

Humusumsatz und Stickstoff- einträge in Gewässer

Schriftenreihe, Heft 8/2019



Dynamische Bilanzierung von Humushaus-
halt und Nährstoffaustrag im regionalen
Maßstab im Kontext von Landnutzungs-
und Klimawandel – Phase 2:
Bilanzierung von Stickstoffeinträgen in
sächsische Gewässer

Julius Diel, Dr. Micha Gebel, Dr. Uwe Franko

1	Einführung	9
1.1	Motivation und Zielstellung	9
1.2	Projektziel.....	10
2	Datenaufbereitung, -integration und -übergabe.....	12
2.1	Entwicklung eines operativ nutzbaren Interface	12
2.2	Datenintegration in das Modell CCB	14
2.3	Datenexport in die GALF- Datenbank	16
3	Analyse des Humusumsatzmodells	17
3.1	Sensitivitätsanalysen	17
3.2	Modellinitialisierung	18
4	Erstellen eines neuen Szenarios	25
4.1	Wechsel der Datengrundlage	25
4.2	Verringerung der Modellunsicherheit	26
4.2.1	C _{org} -Startwerte	26
4.2.2	Erträge	27
4.2.3	Organische Dünger	28
4.2.4	Koppelprodukte	28
4.2.5	Verhältnis Gülle / Stallmist.....	29
4.2.6	Einfluss der Bodenbearbeitung	30
4.3	Zusammenfassung	31
5	Modellierung der C/N-Dynamik	33
5.1	Reproduktion der Ergebnisse aus dem ersten Projekt	33
5.2	Neue Szenariorechnungen	33
5.2.1	Umsatzbedingungen (BAT)	33
5.2.2	Humusreproduktion (C _{rep}).....	34
5.2.3	Stickstoffnachlieferung aus der organischen Substanz (N_SOM_Saldo)	36
5.3	Zusammenfassung	37
6	Modellierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer.....	39
6.1	Eingangsdaten für die Modellierung	39
6.2	Methoden	40
6.2.1	N-Bilanzüberschuss für die Ackerfläche	40
6.2.2	N-Austrag und Aufteilung auf Abflusskomponenten	40
6.2.3	Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter	41
6.2.4	Berücksichtigung von N-Einträgen über dezentrale Einleiter und zentrale Kläranlagen	43
6.2.5	Berechnung der N-Retention im Oberflächengewässer	43
6.3	Ergebnisse	43
6.3.1	N-Bilanz für die Ackerfläche in Sachsen von 1999 bis 2014	43
6.3.2	Diffuse N-Emissionen in Sachsen von 1999 bis 2014	48
6.3.3	Modellierte N-Immissionen in Sachsen von 1999 bis 2014	54
6.4	Abgleich der Modellergebnisse mit Messwerten	55
6.4.1	Verwendete Messstellen und Gütemaße	55
6.4.2	Vergleich modellierter und gemessener Frachten und Konzentrationen im Zeitraum 1999 bis 2014	55
6.4.3	Jahresbezogene Validierung	58
6.4.4	Validierung für Bilanzzeitschnitte.....	58
6.5	Diskussion	59
6.5.1	Bilanzergebnisse	59

6.5.2	Grenzen der sequenziellen Berechnung für den Wasserhaushalt.....	62
6.5.3	Problem des N_{\min} -Speichers im Boden (Quelle, Senke).....	62
6.5.4	Frage der Verwertbarkeit von Einzeljahresbetrachtungen für die WRRL-Berichterstattung.....	64
7	Zusammenfassung, Schlussfolgerungen.....	65
	Literaturverzeichnis	68

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht zur Umstrukturierung der Datenhaltung für CCB.....	13
Abbildung 2:	Aufbau eines Szenarios	13
Abbildung 3:	Auflistung und Zusammenhang aller Datentabellen in CCB.....	14
Abbildung 4:	Auflistung und Zusammenhang aller Steuer- und Parametertabellen in CCB	15
Abbildung 5:	Schema zur logischen Verknüpfung der Stickstoffparameter von CCB (aus Phase 1).....	16
Abbildung 6:	Einfluss der jeweiligen Inputänderung auf die Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools (N_SOM_Saldo , [kg/(ha*a)], betrachtet wird nur der Oberboden)	18
Abbildung 7:	Erweiterte Korrelationsmatrix mit Histogrammen der berechneten Charakteristika der Dauertestflächen	20
Abbildung 8:	Dichteverteilung von A: BAT, B: Humusreproduktion (C_{rep}), C: Kohlenstoffgehalte im Oberboden (SOC)	21
Abbildung 9:	Vergleich von gemessenen und modellierten C_{org} -Werten für den Oberboden der analysierten DTFs	21
Abbildung 10:	Gegenüberstellung der (virtuellen) Humusreproduktion der Vergangenheit (C_{rep} modelliert) mit der aktuellen Humusreproduktion (C_{rep} aus Bewirtschaftung) auf den geprüften Dauertestflächen	22
Abbildung 11:	Modellierte C_{rep} -Werte zur Charakterisierung der Vorbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Bodenart nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA4)	23
Abbildung 12:	Vergleich der N-Nachlieferung für verschiedene Startwerte auf den ausgewählten DTFs	24
Abbildung 13:	Einfluss der jahresspezifischen Wuchsbedingungen (insbesondere Witterung) auf die Ertragshöhe anhand der BEFU- bzw. DTF-Daten	25
Abbildung 14:	Vergleich der C_{org} -Startwerte (im Oberboden) im Szenario und den DTF-Daten	27
Abbildung 15:	Vergleich der N-Entzüge [kg/(ha*a)] im Szenario mit denen in den DTF-Daten (Real)	27
Abbildung 16:	Vergleich der organischen Düngemengen im Szenario und den DTF-Daten („Real“ in B).....	28
Abbildung 17:	N-Einträge [kg/(ha*a)] durch Koppelprodukte von Szenario- und DTF-Daten.....	29
Abbildung 18:	N-Einträge [kg/(ha*a)] durch Koppelprodukte nach erfolgter Optimierung	29
Abbildung 19:	Unterschiede in den Umsatzbedingungen (BAT, [d]) zwischen den verschiedenen Bodenbearbeitungs-Rechnungen	30
Abbildung 20:	Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung in den ausgewählten DTFs.....	31
Abbildung 21:	mittlere Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools pro gerechneter Rasterzelle von 1999 bis 2014	32
Abbildung 22:	Zeitlicher Verlauf der mittleren Biological Active Time (BAT) in den fünf ASGs.....	34
Abbildung 23:	Zeitlicher Verlauf der mittleren Kohlenstoffnachlieferung (C_{rep} , 0-30 cm) in den fünf ASGs.	35
Abbildung 24:	Räumliche Verteilung der mittleren Kohlenstoffnachlieferung (C_{rep} , [kg/(ha*a)], 0-30 cm).....	36
Abbildung 25:	Zeitlicher Verlauf der Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools in den fünf ASG.....	37
Abbildung 26:	Änderung des Kohlenstoffgehaltes (C_{org}) über Modellierungszeitraum von 1999 bis 2014	38
Abbildung 27:	Mittleres Saldo von Freisetzung minus Festlegung von Stickstoff in der organischen Bodensubstanz über den Modellierungszeitraum von 1999 bis 2014	38
Abbildung 28:	Feldbilanzsaldo im Vergleich zum Bodenbilanzsaldo inklusive der relativen Veränderungen im SOM (01.01.1999 = 0) für die Ackerfläche in Sachsen.....	45
Abbildung 29:	Bilanzglieder in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten (Mittelwerte 1999 bis 2014)	46
Abbildung 30:	Jahresbezogene Mittelwerte der N-Mineraldüngung in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten.....	46
Abbildung 31:	Jahresbezogene Mittelwerte des N-Entzuges in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten....	47

Abbildung 32: Jahresbezogene Mittelwerte des Saldos der Feldbilanz in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten.....	47
Abbildung 33: Jahresbezogene Mittelwerte des N_SOM_Saldos in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten.....	48
Abbildung 34: Jahresbezogene Mittelwerte des Saldos der Bodenbilanz in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten.....	48
Abbildung 35: Modellierte N-Austräge und diffuse N-Gesamteinträge für Sachsen von 1999 bis 2014	49
Abbildung 36: Rasterbezogenes N_SOM_Saldo auf sächsischen Ackerflächen für 2014.....	50
Abbildung 37: Rasterbezogener N–Austrag in Sachsen für 2014 (Feldbilanz)	50
Abbildung 38: Rasterbezogener N–Austrag in Sachsen für 2014 (Bodenbilanz)	51
Abbildung 39: Rasterbezogene N–Konzentration im Sickerwasser in Sachsen für 2014 (Feldbilanz)	51
Abbildung 40: Rasterbezogene N–Konzentration im Sickerwasser in Sachsen für 2014 (Bodenbilanz).....	52
Abbildung 41: Rasterbezogener N–Eintrag in den Basisabfluss (nach Denitrifikation, Bodenbilanz) in Sachsen für 2014	52
Abbildung 42: Rasterbezogener diffuser N–Gesamteintrag (Bodenbilanz) in Sachsen für 2014.....	53
Abbildung 43: Jahresbezogener Vergleich der N-Einträge ins Grundwasser, Grundwasserübertritte und Gesamteinträge ins Oberflächengewässer (Bodenbilanz)	53
Abbildung 44: Modellierte N_{ges} -Konzentrationen an den OWK-Einzugsgebietsauslässen (diffuse und punktuelle Einträge, Bodenbilanz) in Sachsen für 2014	54
Abbildung 45: Gegenüberstellung von gemessenen N-Frachten und modellierten N-Frachten (unter Einbeziehung der Bodenbilanz) für 1999 bis 2014	56
Abbildung 46: Gegenüberstellung von gemessenen N-Konzentrationen und modellierten N-Konzentrationen (unter Einbeziehung der Bodenbilanz) für 1999 bis 2014.....	56
Abbildung 47: Gegenüberstellung von gemessenen N-Frachten und modellierten N-Frachten (unter Einbeziehung der Feldbilanz) für 1999 bis 2014	57
Abbildung 48: Gegenüberstellung von gemessenen N-Konzentrationen und modellierten N-Konzentrationen (unter Einbeziehung der Feldbilanz) für 1999 bis 2014	57
Abbildung 49: Gegenüberstellung von r_{abs} - und p_{bias} -Werten aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen von 1999 bis 2014	58
Abbildung 50: Gegenüberstellung von Bilanzgliedern auf Basis der Dauertestflächen (DTF) bzw. aus der BEFU-Datenerhebung (jeweils aggregiert) auf die Ackerfläche in Sachsen	60
Abbildung 51: Gegenüberstellung der Bilanzsalden auf Basis der DTF-Daten bzw. der Daten aus der BEFU-Erhebung für die Ackerfläche in Sachsen.....	61
Abbildung 52: Gegenüberstellung von N_{ges} -Eintrag (Bodenbilanz) ohne bzw. mit Berücksichtigung des Deltas aus Abbildung 27 auf Ackerflächen	61
Abbildung 53: Geschätzter %-Anstieg von N_{ges} -Eintrag aus der Bodenbilanz + Delta zur unkorrigierten Bodenbilanz in Gesamtsachsen	61
Abbildung 54: Ergebnisvergleich von modellierten Frachten, Konzentrationen und Abflüssen im Einzugsgebiet der Jahna.....	63

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die wichtigsten Kenngrößen zur weiteren Modellierung in STOFFBILANZ (aus Phase 1)	16
Tabelle 2: Agrarstrukturgebiete und die dazugehörigen Nummern.....	26
Tabelle 3: Durch die neue Datenhaltung entstandene Unterschiede der wichtigsten Kenngrößen.....	33
Tabelle 4: Modellerte N-Bilanzen auf der Ackerfläche für Sachsen von 1999 bis 2014.....	44
Tabelle 5: Modellerte N-Austräge und diffuse N-Gesamteinträge für Sachsen von 1999 bis 2014	49
Tabelle 6: Vergleich der rabs-Werte und pbias-Werte aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen für die drei Bilanzzeitschnitte.....	58
Tabelle 7: Gegenüberstellung der modellierten N_{ges} -Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen für die Bilanzzeitschnitte.....	64

Abkürzungsverzeichnis

ASG	Agrarstrukturgebiet
BAT	Biologic Active Time
BEFU	Bestandesführung (Düngeempfehlungs- und Bilanzierungssystem)
BESyD	Bilanzierungs- und Empfehlungssystem Düngung
C	Kohlenstoff
CPU	Central processing unit
C_{rep}	Reproduktion (Neuaufbau) organischer Bodenkohlenstoff aus frischer organischer Substanz
DTF	Dauertestfläche
GALF	Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung bR
GPU	Graphics processing unit
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
kn	Abbaukonstante für Nitrat
N	Stickstoff
N_{min}	Mineralischer Stickstoff
N_{SOM_Saldo}	Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} Pools je Zeitabschnitt
N_t	Gesamtstickstoff
OBS	Organische Substanz des Bodens (Humus)
pbias	mittlere Abweichung
rabs	Normierte absolute Abweichung
Rep_ix	Reproduktions-Index (C_{rep}/BAT)
rgw	Retentionsfaktor für den Nitratabbau während der Grundwasserpassage
SOC/C_{org}	Soil Organic Carbon/org. Bodenkohlenstoff
SOM	Soil Organic Matter; organische Substanz des Bodens (Humus)
tgw	Grundwasserverweilzeit
UFZ	Helmholtz Zentrum für Umweltforschung
VGL	Landwirtschaftliches Vergleichsgebiet
WRRL	Wasser-Rahmen-Richtlinie (EU, 2000)

1 Einführung

1.1 Motivation und Zielstellung

Die Landwirtschaft speziell in Sachsen sowie in Deutschland und Mitteleuropa insgesamt steht aktuell vor neuen Herausforderungen und Chancen. Die neuen Absatzmöglichkeiten für Agrarrohstoffe (z. B. Bioenergie) bewirken einen starken Anreiz zur Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion. Gleichzeitig steigen die Anforderungen an die Landwirtschaft, die negativen Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Umwelt weiter zu minimieren. Die größten Herausforderungen liegen derzeit im Bereich des nachhaltigen Bodenschutzes (z. B. Vermeidung von Erosion und Humusverlusten) und des Gewässerschutzes (z. B. Verringerung des Nitratreintrags in die Wasserkörper). Diese Entwicklungen finden vor dem Hintergrund sich verändernder Klimabedingungen statt, die einen zusätzlichen Anpassungsdruck auf die Landwirtschaft ausüben. Um einen Zielkonflikt zwischen der Tendenz zur weiteren Intensivierung in der Landwirtschaft und den gestiegenen Anforderungen an eine gleichzeitig ressourcenschonende und nachhaltige Produktion zu vermeiden, ist es erforderlich, die Wirkungen landwirtschaftlicher Nutzung, entsprechend ihrer naturräumlichen Gegebenheiten, auf Bodenfunktionen zu erfassen und zu bewerten.

Die komplexen Prozesse der Anreicherung bzw. Abreicherung von Stickstoff und Kohlenstoff im Humus beeinflussen zunächst maßgeblich die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und damit auch der Leistungsfähigkeit der Pflanzenproduktion in der sächsischen Landwirtschaft. Im Zusammenhang mit der Einlagerung oder Freisetzung von Nährstoffen in bzw. aus dem Humus-Pool haben die Prozesse des Humus-Haushaltes aber auch einen erheblichen Einfluss, z. B. auf die Nitrat-Belastung von Grund- und Oberflächenwasserkörpern sowie auf die Quellen- oder Senken- Funktion des Bodens als Kohlenstoff-Speicher. Die potentielle Nitratbelastung hat mit regional teilweise sehr unterschiedlichen Intensitäten oftmals auch einen signifikanten Einfluss auf die Erreichbarkeit des nach EU-WRRRL (EU, 2000) angestrebten guten Zustandes von Grund- und Oberflächenwasserkörpern in Sachsen.

Gemäß den fachstrategischen Schwerpunktsetzungen des LfULG bildet das hier dargestellte FUE-Vorhaben „Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen Maßstab im Kontext von Landnutzungs- und Klimawandel“ einen wichtigen Fachbaustein im Rahmen des LfULG-Leitprojektes „Für saubere Gewässer in Sachsen“. Vor dem Hintergrund der derzeit absehbaren Folgen des Klimawandels (z. B. erhöhte biologische Aktivität, ggf. Notwendigkeit der Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen), aber auch im Hinblick auf weitere Entwicklungstendenzen in der Landnutzung (z. B. zunehmender Anbau von Energiepflanzen und der damit verbundenen Ausbringung C-verarmter bzw. N-angereicherter Gärreste auf Ackerflächen) bzw. Änderungen in der Agrarpolitik (z. B. Neu-Implementierung bzw. Qualifizierung oder Ausweitung der Anwendung von z. B. Agrarumweltmaßnahmen) sind weitere Auswirkungen auf die Humusbilanz der Böden und die Nitratauswaschung in die Gewässer zu erwarten. Geeignete nachhaltige Managementstrategien zur Problemlösung sind hierfür auf regionaler und überregionaler Ebene erforderlich (UMWELTBUNDESAMT, 2015, 2009). Eine zielorientierte Entwicklung bzw. Fortschreibung entsprechender Managementstrategien erfordern eine fachlich-wissenschaftlich qualifizierte und damit hinreichend belastbare Daten- und Informations-Basis, die sich sowohl auf feldexperimentelles Monitoring als auch auf einschlägige Prozessmodelle stützt.

Im Rahmen der im Frühjahr 2016 abgeschlossenen Phase 1 des Projektes „Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen Maßstab im Kontext von Landnutzung und Klimawandel“ wurde zunächst ein Modellwerkzeug zur dynamischen Bilanzierung des Humushaushaltes auf regionaler mittlerer Maßstabsebene (Modell CCB: FRANKO ET AL., 2011) und dessen Kopplung mit für den Freistaat Sachsen bereits vorliegenden erprobten WebGIS-basierten Modellansätzen zur Simulation von Wasserhaushalt und

Nährstoffströmen (Modell STOFFBILANZ: GEBEL ET AL., 2016) realisiert (WITING ET AL., 2016). Mit dem Projektergebnis aus Phase 1 lagen erste Modellergebnisse zum Humusstatus und zur Humusdynamik für den Zeitraum 1998 bis 2014 vor. Weiterhin wurde im Projekt ein Lösungsweg zur zukünftigen Nutzung der gekoppelten Modelle CCB und STOFFBILANZ für die Abbildung der N-Dynamik und die sich daraus ableitenden Folgen für den N-Austrag aus dem Boden bzw. den N-Eintrag in Oberflächengewässer aufgezeigt.

Wichtige Meilensteine aus der vorangegangenen Realisierung der Phase 1 des Projektes sind nachfolgend nochmals im Überblick aufgeführt:

- Schaffung der technischen Voraussetzungen zum Datenaustausch zwischen den Modellen CCB und STOFFBILANZ, um einerseits die räumlich und zeitlich aggregierten Daten sachgerecht zu verarbeiten und andererseits die Performance so zu steigern, dass eine sinnvolle Modellnutzung möglich ist.
- Überprüfung der Modellerweiterungen in CCB anhand des vorliegenden Validierungsdatensatz des ursprünglichen CCB Modells.
- Verbesserungen am Modell CCB im Hinblick auf eine effektive Anwendung auf der Mesoskala, insbesondere hinsichtlich der Möglichkeit aggregierte, diskontinuierlich ermittelte Bewirtschaftungsdaten zu verwenden.
- Effektivierung des Datenmodells und Optimierungen des Codes von CCB.
- Wahl der Variante „steady-state“ (Annahme des Fließgleichgewichtes entsprechend der ersten Zeitscheibe der Bewirtschaftungsdaten) als am besten geeignete Methode zur Initialisierung des CCB Modells.
- Nachweis der Szenariofähigkeit des Modellverbundes von STOFFBILANZ und CCB am Beispiel „Zwischenfruchtanbau“.
- Abbildung des Humushaushaltes und der Humusdynamik für den Zeitraum 1998 bis 2014.

1.2 Projektziel

Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wurde das FuE-Vorhaben „Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen Maßstab im Kontext von Landnutzung und Klimawandel – Phase 2: Bilanzierung von N-Einträgen in die Gewässer“ umgesetzt. Dabei sollte der in Phase 1 aufgezeigte Lösungsweg zur vollständigen Integration der N-Bilanz einschließlich der N-Austräge aus dem Boden bzw. der N-Einträge in die Oberflächengewässer vollständig umgesetzt und - ergänzend zur schon vorgenommenen Abbildung der C-Dynamik - für die Abbildung der Stickstoffströme im Zeitraum von 1999 bis 2014 genutzt werden.

Hinsichtlich der im Vorläuferprojekt bereits vorgenommenen Kopplung der beiden Modelle CCB und STOFFBILANZ im Rahmen der Abbildung der N-Bilanz bietet sich das von beiden Modellen abgebildete Saldo von Mobilisierung und Immobilisierung an. Eine Kopplung der beiden Modelle kann nur sinnvoll möglich sein, wenn sowohl die N-Dynamik als auch die zeitliche Verzögerung der N-Verlagerung im Rahmen der Abflusspassage einschließlich der dort stattfindenden Umsatzprozesse berücksichtigt werden. Die technisch-funktionale Lösung in der Modellsoftware STOFFBILANZ im Rahmen eines geplanten Werkvertragsprojektes in 2016/2017 musste dem FuE-Vorhaben vorausgehen, da sie die Grundvoraussetzung für die angestrebte 1:1 Kopplung der N-Bilanz und die sich damit eröffnende Möglichkeit einer gekoppelten Modellierung in aufeinander aufbauenden Jahresschritten darstellt.

Nach Realisierung dieser Arbeiten ergeben sich folgende Vorteile und Perspektiven im Sinne eines integrierten Ressourcenmanagements:

- Abbildung der N-Dynamik in Raum- und Zeit

- Abbildung der Dynamik von Bewirtschaftungsänderungen und Klimaänderungen auf die N-Bilanz mit zeitlichem Versatz in Abhängigkeit vom Weg-Zeitverhalten
- Möglichkeit langfristig wirksame Auswirkungen von Maßnahmen und veränderten Maßnahmenumfängen abzubilden (real zu erwartende Auswirkungen an Stelle von Maßnahmenwirkungspotenzialen).
- Möglichkeit den Einfluss des Klimawandels und Veränderungen im Abflussregime (einschließlich Berücksichtigung von Bewässerung auf Landwirtschaftsflächen) langfristig zu integrieren.
- Möglichkeit die Erreichung bzw. Nicht-Erreichung von Zielkonzentrationen langfristig zu überprüfen.
- Verbesserte Möglichkeit einer Validierung der N-Immissionen.

Grundsätzlich sollte im Rahmen der Modellkopplung ein Wechsel von der bisher in Bilanzzeitschnitten angelegten Modellierung (STOFFBILANZ) hin zu Jahresschritten vollzogen werden. Die hierfür benötigten Wasserhaushaltsdaten können zukünftig aus dem Wasserhaushaltsportal Sachsen (KliWES-Daten) jahresweise bezogen werden. Hier stehen auch entsprechende Daten für in die Zukunft rechnende Szenarien (Klimawandel) zur Verfügung.

Im Rahmen des oben genannten Vorläuferprojektes (WITING ET al., 2016) hat sich gezeigt, dass die Humus-, C- und N-Dynamik in Folge der diversen Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Bewirtschaftungsveränderungen sowie Klimawandeleffekte extrem komplex sind und eine Beachtung der zeitlichen Dynamik unbedingt erforderlich machen. So führt beispielsweise die in hohem Umfang realisierte konservierende Bodenbearbeitung auf Ackerflächen zu einem vorübergehend starken Humusaufbau, der gleichermaßen mit der Festlegung von N im Boden verbunden ist. Die Folge sind vorübergehend deutliche Reduzierungen des verlagerbaren N-Überschusses im Boden, solange bis sich ein neues Humusgleichgewicht eingestellt hat. In Abhängigkeit vom Weg-Zeit-Verhalten des Stickstoffs während der unterirdischen Passage ergeben sich wiederum mehr oder weniger deutliche Verzögerungen dieses Effektes, überlagert durch die Bewirtschaftung der Vergangenheit. Eine Umkehrung dieser Sachverhalte tritt dann auf, wenn z. B. die Maßnahmenumfänge der konservierenden Bodenbearbeitung zurückgehen, verbunden mit Mineralisierungsschüben, die in die Düngerbilanz einfließen und somit prognostiziert werden müssen.

In Anbetracht der gegenwärtigen Problematik des zu hohen N-Eintrages in die Gewässer gilt es diese Komplexität zukünftig abzubilden und dafür entsprechende Modellwerkzeuge zu entwickeln. Ziel ist somit die jahresweise Bilanzierung der N-Einträge in die sächsischen Gewässer unter Berücksichtigung der jeweiligen zeitspezifischen Einträge, Speicher und Transfers sowie der daraus resultierenden Einträge in die Gewässer bzw. Immissionen an den Einzugsgebietsauslässen. Betrachtet wird der Zeitraum von 1998 bis 2014 (bisher dargestellt durch die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012). Mit der sequentiellen Rechenweise von Jahr zu Jahr werden für diesen Zeitraum Veränderungen der Flächennutzung, der Bewirtschaftungspraxis sowie Klimaeinflüsse in ihrer räumlichen sowie zeitlichen Dynamik abgebildet. Damit können z. B. zeitverzögernd auftretende Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Agrarumweltmaßnahmen der ELER-Perioden) oder Klimafolgen adäquat berücksichtigt werden. Zielstellung der Arbeiten ist die Abbildung der Stickstoffströme des Betrachtungszeitraumes bis 2014, die als validierte Grundlage für die Weiterrechnung der N-Bilanz bis einschließlich 2018 (3. Bewirtschaftungsperiode WRRL) direkt genutzt werden kann. Insofern wird hier ein Wechsel von der bisherigen statischen (zeitschnittbezogenen) zur dynamischen, sequenziellen Bilanzierung vollzogen. Durch diese innovative Lösung können insbesondere Sachverhalte des Landnutzungs- und Bewirtschaftungswandels sowie des Klimawandels in ihrer Wirkung auf den derzeitigen sowie zukünftigen Stickstoffstatus der Gewässer besser abgebildet werden.

2 Datenaufbereitung, -integration und -übergabe

2.1 Entwicklung eines operativ nutzbaren Interface

Für den Datenaustausch zwischen den Modellen betreiben die beiden Projektpartner UFZ und GALF eigene Web-PostgreSQL-Datenbanken, die über die verfügbaren PostgreSQL-Schnittstellen miteinander kommunizieren.

Um den Workflow besser automatisieren zu können und somit auch weniger fehleranfällig zu machen, wurde die Datenhaltung für CCB grundlegend überarbeitet. Die Daten werden nun nicht mehr in einer Microsoft Access-, sondern in einer PostgreSQL-Datenbank verwaltet, was wesentlich mächtigere Datenmanipulationen ermöglicht, ohne sie mittels einer weiteren Statistik- Software bearbeiten zu müssen.

Durch die Datenbank-Migration kann die komplette Routine der Vor- und Nachbereitung der Daten durch SQL-Skripte abgedeckt werden, wodurch sich sowohl die Dokumentation als auch die angestrebte Automatisierung wesentlich vereinfacht hat. Ein gern gesehener Nebeneffekt der Migration war zudem ein signifikanter Performance-Schub für die CCB Simulationen.

Grob lässt sich der Arbeitsinhalt in zwei Blöcke aufteilen, wie es in Abbildung 1 dargestellt ist. Der Block der Datenpflege umfasst das einmalige Erstellen einer für die Aufgabenstellung geeigneten Infrastruktur (Datenübernahme/ -aufbereitung) und bildet die Grundlage für den zweiten Block, wo die szenariospezifische Steuerung erfolgt. Ein Szenario besteht hierbei aus der Zusammenstellung der in Abbildung 2 gezeigten Komponenten (Boden incl. C_{org} - und N_T - Startwerte, Klima, Bewirtschaftung). Sofern für den Boden, das Klima oder die Bewirtschaftung unterschiedliche Datensätze vorliegen, beispielsweise unterschiedliche C_{org} -Initialisierungen beim Boden oder verschiedene Management-Daten, kann dort jeweils ein Satz ausgewählt werden. Verschiedene Grundannahmen, etwa zum Anteil der Koppelproduktabfuhr oder dem Verhältnis von Gülle zu Stallmist, werden in Kapitel 5.1 überprüft und gegebenenfalls angepasst. Durch diesen neuen modularen Ansatz von CCB war es sehr einfach, die Auswirkungen neuer Agrardaten zu modellieren und auch weiter anzupassen (siehe Kapitel 4 und 5).

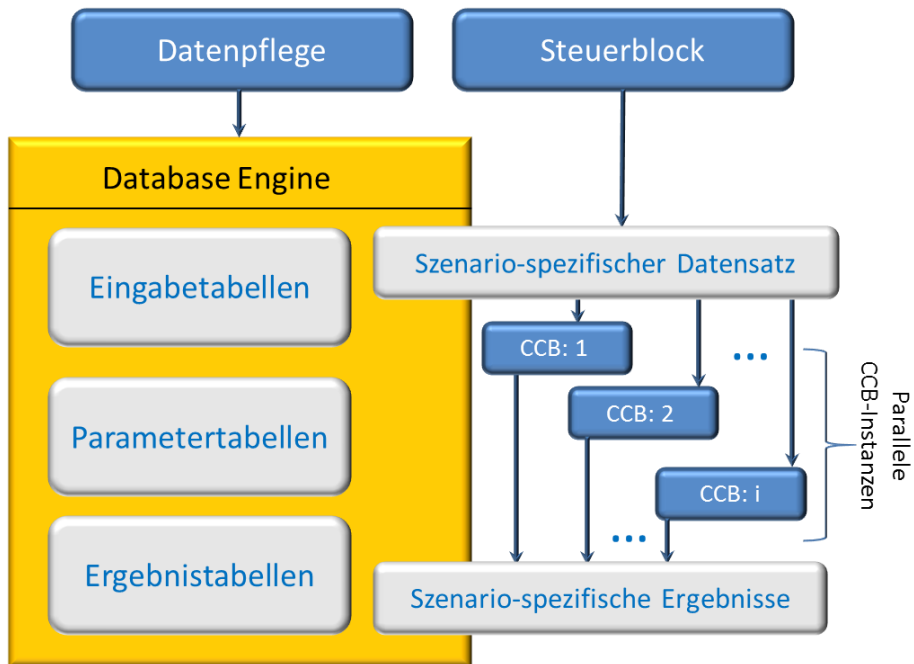


Abbildung 1: Übersicht zur Umstrukturierung der Datenhaltung für CCB

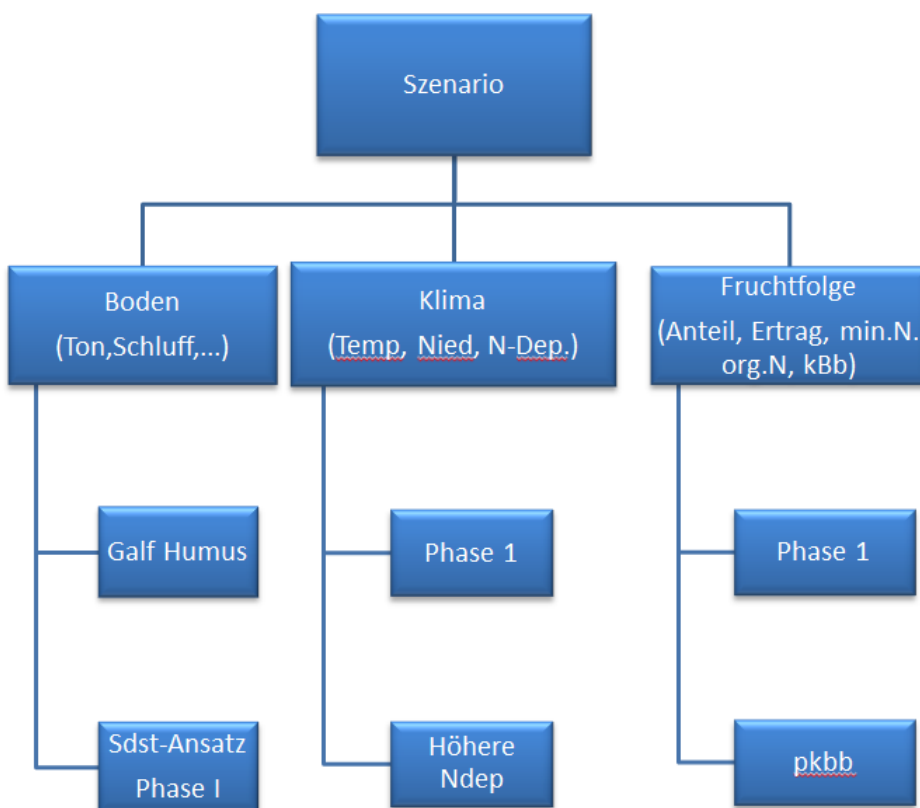


Abbildung 2: Aufbau eines Szenarios

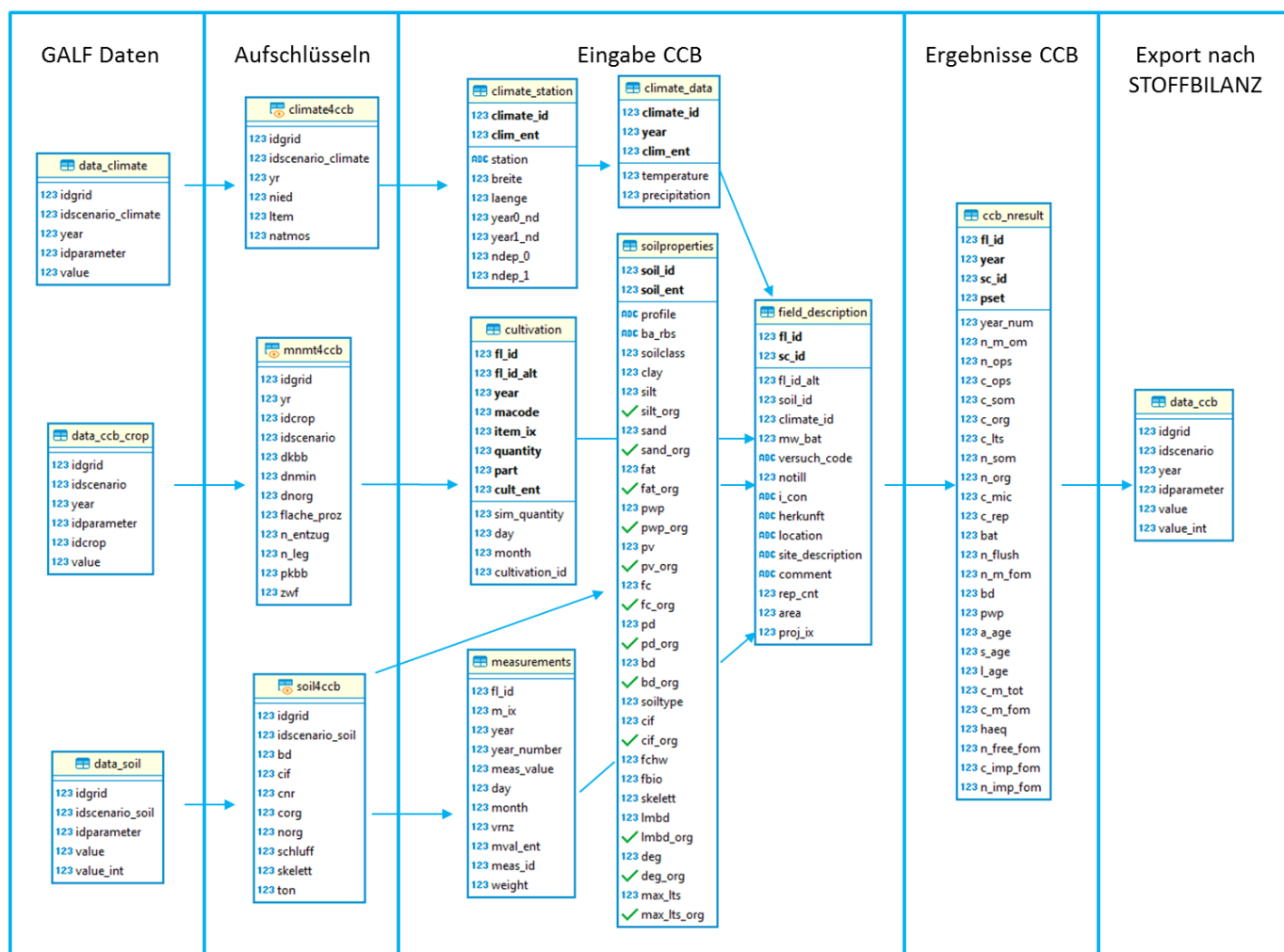
Für jedes Szenario muss je ein Datensatz aus jedem der vier übergeordneten Blöcke – Boden, Klima, Fruchtfolge und genereller Konfiguration – ausgewählt werden.

2.2 Datenintegration in das Modell CCB

Seitens GALF wurden die Daten in komplett neu strukturierten Tabellen bereitgestellt, um bessere Voraussetzungen für eine flexible Nutzung des Systems zu schaffen. In einem ersten Schritt musste dafür die Importroutine komplett überarbeitet werden.

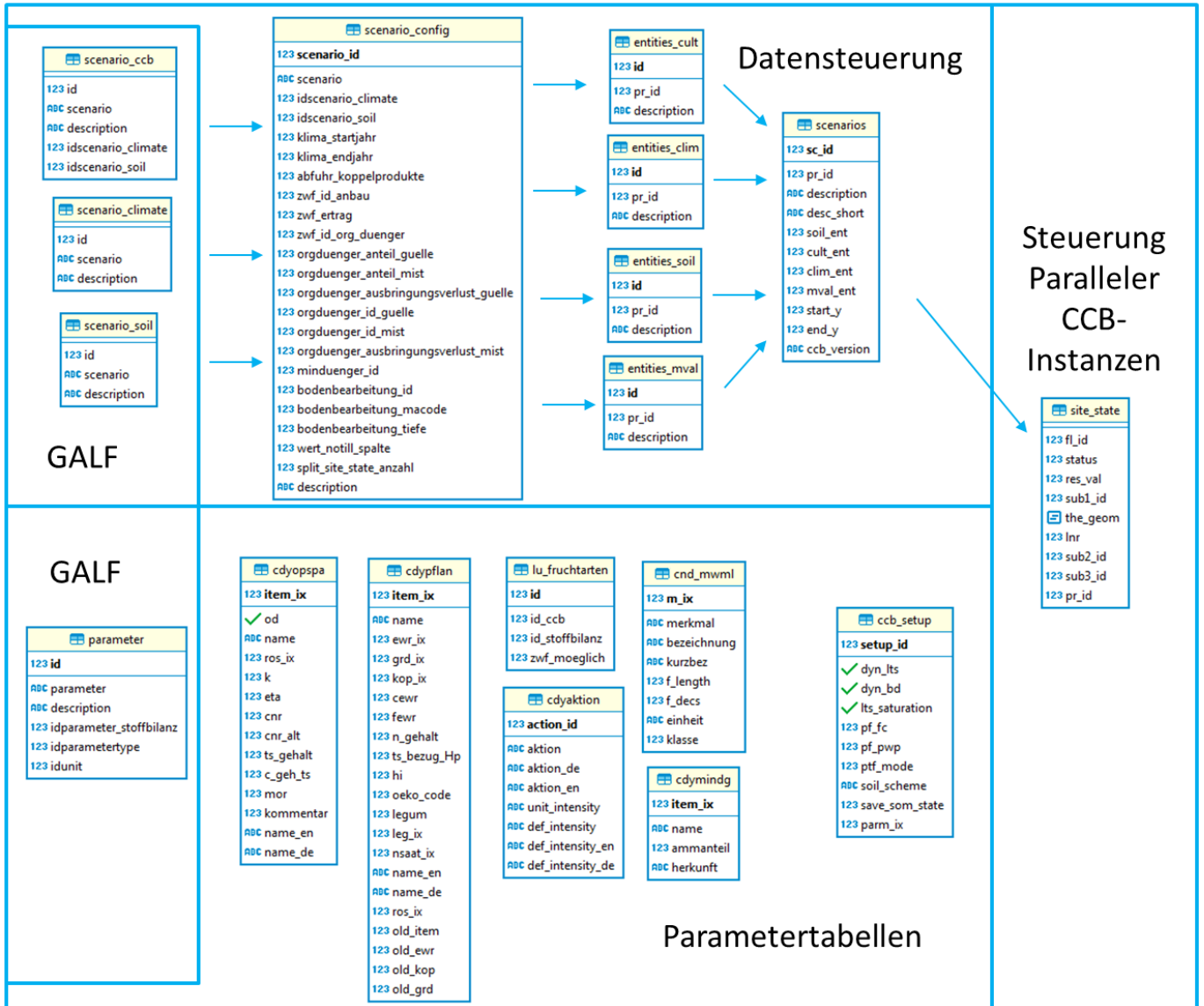
Die Tabellenstruktur bei CCB hat sich seit Phase 1 nicht wesentlich geändert. Auf eine ausführliche Beschreibung der anderen Tabellen wird deshalb verzichtet.

In den folgenden zwei Abbildungen wird der Prozess der Datenintegration zur besseren Übersicht grob in zwei Teile unterschieden, zum einen in den reinen Fluss der Ein- und Ausgangsdaten (Abbildung 3, analog zur Datenpflege in Abbildung 1), zum anderen in die Anpassungsmöglichkeiten durch den Nutzer (Abbildung 4, analog zum Steuerblock in Abbildung 1).



Fettgedruckt sind Schlüsselfelder

Abbildung 3: Auflistung und Zusammenhang aller Datentabellen in CCB



Fettgedruckt sind Schlüsselfelder

Abbildung 4: Auflistung und Zusammenhang aller Steuer- und Parametertabellen in CCB

2.3 Datenexport in die GALF- Datenbank

Zur weiteren Nutzung in STOFFBILANZ werden die charakteristischen Kenngrößen des jeweiligen Szenarios an die GALF-Datenbank übertragen (siehe Tabelle 1 und Abbildung 5):

Tabelle 1: Die wichtigsten Kenngrößen zur weiteren Modellierung in STOFFBILANZ (aus Phase 1)

Kenngröße	Erklärung
N_SOM_Saldo	Änderung des im SOM gespeicherten N _{org} Pools je Zeitabschnitt; $N_SOM_Saldo = N_m_SOM - N_rep$
C _{org}	organischer Kohlenstoff im Oberboden (0-30 cm, auch SOC (Soil Organic Carbon) genannt)
C _{rep}	Kohlenstofffluss in den SOM
N _{rep}	Stickstofffluss in den SOM Pool, durch Neuaufbau des SOM aus FOM (Fresh Organic Matter) ; $C_rep/8.5$
N _m _FOM	N-Mineralisierung (>0) bzw. N-Immobilisierung (<0) beim Umsatz der organischen Stoffe (Erntereste, Wurzeln, Koppelprodukt und org. Dünger); Stickstoff, welcher für den Neuaufbau des SOM aus dem N _{min} -Pool benötigt wird
N _{in} _FOM	Stickstoff, welcher für den Neuaufbau des SOM benötigt wird und der direkt aus dem FOM Pool bereitgestellt wird
N _m _OM	Summe aller quasi-organischen N-Quellen; $N_m_OM = N_m_SOM + N_flush + N_m_FOM$
N _{flush}	N aus org. Düngern und einzelnen Ernteresten, der direkt in den N _{min} -Pool übergeht (mineralischer N im organischen Dünger); schnell verfügbarer N-Anteil des org. Düngers
N _m _SOM	N-Mineralisierung aus dem „Humus“; Gesamtmenge des bei der Mineralisierung des SOM freigesetzten Stickstoffs
BAT	Indikator für die Umsatzgeschwindigkeit des SOM-Pools
REP_IX	Indikator für die Humusversorgung

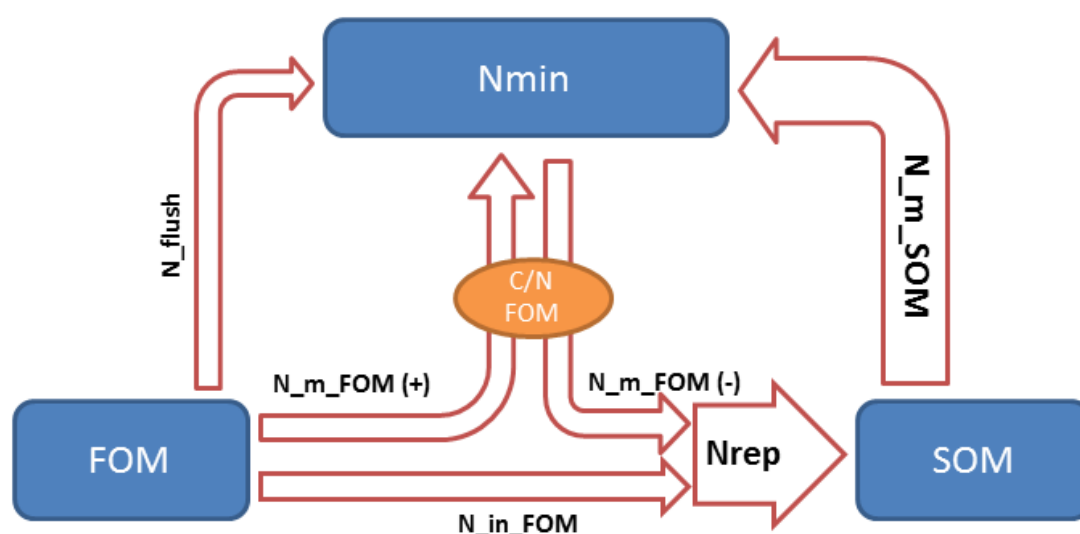


Abbildung 5: Schema zur logischen Verknüpfung der Stickstoffparameter von CCB (aus Phase 1)

3 Analyse des Humusumsatzmodells

Die Ergebnisse der Modellsimulationen werden sowohl von den gewählten Anfangsbedingungen (hier SOC Startwerte) als auch von den Randbedingungen in Form des Bewirtschaftungsszenarios bestimmt. Für beide Elemente kann auf regionaler Ebene keine echte Validierung durchgeführt werden. Mit den Dauertestflächen (DTF) existiert jedoch eine Informationsgrundlage, die (quasi als Stichprobe) einen guten Überblick über die Situation für Gesamt-Sachsen (Grundgesamtheit) ermöglicht, um sowohl die Methodik zur Wahl der Startwerte als auch den Szenarioinhalt im Hinblick auf die Humusproduktion einer kritischen Überprüfung zu unterziehen. Die vorliegende Datenbasis umfasst:

- Zeitreihen der Humusuntersuchung (durch den Faktor 1,72 auf C_{org} bzw. SOC umzurechnen) des Oberbodens (0-30 cm)
- Angaben zur Bewirtschaftung, die zur Ermittlung der Kohlenstoffreproduktion (C_{rep}) erforderlich sind (Fruchtart, Ertrag, org. Düngung inkl. Koppelproduktverwendung)
- Standortbedingungen: Textur und Klima bzw. die daraus abgeleitete „biologic active time“ (BAT), die aus den Modellrechnungen in Phase 1 für alle Rasterzellen jeweils als Mittelwert vorliegen und die aus der Lage der Dauertestflächen im verwendeten Datenraster abgeleitet werden können

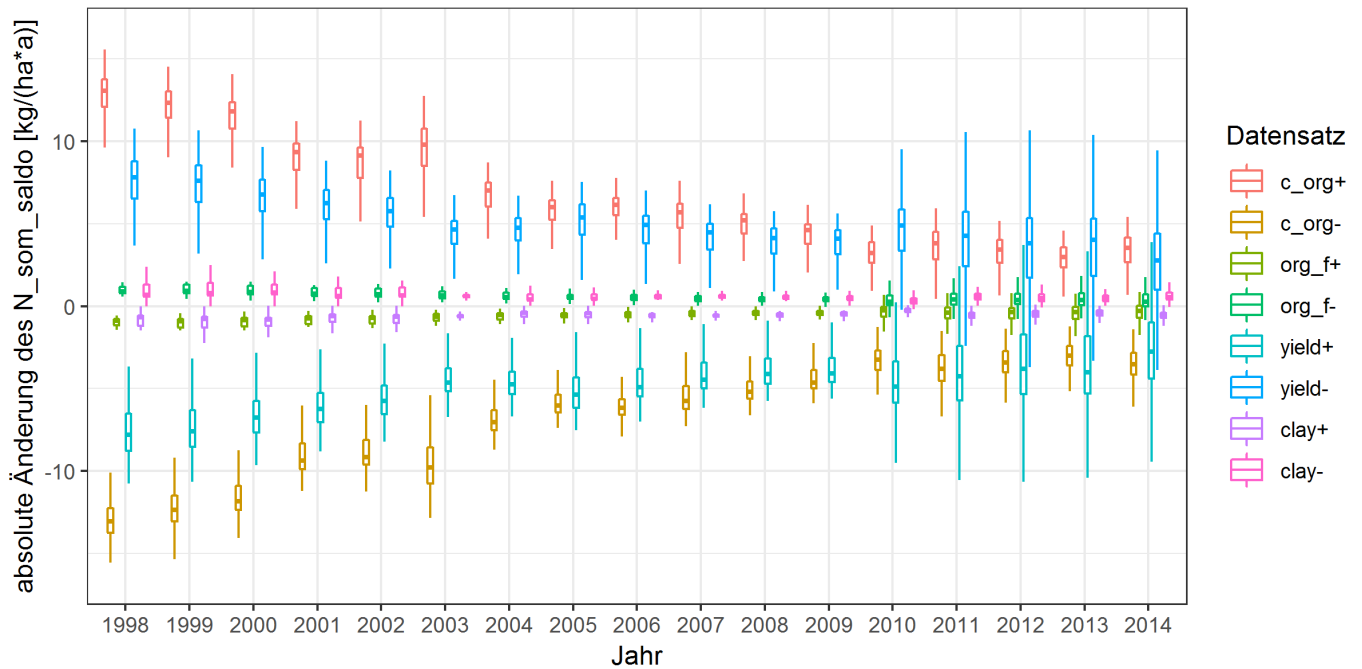
Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen wurde zunächst ermittelt, wie stark die hier relevanten Eingangsgrößen zur Unsicherheit der Szenarioaussagen beitragen.

3.1 Sensitivitätsanalysen

Unter Sensitivitätsanalysen verstehen wir Untersuchungen, die zeigen sollen, welche Inputgrößen durch ihre Unsicherheit das Ergebnis der Modellierung am stärksten beeinflussen, also bei welcher Größe eine Reduzierung der Unsicherheit sich das Modellergebnis am ehesten an den wahren Wert annähert.

Für alle Gridzellen, in denen die DTF-Flächen liegen, wurden in dem Szenario aus Phase 1 einzelne Inputgrößen nacheinander (im engl. One-at-a-time) verändert und das Resultat mit dem ursprünglichen Szenario verglichen. Die SOC-Startwerte (c_{org+} und c_{org-}), die organischen Düngemengen (org_{f+} und org_{f-}), die Erträge ($yield+$ und $yield-$), sowie der Tongehalt ($clay+$ und $clay-$) wurden um jeweils 10 % erhöht, bzw. verringert. Die folgende Abbildung 6 zeigt, inwieweit sich dadurch die N-Freisetzung aus dem Boden im Vergleich zur eigentlichen Rechnung (entsprechend der „Null-Linie“) verändert. Hierbei zeigt sich, dass die Startwerte und Erträge die stärksten Veränderungen hervorrufen, also das Modell hier am sensitivsten ist. Der geringe Einfluss der organischen Düngemengen lässt sich vermutlich durch die geringen, aber konstanten Mengen und damit auch geringen Änderungen erklären. Eine Änderung des Tongehaltes führte offensichtlich zu nur geringen Änderungen in den Umsatzbedingungen.

Da der C_{org} -Startwert einmalig am Anfang der Modellierung in die Rechnung einfließt, nimmt seine Bedeutung über die Jahre ab, anders als bei den Erträgen, die jedes Jahr erneut in die Berechnung einfließen. Auch hier sinkt der Einfluss während der ersten Jahre, was aber dem „Einpendeln“ des Modells geschuldet ist. Da die Anfangs- und Randbedingungen selten genau zusammenpassen, braucht das Modell einige Jahre, bis alle Faktoren harmonisieren.



+ und – sind jeweils eine Erhöhung bzw. Verringerung um 10 %,
 c_org: SOC-Anfangswert org_f: organische Düngemenge, yield: Erträge, clay: Tongehalt

Abbildung 6: Einfluss der jeweiligen Inputänderung auf die Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools (N_{SOM_Saldo} , [kg/(ha*a)], betrachtet wird nur der Oberboden)

3.2 Modellinitialisierung

Die Initialisierung des CCB-Modells erfordert die Vorgabe von Anfangswerten für C_{org} und N_t im Oberboden. Dazu gibt es bisher zwei Möglichkeiten:

- Kalibration (Finden eines optimalen Startwertes, der die Modellabweichungen von einer beobachteten Zeitreihe minimiert.)
- Übernahme Startwert aus anderen Informationen (Expertenschätzung, Bodenkarte, einzelne Beobachtung etc.).

In Phase 1 wurde der Startwert abgeschätzt, indem der langzeitstabile Pool aus den vorliegenden Werten von GALF übernommen wurde und der umsetzbare Pool aus den Bewirtschaftungsdaten der 1. Zeitscheibe abgeleitet wurde. Dabei wurde angenommen, dass diese erste Zeitscheibe auch die vorangegangene Bewirtschaftung charakterisiert und dass die C_{org} -Pools damit im Gleichgewicht stehen. Nachdem CCB in der Lage ist, die Dynamik des langzeitstabilen Pools abzubilden, erschließt sich eine weitere Möglichkeit zur Initialisierung, die ausschließlich auf Angaben zum Humushaushalt des Oberbodens basiert, indem das Modell nur mit Angaben zu den Standortbedingungen und der vergangenen Humuszufuhr (C_{rep} -Fluß in der Vorbewirtschaftung) initialisiert wird. Der umfangreiche Datensatz aus den Dauerbeobachtungsflächen ermöglicht es, diese Initialisierungsvariante zu überprüfen.

Der jeweils vorliegende aktuelle C_{org} -Gehalt im Oberboden wird sehr stark von der vorangegangenen Landnutzung (humuszehrend oder humusmehrend) bestimmt. Geht man von einer gewissen Kontinuität der Landbewirtschaftung aus, kann man vermuten, dass – ausgenommen bei extremen Landnutzungsänderungen wie z. B. Grünlandumbruch – die Humusreproduktion der Vorbewirtschaftung in einer bestimmten Relation zur aktuellen Humusreproduktion steht. Durch langfristig steigende Erträge steht z. B. mehr organisches Material für die Humusreproduktion zur Verfügung. Diese Hypothese wurde am Datensatz der Dauertestflächen überprüft.

Der bisherige Ansatz (Phase 1) zur C_{org} -Initialisierung beruht auf der Berechnung eines standorttypischen, langzeitstabilen Anteils (C_{lts}) und eines aus der Bewirtschaftung abgeleiteten, schnell umsetzbaren Teils (C_{dec} , siehe WITING et al., 2016). Unter Annahme eines Fließgleichgewichtes (steady state) konnte eine Korrelation zwischen Modell und Beobachtungsdaten von $r = 0,53$ erreicht werden, was zum einen die Plausibilität des Vorgehens unterstützt, aber auch noch Verbesserungspotential vermuten lässt. Deshalb wurde ein neuer Ansatz erprobt, der sich auf eine CCB-spezifische Größe stützt, in der sowohl die Standorteigenschaften, als auch die Bewirtschaftung eingehen, dem sogenannten Reproduktions-Index oder Rep_{ix} .

Die Grundidee des Ableitens der Poolverteilung aus der Bewirtschaftung bleibt erhalten, nur werden hier nun alle Pools aus dem Rep_{ix} ermittelt, wodurch sich die Rechenzeit des Modells erhöht.

Der gesamte Datenbestand wurde auf die DTF-Flächen eingeschränkt, für die Ergebnisse aus mindestens drei Bodenuntersuchungen und eine vollständige Beschreibung der Bewirtschaftung vorlagen. Aus diesen Daten wurden folgende Größen ermittelt:

- Trend: mittlere jährliche SOC-Änderung im Oberboden (0-30 cm Tiefe)
- SOC0: anfänglicher Bodenkohlenstoffgehalt im Oberboden nach linearem Ausgleich zur Fehlerreduktion
- C_{rep} : mittlerer jährlicher Aufbau von Bodenkohlenstoff aus den Ernte- und Wurzelrückständen, Stroh und organischer Düngung (Stallmist und/oder Gülle)

Daran anschließend wurden folgende Arbeitsschritte nacheinander für jede Fläche ausgeführt:

- Berechnung eines repräsentativen C_{org} -Wertes (Anfangswert zum Trend oder Mittelwert der Punktwolke)
- Suche des C_{rep} -Wertes, der zu diesem C_{org} -Vorrat führt, wobei alle wesentlichen bodenphysikalischen Parameter als dynamische Größen in die Modellierung einbezogen werden
- Benutzung der Ergebnisse zur Poolverteilung aus dem vorangegangenen Schritt als Anfangswert und Modellierung der C_{org} -Dynamik mit den tatsächlichen Bewirtschaftungsdaten.

Die folgende Abbildung 7 erlaubt eine erste Einschätzung der Daten. Die Trends sind relativ symmetrisch um den Null-Wert gruppiert und weisen (erwartungsgemäß) eine negative Korrelation mit dem anfänglichen C_{org} -Wert auf (im Bild SOC0), die selbst wiederum negativ mit den BAT Werten korreliert sind.

Das bedeutet, Böden mit günstigen Umsatzbedingungen starten tendenziell mit einem niedrigen SOC-Gehalt, der jedoch mit der Zeit zunimmt – und umgekehrt. Die C_{rep} -Werte weisen eine beachtliche Spannweite auf, mit einem großen Anteil im Bereich einer sehr hohen Humusversorgung. Zwischen C_{rep} und SOC0 besteht eine negative Korrelation, die so nicht erwartet wurde. Offenbar werden Böden, die in der Vergangenheit einen geringeren SOC-Gehalt aufwiesen nun besser mit Humus versorgt bzw. wurde die aktuelle Bewirtschaftung bei einer vorangegangenen Überversorgung nun dem tatsächlichen Bedarf besser angepasst. Diese Hypothese wird zusätzlich durch die negativ korrelierten Werte von SOC0 und Trend unterstützt und belegt eine regional besser ausgeglichene Entwicklung der Humuswirtschaft.

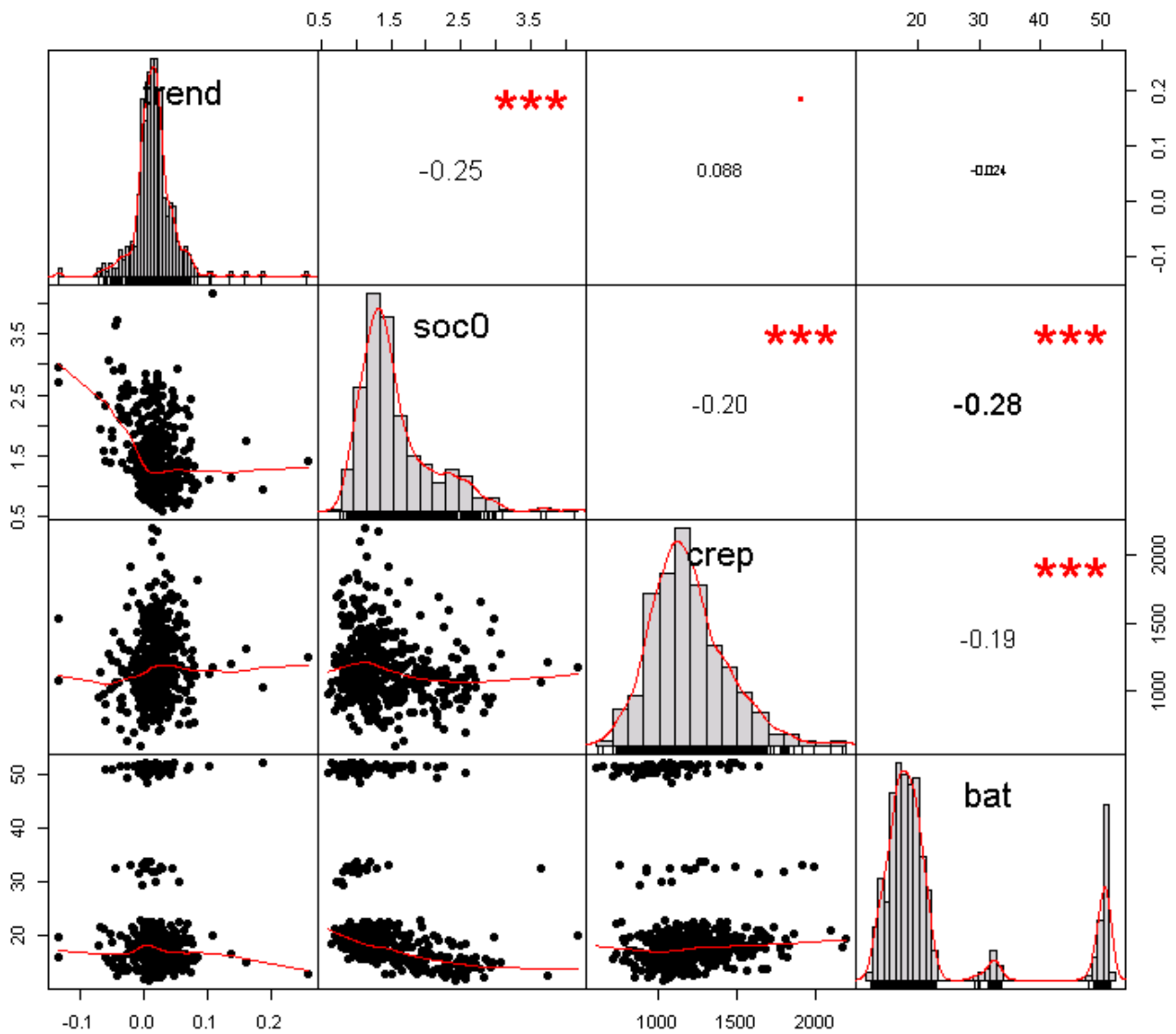
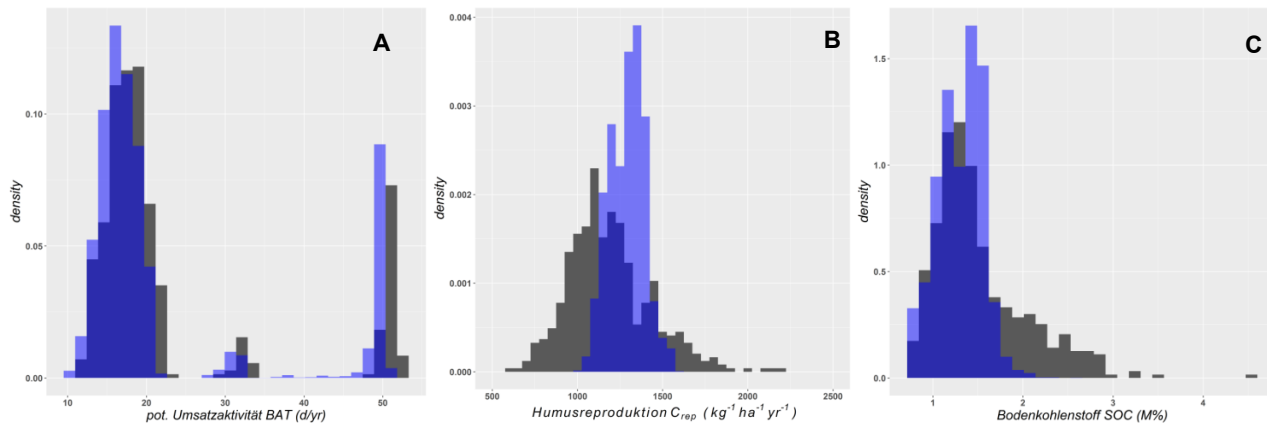


Abbildung 7: Erweiterte Korrelationsmatrix mit Histogrammen der berechneten Charakteristika der Dauertestflächen

Die einzelnen Elemente zur Charakteristik der Dauertestflächen bilden die Variabilität des Gesamttraums unterschiedlich gut ab (Abbildung 8). Es wird deutlich, dass die Umsatzaktivität (BAT) in beiden Grundgesamtheiten ähnlich verteilt vorliegt. Das bedeutet, dass die Standortwahl der DTFs die regionale Vielfalt der Umsatzbedingungen gut abbildet. Allerdings weisen sowohl die Humusreproduktion als auch die C_{org} -Werte im Oberboden in den Dauertestflächen eine wesentlich größere Variabilität auf als in dem bisherigen Szenario auf Basis der BEFU-Daten.



Vergleich zwischen den Dauertestflächen (grau) und dem Gesamtgebiet aller Ackerflächen (blau)

Abbildung 8: Dichteverteilung (Histogramm) von A: BAT, B: Humusproduktion (C_{rep}), C: Kohlenstoffgehalte im Oberboden (SOC)

Nachdem die oben beschriebenen drei Schritte für jede einzelne Dauertestfläche abgearbeitet wurden, liegt eine Datenbasis vor, die für die Aufstellung von Beziehungen zwischen aktueller und vorangegangener Bewirtschaftung genutzt werden kann, die dann wiederum zur Modellinitialisierung für alle Rasterzellen genutzt werden soll. Damit wäre ein Modellstart ohne Vorliegen von C_{org} -Daten möglich.

Am Datensatz der so modellierten Dauertestflächen in der folgenden Abbildung wird deutlich, dass mit diesem Verfahren plausible Ergebnisse erzielt werden können. Allerdings weisen die so gewonnenen Ergebnisse eine hohe Variabilität auf.

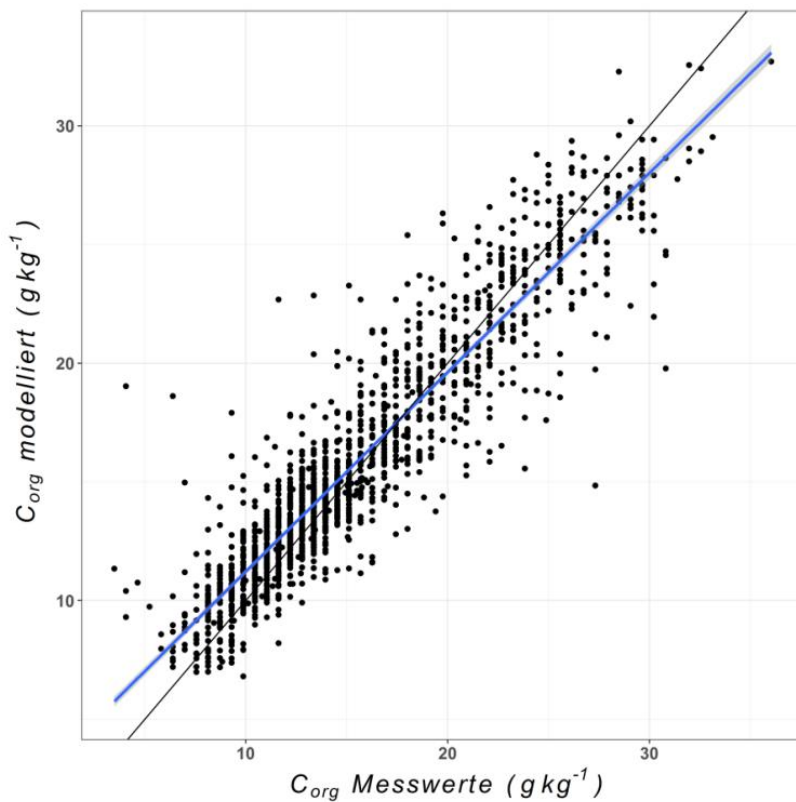


Abbildung 9: Vergleich von gemessenen und modellierten C_{org} -Werten für den Oberboden der analysierten DTFs (Die Modellierung erfolgte anhand der C_{rep} -basierten Startwerte.)

Die Möglichkeit, aus der aktuellen Landnutzung auf die vorangegangene Humusbilanz zu schließen, kann für die untersuchten Datensätze ausgeschlossen werden, da es offenbar keinen einfach verwertbaren Zusammenhang zwischen beiden Datenmengen gibt. Die modellierten (virtuellen) C_{rep} -Werte der Vorbewirtschaft ermöglichen zwar eine gute Vorhersage der C_{org} -Dynamik (Abbildung 9) besitzen jedoch keinen ausreichend signifikanten Zusammenhang mit der aktuellen Bewirtschaftung (Abbildung 10).

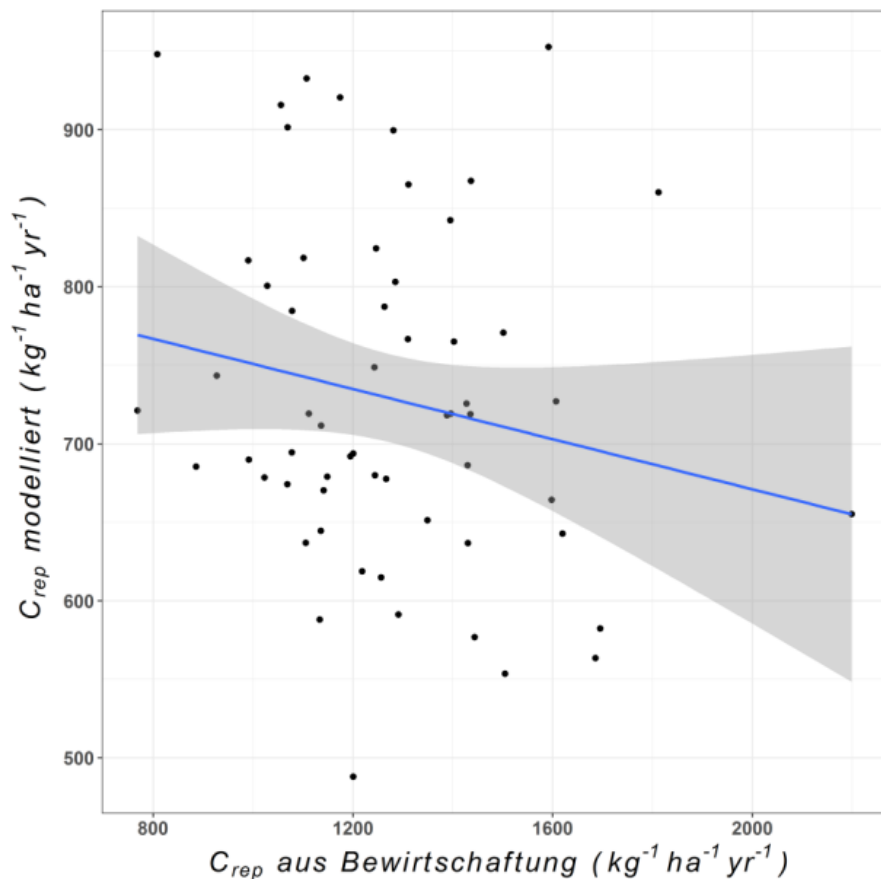


Abbildung 10: Gegenüberstellung der (virtuellen) Humusproduktion der Vergangenheit (C_{rep} modelliert) mit der aktuellen Humusproduktion (C_{rep} aus Bewirtschaftung) auf den geprüften Dauertestflächen

Neben der unsicheren Beziehung zwischen der aktuellen und theoretischen Humusproduktion in Abbildung 10 findet man jedoch auch eine deutliche Differenzierung hinsichtlich der Bodenart, die eventuell weiter untersucht werden könnte.

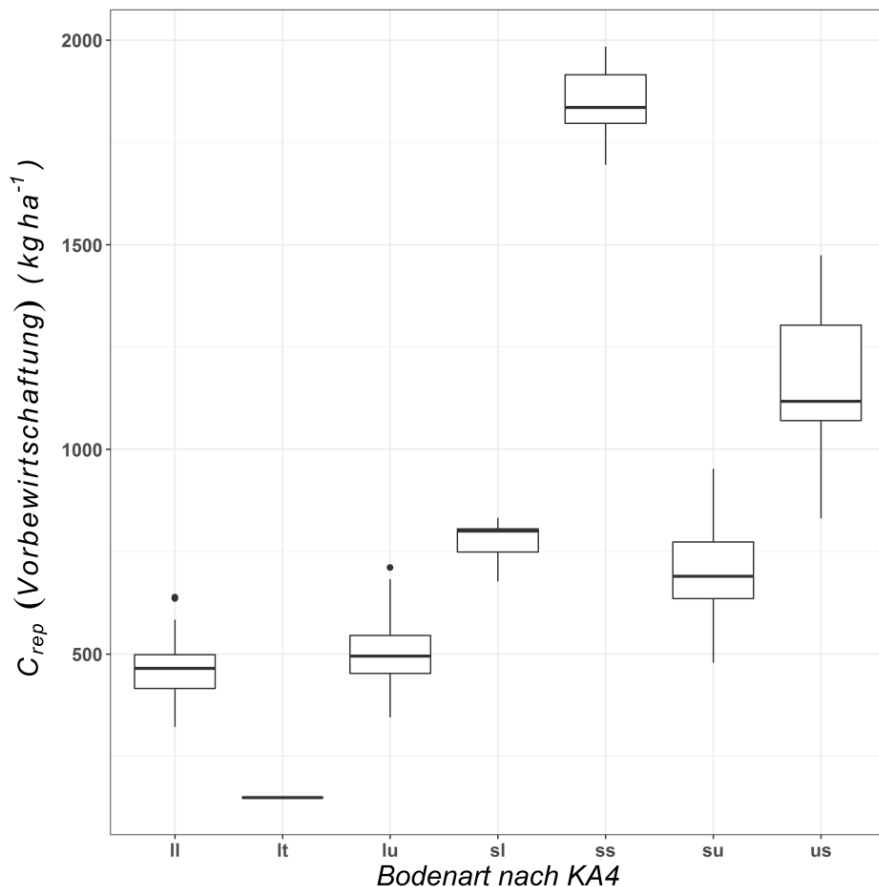


Abbildung 11: Modellierte C_{rep} -Werte zur Charakterisierung der Vorbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Bodenart nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA4)

Abschließend wurde noch untersucht, wie sich die Verwendung der nach verschiedener Methodik ermittelten Startwerte auf die Modellierung der Stickstoffdynamik auswirkt. Für den untersuchten Datensatz der Dauertestflächen wurden die Ergebnisse von drei verschiedenen methodischen Ansätzen gegenübergestellt:

- Die durch inverse Modellierung der Beobachtungswerte gewonnenen SOC-Startwerte, die hier als Referenzgröße dienen.
- Weitere Verwendung der bisher in Projektphase 1 ermittelten Startwerte.
- Die durch dynamische Modellierung sowohl von leicht umsetzbarem Kohlenstoff als auch physikalisch stabilisiertem Humus ermittelte Poolverteilung der SOC-Startwerte.

Die Ergebnisse lassen hier keine eindeutigen Schlussfolgerungen zu, da in den verschiedenen Landschaftseinheiten jeweils wechselnde Methoden die größere Nähe zum Referenzansatz zeigen („opti“ in Abbildung 11). Insgesamt wird für Sachsen ein ähnlicher Fehler – allerdings mit anderem Vorzeichen – wie für das bisherige Verfahren ausgewiesen wobei in einigen Fällen extreme Differenzen zum Zielwert auftreten (Düben-Dahlener Heide, Sächsische Elbtalniederung). Andererseits zeigt der Vergleich der Humusreproduktion auf den DTF mit den Szenariowerten für Gesamt-Sachsen eine deutliche Diskrepanz sowohl hinsichtlich der Spannweite als auch für den Modalwert (Abbildung 8).

Da die Bedeutung der Startwerte im Laufe des Szenarios abnimmt, aber die der Humusreproduktion ansteigt, wurde entschieden, die aus Phase 1 bestimmten Startwerte auch weiterhin zu verwenden, jedoch die Szenarioinhalte den Informationen der DTF besser anzunähern.

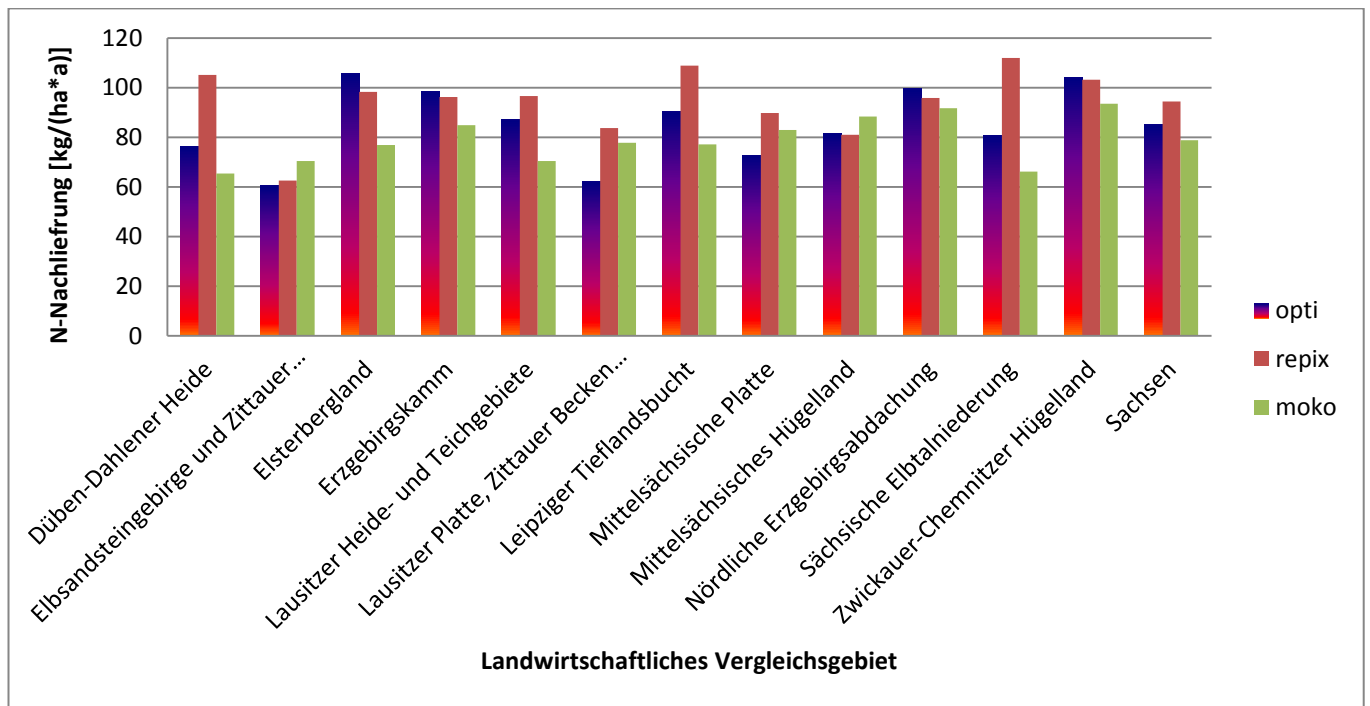


Abbildung 12: Vergleich der N-Nachlieferung [kg/(ha*a)] für verschiedene Startwerte auf den ausgewählten DTFs

4 Erstellen eines neuen Szenarios

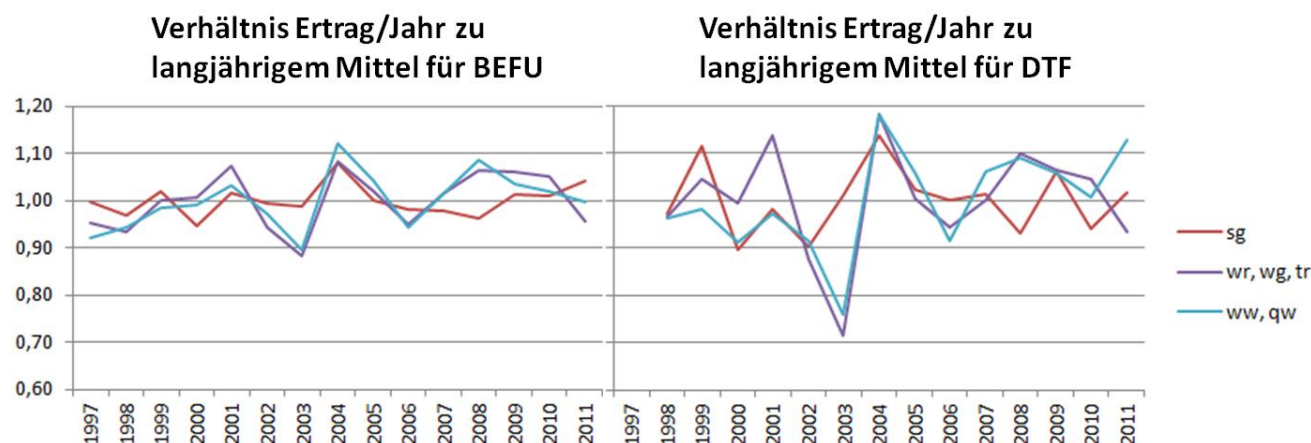
4.1 Wechsel der Datengrundlage

Durch den Übergang zu einer jährlichen Stickstoffbilanzierung ergeben sich höhere Anforderungen an die Datenqualität der Eingangsdaten. Bisher wurden Düngerbedarf und Entzug je Fruchtart aus dem Datenbestand von der BEFU entnommen und auf die 11 Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete (VGL) in Sachsen aggregiert. Eine fruchtartenbezogene Aufschlüsselung der organischen Düngergaben ist anhand dieser Datenbasis nicht möglich. Deshalb wurden Angaben zur Menge des organischen Düngers je Fruchtart aus den Daten von Dauertestflächen (DTF) bezogen.

Abbildung 13 zeigt eine Gegenüberstellung des Verhältnisses von jährlich ermitteltem Ertrag zum langjährigen mittleren Ertrag für den BEFU-Datensatz bzw. den DTF-Datensatz. Dabei wird deutlich, dass die DTF-Daten stärker schwanken und die jeweiligen Witterungsextreme besser wiedergeben dürften (z. B. Jahre 2003, 2004, 2006). Bei jahresbezogener Ermittlung der N-Bilanz empfiehlt sich deshalb ein Wechsel von der BEFU- zur DTF-Datenbasis. Weil eine ausreichende Repräsentanz der DTF-Daten in den elf VGL nicht gegeben ist, erfolgte die Aggregation auf der Ebene der fünf Agrarstrukturgebiete (ASG).

Das neue Szenario auf Basis der DTF-Daten ermöglicht eine Rechnung bereits ab 1990, weshalb die Jahre vor 1999 für das Einpendeln des Modells benutzt werden. Wie die Sensitivitätsanalyse gezeigt hat, wird dadurch ein möglicher Fehler durch ungenaue C_{org} -Startwerte verringert.

Eine weitere Diskussion der DTF-Daten im Vergleich mit den bisher verwendeten Daten aus dem BEFU-Datenbestand erfolgt in Kap. 6.5.1.



Sommergetreide (sg), Winterroggen (wr), Wintergerste (wg), Triticale (tr), Winterweizen (ww) und Qualitätsweizen (qw)

Abbildung 13: Einfluss der jahresspezifischen Wuchsbedingungen (insbesondere Witterung) auf die Ertragshöhe anhand der BEFU- bzw. DTF-Daten

Durch einen Wechsel auf die jährlich erhobenen Erträge der Dauertestflächen-Betriebe (DTF) konnten nun zeitlich höher aufgelöste Daten verwendet werden, die z. B. extreme Jahre wie 2003 besser widerspiegeln. Weiterhin liegen die realen Erträge aus den DTF-Daten meist unter den Erträgen aus den BEFU-Daten (siehe auch Abbildung 23), wodurch es zu weniger Stickstoff-Festlegung kommt, was ebenfalls die Realität besser abbildet. Zusätzlich

zum Wechsel der Anbaudatengrundlage wurden verschiedene bisher getroffene Annahmen anhand der DTF-Daten auf ihre Plausibilität hin überprüft und gegebenenfalls angepasst (s. dazu auch Abbildung 21).

4.2 Verringerung der Modellunsicherheit

Das neu entwickelte Szenario auf Basis der DTF-Daten beruht weiterhin auf einigen Grundannahmen, die hier vertieft auf ihre Plausibilität hin überprüft werden sollen. So werden bisher sowohl der Anteil der abgefahrenen Koppelprodukte als auch das Verhältnis von Gülle und Stallmist geschätzt. Mit dem Auslaufen der staatlichen Förderung liegen auch für den Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung keine verlässlichen Daten mehr vor.

In Kapitel 3.2 wurde für den C_{org} -Startwert gezeigt, dass hier momentan keine Verbesserung möglich ist. Für die Erträge und organischen Düngemengen sind durch die neue Szenario- Grundlage realistischere Daten zu erwarten. Sie werden hier nur noch einmal zu einer besseren Einschätzung der Ergebnisse kurz erläutert.

Zur Untersuchung räumlicher Unterschiede in den Agrarstrukturgebieten (ASG) werden in den folgenden Abbildungen stets die ASG-Nummern angegeben. Diese sind:

Tabelle 2: Agrarstrukturgebiete und die dazugehörigen Nummern

Agrarstrukturgebietsname	ASG-Nr.
Sächsisches Heidegebiet, Riesaer-Torgauer Elbtal	1
Oberlausitz, Sächsische Schweiz	2
Mittelsächsisches Lößgebiet	3
Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elsterbergland	4
Erzgebirgskamm	5

4.2.1 C_{org} -Startwerte

Zwischen den bisher genutzten Szenario-Startwerten und den für die DTF-Flächen ausgewiesenen Startwerten zeigt sich eine gute Streuung um die 1:1-Linie. Auffällig ist die deutliche Gruppierung nach den ASG, die die Berücksichtigung der Bewirtschaftungsdaten bei der Berechnung der Startwerte widerspiegelt (siehe Abschnitt 3.2). In der Heide (ASG 1) und dem Erzgebirgsvorland (ASG 4) werden die meisten Böden unter-, in der Oberlausitz (ASG 2) hingegen überschätzt. Sollten die C- und N-Einträge in diesen Gebieten ebenso unter- bzw. überschätzt werden, würden sich dadurch nicht ausgeglichene Bilanzen ergeben. In diesen ASG sollten die ausgewiesenen N_{SOM} -Salden kritisch betrachtet werden.

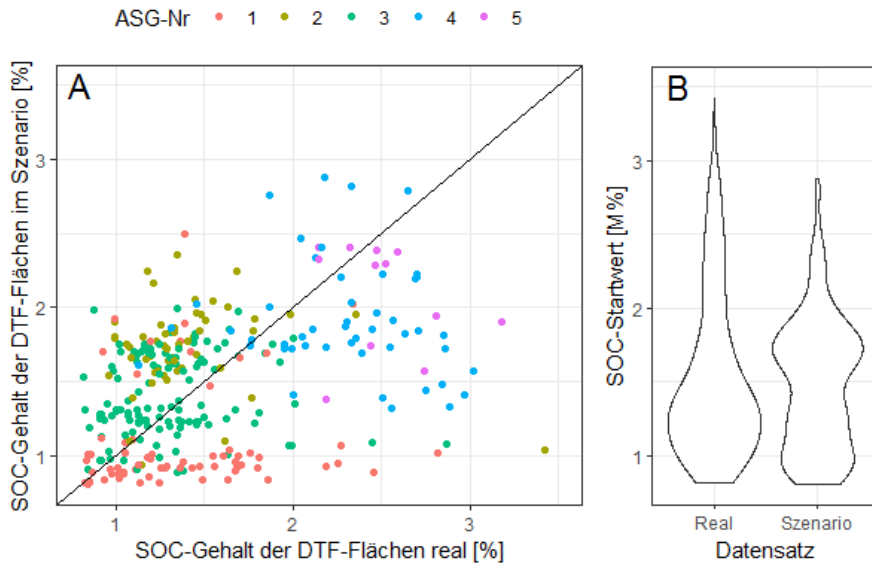
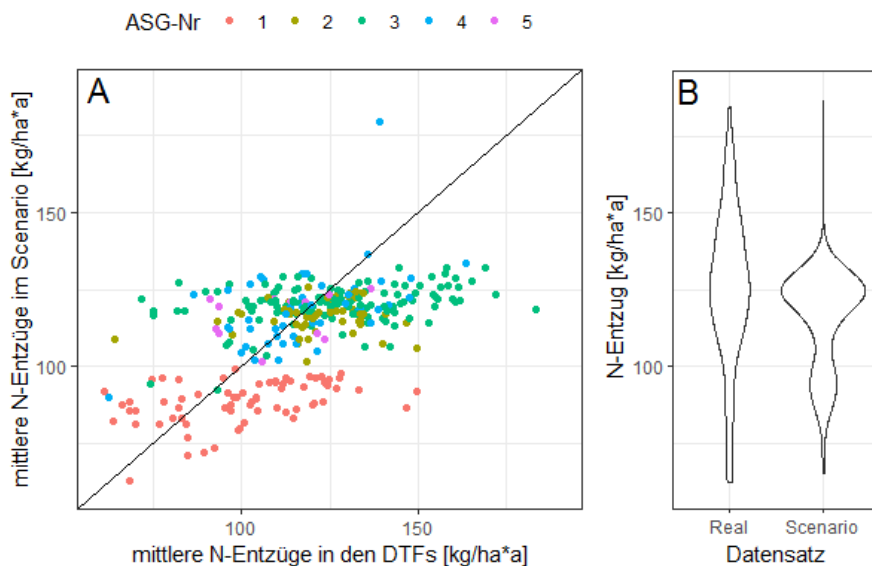


Abbildung 14: Vergleich der C_{org} -Startwerte ([M%], im Oberboden) im Szenario und den DTF-Daten („Real“ in Abbildung B)

4.2.2 Erträge

Bei der Gegenüberstellung der N-Entzüge (durch die Abfuhr der Erträge) zwischen realen DTF-Daten und den aggregierten Szenario-Daten zeigt sich auch eine zufriedenstellende Streuung um die 1:1-Linie (Abbildung 15). Durch die Mittelung der Erträge pro ASG bewegen sich die Entzüge im Szenario in einem wesentlich engeren Bereich, wodurch sich das Heidegebiet (ASG-Nr. 1) im Szenario auch absetzt.

Besonders hohe Erträge werden in unserer Stichprobe leicht unterrepräsentiert, auf diesen Flächen wären somit höhere N-Festlegungen zu erwarten.



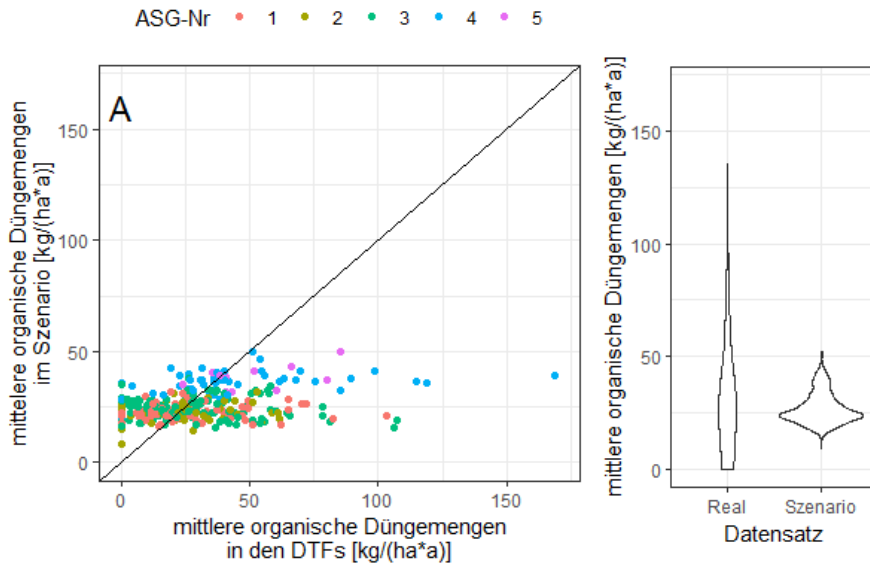
A: Jeweils pro Fläche gemittelt über alle Jahre (Schwarz die 1:1-Linie)

B: mittlere N-Entzüge zwischen den realen Daten und im Szenario [kg/(ha*a))]

Abbildung 15: Vergleich der N-Entzüge [kg/(ha*a)] im Szenario mit denen in den DTF-Daten (Real)

4.2.3 Organische Dünger

Im Vergleich der ausgewiesenen organischen Düngemengen zeigt sich, dass diese im Mittel gut übereinstimmen. Besonders in den Erzgebirgsregionen finden sich häufiger deutliche Unterschiede, meist mit einer Unterschätzung der Düngemengen im Szenario. Flächen komplett ohne organische Düngung werden im Szenario nicht ausgewiesen.



A: für jede Fläche einzeln, B: über den gesamten Datensatz

Abbildung 16: Vergleich der organischen Düngemengen im Szenario und den DTF-Daten („Real“ in B)

4.2.4 Koppelprodukte

Bisher wurde angenommen, dass 80 % der anfallenden Koppelprodukte auf dem Feld verbleiben (20 % Abfuhr). Durch den Vergleich mit den 319 ausgewerteten DTF-Flächen zeigt sich, dass diese Annahme eindeutig zu hoch ist. Da die Koppelprodukte vom Ertrag abhängen, ist auch hier die beim Ertrag gesehene räumliche Heterogenität zu beobachten, sie fällt hier allerdings nicht so stark aus (Abbildung 17). Als Optimierungsansatz wurde der auf dem Feld bleibende Anteil auf 40 % reduziert, wodurch der Mittelwert sehr gut getroffen wird. Allerdings wird die Streuung der DTF-Daten weiterhin nur unzureichend abgedeckt (Abbildung 18). Durch den daraus resultierenden geringeren Eintrag an organischer Substanz, kommt es zu einem verringerten Humusaufbau und höheren Stickstoffsalden.

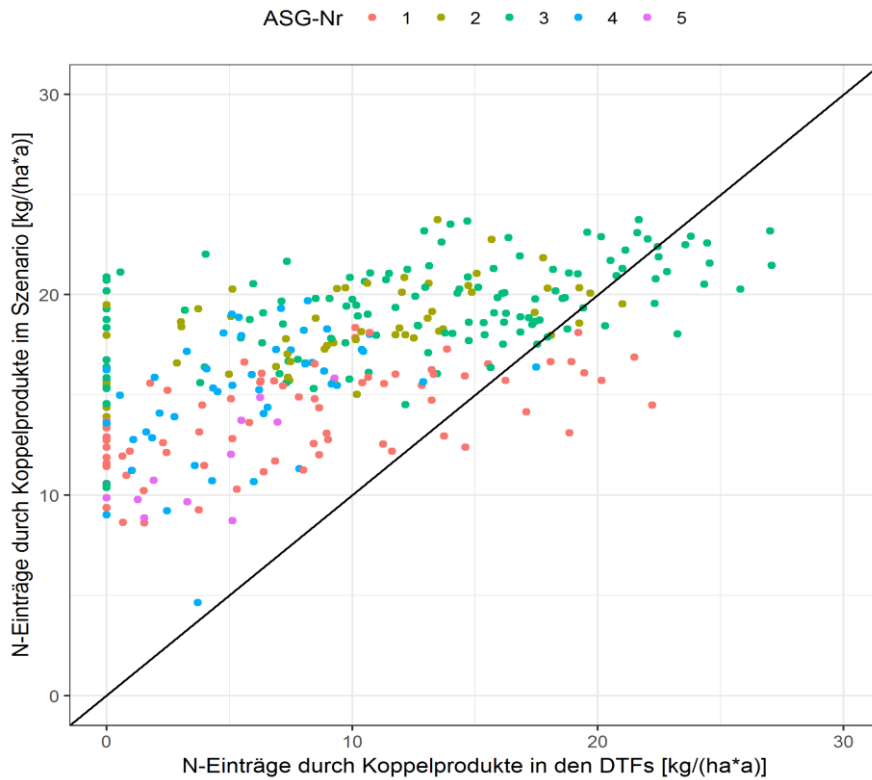


Abbildung 17: N-Einträge [kg/(ha*a)] durch Koppelprodukte von Szenario- und DTF-Daten

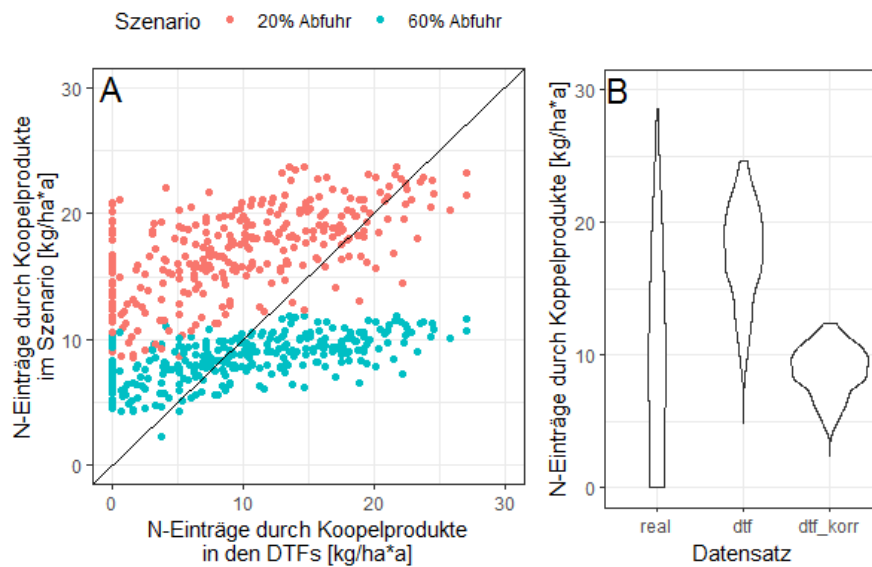


Abbildung 18: N-Einträge [kg/(ha*a)] durch Koppelprodukte nach erfolgter Optimierung

Durch die Korrektur des abgefahrenen Koppelproduktanteils werden die dadurch eingebrachten N-Mengen sehr viel besser getroffen.

4.2.5 Verhältnis Gülle / Stallmist

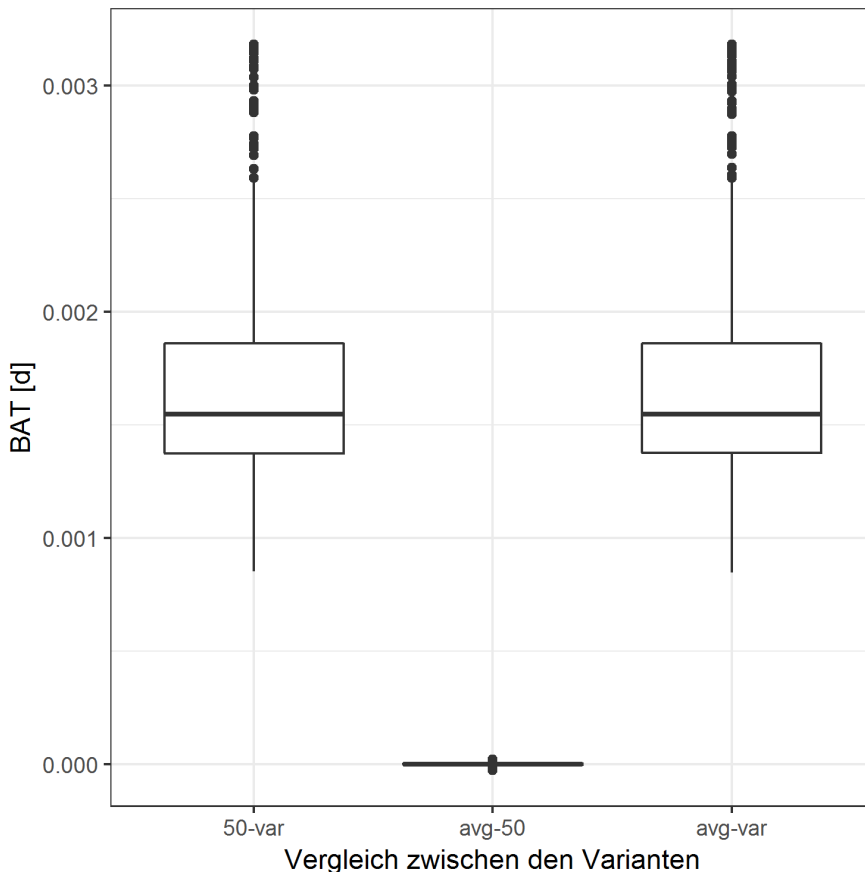
Bisher wurde für die Frischmasse-Anteile von Gülle und Stallmist an der organischen Düngemenge ein Verhältnis von 80:20 angenommen. In den DTF-Daten liegt dieses Verhältnis bei etwa 60:40. Bei gleichbleibender Gesamtmenge der organischen Dünger erhöht sich mit dem Anteil an Stallmist durch seine höhere Humuswirkung die im Boden gespeicherte Menge N um ungefähr 2 kg/(ha*a).

4.2.6 Einfluss der Bodenbearbeitung

Nachdem im Endbericht von Phase 1 gezeigt wurde, dass Ertrags- und Düngemengen sowohl zeitlich als auch räumlich aggregiert werden können, soll hier nun noch untersucht werden, welchen Einfluss eine Aggregation der Bodenbearbeitung (konventionell/konservierend) auf die Modellantwort hat.

Dazu sollen folgende Rechnungen miteinander verglichen werden:

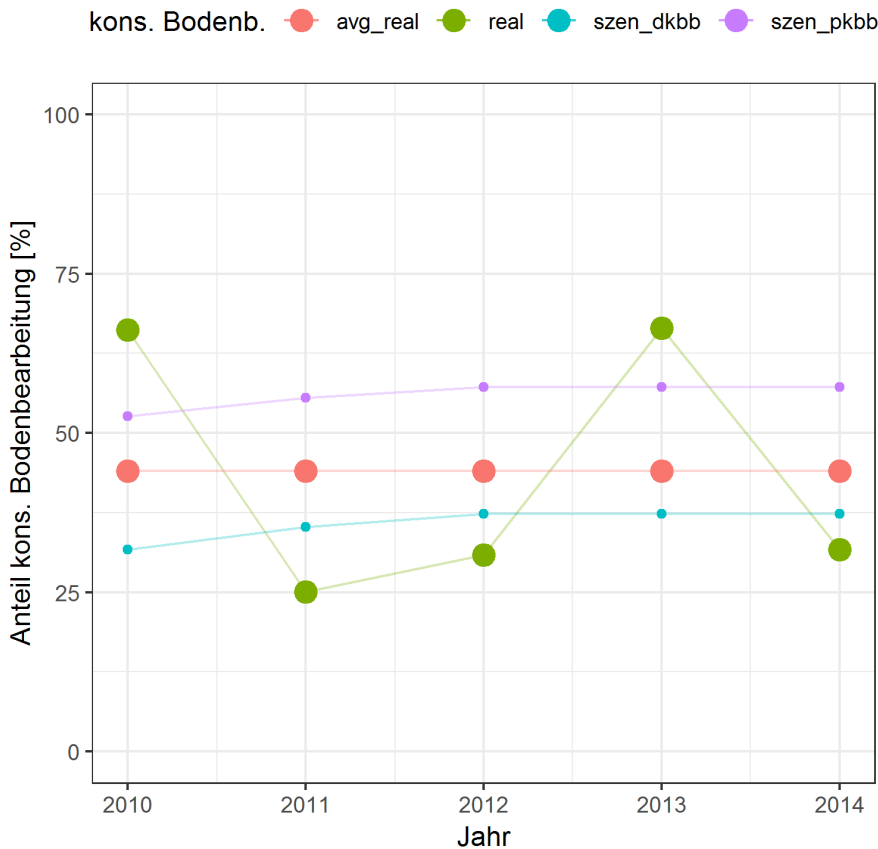
- Eine Rechnung mit jährlich 50 % konservierender Bodenbearbeitung
- Eine Rechnung mit alternierend je 0 und 100 % konservierender Bodenbearbeitung
- Der Mittelwert aus zwei Rechnungen mit konstant 0 bzw. 100 % konservierender Bodenbearbeitung



50: jährlich 50 %, var: alternierend 0 % und 100 %, avg: Mittelwert von konstant 0 % und konstant 100 %)

Abbildung 19: Unterschiede in den Umsatzbedingungen (BAT, [d]) zwischen den verschiedenen Bodenbearbeitungs-Rechnungen

Zwischen den drei Rechnungen ergeben sich vernachlässigbare Unterschiede in den Umsatzbedingungen, ausgewiesen durch die BAT. Daraus folgt, dass innerhalb von CCB der Mittelwert diese Schwankungen, wie sie in den DTFs zu finden sind, gut repräsentiert. Dementsprechend wurde der Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung ab 2010 Startjahr für den Bilanzzeitschritt 2010-2014) auf den Mittelwert von 44 % festgelegt. Dieser Wert liegt auch zwischen den bisherigen Rechnungen, bei denen zum einen mit einem geschätzten Anteil an „periodisch“ konservierender Bodenbearbeitung gerechnet wurde und zum anderen ohne den besagten Anteil (dauerhaft konservierend).



Grün: reale Bearbeitungsverhältnisse, Rot: Mittelwert über diese 5 Jahre, Blau: bisherige Szenario-Annahmen zur dauerhaften konservierenden Bodenbearbeitung, Lila: Bisherige Szenario-Annahmen zur periodisch konservierenden Bodenbearbeitung

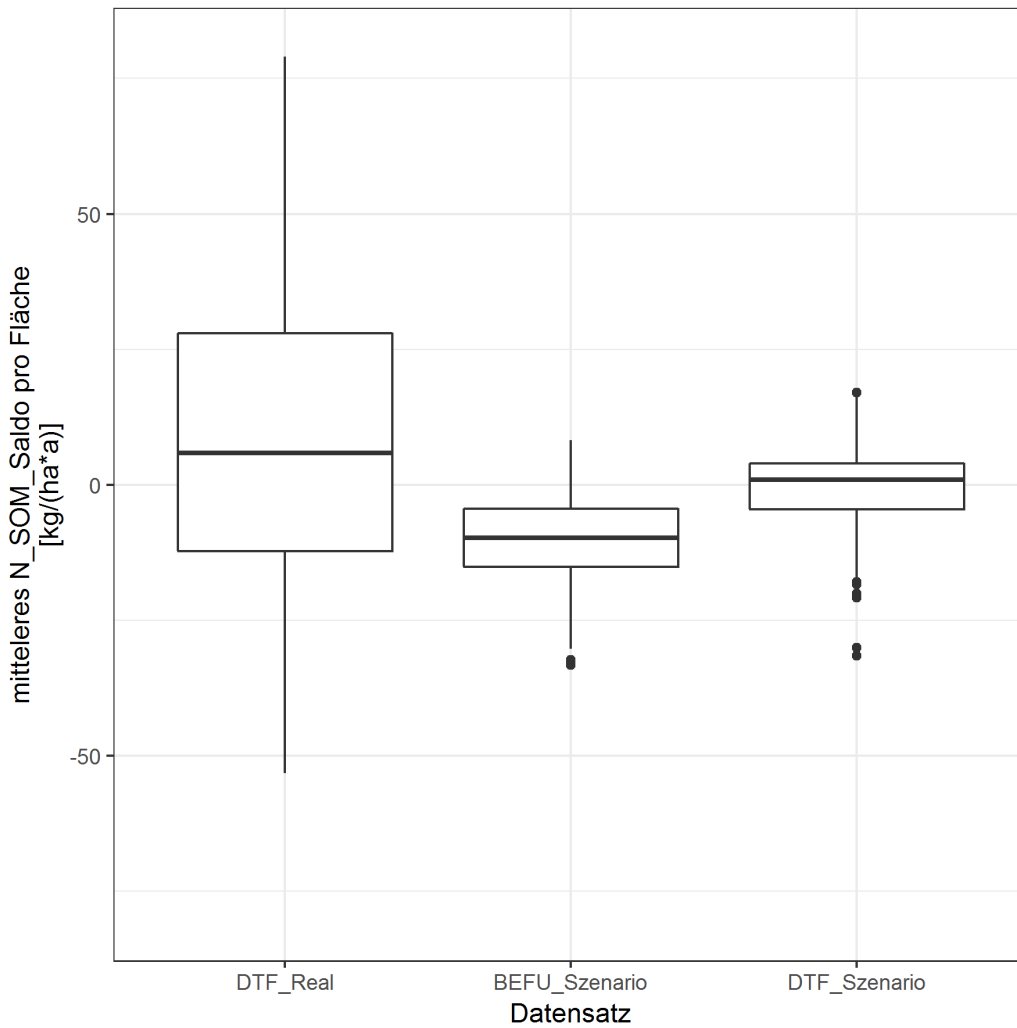
Abbildung 20: Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung [%] in den ausgewählten DTFs

4.3 Zusammenfassung

Wir konnten durch die Überprüfung und teilweise Anpassung wichtiger Inputgrößen die Plausibilität des Szenarios wesentlich verbessern. Wurde vorher auf den Rasterzellen, auf denen ausgewählte DTFs liegen, im Mittel noch ein N_SOM_Saldo von $-10,4 \pm 8,3 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ berechnet, wird nun nur noch ein N_SOM_Saldo von $-0,6 \pm 6,7 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ ermittelt, das unter dem mittleren N_SOM_Saldo von $7,5 \pm 60,3 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ in den DTF-Flächen liegt. Daraus wird deutlich, dass insbesondere die Variabilität der N-Flüsse in der Fläche durch das Szenario nicht wiedergegeben wird. Es ist allerdings in einem flächendeckenden Szenario kaum möglich auf der verfügbaren Datengrundlage eine derart große Streuung plausibel zu reproduzieren, da sie sich stets von sehr lokalen und betrieblichen Besonderheiten ableitet, die nur sehr viel kleinskaliger erfasst werden könnten.

Zur Validierung der Zwischenfrucht-Annahmen (Flächenanteile und „Ertrags“-Mengen) gibt es weiterhin keine Daten, weswegen diese unverändert bleiben müssen.

Wie aber schon am Ende von Kapitel 3.2 angedeutet, könnten die in Kapitel 4.2 beschriebenen Anpassungen auf der Agrarstrukturebene oder nach der Bodenart dem Szenario evtl. zu weiterer Plausibilität verhelfen.



DTF_Real: Anbaudaten der DTF-Betriebe, BEFU_Szenario: Szenario-Annahmen nach den BEFU-Daten (Phase 1), DTF_Szenario: Szenario-Annahmen nach den DTF-Daten mit weiteren Überprüfungen –Für alle Datensätze wurden die gleichen Rasterzellen ausgewählt.

Abbildung 21: Mittlere Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools (N_{SOM_Saldo} , $kg/(ha \cdot a)$), 0-30 cm) pro gerechneter Rasterzelle von 1999 bis 2014

5 Modellierung der C/N-Dynamik

5.1 Reproduktion der Ergebnisse aus dem ersten Projekt

Auf Grundlage des zuvor beschriebenen neuen Ansatzes zur Modellintegration (Kapitel 2) konnten die Ergebnisse aus Phase 1 des Projektes mit minimalen Abweichungen reproduziert werden. Diese Abweichungen sind durch teils leicht abweichende informationstechnische Unterschiede bei der Datenhaltung in den benutzten Datenbanken zu erklären (Rundungsfehler der binären Zahlendarstellung) und sind im Vergleich zu anderen, sehr viel gewichtigeren Ungenauigkeiten zu vernachlässigen.

Tabelle 3: Durch die neue Datenhaltung entstandene Unterschiede der wichtigsten Kenngrößen

Kenngröße	Maximale Abweichung in Phase 2	Abweichung relativ
BAT	0,0034 Tage	~0,02%
C_rep	0,1001	~0,007%
C_org	0,0002	~0,01%
N_m_om	0,0293	~0,07%
N_SOM_saldo	0,0296	~0,07%

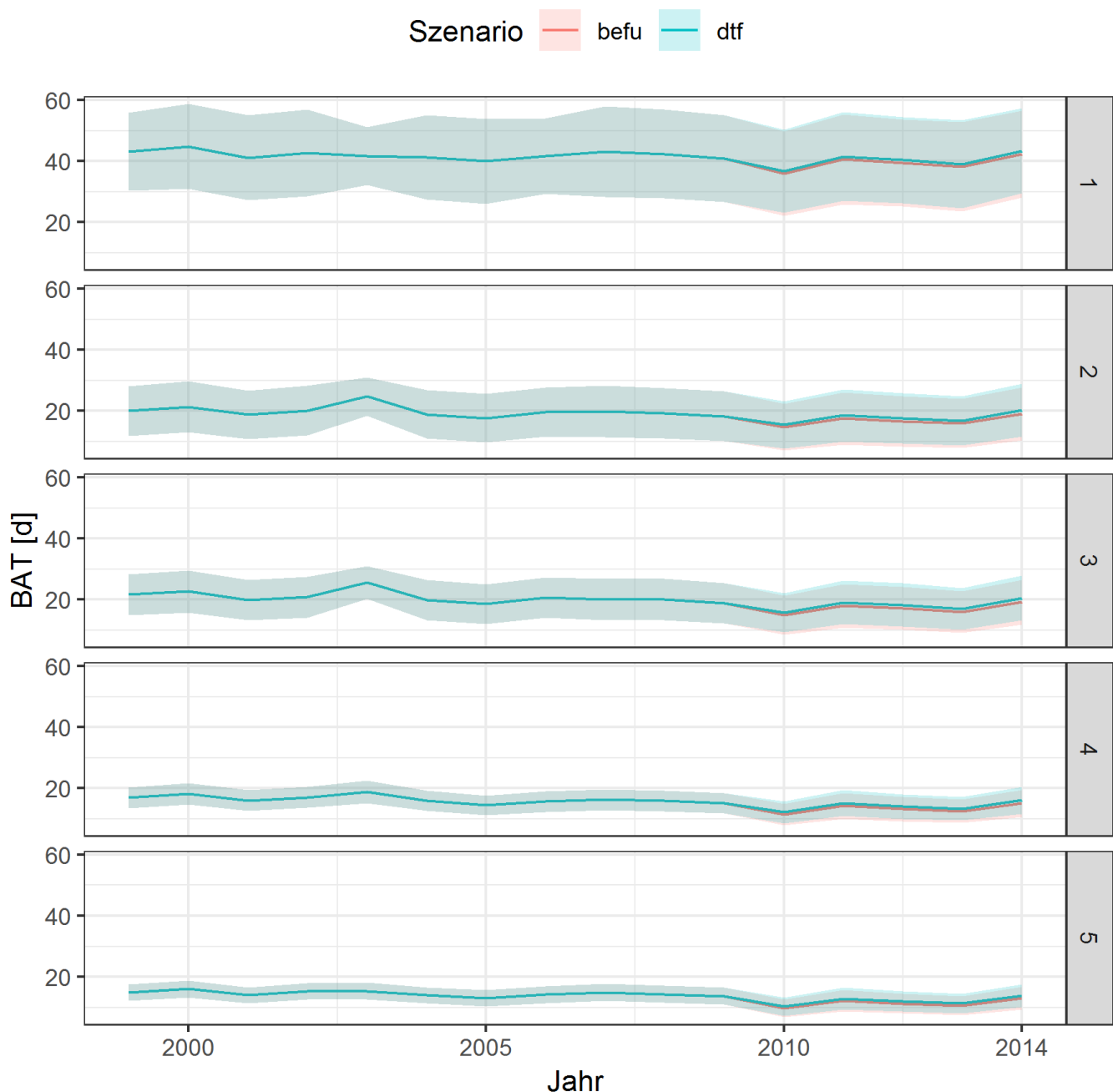
5.2 Neue Szenariorechnungen

Der Wechsel der Datengrundlage sowie die verschiedenen Optimierungen führen zu meist deutlich verringerten Kohlenstoffnachlieferungen in den Boden (C_{rep} , Abbildung 23), lediglich auf dem Erzgebirgskamm (ASG 5) bleibt die Nachlieferung in etwa gleich. Durch die nahezu unveränderte BAT (Abbildung 22) kommt es so zu einem geringeren Humusaufbau und dadurch zu positiveren N_{SOM} -Salden (Abbildung 25) als diese bisher berechnet wurde.

5.2.1 Umsatzbedingungen (BAT)

Die Biologic Active Time (BAT) fasst alle Umwelteinflüsse (Wetter, Boden, Bodenbearbeitung) zusammen. Über den Modellierungszeitraum von 1998 bis 2014 zeigt die BAT im Mittel Schwankungen von wenigen Tagen, mit je einem Ausschlag nach oben (erhöhtes Umsatzpotential) in 2003 und einem nach unten (verringertes Umsatzpotential) in 2010. Für die einzelnen Agrarstrukturgebiete zeigen sich deutliche Unterschiede, sowohl im Mittel der Flächen als auch ihrer Standardabweichung. Die hohe Standardabweichung in ASG1 ist durch die tonigen Böden im Elbtal im sonst sandigen ASG bedingt, bei denen die BAT bei etwa 20 Tagen liegt.

Abbildung 22 ist dabei nur als Überblick über die zeitliche Entwicklung zu verstehen. Da sich für die BAT nur am Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung Veränderungen gegenüber der Phase 1 ergeben haben, ändert sie sich ab 2010 minimal.



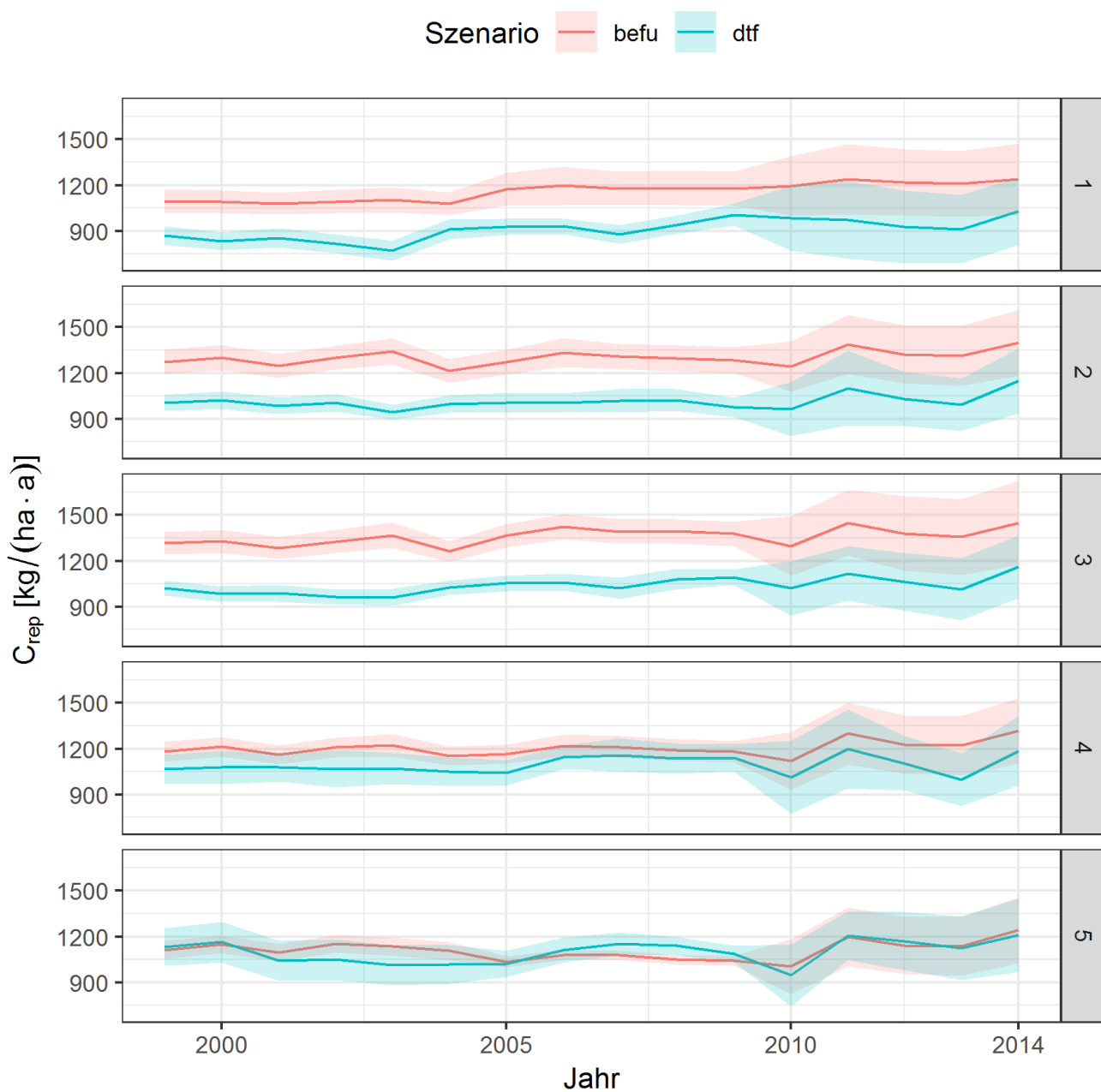
Farbiger Schatten: Standardabweichung
 Rot: Daten des Endberichts Phase 1 (auf BEFU-Basis)
 Blau: Das neue Szenario auf DTF-Basis.

Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf der mittleren Biological Active Time (BAT) in den fünf ASGs

5.2.2 Humusproduktion (C_{rep})

Beim Vergleich der Kohlenstoffnachlieferung zur Humusproduktion (C_{rep}) zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den bisher verwendeten BEFU-Daten (Phase 1) und dem aus den DTF-Daten abgeleiteten Szenario. Das liegt vornehmlich daran, dass die aus der BEFU-Düngebedarfsermittlung abgeleiteten Daten Ertragserwartungen wiedergeben, während die aus den DTFs aggregierten Daten auf den tatsächlichen Erträgen beruhen. Dies und der Umstand, dass der Anteil der abgefahrenen Koppelprodukte erhöht wurde, führen zu den stets geringeren C_{rep} -Werten bei dem Szenario nach den DTF-Angaben, einzig auf dem Erzgebirgskamm hält sich das Niveau. Die Erhöhung des Stallmistanteils an der aufgebrauchten organischen Düngemenge kann diesen Effekt nicht kom-

pensieren. Ab 2010 änderte sich die Erfassungsgrundlage, wodurch sich die Anbauverhältnisse im Szenario stärker differenzieren und die Standardabweichung zunimmt.



Farbiger Schatten: Standardabweichung
 Rot: Daten des Endberichts Phase 1 (auf BEFU-Basis)
 Blau: Das neue Szenario auf DTF-Basis.

Abbildung 23: Zeitlicher Verlauf der mittleren Kohlenstoffnachlieferung (C_{rep} , 0-30 cm) in den fünf ASGs

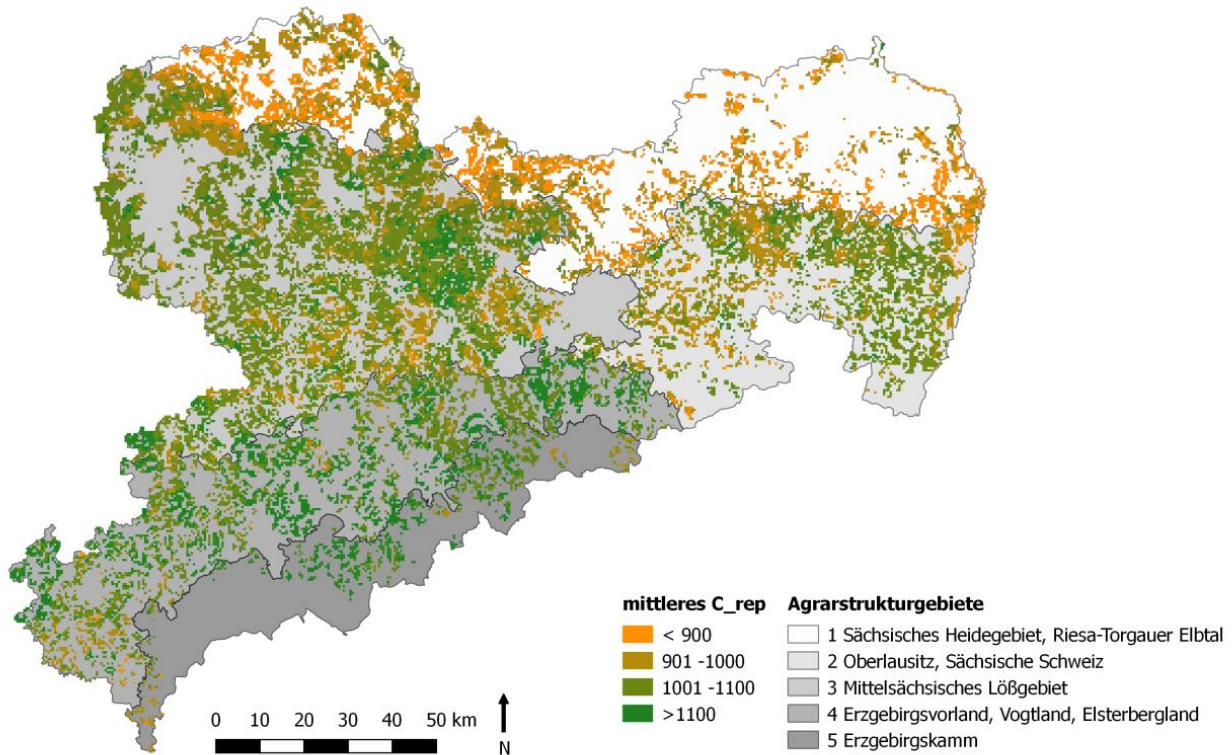
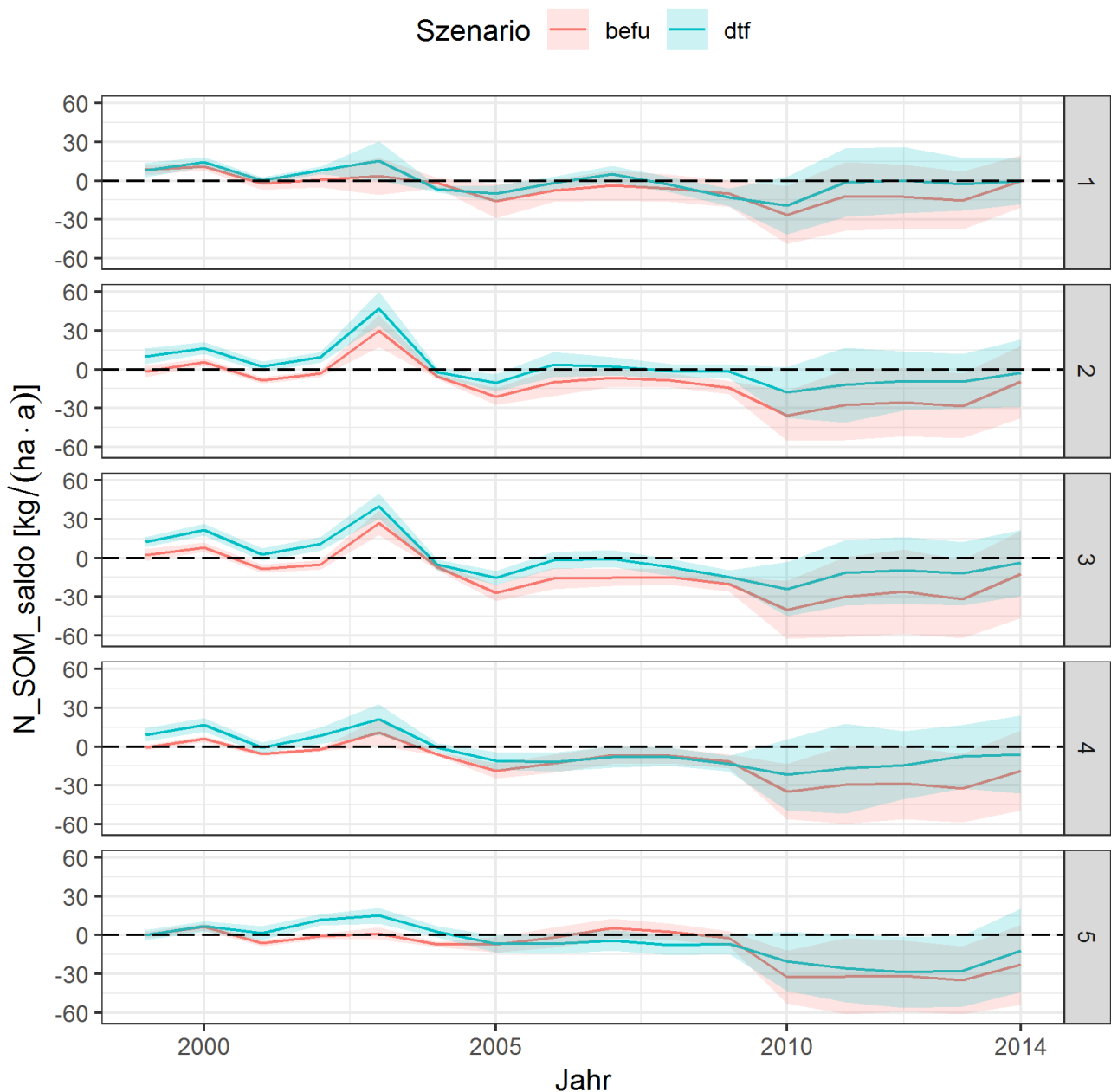


Abbildung 24: Räumliche Verteilung der mittleren Kohlenstoffnachlieferung (C_{rep}, [kg/(ha*a)], 0-30 cm)

Obwohl die Erträge für die Agrarstrukturgebiete jeweils gemittelt sind, ergeben sich lokal Unterschiede durch den Anteil der Anbaufläche. Das Heidegebiet zeigt dabei durch die niedrigsten Erträge auch ein durchweg niedriges Niveau bei der Kohlenstoffnachlieferung.

5.2.3 Stickstoffnachlieferung aus der organischen Substanz (N_{SOM_Saldo})

Bei einer gleichbleibenden Umsatzrate, aber weniger umzusetzender Masse, verringert sich der Humusaufbau. Dennoch ist für die meisten Flächen über den Modellierungszeitraum weiterhin eine geringe Stickstofffestlegung zu beobachten (negatives N_{SOM_Saldo}). Das neue Szenario hat dabei stets ein positiveres N_{SOM_Saldo} (Abbildung 25). Im besonders trockenen Jahr 2003 ist ein starker Mineralisierungsschub (N-Freisetzung) zu beobachten.



Farbiger Schatten: Standardabweichung
 Rot: Daten des Endberichts Phase 1 (auf BEFU-Basis)
 Blau: Das neue Szenario auf DTF-Basis.

Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf der Änderung des im SOM gespeicherten N_{org} -Pools (N_{SOM_Saldo} , 0-30 cm) in den fünf ASG

5.3 Zusammenfassung

Für die meisten Ackerflächen in Sachsen wird in CCB mit dem neuen Szenariodatensatz über den Modellzeitraum von 1999 bis 2014 ein Humusaufbau modelliert. Lediglich im Lößhügelland zwischen Dresden und Leipzig, sowie in der Oberlausitz dominiert ein leichter Humusabbau. Einhergehend mit dem Humusabbau finden sich in diesen Regionen auch häufiger Flächen mit positiven N_{SOM_Salden} .

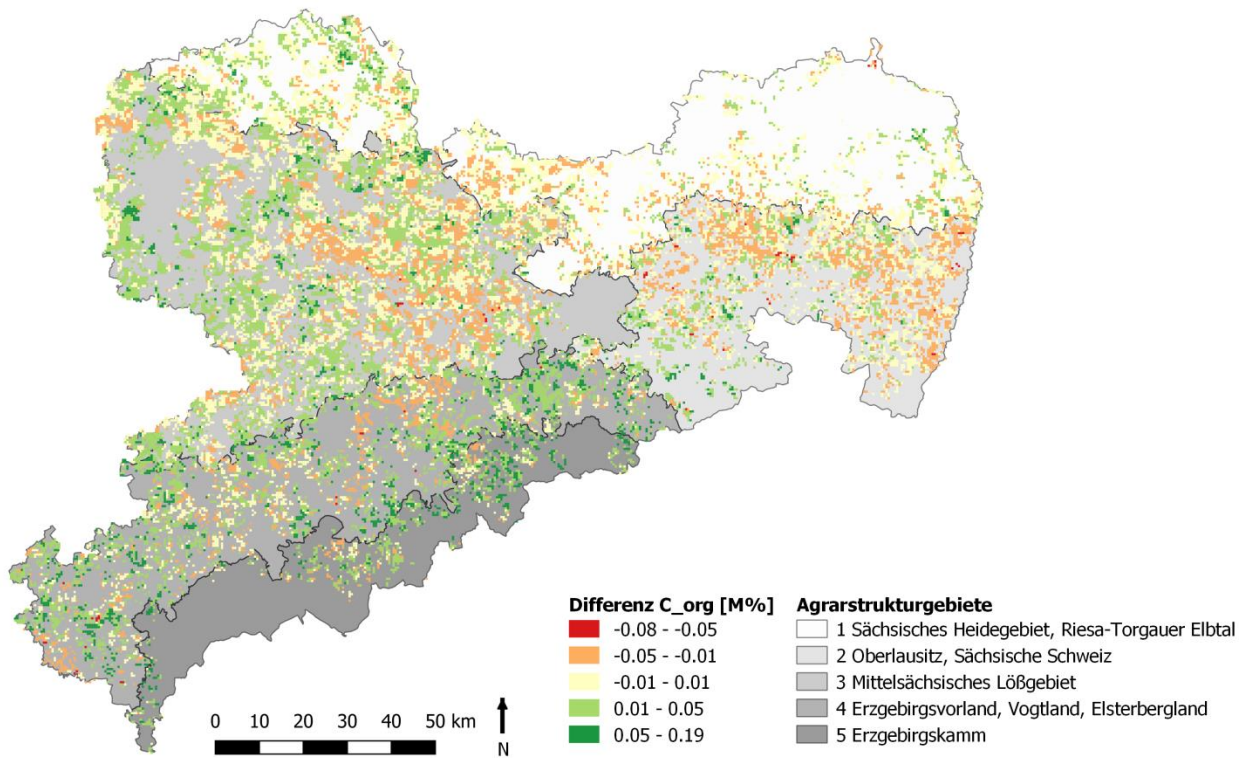


Abbildung 26: Änderung des Kohlenstoffgehaltes (C_{org}) über Modellierungszeitraum von 1999 bis 2014
 Hinweis: Betrifft Kohlenstoffgehalt (C_{org}) im Oberboden (Bereich 0-30 cm), angegeben in Masse- Prozent [M %]

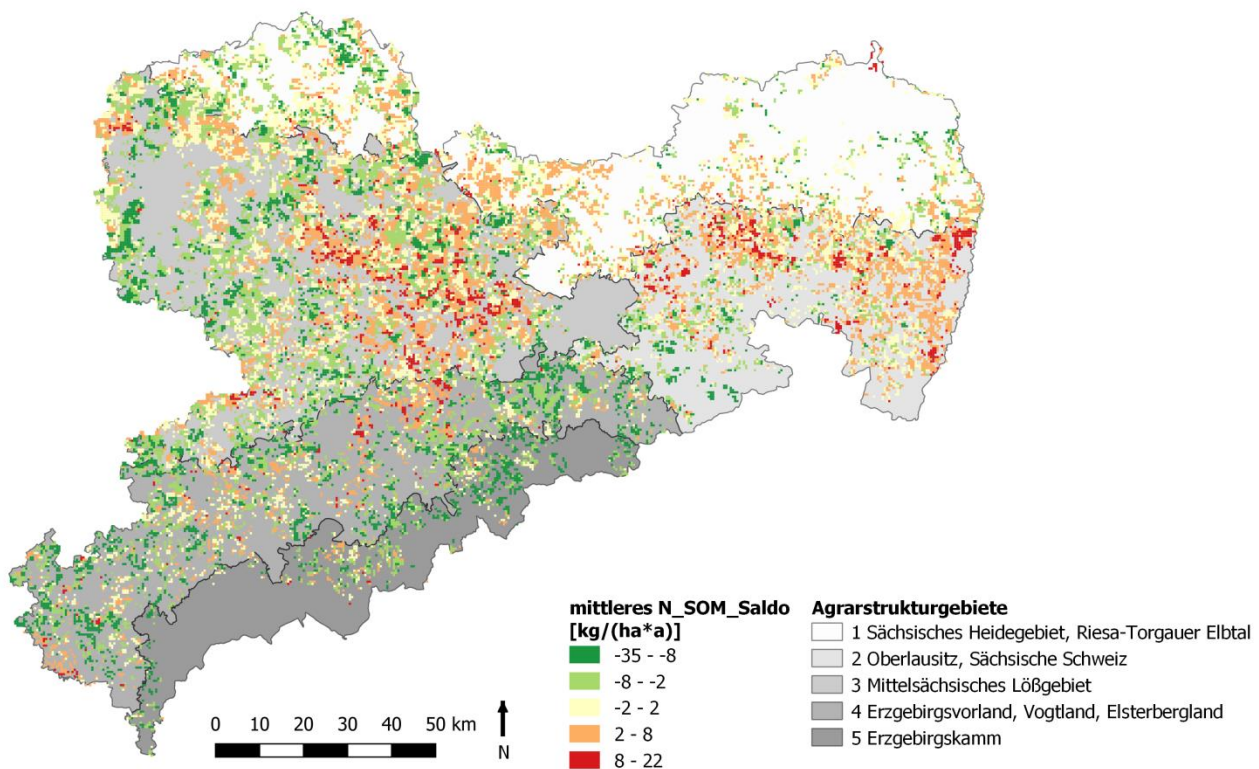


Abbildung 27: Mittleres Saldo von Freisetzung minus Festlegung von Stickstoff in der organischen Bodensubstanz (N_{SOM}_Saldo, [kg/(ha*a)], 0-30 cm) über den Modellierungszeitraum von 1999 bis 2014

6 Modellierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeiten realisierte Kopplung der Modelle CCB und STOFFBILANZ erforderte zunächst umfangreiche Neuprogrammierungsarbeiten des bestehenden Workflow von STOFFBILANZ im Hinblick auf die Realisierung sequenziell verketteter Modellrechnungen in Jahresschritten, die inzwischen vollzogen werden konnten.

Im Rahmen der Modellierung der N-Einträge in die sächsischen Oberflächengewässer werden die Ergebnisse zur C/N-Dynamik, hier insbesondere zum N_SOM_Saldo aufgegriffen und innerhalb der sequenziellen Berechnung von 1999 bis 2014 weiterverarbeitet. Die Entscheidung den Starttermin für die jahresweise Berechnung auf 1999 zu legen hat folgenden Hintergrund: Die Modellierung der C/N-Dynamik startet bereits in 1990, so dass für das Jahr 1999 mit einem ausreichenden zeitlichen Vorlauf und einer dadurch bedingten geringeren Beeinflussung des Ergebnisses durch die in 1990 gesetzten Humusstartwerte besteht.

Die in den vorangegangenen Kapiteln ausführlich beschriebene Modellierung der C/N-Dynamik bildet den Grundstein für die sich anschließende Bilanzierung der N-Austräge aus dem Boden bzw. der im Rahmen des Verlagerungsprozesses über die verschiedenen Abflusspfade zu erwartenden N-Einträge in die Oberflächengewässer. Auch der Eintragspfad über die Grundwasserpassage wird dabei jährlich mit berücksichtigt. Hierfür wurde zunächst ein stationärer Zustand des oberen Grundwasserleiters auf Basis der N-Bilanz von 1999 erzeugt. Ab diesem Zeitpunkt werden dann die jahresweisen Bilanzen in den Grundwasserleiter eingespeist, verlagert und anschließend der Abbau durch Denitrifikation während der Grundwasserpassage abgeschätzt. Die Retention von Stickstoff im Verlauf der Abflusspassage im Oberflächengewässer an der Sediment-Wasser-Kontaktzone durch Denitrifikation wird ebenfalls abgeleitet.

6.1 Eingangsdaten für die Modellierung

Die im Rahmen der Modellierung verwendeten Eingangsdaten entsprechen denen von GEBEL ET AL. (2016) ausführlich dargestellten Datengrundlagen für die dort vorgenommene Modellierung von Bilanzzeitschnitt 2012, sofern hier nicht explizit auf abweichende Datengrundlagen hingewiesen wird. Abweichend wurden im vorliegenden Projekt folgende auf die fünf sächsischen Agrarstrukturgebiete aggregierte Daten der Dauertestflächen für Ackerflächen neu einbezogen (persönliche Mitteilung Herr Kurzer, LfULG, 2018):

- Mittlere Entzüge je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha
- Mittlere N-Fixierung durch Leguminosen je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha
- Mittlere Mineraldüngung je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha
- Mittlere organische Düngung je Agrarstrukturgebiet, Jahr und Fruchtart in kg/ha

Die bisher genutzten Daten aus dem Programm BEFU werden hier also nicht verwendet. Unterschiede zwischen den beiden Datenbeständen (BEFU, DTF) werden im Rahmen der Ergebnisdiskussion in Kap. 6.5.1 aufgezeigt. Angaben zur Verteilung von konservierender Bodenbearbeitung, dem Anteil abgefahrener Koppelprodukte sowie dem Verhältnis von Gülle zu Stallmist wurden direkt aus den Daten der Dauertestflächen abgeleitet (siehe Kapitel 4.2) Die Berücksichtigung von Zwischenfruchtanbau erfolgte analog zu GEBEL ET AL. (2016) aus der Förderkulisse (InVeKoS) bzw. geschätzten Daten je Landwirtschaftlichem Vergleichsgebiet.

Daten zur N-Dynamik werden direkt aus der Modellierung mit CCB bezogen:

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

6.2 Methoden

6.2.1 N-Bilanzüberschuss für die Ackerfläche

Der N-Bilanzüberschuss (Saldo) für die Ackerfläche wird für jedes Einzeljahr und jede Rasterzelle unter flächengewichteter Berücksichtigung der jeweiligen Fruchtartenanteile sowie des N-Umsatzes im Boden (Bodenbilanz) wie folgt ermittelt:

$$\text{Saldo (Bodenbilanz) [kg/ha/a]} = \text{N-Mineraldüngung} + \text{N-Fixierung} + \text{N_flush} + \text{N_SOM_Saldo} - \text{N-Entzug}$$

Ergänzend wird ein Saldo auf Basis der Feldbilanz ermittelt, indem lediglich die Input- und Outputparameter verrechnet werden, aber keine Berücksichtigung des N-Umsatzes erfolgt. Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich Mobilisierung und Immobilisierung von organischem N ausgleichen. In Phasen, in denen überwiegend Humusabbau stattfindet, fällt der Saldo aus der Feldbilanz zu niedrig aus. Kommt es durch die Bewirtschaftungspraxis dagegen zu einem Humusaufbau, so liefert die Feldbilanz einen zu hohen Saldo.

$$\text{Saldo (Feldbilanz) [kg/ha/a]} = \text{N-Mineraldüngung} + \text{N-Fixierung} + \text{organische N-Düngung} - \text{N-Entzug}$$

Die Ergebnisse beider Bilanzrechnungen werden dann bis hin zum modellierten Eintritt ins Oberflächengewässer (Emission) bzw. dem Eintreffen der Fracht an der Messstelle am Einzugsgebietsauslass (Immission) von Jahr zu Jahr (1999 bis 2014) weitergeführt.

6.2.2 N-Austrag und Aufteilung auf Abflusskomponenten

Aus dem N-Bilanzüberschuss der Bodenbilanz bzw. Feldbilanz wird im nächsten Schritt der N-Austrag aus dem Boden berechnet, indem die atmosphärische N-Deposition aufaddiert bzw. die Denitrifikation im Oberboden subtrahiert werden. Weitere Informationen hierzu sind in GEBEL ET AL. (2016) enthalten. Anschließend wird der N-Austrag anhand der vorliegenden Modellierung der Abflusskomponenten prozentual aufgeteilt in den

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

Für die der Aufteilung zu Grunde liegende Abflussmodellierung war es ursprünglich vorgesehen, den tagesweise gerechneten KliWES-Wasserhaushalt jahresweise einzubeziehen, was aber aufgrund bestehender Datenlücken (für Elbeschlauch und Bergbaugebiete) derzeit noch nicht möglich ist. Alternativ konnten Ergebnisse eines Vorläuferprojektes genutzt werden (GEBEL ET AL. 2018a), in dem das regressionsanalytische TUB-BGR-Verfahren (WES-SOLEK ET AL. 2008) zur Ableitung der realen Evapotranspiration für die Jahre 2010 bis 2016 zum Einsatz kam. In Verbindung mit einer Abflusskomponentenaufteilung konnten dabei jährliche Abflussmittel je Rasterzelle berechnet werden. Bei Verwendung der gemittelten Werte für 2010 bis 2016 ergaben sich hinsichtlich der verwendeten Gütemaße (Nash-Sutcliffe coefficient 0,92; p_{bias} 21,92) zufriedenstellende Werte. Auf das Einbeziehen von Einzeljah-

ren der Abflussmodellierung wird verzichtet, da das verwendete Verfahren nach WESSOLEK ET AL. (2008) hierfür als nicht ausreichend valide beurteilt wurde (GEBEL ET AL. 2018A, NASH & SUTCLIFFE 1970, MORIASI ET AL. 2007).

6.2.3 Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter

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

Grundlage der Berechnung von Grundwasserverweilzeiten bildet das von UHLIG (2008) entwickelte Kompartimentmodell in Anlehnung an die WEKU-Modellvorstellung (KUNKEL & WENDLAND 1999) unter Nutzung des Multiple Flow Ansatzes.

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

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

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

Für Aquifere ohne vorliegende digitale Grundwasser Oberfläche (insbesondere Festgesteinsgebiete, teilweise auch Übergangsbereiche sowie Braunkohletagebau- und Rekultivierungsgebiete) wurde der Fließweg vereinfachend über die Geländeoberfläche ermittelt. Die Verweilzeit wurde dagegen nicht berechnet, sondern analog zum bisherigen Ansatz anhand der hydrogeologischen Gesteinseinheit unter Hinzuziehung der Ergebnisse von Auswertungen sekundärer Isotopen- und Literaturdaten zu dessen Altersbestimmung festgelegt (siehe ULLRICH ET AL. 2006, SCHWARZE 2004).

Die angenommene Denitrifikationsleistung im oberen Grundwasserleiter (Grundwasserabflusspfad) ergibt sich in Abhängigkeit von der grundwasserführenden Gesteinseinheit als Indikator für die jeweiligen Milieubedingungen

(WENDLAND & KUNKEL 1999, KUNKEL & WENDLAND 1999, ULLRICH 2006, UHLIG ET AL. 2012). Der Retentionsfaktor r_{gw} wird wie folgt in Abhängigkeit von der Abbaukonstanten k_n für Nitrat sowie der Grundwasserverweilzeit t_{gw} (oberer GWL) ermittelt (WENDLAND & KUNKEL 1999, WENDLAND 1992):

$$r_{gw} = \exp(-k_n \times t_{gw})$$

Die Konstante k_n wird je nach Gesteinseinheit unter Nutzung umfangreicher Datenpools anhand des hydrochemischen Milieus im Grundwasser (insbesondere Sauerstoff- und Nitrat- Konzentration, siehe ULLRICH 2006) sowie Nutzung von Literaturdaten (vgl. u. a. WENDLAND & KUNKEL 1999) wie folgt festgelegt:

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

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

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

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

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

Im Rahmen der Neuprogrammierung wurde die bisher realisierte statische Herangehensweise der Abbildung des Nitratabbaus in der Zeit t durch eine sequenzielle Strömungsmodellierung ersetzt, die den Wasser- und Frachteintrag in das System Grundwasser sowie die Wasser- und Frachtweitergabe im Grundwasser bis hin zum Übertritt

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

6.2.4 Berücksichtigung von N-Einträgen über dezentrale Einleiter und zentrale Kläranlagen

N-Einträge in die Oberflächengewässer über dezentrale Einleiter und zentrale Kläranlagen (Punktquellen) werden analog zur Vorgehensweise in GEBEL ET AL. (2016) sowie HALBFAß ET AL. (2009) berücksichtigt.

6.2.5 Berechnung der N-Retention im Oberflächengewässer

Nach Übertritt der abflusskomponentenbezogenen N-Emissionen über den Oberflächenabfluss, Dränabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss (nach Grundwasserpassage und ggf. Retention) ins Oberflächengewässer erfolgt deren Transport bis hin zum Einzugsgebietsauslass, wo die hier ankommende Immission mit gemessenen Frachten bzw. Konzentrationen abgeglichen werden kann. Während der Transportphase bis hin zum Einzugsgebietsauslass treten ebenfalls relevante N-Retentionen (Denitrifikation an Sediment-Wasser-Kontaktzone) auf, die im Rahmen eines OWK-basierten Routingverfahrens in der Modellierung zu berücksichtigen sind. Der wesentliche langfristig wirksame Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbett sediment. Diese wird im Fließgewässer nach dem Nutrient-spiraling-Konzept unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit und der zeitspezifischen N-Aufnahmerate ermittelt (Stream Solute Workshop 1990). Die Ermittlung der Retentionsleistung in Standgewässern erfolgt unter Berücksichtigung eines Nettotransferkoeffizienten, der mittleren Seetiefe und der hydraulischen Verweilzeit. Nähere Informationen zur Vorgehensweise der Frachtberechnung für N sind in HALBFAß ET AL. (2009) sowie GEBEL ET AL. (2018b) enthalten.

6.3 Ergebnisse

6.3.1 N-Bilanz für die Ackerfläche in Sachsen von 1999 bis 2014

Einen Überblick über die für Sachsen gemittelten Bilanzglieder auf der Ackerfläche gibt Tabelle 4. Hinsichtlich der mittleren N-Entzüge ist von 1999 bis 2014 ein Anstieg zu beobachten, der durch ebenfalls ansteigende Mineraldüngeraufwendungen teilweise kompensiert wird. In 2014 sind die Entzüge besonders hoch, wobei die Mineraldüngerraten hier eher moderat ausfallen. In der Konsequenz treten hier sowohl in der Feldbilanz als auch in der den N-Umsatz berücksichtigenden Bodenbilanz negative Salden auf. Für das von CCB gerechnete N_SOM_Saldo ergeben sich in den Jahren bis 2003 eher positive Werte, also Humusabreicherungen. Besonders deutlich ist dieser Effekt im warmen Jahr 2003. Danach tritt ein Wechsel in eine humusanreichernde Phase auf, der insbesondere durch die deutliche Zunahme der konservierenden Bodenbearbeitung ab 2004 gesteuert wird. Die Humusanreicherung erreichte im besonders kühlen Jahr 2010 ihren Höhepunkt, danach verringert sich der Trend zur Humusanreicherung zunehmend bis auf zuletzt 3,6 kg/ha in 2014, was auf ein sich neu einstellendes Verhältnis zwischen N-Mobilisierung und N-Immobilisierung hinweisen dürfte.

Tabelle 4: Modellierte N-Bilanzen auf der Ackerfläche für Sachsen von 1999 bis 2014 [kg/ha]

Jahr	Organische Düngung	Mineral. Düngung	N-Fixierung durch Leguminosen	N-Entzug	N_flush	N_SOM_Saldo	Saldo Feldbilanz	Saldo Bodenbilanz
1999	28,49	102,53	6,44	117,49	8,73	10,05	19,97	10,28
2000	28,47	100,29	6,93	111,39	8,72	17,89	24,31	22,47
2001	29	95,85	8	120,05	8,88	1,45	12,81	-5,85
2002	28,15	98,02	6,64	107,2	8,63	9,57	25,61	15,68
2003	29,27	94,97	6	93,83	8,96	31,54	36,41	47,67
2004	28,44	94,75	6,11	129,84	8,72	-3,86	-0,54	-24,11
2005	33,08	106,26	5,1	122,93	10,23	-12,66	21,51	-13,99
2006	35,83	100,93	5,46	112,68	11,03	-3,25	29,54	1,51
2007	31,5	104,32	5,32	120,46	9,76	-0,7	20,68	-1,75
2008	34,66	108,26	5,37	125	10,69	-5,83	23,28	-6,51
2009	36,23	109,53	4,77	127,02	11,16	-11,89	23,51	-13,43
2010	36,16	123,04	3,43	125,67	11,23	-21,4	36,95	-9,37
2011	36,04	117,19	4,32	128,8	11,24	-10,93	28,76	-6,95
2012	32,62	111,95	3,77	131,17	10,29	-9,03	17,17	-14,15
2013	29,37	113,39	3,66	123,97	9,32	-9,56	22,46	-7,13
2014	29,95	110,50	4,28	150,45	9,50	-3,56	-5,72	-29,72

Eine graphische Gegenüberstellung der Salden von Feldbilanz und unter Nutzung von CCB gerechneten Bodenbilanz sowie des N_SOM_Saldos und der relativen Veränderungen des SOM-Status (zu Beginn des Jahres 1999 auf den Betrag „0“ gesetzt) zeigt Abbildung 28. Bis 2003 findet die oben bereits angesprochene Humusabreicherung (Netto-Mineralisierung) statt, die in 2003 ihren Höhepunkt erreicht, danach überwiegen Prozesse des Humusaufbaus.

Von 2013 zu 2014 ist der Betrag der Humusanreicherung nur noch niedrig. Der mit CCB gerechnete Saldo der Bodenbilanz bewegt sich bis 2003 ungefähr in der gleichen Höhe. Danach unterscheiden sich die Salden von Boden- und Feldbilanz zunehmend, bedingt durch die in der Berechnung mit CCB auftretenden Humusanreicherungen. Besonders groß sind die Differenzen von 2009 bis 2012, danach tritt wieder eine leichte Annäherung ein. Perspektivisch ist infolge der bis 2012 zunehmenden konservierenden Bodenbearbeitung und dem Auslaufen ihrer Förderung davon auszugehen, dass die zu beobachtenden Humusanreicherungen sich nicht fortsetzen, wenn das System keinen anderen Veränderungen unterworfen ist. Eine besonders gravierende Netto-Immobilisierung ist zukünftig im Falle eines Wegfalls der konservierenden Bodenbearbeitung zu erwarten.

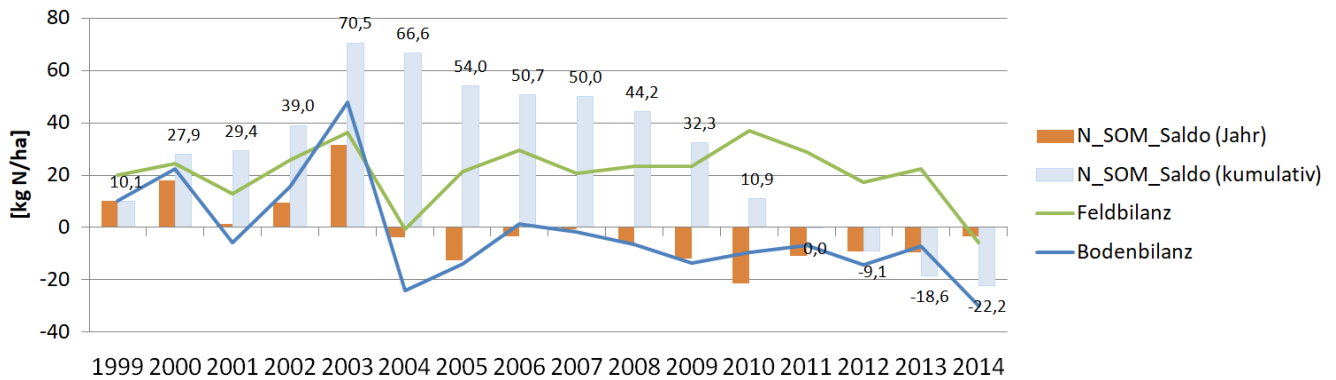


Abbildung 28: Feldbilanzsaldo im Vergleich zum Bodenbilanzsaldo inklusive der relativen Veränderungen im SOM (01.01.1999 = 0) für die Ackerfläche in Sachsen

Abbildung 29 bis Abbildung 34 zeigen die Aufschlüsselung der Bilanzglieder für die Agrarstrukturgebiete (ASG) in Sachsen als langjährige Mittelwerte bzw. Jahreswerte von 1999 bis 2014. Auffällig sind die hohen Entzüge im Agrarstrukturgebiet 5 (Erzgebirgskamm) bei vergleichsweise niedrigen Düngerraten. Hier ist darauf hinzuweisen, dass die Datenlage aufgrund der geringen Anzahl von Dauertestflächen in diesem Gebiet weniger belastbar sein dürfte.

Die Mineraldüngung steigt bis 2010 kontinuierlich an, um dann eher zu stagnieren, teilweise auch zu sinken. Lediglich in ASG 5 ist ein weiterer Anstieg zu beobachten. Auch die Entzüge nehmen stetig zu, wobei das Jahr 2003 hier eine Ausnahme bildet. Besonders hohe Anstiege sind im Jahr 2014 zu beobachten. Der Saldo der Feldbilanz fällt in den ertragsstarken Jahren 2004 und 2014 besonders niedrig aus.

Das N_SOM_Saldo bewegt sich bis 2003/2004 im positiven Bereich (Humuszehrung) und wechselt dann, insbesondere bedingt durch das Anwachsen der Flächenanteile mit konservierender Bodenbearbeitung, in den negativen Bereich (Humusmehrung). Ab 2011 deutet sich ein Trendwechsel an, das N_SOM_Saldo steigt wieder an und nähert sich einer ausgeglichenen Humusbilanz.

Der Saldo der Bodenbilanz unter Berücksichtigung des N_SOM_Saldos ist im besonders warmen Jahr 2003 besonders hoch, bedingt durch die starke Humuszehrung sowie die niedrigen Entzüge. Danach fällt die Bilanz überwiegend in den negativen Bereich, da die Werte der Humusanreicherung zunehmen und somit positive Beiträge aus der Mineralisierung fehlen. In 2014 verstärkt sich der Negativtrend nochmals aufgrund der hohen Entzüge, verbunden mit relativ niedrigen Düngerraten.

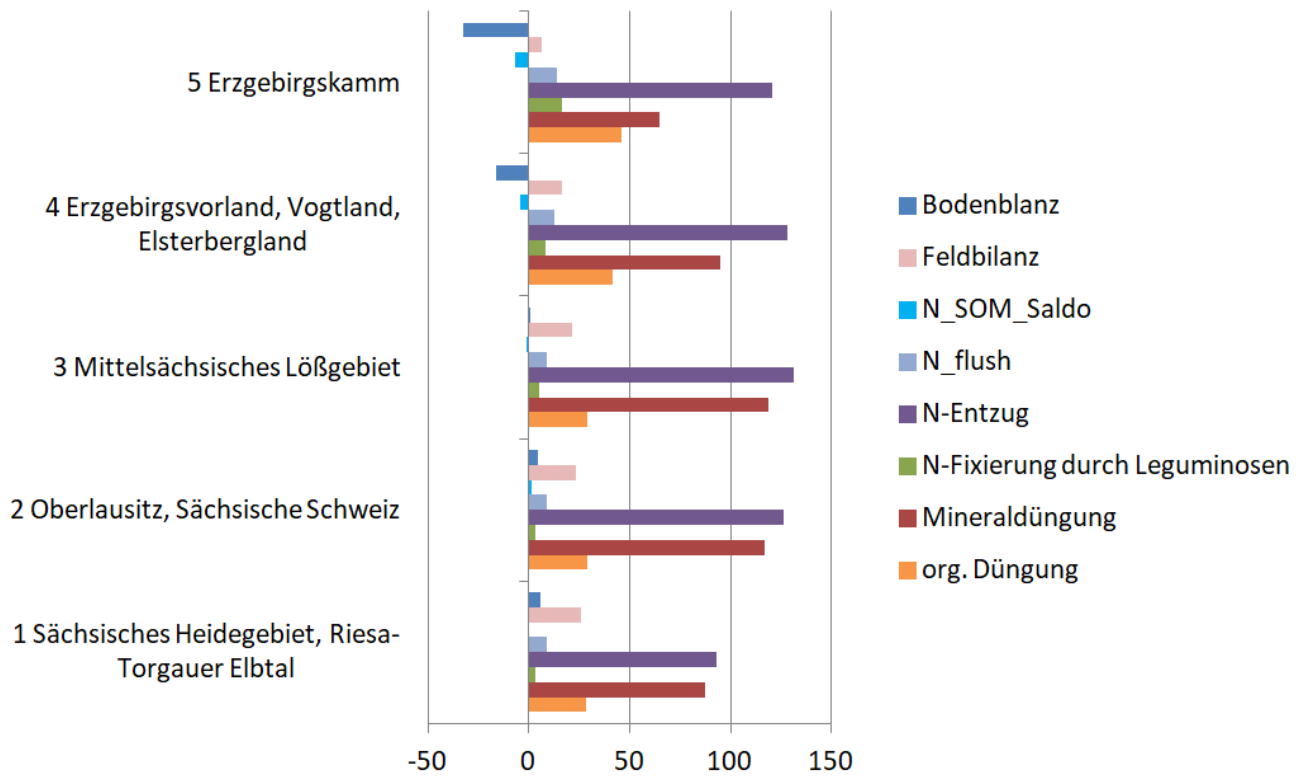


Abbildung 29: Bilanzglieder in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten (Mittelwerte 1999 bis 2014)

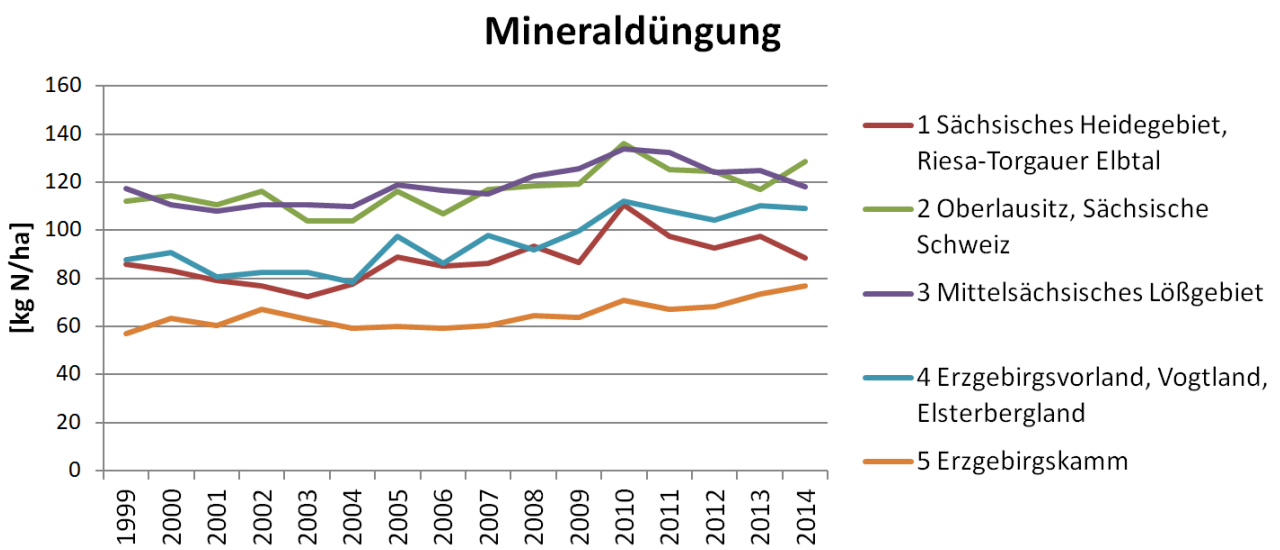


Abbildung 30: Jahresbezogene Mittelwerte der N-Mineraldüngung in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten

N-Entzug

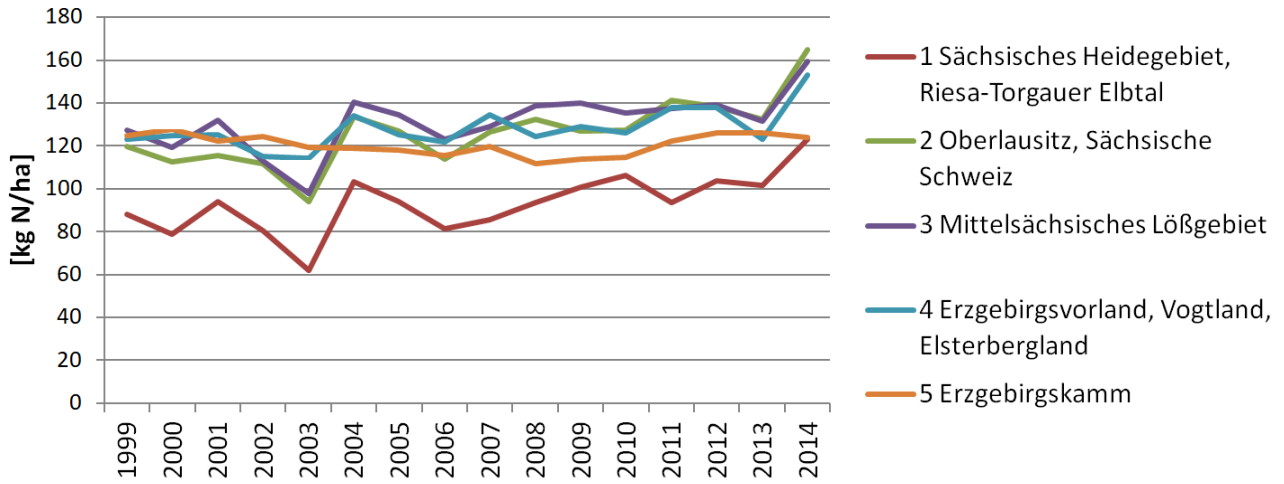


Abbildung 31: Jahresbezogene Mittelwerte des N-Entzuges in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten

Feldbilanz

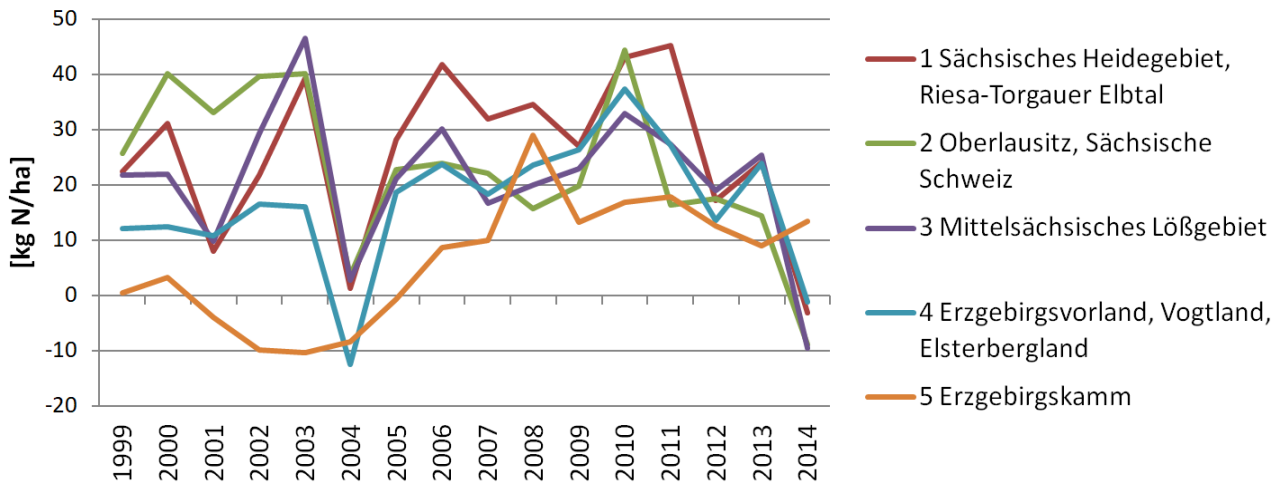


Abbildung 32: Jahresbezogene Mittelwerte des Saldos der Feldbilanz in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten

N_SOM_Saldo

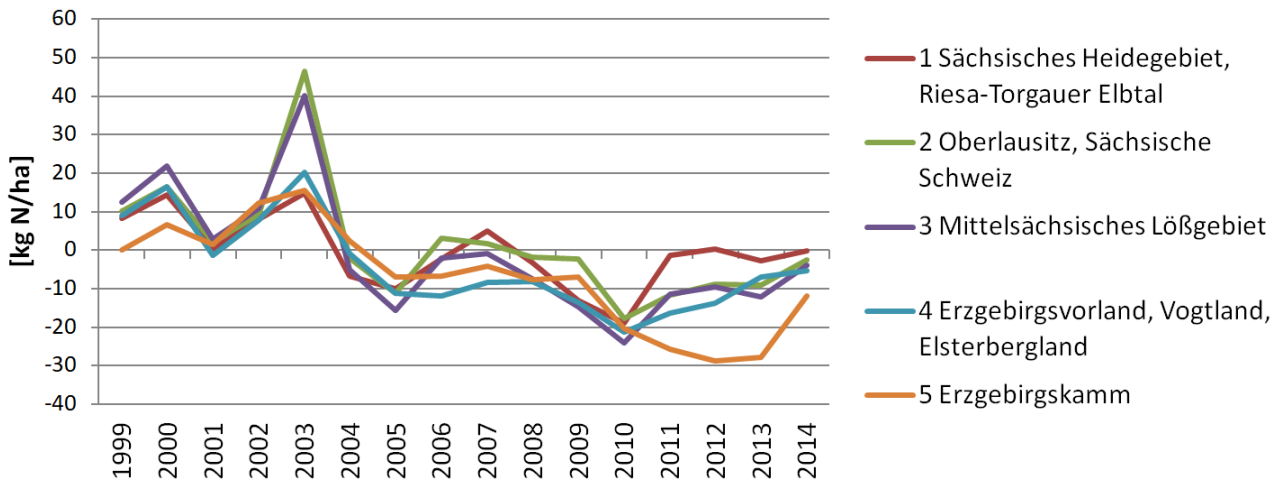


Abbildung 33: Jahresbezogene Mittelwerte des N_SOM_Saldos in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten

Bodenbilanz

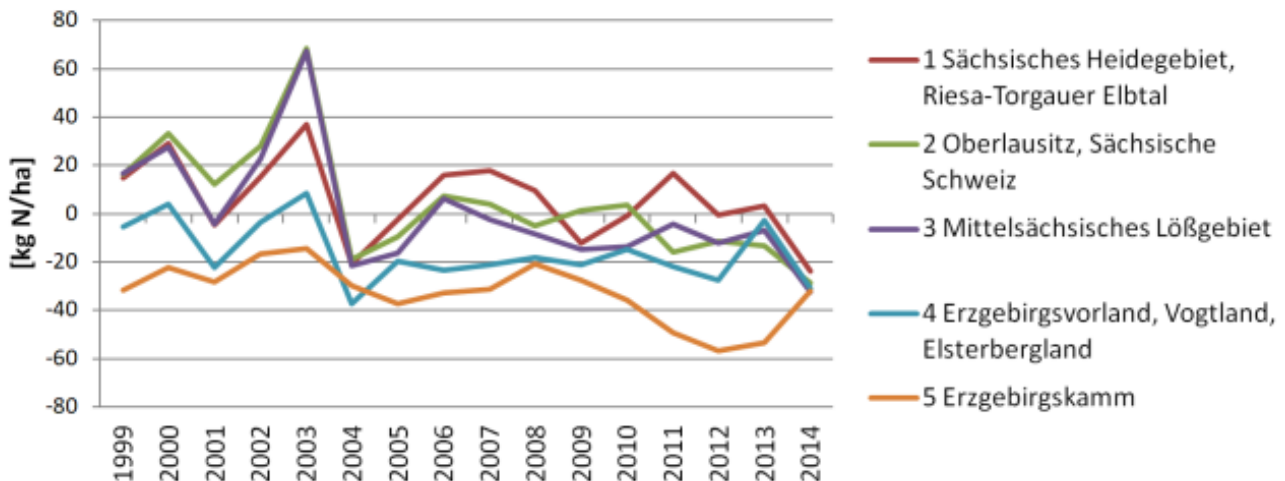


Abbildung 34: Jahresbezogene Mittelwerte des Saldos der Bodenbilanz in den fünf sächsischen Agrarstrukturgebieten

6.3.2 Diffuse N-Emissionen in Sachsen von 1999 bis 2014

Aus dem N-Bilanzüberschuss der Bodenbilanz bzw. Feldbilanz wird im nächsten Schritt durch Einbeziehung der atmosphärischen N-Deposition sowie der Denitrifikation im Oberboden der N-Austrag aus dem Boden berechnet. Der N-Austrag liefert dann Frachten, die über die Abflusskomponenten verlagert werden. Hierbei ist zu beachten, dass vereinfachend angenommen wird, dass der im Boden gespeicherte N_{\min} -Vorrat konstant bleibt und somit in der Berechnung des N-Austrags vernachlässigt werden kann. Die Tatsache, dass insbesondere in Trockenjahren von einer Erhöhung bzw. in feuchten Jahren von einem Abbau dieses Speichers auszugehen ist, wird also nicht berücksichtigt. Nach Einbeziehung der Verweilzeit und Denitrifikation während der Grundwasserpassage ergibt sich als Summe aller Abflusskomponenten dann der diffuse N-Gesamteintrag in die Oberflächengewässer. Einen Überblick über die für Sachsen gemittelten N-Austräge und N-Gesamteinträge über alle Nutzungen geben Tabelle 5 und Abbildung 35. Dabei wird zwischen dem N-Austrag bzw. N-Gesamteintrag unter Einbeziehung des Saldos der Feldbilanz sowie der Bodenbilanz unterschieden.

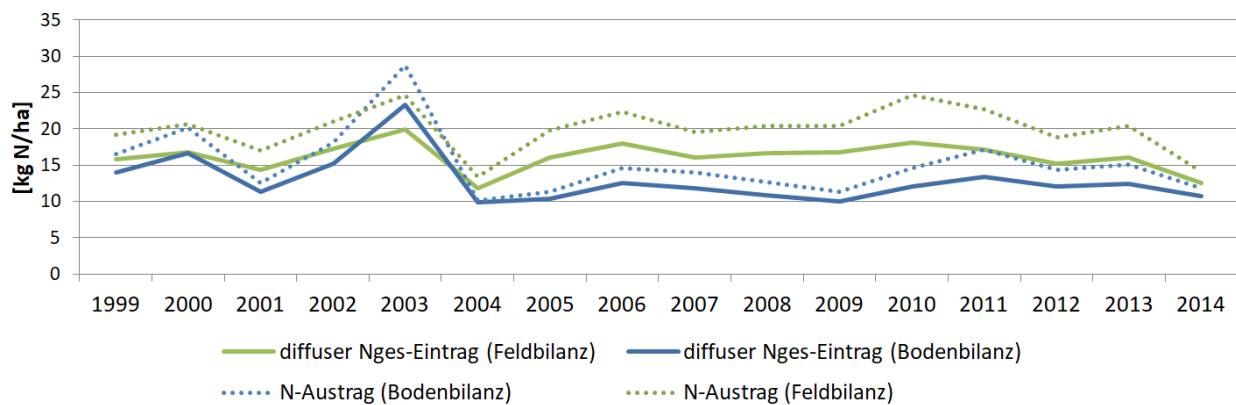


Abbildung 35: Modellierte N-Austräge und diffuse N-Gesamteinträge für Sachsen von 1999 bis 2014

Tabelle 5: Modellierte N-Austräge und diffuse N-Gesamteinträge für Sachsen von 1999 bis 2014 [kg/ha]

Jahr	N-Austrag (Feldbilanz)	N-Austrag (Bodenbilanz)	N-Gesamteintrag (Feldbilanz)	N-Gesamteintrag (Bodenbilanz)
1999	19,16	16,54	15,77	14,00
2000	20,59	20,17	16,80	16,64
2001	17,02	12,52	14,36	11,30
2002	21,02	18,09	17,21	15,19
2003	24,65	28,77	19,89	23,35
2004	13,33	10,14	11,79	9,89
2005	19,77	11,37	16,08	10,39
2006	22,37	14,64	17,93	12,52
2007	19,54	13,95	16,00	11,85
2008	20,39	12,7	16,61	10,89
2009	20,41	11,38	16,78	9,99
2010	24,65	14,64	18,15	12,06
2011	22,7	17,15	17,10	13,33
2012	18,79	14,36	15,19	12,00
2013	20,37	15,09	16,00	12,39
2014	14,10	11,81	12,50	10,68

Die räumliche Verteilung von N_SOM_Saldo, N-Austrag, N-Konzentration im Sickerwasser, N-Eintrag über Basisabfluss (nach Denitrifikation im Grundwasserleiter) und diffusem N-Gesamteintrag zeigen Abbildung 36 bis Abbildung 42 beispielhaft für das Jahr 2014. Einen jahresbezogenen Vergleich von N-Einträgen liefert Abbildung 43.

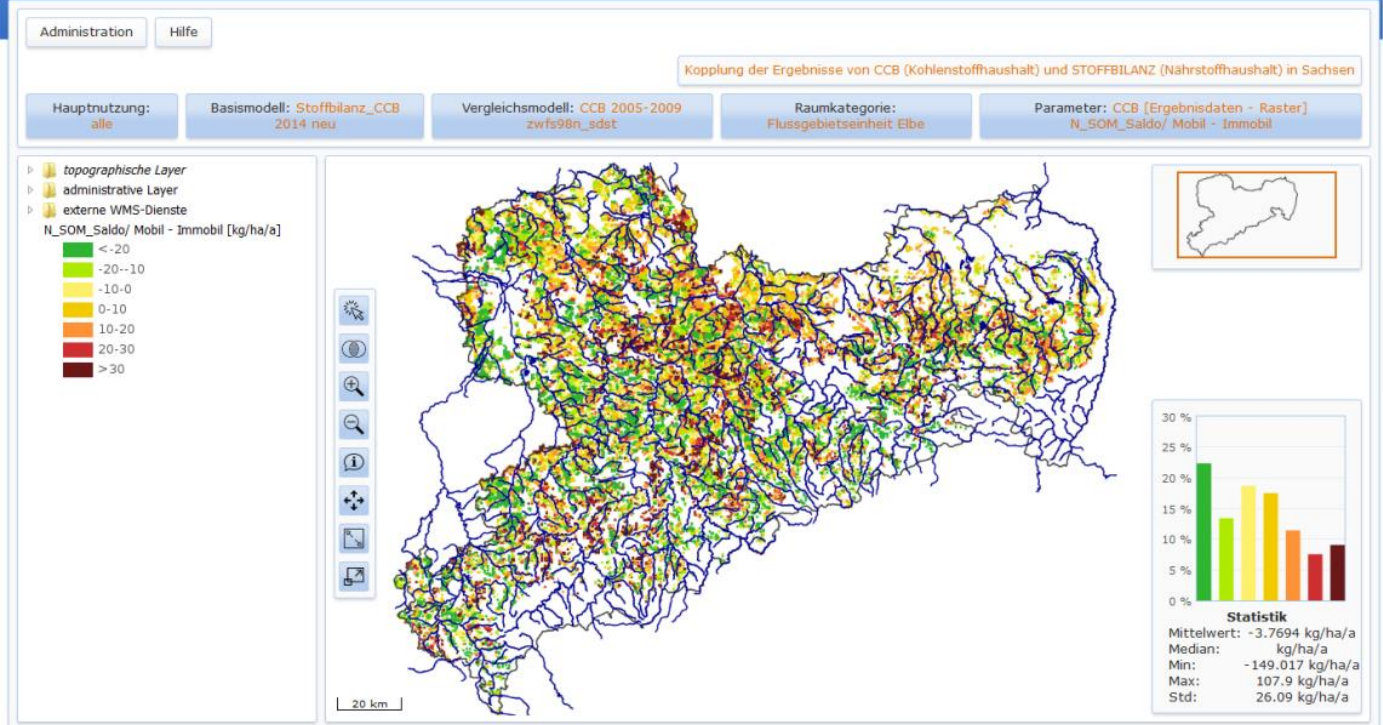


Abbildung 36: Rasterbezogenes N_SOM_Saldo auf sächsischen Ackerflächen für 2014

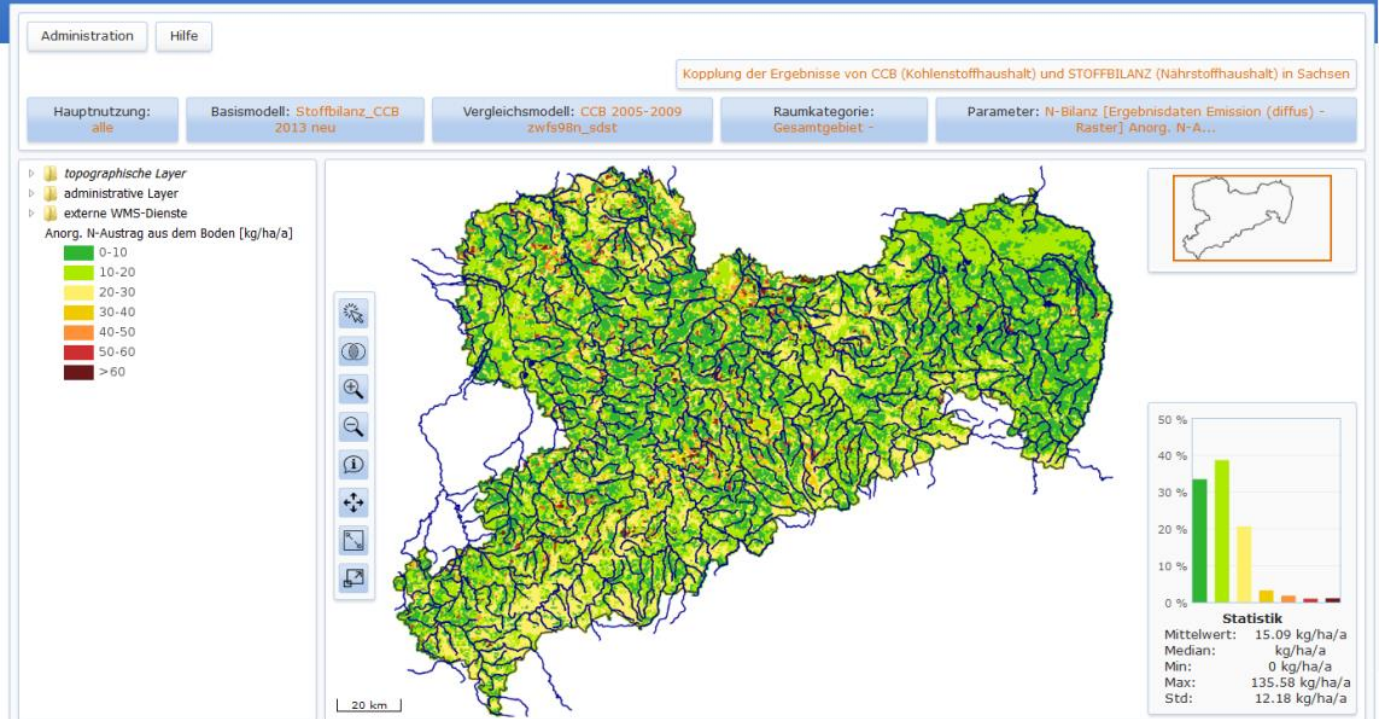


Abbildung 37: Rasterbezogener N-Austrag in Sachsen für 2014 (Feldbilanz)

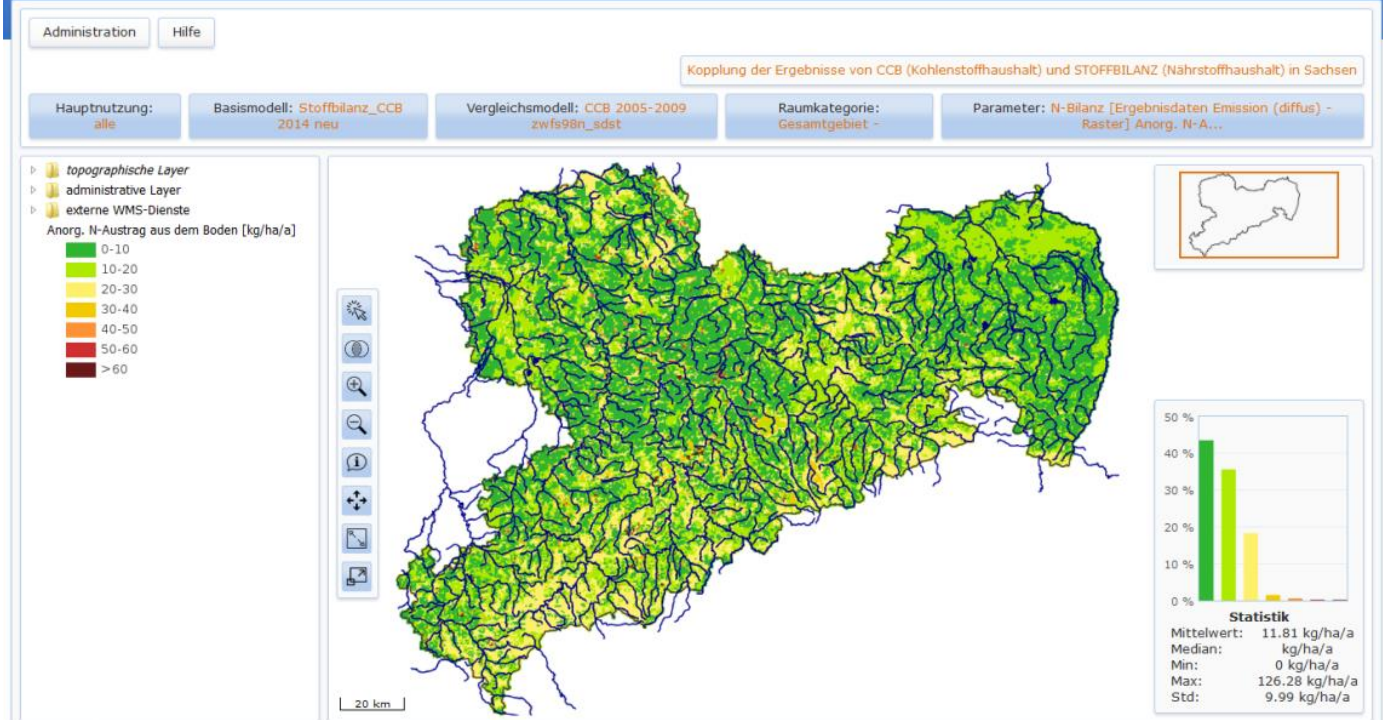


Abbildung 38: Rasterbezogener N–Austrag in Sachsen für 2014 (Bodenbilanz)

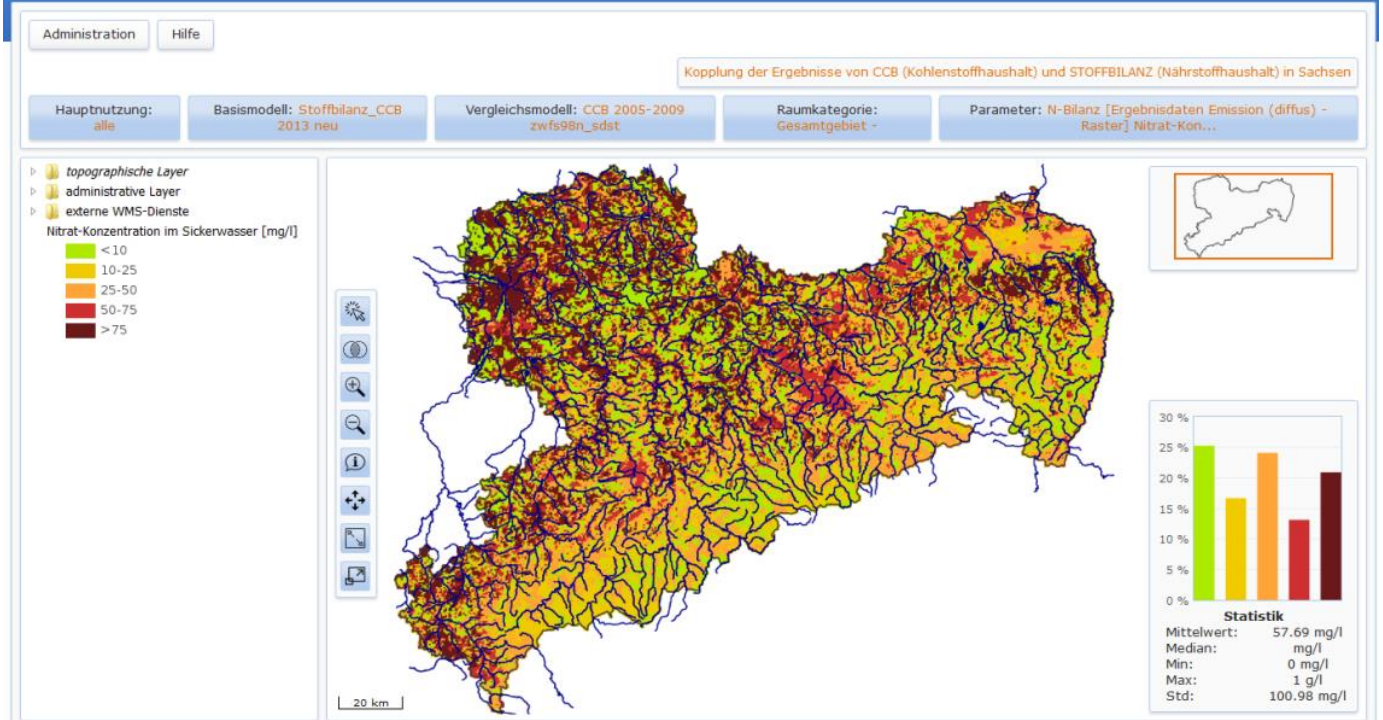


Abbildung 39: Rasterbezogene N–Konzentration im Sickerwasser in Sachsen für 2014 (Feldbilanz)

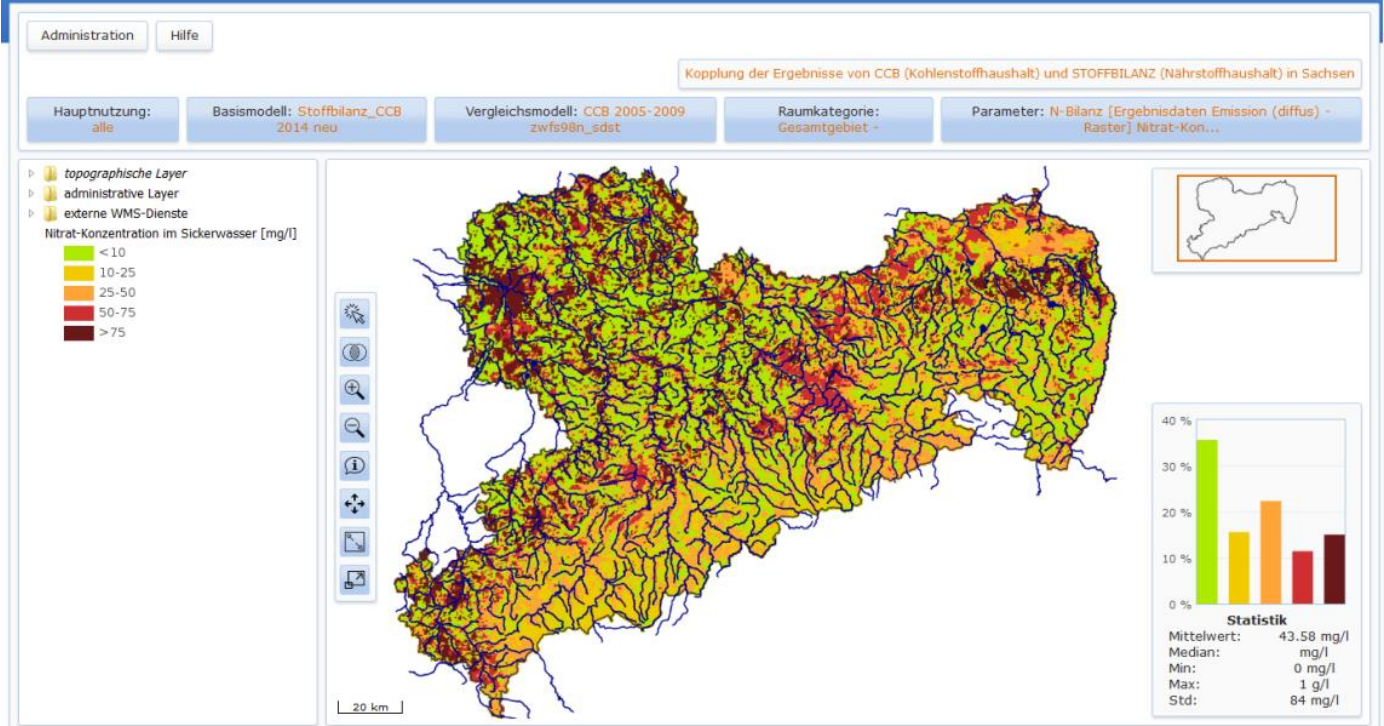


Abbildung 40: Rasterbezogene N-Konzentration im Sickerwasser in Sachsen für 2014 (Bodenbilanz)

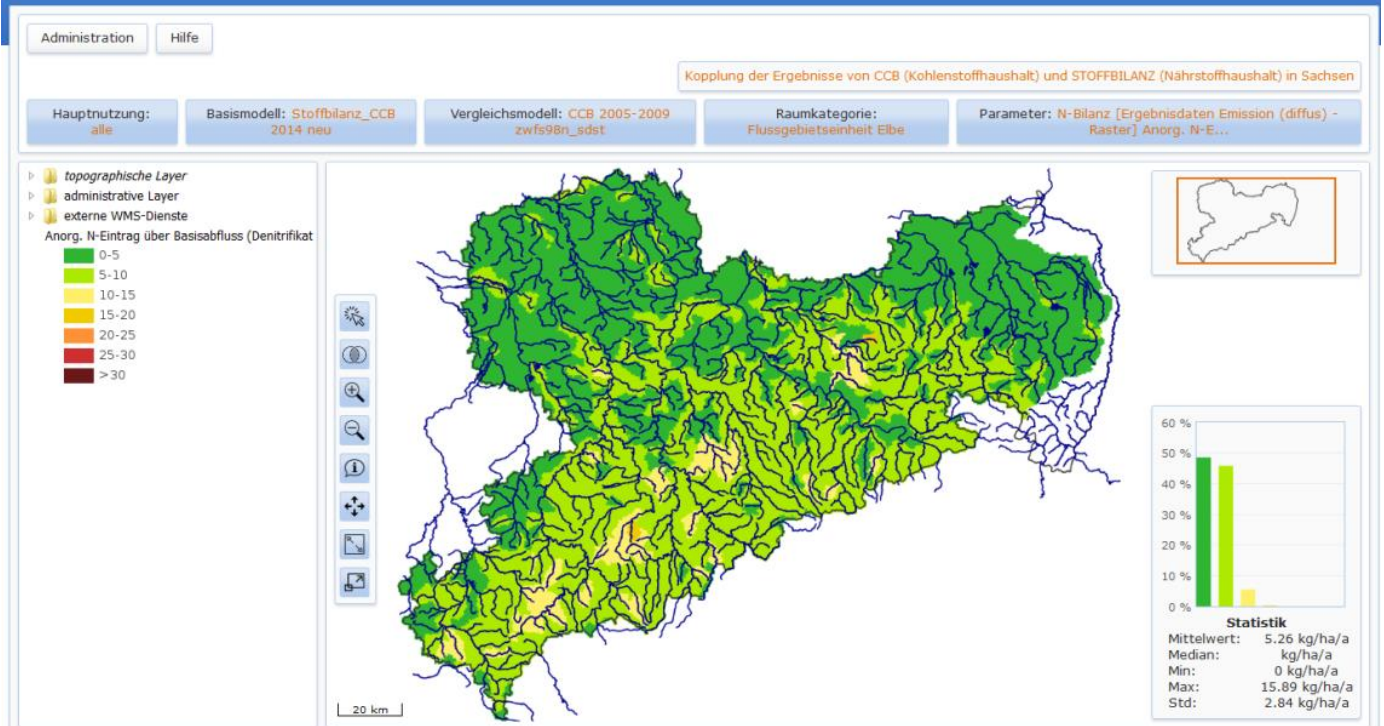


Abbildung 41: Rasterbezogener N-Eintrag in den Basisabfluss (nach Denitrifikation, Bodenbilanz) in Sachsen für 2014

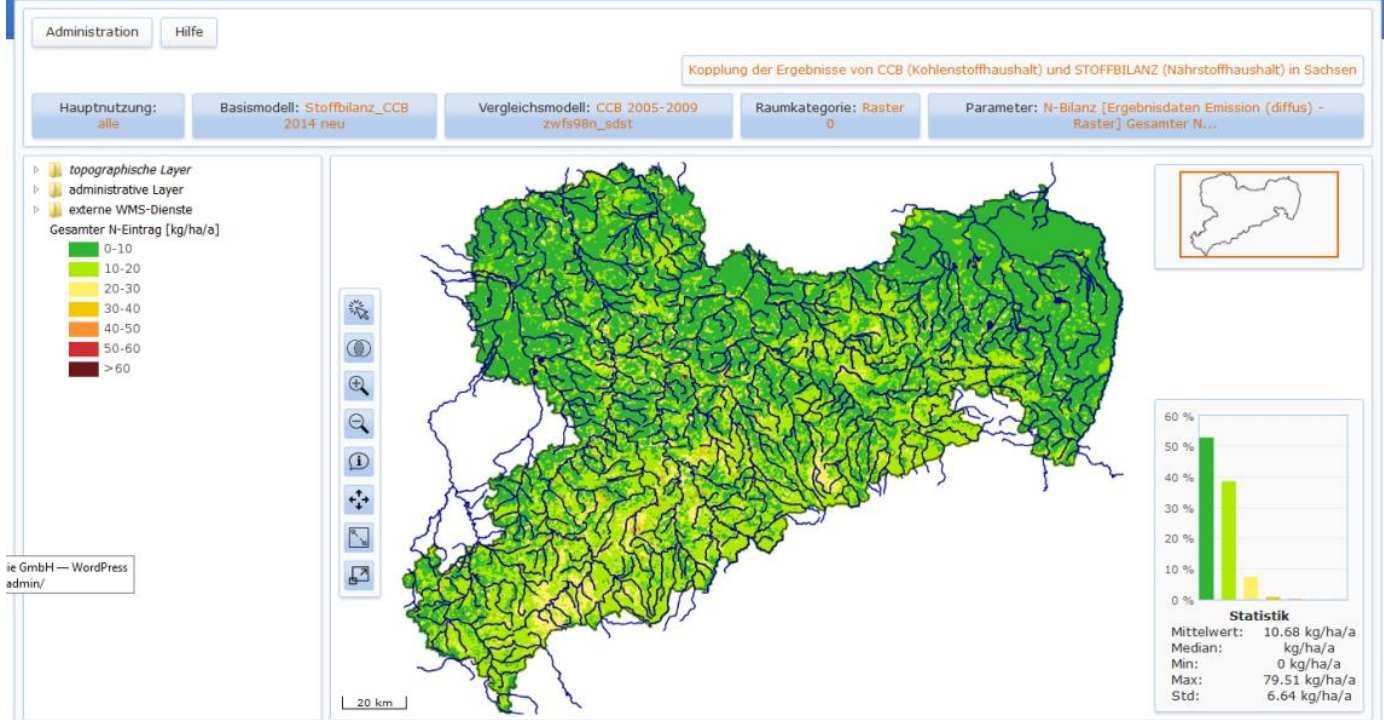


Abbildung 42: Rasterbezogener diffuser N-Gesamteintrag (Bodenbilanz) in Sachsen für 2014

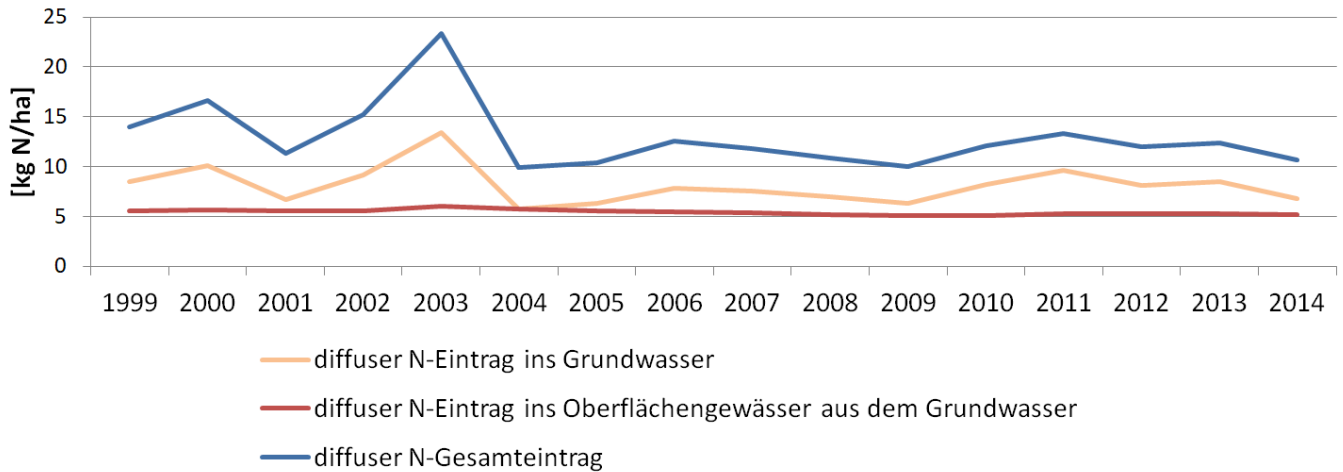


Abbildung 43: Jahresbezogener Vergleich der N-Einträge ins Grundwasser, Grundwasserübertritte und Gesamteinträge ins Oberflächengewässer (Bodenbilanz)

Der sich aus Abbildung 42 für das Jahr 2014 ergebende diffuse N-Gesamteintrag liegt im Tieflandsgebiet aufgrund des dort stärker wirksamen Nitratabbaus während der Grundwasserpassage niedriger, als in den Übergangsbereichen bzw. im Mittelgebirge.

6.3.3 Modellierte N-Immissionen in Sachsen von 1999 bis 2014

Nach Übertritt der punktuellen und diffusen N-Frachten in die Oberflächengewässer gelangen diese mit der fließenden Welle zum jeweiligen Einzugsgebietsauslass, wo ein Abgleich von modellierten und gemessenen Frachten bzw. Konzentrationen (Immissionen) möglich ist. Die vom Übertritt bis hin zum Einzugsgebietsauslass auftretenden N-Retentionen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone durch Denitrifikation werden zuvor in einem Immissionsansatz abgeschätzt (siehe Abschnitt 6.2.3).

Abbildung 44 zeigt die Immissionen an jedem OWK-Auslass für die Modellierung auf Basis der Bodenbilanz beispielhaft für das Jahr 2014. Die Einbeziehung der punktuellen Frachtanteile erfolgte analog zu GEBEL ET AL. (2016).

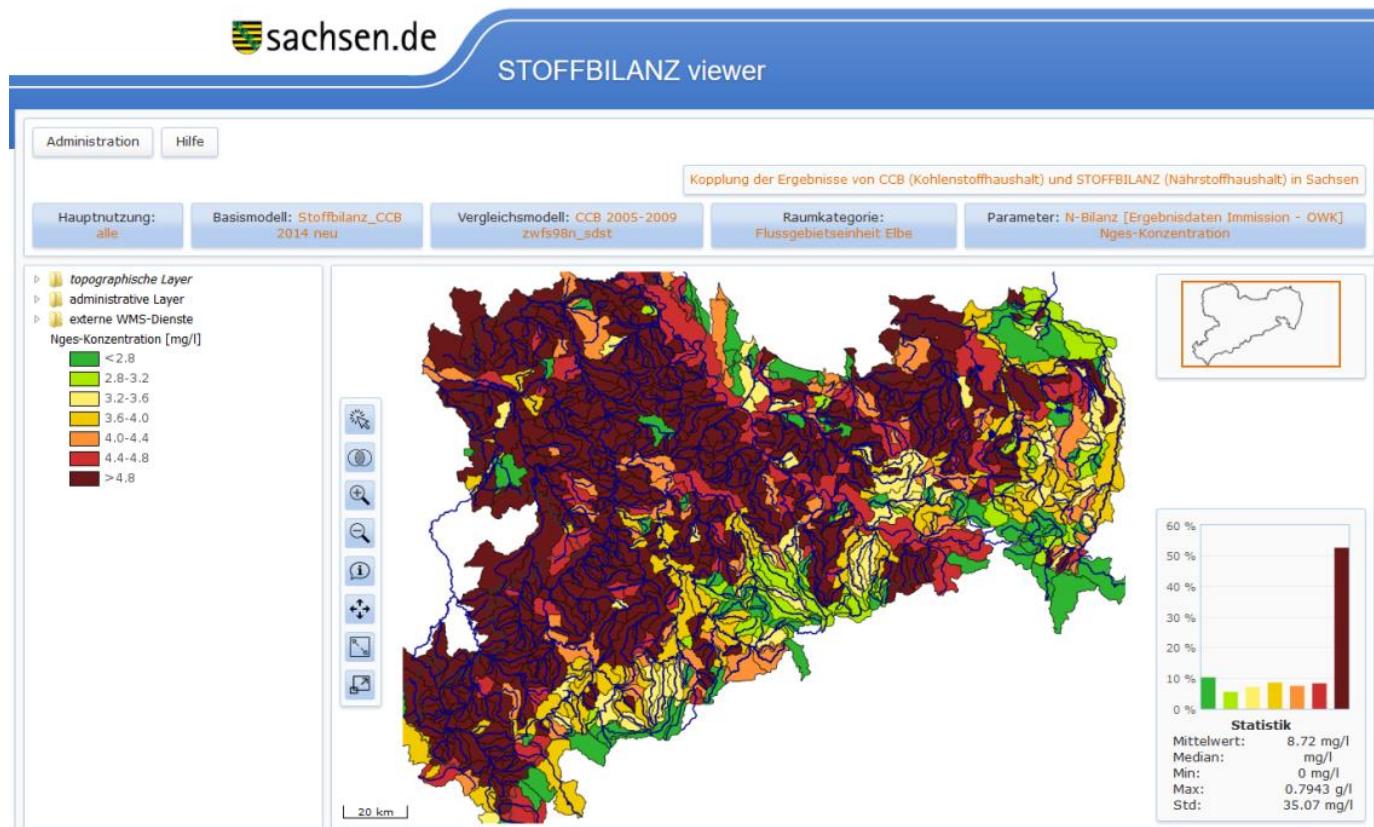


Abbildung 44: Modellierte N_{ges} -Konzentrationen an den OWK-Einzugsgebietsauslässen (diffuse und punktuelle Einträge, Bodenbilanz) in Sachsen für 2014

6.4 Abgleich der Modellergebnisse mit Messwerten

6.4.1 Verwendete Messstellen und Gütemaße

Für die Validierung der Ergebnisse der Modellierung der N-Immissionen an den Einzugsgebietsauslässen liegen Informationen zu gemessenen Durchflüssen und N-Konzentrationen von 1999 bis 2014 an 58 Pegeln bzw. Oberflächenwasserbeschaffenheitsmessstellen vor, die hier verwendet werden können. Auf nicht berücksichtigte Stationen wird jeweils gesondert hingewiesen. Als Gütemaße werden die normierte absolute Abweichung r_{abs} sowie der p_{bias} verwendet (vgl. MORIASI ET AL. 2007, SCHWARZE ET AL. 2014). Da im Gegensatz zum ebenfalls häufig verwendeten Nash-Sutcliffe-Index hier keine Quadrierung der Werte vorgenommen wird, erhalten höhere Werte kein überproportional höheres Gewicht als niedrige Werte (NASH & SUTCLIFFE 1970). Zufriedenstellende Werte liegen bei r_{abs} bei < 1 , bei p_{bias} bei -25% bis $+25\%$ (vgl. MORIASI ET AL. 2007).

$$r_{abs} = \frac{\sum_i |Z_i^{gemessen} - Z_i^{berechnet}|}{\sum_i |Z_i^{gemessen} - \bar{Z}^{gemessen}|}$$
$$p_{bias} = \frac{\sum_i (Z_i^{gemessen} - Z_i^{berechnet})}{\sum_i Z_i^{gemessen}} * 100\%$$

6.4.2 Vergleich modellierter und gemessener Frachten und Konzentrationen im Zeitraum 1999 bis 2014

Abbildung 45 vergleicht die Ergebnisse der Frachtmodellierung mit den aus beobachteten Abflüssen und Konzentrationen berechneten Frachten für den Gesamtzeitraum 1999 bis 2014. Für die Modellierung wurde hier die Bodenbilanz einbezogen. Die Messstellen Elbe-0, -1, -2, Pleiße-4a, -4b und Profener Elstermühlgraben wurden nicht mit einbezogen, weil maßgebliche Frachtanteile nicht aus Modellgebiet entstammen ($r_{abs} = 0,34$, $p_{bias} = 24,61\%$). Für die N-Konzentrationen (Abbildung 46) wurden lediglich die Messstellen Elbe-0 und Profener Elstermühlgraben ausgeschlossen ($r_{abs} = 0,85$, $p_{bias} = -4,96\%$). Alternativ wurde ein Vergleich von gemessenen Frachten (berechnet aus Abfluss und Konzentration) bzw. Konzentrationen mit den modellierten Frachten bzw. Konzentrationen unter Nutzung der Feldbilanz vorgenommen. Die r_{abs} -Werte liegen hier bei $0,22$ für den Frachtabgleich bzw. bei $1,21$ für den Konzentrationsabgleich. Die p_{bias} -Werte betragen $9,08\%$ bzw. $29,34\%$.

Die auf Basis der Bodenbilanz gerechneten N-Frachten schneiden dabei etwas schlechter ab, als diejenigen auf Basis der Feldbilanz. Bei den N-Konzentrationen sind die Gütemaße dagegen bei der Bodenbilanz besser.

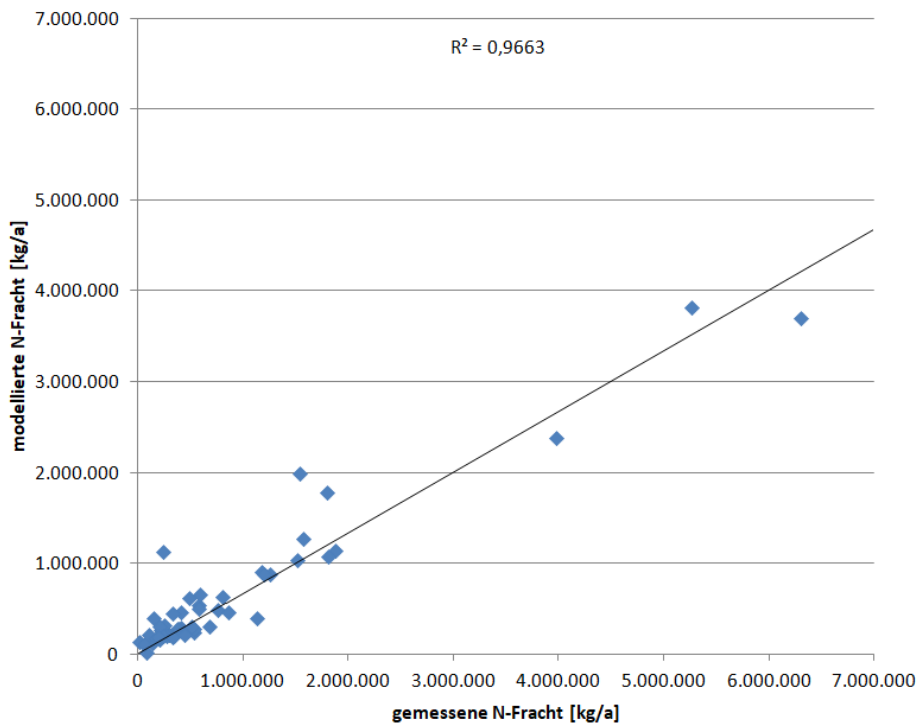


Abbildung 45: Gegenüberstellung von gemessenen N-Frachten und modellierten N-Frachten (unter Einbeziehung der Bodenbilanz) für 1999 bis 2014

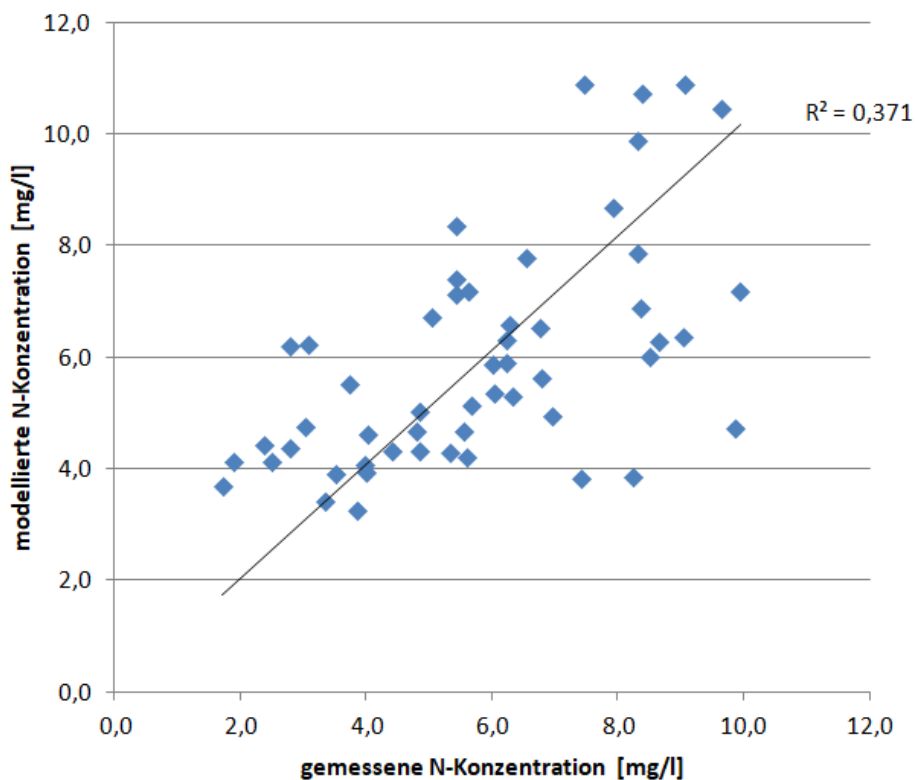


Abbildung 46: Gegenüberstellung von gemessenen N-Konzentrationen und modellierten N-Konzentrationen (unter Einbeziehung der Bodenbilanz) für 1999 bis 2014

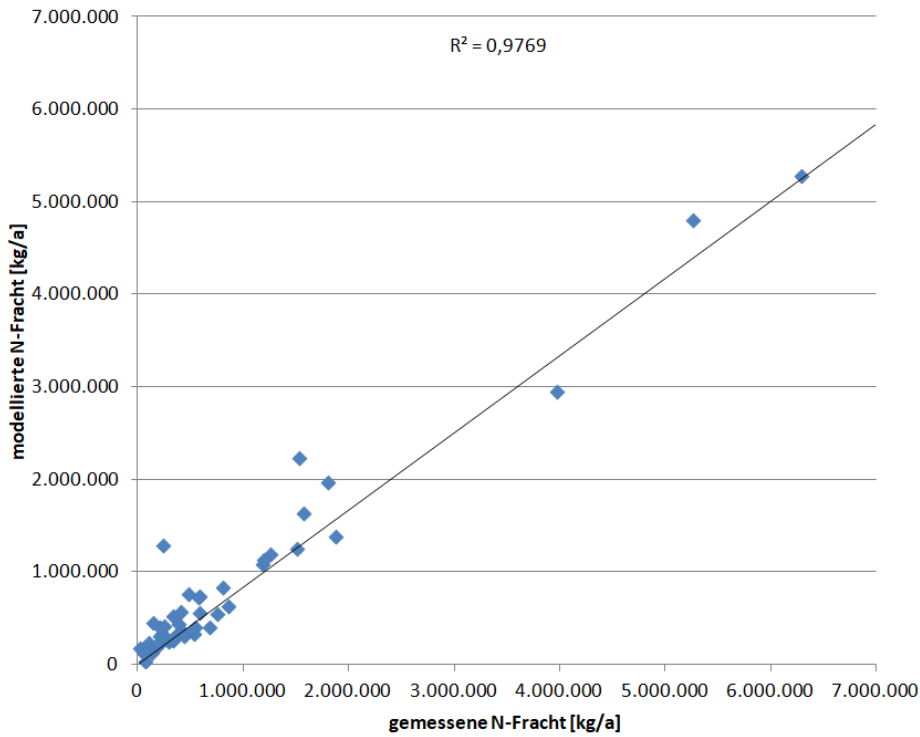


Abbildung 47: Gegenüberstellung von gemessenen N-Frachten und modellierten N-Frachten (unter Einbeziehung der Feldbilanz) für 1999 bis 2014

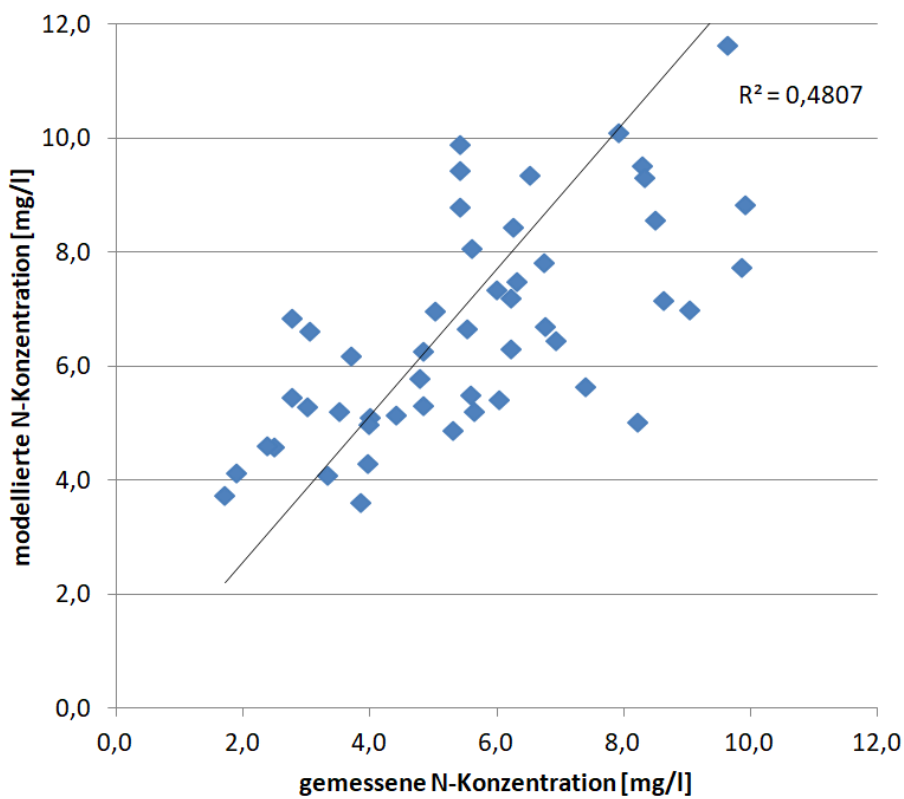


Abbildung 48: Gegenüberstellung von gemessenen N-Konzentrationen und modellierten N-Konzentrationen (unter Einbeziehung der Feldbilanz) für 1999 bis 2014

6.4.3 Jahresbezogene Validierung

Abbildung 49 zeigt eine Gegenüberstellung von r_{abs} - und p_{bias} -Werten aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen von 1999 bis 2014 auf Basis der Bodenbilanz bzw. Feldbilanz.

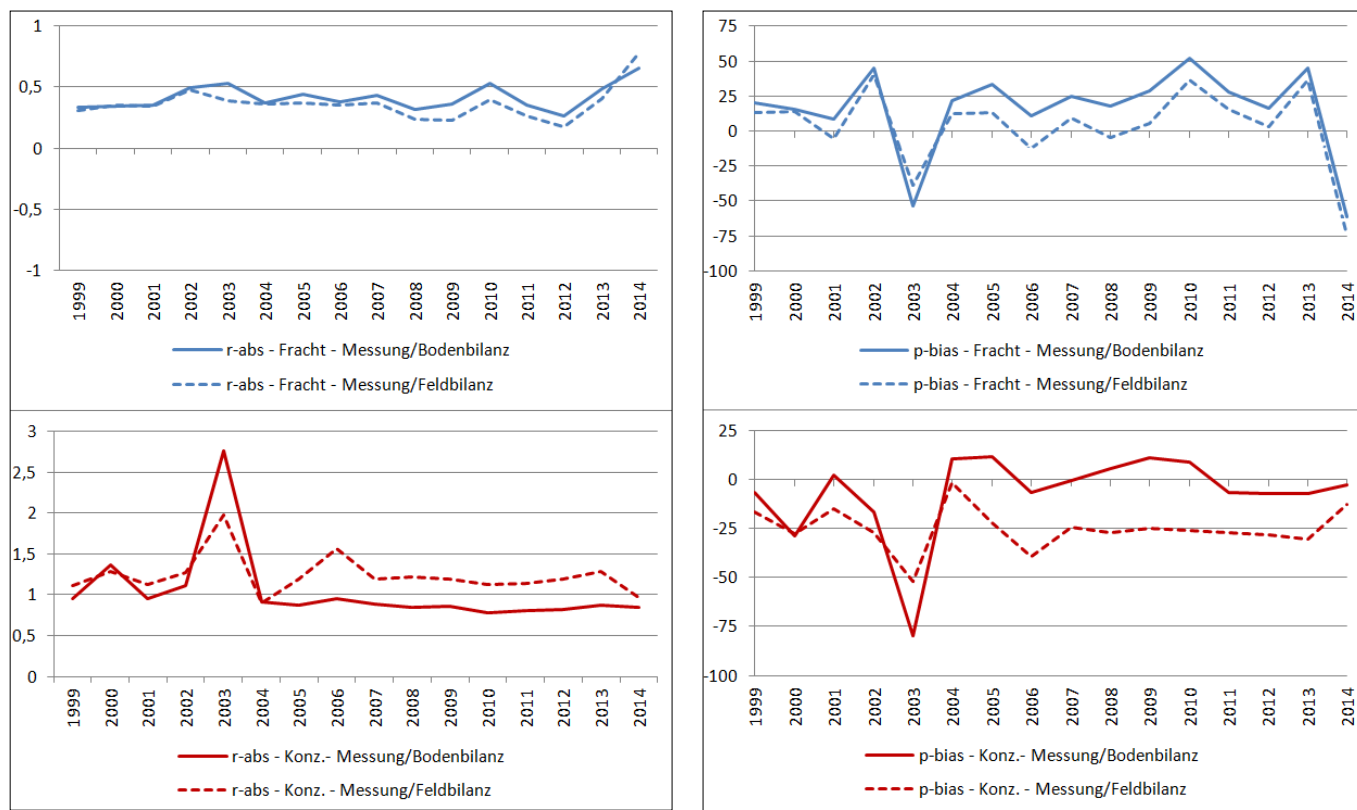


Abbildung 49: Gegenüberstellung von r_{abs} - und p_{bias} -Werten aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen von 1999 bis 2014

Bei der Einzeljahresbetrachtung schneiden die auf Basis der Bodenbilanz gerechneten N-Frachten etwas schlechter ab, als die auf Basis der Feldbilanz. Bei den N-Konzentrationen sind die Gütemaße bei der Bodenbilanz besser.

6.4.4 Validierung für Bilanzzeitschnitte

Ein abschließender Vergleich der r_{abs} -Werte und p_{bias} -Werte aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen zeigt Tabelle 6 für die drei Bilanzzeitschnitte.

Tabelle 6: Vergleich der r_{abs} -Werte und p_{bias} -Werte aus dem Abgleich von modellierten und gemessenen N-Frachten bzw. Konzentrationen für die drei Bilanzzeitschnitte

	1999-2004 Bodenbilanz	1999-2004 Feldbilanz	2005-2009 Bodenbilanz	2005-2009 Feldbilanz	2010-2014 Bodenbilanz	2010-2014 Feldbilanz
Fracht - r_{abs}	0,33	0,34	0,35	0,26	0,33	0,26
Fracht - p_{bias}	11,19	15,550	24,31	7,34	24,66	12,65
Konz. - r_{abs}	1,17	1,25	0,79	1,21	0,79	1,13
Konz. - p_{bias}	-17,18	-23,81	6,16	-29,34	-1,76	-24,32

Die r_{abs} -Werte für die N-Frachten verringerten sich von 1999 zu 2014, wobei die Gütemaße bei der Feldbilanz etwas besser sind als bei der Bodenbilanz. Die Absoluten Abweichungen für die Konzentration verringerten sich von 1999 zu 2014 ebenfalls, wobei hier wiederum die Bodenbilanz besser abschneidet als die Feldbilanz. Anhand der p_{bias} -Werte zeigt sich, dass die Frachten sowohl bei der Feldbilanz, als auch (noch stärker) bei der Bodenbilanz unterschätzt werden. Die p_{bias} -Werte der Konzentrationen liegen hingegen bei der Feldbilanz zu hoch, während die Bodenbilanz ab der Periode 2005-2009 eine recht gute Bewertung erzielt.

6.5 Diskussion

6.5.1 Bilanzergebnisse

Die sequenzielle Berechnung des N-Umsatzes und der N-Bilanz (Bodenbilanz) konnte im Rahmen des vorliegenden Projektes erfolgreich vollzogen werden. Die Einflüsse von Witterungsbedingungen sowie der jeweiligen Bewirtschaftungsausprägung auf die C/N-Dynamik können für die sächsische Ackerfläche abgebildet werden. Nicht enthalten sind Veränderungen im N_{min} -Bodenspeicher zwischen den Jahren, so dass hier insbesondere witterungsbedingte Verzerrungen der Austräge bzw. Einträge möglich sind. Die zeitliche Verzögerung von Effekten der Nitratverlagerung sowie die Retention über die Grundwasserpassage werden abgeschätzt (Weg-Zeit-Verhalten, Abbau im Aquifer), sodass auch hier eine jahresweise Berechnung der Frachteinträge in die Oberflächengewässer möglich ist.

Parallel liegt ergänzend zur Bodenbilanz (berücksichtigt N-Umsatz im Boden) auch eine Feldbilanz (Input-output-Betrachtung) vor, die für Vergleiche mit anderen Modellansätzen (MONERIS, MoRe, GROWA-WEKU) genutzt werden kann. Die zu beobachtenden Unterschiede zwischen Feldbilanz und Bodenbilanz liefern zudem wichtige Erkenntnisfortschritte insbesondere auch für die WRRL-Berichterstattung.

Im Rahmen der Bilanzierung auf Ackerflächen zeigt sich, dass sowohl Feld- als auch Bodenbilanz sehr eng sind. Der von CCB angezeigte und auch logisch so nachvollziehbare Humusaufbau führt zusätzlich zu einer weiteren vorübergehenden Verengung der Bodenbilanz. Die abgeleitete enge Bilanz auf Ackerflächen führt zunehmend dazu, dass die Bedeutung von Acker als N-Eintragsquelle im Vergleich zu anderen Nutzungen an Bedeutung verliert. Hier stellt sich die Frage, inwieweit ein Extrapolieren der verwendeten Daten der Dauertestflächen auf die Ackerfläche Gesamtsachsens möglich ist. Im Vergleich mit den bisher verwendeten Daten aus dem Datenspeicher BEFU ergeben sich erhebliche Abweichungen für die Mineraldüngung. N-Entzüge und die N-Fixierung durch Leguminosen entsprechen sich ungefähr. Die organische Düngung wird bei BEFU niedriger eingeschätzt, wobei das Delta deutlich niedriger ausfällt als bei der Mineraldüngung (siehe Abbildung 50 und Abbildung 51).

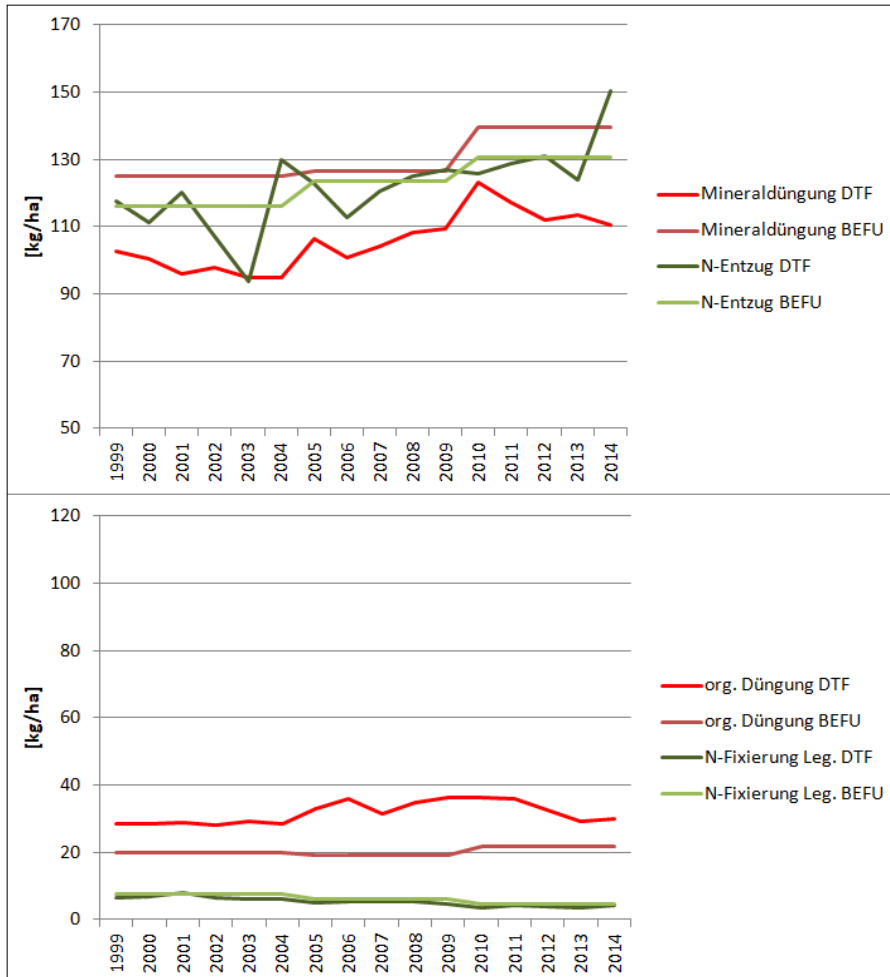


Abbildung 50: Gegenüberstellung von Bilanzgliedern auf Basis der Dauertestflächen (DTF) bzw. aus der BEFU-Datenerhebung (jeweils aggregiert) auf die Ackerfläche in Sachsen

Die Abbildung 52 vergleicht die Bilanzen auf Basis von DTF und BEFU jahresweise für den Bilanzzeitraum für die Ackerfläche in Sachsen. Die organische Düngung von BEFU wurde mit 30 % berücksichtigt, was ungefähr dem berechneten N_flush von CCB entspricht, das N_SOM_Saldo von CCB wurde nicht mit einbezogen, da es für beide Bilanzierungen ungefähr gleich hoch ausfallen dürfte und somit auf die Höhe des ermittelten Deltas keinen Einfluss hat. Die Unterschiede sind dabei erheblich, sowohl für die Ackerfläche, als auch für Gesamtsachsen (siehe Abbildung 53).

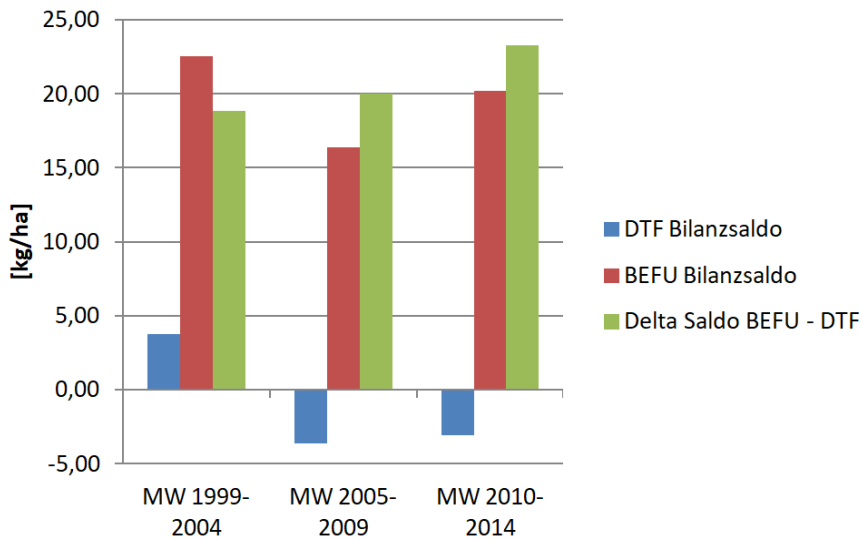


Abbildung 51: Gegenüberstellung der Bilanzsalden auf Basis der DTF-Daten bzw. der Daten aus der BEFU-Erhebung für die Ackerfläche in Sachsen

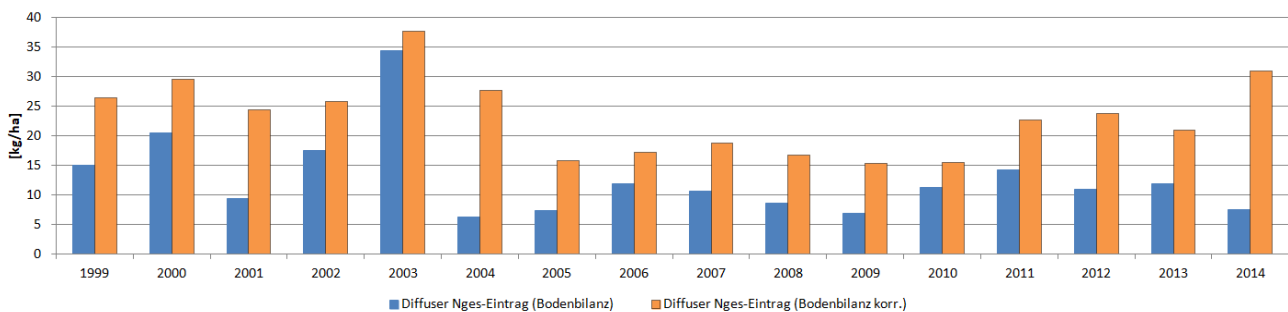


Abbildung 52: Gegenüberstellung von N_{ges} -Eintrag (Bodenbilanz) ohne bzw. mit Berücksichtigung des Deltas aus Abbildung 27 auf Ackerflächen

Geschätzter %-Anstieg von N_{ges} -Eintrag Bodenbilanz korrr. zu unkorrr. - Gesamtfläche Sachsen

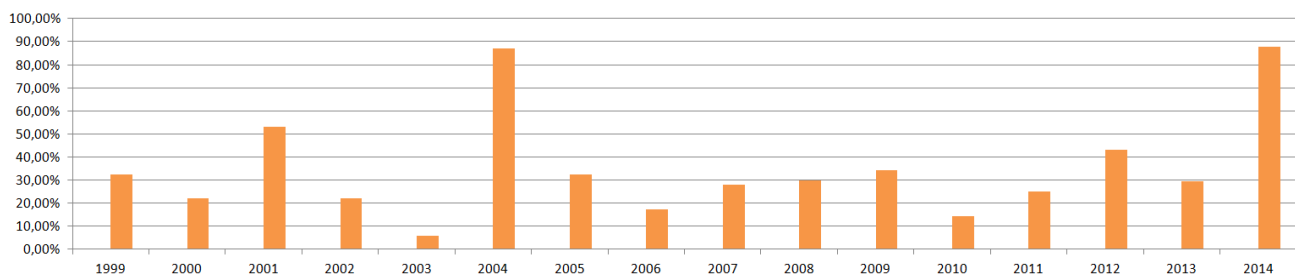


Abbildung 53: Geschätzter %-Anstieg von N_{ges} -Eintrag aus der Bodenbilanz + Delta zur unkorrigierten Bodenbilanz in Gesamtsachsen [kg/ha]

Für zukünftige Arbeiten ist zu klären, welcher Datengrundlage der Vorzug gegeben werden soll bzw. inwiefern es möglich ist, beide Datengrundlagen kombiniert einzubeziehen.

Zukünftig sollte auch eine Berücksichtigung der asymbiontischen N-Fixierung, sowie des N-Eintrags mit dem Saatgut vorgenommen werden, um die Bilanz weiter zu verbessern.

6.5.2 Grenzen der sequenziellen Berechnung für den Wasserhaushalt

Ursprünglich war geplant, den tagesweise gerechneten KliWES-Wasserhaushalt jahresweise einzubeziehen, was aber an bestehenden Datenlücken (für Elbeschlauch, Bergbauggebiete, Daten generell nur bis 2010) derzeit noch nicht möglich ist. Alternativ wurde das regressionsanalytische TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK ET AL. 2008) zur Ableitung der realen Evapotranspiration für die Jahre 2010 bis 2016 genutzt. Deren Ableitung sowie die darauf aufbauende Modellierung der Abflusskomponenten erfolgte in einem Vorläuferprojekt (GEBEL ET AL. 2018a, weitere methodische Erläuterungen siehe GEBEL ET AL. 2018b). Dabei zeigte sich, dass eine jahresweise Einbeziehung der gerechneten Abflüsse aufgrund der starken Vereinfachungen im TUB-BGR-Verfahren hier nicht zu empfehlen ist. So lieferten insbesondere die überproportional stark vertretenen extrem niederschlagsarmen Jahre 2011, 2014 und 2015 deutlich zu niedrige Abflussergebnisse. Die witterungsbedingten Schwankungen innerhalb der sieben Jahre waren zudem extrem groß, was den Einsatz eines regressionsanalytischen Verfahrens erschwerte. Für die hier vorliegenden Modellierungen wurde deshalb ein aus den Einzeljahren gemittelter Wasserhaushalt verwendet, so dass eine sequenzielle Berechnung für die Abflusskomponenten nicht möglich war. Mit der Abbildung des mittleren Wasserhaushaltes von 2010 bis 2016 liegen Ergebnisse vor, die insbesondere die gegenwärtige Situation repräsentieren, aber auch noch für die Periode ab 1999 einen ausreichend aktuellen Bezug aufweisen. Perspektivisch ist dann ein Austausch der Wasserhaushaltsergebnisse durch die jahresweise vorliegenden KliWES-Daten vorgesehen. Trotz der hier vorgenommenen Vereinfachungen mit der Verwendung eines mittleren Wasserhaushaltes sind die Kernziele des vorliegenden Vorhabens, die Abbildung der C/N-Dynamik sowie des zeitlichen Verlaufs der Frachtweitergabe über die Grundwasserpassage realisierbar.

6.5.3 Problem des N_{\min} -Speichers im Boden (Quelle, Senke)

Im Rahmen der jahresbezogenen Auswertungen in den sächsischen Bilanzgebieten zeigte sich, dass in niederschlagsstarken Jahren (z. B. 2002, 2010, 2013) keine wesentlichen Konzentrationsverdünnungen bzw. in Trockenjahren (2004, 2014) keine signifikante Aufkonzentrierung der N-Fracht erfolgte (Bsp. Jahna, siehe Abbildung 54). Auch das besonders warme Jahr 2003 zeigte kein Anspringen der gemessenen Konzentrationen, obwohl hier ein deutlich höheres Bilanzsaldo, bedingt durch Ertragseinbußen und N-Mobilisierungen aus dem Humus erwartete wurde. Der im Modell bisher nicht einbezogene N_{\min} -Vorrat im Boden dürfte hier in feuchten Jahren als Quellenterm wirken (Verdünnung der Konzentration durch hohen Abfluss wird durch zusätzliche Mobilisierung von Nitrat ausgeglichen). In Trockenjahren bzw. warmen Jahren wird der N_{\min} -Vorrat dann wieder aufgebaut (Aufkonzentrierung im Abfluss wird durch zusätzlichen Rückhalt von Nitrat im Boden verhindert).

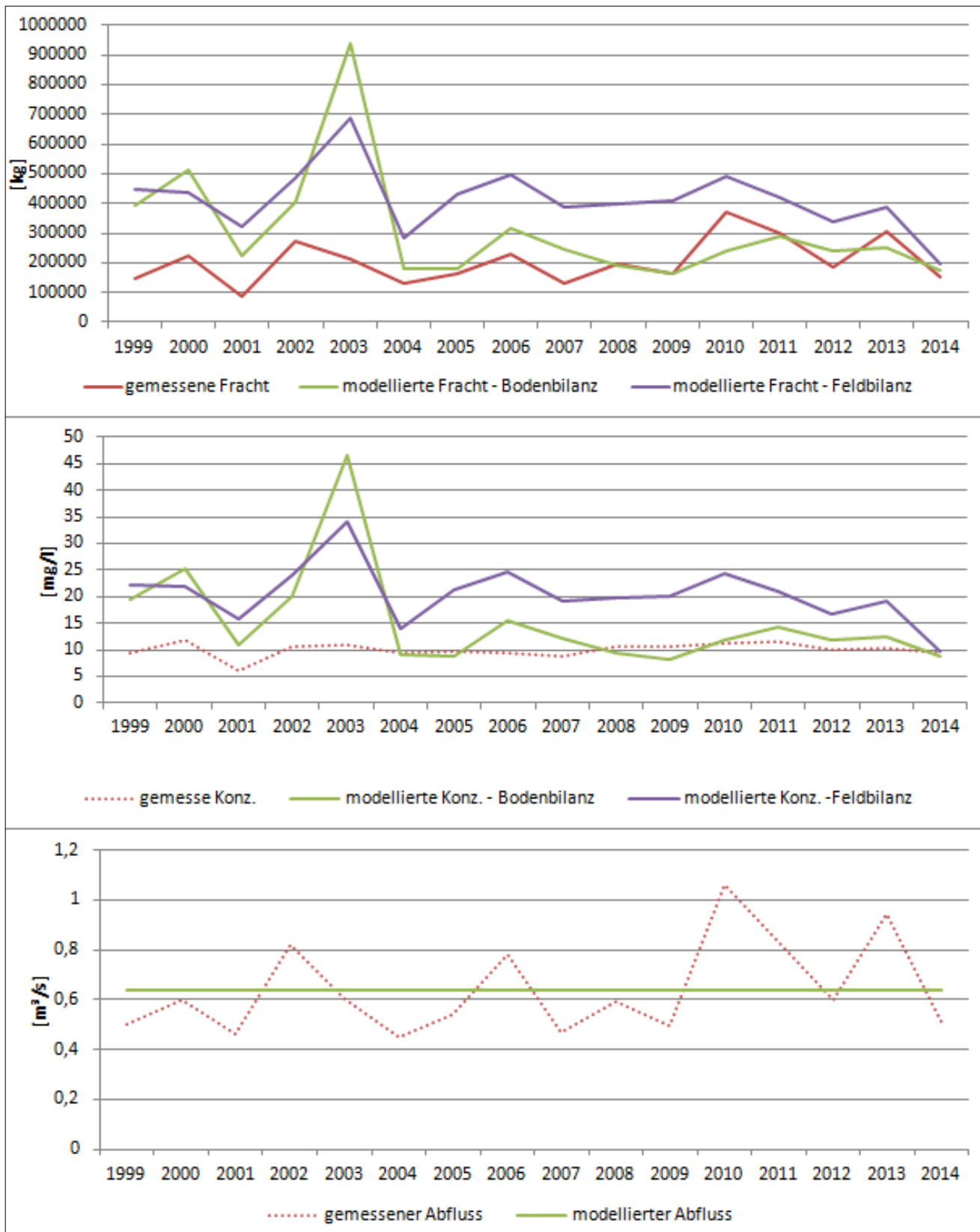


Abbildung 54: Ergebnisvergleich von modellierten Frachten, Konzentrationen und Abflüssen im Einzugsgebiet der Jahna

Die oben beschriebenen Phänomene treten bei langjährigen mittleren Betrachtungen weniger stark in den Vordergrund, bei sequenzieller jahresweiser Berechnung zeigt sich aber, dass eine Berücksichtigung dieses Quellen-Senkenterms notwendig ist.

6.5.4 Frage der Verwertbarkeit von Einzeljahresbetrachtungen für die WRRL-Berichterstattung

Bei Betrachtung der Einzeljahre zeigt sich anhand der beobachteten gemessenen Frachten (siehe Abbildung 54), dass diese witterungsabhängig sehr starken Schwankungen ausgesetzt sind, die durch die Bilanzsalden so nicht wiedergegeben werden (siehe Diskussion oben). So liefern die Jahre 2010 und 2013 hohe Frachten aufgrund der hohen Abflüsse. Die Bilanzsalden sind in diesen Jahren aber nicht auffällig hoch.

Das Jahr 2014 ist wiederum durch ein niedriges Bilanzsaldo gekennzeichnet (witterungsbedingt hohe Erträge bei relativ geringer Düngung) und liefert geringe Frachten.

Unter Betrachtung dieser Umstände empfehlen wir zusätzlich zur jahresweisen Berechnung eine Mittelung der N-Einträge über den jeweiligen Bewirtschaftungszeitraum aus den Einzeljahren. Bilanzzeitschnitt 2012 besteht dann z. B. nicht aus dem finalen Jahr 2014, sondern der Periode 2010 bis 2014. Eine Validierung der Modellierung sollte dann ebenfalls schwerpunktmäßig auf Basis dieser Bilanzzeitschnitte erfolgen.

Ein Vergleich der aktuellen Modellergebnisse mit den bisherigen berechneten Frachten aus den Vorgängerprojekten (HALBFAß ET AL., 2009, GEBEL ET AL., 2016) sieht wie folgt aus (Tabelle 7):

Tabelle 7: Gegenüberstellung der modellierten N_{ges} -Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen für die Bilanzzeitschnitte

Diffuser und punktueller N_{ges} -Eintrag	Bilanzzeitschnitt 2000 (1999-2004)	Bilanzzeitschnitt 2005 (2005 bis 2009)	Bilanzzeitschnitt 2012 (2010 bis 2014)
Stoffatlas (BEFU)	45535	37694	34546
Bodenbilanz (DTF)	34801	25436	26663
Feldbilanz (DTF)	36511	35886	33620
Bodenbilanz + Delta (DTF / BEFU)	43407	31246	35419

Die in den bisherigen Bilanzzeitschnittrechnungen ermittelten N_{ges} -Einträge auf Basis der BEFU-Daten werden durch die Bodenbilanz in Verbindung mit den Daten der DTF deutlich unterschritten. Eine bessere Übereinstimmung ergibt sich in der Kombination Feldbilanz und DTF-Daten, wenn davon ausgegangen wird, dass eine ausgeglichene Humusbilanz vorliegt. Die Hinweise auf einen gegenwärtig dominierenden Humusaufbau aus den Daten der Dauertestflächen und Dauerbeobachtungsflächen weisen aber darauf hin, dass die Bodenbilanz validere Ergebnisse liefern müsste. Die Verbindung von Bodenbilanz und BEFU-Daten (bzw. durch das Delta DTF/BEFU korrigierte DTF-Daten) liefert eine sehr gute Übereinstimmung mit den bisher erzielten Ergebnissen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012.

7 Zusammenfassung, Schlussfolgerungen

Im Ergebnis der hier abgeschlossenen Projektphase wurden zunächst die technischen Voraussetzungen geschaffen, um jetzt und auch in Zukunft einen effektiven Datenaustausch zwischen den Modellen STOFFBILANZ und CCB zu ermöglichen und CCB seitig akzeptable Rechenzeiten für die Simulation der nahezu 30.000 Teilflächen zu erreichen.

Ein sachsenweites Landwirtschaftsszenario wurde anhand der Agrardaten aus den Dauertestflächen (DTF) entwickelt. Eine wesentliche Weiterentwicklung dieses Simulationsszenarios erfolgte im Rahmen einer Unsicherheitsanalyse auf Grundlage von durchgeführten Sensitivitätsstudien, wobei eine Reihe von Informationen aus den Dauertestflächen zweckmäßig verarbeitet werden konnten.

Der Trend der im Szenario modellierten Kohlenstoffdynamik stimmt sehr gut mit den beobachteten Trends auf den Bodendauerbeobachtungsflächen und den DTF überein (etwa 40 % mit positivem C-Trend, 12 % mit negativem C-Trend, 48 % mit neutralem/insignifikantem C-Trend), wobei die Variabilität der modellierten Werte in Folge der Regionalisierung der Eingangsdaten niedriger liegt. Insgesamt bilden die Ackerböden eine Kohlenstoffsенke und akkumulierten in der Zeit von 1999 bis 2014 eine Menge von 366,6 kg C/(ha*a). Die mittlere Akkumulationsrate im Oberboden (0-30cm) beträgt 0,5 % bezogen auf den Vorrat von 1999 und liegt damit über dem Ziel der in Paris getroffenen Vereinbarung (die „4 per mille“-Initiative, <https://www.4p1000.org>). Dieses positive Ergebnis für den Klimaschutz ist sehr stark auf den deutlichen Anteil konservierender Bodenbearbeitung zurückzuführen.

Die sequenzielle Berechnung des N-Umsatzes und der N-Bilanz (Bodenbilanz) wurden auf Basis des entwickelten Landwirtschaftsszenarios erfolgreich vollzogen. Die jährlich wechselnden Einflüsse von Witterungsbedingungen sowie der jeweiligen Bewirtschaftungsausprägung auf die C/N-Dynamik konnten für die sächsische Ackerfläche abgebildet werden. Die sich im Rahmen der Bilanzierung ergebenden Stickstoffsalden unter Nutzung der Bewirtschaftungsdaten der Dauertestflächen (DTF) sind jedoch sehr eng. Auch werden die gemessenen Frachten momentan durch die Feldbilanz (ohne Bodenumsatzprozesse) besser abgebildet, als durch die Bodenbilanz (mit Bodenumsatzprozessen), welche die Realität eigentlich besser treffen sollte.

So ist aufgrund der bewirtschaftungsbedingten Situation (v .a. Zunahme konservierender Bodenbearbeitung) derzeit von einem Humusaufbau auszugehen, der durch die Feldbilanz nicht wiedergegeben werden kann. Die Salden auf Basis der Feldbilanz müssten somit deutlich höher liegen. Ein plausibles Ergebnis für die Bilanz ergibt sich hingegen in der Verbindung von der gerechneten Bodenbilanz und den Bewirtschaftungsdaten aus dem BEFU-Datenbestand, insbesondere aufgrund des hier höher angesetzten Düngerbedarfs im Verhältnis zum Ertrag. Auch die in den Oberflächengewässern gemessenen Frachten werden dann deutlich besser getroffen.

Hier stellt sich die Frage, welche Quellen für den Bezug der Bewirtschaftungsdaten zukünftig am besten geeignet sind, um realistische Größenordnungen des Stoffeintrages auf der Ackerfläche zu realisieren. So wäre es zukünftig auch möglich, Erträge und organische Düngermengen aus den DTF-Daten, die mineralischen Düngemengen jedoch weiterhin aus dem BEFU-Datenbestand (bzw. dem Nachfolgeprogramm BESyD) zu beziehen. Die Berücksichtigung der asymbiontischen N-Fixierung, sowie des N-Eintrags mit dem Saatgut könnten die Bilanz weiter verbessern.

Die zeitliche Verzögerung von Effekten der Nitratverlagerung sowie die Retention über die Grundwasserpassage werden jahresweise abgeschätzt. Im Rahmen der Neuprogrammierung wurde die bisher realisierte statische Herangehensweise der Abbildung des Nitratabbaus in der Zeit t durch eine sequenzielle Strömungsmodellierung ersetzt.

Die Berechnung der Fließwege erfolgte entlang des hydraulischen Gradienten (Multiple Flow-Ansatz) vom Eintrittsraster bis hin zu den Übertrittsrastern ins Oberflächengewässer sowie Randzellen an der sächsischen Gebietsgrenze und Senken (z. B. Brunnen). Die Verweilzeiten für den Grundwasserabfluss und der Abbau während des Fließweges wurden nach dem Darcy-Ansatz bis hin zum Übertritt der Restfracht ins Oberflächengewässer ermittelt. Die Realisierung der sequenziellen Berechnung der N-Einträge über den Basisabfluss einschließlich der dabei auftretenden Retention von Stickstoff während der Grundwasserpassage bis hin zum Übertritt von N ins Oberflächengewässer erforderte zunächst umfangreiche Neuprogrammierungsarbeiten des bestehenden von UHLIG ET AL. (2010) konzipierten Workflows. Bisher war es zwar möglich, bei vorliegender digitaler Grundwasseroberfläche die Fließwege und den Abbau von N während der Grundwasserpassage bei Annahme reduzierter Verhältnisse im Grundwasserleiter bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer abzuschätzen. Der zeitliche Versatz des gelösten Stickstoffs während der Grundwasserpassage war aber nicht in die Modellierung einbezogen. Der von WENDLAND ET AL. (1993) entwickelte und bisher nur für langjährige Betrachtungen nutzbare Modellansatz konnte somit für eine jahresweise Berechnung erweitert werden.

Für den Wasserhaushalt konnte noch nicht auf einen sachsenweit verfügbaren und zeitlich ausreichend aktuellen jährlichen Datensatz aus der KliWES- Modellierung zurückgegriffen werden. Das bisher genutzte TUB- BGR-Verfahren zur Ermittlung der realen Verdunstung kommt bei der nun möglichen jährlichen Bilanzierung allerdings an seine Grenzen. Der regressionsanalytisch aufgebaute Ansatz in Verbindung mit der sehr stark vereinfachenden Aufteilung der Abflusskomponenten in Abhängigkeit von Relief und Hydromorphiegrad (siehe GEBEL ET AL. 2017) ist für eine sequenzielle jahresweise Berechnung des Wasserhaushaltes unter Berücksichtigung von Gebiets speichern nicht zu empfehlen. Auch bei Verwendung des langjährigen Mittels liegen die Werte zu niedrig, die Unterschätzung liegt aber in einem vertretbaren Bereich. Für die in naher Zukunft anstehenden Modellierungen müssen Wege gefunden werden, die eine jahresweise Berechnung trotzdem möglich machen. Ggf. muss der mit dem TUB- BGR- Verfahren gerechnete jahresweise Wasserhaushalt auf die gemessenen Abflüsse hin hoch kalibriert werden. Alternativ könnte auch eine Verwendung von Abflussbeiwerten aus der KliWES- Modellierung in Verbindung mit aktuellen Niederschlagsdaten eine zu prüfende Option sein. Perspektivisch ist dann eine direkte Kopplung zum KliWES- Wasserhaushalt vorgesehen.

Die jährliche Bilanzierung wirft auch die Frage auf, ob der Speicher mineralischen Stickstoffs im Boden (N_{min}) in die Modellkopplung CCB / STOFFBILANZ integriert werden muss, da sonst zu hohe Frachten in Jahren mit positiver Speicheränderung (z. B. in trockenen Jahren) bzw. zu niedrige Frachten in Jahren mit negativer Speicheränderung (z. B. in feuchten Jahren) ausgewiesen werden. Für jährliche Rechnungen mit dem jetzigen Modellstand müsste entweder ein regional- und jahresspezifischer Korrekturfaktor einbezogen oder die Frachten mit einem gleitenden Mittelwert verwendet werden. Validierungen sollten dann eher unter Nutzung des gleitenden Mittels erfolgen bzw. wären jahresweise Abweichungen durch Speicheränderungen entsprechend zu diskutieren.

Im Vergleich der Modellergebnisse mit den beobachteten Werten zeigt sich, dass die berechneten Abflüsse und Frachten tendenziell zu niedrig ausfallen. Hinsichtlich der Konzentrationen ergibt sich zwar eine gute Übereinstimmung, dies aber aufgrund der oben angesprochenen Unterschätzungen von Abfluss und Fracht.

Für die Beurteilung der Einträge in einem Bewirtschaftungszeitraum z. B. im Rahmen der WRRL-Berichterstattung wird empfohlen auf die gemittelten Werte zurückzugreifen, da diese die gesamte Periode besser repräsentieren.

Zusammenfassend zeigt sich anhand der vorgenommenen Modellrechnungen, dass in den zurückliegenden Jahren seit 2003 in weiten Teilen Sachsens von einem Humusaufbau auszugehen ist. Dies ist im Sinne des Klimaschutzes positiv zu bewerten und geht gleichermaßen mit der Festlegung von Stickstoff im Boden einher. Der Antrieb für diese Entwicklung ist insbesondere die Zunahme konservierender Bodenbearbeitung. Als Folge des Hu-

musaufbaus reduziert sich der verlagerungsfähige N-Überschuss im Boden und somit auch der N-Austrag aus der durchwurzelten Bodenzone bzw. der N-Eintrag in die Wasserkörper. In Abhängigkeit vom Weg-Zeit-Verhalten des Stickstoffs während der Grundwasserpassage ergeben sich wiederum Verzögerungen dieses Effektes, aber auch Überlagerungen durch die Bewirtschaftung der Vergangenheit.

Der Effekt der verminderten N-Aus- bzw. N-Einträge ist aber zeitlich begrenzt, da gleichzeitig ein höherer C_{org} - bzw. N_{org} -Vorrat im Boden aufgebaut wird, der in späteren Jahren zu höheren Freisetzungen in einem neuen dynamischen Gleichgewicht führt. Eine Umkehrung der beschriebenen N-Festlegung träte z. B. dann ein, wenn die Maßnahmen-Umfänge der konservierenden Bodenbearbeitung zukünftig wieder zurückgehen sollten. Dies wäre voraussichtlich mit Mineralisierungsschüben verbunden, die bei der Bemessung des Düngerbedarfes unbedingt angerechnet werden müssten.

In Anbetracht der gegenwärtigen Problematik der zu hohen N- Einträge in die Oberflächengewässer und der bei Nitrat vielfach überschrittenen WRRL- Umweltqualitätsnorm (EU, 2000) für den guten chemischen Zustand in den Grundwasserkörpern ist es somit notwendig und zielführend, diese Zusammenhänge künftig besser abzubilden. Mit der hier vollzogenen Modellkopplung CCB / STOFFBILANZ werden auf der Meso- bis Makroskala (Länderebene) erstmals entsprechende Modellwerkzeuge zur Abbildung der oben genannten Zusammenhänge vorgehalten.

Die Ableitung regional differenzierter Handlungsempfehlungen ist auf der hier bearbeiteten Skala mit den genutzten Modellwerkzeugen allerdings nicht möglich, da die Einbeziehung der Bewirtschaftungsdaten überwiegend auf der Ebene der Agrarstrukturgebiete erfolgte. Auch können ohne ausreichend qualifizierte und zeitlich weit genug extrapolierte Szenarien die Verzögerungen der verschiedenen Maßnahmenwirkungen (durch das Verändern des dynamischen Gleichgewichtes der Humusumsatzprozesse als auch durch das Weg- Zeit- Verhalten des ausgewaschenen Nitrates) nicht adäquat bemessen werden. Hierfür wäre zudem ein Maßstabswechsel unter Verwendung entsprechend höher aufgelöster Daten erforderlich. Dies betrifft neben Angaben zur Landnutzung auch standort- und nutzungsspezifische C_{org} -Messwerte zur Modellkalibrierung.

Im Rahmen zukünftiger Weiterentwicklungen wäre insbesondere die Integration der jährlichen zu erwartenden Speicheränderungen des N_{min} -Speichers durch wechselnde Witterungsbedingungen und sich verändernde Bewirtschaftungsverhältnisse zielführend. Bisher wird dieser Speicher als konstant angenommen, weshalb Speicheränderungen vernachlässigt werden können. Eine diesbezügliche Lösung könnte dann auch genutzt werden, um die Mineraldüngung im Modell CCB anhand von Erträgen, dem organischem Dünger (jeweils DTF) und dem N_{min} -Speicher autonom zu berechnen, wodurch eine höhere Plausibilität der nach STOFFBILANZ überführten N-Bilanzen und der darauf aufbauend berechneten Austräge aus dem Boden bzw. Einträge in die Oberflächengewässer erwartet wird.

Literaturverzeichnis

- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000 L 327/1.
- FRANKO, U., & MERBACH, I. (2017): Modelling soil organic matter dynamics on a bare fallow Chernozem soil in Central Germany. *Geoderma*, 303, 93–98. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.013>
- GEBEL, M., BÜRGER, S., HALBFAß, S., UHLIG, M. (2016): Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 102 S.
- GEBEL M., BÜRGER S., UHLIG M., SCHWARZE R., HAUFFE C. (2017): Ergebniskopplung KliWES- STOFFBILANZ in Sachsen. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe des LfULG, Heft 3/2017, 79 S.
- GEBEL, M., BÜRGER, S., UHLIG, M. (2018a): Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021 – Teilprojekt- Phase 2. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, unveröffentlichter Abschlussbericht.
- GEBEL, M., BÜRGER, S., HALBFAß, S., UHLIG, M. (2018b): STOFFBILANZ– Modellerläuterung. (<http://galf-dresden.de/home/wp-content/uploads/2018/04/Modellerlaeuterung.pdf>)
- HALBFAß, S., GEBEL, M., FRIESE, H., GRUNEWALD, K. MANNSFELD, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 80 S.
- HUMUSBILANZ IM GEMÜSEBAU – HORTIPENDIUM. (2013). [Wiki]. Abgerufen 23. November 2017, von http://www.hortipendium.de/Humusbilanz_im_Gem%C3%BCsebau#Die_Bilanzierung_der_Organischen_Substanz_im_Boden
- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19.
- MORIASI DN, ARNOLD JG, VAN LIEW MW, BINGNER RL, HARMEL RD, VEITH TL (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 2007, Vol. 50(3), 885-900
- NASH JE, SUTCLIFFE JV (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 1970, 10 (3), 282–290
- SCHWARZE, R. (2004): Regionalspezifische Analysen in der Festgesteinsregion. In: Becker A. & Lahmer W. [Hrsg.]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 1, Berlin.
- SCHWARZE, R., HAUFFE, C., BALDY, A., WINKLER, P., DRÖGE, W., WAGNER, M., RÖHM, P. (2014): KliWES Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen – Wasserhaushaltsberechnungen für den Ist-Zustand und verschiedene Klima- bzw. Landnutzungsszenarien. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe des LfULG, Heft 32/2014.
- ULLRICH, J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasser mit dem Modell STOFFBILANZ. Diplomarbeit, TU Dresden.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. Umweltbundesamt
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2015): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Umweltbundesamt
- VDLUFA (HRSG.) (2014): Humusbilanzierung. VDLUFA

- WENDLAND F, ALBERT H, BACH, M, SCHMIDT R [HRSG.] (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland – Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Bd. 13.
- WENDLAND, F., BERTHOLD, G., FRITSCHKE, JG, HERRMANN, F., KUNKEL, R., VOIGT, HJ, VEREECKEN, H. (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. Grundwasser, DOI 10.1007/s00767-011-0169-6
- WESSOLEK G., DUIJNISVELD WHM., TRINKS S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. Journal of Hydrology 356, 17-27.
- WITING F., FRANKO U., GEBEL, M. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe des LfULG, Heft 20/2016.

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.lfulg.sachsen.de

Das LfULG ist eine nachgeordnete Behörde des
Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

Autoren:

Julius Diel¹, Dr. Michael Gebel², Dr. Uwe Franko¹

¹ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ,

Department Bodensystemforschung

Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale

² Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung bR – GALF

Am Ende 14, 01277 Dresden

Telefon: ¹ +49 345 5585-432, ² +49 351 2096-540

Telefax: ² +49 351 2096-537

E-Mail: uwe.franko@ufz.de, gebel@galf-dresden.de, julius.diel@ufz.de

Redaktion:

Holm Friese

Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe/

Referat Oberflächenwasser, Wasserrahmenrichtlinie

Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Telefon: +49 351 8928-4412

Telefax: +49 351 8928-4099

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

Titelfoto:

Uwe Franko (UFZ), bearbeitet durch Julius Diel (UFZ) im Auftrag des LfULG

Redaktionsschluss:

11.07.2019

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

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de