

Ergebniskopplung KliWES – STOFFBILANZ in Sachsen

Schriftenreihe, Heft 3/2017



Analyse von Einflüssen des Klimawandels
auf die Nährstoffeinträge in sächsische
Gewässer auf Basis einer
Ergebniskopplung der Projekte
KliWES und STOFFBILANZ

Dr. Michael Gebel, Stephan Bürger, Mario Uhlig,
Dr. Robert Schwarze, Corina Hauffe

1	Einführung	7
2	Vorstellung und Vergleich der Methoden.....	9
2.1	Eingangsdaten und Bezugsebenen.....	9
2.2	Methode KliWES	10
2.3	Methode STOFFBILANZ	14
2.4	Übertragung des hydrotopbezogenen KliWES-Wasserhaushaltes auf die Nährstoffatlas-Rasterebene	17
2.5	Zusammenfassender Methodenvergleich und Zuordnung der Abflusskomponenten	24
3	Integration der berechneten Wasserhaushaltskomponenten für den Istzustand sowie Ermittlung und Bewertung von Ergebnisdifferenzen	25
3.1	Datenübergabe.....	25
3.2	Methodische Vorgehensweise bei der Kopplung von KliWES und Nährstoffatlas.....	25
3.3	Räumliche Betrachtungsebenen für den Ergebnis-vergleich.....	26
3.4	Abgleich hinsichtlich nichtmeteorologischer Eingangsdaten	26
3.5	Rasterbezogener Vergleich der Niederschläge in Sachsen	27
3.5.1	Vergleich von simulierten Gesamt- und Teilabflüssen in Sachsen	36
3.5.2	Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss in der Sächsischen Heide- und Teich-landschaft.....	39
3.5.3	Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss im Sächsischen Lössgebiet	39
3.5.4	Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss im Sächsischen Mittelgebirge und Vorland	40
3.5.5	Vergleich von nutzungsbezogenem Oberflächenabfluss in den Naturraumregionen	40
3.5.6	Vergleich von nutzungsbezogenem Dränabfluss in den Naturraumregionen	41
3.5.7	Vergleich von nutzungsbezogenem Zwischenabfluss in den Naturraumregionen.....	44
3.5.8	Vergleich von nutzungsbezogenem Basisabfluss in den Naturraumregionen	44
3.5.9	Vergleich von nutzungsbezogenem Gesamtabfluss in den Naturraumregionen	45
3.5.10	Abschließende Bewertung.....	46
4	Integration der berechneten Wasserhaushaltskomponenten für die Prognosezeiträume	47
4.1	Datenübergabe und -integration	47
4.2	Vergleichende Auswertung der Ergebnisse der Prognosezeiträume und Realisierungen für den Wasserhaushalt.....	48
5	Ermittlung von gewässerbezogenen Stickstoff- und Phosphoreinträgen	51
5.1	Istzustand gemäß KliWES (Säule B – Wasserhaushalt 1961–2010) und Vergleich mit Nährstoffatlas (2012).....	51
5.1.1	Bodenerosion durch Wasser und Sedimenteintrag	51
5.1.2	Partikelgebundener P-Eintrag	51
5.1.3	Gelöster P-Eintrag (unversiegelte Flächen).....	51
5.1.4	Gelöster P-Eintrag (versiegelte Flächen).....	58
5.1.5	Gelöster P-Eintrag aus Punktquellen.....	58
5.1.6	Diffuser und punktueller P-Gesamteintrag.....	62
5.1.7	Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone	62
5.1.8	Diffuser gelöster N-Eintrag	62
5.2	Prognosezeiträume gemäß KliWES (Säule B)	66
5.2.1	Bodenerosion durch Wasser und Sedimenteintrag	66
5.2.2	P-Einträge	68
5.2.3	N-Einträge	71
5.3	Zusammenfassende Betrachtung der N- und P-Einträge in den Modellrechnungen	75
5.3.1	P-Einträge	75
5.3.2	N-Einträge	75
6	Zusammenfassung und Fazit	76
7	Literatur	78

Abbildung 1:	Übersicht zum Konzept des KliWES-Projektes	10
Abbildung 2:	Konzept des Modellsystems ArcEGMO (nach KLÖCKING 2009)	11
Abbildung 3:	Berechnung Grundwasserabfluss RG in Sachsen	13
Abbildung 4:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Gesamtabfluss R nach KliWES – Säule B	18
Abbildung 5:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Landoberflächenabfluss RO nach KliWES – Säule B	19
Abbildung 6:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Dränabfluss DR nach KliWES – Säule B	20
Abbildung 7:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger hypodermischer Abfluss RH nach KliWES – Säule 2.....	21
Abbildung 8:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger schneller Grundwasserabfluss RG1 nach KliWES – Säule 2.....	22
Abbildung 9:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger langsamer Grundwasserabfluss RG2 nach KliWES – Säule 2	23
Abbildung 10:	Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) ...	24
Abbildung 11:	Ausschnitt dreier Rasterzellen des Nährstoffatlas Sachsen mit dem Landnutzungstyp Siedlung und den in KliWES verwendeten Hydrotopen (Landnutzungstyp 2 – Siedlung, 3 – Acker)	27
Abbildung 12:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach KLIWES – Säule B	29
Abbildung 13:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012).30	
Abbildung 14:	Differenzkarte für den Jahresniederschlag (mm/a) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet	32
Abbildung 15:	Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach dem HAD (2003)	33
Abbildung 16:	Differenzkarte für den Niederschlag des Sommerhalbjahres (Mai–Oktober) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet	34
Abbildung 17:	Differenzkarte für den Niederschlag des Winterhalbjahres (November–April) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet	35
Abbildung 18:	Differenzkarte für den Gesamtabfluss von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet	37
Abbildung 19:	Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet	38
Abbildung 20:	Vergleich der relativen Anteile der verschiedenen Nutzungstypen an der Gesamtfläche Sachsens (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch)	38
Abbildung 21:	Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für die Sächsische Heide- und Teichlandschaft	39
Abbildung 22:	Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das Sächsische Lössgebiet.....	40
Abbildung 23:	Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das Sächsische Mittelgebirge und Vorland	40
Abbildung 24:	Nutzungsbezogener Vergleich der Oberflächenabflusskomponente in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen	41
Abbildung 25:	Nutzungsbezogener Vergleich der Dränabflusskomponente in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen	42
Abbildung 26:	Karte der Siedlungsflächen im Nährstoffatlas, die nach der Übertragung der KliWES-Daten Dränabfluss aufweisen.....	43
Abbildung 27:	Nutzungsbezogener Vergleich der Zwischenabflusskomponente in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen	44
Abbildung 28:	Nutzungsbezogener Vergleich der Basisabflusskomponente in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen	45
Abbildung 29:	Nutzungsbezogener Vergleich des Gesamtabflusses in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen	46
Abbildung 30:	Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Gesamtabflüsse aus KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen.....	48
Abbildung 31:	Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Abflusskomponenten aus KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen.....	49

Abbildung 32:	Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Abflusskomponenten aus KliWES (Säule B) für die WETTREG-Realisierungen und Prognosezeiträume in den sächsischen Naturraumregionen (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland).....	50
Abbildung 33:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen Bodenabtrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoff-atlas Sachsen (Istzustand 2012).....	52
Abbildung 34:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen Sedimenteintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012).....	53
Abbildung 35:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen partikelgebundenen P-Eintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)	54
Abbildung 36:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012).....	55
Abbildung 37:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Oberflächenabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)	56
Abbildung 38:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Dränabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012).....	59
Abbildung 39:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Zwischenabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)	60
Abbildung 40:	Differenzenkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Basisabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012).....	61
Abbildung 41:	Modellierte mittlere jährliche N-Austräge aus der Bodenzone in Sachsen gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010)	63
Abbildung 42:	Modellierte mittlere jährliche diffuse N-Einträge in die sächsischen Oberflächengewässer gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010)	64
Abbildung 43:	Differenzenkarte für die modellierte mittlere jährliche N-Konzentration im Sickerwasser: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)	65
Abbildung 44:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten Bodenabträge und Sedimenteinträge	67
Abbildung 45:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten Bodenabträge und Sedimenteinträge je Naturraumregion (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)	68
Abbildung 46:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten diffusen P-Einträge	69
Abbildung 47:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten diffusen gelösten P-Einträge, partikelgebundenen P-Einträge sowie diffusen P-Gesamteinträge je Naturraumregion (HT: Heide- u. Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)	70
Abbildung 48:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG-Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten diffusen N-Einträge und N-Konzentrationen	72
Abbildung 49:	Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten N-Nachlieferung auf Ackerflächen; den gesamten diffusen N-Eintrag und die N _{ges} -Konzentration (punktuell + diffus) im Gesamtabfluss je Naturraumregion (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland).....	73

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Datengrundlagen und Bezugsebenen in den Projekten KliWES und Nährstoffatlas Sachsen	9
Tabelle 2: Ermittlung der CN ₅ -Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5 %).....	14
Tabelle 3: Vergleich der P-Einträge im Oberflächenabfluss	57
Tabelle 4: Vergleich der gelösten P-Einträge [t/a] über die Abflusskomponenten anhand der Kopplung der Datenbasis von KliWES (Säule B) mit dem Nährstoffatlas	58
Tabelle 5: Vergleich der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch)	62
Tabelle 6: Vergleich der N-Einträge in Sachsen [t/a] gemäß Datenbasis KliWES (Säule B) und Nährstoffatlas (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch).....	66
Tabelle 7: Vergleich der diffusen und punktuellen P-Einträge [t/a] in Sachsen (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch) für die WETTREG- Prognosen bzw. Realisierungen	71
Tabelle 8: Vergleich der diffusen und punktuellen N-Einträge [t/a] in Sachsen (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch) für die WETTREG- Prognosen bzw. Realisierungen	74

1 Einführung

Die Ermittlung des Wasserhaushalts ist wesentliche Voraussetzung für die Berechnung des Stoffhaushalts in Gewässereinzugsgebieten und mit dieser fachlich eng verknüpft. Dabei ist die möglichst exakte Abbildung der räumlichen und zeitlichen Struktur des Wasserhaushalts in seinen einzelnen Komponenten eine wichtige Grundlage für die modellgestützte Abbildung von Stoffumsatzprozessen in Gewässereinzugsgebieten bzw. die Berechnung von Stoffeinträgen in die Gewässer.

Weil bisher eine komplexere raum-zeitliche Betrachtung von Wasser- und Stoffhaushalt im Kontext mit Klima- und Landnutzungsänderungen im Modell STOFFBILANZ noch nicht hinreichend möglich ist, empfiehlt sich eine fachliche Kopplung bzw. engere Verzahnung von Projektmodulen der bisher unabhängig voneinander verfolgten Projektansätze „KliWES/Modell ArcEGMO“ und „Nährstoffatlas Sachsen/Modell STOFFBILANZ“.

Die unter Berücksichtigung von Landnutzungs- und Klimaänderungen ermittelten Ergebnisse für einen prognostischen Wasserhaushalt im Rahmen des bisherigen Projektkomplexes „KLIWES - Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen“ lassen weitere Abschätzungen der Entwicklung des zukünftigen zu erwartenden Stoffhaushalts zu.

Aufbauend auf den Realisierungen und Ergebnissen des bisherigen KliWES-Projekt-Komplexes der Säulen A, B und C sowie des Projekt-Komplexes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ (Modellbasis „STOFFBILANZ“) auf der mittleren Maßstabsebene, sollen nunmehr unter Berücksichtigung erwarteter Einflusseffekte des Klimawandels und möglicher Änderungen der Landnutzung sachsenweite Bilanzierungen ausgewählter Komponenten des Wasser- und Nährstoffhaushaltes abgebildet und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Zustand der sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper bewertet sowie erforderliche regionale Management- bzw. Maßnahmenstrategien zur Anpassung von Land- und Wasserwirtschaft an die erwarteten Folgen des Klimawandels abgeleitet bzw. weiter optimiert werden.

Die Anwendung des Nährstoffmodells STOFFBILANZ erfolgt für die im Projekt KliWES mit dem Modell ArcEGMO bearbeiteten sächsischen Flussgebiete. Die Berechnungsschrittweite der Modellierung beträgt ein Jahr, wobei hinsichtlich der einbezogenen Klima- bzw. Wasserhaushaltsdaten für den Istzustand und für die jeweiligen Projektionsszenarien jeweils Mittelwerte einer mehrere Jahre umfassenden Reihe genutzt werden. Im Gegensatz zur Betrachtung eines Einzeljahres wird damit eine mögliche Beeinflussung der Ergebnisse für den betrachteten Zeitraum durch Extremjahre abgebildet. Die räumliche Berechnungsgrundlage bilden die vorliegenden 500 x 500 m-Rasterelemente.

Die Kopplung KliWES – STOFFBILANZ erfolgt in zwei Stufen:

- Erarbeitung von Grundlagen und Methoden für eine Kopplung der bisherigen Ergebnisse aus KliWES/ArcEGMO und Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ sowie deren Erprobung in ausgewählten Beispielgebieten
- Flächendeckende Anwendung der erarbeiteten Lösung in den mit dem Modell KliWES/ArcEGMO bearbeiteten Flussgebieten bzw. Teileinzugsgebieten in Sachsen

Im Rahmen des oben genannten Themas werden über den geplanten Laufzeitraum des Teilprojektes die nachfolgend beschriebenen Leistungen inklusive der darin enthaltenen näher beschriebenen Aspekte bearbeitet:

Teil 1: Vorarbeiten inklusive der Anpassung von Daten- bzw. Modellgrundlagen, Erstellung bzw. Abstimmung Schnittstellen, Auswahl Klimaprojektionen

- Vergleich der Methoden der Wasserhaushaltsberechnung und der weiteren Rahmen- bzw. Randbedingungen und Eingangsdaten der Projekte KliWES/ArcEGMO und Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ
- Vergleich der berechneten Wasserhaushaltskomponenten sowie Ermittlung und Bewertung von methodisch bedingten Abweichungen der Ergebnisse in beiden Projekten, Ableitung vergleichbarer Wasserhaushaltskomponenten aus KliWES/ArcEGMO für die Anwendung in Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ

- Erstellung eines Konzeptes für die Übergabe von Wasserhaushaltsdaten aus KliWES an STOFFBILANZ (zeitliche/räumliche Auflösung, Parameterumfang etc.) sowie technische Umsetzung des betreffenden Konzeptes (Schaffung der Modellschnittstellen, Definition der Datenübergabeformate etc.)
- Auswahl und Eignungsprüfung von drei Klimaprojektionsdatenreihen (vorzugsweise aus WETTREG2010-Modell; Realisierungen 00, 66 und 99, jeweils 1961 bis 2100) aus den bisherigen Wasserhaushaltsberechnungen des Projektes KliWES für Nährstoffhaushaltsmodellierungen mit STOFFBILANZ

Teil 2: Aktualisierung Wasserhaushaltsgrundlagen; Durchführung von Testrechnungen in Beispielsgebieten/ Neuimplementierung Wasserhaushalt

- Aufbereitung der für die Beispielgebiete vorliegenden KliWES /ArcEGMO-Modellergebnisse des Wasserhaushalts auf Jahresbasis für den Istzustand und Übertragung dieser Ergebnisse auf das Projektraster Nährstoffatlas Sachsen/ STOFFBILANZ (500 m x 500 m-Arbeitsrastergröße)
- Fortschreibung der vorliegenden bisherigen Wasserhaushalts-Datenbasis für den Istzustand aus Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ für die ausgewählten Beispielgebiete auf Grundlage der KliWES/ArcEGMO-Ergebnisse und Implementierung als „neuer Wasserhaushalt“ in STOFFBILANZ sowie Vergleich mit dem „alten Wasserhaushalt“ in STOFFBILANZ. Daraus resultierende Unterschiede werden herausgearbeitet und fachlich interpretiert.
- Anhand der Beispielgebiete werden Ergebnisse der Wasserhaushaltsgrößen für den Istzustand mit denen anderer Modelle verglichen (z. B. Hydrologischer Atlas von Deutschland [HAD]).

Teil 3: Ermittlung von gewässerbezogenen Stickstoff- und Phosphoreinträgen (Istzustand und Prognose Zustände 2050 und 2100) unter Anwendung Modell STOFFBILANZ und Berücksichtigung von Klimaprojektionen

- Nach erfolgreicher Testung und vorliegenden KliWES -Wasserhaushaltsdaten für die mit ArcEGMO bearbeiteten Flussgebiete bzw. Teileinzugsgebiete in Sachsen werden diese für die Situationsabbildung des Istzustandes und für die der drei projektspezifisch ausgewählten Klimaprojektions-Datenreihen (Vorschlag: WETTREG-2010-Realisierungen – 00; 66 und 99) für den Zeitraum 2050 und 2100 zur Nährstoffbilanzierung mit dem Modell STOFFBILANZ bereitgestellt.
- Die Ergebnisse für den Istzustand und für die Prognosezustände 2050 bzw. 2100 werden in die Modellumgebung von STOFFBILANZ/Nährstoffatlas Sachsen integriert (Arbeitsraster 500 m x 500 m). Landnutzungsverteilung und Bewirtschaftung werden für die drei ausgewählten Klimaszenarien-Reihen (Vorschlag: WETTREG-2010-Realisierungen – 00; 66 und 99) analog der bisherigen Bilanzrechnung für den Zeitschnitt 2012 im Modell STOFFBILANZ (s. GEBEL et al. 2014) übernommen. Somit sind evtl. Bilanzänderungen der Nährstoffeintragsituation ausschließlich durch die zu Grunde liegenden veränderten Klimabedingungen und deren Einfluss auf den Wasserhaushalt bedingt.
- Ermittlung der gewässerbezogenen Nährstoffeinträge für die mit ArcEGMO bearbeiteten Flussgebiete in Sachsen zunächst für den repräsentativen Istzustand in gekoppelter Anwendung der Modellergebnisse von KliWES/ArcEGMO und Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ (ein Modelldurchlauf).
- Ermittlung der gewässerbezogenen Nährstoffeinträge für die mit ArcEGMO bearbeiteten Flussgebiete in Sachsen auf Basis des im Projekt KliWES ermittelten prognostischen Wasserhaushaltes für die Prognosezustände 2050 und 2100 unter Berücksichtigung von drei festgelegten Klimaprojektions-Datenreihen (Vorschlag: WETTREG-2010-Realisierungen – 00; 66 und 99) in gekoppelter Anwendung der Modellergebnisse von KliWES/ArcEGMO und Nährstoffatlas Sachsen/ STOFFBILANZ (insgesamt sechs Modelldurchläufe)
- Vergleichende Analyse der für die unterschiedlichen Zustände vorliegenden Nährstoffbilanz- und Wasserhaushaltsdaten für die mit ArcEGMO bearbeiteten Flussgebiete in Sachsen in der mittleren Maßstabsebene in gekoppelter Anwendung der Modellergebnisse von KliWES/ArcEGMO und Nährstoffatlas Sachsen/STOFFBILANZ

Teil 4: DV-technische Anpassung und Erweiterung der Datenbasis im STOFFBILANZ-Viewer mit Einbindungsfokus der Modellkopplungs-Projektergebnisse

- Aufbau und Modularisierung sowie Einbindung der Viewer-Nutzeroberfläche
- Funktionale Anpassungen (Layereinbindung, Auswerteebenen, Statistiken)
- Freischaltung Viewer, Bereitstellung und Pflege

2 Vorstellung und Vergleich der Methoden

2.1 Eingangsdaten und Bezugsebenen

Im Folgenden werden die für die jeweiligen Wasserhaushaltsberechnungen in den Projekten KliWES bzw. Nährstoffatlas Sachsen genutzten Datengrundlagen und Bezugsebenen kurz gegenübergestellt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Datengrundlagen und Bezugsebenen in den Projekten KliWES und Nährstoffatlas Sachsen

Thema	KliWES	Nährstoffatlas Sachsen
Kleinste räumliche Bezugseinheit	Hydrotop mit homogener Nutzung	Raster 500 m x 500 m als kleinste gemeinsame Geometrie
DGM	DGM25	ATKIS (DGM/Q2)
Hydrogeologische Übersichtskarte	HÜK 200 und daraus abgeleitete 25 Klassen gleicher hydrogeologischer Eigenschaften	HÜK 200
Bodenkarte	BKkonz 1:25.000 + BÜK 200	BK 50
Flächennutzung	ATKIS (Dominanzprinzip)	ATKIS (gewichtetes Dominanzprinzip)
Versiegelungsgrad	IRS1C für 14 ausgewählte Stadtflächen, pauschaler Wert für alle weiteren Ortschaften	IRS1C
Fruchtartenanteile	Definition von Ackerflächen, keine Untergliederung nach Fruchtartenanteilen	Je Feldblock (2012)
Geförderte Agrarumweltmaßnahmen	Keine Maßnahmen implementiert	Förderkulisse S1, S2, S3, S5 und Ö1 je Feldblock (2010-2012)
Nicht geförderte zusätzliche Maßnahmen	Keine Maßnahmen implementiert	Kulisse für nicht dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung, Zwischenfrucht, Untersaat (2010-2011)
Dränflächenanteile	potenziell dränierte Flächen nach Möller et al. (2009)	nach STEININGER et al. (2013)
Niederschlag	1961–2010 (DWD-Stationsdaten, regionalisiert)	1961–2005 (KliWeP-Rasterdaten)
Temperatur	1961–2010 (DWD-Stationsdaten, regionalisiert)	1961–2005 (KliWeP-Rasterdaten)
Globalstrahlung	1961–2010 (DWD-Stationsdaten, regionalisiert)	1961–2005 (KliWeP-Rasterdaten)

2.2 Methode KliWES

Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und Geologie erfolgte am Lehrstuhl für Hydrologie der TU Dresden die Berechnung des Wasserhaushalts für den Raum Sachsen. Das als KliWES (Auswirkungen der prognostizierten **K**limaänderungen auf den **W**asser- und **S**toffhaushalt in den **E**inzugsgebieten der sächsischen Gewässer) bezeichnete Projekt hatte eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung verschiedener Wasserhaushaltskomponenten unter sich ändernden klimatischen Bedingungen zum Ziel. Die grundlegende Vorgehensweise in KliWES zeigt die Abbildung 1. Nähere Informationen hierzu können auch SCHWARZE et al. (2014) entnommen werden.

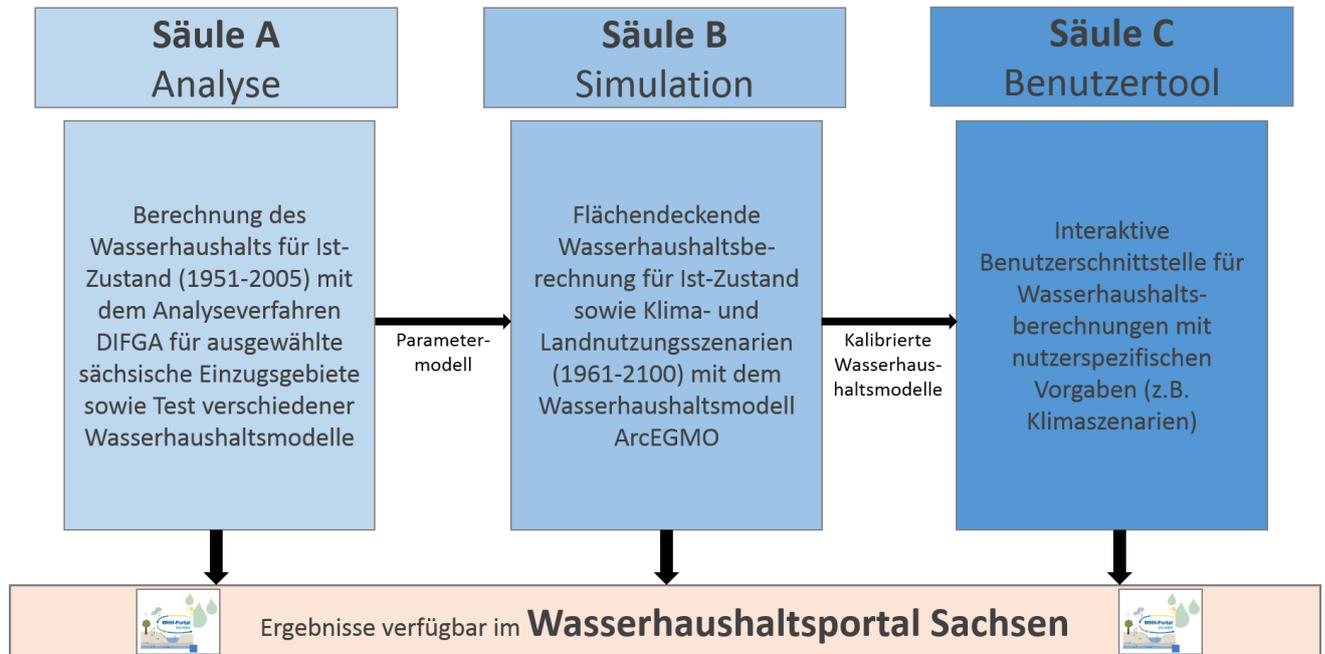


Abbildung 1: Übersicht zum Konzept des KliWES-Projektes

In Säule A wurden vorhandene langjährige Beobachtungsdaten (1951–2005) in 113 sächsischen Einzugsgebieten mittels DIFGA analysiert. Im Ergebnis liegen gebietsbezogene und sachsenweit regionalisierte Angaben zum Wasserhaushalt und zu Modellparametern (Rezessionskonstanten, Speicherraumgrößen) vor. Diese Ergebnisse dienen der Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der Untersuchungen in den Säulen B und C.

In Säule B erfolgten Berechnungen für den Istzustand (1961–2010) und Simulationen der Auswirkungen von 13 Klima- und Landnutzungsszenarien auf den Wasserhaushalt für den Zeitraum von 1961 bis 2100. Weiterhin wurden Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und der demografischen Entwicklung untersucht. Das hierfür verwendete Wasserhaushaltsmodell ArcEGMO verfügt über eine Reihe von Ansätzen für die unterschiedlichen abzubildenden Prozesse. Die Untergliederung der jeweiligen Raumebenen und Prozesse zeigt Abbildung 2.

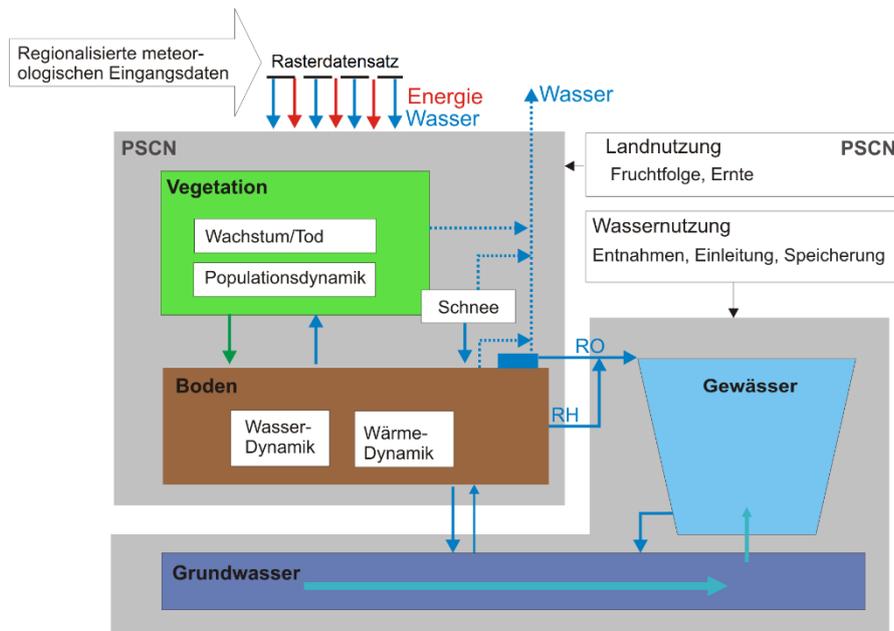


Abbildung 2: Konzept des Modellsystems ArcEGMO (nach KLÖCKING 2009)

„Für jede Modellebene wird entsprechend der räumlichen Variabilität der prozessbestimmenden Raumeigenschaften eine spezifische Raumgliederung angewendet. Die dominanten Eigenschaften sind bei den vertikalen Prozessen die Landnutzung/Vegetation und die Bodentypen in Verbindung mit der Topografie. Die lateralen Prozesse werden hingegen primär durch die Topografie und die hydrogeologischen Bedingungen im Untergrund bestimmt.“ (LfULG 2011). Zur Beschreibung der Fließprozesse im Untergrund wurde ArcEGMO mit dem Grundwasserhaushaltsmodell SLOWCOMP gekoppelt.

Folgende Modellansätze wurden für die Abbildung der einzelnen Prozesse verwendet (PFÜTZNER et al. 2007; KLÖCKING 2012):

- Schneedynamik: Schneemodell nach KOITZSCH & GÜNTHER (1990)
- Potenzielle Verdunstung: Grasreferenzverdunstung
- Pflanzenwachstum: statisches und dynamisches Wachstumsmodell
- Nadelwald, Grünland, Gewässer, urbane Flächen, Moor, vegetationslose Flächen: statischer Ansatz
- Mischwald, Laubwald, Acker, Sonderkulturen: dynamischer Ansatz
- Interzeption: abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf
- Infiltration: Ansatz nach HOLTAN (1961)
- Bodenwasserdynamik: überarbeitetes Mehrschicht-Kapazitätsmodell nach KOITZSCH (1977) und GLUGLA (1969) (KLÖCKING 2003)
- Grundwasserabfluss: SLOWCOMP (SCHWARZE et al. 1999)
- Direktabfluss: Ansatz der Kinematischen Welle,
- Fließprozesse im Gewässerbett: Einzellinearspeicheransatz.

Detaillierte Informationen zum Modellsystem ArcEGMO können PFÜTZNER et al. (2007) und BAH (2009, online) entnommen werden.

Um den Wasserhaushalt sachsenweit zu berechnen, wurden für 242 Einzugsgebiete ArcEGMO-Realisierungen erstellt. Die Modelle decken eine Fläche von ca. 18.000 km² ab. Um diese kalibrieren zu können, erfolgte zunächst die inverse Berechnung des Wasserhaushalts (1951–2005) mithilfe der Differenzganglinienanalyse DIFGA für 113 ausgewählte

Einzugsgebiete. Hierfür wurden langjährig beobachtete Niederschlags- und Durchflussreihen analysiert und mit einem inversen Verfahren auf den Wasserhaushalt der Gebiete geschlossen. Die berechneten mittleren Wasserhaushaltskomponenten sowie die Rezessionskonstanten und Speichergrenzwerte wurden, basierend auf einem physikalisch begründeten Regionalisierungskonzept, auf alle weiteren sächsischen Teileinzugsgebiete übertragen.

Damit waren die Grundlagen für die Kalibrierung geschaffen, deren Ziel eine realitätsnahe Umsetzung der ober- und unterirdischen Wasserhaushaltsprozesse war. Einerseits dienten die zuvor ermittelten Konstanten und Grenzwerte der Parametrisierung des integrierten Grundwasserabflussmodells SLOWCOMP, wodurch keine Kalibrierung der Speicher bzw. ihrer Speicherkonstanten erforderlich war. Hierdurch wurde vermieden, dass Massenbilanzfehler eines Modells mithilfe sehr groß gewählter Rezessionskonstanten für die Grundwasserspeicher versteckt werden. Andererseits flossen die aktuellen monatlichen bzw. mittleren langjährigen Wasserhaushaltskomponenten in die Kalibrierung der ArcEGMO-Modellrealisierungen ein. Je nach verfügbarer Datengrundlage wurden die Modelle für die Kalibrierung in mehrere Klassen unterteilt. Das aufwendigste Vorgehen betraf 113 Modelle, für die eine multikriterielle Optimierung anhand ausgewählter aktueller Wasserhaushaltskomponenten durchgeführt wurde. In den weiteren Klassen dienten die mittleren langjährigen Wasserhaushaltskomponenten und ggf. gemessene Durchflussreihen als Grundlage für die Kalibrierung.

Die Kalibrierung bzw. Optimierung erfolgte für vier ausgewählte Modellparameter, die die Verdunstung, die Durchlässigkeit des Bodens sowie die Aufteilung der Perkolation zu den beiden Grundwasserspeichern (schnell und langsam) beeinflussen. Die Kalibrierung verlief in zwei Stufen mit einem multikriteriellen Optimierungsalgorithmus. In der ersten Stufe erfolgte die Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltes durch gleichzeitige Optimierung der Verdunstungs- und Perkulationsberechnung. Im Ergebnis lagen für die Abflussbildungsprozesse eine optimale Aufteilung der Niederschlagsmenge in Abfluss und Verdunstung sowie eine optimale Aufteilung der Abflussmenge in schnell und langsam entwässernde Anteile vor. In einer zweiten Stufe wurde der Abflusskonzentrationsprozess optimal angepasst, indem der aus den DIFGA-Analysen bekannten mittleren Aufteilung der Perkolation auf schnelle und langsame Grundwasserabflüsse ein Jahresgang aufgeprägt wurde. Die Kalibrierungsrechnungen fanden auf Hydrotpebene mit der Rechenschrittweite von einem Tag statt. Die Prüfung des Ergebnisses der Kalibrierung erfolgte im Allgemeinen für die Teileinzugsgebiets- bzw. Modellebene durch Vergleich mit beobachteten bzw. mittels DIFGA aus Beobachtungen abgeleiteten Größen mit einem Set von Gütemaßen. Die beiden Gütemaße sind zum einen der P_{bias} (GUPTA et al. 1999) und zum anderen eine leicht abgewandelte Nash-Sutcliffe-Effizienz (1970), die als normierte absolute Abweichung bezeichnet werden kann, weil das Quadrieren der Terme entfällt.

An die Kalibrierung schlossen sich die Rechenläufe für den Istzustand und die 13 verfügbaren Klimaprojektionen an. Bei diesen handelte es sich einerseits um drei WETTREG2010-Projektionen, die auf dem Klimaszenario A1B basieren, und andererseits um zehn WEREX-Projektionen. Davon liegt acht Projektionen ebenfalls das A1B-Szenario zu Grunde und zwei basieren auf dem E1-Szenario.

Als Simulationsergebnisse des Istzustandes und der Klimaszenarien liefert ArcEGMO die Wasserhaushaltsgrößen reale Verdunstung ETR, Landoberflächenabfluss RO, Drainageabfluss DR, hypodermischem Abfluss RH sowie den Abflüssen aus der Kanalisation RK, schneller und langsamer Grundwasserabfluss RG1 bzw. RG2 und der Gesamtabfluss R als Summe aus allen Abflusskomponenten.

$$R = RO + RH + RK + DR + RG1 + RG2 \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

Um eine Vergleichbarkeit mit den Flüssen des Projektes STOFFBILANZ (s. Kapitel 0 und 2.3) zu gewährleisten, sollten einige der ArcEGMO-Ausgabegrößen wie folgt zusammengefasst werden.

$$RD = RO + RH \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

Direktabfluss RD

In Abhängigkeit vom hydrogeologischen Untergrund (Fest-/Lockergestein) sind die Größen RG1 und RG2 zusammenzufassen. Die hierfür in KliWES getroffene Konvention zur Berechnung der Grundwasserneubildung GWN (entspricht dem Grundwasserabfluss RG) zeigt Abbildung 3.

Lockergestein $RG = RG1 + RG2$ [mm a^{-1}]

Festgestein $RG = RG2$ [mm a^{-1}]

Grundwasserabfluss RG

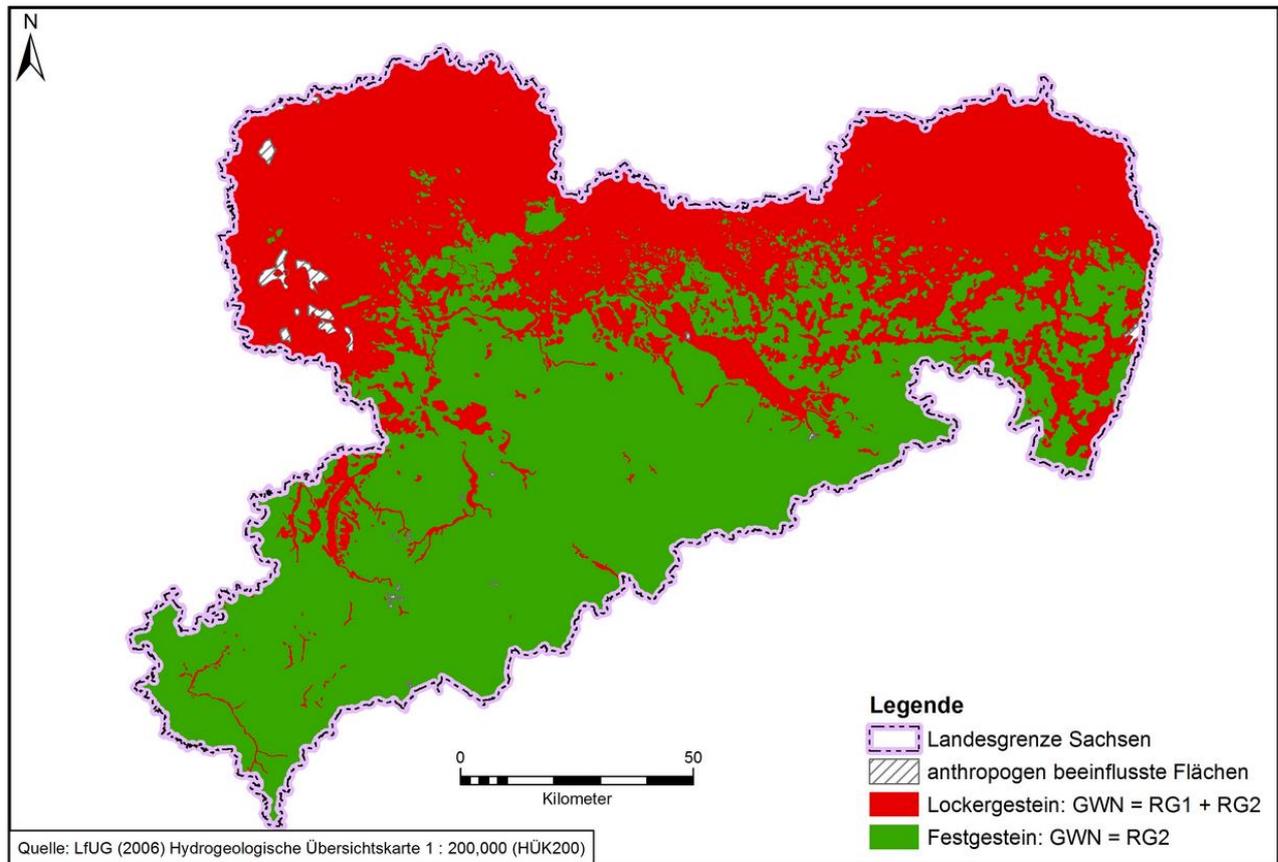


Abbildung 3: Berechnung Grundwasserabfluss RG in Sachsen

Neben den genannten Wasserhaushaltskomponenten werden für den Istzustand und die Klimaprojektionen die Größen Direktabfluss QS, schneller Grundwasserabfluss QG1 und langsamer Grundwasserabfluss QG2 für ausgewählte Pegel Einzugsgebiete ausgegeben.

Es ist darauf hinzuweisen, dass im Projekt KliWES für die Bergbauggebiete der Lausitz und des Leipziger Beckens sowie die Überflutungsflächen der Elbe vom Hochwasser 2002 keine Wasserhaushaltsmodelle aufgebaut wurden. Die in diesen Bereichen stattfindenden Wechselwirkungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser können durch das Modell ArcEGMO ohne zusätzliche Kopplung mit einem Grundwasserströmungsmodell nicht oder nur unzureichend abgebildet werden (s. SCHWARZE et al. 2014).

Die Kalibrierung der Modelle fokussierte nicht auf der Anpassung der Dynamik von Hochwasserereignissen. Die Direktabflussmenge im Istzustand wird zuverlässig abgebildet, wohingegen die Hochwasserscheitelabflüsse und die Hochwasserganglinienverläufe wegen des Rechenzeitschrittes (1 Tag) und der im Rahmen einer Wasserhaushaltsmodellierung nur stark vereinfachten Abbildung des Wellenablaufs im Gerinne mehr oder minder schlecht nachgebildet werden. Allen verwendeten Klimaprojektionen ist zudem eigen, dass sie praktisch keine extremen Niederschläge, wie sie z. B. 2002 zu beobachten waren, enthalten. Deswegen können aus den Projektergebnissen wohl Aussagen zur Direktabflussmenge, aber nur eingeschränkt Aussagen zur Hochwasserdynamik abgeleitet werden.

Auch muss auf den konstanten Grundwasserstand im Rahmen der Modellsimulationen hingewiesen werden. Weil in KliWES das Modell ArcEGMO sachsenweit nicht mit einem Grundwasserströmungsmodell zu koppeln war, rechnen alle

aufgestellten Modelle mit mittleren Grundwasserflurabständen. Diese wurden für den Istzustand abgeleitet. Weil die bis 2100 projizierten Temperaturzunahmen und Niederschlagsabnahmen vielfach eine deutliche Zunahme der Verdunstung erwarten lassen, führt dies auf grundwassernahen Flächen zu sehr hohen Zehrungsraten. Infolge des konstanten Grundwasserflurabstandes, verdunstet kontinuierlich Wasser aus dem Grundwasservorrat. In der Realität käme es jedoch in dieser Situation zum Absenken der Grundwasserstände und damit zu einer Reduktion der Zehrung. Durch den fehlenden Rückkopplungsmechanismus wird auf grundwassernahen Flächen die Zehrung im Rahmen der Klimaprojektionen überschätzt. Das kann u. a. auch zu einer Überschätzung der zukünftig in einzelnen Gebieten zu erwartenden Rückgänge des Grundwasserabflusses führen. Eine Kopplung mit einem Grundwasserströmungsmodell ist für flächendeckende großräumige Wasserhaushaltsberechnung wie in KliWES allerdings nicht möglich. Denkbare Alternativen wie eine stufenweise Absenkung der mittleren Flurabstände im Rahmen einer iterativen Wasserhaushaltsberechnung für Klimaprojektionen konnten bisher noch nicht erfolgen.

2.3 Methode STOFFBILANZ

Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz in jährlicher Auflösung im Modul WASSERBILANZ. Der Gesamtabfluss R ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse Oberflächenabfluss RO, Abfluss von versiegelter Fläche RS, Drainabfluss RD, Zwischenabfluss RI und Grundwasserabfluss RG (GEBEL et al. 2012a, 2012b):

$$R = RO + RD + RI + RG + RS \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

Oberflächenabfluss RO, Abfluss von versiegelter Fläche RS

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. Das SCS-Verfahren wurde in den USA anhand zahlreicher beobachteter Hochwasserereignisse und Infiltrationsmessungen für kleine Einzugsgebiete entwickelt. Die Untersuchung umfasste das damit verbundene Abflussverhalten unter Berücksichtigung der Landnutzung, Bodenbearbeitung, der Bodenart, der Bodenfeuchte und der Regenintensität. Das Ergebnis dieser Untersuchung ergab eine Curve Number (CN). Diese stellt den Gebietsrückhalt dar, das heißt, das maximale Speichervermögen des Bodens unter Berücksichtigung der Art der Landnutzung und dem Vorregen (abgebildet über drei Bodenfeuchteklassen). Um den Einfluss der Bodeneigenschaften hinsichtlich Versickerungsvermögen bzw. Abflussbereitschaft zu berücksichtigen, werden im SCS-Verfahren vier hydrologische Bodengruppen ausgewiesen. Diese werden für die Berechnung in STOFFBILANZ entsprechend den Bodenartengruppen zugewiesen (NRCS 2004; HALBFAß 2005; siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Ermittlung der CN₅-Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5 %)

Hauptnutzungsform	Bodenartengruppe (Kurzzeichen s. Tab. A4)			
	ss	Us, ls, tu, lu, su	Sl, ll, tl	Lt, ut, Hn, Hh
	CN ₅ -Wert			
Acker (konventionell)	67	78	86	89
Acker (konservierend)	62	73	79	80
Grünland	39	61	74	80
Laub-, Nadelwald	36	60	73	79
Obstbau	36	60	73	79
Weinbau	64	73	79	82
Siedlung	61 für unversiegelten Flächenanteil 99 für versiegelten Flächenanteil			
Gewässer	-			
Sonstiges	80			

Der CN_5 -Wert wird mit der Hangneigung wie folgt korrigiert:

$$CN_{slp} = \left(\frac{(CN_5 \cdot e^{(0,00673 \cdot (100 - CN_5))}) - CN_5}{3} \right) \cdot (1 - 2 \cdot e^{(-13,86 \cdot slp)}) + CN_5$$

mit CN_{slp} als der mit der Hangneigung slp [$m \cdot m^{-1}$] korrigierte CN -Wert. Der Gebietsrückhalt S [mm] und der Anfangsverlust I_A [mm] werden mit den nachfolgenden Gleichungen bestimmt:

$$S = \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \cdot 25,4$$

$$I_A = 0,03 \cdot S$$

Der mittlere, jährliche Oberflächenabfluss ergibt sich dann wie folgt mit d_p als der mittleren, jährlichen Anzahl der Niederschlagstage und P_d als der mittleren, täglichen Niederschlagssumme bezogen auf die Tage mit Niederschlag:

$$RO, RS = \frac{(P_d - I_A)^2}{(P_d - I_A + S)} \cdot d_p \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Die Berechnung des Oberflächenabflusses **RO** erfolgt bei den Hauptnutzungsformen *Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Laubwald, Nadelwald* und *Devastierung* für den hydrologisch angebotenen unversiegelten Flächenanteil. Auf den hydrologisch nicht angebotenen Flächen wird dagegen kein Oberflächenabfluss berechnet. Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform *Siedlung* werden grundsätzlich auf dem unversiegelten Flächenanteil der Oberflächenabfluss **RO** und auf dem versiegelten Anteil der Regenwasserabfluss **RS** berechnet.

Keine Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt für Zellen mit einer mittleren Hangneigung kleiner als $0,5^\circ$, auf drainierten Flächenanteilen und für Gewässerzellen.

Infiltration SW auf Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald:

Um den Zwischen- und Basisabfluss zu bestimmen, muss zuerst die Infiltrationsrate berechnet werden. Das Tub-BGR-Verfahren (Ad-hoc-AG Boden 2003; WESSOLEK et al. 2008) liefert Sickerwasserraten (Infiltrationsraten) auf der Basis von nutzungsspezifischen Regressionsgleichungen. Das Verfahren ist ausschließlich für mehrjährige Berechnungszeiträume entwickelt worden. Die Wahl der Regressionsgleichung erfolgt nach der Landnutzung und der Grundwasserbeeinflussung (Hydromorphiegrad) des Standortes. Die pflanzenverfügbare Wassermenge WV ist ein wichtiger Steuerparameter für die nachgeschalteten Regressionsgleichungen. Diese benötigen zur Ermittlung der Sickerwasserrate SW aus dem Boden folgende Eingangsparameter:

- Bodenart zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums $nFKWe$ und der kapillaren Aufstiegsmenge für die Vegetationsperiode KA_{kli} (01.04.–30.09.)
- Nutzungsart (Ackerland, Grünland, Nadelwald, Laubwald)
- Klimaparameter in Form von der jährlichen FAO-Gras-Referenzverdunstung ET_0 und die nach RICHTER (1995) korrigierten Jahresniederschläge P_{year} , Sommerniederschläge P_{summer} und Winterniederschläge P_{winter}

Gemäß TUB-BGR-Verfahren wird die Sickerwasserrate SW aus dem Boden aus der Differenz von Niederschlag P_{year} und realer Evapotranspiration ET_a gemäß der jeweiligen Regressionsgleichungen in Adhoc AG Boden (2003) berechnet.

Die Abschätzung von ET_a basiert auf der Abhängigkeit der ET_0 von Landnutzung und der pflanzenverfügbaren Wassermenge WV . Die pflanzenverfügbare Wassermenge [mm] wird aus der mittleren kapillaren Aufstiegsrate KA und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum $nFKWe$ sowie der Summe der korrigierten Sommerniederschläge

P_{summer} berechnet (Ad-hoc-AG Boden 2003). Vom Jahresniederschlag wird der Anteil des Oberflächenabflusses abgezogen:

$$WV = nFKWe + KA + P_{summer} \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}}\right) \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Der mittlere kapillare Aufstieg KA_{kli} wird in Abhängigkeit des Defizits der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr und der Landnutzung gemäß Ad-hoc-AG Boden (2003) berechnet.

Der Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs **KA** wird in Abhängigkeit vom Defizit der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr begrenzt, sodass **KA** nach folgenden Bedingungen ermittelt wird:

- (a) $KA = 0$ wenn $KA_{kli} = 0$
- (b) $KA = KA_{kli}$ wenn $KA_{max} > KA_{kli}$
- (c) $KA = KA_{max}$ wenn $KA_{max} \leq KA_{kli}$

Der maximale Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs KA_{max} wird aus der mittleren täglichen kapillaren Aufstiegsrate **KR** [mm/d] und der entsprechenden mittleren, täglichen Dauer des kapillaren Aufstiegs **ta** [d] berechnet (nach Ad-hoc-AG Boden 2003):

$$KA_{max} = KR \cdot ta \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

In STOFFBILANZ wird für die Ermittlung von KA_{max} die mittlere tägliche kapillare Aufstiegsrate **KR** in Abhängigkeit der Bodenartengruppe für grundwasserbeeinflusste Bodentypen festgelegt. Für alle anderen Bodentypen wird der Wert auf 0 gesetzt.

Infiltration SW für Siedlung, Weinbau, Obstbau, Sonstige Nutzungen:

Für die Hauptnutzungsformen Siedlung, Weinbau, Obstbau und Sonstiges wird die Sickerwasserrate (Infiltration) nach LIEBSCHER & KELLER (1979, modifiziert von WENDLAND et al. (1993) abgeschätzt:

$$SW = 0,86 \cdot P_{year} - 111,6 \cdot \left(\frac{P_{summer}}{P_{winter}}\right) - 120 \cdot \log(KA + nFKWe) \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Dränabfluss:

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) raster-elementspezifisch zugewiesen (GEBEL et al. 2013).

$$RD = \frac{A_d \cdot SW}{100} \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Auf dem dränierten Flächenanteil wird auf die Berechnung der Abflusskomponenten RG, RO und RI verzichtet.

Grundwasser- und Zwischenabfluss:

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; GEBEL et al. 2012a). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient zur Festlegung der Abflussanteile. Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten.

Der Expositionsfaktor f_{exp} (mod. n. WESSOLEK 1997) beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten. Dementsprechend erhöht sich der Abfluss auf Nord-, Nordwest- und Nordost-exponierten Hängen, bei Süd-, Südwest- und Südost-Exposition verringert er sich dagegen (siehe GEBEL et al. 2012a). Der Expositionsfaktor wird nur bei der Berechnung des Grundwasser- und Zwischenabflusses auf Ackerstandorten eingesetzt.

Grundwasserabfluss RG und Zwischenabfluss RI berechnen sich gemäß der nachfolgenden Gleichungen. Dabei werden der Dränflächenanteil A_d und der Anteil versiegelter Flächen A_{seal} berücksichtigt. Kein Grundwasserabfluss wird für gedränte Flächen berechnet, für versiegelte Flächen wird eine Durchlässigkeit von 25 % angenommen.

$$RG = \frac{SW \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}}\right) \cdot f_q \cdot \left(1 - \frac{A_d}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0,75 \cdot A_{seal}}{100}\right)}{f_q} \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

$$RI = (f_q - 1) \cdot RG \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

2.4 Übertragung des hydrotopbezogenen KliWES-Wasserhaushaltes auf die Nährstoffatlas-Rasterebene

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Übertragung der in KliWES auf der Hydrotopebene abgebildeten Wasserhaushaltskomponenten auf die Rasterebene von Nährstoffatlas vorgestellt. Die Darstellungen beziehen ausdrücklich nur diejenigen Gebiete ein, für die Daten von KliWES – Säule B vorliegen (Abbildung 4 bis Abbildung 9). Alle anderen Gebiete (Elbeschlauch, Bergbauggebiete) werden hierbei ausgeklammert.

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ kliwes

Vergleichsmodell: SZ kliwes

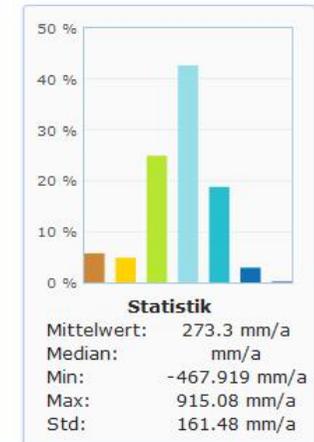
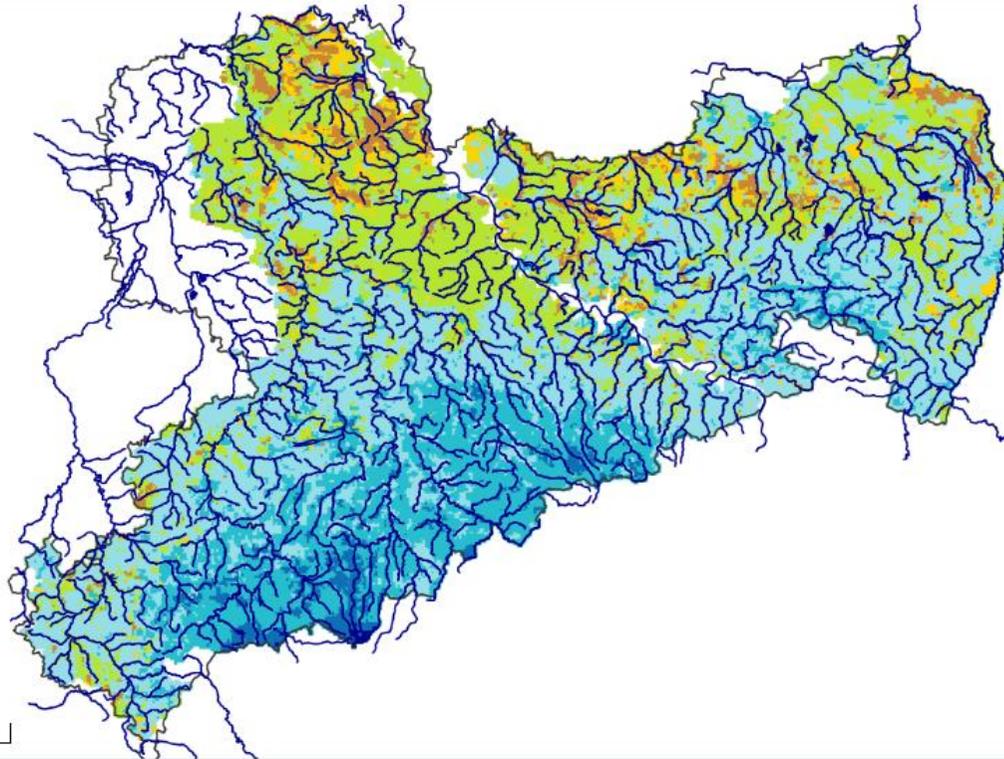
Raumkategorie: Gesamtgebiet -

Parameter: Wasserbilanz [Ergebnisdaten - Raster] Gesamtabfluss

- ▷ topographische Layer
- ▷ administrative Layer
- ▷ externe WMS-Dienste

Gesamtabfluss [mm/a]

- <50
- 50-100
- 100-200
- 200-400
- 400-600
- 600-800
- >800



Kliwes/Stoffbilanz-Karten

Kliwes-Karten

Abbildung 4: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Gesamtabfluss R nach KliWES – Säule B

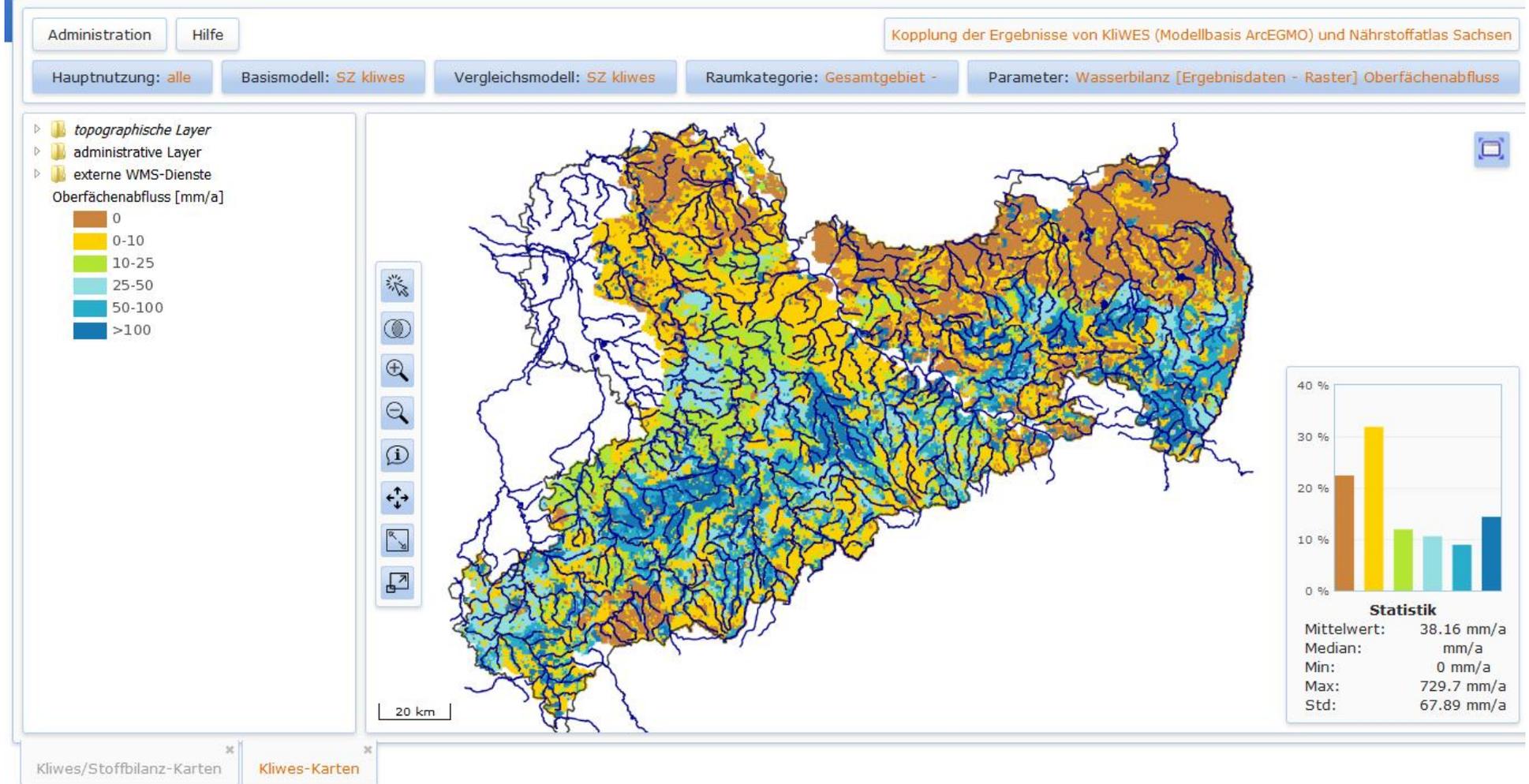


Abbildung 5: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Landoberflächenabfluss RO nach KliWES – Säule B

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ kliwes

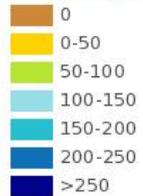
Vergleichsmodell: SZ kliwes

Raumkategorie: Gesamtgebiet -

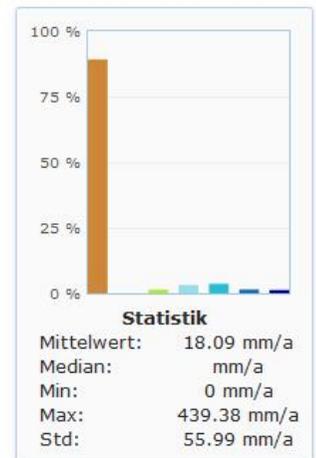
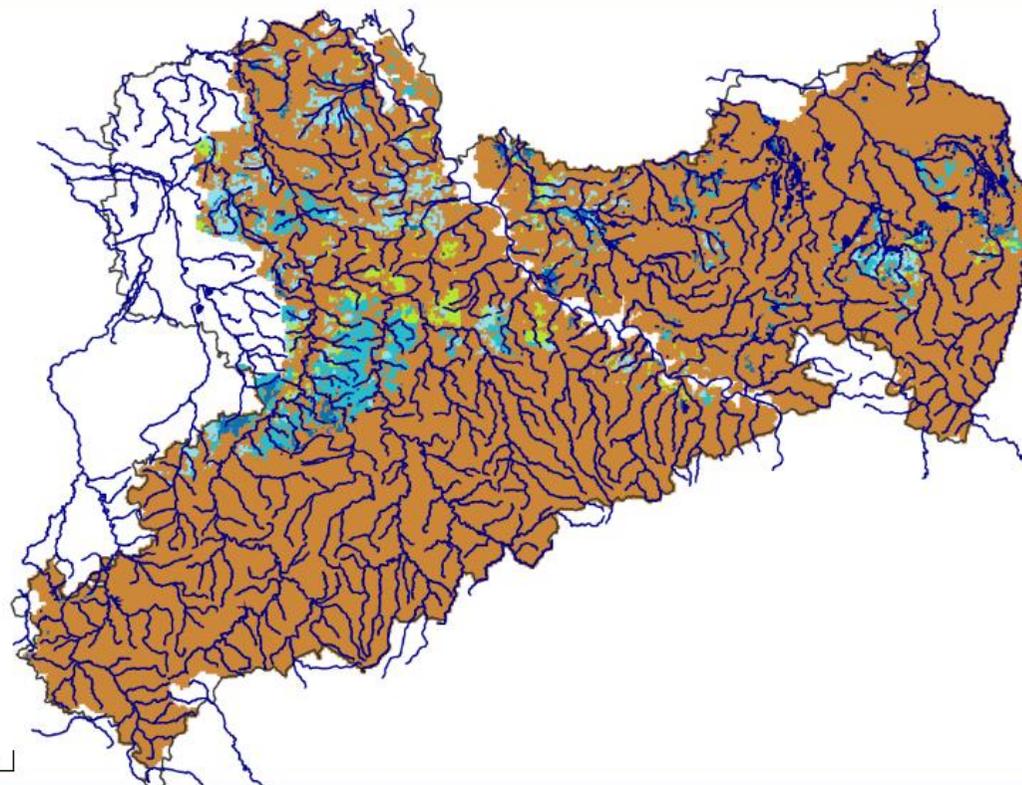
Parameter: Wasserbilanz [Ergebnisdaten - Raster] Dränabfluss

- ▷ topographische Layer
- ▷ administrative Layer
- ▷ externe WMS-Dienste

Dränabfluss [mm/a]



20 km



Kliwes/Stoffbilanz-Karten

Kliwes-Karten

Abbildung 6: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Dränabfluss DR nach KliWES – Säule B

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ kliwes

Vergleichsmodell: SZ kliwes

Raumkategorie: Gesamtgebiet -

Parameter: Wasserbilanz [Ergebnisdaten - Raster] hypodermischer Abfluss

- ▷ topographische Layer
 - ▷ administrative Layer
 - ▷ externe WMS-Dienste
- hypodermischer Abfluss [mm/a]
- 0
 - 0-50
 - 50-100
 - 100-150
 - 150-200
 - 200-250
 - >250



20 km

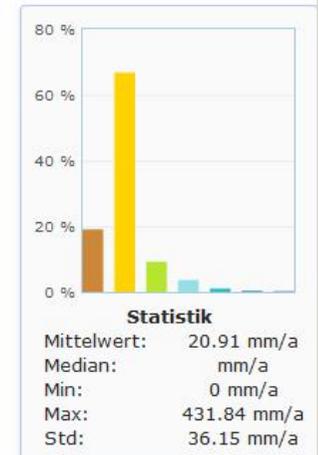
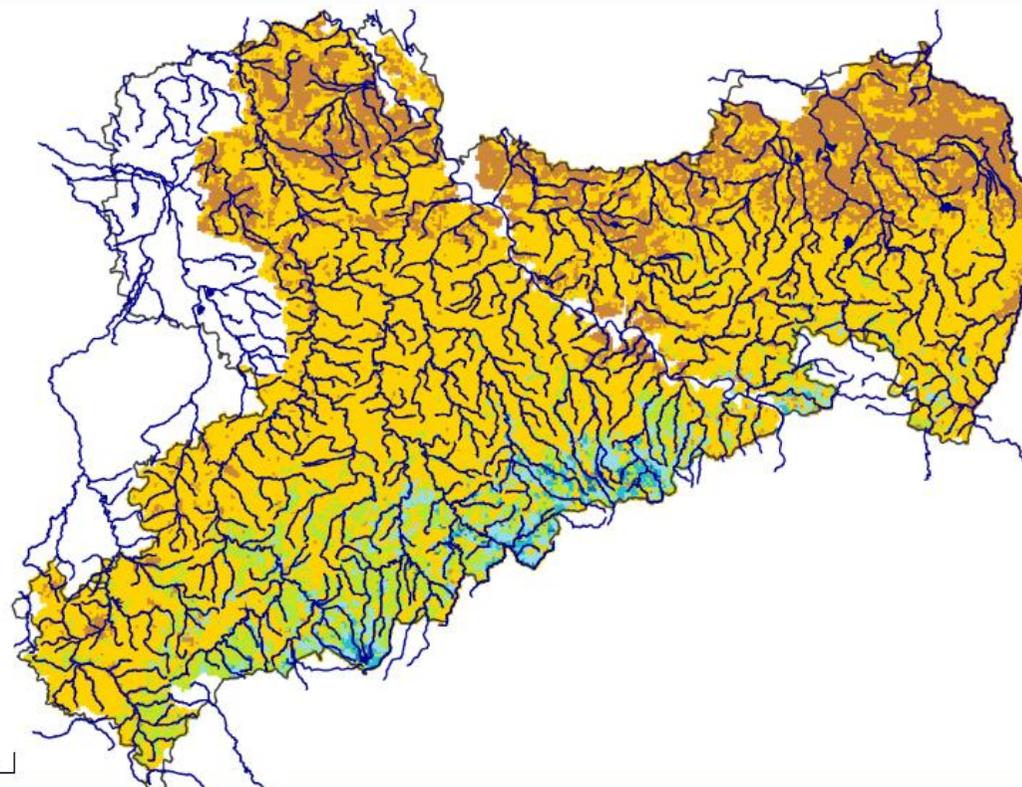


Abbildung 7: Rasterbezogener mittlerer langjähriger hypodermischer Abfluss RH nach KliWES – Säule B

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ
kliwes

Vergleichsmodell: SZ
kliwes

Raumkategorie: Gesamtgebiet

Parameter: Wasserbilanz [Ergebnisdaten - Raster] schneller Grundwasserabfluss

- ▷ topographische Layer
- ▷ administrative Layer
- ▷ externe WMS-Dienste

schneller Grundwasserabfluss [mm/a]

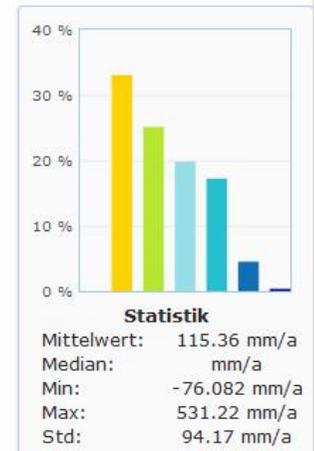
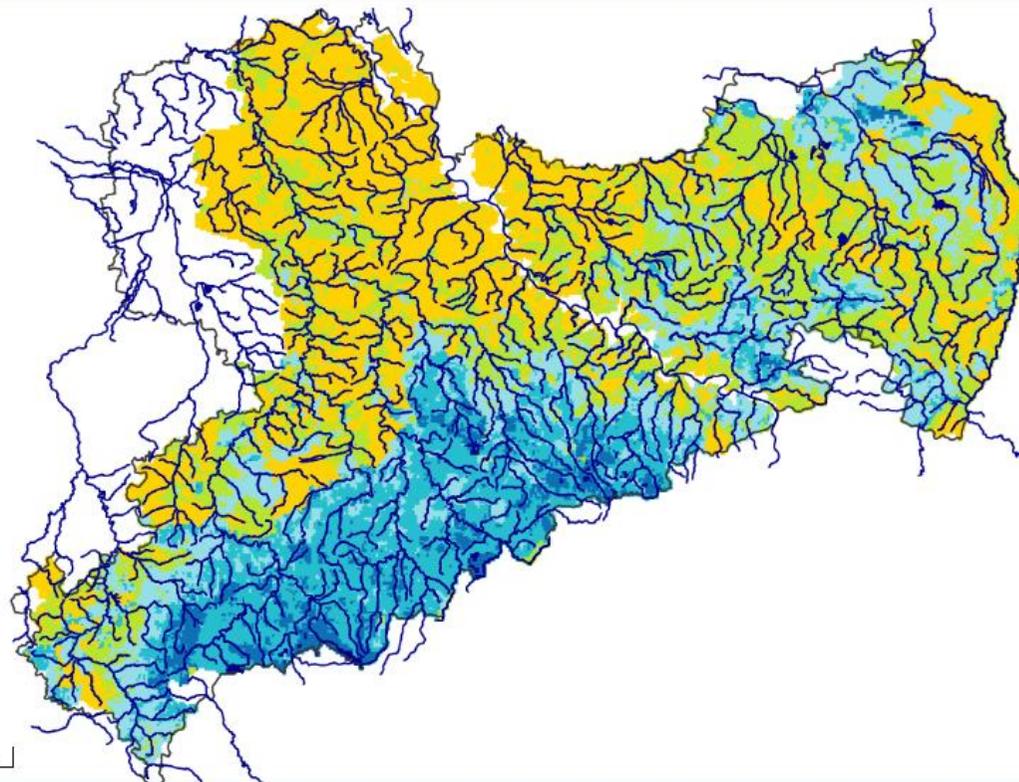
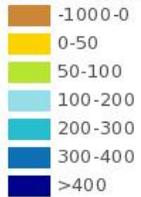


Abbildung 8: Rasterbezogener mittlerer langjähriger schneller Grundwasserabfluss RG1 nach KliWES – Säule B

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung:
alle

Basismodell: SZ
kliwes

Vergleichsmodell: SZ
kliwes

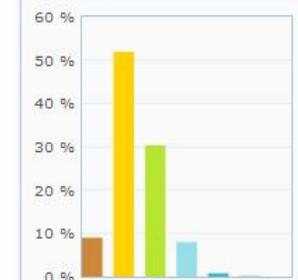
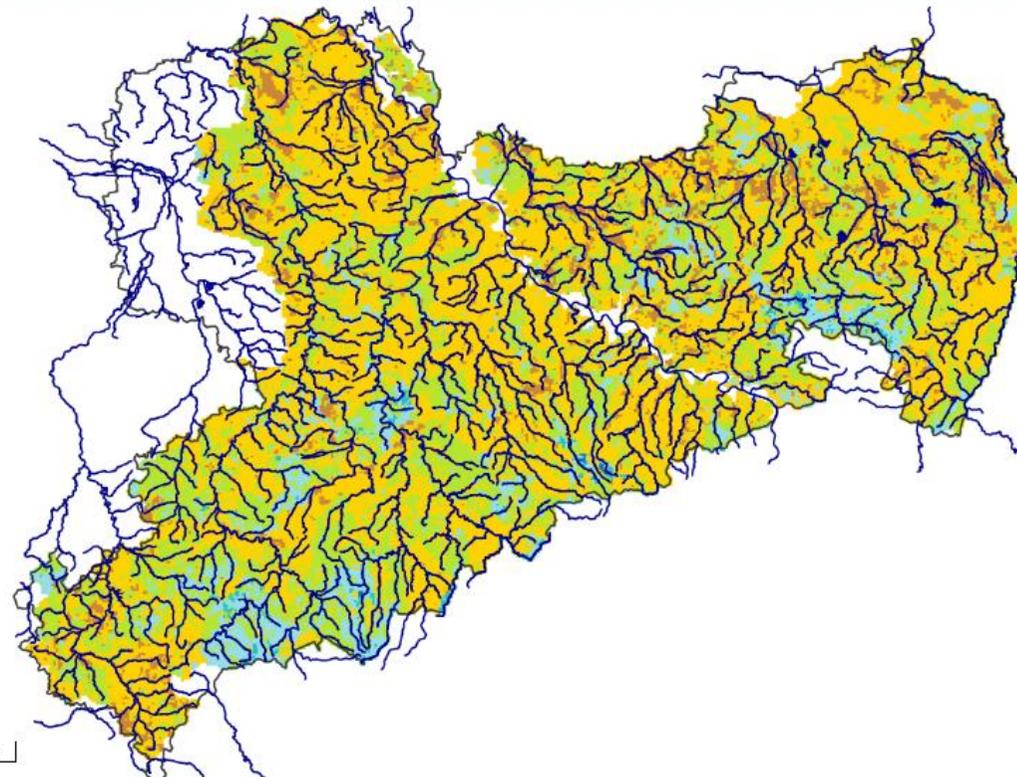
Raumkategorie: Gesamtgebiet

Parameter: Wasserbilanz [Ergebnisdaten - Raster] langsamer Grundwasserabfluss

- topographische Layer
 - administrative Layer
 - externe WMS-Dienste
- langsamer Grundwasserabfluss [mm/a]



20 km



Statistik

Mittelwert: 80.79 mm/a
Median: mm/a
Min: -528.686 mm/a
Max: 477.28 mm/a
Std: 90.37 mm/a

Kliwes/Stoffbilanz-Karten

Kliwes-Karten

Abbildung 9: Rasterbezogener mittlerer langjähriger langsamer Grundwasserabfluss RG2 nach KliWES – Säule B

2.5 Zusammenfassender Methodenvergleich und Zuordnung der Abflusskomponenten

Aus den vorangegangenen Kapiteln ergibt sich, dass sich die Simulation des Wasserhaushalts in KliWES bzw. Nährstoffatlas insbesondere hinsichtlich der zeitlichen Auflösung (1 Tag, 1 Jahr) signifikant unterscheidet. Die Simulation in KliWES ist deutlich stärker prozessbasiert, wohingegen die im Nährstoffatlas vorgenommenen Berechnungen unter Nutzung einschlägiger Pedotransferfunktionen nur eine stärker verallgemeinernde Betrachtung zulassen. Demgemäß ist auch die Aufteilung der Abflusskomponenten im Nährstoffatlas in Zwischen- und Basisabfluss in Abhängigkeit von den Steuergrößen Neigung und Bodentyp (als Indikator für Grund- oder Stauwassereinfluss) nur geeignet, die ungefähre Größenordnung der Einzelkomponenten abzubilden. Beim direkten Vergleich der simulierten Abflüsse von KliWES und Nährstoffatlas ist also davon auszugehen, dass teilweise erhebliche Abweichungen hinsichtlich Abflussmenge und Abflussverteilung auftreten können. Vor der Integration der KliWES-Ergebnisse in den Nährstoffatlas muss deshalb geprüft werden, inwieweit die Passfähigkeit der in KliWES abgebildeten Abflusskomponenten gegeben ist bzw. wie diese idealerweise hergestellt werden kann, inwieweit sich die Ergebnisse unterscheiden und welche Folgen dies für die sich anschließenden stoffhaushaltlichen Betrachtungen im Nährstoffatlas hat.

Eine Zusammenstellung der berechneten Abflusskomponenten in KliWES bzw. Nährstoffatlas Sachsen zeigt Abbildung 10.

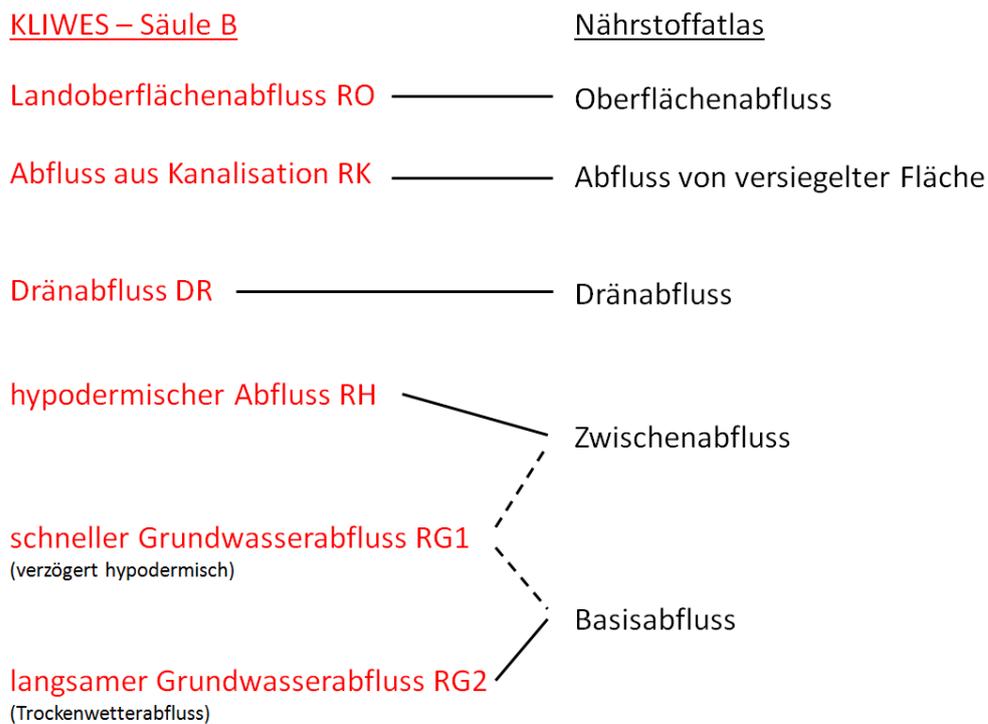


Abbildung 10: Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012)

Abbildung 10 verdeutlicht, dass den in KliWES – Säule B enthaltenen Abflusskomponenten im Wesentlichen auch ein Pendant im Nährstoffatlas entsprechen dürfte.

Die schnellen Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Abfluss aus der Kanalisation und Dränabfluss lassen sich dem Oberflächenabfluss, dem Abfluss von der versiegelten Fläche und dem Dränabfluss von Nährstoffatlas zuordnen. Verteilung und mengenmäßige Differenzen können somit durch direkten Vergleich je Komponente und Teilgebiet ermittelt werden.

Der hypodermische Abfluss RH lässt sich dem Zwischenabfluss von Nährstoffatlas zugordnen. Schwieriger ist dagegen die Zuordnung des schnellen Grundwasserabflusses RG1 von KliWES, der im Tieflandsgebiet als Talgrundwasserleiter gemeinsam mit dem Trockenwetterabfluss RG2 die Grundwasserkomponente abbildet. Im Festgesteinsbereich handelt es sich bei RG1 dagegen um den Abfluss in der oberen Zersatzzone, der eher dem Zwischenabfluss von Nährstoffatlas entsprechen dürfte. Auch auf den pseudovergleyten Böden im Lössgebiet ist eine Zuordnung von RG1 zum Zwischenabfluss gerechtfertigt. Insofern gehen die sich in den Folgekapiteln anschließenden Arbeiten zur Vorbereitung und Prüfung der Kopplung der Ergebnisse von KliWES und Nährstoffatlas von folgender Zuordnung der verzögerten Abflussanteile aus:

- Sächsische Heide- und Teichlandschaft: RG1 + RG2 (KliWES) → Basisabfluss (Nährstoffatlas)
- Sächsische Mittelgebirge und Vorland, Lössgebiet: RG2 (KliWES) → Basisabfluss (Nährstoffatlas)

3 Integration der berechneten Wasserhaushaltskomponenten für den Istzustand sowie Ermittlung und Bewertung von Ergebnisdifferenzen

3.1 Datenübergabe

Folgende Daten aus dem Projekt KliWES – Säule B für den Istzustand (1961-2010) wurden von der TU Dresden auf Hydrotopebene in monatlicher Auflösung im csv-Format an GALF übergeben:

- Niederschlag (korrigiert nach RICHTER, Nebelkorrektur nach SCHWARZE et al. 2013)
- Temperatur
- Oberflächenabfluss (RO)
- Abfluss über Kanalisation (RK)
- Hypodermischer Abfluss (RH)
- Dränabfluss (DR)
- Schneller Grundwasserabfluss (RG1)
- Langsamer Grundwasserabfluss (RG2)

Zusätzlich wurden shapes der Hydrotope, Teileinzugsgebiete und Einzugsgebiete übergeben. In der verfügbaren Datenbasis aus KliWES – Säule B sind die Bergbauggebiete in Ostsachsen und Westsachsen sowie der Bereich des Elbeschlauchs ausgespart.

3.2 Methodische Vorgehensweise bei der Kopplung von KliWES und Nährstoffatlas

Die Anbindung der Wasserhaushaltsergebnisse von KliWES an den Nährstoffatlas Sachsen erfolgt durch Verknüpfung der insgesamt 60.000 Hydrotope von KliWES an das Modellraster des Nährstoffatlas, indem jede der ca. 75.000 Rasterzellen demjenigen Hydrotop mit der größten Flächenüberdeckung des Rasters zugeordnet wird. Auf Basis dieses Links werden alle benötigten KliWES-Daten in die Rasterumgebung des Nährstoffatlas nach Dominanzprinzip integriert.

Hinsichtlich der extern einbezogenen Klimaparameter (z. B. interpolierter Niederschlag) ist eine gute Vergleichbarkeit gegeben, weil diese Werte relativ unabhängig von den Hydrotopen von KliWES bzw. Rastern von Nährstoffatlas zu sehen sind. Hinsichtlich der berechneten Wasserflüsse ist dagegen zu beachten, dass die hier eingegangenen Informationen zu Landnutzung, Versiegelung, Boden, Neigung von KliWES im Einzelfall nicht zwangsläufig der Information des Rasters von Nährstoffatlas entsprechen müssen. Insofern macht ein Vergleich auf der Rasterebene wenig Sinn, vielmehr müssen größere aggregierte Einheiten miteinander verglichen werden.

Der Vergleich bezieht ausdrücklich nur diejenigen Gebiete ein, für die Daten von KliWES – Säule B vorliegen. Alle anderen Gebiete (Elbeschlauch, Bergbauggebiete, ggf. kleinere Randbereiche) werden ausgeklammert. Im Rahmen der Kopplung ist angedacht, für diese Bereiche den bisherigen Wasserhaushalt des Nährstoffatlas zunächst beizubehalten, bis eine entsprechende übergabefähige Datengrundlage vorhanden ist.

3.3 Räumliche Betrachtungsebenen für den Ergebnisvergleich

Weil die Aufteilung der Abflusskomponenten in Abhängigkeit von den naturräumlichen Gegebenheiten variiert, orientieren sich die im Rahmen der nachfolgenden Ergebnisvergleiche notwendigen räumlichen Aggregationen überwiegend an den drei großen sächsischen Naturraumeinheiten:

- Sächsische Heide- und Teichlandschaft
- Sächsische Mittelgebirge und Vorland
- Sächsisches Lössgebiet

Die für das vorliegende Vorhaben neu aufgebaute und erweiterte Visualisierungs- und Auswertungsplattform STOFFBILANZ-Viewer kann für den Ergebnisvergleich direkt genutzt werden. Somit ergibt sich auch die Möglichkeit, die Bewertungen nicht nur in ausgewählten Teilgebieten, sondern in den vollständigen Naturraumeinheiten durchzuführen, ohne dass hier ein nennenswerter Mehraufwand entsteht.

3.4 Abgleich hinsichtlich nichtmeteorologischer Eingangsdaten

Bevor die Ergebnisse der Abflussbilanz und der Niederschläge als meteorologische Steuergröße gegenübergestellt werden, sollen noch Hinweise zu möglichen Abweichungen in beiden Datensätzen hinsichtlich der weiteren Eingangsdaten gegeben werden. Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Datenbasis von KliWES und Nährstoffatlas auf im Wesentlichen identischen oder sich sehr nahestehenden Basisdaten aufbaut (siehe Tabelle 1). Größer dürften die Unterschiede im Zuge der Weiterverarbeitung dieser Basisdaten sein.

Beim Nährstoffatlas wurde ein rasterbasierter Ansatz gewählt, bei dem die Merkmale der Eingangsdaten per Dominanzprinzip oder Mittelwertbildung auf das Raster bezogen wurden. Alle Simulationen erfolgen dann auf dieser Rasterebene, deren Elemente als quasi homogen angesehen werden. Der grundsätzliche Vorteil eines rasterbezogenen Ansatzes besteht in dem einfachen Datenmanagement, der Übersichtlichkeit für den Nutzer und der Möglichkeit alle gewünschten übergeordneten Geometrieebenen interaktiv mit Daten zu versorgen. Für die Übergabe der Hauptnutzung auf das Raster des Nährstoffatlas wurde ein gewichtetes Dominanzprinzip angewandt, bei dem sichergestellt ist, dass die Nutzungsverteilung je Landwirtschaftlichem Vergleichsgebiet derjenigen des Originaldatensatzes entspricht. Bei KliWES wurde dagegen mit der Einführung der Hydrotopebene eine Geometrieebene aufgebaut, die im Wesentlichen eine reale Nutzung nachzeichnet und dahingehend als homogen betrachtet werden kann. Somit ist nicht auszuschließen, dass die Modellergebnisse in einem Hydrotop mit einer definierten Nutzung auf ein Raster übertragen werden, dem im Rahmen der Erstellung des Nährstoffatlas eine davon abweichende Nutzung zugewiesen worden ist.

Abbildung 11 zeigt dies exemplarisch für drei ausgewählte Rasterzellen des Nährstoffatlas Sachsen. Die Rasterzellen weisen bei STOFFBILANZ den Landnutzungstyp Siedlung auf. Die Zahlen 2 (Siedlung) und 3 (Acker) innerhalb der dunkel- und hellblau markierten Polygone zeigen die Landnutzungstypen der Polygone aus KliWES an. Es ist zu erkennen, dass die Landnutzungstypen auf den einzelnen Flächen voneinander abweichen. Dies hat u. a. zur Folge, dass Hydrotope mit dränierter Ackerfläche (KliWES) sich mit Rasterflächen der Eigenschaft „Siedlung“ (STOFFBILANZ) überschneiden. Im Ergebnis weisen die gerasterten KliWES-Wasserhaushaltsdaten dann das Landnutzungsmerkmal „dränierter Siedlungsflächen“ auf, was in der Realität i. d. R. nicht vorkommt.

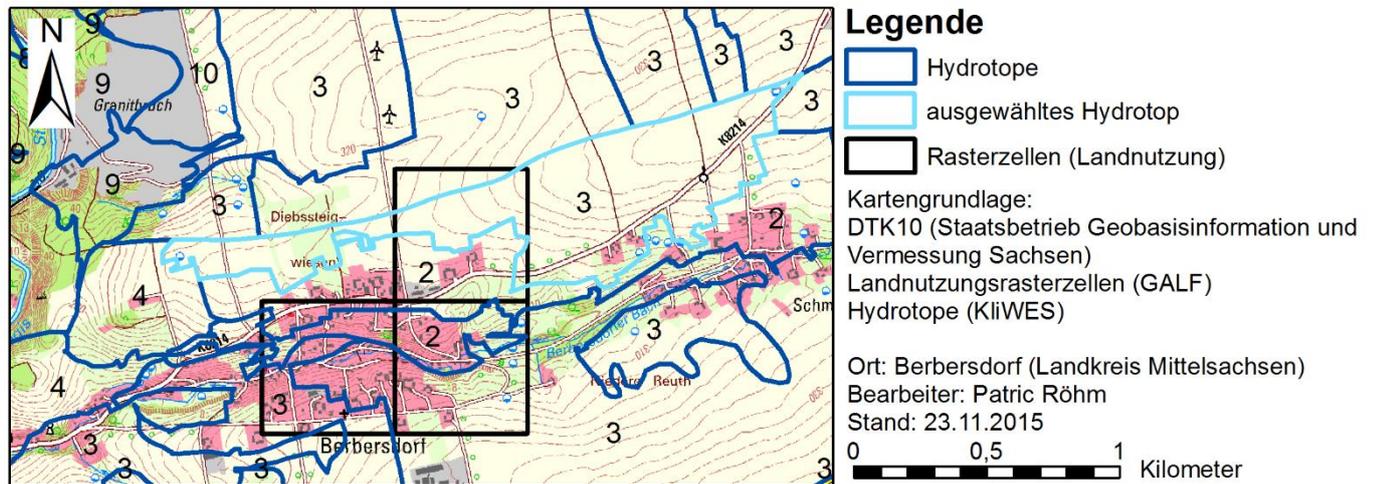


Abbildung 11: Ausschnitt dreier Rasterzellen des Nährstoffatlas Sachsen mit dem Landnutzungstyp Siedlung und den in KliWES verwendeten Hydrotopen (Landnutzungstyp 2 – Siedlung, 3 – Acker)

Unterschiede hinsichtlich der Datenquellen und der Auflösungsschärfe gibt es auch bei den landwirtschaftlichen Fachdaten, die aber für die Simulation des Wasserhaushalts auf der vorgegebenen Skala von untergeordneter Bedeutung sein dürften.

3.5 Rasterbezogener Vergleich der Niederschläge in Sachsen

Die jeweils auf Rasterbasis vorliegenden Verteilungen des langjährigen Niederschlags sind in Abbildung 12 und Abbildung 13 dargestellt. Hierbei zeigt Abbildung 12 das langjährige Mittel des in KliWES verwendeten Niederschlags im Zeitraum von 1961 bis 2010. Es ist die für Sachsen typische Verteilung eines Süd-Nord-Gefälles aufgrund der Topographie zu erkennen. Die Niederschlagswerte auf dem Erzgebirgskamm überschreiten 1.200 mm/a, während im Norden Sachsens weniger als 700 mm/a Niederschlag fallen.

Der für den Nährstoffatlas herangezogene Mittelwert des Niederschlags, der auf dem Zeitraum 1961 bis 2005 basiert, ist in der Abbildung 13 zu sehen. Im Gegensatz zum KliWES-Datensatz weist der Niederschlag in der Lausitz deutlich geringere Werte auf, wohingegen im Vogtland größere Werte angezeigt werden.

Ein genauerer Vergleich beider Datensätze erfolgt in Abbildung 14. Hierfür wurden die Niederschlagswerte des Nährstoffatlas von denen aus KliWES subtrahiert. Für den überwiegenden Teil der Fläche Sachsens weichen die langjährigen Jahresniederschlagssummen der beiden Datensätze (KliWES – STOFFBILANZ) deutlich voneinander ab. Während die Niederschlagswerte des KliWES-Projekts auf rund 50 % der Fläche Abweichungen von 50 mm/a und mehr gegenüber den STOFFBILANZ-Eingangsdaten aufweisen, liegen negative Abweichungen von -50 mm/a und weniger für weniger als 10 % der Fläche Sachsens vor. Diese negativen Abweichungen konzentrieren sich vor allem im Bereich des Vogtlandes. Das nördliche Elbeinzugsgebiet sowie der Bereich der Vereinigten Mulde zeigen nur geringe Unterschiede

zwischen den Niederschlagseingangsdaten von KliWES und STOFFBILANZ. Auffällig ist, dass sich in der Differenzenkarte Flussgebietsgrenzen deutlich abzeichnen, was bei Niederschlagsdaten innerhalb Sachsens eher nicht zu erwarten war. Besonders auffällig ist hier der abrupte Sprung und Unterschied zwischen der Weißen Elster (Abweichung < -50 mm/a) zur benachbarten Zwickauer Mulde (Abweichung $> +50$ mm/a). Deutlich sichtbar, wenn auch nicht so markant, ist die Grenze zwischen Neiße und Spree.

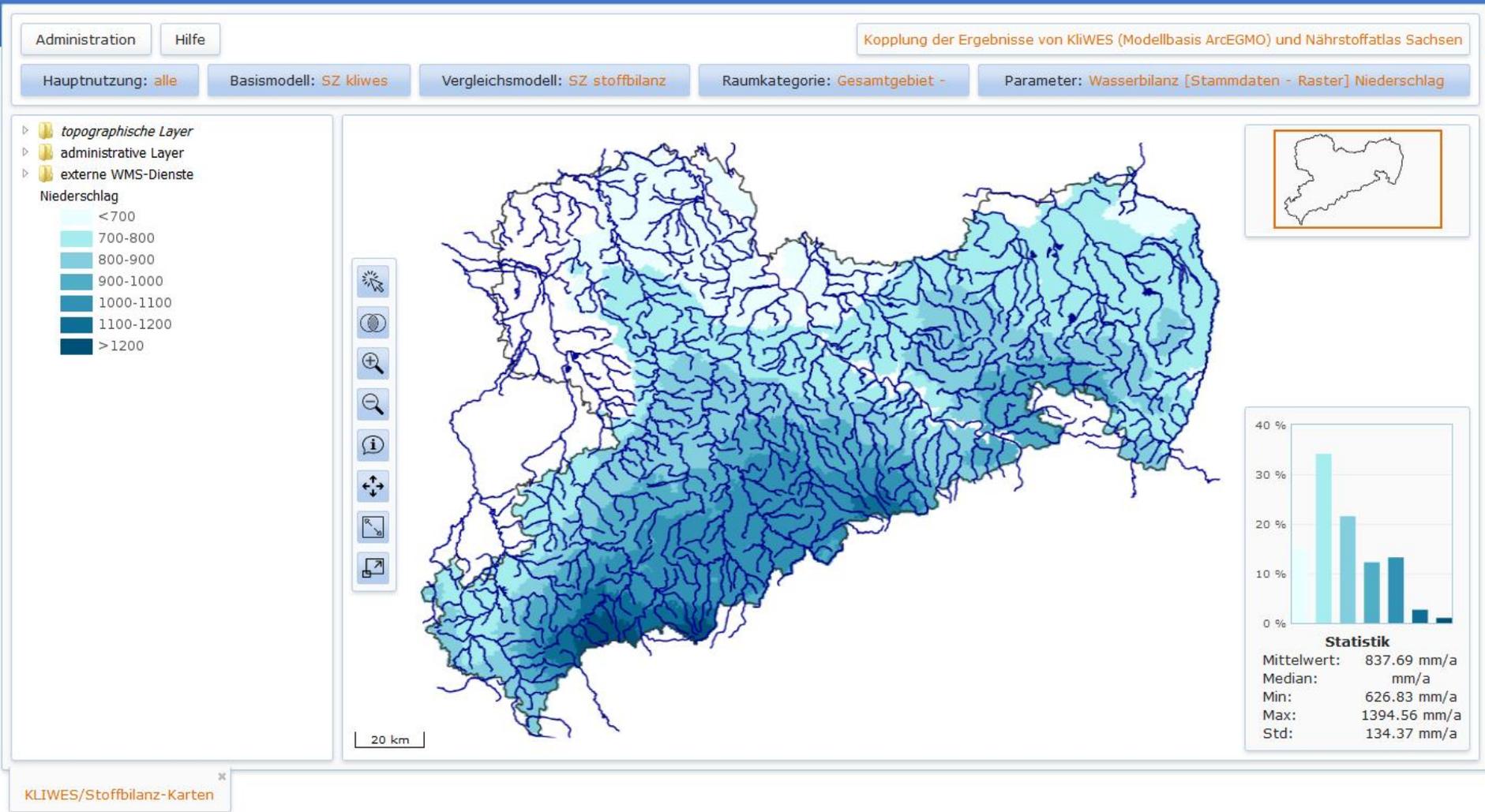


Abbildung 12: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach KLIWES – Säule B

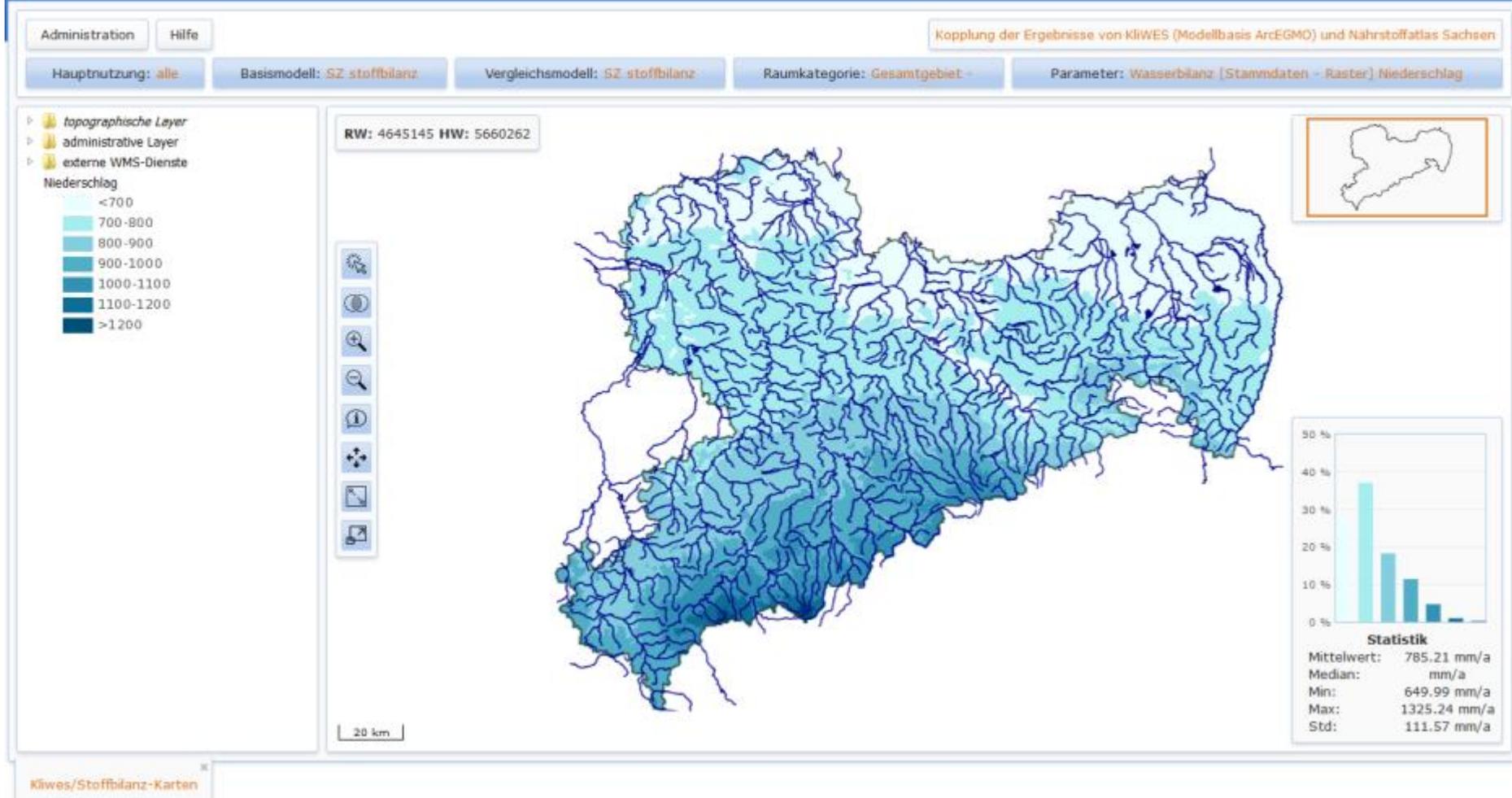


Abbildung 13: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012)

Der Vergleich basiert auf absoluten Abweichungen beider Datensätze. Eine Betrachtung von relativen Abweichungen der Niederschläge würde ein etwas anderes Bild ergeben. Denn die Niederschlagsmengen im Erzgebirge sind mit rund 1.000 mm/a recht hoch, wodurch eine Abweichung von 50 mm/a relativ geringe Auswirkungen hat. Im nördlichen Sachsen liegen die Niederschlagsmengen hingegen bei unter 700 mm/a, sodass in diesem Bereich eine Abweichung von 50 mm/a einen deutlich größeren Einfluss hat.

Zwischen beiden Datensätzen besteht ein geringfügiger Unterschied in den zugrunde liegenden Zeiträumen für die Mittelwertbildung. Aufgrund der langjährigen Reihen spielt der Unterschied von fünf Jahren aber nur eine untergeordnete Rolle. Maßgebliche Ursachen für die Abweichungen sind vielmehr

- Unterschiede bei der Korrektur des Niederschlagsmessfehlers,
- unterschiedliche Stationsdichte,
- verschiedene Interpolationsmethoden (z. B. mit bzw. ohne Berücksichtigung der Höhe als Driftfunktion, Auswahl des Kriging-Verfahrens),
- verschiedene Entwicklungsstände der Modelle zum Zeitpunkt der Interpolation,
- Integration von Nebelniederschlag für Gebiete oberhalb 400 m NN in KliWES.

Zur Verifizierung wird als von den hier betrachteten Untersuchungen unabhängiger Rasterdatensatz der Hydrologische Atlas von Deutschland HAD (2003) herangezogen. Das langjährige Mittel des korrigierten Niederschlags bezieht sich hier auf den Zeitraum von 1961 bis 1990. Die räumliche Verteilung des HAD-Niederschlags stellt die Abbildung 15 dar. Die Gegenüberstellung mit den Datensätzen aus KliWES und dem Nährstoffatlas zeigt eine größere Übereinstimmung in der räumlichen Verteilung für den KliWES-Niederschlagsinput. Zu beachten ist, dass der HAD-Niederschlag im Gegensatz zum KliWES-Datensatz keine Nebelkorrektur beinhaltet. Weitergehende Darstellungen zur Ableitung und Verifizierung des KliWES-Niederschlagsdatensatzes enthält SCHWARZE et al. (2014a). Eine ausführliche Erläuterung der Berücksichtigung von Nebelniederschlägen gibt SCHWARZE et al. (2013).

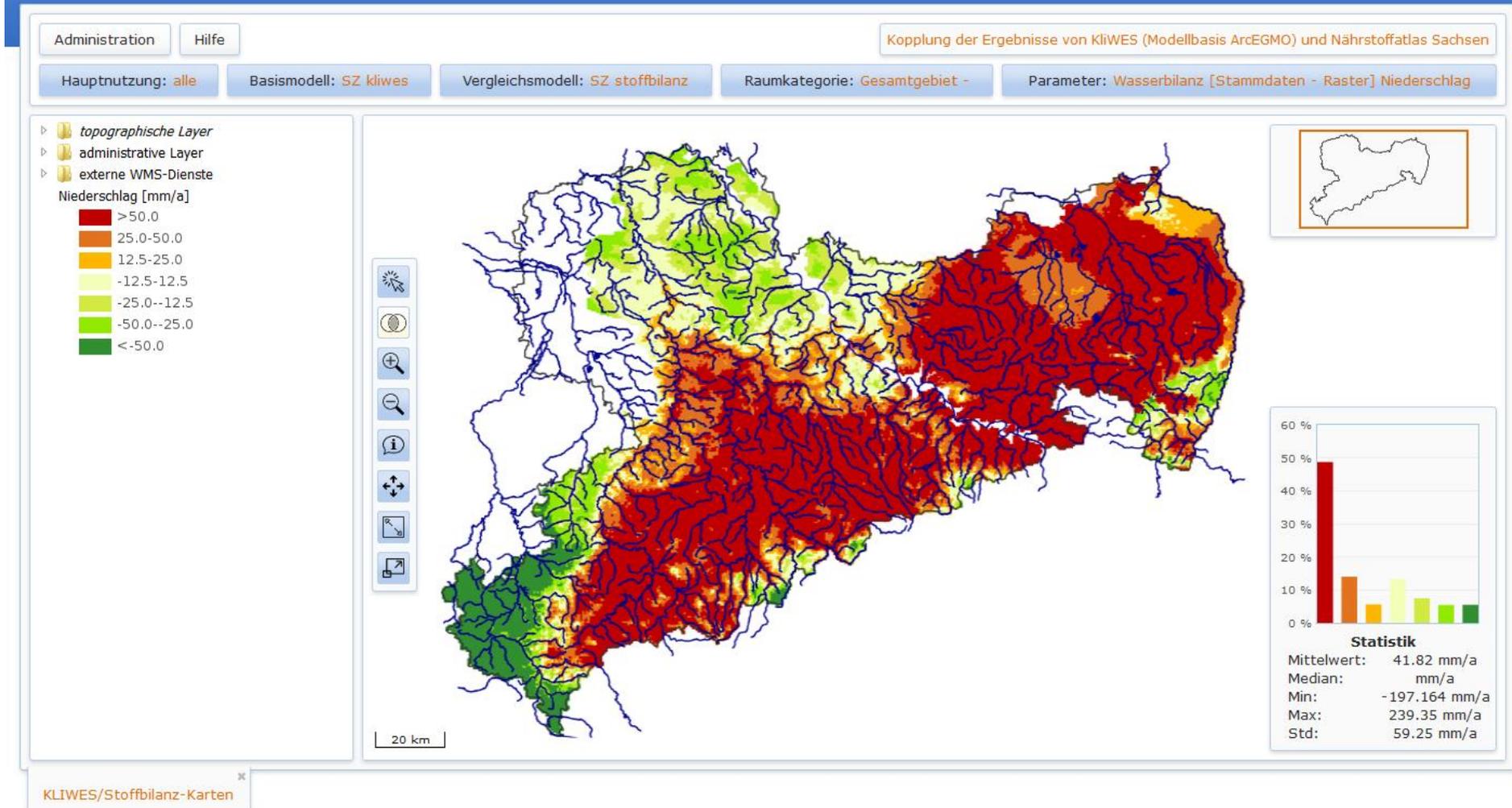


Abbildung 14: Differenzkarte für den Jahresniederschlag (mm/a) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet

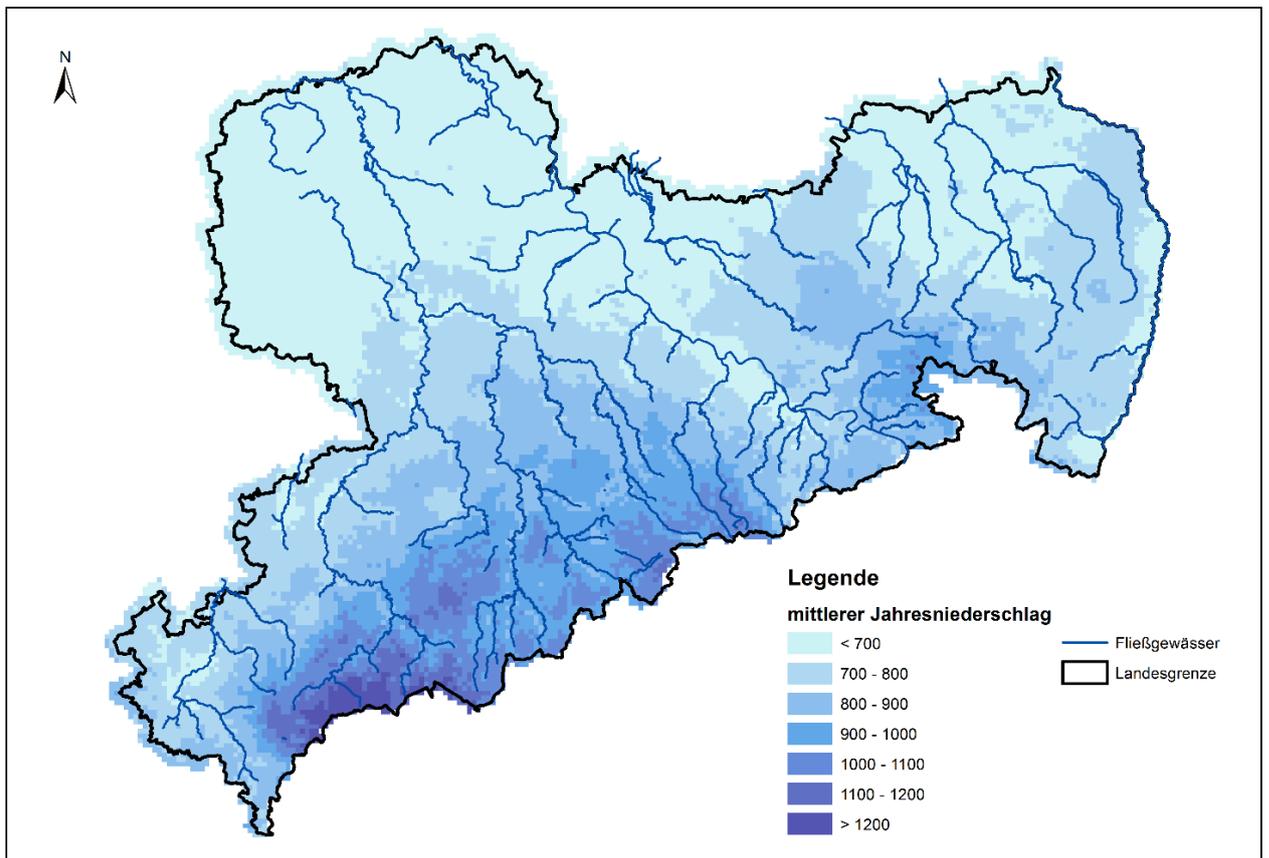


Abbildung 15: Rasterbezogener mittlerer langjähriger Niederschlag (mm/a) nach dem HAD (2003)

Neben den langjährigen Jahresniederschlagssummen sollen auch die Niederschläge der hydrologischen Halbjahre (Winter – November bis April, Sommer – Mai bis Oktober) betrachtet werden. Die Differenzen der halbjährlichen Niederschlagssummen von KliWES gegenüber dem Nährstoffatlas sind in Abbildung 16 (Sommerhalbjahr) und Abbildung 17 (Winterhalbjahr) dargestellt. Auch hier handelt es sich um die Darstellung von absoluten Abweichungen, sodass die räumliche Verteilung unter Verwendung von relativen Abweichungen womöglich anders aussehen könnte.

Für das Sommerhalbjahr zeigen sich die größten Abweichungen im Bereich der Lausitz und dem oberen Elbeeinzugsgebiet. KliWES weist in diesem Bereich höhere Werte gegenüber dem Nährstoffatlas auf. Im unteren Elbeeinzugsgebiet wie auch im Einzugsgebiet der Vereinigten Mulde bestehen hingegen keine oder nur geringfügig negative Abweichungen, d. h. dass der Niederschlag aus KliWES kleiner ist verglichen mit dem Nährstoffatlas. Deutlich kleinere Werte sind im Vogtland zu verzeichnen.

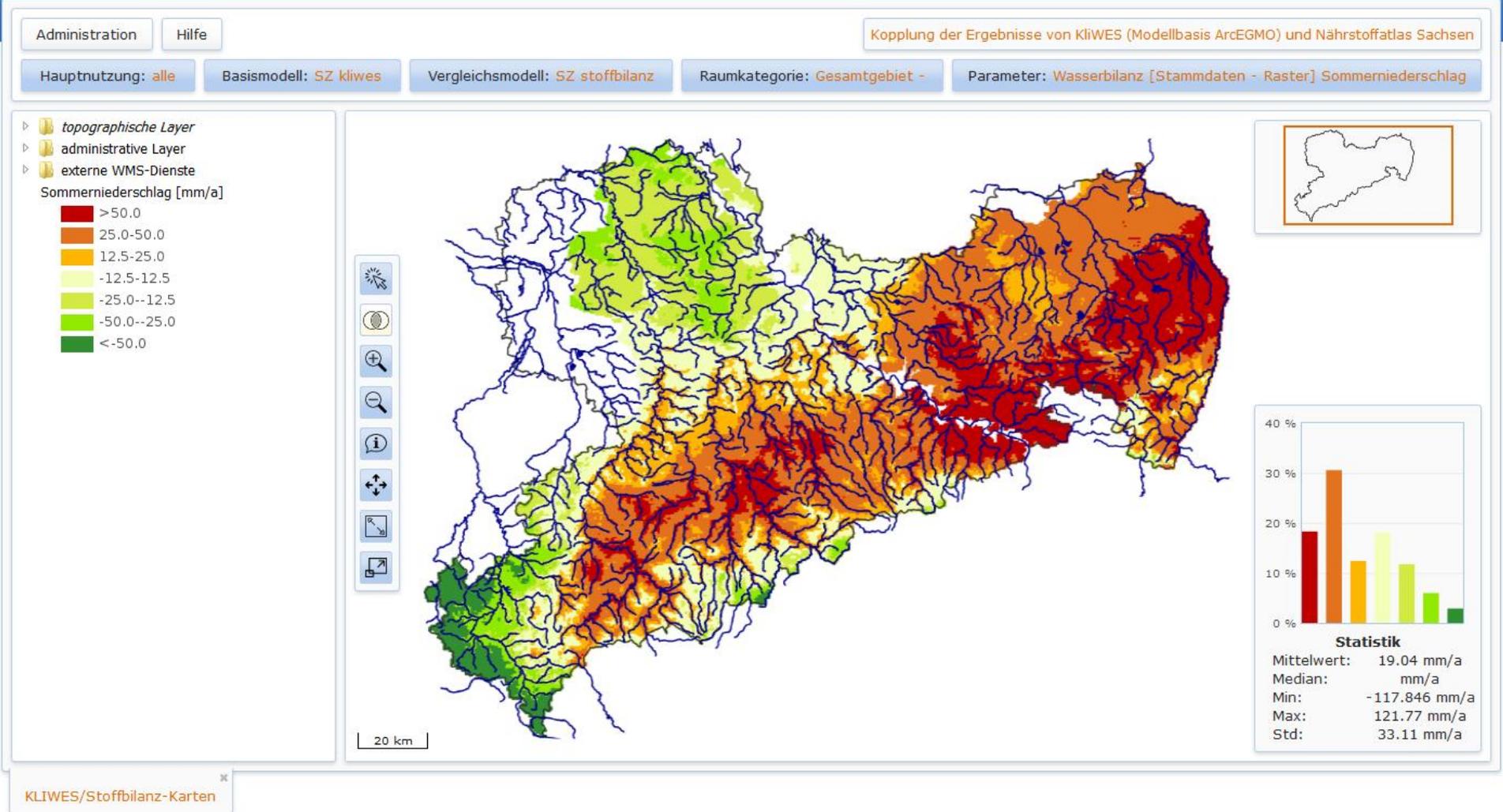


Abbildung 16: Differenzkarte für den Niederschlag des Sommerhalbjahres (Mai–Oktober) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet

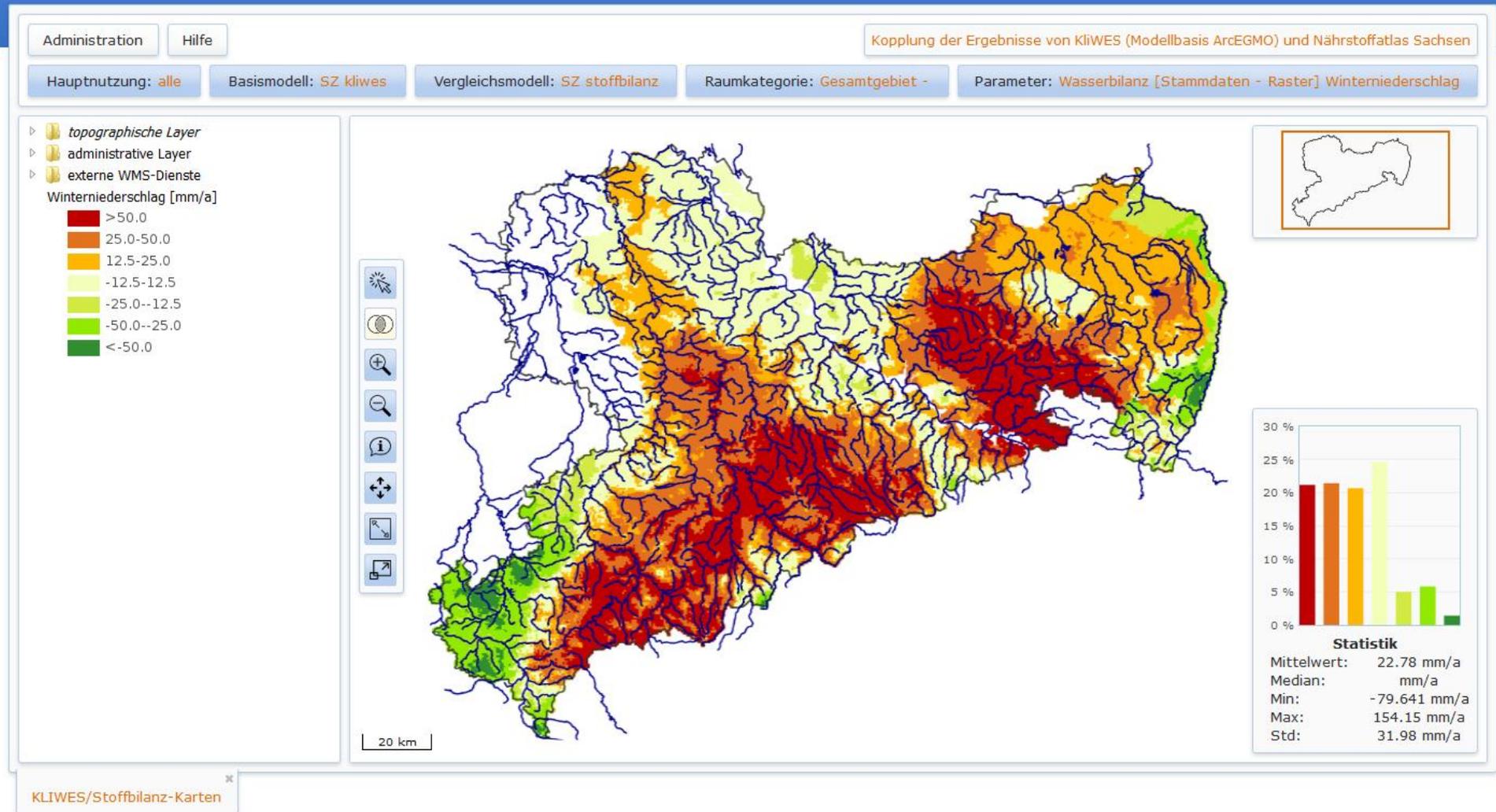


Abbildung 17: Differenzkarte für den Niederschlag des Winterhalbjahres (November–April) von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet

Für das Winterhalbjahr sieht die Verteilung der Abweichungen etwas anders aus. Hier konzentrieren sich die Abweichungen der KliWES-Niederschlagsdaten im Vergleich zum Nährstoffatlas von mehr als 50 mm/a auf das Erzgebirge sowie das Lausitzer Bergland und Mittelsachsen, wie in Abbildung 17 zu erkennen ist. Die Abweichungen im Erzgebirgsraum rühren aus der Addition des Nebelniederschlags bei den KliWES-Daten, die primär für das Winterhalbjahr durchgeführt wurde. Nebelkorrekturwerte existieren für die Monate November bis Mai, sodass im Sommerhalbjahr kaum durch Nebel bedingte Unterschiede zwischen beiden Datensätzen zu erwarten sind.

In den Einzugsgebieten der Neiße und der Weißen Elster hingegen liegen die langjährigen Niederschläge im Nährstoffatlas über denen aus KliWES.

Fazit: Es existieren deutliche Unterschiede bei den Niederschlagsdatensätzen aus STOFFBILANZ und KliWES. Die möglichen Ursachen wurden diskutiert, lassen sich aber insbesondere für die Daten aus STOFFBILANZ nicht immer eindeutig belegen, weil im Gegensatz zu den KliWES-Daten die Erstellung des STOFFBILANZ -Datensatzes nicht mehr in allen Teilen nachvollzogen werden kann.

3.5.1 Vergleich von simulierten Gesamt- und Teilabflüssen in Sachsen

Um die Ergebnisse von KliWES und STOFFBILANZ fundiert vergleichen und interpretieren zu können, müssen die Unterschiede zwischen den beiden Projekten berücksichtigt werden. So gibt es deutliche Unterschiede bei den

- meteorologischen Eingangsdaten (s. Kapitel 3.5),
- methodischen Ansätzen (Hydrotop-/Rasterbasiert, s. Kapitel 3.4) und
- den verwendeten Modellen (ArcEGMO/STOFFBILANZ, s. Kapitel 2.2 und 2.3).

Geringe Unterschiede resultieren aus den jeweils verwendeten Kartengrundlagen (s. Tabelle 1).

Abbildung 18 zeigt einen rasterbezogenen Vergleich der Gesamtabflüsse von KliWES – Säule B zu Nährstoffatlas. Vor allem die Verteilung des Niederschlags als Eingangsgröße ist ausschlaggebend für die Verteilung des Gesamtabflusses. Im Allgemeinen übersteigt der Gesamtabfluss aus KliWES den des Nährstoffatlas dort, wo der Niederschlagsinput aus KliWES im Vergleich höher ist. Gleichmaßen liegen geringere Gesamtabflusswerte in KliWES vor, wenn die Niederschlagsmenge im Vergleich zum Nährstoffatlas kleiner ist. Eine eindeutige Abhängigkeit von topografischen Faktoren ist hingegen nicht zu erkennen.

In Abbildung 19 erfolgt eine Gegenüberstellung aller einzelnen Abflusskomponenten der beiden Projekte. Grundlage hierfür sind die in Tabelle 1 gegenübergestellten Ergebnisgrößen aus KliWES und STOFFBILANZ. Diese sind allerdings jeweils mit unterschiedlichen Verfahren ermittelt worden und sind daher nicht als absolut identisch anzusehen. So verwendete KliWES z. B. den Ansatz der kinematischen Welle (s. Kapitel 2.2) für die Berechnung des Oberflächenabflusses. STOFFBILANZ nutzt hingegen das einfachere SCS-Verfahren (s. Kapitel 2.3).

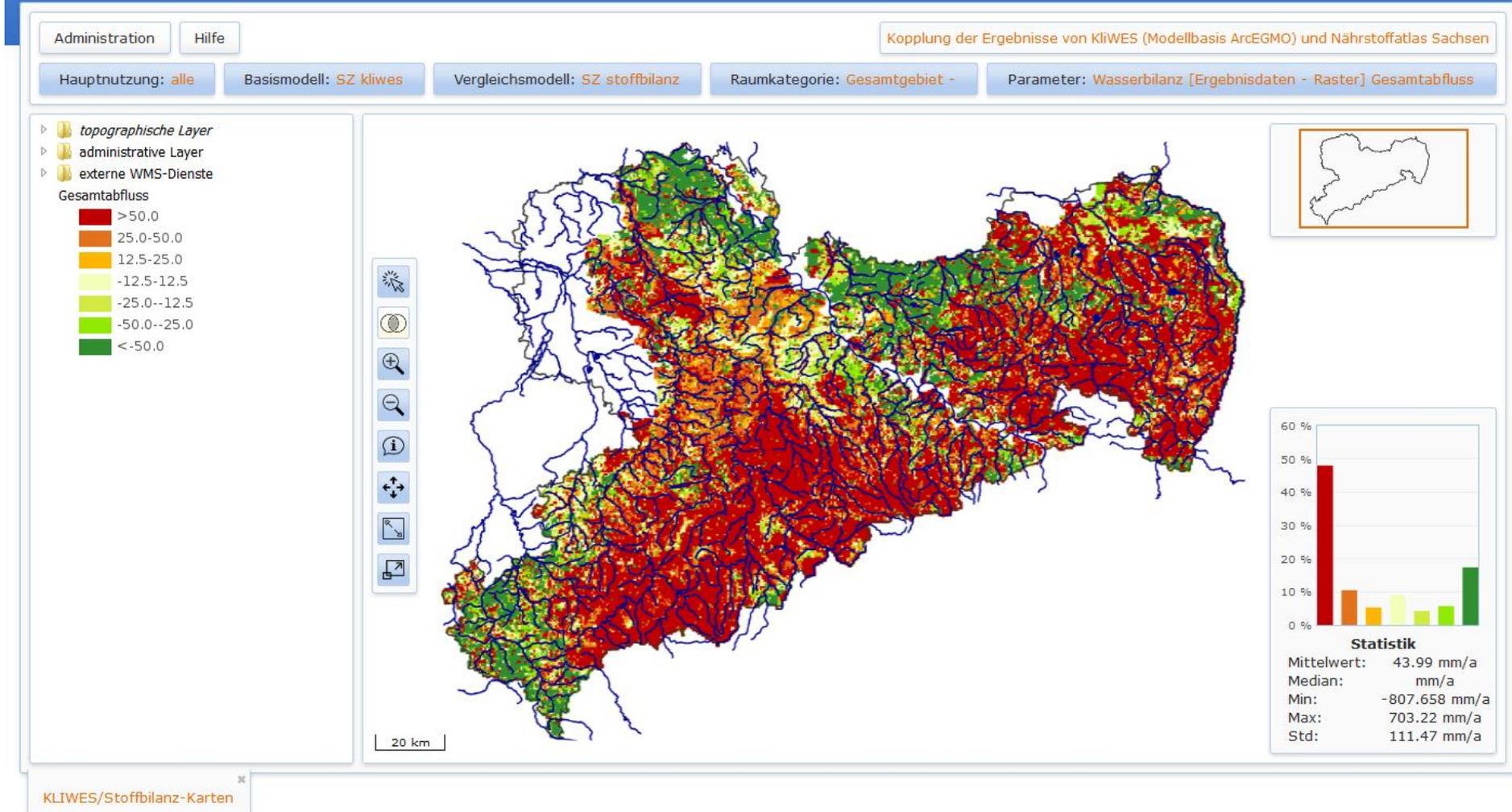


Abbildung 18: Differenzkarte für den Gesamtabfluss von KliWES (Säule B) zu Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet

Sachsen

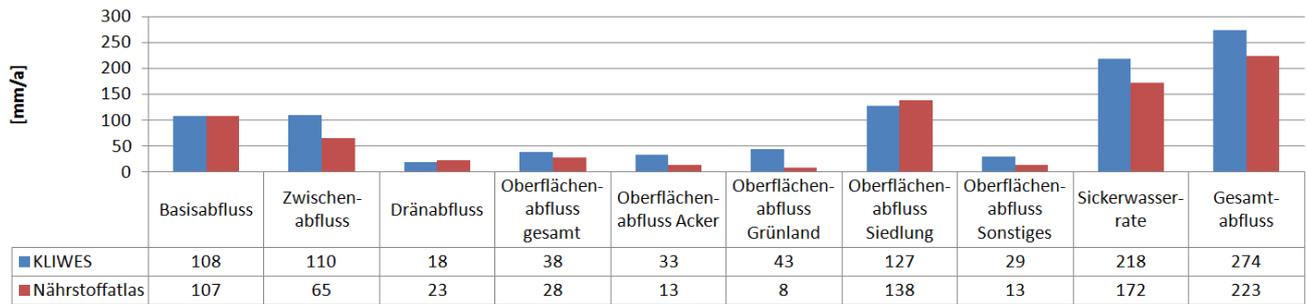


Abbildung 19: Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das betrachtete sächsische Gebiet

Die mittlere Niederschlagsmenge in KliWES liegt um rund 50 mm/a über der des Nährstoffatlas, was sich direkt auf den Gesamtabfluss auswirkt, der im Mittel ebenfalls rund 50 mm/a mehr beträgt. Diese zusätzliche Menge findet sich bei den oberflächennahen Abflusskomponenten wieder, die in KliWES gegenüber dem Nährstoffatlas erhöht sind. Der Basisabfluss unterscheidet sich hingegen nicht.

Dies lässt als eine mögliche Ursache auf häufigere Niederschläge mit geringen Mengen im meteorologischen Eingangsdatensatz in KliWES schließen, wodurch ausschließlich oberflächennaher Abfluss erzeugt wird. Eine weitere Ursache könnte die unterschiedliche Parametrisierung des Bodens und die damit verbundene Durchlässigkeit sein. Ein weniger durchlässiger Boden führt zu mehr Oberflächenabfluss und einer geringeren Tiefenversickerung.

Aufgrund der unterschiedlichen räumlichen Geometrien (Raster/Hydrotop) und der daraus resultierenden Folgen (s. Kapitel 3.4) lässt die Aufteilung des Oberflächenabflusses nach den unterschiedlichen Landnutzungstypen keinen exakten Vergleich zu. Denn eine in STOFFBILANZ als Siedlung definierte Fläche kann in KliWES mehrere verschiedene Landnutzungstypen aufweisen. Eine eindeutige Beziehung zwischen den unterschiedlichen Raumgeometrien und den damit verbundenen Landnutzungstypen kann nicht hergestellt werden.

Für die Interpretation des nutzungsbezogenen Vergleichs der Daten (s. Kapitel 3.5.5 bis 3.5.9) sind ggf. Unterschiede beim Anteil der Landnutzungstypen an der Gesamtfläche, die für KliWES bzw. den Nährstoffatlas genutzt wurden, zu berücksichtigen. Dies betrifft vor allem die Siedlungsflächen, deren Anteil an der Gesamtfläche sich deutlich unterscheidet. Auch bei Acker- und Grünlandflächen gibt es signifikante Unterschiede (Abbildung 20).

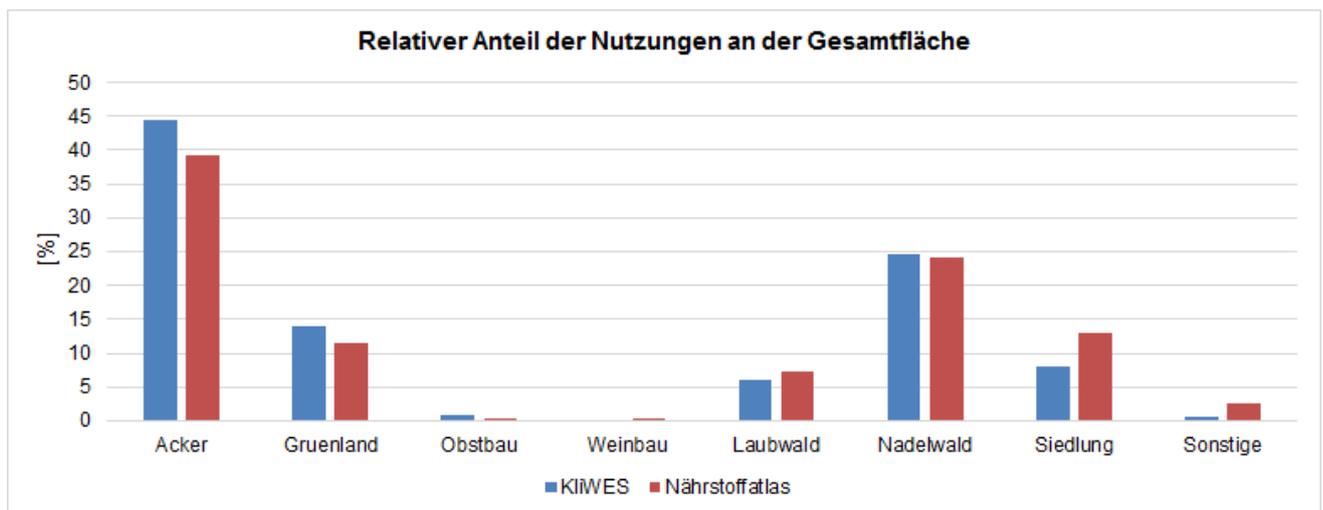


Abbildung 20: Vergleich der relativen Anteile der verschiedenen Nutzungstypen an der Gesamtfläche Sachsens (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch)

3.5.2 Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss in der Sächsischen Heide- und Teichlandschaft

Im Folgenden werden die simulierten Abflüsse in den drei Naturraumregionen Sachsens getrennt betrachtet. Abbildung 21 vergleicht den Gesamtabfluss sowie die Abflusskomponenten in der Sächsischen Heide- und Teichlandschaft von KliWES (Säule B) und Nährstoffatlas Sachsen. Gesamtabfluss und Sickerwasserraten sind demnach in beiden Modellrechnungen im Mittel gleich hoch. Im Nährstoffatlas werden etwas niedrigere Basisabflüsse und etwas höhere Zwischenabflüsse generiert, was durch die unterschiedliche methodische Herangehensweise der Abflussaufteilung in beiden Modellen begründet sein dürfte. Für den hier betrachteten Naturraum wurden die Komponenten RG1 und RG2 von KliWES (Säule B) zum Basisabfluss des Nährstoffatlas zusammengefasst. Deshalb ist die Basisabflusskomponente tendenziell etwas höher, als in den anderen Naturraumregionen. KliWES bezieht damit oberflächennahes Grundwasser explizit in die Basisabflusskomponente mit ein, im Nährstoffatlas wird bei grundwassernahen Standorten die laterale Komponente aufgrund der kurzen Verweilzeit bis zum Erreichen der Vorflut eher als Zwischenabfluss eingeordnet. Die Unterschiede lassen sich damit gut erklären und sind für die weitere Verwendung des KliWES-Abflusses im Nährstoffatlas als unproblematisch anzusehen.

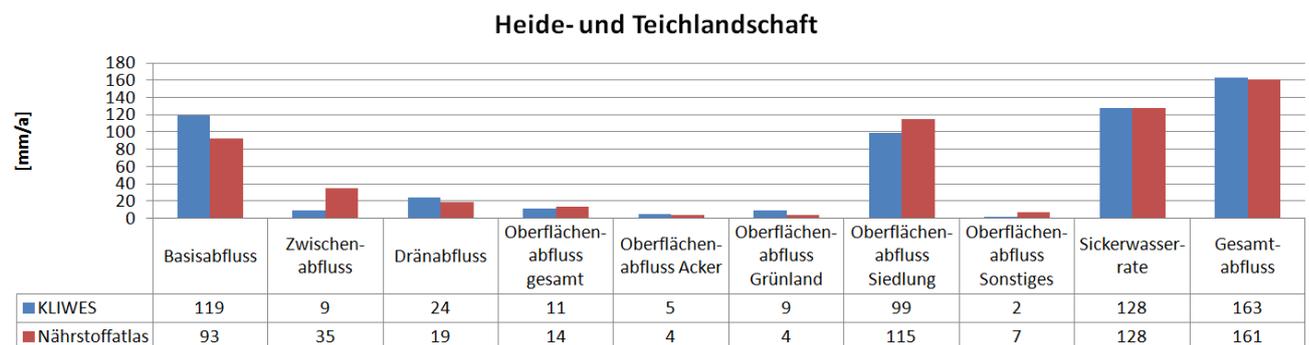


Abbildung 21: Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für die Sächsische Heide- und Teichlandschaft

Die Oberflächenabflüsse im Siedlungsbereich (versiegelte Flächen) unterscheiden sich ebenfalls, im Gesamtergebnis relativiert sich diese Differenz aber, da Siedlungsflächen nur knapp 13 % an der Landnutzung ausmachen.

3.5.3 Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss im Sächsischen Lössgebiet

Im Lössgebiet liegt der Gesamtabfluss gemäß KliWES (Säule B) etwas über demjenigen des Nährstoffatlas (Abbildung 22). Grund ist der höhere Basisabfluss und der höhere Oberflächenabfluss insbesondere auf Ackerflächen, der durch den höheren Niederschlag in KliWES generiert wird. Bezüglich des Basisabflusses gilt für den dem Tiefland zuzuordnenden Teil des hier betrachteten Naturraums, dass die Komponenten RG1 und RG2 von KliWES (Säule B) zum Basisabfluss des Nährstoffatlas zusammengefasst wurden. Insbesondere in diesen Gebieten liegt der Basisabfluss von KliWES über demjenigen des Nährstoffatlas (z. B. Teile des Jahnagebiets). Die Dränabflüsse liegen bei KliWES etwas niedriger als beim Nährstoffatlas. Die Anteile der potenziell dränbedürftigen Flächen basieren in beiden Modellrechnungen auf der gleichen Datengrundlage, wobei im Nährstoffatlas grundsätzlich für alle potenziell dränierten Flächen nach STEINIGER et al. (2013) eine Dränspende berechnet wurde. In KliWES wurde dagegen nur ein Teil dieser potenziell dränierten Flächen herangezogen. Potenzielle Dränageflächen wurden deaktiviert, wenn dies zu einer wesentlich besseren Übereinstimmung des gemessenen Gesamtabflusses mit den simulierten Werten führte. Hintergrund ist die Tatsache, dass das Vorhandensein einer potenziellen Dränbedürftigkeit noch keine Aussage zulässt, ob eine Dränage tatsächlich vorhanden ist bzw. ob diese funktioniert.

Lössgebiet

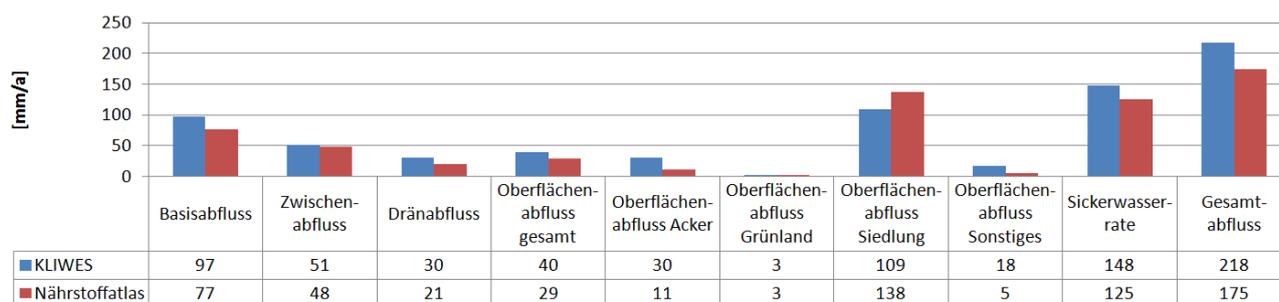


Abbildung 22: Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das Sächsische Lössgebiet

3.5.4 Vergleich von simulierten Teilabflüssen und Gesamtabfluss im Sächsischen Mittelgebirge und Vorland

Im Naturraum Sächsisches Mittelgebirge und Vorland werden bei KliWES (Säule B) deutlich höhere Zwischenabflüsse simuliert als im Nährstoffatlas (Abbildung 23). Auf die hier wohl besonders wichtige Ursache des in KliWES zusätzlich einbezogenen Nebelniederschlags, der im Wesentlichen Zwischenabfluss generiert, wurde bereits hingewiesen. Der modellierte Basisabfluss (Komponente RG2 von KliWES - Säule B) ist dagegen etwas niedriger. Dränabflüsse werden bei KliWES keine berechnet. Die potenziellen Dränageflächen wurden deaktiviert, da dann eine wesentlich bessere Übereinstimmung des gemessenen Gesamtabflusses mit den simulierten Werten erreicht werden konnte (siehe oben).

In der Summe liefert KliWES somit einen um 75 mm höheren Gesamtabfluss. Davon lassen sich rund 40 mm/a durch die Addition des Nebelniederschlags für Teilbereiche des Sächsischen Mittelgebirges und Vorlandes erklären. Insgesamt erscheint diese Differenz daher nachvollziehbar und logisch.

Mittelgebirge und Vorland

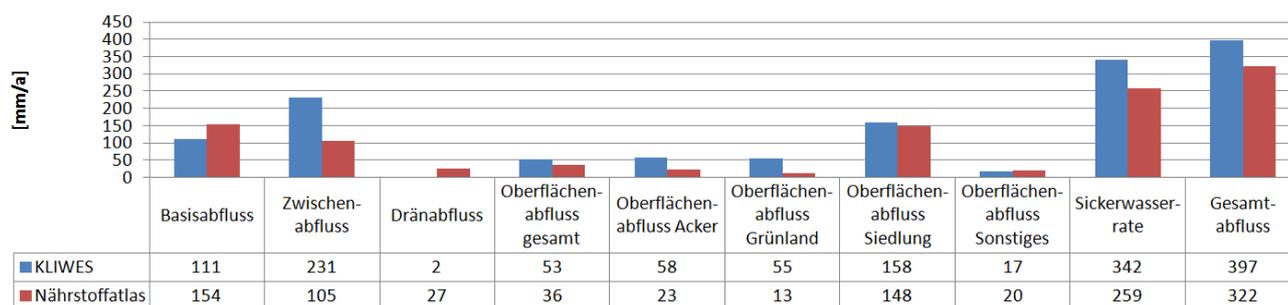


Abbildung 23: Vergleich der Abflusskomponenten in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für das Sächsische Mittelgebirge und Vorland

3.5.5 Vergleich von nutzungsbezogenem Oberflächenabfluss in den Naturraumregionen

Wie in Abbildung 24 dargestellt, ist der Oberflächenabfluss RO in beiden Projekten auf den Siedlungsflächen am höchsten, was aus der fehlenden Versickerung rührt. Im Naturraum Sächsische Heide- und Teichlandschaft liegen die KliWES- und STOFFBILANZ-Werte in einer ähnlichen Größenordnung. Grundsätzlich trifft dies auch für die anderen beiden Naturraumregionen Sächsisches Mittelgebirge und Vorland sowie Lössgebiet zu. Allerdings bestehen hier größere Abweichungen für die Nutzungen Acker und Grünland.

Die Ursache von abweichenden Werten liegt möglicherweise in einem etwas höheren Anteil versiegelter Flächen im Nährstoffatlas als in KliWES begründet (s. Kapitel 3.5.1).

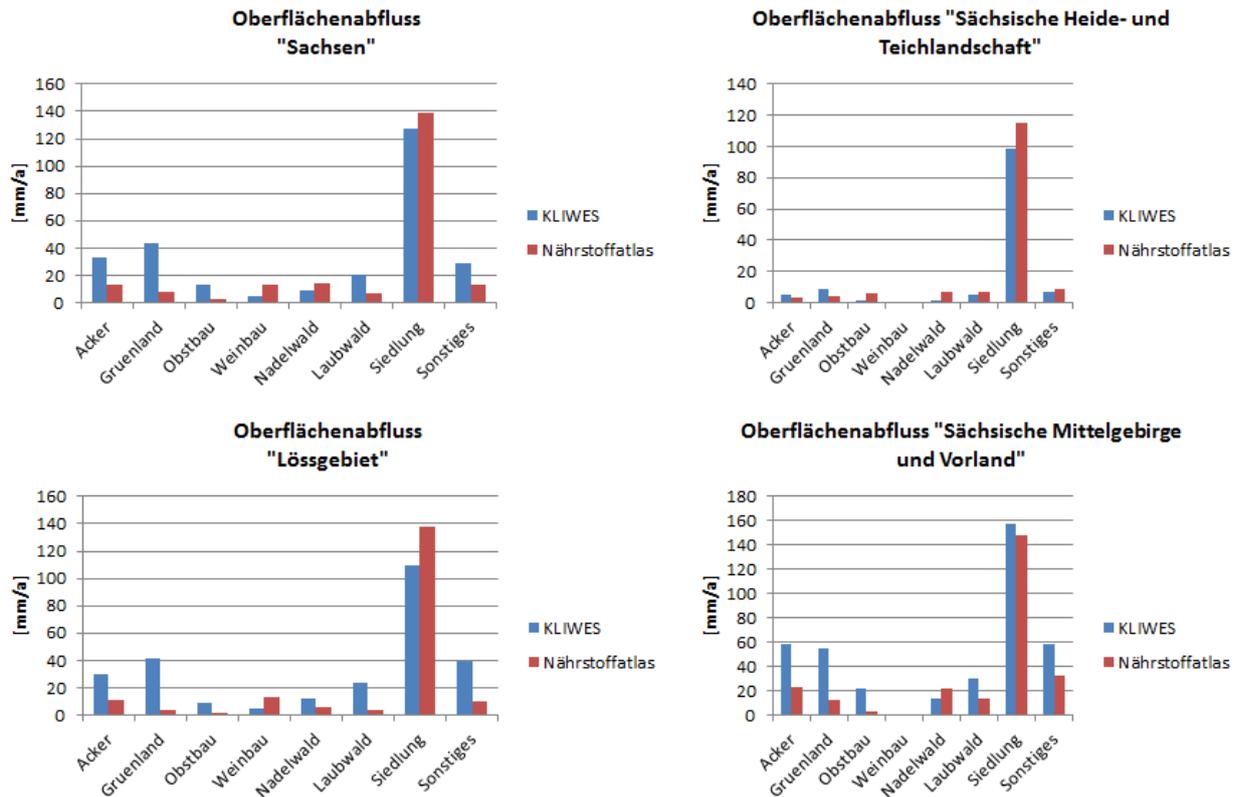


Abbildung 24: Nutzungsbezogener Vergleich der Oberflächenabflusskomponente in KLIWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen

3.5.6 Vergleich von nutzungsbezogenem Dränabfluss in den Naturraumregionen

Die Betrachtung des nutzungsbezogenen Dränabflusses zeigt große Unterschiede zwischen den Werten des KLIWES-Projektes und den Ergebnissen des Nährstoffatlas wie auch in der Verteilung auf die einzelnen Nutzungen (Abbildung 25).

Hierfür gibt es zwei Ursachen. Einerseits unterscheiden sich die Raumgeometrien (Raster/Hydrotop), die bei der Übertragung der KLIWES-Daten auf das Raster des STOFFBILANZ-Modells z. B. zu dränierten Siedlungsflächen führen (s. Kapitel 3.4). Andererseits werden im Nährstoffatlas alle potenziell dränierten Flächen nach STEINIGER et al. (2013) verwendet, wohingegen in KLIWES nur ein Teil dieser potenziell dränierten Flächen herangezogen wurde. Im Projekt KLIWES wurden potenzielle Dränageflächen deaktiviert, wenn dies zu einer wesentlich besseren Übereinstimmung des gemessenen Gesamtabflusses mit den simulierten Werten führte.

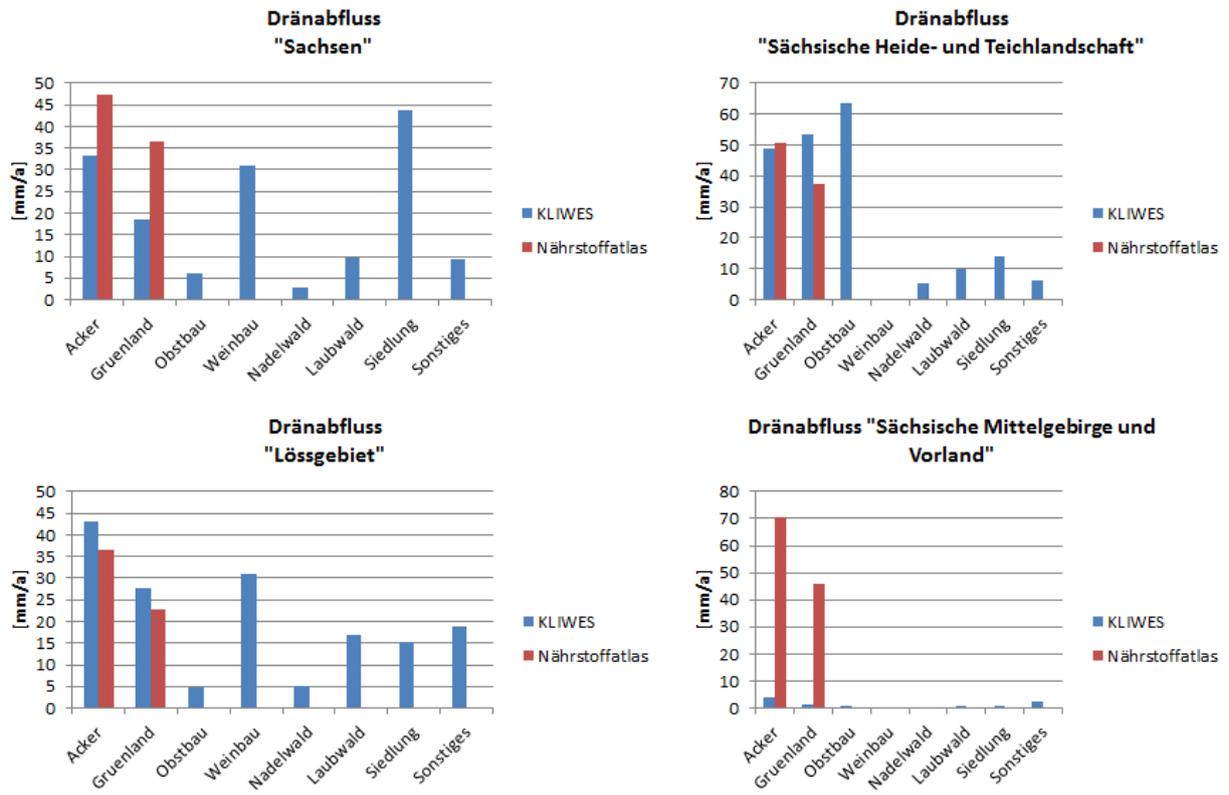


Abbildung 25: Nutzungsbezogener Vergleich der Dränabflusskomponente in KLIWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen

Es weisen allerdings nur rund fünf Prozent aller Siedlungen Dränabfluss auf, wie in Abbildung 26 zu sehen ist. Daher spielt dieser Effekt eine eher untergeordnete Rolle.

topographische Layer

- Standgewässer 2015
- Fluss 2015

administrative Layer

externe WMS-Dienste

Dränabfluss [mm/a]

- 0
- 0-50
- 50-100
- 100-150
- 150-200
- 200-250
- >250

kein Raster ausgewählt

20 km

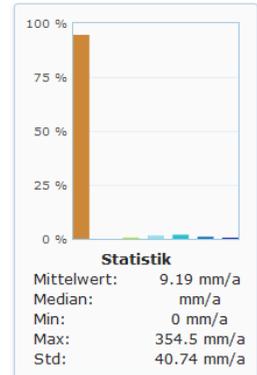
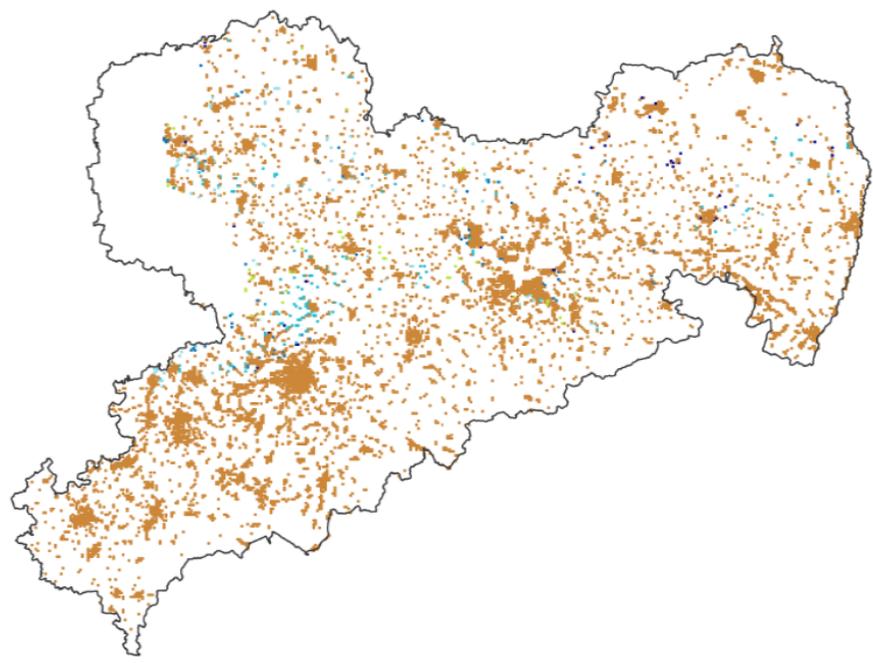


Abbildung 26: Karte der Siedlungsflächen im Nährstoffatlas, die nach der Übertragung der KliWES-Daten Dränabfluss aufweisen

3.5.7 Vergleich von nutzungsbezogenem Zwischenabfluss in den Naturraumregionen

Im Allgemeinen liegt der Zwischenabfluss aus KliWES über den Werten aus dem Nährstoffatlas wie Abbildung 27 zeigt. Die Aufteilungen in den verschiedenen Naturraumregionen unterscheiden sich erheblich. Während sich die Verteilung des Zwischenabflusses auf die einzelnen Nutzungen im Lössgebiet recht ähnlich verhält, weichen die Werte in den Naturraumregionen Sächsisches Heide- und Teichland sowie Sächsisches Mittelgebirge und Vorland erheblich voneinander ab. Im Tiefland sind die Unterschiede besonders groß. Zum einen wird hier die RG1-Komponente von KliWES dem Basisabfluss des Nährstoffatlas zugeordnet, zum anderen wird im Rahmen der Abflussaufteilung im Nährstoffatlas der Abfluss von grundwassernahen Standorten mit kurzer Verweilzeit bis zum Übertritt ins Oberflächengewässer mit relativ hohen Anteilen der Zwischenabflusskomponente zugeordnet (s. Abbildung 27).

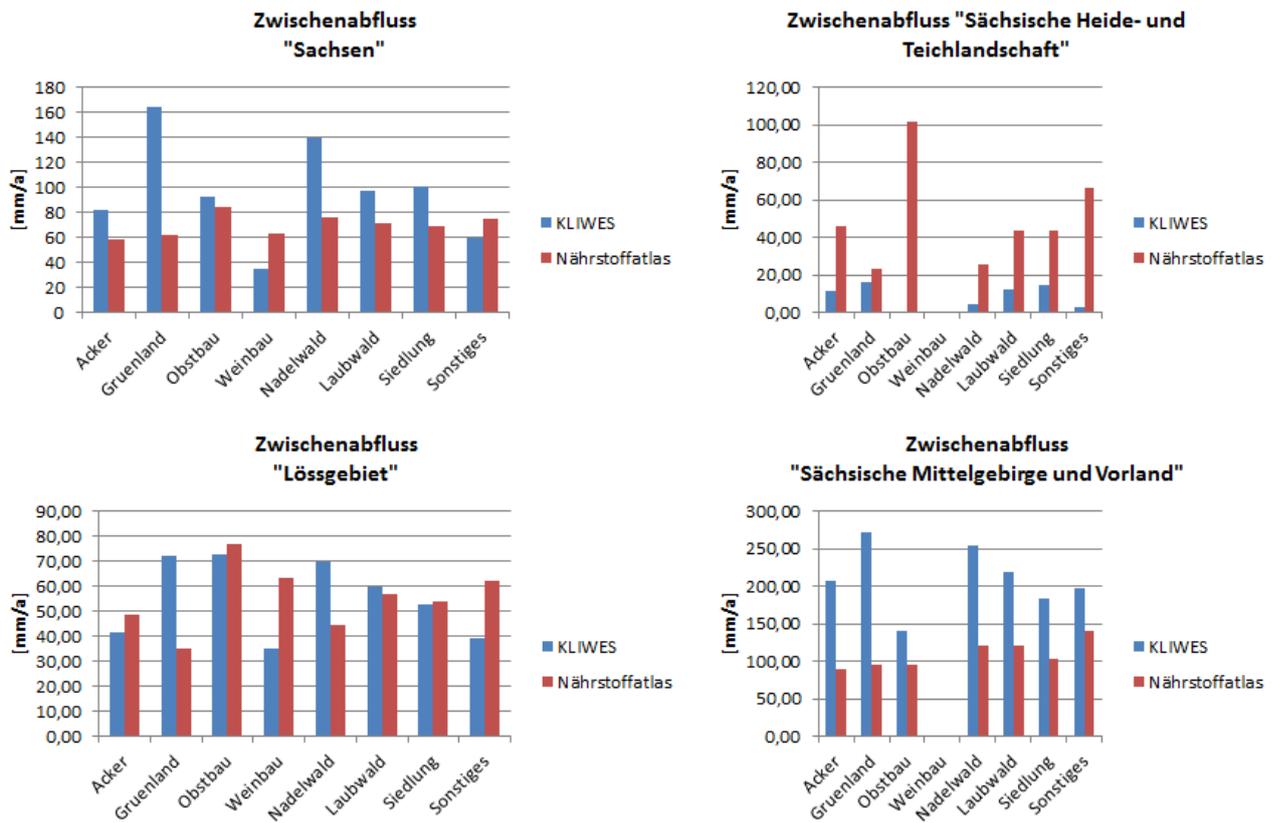


Abbildung 27: Nutzungsbezogener Vergleich der Zwischenabflusskomponente in KliWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen

3.5.8 Vergleich von nutzungsbezogenem Basisabfluss in den Naturraumregionen

Für den Vergleich des Basisabflusses entsprechend Nährstoffatlas (s. Abbildung 10) wird im Lockergesteinsbereich hier die Summe der beiden KliWES-Abflusskomponenten RG1 und RG2 gebildet (im Festgesteinsbereich nur RG2, s. Abbildung 3).

In Abbildung 28 ist der nutzungsbezogene Basisabfluss für ganz Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) sowie für die drei Naturraumregionen dargestellt. Während der Basisabfluss aus KliWES in den Naturraumregionen Sächsische Heide- und Teichlandlandschaft sowie Lössgebiet die Werte des Nährstoffatlas leicht übersteigt, liegen die Werte im Sächsischen Mittelgebirge und Vorland im Allgemeinen unterhalb. Die einzelnen Verteilungen sind sich insgesamt aber recht ähnlich.

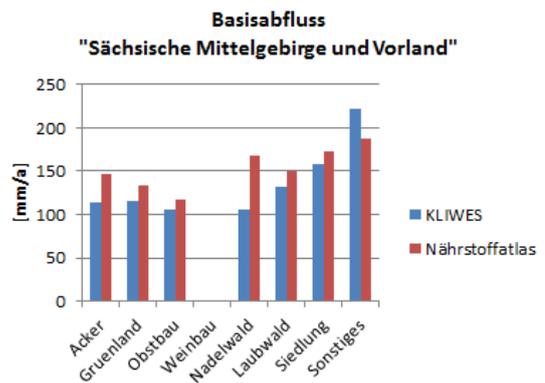
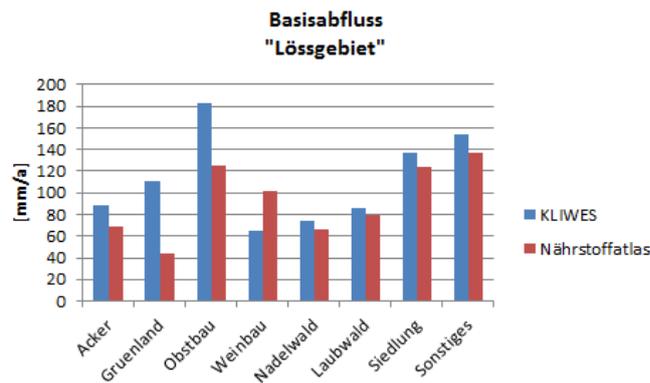
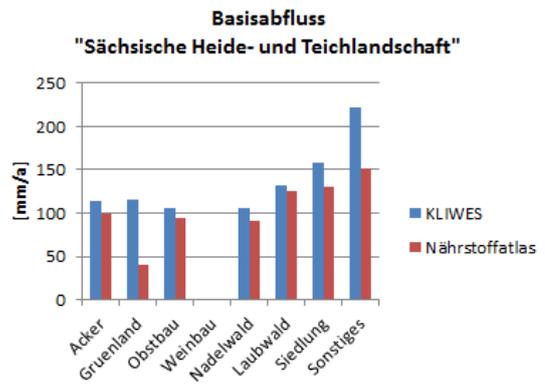
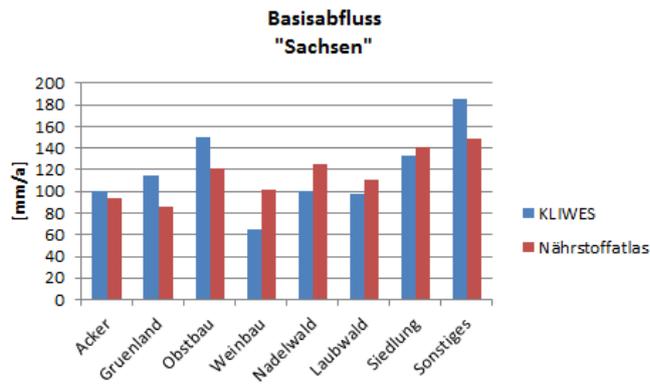


Abbildung 28: Nutzungsbezogener Vergleich der Basisabflusskomponente in KLIWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen

3.5.9 Vergleich von nutzungsbezogenem Gesamtabfluss in den Naturraumregionen

Die Aufteilungen auf die einzelnen Nutzungen unterscheiden sich für den Gesamtabfluss in Sachsen wie auch für die Naturraumregionen nur geringfügig (Abbildung 29). Der Gesamtabfluss in KLIWES liegt im Allgemeinen leicht über dem des Nährstoffatlas, was sich mit der höheren Niederschlagsmenge in KLIWES begründen lässt.

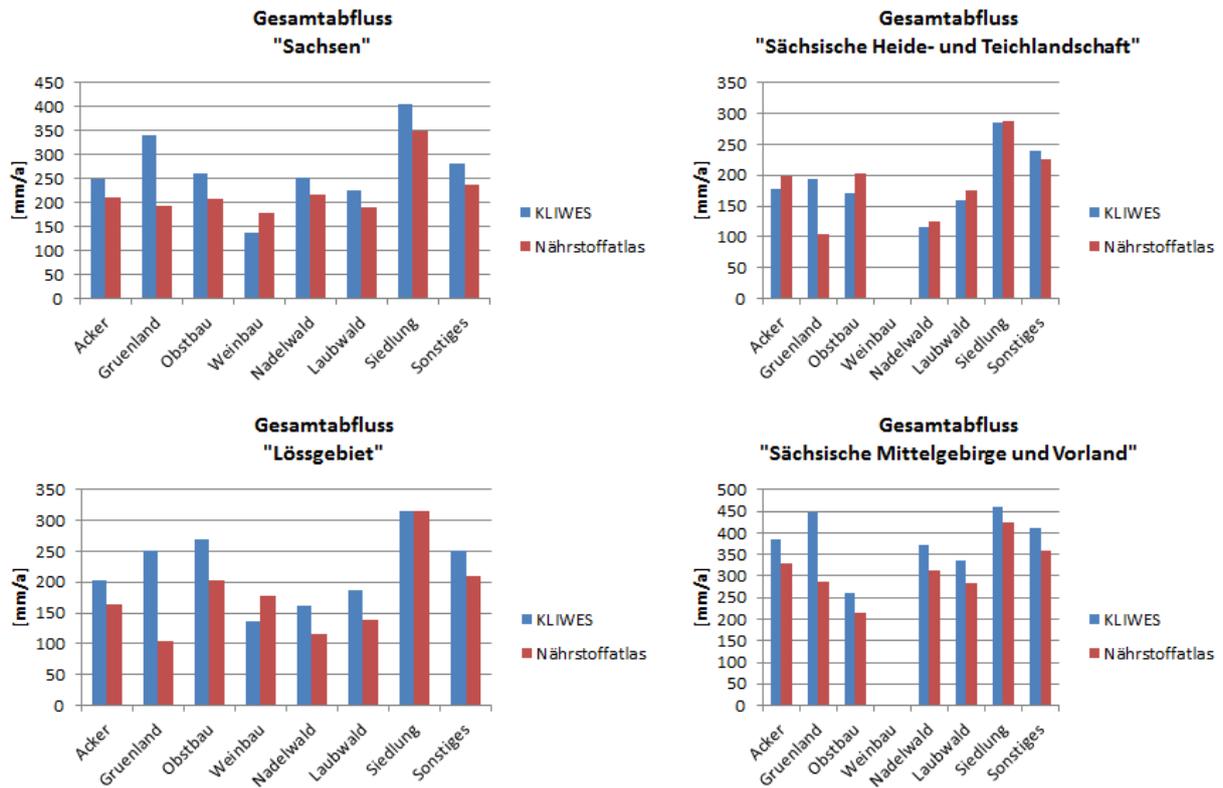


Abbildung 29: Nutzungsbezogener Vergleich des Gesamtabflusses in KLIWES (Säule B) und im Nährstoffatlas Sachsen (Stand 2012) für den sächsischen Gebietsteil und die Naturraumregionen

3.5.10 Abschließende Bewertung

Die Grundlagen von KLIWES und vom Nährstoffatlas sind sehr unterschiedlich. Ein Vergleich der jeweiligen Ergebnisse ist daher nur bedingt möglich bzw. aussagekräftig. Für den Gesamtabfluss liegen die KLIWES-Ergebnisse im sächsischen Mittel ungefähr 50 mm/a über denjenigen des Nährstoffatlas, was der Differenz des Niederschlags entspricht. Dies spiegelt sich insbesondere in dem höheren Zwischenabfluss (RG1, RH) von KLIWES wider. Die Basisabflusskomponente unterscheidet sich für Gesamtsachsen (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch) kaum. Deutlich größere Unterschiede können bei kleinräumiger Betrachtung auftreten.

Neben großen methodischen Differenzen und den unterschiedlichen Raum- und Zeitansätzen wird der Vergleich insbesondere durch die Unterschiede bei der abflussteuernden Eingangsgröße des Niederschlags erschwert. Hier wurde im Nährstoffatlas ein Eingangsdatensatz verwendet, der inzwischen nicht mehr dem Stand der Technik entspricht. Aufgrund der zu erwartenden Inputs aus dem KLIWES-Projekt wurde aber bewusst keine Interimslösung gesucht, sondern die zur Verfügungstellung des KLIWES-Wasserhaushaltes einschließlich der meteorologischen Eingangsdaten abgewartet.

4 Integration der berechneten Wasserhaushaltskomponenten für die Prognosezeiträume

4.1 Datenübergabe und -integration

Der Wasserhaushalt für die ausgewählten Prognosezeiträume basiert auf der Simulation der möglichen Klimaveränderung von drei Realisierungen (Realisierung 00, Realisierung 66 und Realisierung 99) des statistischen Regionalklimamodells WETTREG2010. Die Realisierungen basieren wiederum auf dem SRES-Emissionsszenario A1B (IPCC 2007). Bei dem übergeordneten Globalklimamodell handelt es sich um ECHAM5. Weitere Informationen zur Auswahl der Realisierungen für das vorliegende Projekt sind in LÜNICH et al. (2012) enthalten.

Folgende Daten aus dem Projekt KliWES – Säule B für die drei Prognosezeiträume und Realisierungen

- WETTREG 00 (1980-2010, 2020-2050, 2070-2100),
- WETTREG 66 (1980-2010, 2020-2050, 2070-2100),
- WETTREG 99 (1980-2010, 2020-2050, 2070-2100)

wurden von der TU Dresden auf Hydrotopebene in monatlicher Auflösung im csv-Format an GALF übergeben:

- Niederschlag (korrigiert nach RICHTER, Nebelkorrektur nach SCHWARZE et al. 2013)
- Temperatur
- Reale Verdunstung
- Abfluss über Trennkanalisation (tkr)
- Abfluss über Mischkanalisation (mkr)
- Oberflächenabfluss $RO = tkr + mkr + ro(\text{orig})$
- Hypodermischer Abfluss (RH)
- Dränabfluss (DR)
- Schneller Grundwasserzufluss (RG1)
- Langsamer Grundwasserzufluss (RG2)
- Sickerwasser (RG1 + RG2)

Zusätzlich wurden shapes der Hydrotope, Teileinzugsgebiete und Einzugsgebiete übergeben. In der verfügbaren Datenbasis aus KliWES (Säule B) sind die Bergbauggebiete in Ostsachsen und Westsachsen sowie der Bereich des Elbeschlauchs ausgespart.

Die übergebenen Daten wurden anschließend in die Datenbank des STOFFBILANZ-Viewers integriert und sind dort über die entsprechenden Analyse- und Visualisierungswerkzeuge verfügbar. Die Zuordnung der Wasserhaushaltskomponenten von KliWES auf diejenigen von STOFFBILANZ erfolgt analog zu Kap. 2.5 in Abhängigkeit von der jeweiligen Naturraumregion.

Die in den Folgekapiteln vorgenommenen Vergleiche zu den WETTREG-Realisierungen für die Zeiträume 2020–2050 bzw. 2070–2100 erfolgen grundsätzlich mit den WETTREG-Rechnungen für die Periode 1980–2010, nicht aber mit den in den Vorkapiteln beschriebenen Ergebnissen zum Istzustand (1961–2010). Nur so ist eine Vergleichbarkeit im Sinne der

Abbildung des Klimawandels gegeben. Verglichen werden weiterhin nur die Perioden innerhalb von WETTREG 00, 66 bzw. 99.

4.2 Vergleichende Auswertung der Ergebnisse der Prognosezeiträume und Realisierungen für den Wasserhaushalt

Abbildung 30 zeigt den Vergleich der mittleren rasterbezogenen Gesamtabflüsse in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) für die drei WETTREG-Realisierungen 00, 66 und 99 und die Prognosezeiträume 1980–2010, 2020–2050 und 2070–2100. WETTREG 66 startet demgemäß mit dem höchsten Ausgangswert von 297 mm/a für die Periode 1980–2010, hat dann aber auch die höchste Amplitude der Abnahme und liefert den niedrigsten Mittelwert für 2070–2100. WETTREG 00 startet von einem niedrigeren Level (244 mm/a), die Abnahme hin zum Zeitraum 2020–2050 fällt dafür aber moderater aus als bei WETTREG 66 bzw. 99. Im Vergleich dazu liegt der mittlere Gesamtabfluss aus KliWES (Säule B) für den Istzustand (1961–2010) bei 274 mm/a (s. Kap. 3.5.1).

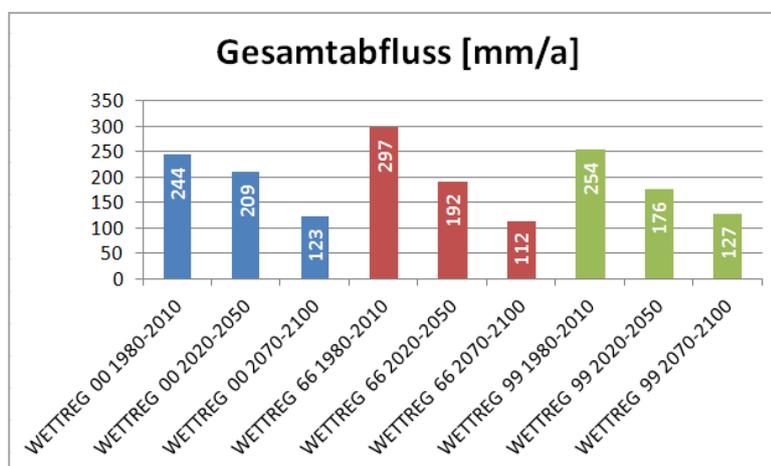


Abbildung 30: Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Gesamtabflüsse aus KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen

Abbildung 31 zeigt den Vergleich der Abflussteilkomponenten in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) für die drei WETTREG-Realisierungen 00, 66 und 99 und die Prognosezeiträume 1980–2010, 2020–2050 und 2070–2100. Auch hier sind generell Rückgänge der Abflussmittel von 1980–2010 hin zur Periode 2070–2100 zu sehen. Besonders rückläufig ist diese Tendenz beim Basisabfluss.

Einen Vergleich der drei Realisierungen und Prognosezeiträume für die vier Abflusskomponenten in den Naturraumregionen „Heide- und Teichlandschaft“ (HT), „Lössgebiet“ (LG) sowie „Mittelgebirge und Vorland“ (MV) zeigt Abbildung 32. Demnach ergeben sich in allen drei Naturraumregionen vergleichbare Rückgänge der Abflussmittel für die vier Abflusskomponenten.

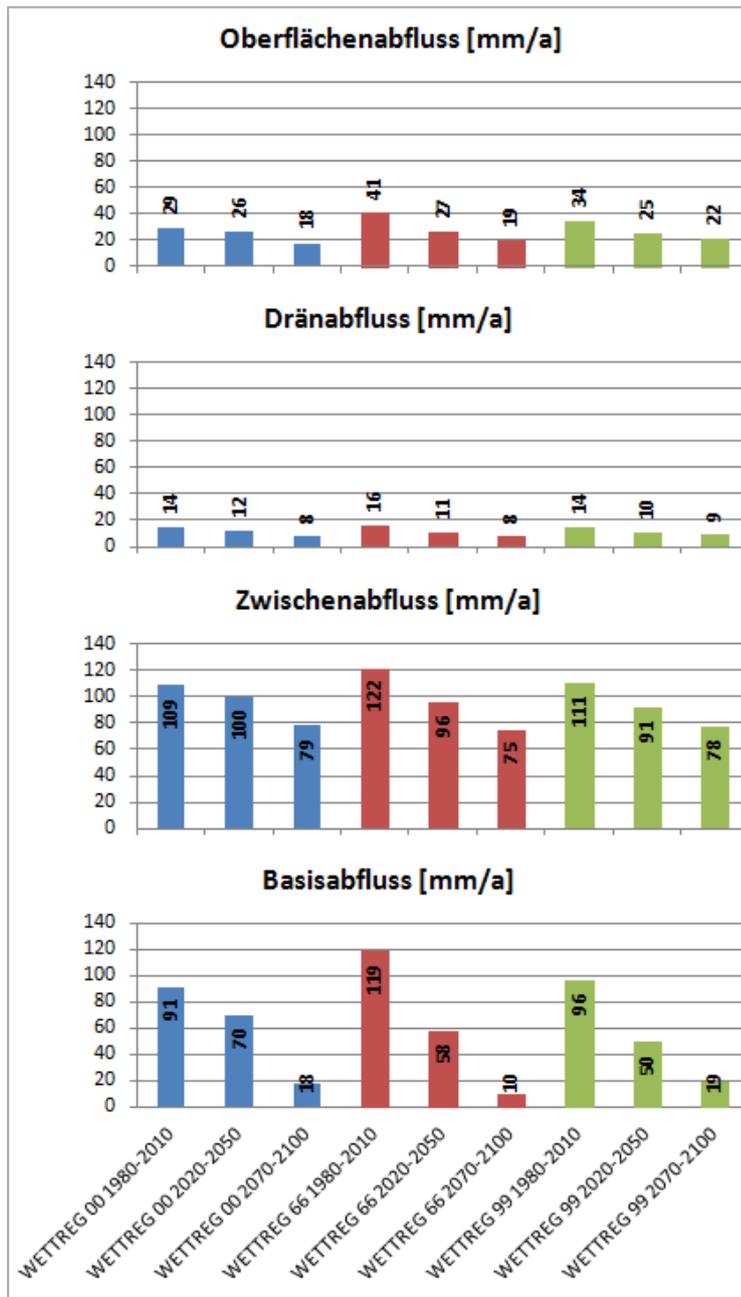


Abbildung 31: Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Abflusskomponenten aus KIIWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen

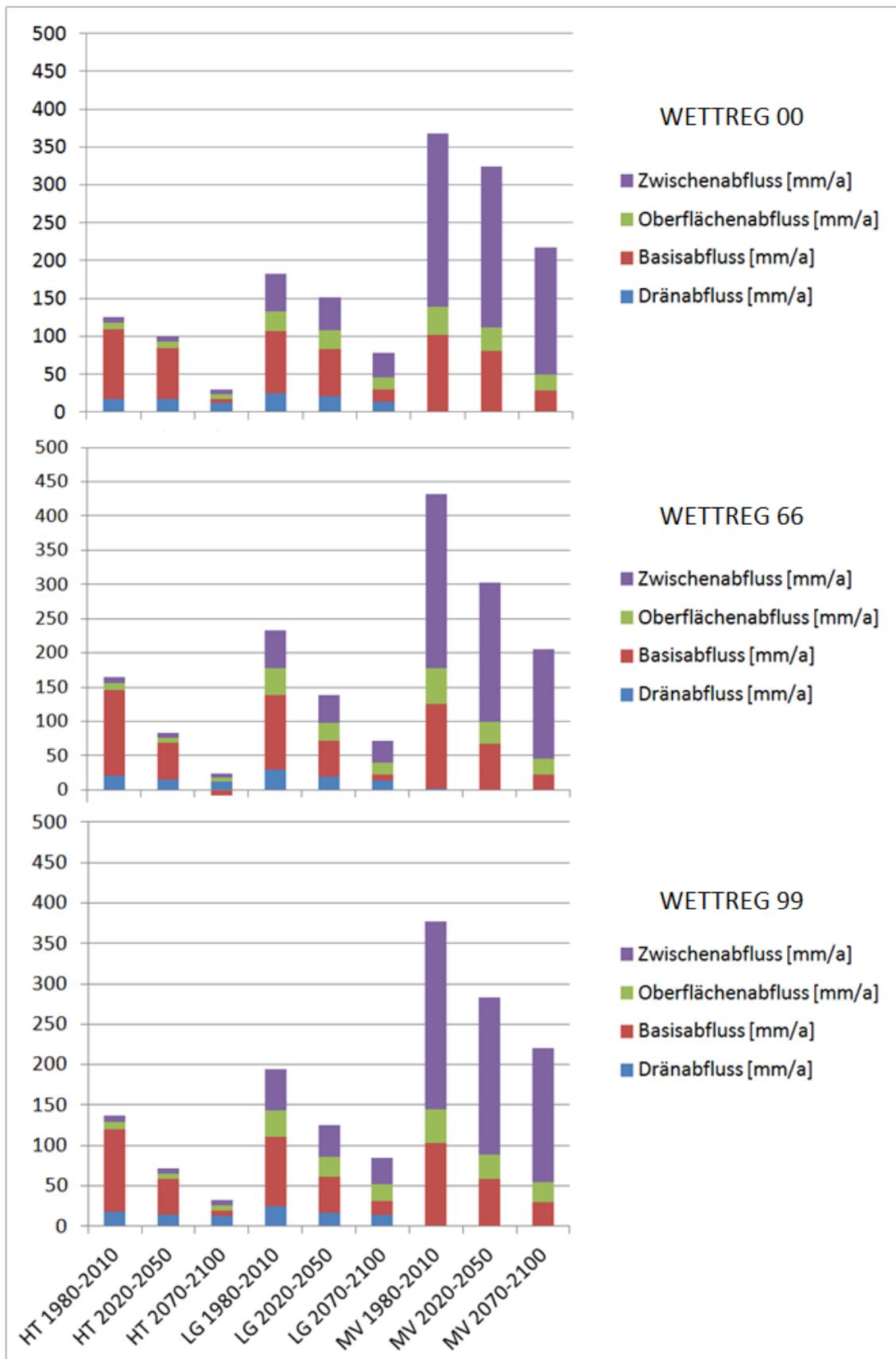


Abbildung 32: Vergleich der in das Modell STOFFBILANZ integrierten Abflusskomponenten aus KiiWES (Säule B) für die WETTREG-Realisierungen und Prognosezeiträume in den sächsischen Naturraumregionen (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)

5 Ermittlung von gewässerbezogenen Stickstoff- und Phosphoreinträgen

5.1 Istzustand gemäß KliWES (Säule B – Wasserhaushalt 1961–2010) und Vergleich mit Nährstoffatlas (2012)

5.1.1 Bodenerosion durch Wasser und Sedimenteintrag

Bevor auf die Nährstoffkomponenten eingegangen wird, erfolgt hier zunächst die vergleichende Betrachtung der beiden Modellergebnisse (Datenbasis KliWES – Säule B, 1961–2010 bzw. Nährstoffatlas Sachsen, Istzustand 2012) für Bodenabtrag und Sedimenteintrag als wesentliche Steuerparameter für den partikelgebundenen Phosphoreintrag. Abbildung 33 verdeutlicht für den Bodenabtrag, dass im sächsischen Mittel keine nennenswerten Abweichungen zwischen den beiden Modellierungsergebnissen entstehen. Allerdings zeigt sich auch, dass die Datenbasis von KliWES (hier insbesondere die Unterschiede in Verteilung und Menge der Sommer- und Winterniederschläge im Vergleich zum Nährstoffatlas) zu höheren Erosionsraten in Mittelsachsen und etwas niedrigeren Erosionsraten in Nordsachsen führen. Insgesamt halten sich die Differenzen aber in Grenzen.

Beim Sedimenteintrag (Abbildung 34) sind die Unterschiede von KliWES – Säule B zu Nährstoffatlas Sachsen deutlich geringer, weil hier insbesondere die von der KliWES -Datenbasis unabhängigen Gewässerdistanzen (Fließweg von der Rasterzelle zum nächsten Gewässer) an Bedeutung gewinnen.

5.1.2 Partikelgebundener P-Eintrag

Der mittlere rasterbezogene partikelgebundene P-Eintrag unter Verwendung der Wasserhaushaltsdaten von KliWES – Säule B liegt mit 0,0696 kg P/ha unwesentlich unter demjenigen des Nährstoffatlas – Stand 2012 (0,0704 kg P/ha, s. Abbildung 35).

5.1.3 Gelöster P-Eintrag (unversiegelte Flächen)

Der gelöste P-Eintrag von unversiegelten Flächen über die Abflusskomponenten Basisabfluss, Zwischenabfluss, Dränabfluss und Oberflächenabfluss liegt gemäß KliWES – Säule B-Datenbasis mit 0,1201 kg P/ha deutlich über demjenigen des Nährstoffatlas (0,0585 kg P/ha, s. Abbildung 36). Zu beachten ist hierbei, dass der gelöste Eintragspfad generell über Exportkoeffizienten abgeschätzt wird. Dabei werden angenommene P-Konzentrationen in den jeweiligen Abflüssen durch Multiplikation mit den Abflusshöhen in Frachten umgerechnet (s. GEBEL et al. 2016). Veränderungen in den Abflusshöhen führen damit auch zu Veränderungen in den gelösten P-Frachten. Besonders hohe Abweichungen der Abflüsse von KliWES – Säule B zum Nährstoffatlas (Istzustand 2012) finden sich beim Oberflächenabfluss und hier insbesondere auf Grünlandflächen, aber auch auf Acker-, Obstbau- und Weinbauflächen (s. Abbildung 24). Die P-Frachten im Oberflächenabfluss (Abbildung 37) werden für beide Modellrechnungen deshalb für diese Hauptnutzungsformen gegenübergestellt. Auf den Waldflächen gleichen sich die Unterschiede bei Laubwald bzw. Nadelwald ungefähr aus (s. Tabelle 3).

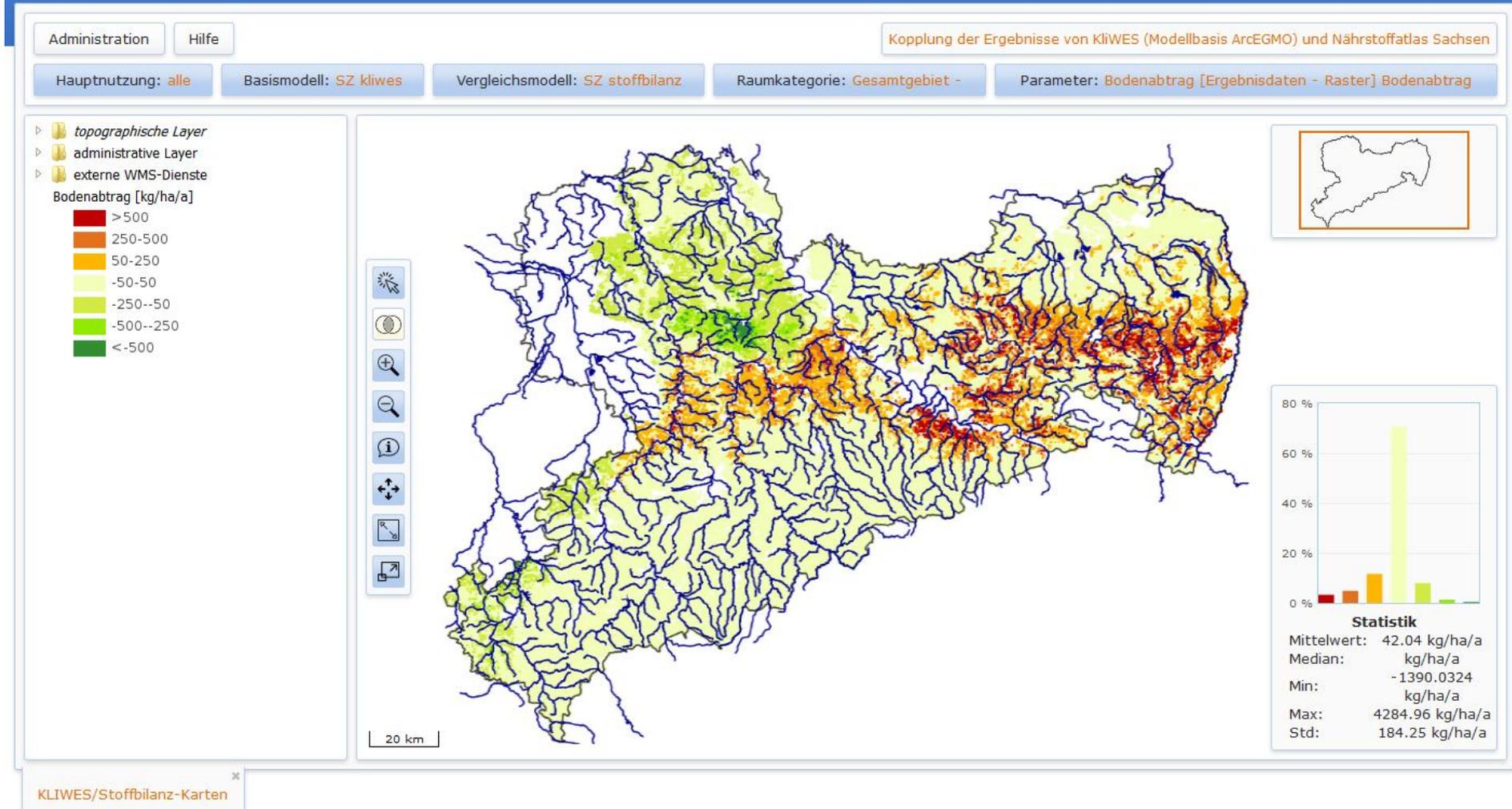


Abbildung 33: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen Bodenabtrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)

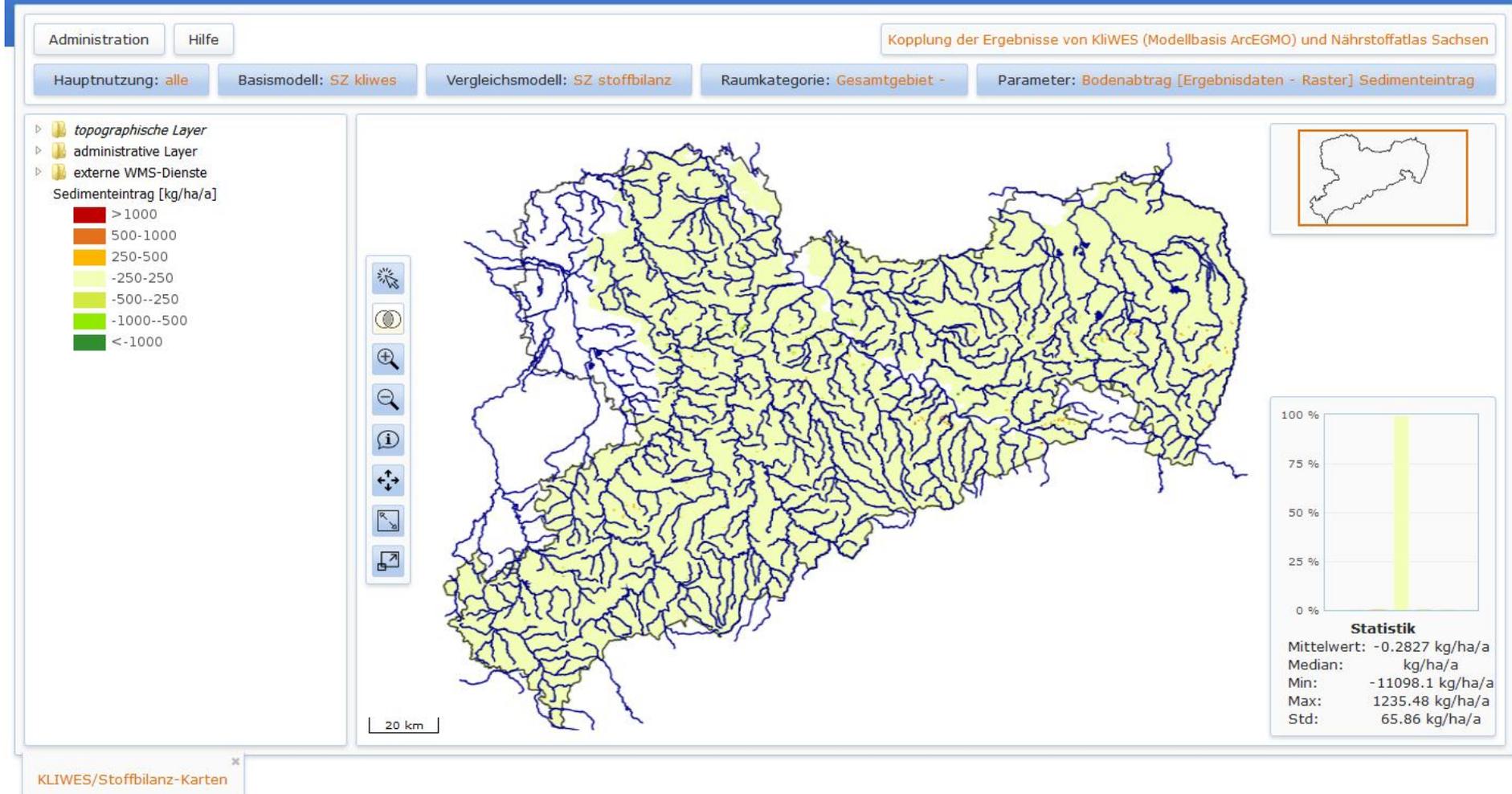


Abbildung 34: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen Sedimenteintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KLIWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ kwiwes

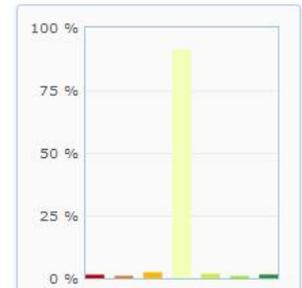
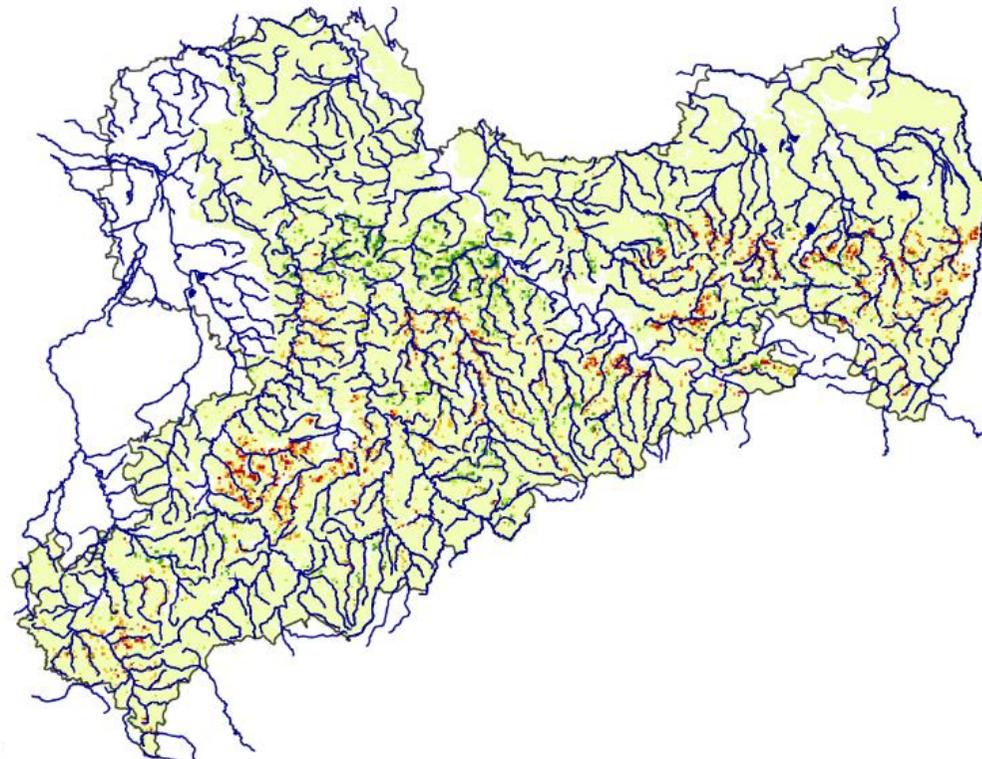
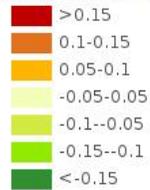
Vergleichsmodell: SZ stoffbilanz

Raumkategorie: Gesamtgebiet

Parameter: P-Bilanz [Ergebnisdaten Emission (diffus) - Raster] Partikelge...

- ▷ topographische Layer
- ▷ administrative Layer
- ▷ externe WMS-Dienste

Partikelgebundener P-Eintrag [kg/ha/a]



Statistik

Mittelwert:	-0.0008 kg/ha/a
Median:	kg/ha/a
Min:	-14.9673 kg/ha/a
Max:	1.52 kg/ha/a
Std:	0.1 kg/ha/a

KLIWES/Stoffbilanz-Karten

Abbildung 35: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen partikelgebundenen P-Eintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KLIWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)

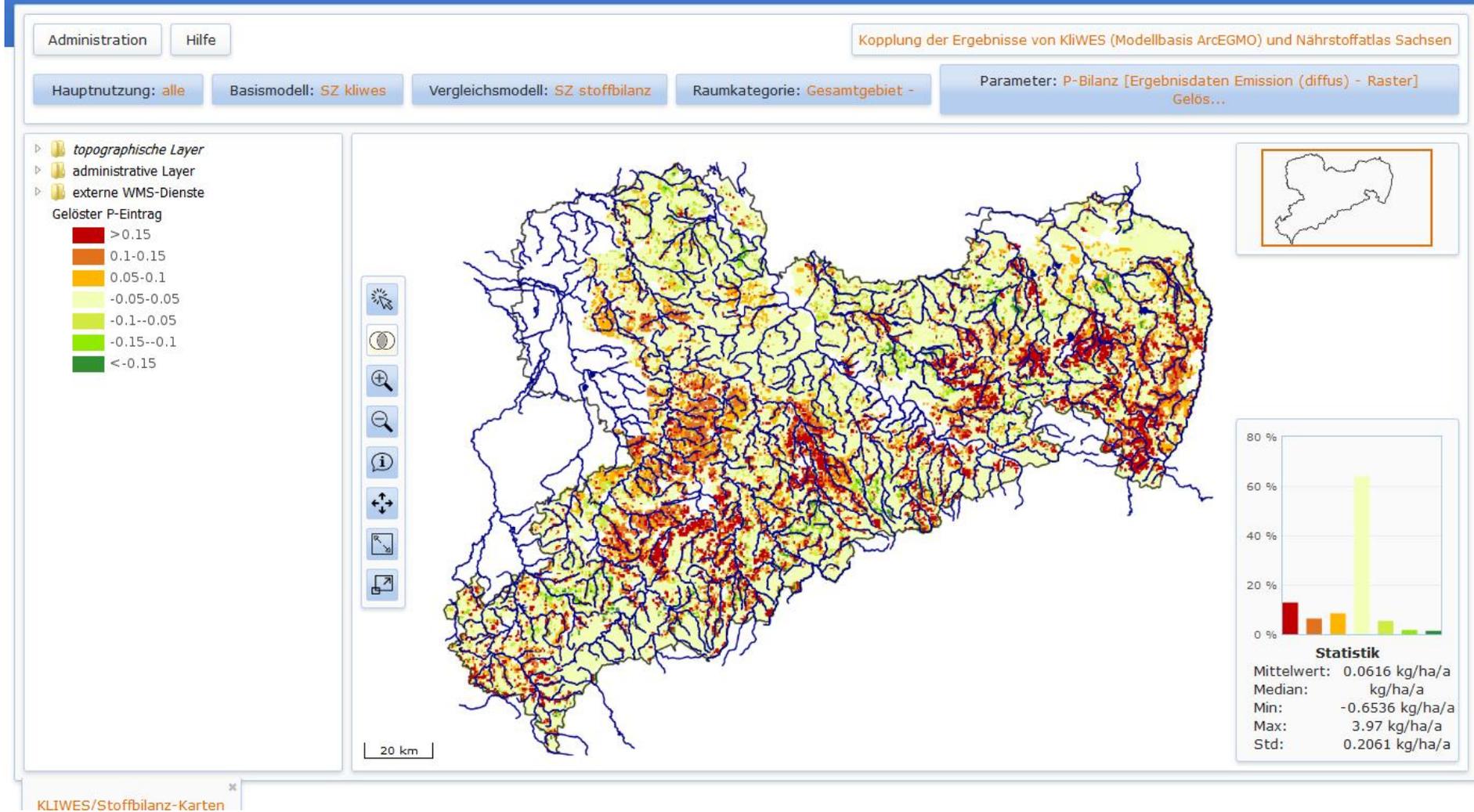


Abbildung 36: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)

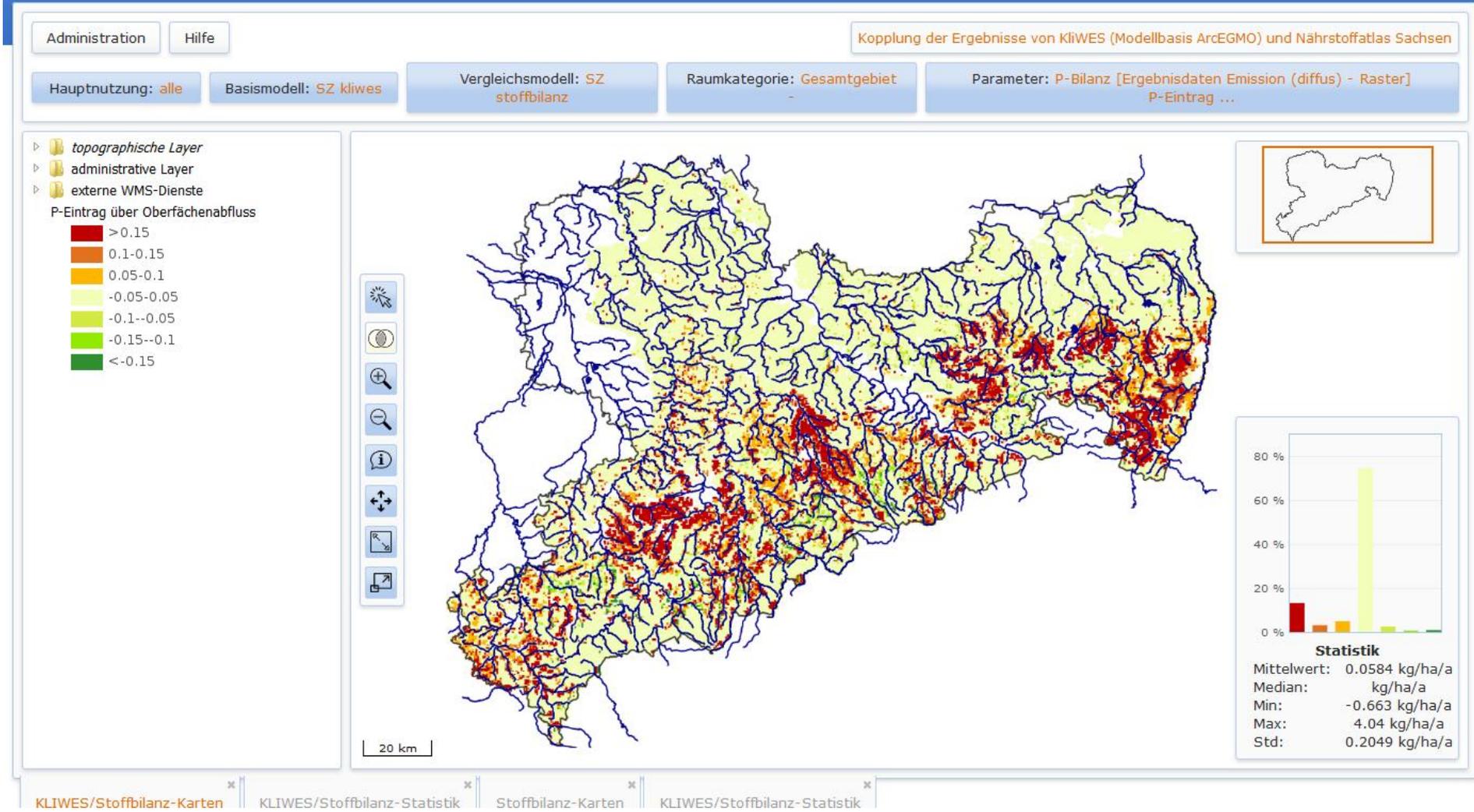


Abbildung 37: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Oberflächenabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (Istzustand 2012)

Tabelle 3: Vergleich der P-Einträge im Oberflächenabfluss

Datenbasis	Acker	Grünland	Obstbau	Weinbau	Nadelwald	Laubwald
	Oberflächenabfluss [mm/a]					
KliWES - Säule B- (1961-2010)	33,166	43,039	12,949	5,091	9,289	20,823
Nährstoffatlas Sachsen (2012)	13,726	8,485	2,516	15,461	14,401	8,237
	P-Eintrag über Oberflächenabfluss [kg/ha]					
KliWES - Säule B- (1961-2010)	0,066	0,344	0,155	0,041	0,001	0,003
Nährstoffatlas Sachsen (2012)	0,027	0,068	0,03	0,124	0,002	0,001
	P-Eintrag über Oberflächenabfluss [t/a]					
KliWES - Säule B- (1961-2010)	42,497	70,23	0,738	0,007	0,528	0,378
Nährstoffatlas Sachsen (2012)	17,587	13,845	0,143	0,022	0,882	0,159

Wie in Kap. 3.4 bereits ausgeführt, können diese Abweichungen in der Höhe der Oberflächenabflüsse neben methodischen Differenzen zwischen den Modellen auch durch die unterschiedliche Ableitung der Flächennutzung (Raster mit gewichtetem Dominanzprinzip/Hydrotop) bedingt sein. Weiterhin wird nur im Nährstoffatlas die Umsetzung geförderter und nicht geförderter Agrarumweltmaßnahmen berücksichtigt, die den Oberflächenabfluss auf Ackerflächen im Nährstoffatlas vermindert. Weil der Oberflächenabfluss sehr stark vom Relief und der Abflussbereitschaft des Bodens (Bodenart, Porosität, Makroporenanteil, Vorfeuchte, Wasserspeicherefähigkeit) beeinflusst wird, ergeben sich auch naturgemäß Unterschiede durch die Einbeziehung der Relief- und Bodendaten (unterschiedliche Auflösung, Datenquellen und Aggregation) sowie durch die unterschiedliche zeitliche Auflösung (Jahr bzw. Tag). Ein weiterer Grund für die deutlich höheren Oberflächenabflüsse in KliWES – Säule B kann auch in der getätigten Annahme einer vergleichsweise hohen Lagerungsdichte von 1,7 g/cm³ liegen, die nach Vorgabe des LfULG einheitlich für Landwirtschaftsflächen eingesetzt wurde. Unter Berücksichtigung dieser Sachverhalte erscheinen die höheren Oberflächenabflüsse aus KliWES – Säule B auf Ackerflächen durchaus plausibel.

Auf den Grünlandflächen wird bei KliWES – Säule B (1961–2010) gegenüber dem Nährstoffatlas (2012) ein fünffach höherer Oberflächenabfluss simuliert. Der gelöste P-Eintrag über diesen Pfad erhöht sich dementsprechend um diesen Faktor. Inwieweit ein derart hoher Oberflächenabfluss gerechtfertigt ist bzw. inwieweit hier die oben angesprochenen Übertragungsunschärfen das Ergebnis beeinflussen, sollte vor der Übernahme in den Nährstoffatlas weiter geprüft werden. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass eine Validierung des Oberflächenabflusses anhand von gemessenen Werten in der hier vorliegenden Betrachtungsskala kaum möglich sein dürfte. Bei Übernahme der hohen Oberflächenabflüsse wäre auch eine Reduzierung des Exportkoeffizienten zu erwägen (z. B. auf das Niveau des Exportkoeffizienten für Ackerflächen), um die durch die hohe Abflussbereitschaft realisierte höhere Verdünnung abzubilden.

Auch auf den Obstbauflächen werden bei KliWES (Säule B) vielfach höhere Oberflächenabflussraten generiert, auf Weinbauflächen liegen sie dagegen deutlich unter denjenigen des Nährstoffatlas. Dies erscheint insofern überraschend als gerade die Weinbauflächen in Sachsen deutlich höhere Neigungen aufweisen als die Obstbauflächen. Allerdings sind die Flächenanteile beider Nutzungen extrem niedrig, insofern haben sie keine maßgebliche Auswirkung auf das Ergebnis für Sachsen. Außerdem ist das Unschärfepotenzial im Rahmen der Datenintegration und Modellverknüpfung hier besonders hoch.

Die gelösten P-Einträge von unversiegelten Flächen für Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) anhand der Kopplung der Datenbasis von KliWES (Säule B) mit dem Nährstoffatlas zeigt Tabelle 4.

Tabelle 4: Vergleich der gelösten P-Einträge [t/a] über die Abflusskomponenten anhand der Kopplung der Datenbasis von KliWES (Säule B) mit dem Nährstoffatlas

Datenbasis	Oberflächenabfluss	Dränabfluss	Zwischenabfluss	Basisabfluss
KliWES - Säule B- (1961-2010)	114,379	27,528	16,002	32,243
Nährstoffatlas Sachsen (2012)	32,638	34,443	9,633	27,201

Der gesamte diffuse gelöste P-Eintrag im Oberflächenabfluss (ohne Siedlung) steigt damit von 104 t/a (Nährstoffatlas) auf 199 t/a (Datenbasis KliWES – Säule B) an. Der Anstieg ist im Wesentlichen auf die höheren Oberflächenabflüsse auf Grünlandflächen (Anstieg um 56 t/a, weil hier besonders hoher Exportkoeffizient), nachrangig auf die Anstiege auf Acker- und Obstbauflächen, zurückzuführen.

Abbildung 38 zeigt die Verteilung der gelösten P-Einträge in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) über den Dränabflusspfad. Die Einträge gemäß Datenbasis KliWES (Säule B) sinken gegenüber denjenigen im Nährstoffatlas etwas ab, was im Wesentlichen auf die etwas niedrigeren Dränabflüsse zurückzuführen sein dürfte (vgl. Abbildung 19). Im Vergleich dazu nehmen die gelösten Einträge über den Zwischenabfluss (Abbildung 39) bzw. den Basisabfluss (Abbildung 40) leicht zu. Auch dies ist durch die Veränderung der Abflussraten, hier allerdings deren Anstieg, bedingt.

5.1.4 Gelöster P-Eintrag (versiegelte Flächen)

Der diffuse gelöste P-Eintrag von versiegelten Flächen verändert sich nach Einbeziehung der KliWES-Datenbasis nicht, weil hier von einwohnerspezifischen Frachten (dezentrale Einleitungen über Kleinkläranlagen und Regenwasserkanal) bzw. Depositionsraten ausgegangen wird, die abflussunabhängig berechnet werden. Die Einwohnerzahlen, dezentralen Entwässerungen und Versiegelungsgrade sind durch die Einbeziehung der KliWES-Datenbasis nicht tangiert.

5.1.5 Gelöster P-Eintrag aus Punktquellen

Der punktuelle P-Eintrag berechnet sich anhand der vom AG übermittelten Ablaufwerte von den kommunalen und industriellen Kläranlagen und ist somit unabhängig von der Datenbasis gemäß KliWES (Säule B).

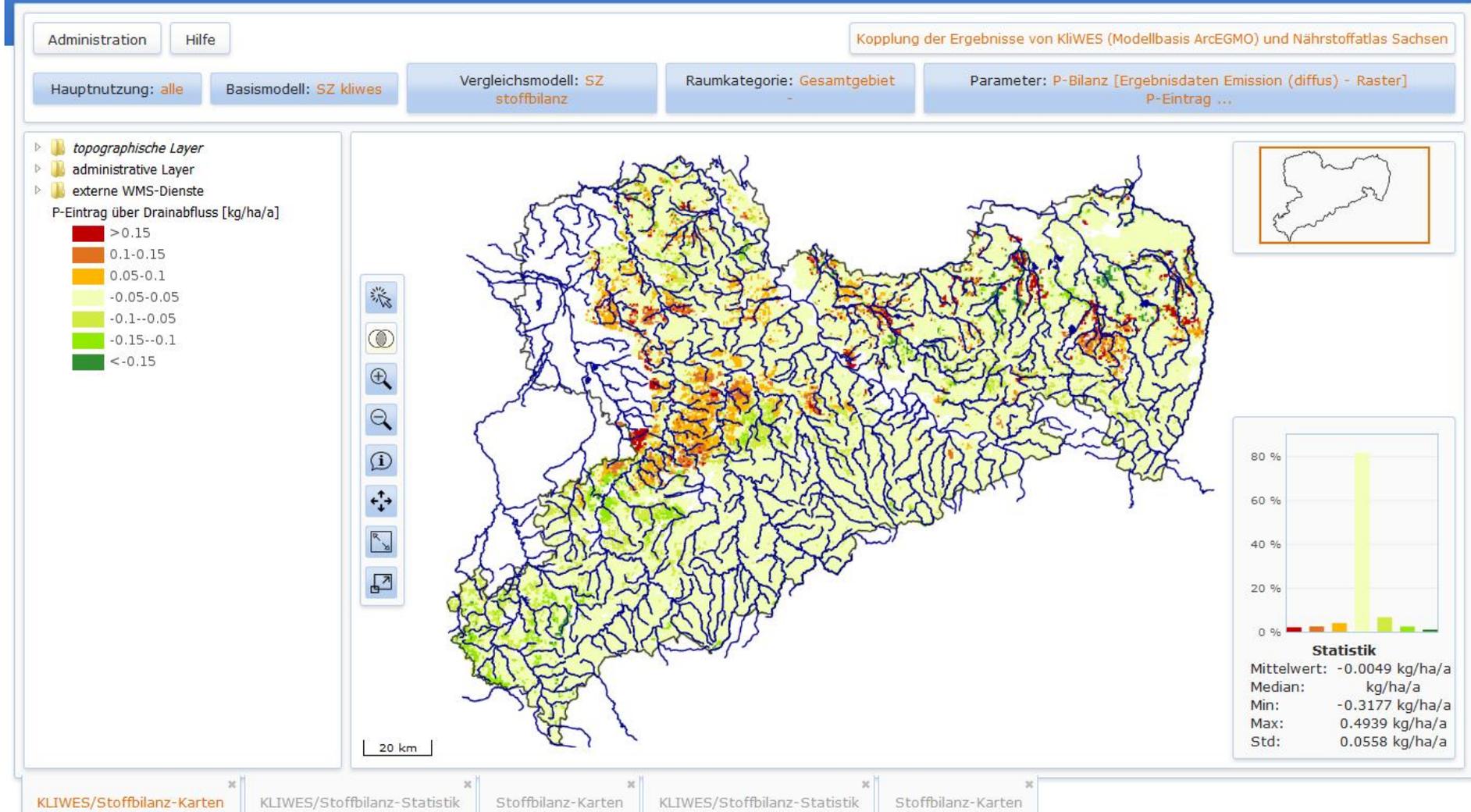


Abbildung 38: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Dränabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KLIWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)

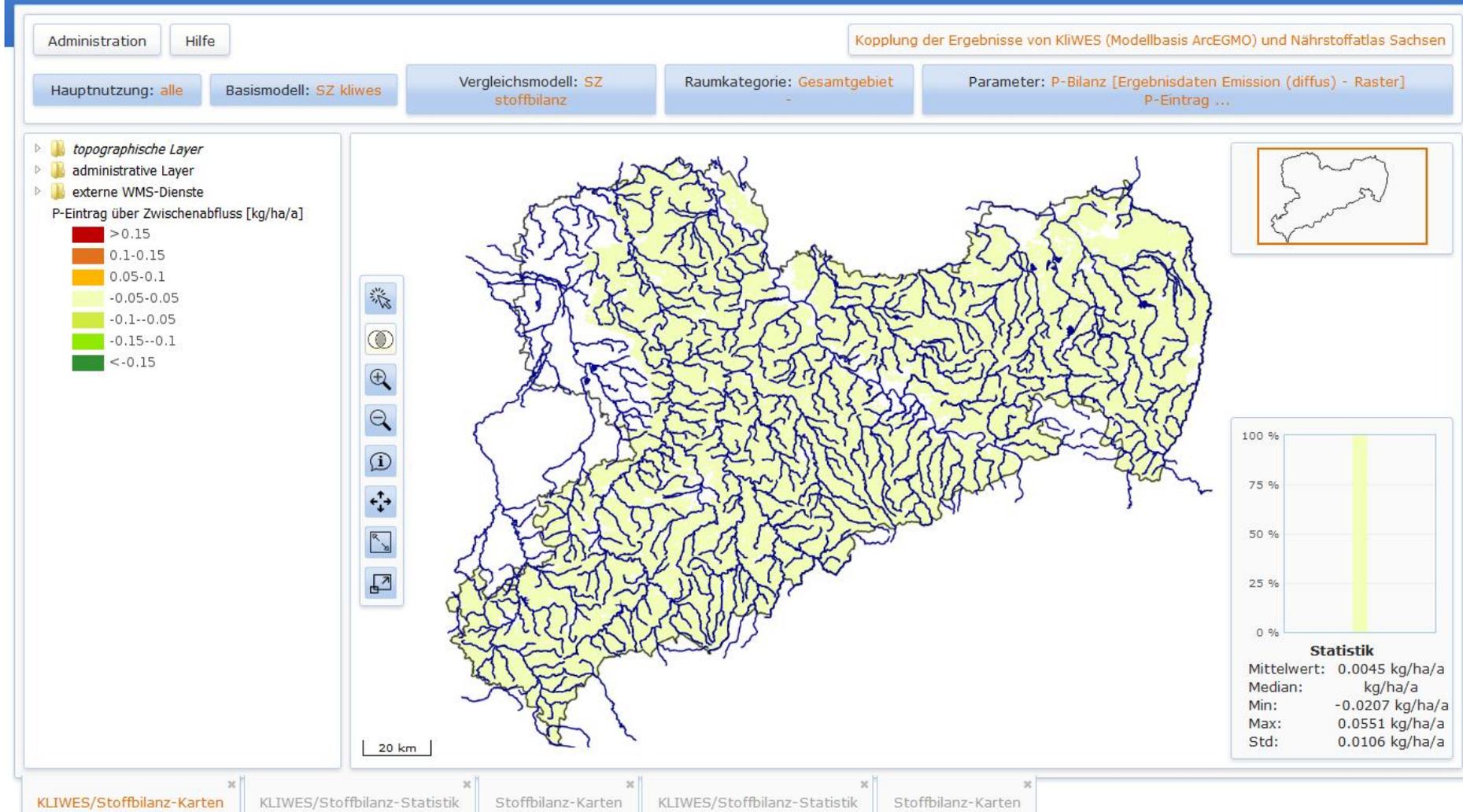


Abbildung 39: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Zwischenabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)

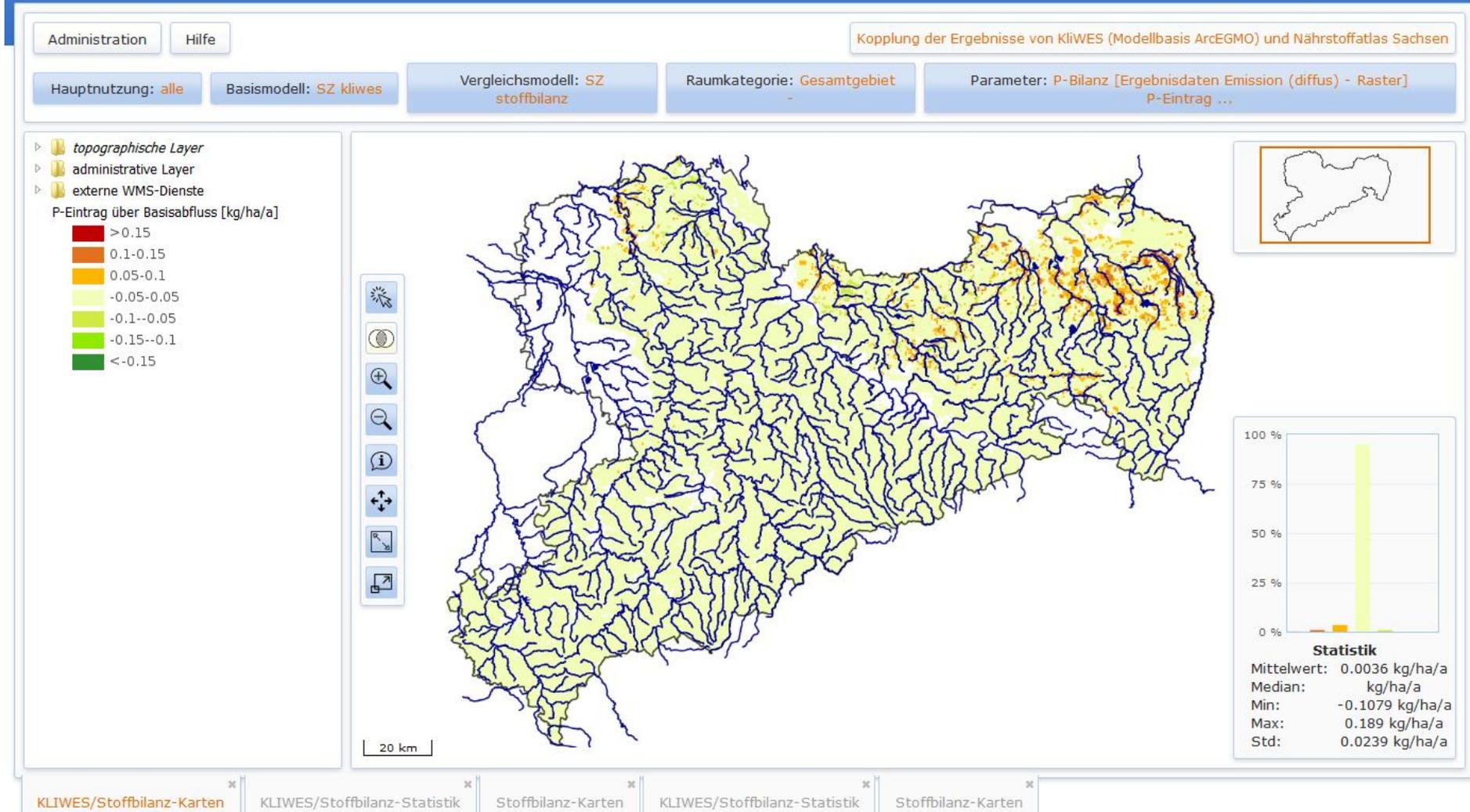


Abbildung 40: Differenzkarte für den modellierten mittleren jährlichen gelösten P-Eintrag im Basisabfluss in Sachsen: Istzustand gemäß KLIWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)

5.1.6 Diffuser und punktueller P-Gesamteintrag

Eine Zusammenstellung der diffusen und punktuellen P-Einträge einschließlich der Gesamteinträge zeigt Tabelle 5.

Tabelle 5: Vergleich der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch)

Eintragspfad	P-Eintrag gemäß Datenbasis KliWES - Säule B- (1961-2010) [t/a]	P-Eintrag Nährstoffatlas Sachsen (2012) [t/a]
Partikelgebundener P-Eintrag	115,216	116,281
Diffuser gelöster P-Eintrag von Nicht-Siedlungsflächen	190,141	103,915
Diffuser P-Eintrag von Gewässerflächen	10,710	10,710
Diffuser P-Eintrag von „Sonstige Nutzungen“	14,025	14,025
Diffuser P-Eintrag Siedlungsflächen	203,839	203,839
Punktuelle P-Eintrag	254,790	254,790
Diffuser und punktueller P-Eintrag	788,720	703,559

Somit ergibt sich nach Integration der Datenbasis von KliWES (Säule B) eine Zunahme des P-Eintrags für Gesamtsachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) von 704 auf 789 t/a, was einer Zunahme von 12 % entspricht. Aufgrund des höheren Abflussaufkommens gemäß KliWES (Säule B) tritt allerdings eine stärkere Verdünnung der modellierten P-Einträge aufgrund der höheren Abflüsse auf. Die mittlere Konzentration für das gesamte Untersuchungsgebiet, errechnet aus dem Gesamtabfluss und der Gesamtemission, liegt im Mittel bei 0,19 mg/l beim Nährstoffatlas. Unter Einbeziehung der Datenbasis von KliWES (Säule B) sinkt sie auf 0,17 mg/l. Auf OWK-Ebene steigt die Konzentration hingegen leicht an, wobei die unterschiedlichen Größen der OWK hier aber nicht mit berücksichtigt werden.

5.1.7 Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone

Der diffuse gelöste N-Austrag aus der Bodenzone Datenbasis KliWES (Säule B) entspricht mit 21,2 kg/ha im Mittel (siehe Abbildung 41) demjenigen des Nährstoffatlas (21,3 kg/ha) für die betrachteten Gebiete in Sachsen. Bedingt durch sehr geringe Differenzen bei den Jahresmitteltemperaturen ergeben sich geringe Abweichungen bei den Nachlieferungsraten auf Acker- bzw. Nettoaufnahmeraten auf Waldflächen (-0,0744 kg N/ha).

5.1.8 Diffuser gelöster N-Eintrag

Der diffuse N-Gesamteintrag liegt mit 15,2 kg/ha (siehe Abbildung 42) etwas unter demjenigen des Nährstoffatlas (16,9 kg/ha). Die Differenz ergibt sich aus dem jeweiligen Zusammenspiel von Eintrag, Abfluss und Denitrifikation im Grundwasser. Der partikelgebundene Eintrag verändert sich dagegen nicht nennenswert und liegt im Mittel jeweils bei vernachlässigbaren 0,06 kg N/ha. Abbildung 43 zeigt, dass die N-Konzentrationen im Sickerwasser (Summe von Zwischen- und Basisabfluss) aufgrund der etwas höheren Sickerwasserraten gemäß KliWES-Wasserhaushalt (Säule B) im Mittel des Gesamtuntersuchungsgebietes leicht zurückgehen. Anstiege werden jedoch für das Tiefland und Teile des Lössgürtels abgebildet.

Administration

Hilfe

Kopplung der Ergebnisse von KliWES (Modellbasis ArcEGMO) und Nährstoffatlas Sachsen

Hauptnutzung: alle

Basismodell: SZ kliwes

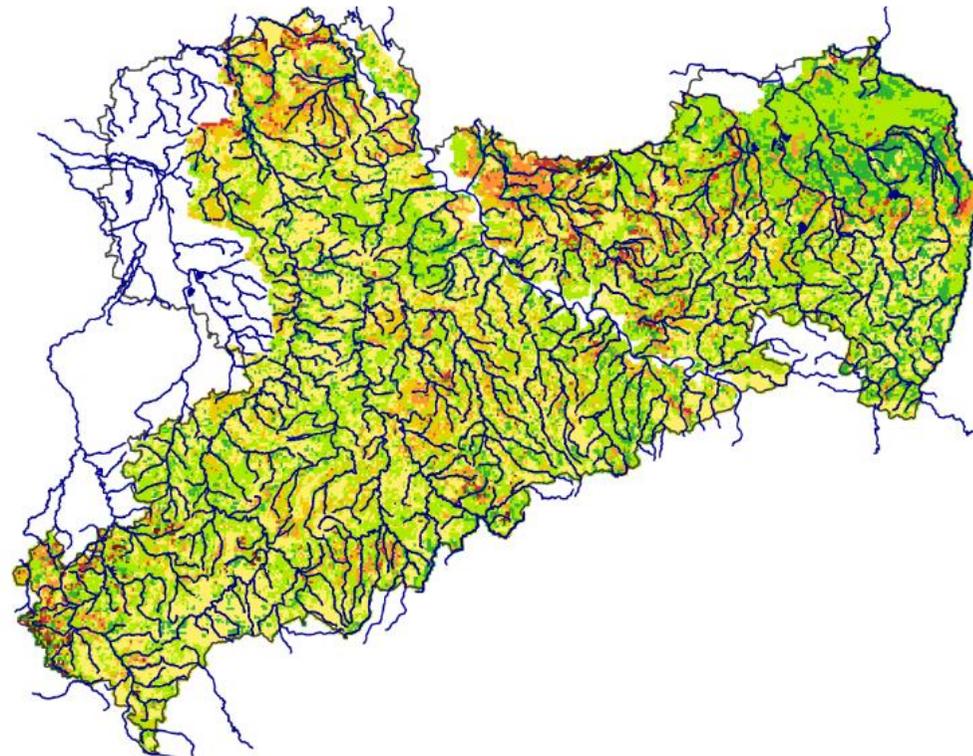
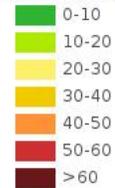
Vergleichsmodell: SZ stoffbilanz

Raumkategorie: Gesamtgebiet

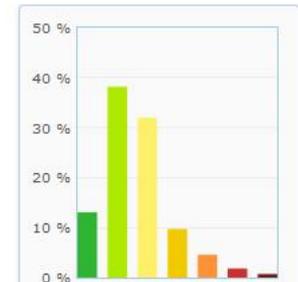
Parameter: N-Bilanz [Ergebnisdaten Emission (diffus) - Raster] Anorg. N-A...

- ▷ topographische Layer
- ▷ administrative Layer
- ▷ externe WMS-Dienste

Anorg. N-Austrag aus dem Boden



20 km



Statistik

Mittelwert: 21.22 kg/ha/a
 Median: kg/ha/a
 Min: 0 kg/ha/a
 Max: 153.66 kg/ha/a
 Std: 11.39 kg/ha/a

KLIWES/Stoffbilanz-Karten

Abbildung 41: Modellerte mittlere jährliche N-Austräge aus der Bodenzone in Sachsen gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010)

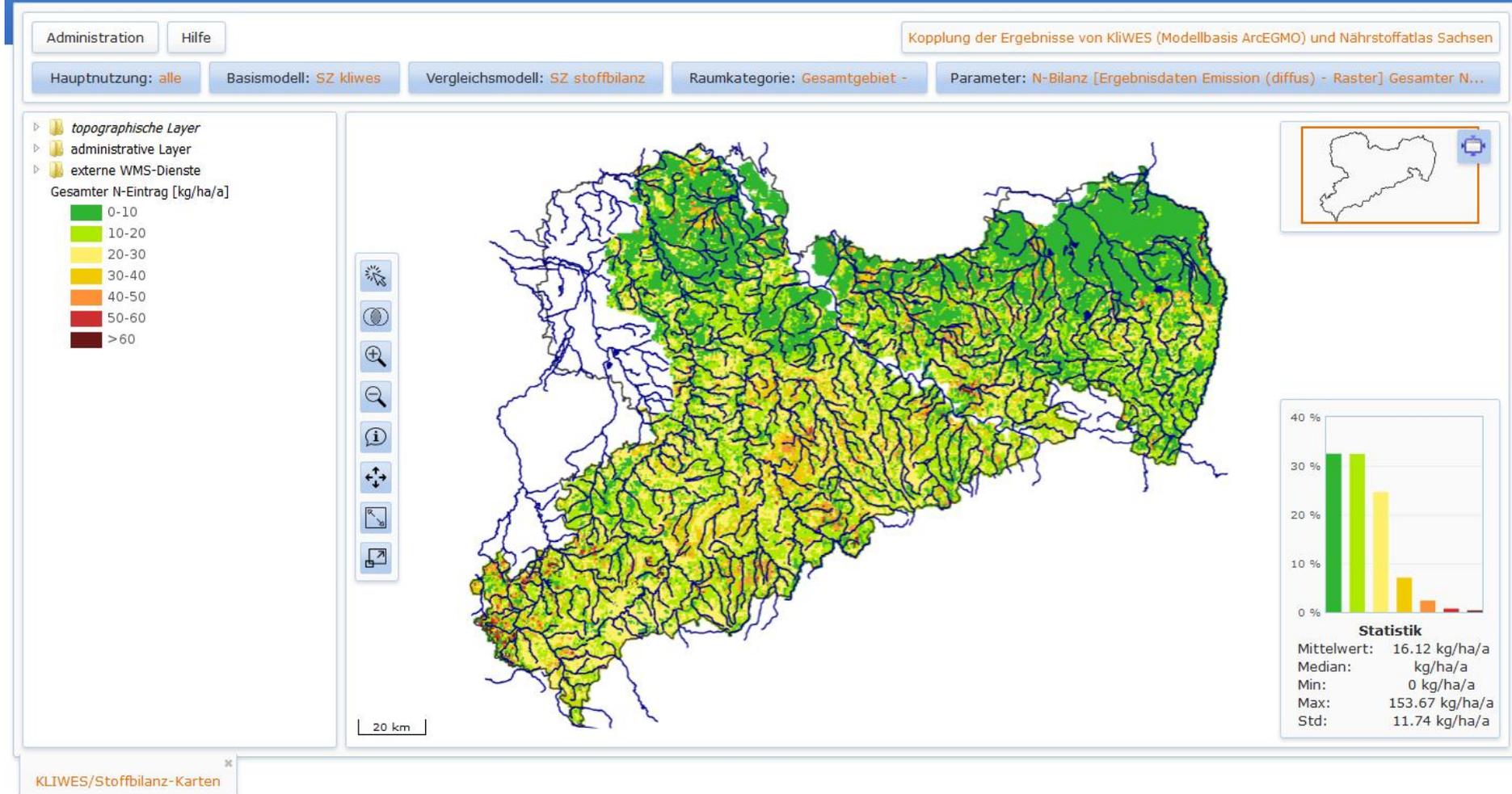


Abbildung 42: Modellerte mittlere jährliche diffuse N-Einträge in die sächsischen Oberflächengewässer gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010)

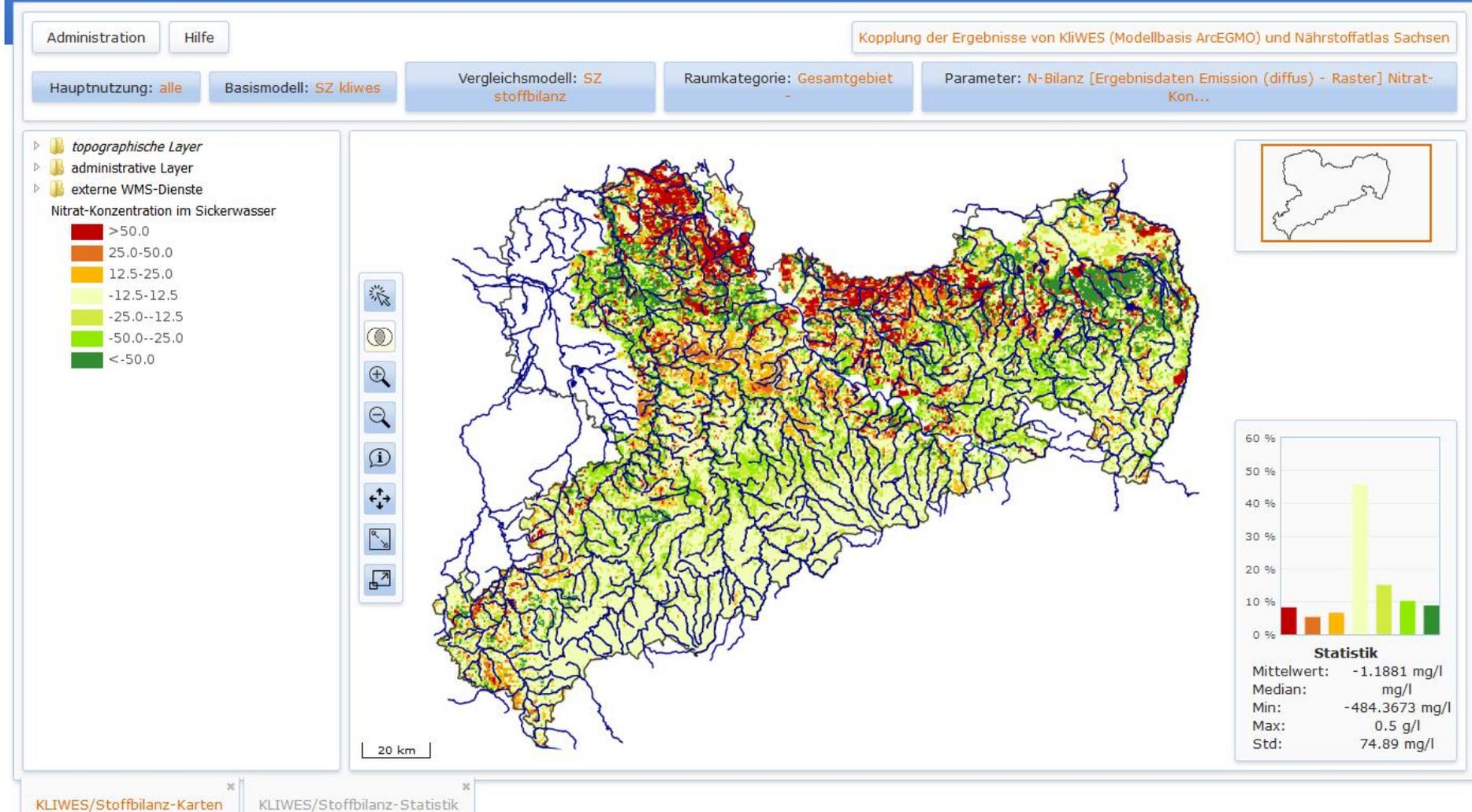


Abbildung 43: Differenzkarte für die modellierte mittlere jährliche N-Konzentration im Sickerwasser: Istzustand gemäß KliWES-Datenbasis (Säule B, 1961–2010) zu Nährstoffatlas Sachsen (2012)

Tabelle 6 stellt die Ergebnisse der N-Bilanzierung gemäß Datenbasis KliWES (Säule B) und Nährstoffatlas gegenüber.

Die N-Austräge aus der Bodenzone unterscheiden sich in beiden Modellrechnungen erwartungsgemäß nicht signifikant. Der diffuse N-Eintrag ins Sickerwasser geht gemäß Datenbasis von KliWES (Säule B) etwas deutlicher zurück, weil höhere Abfluss- und damit auch Frachtanteile auf die schnellen Abflusskomponenten Drän- und Oberflächenabfluss fallen. Der Eintrag ins Oberflächengewässer nach Grundwasserpassage geht deutlich zurück, weil die Basisabflussanteile im Tiefland und Lössgürtel relativ gesehen ansteigen. Aufgrund der höheren Denitrifikationspotenziale kommt es auch zu einem stärkeren Abbau der Nitratfracht und damit zu einem geringeren Übertritt ins Oberflächengewässer. Im Mittelgebirge sinken die Basisabflussanteile dagegen mit der entgegengesetzten Wirkung für den N-Eintrag. Der N-Gesamteintrag inklusive der Punktquellen liegt damit gemäß KliWES-Datenbasis ungefähr 4 % unter demjenigen des Nährstoffatlas (2012).

Tabelle 6: Vergleich der N-Einträge in Sachsen [t/a] gemäß Datenbasis KliWES (Säule B) und Nährstoffatlas (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch)

Datenbasis	KliWES - Säule B- (1961-2010)	Nährstoffatlas Sachsen (2012)
Partikelgebundener N-Eintrag	99	98
Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone	35.145	35.268
Diffuser N-Eintrag im Oberflächenabfluss	3.977	2.189
Diffuser N-Eintrag im Dränabfluss	2.943	4.196
Diffuser N-Eintrag im Zwischenabfluss	11.365	10.490
Diffuser N-Eintrag im Basisabfluss	7.325	9.965
Diffuser N-Eintrag ins Sickerwasser	28.224	28.867
Diffuser N-Eintrag über dezentrale Einleiter	979	979
Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer	26.688	27.917
N-Eintrag aus Punktquellen	2.080	2.080
N-Gesamteintrag	28.768	29.997

5.2 Prognosezeiträume gemäß KliWES (Säule B)

Die nachfolgend dargestellten und im Vergleich gegenübergestellten Modellierungsergebnisse für die ausgewählten Prognosezeiträume basieren auf der Simulation der möglichen Klimaveränderung von drei Realisierungen (Realisierung 00, Realisierung 66 und Realisierung 99) des statistischen Regionalklimamodells WETTREG2010. Weitere Informationen hierzu enthält Kap. 4.1.

5.2.1 Bodenerosion durch Wasser und Sedimenteintrag

Abbildung 44 zeigt den Vergleich der mittleren Bodenabträge und Sedimenteinträge in Sachsen (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch) für die drei WETTREG-Realisierungen 00, 66 und 99 sowie die Prognosezeiträume 1980–2010, 2020–2050 und 2070–2100. WETTREG 66 startet demgemäß mit dem höchsten Ausgangswert von 1.635 kg/ha für den Bodenabtrag bzw. 46 kg/ha für den Sedimenteintrag, hat dann aber auch die höchste Amplitude der Abnahme und liefert die niedrigsten Mittelwerte für 2070–2100. WETTREG 00 startet von einem niedrigeren Level, die Abnahme hin zum Zeitraum

2020–2050 fällt insbesondere für den Bodenabtrag aber moderater aus als bei WETTREG 66 bzw. 99. WETTREG 99 zeigt in allen drei Naturraumregionen die geringsten Reaktionen auf den prognostizierten Klimawandel. Im Vergleich zu den hier dargestellten Ergebnissen liegt der mittlere Bodenabtrag bzw. Sedimenteintrag aus KliWES (Säule B) für den Istzustand (1961-2010) bei 1.617 kg/ha bzw. 47 kg/ha (s. Kap. 3.5.1).

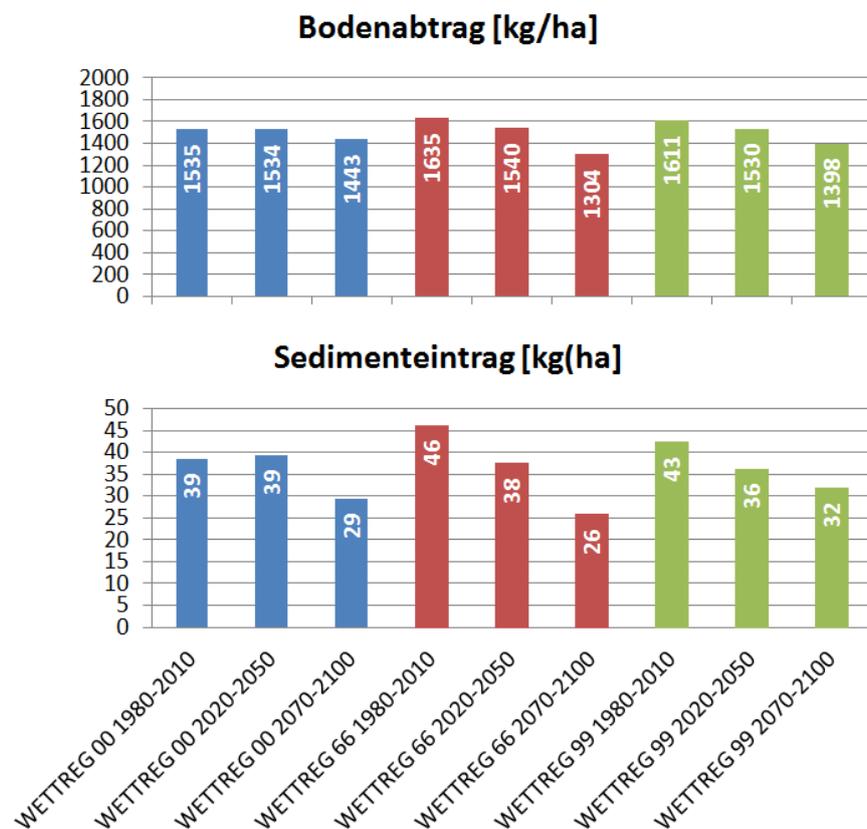


Abbildung 44: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten Bodenabträge und Sedimenteinträge

Einen Vergleich der drei Realisierungen und Prognosezeiträume für Bodenabtrag und Sedimenteintrag in den Naturraumregionen „Heide- und Teichlandschaft“ (HT), „Lössgebiet“ (LG) sowie „Mittelgebirge und Vorland“ (MV) zeigt Abbildung 45. Deutliche Rückgänge ergeben sich im Lössgebiet insbesondere in der WETTREG-Realisierung 66 bzw. 99 sowohl für den Bodenabtrag als auch für den Sedimenteintrag von 1980 bis 2100. Grund für den simulierten Rückgang ist die deutliche Verminderung des Niederschlags im Lössgebiet und damit die Verringerung des Regenerositätsfaktors. Im Mittelgebirge und Vorland gehen die Bodenabträge dagegen kaum zurück, weil die Regenerosität weniger stark gedämpft wird. Die Sedimenteinträge verringern sich allerdings auch hier, was auf den rückläufigen Oberflächenabfluss zurückzuführen sein dürfte (siehe Abbildung 32).

Bei der Interpretation der Ergebnisse im Modell STOFFBILANZ ist zu beachten, dass die Modellierung nach dem USLE-Ansatz mit Jahresdurchschnittswerten bzw. Sommer- und Winterniederschlagssummen rechnet (WISCHMEIER & SMITH 1978). Der Einfluss einer Zunahme von Starkregenereignissen und Trockenperioden kann damit z. B. nicht adäquat abgebildet werden. Hier wäre ein Wechsel zu einem zeitlich höher aufgelösten Modellansatz nötig wie der aus der USLE abgeleiteten tages- bzw. ereignisbasierten USLE-M (GEBEL et al. 2014; KINNELL 2001; YU & ROSEWELL 1996).

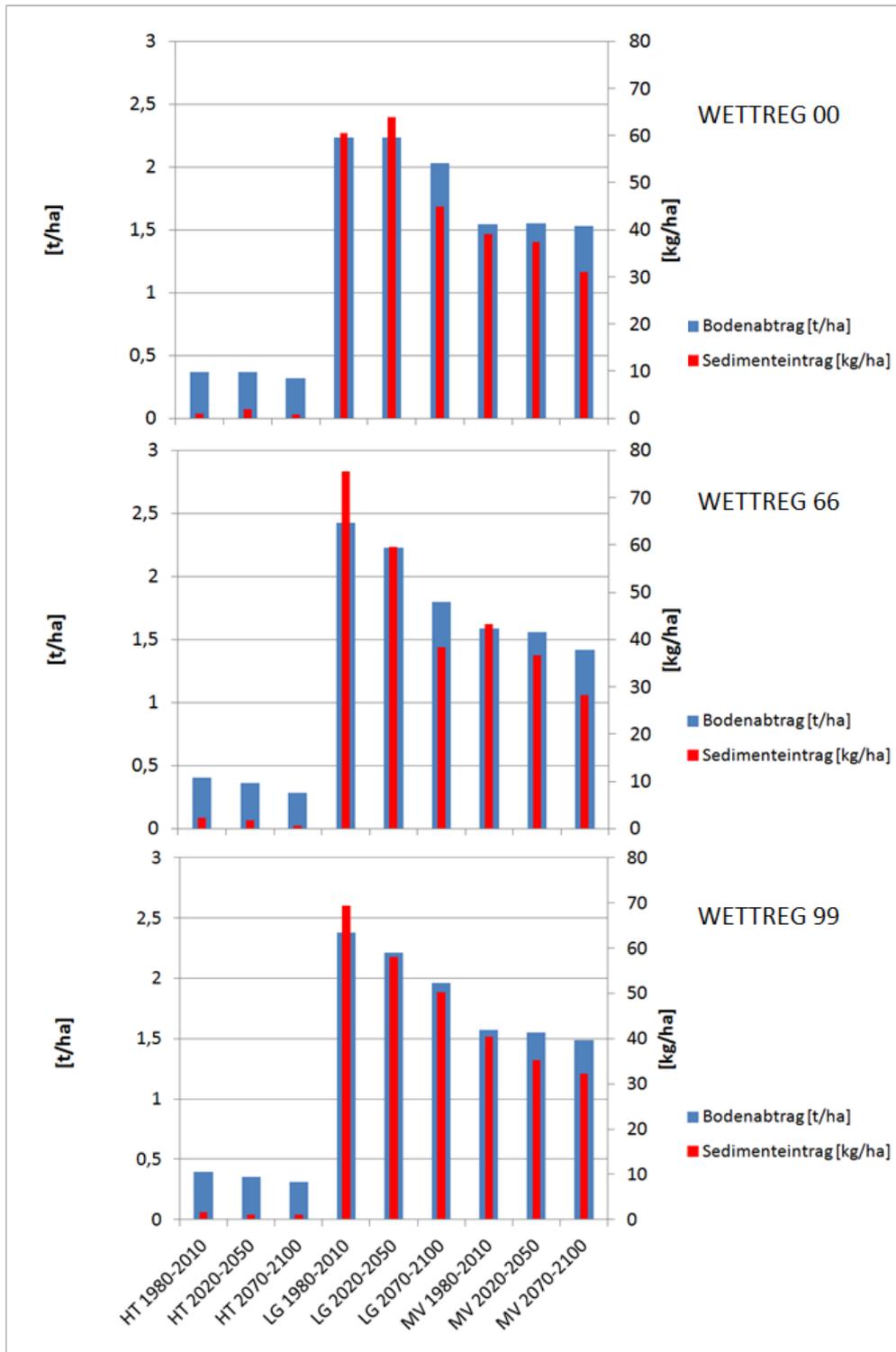


Abbildung 45: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushalts von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten Bodenabträge und Sedimenteinträge je Naturraumregion (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)

5.2.2 P-Einträge

Abbildung 46 zeigt die Ergebnisse der Simulationen für den mittleren diffusen gelösten P-Eintrag, den partikelgebundenen P-Eintrag und die sich ergebende mittlere Konzentration im Gesamtabfluss. Letztere bezieht sich auf die Summe des diffusen und punktuellen Gesamteintrages im Modellgebiet, verrechnet mit dem mittleren Gesamtabfluss über alle Modellzellen. Der Rückgang des gelösten P-Eintrages ist auf den Rückgang des Abflussaufkommens zurückzuführen.

Hierbei wird unterstellt, dass die P-Konzentrationen in den Abflusskomponenten gleich hoch bleiben. Die Rückgänge beim partikelgebundenen P sind die logische Konsequenz aus dem rückläufigen Bodenabtrag bzw. Sedimenteintrag. Auf die begrenzte Aussagekraft der Modellierung über den USLE-Ansatz wurde bereits hingewiesen.

Auf den diffusen P-Eintrag aus Siedlungsgebieten, von Gewässerflächen, aus „Sonstige Nutzungen“ und Punktquellen wird hier nicht weiter eingegangen, weil im Vergleich zum Istzustand gemäß KliWES (Säule B, 1961–2010) keine Änderungen angenommen wurden.

Im Vergleich zu den hier dargestellten Ergebnissen liegt der mittlere gelöste P-Eintrag aus KliWES (Säule B) für den Istzustand (1961–2010) bei 0,1148 kg/ha, der partikelgebundene P-Eintrag beträgt im Mittel 0,0696 kg/ha, die mittlere P-Konzentration für den gesamten P-Eintrag beträgt 0,174 mg/l (s. Kap. 5.1.2 bis 5.1.6).

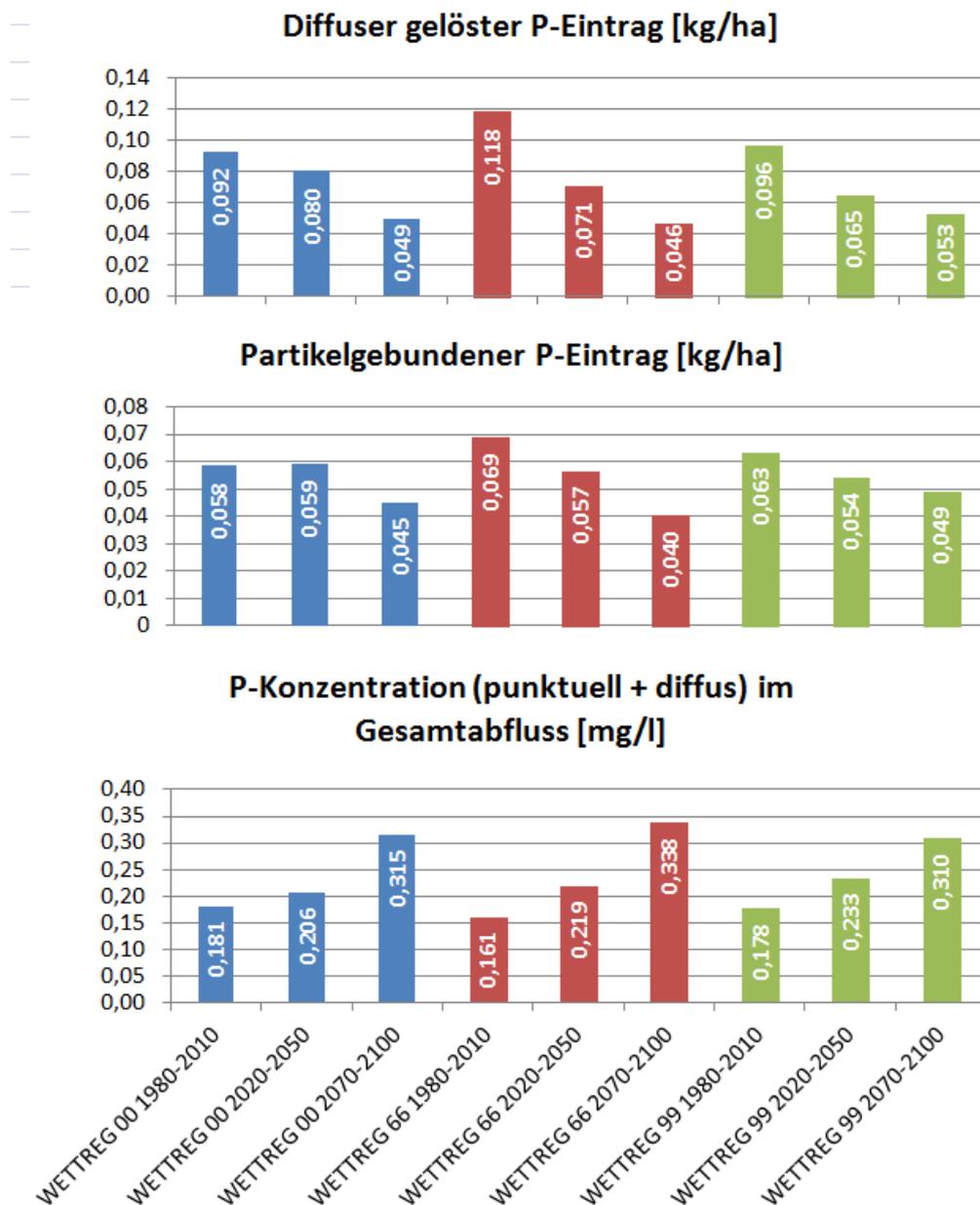


Abbildung 46: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten diffusen P-Einträge

Einen Vergleich der drei Realisierungen und Prognosezeiträume für den diffusen gelösten P-Eintrag sowie den partikelgebundenen P-Eintrag in den Naturraumregionen „Heide- und Teichlandschaft“ (HT), „Lössgebiet“ (LG) sowie „Mittelgebirge und Vorland“ (MV) zeigt Abbildung 47. Deutliche Rückgänge ergeben sich sowohl im Lössgebiet als auch im Mittelgebirge und Vorland für den gelösten P-Eintrag aufgrund der rückläufigen Abflüsse. Zu beachten ist hierbei allerdings, dass sich das Haupteintragsgeschehen bei Phosphor über die dezentralen Einleitungen und die Punktquellen vollzieht, die hier nicht enthalten sind, weil für die Szenarien keine Veränderungen gegenüber dem Istzustand angenommen wurden.

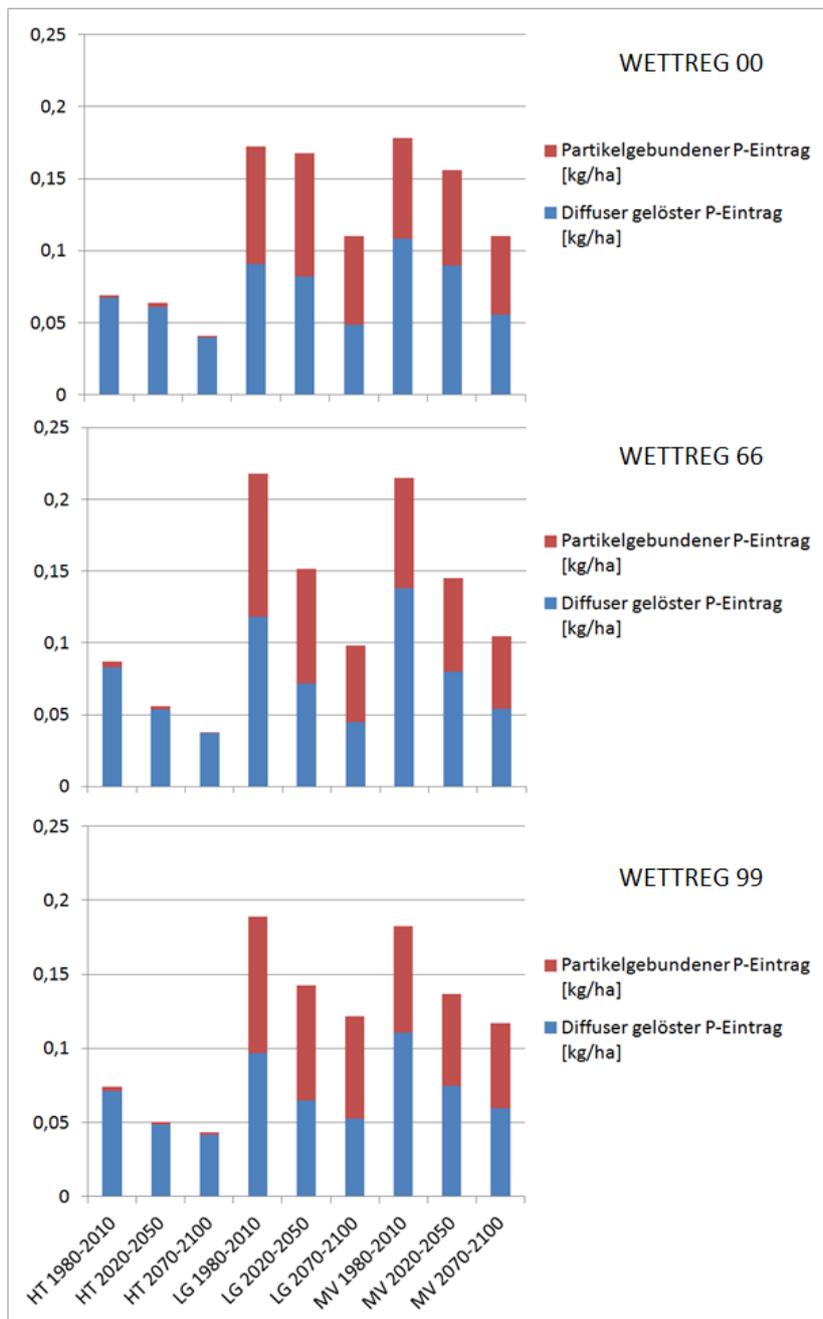


Abbildung 47: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten diffusen gelösten P-Einträge, partikelgebundenen P-Einträge sowie diffusen P-Gesamteinträge je Naturraumregion (HT: Heide- u. Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)

Eine Zusammenstellung aller Pfade bzw. Quellen zeigt abschließend Tabelle 7 für die P-Einträge in die Oberflächengewässer. Eine direkte Vergleichbarkeit ist aber nur für die Modellrechnungen möglich, die von vergleichbaren Klimadatengrundlagen ausgehen, also für

- WETTREG 00 (1980-2010) zu WETTREG 00 (2020-2050) bzw. WETTREG 00 (2070-2100),
- WETTREG 66 (1980-2010) zu WETTREG 66 (2020-2050) bzw. WETTREG 66 (2070-2100),
- WETTREG 99 (1980-2010) zu WETTREG 99 (2020-2050) bzw. WETTREG 99 (2070-2100).

Tabelle 7: Vergleich der diffusen und punktuellen P-Einträge [t/a] in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) für die WETTREG- Prognosen bzw. Realisierungen

Eintragungspfad	WETTREG 00			WETTREG 66			WETTREG 99		
	1980-2010	2020-2050	2070-2100	1980-2010	2020-2050	2070-2100	1980-2010	2020-2050	2070-2100
Partikelgebundener P-Eintrag	96,7	98,0	74,6	113,7	93,6	67,0	105,1	89,8	81,2
Diffuser Gelöster P-Eintrag im Oberflächenabfluss	83,7	72,3	42,1	112,6	63,0	38,9	88,8	57,5	46,7
Diffuser Gelöster P-Eintrag im Dränabfluss	26,1	23,5	16,2	30,3	21,0	16,0	26,3	19,6	16,9
Diffuser Gelöster P-Eintrag im Zwischenabfluss	15,8	14,5	11,2	17,7	13,8	10,7	16,0	13,1	11,2
Diffuser Gelöster P-Eintrag im Basisabfluss	27,1	22,4	12,1	34,7	19,2	11,2	28,4	17,1	12,8
Diffuser P-Eintrag von Gewässerflächen	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7
Diffuser P-Eintrag von „Sonstige Nutzungen“	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0
Diffuser P-Eintrag Siedlungsflächen	203,8	203,8	203,8	203,8	203,8	203,8	203,8	203,8	203,8
Gesamter diffuser P-Eintrag	478,1	459,2	384,8	537,5	439,2	372,4	493,3	425,7	397,4
Punktuelle P-Eintrag	254,8	254,8	254,8	254,8	254,8	254,8	254,8	254,8	254,8
Diffuser und punktueller P-Eintrag	732,9	714,0	639,6	792,3	694,0	627,2	748,1	680,5	652,2

5.2.3 N-Einträge

Abbildung 48 zeigt die Ergebnisse der Simulationen für den mittleren diffusen gelösten N-Eintrag ins Sickerwasser, die Nitratkonzentration im Sickerwasser, den gesamten diffusen N-Eintrag in die Oberflächengewässer und die sich ergebende N_{ges} -Konzentration im Oberflächengewässer. Letztere bezieht sich auf die Summe des diffusen und punktuellen Gesamteintrages im Modellgebiet, verrechnet mit dem mittleren Gesamtanfangs über alle Modellzellen ohne Einbeziehung von Retentionsprozessen im Oberflächengewässer. Auf den diffusen und punktuellen N-Eintrag aus Siedlungsgebieten wird hier nicht weiter eingegangen, weil im Vergleich zum Istzustand gemäß KliWES (Säule B, 1961–2010) keine Änderungen angenommen wurden. Im Vergleich zu den hier dargestellten Ergebnissen liegen der mittlere gelöste N-Eintrag ins Sickerwasser aus KliWES (Säule B) für den Istzustand (1961–2010) bei 17,1 kg/ha, der gesamte diffuse N-Eintrag ins Oberflächengewässer beträgt im Mittel 16,1 kg/ha. (s. Kap. 5.1.8).

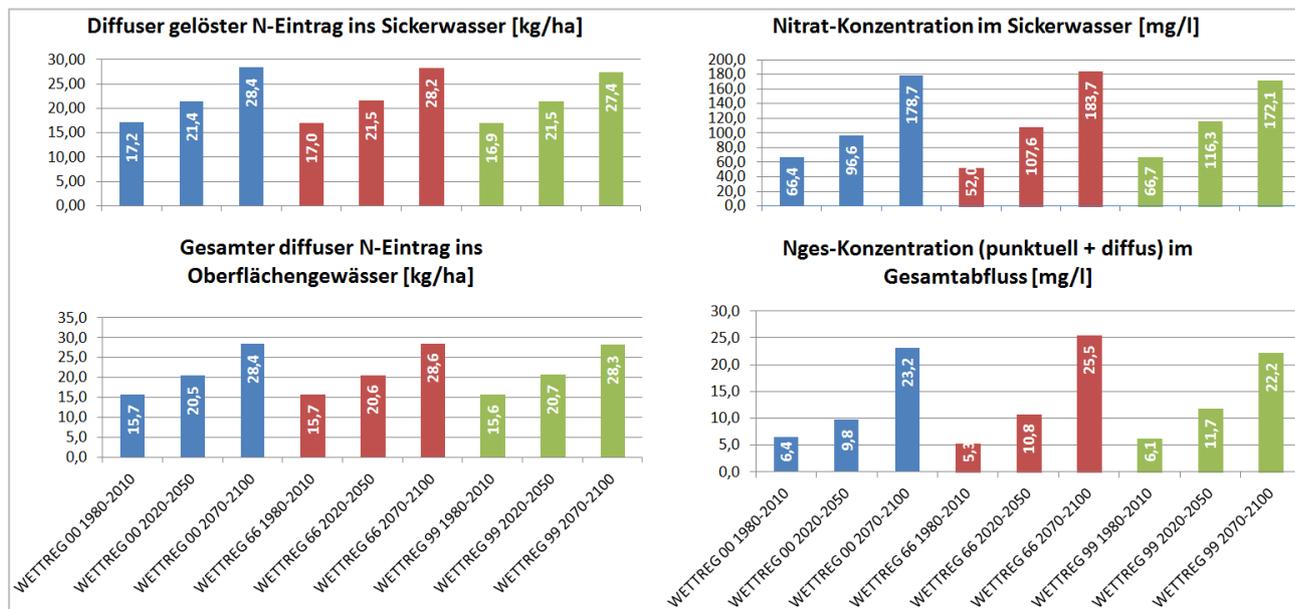


Abbildung 48: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG-Realisierungen und Prognosezeiträume in Sachsen berechneten diffusen N-Einträge und N-Konzentrationen

Abbildung 49 zeigt einen Vergleich der drei Realisierungen und Prognosezeiträume je Naturraumregion (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland) für die N-Nachlieferung aus dem Boden auf Ackerflächen, den N-Gesamteintrag aus diffusen Quellen sowie die N_{ges} -Konzentration im Oberflächengewässer. Letztere bezieht sich auf die Summe des diffusen und punktuellen Gesamteintrages im Modellgebiet, verrechnet mit dem mittleren Gesamtabfluss über alle Modellzellen ohne Einbeziehung von Retentionsprozessen im Oberflächengewässer.

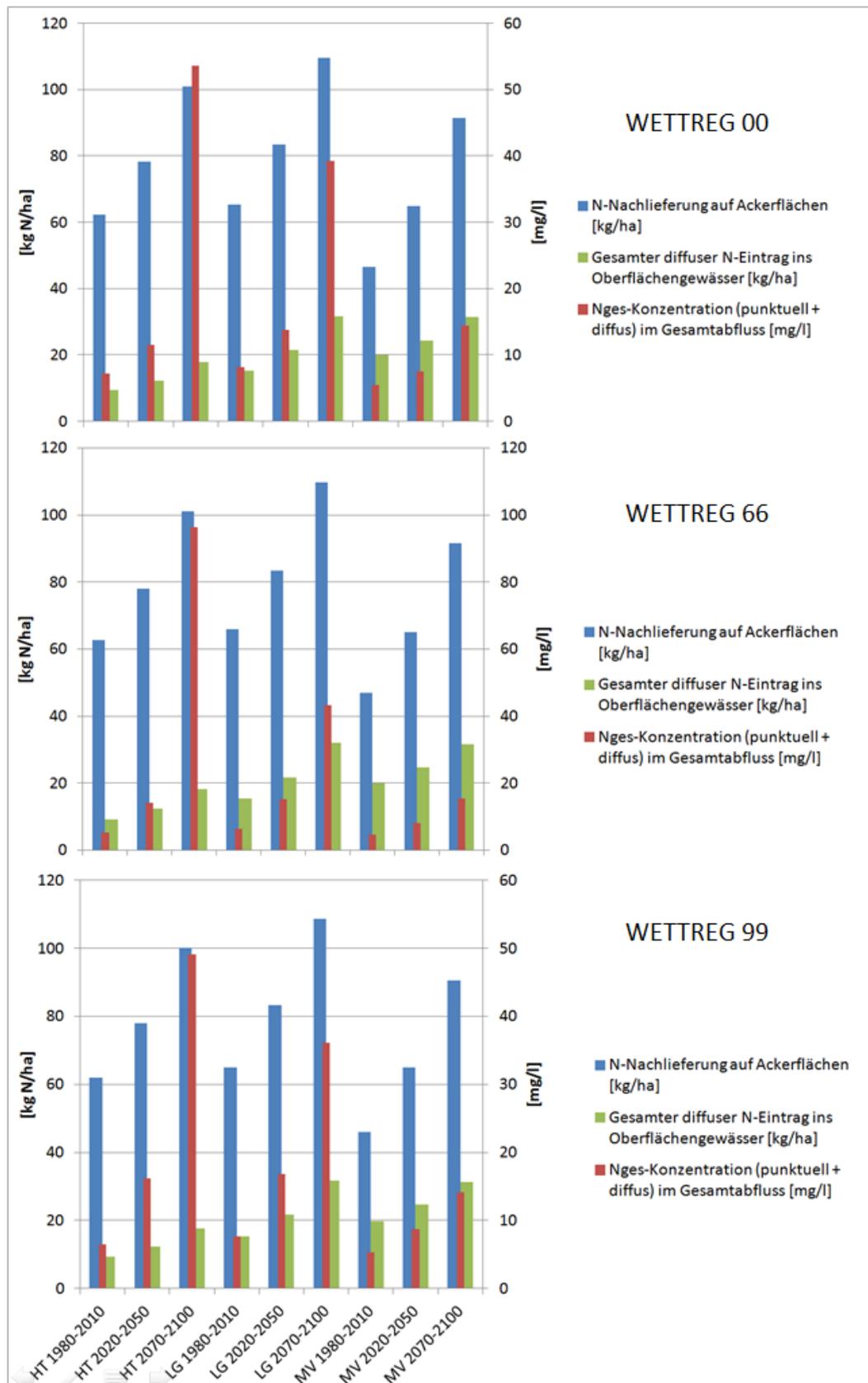


Abbildung 49: Vergleich der auf Basis des Wasserhaushaltes von KliWES (Säule B) für die WETTREG Realisierungen und Prognosezeiträume berechneten N-Nachlieferung auf Ackerflächen; den gesamten diffusen N-Eintrag und die N_{ges} -Konzentration (punktuell + diffus) im Gesamtabfluss je Naturraumregion (HT: Heide- und Teichlandschaft, LG: Lössgebiet, MV: Mittelgebirge und Vorland)

Die N-Nachlieferung aus dem Boden (Mobilisierung) steigt in allen drei Realisierungen zukünftig mit steigendem Temperaturtrend an. Im Sinne einer dauerhaften Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit müsste der durch die erhöhte Mineralisierungsintensität absinkende Humusgehalt durch zusätzliche Einbringung von organischem Material kompensiert werden. Insofern wurde in den vorliegenden Modellierungen angenommen, dass die Humusgehalte konstant bleiben. Eine zweite Reaktion auf den intensiveren Umsatz müsste in einer Verringerung der Düngemengen bestehen, weil der Düngebedarf sich deutlich reduziert. Weil in den vorliegenden Modellierungen bewusst keine Anpassung der Bewirtschaftung an den Klimawandel vorgenommen wurde, handelt es sich bei den berechneten N-Einträgen um potenzielle Frachten, die auftreten könnten, wenn die oben genannte Kompensierung nicht vorgenommen wird. Es handelt sich also nicht um real zu erwartende Größenordnungen. Auch die Einbeziehung von Ertragssteigerungen, Fruchtartenwechseln, Landnutzungsänderungen usw. müsste hierbei berücksichtigt werden.

Bedingt durch die erhöhte N-Nachlieferung auf Ackerflächen kommt es zu einem deutlichen Anstieg der N-Einträge ins Sickerwasser bzw. in die Oberflächengewässer bis 2100. Die N-Konzentrationen steigen noch stärker an, weil neben der Frachterhöhung die Abflüsse rückläufig sind.

Eine Zusammenstellung aller Pfade bzw. Quellen zeigt abschließend Tabelle 8 für die N-Einträge in die Oberflächengewässer. Eine direkte Vergleichbarkeit ist aber nur für die Modellrechnungen möglich, die von vergleichbaren Klimadatengrundlagen ausgehen, also für

- WETTREG 00 (1980-2010) zu WETTREG 00 (2020-2050) bzw. WETTREG 00 (2070-2100),
- WETTREG 66 (1980-2010) zu WETTREG 66 (2020-2050) bzw. WETTREG 66 (2070-2100),
- WETTREG 99 (1980-2010) zu WETTREG 99 (2020-2050) bzw. WETTREG 99 (2070-2100).

Tabelle 8: Vergleich der diffusen und punktuellen N-Einträge [t/a] in Sachsen (ohne Bergbauggebiete und Elbeschlauch) für die WETTREG- Prognosen bzw. Realisierungen

Eintragspfad	WETTREG 00			WETTREG 66			WETTREG 99		
	1980-2010	2020-2050	2070-2100	1980-2010	2020-2050	2070-2100	1980-2010	2020-2050	2070-2100
Partikelgebundener N-Eintrag	83	84	63	98	80	55	91	77	68
Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone	34.408	44.346	59.458	34.598	44.391	59.516	34.220	44.371	58.910
Diffuser N-Eintrag im Oberflächenabfluss	2.864	4.330	5.448	3.465	4.119	5.690	3.215	4.195	6.685
Diffuser N-Eintrag im Dränabfluss	3.056	4.612	6.970	3.024	4.604	7.090	2.996	4.562	6.840
Diffuser N-Eintrag im Zwischenabfluss	11.979	15.386	24.030	11.033	16.245	24.013	11.692	16.584	22.696
Diffuser N-Eintrag im Basisabfluss	7.028	8.534	9.609	7.331	8.132	9.493	6.911	7.864	9.538
Diffuser N-Eintrag ins Sickerwasser	28.489	35.405	47.041	28.109	35.667	46.736	28.009	35.614	45.386
Diffuser N-Eintrag über dezentrale Einleiter	979	979	979	979	979	979	979	979	979
Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer	25.989	33.925	47.099	25.930	34.159	47.320	25.884	34.261	46.806
N-Eintrag aus Punktquellen	2.080	2.080	2.080	2.080	2.080	2.080	2.080	2.080	2.080
Diffuser und punktueller N-Gesamteintrag	28.069	36.005	49.179	28.010	36.239	49.400	27.964	36.341	48.886

5.3 Zusammenfassende Betrachtung der N- und P-Einträge in den Modellrechnungen

5.3.1 P-Einträge

Hinsichtlich des P-Eintrages in die sächsischen Gewässer (ohne Elbeschlauch und Bergbauggebiete) ergibt sich bei Übernahme des KliWES-Wasserhaushaltes (Säule B) gegenüber dem im Nährstoffatlas bisher verwendeten Wasserhaushalt für den Istzustand (2012) ein Anstieg um ca. 85 t P/a, der im Wesentlichen auf die Erhöhung der Oberflächenabflusskomponente insbesondere auf Grünland, aber auch auf Ackerland zurückzuführen ist. Weil bei der Bilanzierung der gelösten P-Einträge P-Konzentrationen eingesetzt werden, hat eine Erhöhung des Abflusses eine entsprechende Erhöhung der Fracht zur Folge. Gerade bei der Oberflächenabflusskomponente wird von besonders hohen Konzentrationen ausgegangen, was eine vergleichsweise große Erhöhung der resultierenden Fracht zur Folge hat. Hinsichtlich des partikelgebundenen P-Eintrages unterscheiden sich die KliWES-basierten Ergebnisse im Mittel nur marginal von den bisherigen Ergebnissen im Nährstoffatlas (2012).

Im Vergleich zu den oben beschriebenen Ergebnissen deutet sich in den WETTREG-basierten Prognosen eine Entlastung bei P an, die zum einen durch den Rückgang des partikelgebundenen Eintrags, zum anderen durch den Rückgang der gelösten Einträge aufgrund sinkender Abflüsse bedingt ist. Die partikelgebundenen Einträge verringern sich im Wesentlichen aufgrund der rückläufigen Niederschlagssummen und der damit verbundenen sinkenden Regenerosivität in der USLE (WISCHMEYER & SMITH 1978). Auch die Oberflächenabflusskomponente nimmt ab, was sich zusätzlich frachtmindernd auf Sediment- und P-Eintrag auswirkt. Weil das Phänomen der Bodenerosion und des dadurch ausgelösten Sedimenteintrages bzw. P-Eintrages ins Oberflächengewässer ereignisbestimmt ist, kann ein in Jahresschritten arbeitendes Verfahren wie die USLE die innerjährliche Spezifik von Ereignissen nicht abbilden. Im Mittel zurückgehende Niederschläge und Abflüsse deuten also nicht zwangsläufig auf ein sinkendes Eintragsgeschehen hin, wenn gleichzeitig Einzelereignisse an Intensität zunehmen. Diese Sachverhalte sind somit im Rahmen der hier vorgelegten Ergebnisse nicht berücksichtigt worden und erfordern einen Wechsel hin zu einer zeitlich höher aufgelösten Betrachtung. Als mögliches Verfahren bietet sich zukünftig die USLE-M (KINNELL 2001; YU & ROSEWELL 1996) in Verbindung mit einer tagesbasierten Ermittlung des nutzungsbedingten Oberflächenabflusses und des Bracheoberflächenabflusses (z. B. CN-Verfahren, siehe HAWKINS et al. 2009) an.

Bei den gerechneten Prognosen ist zudem zu beachten, dass lediglich die sich ändernden Klimagrößen Eingang in die Modellierung gefunden haben. Anpassungen auf den fortschreitenden Klimawandel in Form von Änderungen der Landnutzung bzw. Bewirtschaftung sind bewusst nicht berücksichtigt worden.

5.3.2 N-Einträge

Hinsichtlich des N-Eintrages in die sächsischen Gewässer (ohne Elbeschlauch und Bergbauggebiete) ergibt sich bei Übernahme des KliWES-Wasserhaushaltes (Säule B) gegenüber dem im Nährstoffatlas bisher verwendeten Wasserhaushalt für den Istzustand (2012) ein geringfügiger Rückgang der Gesamtfracht (1.229 t N/a), bedingt durch Verschiebungen der Frachtaufteilung innerhalb der Abflusskomponenten und sich daraus ergebender etwas höherer Denitrifikationsverluste während der Grundwasserpassage.

Im Vergleich zu den oben beschriebenen Ergebnissen deutet sich in den WETTREG-basierten Prognosen eine Erhöhung bei N an, die auf den temperaturbedingten Anstieg der Mobilisierung von organischem N aus der Bodenmatrix zurückgeht. Weil die Abbildung des N-Umsatzes derzeit im Modell STOFFBILANZ noch statisch erfolgt, ist die Eignung des Verfahrens zur Abbildung von Phänomenen des Klimawandels kritisch zu hinterfragen (siehe WITING et al. 2016). Zudem ist auch hier unbedingt zu beachten, dass bei den gerechneten Prognosen lediglich die sich ändernden Klimagrößen Eingang in die Modellierung gefunden haben. Anpassungen auf den fortschreitenden Klimawandel in Form von Änderungen der Landnutzung bzw. Bewirtschaftung sind bewusst nicht vorgenommen worden. Im gegebenen Fall wäre die durchaus logisch erscheinende deutlich erhöhte Freisetzung von N aus der organischen Bodensubstanz in der Praxis sicherlich durch verminderte Mineraldüngung zu kompensieren. Gleichzeitig müsste zur langfristigen Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit eine zusätzliche Versorgung des Bodens mit organischem Dünger erfolgen. In der Bilanz sind damit Änderungen des Saldos nicht zwangsläufig zu erwarten.

6 Zusammenfassung und Fazit

Im Ergebnis der Projektarbeiten, die sich ausnahmslos auf den von KliWES (Säule B) abgedeckten sächsischen Flächenanteil (ohne Bergbaugebiete und Elbeschlauch) beziehen, zeigt sich, dass hinsichtlich der Abbildung des Wasserhaushaltes gemäß KliWES (Säule B, 1961–2010) Unterschiede zu den bisher im Nährstoffatlas (2012) abgebildeten Sachverhalten bestehen. Bezogen auf den Gesamtabfluss und den Basisabfluss (Grundwasserabfluss) halten sich die Unterschiede allerdings in Grenzen. Etwas größere Differenzen ergeben sich bei den schnellen Abflusskomponenten. Neben den methodischen Differenzen und den unterschiedlichen Raum- und Zeitansätzen ist insbesondere die abflusssteuernde Eingangsgröße des jeweils verwendeten und sich teilweise deutlich unterscheidenden Niederschlagsdatensatzes zu beachten. So wurde bei der Aufbereitung der Niederschlagsdaten gemäß KliWES-Datensatz z. B. eine Nebelkorrektur vorgenommen, die zu Erhöhungen des Niederschlags geführt hat (SCHWARZE et al. 2013). Unschärfen ergeben sich weiterhin durch die notwendige Übertragung von hydrotopbezogenen Informationen auf die Rasterebene. Dies tritt insbesondere dann auf, wenn die einem Hydrotop zugeordnete Nutzung nicht der Nutzung des korrespondierenden Rasterelementes entspricht. Hieraus ergeben sich dann u. a. Folgen auf die Behandlung der Abflusskomponenten, die teilweise auf bestimmte Nutzungstypen beschränkt oder auf diesen besonders ausgeprägt sind (z. B. Dränabfluss auf Acker- und Grünlandflächen, Kanalisationsabfluss auf versiegelten Flächen, Oberflächenabfluss auf Ackerflächen). Hier sind perspektivisch Strategien zu entwickeln und zu diskutieren, wie im Rahmen einer zukünftigen Kopplung Unschärfen minimiert werden können.

Die Abbildung der Nährstoffeinträge auf Basis des KliWES-Wasserhaushaltes (Säule B) hat für den Zeitschnitt 2012 des Nährstoffatlas Sachsen für Stickstoff keine wesentlichen Veränderungen zur Folge. Aufgrund der tendenziell höheren Abflüsse tritt hinsichtlich der N- bzw. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bzw. Gesamtabfluss eher eine Entlastung ein. Hinsichtlich P stellt der in KliWES (Säule B) deutlich höher berechnete Oberflächenabfluss dahingehend ein Problem dar, dass hier auch höhere Frachten bilanziert werden. Auslöser hierfür ist die bisher praktizierte Methodik, die gelöste P-Fracht aus einer angenommenen Konzentration und der Abflusshöhe zu berechnen. Dies gilt insbesondere für Grünlandflächen, die bei KliWES einen deutlich höheren Oberflächenabfluss erhalten, zudem aber mit einer als besonders hoch angenommenen Konzentration einspeisen. In Summe gehen die P-Konzentrationen aufgrund des höheren Gesamtabflusses gemäß KliWES – Säule B-Datenbasis aber trotzdem etwas zurück.

Anhand der bilanzierten Prognosezeiträume und Realisierungen bis 2100, basierend auf dem KliWES-Wasserhaushalt (Säule B) und den WETTREG-Eingangsdaten, kann gezeigt werden, dass die insgesamt deutlich zurückgehenden Gebietsabflüsse Frachtrückgänge bei P zur Folge haben können. Weil der Eintrag von partikelgebundem Phosphor aber stark ereignisgesteuert ist, würde eine hier nicht näher betrachtete Häufung von Extremereignissen wiederum einen gegenläufigen Trend erzeugen. Inwieweit dies der Fall ist, kann nur durch eine stärker ereignisbezogene und zeitlich somit höher aufgelöste Modellierung beleuchtet werden. Für Stickstoff ergibt sich eine deutlich erhöhte Freisetzung von N aus der organischen Bodensubstanz, die zu einer Erhöhung des Saldos und der damit einhergehenden Einträge von N in die Oberflächengewässer führt, insofern hier keine Kompensierung durch Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes erfolgt. Bezogen auf die P- bzw. N-Konzentrationen in den sächsischen Oberflächengewässern, aber auch im Grundwasser ist gemäß der Prognoserechnungen generell mit einer Erhöhung zu rechnen. Grund sind die sich reduzierenden Abflüsse.

Für die zukünftige flächendeckende gekoppelte Berechnung der Nährstoffbilanzen auf Basis des KliWES-Wasserhaushaltes in Sachsen ist zunächst zu klären, wie die bisher noch nicht betrachteten Gebiete des Elbeschlauchs und die Bergbaugebiete mit abgebildet werden können. Hier wäre eine Übernahme von Daten aus der Säule A bis auf Weiteres prinzipiell möglich. Alternativ könnten die Lücken auch vorübergehend durch den in STOFFBILANZ implementierten TUB-BGR-Ansatz (WESSOLEK et al. 2008) auf Basis der langjährigen Klimadatenreihe aus KliWES (Istzustand) gefüllt werden.

Weiteres Augenmerk sollte der Frage der Harmonisierung der beiden Ansätze bzw. der dahinterstehenden Geometrieebenen gewidmet werden. Dies betrifft insbesondere die Harmonisierung der Rasterebene des Nährstoffatlas mit der Hydrotopebene von KliWES. Ein Verzicht auf die Rasterebene ist aus inhaltlich-methodischen wie technologischen Gründen problematisch. Denkbar wäre aber z. B. eine weitere Befüllung der Rasterebene mit hydrotopbasierten

Daten (z. B. Flächennutzung). Um neue Unschärfen zu minimieren, wäre dabei auch eine Verkleinerung der Raster-elemente zu erwägen.

Die bei der Kopplung aufgetretenen unschärfebedingten Probleme betreffen insbesondere die Abbildung von stärker ereignisbasierten Prozessen. Hier stellt sich deshalb die Frage, ob an Stelle einer Harmonisierung der Daten, die zwangsläufig neue Unschärfen produziert, eine Separierung der Berechnung vorgenommen werden kann. So wäre es durchaus denkbar, dass Oberflächenabflüsse zukünftig aus der KliWES-Datenbasis ausgekoppelt werden und stattdessen im Modell STOFFBILANZ über den tagesbasierten Curve-Number-Ansatz (HAWKINS et al. 2009) gerechnet werden. Der dabei ermittelte Oberflächenabfluss könnte dann im nächsten Schritt auch zur tagesbasierten Abbildung der Bodenerosion z. B. über den USLE-M-Ansatz (KINNELL 2001) verwendet werden. Hierbei ist aber zu bedenken, dass es ggf. zu Unstimmigkeiten und Massenbilanzfehlern in der Wasserhaushaltsbilanz kommen kann. Weiterhin könnte überprüft werden, inwieweit die Modellierung der Oberflächenabflusskomponente gemäß KliWES – Säule B weiter verbessert werden kann. Insbesondere sollte hierbei der Frage der zu verwendenden Werte der Lagerungsdichte besondere Aufmerksamkeit zu kommen. Der bisher eingesetzte Wert von $1,7 \text{ g/cm}^3$ erscheint vergleichsweise hoch. Bei der Modellierung der Oberflächenabflüsse gemäß der CN-Methode in STOFFBILANZ geht die Lagerungsdichte nicht ein. Es wird aber im Modell STOFFBILANZ für die sächsische Ackerfläche bei der Berechnung des N-Bodenvorrats bisher von Werten um $1,4 \text{ g/cm}^3$ ausgegangen. Weiterhin sollte geprüft werden, inwieweit bei deutlich höheren Oberflächenabflüssen eine Verringerung der N-Exportkoeffizienten insbesondere für Grünlandflächen vorgenommen werden sollte. Der bisherige Wert orientiert sich an der Annahme, dass Oberflächenabflüsse auf Grünland eher gering sind und somit auch höhere Konzentrationen zu erwarten sind.

Unbenommen dieser noch zu empfehlenden bzw. zu prüfenden Anpassungen hat sich im Vorhaben gezeigt, dass eine Kopplung von KliWES-Wasserhaushalt und Nährstoffbilanz gemäß der STOFFBILANZ-Modellierung sowohl methodisch als auch technologisch ein zielführendes Verfahren für die Stoffstromanalyse im Sinne eines integrierten Einzugsgebiets-managements darstellt. Der Vorteil einer Integration des KliWES-Wasserhaushaltes besteht nicht nur in der methodisch ausgereifteren, zeitlich höher aufgelösten und stärker prozessbasierten Betrachtung, sondern auch in der Tatsache, dass die Berechnung einer durchgehenden Zeitreihe (an Stelle der bisherigen Zeitschnitte) prinzipiell möglich ist. Dies stellt wiederum eine Grundvoraussetzung für die vom LfULG angestrebte zukünftige Integration der jahresweise abgebildeten Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik in die stoffhaushaltlichen Berechnungen durch Kopplung der Modelle CCB (FRANKO et al. 2011) und STOFFBILANZ (WITING et al. 2016) dar.

7 Literatur

- 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.
- BAH (2009) online: ArcEGMO Das Hydrologische Modellierungssystem. (www.arcegmo.de) 16.11.2015, 14:00.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S.; KAISER, M.; GRUNEWALD, K.; UHLIG, M. (2012a): Modellerläuterung STOFFBILANZ (www.stoffbilanz.de)
- 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. *Reg Environ Change*, 13: 249-261
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S. (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 (unveröff.), Dresden.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S. (2014): 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: Modellierung. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG (unveröff.), Dresden.
- GLUGLA, G. (1969): Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden. *Albrecht-Thaer-Archiv*, 13, 371-376.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. (1999): Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multi-level expert calibration. *Journal Hydrologic Eng.*, 4(2).
- FRANKO, U.; KOLBE, H.; THIEL, E.; LIEB, E. (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma* 166, 119–134
- HALBFAß, S.; GEBEL, M.; FRIESE, H.; GRUNEWALD, K.; MANNSFELD, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725>
- 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.
- HOLTAN, H. N. (1961): A Concept for Infiltration Estimates in Watershed Engineering, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Bulletin 41-51, p. 25.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis; Summary for Policymakers*. Fourth Assessment Report, Geneva.
- KINNEL, P. I. A. (2001): The USLE-M and Modeling Erosion Within Catchments, In: Stott D.E., Mohtar R.H., Steinhardt G.C. (Eds.), *Sustaining the Global Farm, Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization on Meeting held May 24-29, 1999 at Perdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory*.
- KLÖCKING, B. (2003): Parametrisierung und Validierung des PSCN-Moduls anhand der Messwerte der Altengotterschen Lysimeterstationen. Abschlussbericht GLOWA-Elbe I, Verbundvorhabens "Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet (GLOWA-Elbe)", Teilprojekt 3: „Das Unstrutgebiet als Beispiel für einen durch intensive Landwirtschaft geprägten funktionalen Landschaftstyp im Mittelgebirgsvorland“, Berlin.
- KLÖCKING, B. (2009): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebiets ArcEGMO - Theoretische Modellbeschreibung. (Hrsg.) BAH – Büro für Angewandte Hydrologie, München.
- KLÖCKING, B. (2012): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebiets ArcEGMO - Theoretische Modellbeschreibung. (Hrsg.) BAH – Büro für Angewandte Hydrologie, München.

- KOITZSCH, R. (1977): Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Boden- und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtenmodell. *Zeitschrift für Meteorologie*, 27/5, 302-306.
- KOITZSCH, R.; GÜNTHER, R. (1990): Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 34/12, 803-810.
- PFÜTZNER, B.; KLÖCKING, B.; KNAB, G.; WENSKE, D.; ROST, A.; WAGNER, B.; STEININGER, M.; IHLING, H.; KUHN, K. (2011): Stofftransportmodellierung im Sicker- und Grundwasser. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 41/2011; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15107>
- LÜNICH, K.; SCHWARZE, R.; DRÖGE, W.; HAUFFE, C.; BALDY, A. (2012): KliWES – Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen (Klimaprojektionen) - Teil B: Klima- und Landnutzungsszenarien - Begründeter Vorschlag für die Auswahl geeigneter Klimaszenarien für die Wasserhaushaltsberechnung im Rahmen des KliWES-Projekts. *LfULG - Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden* (Hrsg.).
- MÖLLER, M.; ROSCHE, O.; STEININGER, M.; WURBS, D. (2009): Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt“ – Teil-1: Auswertung zum potentiellen Entwässerungsbedarf und Recherche zum IST-Stand landwirtschaftlicher Entwässerungssysteme in Sachsen“, Teilvorhaben 1, Abschlussbericht. (Hrsg.) *LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden*.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3).
- NRCS (2004): National engineering handbook part 630 Hydrology – Estimation of direct runoff from storm rainfall. *USDA Natural Resources Conservation Service, Washington D.C.*
- PFÜTZNER, B.; KLÖCKING, B.; BECKER, A. (2007): ArcEGMO GIS-gestützte hydrologische Modellierung. (Hrsg.) *BAH – Büro für Angewandte Hydrologie, Berlin und Potsdam*.
- SCHWARZE, R.; DRÖGE, W.; OPPERDEN, K. (1999): Regionalisierung von Abflusskomponenten, Umsatzräumen und Verweilzeiten für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete. In: KLEEBERG, H. B., MAUSER, W., PESCHKE, G. & STREIT, U. (Eds), *Hydrologie und Regionalisierung – Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992 bis 1998)*, Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim: Wiley - VCH, 345 – 370.
- SCHWARZE, R.; DRÖGE, W.; HAUFFE, C.; BALDY, A.; WAGNER, M. (2013): KliWES – Nebelkorrektur. Erarbeitung einer Nebelkorrektur für meteorologische Daten mit einem geeigneten Verfahren im Rahmen des FuE-Projektes KliWES – Klimawandel und Wasserhaushalt (Klimaprojektionen). *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 16/2013. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12169>
- SCHWARZE, R.; HAUFFE, C.; BALDY, A.; WINKLER, P.; DRÖGE, W.; WAGNER, M.; RÖHM, P. (2014): Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen – Wasserhaushaltsberechnungen für den Istzustand und verschiedene Klima- bzw. Landnutzungsszenarien. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 32/2014. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23236>
- SCHWARZE, R.; HAUFFE, C.; BALDY, A.; WAGNER, M. (2014a): Regionalisierung meteorologischer Größen - Regionalisierung meteorologischer Stationsdaten mit einem geeigneten Regionalisierungstool im Rahmen des FuE-Projekts KliWES Klimawandel und Wasserhaushalt. *LfULG-Schriftenreihe*, Heft 3/2014. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/21074>
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, W. H. M.; TRINKS, S. (2008): Hydropedotransfer functions (HPTF) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology* 356, 17-27.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning, *USDA Agriculture Handbook*, 537, 1-58.
- WITING, F.; GEBEL, M.; FRANKO, U. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 20/2016; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13630>
- YU, B.; ROSEWELL, C. J. (1996): A robust estimator of the R-factor for the universal loss equation, *American Society of Agricultural Engineers*, 2, 559-561.

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: lfulg@smul.sachsen.de

www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Dr. Michael Gebel, Stephan Bürger, Mario Uhlig

Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung bR – GALF

Am Ende 14, 01277 Dresden

Telefon: +49 351 2096-540

Telefax: +49 351 2096-537

E-Mail: gebel@galf-dresden.de

Dr. Robert Schwarze, Corina Hauffe

Technische Universität Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften,

Institut für Hydrologie und Meteorologie, Lehrstuhl für Hydrologie

Bergstraße 66, 01062 Dresden

Telefon: + 49 351 463-36377

E-Mail: robert.schwarze@tu-dresden.de;

Redaktion:

Holm Friese

LfULG, 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@smul.sachsen.de

Titel:

Fließgewässer Grüner-Mühle-Bach (Friese, LfULG)

Redaktionsschluss:

31.03.2017

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> 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 im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl 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. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.