Fortführung und Weiterentwicklung der Nährstoffmodellierung Sachsen-Anhalt

Endbericht: Stand 06.01.2023

Dr. Tim Wolters, Phuong Ta, Dr. Björn Tetzlaff
& Prof. Dr. Frank Wendland

Forschungszentrum Jülich
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre)
52425 Jülich

Tel.: 02461 61-3165
E-mail: f.wendland@fz-juelich.de

Vorwort

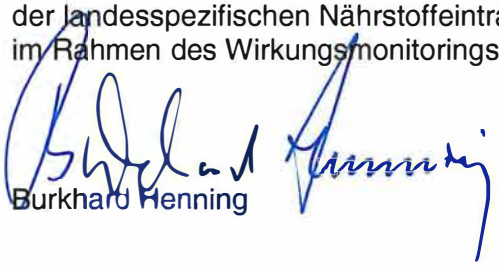
Liebe Leserinnen und Leser,

trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren stellen Nährstoffeinträge in die Fließgewässer und in das Grundwasser noch immer eine signifikante Beeinträchtigung der Gewässerqualität in Sachsen-Anhalt dar. Die Defizite der Gewässerbeschaffenheit sind auch im Ergebnis der letzten Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (2021) deutlich geworden. So wurden 17 von insgesamt 80 Grundwasserkörpern (GWK) in Sachsen-Anhalt aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Nitrat als schlecht eingestuft. Bei den Oberflächenwasserkörpern wurde in 15 von 334 Wasserkörpern die Umweltqualitätsnorm für Nitrat überschritten. In Hinblick auf den Nährstoff Phosphor zeigte sich, dass in 189 von 334 Oberflächenwasserkörpern (ca. 57 %) die Werte für den guten Zustand verfehlt wurden.

Im Rahmen der Umsetzung des Nährstoffkonzeptes Sachsen-Anhalt arbeitet der Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) seit einigen Jahren eng mit dem Forschungszentrum Jülich (FZJ) zusammen. Dabei sollen die Nährstoffeinträge - in erster Linie Stickstoff und Phosphor - aus Punktquellen und aus diffusen Quellen in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung für Sachsen-Anhalt ermittelt werden. Das im Jahr 2014 abgeschlossene Projekt „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA- WEKU/ DENUZ- MEPhos“ wird seitdem fortgeschrieben und weiterentwickelt. Insbesondere aktuellere und zusätzliche Datengrundlagen sollen so für weiteren Kenntnisgewinn sorgen und eine wichtige Basis für die weitere Auswahl und die räumliche Präzisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasserkörper darstellen.

Im Unterschied zum Vorgängerprojekt aus dem Jahr 2014, in welchem die Modellierung vordergründig mit der Zielstellung Bewirtschaftungsplanung im Rahmen der EG-WRRL durchgeführt wurde, werden die Ergebnisse des Modellsystems zukünftig auch beim Wirkungsmonitoring der Düngeverordnung (DüV) und bei der Umsetzung der „Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten“ (AVV GeA) eine wesentliche Rolle spielen. Erstmalig konnte eine modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen erfolgen. Daraus ergaben sich neue Anforderungen an die Modellierung, insbesondere an die boden-klimatische und hydrogeologische Anpassung der Modellparameter sowie die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens im Aquifer.

Mit dem vorliegenden Abschlussbericht werden die aktuellen Ergebnisse des FZJ vorgestellt. Auf Grundlage dieser Daten werden der aktuelle IST-Zustand sowie ausgewählte Szenarien der landesspezifischen Nährstoffeinträge aufgezeigt sowie die Voraussetzungen für Fragen im Rahmen des Wirkungsmonitorings der DüV geschaffen.



Burkhard Henning

Direktor Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 3

Abbildungsverzeichnis 8

Tabellenverzeichnis 15

1 Einleitung, Zielsetzung und Arbeitsschritte 17

2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten 19

2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen 19

2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses 22

2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA 23

2.3.1 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente 24

2.3.2 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung 25

2.3.3 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation 27

2.3.4 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen 29

2.3.5 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen 29

2.3.6 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten 30

3 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer 32

3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen 34

3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 35

3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 35

3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge 35

3.5 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell) 36

3.6 Ankopplung der Nitrat-Austräge aus dem Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten 37

3.7 Modellierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell) 38

3.7.1 Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer 39

3.7.2 Indikatoren zur Einstufung der Denitrifikationsbedingungen im Aquifer 43

3.7.3 Modellierung des Nitratabbaus im Aquifer 48

3.7.4 Plausibilitätsüberprüfung der Denitrifikationsbedingungen und -kinetik im Grundwasser 50

4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell) 52

4.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen 53

4.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Grundwasser 58
4.2.1 Auswertung der P-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungen 65
4.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss 69
4.4 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Wassererosion 70
4.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung 70
4.6 Ansatz zur Modellierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen 71

5 Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell) 72

5.1 N- und P- Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern 72
5.2 Modellierung der N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen (aus Tetzlaff 2017) 73
5.3 Modellierung der mittleren N- und P- Einträge über Regenwasserkanäle (aus Tetzlaff 2017) 78
5.4 Modellierung der mittleren N- und P-Einträge aus Kleinkläranlagen (aus Tetzlaff 2017) 81

6 Datengrundlagen 82

6.1 Diskretisierung der Datengrundlagen 83
6.2 Klimatische Datengrundlagen 83
6.2.1 Niederschlagshöhe 84
6.2.2 Potenzielle Verdunstung 85
6.3 Daten zur Bodenbedeckung 87
6.4 Hydrogeologische Datengrundlagen 90
6.4.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten 90
6.4.2 Durchlässigkeitsbeiwert 91
6.4.3 Nutzbarer Hohlraumanteil 92
6.4.4 Grundwasseroberfläche 94
6.4.5 BFI-Werte im Festgestein 97
6.5 Topographische Datengrundlage 98
6.6 Bodenkundliche Datengrundlagen 101
6.6.1 Bodentyp 105
6.6.2 Staunässe 106
6.6.3 Grundwasserstand 106
6.6.4 Nutzbare Feldkapazität 108
6.6.5 Denitrifikationsbedingungen im Boden 109
6.7 Potenziell künstlich entwässerte Flächen 113
6.8 Pegelbezogene Abflussdaten 115

6.9 Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern 116
6.10 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser 117
6.11 N_2/Ar-Messstellendaten im Grundwasser 118
6.12 N-Gehalte im Oberboden 119

7 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt 121
7.1 Reale Verdunstungshöhe 122
7.2 Gesamtabflusshöhe 123
7.3 Oberflächenabflusshöhe 125
7.4 Höhe des urbanen Direktabflusses 126
7.5 Sickerwasserhöhe 127
7.6 Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses und entsprechende BFI-Werte 128
7.7 Grundwasserneubildungshöhe 130
7.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Drainageabflusses 132
7.9 Modellvalidierung 134
7.9.1 Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen 135
7.9.2 Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen 137

8 Aktueller Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer .. 140
8.1 Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis) 140
8.2 Atmosphärischen Deposition 141
8.3 Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden 142
8.4 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden 143
8.4.1 Verweilzeit des Sickerwassers im Boden 143
8.4.2 N-Austrag aus dem Boden 144
8.5 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer 146
8.5.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen 147
8.5.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 147
8.5.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 148
8.5.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen 149
8.5.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 150
8.5.6 N-Einträge ins Grundwasser 151
8.5.7 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer 152
8.5.8 Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser 160
8.5.9 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer 164
8.6 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen 165

8.6.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen 165
8.6.2 N-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitungen 166
8.6.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle (Übernahme aus Tetzlaff 2017) 168
8.6.4 N-Einträge aus Kleinkläranlagen (Übernahme aus Tetzlaff 2017) 169
8.7 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen 170
8.8 Validierung der modellierten N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer 172
8.9 Informationssystem Stickstoff 175

9 Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer 177

9.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer 177
9.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 177
9.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser 177
9.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss 178
9.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion 179
9.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 180
9.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen 181
9.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen 182
9.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen 182
9.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern 183
9.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung und Regenwasserkanäle (Übernahme aus Tetzlaff 2017) 184
9.2.4 P-Einträge aus Kleinkläranlagen (Übernahme aus Tetzlaff 2017) 186
9.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen 186
9.4 Validierung der modellierten P-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer 188
9.5 Informationssystem Phosphor 190

10 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser 195

10.1 Fragestellungen und Annahmen 195
10.2 Methodik 197
10.2.1 Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 197
10.2.2 Ermittlung der maximal tolerierbaren N-Austräge und des N-Minderungsbedarfs zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO_3/L 198
10.3 Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser 199
10.4 Plausibilitätsüberprüfung der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser 200
10.4.1 Präselektion geeigneter Grundwassermessstellen zur Plausibilitätsüberprüfung 201
10.4.2 Ergebnis der Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Nitratwerten im Grundwasser 203

10.5 Maximal zulässiger N-Bilanzüberschuss und N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L 207

10.6 Auswirkung des AGRUM-DE-Szenarios I (Baseline + DüV) auf den N-Minderungsbedarf..... 211

10.6.1 Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung der Auswirkungen der Baseline-Projektion und der DüV (Zinnbauer et al., 2022)..... 211

10.6.2 Auswirkung des AGRUM-DE-Szenarios I (Baseline + DüV) auf den N-Minderungsbedarf 216

11 Szenario-Berechnungen für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen..... 220

11.1 Phosphor 220

11.2 Stickstoff..... 222

12 Zusammenfassung..... 225

13 Literatur 236

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Die Komponenten des Abflusses 20

Abbildung 2-2: mGROWA-Modellkonzept 24

Abbildung 2-3: Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen 26

Abbildung 2-4: Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers 28

Abbildung 2-5: Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstand in Verbindung mit Drainagen. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers 28

Abbildung 2-6: Hierarchisches Modell zur Abflussseparation in die Eintragspfade 31

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU 33

Abbildung 3-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung 40

Abbildung 3-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell 42

Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos 52

Abbildung 4-2: Phosphotope als Gebietskulisse zur Simulation der mittleren P-Einträge über Dränagen 58

Abbildung 4-3: Gesamtphosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts 2010-2020 60

Abbildung 4-4: Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts 2010-2020 60

Abbildung 4-5: Gesamtphosphor-Konzentrationen nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts (n: Anzahl der Messstellen, z: Median) 61

Abbildung 4-6: oPO_4-P-Konzentrationen nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts (n: Anzahl der Messstellen, z: Median) 62

Abbildung 4-7: Mediankonzentrationen des Gesamtphosphors im Grundwasser nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts 63

Abbildung 4-8: oPO_4-P-Mediankonzentrationen im Grundwasser nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts 63

Abbildung 4-9: Regionale Ausweisung von Grundwassermilieus hinsichtlich der P-Fällung 65

Abbildung 4-10: Gesamtphosphor-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungskategorien LBM 2015 (n: Anzahl der Messstellen, z: Median) 67

Abbildung 4-11: oPO_4-P-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungskategorien LBM 2015 (n: Anzahl der Messstellen, z: Median) 67

Abbildung 5-1: Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz auf Gemeindebasis....76

Abbildung 5-2: Mittlere Oberflächenabflusshöhe von befestigten Flächen (1971-2000)....76

Abbildung 5-3: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2010....79

Abbildung 5-4: Klassifizierung der Siedlungs- und Verkehrsflächen für die Modellierung des Nährstoffeintrags über Regenwasserkanäle in Sachsen-Anhalt 80

Abbildung 6-1: In täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für den Niederschlag für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC) 84

Abbildung 6-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen für die Periode 1981 bis 2010 85

Abbildung 6-3: in täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für die Klimaparameter Temperatur und potentielle Verdunstung für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC) 86

Abbildung 6-4: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1981 bis 2010 ...87

Abbildung 6-5: Landbedeckungskategorien nach digitalem Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 (BKG, 2018)....89

Abbildung 6-6: Versiegelungsgrades der Landoberfläche nach European Environmental Agency 89

Abbildung 6-7: Karte der hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalt (BZEneu ST) (abgeleitet aus der HÜK 400) 90

Abbildung 6-8: Mediane der für die Modellierung verwendeten Bandbreiten der Durchlässigkeitsbeiwerte....92

Abbildung 6-9: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und nutzbarem Hohlraumanteil (aus Kunkel et al. 2019)....93

Abbildung 6-10: Nutzbarer Hohlraumanteil des oberen Aquifers 94

Abbildung 6-11: Digitales Modell der Grundwasseroberfläche Sachsen-Anhalt (Riemann et al., 2017, verändert) 95

Abbildung 6-12: Flurabstand des Grundwassers 96

Abbildung 6-13: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche....97

Abbildung 6-14: BFI Werte im Festgestein nach Kuhr et al. (2014)....98

Abbildung 6-15: Topografische Höhe der Geländeoberfläche....99

Abbildung 6-16: Hangneigung der Geländeoberfläche 100

Abbildung 6-17: mittlerer Topografiefaktor....100

Abbildung 6-18: Bodenprofile nach Thematischer Bodenkarte 1:50.000 (TBK50)....101

Abbildung 6-19: Nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-IDs nach Verschneidung des Landbedeckungsmodells LBM-DE2015 und den Bodenprofilen nach TBK50. Einzelwerte (links) / nach Landnutzung (1-6) klassifiziert (rechts)....103

Abbildung 6-20: Nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-IDs nach Interpolation. Einzelwerte (links) / nach Landnutzung (1-6) klassifiziert....104

Abbildung 6-21: Leitbodentypen der TBK50....105

Abbildung 6-22: Leitböden mit Staunässeeinfluss....106

Abbildung 6-23: Mittlerer bodenkundlicher Hochstand des Grundwassers (MHGW) nach TBK50....107

Abbildung 6-24: Mittlerer bodenkundlicher Niedrigstand des Grundwassers (MNGW) nach TBK50....108

Abbildung 6-25: Nutzbare Feldkapazität der Böden nach TBK50....109

Abbildung 6-26: Denitrifikationsklassen im Boden....110

Abbildung 6-27: Nitratabbau im Boden bei einer Michaelis-Menten Kinetik in Abhängigkeit von der Verweilzeit im Boden, des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden und den Denitrifikationsbedingungen....111

Abbildung 6-28: Potenziell gedränte Flächen (Steiniger et al., 2011)....113

Abbildung 6-29: Potentiell dränierte Flächen mit Grundnässe (links) und potentiell dränierte stauwasserbeeinflusste Böden (rechts)....114

Abbildung 6-30: Potenziell gedränte Flächen (Steiniger et al., 2021)....115

Abbildung 6-31: Zur Abflussvalidierung übermittelte pegelbezogene Teileinzugsgebiete ...116

Abbildung 6-32: Einzugsgebiete der Gütemessstellen zur Validierung der Modellergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer....117

Abbildung 6-33: Geografische Lage der Grundwassergütemessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser....118

Abbildung 6-34: Geografische Lage der N_2/Ar-Messstellen zur Überprüfung der Beziehung zwischen den abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen und der angenommenen Kinetik der Denitrifikation im Grundwasser....119

Abbildung 7-1: mGROWA-Ergebnisse für eine beispielhaft ausgewählte Rasterzelle als Zeitreihe in Tagesschritten....122

Abbildung 7-2: Mittlere langjährige reale Verdunstungshöhen (1981-2010)....123

Abbildung 7-3: Mittlere langjährige Netto-Gesamtabflusshöhe (1981-2010)....124

Abbildung 7-4: Mittlerer langjähriger Brutto-Gesamtabfluss (1981-2010)....125

Abbildung 7-5: Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss von ans Gewässer angebundenen Teilflächen (1981-2010)....126

Abbildung 7-6: Mittlerer langjähriger urbaner Direktabfluss (1981-2010)....127

Abbildung 7-7: Mittlere langjährige Sickerwasserhöhe (1981-2010)....128

Abbildung 7-8: Für die Separation des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung relevante Standorteigenschaften....129

Abbildung 7-9: Baseflow Index (BFI) aus der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA 130

Abbildung 7-10: Mittlere langjährige Netto-Grundwasserneubildungshöhe (1981-2010).....131

Abbildung 7-11: Mittlere langjährige Brutto-Grundwasserneubildungshöhe (1981-2010)....132

Abbildung 7-12: Mittlerer langjähriger Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1981-2010).....133

Abbildung 7-13: Mittlerer langjähriger Direktabfluss über Drainagesysteme (1981-2010)...134

Abbildung 7-14: Zur Validierung des modellierten Netto-Gesamtabflusses geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete 136

Abbildung 7-15: Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1981-2010) für alle 46 vorselektierten Einzugsgebiete 137

Abbildung 7-16: Zur Validierung der modellierten Grundwasserneubildung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete 138

Abbildung 7-17: Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen (1981-2010) für alle 36 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete 139

Abbildung 8-1: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF) 140

Abbildung 8-2: Atmosphärische N-Deposition 141

Abbildung 8-3: Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden.....142

Abbildung 8-4: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden.....143

Abbildung 8-5: Denitrifikationsverluste im Boden.....144

Abbildung 8-6: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zu den N-Einträgen 145

Abbildung 8-7: N-Austrag aus dem Boden.....146

Abbildung 8-8: N- Austräge in die Oberflächengewässer durch direkte N-Deposition auf Gewässerflächen.....147

Abbildung 8-9: N- Austräge in die Oberflächengewässer über Erosion.....148

Abbildung 8-10: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung.....149

Abbildung 8-11: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 150

Abbildung 8-12: N-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss 151

Abbildung 8-13: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung 152

Abbildung 8-14: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers 153

Abbildung 8-15: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer.....154

Abbildung 8-16: Für Ableitung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser verwendete Messstellen 156

Abbildung 8-17: Am Beispiel des Parameters Eisen für das Jahr 2010 in der hydrogeologischen Einheit „Buntsandstein“ durchgeführte Verfahrensschritte der

Interpolation und Vorprozessierung zur Ableitung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser 156

Abbildung 8-18: Am Beispiel des Parameters Eisen für das Jahr 2010 durchgeführte Verfahrensschritte der räumlichen Zusammensetzung, Medianbildung und Reklassifizierung zur Ableitung des Nitratabbauvermögens 157

Abbildung 8-19: Verfahrensschritt der Auffüllung methodenbedingter Fehlflächen mit zonalen Klassen-Mittelwerten jeder hydrogeologischen Einheit jedes Parameters 158

Abbildung 8-20: Einstufung der regionalisierten Konzentrationsbereiche der Einzelparameter in Denitrifikationsklassen in Sachsen-Anhalt 158

Abbildung 8-21: Nitratabbauvermögen und Halbwertszeiten der Denitrifikation des oberen Grundwasserleiters für Sachsen-Anhalt 159

Abbildung 8-22: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss 160

Abbildung 8-23: Schematische Darstellung des Verfahrens zur Bestimmung des denitrifizierten Nitrats in den Zustrombereichen der Grundwassermessstellen mit N2/Ar-Messungen 162

Abbildung 8-24: Vergleich des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser im Zustrombereich der N2/Ar-Messstellen mit dem mit der N2/Ar-Methode ermittelten Nitratabbau (oben) und Lage der N2/Ar-Messstellen mit Darstellung der Übereinstimmung von modellierten und beobachteten Werten als Abweichung nach Klassen (unten) 163

Abbildung 8-25: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 164

Abbildung 8-26: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen 166

Abbildung 8-27: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Oberflächengewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter 167

Abbildung 8-28: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung 168

Abbildung 8-29: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle 169

Abbildung 8-30: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen 170

Abbildung 8-31: N-Einträge in die Gewässer von Sachsen-Anhalt aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden 171

Abbildung 8-32: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter 171

Abbildung 8-33: Verwendete Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der N-Frachten 174

Abbildung 8-34: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Quellen 174

Abbildung 8-35: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK 175

Abbildung 8-36: Anteil diffuser Quellen an der N-Gesamtbelastung pro OWK 176

Abbildung 8-37: Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK 176

Abbildung 9-1: Modellierte mittlere P-Einträge über Dränagen 177
Abbildung 9-2: Modellierte mittlere P-Einträge über Grundwasser....178
Abbildung 9-3: Modellierte mittlere P-Einträge über Zwischenabfluss....179
Abbildung 9-4: Modellierte mittlere P-Einträge über Wassererosion 180
Abbildung 9-5: Modellierte mittlere P-Einträge über Abschwemmung....181
Abbildung 9-6: Mittlerer jährlicher P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen 182
Abbildung 9-7: Mittlerer jährlicher P-Eintrag in die Oberflächengewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter 184
Abbildung 9-8: P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung 185
Abbildung 9-9: P-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle....185
Abbildung 9-10: P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen 186
Abbildung 9-11: P-Einträge in die Gewässer von Sachsen-Anhalt aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden 187
Abbildung 9-12: Prozentualer Anteil der P-Einträge in die Vorfluter....187
Abbildung 9-13: Verwendete Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der P-Frachten....189
Abbildung 9-14: Validierung der modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer....190
Abbildung 9-15: Prozentualer Anteil von Punktquellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper 191
Abbildung 9-16: Prozentualer Anteil diffuser Quellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper 192
Abbildung 9-17: Quelle des P-Eintrags, der pro OWK den größten Anteil am Gesamteintrag ausmacht....192
Abbildung 9-18: Zustandsbewertung für o-PO_4-P und modellierte flächenbezogene P-Belastung 193
Abbildung 9-19: Zustandsbewertung für P_{ges} und modellierte flächenbezogene P-Belastung 194
Abbildung 10-1: Lage der Grundwasserkörper in Sachsen-Anhalt, die wegen zu hoher Nitratgehalte 2020 nicht im guten Zustand waren....195
Abbildung 10-2: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (alle Quellen) 199
Abbildung 10-3: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2010 bis 2020 mit Mittelwerten 2020 in Sachsen-Anhalt....201
Abbildung 10-4: Schematische Darstellung eines aus einer Grundwasserdruckfläche abgeleiteten Anstrombereichs einer Grundwassermessstelle....202

Abbildung 10-5: Median gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser 2016 bis 2020 für 159 präselektierte Grundwassermessstellen und flächenhaft modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser.....204

Abbildung 10-6: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser 205

Abbildung 10-7: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser unterschieden nach den Hauptlandnutzungsarten „Acker“ (oben links), „Wald“ (unten rechts), „Grünland“ (unten links) und „Sonstige“ (oben rechts) 206

Abbildung 10-8: Maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Einträge in den Boden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen 208

Abbildung 10-9: N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L für die Grundwasserkörper in „schlechtem Zustand“ 209

Abbildung 10-10: Häufigkeitsverteilung des N-Minderungsbedarfs Landwirtschaftsflächen zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L für Grundwasserkörper in „schlechtem Zustand“ 210

Abbildung 10-11: Installierte elektrische Leistung im Basisjahr und in der Baseline-Projektion Quelle: (Zinnbauer et al., 2022) 212

Abbildung 10-12: Mit Nitrat belastete Gebiete nach §13a DüV 214

Abbildung 10-13: regionalisierte Nmin-Werte 216

Abbildung 10-14: N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für das Szenario „Baseline (2027) + DÜV (NMin).....217

Abbildung 10-15: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline + DÜV) 218

Abbildung 10-16: N-Minderungsbedarf für das Szenario „Baseline (2027) + DÜV (NMin) für die Grundwasserkörper mit Handlungsbedarf.....219

Abbildung 11-1: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter Gesamtphosphor ..221

Abbildung 11-2: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter NH_4-N 223

Abbildung 11-3: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter N_{anorg} 223

Abbildung 11-4: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter Gesamtstickstoff ...224

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Redox-Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Obermann (1981), Leuchs (1988), DVWK (1992), Hannapel (1996), Hölting (1996); Heidecke et al. (2016), Ackermann et al. (2016), Wendland et al. (2014; 2015), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel & Wendland (1999), Wendland (1992))....48

Tabelle 3-2: Klassifizierung der fünf Redoxparameter 50

Tabelle 3-3: Reaktionskinetik der Denitrifikation im Aquifer nach Böttcher et al. (1989), van Beek (1987), Walther et al. (2003), Pätsch et al. (2003), Uhlig et al. (2010), Merz et al. (2009), Heidecke et al. (2015), Ackermann et al. (2015), Wendland et al. (2014), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel & Wendland (1999), Wendland (1992) 50

Tabelle 4-1: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe 57

Tabelle 4-2: Landbedeckungen nach LBM 2015 (BKG 2021) 66

Tabelle 4-3: Ergebnis des Tests auf Normalverteilung Shapiro-Wilk (Signifikanz kleiner als 0,05 deutet auf eine Nicht-Normalverteilung hin) 68

Tabelle 4-4: Ergebnis des Kruskal-Wallis-Tests für die dominanten Landbedeckungen 68

Tabelle 4-5: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos) 71

Tabelle 5-1: Übersicht der verwendeten Datengrundlagen zur Ableitung von N- und P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern....73

Tabelle 5-2: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen....80

Tabelle 6-1: Datengrundlagen und Datenquellen für das Model mGROWA....82

Tabelle 6-2: Häufigkeitsverteilung der Landbedeckungsgruppen....88

Tabelle 6-3: Auf der Grundlage der Hydrogeologischen Karte 1:400.000 Sachsen-Anhalt neu definierte Bezugseinheiten 91

Tabelle 6-4: Nutzbarer Hohlraumanteil in Festgesteinen 93

Tabelle 6-5: Zuordnung der Landbedeckung nach Landbedeckungsmodell LBM-DE2015 zu den in der BOREL-Datenbank gegebenen 6 Landnutzungstypen....102

Tabelle 6-6: Anzahl der Messwerte pro Parameter und Messstelle (2010 – 2020) 118

Tabelle 8-1: Anzahl der für die Ableitung des Nitratabbauvermögens verwendeten Messwerte und Messstellen je Redoxparameter (2010 – 2020) 155

Tabelle 8-2: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen.165

Tabelle 8-3: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen.166

Tabelle 8-4: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen 167

Tabelle 9-1: P-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen . 182

Tabelle 9-2: P-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen . 183

Tabelle 10-1: Abschläge für die Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat nach DüV .. 215

Tabelle 11-1: Anpassung des P_{ges}-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5 in den P-Handlungsgebieten 220

Tabelle 11-2: Maßnahmenplanung des NH_4-N-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5 222

Tabelle 11-3: Maßnahmenplanung des Nanorg-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5 222

1 Einleitung, Zielsetzung und Arbeitsschritte

Im Jahr 2014 wurde das Projekt „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA- WEKU/ DENUZ- MEPhos“ (Kuhr et al., 2014) abgeschlossen.

Weiterführende Arbeiten danach waren insbesondere die Aktualisierung der Modelleingangsdatenbasis

- aus dem Abwasserbereich,
- der Erosionsbedingte P(N)-Austrag in die Fließgewässer und
- die Erarbeitung bodenkundlich- hydrogeologischer Datengrundlagen zur Ermittlung der Verweilzeiten des Sickerwassers in den GW-Deckschichten.

Aktualisierte Daten kommen weiterhin aus der „regionalisierten Quantifizierung landwirtschaftlicher Stickstoffflächenbilanzen mit dem Modell RAUMIS“ und aus dem aktuellen PINETI-III-Datensatz zur Luftdeposition des UBA. Erreicht wurde auch eine starke Erweiterung des Datenumfanges der Grundwasserüberwachung, u.a. durch Ermittlungen in schlechten GWK und dem Aufbau eines Milieumessnetzes, einschließlich Stickstoff/Argon-Untersuchungen zur Klassifizierung des Nitratabbauvermögens im Aquifer. Zur Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Gesamt- N- und P-Einträge in die Gewässer stehen aktualisierte Datenbestände aus dem Gewässermonitoring 2014- 2019 zur Verfügung.

Ziel des Projektes ist es, das Nährstoffmodell Sachsen-Anhalt auf Basis von aktualisierten und räumlich höher aufgelösten Modelleingangsdaten zu aktualisieren. Über die zeitliche Fortschreibung hinaus, sollen weiterentwickelte Einzelmodule verwendet werden. Im Einzelnen sollen die folgenden Teilziele erreicht werden:

a.) mGROWA-Modellierung für die hydrologische Periode 1981-2010 und Ausweisung der relevanten Eintragspfade für Nährstoffe (Abflusskomponenten) unter Verwendung der verbesserten bodenkundlichen und hydrogeologischen Modelleingangsdaten

b.) Modellierung der aktuellen N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über alle diffusen und punktförmigen Eintragspfade/ Aktualisierung Informationssysteme Stickstoff und Phosphor unter Einbeziehung:

   - der mit RAUMIS neu berechneten landwirtschaftlichen Modelleingangsdaten (disaggregierte N-Bilanzen mit dem Modell RAUMIS),
   - eines stark erweiterten Grundwassergütedatenbestandes als Voraussetzung für eine verbesserte regionale Ausdifferenzierung des Nitratabbaupotentials im Grundwasser, insb. im Lockergesteinsbereich.
   - des stark erweiterten Fließgewässerdatenbestandes für eine verbesserte räumlich repräsentativere Plausibilitätsüberprüfung der modellierten punktuellen und diffusen Einträge in die Oberflächengewässer.

c.) Aktualisierung der Informationssysteme für Stickstoff und Phosphor.

d.) Verbesserten Abschätzung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone (Boden und Grundwasserdeckschichten) und der Fließzeiten des Grundwassers im Aquifer auf Basis der verbesserten bodenkundlichen und hydrogeologischen Modelleingangsdaten.

e.) modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten für die Schutzziele Grundwasser und Oberflächengewässer:

- Im Bereich der diffusen N- Einträge Szenarioanalysen zur Auswirkung von landwirtschaftlichen N- Minderungsmaßnahmen
- Im Bereich der punktuellen Einträge Prognose anlagenbezogener Maßnahmen.

Der hier vorgelegte Endbericht baut auf dem 2. Zwischenbericht mit dem Stand 15.01.2022, auf. Schwerpunkt der folgenden Kapitel 2 – 5 ist die Beschreibung der Modellansätze. In Kapitel 2 ist der mGROWA-Modellansatz zur Wasserhaushaltsmodellierung bzw. zur Ermittlung der N- und P-Eintragspfade beschrieben. Kapitel 3 dient der Beschreibung des DENUZ/WEKU-Modellansatzes zur Abbildung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und in die Vorfluter, Kapitel 4 beschreibt analog den Modellansatz zur P-Modellierung. In Kapitel 5 werden anschließend die Modellansätze zur Modellierung der punktförmigen N- und P-Einträge bzw. der der N- und P-Einträge aus urbanen Systemen vorgestellt. In Kapitel 6 sind die aktualisierten Eingangsdatensätze der Modellierung beschrieben. In Kapitel 7 sind die Endergebnisse zur Wasserhaushaltsmodellierung dargestellt. Im folgenden Kapitel 8 werden die Endergebnisse zur status-quo N-Modellierung zusammengefasst. Entsprechende Ergebnisse sind in Kapitel 9 für die status-quo P-Modellierung dargestellt. In Kapitel 10. sind der Modellansatz und die Ergebnisse zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs beschrieben. In Kapitel 11 sind die Ergebnisse von Szenario-Berechnungen für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen sowie zur Erreichung des Umweltziels für das Grundwasser dargestellt. Der Bericht schließt in Kapitel 12 mit einer Zusammenfassung und in Kapitel 13 mit einer Zusammenstellung der zitierten Literatur.

2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, so dass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis in den Vorfluter eingetragen werden oder über den grundwasserbürtigen Abfluss, durch den Nährstoffe den Vorfluter mit großer Zeitverzögerung erreichen. Während des Transports des Nitrats durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat werden Phosphorverbindungen unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphorverbindungen werden häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form in nur ganz geringen Mengen ins Grundwasser und die Vorfluter eingetragen. Phosphorverbindungen aus der Landwirtschaft gelangen daher in der Regel über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abschwemmung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, so dass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattgefunden konnte.

Die räumlich hoch aufgelöste Simulation der hydrologischen Verhältnisse ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen

Die gesamte aus einer Landschaft abfließende Wassermenge lässt sich aus der Wasserbilanzgleichung herleiten:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \qquad \text{Gl. 2-1}$$

mit	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N	=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}	=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS	=	Vorratsänderung	(mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung (ΔS) vernachlässigt werden. Der ***Gesamtabfluss*** entspricht damit nach DIN 4049-1 (1994) der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile (siehe Abbildung 2-1) aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

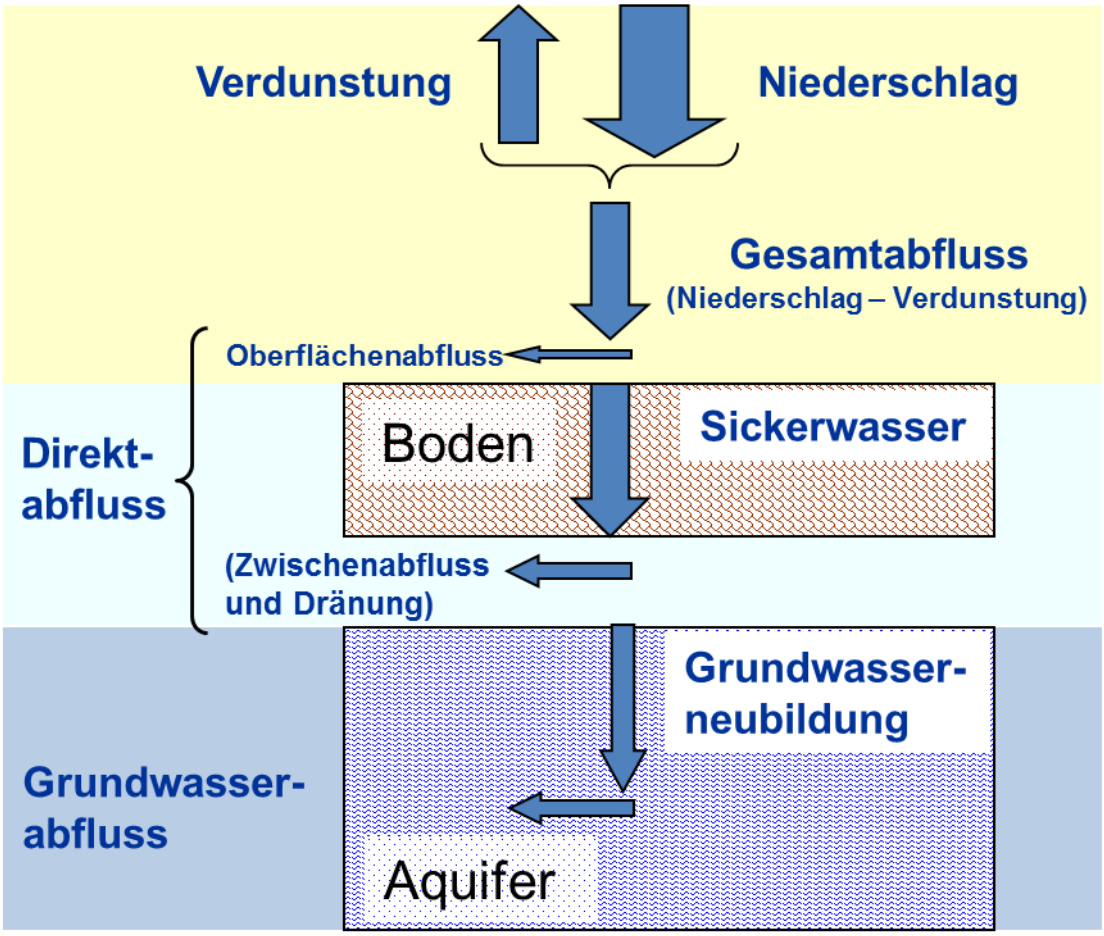


Abbildung 2-1: Die Komponenten des Abflusses

Als ***Oberflächenabfluss*** wird nach DIN 4049-3 (1994) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt. Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner u. Liebscher, 1996). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das in den Boden infiltrierte Wasser **(*Sickerwasser*)** gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als ***natürlicher Zwischenabfluss*** bezeichnet und wird in DIN 4049-3 (1994) als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit

des natürlichen Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsameres Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner u. Liebscher 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränsystemen (Rohrdränagen, Grabendränagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränsysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. ***Dränabfluss*** und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide dem Direktabfluss zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen wird in der DIN 4049-3 (1994) als ***Direktabfluss*** bezeichnet. Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt.

Nach DIN 4049-3 (1994) bezeichnet der Begriff der ***Grundwasserneubildung*** den Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Sickerwassermenge an der Untergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche statt. Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als ***Basisabfluss*** wird nach DIN 4049-1 (1994) der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die mit der Grundwasserneubildung in den Grundwasserraum eingetragen werden. Dieses Wasser bewegt sich als ***grundwasserbürtiger Abfluss*** dem hydraulischen Potential folgend dem Vorfluter zu.

Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleichbleibend, so dass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4049-1 (1994) der Grundwasserneubildung. Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterteilen den Basisabfluss in einen „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und einen „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \qquad \text{Gl. 2-2}$$

mit	Q_{gw}	=	mittlere Grundwasserneubildungsrate	(mm/a)
	N	=	mittlere Niederschlagshöhe	(mm/a)
	ET_{real}	=	mittlere reale Verdunstungshöhe	(mm/a)
	QD	=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)

2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Nach der Definition in Kapitel 2.1 gehört der Oberflächenabfluss zu den Direktabflusskomponenten. Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen oft mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse war eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird (US Soil Conservation Service, 1972):

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot \left(N_{Jahr} - 500\right)^{1,65} \qquad \text{Gl. 2-3}$$

mit:	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Ob und in welchem Umfang der auf einer Rasterzelle gebildete Oberflächenabfluss ein Oberflächengewässer erreicht, hängt noch von einer Reihe weiterer Einflussfaktoren ab. Hierzu zählen z.B. die Landnutzung, die Hangneigung und die Anbindung der Einzelflächen an das Gewässernetz.

2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA

Die Simulation der hydrologischen Situation erfolgt basierend auf dem mGROWA-Modell, welches am Forschungszentrum Jülich im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „KLIMZUG“ (Herrmann et al., 2013; Herrmann et al., 2014a,b) sowie des EU-Projects CLIMB „Climate induced changes on the Hydrology of Mediterranean Basins“ (Herrmann et al., 2016a; Ehlers et al., 2016) zur Simulation des Wasserhaushalts und zur Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf die regional verfügbaren Wasserressourcen entwickelt wurde.

Im Rahmen verschiedener Projekte wird mGROWA seitdem kontinuierlich weiterentwickelt und erweitert, z.B. zur Simulation der möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen (Herrmann et al., 2017a), zur expliziten Ausweisung der nachhaltig nutzbaren Grundwassermenge in NRW (Herrmann et al., 2015), zur Ermittlung des Beregnungsbedarfs in der Metropolregion Hamburg (Herrmann et al., 2016b), zur expliziten Ausweisung des Abflussgeschehens im alpinen Raum Sloweniens (Herrmann et al., 2017b) sowie im Hinblick auf die Ausweisung der relevanten Eintragspfade für Nährstoffe in den Bundesländern NRW und Rheinland-Pfalz sowie im AGRUM-DE-Projekt.

mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration, und der Abflusskomponenten Zwischenabfluss, Abfluss aus Drainagen, urbaner Direktabfluss und Grundwasserneubildung in Modellgebieten beliebiger Größe (wenige km² bis >100.000 km²), vgl. Abbildung 2-2. Im Sinne von Becker und Serban (1990) handelt es sich um ein *deterministic conceptual distributed grid based hydrologic model*.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration wird bei der mGROWA-Modellierung im Rahmen der Datenaufbereitung abgebildet, und in der Simulation als Modellinput verwendet. Für die Modellierungen in Sachsen-Anhalt werden Klimadaten aus dem Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen bodenkundlichen, topografischen, geologischen Verhältnisse werden für die mGROWA-Modellierung die räumlich höchst-aufgelösten auf Länderebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in zwei Stufen (Abbildung 2-2), der Simulation der Abflussbildung im Boden in Tagesschritten folgt eine Abflussseparation in Monatsschritten. In der prozessorientierten ersten Stufe wird in Tagesschritten die tatsächliche Evapotranspiration eta von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des Sickerwasserabflusses q_t aus dem Boden flächendifferenziert berechnet. Die Berechnung erfolgt für die Oberflächentypen ***Boden mit Vegetation***, ***versiegelte Fläche*** und ***freie Wasseroberfläche*** mit einer jeweils an die spezifische Wasserspeicherfähigkeit angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen).

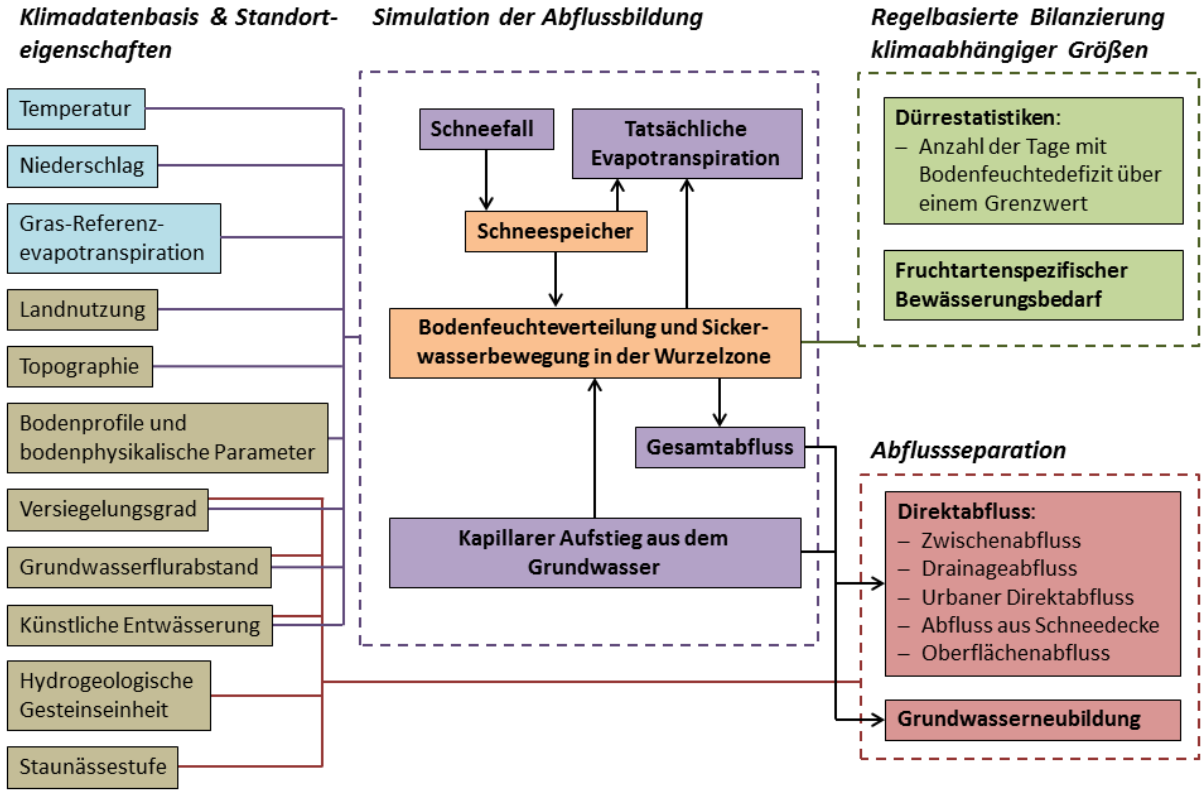


Abbildung 2-2: mGROWA-Modellkonzept

Durch die Abflussseparation wird der Sickerwasserabfluss aus dem Boden in die Grundwasserneubildung und die Direktabflusskomponenten urbaner Direktabfluss, Zwischenabfluss und Dränabfluss aufgeteilt. Weitere Funktionalitäten des mGROWA-Modells, z.B. zur Ermittlung eines fruchtartenspezifischen Bewässerungsbedarfs oder die Erstellung von Dürrestatistiken, kommen in Sachsen-Anhalt nicht zum Einsatz.

2.3.1 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente

Die innerhalb einer diskreten Zeitspanne durch die verschiedenen Prozesse des Wasserkreislaufs in einem diskreten Modellelement des Modellraumes bewegte Wassermenge wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gl. 2-4) bilanziert:

$$p + q_{in} = et_a + q_t + (s_2 - s_1) \qquad \text{Gl. 2-4}$$

Hierbei ist p der Niederschlag, q_{in} die dem Modellelement zugeströmte Wassermenge (z.B. durch kapillaren Aufstieg), et_a die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration, q_t der gesamte gebildete Abfluss von diesem Modellelement, s_1 der Speicherfüllstand zu Beginn und s_2 der Speicherfüllstand am Ende der Zeitspanne. Die linke Seite der Gleichung umfasst alle Volumenströme in ein Modellelement hinein, die rechte Seite alle Volumenströme aus diesem heraus sowie die Veränderung der im Modellelement gespeicherten Wassermenge, z.B. der Bodenfeuchte oder des Niederschlagswassers auf

versiegelten Flächen. Alle in den folgenden Absätzen beschriebenen Gleichungen und Verfahren dienen dazu, die einzelnen Größen der Wasserhaushaltsgleichung zu simulieren. Mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung wird sichergestellt, dass bei der großräumigen Simulation des Wasserhaushalts auf allen Rasterzellen (Modellelementen) des Untersuchungsgebietes keine methodischen Bilanzfehler auftreten.

2.3.2 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung

Als wesentliche Größe der Wasserhaushaltsgleichung muss die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration flächendeckend berechnet werden. Die im Wasserhaushaltsmodell mGROWA realisierte Berechnung erfolgt für einzelne Tage auf Basis der sogenannten Gras-Referenzevapotranspiration et_0, eines landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktors k_{LN}, einer Funktion $\mathrm{f}(\beta,\gamma)$ zur Berücksichtigung der Hangexposition und -neigung sowie einer Speicherfunktion $\mathrm{f}(\mathrm{s})$ zur Berücksichtigung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassermengen nach Gl. 2-5:

$$et_a = et_0 \cdot k_{LN} \cdot f(\beta,\gamma) \cdot f(s) \qquad \text{Gl. 2-5}$$

Die Gras-Referenzevapotranspiration als grundlegende Größe wird mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (z.B. Allen et al., 1998; Allen et al., 1994; ATV-DVWK, 2002; Monteith, 1965). Diese Gleichung bildet den physikalischen Prozess der Verdunstung auf Grundlage der meteorologischen Eingangsgrößen sowie standortspezifischer Oberflächen- und Pflanzenparameter ab (Albedo, aerodynamischer Verdunstungswiderstand, Bestandeswiderstand). Mit ihrer Hilfe ist eine Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration möglich, ohne dass weitgehende empirische Annahmen einfließen müssen. Die Gras-Referenzevapotranspiration ist das Ergebnis der Penman-Monteith-Gleichung für eine standardisierte Gras-Oberfläche bei gegebenen verdunstungsrelevanten meteorologischen Größen. Für eine von den Referenzbedingungen abweichende Landoberfläche und die darauf befindliche abweichende Vegetation können mit Hilfe der landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktoren die entsprechenden Parameter der Penman-Monteith-Gleichung angepasst werden, sodass sich aus der Gras-Referenzevapotranspiration für beliebige Oberflächen eine tatsächliche Evapotranspiration ableiten lässt.

Verdunstungsfaktoren für einzelne Feldfrüchte (z.B. Allen et al., 1998; Dommermuth & Trampf, 1990; DVWK, 1996; Engel et al., 2012) oder auch Landnutzungsklassen (z.B. ATV-DVWK, 2002) sind vielfach publiziert worden. Aufgrund des Wachstums der Vegetation verändern sich die Albedo, die Bestandshöhe sowie die verdunstungsrelevanten Widerstandswerte und es resultiert für die meisten Landoberflächen ein Jahresgang der Verdunstungsfaktoren. Für die Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA steht zur Berücksichtigung des Einflusses der Vegetation das ATKIS® Basis-DLM des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) zur Verfügung.

In den für große Modellgebiete (z.B. ganze Bundesländer) verfügbaren Datengrundlagen fehlen jedoch detaillierte Informationen zur Fruchtfolge auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Aus diesem Grund muss auf eine feldfruchtspezifische Verdunstungssimulation verzichtet werden, obwohl diese prinzipiell mit mGROWA möglich ist. Für die durchgeführten Simulationen des Wasserhaushalts werden die Objektarten des DLM in Landnutzungsklassen eingeordnet. Für diese Klassen und die Einzelmonate des Jahres sind landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren verfügbar.

Bei der Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung wird eine ebene Landoberfläche vorausgesetzt. Im Gegensatz zu dieser erhalten Hangflächen jedoch, abhängig von ihrer Neigung und Exposition, einen veränderten Energieeintrag durch die einfallende Strahlung. Die Verdunstung ist auf nördlich ausgerichteten Hängen kleiner und auf südlich ausgerichteten Hängen größer als auf einem vergleichbaren Standort in der Ebene. Aus diesem Grund muss eine Korrekturfunktion (Gl. 2 -6) berücksichtigt werden. Kunkel und Wendland (1998) haben diese Korrekturfunktion auf Basis der Untersuchungen von Golf (1981) ermittelt (vgl. Abbildung 2-3).

$$f(\beta,\gamma) = (1{,}605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\beta - 90) - 2{,}5 \cdot 10^{-4}) \cdot \gamma + 1 \qquad \text{Gl. 2-6}$$

Hierin sind β die Hangexposition gegenüber Nord und γ die Hangneigung (jeweils in °).

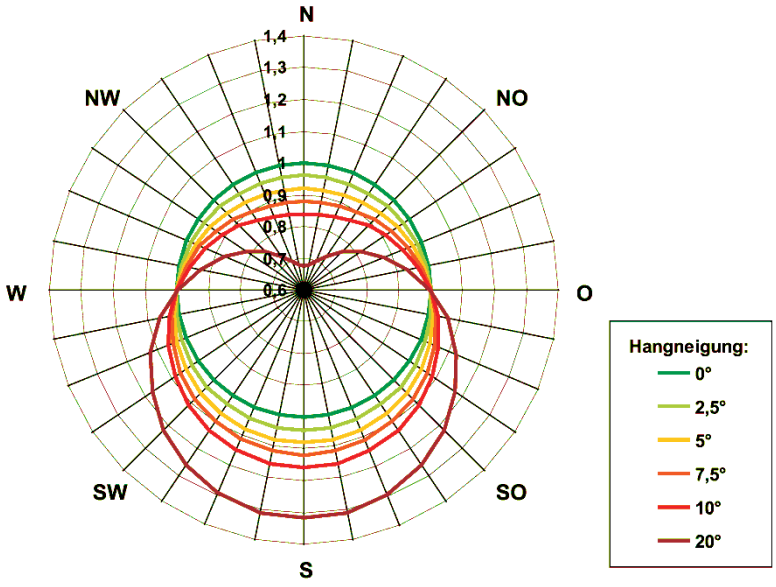


Abbildung 2-3: Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen

Mit dem letzten Faktor in Gl. 2-5 wird die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Wassermenge berücksichtigt. Die Funktion $f(s)$ ist für die verschiedenen Standorttypen:

- Standorte mit Vegetation,
- versiegelte Standorte und
- freie Wasseroberflächen

unterschiedlich definiert und wird in den nächsten Abschnitten erläutert.

2.3.3 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation

Die Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation und damit des für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassers erfolgt im Modell mGROWA auf Basis des von Engel et al. (2012) entwickelten Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAB. Dieses Modell dient in der Praxis zur feldfruchtspezifischen Berechnung des im Boden insgesamt gespeicherten Wassers, des pflanzenverfügbaren Wassers, der Sickerwasserrate und des Bewässerungsbedarfs auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Tagesschritten. Nach einer Anpassung der relevanten Parameter ist die Methodik prinzipiell für die Simulation des Bodenwasserhaushalts unter beliebigen Vegetationstypen verwendbar.

Die Berechnungsmethodik des Modells BOWAB wurde im Rahmen der Implementierung in mGROWA ergänzt und erweitert. Einerseits wurden wichtige Parameter für neue Vegetationstypen festgelegt. Andererseits wurde die Bilanzierung des kapillar aufsteigenden Wassers überarbeitet. Die Prozessschritte zur automatisierten Erzeugung und Parametrisierung der Modellgeometrie, zur Bilanzierung des im Bodenprofil gespeicherten und sich bewegenden Wassers, zur Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration, der Sickerwasserbewegung sowie der kapillar aufsteigenden Wassermengen sind z.B. in Herrmann et al. (2013) und Herrmann et al. (2014c) detailliert erläutert.

Auf grundwasserbeeinflussten Böden erfolgt die Wasserversorgung der Vegetation aus dem im Wurzelraum gespeicherten und dem von der Grundwasseroberfläche kapillar aufsteigenden Wasser. Das in diesen Böden kapillar aufsteigende Wasser stellt quasi eine Grundwasserzehrung dar. Im Modell mGROWA ist der Grundwasserflurabstand eine Randbedingung und kann variabel als Jahresgang in Monatsschritten vorgegeben werden. Abbildung 2-4 zeigt schematisch die mit dem Jahresgang des Grundwasserflurabstandes in Verbindung stehenden Prozesse.

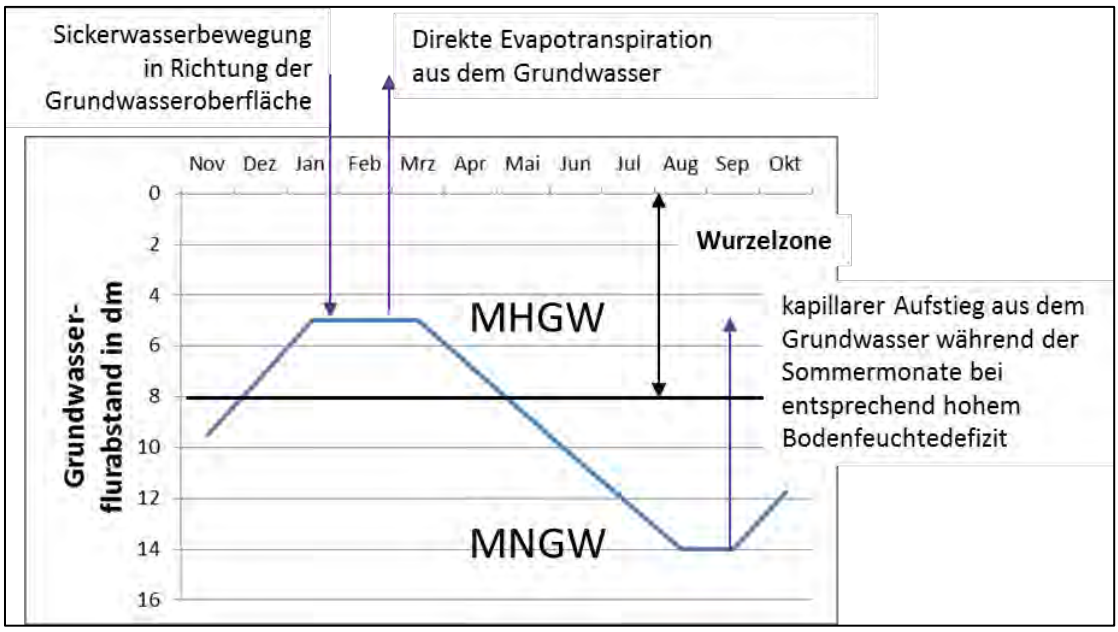


Abbildung 2-4: Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers

Als Datenbasis zur Berechnung des Jahresganges des Grundwasserflurabstandes dient die Information zur Grundwasserstufe aus Bodenkarten. Den Grundwasserstufen können mittlere Hoch- und Niedrigstände des Grundwassers (MHGW und MNGW) zugewiesen werden, die jeweils den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers begrenzen. Auf Basis dieser Werte können flächendeckend monatliche Grundwasserflurabstände mit dem in Engel et al. (2012) für das Modell BOWAB vorgeschlagenen Algorithmus interpoliert werden. Diese Vorgehensweise erlaubt die Abbildung der Aktivierung landwirtschaftlicher Drainagesysteme mit hohen Drainageabflüssen während des Winterhalbjahres. Abbildung 2-5 zeigt, wie die Grundwasserdrainagen im Modell den Jahresgang der Randbedingung Grundwasserflurabstand beeinflussen.

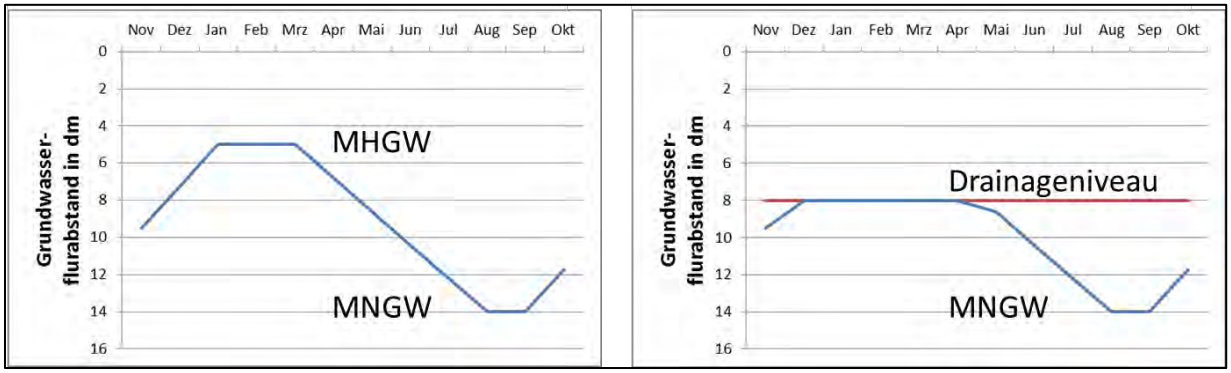


Abbildung 2-5: Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstand in Verbindung mit Drainagen. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers

2.3.4 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen

Auf den versiegelten Flächen der urbanen Räume – z.B. Asphaltflächen, Dachflächen mit Entwässerung, Straßenpflaster – ist der Betrag der Verdunstung ebenfalls abhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge. Im Gegensatz zum Boden kann von den versiegelten Flächen jedoch nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche auch gespeichert werden kann. Auf typischen versiegelten Flächen urbaner Räume kann etwa 1 mm Regenwasser pro Tag gespeichert bzw. verdunstet werden (abgeleitet aus Untersuchungen von Wessolek und Facklam, 1997). Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, bildet den Abfluss von versiegelten Flächen.

Für die Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration für Rasterzellen mit versiegelten urbanen und ruralen Flächen wird nicht auf das DLM als Datengrundlage aufgesetzt, weil dort nur zwei Versiegelungsklassen „dicht bebaute Fläche, > 80 % versiegelt“ und „locker bebaute Flächen und Siedlungen“ ausgewiesen sind. Stattdessen werden für die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration dieser Flächen die rasterbasierten Versiegelungsgrade (in %) verwendet, die von der European Environment Agency („High Resolution Layer Imperviousness, EEA 2012“) im 20 m Raster als flächendeckender europäischer Datensatz (Pan-European High Resolution Layer, HRL) zur Verfügung gestellt wird. Der Anteil der versiegelten Flächen wird dort durch den Versiegelungsgrad k_V angegeben. Urbane Flächen werden entsprechend ihres Versiegelungsgrades zwischen 0 und 100 % parametrisiert. Dadurch können viele Kombinationen aus individuellem Versiegelungsgrad *pi* (engl. percentage imperviousness) sowie Landnutzungs- und Vegetationstypen berücksichtigt werden. Auf den einzelnen Rasterzellen werden dann die mit der jeweiligen speziellen Simulationsmethodik einzeln berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit Hilfe des individuellen Versiegelungsgrades zusammengesetzt. Der auf dem versiegelten Anteil gebildete urbane Abfluss *qu* wird separat bilanziert und in der Abflussseparation weiterverarbeitet.

Im Modell mGROWA wird demzufolge auf urbanen Flächen der Verdunstungsprozess mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert und nachfolgend die resultierende Wasserbilanz für die entsprechenden Rasterzellen anhand des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses ermittelt.

2.3.5 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen

Auf freien Wasseroberflächen steht für den Evaporationsprozess immer ausreichend Wasser zur Verfügung. Die Speicherfunktion in Gl. 2-5 ist in diesem Fall als $f(s) = 1$ definiert. Die Korrekturfunktion $f(\beta, \gamma)$ nimmt ebenfalls den Wert 1 an, was dazu führt, dass die Evaporation nur durch die atmosphärischen Bedingungen gesteuert wird. An Tagen, an denen die tatsächliche Verdunstung den Niederschlag überschreitet, wird in der Bilanz Wasser aus dem Reservoir der Fläche entnommen. Diese entnommene Wassermenge hat ebenfalls den Charakter eines Modellinputs – die Wassermenge strömt quasi in den Bilanzraum ein – und wird für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes nach Gl. 2-7 bilanziert.

$$q_{in,i} = \begin{cases} et_{a,i}, & p_i = 0 \\ et_{a,i} - p_i, & p_i < et_{a,i} \\ 0, & p_i > et_{a,i} \end{cases} \quad \text{Gl. 2-7}$$

Gesamtabfluss wird von freien Wasseroberflächen an Tagen gebildet, an denen die Niederschlagshöhe die tatsächliche Evaporationshöhe überschreitet.

2.3.6 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten

Die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses (Interflow, Drainageabfluss, Abfluss von urbanen Flachen, Oberflächenabfluss) und die Grundwasserneubildung (Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser, DIN 4049-3) wird mit Hilfe von BFI-Werten (Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) vorgenommen. Hinter diesem Konzept steht die Prämisse, dass im langjährigen Mittel Basisabfluss und Grundwasserneubildung eines Einzugsgebietes gleichgesetzt werden können, wenn der gesamte Grundwasservorrat des Gebietes im langjährigen Mittel unverändert bleibt.

Durch BFI-Werte wird demnach ein konstanter Anteil des Gesamtabflusses ausgedrückt, der die gesamte ungesättigte Zone durchsickert, d. h. den Grundwasserleiter erreicht und dadurch zu Grundwasserneubildung transformiert wird. BFI-Werte wurden in Europa bereits vielfach flächendifferenziert für charakteristische Gebietseigenschaften bestimmt (z. B. Bloomfield et al., 2009; Ehlers et al., 2016; Haberlandt et al., 2001; Kunkel und Wendland, 2002; Panagopoulos et al., 2015; Tetzlaff et al., 2015; Wendland et al., 2003). Dieses impliziert, dass die Abflusskomponenten als relative Anteile an der Sickerwasserhöhe angegeben werden können. Die für die Separation verwendete Grundgleichung lautet:

$$q_{SW} = BFI \cdot q_{SW} + (1 - BFI) \cdot q_{SW} = q_r + q_d \quad \text{Gl. 2-8}$$

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist sechsstufig gegliedert (vgl. Abbildung 2-6).

Hierbei wird für den betreffenden Standort zunächst bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor, wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr und Tetzlaff (Kuhr, 2006; Tetzlaff et al., 2008) potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

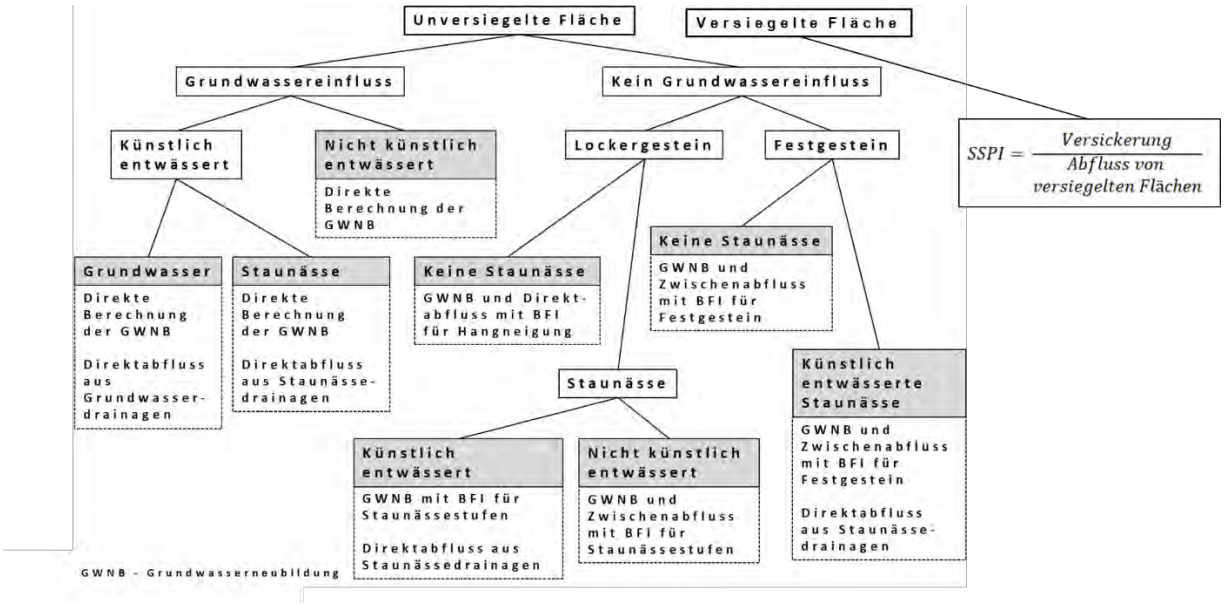


Abbildung 2-6: Hierarchisches Modell zur Abflussseparation in die Eintragspfade

Für unversiegelte Oberflächen wird als nächstes der Grundwasserflurabstand für die Aufspaltung des Gesamtabflusses in die Komponenten relevant. Auf ebenen grundwassernahen Standorten wird im Modell mGROWA in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert. Auf diesen Flächen findet kein relevanter Direktabfluss statt. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung. Durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann auf diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten jedoch auch eine Grundwasserzehrung einsetzen. Um diesen Wechselwirkungen Rechnung zu tragen, wird die sogenannte Netto-Grundwasserneubildung q_{rn} berechnet, die in den Monaten negative Werte annimmt, in denen der kapillare Aufstieg überwiegt. Darauf aufbauend kann durch Bildung der Jahressummen bestimmt werden, ob im mehrjährigen Mittel im Wasserwirtschaftsjahr netto eine Grundwasserzehrung stattfindet. Die entsprechende Rasterzelle ist dann Teil eines Zehrgebietes. Für den Fall, dass auf grundwassernahen Standorten Drainagen für eine zusätzliche Entwässerung und Absenkung der natürlichen Grundwasserstände sorgen, wird ein Drainageabfluss q_{drain} berechnet. Eine Drainage sorgt zusätzlich zum bereits beschriebenen Mechanismus der Grundwasserzehrung für eine reduzierte Grundwasserneubildung, vor allem in den Wintermonaten.

Auch staunasse Standorte können gegebenenfalls durch Drainagen künstlich entwässert sein. Auch in diesem Fall wird ein einsetzender Drainageabfluss bilanziert. Existiert auf einem Standort in der Lockergesteinsregion keiner der genannten Einflussfaktoren, so wird angenommen, dass das gesamte bilanzierte Sickerwasser als Grundwasserneubildung wirksam wird.

3 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Mit den Modellen RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nitratabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen.

Die Ausweisung der N-Einträge erfolgt in der Regel als Gesamtsumme in t/a N. Hierbei kann sowohl die Gesamtsumme über alle diffusen und alle punktförmigen N-Einträge dargestellt werden, als auch die Summen für jeden Einzelpfad. Bei den diffusen N-Einträgen wird zum Teil zusätzlich der N-Eintrag pro Flächeneinheit in kg/(ha·a) ausgewiesen, um einen flächenspezifischen Vergleich der Einträge zu ermöglichen. Alle diese Angaben sind immer auf die gesamte verlagerbare N-Menge bezogen, d.h. es wird in der Regel keine Unterscheidung in die verschiedenen N-Verbindungen vorgenommen. Vereinfachend wird weiterhin davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitratstickstoff (N) vorliegt.

Der Nitratstickstoff bezeichnet die Menge (Y) an Stickstoff, welche in der Menge (X) Nitrat vorhanden ist. Wenn also z.B. 100 mg NO_3/L vorliegen, dann bezeichnet der Nitratstickstoff (NO_3-N) die Menge an Stickstoff welche in den 100 mg NO3/L Nitrat enthalten ist. In dem genannten Beispiel wären das 22,58 mg NO_3-N. Der Umrechnungsfaktor von NO_3-N zu NO_3 ist 4,43, d.h. der NO_3-N-Gehalt * 4,43 ergibt den Nitratgehalt. Eine NO_3-N-Konzentration im Sickerwasser von 22,58 mg NO_3-N/L entspricht in diesem Sinne einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 22,58·4,43 mg/L = 100 mg NO3/L. Explizit als Nitrat (NO_3) wird nur die Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben, da diese einen Bezug zum Grundwassergrenzwert von 50 mg NO_3/L aufweist.

Um konsistent zu den oben genannten Einheiten der N-Einträge zu sein, erfolgt die Angabe der Denitrifikationsumsätze in Boden und Grundwasser ebenfalls in t N/a bzw. kg N/(ha a), d.h. diese Angaben sind daher ebenfalls auf den Nitratstickstoff-Gehalt (NO_3-N) bezogen. Gleiches gilt für die N-Einträge, die gekoppelt an die Komponenten des Abflusses über die verschiedenen Abflusskomponenten in die Vorfluter gelangen.

Abbildung 3-1 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Als relevante Stickstoffquellen wurden die vom Thünen-Institut mit dem Modell RAUMIS berechneten N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft sowie mit dem PINETI-3-Modell berechnete atmosphärische N-Depositionsraten berücksichtigt.

Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem mGROWA-Modell. Zur Ermittlung der diffusen N-Einträge werden die Modelle DENUZ (Kunkel u. Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997) mit dem RAUMIS-Modell verknüpft. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Ansätze zur Simulation der punktförmigen N- Einträge in die Oberflächengewässer gemeinsam mit den Ansätzen zur Ermittlung der punktförmigen P-Einträge beschrieben werden.

Aus dem Gesamtabfluss werden zunächst die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) und die Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Hauptaustragspfade für den N-Eintrag darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangen die N-Einträge mit unterschiedlicher Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer. Auf dem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat Abbauprozessen, durch die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird.

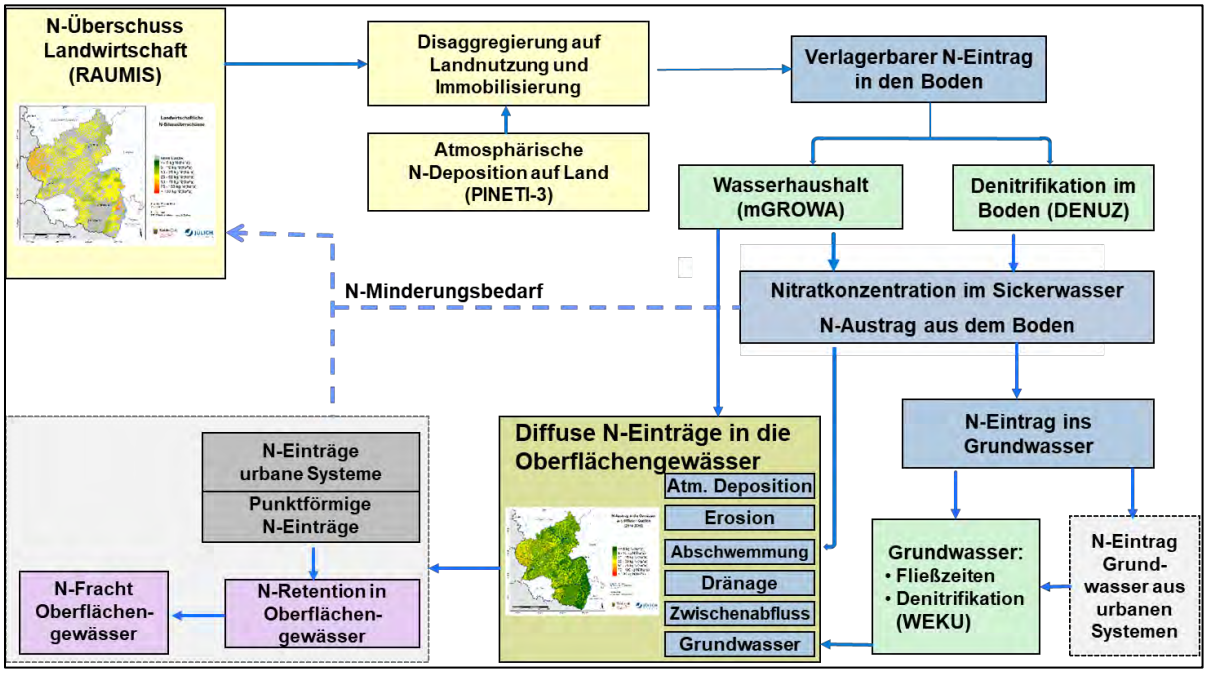


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU

Der Nitratabbau im durchwurzelten Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotentials in Boden vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs in modellhafter Annahme vernachlässigt wurde, sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss sowie über den Dränabfluss damit bereits an dieser Stelle bestimmt.

Zur Bestimmung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter wird zunächst der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bestimmt. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80% zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Aquifer gelangen.

Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter ausgewaschenen N-Mengen, ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland 1997; 2000; 2006; Wendland et al. 2004). Die WEKU-Modellierung beinhaltet eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im oberen Grundwasserleiter. Diese Verweilzeitenanalyse ist nicht nur für die Simulation der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer bedeutsam, sondern auch für die Prognose der zeitlichen und räumlichen Wirkung von Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen. Die Einstufung in reduzierte und oxidierte Aquifere erfolgt auf der Basis von Grundwassergütedaten.

Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer werden anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Nährstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden die N-Einträge über Regenwasserkanäle, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter,Kleinkläranlagen sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen.

3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische N-Deposition ist eine diffus wirkende N-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische N-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der N-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die N-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der N-Einträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden basierend auf den Ergebnissen einer deutschlandweiten N-Depositionsmodellierung aus der PINETI -Projektreihe (PINETI-3, Pollutant Input and EcosysTemImpact) nach Schaap et al. (2018) abgeleitet. Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z.B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft für das Bundesland vorliegenden N-Depositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff (Nitrat) mit dem Oberflächenabfluss (d.h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der N-Einträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus. Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis in die Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit spezifischen Standortbedingungen. Auf die Ableitung der Gebietskulisse zur Modellierung der Abschwemmung, die konsistent sein muss zur von der LLG vorgelegten Kulisse der Wassererosion (Kapitel 4.4), aber auch zur Modellierung der P-Einträge über Abschwemmung wird in Kapitel 4.5 eingegangen.

Für die identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe bestimmt. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der verlagerbaren N-Menge im Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Zur Modellierung des N-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Hierzu wurde von der LLG ein entsprechender Datensatz zur Verfügung gestellt.

Die Höhe der partikulären N-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in N_{ges} zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten wurden von der LLG als 50m-Raster für Ackerland und Dauergrünland Dr. Daniel Wurbs (LLG) am 27.9.2021 für dieses Projekt zur Verfügung gestellt (siehe Kapitel 6.12)

3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge

Bei der Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Boden und im Grundwasser sowie der Modellierung des N-Eintrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die Eintragspfade natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasser wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitrat vorliegt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Austräge aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N- Zufuhren (vor allem N-Überschüsse aus der RAUMIS-N-Bilanz und atmosphärische Deposition) minus den Denitrifikationsverlusten im durchwurzelten Bodenbereich. Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Die N-Immobilisierung ist im DENUZ-Modell ein Kalibrierparameter,

der sich eigentlich erst bei der Modellierung ergibt. In Sachsen-Anhalt ergab sich für Grünland für die N-Immobilisierung ein Wert von 50% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition. Für Laub- und Mischwald ergab sich für die N-Immobilisierung ein Wert von 10% und für Nadelwald von 20% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition.

3.5 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Ausmaß und Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem reduzierten Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Köhne u. Wendland, 1992; Kreins et al., 2010; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland et al., 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{max} \cdot \frac{N(t)}{N(t) + k} = 0 \qquad \text{Gl. 3-1}$$

mit:	N(t):	N-Austrag aus dem Boden nach der Verweilzeit t	[kg N/(ha·a)]
	t:	Verweilzeit im Boden	[a]
	D_{max}:	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha·a)]
	k:	Michaelis-Konstante	[kg N/(ha·a)]

Zur Bestimmung des N-Austrags aus dem Boden muss diese Differenzialgleichung numerisch gelöst werden. Hierzu ist neben der Verweilzeit im Boden, der D_{max}-Rate und der Michaelis-Konstante zusätzlich der verlagerbare N-Eintrag in den Boden, welcher den nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N- Zufuhren minus der im Boden festgelegten N-Menge entspricht, als Anfangsbedingung (N(t=0)) erforderlich.

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wurde nach dem Verfahren nach DIN 19732 aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (siehe auch Hennings, 2000; Müller u. Raissi, 2002):

$$t = \frac{nFK \cdot We}{Q_{Sw}} \qquad \text{Gl. 3-2}$$

mit:	t:	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	[a]
	Q_{sw}:	Sickerwasserrate	[mm/a]
	nFK:	nutzbare. Feldkapazität	[mm/dm]

We: effektive Durchwurzelungstiefe [dm]

3.6 Ankopplung der Nitrat-Austräge aus dem Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Die wenigen vorhandenen Freilanduntersuchungen zum Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs zeigen ein differenziertes Bild. Einige Autoren wiesen anhand von Nitrat-Tiefenprofiluntersuchungen auf norddeutschen, südniedersächsischen und westdeutschen Lößstandorten keinen nennenswerten Nitratabbau nach (Voss, 1985; Schulte-Kellinghaus, 1987; Heyder, 1993). Andererseits wurden in Untersuchungen auf Ackerstandorten tiefgründiger Lößstandorte in Süddeutschland hohe Denitrifikationsraten innerhalb der Sickerwasserdränzone erfasst (Maidl und Fischbeck, 1987; von Tucher, 1990; Funk et al., 1996). Laboruntersuchungen an zwei ausgewählten Lössstandorten in Sachsen-Anhalt (Cattau und Barnstädt) haben ebenfalls gezeigt, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften (mikrobiell verfügbarer Kohlenstoff, Vorkommen von Sulfiden, etc.) durchaus beachtliche Größenordnungen erreichen kann (LLG, 2017). Ein entscheidendes Kriterium für Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Bodenzone ist die Verfügbarkeit von mikrobiell nutzbarem Kohlenstoff, zumindest in Mikroräumen bei eingeschränkter Durchlüftung. Über die Herkunft von Kohlenstoff im Unterboden und dessen mikrobielle Verfügbarkeit liegen bisher nur wenige Erkenntnisse vor. Daher wurde auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten generell verzichtet.

Geht man davon aus, dass die N-Austräge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, d.h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des mGROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung / Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 20% über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) erfolgt, so bedeutet dies, dass 20% der N-Austräge aus dem Boden über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) in die Vorfluter gelangen. Umgekehrt bedeutet dies, dass 80% des Gesamtabflusses über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Auf diese Weise werden dann 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, ist also der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 2000; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

3.7 Modellierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Der im WEKU-Modell implementierte Berechnungsansatz zur Modellierung der Denitrifikation im Grundwasser entspricht der Reaktionskinetik, die von Böttcher et al. (1985; 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen bestimmt wurde. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden. Die Denitrifikation im Grundwasser hat also eine Reduzierung des Nitratgehalts exponentiell mit der Fließzeit im Grundwasser zur Folge:

$$N(t) = N_0 \times \exp(-k_n \times t) \qquad \text{Gl. 3-3}$$

mit:
- $N(t)$: Nitratgehalt im Grundwasser nach der Fließzeit im Aquifer [kg/ha·a]
- N_o: Anfangsgehalt des Nitrats im Grundwasser [kg/ha·a]
- t: Fließzeit des Grundwassers im Aquifer [a]
- k_n: Denitrifikationskonstante [a^{-1}]

Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Aus den Arbeiten von Böttcher im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a^{-1} ableiten (Böttcher et al., 1989), was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $kn \approx 0{,}17\ a^{-1}$, neuere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für kn zwischen 0,2 a^{-1} und 0,5 a^{-1} (Walther et al., 2003). Für reduzierte Aquifere in Rheinland-Pfalz wurde daher von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0{,}012\ a^{-1}$ für geringes Nitratabbauvermögen, ansteigend bis $k_n = 2{,}236\ a^{-1}$ für hohes Nitratabbauvermögen ausgegangen. Die zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer benötigten Größen sind:

- Ein dem Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss entsprechender N-Eintrag in den Aquifer resultierend aus dem N-Austrag aus dem Boden zuzüglich des N-Austrags aus Kanalleckagen unter der Bodenzone
- die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer
- das Nitratabbauvermögen im Aquifer
- die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer.

Die Methode zur Bestimmung der Nitrateinträge in den Aquifer wurde bereits im vorherigen Abschnitt ausführlich dargestellt. An dieser Stelle werden die Verfahrensweise zur Bestimmung der Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer bis Vorflutereintritt, die Methode zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens bzw. der Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer beschrieben.

3.7.1 Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer

Wie in Kunkel et al. (2020) ausgeführt, wurde das WEKU-Modell in Sachsen-Anhalt basierend auf einer aktuellen und räumlich hoch aufgelösten Modelleingangsdatenbasis im Bereich Hydrogeologie bereits als Einzelmodul weiterentwickelt. Die entsprechenden Datengrundlagen und Modellergebnisse wurden für die vorliegende Studie für die Simulation des Nitratabbaus im Grundwasserleiter übernommen. Im Folgenden wird in diesem Kapitel das WEKU-Modell beschrieben.

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle. Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können.

Für gesamte Bundesländer stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne detaillierte Tiefenauflösung zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 1999; Wendland, 1992; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und

makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilität der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 3-2 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

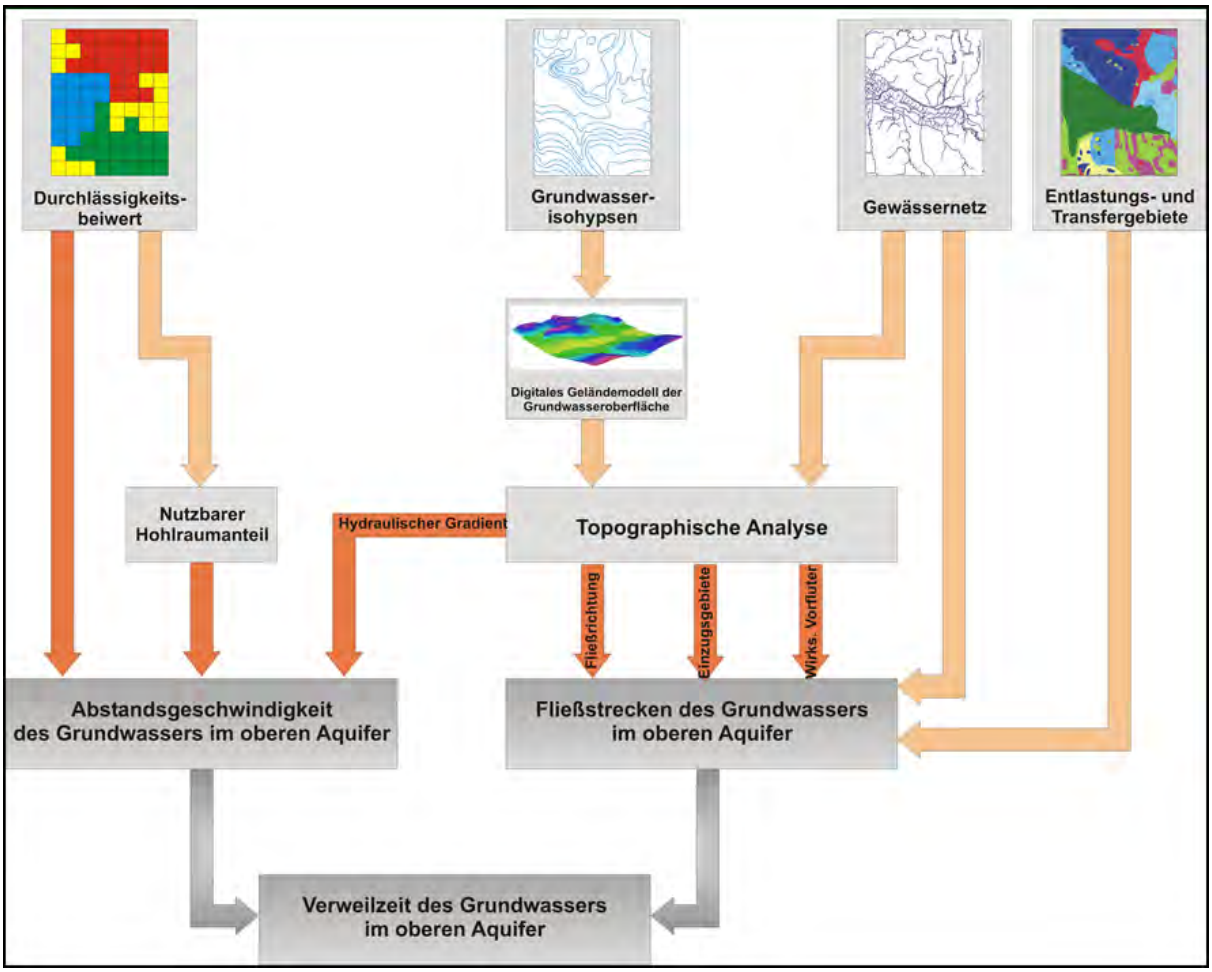


Abbildung 3-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet. Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil und der hydraulische Gradient:

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \vec{\nabla} j \qquad \text{Gl. 3-4}$$

mit:	v_a:	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f:	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
	n_f:	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
	∇j:	hydraulischer Gradient	(-)

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströmen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1999; Kuhr et al., 2014).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen nach Gl. 3-5 zunächst die Verweilzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird die Verweilzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})} \qquad \text{Gl. 3-5}$$

mit:	$t(r_0)$:	Verweilzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg	(s)
	$\vec{r}$:	Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg	(m)

Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die

Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 3-3 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt. Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Verweilzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort.

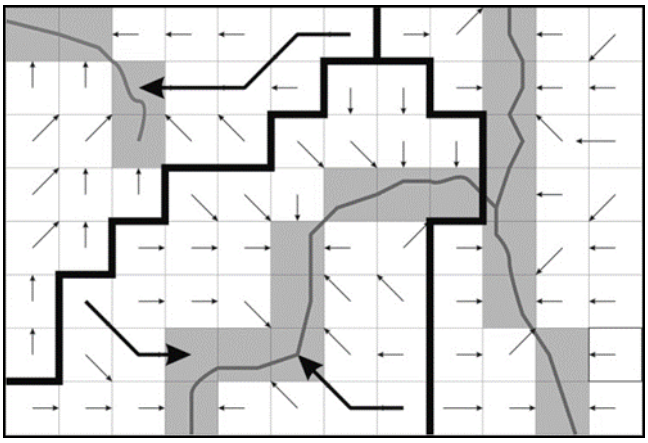


Abbildung 3-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft emporquillt. In landwirtschaftlich genutzten Regionen werden solche Gebiete häufig künstlich entwässert. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen, die von Manhenke et al. (2001) als Grundwasserentlastungsgebiete bezeichnet werden, zu unrealistisch hohen Grundwasserverweilzeiten führen. Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, so dass die Ermittlung von Grundwasserverweilzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier das versickerte Niederschlagswasser dort innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse in die Vorfluter einspeist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserfließzeiten geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass die berechneten Verweilzeiten sich immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende

Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

3.7.2 Indikatoren zur Einstufung der Denitrifikationsbedingungen im Aquifer

Gelangt Nitrat mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann nämlich auch im Aquifer über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Im Gegensatz zum Nitratabbau im Boden ist der Nitratabbau im Grundwasser jedoch irreversibel, d.h. es kommt zu einem Erliegen der Denitrifikation im Aquifer sobald die am Nitratabbau beteiligten reaktiven Substanzen im Grundwasserleiter (Pyrit, DOC, fester organischer Kohlenstoff) durch die Denitrifikation aufgebraucht wurden. Rohmann und Sontheimer (1985) bezeichnen diesen Prozess als „Nitratdurchbruch“. Um die Denitrifikationsleistung eines Aquifers so lange wie möglich zu erhalten, sollte mit dem Nitratabbauvermögen reduzierter Aquifere deshalb schonend umgegangen werden.

Im Folgenden werden die wichtigsten Einfluss- und Indikatorgrößen auf das Denitrifikationsvermögen vorgestellt, welche später als Berechnungsgrundlage für das Nitratabbauvermögen in Sachsen-Anhalt dienen sollen. Hierzu muss vorher festgestellt werden, welche Größen sich als Berechnungsgrundlage eignen und ob es Informationsgrundlagen gibt, worüber sich die ausgewählten Größen flächendeckend darstellen bzw. berechnen lassen.

Als rein chemische bzw. thermodynamische Größen sind vor allem die Temperatur, der pH-Wert, das Redoxpotential, das Eisen, das Mangan, der Sauerstoff sowie der Nitratgehalt selbst zu nennen. Aus hydrogeologischer Sicht nehmen die hydrogeologischen Gesteinseinheiten, die hydraulischen Gebietseinheiten und die Grundwasserneubildung besonderen Einfluss auf das Denitrifikationsvermögen. Chemische, thermodynamische und hydrogeologische Einflussgrößen beeinflussen sich zusätzlich gegenseitig, was bedeutet, dass die Einflussgrößen miteinander gekoppelt und demnach in Wechselwirkung zueinanderstehen.

Entnahmetiefe

In der Regel findet der Transport der von der Erdoberfläche eingetragenen Stoffe vorwiegend im oberflächennahen Grundwasser statt. Dadurch findet man auch häufig eine mehr oder weniger ausgeprägte Altersschichtung im Grundwasserleiter. Im Hinblick auf die Einstufung des Nitratabbauvermögens ist es aber zumindest in Pyrit- und/oder C_{org}-haltigen Lockergesteinsaquiferen häufig eine Frage der Entnahmetiefe, ob man ein sauerstoff- und nitrathaltiges oder ein nitrat- und sauerstofffreies, dafür aber ein Eisen(II)- und Mangan(II)-haltiges Grundwasser antrifft. Wie von verschiedenen Autoren (z.B. Kölle, 1990; Obermann, 1981; Andersen & Kristiansen, 1984; Korom, 1992; Böttcher et al., 1989) ausgeführt wurde,

ist in reduzierten Aquiferen in Abhängigkeit von den jeweils vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnissen häufig erst ab einer bestimmten Tiefe (ca. 2-10 m unter der Grundwasseroberfläche) mit einem Nitratabbau zu rechnen. Oberflächennah gefördertes Grundwasser aus ansonsten reduzierten Aquiferen kann daher durchaus Merkmale oxidierter Aquifere aufweisen.

Temperatur

Die Temperaturabhängigkeit der Denitrifikationsrate beruht auf der Zunahme der Enzymaktivität bei steigender Temperatur bis zu einem Optimum (Reinheimer, 1988). Der Lebensbereich der Denitrifikanten erstreckt sich zwischen 0°C und 50°C, wobei das Optimum bei 40°C liegt (Rheinheimer, 1988). Bei einer Erhöhung der Temperatur um 10°C in einem Temperaturbereich zwischen 10°C und 50°C würde es zu einer Verdopplung der Reaktionsgeschwindigkeit kommen (Pätsch, 2006). Bei der Optimierung der technischen Denitrifikation konnte eine vergleichsweise hohe Aktivität der Denitrifikanten bei 8°C bis 12°C festgestellt werden (Böckle et al., 1984). Da nach Pätsch (2006) im Grundwasserleiter die Durchschnittstemperatur meist konstant bei 10°C liegt, können im Allgemeinen günstige Temperaturbedingungen für die Denitrifikation im Grundwasser angenommen werden.

pH-Wert

Der optimale pH-Bereich für die heterotrophe Denitrifikation liegt im leicht alkalischen Milieu zwischen 7 und 8 (Knowles, 1982; Rheinheimer, 1988). Für einen gegebenen pH-Wert stellen sich nach Merkel et al. (1993) verschiedene Spezies mit jeweils optimalen Lebensbedingungen ein, so dass es erst bei Überschreitung einer bestimmten pH-Schwelle zu einem deutlichen Rückgang der Denitrifikationsleistung kommt. In diesem Zusammenhang stellten Mehranfar & Well (2002) fest, dass eine Denitrifikation bereits bei einem pH-Wert von 3,5 messbar ist. Da pH-Werte < 3.5 in bergbaulich unbeeinflussten Grundwässern nicht zu erwarten sind und jeweils andere Spezies in einem gegebenen pH-Wert-Bereich bestimmend sind, stellen Unterschiede im pH-Wert keine sensitiven Parameter zur regionalen Ausdifferenzierung der Nitratabbaubedingungen im Grundwasser dar.

Sauerstoff

Wird der Sauerstoff in der ungesättigten Zone nicht vollständig für Oxidationsprozesse aufgebraucht, gelangt er mit dem Sickerwasser in gelöster Form in das Grundwasser. Im Allgemeinen liegt die Konzentration des im Grundwasser gelösten Sauerstoffs zwischen 2 und 8 mg O_2/L. Die Sauerstoffsättigung bei den typischen Grundwassertemperaturen von 8 bis 10 °C liegt zwischen 9,5 und 12 mg O_2/L.

Im Aquifer wird der eingetragene Sauerstoff zur Oxidation verschiedener anorganischer und organischer Substanzen (z.B. Torf, Braunkohle) verbraucht. Für die in diese Redoxprozesse involvierten Mikroorganismen im Grundwasser bedeutet die Sauerstoffatmung den höchsten Energiegewinn, weswegen sie erst bei sehr niedrigen Konzentrationen in der flüssigen Phase zur Nitratatmung übergehen. Für die Einschätzung des Nitratabbauvermögens eines Aquifers ist die Konzentration des Sauerstoffs deshalb der einflussreichste Faktor.

Übereinstimmendes Ergebnis von Untersuchungen, die sich mit dem Nitratabbau im Grundwasser befassen, ist, dass niedrige Sauerstoffkonzentrationen eine Grundvoraussetzung für die Denitrifikation sind (Stuart, 2018). Über die

Sauerstoffkonzentration, die im Grundwasser als Grenzbereich für ein sauerstoffarmes nitratreduzierendes Milieu angesehen wird, gibt es jedoch uneinheitliche Angaben. In den meisten Fällen werden Sauerstoffkonzentrationen im Bereich von weniger als 1 und bis zu 2 mg O_2/L als Grenze zwischen nitratabbauenden und nicht-nitratabbauenden Bedingungen im Grundwasser angesehen (Ebeling et al., 1988; DVWK, 1988; Obermann, P., 1981; Rissmann, 2011). Aber selbst bei Sauerstoffkonzentrationen von ungefähr 5 mg O_2/L sind noch Denitrifikationsprozesse festgestellt worden (Hölting, 1996; Rohmann & Sontheimer, 1985). Von Pätsch (2006) wurde in diesem Zusammenhang festgestellt, dass es selbst in Aquiferen mit oxidierenden Bedingungen im freien Wasser durch lokale Sauerstoffzehrung der Mikroorganismen im Biofilm lokal zur Denitrifikation kommen kann (Pätsch, 2006). Im Allgemeinen steigt das Denitrifikationsvermögen eines Grundwassers mit abnehmender Sauerstoffkonzentration an.

Sauerstofffreie Grundwässer sind vor allem in den Lockergesteinsaquiferen Norddeutschlands anzutreffen, während sauerstoffreiche Grundwässer vor allem für Festgesteinsaquifere typisch sind (Wendland & Kunkel, 1999). Auch eine Reihe regional bedeutsamer Lockergesteinsaquifere, z.B. in den Terrassensedimenten des Rheins, weisen hohe Sauerstoffgehalte auf.

Nitrat

Geogenes Nitrat im Grundwasser aus anorganischen Nitratquellen gibt es nicht. Der Grund dafür ist, dass alle Nitratsalze sehr gut wasserlöslich sind, so dass sich im Laufe der geologischen Epochen kein Nitratgestein gebildet hat, aus dem Nitrat durch zirkulierendes Grundwasser gelöst werden kann. Der aus der Gesteinsmatrix freigesetzte Stickstoff trägt zur natürlichen Nitratkonzentration im Grundwasser bei (Panno et al. (2006), die daraus resultierenden Nitratkonzentrationen im (oxidierten) Grundwasser überschreiten jedoch selten 10 mg N03/L (Rahman et al., 2021; Wendland et al., 2005).

Andere potenzielle geogene Quellen für Nitrat im Grundwasser sind organische Stoffe. Während die Menge an (fossilen) organischen Stoffen im Grundwasser im Allgemeinen recht gering ist, stellen die im Boden vorkommenden organischen und anorganischen stickstoffhaltigen Verbindungen eine bedeutende N-Quelle dar. Im Stickstoffkreislauf des Bodens werden diese Verbindungen von Mikroorganismen durch Stoffwechselprozesse ineinander überführt. In natürlichen Ökosystemen werden daher nur geringe Mengen Nitrat aus der Wurzelzone ausgewaschen und gelangen in den Grundwasserleiter.

Daher können großräumige Nitratkonzentrationen im (oxidierten) Grundwasser über 10 mg NO3-/l als eindeutiger Hinweis auf eine großräumige anthropogene Verschmutzung durch Landwirtschaft und Siedlungen einschließlich atmosphärischer Deposition interpretiert werden (Kunkel et al., 1999; Dubrovsky et al., 2010). Der Umkehrschluss, dass ein Grundwasserleiter mit Nitratkonzentrationen unter 10 mg $N0_3$/L einem anthropogen unbeeinflussten Grundwasserleiter entspricht, ist bei reduzierten Grundwasserleitern wegen der dort möglicherweise stattfindenden Denitrifikationsprozesse jedoch nicht zulässig.

Eisen

Eisen kommt in fast allen Böden und Gesteinen vor und ist in den meisten Grundwässern nachweisbar. In basischen Magmatiten sind silikatische Eisenminerale, wie z.B. Olivin, weit verbreitet. Bei Verwitterungsprozessen bilden sich hieraus, je nach hydrochemischem Milieu, Eisensulfide (z.B. Pyrit), Eisenoxide (z.B. Hämatit) und Eisenhydroxide. Eisen gilt als vierthäufigstes Element der Erdkruste und ist Bestandteil in fast allen Böden, womit es auch in allen Grundwässern vorzufinden ist.

In oxidierten Grundwässern ist es jedoch nur in Spuren nachweisbar, weil es in diesem Milieu nur als oxidiertes Fe(III)- Hydroxid vorliegt. Aus diesem Grund gibt es keinen nennenswerten Eintrag von Eisen ins Grundwasser über die Sickerwasserpassage (Kölle, 2001). Lediglich in stark sauren Gewässern (pH < 2,5) ist mit gelöstem dreiwertigen Eisen zu rechnen (Kölle, 2001).

Im Gegensatz zu Fe(III) ist Fe(II) im Grundwasser zwischen pH 5 und pH 9 relativ gut wasserlöslich, weshalb das gesamte im Grundwasser gelöste Eisen zumeist als Eisen (II) vorliegt. Hohe Eisenkonzentrationen im Grundwasser sind in der Regel natürlichen Ursprungs und typisch für sauerstoffarme („reduzierte“) Grundwässer. Matthess (1990) gibt als typischen Konzentrationsbereich reduzierter Grundwässer einen Bereich zwischen 1 und 10 mg Fe(II)/L an. Nach DVWK (1992) ist jedoch schon ab Fe(II)-Gehalten von mehr als ca. 0,2 mg Fe(II)/L die Anwesenheit von Nitrat auszuschließen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass hohe Fe(II)-Konzentrationen mit niedrigen Nitratkonzentrationen einhergehen. Nach Wendland & Kunkel, (1999) ist eine Konzentration > 0,2 mg Fe(II)/L ein guter Orientierungswert zur Kennzeichnung des Übergangsbereichs von einem oxidierenden zu einem reduzierenden und damit nitratabbauenden Milieu im Grundwasserleiter. Im Allgemeinen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um ein nitratabbauendes Grundwasser handelt, mit zunehmender Eisenkonzentration an.

Mangan

Mangan hat ähnliche geochemische Eigenschaften wie das Eisen und ist deshalb in der Regel in Gesellschaft mit Eisen anzutreffen (Kölle, 2001). Aufgrund dessen geringerer Verbreitung liegen die Mangankonzentrationen im Grundwasser meist unter 1 mg Mn/L und damit deutlich unterhalb der Eisenkonzentrationen (Kunkel et al., 2004). Mangan reichert sich sehr stark in Pflanzen an, weswegen seine Verbreitung auf fossiles Pflanzenmaterial zurückzuführen ist, welche von der Erdoberfläche in das Grundwasser gelangt ist.

Einträge über das Sickerwasser sind genau wie beim Eisen in der Regel auszuschließen (Wendland et al., 2005). Im oxidierten Milieu liegt Mangan hauptsächlich als ausgefälltes Mn (III, IV)- Oxid vor und dient nach der Reduktion von Nitrat als Oxidationsmittel für Redoxprozesse im Grundwasser, wobei es hier zu gelösten zweiwertigen Mangan reduziert wird. In oxidierten Grundwässern liegt die Konzentration des Mn(II) typischerweise unterhalb von 0,05 mg/L, wogegen sie in reduzierten Grundwässern häufig zwischen ca. 0,1 mg/L und 0,5 mg/L auftritt. Im Allgemeinen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um ein nitratabbauendes Grundwasser handelt, mit zunehmender Mangankonzentration an.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) ist ein Summenparameter für die im Grundwasser gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (vor allem Humin- und Fulvinsäuren). In

reduzierten Grundwässern können die DOC-Konzentrationen 5 mg/L und mehr betragen. In anthropogen unbeeinflussten Gebieten mit aeroben (oxidierten) Grundwasserverhältnissen übersteigt die DOC-Konzentration nur selten 2,5 mg DOC/L. Der größte Teil des im Grundwasserleiter befindlichen DOC wird über die Grundwasserneubildung eingetragen. Aufgrund der geringen Reaktivität der feststoffgebundenen Corg – Verbindungen, z.B. Kohlenpartikeln, ist der DOC-Anteil im Aquifer aus diesen Quellen nur äußerst gering.

Neben Sauerstoff, Eisen(II) und Nitrat kann der DOC-Gehalt einen weiteren Hinweis auf reduzierte Verhältnisse im Untergrund liefern. Nach Cremer et al. (2018) ist die Bedeutung des DOC für die Denitrifikation aufgrund der meist geringen Konzentrationen von wenigen Milligramm pro Liter jedoch nicht relevant. Mit einem Milligramm DOC lassen sich lediglich vier Milligramm Nitrat reduzieren (Cremer et al., 2018). Jedoch steigt auch hier Im Allgemeinen die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um ein nitratabbauendes Grundwasser handelt, mit zunehmender Mangankonzentration an.

Redoxpotential

Das Redoxpotential beschreibt das Konzentrationsverhältnis von oxidierten und reduzierten Stoffen und somit die elektrochemischen Bedingungen im Wasser (Baier, 2015). Die Potentiale können zwischen +800 mV (stark oxidierendes Milieu) und -300 mV (stark reduzierendes Milieu) variieren; mit steigendem Redoxpotential sinkt der pH-Wert um etwa 59 mV pro pH-Einheit (Baier, 2015). Hohes Potential herrscht im sauerstoffreichen Milieu vor, niedriges Potential weist auf Sauerstoffmangel hin, verbunden hiermit treten im Grundwasser reduzierende Verbindungen wie Fe2+, Mn2+ sowie organische Substanz auf. Nach Krajnow & Voigt (1990) in der Regel bei einem Redoxpotential im Grundwasser von mehr als ca. 200 mV Nitrat im Grundwasser anzutreffen. Bei niedrigeren Redoxpotentialen treten häufig erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser auf, was als Hinweis auf reduzierte Bedingungen interpretiert werden kann. Im Allgemeinen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um ein nitratabbauendes Grundwasser handelt, mit zunehmender DOC-Konzentration an.

Das Redoxpotential eines Grundwassers wird nur relativ selten gemessen, so dass eine Datenbasis mit einer ausreichenden Anzahl an Messstellendaten in der Regel fehlt. Der Messwert ist nach Baier (2015) zudem auch heute noch mit vielen Probenahme- und messtechnischen Problemen behaftet, z.B. durch den Kontakt mit Luftsauerstoff, so dass die gemessenen Werte durch externe Einflussgrößen überprägt sein können.

Von Krause (2010) wurde das Redoxpotential indirekt über die Nernst-Gleichung aus den Parameter Fe(II) und pH berechnet. Hierbei zeigte sich eine generelle Diskrepanz zwischen erwarteten Redoxpotentialen und berechneten Redoxpotentialen, die nach Kofod (2000) dadurch bedingt ist, dass die Redoxpotentiale häufig sehr stark mit den pH-Werten, anstatt mit redoxsensitiven Stoffen korrelieren. Hinzu kommt, dass die Organismen, die für die heterotrophe und für die autotrophe Denitrifikation verantwortlich sind, in stark unterschiedlichen Milieus vorkommen. So findet die autotrophe Denitrifikation auch noch in sehr sauren Bereichen statt und hat generell eine größere Spannbreite als die heterotrophe Denitrifikation. Allerdings kommt es in natürlichen Wässern zu einer Überlagerung von vielen einzelnen Redoxpaaren, wodurch die Aussagekraft des gemessenen Redoxpotentials so sehr eingeschränkt ist, dass auf eine Ableitung dieses Parameters verzichtet wurde.

3.7.3 Modellierung des Nitratabbaus im Aquifer

Das hydrochemische Milieu und damit das Nitratabbauvermögen eines Grundwassers lassen sich aus den Lösungsinhalten der in Kapitel 3.7.1 beschriebenen Parameter ableiten. Maßgeblich hierfür sind die Konzentrationswerte der bei jeder standardmäßigen Grundwasserbeprobung bestimmten Redox-Parameter (Nitrat, Eisen, Mangan, Sauerstoff, DOC). Um das Grundwasser nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) und nicht - nitratabbauende (oxidierte) Aquifere bzw. entsprechende Zwischenstufen zu untergliedern, wurden für die wesentlichen Redox-Parameter Konzentrationsbereiche ausgewiesen, die den Übergang von einem reduzierten Milieu in ein oxidiertes Milieu kennzeichnen (DVWK, 1992; Hannappel, 1996; Hölting, 1996; Leuchs, 1988; Obermann, 1981; Wendland u. Kunkel, 1999), siehe Tabelle 3-1.

Tabelle 3-1: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Redox-Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Obermann (1981), Leuchs (1988), DVWK (1992), Hannapel (1996), Hölting (1996); Heidecke et al. (2015), Ackermann et al. (2015), Wendland et al. (2014; 2015), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel & Wendland (1999), Wendland (1992))

Parameter	**Reduzierte Grundwässer**	**Oxidierte Grundwässer**
Nitrat	< 1 mg NO_3/L	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/L	< 0,2 mg/ Fe (II)/L
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/L	< 0,05 mg Mn (II)/L
Sauerstoff	< 2 mg O_2/L	> 2 mg O_2/L
DOC	<= 1,5 mg/L	>= 1,5 mg/L

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Sauerstoffgehalte von weniger als 2 mg O_2/L auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Sauerstofffreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer weitgehenden Nitratfreiheit (< 2 mg NO_3/L) verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (> 0,3 mg Fe(II)/L bzw. > 0,05 mg Mn(II)/L) auftreten (Kunkel et al., 1999), die u.a. bei der autotrophen Denitrifikation aus reduzierenden anorganischen Schwefelverbindungen (in der Regel Pyrit) freigesetzt werden. Über im Grundwasser gelöste organische Substanzen (DOC) als Reduktionsmittel kann im Grundwasser auch heterotrophe Denitrifikation stattfinden, In reduzierten Grundwässern liegt der DOC bei > 1,5 mg DOC/L.

Hohe DOC-Gehalte können in reduzierten Grundwasserleitern regional in Kombination mit hohen FE(II)- und Mn(II)-Gehalten auftreten, es gibt aber auch Grundwasserleiter in denen entweder ausschließlich erhöhte Fe(II)-/Mn(II)-Gehalte oder ausschließlich erhöhte DOC-Gehalte auftreten. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Denitrifikation auch mit den festen organischen Substanzen, die im Grundwasserleiter eingelagert sind, als Reaktionspartner erfolgen kann. Jedoch ist ein direkter Nachweis aus dem Lösungsinhalt einer Grundwasserbeprobung nur standortbezogen über die Einbeziehung von

Zusatzparametern (Konzentrationsanstieg des Hydrogencarbonats ohne Karbonatquelle) möglich.

Vor allem die gemessenen Konzentrationen der in Tabelle 3-1 aufgeführten Redox-Indikatoren erlauben daher Rückschlüsse auf das Redoxmillieu des Grundwassers. Bei den in Tabelle 3-1 aufgeführten Werten muss beachtet werden, dass es sich nicht um scharfe Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt, sondern um Orientierungswerte, da beide Grundwassertypen in der Regel überlappende Konzentrationsbereiche aufweisen. Nicht jedes reduzierte Grundwasser weist nämlich immer alle Kennzeichen reduzierter Grundwässer auf. Einfache Beziehungen, wie z.B. „je höher der Fe(II)-Gehalt, desto geringer ist der Sauerstoffgehalt und desto reduzierter ist das Grundwasser“ lassen sich hierbei aber nicht herstellen (Gerb, 1958). Erst die Regionalisierung der Konzentrationswerte der Redoxparameter und die Überlagerung der regionalisierten Konzentrationsverteilungen der Einzelparameter im GIS erlauben verlässliche Rückschlüsse auf das Nitratabbauvermögen im Grundwasser in einer Region.

Denn je mehr die Konzentrationsbereiche der an einer einzelnen Messstelle gemessenen Redox-Indikatoren auf reduzierte Milieubedingungen hinweisen, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass es sich **an der Messstelle** um ein reduziertes (nitratabbauendes) Grundwasser handelt. Dementsprechend erlauben die Regionalisierung der Konzentrationswerte der Redoxparameter und die Überlagerung der regionalisierten Konzentrationsverteilungen der Einzelparameter im GIS Rückschlüsse auf das Nitratabbauvermögen im Grundwasser **in einer Region.**

Die Ausweisung des Denitrifikationsvermögens im Grundwasser erfolgt vor diesem Hintergrund in einem ersten Schritt über eine Regionalisierung (der vorliegenden 5 Grundwassergütedaten (Nitrat, Sauerstoff, Eisen, Mangan, DOC) des zugrundeliegenden Messnetzes. In diesem Projekt wurde hierzu das Verfahren Inverse Distance Weighting (IDW) eingesetzt (Shepard, 1968) Falls ein Parameter innerhalb eines Jahres mehrmals gemessen wurde, wird zunächst der Mittelwert gebildet, sodass für jedes Jahr genau ein Messwert vorliegt. Zusätzlich wurden die hydrogeologischen Einheiten einbezogen. Hierdurch wurde sichergestellt, dass bei der Regionalisierung der Konzentrationswerte auf die zugrunde liegenden Raster nicht fälschlicherweise eine Mittelwertbildung zwischen zwei hydrogeologischen Einheiten erfolgt, die sich von ihren Lösungsinhalten her deutlich voneinander unterscheiden. Die für jeden Parameter einzelnen interpolierten Regionen der verschiedenen hydrogeologischen Einheiten werden im nächsten Schritt räumlich zusammengefügt. Für jeden Parameter und jedes Jahr liegt danach eine landesweite Karte vor. Nach Medianbildung über den Messzeitraum entstehen fünf Karten mit den Konzentrationswerten der jeweiligen chemischen Indikatoren.

Zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer wurde den Gehalten der interpolierten Konzentrationen in einem nächsten Schritt Punktwerte zugeordnet (vgl. Tabelle 3-2). In der höchsten Klasse (3 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der nach den Angaben in Tabelle 3-2 für reduzierte und damit nitratabbauende Aquifere typisch ist. In der zweiten und dritten Klasse (2 Punkte bzw. 3 Punkte) liegen die Stoffgehalte der Einzelparameter in einem Übergangsbereich, der weder für oxidierte Aquifere, noch für reduzierte Aquifere typisch ist. In der geringsten Klasse (0 Punkte) liegen die jeweiligen

Stoffgehalte in einem Bereich, der für oxidierte Aquifere und damit nicht-denitrifizierende Aquifere typisch ist.

Tabelle 3-2: Klassifizierung der fünf Redoxparameter

Parameter	**Klassifizierung Redoxstatus (Punkte)**			
	0 (niedrig)	**1**	**2**	**3 (hoch)**
Fe^{2+}	< 0,1 mg/L	> 0,1 – 0,3 mg/L	> 0,3 – 1 mg/L	> 1 mg/L
Mn^{2+}	< 0,05 mg/L	> 0,05 – 0,1 mg/L	> 0,1 – 0,2 mg/L	> 0,2 mg/L
O_2	> 6 mg/L	> 4 – 6 mg/L	> 2 – 4 mg/L	< 2 mg/L
DOC	<0,75 mg/L	> 0,75 – 1,5 mg/L	> 1,5 – 3 mg/L	> 3 mg/L
NO_3	> 10 mg/L	> 5 – 10 mg/L	> 1 – 5 mg/L	< 1 mg/L

Abschließend werden die insgesamt 5 Rasterdatensätze mit den Punktzahlen nach Tabelle 3-2 im GIS überlagert. Das Nitratabbauvermögen ergibt sich dann aus dem Mittelwert der 5 Parameter. Hierauf aufbauend werden den unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen regionale Halbwertszeiten ($t_{1/2}$) des Nitratabbaus im Grundwasser zugeordnet, wozu in der Literatur dokumentierte Halbwertszeiten der Denitrifikation verwendet werden (Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Reaktionskinetik der Denitrifikation im Aquifer nach Böttcher et al. (1989), van Beek (1987), Walther et al. (2003), Pätsch et al. (2003), Uhlig et al. (2010), Merz et al. (2009), Heidecke et al. (2015), Ackermann et al. (2015), Wendland et al. (2014), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel & Wendland (1999), Wendland (1992)

Mittelwert Nitratabbauklasse	**Bereich der veranschlagten Halbwertzeit [a]**	**Reaktionskinetik für die WEKU-Modellierung [a^{-1}]**
Denitrifikation wahr-scheinlich (2-3 Punkte)	0,3 - 1,5	0,051 – 1
Denitrifikation eingeschränkt (1-2 Punkte)	1,5 - 7	0,026 – 0,051
Denitrifikation unwahr-scheinlich (0-1 Punkte)	7 – 35	0,012 – 0,026

3.7.4 Plausibilitätsüberprüfung der Denitrifikationsbedingungen und -kinetik im Grundwasser

Um die Beziehung zwischen den abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen und der angenommenen Kinetik der Denitrifikation im Grundwasser zu überprüfen, wurden N2/Ar -Messungen verwendet. Auf Grundlage der letztgenannten wird das Ausmaß des Nitratabbaus im Grundwasser durch die Messung des N_2-Überschusses im Grundwasser bestimmt (Vogel et al., 1981; Böhlke, 2002). Der N_2-Überschuss wird aus den gemessenen

Konzentrationen von molekularem Stickstoff (N_2) und Argon (Ar) in Grundwasserproben berechnet (Weymann et al., 2008). Im Gegensatz zu molekularem Stickstoff unterliegt Argon als Edelgas keinen biochemischen Umwandlungsprozessen im Grundwasser. Bei einer für Deutschland typischen Grundwasserneubildungstemperatur von ca. 10°C und einer atmosphärenähnlichen Luftzusammensetzung in der ungesättigten Zone ergeben sich im Grundwasser Konzentrationen an gelöstem molekularem Stickstoff von 17,7 mg/L) und an Argon von 0,67 mg/L. Die Denitrifikation im Grundwasserleiter erhöht die Konzentration an molekularem Stickstoff, wodurch sich das gemessene N_2/Ar -Verhältnis zu höheren Werten verschiebt. Der auf diese Weise berechnete N_2-Überschuss kann dann dem denitrifizierten Nitrat im Grundwasser zugeschrieben werden.

Die N_2/Ar -Messungen im Grundwasser lassen Rückschlüsse auf das Ausmaß der Denitrifikation im Grundwasser zu, da sich das bei der Denitrifikation gebildete Stickstoffgas in der ungesättigten Zone bereits verflüchtigt hat. Aus diesem Grund spiegelt die N_2/Ar -Methode nur die Denitrifikation im Grundwasser wider (Schreiber et al., 2020). Des Weiteren berechnet die N_2/Ar -Methode eine initiale Nitratkonzentration im Grundwasser für den Zeitpunkt des Übergangs des Sickerwassers in die gesättigte Zone und zeitlich verzögert um die Fließzeit des Grundwassers vom Ort der Neubildung bis zur Grundwassermessstelle (Eschenbach et al., 2018). Daher eignen sich N_2/Ar -Messungen sehr gut, um die Plausibilität der abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser und in Kombination mit den Grundwasserfließzeiten die angenommene Kinetik der Denitrifikation im Grundwasser zu beurteilen, da dies die Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse durch einen Vergleich mit den Messwerten der abgeschlossenen Denitrifikation entlang des Fließweges des Grundwassers ermöglicht.

4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge (P_{ges}) aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006; Tetzlaff et al., 2009). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen und punktuellen Quellen berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Wassererosion, Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen sowie kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Kleinkläranlagen, Regenwasserkanäle im Trennsystem und Mischwasserentlastung (Abbildung 4-1).

Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

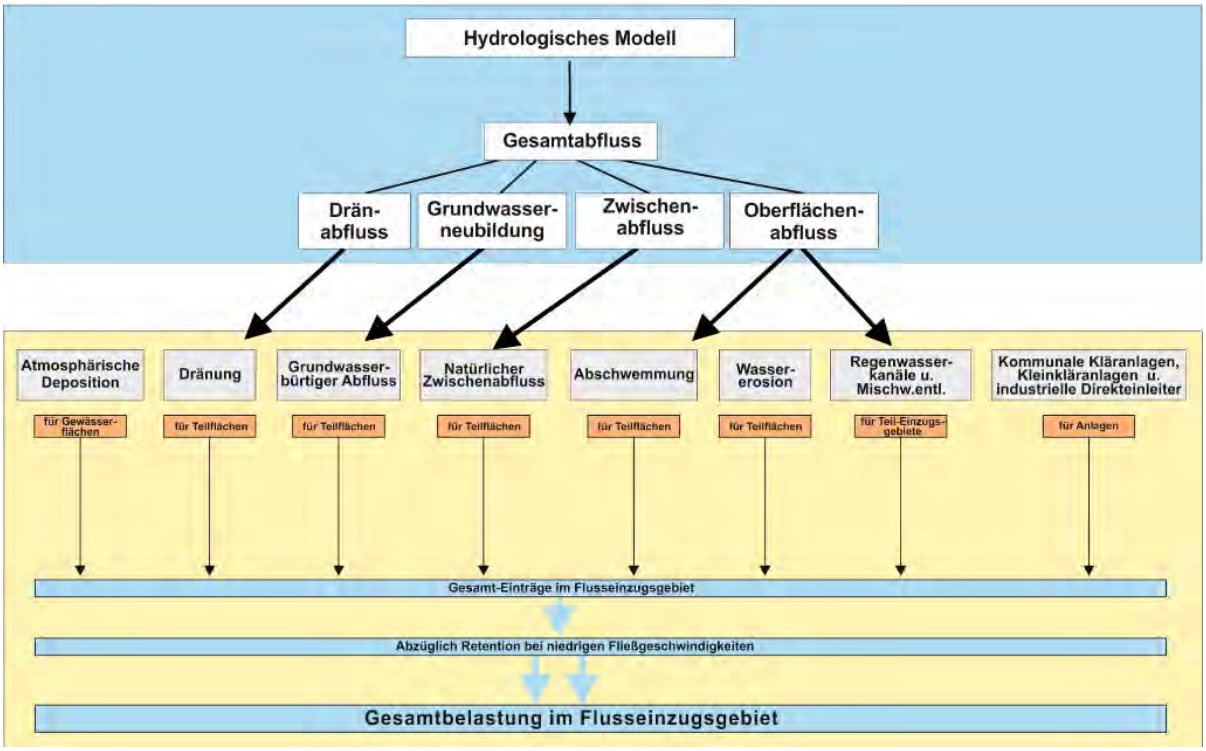


Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach mGROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha·a). Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells mGROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die einzelnen Pfade. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von P durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials nach ABAG mit dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt.

Um die Validität der Summe aller modellierten P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen in einem Einzugsgebiet überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) ermittelt wurden.

Nachfolgend werden die Berechnungsansätze beschrieben, die im Modell MEPhos zur Ermittlung der P-Einträge verwendet werden. Wenn im Folgenden von P-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von P_{ges} aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

4.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt ab (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Niedermoorböden, geringmächtige Torfe auf mineralischer Unterlage, Sanddeckkulturen, Reinsande, bindige Sandböden, Skelettböden, Lehm- und Schluffböden sowie Tonböden. Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung. Die in diesem Projekt gewählte Differenzierung der Drän-

Phosphotope basiert auf einer horizontbezogenen Neuauswertung der Bodendaten des Maßstabs 1:50.000 und wurde mit LLG und LHW intensiv abgestimmt. Sie weicht maßstabsbedingt von der im Projekt AGRUM-DE vorgelegten Differenzierung ab und unterscheidet sich ebenfalls von der im Vorgängerprojekt genutzten Version (Kuhr et al. 2014).

Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngemittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg & Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer & Blankenburg 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder –bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- Niedermoorböden meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann (Roeschmann 1960, Kuntze 1988, Scheffer & Foerster 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer & Foerster 1991). Die mittleren P-Konzentrationen im Dränabfluss aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/L bei Ackernutzung und 0,4 mg/L bei Grünlandnutzung (Scheffer 2002).

Phosphotope „Gedränte Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Bei Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung wurde der Moorkörper nach ausreichender Entwässerung mit Sand aus dem tieferen Untergrund vermischt, wobei der Sand durch Besanden mit nachfolgend flachem Einpflügen (Sanddeckkultur) in den Moorboden eingearbeitet wird (Göttlich u. Kuntze 1990). Durch die Maßnahmen entstehen Kulturböden, die in der Krume humose bis stark humose Sande aufweisen, unterhalb des gut durchmischten Pflughorizontes jedoch eine relativ scharfe Trennung von Sand- und Torfschichten zeigen.

Durch das Einbringen von Sand wird die Sorptionskapazität dieser Flächen, v.a. im Oberboden, erhöht. Im Gegensatz zu Sanddeckkulturen erstreckt sich bei Sandmischkulturen diese Erhöhung auch bis in den Unterboden, ist hier jedoch wesentlich von Verlauf und Mächtigkeit der schräg lagernden Sand- und Torfbalken abhängig und daher kleinräumig stark wechselnd. Insgesamt ist gegenüber Moorböden von einer deutlichen Verringerung der P-Austräge, jedoch auch von i.d.R. höherem Austrag im Vergleich mit tonarmen Sandböden auszugehen, wie Feld- und Lysimeterversuche gezeigt haben (Blankenburg 1983, Scheffer u. Bartels 1980).

Phosphotope „Gedränte geringmächtige Niedermoortorfe auf mineralischer Unterlage“

Die verwendete Bodenkarte 1:50.000 weist Standorte aus, auf denen Niedermoortorfe mit wenigen Dezimetern Mächtigkeit mineralischen Unterboden, häufig Reinsande, überlagern. Da diese Schichtenfolge und das daraus resultierende Sorptionsvermögen für P weder mit Sanddeckkulturen noch mit Reinsanden gleichgesetzt werden kann, wird für diese Standorte erstmals ein eigenes Phosphotop definiert.

Phosphotop „Gedränte lehmige oder schluffige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Foerster u. Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löß (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. P-Einträge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen werden daher mit ca. 0,05 mg/L angesetzt.

Phosphotope „Gedränte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Zahlreiche Felduntersuchungen bestätigen ein erhöhtes mittleres Konzentrationsniveau von P_{ges} im Dränabfluss aus Tonböden, das v.a. auf Makroporenfluss zurückzuführen ist (Tetzlaff et al. 2015). Um diesem Sachverhalt in der Modellierung des P-Eintrags Rechnung zu tragen, wird ein weiteres Phosphotop ausgewiesen. Die mittleren Jahreskonzentrationen von P_{ges} ergeben ein im Vergleich zu lehmigen Mineralböden erhöhtes Konzentrationsniveau im Bereich von 0,2-0,4 mg/L. Für die Modellierung werden daher 0,3 mg/L angesetzt.

Phosphotop „Gedränte Reinsande unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl Reinsande aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei

tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur P-Sorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von Sandböden und bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für Reinsande unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

In der hier vorgelegten Ableitung der Phosphotope werden Standorte nur dann als Reinsande aufgenommen, wenn laut Profilbeschreibung die Bodenart „Ss“ von der Geländeoberfläche bis in die angenommene Dräntiefe vorliegt.

Phosphotop „Gedränte bindige Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Um auf der Grundlage der Bodenkarte 1:50.000 in Sachsen-Anhalt die Sandböden transparent zu differenzieren, wurden gedränte Reinsande (s.o.) und bindige Sande, d.h. Lehmsande und Schluffsande, unterschieden. Letzteren ist aufgrund der höheren Sorptionskapazität ein geringerer P-Austrag über Dränagen zu unterstellen.

Phosphotop „Gedränte Skelettböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Bei Skelettböden muss aufgrund des hohen Anteils von Gesteinsbruchstücken mit einer gegenüber bindigen Mineralböden verringerten Sorptionskapazität gerechnet werden. Diese Standorte wurden aus der dem FZJ übermittelten Phosphotop-Einschätzung von LAGB und LLG übernommen. Da bislang keine Untersuchungen zur P-Konzentration im Dränabfluss aus Skelettböden bekannt sind, wird für dieses Phosphotop die P-Konzentration der Reinsande angesetzt.

Tabelle 4-1 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope und die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen mit mehrjährigen Messungen und in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/L und kg P/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Die im Modell MEPhos für die Simulation der P-Einträge über Dränagen angesetzten Konzentrationen können sich nur innerhalb der durch Feldstudien ermittelten Wertespannen bewegen.

Tabelle 4-1: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe

Phosphotop	**Referenzwert [mg P_{ges}/L]**	**Referenzwert [kg P_{ges}/ (ha·a)]**
Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,14 - 1,7	1,3
Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,14 - 0,8	0,5 - 1,4
Gedränte Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,07 - 0,6	2,6 - 6
Gedränte geringmächtige Niedermoortorfe auf mineralischer Unterlage	0,14 – 0,18	
Gedränte lehmige oder schluffige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01 - 0,15	0,04 - 0,5
Gedränte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2 – 0,4	
Gedränte Reinsande unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,04 - 1,19	1,8
Gedränte bindige Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,02 – 0,07	
Gedränte Skelettböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	*	*

* = keine Untersuchungen bekannt, Modell-Konzentration an die der Reinsande angelehnt

Quellen: Blankenburg 1983; Scheffer 2002; Scheffer u. Foerster 1991; Foerster 1982, 1988; Foerster et al. 1985; Früchtenicht 1998; Früchtenicht et al. 1996; Hasenpusch 1995; Lammel 1998; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Rosche u. Steininger 2009; Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006, Schäfer und Röder 2013, Steininger et al. 2013, Mokry 1999, 2003, Godlinski et al. 2005, Kahle et al. 2008, Tiemeyer et al. 2009, Sondermessprogramm LUNG, Gelbrecht et al. 2005, Mertens 2004

Die nachfolgende Abbildung 4-2 zeigt die Kartendarstellung der für Sachsen-Anhalt neu abgeleiteten Phosphotope. Aus den oben genannten Gründen unterscheidet sich diese Ableitung maßstabsbedingt von der im Projekt AGRUM-DE. Mit 49 % nehmen gedränte Lehm- und Schluffböden den größten Anteil an der als künstlich entwässert eingeschätzten landwirtschaftlichen Nutzfläche ein, gefolgt von bindigen Sandböden (25 %) Reinsanden (12 %) und Niedermoorböden unter Dauergrünland (10 %).

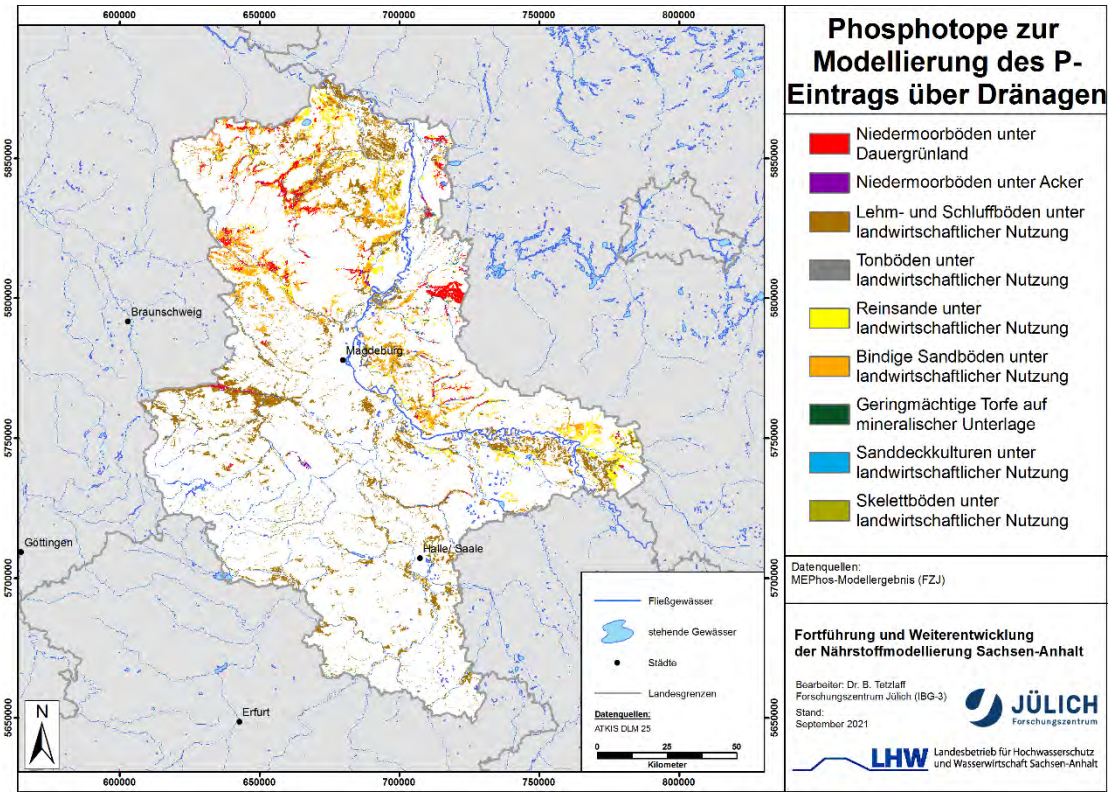


Abbildung 4-2: Phosphotope als Gebietskulisse zur Simulation der mittleren P-Einträge über Dränagen

4.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Grundwasser

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Stoffkonzentration gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Daher treten i.d.R. niedrige Phosphatkonzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auf.

Um nicht auf Literaturwerte zur Ableitung gesteinstypischer Phosphatkonzentrationen zurückgreifen zu müssen, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung auf Landesebene benutzt. Die hier herangezogenen Konzentrationswerte entstammen dem amtlichen Grundwassermonitoring des LHW. Nachstehend wird ihre Auswertung beschrieben. Darüber hinaus wird in Kapitel 4.2.1 untersucht, ob sich ein statistisch signifikanter Einfluss der im Einzugsgebiet der Grundwassermessstelle dominierenden Landnutzung auf die Höhe der P-Konzentration feststellen lässt. Dies ist regelmäßig Gegenstand von Diskussionen, insbesondere zur Frage landwirtschaftlich verursachter diffuser P-Belastungen.

Grundlage für die Auswertung stellt die Excel-Datei „*Daten_GW_2010_2020_Stand_25_03_2021_sortiert.xlsx*“ dar. Darin enthalten sind u.a. Stammdaten der Grundwassermessstellen (GWM) und Messungen im Zeitraum 2010-2020 zu Gesamtphosphor und Orthophosphat-Phosphor. Messungen mit Angaben unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zugeordnet. Messstellen mit weniger als fünf Messungen oder solche deren Filteroberkante tiefer als 25 m liegt, wurden für die Auswertung nicht herangezogen. Nach Selektion der Messstellen verblieben 402 Messstellen, für die der Konzentrationsmedian Gesamtphosphor bestimmt wurde und 417 Messstellen, für die Orthophosphat-Phosphor-Messungen vorliegen. Angesichts der vergleichbaren Anzahl von Messstellen werden im folgenden Abschnitt beide Parameter ausgewertet.

Abbildung 4-3 zeigt einen Überblick über die Gesamtphosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts im Zeitraum 2010-2020. Ein hoher Anteil der Messstellen mit Gesamtphosphor-Konzentrationen über 0,2 mg/L ist im Nordteil des Landes zu erkennen. Die Gesamtphosphor-Mediankonzentrationen der jeweiligen Messstellen reichen von 0,005 mg/L (unterhalb der Bestimmungsgrenze) bis 10,7 mg/L (Messstelle: Meseberg) und der Median über alle Messstellen beträgt 0,04 mg/L. Die Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts im Zeitraum 2010-2020 sind in Abbildung 4-4 dargestellt. Auch hier sind erhöhte Konzentrationen über 0,2 mg/L oPO_4-P vermehrt im Nordteil des Landes zu erkennen. Der westliche Teil Sachsen-Anhalts ist durch geringe oPO_4-P-Konzentrationen von unterhalb 0,025 mg/L geprägt. Im Süd- und Ostteil sind keine eindeutigen Muster der Konzentrationsniveaus erkennbar. Die oPO_4-P-Mediankonzentrationen der jeweiligen Messstellen reichen von 0,005 mg/L (unterhalb der Bestimmungsgrenze) bis 10,6 mg/L (Messstelle: Meseberg) und der Median über alle Messstellen beträgt 0,02 mg/L.

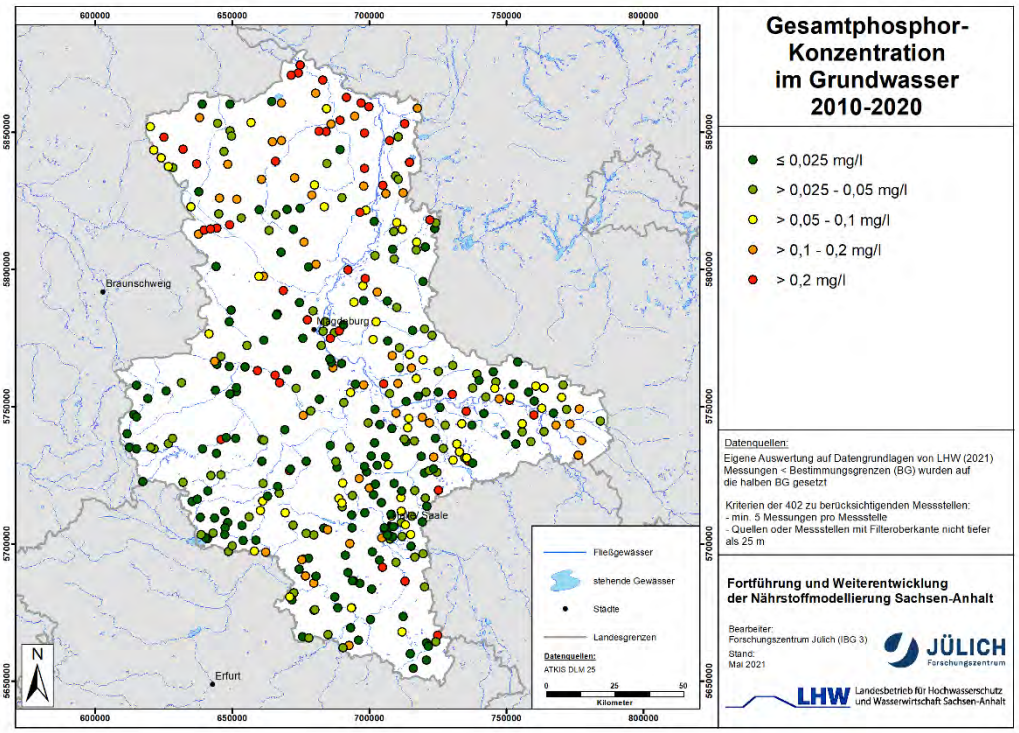


Abbildung 4-3: Gesamtphosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts 2010-2020

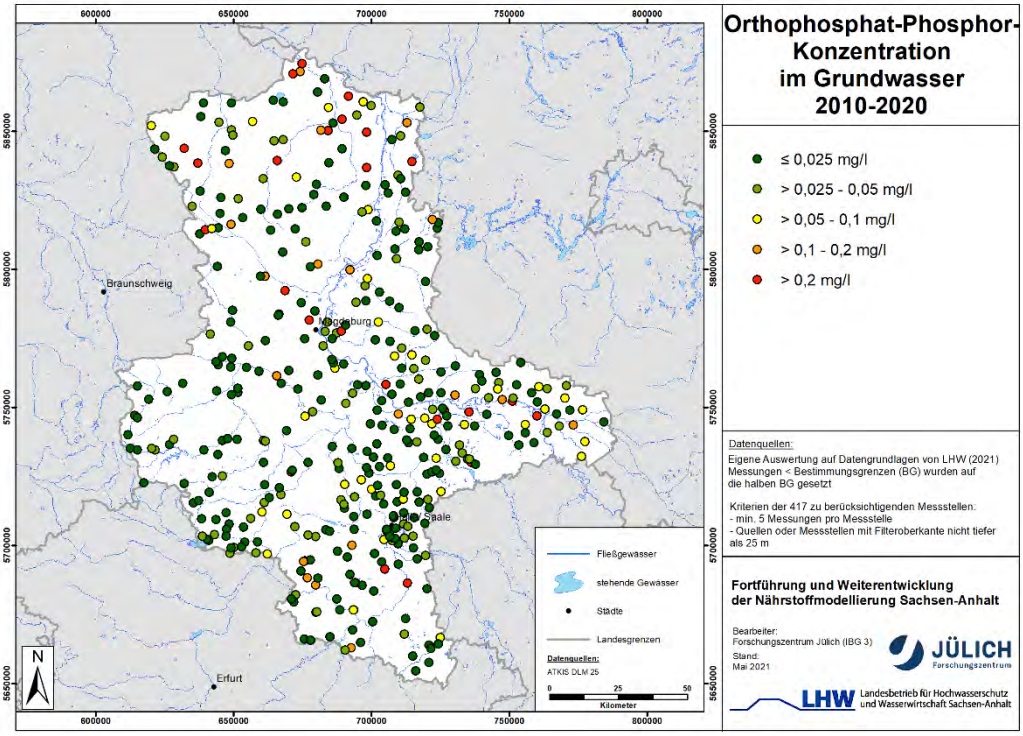


Abbildung 4-4: Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts 2010-2020

Um die Grundwassermessdaten als Eingangsdaten für die räumlich differenzierte Modellierung verwenden zu können, müssen die Punktdaten regionalisiert werden. Da für eine Interpolation die Distanzen zwischen den Messstellen zu groß sind, werden die Messstellen den hydrogeologischen Bezugseinheiten (abgeleitet aus der HÜK 400) zugeordnet, die in Abbildung 6-7 gezeigt werden. Insgesamt decken 13 Einheiten die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts ab. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung von Gesamtphosphor und oPO_4-P für alle hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts sind in Abbildung 4-5 bzw. Abbildung 4-6 dargestellt.

Die medianen Gesamtphosphor-Konzentrationen der hydrogeologischen Bezugseinheiten schwanken zwischen ca. 0,02 mg/L und 0,1 mg/L. Die höchste Mediankonzentration von 0,1 mg/L Gesamtphosphor befindet sich in den Flussauen und Niederungen. Das hohe Konzentrationsniveau hier ist vermutlich an den hohen Anteil an organischer Substanz in den grundwassernahen Niederungsregionen gekoppelt. In den restlichen Großeinheiten „Pleistozäne Hochflächen“ (v.a. nordöstliche Hälfte des Landes) sowie „Flussauen mit Auenlehmdecke“ befinden sich die Gesamtphosphor-Mediankonzentrationen auf dem Niveau von ca. 0,04 mg/L und entsprechen dem Median über alle Messstellen. In den meisten Einheiten der Festgesteine (Altpaläozoikum, Buntsandstein, Keuper, Jura, Kreide usw.) betragen die medianen Gesamtphosphor-Konzentrationen 0,02 mg/L oder weniger. Für vier von 13 Bezugseinheiten (anthropogen verändert, saure Magmatite, Tertiär und Zechstein; ca. 5 % der Landesfläche) beträgt die Anzahl der zu berücksichtigenden Messstellen weniger als 10. Um Ausreißer bzw. extreme lokale Besonderheiten auszuschließen, werden ihre Gesamtphosphor-Konzentrationen durch den Medianwert Sachsen-Anhalts ersetzt.

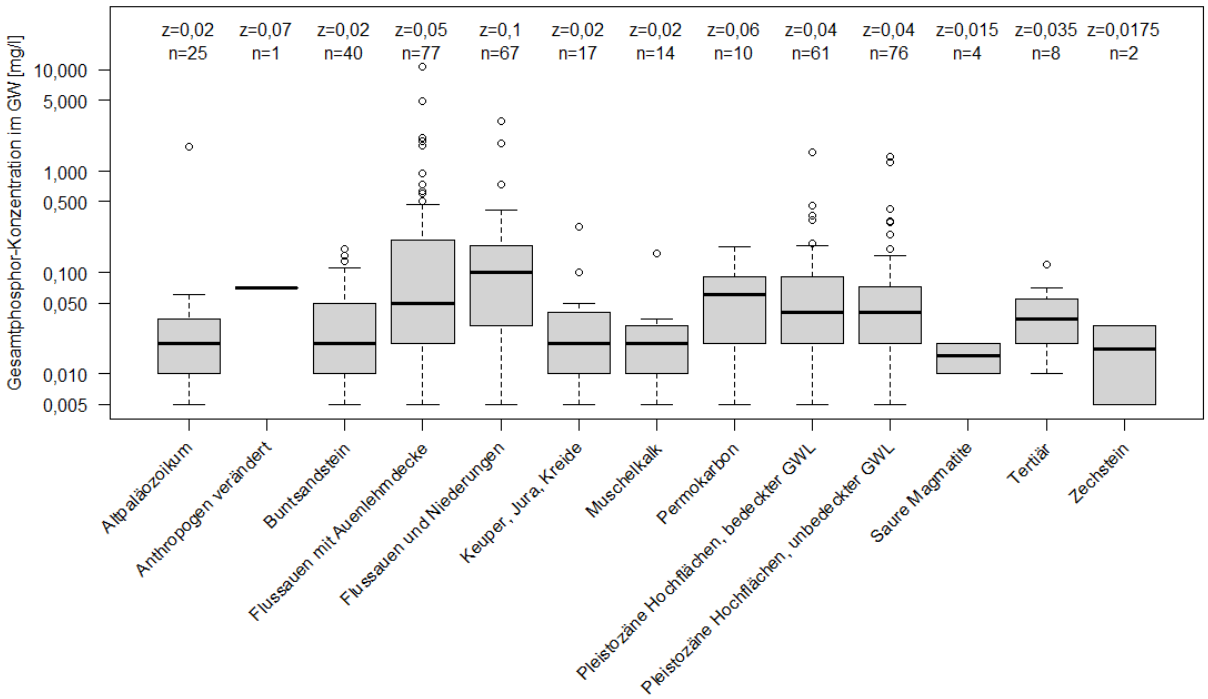


Abbildung 4-5: Gesamtphosphor-Konzentrationen nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts (n: Anzahl der Messstellen, z: Median)

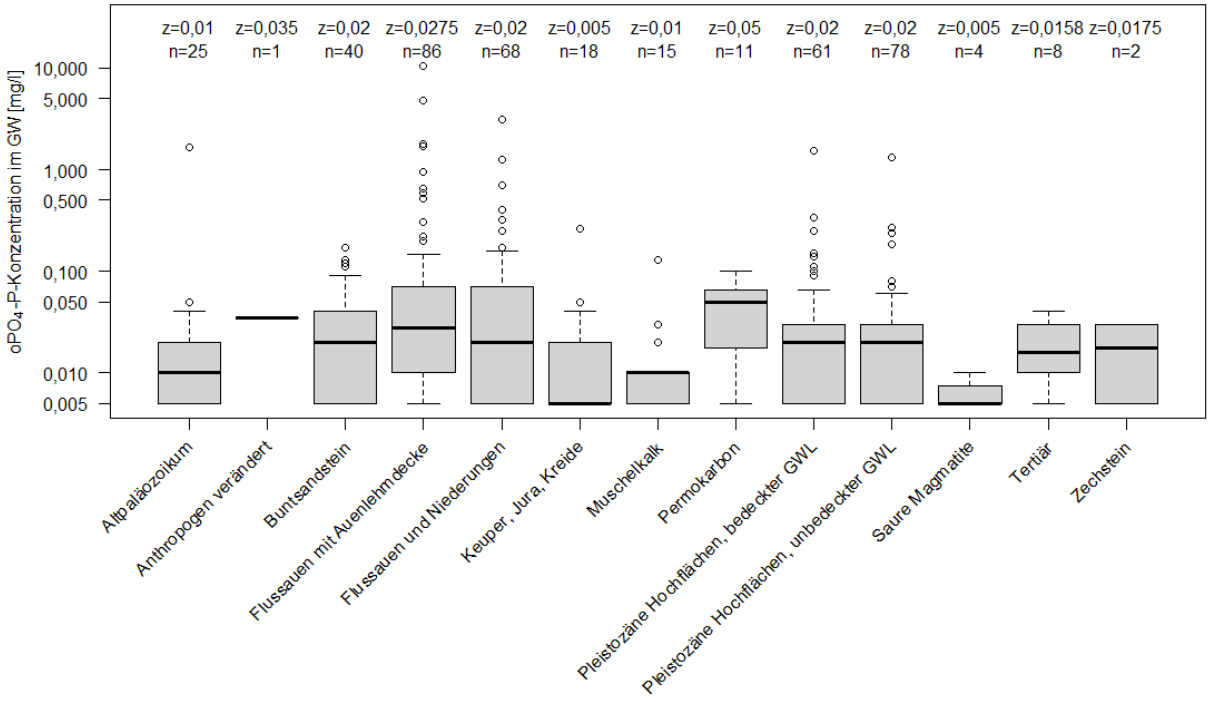


Abbildung 4-6: oPO$_4$-P-Konzentrationen nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts (n: Anzahl der Messstellen, z: Median)

Abbildung 4-6 stellt die Ergebnisse der statistischen Auswertung von oPO4-P für alle hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts dar. Hierbei ist das ähnliche Bild wie für den Parameter Gesamtphosphor zu erkennen. Generell sind in den Lockergesteinseinheiten die oPO4-P-Konzentrationen höher als in den Festgesteinseinheiten. Eine Ausnahme stellt jedoch die Einheit „Permokarbon“ dar. Die Bezugseinheiten: anthropogen verändert, saure Magmatite, Tertiär und Zechstein erhalten, aufgrund geringer Anzahl von Messstellen, den landesweiten Median von 0,02 mg oPO$_4$-P/L.

Die nachfolgenden Abbildungen 4-7 und 4-8 zeigen die räumliche Verteilung der medianen Gesamtphosphor- bzw. oPO4-P-Konzentrationen für die o.g. hydrogeologischen Bezugseinheiten.

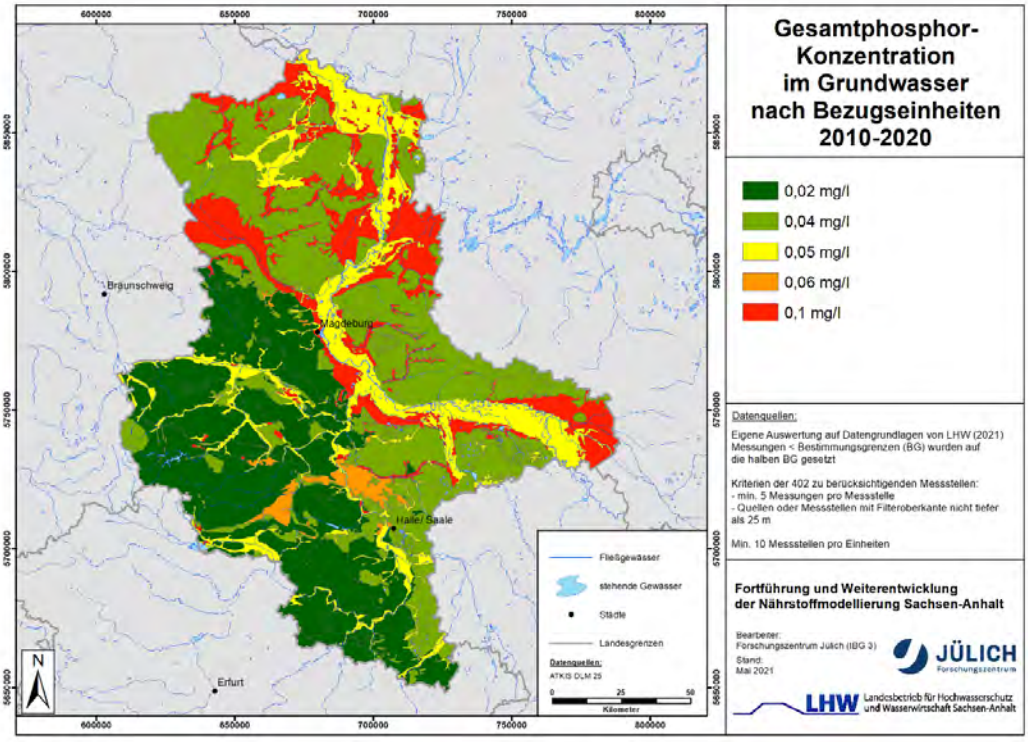


Abbildung 4-7: Mediankonzentrationen des Gesamtphosphors im Grundwasser nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts

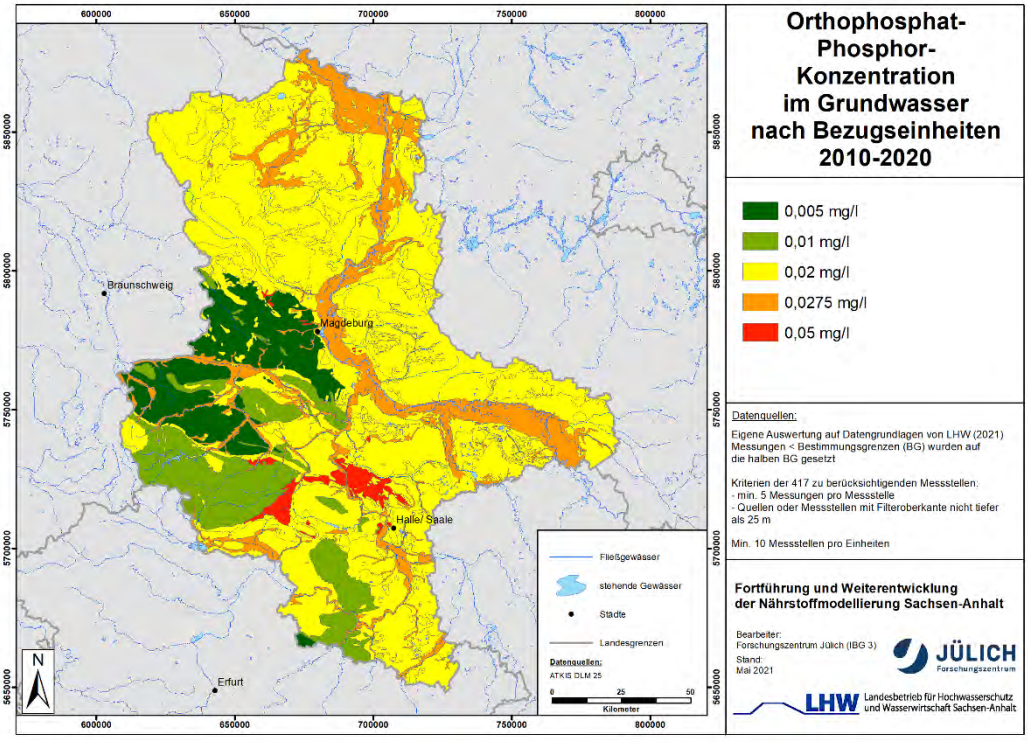


Abbildung 4-8: oPO$_4$-P-Mediankonzentrationen im Grundwasser nach hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts

Für die Modellierung des P-Eintrags über den Grundwasserpfad müsste aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen Eintragspfaden, insbesondere aus der Siedlungswasserwirtschaft, der Güteparameter P_{ges} angesetzt werden. Beim Grundwasser wäre jedoch davon auszugehen, dass die Diskrepanz zwischen gesamtem und gelöstem P klein ist, zumal die Grundwasserproben i.d.R. klar sind und es kaum Quellen für partikuläres P gibt. Der Vergleich der Mediane in den Abbildungen 4-5 und 4-6 zeigt jedoch, dass die Konzentration an o-PO_4-P oft nur 50 % der von P_{ges} ausmacht. Die Unterschiede sind insbesondere im Lockergesteinsbereich groß und übersteigen hier auch die genannten 50 %. Ursache dieser Abweichungen könnten Partikel aus dem Umfeld der Grundwasser-Messstelle sein, die beim Pumpen mitgerissen werden und von der Filterschüttung nicht zurückgehalten werden. Dagegen spricht jedoch die üblicherweise fehlende Trübung der Proben. Eine andere Möglichkeit wäre, dass es sich um gelöstes Ortho-Phosphat handelt, das aus reduziertem Grundwasser stammt und durch die Belüftung beim Pumpvorgang ausfällt, sodass bei der späteren Laboranalyse weniger Ortho-Phosphat bestimmt wird, als in situ vorhanden war. Auf diesen Zusammenhang weisen auch Wriedt und Randt (2019) sowie Driescher und Gelbrecht (1990) hin. Zur Charakterisierung des hydrogeochemischen Milieus empfehlen Wriedt und Randt (2019) die Ableitung des Molverhältnisses aus der Summe von Eisen und Mangan zu Phosphor. Bei einem Quotienten größer 2 sei ein reduzierendes Milieu anzunehmen.

Diese Herangehensweise wurde vom FZJ testweise umgesetzt. Hierbei zeigte sich jedoch – auch bei einer um den Wert 2 variierenden Grenze – kein einheitliches Bild. Vielmehr gibt es in allen Landesteilen oxidierende und reduzierende Grundwassermilieus ohne klar erkennbare Clusterbildung oder Zugehörigkeit zu den bekannten hydrogeochemischen Einheiten. Für eine Regionalisierung der auf die Messstellen bezogenen Informationen durch Interpolation reicht die Messstellendichte meist nicht aus. Daher wurde die vom FZJ aktualisierte Einstufung des hydrogeochemischen Milieus für die Modellierung des Nitrattransports im Grundwasser (Abbildung 8-18) herangezogen, die auf mehreren Güteparametern beruht. Durch Kombination von Abbildung 8-18 mit den o.g. Molverhältnissen nach Wriedt und Randt (2019) war es möglich, eine räumlich abgegrenzte Einschätzung der großräumigen Grundwassermilieus zu erhalten, die in Abbildung 4-9 zu sehen ist. Demnach können die Grundwässer der Festgesteinsgebiete weitgehend als oxidativ gelten, d.h. hier tritt keine Fällung von gelöstem Ortho-Phosphat bei Belüftung auf.

Da auch beim Übertritt von reduziertem Grundwasser in die Oberflächengewässer mit einem Milieuwechsel und P-Fällung zu rechnen ist, werden zur realistischeren Abbildung des P-Transports die regionalisierten P_{ges}-Konzentrationen für die oxidativen Grundwässer und die Ortho-Phosphat-Konzentrationen in den reduzierten Grundwässern angesetzt (Abbildungen 4-7 bis 4-9).

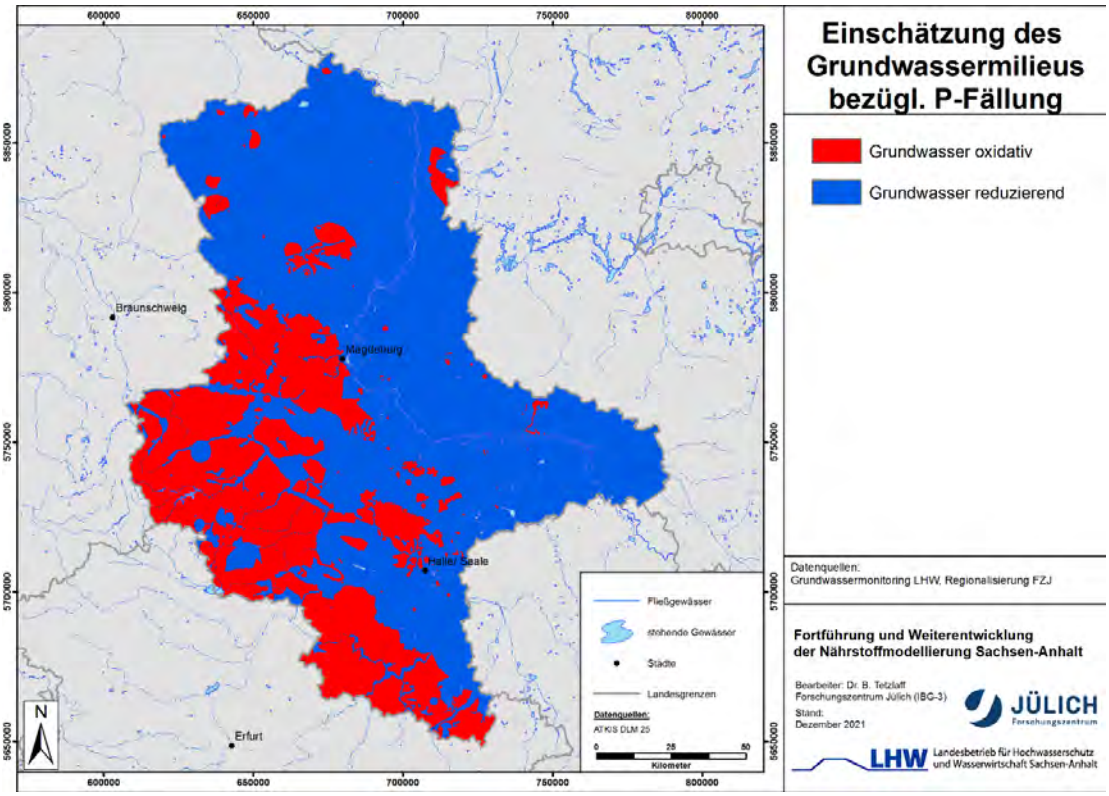


Abbildung 4-9: Regionale Ausweisung von Grundwassermilieus hinsichtlich der P-Fällung

4.2.1 Auswertung der P-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungen

Um untersuchen zu können, ob sich ein statistisch signifikanter Einfluss der im Einzugsgebiet der Grundwassermessstelle dominierenden Landnutzung auf die Höhe der P-Konzentration feststellen lässt, werden die Grundwassermessstellen nach den dominanten Landbedeckungskategorien LBM 2015 klassifiziert. Hierzu werden die Strombahnen der Grundwasserbeobachtungsrohre sowie die oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebiete der Quellen und Stollen herangezogen. Diese Daten wurden vom LHW dem FZJ am 10.05.2021 übermittelt. Die verwendeten Strombahnen sind nicht unbegrenzt, sondern bis zum kürzesten Schnittpunkt mit einer der drei Grenzen: Grundwasserkörper Sachsen-Anhalts, unterirdischen Einzugsgebiete und Bilanzgebiete aus dem Grundwasserkataster 2014/2015 abgeschnitten. In Anlehnung an die Vorgehensweise von Mrozik et al. (2018), die die Strombahnen abgeleitet haben, werden die Strombahnen beidseitig mit 50 m gepuffert (Gesamtbreite des Puffers 100 m). Um den Einfluss der unmittelbaren Messstellenumgebung zu berücksichtigen, wird außerdem um jedes Beobachtungsrohr ein Puffer mit einem Radius von 10 m gezogen. Für nahezu jede Quelle und jeden Stollen stehen, anstelle von Strombahnen, sowohl ein oberirdisches als auch ein unterirdisches Einzugsgebiet zur Verfügung. Diese werden zusammengeführt, um die Einflüsse oberirdischer und unterirdischer Strömungen berücksichtigen zu können. Insgesamt können für 399 oberflächennahe Grundwassermessstellen (Filteroberkante nicht tiefer als 25 m) mit mindestens fünf Gesamtphosphor-Messungen im Zeitraum 2010-2020 und für 414 oberflächennahe Grundwassermessstellen mit mindestens fünf oPO_4-P-Messungen im Zeitraum 2010-2020 „Beeinflussungsbereiche“ (gepufferte Strombahnen oder

Einzugsgebiete) ermittelt werden. Anschließend werden die Anteile der in Tabelle 4-2 dargestellten Klassen (mittlere und letzte Spalten) in jedem Beeinflussungsbereich in GIS bestimmt. Diese Klassen können zu den Kategorien (erste Spalte) aufaddiert werden. Die Kategorie mit der größten Fläche stellt die dominante Landbedeckungskategorie der Grundwassermessstelle dar. Vereinfachend können die Kategorien A zu Siedlung, B zu Ackerland, C zu Dauergrünland, D zu Wald und E zu offener Fläche ohne Vegetation zusammengefasst werden.

Tabelle 4-2: Landbedeckungen nach LBM 2015 (BKG 2021)

A	Bebauung	B110
	Anlagen	B121
	Versiegelte gebäudelose Flächen	B122
	Mischflächen (regelmäßige Struktur)	B242
B	Ackerland	B211
	Weinbau	B221
	Obst- und Beerenobst	B222
	Hopfen	B224
C	homogenes Grünland	B231
	inhomogenes Grünland	B321
	Grasland mit Bäumen (< 50%)	B233
D	Zwergsträucher (Heide)	B322
	Büsche, Sträucher	B324
	Aufforstung	B310
	Laubbäume	B311
	Nadelbäume	B312
	Nadel- und Laubbäume	B313
E	Sand, Steine, Erde	B330
	Fels	B332
	Brandfläche	B334
	Schnee (permanent) und Eis	B335
F	Sumpf	B411
	Moor	B412
	Sumpf mit Büschen/Bäumen < 50%	B413
	Moor mit Büschen/Bäumen < 50%	B414
G	Watt	B423
	Wasserlauf	B511
	Wasserfläche	B512
	Lagune	B521
	Mündungstrichter	B522
	Offenes Meer	B523

Nachdem die Grundwassermessstellen den Landbedeckungen zugeordnet wurden, werden sie in Gruppen statistisch untersucht. Abbildung 4-10 stellt die statistische Verteilung der verschiedenen Kategorien für den Parameter Gesamtphosphor dar. Die Verteilungen der Gruppen (mit Ausnahme von E) sind ähnlich, die Mediankonzentrationen befinden sich ca. auf dem gleichen Niveau (zwischen 0,03 und 0,04 mg/L). Bei der Kategorie Ackerland sind jedoch mehr Ausreißer in höheren Wertebereichen zu erkennen. Abbildung 4-11 ergibt ein ähnliches Bild für den Parameter Orthophosphat-Phosphor. Die Mediankonzentrationen der verschiedenen Kategorien befinden sich ca. auf dem gleichen Niveau um 0,02 mg/L. Offene Flächen ohne Vegetation als dominierende Landbedeckung treten im Einzugsgebiet von nur zwei Grundwassermessstellen auf, weshalb dieser Nutzungstyp nicht weiter betrachtet werden kann.

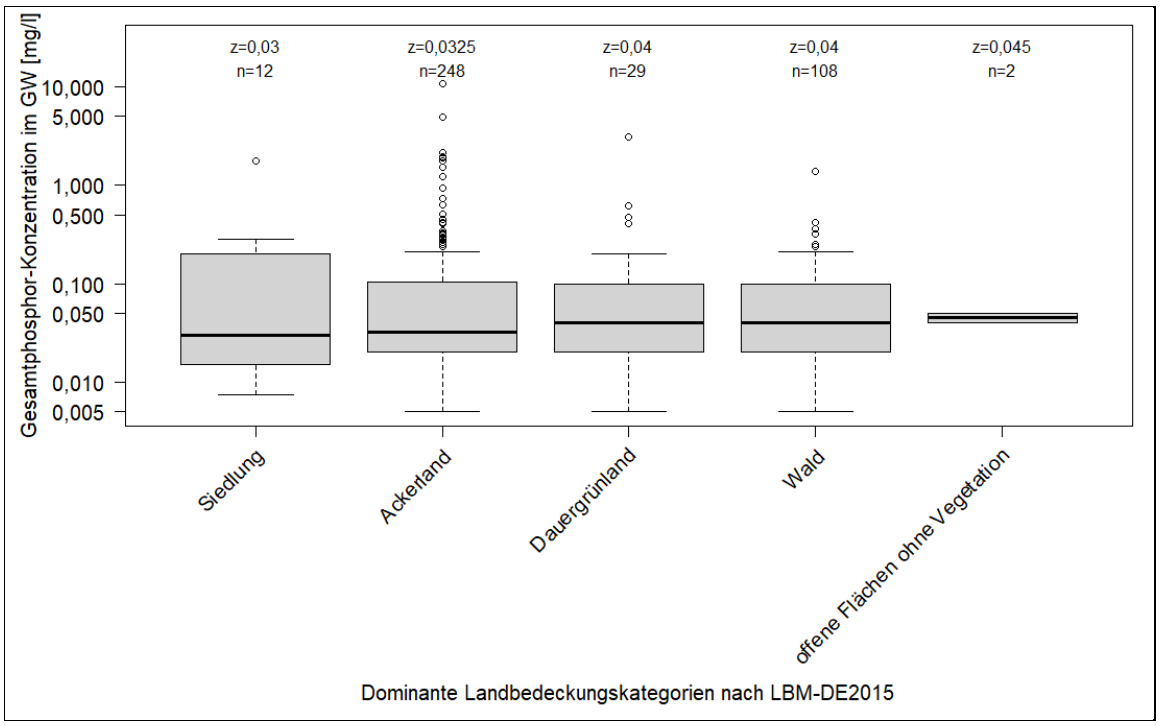


Abbildung 4-10: Gesamtphosphor-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungskategorien LBM 2015 (n: Anzahl der Messstellen, z: Median)

oPO$_4$-P-Konzentrationen

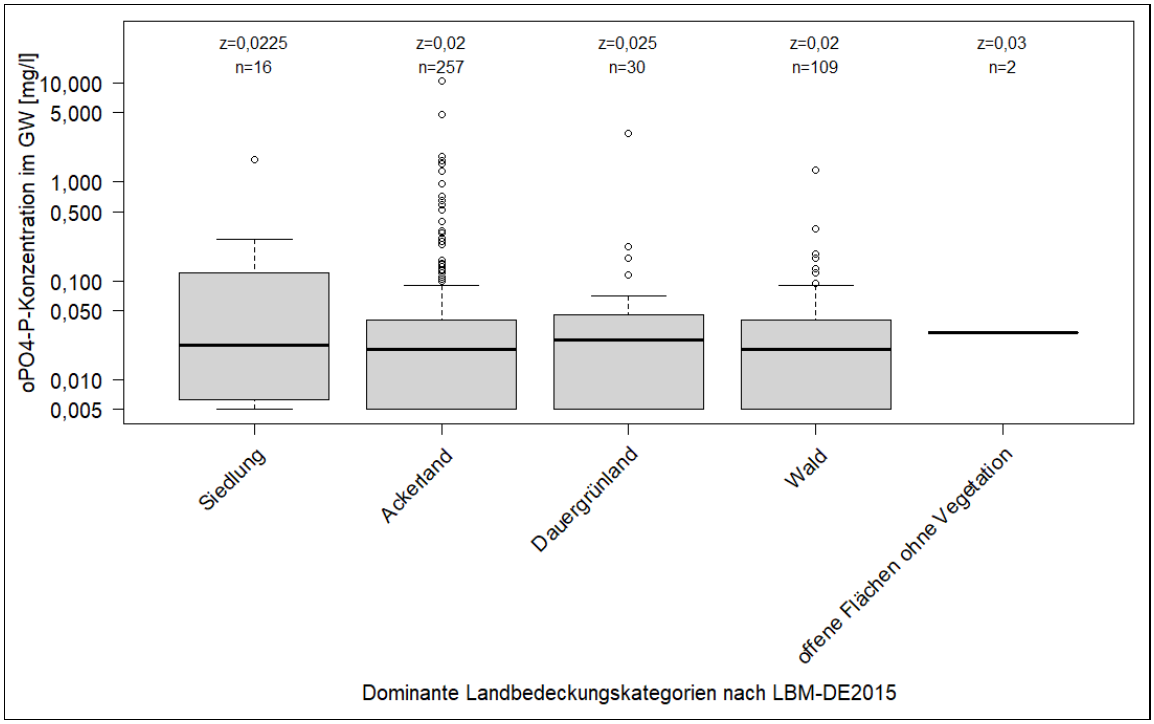


Abbildung 4-11: oPO$_4$-P-Konzentrationen nach dominanten Landbedeckungskategorien LBM 2015 (n: Anzahl der Messstellen, z: Median)

Es stellt sich die Frage, ob sich die P-Konzentrationen der verschiedenen Landbedeckungskategorien statistisch signifikant voneinander unterscheiden. Um diese Frage zu beantworten, wird der Kruskal-Wallis-Test (Gl. 4-1) für die Kategorien mit genügend großem Stichprobenumfang (A, B, C, D) verwendet. Dabei handelt es sich um ein nicht-parametrisches Verfahren. Dieser Test wird angewandt, wenn die Voraussetzungen für ein parametrisches Verfahren (bspw. Normalverteilung) nicht erfüllt sind (Tabelle 4-3).

$$H = \left[\frac{12}{N \cdot (N+1)}\right] \cdot \left[\sum_{i=1}^{k} \frac{T_i^2}{n_i}\right] - 3 \cdot (N+1) \qquad \text{Gl. 4-1}$$

mit:

N = Gesamtstichprobenumfang
T_i = Rangsumme für Gruppe i
n_i = Stichprobenumfang der Gruppe i
K = Anzahl der Gruppen

Tabelle 4-3: Ergebnis des Tests auf Normalverteilung Shapiro-Wilk (Signifikanz kleiner als 0,05 deutet auf eine Nicht-Normalverteilung hin)

	Test auf Normalverteilung: Shapiro-Wilk			
Parameter	**Kategorie**	**df**	**Testgröße W**	**Signifikanz p**
Gesamtphosphor	A	12	0,47	0,000
	B	248	0,19	0,000
	C	29	0,34	0,000
	D	108	0,41	0,000
	E	2	k. A.	k. A.
Orthophosphat-Phosphor	A	16	0,41	0,000
	B	257	0,14	0,000
	C	30	0,24	0,000
	D	109	0,24	0,000
	E	2	k. A.	k. A.

Tabelle 4-4: Ergebnis des Kruskal-Wallis-Tests für die dominanten Landbedeckungen

Kruskal-Wallis-Test	**H-Statistik (Testgröße)**	**df (Freiheitsgrade)**	**Signifikanz p**
Gesamtphosphor-Konzentration nach dominanten Landbedeckungskategorien	0,60	3	0,897
Orthophosphat-Phosphor-Konzentration nach dominanten Landbedeckungskategorien	0,89	3	0,829

Die Nullhypothese H_0 des Kruskal-Wallis-Tests besagt, dass die dominanten Landbedeckungen keine Unterschiede hinsichtlich oPO_4-P- und Gesamtphosphorkonzentrationen aufweisen. Die in Tabelle 4-4 berechneten Signifikanzen sind deutlich größer als 0,05. Somit kann die Nullhypothese H_0 als wahr angenommen werden.

Das Ergebnis der Untersuchung bedeutet auch, dass ein Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf die P-Konzentration im Grundwasser mit den hier genutzten Messdaten und Methoden statistisch signifikant nicht belegt werden kann. Dabei ist es als generelle Aussage zu verstehen, dass der grundwasserbürtige Abfluss - im Unterschied zu Wassererosion, Abschwemmung oder Dränagen - keinen typischen Eintragspfad für P aus landwirtschaftlichen Quellen darstellt. Dies entspricht auch der Auffassung der AVV GeA zur Frage der sektoralen Verantwortlichkeit für pfadbezogene P-Einträge. Die abweichende Bedeutung des Grundwasserpfads bei landwirtschaftlich verursachten Nitrateinträge erklärt sich aus den unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften der beiden Anionen.

Die hier angewendete Methode bezieht die Grundwassermessstellen in ihrer Gesamtheit ein und betrachtet die Mediankonzentrationen. Dies ist gängige Praxis bei hydrogeochemischen Untersuchungen. Das Ergebnis kann anders ausfallen, wenn kleinräumige Einzelfälle betrachtet würden, was nicht Gegenstand dieser landesweiten Studie ist. Im Einzelfall kann bei Vorliegen spezieller Standortbedingungen in Kombination, z.B. hoch anstehendes Grundwasser, sandige Böden, sehr hoher P-Versorgungsgrad, ein Beitrag der Landwirtschaft zur Grundwasserbelastung nicht ausgeschlossen werden. Beispiele sind aus den Niederlanden und aus Deutschland bekannt (Breeuwsma u. Reijerink 1992, Breeuwsma et al. 1990, Schoumans et al. 1991, Harenz 1992). Ähnliche Sonderfälle können auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft durch undichte Kanalisationen im urbanen Raum auftreten (am Beispiel des Arendsee-Einzugsgebiets, Meinikmann et al. 2015).

4.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, wobei P in meist niedrigen Konzentrationen transportiert wird. Zur Gebietskulisse sei auf die Karte des natürlichen Zwischenabflusses in Abbildung 7-12 verwiesen. Messwerte zu P-Konzentrationen im Zwischenabfluss liegen wegen des hohen messtechnischen Aufwands kaum vor, sodass man sich an den Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers oder des Sickerwassers orientiert (Gebel et al. 2016, LUBW 2015). Sickerwasseruntersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) an den Standorten Puch und Kempten ergaben mittlere P-Konzentrationen von 0,05 mg/L P_{ges}, die düngungsunabhängig ermittelt wurden. Für die Modellierung des Eintrags über Zwischenabfluss werden im Projekt die für das oberflächennahe Grundwasser ermittelten Mediankonzentrationen P_{ges} verwendet (Kapitel 4.2, Abbildung 4-7).

4.4 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Wassererosion

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen Acker-, Dauerkultur- und Dauergrünlandflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie die P-Gehalte des Oberbodens und Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden hierzu keine Modellierungen mit MEPhos vorgenommen, sondern es wurde auf vorhandenen aktuellen Ergebnissen der LLG aufgesetzt. Diese als Summen für Feldblöcke ausgewiesenen Informationen wurden mit dem Modell ABAGflux ermittelt, das auf der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) aufsetzt. Da mit der ABAG langjährig mittlere Bodenabtragsgefahren quantifiziert werden, hierbei jedoch keine explizite Berücksichtigung des Oberflächenabflusses eingeht, wird beim Eintragspfad Wassererosion ausschließlich der partikuläre Phosphortransport simuliert. Eine Simulation des gelösten Phosphattransports erfolgt beim Eintragspfad Abschwemmung, der nachfolgend beschrieben wird.

4.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt. Wesentliche Einflussfaktoren auf die Höhe des Eintrags gelösten Phosphats mit dem Oberflächenabfluss in die Oberflächengewässer sind u.a. die Art der landwirtschaftlichen Nutzung und damit die Bodenrauhigkeit, Hangneigung, Entfernung zum Gewässer, Transportkraft des Oberflächenabflusses.

Die Gebietskulisse der Abschwemmung für Acker-, Dauerkultur- und Dauergrünlandflächen ergibt sich aus der Erosionskulisse (Kapitel 4.4), da hier bereits die Feldblöcke mit Gewässeranschluss identifiziert wurden. Die Konzentration des Oberflächenabflusses erfolgt im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, sodass hier der wesentliche Stofftransport erfolgt. Diese Teilbereiche eines Feldblocks wurden anhand der von der LLG bereitgestellten Daten zu Abflussbahnen identifiziert. In Abhängigkeit der in den Abflussbahnen dargestellten Abflussakkumulationen gehen die Rasterzellen gewichtet in die Gebietskulisse ein. Standorte mit sandigem Oberboden zählen nicht zu den Entstehungsorten für Oberflächenabfluss und wurden aus der Kulisse entfernt.

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße u. Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun u. Leuenberger 1991).

Die in der Modellierung angesetzten Exportkoeffizienten für P können sich nur in der Größenordnung bewegen, die in Feldstudien im Mittelgebirge ermittelt worden sind (Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	**Referenzwert [mg P_{ges}/L]**	**Referenzwert [kg P_{ges}/ (ha·a)]**
Ackerland mit verschlämmungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8

Quellen: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße u. Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

4.6 Ansatz zur Modellierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über Regenwasserkanäle im Trennsystem eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM 25 im Stand 2021 selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone des DLM sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM zu Gewässerbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,7 kg/(ha·a) gemäß den aktuellen Daten des Depositionsmessnetzes des LAU Sachsen-Anhalt.

5 Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Neben den in den Kapiteln 3 und 4 beschriebenen Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen ist es zur vollständigen Abbildung der mittleren Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitern, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Einträge aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen erfolgt in diesem Projektvorhaben keine Aktualisierung. Diese ist bereits in einem Vorgängerprojekt erfolgt, wobei die Berechnungsmethoden und Ergebnisse ausführlich in Tetzlaff (2017) beschrieben worden sind. Der Vollständigkeit halber werden diese hier in unveränderter Form nochmals dokumentiert.

5.1 N- und P- Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Durch die behördliche Einleiterüberwachung und die von den Betreibern der Abwasseranlagen durchzuführende Selbstüberwachung sind Abwasserbehandlungsanlagen einer regelmäßigen Kontrolle unterworfen, bei der u.a. die N- und P-Konzentrationen im Ablauf sowie die eingeleiteten Abwassermengen gemessen werden. Die Überwachungshäufigkeit und damit die Anzahl der Messwerte hängen u.a. von der Anlagengröße ab (Rd.Erl. des MLU vom 26.10.2011 und Selbstüberwachungsverordnung). Im vorliegenden Projekt zur Ermittlung von Nährstoffeinträgen in Sachsen-Anhalt wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) sowie Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) Daten zu Kläranlagen und industriell-gewerblichen Direkteinleitern bereitgestellt (Tabelle 5-1).

Den N- und P-Ablauffrachten der Kläranlagen liegen in der Regel Analysenwerte zu den Parametern gesamter gebundener Stickstoff (TN_b, im Deutschen: GesN) sowie Gesamtphosphor (P_{ges}) für die Jahre 2018 und 2019 zugrunde. Diese Frachten wurden bereits vom LAU aus der Jahresabwassermenge und den mittleren Jahresablaufkonzentrationen errechnet. In den wenigen Fällen, bei denen die mittlere TN_b-Ablaufkonzentration nicht bekannt ist, wurde die mittlere Konzentration für N_{org} im Ablauf der Kläranlage pauschal mit 2 mg/L angenommen. Die mittlere TN_b-Ablaufkonzentration wurde dann als Summe aus den gemessenen Mittelwerten für die Parameter NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N und den geschätzten 2 mg/L für N_{org} errechnet. Darüber hinaus wurde vom FZJ aus den Angaben zu den Einleitgewässern eine Differenzierung zwischen einer Einleitung in die Oberflächengewässer oder einer Einleitung ins Grundwasser vorgenommen. Letztere sind jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Tabelle 5-1: Übersicht der verwendeten Datengrundlagen zur Ableitung von N- und P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Datensatz	**Dateninhalt**
azp_12_2018_Fracht_GLD.XLSX (05.05.2021) EÜ_2019_Frachten_GLD.XLSX (05.05.2021) EÜ_Frachten_2019_TNB unbekannt.pdf (18.05.2021) Koordinaten zu KA: Osterwieck (153571000001), Arneburg (153631000057), Dambeck (153701000022) wurden von Herrn Bach (LHW) nachträglich ergänzt (29.06.2021)	**Kläranlagendaten**: *Namen, Koordinaten der Einleitstellen, Einleitgewässer, Jahresabwassermengen, Ablaufkonzentrationen zu den Nährstoffen, mittlere Ablauffrachten zu u.a. TN_b und P_{ges} für die Jahre 2018 und 2019*
Zusammenstellung Industrie_KA_2018.xlsx (18.05.2021) Zusammenstellung Industrie_KA_2019.xlsx (18.05.2021) Ergänzung der Koordinaten: Zusammenfassung_Industrie_ST_18_19_Lüder.xlsx (07.09.2021) Zusammenfassung_Industrie_ST_18_19_Ba80921.xlsx (08.09.2021)	**Daten der industriellen Direkteinleiter**: *Namen, Koordinaten der Einleitstellen, Einleitgewässer, Jahresabwassermengen, Ablaufkonzentrationen zu den Nährstoffen für die Jahre 2018 und 2019*

Bei den industriell-gewerblichen Direkteinleitern lagen Jahresfrachten zum Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor nicht direkt vor, konnten jedoch aus den Angaben zu Jahresabwassermengen bzw. Jahresschmutzwassermengen und mittleren Ablaufkonzentrationen errechnet werden. Bei Einleitern, für die Werte für TN_b und anorganischen Stickstoff (N_{ges}) oder nur für TN_b vorliegen, wurden die TN_b-Werte verwendet, da in diesem Wert neben dem gesamten anorganischen Stickstoff auch organisch gebundener Stickstoff enthalten ist. Bei den Einleitern, für die nur Werte für N_{ges} vorliegen, wurde dieser Wert gleich TN_b angesetzt. Wenn sowohl TN_b als auch N_{ges} Konzentrationen fehlen, werden die Summen aus teils vorhandenen NH_4-N-, NO_3-N-, NO_2-N-Konzentrationen herangezogen. In den Fällen, wo lediglich Jahresschmutzwassermengen erfasst wurden, werden diese Werte gleich Jahresabwassermengen angesetzt. Auch für die Direkteinleiter wurde differenziert, ob deren Einleitung ins Grundwasser oder in die Oberflächengewässer erfolgt.

In den Stammdaten konnten bei einigen Einleitstellen („Henglein Klosterhäseler, Klärwerk 2 (SBR 1 + SBR 2)“ und „Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft (IKW Wählitz)“) keine Koordinaten bereitgestellt werden. Daher wurden die Koordinaten anhand der Angaben „Einleitung zum Pleisbach“ bzw. „Einleitung zum Rippach“ abgeschätzt und das Ergebnis mit Luftbildern abgeglichen. Darüber hinaus wurden auf Hinweis des LHW die Koordinaten der Einleitstelle „Zellstoffwerk Stendal“ korrigiert (E-Mail vom 10.11.2022).

5.2 Modellierung der N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen (aus Tetzlaff 2017)

Abwasser aus Mischkanalisationen wird in Kläranlagen mehrstufig behandelt, bevor der Abwasserstrom in Fließgewässer eingeleitet wird. Entsprechend reduziert sind die Konzentrationen im Kläranlagen-Ablauf gegenüber dem -Zulauf. Bei Starkregenereignissen steigt die Abwassermenge im Mischkanalnetz kurzfristig stark an, wobei sich das Abwasser

infolge Überlagerung unterschiedlicher Prozesse als Mischung aus im Kanal bereits vorhandenem Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen, im Kanal aufgewirbelten und verfrachteten partikulären Ablagerungen sowie dem Abtrag aus der Sielhaut darstellt (Beichert u. Hahn 1996, Dette et al. 1996). Wenn bei Starkregenereignissen die Behandlungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen und der im Kanalnetz vorhandenen Sonderbauwerke überstiegen werden, kann es zum Abschlag unbehandelten Mischwassers direkt in die Vorfluter kommen. Hierdurch erhalten Gewässer kurzzeitig starken hydraulischen Stress sowie einen hohen Stoffinput, der zur Schädigung des aquatischen Ökosystems führen kann. Um beurteilen zu können, wann es bei welchen Bedingungen zu Mischwasserüberläufen kommt, müssen die Rückhaltekapazitäten im Netz, z.B. Kanalstauräume, Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken, bekannt sein. Außerdem spielen die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Sonderbauwerke, wie Drosselstrecken oder Düker, eine große Rolle, weil durch Rückstaueffekte das Abfluss- und Stofftransportverhalten stark verändert werden kann (Dette et al. 1996).

Aus dem Gesagten wird bereits deutlich, dass Einträge als Folge von Mischwasserentlastungen einer sehr hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen, wodurch eine Betrachtung mehrjähriger mittlerer Zustände auf kanalnetzübergreifender, großskaliger Ebene erschwert wird. Aufgrund der angesprochenen Vorgänge ist die Genauigkeit von Berechnungen der Hydraulik und insbesondere der Schmutzfracht bereits bei zeitlich hoch aufgelöster Betrachtung einzelner Kanalnetze stark eingeschränkt, zumal der Abfluss ungleichmäßig erfolgt und Spülstöße auftreten (Dette et al. 1996). Eine Übertragbarkeit von Untersuchungen ist wegen der Individualität von Kanalnetzen ebenfalls nur bedingt möglich. Zur landesweiten Berechnung des mittleren Eintrags über Mischwasserüberläufe ist daher ein robuster Ansatz erforderlich, der sich auf die wesentlichen und flächendeckend erfassbaren Parameter beschränkt.

Die mittlere Höhe des Eintrags hängt dabei entscheidend von der in die Fließgewässer entlasteten Abflussmenge ab, die sich aus der Oberflächenabflusssumme der an das Mischkanalnetz angeschlossenen versiegelten Flächen, der Regenabflussspende zur Kläranlage sowie des kumulierten Rückhaltevolumens aller Speicherbauwerke ergibt. In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128, 1992) wird im Modell MEPhos der mittlere Nährstoffeintrag infolge Mischwasserentlastung nach Gl. 5-1 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e,MS} = VQ_{r,MS} \cdot e_0 \cdot c_{NP,MS} \qquad \text{Gl. 5-1}$$

mit:	$SF_{e,MS}$	= entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen	[t/a]
	$VQ_{r,MS}$	= jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem	[m³/a]
	e_0	= Jahresentlastungsrate	[%/100]
	$c_{NP,MS}$	= Konzentration N bzw. P im entlasteten Mischwasser	[mg/L]

Zunächst war zu klären, in welchen Gebieten Sachsen-Anhalts Mischwasserkanalisationen verbaut sind. Hierzu wurden dem FZ Jülich vom LAU Daten zum Kanalnetz zur Verfügung gestellt, die das Statistische Landesamt Sachsen-Anhalt erhoben hat (Stand 31.12.2013).

Für 218 Gemeinden werden hier die Längen aller Misch-, Schmutz- und Regenwasserkanäle sowie der Transportkanäle genannt. Dies erlaubt die Bestimmung von Anteilen des Mischsystems am gesamten Kanalisationsnetz einer Gemeinde. Für Sachsen-Anhalt ergibt sich ein mittlerer Anteil des Mischsystems von 18 % gegenüber 17 % in Kuhr et al. (2014). Abbildung 5-1 zeigt den Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz jeder Gemeinde. Insgesamt verfügen von 218 lediglich 124 Gemeinden über ein Mischsystem, wobei die Anteile zwischen 0,4 und 100 % schwanken.

Da die Angaben zum Kanalnetz auf Gemeindebasis vorliegen, erfolgt die gesamte Modellierung des Stoffeintrags aus Mischwasserentlastungen, aber auch aus Regenwasserkanälen auf dieser räumlichen Aggregationsstufe.

Zur Ermittlung der an Mischsysteme angeschlossenen befestigten Fläche wurden für die Gemeinden mit Mischwasserkanalisation aus den Landnutzungsdaten des ATKIS DLM 25 die urbanen Landnutzungsklassen selektiert: Wohnbaufläche, Industrie und Gewerbe, Flächen besonderer funktionaler Prägung, Verkehrsflächen sowie Mischnutzung. Für jede dieser urbanen Nutzungsklassen (die aus versiegelten und unversiegelten Flächenanteilen bestehen) wird ein mittlerer Versiegelungsgrad definiert, der in Abhängigkeit der Klasse zwischen 40 und 85 % ausmacht. Durch Multiplikation der Gebietsgröße der Nutzungsklasse mit dem jeweiligen Versiegelungsgrad ergibt sich die befestigte Fläche $A_{E,b}$ (vormals A_{red}) im Sinne des versiegelten Teils des urbanen Raums, der in Kanalisationen entwässert (LAU 2008).

Nach Gl. 5-1 sind Angaben zur jährlichen Regenabflusssumme im Mischsystem erforderlich. Der mittlere jährliche Regenabfluss ergibt sich in der Modellierung aus dem mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelten Direktabfluss (Abbildung 5-2; Kuhr et al. 2014) auf befestigten Flächen $A_{E,b}$. Die gesamte Abflusssumme auf befestigten Flächen wird entsprechend des Anteils, den das Mischsystem am Kanalisationssystem einer Gemeinde besitzt, gesplittet.

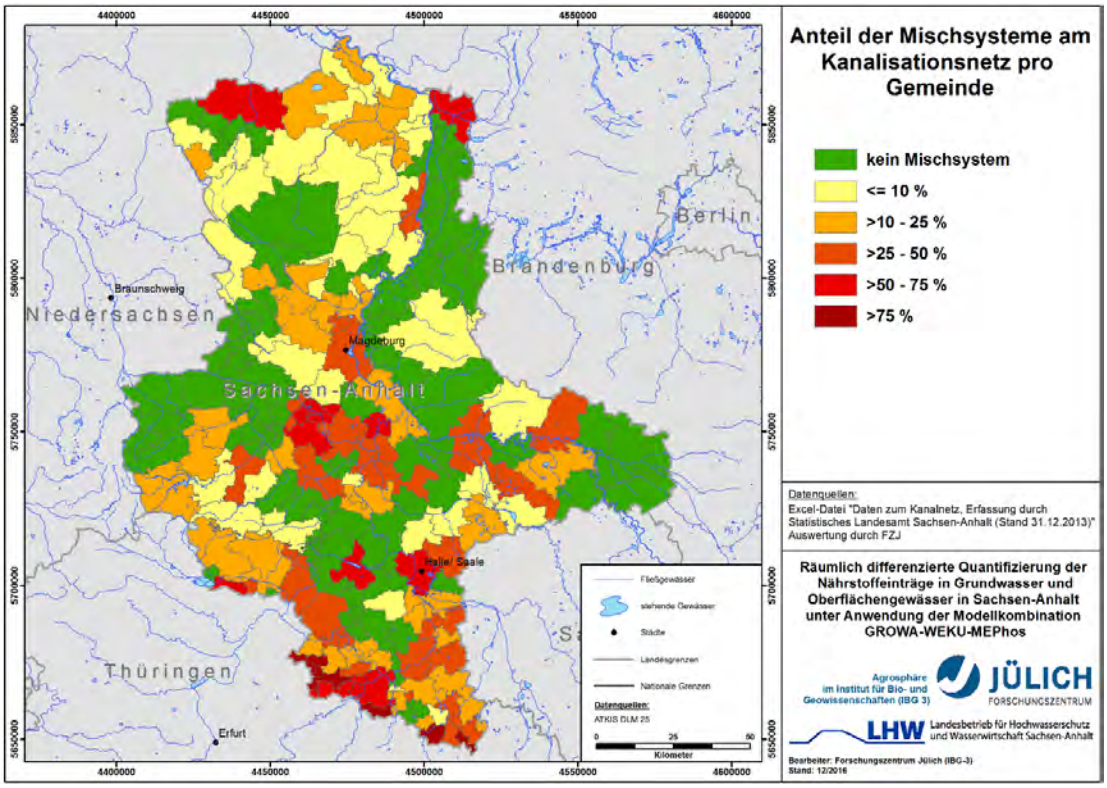


Abbildung 5-1: Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz auf Gemeindebasis

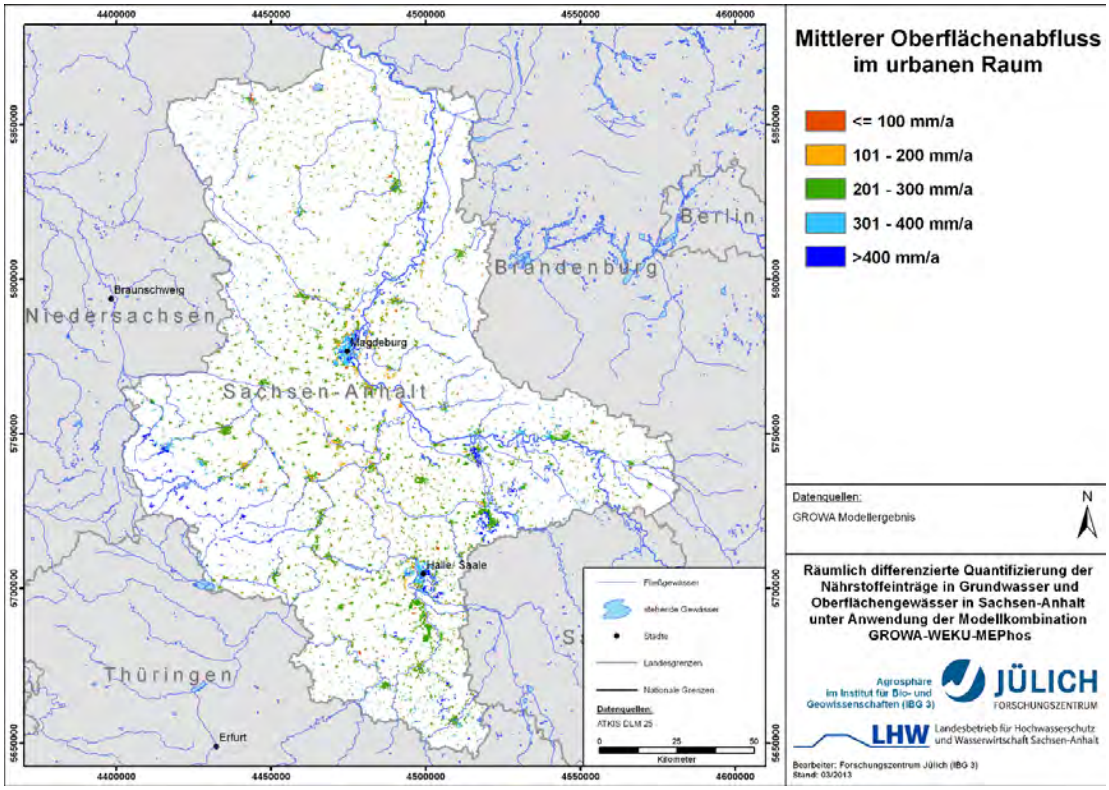


Abbildung 5-2: Mittlere Oberflächenabflusshöhe von befestigten Flächen (1971-2000)

Die zulässige Entlastungsrate e_0 eines Einzugsgebiets mit Mischsystem errechnet sich aus den beiden Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (q_r) und kumuliertes spezifisches Speichervolumen (V_S) gemäß Gl. 5-2 bis Gl. 5-5 (ATV-A 128, 1992). Im Unterschied zur Vorgängerstudie Kuhr et al. (2014) wird als mittlere Regenabflussspende der Wert 1,47 l/(s·ha) angesetzt. Dieser Wert ergibt sich als flächengewichteter Mittelwert aus 47 KOSIM-Modellprojekten mit Stand 2006-2016, die das LAU ausgewertet hat und wird auf Wunsch der Expertengruppe „Maßnahmen an urbanen Systemen“ verwendet. Das KOntinuierliche LangzeitSIMulationsprogramm KOSIM dient in Sachsen-Anhalt als Prüfmodell der Wasserbehörden für Schmutzfrachtnachweise (Anforderung in Sachsen-Anhalt an Mischsysteme: Einhaltung von 250 kg CSB pro Hektar angeschlossener befestigter Fläche und Jahr).

$$e_0 = \frac{H_1}{V_S + H_2} - 6 \qquad \text{Gl. 5-2}$$

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot qr}{0{,}551 + qr} \qquad \text{Gl. 5-3}$$

$$H_2 = \frac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot qr}{0{,}5 + qr} \qquad \text{Gl. 5-4}$$

Das spezifische Speichervolumen eines Einzugsgebiets mit Mischentwässerung setzt sich zusammen aus den kumulierten Speichervolumina aller Regenentlastungsanlagen, die auf die kumulierte befestigte Fläche mit Anschluss an diese Bauwerke bezogen wird:

$$V_S = \frac{V_{MS}}{A_{E,bMS}} \qquad \text{Gl. 5-5}$$

mit:
- V_S = spezifisches Speichervolumen
- V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet
- $A_{E,b,MS}$ = kumulierte befestigte Fläche mit Anschluss an Sonderbauwerke des Mischkanalsystems

Zum Speichervolumen von Regenentlastungsanlagen wurden Daten vom LAU bereitgestellt, die das Statistische Landesamt Sachsen-Anhalt mit Stand 31.12.2013 erfasst hat. Dabei handelt es sich um die Erfassung von Regenbecken im Verlauf der Kanalisation (ohne Klärwerksgelände) sowie von auf dem Klärwerksgelände gelegenen Regenbecken. Zu 81 der 124 Gemeinden mit Mischsystem liegen Angaben zu Regenbecken mit Speichervolumina vor. Bei mehreren Entlastungsanlagen wurden die Angaben für Gemeindeschlüssel summiert. Entlastungsraten e_0 können nach Gleichung 5-2 für 81 Gemeinden ermittelt werden. Bei Fehlen von Eingangsdaten wird auf Wunsch der

Expertengruppe „Maßnahmen an urbanen Systemen“ ein spezifisches Speichervolumen von 25 m³/ha angesetzt, aus dem sich nach ATV 128 (1992) eine mittlere Entlastungsrate von 35 % ergibt. Über alle Gemeinden ergibt sich im Mittel eine Entlastungsrate von 26 %, der Median liegt bei 35 %.

Nach Gl. 5-1 muss zur Berechnung der mittleren Nährstoffeinträge auch die mittlere Konzentration von P_{ges} bzw. N_{ges} im entlasteten Mischwasser bekannt sein. Diese Konzentrationswerte wurden bislang der Literatur entnommen. Im Unterschied dazu können jetzt erstmalig die Ergebnisse der nach der Vorgängerstudie Kuhr et al. (2014) abgeschlossenen Sonderuntersuchungsprogramme in Sachsen-Anhalt für die Modellierung genutzt werden. Auf Wunsch der Expertengruppe wurden explizit die Ergebnisse des LAU-Sonderuntersuchungsprogramms „Frachtemission Mischwasser Sachsen-Anhalt“ Halberstadt 2010-2014 herangezogen, aus denen sich eine mittlere Konzentration P_{ges} von 2,4 mg/L sowie eine mittlere Konzentration TN_b von 12,7 mg/L ergeben.

5.3 Modellierung der mittleren N- und P- Einträge über Regenwasserkanäle (aus Tetzlaff 2017)

Unter dem Pfad Regenwasserkanäle werden in dieser Arbeit Nährstoffeinträge von befestigten Flächen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, verkehrsbedingten Staubeintrag, Laubstreu und tierische Exkremente. Nach der Modellvorstellung erreicht der Abfluss den Vorfluter direkt über Regenwasserkanäle im Trennsystem, d.h., es erfolgt keine Behandlung des Regenwassers. Eine dezentrale Regenwasserbeseitigung bleibt unberücksichtigt, zumal räumlich hoch aufgelöste Daten hierzu nicht zur Verfügung stehen.

Neben der Nährstoff-Konzentration sind folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil befestigter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von befestigten Flächen, die an Trennkanalsysteme angeschlossen sind (Beudert 1997, MUNLV 2003). Während die beiden Parameter befestigte Flächen und Abflusshöhe als flächendifferenzierte Datensätze zur Landnutzung bzw. zur Direktabflusshöhe nach mGROWA vorliegen, sind Informationen über den Anschlussgrad versiegelter Flächen an die Kanalisationstypen Mischkanal bzw. Trennkanal in der Regel lediglich für größere administrative Einheiten vorhanden. Vom LAU konnten dem FZ Jülich entsprechende Daten auf Gemeindebasis zur Verfügung gestellt werden, wie bereits in Kapitel 5.2 dargestellt. Danach sind in 217 Gemeinden Trennsysteme mit Anteilen zwischen 1,3 und 100 % verbaut.

Für die befestigten Flächen eines Sub-Einzugsgebiets wird die Direktabflusshöhe mittels GROWA berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation im Einzugsgebiet einnimmt. Der resultierende Direktabflussanteil wird mit einer einheitlichen Konzentration (N, P) multipliziert (MUNLV 2003, Gl. 5-6).

$$FTK = \frac{Q_{Dir,befest} \cdot \left(\frac{A_{TK}}{100}\right) \cdot C_{N,Pges}}{100}$$

Gl. 5-6

mit:	F_{TK}	= N,P-Einträge über Regenwasserkanäle	[kg/(ha·a)]
	$Q_{Dir, befest}$	= mittlere Abflusshöhe von befestigten Flächen	[mm/a]
	A_{TK}	= Anteil des Trennkanalsystems am Entwässerungssystem	[%]
	$C_{N,Pges}$	= mittlere Konzentration N_{ges} bzw. P_{ges}	[mg/L]

Wie oben ausgeführt, hängt die Nährstoffbelastung im Regenwasserablauf u.a. von der atmosphärischen Deposition und von verkehrsbedingten Staubemissionen ab. Diese Faktoren schwanken räumlich, zumal das Bundesland Sachsen-Anhalt stark unterschiedliche Bevölkerungsdichten und damit Belastungspotenziale aufweist (Abbildung 5-3). Es wird daher davon abgesehen, mit einer pauschalen Standard-Konzentration im Regenwasserablauf zu modellieren. Stattdessen werden drei Belastungskategorien unterschieden (Tabelle 5-2). Die räumliche Umsetzung der Belastungskategorien zeigt Abbildung 5-4.

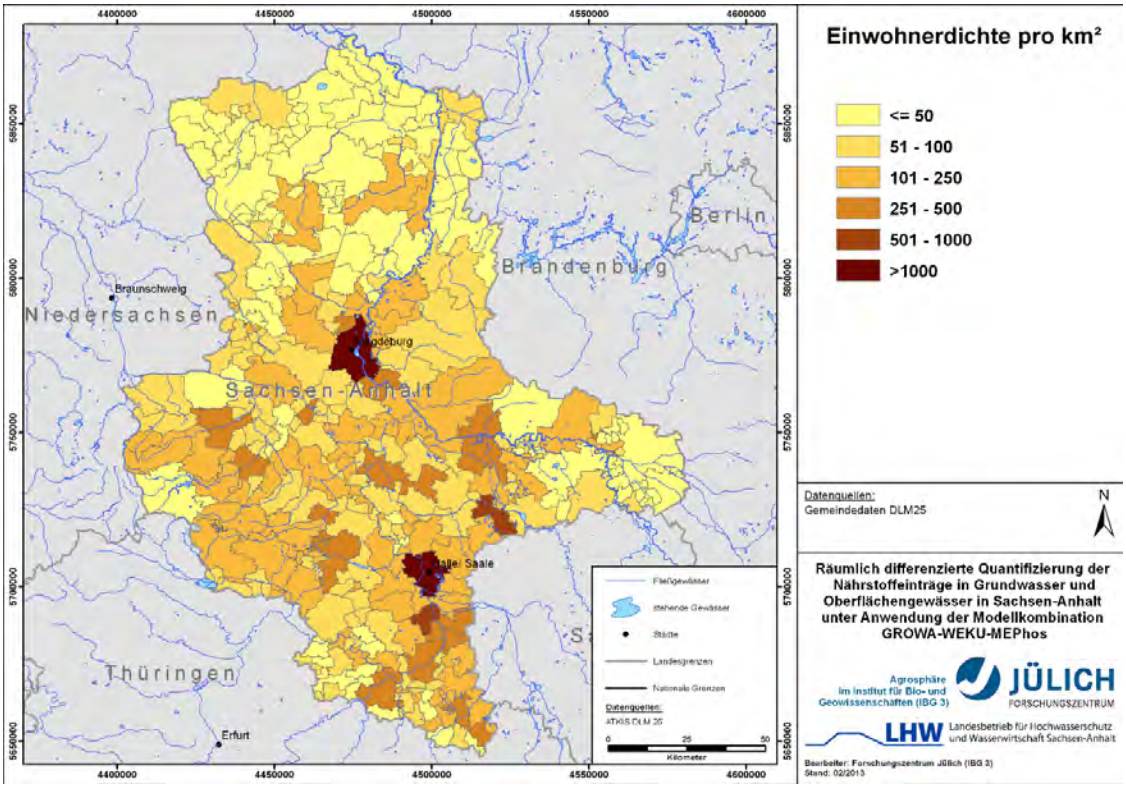


Abbildung 5-3: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2010

Tabelle 5-2: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen

Kategorie	**Objektarten ATKIS DLM25**	**Konzentration P_{ges} (mg/L)**	**Konzentration N_{ges} (mg/L)**
Wenig belastet	2111 Wohnbaufläche 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte <= 100 Ew. / km²	0,25	3
Mittel belastet	2114 Fläche besonderer funktionaler Prägung 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte >100 und <=500 Ew. / km²	0,35	3,5
Stark belastet	2112 Industrie und Gewerbe Verkehr (3501, 3301, 3103 etc.) 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte > 500 Ew. / km²	0,5	4

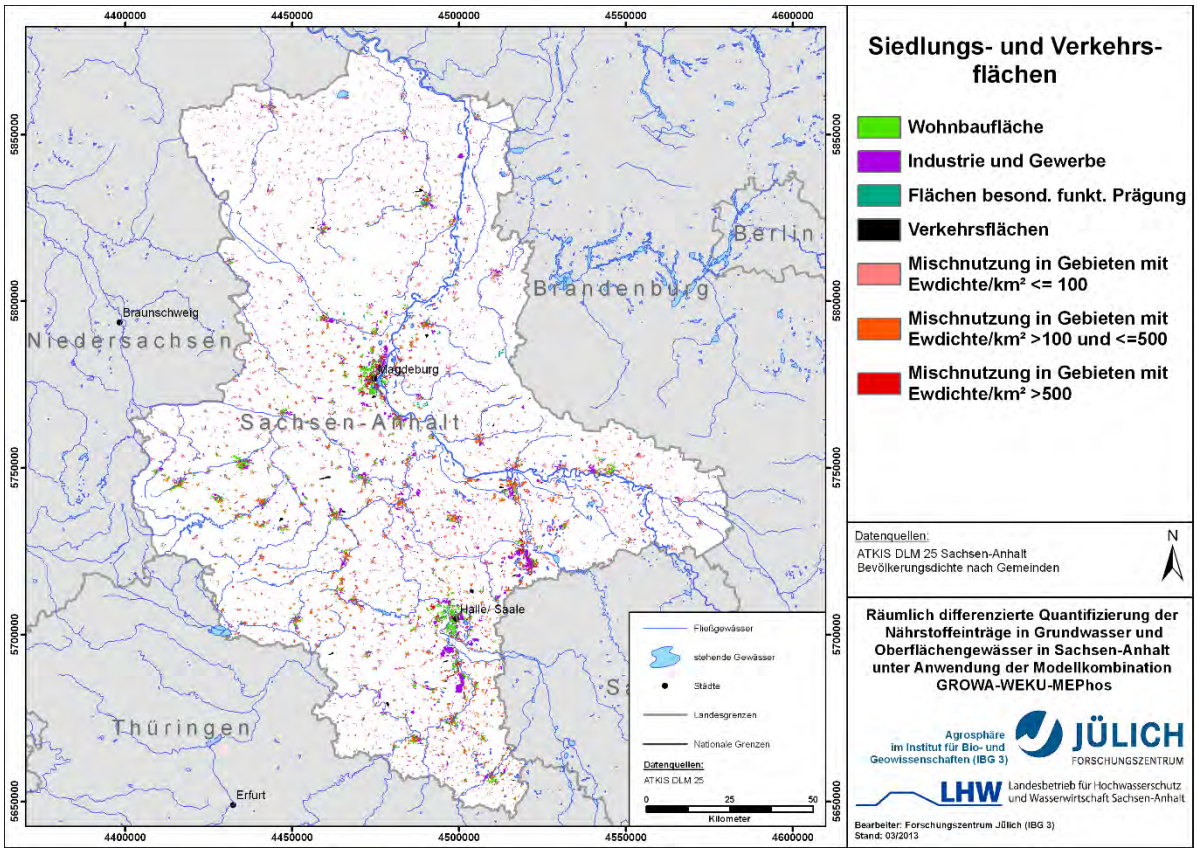


Abbildung 5-4: Klassifizierung der Siedlungs- und Verkehrsflächen für die Modellierung des Nährstoffeintrags über Regenwasserkanäle in Sachsen-Anhalt

Die Herkunftsgebiete „Mischnutzung“ werden entsprechend der Bevölkerungsdichte differenzierter betrachtet, weil in dieser ATKIS-Objektart im Original sowohl Wohngebäude u.

landwirtschaftliche Gebäude im ländlichen Raum als auch innenstädtische verkehrsreiche Flächen in Halle und Magdeburg gleichermaßen enthalten sind. Da diesen Mischnutzungen jedoch unterschiedliche Belastungspotenziale zukommen, werden sie nach Maßgabe der Bevölkerungsdichte weiter unterschieden.

Die für die drei Belastungsklassen angesetzten Nährstoffkonzentrationen unterscheiden sich nicht von denen der Vorgängerstudie Kuhr et al. (2014). Dies erfolgte in Abstimmung mit dem LAU am 7.9.2016. Die Konzentrationen befinden sich im Einklang mit den mittleren Messwerten zu P_{ges} und TN_b, die das LAU im Sonderuntersuchungsprogramm „Frachtemission Regenwasser Sachsen-Anhalt“ im Ablauf eines Regenwasserkanals in Wernigerode im Untersuchungszeitraum 2015 bis 2021 gewonnen hat.

5.4 Modellierung der mittleren N- und P-Einträge aus Kleinkläranlagen (aus Tetzlaff 2017)

Daten zu N_{ges}- und P_{ges}-Einträgen aus Kleinkläranlagen wurden dem FZ Jülich durch das LAU zur Verfügung gestellt (Datei Übersicht über alle Entwässerungsgebiete (Ortslagen) mit Anfall von kommunalem Schmutzwasser (Stand 31.12.2014)). Darin sind Datensätze zu 2411 Entwässerungsgebieten enthalten, deren georeferenzierter Raumbezug Oberflächenwasserkörper sind. Es werden Informationen zum Anschlussgrad an zentrale Kläranlagen, zur Zahl angeschlossener Einwohner sowie zum Anteil des in Oberflächengewässer abgeleiteten Abwassers (60 % des gesamten Abwasseranfalls aus Kleinkläranlagen) gemacht. Die Nährstoffgehalte im Ablauf werden vom LAU mit 5,1 g/(E·d) N_{ges} bzw. 0,75 g/(E·d) P_{ges} angesetzt. Damit liegen die Gehalte ca. 50 % niedriger als in der Vorgängerstudie Kuhr et al. (2014). Dies hat seine Ursache darin, dass das LAU davon ausgeht, dass alle Kleinkläranlagen über eine biologische Reinigungsstufe verfügen, während in der Vorgängerstudie mit Datenstand 2010 angenommen wurde, dass dies lediglich bei 50 % aller Anlagen der Fall ist.

6 Datengrundlagen

Die für die mGROWA-Modellierung in Sachsen-Anhalt verwendeten Datengrundlagen sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 6-1: Datengrundlagen und Datenquellen für das Model mGROWA

Datengrundlage	**Datenquelle**
Landnutzungstypen	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: – Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE2015) – Vektordaten basieren auf ATKIS® Basis-DLM, Rasterdaten basieren auf Satellitendaten (u.a. Rapideye, Sentinel-2, IMAGE2015) – Landbedeckung und Landnutzung im Vektorformat auf der Grundlage der Transformation von Zwischenklassen (LB/LN) zur Nomenklatur von CORINE Land Cover (CLC) und ATKIS® Basis-DLM (2015)
Versiegelungsgrade der Erdoberfläche	Copernicus Land Monitoring Service: – High Resolution Layer Imperviousness (2015) 20 m https://Land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness
Digitales Modell der Geländeoberfläche	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: – Digitales Geländemodell Gitterweite 25 m (DGM25)
Horizontdaten: – Mächtigkeit – Feldkapazität – nutzbare Feldkapazität – Lagerungsdichte – Bodenart – Substanzvolumen	Bodenkarte 1:50.000
Profildaten: – Flurabstand (MHGW, MNGW), – Staunässe	
Karten mit Dränflächen	– MISB (2021)
Klimadaten: – Niederschlag – Potentielle Verdunstung über Gras	Deutsche Wetterdienst: – CDC (Climate Data Center) – ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/
Hydrogeologische Gesteinseinheiten mit Aquiferkenngrößen: – Durchlässigkeitsbeiwert – BFI	– Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover) – BFI im Festgestein nach Kuhr et al. (2014) – *Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalt (BZEneu ST), abgeleitet aus der HÜK 400*

6.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

Für die flächendifferenzierte Quantifizierung der N- und P- Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist eine digitale Grundkarte des Bundeslandes eine unabdingbare Voraussetzung. Die Geometrie der digitalen Grundkarte stellt das geographische Referenzsystem für die Bearbeitung des gesamten Forschungsvorhabens dar, auf welches sowohl alle Datengrundlagen als auch alle Modellrechnungen bezogen wurden.

Grundvoraussetzung für die Anwendung der Modelle mGROWA, DENUZ, WEKU und MEPhos ist eine Umwandlung der auf Vektoren basierten Eingangsdaten in Rasterdaten und eine Vereinheitlichung der Rasterweite aller Datensätze. Bei der Diskretisierung der Datensätze wurden folgende Randbedingungen beachtet:

- Die Modellierung erfolgte unter Verwendung möglichst hoch aufgelöster, flächendeckend vorliegender digitaler Daten.
- Die hoch aufgelösten Daten mussten rationell verarbeitet werden können.
- Der unvermeidliche Informationsverlust, der bei der Transformation von Vektordaten in das für die Modellierung erforderliche Rasterformat auftritt, wurde möglichst gering gehalten.
- Es musste sichergestellt sein, dass das statistische Verhalten der Datensätze trotz des Verlustes an räumlicher Information unverändert blieb.

In Dörhöfer et al. (2001) wurde am Beispiel des Attributs „Bodentyp“ der Bodenkarte Niedersachsens im Maßstab 1:50.000 (BK 50) untersucht, wie sich unterschiedliche Rasterungen (50 bis 1000 m) auf den Informationsgehalt von nominal skalierten Vektordaten auswirken. Der zu überprüfende Informationsgehalt wurde über die Kriterien „Diversität der Bodentyp-Klassen“ und „Abweichungen von der primären Flächengröße pro Bodentyp-Klasse“ definiert. Die Untersuchung zeigte, dass bei Rasterweiten von 1000 m und 500 m nicht alle Bodentypklassen in dem Rasterdatensatz repräsentiert werden. Bei einer Rasterung von 250 m blieben zwar alle Bodentypklassen erhalten, jedoch traten Abweichungen der Flächengrößen von bis 30% auf. Bei der 50 m und 100 m Auflösung waren die Abweichungen geringer und lagen zudem in der gleichen Größenordnung (max. 5%).

Um den Informationsverlust von Karten im Maßstab 1:50.000 so gering wie möglich zu halten ohne den Rechenaufwand überproportional zu erhöhten, wurde ein 50 m Raster als optimal für die Modellanalysen angesehen. Somit wurde die Landesfläche von Sachsen-Anhalt in ca. 8,2 Mio. individuelle Rasterzellen unterteilt, auf die jede Modelleingabegröße bzw. jede Modellrechnung bezogen wurde. Als einheitliche Geokodierung wurde die UTM-Abbildung in der 32. Zone ohne führende Zonenangabe im Rechtswert mit Ellipsoid GRS80 und Datum ETRS89 verwendet.

6.2 Klimatische Datengrundlagen

Für die landesweite Modellierung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem mGROWA-Modell wurden die best-verfügbaren Niederschlags- und Klimadaten des Climate Data Center (CDC) (ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Periode 1981-2010 berücksichtigt. Hierbei handelte es sich zum einen um Rasterdatensätze, die in

einer räumlichen Auflösung von 1000m x 1000m und einer Zeitauflösung von Monaten verfügbar waren. Zum anderen wurden die in täglicher Auflösung vorliegenden Stationsdaten der Periode 1981-2010 berücksichtigt.

6.2.1 Niederschlagshöhe

Bei den Niederschlagsdaten zeigte sich, dass weder die Gesamtzahl der berücksichtigten Stationsdaten, noch die geografische Lage der Stationen in der Periode 1981 – 2010 als konstant zu betrachten sind (vgl. Abbildung 6-1).

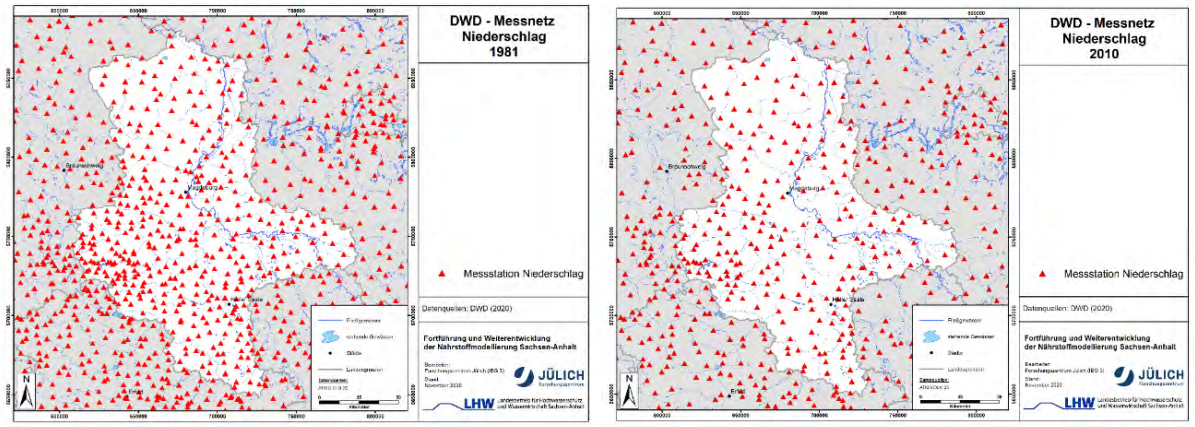


Abbildung 6-1: In täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für den Niederschlag für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC)

Hierdurch bedingt weisen die auf dieser Grundlage erzeugten Datensätze untereinander leichte Inkonsistenzen auf. Bei den Niederschlagsdaten nahm die Belegungsdichte innerhalb Sachsen-Anhalts von 386 Stationen im Jahr 1981 (Abbildung 6-1, links) auf 209 Stationen im Jahr 2010 (Abbildung 6-1, rechts) ab.

Um aus den oben beschriebenen Datensätzen die für die mGROWA-Modellierung notwendigen Niederschlagsfelder in Tagesschritten und in einer räumlichen Auflösung von 50m x 50m abzuleiten, wurden die in monatlicher Auflösung vorliegenden Rasterdatensätze bei der Regionalisierung zeitlich (auf Tageswerte) und räumlich (auf 50m x 50m – Raster) disaggregiert. Die Beobachtungen an den Niederschlagsstationen wurden hierbei als Stützstellen genutzt. Abbildung 6-2 zeigt die zu Übersichtszwecken aus den regionalisierten Niederschlagsfeldern in täglicher Auflösung abgeleitete mittlere jährliche Niederschlagshöhe der Periode 1981-2010.

Die im Vergleich zum Umland wetterexponierte Kammlage des Harzes beeinflusst die Niederschlagsverteilung maßgeblich. Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, macht sich dort deutlich bemerkbar. So können im Harz Niederschlagshöhen von 1000 mm/a und mehr auftreten. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten einfließenden Meeresluft liegen weite Teile der Magdeburger Börde, des Harzvorlandes sowie der Leipziger Tieflandsbucht jedoch im Windschatten des Harzes. Hierdurch bedingt sowie durch die mit zunehmender Entfernung von Nord- und Ostsee im Allgemeinen deutlich abnehmenden Niederschläge liegen die

Niederschlagshöhen in weiten Teilen Sachsen-Anhalts großräumig bei weniger als 600 mm/a. Mit Niederschlagshöhen von weniger als 450 mm/a liegt in der Magdeburger Börde die niederschlagsärmste Region Deutschlands.

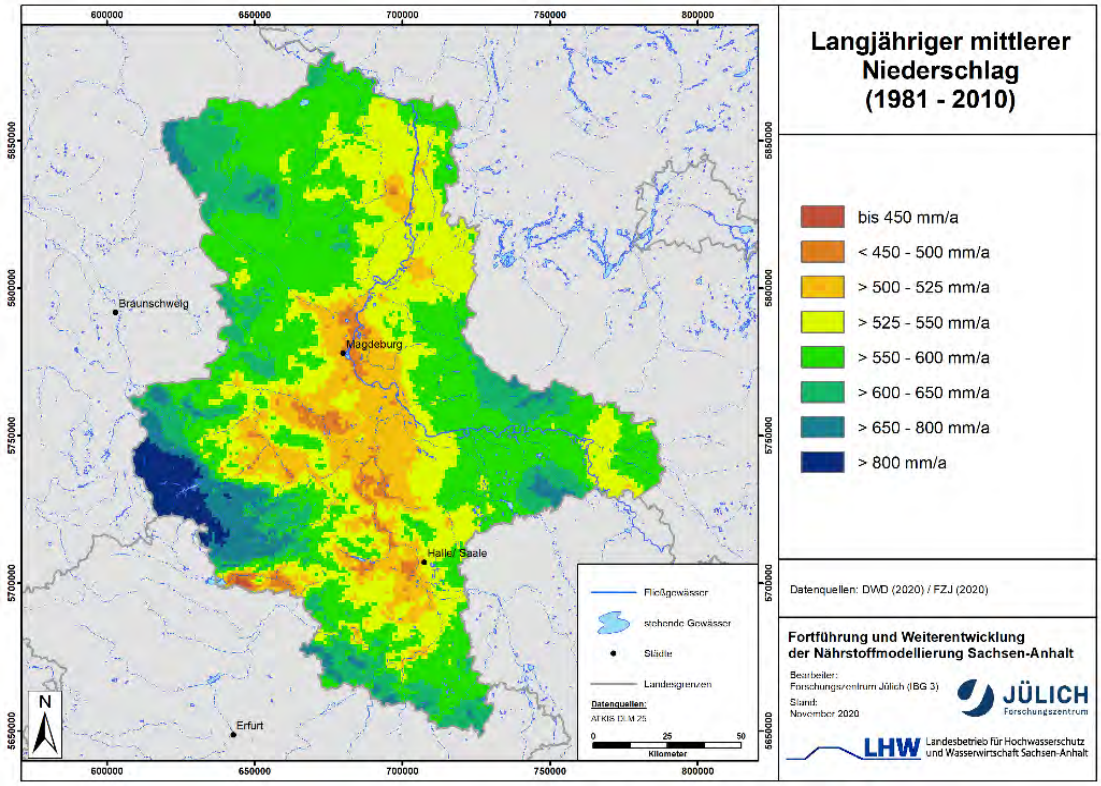


Abbildung 6-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen für die Periode 1981 bis 2010

6.2.2 Potenzielle Verdunstung

Aufgrund des sehr hohen Messaufwandes werden zur Ermittlung der Verdunstung in der Regel Modelle genutzt, welche es ermöglichen die Verdunstung aus leichter zugänglichen Messgrößen zu berechnen. Das bekannteste Modell ist die Penman-Monteith-Beziehung (Allen et al., 1998). Die Potenzielle Verdunstung (ET_0) ist jene Verdunstung, die sich allein aus den meteorologischen Daten ergibt. Um hierbei eine einheitliche Berechnung zu ermöglichen, müssen die übrigen Randbedingungen (Vegetation, Landnutzung und Bodeneigenschaften) vorher definiert sein.

Von der FAO (Food and Agriculture Organization) wird als international einheitlicher Standard die Gras-Referenzverdunstung empfohlen, welche auf der Penman-Monteith-Beziehung basiert (ATV-DVWK, 2002). Hierbei wurden folgende Randbedingungen festgelegt: das ganze Jahr über Grasbedeckung (12 cm Höhe) mit festen Verdunstungswiderständen, kein Trockenstress (mindestens ca. 50 % der nutzbaren Feldkapazität) und eine Albedo der Oberfläche von 0,23.

Ähnlich wie für die Niederschlagsdaten wurden auch bei der potentiellen Verdunstung Datensätze des DWD der hydrologischen Periode 1981-2010 genutzt. Die Rasterdaten lagen in einer räumlichen Auflösung von 1000 x 1000 m und einer Zeitauflösung von Monaten vor.

Die potentielle Verdunstung wurde vom DWD mit dem Wendling-Verfahren (Wendling et al., 1991) ermittelt.

Im Gegensatz zu den Niederschlagsstationen nahm die Anzahl der Stationen, für die eine potentielle Verdunstung berechnet wurde, innerhalb Sachsen-Anhalts aber von 4 im Jahr 1981 auf 11 im Jahre 2010 zu (vgl. Abbildung 6-3).

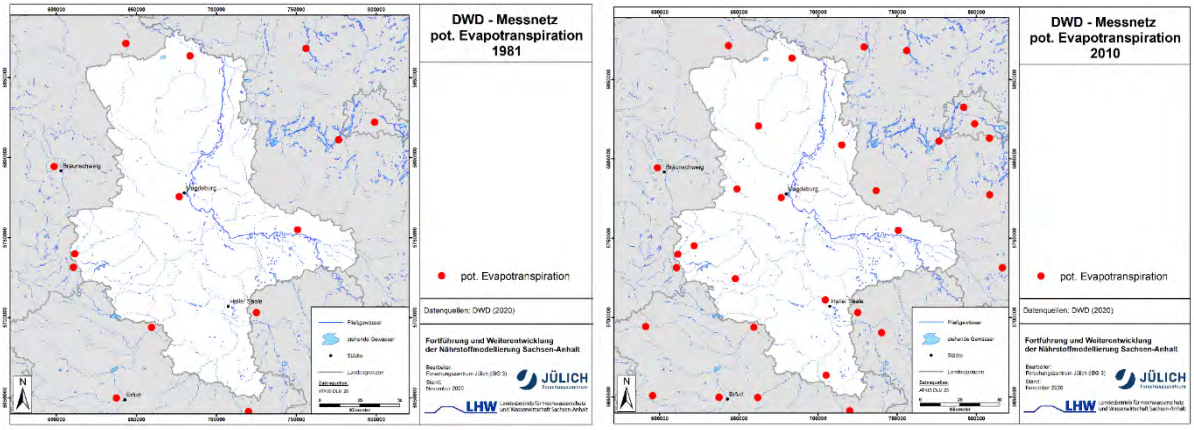


Abbildung 6-3: in täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für die Klimaparameter Temperatur und potentielle Verdunstung für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC)

Um aus diesen Datensätzen die für die mGROWA-Modellierung notwendigen potentiellen Verdunstungsfelder in Tagesschritten und in einer räumlichen Auflösung von 50m x 50m landesweit abzuleiten, wurden die in monatlicher Auflösung vorliegenden Rasterdatensätze bei der Regionalisierung zeitlich (auf Tageswerte) und räumlich (auf 50m x 50m – Raster) disaggregiert. Die Beobachtungen an den Klimamessstationen wurden hierbei als Stützstellen für die Erzeugung der regionalisierten Felder der potentiellen Verdunstung in täglicher Auflösung genutzt.

Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z.B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.), die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumliche Struktur der Verteilung der potentiellen Verdunstung im Allgemeinen stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. Die in Abbildung 6-4 dargestellte potenzielle Verdunstungshöhe liegt somit für den Harz bei unter 550 mm/a. In den schwach reliefierten Tieflandsegionen nördlich und östlich des Harzes zeigt sich eine graduelle, vor allem temperaturbedingte, Zunahme von ca. 560 mm/a im Westen und Norden auf Werte > 610 mm/a im Osten und im Süden.

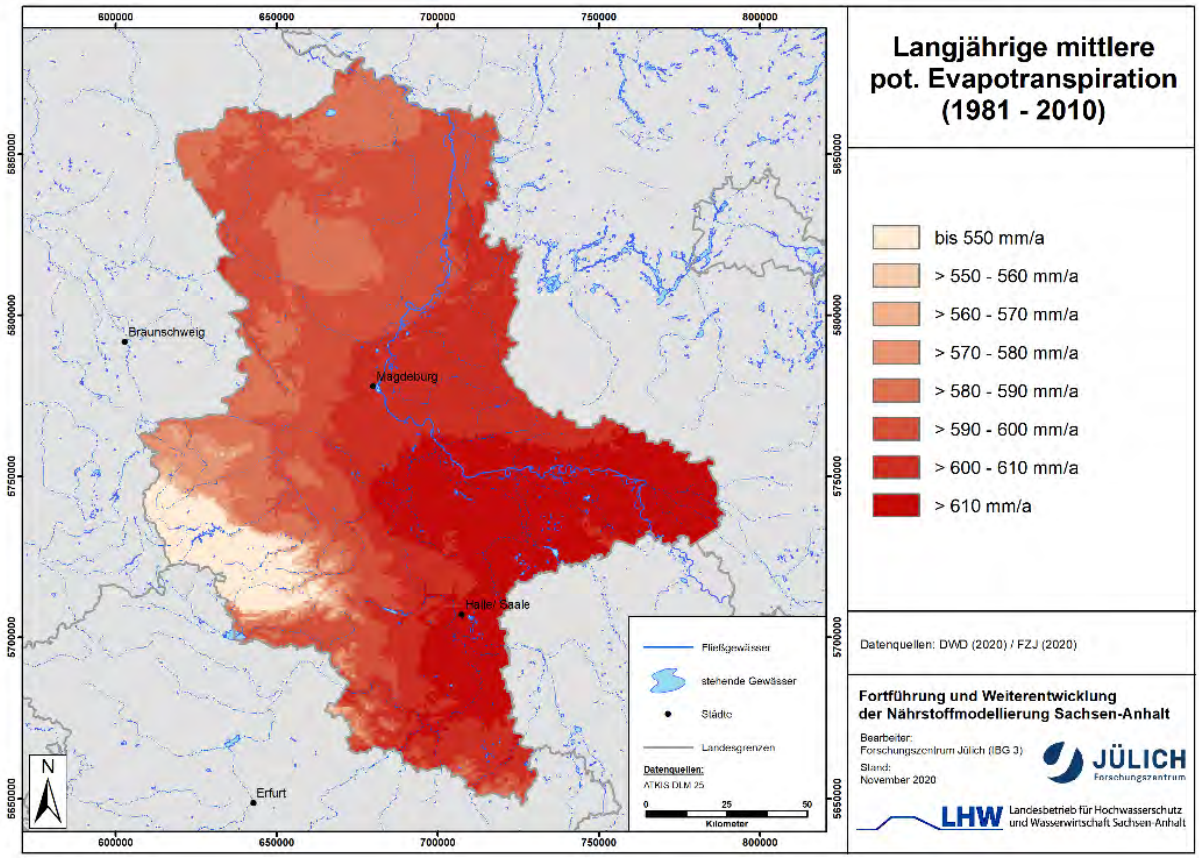


Abbildung 6-4: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1981 bis 2010

6.3 Daten zur Bodenbedeckung

Grundlage dieser Karte ist das bundesweit einheitlich vorliegende digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 (BKG, 2018). Das LBM-DE beschreibt die topographischen Objekte der Landschaft im Vektorformat unter dem Aspekt der Landbedeckung (LB) und Landnutzung (LN). Es handelt sich um ein überlagerungsfrei vereinfachtes ATKIS® Basis-DLM mit einem LB- und LN- Klassensystem analog zum CORINE-Klassensystem. Mit dem LBM-DE stehen damit attributierte Landnutzungsinformationen mit hoher Lagegenauigkeit und geringer Generalisierung bundesweit zur Verfügung, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

In dem im mGROWA-Modell implementierten Verfahren zur Berechnung der realen Verdunstung auf Basis der BOWAB-Methodik (Engel et al., 2012) werden landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren für die Landbedeckungseinheiten „versiegelte Flächen“, „Grünland“, „Ackerland und Dauerkulturen“, „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Wasserflächen“ unterschieden. Tabelle 6-2 und Abbildung 6-5 zeigen die Häufigkeitsverteilung bzw. räumliche Verteilung der Bodenbedeckungstypen in Sachsen-Anhalt.

Tabelle 6-2: Häufigkeitsverteilung der Landbedeckungsgruppen

Landbedeckung	**Flächenanteil**
Acker	51,1%
Nadelwald	13,5%
Homog. Grünland	11,8%
Laubwald	7,5%
Grasland mit Bäumen (< 50%)	4,5%
Bebauung	2,6%
Laub - und Nadelbäume (Mischwald)	1,8%
Büsche und Sträucher	1,6%
Wasserfläche	0,9%
Inhomog. Grünland	0,9%
Aufforstung	0,8%
Zwergsträucher (Heide)	0,6%
Übrige	2,3%

Drei Landbedeckungskategorien alleine bedecken danach fast 76% der Gesamtfläche. Der größte Anteil der Bodenbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“. Mehr als 51% des Bundeslandes wird durch die Landbedeckungsgruppe „Ackerland“ vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Mischwald“ nehmen mit zusammen fast 23% den zweitgrößten Anteil an der Landbedeckung ein. Diese Landbedeckungsgruppe konzentriert sich auf die Mittelgebirge. Die Bodenbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit insgesamt ca. 13% zurück und ist vor allem im Harz sowie in den Heidegebieten verbreitet.

Sachsen-Anhalt weist mit ca. 2,2 Mio. Einwohnern eine Bevölkerungsdichte von ca. 107 Einwohnern pro km^2 auf. Versiegelte Flächen nehmen ca. 2,6% der Gesamtfläche ein. Siedlungsflächen reduzieren das Wasserspeichervermögen und die Verdunstung der Landoberfläche. So können versiegelte Oberflächen maximal 1 mm Niederschlagswasser pro Tag speichern und verdunsten. Überschüssiges Niederschlagswasser bildet den Abfluss von versiegelten Flächen, der entweder indirekt infiltriert oder als urbaner Direktabfluss abgeführt wird. Eine realitätsnahe Aufteilung des Abflusses von versiegelten Flächen kann anhand des Versiegelungsgrades der Landoberfläche vorgenommen werden. Je höher der Versiegelungsgrad ist, desto höher ist der urbane Direktabfluss und desto geringer der Abfluss von versiegelten Flächen, der indirekt infiltriert. Als Datenquelle zur Ableitung des Versiegelungsgrades der Landoberfläche wurde ein Datensatz der European Environmental Agency (20x20 m) genutzt (Abbildung 6-6).

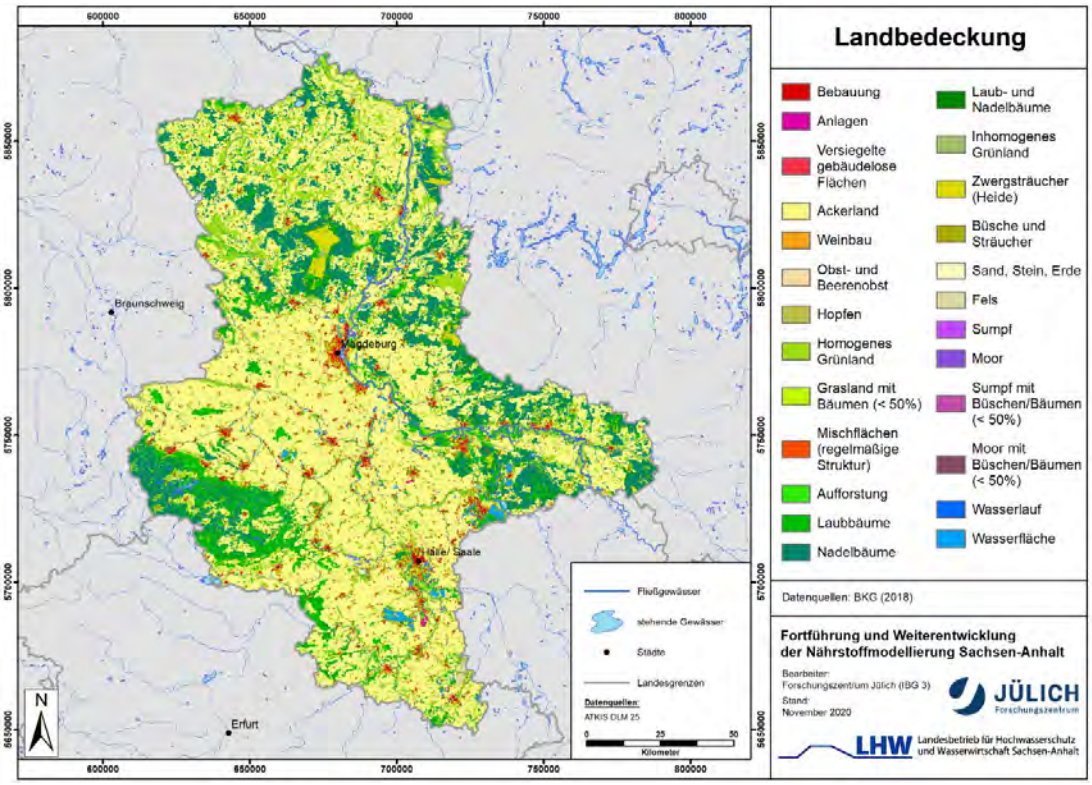


Abbildung 6-5: Landbedeckungskategorien nach digitalem Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 (BKG, 2018)

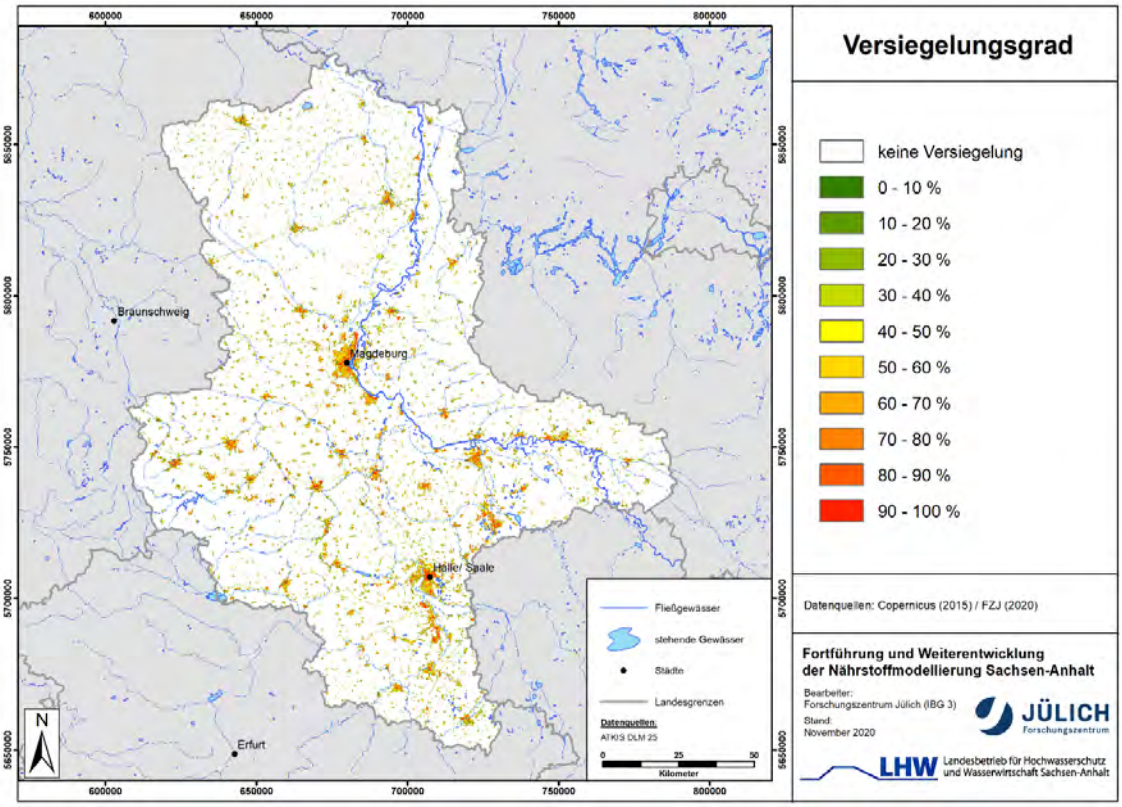


Abbildung 6-6: Versiegelungsgrades der Landoberfläche nach European Environmental Agency

Wie Abbildung 6-6 zeigt, liegt der Versiegelungsgrad in größeren Siedlungsgebieten häufig zwischen 40% und 80%. Für die mGROWA-Modellierung bedeutet dies, dass in Siedlungsgebieten 40-80% des Abflusses als urbaner Direktabfluss abgeführt werden, während spiegelbildlich zwischen 80% und 40 % indirekt in den Boden infiltrieren.

6.4 Hydrogeologische Datengrundlagen

Hydrogeologische Datengrundlagen gehen einerseits in die mGROWA-Modellierung zur Abtrennung der Direktabflussanteile von der Grundwasserneubildung im Festgesteinsbereich ein. Andererseits sind sie wichtig für die Modellierung des reaktiven Nitrattransportes im Grundwasserleiter mit dem WEKU-Modell.

6.4.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten

Als hydrogeologischen Bezugseinheiten zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser wurden vom LHW die im Rahmen der landesweiten Grundwasserüberwachung in mehreren Projekten (KONTA LSA, Berichte Fritz+Frölich UIS GmbH 2008, 2011, 2012) auf der Grundlage der Hydrogeologischen Karte 1:400.000 (HÜK400) neu definierten BZE-Einheiten zur Verfügung gestellt (Abbildung 6-7). Tabelle 6-3 zeigt als Erläuterung (Langlegende) zu den in Abbildung 6-7 dargestellten BZEs die Gesteine, die dort räumlich und inhaltlich aggregiert worden sind.

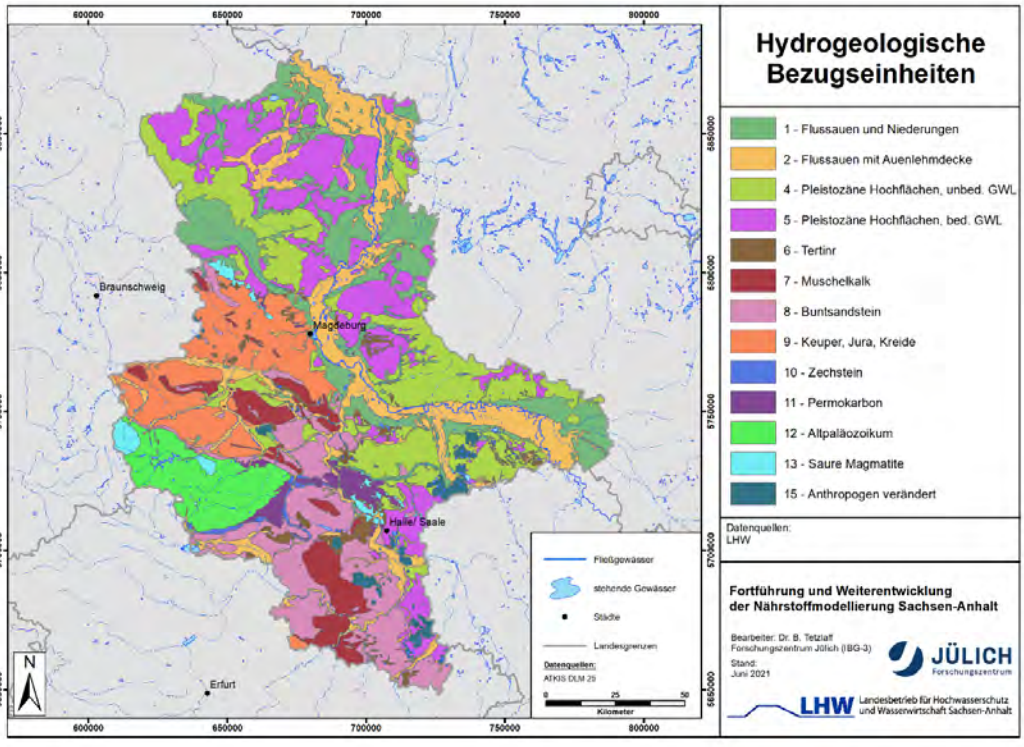


Abbildung 6-7: Karte der hydrogeologischen Bezugseinheiten Sachsen-Anhalt (BZEneu ST) (abgeleitet aus der HÜK 400)

Tabelle 6-3: Auf der Grundlage der Hydrogeologischen Karte 1:400.000 Sachsen-Anhalt neu definierte Bezugseinheiten

BZEneu Nr.	Kurzbezeichnung	Langlegende
1	Flussauen und Niederungen	glazifluviatile und fluviatile Sedimente der Flussauen und Niederungen
2	Flussauen mit Auenlehmdecke	glazifluviatile Sedimente der Flussauen mit holozäner Auenlehm- oder organischer Decke
3		
4	Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter GWL	glazifluviatile Sedimente der Endmoränen und Sander
5	Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL	glaziofluviatile Sedimente der Endmoränen und Sander, weitgehend unter Geschiebemergelbedeckung
6	Tertiär	GWL in sandigen und schluffigen Sedimenten des Tertiärs
7	Muschelkalk	Kalk-, Dolomit und Mergelstein, z. T. unter pleistozäner Bedeckung
8	Buntsandstein	Sandsteine und Schluffsteine des Buntsandsteins, z. T. unter pleistozäner Bedeckung
9	Keuper, Jura, Kreide	GWL in Sand- und Schluffsteinen von Keuper-, Jura- und Kreidesedimenten
10	Zechstein	Karbonat- und Sulfatgesteine des Zechsteins
11	Permokarbon	Sandsteine und Konglomerate des Permokarbon
12	Altpaläozoikum	Altpaläozoische Gesteine (Schiefer, Grauwacken, Quarzite, Methamorphite)
13	Saure Magmatite	Zersatz von Granit und Porphyr
14	Basische Magmatite (ohne Flächenausweisung)	Basische Ganggesteine des Harzes
15	Anthropogen verändert	Großflächig und tiefgründig durch Abgrabung, Verkippung und diffusen Schadstoffeintrag veränderte hydrogeologische Verhältnisse

6.4.2 Durchlässigkeitsbeiwert

Der Durchlässigkeitsbeiwert der grundwasserführenden Gesteinsschichten ist einerseits eine Datengrundlage für die Fließzeitenmodellierung im WEKU-Modell und andererseits die Basis für die Ableitung von BFI-Werten im Festgesteinsberiech für die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA.

Der Datensatz Durchlässigkeitsbeiwert wurde bereits von Kuhr et al. (2014) und Kunkel & Wendland (2017) auf Basis der HK 50 und HÜK 200 abgeleitet. In Abbildung 6-8 sind zur besseren Veranschaulichung der regionalen Unterschiede die Mediane der Bandbreiten der für die Modellierung verwendeten Durchlässigkeitsbeiwerte dargestellt. Danach liegen die Mediane der Durchlässigkeitsbeiwerte in den quartären Ablagerungen des Urstromtals der Elbe im Allgemeinen bei Werten zwischen mehr als $5x10^{-4}$ m/s und $5x10^{-5}$ m/s. Mit Werten zwischen $1x10^{-5}$ m/s und $5x10^{-5}$ m/s weisen die glazigenen Ablagerungen des Quartärs im Nordteil Sachsen-Anhalts recht geringe Durchlässigkeitsbeiwerte auf.

Für die Festgesteinsregionen wurden die in den Datengrundlagen angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte nicht übernommen, da die Ausgangswerte für unverwitterte Gesteine und deren hydraulische Leitfähigkeiten gelten. Der überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses findet jedoch in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein statt, so dass sich die zur Berechnung der Grundwasserfließzeiten verwendeten Durchlässigkeitsbeiwerte auch auf diese Auflockerungszone beziehen sollten. Um den hydraulischen Gebietseigenschaften verwitterter Gesteine nahe zu kommen, wurden die

Durchlässigkeitsbeiwerte im Festgestein pauschal um eine Größenordnung erhöht. Die Gebietsgeometrien für die Festgesteinseinheiten wurde hierbei jedoch unverändert übernommen. Demnach liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte für die meisten der mesozoischen Gesteinsfolgen zwischen $1x10^{-5}$ m/s und $1x10^{-6}$ m/s. Der Harz besitzt dagegen meist geringere Durchlässigkeitsbeiwerte von weniger als $1x10^{-6}$ m/s.

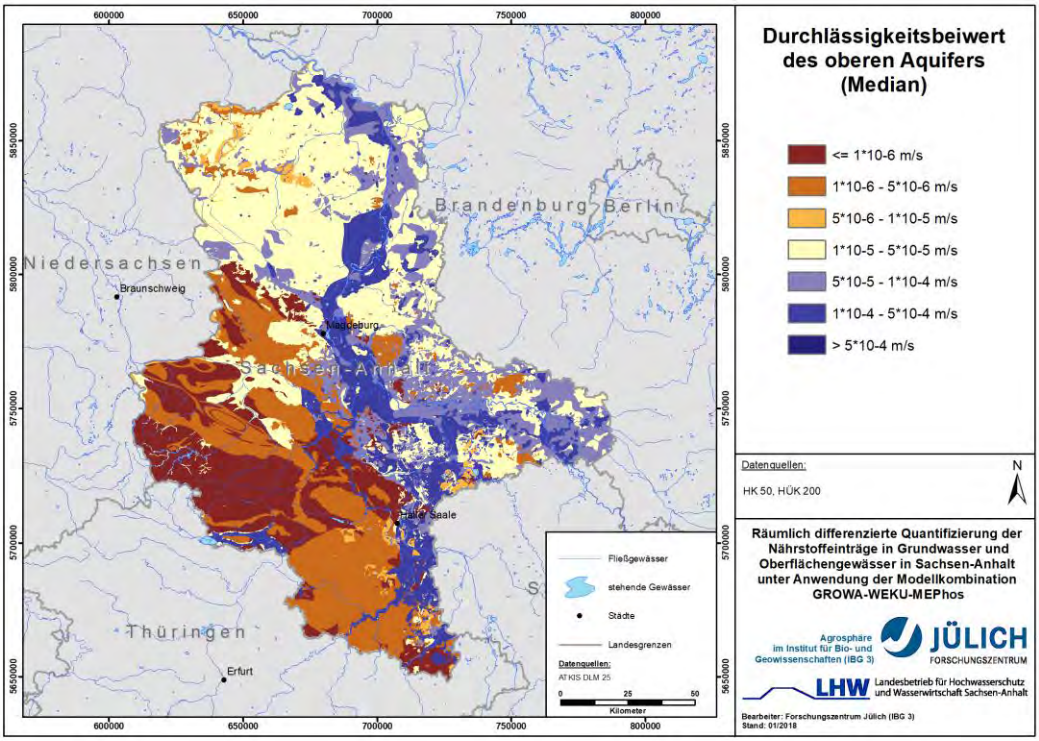


Abbildung 6-8: Mediane der für die Modellierung verwendeten Bandbreiten der Durchlässigkeitsbeiwerte

6.4.3 Nutzbarer Hohlraumanteil

Zur Modellierung der Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer ist ein flächendeckender Datensatz der nutzbaren Hohlraumanteile erforderlich. Da flächendeckende Angaben für die nutzbaren Hohlraumanteile nicht existieren, wurden die entsprechenden Werte für die Lockergesteinsregion von Kunkel et al. (2020) aus einem funktionalen Zusammenhang von Durchlässigkeitsbeiwert und Hohlraumanteil abgeleitet. Hierbei nimmt der nutzbare Hohlraumanteil mit steigender hydraulischer Leitfähigkeit zu, siehe Abbildung 6-9. In dem für quartäre Lockergesteine typischen Wertebereich zwischen $1*10^{-2}$ m/s bis $1*10^{-5}$ m/s liegt der nutzbare Hohlraumanteil dadurch zwischen ca. 10% und 30%. Für die Festgesteinsregionen wurden die in Tabelle 6-4 aufgeführten und mit dem LHW abgestimmten Werte aus Kunkel et al. (2020) angesetzt. Abbildung 6-10 zeigt den auf diese Weise für die Fließzeitenermittlung generierten Datensatz des nutzbaren Hohlraumanteils.

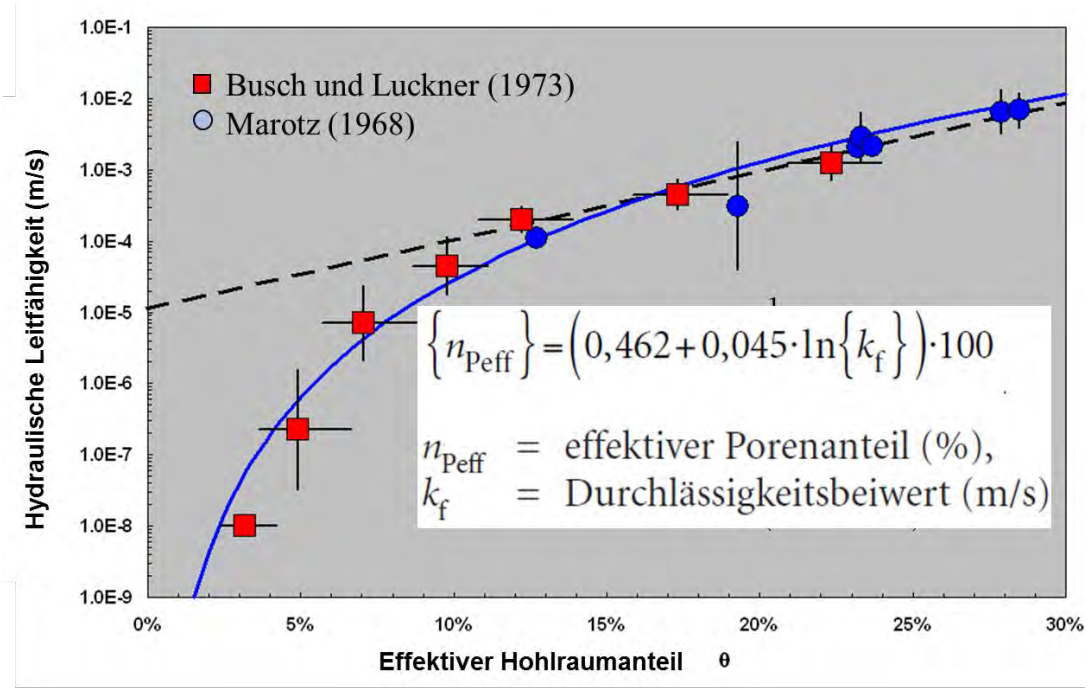


Abbildung 6-9: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und nutzbarem Hohlraumanteil (aus Kunkel et al. 2019)

Tabelle 6-4: Nutzbarer Hohlraumanteil in Festgesteinen

	effektives Kluft-volumen	**effektives Porenvolumen**	**effektiver Hohlraum-anteil**	**Mittelwert nutzbarer Hohl-raumanteil**
Paläoz. Sedimentgestein	0,1 - 0,5 %	< 0,1 %	0,1 - 0,5 %	0,30 %
Paläoz. Sandsteine	0,1 - 0,5 %	< 0,1 %	0,1 - 0,5 %	0,30 %
paläozoische Kalkstein	1,5 - 2,0 %	< 0,1 %	1,5 - 2,0 %	1,75 %
Keupersandstein	1,0 - 1,5 %	< 0,1 %	1,0 - 1,5 %	1,25 %
Mesozoischer Kalkstein	0,5 - 5,0 %	< 0,1 %	0,5 - 5,0 %	2,75 %
Tuff	0,5 - 2,5 %	1,0 - 2,0 %	1,5 - 4,5 %	3,00 %
Vulkanite	0,5 - 2,5 %	< 0,1 %	0,5 - 2,5 %	1,50 %
kristallines Gestein	0,1 - 0,5 %	< 0,1 %	0,1 - 0,5 %	0,30 %
Oberer Buntstandstein	1,0 - 1,7 %	1,0 - 2,0 %	2,0 - 3,7 %	2,75 %
Mittlerer Buntsandstein	0,5 - 2,0 %	0,5 - 2,0 %	1,0 - 3,0 %	2,00 %
Unterer Buntsandstein	1,0 - 1,7 %	1,0 - 2,0 %	2,0 - 3,7 %	2,75 %

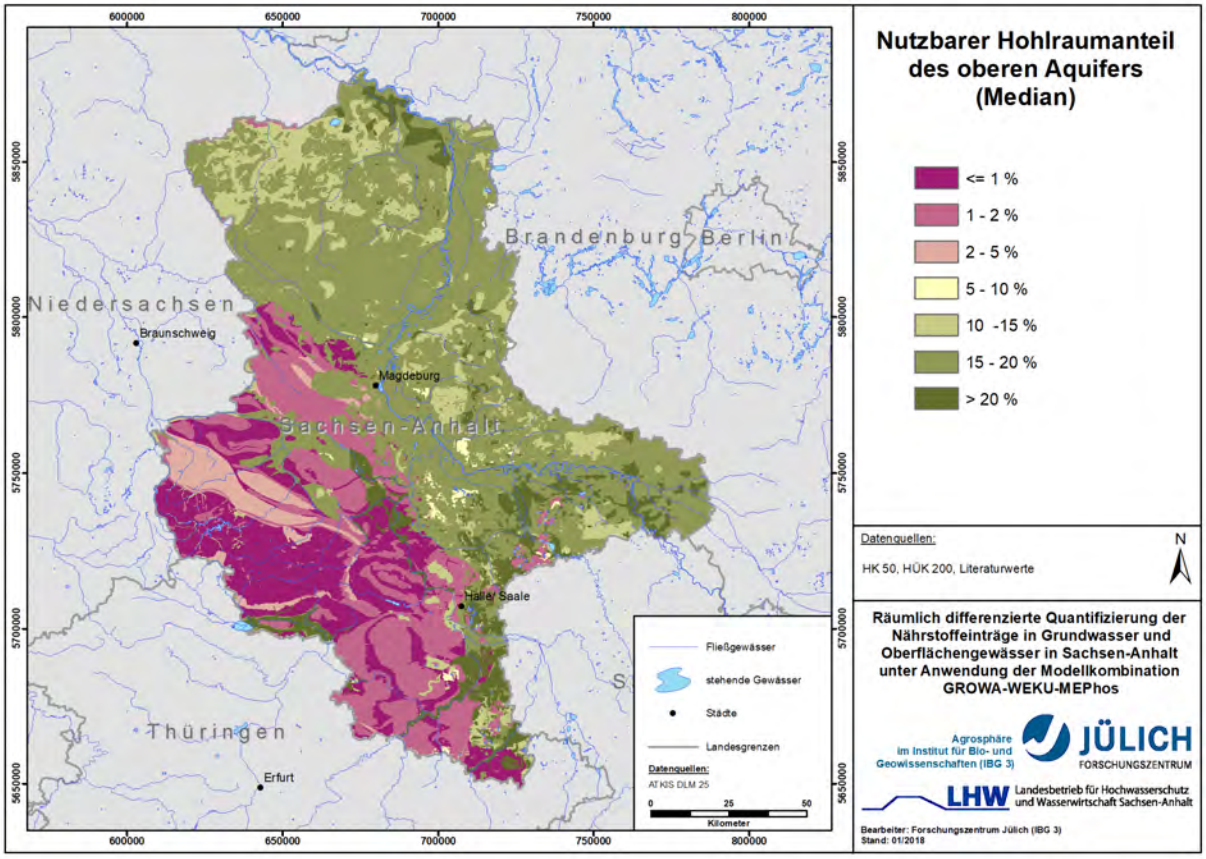


Abbildung 6-10: Nutzbarer Hohlraumanteil des oberen Aquifers

Danach ergeben sich für die klastischen Gesteinsfolgen des Harzes (vor allem die paläozoischen Tonschiefer) nutzbare Hohlraumanteile von deutlich weniger als 1 %. Ähnlich geringe nutzbare Hohlraumanteile wurden für die Tonmergelsteine des Keupers, während für die übrigen mesozoischen Festgesteine in Abhängigkeit vom Gesteinstyp nutzbare Hohlraumanteile zwischen 1 und 5 % ausgewiesen wurden. Für die Lockergesteinsaquifere in den nördlichen Landesteilen wurden dagegen in Abhängigkeit vom Wert der hydraulischen Leitfähigkeit nutzbare Hohlraumanteile zwischen 5% und mehr als 20 % ausgewiesen.

6.4.4 Grundwasseroberfläche

Ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Modellierung von Fließzeiten im Grundwasser mit dem WEKU-Modell. Es dient zur Ableitung der für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers benötigten hydraulischen Gradienten und bei der Modellierung der Grundwasserfließzeiten zur Ausweisung der wirksamen Vorfluter und Fließrichtungen bzw. lateralen Fließstrecken des Grundwassers.

Riemann et al. (2017) und Zimmermann et al. (2019) haben für Sachsen-Anhalt ein digitales Modell der Grundwasseroberfläche für die Gesamtfläche des Landes Sachsen-Anhalts erstellt, welches sowohl die Lockergesteins-, als auch die Festgesteinsgebiete abdeckt. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik zur Ableitung des digitalen Modells der

Grundwasseroberfläche sowie der hierzu verwendeten Datengrundlagen ist in den separaten Berichten von Riemann et al. (2017) und Zimmermann et al. (2019) beschrieben. Im Rahmen der Studie von Kunkel et al. (2020) wurde dieses Modell der Grundwasseroberfläche in unveränderter Form übernommen. Für die Arbeiten im AGRUM-Projekt wurde das Modell in ein länderübergreifendes Modell der Grundwasseroberfläche eingebunden. Für die vorliegende Studie wird auf diese länderübergreifend homogenisierte Grundwasseroberfläche aufgesetzt (siehe Abbildung 6-11).

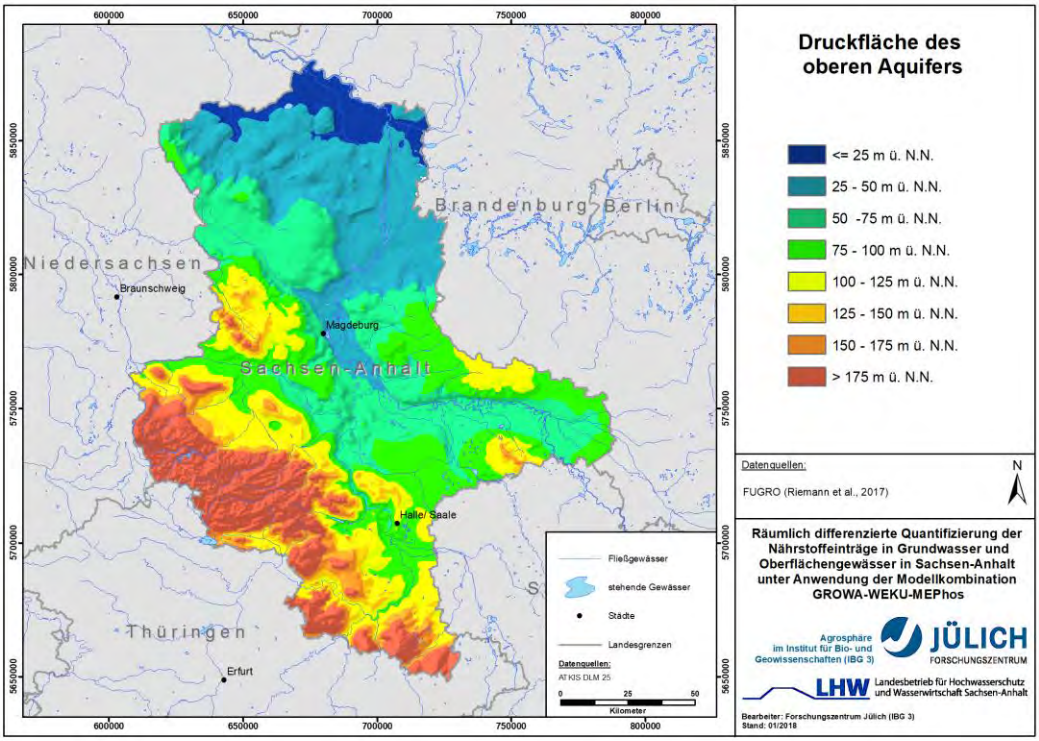


Abbildung 6-11: Digitales Modell der Grundwasseroberfläche Sachsen-Anhalt (Riemann et al., 2017, verändert)

Deutlich erkennbar ist eine Korrelation der topografischen Höhen der Grundwasserdruckfläche mit der Topografie. Die Grundwasseroberfläche befindet sich zwischen weniger als 25 m über N.N. in den Lockergesteinsbereichen (Altmark) und über 175 m über N.N. in den Festgesteinsbereichen im Süden Sachsen-Anhalts (z.B. Harz).

6.4.4.1 Grundwasserflurabstand

Der Grundwasserflurabstand (siehe Abbildung 6-12) ergibt sich aus der Differenz zwischen der Geländeoberfläche und der Grundwasseroberfläche. Im Festgesteinsbereich treten bedingt durch im Modell der Grundwasseroberfläche ausgewiesene geringe Höhen der Grundwasserdruckfläche zum Teil Bereiche mit sehr hohen Flurabständen (> 60 m) auf. In der Lockergesteinsregion treten Bereiche mit Flurabständen bis 60 m eng benachbart mit Bereichen auf, für die Flurabstände < 2m ausgewiesen wurden.

Beim ausgewiesenen Grundwasserflurabstand ist generell zu beachten, dass die erzielbare Genauigkeit in der Größenordnung von 1-2 Metern, in den Festgesteinsbereichen auch deutlich schlechter, liegt. Dies folgt direkt aus den Unsicherheiten in den zugrunde liegenden Datengrundlagen, speziell dem digitalen Modell der Grundwasseroberfläche (siehe Abbildung 6-11). Insbesondere in den grundwasserbeeinflussten Gebieten mit geringen Flurabständen im Tiefland der Elbe (vgl. Kapitel 6.6.3), kann es dadurch zu Inkonsistenzen kommen.

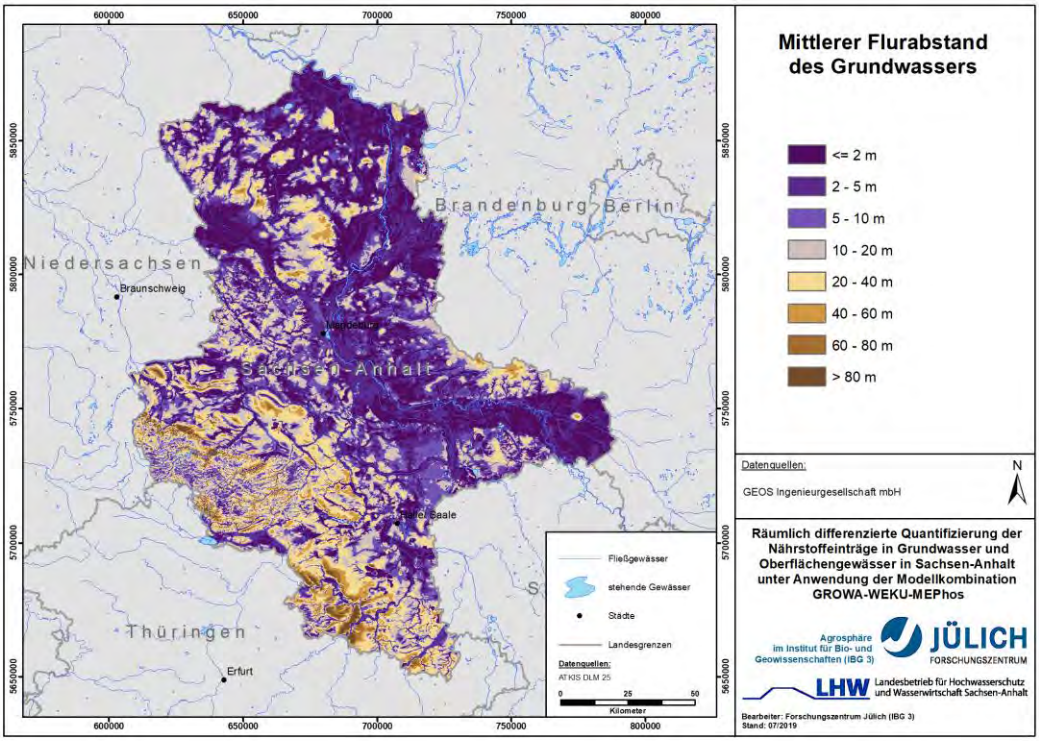


Abbildung 6-12: Flurabstand des Grundwassers

6.4.4.2 Hydraulischer Gradient

Zur Berechnung der Grundwasserfließzeiten im WEKU-Modell, insbesondere zur Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeiten, wird der hydraulische Gradient der Grundwasseroberfläche (Abbildung 6-13) benötigt. Der hydraulische Gradient wird direkt aus dem Höhenmodell der Grundwasseroberfläche abgeleitet und ergibt sich aus dem größten Höhenunterschied zwischen der jeweils betrachteten und den acht benachbarten Zellen.

Die berechneten hydraulischen Gradienten umfassen einen Bereich von weniger als 0.1% und mehr als 20%. Diese Unterschiede zwischen den Flachlandsbereichen und den Festgesteinsregionen treten deutlich aus Abbildung 6-13 hervor. Insbesondere in den Festgesteinsregionen sind die Gradienten häufig an das Relief der Landschaft gebunden. Bei den mesozoischen Gesteinen überwiegen dadurch hydraulische Gradienten bis 5%, während in den paleozoischen Gesteinen auch Werte >20% auftreten können. Besonders hohes Gefälle tritt da auf, wo der Grundwasserabstrom auf tief eingeschnittene Vorfluter

ausgerichtet ist. In den Lockergesteinsregionen sind die hydraulischen Gradienten deutlich geringer als in den Festgesteinsgebieten und liegen in der Regel bei weniger als 1%.

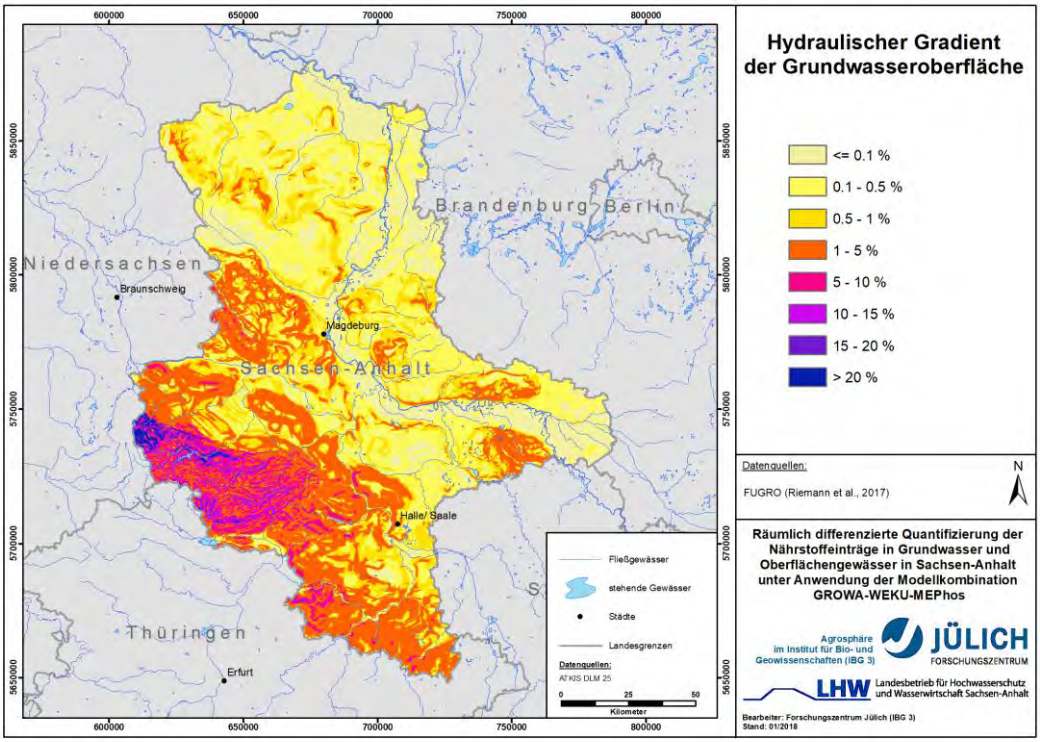


Abbildung 6-13: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche

6.4.5 BFI-Werte im Festgestein

Abbildung 6-14 zeigt die auf Basis von Kuhr et al. (2014) ausgewiesenen und nach petrografischen Gesichtspunkten klassifizierten BFI-Werte für die mGROWA-Modellierung im Festgestein.

Der Harz gehört zum paläozoischen Grundgebirge Deutschlands und besteht in weiten Teilen aus gefalteten paleozoischen Sedimentgesteinsfolgen (vor allem Tonschiefer). Der BFI-Wert ist entsprechend gering und liegt bei z.T. unter 20%. Dies bedeutet, dass dort mehr als 80% des Gesamtabflusses über die Komponenten des Direktabflusses, vor allem über den Interflow, abgeführt werden.

In der Umrandung des Harzes steht das mesozoische Deckgebirge an. Dieses umfasst vor allem die ungefalteten Sedimentgesteine des Mesozoikums (Trias, Jura und Kreide). Bei den Gesteinen handelt es sich um klastische kontinentale Sedimentgesteine des Buntsandsteins, deren Kornfraktionen vorwiegend aus Silikatmineralen (einschließlich Quarz) bestehen, den marinen Kalksteinen des Muschelkalks sowie den evaporitisch-karbonatisch-siliziklastischen Wechselfolgen des Keupers. Die BFI-Werte dieser Gesteinseinheiten liegen zwischen 0,3 für die undurchlässigen Wechselfolgen des Keupers und mehr als 0,8 für die verkarsteten karbonatischen Gesteinspakete.

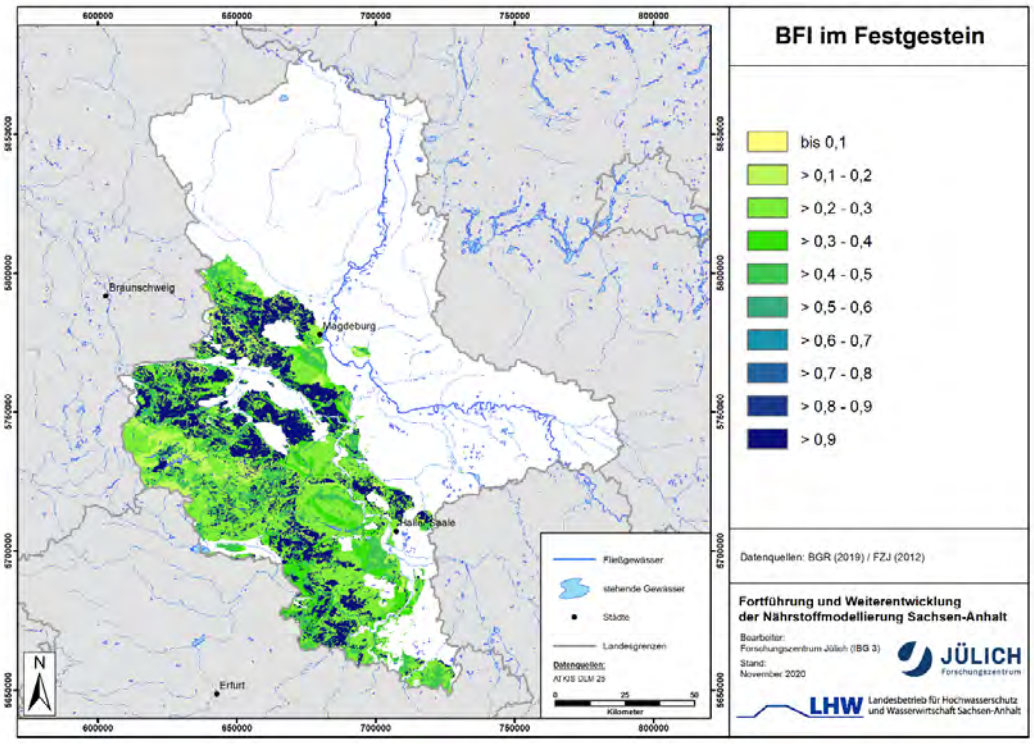


Abbildung 6-14: BFI Werte im Festgestein nach Kuhr et al. (2014)

6.5 Topographische Datengrundlage

Die Topographie ist eine wichtige Einflussgröße bei der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA. Als Datengrundlage stand das flächendeckend vorliegende digitale Höhenmodell DGM25 mit einer Gitterweite von 25 m zur Verfügung. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, aus der Hangexposition und Hangneigung den für das mGROWA-Modell notwendigen Topografiefaktor abzuleiten. Einerseits beeinflusst der Topografiefaktor im mGROWA-Modell die Höhe der realen Verdunstung und andererseits ist er einer der Einflussgrößen zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Die Höhengliederung Sachsen-Anhalts (Abbildung 6-15) spiegelt größtenteils die geologischen Struktureinheiten wider, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Die aus überwiegend quartären Lockersedimenten aufgebauten Gebiete des Norddeutschen Flachlands, liegen überwiegend auf einem Höhenniveau von unterhalb 100 m über NN. Südlich der Elbe beginnt der Übergangsbereich des Norddeutschen Flachlands zu den Mittelgebirgen. Typisch für die aus mesozoischen Gesteinen aufgebauten Regionen sind leicht wellige Hügel- und Tallandschaften auf einem Höhenniveau zwischen als ca. 100 und 500 m über NN. Die Mittelgebirgsregion des aus paleozoischen Gesteinen aufgebauten Harzes liegt auf einem Höhenniveau zwischen ca. 500 m über NN und 1000 m über NN.

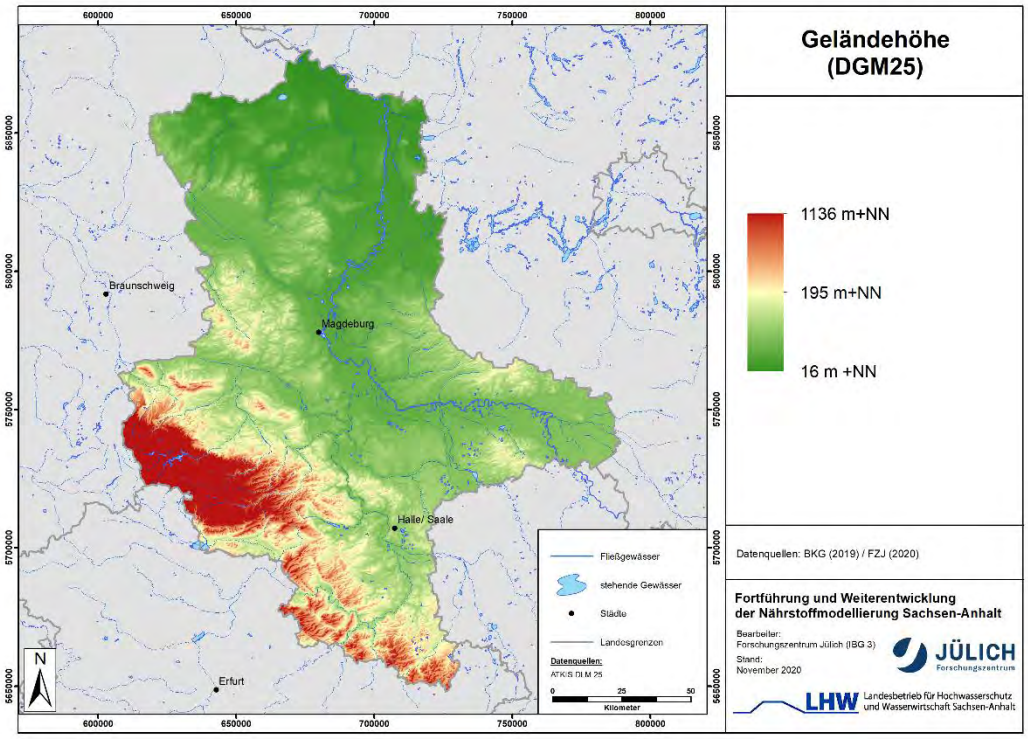


Abbildung 6-15: Topografische Höhe der Geländeoberfläche

Aus dem in Abbildung 6-15 dargestellten DGM 25 wurde nach einem Verfahren von Golf (1981) zur Korrektur der Gras-Referenzverdunstung unter Einbezug der Hangneigung (siehe Abbildung 6-16) und der Hangexposition der in Abbildung 6-17 dargestellte Topografiefaktor für das mGROWA-Modell abgeleitet. Der Topographiefaktor wurde zunächst im 25 m - Raster abgeleitet. Anschließend erfolgte eine Aggregierung auf das den Modellrechnungen zugrundeliegende 100 m - Raster. Die enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen zeigt sich auch hier. Der höchste Topografiefaktor tritt in den tiefen Taleinschnitten der paleozoischen Gesteine auf. Dagegen ist der Topografiefaktor in der Lockergesteinsregion sowie in den Verebnungsflächen im Mittelgebirge relativ gleichförmig.

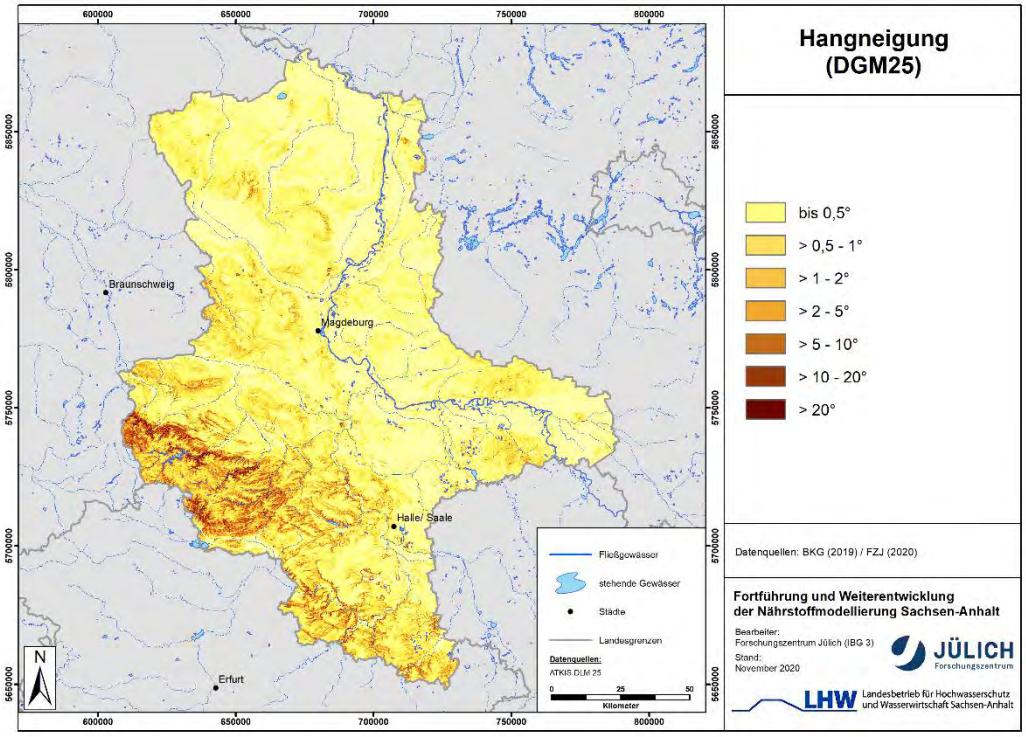


Abbildung 6-16: Hangneigung der Geländeoberfläche

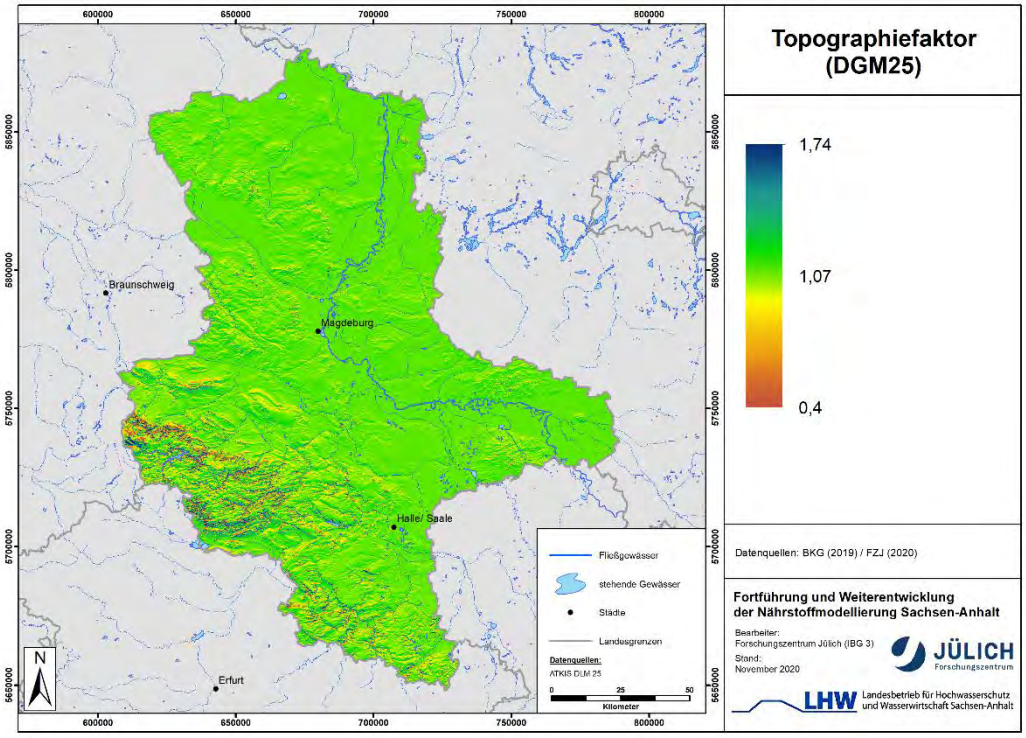


Abbildung 6-17: mittlerer Topografiefaktor

6.6 Bodenkundliche Datengrundlagen

Die räumliche Verteilung der Bodenprofildaten Sachsen-Anhalts basiert auf der Thematischen Bodenkarte 1:50.000 (TBK50). Diese Karte wurde Ende Oktober 2020 vom LAGB zur Verfügung gestellt und liegt nahezu landesweit vor. Sie enthält 80.888 Polygone, die jeweils 479 eindeutigen Leitbodenprofilen mit einer vierstelligen ID („KA4_ID_alt“) zugeordnet sind (Abbildung 6-18). Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie vergleichbarem Substrataufbau sind hierbei zusammengefasst. Der Datensatz gilt als räumliche Basis zur Überführung der Bodendaten in das mGROWA-Modell.

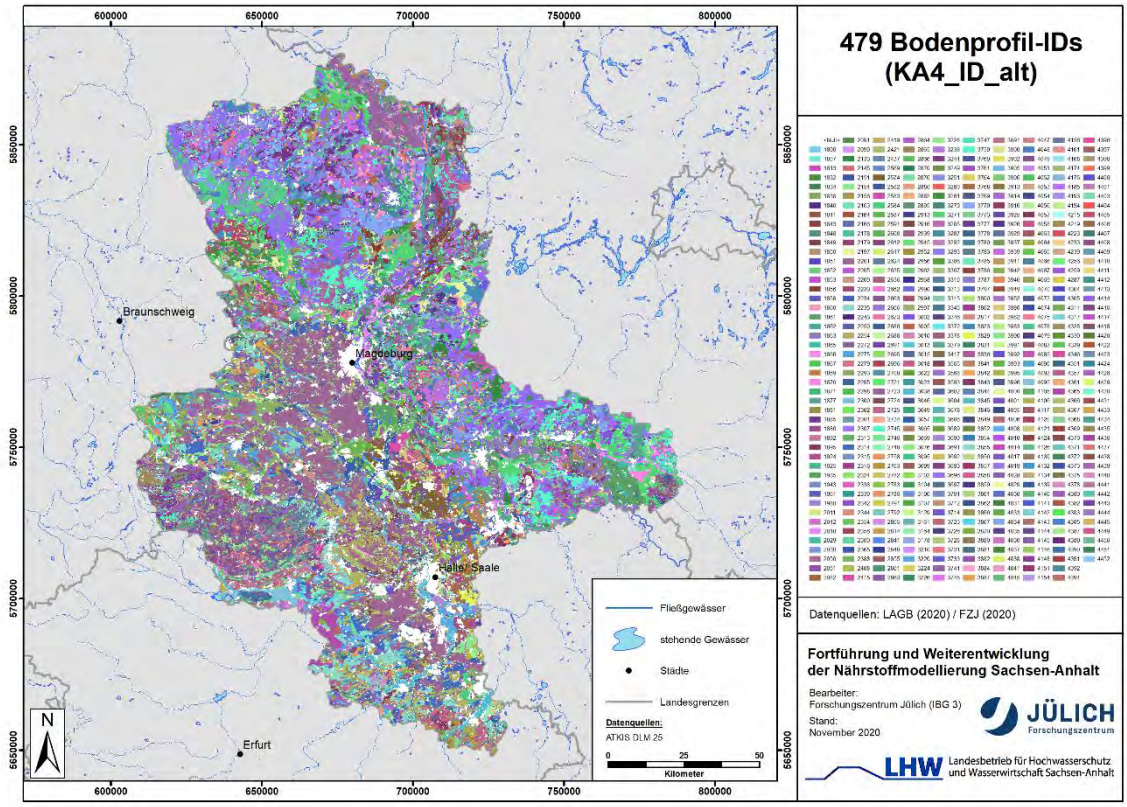


Abbildung 6-18: Bodenprofile nach Thematischer Bodenkarte 1:50.000 (TBK50) *WADKLIM und den WDM*

Zusätzlich zu den Flächendaten wurden vom LAGB eine BOREL-Bodenprofildatenbank mit horizontspezifischen Informationen zu bodenhydrologischen Parametern (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Bodenart, Lagerungsdichte, Substanzvolumen, etc.) bereitgestellt. Hierbei sind die Leitprofile zusätzlich jeweils in 2 bis 6 Landnutzungstypen differenziert, für die jeweils ein eigener Parametersatz vorliegt. In der Summe sind dies somit ca. 1800 nutzungsdifferenzierte Bodenprofile. Die 6 Landnutzungstypen sind relativ grob zusammengefasst in: Acker (A), Grünland (G), Wald (W), Laubwald (L), Nadelwald (N), Sonstige (S). Für diese kombinierte nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-ID liegt zwar auch eine räumliche ID vor („KA4_ID“), die sich aus der vierstelligen Boden-ID und der Landnutzungs-ID zusammensetzt (z.B. „2536_A“). Die dahinterliegende Landnutzung ist allerdings nicht konsistent mit dem in mGROWA verwendeten Landbedeckungsmodell LBM-

DE2015. In Abstimmung mit dem LLG und dem LAGB wurde somit am FZJ eine neue kombinierte ID erstellt, die die Boden-ID mit dem Landbedeckungs-Modell verschneidet. Dadurch wird die nutzungsdifferenzierte Parametrisierung der Bodenhorizonte berücksichtigt, ohne dabei das detailliertere Landbedeckungsmodell (LBM-DE2015) mit den 25 Landnutzungstypen und landnutzungsspezifischen Evapotranspirationsparametern zu verwerfen. In einer Tabelle werden dafür zunächst die vereinfachten 6 Landnutzungen der BOREL-Datenbank den Landbedeckungen des LBM-DE2015 zugeordnet (Tabelle 6-5).

Tabelle 6-5: Zuordnung der Landbedeckung nach Landbedeckungsmodell LBM-DE2015 zu den in der BOREL-Datenbank gegebenen 6 Landnutzungstypen

Landebedeckung nach LBM-DE2015	**Zugeordnete Land-nutzung nach BOREL-Bodendatenbank**	**Zugeordnete Landnutzungs-ID (LN-ID) nach BOREL-Datenbank**
Bebauung	Sonstige	6
Anlagen	Sonstige	6
Versiegelte gebäudelose Flächen	Sonstige	6
Acker	Acker	1
Weinbau	Acker	1
Obst- und Beerenobst	Acker	1
Hopfen	Acker	1
Homog. Grünland	Grünland	2
Grasland mit Bäumen (< 50%)	Grünland	2
Mischflächen (regelm. Struktur)	Sonstige	6
Aufforstung	Wald	5
Laubwald	Laubwald	3
Nadelwald	Nadelwald	4
Laub - und Nadelbäume	Wald	5
Inhomog. Grünland	Grünland	2
Zwergsträucher (Heide)	Grünland	2
Büsche und Sträucher	Wald	5
Sand, Stein, Erde	Sonstige	6
Fels	Sonstige	6
Sumpf	Sonstige	6
Moor	Sonstige	6
Sumpf mit Büschen/Bäumen	Sonstige	6
Moore mit Büschen/Bäumen	Sonstige	6
Wasserlauf	Sonstige	6
Wasserfläche	Sonstige	6

Dadurch entsteht eine auf dem LBM-DE2015 basierende neue Landnutzungskarte, die nur noch 6 Landnutzungstypen enthält. Durch die Verschneidung dieser neuen Karte mit den Bodenprofilen nach Abbildung 6-18 entsteht somit eine neue fünfstellige eindeutige ID,

zusammengesetzt aus Landnutzungs-ID (1-6) und Boden-ID (1180-8052). Zwangsläufig entstehen somit auch neue Kombinationen aus Bodenprofilen und Landnutzungen, für die keine Information in der Bodenprofildatenbank vorliegen. So kann etwa in einem Leitbodenprofil der BOREL-Datenbank die Landnutzung „Laubwald“ fehlen (LN-ID=3), durch die Verschneidung der neuen Landnutzung nach LBM-DE2015 und Boden-ID tritt diese Kombination allerdings auf. Diese fehlenden Kombinationen bekommen einen anderen Parametersatz innerhalb der gleichen Boden-ID zugeordnet nach einem bestimmten hierarchischen Algorithmus zugeordnet, wobei bei fehlender Landnutzung generell bevorzugt Grünland, dann Acker übernommen werden. Bei fehlender Wald-Landnutzung (LN-ID 3, 4 oder 5) wird hingegen zunächst nach einer anderen vorhandenen Wald-Landnutzung gesucht. Insgesamt betrifft diese Ergänzung aufgrund neuer Landnutzung-Boden-Kombinationen nur etwa 2% der aller Rasterzellen in Sachsen-Anhalt, wobei nun insgesamt 2.659 unterschiedliche nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-IDs resultieren (Abbildung 6-19).

Für urbane und weitere Regionen (z.B. Bergbau) sind in der TBK50 keine Leitbodenprofile ausgewiesen (weiße Flächen in Abbildung 6-19). Außerdem wurde am FZJ analysiert, dass es vereinzelt Boden-IDs gibt, für die keine Werte in der BOREL-Datenbank verfügbar sind. Jene IDs werden zunächst auch entfernt und in „weiße Flächen“ umgewandelt. Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA wird allerdings ein flächendeckender Datensatz benötigt. Als Vorprozessierung müssen diese Lücken am FZJ vor der mGROWA-Modellierung durch Regionalisierung gefüllt werden.

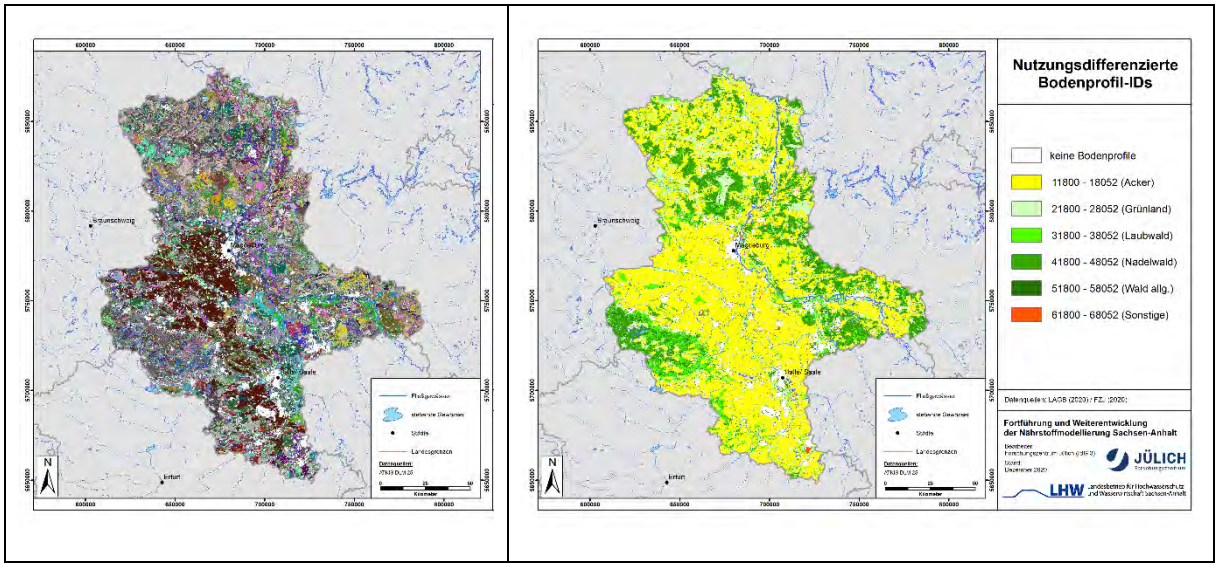


Abbildung 6-19: Nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-IDs nach Verschneidung des Landbedeckungsmodells LBM-DE2015 und den Bodenprofilen nach TBK50. Einzelwerte (links) / nach Landnutzung (1-6) klassifiziert (rechts)

Zusätzlich zu der BOREL-Bodenprofildatenbank wurde ein vom LLG bereitgestellter externer Datensatz zweier Standorte mit Abraumhalden („Kippen“) vom FZJ in die mGROWA-Datenbank integriert. Diese Standorte sind in Abbildung 6-19 bereits enthalten. Es handelt sich um alte Tagebaustandorte „Merseburg-Ost“ südlich von Halle (Saale) und „Nachterstedt“ im Salzlandkreis. Die gegebenen Bodenhorizontdaten sind teilweise lückenhaft und wurden eigenständig am FZJ für die Verwendung in mGROWA abgeleitet.

Dies sind die Lagerungsdichte aus der Trockenrohdichte, die Ober Und Unterkanten der Horizonte aus den Horizontmächtigkeiten und die nutzbare Feldkapazität aus der Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt. Für Teilflächen der Abraumhalden liegen bereits Daten aus der Bodenprofildatenbank BOREL vor, jene wurden gegenüber den neuen vom LLG bereitgestellten Daten bevorzugt verwendet. Die neue definierten nutzungsdifferenzierten Bodenprofil-IDs (68001 – 68052) werden der Landnutzung „Sonstige“ zugeordnet und in die mGROWA-Bodenprofildatenbank integriert und machen insgesamt ca. 20 km² aus.

Für die restlichen „weißen Flächen“ liegen keine Daten vor, weswegen durch Interpolation der nächstgelegenen Bodenprofile ein landesweit flächendeckender Datensatz erzeugt wird (Abbildung 6-20). Diese zu interpolierende Fläche ist zwar mit ca. 1.880 km² (etwa 9 % der Landesfläche) recht hoch, da es sich hier jedoch meist um (teil)versiegelte Fläche handelt und somit ein vom BOWAB-Modell abweichender Algorithmus verwendet wird, wiegt diese Vereinfachung in der Modellierung des Wasserhaushalts nicht bemerkenswert schwer.

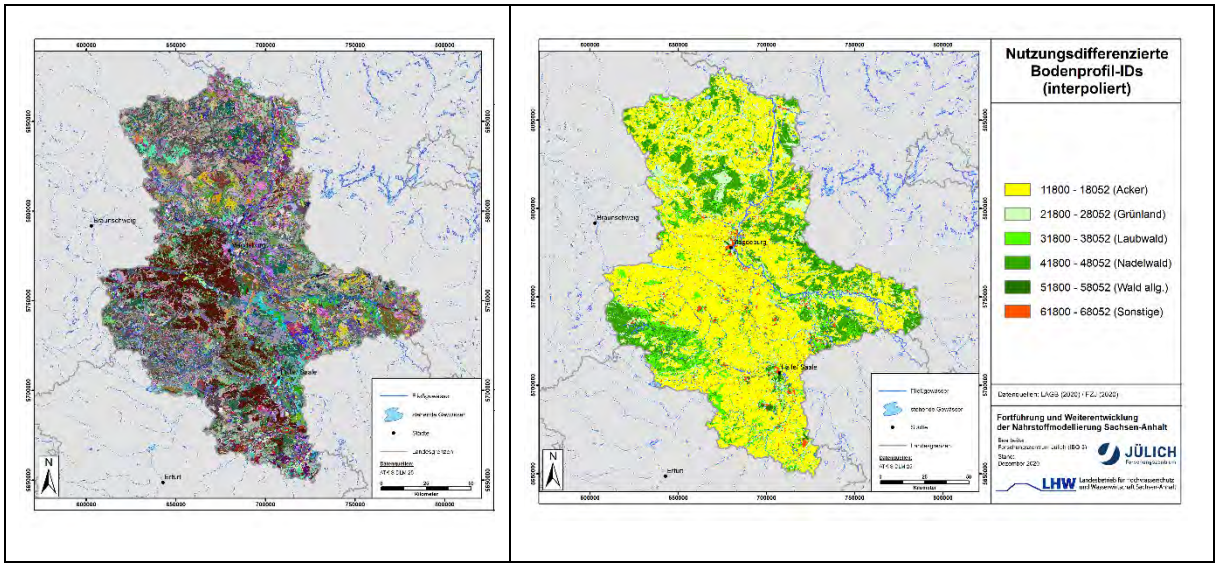


Abbildung 6-20: Nutzungsdifferenzierte Bodenprofil-IDs nach Interpolation. Einzelwerte (links) / nach Landnutzung (1-6) klassifiziert

Die Bodenprofil-IDs sind mit einer Bodenprofildatenbank verknüpft, in der für jede ID im Mittel vier Horizonte angegeben sind. Auf diese Weise stehen Angaben zu insgesamt 9.357 Bodenhorizonten für die Modellierung zur Verfügung, die die für mGROWA benötigten Eingabedaten zur Horizontmächtigkeit, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Lagerungsdichte, Bodengruppe und Substanzvolumen enthalten. Vereinzelt waren noch Lücken in den Daten vorhanden, die vom FZJ gefüllt werden mussten. Dies galt insbesondere für einzelne Bodenprofile und Bodenhorizonte ohne Werte zur Lagerungsdichte und (nutzbarer Feldkapazität). Diese wurden mithilfe empirischen Verknüpfungsregeln nach Bug et al. (2020) abgeleitet. Bei fehlender Lagerungsdichte wurde hierfür die Bodenart und die Feldkapazität herangezogen, bei fehlenden (nutzbaren) Feldkapazitäten entsprechend die Bodenart und Lagerungsdichte. Bodenhorizonte für die gleichzeitig Lagerungsdichten und Feldkapazitäten fehlten, kamen nicht vor.

6.6.1 Bodentyp

Ein Bodentyp kennzeichnet Böden mit einem gleichen Entwicklungszustand und damit weitgehend übereinstimmenden Merkmalen und ähnliche Bodenhorizonten bzw. Horizont-Kombinationen. Gleiche Bodentypen bilden sich aber nicht notwendigerweise nur auf dem gleichen Ausgangsgestein aus. Zusätzliche Einflussfaktoren sind Relief, topografische Lage, Klima, Bewuchs und die Zeit zur Entwicklung. Namensgebend sind auffällige Bodenmerkmale, z. B. Farbe (Schwarzerde, Braunerde) oder ihre Verbreitung in einer bestimmten Landschaft (Marsch, Moor, Aue). Verwendung finden die Bodentypen neben weiteren Parametern in der Ableitung des Denitrifikationspotentials im Boden. Flächen, die in hier verwendeten TBK50 keine Informationen zum Bodentyp liefern, werden hierbei durch Angaben durch Denitrifikationsstufen nach Kuhr et al. (2014) ersetzt. Abbildung 6-21 zeigt eine Übersicht über die Verbreitung der in der TBK50 ausgewiesenen Bodentypen Sachsen-Anhalts.

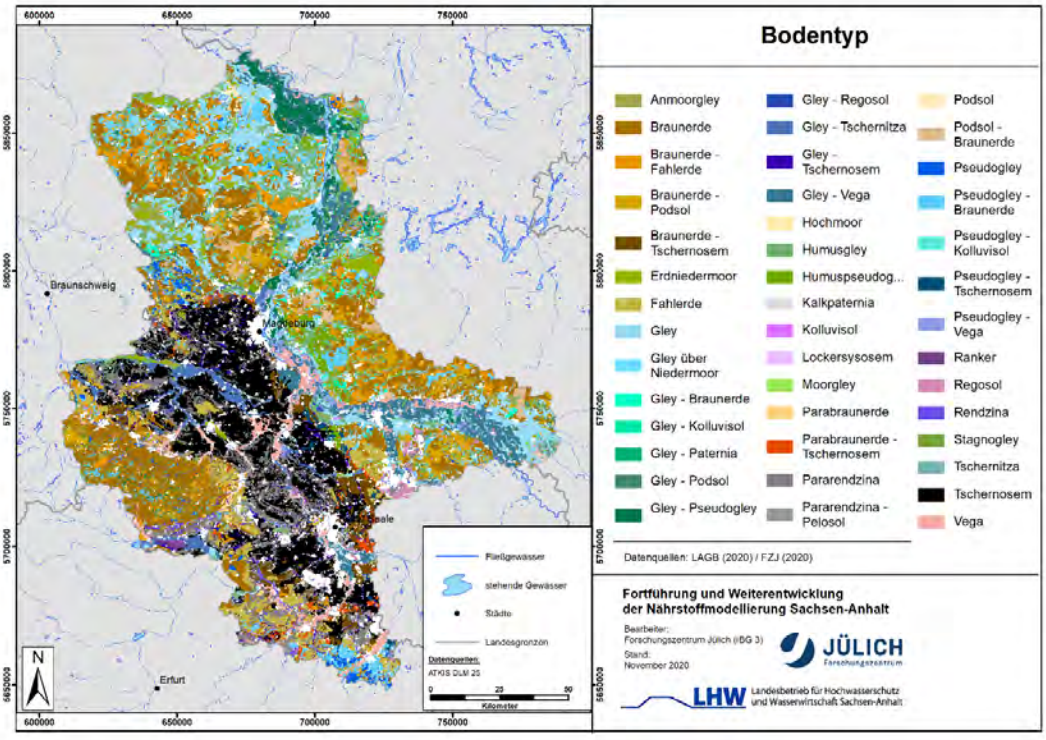


Abbildung 6-21: Leitbodentypen der TBK50

Wie Abbildung 6-21 zeigt ist die Braunerde und deren Subtypen der am weitesten verbreitete Bodentyp (ca. 16% der Landesfläche) und kommt vor allem im Wendland, der Altmark, im Harz und dem Fläming vor. Danach sind die Schwarzerden im Harzvorland und den Lössbörden der vorherrschende Bodentyp (12%). Sie werden sie auch häufig von Pararendzinen begleitet (7%). Darüber sind verschiedene (Pseudo)gleyböden weit verbreitet, z.B. im Elbe-Mulde-Tiefland, in den Elbtalniederungen und dem Weser-Aller-Tiefland.

6.6.2 Staunässe

Die Staunässe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Im mGROWA-Modell wird auf den staunässebeeinflussten Böden im Lockergesteinsbereich Zwischenabfluss berechnet, außer auf Drainageflächen (siehe Kapitel 3.7). Im DENUZ-Modell ist der Vernässungsgrad einer der Parameter zur Ableitung des Denitrifikationspotentials von Böden. In der BOREL-Datenbank oder der TBK50 sind Staunässestufen nicht explizit ausgewiesen, weswegen vom FZJ die Tiefe der Oberkante der Sd-Horizonte unter der Geländeoberfläche der Leitböden herangezogen wird, um den Grad der Staunässe zu definieren. Liegt die Oberkante des Sd-Horizonts flacher als 40 cm u. GOK, so wird dieser als stark staunass, zwischen 40 und 80 cm als staunass ausgewiesen. Sd-Horizonte mit der Oberkante tiefer als 80 cm u. GOK und demnach schwach staunasse Profil, kommen in Sachsen-Anhalt nicht vor. In Abbildung 6-22 sind diese vom FZJ aus der BOREL-Datenbank und der TBK50 abgeleiteten Böden mit Staunässeeinfluss dargestellt.

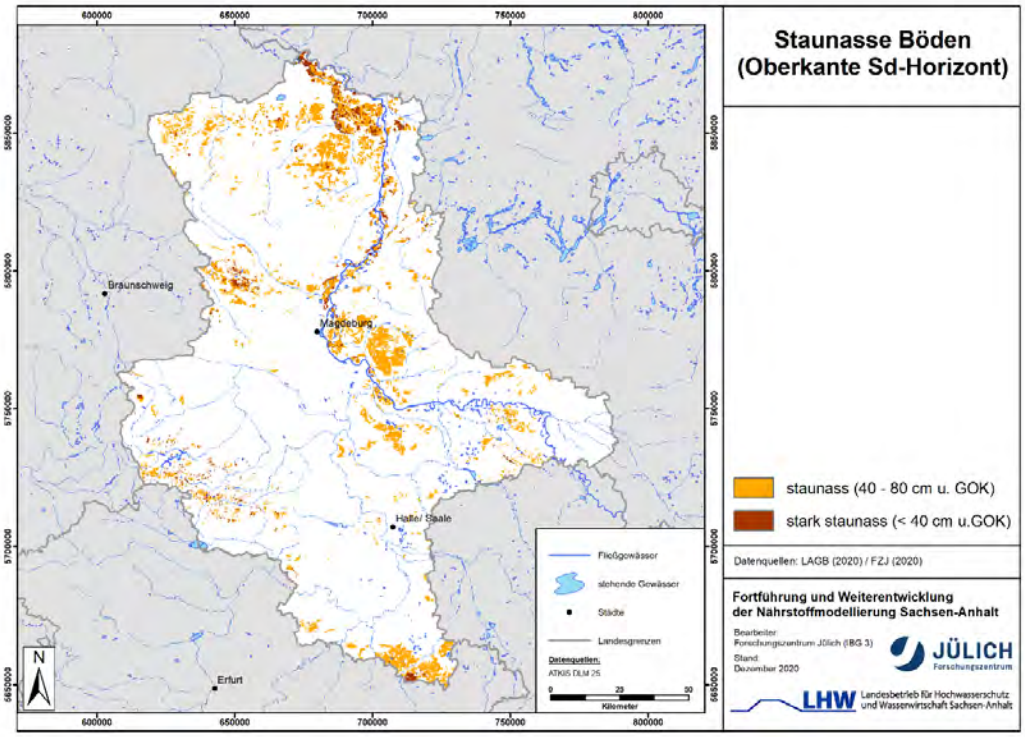


Abbildung 6-22: Leitböden mit Staunässeeinfluss

Aus Abbildung 6-22 geht hervor, dass im gesamten Bundesland nicht-vernässte Böden überwiegen. Die Leitböden mit Staunässeeinfluss fallen in die Bodenkategorie der Pseudogleye. Vor allem die Pseudogley-Parabraunerden fallen in diese Kategorie.

6.6.3 Grundwasserstand

Der Grundwasserflurabstand ist ein wichtiger Parameter in der Modellierung des Wasserhaushalts. Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung

und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Substrat, von der Geländelage und der Vegetation mehr oder weniger stark. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark und die Nassphasen der durch Staunässe geprägten Böden kürzer als unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird.

Wie aus den Abbildungen 6-23 und 6-24 hervorgeht, sind grundwasserbeeinflusste Standorte in Sachsen-Anhalt recht weit verbreitet. Dies gilt für große Teile des Lockergesteinsregionen, insbesondere das Weser-Aller- und das Elbe-Mulde-Tiefland, wo Grundwasser im Winter und Frühjahr teilweise in weniger als 10 cm u.GOK ansteht, aber auch für die Auenbereiche der Festgesteinsregionen.

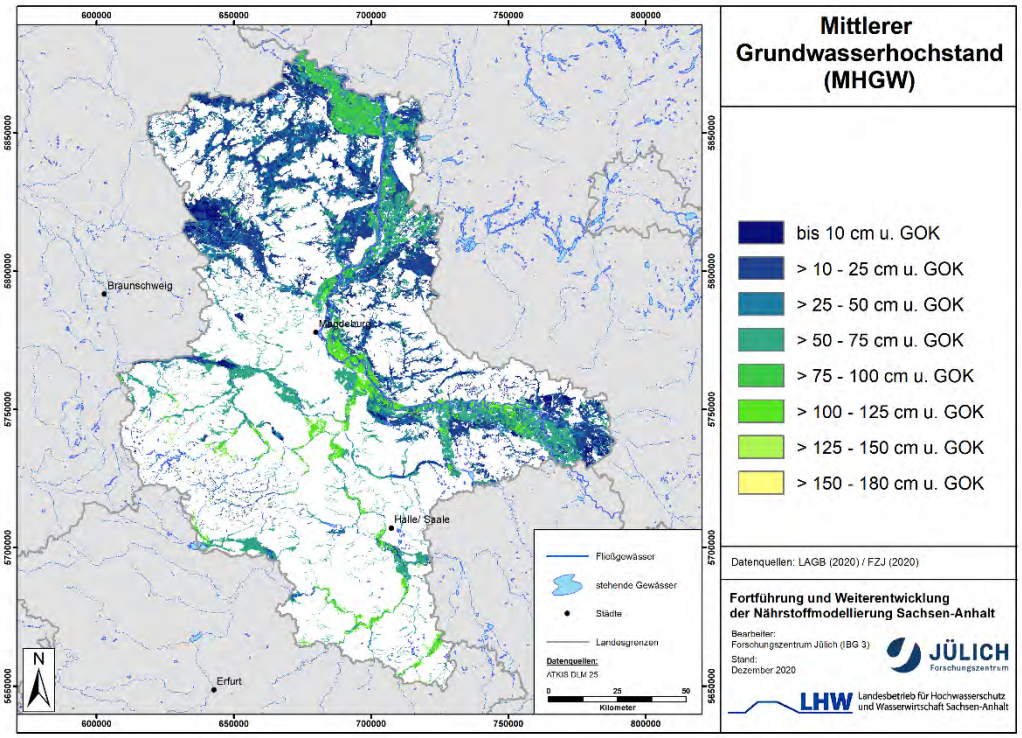


Abbildung 6-23: Mittlerer bodenkundlicher Hochstand des Grundwassers (MHGW) nach TBK50

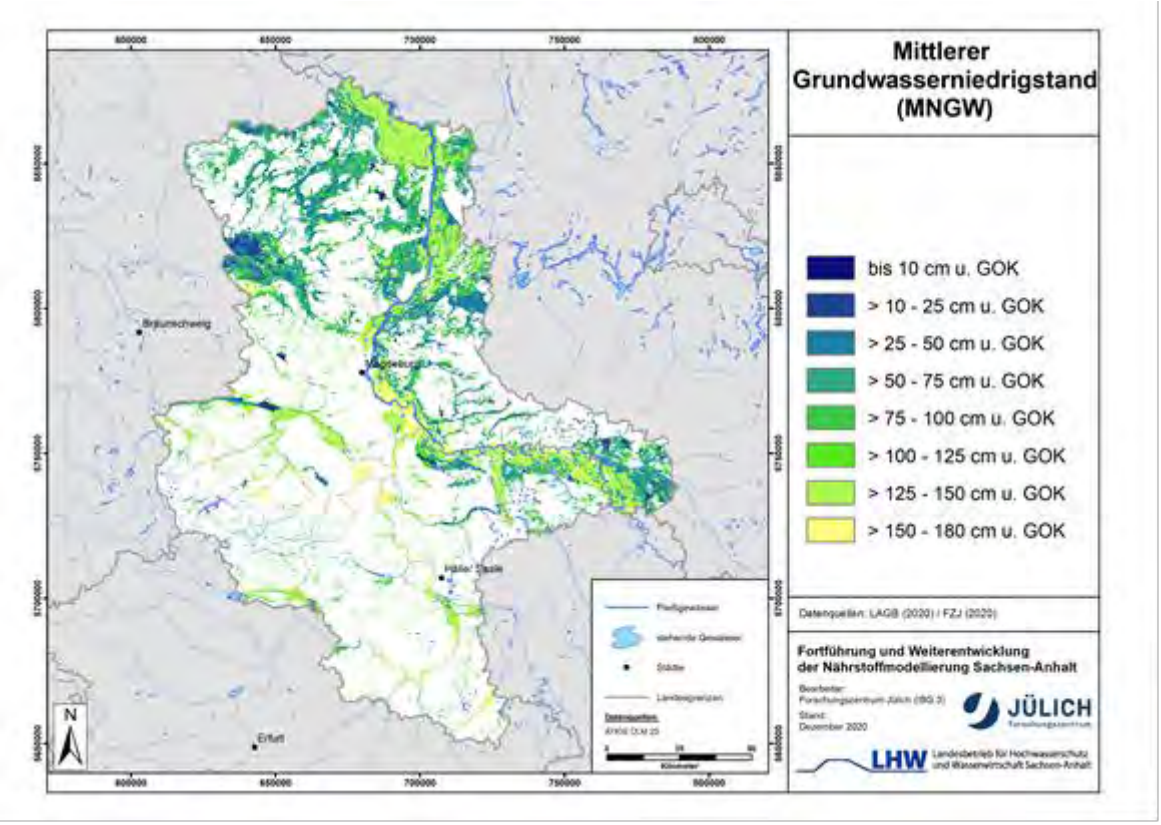


Abbildung 6-24: Mittlerer bodenkundlicher Niedrigstand des Grundwassers (MNGW) nach TBK50

6.6.4 Nutzbare Feldkapazität

Die nutzbare Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für den Wassergehalt eines Bodens, der von den Pflanzen genutzt werden kann. Sie hat damit großen Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit und die Ertragssicherheit von Standorten für die landwirtschaftliche Produktion. Im Hinblick auf den Wasserhaushalt hat die nutzbare Feldkapazität einen großen Einfluss auf die reale Verdunstung von Standorten.

Bodenphysikalisch ist die nutzbare Feldkapazität der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation erreichbar ist und im Boden mit Saugspannungen zwischen pF-Werten von ca. 1,8 – 2,5 (Wassersättigung) und ca. 4,2 (permanenter Welkepunkt) gespeichert wird. Sie errechnet sich je Bodenhorizont aus dem Anteil der Bodenarten bei mittlerer Lagerungsdichte, korrigiert durch volumenprozentuale Abschläge für den Skelettanteil bzw. durch Zuschläge für den Humusgehalt.

Die nutzbare Feldkapazität ist bei Lehm- und Schluffböden, d.h. bei Böden, die einen relativ hohen Mittelporenanteil aufweisen, am größten. Bodenporen mit einem Durchmesser über 10 µm (Grobporen) können das Bodenwasser nicht kapillar festhalten. Bei Sandböden wird die nutzbare Feldkapazität deshalb durch die relativ geringen Wassergehalte bei Feldkapazität beschränkt. Bei Tonböden wirken sich die hohen Totwasseranteile negativ auf die nutzbare Feldkapazität aus. Bei einer Porengröße unter 0,2 µm (Feinporen) wird das Wasser im Boden durch Adhäsionskräfte nämlich so stark im Boden festgehalten, dass die Pflanzenwurzeln es nicht mehr entnehmen können.

Die nutzbare Feldkapazität geht horizontbezogen ins mGROWA-Modell ein, weswegen die in Abbildung 6-25 dargestellten nutzbaren Feldkapazitäten für den Wasserhaushalt als Orientierung gelten. Im Nährstoffmodell DENUZ hingegen geht die nutzbare Feldkapazität als Mittel über das gesamte Bodenprofil ein, weswegen Abbildung 25 gleich dem verwendeten Datensatz ist. Jedoch wurden die in der TBK50 lückenhaften Flächen („kein Bodenprofil“), bei denen es sich meist um urbane Räume handelt, in Absprache mit dem LHW mit einem Pauschalwert von 2 mm/dm ersetzt.

In den Regionen, in denen vermehrt Schwarzerden vorkommen, finden sich mit Werten meist zwischen 20 und 25 mm/dm relativ hohe nutzbare Feldkapazitäten, wohingegen im Fläming, Wendland und Altmark sowie im Harz meist nutzbare Feldkapazitäten zwischen 10 und 20 mm/dm anzutreffen sind. Werte kleiner 5 und größer 25 mm/dm treten nur sehr vereinzelt auf.

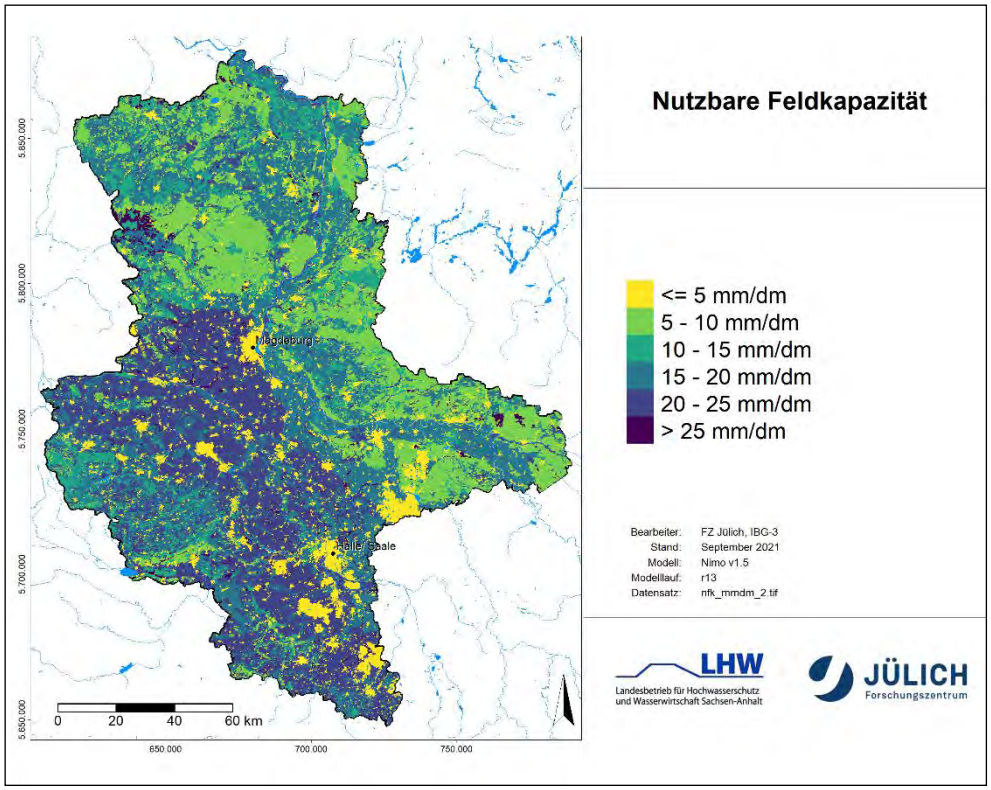


Abbildung 6-25: Nutzbare Feldkapazität der Böden nach TBK50

6.6.5 Denitrifikationsbedingungen im Boden

Zur Modellierung des Nitratabbaus im Boden (siehe Kap. 3-5) ist es erforderlich, die Parameter flächendifferenziert und flächendeckend zu quantifizieren, die die Kinetik der Denitrifikation bestimmen. Die Ableitung dieser Parameter erfolgte in mehreren Schritten.

In einem ersten Schritt wurde eine Grobklassifizierung des Denitrifikationspotenzials der Böden vorgenommen. Hierbei wurde auf die Arbeit von Wienhaus et al. (2008) Bezug genommen, in der das Denitrifikationsvermögen von Böden in Abhängigkeit vom Grund- und Stauwassereinfluss, dem geologischen Ausgangssubstrat und dem Bodentyp in sechs

Denitrifikationsstufen eingestuft wurde. Abbildung 6-26 zeigt das Ergebnis dieser Einstufung auf der Grundlage der TBK50. Man sieht, dass in den Böden im Mittelgebirge überwiegend schlechte Denitrifikationsbedingungen auftreten. Dies hat damit zu tun, dass im Verbreitungsgebiet der mesozoischen Gesteinsfolgen gut durchlüftete Braunerden und Rendzinen anstehen, und im Verbreitungsgebiet der paläozoischen Gesteinsfolgen flachgründig verwitterte Braunerden mit für Denitrifikationsprozesse ungünstigen Temperaturen und Humusgehalten. Ungünstige Standortbedingungen bedingen auch die Einstufung der verbreitet im Norddeutschen Flachland anstehenden Podsolböden. Mittlere bis gute Denitrifikationsbedingungen weisen die Pseudogleye und die Böden der Flussauen auf.

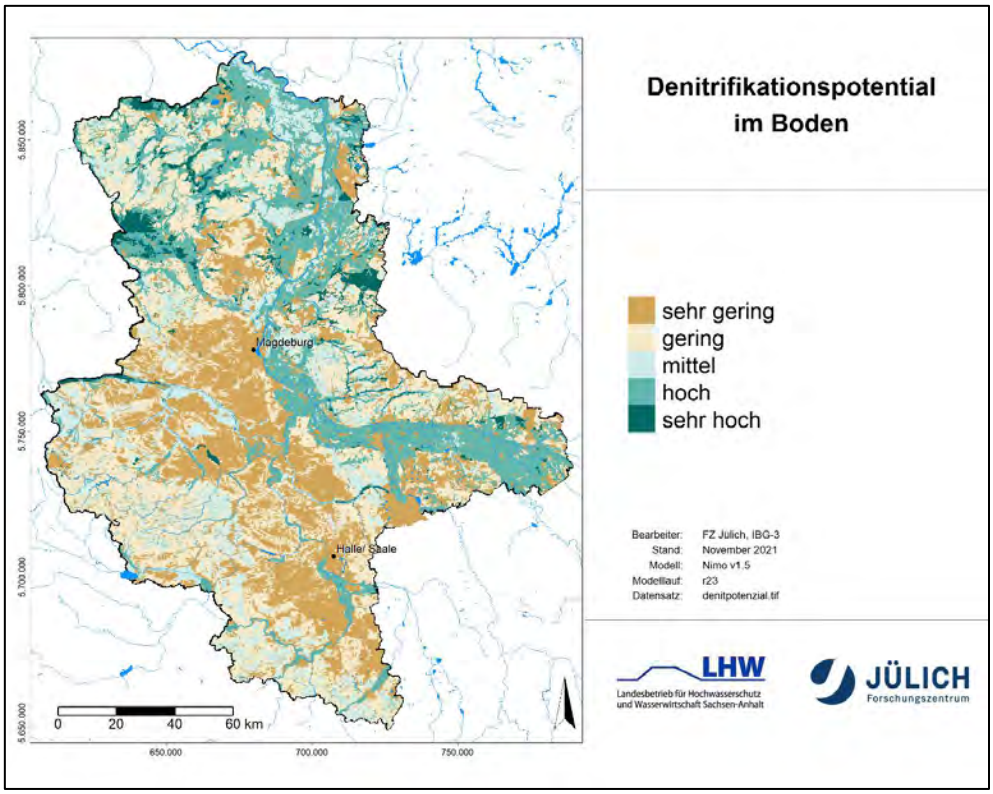


Abbildung 6-26: Denitrifikationsklassen im Boden

In einem zweiten Schritt erfolgte die Zuordnung der kinetischen Parameter aus Gl. 3-1 an die Bodeneinheiten der TBK50. Diese wurde durch einen Vergleich der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit beobachteten Werten im oberflächennahen Grundwasser (vgl. Kap. 10.4) und durch einen Vergleich der modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dort gemessenen N- Frachten geprüft (vgl. Kap. 8.8).

In Wienhaus et al. (2008) sind für die einzelnen Denitrifikationsklassen im Boden Wertespannen für den jährlichen Nitratabbau angegeben. Die darin angegebenen Denitrifikationsraten werden oftmals den hier verwendeten Dmax-Werten gleichgesetzt bzw. mit ihnen verglichen. Auch wenn die „Wienhaus-Werte“ ggf. als grobe Anhaltswerte zur Abschätzung des Nitratabbaus im Boden genutzt werden können, sind sie für die hier durchgeführte bundesweite DENUZ-Modellierung aus einer Reihe von Gründen nicht direkt anwendbar, sondern dienen bestenfalls als Startwerte für die Parametrisierung der Michaelis-Menten Denitrifikation aus Gl. 3-1. Hierfür gibt es eine Reihe von Gründen:

- Wienhaus et al. (2008) geben einen jährlichen Abschlag durch N-Abbau im Boden an, der auf eine Bodentiefe von 2m bezogen ist. Im DENUZ-Modell wird davon ausgegangen, dass die Denitrifikation überwiegend in der Wurzelzone abläuft. Dem entsprechend wird die Nitratkonzentration nach der Passage der Wurzelzone als konstant betrachtet.
- Das DENUZ-Modell berücksichtigt den Nitratabbau im Boden u.a. in Abhängigkeit vom Denitrifikationsvermögen, dem verlagerbaren N-Eintrag und der Verweilzeit des Sickerwassers und damit auch des Nitrats im Boden, d.h. von der standortbezogenen Wasserhaushaltssituation sowie den Bodeneigenschaften. Je größer die Verweilzeit im Boden ist, desto größer ist im Allgemeinen auch der Nitratabbau im Boden. Dies ist in Abb. 6-27 verdeutlicht, in der beispielhaft der N-Austrag aus dem Boden nach der Verweilzeit t im Boden nach Lösen von Gl. 3-1 für vier unterschiedliche Kombinationen von typischen verlagerbaren N-Einträgen in den Boden und typischen Dmax-Werten dargestellt ist. In den Kurven erkennt man deutlich zwei Bereiche: einen in erster Näherung linearen Abfall des N-Austrags bei sehr geringen Verweilzeiten im Boden und hohen verlagerbaren N-Einträgen und einen wesentlich langsameren Abfall bei hohen Verweilzeiten oder kleinen N-Austrägen.

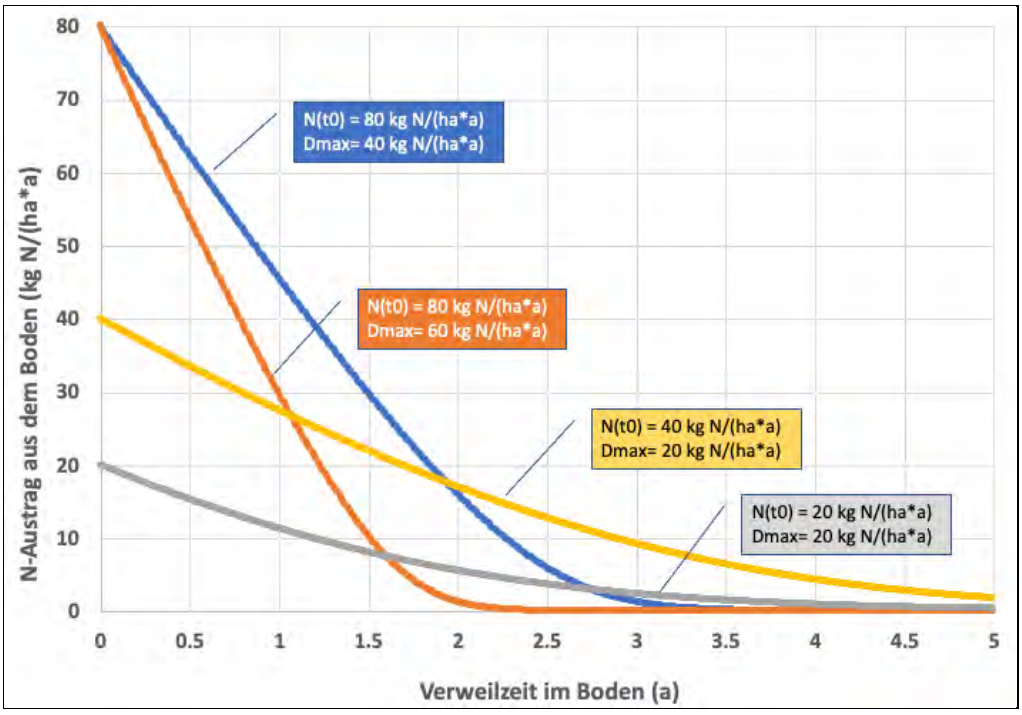


Abbildung 6-27: Nitratabbau im Boden bei einer Michaelis-Menten Kinetik in Abhängigkeit von der Verweilzeit im Boden, des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden und den Denitrifikationsbedingungen

- Es wird deutlich, dass die Verweilzeit im Boden einen sehr starken Einfluss auf den N-Austrag aus dem Boden hat. Durch Unterschiede in den Sickerwasserraten und/oder den Durchwurzelungstiefen können sich die Verweilzeiten im Boden und damit der N-Austrag aus dem Boden auf der Rasterebene sehr stark unterscheiden. Weiterhin ist der N-Abbau im Boden im DENUZ-Modell vom N-Eintrag in den Boden abhängig. Geringe N-

Einträge werden mit deutlich geringeren Raten abgebaut als hohe N-Einträge. Das bedeutet, dass selbst bei gleichen kinetischen Parametern und gleichen N-Einträgen im Mittel sehr unterschiedliche N-Austräge aus dem Boden zu erwarten sind. Feste Abschläge durch z.B. landesweite bodentypspezifische Denitrifikationsraten berücksichtigen diese Abhängigkeiten nicht und sind dementsprechend nicht zielführend.

- Die Abschläge in Wienhaus et al. (2008) wurden für das Land Niedersachsen ermittelt und beziehen sich damit auf die dort vorkommenden Böden und klimatischen Standortbedingungen. In Sachsen-Anhalt hat man es jedoch mit teilweise unterschiedlichen Standortbedingungen zu tun (siehe z.B. die von Roßberg et al. (2007) definierten „Boden-Klima-Räume"). Es ist davon auszugehen, dass in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen auch bei gleichen Bodentypen unterschiedlich effektive Nitratabbauvorgänge auftreten können. So ist zu vermuten, dass „gleiche" Böden in niederschlagsreichen Regionen eine größere mittlere Wassersättigung aufweisen als Böden in trockeneren Regionen, so dass die Kinetik der Denitrifikation im Boden in niederschlagsreicheren Regionen schneller abläuft. Dort jedoch ist die Verweilzeit im Allgemeinen geringer (s.o.), so dass die sich ergebenden Nitratabbauraten letztendlich aus dem regionalen Zusammenspiel der Parameter für Gl. 3-1 ergeben. Die Ableitung der kinetischen Parameter muss daher für die verschiedenen Regionen differenziert durchgeführt werden. In den Modellanwendungen auf Landesebene hat sich hierzu eine Differenzierung nach Bundesländern bewährt, vgl. hierzu die Ergebnisse von Studien aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (Kunkel et al., 2017; Tetzlaff et al., 2021), Schleswig-Holstein (Wendland et al., 2014), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015), Nordrhein-Westfalen (Wendland et al., 2020; Kunkel et al., 2021), Rheinland-Pfalz (Wendland et al., 2021), Thüringen (Tetzlaff et al., 2017) und dem Einzugsgebiet der Weser (Heidecke et al., 2015).

Die im vorherigen Schritt festgelegten Parameterwerte für das Bundesland Sachsen-Anhalt wurden für eine Vorwärtsmodellierung mit dem DENUZ-Modell verwendet. Die sich für den Ist-Zustand ergebenden Modellergebnisse wurden mit beobachteten Werten verglichen. Das betrifft in erster Linie den Vergleich der berechneten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit beobachteten Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser. Hierzu wurde von Wolters et al. (2021) eine neue Methodik aufgebaut, die in Kap. 10.4 ausführlich beschrieben ist. Die vom Bundesland Sachsen-Anhalt für diesen Vergleich zur Verfügung gestellten Grundwasserdaten wurden hinsichtlich ihrer Entnahmetiefe sowie ihres Reduktionsgrades ausgewählt, so dass nur oxidierte Grundwässer aus oberflächennah verfilterten Grundwasserentnahmestellen und Quellen herangezogen wurden. Zusätzlich wurden die Größe, Hauptnutzung und Bodeneigenschaften des Einzugsgebiets jeder Grundwasserentnahmestelle ermittelt. Die gemessenen Nitratkonzentrationen in den geeigneten Grundwasserentnahmestellen und die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden in Klassen von jeweils 25 mg NO_3/L Breite kategorisiert und miteinander verglichen. Die länderweisen festgelegten kinetischen Parameter der Denitrifikation wurden dann iterativ modifiziert, bis für alle Messstellen und alle betrachteten Landnutzungstypen eine optimale Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten zu verzeichnen war. Im Ergebnis konnte ein Parametersatz aufgebaut werden, der für alle Messstellen eine in der Summe sehr befriedigende Übereinstimmung von beobachteten und gemessenen Werten ergab.

Neben den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden auch die gemessenen und berechneten Frachten in den Oberflächengewässern miteinander verglichen (Kap. 8.8). Auch hierbei zeigte sich eine sehr befriedigende Übereinstimmung, die den Schluss erlaubt, dass der auf diese Weise ermittelte Parametersatz für die Denitrifikation im Boden sehr plausible Werte ergibt.

6.7 Potenziell künstlich entwässerte Flächen

Zur Lage künstlich entwässerter landwirtschaftlicher Nutzflächen wurde zunächst auf einem Datensatz (Potenzialkarte der standortbedingten Entwässerungsbedürftigkeit) aufgesetzt, der vom LHW bereits schon für die Studie von Kuhr et al. (2014) zur Verfügung gestellt worden ist, siehe Abbildung 6-28.

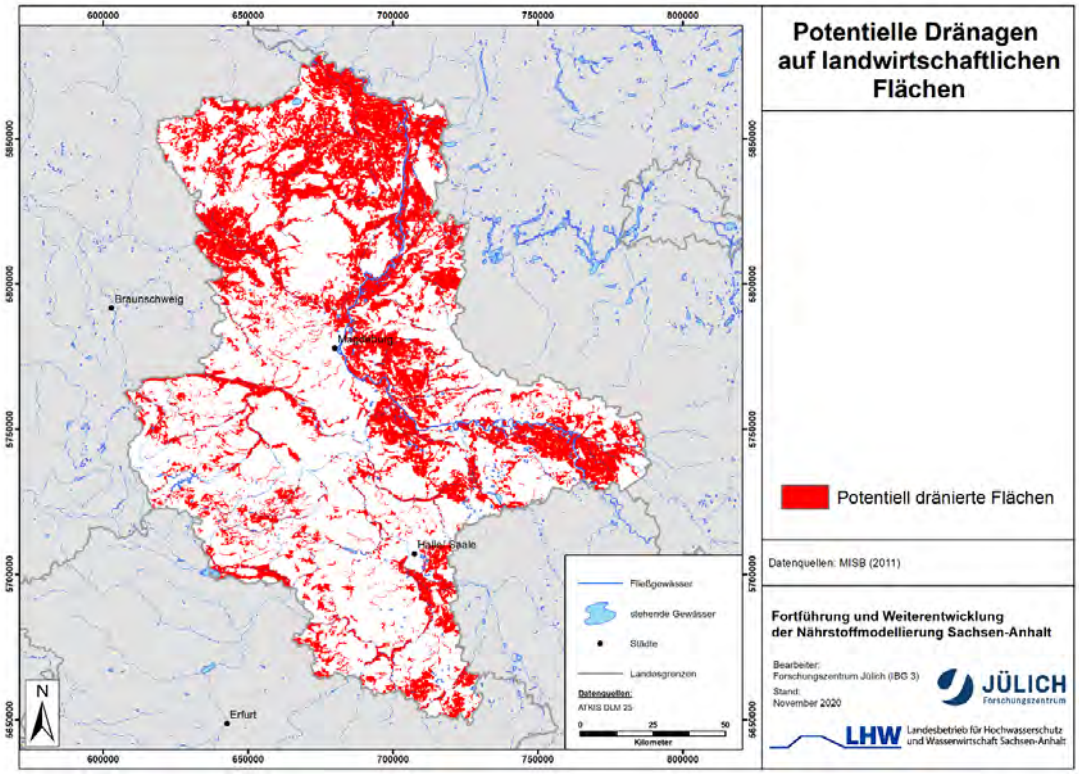


Abbildung 6-28: Potenziell gedränte Flächen (Steiniger et al., 2011)

Diese Potenzialkarte der standortbedingten Entwässerungsbedürftigkeit basiert auf der Umsetzung der Auswerterichtlinien der MMK, einem Expertensystem, und den entsprechenden Grundlagen (aktuell Bodenkarten 1:25.000/50.000) und wurde im Rahmen von zwei Forschungsaufträgen des Mitteldeutschen Instituts für angewandte Standortkunde und Bodenschutz (MISB) erstellt. Für weitere Informationen zu dieser Methode sei auf die Arbeiten von Steiniger (2004) Steiniger et al. (2011) verwiesen.

Steiniger et al. (2011) haben bereits darauf hingewiesen, dass Detailausgrenzungen zur konkreten Lage und tatsächliche Größe von Dränflächen auf der gegenwärtig in Sachsen-Anhalt vorliegenden bodenkundlichen Datenbasis nicht möglich sein und dass eine Verbesserung der Ausgrenzung nur über die Erfassung von Dränanlagen, wie im Gutachten

von Steiniger et al. (2011) belegt, erzielt werden kann, oder durch die Verwendung räumlich und/oder bodensystematisch höher auflösender bodenkundlicher Grundlagen.

Aus diesem Grunde wurden vom MISB (2021) eine Neuableitung der potentiellen Dränagen auf landwirtschaftlichen Flächen basierend auf den aktualisierten Bodendaten im Abgleich mit der Statistik des Meliorationskatasters vorgenommen. Hierbei wurde in potentiell dränierte Flächen mit Grundnässe (Abbildung 6-29, links) und potenziell dränierte stauwasserbeeinflusste Böden (Abbildung 6-29, rechts) unterschieden.

Für die potentiell dränierten Flächen mit Grundnässe (Abbildung 6-29, links) wird im Modell eine Dränabflusshöhe berechnet, wenn sich der Grundwasserstand auf Niveau der Dränage befindet. Letzteres wurde für Sachsen-Anhalt pauschal mit 80 cm unter Geländeoberkante angenommen. Der Jahresgang der Grundwasseroberfläche wird somit auf diesen Standorten mit potentieller Dränung einbezogen. Flächen, die laut Bodenkarte einen Staunässeeinfluss haben, aber gleichzeitig stark grundwasserbeeinflusst sind (Grundwasserstufen 1 bis 3) wurden den potentiell dränierten Flächen mit Grundnässe zugeordnet und nicht potentiell dränierten staunassen Böden. Zur Ausweisung der potentiell dränierten staunassen Böden (Abbildung 6-29, rechts) wurde eine Überlagerung der potentiell dränierten Flächen nach MISB (2021) mit den staunässebeeinflussten Böden nach BK50 vorgenommen. Für die verbleibenden Flächen wurde eine Separation des Gesamtabflusses in Grundwasserneubildung und Dränageabfluss vorgenommen (BFI = 0,5). Wegen der nicht weit verbreiteten Sd-Horizonte machen diese Staunässedränagen unter den potentiell dränierten Flächen aber nur einen kleinen Anteil aus.

Die von Steiniger et al. (2021) vorgenommene Unterscheidung in potentiell dränierte Flächen mit Grundnässe (Abbildung 6-29, links) und potentiell dränierte stauwasserbeeinflusste Böden (Abbildung 6-29, rechts) wurde vom FZJ zu den in Abbildung 6-30 dargestellten „potenziell gedränten Flächen“ zusammengefasst. Durch die Neuableitung verringerten sich die gedränten Flächen von 5.270 km^2 (Steiniger et al., 2011) auf ca. 2.900 km^2 (Steiniger et al., 2021) und „überschätzen“ die Fläche gem. Meliorationskataster nur noch geringfügig.

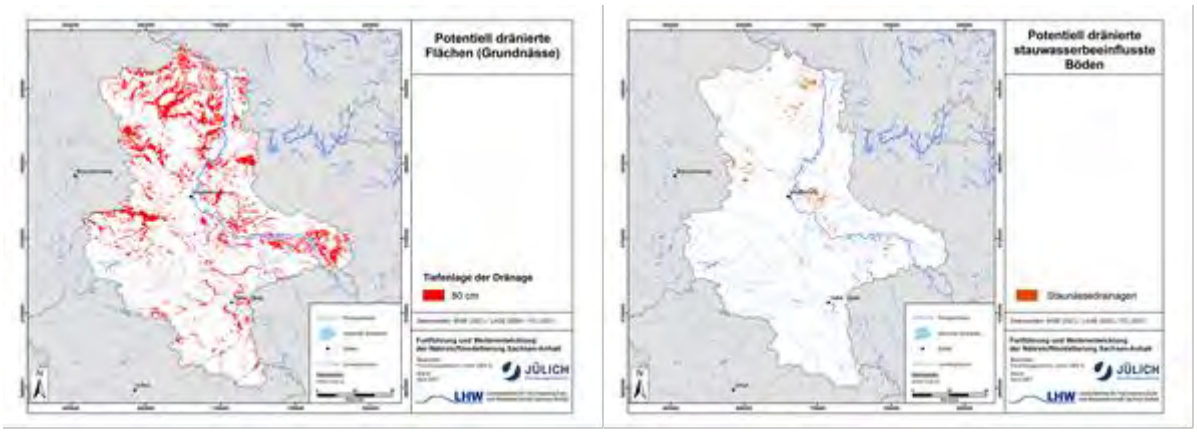


Abbildung 6-29: Potentiell dränierte Flächen mit Grundnässe (links) und potentiell dränierte stauwasserbeeinflusste Böden (rechts)

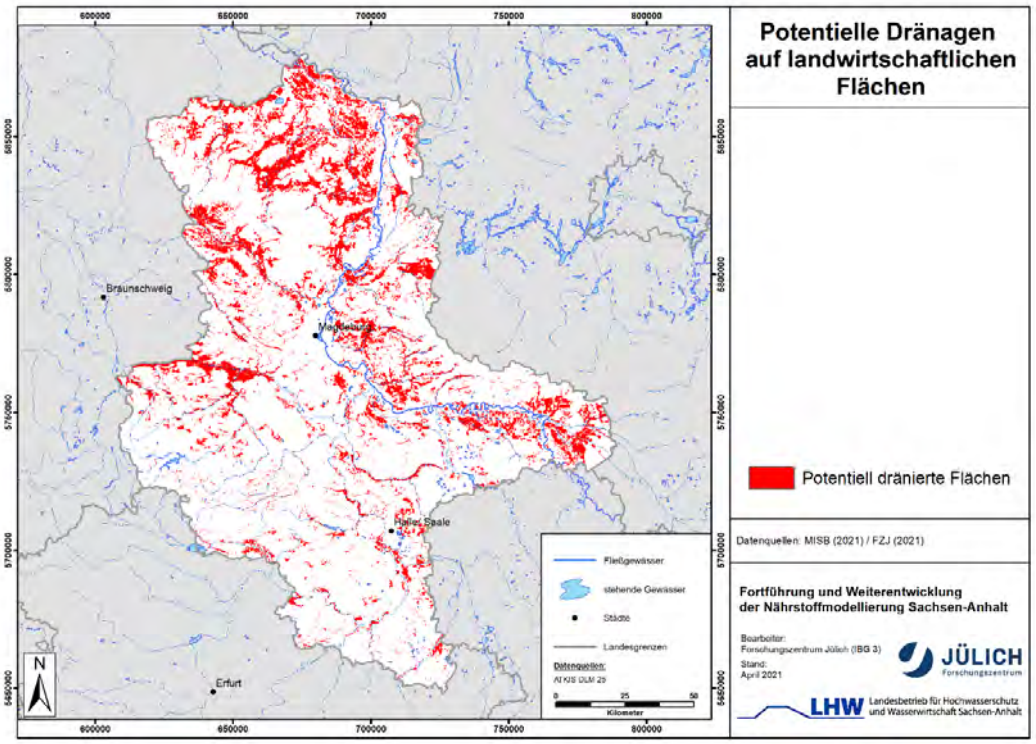


Abbildung 6-30: Potenziell gedränte Flächen (Steiniger et al., 2021)

6.8 Pegelbezogene Abflussdaten

Für eine hinreichende Kalibrierung des mGROWA-Modells sowie eine abschließende Validierung der Modellergebnisse ist es notwendig, auf die gemessenen Abflusswerte von möglichst vielen Teileinzugsgebieten zurückgreifen zu können. Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, sollte bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topographischer Verhältnisse angestrebt werden. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl der Berechnung als auch bei den gemessenen Pegelabflüssen der (annähernd) gleiche Bezugszeitraum zugrunde gelegt wird. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Als Datengrundlage zur Abflussvalidierung wurden vom LHW insgesamt 126 pegelbezogene Einzugsgebiete und Abflusswerte in täglicher Auflösung aus dem Zeitraum 1981-2010 zur Verfügung gestellt, d.h. aus der hydrologischen Periode, die der Wasserhaushaltsmodellierung zugrunde liegt. Die Lage dieser Pegel zeigt Abbildung 6-31.

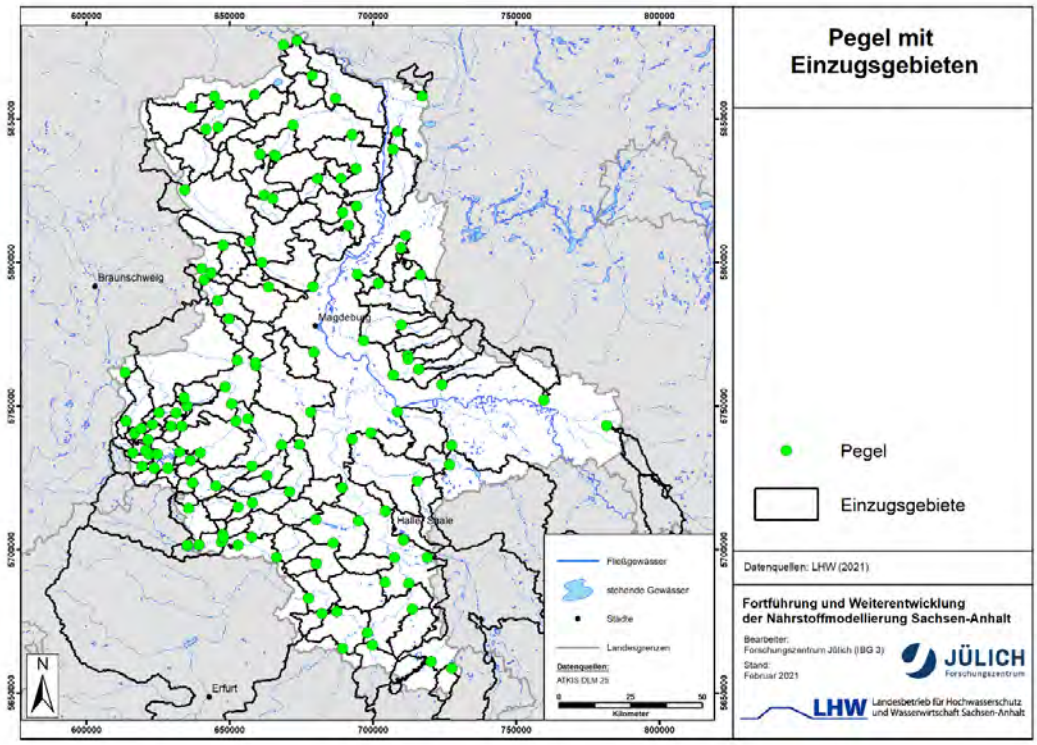


Abbildung 6-31: Zur Abflussvalidierung übermittelte pegelbezogene Teileinzugsgebiete

Wie in Kapitel 7-9 weiter ausgeführt wird, war nicht jeder der zur Abflussvalidierung übermittelte Pegel zur Validitätsüberprüfung der mGROWA – Modellergebnisse geeignet.

6.9 Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer wurden vom LHW Messungen bereitgestellt. Diese betrafen die Parameter P_{ges} und N_{ges} im Zeitraum 2010-2020. Insgesamt standen Daten zu 126 Pegeln (Abflussmenge, siehe Kapitel 6.8) und 58 Gütemessstellen (mit N-Konzentration bzw. P-Konzentration) zur Verfügung. Nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998) konnten für 58 Gütemessstellen die Stickstoff- und Phosphorfrachten berechnet werden.

$$\bar{F} = f \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^{k} c_i \cdot Q_i \qquad \text{Gl. 6-1}$$

mit: $\bar{F}$ = mittlere jährliche Fracht [g/s]
$\bar{Q}$ = mittlere Jahresabflusshöhe aus täglichen Messungen [m³/s]
Q_M = mittlere Jahresabflusshöhe aus Messungen für Tage mit Gütemessungen [m³/s]
k = Zahl der Messungen pro Jahr
c_i = Nährstoffkonzentration zum Zeitpunkt i [mg/L]
Q_i = Abfluss zum Zeitpunkt i [m³/s]
f = Korrekturfaktor für die Lage der Gütemessstelle zur Lage des Pegels

Um die Qualität der berechneten N- und P-Frachten sowie die Vergleichbarkeit mit den modellierten diffusen und punktuellen Eintragspfaden zu gewährleisten, wurden nicht alle 58 Einzugsgebiete für die Validierung verwendet, sondern nur diejenigen, deren Einzugsgebiet der Gütemessstelle nahezu vollständig (>95%) in Sachsen-Anhalt liegt

Die Anzahl der Gütemessstellen, die die oben genannten Kriterien erfüllen, beläuft sich auf 35 (Abbildung 6-32). Diese 35 Gütemessstellen verteilen sich homogen im ganzen Land und decken nahezu alle Naturräume des Landes ab.

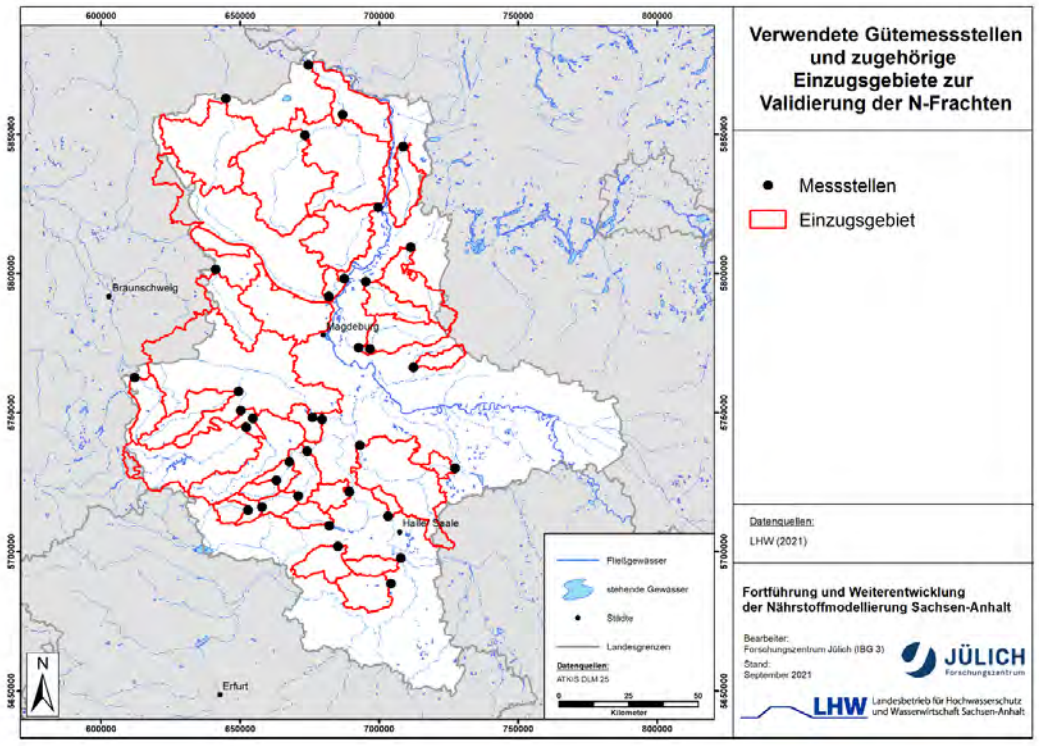


Abbildung 6-32: Einzugsgebiete der Gütemessstellen zur Validierung der Modellergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer

6.10 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser

Zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser wurden durch das LHW Datensätze von 565 Grundwassermessstellen aus dem Zeitraum 2010-2020 übermittelt. Für die 5 relevanten, hydrochemischen Parameter (Nitrat, Sauerstoff, Eisen, Mangan, DOC) lagen 32.860 Messungen vor, d.h. jeder Parameter wurde an den einzelnen Messstellen ca. 6.500-mal bestimmt. Um für jeden Parameter und jedes Jahr an jeder Messstelle einen Konzentrationswert zu erhalten, erfolgte aus den Messwerten pro Messstelle und Jahr eine Mittelwertbildung, woraus sich insgesamt ca. 25.000 verwendete Messwerte ergeben. Für den Zeitraum 2010 bis 2015 stehen weniger Messstellen zur Verfügung (meist weniger als 450), während im Zeitraum 2016 bis 2020 meist mehr als 500 Messstellen pro Parameter vorhanden sind. Die geografische Lage der Messstellen ist in Abbildung 6-33 dargestellt und zeigt, dass sich die Messstellen relativ homogen über die Landesfläche verteilen. Tabelle 6-6

vermittelt zusätzlich einen Überblick über die Anzahl der Messwerte pro Parameter und Messstelle.

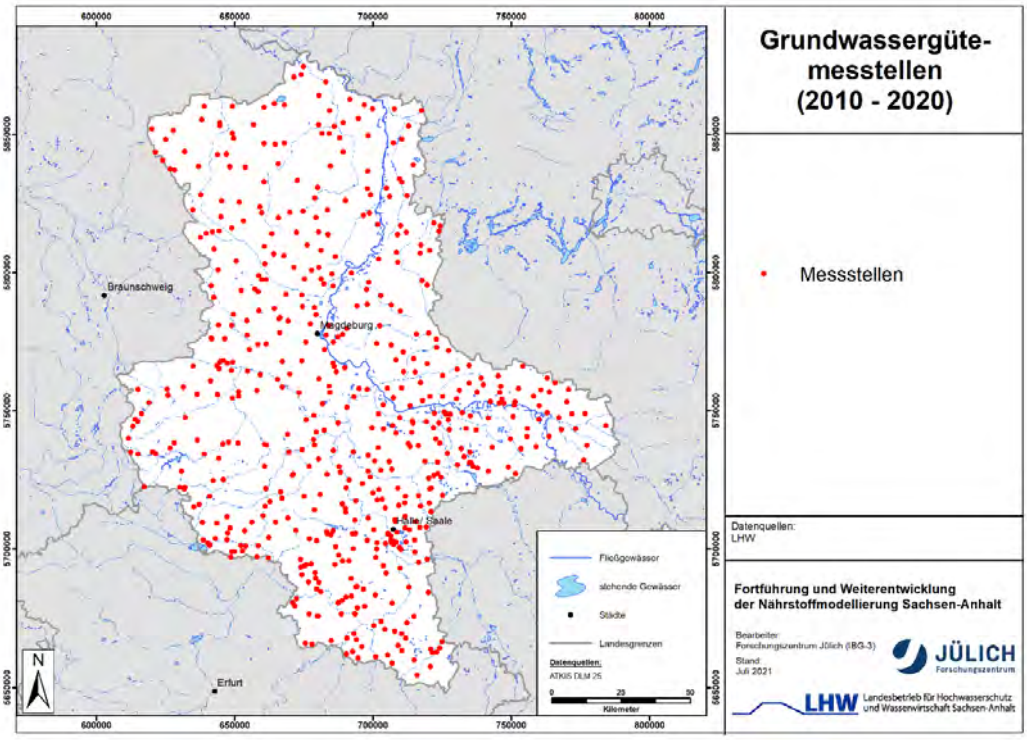


Abbildung 6-33: Geografische Lage der Grundwassergütemessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser

Tabelle 6-6: Anzahl der Messwerte pro Parameter und Messstelle (2010 – 2020)

Parameter	**Anzahl Messwerte**	**Anzahl Messstellen (2010 – 2020)**	**Messwert pro Mess-stelle (Mittel)**
Fe^{2+}	6.334	391-526	13,8
Mn^{2+}	6.334	391-526	13,8
NO_3^-	6.952	411-526	14,8
O_2	6.882	409-526	14,7
DOC	6.358	390-502	14,3
	∑ 32.860	390-526	

6.11 N_2/Ar-Messstellendaten im Grundwasser

Zur Überprüfung der Beziehung zwischen den abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen und der angenommenen Kinetik der Denitrifikation im Grundwasser standen 672 N_2/Ar-Messungen für 477 Messstellen aus dem Zeitraum 2018 - 2021 zur Verfügung. Jede der Messstellen wurde 1-2-mal beprobt (bei 2 Messungen Mittelwertbildung). Die geografische

Lage der Messstellen ist in Abbildung 6-34 dargestellt und zeigt, dass sich die Messstellen relativ homogen über die Landesfläche verteilen.

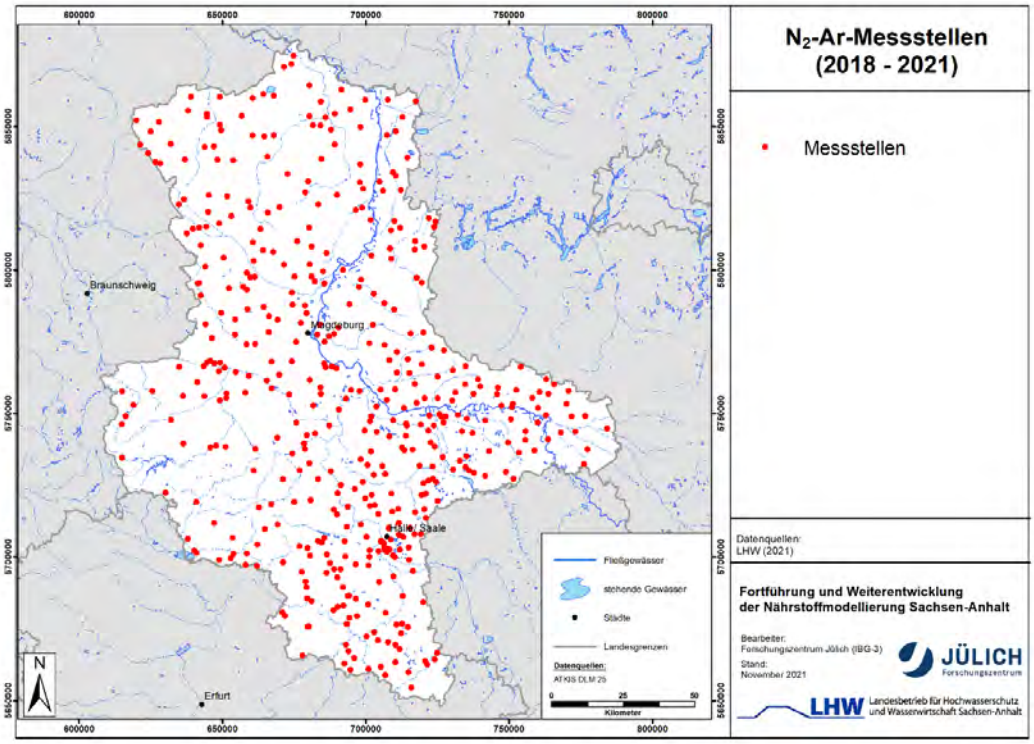


Abbildung 6-34: Geografische Lage der N_2/Ar-Messstellen zur Überprüfung der Beziehung zwischen den abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen und der angenommenen Kinetik der Denitrifikation im Grundwasser

6.12 N-Gehalte im Oberboden

Zur Modellierung des N-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Die Höhe der partikulären N-Einträge ist zudem vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten

wurden von der LLG als Nges-Gehalte im 50m-Raster für Ackerland und Dauergrünland zur Verfügung gestellt (siehe Abbildung 6-35).

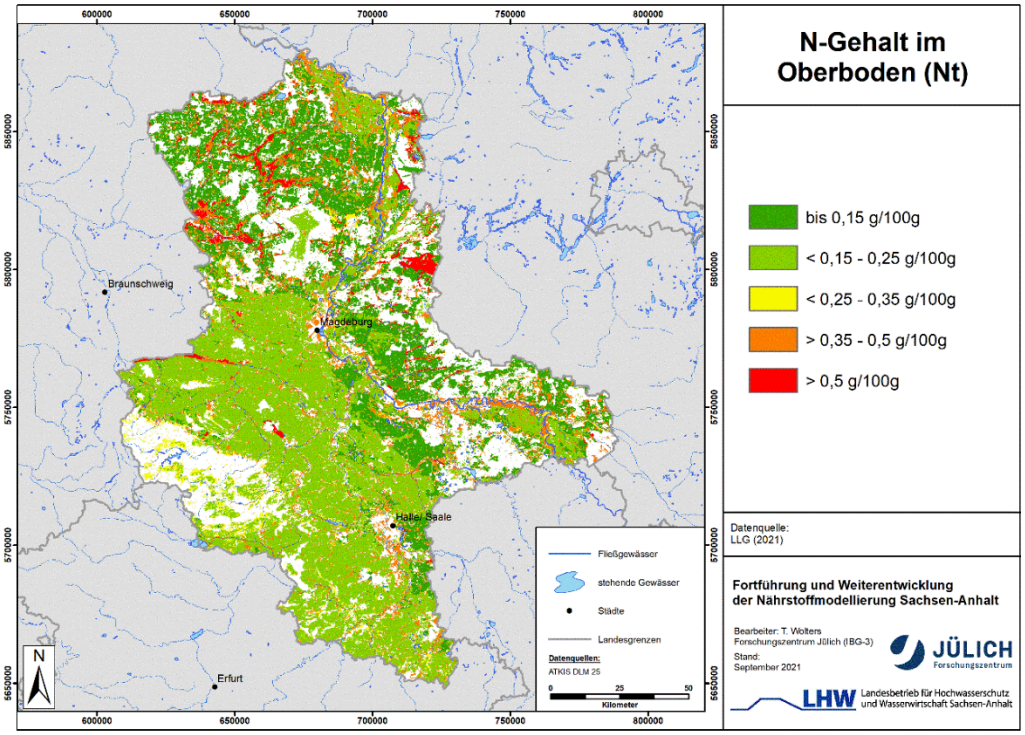


Abbildung 6-35: N-Gehalt im Oberboden

7 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts mit dem Modell mGROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kapitel 2 beschriebenen Vorgehensweise. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1981-2010:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Direktabflusshöhe:
    - Oberflächenabflusshöhe
    - Höhe des Abflusses über Dränagen
    - Höhe des natürlichen Zwischenabflusses
    - Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen.
- Grundwasserneubildungshöhe

mGROWA ermittelt die Wasserhaushaltsparameter für jede der ca. 8.2 Mio. Rasterzellen in Tages- bzw. Monatsschritten. In Abbildung 7-1 sind einige Wasserhaushaltsgrößen, die für jede Rasterzelle ermittelt werden, als Zeitreihe dargestellt.

Da die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter für eine mittlere langjährige und damit hydrologisch repräsentative Situation erfolgt, sind die mGROWA-Modellergebnisse in den folgenden Abschnitten als langjährige Mittelwerte dargestellt. Auf die Modellierung und Darstellung des Wasserhaushalts bzw. von Nährstoffeinträgen für Einzeljahre oder hydrologische Extremsituationen (z.B. Hochwässer, Trockenperioden) wird bewusst verzichtet. Dies war aber auch nicht das Ziel der durchgeführten Arbeiten.

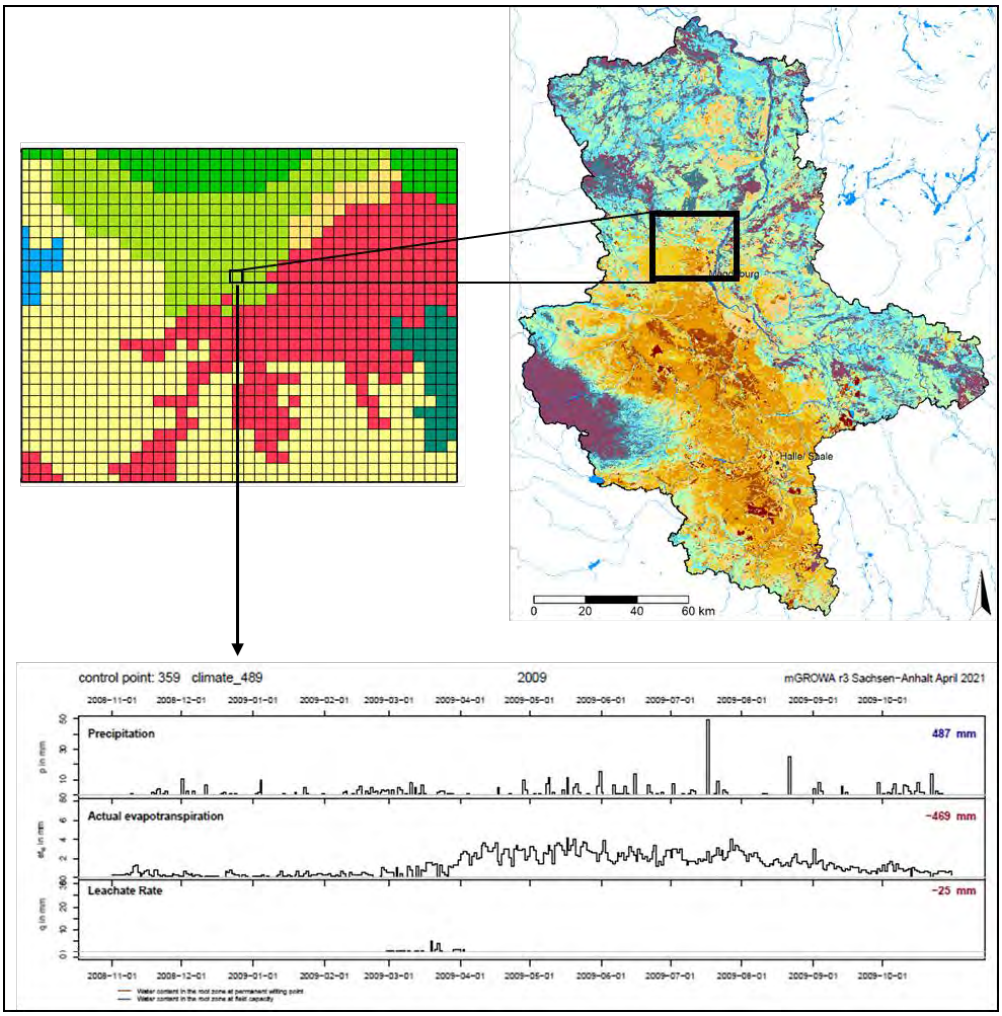


Abbildung 7-1: mGROWA-Ergebnisse für eine beispielhaft ausgewählte Rasterzelle als Zeitreihe in Tagesschritten

7.1 Reale Verdunstungshöhe

In Abbildung 7-2 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe für die Periode 1981-2010 dargestellt. Kleinräumige Bereiche mit realen Verdunstungshöhen zwischen 300 und 350 mm/a zeigen sich landesweit für die Siedlungsgebiete mit einem hohen Anteil an versiegelter Fläche, vor allem in den Großstädten und Ballungsräumen.

Verdunstungswerte zwischen 500 und 550 mm/a ergeben sich verbreitet für die Mittelgebirgsregionen (z.B. Harz, Saale-Unstrut-Triasland). Während die hohen Niederschläge und die häufig lehmigen-tonigen Böden in diesen Regionen zwar für eine (hypothetisch) gute Wassernachlieferung aus dem durchwurzelten Bodenbereich sorgen, so ist die geringe Jahrestemperatur (potentielle Verdunstungshöhe, vgl. Abbildung 6-4) jedoch ein limitierender Faktor, der dazu führt, dass relativ wenig Wasser verdunstet.

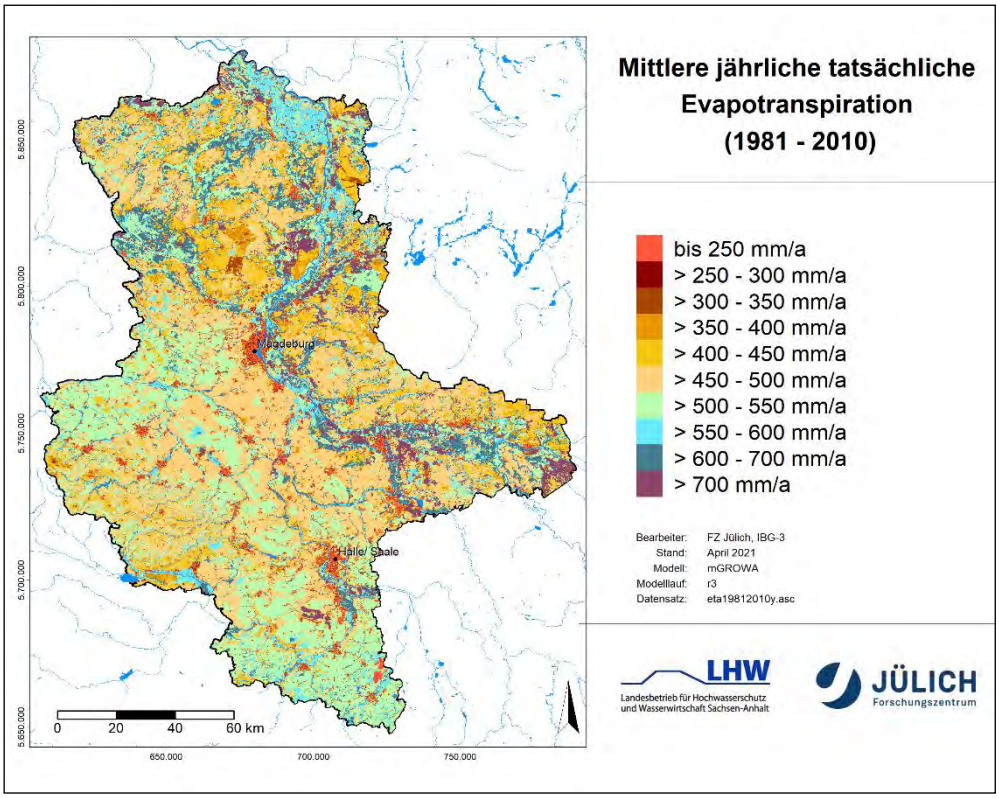


Abbildung 7-2: Mittlere langjährige reale Verdunstungshöhen (1981-2010)

Im gesamten nördlichen Teil zum Norddeutschen Flachland gehörenden Landesteil treten auf grundwasserfernen Standorten reale Verdunstungshöhen zwischen 350 und 450 mm/a auf. Bedingt sind diese geringen Werte der realen Verdunstung -auch bei den hohen potentiellen Verdunstungshöhen in den östlichen Landesteilen- durch den relativ geringen Jahresniederschlag von unter 600 mm/a. Auf den grundwasserbeeinflussten Standorten des Norddeutschen Flachlands (z.B. Niedermoorregionen) sowie in den größeren Flusstälern Ostdeutschlands (Elbe) werden im allgemeinen Werte zwischen 500 und 600 mm/a erreicht. Ausschlaggebend ist dort, dass eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfinden kann, so dass die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung wirksam werden kann.

7.2 Gesamtabflusshöhe

Abbildung 7-3 gibt Auskunft über die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Netto-Gesamtabflusshöhe. Werte von über 250 mm/a sind auf den Harz beschränkt, Die übrigen Festgesteinsregionen südlich der Elbe liegen im Windschatten der Mittelgebirge. Die Gesamtabflusshöhen liegen dort großräumig unter 100 mm/a. In einigen größeren Flusstälern im Mittelgebirgsbereich (Bode, Saale) liegen die Gesamtabflusswerte bei unter 50 mm/a. Allgemein wirkt sich dort das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 550 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhen und damit auf die regional verfügbare Wassermenge aus.

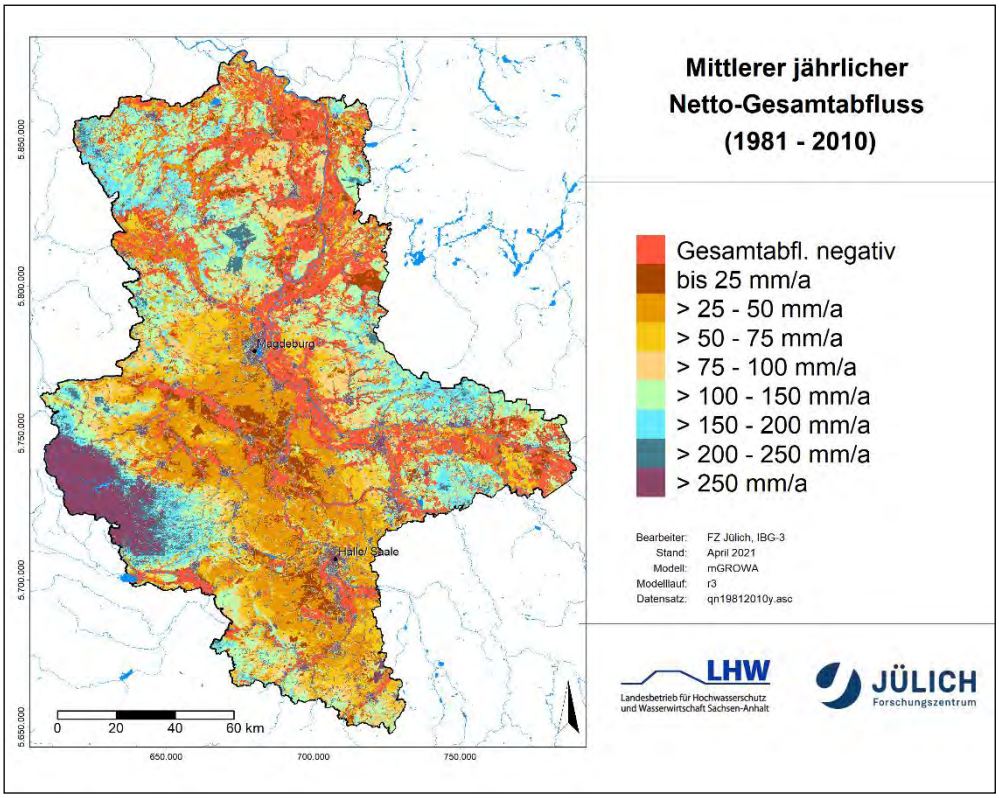


Abbildung 7-3: Mittlere langjährige Netto-Gesamtabflusshöhe (1981-2010)

In den Lockergesteinsregionen des Norddeutschen Tieflandes nördlich der Elbe werden auf grundwasserfernen Standorten Gesamtabflusshöhen bis 200 mm/a erreicht. In den grundwasserbeeinflussten Niederungsregionen wird die reale Verdunstung durch kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser in den durchwurzelten Bodenbereich so stark erhöht, dass Zehrgebiete entstehen. Die reale Verdunstung übersteigt in diesen Zehrgebieten die Gesamtabflusshöhe. Es ergibt sich für diese Standorte ein negativer Gesamtabfluss, der in die Abflussbilanzierung und die Plausibilitätsüberprüfung auf Teileinzugsgebietsebene einzubeziehen ist.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass mit den Modellergebnissen die mittlere langjährige Situation dargestellt wird. In Einzeljahren, in denen die Niederschlagshöhe geringer ist als die mittlere langjährige Niederschlagshöhe, kann es in einigen Regionen daher dazu kommen, dass der gesamte Jahresniederschlag für den Verdunstungsprozess „verbraucht“ wird und keine Abflussbildung mehr stattfindet.

Neben der Netto-Gesamtabflusshöhe, die für die Validierung des Wasserhaushaltsmodells an Pegeln verwendet wird, stellt der Brutto-Gesamtabfluss (Abbildung 7-4) den Abfluss dar, der auf einer Zelle insgesamt gebildet wird, ohne Abzug des vertikalen Zustroms in den Bilanzraum. Diese Größe ist entscheidend für die Abflussseparation und damit die verschiedenen Nährstoffaustragspfade in die Oberflächengewässer.

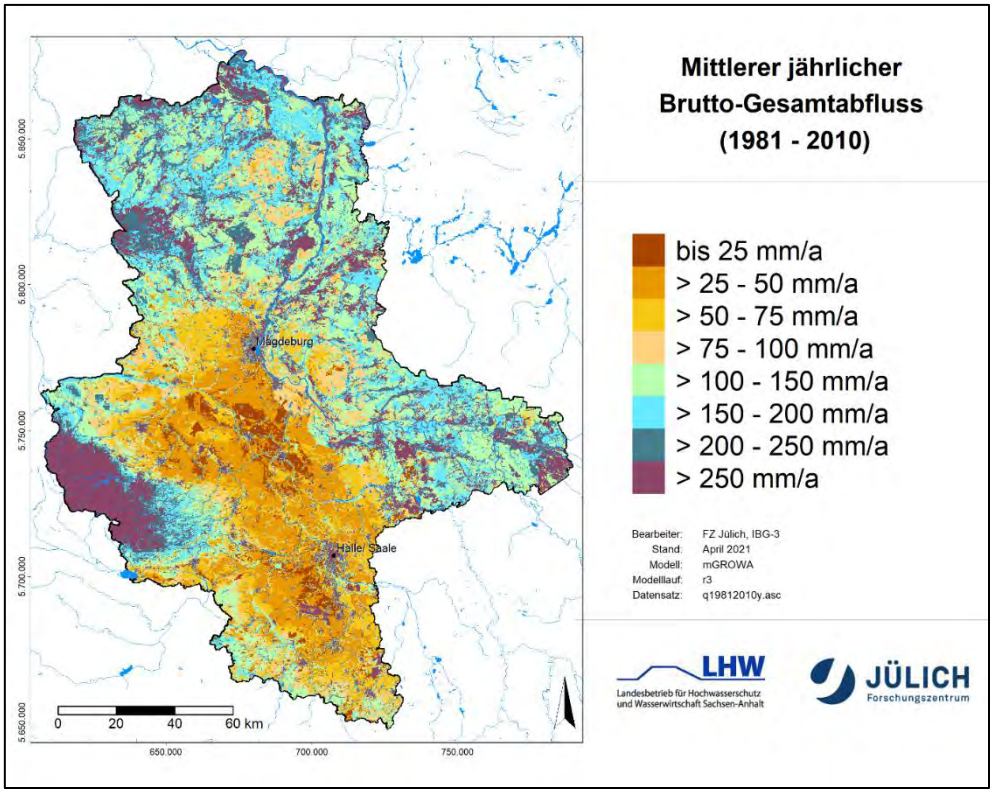


Abbildung 7-4: Mittlerer langjähriger Brutto-Gesamtabfluss (1981-2010)

7.3 Oberflächenabflusshöhe

Nach dem in Kapitel 2.2 dargestellten Berechnungsansatz wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag generell eine nur sehr geringe Oberflächenabflussbildung berechnet. Dementsprechend wurden für den Großteil der Fläche Sachsen-Anhalts nur geringe Oberflächenabflusshöhen ausgewiesen.

Weitere Kriterien, die eine Oberflächenabflussbildung begünstigen sind eine Hangneigung mehr als 2 %, ein hoher Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung. Nur wenn diese Kriterien in Kombination auftreten, können Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss, d.h. über die Eintragspfade Abschwemmung und Erosion, darstellen. Für die übrigen Rasterflächen wird angenommen, dass der gebildete Oberflächenabfluss nach einer nur kurzen Fließstrecke versickert und somit den Vorfluter nicht erreicht. Abbildung 7-5 zeigt die Oberflächenabflusshöhe dementsprechend ausschließlich für die Teilflächen, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben.

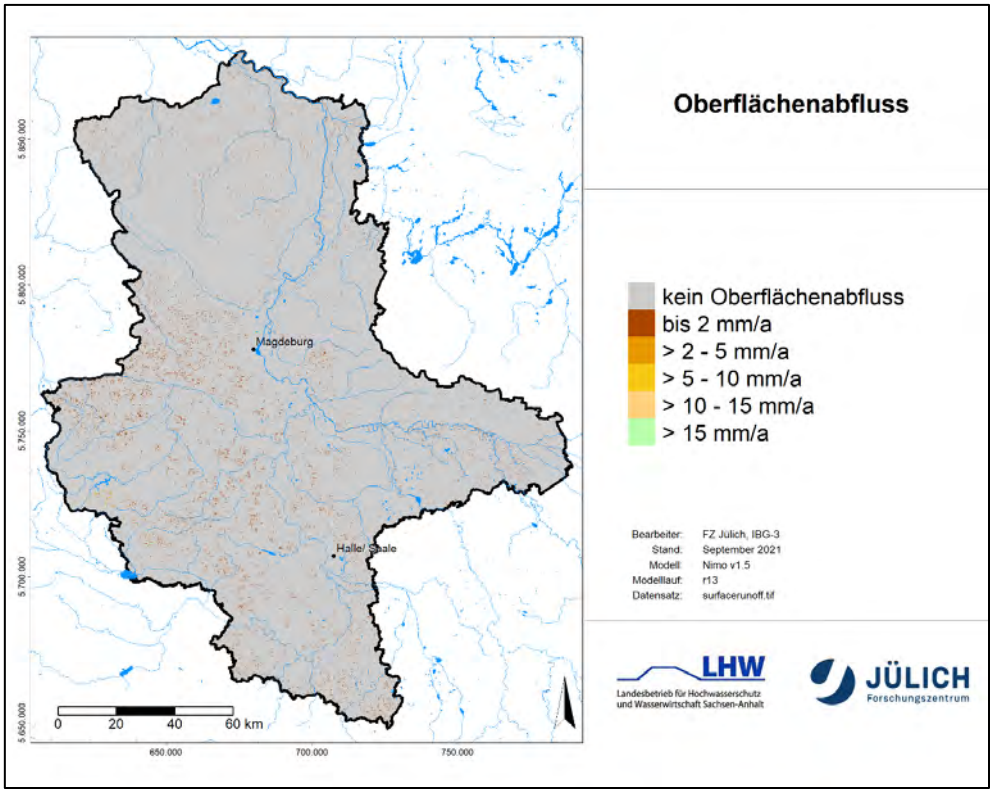


Abbildung 7-5: Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss von ans Gewässer angebundenen Teilflächen (1981-2010)

7.4 Höhe des urbanen Direktabflusses

Der urbane Direktabfluss ist ein wichtiger Parameter zur Berechnung der N- und P-Austräge in die Oberflächengewässer über Trenn- und Mischkanalisation. Nach dem in Kapitel 2.3.4 beschriebenen Berechnungsansatz wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung in Siedlungsflächen mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert. Einerseits werden die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für den unversiegelten Anteil (Boden mit Vegetation oder freie Wasseroberfläche) berechnet. Andererseits wird reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für versiegelte Flächen berechnet. In der Konsequenz wird der Wasserhaushalt auf einer relativ großen Anzahl von Rasterzellen im Modellgebiet entsprechend des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses anteilig aus zwei Teilergebnissen zusammengesetzt.

Abbildung 7-6 zeigt den mittleren urbanen Direktabfluss nur für den Anteil der Abflussbildung in Siedlungsbereichen, der von den versiegelten Flächen stammt. Hierbei zeigt sich, dass in größeren Siedlungsgebieten durchaus jährliche Direktabflusshöhen von bis zu 150 mm/a auftreten können.

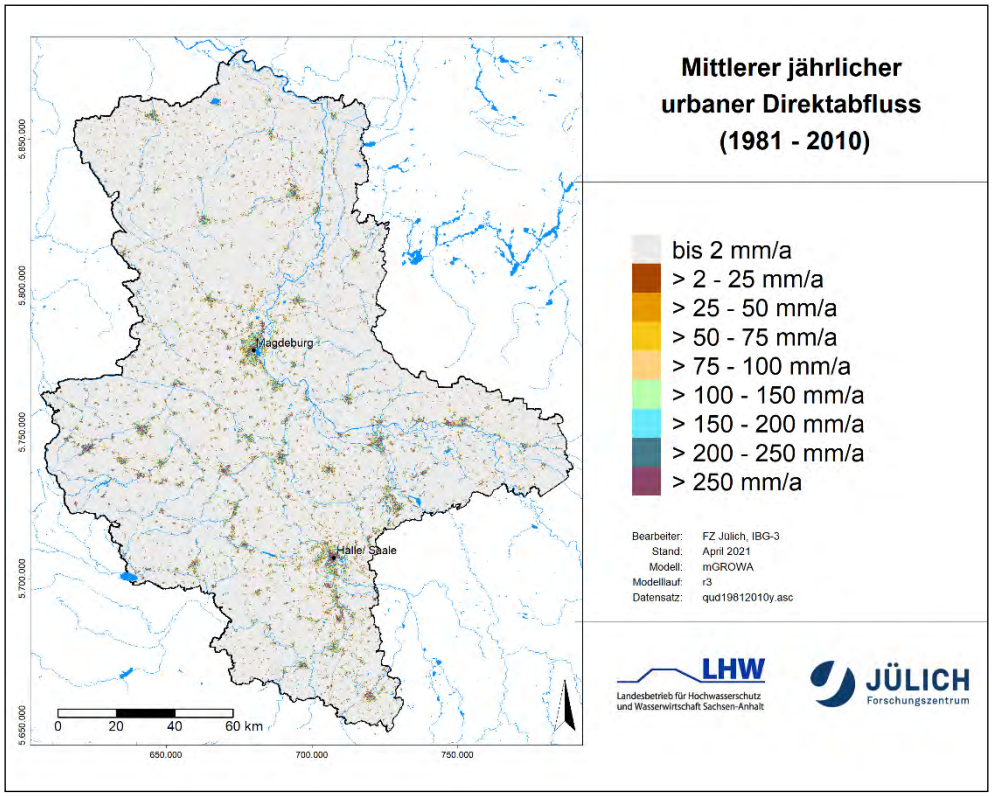


Abbildung 7-6: Mittlerer langjähriger urbaner Direktabfluss (1981-2010)

7.5 Sickerwasserhöhe

Die Differenz aus Brutto-Gesamtabflusshöhe (Abbildung 7-4) und Oberflächenabflusshöhe (Abbildung 7-5) und urbanem Direktabfluss (Abbildung 7-6) ergibt die Sickerwasserhöhe. Abbildung 7-7 zeigt die resultierende räumliche Verteilung der mittleren Sickerwasserhöhen für die Periode 1981-2010. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung. Auf eine ausführliche Beschreibung der Abbildung 7-7 wird deshalb verzichtet.

Durch die Sickerwasserhöhe wird der Nitrataustrag aus dem Boden verdünnt. Modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weisen daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe des Nitrataustrags aus dem Boden abhängen. So ist die Verdünnung des gleichen Nitrataustrags aus dem Boden in den Hochlagen der Mittelgebirge (Harz), d.h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 500 mm/a, mindestens sieben Mal so hoch wie in weiten Teilen der Lößbörden (Magdeburger Börde), wo die Sickerwasserhöhe selten 75 mm/a übersteigt.

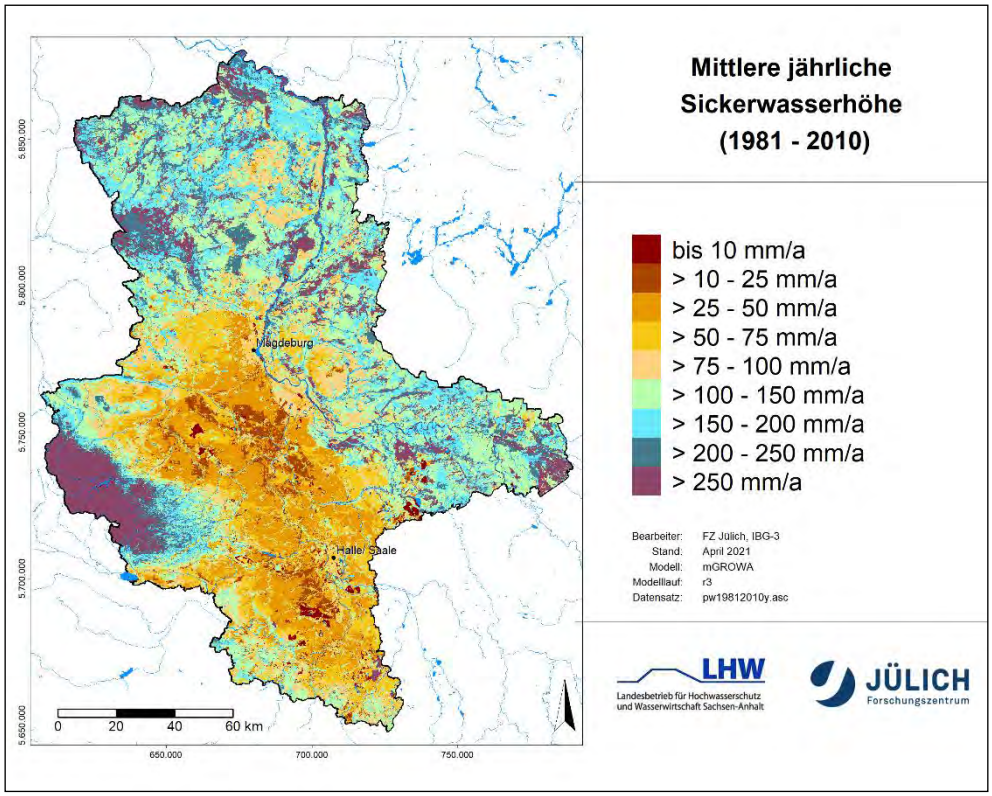


Abbildung 7-7: Mittlere langjährige Sickerwasserhöhe (1981-2010)

7.6 Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses und entsprechende BFI-Werte

Abbildung 7-8 zeigt die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen verwendete räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung relevanten Standorteigenschaften. Diese sind für die Definition der BFI-Werte essenziell. Hierbei zeigte sich, dass die Standortbedingung „BFI-Werte im Festgestein“ die für die Abflussseparation mit Abstand wichtigste Standortbedingung ist. Im Lockergesteinsbereich sind die grund- und staunässebeeinflussten Standorte, sowie die Hangneigung entscheidend.

Der Eintrag von Stoffen ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der Direktabfluss und zum anderen der Grundwasserabfluss, der im langjährigen Mittel weitestgehend der Grundwasserneubildung entspricht. Die Stoffausträge teilen sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf. Bei der Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser bzw. der der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss wird hierauf zurückzukommen sein.

Wie in Kapitel 2.3.6 dargestellt erfolgt die Abflussseparation im mGROWA-Modell über grundwasserneubildungsrelevante Standortbedingungen, denen BFI-Werte zugeordnet werden. Abbildung 7-9 zeigt die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen verwendete

räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung verwendeten BFI-Werte. Für Festgesteinsgebiete ergeben sich danach im Allgemeinen niedrige Anteile der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss für grundwasserferne Lockergesteinsgebiete dagegen hohe BFI-Werte.

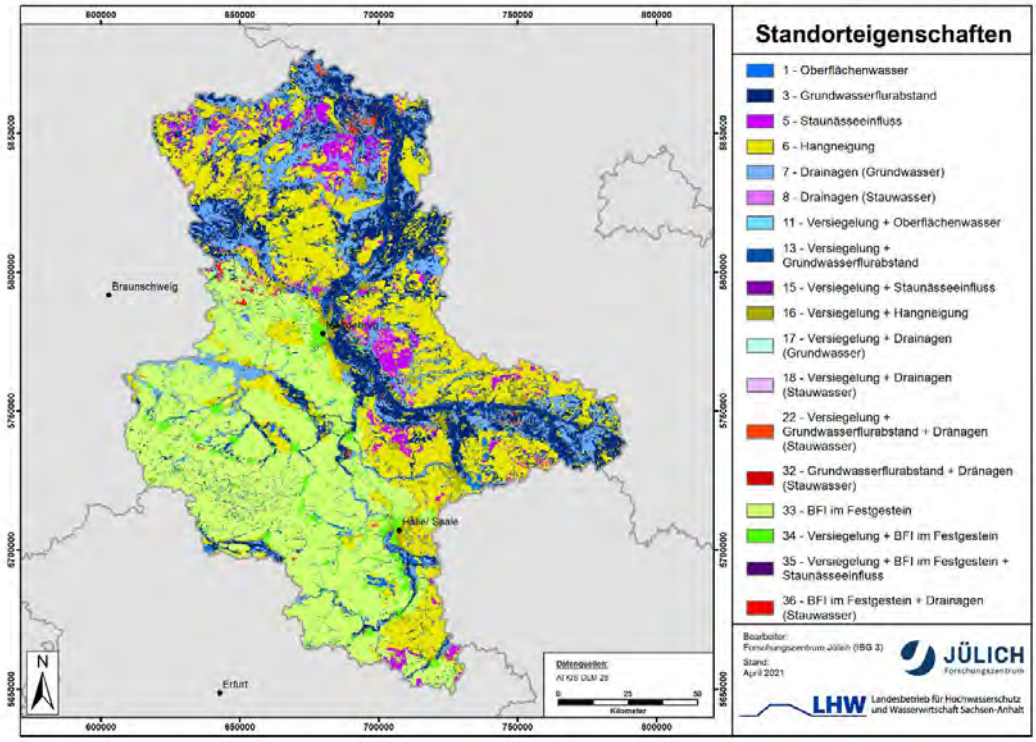


Abbildung 7-8: Für die Separation des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung relevante Standorteigenschaften

Für die mesozoischen Festgesteinsregionen werden im allgemeinen BFI-Werte zwischen 0,2 und 0,6 ausgewiesen, wobei für Karstgebiete mit BFI-werten > 0,6 die im Allgemeinen höchsten BFI-Werte ausgewiesen wurden. BFI-Werte <0,2 reflektieren dagegen die geringe Gebirgsdurchlässigkeit der paleozoischen Festgesteinsregionen.

Auf den undränierten grundwasserfernen Standorten der Lockergesteinsbereiche, d.h. dort, wo das Sickerwasser ungehindert dem Aquifer zusickern kann, liegt der BFI-Werte generell bei > 0,8. Dementsprechend erreichen dort mehr als 80% des Sickerwassers den Aquifer und tragen zur Grundwasserneubildung bei. Für Standorte, für die auf staunässebeeinflussten Böden nach Steiniger et al. (2021) potenziell Dränagen installiert wurden (siehe Abbildung 6-29), sind die BFI-Werte geringer.

Den grundwasserbeeinflussten Standorten im Lockergestein ist in Abbildung 7-9 kein fester BFI-Wert zugeordnet. Aufgrund der jahreszeitlichen Schwankungen des Grundwasserflurabstands, auch relativ zur Tiefenlage der Dränagen, sowie der Höhe des nach oben gerichteten kapillaren Zustroms in den Boden (meist im Sommerhalbjahr) entgegen der Richtung der Sickerwasserbewegung (meist im Winterhalbjahr) ergibt sich hier die Grundwasserneubildung, die von mGROWA direkt ohne Nutzung von BFI-Werten berechnet wird.

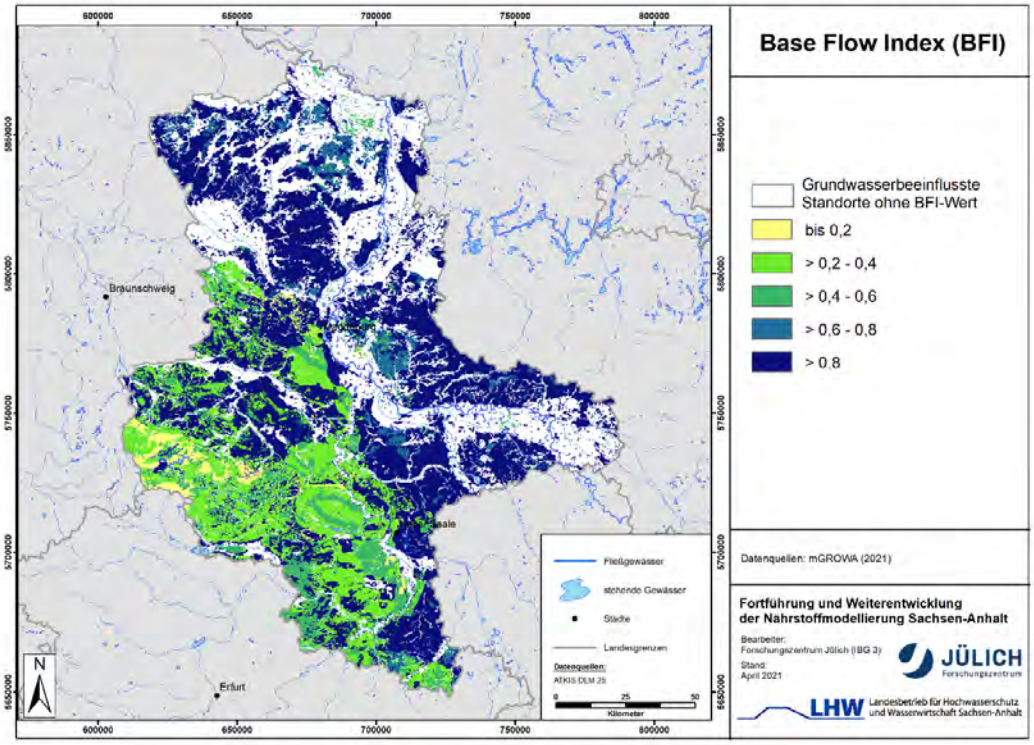


Abbildung 7-9: Baseflow Index (BFI) aus der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA

7.7 Grundwasserneubildungshöhe

Basierend auf den Standorteigenschaften und den damit einhergehenden BFI-Werten wird der gebildete Gesamtabfluss in verschiedene Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung separiert. Auf grundwasserbeeinflussten Standorten können in der Jahresbilanz negative Netto-Grundwasserneubildungshöhen auftreten, d.h. es findet Grundwasserzehrung statt, wenn die hautsächlich im Winterhalbjahr stattfindende Sickerwasserbewegung geringer ist als der hauptsächlich im Sommerhalbjahr stattfindende kapillare Aufstieg in die Wurzelzone. Des Weiteren können drainierte grundwasserbeeinflusste Standorte eine Grundwasserzehrung aufweisen, wenn die Sickerwasserbewegung während des Winterhalbjahres als Drainageabfluss bilanziert (abgeführt) wird. Die resultierende Netto-Grundwasserneubildung wird zur Validierung des langjährigen Wasserhaushalts verwendet und ist in Abbildung 7-10 dargestellt.

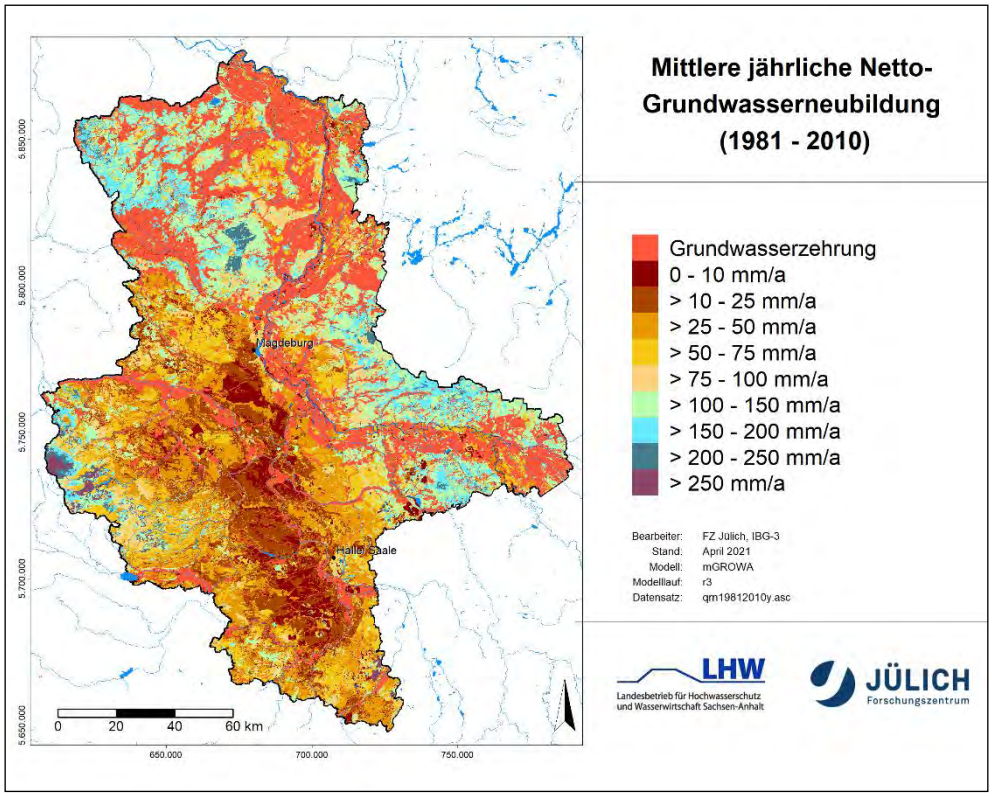


Abbildung 7-10: Mittlere langjährige Netto-Grundwasserneubildungshöhe (1981-2010)

Wie Abbildung 7-10 zeigt, zählen viele grundwasserbeeinflusste Niederungsgebiete zu den Zehrgebieten. In der langjährigen Jahresbilanz übersteigt dort die durch kapillaren Aufstieg verdunstende Wassermenge die Niederschlagshöhe. Dies bedeutet aber nicht, dass es dort im Jahresverlauf nicht doch phasenweise zu einer Grundwasserneubildung kommen kann, speziell wenn der Grundwasserstand abgesunken ist. Um diesen hydrologischen Verhältnissen Rechnung zu tragen, wurde die durch kapillaren Aufstieg verdunstete Wassermenge grundwasserbeeinflusster Standorte in der Darstellung der Brutto-Grundwasserneubildungshöhe in Abbildung 7-11 nicht einbezogen. Abbildung 7-11 zeigt dementsprechend die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Brutto-Grundwasserneubildungshöhen (1981-2010), die dem Grundwasser tatsächlich zuströmt. Der oben beschriebene vertikale Zustrom in den Bilanzraum auf grundwasserbeeinflussten Standorten ist in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

Wie der Vergleich von Abbildung 7-10 und Abbildung 7-11 zeigt, sind die Unterschiede zwischen Netto- und Brutto- Grundwasserneubildungshöhen für grundwasserbeeinflusste und dränierte Standorte erheblich. Für grundwasserunbeeinflusste und undränierte Standorte sind Netto- und Brutto- Grundwasserneubildungshöhen jedoch identisch. Die Spanne der Grundwasserneubildungshöhen in Sachsen-Anhalt liegt dort zwischen weniger als 10 mm/a und mehr als 250 mm/a. Räumlich ausgedehnte Gebiete mit Grundwasserneubildungshöhen über 100 mm/a sind grundwasserferne Standorte in den Lockergesteinsregionen nördlich der Elbe. Hauptursachen sind dort die ungehinderte Durchsickerung der ungesättigten Zone und die hohe Wasseraufnahmefähigkeit der anstehenden Gesteine. In den meisten Festgesteinsregionen liegen die Grundwasserneubildungshöhen dagegen unter 100 mm/a. Neben der geringen

Wasserspeicherfähigkeit der Gesteinsfolgen ist dies auch auf die geringen Jahresniederschläge zurückzuführen.

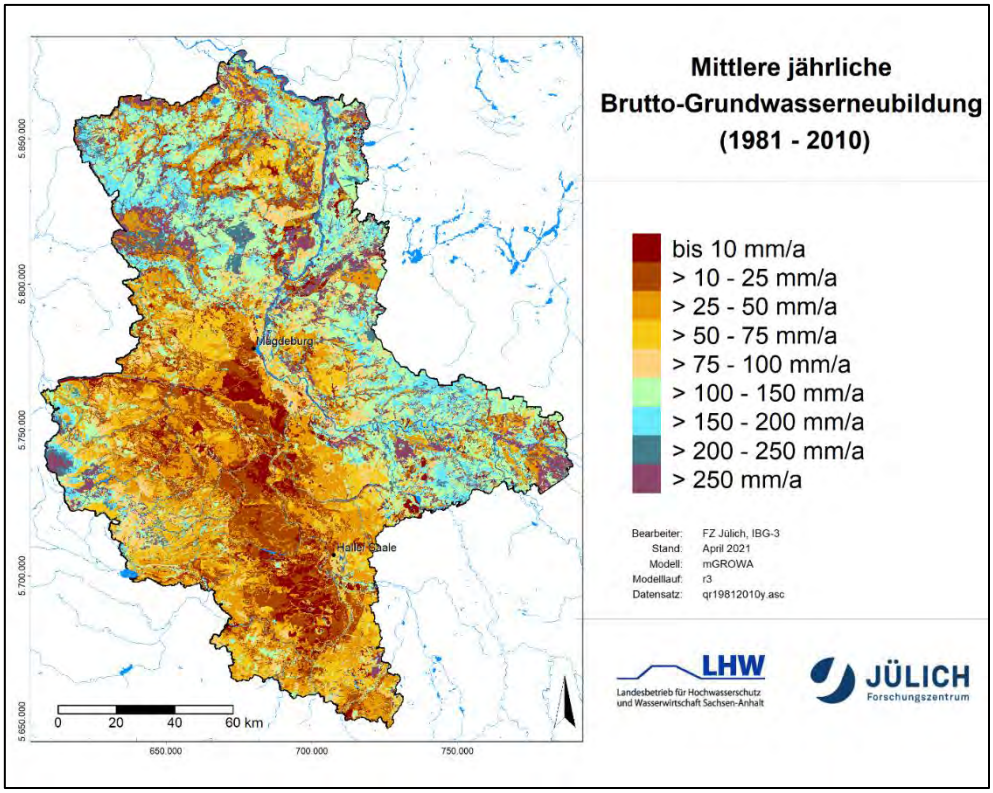


Abbildung 7-11: Mittlere langjährige Brutto-Grundwasserneubildungshöhe (1981-2010)

Die Brutto-Grundwasserneubildung ist die maßgebliche Größe zur Berechnung des Nährstoffeintrags in das Grundwasser und folglich dem grundwasserbürtigen Austrag in die Oberflächengewässer. Die sich auf diese Weise ergebende Grundwasserneubildung wird für die weitere Nährstoffmodellierung verwendet. Die Nährstoffverlagerung in den hydrologischen Zehrgebieten werden mit dem Brutto-Gesamtabfluss bzw. der Brutto-Grundwasserneubildung realistischer abbildet als mit der dem Netto- Gesamtabfluss bzw. der Netto-Grundwasserneubildung, bei der Nährstoffausträge aus dem Boden in Gebieten mir negativer Wasserbilanz rechnerisch unmöglich sind.

7.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Drainageabflusses

Im mGROWA-Modell werden die über die Bodenpassage entwässernden Direktabflussanteile getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Abfluss aus Drainagesystemen“ ausgewiesen. In Abbildung 7-12 und Abbildung 7-13 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über den natürlichen Zwischenabfluss bzw. über Dränagen einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabflusskomponenten für den Nährstoffaustrag wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht.

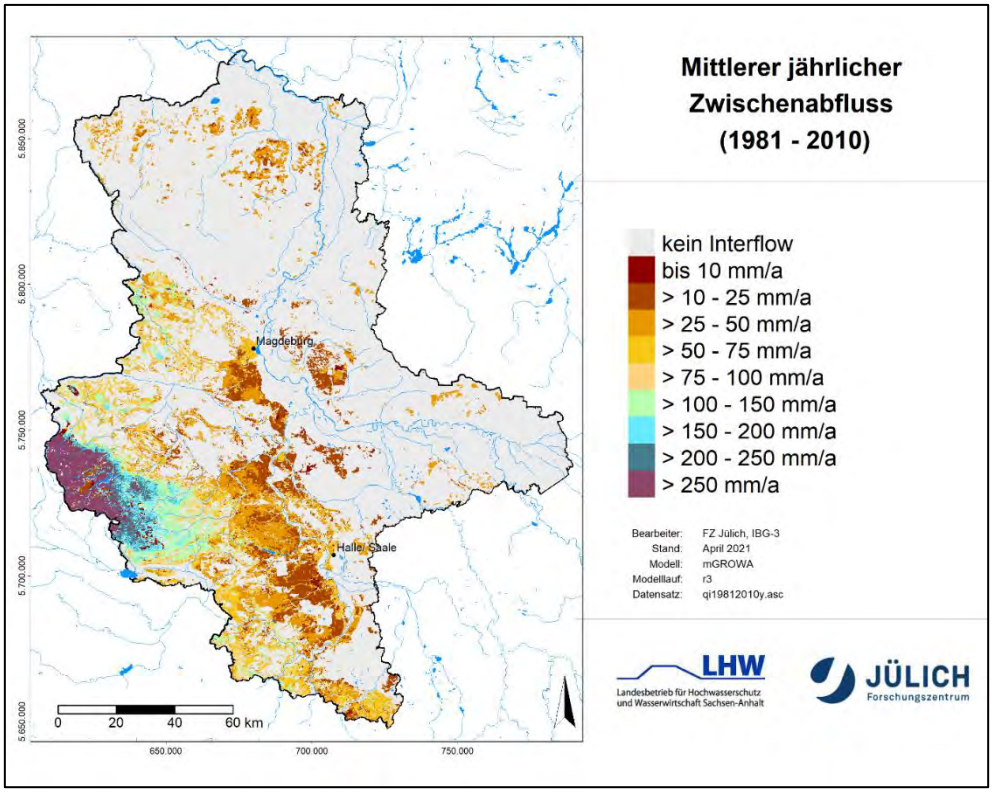


Abbildung 7-12: Mittlerer langjähriger Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1981-2010)

Die in der Festgesteinsregion vorherrschende und dort fast überall auftretende Direktabflusskomponente ist der natürliche Zwischenabfluss (Abbildung 7-12). Der Zwischenabfluss ist besonders in den humiden, bergigen Regionen der Festgesteinsregionen bedeutsam. Zur Bildung von natürlichem Zwischenabfluss kommt es dort, wo das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, so dass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt bis es ein Oberflächengewässer erreicht.

Mit fast flächendeckend auftretenden natürlichen Zwischenabflusshöhen von mehr als 250 mm/a und mehr treten hierbei die Kammlagen des Harzes deutlich hervor. Deutlich geringere Höhen des natürlichen Zwischenabflusses treten im Bereich der mesozoischen Gesteinsfolgen auf. Vor allem in den im Windschatten der Mittelgebirge liegenden Landesteilen (z.B. Magdeburger Börde), liegen die Zwischenabflusshöhen bei verbreitet weniger als 50 mm/a, oft sogar weniger als 10 mm/a. In den Gebieten, die in Abbildung 7-12 in weiß dargestellt sind, trägt der Gesamtabfluss entweder ausschließlich zur Grundwasserneubildung bei, oder aber es kommt zu Gebietsentwässerung über Dränagen.

Die in der Lockergesteinsregion bei grundwassernahen Verhältnissen vorherrschende Direktabflusskomponente ist der Dränabfluss. Unter diesem Oberbegriff werden alle durch anthropogene Eingriffe geschaffene künstliche Abflusswege (Grabendränage, Rohrdränage) bezeichnet. Hydraulisch wirkt diese Abflusskomponente ähnlich wie der Zwischenabfluss, d. h. ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht.

In Abbildung 7-13 sind die berechneten mittleren Direktabflüsse über Drainagesysteme dargestellt. Es zeigt sich, dass diese Abflusskomponente vor allem in den Niederungsregionen des Norddeutschen Flachlandes auftritt und dort 200 mm/a erreichen kann.

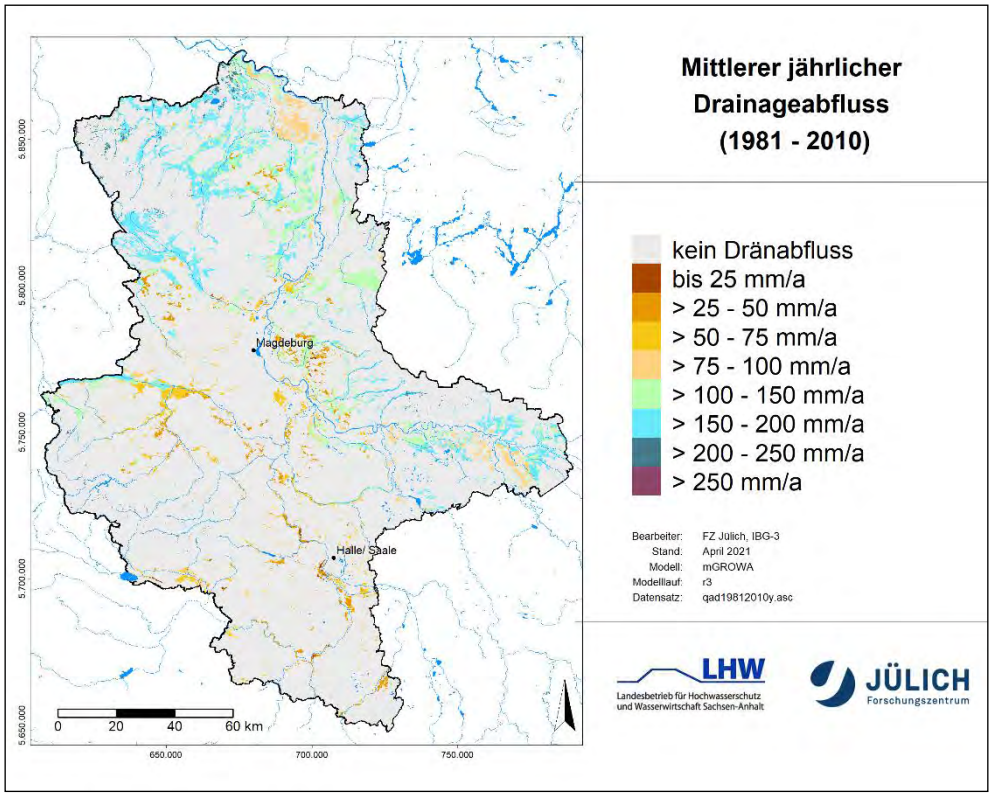


Abbildung 7-13: Mittlerer langjähriger Direktabfluss über Drainagesysteme (1981-2010)

7.9 Modellvalidierung

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren in Frage. Die zuverlässigste Art der Validierung von Sickerwasserhöhen ist z.B. der Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen über Lysimeterversuche ermittelten Sickerwasserraten.

Für eine landes- oder bundesweite Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können. Aus diesem Grunde wird die Zuverlässigkeit der mit mGROWA berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Wie in Kapitel 6.8 beschrieben, wurden hierzu vom LHW Abflusszeitreihen (1980-2010) von 126 pegelbezogenen Einzugsgebieten bereitgestellt.

7.9.1 Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen

Nicht jeder der 126 zur Validitätsüberprüfung der mGROWA – Modellergebnisse übermittelten Pegel war hierzu geeignet. Von der Validitätsüberprüfung der berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen wurden Pegel mit folgenden Einschränkungen ausgeschlossen:

- Fünf Pegel mit unrealistischen Abflusshöhen wurden zunächst ausgeschlossen: der Pegel „Brücken“ mit unrealistischen Abflusshöhen in einem Kleinsteinzugsgebiet sowie die Pegel "Hirtenstieg-ÜLSP“, „Wendefurth“, „Ditfurt“ und „Wegeleben", die schon in der Studie von Kuhr et al. (2014) aufgrund der starken Beeinflussung der Rappbodetalsperre nicht in die Plausibilitätsüberprüfung einbezogen worden sind.
- Von den verbliebenden 121 Pegeln wurden 54 Pegel aufgrund von Datenlücken und fehlenden Jahren für mehr als 30% der modellierten Periode (mind. 21 von 30 Jahren mit Messwerten belegt) ausgeschlossen.
- Von den verbleibenden 67 Pegeln wurden weitere 18 Pegel ausgeschlossen, da sich größere Teile des EZG außerhalb von Sachsen-Anhalt (>15%) befinden.
- Weitere drei Pegel, die nach der Abflussdatenbank des LHW eine starke Beeinflussung durch Wehre aufweisen, wurden ebenfalls ausgeschlossen.

Entsprechend dieser Auswahlkriterien ergaben sich für Sachsen-Anhalt 46 Pegel, die zur Plausibilitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflüsse geeignet sind (siehe Abbildung 7-14).

Aber selbst für die verbleibenden Pegel ist bei der Validierung zu beachten, dass der messba-re Gesamtabfluss, aber auch der beobachtete Grundwasserabfluss (Kapitel 7.9.2) in einem bestimmten Teileinzugsgebiet nur im Idealfall dem natürlichen Abfluss aus dem betreffenden Teileinzugsgebiet entspricht. Aufgrund anthropogener Einflüsse und maßstabsbedingten regionalen Unschärfen in den Datengrundlagen können die beobachteten und modellierten Abflusswerte voneinander abweichen, ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

Die Grundwasserentnahmen für die öffentliche und industrielle Wasserversorgung, die land-wirtschaftliche Bewässerung sowie für bergbauliche Maßnahmen stellen diesbezüglich wichti-ge anthropogene Einflussfaktoren dar. Ein Großteil des für die öffentliche Wasserversorgung entnommenen Grundwassers wird indirekt durch Einleitungen aus Kläranlagen in die Fließge-wässer zurückgeführt. Auf diese Weise wird die Wasserführung eines Vorfluters durch einen permanenten Beitrag erhöht und der Niedrigwasserabfluss entspricht nicht mehr oder nur ein-geschränkt dem natürlichen Grundwasserabfluss. Die Entnahme von Grundwasser spielt dar-über hinaus in allen Regionen eine Rolle, wo landwirtschaftliche Beregnungsmaßnahmen eine Rolle spielen. Daneben tritt in einigen Regionen der Fall auf, dass entnommenes Grundwasser in andere Regionen exportiert wird, so dass es der Bilanzierung entzogen ist.

Die Validierung wird bei verschachtelten Einzugsgebieten dabei immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom mGROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den

gemessenen Abflusshöhen verglichen. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

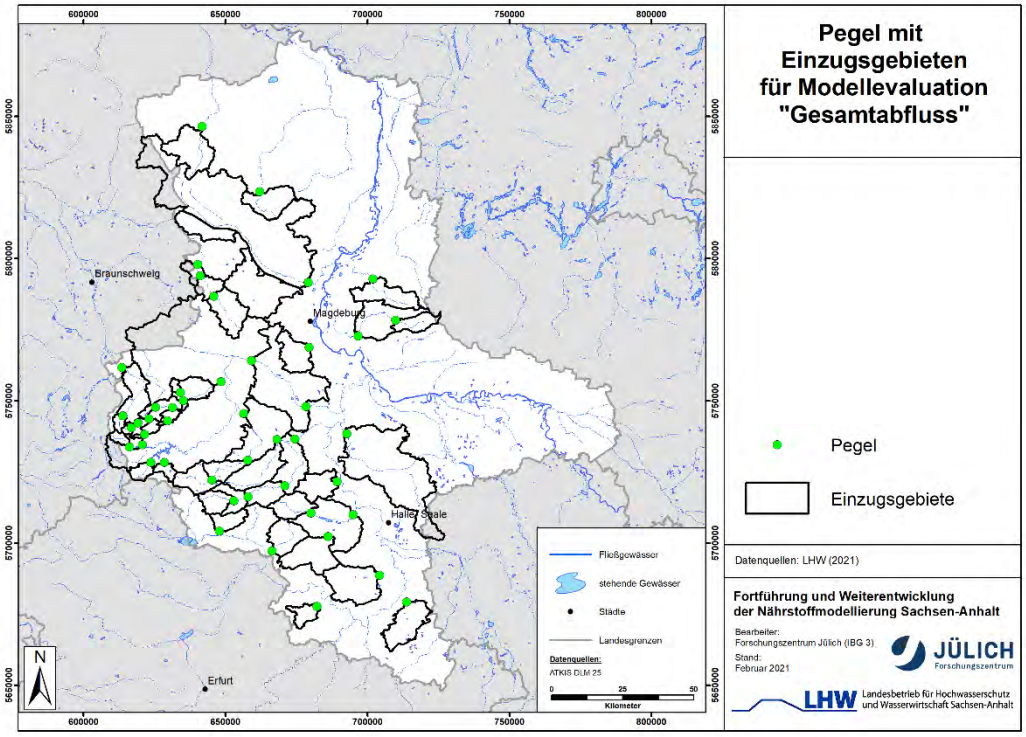


Abbildung 7-14: Zur Validierung des modellierten Netto-Gesamtabflusses geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete

Die für die Zeitreihe 1981-2010 berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen wurden zunächst mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe für alle 46 pegelbezogene Einzugsgebiete verglichen (Abbildung 7-15). Für die meisten Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 20 %.

Als Gütemaße der Plausibilitätsüberprüfung wurden ein Vergleich des simulierten mittleren langjährigen Gesamtabflusses mit den beobachteten Abflüssen unter Verwendung der quantitativen statistischen Kenngrößen NSE (Nash-Sutcliffe-Effizienz) und PBIAS (Prozent-Bias) durchgeführt.

Die NSE gibt die Annäherung von simulierten und modellierten Abflüssen an die 1:1-Linie an. NSE-Werte liegen zwischen 0 und 1. Je näher der NSE-Wert bei 1 liegt, desto besser ist die Modellperformance.

Der PBIAS gibt die Tendenz von simulierten Abflüssen zur Unter- oder Überschätzung an. Je näher der Wert bei 0 liegt, desto weniger neigt das Modell dazu, den gemessenen Gesamtabfluss zu über- oder zu unterschätzen.

Wie durch eine NSE von 0,92 belegt, zeigt sich beim Gesamtabfluss eine gute Modellgüte. Der PBIAS deutet zwar mit -2.87 % auf eine leichte Überschätzung der modellierten Werte hin, jedoch stellt die Anpassung des Modells an die beobachteten Werte eine im Rahmen

der zur Verfügung stehenden Daten sowie hinsichtlich der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets sehr gute Übereinstimmung dar. Festzuhalten bleibt, dass mit dem mGROWA – Modell flächendeckend für Sachsen-Anhalt realistische Gesamtabflusshöhen bilanziert werden.

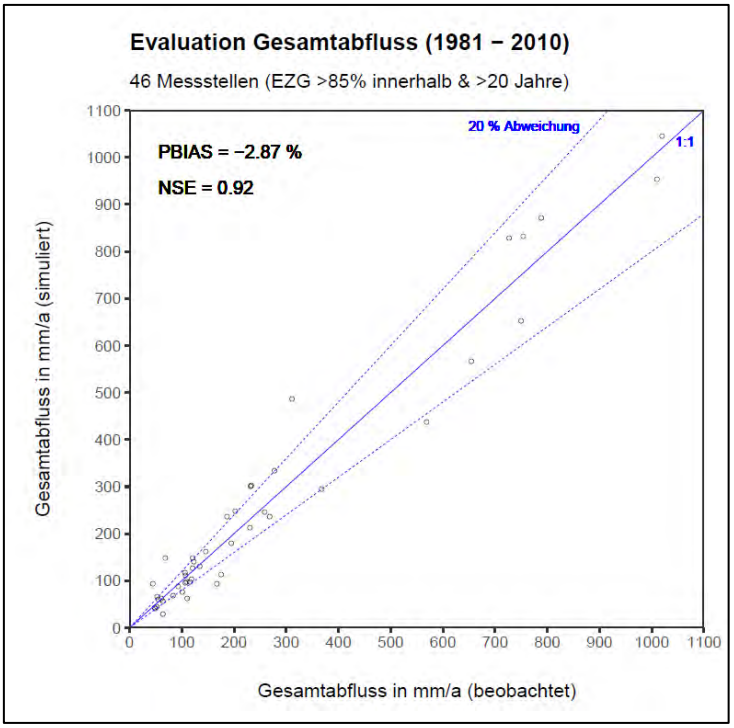


Abbildung 7-15: Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1981-2010) für alle 46 vorselektierten Einzugsgebiete

7.9.2 Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen

Da sich Unschärfen in der Wasserhaushaltsmodellierung auf die Bedeutung einzelner Eintragspfade bzw. bei der weiteren Modellierung im Hinblick auf die N- und P-Einträge in die Vorfluter auswirken, stellen die berechneten Anteile der Grundwasserneubildung bzw. der Anteile aus Dränagen und über den natürlichen Zwischenabfluss eine bedeutsame Größe dar. Der Validitätsüberprüfung der ermittelten Grundwasserneubildungshöhen (und damit indirekt auch der Abflussanteile Dränagen und natürlicher Zwischenabfluss) wurde deshalb besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Zur Plausibilitätsüberprüfung wurden die in Abbildung 7-10 dargestellte Netto-Grundwasserneubildung verwendet, da diese am ehesten mit den Abflusspegeln realisierten Niedrigwasserabflüssen vergleichbar ist.

Es stellte sich heraus, dass weitere 10 der 46 zur Validitätsüberprüfung des Gesamtabflusses verwendeten Pegel zur Validitätsüberprüfung der Grundwasserneubildung nicht geeignet waren. Hierbei handelt es sich um die Pegel, für die nach LHW (2021) signifikante Beeinflussungen in den EZG durch Talsperren bzw. Stauseen vorliegen. Zusätzliche Beeinflussungen in den EZG durch Wasserentnahme/-einleitung konnten nicht berücksichtigt werden, da keine aktuellen Daten vorliegen. Entsprechend dieser Auswahlkriterien verblieben für Sachsen-Anhalt noch 36 Pegel zur Plausibilitätsüberprüfung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen. Deren Lage zeigt Abbildung 7-16.

Abbildung 7-17 zeigt für diese 36 pegelbezogenen Einzugsgebiete das Ergebnis der Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Grundwasserneubildungshöhen.

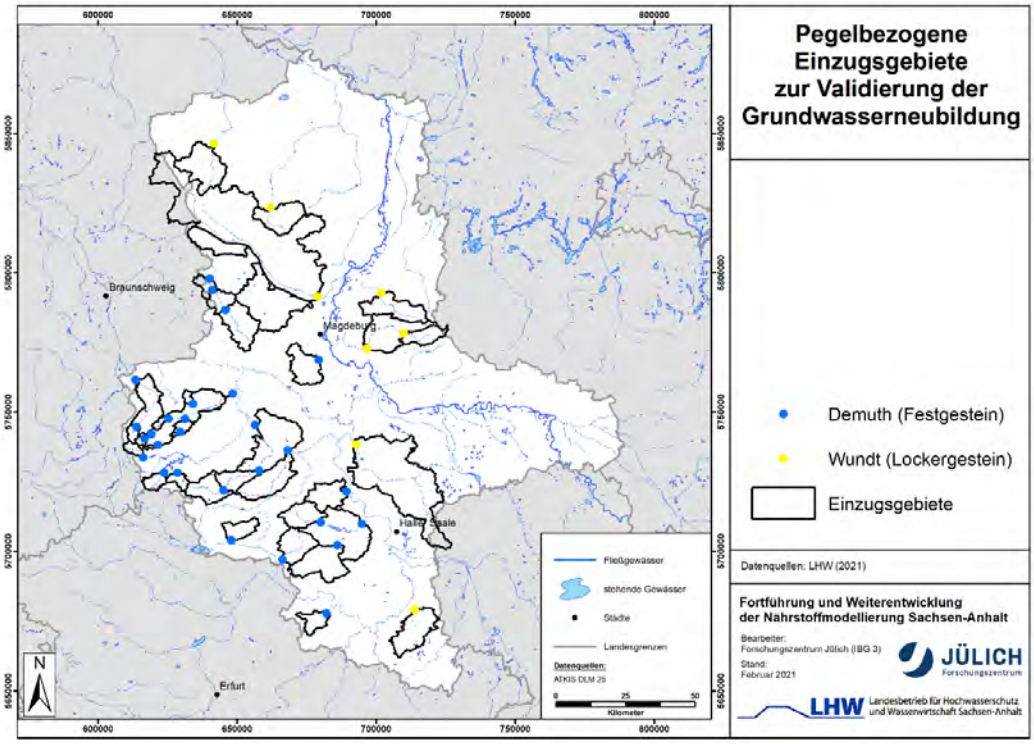


Abbildung 7-16: Zur Validierung der modellierten Grundwasserneubildung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete

Bei der Interpretation der Ergebnisse der Plausibilitätsüberprüfung zur Grundwasserneubildung ist zunächst zu beachten, dass sich die Streubeträge von Fehlern zweier Teilmodelle (Gesamtabflusses, Separation der Abflusskomponenten) überlagern. Die Anpassung der Grundwasserneubildungshöhe an die gemessenen MoMNQ-Werte fällt deshalb immer etwas geringer aus als die Anpassung der Gesamtabflusshöhen an die MQ-Werte. Pegel, bei denen bereits der Gesamtabfluss in der Größenordnung um 20% vom beobachteten MQ-Wert abweicht, weisen dadurch bei den MoMNQ-Werten in der Regel ebenfalls Abweichungen von mehr als 20% auf.

In vielen Regionen Sachsen-Anhalts kommt hinzu, dass die Grundwasserneubildungshöhen unter 100 mm/a liegen. Schon eine geringe Abweichung zum langjährigen MoMNQ-Wert reicht also aus, um für den berechneten Wert eine Abweichung von mehr als 20% auszuweisen. Bei einem gemessenen MoMNQ-Wert von 75 mm/a wird die 20%-Linie für das betreffende Einzugsgebiet schon bei berechneten mittlere langjährigen Grundwasserneubildungshöhen von 90 mm/a bzw. 60 mm/a unter- bzw. überschritten. In der Wasserhaushaltsmodellierung ist eine Unter-/Überschätzung eines Messwertes in dieser Größenordnung im Allgemeinen jedoch eine gute Übereinstimmung.

Vor diesem Hintergrund zeigt die Validierung für 17 der 36 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete bei der Grundwasserneubildung eine Abweichung (simuliert/gemessen) innerhalb von 20%, 30 Pegel liegen innerhalb von 40%. Wie zu erwarten, liegt der NSE mit

0,63 schlechter als beim Gesamtabfluss. Der PBIAS zeigt, dass die simulierten Grundwasserneubildungshöhen im Mittel ca. 22% kleiner als die beobachteten GWN sind (PBIAS). Der mittlere absolute Fehler (MAE) ist ca. 25 mm/a.

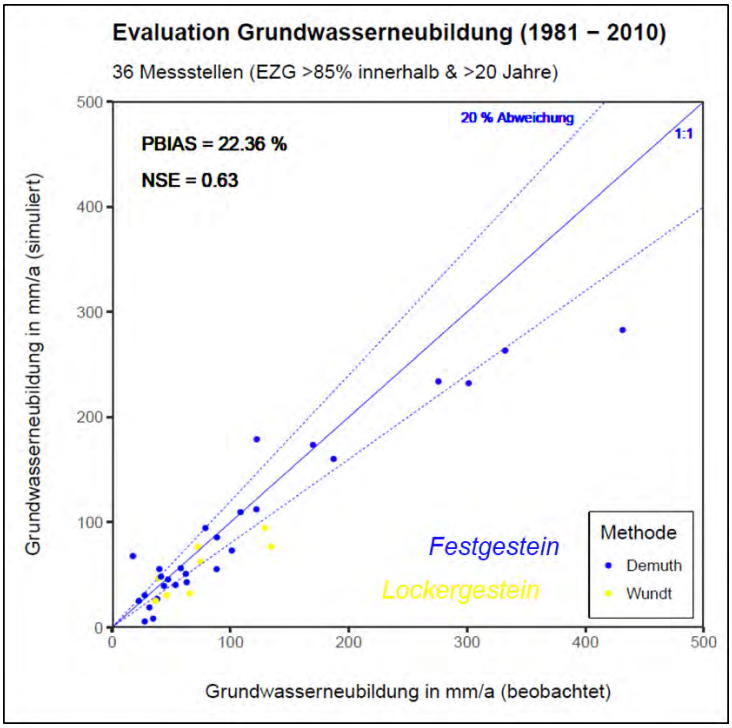


Abbildung 7-17: Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen (1981-2010) für alle 36 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete

8 Aktueller Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

8.1 Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis)

Die gemeindebezogenen N-Bilanzüberschüsse aus dem RAUMIS-Modell des Thünen-Instituts wurden von der LLG auf die landwirtschaftlichen Flächen der Feldblöcke nach INVEKOS bezogen, wobei allen Rasterzellen der Gemeindewert zugeordnet wurde. In Abbildung 8-1 wird die räumliche Verteilung der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse für das 3-Jahresmittel 2014-2016 dargestellt.

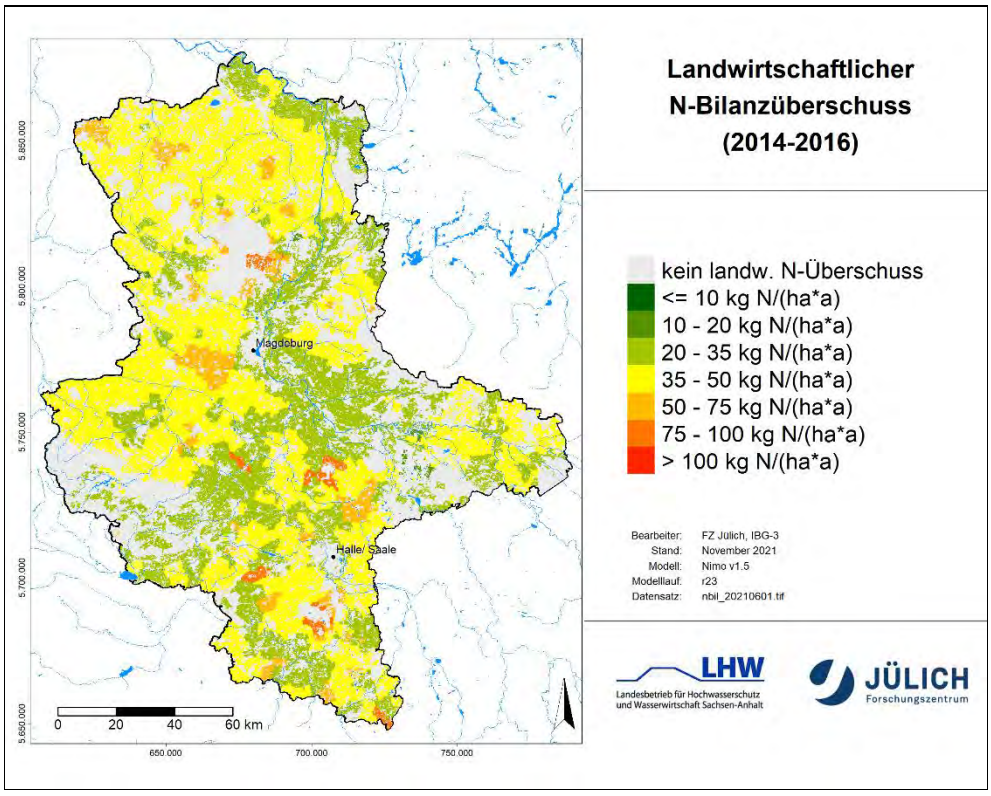


Abbildung 8-1: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)

Wie Abbildung 8-1 zeigt liegen die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in den meisten Gemeinden Sachsen-Anhalts in einem Bereich zwischen 25 und 50 kg N/(ha·a). N-Bilanzüberschüsse in dieser Größenordnung sind typisch für Regionen mit Ackerbau und geringer Tierhaltung. Hier wird der Düngebedarf überwiegend durch mineralischen Dünger gedeckt, der im Vergleich zum Wirtschaftsdünger eine höhere Düngeeffizienz aufweist. Durch die Abfuhr über das Erntegut und eine niedrige Zufuhr über Wirtschaftsdünger und Gärreste bleiben die N-Überschüsse in der Regel gering. N-Bilanzüberschüsse mit Werten von über 50 bis 100 kg N/(ha·a) sind vor allem dort zu beobachten, wo durch die Tierhaltung größere Mengen organischer Nährstoffe dem Boden zugeführt, aber durch die Pflanzenproduktion nicht hinreichend Nährstoffe abgeführt werden. Die Gesamthöhe der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse liegt bei rund 47.400 t N für das 3-Jahresmittel 2014-2016.

8.2 Atmosphärischen Deposition

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition eine weitere diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische N-Deposition die wichtigste diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Als atmosphärische N-Deposition wurden die im Auftrag des UBA im Rahmen des PINETI-3-Projektes von Schaap et al. (2018) ermittelten Werte berücksichtigt. Abbildung 8-2 zeigt die regionale Verteilung der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Stickstoffmengen für die Referenzperiode 2013-2015.

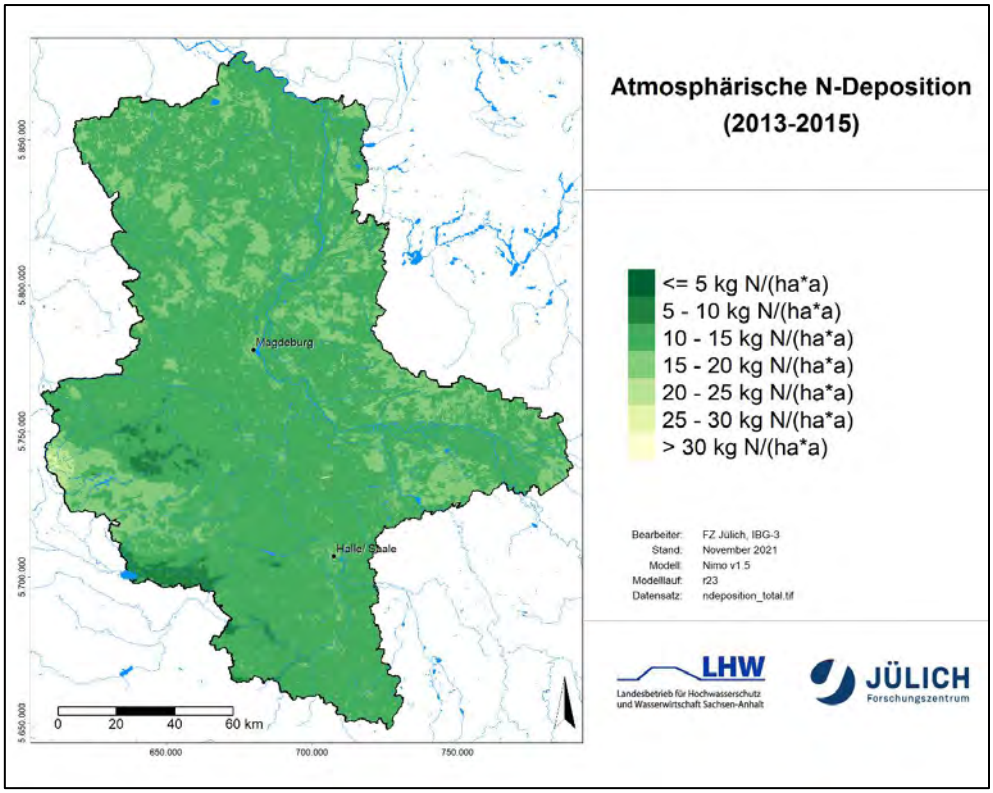


Abbildung 8-2: Atmosphärische N-Deposition

Eine atmosphärische N-Deposition von mehr als 20 kg N/(ha·a) tritt nur vereinzelt in den Regionen mit größeren bewaldeten Gebieten sowie im Harz auf. Aufgrund der geringen Niederschläge und der insgesamt geringen Viehbesatzdichte liegt die atmosphärische N-Deposition in den meisten Regionen zwischen 10 und 15 kg N/(ha·a). Aufsummiert über die gesamte Fläche Sachsen-Anhalts liegt die atmosphärische N-Deposition bei ca. 25.600 t N/a. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition liegt damit in einer Größenordnung, die bei der N-Austragsmodellierung einen nicht zu unterschätzenden Faktor darstellt. Zwar ist die absolute Höhe der atmosphärischen N-Deposition pro Flächeneinheit (hier 100m x 100m Raster) gering, jedoch handelt es sich im Gegensatz zu den Flächenbilanzüberschüssen der Landwirtschaft um eine landesweit wirksame N-Quelle.

8.3 Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden

Der verlagerbare N-Eintrag in den Boden (Abbildung 8-3) entspricht nicht einfach der Summe von N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition. Zusätzlich ist die N-Festlegung im Boden zu berücksichtigen. Bei deren Ermittlung wird davon ausgegangenen, dass es unter Grünland und Wald zu einer nennenswerten N-Speicherung (N-Immobilisierung) im Boden kommt. Die Höhe dieser N-Immobilisierung wurde im Rahmen der finalen Kalibrierung des Modells ermittelt. Hierbei ergaben sich für Grünland bei 50%, Nadelwald 10% und Laubwald 20% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition.

Der verlagerbare N-Eintrag in den Boden ackerbaulich genutzter Böden entspricht dahingegen dem nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N-Eintrag (N-Überschüsse der Landwirtschaft und atmosphärische Deposition). Dahinter steht die Annahme, dass in ackerbaulich genutzten Böden vereinfachend davon ausgegangen wird, dass aufgrund der jahrelangen Düngung und Bodenbearbeitung N-Mineralisierungs- und N-Immobilisierungsprozesse nahezu im Gleichgewicht sind.

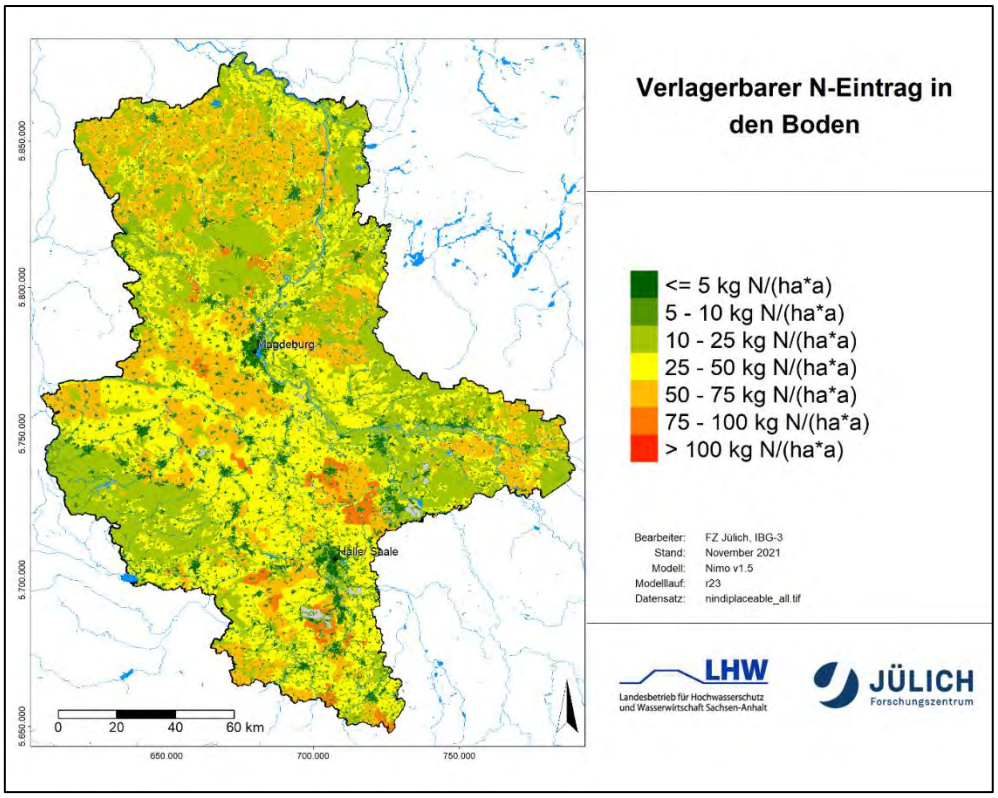


Abbildung 8-3: Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden

Aufsummiert über die Landesfläche liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden bei ca. 65.200 t N/a. In den Landesteilen mit hohem Waldanteil liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden zwischen 10 und 25 kg N/(ha·a). In den überwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten bleibt der N-Überschuss im Boden erhalten, so dass die Werte des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden dort der Summe aus landwirtschaftlichem N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition entsprechen und Werte zwischen 50 und 75 kg N/(ha·a) erreichen können.

8.4 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

8.4.1 Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

Die im Boden denitrifizierten Stickstoffmengen, werden neben den Abbaubedingungen, insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden (Abbildung 8-4) beeinflusst. Letztere wurde nach dem in Kapitel 3.5 beschriebenen Verfahren unter Einbeziehung der Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet.

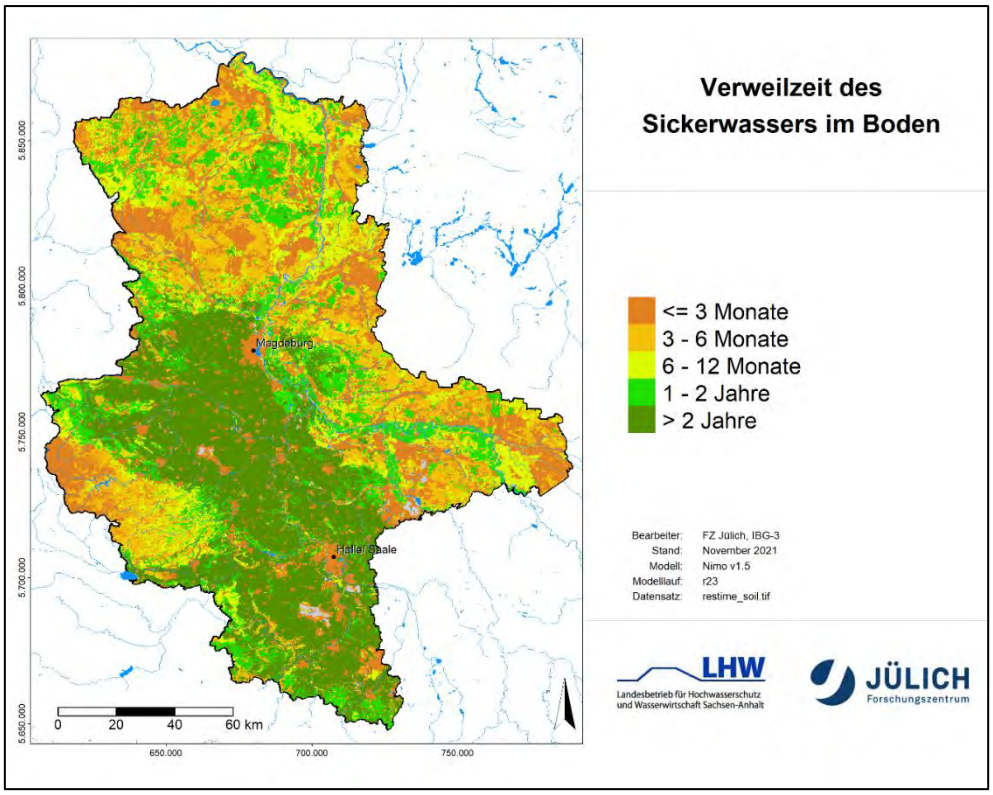


Abbildung 8-4: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden

Es zeigt sich, dass in den Böden des Harzes und im Verbreitungsgebiet der Podsolböden in der Lockergesteinsregion Verweilzeiten im Boden von unter sechs Monaten auftreten. Dort wird folglich weniger als die Hälfte der maximal möglichen jährlichen Nitratabbauleistung im Boden realisiert. Die Böden in Regionen mit einer nur geringen Sickerwasserhöhe (z.B. Magdeburger Börde) weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von mehr als zwei Jahren auf. In diesen Regionen kommt es im Jahresgang aufgrund der niedrigen Sickerwasserhöhen und des hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch in der durchwurzelten Bodenzone. Die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden wird dadurch unter Umständen mehrfach erreicht, so dass die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden, die die durchwurzelte Bodenzone mit dem Sickerwasserstrom verlassen, entsprechend gering sein können.

8.4.2 N-Austrag aus dem Boden

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden werden die Denitrifikationsverluste im Boden simuliert. Das Ergebnis der Berechnung, d.h. die Denitrifikationsverluste im Boden, ist in Abbildung 8-5 dargestellt.

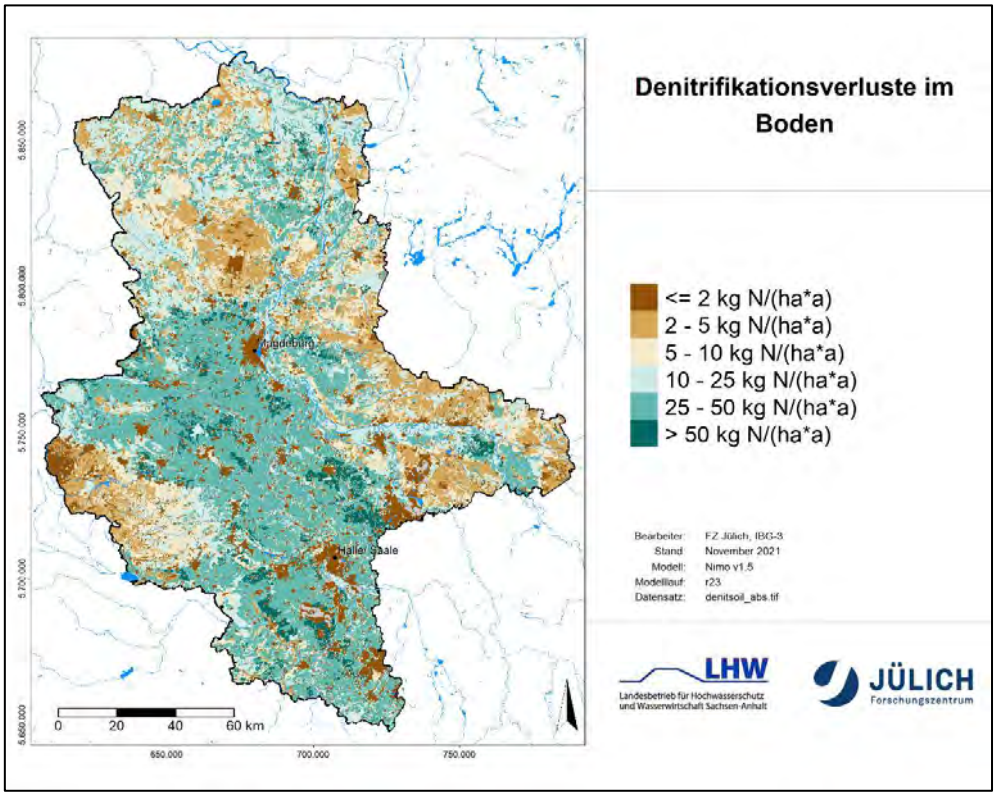


Abbildung 8-5: Denitrifikationsverluste im Boden

Abbildung 8-5 illustriert, dass sich die Denitrifikationsverluste im Boden in einem Bereich zwischen weniger als 2 kg N/(ha·a) und mehr als 50 kg N/(ha·a) bewegen.

Zusätzlich zur absoluten Höhe der Denitrifikationsverluste im Boden (Abbildung 8-5) ist es sinnvoll, die Denitrifikationsverluste im Boden relativ zu den N-Einträgen anzugeben. Auf diese Weise ist es möglich, den bei den verschiedenen Standortbedingungen zu erwartenden Umfang der Denitrifikation im Boden richtig einzuschätzen (vgl. Abbildung 8-6).

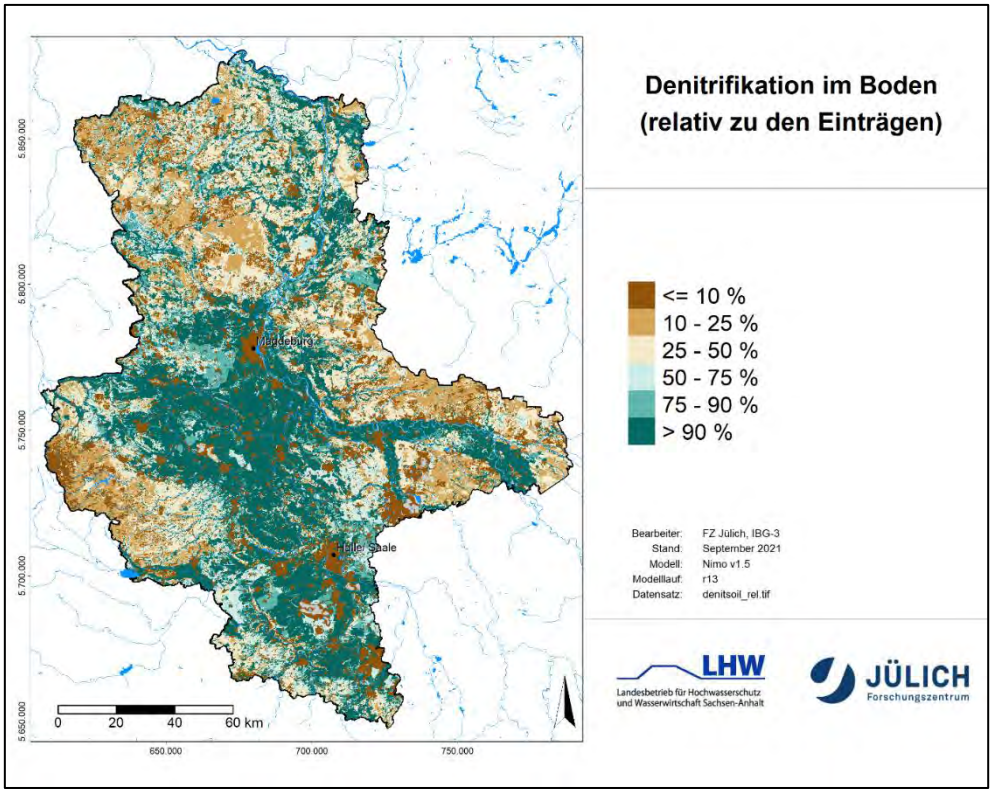


Abbildung 8-6: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zu den N-Einträgen

Vor allem in den Regionen, in denen geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden in Kombination mit schlechten Denitrifikationsverlusten im Boden auftreten, sind die Denitrifikationsverluste im Boden gering. Hierzu zählen z.B. die Denitrifikationsverluste in den Böden des Harzes und im Verbreitungsgebiet der Podsolböden in der Lockergesteinsregion. Dort dominieren dementsprechend relativ hohe N-Austräge aus dem Boden zwischen 10 und 25 N/(ha·a), siehe Abbildung 8-7.

Bei langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden (wie z.B. in den Bördelandschaften) können dahingegen mehr als 90% des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden denitrifiziert werden (siehe Abbildung 8-6). Die N-Austräge aus dem Boden liegen dadurch bedingt bei zumeist weniger als 10 kg N/(ha·a) (siehe Abbildung 8-7).

Bezogen auf die gesamte Landesfläche werden in Sachsen-Anhalt ca. 41.100 t N/a, d.h. ca. 63% der verlagerbaren N-Menge denitrifiziert. Die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden liegt bei ca. 24.100 t N/a.

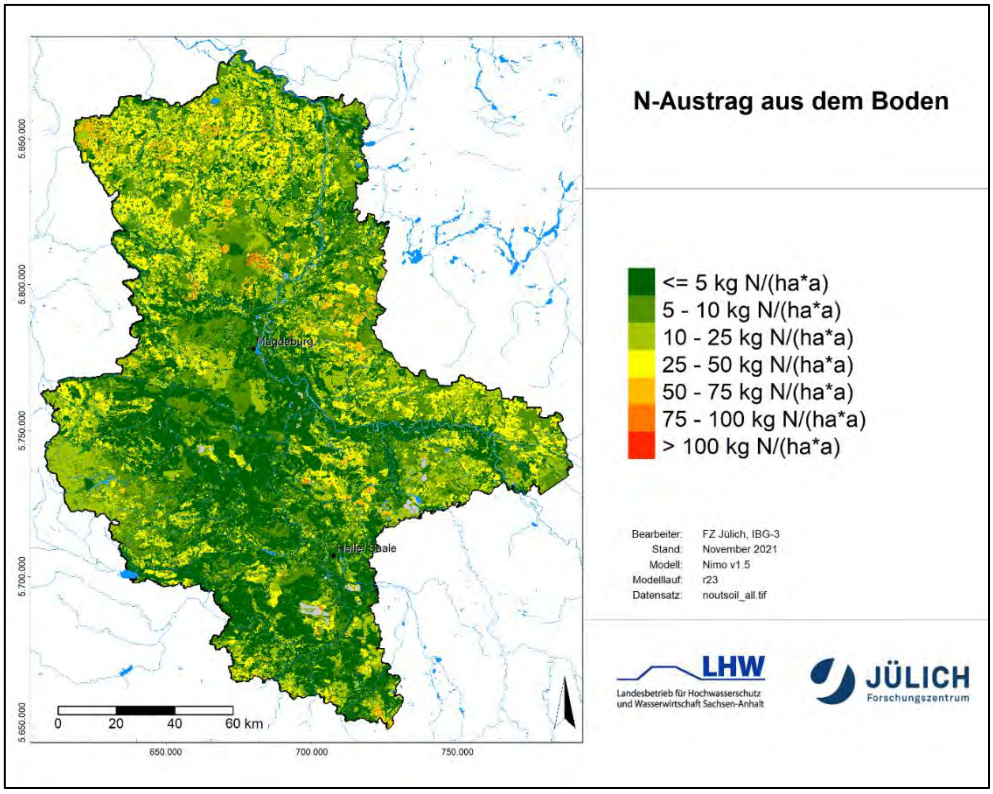


Abbildung 8-7: N-Austrag aus dem Boden

8.5 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden, entspricht der N-Austrag aus dem Boden der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Während der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser immer an die Grundwasserneubildung gebunden ist, erfolgt der Eintrag in die Oberflächengewässer über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabflusses, urbaner Direktabfluss) bzw. über den Grundwasserabfluss. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitrateintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

8.5.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Zur Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen wurde nach Einzugsgebieten getrennt eine Verknüpfung mit den flächenhaft vorliegenden N-Depositionswerten aus der PINETI-3-Modellierung des UBA (Schaap et al., 2018) vorgenommen, vgl. Abbildung 8-8. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen in Sachsen-Anhalt ergibt sich dann ein Wert für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 350 t N/a, was einem Mittelwert der atmosphärischen N-Deposition auf Gewässerflächen von ca. 7 kg/(ha·a) entspricht.

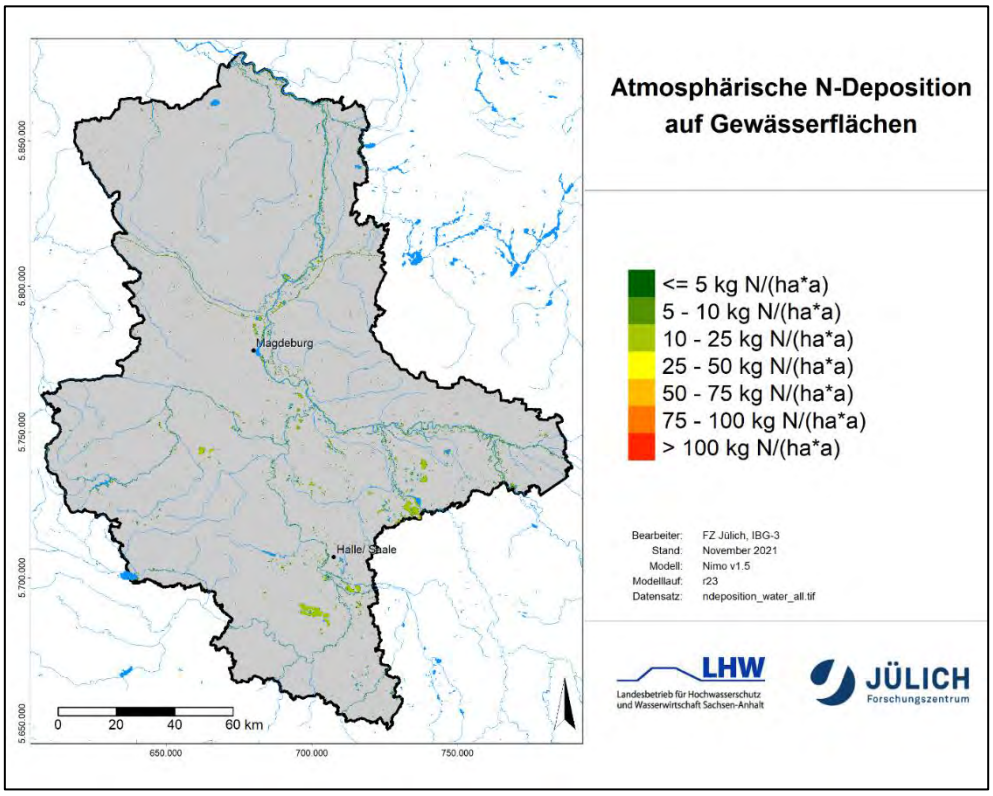


Abbildung 8-8: N- Austräge in die Oberflächengewässer durch direkte N-Deposition auf Gewässerflächen

8.5.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Abbildung 8-9 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion. Berechnet wurden die erosiven N-Einträge im MEPhos-Modell auf Basis einer von der LLG vorgegebenen Erosionskulisse, die den Feldblöcken zugewiesen wurden. Diese hochaufgelösten N-Einträge wurden dann auf das 50m-Raster aggregiert. Jede 50mx50m-Rasterzelle, die ein Polygon mit Erosionsgefährdung beinhaltet, erhält auf diese Weise einen Wert für den erosiven N-Eintrag zugewiesen. Hierdurch bedingt täuscht das Kartenbild an dieser Stelle. Es treten keine größeren zusammenhängenden Bereiche mit Erosionsgefährdung auf.

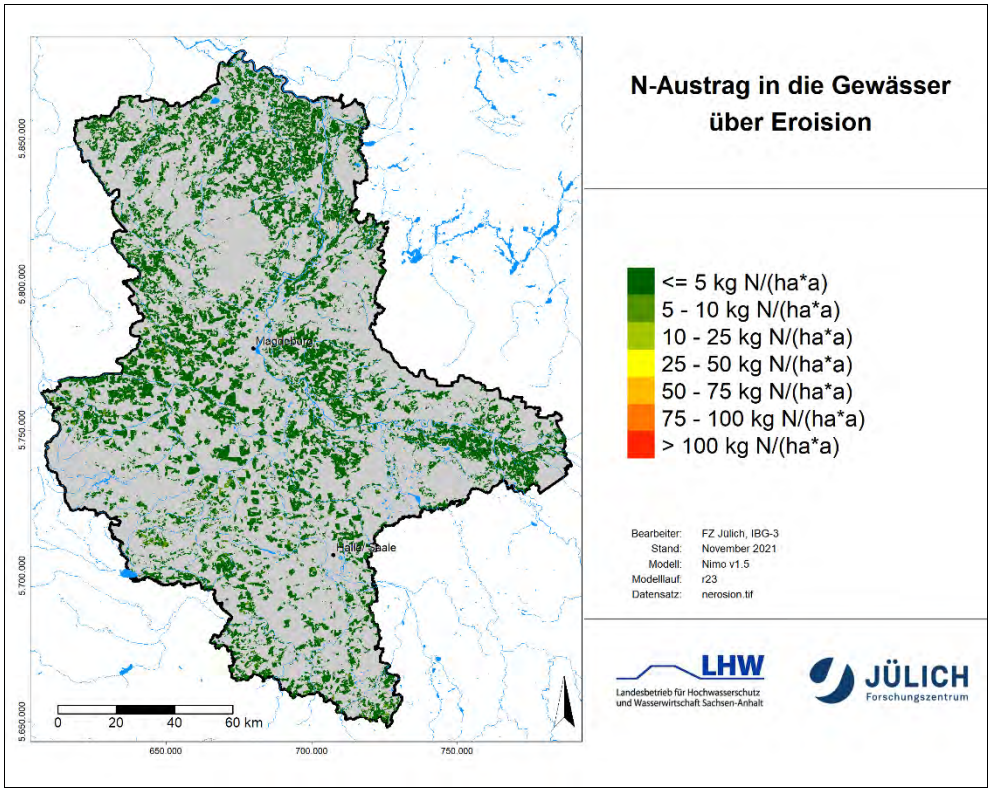


Abbildung 8-9: N- Austräge in die Oberflächengewässer über Erosion

Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 10 kg N/(ha·a). Basierend auf dem angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen ergeben sich erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von ca. 260 t N/a.

8.5.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 8-10 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 5 kg N/(ha·a), die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung liegt bei ca. 90 t N/a.

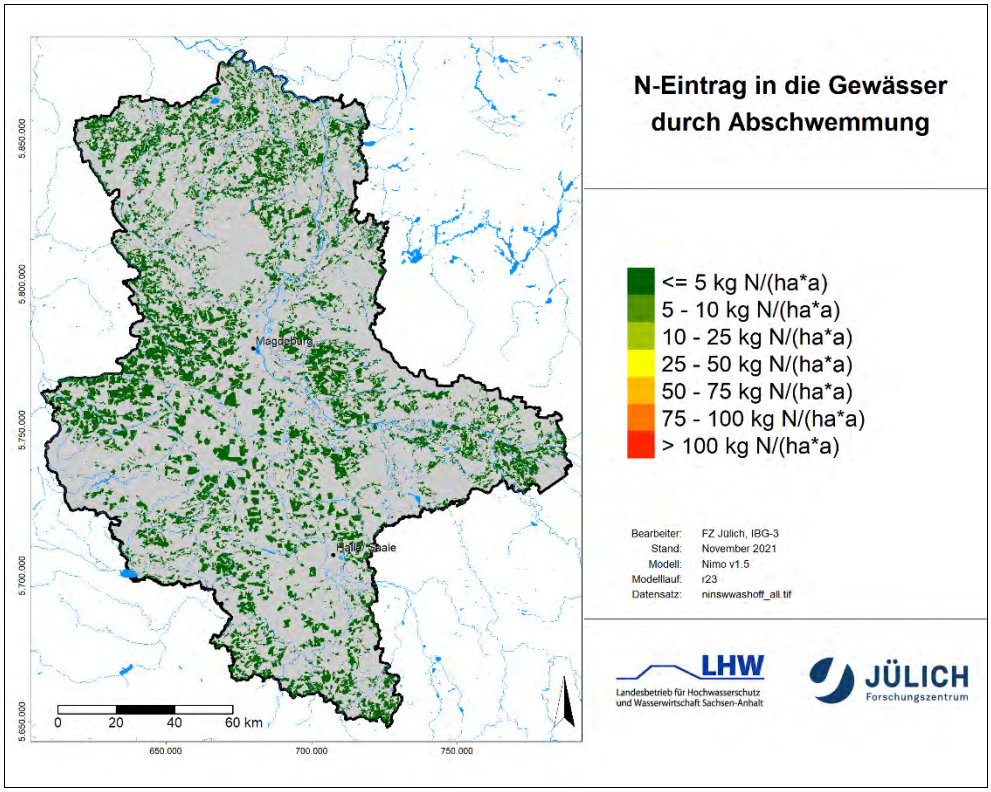


Abbildung 8-10: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

8.5.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen

In Abbildung 8-11 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen dargestellt. Hierbei treten vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Flachlands mit einem geringen Flurabstand hervor. Da diese Böden ein hohes Denitrifikationspotential aufweisen, wird ein Großteil der verlagerbaren N-Menge im Boden abgebaut, so dass die N-Einträge über Dränagen dort nur selten 25 kg N/(ha·a) überschreiten.

N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen in gleicher Größenordnung treten daneben auch von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen in Mittelgebirgsregionen auf. Die Pseudogleye weisen zwar ein geringeres Denitrifikationspotential als die grundwasserbeeinflussten Niederungsböden auf, jedoch liegen auch die verlagerbaren N-Mengen im Boden in den Mittelgebirgen auf einem niedrigeren Niveau. Aufsummiert über die gesamten gedränten Flächen in Sachsen-Anhalt liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer bei ca. 2.830 t N/a.

Beim Vergleich der Modell-Ergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen mit den Ergebnissen aus Kuhr et al. (2014) zeigte sich, dass die Ergebnisse um fast die Hälfte zurückgegangen sind. Ausschlaggebend für dieses deutlich niedrigere Niveau waren die von Steiniger et al (2021) neu abgeleiteten potenziell dränierten Flächen (siehe Kapitel 6.7).

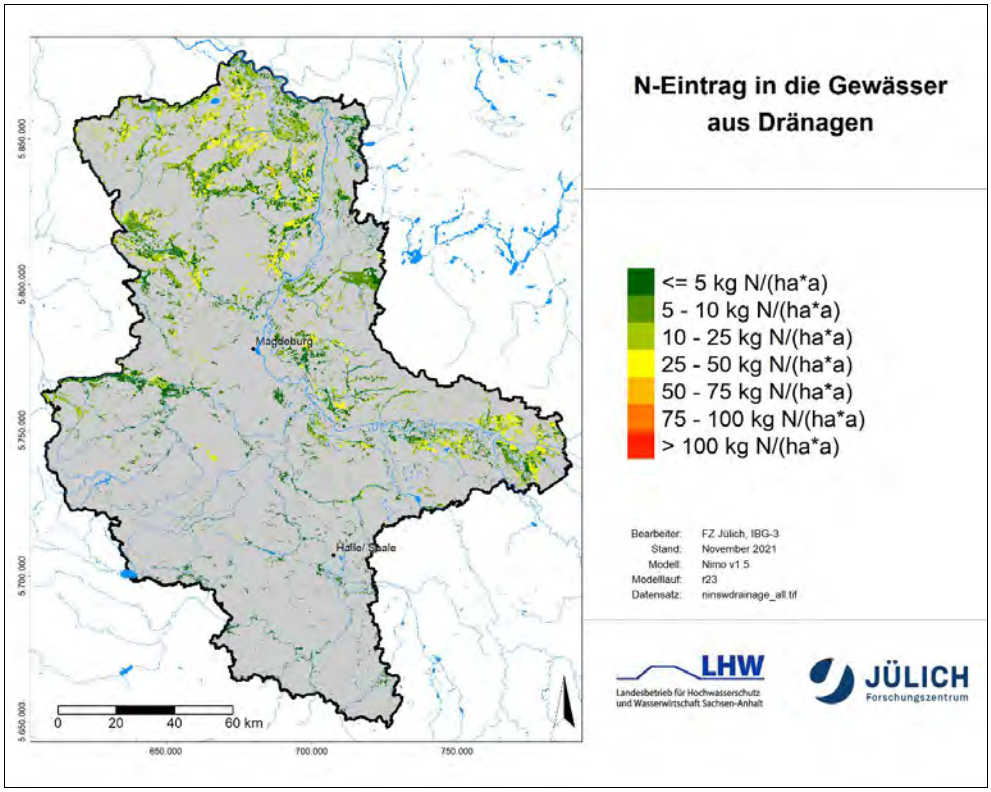


Abbildung 8-11: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

8.5.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Der natürliche Zwischenabfluss stellt in Sachsen-Anhalt eine fast flächenhaft auftretende Abflusskomponente dar. In der Lockergesteinsregion sowie in den Bördelandschaften liegt der N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabflussbei zumeist unter 5 kg/(ha·a) und damit auf einem geringen Niveau. In Festgesteinsregionen mit geringen BFI-Werten (z,B. Harz) dominieren jedoch Werte bis zu 25 kg/(ha·a) Insgesamt werden über diesen Eintragspfad ca. 3.640 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen (vgl. Abbildung 8-12).

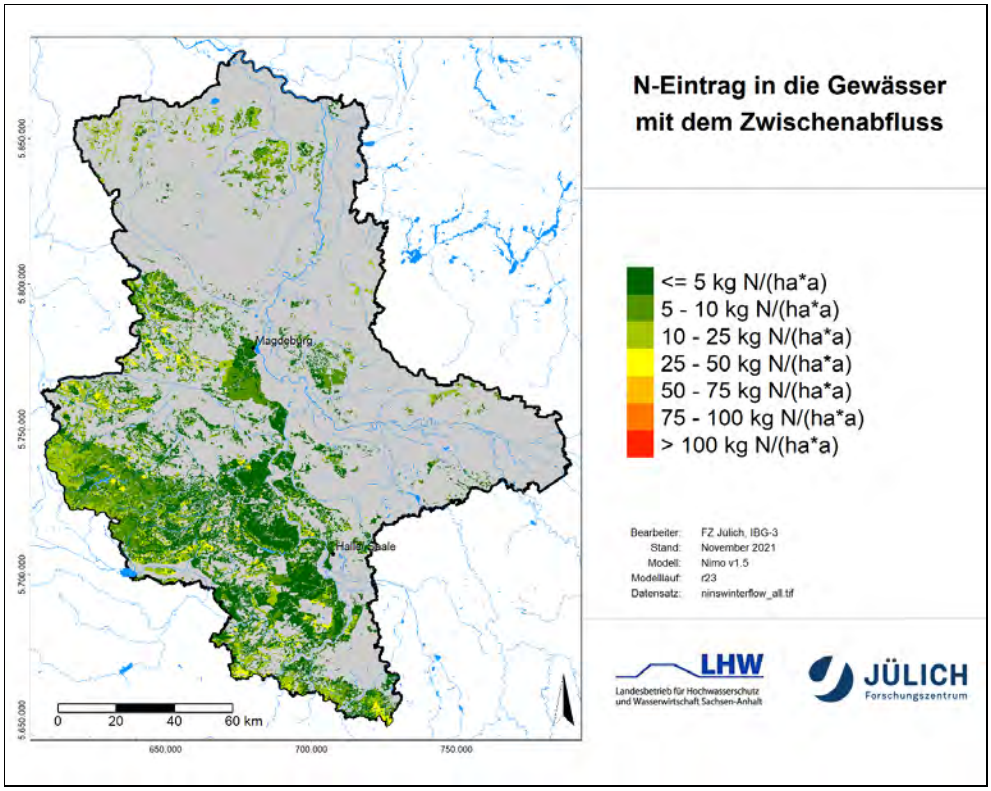


Abbildung 8-12: N-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

8.5.6 N-Einträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen. Der N-Eintrag ins Grundwasser wird dabei als ein Anteil des N-Austrags aus dem Boden angenommen, welcher dem Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss entspricht. In Abbildung 8-13 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

Ein hoher N-Eintrag in das Grundwasser ergibt sich für Regionen mit einem hohen N-Austrag aus dem Boden bei gleichzeitig hohen Grundwasserneubildungsanteilen am Gesamtabfluss. Diese Situation ist typisch für viele grundwasserferne landwirtschaftlich genutzte Flächen in der Lockergesteinsregion nördlich der Elbe. Der N-Eintrag ins Grundwasser kann dort bis zu 50 kg N/(ha·a) und mehr betragen.

Vor allem die landwirtschaftlich genutzten Bördelandschaften zeichnen sich durch geringere N-Einträge ins Grundwasser aus. Mit weniger als 5 kg N/(ha·a) ergeben sich dabei besonders geringe N-Einträge für Standorte, bei denen bereits der N-Austrag aus dem Boden durch die hohen Denitrifikationsraten im Boden gering ist.

Aufsummiert über die gesamte Fläche Sachsen-Anhalts liegen die N-Einträge ins Grundwasser bei ca. 17.600 t N/a, was einem Mittelwert von ca. 9 kg/(ha·a) entspricht.

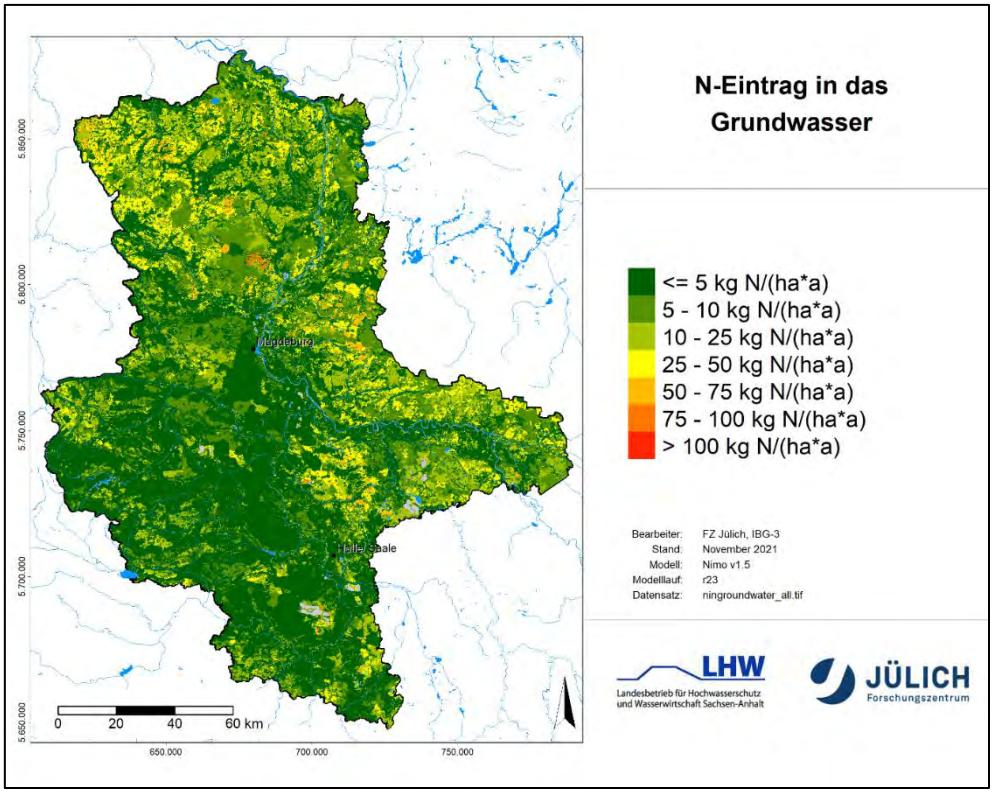


Abbildung 8-13: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

8.5.7 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer

Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserfließzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen. Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je länger die Fließzeit des Nitrats im Aquifer ist.

8.5.7.1 Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Fließzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Fließzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Abbildung 8-14 zeigt zunächst die Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser.

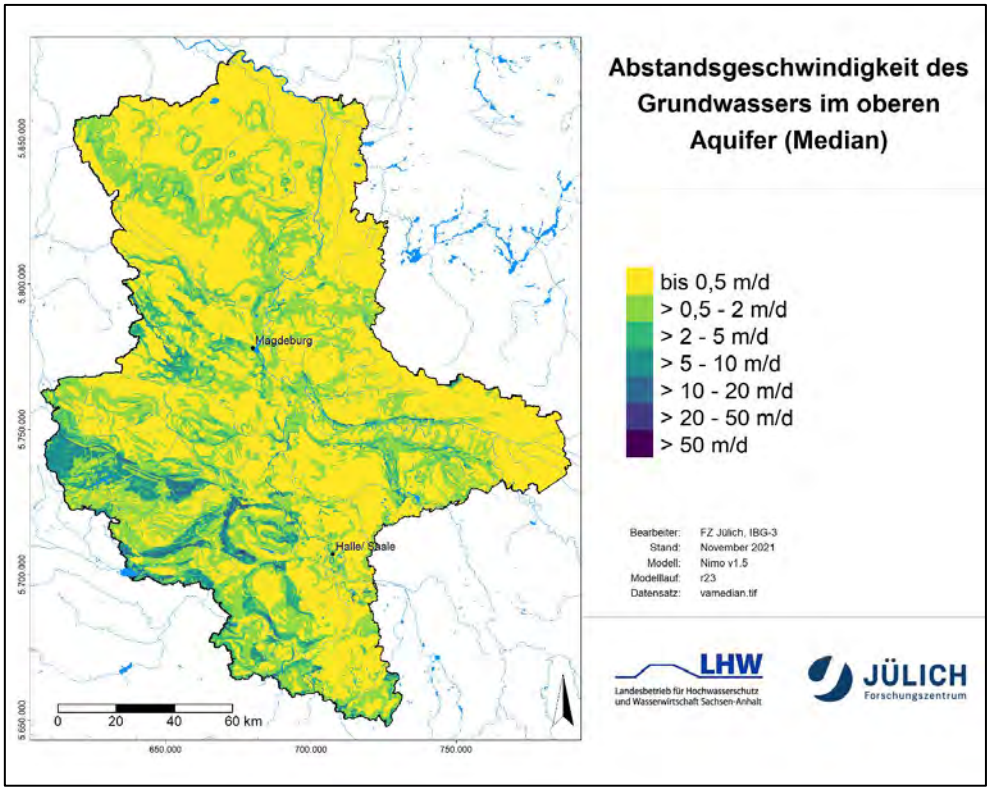


Abbildung 8-14: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

Die Werte umfassen eine Spannbreite zwischen weniger als 0,5 m/d und mehr als 50 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 2 und 5 m/d ergeben sich für den Harz. Grund hierfür sind die geringen Durchlässigkeitsbeiwerte und die geringen nutzbaren Hohlraumanteile (z.T. unter 1%) bei gleichzeitig hohen hydraulischen Gradienten. Im Verbreitungsgebiet von Festgesteinen mit höheren Durchlässigkeitsbeiwerten, wie z.B. mesozoischen Kalk- und Sandgesteinen treten höhere Abstandsgeschwindigkeiten (>10 m/d) auf. Im Verbreitungsgebiet mergeliger Gesteine sowie mesozoischer Gesteine in Beckenlagen treten geringere Abstandgeschwindigkeiten zwischen 0,5 – 2 m/d auf. Trotz der hohen Durchlässigkeitsbeiwerte von quartären fluviatilen und glazialen Sedimenten (Norddeutsches Tiefland) liegen die Abstandsgeschwindigkeiten dort aufgrund der geringen hydraulischen Gradienten bei allgemein unter 0,5 m/d. Nur in stärker reliefierten Lockergesteinsregionen und Gebieten mit Durchlässigkeitsbeiwerten von mehr als 5 x 10^{-4} m/s können Abstandgeschwindigkeiten > 2 m/d erreicht werden.

Zur richtigen Einordnung der berechneten Abstandsgeschwindigkeiten ist anzumerken, dass gerade bei sehr geringen nutzbaren Hohlraumanteilen (wie z.B. in den paläozoischen Schiefergesteinen) ein nur geringer Anteil des Sickerwassers über den Grundwasserpfad d.h. über den eigentlichen "Aquifer" entwässert. Der überwiegende Anteil wird wahrscheinlich als natürlicher Zwischenabfluss über die Auflockerungszone oberhalb des Aquifers den Vorfluter erreichen. Dies kann in der Ergebniskarte zur Abstandgeschwindigkeit nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Die Karte der Abstandsgeschwindigkeiten sowie auch die hierauf aufbauende Karte der Grundwasserfließzeiten (Abbildung 8-15) sollten daher immer gemeinsam mit Abbildung 6-7 (BFI-Werte mit den Anteilen der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) bewertet werden.

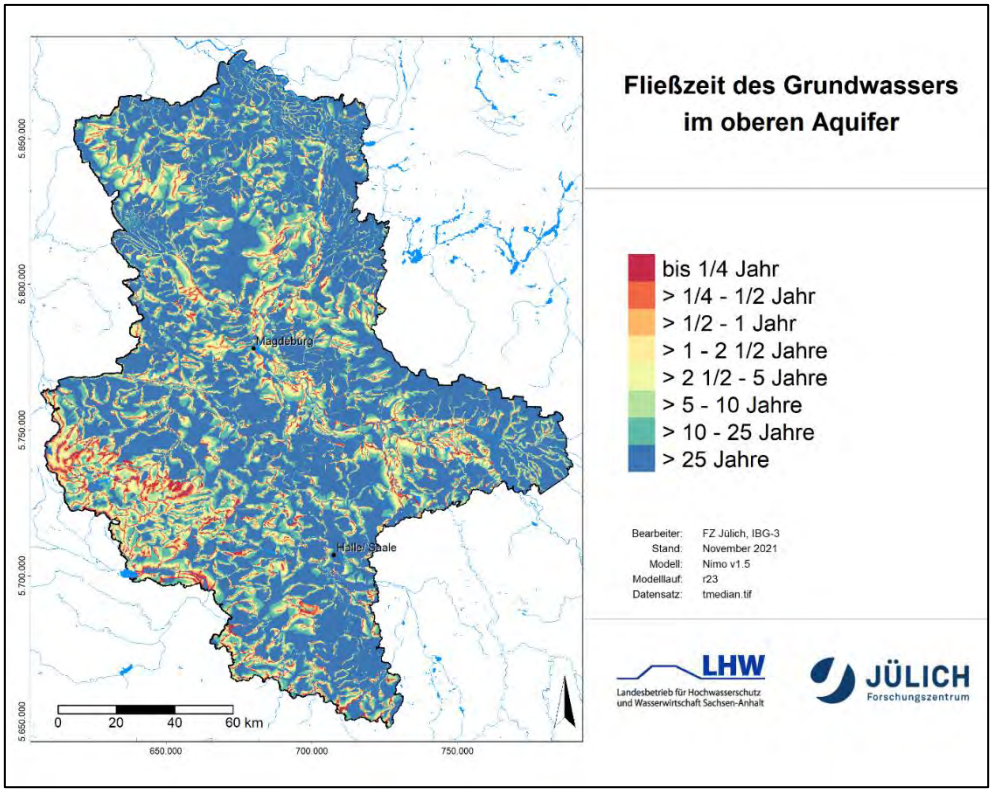


Abbildung 8-15: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Fließzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannbreite zwischen weniger als 0.25 Jahren und mehr als 25 Jahren auf. In vielen quartären Lockergesteinsregionen treten zum Teil hohe Grundwasserfließzeiten auf, die häufig bei mehr als 25 Jahren liegen. Neben den geringen Abstandsgeschwindigkeiten ist dies auch durch das relativ dünne Gewässernetz und die dadurch bedingten langen Fließstrecken bis zum nächsten Vorfluter bedingt. Geringere Fließzeiten ergeben sich in Sachsen-Anhalt generell nur für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten. Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als 5 Jahren sind typisch für die meisten Regionen im Harz.

In diesem Zusammenhang sei nochmals darauf hingewiesen, dass für die Festgesteinsregion Fließzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Hierfür wurden die in der HÜK 200 für das unverwitterte Gestein ausgewiesenen Durchlässigkeitsbeiwerte pauschal um eine Größenordnung erhöht. Auf diese Weise wurde dem Umstand Rechnung getragen, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone auftritt.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Fließzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen (z.B. im Harz) der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15% zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Fließzeiten daher generell nicht auf

die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserfließzeiten wurde eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Sachsen-Anhalt auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens erforderlich.

8.5.7.2 Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Unter Einbeziehung der von Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellten Grundwassergütemessstellen (vgl. Kapitel 6.10) und der hydrogeologischen Bezugseinheiten, abgeleitet aus der HÜK400 (vgl. Kapitel 6.4.1) wurde das Nitratabbauvermögen im Grundwasser durch Regionalisierung der Punktdaten und anschließender Klassifizierung der Konzentrationswerte abhängig vom Redoxstatus abgeleitet (vgl. Kapitel 3.7.3).

Nach Homogenisierung und Entfernung von Messstellen in tiefen Grundwasserleitern stehen 502 relevante Grundwassergütemessstellen für den Zeitraum 2010 – 2020 zur Verfügung, wobei die Anzahl der Messstellen und Messwerte je nach hydrochemischem Parameter variiert (Tabelle 8-1; Abbildung 8-16).

Tabelle 8-1: Anzahl der für die Ableitung des Nitratabbauvermögens verwendeten Messwerte und Messstellen je Redoxparameter (2010 – 2020)

Parameter	**Anzahl Messwerte nach Präselektion**	**Anzahl Messstellen (2010 – 2020) nach Präselektion**
Fe^{2+}	5.679	341-467
Mn^{2+}	5.679	341-467
NO_3^-	6.274	362-467
O_2	6.209	360-467
DOC	5.749	341-451

Nach optimierter Interpolation mit dem IDW-Verfahren für jeden Parameter (5), jedes Jahr im Zeitraum 2010-2020 (11) und jede stationsbezogene hydrogeologische Einheit (13) resultieren 650 Datensätze mit Konzentrationsbereichen (Beispiel Abbildung 8-17, links). Im Anschluss werden solche Bereiche jedes dieser Datensätze entfernt, die weiter als 15 km einer betrachteten Messstelle innerhalb der hydrogeologischen Einheit entfernt sind, da hier angenommen wird, dass diese Bereiche außerhalb des Einflussbereiches liegen (Beispiel Abbildung 8-17, Mitte). In einem weiteren Schritt werden diese Konzentrationsbereiche jeweils auf die jeweiligen hydrogeologischen Einheiten ausgeschnitten (Beispiel Abbildung 8-17, rechts). Die sich durch diese Vorgehensweise ergebenden Fehlflächen werden in einem späteren Arbeitsschritt aufgefüllt.

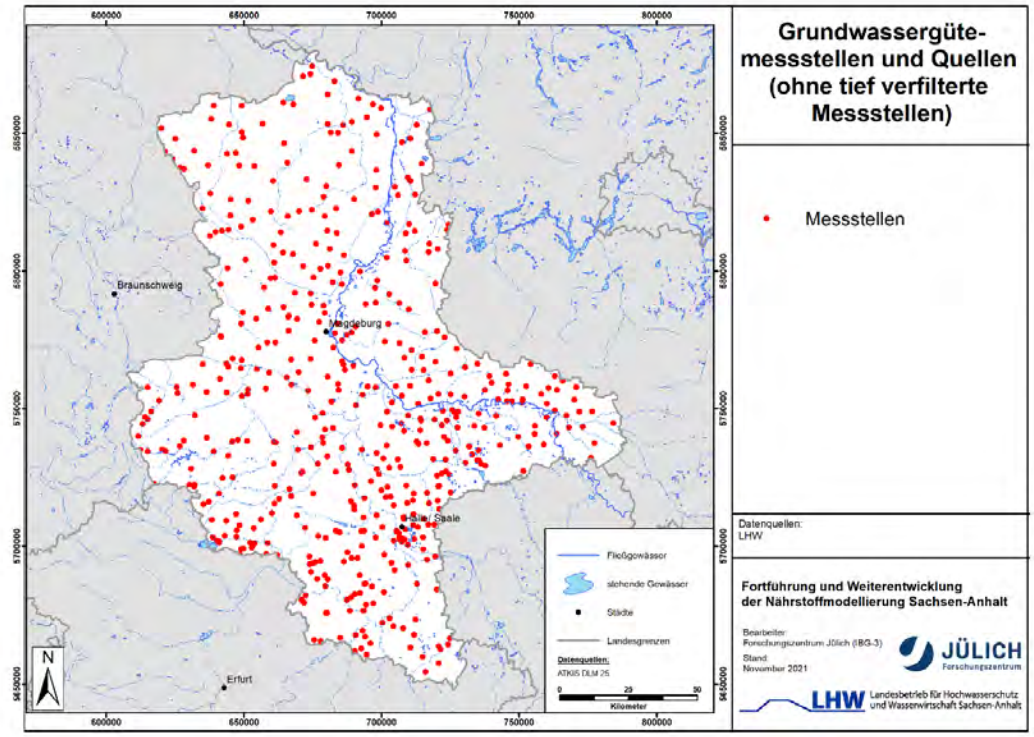


Abbildung 8-16: Für Ableitung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser verwendete Messstellen

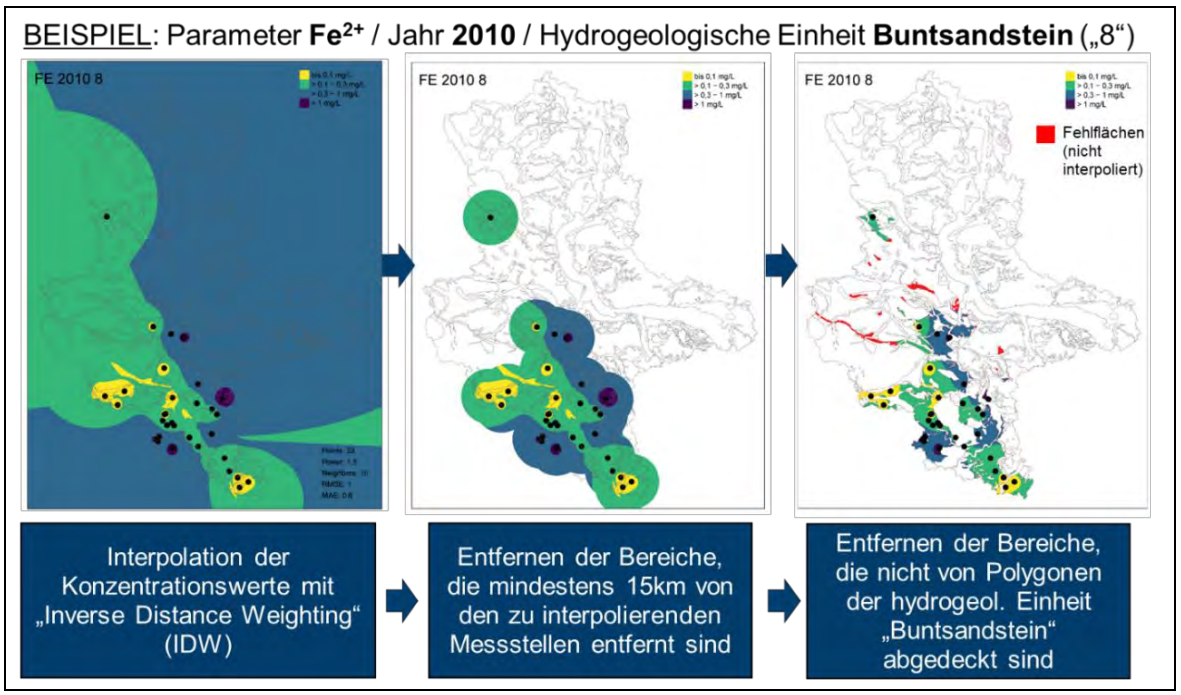


Abbildung 8-17: Am Beispiel des Parameters Eisen für das Jahr 2010 in der hydrogeologischen Einheit „Buntsandstein“ durchgeführte Verfahrensschritte der Interpolation und Vorprozessierung zur Ableitung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser

Zunächst werden für jedes Konzentrations-Raster und jedes Jahr die hydrogeologischen Einheiten zusammengesetzt, so dass flächendeckende Konzentrationsbereiche für jedes Jahr und jeden Parameter entstehen (Beispiel Abbildung 8-18, links). Pro Parameter hat man somit 11 Konzentrationsraster, die anschließend durch Medianbildung zu einem Raster pro Parameter zusammengeführt werden (Beispiel Abbildung 8-18, Mitte). Auf Basis von Tabelle 3-3 erfolgt letztlich die Umwandlung von Konzentrationswerten in Redoxklassen (Beispiel Abbildung 8-18, rechts).

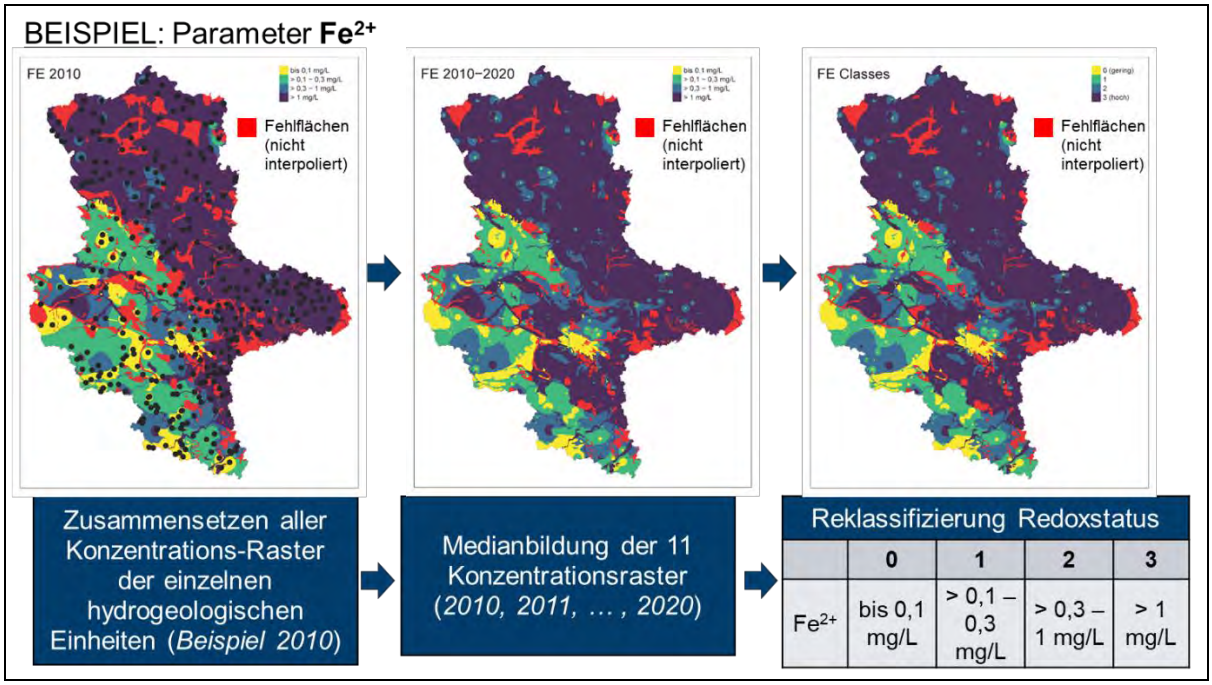
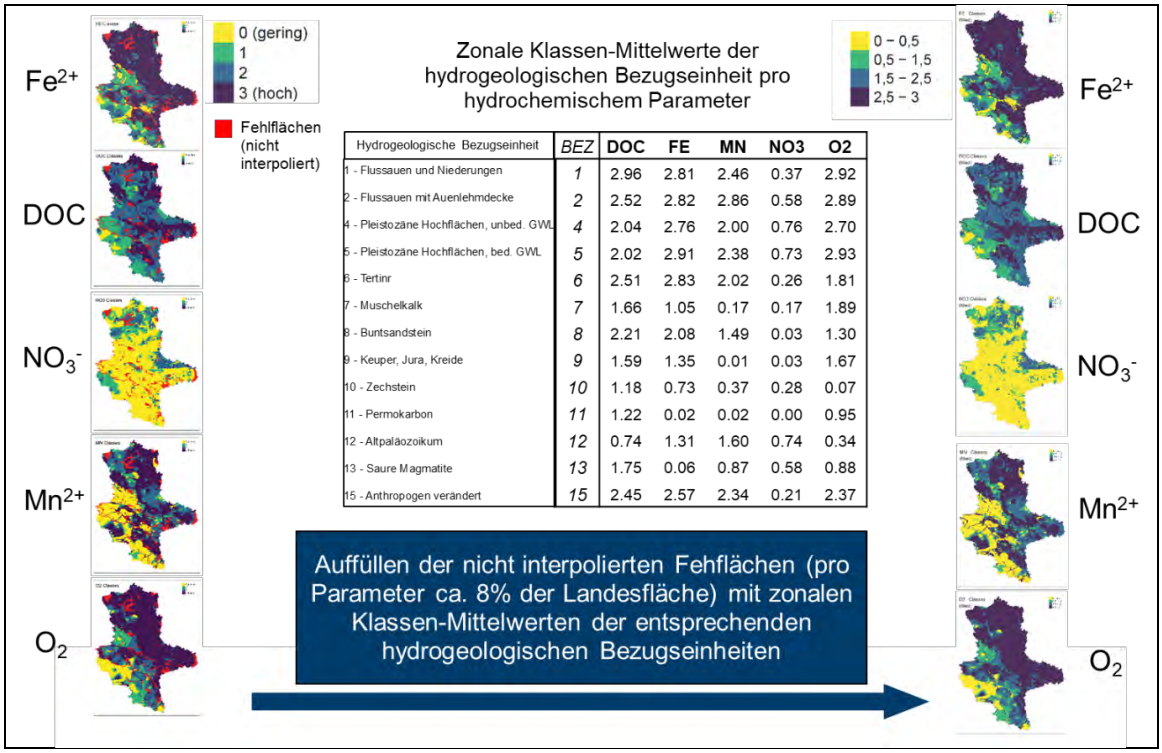


Abbildung 8-18: Am Beispiel des Parameters Eisen für das Jahr 2010 durchgeführte Verfahrensschritte der räumlichen Zusammensetzung, Medianbildung und Reklassifizierung zur Ableitung des Nitratabbauvermögens

Für die durch die Interpolation nicht abgedeckten Fehlflächen werden für jede hydrogeologische Bezugseinheit und jeden Parameter zonale Klassen-Mittelwerte berechnet und die Fehlfläche mit diesen Werten aufgefüllt (Abbildung 8-19). So wird sichergestellt, dass abhängig von der hydrogeologischen Bezugseinheit für die jeweiligen Parameter dieser Flächen ein repräsentatives Redoxmilieu ausgewiesen wird.

Diese nun flächendeckend für Sachsen-Anhalt abgeleiteten Datensätze mit Konzentrationsklassen für jeden Parameter werden letztendlich durch Mittelwertbildung überlagert, woraus eine finale Karte des Nitratabbauvermögens im Grundwasser für Sachsen-Anhalt entsteht (Abbildung 8-20).



Hydrogeologische Bezugseinheit	BEZ	DOC	FE	MN	NO3	O2
1 - Flussauen und Niederungen	1	2.96	2.81	2.46	0.37	2.92
2 - Flussauen mit Auenlehmdecke	2	2.52	2.82	2.86	0.58	2.89
4 - Pleistozäne Hochflächen, unbed. GWL	4	2.04	2.76	2.00	0.76	2.70
5 - Pleistozäne Hochflächen, bed. GWL	5	2.02	2.91	2.38	0.73	2.93
6 - Tertiär	6	2.51	2.83	2.02	0.26	1.81
7 - Muschelkalk	7	1.66	1.05	0.17	0.17	1.89
8 - Buntsandstein	8	2.21	2.08	1.49	0.03	1.30
9 - Keuper, Jura, Kreide	9	1.59	1.35	0.01	0.03	1.67
10 - Zechstein	10	1.18	0.73	0.37	0.28	0.07
11 - Permokarbon	11	1.22	0.02	0.02	0.00	0.95
12 - Altpaläozoikum	12	0.74	1.31	1.60	0.74	0.34
13 - Saure Magmatite	13	1.75	0.06	0.87	0.58	0.88
15 - Anthropogen verändert	15	2.45	2.57	2.34	0.21	2.37

Abbildung 8-19: Verfahrensschritt der Auffüllung methodenbedingter Fehlflächen mit zonalen Klassen-Mittelwerten jeder hydrogeologischen Einheit jedes Parameters

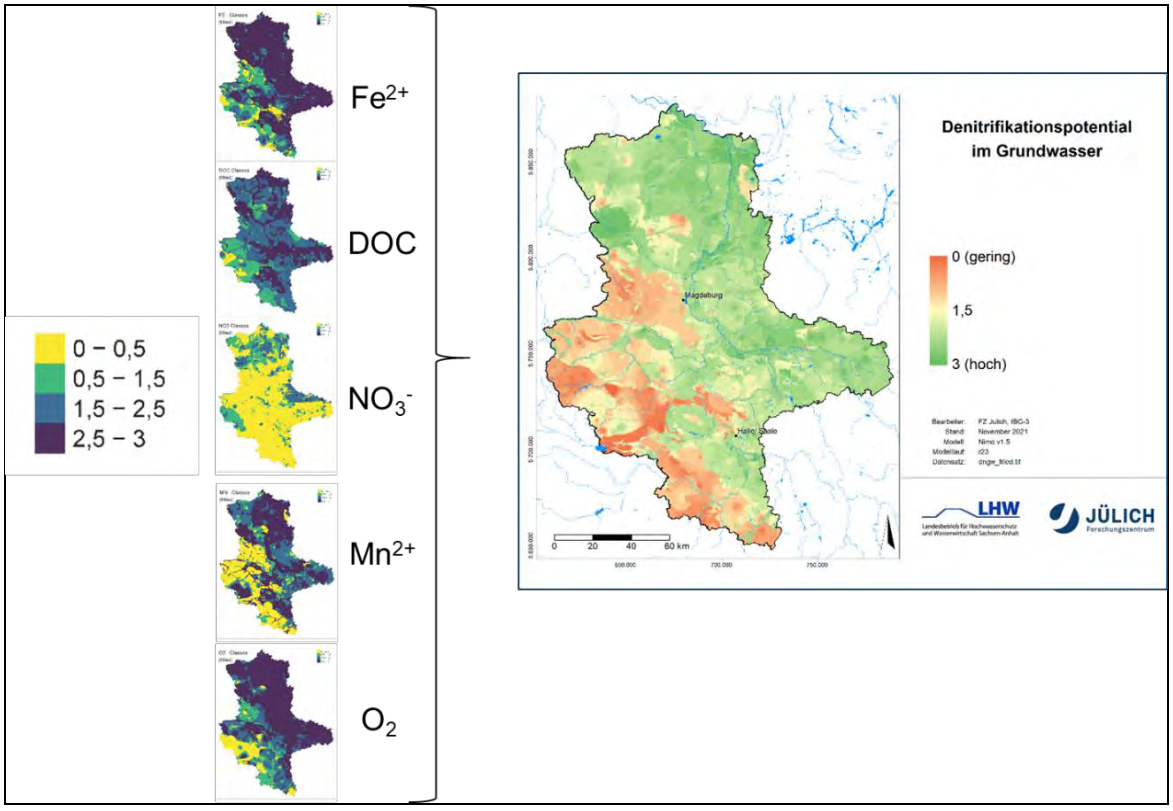


Abbildung 8-20: Einstufung der regionalisierten Konzentrationsbereiche der Einzelparameter in Denitrifikationsklassen in Sachsen-Anhalt

Wie Abbildung 8-20 zeigt, weisen die überwiegend in Denitrifikationsstufe 2 gelegenen Fe(II)- und Mn(II)-Gehalte sowie die Sauerstoff- und DOC-Gehalte im Norddeutschen Flachland auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hin. In den Festgesteinsregionen zeigen die Sauerstoff- und MN(II)-Gehalte überwiegend oxidierte Grundwasserverhältnisse an. Die Nitratgehalte weisen in den meisten Regionen auf oxidiertes hydrochemisches Milieu hin.

- Im Bereich „hoch“ (2,5 - 3) liegen kleine Regionen nördlich der Elbe. Dort liegen alle Stoffgehalte in einem Bereich, der für reduzierte Aquifere typisch ist. Hier ist eine uneingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Der Bereich „mittel bis hoch“ (2 – 2.5) ist ebenfalls im Norddeutschen Tiefland verbreitet sowie südlich von Halle. Dort sind neben im Allgemeinen hohen Eisen- und Mangankonzentrationen auch geringe Sauerstoff- und DOC-Konzentrationen festzustellen. Hier ist eine eingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Mittleres Nitratabbauvermögen (1,5 – 2) dominiert in fast allen mesozoischen Festgesteinsbereichen, in denen leicht erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hinweisen.
- Geringes Nitratabbauvermögen (<0,5 – 1,5) dominiert in fast allen paleozoischen Festgesteinsbereichen. Fast alle Parameter weisen dort auf oxidierte Verhältnisse hin, so dass eine Denitrifikation im Aquifer eher unwahrscheinlich ist. Je näher die Punktzahlen bei 0 liegen, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass mit keiner nennenswerten Denitrifikation im Aquifer zu rechnen ist.

In einem abschließenden Schritt wurden die Punktwerte des Denitrifikationspotentials im Grundwasser auf Basis der Werte in Tabelle 3-3 zu Halbwertszeiten der Denitrifikation im Grundwasser umgerechnet (Abbildung 8-21).

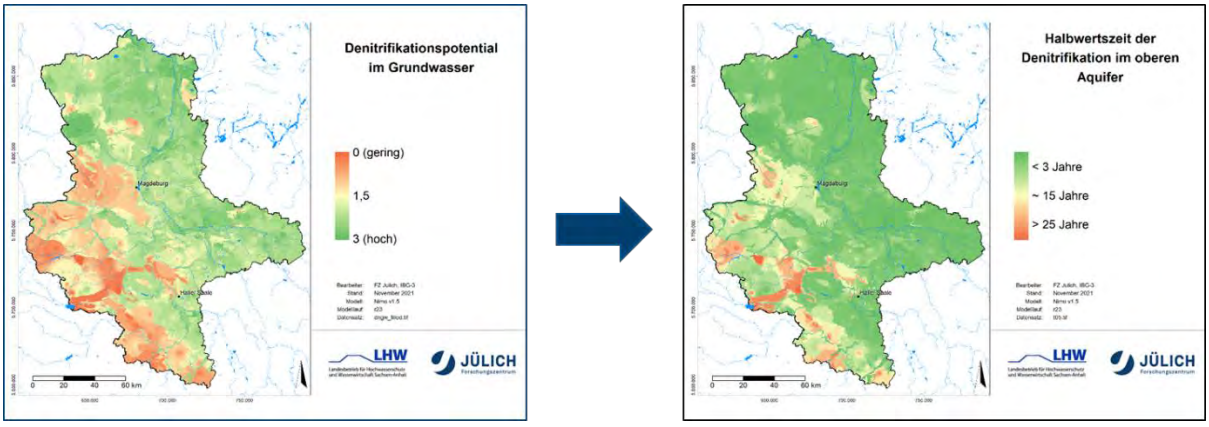


Abbildung 8-21: Nitratabbauvermögen und Halbwertszeiten der Denitrifikation des oberen Grundwasserleiters für Sachsen-Anhalt

Für die entsprechend ihres Nitratabbauvermögens klassifizierten Regionen wird im anschließenden WEKU-Rechengang unterstellt, dass sich der Nitrateintrag ins Grundwasser durch die Denitrifikation entsprechend der in Abbildung 8-21 dargestellten Halbwertzeiten um die Hälfte reduziert.

8.5.7.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser

In Abbildung 8-22 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die meisten Regionen ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer deutlich geringer sind als die N-Einträge ins Grundwasser. Grund hierfür sind die ausgewiesenen Denitrifikationsbedingungen im Aquifer sowie die insgesamt hohen Fließzeiten im Grundwasser, die auch bei mittleren Nitratabbaubedingungen im Aquifer noch einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer ermöglichen.

Durch die Regionen mit denitrifizierenden Eigenschaften des Aquifers werden die N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung in Höhe von ca. 17.600 t N/a (siehe Abbildung 8-13) insgesamt um ca. 14.500 t N/a vermindert. Über das Grundwasser werden auf diese Weise ca. 3.100 t N/a in die Oberflächengewässer ausgetragen, was einer Denitrifikation der in den Aquifer eingetragenen N-Menge um ca. 82% entspricht.

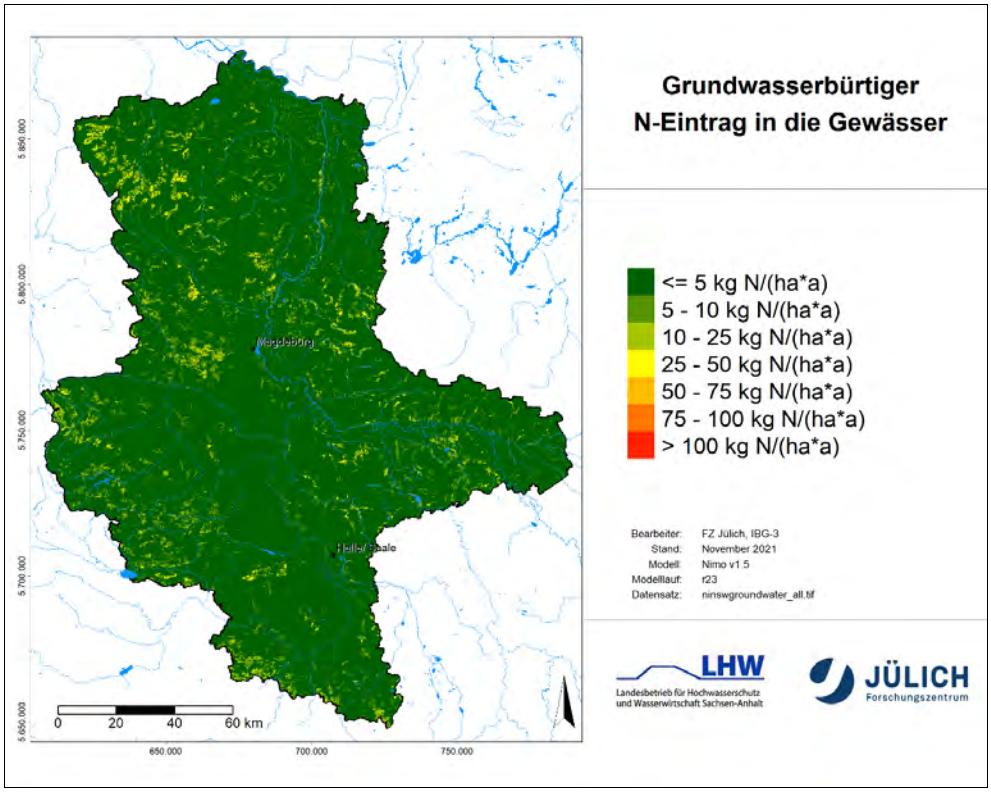


Abbildung 8-22: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

8.5.8 Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser

Die Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser erfolgte anhand der in Kap. 6.11 beschriebenen N_2/Ar – Messstellen. Vor dem Vergleich wurden N_2/Ar -Messstellen mit keinem Ausgangsnitratgehalt von der weiteren Auswertung ausgeschlossen, da es nicht möglich ist, die Denitrifikationsraten für solche Proben mit der N_2/Ar -Methode zu bewerten. Außerdem wurde über eine Plausiblitätsüberprüfung mit dem „N_2/Ar-Checktool“ von GeoDienste GmbH geprüft, ob die Probe auswertbar ist. Ausschlusskriterien waren hier

häufig entgaste Proben oder ein nicht zum N_2-Exzess passender Sauerstoffgehalt. Auf diese Weise wurden 150 N_2/Ar -Messstellen von der Plausibilitätsüberprüfung ausgeschlossen, so dass letztendlich 347 N_2/Ar-Messstellen für die Plausibilitätsüberprüfung verblieben. Für diese Messstellen wurden aus den 455 N_2/Ar-Messungen Mittelwerte berechnet, wenn Messstellen in verschiedenen Jahren zweimal beprobt wurden.

Zur Plausibilitätsüberprüfung des mit dem WEKU-Modell modellierten Nitratabbaus im Grundwasser wurde die angenommene Denitrifikationskinetik zur Berechnung von Denitrifikationsraten im Grundwasser verwendet. Dazu wurden zunächst die Grundwasserzustromgebiete der N_2/Ar -Messstellen über die zur Verfügung stehende Grundwasseroberfläche (Abbildung 6-11) abgeleitet (Wolters et al., 2021). Anschließend wurde für diese Grundwasserzustrombereiche der Nitratabbau in den Gitterzellen entlang des Fließweges vom Eintrittspunkt zum Austrittspunkt, d. h. bis zu den N_2/Ar – Messstellen ermittelt. Für die Berechnung der Denitrifikationsraten im Grundwasser wurden die Reaktionskonstanten (Halbwertszeiten) der Denitrifikation im Grundwasser (KN) für die Zustrombereiche der N_2/Ar-Messstellen aus berechneten regionalisierten Halbwertszeiten des Nitratabbaus im Grundwasser übernommen (Abbildung 8-21). Weitere Eingangsdaten waren der langjährige mittlere Nitrateintrag in das Grundwasser (Abbildung 8-13) und die Fließzeit im Grundwasser (Abbildung 8-15), welche auf die entsprechenden Zustrombereiche der N_2/Ar-Messstellen übertragen wurden.

Abbildung 8-23 zeigt schematisch das Verfahren zur Bestimmung der abgebauten Nitratmenge im Zustrombereich der Messstellen, für die N_2/Ar-Messungen verfügbar waren. Die Modellierung der an einer Messstelle denitrifizierten Nitratmenge erfordert die Berücksichtigung der Fließwege des Grundwassers in einem solchen Anstrombereich. Da das Modell rasterbasiert ist, wird die Menge an Nitrat, die im Grundwasser bis zur Messstelle abgebaut wurde, anhand des N-Eintrags (Abbildung 8-23, oben rechts) in den vorgelagerten Rasterzellen sowie anhand der Fließzeit im Grundwasser und der Denitrifikationskonstanten in diesen Rasterzellen bestimmt (Abbildung 8-23, mittlerer Teil). Dabei entspricht die denitrifizierte Nitratmenge dem Mittelwert der denitrifizierten N-Menge in den Rasterzellen entlang des Fließweges (Abbildung 8-23, unten). Der entsprechende mittlere Anteil an denitrifiziertem Nitrat wird dann mit dem aus den N_2/Ar-Messungen berechneten Anteil an denitrifiziertem Nitrat verglichen. Dieses Verfahren wurde auf alle 347 Grundwassermessstellen angewandt (Abbildung 8-23, oben links).

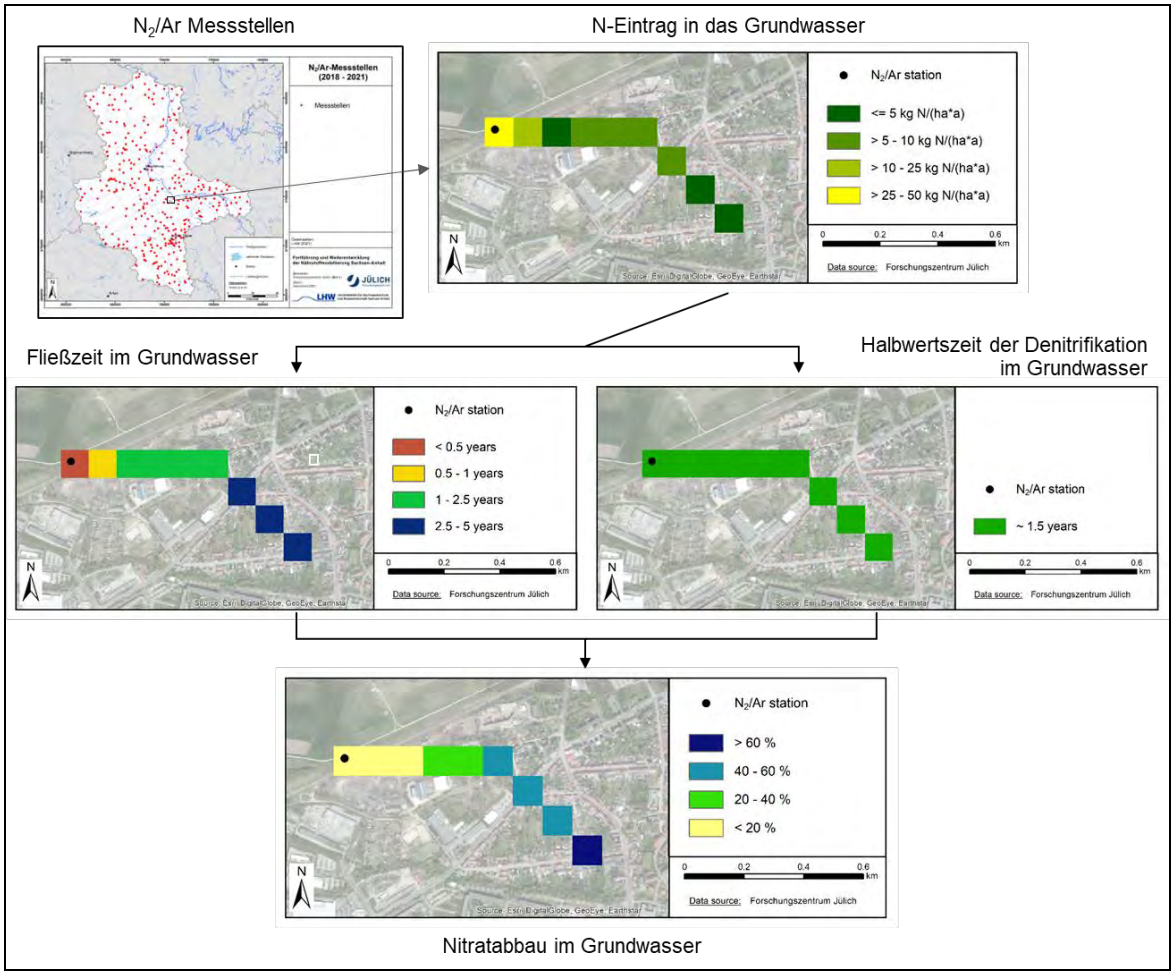


Abbildung 8-23: Schematische Darstellung des Verfahrens zur Bestimmung des denitrifizierten Nitrats in den Zustrombereichen der Grundwassermessstellen mit N_2/Ar-Messungen

Abbildung 8-24 zeigt einen Vergleich des mit der N_2/Ar-Methode beobachteten und des modellierten Nitratabbaus für die 347 ausgewählten Messstellen. Um die Höhe des modellierten Nitratabbaus mit dem aus N_2/Ar-Messungen abgeleiteten Nitratabbau zu vergleichen, wurden fünf Klassen gebildet (0%-20%, 20%-40%, 40%-60%, 60%-80% und 80%-100% Abbau des anfänglichen Nitrats im Grundwasser). Nach dieser Klassifizierung zeigen 33% der Messpunkte eine sehr gute Übereinstimmung, d.h. simulierter und gemessener Nitratabbau fallen in die gleiche Klasse, weitere 23% zeigen eine gute Übereinstimmung, d.h. eine Abweichung von einer Klasse.

Auf der Grundlage dieses Ergebnisses kommen wir zu dem Schluss, dass sowohl die Zuverlässigkeit der nach der in Abschnitt 3.7 beschriebenen Methode abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen (Abbildung 8-21, links) als auch die zugehörigen Reaktionskonstanten der Denitrifikation im Grundwasser (Abbildung 8-21, rechts) bestätigt wurden. Die meisten Messstellen, die eine gute Übereinstimmung mit den modellierten Werten zeigten, lagen in der Nitratabbauklasse 80 - 100%. Damit scheinen die Regionen, in denen die Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser nahe an den Werten von 3 lagen (Tabelle 3-3, Denitrifikation wahrscheinlich), im Modell sehr gut abgebildet worden zu sein.

Das Histogramm in Abbildung 8-24 (oben rechts) zeigt, dass es eine leichte Tendenz zur Unterschätzung des im Grundwasser denitrifizierten Nitrats gab. Abbildung 8-24 (oben unten) zeigt, dass es dabei keine erkennbare räumliche Häufung von N_2/Ar-Stationen mit guter oder schlechter Übereinstimmung gibt.

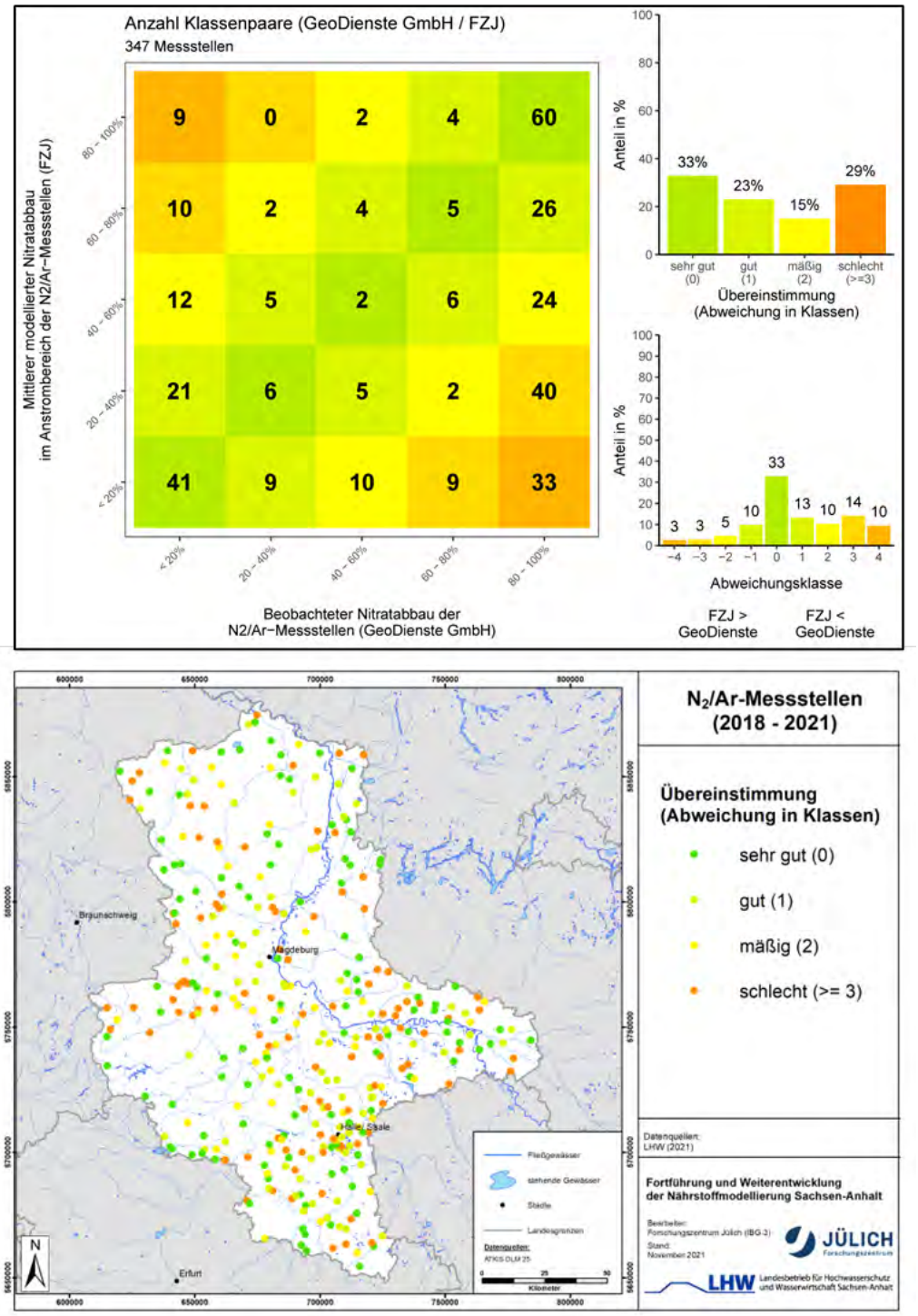


Abbildung 8-24: Vergleich des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser im Zustrombereich der N_2/Ar-Messstellen mit dem mit der N_2/Ar-Methode ermittelten Nitratabbau (oben) und Lage der N_2/Ar-Messstellen mit Darstellung der Übereinstimmung von modellierten und beobachteten Werten als Abweichung nach Klassen (unten)

Die beobachteten Abweichungen spiegeln wahrscheinlich kleinräumige Heterogenitäten wider, die in den Eingabedaten des WEKU-Modells nicht abgebildet sind. Dazu gehören die N-Einträge in das Grundwasser in Abhängigkeit von den Düngungsraten auf Gemeindeebene, die aus der modellierten Grundwasseroberfläche abgeleiteten berechneten Fließzeiten im Grundwasser im Anstrombereich der Messstellen und auch die abgeleiteten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser. Dies entspricht den Ergebnissen einer Studie von Eschenbach et al. (2018), in der modellierte Nitrateinträge ins Grundwasser (DENUZ-Modell) mit aus N_2/Ar-Messungen abgeleiteten Nitrateinträgen verglichen wurden. Eschenbach et al. (2018) zeigten, dass der simulierte und der gemessene Nitratabbau im Grundwasser einer einzelnen Grundwassermessstelle stark voneinander abweichen können, was die Notwendigkeit unterstreicht, große Datensätze von N_2/Ar-Messungen für die Plausibilitätsbeurteilung von modellierten Denitrifikationsbedingungen in Grundwasserleitern zu analysieren.

8.5.9 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In Abbildung 8-25 ist die Summe der N-Einträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen N-Eintragspfade dargestellt.

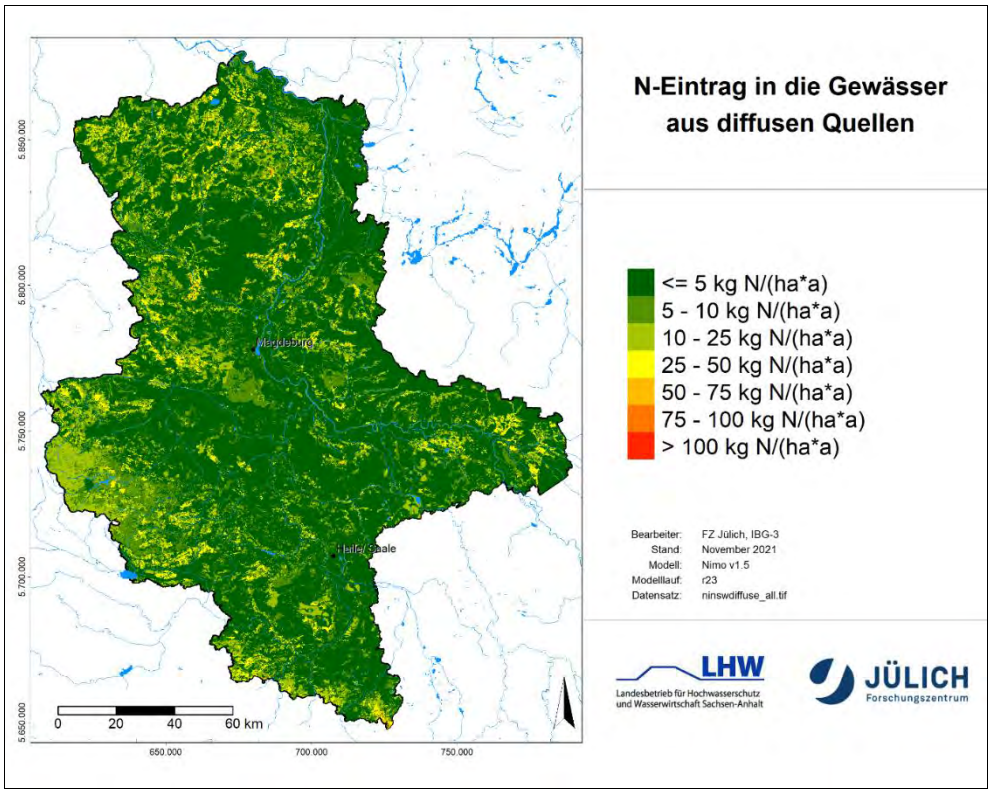


Abbildung 8-25: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

Die Höhe des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer liegt dabei zwischen weniger als 5 kg N/(ha·a) und mehr als 25 kg N/(ha·a). Der Großteil des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer erfolgt über den Zwischenabfluss und den Grundwasserabfluss. Insgesamt ergibt sich ein Gesamteintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen in Höhe von ca. 10.270 t N/a.

8.6 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

Zur vollständigen Abbildung der N-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden.

8.6.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Angaben zu Daten und Methodik wurden bereits in Kapitel 5.1 gemacht. Tabelle 8-2 zeigt die N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen, differenziert nach Einleitungsarten. Es ist zu erkennen, dass über 99,9 % der N-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer eingeleitet werden. Die Einleitung ins Grundwasser sowie die Verdunstung spielen eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt erfolgen für die Bezugsjahre 2018-2019 mittlere N-Emissionen in Höhe von ca. 1.220 t N/a aus 222 kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 8-26 zu ersehen. Es zeigt sich, dass der Eintrag in hohem Maße aus Kläranlagen mit kleinen und mittleren Emissionen von unter 10 t/a stammt, welche für ländliche Gebiete typisch sind. Kläranlagen mit höheren Emissionen beschränken sich vor allem auf größere Städte. So befinden sich bspw. Kläranlagen mit N-Emissionen über 50 t/a im Umfeld von z.B. Magdeburg und Halle.

Tabelle 8-2: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen

		Anzahl KA [-]	**TN_b-Fracht [t/a]**
Mittelwert 2018-2019	Verdunstung	1	0,35
	Einleitung ins Grundwasser	3	0,28
	Einleitung in die Oberflächengewässer	222	1.220
	Gesamt	226	1.221

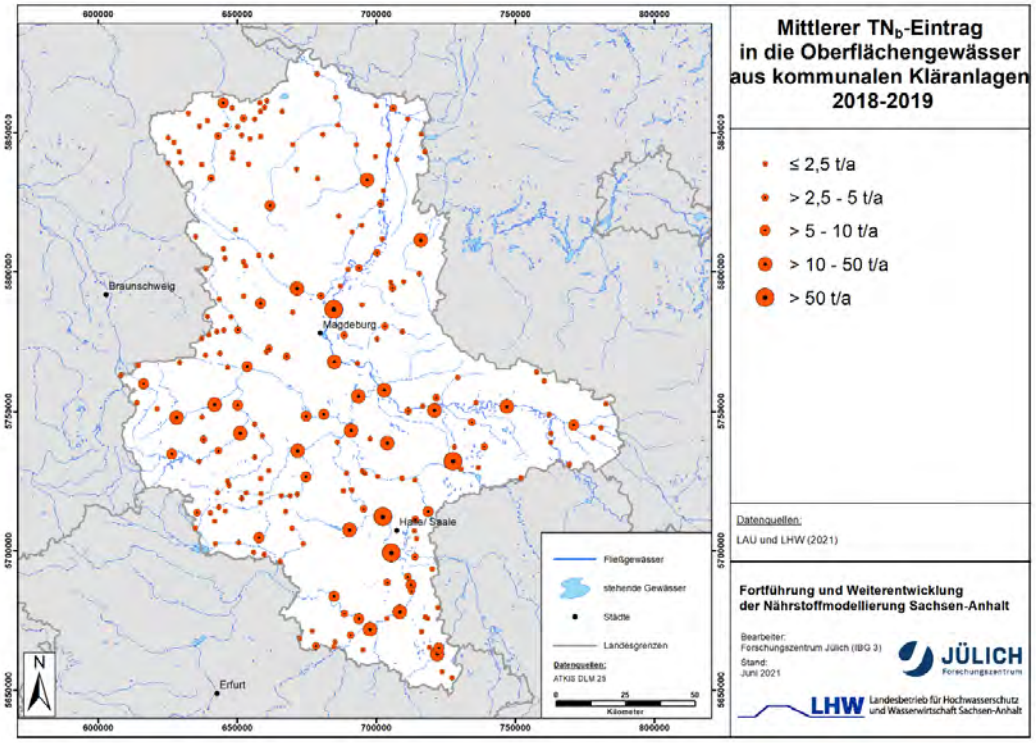


Abbildung 8-26: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen

Werden die N-Einträge 2018-2019 aus kommunalen Kläranlagen mit den Einträgen aus älteren Zeiträumen verglichen, so erkennt man einen leichten Rückgang über die Zeiträume (Tabelle 8-3). Das ist vermutlich auf eine technische Verbesserung bzw. Optimierung der Reinigungsprozesse in den Kläranlagen zurückzuführen.

Tabelle 8-3: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen

Zeitraum	**TN_b-Fracht in die Gewässer [t/a]**
2012-2014*	1.426
2015-2017*	1.298
2018-2019	1.221

*: Quelle LAU (07.06.2019)

8.6.2 N-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitungen

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfrachten aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen erforderlichen Daten wurden vom LHW und LAU zur Verfügung gestellt (vgl. Kapitel 5.1). Ähnlich wie bei den kommunalen Kläranlagen spielt hierbei die Einleitung ins Grundwasser lediglich eine untergeordnete Rolle (Tabelle 8-4).

Tabelle 8-4: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen

		Anzahl KA [-]	**TN_b-Fracht [t/a]**
Mittelwert 2018-2019	Einleitung ins Grundwasser	1	0,04
	Einleitung in die Oberflächengewässer	71	662
	Gesamt	72	662

Die Höhe der Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer ist anlagenspezifisch aus Abbildung 8-27 zu ersehen. Für die Bezugsjahre 2018 - 2019 sind Daten zu 71 Einleitstellen in Sachsen-Anhalt vorhanden, die Stickstoff in die Oberflächengewässer einleiten. Signifikante Einleitfrachten pro Standort sind auf die Flussläufe von Saale, Bode, Mulde und Elbe beschränkt. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei den sehr kleinen Einleitstellen „Henglein Klosterhäseler, Klärwerk 2 (SBR 1 + SBR 2)“ und „Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft (IKW Wählitz)“ um abgeschätzte Koordinaten handelt. Die Abschätzung erfolgte anhand von den Angaben „Einleitung zum Pleisbach“ bzw. „Einleitung zum Rippach“ und wurde mit Luftbildern abgeglichen. Die Summe des N-Eintrags aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer beträgt ca. 662 t N/a.

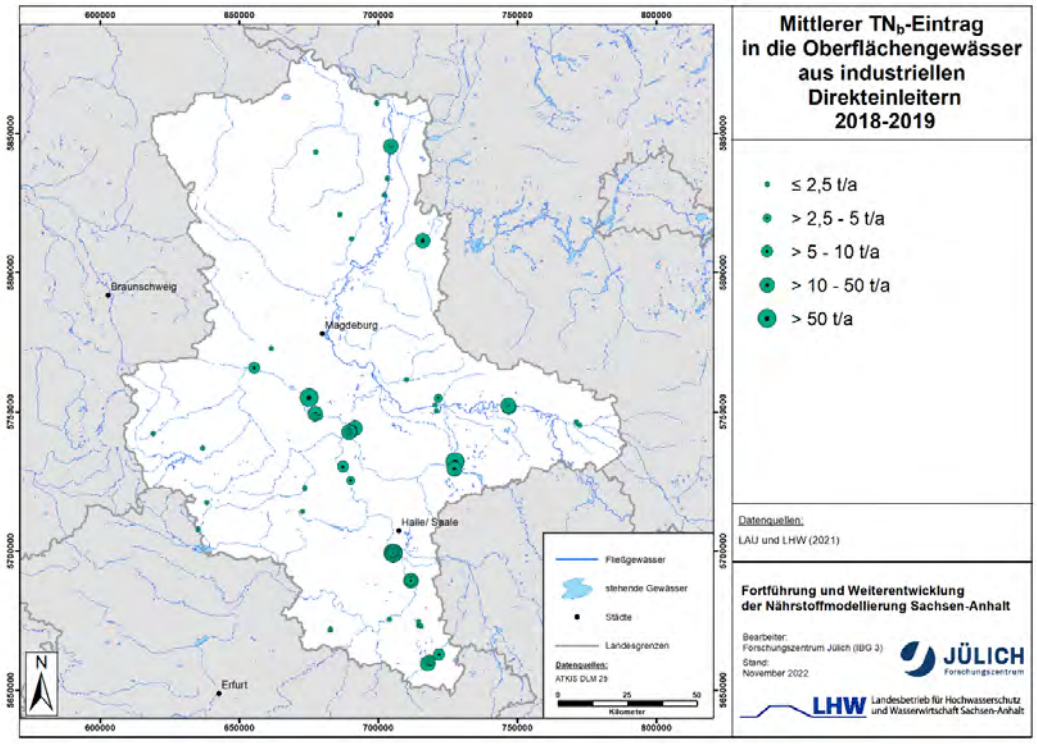


Abbildung 8-27: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Oberflächengewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter

8.6.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle (Übernahme aus Tetzlaff 2017)

N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle sind weitere zu den punktförmigen Eintragsquellen zählende N-Eintragsquellen, speziell in urbanen Regionen. In Abbildung 8-28 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Mischwasserentlastung dargestellt, während Abbildung 8-29 die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Regenwasserkanäle zeigt. In ihrer Summe liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen bei ca. 108 t N/a, während die Einträge über Regenwasserkanäle bei ca. 570 t N/a liegen.

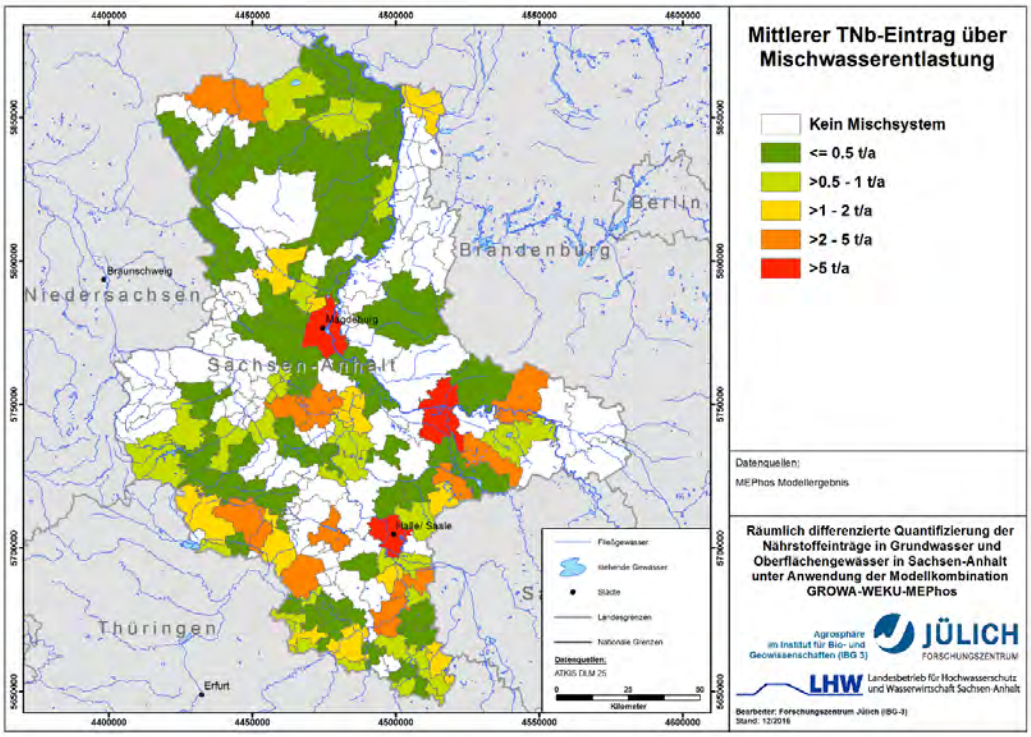


Abbildung 8-28: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung

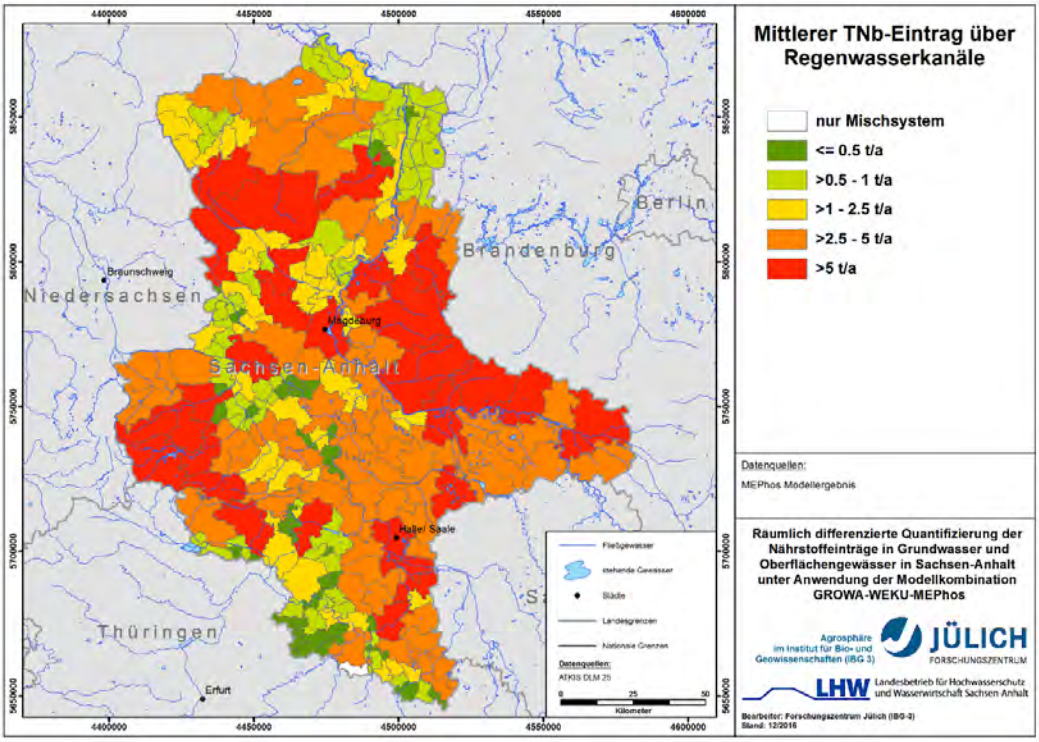


Abbildung 8-29: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle

8.6.4 N-Einträge aus Kleinkläranlagen (Übernahme aus Tetzlaff 2017)

Die N-Einträge aus Kleinkläranlagen liegen als Summenwerte (2014) für Oberflächenwasserkörper (OWK) vor (vgl. Kapitel 5.4). Aus Kleinkläranlagen werden in Sachsen-Anhalt mit Datenstand 2014 ca. 153 t/a Nges in die Oberflächengewässer eingetragen. Das Modellergebnis ist in Abbildung 8-30 zu sehen. Die Abbildung zeigt fünf Schwerpunkträume in Sachsen-Anhalt: östliche Altmark, Großraum Dessau, Nördliches Umland von Halle, Region südlich Geiseltal sowie Südliches Harzvorland bzw. Harzrand. Teilweise lassen sich diese Belastungsschwerpunkte mit geringen Bevölkerungsdichten <50 Ew pro km² korrelieren.

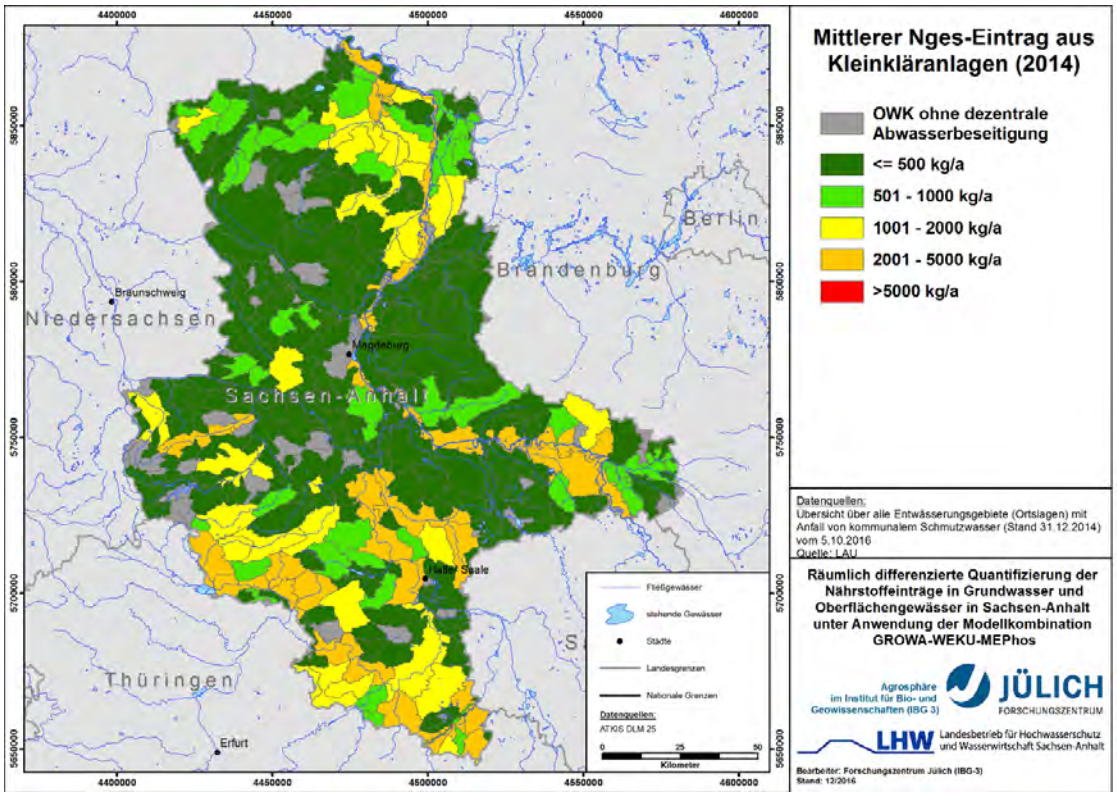


Abbildung 8-30: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen

8.7 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung vorangegangene Datenaufbereitung, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren N-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag in Sachsen-Anhalt aufgezeigt werden soll.

Abbildung 8-31 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für den Gesamtstickstoffeintrag in Sachsen-Anhalt, während Abbildung 8-32 den prozentualen Anteil der Pfade an den N-Einträgen in die Vorfluter zeigt.

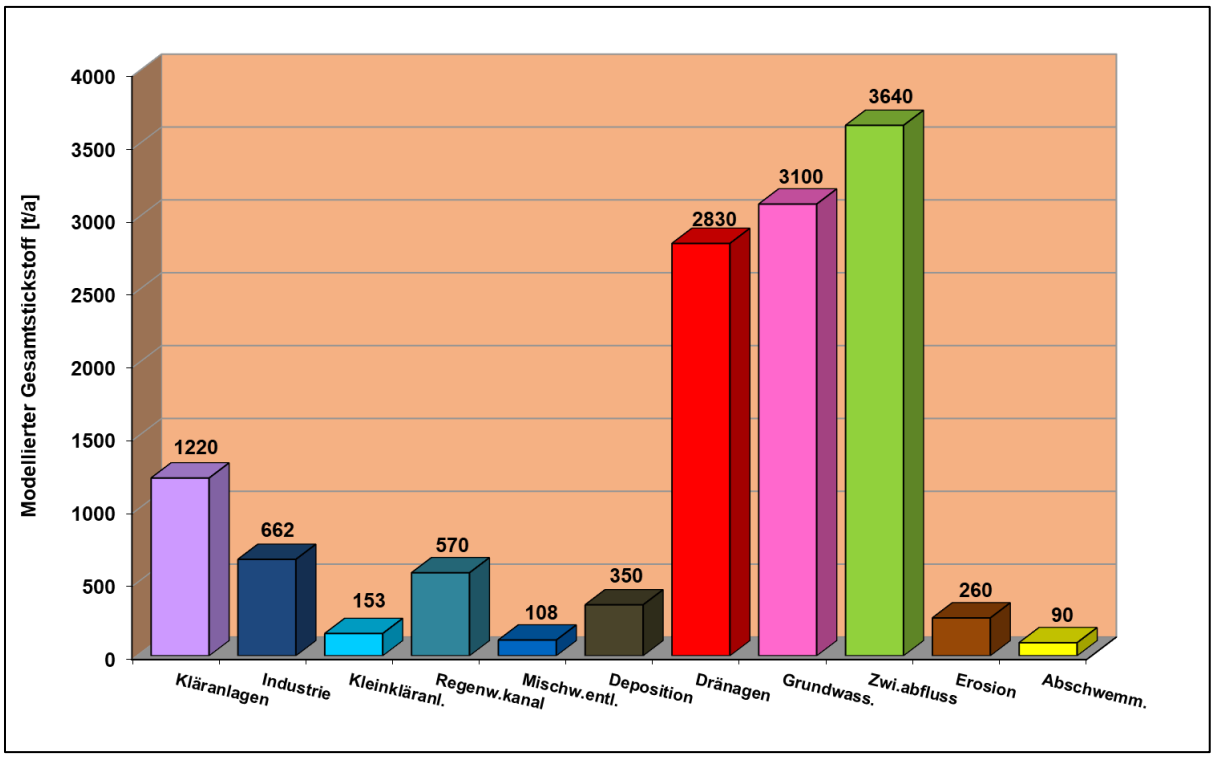


Abbildung 8-31: N-Einträge in die Gewässer von Sachsen-Anhalt aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden

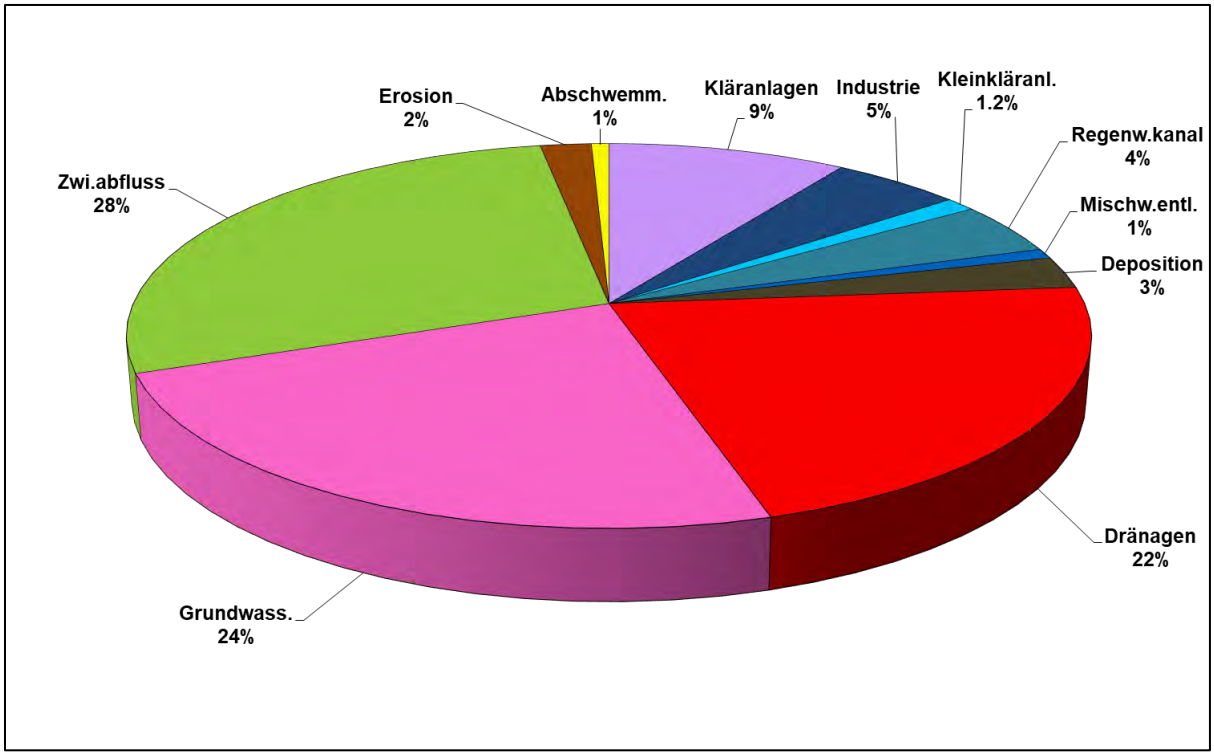


Abbildung 8-32: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter

Die gesamten N-Einträge in die Oberflächengewässer von Sachsen-Anhalt aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen liegen bei ca. 13.000 t N/a. Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Vorfluter vor allem über die diffusen Eintragspfade „natürlicher Zwischenabfluss“,

„Grundwasser“ und Dränagen“ erfolgt. So gelangen über diese drei Eintragspfade mit fast 9.600 t N/a ca. 74% des gesamten Stickstoffeintrags in die Vorfluter. Die übrigen diffusen Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Deposition auf Gewässerflächen) besitzen dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung am Stickstoffeintrag in die Vorfluter.

Bei den punktförmigen N-Einträgen besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit ca. 1.220 t N/a sowie die industriellen Direkteinleitungen mit ca. 660 t N/a und die Regenwasserkanäle mit ca. 570 t N/a eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von 21% zu 79% liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

8.8 Validierung der modellierten N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer sind langjährige Pegel- und Gütedaten erforderlich. Diese wurden vom LHW dem FZ-Jülich zur Verfügung gestellt. Insgesamt standen in den Excel-Dateien „Daten_N_P_neu.xlsx“ und „LIMS_Angaben_MST-Pegel.xlsx“ (vom 09.06.2021) folgende Daten zur Verfügung:

- Stickstoff-Konzentrationen (NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, N-Mineral und N_{ges}) zu 1.276 Messstellen (Zeitraum 2010-2020). Ausschlaggebend für die Frachtberechnung ist der Parameter N_{ges}. Wenn jedoch keine Daten für N_{ges} vorliegen, werden N-Mineral bzw. die Summen aus NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N verwendet. Die Einzelparameter-Messungen (NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N), die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, wurden mit der halben Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Vom LHW wurde eine Differenzierung der Messstellen anhand ihrer verfügbaren Messungen vorgenommen: 113 „grüne“ Messstellen ($n \geq 50$), 335 „gelbe“ Messstellen ($25 \leq n < 50$).
- Stammdaten der Messstellen (u.a. Koordinaten).
- Abflüsse und Einzugsgebiete zu 126 Pegeln (Zeitraum der Abflüsse bis Ende 2019). Darüber hinaus wurde vom LHW der hohe Aufwand betrieben im Nachgang weitere neun Pegel u.a. der Elbe mit ausreichend langen Zeitreihen dem FZJ zur Verfügung zu stellen. Obwohl die Pegel auf der Elbe sehr hohe Abflussanteile aus Nachbarländern erhalten, wird versucht, durch Abzugsverfahren weitere sachsen-anhaltische Teile zwischen den Pegeln/Gütemessstellen für die Validierung heranzuziehen.
- Angaben über die Bezugspegel für die Messstellen.

Da die Angaben zu Bezugspegeln lückenhaft und veraltet waren, wurden sie, vorzugsweise für „grüne“ Messstellen, vom FZJ, in Abstimmung mit dem LHW, aktualisiert und überprüft. Aus den Güte- und Pegeldaten können anschließend nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998) Stickstofffrachten berechnet werden.

$$\bar{F} = f \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^{k} c_i \cdot Q_i \qquad \text{Gl. 8-1}$$

Mit: $\bar{F}$ = mittlere jährliche Fracht [g/s]

$\bar{Q}$ = mittlere Jahresabflusshöhe aus täglichen Messungen [m³/s]

Q_M = mittlere Jahresabflusshöhe aus Messungen für Tage mit Gütemessungen [m³/s]

k = Zahl der Messungen pro Jahr

c_i = Nährstoffkonzentration zum Zeitpunkt i [mg/L]

Q_i = Abfluss zum Zeitpunkt i [m³/s]

f = Korrekturfaktor für die Lage der Gütemessstelle zur Lage des Pegels

Es konnten für 69 Messstellen Stickstofffrachten ermittelt werden. Vom FZJ wurden für diese Messstellen anhand folgender Datensätze: *„WEG_ST Oberirdische Wassereinzugsgebiete Sachsen-Anhalt (Version 1.1.7)“*, *„UBA Einzugsgebiete - WRRL/DLM1000W“* und *„EU ECRINS v1.1“* Einzugsgebiete abgeleitet. Um jedoch die Qualität der berechneten N-Frachten sowie die Vergleichbarkeit mit den modellierten diffusen und punktuellen Eintragspfaden zu gewährleisten wurden nicht alle der 69 Einzugsgebieten für die Validierung verwendet, sondern nur diejenigen, die folgende Kriterien erfüllen:

- Das Einzugsgebiet der Gütemessstelle liegt nahezu vollständig in Sachsen-Anhalt (Anteil der sachsen-anhaltischen Fläche ≥ 90 %)
- Der Korrekturfaktor f für die Lage der Gütemessstelle zur Lage des Pegels liegt im Bereich ≥ 0,7 und ≤ 1,3, d.h. Abflusspegel befindet sich in ausreichender Nähe der Gütemessstelle
- Die Zeitreihe der Gütemessungen muss ausreichend lang sein (mindestens 20 Messpaare der Güte- und Pegelmessungen).

Die Anzahl der Gütemessstellen, die die oben genannten Kriterien erfüllen, beläuft sich auf 34 (Abbildung 8-33). Die 34 Gütemessstellen verteilen sich homogen im ganzen Land und decken nahezu alle Naturräume des Landes ab. Trotz der wertvollen Pegeldaten der Elbe konnten durch das Abzugsverfahren keine geeigneten Teile Sachsen-Anhalts für die Validierung herangezogen werden. Der Grund lag in den zu hohen Anteilen außerhalb des Landesterritoriums.

Zur Validierung wurden die N-Einträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade summiert und die Retention im Gewässer ermittelt. Hierzu wurden die von Behrendt et al. (1999) veröffentlichten Algorithmen angewendet. Bei den betrachteten Einzugsgebieten liegt die Retention von N im Gewässer danach zwischen 30 % und 70 % der eingetragenen Fracht. Die Beträge für die N-Retention im Gewässer wurden von der Summe der Einträge subtrahiert.

Wie das in Abbildung 8-34 dargestellte Ergebnis zeigt, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten zufriedenstellend, was sich im Bestimmtheitsmaß von r^2=0,93 sowie einem NSE von 0,93 sowie einem PBIAS von 2,7 widerspiegelt. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine befriedigende Übereinstimmung dar.

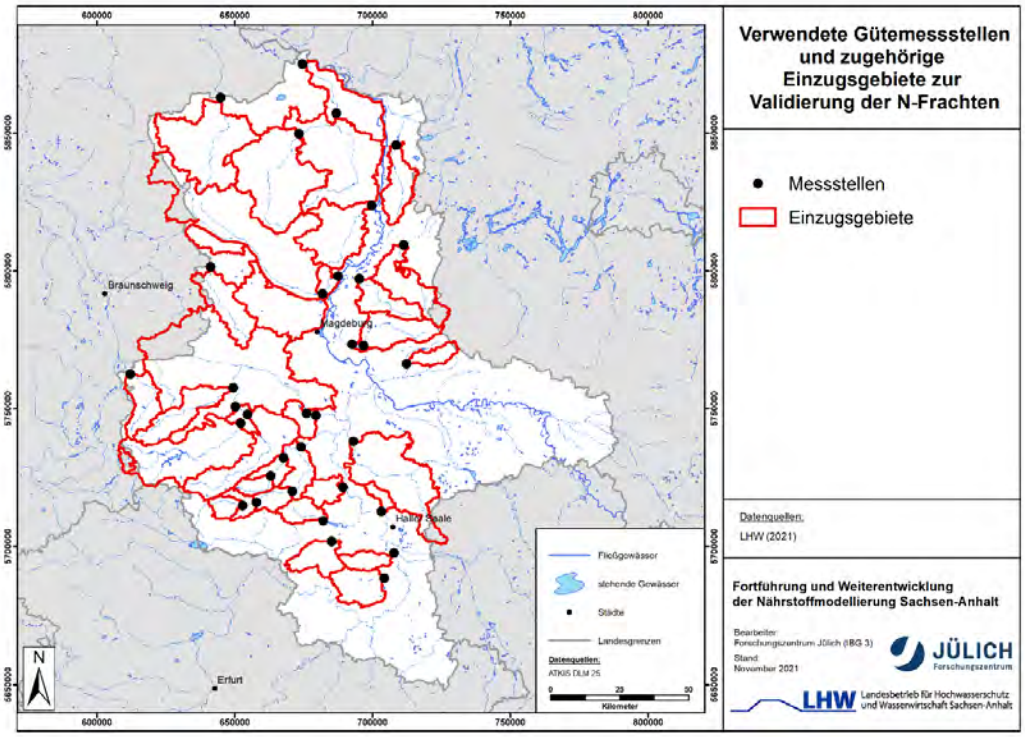


Abbildung 8-33: Verwendete Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der N-Frachten

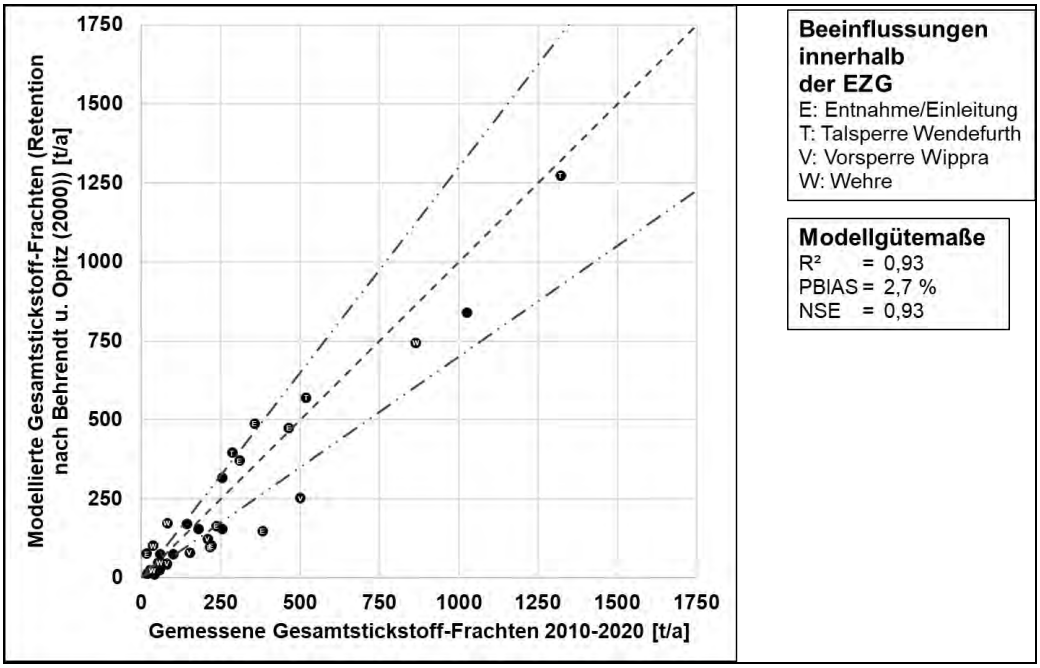


Abbildung 8-34: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Quellen

8.9 Informationssystem Stickstoff

Die modellierten N-Einträge werden auf die Oberflächenwasserkörper (OWK) bezogen. Abbildung 8-35 stellt die mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK dar. Darunter ist die Summe der N-Einträge aller elf Pfade zu verstehen, die durch die Flächengröße des OWK (sachsen-anhaltische Anteile) dividiert wird. Die mittlere N-Belastung in Sachsen-Anhalt liegt bei ca. 6 kg/(ha·a). Überdurchschnittliche Belastungen (> 10 kg/(ha·a)) treten räumlich aggregiert entlang der Mulde, Saale und Elbe sowie im Harz bzw. Harzvorland an der Grenze zu Niedersachsen auf. Die flächenbezogene N-Belastung der 15 OWK, für die im Rahmen der WRRL-Berichterstattung 2014-2019 Nitrat als überschritten gemeldet wurde, reicht von 2,4 bis 13 kg/(ha·a) mit einem Mittelwert von 5,18 kg/(ha·a). Vier von 15 OWK zeigen eine flächenhafte Belastung über den Landesmittelwert von 6 kg/(ha·a).

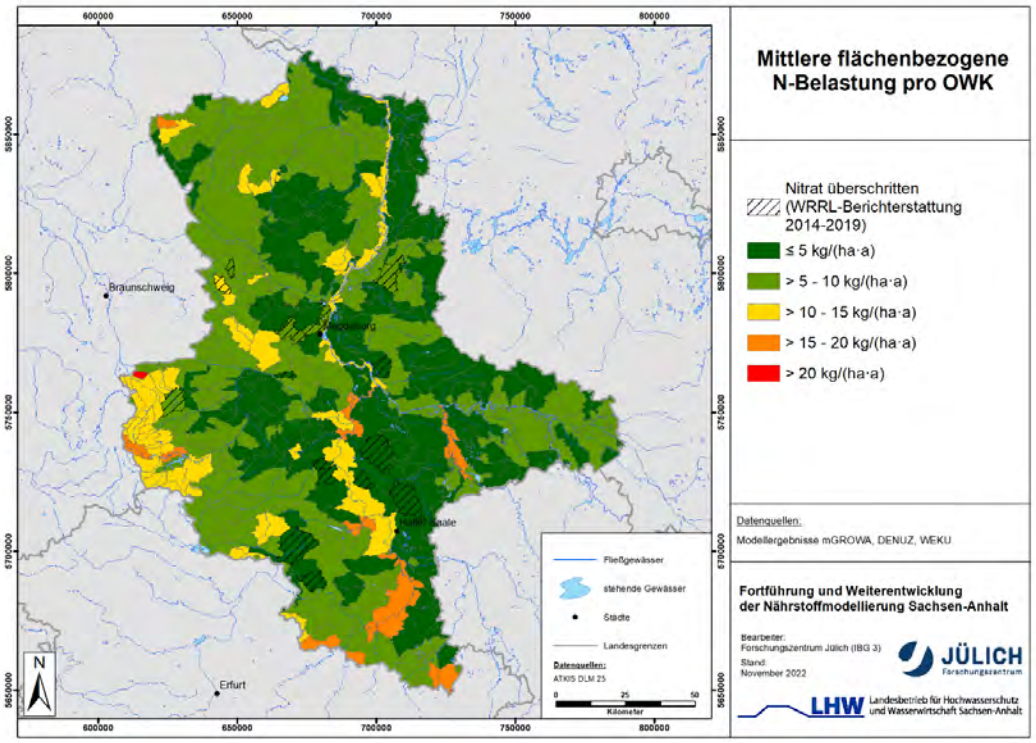


Abbildung 8-35: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK

Abbildung 8-36 zeigt den relativen Anteil der Emissionen aus diffusen Quellen an der N-Gesamtemission auf Basis von Oberflächenwasserkörpern. Im Großteil des Landes beträgt der Anteil der diffusen Quellen über 80 %. Entlang den Flussläufen sind diese Anteile geringer, was zugleich einer höheren Bedeutung der Punktquellen bedeutet.

Der Abbildung 8-37 kann man die Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK entnehmen. Diese Abbildung kann dazu dienen, mögliche Maßnahmenprogramme zielgerichtet nach Eintragspfad umzusetzen. Die aus Abbildung 8-31 bzw. Abbildung 8-32 bereits bekannte Dominanz der Eintragspfade Zwischenabfluss, Grundwasser und Dränagen für die N-Gesamtemission zeigt sich auch in Abbildung 8-37. Zusammen genommen werden die maximalen N-Emissionen in 84 % aller OWK durch diese drei Quellen verursacht. In 3 % der Oberflächenwasserkörper stellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen die größte N-Quelle

dar, bei 1 % der OWK ist es die Industrie. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass die Angaben auf die Zahl der OWK und nicht auf die Fläche bezogen sind.

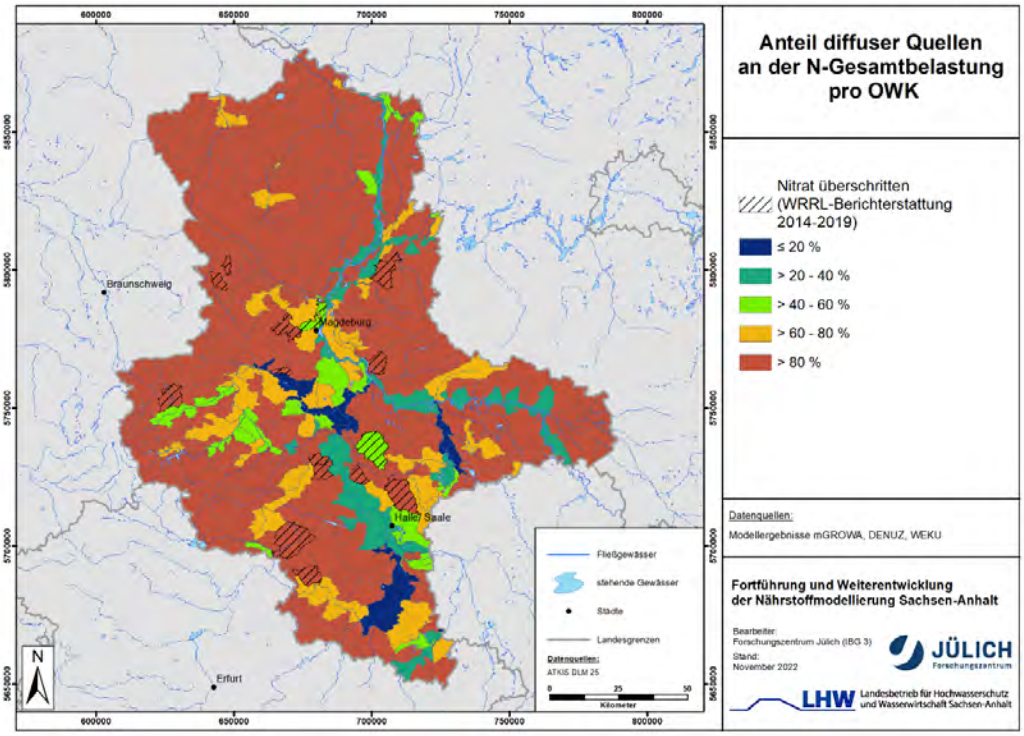


Abbildung 8-36: Anteil diffuser Quellen an der N-Gesamtbelastung pro OWK

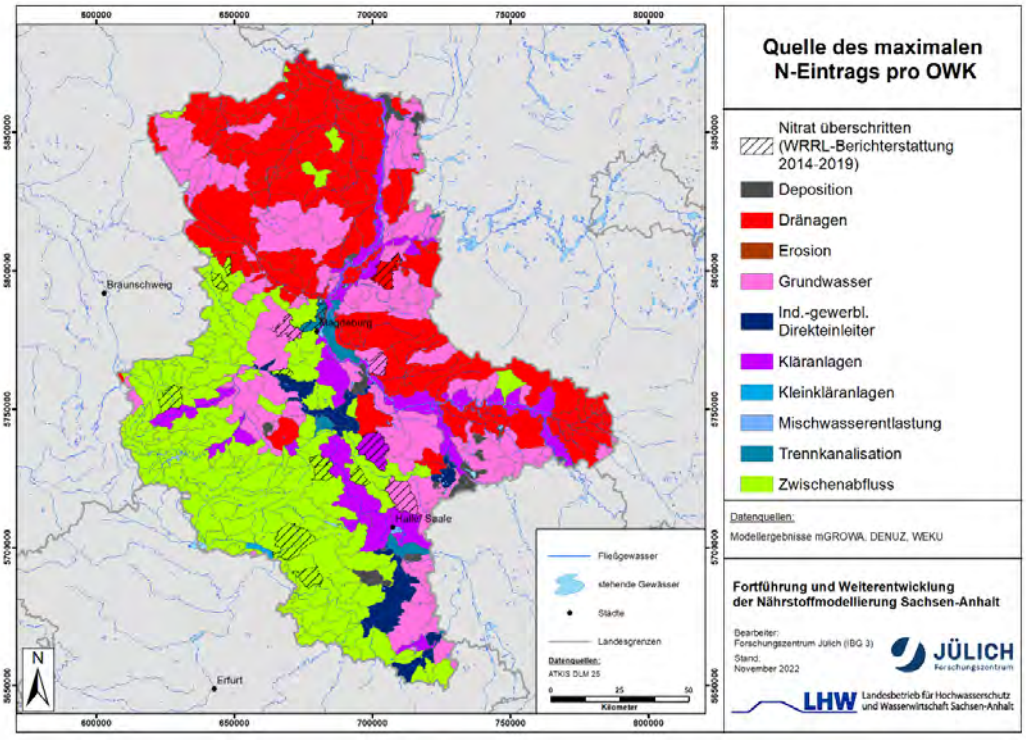


Abbildung 8-37: Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK

9 Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer

9.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer

9.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Die modellierten P-Einträge über Dränagen summieren sich landesweit auf ca. 50 t/a. Abbildung 9-1 zeigt die Verteilung der P-Einträge innerhalb der künstlich entwässerten Fläche Sachsen-Anhalts. Die flächenbezogenen Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen rangieren zwischen knapp 0,05 und über 0,5 kg/(ha·a), wobei niedrige Einträge unter 0,1 kg/(ha·a) typisch für den südlichen Landesteil sind. Ursächlich dafür sind die hier weit verbreiteten sorptionsstarken Lehm- und Schluffböden. Im Landesteil nördlich von Magdeburg tritt das gesamte Wertespektrum auf, wobei Einträge zwischen 0,1 und 0,25 kg/(ha·a) typisch für bindige Sandböden sind, während hohe Einträge über 0,5 kg/(ha·a) auf sorptionsschwächere Niedermoore unter Dauergrünland zurückgehen.

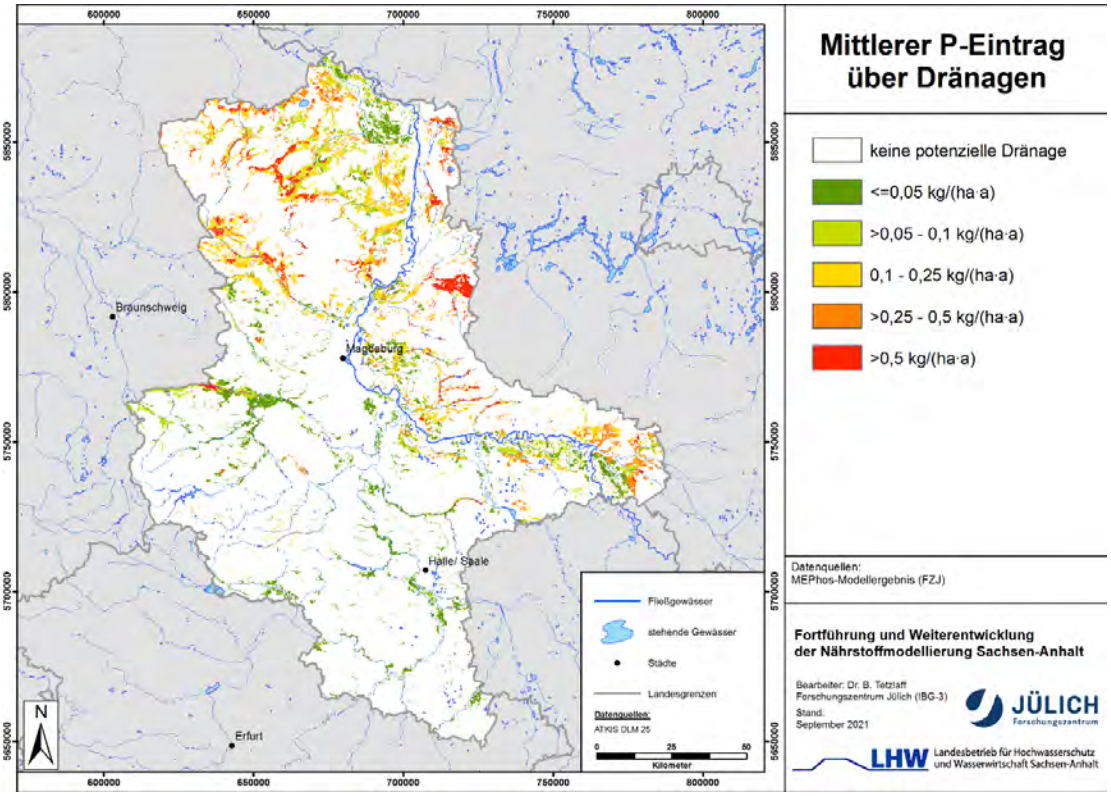


Abbildung 9-1: Modellierte mittlere P-Einträge über Dränagen

9.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser

Die Modellergebnisse zum P-Eintrag über Grundwasser zeigen einen Gesamteintrag von ca. 45 t/a, wobei die flächenbezogenen Einträge im Unterschied zu den Dränagen selten 0,1 kg/(ha·a) übersteigen. Da sich die P-Konzentrationen im Grundwasser, die für die Modellierung angesetzt wurden und die aus Messwerten des Grundwasser-Monitorings der

Länder abgeleitet wurden, in einem engen Rahmen um 0,02 mg/L bewegen (Kapitel 4.2), erklärt sich die räumliche Verteilung v.a. aus der flächendifferenzierten Grundwasserneubildungshöhe (Kapitel 7.7). Im zentralen Teil Sachsen-Anhalts zwischen Magdeburg und Halle, d.h. im Regenschatten des Harzes, wird dies durch großräumig niedrige P-Einträge von <0,01 kg/(ha·a) besonders deutlich.

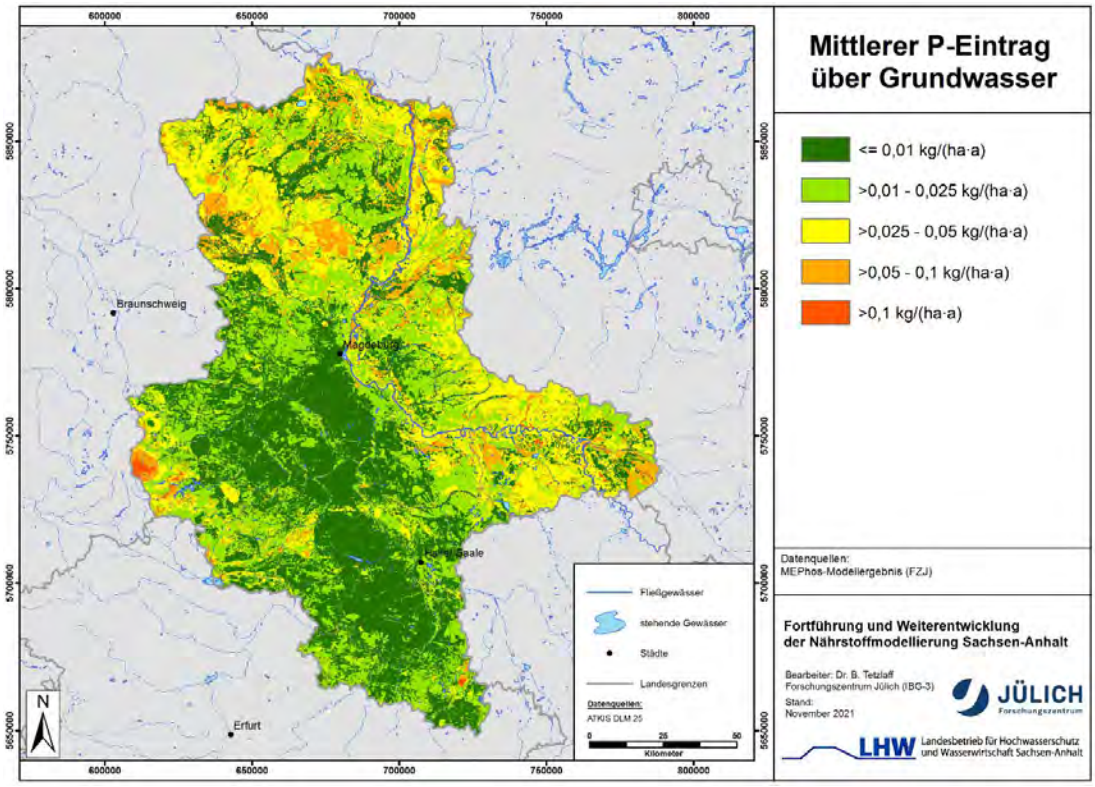


Abbildung 9-2: Modellierte mittlere P-Einträge über Grundwasser

9.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

Abbildung 9-3 zeigt die Ergebnisse des mittleren jährlichen P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss. Ähnlich wie bei den P-Einträgen über Dränagen ist die räumliche Differenzierung der betroffenen Gebiete gering. Höhere Einträge als 0,05 kg/(ha·a) werden lediglich für Teile des Südharzes modelliert, in denen aufgrund der erhöhten Niederschläge auch höherer Zwischenabfluss auftritt. Mit ca. 13 t/a Eintrag im gesamten Bundesland Sachsen-Anhalt trägt dieser Eintragspfad für die P-Belastung relativ wenig zur P-Belastung bei.

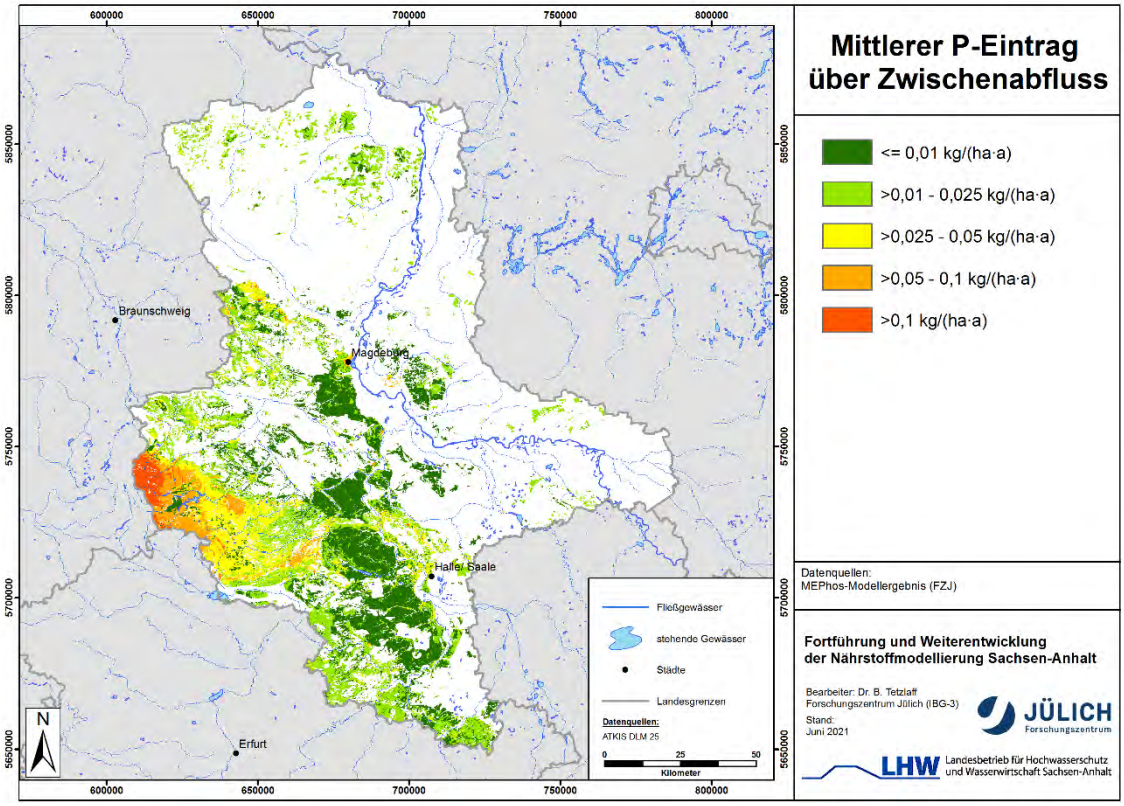


Abbildung 9-3: Modellierte mittlere P-Einträge über Zwischenabfluss

9.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion

Aus Abbildung 9-4 ergibt sich der P-Eintrag über Wassererosion in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts. Im Unterschied zu den vorherigen Karten, die Ergebnisse auf Rasterbasis zeigen, erfolgte die Ergebnisdarstellung der von der LLG übermittelten Daten auf Feldblockebene. Die P-Einträge über Wassererosion belaufen sich auf ca. 116 t/a. Entsprechend den Schwerpunkträumen des Bodenabtrags sind der Harz sowie sein nordöstliches Vorland bis hin zur Magdeburger Börde aber auch der Südteil Sachsen-Anhalts anfällig für erosive P-Einträge. In diesen Schwerpunkträumen sind Bode, Wipper und Helme besonders betroffene Flussgebiete. Hier finden sich zahlreiche Ackerflächen, von denen im langjährigen Mittel >1 kg/(ha·a) P in die Oberflächengewässer gelangen.

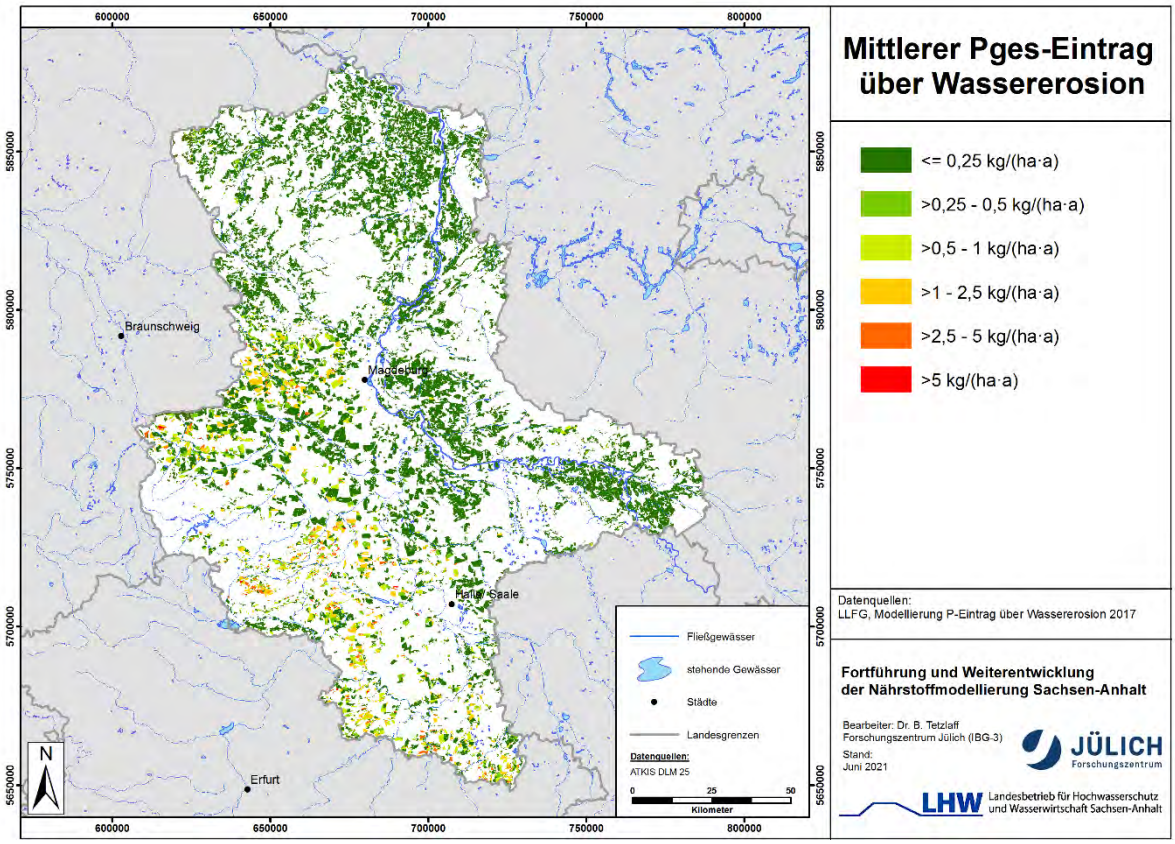


Abbildung 9-4: Modellierte mittlere P-Einträge über Wassererosion

9.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Die Gebietskulisse zur Modellierung der P-Einträge über Abschwemmung bezieht die Kulisse der Wassererosion mit ein, erweitert diese jedoch zusätzlich um das Dauergrünland. Den räumlichen Bezug bilden wie bei der Wassererosion die Feldblöcke.

Erhöhte P-Einträge über Abschwemmung treten in allen Landesteilen auf (vgl. Abbildung 9-5). Ähnlich wie bei der Wassererosion sind die Schwerpunkträume ebenfalls der Harz und sein nördöstliches Vorland sowie der Südteil Sachsen-Anhalts. Allerdings sind zahlreiche Feldblöcke mit P-Einträgen von mehr als 0,05 bzw. 0,1 kg/(ha·a) auch in der Altmark zu finden. Landesweit summiert sich der gesamte Eintrag über Abschwemmung auf etwa 24 t/a.

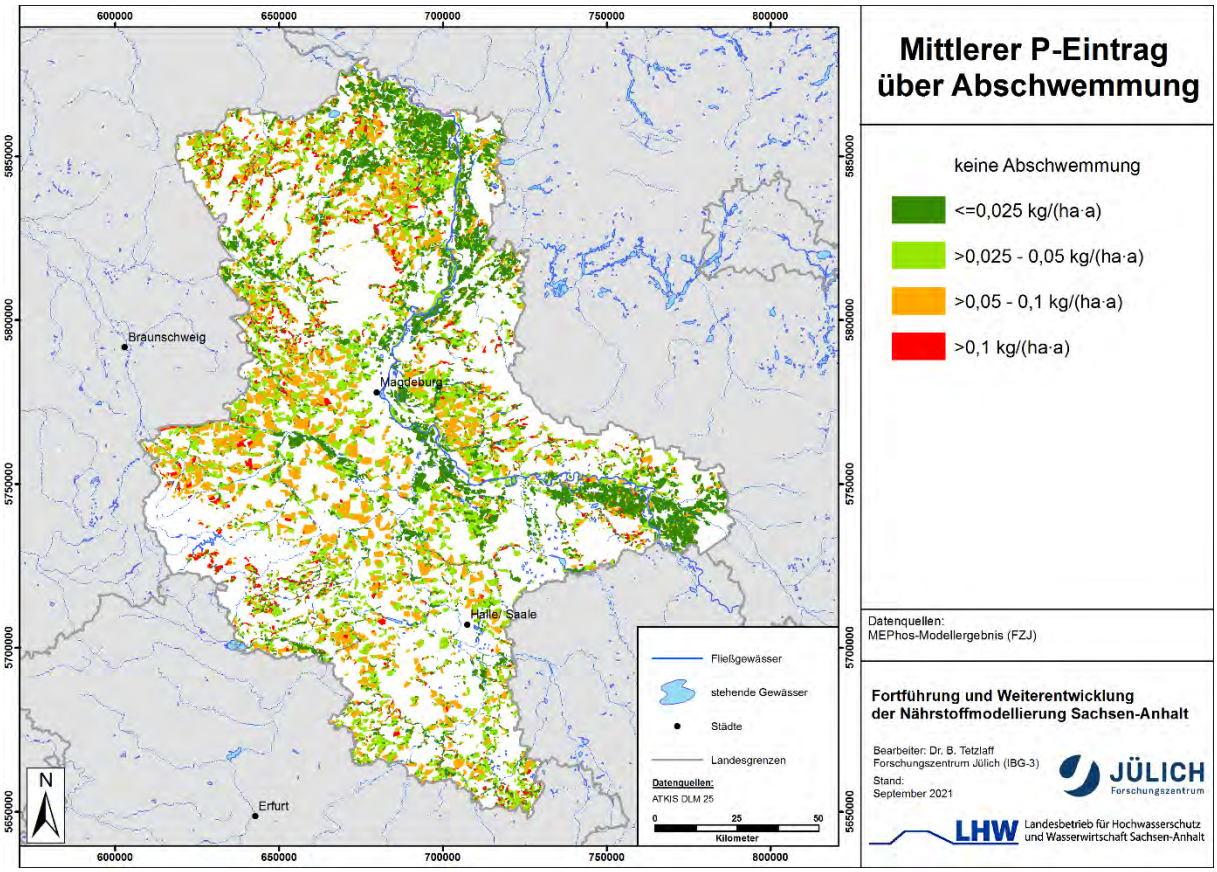


Abbildung 9-5: Modellierte mittlere P-Einträge über Abschwemmung

9.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen

Mit ca. 23 t/a leisten P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen einen vergleichsweise niedrigen Beitrag diffuser Quellen zur Belastung der Oberflächengewässer. Mitentscheidend für die Berechnung des P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

9.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

9.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Angaben zu Daten und Methodik wurden bereits in Kapitel 5.1 gemacht. Tabelle 9-1 zeigt, dass fast 100 % der Einträge aus sachsen-anhaltischen kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer eingeleitet werden. Insgesamt erfolgen für die Bezugsjahre 2018-2019 mittlere P-Emissionen in Höhe von ca. 100 t P/a aus 222 kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer.

Tabelle 9-1: P-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen

		Anzahl KA [-]	**P_{ges}-Fracht [t/a]**
Mittelwert 2018-2019	Verdunstung	1	0,06
	Einleitung ins Grundwasser	3	0,06
	Einleitung in die Oberflächengewässer	222	100
	Gesamt	226	100

Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 9-6 zu ersehen. Die Dichte der kommunalen Kläranlagen sowie ihre Größe und Einleitfracht sind im Süden Sachsen-Anhalts höher als im Norden, was auf die Verteilung der Bevölkerungsdichten zurückzuführen ist.

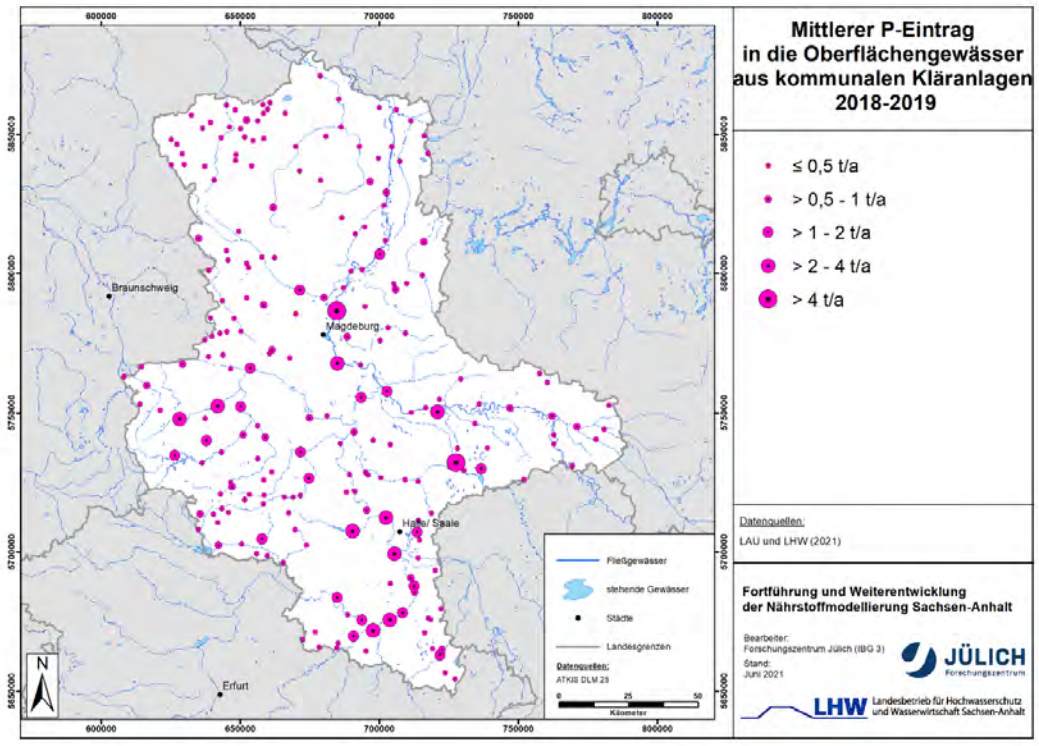


Abbildung 9-6: Mittlerer jährlicher P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen

Werden die P-Einträge 2018-2019 aus kommunalen Kläranlagen mit den Einträgen aus älteren Zeiträumen verglichen, so erkennt man einen leichten Rückgang über die Zeiträume (Tabelle 9-2). Das ist auf die technische Verbesserung bzw. Optimierung der Reinigungsprozesse in den Kläranlagen zurückzuführen.

Tabelle 9-2: P-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts aus kommunalen Kläranlagen

Zeitraum	**P_{ges}-Fracht in die Gewässer [t/a]**
2012-2014*	136
2015-2017*	117
2018-2019	100

*: Datenquelle LAU (07.06.2019)

9.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Auch die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfrachten aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen erforderlichen Daten wurden vom LHW und LAU zur Verfügung gestellt (Kapitel 5.1). Die Höhe der Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern ist anlagenspezifisch aus Abbildung 9-7 zu ersehen. Für die Bezugsjahre 2018 - 2019 sind Daten zu 77 Einleitstellen in Sachsen-Anhalt vorhanden. Alle davon leiten Phosphor in die Oberflächengewässer ein. Signifikante Einleitfrachten pro Standort sind auf die Flussläufe von Saale, Mulde und Elbe beschränkt. Die Summe des P-Eintrags aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer beträgt ca. 33 t P/a.

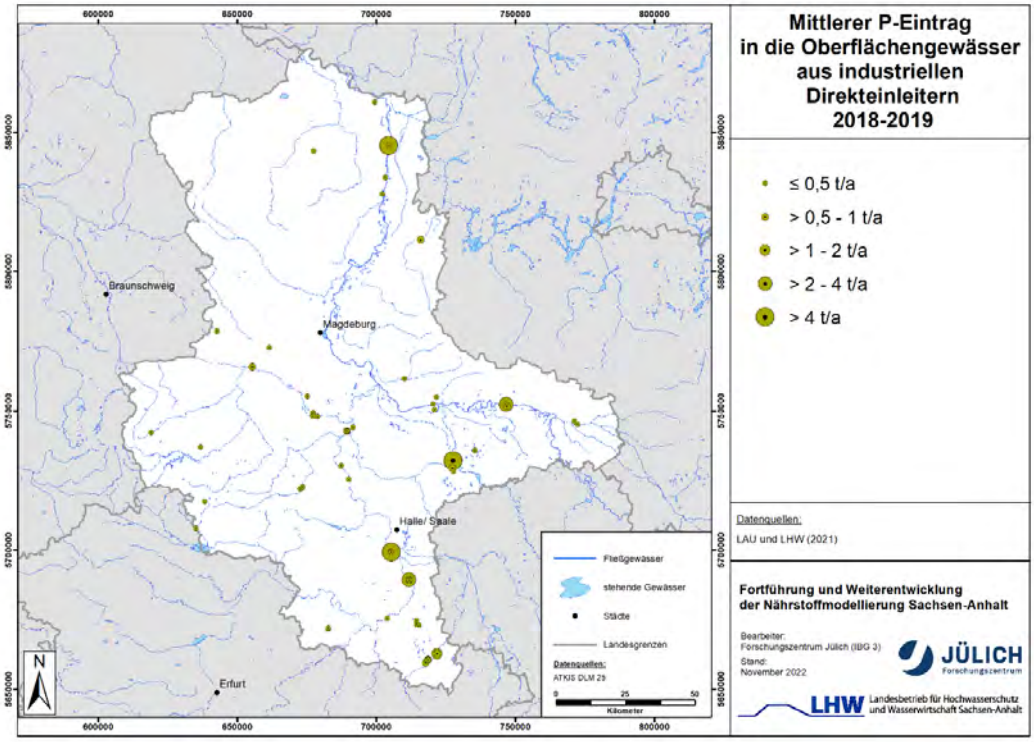


Abbildung 9-7: Mittlerer jährlicher P-Eintrag in die Oberflächengewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter

9.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung und Regenwasserkanäle (Übernahme aus Tetzlaff 2017)

P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle sind weitere zu den punktförmigen Eintragsquellen zählende P-Eintragsquellen, speziell in urbanen Regionen. In Abbildung 9-8 sind die P-Einträge in die Oberflächengewässer über die Mischwasserentlastung dargestellt, während Abbildung 9-9 die P-Einträge in die Oberflächengewässer über die Regenwasserkanäle zeigt. In ihrer Summe liegen die P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen bei ca. 20 t P/a, während die Einträge über Regenwasserkanäle bei ca. 59 t P/a liegen.

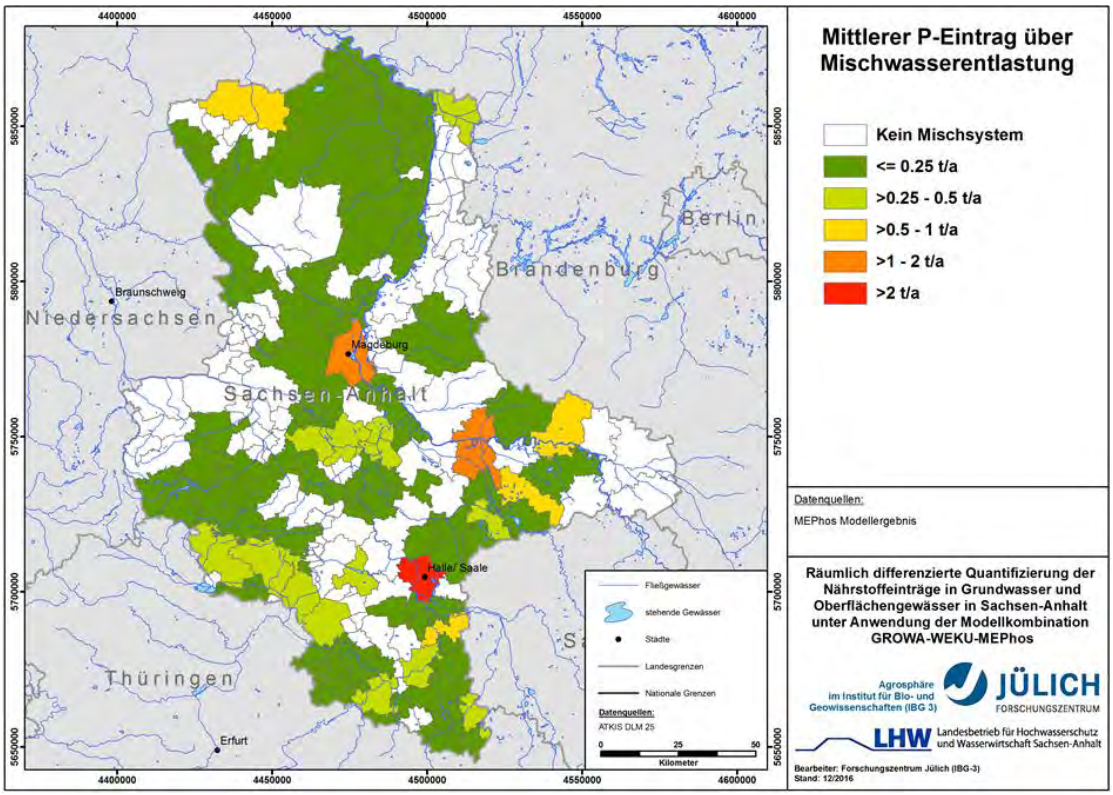


Abbildung 9-8: P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung

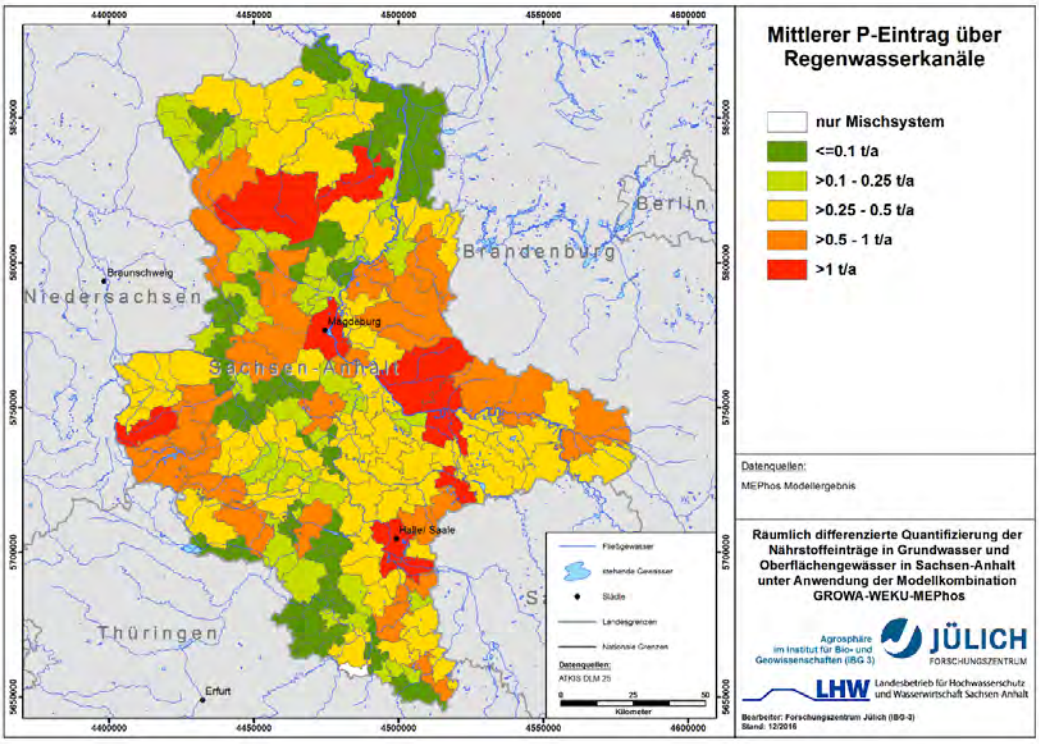


Abbildung 9-9: P-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle

9.2.4 P-Einträge aus Kleinkläranlagen (Übernahme aus Tetzlaff 2017)

Die P-Einträge aus Kleinkläranlagen liegen als Summenwerte (2014) für OWK vor (Kapitel 5.4). P-Einträge aus Kleinkläranlagen emittieren ca. 23 t/a und zählen damit eher zu den untergeordneten Quellen. Zwischen den OWK variiert der Eintrag zwischen unter 50 und über 500 kg/a. Die Höhe der Einträge ist aus Abbildung 9-10 zu ersehen.

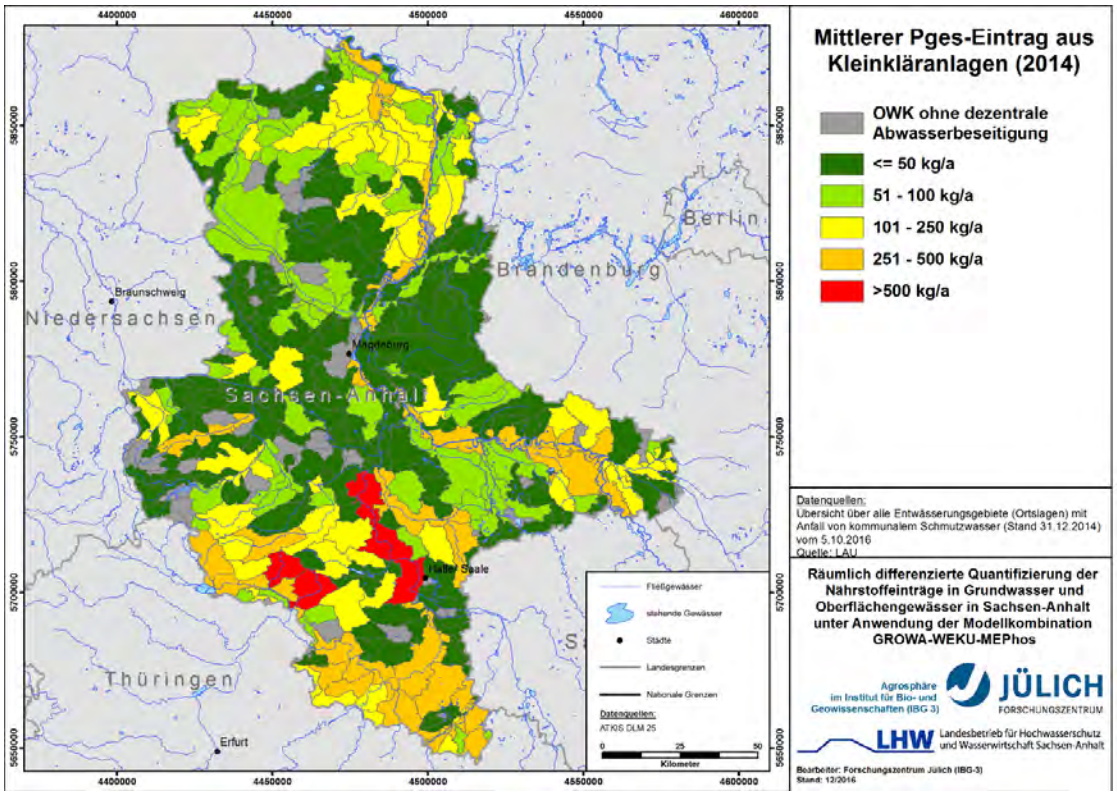


Abbildung 9-10: P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen

9.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung vorangegangene Datenaufbereitung, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren P-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag in Sachsen-Anhalt aufgezeigt werden soll. Insgesamt werden Gesamteinträge von P_{ges} von ca. 506 t/a modelliert. Abbildung 9-11 zeigt die Verteilung auf die einzelnen elf Eintragspfade in absoluten Zahlen, Abbildung 9-12 in Prozentangaben. Mit 23 % oder 116 t/a stellt die Erosion im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen kommunale Kläranlagen (100 t/a oder 20 %), Regenwasserkanäle im Trennsystem (59 t/a oder 12 %), Dränagen (50 t/a oder 10 %) und Grundwasser (45 t/a oder 9%). Über die restlichen sechs Eintragspfade gelangen ca. 27 % oder 136 t/a in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts. Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 54 zu 46 % liegt der Schwerpunkt auf den diffusen Quellen.

Fasst man die elf Eintragspfade nach Sektoren zusammen, dann stammen 38 % der P-Einträge aus der Landwirtschaft, 40 % aus der Siedlungswasserwirtschaft, 6 % aus der Industrie und weitere 16 % sind geogen und sonstigen Quellen zuzurechnen.

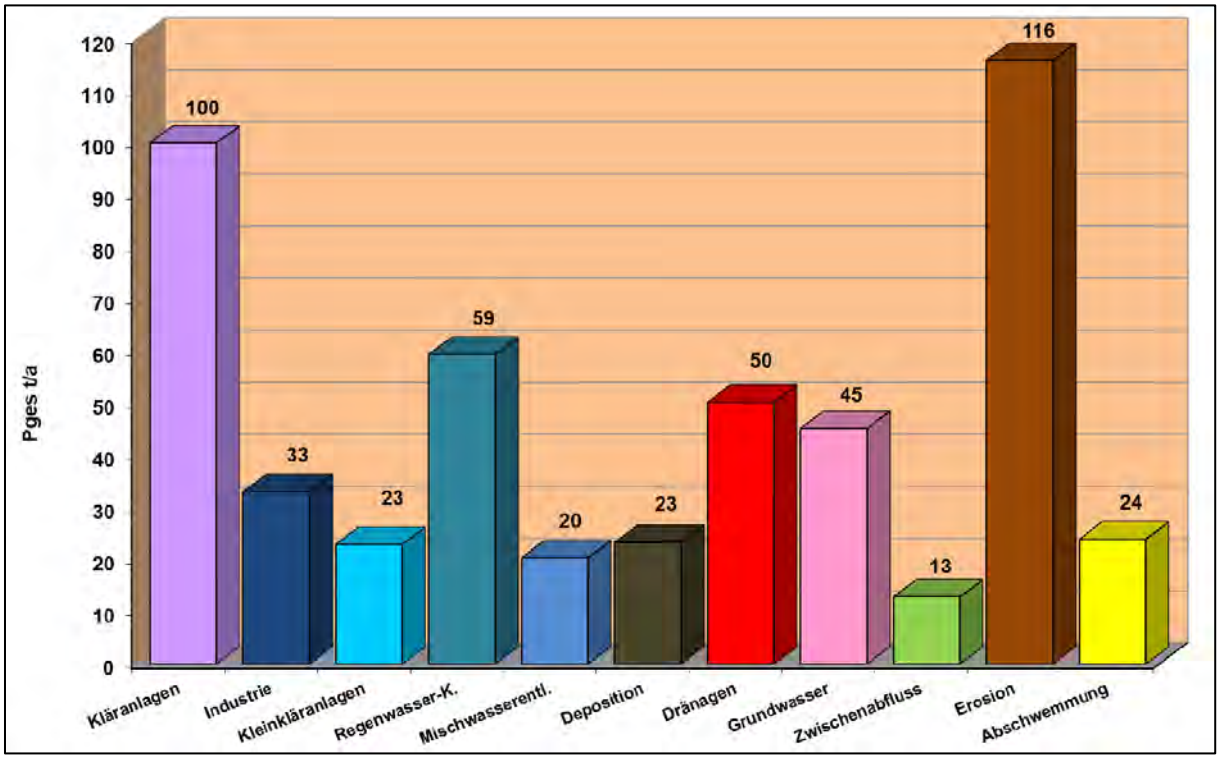


Abbildung 9-11: P-Einträge in die Gewässer von Sachsen-Anhalt aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden

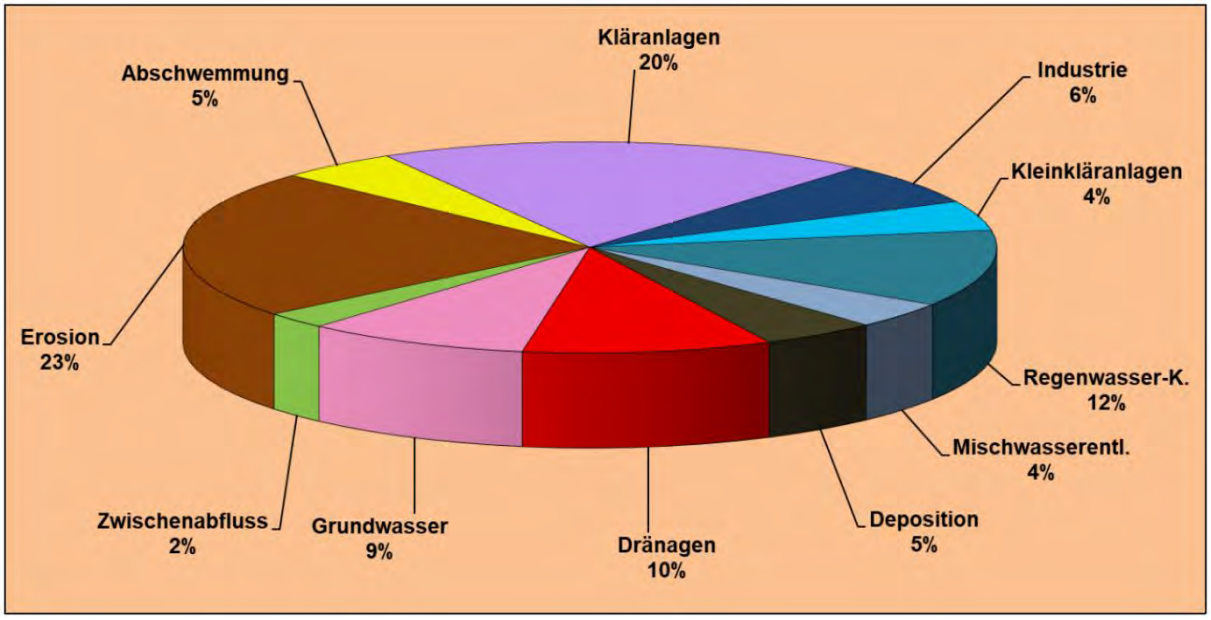


Abbildung 9-12: Prozentualer Anteil der P-Einträge in die Vorfluter

9.4 Validierung der modellierten P-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen P-Einträge in die Oberflächengewässer sind langjährige Pegel- und Gütedaten erforderlich. Diese wurden vom LHW dem FZ-Jülich zur Verfügung gestellt. Insgesamt standen in den Excel-Dateien „Daten_N_P_neu.xlsx“ und „LIMS_Angaben_MST-Pegel.xlsx“ (vom 09.06.2021) folgende Daten zur Verfügung:

- P_{ges}-Konzentration zu 1.272 Messstellen (Zeitraum: 2010-2020). Vom LHW wurde eine Differenzierung der Messstellen anhand ihrer verfügbaren Messungen vorgenommen: 113 sog. „grüne“ Messstellen ($n \geq 50$), 335 sog. „gelbe“ Messstellen ($25 \leq n < 50$).
- Stammdaten der Messstellen (u.a. Koordinaten).
- Abflüsse und Einzugsgebiete zu 126 Pegeln (Zeitraum der Abflüsse bis Ende 2019). Darüber hinaus wurde vom LHW der hohe Aufwand betrieben im Nachgang weitere neun Pegel u.a. der Elbe mit ausreichend langen Zeitreihen dem FZJ zur Verfügung zu stellen. Obwohl die Elbe-Pegel sehr hohe Abflussanteile aus Nachbarländern erhalten, wird versucht, durch Abzugsverfahren weitere sachsen-anhaltische Teile zwischen den Pegeln/Gütemessstellen für die Validierung heranzuziehen.
- Angaben über die Bezugspegel für die Messstellen.

Da die Angaben zu den Bezugspegeln lückenhaft und veraltet waren, wurden sie, vorzugsweise für „grüne“ Messstellen, vom FZJ, in Abstimmung mit dem LHW, aktualisiert und überprüft. Aus den Güte- und Pegeldaten können anschließend nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998) Phosphorfrachten berechnet werden.

$$\bar{F} = f \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^{k} c_i \cdot Q_i \qquad \text{Gl. 9-1}$$

Mit: $\bar{F}$ = mittlere jährliche Fracht [g/s]
$\bar{Q}$ = mittlere Jahresabflusshöhe aus täglichen Messungen [m³/s]
Q_M = mittlere Jahresabflusshöhe aus Messungen für Tage mit Gütemessungen [m³/s]
k = Zahl der Messungen pro Jahr
c_i = Nährstoffkonzentration zum Zeitpunkt i [mg/L]
Q_i = Abfluss zum Zeitpunkt i [m³/s]
f = Korrekturfaktor für die Lage der Gütemessstelle zur Lage des Pegels

Es konnten für 69 Messstellen Phosphorfrachten ermittelt werden. Vom FZJ wurden für diese Messstellen anhand folgender Datensätze: *„WEG_ST Oberirdische Wassereinzugsgebiete Sachsen-Anhalt (Version 1.1.7)“*, *„UBA Einzugsgebiete - WRRL/DLM1000W“* und *„EU ECRINS v1.1“* Einzugsgebiete abgeleitet. Um die Belastbarkeit der Frachtermittlung zu erhöhen, wurden nicht alle der 69 Messstellen bzw. Einzugsgebiete für die Validierung verwendet, sondern nur diejenige, die folgende Kriterien erfüllen:

- Das Einzugsgebiet der Gütemessstelle liegt nahezu vollständig in Sachsen-Anhalt (Anteil der sachsen-anhaltischen Fläche ≥ 90 %)
- Der Korrekturfaktor f für die Lage der Gütemessstelle zur Lage des Pegels liegt im Bereich ≥ 0,7 und ≤ 1,3, d.h. Abflusspegel befindet sich in ausreichender Nähe der Gütemessstelle
- Die Zeitreihe der Gütemessungen muss ausreichend lang sein (mindestens 20 Messpaare der Güte- und Pegelmessungen).

Die Anzahl der Gütemessstellen, die die oben genannten Kriterien erfüllen, beläuft sich auf 34 (Abbildung 9-13). Die 34 Gütemessstellen verteilen sich homogen im ganzen Land und decken nahezu alle Naturräume des Landes ab. Trotz der wertvollen Pegeldaten der Elbe konnten durch das Abzugsverfahren keine geeigneten Teile Sachsen-Anhalts für die Validierung herangezogen werden. Der Grund lag in den zu hohen Anteilen außerhalb des Landesterritoriums.

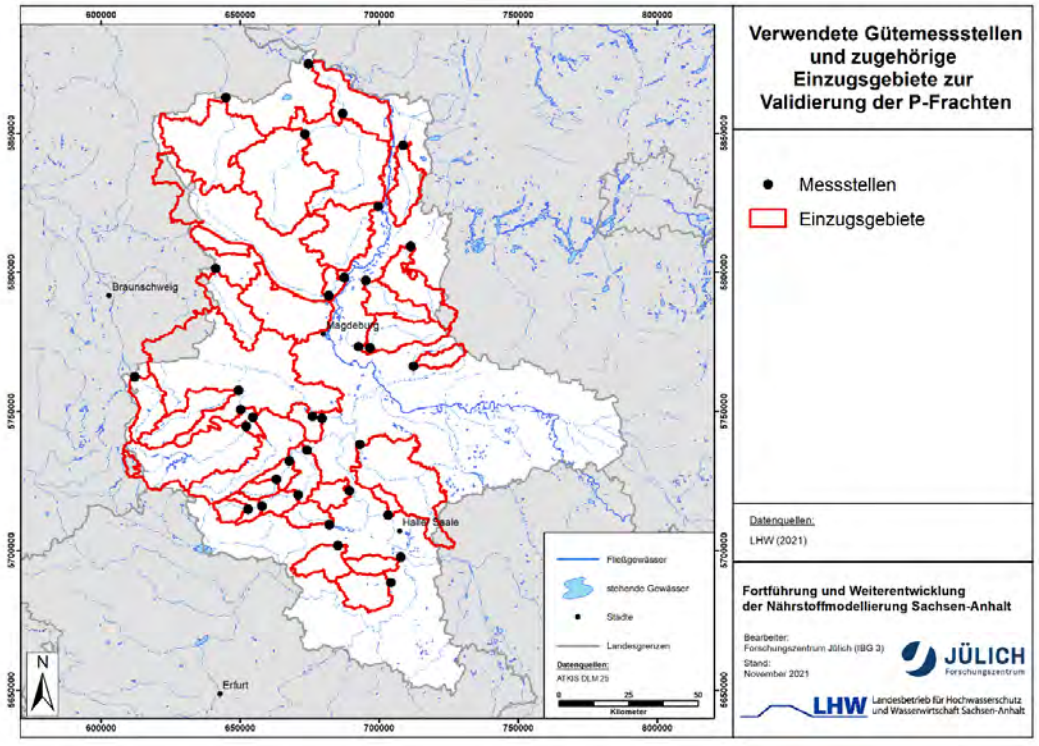


Abbildung 9-13: Verwendete Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der P-Frachten

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Im Unterschied zum Stickstoff, bei dem gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, wird bei P die Retention auf solche Einzugsgebiete beschränkt, in denen Talsperren oder Stauhaltungen auftreten, da hier mit verstärkter Sedimentation und damit längerfristigem Entzug von partikulärem P am Transportgeschehen gerechnet werden muss. Zur Quantifizierung der Retention wird der Ansatz nach Behrendt und Opitz (2000) verwendet.

Abbildung 9-14 zeigt das Ergebnis der Validierung. Es ist eine gute Übereinstimmung der modellierten zu den aus Messdaten geschätzten Frachten zu erkennen. Für den Großteil der Messstellen liegt die Abweichung bei unter 30 %, was für die eingesetzten empirischen Modelle und die mittlere Maßstabsebene als gutes Ergebnis angesehen werden kann. Die relativen Abweichungen sind in sehr kleinen Einzugsgebieten mit einer Fracht von weniger als 2 t/a höher als in mittleren oder großen Einzugsgebieten. Eine Ursache hierfür ist, dass die kleinräumige Heterogenität von Eingangsdaten der mittleren Maßstabsebene nur eingeschränkt wiedergegeben wird, was zu einer geringeren Modellgenauigkeit führt.

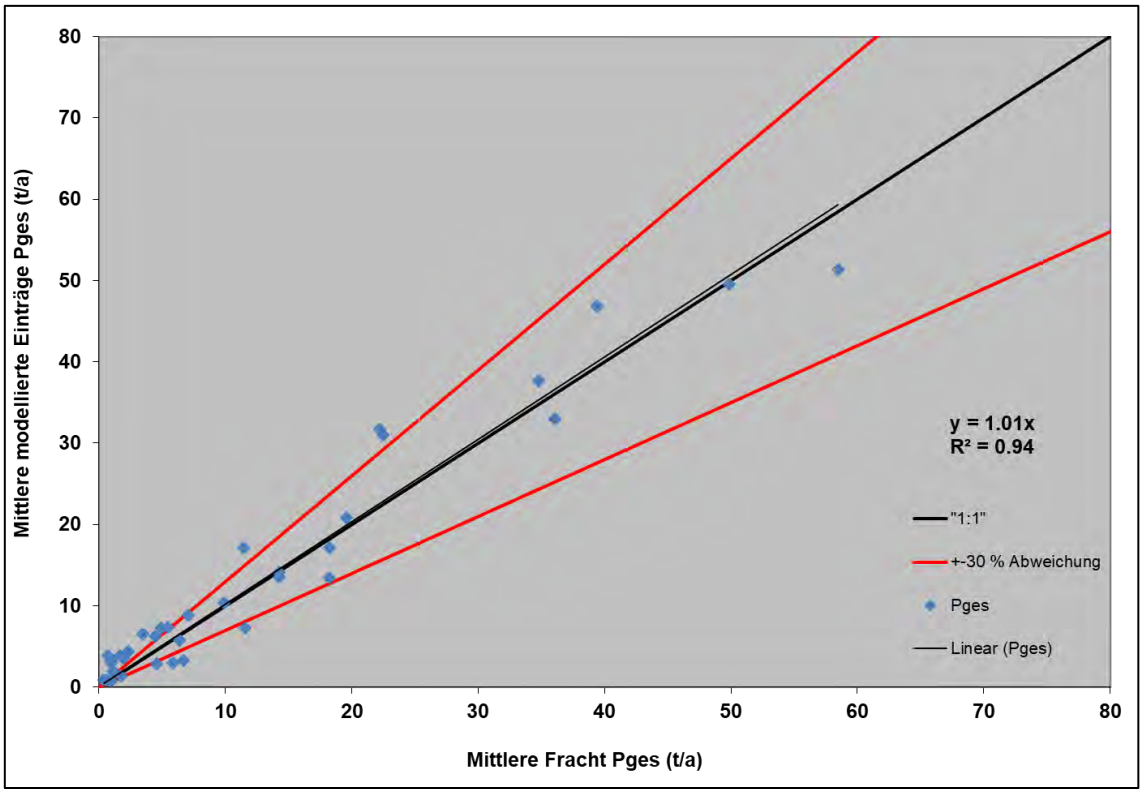


Abbildung 9-14: Validierung der modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer

9.5 Informationssystem Phosphor

Auf Wunsch des LHW wurde das 2014 vorgelegte Informationssystem auf Basis der neuen Modellergebnisse grundlegend aktualisiert.

Beim Informationssystem werden die MEPhos-Modellergebnisse auf Ebene der Oberflächenwasserkörper zusammengefasst und der Zustandsbewertung des LHW für OWK gegenübergestellt. Die zusammengeführten Informationen werden mit Filterfunktionen versehen und dem LHW als Excel-Tabelle sowie als shape-Datei zur Verfügung gestellt. Ein erstes Ergebnis dieses Informationssystems zeigt Abbildung 9-15. Sie zeigt den relativen Anteil der Emissionen aus Punktquellen an der P-Gesamtemission auf Basis von Oberflächenwasserkörpern. Wie aus Abbildung 9-15 zu ersehen, nimmt der Anteil der Punktquellen in Sachsen-Anhalt von Norden nach Süden zu. Dies steht im Einklang mit der in gleicher Richtung zunehmenden Bevölkerungsdichte (Abbildung 5-3). Räumlich

zusammenhängende Oberflächenwasserkörper mit einem Anteil von Punktquellen über 60% finden sich v.a. an größeren Fließgewässern mit ausreichender Transportkraft.

Als Pendant nimmt die überregionale Dominanz der diffusen P-Einträge von Nord nach Süd ab (Abbildung 9-16). Allerdings sind die Anteile diffuser P-Einträge in allen Landesteilen hoch und gehen im Süden v.a. auf die Eintragspfade Wassererosion und Abschwemmung, im Norden hingegen eher auf Dränagen und Grundwasser zurück.

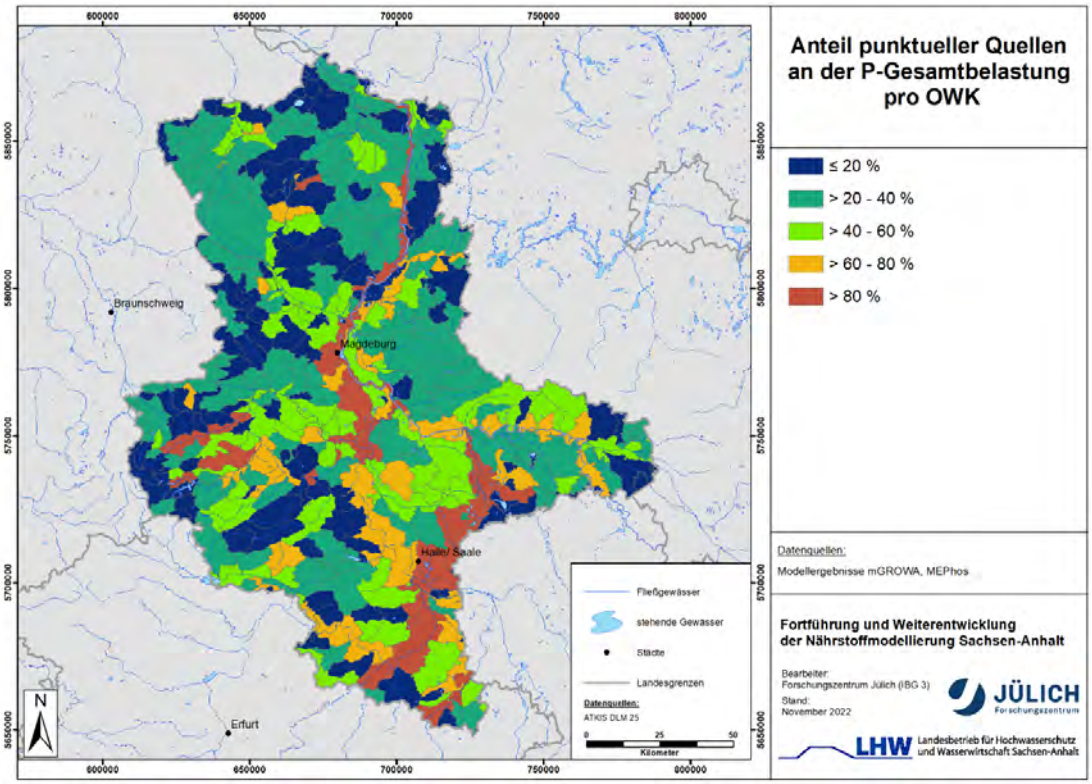


Abbildung 9-15: Prozentualer Anteil von Punktquellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper

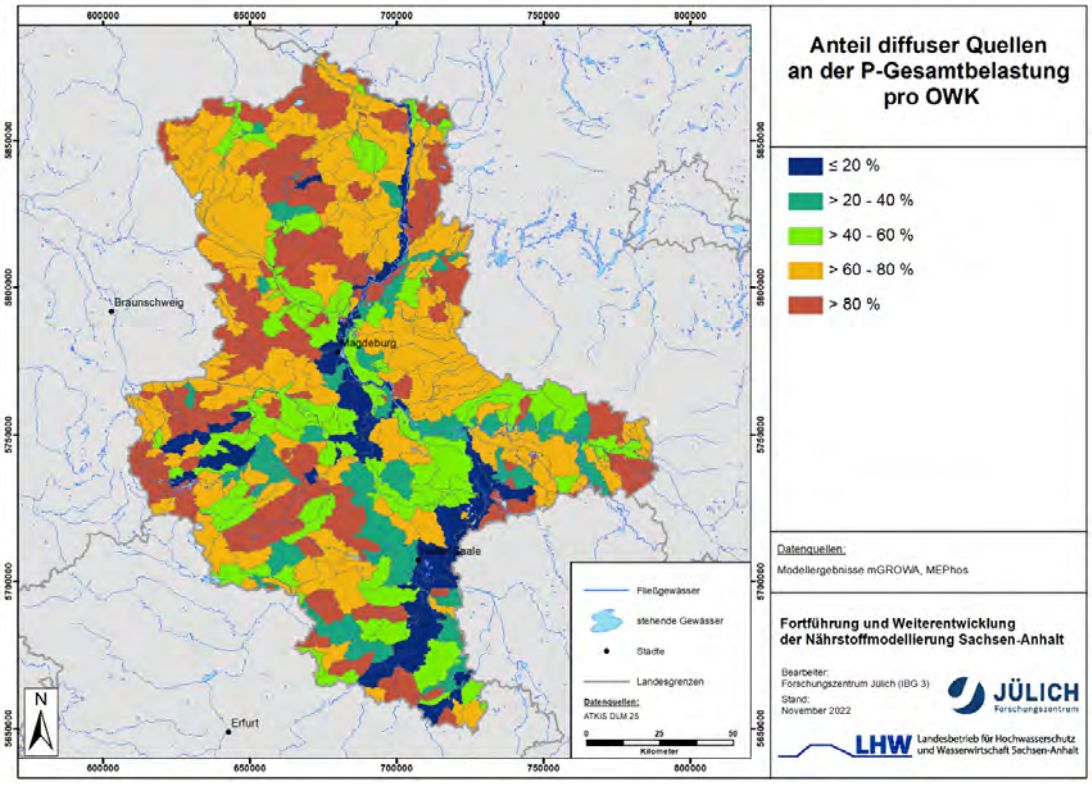


Abbildung 9-16: Prozentualer Anteil diffuser Quellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper

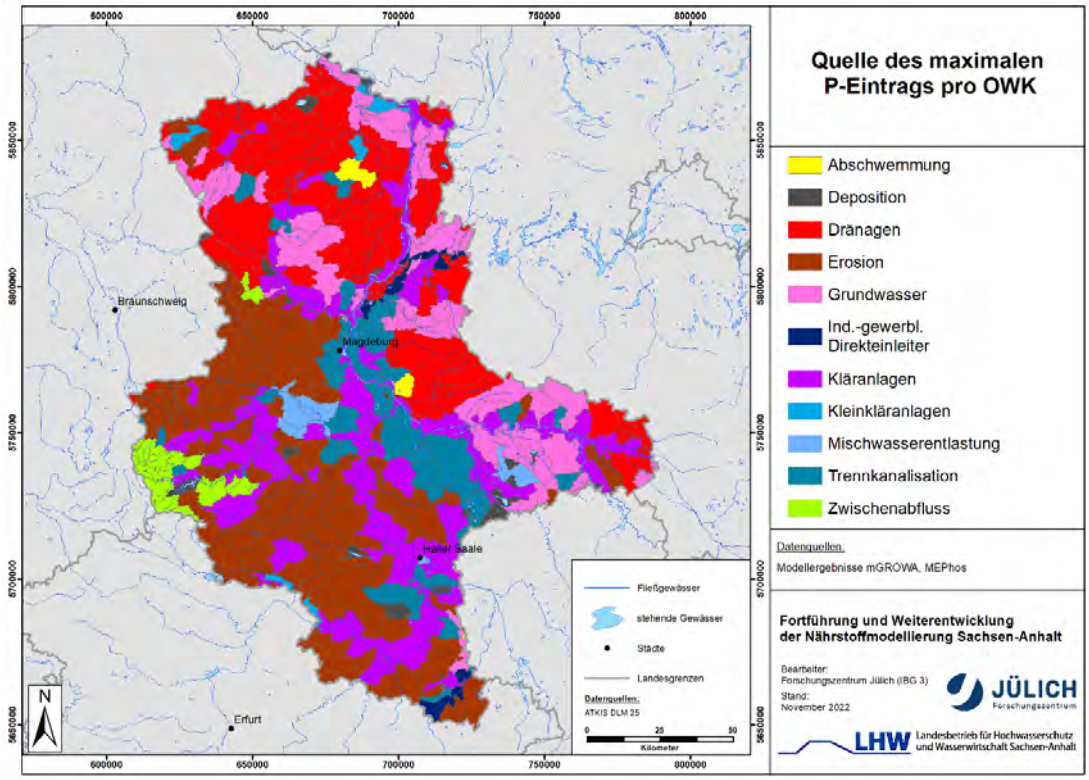


Abbildung 9-17: Quelle des P-Eintrags, der pro OWK den größten Anteil am Gesamteintrag ausmacht

Aus Abbildung 9-17 lässt sich erkennen, über welchen Eintragspfad das meiste P in jedem Oberflächenwasserkörper in die Gewässer gelangt. Im Westen und Süden sind es aufgrund von Relief und höherer Bevölkerungsdichte Wassererosion und kommunale Kläranlagen, während im flacheren Norden und Osten Dränagen und Grundwasser dominieren. Auffallend ist die hohe Bedeutung des natürlichen Zwischenabflusses im bewaldeten und kaum besiedelten Ostharz.

Einerseits zeigen die beiden nachfolgenden Abbildungen 9-18 und 9-19 die flächenhafte P-Belastung jedes Oberflächenwasserkörpers. Darunter ist die Summe der P-Einträge aller elf Pfade zu verstehen, die durch die Flächengröße des OWK dividiert wird. Die mittlere P-Belastung in Sachsen-Anhalt liegt bei ca. 0,2 kg/(ha·a). Unterdurchschnittliche Belastungen treten demnach weit verbreitet im nördlichen und östlichen Teil auf mit Ausnahme der größeren Fließgewässer. Im Westen und Süden Sachsen-Anhalts ist die Belastung durchweg hoch mit >0,2 bzw. >0,25 kg/(ha·a). Als Ursache für dieses Verteilungsmuster können der größere Anteil punktueller Quellen aber auch die Konzentration von erosionsbürtigen P-Einträgen in diesen Landesteilen ausgemacht werden.

Die vom LHW durchgeführte Zustandsbewertung der Oberflächengewässer auf Basis der Wasserkörper unterscheidet zwischen Orientierungswerten für P_{gesamt} sowie ortho-P und enthält Angaben zu 426 OWK.

Andererseits geben die beiden nachfolgenden Abbildungen das räumliche Verhältnis zwischen modellierter P-Belastung der OWK und den Ergebnissen der Zustandsbewertung wieder.

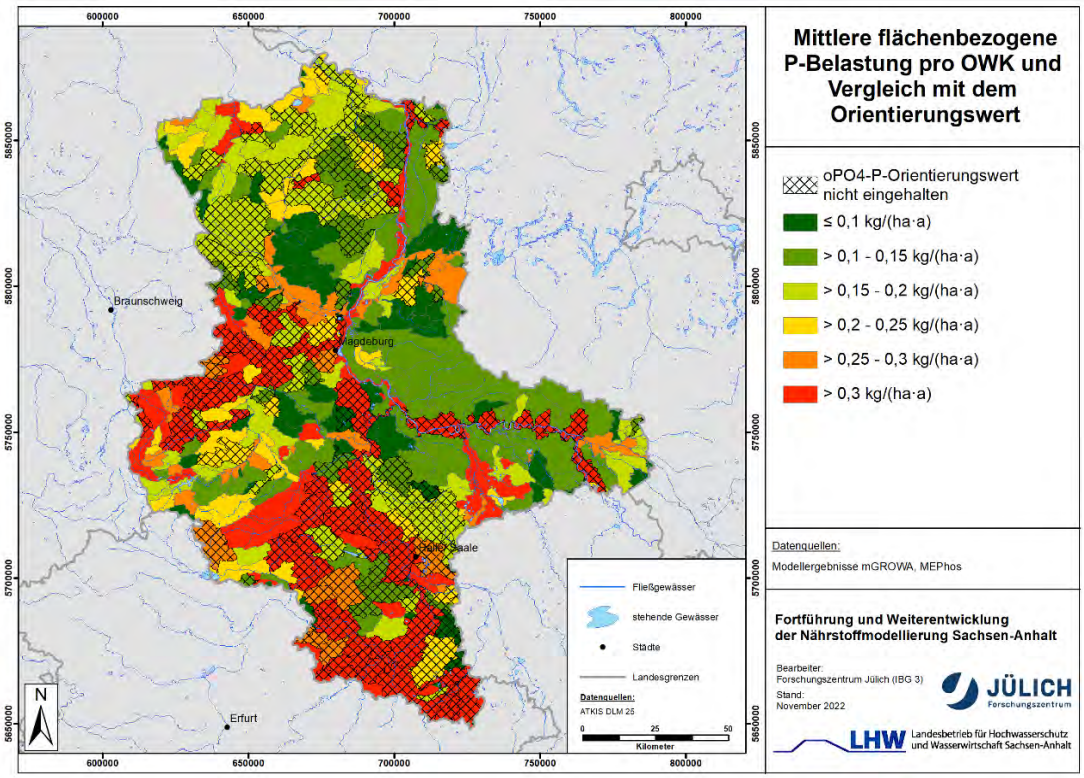


Abbildung 9-18: Zustandsbewertung für o-PO_4-P und modellierte flächenbezogene P-Belastung

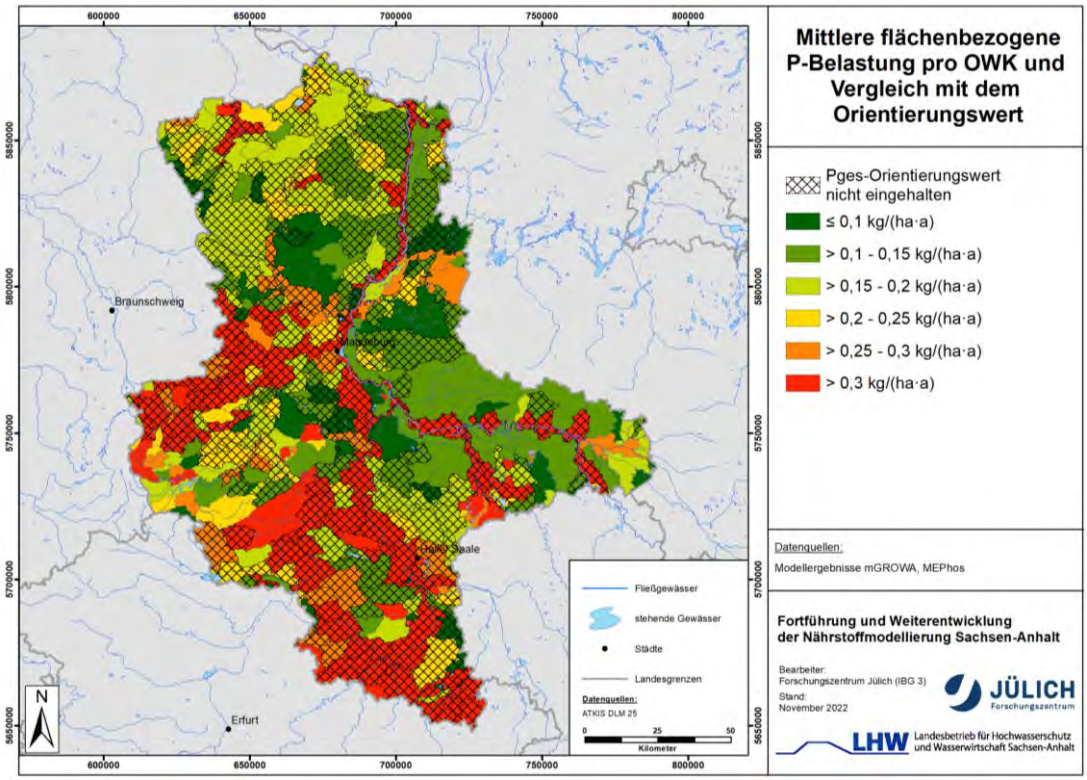


Abbildung 9-19: Zustandsbewertung für P_{ges} und modellierte flächenbezogene P-Belastung

Man erkennt, dass die hohen flächenhaften P-Belastungen im zentralen und südlichen Sachsen-Anhalt vielfach mit einem schlechten Gewässerzustand bezüglich P übereinstimmen. Die Übereinstimmung ist für die Zustandsbewertung hinsichtlich o-PO_4-P tendenziell besser. Der Grad der Übereinstimmung ist für beide Parameter im nördlichen Sachsen-Anhalt schlechter. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die modellierten Belastungen nicht kaskadiert wurden, d.h. dass die Eintragssummen der OWK nicht in Fließrichtung summiert wurden. Die gemessenen Konzentrationen verstehen sich hingegen auf die gesamten Fließprozesse von der Quelle bis zur Messstelle. Darüber hinaus liegt der Zustandsbewertung auch der Gewässertyp mit seinen spezifischen Orientierungswerten zugrunde. Dieser Aspekt spielt in der Modellierung keine Rolle. Aus diesen Gründen muss es zwangsläufig zu Abweichungen zwischen der Zustandsbewertung und der modellierten flächenhaften Belastung pro OWK kommen.

Die Angaben im Informationssystem können jedoch genutzt werden, die quantitative Bedeutung der einzelnen Eintragspfade pro OWK zu beurteilen und sich zu jedem OWK „at risk“ über die wesentlichen Belastungsquellen Klarheit zu verschaffen. Diese Informationen sind auch für eine Defizitanalyse nach LAWA (2017) von Nutzen (Ta et al. 2020).

10 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser

10.1 Fragestellungen und Annahmen

Nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and Council of the European Union, 2000) sollen die Gewässer in der europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015 einen Zustand erreichen, der laut Definition nur gering von ihrem natürlichen Zustand abweicht. Die Datenauswertung der Grundwasserüberwachung in Deutschland zeigt jedoch trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren in einigen Grundwasserkörpern (GWK) anhaltende Defizite durch Nitratgehalte von mehr als 50 mg NO_3/L. Abbildung 10-1 zeigt die GWK in Sachsen-Anhalt, die das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Nitrat nicht erreichen.

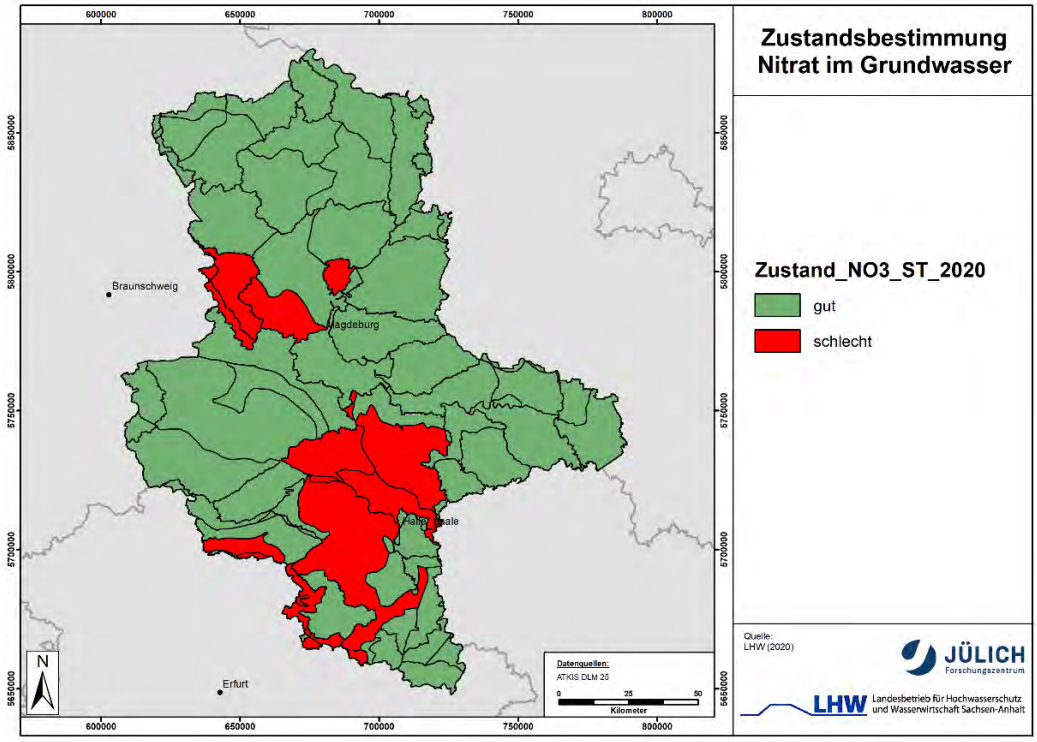


Abbildung 10-1: Lage der Grundwasserkörper in Sachsen-Anhalt, die wegen zu hoher Nitratgehalte 2020 nicht im guten Zustand waren (ohne Berücksichtigung der Bewertung durch das federführende Bundesland)

Dort, wo die Ziele wegen zu hoher N-Gehalte nicht erreicht werden, muss durch geeignete Maßnahmenprogramme das Niveau der N-Austräge gesenkt werden. Aber nur wenn die Dimension der zu erbringenden N-Minderung bekannt ist, können wirksame und von ihrem Umfang her auch geeignete Maßnahmen für die Erreichung der Umweltziele umgesetzt werden, wobei sozio-ökonomischen Belange, z.B. der Landwirtschaft, nicht ignoriert werden können. Grundlage für die Auswahl und die Umsetzung von N-Minderungsmaßnahmen ist in

jedem Fall die Höhe des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser und die Oberflächengewässer.

Unabhängig von der Höhe des Nitrateintrags in den Grundwasserleiter nennt die EG-WRRL einen Nitratgehalt von 50 mg/L als Schwellenwert für das Grundwasser. Während die Nitratkonzentration in oxidierten Grundwasserleitern häufig in einem direkten Zusammenhang zur Höhe des Nitrateintrags mit dem Sickerwasser steht, so fehlt dieser Bezug bei reduzierten Grundwasserleitern häufig.

Reduzierte Grundwasserleiter weisen nämlich trotz oftmals hoher Stickstoffeinträge mit dem Sickerwasser in der Regel nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. Mitunter sind stattdessen erhöhte Ammoniumkonzentrationen feststellbar. Aufgrund von Denitrifikationsprozessen im Grundwasserleiter kommt es in solchen Grundwasserleitern in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit zu einer signifikanten Reduzierung der im Grundwasser feststellbaren Nitratkonzentrationen. Der Nitratabbau im Grundwasser ist jedoch mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (organischer Kohlenstoff, Pyrit) verbunden und führt darüber hinaus zu für die Grundwasserbeschaffenheit nachteiligen Folgeprozessen (z.B. Oxidationsnebenprodukte; Freisetzung von Sulfat, Metallen, Veränderung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Reduktionspotenzials; Aufbrauch der Denitrifikationskapazität). Sind die zur Denitrifikation benötigten Reduktionsmittel (Pyrit, DOC) verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich. In der Folge können die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen, was schon seit langem für verschiedene Regionen dokumentiert wird (vgl. z.B. Rohmann und Sontheimer, 1985). In Grundwasserkörpern mit staunässebeeinflussten Böden oder geringer Sorptionsfähigkeit bei gleichzeitig geringem Grundwasserflurabstand einerseits, sowie bei vollständiger Erschöpfung der Denitrifikationskapazität oder stark reduziertem Milieu im Grundwasser andererseits, führt der anthropogen eingetragene Stickstoff anstelle von Nitratbelastungen zu erhöhten bzw. steigenden Ammoniumbelastungen des Grundwassers, was infolge des Direkteintrags einerseits bzw. der Nitratreduktion andererseits ebenfalls zu Schwellenwertüberschreitungen und einer Zielverfehlung – in diesem Falle wegen Ammonium oder künftig ggf. auch wegen Nitrit – führen kann.

Vor diesem Hintergrund ist es aus Sicht eines vorsorgenden Grundwasserschutzes nicht zielführend für reduzierte Grundwasserleiter höhere Stickstoffeinträge in das Grundwasser zuzulassen als für oxidierte Grundwasserleiter, obwohl die Nitratkonzentrationen häufig noch weit unterhalb von 50 mg/L liegen.

Damit die Nitratkonzentration im Grundwasser oxidierter Grundwasserleiter dauerhaft unter 50 mg/L gesenkt werden kann und das (natürliche) Denitrifikationspotential reduzierter Grundwasserleiter über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollte bereits die Nitratkonzentration des Wassers, das ins Grundwasser eingetragen wird, einen Wert von < 50 mg/L aufweisen. Als ein Maß hierfür kann in erster Näherung die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen. Wenn sichergestellt ist, dass die langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg/L nicht übersteigt, kann davon ausgegangen werden, dass der Grundwasserschwellenwert von 50 mg/L Nitrat langfristig nicht (mehr) überschritten wird (LAWA, 2017).

Bei der Bestimmung des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser sind alle N-Quellen zu berücksichtigen, die ins Grundwasser austragen. Hierzu zählen die landwirtschaftlich bedingten N-Quellen (N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft und atmosphärische NH_x-Deposition) sowie die atmosphärische NO_x-Deposition. N-Einträge ins Grundwasser aus nicht-landwirtschaftlichen N-Quellen, d.h. aus urbanen Systemen, wurden bei der N-Modellierung in Sachsen-Anhalt nicht berücksichtigt.

10.2 Methodik

10.2.1 Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs erfolgt basierend auf dem Modellsystem RAUMIS-mGROWA-DENUZ (vgl. Abbildung 3-1) ausgehend von der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Vor allem zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/L erreicht werden kann, ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein guter Indikator.

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen einerseits diffuse N-Austräge aus dem Boden und anderseits N-Austräge aus urbanen Systemen bei. Der allgemeine Berechnungsansatz zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser lautet:

$$c_{NO3} = \frac{443 \cdot d_{Boden}}{q_{SW}} \qquad \text{Gl. 10-1}$$

c_{NO3}:	mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser	[mg/L]
q_{sw}:	mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate	[mm/a]
d_{Boden} :	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus dem Boden	[kg N/(ha·a)]

Die in den Boden eingetragenen N-Mengen resultierend aus N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft und atmosphärischer N-Deposition gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden wird ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird im DENUZ-Modell eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt (vgl. Kapitel 3.5).

Bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser werden ganz gezielt mittlere Verhältnisse abgebildet, da diese eine repräsentative Situation beschreiben (z.B. beim Wasserhaushalt). Erforderlich ist hierzu eine ausreichend lange Zeitreihe von mindestens 20

Jahren, im Idealfall von 30 Jahren, zur repräsentativen Abbildung der hydrologischen Verhältnisse. Gerade für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs bzw. für die Analyse der Auswirkung von N-Minderungsmaßnahmen ist dieser Punkt von extrem hoher Bedeutung. Denn nur auf diese Weise ist die Auswirkung von Maßnahmen zuverlässig beschreibbar. Bei einer modelltechnisch möglichen höheren Zeitauflösung besteht die Gefahr, dass die jährliche bzw. innerjährliche hydrologische Variabilität die Effekte der analysierten Maßnahmen überlagert, wodurch eine Prognose der Auswirkung der Maßnahmen unmöglich gemacht wird. Zudem macht eine höhere Zeitauflösung keinen Sinn, solange die Ergebnisse der RAUMIS-Modellierung eine jährliche Auflösung aufweisen.

10.2.2 Ermittlung der maximal tolerierbaren N-Austräge und des N-Minderungsbedarfs zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO_3/L

Flächen, für die sich nach Gleichung 10-1 mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser > 50 mg NO_3/L ergeben haben, können als „hot-spot-Flächen“ des Nitrateintrags gelten. Für diese potenziellen Handlungsgebiete werden in einem Zwischenschritt anschließend die maximal tolerierbaren N-Austräge quantifiziert, die im langjährigen Mittel nicht überschritten werden dürfen, wenn eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO_3/L nachhaltig garantiert werden soll.

Die Berechnung des maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses und des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L erfolgt über eine “Rückwärtsrechnung”, bei der abgeschätzt wird, wie hoch die Summe aus N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition hypothetisch maximal sein darf, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L nicht zu überschreiten.

Diese Berechnungen erfolgen unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden. In diesem Fall ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Gl. 10-1 direkt durch die diffuse N-Austragsmenge aus dem Boden bestimmt.

$$Max.N\ c50_{NO3} = \frac{443 \cdot d_{Boden}}{q_{SW}} \qquad \text{Gl. 10-2}$$

Max.N $C50_{NO3}$: maximal zulässiger N-Austrag zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L [mg/L]

Der N-Minderungsbedarf N-Austräge aus dem Boden ergibt sich dann nach Gl. 10-3 aus der Differenz des aktuellen N-Austrags und der maximal zulässigen N-Austragsmenge zur Gewährleistung einer mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L.

$$N_{Mind} = d_{Boden} - Max.N\ c50_{NO3}$$ Gl. 10-3

N_{Mind}: N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge [kg N/(ha·a)]

10.3 Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser

Abbildung 10-2 zeigt die nach Gl. 10-1 berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser. Diese liegen in einem weiten Bereich zwischen weniger als 10 mg NO_3/L und mehr als 125 mg NO_3/L. Größere Gebiete mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 25 mg NO_3/L treten vor allem in den Niederungsregionen der größeren Flusssysteme auf, in denen große Nitratmengen im Boden denitrifiziert werden. Daneben fallen viele Gebiete in den Mittelgebirgen in diese Kategorie. Hauptgrund für die geringen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind dort die hohen Sickerwasserraten.

Größere Gebiete mit Nitratkonzentrationen von über 75 mg NO_3/L treten in den Bördelandschaften auf. Die N-Austräge aus dem Boden liegen dort mit <10 kg N/(ha·a) zwar auf einem sehr moderaten Niveau, jedoch sind auch die Sickerwasserraten sehr gering, so dass die N-Austräge aus dem Boden nur wenig verdünnt werden.

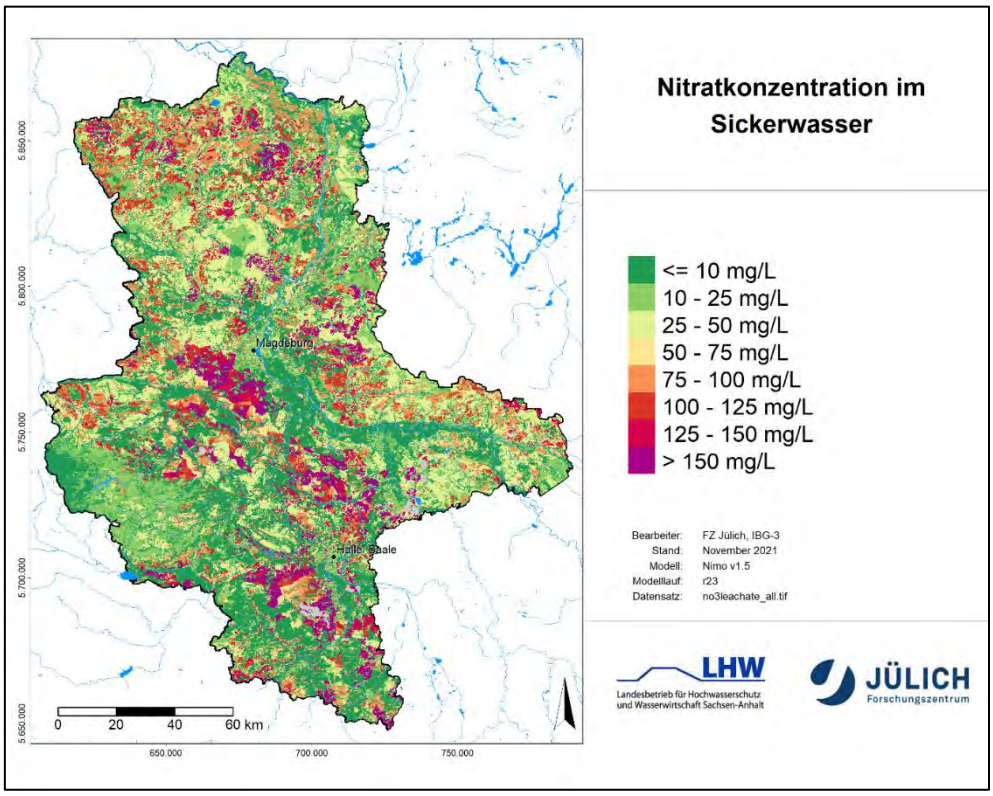


Abbildung 10-2: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die in Abbildung 10-2 dargestellte langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration die ausgetragenen N-Mengen mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten

(Zwischenabfluss, Dränabfluss) in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Zudem ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter bestimmten Standortbedingungen eine geeignete Größe für eine zumindest überschlagmäßige Plausibilitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Denn beim Fehlen von Nitratabbaupotentialen in den Grundwasserdeckschichten sollte die aus den N-Austrägen aus dem Boden ermittelte Nitratkonzentration im Sickerwasser unverändert in den Grundwasserleiter gelangen.

10.4 Plausibilitätsüberprüfung der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser

Der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt eine große Bedeutung im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsgebieten und die Analyse des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL zu. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dienen in diesem Zusammenhang zur Ausweisung von Hotspot-Gebieten der Grundwasserbelastung bzw. zur Quantifizierung der erforderlichen Reduktion der N-Einträge zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von weniger als 50 mg/L. Einer Validitätsüberprüfung der modellierten Werte kommt daher besondere Bedeutung zu.

Zur Plausibilitätsüberprüfung von Modellergebnissen zur mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser sind Messwerte aus Bodentiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sehr gut geeignet. Die Anzahl von Messstationen mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Boden ist jedoch generell sehr gering, so dass einer Überprüfung der räumlichen Repräsentativität von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser basierend auf Bodendaten in jedem Fall nur sehr eingeschränkt –und wenn, dann nur exemplarisch- möglich ist.

Eine weitere Möglichkeit der Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stellt der Vergleich mit Messwerten aus dem oberen Grundwasserleiter dar. Ein solcher Vergleich ist möglich, hierbei sind jedoch sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten. Zunächst einmal ist festzustellen, dass die Nitratkonzentrationen an einer Grundwassermessstelle zeitlich variabel sind, und dass jeder Messwert eine Stichtagsmessung darstellt. Dieses zeigt sich z. B. bei einer auf Messstellen bezogenen Gegenüberstellung von mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts aus den Jahren 2010 bis 2020 mit den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Jahr 2020 (siehe Abbildung 10-3).

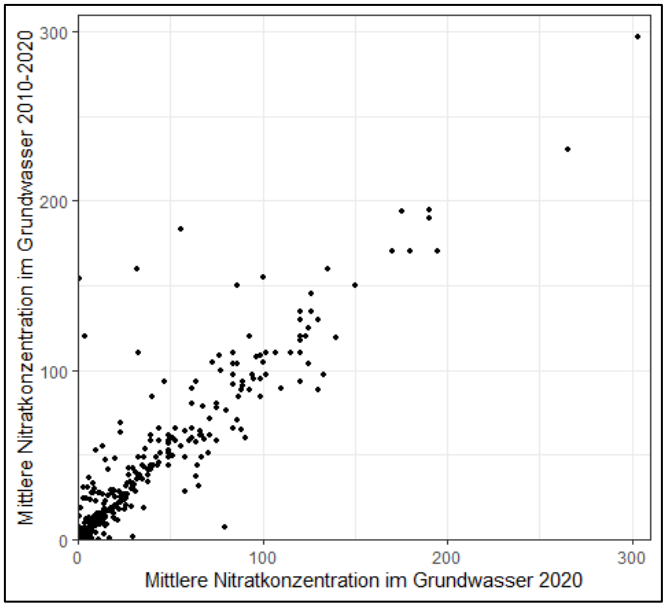


Abbildung 10-3: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2010 bis 2020 mit Mittelwerten 2020 in Sachsen-Anhalt

Wie aus Abbildung 10-3 hervorgeht können schon die gemessenen Nitratkonzentrationen an einer Messstelle große zeitliche Schwankungen aufweisen. Dies ist vor allem für die Messstellen zu erwarten, die im Bereich der Grundwasseroberfläche verfiltert sind, weil die Grundwasserbeschaffenheit dort am ehesten vom lokalen Eintragsgeschehen zum Zeitpunkt bzw. kurz vor der Messung bestimmt wird. Somit kann bei einem Vergleich von modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Stichtagsmesswerten zur Nitratkonzentrationen im Grundwasser generell keine exakte Übereinstimmung erwartet werden.

Um die berechneten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dennoch anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu überprüfen, sollten für die Messstellen daher im Idealfall Zeitreihen mit Messwerten zur Nitratkonzentration vorliegen, aus denen ein hypothetischer Mittelwert abgeleitet werden kann, der dann mit der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser verglichen werden kann.

10.4.1 Präselektion geeigneter Grundwassermessstellen zur Plausibilitätsüberprüfung

Wie in Kapitel 6.10 ausgeführt wurden vom LHW Messwerte von ca. 565 Grundwassermessstellen aus dem Zeitraum zwischen 2010 und 2020 zur Verfügung gestellt. Für den Parameter Nitrat standen auf diese Weise landesweit 6.952 Messwerte zur Verfügung. Um beim Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser zeitlich möglichst die Periode zu erfassen, die der Berechnung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zugrunde gelegen hat, wurden für die Medianbildung ausschließlich Grundwassergütedaten aus den Jahren 2016 bis 2020 berücksichtigt. Für diesen Zeitraum lagen für die Messstellen zwischen 5 und 10 Messwerte pro Messstelle vor. Weitere Präselektionskriterien nach Wolters et al. (2021) waren:

- die ausschließliche Verwendung oberflächennah (bis 10 m unter GWO) verfilterter Messstellen und Quellen sowie
- die ausschließliche Einbeziehung von Grundwassermessstellen, die auf ein oxidatives Milieu (geringes bis mittleres Nitratabbauvermögen im Grundwasser, siehe Abbildung 8-20) hinweisen.

Die Gesamtzahl der für die Plausibilitätsüberprüfung geeigneten bzw. verfügbaren Grundwassermessstellen hat sich auf diese Weise auf 159 reduziert. Für die verbliebenen 159 Grundwassermessstellen wurde ein Median pro Messstelle aus den verfügbaren Messwerten im Zeitraum 2016 – 2020 berechnet.

An Grundwassermessstellen beobachtete Nitratkonzentrationen entsprechen in der Regel nicht den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im direkten Umfeld der Messstelle, sondern repräsentieren einen Mischwert aus dem Zustromgebiet der Messstelle (siehe Abbildung 10-4), welches sich in der Regel aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen zusammensetzt. Es wurden daher die linienförmigen Anstrombereiche einer Grundwasserströmungsmodellierung der Firma FUGRO auf 50 Meter verbreitert und wegen des gering angenommenen Einflusses weit entfernter Grundwasserbereiche auf 1000 Meter gekürzt. Für die simulierte Nitratkonzentration im Sickerwasser aus dem Anstrombereich der Messstelle wurde anschließend eine mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet, die den Messwerten gegenübergestellt wurde.

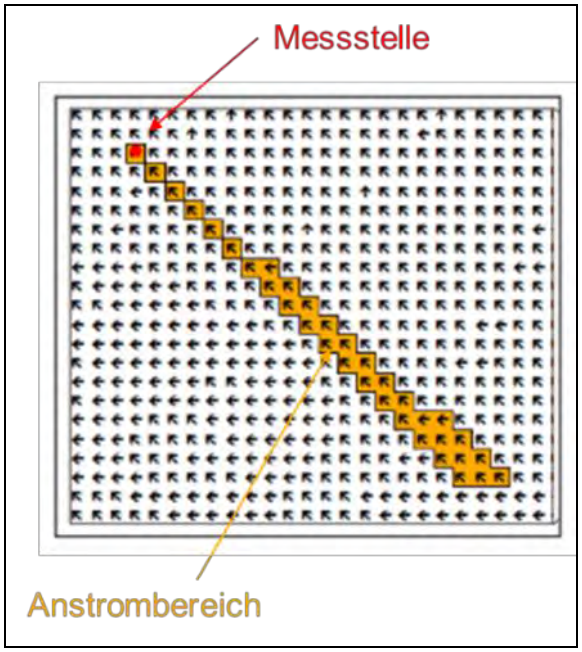


Abbildung 10-4: Schematische Darstellung eines aus einer Grundwasserdruckfläche abgeleiteten Anstrombereichs einer Grundwassermessstelle

10.4.2 Ergebnis der Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Nitratwerten im Grundwasser

Generell geht es bei der Modellierung von Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf Landes- bzw. Bundesebene nicht darum, den zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem bestimmten Ort gemessenen Wert zu reproduzieren. Dies ist aufgrund der begrenzten standortspezifischen Genauigkeit der im Landesmaßstab vorliegenden Eingangsdaten (vgl. Kapitel 6) nicht zu erwarten.

Da ein Vergleich von gemessenen Punktwerten und modellierten Rasterwerten somit nicht zielführend ist, muss definiert werden, wie eine "gute" oder "schlechte" Übereinstimmung definiert werden kann. Als Mindestanforderung lässt sich sicherlich festhalten, dass ein großräumiges Modell in erster Linie die räumlichen Muster widerspiegeln sollte. Das bedeutet, dass Regionen mit hohen Nitratkonzentrationen ("hot-spot"-Regionen) ebenso repräsentativ dargestellt werden müssen wie Regionen mit niedrigen Konzentrationen.

In Bezug auf die absoluten Werte ist es jedoch akzeptabel, wenn es signifikante Unterschiede gibt. Wenn z.B. in einer Region mit überwiegend niedrigen Konzentrationen der gemessene Wert bei 1 mg NO_3/L und der modellierte Wert bei 3 mg NO_3/L liegt, so ist die Übereinstimmung ausgezeichnet, obwohl der gemessene Wert um den Faktor 3 überschätzt wird. Im oberen Konzentrationsbereich kann selbst eine hohe absolute Abweichung noch als gute Übereinstimmung angesehen werden. Liegt beispielsweise eine gemessene Nitratkonzentration bei 126 mg NO_3/L und der modellierte Wert bei 150 mg NO_3/L, so beträgt die Abweichung zwar 24 mg/L, die lokale Belastungssituation wird dann aber im Modell dennoch sehr gut abgebildet.

Um zu einer systematischen, nachvollziehbaren Bewertung der Modellvalidität zu kommen, wurden zunächst die Beobachtungs- und Messwerte klassifiziert. Anschließend wurde die Übereinstimmung der Mess- und Beobachtungswerte mit den jeweiligen Klassen bewertet. In Fällen, in denen die modellierten und beobachteten Werte in dieselbe Klasse fielen, wurde die Übereinstimmung als sehr gut eingestuft. Je mehr die Klassen der modellierten und gemessenen Werte voneinander abweichen, desto schlechter ist die Übereinstimmung.

Als Maß hierfür wurde die Differenz zwischen den Klassen herangezogen. Werden alle Messpunkte betrachtet, erhält man eine Verteilung der Klassendifferenzen von gemessenen und berechneten Werten. Im Idealfall eines perfekten Modells wären alle Klassenunterschiede gleich Null; in der Praxis verteilen sich die Klassenunterschiede um einen Mittelwert und mit einer gewissen Streuung. Aus diesen Parametern lassen sich sowohl Rückschlüsse auf die Gültigkeit des Modells und mögliche Unter- oder Überschätzungen ziehen.

Für diese Art der Auswertung müssen die Klassenbreiten definiert werden. Grundsätzlich gilt, dass sich die ideale Klassenbreite eines Histogramms aus der Anzahl der Messwerte ergibt. Da bei den Messwerten bzw. den modellierten Werten eine sehr große Spannbreite vorlag, wurde, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, eine einheitliche Klassenbreite von 25 mg NO_3/L festgelegt, Der Vergleich wurde daher auf sieben Klassen (0-25, 25-50, . . . > 150 mg NO_3/L) bezogen.

Die in Abbildung 10-5 dargestellte Karte vermittelt zunächst einen Überblick über das Ergebnis der Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im

Sickerwasser mit Nitratwerten im Grundwasser in Sachsen-Anhalt. Die Punkte zeigen in ca. 500-facher Überhöhung die Konzentrationsbereiche, in denen die Mediane der Messwerte an den präselektierten 159 Grundwassermessstellen liegen. Hierbei wurden die gleichen Klassenbreiten und die gleiche Farbabstufung wie bei den Flächenfarben, welche die modellierte mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser zeigt, gewählt.

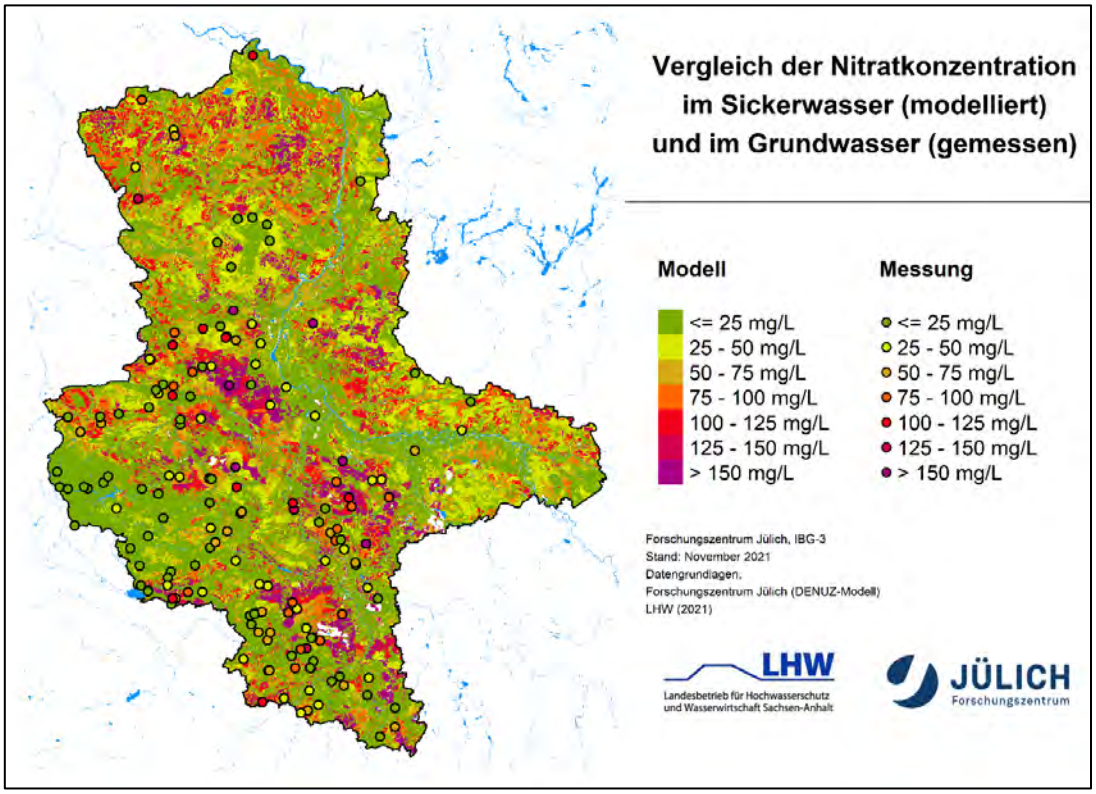


Abbildung 10-5: Median gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser 2016 bis 2020 für 159 präselektierte Grundwassermessstellen und flächenhaft modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser

Wie aus Abbildung 10-5 hervorgeht, verbleiben nach Anwendung der Präselektionskriterien nur noch wenige Messstellen nördlich der Mittelgebirgsschwelle, die in die Auswertung einbezogen werden konnten. Hauptursache hierfür sind die dort weit verbreitet auftretenden reduzierten Grundwasserverhältnisse, die einen Nitratabbau im Grundwasser ermöglichen, so dass die Messstellen für den Vergleich mit den simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nicht geeignet sind.

Abbildung 10-6 zeigt zusätzlich den Vergleich der Klassenbreiten der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser als Häufigkeitsverteilungen. In diesem Zusammenhang wird die Übereinstimmung als gut bezeichnet, wenn die beobachteten und gemessenen Konzentrationen in der gleichen Klasse liegen. Eine akzeptable Übereinstimmung liegt vor, wenn eine Abweichung von einer Konzentrationsklasse vorliegt. Beträgt die Abweichung zwei Konzentrationsklassen und mehr, so ist die Übereinstimmung mäßig bzw. schlecht.

Auch wenn die nach der Präselektion verbliebene Anzahl von 159 Grundwassermessstellen für eine Plausibilitätsüberprüfung auf Landesebene gering ist, wurde auf dieser Basis

eingeschätzt, ob das regionale Zusammenspiel von N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, atmosphärischer N-Deposition, N-Umsetzungs- und N-Abbauprozessen im Boden und der Wasserhaushaltssituation im Hinblick auf die Dimension und die räumliche Repräsentanz realitätsnah abgebildet wird.

Die Häufigkeitsverteilung in Abbildung 10-6 zeigt, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für 35 % der 159 Grundwassermessstellen in demselben Konzentrationsklassenbereich wie die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (2016 – 2020) liegen. Für weitere 32 % der Messstellen fallen die modellierten Werte in den nächsthöheren oder nächstniedrigeren Klassenbereich, was noch akzeptabel ist. Für etwa 33 % der Messstellen ergeben sich jedoch erhebliche Abweichungen von mehr als einer Klassenbreite.

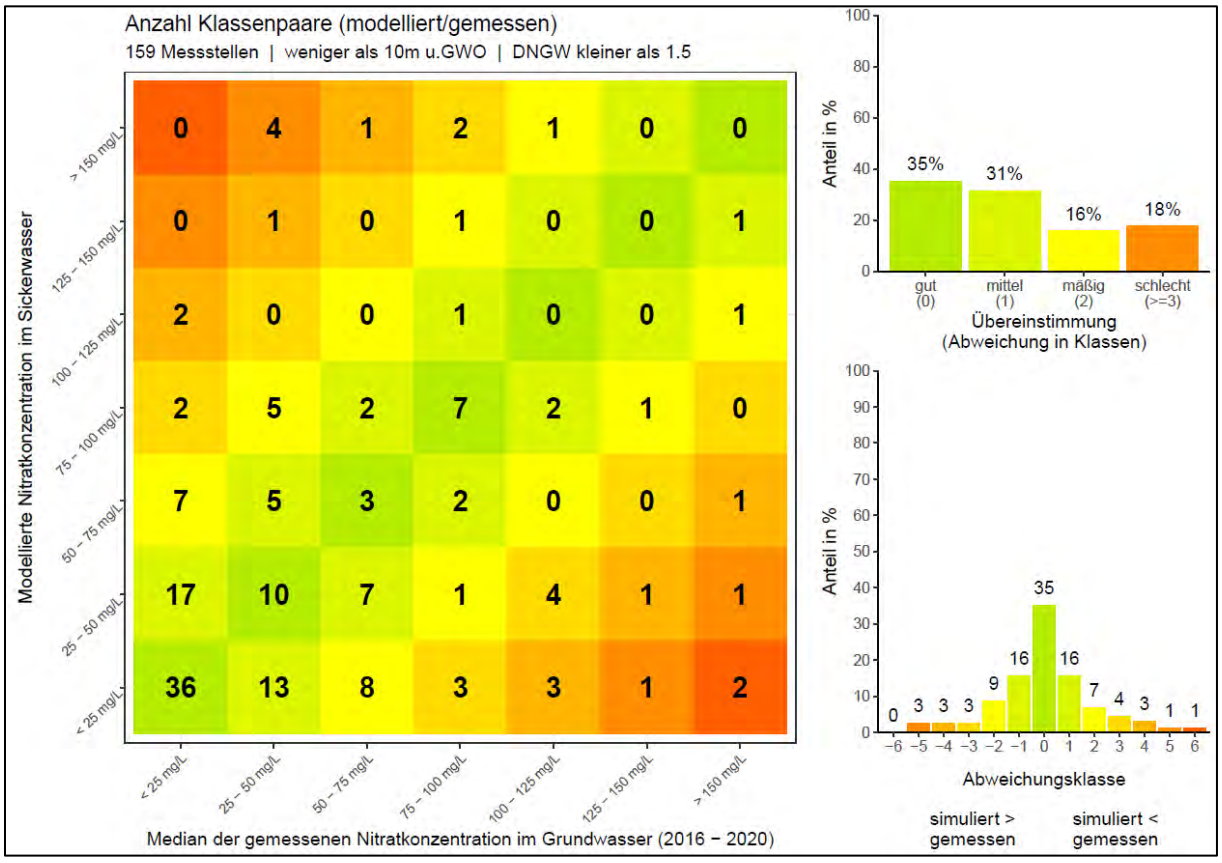


Abbildung 10-6: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser

In einem nächsten Schritt wurden modellierte und beobachtete Nitratkonzentrationen differenziert nach den drei Hauptarten der Landnutzung, nämlich Ackerland, Grünland, Wald sowie übrige Landnutzungstypen, verglichen. Ausschlaggebend für die Zuordnung einer Messstelle zu einem bestimmten Landnutzungstyp war die dominierende Landnutzung im jeweiligen Einzugsgebiet einer Messstelle bzw. im Einzugsgebiet einer Quelle. Der Vergleich von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist in Abbildung 10-7 als Häufigkeitsverteilungen dargestellt.

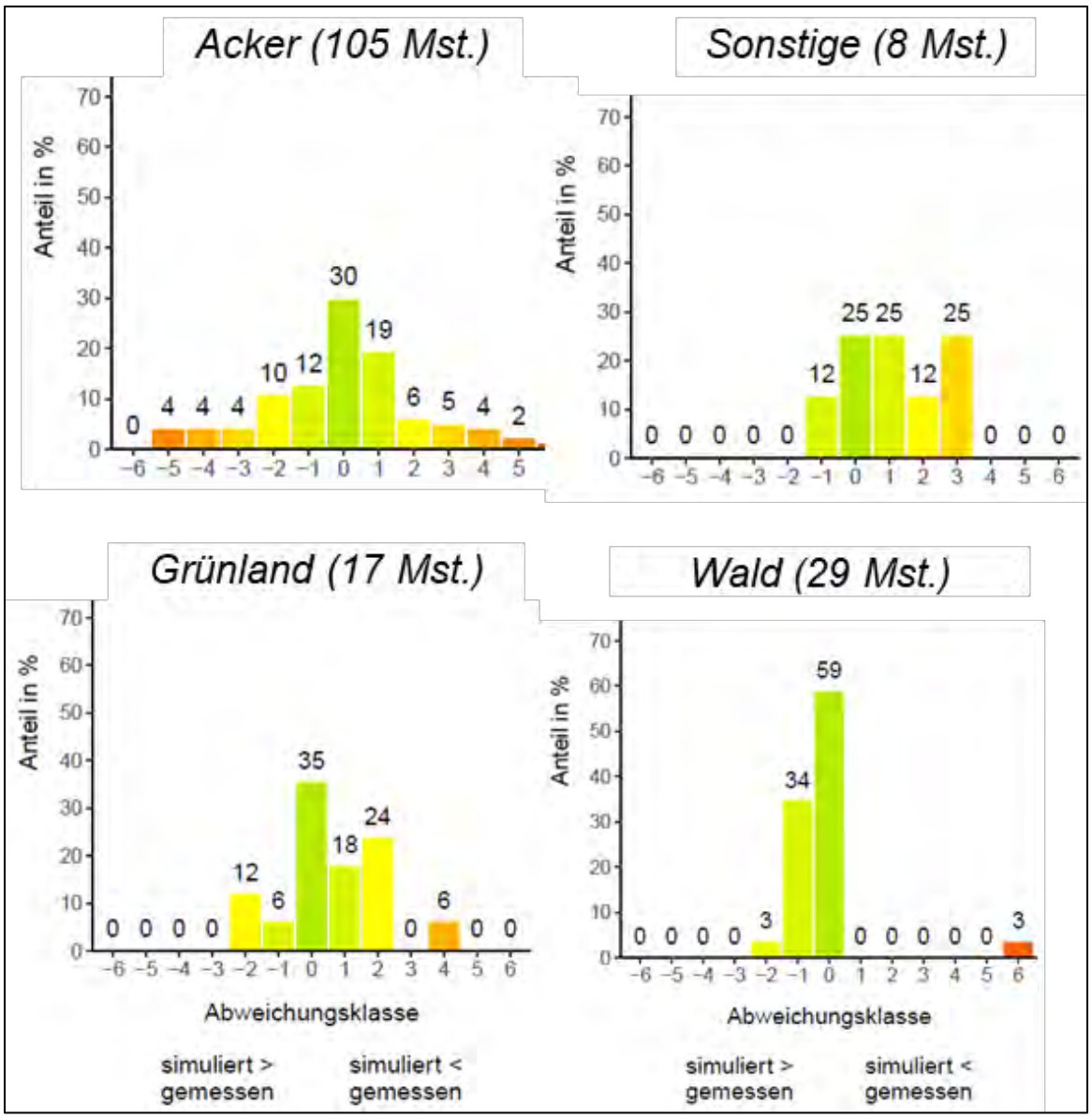


Abbildung 10-7: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser unterschieden nach den Hauptlandnutzungsarten „Acker“ (oben links), „Wald“ (unten rechts), „Grünland“ (unten links) und „Sonstige“ (oben rechts)

Für die Landnutzungskategorie **Acker** (Abbildung 10-7, oben rechts) verblieben nach der Präselektion 105 Grundwassermessstellen für den Vergleich. Hier zeigten die modellierten Werte an 30% der Messstellen eine gute Übereinstimmung, während sich an 31% der Messstellen eine Abweichung von einer Klasse ergab und an 39% der Messstellen Abweichungen von zwei Klassen und mehr. Die festgestellten Abweichungen entsprechen bei der Landnutzungskategorie Acker durchaus den Erwartungen. Sie sind Ausdruck kleinräumig wechselnder Unterschiede in der Landbewirtschaftungsintensivität (Düngeniveau) oder bei den angebauten Feldfrüchten, welche bei der Berechnung der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse mit dem RAUMIS-Modell auf Gemeindeebene (vgl. Kapitel 8.1) nicht berücksichtigt werden konnten. Modellrechnungen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser in Regionen, in die neben generalisierten N-

Bilanzüberschüssen auch lokal erhobene N-Bilanzen eingegangen sind, haben in diesem Zusammenhang bereits den Nachweis erbracht, dass die Abweichung geringer wird, wenn lokale (schlagbezogene) N-Bilanzen anstelle von N-Bilanzen auf Gemeindeebene verwendet werden (Wendland et al., 2015).

Insgesamt ist bei den festgestellten Abweichungen keine eindeutige Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der Messwerte festzustellen. Die Wertepaare deuten darauf hin, dass das Gesamtsystem, welches die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bestimmt, gut abgebildet wird. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt wurde daher Abstand davon genommen, das Modell für die Landnutzungskategorie Acker neu zu kalibrieren. Dies erscheint erst sinnvoll, wenn die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Modellierung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in höherer räumlicher Auflösung zur Verfügung stehen.

In Abbildung 10-7 unten links werden die Nitratkonzentrationen an allen Messstellen verglichen, an denen **Grünland** die wichtigste Landnutzungskategorie ist. Nach Anwendung der oben erwähnten Vorauswahlkriterien standen 17 Messstellen für den Vergleich zur Verfügung. An diesen Messstellen zeigen 35 % eine gute Übereinstimmung in den Nitratkonzentrationsklassen, während 24 % die Konzentrationen um eine Klasse über- oder unterschätzen.

In Abbildung 10-7 unten rechts ist die simulierte Nitratkonzentration im Sickerwasser den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser für die Landnutzungskategorie **Wald** gegenübergestellt. Von den insgesamt 29 Messstellen in dieser Kategorie zeigen 59 % eine gute und 34 % eine akzeptable Übereinstimmung, wobei hierbei die simulierte Nitratkonzentration eine Klasse höher ist als die gemessene. Diese leichte Überschätzung liegt wahrscheinlich daran, dass auch andere Landnutzungstypen mit N-Bilanzüberschuss in diese Anstrombereichen liegen, was die mittlere Nitratkonzentration in diesem Bereich erhöht.

Die insgesamt zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist ein Hinweis darauf, dass die vorgenommenen Parametrisierungen bei den Faktoren, die zur Nitratkonzentration im Sickerwasser beitragen, prinzipiell in Ordnung sind. Dies betrifft vor allem die Parametrisierungen im mGROWA-Modell zur Berechnung der Sickerwasserraten und im DENUZ-Modell zur Berücksichtigung der N-Immobilisierung und der Denitrifikation von Waldböden.

10.5 Maximal zulässiger N-Bilanzüberschuss und N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L

Wie in Kapitel 10.3 ausgeführt, wurde die Berechnung des maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses und des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L über eine “Rückwärtsrechnung” ermittelt, bei der abgeschätzt wurde, wie hoch die Summe aus N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition hypothetisch maximal sein darf, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/L nicht zu überschreiten. Der maximale N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft wurde auf 60 kg N/(ha·a) begrenzt. Auf diese Weise sollte verhindert werden, dass Standorte

(Rasterzellen) mit einem hohen Nitratabbaupotential im Boden (z.B. grundwassernahe Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz, z.B. Moorböden) als mögliche „Senke“ für überschüssigen Stickstoff aus der Landwirtschaft missbraucht werden. Das Ergebnis zeigt Abbildung 10-8.

Überwiegend aufgrund der geringen Sickerwasserraten liegen die maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse in den nordöstlichen Landesteilen der Lockergesteinsregion bei weniger als 25 kg N/(ha·a), während in den Bördelandschaften aufgrund der hohen Verweilzeiten rechnerisch bis 50 kg N/(ha·a) hypothetisch zulässig wären. Vor dem Hintergrund des weiterhin geltenden Verschlechterungsverbots eines vorliegenden bzw. eines einmal erreichten Zustandes nach EG-WRRL (2000) ist es für diese Flächen aber nicht zulässig, höhere als die aktuellen N-Bilanzüberschüsse zu erlauben, selbst wenn es durch höhere landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse noch zu keiner Überschreitung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L kommen würde. Eine Erhöhung der landwirtschaftlichen N-Austräge, z.B. durch Transport von Wirtschaftsdünger von Region A nach Region B, wird dadurch ausgeschlossen.

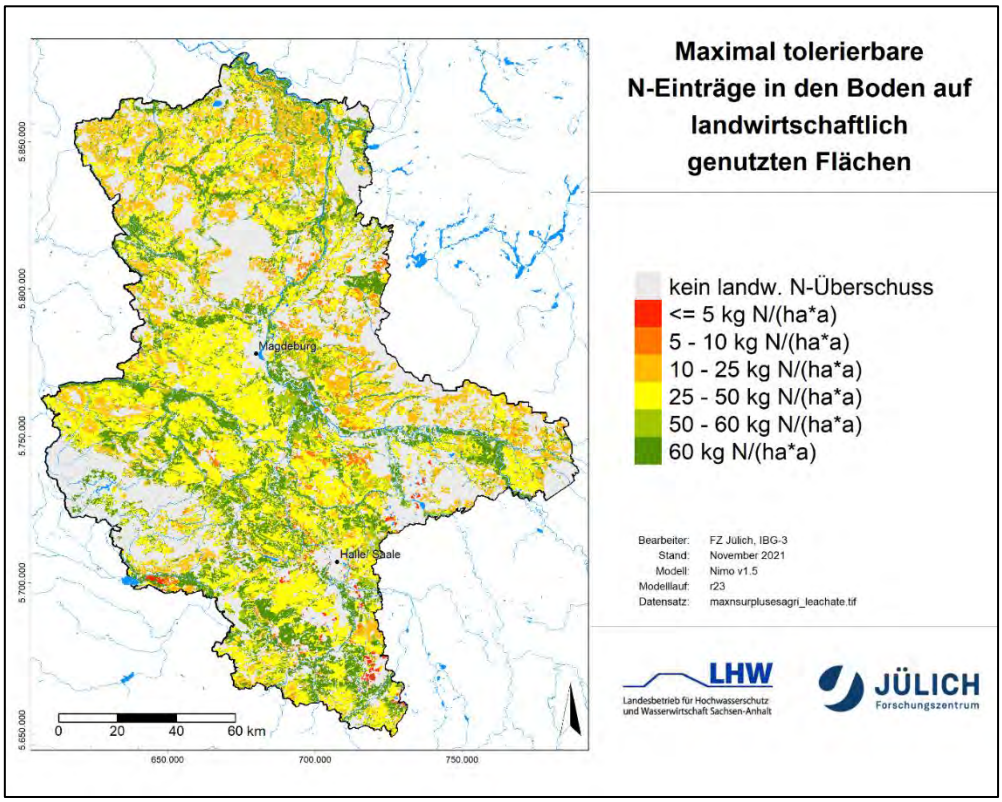


Abbildung 10-8: Maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Einträge in den Boden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von höchstens 50 mg NO_3/L (Abbildung 10-9) erfolgte auf der WRRL-relevanten Berichtsebene, d.h. auf der Ebene der Grundwasserkörper. Auszuweisen ist der N-Minderungsbedarf in diesem Zusammenhang ausschließlich für „problematische“ Grundwasserkörper, die aufgrund der Nitratbelastung im schlechten Zustand sind (vgl. Abbildung 10.1).

Der N-Minderungsbedarf wird für alle Landwirtschaftsflächen zunächst auf Rasterbasis berechnet und ergibt sich aus der Differenz der aktuellen landwirtschaftlichen N-Einträge in den Boden, d.h. aus den Flächenbilanzüberschüssen der Landwirtschaft plus atmosphärischer NHx-Deposition und der auf 60 kg N/(ha·a) begrenzten maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse zur Erreichung des Umweltziels (Abbildung 10-8). Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ermittlung des N-Minderungsbedarfs unterstellt wird, dass die gesamte Verminderung des N-Austrags aus dem Boden bei den N-Bilanzüberschüssen zu erbringen ist, obwohl neben dem landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzsaldo auch die atmosphärische N-Deposition eine Rolle spielt. Der landwirtschaftliche N-Bilanzsaldo ist jedoch als eine Schlüsselgröße anzusehen und sollte daher einen entsprechenden Beitrag zur Reduktion der N-Austräge aus dem Boden liefern (LAWA 2014).

Abbildung 10-9 zeigt die räumliche Verteilung des N-Minderungsbedarfs, ausschließlich innerhalb der Grundwasserkörper, die laut Abbildung 10-1 in „schlechtem Zustand“ sind. Aufsummiert ergibt sich hier ein N-Minderungsbedarf auf landwirtschaftlichen Flächen von ca. 1.950 t N/a.

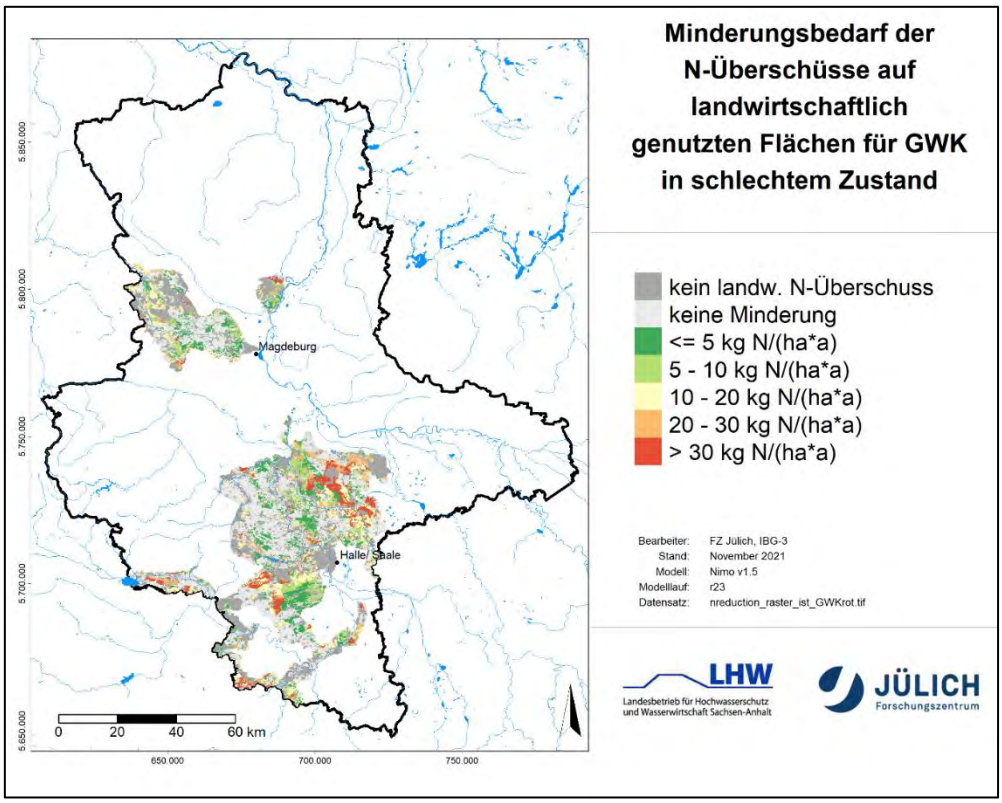


Abbildung 10-9: N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L für die Grundwasserkörper in „schlechtem Zustand“

Für die landwirtschaftlich genutzten Flächen, für die ein N-Minderungsbedarf berechnet wurde, liegt dieser auf Rasterebene in einem weiten Bereich zwischen weniger als 5 und 30 kg/(ha·a). In dunkelgrau dargestellt sind in Abbildung 10-9 alle nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, die außerhalb der Gebietskulisse für die Umsetzung landwirtschaftlicher N-Minderungsmaßnahmen liegen. Vor allem in Bördelandschaften sind hellgrau eingefärbte

Flächen weit verbreitet. Hierbei handelt es sich um landwirtschaftlich genutzte Flächen, die keine Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO_3/L aufweisen und deshalb rechnerisch einen negativen N-Minderungsbedarf haben.

Die Häufigkeitsverteilung der Menge des in Abbildung 10-9 dargestellten N-Minderungsbedarfs zeigt, dass ca. 14% der landwirtschaftlichen Flächen innerhalb der „roten Gebiete“ einen N-Minderungsbedarf von mehr als 20 kg N/(ha·a) haben. Ca. 35% dieser Flächen liegen zwischen mehr als 0 und weniger als 20 kg N/(ha·a). Auf den 51% der landwirtschaftlichen Fläche besteht nach der Modellierung kein N-Minderungsbedarf (Abbildung 10-10).

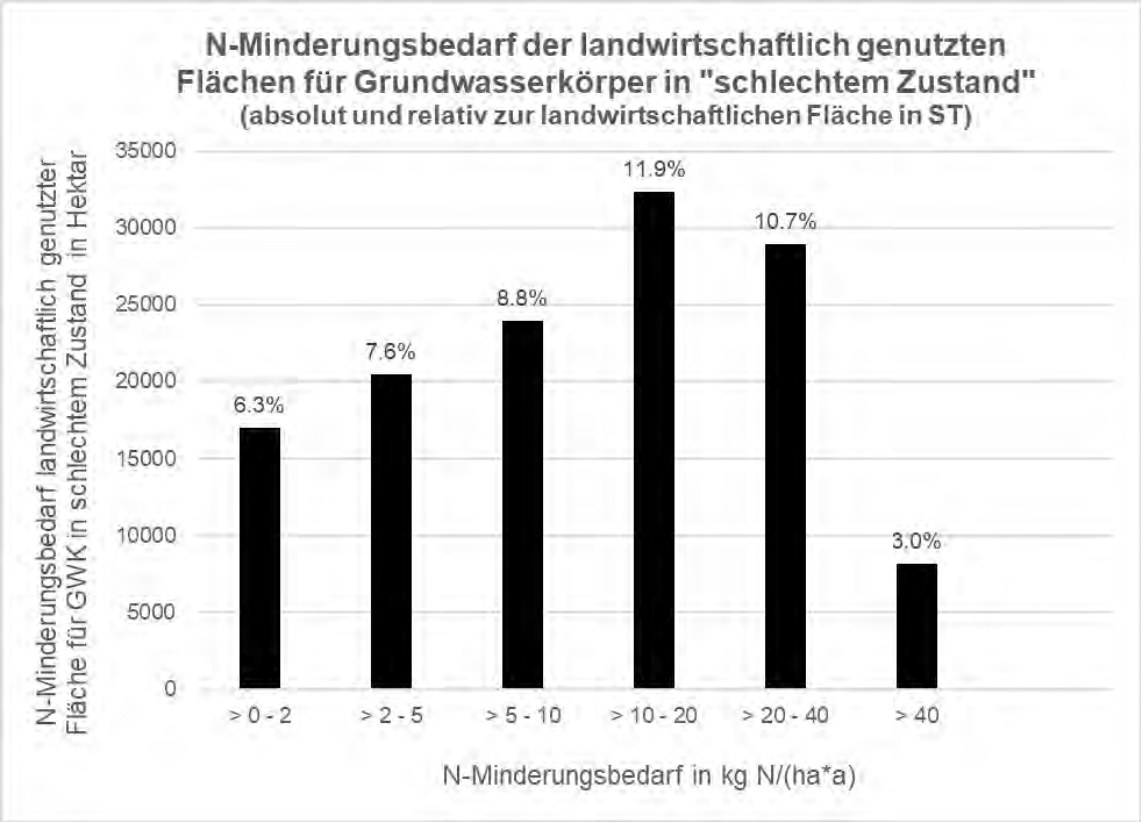


Abbildung 10-10: Häufigkeitsverteilung des N-Minderungsbedarfs Landwirtschaftsflächen zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L für Grundwasserkörper in „schlechtem Zustand“

Ein N-Minderungsbedarf wurde auch bereits in der Studie von Kuhr et al. (2014) ausgewiesen, so dass es naheliegend erscheint, die beiden Ergebnisse vergleichend gegenüberzustellen. Die beiden Ergebnisse sind jedoch aus einer Vielzahl an Gründen nur bedingt miteinander vergleichbar:

- In der hier vorgelegten Studie wurde mit dem mGROWA-Modell ein sehr viel komplexeres Wasserhaushaltsmodell verwendet als in der Studie von Kuhr et al. (2014). Die Bodenwasserhaushaltsmodule, in denen die Ermittlung der für die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs benötigten Sickerwasserhöhe erfolgt, unterscheiden sich grundlegend voneinander. Die Höhe und regionale Verteilung modelliererten Sickerwasserhöhen unterscheiden sich dadurch.

- In der hier vorgelegten Studie erfolgte die Abbildung der mittleren langjährigen Wasserhaushaltssituation zudem für die hydrologische Periode 1990-2020, während in der Studie von Kuhr et al. (1990) die hydrologische Periode 1970-2000 verwendet wurde. Schon durch die unterschiedlichen hydrologischen Perioden kommt es zu Abweichungen im Hinblick auf die Höhe und regionale Verteilung modellierten Sickerwasserhöhen.
- In der hier vorgelegten Studie wurde der Stickstoffflächenbilanzüberschuss der Landwirtschaft für den Zeitraum 2014-2016 mit dem RAUMIS-Modell berechnet, in der Studie von Kuhr et al. (2014) mit dem Modell STOFFBILANZ für die Periode 2007-2009. Unterschiede im Hinblick auf die Höhe und regionale Verteilung der modellierten N-Bilanzüberschüsse sind dadurch nur sehr eingeschränkt miteinander vergleichbar.
- In der hier vorgelegten Studie wurde der PINETI3-Datensatz (2013-2015) als atmosphärische N-Deposition berücksichtigt, in der Studie von Kuhr et al. (2014) die atmosphärische N-Deposition nach Gauger (1999-2007). Vor allem modellbedingt unterscheiden sich die Höhe und regionale Verteilung der atmosphärischen N-Deposition grundlegend voneinander.
- Neben der in ihrer Höhe und regionalen Verteilung unterschiedlichen Sickerwasserhöhen, N-Flächenbilanzüberschüsse und atmosphärische N-Deposition wurden für die hier vorliegende Studie auf der von Riemann et al. (2017) überabeiteten Bodenkarte aufgesetzt.
- Für die hier vorliegende Studie wurde auf Parameter aus einer in einer Gemeinschaftsarbeit von LLG und LAGB neu erstellten BK50 aufgesetzt. Bei allen Modellergebnissen zum Wasserhaushalt, zu den Verweilzeiten im Boden und im Hinblick auf die im Boden denitrifizierte Nitratmenge kommt es hierdurch zu datengrundlagenbedingten Unterschieden zur Studie von Kuhr et al. (2014).

Eine vergleichende Gegenüberstellung des hier ausgewiesenen N-Minderungsbedarfs kann bei zukünftigen Anwendungen des Modells durchgeführt werden, wenn sich die Unterschiede bei den Modellergebnissen ausschließlich auf die abgebildeten Betrachtungszeiträume zurückführen lassen und modellbedingte und/oder datengrundlagenbedingte Unterschiede auszuschließen sind.

10.6 Auswirkung des AGRUM-DE-Szenarios I (Baseline + DüV) auf den N-Minderungsbedarf

10.6.1 Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung der Auswirkungen der Baseline-Projektion und der DüV (Zinnbauer et al., 2022)

Zur Quantifizierung der N-Überschüsse im Jahr 2027 wird analog zu AGRUM DE ein zweistufiges Verfahren gewählt. Im ersten Schritt wird die regionale Agrarstruktur in das Zieljahr projiziert. Dazu wird auf die Projektion der Thünen-Baseline 2030 (Haß et al., 2020)

zurückgegriffen. Im zweiten Schritt wird das veränderte Düngeverhalten der landwirtschaftlichen Betriebe unter Berücksichtigung der Vorgaben der DüV 2020 simuliert.

Thünen-Baseline

Die Thünen-Baseline beschreibt die erwartete Entwicklung der Agrarstruktur, Agrarmärkte, Einkommen und Umweltwirkungen, unter bestimmten Annahmen zur Entwicklung äußerer Faktoren (Haß et al., 2020). Für die regionale Agrarproduktion sind hier besonders die erwarteten relativen Preise und der technische Fortschritt von Bedeutung, da diese zu großen Teilen das Angebot bestimmen. Folgend werden kurz die wichtigsten, in der Baseline-Projektion ermittelten Veränderungen, benannt (vgl. Haß et al., 2020):

- Die Silomaisflächen nehmen um 18 % ab, Getreide- (+5 %) und Ölsaatenanbau (+20 %) weiten sich aus.
- Rinder- (-13 %) und Schweinebestände (-8 %) sind insgesamt rückläufig, dagegen nimmt die Geflügelproduktion zu (+8 %).
- Der technische Fortschritt führt zu höherer Effizienz und damit höheren Leistungen (Erträge, Milchproduktion). Der Ausnutzungsgrad von Stickstoff steigt um 0,5 Prozentpunkte pro Jahr.
- Es wird angenommen, dass (nicht flexibilisierte) Biogasanlagen mit einem Förderbeginn vor 2006 nach 20-jähriger Förderung vom Netz gehen und die Effizienz der Blockheizkraftwerke kontinuierlich zunimmt. Die Vergärung von Silomais und Getreide wird auf 44 % begrenzt. Die gesamte installierte Leistung reduziert sich um ca. ein Drittel von 4100 MW auf rund 3000 MW (vgl. Abbildung 10-11).

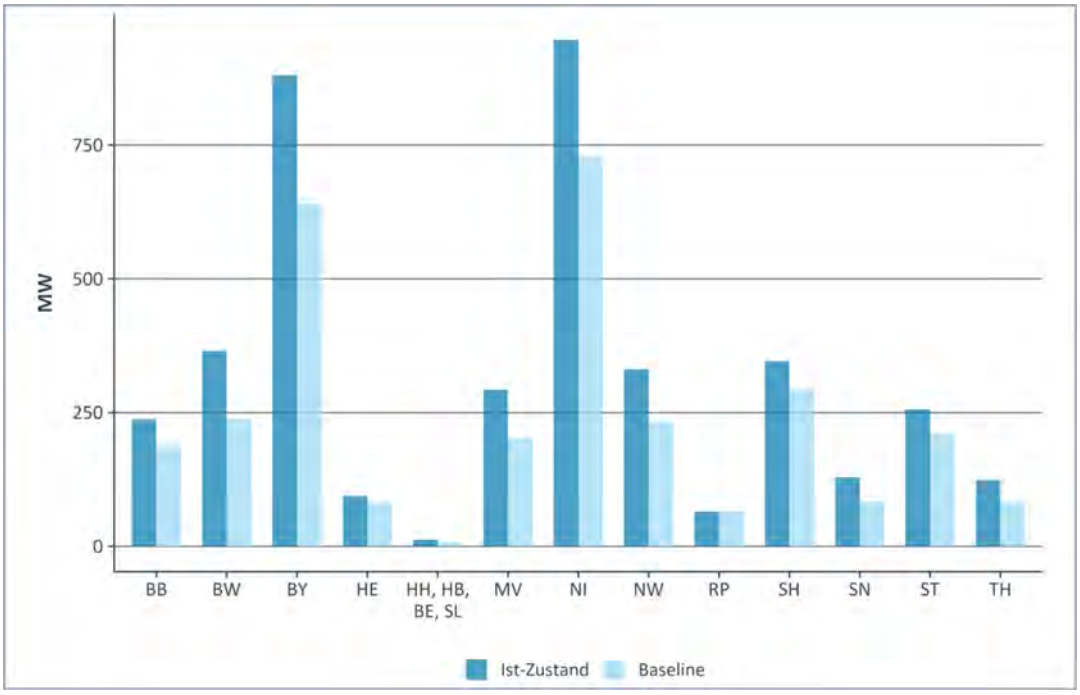


Abbildung 10-11: Installierte elektrische Leistung im Basisjahr und in der Baseline-Projektion
Quelle: (Zinnbauer et al., 2022)

Abgebildete Einzelmaßnahmen

Die prognostizierte Agrarstruktur ist Ausgangspunkt für die Wirkungsabschätzung zur DüV. Die DüV wird in ihrer Wirkung als Maßnahmenpaket betrachtet, das aus mehreren Einzelmaßnahmen besteht. Aufgrund der Modellarchitektur können nicht alle Maßnahmen der DüV generisch abgebildet werden. Beispielsweise ist eine zeitliche Differenzierung innerhalb eines Jahres im Modell nicht möglich, Sperrzeiten werden daher nicht abgebildet. Ebenso werden in den Regionshöfen keine Gewässerrandstreifen berücksichtigt. Folgende Maßnahmen werden im Modell implementiert:

- Düngebedarfsermittlung (DBE) entsprechend §4 DÜV. Im Einzelnen:
  - Kultur- und Ertragsspezifische Stickstoffbedarfskontingente (Sollwerte)
  - Abschläge für den verfügbaren Stickstoff im Boden (Nmin-Werte, vgl. Abbildung 7 2)
  - Abschläge für die N-Nachlieferung aus dem Boden (vgl. Tabelle 7 2)
  - Anrechnung von 10 % des Stickstoffs der organischen Düngung aus dem Vorjahr
  - Anrechnung der Vorfrüchte nach den Vorgaben der DBE
  - Maximal 10 % Überschreitung des ermittelten Düngebedarfs aufgrund nachträglich eintretender Umstände
- Mindestanrechnung von organischen Düngern
- Erweiterung der 170 kg N – Grenze
- <u>In mit Nitrat belasteten Gebieten</u>
  - Reduzierung des Düngebedarfs um 20 %, ausgenommen Gemeinden mit einer N-Zufuhr von weniger als 160 kg N ha-1 insgesamt und maximal 80 kg N ha-1 mineralischer Düngung.
  - Die 20 %-Reduzierung greift nicht für Grünlandflächen, wenn der Grünland-Anteil weniger als 20 % an der LF in einer Gemeinde beträgt.

Annahmen

Endogene Anpassungsreaktionen:

- Bedingt durch die explizite Programmierung der Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene können keine endogenen Anpassungsreaktionen an die DüV abgebildet werden. Etwaige strukturelle Anpassungen als Folge der DüV, z. B. der Abbau von Viehbeständen oder die vermehrte Vergärung von Wirtschaftsdüngern, werden nicht ermittelt.

Vollständige Umsetzung der DüV:

- Es wird von einer vollständigen Umsetzung der DüV ausgegangen. Die Rahmenbedingungen der DüV werden in allen Gemeinden eingehalten.

Anpassungsverhalten:

- Aus den beiden erstgenannten Annahmen ergeben sich die beiden möglichen Anpassungsreaktionen der Regionshöfe im Modell:
  - Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes

- Abgabe von Wirtschaftsdünger an die umliegenden Gemeinden

Ertragsrückgänge in mit Nitrat belasteten Gebieten:

In mit Nitrat belasteten Gebieten wird davon ausgegangen, dass die Reduzierung des Düngebedarfs negative Ertragswirkungen nach sich zieht. Zur Quantifizierung der Ertragswirkungen wurde auf Untersuchungen von VDLUFA (2018) und Bundesrat (2020) zurückgegriffen. Daraus wurden folgende Ertragsrückgänge abgeleitet:

– Gemüsekulturen: 10 %
– Getreide, Raps und Nachwachsende Rohstoffe (außer Silomais): 5 %
– Kartoffeln, Zuckerrüben, Silomais, Wintergerste, Triticale: 3 %

Kulissen der mit Nitrat belasteten Gebiete nach §13a DüV

Dem Projekt wurde die ausgewiesene Kulisse der nach §13a DüV als mit Nitrat belastet Gebiete zugrunde gelegt. Insgesamt sind in Sachsen-Anhalt rund 6 % der LF oder 73 T ha als belastet ausgewiesen worden (vgl. Abbildung 10-12).

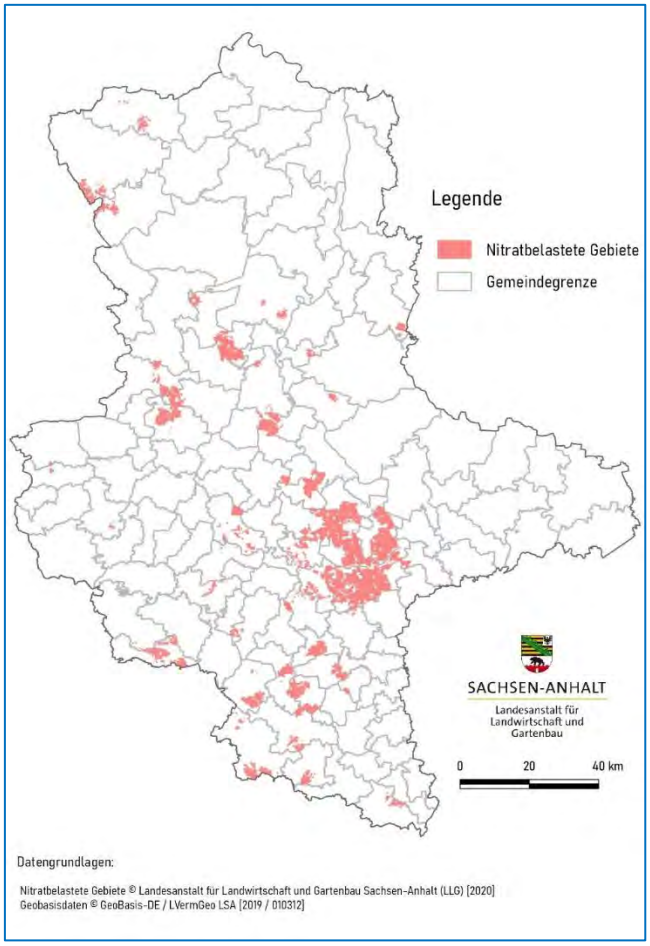


Abbildung 10-12: Mit Nitrat belastete Gebiete nach §13a DüV

Da hierbei die Erstanwendung der AVV GeA erfolgte, wurde sowohl die immissionsbasierte als auch die emissionsbasierte Flächenabgrenzung vorgenommen. Zur Implementierung im Modell wurden die Zellen des LF-Rasters anhand der Kulisse aufsummiert und die Kulisse anschließend mit den Gemeinden verschnitten und die betroffene Fläche auf

Gemeindeebene aggregiert. Die zusätzlichen Maßnahmen und korrespondierenden Annahmen für die belasteten Gebiete gelten für die so als belastet identifizierten Flächenanteile jeder Gemeinde.

Quantifizierung aus dem Boden nachgelieferten N-Menge

In der Düngebedarfsermittlung sind Abschläge zu berücksichtigen, die der Stickstoffnachlieferung aus dem Boden Rechnung tragen. Dazu zählen die N-Mineralisierung auf humosen Standorten und die im Boden verfügbare N-Menge (Nmin).

Stickstoffnachlieferung aus dem Boden:

Für die Mineralisierung auf humosen Standorten sieht die DüV pauschale Abschläge in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Standortes vor (Anlage 4 DüV, Tabellen 6 und 11). Die Humusgehalte bzw. Gehalte an organischer Substanz im Boden von Acker- und Grünlandstandorten wurden auf Grundlage der BüK200 (BGR, 2018) als jeweilige Flächenanteile jeder Anteilsklasse je Gemeinde im Modell berücksichtigt. Anteilig wurden entsprechend der Klassifizierung Abschläge bei der DBE vorgenommen (vgl. Tabelle 10-1).

Im Boden verfügbare N-Menge (Nmin):

Informationen zu Nmin-Werten (Frühjahrs-Nmin) wurden auf Basis der Nmin-Richtwerte im Mittel der Jahre 2014 – 2016, regional differenziert nach Amtsbereich und VDLUFA-Bodengruppen dem Thünen-Institut bereitgestellt (vgl. Abbildung 10-13). Die Bodengruppen wurden aus der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) abgeleitet (LLG, unveröff.).

Die Daten wurden harmonisiert und in das RAUMIS-Modell implementiert.

Tabelle 10-1: Abschläge für die Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat nach DüV

Anteil organischer Substanz bzw. Humusgehalt (%)	**Grünland (kg N ha^{-1})**	**Ackerland in (kg N ha^{-1})**
> 4 [1]		20
< 8 [2]	10	
8 - 15 [2]	30	
15 - 30 [2]	50	
> 30 (Hochmoor) [2]	50	
> 30 (Niedermoor) [2]	80	

Quelle: Zinnbauer et al., 2022. Klassifizierung nach DüV 2020, Anlage 4, Tabellen 4 und 11. 1) nur für Ackerland, bezogen auf den Humusgehalt. 2) nur für Grünland, bezogen auf die organische Substanz im Boden.

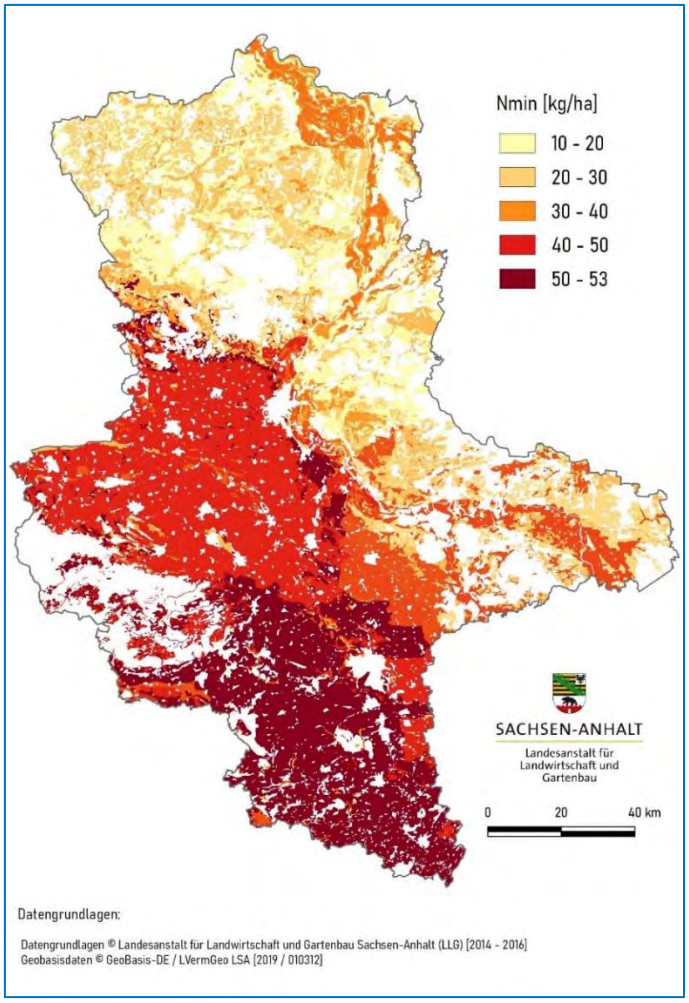


Abbildung 10-13: regionalisierte Nmin-Werte

Die Verteilung der Nmin-Werte korrespondiert naturgemäß mit den standörtlichen Gegebenheiten (Bodengruppe, Verlagerungsdisposition, Stickstoffnachlieferungsvermögen) und repräsentiert mittlere Bewirtschaftungseinflüsse. Höhere Nmin-Werte sind oft auf die unvollständige Auswaschung des Herbst-Nmin und Mineralisationsprozesse während des hydrologischen Winterhalbjahres zurückzuführen. Einflüsse aufgrund der (Vor-)Kulturen oder Unterschieden in der Historie der organischen Düngung können nicht im Modell abgebildet werden.

10.6.2 Auswirkung des AGRUM-DE-Szenarios I (Baseline + DüV) auf den N-Minderungsbedarf

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen der Düngeverordnung wurden der vom Thünen-Institut für Ländliche Räume der im Rahmen des AGRUM-DE-Projektes abgeleitete Datensatz mit den Entwicklungen der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Baseline unter Zugrundelegung der von den Bundesländern übermittelten Nmin-Werte in Form eines Szenario-Datensatzes der N-Überschüsse der Landwirtschaft DÜV des Szenarios „Baseline (2027) + DÜV (NMin)“ bereitgestellt (vgl. Abb. 10-14).

Gegenüber dem in Abb. 8-1 dargestellten Stickstoffflächenbilanzüberschuss 2014-2016 kommt es bedingt durch den Rückgang der Biogasproduktion und der DBE ein Rückgang von ca. 47.400 t N/a auf ca. 38.000 t N/a. Lokal kommt es jedoch auch zu einer Erhöhung der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse durch Landnutzungsänderungen, eine veränderte Verteilung der organischen Düngemittel, eine gesteigerte Milchleistung bei konstanter Effizienz, die in Grünlandregionen auch durch verringerte Entzüge bedingt ist.

Die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Baseline aus Abb. 10-14 wurden anschließend mit den Modellen mGROWA-DENUZ verknüpft. Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für den Ist-Zustand (2014-2016) ermittelten N-Minderungsbedarf zur Erreichung des Grundwasserschutzziels zu gewährleisten, wurden hierbei alle Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabegrößen des Modells konstant gehalten. Letzteres betrifft vor allem die den Wasserhaushalt antreibenden Klimaparameter (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), aber auch die regionale Verteilung der Landnutzung. Auf diese Weise wurde zunächst die zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen (1981-2010) ermittelt (vgl. Abb. 10-15).

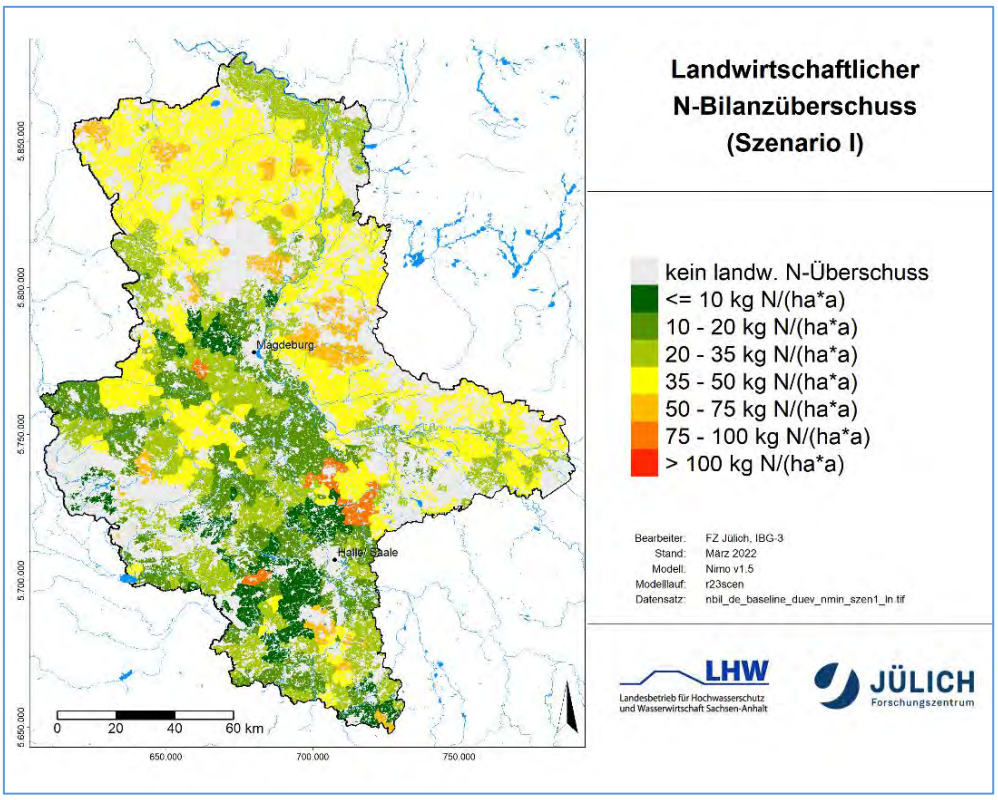


Abbildung 10-14: N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für das Szenario „Baseline (2027) + DÜV (NMin)

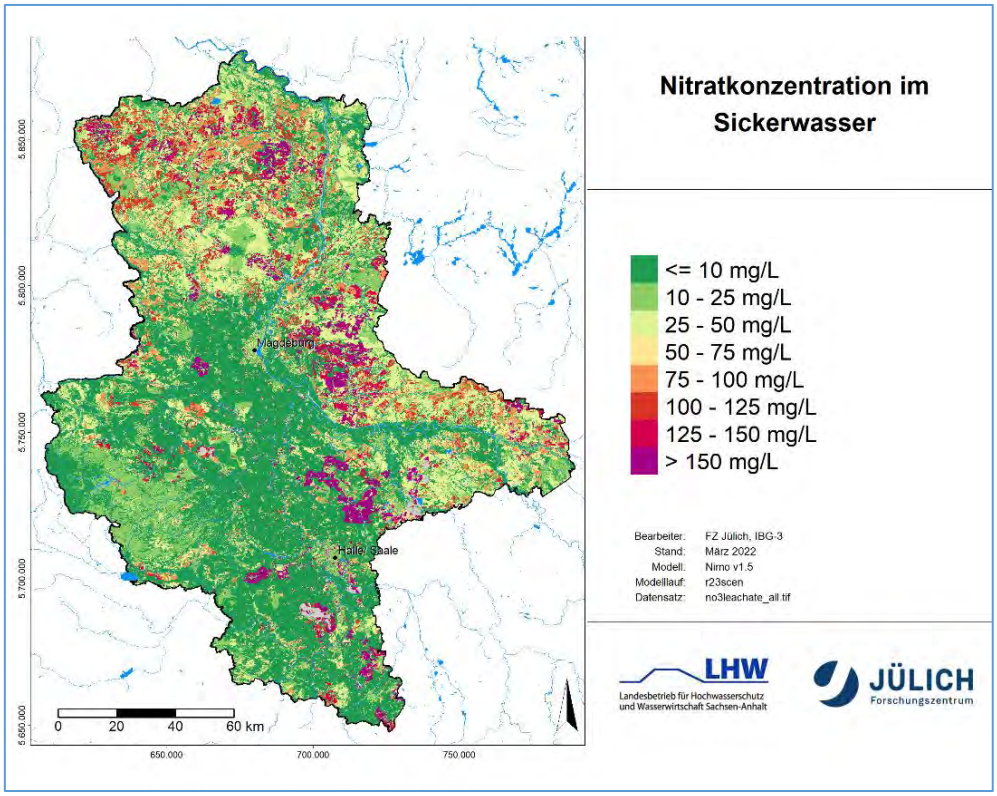


Abbildung 10-15: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline + DÜV)

Vergleicht man die in Abb. 10-15 dargestellte Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline (2027) + DÜV (Nmin)) mit der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser für den Ist-Zustand (Abb. 10-2), so stellt man den Einfluss der deutlichen Reduzierung des N-Bilanzüberschusses vor allem im Schwarzerdegebiet fest. Größere Bereiche mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 50 mg NO_3/L bleiben beschränkt auf Gebiete ohne hohe Denitrifikationspotentiale im Boden in Kombination mit geringen Sickerwasserhöhen.

Abbildung 10-16 zeigt den ausgewiesenen N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“. Im Vergleich zum N-Minderungsbedarf Im Ist-Zustand in Höhe von 1.950 t N/a (Abb. 10-9) liegt der N-Minderungsbedarf bei diesem Szenario mit nur noch 1.060 t N/a auf einem deutlich reduzieren Niveau.

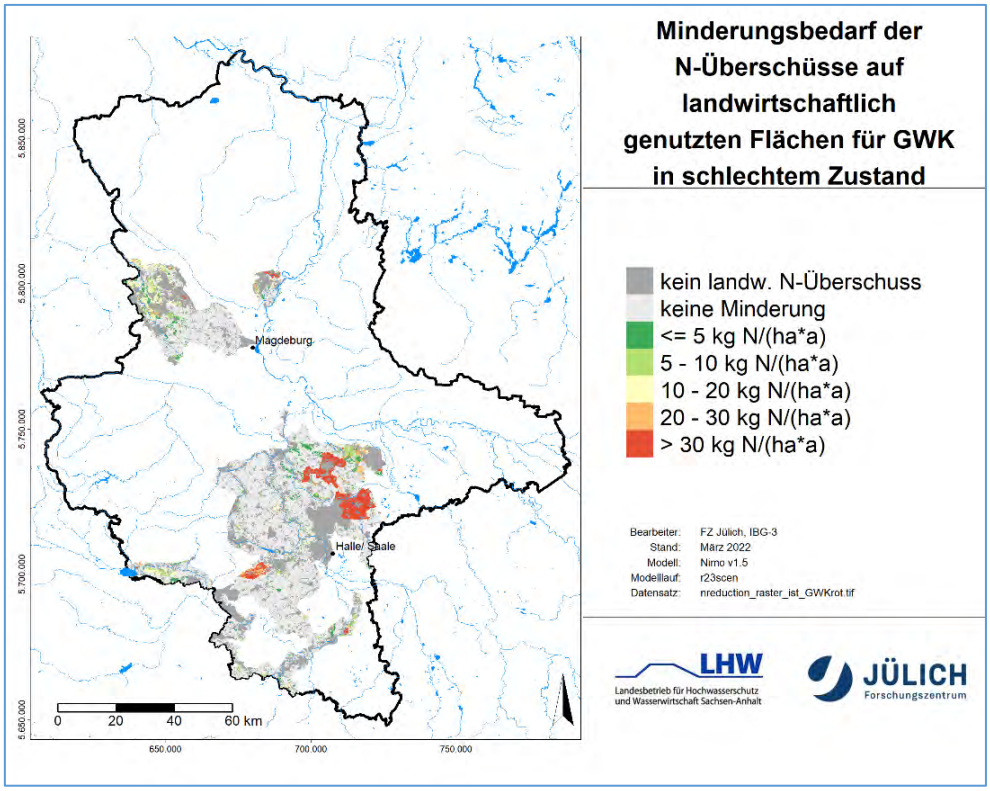


Abbildung 10-16: N-Minderungsbedarf für das Szenario „Baseline (2027) + DÜV (NMin) für die Grundwasserkörper mit Handlungsbedarf

11 Szenario-Berechnungen für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen

Im Bereich der Punktquellen bzw. kommunalen Kläranlagen soll eine Prognose der Auswirkungen anlagenbezogener technischer Minderungsmaßnahmen für die Parameter Phosphor und Stickstoff vorgenommen werden. Das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt hat dem Forschungszentrum Jülich Informationen zu Maßnahmen an signifikanten Punktquellen übermittelt und Szenario-Berechnungen bereitgestellt.

Für die Szenario-Berechnungen wurden die Stammdaten der kommunalen Kläranlagen sowie die Eigenüberwachungsergebnisse des Jahres 2020 verwendet.

11.1 Phosphor

Oberflächenwasserkörper (OWK), bei denen im Rahmen der Zustandsbestimmung 2014 – 2018 eine Überschreitung des Orientierungswertes für P_{ges} vorliegt und bei denen gemäß MEPhos der Anteil der Punktquellen am Gesamteintrag von P_{ges} gleich oder größer 20 % ausgewiesen ist, werden als P-Handlungsgebiete angesehen (GLD). Nach dieser Differenzierung wurden 38 OWK als P-Handlungsgebiete identifiziert. Für die Reduzierung der Phosphoreinträge wurde für die P-Handlungsgebiete ein generalisiertes Bewirtschaftungskonzept zugrunde gelegt. Demnach sollen für Kläranlagen der Größenklassen (GK) 3 bis 5 gemäß Anhang 1 AbwV strengere, über die Mindestanforderungen hinausgehende Anforderungen an die Ablaufqualität (Überwachungswert) gestellt werden (Tabelle 11-1). Der Betreiber einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage kann sich zur erforderlichen Reduzierung der jährlichen P_{ges}-Fracht, anstatt einer Anpassung des Überwachungswertes, alternativ auch für die Festlegung eines einzuhaltenden Jahresmittelwertes in der wasserrechtlichen Erlaubnis entscheiden. Der einzuhaltende Jahresmittelwert beträgt jeweils 60 Prozent der Anforderung.

Tabelle 11-1: Anpassung des P_{ges}-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5 in den P-Handlungsgebieten

Größen-klasse (GK)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach wasser-rechtlicher Erlaubnis)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach Anhang 1 AbwV)	Maßnahmenplanung	
			Anforderung	einzuhaltender Jahresmittelwert (60% Anforderung)
GK 3	bis 15 mg/l	Keine Anforderung	2,0 mg/l	1,2 mg/l
GK 4	bis 2 mg/l	2 mg/l	1,0 mg/l	0,6 mg/l
GK 5	bis 1,3 mg/l	1 mg/l	0,7 mg/l	0,4 mg/l

Maßnahmen für kommunale Kläranlagen der GK 1 und 2 werden im Rahmen einer Einzelfallprüfung in Abhängigkeit der Belastung des OWK festgelegt. Diese ist vor allem dann notwendig, wenn der Anteil der Phosphorbelastung eines OWK zu mehr als 20 % aus diesen kommunalen Kläranlagen stammt. Basis dafür ist die Abschätzung aus dem Modell MEPhos. Bei der Einzelfallprüfung ist die biologische Einstufung der entscheidende Faktor. Maßnahmen werden vorgeschlagen, wenn im Rahmen der Zustandsbestimmung eine aus Biokomponenten erkennbare Belastung sowohl hinsichtlich der Nährstoffbelastung als auch der organischen Belastung ausgewiesen wurde.

In den 38 OWK, die als P-Handlungsgebiete zählen, sind 63 kommunale Kläranlagen ausgewiesen, welche hinsichtlich der P-Eliminierung verbessert werden sollen. Die betreffenden 63 kommunalen Kläranlagen machen im Jahr 2020 ca. 90 % der P-Gesamtfracht aller Kläranlagen aus. 28 der 63 Kläranlagen halten im Berichtsjahr 2020 bereits die geplanten Jahresmittelwerte ein, die 60 % des Überwachungswertes entsprechen. Für sie wurde die im Jahr 2020 gemeldete Fracht in die Prognose übernommen. Bei den restlichen 35 Kläranlagen der GK 2 bis 5 wurden Minderungen berechnet, die zwischen den Kläranlagen unterschiedlich groß ausfallen (Abbildung 11-1). Insgesamt wurde eine Gesamtminderung in Höhe von 19 t P_{ges}/a berechnet. Die P_{ges}-Ablauffracht 2020 von insgesamt 219 kommunalen Kläranlagen beträgt ca. 102 t/a. Im Ergebnis der Szenario-Berechnung beträgt die prognostizierte P_{ges}-Ablauffracht aller kommunalen Kläranlagen noch 83 t/a.

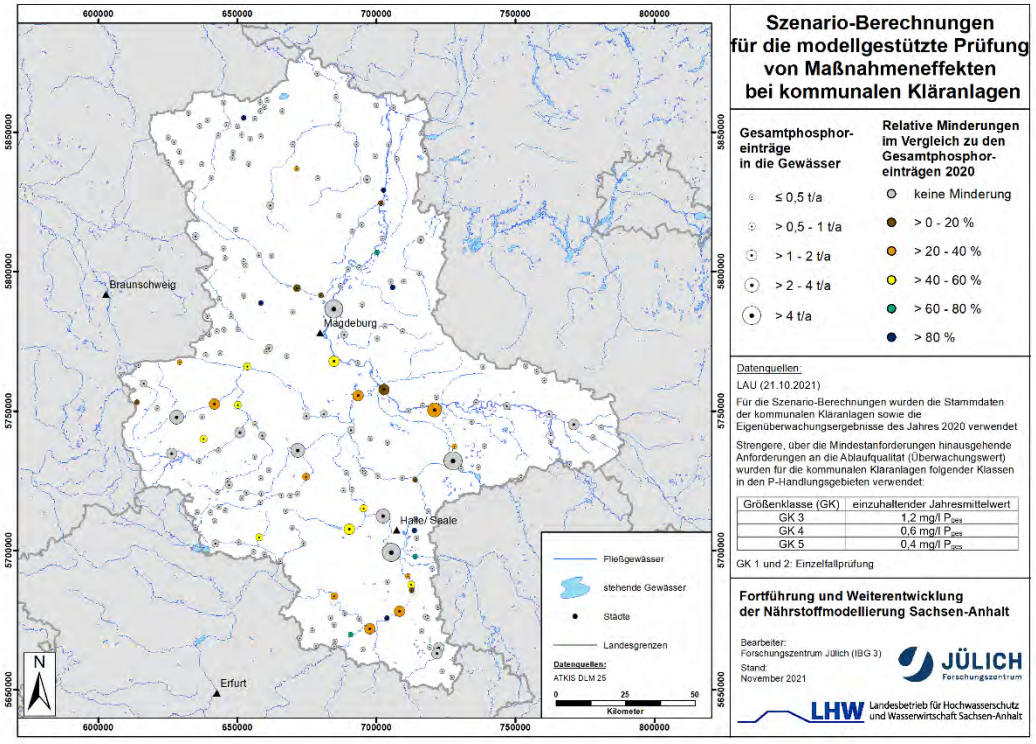


Abbildung 11-1: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter Gesamtphosphor

11.2 Stickstoff

Für die Szenario-Berechnungen wurden die Überwachungswerte für NH_4-N und N_{ges} (anorganischer Gesamtstickstoff N_{anorg}) entsprechend der Empfehlung der adhocAG Anhang 1 „Nährstoffe“ gewählt. Für kommunale Kläranlagen der Größenklasse GK 3 bis 5 wurde der Überwachungswert für Ammoniumstickstoff auf 5 mg/L festgelegt. Für kommunale Kläranlagen der GK 3 wurde der Überwachungswert für N_{anorg} auf 18 mg/L und für Kläranlagen der GK 4 und 5 auf 13 mg/L festgelegt. Analog zur Vorgehensweise bei Phosphor wurde bei der Szenario-Betrachtung davon ausgegangen, dass die sichere Einhaltung eines geplanten Überwachungswertes einen mittleren Betriebswert in Höhe von 60 % des Überwachungswertes erfordert und sich die Abwassermengen nicht ändern (Tabelle 11-2 und Tabelle 11-3).

Tabelle 11-2: Maßnahmenplanung des NH_4-N-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5

Größen-klasse (GK)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach wasser-rechtlicher Erlaubnis)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach Anhang 1 AbwV)	Maßnahmenplanung NH_4-N	
			Anforderung	einzuhaltender Jahresmittelwert (60% Anforderung)
GK 3	bis 10 mg/l	10 mg/l	5 mg/l	3 mg/l
GK 4	bis 31 mg/l	10 mg/l	5 mg/l	3 mg/l
GK 5	bis 10 mg/l	10 mg/l	5 mg/l	3 mg/l

Tabelle 11-3: Maßnahmenplanung des Nanorg-Überwachungswertes für kommunale Kläranlagen der GK 3 bis 5

Größen-klasse (GK)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach wasser-rechtlicher Erlaubnis)	Anforderung an die Ablaufqualität (nach Anhang 1 AbwV)	Maßnahmenplanung N_{anorg}	
			Anforderung	einzuhaltender Jahresmittelwert (60% Anforderung)
GK 3	bis 50 mg/l	Keine Anforderung	18 mg/l	10,8 mg/l
GK 4	bis 35 mg/l	18 mg/l	13 mg/l	7,8 mg/l
GK 5	bis 40 mg/l	13 mg/l	13 mg/l	7,8 mg/l

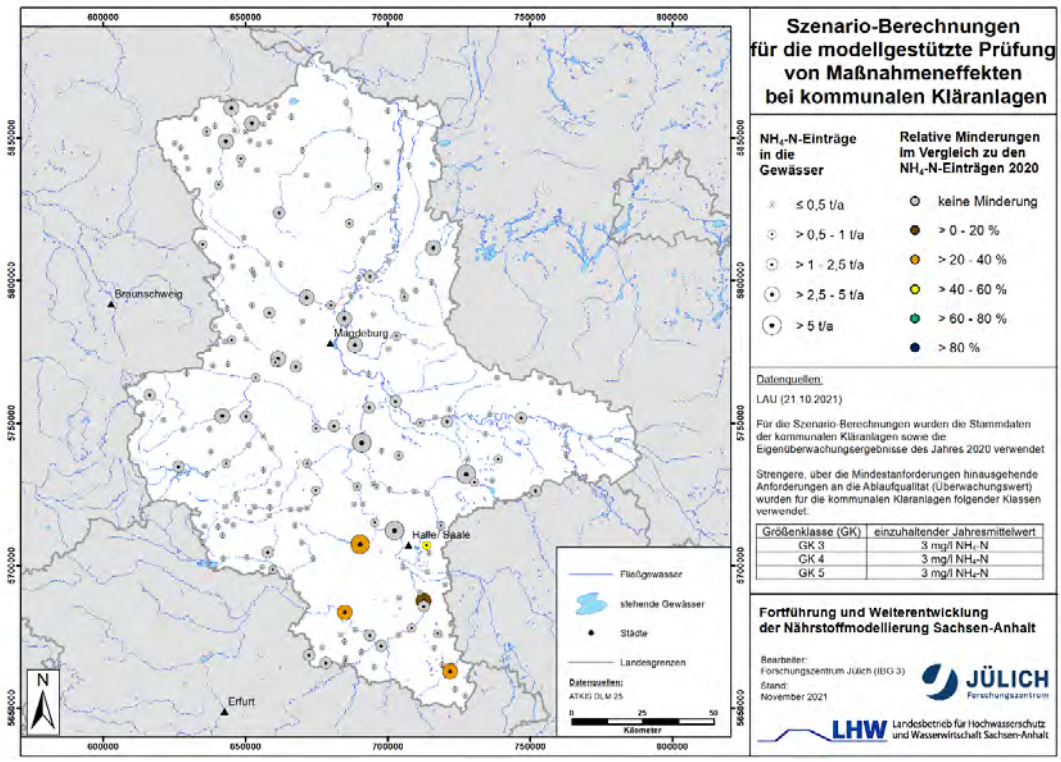


Abbildung 11-2: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter NH_4-N

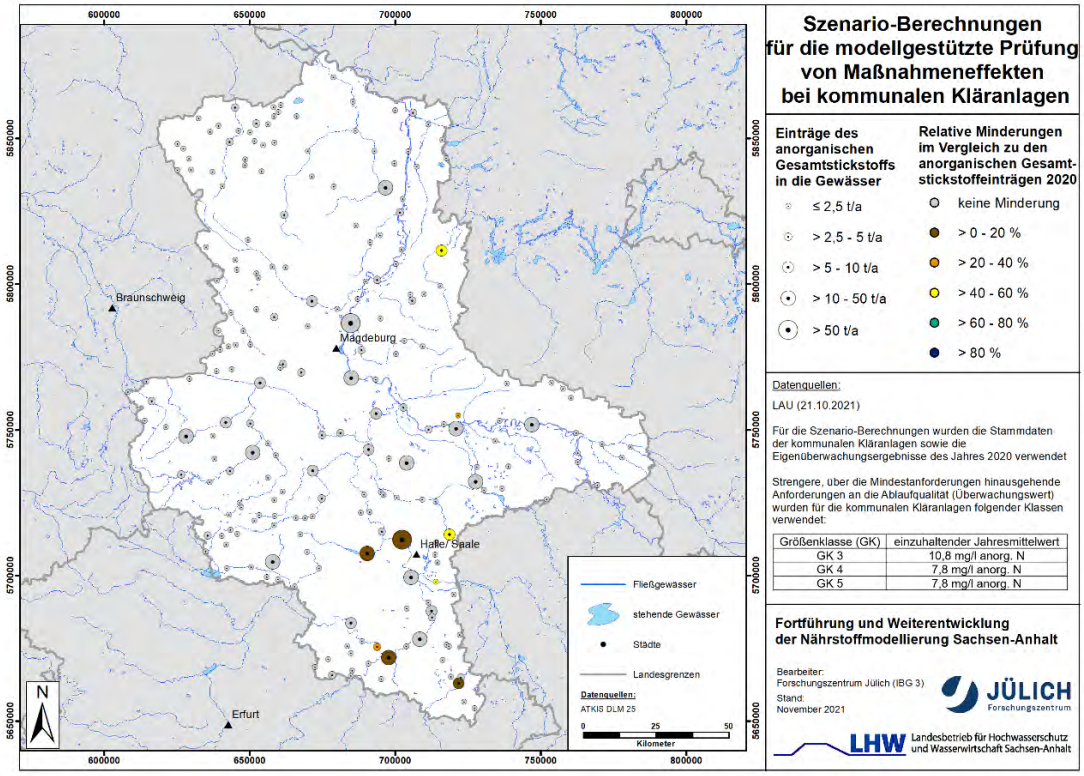


Abbildung 11-3: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter N_{anorg}

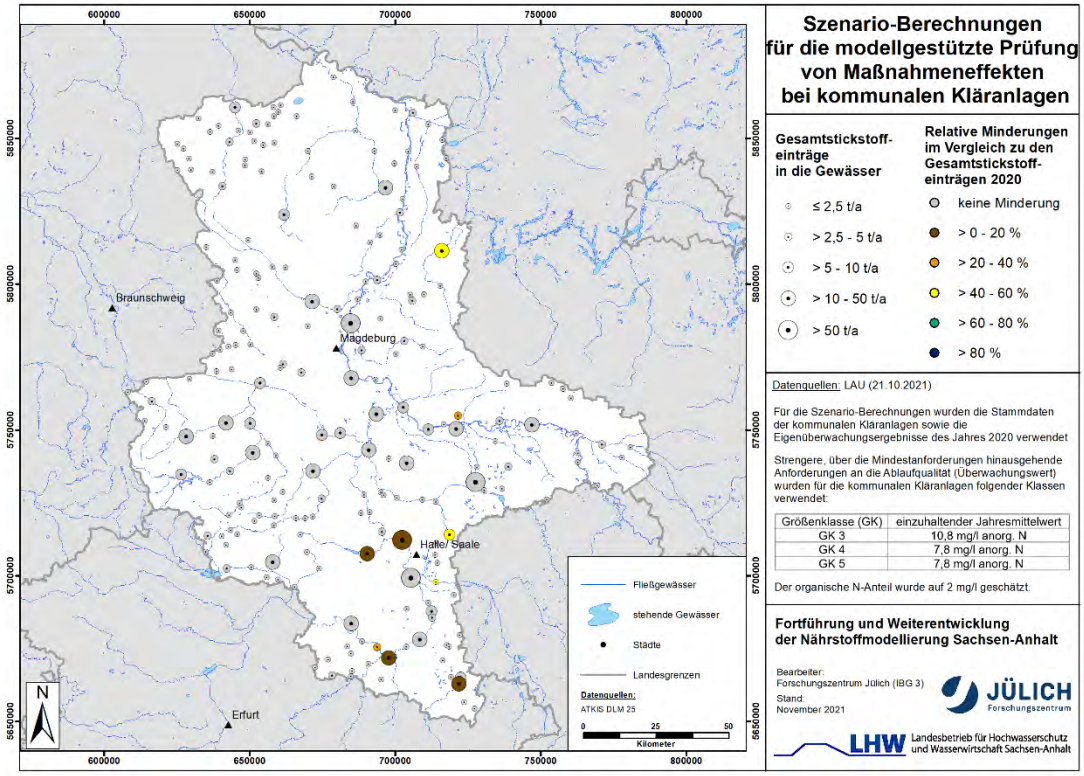


Abbildung 11-4: Szenario-Berechnung für die modellgestützte Prüfung von Maßnahmeneffekten bei kommunalen Kläranlagen für den Parameter Gesamtstickstoff

Das Ergebnis der Szenario-Berechnung für den Parameter NH_4-N ist in Abbildung 11-2 dargestellt. Lediglich fünf Kläranlagen im südlichen Teil des Landes erfüllen die geplanten einzuhaltenden Jahresmittelwerte nicht. Im Vergleich zu der Gesamtfracht 2020 aller Kläranlagen von 159 t NH_4-N/a sind die Einträge der Szenario-Berechnung um 7 t NH_4-N bzw. 4 % vermindert. Abbildung 11-3 zeigt das Ergebnis der Szenario-Berechnung für den Parameter N_{anorg}. Bei neun Kläranlagen ist eine Minderung zu erkennen, die von 10 % bis 55 % reicht. Insgesamt betragen die N_{anorg}-Gesamtfracht der Szenario-Berechnung 759 t/a, welche eine Reduzierung um 47 t/a bzw. 6 % gegenüber der Gesamtfracht 2020 bedeutet. Um konsistent mit den Modellergebnissen in Kapitel 8 zu bleiben, die den Parameter TN_b bzw. Gesamtstickstoff betrachten, wurden nach Absprache mit dem LAU 2 mg/L N_{org} bei der Szenario-Berechnung N_{anorg} hinzugerechnet. Das führt zu einer weiteren Szenario-Berechnung (für den Parameter Gesamtstickstoff), deren Ergebnis aus Abbildung 11-4 zu ersehen ist. Die prognostizierte Gesamtfracht für Gesamtstickstoff aus allen Kläranlagen beträgt 1.043 t/a bei einer Minderungsmenge von 47 t/a.

Die Ergebnisse der Szenario-Berechnungen für Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff sind in den entsprechenden Informationssystemen integriert.

12 Zusammenfassung

Ziel des Projektes war es, das im Jahr 2014 erstmals aufgebaute Nährstoffmodell Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2014) auf der Basis weiterentwickelter Einzelmodule und räumlich höher aufgelöster Modelleingangsdaten zeitlich fortzuschreiben und zu aktualisieren.

- Mit dem zeitlich hoch aufgelösten mGROWA-Modell wurden für die hydrologische Periode 1981-2010 basierend auf verbesserten bodenkundlichen und hydrogeologischen Modelleingangsdaten die relevanten Eintragspfade für Nährstoffe (Abflusskomponenten) ausgewiesen.
- Zur Modellierung der N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die diffusen Eintragspfade wurden mit dem RAUMIS-Modell des Thünen Instituts in Braunschweig neu berechnete landwirtschaftliche Modelleingangsdaten der Periode 2014-2016 berücksichtigt.
- Zur Ermittlung der N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus punktförmigen Quellen und urbanen Systemen wurde größtenteils Daten aus Tetzlaff et al. (2017) einbezogen.
- Zur Abschätzung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone (Boden und Grundwasserdeckschichten) und der Fließzeiten des Grundwassers im Aquifer wurden verbesserte bodenkundliche und hydrogeologische Modelleingangsdaten (siehe Kunkel & Wendland, 2019) verwendet.
- Als Voraussetzung für eine verbesserte regionale Ausdifferenzierung des Nitratabbaupotentials im Grundwasser wurde ein stark erweiterter Grundwassergütedatenbestand einbezogen.
- Für eine verbesserte räumlich repräsentativere Plausibilitätsüberprüfung der modellierten punktuellen und diffusen Einträge in die Oberflächengewässer stand ein erweiterter Fließgewässerdatenbestand zur Verfügung.

Im Rahmen einer Ist-Zustandsanalyse wurden zunächst die unterschiedliche Herkunft und die Höhe der Nährstoff-Einträge bestimmt. Dadurch konnte eine räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung vorgenommen werden. Hierauf aufbauend wurde eine Aktualisierung der bereits von Kuhr et al. (2014) erstmals aufgebauten Informationssysteme für Stickstoff und Phosphor vorgenommen.

Aufbauend auf der Ist-Zustandsanalyse wurden der regionale N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Schutzziele für das Grundwasser ermittelt. Anschließend wurde eine modellgestützte Analyse von Maßnahmeneffekten für die Schutzziele Grundwasser und Oberflächengewässer vorgenommen. Im Bereich der diffusen N- Einträge wurde in diesem Zusammenhang ein Szenario zur Auswirkung der novellierten Düngeverordnung auf den Nährstoffeintrag analysiert und im Bereich der punktuellen Einträge anlagenbezogene Maßnahmen.

(1) In dem hier vorliegenden Bericht wurden die Methoden, Datengrundlagen und Ergebnisse der Modellierung der diffusen und punktförmigen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten Eintragspfaden und Quellen zusammengefasst.

Ziel der hydrologischen Modellierung mit den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos war die flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Ermittlung der diffusen und punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster für die gesamte Landesfläche, wodurch Modellrechnungen für jeweils ca. 2 Mio. Rasterzellen durchgeführt wurden. Mit den Modellen wurden die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss, Dränagen und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen abgebildet sowie die punktförmigen Einträge über kommunale Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen.

(2) Daten- und Informationsgrundlage des (aktualisierten) Nährstoffmodells Sachsen-Anhalt bildeten aktuelle, von Landeseinrichtungen zur Verfügung gestellte Datenbestände, die landesweit konsistent und in digitaler Form verfügbar sind.

Die für die Modellierung verwendeten Datengrundlagen wurden dem FZ Jülich, solange sie nicht bereits im FZ Jülich vorlagen, über das LHW zur Verfügung gestellt. Die Gebietskulissen zur Abbildung der Nährstoffeinträge über Wassererosion und Dränagen wurden jedoch nicht vom FZ Jülich abgeleitet, sondern als externe Datensätze vom LHW vorgegeben. Als Gebietskulisse zur Modellierung der N- und P-Einträge über Wassererosion wurden dem FZJ von der LLG übermittelte Daten auf Feldblockebene zur Verfügung gestellt. Die Ermittlung der N- und P-Einträge über Dränagen basierte auf einer vom MISB (2021) neu abgeleiteten potentiellen Dränkarte für landwirtschaftliche Flächen.

(3) Mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA wurde die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.

Das Wasserhaushaltsmodell mGROWA wurde für einen Einsatz in großen Modellgebieten (Flusseinzugsgebiete, Bundesländer etc.) konzipiert. Es ist ein deterministisches, konzeptionelles, rasterbasiertes, flächendifferenziertes hydrologisches Bilanzmodell. Basis des Modells ist die Wasserhaushaltsgleichung mit ihren Klima-, Abfluss- und Speichergrößen. Mit mGROWA können die vertikalen Prozesse des Wasserhaushalts bilanziert werden. Zur Abbildung einer möglichst aktuellen mittleren langjährigen - und damit regional typischen - hydrologischen Situation erfolgte die Wasserhaushaltsmodellierung für die Periode 1981-2010.

Ein Gesamtabfluss von über 250 mm/a tritt ausschließlich in den Hochlagen des Harzes auf. In den übrigen Mittelgebirgsregionen südlich der Elbe liegen die Gesamtabflusshöhen,

bedingt durch Niederschläge von weniger als 600 mm/a, großräumig unter 75 mm/a. In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen im Norddeutschen Flachland nördlich der Elbe entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. Gesamtabflusshöhen bzw. Grundwasserneubildungshöhen von mehr als 150 mm/a sind dort trotz der geringen Niederschläge keine Seltenheit. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen hingegen werden wesentliche Teile des Gesamtabflusses über Dränagen, d. h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen der Mittelgebirge ergeben sich ähnlich hohe Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Zwischenabfluss.

(4) Die Netto-Gesamtabflusshöhe bzw. Netto-Grundwasserneubildungshöhe sind die entscheidenden Größen für die Plausibilitätsüberprüfung des Wasserhaushaltsmodells mit an Pegeln gemessenen Abflusswerten

Vor allem in den grundwasserbeeinflussten Regionen nördlich der Elbe kann die Summe des aufwärts gerichteten Zustroms in den Bilanzraum die Summe des abwärts gerichteten Zustroms zum Grundwasserleiter übersteigen, so dass es zu einer Grundwasserzehrung kommt. Die an einem Flusspegel zum Abfluss kommende Abflussmenge wird hierdurch in den betreffenden Gebieten reduziert. Man spricht hier von einer Netto-Gesamtabflusshöhe bzw. Netto-Grundwasserneubildungshöhe, welche für die Plausibilitätsüberprüfung des Wasserhaushaltsmodells mit an Pegeln gemessenen Abflusswerten verwendet wird. Für den modellierten (Netto-) Gesamtabfluss ergab sich an 46 Pegeln mit einem NSE von 0, 92 und einem PBIAS von -2,87% landesweit eine sehr gute Übereinstimmung. Bei der (Netto-) Grundwasserneubildung zeigte sich an 36 präselektierten Pegeln mit einem NSE von 0,63 und einem PBIAS von 22,36% eine befriedigende Übereinstimmung. Dieses Ergebnis belegt, dass die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten gut repräsentiert werden.

(5) Die Brutto-Gesamtabflusshöhe ist die entscheidende Größe für die Ableitung der Eintragspfade für den Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer

Ohne Abzug des vertikalen Zustroms in den Bilanzraum spricht man vom Brutto-Gesamtabfluss, welche den Abfluss darstellen, der auf einer Zelle insgesamt gebildet wird. Diese Größe ist entscheidend für die Abflussseparation und damit die verschiedenen Nährstoffaustragspfade in die Oberflächengewässer. Aus dem modellierten Brutto-Gesamtabfluss wurden dementsprechend die Haupteintragspfade für den Nährstoffaustrag abgeleitet. Hierbei handelt es sich um die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss, urbaner Direktabfluss) sowie die Sickerwasserhöhe und die Grundwasserneubildung.

(6) Die Simulation der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgte mit den Modellen DENUZ und WEKU.

Zur flächendifferenzierten Modellierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer wurden die mit dem Modell mGROWA simulierten Abflusskomponenten und Eintragspfade mit den Modellen DENUZ und WEKU verknüpft. Der Nitratabbau im Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer Michaelis-Menten Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter ausgewaschenen N-Mengen wird der reaktive N-Transport im Aquifer berücksichtigt. Dies erfolgt mit dem Modell WEKU über eine Reaktion erster Ordnung.

(7) Die wichtigsten N-Quellen zur Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sind die N-Bilanzen der Landwirtschaft aus dem RAUMIS-Modell und die atmosphärische N-Deposition aus dem PINETI-3-Modell.

Vom Thünen-Institut wurden die auf Gemeindeebene ermittelten N-Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) verteilt und dem FZJ zur Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer übergeben. Als flächendeckend wirkende N-Quelle wurde die atmosphärische N-Deposition aus dem PINETI3-Datensatz berücksichtigt. Unter Anrechnung einer N-Immobilisierung im Boden in Höhe von 50% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer N-Deposition für Grünland, und einer N-Immobilisierung im Boden von 20% für Nadelwald und von 10% für Laub- und Mischwald unter ausschließlicher Anrechnung der atmosphärischen N-Deposition wurde für Sachsen-Anhalt ein verlagerbarer N-Eintrag in den Boden von ca. 65.200 t N/a t N/a bestimmt.

(8) Die für den Stickstoffaustrag relevanten Nitratabbauraten im Boden weisen regional bedeutende Unterschiede auf.

Während des Transports durch den Boden kann der verlagerbare N-Eintrag in den Boden mikrobiell abgebaut werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ–Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden, die Höhe des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen des Bodens bestimmt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass der Nitratabbau im Boden in Regionen, in denen durch Grundwasser beeinflusste Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz auftreten sowie vor allem in Regionen mit langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden (z.B. Magdeburger Börde), bis zu 50 kg N/(ha·a) und mehr betragen kann, so dass mehr als 90% des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden denitrifiziert werden können. In Mittelgebirgsregionen und im Verbreitungsgebiet von Sandböden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Boden, geringen verlagerbaren N-Mengen im Boden und geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden liegt der Nitratabbau dagegen bei unter 10 kg N/(ha·a). Durch den Nitratabbau im Boden werden die verlagerbaren N-Einträge in den Boden um ca. 41.100 t N/a reduziert. Die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden liegt in Sachsen-Anhalt daher bei ca. 24.100 t N/a t N/a.

(9) Die diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die N-Einträge in die Oberflächengewässer teilen sich nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf.

Während der N-Eintrag in das Grundwasser an die Grundwasserneubildung gebunden ist, erfolgt der N-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabflusses, urbaner Direktabfluss). Die N-Menge teilt sich dabei nach dem Anteil der jeweiligen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, ein anderer Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

(10) Abschwemmung, Erosion und direkte Deposition auf Gewässerflächen spielen für die N-Einträge in die Gewässer eine nur untergeordnete Rolle.

Die diffusen N-Einträge über die an den Oberflächenabfluss gekoppelte Erosion und Abschwemmung treten mit ca. 260 t N/a bzw. 90 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 360 t N/a.

(11) N-Einträge über Dränagen sind in Norddeutschland bedeutsam, südlich der Mittelgebirgsschwelle dominieren hingegen N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss.

Der natürliche Zwischenabfluss stellt in Sachsen-Anhalt eine fast flächenhaft auftretende Abflusskomponente dar. In der Lockergesteinsregion sowie in den Bördelandschaften liegt der N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabflussbei zumeist unter 5 kg / (ha*a) und damit auf einem geringen Niveau. In Festgesteinsregionen mit geringen BFI-Werten (z.B. Harz) dominieren jedoch Werte bis zu 25 kg / (ha*a). Insgesamt werden über diesen Eintragspfad ca. 5.710 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen treten vor die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Flachlands mit einem geringen Flurabstand hervor. Da diese Böden ein hohes Denitrifikationspotential aufweisen, wird ein Großteil der verlagerbaren N-Menge im Boden abgebaut, so dass die N-Einträge über Dränagen dort nur selten 25 kg N/ha a überschreiten. Aufsummiert über die gesamten gedränten Flächen in Sachsen-Anhalt liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer bei ca. 2.830 t N/a.

Beim Vergleich der Modell-Ergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen mit den Ergebnissen aus Kuhr et al. (2014) zeigte sich, dass die Ergebnisse um fast die Hälfte zurückgegangen sind. Ausschlaggebend für dieses deutlich niedrigere Niveau waren die von Steiniger et al (2021) neu abgeleiteten potenziell dränierten Flächen.

(12) Im Norddeutschen Tiefland wird ein Großteil des ins Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut. In den meisten Festgesteinsregionen entsprechen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad weitestgehend den N-Einträgen ins Grundwasser.

Die N-Austräge aus dem Boden, die nicht über Dränagen und Zwischenabfluss in die Gewässer gelangen, werden in das Grundwasser eingetragen und durch den Aquifer zu einem Oberflächengewässer transportiert. Je nach dem Denitrifikationsvermögen im Aquifer können dabei Nitratabbauprozesse ablaufen.

Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserfließzeiten, der Stickstoffeinträge in den Aquifer und der Nitratabbaubedingungen im Aquifer modelliert. Die Grundwasserfließzeiten wurden durch Verknüpfung der Fließgeschwindigkeiten im Aquifer mit der lateralen Fließdynamik vom Eintragsort bis zum grundwasserwirksamen Vorfluter mit dem WEKU-Modell berechnet. In vielen Regionen Sachsen-Anhalts treten aufgrund der geringen Abstandsgeschwindigkeiten Grundwasserfließzeiten von mehr als 25 Jahren auf. Kurze Verweilzeiten im Grundwasser (von häufig weniger als 5 Jahre) wurden für den Harz berechnet. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass der Grundwasserabfluss in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein stattfindet.

Die Charakterisierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer erfolgte über eine hydrogeochemische Milieubeschreibung anhand von Grundwassergütedaten für mehr als 500 Grundwassermessstellen aus dem Zeitraum 2010-2020. Hierzu wurden die Parameter Fe^{2+}, Mn^{2+}, NO_3^-, O_2 und DOC regionalisiert und hinsichtlich ihres Redoxverhaltens bewertet. Das resultierende flächendeckende Denitrifikationspotential zeigte, dass der überwiegende Teil des Norddeutschen Tieflands nitratabbauende Aquifere aufweist, während südlich der Elbe in den meisten Regionen oxidierte Grundwasserverhältnisse vorliegen.

In den Festgesteinsregionen südlich der Elbe entsprechen die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer aufgrund der vorherrschend ungünstigen Denitrifikationsbedingungen und der geringen Fließzeiten im Aquifer weitestgehend den N-Einträgen in das Grundwasser. Für das Norddeutsche Tiefland wird dagegen ein Großteil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats aufgrund der dort vorherrschenden denitrifizierenden Eigenschaften abgebaut. Landesweit wird die ins Grundwasser eingetragene Nitratmenge in Höhe von ca. 17.600 t N/a durch die im Aquifer ablaufenden Prozesse auf etwa 3.100 t N/a vermindert, was einer Denitrifikation der in den Aquifer eingetragenen N-Menge um ca. 82% entspricht.

(13) Der modellierte Nitratabbau im Grundwasser wurde mit N_2/Ar-Messungen im Grundwasser plausibilitätsüberprüft.

Die Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Nitratabbaus im Grundwasser erfolgte anhand von 347 N_2/Ar – Messstellen. Dazu wurden zunächst die Grundwasserzustromgebiete der N2/Ar -Messstellen abgeleitet, für welche anschließend der Nitratabbau in den Gitterzellen entlang des Fließweges vom Eintrittspunkt zum Austrittspunkt, d. h. bis zu den N_2/Ar – Messstellen, berechnet wurde. Hierzu wurden Reaktionskonstanten der Denitrifikation im Grundwasser (KN) übernommen. Der modellierte Nitratabbau im Aquifer wurde dann mit dem aus den N_2/Ar-Messungen berechneten Anteil an denitrifiziertem Nitrat verglichen. Für die Mehrheit der 347 N_2/Ar – Messstellen zeigte sich hierbei eine gute bis befriedigende Übereinstimmung zwischen Messwert und modelliertem Wert.

(14) Die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter machen ca. 21 % der gesamten N-Fracht in den Vorflutern aus.

Als N-Einträge aus punktförmigen Quellen wurden kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleitungen, Regenwasserkanäle im Trennsystem, Mischwasserüberläufe sowie Kleinkläranlagen berücksichtigt. Die Gesamtsumme der punktförmigen N-Einträge liegt bei ca. 2.700 t N/a. Bei den punktförmigen N-Einträgen besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit ca. 1.220 t N/a, die industriellen Direkteinleitungen mit ca. 660 t N/a und die Regenwasserkanäle mit ca. 570 t N/a eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von 21% zu 79% liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

(15) Modellierte N- Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten N -Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen für Sachsen-Anhalt langjährige Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 34 verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebieten zur Verfügung. Für diese 34 pegelbezogenen Einzugsgebiete ergab sich ein Bestimmtheitsmaß von r^2=0,93 sowie ein NSE von 0,93 sowie ein PBIAS von 2,7. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine gute Übereinstimmung dar.

(16) Mit dem „Informationssystem Stickstoff“ wurden die modellierten N-Einträge in die Vorfluter auf die Oberflächenwasserkörper (OWK) bezogen

Bei der mittleren flächenbezogenen N-Belastung der OWK, d.h. der Summe der N-Einträge aller elf Pfade dividiert durch die Flächengröße (sachsen-anhaltische Anteile) pro OWK zeigten sich Belastungen (> 10 kg/(ha·a)) räumlich aggregiert entlang der Mulde, Saale und Elbe sowie im Harz bzw. Harzvorland an der Grenze zu Niedersachsen. Um mögliche Maßnahmenprogramme zielgerichtet nach Eintragspfad umzusetzen, wurden für jeden OWK der dominante Eintragspfad bzw. der maximale N-Eintrag ausgewiesen. Hierbei zeigte sich, dass die maximalen N-Emissionen in 84 % aller OWK durch die Eintragspfade Zwischenabfluss, Grundwasser und Dränagen verursacht werden, wobei die Dränagen im Nordteil und der Zwischenabfluss im Südteil Sachsen-Anhalts überwiegen. In 3 % der Oberflächenwasserkörper stellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen die größte N-Quelle dar, bei 1 % der OWK ist es die Industrie.

(17) Die Simulation der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer erfolgte mit dem Modell MEPhos.

Zur flächendifferenzierten Modellierung der mehrjährigen mittleren Phosphoreinträge in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen wurden die mit dem Modell mGROWA

simulierten Abflusskomponenten mit den Eintragspfaden im MEPhos-Modell verknüpft. MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die gleichen diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden, wie bei der Modellierung der diffusen N-Einträge, d.h. Abschwemmung, Wassererosion, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss und grundwasserbürtiger Abfluss.

(18) Im Unterschied zu den diffusen Stickstoffeinträgen besteht bei den diffusen Phosphoreinträgen eine Dominanz des Eintragspfads Erosion. Darüber hinaus sind jedoch auch die Eintragspfade Dränagen und Grundwasser relevant.

Die Dominanz des Eintragspfads Erosion kann für den Großteil der ackerbaulich genutzten Flächen in steilen Lagen mit erosionsanfälligen Böden festgestellt werden. Entsprechend den Schwerpunkträumen des Bodenabtrags sind der Harz sowie sein nordöstliches Vorland bis hin zur Magdeburger Börde aber auch der Südteil Sachsen-Anhalts anfällig für erosive P-Einträge. Die gesamte über Wassererosion in die Oberflächengewässer eingetragene P-Menge liegt bei ca. 116 t/a.

Im Landesteil nördlich von Magdeburg stellen Dränagen einen wichtigen diffusen P-Eintragspfad dar, wobei hohe Einträge auf sorptionsschwächere Niedermoore unter Dauergrünland zurückgehen. Die gesamte über diesen Eintragspfad in die Oberflächengewässer eingetragene P-Menge liegt bei ca. 50 t/a.

Im Gegensatz zu den P-Einträgen über Wassererosion und Dränagen stellt der P-Eintrag über Grundwasser eine flächenhafte P-Eintragsquelle dar. Die flächenbezogenen Einträge liegen jedoch in der Regel unter 0,05 kg/(ha·a) und erklären den P-Gesamteintrag von insgesamt nicht mehr als ca. 45 t/a über diesen Eintragspfad.

(19) Zwischenabfluss, Abschwemmung und direkte Deposition auf Gewässerflächen spielen für die P-Einträge in die Gewässer eine nur untergeordnete Rolle.

Die diffusen P-Einträge über Abschwemmung treten mit ca. 24 t P/a genauso in den Hintergrund wie die direkte P-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 23 t P/a und der Zwischenabfluss mit 13 t P/a.

(20) Die punktförmigen P-Einträge in die Vorfluter machen ca. 46 % der gesamten P-Fracht in den Vorflutern aus.

Als P-Einträge aus punktförmigen Quellen wurden kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleitungen, Regenwasserkanäle im Trennsystem, Mischwasserüberläufe sowie Kleinkläranlagen berücksichtigt. Die Gesamtsumme der punktförmigen P-Einträge liegt bei ca. 235 t N/a und damit in der Größenordnung der diffusen P-Einträge. Bei den punktförmigen P-Einträgen besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit ca. 100 t P/a sowie die Regenwasserkanäle mit ca. 59 t P/a eine Relevanz.

(21) Modellierte P- Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten P -Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen P-Einträge in die Oberflächengewässer standen für Sachsen-Anhalt langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und P-Konzentration) von 34 Einzugsgebieten zur Verfügung. Die Korrelation zwischen den Frachten an Gütemessstellen und den modellseitig bestimmten Einträgen weist ein Bestimmtheitsmaß von 0,94 auf. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine gute Übereinstimmung dar.

(22) Mit dem „Informationssystem Phosphor“ wurden die modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer auf die Oberflächenwasserkörper (OWK) bezogen

Beim relativen Anteil der Emissionen aus Punktquellen bzw. diffusen Quellen an der P-Gesamtemission pro OWK zeigte sich, dass der Anteil der Punktquellen an der Gesamtfracht in Sachsen-Anhalt mit der zunehmenden Bevölkerungsdichte von Norden nach Süden zunimmt. Vor allem entlang der Flussläufe sind in diesem Zusammenhang Kleinkläranlagen und Kläranlagen relevant. Als Pendant nimmt die überregionale Dominanz der diffusen P-Einträge von Nord nach Süd ab, wobei im Süden v.a. die P-Einträge über Wassererosion, im Norden hingegen eher die P-Einträge über Dränagen vorherrschen.

(23) Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ist ein guter Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/L erreicht werden kann.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser werden ganz gezielt mittlere mehrjährige hydrologische Verhältnisse abgebildet, da diese eine repräsentative Situation beschreiben (z.B. im Hinblick auf die Sickerwasserhöhe). Gerade für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs bzw. für die Analyse der Auswirkung von N-Minderungsmaßnahmen ist dieser Punkt von großer Bedeutung. Denn nur auf diese Weise ist die langfristig erwartbare Auswirkung von Maßnahmen zuverlässig beschreibbar.

(24) Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich in Sachsen-Anhalt vor allem in Regionen mit geringer Sickerwasserbildung.

Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es vor allem im Südteil Sachsen-Anhalts zu einer nur geringen Sickerwasserbildung von unter 100 mm/a. Dort reicht dann, wenn es zu keinem nennenswerten Nitratabbau im Boden kommt, bereits ein N-Austrag aus dem Boden von 10 kg N/(ha·a), um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von fast 50 mg NO_3/L zu erreichen. Schon bei N-Austrägen aus dem Boden von 20 kg N/(ha·a) wird der EU-Grenzwert für Nitrat im Grundwasser (50 mg NO_3/L) deutlich überschritten.

(25) Die modellierten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden anhand beobachteter Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf Plausibilität überprüft.

Aufgrund der großen Bedeutung der Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs wurde eine umfangreiche Plausibilitätsüberprüfung der Größenordnung und der räumlichen Verteilung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser durchgeführt. Hierfür wurden die modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser bundesweit mit den Nitratgehalten im Grundwasser von 159 präselektierten Grundwassermessstellen verglichen.

Um beim Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser zeitlich möglichst die Periode zu erfassen, die der Berechnung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zugrunde gelegen hat, wurden ausschließlich Grundwassergütedaten aus den Jahren 2016 bis 2020 berücksichtigt. Zusätzlich wurden ausschließlich oberflächennah verfilterte Messstellen (bis 10 m unter GWO) und Quellen sowie Messstellen mit gemessenen Parametern, die auf ein oxidatives Milieu hinweisen, herangezogen. Für alle auf diese Weise präselektierten Messstellen wurden darüber hinaus Anstrombereiche abgeleitet, für die jeweils eine mittlere simulierte Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet wurde, die dann den gemessenen Nitratwerten im Grundwasser gegenübergestellt wurde.

Vor allem für die Landnutzungskategorien Wald zeigten die simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und die beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser eine gute Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten. Auch bei den Ackerflächen ergab sich mit Mittel eine gute Übereinstimmung, auch wenn die Streuung der Einzelwerte erwartungsgemäß deutlich höher war als bei Waldstandorten. Bei den Grünlandstandorten kam es zu einer Unterschätzung der Messwerte. Hier ist möglicherweise die N-Immobilisierung unter Grünlandstandorten etwas zu gering angesetzt worden.

(26) Der maximal tolerierbare N-Bilanzüberschuss gibt an, wie hoch die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft hypothetisch sein dürfen, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/L nicht zu überschreiten.

Bei einer Nitratkonzentration von 50 mg NO_3/L ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat im Grundwasser in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h., auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Überwiegend aufgrund der geringen Sickerwasserraten liegen die maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse in vielen südlichen Landesteilen Sachsen-Anhalts bei weniger als 25 kg N/(ha·a), während in vielen nördlichen Landesteilen und in den Kammlagen der Mittelgebirge maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse von mehr als 60 kg N/(ha·a) hypothetisch zulässig wären. Um dem Verschlechterungsverbot nach EU-WRRL (2000) Rechnung zu tragen und zu verhindern, dass Standorte mit einem hohen Nitratabbaupotential im Boden oder hohen Sickerwasserraten als mögliche „Senke“ für überschüssigen Stickstoff missbraucht werden, wurde der maximale N-Überschuss der Landwirtschaft in Abstimmung mit dem Projektbeirat auf 60 kg N/(ha·a) begrenzt.

(27) Durch einen Vergleich des maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschusses mit dem N-Bilanzüberschuss (2014-2016) wurde der N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand bestimmt.

Die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von höchstens 50 mg NO_3/L erfolgte auf der WRRL-relevanten Berichtsebene, d.h. auf der Ebene der Grundwasserkörper. Ausgewiesen wurde der N-Minderungsbedarf in diesem Zusammenhang ausschließlich für „problematische“ Grundwasserkörper, die aufgrund der Nitratbelastung im schlechten Zustand sind. Zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs wurde in einem ersten Schritt eine Mittelung der rasterbezogenen Differenzen von aktuellem und maximalem N-Bilanzüberschuss über die Fläche jeder einzelnen Gemeinde vorgenommen. Bei einem positiven Mittelwert wurde dieser der gesamten landwirtschaftlich genutzten Gemeindefläche zugeordnet und auf die jeweiligen Anteile der betreffenden Gemeinden in den selektierten Grundwasserkörpern bezogen. Die sich für den Ist-Zustand ergebende Summe des N-Minderungsbedarfs ergibt sich auf diese Weise zu ca. 1.960 t N/a.

(28) Der N-Minderungsbedarf für die Wirkungsabschätzung des Szenarios „Baseline + DÜV (NMIN)“ liegt auf einem deutlich niedrigeren Niveau als der N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand.

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen der Düngeverordnung wurden vom Thünen-Institut für Ländliche Räume die Entwicklungen der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Baseline unter Zugrundelegung der vom Bundesland Sachsen-Anhalt übermittelten N_{min}-Werte in Form eines Szenario-Datensatzes der N-Überschüsse der Landwirtschaft DÜV des Szenarios „Baseline + DÜV (NMIN)“ bereitgestellt. Durch Vergleich mit dem maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft Modell wurde dann untersucht, ob, wo und in welcher Höhe ein verbleibender N-Minderungsbedarf zu verzeichnen ist. Hierbei zeigte sich, dass der gemittelte N-Minderungsbedarf für die problematischen Grundwasserkörper bei diesem Szenario mit 1.060 t N/a auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegt.

13 Literatur

Ackermann, A.; Heidecke, C.; Hirt, U.; Kreins, P.; Kuhr, P.; Kunkel, R.; Mahnkopf, J.; Schott, M.; Tetzlaff, B.; Venohr, M. (2015). Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen., Thünen Rep, 37, pp. 314, DOI:10.3220/REP1450256145000.

Ahuja, L.R., Cassel, D.K., Bruce, R.R., Barnes, B.B. (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. Soil Science: 404-411.

Allen RG, Pereira LS, Raes D u. Smith M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.

Allen, R.G., Smith, M., Perrier, A., Pereira, L.S., 1994. An update for the definition of reference evapotranspiration. ICID Bull. 43 (2), 1–34.

Andersen L. J.; Kristiansen, H. (1984). Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup Basin, Denmark. Environ Geol., 5(4): 207–212.

Attenberger, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedränten und kombiniert gedränten Flächen (II).- Schlusber. Bayer. Landesamt f-Wasserwirtschaft, 85 S.

ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, S. 1-114.

ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. , Hennef, Germany, 144 pp.

Baier, A. (2015). Parameter zur Beurteilung einer Wasserprobe http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/paramete.htm.

Baumgartner, A., Liebscher, H.-J. (1996): Lehrbuch der Hydrologie: Band 1: Allgemeine Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin Stuttgart, 694 pp.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- HTTP://WWW.LFL.BAYERN.DE/IAB/ DUENGUNG/032132/INDEX.PHP, ZULETZT ZUGEGRIFFEN 31.03.2014.

Becker, A., Serban, P., 1990. Hydrological Models for Water-Resources System Design and Operation. World Meteorological Organisation.

Beichert, J., Hahn, H. H. (1996): Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 184-197.

Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.

Beudert, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet.- Diss., Univ. Karlsruhe, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. ISWW, Bd. 80, München u. Wien, 216 S.

Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, S. 1-106.

Blankenburg, J., Scheffer, B. (1985): Phosphatdynamik saurer organischer Böden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, S. 43-48.

Bloomfield, J.P., Allen, D.J., Griffiths, K.J.: Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. Journal of Hydrology 373, 164-176 (2009)

Böckle, R., Rohmann, U., Sontheimer, H. (1984): Natural denitrification in the subsoil: Influence on groundwater quality and assay using a simple method for the determination of nitrogen in groundwater. - Vom Wasser, 62, 25-37.

Böhlke, J. K. (2002): Groundwater recharge and agricultural contamination, Hydrogeol. J., 10, 153–179.

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3-40.

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 543-552.

Braun, M., Hurni, P. u. von Albertini, N. (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, S. 615-620.

Braun, M. u. Leuenberger, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, S. 555-560.

Breeuwsma, A. u. Reijerink, J, G. A. (1992): Phosphate-saturated soils: a "new" environmental issue.- In: Termeulen, G. R. B. (Hrsg., 1992): Delayed Effects of chemicals in soils and sediments.- Hoofddorp, NL, S. 79-85.

Breeuwsma, A., Reijerink, J, G. A. u. Schoumans, O. F. (1990): Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Central en Zuidelijk Zandgebied.- SC-DLO Nr. 68, Wageningen.

Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.

Cremer, N.; Schindler, R.; Greven, K. (2018). Nitrateintrag ins Grundwasser und Abbaumechanis-men an verschiedenen Fallbeispielen. Korresp. Wasserwirtsch., 11–16, 352–360.

Dette, H.-H., Macke, E., de Vries, J. M. u. Schulz, O. (1996): Mischwasserschmutzfrachten in flachen Kanalnetzen.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 162-183.

DIN 4049-1 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie Teil 1: Grundbegriffe. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 210-212.

DIN 4049-3 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 242ff.

Dörhöfer, G,, Kunkel, R., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt von Niedersachsen. In: Dörhöfer, G., Röhm, H. (eds): Arbeitshefte Wasser, Vol 1. Schweizerbart‘sche, Stuttgart, 167 pp

Dommermuth H and Trampf W (1990) Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil 1. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, 10 pp.

Driescher, E. u. Gelbrecht, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower River Spree (Germany).- In: Olem, H. (Hrsg.): Diffuse Pollution - Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution: Sources, Prevention, Impact, Abatement, held in Chicago, Illinois, USA, 19-24 September 1993, Wat. Sci. Tech. 28, 3-5, 337-347.

Dubrovsky, N.M.; Burow, K.R.; Clark, G.M.; Gronberg, J.M.; Hamilton P.A.; Hitt, K.J.; Mueller, D.K.; Munn, M.D.; Nolan, B.T.; Puckett, L.J.; Rupert, M.G.; Short, T.M.; Spahr, N.E.; Sprague, L.A.; and Wilber, W.G. The quality of our Nation’s waters—Nutrients in the Nation’s streams and groundwater, 1992–2004: U.S. Geological Survey Circular 2010, 1350, pp. 184, ISBN 978-1-4113-2904-1.

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany.

DVWK (1992). Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft, 128, pp. 36. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

DVWK (1988). Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. DVWK-Schriften 80, 321 S., Paul Parey; Hamburg.

Ebeling, J.; Näveke, R.; Wieland, H.; Wolff, J. (1988). Beobachtungen zur Nitratreduktion in pleisto-zänen Grundwasserleitern. Z.dt.geol.Ges., 139, 425-433.

Ehlers, L., Herrmann, F., Blaschek, M., Duttmann, R., Wendland, F., 2016. Sensitivity of mGROWA-simulated groundwater recharge to changes in soil and land use parameters in a Mediterranean environment and conclusions in view of ensemble-based climate impact simulations.- Science of The Total Environment, 543: 937-951. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.122

Engel, N., Müller, U., Schäfer, W., (2012): BOWAB - Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. - GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 85-98

Erpenbeck, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.

Eschenbach, W.; Budziak, ·D.; Elbracht, J.; Höper, H.; Krienen, L.; Kunkel, R.; Meyer, ·K.; Well, R.; Wendland, F. (2018). Möglichkeiten und Grenzen der Validierung flächenhaft modellierter Nit-rateinträge ins Grundwassermit der N2/Ar-Methode, Grundwasser, 23-2, 125-139, DOI: 10.1007/s00767-018-0391-6.

Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.

Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.

Foerster, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.

Foerster, P. u. Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, S. 1-217.

Foerster, P., Scheffer, B. u. Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.

Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählhop, R., Feyen, A. (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser.- Oldenburg, 25 S.

Funk, R.; Maidl, F.-X.; Fischbeck, G., 1996: Nitratabbau in tieferen Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte auf Löß. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 159, 207-213.

Gebel, M., Bürger, S., Halbfaß, S. & Uhlig, M. (2016): Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027.- Bericht d. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).

Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R. u. Opitz, D. (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany.- J. Hydrol. 304, 151-165.

Gerb, L. (1958). Grundwassertypen. Vom Wasser, 25, 16-47.

Godlinski, F. (2005): Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen.- Diss. Univ. Rostock, UFZ-Dissertation 16/2005, Rostock.

Göttlich, K., Kuntze, H. (1990): Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. – Göttlich, K. (Hrsg.). Moor- und Torfkunde, 3. neubearb. Aufl., S. 385–410, Stuttgart (Schweizerbart).

Golf, W (1981) Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. Wassewrwirtsch-Wassertech 31:93–95.

Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Becker, A.: Regionalisation of the base flow index from dynamically simulated flow components - a case study in the Elbe River Basin. Journal of Hydrology 248, 35-53 (2001)

Haider, J. (2000): Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbetrachtung.- In: LUA NRW (Hrsg., 2000): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Jahresbericht 1999.- Essen, S. 155-161.

Harenz, H. (1992): Einfluß des langjährigen Düngungsniveaus auf den Phosphor-Status eines Sandbodens.- Vom Wasser, Bd. 78, S. 173-186.

Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, S. 1-217.

Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.

Heidecke, C.; Hirt, U.; Kreins, P.; Kuhr, P.; Kunkel, R.; Mahnkopf, J.; Schott, M.; Tetzlaff, B.; Venohr, M.; Wagner, A.; Wendland, F. (2015). Endbericht zum Forschungsprojekt "Entwicklung eines In-strumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser" AG-RUM+-Weser, Thünen Rep, 21, pp. 380, DOI:10.3220/REP_21_2015.

Heyder, D., 1993: Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Dissertation, Universität Bonn.

Herrmann, F., Lena Hübsch, Jörg Elbracht, Nicole Engel, Luise Keller, Ralf Kunkel, Udo Müller, Herbert Röhm, Harry Vereecken, Frank Wendland (2017a): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 61. 2017, H.4, 244-260.

Herrmann, F. Andjelov, M., Bertalanič, R., Dolinar, M., Frantar, P., Uhan, J., Wendland, F. (2017b): Links between the presence of snowpacks and groundwater recharge – Simulation results for the territory of Slovenia. 44. IAH Congress Dubrovnik.

Herrmann, F., Baghdadi, N., Blaschek, M., Deidda, R., Duttmann, R., La Jeunesse, I., Sellami, H., Vereecken, H., Wendland, F. (2016a). Simulation of future groundwater recharge using a climate model ensemble and SAR-image based soil parameter distributions — A case study in an intensively-used Mediterranean catchment. Science of The Total Environment, 543: 889-905. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.036

Herrmann, F., Kunkel, R., Ostermann, U., Vereecken, H. & Wendland, F. (2016b): Projected impact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropolitan area of Hamburg (Germany).- Environ Earth Sci 75:1104 DOI: 10.1007/s12665-016-5904-y

Herrmann, F., Keller, L., Kunkel, R., Vereecken, H., Wendland, F. (2015): Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany).- Journal of Hydrology: Regional Studies 294-312.

Herrmann, F., Wendland, F., Hübsch, L., Müller, U. (2014a): Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. energie | wasser-praxis. 6/2014: S. 34f

Herrmann, F., Chen, S., Hübsch, L., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Vereecken, H., Wendland, F. (2014b): Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. In: Kaden, S., Dietrich, O. Theobald, S. (Hrsg.). Wassermanagement im Klimawandel – Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen. oekom Verlag.

Herrmann, F., Chen, S., Kunkel, R., Wendland, F. (2014c): Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen. Bericht. https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/auswirkungen_klimaaenderungen_auf_grundwasserdargebot_und_bodenwasserhaushalt_nrw.pdf

Herrmann, F., Chen, S., Heidt, L., Elbracht, J., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vereecken, H., Wendland, F (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 57(5): 206-224.

Hölting, B. (1996). Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. Aufl., pp. 441, Stuttgart (Enke Verlag).

Kahle, P., Tiemeyer, B., Eichler-Löbermann, B. u. Lennartz, B. (2008): Phosphoraustrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des nordostdeutschen Tieflandes.- Wasserwirtsch. 2-7.

Knowles, R. (1982). Denitrification. Microbiol. Rev., 46-1, 43-70.

Kölle, W. (2001): Wasseranalysen - richtig beurteilt. Wiley-VCH Verlag, 357 S.

Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Ed.), Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien. Schriftenreihe. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, pp. 109-127.

Korom, S. F. (1992). Natural Denitrification in the Saturated Zone - a review. - Water Resour. Res., 28(6): 1657-1668.

Krajnov, S. R.; Voigt, H.-J. (1990). Geochemische und ökologische Folgen der Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit unter Einwirkung von Wasserschadstoffen. Z. angew. Geol., 36, 405 - 410.

Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F: (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für

Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.

Kuhr, P., Haider, J., Kreins, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Vereecken, H., & Wendland, F. (2013): Model Based Assessment of Nitrate Pollution of Water Resources on a Federal State Level for the Dimensioning of Agro-environmental Reduction Strategies: The North Rhine-Westphalia (Germany) Case Study. - Water Resources Management, 27(3), 885-909.

Kuhr, P. (2006): Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe von Luftbildern. Diplomarbeit Thesis, University Hannover.

Kunkel, R., Bergmann, S., Eisele, M., Wendland, F. (2021): Denitrifikation Boden und im Grundwasser Nordrhein-Westfalens LANUV-Fachbericht 110, Teil IV, 42 S.

Kunkel, R., Wolters, T., Wendland, F. (2020): Modellierung der Verweil- und Fließzeiten sowie Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser Sachsen-Anhalts.- Endbericht zum Forschungsprojekt, 105 S.

Kunkel, R., Herrmann, F., Kape, H.E., Keller, L., Koch, F., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2017): Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters.- Environ Earth Sci 76:146, DOI 10.1007/s12665-017-6437-8.

Kunkel, R.; Voigt, H.-J.; Wendland, F.; Hannappel, S. (2004). Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 47, pp. 204, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Kunkel, R. u. Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins - the River Elbe Case Study.- J. Hydrol., Vol. 259, S. 152-162.

Kunkel, R. u. Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.

Kunkel, R., Wendland, F., Albert, H. (1999). Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Ge-steinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden, 9, 16-19.

Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.

Kuntze, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.

Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen 148 S.

LAU (2008): Hinweise und Empfehlungen für die fachtechnische Prüfung von Anträgen auf Einleitung von Mischwasser in Gewässer.- Fachinformation 04, 45 S.

LAWA (2017): Empfehlungen für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanage-ment (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten, LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung, Produktdaten-blätter AO WRRL - 35, 36 und 37, Ständiger Ausschuss der LAWA ”Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO)” unter Beteiligung des LAWA-AG, Stand 14. Juli 2017.

Lennartz, B., Hartwigsen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer.- Wasserkalender, S. 28-51.

LLG (2017): Quantifizierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone im Labormaßstab zur besseren Beschreibung der Grundwasserdeckschichten im Schwarzerdegebiet

LUBW (2015): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL.- Karlsruhe, 108 S.

Lüder, F. (2016): Hinweise zu den vom Forschungszentrum Jülich vorlegten vorläufigen Ergebnissen zur Neuberechnung des N- und P- Eintrages aus punktuellen Quellen mit Stand 13.12.2016.- schr. Mitt. vom 19.12.2016, 4 S.

LUNG (2018): ZUSAMMENFASSUNG ZUM SONDERMESSPROGRAMM DRÄNAGEN.- SCHR. MITT.

Maidl, F. X. und Fischbeck, G., 1987: Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf intensiv genutzten Ackerbaustandorten. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 150, 213-219.

Manhenke, V., Reuter, E., Hübschmann, M., Limberg, A., Lückstedt, M., Nommensen, B., Peters, A., Schlimm, W., Taugs, R., u. Voigt, H.-J. (2001): Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – Z. angew. Geol., 47, 3 u. 4, S. 146 – 152.

Matthess, G. (1990). Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd.2, Verlag Gebr. Bornträger, Berlin und Stuttgart, pp. 498.

Mehranfar, O.; Well, R. (2002). Field and laboratory studies of N2O turnover in the saturated zone of hy-dromorphic soils of Northwest Germany. II: Laboratory incubations to determine total denitrification and N2O production. In: van Ham, J.; Baede, A.; P.; M.; Guicherit, R. Non-CO2 Greenhouse Gases: Scien-tific Understanding Control Options and Policy Aspects - Proceedings of the 3rd International Sym-posium NCGG-3, Maastricht, Netherlands, 199-200.

Meinikmann, K., Hupfer, M., & Lewandowski, J. (2015). Phosphorus in groundwater discharge – A potential source for lake eutrophication. Journal of Hydrology, 524, pp. 214–226, https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.031.

Merkel, W.; Bohler, E.; Frimmel, F. H. (1993). Zum Einfluß von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert bei der heterotrophen Denitrifikation.- Actd. hydrochim. hydrobiol., 21-5, 249-257.

Mertens, M. (2004): Bilanzierung der Phosphor-Eintragspfade für den Weißenstädter See.- Wasser und Abfall 12/2004, 48-52.

Merz, C.; Steidl, J.; Dannowski, R. (2009). Parameterization and regionalization of redox based deni-trification for GIS-embedded nitrate transport modeling in Pleistocene aquifer systems. J. Environ. Geol., 58(7): 1587-1599.

Mokry, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen.- 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13.-14.4.1999,Proceedings, 173-176.

Mokry, M. (2003): Makroporentransport von Phosphor nach Gülleausbringung auf Löß- und Tonböden.- 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29.-30.4.2003,Proceedings, 219-221.Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 166-175.

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. In: Fogg, G.E. (Ed.), Symposium of the Society for Experimental Biology. The State and Movement ofWater in Living Organisms, pp. 205–234.

Mrozik, H.; Brinschwitz, K.; Keller, St. (2018): Ableitung von Strombahnen für Grundwassergütemessstellen des Landes Sachsen-Anhalt und Differenzierung unterirdischer Einzugsgebiete basierend auf der überarbeiteten Grundwasserdynamik des Grundwasserkatasters 2014/2015; Fugro Germany Land GmbH, Abteilung Wasser, Süptitzer Weg 28A, 04860 Torgau.

Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., Bd. 27, H. 1, S. 192-199.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2003): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 10. Aufl., Düsseldorf, 494 S.

Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1-217.

OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).- Reference 1998-05, o.O., 16 S.

Pätsch, M. (2006). Analyse des Depots des Nitratumsatzes und dessen Heterogenität im quartären Grundwasserleiter des Wasserwerks Thülsfelde / Emsland, Berücksichtigung bei der Modellierung des Transportes.- Dissertation TU Dresden, 284 pp.

Pätsch, M.; Walther, W.; Reinstorf, F.; Weller, D. (2003). Research program and development of a suitable toll to minimize nitrogen emissions into groundwater of a Pleistocene aquifer, northern low plain of Germany. in: Walther, W.; Reinstorf, F.; Worch, E.; Wohnlich, S. Diffuse input of chemicals into soil and groundwater- assessment and management. Proceedings Dresden Institute of Groundwater Management. Dresden, 217-225.

Panagopoulos, A., Arampatzis, G., Kuhr, P., Kunkel, R., Tziritis, E. & Wendland, F. (2015): Area-differentiated modeling of water balance in Pinios Basin, central Greece.- Global Nest, Vol. 17.2, 221-235.

Panno, S. V.; Kelly, W. R.; Martinsek, A. T.; Hackley, K. C. Estimating background and threshold nitrate concentrations using probability graphs. Groundwater 2006, 44(5), 697–709.

Peschke, G. (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg i.Br., Germany.

Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.

Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.

Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.

Rahman, A., Mondal, N.C. & Tiwari, K.K. Anthropogenic nitrate in groundwater and its health risks in the view of background concentration in a semi-arid area of Rajasthan, India. Sci Rep 2021, 11 (1), 9279. https://doi.org/10.1038/s41598-021-88600-1

Roeschmann G. (1960): Die Grundwasserböden des Emstales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes. Geol. Jahrb., Bd. 77, S. 741-820

Rosche, O., Steiniger, M. (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, S. 25 (unveröffentlicht).

Rheinheimer, G.; Hegemann, W.; Raff, J.; Sekoulov, T. (1988). Stickstoffkreislauf im Wasser: Stickstof-fumsetzung in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung, 2. Auflage, pp. 394, R. Oldenbourg Verlag.

Riemann, U.; Knabe, N.; Keller, S.; Brinschwitz, K. (2017): Aktualisierung bodenkundlich-hydrogeologischer Datengrundlagen im Rahmen der Fort-schreibung Nährstoffmodellierung mit GROWA-WEKU-MEPhos; Fugro Consult GmbH; Torgau

Rissmann, C. Regional Mapping of Groundwater Denitrification Potential and Aquifer Sensitivity- Technical Report. University of Canterbury, 2011, 41 pp. https://www.researchgate.net/publication/271770297

Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.

Roßberg, D.; Michel, V.; Graf, R.; Neukampf, R.: (2007): Boden-Klima-Räume Boden-Klima-Räume und Anbaugebiete als Basis des regionalisierten Sortenwesens in Deutschland. 7 S., Julius Kühn-Institut.- https://gdk.gdi-de.org/geonetwork/srv/api/records/6f19d8ef-d64b-4461-9873-8943158e3acf.

Schäfer, W. u. Röder, C. (2013): Diffuse Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Oberen Hunte - Mögliche Quellen und Transportpfade in die Vorfluter.- Hochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur (Hrsg.): Der Dümmer und sein Einzugsgebiet in Nordwestdeutschland – eine ökologische Problemregion. Forum Boden – Gewässer – Altlasten, 13, 9-18.

Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- Arb.-H. Boden, H. 2002/3, S. 76-94.

Scheffer, B. and Bartels, R. (1980): Königsmoor. In: Kuntze, H. and Vetter, H. (Eds.): Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen. Berichte des Bodentechnischen Instituts Bremen und der LUFA der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Bodentechnisches Institut Bremen, Oldenburg, Germany, pp. 56–61.

Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion.- VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.

Scheffer, B. u. Blankenburg, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Nie-derungsgebieten in Fließgewässer.- Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, S. 30-34.

Schoumans, O. F., Breeuwsma, A., El-Bachrioui-Louwerse, A. u. Zwijnen, R. (1991): De relatie tussen de bodemvruchtbaarheidsparameters Pw en P-Al-getal en fo-sfaatverzadiging bij zandgronden.- SC-DLO Rapport, Nr. 112, Wageningen.

Schreiber, L., Wolke, P. & Hannappel, S. (2020). N2/Ar - Untersuchungen im Grundwasser in Sach-sen-Anhalt.- Bericht HYDOR Consult GmbH, pp.68.

Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.

Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lösse und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.

Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünewald, U., Schöne, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys. (2): 143-184

Shepard, D. (1968) A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data, Proc. 23rd Na-tional Conference ACM, ACM, 517-524.

Steininger, M., Wurbs, D. u. Deumelandt, P. (2013): Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt.- Schriftenreihe LULG, 28/2013, 137 S.

Steininger, M. (2011): Überprüfung und Validierung der Dränflächen Sachsen-Anhalts. Abschlussbericht Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, 38 Seiten, unveröffentlicht.

Steininger, M., Altermann, M. und O. Rosche (2004): „Ermittlung der potentiellen diffusen Nährstoffeinträge (Emission N u. P) in Oberflächengewässer des Landes Sachsen-Anhalt auf Basis der Wasserkörper gemäß Anhang II EU-WRRL“.- Projektteil 2: Abschätzung der dränierten Fläche im Land Sachsen-Anhalt als Grundlage zur Berechnung des

Dränwasserabflusses. - In: Abschlussbericht Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht.

Stuart, M E. Review of denitrification potential in groundwater of England. British Geological Survey Internal Report 2018 OR/18/011.

Ta, P.; Tetzlaff, B. ; Trepel, M. ; Wendland, F. (2020): Implementing a Statewide Deficit Analysis for Inland Surface Waters According to the Water Framework Directive—An Exemplary Application on Phosphorus Pollution in Schleswig-Holstein (Northern Germany) Water 12(5), 1365 - (2020) [10.3390/w12051365].

Tetzlaff, B.; Kunkel, R.; Ta, P.; Wendland, F. & Wolters, T. (2021): Fortführung der Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern.- Endbericht zum Forschungsprojekt, 184 S.

Tetzlaff, B. (2017): Endbericht zum Teilvorhaben: Neuberechnung des N- und P-Eintrags in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts aus punktuellen Quellen; Fortführung des Forschungsvorhabens „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos“, 2015-2017, im Auftrag des LHW Halle.

Tetzlaff, B., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Wendland, F. (2017): Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintragspfadbezogener

Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany.

Tetzlaff, B., Schreiner, H., Vereecken, H., Wendland, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phophorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen. Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Vol 29. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 149 pp.

Tetzlaff, B., Vereecken, H., Kunkel, R., Wendland, F. (2009): Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. Environmental Geology, 57, 183-193.

Tetzlaff, B., Krause, D., Marowsky, K. u. Bock, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse.- Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 59(1), 23-36, DOI: 10.5675/HyWa_2015,1_2.

Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (1): 9-18

Tiemeyer, B., Kahle, P. u. Lennartz, B. (2009): Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany.- Agricult. Water Managem. 96, 677-690.

Uhlig, M.; Gebel, M.; Halbfaß, S.; Liedl, R. (2010). Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern, Grundwasser, 15(3):163-176.

US Soil Conservation Service (1972): National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.

van Beek, C.G.E.M. (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beinvloeding can de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands.

Vogel, J. C., Talma, A. S., and Heaton, T. H. E. (1981): Gaseous nitrogen as evidence for denitrifica-tion in groundwater, J. Hydrol., 50, 191–200.

Von Tucher, L., 1990: Einsatz von Abwasser aus der Kartoffelstärkeproduktion in landwirtschaftlichen Fruchtfolgen. Dissertation TU München-Weihenstephan.

Voss, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.

Walther W, Reinstorf F, Pätsch M, Weller D (2003) Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Proceedings of the IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society", Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747-754

Wendland, F. (1992). Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, 8, pp. 150. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F., Herrmann, F., Kunkel, R., Ta, P., Tetzlaff, B., Wolters, T. (2021): Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer in Rheinland-Pfalz mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung – Projektabschlussbericht, Forschungszentrum Jülich; p.227.

Wendland, F., Bergmann, S., Eisele, M., Gömann, H., Herrmann, F., Kreins, P., Kunkel, R. (2020): Model-Based Analysis of Nitrate Concentration in the Leachate—The North Rhine-Westfalia Case Study, Germany Water 12(2), 550, 1-18. [10.3390/w12020550]

Wendland, F.; Hannappel, S.; Kunkel, R.; Schenk, R.; Voigt, H. J.; Wolter, R. A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. Water Sci. Technol., 2005, 51, 249-257.

Wendland, F., Heidecke, C., Keller, L., Kreins, P., Kuhr, P., Tetzlaff, B., Trepel, M. & Wagner, A. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Schleswig-Holstein.- Korrespondenz Wasserwirtschaft 6/14, 327-332.

Wendland, F.; Keller, L.; Kuhr, P.; Kunkel, R.; Tetzlaff, B (2015). Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.- Endbericht zum Forschungs-projekt im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, pp. 300, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F., R. Kunkel, B. Tetzlaff u. G. Dorhofer (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. Environmental Geology, 45, 273-278.

Wendland, F.; Kunkel, R. Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich 1999, Vol. 13, pp. 166.

Wendling, U., Schellin, H.-G. & Thoma, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Z. Meteorol., 34: 82-85

Wessolek, G., Facklam, M., 1997. Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde160 (1), 41–46.

Weymann, D.; Well, R.; Flessa, H.; von der Heide, C.; Deurer, M.; Meyer, K.; Konrad, C.; Walther, W. (2008). Groundwater N2O emission factors of nitrate-contaminated aquifers as derived from denitri-fication progress and N2O accumulation. Biogeosciences, 5, 1215–1226.

Wichtmann, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer.- Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.

Wienhaus, S., Höper, H., Eisele, M., Meesenburg, H., Schäfer, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Germany.

Wolters, T.; Cremer, N.; Eisele, M.; Herrmann, F.; Kreins, P.; Kunkel, R.; Wendland, F. (2021). Check-ing the plausibility of modelled nitrate concentrations in the leachate on federal state scale in Ger-many, Water, 13(2), 226; https://doi.org/10.3390/w13020226

Wriedt, G. u. Randt, C. (2019): Phosphat im Grundwasser Niedersachsens; Wasserrahmenrichtlinie Band 12; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

Wurbs, D., Steininger, M., Schrödter, M., Schmidt, G. (2019): Abschätzung des wassererosionsgebundenen und sedimentgebundenen P-Austrages in die Fließgewässer Sachsen-Anhalts, Schriftenreihe der LLG, 1/2019, 17 S.oZimmermann, A., Wenderholm, S. & Kutzke, A. (2019): Aufbereitung von Datengrundlagen zur Ermittlung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung für Sachsen-Anhalt.- Abschlussbericht GEOS, 42 S., Halsbrücke.

Zimmermann, A., Wenderholm, S. & Kutzke, A. (2019): Aufbereitung von Datengrundlagen zur Ermittlung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung für Sach-sen-Anhalt.- Abschlussbericht GEOS, 42 S., Halsbrücke.

Zinnbauer, Maximilian; Eysholdt, Max; Henseler, Martin; Kreins, Peter; Herrmann, Frank; Kunkel, Ralf et al. (2022, im Druck): Quantifizierung aktueller und zukünftiger

Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement - AGRUM-DE. Hg. v. Thünen-Institut. Braunschweig.