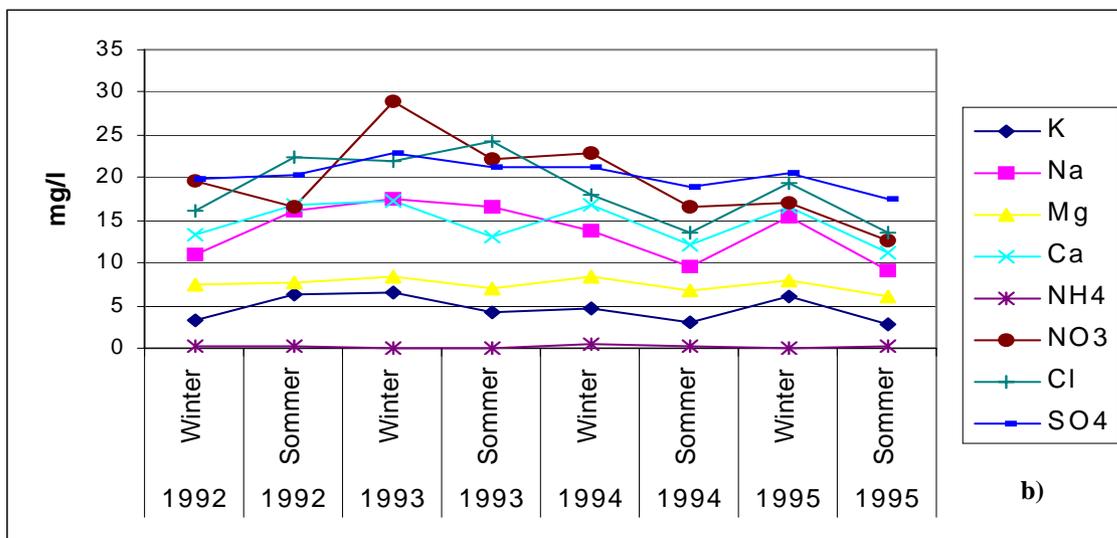
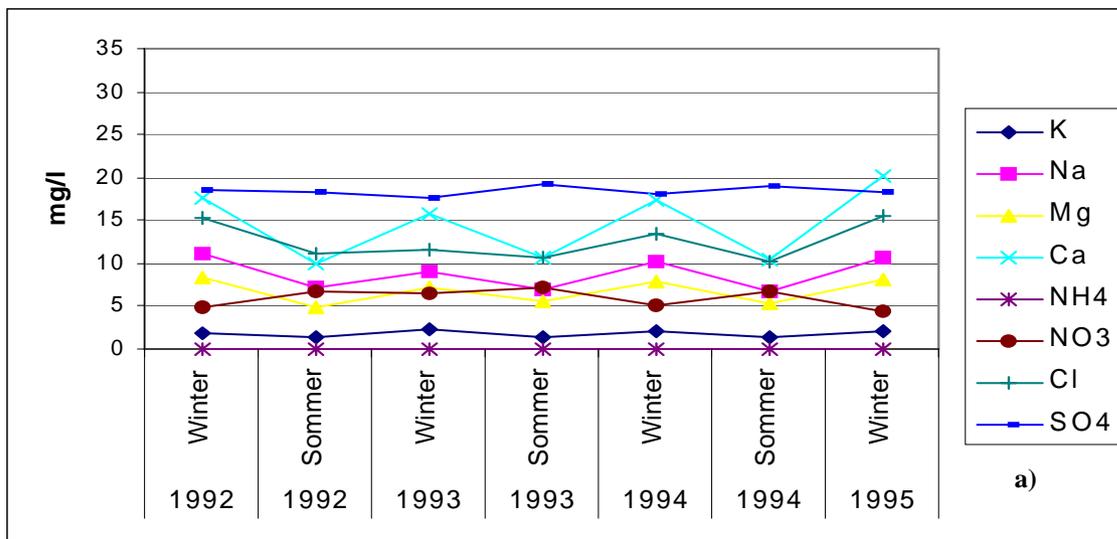


Abbildung A-3.17: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992–1995 an den Stationen Weidenau II(a), und Betzdorf (b) im oberen Mittellauf

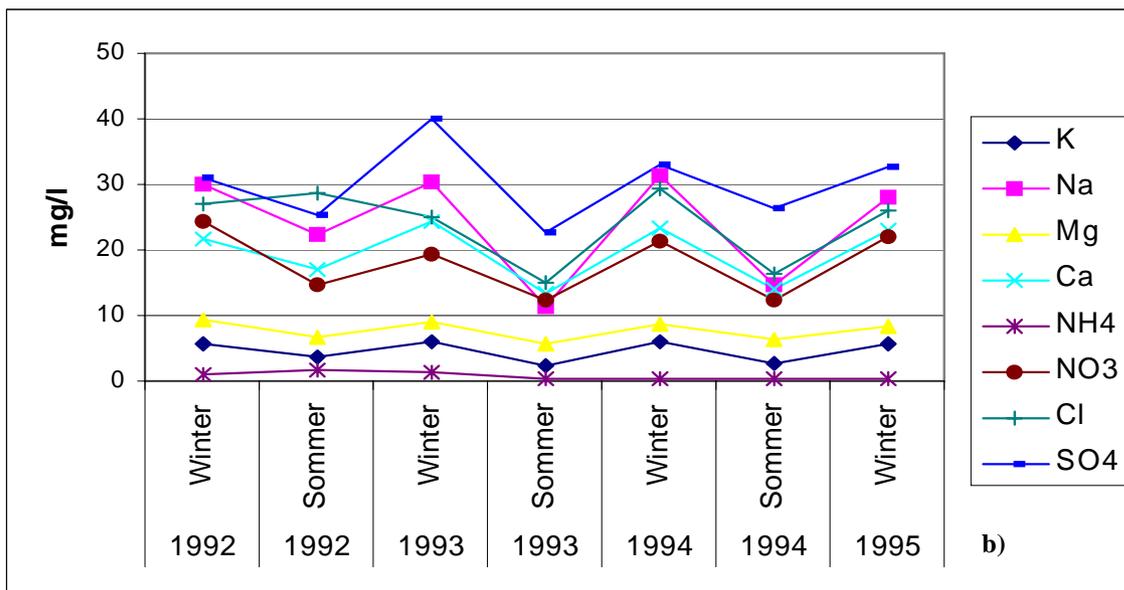
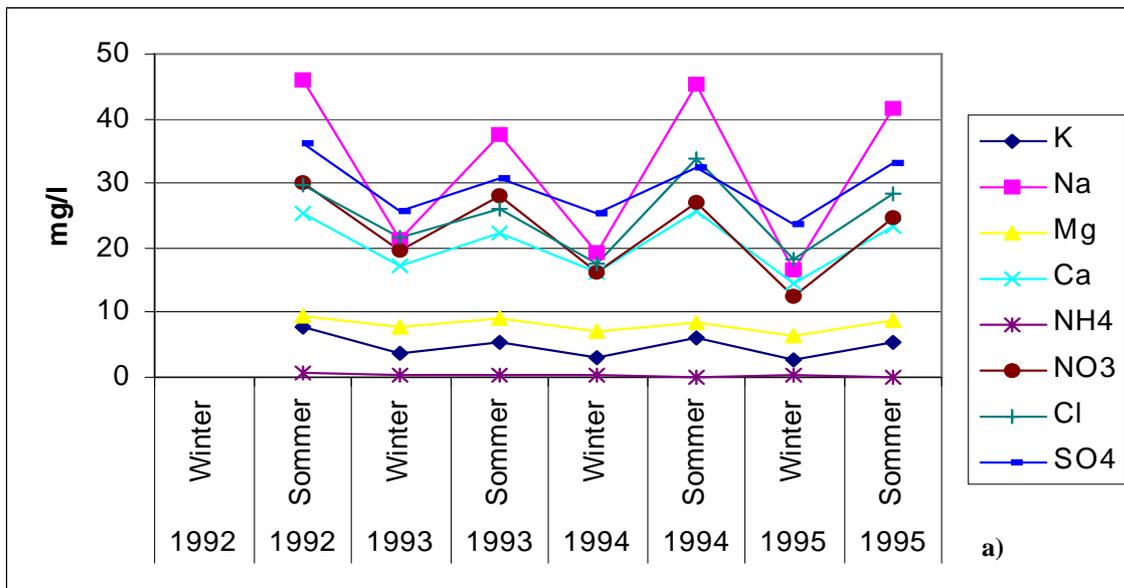


Abbildung A-3.18: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992–1995 an den Stationen Lützelauer Mühle(a) und Heimborn (b) im unteren Oberlauf

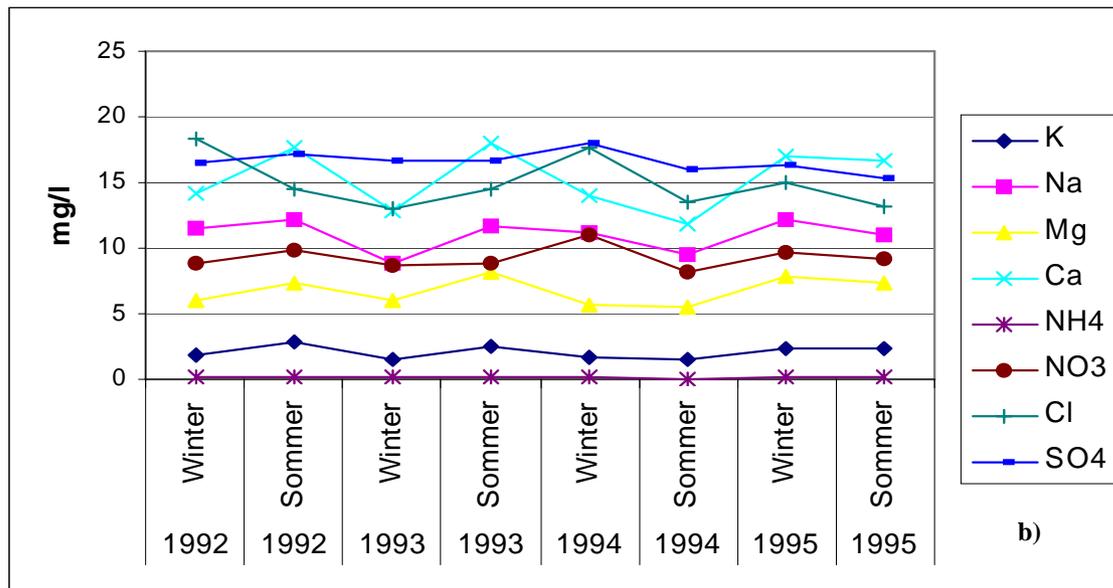
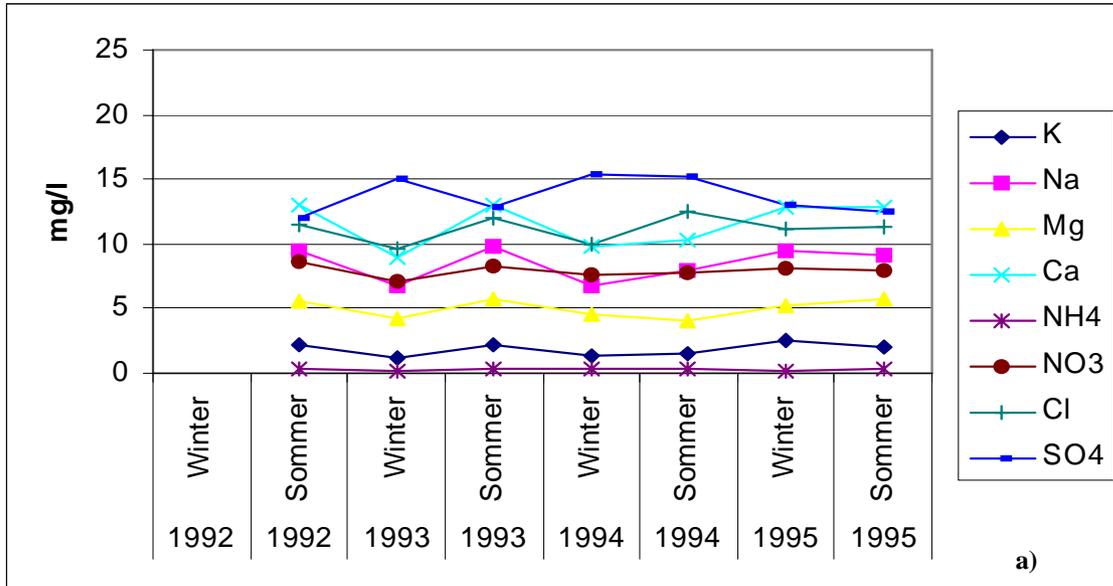


Abbildung A-3.19: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Jahre 1992–1995 an den Stationen Eitorf (a), Bröleck (b) und Bröl (c) im Unterlauf

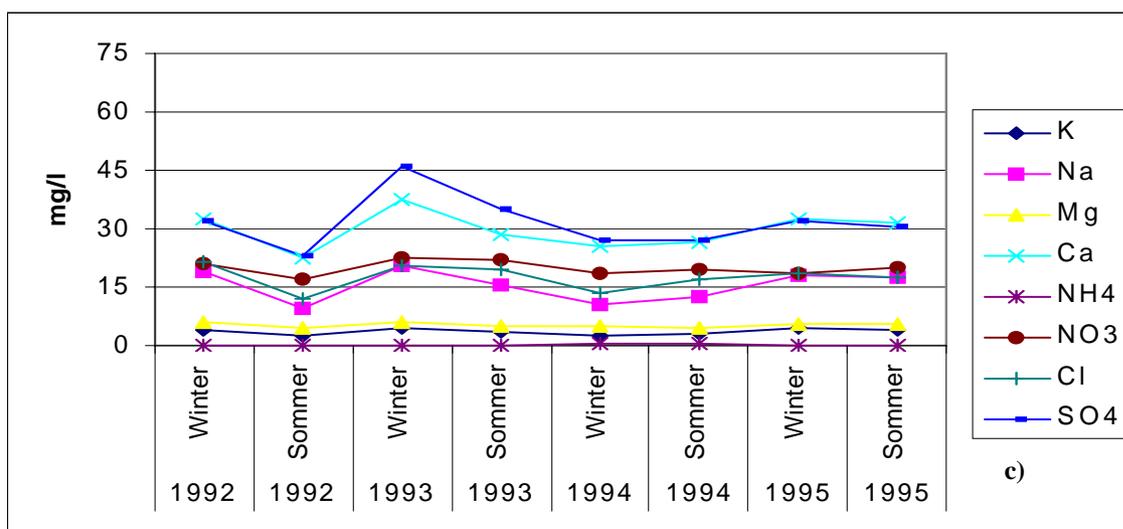
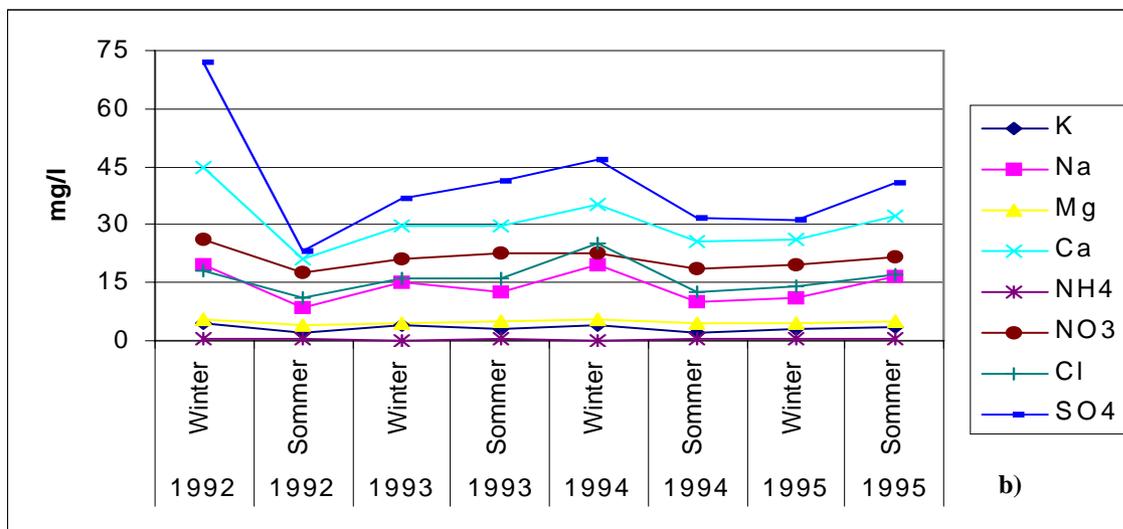
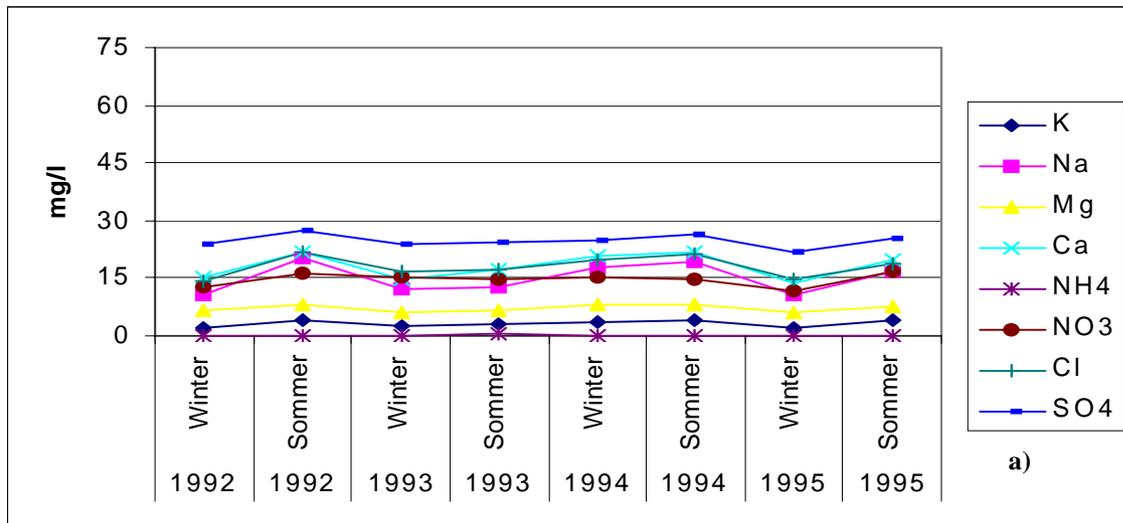


Abbildung A-3.20: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 an der Station Geisbach (a), Niederpleis (b) und Lohmar (c) im Unterlauf

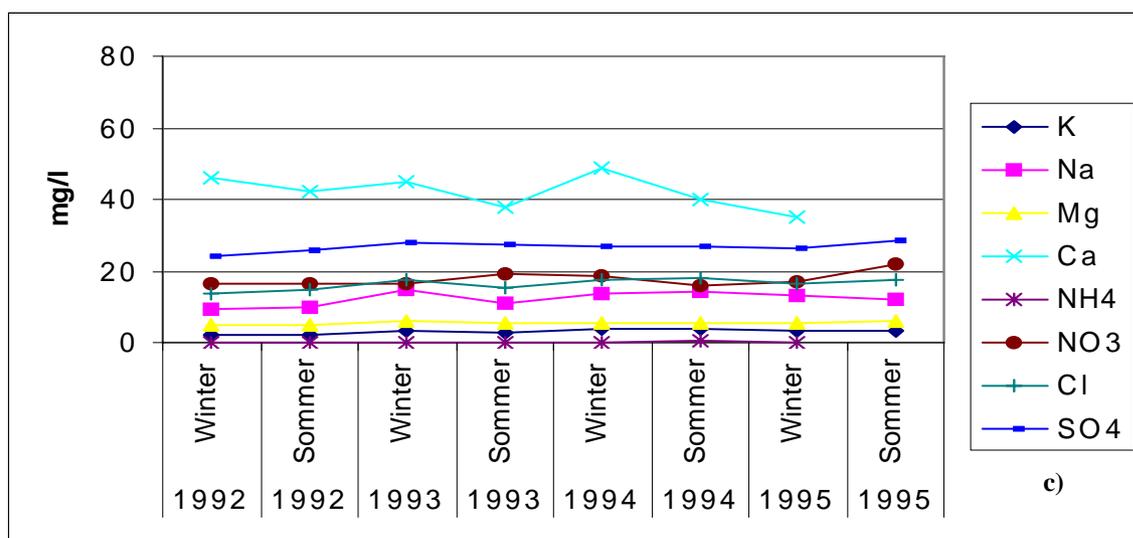
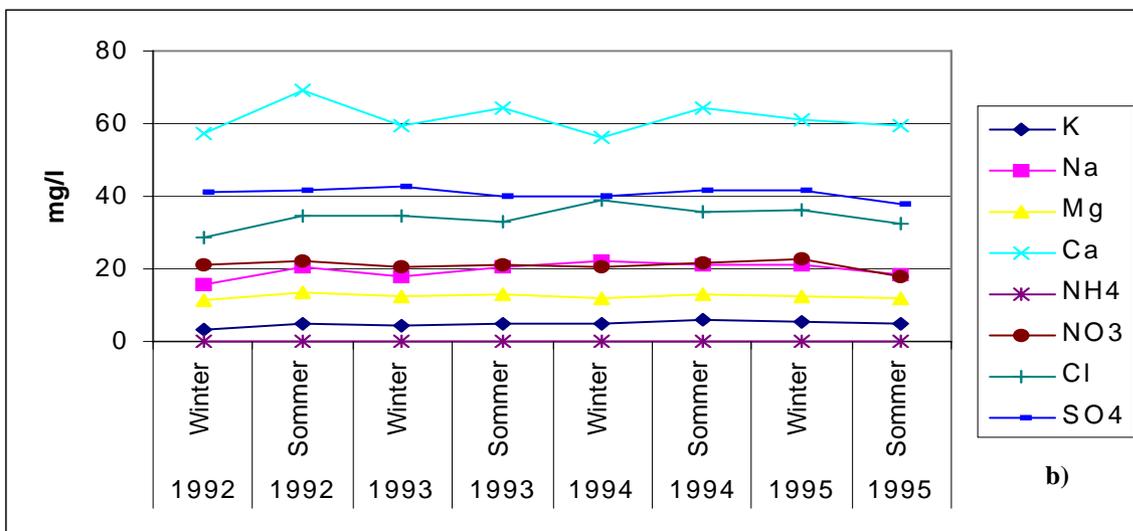
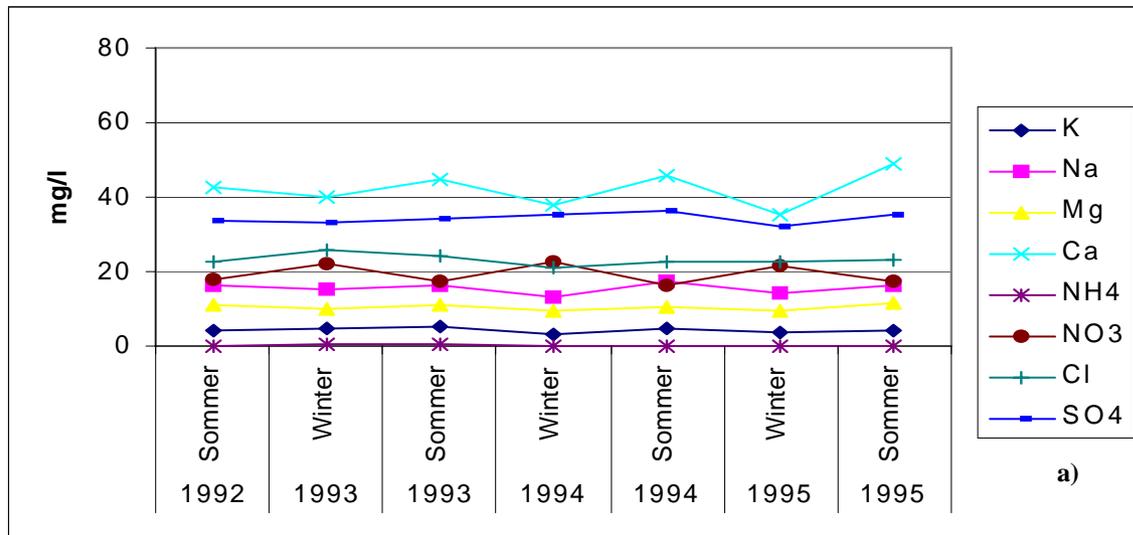


Abbildung A-3.21: Mittlere Konzentrationsverläufe der Hauptinhaltsstoffe während der hydrologischen Halbjahre 1992—1995 an der Station Siegburg-Kaldauen an der Mündung

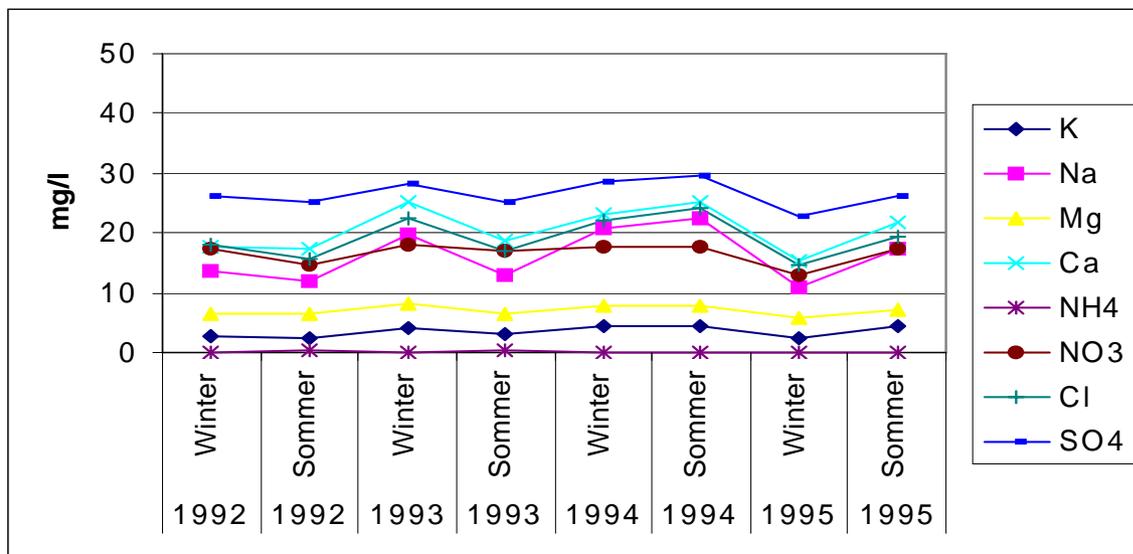


Abbildung A-3.22: Ionenkonzentrations-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Helgersdorf während der Winterhalbjahre 1992—1995

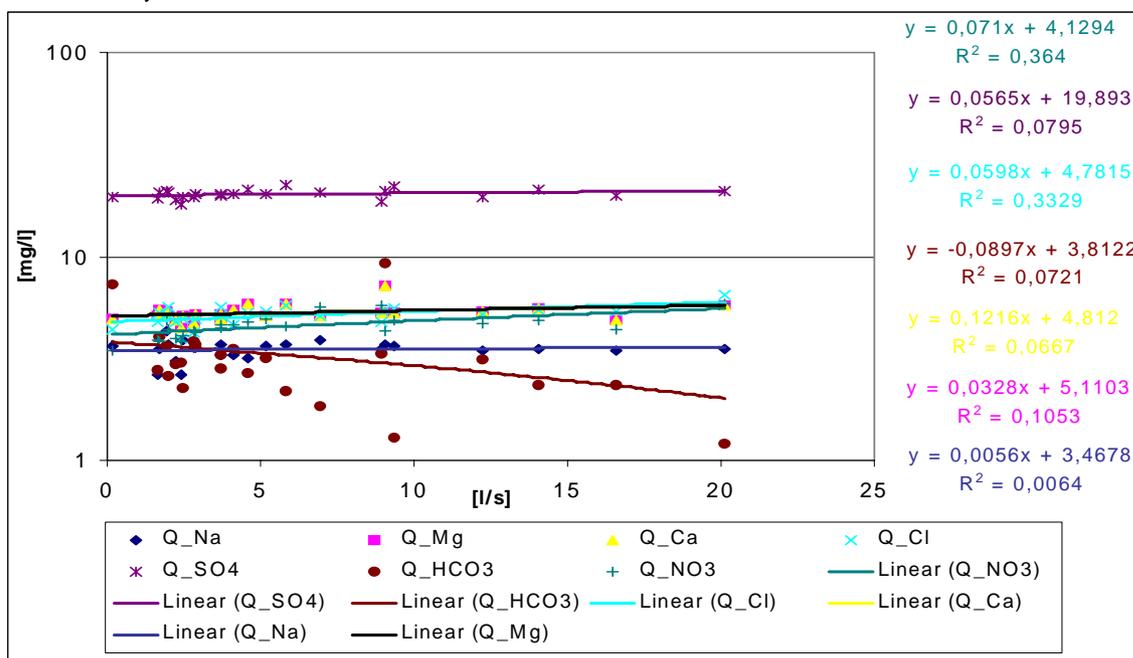


Abbildung A-3.23: Ionenkonzentrations-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Niederpleis während der Sommerhalbjahre 1992—1995

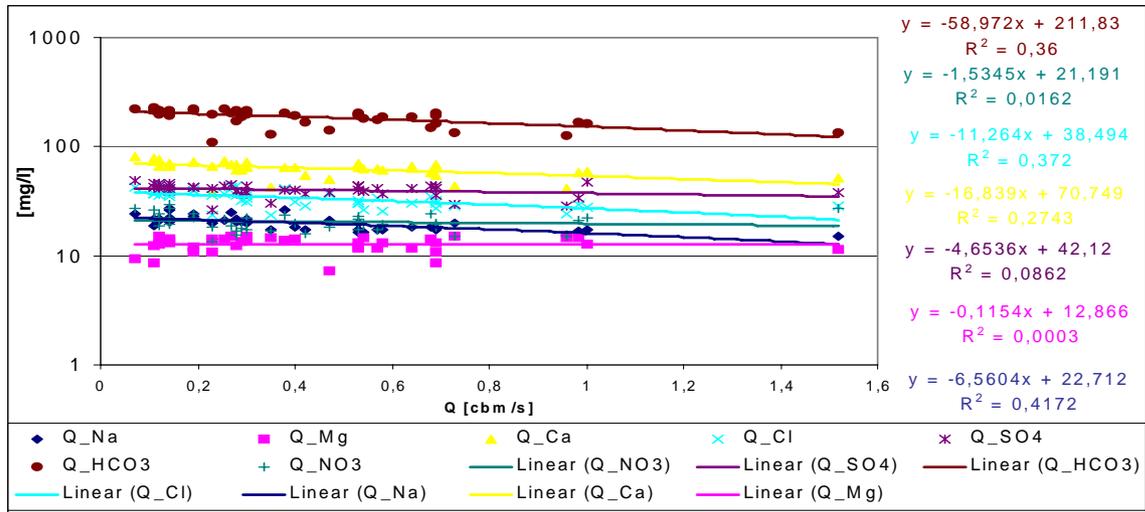


Abbildung A-3.24: Ionengehalts-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Weidenau II während der Winterhalbjahre (a) und Sommerhalbjahre (b) 1992—1995

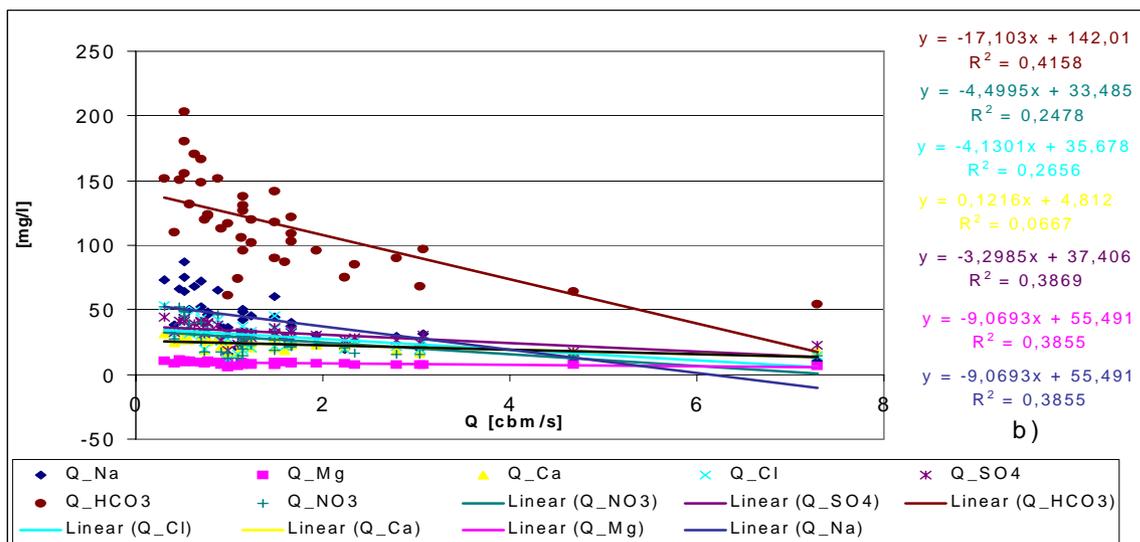
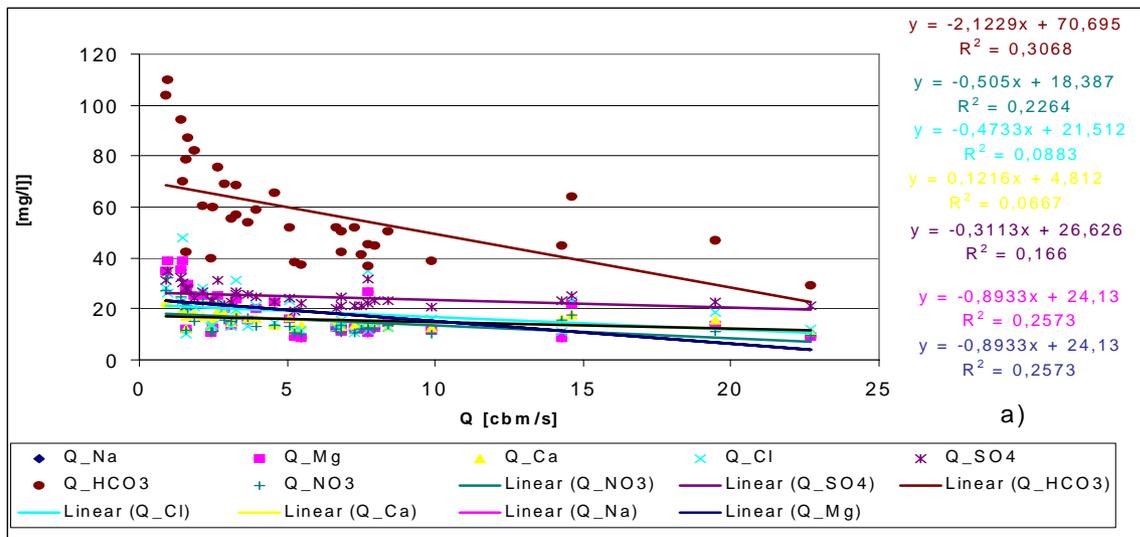


Abbildung A-3.25: Ionengehalts-Abflussbeziehung ausgewählter Parameter an der Station Bröl während der Winter- und Sommerhalbjahre 1992–1995

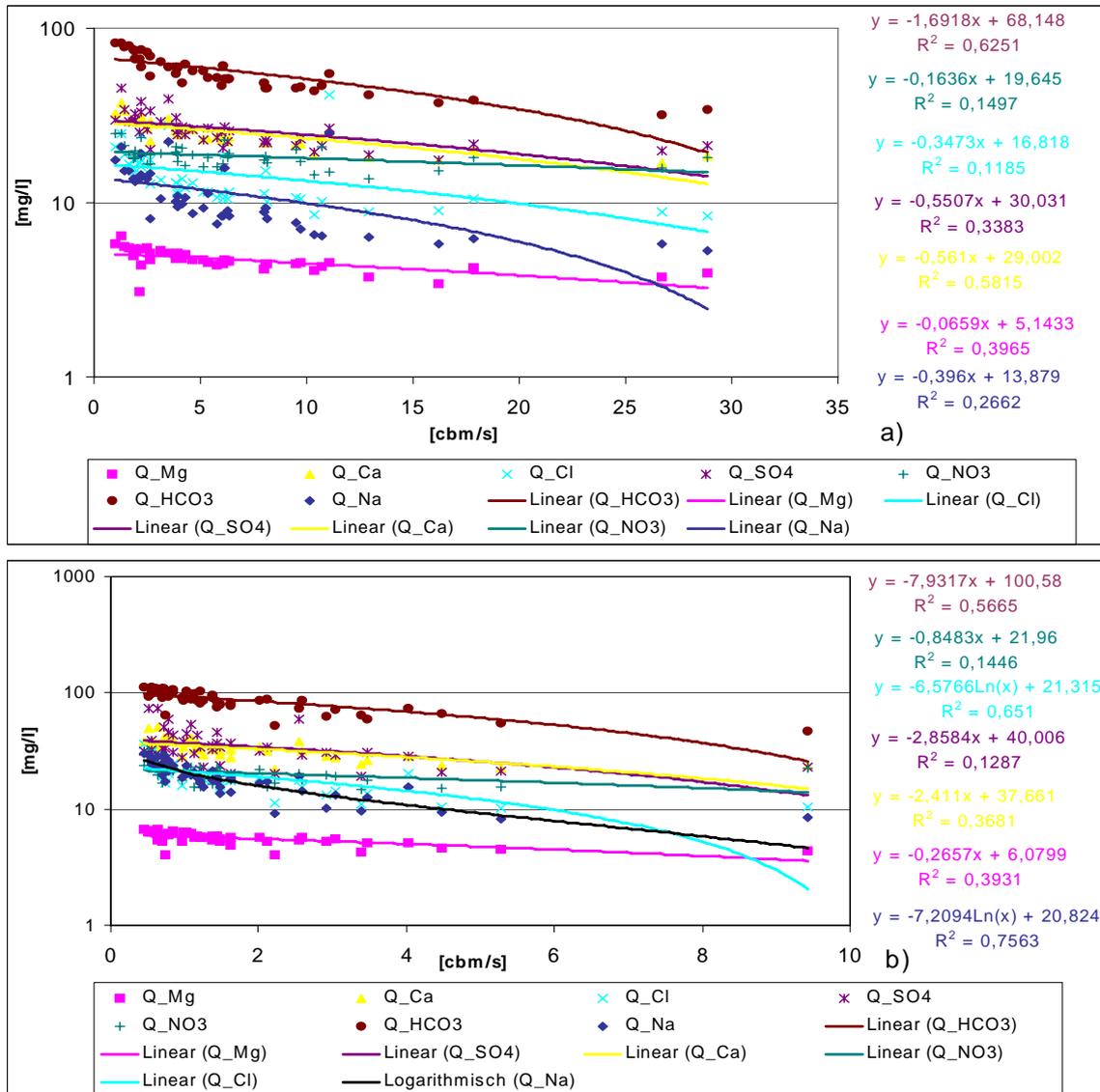


Abbildung A-3.26: Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeit (ELF) im Niederschlag (nasse und trockene Deposition) an der Station Schönenberg (obere Achse) und im Vorfluter an der Station Bröl (untere Achse) während der HJ 1992—1995 [Anm.: Zeitperioden ohne Messwerte entsprechen nicht gültigen Proben]

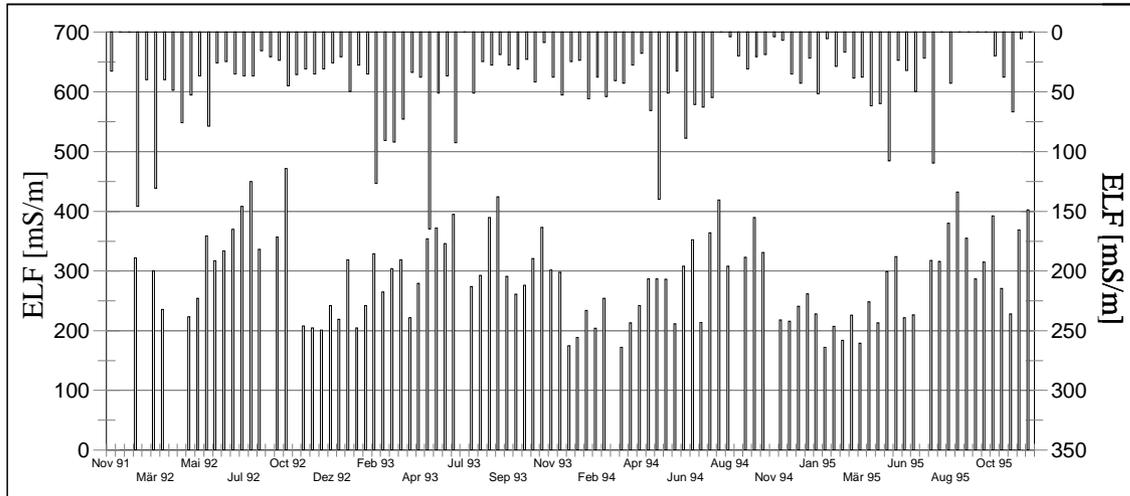


Abbildung A-3.27: Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeit (Elf) im Niederschlag an der Station Schönenberg (obere Achse) und im Vorfluter an der Station Niederpleis (untere Achse) während der HJ 1992—1995 [Anm.: Zeitperioden ohne Messwerte entsprechen nicht gültigen Proben]

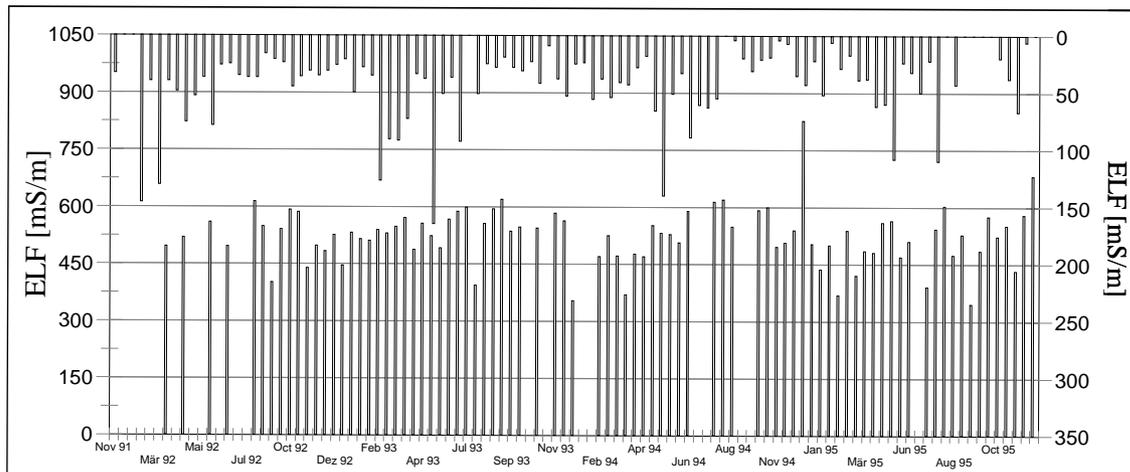
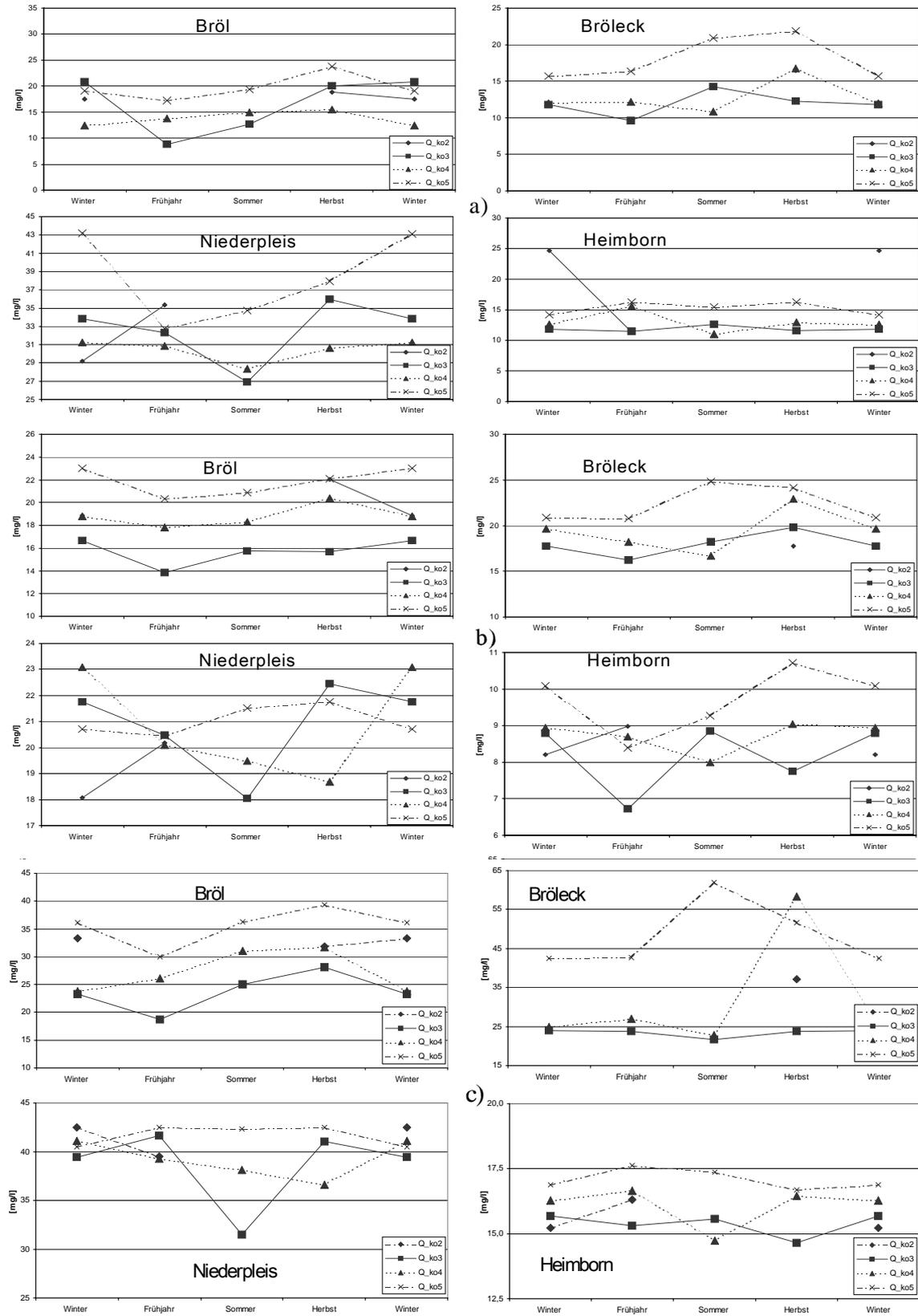


Abbildung A-3.28: Saisonaler Vergleich der Chlorid (a), Nitrat (b) und Sulfat (c) -Konzentrationen innerhalb der separierten Abflusskomponenten der Stationen Bröl, Bröleck, Niederpleis und Heimborn



4. Modellierung

Abbildung A-4.29: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ 1992)

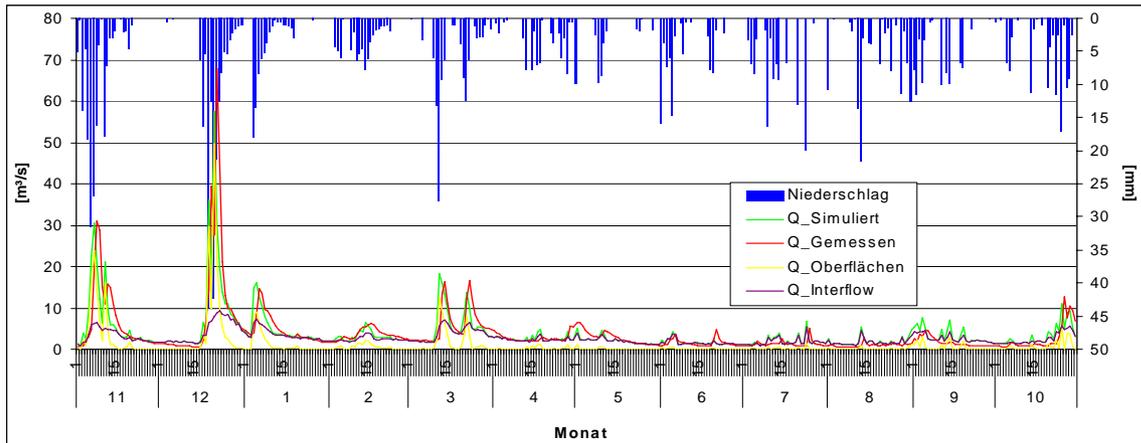


Abbildung A-4.30: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ 1993)

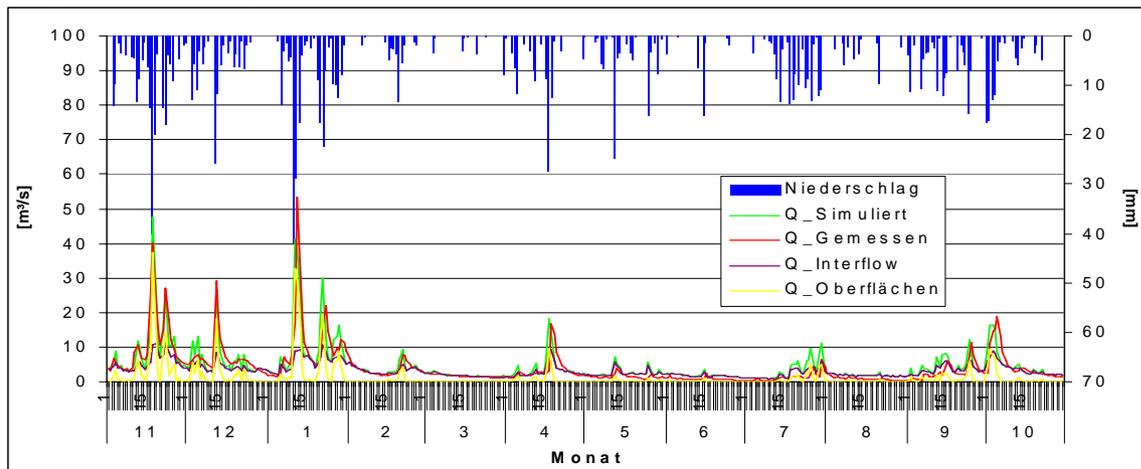


Abbildung A-4.31: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ 1994)

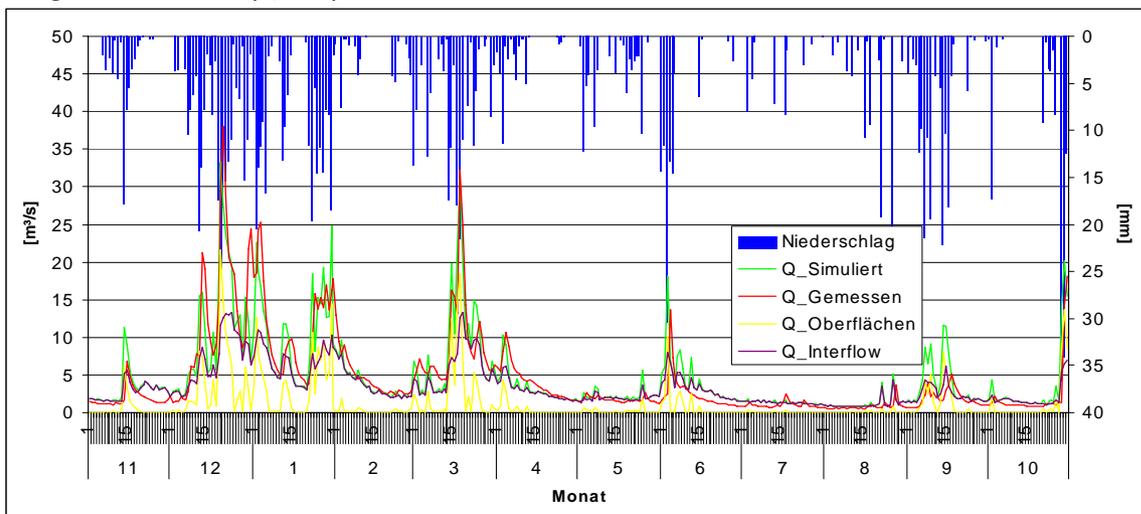
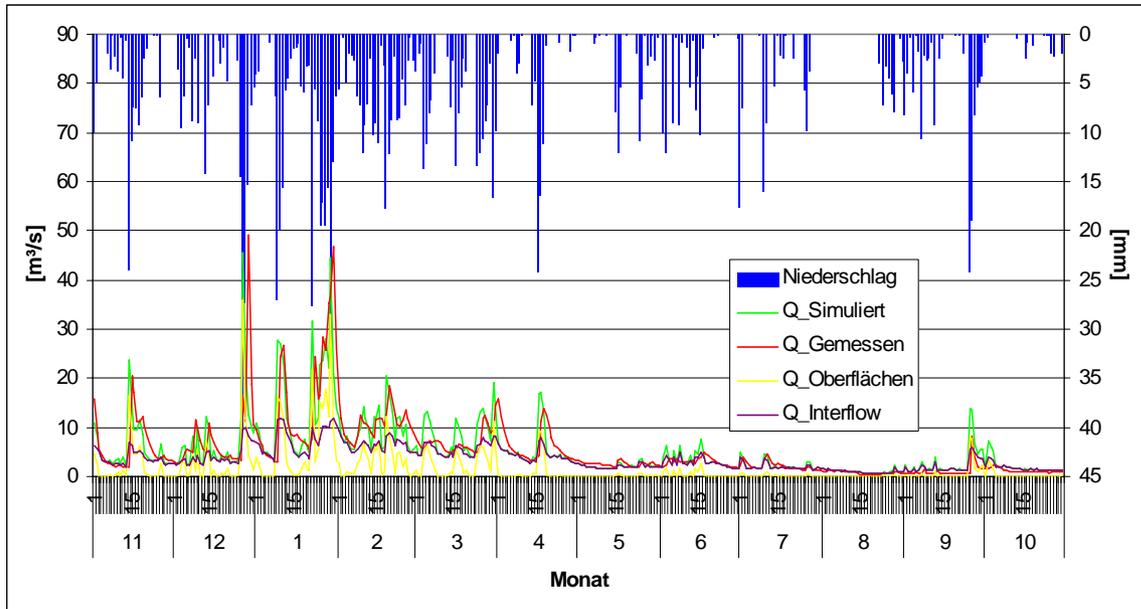


Abbildung A-4.32: Täglicher Niederschlag, simulierter Gesamt-, sowie Interflow- und Oberflächenabfluss im Vergleich zum gemessenen Abfluss (HJ 1995)



5. Fuzzy-Set-CHRU-Klassifikation

Abbildung A-5.33: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Oberhanglage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 88)

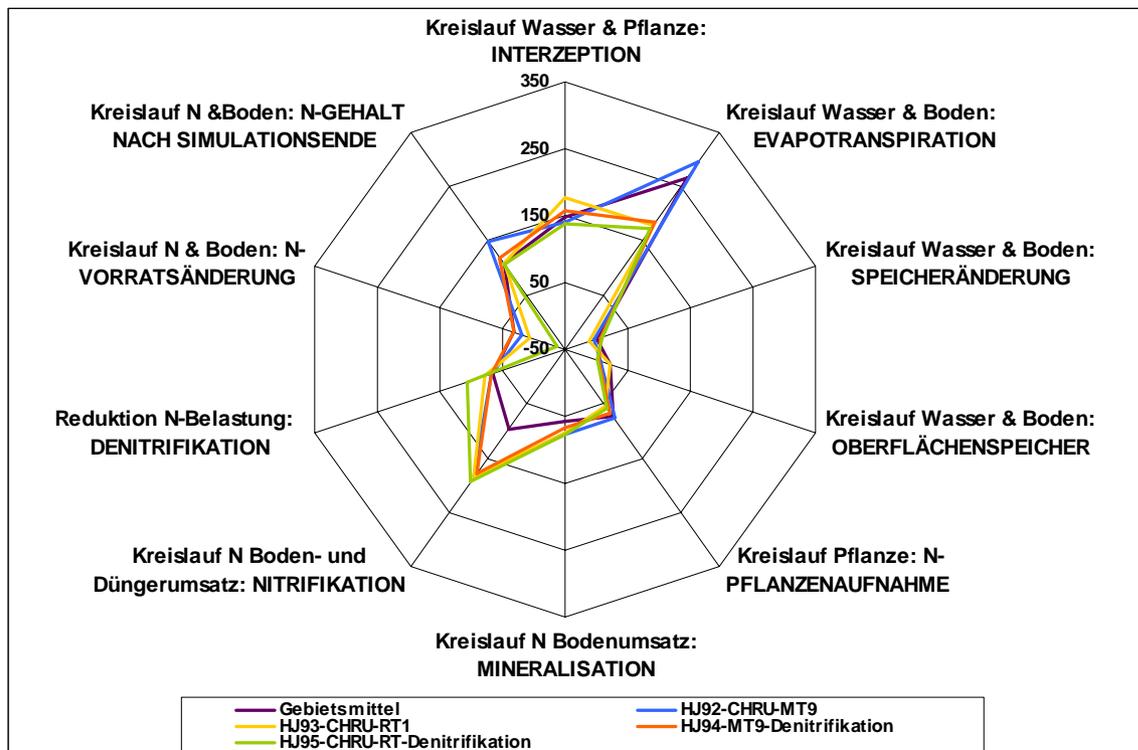


Abbildung A-5.34: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Hangmuldenlage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 569)

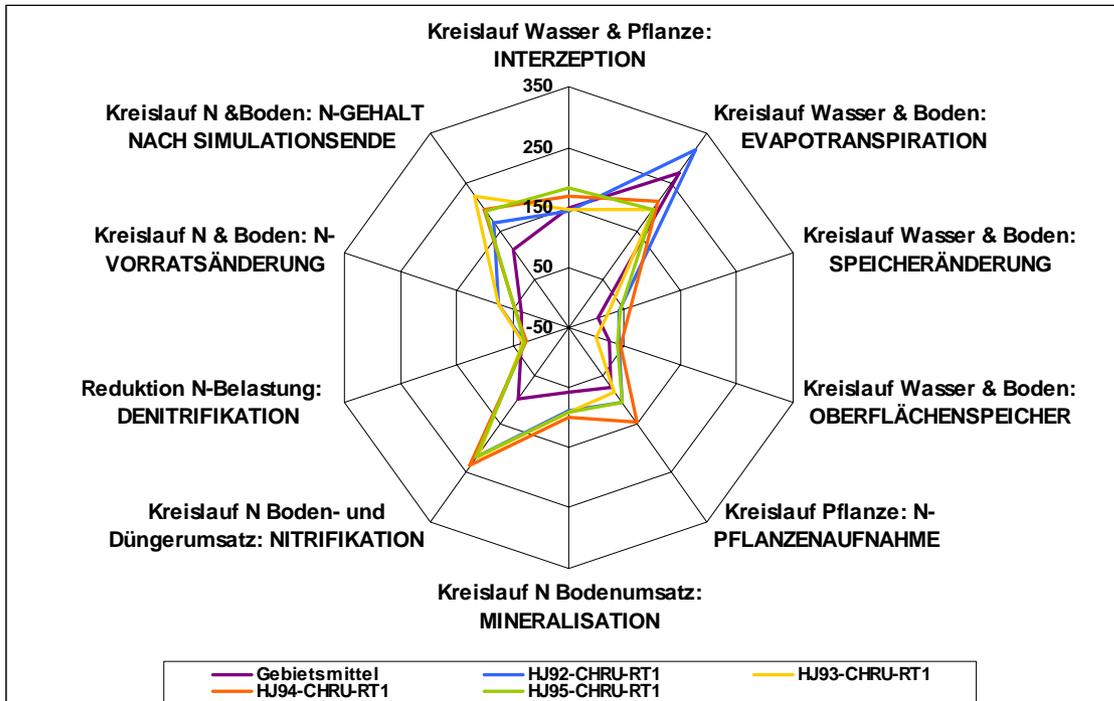
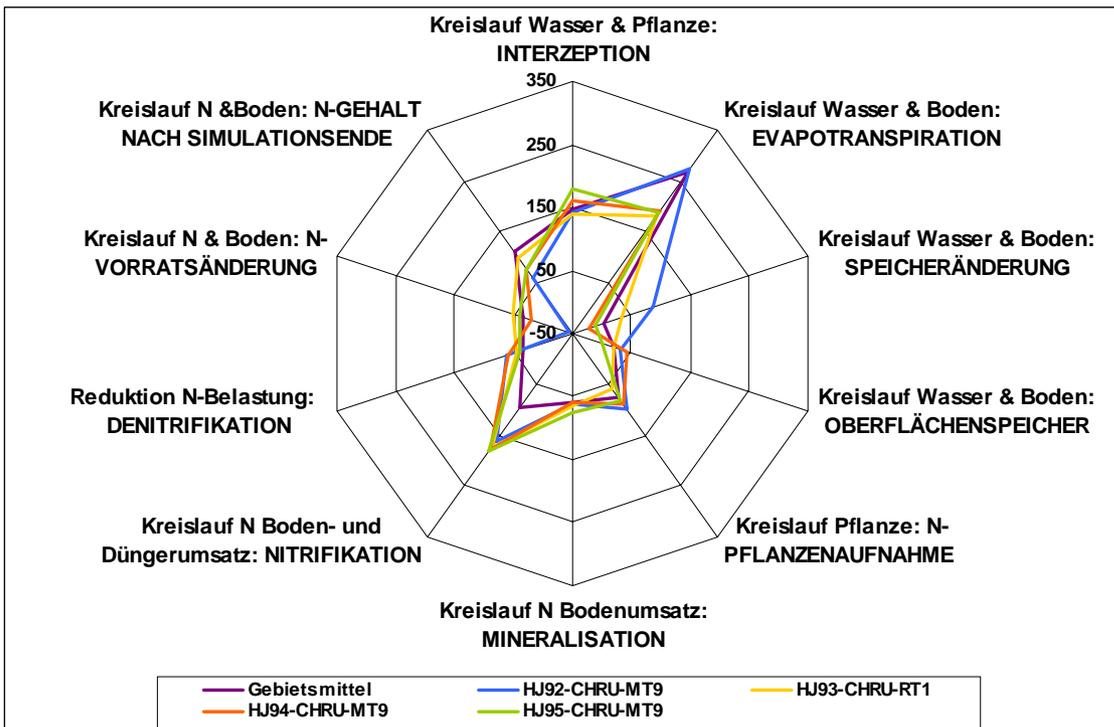


Abbildung A-5.35: Vergleich von CHRU-Typen auf einer Unterhanglage bei Standweidennutzung während der hydrologischen Jahre 1992—1995 (Standort 2286)



Selbständigkeitserklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel, persönlichen Mitteilungen und Quellen angefertigt habe.

Jena, den 11. Juni 2004

