



Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Zeitschnitt 2018



Dynamische Bilanzierung
der Nährstoffeinträge
in sächsische Gewässer
im Zeitraum 2016 bis 2021 –
Fortschreibung der Modellierung
von Nährstoffeinträgen
in GWK und OWK
in Sachsen für den Zeitschnitt 2018

Dr. Michael Gebel, Mario Uhlig, Stephan Bürger, Dr. Stefan Halbfaß
(VisDat geodatentechnologie GmbH)

im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	12
1.1	Motivation und Zielstellung	12
1.2	Modellansätze zum Nährstoffmanagement.....	14
1.2.1	Ziele und Anforderungen	14
1.2.2	Emissionsmodellierung.....	15
1.2.3	Immissionsmodellierung	15
2	Datenquellen und Bezugsebenen	17
2.1	Datenherkunft.....	17
2.2	Raum- und Zeitebenen	20
3	Methodische Vorgehensweise im Modell STOFFBILANZ	22
3.1	Modellphilosophie	22
3.2	Abflussberechnung.....	23
3.3	Bodenabtrag und Sedimenteintrag	24
3.3.1	Bodenerosion durch Wasser	24
3.3.2	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von Bodenerosion durch Wasser....	26
3.4	Bilanzierung der Phosphoreinträge.....	29
3.4.1	Partikulär gebundene P-Einträge.....	30
3.4.2	Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Waldflächen	31
3.4.3	P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen.....	34
3.4.4	P-Einträge von Siedlungsflächen.....	34
3.4.5	Punktuelle P-Einträge.....	36
3.4.6	P-Gesamteintrag	36
3.5	Bilanzierung der Stickstoffeinträge	36
3.5.1	Eingangsdaten für die Modellierung	36
3.5.2	N-Bilanzüberschuss.....	37
3.5.3	N-Austrag und Aufteilung auf Abflusskomponenten.....	38
3.5.4	Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter	39
3.5.5	Ableitung der gelösten diffusen N-Einträge über die Abflusskomponenten für die unversiegelte Fläche	41
3.5.6	N-Eintrag aus der versiegelten Siedlungsfläche	43
3.5.7	Partikelgebundener N-Eintrag.....	44
3.5.8	Punktuelle N-Einträge.....	45
3.5.9	N-Gesamteintrag	45
3.6	Frachtberechnungen	45
4	Preprocessing von Eingangsdaten	46
4.1	Versiegelungsgrad.....	46
4.2	Bodendaten der BK 50	46
4.3	Agrarumweltmaßnahmen auf Ackerflächen	48
4.4	Bewirtschaftungsdaten für Ackerflächen.....	49
4.5	N-Bilanzüberschüsse auf Ackerflächen	52

5	Ergebnisse der Abflussmodellierung	55
6	Ergebnisse der Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag.....	61
6.1	Bodenerosion	61
6.2	Sedimenteintrag	64
7	Ergebnisse der Modellierung von Phosphoreinträgen	66
7.1	P-Emissionen aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme.....	66
7.2	P-Emissionen aus Punktquellen der Kläranlagen	72
7.3	Gesamte P-Emission in die Oberflächengewässer	73
7.4	P-Immissionsmodellierung.....	73
8	Ergebnisse der Modellierung von Stickstoffeinträgen	76
8.1	N-Emissionen aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme.....	76
8.2	N-Emissionen aus Punktquellen der Kläranlagen	84
8.3	Gesamte N-Emission in die Oberflächengewässer	85
8.4	N-Immissionsmodellierung	85
9	Zusammenfassung der Modellergebnisse.....	88
9.1	Phosphoreintrag in die Gewässer	88
9.2	Stickstoffeintrag in die Gewässer.....	94
10	Fazit.....	100
	Literaturverzeichnis	101

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flussgebieten	15
Abbildung 2: Fließschema zum Ablauf der Modellierung von Stoffeinträgen im Modell STOFFBILANZ	22
Abbildung 3: Fließschema für die Ermittlung des Sedimenteintrages	29
Abbildung 4: Rasterbezogener Versiegelungsgrad in Sachsen	46
Abbildung 5: Rasterbezogene Verteilung der Bodenartengruppen in Sachsen.....	47
Abbildung 6: Rasterbezogene Verteilung der Bodentypen in Sachsen	47
Abbildung 7: Mittelwerte der Mineraldüngung aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018.....	49
Abbildung 8: Mittelwerte der organischen Düngung aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtarten- gruppe für 2015 bis 2018.....	50
Abbildung 9: Mittelwerte der Erträge aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018.....	51
Abbildung 10: Mittelwerte der N-Entzüge aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018.....	51
Abbildung 11: Mittelwerte der Feldbilanz aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018.....	52
Abbildung 12: Modellierete mittlere N-Bilanzen auf der Ackerfläche für Sachsen von 1999 bis 2018	53
Abbildung 13: Aufteilung der Abflusskomponenten für die Periode 1988 bis 2014 (Oberflächen- abfluss inkl. Abfluss von versiegelter Fläche).....	55
Abbildung 14: Rasterbezogener modellierter Gesamtabfluss für die Periode 1988 bis 2014	56
Abbildung 15: Rasterbezogener modellierter Oberflächenabfluss für die Periode 1988 bis 2014	57
Abbildung 16: Rasterbezogener modellierter Abfluss von der versiegelten Fläche für die Periode 1988 bis 2014	57
Abbildung 17: Rasterbezogener modellierter Dränabfluss für die Periode 1988 bis 2014.....	58
Abbildung 18: Rasterbezogener modellierter Zwischenabfluss für die Periode 1988 bis 2014.....	58
Abbildung 19: Rasterbezogener modellierter Grundwasserabfluss für die Periode 1988 bis 2014.....	59
Abbildung 20: Modellierter Gesamtabfluss für DIFGA (blau) und STOFFBILANZ für die Pegeleinzugsgebiete von DIFGA (Periode 1988-2014).....	59
Abbildung 21: Modellierter LS-Faktor auf dem 25 m Raster	61
Abbildung 22: Modellierter K-Faktor auf Basis der BK 50 auf dem 25 m Raster	62
Abbildung 23: Modellierter mittlerer jährlicher C-Faktor für den Zeitraum 2015 bis 2018 auf dem 25 m Raster	62
Abbildung 24: Mittlerer jährlicher R-Faktor auf dem 25 m Raster nach DIN 19708 bzw. auf Basis des RADKLIM-Datensatzes	63
Abbildung 25: Rasterbezogener modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag durch Wasser unter Nutzung des RADKLIM-Datensatzes zur Ableitung des R-Faktors (Periode 2001 bis 2017)	64
Abbildung 26: Modellierter mittlerer jährlicher Sedimenteintrag auf dem 25 m Raster (Periode 2001 bis 2017)	64
Abbildung 27: Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	65
Abbildung 28: Anteile der Hauptnutzungen am P-Eintrag aus diffusen Quellen sowie aus Urbanen Systemen in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018.....	66

Abbildung 29: Modellierte diffuse gelöste P-Einträge in sächsische Oberflächengewässer für 2018	67
Abbildung 30: Modellierte diffuse partikulär gebundene P-Einträge in sächsische Oberflächengewässer für 2018 (Datenbasis: Periode 2001 bis 2017).....	67
Abbildung 31: Modellierte diffuse P-Einträge (gelöst und partikulär gebunden zuzüglich Gewässer und sonstige Nutzungen) und P-Einträge aus Urbanen Systemen in Sachsen für 2018	68
Abbildung 32: Modellierte P-Einträge aus Urbanen Systemen sowie von unversiegelten Siedlungsflächen in Sachsen für 2018	69
Abbildung 33: Anteile der Naturräume am P-Eintrag aus diffusen Quellen sowie über urbane Systeme in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018 in Sachsen	70
Abbildung 34: Prozentuale Verteilung der gelösten P-Frachten von Ackerflächen auf die Abflusspfade je Naturraum für 2018	72
Abbildung 35: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen, gemittelt für die Bilanzjahre 2015 bis 2018.....	74
Abbildung 36: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018	75
Abbildung 37: Nutzungsbezogene Summen für den N-Gesamteintrag aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	77
Abbildung 38: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen N-Eintrag sowie N-Eintrag über Urbane Systeme in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018.....	78
Abbildung 39: Modellierte diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone für Sachsen, Zeitschnitt 2018	78
Abbildung 40: Modellierte diffuse gelöste N-Einträge für Sachsen, Zeitschnitt 2018.....	79
Abbildung 41: Modellierte N-Einträge aus Urbanen Systemen sowie von unversiegelten Siedlungsflächen in Sachsen für 2018	80
Abbildung 42: Modellierte N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer über den diffusen gelösten und partikulär gebundenen Eintragspfad sowie die Urbanen Systeme für Sachsen, Zeitschnitt 2018	80
Abbildung 43: Modellierte diffuse Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für Sachsen, Zeitschnitt 2018	81
Abbildung 44: Anteile der Naturräume am gesamten N-Eintrag aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018.....	82
Abbildung 45: Grundwasserkörper bezogene modellierte N-Einträge in das Grundwasser bis 2018	83
Abbildung 46: OWK-bezogene modellierte N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad (nach Denitrifikation im Grundwasserleiter), Zeitschnitt 2018	83
Abbildung 47: Grundwasserkörper bezogene modellierte Nitrat-Konzentrationen im Basisabfluss (nach Denitrifikation im Grundwasserleiter), Zeitschnitt 2018.....	84
Abbildung 48: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen N-Immissionen, gemittelt für die Bilanzjahre 2015 bis 2018.....	86
Abbildung 49: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen N-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018.....	87
Abbildung 50: Quellenbezogene Anteile der P-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018	88
Abbildung 51: Pfadbezogene Anteile der P-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018	89

Abbildung 52: Modellierte P-Einträge über den diffusen Eintragspfad (einschließlich Gewässer und Sonstige Nutzungen) sowie über die Urbanen Systeme in die sächsischen Oberflächenwasserkörper, Zeitschnitt 2018.....	90
Abbildung 53: Quellenbezogene P-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	91
Abbildung 54: Pfadbezogene P-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	91
Abbildung 55: Gemessene Pges-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Fließgewässer-Messstellen im zeitlichen Verlauf	92
Abbildung 56: Gemessene Pges-Frachten an den Fließgewässer-Messstellen der Einzugsgebietsauslässe von OWK Elbe-0, OWK Elbe-2 und OWK Mulde-7 im zeitlichen Verlauf	92
Abbildung 57: Quellenbezogene Anteile der N-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018	94
Abbildung 58: Pfadbezogene Anteile der N-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018	95
Abbildung 59: Quellenbezogene N-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	95
Abbildung 60: Pfadbezogene N-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	96
Abbildung 61: Modellierte N-Einträge über den diffusen Eintragspfad (einschließlich Gewässer und Sonstige Nutzungen) sowie über die Urbanen Systeme in die sächsischen Oberflächenwasserkörper, Zeitschnitt 2018.....	97
Abbildung 62: Gemessene N-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Fließgewässer-Messstellen im zeitlichen Verlauf.....	98
Abbildung 63: Gemessene Nges-Frachten an den Fließgewässer-Messstellen der Einzugsgebietsauslässe von OWK Elbe-0, OWK Elbe-2 und OWK Mulde-7 im zeitlichen Verlauf.....	99

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Basisgeometrien	17
Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief	18
Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition	18
Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik	19
Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft	20
Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten	20
Tabelle 7: Angenommene P-Konzentrationen im Grundwasser [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ	31
Tabelle 8: Angenommene P-Konzentrationen im Dränabfluss [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ	33
Tabelle 9: Angenommene P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ	34
Tabelle 10: Mittlerer Niederschlag (N), reale Evapotranspiration (ET _a) und Gesamtabfluss (R) in Sachsen (1988-2014)	55
Tabelle 11: Nutzungsbezogene P-Einträge aus diffusen Quellen sowie aus Urbanen Systemen für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018 in Sachsen	68
Tabelle 12: P-Einträge aus Urbanen Systemen [t/a] für die Bilanzjahre 2000 bis 2018 in Sachsen	69
Tabelle 13: Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018	71
Tabelle 14: Anteile partikulär gebundener und gelöster P-Einträge von Ackerflächen [%] für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018	71
Tabelle 15: TP-Einträge [kg/a] aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	72
Tabelle 16: Gesamte P-Emission [t/a] für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	73
Tabelle 17: Nutzungsbezogene diffuse N-Einträge sowie N-Einträge aus Urbanen Systemen [kg/ha] für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005, 2012 sowie die Bilanzjahre 2015 und 2018	76
Tabelle 18: Diffuse N-Einträge aus Urbanen Systemen [t/a] für die Bilanzjahre 2015 bis 2018 in Sachsen	79
Tabelle 19: N-Einträge [t/a] aus verortbaren Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	84
Tabelle 20: Gesamte N-Emission [t/a] für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018	85
Tabelle 21: Modellierete mittlere P-Emissionen und P-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018	93
Tabelle 22: Modellierete mittlere N-Emissionen und N-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018	99

Abkürzungsverzeichnis

A	Bodenabtrag durch Wasser
ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
AFu	Anteil des mehrjährigen Ackerfutters
AG	Auftraggeber
Aseal	Versiegelungsgrad
ASG	Agrarstrukturgebiet
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
Aurb	Gemeindefläche mit Siedlungsnutzung
BEFU	Düngungsempfehlungs- und Bilanzierungssystem (LfULG)
CCB	Candy Carbon Balance
C-Faktor	Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor
cn	N-Exportkoeffizient
cnSdT	N-Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik
cnnSdT	N-Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik
Cno3sw	Nitratkonzentration im Sickerwasser
cp	P-Exportkoeffizient
cpSdT	P-Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik
cpnSdT	P-Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik
CPU	Central Processing Unit
DGM	Digitales Geländemodell
DHM	Digitales Höhenmodell
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DNdz	N-Eintrag von Versiegelung über dezentrale Abwassereinleitung (Kleinkläranlagen)
DNr	N-Eintrag über Gesamtabfluss
DNrd	N-Eintrag über Dränabfluss
DNri	N-Eintrag über Zwischenabfluss
DNro	N-Eintrag über Oberflächenabfluss
DNrk	N-Eintrag von Versiegelung über Regenwasserkanal
DNsoil	N-Austrag aus dem Boden
DNsw	N-Eintrag ins Sickerwasser
DP	Gelöster P-Eintrag
DPdz	P-Eintrag von Versiegelung über dezentrale Abwassereinleitung (Kleinkläranlagen)
DPrk	P-Eintrag von Versiegelung über Regenwasserkanal
Dsoil	Denitrifikation im Oberboden
DTF	Dauertestfläche
DWD	Deutscher Wetterdienst
ER	Enrichment Ratio
ESDAC	European Soil Data Centre
Eta	Reale Evapotranspiration
EW	Einwohner
GeoSN	Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen
GIS	Geoinformationssystem

GPU	Graphics Processing Unit
GWK	Grundwasserkörper
Ihumus	N-Immobilisierungsrate im Humus
Iuptake	N-Nettoaufnahmerate
K-Faktor	Faktor für die Bodenerodierbarkeit durch Wasser
kn	Grundwasserabbaukonstante für Nitrat
L-Faktor	Hanglängenfaktor
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Iflow	Gewässerdistanz
Md	Anteil der feinkörnigen Mähdruschfrüchte
MFA	Multiple Flow Algorithmus
N	Niederschlag
Natm	Atmosphärische N-Deposition
N_flush	Direkt als pflanzenverfügbar abzurechnender N aus organischer Düngung
Nmin	Mineralischer Stickstoff
Nmw	mittlerer Niederschlag
N_saat	N-Eintrag mit dem Saatgut
Norg	organischer Bodenstickstoffgehalt
N_som_saldo	Saldo von N-Mobilisierung aus SOM-Pool und N-Immobilisierung in SOM-Pool
nwSTP	Anzahl der Einwohner ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung je Gemeinde
OWK	Oberflächenwasserkörper
pbias	Mittlere Abweichung
P-Faktor	Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen
Pges	Gesamtphosphor
PN	partikulär gebundener N-Eintrag
PP	partikulär gebundener P-Eintrag
Raklida	Rasterklimadaten
REKIS	Regionales Klimainformationssystem
R-Faktor	Regenerositätsfaktor
R	Gesamtabfluss
RD	Drainabfluss
RG	Grundwasserabfluss
rgw	Retentionskoeffizient Grundwasserleiter
RI	Zwischenabfluss
RL AUK	Richtlinie "Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen"
RO	Oberflächenabfluss
RL ÖBL	Richtlinie "Ökologischer/Biologischer Landbau"
RS	Abfluss von versiegelter Fläche
S-Faktor	Hangneigungsfaktor
SDR	Sediment Delivery Ratio
SdT	Stand der Technik
SE	Sedimenteintrag
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SOM	Soil Organic Matter
SW	Sickerwasser

tgw	Grundwasserverweilzeit
TP	Teilprojekt
TPdiff	Gesamter diffuser P-Eintrag
TPpoint	Punktuelle P-Eintrag
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einführung

1.1 Motivation und Zielstellung

Die stoffliche Belastung von Boden und Gewässern stellt in den intensiv genutzten Kulturlandschaften Mitteleuropas eines der ökologischen Probleme der Gegenwart dar. Der Schutz von Grund- und Oberflächenwasser vor umweltproblematischen Stoffeinträgen, die durch menschliche Nutzungen verursacht werden, hat sowohl die langfristige Sicherung von Nutzungsanforderungen an die Gewässer als auch den dauerhaften Erhalt der aquatischen Lebensgemeinschaften zum Ziel.

Insbesondere die Einträge der Pflanzennährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) können sowohl zu nachhaltigen Beeinträchtigungen des Zustandes der nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU 2000) bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten in den Oberflächenwasserkörpern (OWK) des Binnenlandes sowie der Meeresküstengewässer als auch zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für den Parameter Nitrat in Grund- und Oberflächenwasserkörpern führen. Phosphor fördert in Form von Phosphat als Nährstoff das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen. Hierdurch können die Gewässerbiozönose, der Wasserabfluss sowie verschiedene Gewässerbenutzungen nachteilig beeinflusst, verändert oder geschädigt werden. Auch der übermäßige Eintrag von Stickstoff kann die Nutzung eines Gewässers beeinträchtigen. Erhöhte Ammonium- und Nitratkonzentrationen können sowohl einen erhöhten Sauerstoffverbrauch in biologischen Filterstrecken verursachen und somit Störungen der sensiblen Ökosysteme hervorrufen, als auch im Grund- und Oberflächenwasser zur Überschreitung des Nitratgrenzwertes der Trinkwasserverordnung führen. Außerdem kann Stickstoff in Form von Ammonium bzw. Ammoniak als Zehrstoff bei der Nitrifikation den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers erheblich beeinträchtigen. Ammoniak entsteht in Abhängigkeit vom pH-Wert im Gewässer aus Ammonium und kann beim Erreichen kritischer Konzentrationen ein in den Gewässerökosystemen relevant wirkendes Fischgift darstellen.

Gestützt auf das primär in Sachsen für den mittelmaßstäblichen Anwendungsbereich entwickelte Modell „STOFFBILANZ“ wurden im Rahmen des mehrstufigen Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ (2005 bis 2014) die quellen- und pfadbezogene Eintrags- bzw. Belastungssituation der Grund- und Oberflächenwasserkörper in Sachsen mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor für die drei Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012 ermittelt (HALBFAß ET AL. 2009, GEBEL ET AL. 2016). Hierauf aufbauend wurden vorrangig Fragestellungen der Konzeption und Umsetzung erforderlicher kosten- und wirkungseffizienter Maßnahmen in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft in Sachsen zur weiteren nachhaltigen Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer in den WRRL- Bewirtschaftungszeiträumen bis 2021 bzw. 2027 näher untersucht (GEBEL ET AL. 2016).

Daran anschließend erfolgte die Bearbeitung des mehrstufig angelegten Projektes „Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021“ auf Basis des Modellkonzeptes „STOFFBILANZ“ zur Unterstützung des Maßnahmen- Umsetzungs- Prozesses zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächenwasserkörper im Zeitraum des 2. WRRL-Bewirtschaftungsplanes (2016 bis 2021) sowie in Vorbereitung der Aufstellung des 3. WRRL-Bewirtschaftungsplanes (2022 bis 2027).

Den Projektaufakt bildete die Umsetzung der ersten TP- Phase mit "Ergänzende Arbeiten in Vorbereitung der Fortführung des Modellverbundes mit CCB und Ergänzung WRRL- Umweltziel- bezogener Minderungsbedarfs- Abschätzungen von Nährstoff- Einträgen in GWK und OWK in Sachsen". Daran schlossen sich die zweite TP-Phase (Modellgestützte Fortschreibung von Eingangsdaten, Methoden und Ergebnissen sowie Weiterführung WRRL- Umweltziel- bezogener Minderungsbedarfs- Abschätzungen von Nährstoffeinträgen in

GWK und OWK in SN) sowie die TP-Phase 3 (Datenintegration und Vorbereitungsarbeiten zur IST- Zustands-Modellierung bzw. Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in GWK und OWK in SN) an.

Darauf aufbauend dokumentiert die vorliegende Publikation sowohl die Fortführung der Projektarbeiten in der vierten TP- Phase im Bearbeitungszeitraum 2019 / 2020 mit den Ergebnissen der IST- Zustands-Modellierung bzw. Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in GWK und OWK in Sachsen für den Bilanzzeit-schnitt 2018 als auch Ergebnisse aus den Ergänzungs- Arbeiten der fünften TP- Phase im Bearbeitungs-zeitraum 2020 / 2021 zur Übertragung der Bilanzzeitschnitt 2018 - Ergebnisdaten auf die derzeit aktuelle GWK- und OWK- Gebietsgeometrie, Stand 2021 der sächsischen Beiträge zu den 3. WRRL- Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den Zeitraum 2022 bis 2027.

Hierbei wird auch auf die inzwischen erfolgte Kopplung des Modells CCB zur Abbildung von Prozessen des Humushaushaltes landwirtschaftlich genutzter Böden mit dem Modell STOFFBILANZ zur Quellen- bzw. Pfad- bezogenen Bilanzierung von Nährstoff-Einträgen in die Gewässer Bezug genommen (Witing et al. 2016, 2019, Diel et al. 2019). Mit der Aktualisierung bzw. Fortschreibung der Bilanzdaten zur nähr- stoffeintragsbezogenen Belastungssituation der Gewässer in Sachsen wurde, ausgehend von den bis- her vorliegenden Ergebnissen der Vorläuferprojekte (Bilanzzeitschnitte 2000, 2006, 2012) der neue Bi- lanzzeitschnitt 2018 (Datenstand ca. 2015 bis 2018) auf konzeptioneller Basis einer erneuten Anwen- dung des Modellansatzes STOFFBILANZ in der mittleren Maßstabsebene für das Gebiet des Freistaates Sachsen erstellt. Im Vergleich zum Modellstand 2012 (Gebel et al. 2016) ergeben sich hierbei folgende we- sentliche Veränderungen, die im Detail den Abschlussberichten der vorangegangenen Projektphasen (Gebel et al. 2017a, 2018a, 2019) sowie den begleitend vorgenommenen Forschungsergebnissen aus Diel et al. (2019) zu entnehmen sind:

- Umstellung der Modellierung auf sequenziell verkettete Einzeljahre so weit möglich und methodisch sinnvoll, Modellierung auf Basis des neu aufgesetzten 25 m x 25 m Rasters,
- Integration der N-Dynamik im Oberboden auf Ackerflächen für die Einzeljahre 2015 bis 2018 (Kopplung mit dem Modell CCB),
- Einzeljahresbezogene Ableitung des Nitratabbaus während der Grundwasserpassage,
- Einbeziehung neuer N-Depositionsdaten (PINETI 3),
- Modifizierung der wasserwirtschaftlichen Fachgeometrien (insbesondere OWK),
- Fortschreibung der Flächennutzungsdaten (Basis ATKIS 2018),
- Einbeziehung von Feldblockdaten zur Ableitung der Fruchtartenanteile je OWK sowie zur Ableitung von Maßnahmenumfängen aus der Agrarumweltförderung für die Jahre 2015 bis 2018,
- Fortschreibung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten, gemittelt für die Agrarstrukturgebiete Sachsens auf Basis der Dauertestflächen des (DTF) des LfULG für die Jahre 2015 bis 2018,
- Einbeziehung vorliegender Fortschreibungsdaten zu Nährstoffeinträgen aus allen relevanten punktuellen und diffusen Eintragsquellen des Bereiches Siedlungswasserwirtschaft.

1.2 Modellansätze zum Nährstoffmanagement

1.2.1 Ziele und Anforderungen

Stoffhaushaltsmodelle werden eingesetzt, um Herkunft und Menge des Nährstoff- (N, P) und Sedimenteintrags in Fließgewässer, Seen und Grundwasser zu erfassen. Diese sind vor allem dann notwendig, wenn ein erheblicher Handlungsbedarf zur Reduzierung der Nährstoffeinträge besteht, aber auch um die Ergebnisse einer ersten Überblicksschätzung zu plausibilisieren und zu differenzieren.

Die Methodik zur Nährstoffbilanzierung in den Teileinzugsgebieten einer Flussgebietseinheit muss die Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen entlang unterschiedlicher Verlagerungspfade sowie die Stoffrückhaltung (Retention) berücksichtigen. Den punktuellen Quellen werden die kommunalen (Kapazität ≥ 50 Einwohner) sowie die industriellen Kläranlagen zugeordnet. Kläranlagen mit einer Kapazität < 50 Einwohner sowie weitere dezentrale Abwassereinleiter und Niederschlagswassereinleitungen werden unter dem Begriff "Urbane Systeme" zusammengefasst. Unter den diffusen Quellen werden flächenhafte Stoffeinträge verstanden, die über unter- und oberirdische Abflusspfade oder die atmosphärische Deposition realisiert werden. Der diffuse Eintrag von N und P in die Gewässer ist an die in einem Flusseinzugsgebiet über die verschiedenen Abflusskomponenten zum Abfluss kommenden Wassermengen gebunden. N und P unterscheiden sich in ihren Bindungsformen und physiko-chemischen Eigenschaften jedoch deutlich. P wird unter natürlichen Bedingungen stark sorbiert, so dass der Partikeltransport für die Verlagerung dieses Nährstoffes besondere Bedeutung besitzt. Dieser ist vorwiegend an die Erosion und damit an den Landoberflächenabfluss gebunden. Hingegen unterliegt Stickstoff intensiven Umsetzungsprozessen in der Bodenzone. Mengenmäßig dominiert Nitrat, welches leicht ausgewaschen werden kann. Infolgedessen erfolgt der Nitrattransport in die Gewässer vorwiegend über die unterirdischen Abflusskomponenten Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Die Berücksichtigung der Verweilzeit von Nitrat im Grundwasserleiter ist notwendig, weil dieses während des Transports einem mikrobiellen Abbau unterliegen kann. Abbildung 1 veranschaulicht das komplexe quellen- und pfadbezogene Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten.

Das raum-zeitliche Prozessgeschehen wird im Modell abstrahiert und vereinfacht abgebildet. Die Ergebnisse spiegeln mittlere Systemzustände wider und gelten nicht für den räumlich konkreten Einzelfall bzw. meteorologische Einzelereignisse. Dieser Sachverhalt ist bei der Interpretation der Modellergebnisse zu berücksichtigen. Weitere Hinweise sind den jeweiligen Methodenbeschreibungen in den nachfolgenden Kapiteln zu entnehmen. Grundsätzlich sollte beachtet werden, dass die im Rahmen der Erstellung des Stoffatlas erzeugten Ergebnisse in erster Linie für die mesoskalige Anwendungsebene konzipiert sind. Ihre Aussagekraft für großmaßstäbige Auswertungen ist je nach Fragestellung mehr oder weniger eingeschränkt. Die Grenzen der Modellierung und die Sicherheit der räumlich zu verortenden Aussagen werden maßgeblich durch die Zuverlässigkeit und Repräsentanz der Eingangsdaten bestimmt. Diese entstammen, je nach Verfügbarkeit, unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenniveaus. Die Einbeziehung der Daten auf Rasterelementebene erfolgt nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip. Um die Akzeptanz der Modellergebnisse zu Nährstoffbilanzierungen zu gewährleisten, ist die enge Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftsverwaltung und anderen Fachbehörden notwendig. Dieser Weg wird in Sachsen konsequent beschritten, indem ein iterativer Prozess der Modellentwicklung und -validierung sowie der Datenbereitstellung und Konsistenzprüfung erfolgt.

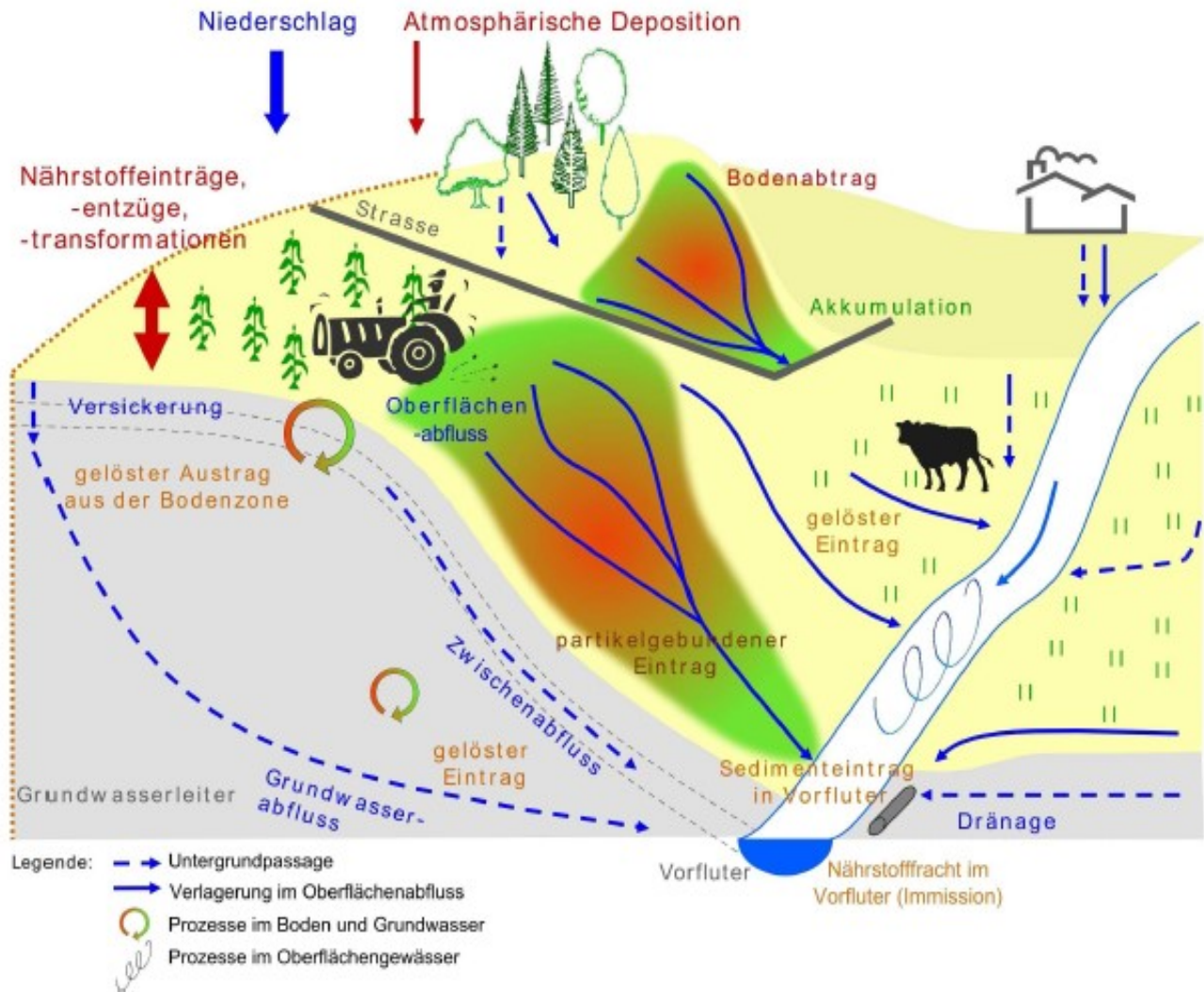


Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flussgebieten

1.2.2 Emissionsmodellierung

Danach WRRL die Planungsebenen insbesondere im mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebiets-einheit, Koordinierungsraum, regionales Bewirtschaftungsteilgebiet), kommen für die Nährstoffbilanzierung vor allem sogenannte Emissionsmodelle zum Einsatz, welche die Stoffausträge aus Landflächen sowie den Stoffeintrag in die Gewässer abbilden. Diese Modelle sollten in der Lage sein, die wesentlichen Quellen, Pfade und Senken für Nährstoffe naturraum- und nutzungsspezifisch zu identifizieren.

1.2.3 Immissionsmodellierung

P und N unterliegen in Fließgewässern einer räumlichen und zeitlichen Dynamik sowie Transformation (Nutrient spiralling concept, NEWBOLD ET AL. 1983). Immissionsmodelle müssen in Abhängigkeit ihres Anwendungsmaßstabs eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungseffekte berücksichtigen, welche Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten im Gewässerkörper selbst beeinflussen (u. a. WITHERS & JARVIE 2008). Zeitlich und/oder räumlich hoch aufgelöste Studien zeigen die Abhängigkeit und die Variabilität des Nährstoffumsatzes in Fließgewässern von vorangegangenen und aktuellen Bedingungen (BOWES ET AL. 2005). Beispielsweise verursacht die innerjährliche Variation von Hydrologie und biologischer Aktivität saisonale Schwankungen der temporären P-Retention (DE KLEIN 2008). Deposition von Sediment im Überflutungsbereich führt zur Entwicklung von Auen und damit zur langfristigen

Retention der partikulär gebundenen Nährstoffe (AUERSWALD 1997, VAN DER LEE ET AL. 2004). Mittlere, langjährige Analysen zeigen hingegen, dass Emission und Immission in etwa gleich sind (GUHR & MEISSNER 2000, DEMARS ET AL. 2005, HAGGARD & SHARPLEY 2007). Auf Grund der Komplexität und der raum-zeitlichen Variabilität der Prozesse sind großräumige Einzugsgebietsmodelle nur eingeschränkt in der Lage, den Nährstofftransport im Fließgewässer adäquat abzubilden. Die modelltechnische Abbildung und Übertragbarkeit bilden aktuelle Diskussions- und Forschungsschwerpunkte (s. a. MARCÉ & ARMENGOL 2009).

Im Modell STOFFBILANZ sind Algorithmen zur Modellierung der langfristigen, mittleren Retentionsleistung von Fließgewässern implementiert. Die Parameteranforderungen sind relativ niedrig und können aus allgemein verfügbaren Daten abgeleitet werden. Die Ansätze eignen sich grundsätzlich für eine mesoskalige Gewässergütemodellierung mit Fokus auf die langfristige Entwicklung. Ereignisbezogene Modellierungen sind nicht möglich.

2 Datenquellen und Bezugsebenen

2.1 Datenherkunft

Die Modellierung komplexer Prozesse in der Landschaft erfordert eine Vielzahl von Eingangsparametern. Tabelle 1 bis Tabelle 6 listen die für den gewählten Bilanzansatz erforderlichen Modelldaten sowie Daten Grundlagen für die Modellvalidierung auf. Die Quantifizierung diffuser Nährstoff- und Sedimentfrachten macht zunächst die Beschaffung und Aufbereitung der entsprechenden Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparameter notwendig (siehe GEBEL ET AL. 2017a). Eine Reihe weiterer Daten werden anhand geeigneter Indikatoren in den jeweiligen Modellmodulen abgeleitet bzw. berechnet (Kap. 4 sowie GEBEL ET AL. 2016, 2017a, 2018a, 2018b). Die relevanten Daten müssen vor der Eingabe in das Modell nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip aufbereitet werden. Für das Projekt wurde als räumliche Modellgrundlage ein quadratisches Gitter mit einer Kantenlänge von 25 m gewählt. Das sächsische Territorium umfasst nach Angaben des Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen eine Fläche von ca. 18.415 km² und wurde mit einem Gitternetz von ca. 29,5 Millionen Rasterzellen überzogen.

Einen detaillierten Einblick in die Ableitung und Integration der Datengrundlagen für den Modellstand 2015 bis 2018 sowie eine Diskussion von Unterschieden zu den vorherigen Zeitschnitten liefert der Abschlussbericht der bereits abgeschlossenen Phase 3 des laufenden Projektes (GEBEL ET AL. 2019).

Tabelle 1: Basisgeometrien

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Landesgrenze	Landesgrenze Sachsens aus ATKIS DLM	2019	GeoSN	-
Gemeinden	Gemeinden Sachsens aus ATKIS DLM	2019	GeoSN	Dominanzprinzip je Raster
OWK	Oberflächenwasserkörper	2015, 2021	LfULG	Dominanzprinzip je Raster
GWK	Grundwasserkörper	2015, 2021	LfULG	Dominanzprinzip je Raster
Vergleichsgebiete	Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete	2007	LfULG	Dominanzprinzip je Raster
Wirtschaftsgebiet	Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete	2007	LfULG	Dominanzprinzip je Raster
Agrarstrukturgebiet	Landwirtschaftliche Agrarstrukturgebiete	2017	LfULG	Dominanzprinzip je Raster
Gewässernetz	Fließ- und Standgewässer aus ATKIS DLM	2019	GeoSN	-

Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
BK 50	Bodenkarte 1:50.000	2018	LfULG	Dominanzprinzip
Humusgehalt	Humusgehalt Oberboden	-	LfULG	-
P-Gehalt	Pges im Oberboden	1999	LfULG	Mittelwert
HÜK 200	Hydrogeologische Übersichtskarte	2008	LfULG	Mittelwert
GW-Isohypsen	Digitale Grundwasser-Isohypsen	2016	LfULG	Mittelwert
DGM	ATKIS (DGM25, 20 m Gitterweite)	2019	GeoSN	Mittelwert
Dränflächen	Dränflächenanteile für Acker und Grünland	ca. 2008	STEININGER & WURBS (2009)	Mittelwert

Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Niederschlag	Hydrologisches Sommer- und Winterhalbjahr (Referenzdatensatz)	1988 – 2014	REKIS Raklida	Mittelwert
Regentage	Anzahl Regentage (>1 mm, Referenzdatensatz)	1988 – 2014	REKIS Raklida	Mittelwert
Temperatur	Jahresmitteltemperatur (Referenzdatensatz)	1988 – 2014	REKIS Raklida	Mittelwert
Gras-Referenzverdunstung	-	1988 – 2014	REKIS Raklida	Mittelwert
Atmosphärische N-Deposition	Nutzungsbezogene atmosphärische Stickstoffdeposition	2013 - 2015	SCHAAP ET AL. (2018)	Mittelwert

Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Flächennutzung	ATKIS DLM	2018	GeoSN	Dominanzprinzip je Raster
Versiegelungsgrad	5 m Raster	2019	LfULG (FERBER ET AL. 2019)	Mittelwert je Raster
Fruchtartenanteile incl. Brachen	Fruchtartenanteile je Feldblock	2015 – 2018	InVeKoS/ LfULG	Mittelwert je OWK und Jahr
Ertrag, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, symbiotische N-Fixierung	Angaben je Fruchtart für Dauertestflächen (DTF)	2015 – 2018	LfULG	Mittelwert je Agrarstrukturgebiet (ASG) und Jahr
Geförderte bodenschonende und stoffaustragsmindernde Agrarumweltmaßnahmen	Förderkulisse EFA (Ökologische Vorrangfläche) je Feldblock für Zwischenfrucht und Untersaat	2015 – 2018	LfULG	Mittelwert je Agrarstrukturgebiet (ASG)
Direktsaat / Streifensaart, konservierende Bodenbearbeitung	Auswertung Statistisches Bundesamt	2015 / 2016	DESTATIS (2017)	%-Anteil an Ackerfläche je Landesdirektion
Zwischenfruchtanbau gesamt / Ökologischer Ackerbau gesamt	Angaben gemäß LfULG 2019 (interner Bericht) und SMUL (2019b)	2015 - 2018	LfULG	Mittelwert für Sachsen
Grünstreifen auf Ackerland	Wie in Gebel et al. 2016 (Annahme Stand 2021, Abgleich mit LfULG 2019 (interner Bericht)	-	GEBEL ET AL. 2016	Mittelwert für Sachsen

Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Punktuelle N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	Datenstand je Kläranlage	2014, 2016, 2018	LfULG	-
Punktuelle N- und P-Einträge aus industriellen Kläranlagen	Datenstand je Kläranlage	2014, 2016, 2018	LfULG	-
Diffuse N- und P-Einträge aus Urbanen Systemen (Kleinkläranlagen incl. Grauwässer, Regenwasserkanal)	Datenstand je Gemeindeteilgebiet	2014, 2016, 2018	LfULG	-

Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Oberflächengewässer	Abflussdaten, N- und P-Konzentrationen	2015 – 2018	LfULG	-
Talsperren	Kenngößen zu Talsperren > 50 ha	2006	LTV	-
Grundwasser	Nitrat- und P-Konzentration	2015 - 2018	LfULG	Mittelwert

2.2 Raum- und Zeitebenen

Im Modell STOFFBILANZ erfolgen die Berechnungen mit einer Zeitschrittweite von einem Jahr. Je nach einbezogener Datengrundlage können sequenziell verkettete Einzeljahre oder mittlere Systemzustände abgebildet werden, die dann einen Bewirtschaftungszeitraum von mehreren Jahren repräsentieren.

Im Modell werden zahlreiche Raumebenen einbezogen, die sowohl Bezugsebenen für einbezogene Daten als auch Auswertungsebenen für simulierte Ergebnisse darstellen können. Im Folgenden werden einige Raumebenen kurz erläutert. Weitergehende Informationen finden sich in HALBFAß ET AL. (2009).

Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete und Agrarstrukturgebiete

Ziel der landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebiete ist es, die Unterschiede der natürlichen Bedingungen (Boden, Klima, Wasserversorgung, Höhenlage und Relief) für die landwirtschaftliche Produktion zu regionalisieren (OTTO ET AL. 2003). Die Wirtschaftsgebiete orientieren sich an der naturräumlichen Gliederung und entsprechen den Naturraumregionen. Eine weitere naturräumliche Differenzierung erfolgt auf der Ebene der Agrarstrukturgebiete unter besonderer Berücksichtigung von Boden- und Klimafaktoren.

Administrative Gliederung

Das sächsische Territorium gliedert sich administrativ in drei Regierungsbezirke, zehn Landkreise und drei Kreisfreie Städte sowie über 416 weitere politisch selbständige Gemeinden (Stand 2019).

Wasserwirtschaftliche Planungsebenen

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet die Mitgliedstaaten Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer und das Grundwasser in Flussgebietseinheiten zu bewirtschaften. Flussgebietseinheiten können aus einem oder mehreren Einzugsgebieten zusammengesetzt sein. Der Freistaat Sachsen hat Anteile an zwei Flussgebietseinheiten – der Elbe und der Oder. In den Flussgebietseinheiten erfolgt zum Zwecke der Bearbeitung eine Zusammenfassung der einzelnen Gewässereinzugsgebiete zum Beispiel zu Teilbearbeitungsgebieten oder Koordinierungsräumen. Innerhalb der Einzugsgebiete sind die sogenannten Wasserkörper die eigentlichen Einheiten zur Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer. Der Oberflächenwasserkörper (OWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Oberflächenwassers. Ein OWK ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines oder mehrerer Oberflächengewässer (EU 2000). Im Folgenden wird der Begriff des Oberflächenwasserkörpers nicht nur für den betreffenden Gewässerabschnitt selbst, sondern für sein Eigeneinzugsgebiet verwendet. Der Grundwasserkörper (GWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Grundwassers. Die WRRL gibt eine Gesamtbewirtschaftung in Flussgebietseinheiten vor, so dass die GWK den Teileinzugsgebieten zugeordnet sind, die durch die oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen begrenzt werden.

3 Methodische Vorgehensweise im Modell STOFFBILANZ

3.1 Modellphilosophie

Das Modell STOFFBILANZ ist ein Verfahren zur flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche und deren Eintrag in die Gewässer (Emissionsbetrachtung). STOFFBILANZ ist ein für die Mesoskala entwickelter Ansatz und vermittelt zwischen groß- und kleinmaßstäbigen Verfahren. Es eignet sich insbesondere für Anwendungen im Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung.

Die Modellierung umfasst sowohl Stickstoff- und Phosphor- als auch Sedimenteinträge (Abbildung 2). Die wesentlichen Eintragsquellen und -pfade werden unter Berücksichtigung einer modellintern realisierten Abflussbilanzierung naturraum- bzw. nutzungsspezifisch identifiziert und berechnet. Die Ergebnisse stellen räumlich differenzierte Größenordnungen der Stoffeinträge als Jahresbilanzen dar.

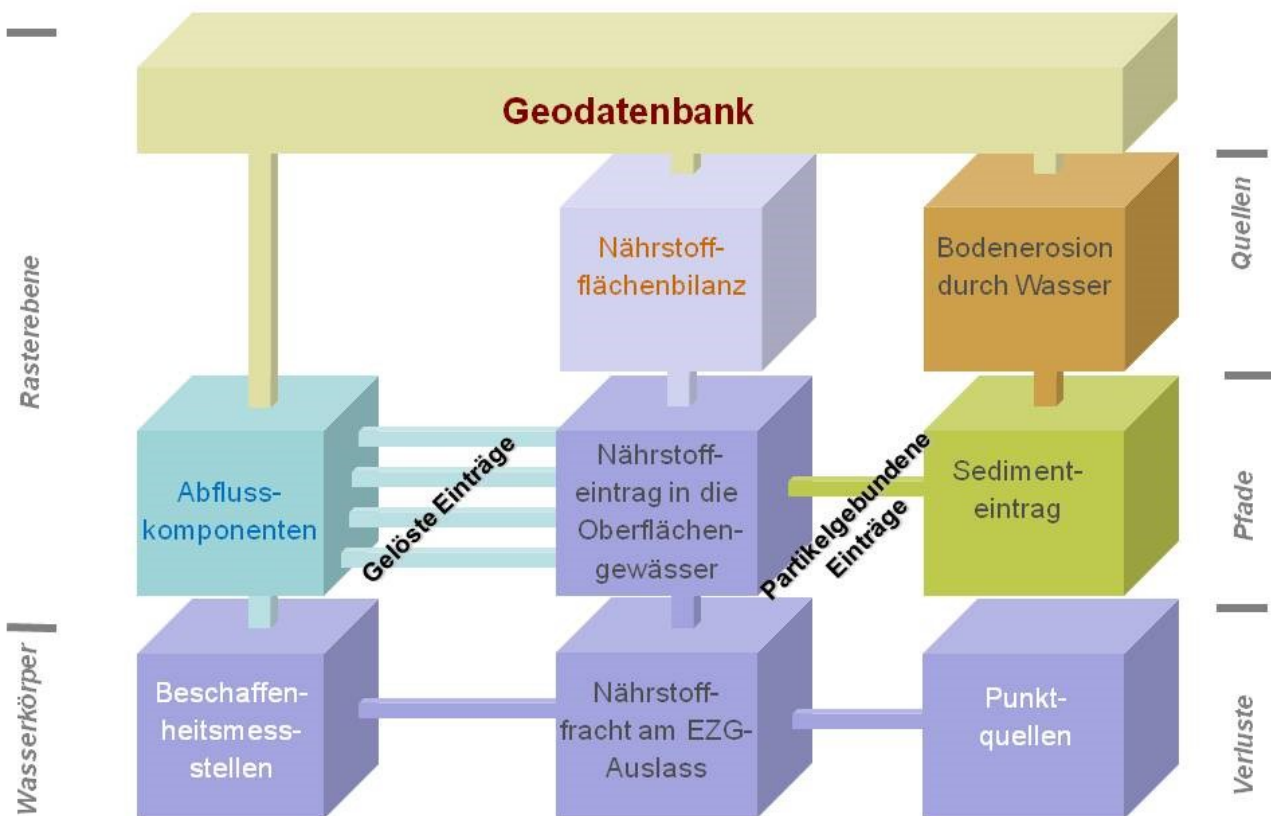


Abbildung 2: Fließschema zum Ablauf der Modellierung von Stoffeinträgen im Modell STOFFBILANZ

Mittels wissenschaftlich validierter Methoden entsprechend dem Stand der Forschung können Stoffstrombilanzierungen für unterschiedliche Landschaftszustände (Ist-Zustand, Zielzustand, Szenarien) vorgenommen und nach verschiedenen Kriterien ausgewertet werden:

- Herkunftsanalyse (Quellen),
- Transportpfadanalyse (Pfade),
- Identifizierung von Risikogebieten und potenziellen Herkunftsflächen (source areas),
- Aggregation auf unterschiedlichen Raumebenen (z.B. OWK, GWK).

Um Nutzerfreundlichkeit, fachliche Aspekte und Anforderungen für das Flussgebietsmanagement miteinander zu verknüpfen, wird von der Arbeitsgruppe GALF/VisDat seit 2005 auf Basis des Modellansatzes STOFFBILANZ die webbasierte grafische Benutzeroberfläche STOFFBILANZ-Viewer entwickelt. Im Folgenden wird ein Überblick über die Vorgehensweise der Modellierung von Bodenabtrag, Sedimenteintrag, Partikel gebundenem Phosphoreintrag und gelöstem Stickstoffaustrag aus dem Boden über den diffusen Eintragspfad von Ackerflächen gegeben. Andere Nutzungsformen werden nicht betrachtet, da sie im vorliegenden Abschlussbericht nicht näher betrachtet werden. Informationen zur Wasserhaushaltsmodellierung sowie weiterführende Informationen zur Stoffeintragsmodellierung sind der Modellbeschreibung (GEBEL ET AL. 2018b) sowie GEBEL ET AL. (2016) und HALBFAß ET AL. (2009) zu entnehmen. Die Modellierung der N-Dynamik im Oberboden der Ackerflächen erfolgt im Rahmen der Modellkopplung von STOFFBILANZ mit dem Modell CCB. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise einschließlich der von 1999 bis 2014 vorgenommenen Modellierung ist in WITING ET AL. (2016, 2019) sowie DIEL ET AL. (2019) enthalten. Anknüpfend an diese Arbeiten erfolgt die Modellierung für die Jahre 2015 bis 2018 in enger Kooperation mit den genannten Autoren.

3.2 Abflussberechnung

Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz im Modul WASSERBILANZ. Der Gesamtabfluss R ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse wie folgt:

$$R = RO + RD + RI + RG + RS \quad (1)$$

R: Gesamtabfluss [mm/a]

RO: Oberflächenabfluss [mm/a]

RD: Direktabfluss [mm/a]

RG: Grundwasserabfluss [mm/a]

RS: Abfluss von versiegelter Fläche [mm/a]

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und des Abflusses von der versiegelten Fläche erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (NRCS 2004, Hawkins et al. 2009, Halbfaß 2005). Der Oberflächenabfluss wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet.

Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss werden auf Basis der Sickerwasserrate SW unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (WESSOLEK ET AL. 2008, AD-HOC AG BODEN 2003, RÖDER 1997, Wessolek 1997). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient zur Festlegung der Abflussanteile. Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten.

Die Berechnung des Dränabflusses erfolgt auf dem gedränten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration auf ungedränten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird. Der Anteil gedränter Flächen für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland wurde anhand STEININGER ET AL. (2013) rastelementspezifisch zugewiesen (GEBEL ET AL. 2019).

Eine detaillierte Erläuterung der Vorgehensweise der Berechnung der Abflusskomponenten findet sich in GEBEL ET AL. (2017b, 2018c).

3.3 Bodenabtrag und Sedimenteintrag

3.3.1 Bodenerosion durch Wasser

Die potenzielle Bodenerosion durch Wasser wird nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG, WISCHMEIER & SMITH 1978) ermittelt. Es ist zu berücksichtigen, dass der ABAG-Ansatz lediglich die Flächen- und Rillenerosion berücksichtigt. Die linearen Erosionsformen Rinnen- und Grabenerosion bleiben bei der Quantifizierung auf Einzugsgebietsebene unerkannt und werden demzufolge nicht bilanziert (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1988, AUERSWALD 2000, WIEGAND 2002).

$$A = R * K * C * S * L * P$$

(2)

A: Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [t/(ha*a)]

R: Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor [N/(h*a)]

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor [(t*h)/(ha*N)]

L: Hanglängenfaktor [-]

S: Hangneigungsfaktor [-]

C: Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor [-]

P: Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen [-]

Der R-Faktor kann anhand der DIN 19708 (2017) aus dem langjährig gemittelten Niederschlag N_{mw} von Mai bis September (N in mm/a, $r = 0,82$) berechnet werden. Die den Regressionsgleichungen zu Grunde liegenden langjährigen Mittelwerte stammen überwiegend aus der Periode 1960 bis 1980 und berücksichtigen somit keine Aspekte des sich aktuell vollziehenden Klimawandels. Weiterhin führt die auf Sauerborn (1994) zurückgehende Methode zu einer Glättung der R-Faktoren, da Extremereignisse nicht ausreichend mit einbezogen werden konnten (Auerswald et al. 2019). Alternativ kann auf einen von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019) für die Periode 2001 bis 2017 ermittelten langjährigen mittleren R-Faktor im 1 km²-Raster auf Basis von zeitlich hochaufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten zurückgegriffen werden. Die Daten werden als Datensatz (RADKLIM 2019) vom DWD vorgehalten und fortgeschrieben. Die R-Faktoren liegen ungefähr 50 % über den sich aus der DIN 19708 ergebenden Werten, was zum Einen auf die Aspekte des Klimawandels, zum Anderen aber auch auf die stärkere Berücksichtigung bzw. geringere Glättung von Ereignissen begründet ist. Beide Ansätze (nach DIN 19708 bzw. Auerswald et al. 2019) werden im Rahmen des vorliegenden Projektes gerechnet und verglichen.

Nicht sinnvoll möglich ist allerdings die Ableitung des R-Faktors über die oben genannte Regression anhand der DIN 19708 (2017) für Einzeljahre. So wird die Erosivität anhand dieser Methode nur über die Niederschlagshöhe ermittelt. Im langjährigen Mittel ist diese Beziehung mit einem ausreichend validen Bestimmtheitsmaß herstellbar. In einem Extremjahr, z.B. mit sehr geringer Niederschlagshöhe von Mai bis September wird der R-Faktor aber zwangsweise sehr niedrig ausfallen, auch wenn durchaus relevante erosive Ereignisse stattgefunden haben. Auch die Verwendung des RADKLIM-Datensatzes ist nur für langjährig gemittelte Aussagen möglich, da die berechneten R-Faktoren auf Basis von Stundenwerten des Niederschlags ermittelt wurden und somit geglättet sind (siehe AUERSWALD ET AL. 2019).

Die K-Faktoren wurden auf Basis der sich aus der BK 50 ergebenden Ton-, Sand- und Schluffgehalte, der Humusstufe sowie der Permeabilitätsklasse, abgeleitet aus der Bodenartenuntergruppe, ermittelt.

Hinsichtlich der L- bzw. S-Faktoren ist es rechentechnisch aufgrund der inzwischen weit fortgeschrittenen Leistungsfähigkeit und Prozessierungsgeschwindigkeit der Hardware problemlos möglich zweidimensionale LS-Faktoren auf dem 25 m Raster für jede Rasterzelle und das darüber liegende Einzugsgebiet abzuleiten. Weiterhin ist es möglich Barrieren im Gelände zu berücksichtigen, die die jeweiligen Liefergebiete begrenzen. Abweichend von der Modellvorstellung der ABAG wird der L- und S-Faktor deshalb in einem zweidimensionalen Ansatz nach MOORE & NIEBER (1996) unter Nutzung der GIS-Module in SAGA-GIS als LS-Faktor je Rasterzelle berechnet. Literaturstudien von ausgewählten Versuchsplots zeigen, dass dieser Ansatz im Vergleich zum Originalansatz nach WISCHMEIER & SMITH (1978) besonders gute Ergebnisse liefern kann, während das Verfahren nach DESMET & GOVERS (1996) eher zu einer Unterschätzung der LS-Faktoren im Vergleich zum Originalansatz neigt (HRABALIKOVA & JANECEK 2015). Die für jede Rasterzelle abgeleiteten Einzugsgebiete werden durch die aus dem ATKIS – DLM extrahierten Barrieren (z.B. Wege, Straßen, Landnutzungsgrenzen) begrenzt. Die tatsächliche Höhe der GIS-technisch berechneten LS-Faktoren ist im Wesentlichen von der Rasterauflösung und dem zu Grunde liegenden Höhenmodell, aber auch der Auflösung der Barriereabbildung abhängig.

Die räumlich differenzierte Ermittlung des C-Faktors erfolgt auf Basis der OWK-bezogenen Agrarstatistik nach AUERSWALD (2002) für die Ackerflächenanteile mit konventioneller Bearbeitung (Pflug) wie folgt:

$$C = 83 - 1,58 * (Md + AFu) + 0,0082 * (Md + AFu)^2 * (1 - 0,03 * AFu) + 0,01 * AFu \quad (3)$$

C: C-Faktor

Md: Anteil der kleinkörnigen Mähdruschfrüchte [% Ackerfläche]

AFu: Anteil des mehrjährigen Ackerfutters [% Ackerfläche]

Die Parameter Md und AFu wurden programmintern aus der Agrarstatistik abgeleitet. Mit diesem Verfahren können 91% der Variation der exakten C-Faktoren erfasst werden. Grenzen der Anwendbarkeit ergeben sich bei Fruchtfolgen mit einem Ackerfutteranteil >30 %. Der in der Formel von Auerswald (2002) enthaltene Mulchsaatanteil wird auf „0“ gesetzt und kann somit entfallen. Die C-Faktoren bei konservierender Bewirtschaftung werden für den jeweiligen Flächenanteil über einen pauschalen Wert von 0,05 (Direktsaat), 0,06 (dauerhaft, Mulchsaat) bzw. 0,07 (periodisch, Mulchsaat) abgebildet. Bei Zwischenfruchtanbau und Untersaaten wird der C-Faktor auf den jeweiligen Flächen pauschal auf 0,07 gesetzt. Liegen die C-Faktoren für den gepflügten Anteil der Ackerfläche niedriger als die pauschal vergebenen Werte (z.B. auf Grund hoher Anteile von mehrjährigem Ackerfutter), so werden diese niedrigeren Werte auch auf den Flächenanteilen mit konservierender Bodenbearbeitung bzw. Zwischenfruchtanbau und Untersaaten übernommen.

C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen werden gemäß PANAGOS ET AL. (2015a) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert (Datenquelle: European Soil Data Centre (ESDAC), Datenstand 2010, Auflösung 100 m).

Der P-Faktor wird mit „1“ angesetzt, da keine verwertbaren Informationen zur Querbearbeitung des Hanges vorliegen.

3.3.2 Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von Bodenerosion durch Wasser

Eng verbunden mit der Bodenerosion ist die Akkumulation. In größeren Einzugsgebieten wird nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Oberflächengewässer eingetragen. Zugleich beschränkt sich der Eintrag von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen zum größten Teil auf nur wenige kleine Einzugsgebiete. Zum Beispiel kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass 90 % der Einträge von nur 10 % der Fläche stammen (u.a. COST ACTION 869 2006, VOGES 1999). Ursachen hierfür sind unter anderem Gewässerdistanzen und die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

In Abhängigkeit naturräumlicher und nutzungsbedingter Faktoren können weitere Quellen für die Sedimentbelastung der Gewässer auftreten, zum Beispiel:

- Fließgewässererosion,
- Sedimenteintrag über Drainagen,
- Sedimenteintrag (abfiltrierbare Stoffe) von Siedlungsflächen,
- Fließungen (Muren, Gelifluktion),
- Sedimenteintrag aus Bergbaugebieten,
- Straßen- und Hausbau, etc.
- Forststraßen.

Im Hügel- und Bergland mit einer hohen Erosionsdisposition treten Sedimenteinträge von Siedlungsflächen eher in den Hintergrund. Im Flachland oder in den Mündungsbereichen können Letztere dann an Bedeutung gewinnen (z.B. CARTER ET AL. 2003, KIEHLHORN 2005). Sedimentquellen sind dabei weniger bodenerosive Prozesse, vielmehr bilden KFZ-Verkehr und Industrie mit ca. 0,2 für geringe Siedlungsdichten bis 1 t/ha/a für Industriegebiete die Hauptquellen (UNIVERSITY OF WISCONSIN-EXTENSION 1997). Von Bauplätzen wurden sogar Erosionsraten von 14-18 t/ha/a geschätzt. Zu beachten sind die im Vergleich zu Ackerflächen hohen Sedimenteintragsraten. Konzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen zwischen ca. 100 bis 340 mg/l werden von KIEHLHORN (2005) angegeben. In STOFFBILANZ bleiben die oben genannten Sedimentquellen in der Emissionsbilanz derzeit unberücksichtigt. In empirischen Modellansätzen werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser häufig über das Sediment Delivery Ratio SDR abstrahiert und abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter.

Das für den mittleren Maßstabsbereich entwickelte Verfahren zur Modellierung von Sedimenteinträgen in die Gewässersysteme (VOGES 1999, VEITH 2002, HALBFAß 2005, HALBFAß & GRUNEWALD 2005, HALBFAß & ULLRICH 2007, HALBFAß & GRUNEWALD 2006, 2008, GEBEL ET AL. 2008, 2016, 2018c, KAISER ET AL. 2008) ermittelt auf Basis allgemein verfügbarer Daten sowie der modellierten Bodenabträge

- die Flächenanbindung an das Gewässersystem,
- die Gewässerdistanz,
- die Anbindungswahrscheinlichkeit,
- das Sediment Delivery Ratio und
- den rasterbezogenen Sedimenteintrag

für jede Rasterzelle.

Die Flächenanbindung beschreibt die hydrologische Konnektivität einer Fläche mit dem über den Oberflächenabfluss auf dem natürlichen Fließweg erreichbaren Gewässer unter Berücksichtigung linienhafter Landschaftselemente (Straßen, etc.). In einem GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens werden hierbei sogenannte nicht-eintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt. Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nicht-eintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in die Oberflächengewässer unberücksichtigt.

Eingangsdaten für die Berechnung der Flächenanbindung bilden ein digitales Geländemodell (hier: DGM 20) sowie ein Datensatz zur Flächennutzung (hier: ATKIS) für die Extraktion linienhafter Landschaftselemente (insbesondere Straßen, Wege, Bahnkörper) sowie ggf. flächenhafter Barrieren (z.B. Siedlungsbereiche).

Die GIS-technischen Routinen zur Verfolgung der Tiefenlinien zur Abbildung der Gewässerdistanz werden mit dem Programmpaket SAGA GIS unter Nutzung eines Multiple Flow-Ansatzes vorgenommen (ALI & DE BOER 2010, FREEMAN 1991, O'CALLAGHAN & MARK 1984, NOBRE ET AL. 2011). Rasterzellen, für die keine Gewässerdistanz berechnet werden kann, da der Fließweg zu einem Gewässer nicht realisiert wird, gelten als nicht angebunden. Die Gewässerdistanz l_{flow} ergibt sich aus den im Rahmen der Ermittlung der hydrologischen Anbindung berechneten Fließweglängen, gemessen von der jeweils betrachteten Rasterzelle bis zum Erreichen des Gewässernetzes unter Verwendung des DGM 20.

Im vorliegenden empirischen Modellansatz werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser über das Sediment Delivery Ratio SDR abstrahiert und abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter. Die Ermittlung von SDR erfolgt nach HALBFAß & GRUNEWALD (2006, 2008) über die Beziehung

$$SDR = \chi \times \left(\frac{s}{l_{flow}} \right)^{(1-P)} \quad (4)$$

SDR: Sediment Delivery Ratio

χ : Nutzungskoeffizient

s: Hangneigung [m/m]

l_{flow} : mittlere Gewässerdistanz [m]

P : Anbindungswahrscheinlichkeit.

Der Nutzungskoeffizient χ wird nach folgender Gleichung vom C-Faktor abgeleitet ($R^2 = 0,89$):

$$\chi = 1,43 \times \ln(C) + 9,49 \quad R^2 = 0,89 \quad (5)$$

χ : Nutzungskoeffizient

C: C-Faktor

Die Anbindungswahrscheinlichkeit P einer Fläche liefert eine Aussage zur Wahrscheinlichkeit, mit der diese Fläche zum tatsächlichen Sedimenteintrag beiträgt (Halbfaß 2005). P ergibt sich aus den bedingten

Wahrscheinlichkeiten für die Gewässerdistanz p_{lflow}, des Bodenabtrags p_A und des Oberflächenabflusses p_{RO} gemäß:

$$P = \sqrt{p_{lflow}^2 + p_A^2 + p_{RO}^2} \quad (0 \leq P \leq 1) \quad (6)$$

P : Anbindungswahrscheinlichkeit

p_{lflow}: bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis der Gewässerdistanz

p_A: bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis des Bodenabtrags

p_{RO}: bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis des Oberflächenabflusses

Hierbei gilt:

$$p_{lflow} = -0,1358 * \ln(l_{flow}) + 0,9717 \quad R^2 = 0,94 \quad (7)$$

p_{lflow}: bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis der Gewässerdistanz

l_{flow}: Gewässerdistanz [m]

$$p_A = 0,0671 \ln(A) + 0,1557 \quad R^2 = 0,85 \quad (8)$$

p_A: bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis des Bodenabtrags

A: Bodenabtrag [t/(ha*a)]

$$p_{RO} = 0,0386 * \ln(RO) + 0,0994 \quad R^2 = 0,96 \quad (9)$$

p_{RO} : bedingte Wahrscheinlichkeit auf Basis des Oberflächenabflusses

RO: Oberflächenabfluss [mm/a]

Da es sich bei der Anbindungswahrscheinlichkeit um einen stochastischen Ansatz handelt, muss geprüft werden, ob eine Anpassung der bedingten Wahrscheinlichkeitsfunktionen für die Gewässerdistanz, den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluss aufgrund der höheren Auflösungsschärfe der Eingangsdaten vorgenommen werden muss.

Der Sedimenteintrag SE in die Oberflächengewässer von hydrologisch angebundenen Flächen ergibt sich abschließend aus:

$$SE = SDR * A$$

(10)

SE : nutzungsspezifischer Sedimenteintrag

SDR: Sediment Delivery Ratio

A: Bodenabtrag [t/(ha*a)]

Abbildung 3 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise anhand eines Fließschemas ab.

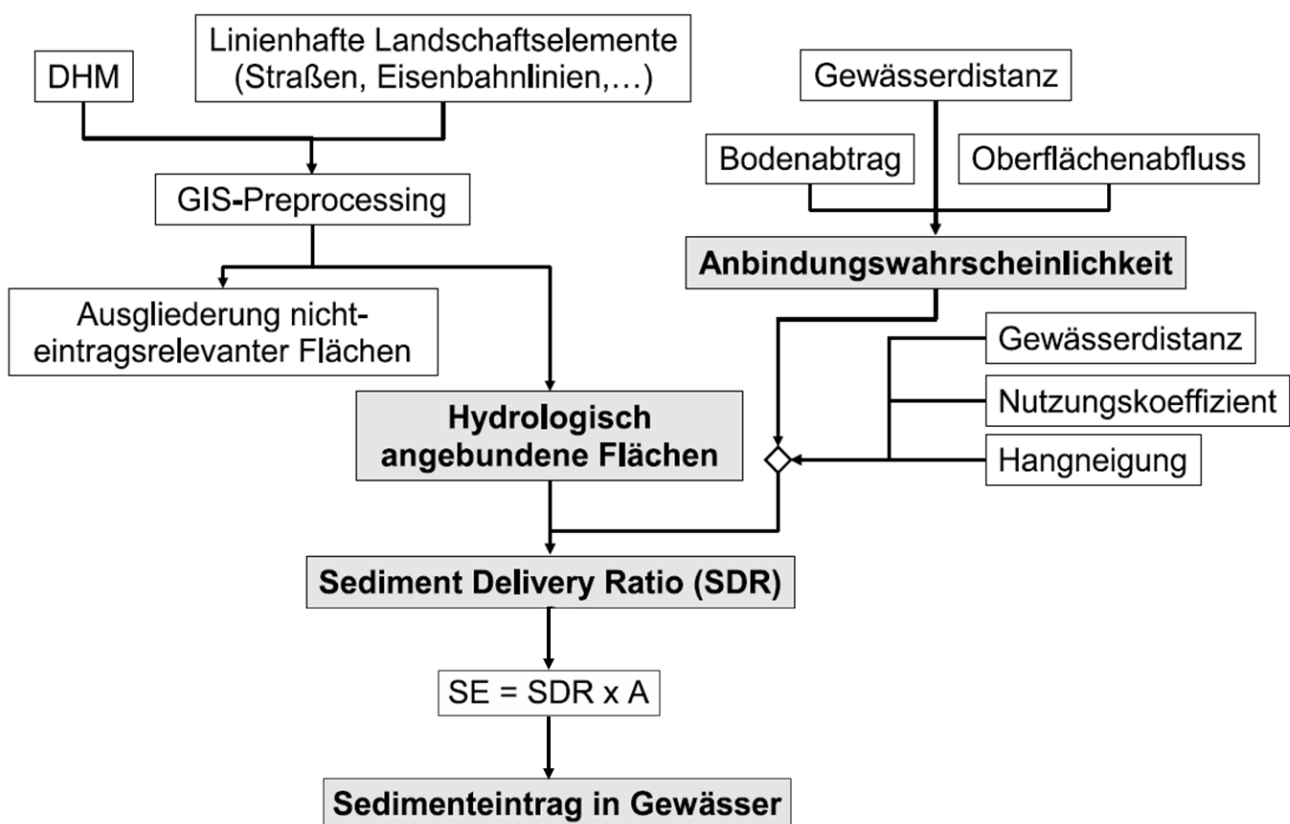


Abbildung 3: Fließschema für die Ermittlung des Sedimenteintrages

3.4 Bilanzierung der Phosphoreinträge

Die Phosphorbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren. Der gesamte P-Eintrag in die Gewässer ergibt sich aus der Summe der punktuellen Einträge TPpoint und diffusen Einträge TPdiff. Im Gegensatz zum Stickstoff sind beim Phosphor (P) die Umsatzprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze mittelmaßstäbig nur eingeschränkt adäquat fassbar. Im Modul P-Bilanz kann die diffuse P-Verlagerung pfad- und nutzungsbezogen quantifiziert werden, wobei im Mittelpunkt der Eintrag partikulär gebundener (Bodenerosion) und gelöster (Wasserpfad) P-Verbindungen steht. Der gelöste P-Eintrag DP und der partikulär gebundene P-Eintrag PP ergeben zusammen den gesamten diffusen P-Eintrag TPdiff.

3.4.1 Partikulär gebundene P-Einträge

Der partikulär gebundene jährliche P-Eintrag PP_{se} aus der Fläche in die Gewässer für die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Weinbau und Obstbau ergibt sich aus dem Sedimenteintrag SE , der Nährstoffanreicherung ER sowie dem P-Gehalt P_{ges} im Boden:

$$PP_{se} = SE * ER * P_{ges}$$

(11)

PP_{se} : partikulär gebundener P-Eintrag [kg/(ha*a)]

SE : Sedimenteintrag [t/(ha*a)]

ER : Enrichment Ratio

P_{ges} : P-Gesamtgehalt im Oberboden [mg/kg Boden]

Der P_{ges} -Gehalt im Boden wird nutzungs- und substratspezifisch abgeleitet (siehe Rank et al. 1999). Allgemein müssen die P-Gehalte im Oberboden in Abhängigkeit vom Relief und der Nutzungsform als hoch variabel bewertet werden. Untersuchungen von Halbfaß & Grunewald (2004) zeigen, dass der mittlere Fehler vom Mittelwert an Hangsequenzen oder innerhalb von kleinen Einzugsgebieten bis zu 40% betragen kann. Der dimensionslose Nährstoffanreicherungsfaktor ER bildet eine Funktion in Abhängigkeit vom Bodenabtrag A (vgl. Auerswald 1989).

$$ER = 2,53 * A^{-0,21} \quad R^2 = 0,981$$

(12)

ER : Enrichment Ratio

A : Bodenabtrag [t/(ha*a)]

Der ansteigende Anreicherungsfaktor bei gleichzeitig abnehmendem Bodenabtrag beschreibt den selektiven Transportprozess, bei dem Ton und Schluff bevorzugt transportiert werden. P sorbiert vorrangig an feine Bodenpartikel, so dass eine Anreicherung von sorbierten Stoffen im Sediment des Oberflächenabflusses im Vergleich zum Ausgangsboden erfolgt (Lammers 1997). Die Anreicherung basiert auf der Splash-Wirkung der Regentropfen und der damit einhergehenden Zerstörung der Bodenaggregate (Regentropferosion) sowie deren selektivem Transport. Dabei erhöht sich der Anreicherungsfaktor mit abnehmender Erosionsleistung auf Grund der Verlagerung relativ größerer Anteile von feinerem Bodenmaterial (Ghadiri & Rose 1991a, b). In der Literatur werden verschiedene Anreicherungsfaktoren angegeben. Diese können Werte bis zu 6,0 erreichen, für Mitteleuropa wird von Werten von ca. 1,8 ausgegangen (Schaub & Wilke 1996, Duttmann 1999).

Angaben in AUERSWALD & WEIGAND (1999) legen nahe, dass die Berechnung von ER aus dem jährlichen Bodenabtrag die Anreicherung überschätzt, da zum Beispiel die Ablagerung im Laufe des Transportes selektiv wirkt. Damit werden zuerst die gröberen und P-ärmeren Fraktionen abgelagert und die P-reicheren Fraktionen weitertransportiert. Dies konnte von AUERSWALD (1989) noch nicht berücksichtigt werden.

Beim Vorliegen von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen wird für den gepufferten Flächenanteil eine P-Retention von 40% angenommen (siehe BACH ET AL. 1997, KAISER 2007, KRANICH & MENZEL 2011). Die Ermittlung erfolgt pauschal in Abhängigkeit der mittleren Randstreifenlänge an Ackerflächen und der Fließweglänge je OWK.

3.4.2 Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Waldflächen

Die gelösten P-Einträge DP in den Vorfluter für die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau und Laub-/Nadel-/Mischwald berechnen sich aus dem Produkt des jeweiligen Abflussmittels und der pfadbezogenen P-Konzentration für den Dränabfluss, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Zwischenabfluss. Die in Abhängigkeit von den Nutzungsbedingungen abgeleiteten Konzentrationswerte sind in den folgenden Tabellen aufgeführt. Ihre Vergabe erfolgt unter Berücksichtigung der Angaben in HALBFAß (2005), HALBFAß ET AL. (2009) und PRASUHN (2003) sowie auf Basis von Messwerten sächsischer Grundwassermessstellen.

Grundwasser

Die Auswertung der sächsischen Monitoringdaten ergibt eine regionale und nutzungstypabhängige Differenzierung der P-Konzentrationen.

Tabelle 7 zeigt die im Modell für Sachsen eingesetzten Werte.

Tabelle 7: Angenommene P-Konzentrationen im Grundwasser [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ

Wirtschaftsgebiet	Acker, Grünland	Wald	Obstbau, Weinbau
Heide- und Teichlandschaft	0,05	0,03	0,05
Lössgebiet	0,02	0,02	0,02
Mittelgebirge und Vorland	0,01	0,01	0,01

Die Möglichkeit des Auftretens erhöhter P-Konzentrationen bei konservierender Bodenbearbeitung wird kontrovers diskutiert. Beispielsweise konnte ZIMMERMANN (2003) zeigen, dass beim Übersteigen der Infiltrationskapazität der Bodenmatrix das vertikale Stoffverlagerungsrisiko unter Mulchsaat oder Direktsaat über Makroporen sehr hoch sein kann. Das tatsächliche Risiko hängt dabei unter anderem davon ab, ob der zu verlagernde Stoff sich auf der Bodenoberfläche oder in der Bodenmatrix befindet. Im letzteren Fall sinkt das Risiko, da der Sickerwassertransport vor allem über die Makroporen abläuft. Da sich bei konservierender Bodenbearbeitung jedoch eine Vielzahl weiterer Bodeneigenschaften verändern, ist insbesondere unter terrestrischen Bedingungen nicht von einem erhöhten Stoffaustrag in das Grundwasser auszugehen.

Zwischenabfluss

Die P-Konzentration im Zwischenabfluss wird unabhängig vom Nutzungstyp mit 0,01 mg P/l angenommen. Es wird angenommen, dass die Wasserbewegung vorwiegend in der Bodenmatrix erfolgt. Der Einfluss des schnellen und erhöhten P-Austrages über den Makroporenfluss wird derzeit nicht berücksichtigt. Eine ausreichende Datengrundlage zur weiteren Differenzierung der P-Konzentrationen je nach Standort- bzw. Nutzungstyp liegt derzeit für die Zwischenabflusskomponente nicht vor.

Dränabfluss

Die P-Konzentrationen in Dränagen unterliegen starken jahreszeitlichen, standort- und nutzungsbedingten Schwankungen, wobei der Einfluss von Makroporenflüssen aufgrund der hohen Verlagerungsgeschwindigkeit als besonders wichtig hervorzuheben ist und im Folgenden eingehender diskutiert wird. Präferentielle Fließwege, z.B. Wurmgänge oder Schrumpfrisse, beeinflussen maßgeblich Infiltration sowie Durchlässigkeit und damit das Stofftransportverhalten eines Bodens (BUNDT 2000, AKKERMANN 2004). Für den Wasserfluss in Makroporen spielen Kapillarkräfte nur noch eine untergeordnete Rolle. Entstehung und Wirkungsmechanismen von präferentiellen Fließwegen und Stofftransporten bleiben bis heute Gegenstand der bodenkundlichen Forschung. Wesentliche Gründe für die Initiierung von präferentiell Wasser- und Stofftransport sind (MICHELS 2005):

- Niederschlagsintensität,
- Infiltrationskapazität,
- Bodenwassergehalt,
- Hydrophobizität,
- Porenstruktur und
- relevante Stoffcharakteristika.

Es kann angenommen werden, dass der präferentielle Wasser- und Stofftransport in natürlich gelagerten Böden ein allgegenwärtiger, vielmals auch dominierender Prozess ist. Dadurch kann die natürliche Filterfunktion der Böden beeinträchtigt werden, so dass gelöste Stoffe in tiefere Bodenschichten gelangen können. Im Gegensatz dazu muss berücksichtigt werden, dass der Stofftransport in der Bodenmatrix bei vergleichsweise langsamen Diffusions- und Dispersionsprozessen eine Stoffauswaschung signifikant verlangsamt oder sogar verhindert.

Zur Abschätzung des Einflusses von Makroporenfluss auf das Stofftransportgeschehen muss die Kontinuität des Makroporensystems berücksichtigt werden. Damit ist sowohl die Tiefe der Makroporen im Boden als auch der Kontakt zur Bodenoberfläche gemeint (vgl. MICHELS 2005). Daraus kann abgeleitet werden, dass insbesondere folgende Standorteigenschaften einen präferentiellen Stofftransport in das Grund- oder Oberflächenwasser beeinflussen:

- Landnutzung,
- Bodenbearbeitung,
- Bodenart,
- Hydromorphie und Melioration.

Bezüglich der Landnutzung wird in der Regel angenommen, dass Makroporenfluss hauptsächlich bei Grünland, Wald und Acker auftritt. Dabei muss beachtet werden, dass bei konservierender Bearbeitung die Makroporosität deutlich ansteigt (WEILER 2001). Unter Wald kann es auf Grund der starken Durchwurzelung zur ausgeprägten Bildung von sekundären Makroporen kommen. Der Makroporenanteil am gesamten Porenvolumen kann bis zu 35 % betragen (NIEHOFF 2001).

Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass bei konservierender Bodenbearbeitung auf Grund der erhöhten biologischen Aktivität die Makroporenanteile signifikant ansteigen können (wendende Bearbeitung < Mulchsaat < Direktsaat) (AKKERMANN 2004, ZIMMERMANN 2003).

Sandige Böden und solche mit Neigung zur Ausbildung von präferentiellen Fließwegen über Makroporen auf schluffigen Böden oder aufgrund von Schrumpfungprozessen auf tonhaltigen Böden, weisen ein vergleichsweise höheres Austragsrisiko auf (TRESSEL, 2001, LENNARTZ 2005, BAW 2005). Das Verschlammungsrisiko bei Starkregenereignissen scheint für den Makroporenfluss von grundlegender Bedeutung zu

sein (BURKHARDT 2003). Zudem setzt Makroporenfluss erst dann ein, wenn die Niederschlagsintensität höher ist als die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens. Da konservierend bearbeitete Böden eine höhere Wasseraufnahmefähigkeit besitzen, setzt erst bei einer höheren Niederschlagsintensität Oberflächenabfluss und in Folge davon Makroporeninfiltration ein (WEILER 2001). Ein signifikanter Makroporenfluss ist vor allem bei den Landnutzungen bodenkonservierender Bearbeitung auf Acker sowie bei Grünland und Wald zu erwarten (FREISTAAT SACHSEN 2004).

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für Sachsen / Mitteldeutschland Starkregenniederschläge mit mehr als 5 mm/h (Verschlämmungsrisiko für Lössböden) rund 80 Prozent des Jahresniederschlages verursachen (vgl. MICHAEL ET AL. 1996).

Schwierig gestaltet sich die Abschätzung des Anteils Sickerwasser, welcher über Makroporen infiltriert. EDWARDS ET AL. (1989) gehen von einem Anteil des Makroporenflusses am Sickerwasser von 5 % aus. Unter konservierender Bearbeitung wird eine Verdreifachung der Makroporosität und damit auch des Makroporenflusses unterstellt. Der Rest des Sickerwasserabflusses vollzieht sich über die Bodenmatrix. Das andere Extrem zeigt AKKERMANN (2004), welcher Messungen mit Anteilen von rund 90 % zitiert. Er verweist auf die räumliche Variabilität der Makroporosität (10-40 %). Ein enger Zusammenhang scheint zwischen dem Durchmesser der Makroporen, dem Anteil der Makroporosität und dem Anteil der Infiltration zu bestehen (Scherrer 2006). Eine Reihe von weiteren Untersuchungen verdeutlicht, dass der Makroporenfluss das Abflussgeschehen in Abhängigkeit von Bodenart, -typ, Bearbeitung und Landnutzung dominieren kann (u.a. SCHOBEL 2002, MICHELS 2005, KOCH 2007). So wurde bei konservierender Bearbeitung in verschiedenen Arbeiten eine Erhöhung von Stoffkonzentrationen festgestellt (u.a. ZIMMERMANN 2003, GAYNOR & FINDLAY 1995). In der Literatur werden für gedränte, langjährig gedüngte Ackerflächen mittlere P-Konzentrationen von 0,1 – 0,4 mg/l angegeben (u. a. MOKRY 1999, 2003, DJODJIC ET AL. 2004, GALLER 2006, DILS & HEATHWAITE 1999).

Hinsichtlich der Betrachtung von Grünlandflächen zeigen neuere Untersuchungen von DIEPOLDER ET AL. (2005), dass in Drainagen unter Wirtschaftsgrünland mit Tierbesatz deutlich erhöhte P-Konzentrationen auftreten können. Arbeiten von MOKRY (2003) deuten ebenfalls auf relativ hohe P-Konzentrationen in Drainagen hin, wobei die Abhängigkeit von der Gülleapplikation deutlich wird. Die Abhängigkeit der Höhe der P-Konzentrationen in Drainagen von Bodentyp und -art wird in mehreren Arbeiten dokumentiert (u. a. van ES ET AL. 2004, DJODJIC ET AL. 2004, DILS & HEATHWAITE 1999). Es wird herausgestellt, dass über präferentielle Fließwege (Makroporen) das Risiko erhöhter P-Austräge signifikant steigt.

Die für sächsische Teilgebiete von STEININGER ET AL. (2013) im Zeitraum 2010 bis 2012 an verschiedenen Dränauslässen gemessenen Dränkonzentrationen liegen sowohl für Acker- als auch für Grünlandflächen im unteren Bereich der oben angegebenen Literaturwerte. In Auswertung dieser Messkampagnen und in Abstimmung mit dem Auftraggeber (LFULG, Referat 72) wurden P-Konzentrationen in Abhängigkeit vom Wirtschaftsgebiet wie folgt festgelegt (**Tabelle 8**).

Tabelle 8: Angenommene P-Konzentrationen im Dränabfluss [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ

Wirtschaftsgebiet	Nutzung	P-Konzentration
Heide- und Teichlandschaft	Acker / Grünland	0,15
Lössgebiet	Acker / Grünland	0,1
Mittelgebirge und Vorland	Acker / Grünland	0,05

Auf eine getrennte Quantifizierung von Makroporenflüssen und Matrixflüssen und verlagerten Stofffrachten in Abhängigkeit unterschiedlicher Landnutzungen, Bodenarten und Bodenbearbeitungen wurde bewusst verzichtet, da die gegebene Datenlage dies nicht in ausreichendem Maße zulässt.

Oberflächenabfluss

In der Literatur gibt es unterschiedliche Ansätze zur Abschätzung der P-Konzentrationen im Oberflächenwasserabfluss. Ein Maß zur Abschätzung der gelösten P-Konzentration im Oberflächenabfluss bietet der P_{cal}-Gehalt im Oberboden (z. B. AUERSWALD & WEIGAND 1999, BAW 2005). Die Bedeutung von Bearbeitungstechniken (Mulchsaat, Direktsaat) für die P-Konzentration im Oberflächenabfluss wird u. a. von NITZSCHE ET AL. (2000) diskutiert. Auf Basis der Sichtung neuerer Literatur (u. a. HUBER ET AL. 2005, PRASUHN 2003, PRASUHN 2008, STRAUSS 2008) werden im Modell STOFFBILANZ die in Tabelle 9 dargestellten Annahmen für gelöste P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss getroffen. Regionale Abschätzungen können nachvollziehbar vorgenommen werden, standortbezogene Aussagen sind aber nicht möglich (siehe HALBFAß ET AL. 2009).

Tabelle 9: Angenommene P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss [mg P/l] im Modell STOFFBILANZ

Nutzungstyp	P-Konzentration
Acker	0,2
Grünland	0,8
Obstbau	1,2
Weinbau	0,8
Laubwald	0,025
Nadelwald	0,025

3.4.3 P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen

Für Gewässerflächen wird die atmosphärische Deposition als Pauschalwert angesetzt. Diese schwankt nach Literaturangaben zwischen 0,04 und 1,5 kg P/(ha*a). Bei mittleren Niederschlägen von 660 mm in den ost-deutschen Bundesländern wird für die 90er Jahre ein Wert von 0,4 kg P/(ha*a) empfohlen (vgl. BEHRENDT ET AL. 2000). Der diffuse P-Eintrag ins Gewässer wird für sonstige Nutzungen mit 0,5 kg P/(ha*a) veranschlagt (siehe HALBFAß ET AL. 2009).

3.4.4 P-Einträge von Siedlungsflächen

Innerhalb von Siedlungsflächen erfolgt der P-Eintrag über verschiedene Quellen und Pfade in die angrenzenden Gewässer. Für unversiegelte Siedlungsflächen wird von einem der atmosphärischen Deposition entsprechenden Depositionswert von 0,5 kg P/(ha*a) ausgegangen. Wegen der hohen P-Sorptionsfähigkeit von Böden wird die Annahme getroffen, dass davon lediglich 10 %, also 0,05 kg P/(ha*a) in die Gewässer eingetragen werden. Auf versiegelten Siedlungsflächen erfolgt die Entwässerung über die sog. "Urbanen Systeme", wobei hier die Pfade Regenwasserkanal sowie Kleinkläranlagen (einschließlich Grauwassereingleitungen) betrachtet werden.

Der Emissionspfad Regenwasserkanal bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Siedlungsfläche, welche in das Trenn- bzw. Mischwassersystem entwässert. Aus den Daten von LFULG (2016) ergibt sich für den Zeitraum 2013/2014 ein mittlerer P-Exportkoeffizient c_p von 1,23 kg P/ha. Der jährliche Phosphoreintrag $DPrk$ je Siedlungsrastrer ergibt sich dann wie folgt:

$$DPrk = c_p * A_{seal} * \frac{0,75}{100} \quad (13)$$

$DPrk$: P-Eintrag über Regenwasserkanal [kg/(ha*a)]

c_p : P-Exportkoeffizient [kg/(ha*a)]

A_{seal} : Versiegelungsgrad [%]

Die Durchlässigkeit versiegelter Flächen wird pauschal mit 25 % angenommen (vgl. Sukopp & Wittig 1998).

Der Pfad Kleinkläranlagen kennzeichnet den Eintrag von privaten dezentralen Abwassereinleitungssystemen (einschließlich Grauwassereinleitungen) in die Gewässer und berechnet sich wie folgt:

$$DPdz = nwSTP * \left(c_{pSdT} * \frac{SdT}{100} + c_{pnSdT} * \frac{(100 - SdT)}{100} \right) * A_{urb} \quad (14)$$

$DPdz$: P-Eintrag über dezentrale Anlagen [kg/(ha*a)]

c_{pSdT} : Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik (= 0,3 kg P/(EW*a))

c_{pnSdT} : Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik (= 0,42 kg P/(EW*a))

$nwSTP$: Anzahl der Einwohner (EW) ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung je Gemeinde

SdT : geschätzter Anteil der Kleinkläranlagen nach Stand der Technik [%]

A_{urb} : Gemeindefläche mit Siedlungsnutzung [ha]

Auch hier wurde der mittlere P-Exportkoeffizient c_{pSdT} bzw. c_{pnSdT} für Kleinkläranlagen aus den Daten von LfULG (2016) für den Zeitraum 2013/2014 so abgeleitet, dass bei Lösung der obigen Gleichung eine möglichst enge Übereinstimmung zur vom LfULG (2016) ermittelten Fracht besteht. Die hierbei verwendeten Angaben zum Stand der Technik entstammen dem Lagebericht 2014 (SMUL 2014). Die vom Auftraggeber Teilgemeinde bezogen für die Jahre 2014, 2016 und 2018 bereitgestellten jeweiligen Einwohnerzahlen ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung wurden auf die zugehörigen Gemeinden aggregiert. Anhand der Daten der Lageberichte 2016 und 2018 (SMUL 2017, 2019a) konnten somit unter Übernahme der für 2014 berechneten Koeffizienten auch die Frachten für 2016 bzw. 2018 berechnet werden. Die je Gemeinde ermittelten Frachten werden in einem letzten Schritt auf die Siedlungsrastrerzellen der jeweiligen Gemeindefläche aufgeteilt.

Abweichend zur Vorgehensweise der Berechnungen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012 (GEBEL ET AL. 2016) wird aus Gründen der veränderten Datenverfügbarkeit auf die getrennte Frachtabschätzung für Bürgermeisterkanäle bzw. Haushalte ohne Kanalanschluss verzichtet und stattdessen auf die von LFULG (2016) vorgenommene Ermittlung der Frachten über das private dezentrale Abwassereinleitungssystem bzw. den Regenwasserkanal zurückgegriffen. Durch die Ableitung der c_p -Werte aus den Daten des LFULG (2016) wird sichergestellt, dass die Ergebnisse in Summe denjenigen von LFULG (2016) entsprechen.

Es erfolgt lediglich eine Verteilung der Frachten in die Fläche und eine Abbildung von zu erwartenden Minderungen auf Grund der sich verringern den Anzahl von Einwohnern ohne einen Anschluss an die öffentliche Abwasserbeseitigung (auf Basis der Teilgemeinde bezogenen Einwohnerzahlen und Anschlussgrade) sowie dem sich erhöhenden Anteil von Kleinkläranlagen mit Stand der Technik von 2014 bis 2018 (Daten der Lageberichte 2014, 2016 und 2018 (SMUL 2015, 2017, 2019a)). Sowohl die Ausgangsdatenbasis von LFULG (2016) und SMUL (2015, 2017, 2019a) als auch die Art und Weise der Datenverteilung auf die Gemeinden bergen Unsicherheiten und Verallgemeinerungen, die bei der weiteren Verwendung der Schätzwerte beachtet werden sollten.

3.4.5 Punktuelle P-Einträge

Neben dem Phosphoreintrag über die oben beschriebenen Pfade bzw. Quellen erfolgt zusätzlich eine P-Belastung der Gewässer über zentrale Abwassereinleitungssysteme. Die Quantifizierung dieser punktuellen P-Einträge in die Gewässer erfolgt auf Grundlage der vom Auftraggeber für die kommunalen und industriellen Kläranlagen vorliegenden und zur Verfügung gestellten Frachtangaben, die auf die OWK bezogen werden.

3.4.6 P-Gesamteintrag

Der P-Gesamteintrag berechnet sich aus der Summe aller Einträge aus der/den jeweils betrachteten Flächennutzungen unter Beachtung der jeweils relevanten Eintragspfade einschließlich der Einträge aus dezentralen und zentralen Abwassereinleitungssystemen (Punktquellen).

3.5 Bilanzierung der Stickstoffeinträge

3.5.1 Eingangsdaten für die Modellierung

Die im Rahmen der Modellierung verwendeten Eingangsdaten entsprechen den in GEBEL ET AL. (2016) ausführlich dargestellten Datengrundlagen für die dort vorgenommene Modellierung von Bilanzzeit-schnitt 2012, sofern hier nicht explizit auf abweichende Datengrundlagen hingewiesen wird. Abweichend wurden im vorliegenden Projekt folgende auf die fünf sächsischen Agrarstrukturgebiete aggregierte Daten der Dauertestflächen für Ackerflächen neu einbezogen (nähere Infos DIEL ET AL. 2019):

- Mittlere Entzüge je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere N-Fixierung durch Leguminosen je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere Mineraldüngung je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- N-Eintrag mit dem Saatgut (Nsaat) je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere organische Düngung je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha/a

Für Intensivkulturen auf Ackerflächen (Gemüse, Spargel, Erdbeere etc.) wird an Stelle der einzelnen Bilanzglieder ein pauschaler Wert von 30 kg/ha/a eingesetzt. Auf Bracheflächen beträgt dieser Wert 0 kg N/ha/a.

Angaben zur Verteilung von konservierender Bodenbearbeitung, dem Anteil abgefahrener Koppelprodukte sowie der organischen Düngung wurden direkt aus den Daten der Dauertestflächen abgeleitet (siehe Kap. 4.4 und 4.5) Die Herangehensweise bei der Berücksichtigung von Agrarumweltmaßnahmen wird in Kap. 4.3 näher erläutert.

Daten zur N-Dynamik werden direkt aus der Modellierung mit CCB (Bodenbilanz, siehe Kap. 4.5) bezogen:

- N_som_saldo (Saldo von N-Mobilisierung aus SOM-Pool und N-Immobilisierung in SOM-Pool)
- N_flush (direkt als pflanzenverfügbar abzurechnender N aus organischer Düngung)

Detaillierte Infos zur methodischen Vorgehensweise der Modellierung der N-Dynamik im Oberboden von Ackerflächen mit dem Modell CCB und Ergebnisse zur Modellierung der N-Dynamik in Sachsen (bis einschließlich dem Jahr 2014) sind in DIEL ET AL. (2019) enthalten.

3.5.2 N-Bilanzüberschuss

Der N-Bilanzüberschuss (Saldo) für die Ackerfläche wird für jedes Einzeljahr und jede Rasterzelle unter flächengewichteter Berücksichtigung der jeweiligen Fruchtartenanteile auf Basis der Feldbilanz ermittelt, indem die N-Input- und N-Outputparameter verrechnet werden, aber keine Berücksichtigung des N-Umsatzes erfolgt:

$$\text{Feldbilanz} = \text{Mineraldüngung} + \text{Nsaat} + \text{legume Fixierung} + \text{organische Düngung} - \text{Entzug} \quad (15)$$

Feldbilanz Saldo [kg N/(ha*a)]

Mineraldüngung [kg N/(ha*a)]

Nsaat: N-Eintrag über Saatgut [kg N/(ha*a)]

legume N-Fixierung [kg N/(ha*a)]

organische Düngung [kg N/(ha*a)]

Entzug: N-Entzug mit dem Erntegut [kg N/(ha*a)]

Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich Mobilisierung und Immobilisierung von organischem N ausgleichen. In Phasen, in denen überwiegend Humusabbau stattfindet, fällt der Saldo aus der Feldbilanz zu niedrig aus. Kommt es durch die Bewirtschaftungspraxis dagegen zu einem Humusaufbau, so liefert die Feldbilanz einen zu hohen Saldo.

Für Flächenanteile mit Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaaten wird der jeweils ermittelte Saldowert um die in Kap. 4.3 genannte Minderungsrate reduziert. Das Gleiche gilt für Flächenanteile mit ökologischem Ackerbau.

Für Grünland-, Weinbau- und Obstbauflächen werden pauschale Saldenwerte (vgl. GEBEL ET AL. 2016) eingesetzt:

■ Grünland: 0 kg N/ha

■ Obstbau, Weinbau: 13 kg N/ha

Ergänzend wird ein Saldo ermittelt, indem neben den Input- und Outputparameter auch der jährliche N-Umsatz im Boden unter Nutzung des Modells CCB einbezogen wird (Bodenbilanz, siehe DIEL ET AL. 2019):

$$\text{Bodenbilanz} = \text{Mineraldüngung} + \text{Nsaat} + \text{legume Fixierung} + N_{flush} + N_{som_saldo} - \text{Entzug} \quad (16)$$

Bodenbilanz Saldo [kg N/(ha*a)]

Mineraldüngung [kg N/(ha*a)]

Nsaat: N-Eintrag über Saatgut [kg N/(ha*a)]

legume N-Fixierung [kg N/(ha*a)]

N_flush: direkt als pflanzenverfügbar abzurechnender N aus organischer Düngung [kg N/(ha*a)]

N_som_saldo: Saldo von N-Mobilisierung aus SOM-Pool und N-Immobilisierung in SOM-Pool [kg N/(ha*a)]

Entzug: N-Entzug mit dem Erntegut [kg N/(ha*a)]

3.5.3 N-Austrag und Aufteilung auf Abflusskomponenten

Aus dem N-Bilanzüberschuss der Boden- (nur Acker) bzw. Feldbilanz (Acker, Grünland, Weinbau, Obstbau) wird im nächsten Schritt der jährliche N-Austrag aus dem Boden DN_{soil} berechnet, indem die atmosphärische N-Deposition N_{atm} (PINETI 3-Daten aus SCHAAP ET AL. 2018) aufaddiert bzw. die Denitrifikation im Oberboden D_{soil} subtrahiert werden:

$$DN_{soil} = Saldo + N_{atm} - D_{soil} \quad (17)$$

DN_{soil} : N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

Saldo: Boden bzw. Feldbilanz [kg N/(ha*a)]

N_{atm} : atmosphärische N-Deposition [kg N/(ha*a)]

D_{soil} : Denitrifikation im Oberboden [kg N/(ha*a)]

Die Denitrifikation in der Bodenzone D_{soil} wird für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung und Sonstige unter Berücksichtigung der Michaelis-Menten-Kinetik nach Wendland (1992) abgeleitet. Dafür werden die maximale Denitrifikationsrate D_{max} sowie die Konstante K in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen (günstig, mittelmäßig, ungünstig) je nach Bodentyp modellintern ermittelt. Im Siedlungsbereich wird unabhängig von den Bodeneigenschaften grundsätzlich von ungünstigen Denitrifikationsbedingungen ausgegangen. Für Waldflächen wird die Denitrifikationsrate dagegen unter Verwendung des Critical Load-Konzeptes (siehe Nagel & Gregor 1999, Kaiser & Gebel 2003) bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition, die N-Nettoaufnahmerate, die Immobilisierungsrate sowie ein Denitrifikationsfaktor berücksichtigt.

Für Gewässerflächen wird der N-Austrag der atmosphärischen Deposition gleichgesetzt. Für die Kategorie Sonstige Nutzungen wird neben der Deposition auch die Denitrifikation im Oberboden berechnet.

Für Waldflächen berechnet sich der jährliche N-Austrag unter Berücksichtigung der Depositionsrate, der N-Nettoaufnahmerate I_{uptake} , der N-Immobilisierungsrate I_{humus} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt (nach NAGEL & GREGOR 1999, detaillierte Beschreibung in GEBEL ET AL. 2022):

$$DN_{soil} = N_{atm} + I_{uptake} + I_{humus} - D_{soil} \quad (18)$$

DN_{soil} : N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

N_{atm} : atmosphärische N-Deposition [kg N/(ha*a)]

I_{uptake} : N-Nettoaufnahmerate [kg N/(ha*a)]

I_{humus} : N-Immobilisierungsrate [kg N/(ha*a)]

D_{soil} : Denitrifikation im Oberboden [kg N/(ha*a)]

Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform Siedlung wird der N-Austrag nur für den unversiegelten Flächenanteil aus der Depositionsrate abzüglich der Denitrifikationsrate berechnet. Für versiegelte Flächen A_{seal} [%] wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen, die sich im Mittel der Durchlässigkeit unterschiedlicher Beläge ergibt (vgl. Sukopp & Wittig 1998; siehe Gebel et al. 2022).

Weitere Informationen zur Berechnung des N-Austrags sind in GEBEL ET AL. (2018c) enthalten. Anschließend wird der N-Austrag anhand der vorliegenden Modellierung der Abflusskomponenten prozentual aufgeteilt in den

- diffusen N-Eintrag über den Oberflächenabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Dränabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Zwischenabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Basisabfluss.

3.5.4 Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter

In Folge von Denitrifikationsprozessen während der Abflusspassage im Grundwasserleiter werden die über den Basisabflussanteil ins Oberflächengewässer emittierten Frachten während der Transportphase im Grundwasserleiter in Abhängigkeit von den Milieubedingungen und der Verweilzeit mehr oder weniger stark reduziert.

Grundlage der Berechnung von Grundwasserverweilzeiten bildet das von UHLIG (2008) entwickelte Kompartimentmodell in Anlehnung an die WEKU-Modellvorstellung (KUNKEL & WENDLAND 1999) unter Nutzung des Multiple Flow-Ansatzes. Notwendige Eingangsdaten sind regionalisierte Durchlässigkeitsbeiwerte aus der HÜK 200, eine digitale Grundwasseroberfläche des potenziellen oberen Grundwasserleiters, die WRRL-relevanten Fließgewässer sowie ein digitales Höhenmodell der Geländeoberfläche. Aus diesen Daten wird ein räumlich differenziertes, auf der Abstandsgeschwindigkeit basierendes Geschwindigkeitsfeld des potenziellen oberen Grundwasserleiters aufgebaut und die Fließwege und Frachtweitergaben für jede Rasterzelle bestimmt. Die Denitrifikation wird über einen Abbau erster Ordnung simuliert. Die Höhe der Denitrifikation ist neben der Abbaukonstante entscheidend von der Verweilzeit entlang des Grundwasserpfades abhängig. Eine analytische Umsetzung des Transportmechanismus wird durch den Multiple Flow Algorithmus (MFA) realisiert, welcher mit dem in der Isotopenhydrogeologie bekannten Black Box-Modell des Piston Flows gekoppelt wird. Beim MFA-Algorithmus splittet sich der Abfluss aus der Zelle je nach der anteiligen Größe des Gradienten zu den Nachbarzellen in verschiedene Richtungen auf. Das erstellte Modell wird an das Stoffhaushaltsmodell STOFFBILANZ gekoppelt, um die notwendigen flächendifferenzierten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung und zu den Nitratreinträgen in das Grundwasser zu erhalten. Im Verbund mit dem Modell STOFFBILANZ kann somit die grundwasserbürtige Belastung der Fließgewässer mit Nitrat unter Berücksichtigung der Fließwege, Aufenthaltszeiten und Nitratabbauraten quantifiziert werden. Für detaillierte Erläuterungen zur Vorgehensweise wird auf UHLIG ET AL. (2012) und GEBEL ET AL. (2018c) verwiesen.

Die Betrachtung von Fließwegen sowie die Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten kann im Rahmen der Modellierung für Gebiete mit vorliegender digitaler Grundwasseroberfläche vollzogen werden. Die vom LfULG übergebene Grundwasseroberfläche des oberen Grundwasserleiters auf Basis der Stichtagsmessung April 2016 wurde zuvor einer Überarbeitung unterzogen, wobei insbesondere eine Prüfung und ggf. Bereinigung von abflusslosen Senken vorgenommen wurde.

Die Gesamtverweilzeit und Retention der pro Rasterzelle in den Grundwasserleiter eingetragenen Fracht ergibt sich dann aus dem Integral von Verweilzeit und Halbwertzeit der Denitrifikation aller am Fließweg beteiligten Rasterzellen bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer (siehe UHLIG ET AL. 2012).

Für Aquifere ohne vorliegende digitale Grundwasseroberfläche (insbesondere Festgesteinsgebiete, teilweise auch Übergangsgebiete sowie Braunkohletagebau- und Rekultivierungsgebiete) wurde der Fließweg vereinfachend über die Geländeoberfläche ermittelt. Die Verweilzeit wurde dagegen nicht berechnet, sondern analog zum bisherigen Ansatz anhand der hydrogeologischen Gesteinseinheit unter Hinzuziehung der

Ergebnisse von Auswertungen sekundärer Isotopen- und Literaturdaten zu dessen Altersbestimmung festgelegt (siehe ULLRICH ET AL. 2006, SCHWARZE 2004).

Die angenommene Denitrifikationsleistung im oberen Grundwasserleiter (Grundwasserabflusspfad) ergibt sich in Abhängigkeit von der grundwasserführenden Gesteinseinheit als Indikator für die jeweiligen Milieubedingungen (WENDLAND & KUNKEL 1999, KUNKEL & WENDLAND 1999, ULLRICH 2006, UHLIG ET AL. 2012). Der Retentionsfaktor rgw wird wie folgt in Abhängigkeit von der Abbaukonstanten kn für Nitrat sowie der Grundwasserverweilzeit tgw (oberer GWL) ermittelt (WENDLAND & KUNKEL 1999, WENDLAND 1992):

$$rgw = \exp(-kn * tgw)$$

(19)

rgw : Retentionsfaktor

kn : Abbaukonstante für Nitrat

tgw : Grundwasserverweilzeit oberer Grundwasserleiter [a]

Die Konstante kn wird je nach Gesteinseinheit unter Nutzung umfangreicher Datenpools anhand des hydrochemischen Milieus im Grundwasser (insbesondere Sauerstoffgehalt, Nitrat-Konzentration, siehe Ullrich 2006) sowie Nutzung von Literaturdaten (vgl. u.a. Wendland & Kunkel 1999) wie folgt festgelegt:

- 0,020 für Gebiete ohne vorliegende digitale Grundwasseroberfläche (Festgestein, teilweise Übergangsgebiete)
- 0,034 für Übergangsgebiete mit vorliegender digitaler Grundwasseroberfläche
- 0,080 für Lockergesteinsgebiete

Es wird somit von einer unbedeutenden Denitrifikation in Festgesteinsgebieten (Annahme oxidierender Aquifere) ausgegangen. Die Denitrifikationsbedingungen in den Übergangsgebieten werden als ungünstig definiert, wohingegen in den Lockergesteinsbereichen zumindest von eingeschränkten Bedingungen für die Denitrifikation ausgegangen wird (Annahme reduzierender bis oxidierender Aquifere). Wie heterogen die Bedingungen auch im Tieflandsbereich Sachsens einzustufen sind, haben die Auswertungen von Daten der Grundwasserchemie (LfULG-Datenpool, Datenpool von HYDRO Consult GmbH) von ULLRICH (2006) als Grundlage der vorgenommenen Einstufungen gezeigt. Um eine Überschätzung der Denitrifikationsleistung der Aquifere insbesondere im Lockergesteinsbereich zu vermeiden wurden die Konstante kn bewusst niedrig angesetzt. Damit soll auch der Tatsache Rechnung getragen werden, dass der fortwährende Eintrag von Nitrat langfristig zu einer Erschöpfung des Denitrifikationspotenzials führen muss.

Die jeweiligen Halbwertzeiten der Denitrifikation liegen damit bei ca. 35 Jahren im Festgesteinsbereich, 20 Jahren in den Übergangsgebieten bzw. 8,5 Jahren im Lockergesteinsbereich. Da die hydraulischen Gradienten der digitalen Grundwasseroberfläche in einigen Gebieten sehr niedrig ausfallen, wurde im Workflow eine Begrenzung der Aufenthaltszeit von 10 Jahren je Rasterzelle festgelegt. Die maximale Verweilzeit liegt damit bei angenommener Fließweglänge von z.B. fünf Rasterzellen (500 m x 500 m) bei 50 Jahren. Verweilzeiten > 100 a dürften kaum auftreten. Im Mittel liegt die berechnete Verweildauer über den gesamten Fließweg im Lockergesteinsbereich bei ca. 10 bis 15 Jahren, was im Vergleich mit Literaturwerten plausibel erscheint (z.B. WENDLAND ET AL. 2011).

Abschließend muss darauf hingewiesen werden, dass im Rahmen der Abbildung von Verweilzeit, Fließweg und Retention während des Fließweges große methodische Vereinfachungen in Kauf genommen werden müssen, die aber für den hier vorliegenden Überblicksmaßstab als vertretbar angesehen werden (WENDLAND ET AL. 2011).

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes vorgesehene sequenzielle Berechnung der N-Einträge über den Basisabfluss einschließlich der dabei auftretenden Retention von Stickstoff während der Grundwasserpassage bis hin zum Übertritt von N ins Oberflächengewässer erforderte zunächst umfangreiche Neuprogrammierungsarbeiten des bestehenden Workflows. Bisher war es zwar möglich bei vorliegender digitaler Grundwasser Oberfläche die Fließwege und den Abbau von N während der Grundwasserpassage bei Annahme reduzierter Verhältnisse im Grundwasserleiter bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer abzuschätzen, der zeitliche Versatz des gelösten Stickstoffs während der Grundwasserpassage war aber nicht in die Modellierung einbezogen.

Im Rahmen der Neuprogrammierung wurde die bisher realisierte statische Herangehensweise der Abbildung des Nitratabbaus in der Zeit t durch eine sequenzielle Strömungsmodellierung ersetzt, die den Wasser- und Frachteintrag in das System Grundwasser sowie die Wasser- und Frachtweitergabe im Grundwasser bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer von Jahr zu Jahr abbildet. Technologisch erfolgt die Umsetzung unter Nutzung der objektorientierten Programmiersprache Python mit der Numpy-Extension. Die Eingangsdaten und Ergebnisse werden in einen 3D-NumpyCube geschrieben. In den einzelnen Boxen des NumpyCubes sammeln sich somit zu bestimmten Zeiten Frachten aus unterschiedlichen Fließwegen an. Es handelt sich hierbei um ein mehrdimensionales Array, in dem für jedes Raster zu jeder Zeit Abflüsse und Frachten aus unterschiedlichen Fließwegen abgelegt werden. Im Ergebnis ist es also z.B. möglich auszugeben, wie viel Nitrat sich in der Zeit t in einer Grundwasserrasterzelle befindet. Im Rahmen der Neuprogrammierung des Workflows hat sich gezeigt, dass aufgrund der Größe des Bearbeitungsgebietes und der Komplexität des Lösungsansatzes sehr lange Prozessierungszeiten einzukalkulieren sind. Um die Rechenzeiten zukünftig zu verkürzen (z.B. bei Verkleinerung der Rasterzellen) wurde deshalb bereits jetzt eine erneute Anpassung des Programmcodes im Hinblick auf die Realisierung einer Mehrkernprozessierung für CPU und weiterführend für GPU (PyCube) vorgenommen.

3.5.5 Ableitung der gelösten diffusen N-Einträge über die Abflusskomponenten für die unversiegelte Fläche

Der leicht wasserlösliche Nitrat-Stickstoff ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschungsgefährdet. Seine Verlagerung in die Oberflächengewässer erfolgt für jedes Berechnungsjahr aus der durchwurzelten Bodenzone über den Pfad der Versickerung (N-Eintrag im Sickerwasser DN_{sw}), den Dränabfluss DN_{rd} sowie den Oberflächenabfluss DN_{ro} . Die gelösten N-Einträge über die verschiedenen Abflusspfade von der unversiegelten Fläche berechnen sich nach dem jeweiligen Anteil des Pfades an der Wasserbilanz. Die Aufteilung der Fracht im Sickerwasser DN_{sw} in den Eintrag über Zwischenabfluss DN_{ri} bzw. Grundwasserabfluss DN_{rg} erfolgt ebenfalls abflussanteilig. Bei der Berechnung von DN_{rg} werden zusätzlich die Verweilzeit und Denitrifikation im Grundwasserleiter einbezogen (Methodik zur Abschätzung siehe unten). Für Gewässerflächen wird angenommen, dass die N-Fracht ausschließlich über den Oberflächenabflusspfad emittiert wird. Eine mögliche Verlagerung von Stickstoff vom Gewässer ins Grundwasser wird damit nicht betrachtet.

$$DN_{sw} = DN_{soil} \times \left(\frac{SW}{(R - 0,75 * RS)} \right) \quad (20)$$

DN_{sw}: N-Eintrag im Sickerwasser [kg N/(ha*a)]

DN_{soil}: N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

SW: Sickerwasserrate [mm/a]

R: Gesamtabfluss [mm/a]

RS: Abfluss von der versiegelten Fläche [mm/a]

$$DN_{rd} = DN_{soil} \times \left(\frac{RD}{(R - 0,75 * RS)} \right) \quad (21)$$

DN_{rd}: N-Eintrag über den Dränabfluss [kg N/(ha*a)]

DN_{soil}: N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

RD: Dränabfluss [mm/a]

R: Gesamtabfluss [mm/a]

RS: Abfluss von der versiegelten Fläche [mm/a]

$$DN_{ri} = DN_{soil} \times \left(\frac{RI}{(R - 0,75 * RS)} \right) \quad (22)$$

DN_{ri}: Eintrag über den Zwischenabfluss [kg N/(ha*a)]

DN_{soil}: N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

RI: Interflow [mm/a]

R: Gesamtabfluss [mm/a]

RS: Abfluss von der versiegelten Fläche [mm/a]

$$DN_{rg} = DN_{soil} \times \left(\frac{RG}{(R - 0,75 * RS)} \right) \quad (23)$$

DN_{rg}: N-Eintrag über den Grundwasserabfluss [kg N/(ha*a)]

DN_{soil}: N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha*a)]

RG: Grundwasserabfluss [mm/a]

R: Gesamtabfluss [mm/a]

RS: Abfluss von der versiegelten Fläche [mm/a]

$$C_{no3sw} = \left(\frac{DN_{sw} * 4,43 * 100}{SW} \right) \quad (24)$$

C_{no3sw} : Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]

DN_{sw} : N-Eintrag im Sickerwasser [kg N/(ha*a)]

SW : Sickerwasserrate [mm/a]

3.5.6 N-Eintrag aus der versiegelten Siedlungsfläche

Die von versiegelten Flächenanteilen berechneten N-Frachten gelangen auf direktem Weg ins Oberflächengewässer. Wie bei P werden die Pfade Regenwasserkanal sowie dezentrale Abwassereinleitungssysteme (hier Kleinkläranlagen einschließlich Grauwassereinleitungen), zusammengefasst unter dem Oberbegriff der "Urbanen Systeme", betrachtet.

Der Emissionspfad Regenwasserkanal bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Siedlungsfläche, welche in das Trenn- bzw. Mischwassersystem entwässert. Aus den Daten von LFULG (2016) ergibt sich für den Zeitraum 2013/2014 ein mittlerer N-Exportkoeffizient c_n von 4,02 kg N/ha/a. Der Stickstoffeintrag DN_{rk} je Siedlungsrastraster ergibt sich dann wie folgt:

$$DN_{rk} = c_n * A_{seal} * \frac{0,75}{100} \quad (25)$$

DN_{rk} : N-Eintrag über Regenwasserkanal [kg/(ha*a)]

c_n : N-Exportkoeffizient [kg/(ha*a)]

A_{seal} : Versiegelungsgrad [%]

Die Durchlässigkeit versiegelter Flächen wird pauschal mit 25% angenommen (vgl. Sukopp & Wittig 1998).

Der Pfad Kleinkläranlagen kennzeichnet den Eintrag von privaten dezentralen Abwassereinleitungssystemen (hier Kleinkläranlagen einschließlich Grauwassereinleitungen) in die Gewässer und berechnet sich wie folgt:

$$DN_{dz} = nw_{STP} * \left(c_{nSdT} * \frac{SdT}{100} + c_{nnSdT} * \frac{(100 - SdT)}{100} \right) * A_{urb} \quad (26)$$

DN_{dz} : N-Eintrag über dezentrale Anlagen [kg/(ha*a)]

c_{nSdT} : Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik (= 1,542 kg N/(EW*a))

c_{nnSdT} : Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik (= 2,79 kg N/(EW*a))

nw_{STP} : Anzahl der Einwohner (EW) ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung je Gemeinde

SdT : geschätzter Anteil der Kleinkläranlagen nach Stand der Technik [%]

A_{urb} : Gemeindefläche mit Siedlungsnutzung [ha]

Auch hier wurde der mittlere N-Exportkoeffizient $cnSdT$ bzw. $cnnSdT$ für Kleinkläranlagen aus den Daten von LFULG (2016) für den Zeitraum 2013/2014 berechnet. Die hierbei verwendeten Angaben zum Stand der Technik entstammen dem Lagebericht 2014 (SMUL 2014). Die vom Auftraggeber Teilgemeinde bezogen für die Jahre 2014, 2016 und 2018 bereitgestellten jeweiligen Einwohnerzahlen ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung wurden auf die zugehörigen Gemeinden aggregiert. Anhand der Daten der Lageberichte 2016 und 2018 (SMUL 2017, 2019a) konnten somit unter Übernahme der für 2014 berechneten Koeffizienten auch die Frachten für 2016 bzw. 2018 berechnet werden. Die je Gemeinde ermittelten Frachten werden in einem letzten Schritt auf die Siedlungsrasterzellen der jeweiligen Gemeindefläche aufgeteilt.

Abweichend zur Vorgehensweise der Berechnungen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012 wird aus Gründen der veränderten Datenverfügbarkeit auf die getrennte Frachtaberschätzung für Bürgermeisterkanäle bzw. Haushalte ohne Kanalanschluss verzichtet und stattdessen auf die von LFULG (2016) vorgenommene Ermittlung der Frachten über das private dezentrale Abwassereinleitungssystem bzw. den Regenwasserkanal zurückgegriffen. Durch die Ableitung der cn -Werte aus den Daten des LFULG (2016) wird sichergestellt, dass die Ergebnisse in Summe denjenigen von LFULG (2016) entsprechen. Es erfolgt lediglich eine Verteilung der Frachten in die Fläche und eine Abbildung von zu erwartenden Minderungen auf Grund der sich verringern den Anzahl von Einwohnern ohne einen Anschluss an die öffentliche Abwasserbeseitigung (auf Basis der Teilgemeinde bezogenen Einwohnerzahlen und Anschlussgrade) sowie dem sich erhöhenden Anteil von Kleinkläranlagen mit Stand der Technik von 2014 bis 2018 (Daten der Lageberichte 2014, 2016 und 2018 (SMUL 2015, 2017, 2019a)). Sowohl die Ausgangsbasis von LFULG (2016) und SMUL (2015, 2017, 2019a) als auch die Art und Weise der Datenverteilung auf die Gemeinden bergen Unsicherheiten und Verallgemeinerungen, die bei der weiteren Verwendung der Schätzwerte beachtet werden sollten.

3.5.7 Partikelgebundener N-Eintrag

Neben dem gelösten N-Eintrag kann es auch zur Partikel gebundenen Verlagerung von Stickstoff in Folge von Bodenabtragsereignissen kommen. Eine entsprechende Quantifizierung dieser Einträge ins Oberflächengewässer erfolgt in Kombination mit der Ermittlung des Sedimenteintrages. Der jährliche partikuläre N-Eintrag PN berechnet sich unter Berücksichtigung des organischen Bodenstickstoffgehalts $Norg$ und des Sedimenteintrages SE . Der Bodenstickstoffgehalt wird programmintern aus dem Humusgehalt (Oberboden) berechnet. Die Bodenmasse wird für den Oberboden (30 cm Profiltiefe) auf 3.000.000 kg/ha geschätzt.

$$PN = Norg * \frac{SE}{Bm} \quad (27)$$

PN : partikelgebundener N-Eintrag [kg N/(ha*a)]

$Norg$: organischer Stickstoffgehalt im Oberboden [kg N/(ha*a)]

SE : Sedimenteintrag [t/(ha*a)]

Bm : Bodenmasse (Oberboden) [kg/(ha*a)]

3.5.8 Punktuelle N-Einträge

Neben dem Stickstoffeintrag über die oben beschriebenen Pfade bzw. Quellen erfolgt zusätzlich eine N-Belastung der Gewässer über zentrale Abwassereinleitungssysteme. Die Quantifizierung dieser punktuellen N-Einträge in die Gewässer erfolgt auf Grundlage der vom Auftraggeber für die kommunalen und industriellen Kläranlagen vorliegenden und zur Verfügung gestellten Frachtangaben, die auf die OWK bezogen werden.

3.5.9 N-Gesamteintrag

Der N-Gesamteintrag berechnet sich aus der Summe aller Einträge aus der/den jeweils betrachteten Flächennutzungen unter Beachtung der jeweils relevanten Eintragspfade und der Retention für die Grundwasserpassage einschließlich der Einträge aus dezentralen und zentralen Abwassereinleitungssystemen (Punktquellen).

3.6 Frachtberechnungen

Nach Übertritt der P- bzw. N-Emissionen in das Oberflächengewässer treten während der weiteren Transportphase im Fließgewässer bis zum Einzugsgebietsauslass Umsatz- und Retentionsprozesse auf. Dabei muss die langfristig wirksame Retention im Fließ- bzw. Standgewässer im Rahmen eines OWK-basierten Routingverfahrens berücksichtigt werden, um einen Abgleich der Simulationsergebnisse mit gemessenen Frachten am Einzugsgebietsauslass vornehmen zu können.

Der wesentliche langfristig wirksame Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbett sediment. Diese wird im Fließgewässer nach dem Nutrient-spiraling-Konzept unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit und der zeitspezifischen N-Aufnahmerate ermittelt (STREAM SOLUTE WORKSHOP 1990).

Der langfristige P-Rückhalt in Sedimentationsräumen wird nur für die Talsperreneinzugsgebiete als relevant angesehen, weil im Modellierungszeitraum keine größeren Hochwässer und damit einhergehende langfristig relevante Sedimentablagerungen außerhalb des Fließgewässerbettes aufgetreten sind.

Die Ermittlung der Retentionsleistung in Standgewässern erfolgt für N und P nach MANIAK (2005) unter Berücksichtigung eines Nettotransferkoeffizienten, der mittleren Seetiefe und der hydraulischen Verweilzeit.

Nähere Informationen zur Vorgehensweise der Frachtberechnung für N und P sind in HALBFAß ET AL. (2009) sowie GEBEL ET AL. (2018c) enthalten.

4 Preprocessing von Eingangsdaten

4.1 Versiegelungsgrad

Abweichend von den in GEBEL ET AL. (2019) dokumentierten Datengrundlagen erfolgt im vorliegenden Bericht ein Update für den Versiegelungsgrad. Dieser wird abweichend von dem bisher verwendeten veralteten Datensatz nach der in FERBER ET AL. (2019) dokumentierten Methode eingesetzt (**Abbildung 4**). Die Datengrundlage hierfür wurde vom LfULG auf einem 5 m Raster übergeben. Es ergibt sich eine deutliche Erhöhung und verbesserte Auflösung der Versiegelungsanteile gegenüber dem Altdatenbestand.

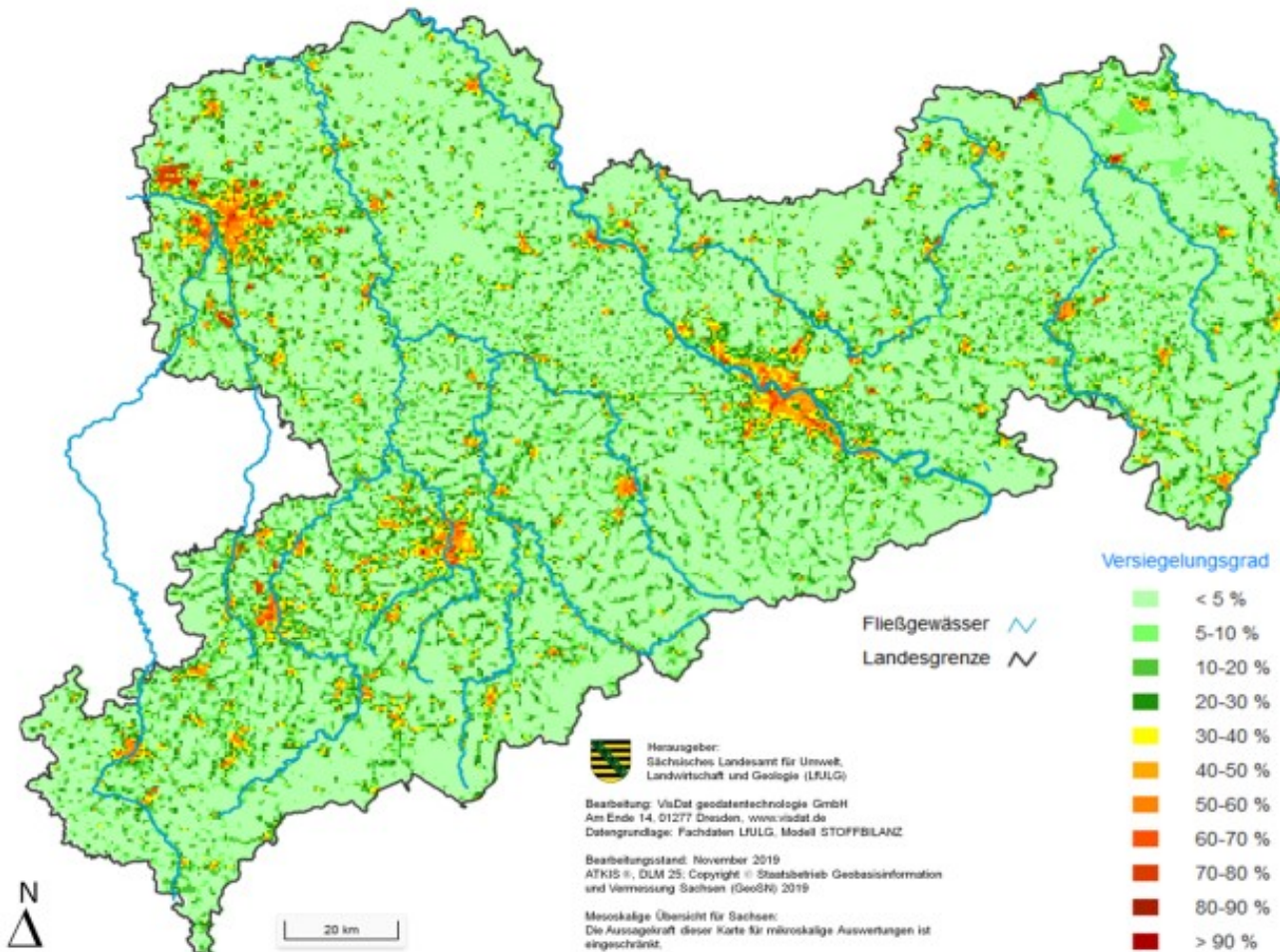


Abbildung 4: Rasterbezogener Versiegelungsgrad in Sachsen (Quelle: FERBER ET AL. 2019 / LfULG)

4.2 Bodendaten der BK 50

Die Bodendaten der BK 50 wurden einem vom Auftraggeber (LfULG, Abteilung Boden) bereit gestellten Update unterzogen. Die Vergabe der Bodenarten (**Abbildung 5**), Bodentypen (Abbildung 6), Skelettgehalte im Oberboden sowie der Feinboden- und Humusanteile im Oberboden erfolgte darauf aufbauend neu auf dem 25 m Raster.

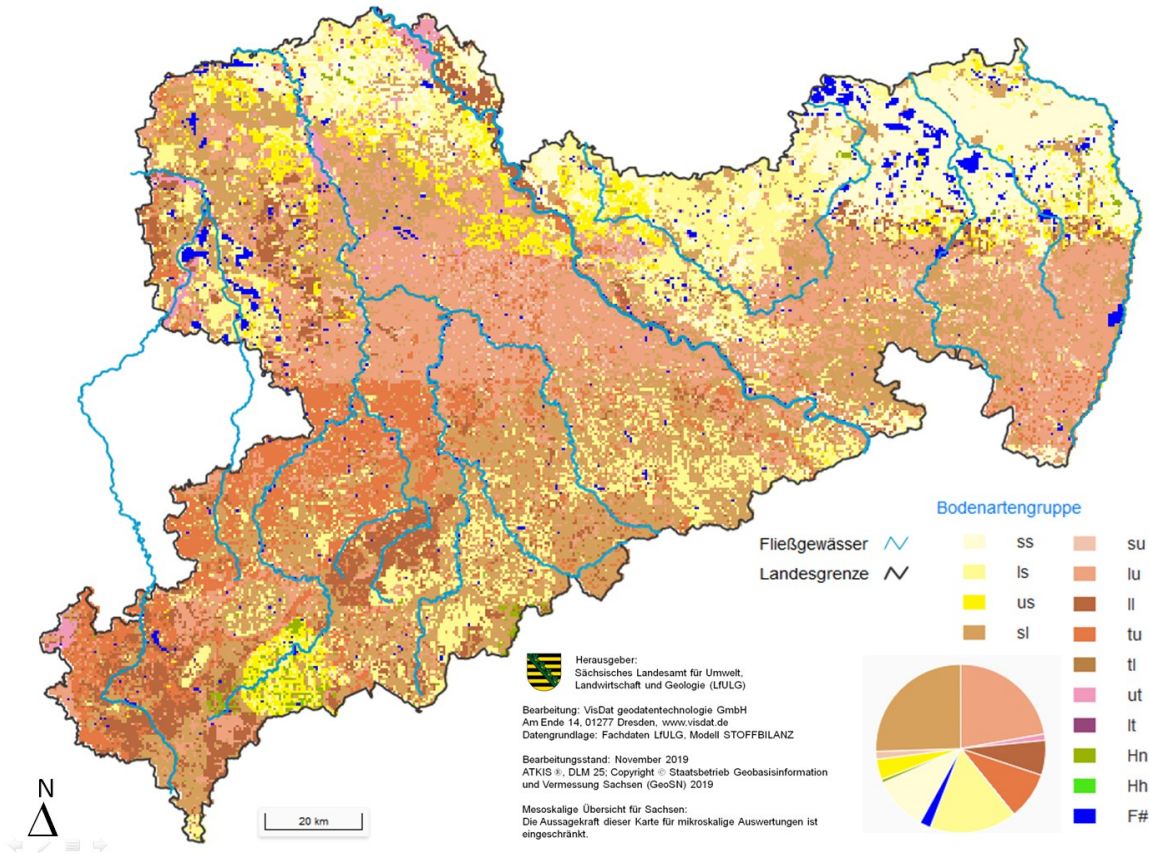


Abbildung 5: Rasterbezogene Verteilung der Bodenartengruppen in Sachsen (Quelle: BK 50 / LfULG)

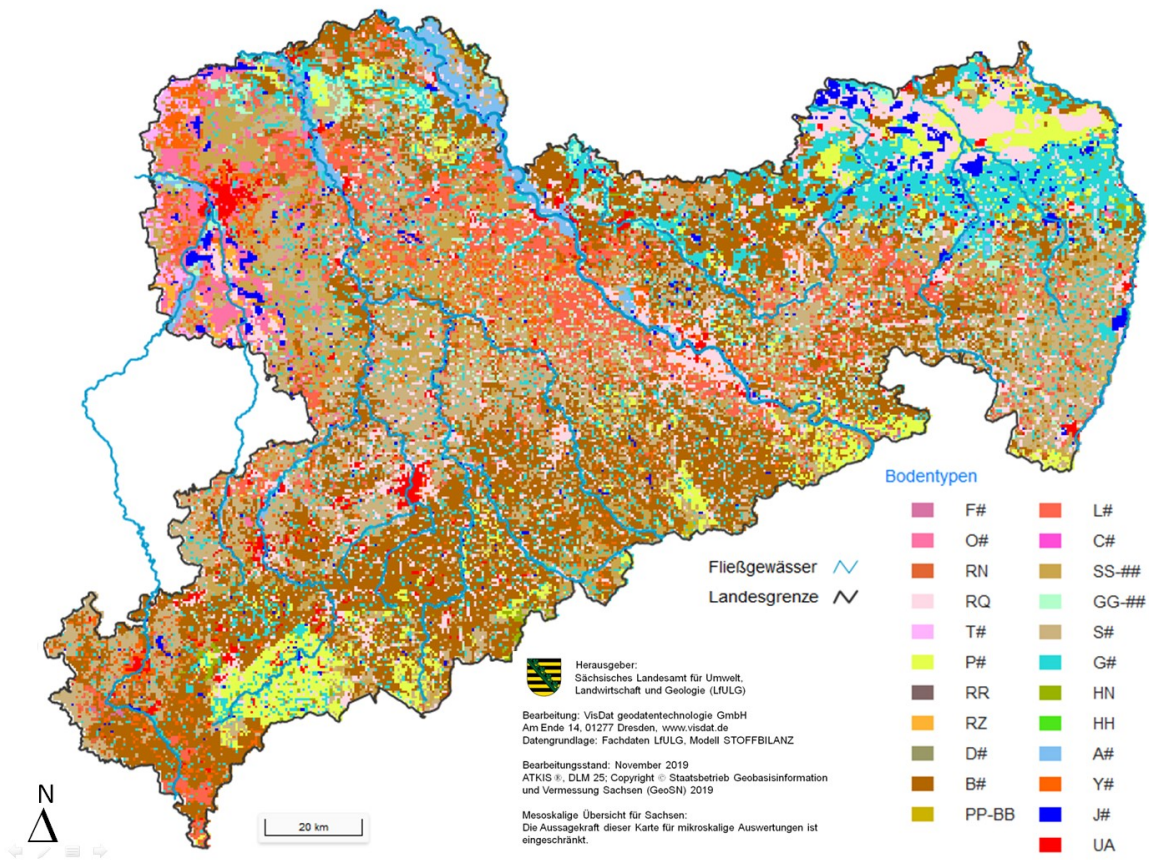


Abbildung 6: Rasterbezogene Verteilung der Bodentypen in Sachsen (Quelle: BK 50 / LfULG)

4.3 Agrarumweltmaßnahmen auf Ackerflächen

Im Rahmen der hier vollzogenen stoffhaushaltlichen Modellierungen werden die Umsetzungsstände der geförderten Agrarumweltmaßnahmen nach RL AUK/2015 (inkl. Ökologischer Vorrangflächen) sowie die Umsetzungsstände weiterer stoffaustragsmindernder Maßnahmen in Sachsen berücksichtigt, sofern diese als für den Bodenabtrag und Sedimenteintrag sowie den N- bzw. P-Eintrag relevant angenommen werden. Räumlich verortete Daten auf Feldblockebene liegen für den Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten vor, die im Rahmen eines Preprocessings auf die Ebene der Agrarstrukturgebiete aggregiert wurden. Je nach Agrarstrukturgebiet variieren die Umfänge von Zwischenfrucht und Untersaat nach RL AUK/2015 (AL 4) in Summe von 2 bis 6 %. Diese Werte werden bei der Festlegung des C-Faktors vollumfänglich einbezogen, indem der C-Faktor auf diesen Flächen auf 0,07 reduziert wird. Der gesamte Umfang des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten liegt allerdings in Sachsen im Mittel bei ca. 10 % der Ackerfläche (LFULG 2019), also ungefähr dreimal so hoch. Es ist aber auch davon auszugehen, dass der Anbau von Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten sowohl auf konventionell als auch konservierend bearbeiteten Flächen stattfindet. Geht man hier von einer Gleichverteilung aus, so würde sich 2/3 des Anbaus von Zwischenfrucht und Untersaat auf konservierenden Flächen vollziehen und sich somit keine Minderung mehr gegenüber der schon vorhandenen Minderungswirkung der konservierenden Bodenbearbeitung ergeben. Eine Minderung ergibt sich nur auf den konventionell bewirtschafteten Flächen, so dass die Anrechnung der Zwischenfrucht bzw. Untersaat anhand der AL 4-Flächen durchaus realistisch getroffen wird. Hinsichtlich des Flächenumfangs von Zwischenfruchtanbau / Untersaat ist nach SMUL (2020) von einem Anteil von ca. 9 bis 11 % für die Jahre 2015 bis 2018, bezogen auf die gesamte Ackerfläche auszugehen. Die anzunehmende Minderung kann aus der beobachteten Minderung der Herbst-Nmin-Gehalte von Flächen mit Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaaten im Vergleich zu Ackerflächen ohne diese Maßnahme abgeleitet werden. Sie liegt auf diesen Flächen je nach Betrachtungsjahr in einer Spanne von 1 kg N/ha bis 25 kg N/ha im Zeitraum 2015 bis 2018 im Mittel Sachsens (abgeleitet auf Basis von Daten aus SMUL 2020).

Angaben zur nach RL AUK/2015 geförderten Direktsaat / Streifensaart (AL 2) belaufen sich auf knapp unter 3.000 ha im Jahr 2018, davor liegen die Werte etwas darunter. Verwertbare Zahlen zum Anteil von dauerhaft oder periodisch konservierend bearbeiteten Flächen sind dagegen nicht differenziert verfügbar. Deshalb wird hier auf die Quelle DESTATIS (2017) zurückgegriffen, die zumindest eine Angabe zur Fläche von Direktsaat und konservierender Bodenbearbeitung in Mulchsaat auf Ebene der Landesdirektionen in Sachsen für die Periode 2015 / 2016 macht. Demnach liegt die in Direktsaat bewirtschaftete Fläche bei 5.700 ha, die Mulchsaatfläche bei 424.900 ha für Gesamtsachsen. Anhand der Auswertung der Dauertestflächen wird aktuell angenommen, dass ungefähr die Hälfte der Mulchsaatfläche periodisch, die andere Hälfte dauerhaft konservierend bewirtschaftet wird. In der Landesdirektion Chemnitz liegt der Anteil der pfluglosen Bodenbearbeitung auf Ackerflächen mit 70,8 % am höchsten, gefolgt von 63,3 % bzw. 54,5 % im Gebiet der Landesdirektion Leipzig bzw. Dresden.

Grünstreifen entlang von Gewässerrändern (RL AUK/2015 AL 1) werden analog zu GEBEL ET AL. (2016) mit einer Fläche von 1.000 ha für Gesamtsachsen angenommen. Die für 2016 bis 2018 gemeldeten Zahlen zu Grünstreifen auf Ackerland liegen etwas höher, wobei es sich hierbei nicht nur um Gewässerrandstreifen handeln dürfte. Dies entspricht der Vorgehensweise für die Szenariorechnung 2021 in GEBEL ET AL. (2016). Bei Annahme eines 10 m breiten Gewässerrandstreifens ergibt sich für die Gesamtlänge der Randstreifen in Sachsen ein Wert von 1.000 km, der auf die Fließgewässerslängen je OWK aufgeteilt wird. Jeder OWK erhält somit einen gepufferten Fließgewässeranteil, auf dem eine P-Retention von 40% angenommen wird (siehe BACH ET AL. 1997, KAISER 2007, KRANICH & MENZEL 2011). Bei der angenommenen Kulisse von 1.000 ha Gewässerrandstreifen werden im Mittel ca. 14 % des Ackerlandes gepuffert. Für eine vollständige Pufferung wären ca. 7.000 km nötig (Angaben anhand von Berechnungen des LfULG).

Die Anteile von Bracheflächen (RL AUK/2015 AL 5) sowie Ackerfutterbau (RL AUK/2015 AL 5) ergeben sich direkt aus den fruchtartenbezogenen Feldblockdaten, die auf die OWK-Ebene aggregiert wurden.

Hinsichtlich des Ökologischen Ackerbaus (RL ÖBL/2015) ist nach SMUL (2020) von einem kontinuierlich steigenden Anteil von unter 3 % in 2015 auf 5,5 % in 2018, bezogen auf die gesamte Ackerfläche, auszugehen. Die anzunehmende Minderung kann aus der beobachteten Minderung der Herbst-Nmin-Gehalte von Ökolandbauflächen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Ackerflächen abgeleitet werden. Sie variiert auf diesen Flächen je nach Jahr von ca. 2 kg N/ha bis 13 kg N/ha im Zeitraum 2015 bis 2018 im sächsischen Mittel (aus SMUL 2020).

4.4 Bewirtschaftungsdaten für Ackerflächen

Die Angaben zu den fruchtartenbezogenen Erträgen bzw. Entzügen auf der Ackerfläche sowie zur Mineraldüngung, organischen Düngung und legumen N-Fixierung basieren auf ermittelten schlagbezogenen Daten der sächsischen Dauertestflächen (DTF), die vom Auftraggeber (LfULG) übergeben worden sind. Diese Daten wurden auf die vorliegenden Agrarstrukturgebiete (ASG) aggregiert, wobei ASG 4 und 5 zusammengefasst betrachtet werden. Grund hierfür ist die generell geringe Datendichte in ASG 5 (Erzgebirgskamm). Eine Zusammenstellung der nachfolgenden Bilanzgrößen je Fruchtartengruppe zeigen die Abbildung 7 bis Abbildung 10 als Mittelwerte über alle Dauertestflächen ohne Differenzierung nach Agrarstrukturgebieten. Auf eine Darstellung der Bilanzglieder „Legume N-Fixierung“ und „N-Gehalt im Saatgut“ (Ermittlung unter Nutzung von Daten in GRUNERT 2019) wird hier verzichtet.

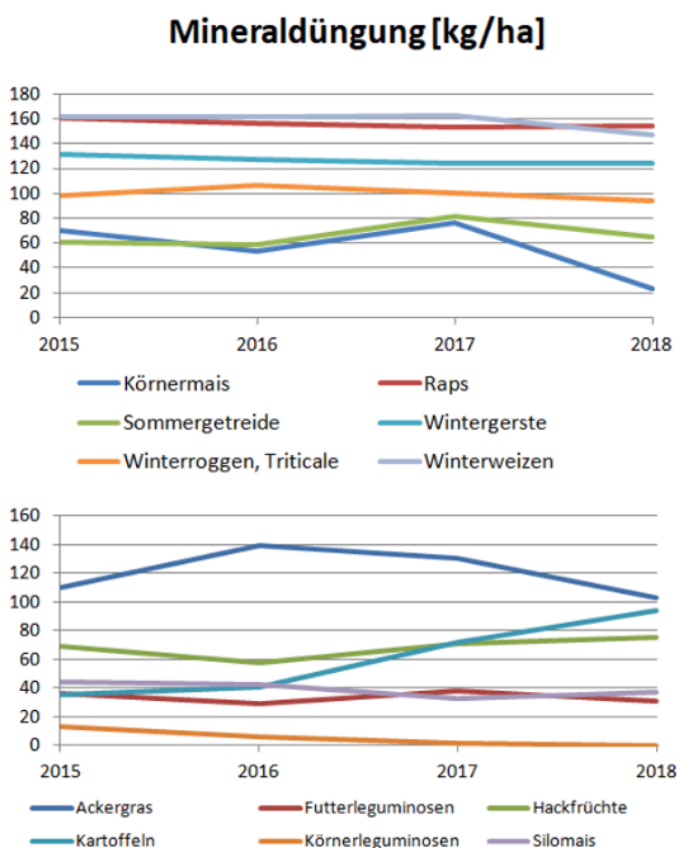


Abbildung 7: Mittelwerte der Mineraldüngung aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018 (Quelle: LfULG)

Für die Mineraldüngung ergibt sich ein deutlicher Rückgang bei Ackergras und Körnermais, wobei hier gleichzeitig ein Anstieg der organischen Düngung bei Ackergras zu verzeichnen ist. Körnermais ist von einem besonders deutlichen Ertragseinbruch in 2018 betroffen. Ertragsrückgänge sind in 2018 auch bei vielen anderen Fruchtartengruppen zu beobachten, wobei die Entzüge beim Getreide (außer Körnermais) eher moderat absinken. Beim Winterweizen ist sogar ein leichter Anstieg der Entzüge zu beobachten. Diese Entwicklung in 2018 dürfte dadurch bedingt sein, dass deutlich mehr Stroh abgefahren wurde, als in den Vorjahren. Grund hierfür dürfte die schlechte Ertragslage beim Grünland sein und die sich daraus ergebende Notwendigkeit verstärkt Stroh als Viehfutter einzusetzen.

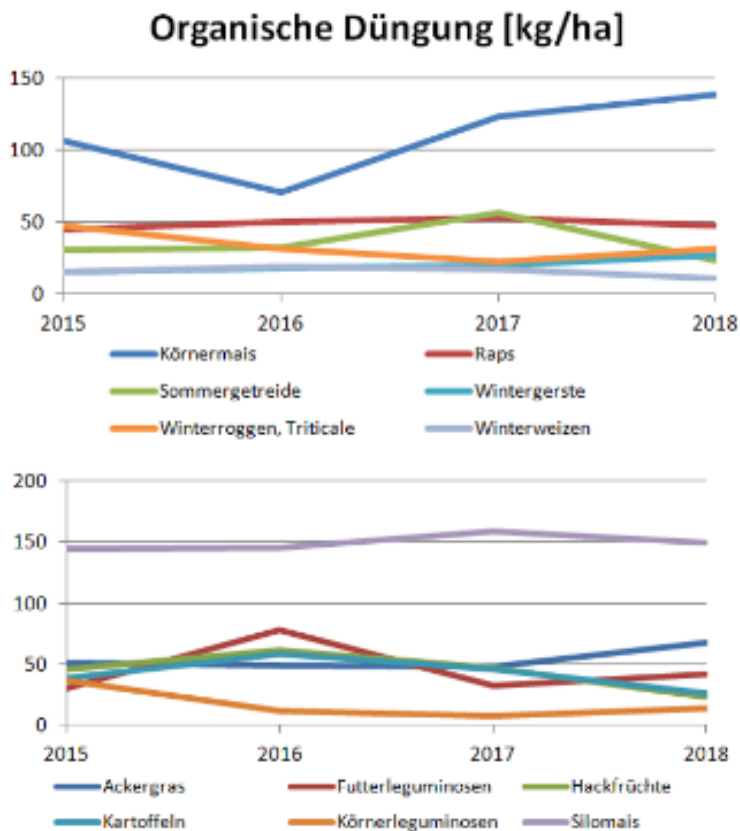


Abbildung 8: Mittelwerte der organischen Düngung aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018 (Quelle: LfULG)

Ertrag [dt/ha]

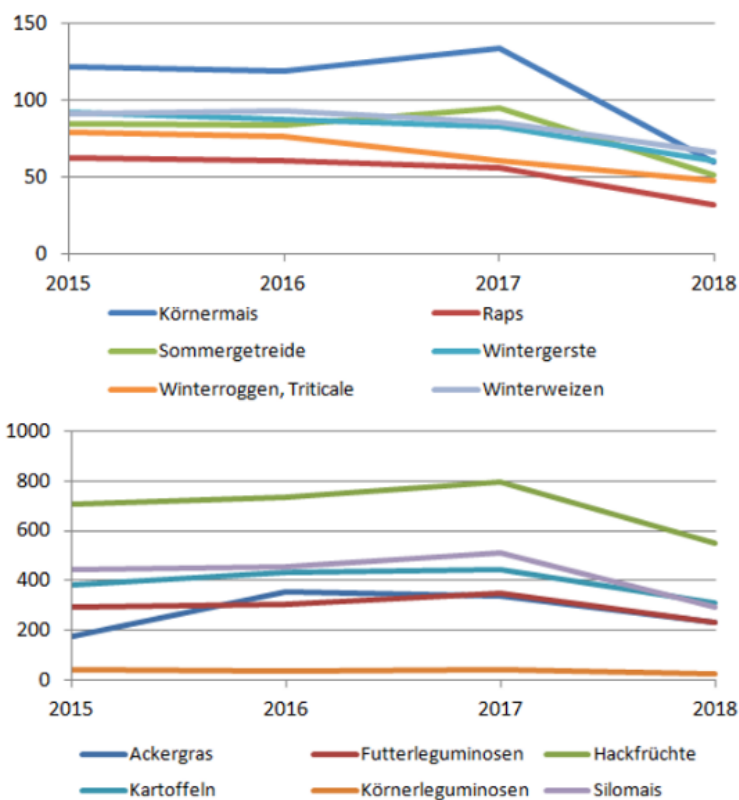


Abbildung 9: Mittelwerte der Erträge aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018 (Quelle: LfULG)

N-Entzug [kg/ha]

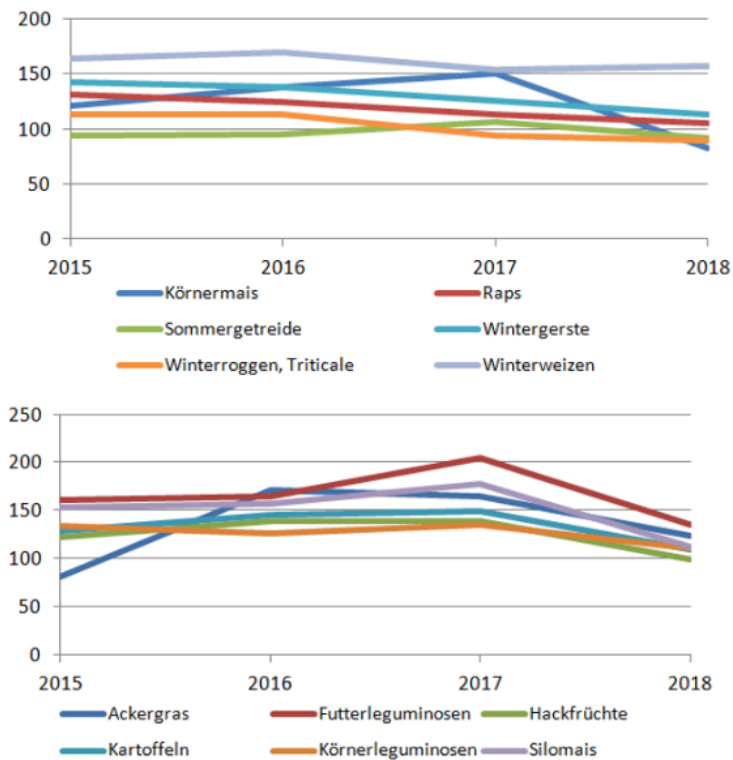


Abbildung 10: Mittelwerte der N-Entzüge aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018 (Quelle: LfULG)

4.5 N-Bilanzüberschüsse auf Ackerflächen

Die Ermittlung der N-Bilanzüberschüsse (Salden) auf Ackerflächen erfolgt zum einen auf Basis der Feldbilanz, die eine direkte Vergleichbarkeit zu den auch bundesweit eingesetzten Modellen AGRUM-DE und MoRE ermöglicht, zum anderen auf Basis der Bodenbilanz unter Nutzung des Modells CCB (siehe DIEL ET AL. 2019).

Die Feldbilanz geht vereinfachend davon aus, dass Umsatzprozesse im Boden vernachlässigt werden können, da sich Mobilisierung aus dem SOM-Pool sowie Immobilisierung in den SOM-Pool langfristig ausgleichen. Einen Überblick über die fruchtartenbezogenen Feldbilanzen gibt Abbildung 11. In der Feldbilanz (Saldo von Mineraldüngung, organischer Düngung, legumer N-Fixierung, N-Gehalt im Saatgut, N-Entzug) wirken sich die deutlichen Ertragsrückgänge in 2018 bei nur leicht sinkender Düngungsintensität bei Winterweizen und Sommergetreide nicht Bilanz erhöhend aus, da hier ein deutlich höherer Anteil des Koppelproduktes abgefahren wird als in den Vorjahren. Für alle anderen Fruchtarten ergeben sich aber Erhöhungen der Bilanz, insbesondere bei Silomais, Hackfrüchten (Zuckerrüben), Kartoffeln, Ackergras und Körnermais.

Für die Berechnung der Bodenbilanz unter Nutzung des Modells CCB in Kooperation mit dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) wurden weitere Bewirtschaftungsfaktoren auf Basis der DTF ausgewertet. So kann anhand dieser Daten (2015 bis 2018) davon ausgegangen werden, dass je nach Jahr 45 bis 50 % des Nebenproduktes von Getreidefrüchten auf der Fläche verbleibt. Nur im Jahr 2018 liegt der Wert deutlich niedriger bei ca. 34 %, vermutlich bedingt durch die schlechte Heuernte und die Kompensation durch verstärkte Strohnutzung als Futtermittel in der Tierhaltung. Hinsichtlich der organischen Düngemittel fällt in den betrachteten Jahren ca. 38 % als Gülle, 37 % als Gärrückstand (flüssig), 2 % als Jauche und 19 % als Stallmist an. Hinzu kommen sehr geringe Mengen an Klärschlamm, Kompost, Hühnerfrisch- und Trockenkot, Exkrememente, Silagesickersaft und Stroh (in Summe ca. 4 %). Die Anteile konservierender Bodenbearbeitung wurden direkt aus den Auswertungen zu den Dauertestflächen übernommen. Somit werden 43,1 % der Ackerfläche überwiegend pfluglos, mit Tiefgrubber oder dauerhaft pfluglos bearbeitet. Für 56,9 % der Fläche wird angenommen, dass die Bearbeitung wendend oder überwiegend wendend erfolgt.

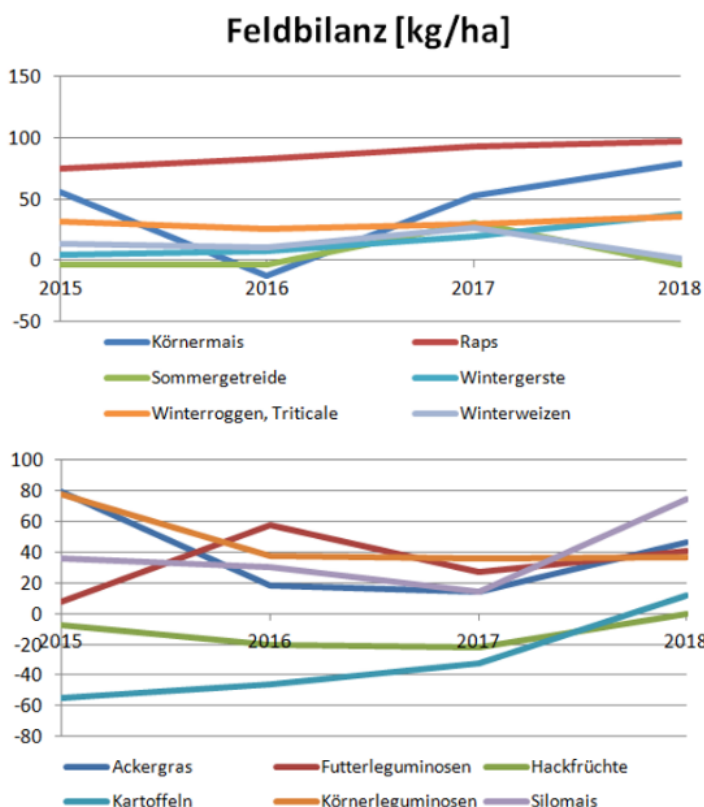


Abbildung 11: Mittelwerte der Felddbilanz aller Dauertestflächen (Acker) je Fruchtartengruppe für 2015 bis 2018 (Quelle: LfULG)

Auf die rasterbasierte Berechnung der Bodenbilanz für die Jahre 2015 bis 2018 werden die Simulationen für die Jahre 1999 bis 2014, die im Rahmen des vorgeschalteten Projektes "Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen Maßstab im Kontext von Landnutzungs- und Klimawandel – Phase 2: Bilanzierung von Stickstoffeinträgen in sächsische Gewässer" im Auftrag des LfULG bereits durchgeführt worden sind, aufgegriffen und weitergeführt (siehe Diel et al. 2019). Einen Überblick über die für Sachsen gemittelten Bilanzglieder des N-Umsatzes (N_{flush} , $N_{\text{som_saldo}}$) sowie die Bodenbilanz und Feldbilanz gibt Abbildung 12. Bilanzanpassungen durch die Berücksichtigung der Agrarumweltmaßnahmen (siehe oben sowie Kap. 4.3) sind hierbei bereits berücksichtigt.

Die sich bereits in DIEL ET AL. (2019) abzeichnende Differenz zwischen der Feldbilanz und der Bodenbilanz setzt sich bis 2017 fort, bedingt durch das Überwiegen von Humusaufbau und die dadurch bedingte negative Bodenbilanz. Die Gründe für diesen gemäß der Simulation mit CCB nach wie vor stattfindenden Humusaufbau sind vorrangig darin zu sehen, dass von nach wie vor hohen Anteilen konservierender Bodenbearbeitung ausgegangen wird. Das Modell CCB geht hier von einer relativ deutlichen Minderung des Umsatzes aus, bedingt durch die unterbleibende Wendung des Bodens durch den Pflug. Eine genauere Einschätzung, wie hoch diese Minderung des Umsatzes tatsächlich ausfällt, ist allerdings schwierig zu treffen. Entscheidend dürfte hierbei zum Einen die eingesetzte Bodenbearbeitung sein, die von Direktsaat bis zum Tiefgrubbern reicht. Ganz entscheidend ist auch die Frage ob und in welchen Intervallen eine überwiegend konservierend bearbeitete Fläche gepflügt wird. Diese Angaben liegen in der Fläche aber nicht vor und können im Modell CCB somit auch nicht berücksichtigt werden. In jedem Fall ist davon auszugehen, dass der abgebildete Effekt des Humusaufbaus langfristig nach Einstellung eines neuen Gleichgewichts beendet ist bzw. sich je nach Bewirtschaftung auch umkehren kann, wovon aber derzeit noch nicht auszugehen ist. In 2018 kehrt sich das Verhältnis dann zwar insoweit um, als die Bodenbilanz aufgrund des hohen $N_{\text{som_saldo}}$ auf über 50 kg N/ha ansteigt. Die Gründe für das hohe $N_{\text{som_saldo}}$ liegen aber in den spezifischen Rahmenbedingungen des betreffenden Jahres und zwar zum Einen in den geminderten Immobilisierungsraten aus den Koppelprodukten aufgrund der Ertragseinbrüche in 2018 und den deutlich höheren Abfuhraten der Koppelprodukte von Getreide. Außerdem steigt die Mineralisierungsrate im besonders warmen und trockenen Jahr 2018 besonders stark an.

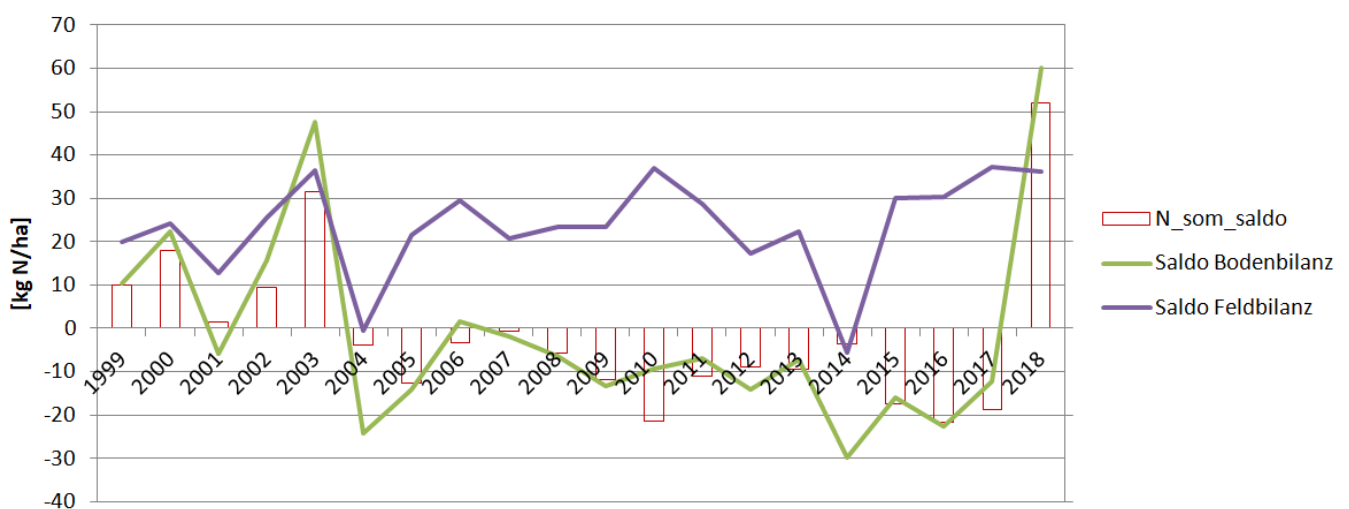


Abbildung 12: Modellierte mittlere N-Bilanzen auf der Ackerfläche für Sachsen von 1999 bis 2018

In Anbetracht der extremen Witterungsverhältnisse im Jahr 2018 ist davon auszugehen, dass der sich über die Bodenbilanz ergebende hohe N-Überschuss nur zu einem kleinen Teil auch tatsächlich der Verlagerung in die Oberflächengewässer unterliegt. Hier müssten die jährlichen Speicheränderungen von N_{min} im Boden zwingend berücksichtigt werden, was im Rahmen der vorliegenden Arbeiten aber nicht möglich war. Bisher wird dieser Speicher als konstant angenommen und Speicheränderungen somit vernachlässigt. Zugleich verdeutlicht das sehr heterogene Witterungsgeschehen der zurückliegenden Jahre, dass eine Abbildung der N-Umsätze im Boden durch das stärker prozessuale Modell CCB unter Nutzung der relativ gering aufgelösten Eingangsdaten auch seine Grenzen haben muss. Hier wäre es zukünftig anzustreben die Datenbasis der Dauertestflächen möglichst vollumfänglich zu nutzen, was aber einen kompletten Neuaufbau des Modells für den gesamten Simulationszeitraum erforderlich machen würde und im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht leistbar war. Insofern sollen die weiteren Modellierungsschritte für Ackerflächen im vorliegenden Teilprojekt unter Nutzung der Feldbilanzdaten vorgenommen werden. Diese liefert ein deutlich ausgeglicheneres Bild und bewegt sich auf einem Niveau zwischen 20 und 40 kg N/ha, das nur in 2001, 2004 und 2014 merklich unterschritten wird. Für den hier relevanten Zeitraum 2015 bis 2018 liegt die Feldbilanz relativ einheitlich zwischen 30 und 40 kg N/ha, so dass auch das Jahr 2018 als Bezugsjahr für den Bilanzzeitschnitt 2018 durchaus als repräsentativ angesehen werden kann, ohne dass hier Mittelwertbildungen über mehrere Jahre zwingend notwendig wären. Zudem hat die Feldbilanz den Vorteil, dass die Vergleichbarkeit mit anderen bundesweit eingesetzten Modellen leichter möglich ist, da diese ebenfalls mit Feldbilanzen arbeiten.

Eine Verwendung der Bodenbilanz wäre für die Zukunft trotzdem erstrebenswert, da nur diese in der Lage ist Änderungen im Humusgleichgewicht und damit verbundene Festlegungen oder Freisetzungen von Stickstoff aus dem Boden und in die Oberflächengewässer abzubilden. Dies könnte z.B. dann sehr relevant sein, wenn die Maßnahmen-Umfänge der konservierenden Bodenbearbeitung zukünftig wieder zurückgehen sollten. Dies wäre voraussichtlich mit Mineralisierungsschüben verbunden, die bei der Bemessung des Düngersbedarfes unbedingt angerechnet werden müssten. Wie oben bereits angedeutet bieten die Daten der Dauertestflächen hier durchaus Potenzial um zukünftig höher aufgelöste Bilanzen zu rechnen, in dem z.B. die Arten und Mengen der organischen Dünger präziser fruchtartenspezifisch abgeleitet und einbezogen werden. CCB ist inzwischen auch in der Lage monatsweise Bilanzen zu rechnen, was im Sinne einer besseren Abbildung der Prozesse zielführend sein könnte. Die Entscheidung, ob die im Modell CCB simulierten zeitbezogenen mineralischen N-Überschüsse verlagert oder zwischengespeichert werden, müsste über die Einbeziehung der Speicheränderung im Boden ergänzend vorgenommen werden. Dies könnte durch eine allerdings recht aufwändige Auswertung möglichst hochaufgelöster Daten zu vorliegenden N_{min}-Frühjahrs- bzw. Herbstmessungen realisiert werden.

5 Ergebnisse der Abflussmodellierung

Eine jahresbezogene Modellierung für die Jahre 2015 bis 2018 kann mit dem derzeit in STOFFBILANZ genutzten TUB-BGR-Ansatz (WESSOLEK ET AL. 2008) nicht vorgenommen werden, da dieser nur für langjährige Betrachtungen einsetzbar ist. Die für Sachsen ermittelte rasterbezogene Wasserbilanz ergibt im Mittel der Jahresreihe 1988 bis 2014 die in Tabelle 10 dargestellten Kennwerte. Zusätzlich sind die Fremdwasserzuflüsse des tschechischen Einzugsgebietes der Elbe, des polnischen bzw. tschechischen Einzugsgebietes der Lausitzer Neiße und des thüringischen Einzugsgebietes der Weißen Elster zu berücksichtigen.

Tabelle 10: Mittlerer Niederschlag (N), reale Evapotranspiration (ETa) und Gesamtabfluss (R) in Sachsen (1988-2014)

Wirtschaftsgebiet	N [mm/a]	Eta [mm/a]	R [mm/a]
Heide- und Teichlandschaft	705	579	126
Lössgebiet	745	582	163
Mittelgebirge und Vorland	944	607	337
Sachsen	804	590	214

Der Gesamtabfluss teilt sich entsprechend Abbildung 7 auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Im Vergleich zur Simulation der Berechnungszeiträume 2000, 2005 und 2012 wird hinsichtlich der Klimadaten von der auch inhaltlich veralteten Datenreihe 1961-2005 auf Basis von KliWEP-Daten auf die Datenreihe 1988 bis 2014 von REKIS (Referenzdatensatz) gewechselt. Unterschiede ergeben sich auch durch die wesentlich höhere Rasterauflösung und die dadurch bedingte präzisere Abbildung der Reliefverhältnisse und Neigungen, die sich insbesondere auf die Abbildung des Oberflächenabflusses auswirkt. Auch die Flächennutzung und Versiegelung ist jetzt wesentlich höher aufgelöst, was sich auf alle Abflusskomponenten in unterschiedlicher Intensität auswirken dürfte. Eine Aufteilung der Abflusskomponenten für Sachsen sowie die drei Wirtschaftsgebiete zeigt Abbildung 13.

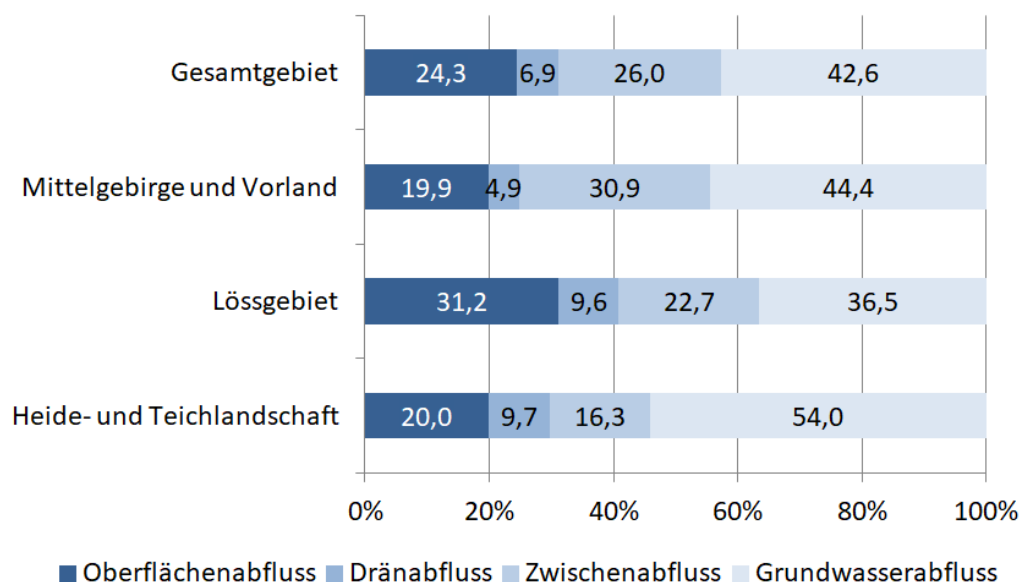


Abbildung 13: Aufteilung der Abflusskomponenten für die Periode 1988 bis 2014 (Oberflächenabfluss inkl. Abfluss von versiegelter Fläche)

Die räumlichen Ausprägungen der einzelnen Abflusskomponenten und des Gesamtabflusses vermitteln Abbildung 14 bis Abbildung 19. Die höchsten Gesamtabflussraten werden in den niederschlagsreicheren Mittelgebirgen, insbesondere im Erzgebirge und Vogtland gebildet. Im Gegensatz dazu zählen die Leipziger Tieflandsbucht sowie Teile der Oberlausitz mit Gesamtabflüssen von teilweise weniger als 50 mm zu den trockensten Regionen in Sachsen.

Die Oberflächenabflüsse (Abbildung 15) sind erwartungsgemäß im Mittelgebirge, aber auch im Lössgebiet besonders hoch. Die Abflüsse von der versiegelten Fläche weisen hingegen in den Ballungszentren besonders hohe Abflussraten auf (Abbildung 16). Höhere Dränabflüsse (Abbildung 17) treten im Bereich der stau- bzw. grundwasserbeeinflussten Böden auf, sofern hier eine höhere Wasserverfügbarkeit gegeben ist. Zwischen- und Grundwasserabflüsse (Abbildung 18 und Abbildung 19) nehmen von Nord- nach Südsachsen insbesondere aufgrund der orographischen Einflüsse entsprechend zu. Auch auf den Sandböden der Oberlausitz sind höhere Grundwasserabflüsse zu erwarten.

Die Modellierung der Abflusskomponenten auf Basis der hier verwendeten REKIS-Daten erfolgte bereits in GEBEL ET AL. (2018b) für die Perioden 1961-1987 sowie 1988 bis 2014, wobei in der genannten Studie ein 500 m Raster genutzt wurde. Trotzdem ist davon auszugehen, dass die sich Ergebnisse im Vergleich zum 25 m Raster nur gering unterscheiden, da die originalen REKIS-Daten in einer 1000 m Auflösung vorliegen. Dementsprechend beträgt der modellierte Gesamtabfluss in Sachsen auf Basis des 100 m Rasters 205 mm/a gegenüber jetzt realisierten 214 mm/a. Die Gründe für den leichten Anstieg können auch durch die höher aufgelöste Abbildung des Versiegelungsgrades bedingt sein, aber natürlich auch durch die bessere Abbildung der Reliefbedingungen, die sich insbesondere auf den Oberflächenabfluss auswirken dürften.

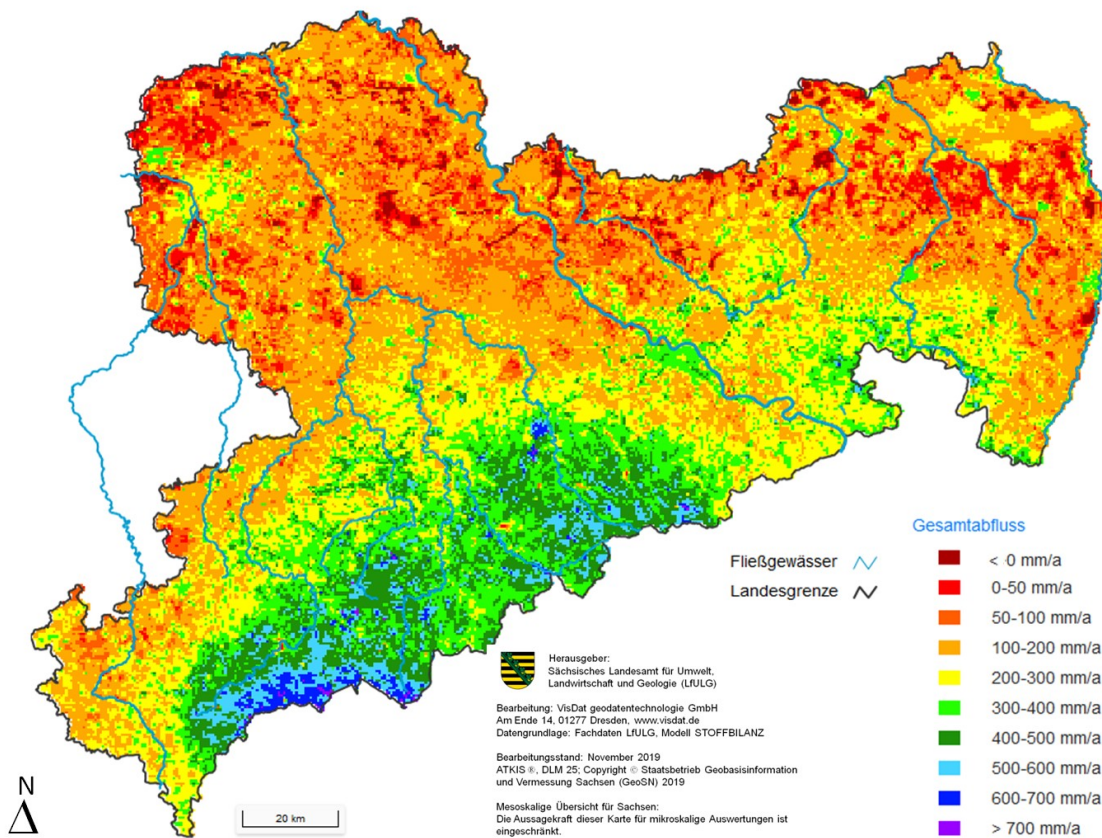


Abbildung 14: Rasterbezogener modellierter Gesamtabfluss für die Periode 1988 bis 2014

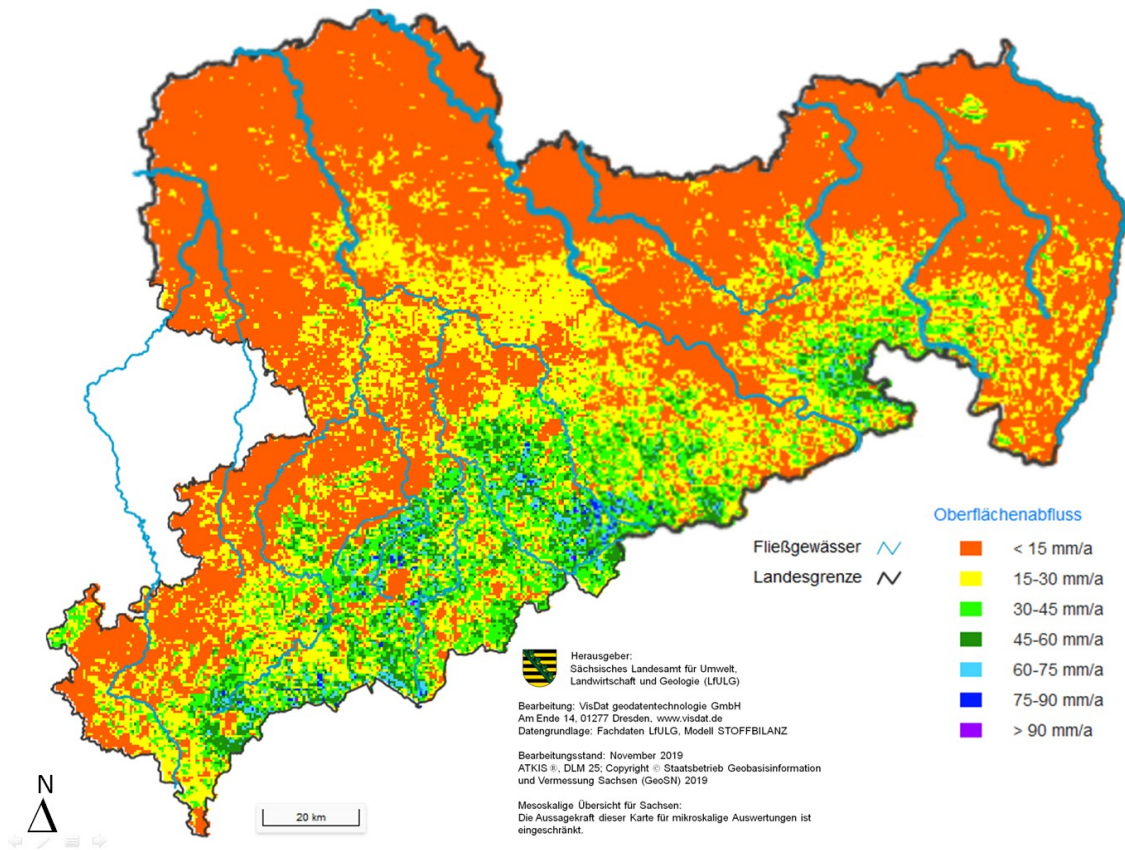


Abbildung 15: Rasterbezogener modellierter Oberflächenabfluss für die Periode 1988 bis 2014

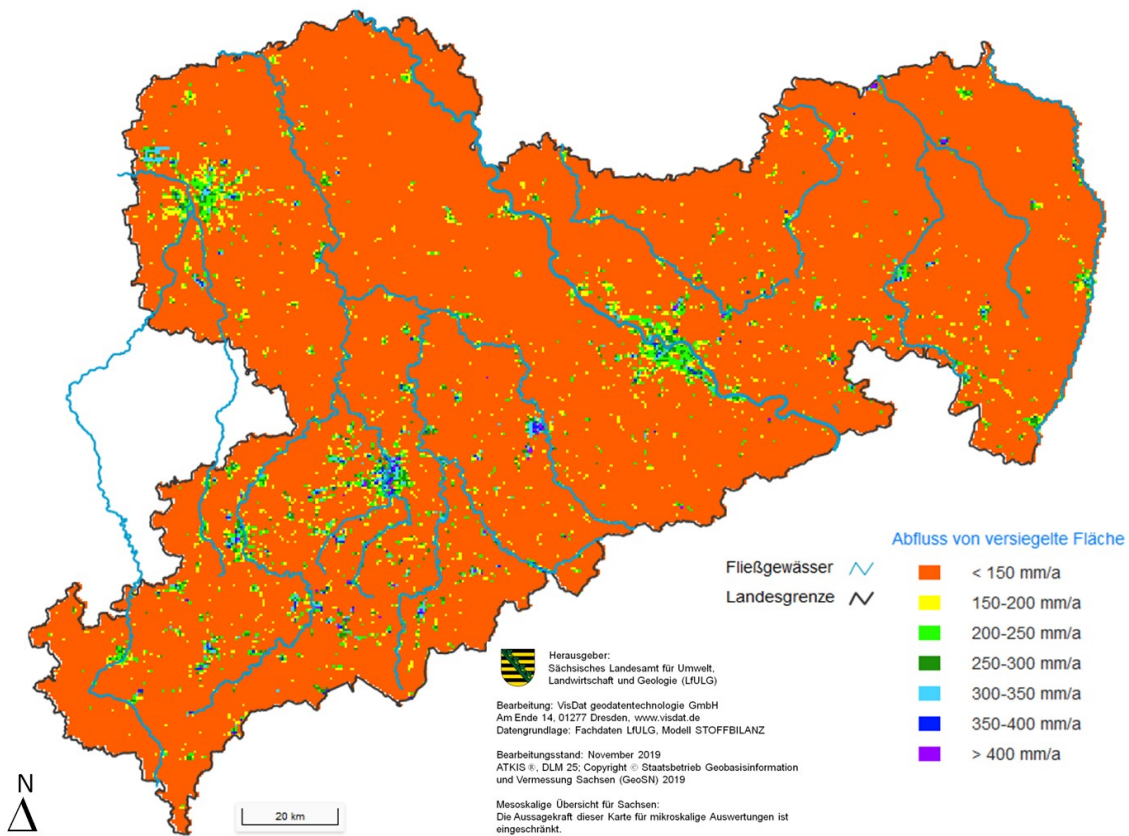


Abbildung 16: Rasterbezogener modellierter Abfluss von der versiegelten Fläche für die Periode 1988 bis 2014

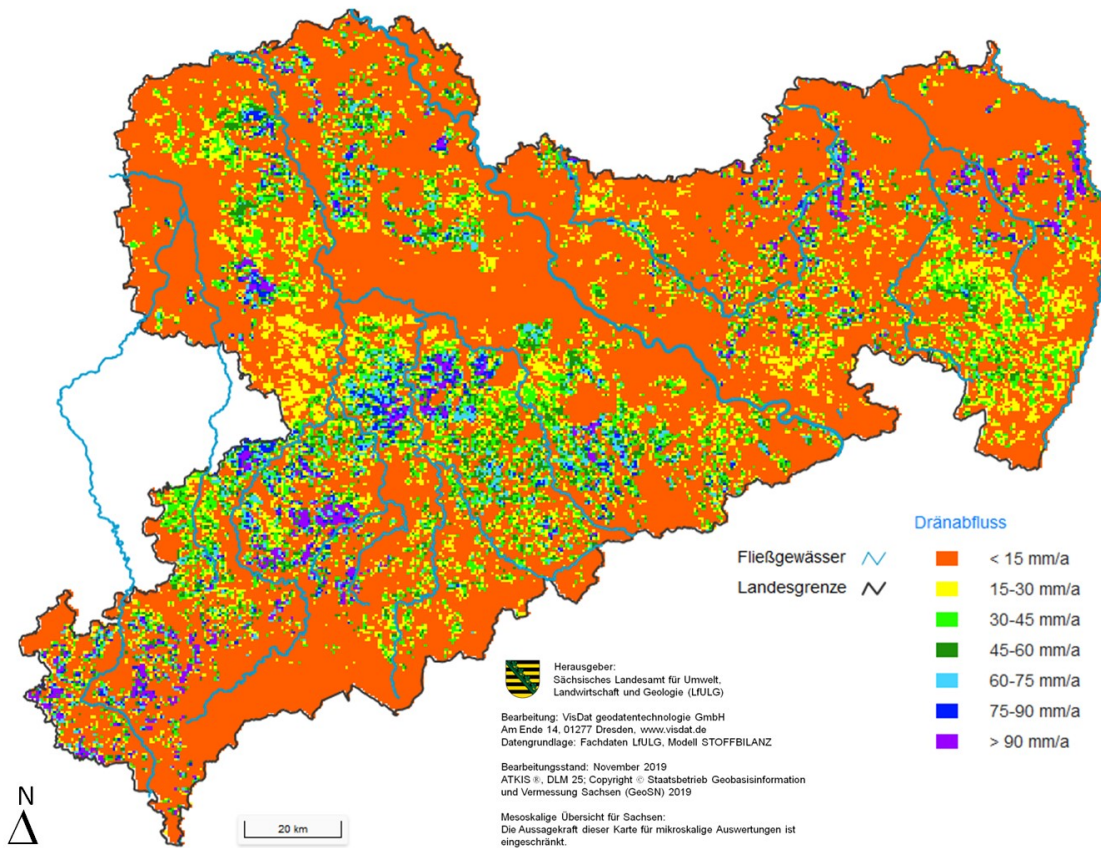


Abbildung 17: Rasterbezogener modellierter Dränabfluss für die Periode 1988 bis 2014

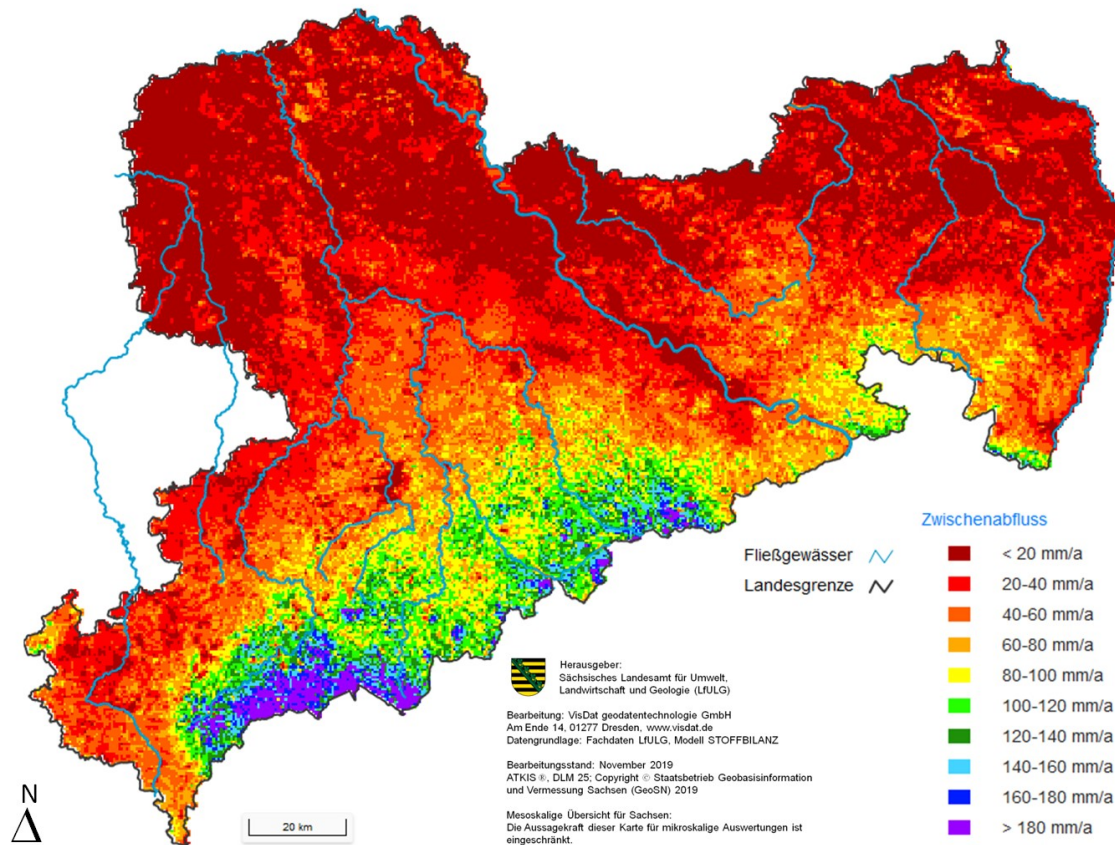


Abbildung 18: Rasterbezogener modellierter Zwischenabfluss für die Periode 1988 bis 2014

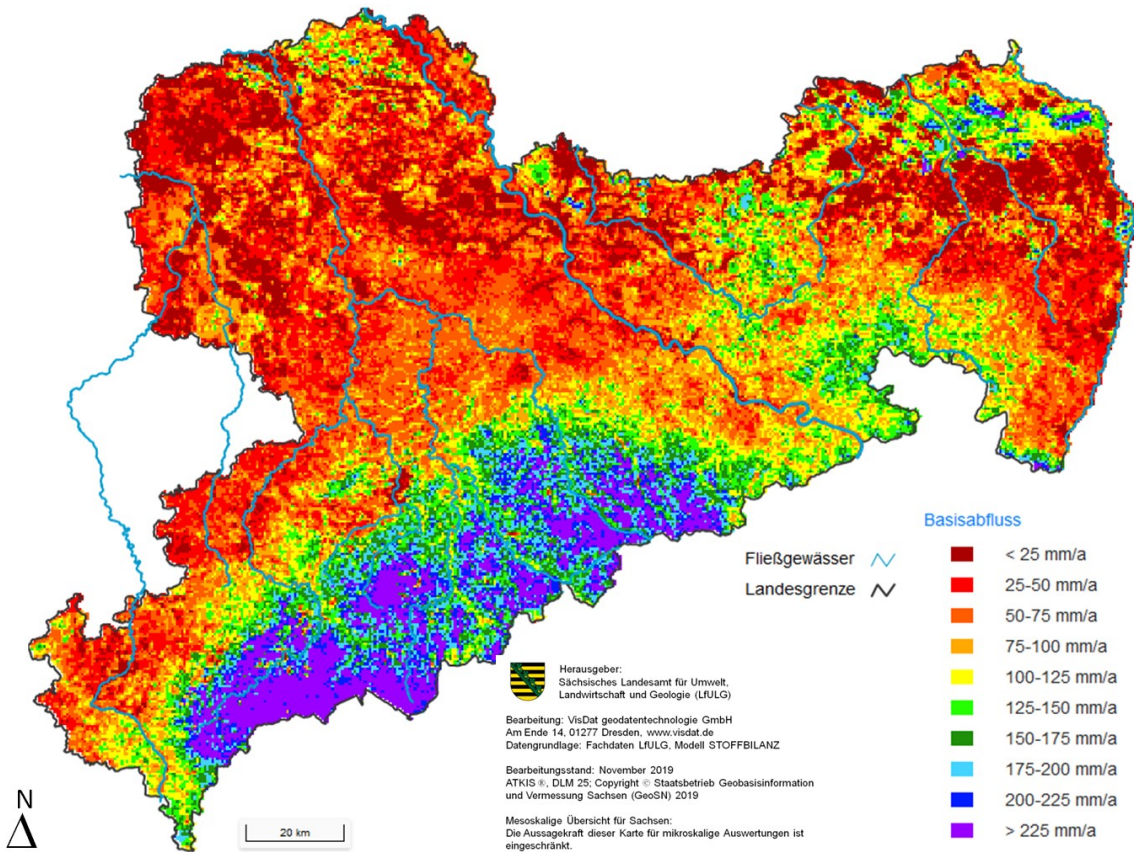


Abbildung 19: Rasterbezogener modellierter Grundwasserabfluss für die Periode 1988 bis 2014

Eine Validierung der Ergebnisse der Modellierung aus STOFFBILANZ ist in Gebel et al. (2018b) anhand des Vergleichs mit den DIFGA-Modellrechnungen von Schwarze et al. (2014) vorgenommen worden. Die modellierten Gesamtabflüsse von STOFFBILANZ und DIFGA für die Periode 1988 bis 2014 werden in Abbildung 20 deshalb gegenübergestellt. In den meisten Fällen liegen die Werte von DIFGA höher, so dass davon auszugehen ist, dass im Modell STOFFBILANZ der Gesamtabfluss systematisch unterschätzt wird. Besonders groß sind die Abweichungen allerdings dort, wo DIFGA auch hinsichtlich der Niederschläge von deutlich höheren Werten ausgeht (z.B. Pöbelbach, Große Pyra, Wilde Weißeritz). Die pbias-Werte (Moriassi et al. 2007) in den Pegelgebieten von DIFGA als Maß der Abweichung von DIFGA (Referenz) zu STOFFBILANZ liegen in der Periode 1988 bis 2014 allerdings mit 14,3 für den Gesamtabfluss und 0,03 für den Niederschlag relativ niedrig, so dass von einer recht guten Übereinstimmung ausgegangen werden kann.

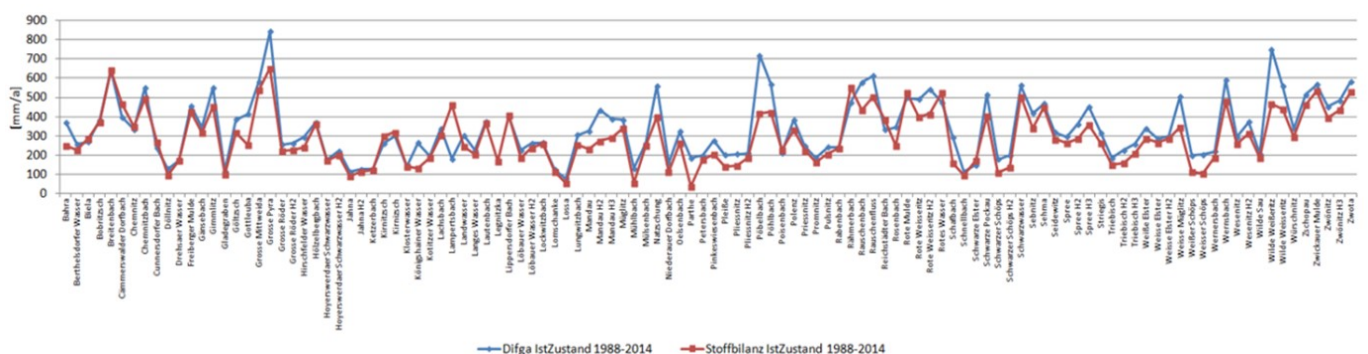


Abbildung 20: Modellierter Gesamtabfluss für DIFGA (blau) und STOFFBILANZ (rot) für die Pegel-einzugsgebiete von DIFGA (Periode 1988-2014)

Im Folgenden wird ein Vergleich der modellierten Gesamtabflüsse der Periode 1988 bis 2014 mit den gemessenen Abflüssen an 53 Pegelstationen für die Jahre 2015 bis 2018 vorgenommen (ohne Stationen an Elbe und Lausitzer Neiße, da dominiert von Fremdwasserzuflüssen außerhalb Sachsens). Die für den Vergleich genutzten Kennwerte sind der pbias, der Nash-Sutcliffe-Efficiency-Index NSE (Moriasi et al. 2007, Nash & Sutcliffe 1970) sowie die normierte absolute Abweichung r-abs (Schwarze et al. 2014). Akzeptable Werte liegen bei r-abs bei < 1 (möglichst nahe an 0), bei pbias möglichst nahe an 0 (auf einer Skala bis +/- 100) und bei NSE bei > 0 (möglichst nahe an 1). Da beim r-abs im Gegensatz zum NSE keine Quadrierung der Werte vorgenommen wird, erhalten höhere Werte kein überproportional höheres Gewicht als niedrige Werte. Im Mittel der vier Jahre ergibt sich ein r-abs von 0,26, ein pbias von -23,5 und ein NSE von 0,88, was prinzipiell als befriedigend angesehen werden kann. Für die Einzeljahre liefern die gemessenen Abflüsse von 2017 die beste Übereinstimmung mit den Modellwerten (r-abs 0,21, pbias 2,8, NSE 0,97). Der pbias-Wert zeigt, dass die Messung etwas höher liegt als die Modellierung. Das Jahr 2017 war mit ca. 841 mm Niederschlag für Sachsen auch das feuchteste der vier Jahre (Periode 1988 bis 2014: ca. 805 mm) und mit einer Jahresmitteltemperatur von ca. 9,4 °C deutlich kühler als die Jahre 2015 und 2018 (10,0 bzw. 10,4 °C.). Insofern liegt das Jahr 2017 besonders nah an der klimatischen Situation der Periode 1988 bis 2014 und ist somit auch für die Überprüfung der N- und P-Frachten (siehe Folgekapitel) besonders gut geeignet. Eine besonders schlechte Übereinstimmung ergibt sich für 2018 (r-abs 0,52, pbias -63,1, NSE 0,33), wo die Niederschläge im Mittel nur noch bei ca. 527 mm liegen und die Modellergebnisse auf Basis der Periode 1988 bis 2014 erwartungsgemäß deutlich zu hoch liegen. Dies gilt leicht abgeschwächt auch für 2015 (r-abs 0,41, pbias -34,5, NSE 0,78), während 2016 besser abschneidet (r-abs 0,25, pbias -16,4, NSE 0,92). Der mittlere Niederschlag von 2015 bzw. 2016 liegt in Sachsen bei 715 bzw. 801 mm, die Jahresmitteltemperatur von 2016 beträgt 9,4 °C.

6 Ergebnisse der Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag

6.1 Bodenerosion

Im Zusammenhang mit dem Schutz der Böden und Gewässer spielen die Bodenerosion und der Eintrag von erodiertem Bodenmaterial in die Gewässer (Sedimenteinträge) eine wichtige Rolle. Bodenerosion führt zum Verlust von Humus und nährstoffreicher Ackerkrume auf Ackerflächen. Folgen sind unter anderem die Verminderung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens (Hochwasserschutz), die Verarmung an Nährstoffen (Bodenschutz) und Saatgutabschwemmung (ökonomische Konsequenzen). In den Akkumulationsbereichen kommt es hingegen zur Anreicherung von Nährstoffen und Chemikalien aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, zur Überdeckung von Kulturpflanzen oder sogar zur Schädigung von Grundstücken (Off-Site-Schäden). Gelangt erodiertes Bodenmaterial bis in die Oberflächengewässer, können insbesondere in den Standgewässern (Seen, Talsperren) beträchtliche ökologische und ökonomische Belastungen ausgelöst werden (Verschlammung, Eutrophierung). Bodenerosion, insbesondere diejenige von landwirtschaftlich genutzten Flächen, kann reduziert oder gar vermieden werden. Bereits mit der Einhaltung der guten fachlichen Praxis, unter anderem eine standortangepasste Bodenbearbeitung, Vermeidung von Bodenverdichtungen oder der Erhaltung und Verbesserung der natürlichen biologischen Aktivität und des Humusgehaltes, sind Erfolge zu erzielen. Maßnahmen der konservierenden pfluglosen Bodenbearbeitung bewirken die deutliche Reduzierung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag bei gleichzeitiger Verbesserung von Aggregatstabilität und bodenbiologischen Parametern (SCHMIDT & NITZSCHE 2004).

In Sachsen weisen auf Grund der naturräumlichen Ausstattung und der intensiv entwickelten Kulturlandschaften eine Reihe von Regionen eine hohe bis sehr hohe Gefährdung gegenüber der Bodenerosion durch Wasser auf. Die für die ABAG berechneten Faktoren LS, K und C für den laufenden Bewirtschaftungszeitraum zeigen Abbildung 21 bis Abbildung 23. Die Ermittlung erfolgte anhand der methodischen Beschreibungen in Kap. 3.3.

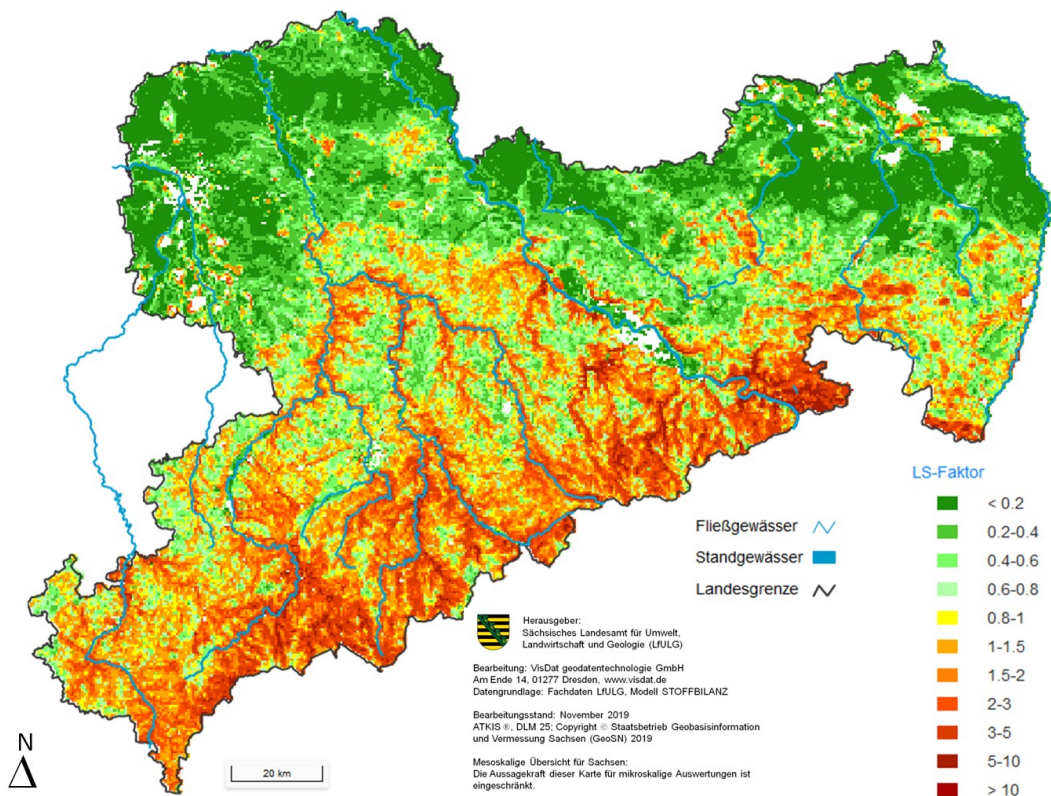


Abbildung 21: Modellierter LS-Faktor auf dem 25 m Raster

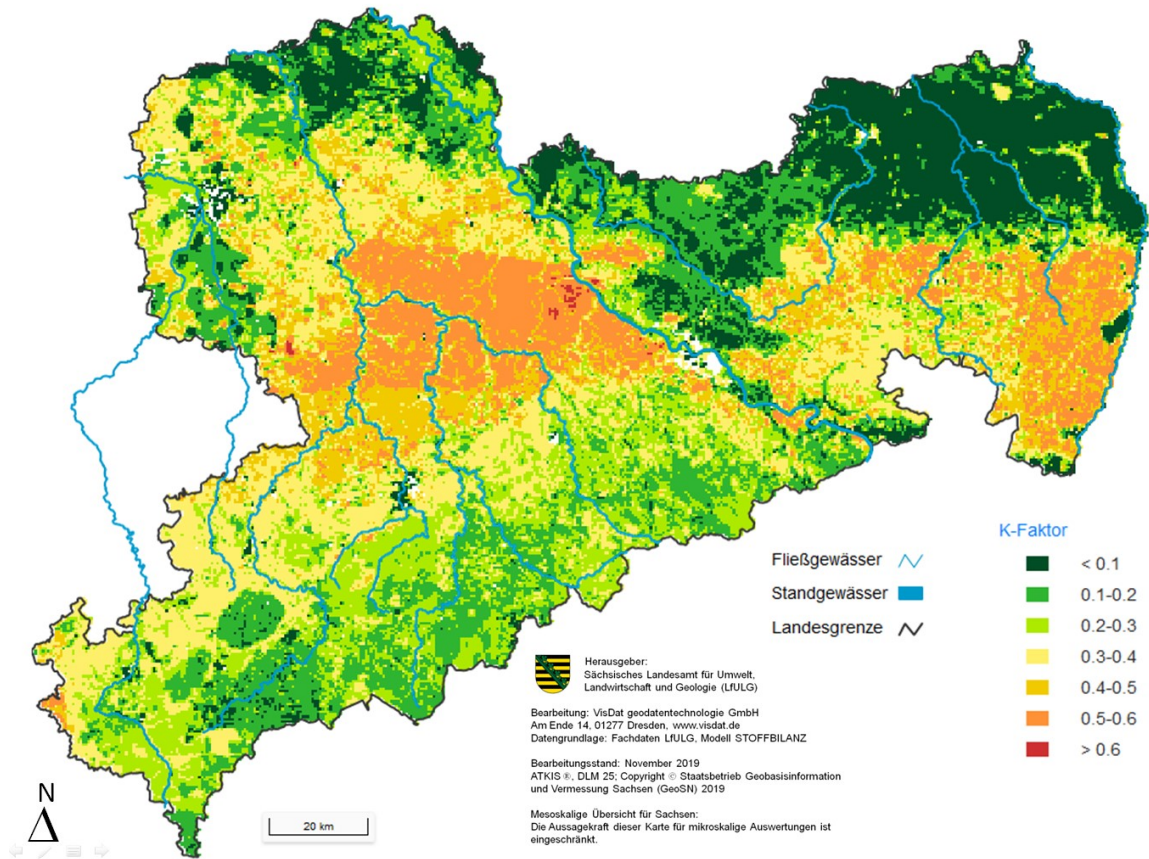


Abbildung 22: Modellierter K-Faktor auf Basis der BK 50 auf dem 25 m Raster

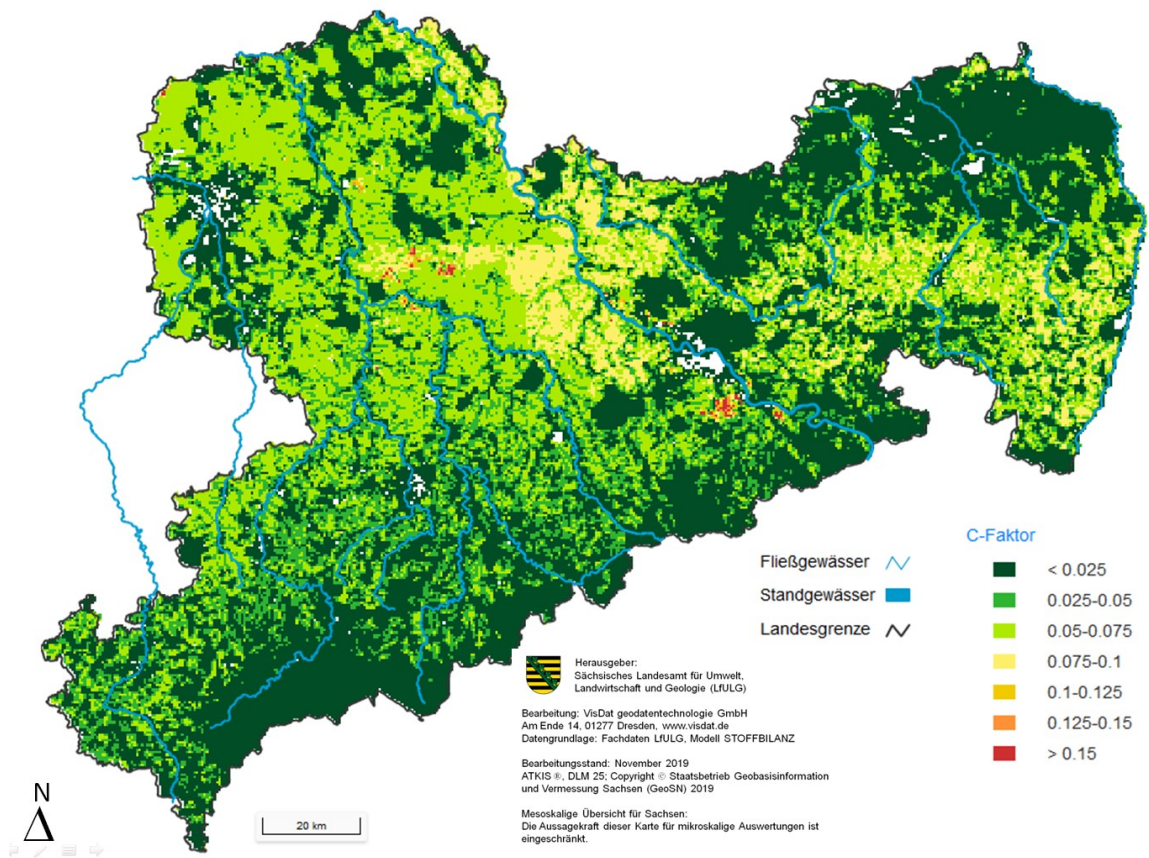


Abbildung 23: Modellierter mittlerer jährlicher C-Faktor für den Zeitraum 2015 bis 2018 auf dem 25 m Raster

Die Berechnung des R-Faktors erfolgte zunächst für die Klimasituation der Periode 1988 bis 2014 (Abbildung 24 oben). Die Ermittlung erfolgte anhand der methodischen Beschreibungen in Kap. 4 nach der DIN 19708. Im Vergleich dazu fällt der nach Auerswald et al. (2019) bzw. Fischer et al. (2019) ermittelte R-Faktor unter Berücksichtigung der zeitlich aktuelleren Periode 2001 bis 2017 etwas höher aus (Abbildung 24 unten, MW von 96,6 gegenüber 92,6). Eine jahresbezogene Abbildung des R-Faktors ist auch auf Basis des hier verwendeten RADKLIM-Datensatzes aufgrund der methodisch bedingten Glättungen nicht sinnvoll möglich (Auerswald et al. 2019).

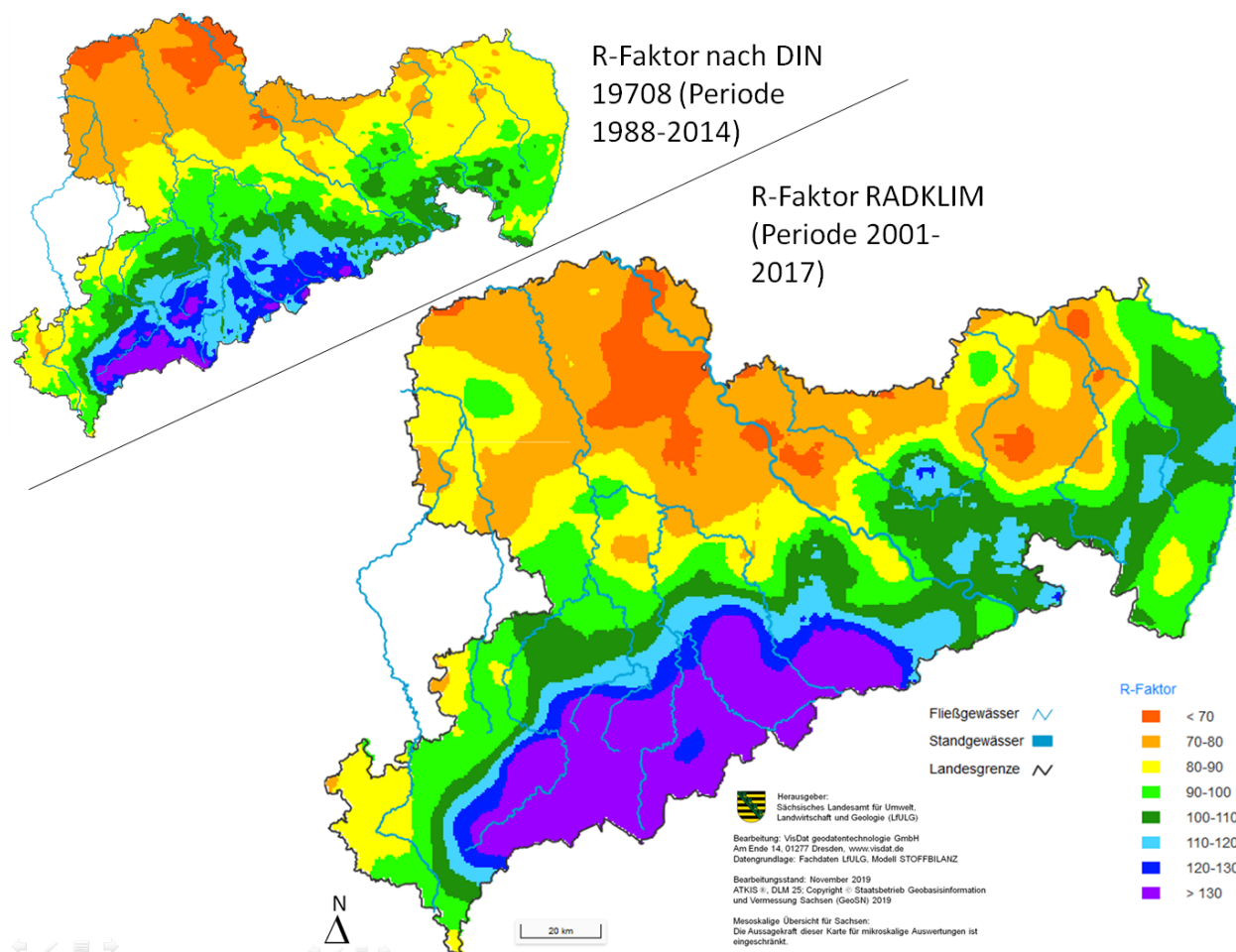


Abbildung 24: Mittlerer jährlicher R-Faktor auf dem 25 m Raster nach DIN 19708 bzw. auf Basis des RADKLIM-Datensatzes

Der sich aus der Verrechnung der LS-, C-, K- und R-Faktoren ergebende Bodenabtrag unter Nutzung der nach dem RADKLIM-Datensatz abgeleiteten R-Faktoren für die Periode 2001 bis 2017 wird in Abbildung 25 veranschaulicht. Der modellierte mittlere Bodenabtrag durch Wasser (flächenhafte Erosionsformen) auf Basis des 25 m Modellerasters beträgt 884 kg/ha und liegt somit deutlich unter demjenigen von Bilanzzeitschnitt 2012 (1.808 kg/ha). Dies liegt vor allem an dem deutlich verringerten LS-Faktor, der in der neuen Rechnung sowohl das über jeder Rasterzelle gelegene Einzugsgebiet als auch die das Einzugsgebiet verkürzende Barrieren berücksichtigt. In Summe werden ca. 1.330.352 t/a Boden abgetragen, 91 % davon auf Ackerflächen. Im Vergleich zu der europaweit vorliegenden Modellierung mit RUSLE auf dem 100 m Raster ergeben sich vergleichbar hohe Erosionsraten für Sachsen (Panagos et al. 2015b) und insbesondere auch für die Ackerflächen. Es ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Bodenabträge bei Einbeziehung linearer Erosionsformen je nach Regionsspezifität deutlich höher ausfallen können. Arbeiten verschiedener Autoren zeigen, dass lineare Erosionsformen bedeutsame Anteile am Bodenabtrag verursachen können (u. a. PRASUHN 2003).

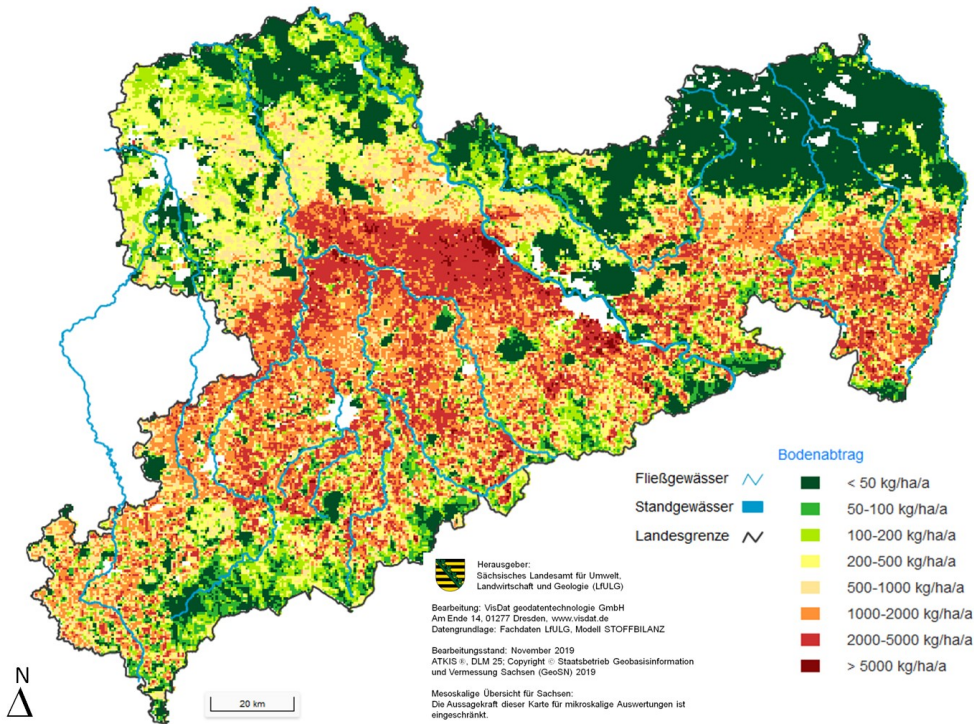


Abbildung 25: Rasterbezogener modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag durch Wasser unter Nutzung des RADKLIM-Datensatzes zur Ableitung des R-Faktors (Periode 2001 bis 2017)

6.2 Sedimenteintrag

Der auf Basis des Bodenabtrags simulierte Sedimenteintrag (Abbildung 26) liegt im Mittel bei 39,5 kg/ha. Für Bilanzzeitschnitt 2012 wurden im Mittel 42 kg/ha erreicht. Auf den Acker-, Obstbau- und Weinbauflächen liegen die Sedimenteinträge im Mittel bei 97,5 kg/ha gegenüber modellierten 103 kg/ha für Bilanzzeitschnitt 2012.

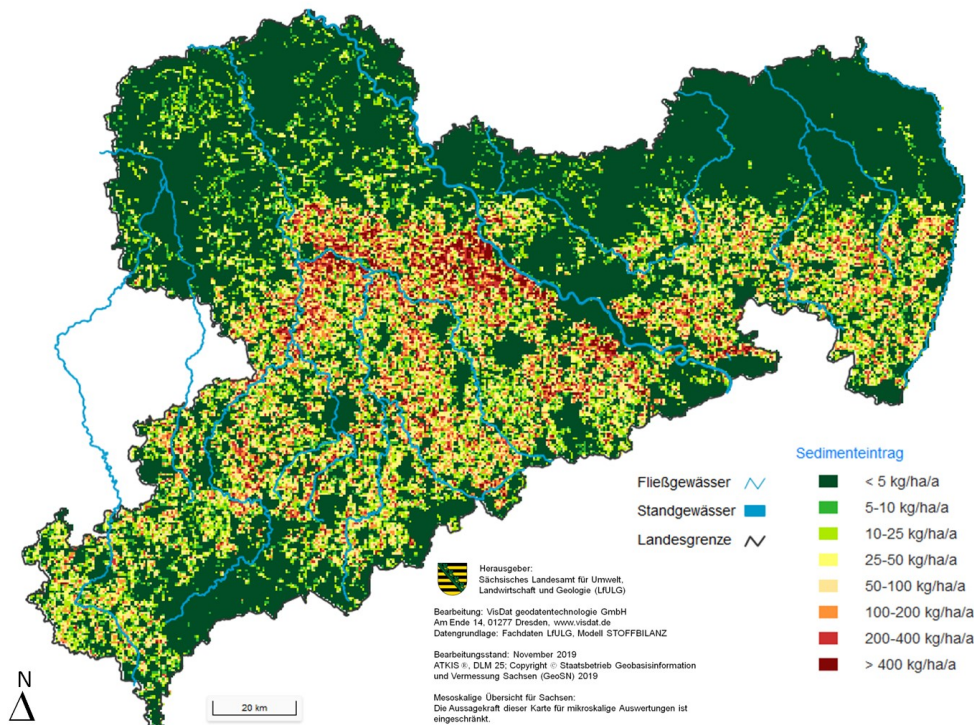


Abbildung 26: Modellierter mittlerer jährlicher Sedimenteintrag auf dem 25 m Raster (Periode 2001 bis 2017)

In Summe werden 72.815.280 kg/a Sedimenteintrag berechnet. Dies entspricht einem Anteil von 5,47 % am Bodenabtrag. Dieser Wert liegt deutlich höher als derjenige in der Modellierung von Bilanzzeitschnitt 2012. Dies liegt insbesondere in der geringeren berechneten Gewässerdistanz begründet (452,4 m in 2018 gegenüber 832,5 m in 2012), was wiederum ein Effekt der höheren Modellierungsauflösung sowie weiterer methodischer Verbesserungen bei der Verfolgung der Fließwege über den Multiple Flow-Ansatz sein dürfte. Auch die Anbindungswahrscheinlichkeit erhöht sich als Folge der verringerten Gewässerdistanz von durchschnittlich 19 % auf 34 %. Eine Gegenüberstellung der simulierten Sedimenteinträge für die Naturräume in Sachsen zeigt Abbildung 27.

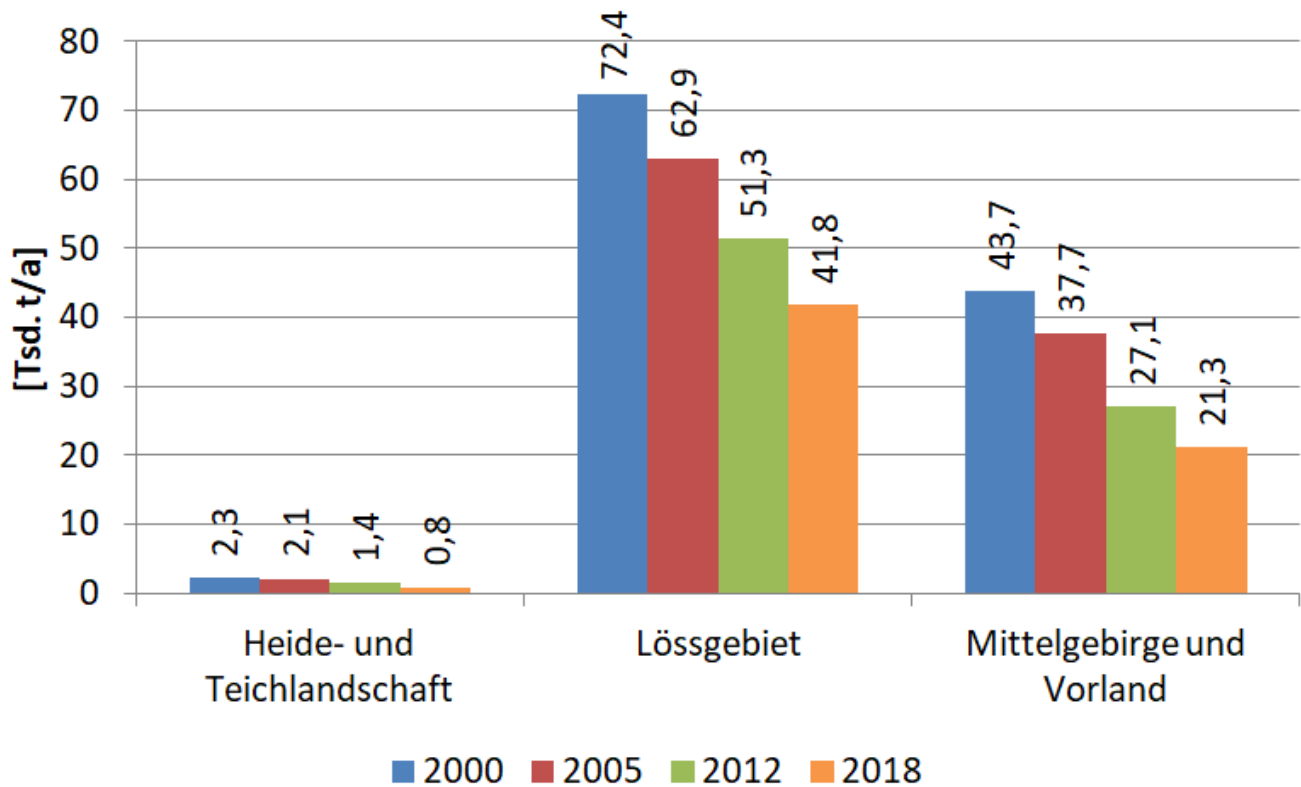


Abbildung 27: Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

7 Ergebnisse der Modellierung von Phosphoreinträgen

7.1 P-Emissionen aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme

Im vorliegenden Modellierungsansatz werden sowohl die diffusen P-Einträge als auch die P-Einträge über die "Urbanen Systeme" (Kleinkläranlagen inkl. Grauwässer und Regenwasserkanal) rasterbasiert gehalten. Eine zusammenführende Auswertung auf Rasterebene ist somit möglich. Im Gegensatz dazu sind die zentralen Kläranlagen und Industriedirekteinleiter als verortbare Punktquellen anhand ihrer jeweiligen Einleitstelle einem OWK zugeordnet. Einen Überblick über die P-Einträge über den diffusen gelösten und partikelgebundenen Eintragspfad einschließlich der diffusen Einträge aus dem unversiegelten Siedlingsbereich sowie über die dem versiegelten Siedlungsbereich zuzuordnenden Urbanen Systeme geben Abbildung 28 bis Abbildung 31. Für das sächsische Territorium beträgt die Summe aller diesbezüglichen P-Einträge 514 t/a (2018). Einen Überblick über die prozentualen Anteile und die mittleren jährlichen Einträge ist aus Abbildung 28 und Tabelle 11 bzw. Tabelle 12 ersichtlich.

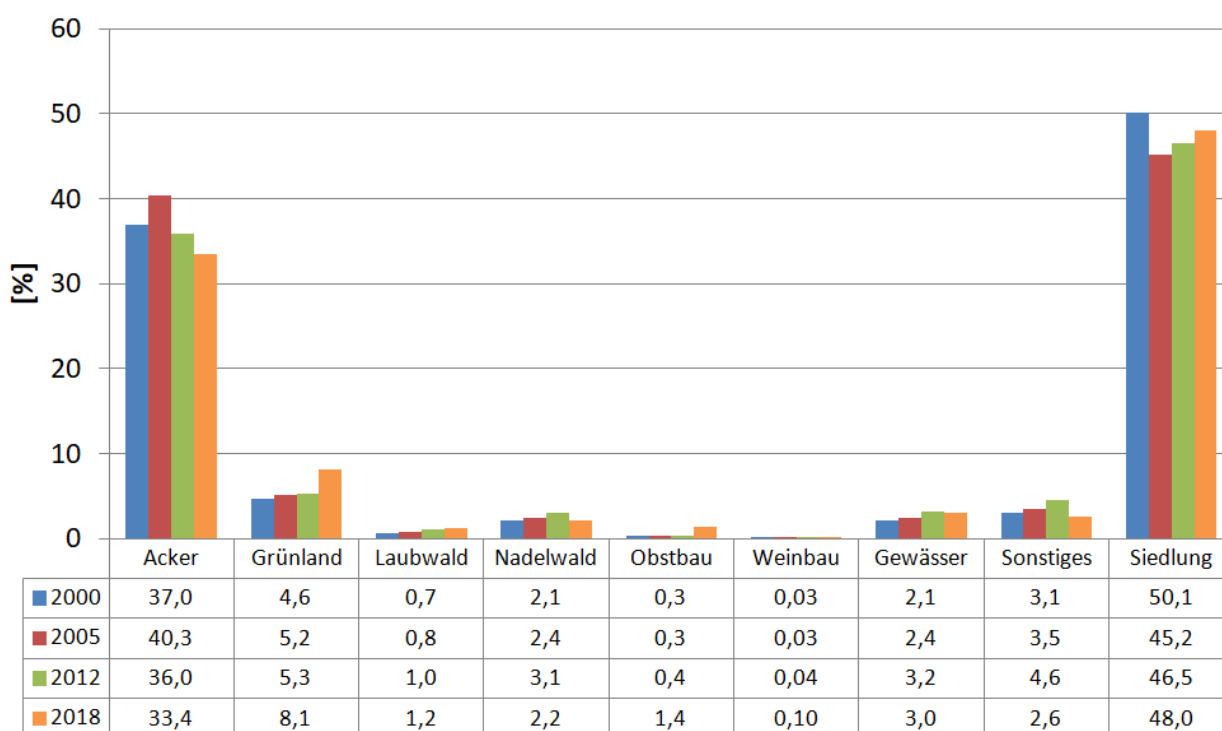


Abbildung 28: Anteile der Hauptnutzungen am P-Eintrag aus diffusen Quellen sowie aus Urbanen Systemen in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

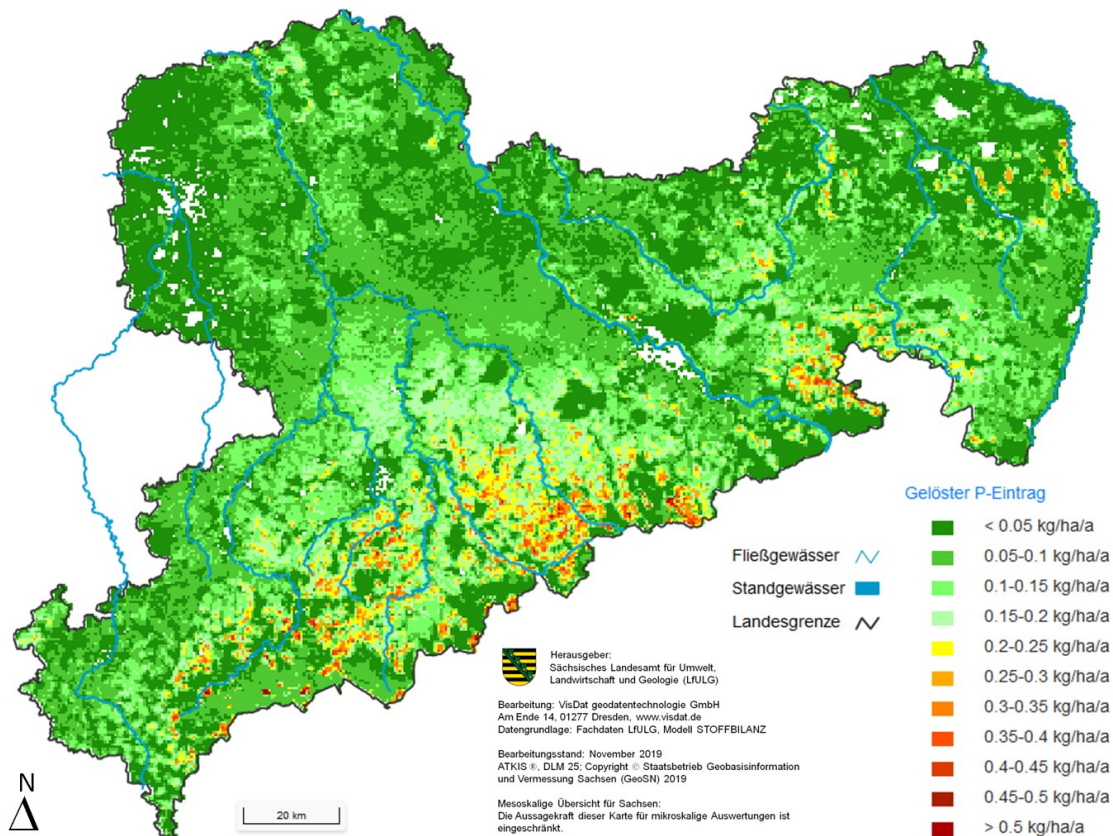


Abbildung 29: Modellierte diffuse gelöste P-Einträge in sächsische Oberflächengewässer für 2018

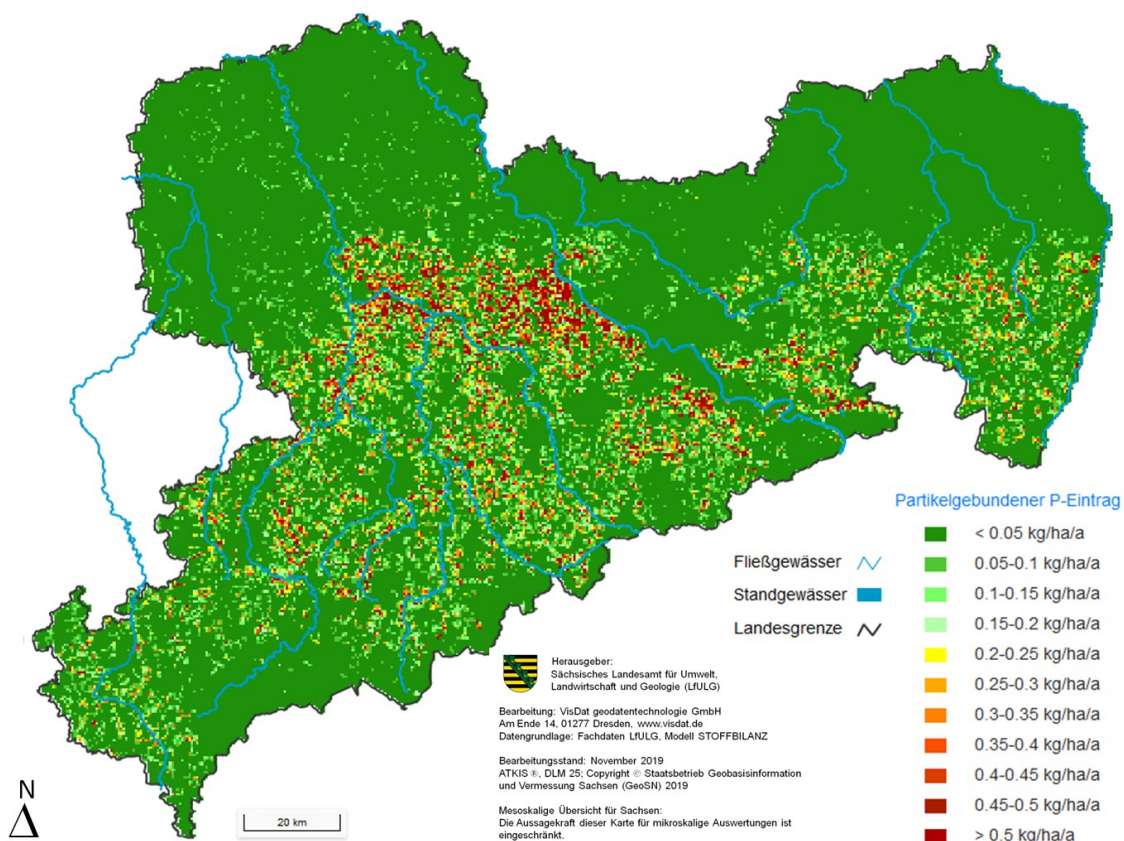


Abbildung 30: Modellierte diffuse partikulär gebundene P-Einträge in sächsische Oberflächengewässer für 2018 (Datenbasis: Periode 2001 bis 2017)

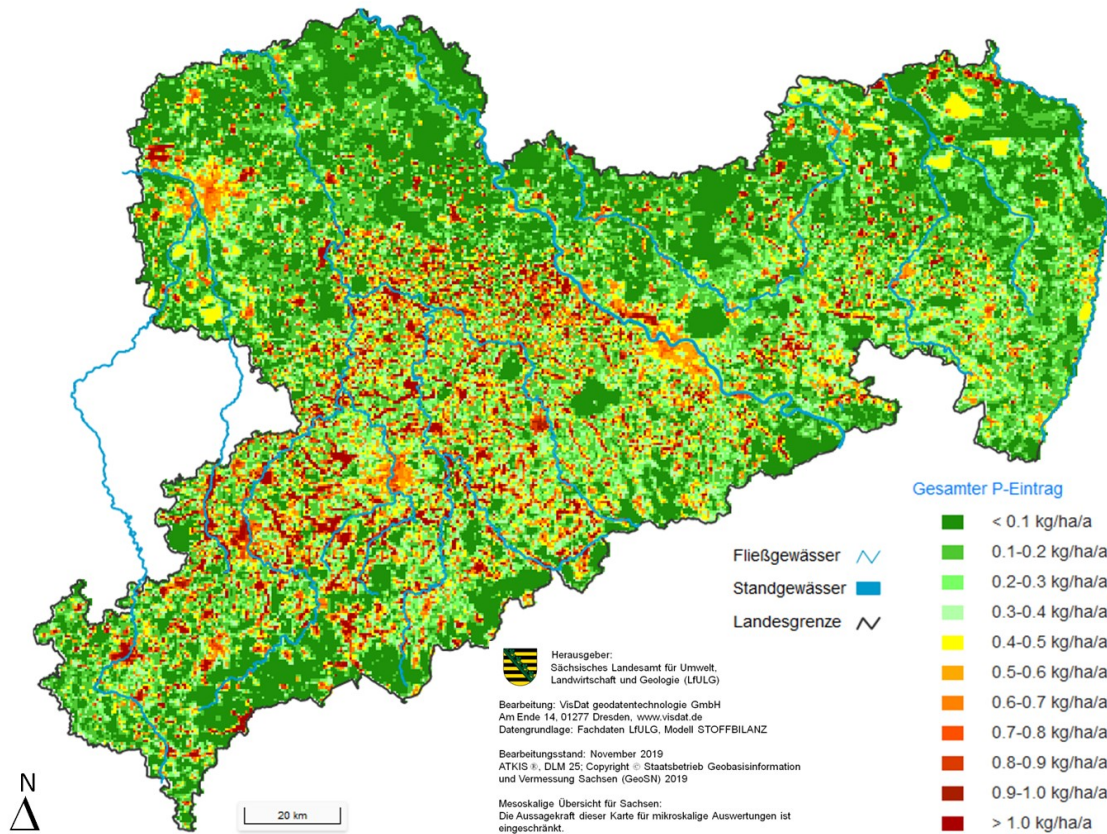


Abbildung 31: Modellierter diffuse P-Einträge (gelöst und partikulär gebunden zuzüglich Gewässer und sonstige Nutzungen) und P-Einträge aus Urbanen Systemen in Sachsen für 2018

Tabelle 11: Nutzungsbezogene P-Einträge aus diffusen Quellen sowie aus Urbanen Systemen für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018 in Sachsen

Nutzung	Σ 2012 [t/a]	\varnothing 2012 [kg/ha]	Σ 2018 [t/a]	\varnothing 2018 [kg/ha]
Acker	182	0,25	172	0,24
Grünland	27	0,12	42	0,16
Obstbau	2	0,38	7	1,09
Weinbau	0,2	0,98	0,5	1,12
Laubwald	5	0,04	6	0,03
Nadelwald	16	0,03	11	0,03
Siedlung	236	0,97	247	1,03
Gewässer	16	0,4	15	0,4
Sonstiges	23	0,5	13	0,5
Summe	507	-	514	-

Innerhalb der Siedlungen werden die in Tabelle 12 aufgeführten Pfade betrachtet. Die Anstiege von 2012 zu den Folgejahren beim Regenwasserkanal resultieren auf sich unterscheidenden Berechnungsgrundlagen (Ferber et al. 2019, siehe hierzu Kap. 3.4) und einer deutlich besseren Auflösung der Versiegelungsgrade sowie deren Zunahme. Im Ergebnis ergibt sich eine rechnerische Erhöhung der Versiegelungsanteile gegenüber 2000, 2005 und 2012, wobei für den Regenwasserkanal rückblickend von einer Unterschätzung der Eintragsfrachten auszugehen ist. Eine räumliche Übersicht über die P-Einträge von Siedlungsflächen über die Urbanen Systeme sowie die unversiegelte Siedlungsfläche zeigt Abbildung 32.

Tabelle 12: P-Einträge aus Urbanen Systemen [t/a] für die Bilanzjahre 2000 bis 2018 in Sachsen

Eintragspfad	2000	2005	2012	2015	2016	2017	2018
Kleinkläranlagen (einschließlich Grauwassereinleitung)	302	227	153	171	158	147	137
Regenwasserkanal	72	72	73	103	103	103	103
Summe	374	299	226	274	261	251	241

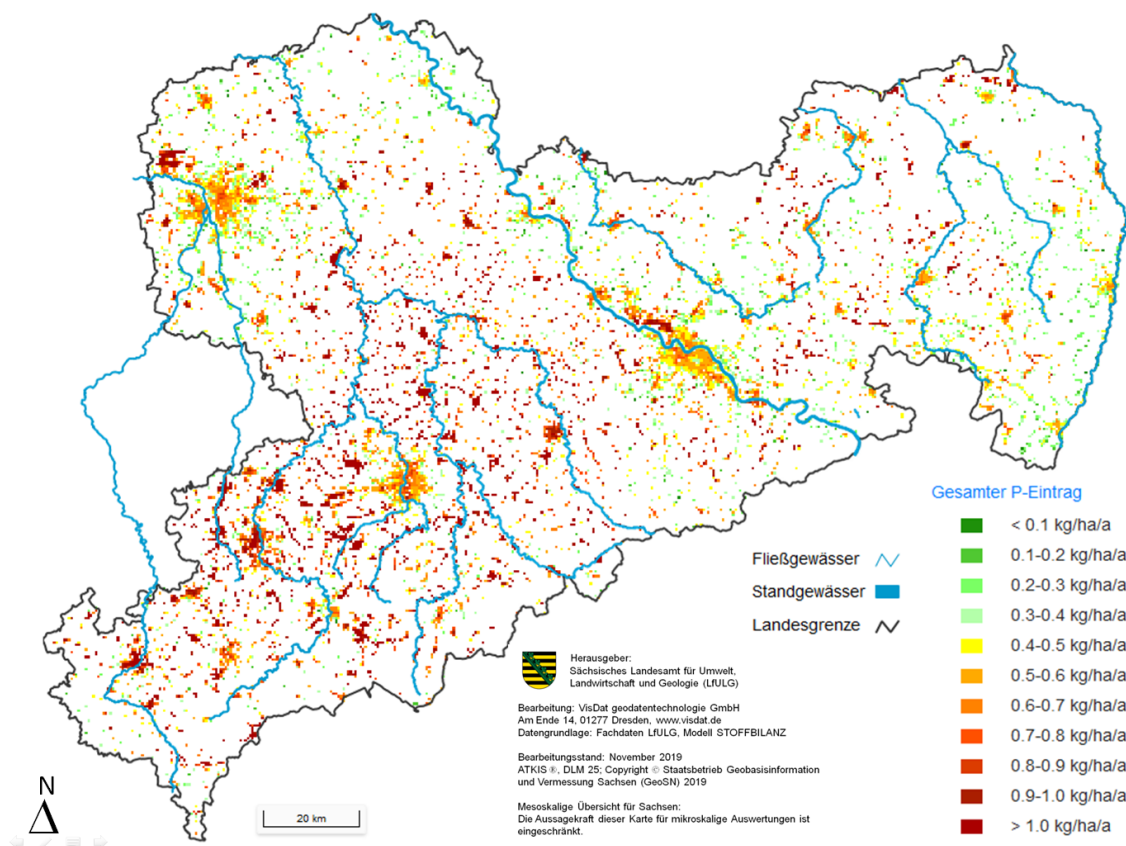


Abbildung 32: Modellierter P-Einträge aus Urbanen Systemen sowie von unversiegelten Siedlungsflächen in Sachsen für 2018

Die Abnahme der P-Einträge über Kleinkläranlagen (siehe Tabelle 12) ist mit der angenommenen Erhöhung der Anschlussgrade an die kommunale Abwasserbehandlung und den sich erhöhenden Anteil von

dezentralen Anlagen mit Stand der Technik begründet. Die Einträge außerhalb von Siedlungsgebieten unterscheiden sich nicht, da hier von gleichen Exportkoeffizienten (gelöster Eintrag) und einem längjährigen Wasserhaushalt (1988 bis 2014) bzw. langjährigen Bodenabtragsbedingungen (Periode 2001 bis 2017) ausgegangen wurde. Im Vergleich zum vorhergehenden Bilanzzeitschnitt 2012 ist ein leichter überwiegend methodisch bedingter Rückgang beim partikulär gebundenen P sowie eine leichte Erhöhung beim Eintrag von versiegelten Flächen, die ebenfalls methodisch bedingt ist, zu beobachten.

Mit 46 % stammt im Bilanzzeitraum 2018 noch knapp die Hälfte der Einträge aus der Naturraumregion Sächsisches Lössgebiet. Die sächsischen Mittelgebirge tragen mit 41 % und die Sächsische Heide- und Teichlandschaft mit 13 % bei. Die leichte prozentuale Zunahme im Mittelgebirge und Vorland ist v.a. auf Veränderungen bei der Einbeziehung des R-Faktors mit der Konsequenz erhöhter Bodenerosionsraten im Mittelgebirge zurück zu führen. Abbildung 33 zeigt die Anteile für die drei Naturraumregionen im Vergleich der Berechnungszeiträume 2000, 2005, 2012 und 2018.

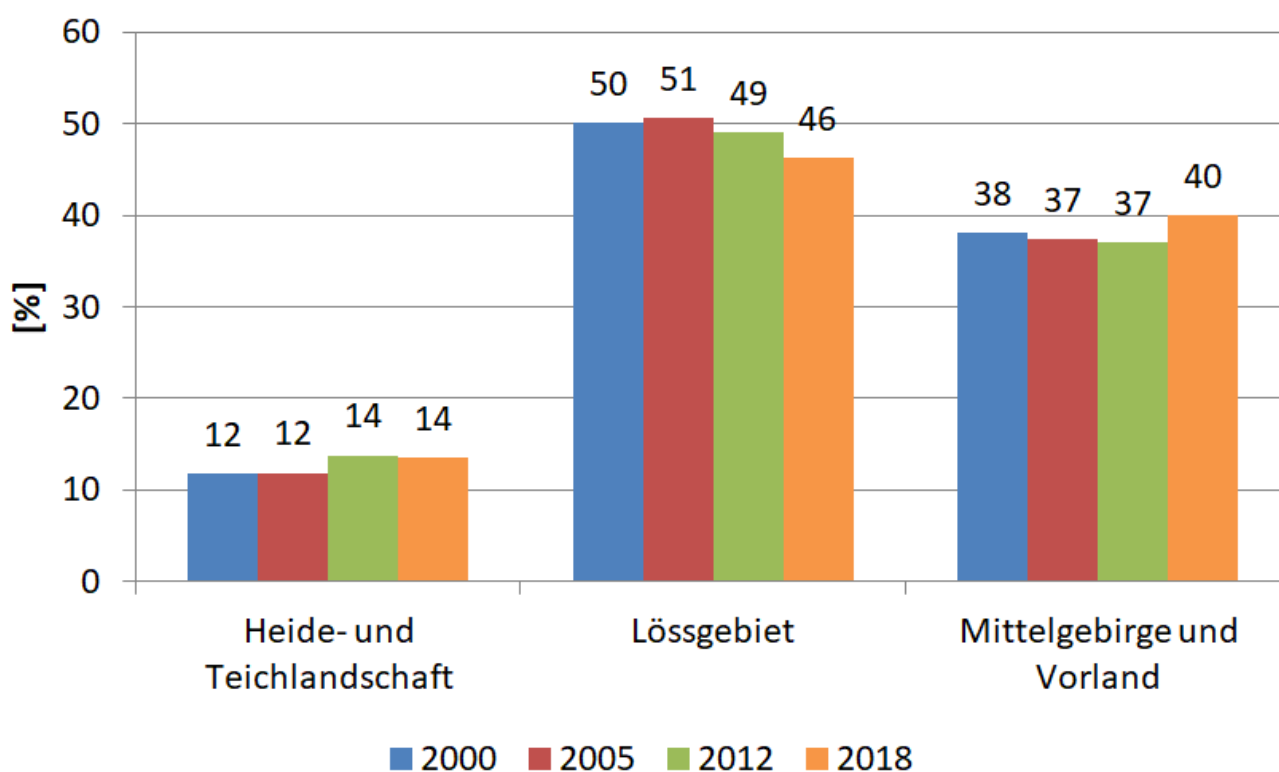


Abbildung 33: Anteile der Naturräume am P-Eintrag aus diffusen Quellen sowie über urbane Systeme in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018 in Sachsen

In Abhängigkeit von der Geländemorphologie und der Bewirtschaftungspraxis auf Ackerflächen kann der partikulär gebundene Eintrag von P infolge der Bodenerosion durch Wasser beträchtliche Ausmaße annehmen. Mit 33 % tragen die Ackerflächen in Sachsen zur diffusen P-Belastung der Gewässer bei. Dabei sind die Anteile von partikulär gebundenem und gelöst transportiertem P je nach Naturraumregion unterschiedlich (Tabelle 13 und Tabelle 14). Die Veränderungen des gelösten P-Eintrages in 2018 sind vor allem auf die modifizierte Einbeziehung der Einträge aus Siedlungsflächen (Urbane Systeme) zurückzuführen. Die partikulär gebundenen P-Einträge sind 2018 etwas niedriger als 2012, was ebenfalls vor allem auf methodische Anpassungen und Erhöhungen der Auflösung zurückgehen dürfte.

Tabelle 13: Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018

Naturraumregion	Part. P-Eintrag		Gel. P-Eintrag	
	2012	2018	2012	2018
Heide- und Teichlandschaft	2,5	2,2	18,3	13,6
Lössgebiet	65,5	55,8	32,5	32,5
Mittelgebirge und Vorland	44,1	44,9	19,2	23,0
Sachsen	112,1	102,9	70,0	69,1

Tabelle 14: Anteile partikulär gebundener und gelöster P-Einträge von Ackerflächen [%] für die Bilanzzeitschnitte 2012 und 2018

Naturraumregion	Part. P-Eintrag		Gel. P-Eintrag	
	2012	2018	2012	2018
Heide- und Teichlandschaft	12	13	88	80
Lössgebiet	67	61	33	36
Mittelgebirge und Vorland	70	72	30	37
Sachsen	62	60	38	41

Naturräumlich differenziert gestaltet sich auch die Aufteilung der gelösten Frachten auf die einzelnen Abflusspfade (Abbildung 34). Im sächsischen Tiefland und im Lössgebiet dominiert der Eintrag über den Dränabfluss. Der Anteil des Eintrages über den Oberflächenabfluss steigt vom Tiefland zum Mittelgebirge an. Die unterschiedlichen gelösten P-Einträge je Eintragspfad beruhen insbesondere auf den eingesetzten P-Konzentrationen in Tabelle 7 bis Tabelle 9.

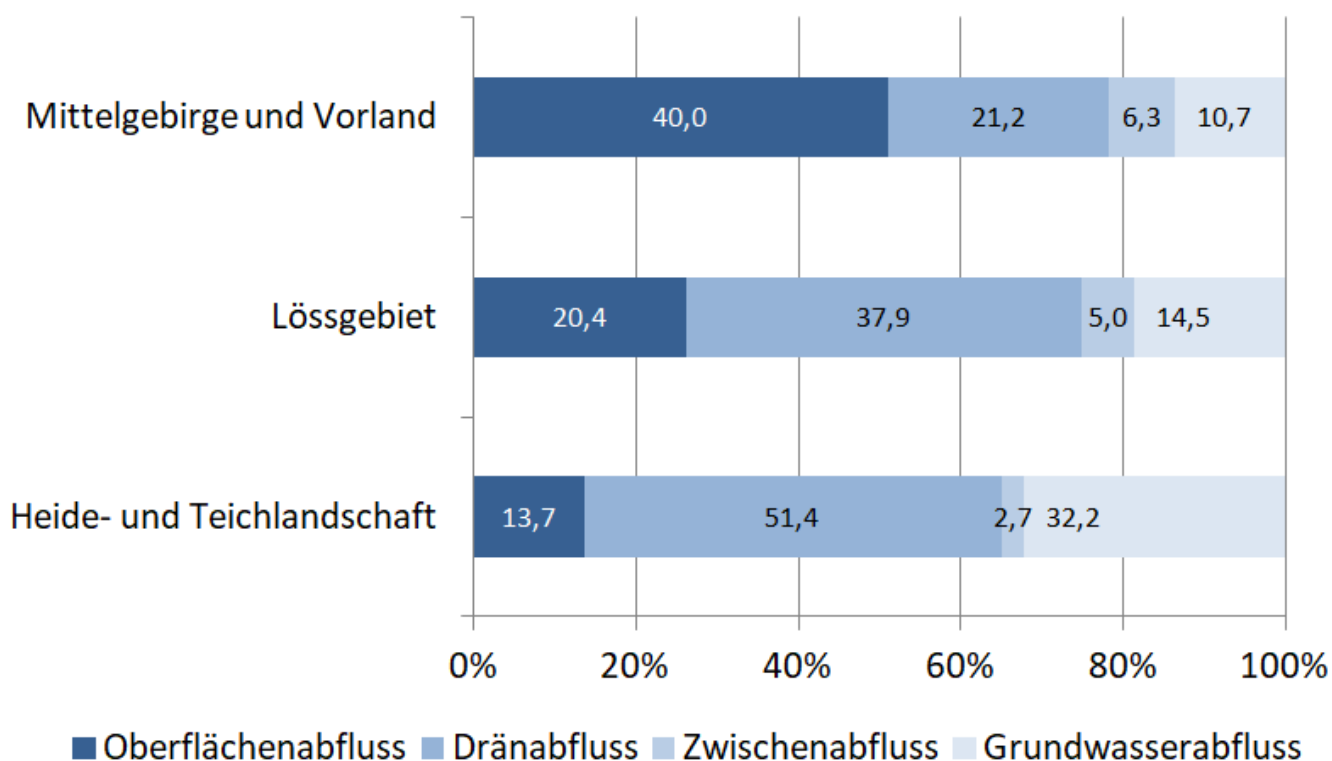


Abbildung 34: Prozentuale Verteilung der gelösten P-Frachten von Ackerflächen auf die Abflusspfade je Naturraum für 2018

7.2 P-Emissionen aus Punktquellen der Kläranlagen

Einen Überblick über die P-Einträge über kommunalen Kläranlagen (Kapazität ≥ 50 Einwohner) und industriellen Direkteinleiter für die OWK zeigt **Tabelle 15** für die Berechnungszeiträume 2000 bis 2018 zusammenfassend für Sachsen (LFUG 2004, 2007, SMUL 2006, Daten des AG). Die Berücksichtigung der kommunalen Kläranlagen für 2018 beruht insbesondere auf den vom AG bereitgestellten aktualisierten Daten (Datenstand: 2018), die wiederum auf Zuarbeiten der Landesdirektion, der unteren Wasserbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte sowie beteiligter Aufgabenträger aufbauen. Hinsichtlich des Bereichs der kommunalen Kläranlagen wird in Abstimmung mit dem AG angenommen, dass diese gemäß Datenstand 2018 im Grundsatz dem Stand der Technik entsprechen.

Tabelle 15: TP-Einträge [t/a] aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

Zentrale Kläranlagen (Kapazität ≥ 50 Einwohner)	2000	2005	2012	2018
Industrielle Direkteinleiter	14	31	12	12
kommunale Kläranlagen	462	403	354	334
Summe	476	434	366	346

7.3 Gesamte P-Emission in die Oberflächengewässer

Die modellierten Einträge von P aus diffusen und punktuellen Quellen einschließlich derjenigen aus Urbanen Systemen in Sachsen betragen für den Bilanzzeitraum 2018 in der Summe 860 t/a. Dabei entfallen 40% der Einträge auf verortbare punktuelle Quellen (kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter), 28% auf Urbane Systeme (Kleinkläranlagen und Grauwässer, Regenwasserkanal) und 32% auf diffuse Quellen (Tabelle 16).

Tabelle 16: Gesamte P-Emission [t/a] für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

	2000	2005	2012	2018
Diffuse Quellen	392	384	282	273
Urbane Systeme	374	299	226	241
Verortbare Punktquellen	476	434	366	346
Summe	1.242	1.117	874	860

7.4 P-Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der P-Frachten unter Berücksichtigung der P-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle (Routing) sind die modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge aus den Jahren 2015 bis 2018. Der langfristige P-Rückhalt in Sedimentationsräumen wird nur für die Talsperreneinzugsgebiete als relevant angesehen, da größere Hochwässer und damit einhergehende langfristig relevante Sedimentablagerungen außerhalb des Fließgewässerbettes im betrachteten Zeitraum nicht aufgetreten sind. Die Retentionswerte sind somit vergleichsweise niedrig.

Die Ermittlung der für die Validierung herangezogenen Frachten erfolgt anhand der gemessenen mittleren Konzentrationen und der gemessenen Abflüsse der Zeitreihe 2015 bis 2018. Bei der Berechnung der statistischen Gütemaße werden die Beschaffenheitsmessstellen OBF01800 (Elbe-1), OBF02810 (Elbe-2) sowie das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße nicht einbezogen, da hier eine große Beeinflussung der Beschaffenheitswerte durch Fremdwasserzuflüsse von außerhalb Sachsens besteht. Zudem führt die Einbeziehung der beiden erstgenannten Messstellen zu einer Übergewichtung der Gütemaße (insbesondere NSE (Nash-Sutcliffe-Efficiency-Index) und R^2 (MORIASI ET AL. 2007, NASH & SUTCLIFFE 1970)). Beim ebenfalls berechneten pbias und r-abs wird dagegen keine Quadrierung der Werte vorgenommen. Höhere Werte erhalten somit kein überproportional höheres Gewicht als niedrige Werte. Akzeptable Gütemaße liegen bei r-abs bei < 1 (möglichst nahe an 0), bei pbias möglichst nahe an 0 (auf einer Skala bis +/- 100) und bei NSE bei > 0 (möglichst nahe an 1, vgl. MORIASI ET AL. 2007).

Im Vergleich der an diesen Messstellen simulierten Frachten mit den Messungen zeigt sich im Mittel der Jahre 2015 bis 2018 (Abbildung 35) eine deutliche Überschätzung der modellierten Frachten gegenüber den gemessenen Frachten (pbias -67,1) bei grundsätzlich akzeptablem NSE und r-abs und R^2 .

Für die Einzeljahre liefern die gemessenen P-Frachten von 2017 und (abgeschwächt) 2016 die beste Übereinstimmung mit den Modellwerten (2017: pbias -34,9). Auch der pbias-Wert von 2017 zeigt dabei, dass die Modellierung höher ausfällt als die Messung (**Abbildung 36**). Das Jahr 2017 liegt aber grundsätzlich besonders nah an der klimatischen Situation der Periode 1988 bis 2014 und ist somit auch für die Überprüfung der P-Frachten besonders gut geeignet. Die hohe Übereinstimmung beim NSE (0,88) in diesem Jahr zeigt, dass das Modell für ein solches Abflussjahr gut eingestellt ist und plausible Ergebnisse liefert. In den Jahren 2015 und insbesondere 2018 werden deutlich zu hohe Frachten modelliert. Hierbei

handelt es sich aber um ausgesprochene Trockenjahre und es ist davon auszugehen, dass im System befindliche Speicher, die in der Modellierung nicht berücksichtigt werden können, zunächst aufgebaut und dann in den Folgejahren wieder geleert werden. Hierbei kann es sich z.B. um P-Ablagerungen im Sediment der Flüsse handeln, die aufgrund der geringen Wasserführung nicht mobilisiert werden. Weiterhin ist es gut möglich, dass vermehrt Sedimenttransfers aufgrund der geringeren Transportkraft nicht bis zum Übertritt ins Oberflächengewässer erfolgen. Es ist auch gut möglich, dass die bei der Berechnung des R-Faktors einbezogenen Jahre 2001 bis 2017 unter Nutzung des RADKLIM-Datensatzes (siehe AUERSWALD ET AL. 2019) in ihrer Erosivität höher liegen, als die hier gemessenen Jahre 2015 bis 2018, die ja überdurchschnittlich trocken ausfallen. Der Einfluss der Erosion und somit auch des Sedimenteintrages und partikulär gebundenen P-Eintrages würde in diesen Jahren somit etwas überschätzt. Weiterhin ist zu beachten, dass der hier zu Grunde liegende Ansatz der USLE (WISCHMEIER & SMITH 1978) zur Berechnung der Bodenerosion keine Rinnen- und Grabenerosion berücksichtigt und somit tendenziell zur Unterschätzung des Bodenabtrages durch Wasser neigen sollte. Unter Beachtung dieser Umstände ist davon auszugehen, dass der Bodenabtrag durch Wasser hier nicht unterschätzt werden dürfte.

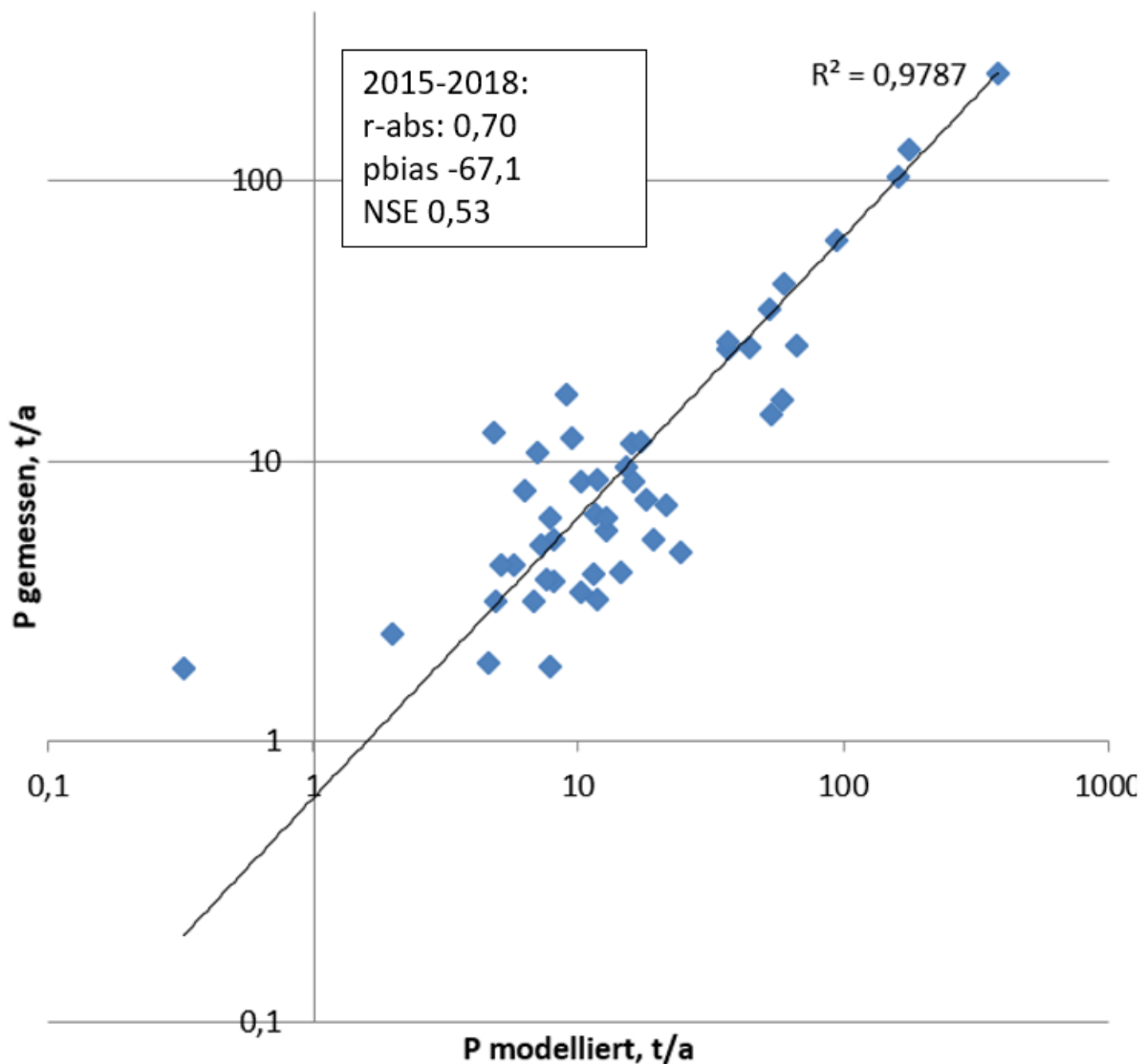


Abbildung 35: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen, gemittelt für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

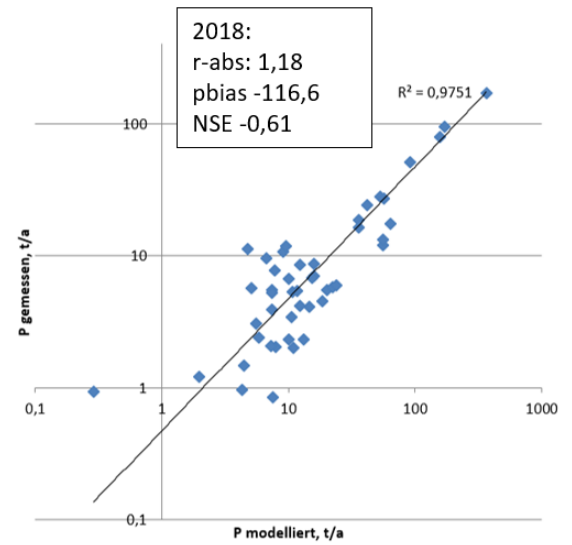
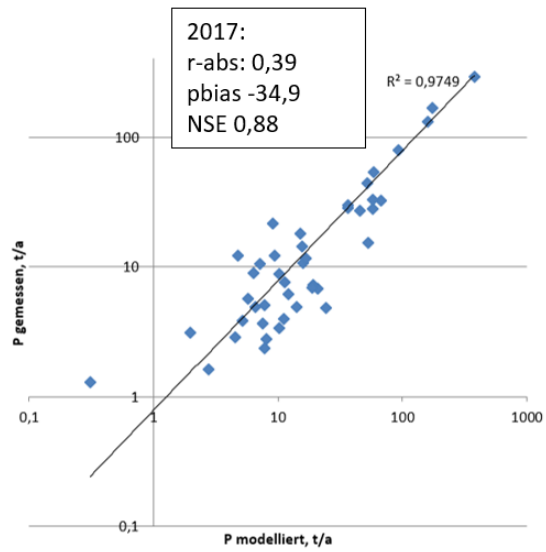
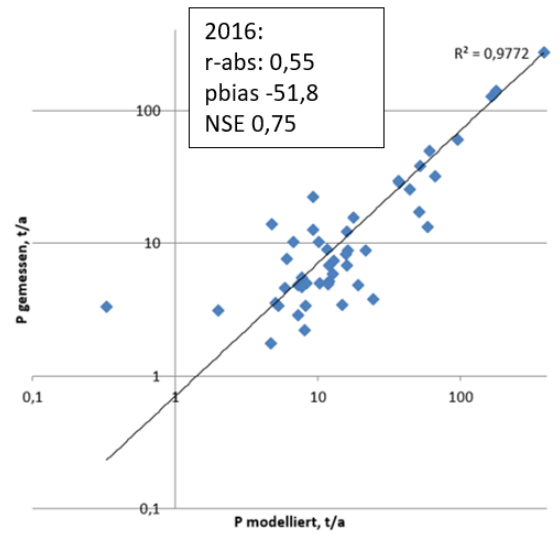
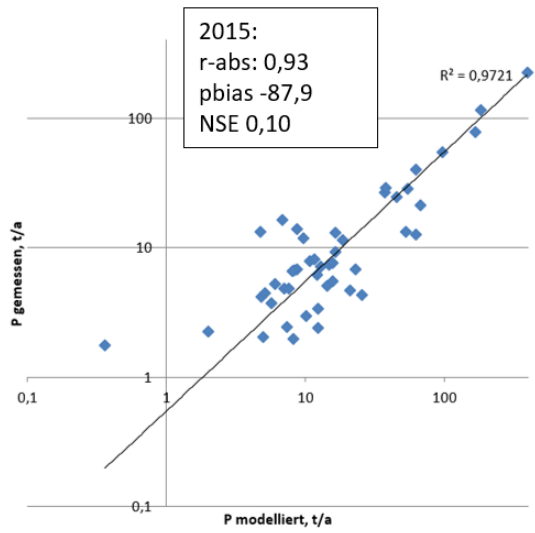


Abbildung 36: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

8 Ergebnisse der Modellierung von Stickstoffeinträgen

8.1 N-Emissionen aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme

Im vorliegenden Modellierungsansatz werden sowohl die diffusen N-Einträge als auch die N-Einträge über die "Urbanen Systeme" (Kleinkläranlagen inkl. Grauwässer und Regenwasserkanal) rasterbasiert gehalten. Eine zusammenführende Auswertung auf Rasterebene ist somit möglich. Im Gegensatz dazu sind die kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleiter als verortbare Punktquellen anhand ihrer jeweiligen Einleitstelle einem OWK zugeordnet.

Einen Überblick über die N-Einträge über den diffusen gelösten und partikelgebundenen Eintragspfad je Nutzung einschließlich der diffusen Einträge aus dem unversiegelten Siedlingsbereich sowie über die dem versiegelten Siedlungsbereich zuzuordnenden Urbanen Systeme gibt Tabelle 17. Der flächenbezogene Mittelwert über alle Nutzungen liegt bei 13,4 kg N/ha für 2018. Die prozentualen Anteile N-Einträge je Hauptnutzungsform für 2018 im Vergleich zu den Berechnungszeiträumen 2000, 2005 und 2012 zeigt Abbildung 38. Aus den Ackerflächen resultieren danach 65 % des Gesamteintrages über diffuse Quellen und Urbane Systeme (16.051 von 24.718 t/a, siehe Abbildung 37). Auch die mittleren hektarbezogenen Einträge von Ackerflächen liegen am höchsten (Tabelle 17).

Tabelle 17: Nutzungsbezogene diffuse N-Einträge sowie N-Einträge aus Urbanen Systemen [kg/ha] für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005, 2012 sowie die Bilanzjahre 2015 und 2018

Nutzung	2000	2005	2012	2015	2018
Acker	31,6	24,3	22,0	19,3	22,5
Grünland	8,9	9,1	8,3	7,1	7,0
Obstbau	11,3	11,3	10,1	11,7	12,0
Weinbau	11,2	11,2	10,6	15,5	15,2
Laubwald	8,9	8,9	9,4	5,0	4,8
Nadelwald	13,7	13,7	13,9	7,4	6,5
Siedlung	22,1	20,0	16,3	13,2	11,9
Gewässer	15,9	15,9	15,5	11,0	11,0
Sonstiges	7,7	7,7	6,9	5,0	4,9

Einen Überblick über die berechneten gelösten N-Austräge aus der Bodenzone für den Bilanzzeitraum 2018 gibt Abbildung 39. Auf den Ackerflächen ergeben sich im Vergleich zu Bilanzzeitschnitt 2012 keine großen Unterschiede, wobei hier bei den Eingangsdaten ein Wechsel von der BEFU-Datenbasis zu den Dauertestflächen stattgefunden hat. Außerdem beruhen die N-Austräge und alle darauf aufbauenden hier dargestellten N-Bilanzgrößen für die Ackerfläche auf der Feldbilanz und nicht wie bisher auf der Bodenbilanz (siehe Kap. 4.5). Insbesondere bei den Wald- und Siedlungsflächen ergeben sich deutlich niedrigere N-Austräge aus dem Boden, da die jetzt verwendeten Daten zur N-Gesamtdeposition (PINETI 3, Schaap et al. 2018) wesentlich niedriger liegen als die zuvor verwendeten "Gauger"-Werte (Gauger et al. 2008). Insofern zeigt sich ein Rückgang der N-Austräge und folglich auch der N-Einträge in die Oberflächengewässer.

Der aus der Bodenzone ausgetragene Stickstoff (N-Austrag, siehe oben) wird über die verschiedenen Abflusspfade verlagert und erreicht als gelöster N-Eintrag das Oberflächengewässer. Zu beachten ist dabei, dass Denitrifikationsverluste während der Grundwasserpassage in Abhängigkeit von der Verweilzeit und der Intensität der Denitrifikation zu einer Verringerung der eingetragenen Fracht (N-Eintrag) gegenüber dem N-Austrag führen. Abbildung 40 bis Abbildung 43 zeigen die modellierten rasterbezogenen, diffusen gelösten N-Einträge, Gesamteinträge von Siedlungsflächen (einschließlich Urbane Systeme) sowie deren Eintragssummen in die Oberflächengewässer sowie die Nitratkonzentration im Sickerwasser für den Bilanzzeitraum 2018. Hinsichtlich der gelösten N-Einträge in die Oberflächengewässer (Abbildung 40) ergibt sich im Vergleich zum Gesamteintrag (Abbildung 42) ein fast identisches Bild, da die Verlagerung über den Partikel gebundenen Eintragspfad nur sehr gering ausfällt und die Einträge über Urbane Systeme (Abbildung 41) einen ebenfalls eher geringen Anteil an der Gesamtfracht einnehmen. Der Anteil des diffusen partikulär gebundenen N-Eintrages in die Oberflächengewässer am gesamten diffusen N-Eintrag von Ackerflächen beträgt mit 78 t/a in 2018 weniger als 1 % am Gesamteintrag und ist somit nicht signifikant. Partikel gebundene Einträge treten vor allem im Lössgebiet und im Bergland aufgrund der höheren Erosionsraten auf. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für 2018 zeigt Abbildung 43, wobei die Konzentrationen über den mittleren langjährigen Wasserhaushalt (1988 bis 2014) ermittelt wurden.

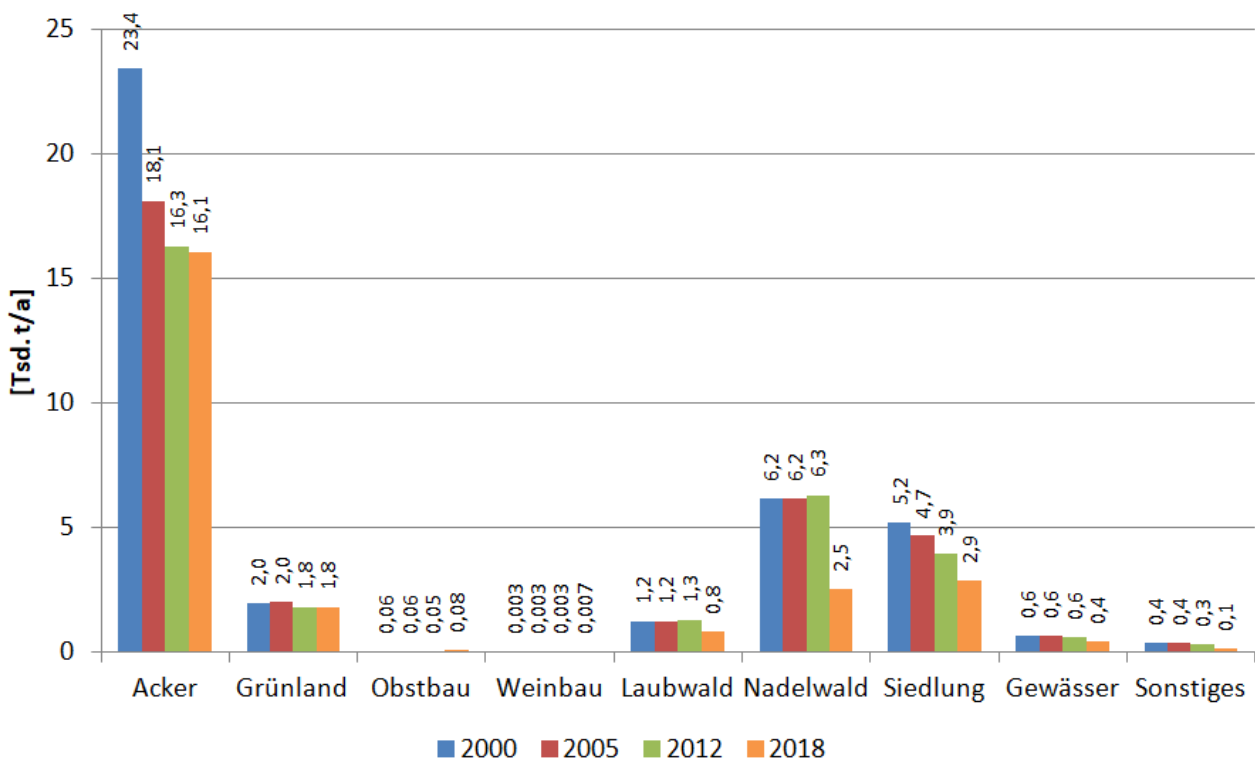


Abbildung 37: Nutzungsbezogene Summen für den N-Gesamteintrag aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

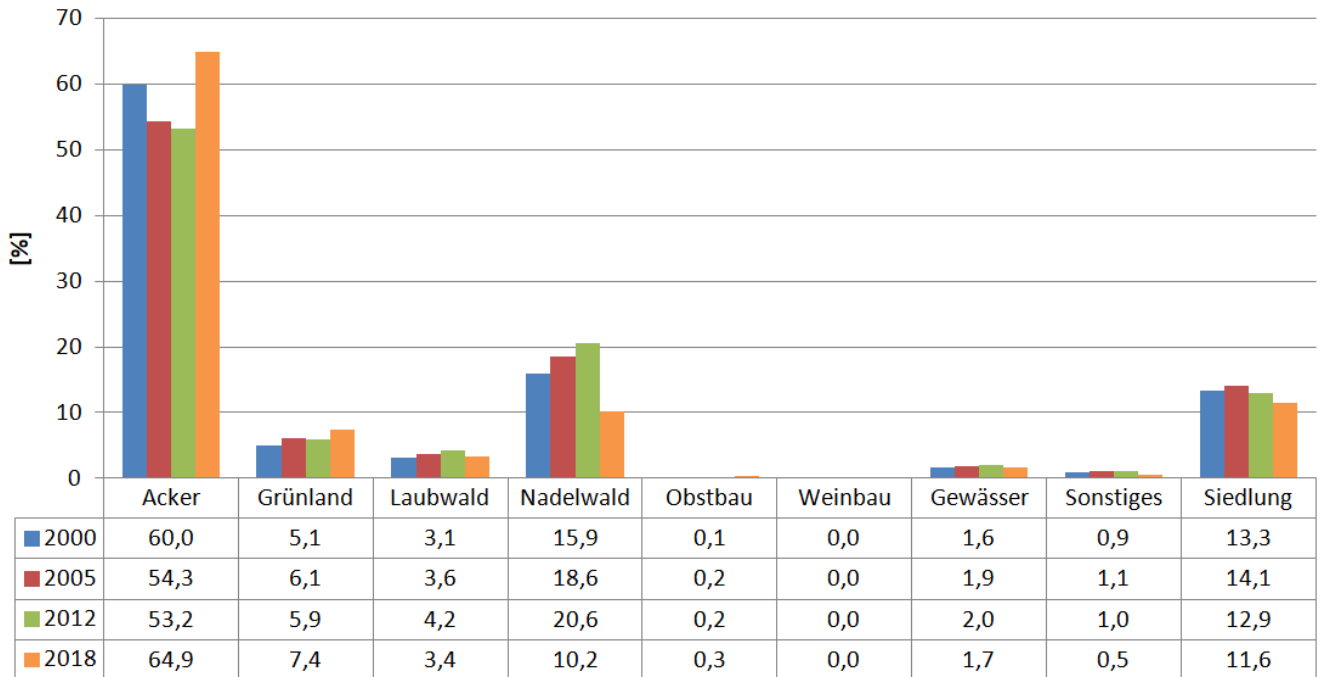


Abbildung 38: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen N-Eintrag sowie N-Eintrag über Urbane Systeme in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

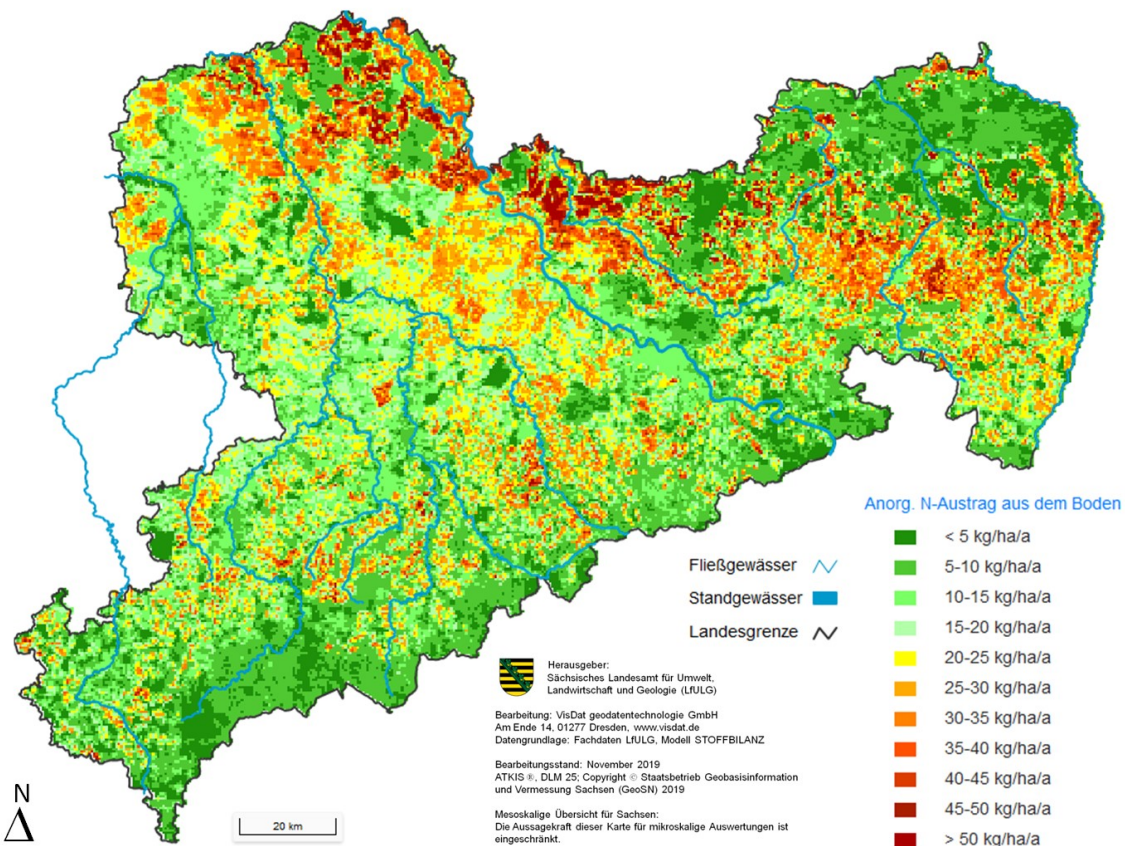


Abbildung 39: Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone für Sachsen, Zeitschnitt 2018

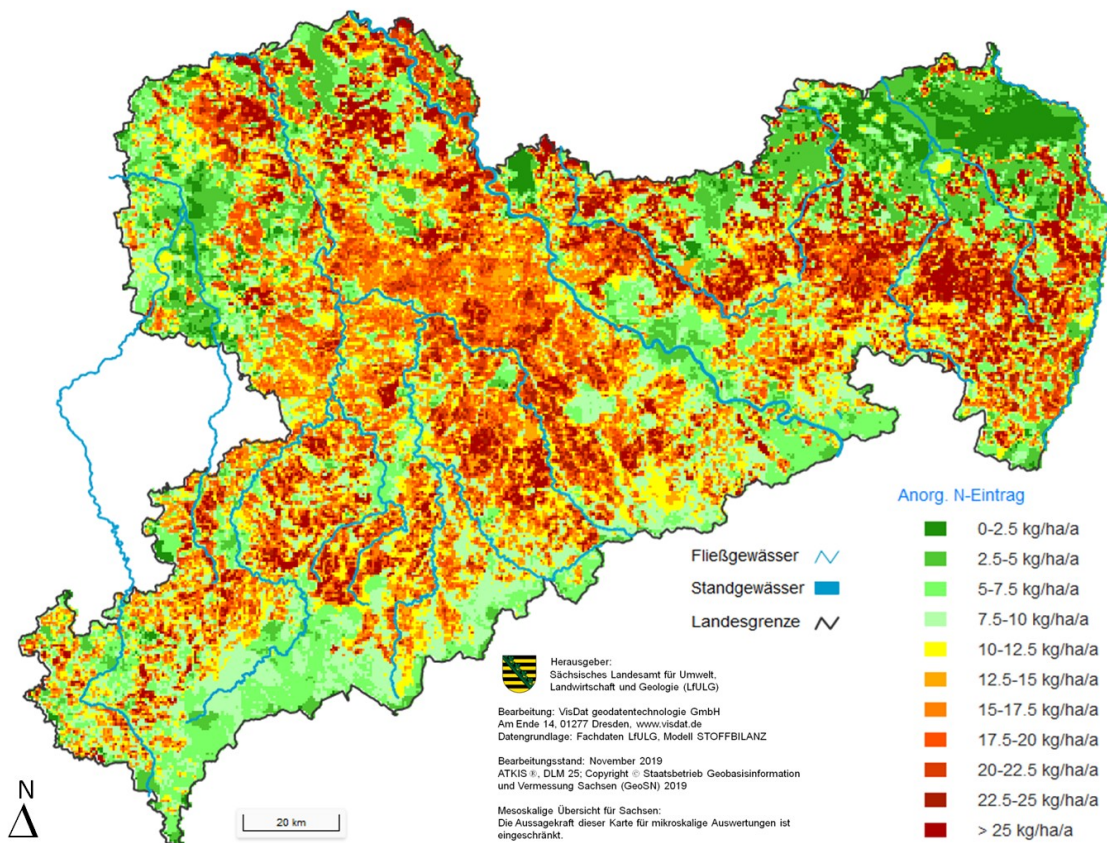


Abbildung 40: Modellerte diffuse gelöste N-Einträge für Sachsen, Zeitschnitt 2018

Innerhalb der Siedlungen werden die in **Tabelle 18** aufgeführten Pfade für den versiegelten Flächenanteil (Urbane Systeme) betrachtet. Die Anstiege von 2012 zu den Folgejahren beim Regenwasserkanal resultieren aus sich unterscheidenden Berechnungsgrundlagen (FERBER ET AL. 2019, siehe hierzu Kap. 3.5) und einer deutlich besseren Auflösung der Versiegelungsgrade sowie deren Zunahme. Im Ergebnis ergibt sich eine rechnerische Erhöhung der Versiegelungsanteile gegenüber 2000, 2005 und 2012, wobei für den Regenwasserkanal rückblickend von einer Unterschätzung der Eintragsfrachten auszugehen ist.

Tabelle 18: Diffuse N-Einträge aus Urbanen Systemen [t/a] für die Bilanzjahre 2015 bis 2018 in Sachsen

Eintragspfad	2000	2005	2012	2015	2016	2017	2018
Kleinkläranlagen (einschließlich Grauwassereinleitung)	1.949	1.462	878	1.026	919	832	748
Regenwasserkanal	230	230	233	341	341	341	341
Summe	2.179	1.692	1.111	1.367	1.260	1.173	1.089

Eine räumliche Übersicht über die N-Einträge von Siedlungsflächen (Urbane Systeme sowie unversiegelte Siedlungsfläche) zeigt Abbildung 41.

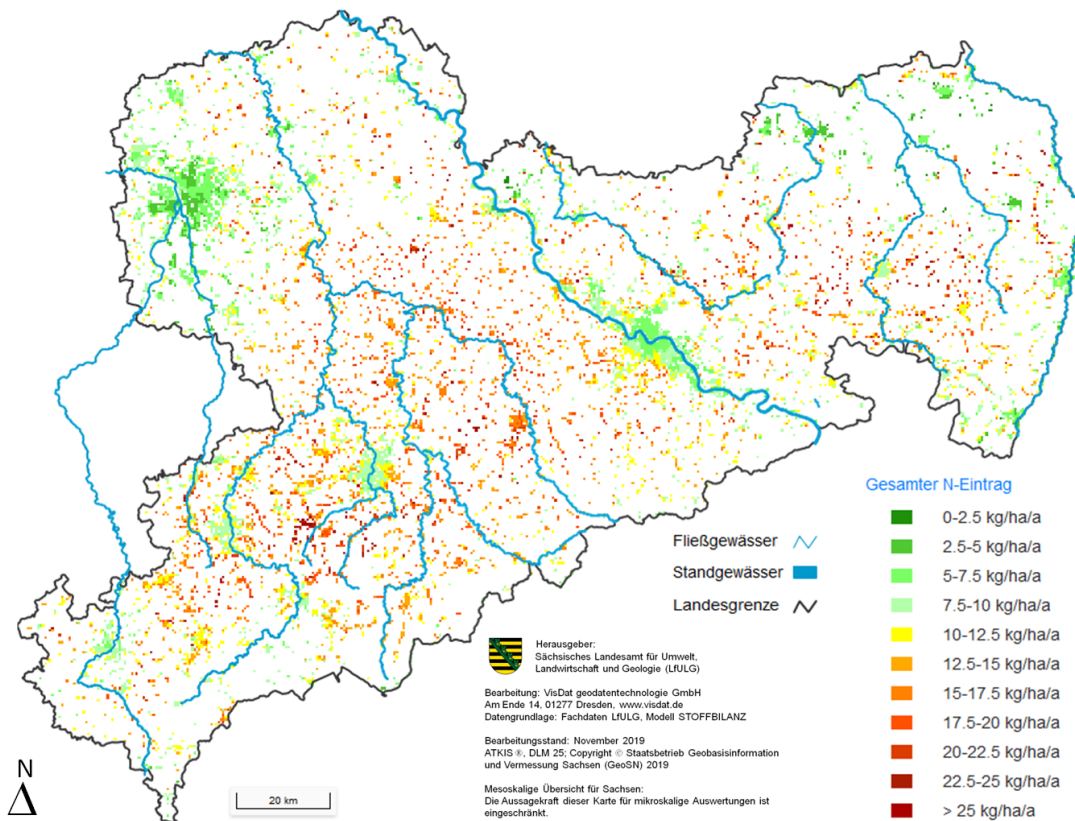


Abbildung 41: Modellerte N-Einträge aus Urbanen Systemen sowie von unversiegelten Siedlungsflächen in Sachsen für 2018

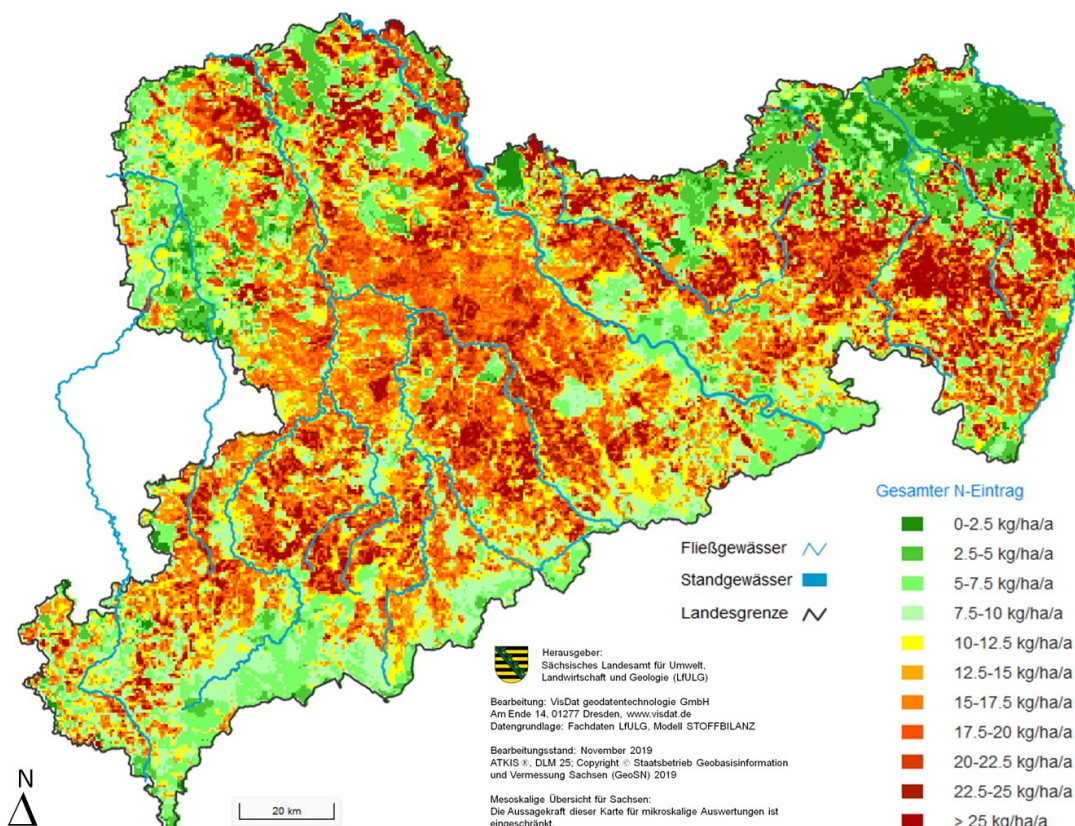


Abbildung 42: Modellerte N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer über den diffusen gelösten und partikulär gebundenen Eintragspfad sowie die Urbanen Systeme für Sachsen, Zeitschnitt 2018

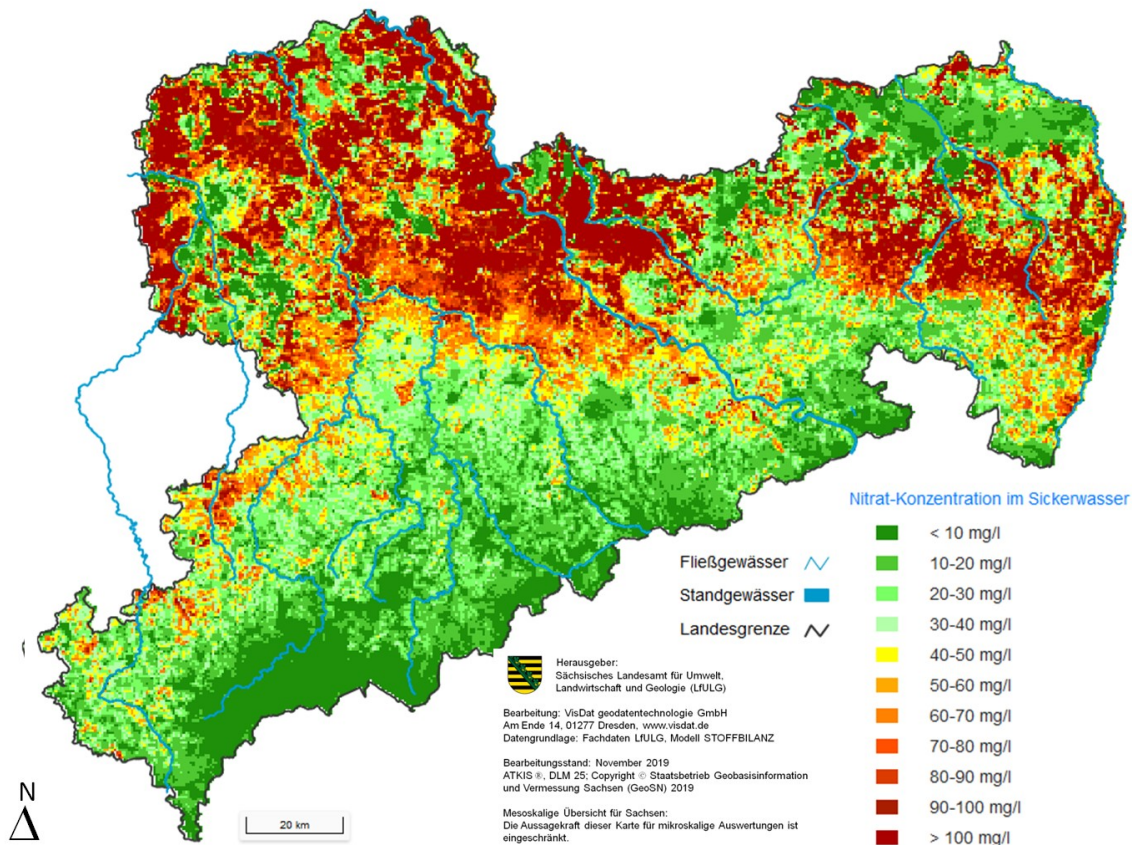


Abbildung 43: Modellierte diffuse Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für Sachsen, Zeitschnitt 2018

Mit 48 % entfällt für den Bilanzzeitschnitt 2018 noch knapp die Hälfte der Einträge über den diffusen Eintragspfad sowie die Urbanen Systeme aus der Naturraumregion Sächsisches Lössgebiet. Die sächsischen Mittelgebirge tragen mit 33 % und die Sächsische Heide- und Teichlandschaft mit 20 % bei. Abbildung 44 zeigt die Anteile für die drei Naturraumregionen im Vergleich der Berechnungszeiträume 2005, 2000, 2012 und 2018. Die Veränderungen der Anteile in 2018 sind zum Einen der geringeren atmosphärischen Deposition geschuldet (Entlastung der Mittelgebirge mit hohem Waldanteil), zum Anderen sind sie auf den Wechsel bei den ackerbaulichen Bewirtschaftungsdaten (siehe oben) zurück zu führen.

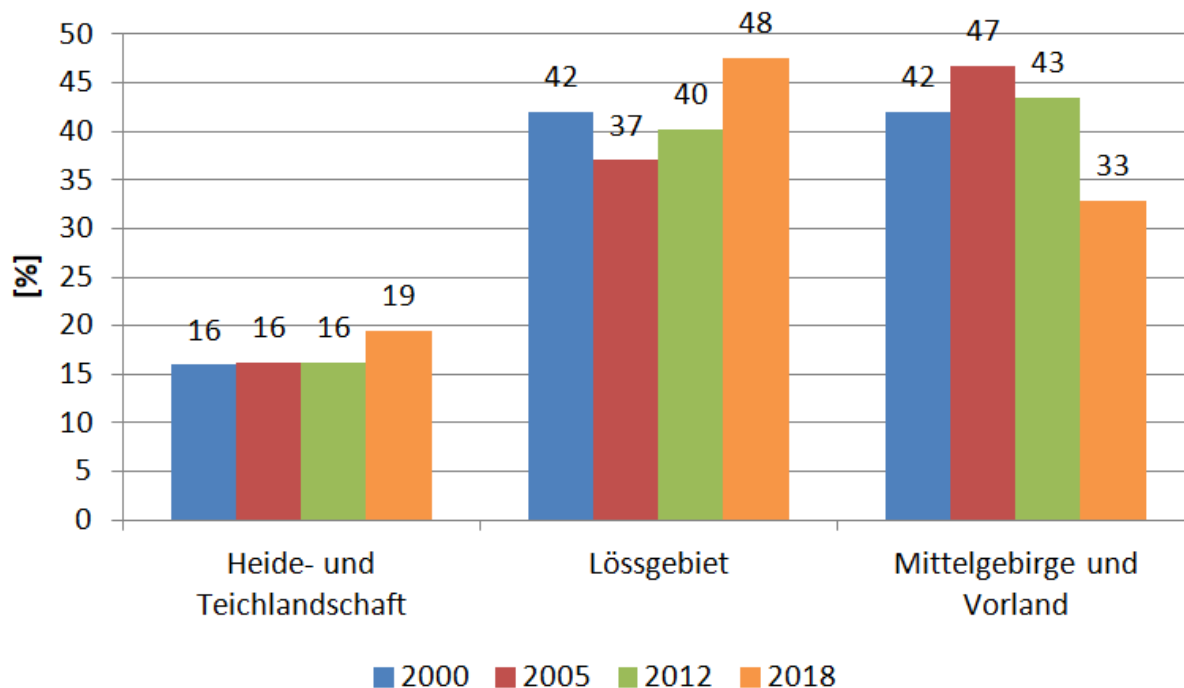


Abbildung 44: Anteile der Naturräume am gesamten N-Eintrag aus diffusen Quellen sowie über Urbane Systeme in sächsische Oberflächengewässer für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

Eine Übersicht zu den gelösten N-Einträgen in das Grundwasser, bezogen auf die Grundwasserkörper, zeigt **Abbildung 45**. **Abbildung 46** visualisiert die aus den Grundwasserkörpern nach Denitrifikation während der Grundwasserpassage in die Oberflächengewässer (OWK) übertretenden N-Mengen für 2018. Die für den Übertritt berechneten Nitratkonzentrationen gibt **Abbildung 47** je Grundwasserkörper wieder.

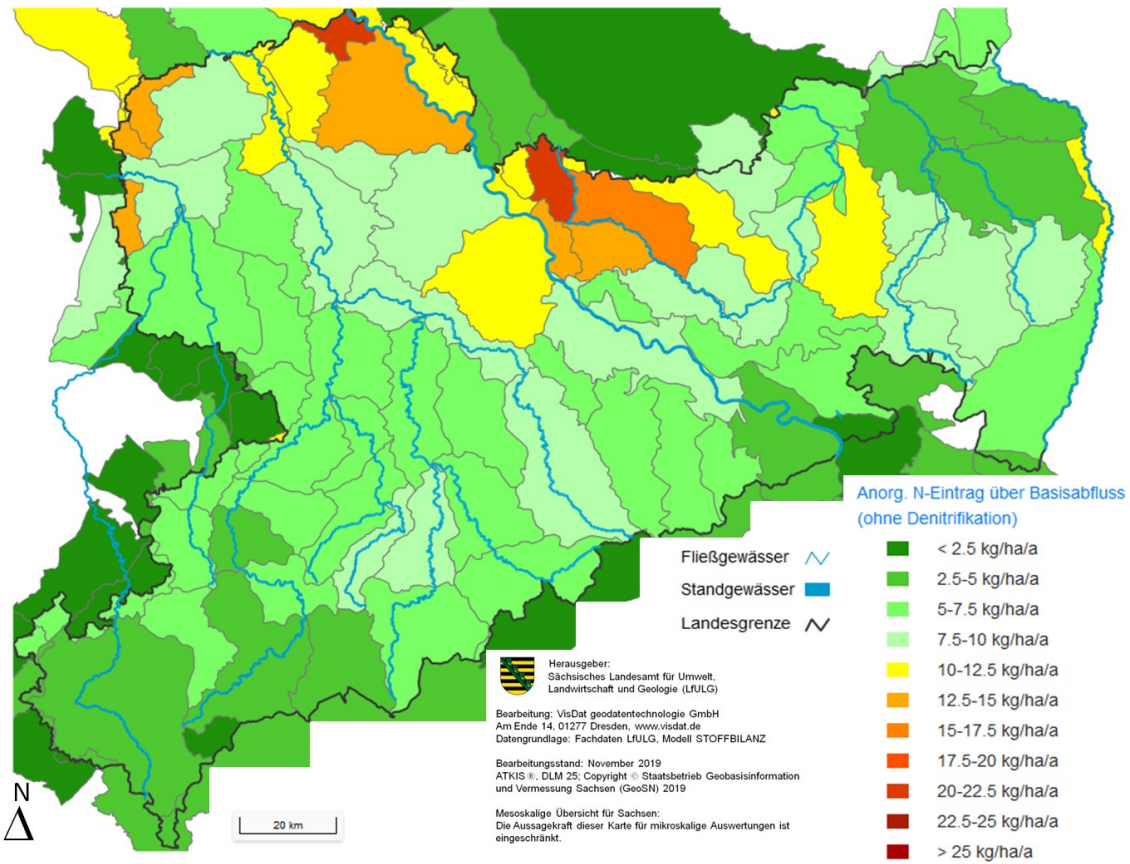


Abbildung 45: Grundwasserkörper bezogene modellierte N-Einträge in das Grundwasser bis 2018

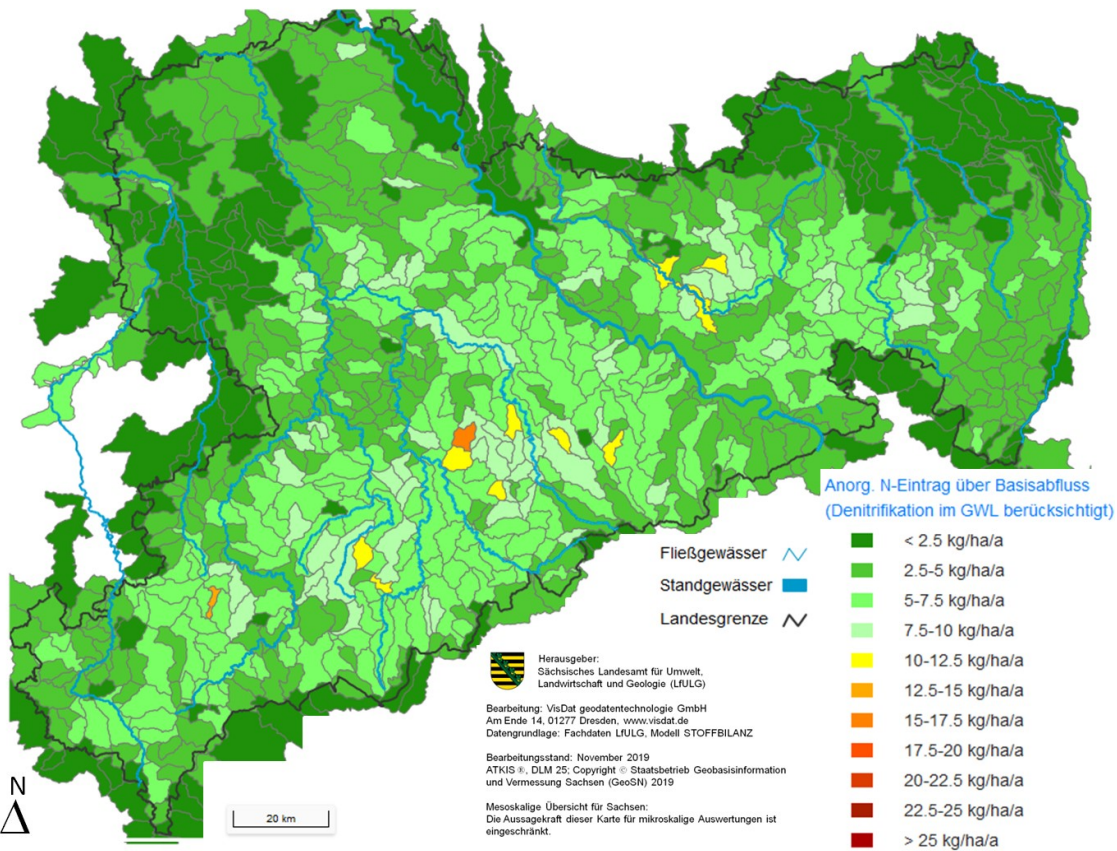


Abbildung 46: OWK-bezogene modellierte N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad (nach Denitrifikation im Grundwasserleiter), Zeitschnitt 2018

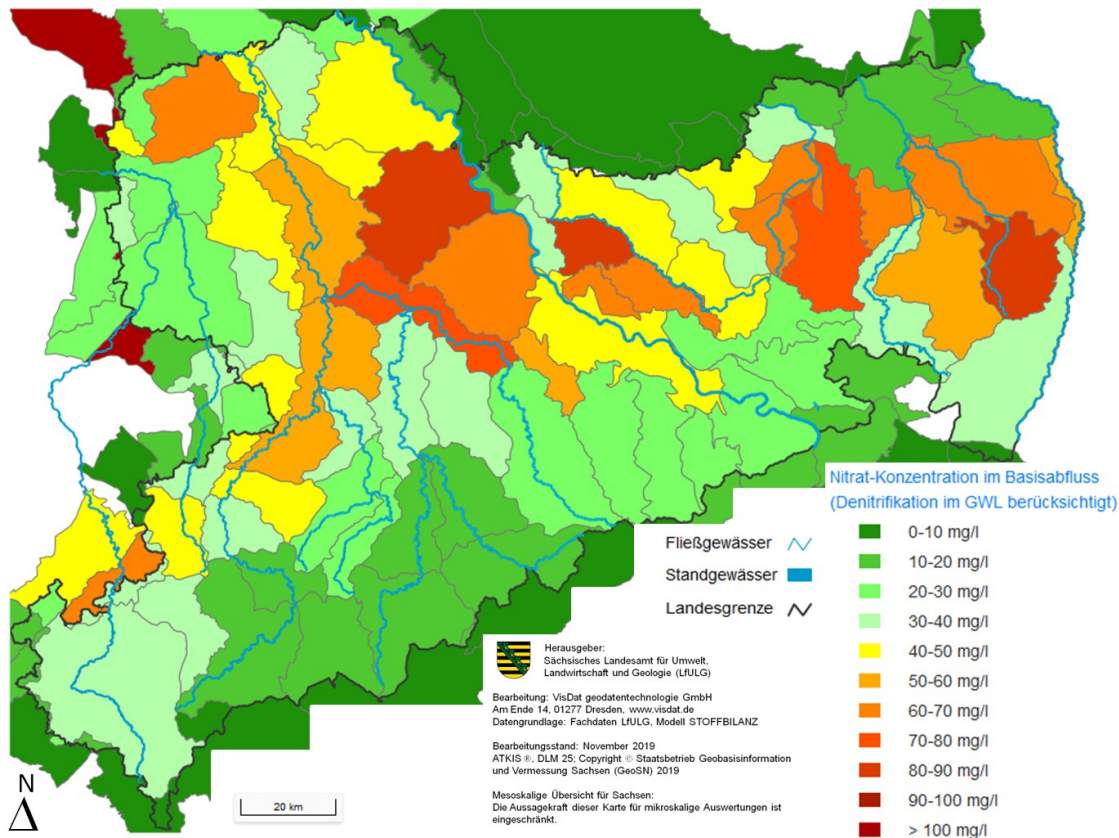


Abbildung 47: Grundwasserkörper bezogene modellierte Nitrat-Konzentrationen im Basisabfluss (nach Denitrifikation im Grundwasserleiter), Zeitschnitt 2018

8.2 N-Emissionen aus Punktquellen der Kläranlagen

Einen Überblick über die N-Einträge über kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter für die OWK in Sachsen, zeigt Tabelle 19 für die Berechnungszeiträume 2000 bis 2018 zusammenfassend (LfUG 2004, 2007, SMUL 2006, aktuelle Daten des AG). Die Berücksichtigung der Einleitungen für 2018 zu kommunalen Kläranlagen beruht auf den vom AG bereitgestellten aktualisierten Daten (Datenstand: 2018).

Tabelle 19: N-Einträge [t/a] aus verortbaren Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

Zentrale Kläranlagen	2000	2005	2012	2018
Industrielle Direkteinleiter	264	253	186	186
Kommunale Kläranlagen	6.187	4.236	3.716	4.138
Summe	6.450	4.489	3.902	4.324

8.3 Gesamte N-Emission in die Oberflächengewässer

Die modellierten Einträge von N aus diffusen und punktuellen Quellen inklusive derjenigen über Urbane Systeme in Sachsen betragen für den Bilanzzeitraum 2018 in der Summe 29.042 t/a (Tabelle 20). Dabei entfallen 15 % der Einträge auf verortbare punktuelle Quellen (kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter), 4 % auf Urbane Systeme (Kleinkläranlagen und Grauwässer, Regenwasserkanal) und 81% auf diffuse Quellen.

Tabelle 20: Gesamte N-Emission [t/a] für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

	2000	2005	2012	2018
Diffuse Quellen	36.906	31.510	29.533	23.629
Urbane Systeme	2.179	1.692	1.111	1.089
Verortbare Punktquellen	6.450	4.492	3.902	4.324
Summe	45.535	37.694	34.546	29.042

8.4 N-Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der N-Frachten unter Berücksichtigung der N-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle (Routing) sind die modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge aus den Jahren 2015 bis 2018. Die langfristig wirksame Retention im Oberflächengewässer für Stickstoff wird nach dem Nutrient-spiraling-Konzept unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit und der zeitspezifischen N-Aufnahmerate ermittelt (Stream Solute Workshop 1990). Zusätzlich wird die Ermittlung der Retentionsleistung in Standgewässern nach MANIAK (2005) abgeschätzt.

Die Ermittlung der für die Validierung herangezogenen Frachten erfolgt anhand der gemessenen mittleren Konzentration und der gemessenen Abflüsse der Zeitreihe 2015 bis 2018. Bei der Berechnung der statistischen Gütemaße werden die Beschaffenheitsmessstellen OBF01800 (Elbe-1), OBF02810 (Elbe-2) sowie das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße nicht einbezogen, da hier eine große Beeinflussung der Beschaffenheitswerte durch Fremdwasserzuflüsse von außerhalb Sachsens besteht. Zudem führt die Einbeziehung der beiden erstgenannten Messstellen zu einer Übergewichtung der Gütemaße (insbesondere NSE (Nash-Sutcliffe-Efficiency-Index) und R^2 (MORIASI ET AL. 2007, NASH & SUTCLIFFE 1970).

Beim ebenfalls berechneten pbias und r-abs wird dagegen keine Quadrierung der Werte vorgenommen. Höhere Werte erhalten somit kein überproportional höheres Gewicht als niedrige Werte. Akzeptable Gütemaße liegen bei r-abs bei < 1 (möglichst nahe an 0), bei pbias möglichst nahe an 0 auf einer Skala bis +/- 100 und bei NSE bei > 0 (möglichst nahe an 1, vgl. MORIASI ET AL. 2007).

Im Vergleich der an diesen Messstellen simulierten Frachten mit den Messungen zeigt sich im Mittel der Jahre 2015 bis 2018 (Abbildung 48) eine deutliche Überschätzung der modellierten Frachten gegenüber den gemessenen Frachten (pbias -41,6) bei grundsätzlich akzeptablem NSE, r-abs und R^2 .

Für die Einzeljahre liefern die gemessenen P-Frachten von 2017 und (abgeschwächt) 2016 die beste Übereinstimmung mit den Modellwerten (2017: pbias -9,1, Abbildung 49). Das Jahr 2017 liegt aber grundsätzlich besonders nah an der klimatischen Situation der Periode 1988 bis 2014 und ist somit auch für die Überprüfung der N-Frachten besonders gut geeignet. Die hohe Übereinstimmung in diesem Jahr zeigt, dass das Modell für ein solches Abflussjahr gut eingestellt ist und plausible Ergebnisse liefert. In den Jahren 2015 und insbesondere 2018 werden deutlich zu hohe Frachten modelliert. Hierbei handelt es sich aber um ausgesprochene Trockenjahre und es ist davon auszugehen, dass im System befindliche

Speicher, die in der Modellierung nicht berücksichtigt werden können, zunächst aufgebaut und dann in den Folgejahren wieder geleert werden. Hierbei kann es sich z.B. um N-Speicherungen im Boden oder in der ungesättigten Zone unterhalb des Bodens handeln, die aufgrund der geringen vertikalen Wasserführung nicht bzw. mit größerem Zeitversatz verlagert werden.

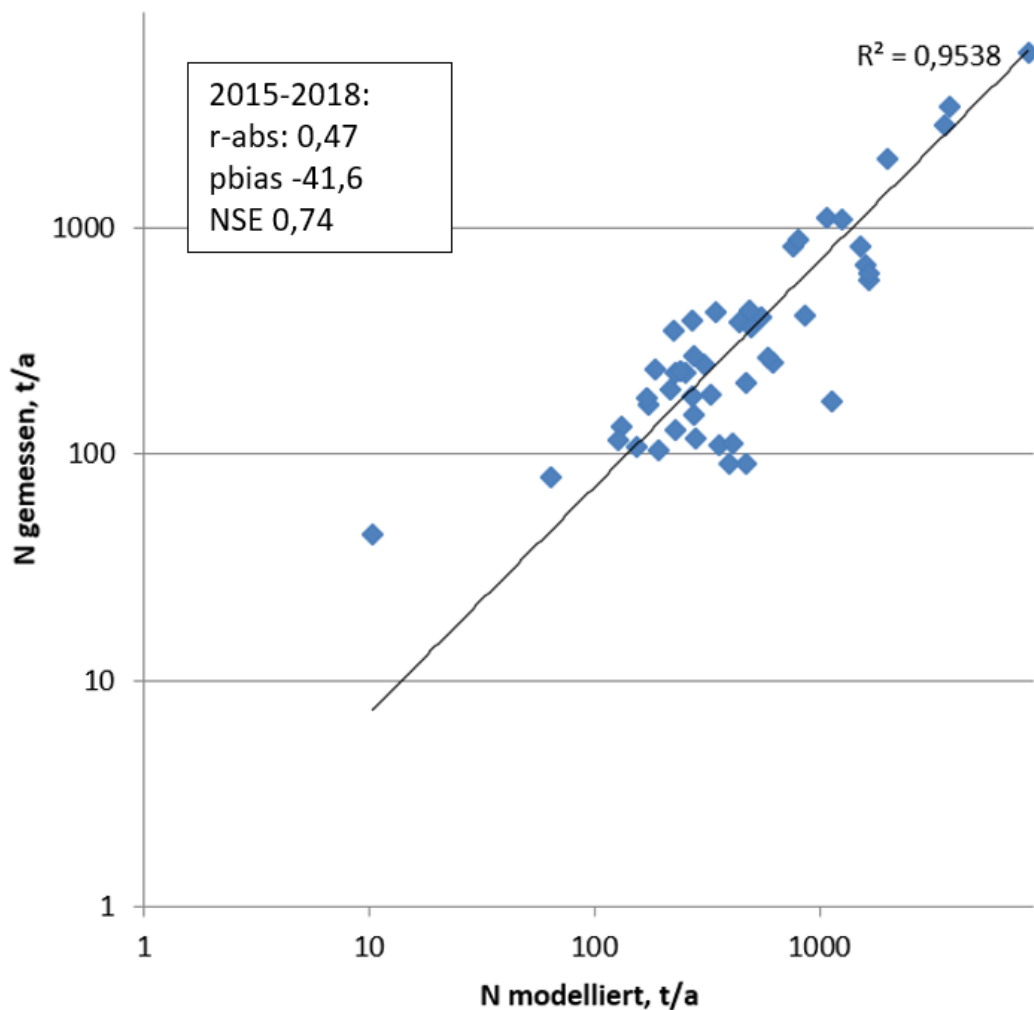


Abbildung 48: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen N-Immissionen, gemittelt für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

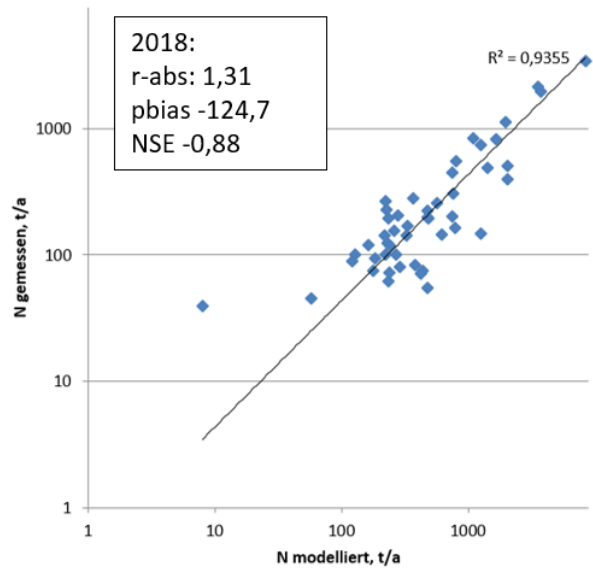
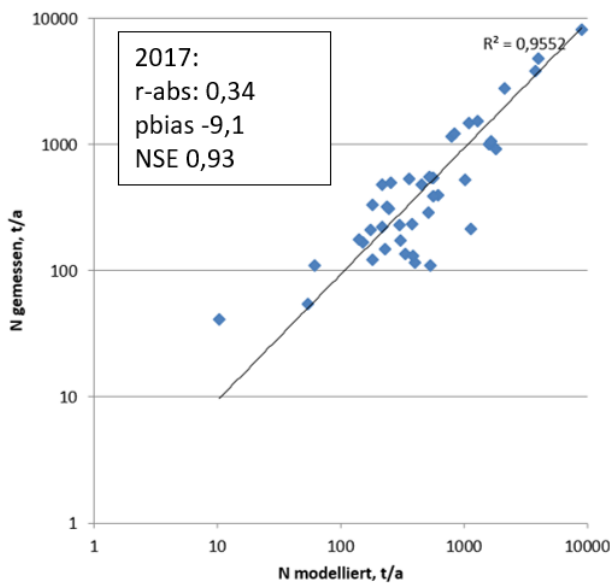
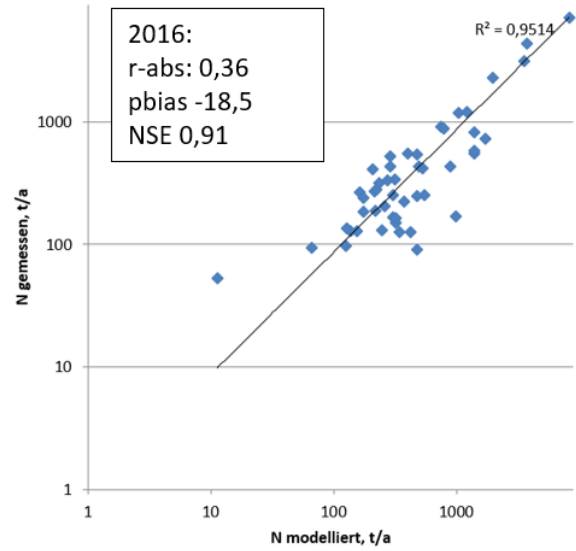
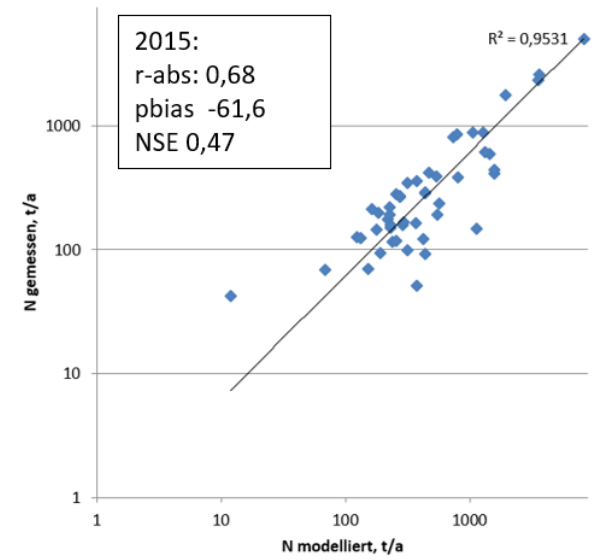


Abbildung 49: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen N-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

9 Zusammenfassung der Modellergebnisse

9.1 Phosphoreintrag in die Gewässer

Für den Bilanzzeitschnitt 2018 werden 860 t P/a als jährliche Emission in die Gewässer des Freistaates Sachsen modelliert, gegenüber 874 t P für den Bilanzzeitschnitt 2012. Aus den diffusen Eintragsquellen der jeweiligen Flächennutzungen und über Urbane Systeme werden für 2018 anteilig 514 t/a emittiert, dem entsprechen ca. 60 % der P- Gesamteinträge (Abbildung 50). Der Anteil von Einträgen aus Siedlungsflächen (Urbane Systeme und unversiegelte Siedlungsfläche) für den Bilanzzeitschnitt 2018 beträgt 29% des P- Gesamteintrages, Ackerflächen folgen mit 20 %. Die verbleibenden Hauptnutzungsformen (Grünland, Obstbau, Weinbau, Laubwald, Nadelwald, Gewässer, Sonstiges) tragen mit ca. 11 % am P- Gesamteintragsgeschehen bei. Der Anteil des verortbaren punktuellen Eintragspfades (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) liegt 2018 bei ca. 346 t/a (ca. 40 % des P-Gesamteintrages). Eine pfadbezogene prozentuale Aufschlüsselung der P-Einträge zeigt Abbildung 51.

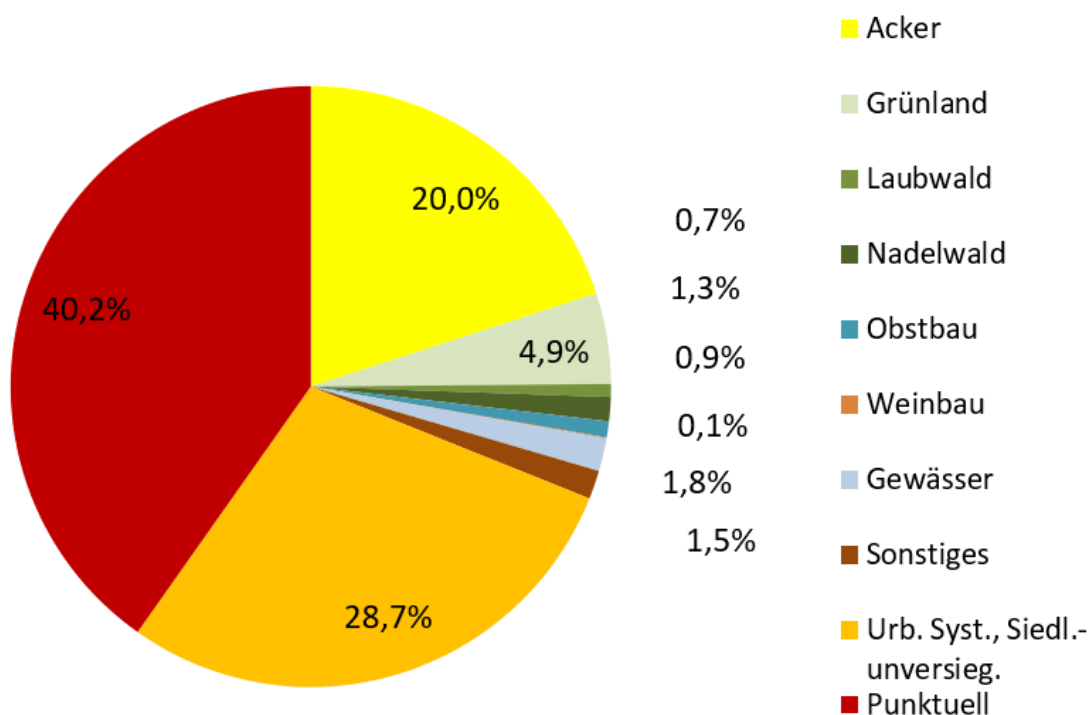


Abbildung 50: Quellenbezogene Anteile der P-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018

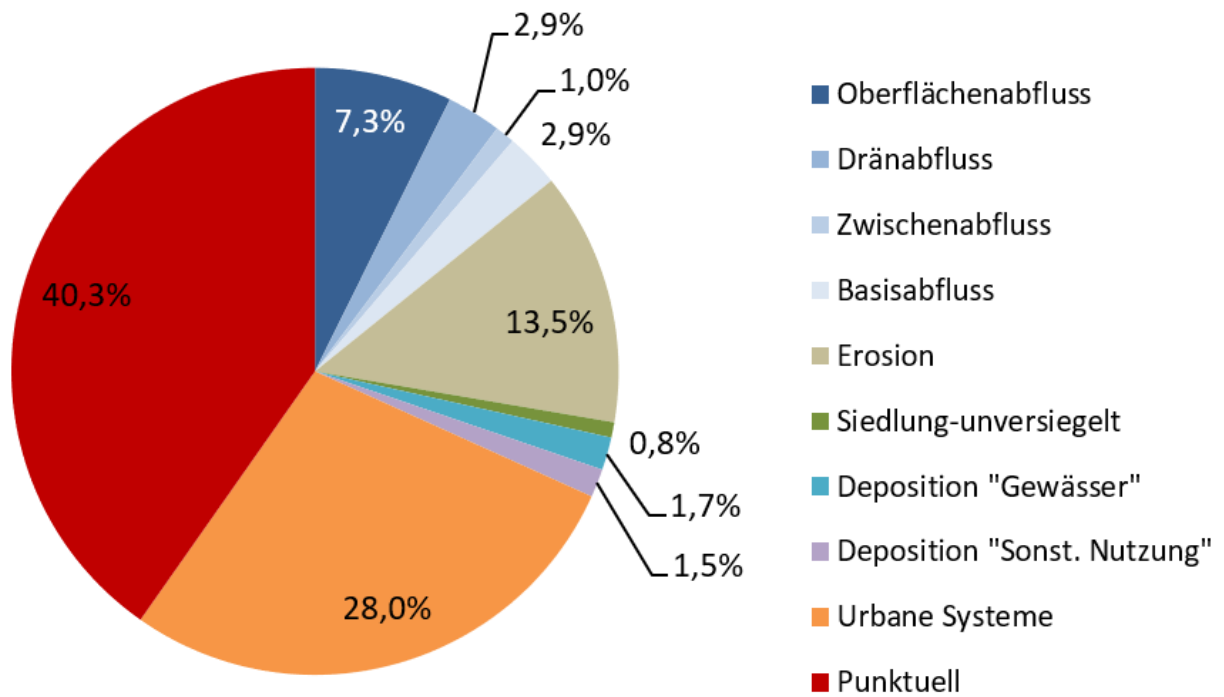


Abbildung 51: Pfadbezogene Anteile der P-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018

Die Schwerpunkte der diffusen P-Einträge in Sachsen liegen im Sächsischen Lösshügelland aufgrund der dort auftretenden hohen Partikel-gebundenen P-Verlagerung bei Ackerflächen. Es folgen Mittelgebirge und Vorland, während der Anteil diffuser P-Einträge aus der Sächsischen Heide- und Teichlandschaft am diffusen P-Gesamteintrag in Sachsen deutlich geringer ausfällt (Abbildung 54). Eine quellenbezogene bzw. pfadbezogene Aufschlüsselung der P-Eintragssummen in die Gewässer liefern Abbildung 53 und Abbildung 54.

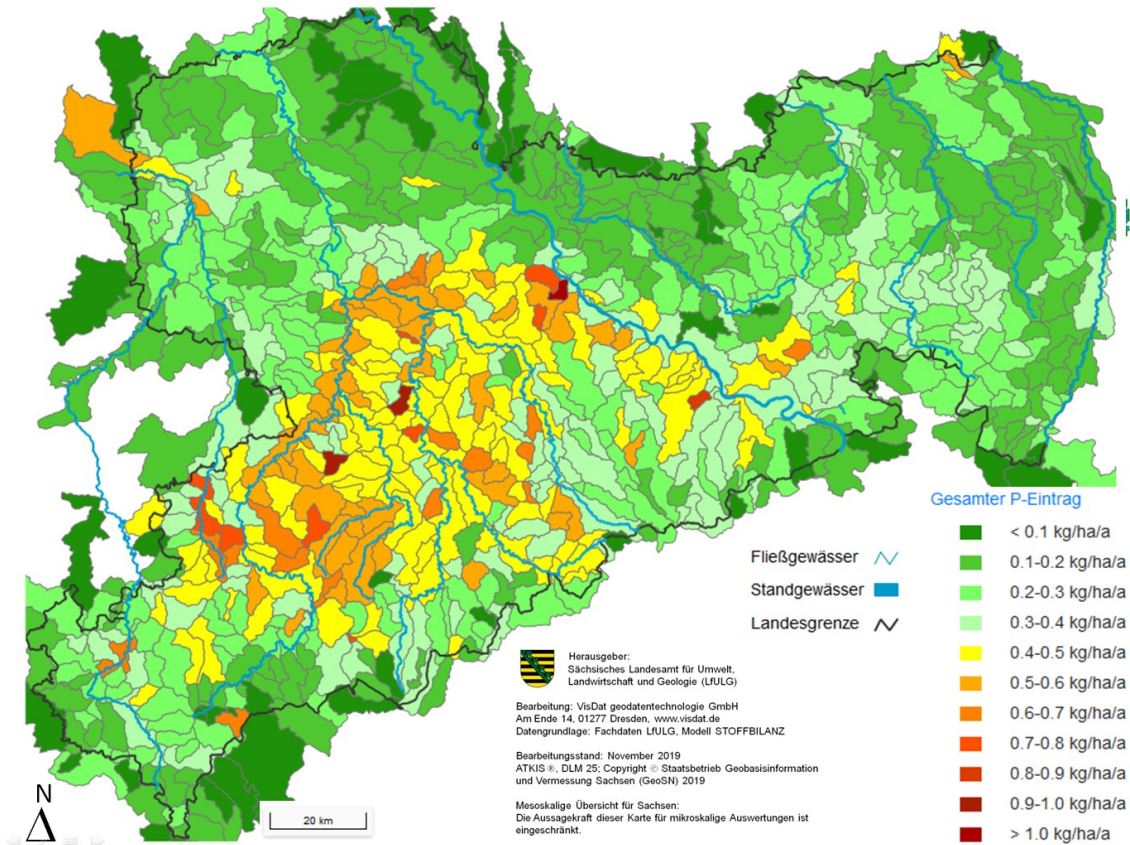


Abbildung 52: Modellierte P-Einträge über den diffusen Eintragspfad (einschließlich Gewässer und Sonstige Nutzungen) sowie über die Urbanen Systeme in die sächsischen Oberflächengewässerkörper, Zeitschnitt 2018

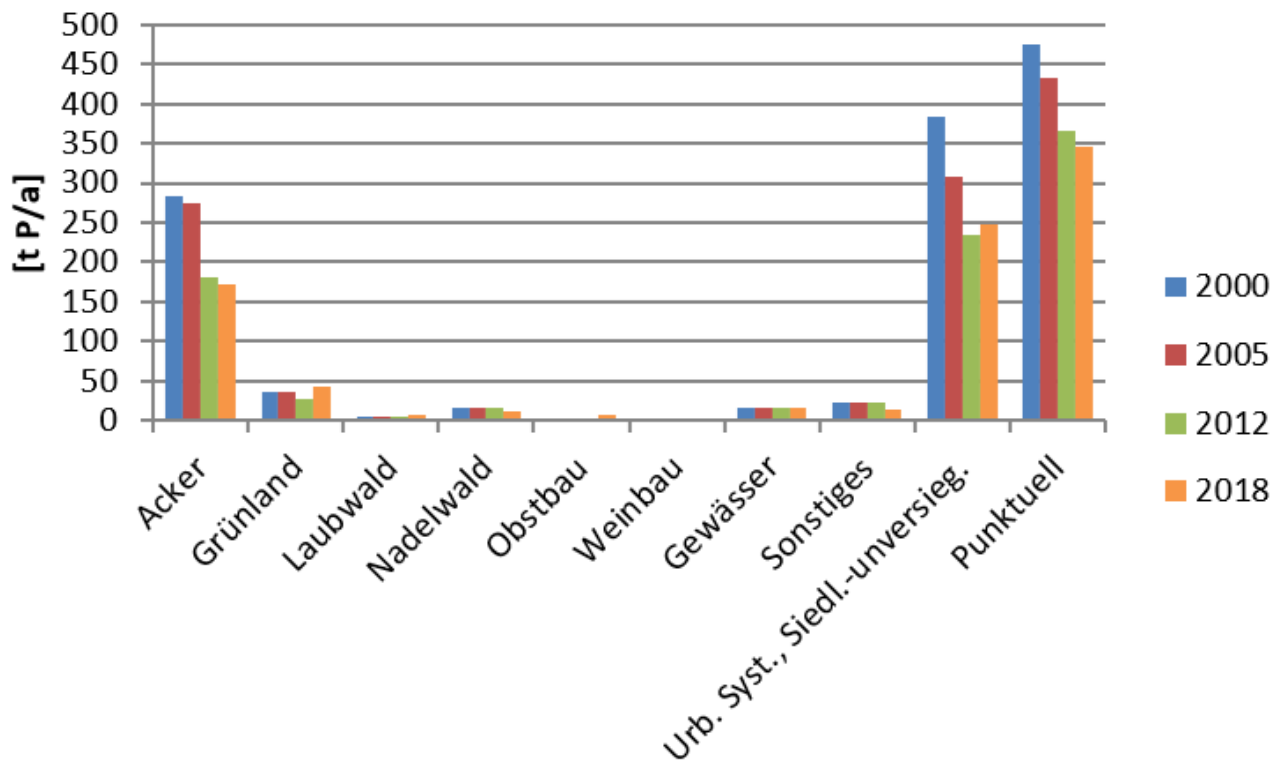


Abbildung 53: Quellenbezogene P-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

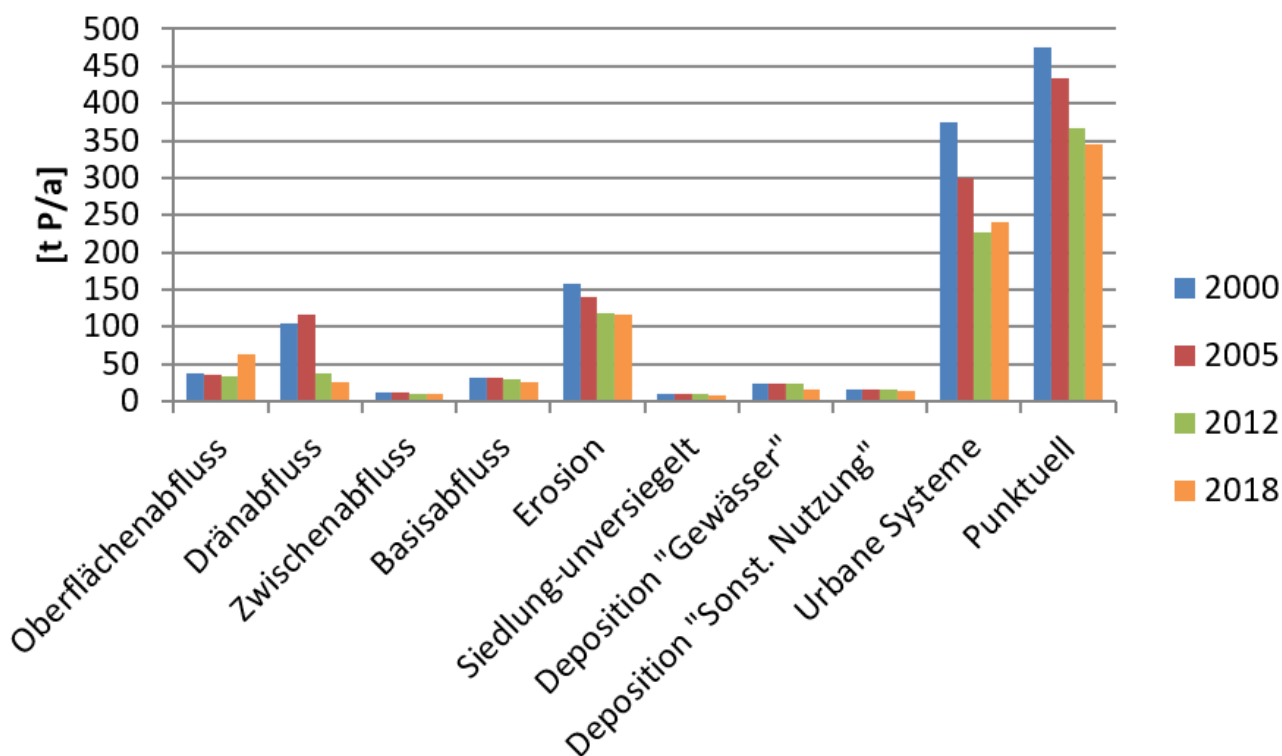


Abbildung 54: Pfadbezogene P-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

Die Eintragspfade "Siedlung-unversiegelt", "Deposition "Gewässer" sowie Deposition "Sonst. Nutzung"" werden bei der Modellierung der diffusen P-Einträge (im Gegensatz zur Modellierung der N-Einträge) über Exportkoeffizienten pauschal abgebildet und in Abbildung 54 deshalb gesondert ausgewiesen (siehe Kap. 3.4).

Sowohl die Modellierungsergebnisse der P-Einträge als auch die Immissionsmessswerte (Quelle: LfULG) zeigen einen Trend in Richtung einer Abnahme der Phosphorfrachten (Abbildung 55 und Abbildung 56).

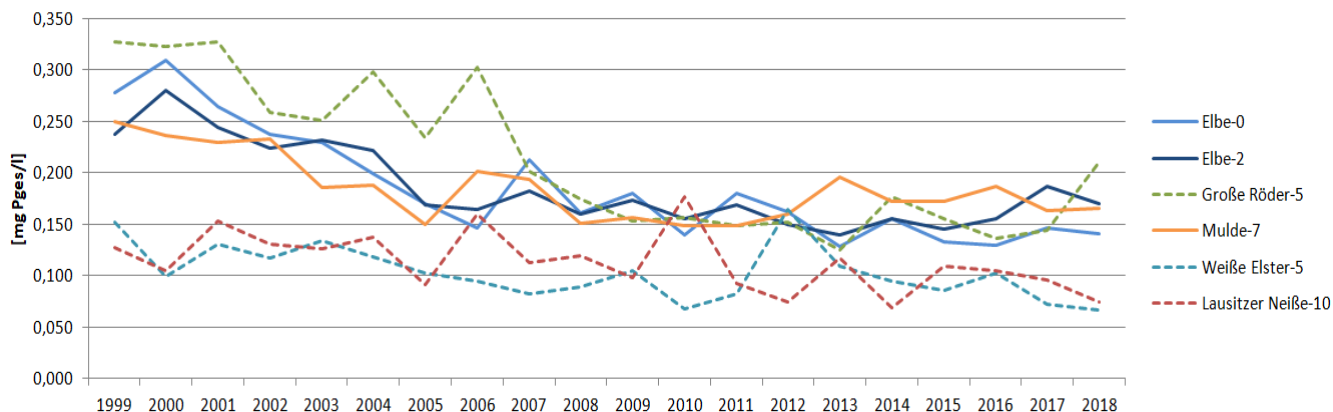


Abbildung 55: Gemessene Pges-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Fließgewässer-Messstellen im zeitlichen Verlauf

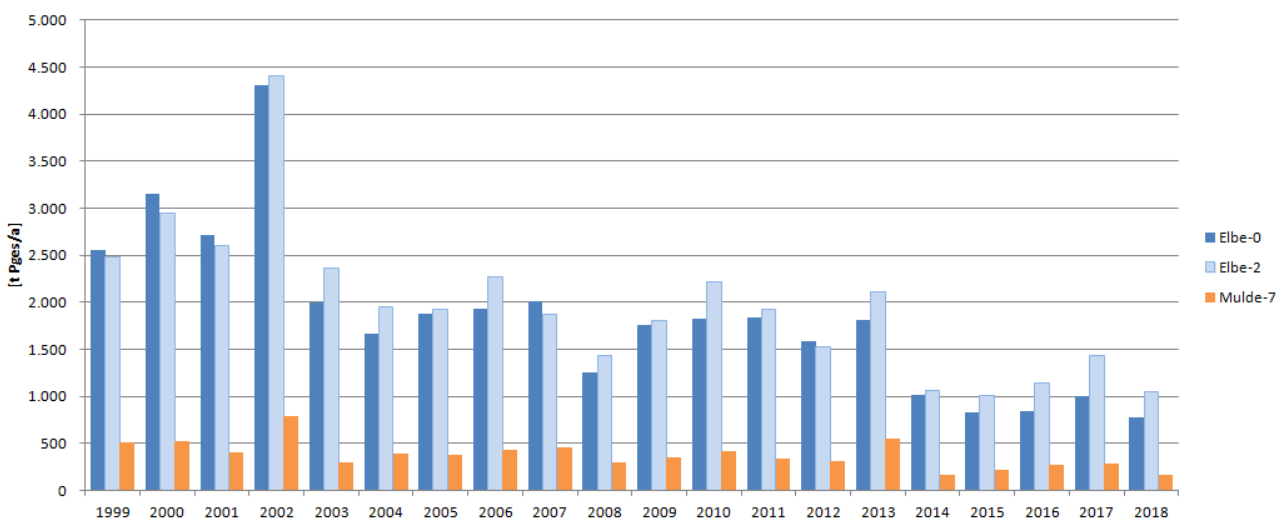


Abbildung 56: Gemessene Pges-Frachten an den Fließgewässer-Messstellen der Einzugsgebietsauslässe von OWK Elbe-0, OWK Elbe-2 und OWK Mulde-7 im zeitlichen Verlauf

Eine Aufschlüsselung der modellierten Immissionen im Vergleich zu den modellierten Emissionen für die sächsischen Gebietsanteile der FGE Elbe und FGE Oder für das Bilanzjahr 2018 sowie als Mittelwert für die Jahre 2015 bis 2018 zeigt Tabelle 21. Entsprechend den Flächenanteilen liegen die Einträge aus Sachsen im Mulde-Gebiet am höchsten, gefolgt von der sächsischen Elbe und der Weißen Elster. Die Emissionen bis Weiße Elster-5 werden nach Thüringen eingespeist und erreichen dann erneut das sächsische Gebiet. Die hier ankommenden Frachten werden bei der Berechnung der Immission für den Auslass der Weißen Elster nach Sachsen-Anhalt mit berücksichtigt. Unter der Rubrik "Rest" sind Kleinstfrachtabflüsse aus Sachsen zusammengefasst, die nicht klar zugeordnet werden können. In 2018 liegen die

simulierten P-Einträge aus dem sächsischen Gebiet etwas niedriger als im Mittel der vier Jahre 2015 bis 2018, was zum Einen auf einen Rückgang der punktuellen Einträge und zum Anderen auf die Abnahme der dezentralen Einleiter sowie den sich stetig verbessernden Stand der Technik der verbliebenen Einleiter zurück zu führen sein dürfte. Jahresspezifische Effekte für den partikulären P-Eintrag sowie gelösten P-Eintrag aus unversiegelten Flächen sind nicht zu erwarten, da hier an klimaspezifischen bzw. hydrologischen Daten langjährige Mittelwerte eingeflossen sind. Die externen Frachtzuflüsse nach Sachsen sind 2018 aber ebenfalls niedriger, genauso die aus Sachsen ausströmenden Immissionen.

Eine weitergehende Aufschlüsselung der Modellierungsergebnisse zu den vier Bilanzjahren 2015 bis 2018 sowie den vorhergehenden Bilanzzeitschnitten 2000, 2005 und 2012 ist über die webbasierte Plattform des STOFFBILANZ Viewers abrufbar.

Tabelle 21: Modellierte mittlere P-Emissionen und P-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

Sächsische Gebietsteile	Externe Frachtzuflüsse [t/a]	P-Emission in Sachsen [t/a]	P-Immission aus Sachsen [t/a]
2018			
Mulde	0	370	368
Elbe	781	980	976
Weißer Elster/Eger	24	109	108
Weißer Elster 5	0	58	55
Schwarze Elster	0	61	61
Spree	0	60	56
FGE Elbe	806	1.638	1.624
Lausitzer Neiße	36	60	60
FGE Oder	36	60	60
Rest	0	5	4
Sachsen	842	1.702	1.688
Mittelwert 2015 bis 2018			
Mulde	0	383	381
Elbe	867	1.074	1.070
Weißer Elster/Eger	25	113	112
Weißer Elster 5	0	56	53
Schwarze Elster	0	64	63
Spree	0	63	59
FGE Elbe	893	1.752	1.739
Lausitzer Neiße	30	55	55
FGE Oder	30	55	55
Rest	0	5	4
Sachsen	922	1.811	1.797

9.2 Stickstoffeintrag in die Gewässer

Für das Gebiet des Freistaates Sachsen beträgt die modellierte jährliche Summe aller N-Einträge in die Oberflächengewässer für den Bilanzzeitraum 2018 29.042 t/a gegenüber 34.546 t/a für den Zeitschnitt 2012.

Als diffuse Einträge sowie über die Urbanen Systeme gelangen 24.718 t/a (2018) gegenüber 30.644 (2012) in die Gewässer (85% vom Gesamteintrag in 2018 gegenüber 89% in 2012, Abbildung 57). 55 % der Stickstoffeinträge (Zeitraum 2018) entstammen den Ackerflächen Sachsens. Aus Nadelwäldern resultieren 9 %, aus Laubwäldern 3 % und aus Siedlungsflächen 10 % des N-Gesamteintrages. Der deutliche Rückgang der diffusen N-Einträge im Vergleich zu 2012 ist insbesondere auf die deutlich verringerten Werte der Gesamtd deposition aus SCHAAP ET AL. (1918) gegenüber den bis 2012 genutzten "Gauger"-Daten (GAUGER ET AL. 2008) zurück zu führen. Dies betrifft insbesondere die Waldflächen mit besonders hohen Rückgängen der Deposition. Auf Ackerflächen ergeben sich Einträge in 2018 mit 16.051 t/a gegenüber 16.292 t/a in 2012. Die Änderungen der Datenbasis (Wechsel von BEFU zu Dauertestflächen) und der Wechsel von der Bodenbilanz zur Feldbilanz führen also zu keiner wesentlichen Veränderung der Eintragungssummen für Sachsen insgesamt, wohl aber zu räumlichen Differenzen im Vergleich zu 2012. In den Bilanzjahren 2015, 2016 und 2017 liegen die N-Einträge von Ackerflächen aufgrund der sich jeweils unterscheidenden Fruchtartenverteilung und der variablen Bewirtschaftungsdaten bei 13.761 t/a, 13.946 t/a bzw. 16.288 t/a. Eine pfadbezogene prozentuale Aufschlüsselung der N-Einträge in die Gewässer zeigt Abbildung 58.

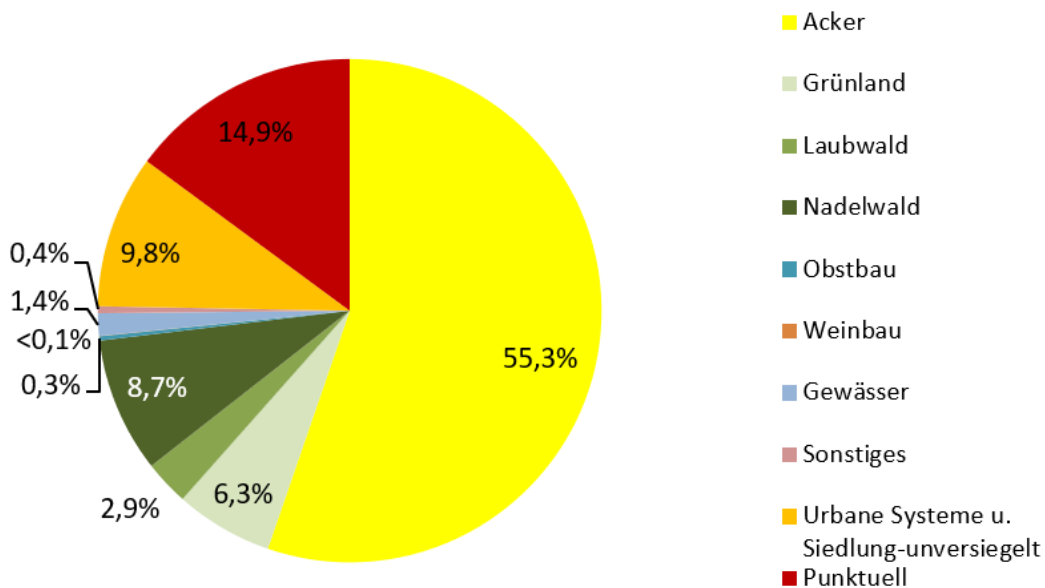


Abbildung 57: Quellenbezogene Anteile der N-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018

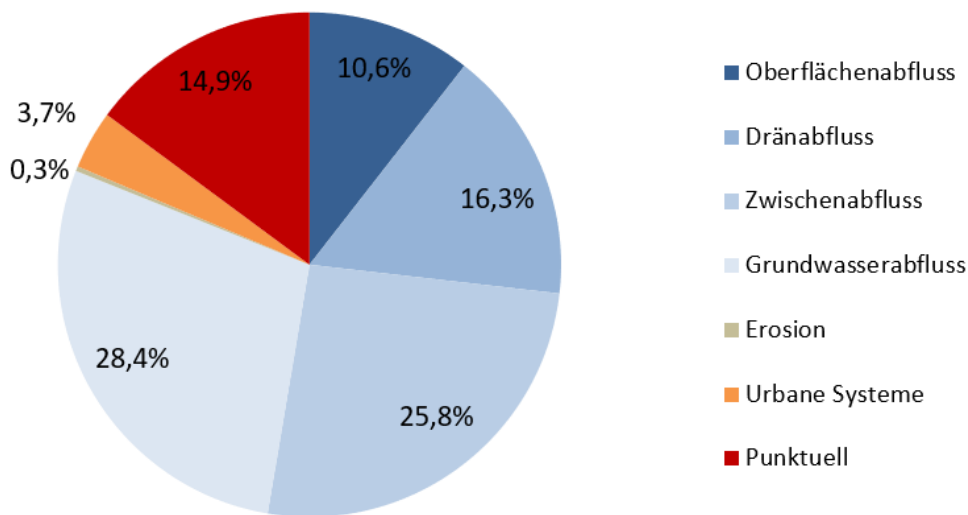


Abbildung 58: Pfadbezogene Anteile der N-Einträge in die Gewässer in Sachsen [%], Zeitschnitt 2018

Abbildung 59 zeigt eine quellenbezogene Gegenüberstellung der N-Eintragungssummen in die Gewässer für 2000, 2005, 2012 und 2018. Eine pfadbezogene Aufschlüsselung der Eintragungssummen liefert Abbildung 60.

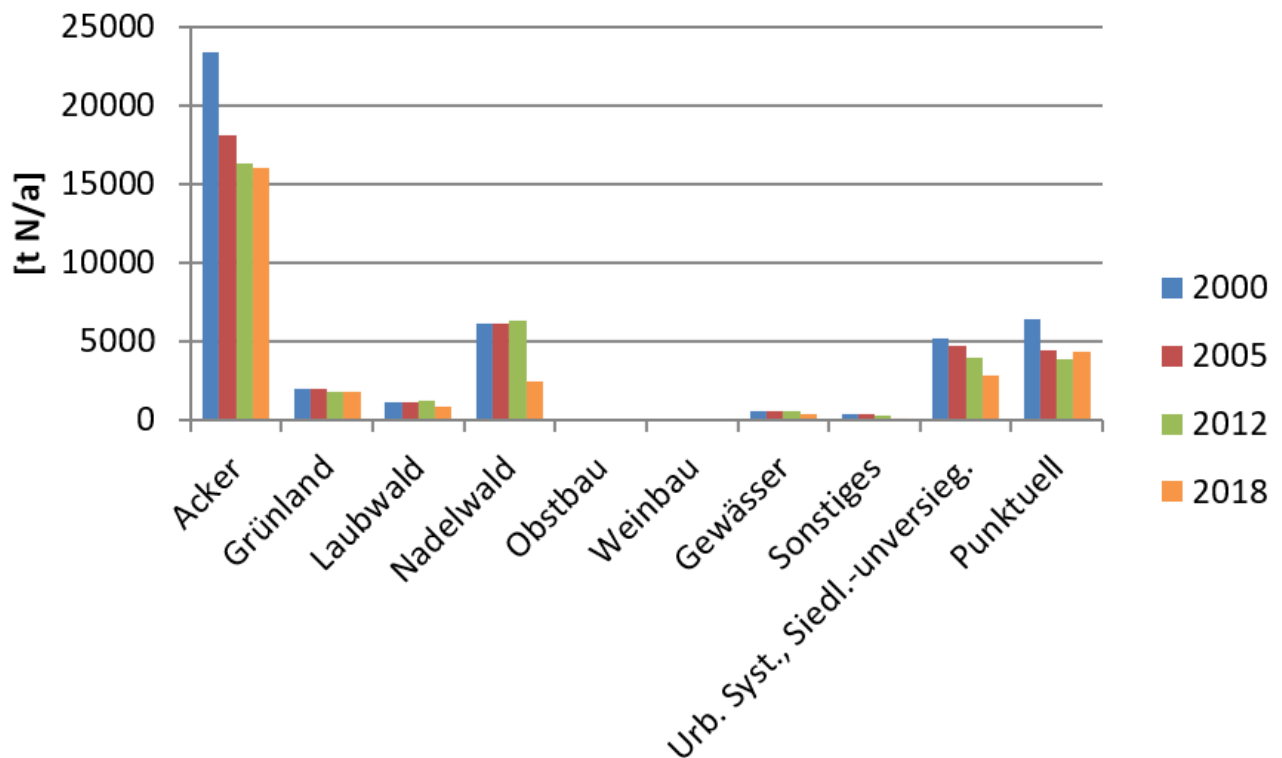


Abbildung 59: Quellenbezogene N-Eintragungssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

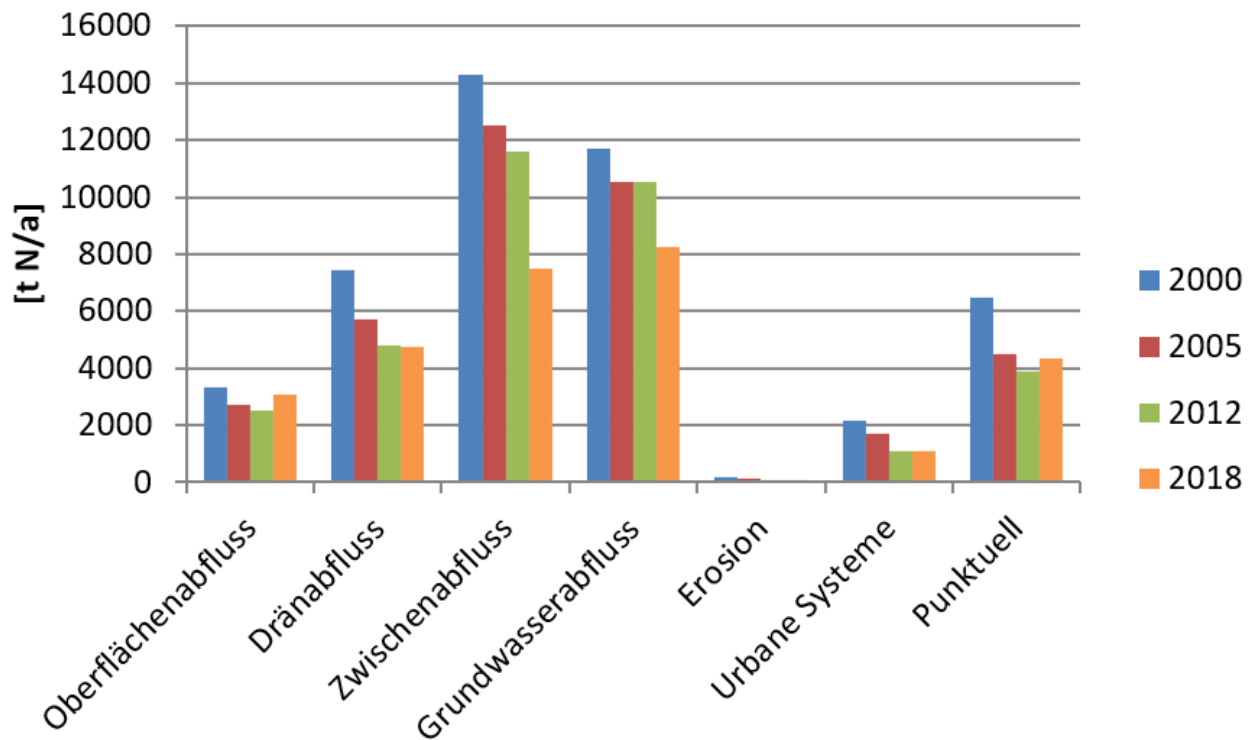


Abbildung 60: Pfadbezogene N-Eintragssummen in die Gewässer in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005, 2012 und 2018

Abbildung 61 zeigt, dass die modellierten diffusen N-Einträge in die Oberflächenwasserkörper in den ackerbaulich besonders stark geprägten Gebieten am höchsten sind. Vergleichsweise niedrige N-Einträge ergeben sich aus Waldflächen, was insbesondere auf die dort sehr niedrig angenommenen N-Gesamtdepositionsraten zurück zu führen ist. Hinsichtlich der verortbaren punktuellen Einträge werden 4.324 t (2018) gegenüber 3.902 t/a (in 2012) ausgewiesen, was Prozentanteilen von 15% am Gesamteintrag (2018) gegenüber 13% (2012) entspricht. (Abbildung 57).

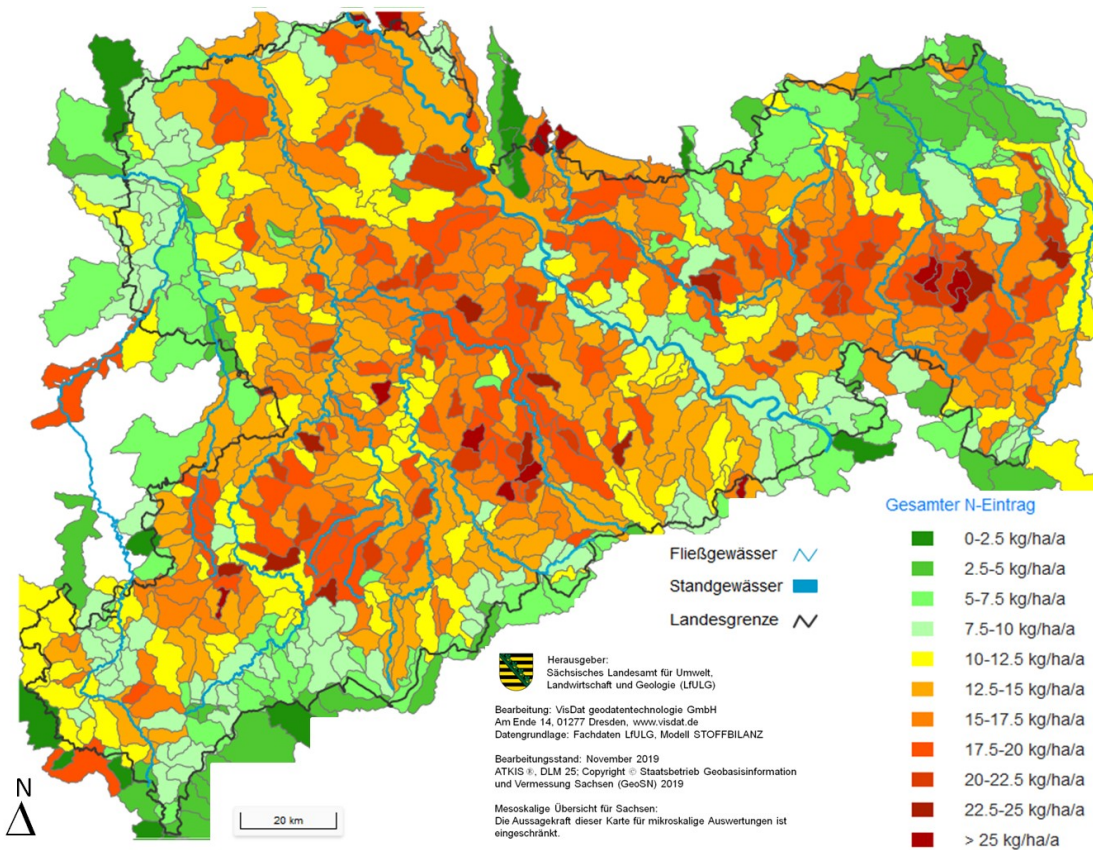


Abbildung 61: Modellierter N-Eintrag über den diffusen Eintragspfad (einschließlich Gewässer und Sonstige Nutzungen) sowie über die Urbanen Systeme in die sächsischen Oberflächengewässerkörper, Zeitschnitt 2018

Auch anhand der Immissionsmesswerte deutet sich zunächst ein langfristiger Entwicklungstrend hin zu abnehmenden Nitratfrachten seit 1999 an, wobei die Periode der letzten Jahre uneinheitlich erscheint (Abbildung 46).

Tabelle 22 zeigt eine Aufschlüsselung der modellierten Immissionen im Vergleich zu den modellierten Emissionen für die sächsischen Gebietsanteile der FGE Elbe und FGE Oder für das Bilanzjahr 2018 sowie als Mittelwert für die Jahre 2015 bis 2018. Die Retention während der Abflusspassage in den Oberflächengewässern variiert bezogen auf diese Gebietseinheiten von 0 bis 25%. Entsprechend den Flächenanteilen liegen die Einträge (Emissionen) aus Sachsen im Mulde-Gebiet am höchsten, gefolgt von der sächsischen Elbe und der Weißen Elster. Die Emissionen bis Weiße Elster-5 werden nach Thüringen eingespeist und erreichen dann erneut das sächsische Gebiet. Die hier ankommenden Frachten werden bei der Berechnung der Immission für den Auslass der Weißen Elster nach Sachsen-Anhalt dann mit berücksichtigt. Unter der Rubrik "Rest" sind Kleinstfrachtabflüsse aus Sachsen zusammengefasst, die nicht klar zugeordnet werden konnten. Die Emissionswerte in Tabelle 22 sind als Summen diffuser und punktueller Einträge auf Ebene der OWK ermittelt worden. Aufgrund vorhandener Inkonsistenzen von Wasserkörpergeometrien (hier OWK) sowie administrativen Geometrien (z.B. Landesgrenze) ergeben sich geringfügige Abweichungen der auf Wasserkörperebene ermittelten diffusen Einträge mit denjenigen auf der 25 m-Rasterebene.

In 2018 liegen die N-Einträge aus dem sächsischen Gebiet etwas höher als im Mittel der vier Jahre 2015 bis 2018, was insbesondere auf die höheren N-Salden der Landwirtschaft, bedingt durch die Ertragseinbrüche auf Ackerflächen, zurück zu führen ist. Die Gesamtfracht (Emission und Immission) ist unter Berücksichtigung der extern zufließenden N-Frachten in 2018 aber niedriger, als im Mittel von 2015 bis 2018.

Sowohl die Modellierungsergebnisse diffuser und punktueller Einträge als auch die Immissionsmesswerte (Quelle: LfULG) zeigen einen Trend in Richtung einer Abnahme der Phosphorfrachten (Abbildung 55 und Abbildung 56).

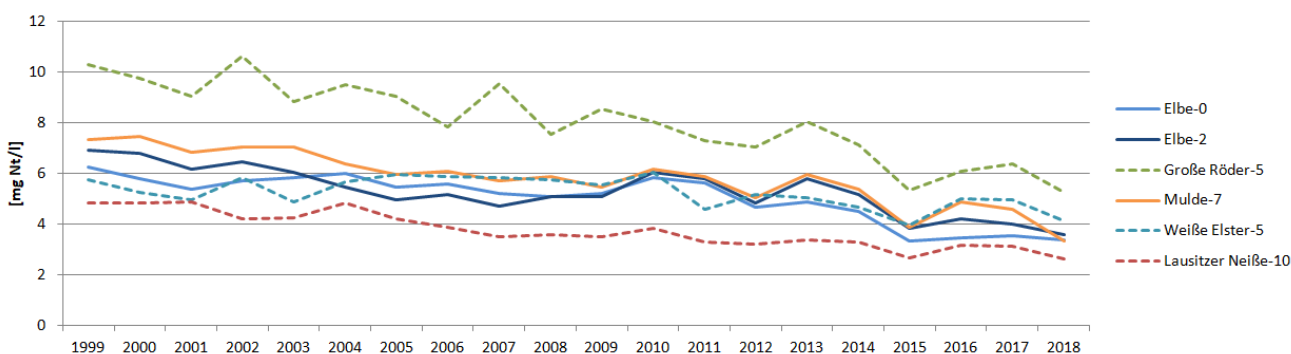


Abbildung 62: Gemessene N-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Fließgewässer-Messstellen im zeitlichen Verlauf

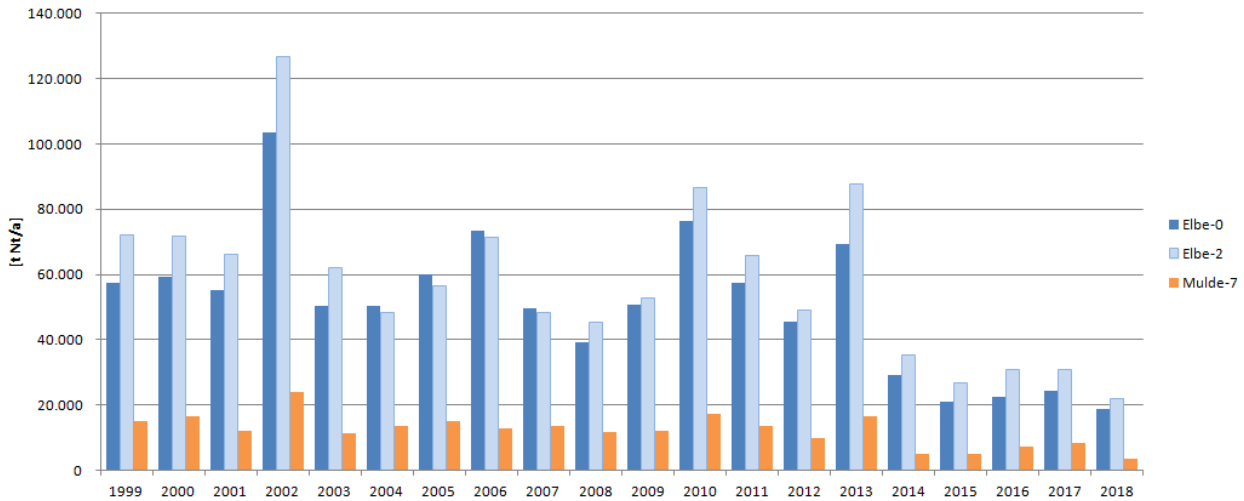


Abbildung 63: Gemessene Nges-Frachten an den Fließgewässer-Messstellen der Einzugsgebietsauslässe von OWK Elbe-0, OWK Elbe-2 und OWK Mulde-7 im zeitlichen Verlauf

Tabelle 22: Modellerte mittlere N-Emissionen und N-Immissionen für die Bilanzjahre 2015 bis 2018

Sächsische Gebietsteile	Externe Frachtzuflüsse [t/a]	N-Emission in Sachsen [t/a]	N-Immission aus Sachsen [t/a]
2018			
Mulde	0	10.341	8.484
Elbe	18.671	25.744	21.964
Weißer Elster/Eger	309	2.812	2.296
Weißer Elster-5	0	1.929	1.664
Schwarze Elster	0	3.348	2.828
Spree	0	2.767	2.063
FGE Elbe	18.980	46.941	37.636
Lausitzer Neiße	470	1.466	1.113
FGE Oder	470	1.466	1.113
Rest	0	89	87
Sachsen	19.450	48.496	38.836
Mittelwert 2015 bis 2018			
Mulde	0	10.458	8.575
Elbe	21.619	28.532	24.548
Weißer Elster/Eger	413	3.128	2.564
Weißer Elster-5	0	1.768	0
Schwarze Elster	0	2.889	2.438
Spree	0	2.239	1.665
FGE Elbe	22.032	49.014	39.790
Lausitzer Neiße	506	1.347	1.033
FGE Oder	506	1.347	1.033
Rest	0	105	102
Sachsen	22.538	50.466	40.925

Eine weitergehende Aufschlüsselung der Modellierungsergebnisse zu den vier Bilanzjahren 2015 bis 2018 sowie den vorhergehenden Bilanzzeitschnitten 2000, 2005 und 2012 ist über die webbasierte Plattform des STOFFBILANZ Viewers abrufbar.

10 Fazit

Mit dem Basisprojekt „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ (HALBFAß AL. 2009) und weiteren darauf aufbauenden Projektarbeiten (u.a. GEBEL ET AL. 2016) wurde auf der Grundlage des in Sachsen entwickelten Modellkonzeptes STOFFBILANZ in den zurückliegenden Jahren ein wichtiger modellbasierter komplexer Daten- bzw. Informationsbaustein für die Ableitung und Fokussierung sowie die langfristige Erfolgskontrolle der Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung der Einträge von Stickstoff und Phosphor in die sächsischen Gewässer gelegt.

Die Ermittlung bzw. Quantifizierung der diffusen und punktuellen Stickstoff- bzw. Phosphor-Einträge in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper unter Anwendung des vorrangig für den Einsatz im mittleren Maßstabbereich ausgelegten Modells STOFFBILANZ wurde auf der arbeitsgeometrischen Grundlage von quadratischen Modellrasterzellen mit einer Kantenlänge von 25 (Zeitschnitt 2018) bis 500 m (Zeitschnitte 2000, 2005, 2012) realisiert. Die Eingangsdaten und Ergebnisse der Modellierung bilden mit einer für den mittelmaßstäblichen Anwendungsbereich zulässigen Aussagegenauigkeit die gewässerbezogene Nährstoffeintragungssituation im Freistaat Sachsen für diese repräsentativen Zeitschnitte ab.

Mit den Projektergebnissen liegt für das Gebiet des Freistaates Sachsen eine schrittweise über mehrere Bilanz- Zeitschnitt- Betrachtungen modellgestützt ermittelte bzw. fortgeschriebene flächendeckende Datengrundlage zur weiteren Unterstützung der Bearbeitung nährstoffproblembezogener Bewirtschaftungsfragen für Gewässereinzugs-Gebiete der mittleren Maßstabsebene vor.

Im Rahmen der fachbehördlichen Erstellung sächsischer Beiträge im Kontext der Aufstellung bzw. Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für die drei WRRL- Bewirtschaftungszyklen (2010 - 2015, 2016 - 2021 und 2022 - 2027) bilden die Projektergebnisse einen wichtigen ergänzenden Datenpool sowohl bei der Erstellung bzw. Fortschreibung der WRRL-Bestandsaufnahme hinsichtlich der Ermittlung von Nährstoffeintragsbelastungen der Grund- und Oberflächenwasserkörper aus punktuellen und diffusen Quellen, als auch bei der sachsenweiten Ableitung von Handlungsschwerpunktgebieten für die Konzipierung und Umsetzung von geeigneten WRRL- Maßnahmenstrategien zur weiteren Verringerung von Stickstoff- und Phosphor-Nährstoffeintragsbelastungen in die Gewässer.

Dem potenziellen, vorrangig fachbehördlichen Anwenderkreis und weiteren interessierten Nutzern aus der sonstigen Fachöffentlichkeit wird über das ergänzende in den zurückliegenden Jahren funktional und inhaltlich sukzessive weiterentwickelte Internet- Anwendungstool „STOFFBILANZ-Viewer“ ein differenzierter Zugriff auf ausgewählte Projektdaten ermöglicht. Somit können Nutzer in unterschiedlichen Umfängen bzw. Informationstiefen webbasierte Visualisierungen bzw. Auswertungen sowie ausgewählte ergänzende Daten-Downloads realisieren. Ausgewählte Eingangs-, Zwischen- und Endergebnisdaten aus den modellgestützten Berechnungen können hierbei mit unterschiedlich wählbarer hydrologischer oder administrativer Gebietsgeometrie sowie für alle oder nutzerdefinierte Nutzungstypen für die jeweils im Modell hinterlegten, unterschiedlichen fachthematischen Teilebenen dargestellt bzw. statistisch weiter ausgewertet werden.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN (2003): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsverfahren zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Ergänzungsblatt zu Kennwert 4.6 Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover
- AKKERMANN, M. (2004): Beurteilung des Einflusses einer angepassten Ackernutzung auf den Hochwasserabfluss. Diss., Hannover
- ALI, K.F., DE BOER, D.H. (2010): Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. In: *Water Resources Research*, 46(8), W08504. doi:10.1029/2009WR008762
- AUERSWALD, K. & SCHWERTMANN, U. (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.M. [Hrsg.]: *Bodenschutz*. Berlin, Erich Schmidt Verlag
- AUERSWALD, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. In: *Soil Techn.*, 2, 271 – 277
- AUERSWALD, K. (1997): Feststofftransport in Fließgewässern. In: Blume, H.P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W.R., Frede, H.G., Horn, R., Stahr, K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. ecomed, Landsberg/ Lech, 3. Erg. Lfg., S. 12
- AUERSWALD, K. (2000): Bodenerosion – Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose. In: *Vorsorgender Bodenschutz*. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, S. 17– 26
- AUERSWALD, K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen, *Landnutzung Landentwicklung*, 43, 1-5
- AUERSWALD, K., WEIGAND, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. *VDLUFA-Schriftenreihe* 50/1999
- AUERSWALD, K., FISCHER, F.K., WINTERRATH, T., BRANDHUBER, R. (2019): Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23, 1819-1832
- BACH, M., FABIS, J., FREDE, H.G. (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen, Bonn (= Mitteilungen des DVWK, Heft 28)
- BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G., UEBE, R. (2000): Nutrient emissions into river basins of Germany. *UBA-Texte* 23/00, 266 pp
- BOWES, M. J., HOUSE, W.A., HODGKINSON, R.A., LEACH, D.V. (2005): Phosphorus – discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale. In: *UK. Wat. Res.*, 39, 751–762
- BUNDT, M. (2000): *Highways Through the Soil. Properties of Preferential Flow Paths and Transport of Reactive Compounds*. Diss., ETH Zürich
- BURKHARDT, M. (2003): Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden. Diss., Forschungszentrum Jülich GmbH
- O'CALLAGHAN, J.F. & MARK, D.M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. In: *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28: 323-344
- CARTER, J., OWENS, P.N., WALLING, D.E., LEEKS, G.J.L. (2003): Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. In: *The Science of the Total Environment*, 314–316, 513 – 534
- COST ACTION 869 (2006): *Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface Water and Groundwaters*. 164th CSO Meeting 29 – 30 March 2006, Proposal for a new COST Action
- DE KLEIN, J.J.M. (2008): From ditch to delta: nutrient retention in running waters. *WUR Wageningen*, p. 194.

- DEMARS, B.O.L., HARPER, D.M., PITT, J.A., SLAUGHTER, R. (2005): Impact of phosphorus control measures on in-river phosphorus retention associated with point source pollution. In: *Hydrol. Earth Sys. Sci.*, 9, 43 – 55.
- DESTATIS (2017): Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel /Agrarstrukturerhebung 2016, Statistisches Bundesamt, <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Produktionsmethoden/AktuellBodenbearbeitung.html>, 12.01.2019
- DIEL, J., GEBEL, M., FRANKO, U. (2019): Humusumsatz und Stickstoffeinträge in Gewässer. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe Heft 8/2019
- DIEPOLDER, M., RASCHBACHER, S. (2007): Untersuchungen zur Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelbelastung des Sickerwassers unter Dauergrünland. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 17./18. April 2007, Irnding, Österreich
- DILS, R.M., HEATHWAITE, A.L. (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. In: *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39, No. 12, 55-61
- DIN 19708 (2017): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. DIN-Normenausschuss Wasserwesen (NAW)
- DJODJIC, F., BÖRLING, K., BERGSTRÖM, L. (2004): Phosphorus Leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. In: *J. Environ. Qual.* 33:678–684
- DUTTMANN, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften. Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. Geosynthesis 10, Universität Hannover
- EDWARDS, W.M., SHIPITALO, M.J., OWENS, L.B., NORTON, L.D. (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfields. In: *J. Soil Water Conserv.* 44: 240-243
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000 L 327/1
- FERBER, U., PETERMANN, E., FISCHER, C., WEDER, N. (2019): Erfassung der Bodenversiegelung im Freistaat Sachsen. Abschlussbericht der StadtLand GmbH im Auftrag des LfULG Sachsen, Dresden
- FISCHER, F.K., WINTERRATH, T., JUNGHÄNEL, T., WALAWENDER, E., AUERSWALD, K. (2019): Mean annual precipitation erosivity (R factor) based on RADKLIM Version 2017.002. https://doi.org/10.5676/DWD/RADKLIM_Rfct_V2017.002/, 11.12.2019
- RADKLIM (2019): https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/erosivity/precip_radklim/2017_002/, 11.12.2019
- FREEMAN, G.T. (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. In: *Computers and Geosciences*, 17, 413-422
- FREISTAAT SACHSEN (2004): Landwirtschaftlicher Bodenschutz. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 10 – 9. Jahrgang 2004
- GALLER, J. (2006): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. Landwirtschaftskammer Salzburg, 32p
- GAUGER, T., HAENEL, H.D., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U., BLEEKER, A., ERISMAN, J.W., VERMEULEN, A.T. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects), Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Abschlußbericht, FKZ 204 63 252, UBA, Dessau
- GAYNOR, J.D., FINDLAY, W.I. (1995): Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. In: *J. Environ. Qual.*, 24, 734-741

- GEBEL, M., KAISER, M., HALBFAß, S. (2008): Modellierung diffuser Sediment- und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Koberbach, unveröff. Abschlussbericht im Auftrag von Hildebrand Ingenieurbüro GmbH, Fraureuth
- GEBEL, M., BÜRGER, S., HALBFAß, S. (2012a): Modellgestützte Wirkungsabschätzung der Umsetzung ausgewählter Maßnahmen des ersten WRRL- Bewirtschaftungsplanes in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächenwasserkörper auf mittelmaßstäblicher Betrachtungsebene für das Gebiet des Freistaates Sachsen. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG Sachsen (unveröff.), Dresden.
- GEBEL, M., HALBFAß, S., BÜRGER, S., LORZ, C. (2012b): Long-term simulation of effects of energy crop cultivation on nitrogen leaching and surface water quality in Saxony/Germany. In: Reg Environ Change, 2013, 13, 249-261
- GEBEL, M., HALBFAß, S., BÜRGER, M. (2013): Modellgestützte Fortschreibung von Eingangsdaten, Methoden und Ergebnissen des Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ auf der mittleren Maßstabsebene sowie Ableitung von Maßnahmenempfehlungen zur weiteren Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Grund- und Oberflächenwasserkörper des Freistaates Sachsen, Teilprojekt: Vorbereitung der Modelleingangsdaten. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG Sachsen (unveröff.), Dresden
- GEBEL, M., BÜRGER, S., HALBFAß, S., UHLIG, M. (2016): Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 102 S.
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M. (2017a): Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021– Phase 1. Studie im Auftrag des LfULG, unveröff. Abschlussbericht, Dresden
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M., SCHWARZE, R., HAUFFE, C. (2017b): Analyse von Einflüssen des Klimawandels auf die Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer auf Basis einer Ergebniskopplung der Projekte KliWES und STOFFBILANZ. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe des LfULG, Heft 3/2017, 79 S.
- GEBEL, M., BÜRGER, S., WALLACE, M., MALHERBE, H., VOGT, H., LORZ, C. (2017c): Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa. In: Change Adaptation Socioecol. Syst. 2017, 3: 1–17
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M. (2018a): Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021 – Phase 2. Studie im Auftrag des LfULG, unveröff. Abschlussbericht, Dresden
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M., HALBFAß, S. (2018b): Projektion der Grundwasserneubildung anhand vorhandener Wasserhaushaltsdaten für den Ist-Zustand und die Zeiträume 2021-2050 und 2071-2100. Studie im Auftrag des LfULG, unveröff. Abschlussbericht, Dresden
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M. (2019): Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021– Phase 3. Studie im Auftrag des LfULG, unveröff. Abschlussbericht, Dresden
- GEBEL, M., HALBFAß, S., BÜRGER, S., UHLIG, M. (2022): STOFFBILANZ – Modellerläuterung, https://visdat.de/wp-content/uploads/2022/05/20220503_Modellerlaeuterung.pdf, 05.05.2022
- GHADIRI, H. & ROSE, C.W. (1991a): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism, In: J. Environ. Qual., 20, 628-633
- GHADIRI, H. & ROSE, C.W. (1991b): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 2. Enrichment ratio variation with erosion process. In: J. Environ. Qual., 20, 634-641
- GRUNERT, M. (2019): Nährstoffgehalte von Saat- und Pflanzgut (Tabelle 7). https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/Tab_7_Naehrstoffgehalte_v_Saat_u_Pflanzgut_2019-02-21.pdf, 12.01.2019

- GUHR, H., MEISSNER, R. (2000): Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern. In: DBG, Bd. 92, S. 163 – 166
- HAGGARD, B.E., SHARPLEY, N. (2007): Phosphorus Transport in Streams: Processes and Modeling Considerations. In: Radcliffe DE, Cabrera ML (Ed.) (2007): Modeling Phosphorus in the Environment. CRC Press, Boca Raton, 105 –130
- HALBFAß, S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. TU Dresden, Beiträge zur Landschaftsforschung, Bd. 1, Rhombos-Verlag, Berlin
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2004): Räumliche Variabilität der Phosphorgehalte im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Flächen in kleinen Einzugsgebieten. In: J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, 197-203
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab. In: Wasserwirtschaft, 12, 28-32.
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. In: Wasserwirtschaft, 3, 31-35
- HALBFAß, S. & ULLRICH, J. (2007): Modellierung diffuser Sediment-, Phosphor- und Stickstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Quitzdorf. Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung (LTV) des Freistaates Sachsen, Pirna
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2005): Modellierung diffuser Sediment-, Phosphor- und Stickstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Bautzen. Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung (LTV) des Freistaates Sachsen, Pirna
- HALBFAß, S., GEBEL, M., FRIESE, H., GRUNEWALD, K., MANNSFELD, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725>, 18.11.2021
- HAWKINS, R.H., WARD, T.J., WOODWARD, D.E., VAN MULLEM, J.A. (2009): Curve Number Hydrology: State of the Practice. American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia
- HRABALIKOVA, M. & JANECEK, M. (2015): Comparison of different approaches to LS factor calculations based on a measured soil loss under simulated rainfall. In: Soil & Water Res., doi: 10.17221/222/2015-SWR
- HUBER, B., WINTERHALTER, M., MALLEN, G., HARTMANN, H.P., GERL, G., AUERSWALD, K., PRIESACK, E., SEILER, K.P. (2005): Wasserflüsse und wassergetragene Stoffflüsse in Agrarökosystemen. In: Osinski et al. (2005): Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld. FAM, München
- KAISER, M. & GEBEL, M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge. In: Geoöko 24 (3-4), 262-269
- KAISER, M., GRUNEWALD, K., HALBFAß, S., BÜRGER, S., GEBEL, M. (2007): Erstellung, Analyse und Bewertung ausgewählter Nutzungs- und Bewirtschaftungsszenarien im Flussgebiet Jahna im Hinblick auf die Erreichung von Umweltzielen der WRRL sowie Erarbeitung gebietsspezifischer Beiträge zum Maßnahmenprogramm und Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit Elbe. Forschungsbericht (unveröff.) im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie Referat 33 – Oberirdische Gewässer / Flussgebietsmanagement (WRRL), Dresden
- KAISER, M., GEBEL, M., HALBFAß, S. (2008): Modellierung diffuser Sediment- und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Saidenbach, unveröff. Abschlussbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung (LTV) des Freistaates Sachsen, Pirna
- KOCH, R. (2007): Uferzonen von Fließgewässern in Kleineinzugsgebieten der Region Basel. Diss., Basel

- KRANICH, J. & MENZEL, U. (2011): Wirksamkeit von Pufferstreifen auf die Reduzierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmittel-Einträgen in Gewässer. FuE-Projekt „Bewirtschaftungs- und Stilllegungsmaßnahmen am Ackerrand“, Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Pflanzliche Erzeugung, Leipzig
- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19
- LAMMERS, A. (1997): Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas. Diss., Agrarwissenschaften München
- LENNARTZ, B. (2005): Ausgewählte Aspekte der Sickerwasserprognose – Aktivitäten der AG „Sickerwasser und Stofftransport“ der DWA. In: Melchior, S. & Berger, K. (2005) (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56 (ISSN: 0724-6382) 56, 55-70
- LFUG [Hrsg.] (2007): Emissionsbericht Abwasser. Zweite Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen 2005/ 2006. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
- LFULG (2016): Emissionsbericht Abwasser - Sechste Bestandsaufnahme 2013/2014, Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13687>, 18.11.2021
- LFULG (2019): Bericht zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie über die im Zeitraum 01.01.2018 – 31.10.2018 durchgeführten Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel und zum Boden- und Klimaschutz im Bereich Landwirtschaft (interner Bericht des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie)
- MARCÉ, R., ARMENGOL, J. (2009): Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. In: Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 6, 501– 533
- MICHAEL, A., SCHMIDT, J., SCHMIDT, W. (1996): EROSION 2D ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser - Band II Parameterkatalog, Freiberg
- MICHELS, A. (2005): Charakterisierung des Transportverhaltens von Mikrosphären in Böden unterschiedlicher Nutzung und Bearbeitung. Diss., Justus-Liebig-Universität Gießen
- MOKRY, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13. und 14. April 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning
- MOKRY, M. (2003): Makroporen-Transport von Phosphor nach Gülleausbringung auf Löß- und Tonböden. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2003, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning
- MOORE, I.D., NIEBER, J.L. (1991): Landscape assessment of soil erosion and nonpoint source pollution. In: J. Minnesota Acad. Sci., 55, 18-25
- MORIASI, D.N., ARNOLD, J.G., VAN LIEW, M.W., BINGNER, R.L., HARMEL, R.D., VEITH, T.L. (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, In: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2007, Vol. 50(3), 885-900
- NAGEL, H.D. & GREGOR, H.D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & Levels). Springer, Berlin, Heidelberg
- NASH, J.E., SUTCLIFFE, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, In: Journal of Hydrology, 1970, 10 (3), 282–290
- NEWBOLD, J.D., ELWOOD, J.W., O`NEILL, R.V., SHELDON, A.L. (1983): Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem – A study of nutrient spiralling. In: Ecol. 64, 1249 –1265
- NIEHOFF, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala Diss., Universität Potsdam
- NITZSCHE, O., SCHMIDT, W., RICHTER, W. (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. In: Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 92: 178-181

- NOBRE, A.D., CUARTAS, L.A., HODNETT, M., RENNO, C.D., RODRIGUES, G., SILVEIRA, A., WATERLOO, M., SALESKA, S. (2011): Height Above the Nearest Drainage - a hydrologically relevant new terrain model. In: Journal of Hydrology, Vol. 404, Issues 1-2, 13-29
- NRCS (2004) National Engineering Handbook Part 630 Hydrology – Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service
- OTTO, R., DELMER, C., HEYER, W., LÜDIGK, R. (2003): Evaluation des Entwicklungsplanes für den ländlichen Raum für den Interventionsbereich des EAGFL – Garantie im Förderzeitraum 2000 bis 2006 des Freistaates Sachsen. Forschungsbericht, Bericht zur Halbzeitbewertung im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, C., ALEWELL, C., LUGATO, E., MONTANARELLA, L. (2015a): Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. In: Land Use policy journal. 48C, 38-50
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., POESEN, J., BALLABIO, C., LUGATO, E., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., MONTANARELLA, L. (2015b): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science & Policy, Vol. 45, 438-447
- PRASUHN, V. (2003): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht FAL, Zürich
- PRASUHN, V. (2008): Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz – Eintragspfade und Massnahmen zur Reduzierung. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8. – 9. 10. 2008
- RANK, G., KARDEL, K., PÄLCHEN, W., WEIDENSDÖRFER, H. (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen - Teil 3: Bodenmessprogramm. Hrsg. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
- RÖDER, M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes – dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz. Dissertation, TU Dresden
- SCHAAP, M., BENZHAF, S., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., NAGEL, H.D., SCHLUTOW, A., SEGERS, A. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. UBA-Texte 79/2018. Abschlussbericht zum BMU/UBA UFOPLAN-Projekt 3714642010, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- SCHAUB, D. & WILKE, B. (1996): Phosphatanreicherung bei der Bodenerosion, In: Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 79, 435-438
- SCHERRER, S. (2006): Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Bericht 18/2006
- SCHMIDT, W. & NITZSCHE, O. (2004): Mögliche Maßnahmen der Landwirtschaft zur Minderung diffuser Stoffeinträge. In: Becker A & Lahmer W [Hrsg.]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, S. 18 – 20
- SCHOBEL, S. (2002): Infiltrations- und Bodenabflussprozesse in Abhängigkeit von Landnutzung und Substrat in der Trier-Bitburger Mulde. Diss., Universität Trier.
- SCHWARZE, R. (2004): Regionalspezifische Analysen in der Festgesteinsregion. In: Becker, A. & Lahmer, W. [Hrsg.]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, 183 – 224
- SCHWARZE, R., HAUFFE, C., BALDY, A., WINKLER, P., DRÖGE, W., WAGNER, M., RÖHM, P. (2014). KliWES Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen - Wasserhaushaltsberechnungen für den Ist-Zustand und verschiedene Klima- bzw. Landnutzungsszenarien. Schriftenreihe des LfULG, Heft 32/2014
- SMUL (2015): Lagebericht 2014 zur kommunalen Abwasserbeseitigung und zur Klärschlamm Entsorgung im Freistaat Sachsen. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/24080>, 18.11.2021

- SMUL (2017): Lagebericht 2016 zur kommunalen Abwasserbeseitigung und zur Klärschlamm Entsorgung. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/28493>, 18.11.2021
- SMUL (2019a): Lagebericht 2018 zur kommunalen Abwasserbeseitigung und zur Klärschlamm Entsorgung. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/33200>, 18.11.2021
- SMUL (2020): Agrarbericht 2020 in Zahlen. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL), Dresden
- STEININGER, M., WURBS, D. (2009): Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt. - In: Abschlussbericht zum Vorhaben-Nr. 070748, Teilvorhaben 1 des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, unveröffentlicht
- STEININGER, M., WURBS, D., DEUMELANDT, P. (2013): Dränsysteme in Sachsen - Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt. Schriftenreihe des LfULG, Heft 28/2013
- STRAUSS, P. (2008): Ackerbauliche Maßnahmen zur Reduktion von Schwebstoff- und Phosphoreintrag in Gewässer. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008
- SUKOPP, H. & WITTIG, R. (1998): Stadtökologie – ein Fachbuch für Studium und Praxis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- UHLIG, M. (2008): Mesoskalige Modellierung von Verweilzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter in einem Testgebiet in Nordsachsen. Diplomarbeit, TU Dresden
- UHLIG, M., GEBEL, M., HALBFAß, S., LIEDL, R. (2012): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. In: Grundwasser, 15(3): 163-176
- ULLRICH, J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasserleiter mit dem Modell STOFFBILANZ. Dipl.-Arbeit, TU Dresden, Inst. f. Geographie, Dresden
- University of Wisconsin-Extension (1997): Urban runoff – a source of concern. GWQ020, Madison
- VAN DER LEE, G.E.M., VENTERINK, H.O., ASSELMAN, N.E.M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. In: River Res. Applic., 20, 315 – 325
- VAN ES, H.M., SCHINDELBECK, R.R., JOKELA, W.E. (2004): Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Phosphorus Leaching. In: J. Environ. Qual. 33:1070–1080
- VEITH, T.L. (2002): Agricultural BMP placement for cost-effective pollution control at the watershed level, Virginia Polytechnic Institute and State University
- VENOHR, M., HIRT, U., HOFMANN, J., OPITZ, D., GERICKE, A., WETZIG, A., ORTELBACH, K., NATHO, S., NEUMANN, F., HÜRDLER, J. (2009): Das Modellsystem MONERIS, Version 2.14.1vba, Handbuch, Berlin
- VOGES, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer, Diss. Univ. Hannover
- WEILER, M.H. (2001): Mechanisms controlling during macropore flow during infiltration. Dye tracer experiments and simulations. Diss. ETHZ, No. 14237
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 13
- WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD). Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 8.
- WENDLAND, F., BERTHOLD, G., FRITSCH, J.G., HERRMANN, F., KUNKEL, R., VOIGT, H.J., VERECKEN, H. (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. In: Grundwasser, DOI 10.1007/s00767-011-0169-6
- WESSOLEK, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, unveröff., Hannover

- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W.H.M., TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. In: *Journal of Hydrology* 356, 17– 27
- WIEGAND, U. (2002): Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau, UFZ-Bericht 6/2002
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D. (1978): Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning, *USDA Agriculture Handbook*, 537, 1-58.
- WITHERS, P.J.A., JARVIE, H.P. (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. In: *Sci. Tot. Environ.*, 400, 379 – 395
- WITING, F., GEBEL, M., KURZER, H.J., FRIESE, H., FRANKO, U. (2019): Large-scale integrated assessment of soil carbon and organic matter-related nitrogen fluxes in Saxony (Germany). In: *Journal of Environmental Management* 237 (2019), 272-280
- WITING, F., FRANKO, U., GEBEL, M. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe Heft 20/2016
- WURBS, D. & STEININGER, M. (2011): Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden – Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. UBA-Texte, 16/2011. Dessau-Roßlau
- ZIMMERMANN, F. (2003): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung von Ackerflächen auf den sickerwassergebundenen Stofftransport – untersucht mit Hilfe von Experimenten an Bodensäulen. Diplomarbeit Universität Leipzig.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: +49 351 2612-0

Telefax: +49 351 2612-1099

E-Mail: Poststelle.LfULG@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autoren:

Dr. Michael Gebel, Mario Uhlig, Stephan Bürger, Dr. Stefan Halbfaß

VisDat geodatentechnologie GmbH

Am Ende 14, 01277 Dresden

Telefon: +49 351 20965-42

E-Mail: info@visdat.de

Redaktion:

Holm Friese

Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe /

Referat Oberflächenwasser, Wasserrahmenrichtlinie

Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Telefon: +49 351 8928-4412

Telefax: +49 351 8928-4099

E-Mail: Holm.Friese@smekul.sachsen.de

Fotos:

Titelfoto: Fließgewässerabschnitt der Döllnitz (Bildarchiv LfULG)

Redaktionsschluss:

05.05.2022

Auflage:

1. Auflage

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de