Regional differenzierte Abschätzung der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer der mittleren Mulde

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Naturwissenschaften

vorgelegt beim Fachbereich Geowissenschaften/Geographie

der Johann Wolfgang Goethe – Universität

in Frankfurt am Main

von

Ulrike Hirt

aus Bad Homburg

Frankfurt 2002

vom Fachbereich Geographie / Geowissenschaften der
Johann Wolfgang Goethe – Universität als Dissertation angenommen.

Dekan:	Prof. Dr. W. Oschmann
Gutachter:	Prof. Dr. J.B. Ries, Prof. Dr. R. Krönert
Datum der Disputation:	19.12.02

Danksagung

Für die Betreuung der Arbeit möchte ich zunächst Herrn Prof. Dr. Krönert (Sektion Angewandte Landschaftsökologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle) und Herrn Prof. Dr. Andres (Universität Frankfurt) herzlich danken. Ihre vielfältigen und kritischen Hinweise waren sehr hilfreich für das Gelingen der Arbeit. Weiterhin möchte ich Herrn Prof. Dr. Ries danken, der nach der schrecklichen Nachricht von dem unerwarteten Tod von Herrn Prof. Dr. Andres die Begutachtung der Arbeit übernahm.

Mein weiterer Dank gilt besonders den beiden Diplomanden Herrn Torsten Hammann, der sich mit Dränagen im Untersuchungsgebiet befasst hat, und Frau Antje Ullrich, die die punktuellen N-Einträge untersuchte. Beide haben mit großem Engagement ihre Diplomarbeiten bearbeitet, die ein wesentlicher Bestandteil dieser Arbeit sind. Als Wissenschaftliche Hilfskräfte waren Herr Matthias Rosenberg und Frau Antje Ullrich vor allem bei der Erstellung der zahlreichen Karten eine sehr große Hilfe. Frau Franka Woithe danke ich für die Hilfe bei der Ableitung der bodenphysikalischen Parameter, und stellvertretend für die Praktikanten möchte ich Herrn Carsten Pathe meinen Dank aussprechen, der als Datenjongleur die Bodendaten mit den abgeleiteten Parametern mit großem Geschick bearbeitete.

Weiterhin danke ich herzlich Frau Stefanie Erfurth für die Durchführung der ABIMO-Berechnungen. Herrn Eckhardt Müller und der GIS-Gruppe der Sektion Angewandte Landschaftsökologie sei gedankt für die Hilfe bei der Bereitstellung der dafür nötigen Daten. Herrn Burghard Meyer danke ich sehr herzlich für die zahlreichen Diskussionen zum Thema. Ihm und Herrn Martin Volk danke ich zudem für das Korrekturlesen der Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt auch Mümmel oder Herrn Steffen Werner vom Institut für Acker- und Pflanzenbau der Universität Halle-Wittenberg. Er programmierte die Flächengewichtung der Bodendaten und ermöglichte somit erst die flächenhafte Darstellung der Berechnung. Die Zusammenarbeit war stets sehr produktiv und unkompliziert.

Ganz herzlich danken möchte ich auch meinem Mann Conrad Senf für die Unterstützung bei der Formatierung der Tabellen sowie bei vielen anderen Dingen, die das Vorankommen der Arbeit gefördert haben. Auch meiner mittlerweile zehn Monate alten Tochter Katharina danke ich für die (fast immer) durchgeschlafenen Nächte und die gute Laune, die sie verbreitet. Weiterhin danke ich meiner Mutter für die Korrektur der Arbeit auf Rechtschreibung.

Inhaltsverzeichnis

Kartenverzeichnis.....V
Abbildungsverzeichnis.....VI-IX
Tabellenverzeichnis.....X-XII
Größenverzeichnis.....XIII-XV
Abkürzungsverzeichnis.....XVI

1 Einleitung.....1
1.1 Zielsetzung.....1
1.2 Das Projekt Elbe-Ökologie.....4
2 Problemsituation und Stand der Forschung.....7
2.1 Situationsbeschreibung der Stickstoffbelastung.....7
2.2 Auswirkungen der Stickstoffbelastung auf Mensch und Umwelt.....9
2.3 Politische Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffbelastungen.....10
2.4 Der Stickstoffkreislauf.....14
2.5 Der Prozess der Stickstoffauswaschung.....15
2.6 Untersuchungen von Stickstoffflüssen.....18
2.6.1 Experimentelle Bestimmung.....18
2.6.2 Modellierung.....19
2.6.2.1 Modelltypisierung.....19
2.6.2.2 Modelle zur Ermittlung von Stickstoffflüssen.....20
2.6.2.3 Bestimmung des Modellierungsmaßstabs.....22
2.6.3 Zielanforderungen an das Modell.....23
2.7 Vorgehensweise zur Analyse der Wasser- und Stickstoffflüsse.....24
3 Das Untersuchungsgebiet.....28
3.1 Geographische Lage.....28
3.2 Naturräumliche Gliederung.....28
3.3 Geologie und Geomorphologie.....35
3.4 Topographie.....37
3.5 Klima.....38
3.6 Böden.....43
3.7 Landnutzung.....44
3.8 Hydrologie.....50
4 Datengrundlagen.....54
5 Datenbearbeitung.....69

6 Methodik 88
6.1 Allgemeines 88
6.1.1 Geographische Informationssysteme (GIS) 88
6.1.2 Aufbau eines relationalen Datenmodells im GIS 89
6.2 Punktuelle Einträge 92
6.2.1 Begriffliche Grundlagen 92
6.2.2 Pfade des punktuellen N-Eintrags 93
6.2.3 Berechnung der Einträge über öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen 94
6.2.3.1 Eintrag durch häusliches Schmutzwasser 94
6.2.3.2 Eintrag durch industrielle Indirekteinleiter 99
6.2.3.3 Eintrag durch Niederschlagsabfluss ins Mischsystem 100
6.2.3.4 Eintrag durch Fremdwasserzufluss 103
6.2.3.5 Eliminierungsleistung der Abwasserbehandlungsanlagen 105
6.2.3.6 Eintrag durch Regenentlastung 106
6.2.4 Einträge über industrielle Direkteinleiter 108
6.2.5 N-Einträge über Niederschlagsabfluss ins Trennsystem 109
6.2.5.1 Zusammenfassung 109
6.3 Diffuse Einträge 111
6.3.1 Wasserhaushaltsbilanzierung 111
6.3.1.1 Grundbegriffe und Definitionen 111
6.3.1.2 Ermittlung des Gesamtabflusses 114
6.3.1.3 Trennung von Direkt- und Grundwasserabfluss 119
6.3.1.4 Ermittlung des Dränageabflusses 121
6.3.1.4.1 Ermittlung des Dränageflächenanteils 121
6.3.1.4.2 Ermittlung der Dränspende 125
6.3.2 Quantifizierung der Stickstoffeinträge über atmosphärische Deposition 126
6.3.3 Quantifizierung der N-Überschüsse der landwirtschaftlich genutzten Fläche 128
6.3.4 Stickstoffaustrag aus der Bodenzone landwirtschaftlich genutzter Flächen 136
6.3.4.1 Ermittlung des Stickstoffaustrags aus der Bodenzone 137
6.3.4.1.1 Bestimmung des Austauschfaktors 137
6.3.4.1.2 Die Bestimmung der Denitrifikation im Boden 138
6.3.4.2 N-Austrag über die Abflusskomponenten 143
6.3.4.2.1 Stickstoffaustrag über den Dränabfluss 143
6.3.4.2.2 Stickstoffaustrag über den Direktabfluss 144
6.3.4.2.3 Stickstoffaustrag über den Grundwasserabfluss 144

6.3.4.3 Differenzierung der N-Austräge aus Acker- und Grünlandflächen 145
6.3.5 Stickstoffausträge unter Wald 145
6.3.6 Stickstoffaustrag über urbane Flächen 148
6.3.6.1 Versiegelte urbane Flächen 148
6.3.6.2 Unversiegelte urbane Flächen 149
6.3.7 Stickstoffeintrag über Gewässerflächen 150
6.4 Denitrifikation im wasserungesättigten Untergrund 150
6.5 Denitrifikation im Grundwasser 151
6.6 Denitrifikation im Vorfluter 152
7 Stickstofffracht der Flüsse 153
8 Ergebnisse 156
8.1 Punktuelle N-Austräge 156
8.1.1 Einträge über öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen 156
8.1.2 Einträge über nicht direkt an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossene Bevölkerung 165
8.1.3 Einträge über Regenentlastungen 166
8.1.4 Einträge über industrielle Direkteinleiter 169
8.1.5 Einträge des Niederschlagsabflusses über Trennsysteme 169
8.1.6 Gesamteintrag aus punktuellen Quellen 170
8.1.7 Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse 173
8.1.8 Zusammenfassung 178
8.2 Dränageflächenanteile im Untersuchungsgebiet 178
8.2.1 Gesamtes Untersuchungsgebiet 182
8.2.2 Naturräume 183
8.2.3 Plausibilität der Dränageflächenanteile 184
8.3 Bilanzierung des Wasserhaushaltes 188
8.3.1 Überblick über die Wasserhaushaltsgrößen der Naturräume 188
8.3.2 Flächendeckende Bilanzierung der Wasserhaushaltsgrößen 189
8.3.2.1 Reale Evapotranspiration 189
8.3.2.2 Gesamtabfluss 190
8.3.3 Überblick über die Abflusskomponenten der Naturräume 190
8.3.5 Flächendeckende Bilanzierung der Abflusskomponenten 196
8.3.5.1 Dränabfluss 196
8.3.5.2 Direktabfluss 197
8.3.5.3 Grundwasserabfluss 199
8.3.5.4 Zusammenfassung 200

8.3.6 Plausibilität der Ergebnisse zum Wasserhaushalt 200
8.3.6.1 Verifizierung des Gesamtabflusses an den Durchflusspegeln 205
8.3.6.2 Alternativberechnung für den Gesamtabflusses 208
8.3.6.3 Plausibilität der Abflusskomponententrennung 210
8.3.6.4 Zusammenfassung 214
8.4 Bilanzierung des diffusen N-Austrags 215
8.4.1 N-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen 216
8.4.1.1 Stickstoffaustrag über Dränagen 216
8.4.1.2 Stickstoffaustrag über den Direktabfluss (abzüglich Dränabfluss) 217
8.4.1.3 Stickstoffaustrag in das Grundwasser 223
8.4.1.4 Diskussion der N-Austräge über die Abflusskomponenten 224
8.4.1.5 Vergleich der N-Austräge in den Naturräumen 229
8.4.1.6 Zusammenfassung 232
8.4.2 Berechnung der Ergebnisse unter Einbeziehung der Schwankungsbreiten relevanter Datengrundlagen 234
8.4.2.1 Zusammenfassung 237
8.4.3 Plausibilität der berechneten N-Austräge landwirtschaftlich genutzter Flächen ... 237
8.4.3.1 Vergleich mit Ergebnissen der Lysimeterstation Brandis 237
8.4.3.2 Vergleich mit Modellierungsergebnissen von BEHRENDT ET AL. (1999) 242
8.4.3.3 Vergleich mit den Ergebnissen der Modellierung mit dem Modell CANDY 244
8.4.3.4 Vergleich mit Messungen an Dränauslässen 245
8.4.4 Vergleich der N-Austragsberechnungen mit den N-Frachten im Vorfluter 245
8.4.5 N-Austräge aus Wasser-, Wald- und Siedlungsflächen 250
8.4.6 Aussagefähigkeit der Modellierungsergebnisse 250
9 N -Konzentrationen und N-Frachten der mittleren Mulde 251
9.1 N-Konzentrationen 251
9.2 N-Frachten 255
10 Reduzierung der punktuellen und diffusen N-Einträge 258
11 Zusammenfassung 262
12 Literaturverzeichnis 270
13 Anhang 293

II. Kartenverzeichnis

Karte 1: Naturräume 29
Karte 2: Hangneigung 38
Karte 3: Mittlerer Jahresniederschlag 41
Karte 4: Bodentypen 45
Karte 5: Landnutzung 49
Karte 6: Durchfluss- und Gewässergütepegel 51
Karte 7: Stickstoffdeposition (Jahresmittelwerte 1987 bis 1989) 61
Karte 8: Stickstoffdeposition (Jahresmittelwerte 1993 bis 1995) 63
Karte 9: Nutzbare Feldkapazität – Vergleich der Ableitungen nach Methode A und B 79
Karte 10: Digitalisierte Dränageflächen 83
Karte 11: Repräsentative Dränageflächenareale (RDA) 123
Karte 12: Stickstoffsaldo (Jahresmittelwerte 1986 bis 1989) 131
Karte 13: Stickstoffsaldo (Jahresmittelwerte 1997 bis 1999) 133
Karte 14: Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation 157
Karte 15: Anschlussgrad an öffentliche Kläranlagen 160
Karte 16: Kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiterstandorte 162
Karte 17: Stickstoffeintrag aus kommunalen und industriellen Einleitern 167
Karte 18: Punktueller Stickstoffeintrag in die Flüsse 171
Karte 19: Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 179
Karte 20: Reale Evapotranspiration 191
Karte 21: Gesamtabfluss 193
Karte 22: Dränabfluss 199
Karte 23: Direktabfluss (ohne Dränabfluss) 200
Karte 24: Grundwasserabfluss 202
Karte 25: Potentieller Stickstoffaustrag über Dränagen. 219
Karte 26: Potentieller Stickstoffaustrag über Direktabfluss. 221
Karte 27: Potentieller Stickstoffaustrag in das Grundwasser. 224
Karte 28: Direktabfluss 315
Karte 29: Potentielle Stickstoffkonzentration im Sickerwasser 316
Karte 30: Maximale Denitrifikationsrate im Boden 318
Karte 31: Denitrifikationsverluste im Boden 320

III. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Realisierung des genesteten Ansatzes in der Lößregion 5
Abb. 2: Stickstoffkreislauf im Boden 14
Abb. 3: Übersicht über hydrologisch wichtige Raumskalen 22
Abb. 4: Schema der N-Eintragspfade in Gewässer der mittleren Mulde 25
Abb. 5: Lage des Einzugsgebietes der mittleren Mulde 28
Abb. 6: Geologische Gliederung des Mulde-Einzugsgebietes 35
Abb. 7: Lage der Vereisungsgrenzen und Stauch- und Endmoränen 37
Abb. 8: Merkmale der Klimastufen im Mittelgebirge, Hügel- und Tiefland in Sachsen....38
Abb. 9: Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde.....44
Abb. 10: Vergleich Biotoptypenkartierung - MMK - CORINE-Landnutzungscover für Stoffhaushaltsmodellierungen, Bezugsgröße Biotoptypenkartierung.....72
Abb. 11: Ableitung der bodenphysikalischen Parameter und Zuweisung der Ergebnisse an den Flächentyp der MMK 77
Abb. 12: Differenzenbild der nach Methode A und Methode B abgeleiteten nFK.....81
Abb. 13: Grundstruktur eines Vektordatenmodells und eines Rasterdatenmodells...89
Abb. 14: Topologisch-relationales Datenmodell zur Ermittlung der pfadbezogenen diffusen N-Austräge im Einzugsgebiet der mittleren Mulde.....91
Abb. 15: Schema der Stickstoffeinträge über punktuelle Eintragspfade 94
Abb. 16: Schematische Darstellung des Abflussprozesses.....112
Abb. 17: Schema zur Trennung der Abflusskomponenten für landwirtschaftlich genutzte Flächen 113
Abb. 18: Berechnungsschema für die Abflussbildung in ABIMO 115
Abb. 19: *Effektivitätsparameter n* der Bagrov-Gleichung bei unterschiedlicher Bodennutzung 116
Abb. 20: Ermittlung der Dränageflächenanteile der Standorttypen.....125
Abb. 21: Ermittlung der Denitrifikationsrate 141
Abb. 22: Entwicklung der Nitrat-N-Gehalte im Sickerwasser auf der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Colditz 147
Abb. 23: Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser 152
Abb. 24: Nitratkonzentration-Abfluss-Beziehung am Pegel Erlln 1989 und 1996 154
Abb. 25: Nitratkonzentration-Abfluss-Beziehung am Pegel Bad Düben 154
Abb. 26: Anteil öffentlicher Abwasserbehandlungsanlagen nach ihrer Kapazität in Größenklassen.....161

Abb. 27: Öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen nach der Reinigungsstufe 164
Abb. 28: Reinigungsstufen der öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen unterschiedlicher Größenklassen 164
Abb. 29: Zusammensetzung des den Kläranlagen zugeführten Abwassers hinsichtlich seiner Stickstofffracht 165
Abb. 30: Eintragspfade der Stickstofffracht des häuslichen Schmutzwassers 166
Abb. 31: Anteile der Misch- und Trennkanalisation der Kreise 170
Abb. 32: Zusammensetzung der punktuellen Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden .173
Abb. 33: Vergleich zwischen geschätzten und behördlich erlaubten Jahresabwassermengen im Kläranlagenablauf 174
Abb. 34: Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Gesamt-Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf 175
Abb. 35: Vergleich der geschätzten Stickstoffeinträge ausgewählter Kläranlagen nach Behrendt et al. (1999) und ULLRICH (2000).....177
Abb. 36: Dränageflächenanteile in den Naturräumen nach Gesamtfläche, Grün- und Ackerland 181
Abb. 37: Dränageflächenanteile in den Naturräumen nach Hydromorphieflächentypen.....184
Abb. 38: Verteilung der Wasserhaushaltskomponenten in den Naturräumen 188
Abb. 39: Anteile der Abflusskomponenten in den Naturräumen 195
Abb. 40: Teileinzugsgebiete der Durchflusspegel (nach Austrittspegel benannt)....206
Abb. 41: Vergleich des Gesamtabflusses nach ABIMO mit unterschiedlicher Herleitung der nFK-Werte 209
Abb. 42: Vergleich der Abflusskomponenten des Untersuchungsgebietes mit Abflussseparationen vergleichbarer Gebiete 214
Abb. 43: Diffuse N-Austräge in das Grundwasser sowie über Drän- und sonstigen Direktabfluss für Acker- und Grünlandflächen differenziert 215
Abb. 44: N-Flächenaustrag über Dränabfluss in den Naturräumen.....216
Abb. 45: N-Flächenaustrag über den Direktabfluss in den Naturräumen 218
Abb. 46: N-Flächenaustrag über Grundwasserabfluss in den Naturräumen 223
Abb. 47: Vergleich der Flächenausträge der Naturräume 230
Abb. 48: Flächenausträge aus Ackerflächen - Vergleich der Naturräume.....230
Abb. 49: Flächenausträge aus Grünlandflächen - Vergleich der Naturräume 231
Abb. 50: N-Austräge über die Abflusskomponenten nach Naturräumen 232

Abb. 51: Alternativrechnungen zur Ermittlung der Schwankungsbreite des N-Austrags aus der Bodenzone 1986-1989 236
Abb. 52: Alternativrechnungen zur Ermittlung der Schwankungsbreite des N-Austrags aus der Bodenzone 1997-1999 236
Abb. 53: Vergleich der berechneten N-Austräge der Naturräume mit denen der Szenariorechnungen von DREYHAUPT (2002)....244
Abb. 54: Bilanzgebiete der Gütepegel....246
Abb. 55: Jahreswerte der Gesamt-N-Konzentration am Pegel Bad Düben....251
Abb. 56: Vergleich der Ammonium-Konzentrationen 1990 und 2000....252
Abb. 57: Vergleich der Nitrat-Konzentrationen 1990 und 2000 253
Abb. 58: N-Konzentrationen am Pegel Erlln 1987 bis 2000 im Jahresgang 254
Abb. 59: N-Konzentrationen am Pegel Sermuth 1987 bis 2000 im Jahresgang....254
Abb. 60: N-Frachten am Pegel Sermuth 1987 bis 2000 255
Abb. 61: N-Frachten am Pegel Erlln 1987 bis 2000 255
Abb. 62: N-Frachten im Untersuchungsgebiet 1990 und 2000 im Vergleich 256
Abb. 63: N-Frachten der mittleren Mulde als 4-Jahres-Mittelwert....257
Abb. 64: N-Frachten der mittleren Mulde als 3-Jahres-Mittelwert....257
Abb. 65: Pfadbezogene diffuse N-Austräge in das Grundwasser sowie über den Drän- und sonstigen Direktabfluss nach Acker- und Grünlandflächen differenziert sowie N-Austräge der sonstigen Landnutzungen 266
Abb. 66: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Zwickau-Pölbitz (Zwickauer Mulde) 307
Abb. 67: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Chemnitz (Chemnitz) 307
Abb. 68: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Lichtenwalde (Zschopau)....308
Abb. 69: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Nossen (Freiberger Mulde) 308
Abb. 70: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Erlln (Freiberger Mulde) 309
Abb. 71: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Sermuth 309
Abb. 72: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Bad Düben....310
Abb. 73: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Zwickau-Pölbitz.311

Abb. 74: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Chemnitz 311
Abb. 75: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Lichtenwalde 312
Abb. 76: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Nossen 312
Abb. 77: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Niederstriegis 313
Abb. 78: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Sermuth 313
Abb. 79: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Erlln 314
Abb. 80: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Bad Düben ...316

IV. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Güteklassifikation der Nährstoffe für Oberflächengewässer 11
Tab. 2: Übersicht über die wichtigsten Rechtsvorschriften 12
Tab. 3: Einfluss verschiedener Faktoren auf die Nitratauswaschung 16
Tab. 4: Wasserhaushalts- und Stickstoffmodelle der Mesoskale 21
Tab. 5: Typische Charakteristika der Naturräume 31
Tab. 6: Gebietseingangs- und Ausgangspegel mit mittleren Abflusswerten 51
Tab. 7: Ausgewählte Angaben der MMK zu den Standortregionaltypen 56
Tab. 8: Kriterien der Hydromorphieflächentypen 57
Tab. 9: Abflussseparationen 59
Tab. 10: Gewässergüte-Messstellen und Anzahl der Messungen 61
Tab. 11: Ableitung der Bodenart nach Methode A 75
Tab. 12: Bodenformen der MMK mit Flächengewichtung 78
Tab. 13: Biotoptypen der Siedlungsflächen und Versiegelungsgrade 85
Tab. 14: Eingangsdaten zum Aufbau des relationalen Datenmodells 90
Tab. 15: Gemeinden mit privater Abwasserbeseitigung nach Kreisen 96
Tab. 16: Anschluss an die öffentliche Kanalisation im Freistaat Sachsen 102
Tab. 17: Zusammensetzung des in öffentlichen Kläranlagen behandelten Abwassers 103
Tab. 18: N-Eliminierungsleistungen unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren 106
Tab. 19: Datengrundlagen für die Modellierung des Gesamtabflusses mit ABIMO 117
Tab. 20: Ermittlung des Abflussquotienten aus Hangneigung und Hydromorphiegrad 120
Tab. 21: Ermittlung des N-Saldos durch N-Zufuhr und N-Abfuhr 128
Tab. 22: Durchschnittswerte der N-Bilanzglieder 130
Tab. 23: Abschätzung der Denitrifikationsbedingungen für Bodentypen 140
Tab. 24: Ausgangstabellen zur Berechnung der maximalen Denitrifikation 142
Tab. 25: Michaelis-Menthen-Konstante und maximale Denitrifikationsraten 143
Tab. 26: Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserentsorgung. 159
Tab. 27: Punktuelle N-Emissionsfrachten nach BEHRENDT ET AL. (1999) und ULLRICH (2000) 176
Tab. 28: Dränflächenanteile unterschieden nach Bodenwasser- und Substrateigenschaften 182
Tab. 29: Dränageflächenanteile unterschieden nach Hydromorphieflächentypen ... 182
Tab. 30: Dränageflächenanteile unterschieden nach Substraten 183
Tab. 31: Anteil der Dränageflächen in den Naturräumen 185

Tab. 32: Vorhandene und geplante Meliorationsanlagen im DDR-Landkreis Leipzig ..186
Tab. 33: Abflüsse nach Naturräumen und Abflusskomponenten.....195
Tab. 34: Berechnete und gemessene Abflüsse in den Teileinzugsgebieten 206
Tab. 35: Gesamtabfluss mit variierten Eingangsdaten mit ABIMO berechnet.....210
Tab. 36: Vergleich der Abflusskomponenten von KRAUSE (2001) und HIRT (2002) .212
Tab. 37: Alternativrechnungen des N-Austrags aus der Bodenzone unter Einbeziehung der Schwankungsbreiten relevanter Datengrundlagen.....234
Tab. 38: Lysimetergruppe, Bodenform und Profilaufbau der Lysimeter der Station Brandis sowie zugeordneter Naturräume des Untersuchungsgebiets 238
Tab. 39: Gegenüberstellung des N-Austrags der Lysimeter und des berechneten N-Austrags aus der Wurzelzone 239
Tab. 40: Vergleich der diffusen N-Austräge nach BEHRENDT ET AL. (1999) und HIRT 242
Tab. 41: Vergleich der berechneten N-Austräge über Dränagen mit Messwerten ..245
Tab. 42: N-Austrag über die landwirtschaftliche Nutzfläche für die Bilanzgebiete...247
Tab. 43: N-Austrag über Wald-, Wasser- sowie versiegelte und unversiegelte urbane Flächen für die Bilanzgebiete.....247
Tab. 44: Vergleich der berechneten diffusen und punktuellen N-Austräge und der mit Hilfe der Pegelmessungen ermittelten Frachten der Flüsse.....248
Tab. 45: Naturraum 1, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 294
Tab. 46: Naturraum 1, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrat-eigenschaften.....294
Tab. 47: Naturraum 2, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 295
Tab. 48: Naturraum 2, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften 295
Tab. 49: Naturraum 3, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 296
Tab. 50: Naturraum 3, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften 296
Tab. 51: Naturraum 4, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 296
Tab. 52: Naturraum 4, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften 298
Tab. 53: Naturraum 5, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen 298

Tab. 54: Naturraum 5, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften 299
Tab. 55: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Zwickau-Pölbitz 300
Tab. 56: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Wolkenburg 300
Tab. 57: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Chemnitz 301
Tab. 58: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Göritzhain 301
Tab. 59: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Lichtenwalde 302
Tab. 60: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Pischwitz 302
Tab. 61: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Nossen 303
Tab. 62: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Niederstriegis 303
Tab. 63: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Erlln 304
Tab. 64: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Sermuth 304
Tab. 65: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Wurzen 305
Tab. 66: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Eilenburg 305
Tab. 67: Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Bad Düben 306
Tab. 68: Emissionsfrachten aus Abwasserbehandlungsanlagen 324
Tab. 69: Stickstoffrelevante Industrielle Direkteinleiterbetriebe und ihre Emissionsfrachten 328

V. Größenverzeichnis

AAU_M	Anschlussgrad der versiegelten Fläche an die Mischkanalisation
AAU_T	Anschlussgrad der versiegelten Fläche an Regenwasserkanalisation
AE_{dG}	Anschlussgrad der Einwohner an abflusslose Gruben
AE_{uG}	Anschlussgrad der Einwohner an undichte Gruben
A_d	sonstiger Direktabfluss
A_{dr}	Dränageabfluss
AF	Austauschfaktor
A_{ges}	Gesamtabfluss
AH	Austauschhäufigkeit des Bodenwassers
A_u	Grundwasserabfluss
CiS_d	gemessene N-Konzentration des Abwassers industrieller Direkteinleiter am Kläranlagenablauf
CQ_f	N-Konzentration des Fremdwassers
D_{max}	maximale Denitrifikationsrate
DS	Dränspende
Dst	Dränageflächenanteil des Standortregionaltyps
e	Entlastungsrate des Mischsystems
E	Einwohner
E_{dG}	Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben
Eqs	einwohnerspezifische Stickstoffabgabe
EGW_{KA}	behandelte Einwohnergleichwerte
EGW_{qs}	einwohnergleichwertspezifische Stickstofffracht
E_{KA}	an Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossene Einwohner
E_{nKan}	nur an Kanalisation angeschlossene Einwohner
E_{oKA}	Einwohner ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation und eine Abwasserbehandlungsanlage
ET_p	Potentielle Evapotranspiration
ET_r	reale Evapotranspiration
E_{uG}	Einwohner mit Anschluss an undichte Gruben
EW_{KA}	behandelte Einwohnerwerte
Df	Dränfaktor = 0,7
Fdr	gedränte Fläche eines Standortregionaltyps im RDA
F_{ezg}	Fläche des Einzugsgebietes (m²)
F_{ges}	Gesamtfläche eines Standortregionaltyps im RDA
Fj	jährliche Stickstofffracht
Fk_{we}	Feldkapazität im durchwurzelten Boden

F_N	mittlere potentielle N-Fracht aus der Bodenzone
F_p	Fläche des Polygons (m²)
GWN	Grundwasserneubildung
H1 + H2	Hilfsformeln zur Berechnung
I_{EL}	Eliminierungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage
JN	mittlerer Jahresniederschlag
JSM	behandelte Jahresabwassermenge in Abwasserbehandlungsanlagen
K	Michaelis-Menten-Konstante
n	Effektivitätsparameter (Speichereigenschaften der verdunstenden Fläche)
N	Stickstoff
Nj	Anzahl der Messwerte pro Jahr
Nt	Stickstoffkonzentration zum Messzeitpunkt t
NALd	N-Austrag über den Direktabfluss von Ackerflächen
NALdr	N-Austrag über den Dränabfluss von Ackerflächen
NALg	N-Austrag über den Grundwasserabfluss von Ackerflächen
N_{BIL}	Stickstoffbilanzüberschuss
N_{DEN}	Denitrifikation
N_{dep}	Stickstoffdeposition auf versiegelten Flächen
Ndiff	diffuser N-Austrag
NE_{KA}	N-Fracht der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner
NGLd	N-Austrag über den Direktabfluss von Grünlandflächen
NGLdr	N-Austrag über den Dränabfluss von Grünlandflächen
NGLg	N-Austrag über den Grundwasserabfluss von Grünlandflächen
NhS	Stickstoffanfall im häuslichen Schmutzwasser
N_{ind}	N-Eintrag über industrielle Direkteinleiter
NiS_d	N-Fracht des Abwassers industrieller Direkteinleiter
NiS_i	N-Fracht des Schmutzwassers industrieller Indirekteinleiter
N_{KA}	N-Eintrag über Kläranlagen
$N_{KA/AB}$	N-Fracht im Kläranlagenablauf
$N_{KA}dG$	N-Fracht in Kläranlagen aus abflusslosen Gruben
$N_{KA}uG$	N-Fracht in Kläranlagen aus undichten Gruben
$N_{KA/ZU}$	N-fracht im Kläranlagenzulauf
N_{kan}	N-Eintrag über den Niederschlagsabfluss
N_{konz}	mittlere potenzielle N-Konzentration im Sickerwasser
N_{kon}	Stickstoffkonzentration des Bodens bezogen auf den mobilen Stickstoffanteil
N_M	N-Fracht im Mischsystem im Entlastungsfall
NN_{KA}	N-Fracht des Niederschlagsabflusses in Kläranlagen
N_{Nied}	diffuser N-Austrag über Niederschlagswasser von versiegelten urbanen Flächen

NN_{iKA}	N-Eintrag über den Niederschlagsabfluss in Mischsysteme
NN_{iT}	N-Eintrag über Regenwasserkanalisation
NQf	N-Fracht des Fremdwassers in Kläranlagen
Np	punktueller N-Eintrag in die Gewässer der mittleren Mulde
NQ_f	N-Fracht des Fremdwassers
NRÜ	über Regenüberläufe entlastete N-Fracht
NS	Stickstoffrückhalt im Schlamm
Nsal	Stickstoffsaldo
Nsiedl	N-Austrag aus urbanen Flächen
NUF	N-Austrag über unversiegelte urbane Flächen
NUuF	diffuser N-Austrag über versiegelte urbane Flächen
Nver	Stickstoffaustrag von versiegelten Flächen
Nwald	N-Austrag aus Waldflächen
Nwas	N-Austrag aus Wasserflächen
$N_{zKA}E_{oKA}$	N-Fracht in Abwasserbehandlungsanlagen aus abflusslosen und undichten Gruben
$N_{zKA}E_{nKan}$	N-Fracht in Abwasserbehandlungsanlagen der nur an Kanalisation angeschlossenen Einwohner
Q_a	Abflussquotient
Q_f	Fremdwasserzufluss
Q_{fKA}	Fremdwasserzufluss in Abwasserbehandlungsanlagen
QiS_d	Jahresabwassermenge industrieller Direkteinleiter
Qmess	mittlerer Jahresabfluss berechnet für die Tage der Gütemessungen
$QN_{ver/KA}$	Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen in Mischsysteme und Schmutzwasserkanalisation
QN_{ver}	Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen
q_r	Regenabflussspende
Qs	in Abwasserbehandlungsanlagen anfallende Schmutzwassermenge (häuslich/industriell)
Qt	mittlerer Jahresabfluss
Qt	Abfluss zum Messzeitpunkt t
P	Niederschlag
R	Gesamtabfluss
R_{ges}	Gesamtabfluss pro Polygon (mm/a)
SWR	Sickerwasserrate
Uf	Umrechnungsfaktor vom Durchflusspegel zum Gütepegel
$Vers_{dep}$	Stickstoffdeposition auf unversiegelte urbane Flächen
VG	Versiegelungsgrad der urbanen Flächen
Vs	Speichervolumen

VI. Abkürzungsverzeichnis

ABIMO	Abfluss-Bildungs-Modell
AL	Ackerland
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETP	Evapotranspiration
FK	Feldkapazität
GIS	Geographisches Informationssystem
GL	Grünland
GOF	Geländeoberfläche
GW	Grundwasser
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage
LFN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen
LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft
mg	Milligramm
MMK	Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung
MONERIS	**Mo**delling of **N**utrient **E**missions in **Ri**ver **S**ystems
N	Stickstoff
NH_3	Ammoniak
NH_4	Ammonium
NO	Stickstoffmonoxid
NO_2	Nitrit
NO_3	Nitrat
N_2O	Distickstoffoxid, Lachgas
NO_2	Stickstoffdioxid
NR	Naturraum
nFK	nutzbare Feldkapazität
OSPAR	Oslo-Paris-Konferenz
RDA	repräsentative Dränflächenareale
SLUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
STR	Standortregionaltyp
t	Tonnen
TU	Technische Universität
TVO	Trinkwasserverordnung
UFZ	Umweltforschungszentrum

1 Einleitung

1.1 Zielsetzung

Kontinuierlich hohe Stickstofffrachten der Elbe und weiterer Nordseezuflüsse haben die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) Ende der 80er Jahre dazu veranlasst, eine 50%ige Reduzierung der N-Einträge in die Nordsee innerhalb von 10 Jahren zu beschließen. Diese Reduzierung wurde in diesem Zeitraum nicht erreicht. Für Oberflächengewässer wurde im Jahr 2001 zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Bundesdeutsches Recht von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (UBA 2001d) eine Güteklassifikation für Nährstoffe erstellt, die einen Wert von 3 mg/l N für Oberflächengewässer festgelegt. Am Beispiel der mittleren Mulde, die kontinuierlich hohe Stickstoffkonzentrationen von durchschnittlich 6 mg N /l aufweist, wird deutlich, dass eine Reduzierung der N-Einträge zur Erzielung der geforderten Gewässergüte unabdingbar ist. Sowohl für die Meere als auch für die Oberflächengewässer ist eine Halbierung der N-Einträge eine umweltpolitische Notwendigkeit. Im Rahmen des Projektes „Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“ wurden deshalb die Wasser- und Stickstoffflüsse im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (2700 km²) flächendifferenziert erfasst, um die N-Eintragpfade zu quantifizieren und Maßnahmen zur Minderung der N-Frachten abzuleiten.

Zunächst ist eine Identifikation der unterschiedlichen Eintragspfade und ihrer räumlichen Verteilung notwendig. Punktuelle und diffuse Quellen sind zu unterscheiden. Bei der Erfassung der punktuellen N-Einträge soll die Lage der relevanten Einleiter bekannt sein, um einen Vergleich mit den Gütemessungen der Pegel zu ermöglichen. Alle relevanten Direkt- und Indirekteinleiter sind zu berücksichtigen. Zur Erfassung der diffusen Quellen ist eine flächendeckende Bearbeitung notwendig, die alle Landnutzungen berücksichtigt. Nur so kann die Gesamtfracht aus dem Untersuchungsgebiet ermittelt und ein Vergleich mit den N-Frachten der Flüsse ermöglicht werden.

Bei der Quantifizierung der diffusen N-Austräge über landwirtschaftlich genutzte Flächen ist die Berücksichtigung der unterschiedlichen Austragspfade notwendig. So muss der Direktabfluss vom Grundwasserabfluss getrennt werden, da dieser im Vergleich zum Grundwasserabfluss nur geringe Fließzeiten zum Vorfluter (meist weniger als eine Woche) zeigt, während der Grundwasserabfluss in der Regel Fließzeiten von Jahren bis zu mehreren Jahrzehnten aufweist. Die zeitliche Verzögerung des Eintreffens des Grundwasserabflusses sowie die Möglichkeit zum

Abbau von Stickstoff in der ungesättigten Zone und im Aquifer sind für den N-Austrag relevant. Aufgrund der zahlreichen staunassen Böden im Untersuchungsgebiet soll der N-Austrag durch Dränabfluss separat vom Direktabfluss betrachtet werden.

Ein zeitlicher Vergleich der diffusen N-Austräge der 80er Jahre und 90er Jahre ist sinnvoll: Zum einen entspricht der N-Austrag über die langsam abfließende Grundwasserkomponente tendenziell der Bewirtschaftungs- und Austragssituation der 80er Jahre. Der N-Austrag über die schnellen Abflusskomponenten (Drän- und Direktabfluss) spiegelt hingegen die N-Einträge der 90er Jahre wider. Zum anderen können damit die Auswirkungen durch die Veränderung der politischen Rahmenbedingungen durch die Wiedervereinigung Deutschlands auf den N-Austrag erfasst werden.

Die diffusen N-Austräge sollen differenziert nach Naturräumen untersucht werden, da unterschiedliche Belastungshöhen sowie eine unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Eintragspfade zu erwarten sind. Die Berücksichtigung dieser regionalen Aspekte ist notwendig zur Ableitung von gezielten Strategien zur Verminderung diffuser N-Einträge in die Gewässer.

Die Untersuchungen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde mit einer Fläche von rund 2.700 m³ müssen maßstabsadäquat erfolgen, d.h., die räumliche und zeitliche Auflösung ist der Fragestellung sowie der Gebietsgröße anzupassen. Bei der räumlichen Auflösung ist zu beachten, dass keine punktgenauen Aussagen erfolgen können, sondern das Ziel die Abschätzung der Größenordnung des N-Austrags sowie ein Vergleich zwischen dem unterschiedlichen Austragsverhalten der Naturräume ist. Hinsichtlich der zeitlichen Auflösung ist zur Erfassung der Herkünfte der N-Belastung der Vorfluter die durchschnittliche Gesamtbelastung aus dem Untersuchungsgebiet relevant. Deshalb ist die Ermittlung der N-Einträge anhand von Jahresmittelwerten ausreichend.

Da die Modellergebnisse stark von der Qualität der Eingangsdaten abhängen, soll die Sensitivität der Modelle auf die Eingangsparameter bzw. die Auswirkungen auf die Ergebnisse des N-Austrags durch Alternativrechnungen berücksichtigt werden.

Schließlich sollen die Ergebnisse mit den N-Frachten im Fluss verglichen werden. Ein weiteres Ziel ist es, Schlussfolgerungen zur Minderung des N-Eintrags in die Gewässer zu formulieren, die das regional differenzierte Austragsgeschehen berücksichtigen.

Vorgehensweise

Zur Ermittlung der Wasser- und Stickstoffflüsse wird eine Kombination von verschiedenen Modellen angewandt. Zur Quantifizierung der *punktuellen* N-Einträge werden zunächst die unterschiedlichen Eintragsquellen und ihre Pfade bestimmt

(Kap. 6.2). Aufgrund statistischer und hydrologischer Ausgangsdaten werden folgende punktuelle N-Einträge in die Vorflut bestimmt:

- N-Einträge über Kläranlagen einschließlich der Berücksichtigung ihrer Eliminierungsleistung und der über Regenabläufe ungeklärt abfließenden Abwassermenge
- N-Einträge über industrielle Einleiter
- Direkte N-Einträge über die Kanalisation

Zur Ermittlung des *diffusen* Stickstoffaustrags werden zunächst die Wasserflüsse im Gebiet quantifiziert (Kap. 6.3.1). Der Gesamtabfluss wird als Differenz von Niederschlag und realer Evapotranspiration berechnet (Kap. 6.3.1.2). Die Aufsplittung von Grundwasser- und Direktabfluss geschieht mit Hilfe des Abflussquozienten. Zur Ermittlung des Dränabflusses müssen zunächst die Dränageflächenanteile im Untersuchungsgebiet bekannt sein. Dies geschieht durch Digitalisierung der Dränageflächen für repräsentative Teilgebiete und die Übertragung der ermittelten Dränageflächenanteile anhand der Bodenformen auf Gebiete, für die keine Informationen zur Lage der Dränageflächen vorliegen (Kap. 6.3.4.2.1). Nach Ermittlung der Sickerwasserrate kann der prozentuale Anteil des Dränabflusses dieser Flächen in Abhängigkeit der Bodenformen bestimmt werden.

Nachdem die Wasserflüsse im Untersuchungsgebiet bekannt sind, kann die Kopplung der Stickstoffkomponente an die Wasserflüsse erfolgen (Kap. 8.4.1). Die Ermittlung des N-Bilanzüberschusses (N-Saldo) als Eingangsparameter wurde vom Institut für Acker- und Pflanzenbau der MLU Halle-Wittenberg vorgenommen (Kap. 6.3.3). Bei der Bestimmung des N-Austrags wird eine Aufteilung der N-Salden nach ihrem Verbleib vorgenommen, und zwar in folgende Pfade:

- Denitrifikation und Entweichen in die Atmosphäre
- Auswaschung aus der Bodenzone
- Verbleib im Bodenspeicher

Eine solche Aufteilung kann durch Ermittlung der Austauschhäufigkeit und den daraus abzuleitenden Austauschfaktor sowie der Kalkulation der Denitrifikation in der Wurzelzone vorgenommen werden (Kap. 6.3.4.1).

Für die Flächennutzung *Wasser* wird der Direkteintrag durch die atmosphärische Deposition berechnet (Kap. 6.3.7). *Urbane Flächen* (Kap. 6.3.6) tragen einerseits ebenfalls durch Depositionseinträge sowie weitere N-Einträge (z.B. durch Laub und Streu) zum N-Austrag bei (unversiegelte urbane Flächen). Andererseits entstehen N-Austräge durch undichte Gruben der nicht an die Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung sowie durch stickstoffbefrachtetes Regenwasser, das von versiegelten Flächen abfließt, aber nicht in die Kanalisation gelangt (versiegelte urbane Flächen).

N-Austräge aus Waldflächen (Kap. 6.3.5) werden mangels ausreichender Prozesskenntnis sowie fehlender Messdaten anhand von Literaturdaten abgeschätzt. Alle Ergebnisse werden naturraumbezogen diskutiert und ausgewertet.

Da die Modellierungsergebnisse stark von der Qualität der Eingangsdaten abhängig sind, werden relevante Eingangsdaten entsprechend ihrer möglichen Schwankungsbreite modifiziert. Die Berechnungen des N-Austrags werden mit den veränderten Eingangsdaten erneut vorgenommen. Somit kann sowohl die Sensitivität des Modells hinsichtlich der Eingangsdaten sowie die mögliche Schwankungsbreite der Ergebnisse ermittelt werden.

Abschließend sollen die berechneten N-Einträge mit den aus den Pegeldaten ermittelten Frachten verglichen werden. Somit können die Modellergebnisse validiert werden.

Zur Unterstützung der Bearbeitung der Wasser- und Stoffflüsse im Einzugsgebiet der mittleren Mulde wurden zwei Diplomarbeiten vergeben, die wesentliche Erkenntnisse zur Bearbeitung der Thematik lieferten:

- Hammann, Torsten: „Entwässerungssysteme landwirtschaftlicher Nutzflächen und deren Wirkung auf den Nitrataustrag in Abhängigkeit von den Bodenformen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde“.
- Ullrich, Antje: „Quantifizierung der punktuellen Stickstoffeinträge in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde“.

1.2 Das Projekt Elbe-Ökologie

Die Dissertation entstand im Rahmen des von der Sektion Angewandte Landschaftsökologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle bearbeiteten Projektes „Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“. Das Projekt ist integriert in die vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) ausgeschriebene Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie, BMBF FKZ: 0339586)“. Diese gliedert sich in die drei Teilkomplexe „Ökologie der Gewässer“, „Ökologie der Auen“ und „Landnutzung im Einzugsgebiet“. Die Bearbeitung des Themenkomplexes „Landnutzung im Einzugsgebiet“ erfolgt nach Absprache mit den anderen Projektbeteiligten für das Gesamtgebiet sowie für die drei Großlandschaften des Elbegebietes: Das *Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V. (PIK)*, das *Forschungszentrum Jülich GmbH (FZJ)* sowie das *Institut für Gewässerforschung und Binnenfischerei (IGB)* bearbeiten das Gesamtgebiet. Das *Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden* bearbeitet den Festgesteinsbereich (Erzgebirge), das *Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF)* das pleistozäne Tiefland und das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle das Lößgebiet.

Das von der Sektion Angewandte Landschaftsökologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle geleitete Projekt wird in Zusammenarbeit mit folgenden Projektpartnern bearbeitet:

- **Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH**:
  - Sektion Angewandte Landschaftsökologie
  - Sektion Bodenforschung
- **Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg**:
  - Institut für Acker- und Pflanzenbau
- **Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie**:
  - Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Lysimeterstation Brandis

Ziel des Projektes ist es, die Wasser- und Stoffflüsse im Lößgebiet des Elbeeinzugsgebietes zu beschreiben und Konzepte zur dauerhaft umweltgerechten Landnutzung in unterschiedlichen Natur- und Wirtschaftsräumen zu entwickeln (BMBF 1995:17, KRÖNERT et al. 1997, HIRT & KRÖNERT 2001). Es wird von einem hierarchischen Ansatz ausgegangen, d.h., die Untersuchungen im Lößgebiet werden auf unterschiedlichen Maßstabsebenen in verschiedenen Einzugsgebieten durchgeführt (vergl. STEINHARDT & VOLK 2000) (Abb. 1):

1. Das Einzugsgebiet der *Parthe* (305 km²)
2. Das Einzugsgebiet der *mittleren Mulde* (2700 km²)
3. Die *gesamte Lößregion* des Elbeeinzugsgebietes (17.661 km²).

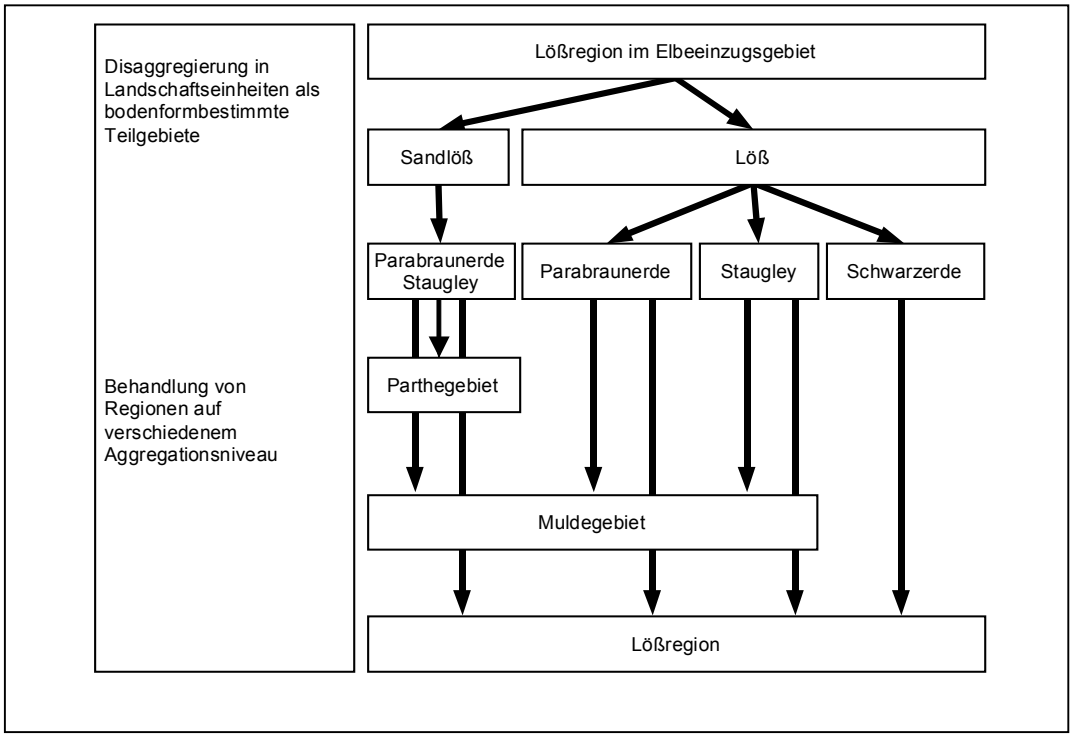


Abb. 1: Realisierung des genesteten Ansatzes in der Lößregion (FRANKO ET AL. 2002)

Im Einzugsgebiet der Parthe werden detaillierte Untersuchungen durchgeführt zum Nährstoffhaushalt landwirtschaftlicher Betriebe (Institut für Acker- und Pflanzenbau), zur Erosionsdeposition (Sektion Angewandte Landschaftsökologie), zum Stickstofftransport in der ungesättigten Bodenzone (Sektion Bodenforschung) und zur Bestimmung des Nitratstromes im Grundwasser (Lysimeterstation Brandis). Durch eine Modellkopplung soll die Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse in diesem Einzugsgebiet bis zum Erreichen des Vorfluters erprobt werden.

Sowohl für das Einzugsgebiet der mittleren Mulde als auch für die gesamte Lößregion des Elbeeinzugsgebietes führt das Institut für Acker- und Pflanzenbau zum einen die Untersuchung der flächenbezogenen Nährstoffbilanzen und zum anderen die Ermittlung der Stoffflüsse und Erarbeitung von Szenarien einer alternativen Bewirtschaftung (konventioneller, integrierter und ökologischer Landbau) für Modellbetriebe durch. Die Wasser- und Stoffflüsse im Einzugsgebiet der mittleren Mulde werden flächendeckend von der Sektion Angewandte Landschaftsökologie bearbeitet. Die Sektion Bodenforschung kalkuliert sowohl für repräsentative Standorte im Untersuchungsgebiet als auch in der gesamten Lößregion den Nitrataustrag aus der Bodenzone, wobei der Schwerpunkt dieser Untersuchungen auf dem Einfluss der Heterogenität der Böden auf den Stickstoffaustrag liegt.

Aussagen zur gesamten Lößregion werden einerseits durch die oben genannten Untersuchungen des Instituts für Acker- und Pflanzenbau und der Sektion Bodenforschung erzielt, andererseits durch die Übertragung der in den kleineren Untersuchungsräumen erzielten Ergebnisse auf entsprechende Naturräume im gesamten Untersuchungsraum (KRÖNERT ET AL. 1999).

2 Problemsituation und Stand der Forschung

Im folgenden Kapitel wird eine Situationsbeschreibung der Stickstoffbelastung mit Entwicklungstendenzen gegeben. Zudem werden die Auswirkungen dieser Belastungen auf Mensch und Umwelt dargestellt. Möglichkeiten zur Reduzierung der N-Belastungen durch politische Instrumente werden anschließend aufgezeigt. Die naturwissenschaftlichen Voraussetzungen des N-Kreislaufs und der N-Auswaschung sind Thema der darauf folgenden Kapitel. Auf diesen aufbauend werden Möglichkeiten zur Untersuchung von Stickstoffflüssen in der Landschaft (experimentelle Bestimmung durch Messungen und Modellierung) vorgestellt und vorhandene Modelle zur Analyse von Stickstoffflüssen dargestellt und in Hinblick auf die in Kap. 1.1 beschriebenen Zielsetzungen bewertet. Die Ausführungen zur Bestimmung des Modellierungsmaßstabs und der Modellanforderungen bilden den Übergang zum eigenen Konzept.

2.1 Situationsbeschreibung der Stickstoffbelastung

In den letzten Jahrzehnten ist eine zunehmende Belastung der Grundwässer und Gewässer mit Stickstoff festzustellen. In vielen Gebieten nahm die Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser bis Mitte der 80er Jahre jährlich im Mittel um 1 bis 2 mg/l zu (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1985). Zugleich stieg auch die Stickstoffbelastung der Gewässer kontinuierlich. Die Belastungen sind einerseits auf genau lokalisierbare *punktuelle* Quellen, z.B. von Kläranlagenauslässen oder industriellen Einleitern, zurückzuführen und andererseits auf *diffuse* Quellen, d.h. vielschichtige Stoffverlagerungen in der Landschaft, die v.a. durch die Landwirtschaft verursacht werden. Zunächst wurden Punktquellen als Hauptverursacher dieser Kontamination identifiziert und waren Ziel der Anstrengungen zur Verringerung dieser Belastungen. Durch zusätzlichen Bau von kommunalen Kläranlagen und Verbesserung ihrer Reinigungsleistung sowie die deutliche Reduzierung der Belastungen durch industrielle Einleiter wurden die punktuellen Stickstoffeinträge stark reduziert. Nach UBA (2001a), LAWA (1996a:13) und AG ELBE (1995:44) wird eine weitere Frachtreduktion aus punktuellen Quellen aufgrund der Vielzahl von bereits umgesetzten Maßnahmen zu keiner nennenswerten Verbesserung der Gewässergüte mehr führen. Mittlerweile dominieren Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen, als deren Hauptverursacher die Landwirtschaft herausgestellt werden kann (ENQUETE KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ 1997, UBA 1997:236).

Die Landwirtschaft hat v.a. durch eine deutliche Steigerung der Düngergaben den N-Eintrag in die Landschaft erhöht. 1950 bis 1991 stand einer 2,7-fachen Steigerung

der Getreideerträge (von 2,3 t/ha auf 6,2 t/ha im Durchschnitt) eine Erhöhung des Düngerverbrauchs um das 5-fache gegenüber (UBA 1994, WALTHER 1995). Seit Ende der 80er Jahre ist der Einsatz von Dünger zwar aufgrund gezielter Maßnahmen zur Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse um 25% zurückgegangen, aber die Nitratbelastung im Grundwasser steigt bei einem Stickstoffüberschuss von noch 75 kg/ha (1998) im Bundesdurchschnitt weiterhin an (MITTEILUNG DER REGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2000:19, UBA 2001a). Dieser Trend bleibt auch weiterhin v.a. in nicht reduzierenden Grundwässern bestehen (ROLLAND 1995). Auch die Belastung der Oberflächengewässer, die hauptsächlich durch das Grundwasser gespeist werden, hat sich seit Mitte der 80er Jahre nicht wesentlich geändert (MITTEILUNG DER REGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2000:7). Da der in der Landschaft verteilte Stickstoff zum Teil erst nach Jahren oder Jahrzehnten über den Grundwasserpfad in die Flüsse gelangt, wird eine Verringerung der Austragsmenge erst dann erkennbar (UBA 1997:237, LAWA 1996b:8).

Die Elbe war im Vergleich mit den anderen großen Flüssen bis 1990 der weitaus am höchsten belastete Fluß in Deutschland. Die Stickstoffkonzentration der Elbe hat von 1970 bis 1992 um etwa zehn Prozent pro Jahr zugenommen (UBA 1997:237, HGF 1997:44). Im letzten Jahrzehnt ist eine deutliche Abnahme der Ammoniumkonzentration erfolgt, v.a. durch die Umrüstung und Stilllegung von Industrieanlagen sowie durch reduzierte Einleitungen der Kläranlagen. Die Nitratbelastung hat sich hingegen nicht wesentlich geändert bzw. ist an einigen Pegeln leicht gestiegen (PETERSEN ET AL. 1999, IKSE 1996, AG Elbe1995:21). Dies ist begründet in der Geologie des Einzugsgebietes der Elbe, welche hohe Reaktionszeiten in Bezug auf den N-Austrag bedingt. Auf Grundlage einer Verweilzeitenanalyse mit dem Modell WEKU konnten für das Elbeeinzugsgebiet (KUNKEL & WENDLAND 1997) je nach Standort Verweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehr als 250 Jahren ermittelt werden. Das gewichtete Mittel beträgt ca. 25 Jahre (ATV-DVWK 2000:112). Beim Vergleich der Nitratkonzentrationen mit den Stickstoffüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1950-1980 zeigen sich ebenfalls deutliche Maxima der Bestimmtheitsmaße bei einer Zeitverschiebung um 14-15 bzw. 18-22 Jahre. Diese Zeitverschiebung liegt deutlich höher als das Maxima z.B. für den Rhein, das durch das unterschiedliche Abflussverhalten nur 2-5 Jahre beträgt (BMU 1996b). Das bedeutet, dass im Einzugsgebiet der Elbe im Vergleich mit anderen Flusseinzugsgebieten mit wesentlich längeren Reaktionszeiten in bezug auf den Stickstoffaustrag zu rechnen ist.

Mit zunehmender N-Belastung der Flüsse nehmen auch die N-Einträge in die Nordsee zu. Mit 920 000 t N waren die Flüsse zu etwa 2/3 an der Gesamtmenge der anthropogenen Stickstoffeinträge in die Nordsee beteiligt (UBA 1994, RACHOR & RÜHL 1990).

2.2 Auswirkungen der Stickstoffbelastung auf Mensch und Umwelt

Die Stickstoffüberschüsse führen zu Belastungen von Mensch und Umwelt; das gilt für die Bereiche Atmosphäre, Pflanzenwelt, Grund- bzw. Trinkwässer, Oberflächengewässer und Meere:

Atmosphäre

Aus der Landwirtschaft stammen die klimarelevanten Gase Ammoniak (NH_3), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O). Sie verursachen eine Zunahme des stratosphärischen Ozonabbaus sowie des Treibhauseffektes (ISERMANN & ISERMANN 1999, ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ 1995:1297). Ammoniakverluste entstehen im Stall, bei Lagerung und bei Ausbringung von tierischen Exkrementen. Methan entsteht durch den Aufschluss von Zellulosefasern im Pansen von Wiederkäuern und beim mikrobiellen Abbau tierischer Exkremente. Lachgas entsteht durch unvollständigen Abbau von Nitrat durch Nitrifikation und Denitrifikation. Der Anteil der N_2O-Emissionen aus der Landwirtschaft beträgt im Mittel 70% an den gesamten anthropogenen N_2O-Emissionen (DAVIDSON 1991, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:278).

Pflanzenwelt

Im Bodenwasser entsteht durch Lösung von Stickoxiden salpetrige Säure bzw. Salpetersäure mit phytotoxischer Wirkung (UBA 2001b). Zudem kommt es durch die Zunahme stickstoffreicher Standorte zu einer Veränderung im Selektierungsprozess. Wenige Arten, die sich auf stickstoffreiche Standorte spezialisiert haben, gewinnen Lebensraum auf Kosten zahlreicher anderer (PLACHTER 1991:84). Die Sicherung stickstoffarmer Standorte ist daher unbedingt erforderlich, um den Artenreichtum zu erhalten (HOFREITHER & SINABELL 1994).

Grund - bzw. Trinkwässer

Problematisch ist für Trinkwasser nicht das Nitrat selbst, sondern die chemische oder bakterielle Umwandlung zu Nitrit. So reduziert z.B. das Zink in Rohrleitungen Nitrat zu Nitrit, eine bakterielle Umwandlung kann durch längere Aufbewahrung in Vorratsgefäßen erfolgen. Dieser Umwandlungsprozess findet aber auch in erheblichem Maße in der Mundhöhle und im Magen-Darm-Trakt statt. Nitrit kann einerseits bei Säuglingen die Säuglingsblausucht (Methämoglobinämie) hervorrufen. Andererseits kann sich Nitrit mit Aminen, die sich in der normalen Nahrung befinden, zu Nitrosaminen verbinden, die in Tierversuchen krebserregende Wirkung zeigten. Ihre Wirkung auf die Gesundheit des Menschen ist jedoch noch nicht endgültig geklärt (HABER & SALZWEDEL 1991:145).

Oberflächengewässer

Hohe Nährstoffkonzentrationen können in stehenden und langsam fließenden Binnengewässern verstärktes Algenwachstum bewirken. Negative Folgewirkungen sind eine hohe Wassertrübung, Sauerstoffdefizite, Fischsterben, Einschränkungen bei der Aufbereitung von Trinkwasser und allergische Reaktionen bei Badenden (UBA 2000c, HABER & SALZWEDEL 1991:122). Bis Anfang der 90er Jahre waren Algenmassenentwicklungen in der Elbe nicht zu beobachten, da das Lichtklima und andere Schadstoffkonzentrationen sich hemmend auf das Algenwachstum auswirken (REINCKE 1992). Derzeit nimmt im Elbelängsschnitt allerdings die Algenbiomasse zu (GUHR et al. 1998).

Eutrophierung der Meere (Bsp. Nordsee)

In der Nordsee wurden Verschiebungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons, aber auch eine Toxizität von Algen beobachtet. Für die sog. „Killeralge“ (Chrysochromulina polylepis), deren Massenentwicklung in der nördlichen Nordsee 1988 Schlagzeilen machte, konnte experimentell nachgewiesen werden, dass hohe Stickstoffüberschüsse für die Toxizität dieser Art auslösend sein können (BMU 1996a, 1996c, 1996d).

2.3 Politische Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffbelastungen

Auf internationaler Ebene haben die anhaltend hohen Stickstoffeinträge in Gewässer und Nordsee die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) dazu veranlasst, eine Resolution zur 50%igen Reduzierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee im Zeitraum 1985 bzw. 1987 bis 1995 zu verabschieden. Nach einer Untersuchung von BEHRENDT ET AL. (1999) sind die Einträge in die Flussgebiete Deutschlands innerhalb von 10 Jahren um 25% reduziert worden. Die Zielvorgabe ist damit nicht erreicht worden und ihre Umsetzung noch vakant.

Das deutsche Gewässerschutzrecht sah bislang keine rechtsverbindlichen Qualitätsziele vor. Die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers gilt zwar als Qualitätsmaßstab, dieser sollte aber aufgrund der anthropogenen Bewirtschaftungseinflüsse durch das Qualitätsziel eines anthropogen möglichst unbelasteten Grundwassers ersetzt werden (SRU 1998). Schutzgut ist neben dem Grundwasser auch der Boden. Bisher berücksichtigt die Bodenschutzpolitik noch viel zu wenig den vorsorgenden flächendeckenden Schutz der Böden, so dass folglich auch kein flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz gewährleistet ist (SRU 1998). Das Bundes-Bodenschutzgesetz sollte einheitliche Mindestkriterien für einen flächendeckenden Boden- und Grundwasserschutz festlegen.

Durch die EG-Gewässerschutzrichtlinie (76/464/EWG) ist die Bundesrepublik jedoch verpflichtet, Programme und Qualitätsziele zur Verringerung der Gewässerbelastung aufzustellen. Nachdem sie dieser Pflicht mit der Begründung nicht nachgekommen ist, dass die strengen deutschen Mindestanforderungen für Abwassereinleitungen nach dem Stand der Technik rechtlich verbindliche Qualitätsziele erübrigen, ist sie durch ein Urteil des Europäischen Gerichtshofs nun aufgefordert, neben dem Emissionsschutz auch den Immissionsschutz einzuführen. Seit dem Jahr 2000 ist die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG vom 22.12.2000) die am weitesten reichende Rechtsnorm für den Gewässerschutz, die Ansätze der verschiedenen Einzelrichtlinien bündelt und in die die EG- Gewässerschutzrichtlinie weitgehend integriert wurde (UBA 2001e). Zur Umsetzung der Richtlinie in deutsches Recht ist in Zusammenarbeit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) mit dem Umweltbundesamt folgende Güteklassifikation für die Nährstoffe zusammengestellt worden (Tab. 1).

Tab. 1: Güteklassifikation der Nährstoffe für Oberflächengewässer (UBA 2001c)

Stoff-name	**Einheit**	**I**	**I-II**	**II**	**II-III**	**III**	**III-IV**	**IV**
Gesamt-stickstoff	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	>24
Nitrat-N	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	>20
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	>0,8
Ammo-nium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	>2,4

Erreicht werden soll bis zum Jahre 2010 die Güteklasse II einer siebenstufigen Skala, bei deren Einhaltung eine gute Gewässerqualität gewährleistet ist. Dabei darf ein Gesamtstickstoffgehalt von 3 mg/l in den Gewässern nicht überschritten werden. Dieser Wert wird in der BRD derzeit erst an 14% der Gewässergütemessstellen erzielt (UBA 2001e:34). Allerdings warnt der SRU (2000) davor, dass durch die Möglichkeit, von den Ausnahmevorschriften Gebrauch zu machen, Umweltziele und Fristen unterlaufen werden können.

Eine Reduzierung der Stickstoffeinträge erfordert gezielte Maßnahmen. Einen Überblick über die wichtigsten gesetzlichen Regelungen zum Gewässerschutz gibt Tab. 2.

Tab. 2: Übersicht über die wichtigsten Rechtsvorschriften im Kontext der Thematik (in Anlehnung an NEUBERT 2000 und FELDWISCH & SCHULTHEIß 1998: 384 - 391)

Rechtsvorschrift	Kurzbeschreibung / wichtige Bestimmungen
Europäische Ebene	
Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG vom 22.12.2000)	• Ziel ist der „gute Zustand“ der Gewässer, der durch Mindestanforderungen auf Basis von Qualitätszielen erreicht werden soll. • Umsetzung bis Ende 2003 in deutsches Recht, Ziel des guten Zustandes soll 2015 erreicht sein.
Richtlinie des Rates vom 03.11.1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (EG-Trinkwasserrichtlinie – 98/83/EG) (ABl. EG Nr. L 330, S. 32; ber. ABl. EG Nr. L 45, S. 55)	• legt Qualitätsparameter für Trinkwasser fest • enthält Höchstkonzentrationen und Richtwerte für 56 Substanzen (darunter Nitrat: Maximum 50 mg/l, Richtwert 25 mg/l) • in Deutschland ratifiziert (siehe TrinkwV)
Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24.06.1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (EU-Öko-Verordnung) (ABl. EG Nr. L 198, S. 1, zuletzt geändert ABl. EG Nr. L 222, S. 1)	• regelt u. a. die Kennzeichnung von Ökoprodukten, die Erzeugungsvorschriften und Kontrollverfahren • stellt die Grundregeln des ökologischen Landbaus für Agrarbetriebe auf (u. a. Verbot von Mineraldünger sowie chemisch-synthetischer Pflanzenbehandlungsmittel)
Richtlinie des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (EG-Nitratrichtlinie - 91/676/EWG) (ABl. EG Nr. L 375, S. 1)	• verpflichtet die Mitgliedsstaaten, für die Landwirtschaft „Regeln der guten fachlichen Praxis” festzulegen sowie • Aktionsprogramme in gefährdeten Gebieten aufzustellen • in Deutschland ratifiziert (siehe DüngeVO)
Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30.06.1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schonende landwirtschaftliche Produktionsverfahren (ABl. EG Nr. L 215, S. 85)	• regelt die Förderung von umweltgerecht wirtschaftenden, landwirtschaftlichen Betrieben (Maßnahmen: eingeschränkter Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, biologische Anbauverfahren, Extensivierung, Stillegung) • in Sachsen umgesetzt (siehe Programm UL)
Bundesebene	
Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) i. d. F. vom 23.09.1986, zuletzt geändert am 30. April 1998 (BGBl. I S. 1695; 1998 S. 832, 2455)	• trägt der grundlegenden Bedeutung des Wassers für den Naturhaushalt Rechnung sowie den wirtschaftlichen Funktionen • Einleiten von Stoffen in das Grundwasser (§ 3 Abs. 1 Nr. 5) und Ablagerund von Stoffen, die eine Verunreinigung besorgen lassen (§34, Abs. 2) lassen sich aufgrund der nicht bewusst ausgerichteten Tätigkeit nicht auf die Landwirtschaft anwenden. Einschlägig ist hingegen § 3 Abs. 2 Nr. 2 über sog. „unechten Benutzungen“. • Rahmengesetz für weiterführende Ländergesetze (siehe SächsWG)

- Fortsetzung folgende Seite -

Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 5.12.1990, zuletzt geändert am 1.04.1998 (BGBl. I S. 2612; 1991 S. 227; 1993 S. 278; 1998 S. 699)	• enthält u.a. Bestimmungen über die Trinkwasserbeschaffenheit (vgl. EG-Trinkwasserrichtlinie) mit Höchstkonzentrationen entsprechend der EG-Trinkwasserrichtlinie
Düngemittelgesetz (DüngeMG) i. d. F. vom 15.11.1977, zuletzt geändert am 12.07.1989 (BGBl. I S. 2134; 1989 S. 1435)	• regelt die Zulassung von Düngemitteln und deren Typisierung • besagt, dass Düngemittel nur nach "guter fachlicher Praxis" ausgebracht werden dürfen (präzisiert durch die Düngeverordnung)
Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (DüngeVO) i. d. F. vom 04.08.1999 (BGBl. I S. 1758)	• Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie in deutsches Recht • setzt eine Obergrenze für organische Dünger von 170 kg/ha*a auf Ackerland und 210 kg/ha*a auf Grünland (Anrechnung von 30% N-Verlusten). • fordert zukünftig Düngebilanzen und eine auf den Pflanzenbedarf zu bemessende Düngemenge
Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BbodSchG) vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502)	• schützt die Funktionen des Bodens als Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen
Landesebene (Sachsen)	
Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) i. d. F. vom 21.07.1998 (SächsGVBl. S. 393; 1999 S. 398)	• enthält besondere Bestimmungen zum Schutz der Gewässer (Teil vier), z.B.: - Wassergefährdende Stoffe sollen für landwirtschaftliche, gärtnerische und forstwirtschaftliche Zwecke nur in dem Umfang in den Boden eingebracht werden, als davon ausgegangen werden kann, dass sie von Pflanzen aufgenommen werden (§ 47, Abs. 2) - Regeln für Wasserschutzgebiete (§ 48)
Verordnung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten (SächsSchAVO) i. d. F. vom 30.06.1994 (SächsGVBl. S. 1178)	• präzisiert Verbotsregeln für Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten • enthält Bestimmungen über Ausgleichsleistungen
Richtlinie zur Förderung einer umweltgerechten Landwirtschaft im Freistaat Sachsen (UL) vom 01.01.1999 (RL-Nr. 73/99) (vorherige Fassung vom 01.12.1993, RL-Nr. 73/93))	• enthält folgende Programme mit Bestimmung der Höhe von Fördermitteln: - Umweltgerechter Ackerbau (UA) - Kulturlandschaftsprogramm, Teil 1 (KULAP I) • Förderstufen Umweltgerechter Ackerbau: - Grundförderung (u.a. Düngung nach Empfehlung (Nmin-Methode), Senkung dieser Düngemenge um 5 %, Verringerung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes), - Zusatzförderung I (bei Durchführung umweltentlastender Maßnahmen, wie z. B. Reduzierung der N-Düngung um 20 %), - Zusatzförderung II (bei bodenschonenden Maßnahmen, wie z. B. Anbau von Zwischenfrüchten, Unter- und Mulchsaaten) - Ökologischer Landbau (nach VO (EWG) 2092/91 sowie nach Regeln des AGÖL-Mitgliedsverbandes)

2.4 Der Stickstoffkreislauf

Stickstoff ist im Gegensatz zu allen anderen Bioelementen überwiegend (ca. 95%) in der Atmosphäre als N_2 gebunden. Im Boden liegt der Hauptanteil des Stickstoffs mit über 90 bis 95% wiederum in organischer Form vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Er setzt sich zusammen aus Huminstoffen, Vegetationsrückständen, lebender Biomasse und abgestorbenen tierischen Organismen. Anorganischer Stickstoff ist in pflanzenverfügbarer Form als Ammonium (NH_4) und Nitrat (NO_3) im Boden vorhanden. Ammonium wird bei der mirobiellen Zersetzung organischen Materials ständig neu gebildet (Ammonifikation). Da die mikrobielle Umwandlung von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) im temperierten Klimabereich unter aeroben Verhältnissen wesentlich schneller verläuft als die Ammonifikation, kommt es zu keiner nennenswerten Anreicherung von Ammonium im Boden. Nitrit entsteht als Zwischenstufe der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat und liegt im Boden ebenfalls nur in geringen Mengen vor. Die Prozesse der Ammonifikation und Nitrifikation setzen anorganischen Stickstoff frei und können unter dem Begriff Mineralisierung oder Mobilisierung zusammengefasst werden. Der gegenläufige Prozess der Immobilisierung beschreibt das Binden mineralischen Stickstoffs an die Bodensubstanz. „Normalerweise stehen organisch und anorganisch gebundener Stickstoff durch Mobilisierung bzw. Immobilisierung im Gleichgewicht, in das jedoch z.B. durch Düngung massiv eingegriffen wird“ (BASTIAN & SCHREIBER 1994:215).

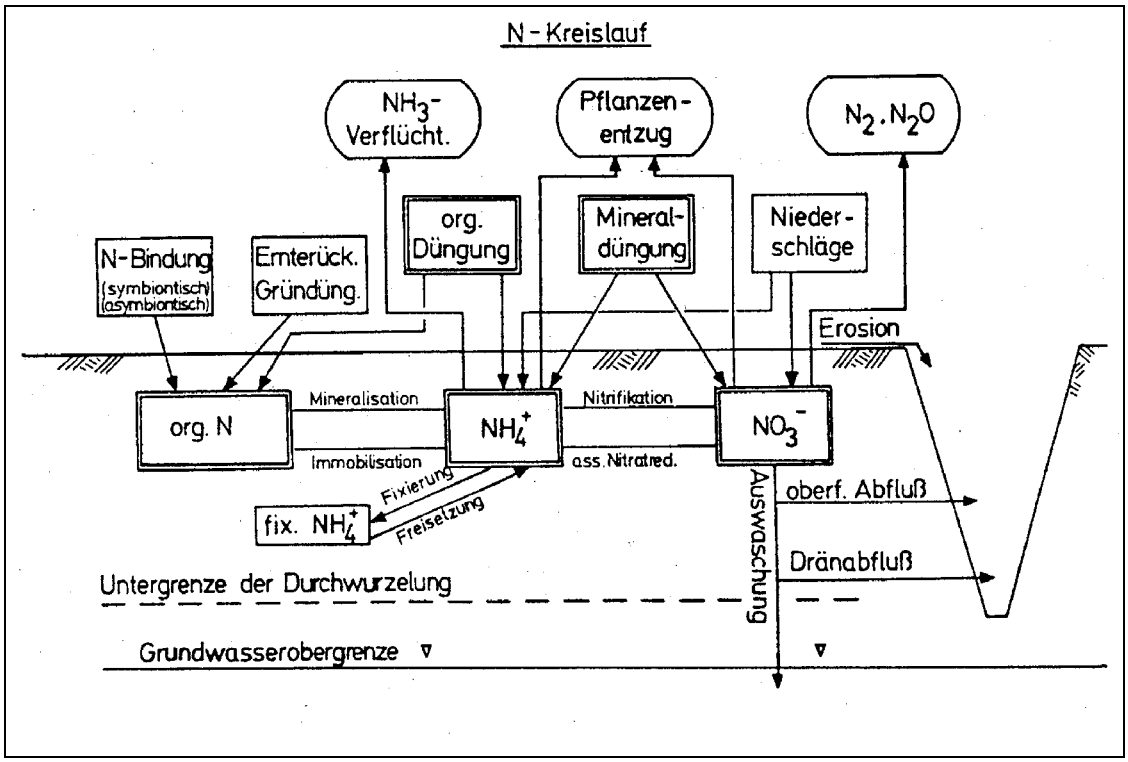


Abb. 2: Stickstoffkreislauf im Boden (WALTER 1995: 111)

Die zahlreichen Umsatz- und Verlagerungsprozesse von Stickstoff sind mit dem Stickstoffkreislauf in Abb. 2 dargestellt. Stickstoffeinträge erhält der Boden neben der organischen und mineralischen Düngung durch atmosphärische Stickstoffeinträge, Ernterückstände und durch symbiontische sowie asymbiontische N-Fixierung.

Da die Stickstoffumsetzungsprozesse zahlreichen anthropogenen Einflüssen unterliegen, ist die Bezeichnung „Kreislauf“ kaum noch gerechtfertigt. Es ergeben sich raumzeitliche Ungleichgewichte, welche durch die Akkumulation von Stickstoffverbindungen in Ökosystemen gekennzeichnet sind. So wird der anorganische Stickstoff dem Boden neben dem Pflanzenentzug und der Immobilisierung auch in beträchtlichen Mengen durch Ammoniakverflüchtigung, Denitrifikation (mit Freisetzung von N_2 und N_2O) oder Auswaschung entzogen. Die Ammoniakverflüchtigung ist abhängig von Art und Ausbringung der Dünger und findet vorwiegend auf alkalischen Böden statt. Die Denitrifikation bezeichnet die Reduktion von Nitrat und Nitrit (NO_2) zu molekularem Stickstoff (N_2). Die Prozesskette läuft aber nicht immer vollständig ab, so dass auch N_2O in die Atmosphäre abgegeben wird und dort zum Treibhauseffekt beiträgt. Weiterhin kommt es bei Stickstoffüberschuss meist zu einer Stickstoffauswaschung in das Grundwasser, deren Untersuchung ein Hauptziel dieser Arbeit darstellt.

2.5 Der Prozess der Stickstoffauswaschung

Das Anion Nitrat geht keine Wechselwirkung mit den negativ geladenen Oberflächen der Bodenkolloide ein. Der Boden kann Nitrat deshalb im Gegensatz zu anderen Stickstoffformen nicht festhalten, weshalb Stickstoff auch praktisch nur in Form von Nitrat ausgewaschen wird. Damit wird einerseits die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser gefährdet, anderseits gelangt der Stickstoff v.a. über die Grundwässer in die Oberflächengewässer und Meere und bewirkt dort durch Eutrophierung eine Schädigung dieser Ökosysteme (Kap. 2.2).

Die Auswaschung von Nitrat setzt voraus, dass Wasser durch den Oberboden in tiefere Schichten versickert. Von wesentlichem Einfluss sind daher neben der N-Düngung und der Vegetationsdauer die Höhe, die Verteilung und die Häufigkeit der Niederschläge. Im Jahresverlauf lässt sich eine zeitliche Varianz der Nitratauswaschung beobachten: In der Vegetationszeit nehmen Pflanzen einen Großteil des Stickstoffs sowie des Niederschlags auf und die Gefahr der Nitratauswaschung ist gering. Im Herbst kann das Nitrat aufgrund der meist fehlenden Vegetationsdecke nach der Ernte durch die Niederschläge ausgewaschen werden. Dieser Prozess hängt maßgeblich von der Menge des überschüssigen mineralischen Stickstoffs und der Sickerwassermenge ab. Er dauert bis zum Frühjahr an, wenn die Vegetation wieder Wasser und Nährstoffe benötigt (HABER & SALZWEDEL 1991: 114).

Eine Übersicht über Einflussfaktoren der Nitratauswaschung gibt Tab. 3 (in Anlehnung an SAUERBECK 1984 und STREBEL ET AL. 1986), die dort sowie u.a. in KUNTZE 1983 und AMBERGER 1983 umfassend beschrieben sind.

Tab. 3: Einfluss verschiedener Faktoren auf die Nitratauswaschung (nach SAUERBECK 1984)

Klima	- Niederschlagsmenge - Niederschlagsverteilung - Evapotranspiration
Landnutzung	- Wald - Grünland - Ackerland - Siedlung
Boden	- Bodenart - Humusgehalt - Sklettgehalt - Wasserhaltevermögen - Grundwasserflurabstand
Bewuchs	- Fruchtfolge - Durchwurzelung - Wachstumsdauer
Düngung	- Düngermenge - Düngerart - Düngungszeitpunkt

Für den Einfluss der Landnutzung kann folgende Reihenfolge der Stickstoffauswaschungsgefahr beobachtet werden: Wald < ungedüngtes Grünland < gedüngtes Grünland < Ackerland mit Zwischenfrüchten < Ackerland ohne Zwischenfrüchte < Sonderkulturen (LAMMEL 1990: 2).

In Bezug auf die Bodenparameter haben v.a. die *Bodenart, der Humus- und der Skelettgehalt* einen Einfluss auf den N-Austrag, da diese die Feldkapazität und damit das Wasserhaltevermögen prägen. Lehmige und schluffige Böden mit hoher Feldkapazität – wie sie vorwiegend im Untersuchungsgebiet vorkommen – können Stickstoff über längere Zeiträume im Wurzelraum halten. Das Auftreten von Sickerwasser kann in trockenen Jahren sogar ausbleiben, so dass der Stickstoff im Winter nicht ausgewaschen, sondern bis zum Beginn der nächsten Vegetationsperiode gespeichert wird. Im Sommer kann bei Evapotranspirationsüberschuss Stickstoff, der in größere Bodentiefen verlagert wurde, durch den kapillaren Wasseraufstieg und durch tief wurzelnde Pflanzen wieder in den Wurzelraum gelangen. Der *Grundwasserflurabstand* hat insofern Einfluss auf den N-Austrag, dass große Abstände ihn durch die Möglichkeit des kapillaren Aufstiegs sowie der Denitrifikation reduzieren können.

Die *Fruchtfolge* bestimmt die Dauer der Bracheperiode, in der auftretendes Sickerwasser Stickstoff auswaschen kann. Weiterhin werden die Kulturen unterschiedlich stark gedüngt und nehmen diesen Dünger unterschiedlich schnell auf. Die *Durchwurzlungstiefe* lässt die N-Aufnahme der Pflanzen in einem unterschiedlichen Bodenvolumen zu. Die *Wachstumsdauer* gibt den Zeitraum wieder, in dem Stickstoff von Pflanzen aufgenommen werden kann.

Mit steigender *Düngermenge* nimmt das Auswaschungsrisiko zu. Der *Düngungszeitpunkt* ist entscheidend, da zu Vegetationszeiten eine aktive N-Aufnahme durch die wachsenden Pflanzen erfolgt und somit das Auswaschungsrisiko reduziert ist. Durch die *Düngerart* (z.B. Stallmist, Gülle, mineralische Dünger) kann eine unterschiedlich schnelle Mineralisation bzw. N-Freisetzung erfolgen.

Da hier Faktoren unterschieden werden können, die vom Menschen nicht beeinflussbar sind wie Klima und Boden und solchen, die von ihm beeinflussbar sind wie Landnutzung, Bewuchs oder Düngung, müssen sich Maßnahmen auf Änderungen von Letzteren konzentrieren.

2.6 Untersuchungen von Stickstoffflüssen

Zur Analyse von Stickstoffflüssen sind folgende grundlegende Verfahrensweisen möglich:

- die experimentelle Bestimmung durch Messungen (Lysimeter- und Dränabflüsse, N-Tiefenprofile)
- die Modellierung der Stickstoffflüsse

2.6.1 Experimentelle Bestimmung

Lysimeteruntersuchungen

Zur Aufklärung des Nährstofftransportes in der ungesättigten Zone stellen Lysimeteruntersuchungen eine geeignete experimentelle Basis dar. Sie können sowohl die Prozesse der Wasser- als auch der Nährstoffdynamik quantitativ gut erfassen (KÖRSCHENS 1995:160, KNAPPE & KEESE 1995:835). Laterale Flüsse werden jedoch ausgeschaltet und ein Oberflächenabfluss verhindert, da die Wand der Lysimeterbehälter höher als die Bodenoberfläche ist. Aufgrund des dadurch teilweise auftretenden Wasserüberstaus ist zudem von einer höheren Verdunstung dieser Flächen auszugehen. Da es sich um punktbezogene Messungen handelt, ergibt sich das Problem der Regionalisierung der Daten. Für flächendeckende Aussagen können sie aber wertvolle Anhaltspunkte liefern und sollten zur Verbesserung des Prozessverständnisses sowie zur Validierung von Modellen herangezogen werden.

Für die Ergebnisse der Untersuchungen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde bietet sich ein Vergleich mit den Messergebnissen der Lysimeterstation Brandis an. Sie liegt in der Parthe-Niederung im Sandlößgebiet westlich des Einzugsgebietes der mittleren Mulde. Die Lysimeteranlage ist mit Standard-Lysimetern nach Friedrich-Franzen ausgerüstet. Die Lysimeter wurden an 8 Standorten monolithisch mit jeweils 3 Wiederholungen gewonnen. Die so entstandenen 24 Lysimeter sind wägbar und haben eine Oberfläche von 1 m². Mit einer Profiltiefe von 3 m wird der Anspruch erhoben, den Wasserhaushalt grundwasserferner Standorte zu beschreiben. Die wichtigsten Substrate Mitteldeutschlands, wie Löß, Sandlöß und Geschiebelehm, sind durch die Brandiser Anlage repräsentiert (HAFERKORN 2000, KNAPPE & KEESE 1995, KEESE et al. 1993).

Messungen von Dränabflüssen

Dränagen fungieren wie ein Großlysimeter in der Landschaft. Sie liegen je nach Abstand zum Vorfluter in einer Tiefe von 0,8 – 1,2 m. Untersuchungen der Abflussmenge und der N-Konzentrationen im Dränwasser geben einen guten Einblick in den Wasser- und Stoffhaushalt des Gebietes. Die Stickstoffkonzentrationen im Sicker

wasser werden großflächig erfasst und lassen Aussagen über die Stickstoffausträge aus der durchwurzelten Bodenzone zu.

Nitrattiefenprofile

Mit Nitrattiefenprofilen wird die Stickstoffverlagerung mit dem Sickerwasser durch mehrmalige schichtweise Beprobung des Bodens bzw. des Untergrundes ermöglicht. Allerdings nehmen wegen der konzentrationsmindernden Prozesse während der Bodenpassage (Dispersion und Diffusion) die Höhe und Deutlichkeit der Nitratpeaks ab. Sie sind außerdem nur in mächtigen Lockergesteinsabfolgen wie im Löß zu erfassen. Hier können sie jedoch Informationen zur Verlagerungsgeschwindigkeit der Nitratfront sowie zu Konzentrationsveränderungen geben.

2.6.2 Modellierung

Wenn direkte Messungen nicht möglich sind, weil z.B. der Kosten- und Zeitaufwand zu hoch ist oder eine Übertragung von Punktergebnissen auf die Fläche geschehen soll, bieten Modelle eine Alternative zur Beschreibung eines Systems. Dabei handelt es sich immer um vereinfachte, abstrahierte und damit beschränkt gültige Abbildungen eines raum-zeitlichen Ausschnitts eines realen Systems. Es können nur die wichtigsten und meist gemittelten Prozesse, Zustandsvariablen und Geometrien berücksichtigt werden (MAURER 1997). Die Problemstellung bestimmt den Modellinhalt und die Modellformulierung. Im folgenden wird zunächst ein Überblick über die Modelltypisierung, über vorhandene Modelle zum N-Austrag und zur Skalenbestimmung gegeben, um anschließend die eigene Modellwahl zu begründen.

2.6.2.1 Modelltypisierung

Modelle für den Wasser- und Nährstofftransport werden nach unterschiedlichen Kriterien klassifiziert. Zunächst können *statische* und *dynamische* Modelle unterschieden werden. Während statische Modelle von Mittelwerten für einen bestimmten Zeitraum ausgehen, haben dynamische Modelle eine spezifische zeitliche Auflösung für bestimmte Prozesse. Statische Modelle können wiederum eingeteilt werden in *Immissionsmodelle*, die den Stickstofftransport am Gebietsauslass auf Charakteristika des Einzugsgebietes beziehen und *Emissionsmodelle*, die über Austragskoeffizienten und/oder empirische Eintragsdaten die Austragsbedingungen in einem Einzugsgebiet untersuchen. Dynamische Modelle sind meist an hydrologische Modelle gekoppelt und können eindimensional sein (z.B. für ein Bodenprofil) oder drei Dimensionen umfassen (Einzugsgebietsmodelle).

Weiterhin können *deterministische* und *stochastische* Modelle unterschieden werden. Während stochastische Modelle von statistischen Zusammenhängen ausgehen, sind deterministische Modelle dadurch gekennzeichnet, dass jedes Simulationsergebnis

durch die Eingangsgröße eindeutig bestimmt ist. Sie werden in *physikalisch* basierte und *konzeptionelle* Modelle unterteilt. Physikalisch basierte Modelle beschreiben Prozesse mit Hilfe von physikalischen, chemischen oder biologischen Gesetzmäßigkeiten, während mit konzeptionellen Modellen die wesentlichsten Prozesse aufgrund von Gesetzmäßigkeiten nachvollzogen bzw. mehrere Prozesse zu einem Indikator zusammengefasst werden. Physikalisch basierte Modelle werden meist in Untersuchungen in größeren Maßstabsbereichen angewendet, in denen die Prozesse durch Gesetzmäßigkeiten abgebildet werden sollen. Konzeptionelle Modelle sind für kleinmaßstäbige Untersuchungen anwendbar, da in diesem Maßstab Prozesse nicht mehr abbildbar sind, sondern durch Indikatoren (z.B. N-Saldo) ersetzt werden müssen (ADDISCOTT 1995, 1998, MAURER 1997, BOUMA ET AL. 1998, WAGENET 1998). Die Verwendung von physikalisch basierten Modellen für kleine Maßstäbe mit angepassten Flächengrößen ist nicht von höherem Wert als die Verwendung von Indikatoren in einem konzeptionellen Modell. Im Gegenteil, von ihrer Anwendung in großen Gebieten muss abgeraten werden, da der Sinn des Strukturaufbaus eines physikalisch basierten Modells falsch angewendet wird (ADDISCOTT 1995:416).

Oft sind die Modelle nicht eindeutig einer Kategorisierung zuordbar und sind tlw. aus mehreren Modellbausteinen zusammengesetzt. So ist das eindimensionale Modell CREAMS (KNISEL 1980) z.B. in die Modelle SWRRB (ARNOLD ET AL. 1993), AGNPS (YOUNG ET AL. 1989) und NELUP N (LUNN ET AL. 1996) integriert.

Die meisten Modelle arbeiten mit Hilfe von Rastern, deren Eigenschaften als homogen betrachtet werden. Vektororientierte Modelle vermeiden die Vereinheitlichung von Gebietsparametern in Rastergrenzen, haben aber bei der Zusammenführung von unterschiedlichen Dateninformationen bei Verschneidungsprozessen einen weit höheren Bedarf an Rechenkapazität und Speicherplatz.

2.6.2.2 Modelle zur Ermittlung von Stickstoffflüssen

In der Literatur sind zahlreiche Modelle beschrieben, die den Stickstoffaustrag aus der Bodenzone ermitteln. Umfassende Übersichten über deterministische Stickstoffmodelle geben ENGEL ET AL. (1993) und über mesoskalige Stickstoffmodelle STARCK ET AL. (1999). Eine zusammenfassende Charakterisierung der bei STARCK ET AL. 1999 beschriebenen mesoskaligen Modelle enthält Tab. 4. Die aufgeführten Modelle unterscheiden sich v.a. durch ihre zeitliche Diskretisierung:

- Eine Modellgruppe (ASGi, SWIM, Expert N, Wasmod/Stomod, SIMULAT, CANDY, MINERVA, HERMES, DYNAMIT) simuliert die vertikalen Stickstoffverlagerungsprozesse v.a. auf physikalischer Basis für einzelne Bodenschichten. Nur die anspruchsvollsten Modelle beinhalten eine Betrachtung von Einzelpfaden und berücksichtigen laterale Flüsse (ASGi, SWIM, Wasmod/Stomod). Punktuelle

Einträge und Einträge über Dränagen werden in keinem der Modelle erfasst. Umfassende prozessorientierte physikalisch-deterministische Modelle stehen für den mittleren Maßstabsbereich noch nicht zur Verfügung (SCHMID & PRASUHN 2000).

- Verfahren mit großen zeitlichen Berechnungsschritten (WENDLAND et al. 1993, WERNER & WODSAK 1994, BEHRENDT ET AL. 1999) berücksichtigen N-Umsatzprozesse entweder nur teilweise oder überhaupt nicht. Punktuelle Einträge und Einträge über Dränagen werden nur von BEHRENDT ET AL. 1999 und WERNER & WODSAK 1994 in die Untersuchung einbezogen. Dafür bleiben die lateralen Flüsse unberücksichtigt.

Tab. 4: Wasserhaushalts- und Stickstoffmodelle im mesoskaligen Maßstabsbereich (+: vorhanden, -: fehlt, zT: teilweise vorhanden) (GEBEL 1999, verändert)

Kriterien bezüglich der Modellierung	**Wendland**	**Werner & Wodsak**	**Behrendt et al. 1999.**	**ASGi**	**SWIM**	**ExpertN**	**Was-mod/ Stomod**	**SIMULAT**	**CANDY**	**MiNERVA**	**HERMES**	**DYNAMIT**
Bezugsebene zur Einbeziehung von Bewirtschaftungs-daten	Gemeinde, LPG	Kreis	Gemeinde	variabel	Hydrotop	Schlag (oder kleiner)	Pedo-Hydrotop	Ökotop, Hydrotop	Schlag (oder kleiner)	variabel	Polygon (Schlag)	variabel
zeitliche Diskretisierung	1 Jahr	1 Jahr	1 Jahr	≤ 1 Tag	1 Tag	≤ Tag	< 1Tag	< 1 Tag	1 Tag	≤ 1 Tag	1 Tag	1 Tag
GIS-Anbindung	-	-	ArcInfo	ArcInfo	Grass	ArcInfo, Arc View	ArcInfo	Arc-Info	ArcInfo	Arc-Info	ArcInfo	Arc-Info
Bodenwasser-haushalt	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Betrachtung von Einzelpfaden	-	+	+	+	+	-	+	zT	-	-	-	-
Berücksichtigung vertikaler Flüsse	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Berücksichtigung lateraler Flüsse	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	zT
Berücksichtigung diffuser N-Einträge	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Berücksichtigung punkt. N-Einträge	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Berücksichtigung der Denitrifikation	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Berücksichtigung der Mineralisation	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Berück. von N-Umsätzen im GWL	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Berück. von N-Umsätzen im Vorfluter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

2.6.2.3 Bestimmung des Modellierungsmaßstabs

Während der Prozess an sich skalenunabhängig ist, werden die Modelle zur Prozessdarstellung jedoch von der Skalenhierarchie beeinflusst. In unterschiedlichen Skalen sind unterschiedliche landschaftliche Strukturen und Prozesse von Bedeutung. So ist z.B. die *Hangwölbung* bei Teileinzugsgebieten für Wasserflüsse von Relevanz, in der Makroskale spielt die *Hangneigung* eine entscheidende Rolle. Die Zuordnung eines Modells zu bestimmten Raum- und Zeitmaßstäben muss zum einen der Größe des Untersuchungsgebietes angepasst sein und zum anderen der Zielsetzung der Untersuchung entsprechen. Damit werden die Grenzen festgelegt, im Rahmen derer die Prozesse überhaupt erkannt werden. Die Wahl der Skala bestimmt auch, welche Datengrundlagen in welcher Auflösung gebraucht werden (VOLK & STEINHARDT 1999, VOLK & STEINHARDT 1998, WENKEL & SCHULTZ 1999, KLEEBERG 1992).

Das Einzugsgebiet der mittleren Mulde weist eine Größe von 2700 km² auf. Damit liegt es nach BECKER (1986) im Bereich der oberen Mesoskale bzw. unteren Makroskale (Abb. 3).

Hauptbereiche	**Übergangsbereiche**	**Charakteristische**	
		Längen *)	**Flächen*)**
Makroskale	–	≥ 100 km	≥ 10^4 km²
	unterer erweiterter Makroskalenbereich	30 – 100 km	10^3 – 10^4 km²
Mesoskale	oberer erweiterter Makroskalenbereich	10 – 30 km	10^2 – 10^3 km²
	–	1 – 10 km	1 – 10^2 km²
	unterer erweiterter Mesoskalenbereich	0,1 – 1 km	0,1 – 1 km²
Mikroskale	oberer erweiterter Mikroskalenbereich	30 - 100 m	0,001 – 0,1 km²
	–	≥ 30 m	≥ 0,001 km²

* Die angegebenen Zahlenwerte kennzeichnen nur Größenordnungen. Sie dürfen nicht als starre Grenzwerte gehandhabt werden.

Abb. 3: Übersicht über hydrologisch wichtige Raumskalen (BECKER 1986)

2.6.3 Zielanforderungen an das Modell

Ein GIS-basiertes Modell zur Ermittlung der N-Austräge im Einzugsgebiet der mittleren Mulde soll folgende allgemeine Voraussetzungen erfüllen:

- Das Modell soll geeignet sein, die Fragestellung zu lösen, d.h. die Wasserflüsse und das N-Austragsverhalten soll pfadbezogen untersucht werden
- Die Modellierung soll in allen Arbeitsschritten nachvollziehbar sein
- Das Modell soll möglichst validiert und etabliert sein
- Die Verwendung flächendeckender, möglichst digitaler und öffentlich zugänglicher Daten soll möglich sein

Zur Modelltypisierung:

Entsprechend der Zielformulierungen in Kap. 1.1 sollen die mittleren jährlichen N-Austräge aus dem Untersuchungsgebiet ermittelt werden. Deshalb wird ein statisches Modell angewendet. Es wird ein Emissionsmodell gewählt, das über geeignete Eingangsdaten und Austragsbedingungen die N-Austräge aus dem Gebiet abbilden soll. Die Ergebnisse werden anschließend mit Immissionsdaten (Durchfluss- und Gewässergütedaten) verglichen. Da rein physikalisch basierte Modelle für mittelmaßstäbige Untersuchungen ungeeignet sind, wird für die gewählte Untersuchung ein deterministisches konzeptionelles Modell angewendet.

Zur Modellwahl:

Entsprechend der Zielstellung sollen sowohl N-Einträge über Dränagen als auch punktuelle N-Einträge Berücksichtigung finden. Die Ermittlung der N-Einträge über Dränagen ist aufgrund des hohen Anteils an Staunässeböden im Untersuchungsgebiet relevant. Auch die punktuellen Einträge sind zur Erfassung der Gesamteinträge bzw. zum Vergleich mit den ermittelten N-Frachten zu berücksichtigen. Keines der aufgeführten Modelle (2.6.2.2) erfüllt die Zielsetzung zur Modellierung der N-Einträge im Einzugsgebiet der mittleren Mulde. Deshalb wird mit Hilfe einer Modellkopplung auf Basis von vorhandenen und tlw. modifizierten Modellen und Verfahren die Bilanzierung vorgenommen. Das Gesamtmodell wird aus einer Kombination von Teilmodellen zusammengesetzt, die in den entsprechenden Teilkapiteln des Kap. 6 erläutert sind.

Bestimmung des Modellierungsmaßstabs:

Die vorliegende Arbeit hat das Ziel, die N-Einträge in das Flusssystem der mittleren Mulde zu beschreiben und damit die Gesamtbelastung abzuschätzen, die zur Eutrophierung der Vorfluter und der Nordsee beiträgt. Dabei sind v.a. die mittleren jährlichen N-Frachten von Interesse, inter- und intraanuelle Schwankungen sind von

untergeordneter Bedeutung. Deshalb ist die zeitliche Auflösung in Form von Jahresmittelwerten ausreichend. Die räumliche Auflösung soll entsprechend der Gebietsgröße einen Maßstab von ca. 1: 50.000 bis 1:100.000 haben.

Allerdings müssen auch die Grenzen der Modelle betrachtet werden:
Bei der Ermittlung der N-Austräge in einem mesoskaligen Einzugsgebiet können nur mit Hilfe von Indikatoren Aussagen über die Wahrscheinlichkeit von Prozessabläufen gemacht werden; die Prozesse selbst können nicht gemessen werden. So wird z.B. bei Beschreibung der N-Verlagerung im Boden diese nicht gemessen, sondern anhand von Indikatoren wie dem Stickstoffbilanzüberschuss und der nutzbaren Feldkapazität abgeleitet. Mesoskalig einsetzbare Modelle bieten zwar – da sie mit quantitativen Eingangsdaten operieren - oft quantitative Ergebnisse. Die Verwendung von Indikatoren zur Prozessbeschreibung sowie die Annahme von räumlich heterogenen Flächen erlaubt jedoch nur eine qualitative oder semiquantitative Interpretation der Ergebnisse. So ist z.B: im Rahmen dieser Arbeit eine Abschätzung der Gefährdungspotentiale der N-Belastung des Grundwassers und der Vorfluter möglich. Damit werden die Größenordnung des N-Austrags sowie die Unterschiede des N-Austragsverhaltens zwischen den Naturräumen deutlich.

2.7 Vorgehensweise zur Analyse der Wasser- und Stickstoffflüsse

Nährstoffe können partikelgebunden oder gelöst verlagert werden. Da Stickstoff fast ausschließlich in gelöster Form in die Gewässer gelangt, wird vereinfacht nur der gelöste Transport betrachtet. Dieser geschieht in Form des anorganischen Stickstoffs (Ammonium (NH_4-N), Nitrit (NO_2-N) und Nitrat (NO_3-N)). Nitrit ist ein Zwischenprodukt der mikrobiellen Oxidation des Ammoniums zu Nitrat. Da das neu gebildete Nitrit in der Regel gleich zu Nitrat weiteroxidiert, kommt es nur in sehr geringen Konzentrationen vor (unter 0,02 mg/l NO_2-N) und hat damit keinen Einfluss auf die Gewässergüte (DVWK 1993:12). Somit wird Nitrit nicht separat betrachtet. Um einen Vergleich der N-Gehalte der unterschiedlichen Stickstoffformen zu ermöglichen, werden die Werte in dieser Arbeit grundsätzlich als NH_4-N oder NO_3-N angegeben.

Um Stickstoffeinträge in Gewässer quantifizieren zu können, müssen die relevanten Pfade des Austrags definiert werden. Dabei müssen Punkt- von diffusen Quellen unterschieden werden (Abb. 2). An *Punktquellen* entstehen genau lokalisierbare Belastungen, z.B. an Kläranlagenauslässen, während *diffuse* Quellen durch vielschichtige Stoffverlagerungen in der Landschaft verursacht werden, die v.a. auf die Landwirtschaft zurückgeführt werden können.

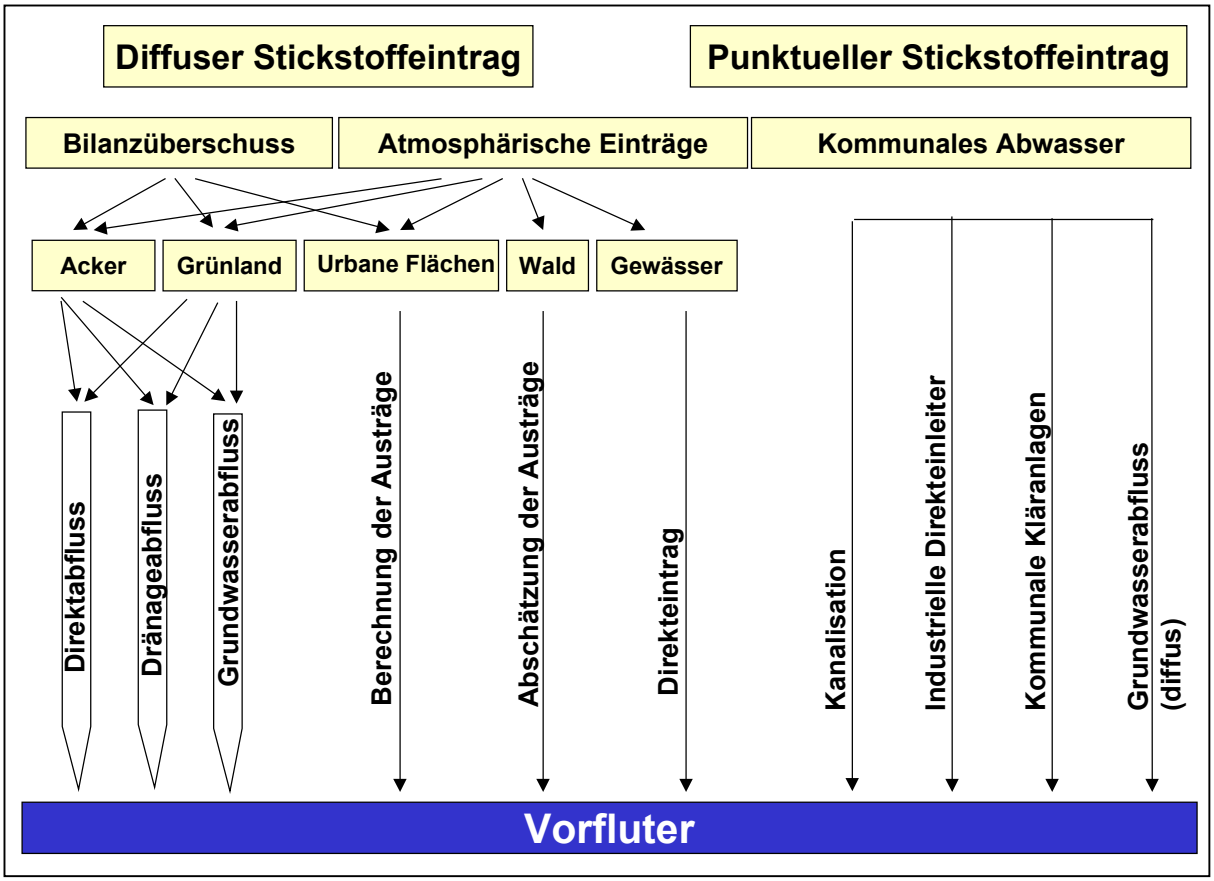


Abb. 4: Schema der N-Eintragspfade in Gewässer der mittleren Mulde (HIRT 2000, HIRT 2001)

Die Begriffsabgrenzung ist jedoch bei *Einträgen mit dem Regenwasser in die Kanalisation* und bei *Einträgen über Dränagen* nicht eindeutig. Nach der Definition von NOVOTNY & CHESTERS (1981:7) werden alle an Niederschlagsereignisse und Abflussprozesse geknüpften Einträge den diffusen Quellen zugeordnet. Dieser Definition folgend werden *Einträge über Dränagen* (z.B. SCHMID & PRASHUN 2000) und *Einträge mit dem Regenwasser in die Kanalisation* auch den diffusen Quellen zugeordnet. Andere Autoren ordnen diese Einträge den punktuellen Quellen zu, da sie (am Dränagerohr und Kläranlagenauslass) genau lokalisierbar sind. Im Rahmen dieser Arbeit werden die *Einträge über Dränagen* den diffusen Quellen zugeordnet, da sie im mesoskaligen Maßstabsbereich nicht mehr lokalisierbar sind. *Einträge mit dem Regenwasser in die Kanalisation* werden den punktuellen Quellen zugeordnet, da sie im Kläranlagenauslass erfasst werden und damit lokalisierbar sind.

N-Einträge durch Punktquellen gelangen mit dem kommunalen Abwasser nach Passage einer kommunalen Kläranlage, durch industrielle Direkteinleitung oder direkt über die Kanalisation bzw. durch den Niederschlagsabfluss in die Vorfluter. Über den Grundwasserabfluss gelangen N-Austräge aus undichten Gruben der nicht an Kläranlagen bzw. die Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung in den Vorfluter.

Die Ermittlung der diffusen N-Austräge erfolgt auf Basis der Landnutzung, um nutzungsdifferenzierte Aussagen treffen zu können. Für jede Landnutzung sind unterschiedliche N-Eintragsquellen relevant. Bei *Acker- und Grünland* sind dies der Stickstoffbilanzüberschuss und die atmosphärische Stickstoffdeposition. Da sie die Landnutzungsklassen mit dem größten N-Austrag bilden, wird hier nach der Ermittlung des Gesamtabflusses (Modell ABIMO) eine Abflusstrennung in Direkt-, Drän-, sowie Grundwasserabfluss vorgenommen (Kap. 6.3.1). Zur Kopplung der N-Komponente an die Abflüsse wird der N-Austrag aus der Bodenzone nach dem Verfahren von FELDWISCH & FREDE (1998) modelliert und prozentual den entsprechenden Abflüssen zugeordnet. Für den Dränabfluss wird aufgrund des veränderten Wasserhaushaltes eine modifizierte Vorgehensweise angewendet (HIRT ET AL. 2001). Beim Direkt- und Dränabfluss als schnelle Abflusskomponenten wird nach Passage der Bodenzone kein weiterer N-Abbau angenommen. Beim Grundwasserabfluss kann es hingegen in der Dränzone (ungesättigte Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs) und im Grundwasser zu einem weiteren N-Abbau kommen. Zur Möglichkeit der Denitrifikation in der Dränzone wird eine Literaturanalyse vorgenommen. Für den N-Abbau im Grundwasser sind Ergebnisse von WENDLAND (1999) relevant, der das Nitratabbauvermögen des Grundwassers für das Elbeeinzugsgebiet ermittelte. Die N-Austräge werden getrennt für Acker- und Grünlandflächen angegeben.

Der N-Eintrag auf *Gewässerflächen* geschieht als Direkteintrag durch die atmosphärische Deposition. Die Landnutzung *urbaner Flächen* erfährt ihren Eintrag durch die atmosphärische Deposition, weitere N-Überschüsse (z.B. Laub und Streu) sowie durch Einträge aus undichten Gruben, die diffus in die Landschaft versickern. Bei der Landnutzung *Wald* wird eine Abschätzung der Austräge anhand von Mess- und Literaturwerten vorgenommen. Eine Modellierung ist – aufgrund tlw. fehlender Prozesskenntnis sowie schlechter Validierungsmöglichkeiten aufgrund einer zu geringen Anzahl an Messergebnissen – derzeit noch mit zu großen Fehlern behaftet.

Somit lässt sich der diffuse N-Austrag aus der Bodenzone nach folgender Formel ermitteln:

Ndiff = NALg + NALd + NALdr + NGLg + NGLd + NGLdr + Nsiedl + Nwald + Nwas **(Formel 1)**

Ndiff = diffuser N-Austrag im Untersuchungsgebiet

NALg = N-Austrag in das Grundwasser unter Ackerflächen

NALd = N-Austrag über den Direktabfluss von Ackerflächen

NALdr = N-Austrag über den Dränabfluss von Ackerflächen

NGLg = N-Austrag in das Grundwasser unter Grünlandflächen

NGLd = N-Austrag über den Direktabfluss von Grünlandflächen

NGLdr = N-Austrag über den Dränabfluss von Grünlandflächen

Nsiedl = N-Austrag aus urbanen Flächen

Nwald = N-Austrag aus Waldflächen

Nwas = N-Austrag aus Wasserflächen

Der punktuelle N-Eintrag in die Gewässer ergibt sich aus:

$Np = N_{KA} + N_{ind} + N_{kan}$ **(Formel 2)**

Np = punktueller N-Eintrag in die Gewässer der mittleren Mulde

N_{KA} = N-Eintrag über Kläranlagen

N_{ind} = N-Eintrag über industrielle Direkteinleiter

N_{kan} = N-Eintrag über den Niederschlagsabfluss

Der gesamte Gebietsaustrag ergibt sich aus:

Nges = (Ndiff – Retention) + Np **(Formel 3)**

Die Nährstoffretention lässt sich als Differenz von der in den Gewässern ermittelten Gesamtfracht abzüglich der diffusen und punktuellen N-Einträge ermitteln.

Für eine Interpretation der Ergebnisse ist eine Fehleranalyse der einzelnen Bearbeitungsschritte notwendig. Während die Ergebnisse der punktuellen N-Austräge mit den N-Frachten der Anlagenüberwachung verglichen werden können, lassen sich die diffusen N-Einträge nicht direkt erfassen. Fehlerquellen bestehen in Mängeln oder Ungenauigkeiten der Datengrundlagen sowie der angewendeten Methodik. Zur Analyse der Fehlerspannen der Datengrundlagen werden Parallelrechnungen für drei relevante Eingangsdaten (Niederschlag, Deposition, FK-Wert) durchgeführt. Zur Überprüfung der angewendeten Methodik werden die Ergebnisse mit punktuellen Messungen (am Lysimeter oder an Dränauslass), mit anderen Modellen erzielten Ergebnissen bzw. durch den Vergleich mit den Gesamtfrachten am Pegelauslass verglichen.

3 Das Untersuchungsgebiet

3.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet (2700 km²) umfasst den Lößbereich des Einzugsgebietes der Mulde, der im folgenden als „mittlere Mulde“ bezeichnet wird. Es nimmt den Raum zwischen dem pleistozänen, durch glaziale und fluvioglaziale Sedimente bestimmten Tiefland im Norden und den Nordrand des Erzgebirges im Süden ein. Das Gebiet besitzt einen sehr verschiedenartig aufgebauten geologischen Untergrund und wird v.a. durch die jüngste äolische Sedimentdecke, die Löße und Sandlöße der Weichsel-Kaltzeit zu einem einheitlichen Naturraum zusammen geführt. Es befindet sich nahezu volltändig im Freistaat Sachsen (nur wenige Hektar liegen im Bundesland Thüringen) und erstreckt sich administrativ auf Teile der Regierungsbezirke Leipzig und Chemnitz sowie auf eine Gemeinde des Regierungsbezirkes Dresden.

Lage des Untersuchungsraumes

Abb. 5: Lage des Einzugsgebietes der mittleren Mulde

3.2 Naturräumliche Gliederung

In Abhängigkeit von Substrat, Bodentyp und Relief, aber auch von klimatischen und vegetationskundlichen Voraussetzungen lassen sich fünf Naturräume im Einzugsgebiet der mittleren Mulde unterscheiden. Die Trennung in Naturräume dient dem Ziel, einen Vergleich des Abfluss- und Nitrataustragsverhaltens zwischen den Naturräumen zu ermöglichen. Sie lehnen sich an die von MANNSFELD & RICHTER (1995, SMU 1997) sowie NEEF (1960: 578f.) beschriebenen naturräumlichen Grenzen für Sachsen an. Die Vorgehensweise zur Abgrenzung des Gebietes und der Naturräume ist in Kap. 1 beschrieben. Von Nord nach Süd unterscheiden sich folgende Naturräume:

Karte 1: Naturräume

1. *glaziale und fluvioglaziale Sande* der Dübener Heide
2. *Sandlößgebiet* des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes
3. *Lößparabraunerdegebiet* des Mittelsächsischen Lößhügellandes
4. *Lößpseudogleygebiet* des Mulde-Lößhügellandes
5. *Festgesteinsbereich* des Erzgebirgsbeckens und Osterzgebirges

Die Lößregion selbst ist gegliedert in das Sandlößgebiet, das Lößparabraunerdegebiet und das Lößpseudogleygebiet. Teile der Dübener Heide sowie des Erzgebirgsbeckens und des Osterzgebirges sind in die Untersuchung eingeschlossen, um einen Vergleich der ermittelten Stickstoffausträge mit den Pegeldaten zu ermöglichen.

Karte 1 zeigt die Naturräume im Untersuchungsgebiet, Tab. 5 beschreibt ihre typischen Charakteristika. Im folgenden werden die Naturräume beschrieben, weitere Naturraumcharakteristika aber auch in den darauf folgenden Kapiteln zur Gebietsbeschreibung dargestellt.

Tab. 5: Typische Charakteristika der Naturräume im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

Naturraum	Gebiets-größe (km²)	Vorherrschende Bödentypen	Substrat	Nieder-schlag (mm)	Geologie des Untergrundes
Dübener Heide (NR 1)	119	Braunerde	Sand	577	Quartäre Sedimente
Nordsächsisches Platten- und Hügelland (NR 2)	383	Parabraunerde, Pseudogley	Sandlöß	604	Quartäre Sedimente, Phorphyr
Mittelsächsisches Lößhügelland (NR 3)	233	Parabraunerde	Löß	662	Phorphyr, metamorphe Schiefer
Mulde-Lößhügelland (NR 4)	892	Pseudogley, vereinz. Parabraunerde	Löß-derivate	711	Granulit
Erzgebirgsvorland, Osterzgebirge (NR 5)	233	Braunerde	Schutt-decken, tlw. Löß inseln	770	Rotliegendes, Metamorphite

Dübener Heide

Die Dübener Heide ist ein waldreiches Platten- und Hügelgebiet mit nur geringen Reliefunterschieden. Es ist geprägt von saalekaltzeitlichen Ablagerungen, v.a. von Grundmoränen und Schmelzwassersedimenten. Sie liegen auf einem Sockel aus tertiären Sedimenten, frühpleistozänen Flussterrassen der Mulde und elsterkaltzeitlichen Moränenablagerungen und Schmelzwassersedimenten. Die an der Oberfläche anstehenden Substrate sind durch junge periglaziale Umformungen durch Sandaufwehungen, Kryoturbationen und Solifluktionsbewegungen an flachen Hängen geprägt. Dadurch ist über einer 50-80 cm tief gelegenen Steinsohle ein deutlich homogenisiertes Ausgangsmaterial für die Bodenbildung entstanden, der sog. Geschiebedecksand.

Das Tal der Mulde durchbricht die pleistozänen Platten von Eilenburg bis nach Bad Düben. Ein deutlich ausgebildeter Talrand mit mehreren Metern Höhendifferenz begleitet die Mulde-Aue auf beiden Seiten. Die vorwiegend als Grünland genutzte Aue wird von einer 1-1,5 m mächtigen Auenlehmdecke eingenommen und enthält Totwässer, Kolken und zahlreiche andere Hohlformen (HAASE 1995a, EISSMANN 1995, JORDAN & WEDER 1993:454ff.)

Nordsächsisches Platten- und Hügelland

Das Nordsächsische Platten- und Hügelland zeichnet sich durch flachwellige Moränenplatten sowie hügelige bis kuppige Grundgebirgsdurchragungen aus. Das Gebiet befindet sich in einer Höhenlage von 130 bis 160 m, in Anlehnung an höher aufragende Grundgebirge auf ca. 180 m. Das gesamte Gebiet wurde von elster- und drenthezeitlichen Inlandeisvorstößen überdeckt. Die Drentheeiszeit hat eine - heute durch ein welliges Relief über Wurzen-Kühren-Mügeln-Ostrau zu erkennende - Eisrandlage gebildet, die als Collmberg-Endmoräne bezeichnet wird. Ein einheitliches Gepräge erhält dieser Naturraum durch die periglazialen spätweichselzeitlichen Ablagerungen des Sandlößes. Diese geringmächtigen Sedimente werden von Nord nach Süd zunehmend schluffreicher und erreichen an der Lößrandstufe im Süden die Qualität sandiger Löße (Schluffanteil > 40%). Die unter dem spätweichselzeitlichen Sandlöß vorhandene Steinsohle bezeugt, dass bis in die Hochweichselzeit äolische Abtragung vorherrschte und erst in der Spätweichselzeit nördlich der Lößrandstufe äolische Sedimente abgelagert wurden. Südlich von Grimma hat sich die Mulde aus ihrer alten NW-Richtung, die von Großbothen über Grethen-Pomßen nach Naunhof führte und dort mächtige Schotterkörper hinterlassen hat, unter dem Einfluss der saalezeitlichen Eisrandlagen nach Norden gewendet und das terrassenfreie enge Durchbruchstal von Grimma bis Nerchau geschaffen (HAASE 1995b, EISSMANN 1995, WAGENBRETH 1989).

Mittelsächsisches Lößhügelland

Das im Süden anschließende Kerngebiet der Lößverbreitung besteht aus bis zu 20 m mächtigen Lößen, die 1,5 m oder tiefer entkalkt und zu Lößlehm umgewandelt sind. Das Hügelland ist durch Flachhänge und in den Bereichen der Wasserscheiden durch Platten gekennzeichnet. An seiner Nordgrenze trennt die morphologisch meist deutlich sichtbare, 30-50 m mächtige Lößrandstufe das Mittelsächsische Lößhügelland von dem Nordsächsischen Platten- und Hügelland ab.

Der Löß im Mittelsächsischen Lößhügelland ist deutlich gegliedert: Die unteren Schichten sind zumeist saale- (v.a. warthe-) oder elsterkaltzeitlich. Diese Braun-, Schwemm- oder Gley- bzw. Solifluktionslöße weisen Gemengteile des Untergrundes auf. Ein eemzeitlicher Boden trennt diese Lößderivate von den weichselzeitlichen Lößablagerungen. Diese beginnen mit früh- bis mittelweichselzeitlichen Lößderivaten (Schwemm- und Braunlöße), die von einem bis zu 15 m mächtigen Abschnitt von dem typischen spätweichselzeitlichen kalkhaltigen locker-porösen Löß überlagert werden (HAASE 1995C, EISSMANN 1995).

Mulde-Lößhügelland

Das *Mulde-Lößhügelland* besteht aus flachwellig-hügeligen Plateauflächen, welche von nach Süden ausdünnendem Löß bzw. Lößderivaten bedeckt werden. Unterbrochen werden die Plateauflächen von 50 - 80 m, tw. auch 120 m eingetieften Tälern, welche als Kerbsohlentäler oder Sohlentäler ausgebildet sind.

Im Gegensatz zu den porösen Lößen des Mittelsächsischen Lößhügellandes handelt es sich im Mulde-Lößhügelland um Lößderivate (Schwemmlöße, Gleylöße, Solifluktionslöße). Der Löß hat eine Mächtigkeit von durchschnittlich 2-5 m, stellenweise bis 10 m. Der Anteil der präweichselzeitlichen Lößsedimente an der Gesamtmächtigkeit ist hier größer, das Gebiet war während der Saalezeit Hauptsedimentationsraum äolischer Sedimente. Diese Überprägung der Löße erfolgte z.T. bereits während oder kurz nach ihrer Ablagerung, da im feuchteren Milieu des Erzgebirgsvorlandes die kalkigen Gemengteile ausgewaschen wurden, die porös-lockere Struktur zunehmend verloren ging und Merkmale stauender Nässe in den dichter lagernden Lößen auftraten. Die in den Lößgebieten am Ende der Weichselzeit entstandenen Dellen sind typische periglaziale Abtragungsformen.

Im Raum Oschatz-Riesa fielen die früh- und mittelpleistozänen Oschatzer und Riesaer Muldeläufe trocken, als sich die Freiberger Mulde mit der Zschopau unter dem Einfluß saalekaltzeitlicher Eisrandlagen aus dem Döbelner Becken nach Westen wendete (BERNHARDT & HAASE 1995, KRÖNERT 1966, EISSMANN 1995, WAGENBRETH 1989).

Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge

Am Nordrand des Erzgebirges löst sich die geschlossene Lößderivatdecke in fleckenhafte Vorkommen von Solifluktionslößen an nord- bis ostexponierten Hängen auf. Der Übergang von Lößderivaten in die Schuttdecken vollzieht sich zwischen 400 und 500 m Höhe (HAASE ET AL. 1970:119ff.).

Das Erzgebirgsbecken wird hauptsächlich von den Sedimenten des Rotliegenden geprägt. Es weist einen stark welligen Charakter auf und ist durch eine hohe Taldichte gekennzeichnet. Auf den vorwiegend flachen Riedeln sind die Rücken weitgehend frei von einer äolischen Beeinflussung. Die dicht gelagerten Solifluktionslöße der nord- bis ostexponierten Hänge sind v.a. an den Unterhängen mächtig und enthalten vielfach Beimengungen des Liegenden, so dass auch von Lößfließerden gesprochen werden kann. Im Osterzgebirge ist das Ausgangsmaterial der Böden überwiegend die Gesteinsverwitterungsdecke, die tlw. von lößartigen Auflagen („Gebirgslöß“) überprägt sind (KRÖNERT 1968:39f, BERNHARDT 1995, EISSMANN 1995).

3.3 Geologie und Geomorphologie

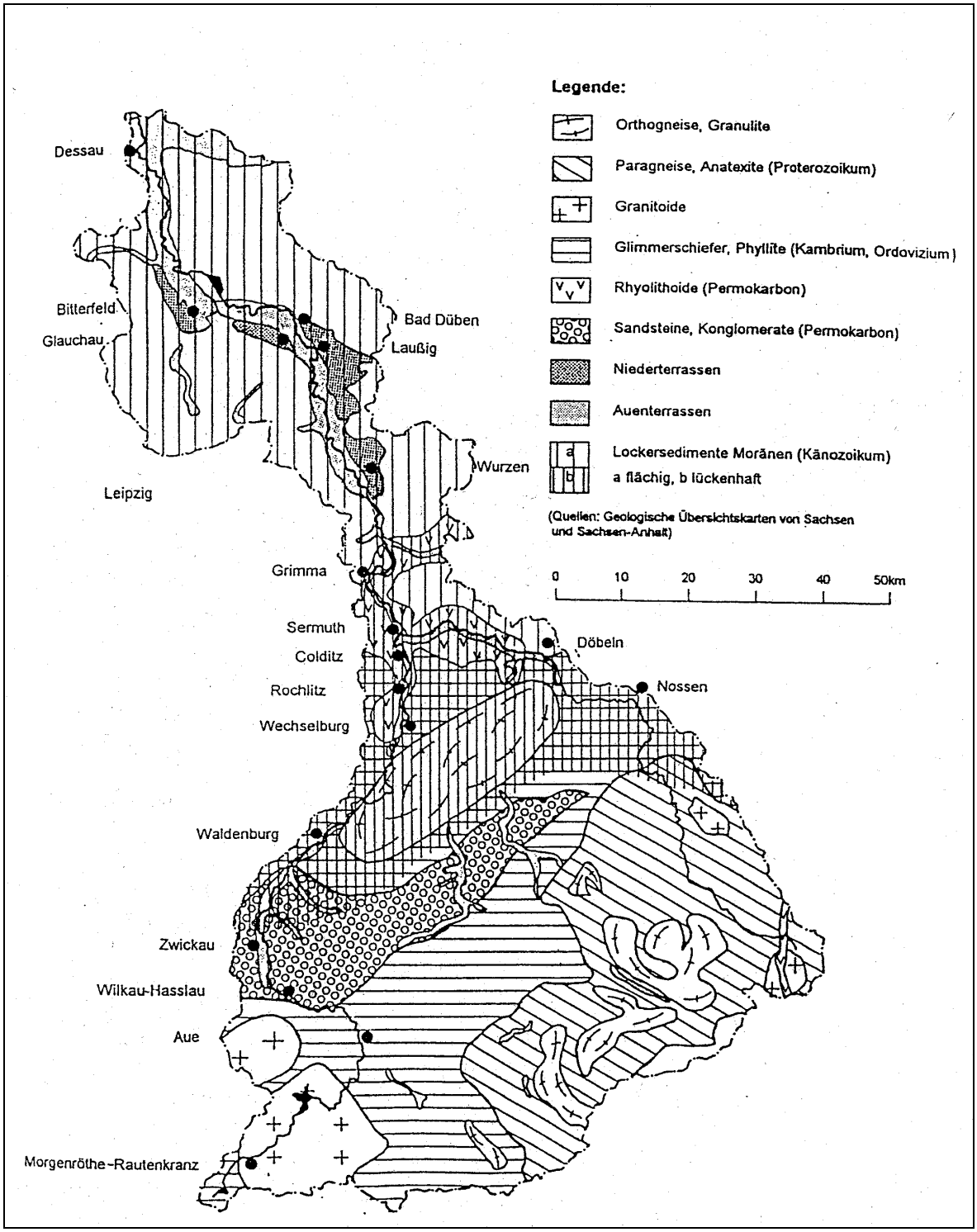


Abb. 6: Geologische Gliederung des Mulde-Einzugsgebietes (DVWK 1997: 7)

Abb. 6 gibt einen Überblick über die geologische Gliederung des Raumes, die aus Gründen der Übersichtlichkeit für das gesamte Einzugsgebiet der Mulde dargestellt ist. Das Grundgebirge zählt zur saxothüringischen Zone des variskischen Gebirges. Die Einrumpfung der Erzgebirgsscholle hat ein sehr ausgeglichenes Relief als Basis der tertiären und holozänen Sedimentüberdeckung geschaffen. Die Eintiefung der

Täler ist durch die Kippung der Erzgebirgsscholle im Tertiär verursacht worden. Die Flüsse Zwickauer Mulde, Chemnitz, Zschopau und Striegis haben die Gesteine des Untergrundes freigelegt. Hier zeichnet sich der Einfluss des Grundgebirges im Wechsel von Talweitung und -verengung und der Steilheit der Talhänge ab.

Ein Großteil des Einzugsgebietes wird geologisch durch das als schwach wellige Hochebene ausgeprägte Granulitgebirge bestimmt. Das Plateau selbst wird von den hochmetamorphen Granuliten und Orthogneisen (untergeordnet auch Schiefergesteinen, Graniten, Gabbro und Serpentiniten) aufgebaut, welche von einem Saum geringer metamopher Gesteine (Glimmerschiefer Phyllit sowie Serizitgneis) umgeben sind. Man unterscheidet folglich den kristallinen Kern und den Schiefermantel des Granulitgebirges.

Nördlich des Granulitgebirges streichen im Nordwestsächsischen Hügelland zwischen geringmächtigen tertiären und quartären Ablagerungen Eruptivgesteine des Permokarbons aus. Es sind vorherrschend saure Ergussgesteine und Ignimbrite des Nordwestsächsischen Eruptivkomplexes. In der Umgebung von Wurzen bilden

Granitporphyre mehrere Kilometer breite, NW-SE streichende Intrusivstöcke. Im Tertiär wurden die Porphyre bis zu 60 m tief kaolinisiert. Solche Vorkommen finden sich in der Umgebung von Wurzen, Bad Lausick-Colditz, Mutschen und Mügeln. Sie dienen als hochwertiger Rohstoff für die Porzellanindustrie, während die Hartgesteine des Eruptivkomplexes besonders als Bau- und Dekorationssteine dienen.

Weiter nördlich bilden saale-, untergeordnet auch elsterkaltzeitliche Grund- und Endmoränen sowie Schmelzwasserablagerungen den geologischen Untergrund. Rechtsseitig der Mulde bilden breite Niederterrassen der Weichselzeit den Übergang zur Talaue. Südlich des Granulitgebirges schließt sich das Erzgebirgsbecken mit seinen Rotliegendsedimenten an. Es handelt sich um eine Synklinalzone des Grundgebirges. Hier liegt eine langlebige tiefenbruchartige Struktur vor, die auch als Zentralsächsiches Lineament bezeichnet wird. Die Schuttsedimente des Permokarbons bestehen aus Konglomeraten, Sandsteinen und untergeordnet Tonsteinen; in den karbonischen Ablagerungen treten Kohlevorkommen auf (HENNIGSEN 1992: 98f.; HAASE ET AL. 1970, MANNSFELD & RICHTER 1995).

Die pleistozänen Ablagerungen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde sind glazialer und periglazialer Genese. In der Elster- und der Saalezeit erreichten Inlandeisvorstöße mehrfach das Untersuchungsgebiet (Abb. 7). Die südlichste Randlage – die Zwickauer Phase der Elstereiszeit - hat das heutige Lößgebiet fast vollständig überfahren. Der weiteste saalezeitliche Vorstoß endet 30-60 km nördlich der elsterzeitlichen Randlage. Da die saalezeitlichen Ablagerungen meist dem Festgestein aufliegen, ist eine beträchtliche Abtragung während bzw. nach der Elsterkaltzeit anzunehmen. Jedoch weisen durch die Überdeckung mit Löß nur noch wenig

Formen auf die glazialen Ablagerungen dieses Altmoränengebietes hin (EISSMANN 1995).

Abb. 7: Lage der Vereisungsgrenzen und Stauch- und Endmoränen (EISSMANN 1994: 64)

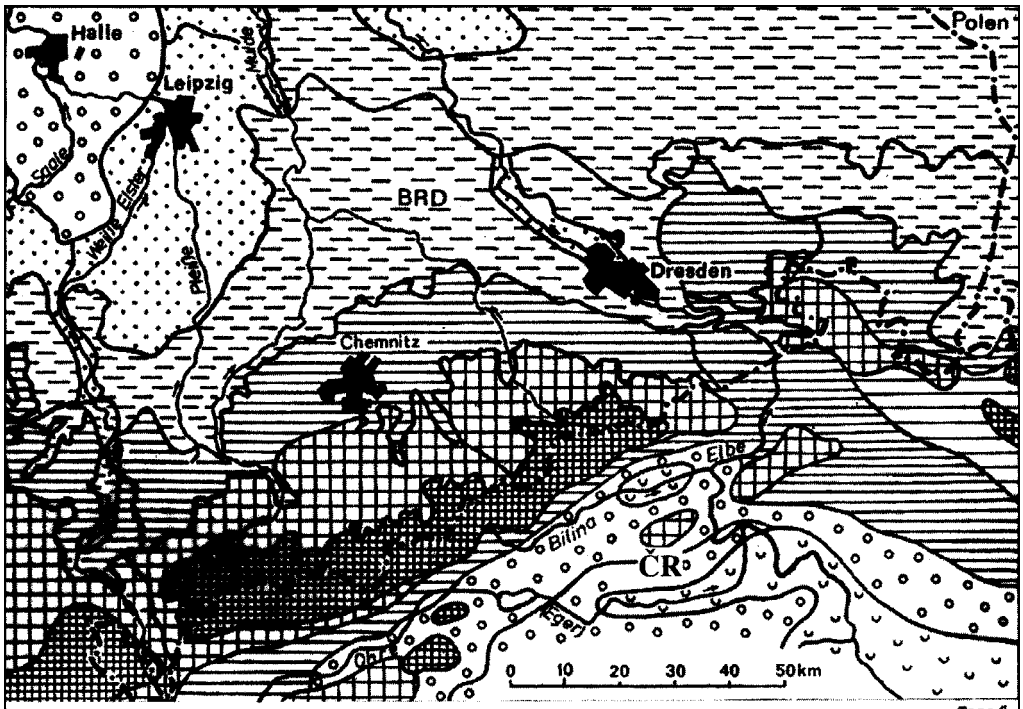
3.4 Topographie

Im Norden des Gebietes dominieren bei den flachwelligen Moränenplatten der Dübener Heide und des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes Hangneigungen unter 1°, die nur von wenigen Grundgebirgsdurchragungen unterbrochen werden (Karte 2). Im Mittelsächsischen Lößhügelland nehmen die fast ebenen Rücken und die Bereiche der Wasserscheiden nur einen kleinen Teil der Fläche ein, gekennzeichnet ist die Landschaft vielmehr von 20-50 m eingesenkten Dellensystemen bzw. Tilken, die Hangneigungen über 2° erreichen. Die Plateauflächen des Mulde-Lößhügellandes werden von stark eingetieften Tälern unterbrochen mit Hangneigungen über 5°. Diese Täler nehmen im Bereich des Erzgebirgsbeckens und des Osterzgebirges flächenmäßig stark zu.

3.5 Klima

Das Makrorelief ist für das Klima des Untersuchungsgebietes prägend, da neben den Höhenstufeneffekten auch Stau- und Föhneffekte die Temperatur- und Niederschlagsverteilung entscheidend beeinflussen. Da westliche Windrichtungen vorherrschen, überlagern im Lee- und Luvbereich die daraus resultierenden Klimaeffekte die Höhenstufeneffekte.

Eine Übersicht über die mittleren Jahresniederschläge (1961-1990) im 1 x 1 km Raster gibt Abb. 2. Sie zeigt von Nordwest nach Südost zunehmende Werte. Im Nordwesten des Untersuchungsgebietes wird das Witterungsgeschehen durch die Regenschattenseite des Harzes beeinflusst mit mittleren Jahresniederschlägen von 550 bis 600 mm. Im Südosten dominiert der Einfluss von Staueffekten des Erzgebirges mit mittleren Jahresniederschlägen von über 800 mm.



	Symbol	Klimastufe		Höhe ü.d.M.	Niederschl.	Temp.	T-Amplitude	Tage ü. 10°C
	A Hff,Kf	Kamm- und Höhere Berglagen	sehr feucht, kühl, rauh	650->900	850->1100	5.5-<4.5	16.0-18.0	100-130
	B Mf, Mm	Mittlere Berglagen	feucht, kühl, schwach meritim/kontinental	450-650	700-900	5.8-6.5	17.5-18.5	130-140
	C nur ČR	Mittlere Berglagen	mäßig feucht, mäßig kontinental	350-650	650-850	5.5-7.0	16.0-19.5	120-135
	D Uf	Untere Lagen im Berg- und Hügelland	mäßig feucht, schwach meritim	250-450	600-850	6.8-8.0	17.0-18.0	140-150
	E Um	Untere Lagen im Hügel- und Tiefland	mäßig trocken, schwach kontinental	120-350	550-720	7.5-8.5	17.5-18.5	145-160
	F Ut	Untere Lagen im Tiefland	trocken, leebeeinflußt	100-250	500-650	8.0-8.8	18.0-18.5	155-160
	G Utt	Untere Lagen im Tiefland	sehr trocken, leebestimmt	50-180	< 550	8.5-9.5	18.5-19.0	> 160
	H nur ČR	Untere Lagen im Tiefland	sehr trocken, kontinental	100-200	< 520	9.0-10.5	19.0-19.5	> 170

Abb. 8: Merkmale der Klimastufen im Mittelgebirge, Hügel- und Tiefland in Sachsen (MANNSFELD & RICHTER 1995:25 nach SCHWANECKE & KOPP 1971)

Karte 2: Hangneigung

Karte 3: Mittlerer Jahresniederschlag

Die Klimastufen im Untersuchungsgebiet gibt Abb. 8 wieder. Das Untersuchungsgebiet liegt fast vollständig in der mäßig trockenen, schwach kontinentalen Klimastufe der unteren Lagen im Hügel- und Tiefland mit Jahresniederschlägen zwischen 550 und 720 mm/a und Jahresdurchschnittstemperaturen von 7,5 bis 8,5°C. Südlich schließt sich zum Erzgebirge hin die Klimastufe der mäßig feuchten, schwach maritimen unteren Lagen im Berg- und Hügelland an (mittlerer Jahresniederschlag: 600-850 mm, Jahresdurchschnittstemperatur: 6,8-8,0°C). Im südlichsten Randbereich, der zur Klimastufe der mittleren Berglagen zählt, werden mittlere Jahresniederschläge über 850 mm/a erreicht (GOLDSCHMIDT 1950, MANNSFELD & RICHTER 1995:22ff; HAASE 1972).

3.6 Böden

Die Böden (Karte 4) sind durch die Ausbildung der vorwiegend äolischen Sedimentdecke im Einzugsgebiet geprägt. Auf den glazialen Ablagerungen im Norden des Gebietes kommen vorwiegend Braunerden aus Sand vor. Auf lehmigeren Substraten, wie Geschiebelehm oder Geschiebedecksand, sind neben Braunerden auch Parabraunerden entwickelt. Große Verbreitung haben auch die grundwasserbeeinflußten Böden auf sandigen und sandig-lehmigen Substraten. In diesen Gebieten wird der den Ackerbau störende Bodenwassereinfluss durch Entwässerungsmaßnahmen zurückgedrängt.

Im südlich anschließenden Nordsächsischen Platten- und Hügelland sind Pseudogleye und Parabraunerden aus Sandlöß über den glazialen Ablagerungen vorherrschend. Bei Ausgangssubstraten mit hohem Sandanteil kommen Braunerden vor. Rezente Staunässemerkmale bleiben auf dichtlagernde Ausgangssubstrate wie Geschieblehm oder tonig-kaolinische Verwitterungsdecken beschränkt, obwohl sie nach Profilmerkmalen weit verbreitet zu sein scheinen. Hier handelt es sich offenbar um ein Relikt der Spätweichselzeit (SCHIKORA 1970, HAASE 1995b:90f.).

In den mächtigen Lößen des Mittelsächsischen Lößhügelland haben sich großflächig Parabraunerden entwickelt. Nur an Unterhängen und lokal über schwer durchlässigem Gestein treten Pseudogleye auf.

Im anschließenden Gebiet der Lößderivate (Mulde-Lößhügelland) führte die Bodenbildung v.a. zur Ausbildung von Pseudogleyen, untergeordnet auch Parabraunerden. Im südlichen Teil des Naturraums bei zunehmenden Niederschlägen von 750-800 mm/a gehen die Parabraunerden zunehmend in primäre Pseudogleye über.

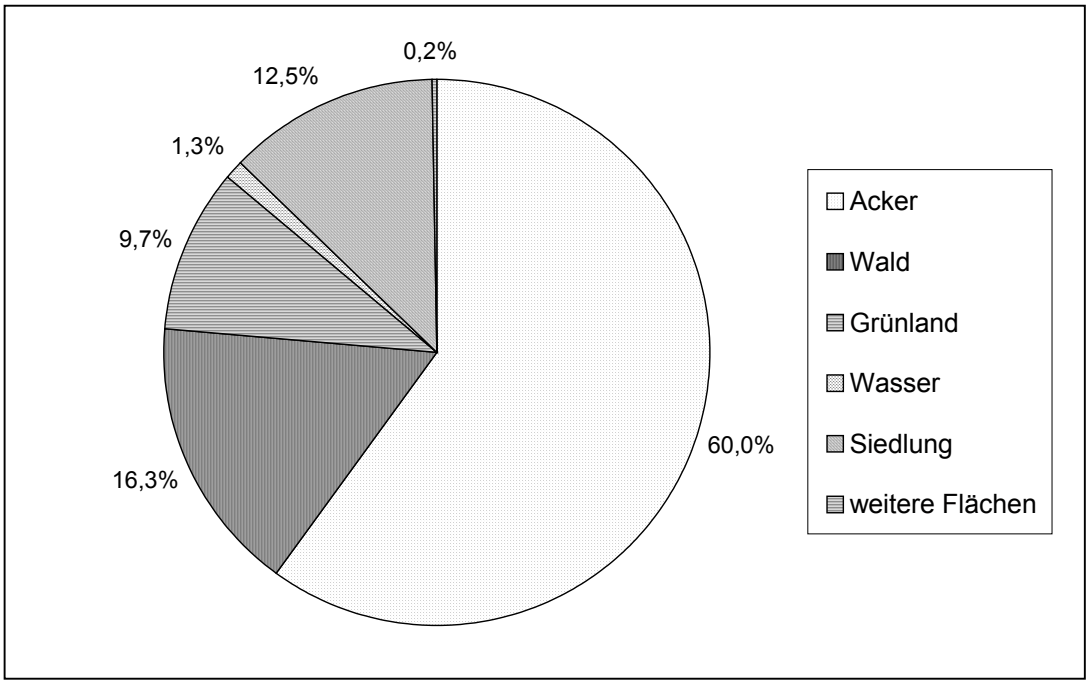
Am Nordrand des Erzgebirges nimmt bei geringmächtiger Lößdecke der Einfluss der im Untergrund anstehenden Gesteine zu. Hier kommen die Pseudogleye aus Lößderivaten nur noch stellenweise vor. Vorherrschend sind Pseudogleye, Braunerde-

Pseudogleye, Parabraunerde-Pseudogleye oder Braunerden aus Schuttdecken, die tonig-schluffig oder kiesig-sandig-lehmige Ausprägung haben. Die hier entwickelten Böden weisen meist noch günstige Eigenschaften für den Ackerbau auf (HAASE 1978, HAASE 1995a:47, HAASE 1995b:90f, HAASE 1995c:103f, BERNHARDT & HAASE 1995:114, BERNHARDT 1995:121, BILLWITZ 1968, KRÖNERT & BILLWITZ 1967).

Die nutzbare Feldkapazität der Böden im Untersuchungsgebiet variiert deutlich (Kap. 1, Methode A). Die Parabraunerden im Mittelsächsischen Lößhügelland weisen eine hohe nutzbare Feldkapazität von über 200 mm auf, die es ermöglicht, einen großen Teil des im Winter gefallenen Niederschlags für das Sommerhalbjahr zu speichern. Wie die Lysimetermessungen der Station Brandis (HAFERKORN & KNAPPE 1999) zeigen, kann im Mittel der Jahre sogar der potenzielle Verdunstungsanspruch der Parabraunerde realisiert und auch in extrem strahlungsreichen Jahren der Wasserbedarf der Vegetation gedeckt werden. Die Lößderivate des Muldelößhügellandes liegen geringfügig unter diesen Werten, während die Sandlößböden des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes eine nutzbare Feldkapazität von immerhin noch 150 - 180 mm aufweisen.

3.7 Landnutzung

Abb. 9: Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (Datengrundlagen: MMK, Biotoptypenkartierung, Gewässernetz des SLUG)



Die Landnutzung ist – wie in Karte 5 und Abb. 9 erkennbar– vorwiegend agrarisch geprägt: 70 % der Fläche fallen auf die Landnutzungsklassen *Acker-* und *Grünland.*

Karte 4: Bodentypen

Karte 5: Landnutzung

Während sich in der Dübener Heide die Ackernutzung auf die lehmigen Standorte beschränkt, erlauben die Böden im Nordsächsischen Platten- und Hügelland noch einen ertragreichen Ackerbau. Die nördliche Aue der Vereinigten Mulde wird innerhalb der Deiche vorwiegend für die Grünlandwirtschaft genutzt. Im Mittelsächsischen Lößhügelland herrscht intensiver Feld-, Gemüse- und Obstanbau vor. Die Intensität der Pflanzenproduktion auf den großen Schlägen mit durchschnittlich über 50 ha verursachen in dem unruhigen Relief des Hügellandes Erosionsschäden. Es entwickeln sich zahlreiche Abtragungsbahnen. Mehrere Meter mächtige Dellenfüllungen weisen auf das hohe Erosionsgeschehen in der Lößlandschaft hin. Im Mulde-Lößhügelland ermöglichen bei extremer Staunässe auf den Hochflächen Meliorationen den Ackerbau. So kann die natürliche Fruchtbarkeit der Löße bei einer günstigen Wasserversorgung wirksam werden. Die Hochflächen stehen deshalb in ihren Erträgen den Lößböden im Norden nicht sehr viel nach. Sie erfordern allerdings einen höheren Pflege- und Kostenaufwand sowie eine gute Humusversorgung, da sie zur Bodenverdichtung, Verschlämmung und Erosion neigen. Im Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge führen die hohen Anteile an staunassen Böden in feuchten Jahren zu einer Verzögerung der phänologischen Entwicklung, garantieren aber bei längerer Trockenheit noch hohe Ertragssicherheit und egalisieren die Ertragseinbußen auf Schlägen mit Verwitterungsböden (HAASE 1995a:47, HAASE 1995b:90, HAASE 1995c:105ff, HAASE & BERNHARDT 1995:114, BERNHARDT 1995:121).

*Siedlung*sflächen haben im Untersuchungsgebiet einen Flächenanteil von etwa 11%. Im Gebiet der mächtigen Löße sind zahlreiche weilerartige Dorfformen vorhanden, da hier schon seit dem Neolithikum Ackerbau herrscht, während südlich davon erst zur Rodungsperiode im Mittelalter die geschlossene landwirtschaftliche Nutzung und die Anlage großer Reihendörfer mit Waldhufenflur einsetzte. Die heutige *Siedlung*sstruktur ist unterteilt in den Verdichteten Raum Zwickau-Chemnitz im Süden, der jedoch nur randlich erfasst wird und den Ländlichen Raum. Die Bevölkerung des Ländlichen Raumes konzentriert sich in den zentralen Orten Eilenburg, Grimma und Wurzen und den Unterzentren. Insgesamt liegen jedoch 60% der Fläche im Ländlichen Raum ohne Verdichtungsansatz (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (1994).

Die Wälder, die im Untersuchungsgebiet einen Flächenanteil von ca. 14% einnehmen, sind vorwiegend in der Dübener Heide mit ihren für die landwirtschaftliche Nutzung ungünstigen Sandböden von Bedeutung. Artenarme Hainsimsen-Eichen-Buchen-Wälder bilden hier die natürliche Waldgesellschaft, während heute Kiefernmonokulturen dominieren. Im Nordsächsischen Platten- und Hügelland ist die natürliche Waldgesellschaft der Stieleichen-Hainbuchen-Wald mit größerem Anteil der Winterlinde, womit der subkontinentale Klimaeinfluss deutlich wird. Die bereits im

17. Jahrhundert erfolgte Aufforstung mit Fichten führte zu kümmernden Wuchsformen und wurde wegen der geringen Standorteignung wieder aufgegeben. Im Mittelsächsischen Lößhügelland weisen die wenigen Waldreste, die vorwiegend auf steileren Hängen an den größeren Tälern vorkommen, auf Eichen-Hainbuchen-Linden-Wälder als natürliche Waldgesellschaft hin, die auf Nordhängen in Traubeneichen-Buchenwälder übergehen. Im Mulde-Lößhügelland sind auf den tlw. schroffen Felswänden der Täler v.a. in den Landschaftsschutzgebieten noch Reste der ursprünglich verbreiteten Laubwälder, v.a. des Eichen-Hainbuchen-Waldes zu finden. Bei dem auf den Hochflächen vorhandenen Forst dominieren nicht mehr die Traubeneichen- oder staunasse Stieleichen-Buchen-Wälder, sondern die Fichtenmonokultur hat stark degradierte Waldbilder entstehen lassen. Im Erzgebirgsbecken bieten hingegen naturnahe Laubmischgehölze an den Steilhängen der asymmetrischen Täler viel Abwechslung (HAASE 1995a:48f, HAASE 1995b:90f, HAASE 1995c:108, HAASE & BERNHARDT 1995b:115, BERNHARDT 1995:121, HEMPEL 1967).

Die *Gewä*sserflächen (vergl. Kap. 3.8) sind aufgrund ihrer linearen Struktur und ihrem mit 1 % nur geringem Flächenanteil nur tlw. in der Landnutzungskarte erkennbar. Das dentritisch verlaufende Flussnetz ist im Untersuchungsgebiet gleichmäßig verteilt und nur im Norden flächenmäßig geringer ausgebildet.

3.8 Hydrologie

Die Mulde ist nach der Saale der größte Nebenfluss der Elbe und entwässert einen großen Teil Westsachsens. Das Gebiet wird von zwei nahezu gleich großen Hauptgewässern durchflossen, der Freiberger und der Zwickauer Mulde, die nach ihrem Zusammenfluss die Vereinigte Mulde bilden (Karte 6).
Die Eingangspegel im Untersuchungsgebiet sind Zwickau-Pölbitz (Zwickauer Mulde), Chemnitz (Chemnitz), Lichtenwalde (Zschopau), und Nossen (Freiberger Mulde) (Tab. 6). Das Flusssystem tritt im langjährigen Mittel (1961-1990) mit einen Abfluss von insgesamt 47,19 m³/s ins Untersuchungsgebiet ein. Am Gebietsauslass (Pegel Bad Düben) liegt der langjährige mittlere Abfluss bei 61,88 m³/s.

Die *Freiberger Mulde* verfügt nach Angaben des StUFA LEIPZIG (1998) auf Grund ihrer in weiten Bereichen noch vorhandenen ökologisch wertvollen Strukturen wie Kiesbänke und Inseln über ein hohes Selbstreinigungsvermögen. Bezüglich ihres Stickstoffgehaltes spielen im Wesentlichen landwirtschaftliche Einträge, die Einleitungen der Kläranlagen (Roßwein, Döbeln, Leißnig) sowie die industriellen Abwassereinleitungen eine Rolle. Die wichtigsten Nebenflüsse der Freiberger Mulde sind die *Striegis* und die *Zschopau*, die bei Niederstriegis bzw. Pischwitz in die Frei

Karte 6: Durchfluss- und Gewässergütepegel

Tab. 6: Gebietseingangs- und Ausgangspegel im Einzugsgebiet der mittleren Mulde mit Jahresmittelwerten des Abflusses (1961-1990) (LfUG)

Pegel	**Gewässer**	**Abfluss (m^3/s)**
Zwickau-Pölbitz	Zwickauer Mulde	14,69
Chemnitz	Chemnitz	4,24
Lichtenwalde	Zschopau	21,68
Nossen	Freiberger Mulde	6,58
Bad Düben	Vereinigte Mulde	64,66

berger Mulde einmünden. Nach dem Geländerelief, dem Gefälle und der Fließgeschwindigkeit sind beide als Mittelgebirgs-Vorland-Flüsse zu charakterisieren, die ebenfalls noch über wertvolle ökologische Strukturen verfügen. Die Striegis ist jedoch ein deutlich naturnaheres Gewässer und durch kommunale Einleitungen geringer belastet als die Zschopau. Die Wasserqualität der Zschopau wird zusätzlich durch den Zufluss des erwärmten und algenangereicherten Wassers aus der Talsperre Kriebstein und die Abwassereinleitungen einer Papierfabrik beeinträchtigt (StUFA LEIPZIG 1998).

Die *Zwickauer Mulde* tritt am Pegel Zwickau-Pölbitz in das Untersuchungsgebiet ein und weist bis Colditz noch einen naturnahen Verlauf auf, während sie danach ausgebaut ist. Im allgemeinen ist die Zwickauer Mulde stärker beansprucht als die Freiberger Mulde.

Die *Vereinigte Mulde* durchfließt das Untersuchungsgebiet in nördlicher Richtung und verlässt es am Pegel Bad Düben. Durch zahlreiche naturnahe Abschnitte (Mäander, Steilufer, Inseln, Kiesbänke und Altarme) kommt der Vereinigten Mulde eine Sonderstellung zu. Nur selten sind in Mitteleuropa ökologisch entsprechend wertvolle Strukturen zu finden. Der Bereich zwischen Wurzen und der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt ist als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. Bezüglich der Gewässerqualität sind die Vereinigte Mulde und ihre Zuflüsse Mühlbach, Landgraben und Schwarzbach ähnlich belastet wie die anderen Flüsse des Untersuchungsgebietes, während die Lossa höher belastet ist und tlw. sehr niedrige Sauerstoffgehalte aufweist. Insgesamt sind die Gewässer des Untersuchungsgebietes mit Ausnahme der Striegis und der Vereinigten Mulde im Bereich von Bad Düben mit der Gewässergüteklasse II-III kritisch belastet (StUFA LEIPZIG 1998).

4 Datengrundlagen

In diesem Kapitel sind die verwendeten Datengrundlagen aufgeführt. Die Eingangsdaten *atmosphärische Stickstoffdeposition* und der *Stickstoffbilanzüberschuss der landwirtschaftlichen Fläche* werden in gesonderten Kapiteln beschrieben (Kap 6.3.2 und 6.3.3). Am Kapitelende sind die Datengrundlagen zum besseren Überblick in Tabellenform zusammengefasst. Die Datenbearbeitung wird im darauf folgenden Kapitel beschrieben.

Topographische Daten

Digitale topographische Karten des Landesvermessungsamtes Sachsen liegen als Rasterkarten im Maßstab 1:50.000 und 1:100.000 mit vier bzw. sechs Bildebenen vor (Grundriss, Gewässer, Relief, Vegetation bzw. zusätzlich Gewässerflächen und Kartennamen).

Zur Beschreibung des Reliefs stehen beim Landesvermessungsamt Sachsen digitale Höhenmodelle mit 50 m und mit 200 m Raster zur Verfügung (DHM/M745), die auf Grundlage einer Reliefdigitalisierung der Militärtopographischen Karte im Maßstab 1:50 000 erstellt wurden. Da das Höhenmodell mit 50 m Rasterabstand nach einer Prüfung deutliche Mängel aufwies, welche auf den zu kleinen Maßstab der Militärtopographischen Karte für eine Ableitung von 50 m Rasterabständen zurückzuführen sind, wurde auf das Höhenmodell mit 200 m Netzpunktabstand zurückgegriffen (Höhengenauigkeit: ±5m Flachland/ ±9m Berg- und Hügelland).

Klimadaten

Ein Raster-Klimadatensatz mit langjährigen Mittelwerten (1961-1990) steht zur Niederschlagshöhe und potentiellen Verdunstung mit einem 1 km x 1 km Raster zur Verfügung. Folgende Informationen umfasst der Datensatz:

- Mittlere jährliche Niederschlagshöhe
- Mittlere jährliche Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr
- Mittlere jährliche potentielle Verdunstung nach Wendling

Als Datenbasis für die Niederschlagshöhe dienten die Niederschlagsmessstationen des Deutschen Wetterdienstes. Durch Interpolation wurden die Niederschlagswerte unter Einbeziehung der topographischen Höhe in ein 1 km x 1 km Raster überführt.[1] Trotz Unberücksichtigung der Luv/Lee-Effekte konnte aufgrund der Dichte des

[1] Dieser Datensatz, der auf Grundlage der Daten des Deutschen Wetterdienstes erstellt wurde, wurde uns freundlicherweise von Dr. Frank Wendland vom Forschungszentrum Jülich GmbH zur Verfügung gestellt.

Niederschlagsmessnetzes eine relativ hohe Genauigkeit mit einem mittleren Fehler von 7% erzielt werden (WENDLAND & KUNKEL 1998).

Die jährliche potentielle Verdunstung nach Wendling ist durch die Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Montheith-Beziehung berechnet (WENDLING 1995). Sie wird international als FAO-Standard empfohlen und gilt für einen einheitlichen Grasbestand von 0,12 m Höhe bei fehlendem Wasserstress. Eingangsgrößen sind die Globalstrahlung, die Lufttemperatur, das Sättigungsdefizit und die in 2 m Höhe gemessene Windgeschwindigkeit.

Daten zur Landnutzung

Als Datengrundlage zur Landnutzung steht der vom Statistischen Bundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) aufgebaute Datenbestand „Daten zur Bodenbedeckung für die neuen Länder und Berlin“ zur Verfügung. Die methodische Konzeption geht auf das Programm CORINE (Coordination of Information on the Environment) der Europäischen Union zurück. Die Daten beruhen auf der Auswertung von Satellitendaten (Landsat TM5) aus den Jahren 1989 bis 1992 und liegen im Maßstab 1:100.000 vor.

Eine großmaßstäbigere Datengrundlage ist die „Biotop- und Nutzungstypenkartierung“ von Sachsen (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie). Sie beruht auf einer „Liste der Biotop- und Nutzungstypen„ und der Interpretation von Colorinfrarot Luftbildern aus dem Jahr 1992 im Maßstab 1:10.000. Da die Daten hierarchisch gegliedert vorliegen (Kartiereinheit, Struktureinheit, Biotopnutzungstyp), können Datensätze in unterschiedlichen Genauigkeitsstufen bearbeitet werden.

Einen weiteren Datensatz mit Angaben zu Landnutzung im Maßstab 1:100.000 bietet die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) (s.u). Sie enthält eine Unterscheidung der Flächennutzungen Wald, Wasser, Siedlung und landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Da keine der drei digitalen Karten alle gewünschten Informationen im geeigneten Maßstab enthalten, wird eine kombinierte Landnutzungskarte aus den vorhandenen Datensätzen erstellt (Kap. 1).

Bodenkundliche Daten

Bodenkundliche Datengrundlagen werden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie bereitgestellt, und zwar die neu bearbeitete Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK), die Forstliche Standortkartierung (FSK) und die Profildatenbank (PRODAT) von Sachsen.

Die MMK war ein auf dem Gebiet der ehemaligen DDR verwendetes Verfahren zur Kartierung der Bodendecke und des Reliefs der landwirtschaftlich genutzten Flächen

und verwendet Ergebnisse der Reichsbodenschätzung. Die MMK wurde in den 60er und 70er Jahren für die Neuen Bundesländer flächendeckend aufgrund von Arbeitsblättern im Maßstab 1:25.000 erstellt und liegt in zusammengefasster Form im Maßstab 1:100.000 vor. Anfang der neunziger Jahre wurde sie vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie auf Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000 digital für die Nutzung von GIS aufbereitet und Ende der neunziger Jahre mit weiteren digitalen Datensätzen (z.B. Reliefdaten) abgeglichen und inhaltlich ergänzt (Randabgleich, Reliefanpassung, Erweiterung der Attributtabelle). Zudem ist die Nomenklatur der Systematik an die der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994) angepasst worden. Für einige wenige Blätter steht die Bearbeitung noch aus, so dass v.a. die Erweiterung der Attributtabelle entsprechend der Informationen aus anderen Kartenblättern und in Absprache mit Herrn Fischer (SLUG) noch vorgenommen werden musste. Zudem ist im digitalen MMK-Datensatz als inhaltliche Angabe nur der Flächenwert enthalten. Weitere ausführliche Bodeninformationen sind in den Dokumentationsblättern der jeweiligen DDR-Altkreise enthalten, die in Tabellenform im Programm MS Excel vorliegen. Diese Angaben sind entsprechend der Lage der DDR-Altkreise in den GIS-Datensatz integriert worden.

Die MMK enthält für jede Fläche die Angabe des Standortregionaltyps (STR) (Tab. 7), der durch ein charakteristisches Mosaik der Substrat-, Bodenwasser- und Hangneigungsverhältnisse bestimmt ist (LIEBEROTH 1982).

Tab. 7: Ausgewählte Angaben der MMK zu den Standortregionaltypen (STR)

Area	Perimeter	Flächenwert	STR	Leitbodentyp	Substrat	Bodenart	MGW	HFT
1424805,8	11626,4	D2b(sB)P	D2a1-01	5BBn	s	ls(k)1_4dm/ss(k)1#ss(k)1#	20	N1
38873,5	869,7	D3c(m/dB-P)P	D3c2-01	3BB-LL	m/d	ls(k)2_4dm/ss(k)2#us(k)2_4dm/ss(k)2	20	N1
1099756,0	4798,9	D4c(m/lU)P	D5b1-01	2SS-LL+1LL-SS	m/l+m	ls(k)2_4dm/sl(k)2#us(k)1_4dm/sl(k)2#ls(k)1_4dm/ls(k)2	20	SN1
66973,0	1299,9	Lö6(ö/dU-ö/dS)P	Lö4c4-03	4SS-LL+1SSn	ö/d	Llö-e#	20	S1
7241,5	458,1	Lö4b(öU)P/H	Lö4b3-07	2SS-LL+1LL-SS+1SSn+1LLn	Löl-ö#	lu_6dm/tu#lu(z_n)2_6dm/tu(z_n)2	20	S1
9143,5	661,5	V6(ö/gU-vlU)H	V5b4-07	3SS-LL+2BB-SS	ö/g+vl	S1-#Löl-ö	15	SN1
10732,5	640,5	Al3a(olV-K)S	Al3a4-03	3GG-AB+2ABn	ol+ou	Llf-#	20	GN1
...	...	...	...	...	...	...	...	...

Diese werden durch Buchstaben- und Zahlenkombinationen wiedergegeben: Die Sedimentgenese wird durch den Großbuchstaben angezeigt (D: Diluvial-, Al: Alluvial-, L: Löß-, V: Verwitterungsböden, Mo: Moor), der Kleinbuchstabe kennzeichnet die Bodenwasser- und Substrateigenschaften (a = vernässungsfrei, sickerwasserbestimmt; b = staunässe- u./o. grundwasserbestimmt; c = Besonderheiten des Substrataufbaus, teilweise Staunässe oder Grundwasser). Die Hangneigungsverhältnisse werden durch die Zahlenkombination am Schluss wiedergegeben.

Wichtige Elemente sind auch die Leitbodentypen und ihre Flächenanteile als Merkmal charakteristischer Vergesellschaftungen. Weiterhin sind u.a. Angaben zum Substrat, zur Bodenart, zum mittleren Grundwasserflurabstand (MGW) und zum Hydromorphieflächentyp (HFT) enthalten. Eine Aufschlüsselung für letzteren enthält Tab. 8.

Tab. 8: Kriterien der Hydromorphieflächentypen (SCHMIDT & DIEMANN 1991: 32)

Hydromorphieflächentyp	Symbol	Flächenanteile in %		
		Sicker-wasser	Stau-nässe	Grund-wasser
Durchgehend sickerwasserbestimmt	N1	>80	-	-
Abgeschwächt sickerwasserbestimmt	N2	61-80	≤20	≤20
Schwach staunässebeeinflusst	SN1	21-60	21-40	≤20
Mäßig staunässebeeinflusst	SN1	≤40	41-60	≤20
Mäßig staunässebestimmt	S1	≤20	>40 halbhydro-morph	≤20
Stark staunässebestimmt	S2	≤20	>40 vollhydro-morph	≤20
Extrem staunässebestimmt	S3	-	>80 vollhydro-morph	-
Stau-, grund- u. sickerwasserbestimmt	GS1	21-60	21-40	21-40
Staunässebestimmt mit Grundwasser	GS2	≤20	41-60	21-40
Grundwasserbestimmt mit Staunässe	GS3	≤20	21-40	41-60
Schwach grundwasserbeeinflusst	GN1	21-60	≤20	21-40
Mäßig grundwasserbeeinflusst	GN2	≤40	≤20	41-60
Mäßig grundwasserbestimmt	G1	≤20	≤20	>60 (Wasser-stufe G1)
Stark grundwasserbestimmt	G2	≤20	≤20	>60 (Wasser-stufe G2)
Extrem grundwasserbestimmt	G3	≤20	≤20	>60 (Wasser-stufe G3)

Neben den Leitbodentypen sind Begleitbodentypen angegeben, die aufgrund ihres geringen Flächenanteils nicht in die Modellierung einbezogen werden. Der

Flächenwert bietet in abgekürzter Form eine Zusammenfassung der wichtigsten Bodenmerkmale (Leitbodentyp, Substrat, Bodenart, Neigungstyp). Eine detaillierte Erläuterung der einzelnen Parameter und Abkürzungen der MMK sind in SCHMIDT & DIEMANN (1991) enthalten. Die FSK liegt im Maßstab 1:10.000 vor. Sie wird von der Sächsischen Landesanstalt für Forsten in Graupa bereitgestellt. Die FSK enthält u.a. Angaben zum Bodentyp, zur Bodenart und zum Grundwasserflurabstand. Mittlerweile liegt die Waldbodenkarte (WBK) vor, bei der eine Anpassung an die Nomenklatur der MMK erfolgte.

Die Profildatenbank PRODAT enthält Einzelprofilbeschreibungen und Labordaten für landwirtschaftlich genutzte Flächen der ehemaligen DDR. Sie liegen im TGL-Standard 2430 vor und wurden selektiv in den bundesweit gültigen Kartierstandard KA4 (AG BODENKUNDE 1994) der Bodenkundlichen Kartieranleitung überführt. Es liegen Profildaten und bodenphysikalische Kennwerte für 421 Profile in Sachsen mit 1760 Horizonten vor.

Hydrologische Daten

Digitale hydrologische Datengrundlagen liegen mit der Gewässernetzkarte, einer Karte der Teileinzugsgebiete, Daten der Grundwassermessstellen, Abfluss-separationen sowie Durchfluss- und Gewässergütedaten vor.

Das **Gewässernetzkarte** wurde vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie bezogen, welche aus der Gewässerkarte 1:200.000 und der TK 1:25.000 digitalisiert wurde. Eine Karte mit den **Teileinzugsgebietsgrenzen** wurde ebenfalls vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie zur Verfügung gestellt. Die Teileinzugsgebiete haben eine Größe von 1-4 km² , tlw. auch mehr. Sie wurden aus den Höhenangaben der TK 25 für Sachsen abgeleitet.

Daten von **Grundwassermessstellen** sind über die Daten der *Hydrogeologischen Erkundungsberichte* (ca. 1960-1989) sowie der Monitoringmessnetze der Bundes-länder verfügbar, die im Rahmen des UBA-Forschungsprojektes *Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmessnetzes in den neuen Bundesländern* für die Jahre 1992-1994 (UBA 1995) ausgewertet wurden. Beide Datensätze wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens *Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flusseinzugsgebiet der Elbe* aufbereitet und zu einem einheitlichen Datensatz zusammengestellt.[2] **Abflussganglinienseparationen** geben den Anteil der Abflusskomponenten am Gesamtabfluss in einem Einzugsgebiet wieder. Ein Verfahren ist das Ganglinienseparationsprogramm DIFGA (SCHWARZE 1985).

[2] Dieser Datensatz wurde uns freundlicherweise von Dr. Wendland, Forschungszentrum Jülich GmbH, zur Verfügung gestellt.

Für das Untersuchungsgebiet liegt für den Pegel Niederstriegis/Striegis eine Separation vor. Zudem sind Abflussseparationen aus weiteren Lößgebieten vorhanden (Tab. 9).[3]

Tab. 9: Abflussseparationen mit Angaben der Flüsse, der Pegel, des Bilanzierungzeitraums und der zugeordneten Naturräume

Fluss	Pegel	Zeitraum	Naturraum
Pleisse	Goessnitz	1959-1989	Mulde-Lößhügelland
Jahna	Seerhausen	1975-1989	Mittelsächsisches Lößhügelland
Striegis	Niederstriegis	1925-1991	Mulde-Lößhügelland
Parthe	Thekla	1959-1988	Nordsächsisches Platten- und Hügelland
Ketzerbach	Peskowitz	1975-1986	Mittelsächsisches Lößhügelland

Hier werden die Endbilanzen benötigt, die einen Einblick in die langjährige mittlere Aufteilung der Abflusskomponenten zulassen. In der rechten Tabellenspalte sind die Naturräume im Einzugsgebiet der mittleren Mulde angegeben, mit denen sich die Abflussseparationen vergleichen lassen.

Durchflussdaten sind beim Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie beziehbar, sie enthalten die Standortangaben der Pegel mit Gauß-Krüger-Koordinaten und die Durchflusswerte in m^3/s. Gewässergütedaten liegen bei den Staatlichen Umweltfachämtern der Regierungsbezirke Leipzig, Chemnitz und Dresden vor. Hier sind neben den Standortangaben die Stickstoffkonzentrationen (NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N) in mg/l von Relevanz. Sie wurden für den Zeitraum 1987 bis 2000 bezogen, da sie ab 1987 in digitaler Form vorlagen.

Im Einzugsgebiet der mittleren Mulde sind 17 Abfluss-Messstellen und 56 Gewässergüte-Messstellen vorhanden. Die Abflüsse unterliegen täglichen Messungen. Die Häufigkeit für die jährlichen Messungen der Gewässergüte schwankt zwischen keiner und 25 pro Jahr (Tab. 10). Die Aussagekraft der Gewässergütedaten ist folglich sehr unterschiedlich. Ein einheitliches Messnetz mit geringerer Anzahl an Probenmessstellen, aber regelmäßiger Beprobung (mit mindestens 24 Gütemessungen pro Jahr) würde die Auswertung wesentlich vereinfachen und aussagekräftiger machen.

[3] Diese Pegel sind uns freundlicherweise von Dr. Schwarze, Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden, zur Verfügung gestellt worden.

Daten zu Dränageflächen

Die Angaben zur räumlichen Lage der Dränageflächen im Untersuchungsgebiet stammen vorwiegend von den Meliorationsbetrieben der ehemaligen DDR und wurden im Zeitraum von 1960 bis 1989 angefertigt. Zudem lagen noch Lagepläne aus den Beständen der Agrarbetriebe vor. Nach Auflösung der Meliorationsbetriebe wurden die Unterlagen von den Archiven der Landrats- und Landwirtschaftsämter in Sachsen und den landwirtschaftlichen Betrieben verwaltet. Die Datengrundlage ist jedoch nicht vollständig, da viele Unterlagen während der Umstrukturierung nach der Wiedervereinigung verloren gegangen sind. Nach einer Datenrecherche konnten für den Hauptteil des Einzugsgebietes der mittleren Mulde Daten zur Lage der Dränageflächen von unterschiedlichen Einrichtungen bzw. Ämtern eingeholt werden, von denen die wesentlichsten im Anhang 1 aufgelistet sind.

Stickstoffdepositionen

Flächendeckende Daten zur Stickstoffdeposition wurden für die Zeiträume 1987-1989 und 1995-1997 vom Institut für Navigation in Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes zur „Flächendeckenden Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff und potentieller Netto-Säure in Deutschland“ erstellt (GAUGER ET AL. 2000). Berücksichtigung findet die nasse und die trockene Deposition (Kap. 4). Die feuchte Deposition, die v.a. in Gebirgslagen eine Rolle spielt, ist derzeit noch nicht integriert. Der Beitrag der jeweiligen Depositionspfade zur Gesamtdeposition variiert entsprechend der Stickstoffkonzentration der Umgebungsluft, der Charakteristik meteorologischer Parameter (Luftfeuchtigkeit, Windrichtung und –geschwindigkeit, Niederschlagsmenge, -häufigkeit und –intensität), der Höhe und Exposition der Landoberfläche und den Eigenschaften der Rezeptoroberflächen, so dass diese bei der Modellierung der Stickstoffdeposition entsprechend der Datenverfügbarkeit Berücksichtigung fanden (GAUGER 2001). Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte in einem 1 x 1 km^2 Raster. Die digitalen Daten zur Stickstoffdeposition der Jahre 1987 - 1989 und 1993 - 1995 wurden mit Hilfe des GIS ArcInfo® gemittelt. Anschließend wurden Flächen mit gleichen Werten für die Stickstoffdeposition zusammengefügt (Karte 7 u. 9).

Karte 7: Stickstoffdeposition (Jahresmittelwerte 1987 bis 1989)

Karte 8: Stickstoffdeposition (Jahresmittelwerte 1993 bis 1995)

Tab. 10: Gewässergüte-Messstellen und Anzahl der Messungen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

MNKZ	Meßstelle	Fluss	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
3140	Berthelsdorf	Freiberger Mulde							13	13	13	12	13	13	13	13
3150	Muldenhütten	Freiberger Mulde							3	6	12	6	6	12		
3180	Nossen	Freiberger Mulde	12	11	12	8	5	8	12	13	13	12	13	13	13	13
3185	oh. Roßwein	Freiberger Mulde			12	13	13	11						13	12	13
3190	uh. Roßwein	Freiberger Mulde			22	25	13	11	7	10	6	6	10			
3195	Niederstriegis	Freiberger Mulde			12	12	13	11	2	6	6	6	10	13	12	13
3200	uh. Döbeln	Freiberger Mulde			12	13	13	10	7	10	6	6	10	13	12	13
3210	Töpeln-Westewitz	Freiberger Mulde			21	24	13	11	7	7	6	6	10	13	12	13
3220	Leisnig	Freiberger Mulde			22	24	13	11	6	9	6	6	10	13	12	13
3230	Erlln	Freiberger Mulde	23	23	22	24	13	11		13	13	12	11	13	12	13
3950	Pölbitz	Zwickauer Mulde	19	19	14		15	2	4		4	4	4		9	4
4000	Wolkenburg	Zwickauer Mulde							4		13	12	12	13	12	13
4030	Wechselburg/Fischh.	Zwickauer Mulde						7	11		13	12	12			
4040	Rochlitz/Lastau	Zwickauer Mulde	15	15	13				8	4	4	7	10			
4046	Colditz	Zwickauer Mulde	13	13	12	12	13	8								
4050	Sermuth	Zwickauer Mulde	23	23	22	24		11	12	8	13	12	9	13	13	13
4710	Kössern	Vereinigte Mulde	12	13	12	12	13	11	6	6	6	6	11	8	12	11
4715	Grimma	Vereinigte Mulde	12	13	12	12	13	11	3		6	6	11	13	12	10
4720	Golzern	Vereinigte Mulde			23	24	13	11	13	12	13	6	12	13	12	11
4725	Trebsen	Vereinigte Mulde			12	12	13	11	4		7	6	11			
4730	Wurzen	Vereinigte Mulde			12	12	13	11	6	7	7	6	11	13	12	11
4740	Canitz	Vereinigte Mulde			22	24	13	11	13	12	8	6	11	13	12	11
4745	Eilenburg	Vereinigte Mulde	12	13	12	12	13	11	6	12	10	6	11	13	12	10
4750	Gruna	Vereinigte Mulde			23	24	12	11	6	9	10	6	11	13	12	10
4760	Bad Düben	Vereinigte Mulde			22	24	13	11	14	14	13	14	12	9	12	12
3490	Flöha	Zschopau							12		13	13	12	12	13	11
3500	Braunsdorf/Lichtenw.	Zschopau	9	11				4	12	12	13	6	6	12	13	12
3530	oh. Waldheim	Zschopau	8	6	12	11	9	8	13	7						
3531	Waldheim	Zschopau										6	3			
3532	Meinsberg	Zschopau	6	6	11	11	9	8								
3533	Limmritz	Zschopau	8	6	11	10	9	8								
3535	Pischwitz	Zschopau	30	11	12	11	8	9	6	5	13	12	9	13	12	13
3720	Borstendorf	Flöha							12		13	13	12	12		
4460	Chemnitz Eckstr/Müller	Chemnitz	10	12	11	8	9	6	8	10	14	6	4	6	6	6
4500	Göritzhain	Chemnitz	12	12	10	9	17	7	11	9	13	12	12	13	13	13
3370	uh. Ölmühle	Gr. Striegis							4		4	13	13	12	13	13
3388	Grunau	Gr. Striegis		8	8	6	6	5								
3390	Niederstriegis	Gr. Striegis		8	8	8	6	6	6	5	12	7	6	13	13	13
4805	oh. Heyda	Lossa	6	7	3	3		5				6				
4808	oh. Falkenhain	Lossa							2				11			
4810	uh. Falkenhain	Lossa	6	7	3	3		6	5	6		6				
4813	Kleinzschepa	Lossa	6	7	3	3		6								
4816	Großzschepa	Lossa	6	7	3	3		6	2							
4820	uh. Thallwitz	Lossa	6	7	3	3		6	5	7						
4825	uh. KA Thallwitz	Lossa												11		
4802	Sachsendorf	Mühlbach	1		3		1					6				
4803	Burkhardtshain	Mühlbach							3							
4804	Nemt	Mühlbach	1	4	4		1		3			6				
125	Wäldgen	Mühlbach	1	4	4		1		3							
4747	Eilenburg	Mühlgraben										6				
4770	oh. Mutzschen	Mutzschner Wasser	7	8	6	5	3	7	6	5	6	6	11			
4780	uh. Mutzschen	Mutzschner Wasser	7	8	6	5		7	6	7	6	6				

Daten zu punktuellen Einleitungen

Ausgangsdaten zur Berechnung der punktuellen Einleitungen stammen von den Staatlichen Umweltfachämtern Chemnitz, Leipzig und Plauen. Folgende Daten liegen vor:

1. Angaben zu den kommunalen Einleitern im Untersuchungsgebiet
   - Kläranlagenstandorte > 50 EW Ausbaugröße
   - Inbetriebnahme der Anlagen
   - Ausbaugröße und Auslastung der Anlagen in Einwohnerwerten
   - angeschlossene Einwohner
   - erlaubte Jahreshöchstabwassermengen
   - Art der Abwasserbehandlung/Reinigungsstufe (RS)
   - Vorflutgewässer
   - Stickstoffkonzentrationen (Überwachungsdaten) im Kläranlagenablauf (1992-99) in mg/l
2. Angaben zu industriellen Direkteinleitern
   - Standorte
   - Branchen
   - erlaubte Jahreshöchstabwassermenge m³/a
   - Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf (1998/99) in mg/l
3. Anschlussdaten der Bevölkerung an öffentliche Kanalisation und kommunale Abwasserbehandlungsanlagen
   - Einwohnerzahlen auf Gemeindeteilebene Stand 1998
   - Einwohner mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation
   - Einwohner mit Anschluss an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen
   - Namen der entsprechenden Kläranlagen

Die Staatlichen Umweltfachämter überwachen alle öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen > 50 Einwohnerwerte Ausbaugröße und die gemäß den Anhängen der Abwasserverordnung Ablaufanforderungen unterliegenden industriellen Direkteinleiterbetriebe (Karte 9). Die Auslastung der kommunalen Anlagen, d.h. das Verhältnis zwischen möglichen und tatsächlich behandelten Einwohnerwerten sowie die Angaben zur Zahl der angeschlossenen Einwohner, stehen dem StUFA als Sammlung jährlicher Berichte der Kläranlagenbetreiber zur Verfügung. In der Überwachung werden Angaben zu NO_2-N-, NO_3-N-, NH_4-N- und N_{ges}-Konzentrationen des Abwassers im Ablauf der Kläranlagen ermittelt.
Des Weiteren werden von den Staatlichen Umweltfachämtern Anschlusszahlen der Bevölkerung an Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen auf Gemeindeteilebene verwaltet. Diese Daten beruhen einerseits auf Schätzwerten auf Grundlage der Gemeindestatistiken und andererseits auf Eigenüberwachungsangaben der Kläranlagenbetreiber.

Thema	Daten	Datenformat	Maßstab, Rasterweite	Herkunft der Daten	Bemerkungen	Zeitraum
Topo-gra-phie	**Topographische Daten**	Raster	1:50.000	Landesver-mes-sungsamt Sachsen	sechs Bildebenen (Grundriss, Gewässer, Relief, Vegetation)	Ca. 1992
Relief	**Digitales Höhenmodell (DHM/M745)**	Raster	Netzpunkt abstand: 200 m	Landesvermessungsa mt Sachsen	Reliefdigitalisierung der Militärtopographischen Karte (M745) 1:50 000	-
Klima	**Klimadatensatz langjährigen Mittelwerte**	Raster	1 km x 1 km	DWD, Bearbeitung von KFA Jülich, Dr. Wendland	Niederschlagshöhe (Sommer- und Winterhalbjahr) und Verdunstung	1961-1990
Boden	**Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK)**	Vektor	1:100.000	SLUG	Bodenkartierung 60er und 70er Jahre; digitale Bearbeitung: 1991-1999	-
	Forstliche Standortkartierung (FSK)	Vektor	1:10.000	SLUG	Bodenkartierung	-
	PRODAT	tabellarisch	Punktdaten	SLUG	421 Profile mit 1760 Hori-zonten mit boden-physikalischen Kennwerten	-
Land-nutzung	**Daten zur Bodenbedeckung für die neuen Länder und Berlin (Corine Landcover)**	Vektor	1:100.000	Statistisches Bundesamt	Auswertung von Satellitendaten	1989-1992
	Biotop- und Nutzungstypen-kartierung von Sachsen	Vektor	1:10.000	SLUG	Auswertung von Colorinfrarot Luftbildern	1992
Hydro-logie	**Gewässernetz**	Vektor	1:25.000 bis 1:200.000	SLUG	Digitalisierung der Gewässerkarte 1:200.000 und der TK 1:25.000	-
	Teileinzugsgebiete	Vektor	Einzugsge-bietsgröße: 1-4 km²	SLUG	Ableitung aus den Höhenangaben der TK1:25.000	-

	Grundwassermessstellen	Punktdaten (GIS)	Punktdaten	KFA Jülich, Dr. Wendland	Datenauswertung: Hydrogeologische Erkundungsberichte, Monitoringmessnetze der undesländer	ca.1960-1989 1992-1994
	Abflußseparationen			DIFGA-Daten von TU Dreden, Dr. Schwarze	Für die Pegel: - Pleisse/Goessnitz - Jahna/Seerhausen - Striegis/Niederstriegis - Parthe/Thekla - Ketzerbach/Peskowitz	1959-1989, 1996-1989, 1975-1989, 1925-1991, 1975-1986,
	Durchfluss- und Gewässergütedaten	analog, digital	Punktdaten	Durchflußdaten: LUG Gütedaten: STUFA Leipzig, Chemnitz	Pegeldaten für 17 Messstellen; Gütedaten für 56 Messstellen	1987-2000
Dränagen	**Dränageflächen aus Daten der ehemaligen Meliorationsbetriebe**	analoge Daten	1:10.000 bis 1:25.000	Nachfolgeeinrichtungen der Meliorationsbetriebe		Daten von 1960-1989
N-Deposition	**Karte der Stickstoff-Deposition**	Raster	1 km x 1 km	Institut für Navigation, Universität Stuttgart	Verbreitungsmodell nach UBA Messstellen, Trocken- und Naßdeposition	1993-1995
Statistische Daten	**Kommunale Abwasserbehandlungsanlagen**	Excel-Dateien	Punktdaten	StUFA: Chemnitz, Leipzig, Plauen	Angaben zum Standort, Ausbaugröße usw.	1999
	Industrielle Direkteinleiter	Excel-Dateien	Punktdaten	StUFA: Chemnitz, Leipzig, Plauen	Angaben zu Standorten, Branchen und erlaubten Jahreshöchstabwassermenge	1999
	Einwohnerzahlen, an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossene	Access-Dateien	Gemeindeebene	StUFA: Chemnitz, Leipzig, Plauen	Anschluss in % an Kanalisation, Kläranlage sowie Name der Kläranlage	1998
	Stickstoff-Überwachungsdaten (Kläranlagen / Ind. Direkteinleiter)	Excel-Dateien und handschriftlich	Punktdaten	StUFA: Chemnitz, Leipzig, Plauen	Stichproben	Kläranlage: 1992-99 Direkteinleiter: 1998/99

5 Datenbearbeitung

Die zur Modellierung notwendigen Datengrundlagen sind nicht immer verfügbar bzw. oft nicht in der notwendigen Form aufbereitet. Nach HEINRICH (1999) sind die Anwender von Modellen derzeit vorwiegend mit der Datenbeschaffung und –aufbereitung beschäftigt. Erst mit zunehmender Verfügbarkeit digitaler Daten wird die Auswertung bzw. Analyse der Daten wieder vermehrt Gewicht erhalten.

Auch für diese Arbeit waren zahlreiche aufwändige Erhebungs- und Aufbereitungsschritte von digitalen Daten bis zur eigentlichen Modellierung notwendig. Diese Schritte werden in dieserm Kapitel dargestellt.

Abgrenzung des Untersuchungsgebietes und der Naturräume

Folgende Kriterien zur Abgrenzung des Untersuchunsgebietes sollen erfüllt sein:

1. Das Einzugsgebiet soll die Lößregion des Mulde-Einzugsgebietes umfassen,
2. Das Einzugsgebiet soll sich an den Wassereinzugsgebieten orientieren, um die Berechnung der flächenkonkreten N-Austräge später den jeweiligen Flussabschnitten zuordnen zu können,
3. Das Einzugsgebiet soll durch Durchfluss- und Gütepegel begrenzt werden, damit eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Stickstoffkonzentrationen bzw. -frachten der Gewässer möglich ist.

Folgende digitale Datengrundlagen waren für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes notwendig:

- Teileinzugsgebietsgrenzen der Flussgebiete Zwickauer Mulde, Freiberger Mulde und Vereinigte Mulde
- Karte der Substrate zur Abgrenzung der Lößregion
- Karte zur Lage der Abfluss- und Gütepegel

Mit Hilfe der Substratangaben der MMK wurde die Lößregion abgegrenzt und die diesen Grenzen nahe liegenden Abfluss- und Gütepegel als Gebietseintritts- und -austrittspegel ausgewählt. Die Naturräume „Dübener Heide“ und „Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge“ wurden unter Berücksichtigung der Teileinzugsgebietsgrenzen und der Lage der Pegelstandorte hinzugezogen, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Pegeldaten zu erhalten. Da die Anteile des Erzgebirgsbeckens und Osterzgebirges beide den Übergang vom Lößgebiet zum Erzgebirge kennzeichnen, werden sie zu einem Naturraum zusammengefasst. Da im Osten des Untersuchungsgebietes nur der Pegel Nossen zur Abgrenzung geeignet ist - er aber die Lößregion nicht vollständig erfasst - wird die Berechnung der Stickstoffausträge für den gesamten Lößbereich vorgenommen. Der Vergleich mit den Pegelwerten wird

jedoch ab Pegel Nossen durchgeführt. Anhand der digitalen Karte der Teileinzugsgebiete wurde entsprechend der Lößgrenze der Verlauf der Einzugsgebietsgrenze mit dem Programm ArcView® selektiert und im ArcInfo®- Datenformat gespeichert.

Zur Abgrenzung der Naturräume wurde analog zur Untersuchungsgebietsabgrenzung verfahren. Notwendige Datengrundlagen waren die Angaben der Substrate und Bodenformen der MMK sowie die Teileinzugsgebietsgrenzen.

Ableitung von Hangneigungstufen aus dem Digitalen Höhenmodell

Mit Hilfe des Digitalen Höhenmodells (Kap. 4) wurden nach Integration in ein Geographisches Informationssystem (GIS) die Hangneigungstufen für das Untersuchungsgebiet mit dem Programm ArcInfo® abgeleitet.

Dazu wurden die vom SLUG zur Verfügung gestellten Punktdaten (Koordinaten mit Höhendaten) in das GIS ArcInfo® überführt. Mit ArcInfo® wurde die Datei zunächst in ein Tin-File und dann in ein Grid-File umgewandelt. Zur Ableitung der Hangneigung in ArcInfo® wurde eine Neigungstabelle in Grad entsprechend der Hangneigungklassen der AG BODENKUNDE (1994, Tab. 4) erstellt. Diese ermöglichte die Umwandlung in ein Polygoncover.

Erstellung einer Landnutzungskarte für Stoffhaushaltsmodellierungen

Zur Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung im Maßstab von ca. 1: 50.000 sind Daten mit folgenden Anforderungen erforderlich:

- Informationen zur Landnutzung differenziert nach Acker, Grünland, Moore, Wald, Siedlung und Gewässer.
- Daten in einem adäquaten räumlichen und inhaltlichen Maßstab. Die Anzahl der Polygone soll auf ein Mindestmaß beschränkt sein, da sonst bei Verschneidungsvorgängen sehr große rechentechnisch nicht mehr handhabbare Datensätze erzeugt werden.
- Verwendung vektorbezogener Daten, da sie einen flächenkonkreten Landschaftsbezug sichern.

Nach einem Vergleich der unterschiedlichen Landnutzungsdaten (Kap. 4) kann folgendes für die Eignung der Modellierung festgestellt werden:

Der Datensatz „Corine Landcover“ hat den Vorteil, dass er wenig Polygone enthält und somit aufgrund der geringen Datenmenge gut handhabbar für Modellierungen ist. Allerdings sind Grünland- und Wasserflächen nur unzureichend dargestellt. Ein durchgängiges Gewässernetz fehlt, es sind nur einzelne Standgewässer dargestellt. Auch der Anteil der Wald- und Siedlungsflächen wird im Vergleich zu den anderen Landnutzungsdaten unterschätzt. Die für CORINE angegebene Mindestgröße der

Flächen von 25 ha entspricht dem Maßstab 1:200 000 bis 1: 400 000 und nicht dem angegebenen Maßstab 1: 100 000.

Die „Biotop- und Nutzungstypenkartierung“ bietet zwar recht genaue Informationen, für Untersuchungen in dieser Maßstabsebene sind aber erhebliche Datenspeicher- und Rechenkapazitäten erforderlich, um diese großen Datenmenge zu verarbeiten. Dieser großmaßstäbige Datensatz ist für mesoskalige Einzugsgebiete deshalb höchstens zur Ergänzung bei Aggregierung von vorhandenen Daten einsetzbar.

Die MMK enthält neben den Bodeninformationen eine Differenzierung der Flächennutzungen Wald, Wasser, Siedlung und landwirtschaftliche Nutzfläche sowie sonstigen Nutzungen (Steinbruch, Kiesgrube, Tagebau usw.). Die MMK enthält keine Differenzierung in Acker und Grünland. Größere Gewässer (Vereinigte Mulde, Zwickauer Mulde, tw. Freiberger Mulde und Zschopau) sind als Polygone aufgenommen, aber selbst die Freiberger Mulde ist nur in Teilen dargestellt.

Für mesoskalige Stoffhaushaltsmodellierungen sind die hier vorgestellten Landnutzungsdaten ungeeignet. Deshalb wurde ein neues Landnutzungscover auf Grundlage der MMK erstellt, mit der die meisten Informationen im geeigneten Maßstab bereitstehen. Sie muss um Informationen zu Grünland- und Gewässerflächen ergänzt werden.

Dazu wurden zunächst die Grünlandflächen aus der „Biotop- und Nutzungstypenkartierung“ selektiert. Die Kategorie *Saatgrünland* wurde herausgenommen, da es sich hier um Grünland handelt, das im Rahmen des Fruchtwechsels angebaut wird und nicht als Dauergrünland betrachtet werden kann. Flächen kleiner als 4 ha, welche als nicht maßstabsadäquat betrachtet werden, wurden eliminiert. Die verbleibenden Flächen wurden in den MMK Datensatz integriert. Entstandene Splitterflächen wurden der nächst größeren Fläche zugewiesen, allerdings mit der Option, dass nur die Flächen zu Grünlandflächen umgewandelt werden, die als Ackerland definiert sind.

Für die Integration der Gewässerflächen wurde das vom Sächsischen Landesamt digitalisierte Gewässernetz einbezogen. Den in drei Größenordnungen angegebenen Gewässern wurden mittlere Gewässerbreiten (4 m, 20 m, 45 m) zugewiesen, die zuvor aus topographischen Karten sowie aus Unterlagen zu Gewässerquerprofilen beim Staatlichen Umweltfachamt Leipzig als Mittelwerte der entsprechnden Gewässerbreiten berechnet wurden. Diese Gewässerflächen konnten durch Verschneidung in die MMK eingefügt werden. Allerdings wurden die Bereiche ausgespart, für die die MMK schon Informationen zum Flussnetz enthielt (aufgrund ihrer höheren Genauigkeit und des hohen technischen Aufwandes für ihre Eliminierung). Die zugefügten Gewässerflächen mussten tlw. per Hand nachdigitalisiert werden, um einen Anschluss an die in der MMK vorhandenen Gewässerflächen zu erzielen. Das

Ergebnis wurde mit dem in der Gemeindestatistik angegebenen Anteil an Gewässerflächen (in ha) im Einzugsgebiet verglichen. Es zeigte sich eine 97%ige Übereinstimmung.

Abb. 10 zeigt den Vergleich der verschiedenen Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet von Corine Landcover, MMK und dem neu erstellten Landnutzungscover für Stoffhaushaltsmodellierungen. Die Biotoptypenkartierung wurde als Bezugsgröße gesetzt (da die Landnutzungskarten unterschiedliche Maßstäbe und unterschiedliche Zielsetzungen haben, soll dieser Vergleich keine Datenkritik darstellen, sondern die Auswirkungen der Verwendung unterschiedlicher Datensätze zeigen). Corine Landcover unterschätzt v.a. Grünland-, Wasser- und Siedlungsflächen zugunsten von Ackerflächen. Die MMK gibt den Wald- und Siedlungsanteil gut wieder, Wasserflächen werden unterschätzt und die Kategorie Grünland nicht angegeben. Das neu erstellte Landnutzungscover für Stoffhaushaltsmodellierungen wurde auf Grundlage der MMK erstellt, so dass Wald- und Siedlungsflächen denen der MMK entsprechen. Die auf Grundlage der Gewässernetzkarte ergänzten Wasserflächen entsprechen gut den Flächenangaben der Biotop- und Nutzungskartierung. Die Grünlandflächen wurden aus der Biotop- und Nutzungkartierung entnommen, und da die Kategorie Saatgrünland den Ackerflächen zugeordnet wurde, tritt hier eine Differenz bei den Grünlandflächen auf.

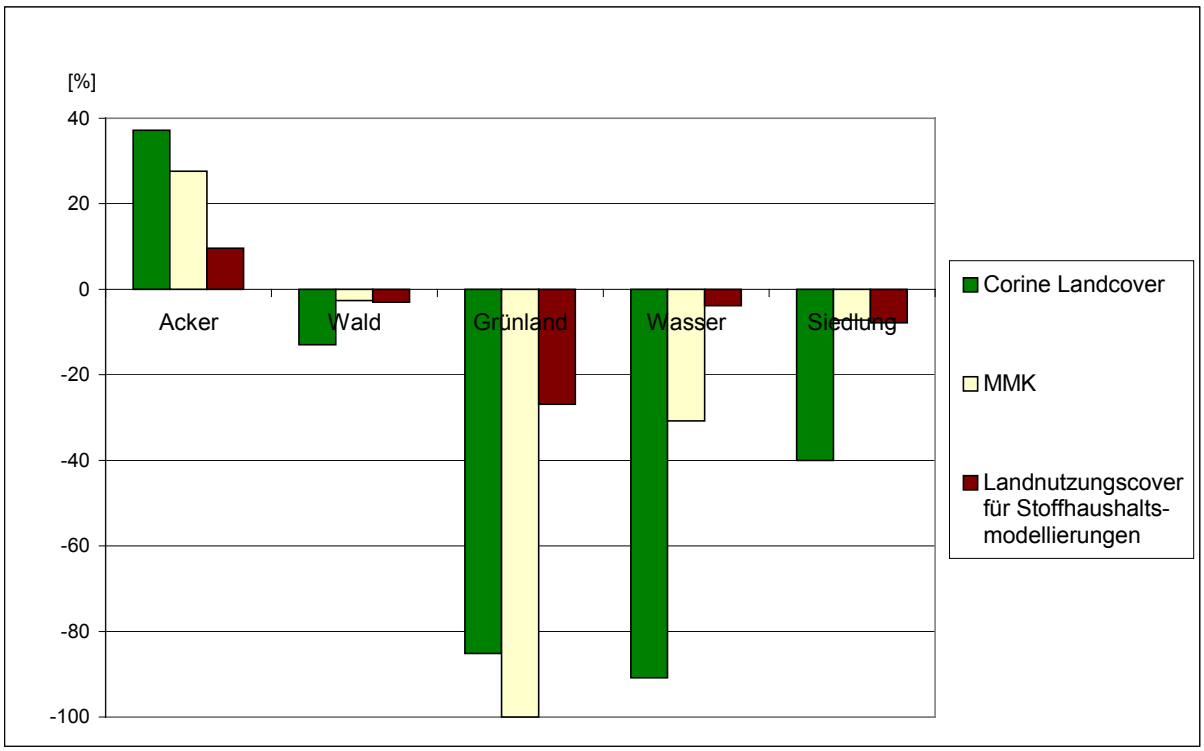


Abb. 10: Vergleich Biotoptypenkartierung - MMK - CORINE-Landnutzungscover für Stoffhaushaltsmodellierungen, Bezugsgröße Biotoptypenkartierung

Ableitung von Parametern aus Angaben der MMK und FSK

Da keine einheitliche flächendeckende Bodenkarte für das Gebiet verfügbar ist, müssen die bodenkundlichen Daten sowohl aus der MMK als auch aus der FSK (Kap. 4) aufbereitet werden. Das Zusammenführen beider Datensätze ist aufgrund des unterschiedlichen Erhebungsmaßstabs schwierig. Deshalb wurde auf eine Zusammenführung in einen einheitlichen Datensatz verzichtet und die Bodenparameter aus beiden Datensätzen getrennt ermittelt. Eine Vereinheitlichung der Datensätze wäre für Modellierungen dieser Maßstabsebene wünschenswert.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell ABIMO sind folgende Angaben aus der MMK und FSK notwendig (Kap. 6.3.1.2):

- Bodenart (Kategorien: S, L, U, T, Hn, Hh)
- Nutzbare Feldkapazität
- Grundwasserflurabstand

Für die Berechnung der N-Austräge sind folgende Angaben aus der MMK und FSK notwendig (Kap. 6.3.4.1):

- Feldkapazität
- Durchwurzelungstiefe

Ableitung der Parameter aus der MMK

Angaben zum mittleren *Grundwasserflurabstand* (MGW) bis zu 2 m sind in der MMK enthalten und können direkt übernommen werden. Die *Durchwurzelungstiefe* wurde nach AG BODENKUNDE (1994, Tab. 68) für die mittlere Lagerungsdichte abgeleitet. Die *Bodenart* ist als Bodenartengruppe in der MMK als Angabe enthalten. Es sind bis zu fünf alternative Bodenartengruppen einer Fläche zugeordnet. Da für die Berechnung mit ABIMO die Bodenartenhauptgruppe Eingabeparameter ist, kann die dominante Bodenart nach AG BODENKUNDE (1994, Tab. 34) zugeordnet werden.

Die Ableitung von bodenphysikalischen Parametern (FK, nFK) geschieht mittels zwei verschiedener Varianten. Zum einen erfolgt sie durch Ableitung mit Hilfe der Angaben zur Bodenart in der MMK, die für die bis zu fünf alternativen Bodenartengruppen erfolgt. Zum anderen wurde im Rahmen des Projektes Elbe-Ökologie für die Berechnungen mit dem Modell CANDY (FRANKO ET AL. 1997) von der Sektion Angewandte Landschaftsökologie die Ableitung der bodenphysikalischen Parameter (Gesamtporenvolumen, Trockenrohdichte, Trockensubstanzdichte, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Permanenter Welkepunkt, Ton-, Schluff- und Sandgehalt, Feinanteil sowie Gehalt organisch gebundenen Kohlenstoffs) auf Grundlage von

Bodentypen übernommen[4]. Im Rahmen der Berechnungen mit dem Modell CANDY wurde mit ausgewählten Profilen modelliert, die als repräsentativ für die Naturräume gelten. Für eine flächendeckende Berechnung ist die Ableitung der Parameter auf Grundlage der Bodentypen ebenfalls problematisch, da in der MMK für jede Fläche eine Bodenformengesellschaft (= Flächentyp) angegeben ist, die sich aus bis zu fünf Bodentypen zusammensetzt (Kap 4). So müssen die Parameter zunächst für die jeweiligen Bodentypen, die auf einer Fläche vorkommen, abgeleitet und durch flächengewichtete Mittelwertbildung eine Zusammenfassung für die jeweilige Fläche erzielt werden. Die Flächengewichtung ist durch die Angabe des Anteils der Bodentypen an der Bodenformengesellschaft in der MMK möglich.

Beide Vorgehensweisen zur Ableitung der Parameter sind nicht als optimal zu betrachten, da durch die Mittelwertbildung eine zusätzliche Fehlerkomponente entsteht. Zudem stellen die Bodendaten eine wesentliche Eingangsgröße bei der Abschätzung des Stickstoffaustrags dar, die möglichst genau sein sollte. Da die dem Modellierungsmaßstab entsprechenden Flächen der MMK jedoch ein heterogenes Bodenmosaik widerspiegeln, ist bei der Ableitung der Parameter grundsätzlich nur von einer zu ermittelnden Größenordnung auszugehen. Weiterhin wurde die Variabilität der Bodeneigenschaften und die Auswirkungen auf den Stickstoffaustrag von DREYHAUPT (2002) untersucht, so dass in dieser Arbeit die mittleren Austräge im Vordergrund stehen sollen. Um dennoch einen Überblick über die Ungenauigkeit der Eingangsdaten zu erhalten, wurden die benötigten bodenphysikalischen Parameter (FK, nFK) flächendeckend mit beiden Varianten ermittelt. Es kann damit aber keine Fehlerquote für die angewendete Methodik im Vergleich zu tatsächlich vorhanden Bodenparametern ermittelt werden, sondern nur die Abweichung bei deren Ermittlung mit Hilfe von zwei Methoden. Im folgenden wird die Vorgehensweise der Ableitungen erläutert.

Methode A:

Bei Methode A wurde die in der MMK enthaltene Angabe der Bodenart für die Berechnung verwendet. Diese enthält bis zu fünf Varianten von Bodenartengruppen für eine Fläche sowie den jeweiligen Steingehalt. Die Bodenartengruppen sind mit Tiefenangaben in dm vorhanden, so dass bei einem Schichtenwechsel der Wechsel der Bodenart berücksichtigt wird. Unter Verwendung der AG BODENKUNDE (1994) wurden die Feldkapazität und die nutzbare Feldkapazität abgeleitet. Da die MMK die Angabe der Bodenartengruppe enthält, in AG BODENKUNDE 1994 (Tab. 55) aber die

[4] An dieser Stelle sei Frau Franka Woithe (Wissenschaftliche Hilfskraft) für ihre Unterstützung bei der Ableitung der bodenphysikalischen Parameter und Herrn Carsten Pathe (Praktikant) bei der Berechnung der Mittelwerte und ihrer Zuordnung zu den Bodenformengesellschaften herzlich gedankt.

nFK und FK für die Bodenartenuntergruppe angegeben ist, wurde der Mittelwert der für die entsprechenden Bodenartenuntergruppen angegebenen Parameter zugewiesen (AG BODENKUNDE 1994, Tab. 34). Dabei ist jeweils eine mittlere Lagerungsdichte angenommen worden (AG BODENKUNDE 1994, Tab. 55). Die Gemengeanteilsklassen des Grobbodens wurden nach Tab. 30 (AG BODENKUNDE 1994) berücksichtigt. Für Horizonte mit Sklettanteil wurde eine Korrektur vorgenommen (AG BODENKUNDE, Formel S. 295). Die Ableitung wurde für jede Bodenschicht bis 1 m Tiefe durchgeführt und ein entsprechend der Mächtigkeit der Schichten gewichteter Mittelwert berechnet (Tab. 11, S. 75). Über das Programm MS Access wurden jeder Bodenformengesellschaft die bis zu fünf Varianten von Bodenparametern zugewiesen. Anschließend wurde ein Mittelwert für jede Fläche gebildet. Dabei wurde jede Variante gleich gewichtet, da für die Bodenartengruppen in der MMK keine Flächengewichtung angegeben ist. Nach Umwandlung in eine dBase-Datei konnte die Datentabelle im GIS mit der MMK-Datentabelle verknüpft werden[5].

Tab. 11: Ableitung der Bodenart nach Methode A

Standorttyp	Bodenart	MGW	nFK 10dm	nFK 20dm
D3c4-01	ls(k)2,5dm/ss(k)2;us(k)2,5dm/ss(k)2;ls,5dm/ss(k)2;us,5d	20		
	ls(k)2,5dm/ss(k)2		127	226
	us(k)2,5dm/ss(k)2		150	249
	ls,5dm/ss(k)2		132	231
	us,5d		159	264
	Durchschnittswert		142	243
D3c4-03	ls(k)2,5dm/ss(k)2; us(k)2,5dm/ss(k)2	20		
	ls(k)2,5dm/ss(k)2		127	226
	us(k)2,5dm/ss(k)2		150	249
	Durchschnittswert		139	238
D3c4-07	ls(k)2,5dm/ss(k)2;us(k)2,5dm/ss(k)2;ss(k)2	20		
	ls(k)2,5dm/ss(k)2		127	226
	us(k)2,5dm/ss(k)2		150	249
	ss(k)2		99	198
	Durchschnittswert		125	224
...	...	...	...	...

Methode B:

Bei Methode B wurden als Ausgangsdaten die Angaben zu den Bodenformengesellschaften (Flächenwert) verwendet. Die Vorgehensweise ist in Abb. 11 beschrieben. Nach Import in das Programm MS Excel wurden alle einer Bodenformengesellschaft zugeordneten Leitbodentypen (Anzahl=132) nach Flächenanteilen in separate Spalten aufgeteilt (Abb. 11, Schritt 1 u. 2). Die Berücksichtigung des Ausgangssubstrates erfolgte mit Hilfe eines Kurzzeichens (z.B. öP für Parabraunerde aus Löß),

[5] Für die Ableitung danke ich Herrn Eckhardt Müller (Sektion Angewandte Landschaftsökologie).

das sowohl den Bodentyp als auch das Ausgangssubstrat beschreibt. Für jede Bodenform wurde nun ein repräsentatives Profil abgeleitet (Abb. 11, Schritt 3). Dies geschah unter Zugriff auf in früheren Projekten erstellte Standardprofile der Sektion Bodenforschung des UFZ (FRANKO ET AL. 1997) sowie in Anlehnung an die Profilbeschreibungen der AG Boden (1994). Den repräsentativen Profilen werden horizontweise die bodenphysikalischen Parameter zugeordnet (Abb. 11, Schritt 4a) aus:

- Zugriff auf verfügbare Standardprofil-Beschreibungen (FRANKO ET AL. 1997, HUBRICH 1993)
- Schätztabellen von KUNDLER (1989) und VETTERLEIN (1989)
- Profile aus der Profildatenbank PRODAT

Die Ableitung der Parameter enthält eine Reihe von Unsicherheiten:

- Die Zuweisung der Parameter zu den Horizonten mittels unterschiedlicher Quellen liefern unterschiedliche Kennwerte; keine Quelle enthält Kennwerte für alle Bodenformen
- Ungenaue Parametrisierung von Auen- und Kolluvialböden
- Ungenaue Parametrisierung von „Bodentypen-Mischformen“
- Unsichere Wertzuweisung für Schutthorizonte

Die Kennwerte für die "Bodentyp-Mischformen" sind durch Interpolation zwischen den Werten der "Bodentyp-Grundformen" hergeleitet worden, wobei hier von gleichen Wertdifferenzen ausgegangen wurde. Dabei wird dem hinten stehenden Hauptbodentyp eine doppelte Gewichtung gegeben.

Braunerde	Pseudogley-Braunerde	Braunerde-Pseudogley	Pseudogley
BBn	SS-BB	BB-SS	SSn
3	5	7	9

Bei Böden aus Schutt wurde generell ein Schuttanteil von 75% und ein Gesamtporenvolumen von 35% im Feinanteil angenommen. Bei Sedimentgesteinen wurde dem Feinanteil ein Porenvolumen von 20% zugewiesen.

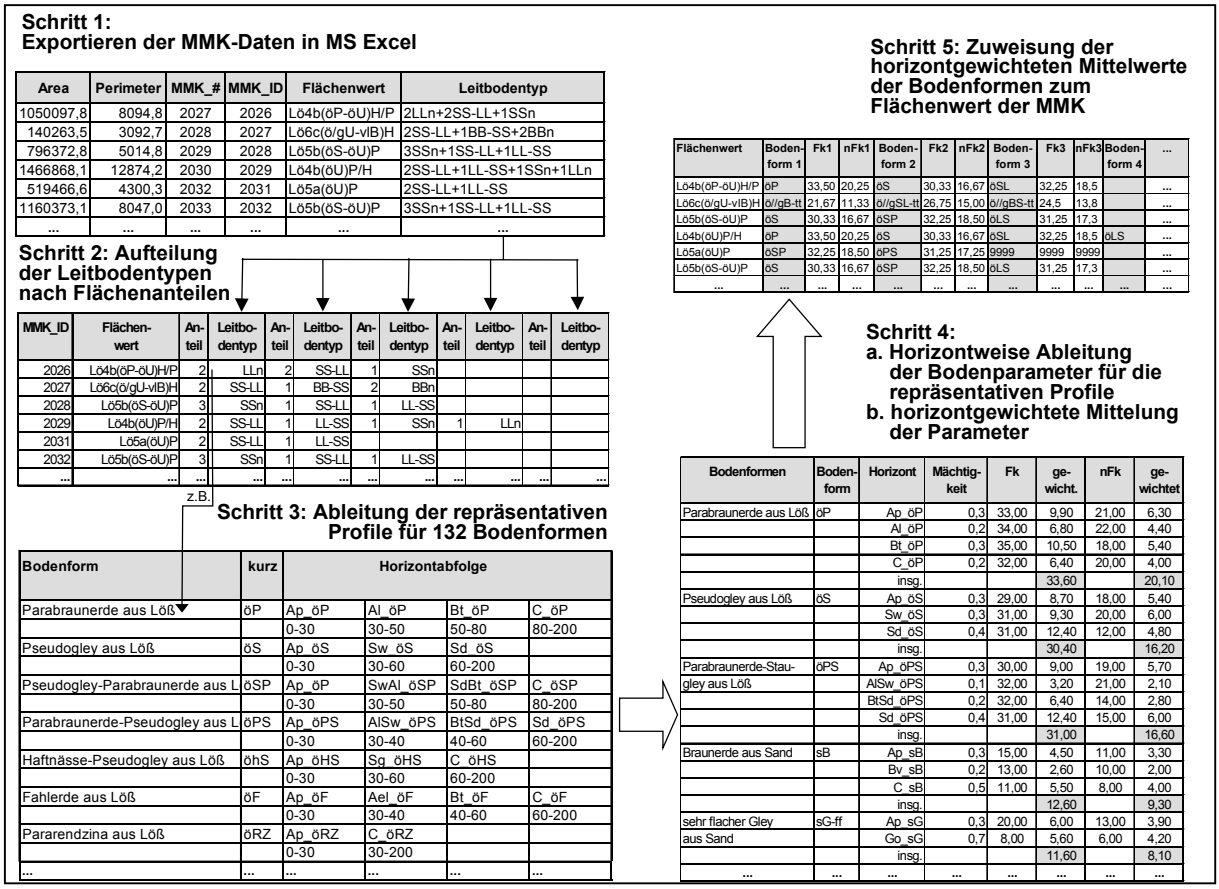


Abb. 11: Ableitung der bodenphysikalischen Parameter und Zuweisung der Ergebnisse an den Flächentyp der MMK

Nun sollte ein horizontgewichteter Mittelwert aus den bodenphysikalischen Parametern der Bodenformen berechnet werden. Die Ableitung der bodenphysikalischen Parameter erfolgte bis Profiltiefe. Zur Berechnung der Mittelwerte wurden die Parameter einheitlich bis 1 m Tiefe berechnet, bei geringer mächtigen Profilen wurden die Angaben des tiefsten Horizontes als bis zu 1 m Tiefe gültig angenommen. Die Mittelung erfolgte entsprechend der Horizontmächtigkeit (Abb. 11, Schritt 4b). Die Mittelwerte aller in einem Flächenwert enthaltenen Bodenformen wurden dem Flächenwert zugewiesen. Dazu wurden alle einem Flächentyp zugeordneten Bodentypen mit abgeleiteten Parametern in die Spalte des jeweiligen Flächentyps geschrieben (Abb. 11, Schritt 5).

Die dem jeweiligen Flächenwert zugeordneten Parameter, die aus bis zu fünf Bodenformen abgeleitet wurden, mussten nun flächengewichtet für den Flächenwert gemittelt werden. Dazu war eine weitere Datei notwendig, welche die Flächenanteile der jeweiligen Bodenformen am Flächenwert angibt (Tab. 12). Die Excel-Tabellen wurden zur Weiterverarbeitung in Paradox-Dateiformat umgewandelt. Mit der

Programmumgebung Delphi wurde ein spezielles Programm[6] zur Berechnung der Mittelwerte erstellt. Das Programm arbeitet die einzelnen Ausdrücke (Tokens) des Flächenwertes ab. So wird zunächst der erste Wert des Bodenparameters (z.B. nFK-Wert 21) mit dem Flächenanteil des Bodentyps an der Bodenformengesellschaft (z.B. 40 v.H.) multipliziert. Anschließend wird der nächste Ausdruck geprüft, ob ein Wert vorhanden ist. Wenn dies nicht der Fall ist, ist die Rechenoperation für diese Zeile beendet. Ist ein Wert vorhanden, wird wie beim ersten Wert verfahren und wiederum die nächste Spalte geprüft. Nach maximal fünfmaliger Wiederholung dieses Vorgangs werden die ermittelten Werte in die Ergebnisspalte eingetragen und durch die Summe der flächengewichteten Anteile (z.B. 5) geteilt, so dass für jede der 8531 Flächen der MMK ein flächengewichteter Mittelwert berechnet wird. Diese Ergebnisdatei wird wiederum in dBase-Format umgewandelt, um eine erneute Integration in das GIS zu ermöglichen.

Tab. 12: Bodenformen der MMK mit Flächengewichtung

Flächenwert	Bodenformen	Boden-form 1	Ant. 1	Boden-form 2	Ant. 2	Boden-form 3	Ant. 3	Boden-form 4	Ant. 4	Boden-form 5	Ant. 5
Lö4b(öP-öU)H/P	öP+öSP+öS	öP	40	öSP	40	öS	20				
Lö6c(ö/gU-vlB)H	ö//gSP-tt+ö//...	ö//gSP-tt	40	ö//gBS-tt	20	ö//gB-tt	40				
Lö5b(öS-öU)P	öS+öSP+öPS	öS	60	öSP	20	öPS	20				
Lö4b(öU)P/H	öSP+öPS+öS+...	öSP	40	öPS	20	öS	20	öP	20		
Lö5a(öU)P;P/H	öSP+öPS	öSP	40	öPS	40						
Lö5b(öS-öU)P	öS+öSP+öPS	öS	60	öSP	20	öPS	20				
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...

Karte 9 gibt die nach beiden Methoden abgeleitete nutzbare Feldkapazität wieder, Abb. 12 stellt als Differenzenbild die Unterschiede der Ableitungen dar. Die mit beiden Methoden erzielten bodenphysikalischen Parameter unterscheiden sich um durchschnittlich 3,5 mm. Diese recht hohe Diskrepanz in den Ableitungen ist in den völlig unterschiedlichen Vorgehensweisen begründet und die Auswirkungen auf die N-Austragsberechnungen sollen im folgenden überprüft werden.

[6] Die Erstellung des Programms und die flächengewichtete Zuordnung der bodenphysikalischen Parameter zu den Flächenwerten wurde von Herrn Steffen Werner, Institut für Acker- und Pflanzenbau der MLU Halle vorgenommen, wofür ihm an dieser Stelle ganz herzlich gedankt sei.

Karte 9: Nutzbare Feldkapazität – Vergleich der Ableitungen nach Methode A und B

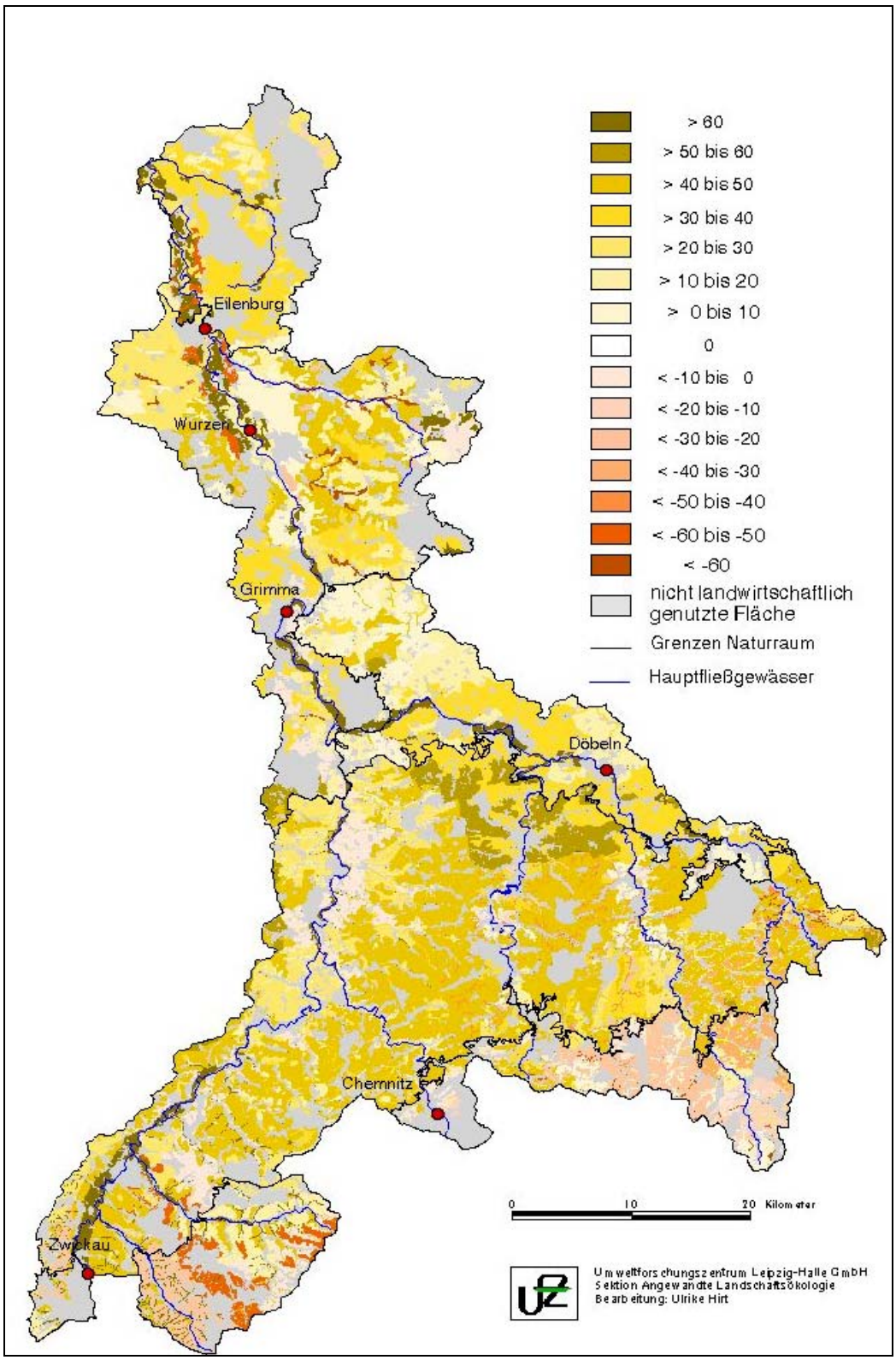


Abb. 12: Differenzenbild der nach Methode A und Methode B abgeleiteten nFK (mm)

Das Differenzenbild zeigt höhere Werte der nach Methode A abgeleiteten nutzbaren Feldkapazität in gelben Farbtönen an. Höhere Werte der nach Methode B abgeleiteten nutzbaren Feldkapazität geben die roten Farbtöne wieder.

Ableitung der Parameter aus der FSK

Die Ableitung der bodenphysikalischen Parameter aus der FSK ist durch die höhere Auflösung und die detaillierten Angaben unproblematisch. Der Grundwasserflurabstand ist als Angabe enthalten. Die bodenphysikalischen Parameter konnten aus den Angaben des Bodentyps mit Angaben der Bodenartenuntergruppen, der Kornfraktion des Grobbodens, den Gemengeanteilsklassen des Grobbodens und der Bodenschichtung für jede Fläche abgeleitet werden[7]. Die nutzbare Feldkapazität wurde nach AG BODENKUNDE (Tab. 55) unter Annahme einer mittleren Lagerungsdichte abgeleitet. Die Gemengeanteilsklassen des Grobbodens wurden nach Tab. 30 berücksichtigt. Für Horizonte mit Sklettanteil wurde eine Korrektur vorgenommen (AG BODENKUNDE, Formel S. 295).

Digitalisierung der Dränageflächen

Für die Digitalisierung der topographischen Lage der Dränageflächen wurden repräsentative Teilgebiete in jedem Naturraum ausgewählt; auch entsprechend der Verfügbarkeit der Unterlagen (HAMMANN 1999). Der Großteil der Unterlagen lag im Maßstab 1:10.000 oder 1:25.000 vor, als Kartengrundlage für die Digitalisierung wurde die digitale topographische Karte im Maßstab 1:50.000 verwendet. Die Dränageflächen wurden mit Hilfe des ArcInfo® -Moduls Arc-Edit digitalisiert. Dränageflächen, die entsprechend der Landnutzungskarte keiner landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, werden durch Verschneidung eliminiert. Die digitalisierten Dränageflächen sind in Karte 10 dargestellt.

Bestimmung des Anteils der versiegelten urbanen Fläche

Zur Bestimmung des N-Austrags über versiegelte Flächen ist der Versiegelungsgrad der urbanen Fläche als Eingangsparameter zu ermitteln. Die Kalkulation ihres Anteils im Untersuchungsgebiet erfolgte in zwei Arbeitsschritten:

1. Bestimmung des versiegelten Flächenanteils

Zur Ermittlung des Anteils der versiegelten Flächen im Einzugsgebiet werden die Siedlungsflächen aus der Landnutzungskarte (Kap 1) selektiert.

2. Bestimmung des Versiegelungsgrades

Da in der Landnutzungskarte keine Angaben zum Versiegelungsgrad enthalten sind, werden die Siedlungsflächen der Landnutzungskarte mit den Angaben zu Siedlungsflächen der *Biotop- und Nutzungskartierung* mit Hilfe des GIS ArcInfo® verschnitten. Nun enthält jede Siedlungsfläche der Landnutzungskarte zusätzliche Informationen

[7] Für die Ableitung der Bodenparameter aus der FSK danke ich Herrn Eckardt Müller, Sektion Angewandte Landschaftsökologie des UFZ.

Karte 10: Digitalisierte Dränageflächen

zum Biotoptyp der versiegelten Fläche. Mit Hilfe von Literaturangaben (ADW DER DDR 1989, BREUSTE ET AL. 1996) konnte jedem Biotoptyp ein Versiegelungsgrad zugewiesen werden, der in die Kategorien 0%, 30%, 50% und 70% eingeteilt wurde (Tab. 13). Zu den sonstigen Biotoptypen zählen naturnahe Biotoptypen im Stadtgebiet, wie Stadtwälder oder Gewässer.

Tab. 13: Biotoptypen der Siedlungsflächen und Versiegelungsgrade (CIR-BIOTOPTYPEN- UND LANDNUTZUNGSKARTIERUNG SACHSEN; Stand 24.08.1994 (verändert) und zugeordnete Versiegelungsgrade)

Biotoptyp	**Versiegelungsgrad in %**
Wohngebiet	50
Städtisch geprägt	50
- Blockrand- und Zeilenbebauung	50
- Punktbebauung, Hochhäuser	50
- Einzel- u. Reihenhaussiedlung	30
- Villenbebauung (mit parkähnlichen Gärten)	30
Ländlich geprägt	30
Einzelanwesen	30
Mischgebiet	50
Städtisch	70
Dörflich	30
Gewerbegebiet	70
Industriegebiet	70
Gewerbegebiet mit gewerblicher Sondernutzung	70
Landw. Betriebsstandort, ehem. LPG	50
Technische Infrastruktur	50
Grün- und Freiflächen	30
Verkehrsflächen	70
Plätze unversiegelt	30
Verkehrsbegleitgrün	30
Anthropogene Sonderflächen	30
Sonstige Biotoptypen	0

Bearbeitung der Durchfluss- und Gewässergütedaten[8]

Während die Durchflussdaten digital aufbereitet sind, mussten die Gewässergütedaten teilweise erst in digitale Form überführt werden. Die Daten wurden auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüft und in eine einheitliche Datenstruktur überführt. Bei Messergebnissen, die unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, wurde in Absprache mit den Staatlichen Umweltfachämtern die Hälfte der Bestimmungsgrenze als Messwert eingesetzt.

Da an Güte- und Durchflussmessstellen unterschiedliche Anforderungen bezüglich ihrer Lage gestellt werden, liegen sie meist an unterschiedlichen Orten am Gewässer. Für Durchflusspegel werden freifließende Strecken ohne Rückstau aus Zuflüssen oder Wehren bevorzugt, Gütemessstellen liegen gerade im Bereich von Mündungen von Nebenflüssen oder an Landesgrenzen (KELLER 1997:6). Dadurch muss der Abfluss an der Gütemessstelle durch die Abflüsse an den nahe gelegenen Pegeln abgeschätzt werden. Der Abfluss wird dazu einzugsgebietskonform vergrößert oder verkleinert, oder der Wert ergibt sich als Summe oder Differenz aus den Abflüssen der umliegenden Pegel. Der mögliche Fehler der Abflussbestimmung wird im Vergleich zu der Problematik der Konzentrationsbestimmung als eher gering angesehen (KELLER ET AL. 1997). Von den Staatlichen Umweltfachämtern werden Umrechnungsfaktoren für die jeweiligen Gütepegel angeben. Für die Berechnung der Frachten wurden die entsprechenden Umrechnungsfaktoren berücksichtigt.

Aufbereitung der statistischen Daten für die Ermittlung der punktuellen Einträge

Die punktuellen N-Einträge werden anhand von statistischen Daten kalkuliert (Kap. 4). Da die einzelnen Angaben zu den Anschlussgraden der Bevölkerung des Untersuchungsgebietes nicht immer dem gleichen Aufnahmezeitraum entsprechen, wurde die Datenbasis mit Hilfe der Gemeindestatistik Stand 1999 und einer digitalen Gemeindekarte überprüft und falls notwendig aktualisiert. Fehlende Standortangaben wurden mit Hilfe topographischer Karten (Maßstab 1:25.000) ergänzt. Ging der direkte Kläranlagenstandort nicht aus der topographischen Karte hervor, wurde die Anlage an der Vorflut und in Ortsmitte platziert.

Bei zum Teil unvollständigen Angaben des StUFA Chemnitz zu den an die einzelnen Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossenen Einwohnerzahlen erfolgte bis Größenklasse 1 eine Ergänzung unter der Annahme, dass die behandelten Einwohnerwerte der angeschlossenen Einwohnerzahl entsprechen. Die restlichen

---

[8] Für die oft langwierige Aufbereitung der Gewässerdurchfluss- und Gütedaten und ihre Darstellung möchte ich Frau Gudrun Schumann, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, herzlich danken.

Datenlücken wurden ausgehend von den Anschlusswerten der Einwohner der Gemeinden vervollständigt.

Anschlussdaten für die Gemeinde Nossen im Regierungsbezirk Dresden, Kreis Meißen, wurden aus den nach Kreisen gemittelten Anschlussgraden aus den Statistischen Berichten des Freistaates Sachsen 1998 entnommen. Fehlende Angaben zu Jahresabwassermengen der industriellen Direkteinleiter wurden bei den entsprechenden Betrieben erfragt.

Die Anschlussdaten liegen auf Gemeindeebene vor und werden auch auf dieser Ebene verarbeitet. Ein Problem bei dieser Vorgehensweise ist, dass sich die Gemeindeflächen nicht mit den Einzugsgebietsgrenzen der Gewässer der mittleren Mulde decken. Es werden dementsprechend nur die im Wassereinzugsgebiet befindlichen Gemeinden in die Untersuchung einbezogen. Prozentuale Ausgangsdaten, beispielsweise die Anschlussgrade an die Abwasserentsorgung, werden ausgehend vom gesamten Gemeindegebiet ermittelt. Die entsprechenden Einwohnerzahlen werden hingegen anteilig auf die im Untersuchungsgebiet befindliche Gemeindefläche bezogen.

6 Methodik

6.1 Allgemeines

Da die Wasser- und Stickstoffflüsse mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) ermittelt werden, wird zunächst eine kurze Einführung in die Arbeitsweise von GIS gegeben. Ebenso wird der Aufbau eines relationalen Datenmodells im GIS erläutert, das Grundlage der Modellierung ist.

6.1.1 Geographische Informationssysteme (GIS)

Da die Modellierung mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) erfolgen soll, wird ein kurzer Einblick in ihre Funktionsweise gegeben.

„Ein Geographisches Informationssystem ist ein Computersystem zur Erfassung, Speicherung, Prüfung, Manipulation, Integration, Analyse und Darstellung von Daten, die sich auf räumliche Objekte beziehen“ (Strobl 1988).

Das zentrale Kriterium eines GIS ist die Eigenschaft des räumlichen Bezugs von Sachdaten bzw. die enge Integration von geometrischen und thematischen Attributen räumlicher Objekte (BLASCHKE 1997:69). Weiterhin sind sie gekennzeichnet durch ihre Module zur Analyse und Modellierung. Das Layerprinzip, das eine Trennung der unterschiedlichen Geometrie- und zugehörigen Attributdaten bewirkt, ermöglicht die logische Verknüpfung von Daten und eine Ableitung von Sekundärdaten (z.B. Erodierbarkeit einer Fläche). Ziel ist das Generieren neuer Informationen durch theoriegeleitete Kombination der vorhandenen Datenebenen.

Geographische Informationssysteme arbeiten entweder mit *Raster*- oder *Vektordaten* (Abb. 13). Raster besitzen eine zelluläre Datenstruktur, die sich aus Reihen und Spalten zur Speicherung von Informationen zusammensetzt. Die Auflösung ist durch Größe der Raster bestimmt. Vorteil der Rasterdaten ist ihre rechentechnisch gute Handhabbarkeit. Vektordaten bestehen aus Punkten, Linien oder Flächen (Polygonen). An diese Geometrieelemente sind über eine Identifikationskennung (ID) Attribute geknüpft, die in einer Datenbank verwaltet werden. Ihr Vorteil ist der beliebige Verlauf der Linien bzw. die beliebige Lage der Flächen und Punkte, die nicht an eine Rasterauflösung gebunden ist.

In der vorliegenden Arbeit wurde mit der Workstation Sun Ultra 5 mit dem Betriebssystem Solaris 8 gearbeitet sowie mit dem GIS-Softwarepakten ArcInfo® Version 7.2.1 und ArcView® Version 3.2a. Da mit Vektordaten gearbeitet wurde, ist ArcInfo® für alle Rechenoperationen wie Datenverschneidungen, Eliminierung kleinster

Flächen, Verkleinerung der Datensätze usw. bis zur Erstellung des in Kap. 6.1.2 beschriebenen topologisch-relationellen Datenmodells ein geeignetes Programm

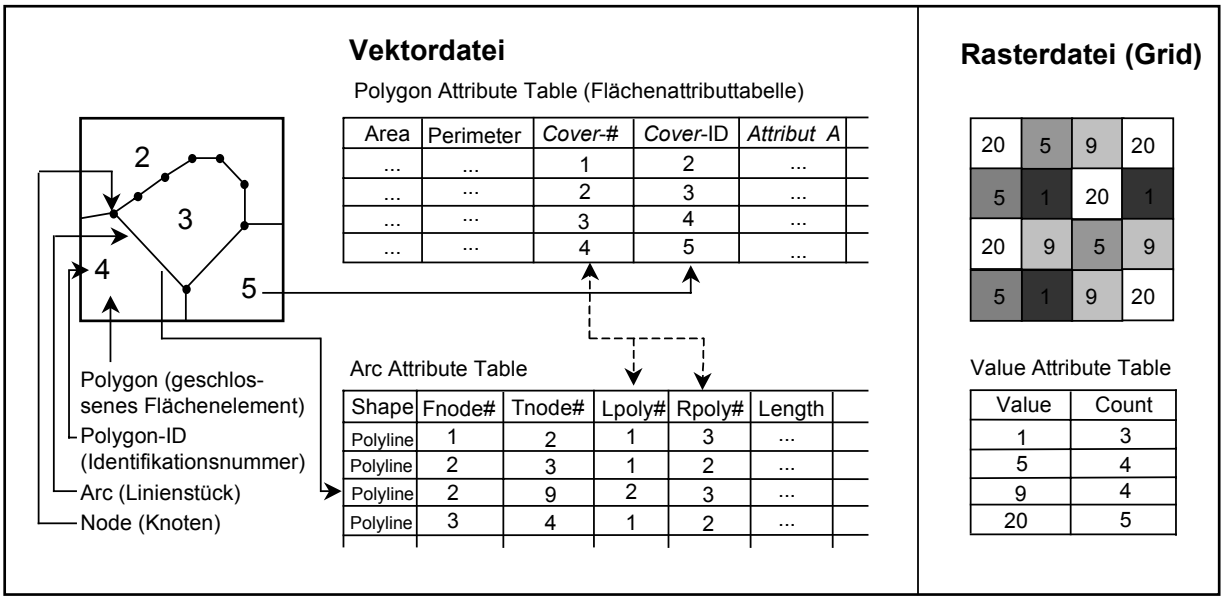


Abb. 13: Grundstruktur eines Vektordatenmodells und eines Rasterdatenmodells (aus AUGENSTEIN 2001:81, verändert)

system. Mit diesem – alle grundlegenden Daten enthaltenden - ArcInfo® Datensatz wurde in ArcView® die Berechnung der Abflusskomponenten sowie der Nitratfrachten vorgenommen. Zur Auswertung der Daten ermöglicht ArcView® gezielte Abfragen, die später in MS Excel in Diagrammform dargestellt werden können. Für weitere Analysen wurden die Datensätze in MS Excel oder MS Access überführt, da die Analysefunktionen im GIS noch für viele Fragestellungen unzureichend sind (vergl. HEINRICH 1996). Weiterhin kam ArcView® bei der Darstellung der Datengrundlagen und Ergebnisse zum Einsatz.

6.1.2 Aufbau eines relationalen Datenmodells im GIS

Zur Modellierung des flächendeckenden Wasser- und Stoffhaushaltes mit Hilfe von GIS müssen zunächst alle Datengrundlagen in einem Datenmodell zusammengefügt werden (Tab. 14). Dazu werden sämtliche Eingangsdaten - tlw. nach Umwandlung des Datenformats - in das GIS ArcInfo® überführt (Abb. 14). Die als Rasterdaten vorliegenden Informationen wurden vektorisiert. Weiterhin werden die Ergebnisse der GIS-externen Modellergebnisse bzw. Ableitungen in das GIS integriert. Dazu zählen die Ergebnisse der Modellierung des Gesamtabflusses mit ABIMO (Kap. 6.3.1.2) und des Stickstoffbilanzüberschusses (Kap. 6.3.3) und der extern abgeleiteten Parameter wie die bodenphysikalischen Parameter oder die maximale Denitrifikationsrate (Kap. 1, Kap. 6.3.4.1.2). Anschließend wird eine Verschneidung der Datengrundlagen im GIS ArcInfo® vorgenommen. Splitterflächen unter einer Größe von 100 m² werden eliminert. Ergebnis der Verschneidung ist eine neue Topologie, die sich aus kleinsten

gemeinsamen Geometrien aufbaut (KGG) (Abb. 14). Jede KGG bildet hinsichtlich der standörtlichen Bedingungen eine homogene Fläche. Nachteil der Anwendung der KGG ist die komplexe Topologie, die bei jeder Operation (Abfrage, Bildschirmaufbau, Verschneidung usw.) mitgeführt werden muss. Andererseits bietet das Konzept der KGG einen beständigen Grunddatensatz, der auch für Bewertungen über die Prozessebene hinaus Vorteile aufweist (BLASCHKE 1997). Alle Informationen bleiben in der ursprünglichen Genauigkeit erhalten und können je nach Auswertungsziel abgefragt werden.

Tab. 14: Eingangsdaten zum Aufbau des relationalen Datenmodells

Thema	Datenquelle	räumliche Auflösung und Datentyp	Inhalt
Nutzung	Landnutzungscover für Stoffaustrags-modellierungen	1:100.000 Vektor	Landnutzungen: • Acker • Grünland • Wald • Wasser • Siedlung • sonstiges
Boden	Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortskartierung (MMK), Forstliche Standortskartierung (FSK)	1:100.000 Vektor (MMK) 1:10.000 (FSK)	• Bodenformengesellschaften (MMK), Bodentypen (FSK) • bodenphysikalische Parameter (Ableitung nach Methode A und B (MMK), Kap. 1)
Relief	Digitales Geländemodell	200 m x 200 m Raster	Hangneigung
Gesamt-abfluss	vergl. Kap. Abimo	kleinste gemeinsame Geometrien Vektor	Jahresmittelwerte (1961-1990): • Gesamtabfluss • Oberflächenabfluss der versiegelten Fläche (Berechnungsvarianten: +/- 7% Niederschlag)
Stickstoff-bilanzen	Berechnung am *Institut für Acker- und Pflanzenbau der MLU Halle-Wittenberg*	Landwirtschafts-betrieb (1986-1989), Gemeinde-grenzen (1997-1999) Vektor	Stickstoffbilanzüberschuss • Deposition nach GAUGER et al. (2000) • Deposition nach GAUGER et al. (2000) plus 30 kg/ha*a für die atmogene Deposition
Denitri-fikation	Berechnung nach WENDLAND (1992)	1:100.000 (Auflösung der MMK)	maximale Denitrifikationsrate

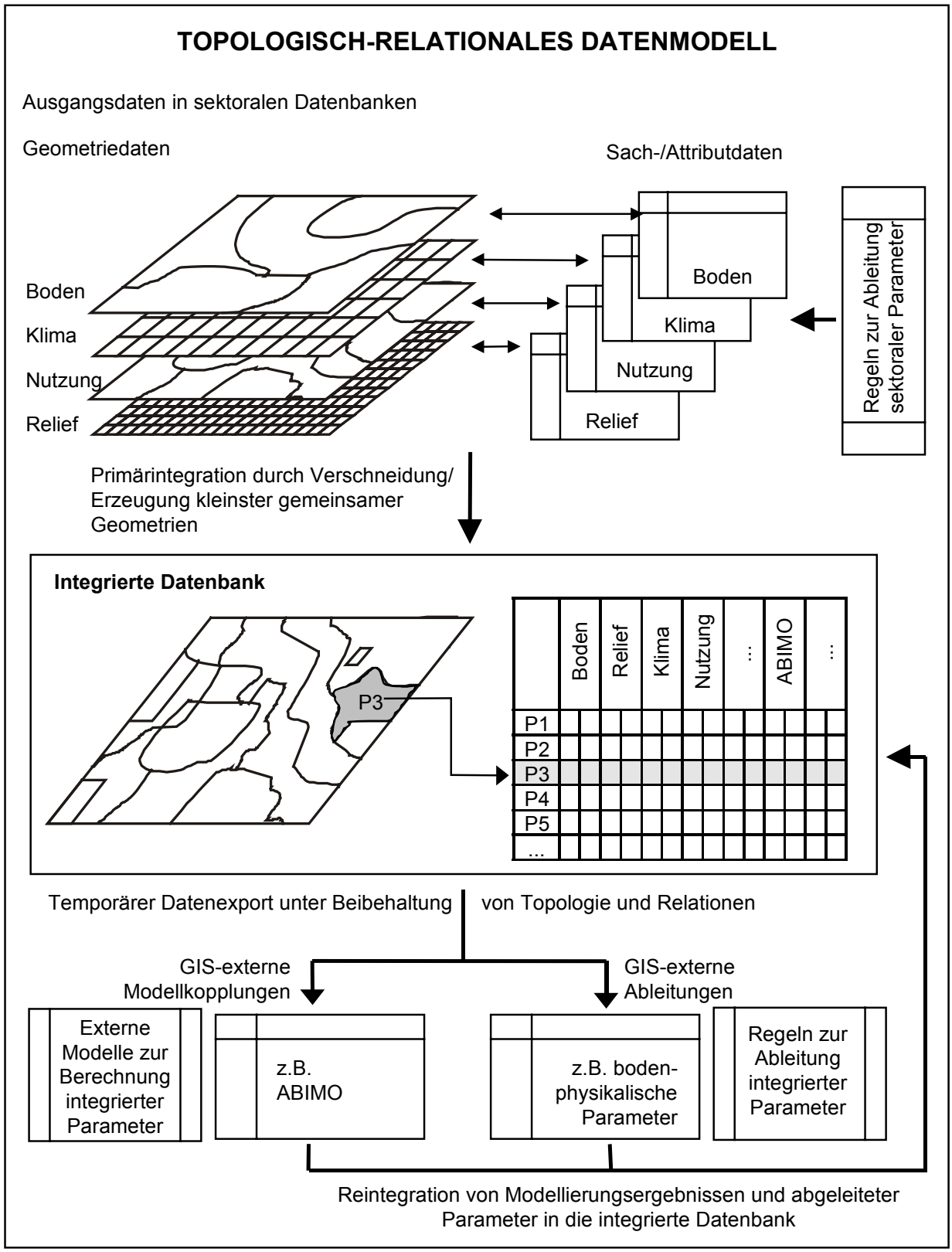


Abb. 14: Topologisch-relationales Datenmodell zur Ermittlung der pfadbezogenen diffusen N-Austräge im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (PETRY 2001, verändert)

6.2 Punktuelle Einträge

Die Abschätzung der punktuellen Einträge in die Gewässer der mittleren Mulde wurde im Rahmen einer Diplomarbeit vorgenommen (ULLRICH & HIRT 2002, ULLRICH 2000). Dabei wurde als wesentlicher methodischer Ansatz das Nährstoffbilanzierungsmodell **MONERIS** (**Mo**delling of **N**utrient **E**missions in **Ri**ver **S**ystems) von BEHRENDT ET AL. (1999) zugrunde gelegt, mit welchem neben den diffusen Einträgen auch punktuelle Nährstoffeinträge abgeschätzt werden können. Während BEHRENDT ET AL. (1999) ein auf alle Flusseinzugsgebiete Deutschlands anwendbares Modell entwickelte, das einen Großteil der Basisdaten über Berechnungen ermittelt, konnte im Einzugsgebiet der mittleren Mulde eine detaillierte Bilanzierung mit einer umfassenden Datenbasis vorgenommen werden.

6.2.1 Begriffliche Grundlagen

Zu den punktförmigen Nährstoffquellen zählen die Einleitungen des kommunalen Abwassers. Nach der ATV (1997), S. 15 wird *kommunales Abwasser* definiert, als durch menschlichen Gebrauch „...in Zusammensetzung und Eigenschaften so verändertes Wasser, dass es nicht ohne weiterführende Behandlung mehr genutzt werden kann...“. Der Abwasserdefinition nach DIN 4045 folgend, zählt ebenfalls „...jedes in die Kanalisation gelangende Wasser...“ zum Abwasser. Das schließt sowohl den von versiegelten Flächen in die Kanalisation ablaufenden Niederschlag als auch das durch undichte Kanäle ins Abwassersystem eindringende Fremdwasser ein.

Schmutzwasser allgemein wird nach ATV (1997) und DIN 4045 als durch den menschlichen Gebrauch verunreinigtes Wasser abzüglich des Niederschlags- und Fremdwassers bezeichnet. Daraus ergibt sich, dass sich kommunales Abwasser, unterschieden nach seiner Herkunft, zusammensetzt aus den Einleitungen des:

- häuslichen Schmutzwassers
- industriellen bzw. gewerblichen Schmutzwassers
- Niederschlagsabflusses von versiegelten Flächen
- Fremdwasserzuflusses (BEHRENDT 1994; HAMM ET AL. 1991; RUHE 1997).

Häusliches Schmutzwasser stammt aus dem Haushalt, einschließlich der in ihrer Zusammensetzung ähnlichen Schmutzwässer aus Gaststätten, Hotels, Campingplätzen usw. (KOPPE & STOZEK 1993). *Industrielle bzw. gewerbliche Schmutzwässer* fallen bei der gewerblichen und industriellen Produktion an. Das in kleineren Betrieben anfallende Schmutzwasser wird als gewerbliches Schmutzwasser bezeichnet (ATV, 1999; KOPPE & STOZEK 1993). In dieser Arbeit werden beide Komponenten unter dem Begriff industrielles Schmutzwasser zusammengefasst. Die

Zuordnung der Einleitungen des *Niederschlagsabflusses* zu den punktuellen oder diffusen Quellen ist umstritten. Während HAMM ET AL. (1991), FIRK (1986), SPERLING (1986), RUHE (1997) sie zu den punktförmigen Quellen zählen, da sie eigentlich punktuell erfolgen, betrachten sie BEHRENDT (1994), BEHRENDT ET AL. (1999) unter der Voraussetzung, dass die eigentliche Ursache der Verschmutzung diffuser Natur ist, als diffuse Quelle. Folgend der Definition des Abwassers nach ATV (1997) und DIN 4045 zählt Niederschlagswasser von versiegelten Flächen zum Abwasser und kann, da es den gleichen Eintragspfaden folgt wie das anfallende häusliche und industrielle Schmutzwasser, als punktförmiger Eintrag behandelt werden.

Fremdwasser ist nach DIN 4045 "...in die Kanalisation gelangendes Grund- und Oberflächenwasser (außer Regenwasser beim Mischsystem)." Hierzu zählt auch das über Fehlanschlüsse unerlaubt eingeleitete Wasser (z.B. ein in der Kanalisation endender Bach oder Dränwasser) sowie einem Schmutzwasserkanal zufließendes Oberflächenwasser (z.B. über Schachtabdeckungen). Grund- bzw. versickerndes Oberflächenwasser (Sickerwasser) dringt auf Grund defekter Kanäle in die Kanalisation ein, die in diesem Fall wie eine Dränung wirkt (ATV-REGELWERK A-115 1983; ATV-REGELWERK A-105 1997; KOPPE & STOZEK 1993; DECKER 1998).

6.2.2 Pfade des punktuellen N-Eintrags

Kommunales Abwasser stammt aus Siedlungsbereichen. Der punktuelle Eintrag der Stickstoffverbindungen in die Gewässer erfolgt entsprechend der unterschiedlichen Eintragspfade über kommunale und industrielle Kläranlagen, die Kanalisation (aus Misch- oder Trennkanälen) sowie Regenentlastungsanlagen (Abb. 15) (BEHRENDT ET AL. 1999; HAMM ET AL. 1991). Die Angaben zum Gesamt-Stickstoff in dieser Arbeit beziehen sich auf Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-Stickstoff.

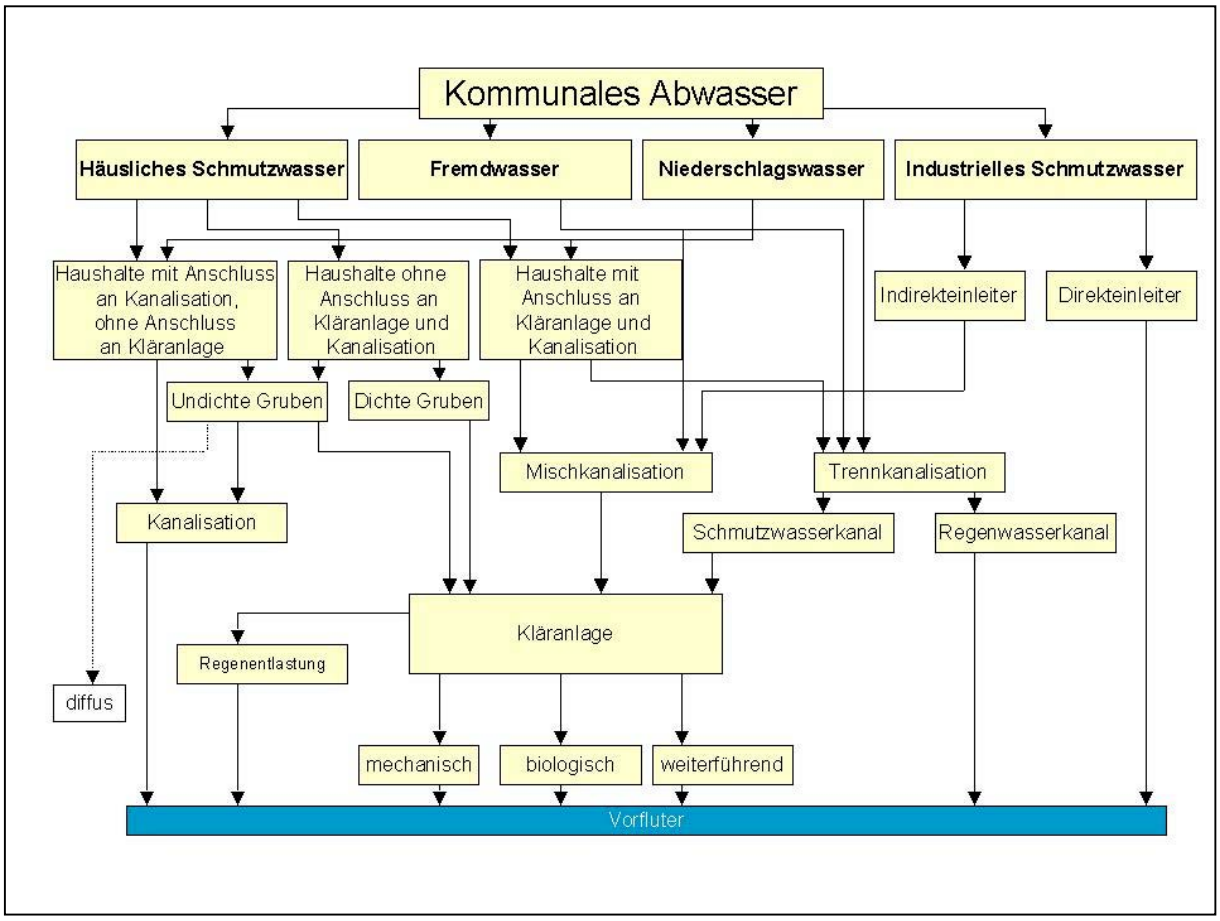


Abb. 15: Schema der Stickstoffeinträge über punktuelle Eintragspfade (ULLRICH 2000)

6.2.3 Berechnung der Einträge über öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen

6.2.3.1 Eintrag durch häusliches Schmutzwasser

Stickstoffverbindungen gelangen im Wesentlichen durch menschliche Ausscheidungen in das häusliche Schmutzwasser. Der Mensch nimmt sie über Nahrung (Nitrate v.a. über pflanzliche Lebensmittel wie Spinat und Kopfsalat, Nitrite v.a. über Nitritpökelsalz bei Fleischwaren) und Trinkwasser auf und scheidet überschüssige Stickstoffverbindungen und deren Stoffwechselendprodukte über Harn und Faeces wieder aus (INDUSTRIEVERBAND AGRAR E.V. 1990; KOPPE & STOZEK 1993).

Zur Ermittlung der durchschnittlichen Stickstoffbelastung des häuslichen Schmutzwassers wird im Arbeitsblatt A-131 des ATV-REGELWERKES (1991) für die Bemessung von Kläranlagen eine einwohnerspezifische Fracht von 11 g pro Einwohner (E) und Tag (d) vorgeschlagen, die auch von anderen Autoren übernommen wurde (KOPPE & STOZEK 1993; BEHRENDT 1994 und BEHRENDT ET AL. 1999). Dieser Wert von 11 g/E*d wird in der folgenden Bilanzierung ebenfalls verwendet. Die Berechnung des Stickstoffanfalls im häuslichen Schmutzwasser

erfolgt dementsprechend auf Grundlage der Einwohnerzahl und des einwohnerspezifischen Stickstoffabgabewertes.

$NhS = E * E_{qs}$ **(Formel 4)**

NhS = Stickstoffanfall im häuslichen Schmutzwasser [g N/d]

E = Einwohner

Eqs = einwohnerspezifische Stickstoffabgabe [g N/E/d]

Häusliches Schmutzwasser gelangt auf unterschiedlichen Pfaden in Abhängigkeit von der Anbindung der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation und kommunale Abwasserbehandlungsanlagen in die Gewässer. Für eine detaillierte Bilanzierung werden die häuslichen Schmutzwasserproduzenten unterschieden in:

a) Haushalte mit Anschluss an Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen
b) Haushalte ohne Anschluss an Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen
c) Haushalte mit Anschluss an Kanalisation und ohne Anschluss an Abwasserbehandlungsanlagen

Haushalte mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation

Bei Haushalten mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation und eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage wird davon ausgegangen, dass 100% der anfallenden Schmutzwassermenge einer Kläranlage zugeführt und dort behandelt werden. Das Schmutzwasser wird entweder gesondert in den Schmutzwasserkanälen der Trennkanalisation oder zusammen mit dem Niederschlagsabfluss in der Mischkanalisation den Abwasserbehandlungsanlagen zugeführt.

Die direkt über die Kanalisation in die Abwasserbehandlungsanlagen eingetragenen Stickstoffmengen des häuslichen Schmutzwassers werden mittels der an jede Abwasserbehandlungsanlage angeschlossenen Einwohner und dem einwohnerspezifischen Stickstoffanfall von 11 g N/E*d bestimmt.

$NE_{KA} = E_{KA} * 11$ **(Formel 5)**

NE_{KA} = Stickstoffanfall der an Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossenen Einwohner [g/d]

E_{KA} = an Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossene Einwohner

Haushalte ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation und eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage

Haushalte ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation und eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage sammeln ihr Abwasser entweder in abflusslosen oder undichten Gruben. *Abflusslose Gruben* sind wasserdichte Behälter ohne Ablauf, die für die Entsorgung häuslichen Schmutzwassers von Einzelgrundstücken vorgesehen sind, die nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind. Ihr Inhalt wird zu 100% in eine öffentliche Anlage abgefahren. *Undichte Gruben* zählen im Gegensatz zu den dichten Gruben zu den Kleinkläranlagen (LANDESUMWELTAMT NRW 1994). Laut Definition können sie einen Abwasserzufluss von bis zu 8 m³/d aufnehmen. Das entspricht bei einem spezifischen Schmutzwasseranfall von 150 l/E*d als Berechnungsgröße einer Ausbaugröße von 50 Einwohnerwerten (EW). Die Reinigungsanlagen ab 50 EW zählen zu den kommunalen Kläranlagen und werden von behördlicher Seite überwacht. Kleinkläranlagen stellen dezentrale Lösungen in ländlichen Räumen dar. Das in diesen Anlagen behandelte Abwasser wird entweder, wenn es der Untergrund zulässt, versickert oder direkt in die Vorflut eingeleitet. Ein bestimmter Prozentsatz der anfallenden Stickstoffmengen wird über die bei der Reinigung entstehenden Schlämme aus dem Schmutzwasser entfernt und zum Teil in Abwasserbehandlungsanlagen überführt.

Die entsprechenden Einwohnerzahlen der nicht an Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossenen Bevölkerung ergeben sich aus der Gesamteinwohnerzahl abzüglich der an Abwasserbehandlungsanlagen und Kanalisation angeschlossenen Einwohner. Die Anschlussgrade der Bevölkerung der einzelnen Gemeinden an abflusslose oder undichte Gruben werden auf Grundlage der vom Statistischen Landesamt des Freistaates Sachsen in einer Befragung (Stand 1998) erhobenen Statistik ermittelt (Tab. 15). Die auf Kreisebene ermittelten Anschlussgrade werden auf die Gemeinden übertragen unter der Annahme, dass sich die Anteile der an Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben angeschlossenen Bevölkerung gleichmäßig auf die gesamte Kreisfläche verteilt.

Tab. 15: Gemeinden mit privater Abwasserbeseitigung nach Kreisen (ULLRICH 2000 nach STATISTISCHEN LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (1998), Gebietsstand 31.12.1998)

6.2.4 Kreis	Bevölkerung Stand 31.12.1998	Einwohner ohne bzw. teilweisen Anschluss an öffentliche Kanalisation					
		Anzahl	%	darunter mit Anschluss an			
	Anzahl			Kleinkläranlagen		abflusslose Gruben	
				Anzahl	%	Anzahl	%
Chemnitz, Stadt	251 903	25 244	10,0	23 209	91,9	2 035	8,1
Zwickau, Stadt	98 840	-	-	-	-	-	-
Chemnitzer Land	154 832	31 582	20,4	22 617	71,6	8 965	28,4
Mittweida	144 859	50 995	35,2	27 892	54,7	23 103	45,3
Stollberg	95 148	28 744	30,2	20 840	72,5	7 904	27,5
Freiberg	155 619	42 108	27,1	24 194	57,5	17 914	42,5
Zwickauer Land	143 980	32 179	22,3	27 336	85,0	4 843	15,0
Meißen	157 946	42 069	26,6	29 064	69,1	13 005	30,9
Delitzsch	99 006	13 756	13,9	12 632	91,8	1 124	8,2
Döbeln	79 821	23 237	29,1	20 221	87,0	3 016	13,0
Leipziger Land	250 974	29 045	11,6	23 594	81,2	5 451	18,8
Muldentalkreis	128 166	23 329	18,2	17 766	76,2	5 563	23,8
Torgau-Oschatz	103 590	15 604	15,1	13 231	84,8	2 373	15,2

Auf dieser Basis können nach der folgenden Beziehung die jeweils an abflusslose und undichte Gruben angeschlossenen Einwohner auf Gemeindeebene ermittelt werden.

$E_{dG} = (AE_{dG} * E_{oKA})/100$ $E_{uG} = (AE_{uG} * E_{oKA})/100$ (Formel 5+6)

AE_{dG} = Anschlussgrad der Einwohner an abflusslose Gruben [%]

AE_{uG} = Anschlussgrad der Einwohner an undichte Gruben [%]

E_{dG} = Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben

E_{oKA} = Einwohner ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation und eine Abwasserbehandlungsanlage

E_{uG} = Einwohner mit Anschluss an undichte Gruben

Kleinkläranlagen sind mit unterschiedlichen Reinigungsmethoden mit spezifischen Eliminierungsleistungen ausgestattet. Für das Untersuchungsgebiet liegen jedoch keine Angaben dazu vor. Nach GÜNTHER u. LEISTNER (Stufa Leipzig, freundliche

mündliche Mitteilung) sind ausschließlich mechanisch reinigende Anlagen (einfache Mehrkammergruben) nach dem heutigen Stand der Technik nicht mehr erlaubt. Der größte Teil der Anlagen reinigt mit einer zusätzlichen biologischen Stufe. Aus diesem Grund wird der von BEHRENDT ET AL. (1999) verwendete Ansatz zur Abschätzung der ausgetragenen Stickstoffmengen aus undichten Gruben übernommen. Diese gehen davon aus, dass in den in die Kläranlagen abgeführten Schlämmen ca. 2 g N/E*d enthalten sind, während die restlichen 9 g N/E*d in gelöster Form vorliegen. Die Schlämme werden laut BEHRENDT ET AL. (1999), bezogen auf das Jahr 1995, in den Neuen Ländern zu 70% in Kläranlagen überführt (Formel 7).

$$\mathbf{N_{zKA}E_{oKA} = E_{dG} + (E_{uG} * N_S * N_{SzKA})/10.000} \qquad \textbf{(Formel 7)}$$

$N_{zKA}E_{oKA}$ = Stickstofffracht in Abwasserbehandlungsanlagen aus abflusslosen und undichten Gruben [g/d]

N_S = Stickstoffrückhalt im Schlamm [%]

N_{SzKA} = Abführung der Schlämme in Abwasserbehandlungsanlagen [%]

Die über die abgeführten Schlämme anfallende Stickstoffmenge aus abflusslosen und undichten Gruben wird auf die Abwasserbehandlungsanlagen > 10.000 EW des Untersuchungsgebietes proportional zu ihrer Kapazität aufgeteilt. Nach ATV-REGELWERK A-123 (1985) ist für die Schlammaufnahme aus Kleinkläranlagen dieser Mindestausbauwert für Kläranlagen ausgewiesen worden. Für den in gelöster Form verbleibenden Stickstoffanteil (9 g N/E*d) wird angenommen, dass er diffus durch Versickerung in den Untergrund gelangt (Kap. 6.3.6).

Haushalte mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation, aber ohne Anschluss an eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage

Die Haushalte mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation, aber ohne Anschluss an eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage, entsorgen ihr Abwasser in sogenannte Bürgermeisterkanäle. Von dort gelangt es im Wesentlichen ungeklärt in die Vorflut. Nach BEHRENDT ET AL. (1999) muss davon ausgegangen werden, dass in der Regel zwischen Haushalt und Bürgermeisterkanal eine Klärgrube oder Kleinkläranlage geschaltet ist. Wie bei den undichten Gruben wird entsprechend ein bestimmter Anteil der anfallenden Stickstofffracht über Schlämme in Abwasserbehandlungsanlagen abgeführt (2 g/E*d), während die gelöste Fracht direkt über die Kanalisation in die Vorflut eingeleitet wird (9 g/E*d). Zur Bilanzierung der eingetragenen Stickstoffmengen wird deshalb der gleiche Bilanzierungsansatz wie für undichte Gruben verwendet.

$N_{zKA}E_{nKan}$	$= (E_{nKan} * N_S * N_{SzKA})/10.000$	**(Formel 8)**

$N_{zKA}E_{nKan}$ = Stickstofffracht in Abwasserbehandlungsanlagen der nur an Kanalisation angeschlossenen Einwohner [g/d]

E_{nKan} = nur an Kanalisation angeschlossene Einwohner

6.2.4.1 Eintrag durch industrielle Indirekteinleiter

Industrielle Schmutzwasserproduzenten werden unterschieden in Direkt- und Indirekteinleiter. *Direkteinleiter* sind Betriebe, die ihr Abwasser nach der Abwasserbehandlung in eigener Kläranlage direkt in die Vorflut einleiten, während *Indirekteinleiter* ihr Schmutzwasser über das öffentliche Kanalnetz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage zuführen (ATV 1999).

Eine geeignete Methode zur Berechnung des Eintrags durch industrielle Indirekteinleiter basiert auf der Verwendung eines einwohnergleichwertspezifischen Frachtanteiles (BEHRENDT ET AL. 1999). Der *Einwohnergleichwert (EGW)* ist ein Umrechnungswert, der sich, bezogen auf den fünftägigen Biochemischen Sauerstoffbedarf des Abwassers von 60 g/E*d, aus dem Vergleich von häuslichem mit industriellem Abwasser ergibt. Er gibt demzufolge an, wie viele Einwohner das gleiche (industrielle) Abwasser erzeugt hätten. Das bedeutet, dass sich die in öffentlichen Kläranlagen behandelten Schmutzwassermengen der industriellen Indirekteinleiter in den behandelten Einwohnergleichwerten der Anlage widerspiegeln. Die behandelten Einwohnergleichwerte berechnen sich aus der Differenz der behandelten Einwohnerwerte und den an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnern.

EGW_{KA}	$= EW_{KA} - E_{Ka}$	**(Formel 9)**

EGW_{KA}= behandelte Einwohnergleichwerte

EW_{KA} = behandelte Einwohnerwerte

BEHRENDT ET AL. (1999) schätzen die einwohnergleichwertspezifische Stickstoffabgabe näherungsweise, ausgehend von gemessenen Zulauffrachten, der einwohnerspezifischen Fracht und einer einwohnerwertspezifischen Fracht für Kläranlagen > 100.000 EW Ausbaugröße ab. Für kleinere Anlagen wurden mit der Ausbaugröße sinkende Werte angenommen. Es ergeben sich folgende einwohnergleichwertspezifische Stickstoffabgabewerte:

Größenklasse	Stickstoffabgabewerte
5	7 g N/EGW*d
4	5 g N/EGW*d
3	3 g N/EGW*d
2	1 g N/EGW*d
1	0 g N/EGW*d

Da im Untersuchungsgebiet keine Daten zu Zulauffrachten der Kläranlagen vorliegen, werden die in BEHRENDT ET AL. (1999) ermittelten Werte übernommen.

Die in den Kläranlagen behandelten Einwohnergleichwerte werden ausgehend von der Kapazität der einzelnen Abwasserbehandlungsanlagen und den jeweils angeschlossenen Einwohnern für jede Kläranlage nach der oben genannten Beziehung berechnet. Anschließend werden die Stickstoffmengen anhand der von BEHRENDT ET AL. (1999) bestimmten einwohnergleichwertspezifischen Stickstoff-abgaben der unterschiedlichen Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen bestimmt.

$$\mathbf{NiS_i = EGW_{qs} * EGW_{KA}} \qquad \textbf{(Formel 10)}$$

EGW_{qs} = einwohnergleichwertspezifische Stickstofffracht [g/d]

NiS_i = Stickstofffracht des Schmutzwassers industrieller Indirekteinleiter [g/d]

6.2.4.2 Eintrag durch Niederschlagsabfluss ins Mischsystem

Niederschlagswasser fließt in Abhängigkeit vom Versiegelungsgrad der urbanen Flächen und deren Anschluss an die öffentliche Abwasserentsorgung in die Kanalisation ab oder versickert in den Untergrund. Speziell in städtischen Gebieten kann der abfließende Niederschlag hohe N-Frachten mitführen. Die Stickstofffracht in die Kanalisation ist im Wesentlichen abhängig von dem gebietsspezifischen Stickstoffeintrag, d.h. von der atmosphärischen Deposition und dem Eintrag durch Nutzung der Fläche (z.B. Eintrag tierischer (Exkremente) und pflanzlicher (Laub) Abfälle (BEHRENDT 1994; HEINZMANN 1993), dem Anteil der versiegelten Fläche, dem Versiegelungsgrad und dem Anschluss der versiegelten Flächen an die Kanalisation.

Der N-Austrag über versiegelte Flächen wurde mit Hilfe einer Verschneidung der Daten zur N-Deposition (1997-1999) und den Siedlungsflächen mit zugeordneten Versiegelungsgraden ermittelt. Die Berechnung des N-Austrags erfolgte unter Voraussetzung der Annahme, dass die Deposition entsprechend dem

Versiegelungsgrad ausgetragen werden kann. Das bedeutet, dass auf einer zu 70% versiegelten Fläche 70% der Deposition ausgetragen werden. Zusätzlich müssen weitere Stickstoffeinträge durch z.B. Laub und Exkremente berücksichtigt werden, die in Anlehnung an BEHRENDT ET AL. (1999) mit 4 kg/ha*a kalkuliert werden.

N_{ver} = (N_{dep} * VG)/100 + 4 **(Formel 11)**

N_{ver} = Stickstoffaustrag von versiegelten Flächen [kg/ha*a]

N_{dep} = Stickstoffdeposition auf versiegelten Flächen [kg/ha*a]

VG = Versiegelungsgrad der urbanen Flächen [%]

Das von urbanen versiegelten Flächen abfließende Niederschlagswasser wird je nach Anschlussgrad der versiegelten Fläche an Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen und Verschmutzungspotential über Trenn- oder Mischsysteme entsorgt (BEHRENDT 1994; BEHRENDT ET AL. 1999; KRAUTH 1979; ATV, 1997). Bei geringer und für das Vorflutgewässer als ungefährlich eingestufter Verschmutzung wird der Niederschlag in separaten Regenwasserkanälen abgeführt und ungereinigt direkt in die Vorflut entwässert oder am Entstehungsort im Untergrund versickert. Ist die Belastung des Niederschlagswassers zu hoch (z.B. in Ballungs- und Industrieräumen), wird es in der Regel in der Mischkanalisation zusammen mit dem kommunalen Schmutzwasser einer Abwasserbehandlungsanlage zugeführt und dort gereinigt oder direkt über Bürgermeisterkanäle in die Vorflut eingeführt (BEHRENDT 1994; BEHRENDT ET AL. 1999; KRAUTH 1979).

Zunächst wird für jede Gemeinde der Gesamtstickstoffaustrag bezogen auf die versiegelte Gemeindefläche ermittelt. Zur folgenden Abschätzung der über die Kanalisation in Abwasserbehandlungsanlagen eingetragenen Stickstoffmengen werden die Anschlussgrade der Bevölkerung der Gemeinden an Kläranlagen auf die versiegelten urbanen Flächen der entsprechenden Gemeinden übertragen. Anschließend wird der Anschluss der versiegelten Fläche an Mischsysteme bestimmt. Dies erfolgt mit Hilfe statistischer Kanallängenangaben ermittelt auf Kreisebene, veröffentlicht vom STATISTISCHEN LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (1998) (Tab. 16).

Diese statistischen Angaben zur Charakterisierung des Kanalnetzes basieren auf den Ergebnissen einer 1995 durchgeführten Erhebung über die öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Freistaat Sachsen. Die Werte sind repräsentative Mittelwerte des Jahres 1995. Unter der Annahme, dass die Verteilung der verschiedenen Kanalsysteme auf der gesamten Kreisfläche gleichmäßig ist, werden diese Angaben innerhalb der Kreise auf die einzelnen Gemeinden übertragen.

Tab. 16: Anschluss an die öffentliche Kanalisation im Freistaat Sachsen nach Kreisen; Stand 1995 (ULLRICH 2000 nach STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 1998)

Kreis	Kanalnetz insgesamt [1] (km)	davon Mischsystem		davon Trennsystem				Verhältnis Mischkanäle (MK) zu Regenwasserkanälen (RK)	
				Schmutzwasser		Regenwasser		MK %	RK %
		km	%	km	%	km	%		
Chemnitz, Stadt	720,4	701,1	97,3	15,6	2,2	3,7	0,5	99,1	0,9
Zwickau Stadt	405,4	352,1	86,8	25,9	6,4	27,4	6,8	92,7	7,3
Chemnitz Land	449,7	349,3	77,7	64,5	14,3	35,9	8,0	90,7	9,3
Freiberg	514,8	306,7	59,6	162,2	31,5	45,9	8,9	87,0	13,0
Mittweida	378,6	270,4	71,4	76,9	20,3	31,3	8,3	89,6	10,4
Stollberg	270,3	228,3	84,5	25,4	9,4	16,6	6,1	93,3	6,7
Zwickauer Land	330,9	258,9	78,3	40,8	12,3	31,2	9,4	89,3	10,7
RB Chemnitz [2]	**4 970,8**	**3 701,2**	**74,4**	**837,6**	**16,9**	**432,0**	**8,7**	**89,5**	**10,5**
Delitzsch	379,8	214,0	56,3	107,4	28,3	58,4	15,4	78,5	21,5
Döbeln	226,9	194,5	85,7	19,5	8,6	12,9	5,7	93,8	6,2
Leipziger Land	1.039,9	821,9	79,0	137,0	13,2	81,0	7,8	81,9	18,1
Muldentalkreis	422,8	295,8	69,9	90,7	21,5	36,3	8,6	89,0	11,0
Torgau-Oschatz	493,7	248,3	50,3	179,4	21,5	66	13,4	79,0	21,0
RB Leipzig	**3 495,9**	**2 511,2**	**71,8**	**634,8**	**18,2**	**349,9**	**10,0**	**87,8**	**12,2**
Meißen	304,8	201,2	66,0	61,3	20,1	42,3	13,9	86,8	13,2
Sachsen [3]	**14 343,2**	**8 314,1**	**57,9**	**3 941,9**	**27,5**	**2 087,2**	**14,6**	**79,9**	**20,1**

[1] ohne Hausanschlüsse
[2] Kreise nicht vollständig (nur Einzugsgebiet)
[3] einschließlich Regierungsbezirk Dresden

Anschließend werden anhand der absoluten öffentlichen Kanallängen die prozentualen Anteile der Misch- (MK) und Trennkanäle (TK) an der gesamten Kanallänge und speziell für die Verteilung des Niederschlagsabflusses das prozentuale Verhältnis zwischen Misch- und Regenwasserkanalisation errechnet.

Die Ermittlung der über das Mischsystem in die Abwasserbehandlungsanlagen des Untersuchungsgebietes eingetragenen Stickstoffmengen erfolgt mittels folgender Formel:

$$\mathbf{NN_{iKA} = (AAU_M * N_{ver})/100} \qquad \textbf{(Formel 12)}$$

NN_{iKA} = N-Eintrag über den Niederschlagsabfluss in Mischsysteme [kg/a]

AAU_M = Anschlussgrad der versiegelten Fläche an die Mischkanalisation [%]

Im letzten Schritt erfolgt die Aufteilung der errechneten Stickstoffmengen auf die Abwasserbehandlungsanlagen ab 500 EW proportional zur Ausbaugröße. Folgend dem ATV-REGELWERK A-105 und A-122 und nach DROHM (freundliche mündliche Mitteilung) wird für kleine Kläranlagen bis 500 EW Trennkanalisation empfohlen.

6.2.4.3 Eintrag durch Fremdwasserzufluss

Die über das *Fremdwasser* in Abwasserbehandlungsanlagen eingetragene Stickstoffmenge kann auf Grundlage der in die Misch- und Schmutzwasserkanäle eintretenden Fremdwassermenge und dessen N-Konzentration ermittelt werden.

$NQ_f = Q_f * CQ_f$ **(Formel 13)**

NQ_f = N-Fracht des Fremdwassers [g/d]

Q_f = Fremdwasserzufluss [l/d]

CQ_f = N-Konzentration des Fremdwassers [g/l]

Der Fremdwasserzufluss ist nach DECKER (1998) in seiner Gesamtheit im Wesentlichen abhängig von der Lage der Grundwasseroberfläche zum Kanalsystem, dem Alter und der Beschaffenheit der Abwasserkanäle sowie vom Niederschlag und den vorherrschenden Bodenverhältnissen. Nach Angaben des STATISTISCHEN LANDESAMTES DES FREISTAATES SACHSEN (1998) liegt der durchschnittliche in den Kläranlagen anfallende Fremdwasseranteil, bezogen auf das Jahr 1995, für das Land Sachsen bei 26% der insgesamt anfallenden Jahresabwassermenge (Tab. 17).

Tab. 17: Zusammensetzung des in Sachsen in öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen behandelten Abwassers (ULLRICH 2000 nach STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 1998)

Zusammensetzung der Jahresabwassermenge im Kläranlagenablauf	in m³	in %
Schmutzwasser	150.394.000	48,8
Fremdwasserzufluss	79.472.000	25,8
Niederschlagswasser	78.258.000	25,4
Jahresabwassermenge insgesamt	308.124.000	100

Neben dem in die Kanalisation infiltrierenden Fremdwasser exfiltriert ebenfalls Abwasser in den Untergrund. Diese Größe ist in diesem Rahmen nicht kalkulierbar und wird daher nicht in die Abschätzung einbezogen.

$Q_{fKA} = JSM - (Q_s + QN_{ver/KA})$ **(Formel 14)**

Q_{fKA} = Fremdwasserzufluss in Abwasserbehandlungsanlagen [l/a]

JSM = behandelte Jahresabwassermenge in Abwasserbehandlungsanlagen [l/a]

Qs = in Abwasserbehandlungsanlagen anfallende Schmutzwassermenge (häuslich/industriell) [l/a]

$QN_{ver/KA}$ = Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen in Mischsysteme und Schmutzwasserkanalisation [l/a]

Angaben zu den Jahresabwassermengen der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet liegen nicht als Datengrundlage vor und müssen daher abgeschätzt werden. Die Abschätzung der jährlichen Schmutzwassermengen (häusliches und industrielles Schmutzwasser) erfolgt über die in den Anlagen behandelten Einwohnerwerte und den täglichen einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall. Dieser Wert ist nach der Definition des Einwohnergleichwertes auf die in Kläranlagen behandelten Einwohnerwerte übertragbar. Der durchschnittliche Schmutzwasseranfall beträgt nach STATISTISCHEM LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (1998) für das Jahr 1995 in Sachsen 104,7 l/E*d.

Das den Abwasserbehandlungsanlagen zugeführte Niederschlagswasser wird über das von versiegelten urbanen Flächen abfließende Niederschlagswasser abzüglich des Anteils berechnet, der in Regenwasserkanälen der Trennkanalisation und über die Regenentlastungsbauwerke direkt in die Vorflut abgeführt wird. Die Menge des anfallenden Regenwasserabflusses ist von gebietsspezifischen Faktoren wie dem Klima (Niederschlag, Temperatur, Verdunstung) und dem versiegelten Flächenanteil abhängig. Grundlage für die Bestimmung des Regenwasserabflusses sind die mittleren Jahresniederschläge des Untersuchungsgebiets. Die Niederschlagsdaten wurden in Bezug gesetzt zu den versiegelten Flächen und den zugehörigen Versiegelungsgraden. Auf Grundlage der Versiegelungsgrade wird der Abfluss auf den versiegelten Flächen berechnet. Voraussetzung ist die gleiche Annahme wie bei der Berechnung des N-Austrages. Von einer zu 30% versiegelten Fläche fließen auch 30% des Niederschlagswassers ab. Dieser Ansatz wird unter der Voraussetzung verwendet, dass das gesamte Niederschlagswasser unter Berücksichtigung des Versiegelungsgrades zum Abfluss gelangt. Nicht berücksichtigt wird hierbei der Abflussverlust, der durch Verdunstung, Benetzung der Oberflächen und der Muldenauffüllung entsteht.

$QN_{ver} = (JN * VG)/100$ **(Formel 15)**

QN_{ver} = Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen [l/a]

JN = mittlerer Jahresniederschlag [mm/a]

Die ermittelte Niederschlagsmenge wird auf die Anlagen ab 500 EW proportional zur Anlagengröße aufgeteilt. Auch der Anteil des Fremdwassers wird nach ATV-REGELWERK A-122 (1991) bei diesen Anlagen auf Grund der kurzen Kanalstrecken als vernachlässigbar gering angenommen.

Zur Bestimmung der stofflichen Belastung des Fremdwassers werden mittlere Grundwasserkonzentrationen des Untersuchungsgebietes angenommen (BEHRENDT ET AL. 1999; SPERLING 1986). WENDLAND & KUNKEL (1999) ermittelten für den Bereich der „geringmächtigen känozoischen Lockergesteinsbedeckungen“, in welchem das Untersuchungsgebiet zum Großteil liegt, eine mittlere Nitratkonzentration des Grundwassers von 25,5 mg/l. Nach LANKAU (Stufa Leipzig, freundliche mündliche Mitteilung) ist dieser im Bundesdurchschnitt recht hohe Wert für den Untersuchungsraum realistisch.

6.2.4.4 Eliminierungsleistung der Abwasserbehandlungsanlagen

Den Abwasserbehandlungsanlagen werden das Abwasser der Mischsysteme, das Schmutzwasser der Trennsysteme sowie die aus undichten Gruben abgeführten Schlämme zugeleitet. Als Voraussetzung zur Bestimmung der tatsächlichen N-Emission einer Kläranlage muss auf Grundlage des jeweiligen Reinigungsverfahrens der Anlage ihre Stickstoffeliminierungsleistung abgeschätzt werden.

Folgende Reinigungsverfahren werden unterschieden:

- Mechanische Abwasserbehandlung
- Biologische Abwasserbehandlung
- Weiterführende Abwasserbehandlung (weiterführende N- und P-Eliminierung)

Bei der *mechanischen Abwasserbehandlung* werden absetzbare und aufschwimmende Schmutzstoffe mittels Rechen und Sieben in Absetzbecken abgeschieden. Da die Phosphor- und Stickstoffverbindungen zum großen Teil in gelöster Form vorliegen, ist die Nährstoffeliminierungsleistung der mechanischen Verfahren sehr niedrig.

Bei der *biologischen Abwasserbehandlung* werden Schwebstoffe und gelöste Schmutzstoffe durch aeroben oder/und anaeroben Abbau entfernt, z.B. mittels Belebtschlamm-, Tauch- oder Tropfkörperverfahren oder in Pflanzenkläranlagen. Der Begriff *weiterführende* Abwasserbehandlung ist zwar gebräuchlich in der Fachliteratur, allerdings bis heute noch nicht einheitlich definiert. In dieser Arbeit soll eine weiterführende Abwasserbehandlung im Hinblick auf die Eliminierung der Stickstoffverbindungen des Abwassers als die gezielte Durchführung von Nitrifikation und Denitrifikation in Abwasserbehandlungsanlagen verstanden werden.

Je nach Reinigungsverfahren unterscheiden sich die Stickstoffeliminierungsleistungen, die aber zudem von der Abwassermenge und Abwasserzusammensetzung, Temperatur sowie der Verfahrensanordnung abhängig sind. Die in Tab. 18 aus Literaturangaben zusammengestellten Eliminierungsleistungen sind als Mittelwerte zu betrachten.

Tab. 18: Stickstoffeliminierungsleistungen unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren (ULLRICH 2000)

Reinigungsverfahren	**Eliminierungs-leistung**	**Quelle**
Mechanische Abwasserbehandlung	10 %	ATV A-131, BEHRENDT ET AL. (1999)
Biologische Abwasserbehandlung		
Belebungsverfahren (vollbiologisch)	30 %	BEHRENDT ET AL. (1999), BEHRENDT (1994a)
Tropf- und Tauchkörperverfahren	25 %	BEHRENDT ET AL. (1999) nach BISCHOF (1993), BEHRENDT (1994a), BUWAL (1996)
Pflanzenkläranlage	48 %	FELDE ET AL. (1996); BÖRNER (1992)
Weiterführende Abwasserbehandlung		
Nitrifikation	45 %	BEHRENDT ET AL. (1999), BUWAL (1996)
Denitrifikation	75 %	BEHRENDT ET AL. (1999), BUWAL (1996), BILI (1990), TIROK (1990)

6.2.4.5 Eintrag durch Regenentlastung

Da bei Starkregenereignissen der Trockenwetterabfluss (Schmutzwasser im Kanal ohne Niederschlagsabfluss) um ein Vielfaches überschritten werden kann und Kläranlagen aus Kostengründen und wegen der begrenzten Elastizität der biologischen Reinigungsstufe gegenüber extremen Stoffbelastungen nur etwa das zweifache Volumen des Trockenwetterabflusses aufnehmen können, dienen Regenentlastungsbauwerke zur Abminderung dieser hohen Mischwasserspitzen. Regenentlastungsbauwerke sind die im Mischsystem angeordneten Entlastungsbauwerke wie Regenüberläufe, Regenüberlaufbecken und Regenrückhaltebecken (ATV-REGELWERK A-128 1992; DECKER 1998; KRAUTH & MÜLLER 1996; PECHER 1991).

Der Ausbaugrad der Regenentlastung im Mischsystem ist in den Neuen Bundesländern mit insgesamt weniger als 10% im Jahr 1995 im Vergleich zu den alten Ländern mit durchschnittlich 72,5% sehr gering. In Sachsen liegt dieser Wert bei ca. 11% (BEHRENDT ET AL. 1999).

Zur Bestimmung der entlasteten Stickstoffmengen muss zunächst die im Entlastungsfall im Mischsystem befindliche Stickstoffmenge berechnet werden. Diese setzt sich zusammen aus der N-Fracht des häuslichen und industriellen Schmutzwassers sowie des Niederschlagsabflusses von versiegelten Flächen (BEHRENDT ET AL. 1999). Der Fremdwasserzufluss wird in diesem Ansatz vernachlässigt, da nach BEHRENDT ET AL. (1999) bei Starkregenereignissen der Abfluss in den Kanälen so groß ist, dass Wasser eher exfiltriert als infiltriert. BEHRENDT ET AL. (1999) gehen bei Berechnung dieser Größe davon aus, dass der N-Austrag durch Regenentlastung an einer bestimmten Zahl an Starkregentagen im Jahr realisiert wird, die mit 65 Tagen pro Jahr kalkuliert wird.

$N_M = (E_{qs} * E + EGW_{qs} * EGW) * 65 + NN_{iKA}$ **(Formel 16)**

N_M = N-Fracht im Mischsystem im Entlastungsfall [kg/a]

Im nächsten Schritt wird die Entlastungsrate des Mischsystems bestimmt. Hierfür verwenden BROMBACH & MICHELBACH (1998) und BEHRENDT ET AL. (1999) einen von MEIßNER (1991) vorgestellten Ansatz eines Schätzverfahrens auf Basis des ATV-REGELWERKES A-128. Mittels dieses Verfahrens lassen sich die entlasteten Wasser- und Stickstoffmengen in Abhängigkeit vom spezifischen Volumen der Regenentlastungsbecken im Mischsystem abschätzen. Berechnungsgrundlage ist folgende Formel:

$e = H1/(Vs + H2) – 6 + (JN – 800)/40$ **(Formel 17)**

e = Entlastungsrate des Mischsystems [%]

q_r = Regenabflussspende [l/s/ha)

H1 + H2 = Hilfsformeln zur Berechnung: $H1 = (4000 + 25 * q_r)/(0,551 + q_r)$

$H2 = (36,8 + 13,5 * q_r)/(0,5 + q_r)$

Vs = Speichervolumen

Für dieses Verfahren werden mittlere Annahmen zu Grunde gelegt und dementsprechend eine Entlastungsrate für das gesamte Untersuchungsgebiet ermittelt. Das Speichervolumen ist das Volumen der Regenentlastungsbauwerke der Mischsysteme. Mit Hilfe des Formelkataloges des ATV-REGELWERKES A-128 errechnen BROMBACH & MICHELBACH (1998) für den Ausbaugrad der Regenentlastung von 100% ein Speichervolumen von 23,3 m³/ha. Für einen Ausbaugrad der Regenentlastung von 10% nimmt BEHRENDT ET AL. (1999) ein Speichervolumen von Null an. Da nach BROMBACH & MICHELBACH (1998) der Einfluss des Speichervolumens auf die Entlastungsrate nicht sehr groß ist und der Ausbaugrad der Regenentlastung lediglich 11%

beträgt, wird für das Untersuchungsgebiet ebenfalls ein Speichervolumen von Null zu Grunde gelegt.

Der mittlere Jahresniederschlag wird für das gesamte Einzugsgebiet der mittleren Mulde mit 680 mm/a angenommen. Die Regenabflussspende der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche ist im Einzugsgebiet der Mittleren Mulde bei durchschnittlich 0,1 l/s*ha sehr niedrig. BROMBACH & MICHELBACH (1998) nehmen für das Einzugsgebiet des Bodensees einen durchschnittlichen Wert von 1 l/s/ha an. Dieser wird auch von BEHRENDT ET AL. (1999) für die unterschiedlichen Flusseinzugsgebiete Deutschlands als Mittelwert verwendet. Mit den angenommenen Ausgangsgrößen errechnet sich eine Entlastungsrate von ca. 80%. Es muss berücksichtigt werden, dass diese Abschätzung einen großen Unsicherheitsfaktor birgt.

Anschließend wird ausgehend von der Entlastungsrate die Stickstoffmenge bestimmt, die im Entlastungsfall direkt ohne Behandlung in die Vorflut entsorgt wird.

$N_{RÜ}$ = (N_M * e)/100 **(Formel 18)**

$N_{RÜ}$ = bei Starkregen entlastete N-Fracht [kg/a]

Dieser Betrag muss von der Zulauffracht der Kläranlage abgezogen werden (BEHRENDT 1994; BEHRENDT ET AL. 1999).

6.2.5 Einträge über industrielle Direkteinleiter

Industrielle Direkteinleiter leiten ihr Schmutz- bzw. Abwasser nach der Behandlung in betriebseigener Kläranlage in die Vorflut ein. Die Zusammensetzung industriellen Schmutzwassers, demzufolge auch seine Anreicherung mit Stickstoff, ist vom jeweiligen Industriezweig und den spezifischen innerbetrieblichen Verfahrensmethoden abhängig. Nach ATV (1999) können selbst zwischen Betrieben einer Branche die Schmutzwasserverhältnisse sehr stark variieren. Aus diesem Grund und weil die industrielle Ausstattung eines Raumes regional sehr verschieden sein kann, ist es weder möglich, präzise branchenbezogene noch einwohnerspezifische Angaben für die Ermittlung der auf diesem Weg in die Gewässer eingetragenen Stickstoffmengen zu Grunde zu legen (BEHRENDT 1994; BEHRENDT ET AL. 1999; HAMM ET AL. 1991). Eine Bilanzierung kann demzufolge nur mittels detaillierter Kenntnis der stickstoffrelevanten ortsansässigen industriellen Direkteinleiter und ihrer eingeleiteten N-Frachten erfolgen. Diese werden über die entsprechenden Ablaufkonzentrationen und die eingeleiteten Jahresabwassermengen abgeschätzt.

$$NiS_d = QiS_d * CiS_d \quad \textbf{(Formel 19)}$$

NiS_d = N-Fracht des Abwassers industrieller Direkteinleiter [kg/a]

QiS_d = Jahresabwassermenge industrieller Direkteinleiter [l/a]

CiS_d = gemessene N-Konzentration des Abwassers industrieller Direkteinleiter am Kläranlagenablauf [kg/l]

Die vorliegenden Ablaufkonzentrationen der Jahre 1998/99 wurden gemittelt. Diese Werte sind aufgrund der geringen Datendichte lediglich Näherungswerte. Angaben zu tatsächlichen Jahresabwassermengen liegen für den Großteil der Betriebe nicht vor. Deshalb werden die erlaubten Höchstabwassermengen verwendet, die jedoch nicht den realen Abwassermengen entsprechen müssen.

6.2.6 N-Einträge über Niederschlagsabfluss ins Trennsystem

Ein Teil des Niederschlagswassers, welches auf versiegelte Flächen mit Anschluss an die Kanalisation anfällt, wird über die Regenwasserkanäle der Trennkanalisation entsorgt. Das Niederschlagswasser wird entweder nach einer mechanischen Vorbehandlung oder direkt ohne Behandlung in die Vorflut eingeleitet. Die Abschätzung der über die Trennkanalisation eingetragenen Stickstoffmengen erfolgt entsprechend der folgenden Gleichung auf Basis der an die Regenwasserkanäle angeschlossenen versiegelten Flächen und der Stickstoffabschwemmungsrate von den versiegelten Flächen.

$$NN_{iT} = (AAU_T * N_{ver})/100 \quad \textbf{(Formel 20)}$$

NN_{iT} = N-Eintrag über Regenwasserkanalisation [kg/a]

AAU_T = Anschlussgrad der versiegelten Fläche an Regenwasserkanalisation [%]

Bei Anwendung der beschriebenen Methode bleibt unberücksichtigt, dass der in Trennsystemen abgeleitete Niederschlag in der Regel weniger verschmutzt ist als der im Mischsystem abgeführte. Die direkten N-Einträge über Trennsysteme werden deshalb und aufgrund der unberücksichtigt bleibenden Regenwasserbehandlung und der Versickerungsmöglichkeit überschätzt.

6.2.6.1 Zusammenfassung

Zur Abschätzung der über Abwasserbehandlungsanlagen in die Flüsse eingetragenen N-Fracht müssen unterschiedliche Eintragsquellen und ihre Pfade berücksichtigt werden. Hierfür werden zahlreiche statistische und hydrologische Ausgangsdaten ausgewertet. Die den öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen zugeführte Stickstoffmenge setzt sich zusammen aus der Fracht:

- des häuslichen Schmutzwassers der an die öffentliche Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossenen Bevölkerung
- des häuslichen Schmutzwassers der nicht direkt an Abwasseranlagen angeschlossenen Bevölkerung aus undichten und abflusslosen Gruben
- des Schmutzwassers der industriellen Indirekteinleiterbetriebe
- des Niederschlagsabflusses von an Mischsysteme angeschlossenen versiegelten Flächen und
- des in Mischsysteme eindringenden Fremdwassers.

Die insgesamt in Abwasserbehandlungsanlagen eingetragenen Stickstoffmengen ergeben sich aus der Summe der besprochenen Einzelkomponenten abzüglich der Fracht, die bei Starkregenereignissen mit der den kritischen Mischwasserabfluss überschreitenden Abwassermenge über Regenüberläufe ungeklärt in die Vorflut entsorgt wird.

$N_{KA/ZU} = (NE_{KA} + NiS_i + N_{KA}dG + N_{KA}uG + NN_{KA} + NQf) - N_{RÜ}$ **(Formel 21)**

$N_{KA/ZU}$ = N-fracht im Kläranlagenzulauf [kg/a]

NE_{KA} = N-Fracht der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner [kg/a]

NiS_i = N-Fracht des Schmutzwassers industrieller Indirekteinleiter [kg/a]

$N_{KA}dG$ = N-Fracht in Kläranlagen aus abflusslosen Gruben [kg/a]

$N_{KA}uG$ = N-Fracht in Kläranlagen aus undichten Gruben [kg/a]

NN_{KA} = N-Fracht des Niederschlagsabflusses in Kläranlagen [kg/a]

NQf = N-Fracht des Fremdwassers in Kläranlagen [kg/a]

$N_{RÜ}$ = über Regenüberläufe entlastete N-Fracht [kg/a]

Stoffliche Umsetzungen im Mischkanal vor Erreichen der Kläranlage werden in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt.

Die den Abwasserbehandlungsanlagen zugeführte N-Fracht wird je nach angewendetem Reinigungsverfahren eliminiert. Da die Eliminierungsleistung der Kläranlagen in Prozent angegeben wird, gilt für die Abschätzung der über den Anlagenablauf punktuell in die Vorflut eingetragenen N-Frachten folgender Berechnungsansatz:

$N_{KA/AB} = (N_{KA/ZU} * I_{EL})/100$ **(Formel 22)**

$N_{KA/AB}$ = N-Fracht im Kläranlagenablauf [kg/a]

I_{EL} = Eliminierungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage [%]

Einträge über *industrielle Direkteinleiter* werden über die von den zuständigen Behörden gemessenen N-Konzentrationen und den erlaubten Höchstabwasser

mengen der Betriebe abgeschätzt. Die Berechnung der *N-Einträge über Niederschlagsabfluss ins Trennsystem* erfolgt über die N-Konzentration des Niederschlagswassers von versiegelten urbanen Flächen und den Anschlussgrad der versiegelten Fläche an die Regenwasserkanalisation.

6.3 Diffuse Einträge

6.3.1 Wasserhaushaltsbilanzierung

6.3.1.1 Grundbegriffe und Definitionen

Zur Abschätzung der Stickstoffflüsse in der Landschaft müssen zunächst die abfließenden Wassermengen differenziert nach Abflusskomponenten bekannt sein. Der Gesamtabfluß (R) ergibt sich aus der Differenz der langjährigen Mittel von Niederschlag (P) und realer Evapotranspiration (Et_r).

$R = P - Et_r$ **(Formel 23)**

R = Gesamtabfluss (mm/a)

P = Niederschlag (mm/a)

Et_r = reale Evatranspiration (mm/a)

Der *Gesamtabfluss* unterteilt sich in die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss, welche nach unterschiedlichen Fließzeiten den Vorfluter erreichen (Abb. 16). Eine zusätzliche anthropogene Komponente ist der Dränageabfluss.

Als *Oberflächenabfluss* wird nach DIN 4059 der Teil der Abflusses bezeichnet, der ohne in den Boden eingedrungen zu sein oberirdisch einem Vorfluter zufließt und ihn im allgemeinen nach wenigen Stunden erreicht. Der *Zwischenabfluss* wird nach DIN 4059 als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufliesst. Es handelt sich in der Regel um infiltriertes Wasser, welches auf eine wenig wasserleitende Schicht trifft, gestaut wird und hangparallel in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zuströmt. Die Fließzeit des Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter beträgt meist ein bis mehrere Tage. Der *Dränageabfluss*, der als Teil des Zwischenabflusses zu betrachten ist, weist ähnlich kurze Fließzeiten auf.

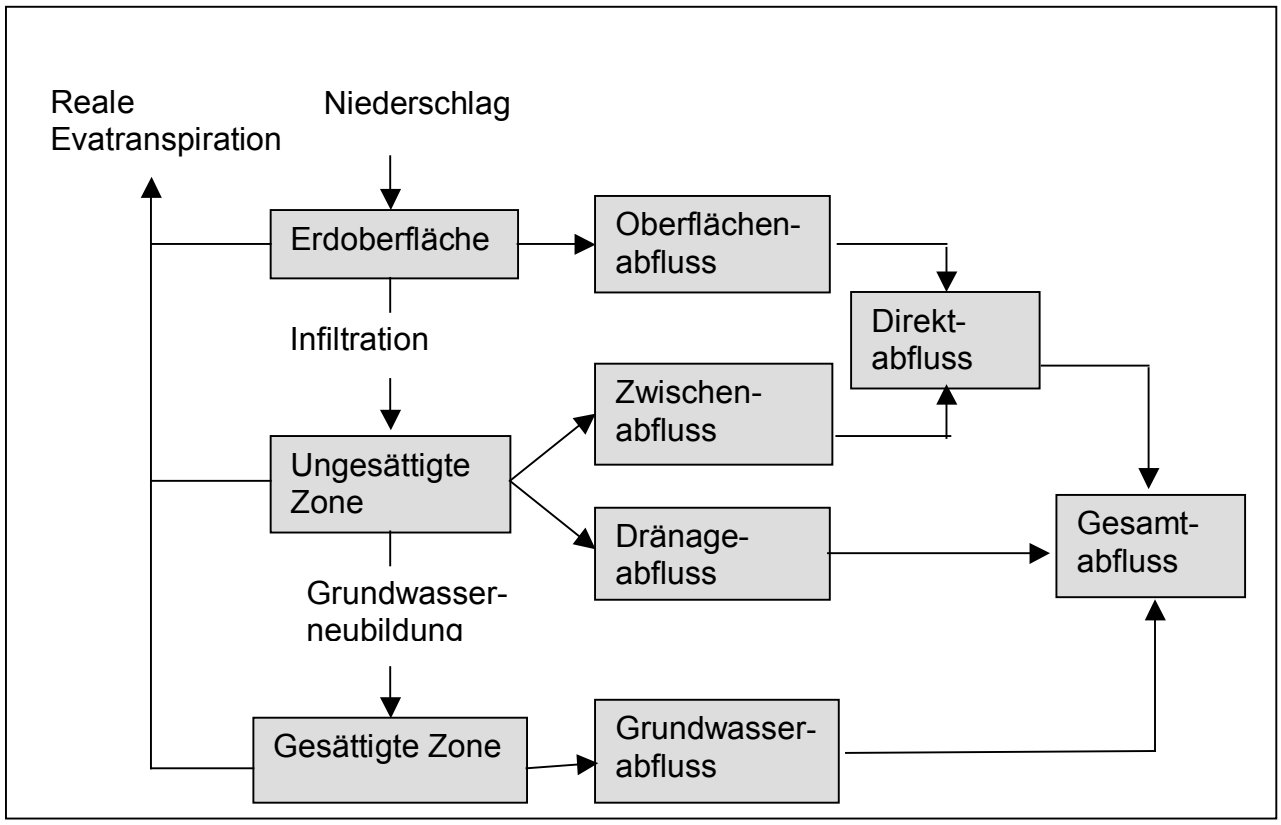


Abb. 16: Schematische Darstellung des Abflussprozesses (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990:488, verändert)

Zum *Grundwasserabfluss* gehören die Abflussanteile, die in den Boden infiltrieren und den Grundwasserraum erreichen. Er entspricht der Grundwasserneubildung. Die Fließzeit des Grundwasserabflusses ist deutlich länger als die des Zwischenabflusses bzw. des Dränageabflusses und tritt zeitlich stark verzögert in den Vorfluter ein.

Verfahren zur Trennung des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten in einem Einzugsgebiet sind die Abflussganglinienseparation (z.B. SCHWARZE 1985, ARNOLD et al. 1995) sowie die Trennung nach dem „Pfadkonzept“. Durch Separation der Abflussganglinien können der *schnelle* und der *verzögerte Direktabfluss* sowie der *schnelle* und der *langsame Basisabfluss* separiert werden. Die Komponenten werden nicht nach Herkunftsräumen getrennt, sondern geben als Teil der Abflussganglinie die zeitliche Verschiebung wieder, mit der das Wasser im Vorfluter erscheint. Die separierten Komponenten sind daher immer eine Mischung aus mehreren Abflussarten, so ist z.B. in der Direktabflusskomponente auch Grundwasser beteiligt.

Da bei der Ganglinienseparation die Herkunftsräume nicht betrachtet werden und die Ausweisung des im Untersuchungsgebiet relevanten Dränabflusses nicht möglich ist, wird eine Analyse der tatsächlichen Herkunftsräume der Wässer nach dem „Pfadkonzept“ bevorzugt. Durch das „Pfadkonzept“ ist eine Analyse der tatsächlichen Herkunftsräume der Wässer möglich. Dabei wird in Abb. 17 die Vorgehensweise zur

Trennung der Abflusskomponenten schematisch dargestellt. Zunächst wird der Gesamtabfluss mit dem Modell ABIMO berechnet. Mit Hilfe des Abflussquotienten (nach RÖDER in BASTIAN & SCHREIBER 1994) wird der Direktabfluss vom Grundwasser-

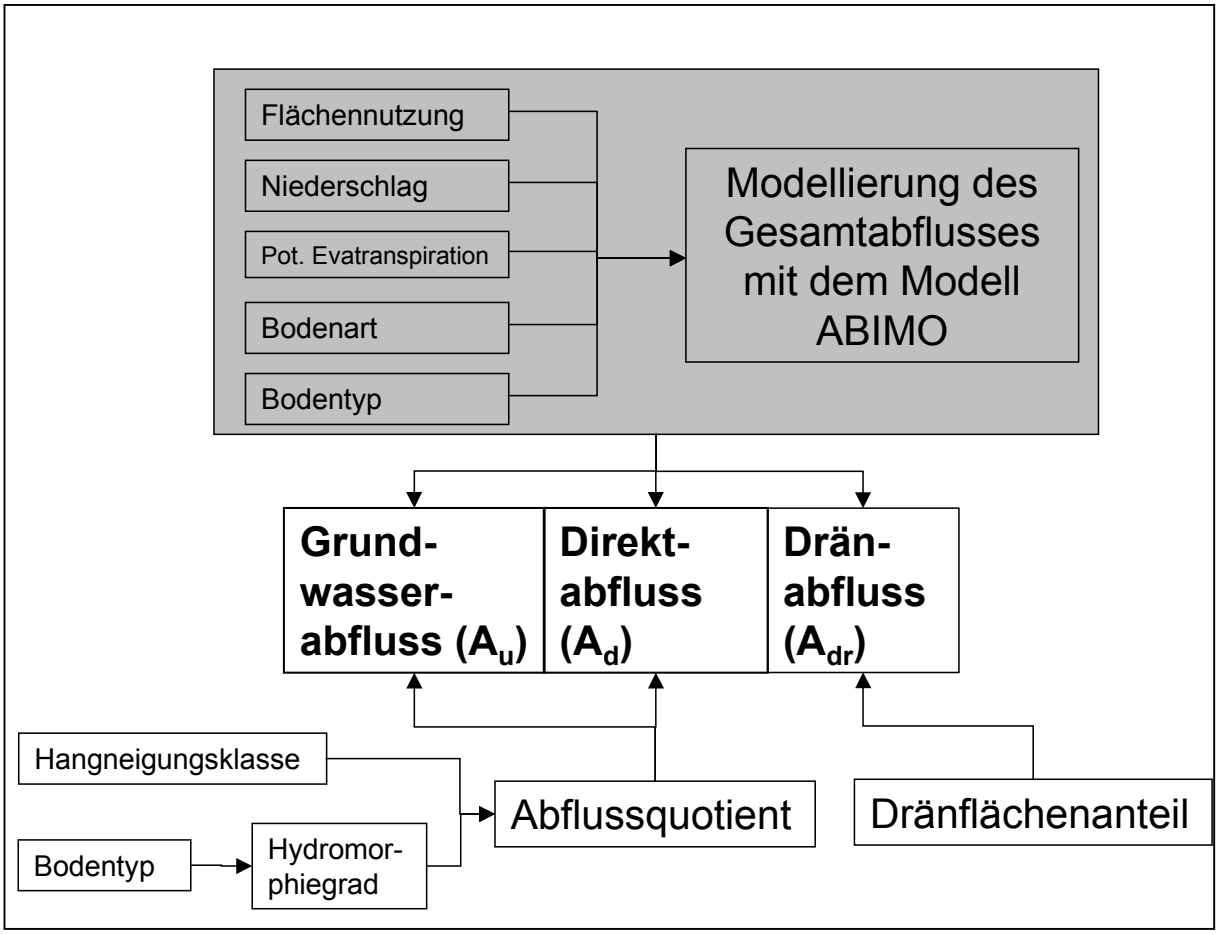


Abb. 17: Schema zur Trennung der Abflusskomponenten für landwirtschaftlich genutzte Flächen

abfluss getrennt (Kap. 6.3.1.3). Der Dränageabfluss ergibt sich aus dem Dränageflächenanteil und der mit dem Modell ABIMO berechneten Sickerwasserbildung auf den Dränageflächen. Der Dränageflächenanteil ist als prozentualer Anteil der Dränageflächen entsprechend des jeweiligen Standort-regionaltyps angegeben (Kap. 6.3.1.4). Er wird deshalb prozentual vom Direktabfluss abgezogen. Ist der Dränageabfluss höher als der Direktabfluss, wird der entsprechende Anteil vom Grundwasserabfluss abgezogen. Der Grundwasserabfluss ergibt sich durch Abzug des Dränageabflusses und des (um den Dränageabfluss verminderten) Direktabflussanteils vom Gesamtabfluss.

$$\mathbf{A_u = A_{ges} - A_d - A_{dr}} \qquad \textbf{(Formel 24)}$$

A_u = Grundwasserabfluss (mm/a)

A_{ges} = Gesamtabfluss (mm/a)

A_{dr} = Dränageabfluss (mm/a)

A_d = sonstiger Direktabfluss

Diese Vorgehensweise bietet für die Fragestellung eine geeignete Möglichkeit, mit verhältnismäßigem Aufwand zu plausiblen Ergebnissen zum Landschafts-wasserhaushalt zu gelangen.

Der Oberflächenabfluss der versiegelten urbanen Flächen wird zur Ermittlung der punktuellen N-Austräge bestimmt. Für unversiegelte Flächen wird der Oberflächenabfluss nach Prüfung gängiger Verfahren sowie aufgrund der geringen Größenordnung bezüglich des N-Austrags nicht einzeln ausgewiesen. Die in den meisten Modellen verwendete CN-Methode (SOIL CONSERVATION SERVICE 1972) kann das eigentliche Problem nicht lösen, den Anschluss der Flächen an den Vorfluter zu bestimmen. Erste Ansätze dazu sind sehr arbeitsaufwendig und mit hohen Fehlerquoten behaftet (VOGES 1999).

6.3.1.2 Ermittlung des Gesamtabflusses

Es gibt zahlreiche Modelle zur Ermittlung des Gesamtabflusses (RENGER & STREBEL 1980, RENGER ET AL. 1990, BACH 1987, WEINZIERL 1990), der in der Regel als Differenz von Niederschlag und aktueller Verdunstung ermittelt wird. In dieser Arbeit wird der Gesamtabfluss mit dem Abfluss-Bildungs-Modell „ABIMO“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde (GLUGLA & FÜRTIG 1997) ermittelt, mit dem großräumige Berechnungen der mittleren jährlichen Gesamtabfluss- und Sickerwassermengen ermöglicht werden. Das Modell (bzw. sein Vorgängermodell Raster) wurde in den 1970er Jahren entwickelt, in den 1980er Jahren erfolgten praktische Anwendungen an der ehemaligen Wasserwirtschaftsdirektion Berlin (GLUGLA UND KÖNIG 1989). Es entwickelte sich zum Standardverfahren zur Prognose der Grundwasserneubildung in den Lockergesteinsgebieten der DDR (HERZOG ET AL. 2001), in denen laterale Wasserflüsse zu vernachlässigen sind. Im Einzugsgebiet der mittleren Mulde sind zwar im südlichen Bereich höhere Hangneigungen mit entsprechenden lateralen Abflussanteilen vorhanden; diese sind jedoch auf einen geringen Flächenanteil begrenzt, und von einem deutlichen Einfluss auf die reale Evapotranspiration ist nicht auszugehen. ABIMO ist auch in relativ trockenen Gebieten einsetzbar, in denen vergleichbare Verfahren (z.B. RENGER & STREBEL 1980) die Sickerwassermenge häufig überschätzen (FELDWISCH & FREDE 1998). Kalibriert wurde ABIMO anhand umfangreicher Daten von Lysimeterstationen im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Abb. 18 zeigt das dem Programm zugrunde liegende Berechnungsschema für die Abflussbildung.

Das Berechnungsverfahren ermittelt den Gesamtabfluss aus der Differenz der langjährigen Jahresmittelwerte des Niederschlags und der realen Evapotranspiration. Der langjährige Niederschlag wird modellintern mit dem Faktor 1,09 korrigiert. Die reale Evapotranspiration wird auf Grundlage der potentiellen Evapotranspiration mit Hilfe eines modellinternen Verfahrens, der BAGROV-Beziehung (DYCK & PESCHKE 1995)

(Formel 25) berechnet. Sie setzt die Standorteinflüsse nach empirisch abgeleiteten Beziehungen in Relation zu den klimatischen Einflußfaktoren (Effektivitätsparameter „n“) (GLUGLA & TIEMER 1971, GLUGLA & FÜRTIG 1997). Abb. 19 beschreibt als Beispiel die Abhängigkeit der realen Verdunstung von der nutzbaren Feldkapazität.

$$\frac{dETr}{dP_0} = 1 - \left(\frac{ETr}{ETp}\right)^{n}j \qquad \textbf{(Formel 25)}$$

ET_p = Potentielle Evapotranspiration (mm/a)

nj = Effektivitätsparameter (Speichereigenschaften der verdunstenden Fläche)

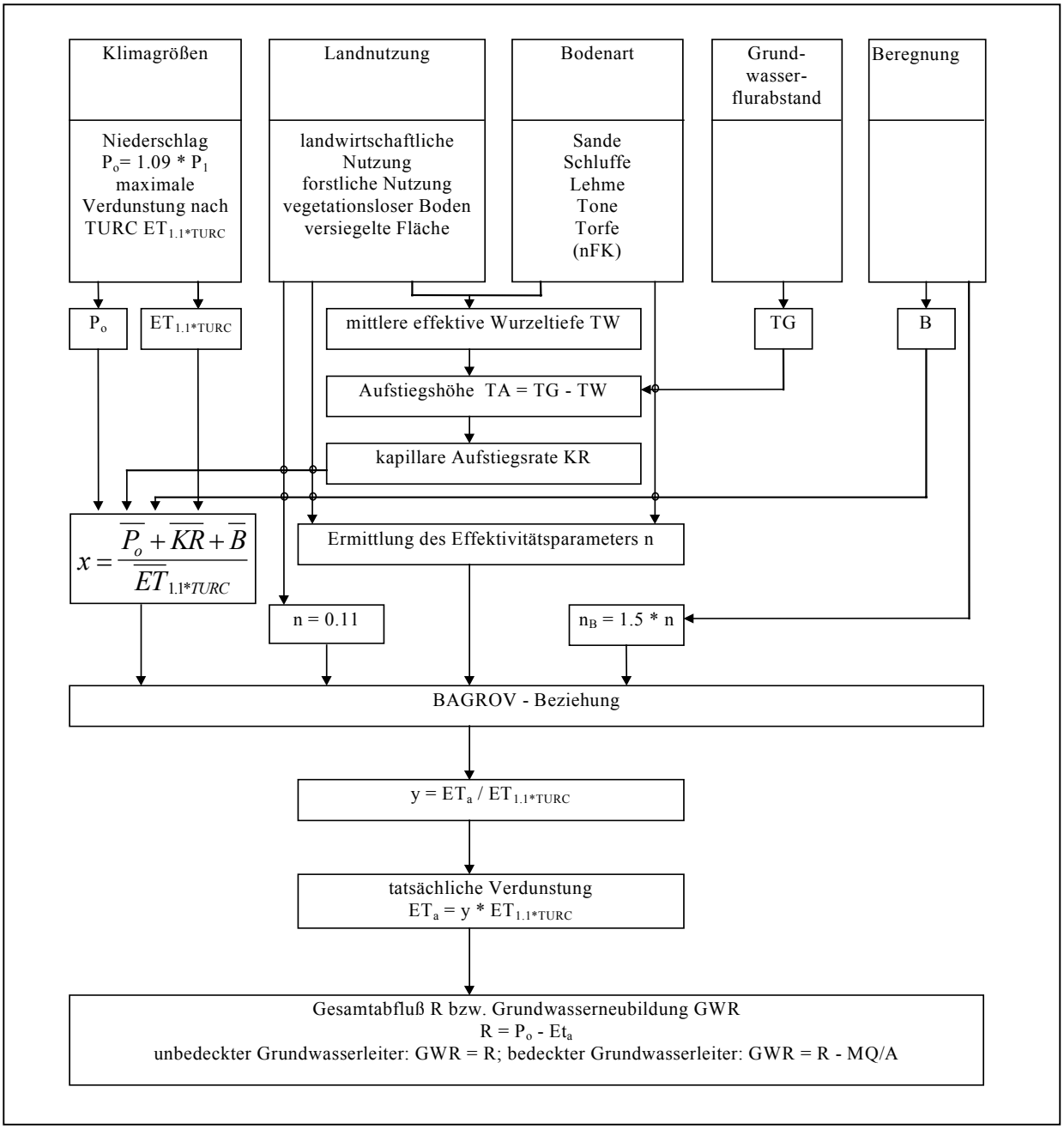


Abb. 18: Berechnungsschema für die Abflussbildung in ABIMO (nach GLUGLA & FÜRTIG 1997)

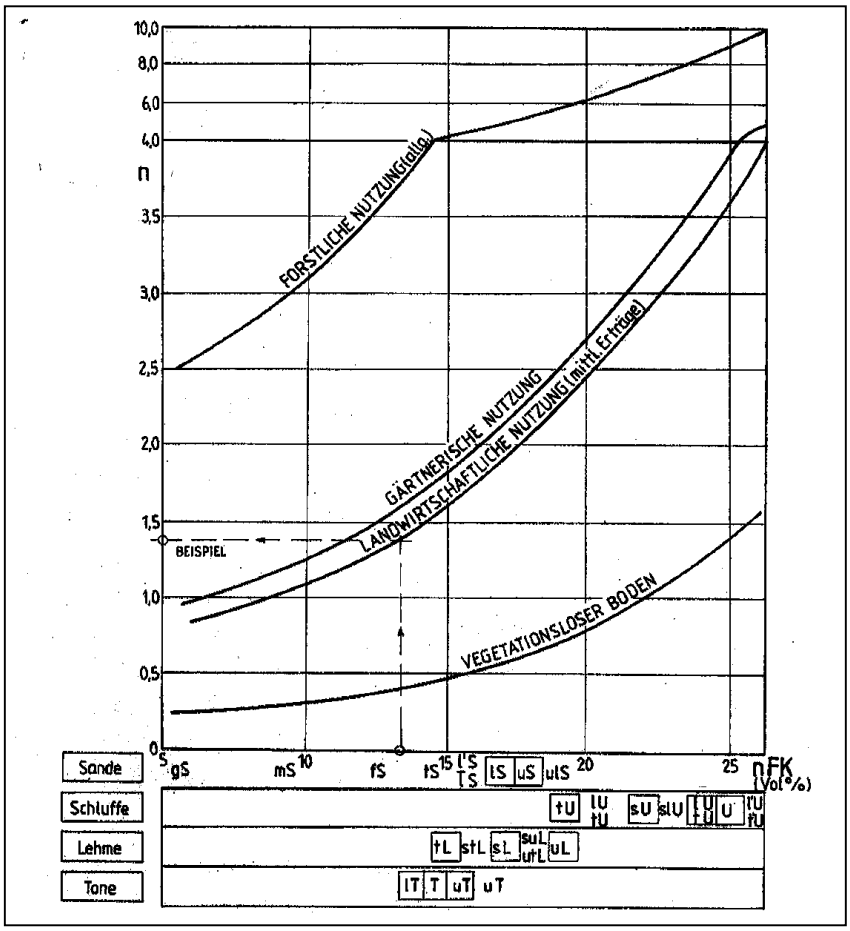


Abb. 19: *Effektivitätsparameter n* der Bagrov-Gleichung bei unterschiedlicher Bodennutzung (GLUGLA & KÖNIG 1989)

Mit wachsendem Niederschlag P_0 nähert sich die reale Evapotranspiration ETr der potentiellen Verdunstung ETp, d.h., der Quotient ETr/ETp nähert sich dem Wert 1. Bei abnehmendem Niederschlag P_0 (P_0/ETp geht gegen den Wert 0) nähert sich die reale Verdunstung ETr dem Niederschlag P_0. Die Intensität, mit der diese Randbedingungen erreicht werden, wird durch die Speichereigenschaften der verdunstenden Fläche (Effektivitätsparameter n) verändert.

Die Speichereigenschaften des Standorts werden insbesondere durch die Hauptnutzungsform (zunehmende Speicherwirksamkeit von versiegelter Fläche über landwirtschaftliche Nutzung zur forstlichen Nutzung) und die Bodeneigenschaften bestimmt. Maß für die Speicherwirksamkeit des unversiegelten Bodens ist die nutzbare Feldkapazität. Weitere Faktoren wie der Hektarertrag oder der Versiegelungsgrad modifizieren den Parameterwert „n“ ebenfalls. Je größer „n“ ist, desto mehr nähert sich die reale der potentiellen Evapotranspiration an.

Bei geringem Grundwasserflurabstand tritt infolge des kapillaren Aufstiegs entsprechend der Grundwasserflurabstandsklasse und den Bodeneigenschaften eine erhöhte Evapotranspiration auf. Die Abflussbildung vermindert sich. Übersteigt die

reale Evapotranspiration den Niederschlag, tritt eine Wasserzehrung auf und die Werte für den Abfluss werden negativ (z.B. in Flußauen).

Die Evaporation von Gewässerflächen ist aufgrund der geringen Albedo größer als die potentielle Evapotranspiration auf Landflächen. Sie wird entsprechend der Angaben für das mitteldeutsche Industriegebiet und das Erzgebirgsvorland (DVWK 1996a) mit einem Mittelwert von 700 mm/a gesondert angegeben.

Als Teil des Gesamtabflusses wird der Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen bestimmt. Dazu muss der Versiegelungsgrad der urbanen Flächen vorliegen. Als Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und dem Oberflächenabfluss der urbanen Flächen ergibt sich die Versickerung.
Folgende Datengrundlagen gehen in die Modellierung ein (Kap. 4 und 1):

Tab. 19: Datengrundlagen für die Modellierung des Gesamtabflusses mit ABIMO

Thema	Inhalt	Datengrundlage	Auflösung und Datentyp
Landnutzung	Hauptnutzungsform	Landnutzungscover für Stoffaustragsmodel-lierungen	1: 100.000 Vektor
Klima	• Niederschlag • Potentielle Evapotranspiration	Langjährige Jahres- und Sommerwerte für die Zeitreihe 1961-1990	1 km x 1 km Raster
Boden	• Bodenart • nFK-Wert	MMK, FSK	1: 100.000 (MMK) 1: 10.000 (FSK) Vektor
Hydromorphie	Flurabstandsklasse	MMK, FSK	1: 100.000 (MMK) 1: 10.000 (FSK) Vektor
Versiegelung	Versiegelungsgrad	Ableitung aus der Biotoptypenkartierung	1:10.000 Vektor
Anteil der Regenwasser-kanalisation	Regenwasserkanalisation in %	eigene Berechnung (ULLRICH 2000)	Pauschwert
Erträge auf Acker- und Grünlandflächen	Ertragsklasse	Ableitung aus Diagrammen der Dokumentation Abimo (GLUGLA & FÜRTIG 1997:21f)	Pauschwert

Die Hauptnutzungsform wurde entsprechend den notwendigen Eingangsparametern aus der Landnutzungskarte zusammengefasst. Jahresmittelwerte (1961-1990) zum Niederschlag und der potentiellen Evapotranspiration wurden verwendet. Werte für die Bodenart und die nutzbare Feldkapazität wurden den Angaben zur Bodenart der MMK bzw. nach Ableitung nach KA4 (1994) und den Angaben der FSK entnommen (Kap. 1).

Bei der Angabe der Grundwasserflurabstände kann entweder die Flurabstandsklasse (< 1 m, 1-2 m, 2 m) oder der Flurabstandswert (in m) gewählt werden. Da die Angaben aus der MMK entnommen wurden, erfolgte die Eingabe als Flurabstandsklasse. Zur Ermittlung des Versiegelungsgrades wurde allen Biotoptypen der „Biotop- und Nutzungskartierung“ ein entsprechender Versiegelungsgrad zugewiesen (Kap. 1). Der Anteil der Regenwasserkanalisation wurde nach Erhebung der Anschlussgrade der Bevölkerung im Untersuchungsgebiet an die Kanalisation auf 56% gesetzt (ULLRICH 2000). Die Ertragsklasse für den Pflanzenbau ermöglicht eine Differenzierung der Ertragshöhen. Diese ist aufgrund des Aufwandes für die Datenerhebung nur für kleinere Gebiete möglich und wurde nach Konsultation von Rachimow der Bundesanstalt für Gewässerkunde (freundliche mündliche Mitteilung) auf den Mittelwert 35 für Acker und 50 für Grünland gesetzt (vergl. GLUGLA & FÜRTIG 1997:21f).

Die Flächen der Landnutzungskarte waren tlw. nicht mit denen der Biotoptypenkartierung identisch. Da die Landnutzungskarte die maßstabsadäquate Grundlage war, wurden diese Flächen als gültig übernommen. Für fehlende Flächen (z.B. Siedlungsgebiete, für die die Biotoptypenkartierung keine Angaben enthielt) wurden Mittelwerte des jeweiligen Naturraumes eingesetzt. Nach Verschneidung der Datengrundlagen mit Hilfe von GIS kann die GIS-externe Berechnung des Gesamtabflusses durchgeführt werden[9].

Um die mögliche Fehlerquote bei der Ermittlung des Gesamtabflusses bezüglich der Eingangsdaten zu bestimmen, wurden zwei Eingangsdaten mit hoher Sensibilität (vergl. VOLK ET AL. 2001, VOLK & GEYLER 2001) auf den Gesamtabfluss - mittlerer Jahresniederschlag und nutzbare Feldkapazität - modifiziert und folgende Alternativrechnungen berechnet:

[9] Die Durchführung der Berechnung erfolgte von Frau Stefanie Erfurth, der ich an dieser Stelle dafür herzlich danken möchte.

Variante 1	Niederschlag -7%
Variante 2	Niederschlag +7%
Variante 3	Ableitung der nFK nach Methode B
Variante 4	Ableitung der nFK nach Methode B, Niederschlag -7%
Variante 5	Ableitung der nFK nach Methode B, Niederschlag +7%

6.3.1.3 Trennung von Direkt- und Grundwasserabfluss

In ebenen Gebieten mit unbedecktem Grundwasserleiter kann aufgrund der ausschließlich vertikalen Wasserflüsse die Sickerwasserrate der Grundwasserneubildung gleichgesetzt werden. Da v.a. im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes die Hangneigung zunimmt, müssen auch die Direktabflussanteile (Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss) berücksichtigt werden. Nach Prüfung der Verfahren zur Bestimmung des Direktabflussanteils zeigte sich das Verfahren nach DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980) bzw. RÖDER (in BASTIAN & SCHREIBER 1994) als geeignet. Dieses Verfahren ermöglicht über die Bestimmung des Abflussquotienten eine Abschätzung des Direktabflusses. Es wurde bereits für andere Standorte in Sachsen mit gutem Erfolg angewendet (MANNSFELD ET AL. 1998). Grundlage des Verfahrens bilden Ergebnisse von DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980), die hohe Korrelationen zwischen dem Direktabflussanteil, der Reliefenergie und dem Grundwasserflurabstand anhand von Pegelauswertungen im südniedersächsischen und nordhessischen Locker- und Festgesteinsbereich nachwiesen. Danach steigt der Direktabfluss mit zunehmender Reliefenergie und abnehmendem Grundwasserflurabstand. RÖDER (in BASTIAN & SCHREIBER 1994) hat eine Modifikation des Verfahrens zur Ableitung der Grundwasser- und Staunässestufe mit Hilfe des Hydromorphiegrades (abgeleitet aus dem Bodentyp bzw. der Bodenform) durchgeführt und eine feinere Einteilung in Hangneigungsklassen in Grad vorgenommen. Der Abflussquotient ist für verschiedene Hangneigungsstufen und Hydromorphiegrade in Tab. 20 beschrieben.

Tab. 20: Ermittlung des Abflussquotienten entsprechend der Hangneigung und des Hydromorphiegrades nach Röder (in BASTIAN & SCHREIBER 1994)

Hydromorphiegrad	Hangneigung						GWFA	Bodentypen
	0-0,5	>0,5-3°	>3-7°	>7-12°	>12-25°	> 25°		
Terrestrisch	1,0	1,2	1,5	1,7	2,0	2,3	> 1,5	Ranker, Rendzina, (Para-) Braunerde, Fahlerde, Rosterde, Schwarzerde, Griserde
Halbhydromorph	2,0	2,0	2,0	2,0	2,3	2,3	0,8 – 1,5	Braunstaugley, Braungley (Vega)
Hyrodromorph	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	< 0,8	Gley, Staugley, Amphigley, Anmoor, Moor

Der Abflussquotient beschreibt das Verhältnis vom Gesamtabfluss zum Grundwasserabfluss:

$$\mathbf{Q_a = A_{ges} / A_u} \qquad \textbf{(Formel 26)}$$

A_{ges} = Gesamtabfluss (mm/a)

A_u = Grundwasserabfluss (mm/a)

Q_a = Abflussquotient (Relativwert)

Bei bekanntem Gesamtabfluss kann mit Hilfe des Abflussquotienten der Grundwasserabfluss A_u sowie der Direktabfluss A_d als Differenz aus Gesamtabfluss und Grundwasserabfluss bestimmt werden:

$$\mathbf{A_u = A_{ges}/Q_a} \qquad \mathbf{A_d = A_{ges} - A_u} \qquad \textbf{(Formel 27)}$$

A_d = Direktabfluss (mm/a)

Erforderliche Daten zur Berechnung des Direktabflusses sind:

- Gesamtabfluss A_{ges}
- Hangneigungsklasse
- Hydromorphiegrad der Böden

Die Hangneigung wurde aus dem Digitalen Höhenmodell (Kap. 4) abgeleitet und in Klassen zusammengefasst. Der Hydromorphiegrad wurde entsprechend des Bodentypes und des Grundwasserflurabstandes bestimmt. Der Gesamtabfluss wurde mit dem Modell ABIMO (GLUGLA & FÜRTIG 1997) berechnet.

6.3.1.4 Ermittlung des Dränageabflusses

Der Dränageabfluss wird aus dem Anteil der Dränfläche im Untersuchungsgebiet und der Dränspende berechnet:

Dränageabfluss = Dränfläche * Dränspende	**(Formel 28)**

6.3.1.4.1 Ermittlung des Dränageflächenanteils

Der Dränageflächenanteil beschreibt den Anteil der dränierten Flächen in % bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche (Acker- und Grünland). Aufgrund der mangelnden Datenbasis zu *Dränageflächen* für große Untersuchungsgebiete ist ihre Ermittlung mit größerem Aufwand hinsichtlich der Datenbeschaffung und der Methodik zur Gewinnung eines flächendeckenden Datensatzes verbunden. Im Rahmen einer Diplomarbeit (HAMMANN 2000) wurden zunächst vorhandene Informationen zu Dränageflächen im Untersuchungsgebiet sowie in direkt angrenzenden Gebieten eingeholt und durch Digitalisierung als eine einheitliche Datenbasis zusammengestellt (Kap. 4). Aufgrund unvollständiger Datengrundlagen und nicht vertretbarem Zeitaufwand für die Digitalisierung wurde die Methode nach BEHRENDT ET AL. (1999) zur Ermittlung des Dränageflächenanteils angewendet.

Zur Ermittlung der flächendeckenden Dränageflächenanteile wurden zunächst Teilräume ermittelt, deren Dränageflächen vollständig aufgenommen sind und die für die jeweiligen Naturräume im Einzugsgebiet der mittleren Mulde Repräsentativität besitzen. Sie werden im folgenden als repräsentative Dränageflächenareale (RDA) bezeichnet Sie werden im folgenden als repräsentative Dränageflächenareale (RDA) bezeichnet (Karte 11). Dazu zählen die beiden Altkreise Wurzen und Döbeln sowie ein Großteil des Gebietes der Altkreise Delitzsch, Eilenburg, Hainichen, Chemnitz, Hohenstein-Ernstal, Glauchau und Stollberg. Weiterhin repräsentativ sind die Nutzungsgebiete der Agrargenossenschaften bzw. der ehemaligen landwirtschaftlichen Betriebe in den Gebieten Großbardau, Königsfeld, Lauenhain-Blankenheim, Reinsdorf, Schönberg, Nerchau und Döbeln-Ost. Zudem wurden Gebiete ausgewählt, deren Dränageflächen nach visueller Einschätzung vollständig erfasst sind; diese liegen im Bereich Lunzenau, Meerane, Penig, Trebsen und Waldenburg. Gebiete mit nicht plausiblen Ergebnissen (Kreis Delitzsch und das Gebiet Trebsen im Sandlößgebiet; in Karte 11 schraffiert) blieben bei der weiteren Ermittlung der Dränageflächenanteile unberücksichtigt.

Bei Übertragung der Dränageflächenanteile der RDAs auf die Gesamtfläche wurde davon ausgegangen, dass der Anteil der Dränageflächen maßgeblich von den klimatischen, pedologischen und geomorphologischen Standorteigenschaften sowie den agrarstrukturellen Verhältnissen in den Teilräumen beeinflusst wird (BACH et al. 1998:41). Deshalb wird zunächst die Abhängigkeit des Dränageflächenanteils von den Standorteigenschaften ermittelt. Die klimatischen Verhältnisse können für die

Naturräume jeweils als homogen gelten, ebenso werden die agrarstrukturellen Verhältnisse aufgrund der zur Zeit der DDR vorhandenen Planwirtschaft für das Gesamtgebiet als einheitlich angenommen. Alle weiteren Standorteigenschaften sind in den in der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) vorhandenen Standortregionaltypen beschrieben. Sie bieten eine Zusammenfassung der auf der Fläche vorhandenen Bodentypen, des Ausgangssubstrates, der Morphologie, der Hydromorphologie sowie weiterer Standorteigenschaften.

Zur Ermittlung der flächendeckenden Dränageflächenanteile werden den Dränageflächen der 18 RDAs, die zunächst nur geometrische Datensätze ohne inhaltliche Informationen darstellen, die Datensätze der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) und der Biotop- und Nutzungstypenkartierung (nicht dargestellt) mit Hilfe des GIS ARCINFO® zugeordnet (Abb. 20). Die MMK liefert die notwendigen Informationen zu den Bodeneigenschaften. Durch die Verschneidung mit der Biotop- und Nutzungstypenkartierung ist die Differenzierung der Nutzung in Grün- bzw. Ackerland möglich. Flächen, die in der MMK oder in der Biotop- und Nutzungstypenkartierung als nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen definiert waren, werden nicht mit in die Untersuchung einbezogen. Innerhalb des GIS kann jetzt der prozentuale Anteil der Dränageflächen auf dem jeweiligen Standortregionaltyp für jedes RDA ermittelt werden.

Dst = Fdr / Fges **(Formel 29)**

Dst = Dränageflächenanteil des Standortregionaltyps (%)
Fdr = gedränte Fläche eines Standortregionaltyps im RDA (ha)
Fges = Gesamtfläche eines Standortregionaltyps im RDA (ha)

Der prozentuale Anteil der Dränageflächen der Standortregionaltypen kann nun auf die Bereiche des Naturraums übertragen werden, für die keine Angaben zur Lage der Dränageflächen vorhanden sind (Abb. 20). Somit kann für jeden Naturraum flächendeckend der Dränageflächenanteil jedes Standortregionaltyps ermittelt werden. Mit dieser Datenbasis sind weitere Auswertungen möglich, wie z.B. die Ermittlung der Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, welche den Vernässungsgrad des Bodens angeben oder die Verteilung der Dränageflächenanteile innerhalb der Naturräume (Kap. 8.2).

Karte 11: Repräsentative Dränageflächenareale (RDA)

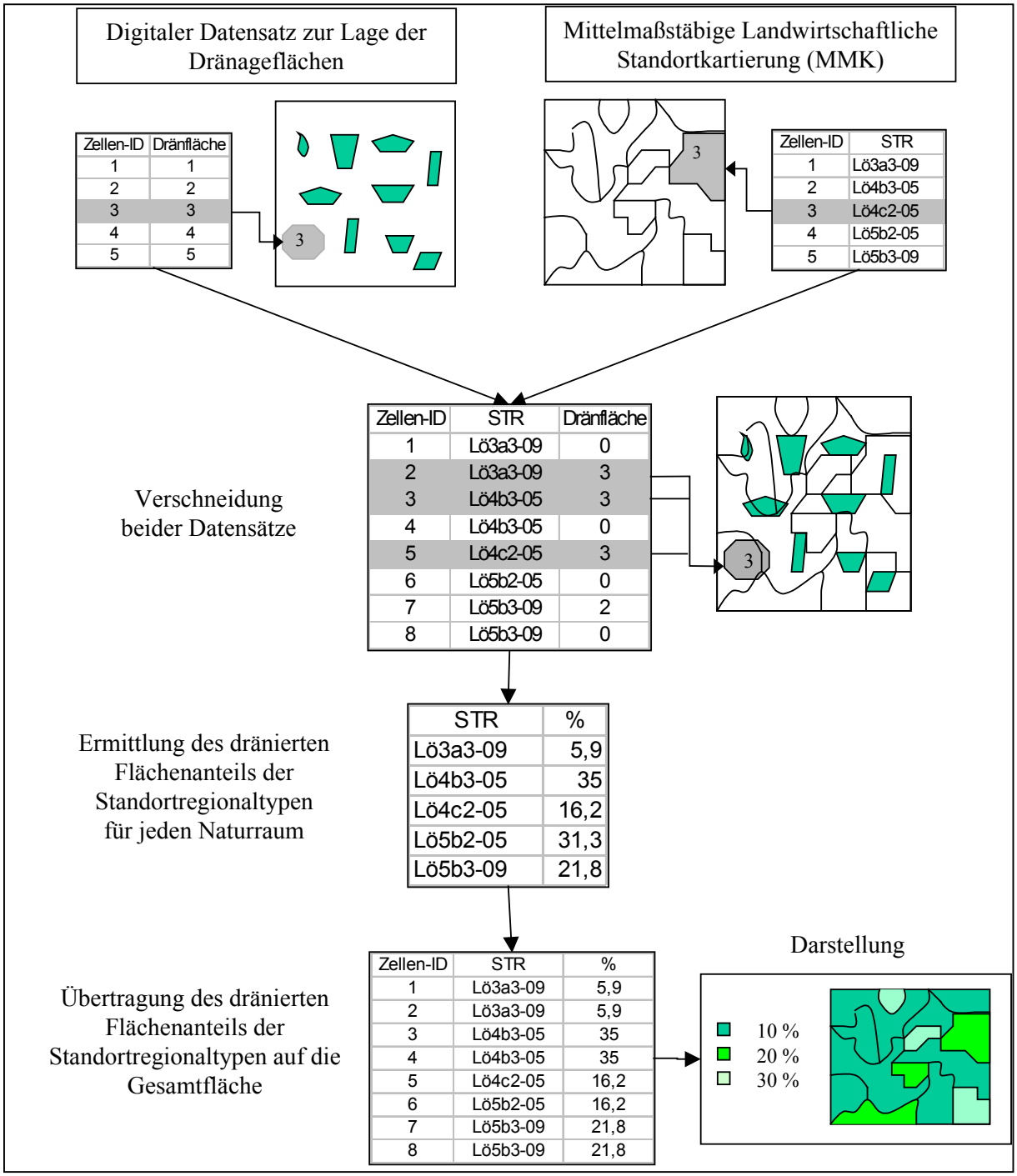


Abb. 20: Ermittlung der Dränageflächenanteile der Standorttypen

6.3.1.4.2 Ermittlung der Dränspende

Als Dränspende wird der Anteil des Sickerwassers (in mm) bezeichnet, der über Dränagen abgeführt wird. Zur Berechnung der Dränspende sind zwei Parameter notwendig: Die Sickerwasserrate und der Anteil des Sickerwassers, der über Dränagen abgeführt wird (Dränfaktor). Die Sickerwasserrate ist mit dem Modell ABIMO berechnet. Der Anteil der Sickerwasserrate, der über Dränagen abgeführt

wird, ist von zahlreichen Faktoren abhängig (Bodentyp, Niederschlagsverteilung, Dränageabstand) und somit je nach Standort variabel. Zur räumlichen Differenzierung im mesoskaligen Maßstab ist derzeit kein Verfahren in der Literatur vorhanden. WERNER & WODSACK (1994) gehen von einer Dränspende von 80% der Sickerwasserrate aus, SCHMID & PRASUHN (2000) von 75% der potentiellen Abflussmenge. In dieser Untersuchung wird nach Absprache mit anderen Partnern der *Arbeitsgruppe Lößregion* (Projekt Elbe-Ökologie) davon ausgegangen, dass 70% der Sickerwasserrate über Dränagen abfließt und der Rest dem Grundwasser zugeführt wird.

DS = SWR * Df **(Formel 30)**

DS = Dränspende (mm/a)

SWR = Sickerwasserrate (mm/a)

Df = Dränfaktor = 0,7

6.3.2 Quantifizierung der Stickstoffeinträge über atmosphärische Deposition

Unter natürlichen Bedingungen entstehen Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre durch Oxidation elementaren Stickstoffs. Mittlerweile ist jedoch ein Hauptteil der N-Deposition auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen (FLAIG & MOHR 1996). Die wesentlichen Quellen sind:

- Ammoniak / Ammonium (NH_3, NH_4) aus der Landwirtschaft
- Stickoxide (NO_x) aus Industrie und Verkehr
- Lachgas (N_2O) aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie.

Ammoniak- und Ammoniumverbindungen entstehen vorwiegend beim Abbau der in der Landwirtschaft anfallenden tierischen Exkremente (ca. 81 %) sowie durch Volatilisation von Ammoniak enthaltendem mineralischen Stickstoff-Dünger (ca. 17%). An Messstationen im unmittelbaren Wirkungsbereich der Tierhaltung werden N-Depositionen >60 kg/ha*a gemessen (GRÜNEWALD & SCHRÖDER 1990). *Stickoxide* wie Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) spielen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe eine wichtige Rolle (Energieerzeugung, Straßenverkehr, Industrie usw.). *Lachgas* entsteht neben Stickoxiden bei der Verbrennung fossiler Energieträger bei industriellen Produktionsprozessen und im Verkehr. In der Landwirtschaft wird Lachgas durch Nitrifikation und Denitrifikation freigesetzt. Ein Großteil des N_2O wird auf dem Weg zur Bodenoberfläche zu molekularem Stickstoff reduziert. Dennoch beträgt der Anteil der Landwirtschaft ein Drittel an der Freisetzung von Lachgas (ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ 1994:121). Da diese Stickstoffverbindungen mit Ausnahme des Lachgases sehr reaktiv sind, erfolgt ihre Deposition bereits nach Stunden oder Tagen.

Bei den NO_x-Emissionen zeigt sich einerseits ein Rückgang aus Industrie und Kraftwerken, andererseits ein starker Anstieg im Bereich Verkehr. Die NH_3- und NH_4 – Depositionen konnten durch die deutliche Reduzierung der Tierbestände in den Neuen Bundesländern um 20 % vermindert werden. Der Bestand an Rindern hat sich in Sachsen im Zeitraum 1990 bis 2000 um die Hälfte gesenkt, der Bestand an Schweinen sogar um 60% (STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN 2001). Es ist davon auszugehen, dass auch Lachgasemissionen aufgrund der rückläufigen N-Bilanzüberschüsse derzeit zurückgehen.

Auch die Gesamtstickstoffdeposition setzt sich zusammen aus oxidierten (NO, NO_2, HNO_3, NO_3) und reduzierten (NH_3, NH_4) Stickstoffverbindungen. Entsprechend der Depositionspfade unterschieden GAUGER ET AL. (2000) die nasse, die trockene und die feuchte Deposition. Die trockene Deposition umfasst die Stickstoffablagerungen durch Sedimentation und Interzeption, d.h. Ablagerung von Stickstoffverbindungen aus Partikeln und Gasen bei Trockenwetter. Als nasse Deposition wird der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre über Niederschlag bezeichnet. Die feuchte Deposition umfasst den Eintrag der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkentröpfchen, die v.a. in Gebirgslagen eine Rolle spielt.

Zur Bestimmung der N-Deposition sind häufig verwendete Standardmessungen die „Bulk-“ und die „Wet-only“-Methode, die den größten Teil der atmosphärischen Einträge –ohne feuchte Deposition– erfassen. Die Übertragung dieser punktförmigen Messungen auf die Fläche unter Berücksichtigung der die N-Deposition beeinflussenden Gebietsparametern ist mit dem Datensatz zur „Flächendeckenden Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff und potentieller Netto-Säure in Deutschland“ vom Institut für Navigation, Stuttgart im Auftrag des UBA erfolgt (GAUGER ET AL. 2000) (Karte 7 und Karte 8). Dieser Datensatz ist Grundlage der Berechnungen der N-Flüsse im Untersuchungsgebiet (Kap. 4).

Die meisten Modelle zur N-Bilanzierung verwenden diese Informationen als Eingangsdaten. Neben diesen N-Depositionspfaden muss zudem – abgesehen von versiegelten Flächen – auch die atmogene N-Aufnahme von Pflanzen und Boden Berücksichtigung finden. Mit Hilfe der 15N-Isotopenverdünnungsmethode („Integral Total Nitrogen“-Methode) konnte von MEHLERT (1996) erstmalig die atmogene Gesamtstickstoffdeposition in ein Boden-Pflanze-System gemessen werden. An den Standorten Bad Lauchstädt und Leipzig ergaben sich damit Netto-N-Depositionen von 67-79 kg/ha*a bzw. 65-73 kg/ha*a. Diese Werte liegen 30-40% höher als die Messungen der Bulk-Deposition (MEHLERT 1996, RUSSOW ET AL. 1997).

Bestätigt werden die Messungen durch indirekte Stickstoffdepositionsmessungen in Dauerversuchen (N-Null-Parzellen). Die pflanzliche N-Aufnahme von vieljährig ungedüngten Parzellen kann als „Standard“ für den N-Eintrag aus anderen Quellen be

nutzt werden. So zeigten 20- bis 90jährige Dauerversuche bei konstanten Totalstickstoffgehalten im Boden N-Aufnahmeraten in den 80er Jahren zwischen 50 und 70 kg/ha*a (KÖRSCHENS 1988, STUMPE ET AL. 1990). Die Übertragbarkeit der am Standort Bad Lauchstädt ermittelten Daten auf andere Agrarstandorte zeigt sich im Vergleich mit indirekten Stickstoffdepositionsmessungen in Dauerversuchen in Großbritannien, Dänemark, Niederlanden (KÖRSCHENS 1990:18) und Tschechien (KLIR ET AL. 1995).

Die atmogene N-Depositionen stellt somit eine Stickstoffquelle dar, die bei der Betrachtung des Stickstoffkreislaufs bzw. der Stickstoffbilanzen unbedingt zu berücksichtigen ist. Derzeit ist es aber aufgrund der nur punktuell ermittelten Daten nicht möglich, flächendeckende Aussagen zu der atmogenen Stickstoffdeposition vorzunehmen. Die Eintragswerte unterscheiden sich in Abhängigkeit von den Kulturarten wesentlich. Deshalb werden zwei Berechnungsvarianten für die N-Deposition durchgeführt:

- Berechnung der N-Austräge auf Grundlage der N-Depositionswerte von GAUGER et al. (2001)
- In Anlehnung an die Berechnungen der Sektion Bodenforschung des UFZ werden 30 kg/ha*a zusätzlich zu den von GAUGER et al. (2001) modellierten Werten alternativ berechnet

6.3.3 Quantifizierung der N-Überschüsse der landwirtschaftlich genutzten Fläche

Bei einer Stickstoffbilanz wird die N-Zufuhr der N-Abfuhr in der Landwirtschaft gegenübergestellt. Während auf größerer Maßstabsebene Schlag- oder Hoftorbilanzen vorgenommen werden, geht der hier vorgestellte Ansatz von der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Bilanzeinheit aus. Für die 80er Jahre (1986-1989) liegen mittlere Stickstoffbilanzen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche bereits flächendeckend vor (BIERMANN 1995) und werden – da sie bereits in der Literatur beschrieben sind – nur kurz dargestellt. Für die 90er Jahre (1997-1999) wurden die Bilanzglieder vom Institut für Acker- und Pflanzenbau der MLU Halle ermittelt – entsprechend der Verfahrensweise von BIERMANN (1995) (HÜLSBERGEN & ABRAHAM 2000).

Tab. 21: Ermittlung des N-Saldos durch N-Zufuhr und N-Abfuhr

N-Zufuhr	organische Düngung
	mineralische Düngung
	atmosphärische Stickstoffdeposition
	symbiontische Stickstofffixierung
N-Abfuhr	Stickstoffentzug durch Ernteprodukte
	Ammoniakverluste in die Atmosphäre
N-Saldo	Auswaschung
	Denitrifikation

Zur Berechnung der Stickstoffbilanzen für die 80er Jahre wurden die benötigten betrieblichen Kennzahlen dem „*Datenspeicher SBW-Analyse*“ entnommen (FRÖBE ET AL. 1988). Die Daten beruhen auf jährlichen Erhebungen für 1191 Landwirtschaftsbetriebe der damaligen DDR. Sie enthalten Angaben zu:

- Anbauflächen und Erträgen der Fruchtarten
- Tierbeständen und Tierleistungen
- Mineraldüngung zu ausgewählten Fruchtarten je ha Landwirtschaftliche Nutzfläche
- Stalldung- und Düngeeinsatz zu ausgewählten Fruchtarten je ha Landwirtschaftliche Nutzfläche

Aus diesen Datengrundlagen wurden die in Tab. 21 aufgeführten Stickstoffbilanzglieder ermittelt (BIERMANN 1995, HÜLSBERGEN ET AL. 1997) und bodenbezogene Stickstoffbilanzen berechnet. Unberücksichtigt blieben die Stickstoffzufuhren über asymbiontische Stickstofffixierung, Saatgut sowie Stroh- und Gründüngung. Die mittlere atmosphärische Stickstoffdeposition wurde mit 30 kg/ha*a angenommen. Bei Unterstellung eines konstanten Bodenstickstoffvorrates sind im berechneten Stickstoffsaldo Verluste durch Denitrifikation und Nitratauswaschung enthalten. Mögliche Fehler aufgrund der Schwankungsbreite der Datengrundlagen ergeben eine maximale Differenz von 47,6 kg/ha*a. Weitere Fehler ergeben sich durch die Annahme, dass ein konstanter Stickstoffvorrat im Boden vorhanden ist (HÜLSBERGEN ET AL. 1997:70). Die Verteilung der N-Salden für den Zeitraum 1986-1989 ist in Karte 12 dargestellt, die Durchschnittswerte der N-Bilanzglieder in Tab. 22 wiedergegeben.

Nach der Wiedervereinigung kam es zu einem deutlichen Rückgang der Stickstoffsalden, der auf drastische Veränderungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in den Neuen Bundesländern zurückzuführen ist. Der Einsatz von Düngemitteln und die Größe der Tierbestände wurden stark verringert. Auf der Fläche der ehemaligen DDR nahm der N-Saldo von 101 kg N/ha im Jahr 1985 auf 59 kg N/ha im Jahr 1995 ab (BIERMANN 1995, BACH ET AL. 1998 : 34-37, Karte 13).

Die Datenbasis für die Stickstoffbilanz der Jahre 1997-1999 wurde weitgehend auf Grundlage von statistischen Angaben der Gemeinde- und Kreisstatistik für das Land Sachsen erstellt. Auf Gemeindeebene lagen Daten zu Fruchtarten mit Anbaufläche und Tierarten mit Bestandsgrößen vor, auf Kreisebene Daten zu den Erträgen und tierischen Leistungen. Der Anfall an Wirtschaftsdüngern aus der Viehhaltung wurde über die jeweiligen Stückzahlen und den mittleren N-Anfall in den tierischen Ausscheidungen abgeschätzt. Ammoniakverluste (Rotte- und Lagerungsverluste) der organischen Dünger wurden wie im oben genannten Ansatz mit 30% des N-Anfalls pro Großvieheinheit (GVE) berücksichtigt. Die Berechnung der Mineraldüngergaben

erfolgte aufgrund des Gesamtstickstoffbedarfs der wichtigsten Kulturarten, des Ertragsniveaus und der Standorteigenschaften (v.a. Ackerzahl). Die Ernteentzüge berechnen sich nach Angaben der VDLUFA (LUFA Sachsen-Anhalt 1990). Für die atmosphärische Stickstoffdeposition wurde der Mittelwert jeder Gemeinde der Periode 1997-1999 des Datensatzes des Institutes für Navigation eingesetzt (Kap. Datengrundlagen). Aus den Daten wurden wiederum die oben genannten Stickstoff-bilanzglieder abgeleitet und der Stickstoffsaldo berechnet. Für zwei Gemeinden (Taucha, Ebersbach) konnten aus Datenschutzgründen keine Salden berechnet werden. Bei ihnen wurden mittlere Werte der umgebenden Gemeinden verwendet. Die Verteilung der N-Salden für den Zeitraum 1997-1999 ist in Karte 12, die Durch-schnittswerte der N-Bilanzglieder in Tab. 22 dargestellt.

Tab. 22: Durchschnittswerte der N-Bilanzglieder im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

N-Komponenten	**80er Jahre (1996-1989)**	**90er Jahre (1997-1999)**
N-Saldo [kg N/ha*a]	93,7 (Min: 7,2; Max: 156,7)	42,1 (Min: -13,72; Max: 99,97)
N-Entzug [kg N/ha*a]	169,0	143,5
N-Zufuhr [kg N/ha*a]	262,1	185,5
- mineralische Düngung	133,3	112,8
- organische Düngung	78,2	45,2
- symbiontische Stickstoffbindung	20,6	6,4
- atmosphärische Stickstoffdeposition	30,00 (Pauschalwert)	21,0

Der N-Saldo hat sich innerhalb von 10 Jahren um über die Hälfte reduziert. Es zeigt sich eine deutliche Abnahme der Düngungsintensität sowohl bei der organischen als auch der mineralischen Düngung. Der starke Rückgang der organischen Düngung ist auf die stark rückläufigen Tierbestände zurückzuführen. Der Tierbesatz in Sachsen liegt somit mit max. 0,6-0,7 GVE (Landwirtschaftsministerium Sachsen) schon im Rahmen der Empfehlungen für einen tolerierbaren Viehbesatz von 0,5 GVE im Bundesdurchschnitt (ISERMANN & ISERMANN 1999). Die mineralische Düngung ist entsprechend dem allgemeinen Trend in der BRD leicht rückläufig. Dieser Trend wird durch Programme wie die *Umweltgerechte Landwirtschaft* (Kap. 2.3.) des Landes Sachsen gefördert, die eine finanzielle Unterstützung für reduzierte Düngergaben gewähren. So weisen Flächen, die der Grundförderung unterliegen, signifikant geringere Restnitratgehalte im Herbst

Karte 12: Stickstoffsaldo (Jahresmittelwerte 1986 bis 1989)

Karte 13: Stickstoffsaldo (Jahresmittelwerte 1997 bis 1999)

auf (- 23 kg/ha*a). Die Reduzierung beträgt bei Kombination mit der Zusatzförderung I (20% reduzierte N-Düngung gegenüber der Grundförderung) 30 kg/ha*a und bei Maßnahmen der Zusatzförderung II (Bodenschutz und Stickstoffkonservierung wie Mulchsaat, Zwischenfruchtanbau) sogar 46 kg/ha*a (SMUL 2001).

Aufgrund des reduzierten Tierbestandes ist auch eine Veränderung in der Anbaustruktur festzustellen. Der Anteil des Futterbaus ist stark reduziert, was sich in dem deutlich verringerten Wert der symbiontischen N-Fixierung niederschlägt (Tab. 22). Auch im Pflanzenbau sind strukturelle Veränderungen erkennbar. Der Getreideanteil stieg generell an, während die Hackfrucht- und Leguminosen-Anbaufläche drastisch sank. Der bis 1989 in der Lößregion nahezu bedeutungslose Rapsanbau erfuhr eine Flächenausdehnung auf derzeit 9,5 % der Ackerfläche. Obwohl die Erträge einzelner Fruchtarten stiegen (Getreide: + 29,5 %, Zuckerrüben: + 55,7 %), war ein Rückgang der Trockenmasseerträge und der N-Entzüge im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu verzeichnen. Hierfür sind eine Reihe von Ursachen anzuführen wie die Einführung der Flächenstilllegung, der teilweise Verzicht auf die Ernte von Nebenprodukten (Stroh, Rübenblatt), die mit dem Rückgang der Tierbestände eingetretene und durch Agrar-Umweltmaßnahmen zusätzlich geförderte Grünlandextensivierung sowie die geringere Zuckerrübenanbaufläche (ABRAHAM & HÜLSBERGEN 2002).

Die Werte für die atmosphärische Stickstoffdeposition wurden für die 90er Jahre dem Datensatz der Berechnungen des Institutes für Navigatation (GAUGER ET AL. 2000) entnommen. Für die 80er Jahre hätte eine Einbeziehung dieser Werte eine völlige Neuberechnung des N-Saldos bedeutet. Eine erneute Verwendung des Pauschwertes hätte den Rückgang der N-Salden in den 90er Jahren unberücksichtigt gelassen. Der Durchschnittswert nach GAUGER ET AL. (2000) für die 80er Jahre liegt bei 25 kg/ha*a, der angenommene Pauschwert bei 30 kg/ha*a. Somit muss bei der Ergebnisauswertung berücksichtigt werden, dass die Werte der N-Deposition für die 80er Jahre im Vergleich zu den Werten von GAUGER ET AL. (2000) höher liegen.

Neben der mit Standardverfahren gemessenen N-Deposition muss noch die atmogene N-Aufnahme von Pflanzen und Boden berücksichtigt werden (Kap. 6.3.2). Es ist jedoch noch keine regional differenzierte Angabe dieser Eingangsgröße möglich. Deshalb wird der N-Saldo (wie in Karte 12, Karte 13 und und Tab. 22 angegeben) zunächst ohne die atmogene Deposition berechnet. In einer zweiten Berechnungsvariante wird ein Wert von 30 kg/ha*a (FRANKO ET AL. 2001) zur Berücksichtigung der atmogenen Deposition dem N-Saldo hinzugerechnet. Durch Einbeziehung dieser Komponente soll die Schwankungsbreite der Ergebnisse aufgrund der derzeit noch unzureichenden Prozesskenntnisse beleuchtet werden.

Eine weitere Fehlerquelle ist die Annahme eines konstanten Stickstoffvorrates im Boden. Bei der Berechnung der Stickstoffbilanzen für die 90er Jahre ist dies eine

größere Fehlerquelle als bei den Berechnungen für die 80er Jahre, da der Stickstoffvorrat im Boden gerade in Umbruchsituationen deutlich verändert sein kann. Hierauf weist auch der Nitratbericht 1998/1999 der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft hin, der bei deutlichem Düngerrückgang erhöhte Werte für die Stickstoffmineralisierung ermittelt (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999). Da keine Berechnungen der Stickstoffflüsse im Boden im Rahmen dieser Arbeit möglich sind, gelten die Berechnungen für ein wieder stabilisiertes System, welches vorübergehend abweichende Salden aufweisen kann.

6.3.4 Stickstoffaustrag aus der Bodenzone landwirtschaftlich genutzter Flächen

Zahlreiche Modelle zur Beschreibung der N-Auswaschung aus der Bodenzone basieren auf einer hohen zeitlichen Auflösung mit Tages- oder Stundenschritten sowie einer hohen räumlichen Auflösung mit Simulation der N-Auswaschung in Dezimeter-Schritten. Diese Modelle sind deshalb für Modellierungen von Schlaggröße bis zu kleinen Einzugsgebieten geeignet. Für das Einzugsgebiet der mittleren Mulde sind sie nicht maßstabsadäquat; es wird sogar von der Anwendung solcher Modelle für größere Gebiete abgeraten (Kap. 2.6.2.1).

Im mesoskaligen Maßstabsbereich bietet sich eine Methode an, die nach der Ermittlung der N-Salden eine Aufteilung der N-Menge nach ihrem Verbleib vornimmt, und zwar in folgende Pfade:

- Denitrifikation und Entweichen in die Atmosphäre
- Auswaschung aus der Bodenzone
- Verbleib im Bodenspeicher

Eine solche Aufteilung kann durch Ermittlung der Austauschhäufigkeit (DUYNISVELD & STREBEL 1986) und dem daraus abzuleitenden Austauschfaktor sowie der Kalkulation der Denitrifikation in der Wurzelzone vorgenommen werden. Diese Vorgehensweise wird von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZGEBIETEN 1992) sowie u.a. von FELDWISCH & FREDE (1998) und von DVWK (1996b) empfohlen. Die Austauschhäufigkeit ist ein Maß für die Wahrscheinlichkeit der Auswaschung wasserlöslicher Stoffe. Sie wird aus der Gesamtabflusshöhe eines Gebietes und dem Wasserspeichervermögen der durchwurzelten Bodenzone ermittelt. Beim Oberflächenabfluss wird davon ausgegangen, dass er nach kurzem oberirdischen Aufenthalt in den Boden einsickert. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass sowohl der Direkt- (incl. Drän-) als auch der Grundwasserabfluss die durchwurzelte Bodenzone passiert. Die N-Menge, die zur Auswaschung zur Verfügung steht, lässt sich durch den N-Saldo ermitteln. Die Denitrifikationrate wird als die entscheidende nitratreduzierende Komponente einbezogen. Bei dem Verfahren ist zu berücksichtigen, dass es jährliche Mittelwerte repräsentiert.

Weiterhin geht die Berechnung davon aus, dass die Böden im Gleichgewichtszustand stehen, d.h. die Mineralisations- und Immobilisationsraten werden nicht berücksichtigt. Bei Berechnung der N-Austräge über Dränagen wird das Verfahren aufgrund des veränderten Bodenwasserhaushaltes modifiziert (Kap. 6.3.4.2.1).

6.3.4.1 Ermittlung des Stickstoffaustrags aus der Bodenzone

Mit Hilfe des Austauschfaktors können einerseits die N-Konzentrationen im Sickerwasser (Formel 31) und andererseits die N-Fracht aus der Bodenzone (Formel 32) ermittelt werden (FELDWISCH & FREDE 1998).

$$N_{konz} = ((N_{BIL} - N_{DEN}) * AF / A_{ges}) * 100 \quad \textbf{(Formel 31)}$$

N_{konz} = mittlere potenzielle N-Konzentration im Sickerwasser (mg/l)
N_{BIL} = Stickstoffbilanzüberschuss (kg N/ha*a)
N_{DEN} = Denitrifikation (kg N/ha*a)
AF = Austauschfaktor (Relativwert)

$$F_N = ((N_{BIL} - N_{DEN}) * AF) \quad \textbf{(Formel 32)}$$

F_N = mittlere potentielle N-Fracht aus der Bodenzone (kg/ha*a)

Eingangsdaten beider Berechnungen sind neben der Grundwasserneubildungsrate der Stickstoffbilanzüberschuss, die Denitrifikation im Boden und der Austauschfaktor. Der Stickstoffbilanzüberschuss wurde von Projektpartnern der MLU Halle (Kap 6.3.3) ermittelt. Die atmosphärische Deposition ist hierbei schon einberechnet. Die Grundwasserneubildung liegt mit den Ergebnissen des Modells ABIMO vor (Kap 6.3.1.2). Die Bestimmung des Austauschfaktors und der Denitrifikation wird im folgenden beschrieben:

6.3.4.1.1 Bestimmung des Austauschfaktors

Zur Bestimmung des Austauschfaktors wird zunächst die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers nach Formel 33 ermittelt (nach FELDWISCH & FREDE 1998):

$$AH = (GWN / Fk_{we}) * 100 \quad \textbf{(Formel 33)}$$

AH = Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (%)
GWN = Grundwasserneubildung (mm/a)
Fk_{we} = Feldkapazität im durchwurzelten Boden (mm)
100 = Umrechnungsfaktor

Die Austauschhäufigkeit beschreibt die Häufigkeit des Austausches des Bodenwassers durch das versickernde Niederschlagswasser innerhalb eines Jahres. Austauschhäufigkeiten unter 100% bedeuten, dass das Bodenwasser im Jahresdurchschnitt nicht komplett ausgetauscht wird, Werte über 100% bedeuten, dass das Bodenwasser komplett ausgetauscht wird. Der Austauschfaktor wird vereinfacht folgendermaßen bestimmt: Bei Austauschhäufigkeiten unter 100% entspricht der Auswaschungsfaktor dem jeweiligen Austauschhäufigkeits-Relativwert. Bei Austauschhäufigkeiten von über 100% nimmt der Auswaschungsfaktor den Wert 1 an:

AF = AH/100 (wenn AH < 100)
AF = 1 (wenn AH > 100)

Eingangsdaten sind die Grundwasserneubildung (GW) und die Feldkapazität des Bodens (Kap. 1). Durch Multiplikation der in Volumenprozent angegebenen Feldkapazität mit dem jeweiligen Bodenvolumen kann die Feldkapazität der durchwurzelten Bodenzone (FK_{we}) berechnet werden. Dazu wurde die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe entsprechend der Bodenartenuntergruppe nach AG Boden (1994, Tab. 68) bestimmt (zur Übertragung Angaben der Bodengruppen in der MMK auf die Bodenartenuntergruppen vgl. Kap 1).

6.3.4.1.2 Die Bestimmung der Denitrifikation im Boden

Vorgehensweise

Die Denitrifikation ist der nitratreduzierende Prozess im Boden bezüglich des N-Eintrags in die Gewässer schlechthin.

Nitratreduzierende Bakterien (Denitrifikaten) besitzen die Fähigkeit, in anaerobem Milieu ihren Sauerstoffbedarf aus dem im Nitrat gebundenen Sauerstoff zu decken. Die Denitrifikanten sind entweder auf organische Substanz angewiesen (heterotropohe Denitrifikation) oder auf das Vorhandensein von Schwefel-Eisen-Verbindungen (z.B. Pyrit) als Elektronendonatoren (autotrophe Denitrifikation). Da organische Substanz in der Regel im Boden immer vorhanden ist, Schwefel-Eisen-Verbindungen hingegen seltener vorkommen (v.a. in Reduktionshorizonten von semiterrestrischen Böden), ist die heterotrophe Denitrifikation in der Regel von größerer Bedeutung. Die Anzahl der Bakterien und damit auch die Denitrifikationsrate nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab (HOFFMANN 1991).

Die Denitrifikation ist abhängig von verschiedenen Einflussfaktoren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, WENDLAND 1992, LEIDIG 1997):

- *Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff*: Die Humusformen bieten den nitratreduzierenden Bakterien in der Reihenfolge *Rohhumus– Moder – Mull* in steigendem Maße leicht verfügbare organische Kohlenstoffe.

- *Bodenwassergehalt:* Da die Denitrifikanten erst zur Nitratatmung übergehen, wenn kein freier Sauerstoff mehr verfügbar ist, ist der Bodenwassergehalt von Relevanz. Dieser ist neben den klimatischen Verhältnissen stark von der Bodenart bzw. dem Wasserspeichervermögen des Bodens geprägt. Die Denitrifikation ist schon in Böden mit relativ geringem Bodenwassergehalt feststellbar, wo sie in sog. anaeroben Reaktionszonen abläuft. Sie steigt aber mit höheren Bodenwassergehalten deutlich.
- *Temperatur*: Das Temperaturoptimum für die Denitrifikation liegt bei 18-20° C. Neben den klimatischen Faktoren spielt hier das Absorptionsvermögen der Böden eine Rolle, welches von der Bodenfarbe und der Bodenfeuchte abhängt. Dunkle und trockene Böden erwärmen sich folglich schneller als helle und feuchte.
- *pH-Wert*: Die Denitrifikationrate ist in neutralen bis leicht alkalischen Böden am höchsten und nimmt mit zunehmender Versauerung der Böden ab.
- *Verfügbarkeit von Nitrat*: Wenn die Verfügbarkeit von Nitrat eingeschränkt ist, aber alle anderen Einflussfaktoren eine zusätzliche Denitrifikation zulassen würden, ist die Nitratkonzentration der limitierende Faktor.

Verfahren zur Bestimmung der Denitrifikation im Boden:

Die Denitrifikation wird häufig pauschal mit 50% des Stickstoffsaldos angenommen (WERNER & OLFS 1990, WENDLAND 1993, SCHWEIGERT 1997). Damit wird man den unterschiedlichen Einflussfaktoren der Denitrifikation nicht gerecht. Da sich die meisten Einflussfaktoren (Bodenwassergehalt, die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, Temperatur, pH-Wert) gut im Bodentyp widerspiegeln, ist dieser geeignet, zur Bestimmung der Denitrifikationsrate von Böden herangezogen zu werden. Ein solches Verfahren zur Abschätzung der Denitrifikation bietet WENDLAND (1992). Es gliedert sich in zwei Schritte: Zunächst wird die maximale Denitrifikationsrate bestimmt. Sie gibt die durch den Bodentyp gegebenen Denitrifikationsbedingungen des Standorts wieder. Dabei werden den Bodentypen entsprechend den oben genannten Einflussfaktoren unterschiedliche Denitrifikationsbedingungen zugewiesen (Tab. 23), die in drei Klassen zusammengefasst werden. Diesen werden maximale Denitrifikationsraten von 10, 30 und 50 kg/ha*a zugeordnet.

Tab. 23: Abschätzung der Denitrifikationsbedingungen für wichtige mitteleuropäische Bodentypen (WENDLAND 1992):**+** = günstiger Einfluss, **o** = mittelmäßiger Einfluss, **-** = ungünstiger Einfluss

Bodentyp	**Boden-wasser-verhältnisse**	**Nährs-substrat**	**Tempe-ratur**	**pH**	**Gesamt-einstufung**
Podsol	-	-	-	-	-
podsolige Braunerde	o	-	-	-	-
podsolierte Parabraunerde	o	-	-	-	-
Braunerde (basenarm)	-o	o	-	-	-
Syrosem	-	-	-	-	-
Pararendzina	o	o+	+o	+	o
Rendzina	o	o+	o	+	o
Braunerde (basenreich)	o	o+	o	o+	o
Parabraunerde	o	o+	o	-o+	o
Pseudogley	+	-o	o-	o-	+
Tschernosem	o+	+	+	+	+
Gley	+	+	-	o	+
Aueböden	+	+	o	+	+
Marschböden	+	+	o	+o	+
Niedermoor	+	+	o	+	+
Hochmoor	+	+	o	-	+

Zur Berechnung der standortdifferenzierten Denitrifikationsraten wird in einem zweiten Schritt neben den bodentypabhängigen Parametern das Stickstoffangebot im Boden berücksichtigt. Dies geschieht nach einem Ansatz von BOWMANN & FOCHT (1994), der mit Hilfe der Michaelis-Menten-Gleichung die Berechnung des Nitratabbaus in Abhängigkeit der Nitratkonzentration durchführt:

$$\mathbf{D = D_{max} * N_{kon} / K * N_{konz}} \qquad \textbf{(Formel 34)}$$

D_{max} = maximale Denitrifikationsrate (kg/ha*a)

N_{kon} = Stickstoffkonzentration des Bodens bezogen auf den mobilen Stickstoffanteil (mg N/kg Boden)

K = Michaelis-Menten-Konstante

Die Stickstoffkonzentration des Bodens (in mg N/kg) wird dabei aus den Stickstoffüberschüssen (in kg N/ha*a) berechnet, unter der Annahme, dass die relevante Bodenmasse bei durchschnittlichen Voraussetzungen 7,5 * 10^6 kg/ha beträgt.

$$\mathbf{N_{konz} = N_{sal} / 7{,}5} \qquad \textbf{(Formel 35)}$$

N_{sal} = Stickstoffsaldo (kg/ha*a)

Die Michaelis-Menten-Konstante beträgt 2,5, 4,0 und 6,7 für die drei Klassen der maximalen Denitrifikationsraten von 10, 30 und 50 kg/ha*a.

So lässt sich zusammenfassend die Denitrifikationsrate aus der aus dem Bodentyp abgeleiteten maximalen Denitrifikationsrate, dem N_{min}-Gehalt des Bodens und der Michaelis-Menten-Konstante ermitteln (Abb. 21):

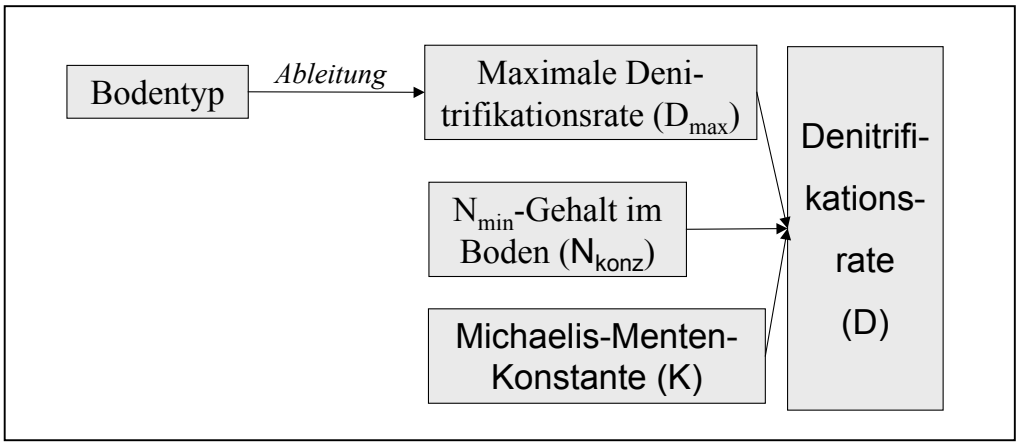


Abb. 21: Ermittlung der Denitrifikationsrate nach WENDLAND (1992)

Bestimmung der Denitrifikation aus den Daten der MMK

Grundlage zur Bestimmung der Denitrifikation nach WENDLAND (1992) sind die Bodentypenangaben in der MMK. Da in der MMK Bodenformengesellschaften angegeben sind, die sich aus max. fünf Bodentypen zusammensetzen (Kap. 4), muss für jede Bodenformengesellschaft ein mittlerer Wert für die Denitrifikationsrate entsprechend dem flächengewichteten Anteil an den jeweiligen Bodentypen bestimmt werden. Dazu ist der Aufbau einer Datentabelle mit einer Datenstruktur notwendig, in der die Bodenformengesellschaften mit Bodentypen und ihren flächengewichteten Anteilen in separaten Spalten enthalten sind (Tab. 24a). Eine weitere Datentabelle enthält die Bodentypen mit zugeordneten maximalen Denitrifikationsraten (Tab. 24b). Diese werden entsprechend den Bodentypen zugewiesen und bei Mischbodenformen gemittelt. Dabei wird, wie in Kap. 1 beschrieben, dem hinten stehenden Hauptbodentyp doppelte Gewichtung gegeben. Die Erstellung der Datentabellen erfolgte in MS Excel. Zur Weiterverarbeitung wurden sie in Paradox-Dateiformat umgewandelt.

Tab. 24: Ausgangstabellen zur Berechnung der maximalen Denitrifikation für jede Fläche der MMK (a. Anteile (v. H.) der Bodenformen am Flächenwert, b. für jeden Bodentyp abgeleitete maximale Denitrifikation)

Flächenwert	Boden-typ	Anteil	Boden-typ	Anteil	Boden-typ	Anteil	Boden-typ	Anteil	Boden-typ	Anteil
Al3a(olV-K)S	AB	60	GG-AB	40						
Al3c(osV)S	AB	70	RQ	20						
D3b(sG)S	GG	100								
Lö3a(öP-eö/IP)H/P	öL	100								
Lö4b(öV-öP)H/P	SS-LL	40	LL-SS	20	LL	20	SS	20		
Lö4b(euU-öX)S	LL-SS	20	SS-LL	20	GG-YY	40	SS-GG	20		
Lö4b(vö/dU-vöB)P/H	SS-LL	40	SH	20	BB	40				
Lö4c(ö/dU)P/H	SS-LL	80	SS	20	LL					
Lö4c(ö/dU-ö/dP)H/P	SS-LL	20	LL-SS	20	BB	20	LL	20	FF	20
Lö4c(ö/dU-ö/dS)P	SS-LL	40	LL-SS	20	SS	40				
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...

Bodentyp	Deni_max
ABn	50
BB-GG	37
BB-LL	23
BBn	10
BB-SS	37
GG-AB	50
GG-BB	23
GG-LL	37
GGn	50
GG-SS	50
...	...

Mit der Programmumgebung Delphi wurde ein spezielles Programm[10] zur Berechnung der Datensätze erstellt. Das Programm arbeitet die Datensätze spaltenweise ab, so wird zunächst der erste Wert für die maximale Denitrifikation (z.B. $Deni_{max}$ 50) mit dem Flächenanteil des Bodentyps an der Bodenformengesellschaft (z.B. 60 v.H.) multipliziert. Anschließend wird in der nächsten Spalte geprüft, ob ein Wert vorhanden ist. Wenn dies nicht der Fall ist, ist die Rechenoperation für diese Zeile beendet. Ist ein Wert vorhanden, wird wie beim ersten Wert verfahren und wiederum die nächste Spalte geprüft. Nach maximal fünfmaliger

[10] Die Erstellung des Programms und die flächengewichtete Zuordnung der Denitifikationswerte zu den Bodenformengesellschaften wurde von Herrn Steffen Werner, Institut für Acker- und Pflanzenbau der MLU Halle vorgenommen, wofür ihm an dieser Stelle ganz herzlich gedankt sei.

Wiederholung werden die ermittelten Werte in die Ergebnisspalte eingetragen und durch die Summe der flächengewichteten Anteile (z.B. 5) geteilt, so dass für jede der 8531 Flächen der MMK ein flächengewichteter Denitrifikationswert berechnet wird. Diese Ergebnisdatei wird wiederum in dBase-Format umgewandelt, um eine erneute Integration in das GIS zu ermöglichen. Die maximale Denitrifikationsrate ist in Karte 30 im Anhang dargestellt.

Nachdem die *maximale Denitrifikationsrate* somit für jede Fläche bestimmt ist, kann mit dem Programm ArcView® entsprechend den Stickstoffüberschüssen die Denitrifikationrate ermittelt werden. Dazu erfolgte nach oben genanntem Ansatz die Umrechnung der Stickstoffüberschüsse (kg/ha*a) in einen Bodenkonzentrationswert (mg N/kg Boden) und die Berechnung des Denitrifikationswertes nach Formel 34. Da die Werte der maximalen Denitrifikation durch die Mittelwertbildung im Gegensatz zu WENDLAND (1992) Werte im Bereich zwischen 10, 30, 50 kg/ha*a annehmen können, werden ihnen die in Tab. 25 angegebenen Konstanten zugeordnet. Die Denitrifikationsrate ist in Karte 31 im Anhang dargestellt.

Tab. 25: Zuordnung der Michaelis-Menthen-Konstante zu den maximalen Denitrifikationsraten

max. Denitrifikationsrate	Michaelis-Menthen-Konstante
0-19,9	2,5
20-39,9	4,0
>40	6,7

6.3.4.2 N-Austrag über die Abflusskomponenten

Entsprechend ihrem Anteil an den Abflusskomponenten werden die Stickstofffrachten pfadbezogen abgeschätzt.

6.3.4.2.1 Stickstoffaustrag über den Dränabfluss

Der N-Austrag über Dränagen ermittelt sich über die Dränspende (Kap. 6.3.1.4) und die N-Konzentration des Dränwassers (BEHRENDT ET AL. 1999, HIRT ET AL. 2001):

N-Austrag = Dränabfluss * Dränkonzentration (Formel 36)

Die Berechnung der N-Konzentration des Dränwassers unterscheidet sich im Gegensatz zu den Berechnungen der N-Konzentration des Sickerwassers, welches nicht über Dränagen abgeführt wird, durch eine andere Denitrifikationsrate und eine andere Mächtigkeit des Bodenprofils bis zum Dränrohr. Die Abschätzung der maximalen Denitrifikationsrate wurde hierbei nicht in Abhängigkeit vom Bodentyp (WENDLAND 1992) vorgenommen, da die Charakteristika des Bodentyps sich durch die Entwässerung verändern. Die entwässerten Böden im Einzugsgebiet lassen sich

nach FELDWISCH & FREDE (1998) zu den Substraten mit Grund- oder Stauwassereinfluss an der Untergrenze der Wurzelzone einordnen (Klasse 3) (FELDWISCH & FREDE 1998: 50-57; BECKER 1993: 1112-1114). Entsprechend wird eine maximale Denitrifikationsrate von 30 kg N/ha*a berücksichtigt. Um den Unterschieden in der Denitrifikationsrate in Abhängigkeit von der N-Verfügbarkeit gerecht zu werden, wird der Ansatz von WENDLAND (1992) zur Berechnung der Denitrifikation aus der maximalen Denitrifikation angewendet (Kap. 6.3.4.1.2).

Die Feldkapazität wurde für ein 9 dm tiefes Bodenprofil berechnet. Diese Tiefe entspricht der durchschnittlichen Tiefenlage der Dränrohre im Einzugsgebiet (Prof. Borg, Herr Strecker, freundliche mündliche Mitteilung), die zur Aufrechterhaltung eines Gefälles natürlich räumlich variiert. Es ist davon auszugehen, dass eine Durchwurzelung in Lößböden bis in diese Tiefe erfolgt (AG BODEN 1994: 313). Der Bereich unterhalb des Dränagesystem ist für die Belastung der Dränwässer nicht von Bedeutung.

Als Zeitraum, den das Sickerwasser vom Eintreffen im Dränagerohr bis zum Austritt in den Vorfluter benötigt, ist von wenigen Stunden auszugehen. Deshalb werden keine weiteren N-Verluste durch Denitrifikation angenommen.

6.3.4.2.2 Stickstoffaustrag über den Direktabfluss

Bei den Stickstoffausträgen über den Direktabfluss kann Bodenwasser je nach Schichtaufbau des Bodenprofils in unterschiedliche Tiefen infiltrieren und wird dann oberflächenparallel zum Vorfluter abgeleitet. Eine detaillierte Ermittlung der Infiltrationstiefen des Sickerwassers und der Abstände bis zum Vorfluter sowie der N-Abbaukapazitäten dieser Schichten ist nicht möglich bzw. ein Verfahren zur Berechnung der Stickstoffkomponente des Direktabflusses ist auf dieser Maßstabsebene nicht bekannt. Vereinfacht wird deshalb angenommen, dass der Direktabfluss den gleichen Möglichkeiten der Denitrifikation unterliegt wie der Grundwasserabfluss bei Passage der durchwurzelten Bodenzone. Ein weiterer N-Abbau wird aufgrund der relativ kurzen Verweilzeiten des Direktabflusses von Stunden bis Tagen nicht angenommen (vergl. RUHE 1997:112). Die Ergebnisse zur N-Befrachtung des Direktabflusses sollten nur als Annäherungswert betrachtet werden, ein weiterer Forschungsbedarf ist auf diesem Gebiet vorhanden.

6.3.4.2.3 Stickstoffaustrag über den Grundwasserabfluss

Zur Berechnung der N-Austräge über den Grundwasserabfluss sind zunächst die N-Austräge aus der Bodezone von Relevanz. Zudem ist zu klären, inwieweit der Nitratabbau nach Passage der durchwurzelten Zone bis zum Eintreffen im Vorfluter wahrscheinlich ist. Das Sickerwasser durchfließt dann – vorausgesetzt es handelt sich um grundwasserferne Standorte – noch die Dränwasserzone, d.h. den Bereich der

ungesättigten Zone, der nicht mehr verdunstungsbeeinflusst ist, bis es das Grundwasser erreicht. Weiterhin kann ein N-Abbau im Grundwasser möglich sein. So ist zu prüfen, ob ein Nitratabbau in der Dränwasserzone bzw. im Grundwasser möglich ist.

6.3.4.3 Differenzierung der N-Austräge aus Acker- und Grünlandflächen

Eine Differenzierung der N-Austräge aus Acker- und Grünlandflächen ist sinnvoll, da sich beide Landnutzungen hinsichtlich des N-Austrags sehr unterschiedlich verhalten. Während Ackerflächen nur während der Vegetationsperiode einen N-Entzug durch die Vegetation erfahren, weisen Grünlandflächen während des gesamten Jahres eine Bodenbedeckung auf. Die damit verbundene Möglichkeit zur ganzjährigen N-Aufnahme der Vegetation ermöglicht selbst bei Düngergaben von 250 kg/ha*a einen nahezu vollständigen N-Entzug (BARRACLOUGH ET AL. 1983). Auch mit einer erhöhten Denitrifikation im Vergleich zu Ackerflächen werden die geringen N-Austräge unter Grünlandflächen erklärt (STICKSEL 1995:8, KLEMPT 1997:136).

WERNER & OLFS (1990: 490) geben für die BRD einen Durchschnittswert der N-Konzentrationen für Ackerland von 10 mg/l und Grünland von 2 mg/l an. WEGNER (1979) kommt bei der Untersuchung von N-Austräge von Dränwässern ebenfalls auf ein Verhältnis 5:1. Auch andere Autoren weisen auf eine ähnliche Größenordnung des Austragsverhältnisses hin (KOHLENBRANDER 1969:246ff., FEICHTINGER 1998:85). Da eine separate Modellierung des N-Austrags aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht möglich ist, wird im Ergebnis ein Austragsverhältnis von Acker zu Grünland von 1:5 entsprechend den Literaturwerten angenommen.

6.3.5 Stickstoffausträge unter Wald

Stickstoffeinträge erhalten die Wälder in der Regel durch die Deposition. In einigen Gebieten, z.B. der Dübener Heide, spielt auch die N-Düngung eine Rolle. Stickstoffverbindungen tragen einerseits wesentlich zur Bodenversauerung und den neuartigen Waldschäden bei und haben andererseits eine starke Düngewirkung auf die Waldvegetation.

Die Stickstoffdeposition beträgt in Waldökosystemen das 2-4fache der Freilanddeposition (WALTER 1995, DVWK 1990:53). Die Belastungsgrenzen (critical Loads) sind für viele Waldökosysteme damit überschritten. Critical Loads geben die Schwelle der maximal zulässigen Fracht für den Eintrag der jeweiligen Schadstoffe an (FLAIG & MOHR 1996). Auf Grundlage der Veränderungen von Artenzusammensetzungen wurden 1992 auf einem Workshop in Lökeberg, Schweden, Critical loads von 15-20 kg/ha*a für bodensaure Wälder formuliert (BOBBINK ET AL. 1992 in FLAIG & MOHR 1996). Nimmt man den Nitrataustrag als Kriterium, liegen die Critical loads für europäische Wälder sogar bei unter 10 kg/ha*a (DISE & WRIGHT 1995). Diesen

Werten für die Critical loads stehen Einträge von bis zu 75 kg N/ha*a gegenüber (DISE & WRIGHT 1995:153). Zudem muss aus drei Gründen von einer höheren Deposition ausgegangen werden als jener, die bei Standardmessungen ermittelt wird (BITÖK 2000, BRUCKNER 1996, VOLZ 1994:33, SMUL 2000):

- Häufig wird nur die nasse und trockene Deposition berücksichtigt, da die Methodik zur Quantifizierung der feuchten Deposition (Eintrag durch Nebel) noch nicht ausgereift ist.
- Die Kronendeposition bleibt meist unberücksichtigt.
- Die Aufnahme von elementarem Stickstoff aus der Luft ist nicht einbezogen.

Die Waldökosysteme können diese Einträge mit unterschiedlicher Intensität abpuffern. Dies geschieht in Abhängigkeit des Vegetationstyps, des Bestandsalters, der Hanglage, des Klimas, des Bodentyps, der N-Versorgung der Böden, der N-Düngung sowie des Vorhandenseins von Waldschäden (VAN MIEGROET & JOHNSON 1993). Die N-Austräge aus Waldökosystemen sind somit einerseits abhängig von der N-Deposition bzw. der N-Düngung und andererseits von der N-Fixierungskapazität des Ökosystems (durch Immobilisierung und Biomassezuwuchs). Somit besteht auch kein linearer Zusammenhang bei Vergleich der N-Ein- und –austräge. Zusammenhänge zwischen N-Eintragsraten und Parametern des Naturhaushaltes (z.B. Bestandsalter, Substrateigenschaften, C/N-Verhältnis des Bodens) und dem N-Austrag sind von verschiedenen Autoren untersucht worden (BITÖK 2000, MATSCHONAT 1995, BÜTTNER 1992, BRECHTEL 1989). Aufgrund der Komplexität des N-Haushaltes können keine einfachen theoretischen Beziehungen zwischen diesen Komponenten und N-Austrag erwartet werden. Zudem sind Untersuchungen zu Nitrataustägen unter Wald meist kleinräumig und zu kurzfristig angelegt, so dass die Ergebnisse großen Schwankungen unterliegen. Deshalb ist insgesamt eine hohe Variabilität der N-Austräge festgestellt worden, es zeigen sich jedoch Zusammenhänge in folgenden Punkten:

- Bei hohen N-Depositionen steigen die N-Austräge (BLOCK 1995, DISE & WRIGHT 1995, BITÖK 2000:9).
- Es zeigt sich ein Schwellenwert von 10-15 kg/ha*a N-Eintrag unterhalb dessen kaum ein N-Austrag beobachtbar ist (BITÖK 2000:175, DISE & Wright 1995).
- Teilt man die Einträge nach hohen NH_4- und hohen NO_3-Anteilen auf, so zeigt sich, dass hohe NH_4-Einträge (>30 kg/ha) besser im System zurückgehalten werden (BITÖK 2000).
- Oberhalb eines C/N - Verhältnisses von 30 werden nur geringe N-Austragsraten erreicht; das C/N - Verhältnis verengt sich unter dem Einfluss hoher Deposition (BITÖK 2000:3).

Momentan ist die Prozessbeschreibung schon auf der Mikroskale ungenügend und kann noch nicht auf größere Räume übertragen werden. Daher ist keine Methode auf mittlerer Maßstabsebene bekannt, die in einem Gebiet dieser Größenordnung den N-Austrag flächendifferenziert abschätzen kann. Der N-Austrag wird deshalb anhand von punktuellen Untersuchungen im Einzugsgebiet sowie Angaben aus der Literatur abgeschätzt. Geeignet sind Untersuchungen von ERHARD (1999) in der Dübener Heide, Ergebnisse der Forstlichen Dauerbeobachtungfläche in Colditz sowie Literaturauswertungen von WERNER & WODSACK (1994) und BITÖK (2000).

Von ERHARD (1999) liegen vergleichende Untersuchungen von 1967 bzw. 1977 und 1992 zur Stickstoffsättigung und -verlusten für das Gebiet der Dübener Heide vor. Während in den 1967 bzw. 1977 noch 75 % der Böden im Oberboden eine Unterversorgung mit Stickstoff aufwiesen und keine nennenswerten Verluste beobachtet wurden, weisen im Jahr 1992 nach intensiver Stickstoffdüngung nur noch 2% der Böden geringe N- Gehalte auf, 30% erreichen das N-Optimum und 59% das N-Maximum. Es befinden sich derzeit zwar noch die meisten Böden in der Akkumulationsphase, allerdings ist auf stark gesättigten Böden ein N-Austrag von 3-4 kg/ha*a messbar. Bei weiterer Eutrophierung ist aber nach der „Stickstoffsättigungstheorie“ ein N-Durchbruch zu erwarten, der nach WERNER & WODSACK (1994) zu N-Austrägen bis zur Höhe der halben Depositionsrate führt.

Eine der sieben Forstlichen Dauerbeobachtungflächen (DBF) des Landes Sachsens, die DBF Colditz, liegt im Einzugsgebiet der mittleren Mulde. Hier sind seit Herbst 1998 die Nitrat-N-Gehalte im Sickerwasser (20, 60 und 100 cm Tiefe) deutlich gestiegen (Abb. 22) (SMUL 2001:19, ANDREAE & RABEN 2000).

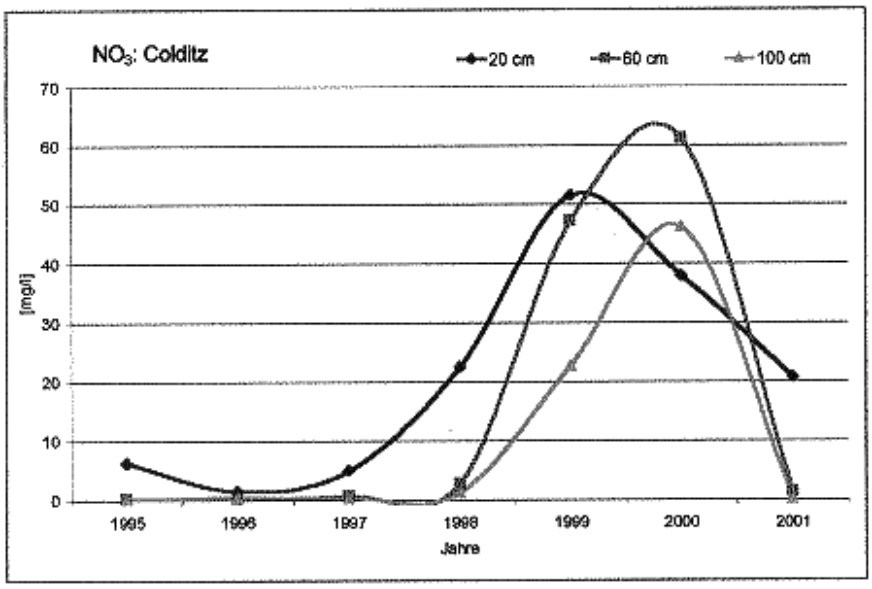


Abb. 22: Entwicklung der Nitrat-N-Gehalte im Sickerwasser aus 60 bzw. 100 cm Bodentiefe auf der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Colditz (SMUL 2001:19)

Da im Waldbestand von Stickstoffaufnahmen der Vegetation auch unterhalb von 1 m GOF ausgegangen werden kann, ist mit geringeren N-Austrägen zu rechnen als Abb. 22 wiedergibt.

Eine Literaturauswertung von WERNER & WODSACK (1994) ermittelt für das Gebiet der neuen Bundesländer mittlere N-Austragswerte aus Waldgebieten von 5,5 kg/ha*a. Eine Auswertung des BITÖK (2000) von 154 Fallstudien ergab einen Median von 4 kg/ha*a für den mittleren N-Austrag (BITÖK 2000: 175).

Aufgrund der gemessenen N-Austragswerte im Untersuchungsgebiet und Angaben der Literaturauswertungen wird von einem durchschnittlichen N-Austrag aus Wäldern des Untersuchungsgebietes von 4 kg/ha*a ausgegangen. Dieser Wert kann nur die Größenordnung des wahrscheinlichen N-Austrags in Wäldern des Untersuchungsgebietes wiedergeben, kleinräumig können die Werte jedoch stark variieren. Bei anhaltend hohen Depositionsraten ist in Zukunft von deutlich höheren N-Austragswerten auszugehen (KREUTZER 1972, WERNER & WODSACK 1994).

6.3.6 Stickstoffaustrag über urbane Flächen

Urbane Flächen (Karte 5) können versiegelt, unversiegelt oder teilversiegelt sein. Bei teilversiegelten Flächen wird der prozentuale Anteil des Versiegelungsgrades berücksichtigt.

6.3.6.1 Versiegelte urbane Flächen

Niederschlagswasser, das von versiegelten Flächen in Kanälen gesammelt und dann dem Oberflächenwasser zugeführt wird, ist als punktueller Pfad in Kap. 6.2 behandelt. Zu den diffusen N-Austrägen über versiegelte urbane Flächen zählt der Anteil des Niederschlagswassers, der von versiegelten urbanen Flächen nicht in die Kanalisation gelangt, sondern von der Fläche abfließt und diffus in die Landschaft versickert. Er kann über den Anteil des abfließenden Wassers, seiner N-Befrachtung und den Grad der Regenwasserkanalisation im Gebiet bestimmt werden. Zudem ist der N-Austrag aus Überläufen von häuslichem Schmutzwasser aus undichten Gruben unter Siedlungsflächen (Kap. 6.2.6) relevant. Da die N-Austräge über punktuelle Quellen nicht für die 80er Jahre berechnet wurden, wird für diesen Zeitraum der gleiche N-Austrag aus den undichten Gruben angenommen wie für die 90er Jahre. Dieser Stickstoffanteil gelangt diffus in die Landschaft und wird berechnet unter der Annahme einer 50%igen Reduzierung durch Denitrifikation.

$$N_{UuF} = (N_{Nied} + N_{grub}) - 50\% \quad \textbf{(Formel 37)}$$

N_{UuF} = diffuser N-Austrag über versiegelte urbane Flächen (kg/ha*a)

N_{Nied} = diffuser N-Austrag über Niederschlagswasser von versiegelten urbanen Flächen (kg/ha*a)

N_{grub} = N-Austrag über undichte Gruben (kg/ha*a)

6.3.6.2 Unversiegelte urbane Flächen

Auf unversiegelten bzw. teilversiegelten Flächen, die nicht an das Kanalnetz angeschlossen sind, gelangt das Niederschlagswasser in den Untergrund und trägt zum diffusen N-Austrag bei. Zur Berechnung der diffusen Einträge auf unversiegelten Flächen muss zunächst die N-Deposition berechnet werden, die auf diese Flächen eingetragen wird:

$$Vers_{dep} = N_{dep} * (100 - VG)/100 \quad \textbf{(Formel 38)}$$

$Vers_{dep}$ = Stickstoffdeposition auf unversiegelte urbane Flächen (kg/ha*a)

N_{dep} = Stickstoffdeposition (kg/ha*a)

VG = Versiegelungsgrad der urbanen Flächen [%]

Weitere Einträge auf unversiegelten urbanen Flächen sind schwer zu kalkulieren, da sie auf einigen Flächen nur geringe Werte durch z.B. Eintrag von Laub (Wald- oder Grünflächen) und andererseits hohe Werte durch z.B. Düngung (Kleingärten) erfahren. Empirische Werte zu Stickstoffgehalten im Grundwasser unter Siedlungsflächen liegen im Untersuchungsgebiet nicht vor. Stickstoffgehalte im Grundwasser unter größeren Städten werden zwar untersucht (BACHMANN ET AL. 1992, PIELKE 1992), aber da sich die Stickstoffgehalte im Grundwasser in Abhängigkeit von der Siedlungsgröße deutlich unterscheiden, sind sie für die Siedlungsflächen im Untersuchungsgebiet nicht repräsentativ. Außerdem kann der Stickstoffgehalt im Grundwasser in landwirtschaftlich geprägten Gebieten auch von den umliegenden gedüngten Feldern beeinflusst sein (GRIMM-STRELE & KALTENBACH 1995:44). Deshalb wird in diesem Ansatz davon ausgegangen, dass im städtischen urbanen Bereich die Einträge ähnlich wie auf versiegelten urbanen Flächen neben den N-Depositionen hauptsächlich von Laub, Streu und Exkrementen stammen. Die N-Einträge auf Freiflächen wie Kleingärten liegen tlw. höher, bei Wald- oder Wiesenflächen auch niedriger. Deshalb wird diese Austragsgröße ebenfalls mit 4 kg/ha*a kalkuliert. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass es sich nur um eine Schätzgröße handelt, die durch detailliertere Untersuchungen berichtigt werden sollte.

Die Denitrifikation im Boden wird pauschal mit 50 % (WERNER & OLFS 1990, WENDLAND 1993, SCHWEIGERT 1997) angenommen. Damit ergibt sich der Austrag über unversiegelte urbane Flächen nach folgender Formel:

$N_{UF} = (Vers_{Dep} + 4) - 50\%$	**(Formel 39)**
N_{UF} = *N-Austrag über unversiegelte urbane Flächen (kg/ha*a)*	

6.3.7 Stickstoffeintrag über Gewässerflächen

Voraussetzung zur Bestimmung des Stickstoffeintrags über Gewässerflächen sind die Kenntnis der Gewässerfläche des Einzugsgebiets und die Angaben zu den Stickstoffdepositionen. Die Landnutzung *Gewässer* wurde dazu aus der Landnutzungskarte extrahiert und mit den Depositionsdaten für die Zeiträume 1987-1989 und 1995-1997 (Kap. 4) verschnitten. So konnten für beide Zeiträume die Einträge ermittelt werden.

6.4 Denitrifikation im wasserungesättigten Untergrund

Im wasserungesättigten Untergrund ist die Denitrifikationskapazität ebenso wie im Oberboden an bestimmte Reaktionspartner (FeS_2, DOC) gebunden, die hier jedoch i.d.R. als limitierender Faktor für die Denitrifikation gelten. Als Reaktionspartner ist neben den fossilen nicht erneuerbaren DOC-Mengen v.a. der aus dem Oberboden ausgewaschene DOC-Anteil von Bedeutung. Dieser befindet sich zwar nur bis zu einer Tiefe von 2-3 m im Untergrund (ISERMANN 1994), kann aber im Gegensatz zu dem fossilen DOC-Anteil als konstante Größe betrachtet werden, d.h. die Denitrifikationskapazität ist reversibel (ROHMANN & SONTHEIMER 1995). Weiterhin kann die chemolithotrophe Denitrifikation von Bedeutung sein. Reduzierte Schwefelverbindungen (z.B. FeS_2) werden unter anaeroben Bedingungen zu Sulfat oxidiert und gleichzeitig Nitrat reduziert.

Zur Erfassung der Denitrifikation sind multitemporäre Nitratprofile, d.h. die Verfolgung der Stickstoffverlagerung mit dem Sickerwasser durch mehrmalige schichtweise Beprobung, eine Möglichkeit zur Bestimmung des Nitratabbaus im Untergrund. Durch konzentrationsmindernde Prozesse (Dispersion und Diffusion) nehmen jedoch während der Bodenpassage die Höhe und Deutlichkeit der Nitratpeaks ab. Allerdings zeigte der Verlauf der Nitrat-Stickstoff-Tiefenkurven von HENSCHEID & ZEPP (1995) nur bei einer von vier Untersuchungsflächen eine Reduzierung der Nitratfracht. Im Vergleich mit den Ergebnissen von SCHULTE-KELLINGHAUS (1987) und GERIES (1990) halten sie eine Denitrifikation für unwahrscheinlich.

ROLLAND (1996) ermittelt im Unterboden (Bodentiefe: >3 dm) mit Hilfe von Brutversuchen Abbaupotentiale von 20 mg NO_3-N/kg*d und maximale Abbauraten von 5

mg NO_3-N/kg*d in Säulenversuchen. Allerdings stellte er im Vergleich zu den natürlichen Abbaubedingungen der Böden nennenswerte Denitrifikationsverluste nur in der Zone einer Humusanreicherung im Unterboden eines Kolluviums und bei Erreichen des Sättigungsgrades von 80% im Winter fest. Bei letzteren ermittelte er rechnerisch eine jährliche Denitrifikation von 2,3 kg/ha*m für eine Parabraunerde und 58 kg/ha*m für einen Gley in einer 1,2 – 1,3 m mächtigen Lößdecke der Calenberger Börde (ca. 25 km westlich von Hannover). Unter dem Löß befinden sich glaziale Geschiebe, die Schwefelverbindungen enthalten. Diese Angaben überschätzen nach ROLLAND (1996) wahrscheinlich die realen Denitrifikationraten, da keine Begrenzung des Nitratangebotes kalkuliert wurde (ROLLAND 1996:76).

FUNK (1993) ermittelte an Nitrattiefenprofilen bei sehr hohen Nitratkonzentrationen Abbauraten von bis zu 0.6 kg N/(ha*d*0.33 m). Stets bleiben aber Nitratkonzentrationen über dem TVO-Richtwert von 25 mg NO_3-/l erhalten. Auch MAIDL & FISCHBECK (1989) beobachteten an Nitrattiefenprofilen einen langsamen Rückgang der Nitratkonzentrationen. Sie weisen jedoch auch darauf hin, dass der zu beobachtende Abbau von Nitrat unterhalb des Wurzelraumes einem sehr unterschiedlichen Gradienten folgt, was auf Unterschiede des Denitrifikationsvermögens schließen läßt.

Auch andere Untersuchungen (HEYDER 1993, SCHULTE-KELLINGHAUS 1987; BEHL 1995:143, BOUWER 1995, VOSS & ZEPP 1986, HONISCH 1996:199) zeigen, dass in den tieferen Bodenschichten von Lößböden mit hohem Grundwasserflurabstand im allgemeinen kein nennenswerter Nitratabbau nachweisbar ist. Dies liegt wahrscheinlich an zu geringen Mengen mikrobiell verfügbaren Kohlenstoffs und einem meist hohen Sauerstoffpartialdruck. Es wird jedoch eine Nitratminderung beim Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Zone beobachtet, was auf Denitrifikation oder eine laterale Zufuhr von nitratarmem Grundwasser hinweist. Ausnahmen bilden vergleyte Standorte, v.a. bei Grünlandnutzung. Hier findet durch den hohen Anteil an organischen Substanzen und einer verringerten Sauerstoffversorgung eine hohe Nitratminderung statt (ROLLAND 1996).

Als Fazit ist zu schließen, dass in der ungesättigten Zone von Lößstandorten entweder von keiner oder nur von einer geringen Denitrifikation auszugehen ist.

6.5 Denitrifikation im Grundwasser

Eine Untersuchung des Nitratabbauvermögens des Grundwassers im Einzugsgebiet liegt von WENDLAND & KUNKEL (1999) vor. In Abb. 23 zeigt sich im Einzugsgebiet der mittleren Mulde, dass im Süden des Gebietes kein Nitratabbau im Grundwasserbereich möglich ist, nur ein Teilbereich der Striegis zählt zum Mischtyp. Im Norden ist jedoch aufgrund tertiärer Kohleflöze und eines pyrithaltigen Untergrundes ein Abbau von Nitrat im Grundwasser möglich.

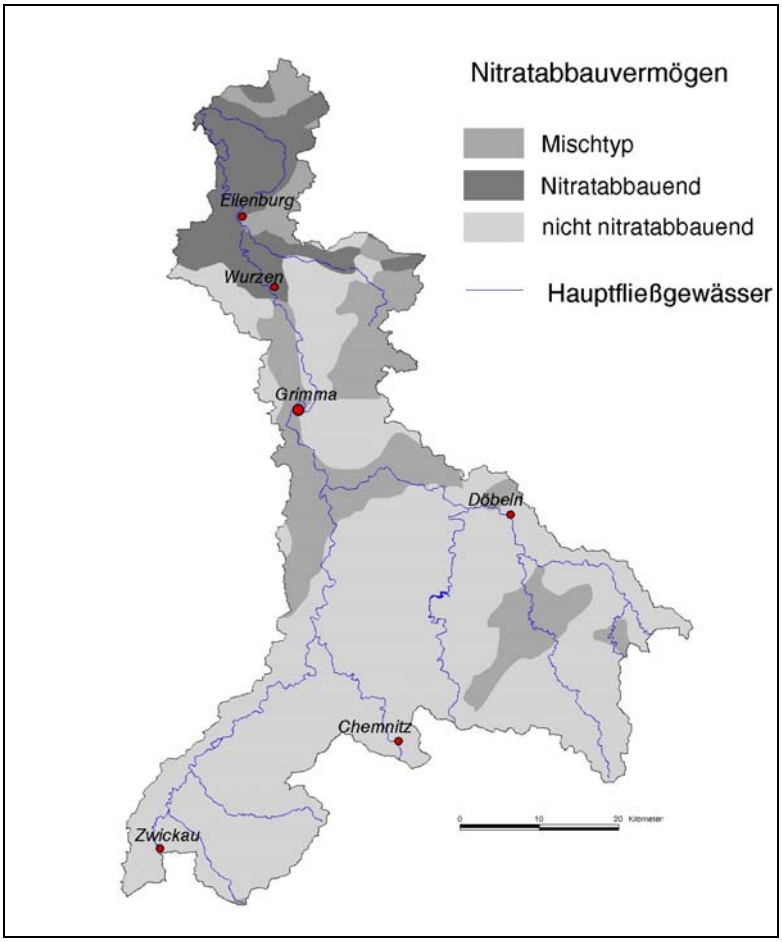


Abb. 23: Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser (WENDLAND & KUNKEL 1999)

Das Nitratabbauvermögen im Nordsächsischen Platten- und Hügelland wird auch durch Untersuchungen von HAFERKORN & MÜLLER (2002) sowie durch Batch-Versuche (RÖßNER 2000) aus Sedimenten des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes bestätigt. Diese ergaben Halbwertzeiten des Nitratabbaus in quartären Substraten von 120 Tagen, in tertiären Substraten mit hohen Gehalten an Kohleton und Pyrit von ca. zwei Tagen.

6.6 Denitrifikation im Vorfluter

Stickstoffverluste im Gewässer entstehen durch Nitrifikation und Denitrifikation. Diese Prozesse werden u.a. durch die Sauerstoffverhältnisse und die Temperatur gesteuert. Die N-Reduktionen im Gewässer durch Denitrifikation können erheblich sein. So sind im Einzugsgebiet der Warnow N-Reduktionen im Vorfluter und Seen von 71% ermittelt worden (THIELE & MEHL:71). BEHRENDT (1994b) berechnet für das Einzugsgebiet der Mulde eine Denitrifikationsleistung von 4.000 t N/a. Des Weiteren müssen Stickstoffverluste durch Rückhalte im Gewässer durch dauerhafte Sedimentation und Wasserentnahme bzw. Wasseraufbereitung bei einem Vergleich beider Größen einkalkuliert werden (BEHRENDT 1994).

7 Stickstofffracht der Flüsse

Die Größenordnung der mit Hilfe einer Modellierung ermittelten N-Austräge kann mit den N-Frachten der Vorfluter der Untersuchungsergebnisse validiert werden. Die N-Frachten müssen aus den Werten der Durchfluss- und Gütepegeln berechnet werden.

Die Angaben zu den Stickstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern konnten nach Überführung in eine einheitliche Datenstruktur ausgewertet werden. Neben der Stickstoffkonzentration ist die Stickstofffracht ein wichtiger Parameter zur Beschreibung der Wasserbeschaffenheit. Konzentrationswerte spiegeln die punktuelle Belastung des Gewässers mit Schadstoffen wider, während die Fracht die Gesamtbelastung angibt, die von einem Gebiet ausgeht. Sie beschreibt die Stoffmasse, die innerhalb eines Jahres durch einen Fließquerschnitt eines Flusses transportiert wird (PINZ ET AL. 1998, DVWK 1993). Da im Hinblick auf die Gewässerbelastung der Elbe und der Nordsee die Frachten aus dem Einzugsgebiet einen relevanten Parameter bilden, sind diese aus den Abfluss- und Gewässergütedaten berechnet worden. Die Berechnung ist v.a. bei geringer Probenahmehäufigkeit methodisch nicht unproblematisch. Da für die Berechnung der Jahresfracht neben den Konzentrationswerten v.a. Art der Integration der Durchflussdaten von Relevanz ist, wurden verschiedene Berechnungsverfahren auf ihre Eignung für eine Anwendung im Mulde-Einzugsgebiet geprüft. Dazu wurde die von der Oslo-Paris-Konferenz (OSPAR 1996, in BEHRENDT ET AL. 1999) favorisierte Berechnungsmethode zur Berechnung der Einträge in die Nordsee mit den Methoden im Frachtenberechnungsprogramm *BfGFracht* der Bundesanstalt für Gewässerkunde (KELLER ET AL. 1997) verglichen.

Die Methode von OSAPR berechnet zunächst die Tagesfracht anhand der gemessenen Stickstoffkonzentration und des Abflusses der Tage, an denen die Gütemessungen vorgenommen wurden (Formel 40). Die Jahresfracht wird dann mit Hilfe des Gesamtabflusses des Jahres hochgerechnet. Das Frachtenberechnungsprogramm der Bundesanstalt für Gewässerkunde bietet verschiedene Berechnungsmethoden an, deren Stärke die Integration einer einheitlichen Konzentrations-Abfluss-Beziehung ist. Deshalb wurde zunächst die Konzentrations-Abflussbeziehung im Untersuchungsgebiet untersucht (Abb. 24, Abb. 25). Am Beispiel der Jahre 1989 und 1996 sind grundsätzlich unterschiedliche Konzentrations-Abflussbeziehungen an einem Pegel erkennbar. Sie unterscheiden sich deutlich sowohl im Vergleich der Jahre als auch im Vergleich der Pegel miteinander. Dies liegt für den Nährstoff Stickstoff zum einen an der Mischung von diffusen und punktuellen Einträgen im Untersuchungsgebiet, zum anderen an der unterschiedlichen Belastungsintensität durch die Düngung im Laufe eines Jahres, die unterschiedliche Eintragsmengen bedingt.

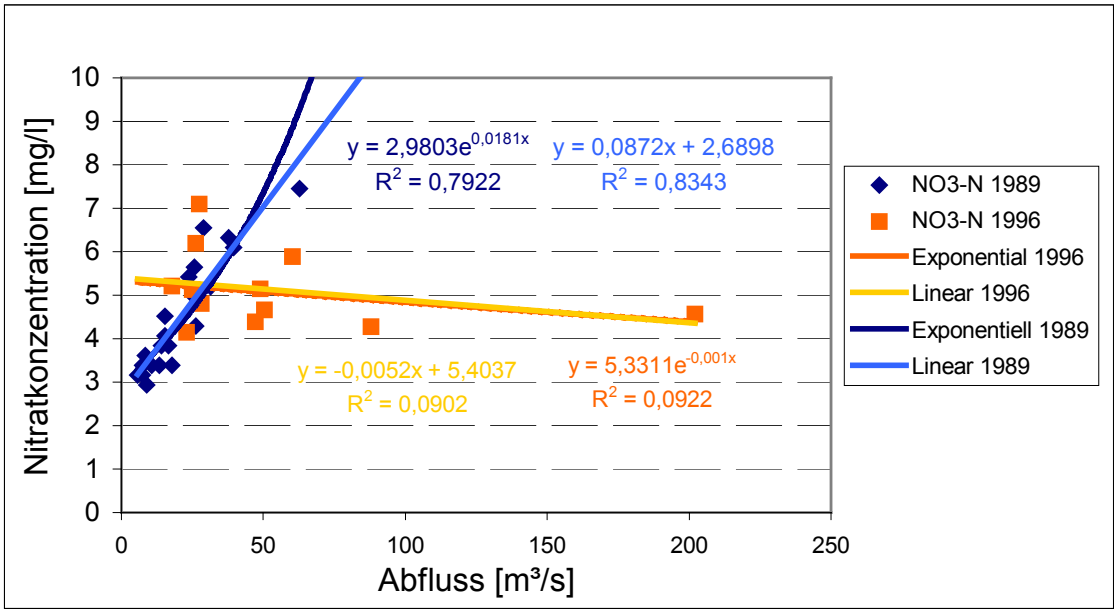


Abb. 24: Nitratkonzentration-Abfluss-Beziehung am Pegel Erlln 1989 und 1996

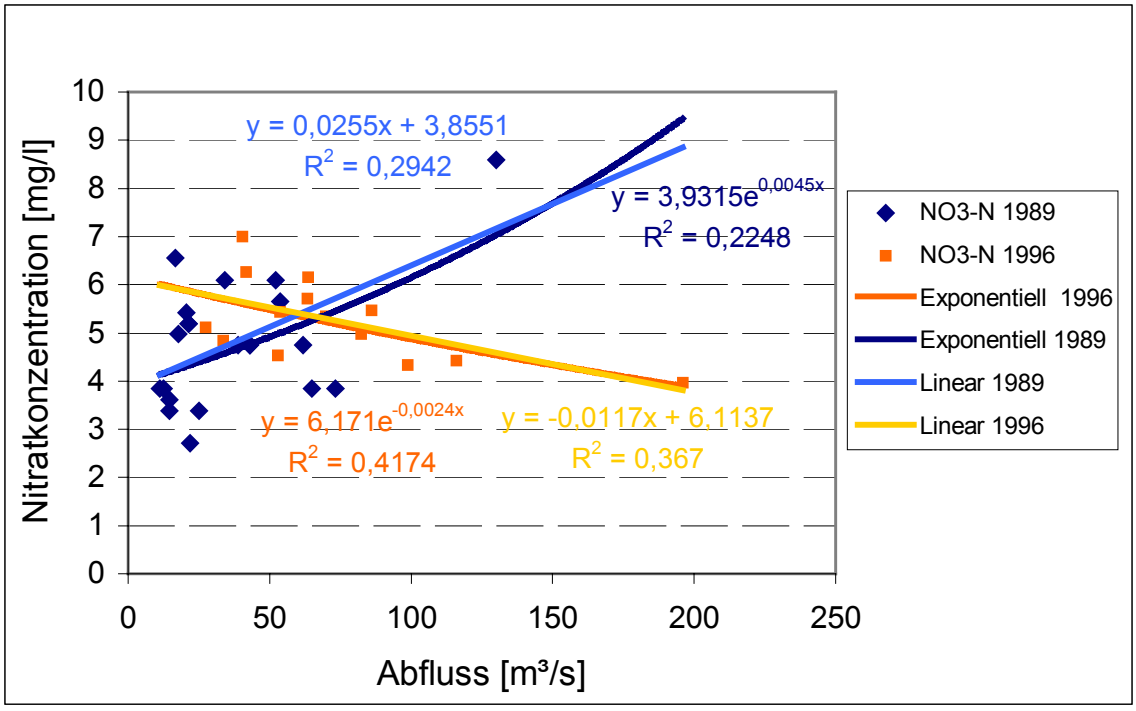


Abb. 25: Nitratkonzentration-Abfluss-Beziehung am Pegel Bad Düben 1989 und 1996

Deshalb wurde die Methodik von OSPAR verwendet, die keine Konzentrations-Abfluss-Beziehung zur Berechnung voraussetzt. Diese Methode ergab auch beim Methodenvergleich zur Frachtschätzung für englische Flüsse die verlässlichsten Berechnungen (LITTLEWOOD in BEHRENDT ET AL. 1999).

$$Fj = \frac{Qj}{Qmess} * \left(\frac{1}{165} \sum_{n} Nt * Qt * Uf \right)$$ **(Formel 40)**

Fj = jährliche Stickstofffracht (t/a)

Qt = mittlerer Jahresabfluss (m³/s)

Qmess = mittlerer Jahresabfluss berechnet für die Tage der Gütemessungen (m³/s)

nj = Anzahl der Messwerte pro Jahr

Nt = Stickstoffkonzentration zum Messzeitpunkt t (mg/l)

Qt = Abfluss zum Messzeitpunkt t (m³/s)

Uf = Umrechnungsfaktor vom Durchflusspegel zum Gütepegel

Da die Messhäufigkeit der Gütemessungen im Einzugsgebiet relativ gering ist, wurde eine Messhäufigkeit von 10 Gütemessungen im Jahr als untere Grenze für die Berechnungen der Frachten gewählt. Da mit abnehmender Messhäufigkeit das Fehlerrisiko der Berechnung steigt, sollten die berechneten Frachten als eine Frachtschätzung betrachtet werden.

8 Ergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen dargestellt. Zunächst werden die punktuellen N-Austräge behandelt und die Ergebnisse der ermittelten Dränageflächenanteile im Gebiet dargestellt. Anschließend wird eine Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffhaushaltskomponenten vorgenommen. Die Plausibilität der Ergebnisse wird jeweils überprüft und mit einer Zusammenfassung am Kapitelende abgeschlossen.

8.1 Punktuelle N-Austräge[11]

8.1.1 Einträge über öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen

Die über Abwasserbehandlungsanlagen in die Flüsse emittierten Stickstoffmengen sind im Wesentlichen abhängig von:

- dem Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserentsorgung
- der Ausstattung der Kläranlagen in Bezug auf:
  - Ausbaugröße (Kapazität)
  - Reinigungsleistung und
  - Zusammensetzung des behandelten Abwassers
- der räumlichen Verteilung der Kläranlagen im Untersuchungsraum.

Der *Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserentsorgung* im Einzugsgebiet der mittleren Mulde liegt bei ca. 56% und somit deutlich unter dem mittleren Wert für das gesamte Bundesland Sachsen (Karte 15, Tab. 27), welches mit einem Anschlussgrad von 80% schon unter dem bundesdeutschen Durchschnitt liegt.

Als Bezugsebene zur Berechnung und Darstellung wurde aufgrund der vorhandenen Datengrundlagen die administrative Einheit der Gemeinde gewählt (Karte 14). Während von 15% der Gemeinden des Untersuchungsgebietes das Abwasser nahezu vollständig der öffentlichen Kanalisation zugeführt wird, ist die Bevölkerung von einem Drittel der Gemeinden zu weniger als 30% an die öffentliche Abwasserentsorgung angebunden. Davon sind 10% noch gänzlich ohne Anschluss. Ähnliche Tendenzen treffen für die Anbindung der Bevölkerung an Abwasserbehandlungsanlagen zu (Karte 14, Karte 15). Insgesamt ist in 15% der Gemeinden des Untersuchungsgebietes die Bevölkerung noch komplett ohne Anschluss an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen und gut ein Viertel aller Gemeinden sind lediglich zu weniger als 30% angebunden.

[11] Die punktuellen Stickstoffeinträge wurden im Rahmen der Diplomarbeit von ULLRICH (2000) ermittelt.

Karte 14: Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation

Karte 15: Anschlussgrad an öffentliche Kläranlagen

Tab. 26: Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserentsorgung im Vergleich (ULLRICH 2000 nach STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (1998), STATISTISCHES BUNDESAMT (1999), StUFA (LEIPZIG, CHEMNITZ, PLAUEN))

Anschlussgrad der Bevölkerung		**Einzugsgebiet mittlere Mulde** **Stand 1998**	**Bundesland Sachsen** **Stand 1998**	**Deutschland** **Stand 1995**
öffentliche Abwasserentsorgung (öffentliche Kanalisation)		55,9%	80,0%	92,1%
davon	öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen	46,0%	70,0%	88,6%
	nur an Kanalisation	9,9%	14,6%	3,5%
weder an öffentliche Kanalisation noch an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen		44,1%	20,0%	7,9%

Einhergehend mit hohen Anschlussgraden der Bevölkerung an Abwasserbehandlungsanlagen tritt erwartungsgemäß eine räumliche Konzentration von Kläranlagen auf (Karte 16), die in diesen Bereichen eine erhöhte Stickstoffemission in die Flüsse erwarten lässt.

Die *Kapazität* der Kläranlagen wird in Größenklassen (GK) angegeben. Im Untersuchungsgebiet sind die Anlagen der GK 1 (Abb. 26) zahlenmäßig am weitesten verbreitet, obwohl in ihnen nur ca. 2% des insgesamt den Kläranlagen zugeführten Abwassers gereinigt wird. In den Anlagen der Größenklassen 4 und 5 hingegen werden über 87% des Abwassers gereinigt, davon allein in denen der Größenklasse 5 (Zwickau und Chemnitz) ca. 48%.

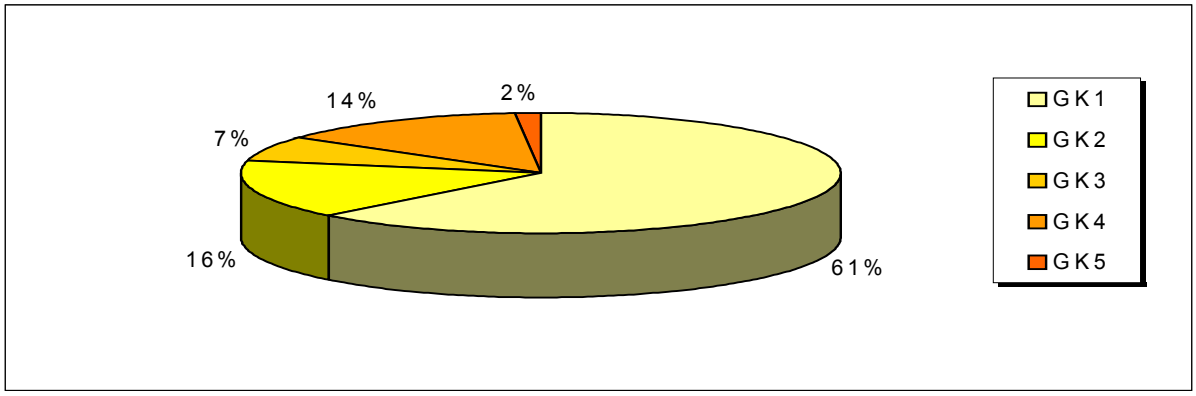


Abb. 26: Anteil öffentlicher Abwasserbehandlungsanlagen des Einzugsgebietes der mittleren Mulde nach ihrer Kapazität in Größenklassen (GK) (ULLRICH 2000)

Karte 16: Kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiterstandorte

Die *Reinigungsleistung* der Anlagen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde ist in Abb. 27 dargestellt. Der überwiegende Anteil der Anlagen (82%) ist mit einer biologischen Reinigungsstufe ausgestattet, die auch zum Teil nitrifiziert. Weitere 13% eliminieren weiterführend. Die restlichen 5% der Anlagen reinigen das ihnen zugeführte Abwasser nur mechanisch.

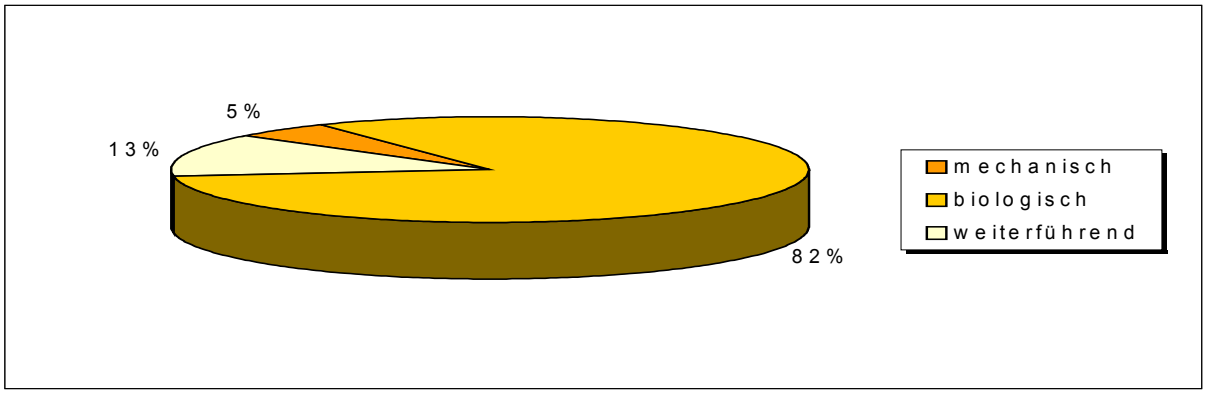


Abb. 27: Öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde nach der Reinigungsstufe (ULLRICH 2000)

Die Anlagen der Größenklasse 4 und 5 sollten hohe Stickstoffeliminierungsleistungen aufweisen, um die Belastung für das Gewässer so niedrig wie möglich zu halten. Abb. 28 zeigt, dass sich mit zunehmender Ausbaugröße gemäß den steigenden Einleiteranforderungen der Ausbaugrad der Reinigungsstufe erhöht.

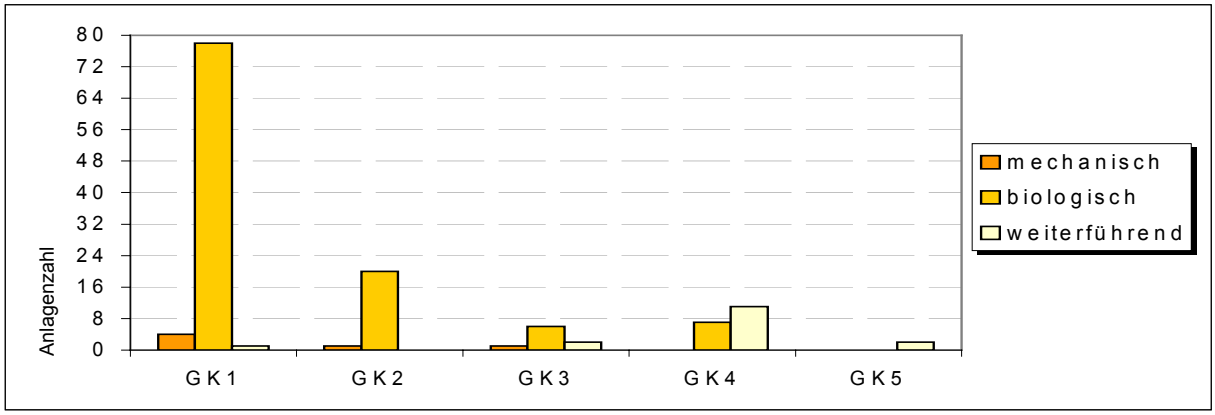


Abb. 28: Reinigungsstufen der öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen unterschiedlicher Größenklassen (GK) (ULLRICH 2000)

Insgesamt werden über 70% des in Kläranlagen anfallenden Abwassers durch eine weiterführende Stickstoffeliminierung gereinigt. Nur mechanisch reinigen lediglich die Kläranlagen Grimma (GK 3) und Trebsen (GK 2) und 4 Anlagen der GK 1 im Süden des Untersuchungsgebietes. In ihnen werden allerdings nur 2% des in Kläranlagen anfallenden Abwassers gereinigt. Die restlichen Abwässer werden einer biologischen Abwasserreinigung unterzogen.

Bei der *Zusammensetzung* des in den Kläranlagen behandelten Abwassers fällt der größte Anteil der zugeführten Stickstofffracht mit ca. 2.800 t/a (67%) durch

häusliches Schmutzwasser an (Abb. 29). Davon stammen ca. 290 t N/a (7%) aus abflusslosen und undichten Gruben.

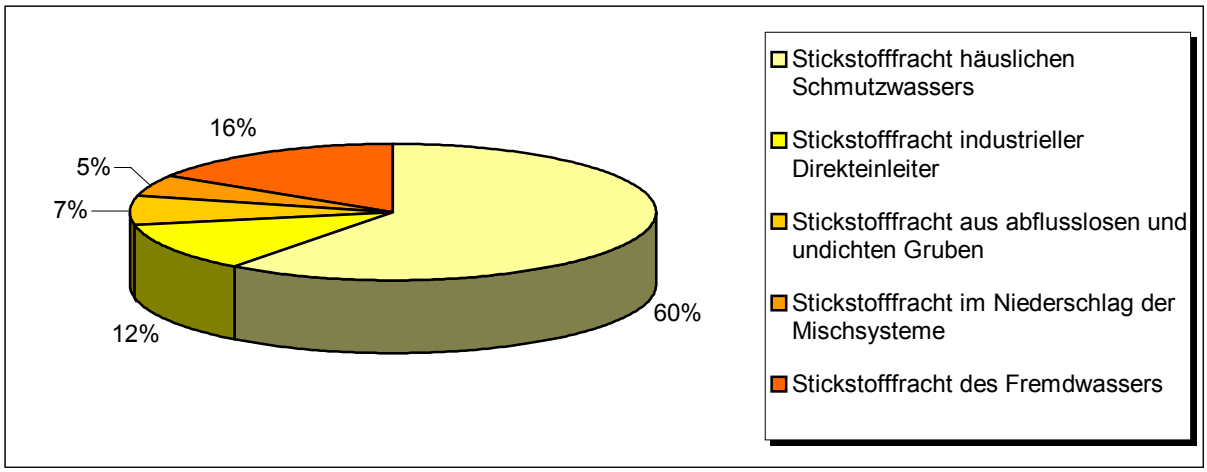


Abb. 29: Zusammensetzung des den Kläranlagen zugeführten Abwassers hinsichtlich seiner Stickstofffracht im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (ULLRICH 2000)

Industrielle Indirekteinleiter leiten den Kläranlagen ab GK 2 insgesamt 491 t N/a (12%) zu. Der geringste Frachtanteil von 211 t Stickstoff jährlich (5%) wird über das Niederschlagswasser in die Mischsysteme eingetragen, während in die Kanalisation eindringendes Fremdwasser den Abwasserbehandlungsanlagen eine weitaus höhere Fracht von jährlich 680 t N (16%) zuführt.

Nach Abzug der an Starkregentagen aus Mischsystemen entlasteten sowie der im Reinigungsverfahren eliminierten Stickstofffracht errechnet sich ein Stickstoffeintrag über Kläranlagenabläufe in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde von insgesamt 1.250 t/a. Die eingetragenen Frachten schwanken je nach Anlagengröße, Auslastung und Reinigungsstufe zwischen weniger als 1 t bis knapp 300 t jährlich.

Hohe Emissionsfrachten in die Gewässer sind v.a. in Bereichen mit einer hohen räumlichen Konzentration von größeren Kläranlagen vorhanden, d.h. in den kreisfreien Städten (Zwickau und Chemnitz) und Gemeinden mit Zentralen Orten (z.B. Eilenburg, Grimma) sowie entlang der Hauptströme (Tab. 68, Karte 17). Die Zwickauer Mulde ist stärker beansprucht als die Freiberger Mulde, da ihr nahezu die gesamten Abwässer des Raumes Zwickau-Chemnitz zugeleitet werden.

8.1.2 Einträge über nicht direkt an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossene Bevölkerung

Über 50% der Bevölkerung des Untersuchungsgebietes sind nicht direkt an eine öffentliche Abwasserbehandlungsanlage angeschlossen (Abb. 26). Davon sind knapp ein Fünftel an die Kanalisation angebunden, während der restliche Teil gänzlich ohne Anschluss an die öffentliche Abwasserentsorgung ist.

Insgesamt werden ca. 850 t Stickstoff jährlich über diesen Pfad in das Untersuchungsgebiet eingetragen. Die Hälfte dieser Fracht emittiert diffus über Austräge aus undichten Gruben in die Landschaft und wird bei den diffusen Einträgen behandelt (Kap.6.3.6) (Abb. 30). Ein Drittel wird aus abflusslosen und undichten Gruben in Kläranlagen überführt (Kap. 6.2.3.1). Lediglich 17%, das entspricht einer Fracht von ca. 150 t/a, gelangen punktuell über die Kanalisation in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde.

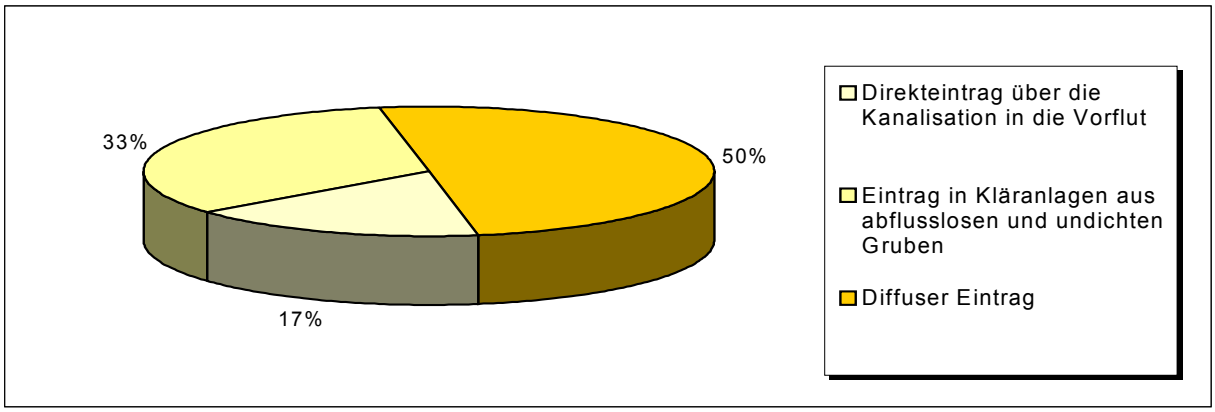


Abb. 30: Eintragspfade der Stickstofffracht des häuslichen Schmutzwassers im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (ULLRICH 2000)

Da die Daten zu den an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern auf Gemeindebasis vorliegen, erfolgt die Ergebnisdarstellung ebenfalls auf Gemeindeebene. In 50% der Gemeinden sind entweder die Haushalte mit Kanalisationsanbindung vollständig an eine Abwasserbehandlungsanlage angeschlossen oder sie sind gänzlich ohne Anschluss an die öffentliche Abwasserentsorgung (Karte 14). Dementsprechend erfolgt in diesen Gemeinden kein punktueller Stickstoffeintrag aus häuslichem Schmutzwasser direkt in die Flüsse. Die Stickstoffeinträge aus häuslichen Schmutzwässern über die Kanalisation schwanken zwischen weniger als 0,1 t und 10 t im Jahr. Die größte Emission von 22 t erfolgt in Limbach-Oberfrohna, westlich der Stadt Chemnitz. Aus dem Stadtgebiet von Chemnitz selbst werden 18 t/a eingetragen.

8.1.3 Einträge über Regenentlastungen

Bei Starkregenereignissen wurde über Regenentlastungsbauwerke ein N-Eintrag in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde von insgesamt 444 t N/a jährlich ermittelt. Die Emissionsfrachten an den einzelnen Kläranlagen liegen im Wesentlichen zwischen weniger als 1 t/a und 10 t/a. Nur in wenigen Fällen werden Frachten über 10 t/a und nur im Fall des der Kläranlage Chemnitz Heinersdorf zugehörigen Mischsystems eine sehr hohe Fracht von 160 t/a eingetragen.

Karte 17: Stickstoffeintrag aus kommunalen und industriellen Einleitern

8.1.4 Einträge über industrielle Direkteinleiter

Insgesamt erreichen jährlich 462 t Stickstoff durch industrielle Direkteinleiter die Flüsse des Untersuchungsgebietes [12]. Die eingetragenen Frachten der einzelnen Anlagen schwanken zwischen weniger als 1 t bis über 100 t im Jahr (Tab. 69). Vorrangig liefern die Industriebetriebe eher niedrigere Stickstofffrachten zwischen weniger als 1 bis 30 t/a, lediglich zwei Betriebe erreichen Frachten über 100 t/a (Karte 17). Allerdings müssen die Unsicherheiten der Datenbasis beachtet werden (Kap. 6.2.4.1), die nur eine Ermittlung von Näherungswerten zulässt. Die in die Quantifizierung eingehenden Betriebe gehören folgenden Branchen an:

- Wärmeerzeugung
- Landwirtschaft
- Papierherstellung
- Milchverarbeitung
- Textilherstellung
- Brauerei
- Kartoffelveredelung
- Fruchtsaftherstellung
- Fleischereien

8.1.5 Einträge des Niederschlagsabflusses über Trennsysteme

Die Trennkanalisation hat im Untersuchungsgebiet einen Anteil von durchschnittlich 11% an der gesamten öffentlichen Kanalisation. Zwischen den Kreisen variiert der Anschlussgrad zwischen weniger als 1% bis 21%.

Der Stickstoffaustrag von versiegelten urbanen Flächen im Untersuchungsgebiet variiert in Abhängigkeit von der Stickstoffdeposition und dem Versiegelungsgrad zwischen jährlich 4 bis 27 kg/ha. Insgesamt fallen im Untersuchungsgebiet 374 t Stickstoff jährlich von versiegelten Flächen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde an. Davon werden entsprechend des hohen Anschlussgrades über 50% in Mischsysteme abgeleitet. Dieser Eintragspfad wurde in der Bilanz des Kapitels 6.2.4.2 berücksichtigt. Ein Drittel des Gesamteintrages wird diffus von den nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossenen versiegelten Flächen in die Landschaft eingetragen und in Kap. 6.3.6 berücksichtigt.

---

[12] Auf Grund von Problemen bei der Datenbeschaffung konnte für zwei der insgesamt 29 erfassten stickstoffrelevanten direkteinleitenden Industriebetriebe im Untersuchungsraum die benötigte Jahresabwassermenge nicht ermittelt werden. Da eine pauschale Schätzung aufgrund mangelnder Informationen zur Größe der betreffenden Betriebe und der anfallenden Abwassermenge nicht möglich ist, sind die betreffenden Betriebe zwar kartographisch erfasst, gehen jedoch nicht in die Berechnung ein.

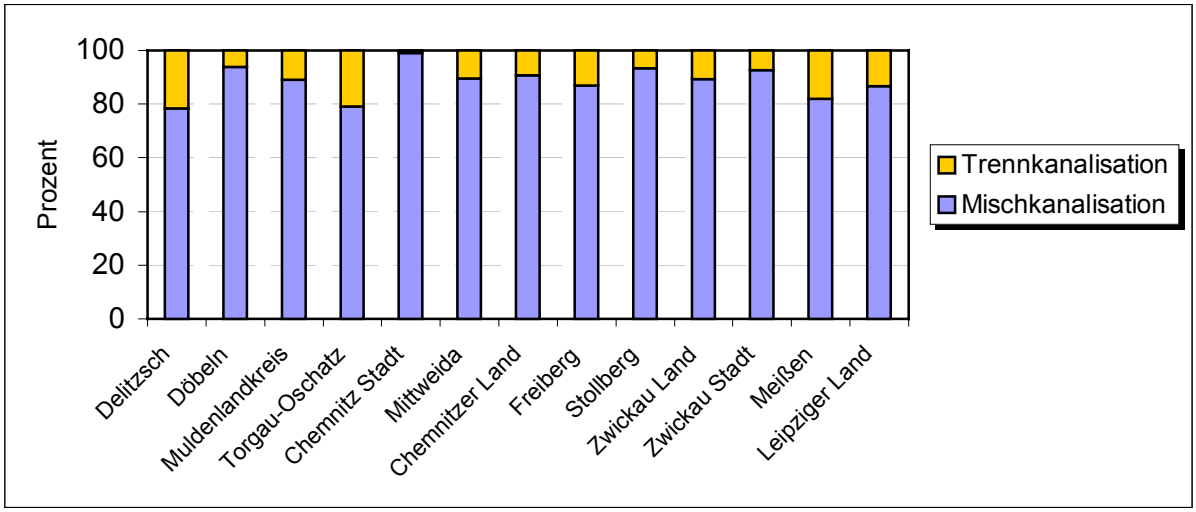


Abb. 31: Anteile der Misch- und Trennkanalisation der Kreise im Einzugsgebiet der mittleren Mulde; Stand 1995 (ULLRICH 2000)

Punktuell werden jährlich **21 t** Stickstoff (6%) über die Regenwasserkanäle der Trennsysteme und **30 t** Stickstoff (8%) über nur an die Kanalisation angeschlossene Fläche in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde emittiert. Das bedeutet, dass über das Niederschlagswasser jährlich insgesamt **51 t** Stickstoff punktuell in die Flüsse des Untersuchungsgebietes eingetragen werden.

8.1.6 Gesamteintrag aus punktuellen Quellen

Insgesamt werden jährlich **2.357 t** Stickstoff punktuell in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde eingetragen. Differenziert nach den unterschiedlichen Eintragspfaden setzt sich diese Fracht folgendermaßen zusammen (Abb. 32).

Der Haupteintrag von über 50% erfolgt über öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen, gefolgt von den industriellen Direkteinleitern mit einem Anteil von 21%. Über Regenüberläufe wird ein ähnlich großer Anteil eingetragen. Die kleinsten Einträge erfolgen anteilig über das Niederschlagswasser in Trennsystemen und von der nur an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche.

Die punktuellen Einträge sind aus dem Verdichteten Raum allgemein größer als aus dem Ländlichen Raum, wie an den höheren Einträgen in die Zwickauer Mulde und ihre Nebenflüsse im Vergleich zur Freiberger Mulde deutlich wird (Karte 18).

Karte 18: Punktueller N-Eintrag in die Flüsse

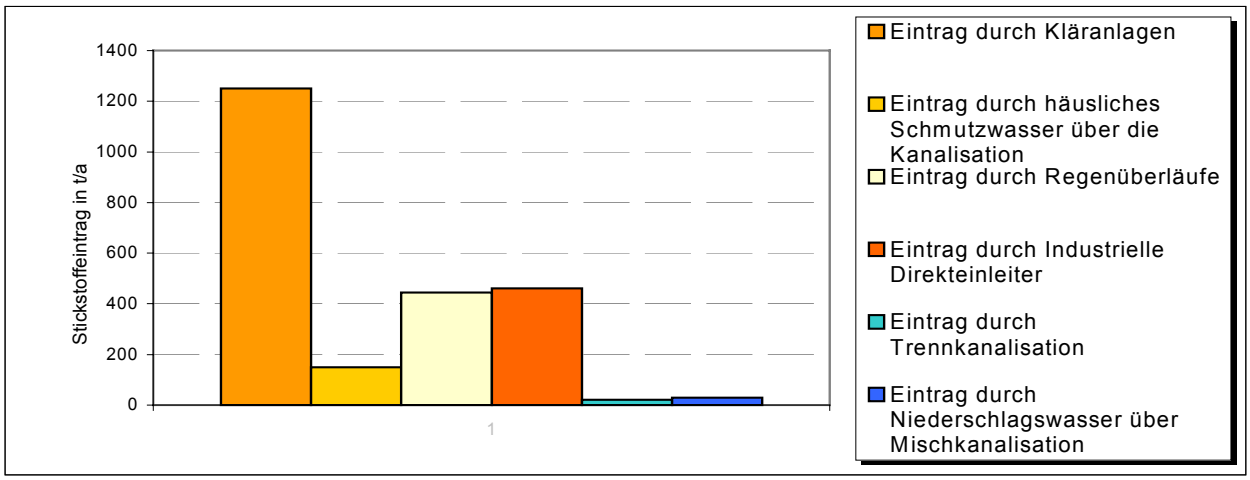


Abb. 32: Zusammensetzung der punktuellen Stickstoffeinträge im Einzugsgebiet der mittleren Mulde nach Eintragspfaden 1998/1999 (ULLRICH 2000)

8.1.7 Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse

Die Plausibilität der Ergebnisse kann für Einträge durch Kläranlagen durch einen Vergleich mit den Überwachungsdaten der Staatlichen Umweltfachämter erfolgen. Weiterhin wird ein Vergleich mit den Ergebnissen der Emissionsabschätzung nach BEHRENDT ET AL. (1999) vorgenommen.

Vergleich der geschätzten Einträge über Abwasserbehandlungsanlagen mit den Überwachungsdaten der StUFA´s

Die Messdaten zum Stickstoffaustrag aus öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen liegen in Form von Konzentrationsmessungen vor. Deshalb müssen im ersten Schritt ausgehend von den von ULLRICH (2000) abgeschätzten Frachten und Abwassermengen die entsprechenden Ablaufkonzentrationen ermittelt werden. Zur Kontrolle der berechneten Abwassermengen werden diese im Vorfeld mit den behördlich genehmigten Jahresabwassermengen verglichen. Als Voraussetzung kann davon ausgegangen werden, dass die erlaubten Jahresabwassermengen bei guter Auslastung der Kläranlagen weitgehend eingehalten werden (DROHM, freudliche mündliche Mitteilung), da bei der Festlegung dieser Werte im Vorfeld alle Standortbesonderheiten, wie z.B. der spezifische Niederschlags- und Fremdwasserzufluss, berücksichtigt werden.

In 65% der Fälle sind die geschätzten Jahresabwassermengen niedriger als die behördlich genehmigten (Abb. 33). Bei den restlichen 35% der Anlagen wurden die Jahresabwassermengen überschätzt. Zu massiven Über- bzw. Unterschätzungen von über 60% kam es dabei in weniger als 30% der Fälle.

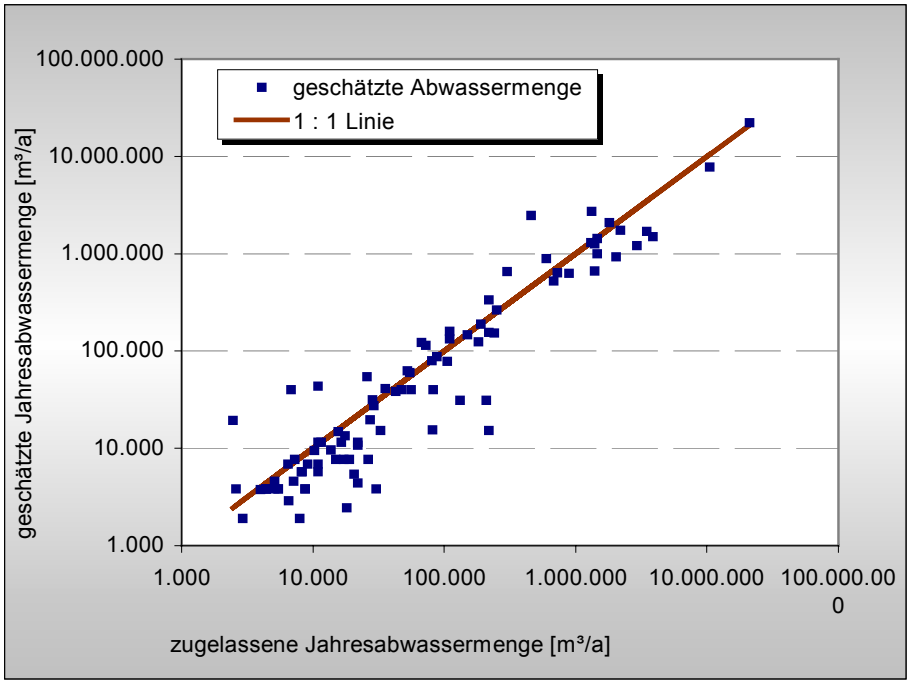


Abb. 33: Vergleich zwischen geschätzten und behördlich erlaubten Jahresabwassermengen im Kläranlagenablauf (ULLRICH 2000)

Bei den sehr stark zu niedrig abgeschätzten Werten handelt es sich im Wesentlichen um Anlagen, denen nach dem theoretischen Bilanzierungsansatz bedingt durch die Anlagengröße kein oder nur sehr wenig Niederschlags- bzw. Fremdwasser zugeführt wird. Von zu hoch abgeschätzten Werten sind dagegen im Wesentlichen Anlagen betroffen, denen auf Grund ihrer Kapazität ein hoher Niederschlags- und Fremdwasserzufluss zugeführt wird. Aus diesem Grund wird angenommen, dass dieser Fehler Folge der verwendeten Berechnungsmethode zum Niederschlagszufluss- bzw. der Niederschlagsverteilung auf die Kläranlagen ist. Ein weiterer Grund für die Unterschätzung der Jahreabwassermengen liegt in der Bemessung der erlaubten Jahresabwassermengen. Es wird von einer einwohnerspezifischen Abwassermenge von 150 l/E*d ausgegangen. ULLRICH (2000) verwendet einen Wert von 104,7 l/E*d, der dem aktuellen Durchschnittswert der einwohnerspezifischen Abwassermengen in Sachsen entspricht. Somit ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Abwassermengen im Kläranlagenablauf unter den erlaubten Jahresabwassermengen liegen und tatsächlich eine höhere Genauigkeit der Abwassermengen vorliegt als durch den Vergleich mit den erlaubten Jahresabwassermengen deutlich wird.

Zum Vergleich der Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf mussten zunächst für jede Anlage aus den Datenreihen der Jahre 1997–1999 die mittlere Ablaufkonzentration berechnet werden. Diese Zeitreihen fanden Verwendung, da sie die größte Datendichte und Aktualität aufweisen. Zusätzlich wurde den mittleren Konzentrationswerten ein organischer Stickstoffanteil von 2 mg/l hinzugefügt, da nur die anorganischen Verbindungen bei der Messung erfasst werden (BEHRENDT ET AL. 1999). Die Messwerte

sind auf Grund von meist nur vierteljährlich durchgeführten Überwachungsmessungen und beträchtlichen Schwankungen zwischen den einzelnen Werten nur als Näherungswerte zu betrachten.

Im Vergleich der gemittelten Messwerte und der geschätzten Werte zeigt sich, dass die geschätzten z.T. stark von den gemessenen Werten abweichen (Abb. 34). Generell werden systematisch höhere Konzentrationen berechnet als gemessen.

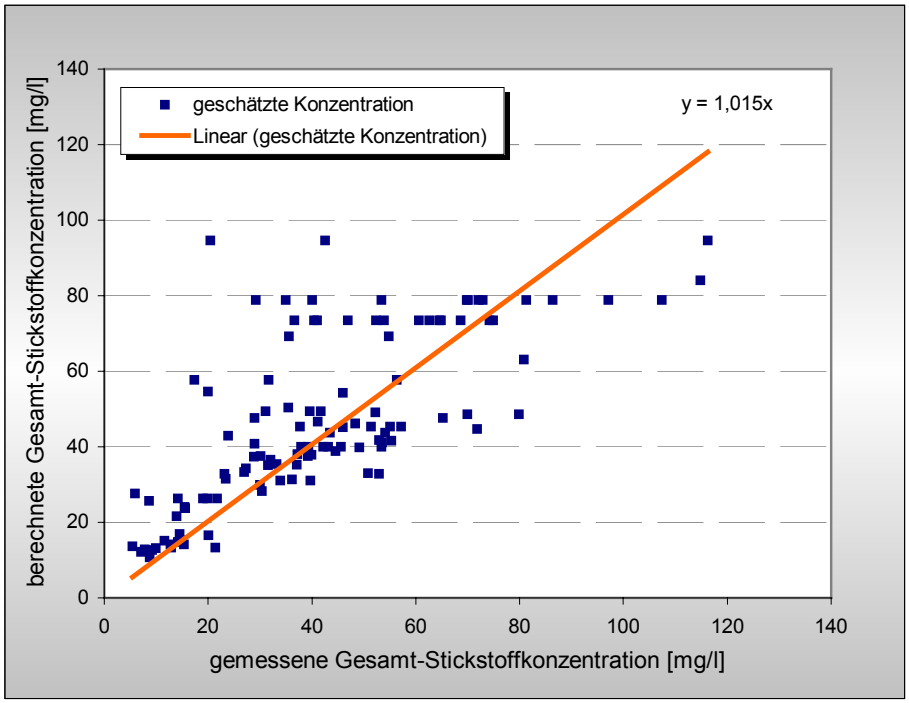


Abb. 34: Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Gesamt-Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf (ULLRICH 2000)

Zu einer Überschätzung der Werte kommt es einerseits, da höhere Konzentrationen durch die geringer angenommenen Jahresabwassermengen berechnet werden. Andererseits werden die Eliminierungsleistungen der Kläranlagen als Konstanten angenommen (Tab. 18), obwohl die Kläranlagen häufig in der Lage sind, den Stickstoff effektiver umzuwandeln als hier berücksichtigt wird. Anhand der Regressionsgerade wird deutlich, dass die berechnete Stickstoffkonzentration im Mittel dem 1,015-fachen des entsprechenden Messwertes entspricht.

Vergleich der Stickstoffeinträge aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen mit den Ergebnissen von BEHRENDT ET AL. (1999)

BEHRENDT ET AL. (1999) ermittelt für den Zeitraum zwischen 1993 und 1997 die punktuellen Stickstoffeinträge in das Flusseinzugsgebiet der Mulde. Allerdings ist ein Vergleich auf Grund der unterschiedlichen Untersuchungsgebietsgrößen sowie der verschiedenen Bezugszeiträume nur bedingt möglich. Die für das Einzugsgebiet der mittleren Mulde ermittelte gesamte punktuelle Emissionsfracht entspricht etwas weniger als einem Drittel des von BEHRENDT ET AL. (1999) abgeschätzten Stickstoff

eintrages für das Mulde-Einzugsgebiet. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Untersuchungsgebietsgrößen und unter Annahme einer relativen Gleichverteilung der Einträge im gesamten Mulde-Einzugsgebiet sind beide Ergebnisse vergleichbar. Zur besseren Übersicht über die einzelnen Austragspfade wurden unter Annahme einer Gleichverteilung der N-Austräge im Untersuchungsraum die Werte auf kg/km² umgerechnet. Ein methodischer Unterschied ergibt sich in der Arbeit von BEHRENDT ET AL. (1999) durch die Zuordnung der Stickstofffracht zu dem diffusen Eintrag, die über den Niederschlagsabfluss von urbanen versiegelten Flächen in die Gewässer eingetragen wird. In der vorliegenden Arbeit wird diese als punktuelle Quelle angenommen.

Tab. 27: Vergleich der punktuellen Stickstoffemissionsfrachten nach BEHRENDT ET AL. (1999) und ULLRICH (2000)

Eintragspfad	**Behrendt et al. (1999)**		**Ullrich (2000)**	
Untersuchungsgebiet	Mulde		mittlere Mulde	
Untersuchungsgebietsgröße	6 700 km²		2 700 km²	
Bezugszeitraum	1993 - 1997		1999	
Einheit	t/a	kg/km²	t/a	kg/km²
N-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen	4 250	634	1 250	463
N-Eintrag über industrielle Direkteinleiter	810	121	462	171
N-Eintrag aus Regenüberläufen	190	28	444	164
N-Eintrag nur Anschluss an Kanalisation	1 130	169	180	67
N-Eintrag aus Trennsystemen	60	9	21	8
N-Eintrag insgesamt aus punktuellen Quellen	**6 440**	**961**	**2 207**	**817**

BEHRENDT ET AL. (1999) berechneten für das gesamte Mulde-Einzugsgebiet eine Stickstoffemission aus *kommunalen Kläranlagen* (Stand 1995) von 4.250 t/a gegenüber einem von ULLRICH (2000) abgeschätzten Eintrag von 1.250 t/a (Tab. 27). Die insgesamt niedriger abgeschätzte Fracht von ULLRICH (2000) liegt an der aktuelleren Datenbasis. Diese bezieht z.B. die höhere Reinigungsleistung der Kläranlage Heinersdorf ein, die als größte Anlage des Untersuchungsgebietes ihre N-Fracht in die Zwickauer Mulde um ca. 900 t/a verringerte.

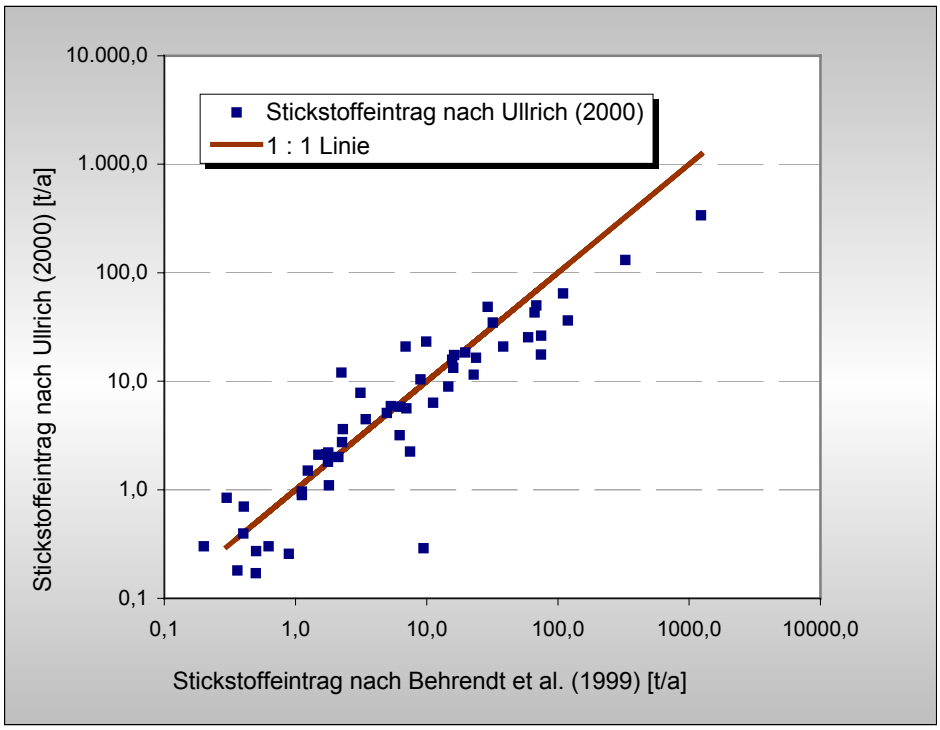


Abb. 35: Vergleich der geschätzten Stickstoffeinträge ausgewählter Kläranlagen nach Behrendt et al. (1999) und ULLRICH (2000) im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

Zudem ist im Vergleich ein systematischer Unterschied festzustellen. Die Einträge der Anlagen der Größenklasse 1 liegen bei BEHRENDT ET AL. (1999) regelmäßig höher, die Einträge der Anlagen der GK 2 im Mittel niedriger. Bei den Anlagen der GK 3, 4 und 5 ermittelt Behrendt ebenfalls systematisch höhere Emissionsfrachten. Dieser Trend verstärkt sich mit zunehmender Anlagengröße.

Auch dieser Unterschied liegt im Wesentlichen an der Verwendung einer unterschiedlichen Datenbasis aufgrund der Berechnungen in unterschiedlichen Maßstabsebenen. BEHRENDT ET AL. (1999) berechnen einen Teil der in bei ULLRICH (2000) vorliegenden Ausgangsdaten, um den Aufwand für die Datenbeschaffung einzugrenzen. Das führt zu Ungenauigkeiten, die sich u.a. in höher oder niedriger angenommenen Kapazitäten und Auslastungen der entsprechenden Anlagen widerspiegeln. Die von ULLRICH (2000) verwendete Datenbasis ist aktueller und aufgrund des größeren Maßstabs detaillierter, so dass die N-Einträge detaillierter erfasst werden konnten.

Über *industrielle Direkteinleiter* schätzen sie eine Emissionsfracht von 810 t/a gegenüber einem von ULLRICH (2000) ermittelten Wert von 462 t/a ab. Wird berücksichtigt, dass der Raum Zwickau-Chemnitz (der bei ULLRICH (2000) einbezogen ist) industriell sehr stark beansprucht wird, erscheinen die Ergebnisse vergleichbar. Für den Stickstoffeintrag über *Regenentlastungen* wird von ULLRICH (2000) trotz geringerer Einzugsgebietsgröße ein deutlich höherer Eintrag abgeschätzt als bei BEHRENDT ET AL. (1999). Gründe hierfür liegen in den unterschiedlichen Gebietsparametern, die in

die verwendete Berechnungsformel eingehen und in dem unterschiedlichen Ansatz zur Berechnung des Niederschlagsabflusses von versiegelten Flächen. Die N-Einträge über *Trennsysteme* sind mit 9 kg/km² (BEHRENDT ET AL. 1999) gegenüber den von ULLRICH (2000) berechneten Wert von 8 kg/km² gut vergleichbar.

8.1.8 Zusammenfassung

Stickstoffverbindungen werden punktuell aus Siedlungsbereichen über die Einleitungen des kommunalen Abwassers eingetragen, welches sich aus häuslichem/industriellem Schmutzwasser, dem Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen und dem Fremdwasser zusammensetzt. Die Stickstoffeinträge in die Gewässer erfolgen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Eintragspfade über kommunale Kläranlagen, direkt über die Kanalisation, über Regenüberlaufbauwerke der Mischsysteme, über industrielle Direkteinleiterbetriebe sowie über die Trennkanalisation.

Insgesamt werden punktuell 2.357 t Stickstoff jährlich in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde eingetragen. Mit 1.250 t/a erfolgt über 50% des Gesamteintrags aus punktuellen Quellen über kommunale Abwasserbehandlungsanlagen. Des Weiteren werden über industrielle Direkteinleiterbetriebe 462 t/a, über die Regenentlastungsbauwerke der Mischsysteme 444 t/a, über die Kanalisation 180 t/a und über die Trennkanalisation 21 t/a eingetragen. Auf mögliche Eintragsminderungen wird in Kap. 10 eingegangen.

8.2 Dränageflächenanteile im Untersuchungsgebiet[13]

Der Gesamtdränageflächenanteil im Untersuchungsgebiet liegt bei 25,2%, wobei Grünlandflächen niedrigere Werte aufweisen (19,0%) als Ackerland (27,4%). Abb. 36 gibt einen Überblick über die Verteilung der Dränageflächenanteile in den Naturräumen nach Acker- und Grünlandflächen getrennt. Die stärkere Dränung von Ackerland (27,4%) im Vergleich zu Grünland (19,0%) ist in allen Naturräumen festzustellen mit Ausnahme des Mittelsächsischen Lößhügellandes. Hier liegt der Dränageflächenanteil des Grünlandes mit 17,4% über dem des Ackerlandes mit 16,0%.

Karte 19 gibt die räumliche Verteilung der Dränageflächenanteile wieder, d.h., hier ist der prozentuale Anteil der gedränten Fläche an den Standortregionaltypen dargestellt.

Das *Mulde-Lößhügelland* mit dem vorwiegenden Bodentyp Lößpseudogley weist mit 30% den höchsten Dränumfang auf. Nur im westlichen Bereich nahe der Zwickauer Mulde sind großflächig Anteile unter 30% vorhanden. Hier ist der Anteil der Parabraunerden höher als im restlichen Naturraum. Das *Nordsächsische Platten-*

[13] Dieses Kapitel wurde im Rahmen einer Diplomarbeit von Hammann (2000) erarbeitet.

Karte 19: Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen

und Hügelland erreicht mit 26% den zweithöchsten Dränanteil. Hier ist aufgrund der wechselnden Hydromorphie der Böden jedoch ein deutlicher Wechsel von geringen und sehr hohen Dränanteilen festzustellen.

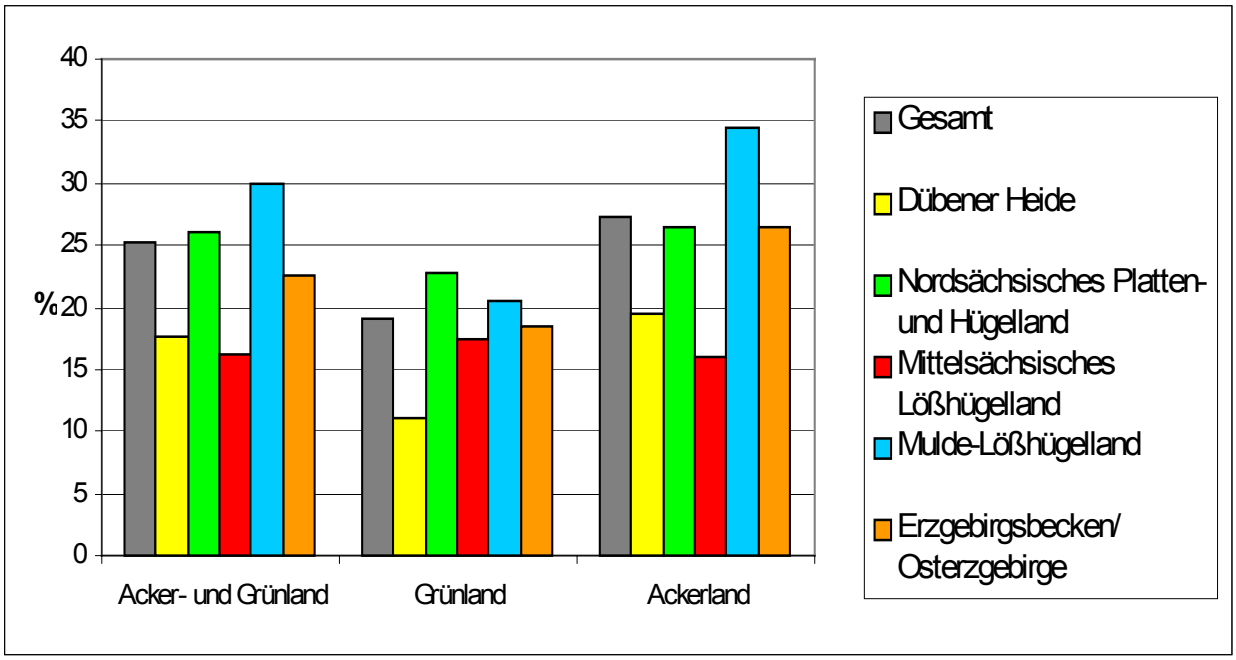


Abb. 36: Dränageflächenanteile in den Naturräumen nach Gesamtfläche, Grün- und Ackerland

Die *Dübener Heide* und das *Mittelsächsische Lößhügelland* weisen mit 18% und 16% niedrigere Dränageflächenanteile auf, hier sind nur einzelne Flächen über 30% gedränt. Dies liegt an der geringen Dränbedürftigkeit der sandigen Böden der Dübener Heide und der sickerwasserbestimmten Parabraunerden des Mittelsächsischen Lößhügellandes. Eine Mittelstellung nimmt das *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* mit einem durchschnittlichen Dränanteil von 23% ein. Hier kommen teilweise staunasse Böden im Wechsel mit Braunerden und Parabraunerden vor.

Neben der Darstellung der Dränanteile können die Ergebnisse anhand weiterer Informationen der MMK ausgewertet werden, die eine Überprüfung der Plausibilität der Ergebnisse zulassen. Dazu eignen sich die Bodenparameter *Substrat*, die *Kennzeichen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften* des Standortregionaltyps (StR) sowie die Hydromorphieflächentypen (HFT), die für den Gesamtraum dargestellt werden (Kap. 4). Da der Hydromorphieflächentyp hinsichtlich der Dränbedürftigkeit der Böden am aussagekräftigsten ist, wird dieser auch für die Naturräume ausgewertet. Weiterhin werden für die Naturräume die Dränageflächenanteile der einzelnen Standortregionaltypen (%), die Gesamtfläche des jeweiligen Standortregionaltyps (km²) und seine gedränte Fläche (km²) in Tab. 45 bis Tab. 54 im Anhang dargestellt.

8.2.1 Gesamtes Untersuchungsgebiet

Eine grobe Einteilung der Böden nach Bodenwasserverhältnissen ist mit Hilfe des Kleinbuchstabens der Standortregionaltypen möglich (a = sickerwasserbestimmt, b =, staunässe- u./o. grundwasserbestimmt, c = Besonderheiten des Substrataufbaus, tlw. Staunässe- oder Grundwassereinfluss) (Kap. 4). Von den sickerwasserbestimmten Standorten wurden 14,8% gedränt, der Anteil der grund- und staunassen Standorte ist mit 30,1% etwa doppelt so hoch (Tab. 28).

Tab. 28: Dränageflächenanteile im Einzugsgebiet der mittleren Mulde unterschieden nach der Kennzeichnung der Bodenwasser- und Substrateigenschaften im Standortregionaltyp (HAMMANN 2000)

Bodenwasser- und Substrateigen-schaften	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Grünland	Ackerland
a	14,8	16,1	14,3
b	30,1	21,9	33,4
c	22,1	13,2	24,3

Besser werden die Bodenwasserverhältnisse jedoch durch den Hydromorphieflächentyp wiedergegeben (Tab. 29). Stark gedränt sind die grundwasserbestimmten Böden (G1, G2, GN1, GS2, GS3) mit Flächenanteilen zwischen 20,6% bis 39,9% und die Stauwasserböden (S1, S2, S3, SN1, SN2) mit Flächenanteilen zwischen 18,7% bis 32,5%. Anteile von 8% und 13,4% weisen die sickerwasserbestimmten N1- und N2-Standorte auf. Die Übergangsböden SN1 und SN2 liegen mit 18,7% und 24,4% zwischen den Werten der reinen Sickerwasser- und Staunässeböden. Der Dränanteil des Übergangsbodens GN1 liegt allerdings über dem Anteil der grundwasserbestimmten G1-Böden, ebenso sind auf den stärker sickerwasserbetonten N1-Flächen höhere Dränanteile als auf den N2-Flächen mit höheren Staunässeanteil zu finden.

Die Aufteilung nach Substrathauptgruppen (D: Diluvial-, Al: Alluvial-, L: Löß-, V: Verwitterungsböden, Mo: Moor) ergibt keine großen Unterschiede innerhalb der Ergebnisse, hier setzen sich lediglich die Dränageflächenanteile der Lößböden durch etwas höhere Anteile von den anderen Substraten ab (Tab. 30).

Tab. 29: Dränageflächenanteile im Einzugsgebiet der mittleren Mulde unterschieden nach Hydromorphieflächentypen (HAMMANN 2000)

Hydromorphie-flächentyp	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Grünland	Ackerland
G1	20,6	13,3	28,9
G2	27,9	25,3	31,0
GN1	26,0	20,4	35,3
GS2	25,1	23,0	26,1
GS3	39,9	25,7	57,8
N1	13,4	12,5	13,5
N2	8,0	8,1	8,0
S1	32,5	23,5	34,5
S2	34,7	24,0	38,0
S3	26,4	23,3	30,2
SN1	18,7	11,7	21,6
SN2	24,4	19,8	27,2

Tab. 30: Dränageflächenanteile im Einzugsgebiet der mittleren Mulde unterschieden nach Substraten (HAMMANN 2000)

Substrat	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Grünland	Ackerland
Al	19,3	15,7	24,2
D	22,7	17,7	23,4
Lö	27,9	21,3	29,9
Mo	21,7	22,6	19,4
V	23,3	17,8	27,1

8.2.2 Naturräume

Besser werden die Bodenwasserverhältnisse jedoch durch den Hydromorphieflächentyp wiedergegeben (Tab. 29). Stark gedränt sind die grundwasserbestimmten Böden (G1, G2, GN1, GS2, GS3) mit Flächenanteilen zwischen 20,6% bis 39,9% und die Stauwasserböden (S1, S2, S3, SN1, SN2) mit Flächenanteilen zwischen 18,7% bis 32,5%. Anteile von 8% und 13,4% weisen die sickerwasserbestimmten N1- und N2-Standorte auf. Die Übergangsböden SN1 und SN2 liegen mit 18,7% und 24,4% zwischen den Werten der reinen Sickerwasser- und Staunässeböden. Der Dränanteil des Übergangsbodens GN1 liegt allerdings über dem Anteil der grundwasserbestimmten G1-Böden, ebenso sind auf den stärker sickerwasserbetonten N1-Flächen höhere Dränanteile als auf den N2-Flächen mit höheren Staunässeanteil zu finden.

Allerdings sind einige Werte nicht repräsentativ, da der Flächenanteil an der Gesamtfläche zu gering ist. Das gilt für S1-Böden der Dübener Heide mit einer Gesamtfläche von 1,5 km², für die S2-Böden im Mittelsächsischen Lößhügelland und im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge sowie für die G2-Böden im Nordsächsischen Platten- und Hügelland und im Mulde-Lößhügelland mit einer Fläche von jeweils unter 2 km². Auch die S3-Böden machen im gesamten Untersuchungsgebiet nur 15 km² des repräsentativen Dränageflächenareals aus.

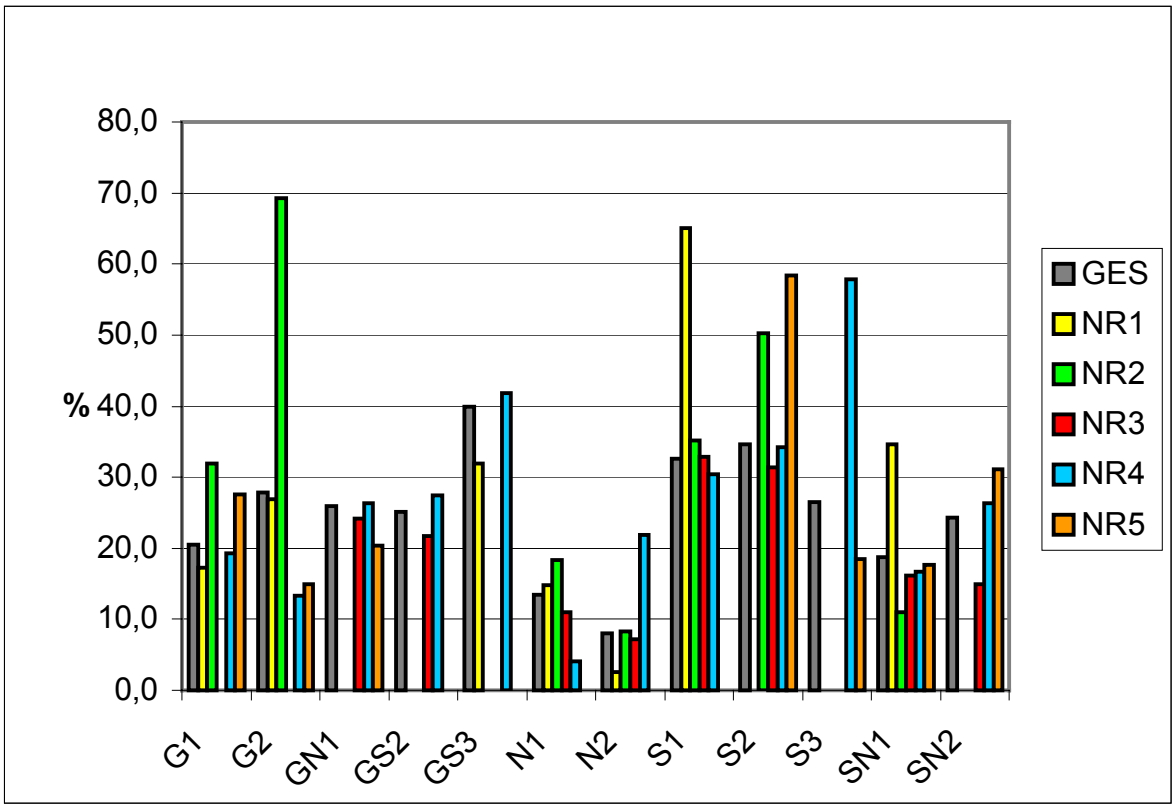


Abb. 37: Dränageflächenanteile in den Naturräumen nach Hydromorphieflächentypen (HAMMANN 2000)

8.2.3 Plausibilität der Dränageflächenanteile

Die Plausibilität der ermittelten Dränageflächenanteile wurde zunächst anhand des Anteils an staunassen bzw. grundwasserbeeinflussten Böden in dem jeweiligen Naturraum überprüft. Weiterhin bietet der Generalmeliorationsplan für den ehemaligen Bezirk Leipzig mit dem für das Jahr 1990 geplanten Bestand von Dränageflächen einen Vergleich.

Vergleich der Dränageflächenanteile mit dem Anteil an stau- bzw. grundwasserbeeinflussten Böden

Im folgenden soll überprüft werden, ob die ermittelten Dränageflächenanteile mit den Anteilen an stau- bzw. grundwasserbeeinflussten Böden übereinstimmen.

In den Gebieten, in denen nur ein geringer Anteil an Stau- bzw. Grundnässeböden vorhanden ist, treten erwartungsgemäß die geringsten Dränungsmaßnahmen auf.

Dieses sind zum einen die Braunerden und Parabraunerden aus Sand im Gebiet der Dübener Heide, die zu fast zwei Dritteln sickerwasserbestimmt sind (Hydromorphieflächentyp „N“). Hier liegt ein Dränageanteil von knapp 18% vor (Tab. 31). Zum anderen besitzen die zu 56% sickerwasserbestimmten Parabraunerden der mächtigen Lößdecken (Mittelsächsisches Lößhügelland) mit 16% einen niedrigen Dränageflächenanteil. Im Gegensatz dazu sind die Gebiete, in denen im Untergrund dicht gelagerte Schichten mit geringer Wasserleitfähigkeit auftreten, verstärkt gedränt worden. Im Nordsächsischen Platten- und Hügelland, in dem flächenhaft unter einer maximal einen Meter mächtigen Sandlößdecke wasserstauende Geschiebelehm- oder tertiäre Verwitterungsdecken auftreten, kommen stauwasserbestimmte Böden (Hydromorphieflächentypen S1 und S2) mit einem Flächenanteil von über 54% vor. Bereiche, die nicht von einer stauenden Schicht unterlagert sind, weisen hingegen nur geringe Dränageflächenanteile auf. In dem stark gedränten Mulde-Lößhügelland beträgt der Flächenanteil der Stauwasserböden fast zwei Drittel. Entsprechend liegen in diesem Naturraum mit 30 % die höchsten Dränageanteile vor. Nur im westlichen Bereich nahe der Zwickauer Mulde treten noch häufig Parabraunerden auf, die zu einem geringeren Anteil dräniert sind. Im Festgesteinsbereich werden drei Viertel der Fläche sowohl von sickerwasser- als auch von stauwasserbeeinflussten Böden (Hydromorphieflächentypen SN1 + SN2) geprägt. Der Wert von knapp 23% Dränageflächen ist damit plausibel.

Tab. 31: Anteil der Dränageflächen (in %) in den Naturräumen des Einzugsgebiets der mittleren Mulde (HAMMANN 2000)

Natur-raum	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Grünland	Ackerland
1	17,7	11,2	19,4
2	26,0	22,8	26,5
3	16,2	17,4	16,0
4	30,0	20,5	34,4
5	22,6	18,5	26,6
Gesamt	25,2	19,0	27,4

Die Ergebnisse der Auswertung der Dränageflächenanteile der unterschiedlichen Hydromorphieflächentypen sind jedoch nicht in allen Belangen plausibel. So liegt zwar der Gesamtdurchschnittswert der Böden mit dem Hydromorphieflächentyp N bei 11,6%, was als Ergebnis vertretbar ist, da laut Definition der Flächenanteil der sickerwasserbestimmten Böden über 80% (N1) bzw. 60-80% (N2) beträgt (SCHMIDT & DIEMANN 1991). Allerdings müsste gemäß dieser Definition der Dränageflächenanteil der N2 höher liegen als der Dränageflächenanteil der N1-Böden, was nur im

Naturraum 4 (21,8% gegenüber 11,0% bei N1) der Fall ist; im Gesamtergebnis liegt der N1-Wert mit 13,4% gegenüber dem N2-Wert (8,0%) höher. Außerdem weisen die N1-Böden in den einzelnen Teilräumen vereinzelt Werte über 20% Dränageflächenanteil auf, wie z.B. im Nordsächsischen Platten- und Hügelland der Standortregionaltyp D3c4-01 (Decklehmsand, sickerwasserbestimmt) mit 21,3%.

Plausibel ist, dass die Ergebnisse für die Grundwasserstandorte mit insgesamt 22,9% unterhalb der Dränageflächenanteile der Stauwasserböden liegen. Die im Bereich der Auen vorkommenden Böden sind zwar äußerst fruchtbar, weswegen eine verstärkte Entwässerung sinnvoll wäre; allerdings ist eine Entwässerung schwieriger zu erreichen, weil in den oft flachen Flusstälern das für eine Abführung des Dränwassers notwendige Gefälle fehlt bzw. dafür die Einrichtung von Schöpfwerken notwendig wäre, was wiederum den finanziellen und technischen Aufwand erheblich steigern würde (SRU 1985:108).

Vergleich der Dränageflächenanteile mit den Angaben im Generalmeliorationsplan

Nach Angaben des Generalmeliorationsplans für die Jahre 1986-90 (Tab. 32) belief sich der geplante Bestand an Dränageflächen für das Jahr 1990 im ehemaligen Bezirk Leipzig auf 772 km², womit der Anteil der gedränten Flächen an der Gesamtnutzungsfläche 24,6% beträgt. Der Unterschied zu dem von HAMMANN (2000) ermit-

Tab. 32: Angaben des Generalmeliorationsplans für 1986-1990: Bestand vorhandener und geplanter Meliorationsanlagen im DDR-Landkreis Leipzig - Stand 31.12.1984 (Anonymus, o. J.)

Kreis	**Landnutzungsfläche [km²]**	**Dränung [km²]**	**Dränung/LNF [%]**	**Binnengräben [km]**	**Binnengräben/LNF [km/km²]**
Altenburg	203	33,96	16,7	190	0,936
Borna	194	40,71	21,0	84	0,433
Delizsch	309	62,95	20,4	-	-
Döbeln	321	17,69	5,5	168	0,523
Eilenburg	321	82,82	25,8	195	0,607
Geithain	199	131,35	66,0	107	0,538
Grimma	307	79,9	26,0	157	0,511
Leipzig	260	78,74	30,3	189	0,727
Oschatz	289	80,2	27,8	315	1,090
Schmölln	173	35,46	20,5	62	0,358
Torgau	336	78,01	23,2	207	0,616
Wurzen	227	49,08	21,6	263	1,159
Bezirk Leipzig	**3142**	**772,82**	**24,6**	**1937**	**0,616**

telten Dränanteil von 25,2% ist damit sehr gering. Das Untersuchungsgebiet entspricht zwar nicht vollständig dem Bezirk Leipzig, beide Gebiete besitzen jedoch eine große gemeinsame Fläche. Auch der berechnete Dränanteil im Altkreis Wurzen, der vollständig im Untersuchungsgebiet liegt, weicht mit 20,2% nur wenig von der Angabe des Generalmeliorationsplans mit 21,6% ab.

Zusammenfassend können die Ergebnisse als durchweg plausibel und realitätsnah eingestuft werden. Als Ursachen für auftretende Unstimmigkeiten können folgende Gründe in Betracht gezogen werden:

1. Die Genauigkeit der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung: Die geometrischen Angaben der Bodenformen der MMK fassen unterschiedliche Bodentypen zu Standortregionaltypen zusammen. So wird der Einfluss kleinräumiger Wechsel der Standortfaktoren nicht berücksichtigt. DÖRTER (1989: 293) stellt fest, „dass Kartierungseinheiten, die ein und demselben Standortregionaltyp angehören, in bezug auf die Melioration teilweise sehr verschieden einzuschätzen sind". Für die Auswertung im mittleren Maßstabsbereich ist eine Generalisierung jedoch notwendig, so dass unter Berücksichtigung der Aufgabenstellung die Verwendung der MMK gerechtfertigt ist.

2. Die ungenügende Berücksichtigung der Standortfaktoren bei der Projektplanung: Berücksichtigung muss bei der Bewertung der Ergebnisse auch der Umstand finden, dass die Dränung kein natürlicher Prozess ist, sondern vom wirtschaftenden Menschen durchgeführt wird. Dies geschieht oft ohne eine ausreichende Berücksichtigung der natürlichen Standortfaktoren. Gerade großflächige Systemdränungen, die von den staatlichen Institutionen der DDR finanziert wurden, entwässern zum Teil auch stau- oder grundnässefreie Böden. Die Projekte wurden oft geplant und durchgeführt „ohne ökonomische und naturwissenschaftliche Zusammenhänge ausreichend zu berücksichtigen" (POLLACK 1991: 4). BACH ET AL. (1998) sprechen von „weichen" Faktoren, die eine statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Dränageflächenanteilen und den naturräumlichen Standortfaktoren einschränken (BACH ET AL. 1998:42).

Mit dieser Untersuchung sind Dränageflächen erfasst, die zu DDR-Zeiten angelegt wurden. 9% der Dränagen in Sachsen sind vor 1950 gebaut worden (POLLACK 1991:12). Deren Wirksamkeit ist bisher nicht untersucht worden, jedoch kann tlw. von etwas höheren als den berechneten Dränageflächenanteilen ausgegangen werden. Andererseits ist die vollständige Funktionstüchtigkeit der Dränagen in den 90er Jahren aufgrund der zurückgegangenen Pflegeleistungen geringer. Die Räumung der Gräben – die nun zu den Aufgaben der Gemeinden gehört – wird häufig aus Kostengründen nicht durchgeführt. Die Einschränkung der Wirksamkeit betrifft in der Regel nur wenige Prozent der Fläche (Herr Zschaage, Agrargenossenschaft Knobelsdorf; Herr Köhler, Ragewitzer Agrarproduktionk, Pölsig). Beide Faktoren werden mangels hinreichender Daten sowie des geringen Einflusses auf den Nitrataustrag nicht berücksichtigt.

8.3 Bilanzierung des Wasserhaushaltes

8.3.1 Überblick über die Wasserhaushaltsgrößen der Naturräume

Der Gesamtabfluss wurde mit dem Modell ABIMO modelliert. Die Wasserhaushaltskomponenten sind nach Naturräumen gegliedert in Abb. 38 dargestellt. Der Anstieg des Niederschlags von der Dübener Heide zum Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge ist gut erkennbar. Die reale Evapotranspiration ist in der Dübener Heide aufgrund des hohen Waldanteils höher als im Nordsächsischen Platten- und Hügelland. Ansonsten erkennt man - wie bei KRÖNERT (1997b) beschrieben - die steigende Tendenz der Evapotranspiration bis 700 mm/a Niederschlag, die dann stagniert, um bei 800 mm/a wieder abzunehmen. Die Abnahme ist mit der Verringerung der für die Verdunstung verfügbaren Energie aufgrund der Höhenlage zu erklären. Der ermittelte Gesamtabfluss gliedert sich in die Versickerung und den Oberflächenabfluss von urbanen Flächen. Die Versickerungsrate nimmt von Nord nach Süd deutlich zu. Dabei muss wiederum in der Dübener Heide berücksichtigt werden, dass die hohen Waldanteile geringe Versickerungsraten verursachen. Der Oberflächenabfluss von versiegelten urbanen Flächen beträgt 4 bis 8 % des Gesamtabflusses. Er nimmt bei steigenden Niederschlägen zu.

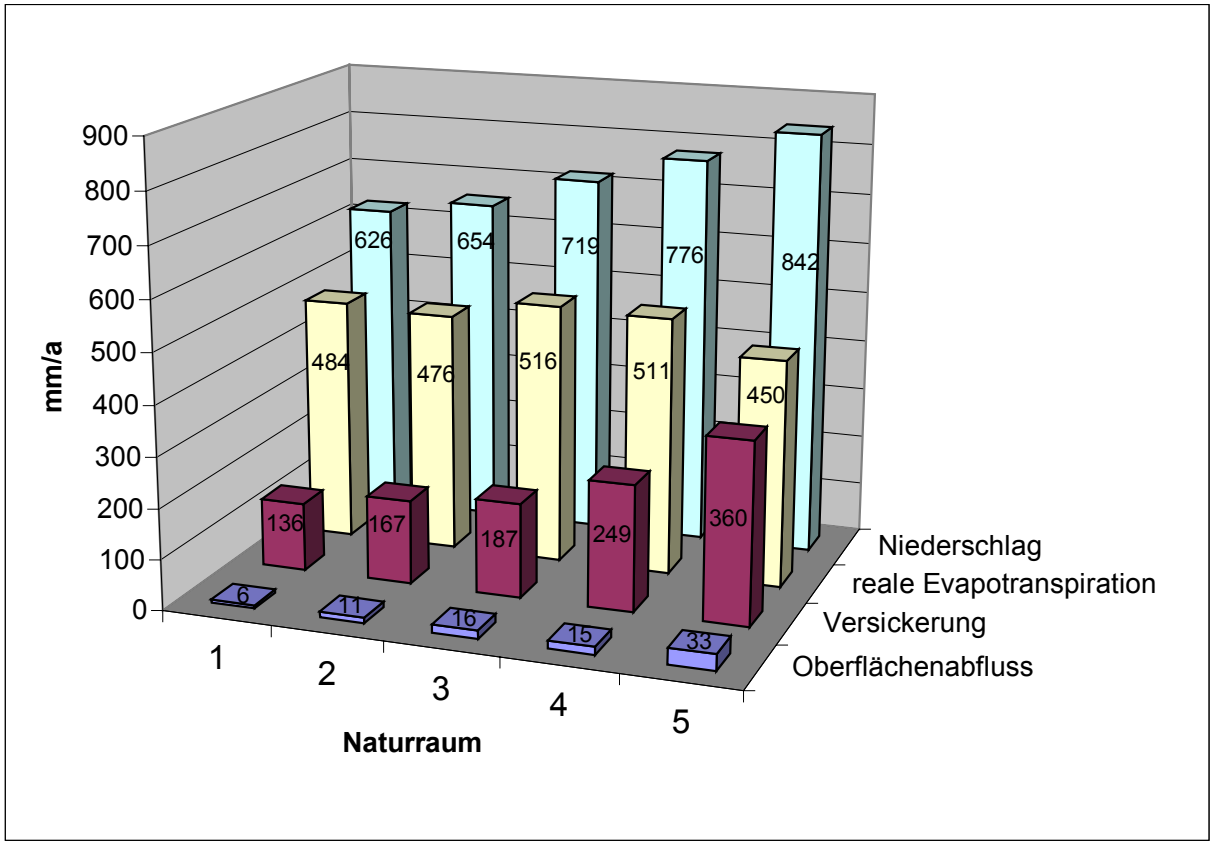


Abb. 38: Verteilung der Wasserhaushaltskomponenten in den Naturräumen (arithmetisches Mittel)

8.3.2 Flächendeckende Bilanzierung der Wasserhaushaltsgrößen

Die Ergebnisse der Berechnungen mit ABIMO umfassen die flächendeckende Berechnung folgender Wasserhaushaltsgrößen (langjähriges Mittel):

- reale Evapotranspiration
- Gesamtabfluss

Der Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen geht in die Berechnung der punktuellen N-Austräge (Kap. 6.2) sowie in die Berechnung der N-Austräge über versiegelte urbane Flächen (Kap. 6.3.6) ein und wird aus Gründen der Darstellung nicht flächendeckend abgebildet.

8.3.2.1 Reale Evapotranspiration

Die reale Evapotranspiration ist in Karte 20 dargestellt. Sie weist eine Spannbreite von 0 bis 700 mm/a auf. Die höchsten Werte der Evapotranspiration sind großflächig auf den Lößstandorten des Lößparabraunerdegebietes und des Lößpseudogleygebietes mit 500 bis 600 mm/a zu finden. Die Lößstandorte besitzen ein sehr gutes Wasserspeichervermögen und können entsprechend zur Verdunstung beitragen. Die hohen Werte im mittleren Bereich des Lößpseudogleygebietes sind durch hohe Niederschlagswerte als auch hohe Werte der nutzbaren Feldkapazität in diesem Raum begründet (Karte 3 und Karte 4). Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* sind flächenhaft Werte von 400 bis 500 mm/a vorhanden, die durch geringere mittlere Jahresniederschläge und das nur mäßige Wasserspeichervermögen der Böden begründet ist. Nur in Wald- oder Feuchtgebieten liegen sie über 500 mm/a. Auch in der *Dübener Heide* verdunsten Wälder über 500 mm/a. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Evapotranspiration mit Werten von 400-450 mm/a einerseits sehr gering, anderseits treten Werte von 600 bis 650 mm/a auf. Die geringere Evapotranspiration ist aufgrund der geringen nutzbaren Feldkapazität der Sandstandorte sowie der geringer werdenden Niederschläge Richtung Norden gegeben. Die hohen Evapotranspirationswerte sind auf den Gley-Standorten vorhanden, die durch die ständige Wassernachlieferung aus tieferen Bodenschichten sehr hohe Evapotranspirationwerte bedingen. Im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* sind trotz hoher Niederschläge aufgrund des geringen Wasserspeichervermögens nur Verdunstungswerte von 400 bis 500 mm/a vorhanden. Nur die Wälder verdunsten über 500 mm/a.

Die Siedlungsflächen weisen mit 331 mm/a im Schnitt im gesamten Gebiet die geringste Verdunstung auf, da dem Abfluss auf den Flächen mit meist hohem Versiegelungsgrad nur wenig Zeit zur Verdunstung bleibt. Die Gewässerflächen weisen aufgrund der ständigen Wasserverfügbarkeit die höchsten Werte auf.

8.3.2.2 Gesamtabfluss

In Karte 21 ist der Gesamtabfluss für das Gebiet der mittleren Mulde dargestellt. Die jährliche mittlere Gesamtabflussbildung für das Untersuchungsgebiet wurde mit 247 mm/a berechnet; die Spannweite der Werte reicht von –98 mm/a bis 707 mm/a. Negative Werte, d.h., die Verdunstung übersteigt hier den Niederschlag, sind nur kleinräumig auf den Wasserflächen und vereinzelten Auenstandorten zu finden. Die höchsten Werte weisen Siedlungsflächen auf mit 250 bis 300 mm/a im Norden und über 500 mm/a im Süden des Untersuchungsgebietes, da hier ein Großteil des Niederschlags abflusswirksam wird. Insgesamt ist ein Nordwest-Südost-Gefälle der Werte gegeben, das hauptsächlich durch die steigenden Niederschläge nach Südost hin begründet ist. Aufgrund ihres hohen Verdunstungspotentials weisen Waldflächen mit 50 bis 150 mm/a im Norden und > 350 mm/a im Süden vergleichsweise geringe Abflusswerte auf. Auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche ergibt sich eine räumliche Differenzierung v.a. in Abhängigkeit der Niederschläge und den Bodeneigenschaften.

Im *Gebiet der glazialen Sande* treten auf Gley- und tlw. auf Auenböden aufgrund des hohen Grundwasserstandes und der Möglichkeit des kapillaren Aufstiegs Abflüsse unter 50 mm/a auf. Ansonsten trägt die landwirtschaftliche Nutzfläche mit 150 bis 250 mm/a zum Gesamtabfluss bei.

Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* liegen die Werte für den Gesamtabfluss beim Bodentyp Parabraunerde mit 150 bis 200 mm/a im gleichen Bereich wie auf den Lößböden des *Mittelsächsischen Lößhügellandes*. Auf Braunerden hingegen treten wegen des geringeren Wasserspeichervermögens mit 150 bis 200 mm/a höhere Abflüsse auf. Im *Mulde-Lößhügelland* steigt der Gesamtabfluss mit unter 200 mm/a im Nordwesten aufgrund der zunehmenden Niederschlagswerte auf Werte von über 300 mm/a im südlichen Randbereich deutlich an. Im *Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge* sind Abflüsse bis 544 mm/a vorhanden.

8.3.3 Überblick über die Abflusskomponenten der Naturräume

Folgende Abflusskomponenten wurden auf Grundlage des Gesamtabflusses getrennt:

- der Dränabfluss
- der Direktabfluss
- der Grundwasserabfluss

- Karte 20: Reale Evapotranspiration

Karte 21: Gesamtabfluss im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

In Abb. 39 sind die Abflussanteile für die jeweiligen Naturräume abgebildet. Der *Grundwasserabfluss*, der im Gebietsschnitt bei 55% liegt, ist in allen Naturräumen die dominierende Abflusskomponente. Sie nimmt generell von den nördlichen zu den südlichen Naturräumen leicht ab, wobei im Mulde-Lößhügelland aufgrund des hohen Dränageflächenanteils der Grundwasserabfluss deutlich geringer ist. Der eigentlich flächenmäßig geringe Direktabflussanteil im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes kommt durch den hohen Direktabflussanteil der Mulde-Aue nicht deutlich zum Ausdruck. Dies zeigt Karte 23, welche die räumliche Verteilung im Naturraum wiedergibt. Auch die hohen Direktabflussanteile des Erzgebirgsbeckens sind aufgrund geringerer Anteile im Osterzgebirge auf Naturraumebene nivelliert. Der Dränabfluss ist mit 24% im Mulde-Lößhügelland am höchsten (Tab. 33).

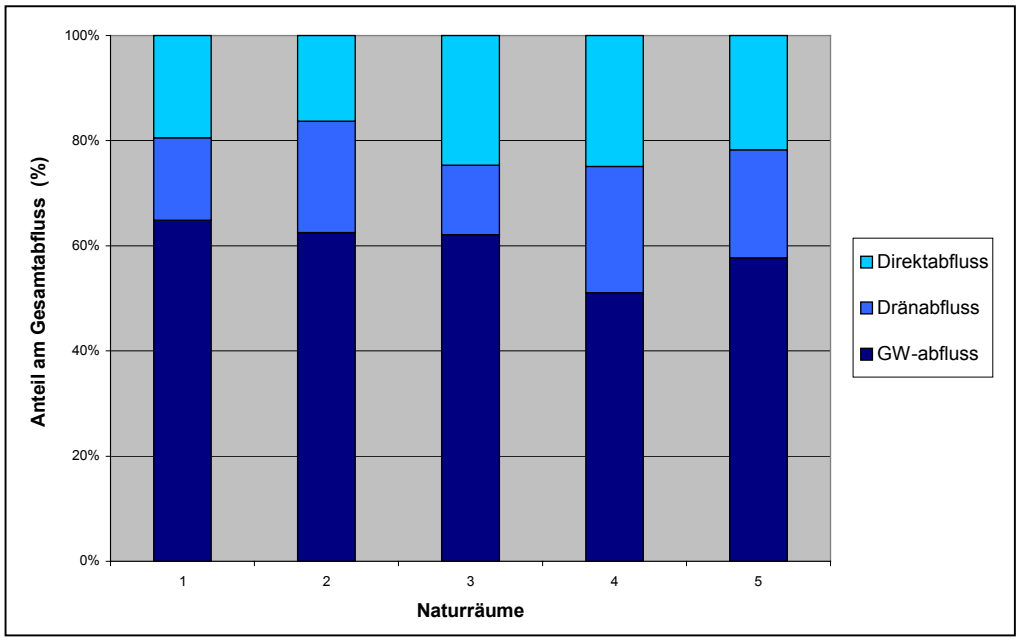


Abb. 39: Anteile der Abflusskomponenten in den Naturräumen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

Tab. 33: Abflüsse nach Naturräumen und Abflusskomponenten (Angaben in mm/a und %)

Natur-raum	Grundwasser-abfluss (mm/a)	Dränabfluss (mm/a)	Direktabfluss (mm/a)	Gesamt-abfluss (mm/a)	Grund-wasser-abfluss (%)	Drän-abfluss (%)	Direkt-abfluss (%)
1	361.834	87.711	108.517	558.062	65	16	19
2	1.384.725	468.984	361.885	2.215.594	63	21	16
3	1.274.185	271.304	506.090	2.051.579	62	13	25
4	6.667.053	3.135.833	3.253.737	13.056.623	51	24	25
5	3.370.799	1.200.450	1.270.896	5.842.145	58	21	22
Gesamt	13.058.596	5.164.281	5.501.125	23.724.002	55	22	23

8.3.4 Flächendeckende Bilanzierung der Abflusskomponenten

Ein Problem bei der Darstellung der Abflüsse ergibt sich dadurch, dass die Dränageflächen nicht für das ganze Untersuchungsgebiet lokalisierbar sind, sondern nur Prozentangaben über die Dränageflächenanteile der jeweiligen Standortregionaltypen vorliegen. Bei der Darstellung wird pauschal jeder Fläche entsprechend den Dränageflächenanteilen des jeweiligen Standortregionaltyps der entsprechende Dränabfluss angerechnet. Da der Dränabfluss als Teil des Direktabflusses betrachtet und deshalb von ihm subtrahiert wird, gilt dies auch für den Direktabfluss. Somit ist bei der Interpretation der Abflüsse zu berücksichtigen, dass eine flächenkonkrete Aussage hier nicht möglich ist. Der Grundwasserabfluss ergibt sich aus dem Gesamtabfluss minus Dränabfluss und sonstigem Direktabfluss.

8.3.4.1 Dränabfluss

Der Dränabfluss (Karte 22) ergibt sich zum einen aus der Versickerungsrate (Karte 21) und dem Dränfaktor (Abflussanteil von 0,7 vom Gesamtabfluss), zum anderen gehen die Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen in die Berechnung ein (Karte 19).

Mit Ausnahme von wenigen Flächen sind im *Mittelsächsischen Lößhügelland* und im *Gebiet der glazialen Sande* niedrige Dränabflusswerte unter 40 mm/a anzutreffen. Dies liegt einerseits an den geringen Niederschlägen von 600 bis 700 mm/a bzw. unter 600 mm/a und andererseits an den geringen Dränageflächenanteilen in beiden Gebieten. Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* liegen die Niederschläge zwar ebenfalls unter 650 mm/a, die Dränageflächenanteile sind aber aufgrund des Wechsels von Lessivés und Stauwasserböden mit tlw. über 40% Dränageflächenanteil sehr variabel. Sie bedingen somit deutlich unterschiedlich hohe Dränabflüsse, die von unter 20 mm/a bis über 60 mm/a reichen. Eine scharfe Grenze markiert den Übergang zum *Mulde-Loesshügelland*, in dem großräumig höhere Dränabflüsse vorkommen. Neben den auf bis zu 800 mm/a steigenden Niederschlägen sind flächenhaft Dränageflächenanteile von 30 bis 40% vorhanden. Die Dränabflüsse reichen von 40 mm/a bis tlw. über 100 mm/a. Im westlichen Teil führen die geringeren Niederschläge und die noch im Wechsel mit Pseudogleyen häufig vorkommenden Parabraunerden zu geringen Dränageflächenanteilen von 20 bis 30% und Dränabflüssen von unter 60 mm/a. Im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* sind zwar weniger Dränageflächen vorhanden, aufgrund der hohen Niederschläge werden aber Dränabflüsse von 60 bis 100 mm/a erreicht, im östlichen Erzgebirgsbecken aufgrund höherer Dränageflächenanteile auch Werte über 100 mm/a.

Karte 22: Dränabfluss

8.3.4.2 Direktabfluss

Der Direktabfluss (abzügl. des Dränabflusses) weist im nördlichen Bereich des Einzugsgebietes nur geringe Werte auf, während im Süden aufgrund des zunehmenden Reliefs und der steigenden Niederschläge höhere Werte vorhanden sind (Karte 23). Somit sind mit Werten von vorwiegend über 100 mm/a die Direktabflüsse am stärksten im *Osterzgebirge* vertreten. Die Bereiche ohne Direktabfluss sind durch hohe Dränabflüsse der jeweiligen Standortregionaltypen bedingt, die sich aus der Berechnung der Dränageflächenanteile ergeben. Die Abflüsse im Erzgebirgsbecken liegen aufgrund der geringeren Niederschläge im Vergleich zum Osterzgebirge bei 40-60 mm/a. Zudem bedingt die geringe Feldkapazität der durchwurzelten Zone (zwischen 200 mm und 350 mm) und eine durchschnittlich geringere Profiltiefe der Braunerden des Osterzgebirges einen höheren Direktabflussanteil im Vergleich zum Erzgebirgsbecken (Feldkapazität 150-200 mm).

Im *Mulde-Loesshügelland* bedingt neben der Hangneigung die starke Vernässung der Böden durch stauenden Lößlehm hohe Werte für den Direktabfluss. Auf den Plateaus sind die Werte mit 20-40 bzw. 40-60 mm/a geringer als in den Tälern mit über 60 mm/a. Das *Mittelsächsische Lößhügelland* weist im Süden ähnlich hohe Werte wie im Mulde-Loesshügelland auf, da hier neben höheren Niederschlägen und Hangneigungswerten auch tlw. staunasse Böden vorkommen. Im nördlichen Bereich des Naturraums liegt der Direktabfluss meist bei Werten unter 20 mm/a. Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* variieren die Werte für den Direktabfluss zwischen Null auf den sickerwasserbestimmten Böden und der Klasse 0-20 mm/a bzw. 20-40 mm/a auf den Staunässeböden. In der *Dübener Heide* kommen aufgrund des schwach ausgeprägten Reliefs und der vorwiegend sickerwasserbestimmten Böden flächig Direktabflüsse von Null oder weniger als 20 mm/a vor. In der Mulde-Aue ist der Direktabfluss wie im nördlichen Teil des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes hoch, da hier Auenböden mit Grundwasseranschluss vertreten sind. Diese treten aufgrund ihres geringen Flächenanteils südlich von Wurzen nicht mehr in Erscheinung.

8.3.4.3 Grundwasserabfluss

Der Grundwasserabfluss (Karte 24) weist im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes prozentual die höchsten Werte auf. Im *Gebiet der glazialen Sande* erreicht er mit Werten von 100 – 200 mm/a 65% des Abflusses. Nur Gleyböden, die einen höheren Direktabflussanteil haben, erreichen einen Grundwasserabfluss von weniger als 50 mm/a. Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* sind ebenfalls die Standorte, die einen hohen Direkt- und Dränabflussanteil aufweisen, von geringen Grundwasserabflüssen geprägt, während die Flächen mit niedrigen Direkt- und

Dränabflüssen hohe Grundwasserabflüsse zeigen. Dies sind v.a. die sickerwasserbestimmten Böden auf ebenen Flächen. Im *Mittelsächsischen Lößhügelland* sind im nördlichen Bereich, in dem der Direktabfluss gering ist, Grundwasserabflüsse der Klasse 100 bis 150 mm/a dominant. Im Süden des Gebietes ist aufgrund der zunehmenden Hangneigung der Grundwasserabfluss geringer. Im *Mulde-Lösshügelland* sind großräumig Grundwasserabflüsse von 100-150 mm/a vorhanden. Der prozentuale Anteil am Gesamtabfluss beträgt hier nur 51%, da Direkt- und Dränabflüsse einen hohen Anteil erreichen. Im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* zeigen Werte von über 300 mm/a an, dass neben dem Direkt- und Dränabfluss der Grundwasserabfluss eine hohe Relevanz hat.

8.3.4.4 Zusammenfassung

In allen Naturräumen ist der Grundwasserabfluss die dominante Abflusskomponente. Im Mulde-Lößhügelland sind aufgrund der flächig vorhandenen hydromorphen Böden erwartungsgemäß die höchsten Dränabflussanteile vorhanden. Dieser Naturraum weist jedoch auch die höchsten Direktabflussanteile auf, die im Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge aufgrund der zunehmenden Hangneigungen höher erwartet werden könnten. Dies liegt zum einen an der Methodik zur Trennung des Direktabflusses, die hydromorphen Böden einen höheren Direktabflussanteil zuweist als nicht hydromorphen. Zum anderen kann bei Trennung der Abflüsse des Erzgebirgsbeckens und Osterzgebirges festgestellt werden, dass der Abflussanteil im Osterzgebirge mit 166 mm/a deutlich höher ist als im Erzgebirgsbecken mit 134 mm/a. Er liegt damit auch über dem des Mulde-Lößhügellandes.

Die Dübener Heide ist abgesehen von der Mulde-Aue eindeutig durch den Grundwasserabfluss geprägt. Das Nordsächsische Platten- und Hügelland weist auf hydromorphen Flächen höhere Direkt- und Dränabflussanteile auf, während Sickerwasserböden eindeutig durch den Grundwasserabfluss geprägt sind. Das Mittelsächsische Lößhügelland stellt mit im Gebietsschnitt mittleren Hangneigungen einen Übergangsbereich dar.

Karte 23: Direktabfluss (ohne Dränabfluss) im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

Karte 24: Grundwasserabfluss

8.3.5 Plausibilität der Ergebnisse zum Gesamtabfluss und der Abflusskomponententrennung

8.3.5.1 Verifizierung des Gesamtabflusses an den Durchflusspegeln

Der Gesamtabflusses der ABIMO-Berechnungen kann unter Heranziehung der Durchflussmessungen für den gleichen Zeitraum an den Ein- und Austrittspegeln im Untersuchungsgebiet validiert werden. Voraussetzung der Validierung ist, dass der Gesamtabfluss auch im Vorfluter eintrifft. Zur Berechnung der flächengewichteten Summe des Gesamtabflusses (1961-1990) im Untersuchungsgebiet mit dem Modell ABIMO wird folgende Formel verwandt:

$$\mathbf{R_{ges} = \Sigma \{R * F_p\} / F_{ezg} * U} \qquad \textbf{(Formel 41)}$$

R_{ges} = Gesamtabfluss pro Polygon (mm/a)

F_p = Fläche des Polygons (m²)

F_{ezg} = Fläche des Einzugsgebietes (m²)

U = Umrechnungsfaktor von mm/a in m³/s: 31.536

Für das Untersuchungsgebiet ergibt sich umgerechnet ein Abfluss von 20,02 m³/s. Die Durchflussdaten der entsprechenden Ein- und Austrittspegel wurden für den gleichen Zeitraum vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie eingeholt. Zunächst wurde der Mittelwert des jährlichen Durchflusses für jeden Pegel für den Zeitraum 1961-1990 berechnet. Die Werte der Eingangspegel (Nossen, Chemnitz, Zwickau-Pölbitz und Lichtenwalde) wurden vom Durchfluss des Ausgangspegels (Bad Düben) substrahiert. Es ergibt sich ein Abfluss von 14,66 m³/s als langjähriges Mittel.

ABIMO berechnet folglich einen 36,7% höheren Abfluss (= 5,38 m³/s) als die Pegelmessungen für diesen Zeitraum angeben. Zur Lokalisierung der Unterschiede in den Berechnungen wurden Durchflussmessungen der Pegel im Untersuchungsgebiet herangezogen. Es stehen Pegelwerte für insgesamt sieben Teileinzugsgebiete[14] zur Verfügung (Abb. 40). Tab. 34 gibt die Differenz zwischen den in den Teileinzugsgebieten modellierten und gemessenen Abflüssen wieder.

[14] Die Teileinzugsgebiete werden nach ihrem Austrittspegeln benannt.

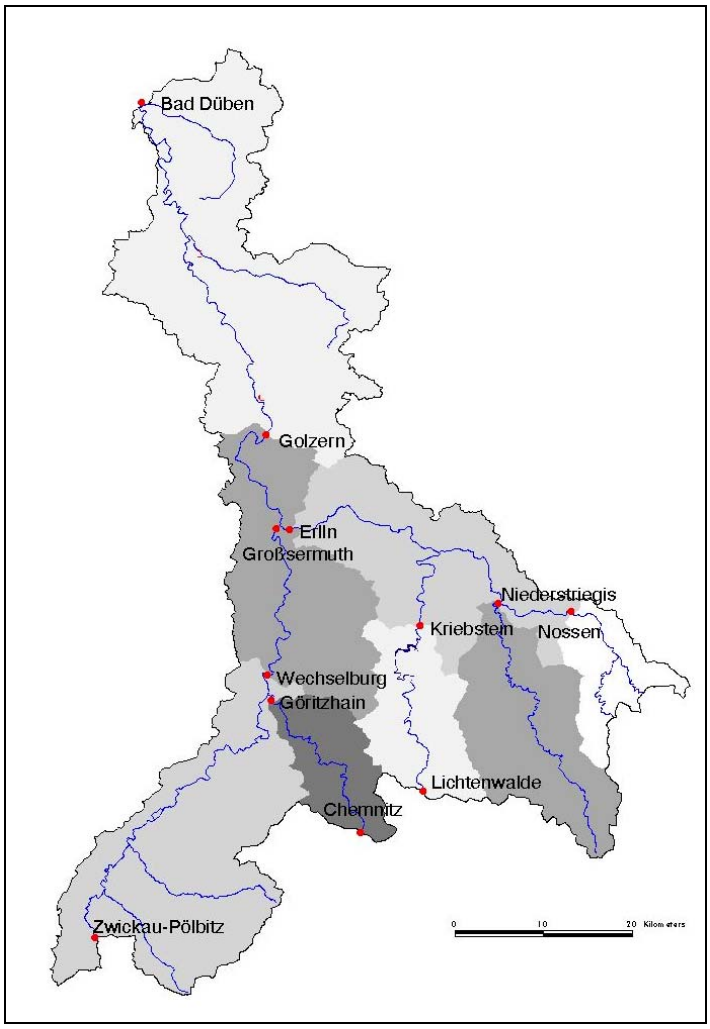


Abb. 40: Teileinzugsgebiete der Durchflusspegel (nach Austrittspegel benannt)

Tab. 34: Berechnete und gemessene Abflüsse (m³/s) in den Teileinzugsgebieten

Eintrittspegel	Austrittspegel	Gesamt-abfluss ABIMO	Gesamt-abfluss Pegel-messung	Anteil der mit ABIMO berechneten Abflüsse an den Pegelabflüssen (%)
Chemnitz	Göritzhain	1,27	2,79	45,63
Pölbitz, Göritzhain	Wechselburg	4,94	5,05	97,72
Lichtenwalde	Kriebstein	1,84	1,88	97,91
-	Niederstriegis	3,27	2,96	110,40
Nossen, Niederstriegis, Kriebstein	Erlln	2,48	1,2	207,01
Erlln, Wechselburg	Golzern	2,43	0,36	674,43
Golzern	Bad Düben	3,79	0,42	901,99
Gesamt		20,02	14,66	73,24

Die Pegelgebiete Wechselburg und Kriebstein wurden mit 98%iger Übereinstimmung der ABIMO-Ergebnisse mit den Durchflussmessungen sehr gut simuliert. Auch das Bilanzgebiet Niederstriegis wurde mit einem 10% höheren Abflusswert gut simuliert.

Im Bilanzgebiet Göritzhain (zwischen Pegel Chemnitz 1 und Göritzhain) erfasst der mit ABIMO modellierte Abfluss für das Bilanzgebiet nur 46% des gemessenen Abflusses. In diesem Gebiet ist der Abfluss nicht fast ausschließlich durch Niederschlagswasser geprägt, sondern es kommen durch punktuelle Einleitungen 1,23 m³/s Abfluss hinzu. Diese stammen v.a. von der Kläranlage Chemnitz Heinersdorf. Dies ist die einzige Kläranlage dieser Größenordnung, während im restlichen Untersuchungsgebiet die punktuellen Einleitungen durch Kläranlagen und Industrie von untergeordneter Bedeutung sind.

Während im Süden die Abflüsse gut simuliert werden, stimmen sie im Norden des Gebietes nicht mit den Pegelwerten überein. Im Bilanzgebiet Erlln wurde nur die Hälfte des simulierten Abflusses am Pegel erfasst. An den Pegeln Golzern und Bad Düben betragen die Differenzen 674% bzw. 901%, d.h., dort werden nur 15% bzw. 11% der mit ABIMO modellierten Abflüsse gemessen. Bei der Größe beider Bilanzgebiete von 353 km² (Golzern) und 726 km² (Bad Düben) ist der Gebietsabfluss von 0,36 m³ bzw. 0,42 m³ sehr gering, so dass andere Pfade für den Grundwasserabfluss angenommen werden müssen.

Laut Angaben von Herrn Häfner, Staatliches Umweltfachamt Leipzig (freudliche mündliche Mitteilung), ist in den Teileinzugsgebieten der Pegelstationen Golzern und Bad Düben eine negative Abweichung von oberirdischem Abfluss und Grundwasserabfluss bekannt, die Ursache für diese Abweichung ist jedoch noch nicht geklärt. Abweichungen können neben Daten- bzw. Modellfehlern durch eine Differenz der ober- und unterirdischen Wasserscheiden auftreten, durch Wasserentnahmen in dem Gebiet oder in einem Umströmen eines Anteils des Abflusses der Pegelstationen begründet liegen.

Der Abgleich von ober- und unterirdischen Wasserscheiden ergab eine weitgehende Übereinstimmung im gesamten Einzugsgebiet. Nur im nördlichen Bereich sind geringe Abweichungen feststellbar, womit sich jedoch nur leichte Abflussdifferenzen erklären lassen.

Die zeitweilige Überleitung von Muldewasser in die Parthe in den Jahren 1977-1990 spielt mit einem Entzug von 0,021 m³/s im langjährigen Mittel nur eine untergeordnete Rolle[15]. Wasserentnahmen in den Jahren 1961-1990, die fast vollständig der Trinkwasserversorgung der Stadt Leipzig dienten, sind nach Angaben von Herrn

[15] Die Daten zur Berechnung wurden freundlicherweise vom Landesamt für Umwelt und Geologie zur Verfügung gestellt (MELLENTHIN 1999).

Vogt (Kommunale Wasserwerke Leipzig) von den im Einzugsgebiet liegenden Wasserwerken Canitz und Thallwitz (im Teileinzugsgebiet Bad Düben) mit umgerechnet 0,7 m³/s im langjährigem Mittel zu bilanzieren. Die Wasserentnahmen begründen ca. 13% der Differenz der Ergebnisse.

Nach Aussage von Herrn EISSMANN (freundliche mündliche Mitteilung) ist mit der Verbreiterung der Mulde-Aue (Karte 4) ab Wurzen Richtung Norden ein erheblicher unterirdischer Abfluss in den bis zu 10 m mächtigen Schotterbereichen vorhanden, der nicht vom Pegel erfasst wird. Südlich von Wurzen sind jedoch sämtliche Wasserverluste auf anthropogene Ursachen zurückzuführen. Denkbar ist nach Herrn EISSMANN (freundliche mündliche Mitteilung), dass der Tagebau Goitsche im Nordosten des Mulde-Einzugsgebietes Einfluss auf die Hydrologie der Mulde ausübt, jedoch gibt es derzeit keine Untersuchungen zur Größenordnung dieses Einflusses.

Die Ursache für die Abweichung der Pegelmessungen konnten somit für den Bereich nördlich von Wurzen geklärt werden. Zur Erklärung der Abweichungen der südlich liegenden Pegelgebiete ist noch Forschungsbedarf gegeben. Eine Grundwasserneubildung in Größenordnung der mit ABIMO modellierten wird auch von anderen Modellen berechnet (KRAUSE 2001 (Kap. 8.3.5.3), WENDLAND & KUNKEL 1998). Es ist davon auszugehen, dass die oben genannte Bedingung für die Validierung mit Hilfe der Durchflusspegel nicht zutrifft, nämlich dass der Abfluss im Vorfluter eintrifft. Die ABIMO-Berechnungen können somit zwar nicht für die nördlichen, aber für die südlichen Bilanzgebiete verifiziert werden. Dies ist mit einer zufrieden stellenden Genauigkeit erfolgt.

8.3.5.2 Alternativrechnung des Gesamtabflusses unter Berücksichtigung der Schwankungsbreiten relevanter Eingangsdaten

Für die Bilanzierung des Stickstoffaustrags (Kap. 6.3.4) wird mit Referenzrechnung (Ableitung der nutzbaren Feldkapazität nach Methode A und unveränderte Niederschlagswerte) gearbeitet. Zusätzliche Berechnungen des Gesamtabflusses unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite der Eingangsdaten geben Hinweise auf mögliche Schwankungsbreiten bei den Ergebnissen. Hier wurden einerseits für den Niederschlag und andererseits für die nutzbare Feldkapazität Parallelrechnungen durchgeführt, da von diesen beiden Datengrundlagen der höchste Einfluss auf Abweichungen erwartet werden kann.

Ein Vergleich der Grundwasserneubildung nach unterschiedlicher Herleitung der nFK-Werte (Kap. 1) ergab, dass nach Methode B höhere Gesamtabflüsse modelliert werden als nach Methode A (Abb. 41). Bei Methode A wurde die nutzbare Feldkapazität im Schnitt mit höheren Werten abgeleitet als bei Methode B (Kap. 4). Bei einer höheren

Feldkapazität kann das in den Boden infiltrierende Niederschlagswasser länger in der Evapotranspirationszone gehalten werden und der Abfluss wird geringer.

Weiterhin wurde ABIMO mit Zu- und Abschlägen der Niederschlagswerte von 7% modelliert. Dies entspricht der Angabe des mittleren Fehlers von WENDLAND (1998:38), der die Stationswerte in ein 1 x 1 km Raster überführte. Allerdings ist nicht flächig von einer solch großen Abweichung der Gesamtabflüsse auszugehen, sondern es wurde der Fehlerbereich dargestellt, mit dem punktuell gerechnet werden kann. Der Einfluss beider Eingangsgrößen ist in Tab. 35 wiedergegeben.

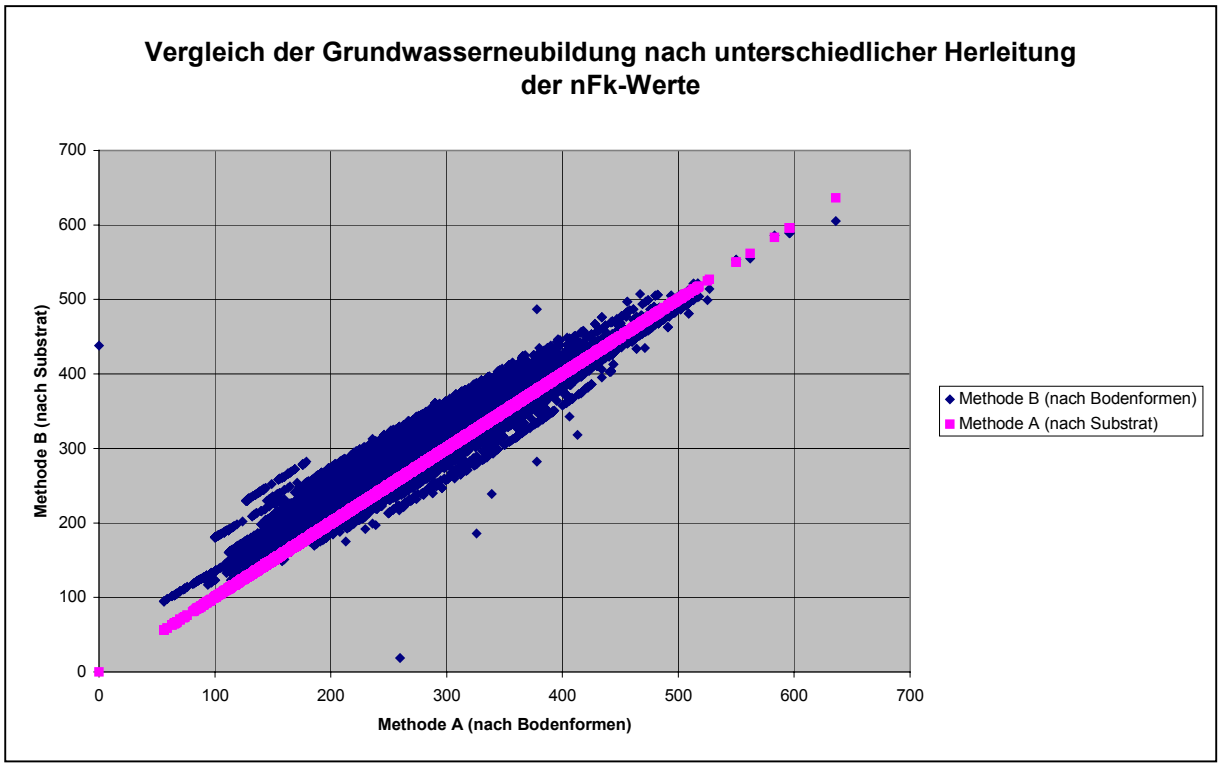


Abb. 41: Vergleich des Gesamtabflusses nach ABIMO mit unterschiedlicher Herleitung der nFK-Werte

Es zeigt sich bei der Variante 3 (Berechnung mit nFk-Ableitung nach Methode B) nur ein geringer Unterschied zur Ausgangsrechung. Das Modell reagiert somit auf das Eingangsdatum nutzbare Feldkapazität, welches im Schnitt 35 mm (15%) (Kap. 1) von der Referenzrechnung abweicht, nicht sehr stark. Die Niederschlagswerte, welche um +/-7% verändert wurden (Variante 1 und 2) (entspricht im Gebietsdurchschnitt einer Verringerung/Erhöhung um durchschnittlich 52 mm) zeigen eine Verringerung der Werte von 43 mm (19%) bzw. eine Erhöhung um 45 mm (20%). Variante 4 und 5 zeigen entsprechende Abweichungen für die Modellierung mit der nach Methode B abgeleiteten nutzbaren Feldkapazität. Der hohe Einfluss der Veränderungen beim Niederschlag und die recht geringen Unterschiede bei Veränderung der nFK-Werte werden auch durch Untersuchungen mit anderen Modellen bestätigt (KERSEBAUM & WENKEL 1998).

Tab. 35: Berechnung des Gesamtabflusses mit ABIMO mit variierten Eingangsdaten

	Mittelwert	Maximum	Minimum
Referenzrechnung	224	707	-98
Variante 1 (Niederschlag -7%)	181	648	-141
Variante 2 (Niederschlag +7%)	269	767	-56
Variante 3 Ableitung der nFK nach Methode B	230	707	-98
Variante 4 (Ableitung der nFK nach Methode B, Niederschlag -7%)	187	648	-141
Variante 5 (Ableitung der nFK nach Methode B, Niederschlag +7%)	274	767	-56

8.3.5.3 Plausibilität der Abflusskomponententrennung

Die Abflusskomponenten sind schwieriger zu verifizieren als der Gesamtabfluss, da sie nicht gemessen werden können. Im Vergleich mit Ergebnissen von anderen Arbeiten zur Abflusstrennung kann die Stimmigkeit der Untersuchungsergebnisse überprüft werden. Dazu wurde die Dissertation von KRAUSE (2001) genutzt, der mit dem hydrologischen Modellsystem J2000 die Abflüsse im Einzugsgebiet der Mulde modelliert hat. Weiterhin sind Abflussseparationen, die durch Analyse der Ganglinien abgeleitet wurden, z.B. mit der Methode DIFGA (SCHWARZE et al. 1989), eine weitere Hilfe zur Einordnung der Ergebnisse (Kap. 4).

Vergleich mit der Abflusskomponententrennung von Krause (2001)

KRAUSE (2001) modelliert mit dem Modell J2000 die reale Evapotranspiration, den Gesamtabfluss sowie vier Abflusskomponenten: Den Oberflächenabfluss, den Zwischenabfluss, den Basisabfluss aus der Verwitterungszone und den Basisabfluss aus dem unverwitterten Bereich. Der verwendete Zeitraum 1982-1990 weist im Durchschnitt 50 mm/a mehr Niederschlag auf als der in dieser Arbeit verwendete Zeitraum (1961-1990)[16]. Die berechnete reale Evapotranspiration stimmt bei beiden Arbeiten sehr gut überein[17]. Der Gesamtabfluss ist bei KRAUSE (2001) aufgrund der höheren Niederschlagswerte im Schnitt um ca. 50 mm/a höher. Die räumliche Verteilung der Werte im Gebiet entspricht denen dieser Arbeit sehr gut.

[16] Da die Ergebnisse nur analog vorliegen, kann nur ein verbaler Vergleich der Ergebnisse erfolgen.

[17] Nur in Teilbereichen des Mittelsächsischen Lösshügellandes werden etwas geringere Werte modelliert, ebenso im zentralen Bereich des Mulde-Lösshügellandes.

Zum Vergleich der Abflusskomponententrennung werden die Werte von KRAUSE (2001) für den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss addiert und mit dem Direktabfluss (ohne Dränabfluss) (Karte 20, im Anhang) dieser Arbeit verglichen; gleiches gilt für die beiden Basisabflüsse. Ein Vergleich der Ergebnisse für die Dübener Heide erfolgt nicht, da bei KRAUSE (2001) von diesem Naturraum nur die Mulde-Aue erfasst ist.

Für das *Nordsächsische Platten- und Hügelland* ermittelt KRAUSE (2001) für den Direktabfluss Werte von unter 20 mm/a (Tab. 36). In dieser Arbeit sind die Direktabflüsse in zwei Bereiche gegliedert: In niedrige Abflüsse von 0-20 mm/a bzw. 20-40 mm/a und höhere Abflüsse von 80-100 mm/a. Die höheren Werte sind auf hydromorphen Böden (Datengrundlage: MMK) zu finden, auf denen ein höherer Direktabflussanteil plausibel ist. Bei der von KRAUSE (2001) verwendeten Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000) sind keine hydromorphen Böden ausgewiesen. Der Grundwasserabfluss liegt bei KRAUSE (2001) aufgrund der höheren Gesamtabflüsse etwas höher, somit stimmen die Anteile bei beiden Arbeiten überein. Auf hydromorphen Flächen ist der Grundwasserabfluss aufgrund des höheren Direktabflussanteils mit Werten von 50-100 mm/a geringer. Im *Mittelsächsischen Lößhügelland* liegen die Werte bei beiden Arbeiten bei 20-40 mm/a. Im Bereich zwischen Döbeln und Leisnig werden in dieser Arbeit aufgrund der höheren Hangneigungswerte Direktabflüsse von 80-100 mm/a ermittelt, die bei KRAUSE (2001) nur innerhalb der Klasse 20-40 mm/a zunehmen. Ursache ist die Verwendung von unterschiedlichen Digitalen Höhenmodellen (DHM) zur Ableitung der Hangneigung, die bei KRAUSE (2001) geringe Hangneigungen in diesem Bereich aufweisen. Zudem kann sich der Einfluss der Hangneigung bei beiden Methoden unterschiedlich stark auf die modellierte Direktabflussbildung auszuwirken. Die Grundwasserabflüsse liegen wiederum aufgrund der insgesamt höher ermittelten Abflüsse bei KRAUSE (2001) höher. Im *Mulde-Lößhügelland* unterscheidet sich der Direktabfluss beider Arbeiten deutlich. Während KRAUSE (2001) Direktabflüsse von 20-60 mm/a ermittelt, liegen sie in dieser Arbeit bei 100-150 mm/a. Die Unterschiede können wiederum in den verwendeten Höhenmodellen (Kap. 4) liegen, die in dieser Arbeit Hangneigungen von 1-2° aufweisen, während das von KRAUSE (2001) verwendete USGS-Höhenmodell Werte von unter 1° angibt. Ansonsten kann eine unterschiedliche Sensitivität der Modelle auf die Eingangsparameter angenommen werden, die neben der Hangneigung auch die unterschiedliche Bewertung der Hydromorphie der in diesem Bereich staunassen Böden betrifft. Auch im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* sind in einigen Bereichen große Unterschiede des Direktabflusses vorhanden. Dies ist wiederum v.a. auf die hydromorphen Böden zurückzuführen, die in der MMK als hydromorph ausgewiesen sind, in der BÜK1000 jedoch nicht.

Als Fazit kann gezogen werden, dass die Werte für einige Bereiche gut übereinstimmen. In anderen liegen deutliche Unterschiede vor, die meist auf die Verwendung von unterschiedlichen Datengrundlagen zurückzuführen sind, die bei dieser Arbeit erheblich differenzierter sind als bei KRAUSE (2001).

	Direktabfluss (mm)		Grundwasserabfluss (mm)	
	Krause	**Hirt**	**Krause**	**Hirt**
Dübener Heide	-	0-20	-	150-200
Nordsächsisches Platten- und Hügelland	0-20	0-20, hydromorphe Flächen: 60-80	150-250	150-200, hydromorphe Flächen: 50-100
Mittelsächsisches Lößhügelland	20-40	20-40, tlw. 80-100	150-200	100-150, tlw. 50-100
Mulde-Lößhügelland	20-60	100-150	150-300	100-150
Erzgebirgsbecken und Osterzgebirge	20-40 (Erzgebirgs-becken) 40-80 Osterz-gebirge)	60-200 (Erzgebirgs-becken) 60-100, tlw. 160-250 (Osterzgeb.)	150-300 (Erzgebirgs-becken) 250-350 (Osterz-gebirge)	100->300 (Erzgebirgs-becken) 200->300 (Osterz-gebirge)

Tab. 36: Vergleich der Modellierung der Abflusskomponenten von KRAUSE (2001) mit HIRT (2002)

Vergleich der mit DIFGA ermittelten Abflussseparationen

Abflussseparationen geben den Anteil der Abflusskomponenten in einem Einzugsgebiet durch Separation der Abflussganglinien wieder. Ein Verfahren zur Abflusskomponententrennung ist das Ganglinienseparationsprogramm DIFGA (SCHWARZE 1985). Es können bis zu vier Abflusskomponenten separiert werden: Der schnelle und verzögerte Direktabfluss und der schnelle und langsame Basisabfluss. Die Komponenten werden nicht – wie in dieser Arbeit – nach Herkunftsräumen separiert, sondern geben als Teil der Abflussganglinie die zeitliche Verschiebung wieder, mit der das Wasser im Vorfluter erscheint. Die separierten Komponenten sind immer eine Mischung aus mehreren Abflussarten, so ist z.B. in der von DIFGA ausgewiesenen Direktabflusskomponente auch Grundwasser beteiligt (SCHWARZE ET AL. 1991 zitiert nach KRAUSE 2001).

Für das Einzugsgebiet der mittleren Mulde liegt für einen Teilbereich, nämlich das Gebiet der *Striegis,* eine Abflussseparation vor. Sie liegt weitgehend im Mulde-Loesshügelland (Loesspseudogleygebiet). Zum Vergleich mit den Abflusskomponenten der anderen Naturräume werden zusätzlich Separationen aus vergleichbaren Gebieten mit Lößfazies hinzugezogen. Der Pegel *Goessnitz* liegt an der Pleisse, südöstlich vom Untersuchungsgebiet, ebenfalls im Loesspseudogley

gebiet. Direkt im westlichen Anschluss an das Nordsächsische Platten- und Hügelland (Sandlößgebiet) befindet sich das Parthe-Einzugsgebiet mit dem Pegel *Thekla*. Die Pegel *Seerhausen* und Peskowitz liegen im östlichen Anschluss an das Untersuchungsgebiet im Loess-Parabraunerdegebiet, welches naturräumlich mit dem Mittelsächsischen Loesshügelland vergleichbar ist.

Der Basisabfluss wird in eine schnelle und eine langsame Komponente unterteilt. Während der langsame Basisabfluss eindeutig dem Grundwasserabfluss zuzuordnen ist, ist der schnelle Basisabfluss tlw. mit dem Grundwasserabfluss und tlw. mit dem Direktabfluss zu vergleichen. Der Dränabfluss ist nicht separiert; er geht als schnelle Abflusskomponente in den Direktabfluss bzw. den schnellen Basisabfluss ein. Bei dem Vergleich beider Verfahren sollten folgende Voraussetzungen erfüllt sein:

- Die in dieser Arbeit ermittelte Grundwasserkomponente sollte den langsamen Basisabfluss und einen Teil des schnellen Basisabflusses umfassen.
- Der Dränabfluss sollte dem Direkt- bzw. dem schnellen Basisabfluss zuzuordnen sein.
- Da der Drän- und der Direktabfluss sowohl Teile der Direktabfluss- als auch der schnellen Basisabflusskomponenten von DIFGA umfassen kann, sind Abweichungen des Direktabflusses in beide Richtungen möglich. Insgesamt sollten sich beide Komponenten aber in etwa entsprechen.

Diese Bedingungen sind bei allen drei Vergleichen gegeben. Während der ermittelte Grundwasserabfluss beim Vergleich mit dem Pegel Thekla, Niederstriegis und Peskowitz jeweils den langsamen Basisabfluss und etwa den halben schnellen Basisabfluss umfasst, zeigen die Pegel Seerhausen und Goessnitz einen mit dem Grundwasserabfluss in der Größenordnung vergleichbaren langsamen Basisabfluss. Die Grundwasserkomponente ist damit – bis auf Unterschiede, die auch innerhalb vergleichbarer Gebiete auftreten – gut abgebildet. Der Dränabfluss liegt bei allen Pegeln im Bereich der schnellen Basisabflusskomponente. Es ist jedoch anzunehmen, dass ein Anteil des Dränabflusses schon mit dem Direktabfluss den Vorfluter erreicht. Andererseits ist ein Anteil des Direktabflusses dem schnellen Basisabfluss zuzurechnen. Ein Direktabfluss in vergleichbarer Höhe entspricht deshalb gut den zu erwartenden Werten der Separationen.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass tlw. unterschiedliche Komponenten bestimmt wurden, sind die Ergebnisse stimmig. Die oben genannten Voraussetzungen zur Überprüfung der Ergebnisse sind alle erfüllt.

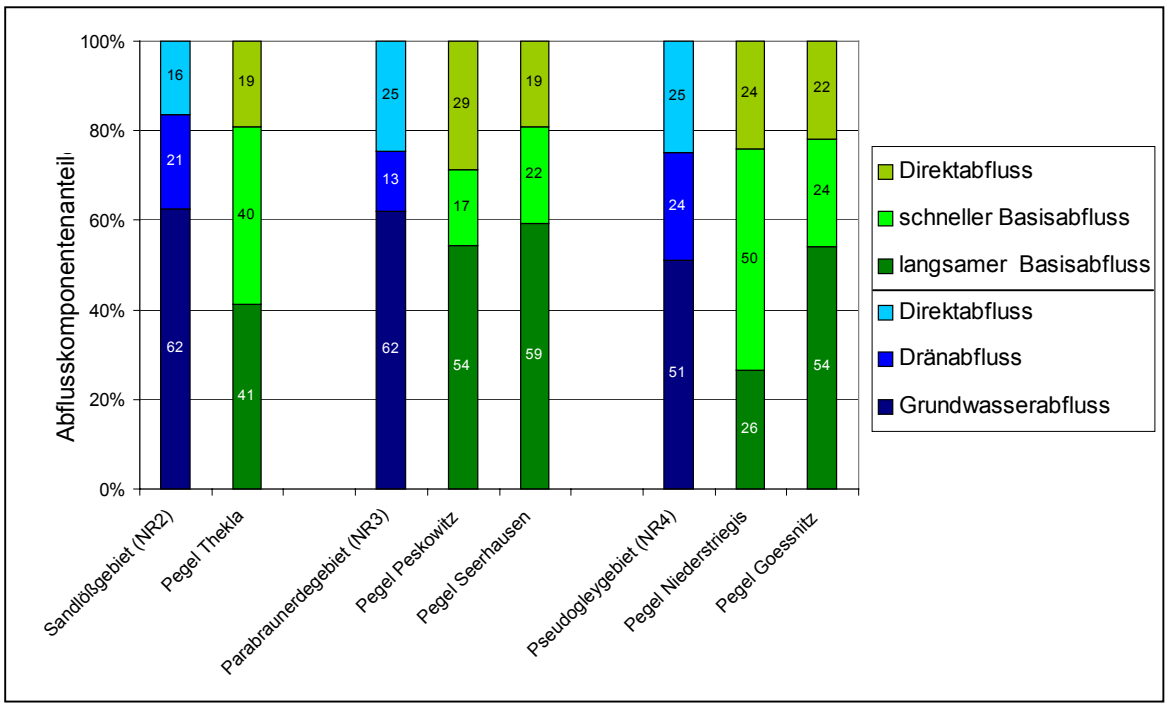


Abb. 42: Vergleich der Abflusskomponenten des Untersuchungsgebietes mit Abflussseparationen vergleichbarer Gebiete (SCHWARZE)

8.3.5.4 Zusammenfassung

Der Gesamtabfluss im Untersuchungsgebiet konnte anhand von Durchflussdaten im Süden des Gebietes mit gutem Erfolg validiert werden. Im nördlichen Bereich bestehen Abweichungen bei der berechneten Grundwasserneubildung und den gemessenen Durchflüssen. Südlich von Wurzen ist die Abweichung nicht eindeutig zu klären. Der Braunkohletagebau im Nordosten des Untersuchungsgebietes könnte Auswirkungen auf die Hydrologie des Mulde-Einzugsgebietes haben. Im Bereich nördlich von Wurzen ist die Abweichung einerseits auf Grundwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung zurückzuführen, andererseits ist ein Umfließen der Pegel in den mächtigen Muldeschottern Ursache der Abweichung.

Die Abflusskomponenten konnten mit der Arbeit von KRAUSE (2001) verglichen werden. Es zeigen sich gute Übereinstimmungen der Ergebnisse, Unterschiede liegen weitgehend in der Verwendung von unterschiedlichen Datengrundlagen. Auch die mit dem Modell DIFGA (SCHWARZE 1985) ermittelten Abflussseparationen bestätigen die Größenordnung der Ergebnisse.

8.4 Bilanzierung des diffusen N-Austrags

Bei der Bilanzierung des diffusen N-Austrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen werden folgende Pfade berücksichtigt:

- N-Austrag über Dränagen
- N-Austrag über den sonstigen Direktabfluss
- N-Austrag in das Grundwasser

Der gesamte diffuse N-Austrag über diese Pfade beträgt nach der angewendeten Methode insgesamt 8050 t/a (1986-1989) und 2798 t/a (1997-1999). Die Aufteilung der Austräge - nach den Abflusskomponenten und nach Acker- und Grünlandflächen differenziert - ist in Abb. 43 dargestellt.

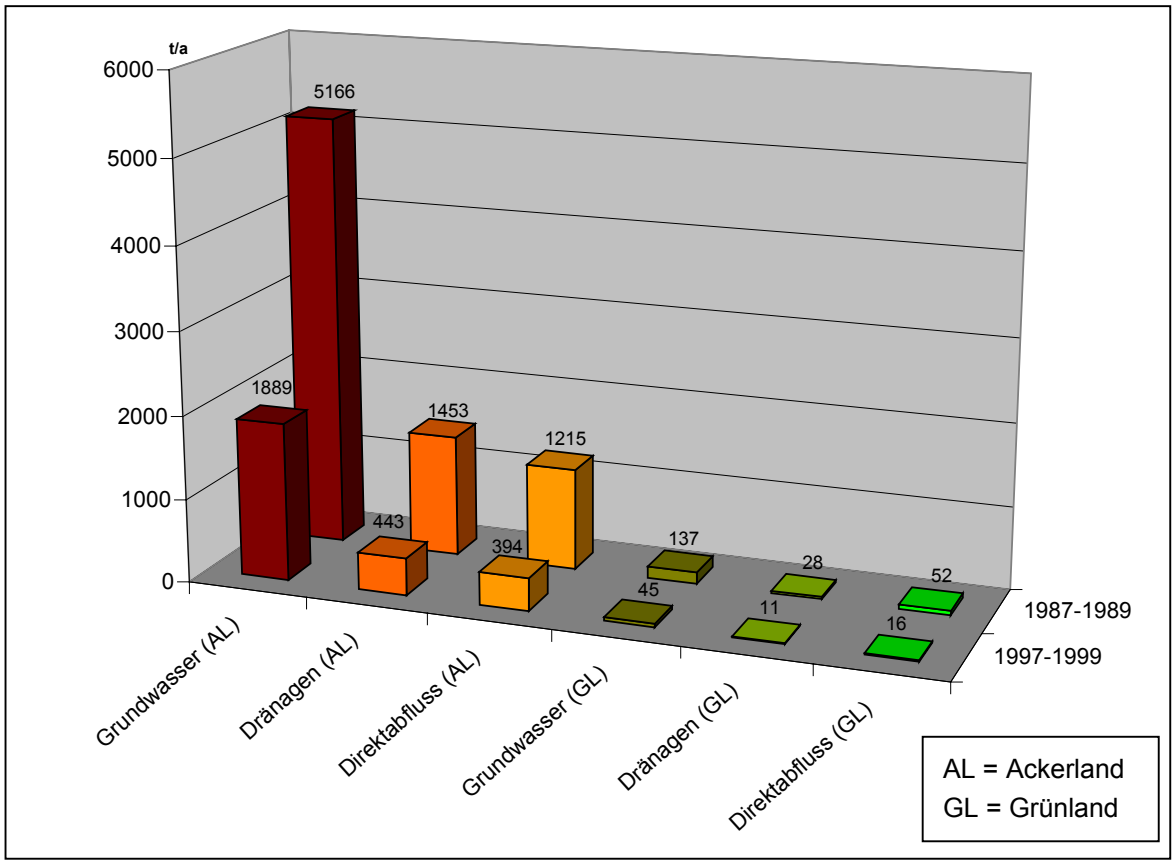


Abb. 43: Diffuse N-Austräge in das Grundwasser sowie über Drän- und sonstigen Direktabfluss für Acker- und Grünlandflächen differenziert (Jahresmittelwerte 1982-1989 und 1997-1999)

Der N-Austrag aus der Bodenzone in das Grundwasser ist der dominante Austragspfad im Untersuchungsgebiet. Die N-Austräge über Dränagen und den sonstigen Direktabfluss betragen etwa ein Viertel der N-Austräge in das Grundwasser. Bei letzteren muss jedoch zur Abschätzung der N-Einträge in die Vorflut zusätzlich die Denitrifikation in der ungesättigten Zone und im Aquifer berücksichtigt werden (Kap. 6.4, 6.6), während bei dem N-Austrag über Dränagen und sonstigen Direktabfluss

davon auszugehen ist, dass nach Passage der Bodenzone aufgrund der geringen Verweilzeiten keine weitere N-Minderung im Abfluss durch Denitrifikation mehr stattfindet (Kap. 6.3.4.2).

Die N-Austräge aus Grünlandflächen sind mit knapp 3% der N-Austräge aus der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche sehr gering. In den 90er Jahren hat sich der N-Austrag der genannten Pfade insgesamt um 65% reduziert.

Die N-Konzentrationen im Sickerwasser sind als zusätzliche Information in Karte 29 im Anhang dargestellt. Im folgenden werden N-Austräge über die Abfluss-komponenten dargestellt.

8.4.1 N-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

8.4.1.1 Stickstoffaustrag über Dränagen

Über die Dränagen wurden im Einzugsgebiet in den 80er Jahren jährlich 1480 t NO_3-N ausgetragen. Diese Menge hat sich wegen der Umstellung der Landwirtschaft nach der Wiedervereinigung auf 454 t NO_3-N für die Jahre 1997-1999 um über zwei Drittel reduziert.

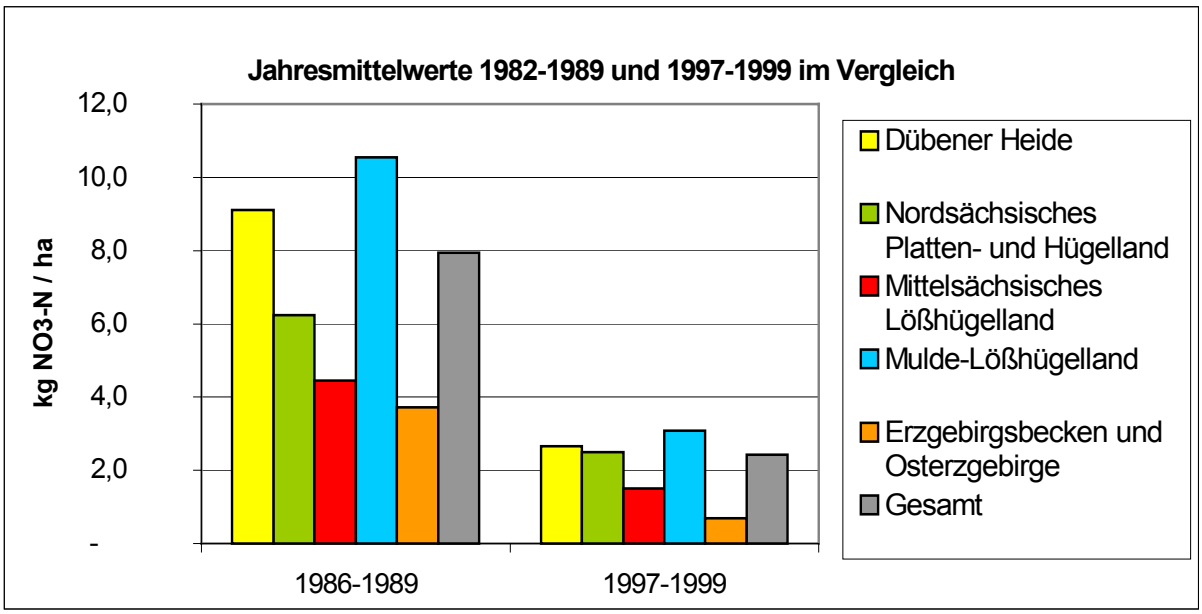


Abb. 44: N-Flächenaustrag über Dränabfluss (pro ha LNF) in den Naturräumen

Die Flächenausträge (N-Austrag über Dränabfluss pro ha LNF) auf den dränierten Flächen nahmen im gesamten Einzugsgebiet von durchschnittlich 7,9 kg N/ha*a auf 2,4 kg N/ha*a ab. Sie liegen im Mulde-Lößhügelland mit 10,5 kg N/ha (1982-1989) bzw. 3,1 kg N/ha (1997-1999) am höchsten (Abb. 45), gefolgt von den Austrägen der Dübener Heide mit 9,1 bzw. 2,7 kg N/ha*a. Die Lößböden des Mittelsächsischen Lößhügellandes und die Böden des Erzgebirgsbeckens / Osterzgebirges weisen die niedrigsten Flächenausträge auf (4,4 / 1,5 kg N/ha*a bzw. 3,1 / 0,7 kg N/ha*a). Das

Sandlößgebiet bewegt sich mit einem N-Flächenaustrag von 2,6 (1982-1989) und 2,5 kg N/ha (1997-1999) im mittleren Bereich.

Die regionale Verteilung der N-Austräge über Dränageflächen ist in Karte 25 nachzuvollziehen. Bei den Berechnungen werden die konkreten N-Austräge über die Dränageflächen ermittelt und nur für nicht erfasste Bereiche die prozentualen N-Austräge der Standortregionaltypen berechnet. Bei den Abbildungen handelt es sich aus Darstellungsgründen flächendeckend um die prozentualen Anteile der N-Austräge der Standortregionaltypen. Somit werden auch nicht gedränte Flächen erfasst und die gedränten Flächen sind durch den zugewiesenen prozentualen Anteil des Standortregionaltyps am N-Austrag durch einen geringeren Wert dargestellt.

Im Zeitraum 1986-1989 sind die N-Austräge im Mittelsächsischen Lößhügelland am geringsten. Im Nordsächsischen Platten- und Hügelland ist ein Mosaik von hohen und niedrigen N-Austrägen in direkter Nachbarschaft zu erkennen. Im Mulde-Lößhügelland sind flächenhaft hohe Austragsraten zu erkennen, nur im mittleren Bereich des Naturraums sind geringere Austragswerte zu finden. Hohe N-Austräge sind auch in der Dübener Heide – abgesehen von den Auenbereichen – vorhanden, während das Osterzgebirge relativ niedrige und das Erzgebirgsbecken mittlere N-Austräge zeigt.

Im Zeitraum 1997-1999 sind die N-Austräge deutlich reduziert. Auch hier lassen sich innerhalb der Naturräume grundsätzlich die gleichen N-Austragsverhältnisse erkennen, die in den 80er Jahren vorhanden waren. Im Mulde-Lößhügelland ist jedoch eine unterschiedliche räumliche Verteilung der N-Austräge zu erkennen.

8.4.1.2 Stickstoffaustrag über den Direktabfluss (abzüglich Dränabfluss)

In den 80er Jahren (1986-1989) wurden über den Direktabfluss (abzüglich Dränabfluss) jährlich 1267 t NO_3-N ausgetragen, in den 90er Jahren (1997-1999) hat sich diese Menge auf 410 t NO_3-N um etwa zwei Drittel reduziert.

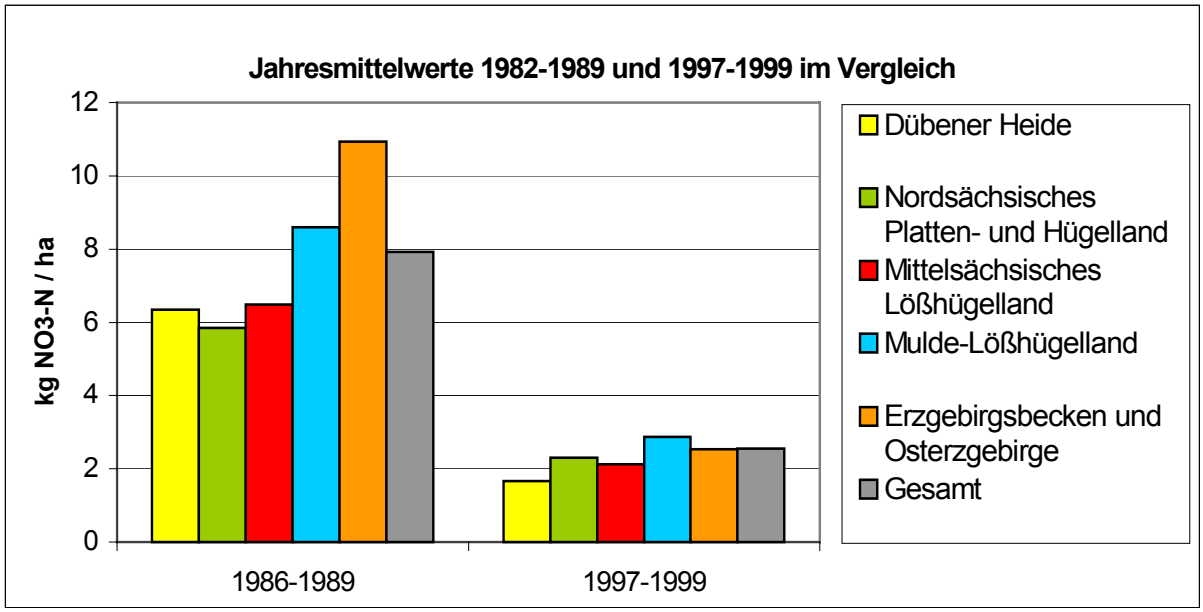


Abb. 45: N-Flächenaustrag über den Direktabfluss (pro ha LNF) in den Naturräumen

Die Flächenausträge (N-Austrag über Direktabfluss pro ha LNF) nahmen im gesamten Einzugsgebiet von durchschnittlich 8 kg N/ha*a auf 2,5 kg N/ha*a ab (Abb. 45). Die Dübener Heide, das Nordsächsische Platten- und Hügelland und das Mittelsächsische Lößhügelland tragen durch den Direktabfluss mit relativ geringen Werten von ca. 6 kg N/ha*a (1986-1989) und ca. 2 kg N/ha*a (1997-1999) zum N-Austrag bei. Im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge liegen die Werte mit 11 / 2,5 kg N/ha*a und im Mulde-Lößhügelland mit 9 / 2,8 kg N/ha am höchsten.

Einen Überblick über die räumliche Verteilung der N-Austräge gibt Karte 26. Bei den Abbildungen ist zu beachten, dass vom Direktabfluss der prozentuale Anteil des Dränabflusses der Standortregionaltypen abgezogen wurde. Dadurch kann in Gebieten mit hohem Dränabfluss der Direktabfluss deutlich gemindert sein und – da die Dränausträge den prozentualen N-Austrag wiedergeben – auf der einzelnen Fläche deutlich höher liegen.

In den 80er Jahren sind im Bereich der Mulde-Aue hohe N-Austräge erkennbar, ebenso in Teilen des Osterzgebirges sowie im Grenzbereich zwischen Mittelsächsischem Lößhügelland und Mulde-Lößhügelland. Sehr geringe N-Austräge von < 4 kg/ha*a sind im nördlichen Bereich des Mittelsächsischen Lößhügellandes, in der Dübener Heide und im zentralen Bereich des Mulde-Lößhügellandes vorhanden. Das Nordsächsische Platten- und Hügelland weist mit einem N-Austrag von vorwiegend 4-8 kg/ha*a ebenfalls noch geringe Austragsraten auf. In den 90er Jahren liegen die N-Austräge mit dem Direktabfluss fast im ganzen Untersuchungsgebiet unter 4 kg/ha*a.

Karte 25: Potentieller Stickstoffaustrag über Dränagen

Karte 26: Potentieller Stickstoffaustrag über Direktabfluss

8.4.1.3 Stickstoffaustrag in das Grundwasser

Aus der durchwurzelten Bodenzone gelangten im Untersuchungsgebiet in den 80er Jahren jährlich 5303 t NO_3-N in das Grundwasser. Diese Menge hat sich nach der Wiedervereinigung auf 1934 t NO_3-N für die Jahre 1997-1999 um fast zwei Drittel reduziert.

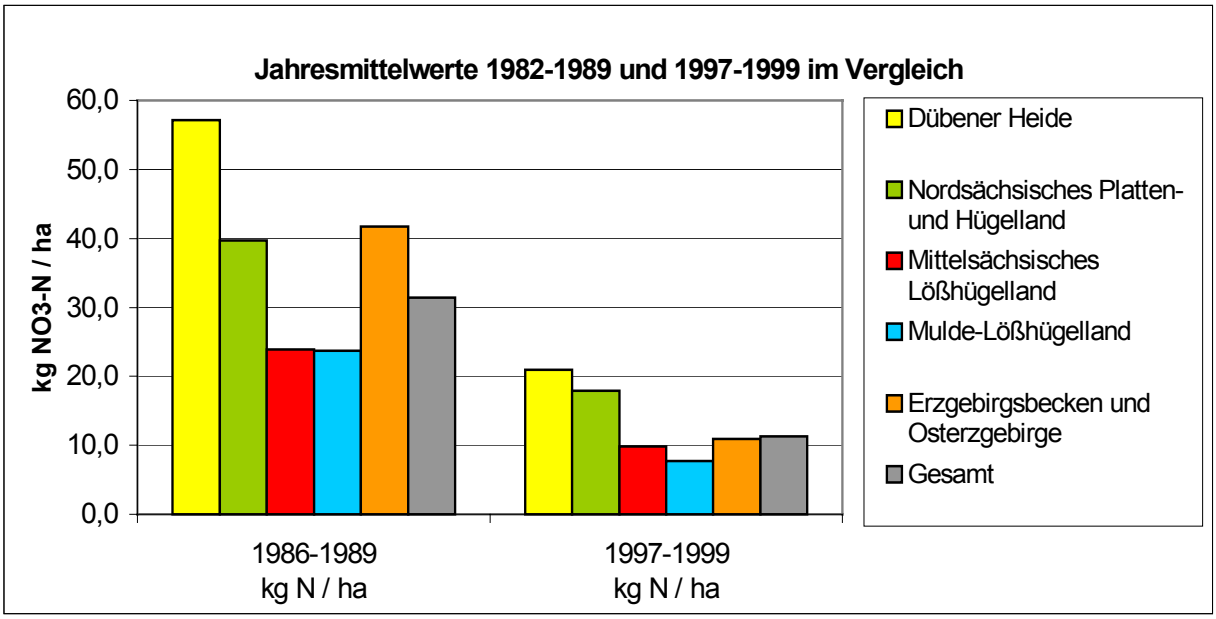


Abb. 46: N-Flächenaustrag über Grundwasserabfluss (pro ha LNF) in den Naturräumen

Die Flächenausträge (N-Austrag über Grundwasserabfluss pro ha LNF) nahmen im gesamten Einzugsgebiet von durchschnittlich 31 kg N/ha*a auf 11 kg N/ha*a ab. Sie sind im Gebiet der glazialen Sande mit 57 kg N/ha (1982-1989) bzw. 21 kg N/ha (1997-1999) am höchsten (Abb. 45). Die Lößböden des Mittelsächsischen Lößhügellandes und des Mulde-Lößhügellandes weisen die niedrigsten N-Austräge über diesen Pfad auf (24 / 10 bzw. 24 / 8 kg N/ha). Das Nordsächsische Platten- und Hügelland und das Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge bewegen sich mit N-Austrägen von knapp 40 / 41 (1982-1989) und 18 / 11 kg N/ha (1997-1999) im mittleren Bereich.

Einen Überblick über die räumliche Verteilung der N-Austräge in das Grundwasser gibt Karte 27. Im Zeitraum 1986-1989 sind großräumig N-Austräge über 20 kg/ha*a erkennbar. Die hohen N-Austräge der Dübener Heide und des Erzgebirgsbeckens/Osterzgebirges werden in der Dübener Heide in Bereichen der Mulde-Aue bzw. an vergleyten Standorten durch geringere Werte unterbrochen. Im Nordsächsischen Platten- und Hügelland variieren hohe N-Austräge mit denen der Klassen 15 bis <20, tlw. auch 10 bis <15. Dies gilt auch für das Mittelsächsische Lößhügelland, in dem jedoch häufiger niedrigere Werte der Klasse 10 - 15 kg/ha*a

vorkommen. Das Mulde-Lößhügelland weist im mittleren Bereich geringe Austräge von 5 bis 15 kg/ha*a auf, während diese im Rest des Gebietes mit den beiden zuvor genannten Naturräumen vergleichbar sind.

Im Zeitraum 1997-1999 ist eine deutliche Reduzierung der N-Austräge erkennbar. Während die Dübener Heide und das Nordsächsische Platten- und Hügelland noch flächig N-Austräge über 10 kg/ha*a über den Grundwasserabfluss aufweisen, dominieren in den restlichen Naturräumen N-Austräge unter 10 kg/ha*a.

8.4.1.4 Diskussion der N-Austräge über die Abflusskomponenten

Die Unterschiede der N-Austräge über die verschiedenen Abflusskomponenten werden maßgeblich von den Faktoren Stickstoffbilanzüberschuss (Karte 12 und Karte 13), den naturräumlichen Bedingungen (v.a. Karte 3 und Karte 4) und der Abflussmenge der jeweiligen Abflusskomponenten (Karte 22 bis Karte 24) bestimmt.

Die N-Einträge in das **Grundwasser** sind im Zeitraum 1986-1989 im ganzen Untersuchungsgebiet durch hohe Werte gekennzeichnet. Diese sind v.a. auf die hohen N-Salden der 80er Jahre mit durchschnittlich 94 kg/ha*a zurückzuführen. Innerhalb von 10 Jahren hat sich der N-Saldo um 56% auf 42 kg/ha*a im Gebietsdurchschnitt reduziert. Dies führt zu deutlich geringeren N-Austrägen der 90er Jahre.

In der *Dübener Heide* und im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* liegen die N-Austräge in das Grundwasser mit über 30 kg/ha*a am höchsten, sie haben jedoch unterschiedliche Ursachen: In der Dübener Heide ist der Stickstoffüberschuss mit 107,6 kg N/ha*a (1986-1989) und 47,1 kg/ha*a (1997-1999) vergleichsweise hoch (Einzugsgebietsdurchschnitt: 91,6 / 42,1 kg N/ha*a/). Außerdem ist die niedrige Feldkapazität für die großen Auswaschungsverluste verantwortlich (Kap.5). Der durchschnittliche Auswaschungsfaktor ist hier mit 77% fast so hoch wie im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge (79%). Bei letzteren wirken jedoch die hohen Niederschlagsmengen und damit die hohen Sickerwassermengen neben der niedrigen Feldkapazität auswaschungsfördernd. Der N-Saldo hingegen ist in diesem Naturraum der geringste des Untersuchungsgebietes.

Die räumliche Differenzierung innerhalb der Dübener Heide zeigt einen geringen N-Austrag in der Mulde-Aue sowie auf vergleyten Standorten. Dies liegt einerseits an der hohen Denitrifikationskapazität dieser Standorte. Andererseits sind die vergleyten Standorte durch hohe Dränanteile und somit höhere N-Austräge über Dränagen geprägt. In der Mulde-Aue erfolgt der N-Austrag vorwiegend über den Direktabfluss. Die Sensibilität der sandigen Standorte der Dübener Heide hinsichtlich des N-Austrags wird auch im Vergleich der N-Austräge der 80er und 90er Jahre deutlich: Während die N-Austräge in den 90er Jahren im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge nur noch in Gemeinden mit hohem N-Saldo über 15 kg N/ha*a liegen, werden aus

Karte 27: Potentieller Stickstoffaustrag in das Grundwasser

den Böden der Dübener Heide noch flächig N-Mengen über 15 kg/ha*a ausgetragen. Dies sind folglich die Standorte mit der höchsten N-Austragsgefährdung.

Die Lößböden (*Mittelsächsisches Lößhügelland, Mulde-Lößhügelland*) weisen erwartungsgemäß die niedrigsten Flächenausträge auf. Die hohe Feldkapazität der Böden, die im Mittelsächsischen Lößhügelland bei durchschnittlich 310 mm im oberen Meter liegt, führt zu geringen Sickerwasser- und Auswaschungsraten. Zudem ist ein niedrigerer N-Saldo als in den beiden nördlicheren Naturräumen vorhanden (Kap. 6.3.3). Die Unterschiede der N-Austräge innerhalb der Naturräume sind aufgrund der relativ hohen Homogenität der Böden vorwiegend durch einen unterschiedlichen N-Saldo begründet. So weisen in den 80er Jahren die LPG´s Altmittweida und Naundorf, die im mittleren Bereich im Mulde-Lößhügelland situiert sind, deutlich geringere N-Salden auf als die umliegenden LPG´s. Das gleiche gilt für die Gemeinden Claußnitz, Zettlitz und Großschirma, die in den 90er Jahren hohe N-Salden aufweisen. Insgesamt hat sich der N-Austrag in das Grundwasser in diesem Naturraum aufgrund des generellen Rückgangs der N-Salden mit flächenhaften Werten von 10 bis 30 kg/ha*a (80er Jahre) auf 0 bis 10 kg/ha*a (90er Jahre) deutlich gesenkt. Das *Nordsächsische Platten- und Hügelland* hingegen weist auf den Sandlößböden auch in den 90er Jahren sehr variable N-Austräge in das Grundwasser auf. Sie liegen in der gesamten Mulde-Aue mit unter 5 kg/ha*a am niedrigsten. Die vergleyten bzw. vernässten Standorte weisen N-Austräge von 5 bis 15 kg/ha*a auf. Die Austräge sind hier geringer als die der Parabraunerden und Braunerden mit über 20 kg N/ha*a aufgrund des hohen Denitrifikationspotenzials dieser Böden und des größeren Anteils von Drän- und Direktabfluss.

Die bei dem N-Austrag in das Grundwasser besprochenen naturräumlichen Unterschiede im N-Austragsverhalten gelten grundsätzlich auch für die N-Austräge über den Drän- und Direktabfluss. Die N-Austräge über den **Dränabfluss** sind neben dem N-Saldo und den standörtlichen Bedingungen entscheidend vom Dränageflächenanteil der Standortregionaltypen (Karte 19) abhängig.

Im *Mulde-Lößhügelland*, welches die höchsten Dränageflächenanteile aufweist, finden auch die höchsten N-Austräge über Dränageflächen statt. Auch hier pausen sich die geringen N-Salden der beiden LPG´s Altmittweida und Naundorf im zentralen Bereich des Gebietes durch. Auch im westlichen Bereich des Naturraumes ist der N-Austrag geringer, da hier häufig Parabraunerden im Wechsel mit Pseudogleyen vorkommen, die einen geringen Dränageflächenanteil bedingen. Die örtlich hohen N-Austräge über 16 kg/ha*a sind durch hohe N-Salden der jeweiligen LPG bzw. Gemeinde verursacht. Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* variieren die N-Austräge aufgrund der unterschiedlichen Dränageflächenanteile der lokal stark wechselnden Bodenformen. Auf den vernässten Standorten mit einem

Dränageflächenanteil von tlw. über 60% sind N-Austräge von über 8 kg/ha*a und in LPG´s mit sehr hohen N-Salden auch über 16 kg/ha*a vorhanden. Auf nicht vernässten Standorten sind die N-Austräge deutlich geringer. Die N-Austräge im *Mittelsächsischen Lößhügelland* liegen wegen der geringen Dränageflächenanteile meist unter 4 kg/ha*a. Nur ein staunässebeeinflusster Standortregionaltyp (Lö5a(öU)P) (Karte 4) weist aufgrund der Dränung Austräge von ca. 10 kgN/ha*a auf. In der *Dübener Heide* sind die Braunerden aufgrund ihrer guten Wasserleitfähigkeit in der Regel nicht gedränt. Die staunässebeeinflussten Parabraunerden und die Gleye führen mit Dränageflächenanteilen von 15-45% zu N-Austrägen über 12 - 16 kg/ha*a. Im *östlichen Erzgebirgsbecken* sind hohe Dränageflächenanteile vorhanden. So liegen die N-Austräge hier hoch, während sich im restlichen Naturraum eine Differenzierung v.a. durch die N-Salden ergibt. In den 90er Jahren bleiben die N-Austragsverhältnisse der Naturräume untereinander– abgesehen von einigen räumlichen Unterschieden bei der Senkung der N-Austräge – aufgrund der Verteilung der Dränageflächenanteile und der klimatischen und pedologischen Standortfaktoren fast gleich.

Die N-Austräge über den **Direktabfluss** (ohne Dränabfluss) sind neben dem N-Saldo (Karte 12 und Karte 13) und den standörtlichen Bedingungen (v.a. Karte 3 und Karte 4) vom Direktabflussanteil am Gesamtabfluss beeinflusst.

Die N-Austräge über den Direktabfluss werden in der *Dübener Heide* fast ausschließlich von der Mulde-Aue gespeist. Hier sind durch die Grundwasseranbindung der Böden und die geringen Fließzeiten zum Vorfluter die Verweilzeiten des Sickerwassers in der Landschaft sehr gering. Auch einige weitere Flächen mit Grundwasseranbindung zeigen hohe N-Austräge. Die Mulde liegt auch im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* bis etwas unterhalb der Höhe der Stadt Wurzen in einer 2-4 km breiten Talaue, die N-Austräge über den Direktabfluss von meist über 16 kg/ha*a aufweist. Die Auenböden südlich hiervon fallen aufgrund ihres geringen Flächenanteils durch den Wechsel zum Festgesteinsbereich nicht ins Gewicht. Zudem sind in diesem Naturraum aufgrund der Hangneigungen von 1 bis 2° und der tlw. vorhandenen Hydromorphie der Böden flächenhaft geringe N-Austräge über den Direktabfluss von 4 bis 8 kg/ha*a (1986-1989) und > 0 bis 4 kg/ha*a (1997-1999) zu verzeichnen. Im *Mittelsächsischen Lößhügelland* sind aufgrund des dominanten Bodentyps Parabraunerde fast ausschließlich Sickerwasserböden vorhanden. Diese weisen im Norden des Gebietes fast keine N-Austräge über den Direktabfluss auf, während sie im Süden aufgrund höherer N-Bilanzsalden und der zunehmenden Hangneigung im Bereich von 8 bis 16 kg/ha*a liegen. Im *Mulde-Lößhügelland* mit flächenhaft verbreiteten Stauwasserböden sind die N-Austräge über diesen Pfad insgesamt höher. Die N-Austräge der Plateaus liegen meist unter 4 bzw. 8 kg/ha*a, während in stärker reliefierten Bereichen die N-Austräge zunehmen.

Die höheren N-Austräge im Osten und Norden des Naturraums sind auf höhere N-Salden der LPG´s (1986-1989) bzw. der Gemeinden (1997-1999) zurückzuführen. Im *Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge* nehmen die N-Austräge über den Direktabfluss aufgrund der wiederum höheren Hangneigung deutlich zu und liegen im Bereich von 8 bis 16 kg/ha*a im Erzgebirgsbecken und meist über 16 kg/ha*a im Osterzgebirge. Die höheren N-Austräge im Osterzgebirge im Vergleich zum Erzgebirgsbecken sind zum einen auf die höheren N-Salden im östlichen Bereich des Osterzgebirges (1986-1989), zum anderen auf die höheren Niederschläge sowie auf die geringeren Dränageflächenanteile zurückzuführen, die höhere Direktabflussanteile bedingen.

8.4.1.5 Vergleich der N-Austräge in den Naturräumen

Zusammenfassend werden in diesem Kapitel die N-Austräge über die unterschiedlichen Pfade für die Naturräume ausgewertet. Zunächst werden die Flächenausträge (kg/ha pro LNF) insgesamt und nach Acker- und Grünlandflächen aufgesplittet dargestellt. Anschließend wird der prozentuale Anteil der Abflusskomponenten an den N-Austrägen für die Naturräume interpretiert.

Einen Vergleich der Flächenausträge (kg/ha LNF) gibt Abb. 47 wieder. Im Zeitraum 1986-1989 zeigt sich, dass die Dübener Heide und das Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge die höchsten Flächenausträge aufweisen. Während in Letzterem der Direktabfluss etwa doppelt so hoch wie in der Dübener Heide ist, liegt hier der Anteil des Dränabflusses höher. Die Lößstandorte sind hingegen insgesamt deutlich weniger austragsgefährdet. Das Mittelsächsische Lößhügelland mit den Löß-Parabraunerdestandorten kann den Stickstoff am besten zurückhalten, während der Sandlöß im Nordsächsischen Platten- und Hügelland etwas höhere N-Austräge zulässt. Das Mulde-Lößhügelland mit den Löß-Pseudogleystandorten weist einen ähnlichen N-Austrag in das Grundwasser auf wie das Mittelsächsische Lößhügelland, jedoch höhere Anteile an Drän- und Direktabfluss.

In den 90er Jahren weisen die Flächenausträge mit Ausnahme des Erzgebirgsbeckens / Osterzgebirge ein ähnliches Verhältnis auf. Der Flächenaustrag in diesem Naturraum ist durch den geringen N-Saldo von 30,7 kg/ha*a (Durchschnitt des Untersuchungsgebiets: 42,09 kg/ha*a) überproportional zurückgegangen.

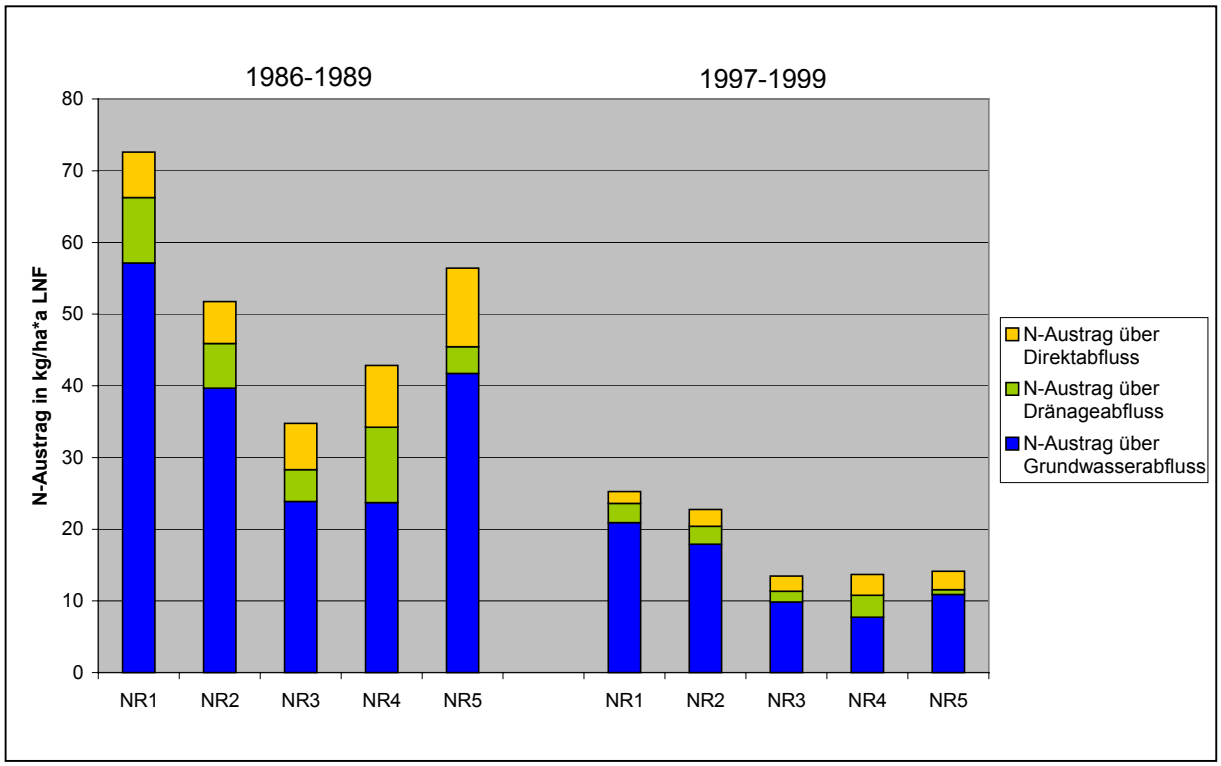


Abb. 47: Vergleich der Flächenausträge (kg/ha LNF) der Naturräume

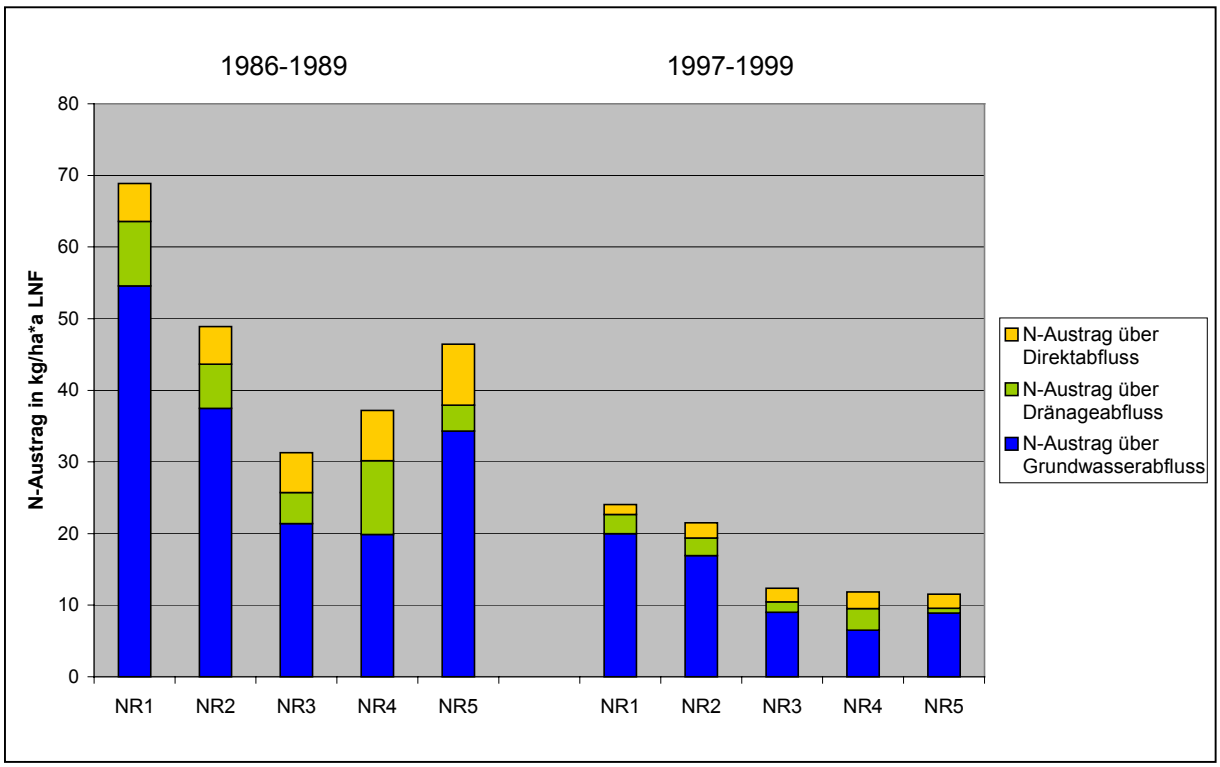


Abb. 48: Flächenausträge (kg/ha LNF) aus Ackerflächen - Vergleich der Naturräume

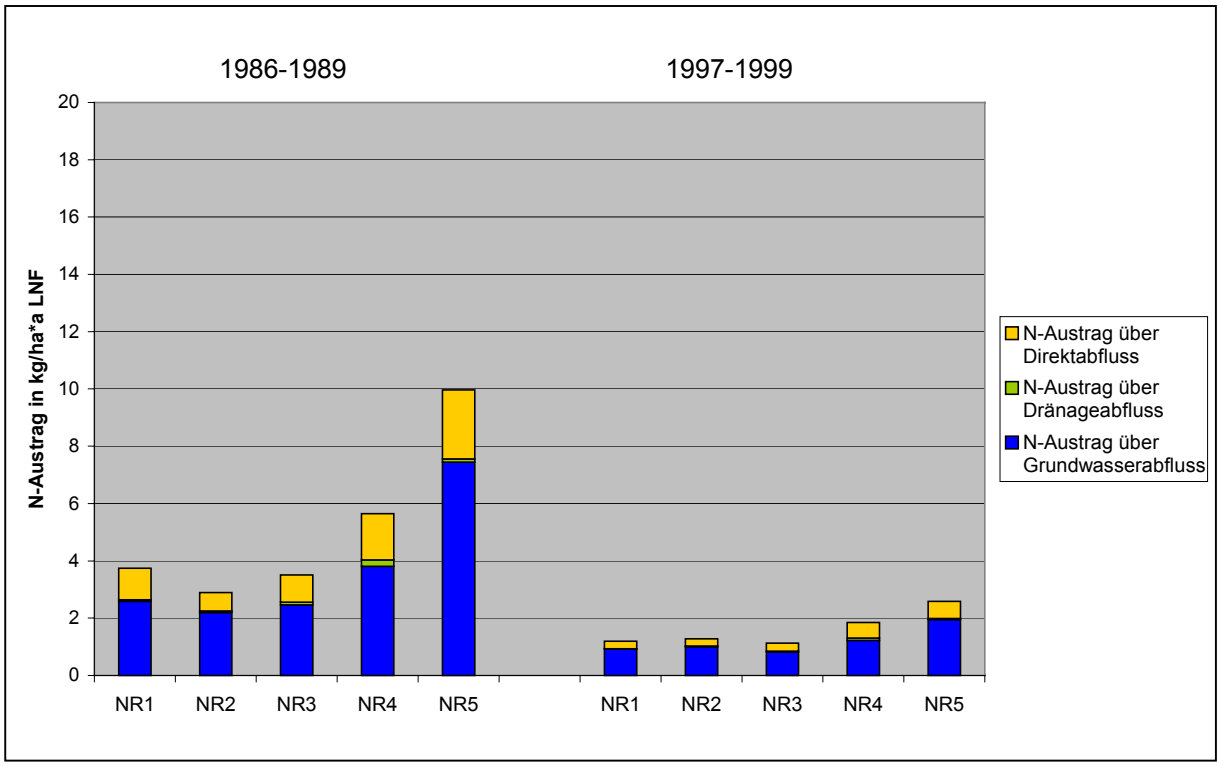


Abb. 49: Flächenausträge (kg/ha LNF) aus Grünlandflächen - Vergleich der Naturräume

Beim Vergleich der Flächenausträge aus Acker- und Grünlandflächen (Abb. 48, Abb. 49) zeigt sich, dass der N-Austrag aus Dränageflächen v.a. aus Ackerflächen stattfindet[18]. Weiterhin sind die Gesamt-N-Austräge aus Grünlandflächen vom Grünlandanteil des Naturraums abhängig. Dieser ist im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge am höchsten, was sich in den Flächenausträgen niederschlägt.

Das Verhältnis der N-Austräge über die Abflusskomponenten ist in Abb. 50 dargestellt. Im Vergleich der 80er und der 90er Jahre haben sich die Verhältnisse kaum geändert. Die N-Austräge in das Grundwasser sind in den nördlichen Naturräumen höher als in den südlichen aufgrund des zunehmenden Anteils an Drän- und Direktabfluss. Allerdings gilt das für das Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge nicht. Dies liegt an der Methodik zur Ermittlung des Abflussquotienten. Dieser berechnet im Mulde-Lößhügelland einen um 7% höheren Direktabfluss im Vergleich zum Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge aufgrund der fast flächendeckend vorhandenen Stauwasserböden im Mulde-Lößhügelland. Hier wäre zu überprüfen, ob mit dem Verfahren der Direktabfluss mit zunehmender Hangneigung im Vergleich zum zunehmenden Hydromorphiegrad unterschätzt wird. Jedoch muss auch berücksichtigt werden, dass der Direktabflussanteil des Erzgebirgsbeckens aufgrund geringerer Hangneigungen deutlich unter dem des Osterzgebirges liegt (Kap. 0).

[18] Das entspricht der gängigen Praxis, dass Ackerflächen vorwiegend über Dränagen und Grünlandflächen über Gräben entwässert werden. Die N-Austräge über Gräben wurden mit 9,2 t quantifiziert (HAMMANN 2000). Sie gehen aufgrund ihres mit 1,6% sehr geringen Anteils an den N-Austrägen über Entwässerungen nicht in die Berechnung ein.

Die N-Austräge über den Direktabfluss (ohne Dränabfluss) sind in den nördlichen Naturräumen deutlich geringer als in den südlichen. In der Dübener Heide und im Nordsächsischen Platten- und Hügelland sind sie v.a. durch die Direktabflüsse der Mulde-Aue bestimmt, während sie in den anderen Naturräumen flächenhafter auftreten (Kap. 6.3.4.2.2). Der N-Austrag mit dem Dränabfluss liegt im Mulde-Lößhügelland mit 25% der Gesamtausträge am höchsten. Während im Erzgebirgsbecken / Osterzgebirge nur 7% der N-Austräge über den Dränabfluss gehen, liegen sie in den anderen Naturräumen mit 12-13% bei der Hälfte der N-Austräge aus dem Mulde-Lößhügelland.

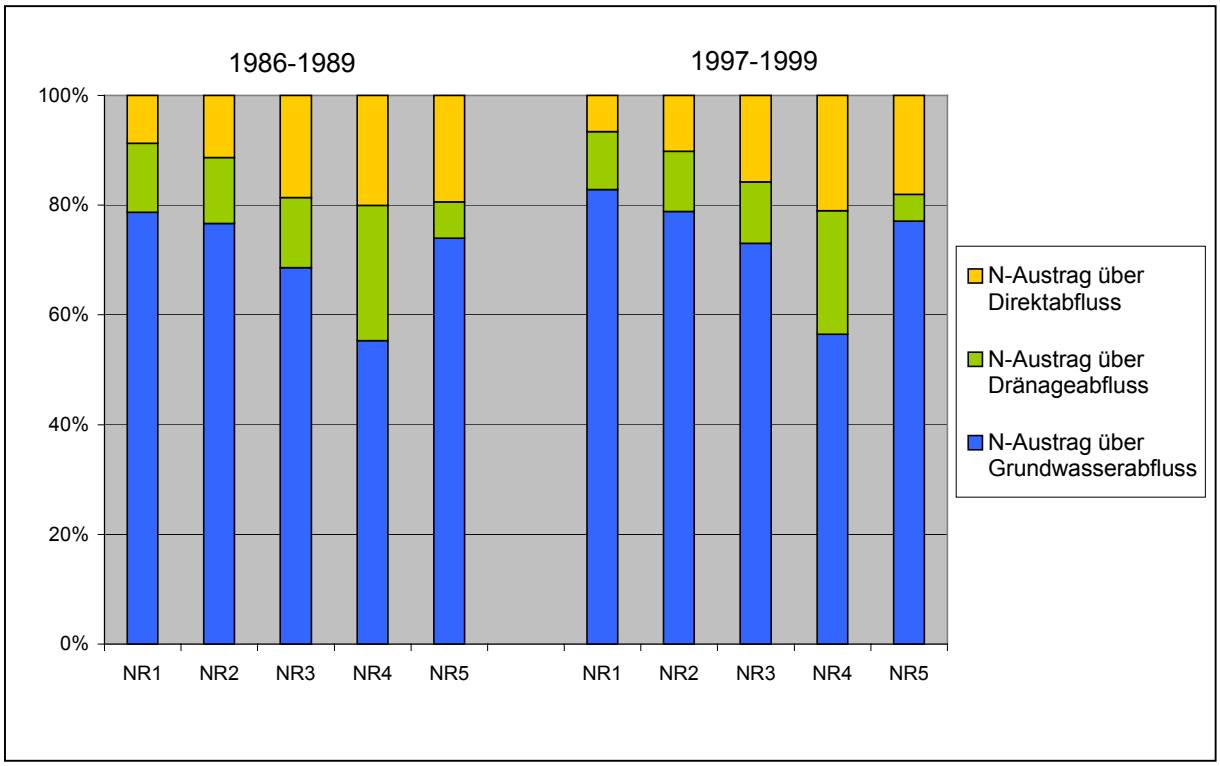


Abb. 50: N-Austräge über die Abflusskomponenten nach Naturräumen

8.4.1.6 Zusammenfassung

Im Vergleich der 80er und 90er Jahre der gesamten N-Austräge zeigt sich ein Rückgang von 8050 t/a (1986-1989) auf 2798 t/a (1997-1999) um insgesamt 65%. Dabei bleiben die N-Austragsverhältnisse der Naturräume untereinander – abgesehen von einigen räumlichen Unterschieden bei der Senkung der N-Salden – aufgrund der klimatischen und pedologischen Standortfaktoren fast gleich.

Fraglich ist, ob die Reduzierung des N-Bilanzüberschusses als stabil zu betrachten ist. Generell ist mit keiner wesentlichen Änderung des N-Bilanzüberschusses zu rechnen, da zum einen durch die deutliche Minderung der Tierbestände ein starker Rückgang der organischen Dünger zu verzeichnen ist. Da die Tierbestände als relativ stabil gelten, ist beim organischen Dünger mit keiner wesentlichen Änderung zu rechnen. Zum anderen ist die mineralische Düngung aufgrund der mittlerweile

üblichen Praxis der N-min-Beprobung des Bodens gut auf den Pflanzenbedarf abgestimmt. Durch Programme wie die Umweltgerechte Landwirtschaft (UL) des Landes Sachsens werden finanzielle Einbußen bei reduzierter Düngung ausgeglichen. Fraglich ist, ob die geplante Reduzierung dieser Fördermaßnahmen zu einer Änderung der Düngungspraxis führen wird. Generell ist jedoch durch die geplanten Änderungen der EU-Agrarpolitik, mit der zunehmend Umweltaspekte in der Agrarförderung Berücksichtigung finden sollen, mit keinen deutlichen Änderungen der Düngungspraxis zu rechnen.

Die N-Austräge über die Pfade Dränabfluss und sonstigen Direktabfluss sowie aus der Bodenzone in das Grundwasser unterscheiden sich deutlich sowohl in der Größenordnung als auch in der räumlichen Verteilung. Während der N-Austrag über den Grundwasserabfluss mit 5303 t (1986-1989) den höchsten Anteil in allen Naturräumen einnimmt, weisen der Direktabfluss und der Dränabfluss mit 1267 t und 1480 t (1986-1989) N-Austräge in vergleichbaren Größenordnungen auf. Die räumliche Verteilung der N-Austräge zeigt erwartungsgemäß hohe *Dränausträge* auf den vernässten Standorten im Untersuchungsgebiet, die hohe Dränageflächenanteile aufweisen. Deshalb sind die höchsten Dränausträge auf den Stauwasserböden des Mulde-Lößhügellandes und in Teilen des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes zu finden. Zudem wird der Dränaustrag maßgeblich von der Höhe der N-Salden und den standörtlichen Austragsbedingungen beeinflusst. So liegen die N-Austräge über Dränagen im Gebiet der Dübener Heide trotz relativ geringer Dränageflächenanteile hoch (hohe N-Salden, hoher Austauschfaktor).

Hohe Direktabflussanteile sind v.a. in Bereichen mit höheren Hangneigungen im Süden des Untersuchungsgebietes sowie auf Standorten mit hydromorphen Böden zu verzeichnen. Zudem weist die Mulde-Aue hohe Direktabflussanteile auf.

Der N-Eintrag in das Grundwasser ist fast im gesamten Untersuchungsgebiet sehr hoch. Geringe Austräge sind lediglich in der Mulde-Aue mit hohen Denitrifikationsraten und hohen N-Austrägen über den Direktabfluss sowie in Gebieten mit geringem N-Saldo vorhanden.

8.4.2 Berechnung der Ergebnisse unter Einbeziehung der Schwankungsbreiten relevanter Datengrundlagen

Zur Ermittlung der Schwankungsbreite, die die Eingangsdaten auf die Ergebnisse der N-Austräge haben, werden verschiedene Alternativrechnungen durchgeführt.

Tab. 37: Alternativrechnungen des N-Austrags aus der Bodenzone unter Einbeziehung der Schwankungsbreiten relevanter Datengrundlagen

Alternativrechung 1	Ableitung der FK nach Methode B (Kap. 1)
Alternativrechung 2	Annahme einer 7%igen Abnahme der mittleren Jahresniederschläge (Fehlerangabe nach WENDLAND 1999)
Alternativrechung 3	Annahme einer 7%igen Zunahme der mittleren Jahresniederschläge (Fehlerangabe nach WENDLAND 1999)
Alternativrechung 4	Annahme eines erhöhten N-Saldos von 30 kg/ha*a zur Berücksichtigung der atmogenen Deposition (Kap. 6.3.2) / Ableitung der FK nach Methode A
Alternativrechung 5	Annahme eines erhöhten N-Saldos von 30 kg/ha*a zur Berücksichtigung der atmogenen Deposition (Kap. 6.3.2) / Ableitung der FK nach Methode B

Mit den Alternativrechungen werden die Eingangsdaten variiert, von denen der größte Einfluss auf den N-Austrag zu erwarten ist. Weiterhin kann damit die Sensibilität der angewendeten Methode auf die Eingangsdaten geprüft werden. Dazu waren Neuberechnungen mit den jeweiligen modifizierten Eingangsdaten notwendig, es wurde jedoch der N-Austrag aus der Bodenzone vereinfacht nach einem Verfahren (Kap. 6.3.4.2.3) ermittelt [19]. Die Ergebnisse sind in Abb. 51 sowie Abb. 52 dargestellt.

Alternativrechung 1:

Während für die Berechnungen mit dem Modell ABIMO die nutzbare Feldkapazität (nFK) variiert wurde, ist für die Berechnung des N-Austrags die Feldkapazität (FK) relevant. Sie wurde entsprechend der nutzbaren Feldkapazität nach Methode A (über das Substrat) und Methode B (über die Bodentypen) abgeleitet (Kap. 5). Die Modellierung unter Ableitung der Feldkapazität nach Methode B (Ableitung der FK über Bodentypen) bewirkt eine 5%ige Zunahme des N-Austragswertes. Die Abweichung des FK-Wertes nach beiden Methoden beträgt im Mittel 15%. Der Einfluss dieses Eingangswertes auf den N-Austrag ist somit nicht bedeutend.

Alternativrechnung 2 und 3:

Die um 7% verringerten bzw. erhöhten mittleren Jahresniederschläge bewirken eine knapp 10%ige Abnahme bzw. eine 9% Zunahme des N-Austragswertes. Über die Veränderung des Austauschfaktors haben die Niederschläge einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis, dessen Abweichung sogar ein Drittel über der prozentualen Abweichung des Eingangswertes liegt.

Alternativrechnung 4 und 5:

Bei diesen Alternativrechnungen wurde der N-Saldo um 30 kg/ha*a erhöht, um die atmogene Deposition anzurechnen, die in der Regel nicht als Größe im Stickstoff-haushalt eingeht. Ihre Berücksichtigung bewirkt eine deutliche Erhöhung der N-Salden um 32% (1986-1989) und 71% (1997-1999). Sie werden nach beiden Methoden zur Ableitung der Feldkapazität berechnet.

Für den Zeitraum 1986-1989 zeigt sich eine Erhöhung der N-Austragswerte um 41% bzw. 49%. Diese Abweichung wird noch deutlicher bei Betrachtung der Alternativ-rechungen für die 90er Jahre. Hier erhöhen sich die N-Austräge um 105% bzw. 116%. Die N-Salden zeigen damit einen äußerst hohen Einfluss auf den N-Aus-tragswert. Die Erhöhung der N-Austragswerte ist wiederum überproportional zur Erhöhung der Eingangsdaten. Die Erhöhung der N-Salden um 32% (1986-1989, Alternativrechung 4) bewirkt eine 41% Erhöhung der Austragsdaten. Für die 90er Jahre verändert sich bei einer 72%igen Erhöhung des N-Saldos der N-Austragswert sogar um 105%. Diese Tatsache liegt an der Berechnung der Denitrifikation, die sich zwar bei höheren N-Salden auch erhöht, aber nicht proportional.

[19] Die Werte unterscheiden sich deshalb geringfügig von der Summe der N-Austräge über Drän-, Direkt- und Grundwasserabfluss.

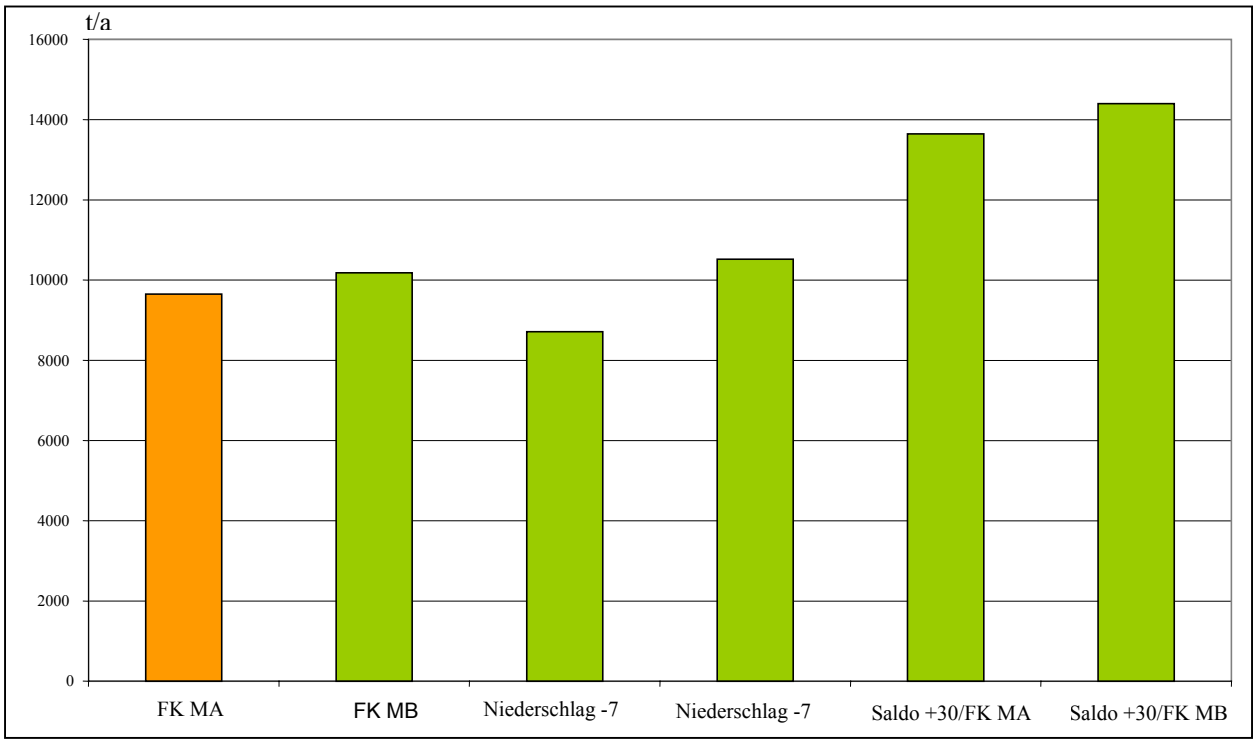


Abb. 51: Alternativrechnungen (AR) zur Ermittlung der Schwankungsbreite des N-Austrags aus der Bodenzone 1986-1989 (AR 1: Ableitung der FK nach Methode B, AR 2: Niederschlagswert – 7%, AR 3: Niederschlagswert +7%, AR 4: Erhöhung des N-Saldos um 30 kg/ha*a und Ableitung der FK nach Methode A, AR 5: Erhöhung des N-Saldos um 30 kg/ha*a und Ableitung der FK nach Methode B).

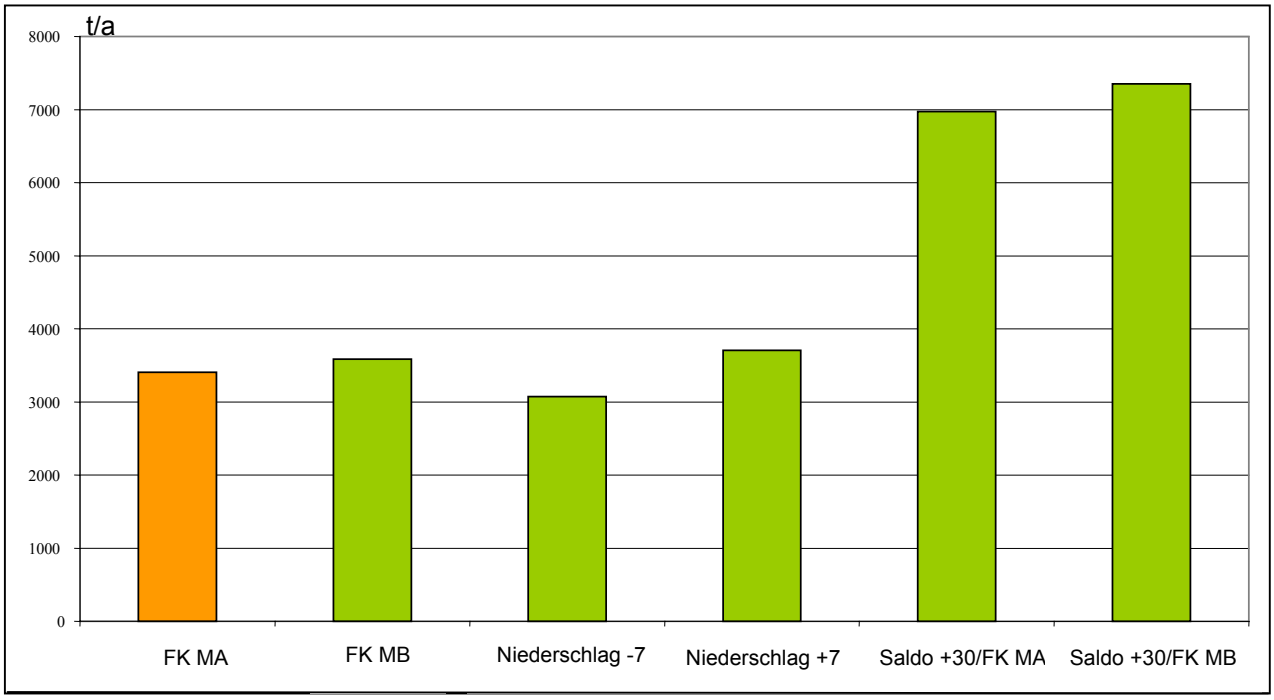


Abb. 52: Alternativrechnungen (AR) zur Ermittlung der Schwankungsbreite des N-Austrags aus der Bodenzone 1997-1999 (AR 1: Ableitung der FK nach Methode B, AR 2: Niederschlagswert – 7%, AR 3: Niederschlagswert +7%, AR 4: Erhöhung des N-Saldos um 30 kg/ha*a und Ableitung der FK nach Methode A, AR 5: Erhöhung des N-Saldos um 30 kg/ha*a und Ableitung der FK nach Methode B).

8.4.2.1 Zusammenfassung

Alternativberechnungen sollen den Einfluss der Variabilität der Eingangsdaten auf die N-Austragswerte wiedergeben. Es wurden Berechnungen mit einer weiteren Methode zur Herleitung der Feldkapaziät, mit Veränderung der mittleren Jahresniederschläge von +/- 7% (Kap. 4) und mit einer Erhöhung des N-Saldos um 30 kg/ha*a zur Berücksichtigung der atmogenen Deposition durchgeführt (Kap. 6.3.2). Es zeigt sich bei der Veränderung der Feldkapazität und der Niederschlagswerte eine Abweichung von unter 10%, wobei die Veränderungen der Niederschlagswerte einen höheren Einfluss auf die N-Austragswerte zeigen[20]. Die Erhöhung der N-Salden um 30 kg/ha*a stellt die größte Abweichung der Eingangsdaten dar. Bei Erhöhung der N-Salden um 32% (1986-1989) und 71% (1997-1999) zeigen die N-Austragswerte eine Erhöhung um 72% und 105%. An diesen Eingangswert müssen deshalb bei der Modellierung der N-Austräge besondere Genauigkeitsansprüche gestellt werden. Aufgrund der hohen Schwankungsbreiten bei der Ableitung dieses Parameters (Kap. 6.3.3) und vor allem der unsicheren Quantifizierung der atmogenen Deposition (Kap. 6.3.2) ist die Modellierung des N-Austrags derzeit noch mit hohen Unsicherheiten behaftet.

8.4.3 Plausibilität der berechneten N-Austräge landwirtschaftlich genutzter Flächen

Eine Möglichkeit zur Überprüfung der berechneten N-Austräge über landwirtschaftlich genutzte Flächen ist der Vergleich mit den N-Frachten in den Vorflutern. Dieser Vergleich wird aufgrund der zu berücksichtigenden N-Einträge über die anderen Landnutzungen in Kap. 8.4.5 vorgenommen.

Weiterhin können durch Lysimetermessungen die N-Austragsgrößen von typischen Bodenprofilen punktuell überprüft werden. Auch der Vergleich der N-Austräge mit Ergebnissen anderer Modelle (BEHRENDT ET AL. 1999, DREYHAUPT 2002) kann die Größenordnung der N-Austräge kontrollieren. Die N-Austräge über Dränagen lassen sich durch in den 80er Jahren punktuell vorgenomme Messungen an Dränauslässen im Untersuchungsgebiet verifizieren.

8.4.3.1 Vergleich mit Ergebnissen der Lysimeterstation Brandis

Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen bieten sich zum Vergleich der berechneten N-Austräge an, da sie sowohl die Prozesse der Wasser- als auch der Nährstoffdynamik gut erfassen. Die Lysimeterstation Brandis ist bereits im Kap. 2.6.1

[20] Auch Untersuchungen von KERSEBAUM & WENKEL 1998 bestätigen, dass Bodenparameter bei Aggregation einen geringeren Einfluss auf den N-Austrag zeigen als die Niederschlagswerte.

beschrieben; die Ergebnisse sind umfassend in HAFERKORN (2000) dargestellt. Es stehen Ergebnisse der Periode 1980 bis 1992 zur Verfügung, spätere Jahre sind aufgrund veränderter Bedingungen (z.B. Brachland) nicht mehr vergleichbar. Tab. 38 stellt die Bodenformen der Lysimeter dar, die in den Naturräumen des Untersuchungsgebietes vorkommen.

Tab. 38: Lysimetergruppe, Bodenform und Profilaufbau der Lysimeter der Station Brandis sowie zugeordneter Naturräume des Untersuchungsgebietes (KNAPPE ET AL. 1994, verändert)

Lysimeter-gruppe	Bodenform	Tiefe in cm	Profilaufbau	Naturraum
5	gekappte, schmelzwasser-unterlagerte Decksandlöß-Braunerde	0-35 35-170 170-300	Sandlöß kies. Mittel- und Grobsand Schmelzwassersand	Dübener Heide
9	Löß-Parabraunerde	0-205 205-300	fahlbrauner lehmiger Schluff Schmelzwassersand	Mittelsächsisches Lößhügelland
1	Schotterunter-lagerter Sandlöß-tieflehm-Pseudo-gley	0-50 50-120 120-300	Sandlöß Geschiebelehm kies. Mittel- u. Grobsand	Nordsächsisches Platten- und Hügelland
7	Sandlößtieflehm-Pseudogley	0-50 50-220 220-300	Sandlöß Geschiebelehm Schmelzwassersand	Nordsächsisches Platten- und Hügelland
4	Decksandlöß-Fahlerde	0-30 30-130 130-300	Sandlöß, schw. kiesig lehm. Sand, tonverkitt. Schmelzwassersande u. -kiese	Nordsächsisches Platten- und Hügelland
8	Decksandlöß-Braunerde	0-70 70-150 150-300	Sandlöß lehmiger Sand Mittel- u. Feinsand	Nordsächsisches Platten- und Hügelland

Um einen Vergleich der N-Austräge zu ermöglichen, sollten die N-Salden und die Niederschlagswerte (bzw. Sickerwassermengen) weitgehend übereinstimmen[21]. Der N-Saldo der ausgewählten Lysimetergruppen beträgt im Schnitt 33 kg/ha*a. Dieser geringe N-Saldo ist v.a. auf die geringe Düngung zurückzuführen, die im Mittel der Jahre 1980 bis 1992 130 kg/ha*a betrug. Im Einzugsgebiet der mittleren Mulde wurden nach Berechnungen von HÜLSBERGEN & ABRAHAM (2000) jedoch im Schnitt 219 kg/ha*a (1986-1989) und 186 kg/ha*a (1997-1999) gedüngt. Der Anteil der organischen Dünger beträgt dabei 31% bzw. 25%, während bei den Lysimeter-gruppen nicht organisch gedüngt wurde.

[21] Es bestehen hohe Korrelationen zwischen dem N-Austrag und den Sickerwassermengen. Der Zusammenhang zwischen N-Saldo und N-Austrag ist erst bei Langzeituntersuchungen zutreffend (KNAPPE ET AL. 1994: 397-399).

Der Saldo liegt damit deutlich unter den N-Salden der Periode 1986-1989 der Berechnungen mit 94 kg/ha*a und leicht unter denen der 90er Jahre mit 42 kg/ha*a. Da für die Berechnungen der 90er Jahre nur die Bewirtschaftungsdaten verändert wurden, ist ein Vergleich mit den Ergebnissen dieses Zeitraumes sinnvoll. Es sind jedoch höhere N-Austräge der Berechnungen zu erwarten, da der N-Saldo hier mit 42 kg/ha*a höher liegt als der der Lysimetergruppen mit 33 kg/ha*a.

Die korrigierten Niederschläge der Lysimetergruppen (1981 bis 1992) liegen mit 634 mm/a etwas niedriger als die korrigierten Niederschläge für den vergleichbaren Naturraum Nordsächsisches Platten- und Hügelland mit 654 mm/a (Mittelwert). In der Dübener Heide beträgt der Niederschlagswert 626 mm/a und im Mittelsächsischen Lößhügelland 719 mm/a. Weiterhin ist zu berücksichtigen:

- Die Lysimeteraustäge liefern punktuelle Ergebnisse von einzelnen Bodenformen, die nicht direkt auf die Fläche übertragbar sind.
- Der N-Austrag der Lysimeter wird in 3 m Tiefe gemessen. Der berechnete N-Austrag aus der Wurzelzone gilt für eine deutlich geringer Bodentiefe. Fraglich ist, ob in der Dränzone weitere Abbaubedingungen für Stickstoff vorliegen.
- Die Lysimeter sind nur mineralisch gedüngt.

Tab. 39: Gegenüberstellung des N-Austrags der Lysimeter (Mittel der Jahre 1980 bis 1992) (HAFERKORN 2000: 111) und des berechneten N-Austrags aus der Wurzelzone (1997-1999)

Lysimeter-gruppe	Sicker-wasserrate (mm)	N-Saldo	N-Austrag in kg/ha*a	Naturraum	Sicker-wasser-rate (mm)[1]	N-Saldo	N-Austrag in kg/ha*a
5	175	69	**48**	Dübener Heide	160	47	**25**
9	57	-16	**7**	Mittel-sächsisches Lößhügelland	181	43	**13**
1	113	27	**33**	Nordsächsisches Platten- und Hügelland	187	46	**23**
7	98	27	**18**	Nordsächsisches Platten- und Hügelland	187	46	**23**
4	135	40	**40**	Nordsächsisches Platten- und Hügelland	187	46	**23**
8	146	50	**32**	Nordsächsisches Platten- und Hügelland	187	46	**23**

[1]bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche

Die N-Austräge der Lysimeter werden in Tab. 39 den berechneten N-Austrägen aus der Wurzelzone (1997-1999) der Naturräume gegenübergestellt (ein direkter Vergleich von Bodentypen ist aufgrund der Angabe der Bodenformengesellschaften in der MMK nicht möglich). Es ist folgendes festzustellen:

- Die N-Austräge der Lysimetergruppe 5 sind mit den Ergebnissen der N-Austräge der *Dübener Heide* vergleichbar. Einer zu 45% höheren N-Düngung steht ein fast zweifacher N-Austrag gegenüber, der bei Berücksichtigung des zunehmenden Anteils der Denitrifikation bei abnehmenden N-Salden gut vergleichbar ist. Auch die Sickerwasserbildung entspricht sich in der Größenordnung gut.
- Die dem *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* zugeordneten Lysimetergruppen zeigen einen durchschnittlichen N-Austrag von 31 kg/ha*a, während die Berechnungen im Schnitt 23 kg/ha*a ermitteln. Die Lysimeter liegen mit einem Saldo von 36 kg/ha*a unter dem Mittelwert für das Nordsächsische Platten- und Hügelland von 46 kg/ha*a. Somit sind die N-Austräge der Berechnungen im Vergleich etwas zu niedrig kalkuliert, liegen aber im Schwankungsbereich der N-Austräge der Lysimetergruppen.
- Die mittleren N-Austräge der Parabraunerde aus Löß bzw. des *Mittelsächsischen Lößhügelland*es weisen bei beiden Untersuchungen die geringsten N-Austräge auf. Bei einem negativen Saldo der Lysimetergruppe 9 konnten im Mittel noch 7 kg/ha*a ausgetragen werden. Die Berechnungen erzielen bei einem Saldo von 43 kg/ha*a einen N-Austrag von 13 kg/ha*a. Die N-Austräge variieren dabei pro Jahr von 0 bis 37 kg/ha*a. Ein direkter Vergleich ist aufgrund der negativen Salden nicht möglich. Im Prinzip wird aber deutlich, dass die Parabraunerde aus Löß die N-Einträge am besten abpuffert.
- Die durchschnittliche Sickerwasserrate der dem *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* zugeordneten Lysimetergruppen von 123 mm/a liegt unter der berechneten Sickerwasserrate von durchschnittlich 187 mm/a. Die Sickerwasserraten der Parabraunerde aus Löß (Lysimetergruppe 9) liegen mit 57 mm/a deutlich unter den modellierten Werten von 181 mm/a. Für diese beiden Gebiete werden die Sickerwasserraten auch von anderen Modellen in einer Größenordnung von 150 bis 200 mm/a kalkuliert (WENDLAND & KUNKEL 1998, KRAUSE 2001, DREYHAUPT 2002). Auch KRÖNERT (1997b) ermittelte bei Untersuchung von 16 Flussgebieten der mitteldeutschen Lößregion für Gebiete mit Niederschlägen, die dem Mittelsächsischen Lößhügelland entsprechen, einen Abfluss von 147 bis 195 mm/a. Die geringeren Sickerwassermengen der Lysimetergruppen sind zum einen durch die geringeren mittleren Jahresniederschläge der Lysimetergruppen begründet. Zum anderen sind die Lysimeter aufgrund der hohen Verweilzeiten von zwei bis sechs Jahren auch durch die Niederschläge der Vorjahre geprägt.

Zudem muss davon ausgegangen werden, dass es durch den verhinderten Oberflächen- und Zwischenabfluss bei den Lysimetergruppen zu einer höheren Verdunstung kommt mit der Folge von geringeren Sickerwasserraten.

Zusammenfassung

Die N-Austräge der Lysimeter der Station Brandis eignen sich zum Vergleich mit den berechneten N-Austrägen im Untersuchungsgebiet. Es kann jeweils eine Bodenform mit den Ergebnissen des N-Austrags der Dübener Heide und des Mittelsächsischen Lößhügellandes verglichen werden, bei den N-Austrägen im Nordsächsischen Platten- und Hügelland bieten sich vier Bodenformen der Lysimeter zum Vergleich an. Unterschiedliche Jahresmittelwerte des Niederschlags und des N-Saldos müssen bei der Interpretation berücksichtigt werden. Unter diesen Voraussetzungen lassen sich die N-Austräge der Dübener Heide und des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes gut vergleichen. Die Parabraunerde aus Löß des Mittelsächsischen Lößhügellandes ist aufgrund des negativen Saldos schlecht mit den Werten der Berechnungen vergleichbar. Bei beiden Untersuchungen weist sie jedoch mit Abstand den geringsten N-Austrag auf. Die Eignung dieser Böden zur Pufferung auch hoher landwirtschaftlicher Belastungen wird durch beide Ergebnisse bestätigt.

8.4.3.2 Vergleich mit Modellierungsergebnissen von BEHRENDT ET AL. (1999)

Der Vergleich zu den Arbeiten von BEHRENDT ET AL. (1999) ist nur bedingt möglich, da von ihnen keine landnutzungsdifferenzierte N-Eintragsberechnung und eine andere Abtrennung der Abflusskomponenten (Abschwemmung und Erosion wurden separiert, aber nicht der Direktabfluss) vorgenommen wurde. Auch die Untersuchungszeiträume und die Gebietsgröße unterscheiden sich. Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnissse (das Einzugsgebiet der mittleren Mulde entspricht 40% des von BEHRENDT ET AL. (1999) untersuchten Gesamteinzugsgebiets) wird unter Annahme einer Gleichverteilung der N-Austräge im Untersuchungsraum eine Umrechnung auf den N-Austrag in kg/km² vorgenommen.

Tab. 40: Vergleich der diffusen Stickstoffausträge nach BEHRENDT ET AL. 1999 und HIRT (in t/a)

Eintragspfad	Behrendt et al. (1999)		Hirt (2002)	
	1983 - 1987	1993 - 1997	1986 – 1989	1997 - 1999
Untersuchungsgebiet	Mulde		mittlere Mulde	
Gebietsgröße	6 700 km²		2 700 km²	
Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	170 (25)[1]	100 (15)[1]	84 (31)	71 (26)
Abschwemmung	110 (16)[1]	180 (27)[1]	-	-
Erosion	520 (78)[1]	490 (73)[1]	-	-
Dränagen	6170 (921)[1]	3920 (585)[1]	1480 (548)	454 (168)
Grundwasser	6710[2] (1001)[1]	6840[2] (1021)[1]	6570[3] (2433)	2344[3] (868)
N-Eintrag über den Direktabfluss	-	-	1267 (469)	410 (152)
N-Eintrag über Waldflächen	-	-	182 (67)	182 (67)
N-Eintrag über urbane Flächen	-	-	985 (365)	859 (318)
N-Eintrag insgesamt aus diffusen Quellen	**13.680 (2042)**	**11.530 (1721)**	**9.301 (3445)**	**3.909 (1448)**
weitere N-Einträge (abzgl. Drän- und Gewässerflächen)	7340 (1096)	7510 (1121)	7737 (2866)	3385 (1254)

[1] Umrechnung der N-Austräge auf kg/km²
[2] N-Eintrag aller Landnutzungen
[3] N-Eintrag der landwirtschaftlich genutzten Flächen

Aufgrund der angewendeten Methode gut vergleichbar sind die Pfade „Direkteintrag durch atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen“ und der „N-Eintrag durch Dränagen“. Die N-Einträge auf Gewässerflächen weisen bei beiden Arbeiten eine ähnliche Größenordnung auf, sie liegen bei BEHRENDT ET AL. (1999) etwas geringer als in dieser Arbeit. Der Unterschied kann einerseits in einer geringer ausgewiesenen Gewässerfläche und andererseits in der Verwendung anderer Datengrundlagen zur N-Deposition liegen. Der Dränaustrag liegt bei BEHRENDT ET AL. (1999) für die 80er Jahre um zwei Drittel höher, für die 90er Jahre sogar 3,5 Mal höher als die in dieser Arbeit ermittelten Werte. Unterschiede bei der Berechnung liegen zum einen in der Ermittlung der Dränageflächenanteile, die durch Digitalisierung im Einzugsgebiet der mittleren Mulde recht genau erfasst werden konnten. BEHRENDT ET AL. (1999) ermittelten höhere Anteile (obwohl im Bereich des Erzgebirges von geringen Dränanteilen auszugehen ist). Zum anderen wird bei BEHRENDT ET AL. (1999) davon ausgegangen, dass 100% des Sickerwassers über Dränagen abgeführt, in dieser Arbeit jedoch nur 70% angenommen werden. Die höheren Unterschiede bei den Dränausträgen der 90er Jahre sind auf die Berechnungen von höheren N-Salden bei BEHRENDT ET AL. (1999) sowie auf deutlich höhere Niederschlagsmengen Mitte der 80er Jahre zurückzuführen.

Der Vergleich der weiteren N-Einträge gestaltet sich schwierig: Der in dieser Arbeit ausgewiesene Direktabfluss muss zu den Grundwasserausträgen hinzugerechnet werden, da dieser bei BEHRENDT ET AL. (1999) nicht separiert ist. Da der N-Austrag für die Landnutzungen nicht einzeln berechnet wurde, muss in dieser Arbeit zu dem N-Austrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen der N-Austrag über Wald- und Siedlungsflächen ins Grundwasser addiert werden. Es ergeben sich (auf kg/km² umgerechnet) 2866 kg/km² (1986-1989) und 1254 kg/km² (1997-1999). Bei BEHRENDT ET AL. (1999) sind N-Einträge durch Grundwasser, Abschwemmung und Erosion zusammen zu betrachten, da sie in dieser Arbeit nicht getrennt behandelt wurden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass BEHRENDT ET AL. (1999) beim Grundwasserpfad die N-Einträge in die Gewässer modelliert haben, welche die N-Salden vorangegangender Jahre bzw. Jahrzehnte berücksichtigen. In dieser Arbeit hingegen werden die N-Austräge aus der Bodenzone ermittelt, die weitgehend den aktuellen N-Salden entsprechen. Zudem ist bei ihnen die Retention bis zum Eintreffen in den Vorfluter einkalkuliert. Es ergeben sich für das Untersuchungsgebiet anteilig 1096 kg/km² (1986-1989) und 1121 kg/km² (1997-1999). Die Werte sind vergleichbar, wenn eine Retention von 60% für die 80er Jahre und 12% für die 90er Jahre Berücksichtigung findet. Da sich jedoch die verringerten N-Salden der 90er Jahre bei der Berechnung nach BEHRENDT ET AL. (1999) erst in den nächsten Jahren und Jahrzehnten auswirken werden, ist von einer derzeit höheren Retention auszugehen.

8.4.3.3 Vergleich mit den Ergebnissen der Modellierung mit dem Modell CANDY

Im Rahmen des Projektes „Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“ wurde von der Sektion Bodenforschung des UFZ der N-Austrag der 90er Jahre mit dem Modell Candy für repräsentative Bodenprofile der Naturräume mit Lößfazies berechnet (DREYHAUPT 2002). Es wurden andere Ausgangsdaten als in dieser Arbeit verwendet, z.B. wurden statt der Berechnung der N-Salden auf Grundlage von statistischen Angaben Bewirtschaftungsszenarien für Referenzbetriebe erstellt, die auf realen Betriebsdaten beruhen. Weiterhin wurden als N-Deposition pauschal 60 kg/ha*a angenommen, um die atmogene Deposition zu berücksichtigen. Die Mittelwerte der berechneten N-Austräge für die Naturräume (in kg/ha*a) können mit den Alternativrechnungen mit erhöhter N-Deposition dieser Arbeit (Kap. 8.4.2) verglichen werden.

Abb. 53 zeigt eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse für das Nordsächsische Platten- und Hügelland sowie das Mulde-Lößhügelland: Die Werte der Referenzszenarien weichen nur um –11 kg/ha*a bzw. +17% voneinander ab. Eine größere Differenz ist für das Mittelsächsische Lößhügelland vorhanden, für das die Abweichung 33% beträgt. Da eine Flächengewichtung der Ergebnisse der Referenzszenarien für die jeweiligen Naturräume nicht möglich ist, kann zumindest eine Übereinstimmung der Größenordnung der N-Austräge festgestellt werden.

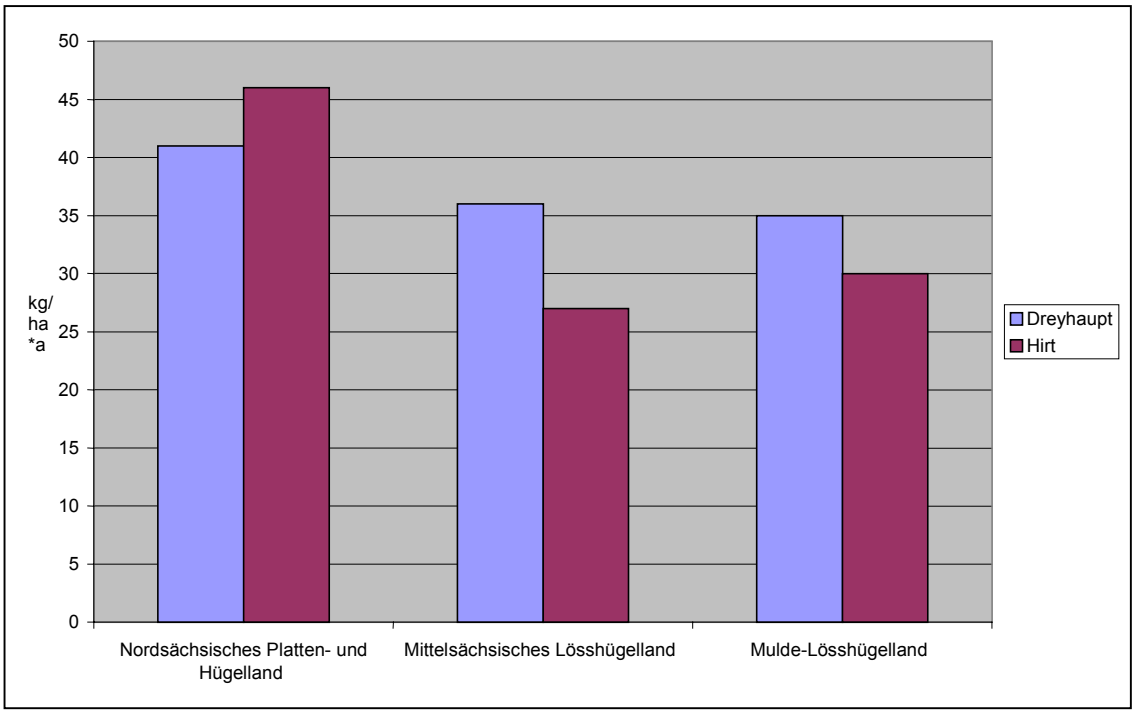


Abb. 53: Vergleich der berechneten N-Austräge der Naturräume mit denen der Szenariorechnungen von DREYHAUPT (2002) (Mittelwerte der Naturräume)

8.4.3.4 Vergleich mit Messungen an Dränauslässen

Die Ergebnisse der Dränausträge der Jahre 1986-89 können mit den Ergebnissen der Untersuchungen von FRANKE & GERDS (1991) auf Dränagemessfeldern im Untersuchungsgebiet verglichen werden (Tab. 41). Für Sandlößböden maßen sie 28 kg N/ha*a, diese Arbeit ermittelte 34 kg N/ha*a für das Nordsächsische Platten- und Hügelland. Der N-Austrag aus Parabraunerden betrug bei FRANKE & GERDS (1991) 19 kg N/ha*a gegenüber dem in dieser Arbeit berechneten Wert von 25,6 kg N/ha*a für das Mittelsächsische Lößhügelland. Die in dieser Arbeit berechneten N-Austräge liegen bei beiden Naturräumen höher als die von FRANKE & GERDS (1991) gemessenen N-Austräge. Für einen Vergleich der Berechnungen mit den Messergebnissen, die punktuell gemessene N-Austräge wiedergeben, ist jedoch eine 20-30%ige Abweichung der Ergebnisse tolerierbar. Außerdem können die Austragsverhältnisse zwischen den Naturräumen bestätigt werden.

Tab. 41: Vergleich der berechneten N-Austräge über Dränagen mit Messwerten von FRANKE & GERDS (1991)

	FRANKE & GERDS	**HAMMANN 2000**
Nordsächsische Platten- und Hügelland	28	34
Mittelsächsische Lößhügelland	19	26

Weiterhin sind noch die Untersuchungen von LAMMEL (1990) zu nennen, der auf Dränagemessfeldern auf Lößböden im Zeitraum 1974-1988 N-Austräge von 6 bis 48 kg NO_3-N/ha*a registriert hat, der Mittelwert lag bei 21 kg N/ha · a (LAMMEL 1990: 69-70). und ist damit gut vergleichbar mit den N-Austrägen des Mittelsächsischen Lößhügellandes von 26 kg/ha*a.

8.4.4 Vergleich der N-Austragsberechnungen mit den N-Frachten im Vorfluter

In dieser Arbeit wurden die N-Austräge mit dem Drän- und sonstigen Direktabfluss, der N-Austrag aus der Bodenzone in das Grundwasser für die jeweilige Landnutzung sowie die punktuellen N-Einträge in die Vorflut bilanziert. Während für den Direkt- und den Dränabfluss angenommen werden kann, dass bis zum Eintreffen in den Vorfluter keine weitere N-Reduzierung durch Denitrifikation erfolgt, sind beim Grundwasserabfluss bei Passage der Bodenzone und im Aquifer weitere Denitrifikationsprozesse zu erwarten. Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass im Gewässer selbst Stickstoffverluste durch Nitrifikation und Denitrifikation entstehen.

Die Größe der N-Minderung durch Denitrifikationsverluste lässt sich durch den Vergleich der Berechnungen mit den N-Frachten der Vorfluter ermitteln. Weiterhin kann die Plausibilität der Berechnungen überprüft werden. Deshalb werden nun die

berechneten N-Austräge den Frachten der Flüsse des Untersuchungsgebiets gegenübergestellt. Dazu werden Pegel mit einer ausreichenden Messhäufigkeit und der Möglichkeit zur Ermittlung der Frachten ausgewählt. Die ermittelten Frachten werden mit den berechneten N-Austrägen für die Teileinzugsgebiete zwischen den Pegeln ermittelt (Abb. 54). Allerdings kann ein Vergleich nur für den südlichen Teil des Untersuchungsgebietes geschehen, da im Norden des Untersuchungsgebietes nur ein Teil des Gesamtabflusses im Vorfluter ankommt (Kap. 8.4.2).

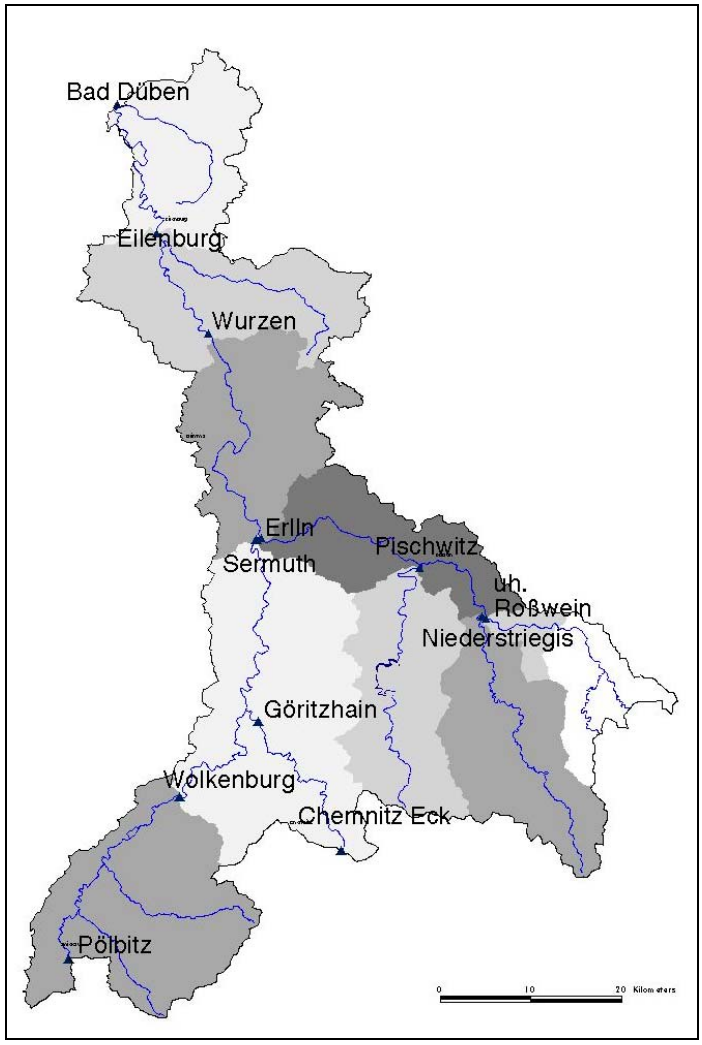


Abb. 54: Bilanzgebiete der Gütepegel

Das Wasser der Vorfluter ist eine Mischung aus Drän-, Direkt- und Grundwasserabfluss. Während der Drän- und Direktabfluss aufgrund geringer Verweilzeiten die N-Einträge der 90er Jahre widerspiegelt, spiegelt der Grundwasserabfluss aufgrund hoher Verweilzeiten die N-Einträge der vorangegangenen Jahrzehnte wider, die eher mit den Berechnungen der 80er Jahre vergleichbar sind. Deshalb werden die berechneten N-Austräge aus der Bodenzone in das Grundwasser der 80er Jahre und die N-Austräge der 90er Jahre der schnellen Abflusskomponente (Drän- und Direktabfluss) zum Vergleich mit den Pegeldaten herangezogen. Dazu wird der Anteil des Grundwasserabflusses der Bilanzgebiete mit den N-Austrägen der 80er Jahre

multipliziert sowie der Anteil des Direkt- und Dränabflusses mit den N-Austrägen der 90er Jahre (Tab. 42). Außerdem müssen die N-Austräge aus den Flächennutzungen Wald-, Wasser- sowie versiegelten und unversiegelten urbanen Flächen für die Bilanzgebiete ermittelt werden (Tab. 43). Hier werden (in grauer Farbe unterlegt) die N-Einträge der 80er Jahre berücksichtigt aufgrund der vorwiegend langen Verweilzeiten bis zum Eintreffen in die Gewässer. Eine Ausnahme bilden die Direkteinträge auf Gewässerflächen, die dem aktuellen Eintrag gleichkommen. Zudem müssen die punktuellen N-Einträge einbezogen werden, die für das Jahr 1999 dem aktuellen Stand entsprechen. Somit können die N-Austräge aus dem Untersuchungsgebiet zum Vergleich mit den Frachten näherungsweise abgeschätzt werden.

Tab. 42: N-Austrag über die landwirtschaftliche Nutzfläche für die Bilanzgebiete

Eintrittspegel	Austrittspegel	Austräge Bodenzone [t/a]	Austräge Bodenzone [t/a]	Anteil Drän- und Direktabfluss (%)	Anteil Grund-wasserabfluss (%)	N-Austrag schnelle Abfluss-komponente (t/a)	N-Austrag langsame Abfluss-komponente (t/a)
		1987-1989	1997-1999			1997-1999	1987-1989
Pölbitz	Wolkenburg	1189	299	45	55	135	651
Chemnitz	Göritzhain	311	140	46	54	64	168
Wolkenhain, Göritzhain	Sermuth	1027	327	49	51	162	519
Nossen	uh_Rosswein	75	26	48	52	12	39
-	Niederstriegis	989	287	45	55	128	549
Lichtenwalde	Pischwitz	711	231	49	51	113	362
u.h. Rosswein, Niederstriegis, Pischwitz	Erlln	597	166	40	60	67	357
Großsermuth, Erlln	Wurzen	977	516	37	63	190	618
Wurzen	Eilenburg	990	368	36	64	133	633
Eilenburg	Bad Düben	838	293	36	64	106	535
	Gesamt	7702	2654	431	569	1110	4431

Tab. 43: N-Austrag (t/a) über Wald-, Wasser- sowie versiegelte und unversiegelte urbane Flächen für die Bilanzgebiete

Eintrittspegel	Austrittspegel	N-Austrag über Waldflächen	N-Austrag über Wasser-flächen	N-Austrag über Wasser-flächen	N-Austrag über unver-siegelte urbane Flächen	N-Austrag über unver-siegelte urbane Flächen	N-Austrag über versiegelte urbane Flächen	N-Austrag über versiegelte urbane Flächen
			1987-1989	1997-1999	1987-1989	1997-1999	1987-1989	1997-1999
Pölbitz	Wolkenburg	24	14	11	66	55	99	88
Chemnitz	Göritzhain	6	2	2	38	32	31	28
Wolkenhain, Göritzhain	Sermuth	22	10	9	40	35	48	43
Nossen	uh_Rosswein	2	1	1	4	4	4	3
-	Niederstriegis	17	5	4	18	16	26	23
Lichtenwalde	Pischwitz	15	11	9	30	26	31	28
u.h. Rosswein, Niederstriegis, Pischwitz	Erlln	7	5	5	20	18	27	24
Großsermuth, Erlln	Wurzen	19	12	10	20	18	21	19
Wurzen	Eilenburg	19	9	8	23	20	18	16
Eilenburg	Bad Düben	35	11	9	10	9	13	12
	Gesamt	166	81	68	270	232	318	284

Die mit Hilfe der Pegelmessungen ermittelten Frachten konnten aufgrund mangelnder Messhäufigkeit nicht für alle Jahre ermittelt werden. Um eine Vergleichbarkeit der Pegel untereinander zu ermöglichen, wurden die Mittelwerte der Frachten für die Jahre gebildet, für die alle Pegel eines Bilanzgebietes Frachtberechnungen zuließen. Um die Spannbreite der Frachten anzugeben, werden die des abflussreichsten Jahres (1995) und abflussarmer Jahre (je nach Verfügbarkeit 1990 und 1991) zusätzlich aufgeführt. Die Frachten spiegeln die N-Einträge der 90er Jahre wider. Zur Mittelwertbildung sind jedoch auch die Frachten der Jahre 1988 und 1989 herangezogen worden, um mehr Messwerte zu erhalten, so dass die Frachten leicht überschätzt sein könnten. In Tab. 44 sind die berechneten N-Austräge aus der Bodenzone sowie die punktuellen N-Einträge in die Gewässer des Untersuchungsgebietes den mit Hilfe der Pegelmessungen ermittelten Frachten gegenübergestellt.

Tab. 44: Vergleich der berechneten diffusen und punktuellen N-Austräge (1986-1989 und 1997-1999) und der mit Hilfe der Pegelmessungen ermittelten Frachten der Flüsse (t/a)

Eintrittspegel	Austrittspegel	Gesamt-N-Austrag landwirtschaftliche Nutzfläche	N-Austrag über nicht LNF	Punktuelle Einträge	Gesamteintrag	Jahresfracht Pegelmessung Mittelwert	Jahresfracht Pegelmessung 1995	Jahresfracht Pegelmessung 1990/1991
Pölbitz	Wolkenburg	786	201	812	1798	1105	1957	-
Chemnitz	Göritzhain	232	76	690	998	1813	3728	950
Wolkenhain, Göritzhain	Sermuth	680	119	63	863	12	-314	-
Nossen	uh_Rosswein	52	11	17	79	77	-238	-499
-	Niederstriegis	677	65	64	806	827	1573	522
Lichtenwalde	Pischwitz	476	85	132	692	449	462	-140
u.h. Rosswein, Niederstriegis, Pischwitz	Erlln	424	59	107	590	-926	-2322	-747
Großsermuth, Erlln	Wurzen	808	71	137	1016	-63	-2345	454
Wurzen	Eilenburg	766	67	88	921	584	3762	-2
Eilenburg	Bad Düben	641	68	167	876	-820	-4020	-1522

Die im Bilanzgebiet Wolkenburg entstehenden N-Frachten betragen im Mittel der Jahre 1105 t/a. Die berechneten Gesamteinträge betragen 1798 t/a, so dass eine Differenz von 693 t vorhanden ist. Im Bilanzgebiet Göritzhain stehen Einträge von 998 t N/a einer mittleren Fracht von 1813 t gegenüber. Diese hohe Fracht ist v.a. begründet durch die Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlage Heinersdorf seit 1997, die eine Eintragsminderung von bis zu 1000 t zur Folge hat. Diese Reinigungsleistung ist bei der Berechnung der punktuellen N-Einträge berücksichtigt, während die Frachten erst ab 1998 einen Rückgang zeigen (vergl. Pegeldaten Anhang). Das Pegelgebiet unterhalb Rosswein weist mit 77 bzw. 79 t/a die gleiche Größenordnung der N-Austräge auf. Dies gilt auch für das Bilanzgebiet Niederstriegis, in dem geringfügig höhere Frachten gemessen wurden als N-Einträge berechnet sind. Jedoch ist hier aufgrund der berechneten und gemessenen Frachten nicht von einem Nitratabbauvermögen der Gesteinseinheiten auszugehen, wie in Abb. 23 dargestellt ist. Im Bilanzgebiet Pischwitz entsteht bei N-Einträgen von 692 t N/a und einer Fracht von 449 t N/a eine Differenz von 241 t N/a.

Insgesamt liegen die gemessenen und berechneten Frachten in einer ähnlichen Größenordnung. Sie weisen entweder die gleiche Größenordnung auf, was auf eine Unterschätzung der berechneten N-Austräge oder auf das geringe Retentionsvermögen von ungesättigter Zone und Aquifer zurückzuführen ist, oder es treten Differenzen von 35% (Pischwitz) und 61% (Wolkenburg) auf, die für eine Retention sprechen. Jedoch muss bei der Ermittlung der Frachten aus den Abflussdaten auch berücksichtigt werden, dass sie innerhalb der Jahre erheblich schwanken und so nur ein Annäherungswert gegeben werden kann. Somit ist im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes davon auszugehen, dass keine oder nur sehr geringe Möglichkeiten für den Nitratabbau in der ungesättigten Zone und im Aquifer vorhanden sind oder der Abbau im Gewässer selbst stattfindet.

Die Frachten der Pegelgebiete Bad Düben, Eilenburg, Wurzen, Erlln und Sermuth sind nicht vergleichbar, da die Abflüsse nur zum Teil an den Pegeln messbar sind (Kap. 0). Dies liegt u.a. an einem Umströmen der Pegel in den mächtigen Muldeschottern. Es fällt jedoch auf, dass die N-Einträge flussabwärts nicht zu-, sondern im Gegenteil sogar oft abnehmen. D.h., dass nicht nur die in den Vorfluter gelangenden N-Einträge abgebaut, sondern auch die im Vorfluter vorhandenen N-Frachten erheblich reduziert werden. Die genannten Gebiete liegen nach WENDLAND & KUNKEL (1998) (Abb. 23) alle im Bereich der hydrogeologischen Gesteinseinheiten, die von ihnen als *Mischtyp* oder *Nitratabbauend* bezüglich der Nitratabbaukapazität kategorisiert werden, d.h., im Gegensatz zu den südlich anschließenden Bilanzgebieten ist hier von einem Nitratabbau im Gestein auszugehen. Im Bilanzgebiet Bad Düben ist jedoch eine deutlich geringere Retention festzustellen; im Gegensatz zu den anderen Bilanzgebieten befindet sich dieses im Gebiet der glazialen und fluvioglazialen Sande, in dem das Nitratabbauvermögen deutlich reduziert ist. Dies steht im Widerspruch zur Bewertung von WENDLAND & KUNKEL (1998), die das Gebiet als „nitratabbauend“ einstufen.

Abschließend ist festzustellen, dass im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes kein oder nur ein geringer Nitratabbau im Grundwasserbereich nach Verlassen der Bodenzone erfolgt. Im Norden kann insbesondere im pleistozänen Tiefland aufgrund des Umströmens der Pegel in den mächtigen Muldeschottern keine Übereinstimmung zwischen gemessener Fracht und dem N-Eintrag erwartet werden. Festzustellen ist, dass ein hohes Nitratabbaupotential vorhanden ist, so dass nicht nur die in den Vorfluter gelangenden N-Einträge abgebaut werden, sondern auch die im Vorfluter vorhandenen N-Frachten erheblich reduziert werden.

8.4.5 N-Austräge aus Wasser-, Wald- und Siedlungsflächen

Die N-Einträge auf Gewässerflächen betragen 84 t/a (1986-1989) und 71 t/a (1997-1999). Die N-Austräge unter Wald betragen unter Annahme einer gleich bleibenden N-Auswaschung 182 t/a.

Unter unversiegelten urbanen Flächen werden 611 t/a (1986-1989) bzw. 527 t/a (1997-1999) ausgetragen. Über den Regenwasserabfluss von versiegelten urbanen Flächen, der nicht in die Kanalisation abgeführt wird, werden 74 t/a N (1986-1989) bzw. mit 66 t/a N (1997-1999) ausgetragen. Weiterhin ist der N-Austrag durch undichte Gruben mit 228 t/a am N-Austrag beteiligt.

8.4.6 Aussagefähigkeit der Modellierungsergebnisse

Die Modellierung von N-Austrägen ist nach wie vor mit großen Unsicherheiten behaftet (vergl. FRANKO ET AL. 2001, SCHMIDT ET AL. 2001). Diese ergeben sich einerseits aus teilweise noch fehlender Kenntnis der Prozesse des Stickstoffkreislaufs (z.B. der Quantifizierung der atmogenen Deposition). Andererseits bedingt die große Heterogenität der sowohl zeitlichen als auch räumlichen Prozessabläufe Schwierigkeiten in ihrer Abbildung v.a. im kleinen Maßstabsbereich. Deshalb müssen auf dieser Maßstabsebene Indikatoren zur Beschreibung der Prozesse eingesetzt werden wie der N-Bilanzüberschuss zur Quantifizierung der austragsgefährdeten Stickstoffmenge im Boden. Durch die Modellierung der N-Austräge können somit keine genauen Austragswerte erzielt werden, sondern sie dient immer der Ermittlung einer Größenordnung und kann einen Vergleich des Austragsverhaltens unterschiedlicher Standorte oder Naturräume wiedergeben.

Bei der Abbildung der Prozesse des N-Austrags ist v.a. die Ermittlung der atmogenen Deposition mit großen Unsicherheiten behaftet. Während i.d.R. nur die trockene und die nasse Deposition in Stickstoffhaushaltsmodellierungen Berücksichtigung finden, ist in neuerer Literatur von WEIGEL ET AL. (2000) bzw. MEHLERT (1996) nachgewiesen, dass die N-Einträge über atmogene Deposition mit ca. 30-40 kg/ha*a einen wesentlichen Eintragspfad bilden. Da bei der Berechnung des N-Austrags mit um diese Größenordnung veränderten N-Bilanzüberschüssen ein sehr großer Einfluss auf die Größenordnung des N-Austrags nachgewiesen werden konnte (Kap. 8.4.2), ist ein dringender Handlungsbedarf bei der flächendeckenden Quantifizierung dieser Austragskomponenten gegeben. Bisher sind jedoch nur punktuelle Messungen vorhanden, die sich fruchtartenspezifisch deutlich unterscheiden. Die Installation von Messeinrichtungen in unterschiedlichen Naturräumen sowie unter unterschiedlichem Fruchtartenanbau ist unabdingbar, um diese Eintragsgröße flächendeckend bestimmen zu können (KRÖNERT 2002).

9 N - Konzentrationen und N-Frachten der mittleren Mulde

Im folgenden werden die anhand der Güte- und Durchflussmessungen im Untersuchungsgebiet ausgewerteten N-Konzentrationen und ermittelten N-Frachten dargestellt. Es werden Ammonium- und Nitratwerte behandelt. Nitrit war zwar Ende der 80er Jahre noch in geringen Mengen messbar (0,1-0,4 mg/l Nitrit-N) und sollte für z.B. toxikologische Fragestellungen herangezogen werden; für die Gesamt-N-Frachten spielt es aber eine untergeordnete Rolle. Eine Übersicht über die mittleren Jahreswerte der Abflüsse und der Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten von 13 bzw. sechs ausgewählten Gütepegeln geben Tab. 55 bis Tab. 67 im Anhang wieder.

9.1 N-Konzentrationen

Abb. 55 gibt die Jahreswerte der Gesamt-N-Konzentration am Pegel Bad Düben/Vereinigte Mulde für die Periode 1989-2000 wieder. Die Werte zeigen nur einen geringen Abwärtstrend.

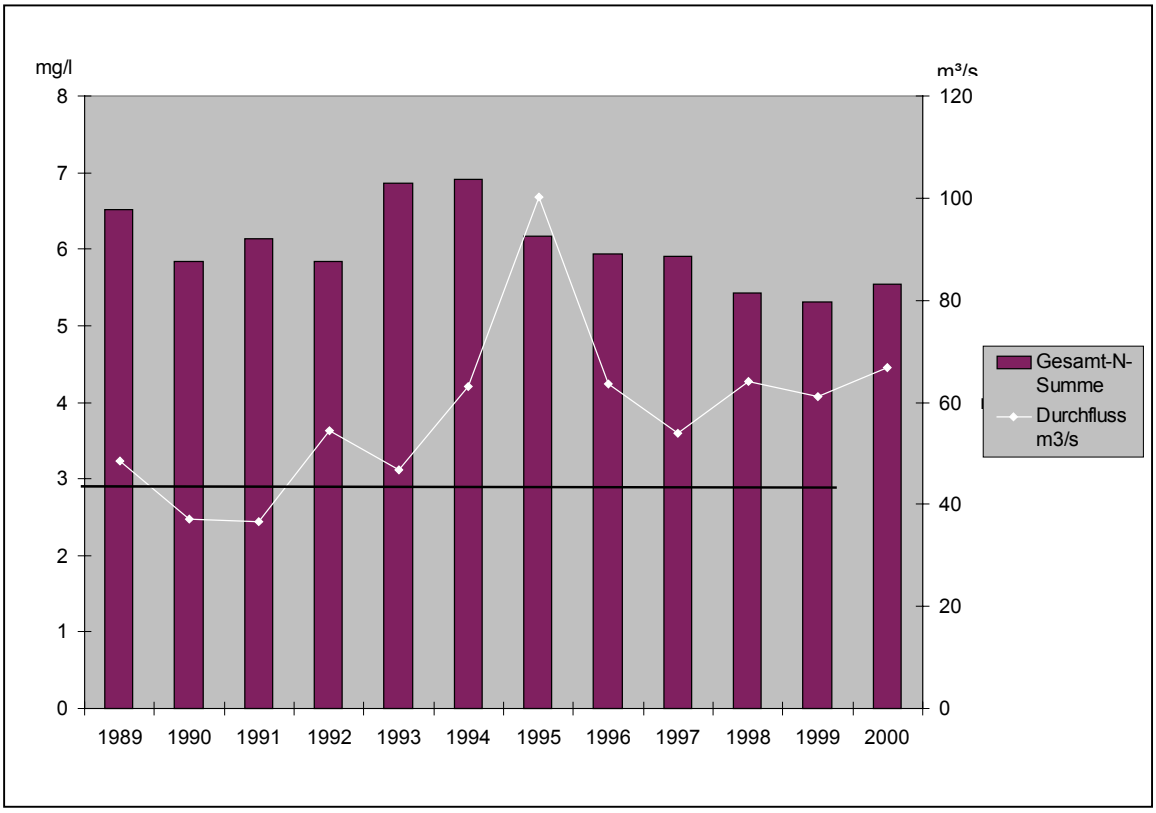


Abb. 55: Jahreswerte der Gesamt-N-Konzentration am Pegel Bad Düben/Vereinigte Mulde für die Periode 1989-2000

Betrachtet man die Entwicklung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen getrennt, fällt auf, dass die Ammoniumkonzentrationen deutlich verringert werden konnten, während bei den Nitratkonzentrationen ein leichter Aufwärtstrend deutlich wird (Abb. 56 u. 57). Die Klasseneinteilung dieser und der folgenden Abbildungen sind entsprechend der Güteklassifikation für Nährstoffe erstellt (UBA 2001 c) (Tab. 1). Ende der 80er Jahre lag die Ammoniumkonzentration – mit Ausnahme der Freiberger Mulde – noch über 0,6 bzw. 1,2 mg/l (Grundwasser III und III-IV). Sie konnte innerhalb der 90er Jahre an fast allen Pegeln meist deutlich unter 0,6 mg/l NH_4-N gesenkt werden, nur die Zschopau weist nach wie vor hohe Ammonium-konzentrationen auf.

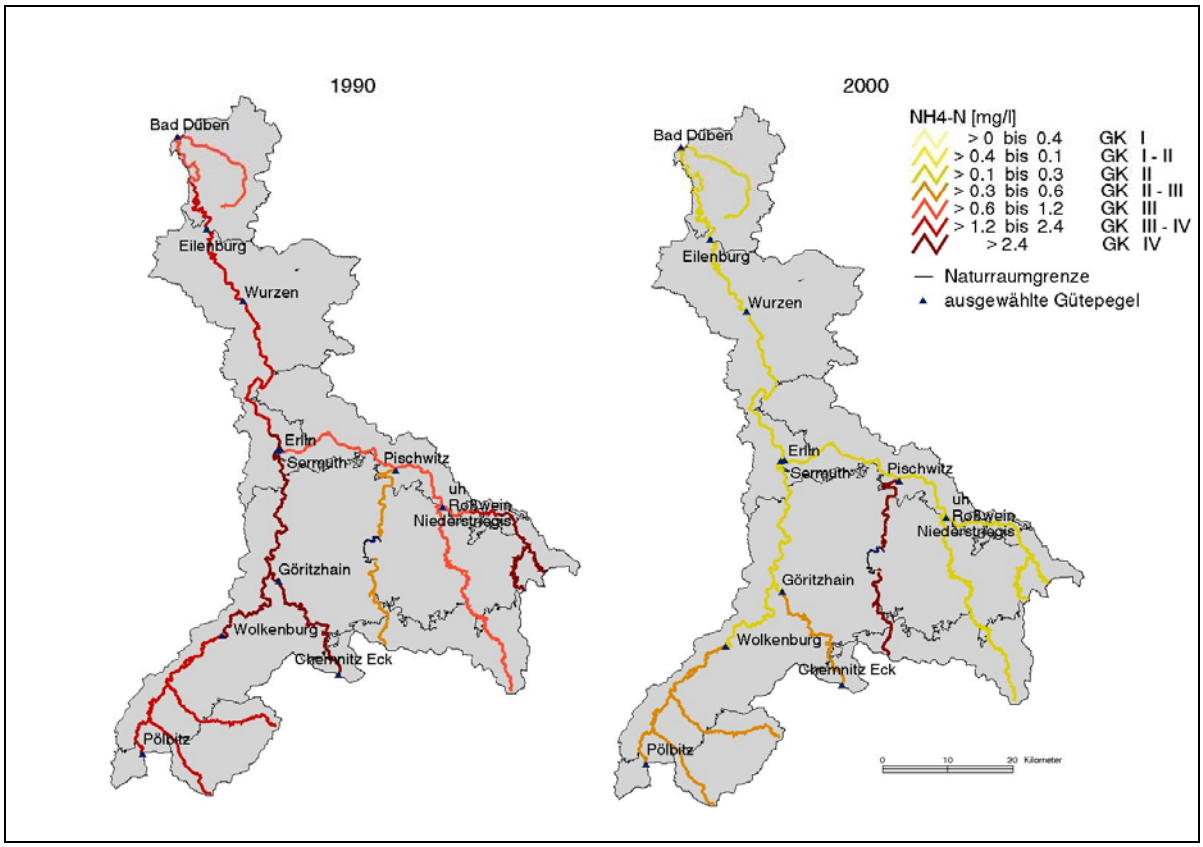


Abb. 56: Vergleich der Ammonium-Konzentrationen 1990 und 2000 (GK=Güteklassifikation für Nährstoffe (UBA 2001c))

Die Nitratkonzentrationen haben sich hingegen entweder nicht verändert oder sind sogar angestiegen (Abb. 57). Dies ist einerseits auf das höhere Nitrifikationspotential im Gewässer zurückzuführen, wobei Ammonium zu Nitrat umgewandelt wird. Andererseits war durch gezielte Maßnahmen eine kurzfristige Reduzierung der Ammoniumeinträge möglich, die vorwiegend über punktuelle Quellen eingetragen werden. Das Nitrat im Gewässer, das überwiegend aus der landwirtschaftlichen Düngung stammt, kann aufgrund der langen Verweilzeiten erst innerhalb von Jahrzehnten reduziert werden. Daher ist derzeit eine Reduzierung von Nitrat noch nicht in den Nitratfrachten erkennbar.

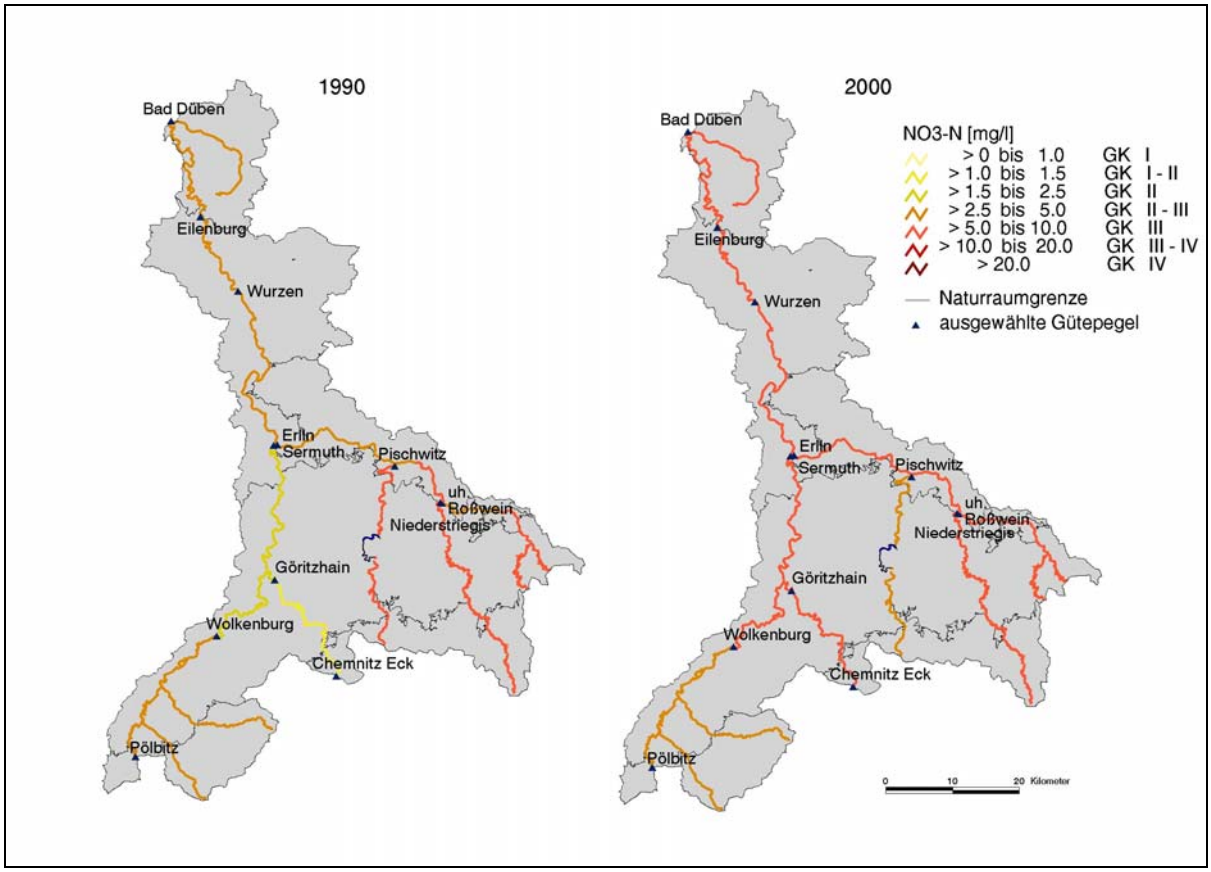


Abb. 57: Vergleich der Nitrat-Konzentrationen 1990 und 2000 (GK=Güteklassifikation für Nährstoffe, UBA 2001c)

Weiterhin sind sämtliche gemessene N-Konzentrationen des Zeitraums 1988 bis 2000 von 6 ausgewählten Gütepegeln des Untersuchungsgebietes in Abb. 73 bis Abb. 80 im Anhang dargestellt.

N-Konzentrationen im Jahresverlauf

Aufgrund der geringen Messhäufigkeit an den meisten Pegeln wurde die gesamte Periode 1987 bis 2000 zur Darstellung der N-Konzentrationen im Jahresverlauf gewählt. Deshalb sind noch hohe Ammoniumkonzentrationen zu erkennen, die bei beiden Pegeln bis Mitte der 90er Jahre auf etwa die Hälfte reduziert werden konnten. Die Ammoniumkonzentrationen liegen an der Freiberger Mulde (Pegel Erlln, Abb. 58) deutlich geringer als an der Zwickauer Mulde (Pegel Sermuth, Abb. 59). Hier wird der Einfluss der hohen Besiedlungsdichte an der Zwickauer Mulde deutlich, die hohe Ammoniumeinträge v.a. durch Kläranlagen zur Folge hat.

Im Jahresverlauf wird deutlich, dass die N-Konzentrationen der Flüsse zu Jahresbeginn am höchsten liegen. Sie nehmen dann kontinuierlich ab, um im Juli/August oder September/Oktober wieder anzusteigen. Hier wird die interanuell schwankende N-Auswaschungsgefahr deutlich, die in der Vegetationsperiode aufgrund geringerer Sickerwasserraten und hoher N-Aufnahme der Vegetation am geringsten ist.

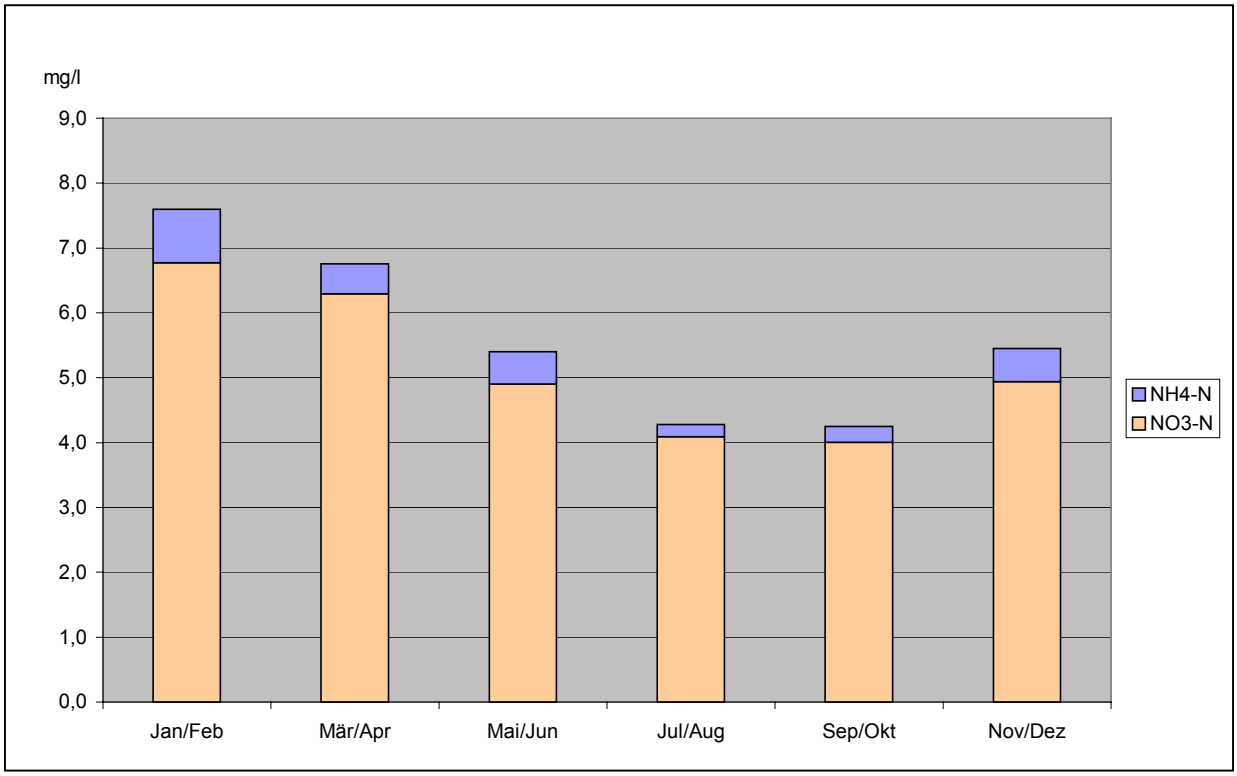


Abb. 58: Mittelwerte der N-Konzentrationen am Pegel Erlln 1987 bis 2000 im Jahresgang

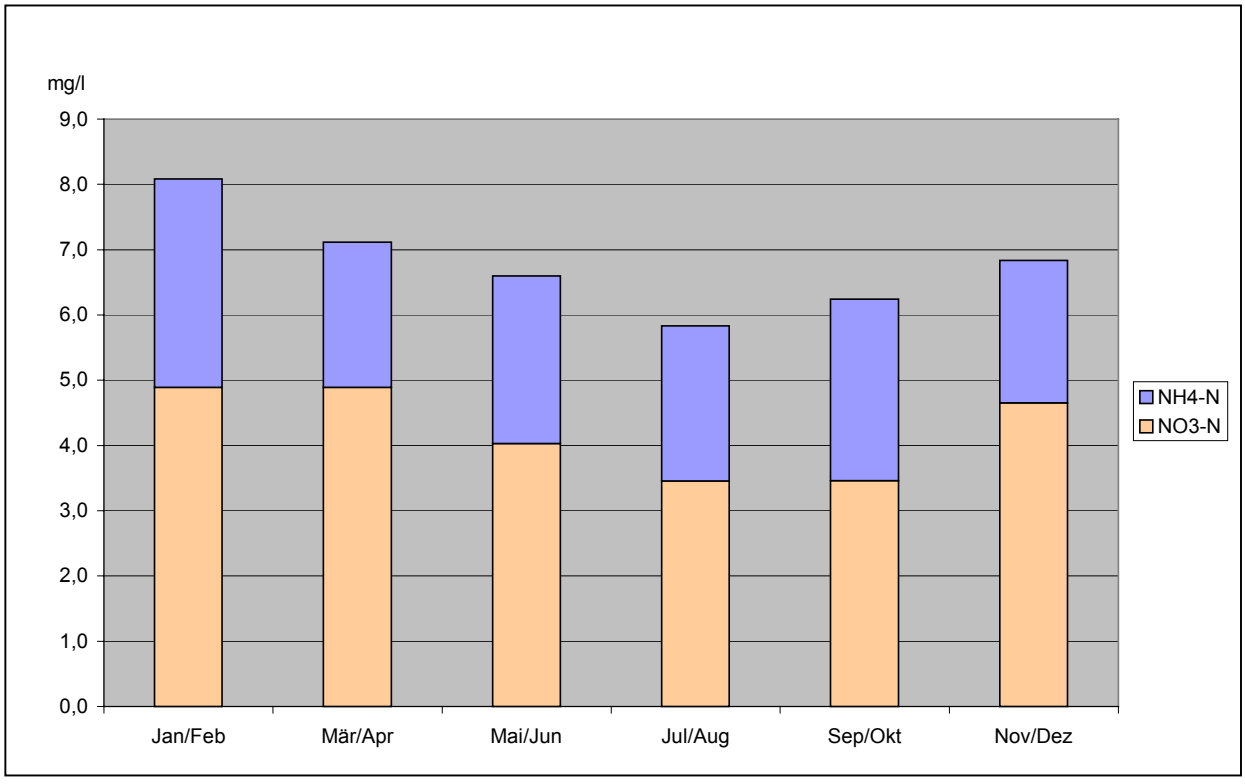


Abb. 59: Mittelwerte der N-Konzentrationen am Pegel Sermuth 1987 bis 2000 im Jahresgang

9.2 N-Frachten

Die N-Frachten im Einzugsgebiet sind stark abflussabhängig und deshalb innerhalb der Jahre schwer vergleichbar. Den Zusammenhang zwischen Fracht und Abfluss zeigen Abb. 60 und Abb. 61, die die N-Frachten für die Freiberger Mulde (Pegel Erlln) und die Zwickauer Mulde (Pegel Sermuth) darstellen.

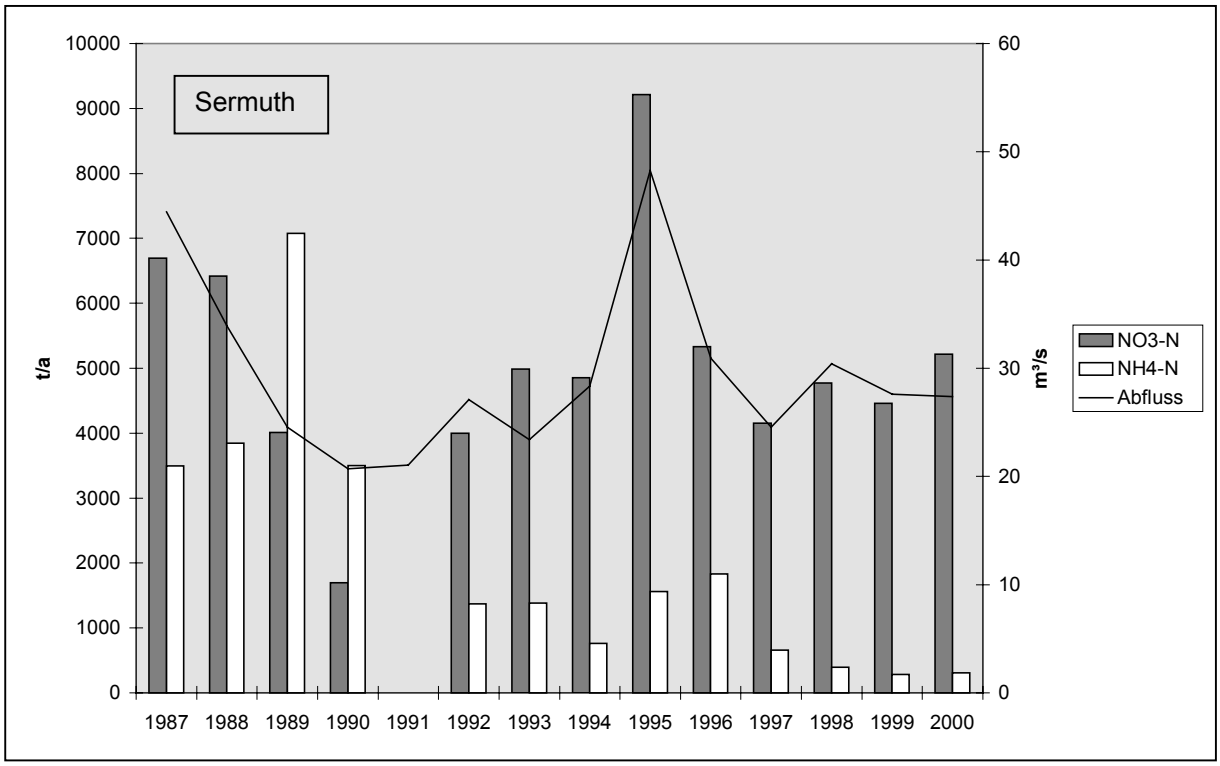


Abb. 60: N-Frachten am Pegel Sermuth 1987 bis 2000

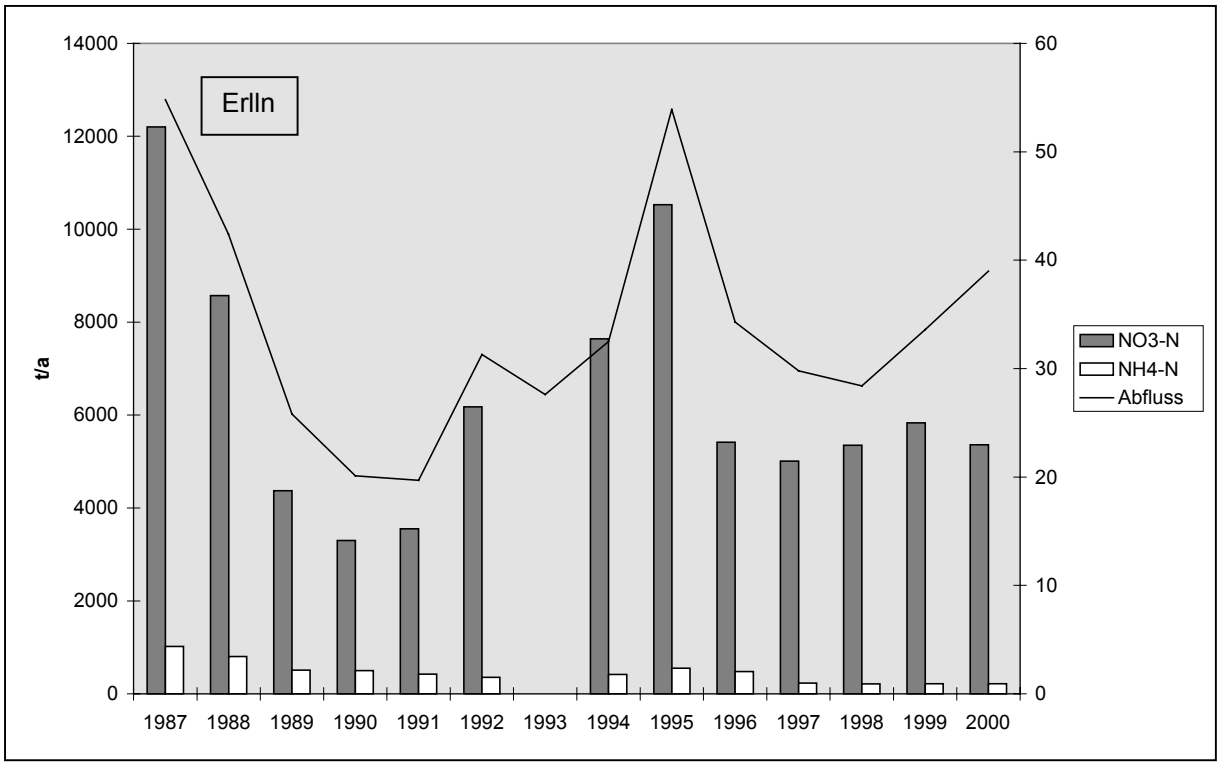


Abb. 61: N-Frachten am Pegel Erlln 1987 bis 2000

Zudem zeigt sich, dass die Zwickauer Mulde deutlich höher mit der Ammoniumfracht belastet ist als die Freiberger Mulde, was mit den kommunalen und industriellen Einleitungen in Verbindung steht (vergl. Abb. 78 und Abb. 79).

Die räumliche Verteilung der Frachten im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 62 dargestellt. Sie haben sich innerhalb von 10 Jahren quasi nicht verändert und im Bereich der Vereinigten Mulde sogar zugenommen.

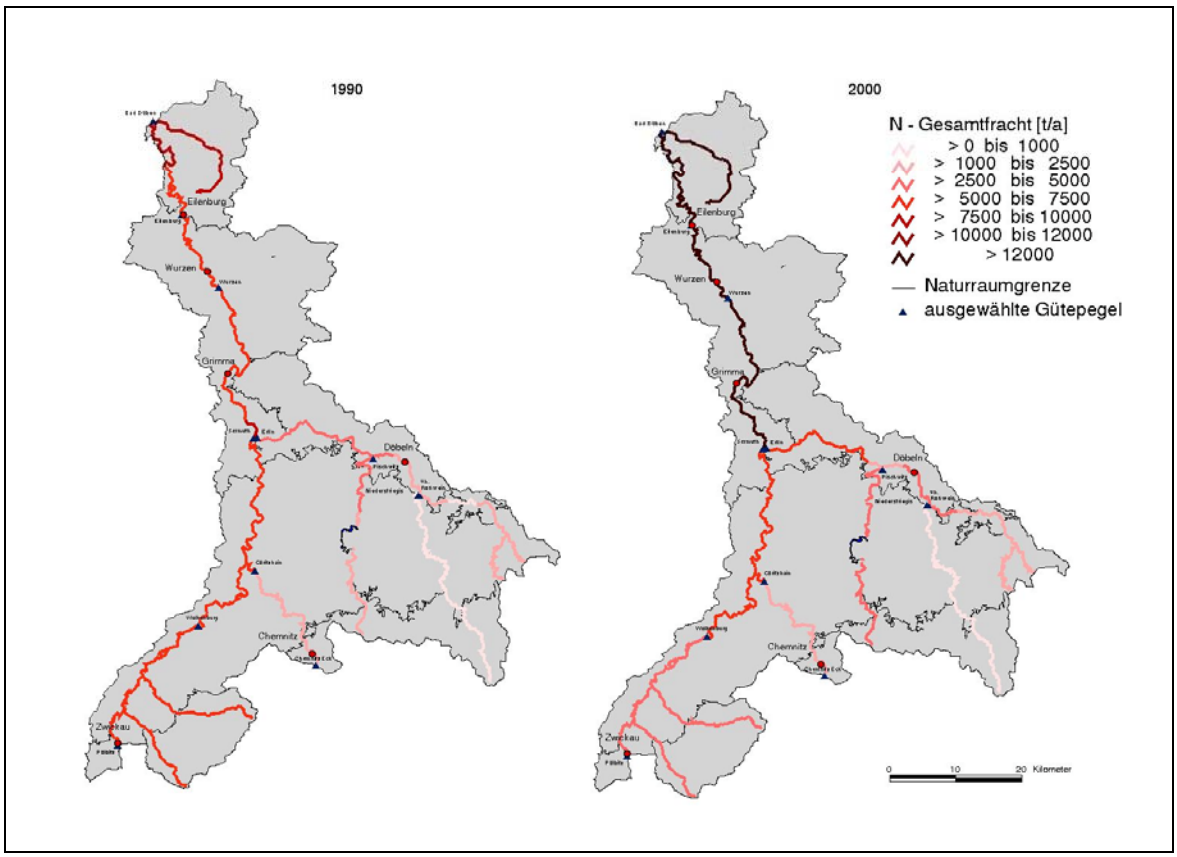


Abb. 62: N-Frachten im Untersuchungsgebiet 1990 und 2000 im Vergleich

Stickstofffrachten im Flusslängsprofil

Bei Betrachtung der N-Frachten als Mittelwert von vier Jahren der Ein- und Ausgangspegel der Freiberger Mulde (Nossen, Erlln), Zwickauer Mulde (Pölbitz, Sermuth) und Vereinigten Mulde (Kössern, Bad Düben) wird der Rückgang der N-Frachten innerhalb des Zeitraums 1987-1999 deutlich (Abb. 63). Nur der Pegel Bad Düben zeigt im Zeitraum 1991-1995 höhere Frachten als im Zeitraum 1996-1999. Dies liegt an dem stark abflusswirksamen Jahr 1995, das mit einem Abfluss von über 100 m³/s fast doppelt so hoch liegt wie der Durchschnittswert an diesem Pegel. Splittet man die N-Frachten in 3-Jahres-Mittelwerte (Abb. 64), so wird deutlich, dass auch an den anderen Pegeln die höheren Frachten des Jahres 1995 sichtbar werden.

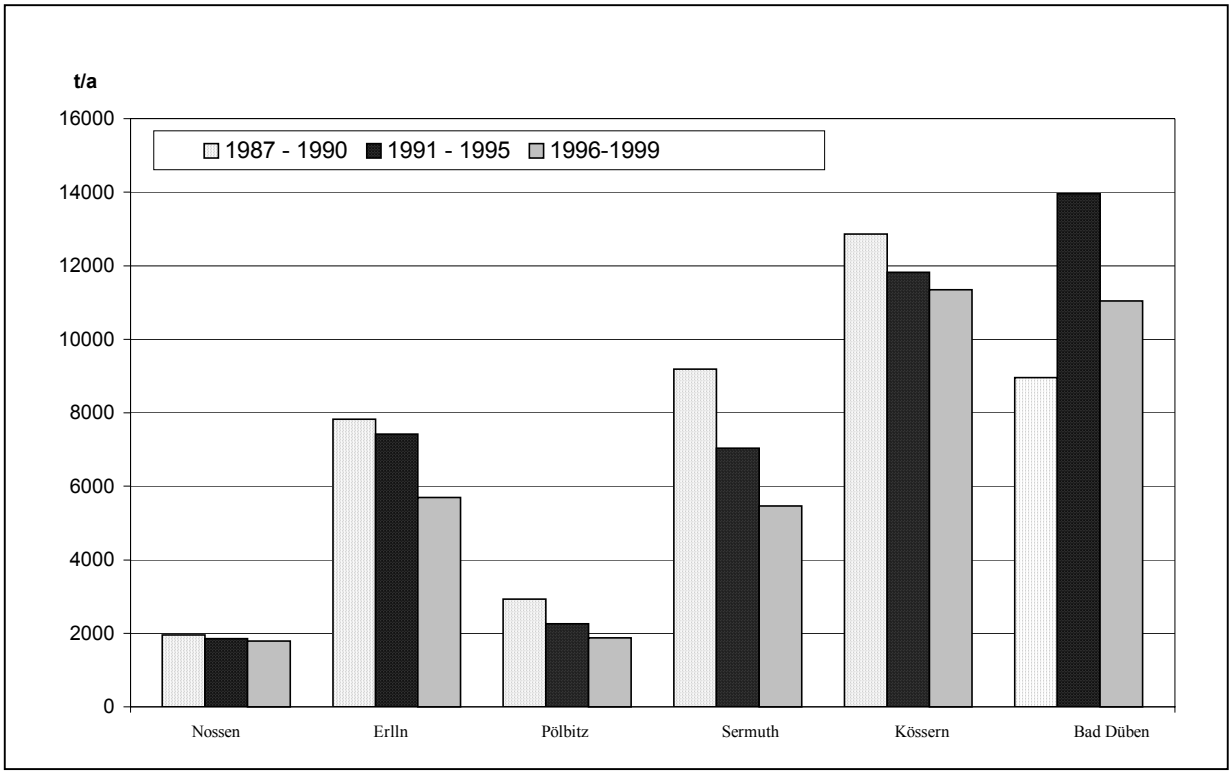


Abb. 63: N-Frachten der mittleren Mulde als 4-Jahres-Mittelwert (Ein- und Ausgangspegel der Freiberger Mulde (Nossen, Erlln), Zwickauer Mulde (Pölbitz, Sermutz) und Vereinigten Mulde (Kössern, Bad Düben).

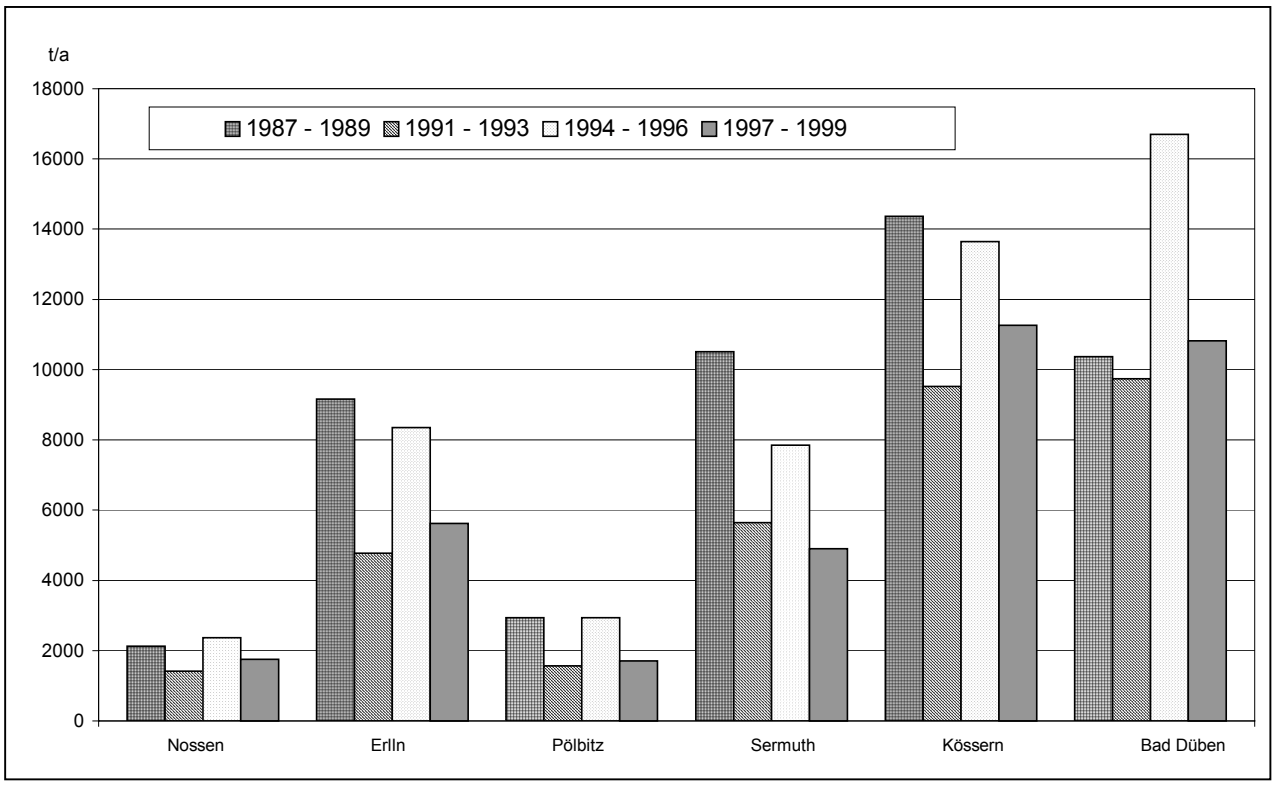


Abb. 64: N-Frachten der mittleren Mulde als 3-Jahres-Mittelwert (Ein- und Ausgangspegel der Freiberger Mulde (Nossen, Erlln), Zwickauer Mulde (Pölbitz, Sermutz) und Vereinigten Mulde (Kössern, Bad Düben).

10 Reduzierung der punktuellen und diffusen N-Einträge

Die zunehmende Eutrophierung der Oberflächengewässer erfordert eine Reduzierung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge in die Gewässer. Eine wesentliche Maßnahme zur Reduzierung der punktuellen Einträge ist die flächendeckende Umsetzung der Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in die Gewässer laut Anhang 1 der Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift. In dieser Maßnahme liegt vor allem bei größeren Kläranlagen ein hohes Minderungspotential für punktuelle Stickstoffemissionen in die Gewässer. Beispielsweise konnte eine Eintragssenkung der Kläranlage Chemnitz Heinersdorf (Größenklasse 5) nach Ausbau der mechanischen in eine weiterführende Reinigungsstufe um ca. 73 % (900 t/a) erzielt werden. Allerdings entsprechen die kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen im Untersuchungsgebiet bereits zum großen Teil den Einleiteranforderungen. Bei vollständiger Umsetzung der Bestimmungen würde sich nach dem verwendeten Berechnungsansatz der Stickstoffeintrag in die Gewässer des Untersuchungsgebietes um 139 t/a auf 1111 t/a reduzieren. Ferner ist zur generellen Eintragssenkung ein weiterer Ausbau des Abwasserentsorgungsnetzes bevorzugt im stärker verdichteten Raum unbedingt anzustreben. Zwar bedeutet ein erhöhter Anschluss der Bevölkerung an Abwasserbehandlungsanlagen und der Neubau kommunaler Kläranlagen zunächst eine Erhöhung der punktuellen Einträge, allerdings längerfristig eine Verminderung der Gesamteinträge, da das Abwasser, statt diffus in die Landschaft zu gelangen, in Kläranlagen gereinigt und Stickstoff eliminiert wird. Mit einem verstärkten Ausbau des kommunalen Abwasserentsorgungsnetzes im ländlichen Raum ist aus ökonomischen Gründen nicht zu rechnen. Die dort zum großen Teil vertretenen Kleinkläranlagen sollten, falls noch nicht erfolgt, mit einer biologischen Reinigungsstufe ausgestattet werden. Des Weiteren kann eine punktuelle Eintragsminderung einerseits durch den Ausbau der Regenentlastung der Mischsysteme und andererseits durch eine verstärkte Entkoppelung des Regenwassereintrages vom Mischsystem erfolgen. Das bedeutet, dass zum einen die Einleitung ungeklärten Abwassers bei Starkregenereignissen über die Regenüberläufe entfällt oder zumindest stark vermindert wird. Zum anderen wird einer unnötigen Belastung der Kläranlagen mit wenig verschmutztem Regenwasser entgegen gewirkt.

Bei den diffusen Quellen liegt die wesentliche Maßnahme zur Reduzierung der N-Einträge in die Gewässer in der Senkung der N-Bilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Allerdings konnte der jährliche N-Bilanzüberschuss im Zeitraum 1986-1989 von durchschnittlich 95 kg/ha*a auf 42 kg/ha*a der Jahre 1997-1999 gesenkt werden. Die Forderung von einem Stickstoffüberschuss von höchstens 50 kg/ha*a (UBA 2001d) ist damit im Gebietsdurchschnitt erfüllt. Jedoch ist diese

Senkung nicht für alle Gemeinden im Untersuchungsgebiet gültig: 40 von 164 Gemeinden (= 25 % der Fläche) weisen einen N-Bilanzüberschuss von über 50 kg/ha*a auf. Der N-Bilanzüberschuss sollte auch auf diesen Flächen reduziert werden.

Für die Naturräume im Untersuchungsgebiet sind unterschiedliche Maßnahmen zur weiteren N-Eintragssenkung in die Gewässer sinnvoll. Die sandigen Böden der *Dübener Heide* und die geringmächtigen Böden des *Osterzgebirges,* die hohen Niederschlägen ausgesetzt sind, sind besonders austragsgefährdet. In beiden Naturräumen kann aufgrund der hohen Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers ein schneller N-Austrag aus der Bodenzone und damit ein Verlust des Stickstoffs für den Pflanzenbedarf stattfinden (Kap. 8.4.1.4). Diese Böden sollten deshalb mit besonderer Sorgfalt gedüngt und die N-Austragsgefährdung bei der Wahl der Fruchtfolge berücksichtigt werden.

Auf den Lößstandorten der anderen Naturräume besteht eine wesentlich bessere Pufferung gegenüber landwirtschaftlichen Belastungen. Allerdings existiert auch hier eine räumliche Differenzierung der N-Austragsgefahr: Während im Mulde-Lößhügelland und in Teilen des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes hohe Anteile an Dränabfluss vorliegen, sind die Parabraunerden des Mittelsächsischen Lößhügellandes kaum dräniert. Da der Dränabfluss als schnelle Abflusskomponente die Zeit vom Verlassen der Bodenzone bis zum Eintreffen in die Vorflut wesentlich verringert, ist die Möglichkeit zur Denitrifikation nach Eintritt in das Dränrohr kaum gegeben und das Sickerwasser ist damit deutlich höher mit Stickstoff belastet. Dränagen vermindern somit die Denitrifikationskapazität der Landschaft und erhöhen den N-Austrag dieser Standorte. Die Notwendigkeit einer Dränung ist gerade durch die großflächig angelegten Systemdränungen zu DDR-Zeiten auf zahlreichen Standorten abzuwägen. Weiterhin ist die Möglichkeit der Wiederversickerung von Dränwasser in Gebieten wie dem Nordsächsichen Platten- und Hügelland zu prüfen, da hier die landwirtschaftlich genutzte Fläche sowohl der Ent- als auch der Bewässerung bedarf.

In Gebieten mit hohen Direktabflussanteilen (wie die Mulde-Aue bzw. Standorte mit höheren Hangneigungen im Mulde-Lößhügelland) sollte bei der Bewirtschaftung bzw. der Düngung ebenfalls berücksichtigt werden, dass das Sickerwasser schnell den Vorfluter erreicht und nur geringe Zeiten zur Denitrifikation vorhanden sind.

Die Lößparabraunerdestandorte des Mittelsächsischen Lößhügellandes weisen die geringste N-Austragsgefährdung auf. Jedoch können auch hier hohe Niederschläge zu Stoßbelastungen führen (Kap. 8.4.3.1), die zeitweilig hohe N-Austragsraten bedingen. Zudem ist zu beachten, dass auch auf diesen Standorten – zwar im Gebietsvergleich recht niedrige – N-Einträge in das Grundwasser erfolgen, die

aufgrund der langen Verweilzeiten des Grundwasserabflusses einem weiteren N-Abbau unterliegen. Die Erschöpfung der Denitrifikationskapazität (z.B. durch Aufbrauch der zur Denitrifikation notwenigen Schwefelverbindungen) kann jedoch zu einem Nitratdurchbruch mit hohen N-Austragsraten führen. Deshalb sollte auch in diesen Gebieten auf eine möglichst geringe pflanzenangepasste Düngung geachtet werden.

Weitere Maßnahmen (wie die Anlage von Gewässerrandstreifen, Anpassung der Düngungstermine usw.) sind in der Literatur eingehend beschrieben, so dass an dieser Stelle hierauf nicht eingegangen wird. Es soll jedoch kurz darauf hingewiesen werden, dass die Umsetzung von Maßnahmen zum Gewässerschutz letzlich häufig von den politischen Rahmenbedingungen abhängig ist. Programme wie die *Umweltgerechte Landwirtschaft* (UL) des Landes Sachsens haben mit Hilfe von Beratungen und Subventionen zur Umsetzung eines umweltschonenden Ackerbaus beigetragen. Auch die Europäische Union hat mit den letzten Reformen 1992 und der EU-Agenda 2000 damit begonnen, die Subventionierung an den Flächen und nicht an den produktbezogenen Kriterien auszurichten. Damit soll ein Anreiz zu besonders intensiver gewässerschädigender Landwirtschaft entfallen (UBA 2001d: 57). Die ökonomischen Rahmenbedingungen wie Subventionen und Steuern sind im landwirtschaftlichen Bereich stärker so zu gestalten, dass sie die Ziele des Gewässerschutzes unterstützen. Einkommenssichernde Transferzahlungen sind verstärkt an ökologische Leistungen zu koppeln. Ein weiterer Punkt ist die Vermittlung von vorhandenen Kenntnissen und Regelungen in der landwirtschaftlichen Praxis durch ständige Ausbildung, Fortbildung und Beratung der Landwirte. Ein Teilbereich sollte die Weiterentwicklung der Regeln der standort- und pflanzenbedarfsgerechten Düngung sein.

Diffuse N-Einträge durch nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen sind zwar von geringerer Bedeutung, sie sollten jedoch in die Betrachtungen einbezogen werden. Siedlungsflächen sind v.a. durch Reduzierung der N-Depositionswerte sowie durch die Erhöhung der an die Abwasserentsorgung angeschlossenen Bevölkerung (zur Reduzierung der N-Austräge aus undichten Gruben) zu erzielen. Bei Waldflächen, die derzeit noch verhältnismäßig geringe N-Austräge aufweisen, wird es nach der „Stickstoffsättigungstheorie“ bei weiterer Eutrophierung zu einem N-Durchbruch kommen, der nach WERNER & WODSACK (1994) N-Austräge bis zur Höhe der halben Depositionsrate bedingt. Die hohen N-Depositionswerte sind somit dringendst zu reduzieren. Die N-Einträge auf Gewässerflächen können damit ebenfalls reduziert werden.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass zahlreiche Forderungen zur Reduzierung der N-Einträge in die Gewässer bereits erfüllt sind und das weitere Minderungspotential nur

noch geringfügige Auswirkungen auf den N-Eintrag in die Gewässer mit sich bringen wird. Aufgrund der langen Verweilzeiten des Grundwassers ist jedoch in den nächsten Jahren und Jahrzehnten mit einer deutlichen Reduzierung der N-Einträge in die Gewässer zu rechnen. Trotzdem sollte das weitere Stickstoffminderungspotential ausgeschöpft werden, um sich dem vom UBA (2001c) angestrebten Ziel des Gesamtstickstoffgehaltes in Oberflächengewässern von 3 mg/l anzunähern.

Wann bzw. ob dieses Ziel erreicht werden kann, ist derzeit schwer zu prognostizieren. Fraglich ist, welches der in dieser Arbeit berechneten Szenarios dem wirklichen Austragsgeschehen am nächsten kommt. Vor allem die geringe Prozesskenntnis zur Quantifizierung der atmogenen Deposition macht eine Voraussage schwierig. Wahrscheinlich ist jedoch, dass die N-Belastung der Flüsse langfristig deutlich sinken wird aufgrund der verringerten N-Bilanzüberschüsse der 90er Jahre und der langen Verweilzeit des Grundwassers, die im Schnitt mit mehreren Jahrzehnten angenommen werden kann. Unter der Voraussetzung, dass sich das N-Ein- und Austragsgeschehen der letzten Jahrzehnte stabilisiert hat, kann angenommen werden, dass durch Halbierung des N-Bilanzüberschusses in den nächsten Jahrzehnten ebenfalls annähernd eine Halbierung der diffusen N-Frachten in der Vorflut möglich sein wird. Aufgrund des höheren prozentualen Anteils der Denitrifikationsverluste bei geringen N-Bilanzüberschüssen (Kap. 6.3.4.1.2) ist sogar mit einer überproportionalen Verringerung der N-Gehalte im Sickerwasser zu rechnen. Zudem ist durch den höheren Anschlussgrad der Bevölkerung des Einzugsgebietes an Kanalisation und Kläranlage auch mit einem geringeren diffusen N-Eintrag durch diesen Pfad zu rechnen (Kap. 8.1.2).

Während aus diffusen Quellen folglich mit einem hohen Minderunspotential in den nächsten Jahrzehnten zu rechnen ist, wird die Reduzierung der punktuellen N-Einträge aufgrund der mittlerweile weitgehend umgesetzten Mindestanforderungen der Abwasserverordnung (AbwV) demnächst stagnieren. Somit ist bei Berücksichtigung von beiden Eintragsquellen mit einer zwar deutlichen Reduzierung der N-Einträge in die Gewässer der mittleren Mulde in den nächsten Jahrzehnten zu rechnen, jedoch wird das Ziel von 3 mg/l N (UBA 2001c) mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht erreicht werden.

11 Zusammenfassung

Die von der Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK) Ende der 80er Jahre geforderte Reduzierung der N-Einträge in die Nordsee um 50% innerhalb der nächsten zehn Jahre konnte bisher nicht erreicht werden. Zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Bundesdeutsches Recht wurde nun in Zusammenarbeit der LAWA mit dem UBA eine Güteklassifikation für Nährstoffe erstellt (UBA 2001d). Diese sieht einen Wert für die Stickstoffkonzentration für Oberflächengewässer von 3 mg/l N vor. Am Beispiel der Mulde, welche am Pegel Bad Düben kontinuierlich hohe Stickstoffkonzentrationen von durchschnittlich 6 mg N /l aufweist, zeigt sich, dass eine deutliche Reduzierung der N-Einträge zur Erzielung der geforderten Gewässergüte unabdingbar ist. Im Rahmen des Projektes „Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“ wurden deshalb die Wasser- und Stickstoffflüsse im Einzugsgebiet der mittleren Mulde (2700 km²) flächendifferenziert erfasst, um die N-Eintragspfade zu quantifizieren und Maßnahmen zur Minderung der N-Frachten abzuleiten.

Zur Erfassung der Wasser- und Stickstoffflüsse war zunächst eine Identifikation der N-Eintragspfade in die Gewässer vorzunehmen, bei der sowohl punktuelle als auch diffuse Quellen unterschieden werden. Die Ermittlung der Gesamtfracht der diffusen Quellen erforderte eine flächendeckende Bearbeitung unter Einbeziehung aller Landnutzungen. Berücksichtigung fanden dabei die N-Austragspfade über den Drän-, den sonstigen Direkt-, sowie den Grundwasserabfluss. Der Direktabfluss wurde aufgrund der im Vergleich zum Grundwasserabfluss geringen Fließzeiten zum Vorfluter separat erfasst. Der Dränabfluss wurde aufgrund der zahlreichen staunassen Böden im Untersuchungsgebiet separat vom Direktabfluss betrachtet.

Das Untersuchungsgebiet ist in fünf Naturräume gegliedert, denen ein unterschiedliches N-Austragsverhalten unterstellt wird:

1. *Glaziale und fluvioglaziale Sande* der Dübener Heide
2. *Sandlößgebiet* des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes
3. *Lößparabraunerdegebiet* des Mittelsächsischen Lößhügellandes
4. *Lößpseudogleygebiet* des Mulde-Lößhügellandes
5. *Festgesteinsbereich* des Erzgebirgsbeckens und Osterzgebirges

Um die Auswirkungen auf den N-Austrag durch die Veränderung der politischen Rahmenbedingungen durch die Wiedervereinigung Deutschlands zu erfassen, wurde ein zeitlicher Vergleich der N-Austräge der 80er Jahre und 90er Jahre durchgeführt. Dazu wurden N-Bilanzüberschüsse vom Projektpartner des Institutes für Acker- und

Pflanzenbau der Universität Halle (HÜLSBERGEN & ABRAHAM 2000) für die Zeiträume 1987-1989 und 1997-1999 ermittelt.

Vorgehensweise

Da bisher auf mesoskaliger Ebene keine Modelle bekannt sind, die alle zu betrachtenden N-Austragspfade berücksichtigen, wurde eine Modellkopplung vorgenommen. Eine räumliche Differenzierung wurde durch die flächendeckende Bearbeitung sowohl der N-Ein- als auch der N-Austräge mit digitalen Daten mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) ermöglicht.

Die Quantifizierung der punktuellen N-Einträge erfolgte im Wesentlichen auf Grundlage statistischer Bevölkerungsangaben und deren Anbindung an die öffentliche Abwasserentsorgung, Daten öffentlicher und industrieller Abwasserbehandlungsanlagen und einwohner- bzw. einwohnergleichwertspezifischer Stickstofffrachten. Die Stickstoffverbindungen werden über die Einleitungen des kommunalen Abwassers eingetragen, welches sich aus häuslichem und industriellem Schmutzwasser, dem Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen und dem Fremdwasser zusammensetzt. Die Stickstoffeinträge in die Gewässer erfolgen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Eintragspfade über kommunale Kläranlagen, direkt über die Kanalisation, über Regenüberlaufbauwerke der Mischsysteme, über industrielle Direkteinleiterbetriebe sowie über die Trennkanalisation.

Zur Ermittlung des diffusen Stickstoffaustrags wurden zunächst die Wasserflüsse im Gebiet quantifiziert. Der Gesamtabfluss wurde als Differenz von Niederschlag und realer Evapotranspiration mit dem Modell ABIMO (GLUGLA & FÜRTIG 1997) berechnet. Zur Ermittlung der Austragspfade wurde eine Aufteilung der Abflusskomponenten für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen vorgenommen. Der Direktabfluss wurde nach dem Verfahren von RÖDER (in BASTIAN & SCHREIBER 1994) vom Grundwasserabfluss getrennt. Zur Ermittlung des Dränabflusses müssten zunächst die Dränageflächenanteile im Untersuchungsgebiet ermittelt werden. Dies geschah durch Digitalisierung der Dränageflächen für repräsentative Teilgebiete und die Übertragung der ermittelten Dränageflächenanteile anhand der Standortregionaltypen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) auf Gebiete, für die keine Informationen zur Lage der Dränageflächen vorlagen. Der Dränabfluss wurde über die Dränageflächenanteile und die Sickerwasserrate ermittelt unter der Annahme, dass 70% des Sickerwassers in die Dränagen gelangt.

Die Kopplung der Stickstoffkomponente an die Wasserflüsse erfolgte durch das Verfahren nach FELDWISCH & FREDE (1998). Hierbei wurde eine Aufteilung der ermittelten N-Salden nach ihrem Verbleib vorgenommen, und zwar in folgende Pfade:

- Denitrifikation und Entweichen in die Atmosphäre
- Auswaschung aus der Bodenzone
- Verbleib im Bodenspeicher

Eine solche Aufteilung kann durch Ermittlung der Austauschhäufigkeit und des daraus abzuleitenden Austauschfaktors sowie durch die Kalkulation der Denitrifikation in der Wurzelzone vorgenommen werden. Die Denitrifikation wurde unter Berücksichtigung der Bodenformen und N-Bilanzüberschüssen nach WENDLAND (1992) bestimmt.

Für die Flächennutzung *Wasser* wurde der Direkteintrag durch die atmosphärische Deposition berechnet. *Urbane Flächen* tragen einerseits ebenfalls durch Depositionseinträge sowie durch weitere N-Einträge wie z.B. Laub und Streu zum N-Austrag bei (unversiegelte urbane Flächen). Andererseits entstehen diffuse N-Austräge durch undichte Gruben der nicht an die Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung sowie durch stickstoffbefrachtetes Regenwasser, das von versiegelten Flächen abfließt, aber nicht in die Kanalisation gelangt (versiegelte urbane Flächen). N-Austräge aus Waldflächen wurden mangels ausreichender Prozesskenntnis sowie fehlender Messdaten anhand von Literaturdaten abgeschätzt.

Ergebnisse

Folgende Punkte können als wesentliche Ergebnisse festgehalten werden:

Punktuell werden insgesamt 2.357 t Stickstoff jährlich in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde eingetragen. Mit 1.250 t/a erfolgt über 50% des punktuellen Gesamteintrags über kommunale Abwasserbehandlungsanlagen. Des Weiteren werden über industrielle Direkteinleiterbetriebe 462 t/a, über die Regenentlastungsbauwerke der Mischsysteme 444 t/a, über die Kanalisation 180 t/a und über die Trennkanalisation 21 t/a eingetragen. Im Vergleich mit Messungen im Kläranlagenablauf sowie mit den Emissionsergebnissen anderer Abschätzungen sind die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit plausibel.

Zur Bestimmung des diffusen N-Austrags war zunächst die Ermittlung der Wasserflüsse von Relevanz. Die Ergebnisse für den Gesamtabfluss konnten für den Süden des Untersuchungsgebiets mit guter Übereinstimmung mit den Daten der Durchflusspegel validiert werden. Im Norden des Gebiets ist nur ein Teil des Gesamtabflusses am Pegel messbar. Dies liegt einerseits an Wasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung im Untersuchungsgebiet, andererseits ist im Bereich nördlich von Wurzen ein Umfließen der Pegel in den mächtigen Muldeschottern Ursache der Abweichung. Südlich von Wurzen ist die Abweichung nicht eindeutig zu klären. Der Braunkohletagebau im Nordosten des Untersuchungsgebiets könnte Auswirkungen auf die Hydrologie des Mulde-Einzugsgebietes haben.

Zur Aufteilung des Gesamtabflusses in Abflusskomponenten ist folgendes festzustellen: Der Grundwasserabfluss, der im Gebietsschnitt bei 55% liegt, ist in allen Naturräumen die dominierende Abflusskomponente. Der Dränabfluss ist mit 24% im Mulde-Lößhügelland, welches durch Stauwasserböden geprägt ist, am höchsten. Der Direktabfluss steigt von Nord nach Süd aufgrund der zunehmenden Hangneigungswerte. Zudem nimmt er im Bereich der Mulde-Aue sowie auf hydromorphen Böden einen hohen Anteil ein. Im Vergleich mit der Wasserhaushaltsmodellierung von KRAUSE (2001) im Mulde-Einzugsgebiet und mit Abflussganglinienseparationen (SCHWARZE 1985) konnte eine gute Übereinstimmung der Abflusskomponenten festgestellt werden.

Bei dem diffusen N-Austrag landwirtschaftlich genutzter Flächen ist zu beachten, dass der N-Austrag aus der Bodenzone in das Grundwasser noch weiteren Denitrifikationsprozessen bis zum Eintreffen in den Vorfluter unterliegt. Beim N-Austrag über Dränagen und sonstigen Direktabfluss ist davon auszugehen, dass nach Passage der Bodenzone aufgrund der geringen Verweilzeiten keine weitere N-Minderung im Abfluss durch Denitrifikation stattfindet.

Der diffuse N-Austrag landwirtschaftlich genutzter Flächen durch Dränabfluss, sonstigen Direktabfluss und die N-Austräge aus der Bodenzone in das Grundwasser betragen nach der angewendeten Methode insgesamt 8050 t/a (1986-1989) und 2798 t/a (1997-1999). Dabei weist der N-Eintrag in das Grundwasser mit 5303 t/a (1986-1989) und 1934 t/a (1997-1999) die höchsten Werte auf. Der N-Austrag über Drän- und sonstigen Direktabfluss beträgt mit 1480 t/a bzw. 1267 t/a im Zeitraum 1986-1989 und 454 t/a bzw. 410 t/a im Zeitraum 1986-1989 etwa ein Viertel der Einträge über den Grundwasserpfad. Die N-Austräge der genannten Pfade über Grünlandflächen sind mit knapp 3% der N-Austräge aus der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche sehr gering.

Die N-Einträge auf Gewässerflächen betragen 84 t/a (1986-1989) und 71 t/a (1997-1999). Die N-Austräge unter Wald betragen unter Annahme einer gleich bleibenden N-Auswaschung 182 t/a. Unter unversiegelten urbanen Flächen werden 611 t/a (1986-1989) bzw. 527 t/a (1997-1999) ausgetragen. Über den Regenwasserabfluss von versiegelten urbanen Flächen, der nicht in die Kanalisation abgeführt wird, fließen 74 t/a N (1986-1989) bzw. mit 66 t/a N (1997-1999) ab. Weiterhin ist der N-Austrag durch undichte Gruben mit 228 t/a am N-Austrag beteiligt.

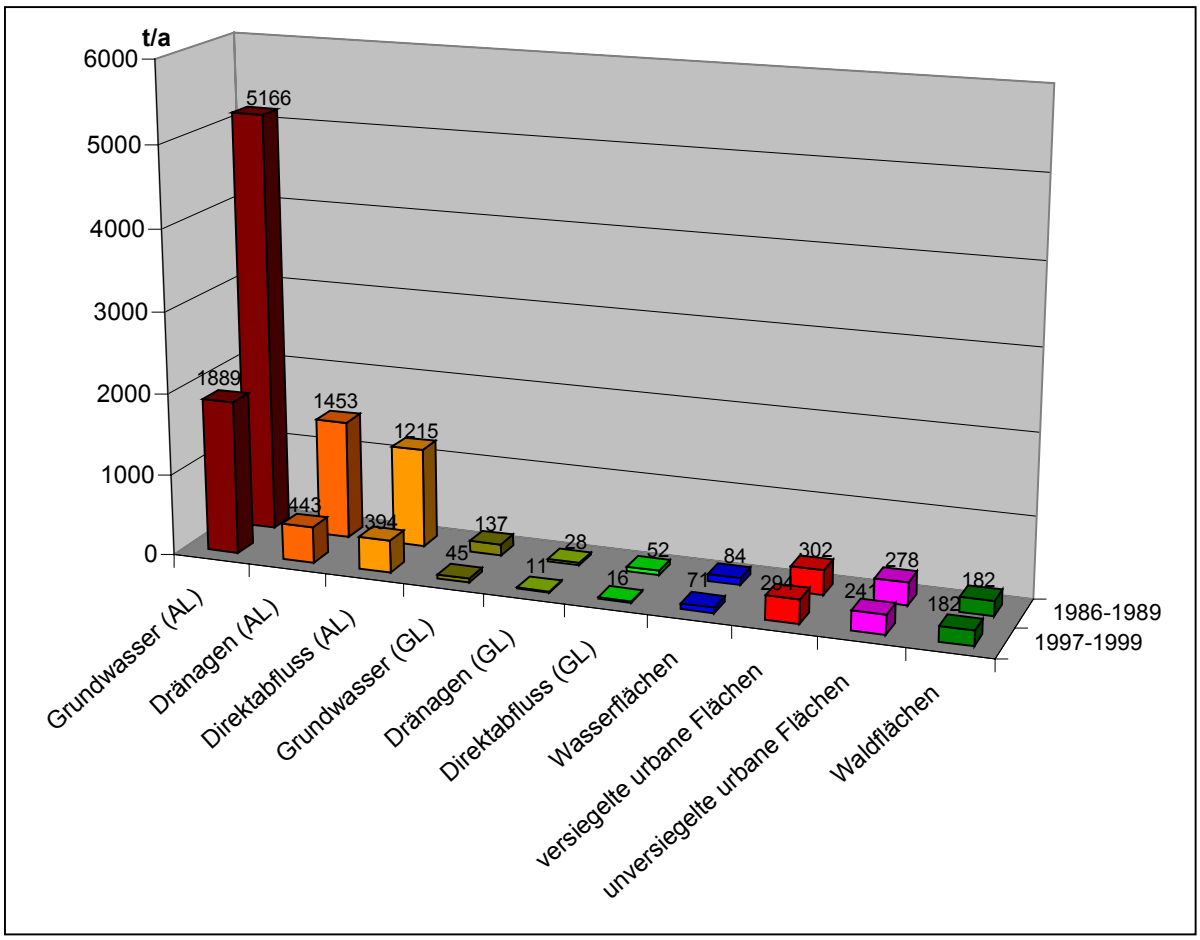


Abb. 65: Pfadbezogene diffuse N-Austräge in das Grundwasser sowie über den Drän- und sonstigen Direktabfluss nach Acker- und Grünlandflächen differenziert sowie N-Austräge der sonstigen Landnutzungen (Jahresmittelwerte 1986-1989 und 1997-1999)

Neben den Gesamtausträgen ermöglichen die Flächenausträge einen guten Vergleich innerhalb der Naturräume. Die Flächenausträge betragen in den 80er Jahren für den Grundwasserabfluss durchschnittlich 31 kg/ha*a LNF. Während auf Lößböden (*Mittelsächsisches Lößhügelland und Mulde-Lößhügelland*) aufgrund ihres hohen Wasser- und Nährstoffhaltevermögens nur 24 kg/ha*a LFN ausgetragen werden, liegen die Flächenausträge in der *Dübener Heide* mit ihren sandigen Substraten bei 57 kg/ha*a. Auch die N-Austräge im *Erzgebirgsbecken/Osterzgebirge* liegen mit 42 kg/ha*a relativ hoch. Während in der *Dübener Heide* die hohen N-Austräge v.a. in hohen N-Bilanzüberschüssen sowie in einer geringen Feldkapazität der Böden begründet sind, sind im *Erzgebirgsbecken/Osterzgebirge* hohe Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers aufgrund der hohen Niederschlagswerte vorhanden, die hohe N-Austräge bedingen. Im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* werden in Abhängigkeit des Substrates sehr unterschiedlich hohe N-Austragswerte erreicht, die im Mittel bei 40 kg/ha*a liegen. Bei dieser naturräumlichen Differenzierung werden die hohen Puffereigenschaften der Löße, v.a. der Lößparabraunerde im Vergleich zu den benachbarten Naturräumen deutlich.

In den 90er Jahren hat sich der N-Austrag aus der Bodenzone im Vergleich zu den 80er Jahren aufgrund der deutlich reduzierten N-Bilanzüberschüsse insgesamt um 65% reduziert. Die N-Austragsverhältnisse der Naturräume untereinander bleiben – abgesehen von einigen räumlichen Unterschieden bei der Senkung der N-Austräge – aufgrund der Verteilung der Dränageflächenanteile und der klimatischen und pedologischen Standortfaktoren erhalten. Die Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse der 90er Jahre ist als stabil anzusehen (Kap. 8.4.1.6).

Durch Alternativberechnungen sollte die Sensitivität des Modells auf die Eingangsdaten sowie der Einfluss der Variabilität der Eingangsdaten auf die N-Austragswerte geprüft werden. Es zeigte sich bei Veränderung der Feldkapazität (Ableitung mit einer anderen Methode, mittlere Abweichung: 15%) und der Niederschlagswerte (+/- 7%) eine Abweichung von unter 10%, wobei die Änderung der Niederschlagswerte einen höheren Einfluss auf den N-Austrag verursacht. Die Erhöhung der N-Salden um 30 kg/ha*a, womit die atmogene Deposition berücksichtigt werden soll, stellt die größte realistische Schwankungsbreite der Eingangsdaten dar. Damit erhöhen sich die N-Salden um 32% (1986-1989) und 71% (1997-1999). Die N-Austragswerte erfahren nach der angewendeten Berechnungsmethode eine Zunahme von 72% bzw. 105%, d.h., dass hier der N-Austrag um über zwei Drittel (1986-1989) bzw. sogar um gut das Doppelte (1997-1999) zunimmt. An den N-Saldo als Eingangsparameter der Modellierung müssen deshalb besondere Genauigkeitsansprüche gestellt werden. Gerade dieser Parameter ist jedoch aufgrund der unsicheren Quantifizierung der atmogenen Deposition noch mit hohen Unsicherheiten behaftet. Unklar ist zum einen, inwieweit der atmogen gebundene Stickstoff von den Pflanzen verwertet bzw. in anorganische Form umgewandelt und damit auswaschungsgefährdet wird. Weiterhin ist keine räumliche Differenzierung der je nach Vegetationsbestand sehr variablen atmogenen N-Aufnahme möglich. Die Installation von Messeinrichtungen in unterschiedlichen Naturräumen sowie unter unterschiedlichem Fruchtartenanbau ist unabdingbar, um diese Eintragsgröße flächendeckend bestimmen zu können (KRÖNERT 2002). Die Schwankungsbreite der anderen Eingangsdaten ist im Vergleich zur Unsicherheit bei der Bestimmung der atmogenen Deposition unbedeutend.

Die berechneten N-Einträge der Referenzrechnung (N-Saldo ohne Berücksichtigung der atmogenen Deposition, Ableitung der nFK nach Methode A (Kap. 5) wurden nun mit den mittleren Frachten der Gewässerabschnitte verglichen. Es ist festzustellen, dass die Werte weitgehend übereinstimmen oder höhere Werte der Referenzrechnung vorliegen. Das bedeutet, dass im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes kein oder nur ein geringer Nitratabbau des Grundwassers nach Verlassen der Bodenzone möglich ist. Allerdings muss mit einem N-Abbau im Gewässer gerechnet werden, so dass wahrscheinlich die Werte der Referenzrechnung etwas

zu niedrig liegen und ein höherer N-Austrag aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche unter Berücksichtigung der atmogenen Deposition denkbar ist. Im Norden des Untersuchungsgebietes kann insbesondere im pleistozänen Tiefland aufgrund des Umströmens der Pegel in den mächtigen Muldeschottern keine Übereinstimmung zwischen gemessener Fracht und dem N-Eintrag erwartet werden. Festzustellen ist, dass ein hohes Nitratabbaupotential vorhanden ist, so dass nicht nur die in den Vorfluter gelangenden N-Einträge abgebaut, sondern auch die im Vorfluter vorhandenen N-Frachten erheblich reduziert werden.

Möglichkeiten zur Reduzierung des N-Austrags

Zur Reduzierung der punktuellen N-Einträge sind folgende Punkte zu beachten: Die flächendeckende Umsetzung der Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in die Gewässer laut Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV) würde eine N-Eintragsminderung von 139 t/a auf 1111 t/a bewirken (ULLRICH & HIRT 2002). Zudem ist ein weiterer Ausbau des Abwasserentsorgungsnetzes v.a. im verdichteten Raum anzustreben. Im ländlichen Raum sollten vorhandene Kleinkläranlagen mit einer biologischen Reinigungsstufe ausgestattet sein. Der Ausbau der Regenentlastung der Mischsysteme könnte bei Starkregenereignissen die Einleitung von ungeklärtem Abwasser über die Regenüberläufe verhindern. Die Entkopplung des Regenwassereintrags vom Mischsystem könnte die Belastung der Kläranlagen mit wenig verschmutztem Regenwasser vermindern. Durch die Umsetzung dieser Maßnahmen ist eine Verringerung der punktuellen N-Einträge möglich, allerdings ist das Minderungspotential aufgrund der bisher schon weitgehend umgesetzten Bestimmungen nicht mehr sehr hoch.

Zur Verringerung der diffusen N-Einträge in die Gewässer sind trotz erfolgter N-Eintragssenkung weitere Maßnahmen notwendig. Der N-Bilanzüberschuss der landwirtschaftlich genutzten Fläche konnte innerhalb von 10 Jahren um etwa 50% reduziert werden. Eine Stabilisierung der N-Bilanzüberschüsse auf diesem Niveau ist anzustreben. Regional ist in Gebieten mit noch hohen N-Einträgen (z.B. in den Gemeinden Claußnitz, Nossen und Trebsen/Mulde) die Senkung des N-Bilanzüberschusses von noch über 90 kg/ha*a unbedingt erforderlich. Weiterhin ist in stark austragsgefährdeten Gebieten wie der Dübener Heide bzw. in Teilen des Osterzgebirges/Erzgebirgsbeckens eine reduzierte Düngung bzw. ein Umstieg auf integrierten bzw. ökologischen Landbau empfehlenswert. Aufgrund der hohen Dränanteile ist im *Mulde-Lößhügelland* und im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* eine standortbezogene Überprüfung der Notwendigkeit der Dränung sinnvoll; auch eine Wiederversickerung von Dränwasser besonders bei Vorhandensein von bewässerungsbedürftigen Standorten wie im *Nordsächsischen Platten- und Hügelland* ist zu prüfen.

Bei allen Ergebnissen sollte berücksichtigt werden, dass der Modellierungsmaßstab nur eine qualitative oder semiquantitative Interpretation der Ergebnisse erlaubt. Die ermittelten Werte sollten somit als Anhaltswerte betrachtet werden, bei denen sich die Größenordnung des N-Austrags sowie die Unterschiede des N-Austragsverhaltens zwischen den Naturräumen deutlich zeigen.

Weiterhin ist die Abschätzung des N-Eintrags in die Gewässer derzeit durch das Problem der Quantifizierung der atmogenen Deposition noch mit hohen Unsicherheiten behaftet. Die Einrichtung eines Messnetzes, welches die atmogenen N-Einträge sowohl pflanzen- als auch standortspezifisch quantifiziert, ist deshalb für die Erfassung des N-Kreislaufs unabdingbar. Forschungsbedarf besteht zudem in der Verfolgung der Umwandlungsprozesse des durch die atmogene Depositon aufgenommenen Stickstoffs in Pflanze und Boden.

12 Literaturverzeichnis

ABRAHAM, J. & HÜLSBERGEN, K.-J. (2002): Bewirtschaftung und Stoffhaushalt in der Lößregion. In: Elbe-Ökologie-Kompendium, Band „Landschaftswasser- und Nährstoffhaushalt“. Manuskript; Berlin (Weisensee Verlag).

ADDISCOTT, T. M. (1998): Modelling concepts and their relation to the scale of the Problem.- Nutrient Cycling in Agrarecosystems **50**: 239-245.

ADDISCOTT, T. M. (1995): Modelling the fate of crop nutriens in the environment: problems of scale and complexity. Aur. J. Agron. **4** (4): 413-417.

ADW DER DDR (Akademie der Wissenschaften der DDR) (Hrsg.) (1989): Strukturschlüssel zur Dechiffrierung und Interpretation von städtischen Nutzflächengefügen.- Dokumentation.- 122 S.; Leipzig.

AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZGEBIETEN (HRSG.) (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. – Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und –schongebieten; Oldenburg.

AG BODENKUNDE (Hrsg.) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage: 391 S.; Hannover.

AG ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (Hrsg.) (1995): Nährstoffstudie der Elbe. Teil 2: Von Schmilka bis zur See.- 47 S.; Hamburg.

AMBERGER (1983): Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität – im Ackerbau und Grünland. In: Arbeiten der DLG: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung, **177**: 83-94; Frankfurt (Main) (DLG).

ANDREAE, H. & RABEN, G. (2000): The nitrogen situation of saxonian forest ecosystems – results of soil condition (level I) and intensive monitoring (level II) networks. o.O.

ARNOLD, J.G. & ALLEN, P.M. & BERNHARDT, G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model.- Journal of Hydrolology, **142**: 47-69.

ARNOLD, J.G. & ALLEN, P.M. & MUTTIAH, R. & BERNHARDT, G. (1995): Automated Base Flow Separation and recession analysis techniques.- In: GROUND WATER **33** (6): 25 S.

ATV (Hrsg.) (1999): Industrieabwasser – Grundlagen. Berlin.

ATV (Hrsg.) (1997): Biologische und weiterführende Abwasserreinigung, 849 S.; Berlin.

ATV-DVWK-ARBEITSGRUPPE (Hrsg.)(2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse. Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK-Arbeitsgruppe „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“: 168 S.; Hennef.

ATV-REGELWERK, A-105 (Hrsg.) (1997): Wahl des Entwässerungssystems, 16 S.; Hennef.

ATV-REGELWERK, A-128 (Hrsg.) (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, 30 S.; St. Augustin.

ATV-REGELWERK, A-131 (Hrsg.) (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 EW, 40 S.; St. Augustin.

ATV-REGELWERK, A-122 (Hrsg.) (1991): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlusswerte zwischen 50-500 EW, 8 S.; St. Augustin.

ATV-REGELWERK, A-123 (Hrsg.) (1985): Behandlung und Beseitigung von Schlamm aus Kleinkläranlagen, 10 S.; St. Augustin.

ATV-REGELWERK, A-115 (Hrsg.) (1983): Hinweise zum Einleiten von Abwasser in eine öffentliche Kläranlage, 19 S.; St. Augustin.

AUGENSTEIN, I. (2001): Zur Berücksichtigung des landschaftsästhetischen Potentials in der planerischen Umweltvorsorge: Entwicklung eines GIS-gestützten Verfahrens am Beispiel des Regierungsbezirkes Dessau.- Diss. Univ. Rostock: 150 S.; Rostock.

BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland.- In: Göttinger Bodenkundliche Berichte, **93**: 186 S.; Göttingen.

BACH, M. & FREDE, H.-G. & SCHWEIKART, U. & HUBER, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland.- Abschlussbericht zum Teilbeitrag des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 296 25 515 des Umweltbundesamtes: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands; Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.- 49 S.; Berlin.

BACHMANN, J. & PAGEL, R. & HARTGE, K.H. & VAN DER PLOEG, R.R. (1992): Modellrechnungen zum flächendeckenden Austrag von Nitrat aus städtischen Grünflächen.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **68**: 21-24.

BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.- 500 S.; Jena, Stuttgart (Fischer).

BARRACLOUGH, D. & HYDEN, M.J. & DAVIES, G.P. (1983): Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results.- In: Journal of Soil Science, **34**: 483-497.

BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie.- 673 S.; Berlin, Stuttgart (Borntraeger).

BECKER, A. (1986): Neue Anforderungen und Lösungen bei der großflächigen hydrologischen Modellierung.- Wasserwirtschaft – Wassertechnik, **7**: 150-152.

BECKER, K.W. (1993): Bedingungen und Ausmaß der Denitrifikation als Nitrat-Filter im Wasserkreislauf.- Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft **72**: 1111-1114.

BEHL, T. (1995): Modellierung der Wasser- und Stickstofftransportdynamik in der ungesättigten Bodenzone im Einzugsgebiet der Grundwassergewinnungsanlage „ Hennefer Siegbogen“ mit dem Root Zone Water Quality Model (RZWQM). Diss. Univ. Jena, 221 S.; Jena.

BEHRENDT, H. & HUBER, P. & LEY, M. & OPITZ, D. & SCHMOLL, O. & SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Bericht. Inst. f. Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e. V., 373 S.; Berlin.

BEHRENDT, H. (1994): Phosphor- und Stickstoffeinträge über punktuelle Quellen. – In: WERNER, W. & WODSACK, H.-P. (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. In: Agrarspectrum – Schriftenreihe der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V., **22:** 137 – 155.

BERNHARDT, A. (1995c): Erzgebirgsbecken. IN: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (HRSG.): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 118-124; Trier.

BERNHARDT, A. & HAASE, G. (1995c): Mulde-Lößhügelland. IN: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (HRSG.): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 109-117; Trier.

BILI, V. (1990): Versuchsergebnisse zur Denitrifikation.- In: BÖHNKE, E. (Hrsg.): Abwasserbehandlung für weiter- und weitestgehende Reinigungsanforderungen.- Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, **115**: 185 – 204.

BILLWITZ, K. (1968): Die Physiotope des Lößgebiets östlich Grimma und seines nördlichen Vorlandes in ihren Beziehungen zur Bodennutzung.- Diss. Univ. Leipzig: 205 S.; Leipzig.

BIERMANN, S. (1995): Flächendeckende räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. – Berichte aus der Agrarwissenschaft. Diss. Univ. Halle., 123 S.; Halle.

BITÖK (BAYREUTHER INSTITUT FÜR TERRESTRISCHE ÖKOSYSTEMFORSCHUNG) (Hrsg.) (2000): Forschungsbericht 1999. Jahresbericht an das BMBF. BMBF-Vorhaben Nr. PT BEO 51 – 0339476 C: 131 S.; Bayreuth.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (Hrsg.) (1996a): Nährstoffeinträge in die Gewässer.- Umwelt **3**: 115-117; Berlin.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (Hrsg.) (1996b): Ermittlung der Verzögerungszeiten zwischen den Änderungen der Nährstoffüberschüsse und den N-Konzentrationen in den Flüssen. Anhang IV zur Nitratrichtlinie.- 5 S.; Berlin. (www.bmu.de/download/dateien/nitratrichtlinnie-anhang-4.pdf).

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (Hrsg.) (1996c): Algenblüten an der Küste von Niedersachsen.- Umwelt **3**: 117-119; Berlin.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (Hrsg.) (1996d): Nährstoffmonitoring in der Nordsee.- Umwelt, **10**: 335-336.

BLASCHKE, T. (1997): Landschaftsanalyse und –bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **23**: 320; Trier.

BLOCK, J. (1995): Stickstoffausträge aus dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: UBA (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnitt-seminar 21./22. November 1994, Umweltbundesamt Berlin: 80-96; Berlin.

BMBF (BUNDESMINIERIUM FÜR BILDUNG, WISSENSCHAFT, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE) (Hrsg.) (1995): Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie), Forschungskonzeption.- 71 S.; Bonn.

BOUMA , J. & FINKE, P.A. & HOOSBEEK, M.R. & BREEUWSMA, A. (1998): Soil and water quality at different scales: concepts, challenges, conclusions and recommendations.- Nutrient cyling in agroecosystems **50**: 5-11.

BOWMANN, R. A. & FOCHT, D. D. (1994): The influence of glucose and nitrat concentrations upon denitrification rates in sandy soils.- Soil biol. biochem., **6**: 297-301.

BOUWER, W. (1995): Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen.- Boden und Landschaft.- **6**: 159 S.; Gießen.

BRECHTEL, H.-M. (1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer. In: Forschungsberichte der Hess. Forstlichen Versuchsanstalt.- **8**: 85-92.

BREUSTE, J. & KEIDEL, T. & MEINEL, G. & MÜNCHOW, B. & NETZBAND, M. & SCHRAMM, M. (1996): Erfassung und Bewertung des Versiegelungsgrades befestigter Flächen.- UZF-Bericht, **12**: 207 Leipzig.

BROMBACH, H. & MICHELBACH, G. S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.– In: Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee, **49**. 47 S.; Reichenau.

BRUCKNER, G. (1996): Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und parikelförmigem Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem.- In: Bayreuther Forum Ökologie **29**: 211 S.; Bayreuth.

BÜTTNER, G. (1992): Stoffeinträge und ihre Auswirkungen in Fichtenökosystemen im nordwestdeutschen Küstenraum. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Univ. Göttingen, Reihe A, **84**: 192 S.; Göttigen.

BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) (Hrsg.) (1996): Stickstofffrachten aus Abwasserreinigungsanlagen.- In: Schriftenreihe Umwelt, **276**: 67 S.; Bern.

DAVIDSON, E.A. (1991): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems.- In: ROGERS, J.E. & WHITMAN, W.B. (eds.): Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes.- Am. Soc. Microbiol.: 219-235; Washington.

DECKER, J. (1998): Auswirkungen von Fremdwasser auf Abwasseranlagen und Gewässer. – In: Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, **68**: 296 S.; Aachen.

DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (Hrsg.) (1994): DIN 4059-3 Hydrololgie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie; Berlin (Beuth).

DISE, N.B. & WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition.- In: Forest Ecology and Management **71**: 153-161.

DÖRTER, K. (1989): Landwirtschaftliche Meliorationen.- 317 S.; Berlin (DDR) (Dt. Landwirtschaft. Verlag).

DREYHAUPT, J. (2002): Stickstoff-Austräge in die Lößregion bei Berücksichtigung der Gebietsvariabilität, hohen Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre und geringer Austragstoleranz.- In: Elbe-Ökologie-Kompendium, Band „Landschaftswasser- und Nährstoffhaushalt“. Manuskript; Berlin (Weisensee Verlag).

DVWK (Hrsg.) (1996a): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, **238**: 135 S.; Bonn.

DVWK (Hrsg.) (1996b): Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten.- DVWK-Schriften **111**: 124 S.; Bonn.

DVWK (Hrsg.) (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil 1: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, Biologische Kenngrößen.- Merkblätter zur Wasserwirtschaft **227**: 53 S.; Hamburg, Berlin (Parey).

DVWK (Hrsg.) (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten.- DVWK-Schriften **91**: 151 S.; Hamburg, Berlin (Parey).

DÖRHÖFER , G. & JOSOPAIT, G. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geologisches Jahrbuch **C 27**: 45-65.

DUYNISVELD, H.M. & Strebel, O. (1986): Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen. In: Texte 8/86: 129 S.; Berlin.

DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie.- 536 S.; Berlin.

EISSMANN, L. (1995): Sachsen. In: BENDA, L. (1995): Das Quartär Deutschlands. 408 S.; Berlin, Stuttgart (Borntraeger).

EISSMANN, L. (1994): Grundzüge der Quartärgeologie Mitteldeutschlands.- In: Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen **7:** 55-136; Altenburg.

ENGEL, T. & KLÖCKUNG, B. & PRIESACK, E. & SCHAAF, T. (1993): Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik.- Agrarinformatik **25**, 454 S.; Stuttgart (Ulmer).

ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DES MENSCHEN UND DER UMWELT“ (Hrsg.) (1997): Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der des 13. Deutschen Bundestages. 467 S. Bonn.

ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ (Hrsg.) (1995): Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz.- 1540 S.; Bonn (Economica).

ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ (Hrsg.) (1994): Schutz der grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder.- 702 S.; Bonn (Economica).

ERHARD, M. (1999): Wachstum von Kiefern-Ökosystemen in Abhängigkeit von Klima und Stoffeintrag – eine regionale Fallstudie auf Landschaftsebene.- Diss. Univ. Potsdam. 123 S.

FEICHTINGER, F. (1998): Simulationsrechungen zur Auswirkung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Nitrataustrag.- In: BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone.- Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft **7**: 75-88; A-Petzenkirchen.

FELDE, K. & HANSEN, K. & KUNST, S. (1996): Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen – Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit.- In: Korrespondenz Abwasser, 43 **(8)**: 1382 – 1392.

FELDWISCH, N. & SCHULTHEIß, U. (1998): Rechtliche Regelungen. In: FREDE, G. & DABBERT, S. (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 451 S., Landsberg (ecomed).

FELDWISCH, N. & FREDE, H.-G. (1998): Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft - Nährstoffeinträge.- In: FREDE, G. & DABBERT, S. (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 451 S., Landsberg (ecomed).

FIRK, W. & GEGENMANTEL, H.-F. (1986): Nährstoffquellen – Einführung, Übersicht, Größenordnungen.– In: Wasser-Abwasser-Abfall, **1**: 8 – 25.

FLAIG, H. & MOHR, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien einer Korrektur.- Nova Acta Leopoldina: **70**: 168 S; Halle.

FRÖBE, B. & FIALA, J. & HECKER, E. & KLAUS, H. (1988): Methodische Grundlagen und Erläuterungen zum DV-Projekt „SBW-Analyse“. Akad. der Landwirtsch. wiss., Berlin.

FRANKE, C. & GERDS, W. (1991): Nährstoffbedingte Stickstoffbelastung von Sicker- und Grundwasser ausgewählter Standorte Nordwestsachsens.- In: INSTITUT FÜR GEOGRAPHIE UND GEOÖKOLOGIE (Hrsg.) (1991): Ausgewählte geoökologische Entwicklungsbedingungen Nordwestsachsens: 173-207; Leipzig.

FRANKO, U. & HAFERKORN, U. & HÜLSBERGEN, K.-J. & KRÖNERT, R. (2002): Regionsspezifische Herangehensweise.- In: Elbe-Ökologie-Kompendium, Band „Landschaftswasser- und Nährstoffhaushalt“. Manuskript; Berlin (Weisensee Verlag).

FRANKO, U. & SCHMIDT, T. & VOLK, M. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser.- In: HORSCH, H. & RING, I. & HERZOG, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: 147-163. Marburg (Metropolis).

FRANKO, U. & SCHENK, S. & DEBEVC, D. & PETERSOHN, P. & SCHRAMM, G. (1997): Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen.- In: UFZ-Bericht **10**: 63 S.; Bad Lauchstädt.

FUNK, R. (1993): Verlagerung und Abbau von Nitrat in tieferen Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte.- Diss. Univ. München, 169 S.; München.

GAUGER, T. & ANSHELM, F. & KÖBLE, R. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE Nr. 297 85 079. Institut für Navigation, Universität Stuttgart: 140 S.; Stuttgart.

GAUGER, T. (2001): Flächendeckende Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff und potentieller Netto-Säure in Deutschland. In: MALESSA, V. (Hrsg.): AcidProgress: Das Planungsverfahren für die Forst- und Wasserwirtschaft zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung in bewaldeten Einzugsgebieten. Ergebnisse eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsvorhabens im Niedersächsischen Landesamt f. Bodenforschung.- Arbeitshefte Boden **2**: 69-83; Hannover.

GEBEL, M. (1999): Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flußeinzugsgebieten. Diss. Univ. Dresden; 155 S. Dresden.

GERIES, H. (1990): Nitrat unter Acker in mächtigen Lößdecken mit tiefem Grundwasserstand im Klimaraum Niedersachsen: Tiefen-Verlagerung, Datierung, Umsatz und Einbindung in den Gashaushalt. Diss. Univ. Göttingen, 146 S.; Göttingen.

GLUGLA, G. & FÜRTIG, G. (1997): Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogrammes ABIMO. Berechnung langjähriger Mittelwerte des Wasserhaushaltes für den Lockergesteinsbereich.- 37 S.; Berlin..

GLUGLA, G. & KÖNIG, B. (1989): Der mikrorechnergestützte Arbeitsplatz Grundwasserdargebot.- Wasserwirtschaft u. Wassertechnik **39** (8): 178-181; Berlin.

GLUGLA, G. & TIEMER, K. (1971): Ein verbessertes Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung. Wasserwirtschaft u. Wassertechnik **21**: 349-353.

GOLDSCHMIDT, J. (1950): Das Klima von Sachsen. Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik: 35 S.; Berlin (Akademie).

GRIMM-STRELE, J. & KALTENBACH, D. (1995): Diffuse Schadstoffbelastung des Grundwassers in Stadtgebieten. – In: Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, **73**: 29-50; München, Oldenburg.

GRÜNEWALD, U. & SCHRÖDER, D. (1990): Zum Einfluss der atmosphärischen Deposition auf Gewässereinzugsgebiete.- Wasserwirtschaft – Wassertechnik **2**: 29-31.

GUHR, H. & DESORTOVÁ, B. & SPOTT, D. & BORMKI, G. & KARRASCH, B. (1998): Nährstoffangebot und Chlorophyllentwicklung in der Elbe.- Vom Wasser, **91**: 195-205; Weinheim.

HAASE, G. (1995a): Düben-Dahlener Heide. IN: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (HRSG.): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 42-50; Trier.

HAASE, G. (1995b): Nordsächsisches Platten- und Hügelland. IN: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (HRSG.): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 87-92; Trier.

HAASE, G. (1995c): Mittelsächsisches Lößhügelland. IN: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (HRSG.): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 103-108; Trier.

HAASE, G. (1978): Leitlinien der bodengeographischen Gliederung Sachsens.- In: HAASE, G. (Hrsg.): Beiträge zur Geographie **29**: 7-79; Berlin (Akademie).

HAASE, G. & LIEBEROTH, I. & RUSKE, R. (1970): Sedimente und Paläoböden im Lößgebiet.- In: RICHTER, H. & HAASE, G. & LIEBEROTH, I. & RUSKE R. (Hrsg.) (1970): Periglazial - Löß - Paläolithikum im Jungpleistozän der Deutschen Demokratischen Republik.- Ergänzungsheft Nr. 274 zu Petermanns Geographischen Mitteilungen: 99-212; Leipzig (Hermann Haack).

HAASE, J. (1972): Die räumliche Struktur der Niederschlagsverhältnisse in den sächsischen Bezirken. Ein Beitrag zur Behandlung des Klimas in der Landschaftsforschung.- Diss. Univ. Leipzig: 278 S.; Leipzig.

HABER, W. & SALZWEDEL, J. (1991): Umweltprobleme in der Landwirtschaft. Sachbuch Ökologie.- 176 S.; Stuttgart (Merziger & Poeschel).

HAFERKORN, U. & MÜLLER, K. (2002): Ermittlung des Nitratstroms Oberflächenwasser – Grundwasser im Parthegebiet.- In: Elbe-Ökologie-Kompendium, Band „Landschaftswasser- und Nährstoffhaushalt“. Manuskript; Berlin (Weisensee Verlag).

HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes. Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis.- Diss. Univ. Göttingen: 157 S., Göttingen.

HAFERKORN, U. & KNAPPE, S. (1999): Höhe und Beschaffenheit der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit vom Bodenwasserspeicher und der Bewirtschaftung.- 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13./14.4.1999: 149-150.

HAMM, A. & GLEISBERG, D. & HEGEMANN W. & KRAUTH, K.H. & Metzner, G. & Sarfert, F. & Schleypen, P. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer aus „punktförmigen Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungs- und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern: 765 – 799; Sankt Augustin.

HAMMANN, T. (2000): Entwässerungssysteme landwirtschaftlicher Nutzflächen und deren Wirkung auf den Nitrataustrag in Abhängigkeit von den Bodenformen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde. Unveröffentl. Diplomarbeit,- 81 S.; Univ. Trier.

HEINRICH, U. (1999): Angewandte ökologische Modellierung für die Umweltplanung – Entwicklungsstand, Anwendungsprobleme, Perspektiven. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: 111-119; Heidelberg (Wichmann).

HEINZMANN, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen.- In: Forschritt-Berichte Reihe 15, Umwelttechnik **113**: 185 S.; Düsseldorf.

HEMPEL, W. (1967): Die pflanzengeographische Gliederung Sachsens, dargestellt anhand des Verbreitungsgefälles ausgewählter Arten der natürlichen Vegetation.- Diss. Univ. Dresden. 238 S.

HENSCHEID, S. & ZEPP, H. (1995): Bodennutzung und Nitrat-Stickstoff in der Dränzone von Lößdecken der südlichen Niederrheinischen Bucht.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **158**: 157-164.

HENNINGSEN, D. & KATZUNG, G. (1992): Einführung in die Geologie Deutschlands. 228 S.; Stuttgart (Enke).

HERZOG, F. & KUNZE, J. & WEILAND, M. & VOLK, M. (2001): Modellierung der Grundwasserneubildung im Lockergesteinsbereich Mitteldeutschlands.- Wasser & Boden **53** (3): 32-36; Berlin.

HEYDER, D. (1993): Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung.- In: Bonner Bodenkundl. Abh., **10**: 171 S., Bonn.

HGF (HERMANN VON HELMHOLTZ-GEMEINSCHAFT DEUTSCHER FORSCHUNGSZENTREN) (Hrsg.) (1997): Belastung der Gewässer.- 111 S.; Bad Godesberg (Thennée).

HIRT, U. (2000): Influence of land use on the water and nitrate balance in the mittlere Mulde catchment – an appproach. In: Landskabsokologiske skrifter **16**: 35-42.

HIRT, U. (2001): Diffuse and point inputs of nitrogen into the rivers of the central Mulde.– In: VILLACAMPA, Y., BREBBIA, C.A., USO, J.L. (eds.) Ecosystems and Sustainable Development III, Third International Conference on Ecosystems and Sustainable Development – ECOSUD 2001, Alicante, 6th –8th June 2001, WITPRESS Southampton, Boston, pp. 571-582.

HIRT, U. & HAMMANN T. & MEYER, B C. (2001): Nitrogen discharge via drainage systems in the river Mulde catchment (Saxony /Germany) - a mesoscalic estimation. In: ICID (2001): La gestion durable de la terre et de l`eau. 19. Europ. Regionalkonferenz der ICID, 4-8.6.2001, auf CD-Rom, 20 S.; Brno & Prag.

HIRT, U. & KRÖNERT, R. (2001): Landscape ecological process research on a meso-scale basis, taking the nitrogen inputs into a river as an example.- Publicationes Instituti Geographici Universitatis Turtuensis: 515-522. Tartu.

HOFFMANN, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffüberversorgung.- Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 107 01 016/02 - Bodenschutz.- Texte 1/91: 160 S., Braunschweig.

HOFREITHER, M. F. & SINABELL, F. (1994): Zielsetzungen für eine nachhaltige Landwirtschaft.- Monographien **48**: 229 S.; Wien.

HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Diss. Univ. Hohenheim: 218 S.; Hohenheim.

HUBRICH, H. (1993): Bodenkundliche Aufnahmen von temporären Aufschlüssen im Leipziger Lößtiefland und östlich benachbarter Gebiete (Nordwest-Sachsen). Bericht zu den Untersuchungsergebnissen. Dokumentation von 89 Bodenprofilen. Leipzig.

HÜLSBERGEN K.-J. & ABRAHAM, J. (2000): Stickstoffbilanz auf Gemeindeebene für das Land Sachsen, erhoben aus Daten der Gemeinde- und Kreisstatistik für die Jahre 1997-1999 (unveröffentlicht).

HÜLSBERGEN K.-J. & BIERMANN, S. & WARNSTORFF, K. & DIEPENBROCK, W. (1997): Untersuchungen zum Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf die Stickstoffbilanz der neuen Bundesländer anhand historischer Betriebsdaten. Pflanzenbauwissenschaften, **1** (2): 63-72; Stuttgart (Ulmer).

IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (Hrsg.) (1996): Gewässergütebericht Elbe 1995.- 74 S.; Magdeburg.

INDUSTRIEVERBAND AGRAR E.V. (Hrsg.) (1990): Folienband - Stickstoff und Umwelt – Folienserie mit Begleittext.

ISERMANN, K. & ISERMANN, R. (1999): Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden.- Der Wald **6**: 302-308.

ISERMANN, K. (1994): Stickstoff-Emissionen – Immissionen der Landwirtschaft vor dem Hintergrund ihrer Stickstoffbilanzen. DVWK Schriften **106**: 59-94; Bonn (Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser).

JORDAN, H. & WEDER, H.-J. (1995): Hydrogeologie. Grundlagen und Methoden. 603 S.; Stuttgart (Enke).

KEESE, U. & MORITZ, C. & KNAPPE, S. (1993): Beziehung zwischen Wasserbilanz, N-Gehalt und N-Frachten im Sickerwasser verschiedener Böden (Lysimeter-untersuchungen).- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **72**: 381-384.

KELLER, M. & HILDEN, M. & JOOST, M. (1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. BfG-Bericht 1078, 69 S.; Koblenz.

KERSEBAUM, K.C. & WENKEL, K.-O. (1998): Modelling water and nitrogen dynamics at three different spatial scales – influence of different data aggregation levels on simulation results.- Nutrient Cycling in Agroecosystems **50**: 313-319.

KLEEBERG, H.-B. (1992): Diskussionsergebnisse. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg.): Regionalisierung in der Hydrologie. Ergebnisse von Rundgesprächen der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung.- 419-429; Weinheim (VHC).

KLEMPT, L. (1997): Ermittlungen zum Nitrataustrag aus Dauergrünland unter Weidenutzung auf Flußmarsch unter besonderer Berücksichtigung von Exkrementstellen.- Ökologie und Umweltsicherung **13**: 150 S., Kassel.

KLIR, J. & KUBAT, J. & POVA, D. (1995): Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **76**: 831-834.

KNAPPE, S. & KEESE, U. (1995): Einfluß der Bodennutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Löß-Schwarzerde und Löß-Parabraunerde – Lysimeteruntersuchungen in der Anlage Brandis.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **76**: 835-838.

KNAPPE, S. & MORITZ, C. & KEESE, U. (1994): Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung. Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis.- Arch. Acker-Pfl. Boden **38**: 393-403.

KÖRSCHENS, M. (1990): Pflanzenproduktion und Pflanzenschutz.- In: Agrarindustrie Zeitschrift **1**: 18-20.

KÖRSCHENS, M. (1988): N-Bilanzen, abgeleitet aus Dauerversuchen. Stickstofff und Phosphor im System Boden-Dünger-Pflanze. Wissenschaftliche Jahrestagung 1987 Berlin. In: Tagungsbericht Sektion Pflanzenproduktion der Humboldt-Univ. Berlin: 50-54.

KOHLENBRANDER, G. J. (1969): Nitrate content and nitrogen loss in drainwater.- In: Netherlands journal of agricultural science, **17**: 246-255.

KOPPE, P. & STOZEK, A. (1993): Kommunales Abwasser – Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktion im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme, 567 S.; Essen (Vulkan).

KRAUSE, P. (2000): Das hydrologische Modellsystem J2000. Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment **29**: 237 S., Jülich.

KRAUTH, K. & MÜLLER, J. R. (1996): Bewirtschaftung von Kläranlagen: Schlußbericht zum Forschungsvorhaben – Projekt Wasser-Abfall-Boden.- Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, 59 S.; Stuttgart.

KRAUTH, K. (1979): Der Regenabfluß und seine Behandlung im Mischverfahren. – In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, **66**: 201 S., München.

KREUTZER, K. (1992): Über den Einfluss der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernverbänden (Pinus sylvestris L.).- Forstwissenschaftl. Centralblatt. **91**.

KRÖNERT, R. (Hrsg.)(2001): Landscape balance and landscape assessment.- 304 S.; Berlin, Heidelberg (Springer).

KRÖNERT, R. & FRANKO, U. & HAFERKORN, U. & HÜLSBERGEN, K.-J. & ABRAHAM, J. & BIERMANN, S. & HIRT, U. & MELLENTHIN, U. & RAMSBECK-ULLMANN, M. & STEINHARDT, U. (1999): Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebiets als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung.- Statusbericht. 110 S., Leipzig.

KRÖNERT, R. & FRANKO, U. & HÜLSBERGEN, K.-J. & KEESE, U. (1997): Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebiets als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung.- Projektbeschreibung. 48 S.; Leipzig.

KRÖNERT, R. (1997): Auswirkungen der Landnutzung auf Oberflächen- und Grundwasser. In: FELDMANN, R. & HENLE, K. & AUGE, H. & FLACHOWSKY, J. & KLOTZ, S. & KRÖNERT, R. (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Entwicklung: 199-205; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).

KRÖNERT, R. (1968): Über die Anwendung landschaftsökologischer Untersuchungen in der Landwirtschaft. Wiss. Veröff. Dt. Inst. F. Länderkde., **25/26**, 220 S.; Leipzig.

KRÖNERT, R. (1966): Periglaziale Sedimente. Ihre Bedeutung für die landschafts-ökologische Forschung und landwirtschaftliche Standortkartierung.- Wiss. Z. Univ. Leipzig. Math.-Nat. R., **15** (4):703-711; Leipzig.

KRÖNERT, R. & BILLWITZ, K. (1967): Naturbedingungen und landwirtschaftliche Großproduktion – dargestellt an einem Beispiel aus dem mittelsächsischen Lößlehmhügelland.- In: Geographie und technische Revolution: 185 S., Gotha.

KUNDLER, P. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. 452 S.; Berlin (Dt. Landwirtschaft. Verl.).

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten der unterirdischen Abflußkomponente im Elbeeinzugsgebiet.- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, **19**: 122 S., Jülich.

KUNTZE (1983): Zur Stickstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. In: Arbeiten der DLG: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung, 177: 83-94; Frankfurt (Main) (DLG).

LAMMEL, J. (1990): Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne: Der Nährstoff-austrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Schriftenreihe des Bundes-ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: **386**, 147 S., Münster-Hiltrup.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1996a): Nationale Gewässerschutzkonzeption. Aktuelle Schwerpunkte.- Beschluß der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.9.1996, 20 S.; Berlin-Köpenick.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1996b): Die Beschaffenheit der großen Fließgewässer Deutschlands.- 11 S.; Berlin.

LANDESUMWELTAMT NRW (Hrsg.) (1994): Abwasserbeseitigung im Außenbereich (Kleinkläranlagen).– In: Merkblätter **3**: 88 S.; Essen.

LEIDIG, E. (1997): Quantifizierung und modellhafte Beschreibung der Stickstoffverluste durch Denitrifikation im Bearbeitungshorizont landwirt-schaftlich genutzter Flächen.- Diss. Univ. Karlsruhe, 110 S.; Aachen, Mainz.

LIEBEROTH, I. (1982): Bodenkunde. Aufbau, Entstehung, Kennzeichnung und Eigenschaften der landwirtschaftlich genutzten Böden der DDR.- 431 S.; Berlin (Dt. Landwirtschaft. Verlag).

LUFA SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (1999): Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung.- 40 S.; Magdeburg.

MAIDL, F.X. & FISCHBECK, G. (1987): Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf intensiv genutzten Ackerbaustandorten.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk, **150**: 213-219, Weinheim.

MANNSFELD, K. & GRUNEWALD, K. & GEBEL, M. & HAUBOLD, F. & KAULFUß, W. & KRAMER, M. & MAERKER, L. & MÜLLER, K. (1998): Erfassung und Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer des Einzugsgebietes der Großen Röder unter besonderer Berücksichtigung der land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzung sowie Ableitung von Massnahmen zur Belastungsreduzierung.- Abschlussbericht zum FuE-Projekt im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Raumentwicklung und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.- TU Dresden: 218 S., Dresden.

MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.) (1995): Naturräume in Sachsen.- In: Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**: 238 S.; Trier.

MATSCHONAT, G. (1995): Zur NH_4–Sorption und NH_4-Fixerung in europäischen Waldböden. Diss. Univ. Bayreuth, 139 S.; Bayreuth.

MAURER, T. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Diss. Univ. Karlsruhe. 238 S.; Karlsruhe.

MEIßNER E. (1991): Abschätzung der Mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen.– In Wasser–Abwasser–Abfall, H.7, S. 69 – 76.

MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Bestimmung verschiedener Formen der atmogenen Stickstoffdeposition und Untersuchungen zur Nitratverlagerung in Schwarzerdeböden mit unterschiedlichen N_{org}- und C_{org}-Gehalten mittels der ^{15}N-Isotopentracermethode.- In: UFZ-Bericht **22**: 154 S., Leipzig.

MELLENTIN, U. (1999): Bericht zur Ganglinienseparation an Oberflächenwassermeßstellen der Parthe und des Schnellbaches, unveröff., Brandis.

MITTEILUNG DER REGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (Hrsg.) (2000): 2. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.- 43 S.; Berlin.

NEEF, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens.- Sächsische Heimatblätter, 8: 565-579.

NEUBERT, M. (2000): Einfluss der Landbewirtschaftung auf die Sickerwasserqualität im Torgauer Raum.- unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Dresden, 98 S.

NOVOTNY, V. & CHESTERS, G. (1981): Handbook of nonpoint pollution. Sources and management.- 555 S.; New York (van Nostrand Reinhold Environmental Engeniering Series).

PECHER, R. (1991): Jährliche Überlaufdaten von Regenentlastungsbauwerken - Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisation.– In: Wasser-Abwasser-Abfall, **7**: 47 – 68.

PETERSEN, W. & BLÖCKER, G. & MEHLHORN, N. & SCHROEDER, F. (1999): Einfluß der veränderten Schadstoffbelastung in der Elbe auf den Sauerstoffhaushalt.- Vom Wasser, **92**: 37-50.

PETRY, D. (2001): Landschaftsfunktionen und planerische Umweltvorsorge auf regionaler Ebene. Entwicklung eines landschaftsökologischen Verfahrens am Beispiel des Regierungsbezirkes Dessau.- Diss. Univ. Halle.- 166 S.; Halle.

PETRY, D. & HERZOG, F. & STEINHARDT, U. & ERFURTH, S. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Datengrundlagen auf mesoskalige Wasserhaushaltsmodellierungen: Beispiele aus dem mitteldeutschen Raum.- Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung **40**: 1-8.

PIELKE, M. (1992): Bewirtschaftung des Grundwassers urbaner Räume.- In: Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, **78**: 242 S.; Hannover.

PINZ, K. & KORNATZKI, K.H. & SCHNEIDER, J. (1998): Bedeutung und Aussagekraft von Stoffkonzentrationen und Frachten für die Gewässergüte in Fließgewässern.- Wasser & Boden **50**/8: 6-10.

POLLACK, P. (1991): Entwicklung und Stand des Meliorationswesens in den fünf neuen Bundesländern - Ausblick in die Zukunft des Meliorationswesens.- 29 S.; Bonn.

RACHOR, E. & RÜHL, N.-P. (1990): Schadstoffeinträge. In: LOZÁN, J. & LENZ, W. & RACHOR, E. & WATERMANN, B. & V. & WESTERNHAGEN, H. (1990): Warnsignale aus der Nordsee: Wissenschaftliche Fakten.- Seiten; Berlin, Hamburg (Parey).

REINCKE, H. (1992): Die Entwicklung der Belastungssituation der Elbe.- Wasser & Boden **10**, 648-653.

RENGER, M. & STREBEL, O. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften.- Wasser und Boden **32** (**8**): 362-366.

RENGER, M. & WESSOLEK, G. & KÖNIG, R. & FAHRENHORST, C. & SWARTIES, F. & KASCHANIAN, B. (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zum BMFT-Projekt 0374343, Univ. Berlin, Inst. f. Ökologie.

RICHTER, H. & HAASE, G. & LIEBEROTH, I. & RUSKE R. (Hrsg.) (1970): Periglazial - Löß - Paläolithikum im Jungpleistozän der Deutschen Demokratischen Republik.- Ergänzungsheft Nr. 274 zu Petermanns Geographischen Mitteilungen, 422 S.; Leipzig (Hermann Haack).

ROELKE, M. (1994): Die Ammoniak-Volatilisation nach Ausbringung von Mineraldünger-Stickstoff in carbonatreichen chinesischen Löß-Ackerböden.- Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen, **92**: 94 S.; Göttingen.

RÖSSNER, U. (2000): Untersuchungen zur Reaktionskinetik bei der Denitrifikation in einem Lockergesteinsgrundwasserleiter der nordsächsischen Altpleistozänlandschaft (Einzugsgebiet der Parthe). Bericht, unveröff., DGFZ e.V., Febr. 2000.

ROLLAND, W. (1995): Organotrophe und chemolithoautotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Messung und Simulation.- Diss. TU Braunschweig, 124 S.; Braunschweig.

RUHE, C. (1997): Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flußgebietes.– In: Mitteilungen des Institut für Wasserwirt., Hydrologie und Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ. Hannover, **84**: 6 – 149.

RUSSOW, R. & MEHLERT, S. & SCHULZ, E. & KÖRSCHENS, M. (1997): Untersuchungen zur atmogenen N-Deposition im Mitteldeutschen Trockengebiet.- In: VDLUFA-Schriftenreihe **46**: 695-702.

SAUERBECK, D. (1984): Die land- und wasserwirtschaftliche Bedeutung des Stickstoffkreislaufes in Böden.- In: BÖHNKE, B. (Hrsg.): Klärschlamm – Rohstoff oder Schadstoff?,- Gewässerschutz, Wasser, Abwasser **65**: 627-651.

SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1999): Nitratbericht 1998/99 unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, **3:** 55 S.; Dresden.

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (Hrsg.) (1994): Landesentwicklungsplan Sachsen.- 50 S.; Dresden.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 494 S.; Stuttgart (Enke).

SCHIKORA, T. (1970): Chemische Untersuchungen an Löß-Staugeleyen unter besonderer Berücksichtigung der Unterscheidung rezenter und reliktischer Bodenmerkmale.- Diss. Univ. Eberswalde, 242 S.; Berlin.

SCHMID, C. & PRASUHN, V. (2000): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich.- Schriftenreihe der FAL, **35**: 114 S. Zürich.

SCHMIDT, R. & DIEMANN, R. (1991): Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK).- Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, 57 S.; Eberswalde.

SCHMIDT, T. (2001): Nitratkonzentration im Sickerwasser.- In: HORSCH, H. & MESSNER, F. & VOLK, M. (Hrsg.): Integriertes Bewertungsverfahren zur Ableitung einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum.- UFZ-Bericht **24**: 169-182.

SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lößе und grundwassernaher Sandstandorte.- Diss. Univ. Bonn: 190 S.; Bonn.

SCHWARZE, R. (1985): Gegliederte Analyse und Synthese des Niederschlags-Abfluß-Prozesses von Einzugsgebieten.- Diss. TU Dresden, 98 S.; Dresden.

SCHWEIGERT, P. (1997): Der Stickstoffhaushalt des landwirtschafltich geprägten Wassereinzugsgebietes der Innerste im nordwestlichen Harzvorland bei Hildesheim.- Diss. Univ. Hannover, 161 S., Hannover.

SLUG (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (Hrsg.)(2002): Gewässergütebericht 2000: 50 S.; Dresden.

SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2001): Entwicklungsplan für den ländlichen Raum, 178 S.; Dresden.

SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINIESTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2000): Waldzustandsbericht 2000.- 36 S.; Dresden.

SMU (SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG) (Hrsg.) (1997): Naturräume und Naturraumpotentiale des Freistaates Sachsen.- Materialien zur Landesentwicklung, **2**: 62 S.; Dresden.

SMU (SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG) (Hrsg.) (1994): Landesentwicklungsplan Sachsen, 50 S.; Dresden.

SOIL CONSERVATION SERVICE (1972): National Engeneering Handbook, Section 4, Hydrology, Ch. 4: Storm Rainfall Data; Washington (Verlag).

SPERLING, F. (1986): Nährstoff-Frachten aus Mischwassereinleitungen.– In: Wasser-Abwasser-Abfall, **1**: 44 – 69.

SRU (DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (Hrsg.) (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Landwirtschaft. Sondergutachten.- 207 S.; Stuttgart (Metzler-Poeschel).

STARCK, H.-G. & GÖBEL, B. & REICHE, E.-W. & WIDMOSER, P. (1999): Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen. Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie. In: BfG-Mitteilungen **3**: 110 S.; Koblenz, Berlin.

STATISTISCHES BUNDESAMT WIESBADEN (Hrsg.)(1999): Statistisches Jahrbuch 1999 für die Bundesrepublik Deutschland.- 763 S.; Stuttgart.

STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (Hrsg.) (2001): Statistisches Jahrbuch Sachsen 2001, 660 S.; Kamenz.

STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (Hrsg.) (1998): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Freistaat Sachsen 1995.– In: Statistische Berichte.- 60 S.; Kamenz.

STEINHARDT, U. & VOLK, M. (2000): Von der Makropore zum Flusseinzugsgebiet – hierarchische Ansätze zum Verständnis des landschafltichen Wasser- und Stoffhaushaltes.- Petermanns Geographische Mitteilungen **144**: 80-91.

STICKSEL, E. (1995): Experimentelle Untersuchungen und Modellrechnungen zum boden- und nutzungsbedingten Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet.- Diss. Univ. München: 167 S.; Freising-Weihenstephan.

STREBEL, O. & DUYNISVELD, W.H.M. & BÖTTCHER, J. (1986): Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser.- Kali-Briefe (Büntehof) **18** (2): 93-105.

STUFA (STAATLICHES UMWELTFACHAMT) LEIPZIG (HRSG.)(1998): Entwicklung der Beschaffenheit ausgewählter Fließgewässer im Regierungsbezirk Leipzig (1987-1997), 127 S.; Leipzig.

STUMPE, H. & GARZ, J. & HAGEDORN, E. (1990): Die Dauerdüngungsversuche auf dem Versuchsfeld in Halle.- In: AKADEMIE DER LANDWIRTSCHAFTSWISSENSCHAFTEN DER DDR (AdL)(Hrsg.): Dauerfeldversuche: 25-71; Berlin.

THIELE, V. & MEHL, D. (1995): Ein ökologisch begründetes Sanierungskonzept für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern).- Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern **2**: 151 S., Gülzow-Güstrow.

TIROK, G. (1990): Betriebs- und Versuchsergebnisse der Zentral-Kläranlage Eschweiler.- In: BÖHNKE, E. (Hrsg.): Abwasserbehandlung für weiter- und weitestgehende Reinigungsanforderungen.- Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, **115**: 85 – 116.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001a): Umwelt-Barometer: Wasser. (http://www.umweltbundesamt.de /dux/index.htm), Stand 11.12.01

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001b): Literaturauswertung zu Stickoxide (http:/www.umweltbundesamt.de/uba-info/wbs/themen/fue/riiton/bericht/-dux1140.htm), Stand 11.12.01

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001c): Chemische Gewässerklassifikation (http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s3.htm), Stand 1.12.01

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001d): Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil1: Grundlagen.- 69 S., Bonn.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2000c): Ziele für die Umweltqualität: Eine Bestandsaufnahme, 180 S.; Berlin (Erich Schmidt).

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1997): Daten zur Umwelt.- 570 S.; Berlin (E. Schmidt)

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1995): Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 10202628/06, UWG mbH in Zusammenarbeit mit den Umweltämtern der neuen Bundesländern: 203 S.; Berlin.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1994): Stoffliche Belastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zur ihrer Verringerung. Berichte 2/1994 von der Projektgruppe „Nährstoffeinträge in die Nordsee“ des Umweltbundesamtes.- 208 S.; Berlin (E. Schmidt).

ULLRICH, A. & HIRT, U. (2002): Quantifizierung der punktuellen Stickstoffeinträge in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde.- Wasserwirtschaft - Abwasser – Abfall: **5**: 679-692.

ULLRICH, A. (2000): Quantifizierung der punktuellen Stickstoffeinträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde; unveröffentl. Diplomarbeit,- 106 S., Univ. Halle.

VAN MIEGROET, H. & JOHNSON, D. (1993): Nitrat dynamics in forest soils. In: BURT, T.P. & HEATHWAITE, A.L. & TRUDGILL, S.T. (Eds.): Nitrate. Processes, patterns and management.- 444 S.; Chichester (Wiley & Sons).

VETTERLEIN, E. (1989): Bodenphysikalische Kennwerte für Substrat- Horizont-Gruppen. In: KOEPKE, V. (1989): Bodenwasserregulierung.- AdL der DDR: 118-137 ; Müncheberg.

VOGES, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosiosgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer.- Diss. Univ. Hannover, 215 S.; Hannover.

VOLK, M. & GEYLER, S. (2001): Grundwasserneubildung und Entnahme.- In: HORSCH, H. & MESSNER, F. & VOLK, M. (Hrsg.): Integriertes Bewertungsverfahren zur Ableitung einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum.- UFZ-Bericht **24**: 169-182.

VOLK, M. & HERZOG, F. & SCHMIDT, T. & GEYLER, S. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser. In: HORSCH, H. & RING, I. & HERZOG, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: 147-163. Marburg (Metropolis).

VOLK, M. & STEINHARDT, U. (1999): Probleme bei der Ableitung dimensionsspezifischer Parameter und Indikatoren für mesoskalige Landschaftsbewertungen. In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie: 127-138; Stuttgart, Leipzig (Teubner).

VOLK, M. & STEINHARDT, U. (1998): Integration unterschiedlich erhobener Datenebenen in GIS für landschaftsökologische Bewertungen im mitteldeutschen Raum.- Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation **6**: 349-362.

VOLZ, H.-A. (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft.- **434**: 43 S.; Münster (Landwirtschaftsverlag).

VOSS, G. & ZEPP, H. (1987): Zur Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößdecken unter verschiedenen Kulturen. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung **28**: 198-207.

WAGENBREDT, O. & STEINER, W. (1990): Geologische Streifzüge.- 204 S.; Leipzig (Dt. Verlag f. Grundstoffindustrie).

WAGENET, R.J. (1998): Scale issues in agroecological research chains.- Nutrient cyling in agroecosystems **50**: 23-34.

WALTHER, W. (1995): Über den Stoffhaushalt der Landschaft und über die diffuse Belastung von Böden, Fließgewässern und Grundwasser, dargestellt an ausgewählten Standorten. In: Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig, **129**: 346 S.; Braunschweig.

WEGENER, U (1979): Die Auswirkungen landwirtschaftlicher Meliorationen auf die Phosphor- und Stickstoffbelastung von Gewässern in Einzugsgebieten von Trinkwasserspeichern.- Acta hydrochim. hydrobiol. **7**: 87-105.

WEIGEL, A., RUSSOW, R. & KÖRSCHENS, M. (2000): Quantification of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ^{15}Nisotope dilution. J. Plant Nutr. Soil Sci. **163**: 261-265.

WEINZIERL, W. (1990): Grundwasserneubildung aus Niederschlag.- Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Auswertungskarte, Blatt Nr. 6417 Mannheim-Nordost; Freiburg i.Br.

WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Fluß-einzugsgebiet der Elbe. Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe. In: Schriften des Forschungszentrums Jülich **12**: 110 Seiten; Jülich.

WENDLAND, F. UND R. KUNKEL (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe. In: Schriften des Forschungszentrum Jülich **13**: 166 S.; Jülich.

WENDLAND, F. & ALBERT, H. & BACH, M. & SCHMIDT, R. (1993): Altlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.- 96 S.; Berlin, Heidelberg (Springer).

WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten“ Bundesländer (BRD); In: Berichte aus der Ökologischen Forschung **8**: 150 S.; Jülich.

WENDLING, U. (1995): Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Montheith-Beziehung.- Wasserw. **85** (12): 602-604.

WENKEL, K.-O. & SCHULTZ, A. (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung.- In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschafts-ökologie: 43-57; Stuttgart, Leipzig (Teubner).

WERNER, W. & WODSACK, H.-P (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR.- In: Agrarspectrum – Schriftenreihe der agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V., **22:** 243 S., Frankfurt (Main).

WERNER, W. & OLFS, H.-W. (1990): Stickstoff- und Phosphorbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)schaft und die Möglichkeiten zu ihrer Verminderung.- In: Wasser Berlin '89, Kongressvorträge: 488-502.

13 Anhang

Anhang 1: Bezugsadressen der Datengrundlagen für die Dränageflächenanteile

Staatliches Amt für Ländliche Neuordnung
Oberlungwitz
Postfach 1118
09351 Oberlungwitz

Umwelt & Tief-Bau GmbH Beucha
Dorfstr.24
04824 Beucha

KÖG Kleinbardau Landwirtschafts-GmbH
Hauptstr. 12
04668 Kleinbardau

Staatliches Amt für Landwirtschaft
Clara-Zetkin-Platz 11
Postfach 380
04808 Wurzen

Landratsamt Döbeln
Kreisarchiv
Str. des Friedens
04720 Döbeln

Landratsamt Delitzsch
Kreisarchiv
Richard-Wagner-Str. 7a
04509 Delitzsch

Landkreis Chemnitzer Land
Landratsamt
Kreisarchiv
Heirich-Heine-Str.7
08371 Glauchau

Landratsamt Muldentalkreis
Kreisarchiv
Karl-Marx-Str.22
04668 Grimma

verschiedene Argrargenossenschaften:
- Knobelsdorf / Gebersbach
- Blankenhain
- Lauenhain
- Langenbernsdorf
- Reinsdorf
- Lunzenau
- Mutzschen

Anhang 2: Auswertung der Dränageflächenanteile

Tab. 45: Naturraum 1, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen
(STR = Standortregionaltyp, HFT = Hydromorphieflächentyp)

STR	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
Al1b3-01	GS3	31,9	1,0	0,3	4,3	0,7	0,0	91,0	0,3	0,3
Al3a3-01	N2	2,5	23,5	0,6	0,2	7,7	0,0	3,6	15,8	0,6
Al3b1-03	G1	52,4	1,5	0,8	59,6	0,6	0,3	48,0	0,9	0,5
Al3b3-01	G1	22,3	13,7	3,1	5,4	5,1	0,3	32,5	8,6	2,8
Al3b3-03	G1	37,1	3,6	1,3	41,4	2,1	0,9	31,0	1,5	0,5
Al3c5-01	G2	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	-	0,0	0,0
Al3c6-01	G1	1,4	18,0	0,3	0,0	10,6	0,0	3,3	7,5	0,2
Al3c8-01	G1	0,0	4,4	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	0,7	0,0
D2a1-01	N1	13,3	69,1	9,2	9,5	9,2	0,9	13,9	59,8	8,3
D2b2-01	G1	42,6	6,5	2,8	19,1	0,5	0,1	44,5	6,0	2,7
D3b4-03	G2	28,2	18,7	5,3	23,3	8,4	1,9	32,1	10,4	3,3
D3c4-01	N1	11,1	51,7	5,7	14,7	3,7	0,5	10,8	48,0	5,2
D4c1-01	N1	23,5	34,6	8,1	14,0	2,2	0,3	24,1	32,5	7,8
D5b1-01	SN1	35,0	30,6	10,7	25,6	3,0	0,8	36,0	27,6	9,9
D5c3-01	S1	65,0	1,5	1,0	85,8	0,2	0,2	62,4	1,4	0,8
D5c4-01	SN1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
Mo1c2-01	G2	21,7	3,0	0,6	22,6	2,2	0,5	19,4	0,8	0,2
gesamt		**17,7**	**282,1**	**49,8**	**11,2**	**60,0**	**6,7**	**19,4**	**222,1**	**43,1**

Tab. 46: Naturraum 1, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften

FL%	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
17,0	G1	17,2	47,8	8,2	7,0	22,6	1,6	26,3	25,3	6,6
7,8	G2	27,0	22,0	5,9	22,6	10,8	2,4	31,1	11,2	3,5
0,4	GS3	31,9	1,0	0,3	4,3	0,7	0,0	91,0	0,3	0,3
55,1	N1	14,8	155,4	23,1	11,4	15,1	1,7	15,2	140,3	21,3
8,3	N2	2,5	23,5	0,6	0,2	7,7	0,0	3,6	15,8	0,6
0,5	S1	65,0	1,5	1,0	85,8	0,2	0,2	62,4	1,4	0,8
11,0	SN1	34,7	30,9	10,7	25,5	3,0	0,8	35,6	27,9	9,9
23,4	Al	9,6	66,1	6,4	5,0	30,8	1,5	13,7	35,4	4,8
75,5	D	20,1	213,0	42,8	17,2	27,1	4,7	20,5	185,9	38,1
1,1	Mo	21,7	3,0	0,6	22,6	2,2	0,5	19,4	0,8	0,2
32,8	a	10,6	92,6	9,8	5,3	17,0	0,9	11,7	75,6	8,9
26,8	b	32,1	75,7	24,3	21,3	20,4	4,3	36,1	55,3	20,0
40,4	c	13,9	113,9	15,8	6,5	22,7	1,5	15,7	91,2	14,3
24,7	G1+2	20,3	69,8	14,1	12,1	33,3	4,0	27,8	36,5	10,1
63,4	N1+2	13,2	178,9	23,7	7,6	22,8	1,7	14,0	156,1	21,9
0,5	S1	65,0	1,5	1,0	85,8	0,2	0,2	62,4	1,4	0,8

Tab. 47: Naturraum 2, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen

STR	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
Al3a3-01	N2	14,2	1,2	0,2	31,3	0,5	0,2	1,7	0,7	0,0
Al3b3-01	G1	33,4	1,8	0,6	36,8	0,9	0,3	29,8	0,9	0,3
Al3b3-03	G1	48,5	6,3	3,1	44,5	3,7	1,6	54,3	2,6	1,4
Al3b8-01	G2	69,2	2,0	1,4	80,1	1,2	0,9	53,9	0,8	0,4
Al3c6-01	G1	0,0	3,4	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,5	0,0
D3c4-01	N1	21,3	6,7	1,4	10,2	0,6	0,1	22,4	6,1	1,4
D3c4-03	N1	15,6	4,0	0,6	27,9	0,2	0,0	15,0	3,8	0,6
D3c4-07	N1	15,4	3,2	0,5	29,1	0,9	0,3	10,2	2,3	0,2
D4c6-01	S1	65,9	4,0	2,6	50,6	1,6	0,8	75,6	2,4	1,8
D4c6-03	S1	91,0	0,3	0,3	86,6	0,1	0,1	92,9	0,2	0,2
D5c1-05	S1	12,0	1,6	0,2	13,5	0,1	0,0	11,8	1,5	0,2
D5c2-01	S2	50,2	11,1	5,6	37,8	0,3	0,1	50,6	10,7	5,4
D5c3-01	S1	30,6	91,4	28,0	14,9	9,0	1,3	32,3	82,4	26,7
D5c3-03	S1	46,5	19,2	8,9	51,5	2,2	1,1	45,8	17,0	7,8
D5c3-05	S1	47,3	8,3	3,9	40,6	0,7	0,3	47,9	7,6	3,6
D5c4-01	SN1	11,0	34,2	3,8	8,0	2,1	0,2	11,2	32,1	3,6
D5c5-01	N2	7,5	47,1	3,5	6,6	7,1	0,5	7,7	39,9	3,1
D5c5-03	N2	17,9	1,7	0,3	92,7	0,0	0,0	17,0	1,7	0,3
V4a6-05	N1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0
V4c5-05	N2	11,9	3,3	0,4	8,3	0,5	0,0	12,6	2,8	0,4
gesamt		**26,0**	**250,7**	**65,2**	**22,8**	**34,6**	**7,9**	**26,5**	**216,2**	**57,4**

Tab. 48: Naturraum 2, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften

FL%	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
4,6	G1	31,9	11,5	3,7	26,5	7,5	2,0	42,0	4,0	1,7
0,8	G2	69,2	2,0	1,4	80,1	1,2	0,9	53,9	0,8	0,4
5,5	N1	18,3	13,9	2,5	22,0	1,7	0,4	17,8	12,2	2,2
21,3	N2	8,3	53,3	4,4	8,4	8,2	0,7	8,2	45,1	3,7
49,8	S1	35,2	124,8	43,9	26,5	13,6	3,6	36,3	111,2	40,3
4,4	S2	50,2	11,1	5,6	37,8	0,3	0,1	50,6	10,7	5,4
13,6	SN1	11,0	34,2	3,8	8,0	2,1	0,2	11,2	32,1	3,6
5,9	Al	35,5	14,7	5,2	33,5	9,2	3,1	38,8	5,5	2,1
92,8	D	25,6	232,7	59,6	19,1	24,9	4,8	26,4	207,8	54,9
1,3	V	11,9	3,3	0,4	8,2	0,5	0,0	12,6	2,8	0,4
0,5	a	14,1	1,2	0,2	31,0	0,5	0,2	1,7	0,7	0,0
4,0	b	49,9	10,1	5,0	50,4	5,8	2,9	49,3	4,3	2,1
95,5	c	25,1	239,4	60,0	17,0	28,3	4,8	26,2	211,1	55,2
5,4	G1+2	37,4	13,5	5,0	33,6	8,7	2,9	44,0	4,8	2,1
26,8	N1+2	10,3	67,2	7,0	10,7	9,8	1,1	10,3	57,4	5,9
54,2	S1+2	36,4	135,8	49,5	26,8	13,9	3,7	37,5	121,9	45,7

Tab. 49: Naturraum 3, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen

STR	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
Al3a3-01	N2	13,6	9,6	1,3	12,0	5,6	0,7	15,8	4,0	0,6
Al3b3-01	G1	55,2	0,9	0,5	65,0	0,4	0,3	44,8	0,4	0,2
Al3b8-01	G2	60,6	0,6	0,4	63,1	0,5	0,3	47,6	0,1	0,0
D3c4-01	N1	3,4	1,5	0,1	6,3	0,5	0,0	1,8	0,9	0,0
D5c1-05	S1	3,0	3,8	0,1	1,6	0,9	0,0	3,5	2,9	0,1
Lö3a3-05	N1	11,5	91,1	10,4	17,0	7,6	1,3	11,0	83,5	9,1
Lö3a3-09	N1	5,8	6,3	0,4	12,7	0,7	0,1	5,0	5,6	0,3
Lö3a5-09	N2	5,9	43,9	2,6	7,9	4,2	0,3	5,6	39,7	2,2
Lö4b1-09	SN2	14,8	47,4	7,0	9,0	10,9	1,0	16,6	36,5	6,0
Lö4b3-05	S1	35,0	51,1	17,9	36,6	6,5	2,4	34,8	44,6	15,5
Lö4b4-03	GN1	24,1	5,6	1,3	23,3	2,9	0,7	25,1	2,7	0,7
Lö4c2-05	SN1	16,2	1,1	0,2	25,5	0,2	0,1	14,1	0,9	0,1
Lö5b2-05	S2	31,3	1,6	0,5	21,2	0,3	0,1	34,0	1,2	0,4
Lö5b3-01	GS2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lö5b3-09	GS2	21,8	6,1	1,3	23,6	2,1	0,5	20,9	4,0	0,8
V4c1-11	N1	10,5	3,7	0,4	8,2	2,1	0,2	13,6	1,5	0,2
V4c5-09	N2	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
V5b8-11	SN2	17,4	0,9	0,2	20,2	0,4	0,1	14,8	0,5	0,1
gesamt		**16,2**	**275,0**	**44,5**	**17,4**	**45,9**	**8,0**	**16,0**	**229,0**	**36,5**

Tab. 50: Naturraum 3, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften

FL%	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
0,3	G1	55,2	0,9	0,5	65,0	0,4	0,3	44,8	0,4	0,2
0,2	G2	60,6	0,6	0,4	63,1	0,5	0,3	47,6	0,1	0,0
2,0	GN1	24,1	5,6	1,3	23,3	2,9	0,7	25,1	2,7	0,7
2,2	GS2	21,8	6,1	1,3	23,5	2,1	0,5	20,9	4,0	0,8
37,3	N1	11,0	102,5	11,2	14,5	11,0	1,6	10,5	91,5	9,6
19,5	N2	7,2	53,5	3,9	10,3	9,7	1,0	6,6	43,8	2,9
20,0	S1	32,8	54,9	18,0	32,5	7,4	2,4	32,9	47,5	15,6
0,6	S2	31,3	1,6	0,5	21,2	0,3	0,1	34,0	1,2	0,4
0,4	SN1	16,2	1,1	0,2	25,5	0,2	0,1	14,1	0,9	0,1
17,6	SN2	14,9	48,3	7,2	9,5	11,4	1,1	16,6	36,9	6,1
4,0	Al	19,5	11,0	2,2	19,7	6,5	1,3	19,2	4,5	0,9
1,9	D	3,1	5,3	0,2	3,4	1,4	0,0	3,0	3,9	0,1
92,4	Lö	16,4	254,1	41,7	18,0	35,5	6,4	16,1	218,6	35,3
1,7	V	11,8	4,6	0,5	10,3	2,6	0,3	13,8	2,0	0,3
54,8	a	9,7	150,8	14,7	13,2	18,0	2,4	9,3	132,8	12,3
41,5	b	25,5	114,1	29,1	22,0	24,2	5,3	26,5	89,9	23,8
3,7	c	7,2	10,0	0,7	7,3	3,7	0,3	7,2	6,3	0,5
0,5	G1+2	57,4	1,5	0,9	64,0	1,0	0,6	45,4	0,5	0,2
56,7	N1+2	9,7	156,0	15,1	12,5	20,7	2,6	9,3	135,3	12,5
20,5	S1+2	32,8	56,5	18,5	32,0	7,7	2,5	32,9	48,7	16,0

Tab. 51: Naturraum 4, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen

STR	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
Al3a3-01	N2	22,0	10,5	2,3	12,3	6,7	0,8	38,8	3,9	1,5
Al3a4-01	GN1	8,4	3,4	0,3	9,5	3,0	0,3	0,0	0,4	0,0
Al3a4-03	GN1	27,5	51,0	14,0	21,3	31,2	6,6	37,5	19,7	7,4
Al3b1-01	G1	19,7	5,5	1,1	14,1	4,3	0,6	41,5	1,1	0,5
Al3b3-03	G1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Al3c4-09	G2	13,4	1,5	0,2	16,8	0,8	0,1	9,2	0,7	0,1
D5c2-03	S2	1,0	1,5	0,0	4,8	0,1	0,0	0,7	1,4	0,0
D5c2-05	S2	77,2	0,0	0,0	77,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
D5c3-03	S1	0,4	1,0	0,0	1,9	0,2	0,0	0,1	0,8	0,0
Lö4b1-09	SN2	23,4	34,8	8,1	19,8	11,9	2,3	25,2	22,9	5,8
Lö4b3	S1	52,7	0,0	0,0	55,2	0,0	0,0	51,3	0,0	0,0
Lö4b3-05	S1	31,9	60,3	19,2	23,0	12,5	2,9	34,2	47,9	16,4
Lö4b3-07	S1	25,9	59,4	15,4	20,5	16,3	3,3	28,0	43,1	12,1
Lö4c2-07	SN1	0,0	2,6	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3	0,0
Lö4c3-05	S1	38,3	12,8	4,9	24,1	3,1	0,7	42,8	9,7	4,1
Lö4c3-07	S1	38,0	0,6	0,2	17,1	0,2	0,0	45,4	0,5	0,2
Lö4c4-03	S1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Lö4c4-05	S1	34,7	38,0	13,2	19,6	9,6	1,9	39,8	28,4	11,3
Lö4c4-07	S1	26,8	17,7	4,8	15,1	3,8	0,6	30,0	13,9	4,2
Lö5b2-03	S2	37,7	83,1	31,3	20,2	17,5	3,5	42,4	65,6	27,8
Lö5b2-05	S2	33,6	351,7	118,0	24,5	88,7	21,7	36,6	262,9	96,3
Lö5b3-09	GS2	27,5	8,4	2,3	22,6	2,7	0,6	29,9	5,7	1,7
Lö5b5-03	GS3	50,5	9,8	4,9	35,9	5,0	1,8	65,7	4,8	3,2
Lö5b5-05	GS3	13,6	3,0	0,4	9,1	1,8	0,2	20,6	1,2	0,2
Lö5c1	S2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0		0,0	0,0
Lö6c4-05	SN2	71,4	1,2	0,8	95,7	0,4	0,4	57,4	0,7	0,4
Lö6c4-09	SN2	6,0	5,9	0,4	4,2	2,5	0,1	7,4	3,3	0,2
Lö6c6-11	SN2	1,3	6,6	0,1	1,0	3,7	0,0	1,6	2,8	0,0
Lö6c8-11	SN2	20,4	18,7	3,8	15,2	12,2	1,9	30,0	6,5	1,9
V4c1-11	N1	4,0	4,0	0,2	3,2	2,4	0,1	5,3	1,6	0,1
V4c4-05	N2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
V5a2-09	SN2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
V5a2-11	SN2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0
V5b1-09	SN1	10,9	17,7	1,9	11,4	8,4	1,0	10,4	9,3	1,0
V5b1-11	SN1	20,9	2,9	0,6	5,6	0,9	0,0	27,3	2,1	0,6
V5b3-09	SN1	17,6	17,0	3,0	7,0	5,4	0,4	22,5	11,7	2,6
V5b4-07	SN1	18,9	19,9	3,8	10,5	8,3	0,9	25,0	11,6	2,9
V5b4-09	SN1	23,8	14,9	3,6	10,2	4,1	0,4	29,1	10,8	3,1
V5b5-05	SN2	33,2	12,7	4,2	28,0	5,1	1,4	36,7	7,6	2,8
V5b5-07	SN2	33,5	55,6	18,6	28,0	19,7	5,5	36,5	35,9	13,1
V5b8-11	SN2	11,5	2,1	0,2	8,4	1,4	0,1	17,3	0,7	0,1
V6b5-05	S3	70,0	2,5	1,8	61,4	1,4	0,9	81,1	1,1	0,9
V6b5-09	S3	0,0	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0
V7a2-05	SN2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
V7b1-09	SN1	10,5	6,7	0,7	9,3	2,1	0,2	11,0	4,5	0,5
V7b2-05	SN1	26,4	2,7	0,7	27,7	0,7	0,2	26,0	2,0	0,5
V7b2-09	SN1	9,0	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	15,1	0,2	0,0
V7b3-09	SN1	0,0	1,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,3	0,0
gesamt		**30,0**	**950,2**	**285,2**	**20,5**	**300,9**	**61,6**	**34,4**	**649,3**	**223,6**

Tab. 52: Naturraum 4, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften

FL%	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
0,6	G1	19,2	5,6	1,1	13,8	4,4	0,6	38,8	1,2	0,5
0,2	G2	13,4	1,5	0,2	16,8	0,8	0,1	9,2	0,7	0,1
5,7	GN1	26,4	54,4	14,3	20,2	34,2	6,9	36,8	20,1	7,4
0,9	GS2	27,5	8,4	2,3	22,6	2,7	0,6	29,9	5,7	1,7
1,3	GS3	41,8	12,8	5,3	28,7	6,8	2,0	56,9	6,0	3,4
0,4	N1	4,0	4,0	0,2	3,2	2,4	0,1	5,3	1,6	0,1
1,1	N2	21,8	10,6	2,3	12,3	6,7	0,8	37,7	4,0	1,5
20,0	S1	30,4	190,1	57,7	20,7	45,6	9,5	33,4	144,5	48,3
45,9	S2	34,2	436,3	149,4	23,8	106,3	25,3	37,6	330,0	124,1
0,3	S3	57,9	3,1	1,8	49,7	1,8	0,9	69,2	1,3	0,9
9,0	SN1	16,7	85,8	14,3	9,6	32,0	3,1	20,9	53,8	11,2
14,5	SN2	26,4	137,7	36,3	20,7	57,1	11,8	30,4	80,6	24,5
7,6	Al	24,9	72,0	17,9	18,4	46,1	8,5	36,5	25,9	9,4
0,3	D	2,0	2,6	0,1	12,3	0,3	0,0	0,5	2,2	0,0
75,2	Lö	31,9	714,7	227,9	21,7	193,2	42,0	35,6	521,5	185,9
16,9	V	24,4	160,9	39,3	18,1	61,2	11,1	28,3	99,7	28,2
6,9	a	25,6	65,1	16,6	18,8	41,1	7,7	37,1	24,0	8,9
81,3	b	31,1	772,7	240,0	21,9	219,4	48,0	34,7	553,3	192,0
11,8	c	25,4	112,4	28,5	14,6	40,4	5,9	31,5	72,0	22,7
0,8	G1+2	18,0	7,1	1,3	14,3	5,2	0,7	28,0	1,9	0,5
1,5	N1+2	15,9	14,6	2,3	12,3	6,7	0,8	37,7	4,0	1,5
66,2	S1+2+3	33,2	629,5	208,9	23,2	153,8	35,6	36,4	475,7	173,3

Tab. 53: Naturraum 5, Dränageflächenanteile der Standortregionaltypen

STR	HFT	LNF Dränflächenanteil %	LNF Gesamtfläche km²	LNF Dränfläche km²	GL Dränflächenanteil %	GL Gesamtfläche km²	GL Dränfläche km²	AL Dränflächenanteil %	AL Gesamtfläche km²	AL Dränfläche km²
Al3a3-01	N2	43,1	0,3	0,1	48,5	0,2	0,1	27,3	0,1	0,0
Al3a4-03	GN1	20,3	1,8	0,4	18,7	1,4	0,3	25,9	0,4	0,1
Al3b3-03	G1	27,6	1,1	0,3	35,8	0,7	0,3	11,8	0,4	0,0
Al3c4-05	G2	24,4	0,4	0,1	17,4	0,2	0,0	34,7	0,2	0,1
Al3c4-09	G2	14,1	4,3	0,6	11,3	3,3	0,4	23,2	1,0	0,2
Lö4c3-07	S1	85,6	0,2	0,2	93,3	0,2	0,1	71,4	0,1	0,1
Lö5b2-03	S2	48,6	1,0	0,5	59,3	0,5	0,3	37,6	0,5	0,2
Lö5b2-05	S2	77,4	0,5	0,4	56,0	0,2	0,1	90,7	0,3	0,3
Lö5b5-03	GS3	17,3	0,7	0,1	17,4	0,5	0,1	16,9	0,1	0,0
Lö5b5-05	GS3	23,5	0,1	0,0	18,2	0,1	0,0	48,1	0,0	0,0
V5a2-09	SN2	34,9	22,0	7,7	26,6	10,5	2,8	42,5	11,5	4,9
V5a2-11	SN2	0,0	1,6	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6	0,0
V5a3-11	SN1	1,3	0,5	0,0	0,2	0,4	0,0	7,2	0,1	0,0
V5b1-09	SN1	20,2	9,3	1,9	15,3	5,3	0,8	26,8	4,0	1,1
V5b1-11	SN1	42,5	2,5	1,1	43,4	0,4	0,2	42,3	2,1	0,9
V6b5-05	S3	37,6	1,3	0,5	33,0	0,7	0,2	43,9	0,5	0,2
V6b5-09	S3	16,2	10,8	1,7	14,0	5,8	0,8	18,7	5,0	0,9
V7a2-05	SN2	20,4	3,1	0,6	36,9	0,9	0,3	13,9	2,2	0,3
V7b1-09	SN1	0,8	0,2	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0

V7b2-05	SN1	17,7	3,9	0,7	13,3	1,7	0,2	21,2	2,2	0,5
V7b2-09	SN1	16,6	20,9	3,5	12,1	9,2	1,1	20,1	11,7	2,4
V7b3-09	SN1	6,8	4,8	0,3	8,8	1,6	0,1	5,8	3,2	0,2
V8a3-09	SN1	17,2	1,0	0,2	14,1	0,3	0,0	18,8	0,6	0,1
gesamt		**22,6**	**92,2**	**20,8**	**18,5**	**45,3**	**8,4**	**26,6**	**46,8**	**12,4**

Tab. 54: Naturraum 5, Dränageflächenanteile der Hydromorphieflächentypen, Ausgangssubstrate und Kennzeichnungen der Bodenwasser- und Substrateigenschaften

FL%	**HFT**	**LNF Dränflächenanteil %**	**LNF Gesamtfläche km²**	**LNF Dränfläche km²**	**GL Dränflächenanteil %**	**GL Gesamtfläche km²**	**GL Dränfläche km²**	**AL Dränflächenanteil %**	**AL Gesamtfläche km²**	**AL Dränfläche km²**
1,2	G1	27,6	1,1	0,3	35,8	0,7	0,3	11,8	0,4	0,0
5,1	G2	15,0	4,7	0,7	11,7	3,5	0,4	24,8	1,2	0,3
2,0	GN1	20,3	1,8	0,4	18,7	1,4	0,3	25,9	0,4	0,1
0,9	GS3	18,2	0,8	0,1	17,5	0,6	0,1	20,6	0,2	0,0
0,3	N2	43,1	0,3	0,1	48,5	0,2	0,1	27,3	0,1	0,0
0,3	S1	85,6	0,2	0,2	93,3	0,2	0,1	71,4	0,1	0,1
1,6	S2	58,4	1,5	0,9	58,4	0,7	0,4	58,5	0,8	0,5
13,1	S3	18,5	12,1	2,2	16,1	6,5	1,0	21,2	5,6	1,2
46,8	SN1	17,7	43,1	7,6	13,3	19,1	2,5	21,2	24,0	5,1
28,9	SN2	31,1	26,7	8,3	25,1	12,5	3,1	36,4	14,2	5,2
8,5	Al	18,9	7,8	1,5	17,6	5,8	1,0	22,7	2,0	0,5
2,7	Lö	48,3	2,5	1,2	44,5	1,5	0,7	53,7	1,0	0,6
88,8	V	22,2	81,9	18,1	17,6	38,0	6,7	26,1	43,8	11,4
32,8	a	29,6	30,2	8,9	23,9	14,8	3,5	35,2	15,4	5,4
61,9	b	19,2	57,1	11,0	16,0	26,9	4,3	22,1	30,2	6,7
5,3	c	18,4	4,9	0,9	15,1	3,7	0,6	27,9	1,2	0,3
6,2	G1+2	17,3	5,7	1,0	15,8	4,2	0,7	21,6	1,5	0,3
0,3	N2	43,1	0,3	0,1	48,5	0,2	0,1	27,3	0,1	0,0
15,0	S1+2+3	23,9	13,8	3,3	21,7	7,3	1,6	26,4	6,5	1,7

Anhang 3: N-Konzentrationen und N-Frachten an ausgewählten Pegeln (1987 – 2000)

Tab. 55: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Zwickau-Pölbitz (Zwickauer Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	20,4	2,0	942	4,2	3050	6,1	3992
1988	15,6	3,0	652	3,3	2406	6,3	3058
1989	11,4	2,3	659	2,7	1098	4,9	1757
1990	9,1						
1991	9,4	2,3	653	3,4	1144	5,7	1797
1992	11,7						
1993	8,9	0,4	111	4,4	1236	4,9	1347
1994	12,7						
1995	23,7	0,7	586	4,4	3048	5,1	3634
1996	15,3	0,9	378	4,0	1855	4,9	2233
1997	11,2	0,8	323	4,1	1487	4,9	1810
1998	15,4						
1999	13,7	0,5	148	3,4	1455	3,9	1603
2000	13,3	0,3	11	3,4	213	3,7	224

Tab. 56: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Wolkenburg (Zwickauer Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	28,2						
1988	21,5						
1989	15,7						
1990	12,6						
1991	13,0						
1992	16,1						
1993	12,3	1,2	490	4,8	1715	6,0	2205
1994	17,5	1,5	701	4,5	2529	6,0	3230
1995	32,7	1,4	1138	5,0	4453	6,3	5591
1996	21,1	1,3	591	4,3	2691	5,5	3282
1997	15,5	0,7	307	4,4	2094	5,2	2401
1998	21,3	0,6	272	4,2	2611	4,7	2883
1999	18,9	0,4	221	4,4	2451	4,8	2672
2000	18,4	0,5	251	4,6	2586	5,0	2837

Tab. 57: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Chemnitz (Chemnitz)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	6,9	2,5	454	5,2	1414	7,6	1868
1988	5,2	3,0	269	4,7	1325	7,7	1594
1989	3,0	1,8	127	5,0	670	6,8	797
1990	2,8	2,0	198	4,2	254	6,2	452
1991	2,9	2,4	167	5,5	671	7,9	837
1992	3,8	1,5	133	1,6	238	3,0	372
1993	3,4	1,6	153	8,0	903	9,6	1056
1994	3,7	2,2	234	4,5	524	6,8	758
1995	6,5	1,1	213	7,1	1557	8,2	1769
1996	4,3	2,6	267	6,5	943	9,1	1210
1997	4,1	1,4	157	5,8	835	7,2	992
1998	4,42	1,2	22	7,3	145	8,5	167
1999	3,7	0,7	65	6,0	760	6,7	825
2000	4,3	0,6	65	6,5	1018	7,2	1083

Tab. 58: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Göritzhain (Chemnitz)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	10,9	7,6	2483	3,3	1568	10,9	4050
1988	8,6	8,4	1498	3,2	1497	11,6	2995
1989	6,1	8,3	1348	2,6	553	10,8	1902
1990	5,6	9,9	1492	1,1	207	11,0	1699
1991	5,0	8,5	1218	2,6	570	11,1	1787
1992	6,8	5,2	874	5,1	900	10,3	1774
1993	6,3	5,5	1032	4,9	786	10,4	1817
1994	7,2	6,7	1465	3,6	688	10,3	2153
1995	11,1	4,1	3192	6,0	2305	10,2	5497
1996	7,4	5,9	2883	5,2	1299	11,1	4182
1997	6,7	5,5	4563	4,4	963	9,8	5526
1998	7,9	0,9	179	7,8	1899	8,8	2078
1999	6,5	0,2	55	7,9	1705	8,2	1760
2000	7,1	0,3	90	7,5	1850	7,8	1940

Tab. 59: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Lichtenwalde (Zschopau)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	33,1	0,4	288	6,0	7338	6,3	7626
1988	25,5	0,4	273	5,7	6065	6,1	6338
1989	15,3						
1990	12,6						
1991	14,5						
1992	21,7	0,2	142	1,3	986	1,5	1128
1993	17,6	0,3	150	5,4	2816	5,6	2966
1994	19,0	0,4	274	4,1	2802	4,5	3076
1995	33,2	0,4	487	5,4	5783	5,8	6270
1996	21,6	0,4	195	5,18	3442	5,6	3637
1997	18,6	0,4	11	4,5	2824	4,9	2835
1998	21,38	0,2	89	4,7	3485	4,9	3574
1999	19,9	0,2	105	4,4	3035	4,6	3140
2000	23,6	0,1	79	4,0	2778	4,1	2857

Tab. 60: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Pischwitz (Zschopau)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	32,9	0,5	543	5,3	5525	5,8	6068
1988	25,2	0,3	364	5,0	4930	5,3	5294
1989	14,8	0,4	211	5,5	2901	5,9	3112
1990	13,0	0,4	193	5,6	2569	6,0	2762
1991	13,0	0,3	124	5,2	2275	5,5	2399
1992	20,9	0,2	150	5,0	4139	5,2	4289
1993	16,8	0,3	116	4,8	2711	5,1	2826
1994	18,1	0,1	51	4,4	2782	4,5	2833
1995	34,8	0,6	787	5,5	5945	6,1	6732
1996	23,4	0,5	359	4,9	3673	5,5	4032
1997	19,3	0,3	185	4,5	3001	4,8	3185
1998	25,94	3,6	198	4,7	4361	8,3	4559
1999	25,3	0,2	160	4,4	3740	4,6	3900
2000	28,2	3,5	174	4,5	4493	8,0	4667

Tab. 61: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Nossen (Freiberger Mulde)

Jahr	Abfluss MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	9,2	1,2	255	7,7	2562	8,9	2817
1988	7,3	3,4	387	4,7	1570	8,1	1957
1989	4,9	4,6	526	5,2	1074	9,8	1599
1990	3,9	3,8	448	7,0	997	10,8	1445
1991	4,5	1,4	182	6,5	1191	7,9	1372
1992	7,5			1,9	516	1,9	516
1993	6,7	0,5	79	8,3	1852	8,8	1930
1994	7,1	0,8	77	5,8	1711	6,6	1788
1995	11,7	0,4	119	8,7	3278	9,1	3397
1996	7,6	0,8	200	7,3	1711	8,1	1911
1997	6,6	0,4	76	7,0	1593	7,4	1669
1998	7,3	0,3	54	7,4	1959	7,7	2013
1999	6,2	0,2	49	6,6	1522	6,8	1571
2000	7,5	0,2	39	6,2	1893	6,3	1931

Tab. 62: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Niederstriegis (Striegis)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	4,8						
1988	3,4	0,8	196	5,3	621	6,1	817
1989	2,2	0,9	62	6,5	1002	7,4	1064
1990	2,0	0,7	79	7,8	917	8,5	996
1991	1,7	0,6	32	7,9	490	8,5	522
1992	2,6	0,4	21	8,3	574	8,6	595
1993	2,7	0,4	24	8,9	536	9,3	560
1994	3,1	0,5	12	9,4	513	9,8	525
1995	4,7	0,2	48	9,8	1525	10,1	1573
1996	2,4	0,8	108	8,0	568	8,8	676
1997	2,54	0,3	23	8,4	770	8,6	793
1998	2,92	0,1	16	8,6	945	8,7	960
1999	2,37	0,1	5	8,1	765	8,1	770
2000	2,7	0,1	13	7,2	883	7,3	896

Tab. 63: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Erlln (Freiberger Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	54,8	0,6	1021	5,6	12202	6,2	13223
1988	42,4	0,6	804	4,7	8571	5,2	9375
1989	25,8	0,6	510	4,5	4375	5,1	4885
1990	20,1	0,7	504	4,5	3299	5,2	3803
1991	19,7	0,6	426	5,0	3554	5,6	3980
1992	31,3	0,3	358	5,6	6178	5,9	6536
1993	27,6						
1994	32,5	0,4	418	6,3	7639	6,7	8057
1995	53,9	0,3	555	6,1	10528	6,5	11083
1996	34,3	0,4	480	5,1	5416	5,5	5896
1997	29,8	0,2	231	5,0	5009	5,2	5240
1998	28,4	0,2	216	5,4	5354	5,6	5570
1999	33,6	0,2	219	5,1	5834	5,3	6053
2000	39,0	0,2	219	5,2	5359	5,3	5578

Tab. 64: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Sermuth (Zwickauer Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	44,5	2,9	3495	4,1	6696	7,0	10191
1988	33,9	3,6	3844	2,5	6416	6,1	10260
1989	24,5	5,6	7075	2,2	4008	7,8	11083
1990	20,7	5,2	3502	2,2	1696	7,4	5198
1991	21,1						
1992	27,1	1,5	1370	4,7	4001	6,2	5371
1993	23,4	1,8	1380	6,0	4987	7,8	6367
1994	28,3	1,0	761	5,2	4855	6,2	5615
1995	48,3	1,0	1561	6,1	9213	7,0	10774
1996	30,9	1,9	1828	5,4	5333	7,4	7160
1997	24,5	0,9	660	5,3	4149	6,1	4810
1998	30,4	0,4	390	5,1	4772	5,6	5162
1999	27,6	0,3	283	5,2	4460	5,5	4743
2000	27,4	0,2	305	5,6	5215	5,8	5520

Tab. 65: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Wurzen (Vereinigte Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	89,0						
1988	66,9						
1989	45,1	2,9	3516	3,6	6302	6,5	9818
1990	37,0	2,0	2212	3,8	5267	5,8	7479
1991	36,6	1,3	1642	4,5	5786	5,8	7428
1992	54,3	0,6	1140	5,4	10268	6,0	11408
1993	47,8	0,5	740	6,3	10986	6,7	11726
1994	59,4	0,7	1608	5,1	11235	5,8	12843
1995	93,3	0,3	958	5,8	16879	6,1	17837
1996	63,0	0,8	1607	5,4	10335	6,2	11942
1997	53,4	0,4	840	5,5	9923	5,9	10763
1998	67,8	0,3	731	5,3	12363	5,5	13094
1999	61,9	0,2	441	5,3	11177	5,5	11618
2000	66,1	0,2	557	5,4	12583	5,6	13140

Tab. 66: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Eilenburg (Vereinigte Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	97,9	1,4	3553	5,0	19021	6,3	22574
1988	74,0	1,7	3401	4,0	12534	5,6	15935
1989	46,1	2,3	2820	3,8	6682	6,0	9502
1990	35,2	2,4	2387	3,7	5079	6,1	7466
1991	34,8	1,3	1691	5,1	6191	6,4	7882
1992	51,8	0,6	1057	5,4	10103	6,0	11160
1993	44,4	0,5	756	6,2	10095	6,7	10851
1994	59,9	0,5	1209	5,7	12036	6,1	13245
1995	95,1	0,4	847	5,7	14645	6,1	15492
1996	60,4	0,8	1592	5,3	10296	6,1	11888
1997	51,2	0,8	660	5,4	9084	5,7	9744
1998	61,0	0,3	775	5,2	11069	5,5	11844
1999	58,0	0,2	407	5,2	10450	5,4	10857
2000	63,5	0,2	862	5,3	17547	5,5	18409

Tab. 67: Mittlere Jahreswerte der Abflüsse, Ammonium-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen sowie –frachten am Pegel Bad Düben (Vereinigte Mulde)

Jahr	Abfluß MQ m^3/s	NH_4-N Gehalt mg/l	NH_4-N Fracht t/a	NO_3-N Gehalt mg/l	NO_3-N Fracht t/a	Ges-N Gehalt mg/l	Ges-N Fracht t/a
1987	103,1						
1988	77,9						
1989	48,5	1,7	2401	4,8	7971	6,5	10372
1990	37,0	1,2	1622	4,7	5913	5,8	7535
1991	36,6	1,1	1571	5,0	6309	6,1	7880
1992	54,5	0,4	874	5,4	10987	5,8	11861
1993	46,7	0,5	834	6,4	10848	6,9	11682
1994	63,1	0,6	1636	6,3	17504	6,9	19140
1995	100,1	0,5	1274	5,7	17980	6,2	19254
1996	63,6	0,7	1504	5,3	10208	5,9	11712
1997	53,9	0,5	972	5,4	9801	5,9	10773
1998	64,2	0,2	376	5,2	9827	5,4	10203
1999	61,0	0,1	352	5,2	11138	5,3	11489
2000	66,9	0,2	610	5,4	12842	5,6	13452

Anhang 4: Jahreswerte der N-Frachten (NO_3-N und NH_4-N) an ausgewählten Pegeln

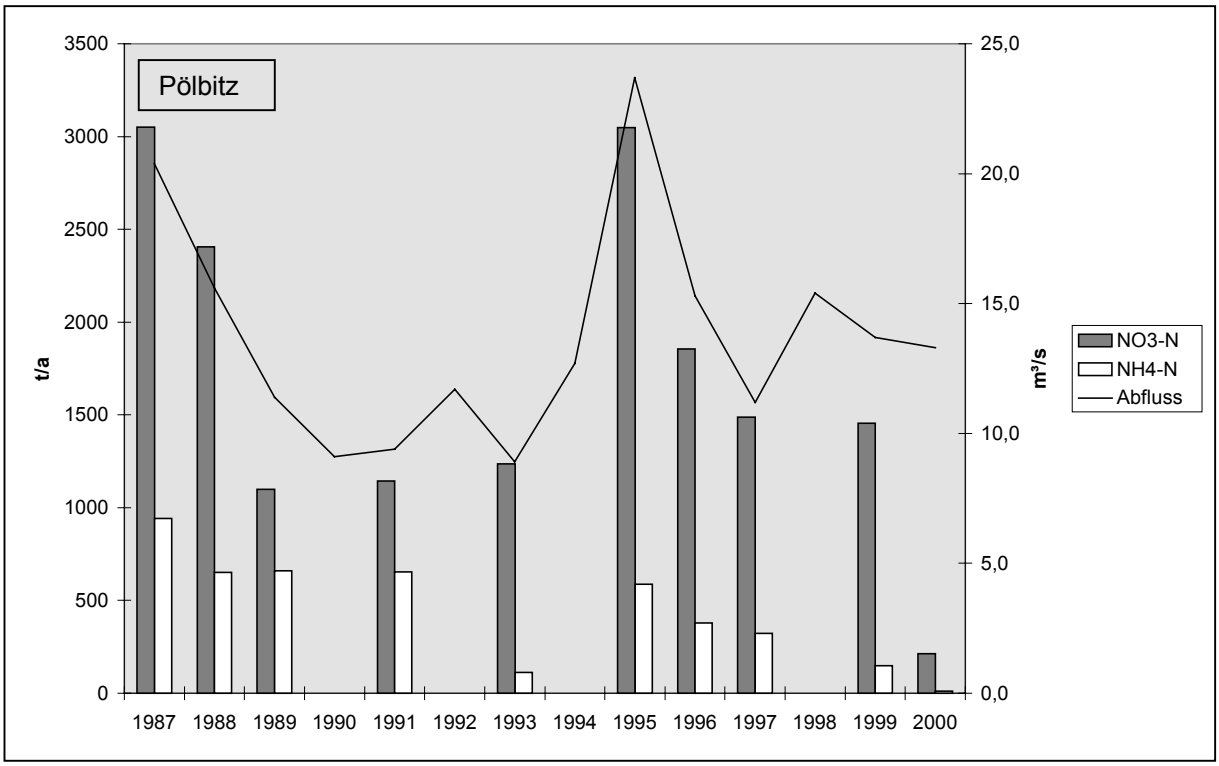


Abb. 66: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Zwickau-Pölbitz (Zwickauer Mulde)

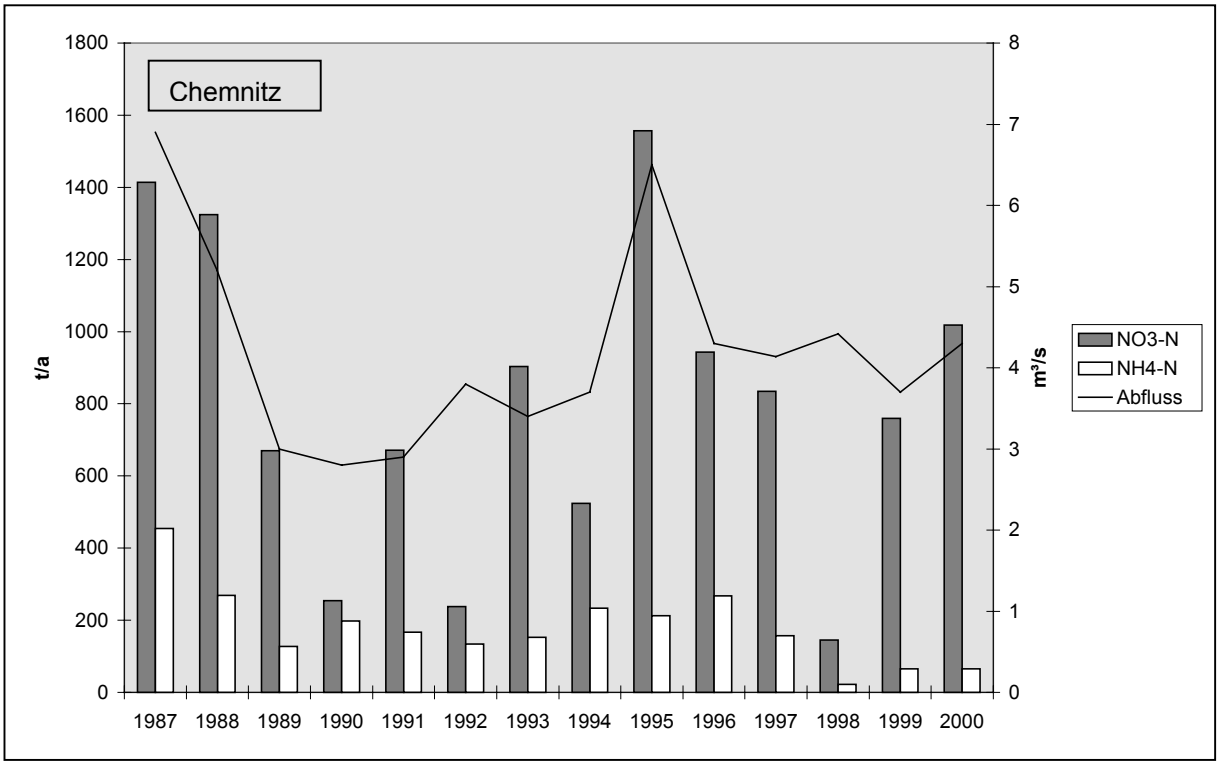


Abb. 67: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Chemnitz (Chemnitz)

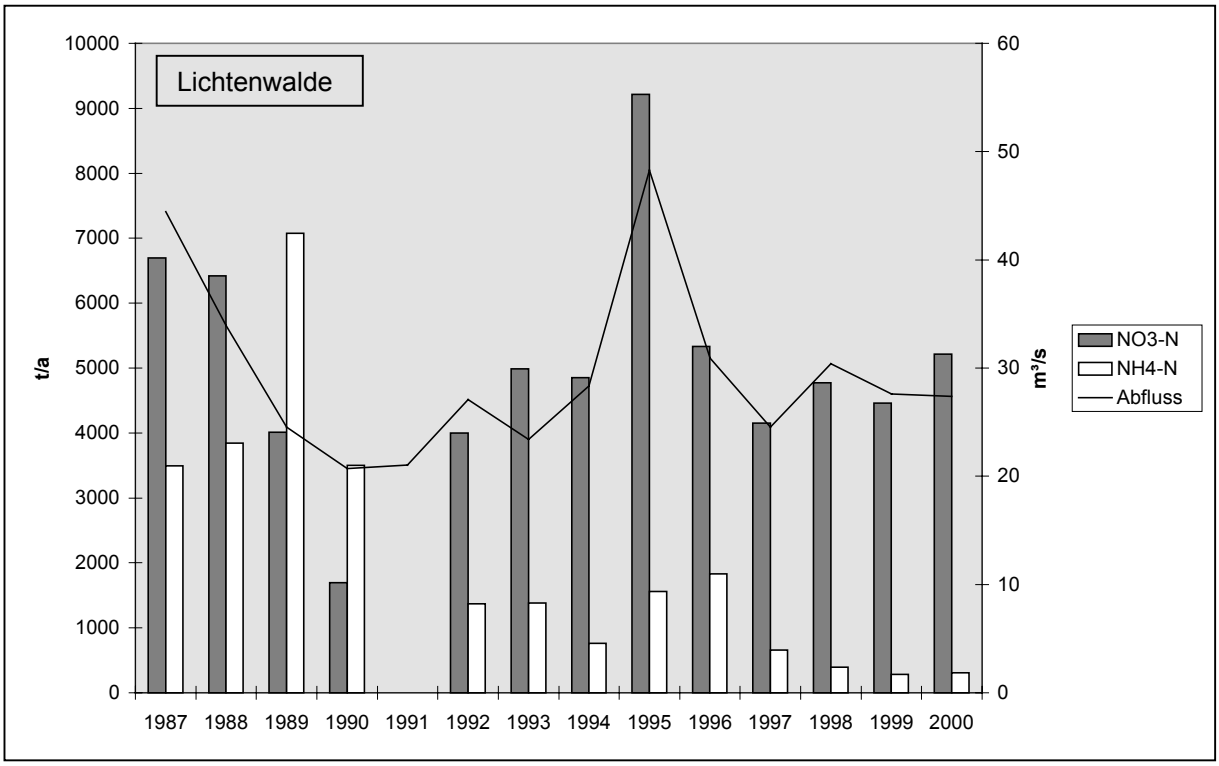


Abb. 68: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Lichtenwalde (Zschopau)

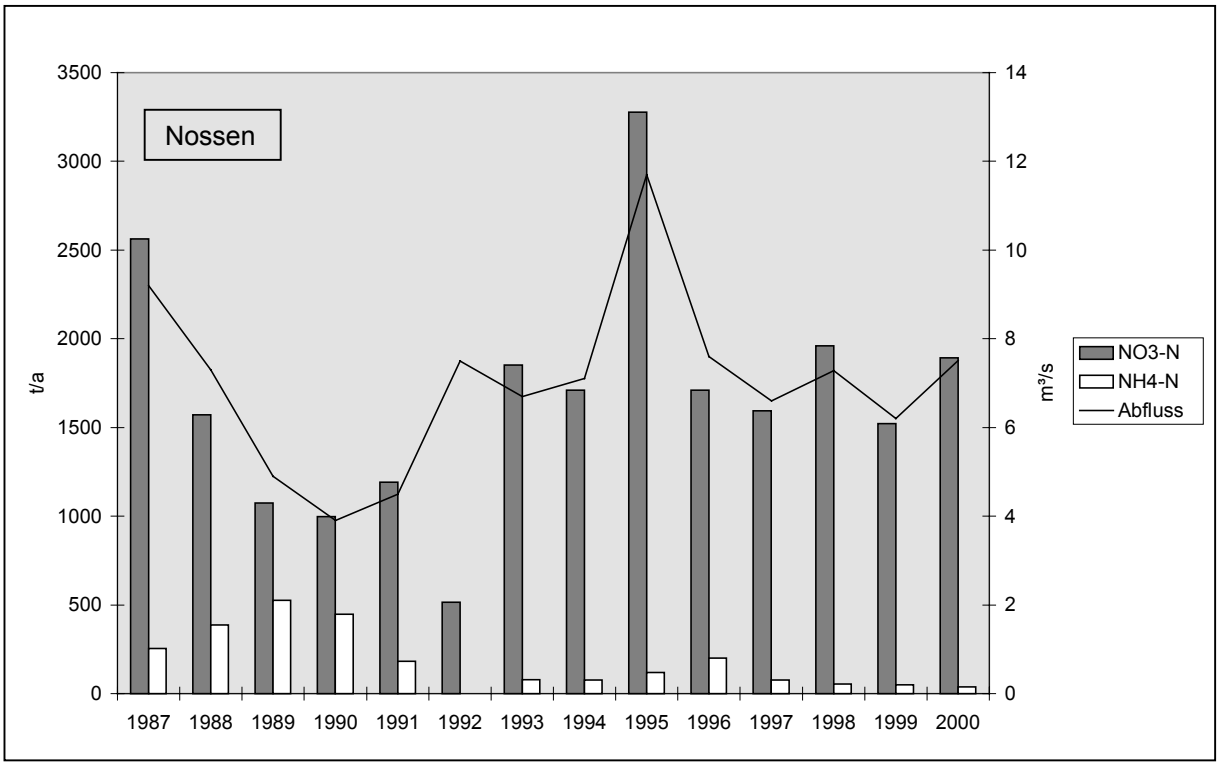


Abb. 69: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Nossen (Freiberger Mulde)

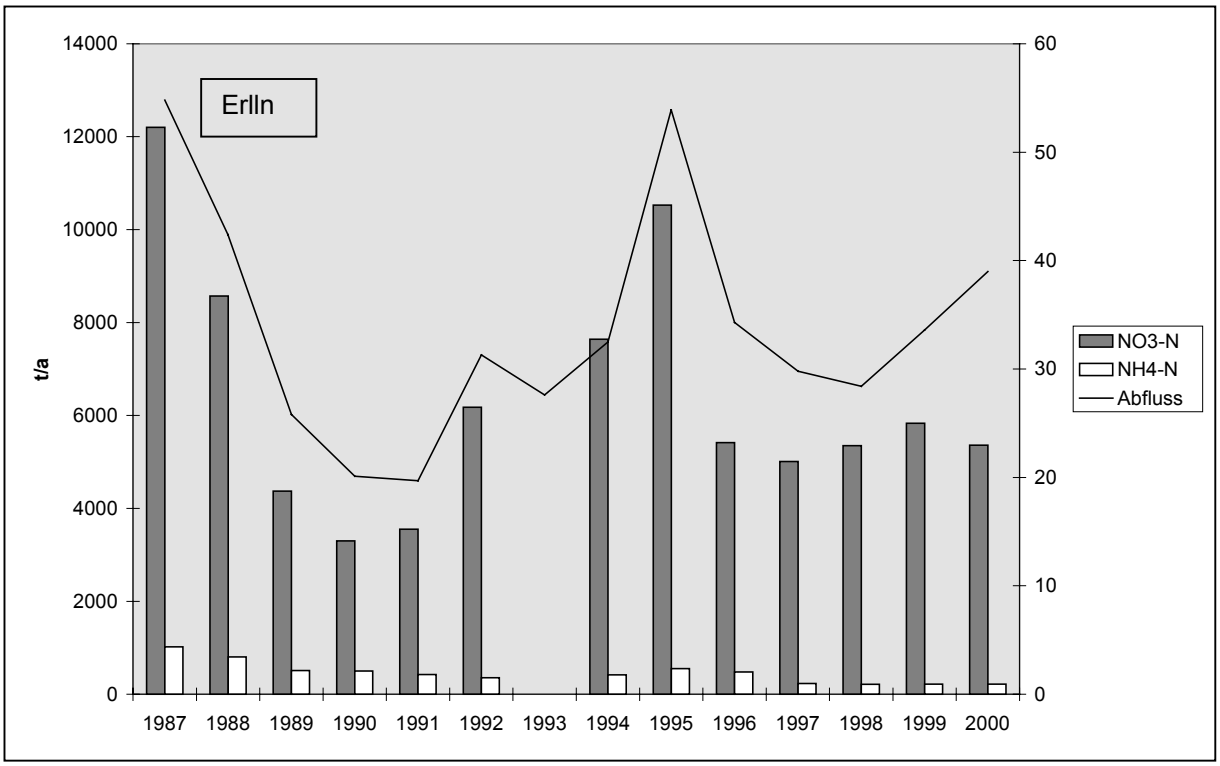


Abb. 70: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Erlln (Freiberger Mulde)

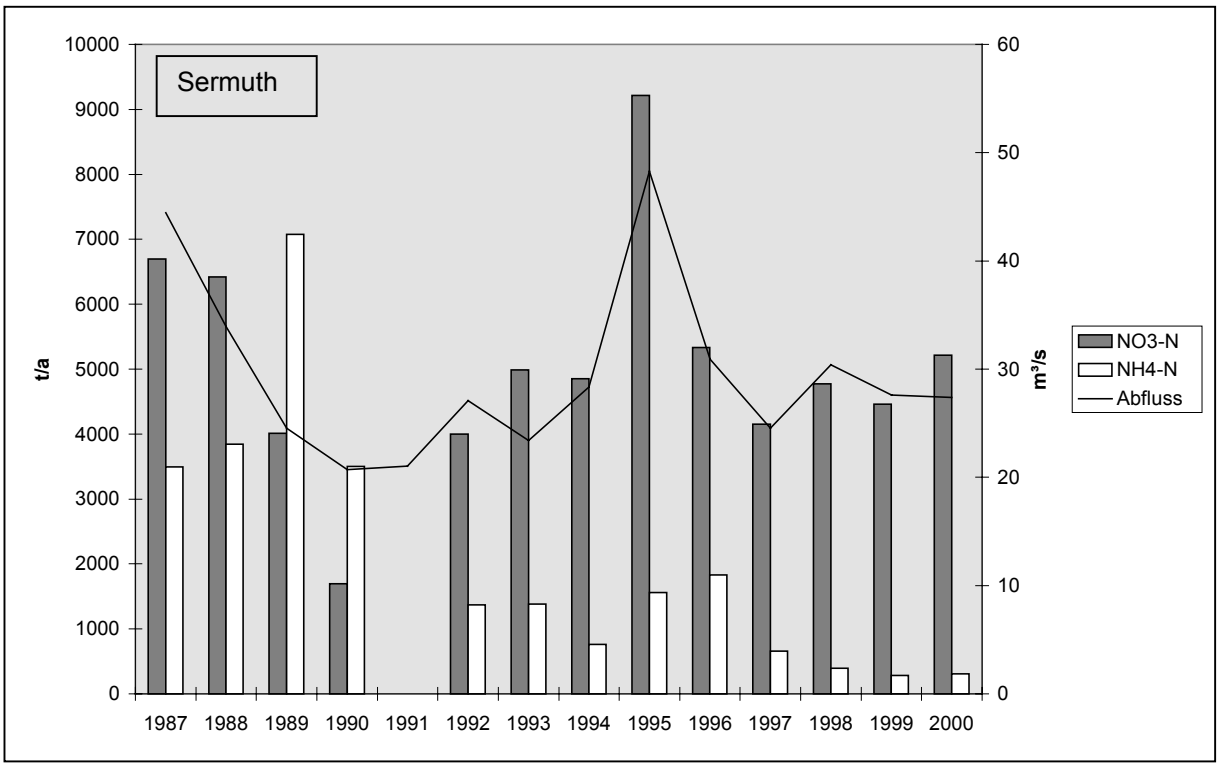


Abb. 71: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Sermuth (Zwickauer Mulde)

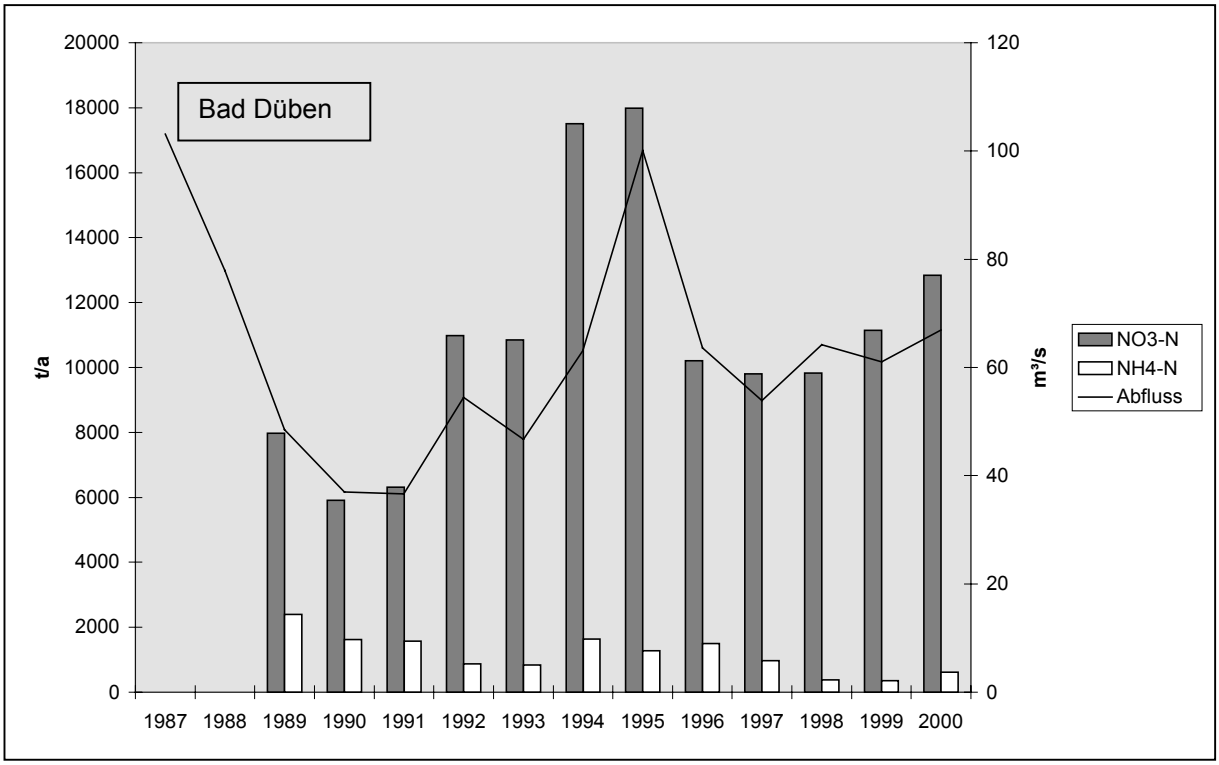


Abb. 72: Jahreswerte (1987-2000) der Abflüsse, Ammonium-N- und Nitrat-N-Frachten am Pegel Bad Düben (Vereinigte Mulde)

Anhang 5: Ammonium-N und Nitrat-N-Konzentrationen an ausgewählten Pegeln

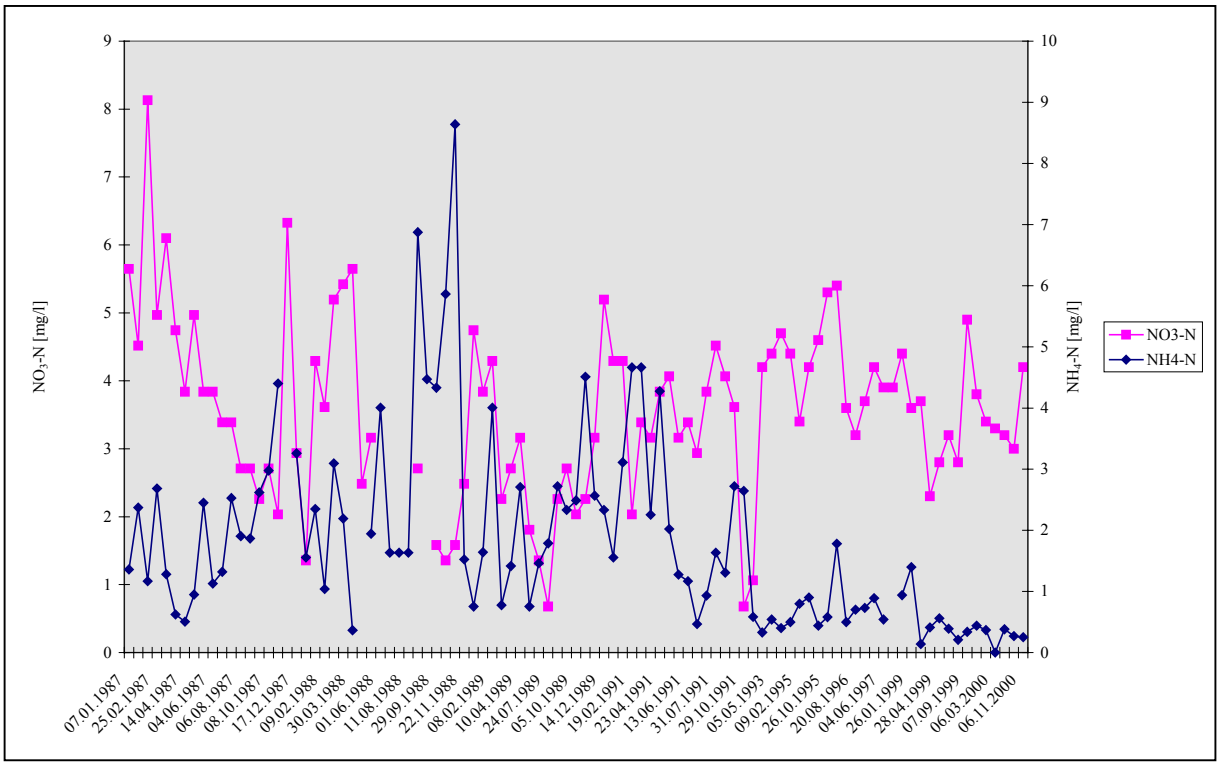


Abb. 73: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Zwickau-Pölbitz (Zwickauer Mulde)

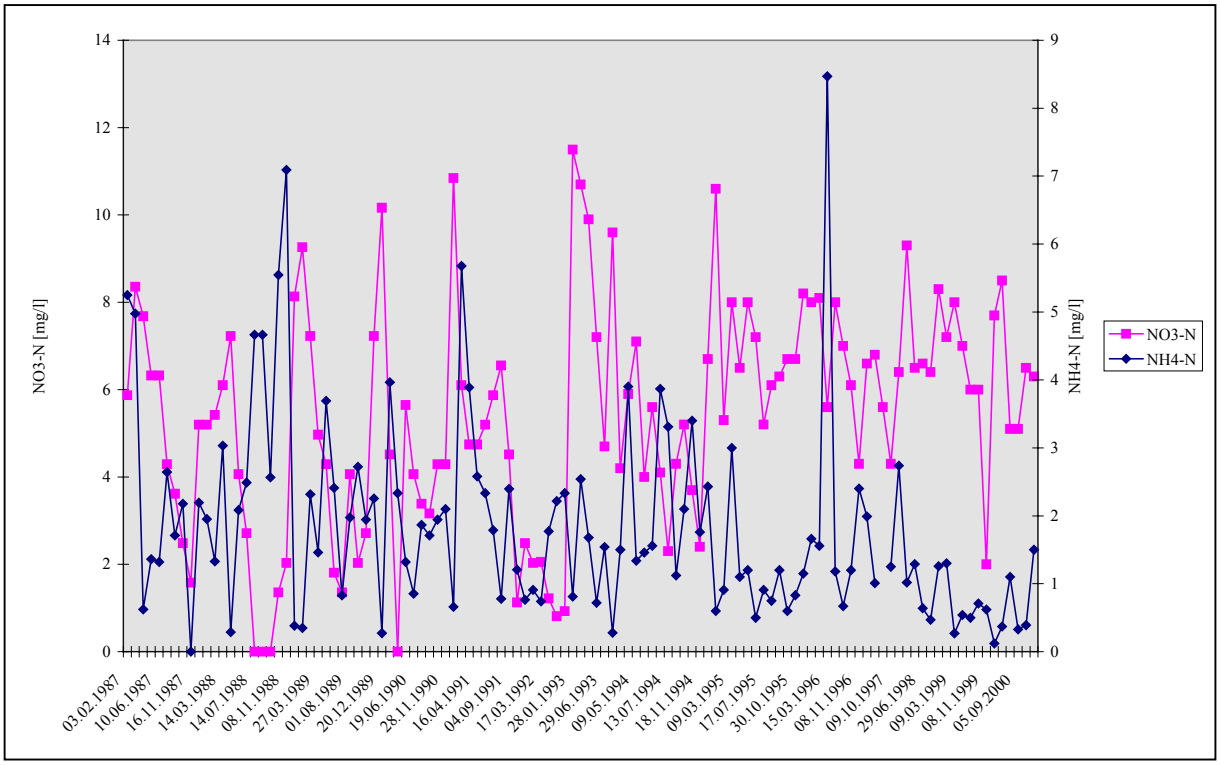


Abb. 74: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Chemnitz (Chemnitz)

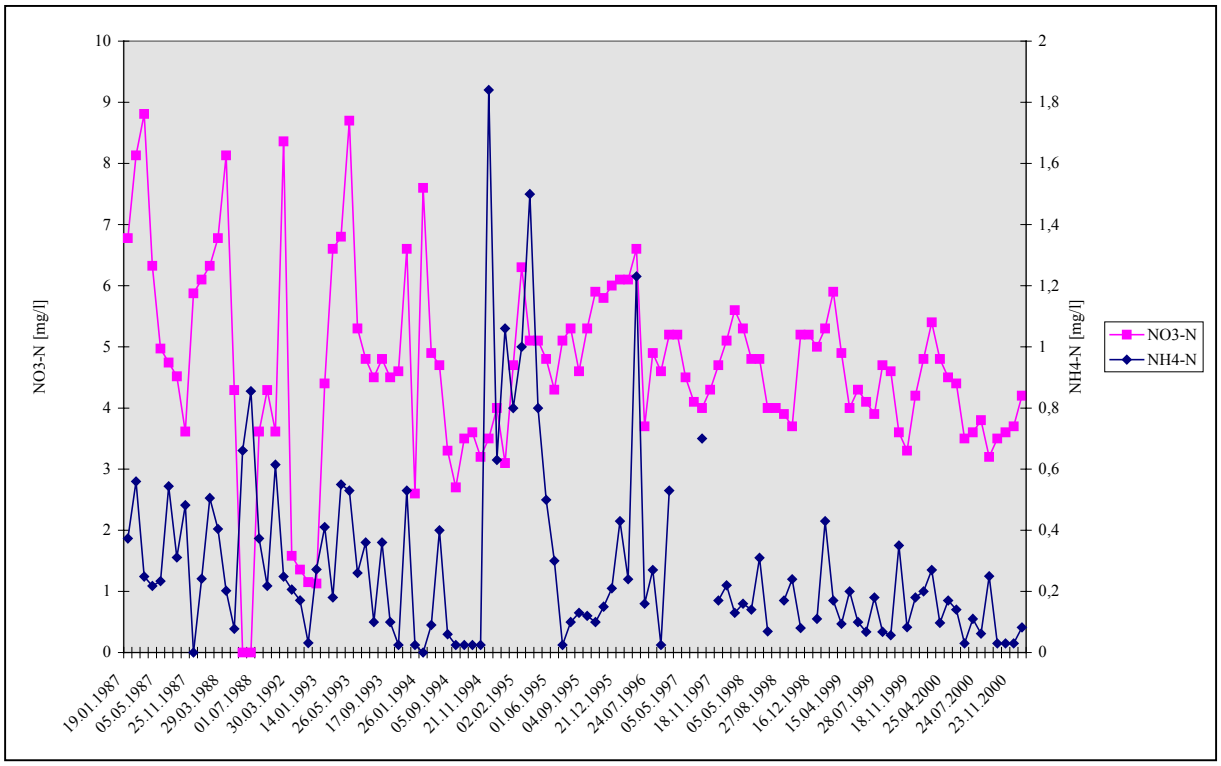


Abb. 75: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Lichtenwalde (Zschopau)

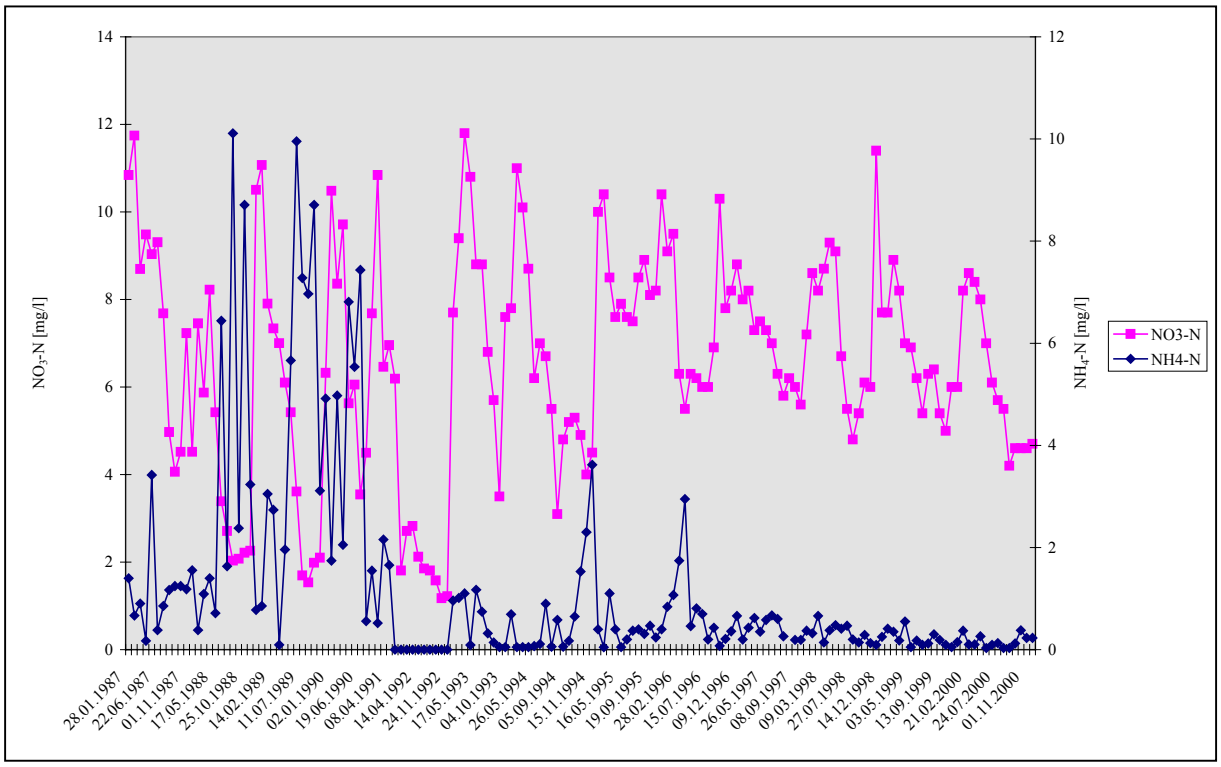


Abb. 76: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Nossen (Freiberger Mulde)

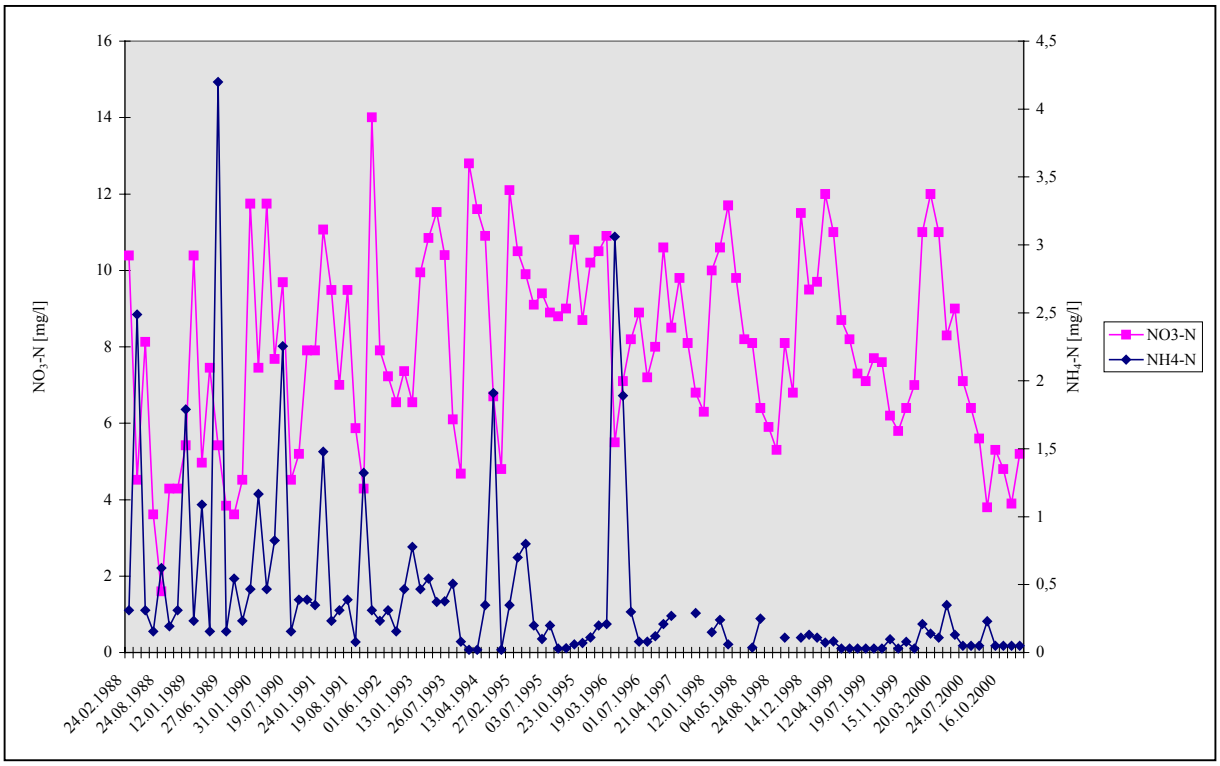


Abb. 77: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Niederstriegis (Freiberger Mulde)

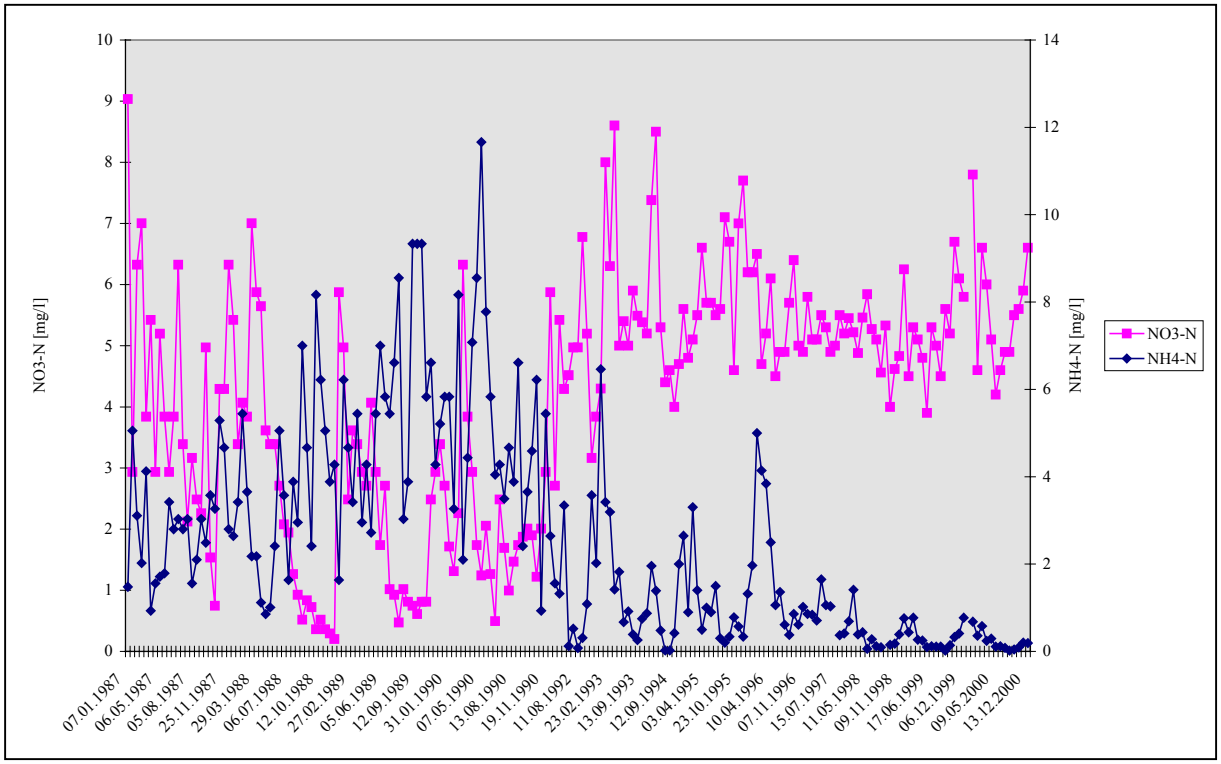


Abb. 78: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Sermuth (Zwickauer Mulde)

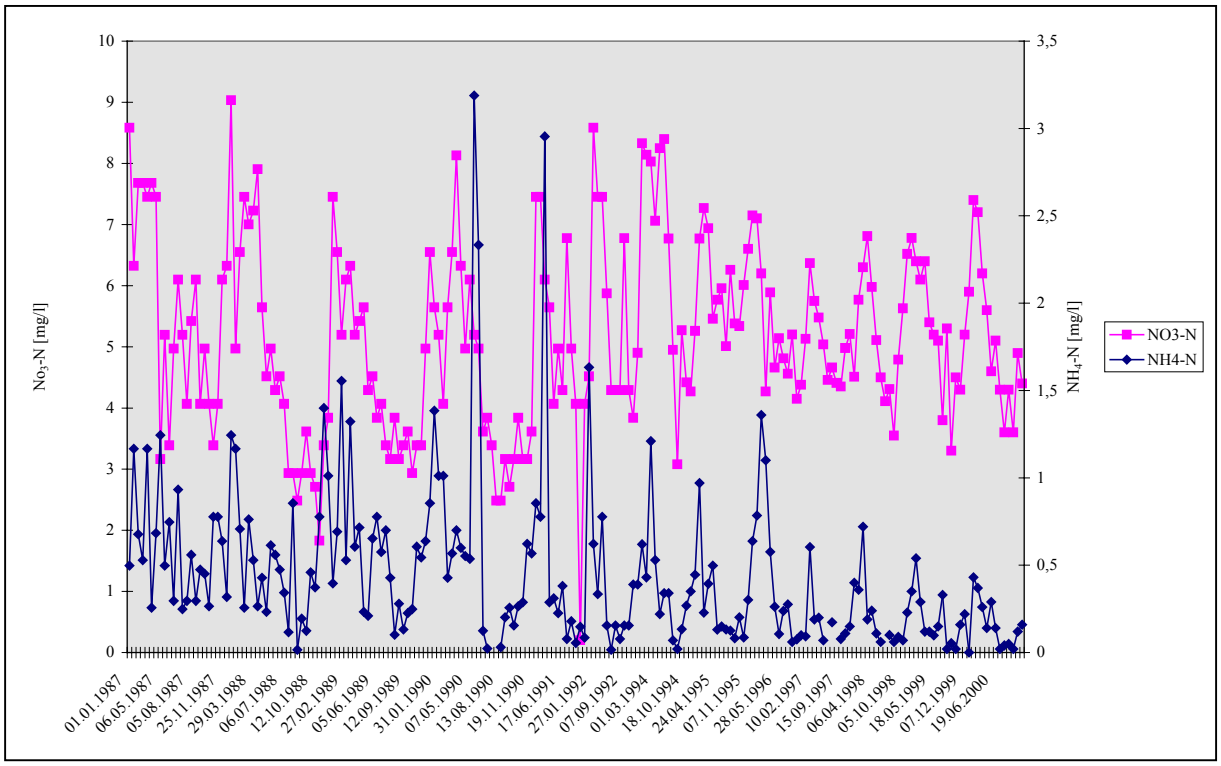


Abb. 79: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Erlln (Freiberger Mulde)

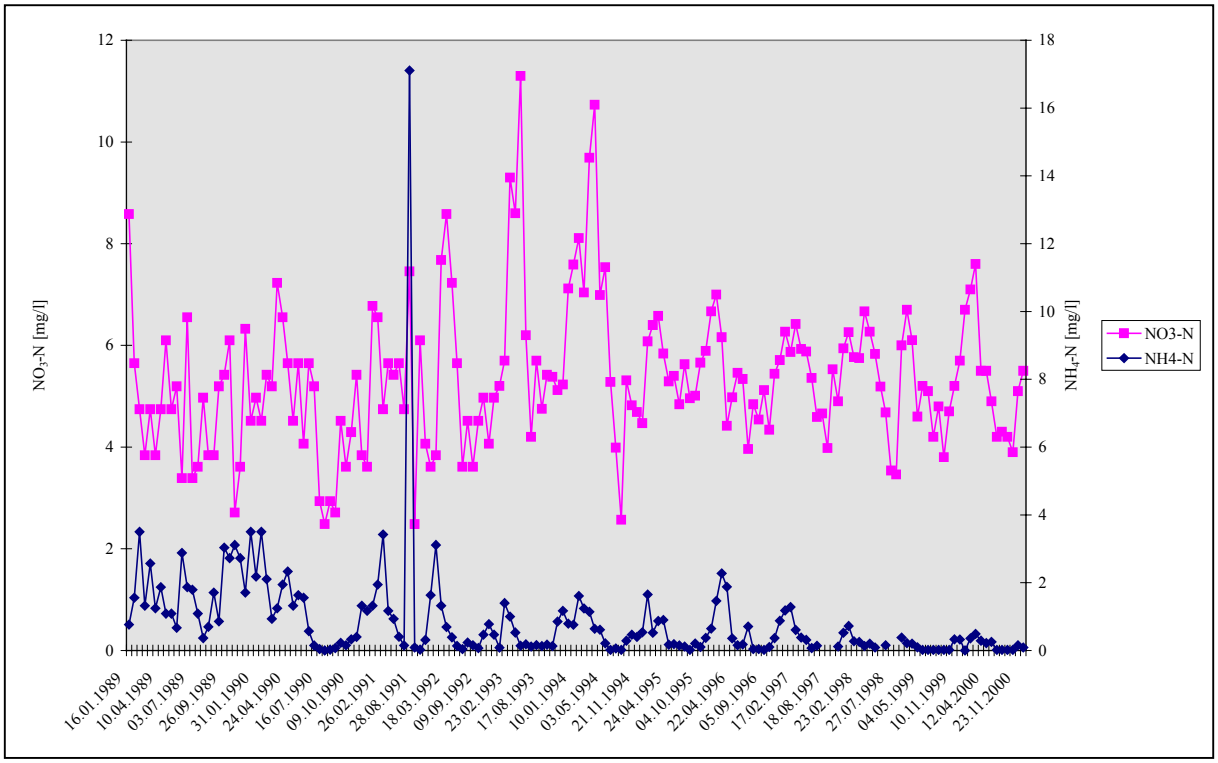


Abb. 80: Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrat-N am Pegel Bad Düben (Vereinigte Mulde)

Karte 28: Direktabfluss

Karte 29: Potentielle Stickstoffkonzentration im Sickerwasser

Karte 30: Maximale Denitrifikationsrate im Boden

Karte 31: Denitrifikationsverluste im Boden

Tab. 68: Einleitungen von Stickstoff über Kläranlagen im Einzugsgebiet der mittleren Mulde

Tab. 69: Stickstoffrelevante Industrielle Direkteinleiterbetriebe und ihre Emissionsfrachten

Industriebetrieb	Gemeinde	Kreis	Gewässer	Branche	Stickstoff-eintrag [kg/a]
Stadtwerke Chemnitz	Chemnitz	Chemnitz	Chemnitz	Wärmeerzeugung	**36.925**
Stadtwerke Chemnitz	Chemnitz	Chemnitz	Chemnitz	Wärmeerzeugung	**111.491**
Fa. Hötzel	Chemnitz	Chemnitz	Glösabach	Galvanik	**1.366**
Wirtschaftshof "Sachsenland" Röhrsd./Wittgensdorf	Chemnitz	Chemnitz	Wittgensdorfer Bach	Landwirtschaft	**2.443**
Multi-Agrar-GmbH	Claußnitz	Mittweida	Amselgrundbach	Landwirtschaft	**2.468**
Agrargenossenschaft Memmendorf	Frankenstein	Freiberg	Kemnitz	Fleischerei	**818**
Glückauf Brauerei GmbH	Gersdorf	Chemnitz Land	Hegebach	Brauerei	**2.176**
K. Schürer GmbH	Glauchau	Chemnitz Land	Zwickauer Mulde	Textilveredelung	**5.312**
Dalichow GmbH	Glauchau	Chemnitz Land	Rothmühlgraben	Wäscherei	**225**
Kurprinz Georg Keil GmbH Großschirma	Großschirma	Freiberg	Freiberger Mulde	Papierherstellung	**12.762**
Agrargenossenschaft Grünlichtenberg	Grünlichten-berg	Mittweida	Mortelbach	Fleischerei	**1.161**
Agrargenossenschaft Hainichen -Pappendorf MVA	Hainichen	Mittweida	Pahlbach	Landwirtschaft	**4.079**
Kartoffellager-, Verarbeitungs- und Vertriebsgesellschaft Naund	Milkau	Mittweida	Gepülziger Waldbach	Kartoffelveredelung	**7.903**
Schiesser Sachsen AG	Niederfrohna	Chemnitz Land	Frohnbach	Textil	**1.058**
Sächsische Metall- und Kunststoffveredlung	Oberlungwitz	Chemnitz Land	Lungwitzbach	Metall- und Kunststoffveredlung	**5.863**
Oberlungwitzer Textilwerke GmbH	Oberlungwitz	Chemnitz Land	Lungwitzbach	Textil	**3.117**
Technocell Dekor GmbH&CoKG	Penig	Mittweida	Zwickauer Mulde	Herstellung von Dekorpapieren	**45.360**
Reinsberger Spezialpapiere GmbH	Reinsberg	Freiberg	Freiberger Mulde	Papierherstellung	**4.852**
Agrargenossenschaft Schönberg	Remse	Chemnitz Land	Zwickauer Mulde	Landwirtschaft	**513**
Fa. Hackethal	St.Egidien	Chemnitz Land	Kuhschnappelbach	Fruchtsaftherstellung	**126**
Flender Guß GmbH Wittgensdorf	Wittgensdorf	Chemnitz Land	Lipprichbach	Sanitärabwasser kein Produktionsabwasser	**71.306**
Magindag Bennewitz GmbH	Bennewitz	Muldentalkreis	Restloch"Alte Grube"	Schamottherstellung	**151**
CSM Leisnig	Leisnig	Döbeln	Mulde	Spinnereimaschinen	**150**
Molkerei Falkenhain	Falkenhain	Muldentalkreis	Lossa	Milcherzeugung	**4.419**
Papier Trebsen	Trebsen	Muldentalkreis	Mulde	Papierherstellung	**24.018**
Wasserglas Dehnitz GmbH	Wurzen	Muldentalkreis	Dehnitzer Lache	Papierherstellung	**2.673**
Stora Enso Sachsen GmbH	Eilenburg	Delitzsch	Mulde	Papierherstellung	**109.318**

Lebenslauf

Ulrike Hirt

Arthur-Hoffmann-Str. 144, 04277 Leipzig

geb. 22.06.1968 in Bad Homburg v.d.H., verheiratet

Ausbildung

1974 - 1978	Grundschule in Bad Homburg
1978 – 1984	Gesamtschule Bad Homburg
1984 - 1985	Berufsfachschule für Ernährung und Hauswirtschaft
1985 - 1987	Ausbildung zur Arzthelferin
1988 - 1990	Hessenkolleg Frankfurt, Abschluß: Allgemeine Hochschulreife
1991 - 1994	Geographiestudium an der Universität Frankfurt; Nebenfächer Geologie, Bodenkunde und Jura
05/1998	Diplomprüfung in Geographie (sehr gut)

Berufstätigkeit

07/1998 – 03/2002	Doktorandin in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie (ALOE) am UFZ in Leipzig.
04/2002 – 06/2002	Werkvertrag am UFZ Leipzig-Halle „Landschaftsstatistik des Muldeeinzugsgebietes zur Ableitung von Landschaftsindikatoren“

Studien- und berufsbegleitende Tätigkeiten

1994 – 1995	Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Physische Geographie, Frankfurt
1997 –1998	Wissenschaftliche Hilfskraft am Hessischen Landesamt für Bodenforschung in Wiesbaden
1995-1997	Praktikum und Honoraraufträge beim Ingenieurbüro EDU in Darmstadt-Griesheim
5/99	Honorarauftrag beim Ingenieurbüro „Pangäa“, Leipzig
10/99-12/99	Honorarauftrag beim Landschaftsplanungsbüro Adrian, Leipzig
04/99 – 02/00	Lehrvertrag an der Universität Leipzig: Unterseminar Bodenkunde