



Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen

Schriftenreihe, Heft 40/2012



Erfassung und Auswertung langjähriger Messreihen von Dauermonitoringflächen

Frank Reinicke, Daniel Wurbs

1	Einleitung und Problemstellung	8
2	Digitalisierung und räumliche Anpassung der DMF an aktuelle Feldblockgrenzen	9
2.1	Methodik und Vorgehensweise	9
2.1.1	Vereinheitlichung und Korrektur der DTF- und InVeKoS-Attribute	9
2.1.2	Nachbarschaftsanalyse und räumliche Auswertung des DTF-Datenbestandes	10
2.1.3	Kontrolle, Korrektur und Generierung von DTF-Flächeneinheiten	12
2.2	Datenübergabe und Statistik.....	14
3	Analyse des Stickstoffhaushaltes	16
3.1	Methodik	16
3.2	Ergebnisse	20
3.2.1	Entwicklung der Anbaustrukturen und Erträge.....	20
3.2.2	Nitratuntersuchungen im Herbst	22
3.2.3	Nitratuntersuchungen im Frühjahr.....	26
3.2.4	Stickstoffbilanzierung nach Düngeverordnung.....	27
3.2.5	Abschätzung von Nitrat austrägen	37
4	Fazit.....	44
5	Anhang	47
	Literatur	52

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Analyse DMF-Punkte und InVeKoS-Flächen.....	10
Abbildung 2:	Prüf- und Korrekturschema der DTF-Lage	11
Abbildung 3:	Lage der Dauertestflächen	13
Abbildung 4:	Korrektur und Generierung von DMF-Flächeneinheiten	14
Abbildung 5:	Anzahl auswertbarer Dauermonitoringflächen für Nitratgehalte im Herbst und Frühjahr.....	17
Abbildung 6:	Anzahl auswertbarer DMF zur N-Bilanzierung und Abschätzung des Nitrataustrages	17
Abbildung 7:	Verteilung der Dauermonitoringflächen nach Standortbedingungen	18
Abbildung 8:	Berücksichtigte N-Flüsse zur Berechnung des flächenbezogenen N-Saldos im Programm „REPRO“.....	18
Abbildung 9:	N-Pools und N-Flüsse im REPRO-Modul „N-Umsatz im Boden“	19
Abbildung 10:	Anbaustruktur der Dauertestflächen nach Agrarstrukturgebieten	21
Abbildung 11:	Erträge der wichtigsten Fruchtarten im Vergleich zur Agrarstatistik für Sachsen	22
Abbildung 12:	Erträge der wichtigsten Fruchtarten in den Agrarstrukturgebieten.....	22
Abbildung 13:	Entwicklung der Nitratgehalte im Herbst auf den Dauertestflächen.....	23
Abbildung 14:	Entwicklung der Nitratgehalte im Herbst auf den Flächen in Wasserschutzgebieten und im Ökologischen Landbau	23
Abbildung 15:	Nitratgehalte im Herbst differenziert nach Standortbedingungen	24
Abbildung 16:	Nitratgehalte im Herbst differenziert nach Fruchtarten bzw. Fruchtgruppen sowie Einfluss der Strohernte bei Getreide	24
Abbildung 17:	Einfluss von Zwischenfruchtanbau und der Anteil pflugloser Grundbodenbearbeitung auf Nitratgehalte im Herbst	25
Abbildung 18:	Wirkung differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die Nitratgehalte im Herbst.....	26
Abbildung 19:	Entwicklung der Nitratgehalte im Frühjahr auf den Dauertestflächen	26
Abbildung 20:	Entwicklung der Nitratgehalte im Frühjahr auf den Flächen in Wasserschutzgebieten und im Ökologischen Landbau	27
Abbildung 21:	Entwicklung der mineralischen und organischen N-Düngung im Betrachtungszeitraum	27
Abbildung 22:	Entwicklung der Mineral-N-Düngung in den Agrarstrukturgebieten	28
Abbildung 23:	Mineralische und organische Stickstoffdüngung nach Ackerzahlen	29
Abbildung 24:	Entwicklung der Stickstoffentzüge nach Jahren und Ackerzahlen	30
Abbildung 25:	Entwicklung der Stickstoffentzüge in den Agrarstrukturgebieten	30
Abbildung 26:	Langjährige Stickstoffsalden und Entwicklung der Bilanzglieder auf den Dauertestflächen	31
Abbildung 27:	Langjährige Stickstoffsalden in Wasserschutzgebieten und im Ökologischen Landbau.....	31
Abbildung 28:	Langjährige Stickstoffsalden und Entwicklungstendenz in den Agrarstrukturgebieten	32
Abbildung 29:	Stickstoffsaldo differenziert nach Standortbedingungen	32
Abbildung 30:	Stickstoffsaldo der Fruchtarten bzw. -gruppen auf den Dauertestflächen sowie auf den Flächen in Wasserschutzgebieten	33
Abbildung 31:	Stickstoffsaldo in Abhängigkeit vom Einsatz organischer Dünger sowie vom Strohmanagement bei Getreide	33
Abbildung 32:	Langjährige N-Salden der Dauertestflächen (Kartendarstellung)	35
Abbildung 33:	Langjährige N-Salden der Flächen in WSG (Kartendarstellung)	36
Abbildung 34:	Entwicklung der verlustgefährdeten Nitratmengen im Boden auf den Dauertestflächen sowie auf den Flächen in Wasserschutzgebieten	37
Abbildung 35:	Entwicklung der verlustgefährdeten Stickstoffmenge im Ökolandbau und Verlustpotenzial in den Agrarstrukturgebieten	37
Abbildung 36:	Mittlere Sickerwasserraten und durchschnittliche N-Frachten in den Agrarstrukturgebieten	38
Abbildung 37:	Entwicklung der Nitratkonzentration auf den Dauertestflächen	39
Abbildung 38:	Langjährige Nitratkonzentration auf den Flächen in Wasserschutzgebieten und im Ökologischen Landbau.....	39
Abbildung 39:	Nitratkonzentration differenziert nach Standortbedingungen	40
Abbildung 40:	Anteile von Nitratkonzentrationsbereichen in den Agrarstrukturgebieten	40

Abbildung 41:	Prognostizierte Nitratkonzentrationen wichtiger Fruchtgruppen differenziert nach Agrarstrukturgebieten.....	41
Abbildung 42:	Langjährige Nitratkonzentrationen der Dauertestflächen (Kartendarstellung)	42
Abbildung 43:	Langjährige Nitratkonzentrationen der Dauermonitoringflächen (Kartendarstellung).....	43
Abbildung 44:	Beziehung von berechneten N-Salden und den Nitratmengen im Boden im darauffolgenden Herbst.....	45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Struktur des Datensatzes der DMF-Punkte	15
Tabelle 2:	Struktur des Datensatzes der DTF-Flächen	15
Tabelle 3:	Statistik zum Prüfstatus der DTF-Punkte	16
Tabelle 4:	Statistik zum Korrekturstatus der digitalisierten DTF-Flächen	16
Tabelle 5:	Entwicklung der Anbaustrukturen auf den Dauertestflächen und im Wasserschutzgebiet	20
Tabelle 6:	Entwicklung der Mineral-N-Düngung der wichtigsten Fruchtarten	28
Tabelle 7:	Statistische Kennzahlen der NO ₃ -Gehalte im Herbst auf den DTF	47
Tabelle 8:	Statistische Kennzahlen der NO ₃ -Gehalte im Herbst auf den Flächen im WSG	48
Tabelle 9:	Statistische Kennzahlen der Stickstoffsalden auf den DTF	49
Tabelle 10:	Statistische Kennzahlen der Stickstoffsalden auf den Flächen im WSG	50
Tabelle 11:	Statistische Kennzahlen der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf den DTF	51
Tabelle 12:	Statistische Kennzahlen der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf den Flächen im WSG	51

Abkürzungsverzeichnis

ADM	Außendienstmitarbeiter
ASG	Agrarstrukturgebiet
DMF	Dauermonitoringflächen
DTF	Dauertestflächen
GIS	Geoinformationssystem
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
N	Stickstoff
OBS	organische Bodensubstanz
ÖKO	ökologisch bewirtschaftete Flächen
WSG	Wasserschutzgebiet

1 Einleitung und Problemstellung

Im Jahr 1990 begann die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), ein Nitratmessnetz auf fest eingemessenen Parzellen einzurichten (Dauertestflächen [DTF]). Es wurden ca. 1.000 Praxisschläge festgelegt, die jeweils betriebstypisch bewirtschaftet wurden. Bei der Auswahl bestand die Vorgabe, repräsentative Aussagen für die Landnutzung im Freistaat Sachsen treffen zu können. So entsprechen die Anteile der DTF bei den jeweiligen Auswertungskategorien im Wesentlichen ihren prozentualen Anteilen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Sachsen. Auf den DTF findet im Herbst und auf einem Teil auch im Frühjahr zu Vegetationsbeginn in den Bodenschichten 0–30 cm und 30–60 cm eine Untersuchung des löslichen Stickstoffs statt. Diese Daten wurden in regelmäßigen Nitratberichten durch das LfULG ausgewertet und veröffentlicht (z. B. KURZER 2006). Die Frühjahrswerte dienen speziell der Düngungsberatung und stellen die Richtwerte für Landwirte dar, die keine eigenen N_{\min} -Untersuchungen durchführen lassen.

Im Jahr 2002 erfolgte dazu die Definition von etwa 530 Dauermonitoringflächen (DMF), welche sich zu diesem Zeitpunkt ausschließlich in Wasserschutzgebieten befanden. Hintergrund war die Novellierung der Sächsischen Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten (SächsSchAVO). Hier findet ebenfalls regelmäßig im Herbst eine Stickstoffuntersuchung im Boden statt.

Neben ständig kleinen Veränderungen im Messnetz (Änderung WSG, Bewirtschafterwechsel, ökologische Bewirtschaftung) fand im Jahr 2007, vorwiegend aus finanziellen Gründen, eine deutliche Reduzierung der Flächen statt. Es wurde allerdings darauf geachtet, diese optimal an die Monitoringkonzepte nach der Wasserrahmenrichtlinie anzupassen, um auch weiterhin repräsentative Aussagen zu relevanten Kategorien (Agrarstrukturgebiete, Bodenarten Nutzung, Förderprogramme u. a.) treffen zu können. Die Dauertestflächen und Dauermonitoringflächen wurden anschließend zum Gesamtsystem „Dauermonitoringflächen“ zusammengeführt, wobei nun die DTF als Untergruppe der Monitoringflächen geführt werden (BUFE 2008).

Aktuell finden die Untersuchungen auf 820 DTF und 450 „alten“ DMF statt (Abb. 3). Davon liegen etwa 540 in Wasserschutzgebieten. Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen beläuft sich bei den Dauertestflächen ab der Flächenreduzierung im Jahr 2007 auf rund 3,2 % und liegt damit 0,5 % unter dem für Sachsen ausgewiesenen Anteil (BMELV 2010). In Wasserschutzgebieten macht der Ökolandbau 12,2 % aus. Die Anzahl der Betriebe, die Testflächen bewirtschaften, beläuft sich insgesamt auf 350.

Neben den umfangreichen Bodenbeprobungen wurde von Anfang an auch die Bewirtschaftung der Flächen erfasst. Mit der Dokumentation von eingesetzten Betriebsmitteln und Erträgen können zu einem großen Umfang Auswertungen zum Nährstoffhaushalt erfolgen. Ein zentrales Anliegen der vorliegenden Arbeit war daher eine modellgestützte Beschreibung der Stickstoffflüsse. Die entsprechende Datenbank mit Angaben zu Anbaukultur, mineralischer und organischer Düngung sowie Erntemengen wurde durch das LfULG bereitgestellt. Zunächst erfolgte die Aufstellung von Stickstoffbilanzen nach der für Sachsen gültigen Düngeverordnung (DüV 2007). Dazu wurden die Daten in das Bilanzierungsmodell REPRO übernommen und Flächenbilanzen mit den vorgegebenen Koeffizienten berechnet. In Abhängigkeit der Fluktuation im Messnetzprogramm wurden für alle auswertbaren Flächen von 1994 bis 2010 jährliche Stickstoffsalden ermittelt. In einer weitergehenden Analyse fand eine Abschätzung von Nitratverlusten für die Jahre 2002 bis 2010 statt. Dabei mussten den Dauertestflächen relevante Standort- und Witterungsdaten zugeordnet werden.

Am Ende stand die statistische Auswertung der Einzelwerte mit dem Ziel der Berechnung von Jahresmittelwerten und die Beschreibung von langjährigen Trends. Es wurde Wert darauf gelegt, den Einfluss von Standortbedingungen (Ackerzahlen, Agrarregionen, Wasserschutzgebieten) und Bewirtschaftungsmaßnahmen (Fruchtarten, Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau) durch entsprechende Kategorisierung der DMF herauszustellen. In Bezug zu den Vorgaben der WRRL ermöglicht dies die Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Minderung von Nitratausträgen bzw. der Ausweisung von möglichen Minderungspotenzialen.

Bevor die Beschreibung und Auswertung des Stickstoffhaushaltes vorgenommen werden kann, bestand allerdings die Aufgabe, Bewirtschaftungsdaten der Betrachtungsjahre auf Plausibilität zu prüfen und Korrekturen vorzunehmen bzw. fehlende Informationen durch realistische Annahmen zu ergänzen.

Zu einem Großteil liegen die Dauermonitoringflächen georeferenziert vor. Die Erfassung und Auswertung der langjährigen Messreihen erforderte im Vorfeld auch die Kontrolle und ggf. Korrektur der DMF-Attribute, die korrekte Zuordnung der DMF zu den definierten Feldblöcken sowie die räumliche Anpassung der DMF an die aktuellen Feldblockgrenzen des InVeKoS-Datensatzes, um die spätere Auswertung des N-Haushaltes räumlich eindeutig vornehmen zu können. Des Weiteren ist die genaue Lagebestimmung Grundlage für die Übernahme der Ergebnisse in das Fachinformationssystem (FIS) Boden. Folgende Datengrundlagen wurden seitens des LfULG zur Verfügung gestellt:

- Datenbank der 1.276 DTF mit zugeordneten Attributen (Bewirtschafter, Fruchtart, Schlag-/Feldblock-Nr., Koordinaten, Außendienstmitarbeiter, Gemeinde u. a.)
- Digitalisierte Flächengrenzen der DTF (n= 548) als shape-Datei
- InVeKoS-Datensatz mit zugeordneten Attributen (Bewirtschafter, Fruchtart, Schlag-/Feldblock-Nr. u. a.) als shape-Datei
- Topographische Karte 1:10.000 (digital)
- Luftbilder (digital)
- analoges Kartenmaterial der Außendienstmitarbeiter mit manuell verorteten DTF
- Übersetzungsschlüssel zur Beschreibung der InVeKoS-Attribute ‚Hauptfruchtart‘

2 Digitalisierung und räumliche Anpassung der DMF an aktuelle Feldblockgrenzen

2.1 Methodik und Vorgehensweise

2.1.1 Vereinheitlichung und Korrektur der DTF- und InVeKoS-Attribute

Die räumlich korrekte Zuordnung der Dauermonitoringflächen zu den aktuellen Feldblockgrenzen (InVeKoS) mittels GIS-basierter Nachbarschaftsanalyse wurde anhand der in beiden Datensätzen enthaltenen Attribute ‚Bewirtschafter‘, ‚angebaute Fruchtart‘ und ‚Schlag-/Feldblocknummer‘ vorgenommen. Insofern war es erforderlich, die Parameter zu vereinheitlichen und ggf. zu korrigieren.

Bei den Daten zum Bewirtschafter traten Unterschiede zwischen beiden Datensätzen in Form von Schreibfehlern, unklaren Bewirtschafterbezeichnungen oder nicht aktualisierten Betriebsnamen auf, wie folgende zwei Beispiele aufzeigen:

Bewirtschafter laut DTF:	Musterhausen eG
Bewirtschafter laut InVeKoS:	Agrargenossenschaft Musterhausen
Bewirtschafter laut DTF:	Hans-Joachim Mustermann
Bewirtschafter laut InVeKoS:	Landwirtschaftsbetrieb Mustermann GbR

Die Bewirtschafterbezeichnungen des DTF-Datensatzes wurden kontrolliert, vereinheitlicht und an die zugehörige Bezeichnung des InVeKoS-Datensatzes angepasst.

Die Bezeichnung der im Referenzjahr 2010 angebaute Fruchtart liegt in beiden Datensätzen codiert vor. Eine 1:1-Zuordnung und die Vergabe eines einheitlichen Codes wurde für eindeutig identische Fruchtarten vorgenommen. Weil die Codierung im InVeKoS-Datensatz eine genauere Differenzierung einzelner Hauptfruchtarten vornimmt, wurden den Fruchtartenbezeichnungen der DMF mögliche Fruchtartenoptionen aus InVeKoS zugeordnet. Nachfolgende Beispiele veranschaulichen die Vorgehensweise:

1:1-Zuordnung

Fruchtart laut DMF: Winterroggen (Code 0110)
Zugeordnete Fruchtart laut InVeKoS: Winterroggen (Code 121)

Mehrfach-Zuordnung

Fruchtart laut DMF: Hafer (Code 0160)
Zugeordnete Fruchtart laut InVeKoS: Sommerhafer (Code 143); Winterhafer (Code 142)

Fruchtart laut DMF: Körnermais (Code 0170)
Zugeordnete Fruchtart laut InVeKoS: Körnermais (Code 171); Zuckermais (Code 174)

Durch die Mehrfachzuordnung von Fruchtarten konnten Fehlerquellen, die bei der Bestimmung der Kulturpflanzen im Rahmen der DMF-Aufnahme aufgrund unterschiedlicher Wachstumsstadien aufgetreten sein können, weitestgehend beseitigt werden. Neben den Bewirtschaftungs- und Anbaudaten wurden ergänzend die Bezeichnungen der für die DMF-Aufnahme verantwortlichen Außendienstmitarbeiter vereinheitlicht, um zu einem späteren Zeitpunkt eine eindeutige Zuordnung der digital vorliegenden DMF-Punkte zum analogen Kartenmaterial gewährleisten zu können.

2.1.2 Nachbarschaftsanalyse und räumliche Auswertung des DTF-Datenbestandes

Auf Basis der korrigierten und vereinheitlichten Attributtabelle wurde die GIS-basierte Nachbarschaftsanalyse zwischen den DTF-Punkten, deren Verortung anhand vorliegender xy-Koordinaten vorgenommen wurde, und den InVeKoS-Flächen durchgeführt. Mittels Punkt-Flächen-Analyse wurde eine räumliche Verknüpfung der als Punktdatensatz vorliegenden DMF mit den unterlagernden Flächen der Feldblöcke vorgenommen. Anschließend erfolgte die Abfrage der verknüpften Objektattribute hinsichtlich Bewirtschafter, Fruchtart und Schlag-/Feldblocknummer. Primäres Ziel der Analyse war die Identifizierung und Übernahme vollständig übereinstimmender Attributwerte. Im abgebildeten Beispiel (Abb. 1, rechts) stimmen Bewirtschaftername, Fruchtart und Schlagnummer überein. In diesem Fall wurden keine weiteren Prüfverfahren angewendet. Bezogen auf die 1.276 DMF konnten 521 DMF (41%) als korrekt verortet und attributisiert bewertet werden. Sofern keine eindeutige Übereinstimmung von einem oder mehreren Attributen festgestellt werden konnte (Abb. 1, links), mussten sukzessive weitere Schritte zur Überprüfung und ggf. Korrektur der DMF-Flächen durchgeführt werden (Abb. 2).

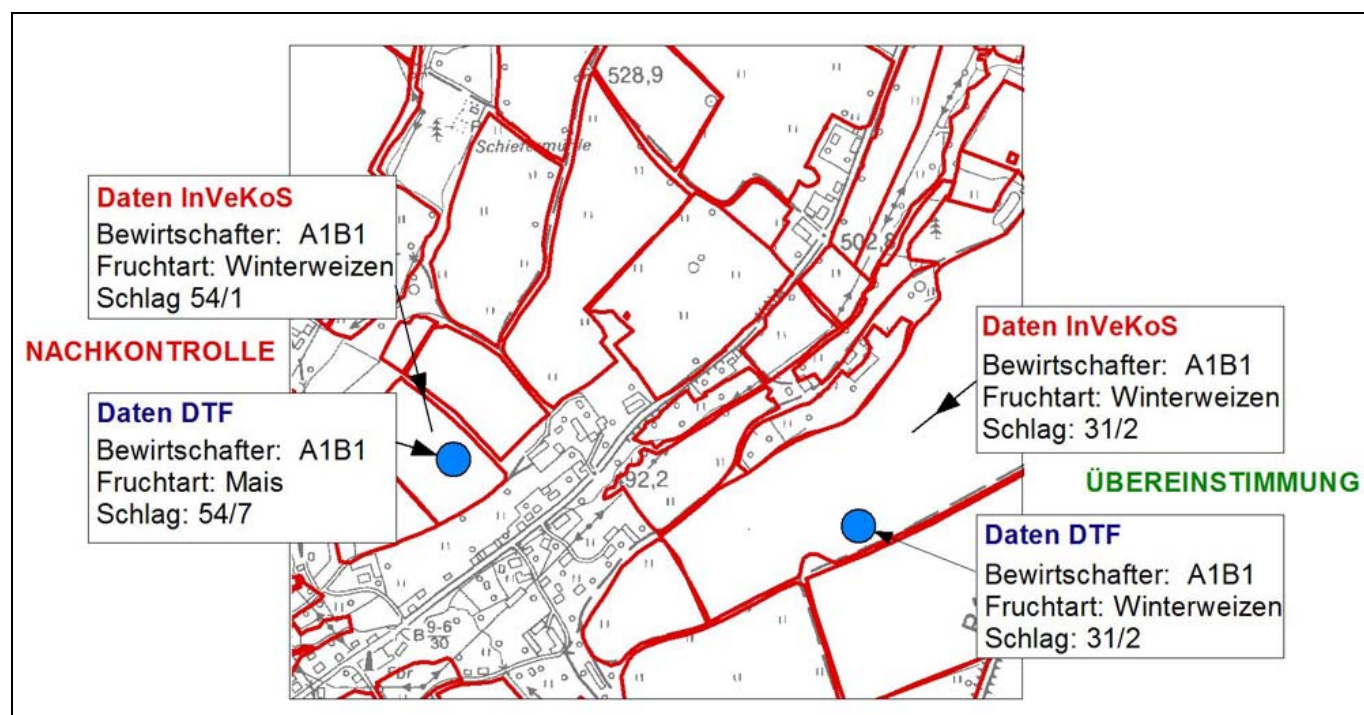


Abbildung 1: Analyse DMF-Punkte und InVeKoS-Flächen

Als wesentliche Gründe für eine nicht eindeutige Übereinstimmung zwischen DMF- und Feldblock-Attributen konnten herausgearbeitet werden:

- Bewirtschafter und Fruchtart übereinstimmend - Schlag-/Feldblock-Nr. abweichend oder nicht angegeben
- Bewirtschafter und Schlag-/Feldblock-Nr. übereinstimmend – Fruchtart abweichend oder nicht angegeben
- Fruchtart und Schlag-/Feldblock-Nr. übereinstimmend – Bewirtschafter abweichend oder nicht eindeutig
- Bewirtschafter oder Fruchtart übereinstimmend – Fruchtart oder Bewirtschafter abweichend, Schlag-Nr. abweichend
- Bewirtschafter und Fruchtart abweichend
- Veränderung der Schlagstrukturen (z. B. Teilung) nach Aufnahme DMF
- DTF-Nummer falsch oder vertauscht
- keine InVeKoS-Fläche hinter DMF-Punkt

Mittels GIS- bzw. Nachbarschaftsanalysen hätte eine wahrscheinliche räumliche Zuordnung zu benachbarten Feldblöcken vorgenommen werden können. Um das Optimum der räumlichen Zuordnung zu erreichen, erfolgte neben der GIS-Analyse der manuelle Abgleich der DMF-/Feldblockdaten mit analogem Kartenmaterial der Außendienstmitarbeiter. In diesem wurden die aufgenommenen DMF und die zugehörigen Schläge/Feldblöcke eingezeichnet (vgl. Schritt 2 in Abb. 2). Für weitere 326 DTF (26 % der Grundgesamtheit) konnte die Lage bestätigt werden. Für 243 DMF (19 %) war hingegen eine manuelle Korrektur der DTF-Lage (Verschieben) erforderlich, nachdem mithilfe der Kartenkontrolle der zugehörige Schlag des InVeKoS-Datensatzes identifiziert werden konnte (Schritt 3).

Für 186 DMF (15 %) konnte nicht eindeutig ein Schlag/Feldblock zugeordnet werden, teilweise lagen auch keine Karten vor. In diesem Fall erfolgte die Nachkontrolle der DTF-Lage durch die Außendienstmitarbeiter (Schritt 4). 122 DMF (9 %) konnten hinsichtlich ihrer Lage bestätigt, 56 DMF (4 %) mussten korrigiert werden. Für acht DMF war eine neuerliche Abschlusskontrolle erforderlich.

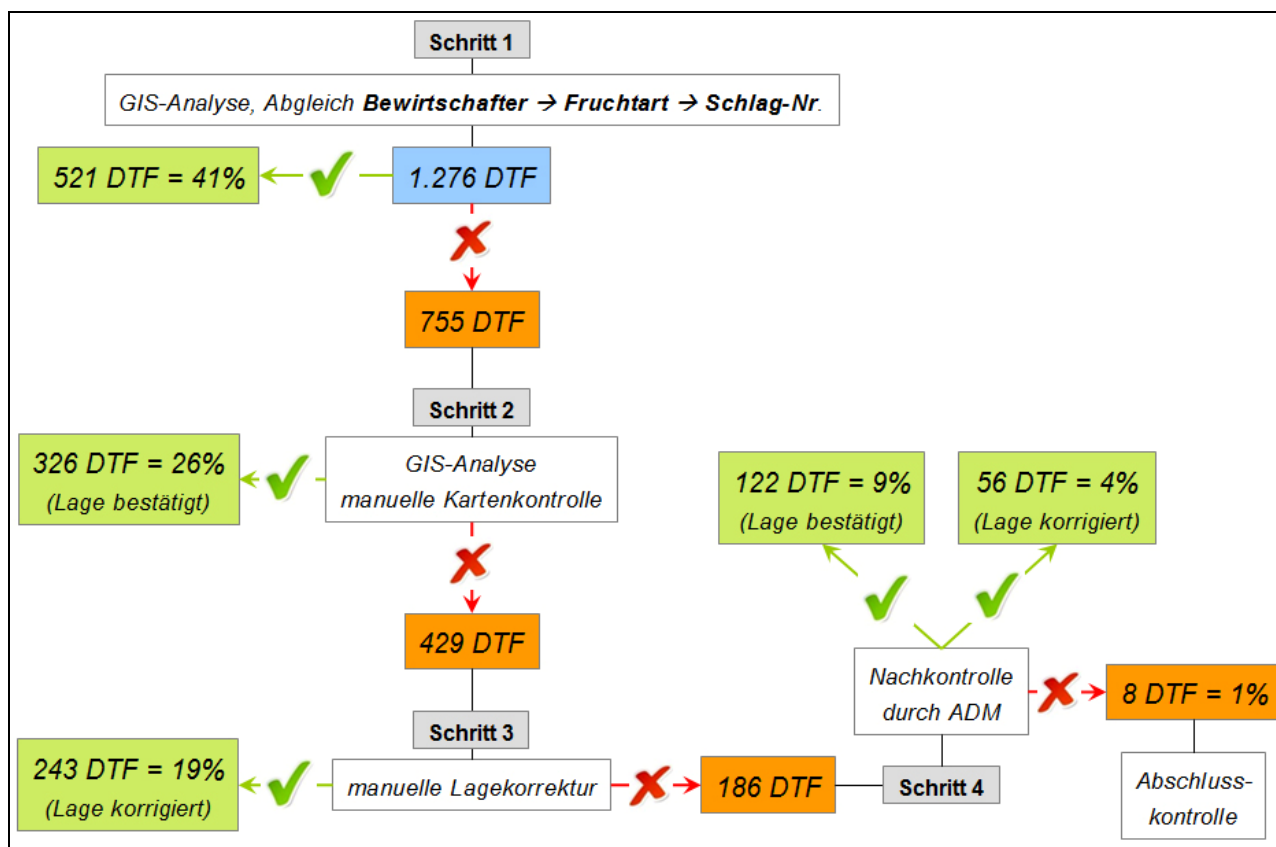


Abbildung 2: Prüf- und Korrekturschema der DTF-Lage

Nach Abschluss der DMF-Kontrolle und der vorgenommenen Neu-Digitalisierung bzw. räumlichen Anpassung an die aktuellen Feldblockgrenzen konnte dem LfULG ein Datensatz mit 1.276 auf den InVeKoS-Datensatz abgestimmten Dauermonitoringflächen übergeben werden (Kap. 2.2). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass die eigentlichen Monitoring-,Flächen' real als DMF-Punkte innerhalb der zugehörigen Feldblöcke verortet sind. Die räumliche Anpassung bereits digitalisierter DMF-Flächen und die Generierung neuer Flächen wurden im Anschluss vorgenommen.

2.1.3 Kontrolle, Korrektur und Generierung von DTF-Flächeneinheiten

Neben den durch xy-Koordinaten verorteten DMF lagen 548 DMF (43 %) bereits als digitalisierte Flächeneinheit vor. Diese Einheiten sind erforderlich für spätere flächenbezogene Visualisierungen der DMF. Allerdings entsprechen die Außengrenzen der Flächen häufig nicht den aktuellen Feldblockgrenzen. Oftmals überschneiden sich die digital vorliegenden DMF- und InVeKoS-Flächen (Abb. 4).

Nach der räumlichen Analyse der vorliegenden Flächen erfolgte die Anpassung der Grenzen an die Feldblockgeometrien mit dem Ziel, dass DMF-Einheiten vollständig im zugehörigen Feldblock liegen, um neben den DMF-Punkten auch für die Flächen eine 1:1-Zuordnung zu gewährleisten.

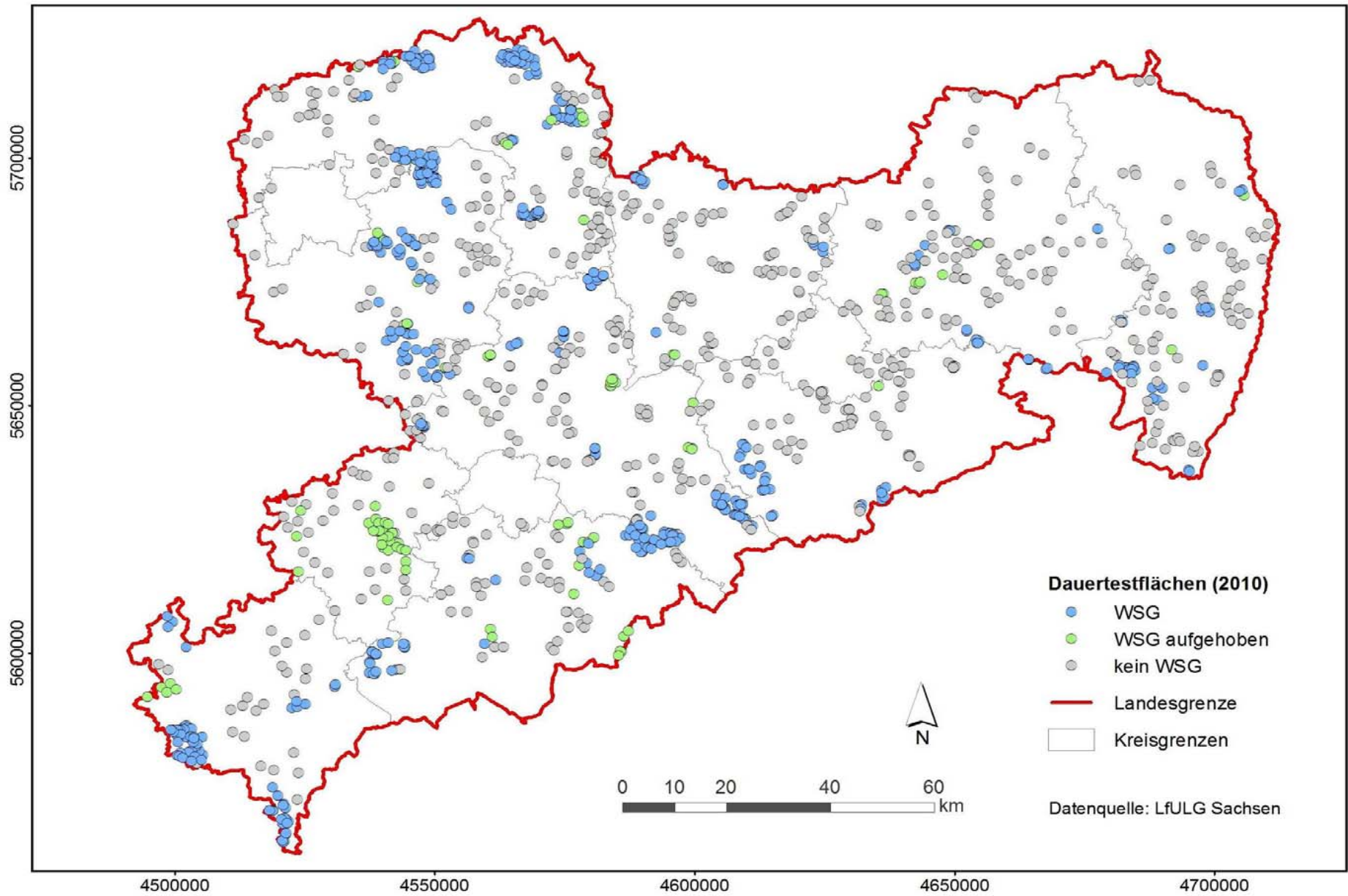


Abbildung 3: Lage der Dauertestflächen

Für etwa die Hälfte der Flächen war keine Korrektur erforderlich. 46 % der Flächen befanden sich teils im richtigen, zum Teil aber auch in einem benachbarten Feldblock. Mittels clipping wurden die DMF-Flächen an die Feldblockgrenzen angepasst. 4 % der DMF-Flächen wurden in den zugeordneten Feldblock verschoben.

Weil für 728 DMF-Flächen bislang keine Digitalisierung vorgenommen wurde, erfolgte die Generierung einer synthetischen Flächeneinheit um den vorhandenen DMF-Punkt. Die Rasterweite des Quadrates beträgt 25 m (Abb. 4). Grundsätzlich zu beachten ist, dass aufgrund der Methodik zur Flächenerzeugung der 1.276 DTF-Einheiten eine N-Bilanzierung bezogen auf Flächeneinheiten (ha, m²) Ergebnis verfälschend und somit unzulässig ist.

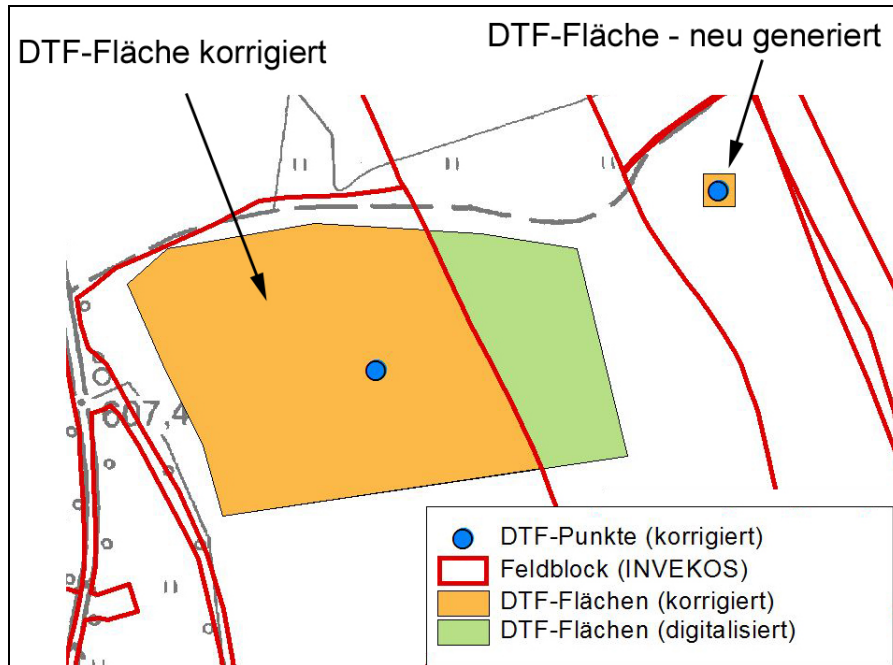


Abbildung 4: Korrektur und Generierung von DMF-Flächeneinheiten

2.2 Datenübergabe und Statistik

Nach Abschluss der räumlichen Anpassung und Digitalisierung der Dauermonitoringflächen wurden die Daten als shape-Datei und Attributtabelle an das LfULG übergeben und die Ergebnisse statistisch ausgewertet. Neben den korrigierten Raumbezügen beinhalten die Daten auch die originären und korrigierten DMF-Attribute (Bewirtschafter, Fruchtart, Schlag-/Feldblock-Nr.) sowie den Prüfstatus. Eine Übersicht über die Datensatzinhalte und die Statistik zum Prüfstatus der DMF-Punkte und -Flächen geben die Tabellen 1 bis 4.

Als Resultat der Datenaufbereitung muss perspektivisch eine Vereinheitlichung der DMF-Attribute wie Bewirtschafter, Fruchtart und Feldblockbezeichnung in Form vorzugebender Auswahlparameter angestrebt werden. Somit ließen sich die in Kap. 2.1 erläuterten Anpassungen der DMF-Inhalte an die InVeKoS-Attribute vermindern bzw. vermeiden.

Tabelle 1: Struktur des Datensatzes der DMF-Punkte

Attributfeld	Beschreibung	Erläuterung
DTFNr	Nr. der Dauertestfläche	Angabe aus übergebenen Daten
DTF_Feld	Bezeichnung des Feldblockes nach Angabe ADM	Angabe aus übergebenen Daten
DTF_Schlag	Bezeichnung des Schlages nach Angabe ADM	Angabe aus übergebenen Daten
DTF_FA2010	Fruchtart 2010 nach Angabe ADM	Angabe aus übergebenen Daten
DTF_Bewirt	Bewirtschafter nach Angabe 2010 (korrigiert)	Angabe aus übergebenen Daten, korrigiert hinsichtlich Schreibfehlern, Dopplungen etc.
ADM_2011	Außendienstmitarbeiter 2011	Angabe aus übergebenen Daten
ADM_alt	Außendienstmitarbeiter ‚alt‘	Angabe aus übergebenen Daten
INV_Feld	Bezeichnung des zugehörigen Feldblockes nach INVEKOS	Erfassung nach Abschluss aller Korrekturen durch GIS-Analyse (Überlagerung Punkt/Fläche)
INV_Schlag	Bezeichnung des zugehörigen Schlages nach INVEKOS	Erfassung nach Abschluss aller Korrekturen durch GIS-Analyse (Überlagerung Punkt/Fläche)
INV_HKCode	Bezeichnung HKCode (Fruchtart) des zugehörigen Schlages nach INVEKOS	Erfassung nach Abschluss aller Korrekturen durch GIS-Analyse (Überlagerung Punkt/Fläche)
Control_1	Kontrollnummer vor Nachprüfung durch ADM	Interne Kontroll-ID
Control_2	Kontrollnummer nach Nachprüfung durch ADM	Interne Kontroll-ID
INV_Bew1	Bezeichnung des zugehörigen Bewirtschafters (1) nach INVEKOS	Erfassung nach Abschluss aller Korrekturen durch GIS-Analyse (Überlagerung Punkt/Fläche)
INV_Bew2	Bezeichnung des zugehörigen Bewirtschafters (2) nach INVEKOS	Erfassung nach Abschluss aller Korrekturen durch GIS-Analyse (Überlagerung Punkt/Fläche)
X-coord	X-Koordinate	
Y-coord	Y-Koordinate	
DTF_Flaech	Statusangabe zur Digitalisierung der DTF-Flächen	Interne Kontroll-ID

Tabelle 2: Struktur des Datensatzes der DTF-Flächen

Attributfeld	Beschreibung	Erläuterung
DTFNr	Nr. des zugehörigen DTF	
DTF_FI_con	Statusangabe zur Digitalisierung der DTF	Interne Kontroll-ID

Tabelle 3: Statistik zum Prüfstatus der DTF-Punkte

Prüfstatus	Anzahl	Prozent [%]
Automatisierte Abfrage - DTF & InVeKoS-Feldblöcke übereinstimmend, keine weitere Kontrolle notwendig	521	40,8
Statistische Analyse & manuelle Kartenkontrolle, Lage DTF bestätigt	326	25,6
Statistische Analyse & manuelle Kartenkontrolle, Lage DTF korrigiert	243	19,0
Statistische Analyse, manuelle Kartenkontrolle, Nachkontrolle durch ADM, Lage DTF durch ADM bestätigt	122	9,6
Statistische Analyse, manuelle Kartenkontrolle, Nachkontrolle durch ADM, Lage DTF durch ADM korrigiert	64	5,0
SUMME	1.276	100,0

Tabelle 4: Statistik zum Korrekturstatus der digitalisierten DTF-Flächen

Prüfstatus		Anzahl	Prozent [%]
DTF-Fläche (ADM) korrekt – keine Veränderungen vorgenommen	Die durch LfULG übergebenen, durch ADM digitalisierten Flächen wurden unverändert übernommen, wenn DTF-Punkt korrekt liegt und DTF-Fläche sich vollständig in einem InVeKoS-Schlag befindet	278	21,8
DTF-Fläche (ADM) an Schlaggrenzen angepasst – GIS-Aufbereitung (clipping)	Die durch LfULG übergebenen, durch ADM digitalisierten Flächen wurden grundsätzlich übernommen – über die unterlagernde InVeKoS-Fläche hinausgehende Flächenanteile wurden eliminiert	250	19,6
DTF-Fläche (ADM) in Schlag verschoben	Die durch LfULG übergebenen, durch ADM digitalisierten Flächen wurden in die zugehörige InVeKoS-Fläche verschoben	20	1,6
DTF-Fläche 25x25m generiert	Fläche durch ADM nicht digitalisiert – Erzeugung eines 25x25m-Quadrates als Flächenbezug um DTF-Punkt	664	52,0
DTF-Fläche 25x25m generiert und an Schlaggrenzen angepasst	Fläche durch ADM nicht digitalisiert – Erzeugung eines 25x25m-Quadrates als Flächenbezug um DTF-Punkt, zusätzlich Anpassung an Feldblockgrenze	64	5,0
SUMME		1.276	100,0

3 Analyse des Stickstoffhaushaltes

3.1 Methodik

Entsprechend der Entstehungsgeschichte des Messnetzes erfolgte eine getrennte Auswertung der ab 1992 erfassten Dauertestflächen und den Flächen in Wasserschutzgebieten. Letztere entsprechen hauptsächlich den ab 2002 eingerichteten Dauermonitoringflächen. Allerdings lag ein Teil der Dauertestflächen ebenfalls in Wasserschutzgebieten. Diese Daten wurden in beiden Grundgesamtheiten einbezogen. Ab 2002 fand zusätzlich eine separate Auswertung der 85 ökologisch bewirtschafteten Flächen statt.

Die gemessenen Nitratgehalte beziehen sich auf die Schicht 0-60 cm und wurden für den Zeitraum von 1992 bis 2011 ausgewertet. Probenahmen fanden jeweils im Herbst und im Frühjahr statt und beschreiben den aktuell verlustgefährdeten Stickstoff im Boden. Die jährlichen Datensätze schwankten entsprechend der Anzahl der Dauermonitoringflächen und dem Umfang der auswertbaren Beprobungen (Abb. 5). Auf den ab 2002 eingerichteten Beobachtungsflächen in den Wasserschutzgebieten erfolgte keine Frühjahrsuntersuchung.

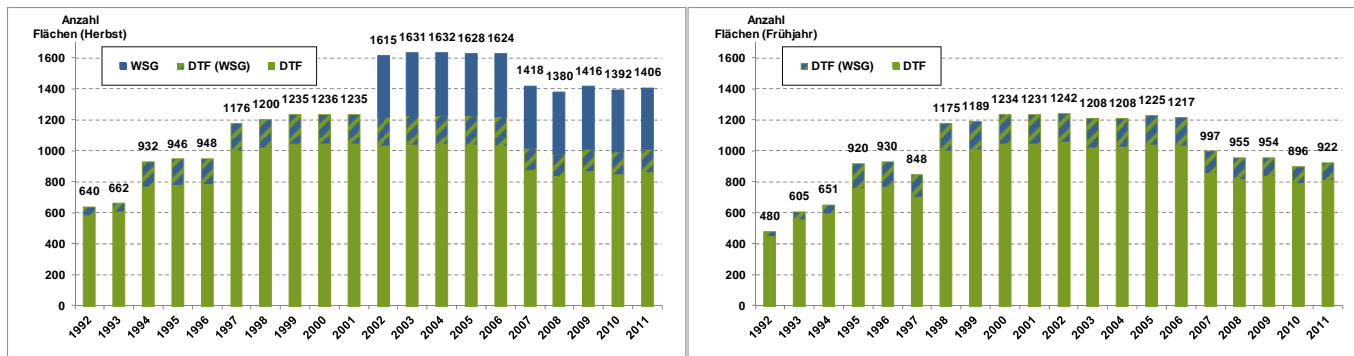


Abbildung 5: Anzahl auswertbarer Dauermonitoringflächen für Nitratgehalte im Herbst (links) und Frühjahr (rechts)

Neben den Bodenuntersuchungen auf den Dauermonitoringflächen dokumentierten die Betriebe die jeweiligen Bewirtschaftungsdaten, welche Grundlage der N-Bilanzierung und der Abschätzung potenzieller Nitratverluste waren. Diese Daten wurden zunächst auf Plausibilität geprüft und gegebenenfalls korrigiert. Fehlte die Angabe der Fruchtart, entfiel die Auswertung zur Stickstoffbilanz und zum Nitrataustrag. Fehlende Erträge wurden dagegen mit mittleren Werten am Standort ergänzt. Dazu waren für die Nitratverluste detaillierte Standortdaten erforderlich. Diese konnten nur über Positionskordinaten der Untersuchungsfläche zugeordnet werden. Somit reduzierte sich die Anzahl auswertbarer Flächen für die Abschätzung der Nitratausträge zusätzlich (Abb. 6).

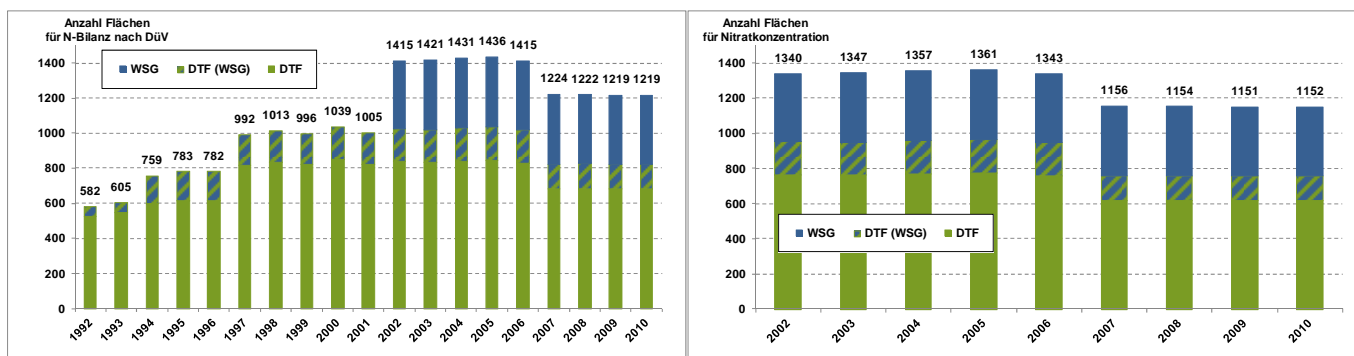


Abbildung 6: Anzahl auswertbarer DMF zur N-Bilanzierung (links) und Abschätzung des Nitrataustrages (rechts)

Für eine differenzierte Interpretation der Ergebnisse fand eine Unterteilung der Dauermonitoringflächen nach Standortkriterien statt. Dabei wurden die Daten nach den in Sachsen definierten Agrarstrukturgebieten und nach Ackerzahlen gruppiert (Abb. 7). Die Klassifizierung der Ackerzahlen erfolgte nach den von DIEMANN et.al. (1993) beschriebenen Ertragsklassen in Abhängigkeit der Standortgunst.

Aufgrund von repräsentativen Aussagen für die sächsische Landwirtschaft verteilen sich die Dauertestflächen entsprechend der Größe der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Agrarstrukturgebieten. So sind 36 % der DTF dem Mittelsächsischen Lössgebiet zugeordnet. Nur 5 % der Flächen befinden sich im Gebiet des Erzgebirgskamms. Die Anzahl der Flächen in WSG bestimmen dagegen die in Sachsen entsprechend definierten Gebieten in den Regionen. So liegen hier nur 29 % im Mittelsächsischen Lössgebiet. Höhere Anteile von über 20 % sind für das Sächsische Heide- und das Elbtal sowie die Gebirgs-vorlagen festzustellen. Den geringsten Anteil stellt das Hügelland der Sächsischen Schweiz und Oberlausitz.

Die Gruppierung der DTF nach Ackerzahlen weist eine Normalverteilung auf, mit einem Anteil für die mittlere Güte (AZ 36 bis 55) von 50 %. Ähnlich konzentrieren sich die Flächen der Wasserschutzgebiete auf Standorten mit mittlerer Ertragsgüte. Allerdings besteht eine gleichmäßige Verteilung in einem Intervall der Ackerzahlen von 28 bis 55.

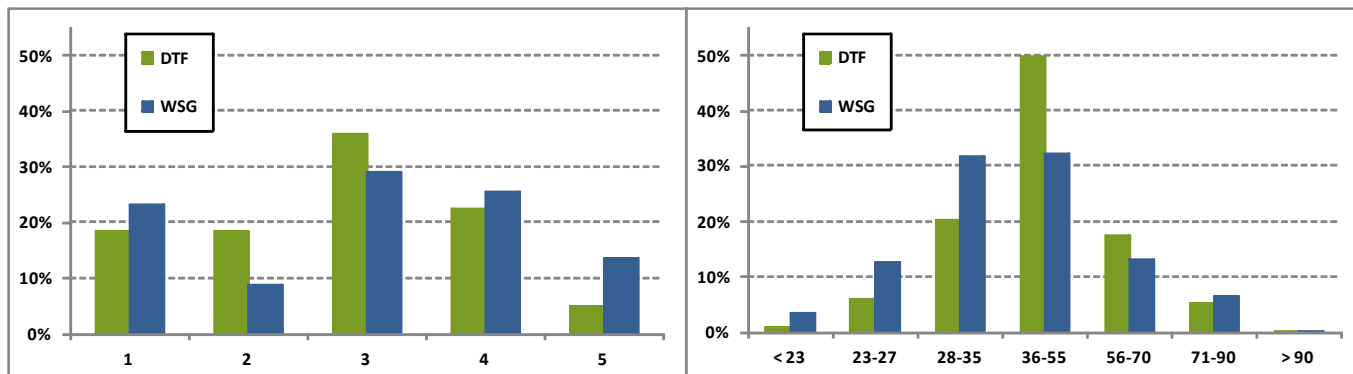


Abbildung 7: Verteilung der Dauermonitoringflächen nach Standortbedingungen

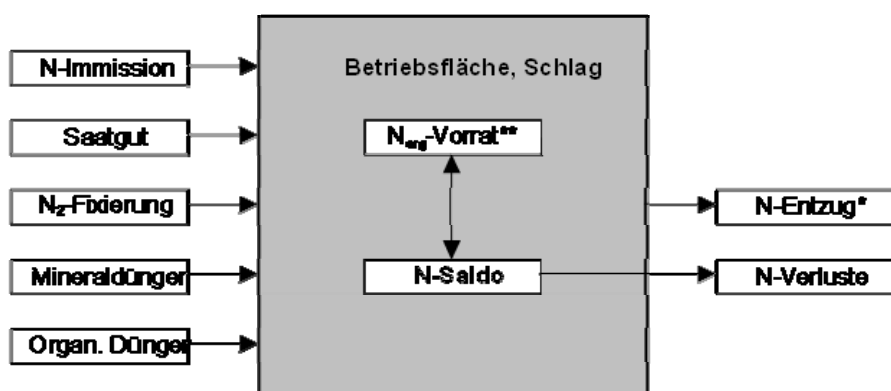
(links: Agrarstrukturgebiet; rechts: Ackerzahl; Mittelwerte 1992-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergelände, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Die Auswertung erfolgte separat für die Dauertestflächen (DTF), den Flächen in Wasserschutzgebieten (WSG) und ab dem Jahr 2002 auch für die ökologisch bewirtschafteten Flächen (ÖKO).

Für die Stickstoffbilanzierung wurde die Bewirtschaftung in das Betriebsbilanzierungsprogramm REPRO übernommen. Diese Software ist speziell für die Stoffbilanzen und Umweltbewertung von Flächenbewirtschaftungsverfahren an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, der Technischen Universität München und dem Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung entwickelt worden. Um der Komplexität landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme und dem Anspruch einer geeigneten Bewertungs- und Entscheidungsgrundlage Rechnung zu tragen, ist die Datenerfassung auf Ebene des Teilschlags vorgegeben. In der vorliegenden Arbeit stellten somit die Dauermonitoringflächen die Schlageinheit dar. Dazu ist es notwendig, die betrieblichen Rahmenbedingungen, Standortdaten und die gesamte Verfahrensgestaltung hinreichend genau zu dokumentieren.

Auf Basis einer umfangreichen Stammdatenbank erfolgte für jede Fläche die Stickstoffbilanzierung nach den Vorgaben der Düngeverordnung (LfL 2007). Die Berechnung von Stickstoffverlusten mit dem Sickerwasser erfolgte für den Zeitraum 2002 bis 2010. Nur Flächen, bei denen über GIS-Daten die Standortbedingungen zugeordnet werden konnten, sind berücksichtigt. Die Abschätzung der Nitratverluste setzte zunächst eine zur Düngeverordnung differenzierte N-Bilanz voraus. So werden im Modell REPRO auch N-Einträge über N-Immissionen sowie anbaubedingte Veränderungen im Humushaushalt (Abschläge bei Humusmehrung; Zuschläge bei Humusabbau) berücksichtigt (Abb. 8). N-Gehalte in Ernteprodukten werden entsprechend der Beziehung zwischen Mineraldüngung und Ertragshöhe angepasst.



* N-Entzug der geernteten Haupt- und Nebenprodukte

** Veränderung der Boden-N-Vorräte (Netto-Mineralisation/-Immobilisation)

Abbildung 8: Berücksichtigte N-Flüsse zur Berechnung des flächenbezogenen N-Saldos im Programm REPRO

In einfachen Ansätzen stellen die Stickstoffüberschüsse aus der Bilanzierung auch die Menge des auswaschungsgefährdeten Stickstoffs dar. Realitätsnäher sind Methoden einzuschätzen, die Verluste infolge von Denitrifikation und Ammoniakvergasung einbeziehen. Im Modell REPRO wird zusätzlich versucht, anhand der ausgebrachten Dünger und der Humusbilanz den Stickstoffumsatz im Boden abzuschätzen. Verlagerungsgefährdet ist ausschließlich nur Stickstoff in löslicher Form. Dadurch wird gewährleistet, dass hohe Stickstoffinputs z. B. im Rahmen einer Stallmistgabe oder nach Umbruch von Leguminosen erst über einen Zeitraum von mehreren Jahren mineralisiert und evtl. auswaschungsgefährdet sind. Die Berechnung des verlagerungsgefährdeten Stickstoffs erfolgt teilschlagbezogen. Voraussetzung ist jedoch eine mehrjährige Datengrundlage. In REPRO werden drei N-Pools (Abb. 9) unterschieden, die u. a. aus der organischen und mineralischen Düngung sowie dem Stickstoff der Ernte- und Wurzelrückstände gespeist werden:

- In den **Mineralischen-N-Pool** gehen die in den Düngern enthaltenen Anteile löslichen (mineralischen) N direkt ein.
- Der zugeführte organisch gebundene N verbleibt im **Org.-Dünger-N-Pool** und wird in Abhängigkeit von den Standortbedingungen zeitlich differenziert mineralisiert. Der freigesetzte Stickstoff fließt in den Mineralischen-N-Pool.
- Im **Humus-N-Pool** ist die N-Menge enthalten, die langfristig in der organischen Bodensubstanz (OBS) gespeichert wird (Kopplung mit der Humusbilanz). Bei Substraten mit weitem C/N-Verhältnis (Stroh) wird in der OBS temporär mehr N gebunden als insgesamt zugeführt; die entsprechende N-Menge stammt aus dem Mineralischen-N-Pool. Der Umsatz organischer Bodensubstanz wird ebenfalls über die Humusbilanz realisiert; die N-Freisetzung aus dem Humus-N-Pool wird über den Humusbedarf der angebauten Fruchtarten berechnet.

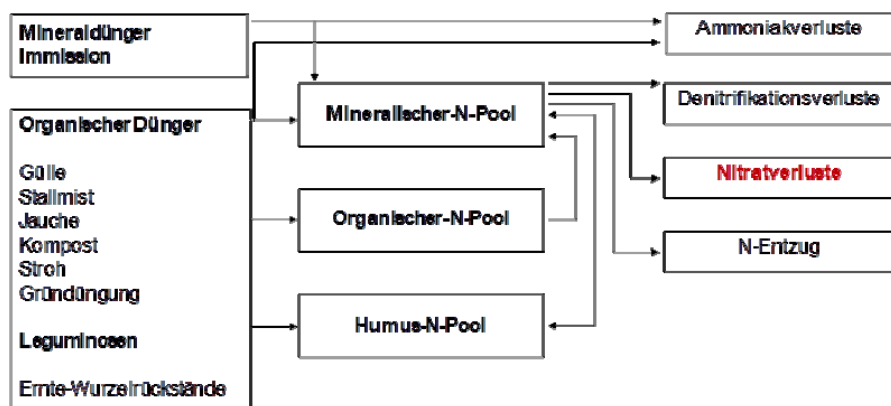


Abbildung 9: N-Pools und N-Flüsse im REPRO-Modul „N-Umsatz im Boden“

Voraussetzung für die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser ist die Kenntnis der Sickerwasserrate und des von der Austauschhäufigkeit abgeleiteten Auswaschungsfaktors.

Im Modell REPRO wird der N-Haushalt jahresbezogen abgebildet; auch die Schätzung der potenziellen Nitratausträge erfolgt summarisch für jeweils ein Untersuchungsjahr. Nitratverluste werden nur ausgewiesen, wenn unter Berücksichtigung der N-Nachlieferung aus den N-Pools die Differenz zwischen sämtlichen N-Zufuhren und dem N-Entzug im Ernteertrag positiv ist. Für negative N-Salden ist kein Nitrataustrag definiert.

Die Berechnung der Nitratkonzentration erfolgte nach der Gleichung

$$n_{konz} = \frac{N_Z + N_{min_OD} + N_{min_P} + M_{OD} + M_{OD_P} - N_{NH3V} - N_{DV(akt)} - N_E}{SW} \cdot AF \cdot 443$$

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
n_{konz}	mg NO ₃ l ⁻¹	Nitratkonzentration des Sickerwassers
N _Z	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Zufuhr (Bilanzglieder der flächenbezogenen N-Bilanz)
N _{min_OD}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Mineralischer (löslicher) Stickstoff in organischen Düngern
N _{min_P}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Mineral-N-Pool (nicht ausgewaschener N _{min} aus den Vorjahren)
M _{OD}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Mineralisierung aus organ. Düngern und Leguminosen-EWR
M _{OD_P}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Mineralisierung aus Org.-Dünger-N-Pool (N aus Vorjahren)
N _{NH3V}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Ammoniakverluste (organischer und mineralischer N-Dünger)
N _{DV(akt)}	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Denitrifikationsverluste
N _E	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Entzug
SW	mm a ⁻¹	Sickerwasserrate
AF		Auswaschungsfaktor

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Entwicklung der Anbaustrukturen und Erträge

Bestimmt werden die Ergebnisse zum N-Haushalt in erster Linie durch die jeweils angebaute Fruchtarten und die erzielten Erträge. Im Anbau nimmt Getreide eine dominierende Rolle ein (Tab. 5). Dazu besitzen Winterraps und Mais ebenfalls eine größere Bedeutung im Flächenumfang. Alle anderen Fruchtarten weisen eher einen geringen Anteil in der Fruchtfolge auf. Im Betrachtungszeitraum können Veränderungen der Anbaustruktur als marginal eingeschätzt werden. Lediglich der Anbau von Winterraps und in der Anfangszeit auch Getreide weisen eine erwähnenswerte Steigerung aus. Leichte Zunahmen sind auch für Mais festzustellen. Dies vollzog sich auf Kosten aller anderen Fruchtartenanteile. Grünlandflächen wurden nur (entsprechend ihres Anteils) in Wasserschutzgebieten berücksichtigt. Mit einem Grünlandanteil von etwa 10 % sind dementsprechend im WSG die Anteile von Mais, Ölrüben und Getreide etwas geringer als auf den DTF.

Tabelle 5: Entwicklung der Anbaustrukturen auf den Dauertestflächen und im Wasserschutzgebiet

Fruchtgruppe	1992-1996		1997-2001		2002-2006		2007-2010	
	DTF	WSG	DTF	WSG	DTF	WSG	DTF	WSG
Ackerfutter	4,1	3,6	3,7	2,7	2,8	2,7	2,8	2,4
Futterleguminosen	6,3	8,7	3,0	4,9	2,0	3,6	2,1	4,3
Kartoffeln	2,5	1,3	2,0	1,0	1,9	1,1	2,0	0,9
Körnerleguminosen	0,4	1,0	3,0	3,2	2,7	2,9	1,4	1,2
Mais	9,5	7,5	9,0	7,5	10,1	8,0	10,7	8,3
Ölpflanzen	12,6	11,9	13,6	13,9	16,5	14,5	19,7	16,5
Zuckerrüben	4,5	3,3	3,4	2,3	3,0	1,6	2,4	1,6
Sommergetreide	11,3	15,7	9,1	10,4	9,4	11,5	7,6	10,1
Sonderkulturen	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0
Stilllegung	4,8	5,9	1,5	2,4	1,0	1,1	0,2	0,5
Wintergetreide	41,8	37,5	48,6	47,3	46,7	42,0	50,6	43,6

Unterschiede in der Anbaustruktur zwischen den Agrarstrukturgebieten sind beispielhaft für die Fruchtartenzusammensetzung auf den Dauertestflächen im Mittel der Jahre 2007 bis 2010 dargestellt (Abb. 10). Dabei lag der Getreideanteil etwa zwischen 55 und 60 %. Das Maximum mit 61 % wies die Region Sächsische Schweiz und Oberlausitz auf. Differenziert ist allerdings das

Verhältnis von Sommer- und Wintergetreide. Aufgrund der klimatischen Verhältnisse ist der Anteil von Sommergetreide in den Mittelgebirgen und dessen Vorland vergleichsweise hoch. Dagegen war der Sommergetreideanbau in den anderen Ackerbaugebieten kaum von Bedeutung. Die Anteile von Raps und Mais zeigten in den Agrarstrukturgebieten annähernd gleiche Werte. Der Zuckerrüben- und Kartoffelanbau konzentrierte sich hauptsächlich auf die besseren Böden der sächsischen Löss- und Sandlössregionen. Im Berg- und Hügelland konnte ein ausgeprägter Anbau von mehrjährigem Ackerfutter festgestellt werden.

Ähnlich zu den Dauertestflächen gestalteten sich die Anbauverhältnisse auf dem Ackerland in Wasserschutzgebieten der Agrarregionen. Die Grünlandflächen der Wasserschutzgebiete waren hauptsächlich im Berg- und Hügelland vorzufinden. Hier war ein Anteil von etwa 20 % der Flächen ausgewiesen.

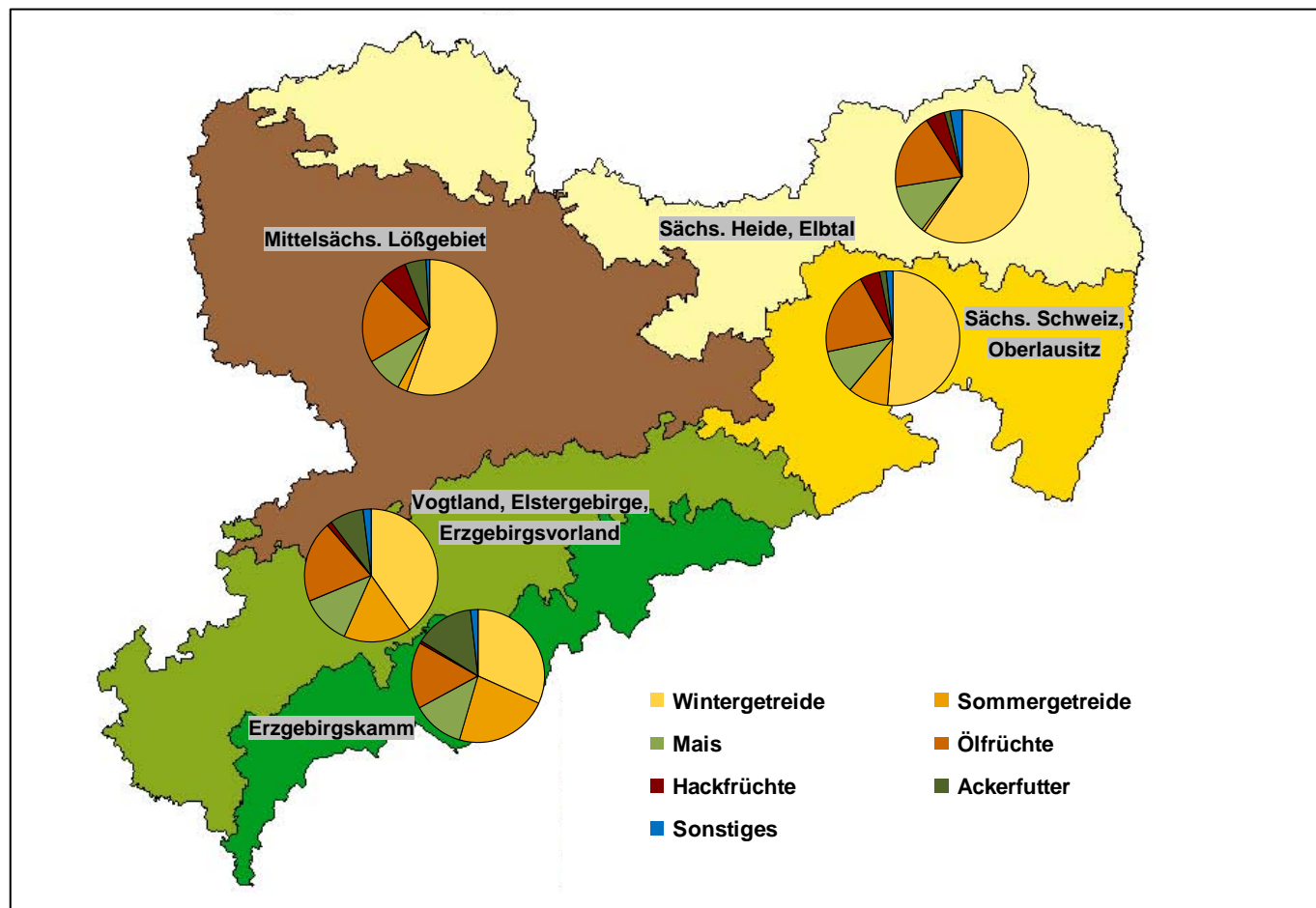


Abbildung 10: Anbaustruktur der Dauertestflächen nach Agrarstrukturgebieten (Mittelwert 2007-2010)

Die Erträge der dominierenden Fruchtarten nahmen im Betrachtungszeitraum stetig zu (Abb. 11). Vor allem bei Zuckerrüben war eine enorme Steigerung zu verzeichnen. Im Vergleich zum Untersuchungsbeginn stieg der Ertrag um etwa 50 %. Aber auch bei Getreide (+ 17 %) und Raps (+ 26 %) konnten die Erträge sichtbar erhöht werden. Lediglich Mais hielt ein fast unverändertes Ertragsniveau. Im Vergleich zu den statistischen Ertragsangaben zum gesamten Bundesland Sachsen konnten auf den DTF ähnliche Erträge erzielt werden. Die Erträge in Wasserschutzgebieten lagen in der Regel etwas niedriger. So waren im Betrachtungszeitraum 10 % weniger Getreide geerntet worden, bei Raps nur 3 % und bei Zuckerrüben 7 %.

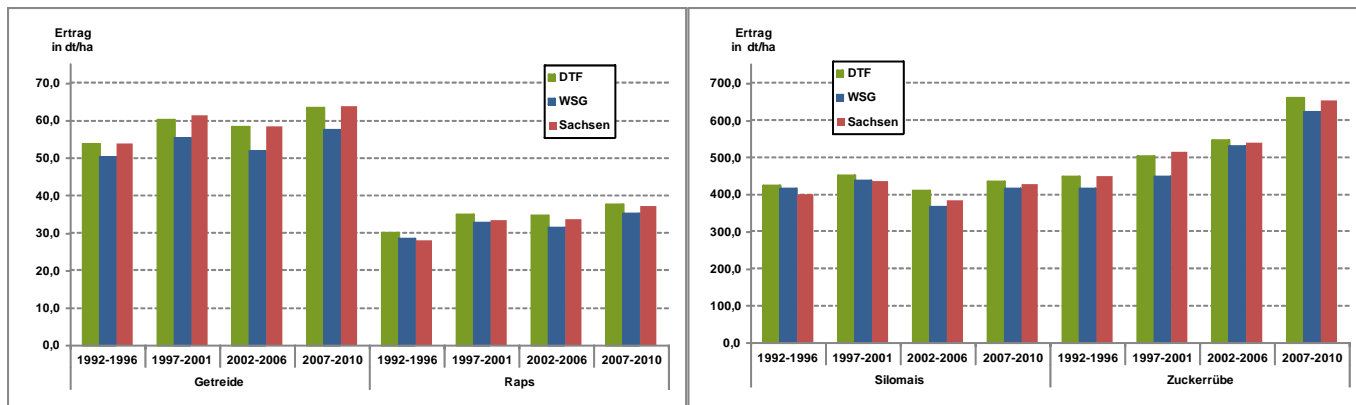


Abbildung 11: Erträge der wichtigsten Fruchtarten im Vergleich zur Agrarstatistik für Sachsen

Im Vergleich der Agrarstrukturgebiete (Abb.12) kommen die natürlichen Standortbedingungen (Boden, Klima) zum Tragen. Beispielhaft sind auch hier die Mittelwerte der Jahre 2007 bis 2010 aus den Dauertestflächen für dominierende Fruchtarten aufgeführt. Erwartungsgemäß zeigten sich auf den mittelsächsischen Lössböden die besten Ergebnisse. Vor allem Getreideerträge lagen deutlich über denen der anderen Regionen. Gegenteilig zeigten sich die Ergebnisse auf Flächen der Sächsischen Heide, Elbtal. Die Erträge bei Winterweizen und Sommergerste fielen im Vergleich hier am geringsten aus. Rodemengen bei Zuckerrüben waren annähernd gleich, wobei auf den Dauertestflächen im Berg- und Hügelland in den letzten Jahren keine Zuckerrüben mehr angebaut wurden. In den Höhenlagen des Erzgebirgskamms fielen die Silomaiserträge vergleichsweise niedrig aus.

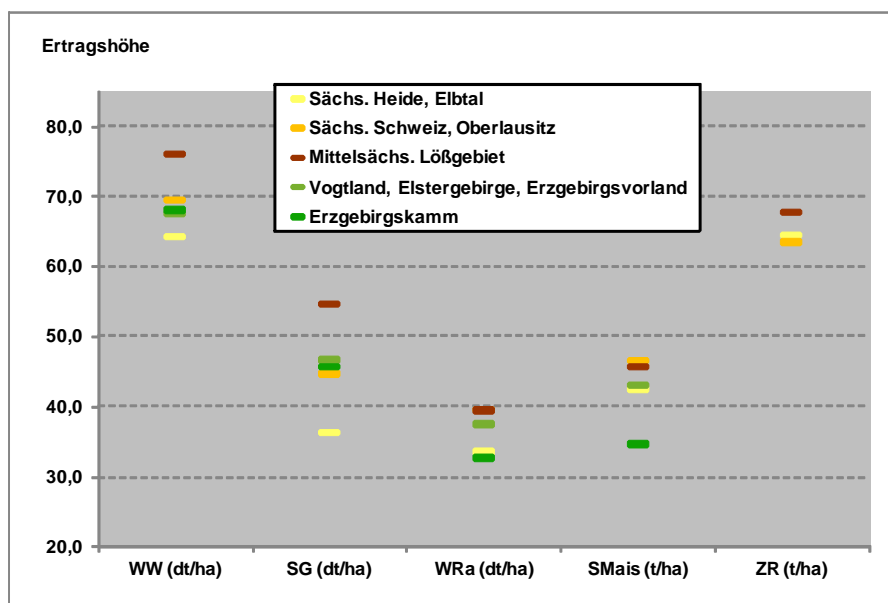


Abbildung 12: Erträge der wichtigsten Fruchtarten in den Agrarstrukturgebieten (Mittelwert 2007-2010)

3.2.2 Nitratuntersuchungen im Herbst

Nach der Ernte ist die Gefahr von Stickstoffausträgen ins Grundwasser besonders groß. Über Agrarumweltmaßnahmen wird seit längerer Zeit versucht, diese Stickstoffüberhänge zu reduzieren bzw. zu konservieren. Die Auswertung der DTF über 20 Jahre belegte im Mittel der Jahre einen Rückgang des gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ in der Bodenschicht bis 60 cm (Abb. 13; Anhang Tabelle 7). Tendenziell zeigte sich ab dem Beginn der Untersuchungen im Jahr 1992 bis zum Jahr 2011 ein Rückgang um etwa 25 %. Davon waren allerdings 2/3 in der ersten Dekade erreicht worden. Vorliegende Auswertungen in Nitratberichten berücksichtigten auch die Jahre 1990 und 1991 und konnten eine noch stärkere Abnahme in der Anfangszeit ausweisen. Zwischen den Jahren und innerhalb der Jahre traten enorme Schwankungsbreiten auf, sodass punktuell die Gefahr von sehr hohen Austrägen bestand.

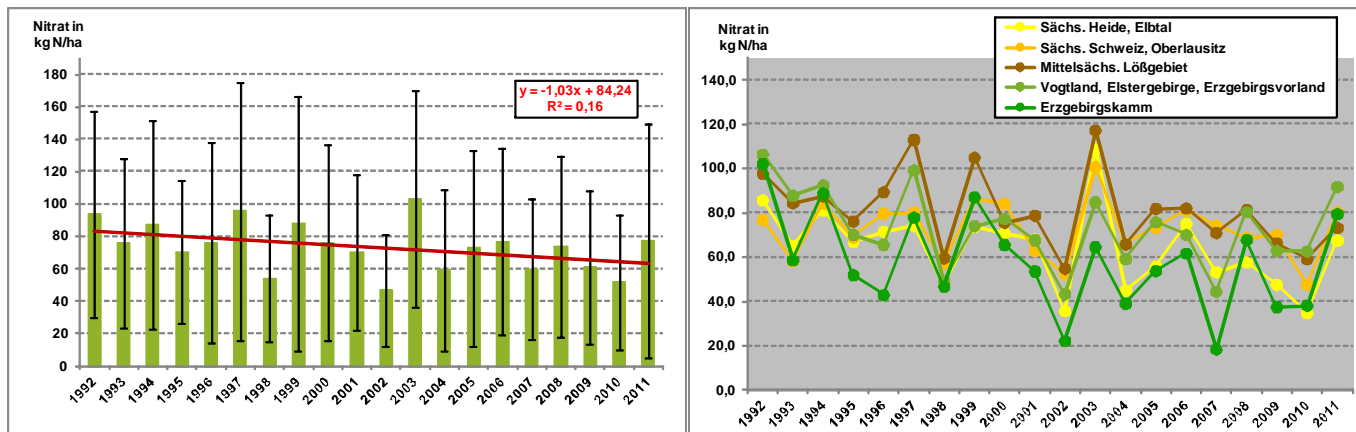


Abbildung 13: Entwicklung der Nitratgehalte im Herbst auf den Dauertestflächen
(links: Mittelwerte und Standardabweichung; rechts: differenziert nach Agrarstrukturgebieten)

Der Jahreseinfluss auf die Nitratmengen zeigte sich ebenfalls bei der Betrachtung der Agrarregionen, wobei im Einzelfall unterschiedliche Trends festzustellen waren und sich die Rangfolge der Regionen jährlich differenziert gestaltete. So waren beispielsweise 1996 für das Berg- und Hügelland die geringsten NO_3 -Gehalte gemessen worden. Für das Jahr 1997 lagen die Werte deutlich höher. Demgegenüber war für die Sächsische Schweiz, Oberlausitz und Heide nur ein leichter Anstieg in diesem Zeitraum ausgewiesen. So hatten die Flächen der Sächsischen Heide im Resultat 1997 die niedrigsten Nitratmengen.

Ein weiteres Beispiel stellt das Jahr 2001 dar. Im Vergleich zum Vorjahr wurden teilweise deutlich geringere Werte gemessen. Im Gegensatz dazu stieg der Durchschnittswert für das Mittelsächsische Lössgebiet. Der rückläufige Trend konnte, bis auf eine Ausnahme, fast gleichlaufend auch in den Agrarstrukturgebieten festgestellt werden. Nur auf den Dauertestflächen der Sächsischen Schweiz und Oberlausitz war ein unverändertes Niveau ausgewiesen.

Ähnlich wie die Dauertestflächen zeigten die Flächen im Wasserschutzgebiet einen deutlichen Rückgang der Restnitratmengen im Boden (Abb. 14, Anhang Tabelle 8). Tendenziell konnten hier die Nitratwerte sogar um 32 % verringert werden. Dies kann als Erfolg der in diesen Gebieten eingeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen gedeutet werden. Standort- und fruchtartenbedingt waren aber auch hier große Schwankungen der Einzelwerte zu verzeichnen. Ökologische Bewirtschaftungsbedingungen führten zu reduzierten NO_3 -Mengen nach der Ernte. Durch das bereits niedrigere Niveau der Messwerte fiel eine weitere Minderung der Nitratgehalte eher gering aus.

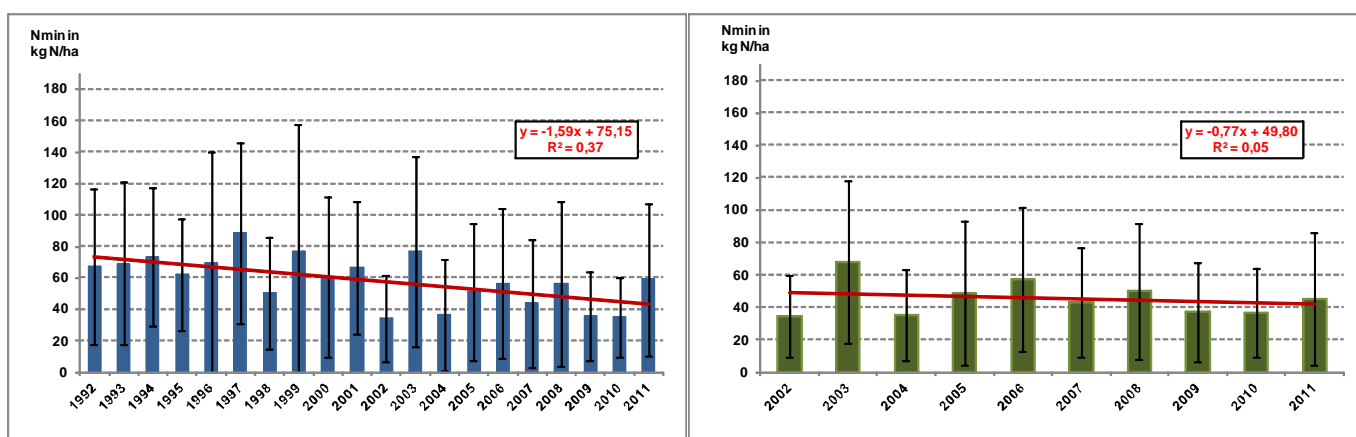


Abbildung 14: Entwicklung der Nitratgehalte im Herbst auf den Flächen in Wasserschutzgebieten (blau) und im Ökologischen Landbau (dunkelgrün); Mittelwerte und Standardabweichung

Insgesamt unterschieden sich die Agrarstrukturgebiete entsprechend der spezifischen Standortbedingungen und der daraus resultierenden Verfahrensgestaltung (Abb. 15; Anhang Tabelle 8). Dabei wurde eine enge Beziehung zwischen Ackerzahl (bzw. natürliche Ertragsfähigkeit) und Nitratgehalten im Boden sichtbar. Mit steigender Bodengüte steigt auch die Menge verlustge-

fährdeten Stickstoffs im Herbst. Auf den gut mit Nährstoffen versorgten Böden des Mittelsächsischen Lössgebietes wurden somit auch die höchsten NO_3 -Mengen gemessen. Etwa gleiche Mittelwerte von 72 kg/ NO_3 -N zeigten die Gebiete der Sächsischen Schweiz, Oberlausitz und Vogtland, Erzgebirgsvorland. Im Mittel des Untersuchungszeitraumes konnten für die Kammlagen des Erzgebirges die geringsten Gehalte ausgewiesen werden. Deutlich niedriger waren die Nitratmengen auf den Flächen im Wasserschutzgebiet. Durch spezielle Bewirtschaftungsauflagen in Wasserschutzgebieten waren die durchschnittlichen Stickstoffmengen dieser Flächen in der Mittelsächsischen Lössregion etwa 20 %, in der Sandlössregion der Oberlausitz 35 % und auf den sandigen Böden der Heide 13 % geringer.

Neben den natürlichen Standortbedingungen ist der Restnitratstickstoff im Herbst entscheidend von der angebauten Fruchtart bzw. Fruchtgruppe abhängig (Abb. 16). So war durch intensive Bodenbearbeitung bei der Ernte von Kartoffeln hohe Mineralisation und daraus folgend hohe NO_3 -Mengen die Folge. Körnerleguminosen und Winterraps hinterlassen ebenfalls u. a. durch leicht umsetzbare Ernterückstände bedeutende Nitratmengen im Boden. Auch unter Mais wurden, trotz noch nicht geernteter Bestände, hohe Nitratgehalte gemessen. Getreide nimmt eher eine mittlere Stellung ein. Dabei war bei pauschaler Betrachtung der Strohernte nur ein geringfügiger Einfluss festzustellen. Für Sommergetreide schien eine Erhöhung der N-Abfuhr durch Strohernte positiv auf die Reduktion verlustgefährdeten Stickstoffs zu wirken. Eine genauere Betrachtung des Strohmanagements, auch in Hinblick auf N-Gaben zur Strohrotte, erfolgte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht. Die günstigsten Bedingungen bestanden bei mehrjährigem Ackerfutter und Grünland. Hier wird durch ständigen Bewuchs auch im Herbst löslicher Stickstoff aufgenommen. Der Unterschied zwischen den Dauertestflächen und den Flächen in Wasserschutzgebieten spiegelte sich auch bei den Fruchtarten bzw. auf der Fruchtgruppenebene wider (Abb. 16).

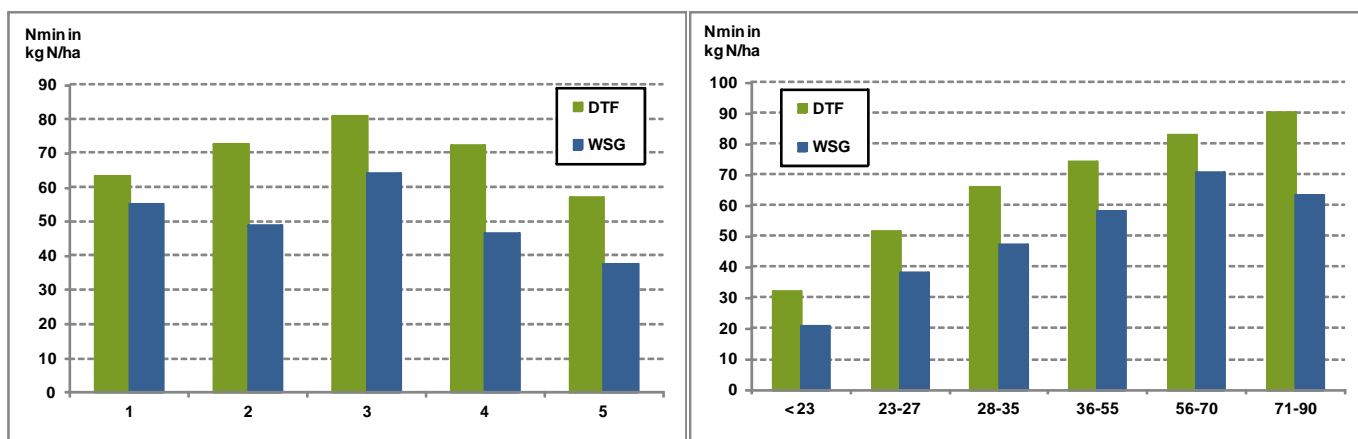


Abbildung 15: Nitratgehalte im Herbst, differenziert nach Standortbedingungen

(links: Agrarstrukturgebiet; rechts: Ackerzahl; Mittelwerte 1992-2011)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergelände, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

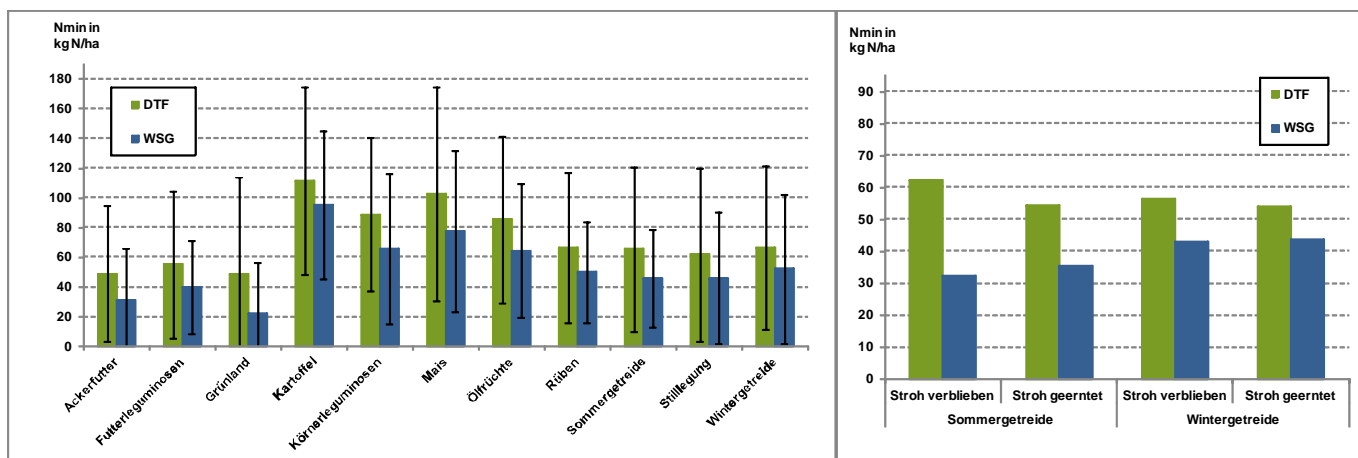


Abbildung 16: Nitratgehalte im Herbst, differenziert nach Fruchtarten bzw. Fruchtgruppen

(links; Mittelwerte 1992-2010) sowie Einfluss der Strohernte bei Getreide (rechts; Mittelwert 2007-2010)

Wesentliche Maßnahmen von Agrarumweltprogrammen zur Reduzierung von Nitratausträgen sind Zwischenfruchtanbau und reduzierte Intensität in der Bodenbearbeitung. Auswertungen unter diesen Aspekten zeigt Abb. 17. Die Eingruppierung als Zwischenfruchtanbau erfolgte nur bei einem Bestand zum Zeitpunkt der Beprobung, spätere Ansaaten wurden nicht hinzugezählt.

Eine enorme Reduktionsleistung war auf den Dauertestflächen durch Zwischenfruchtanbau bei Sommerfrüchten zu verzeichnen. Im Mittel wurden fast 30 kg/ha weniger Nitratstickstoff gemessen. Geringere Erfolge wurden im Wasserschutzgebiet erzielt. Es ist zu vermuten, dass die noch jungen Zwischenfruchtbestände zum Zeitpunkt der Untersuchung nur sehr hohe Überhänge, vor allem aus der oberen Bodenschicht, abgeschöpft haben. Die Aufnahme bis in eine Tiefe von 60 cm erfolgte zu späterer Zeit. Im Vergleich zum Zwischenfruchtanbau sind auch Werte von Wintergetreideansaaten, Raps und mehrjährigem Futter aufgeführt. Hier waren besonders für Wintergetreide hohe Nitratmengen gemessen worden, was aus dem geringen Stickstoffaufnahmevermögen resultierte. Raps kann dagegen im Herbst schon erhebliche Stickstoffmengen aufnehmen, was die Messwerte bestätigten. Der Vorteil mehrjähriger Fruchtarten (einschl. Grünland) wird ebenfalls in den Ergebnisse deutlich.

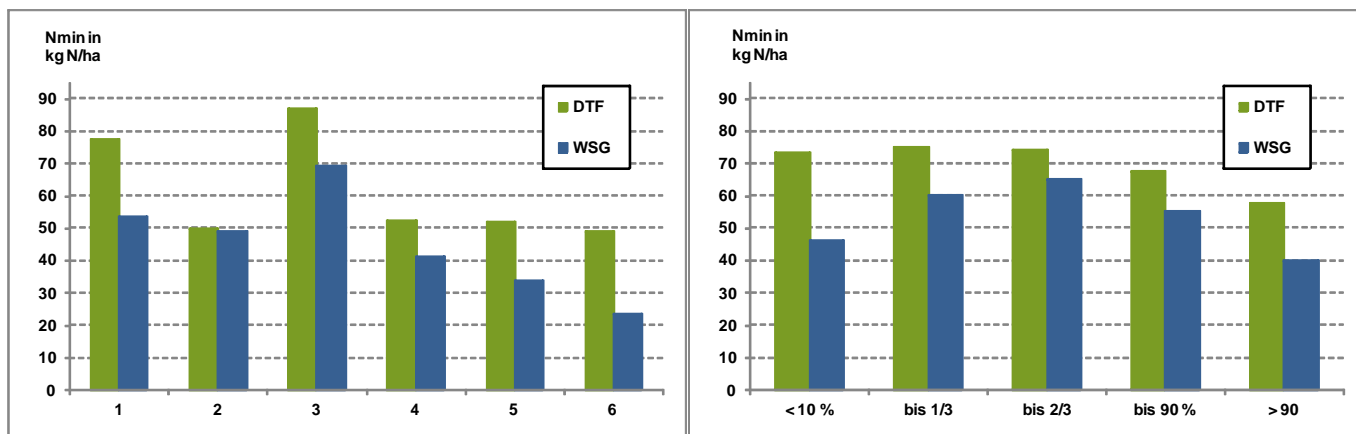


Abbildung 17: Einfluss von Zwischenfruchtanbau (links; Mittelwerte 1992-2010) und der Anteil pflugloser Grundbodenbearbeitung (rechts; Mittelwert 1992-2010) auf Nitratgehalte im Herbst

1 = Sommerung ohne Zwischenfrüchte; 2 = Sommerung mit Zwischenfrüchten; 3 = Wintergetreideansaat; 4 = Rapsansaat; 5 = mehrj. Ackerfutter/Futterleguminosen; 6 = Grünland

Betrachtet man zunächst flächenspezifisch die Häufigkeit des Pflugeinsatzes in der Anbaufolge, war für die DTF erst ein Verzicht des Pfluges bei mehr als 2/3 der jährlichen Grundbodenbearbeitungen (durchschnittlich weniger als 1x Pflügen in drei Jahren) mit einer Minderung des messbaren Nitrates im Herbst verbunden. Bis zum fast vollständigen Verzicht konnte der Effekt dann gesteigert werden (Abb. 17). Differenziert dazu war der Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Flächen im Wasserschutzgebiet. So stiegen die Nitratgehalte zunächst mit zunehmendem Verzicht auf den Pflug. Erst bei 2/3 pflugloser Bearbeitung dieser Flächen gingen die Gehalte wieder zurück. Ob es hier bereits zu Verlusten auf gepflügten Flächen gekommen ist oder andere Ursachen verantwortlich sind, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

Ergänzende Auswertungen zur reduzierten Bodenbearbeitungsintensität lassen weitere Schlüsse zu (Abb. 18). Zum einen erfolgte ein direkter, jahresbezogener Vergleich wendender und nichtwendender Bearbeitung, zum anderen wurden nur die Flächen der Vergleichsgruppe „Pflug“, die seit 2000 dauerhaft pfluglos bewirtschaftet wurden, gegenübergestellt. In beiden Darstellungen wies eine reduzierte Bodenbearbeitung eine Verringerung löslichen Stickstoffs im Boden auf. Je höher das Niveau der jahresspezifischen Nitratmesswerte, umso größer war auch die mindernde Wirkung eines Pflugverzichts auf die verlustgefährdete N-Menge. Eine Ausnahme stellte das Jahr 2004 dar, in dem hohe Entzüge relativ geringe Stickstoffmengen im Boden hinterließen, was sich günstiger auf die Pflugvariante auswirkte.

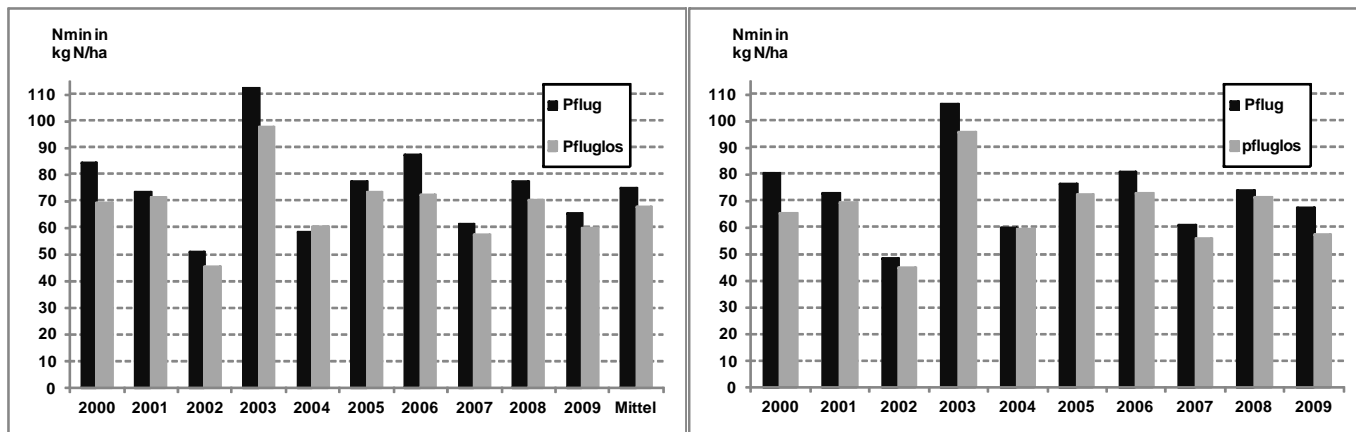


Abbildung 18: Wirkung differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die Nitratgehalte im Herbst

(links: jahresbezogener Vergleich; rechts: Vergleich)

Im Vergleich beider Auswertungsvarianten waren für die Gegenüberstellung von permanentem Pflugverzicht mit ständigem oder teilweise Pflügen insgesamt etwas geringere Nitratwerte angezeigt. Dies lässt den Schluss zu, dass ein ständiger Pflugverzicht langfristig vorzuziehen ist, weil nur gelegentliche bodenschonende Bearbeitung in Jahren mit Pflugeinsatz zur zusätzlichen Steigerung der Nitratgehalte führen kann.

Ergänzend ist zu erwähnen, dass der jährliche Anteil nichtwendender Bodenbearbeitung im Betrachtungszeitraum von Herbst 2000 bis Herbst 2009 von 42 % auf 67 % stieg. Der Anteil der Flächen mit ständigem Pflugverzicht stieg in diesem Zeitraum von 15 % auf 56 %.

3.2.3 Nitratuntersuchungen im Frühjahr

Untersuchungen der Nitratgehalte zu Vegetationsbeginn geben hauptsächlich Vorgaben für eine bedarfsgerechte Düngeplanung. Des Weiteren können aber auch Hinweise auf Stickstoffverluste im Winter abgeleitet werden. Erwartungsgemäß lagen die Nitratgehalte im Frühjahr unter den Herbstwerten. In der Regel befinden sich auf einem Großteil der Flächen bereits gut etablierte Bestände und Nitrat wurde durch die Pflanzen aufgenommen.

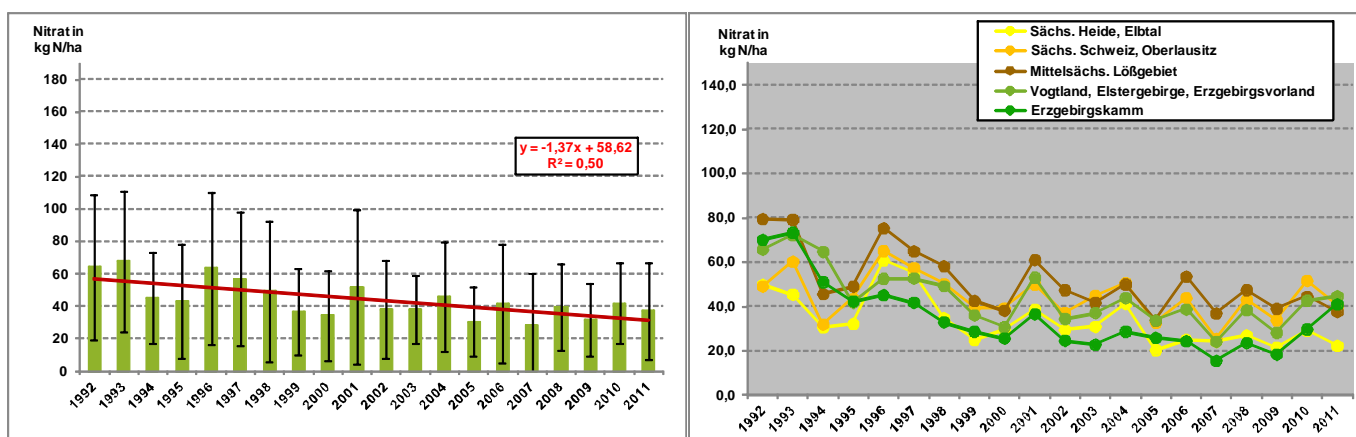


Abbildung 19: Entwicklung der Nitratgehalte im Frühjahr auf den Dauertestflächen

(links: Mittelwerte und Standardabweichung; rechts: differenziert nach Agrarstrukturgebieten)

Die langjährige Entwicklung zeigte parallel zu den Herbstbeprobungen für die Dauertestflächen einen deutlichen Rückgang der Gehalte. Seit Beginn der Untersuchungen ist von einer Minderung um 45 % auszugehen (Abb. 19). Dabei waren zwischen den Agrarstrukturgebieten kaum Unterschiede im Verlauf festzustellen. Die Rangfolge bestimmte die durchschnittliche Bodengüte in den Regionen und die Werte differenzierten in den Jahren in einem Bereich von ungefähr 25 kg NO₃-N/ha. Wie bei den Herbstwerten waren für die Flächen im Wasserschutzgebiet auch im Frühjahr niedrigere Nitratwerte gemessen worden. Im Untersuchungszeitraum konnte eine Reduzierung von 53 % festgestellt werden (Abb. 20).

Ökologisch bewirtschaftete Flächen wiesen im Mittel Nitratmengen von unter 40 kg N/ha auf. Die Verringerung der Gehalte fiel nur minimal aus.

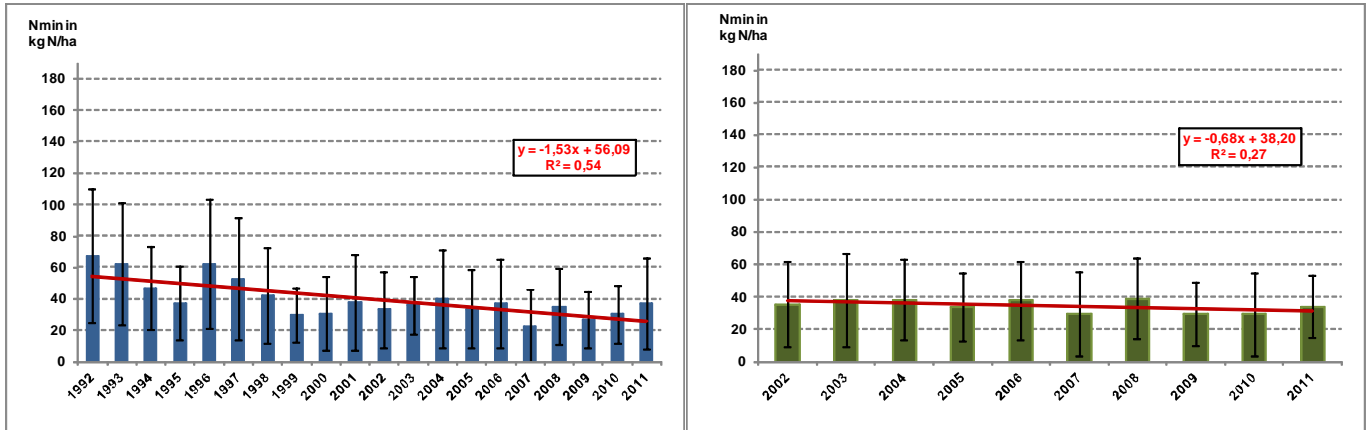


Abbildung 20: Entwicklung der Nitratgehalte im Frühjahr auf den Flächen in Wasserschutzgebieten (blau) und im Ökologischen Landbau (dunkelgrün); Mittelwerte und Standardabweichung

3.2.4 Stickstoffbilanzierung nach Düngeverordnung

Stickstoffeinsatz

Ursache hoher Nitratausträge in Gewässer sind für die Landwirtschaft in erster Linie hohe Überhänge aus dem Stickstoffmanagement bei der Flächenbewirtschaftung. Eine Abschätzung verlustgefährdeten Stickstoffs kann über Bilanzierung erfolgen. Die zurzeit gültige Düngeverordnung gibt Standardwerte für N-Gehalte in Ernteprodukten und Düngemitteln vor, mit denen Einsatz und Abfuhr berechnet und gegenübergestellt werden.

Die Entwicklung der Stickstoffdüngung durch mineralische und organische Dünger ist in Abb. 21 dargestellt. Bei der mineralischen Düngung war zunächst ein Rückgang gegeben. Ursache war hier vermutlich die Umstrukturierung und finanzielle Ausstattung der Landwirtschaftsbetriebe nach der Wiedervereinigung. Nach dem Tiefpunkt 1996 stiegen die Mengen zunächst bis 1999. Danach verringerten sich die Aufwandmengen erneut. Ab 2003 war eine kontinuierliche Erhöhung der Mineral-N-Mengen festzustellen.

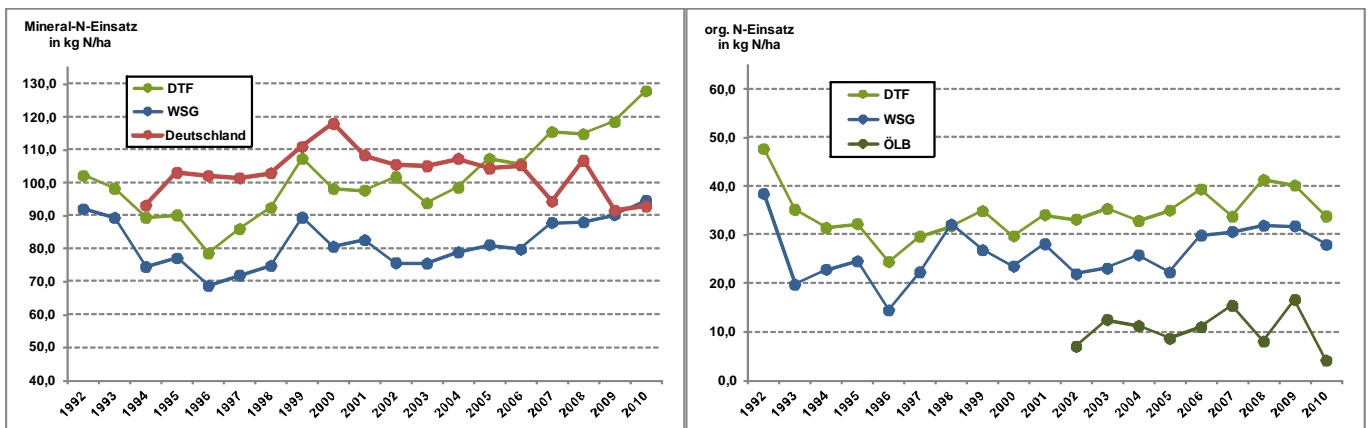


Abbildung 21: Entwicklung der mineralischen und organischen N-Düngung im Betrachtungszeitraum

Im Vergleich zu mittleren Aufwandmengen für Gesamtdeutschland (IVA 2011), fällt auf, dass das Düngungsniveau bis 2004 in Sachsen geringer war. 2007 gingen die Aufwandmengen in Deutschland deutlich zurück. Dem folgte nach kurzer Steigerung 2009 und 2010 aufgrund der Wirtschaftskrise erneut eine Verringerung des eingesetzten Stickstoffs je Hektar. Die DTF als repräsentative Basis für Sachsen wiesen in diesem Zeitraum eine kontinuierliche Steigerung auf, wodurch der Mineral-N-Einsatz deutlich über den Werten für Deutschland lag. Im Jahr 2010 wurde auf den Dauertestflächen im Mittel fast die Marke von 130 kg N/ha erreicht (Abb. 21).

Spezifische Bewirtschaftungsbeschränkungen durch die Einführung der SächsSchAVO und Agrarumweltprogramme führten in den Wasserschutzgebieten zu niedrigerem Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern. Dabei vergrößerte sich die Differenz zwischen Untersuchungsflächen im WSG und den Dauertestflächen im Untersuchungszeitraum. Waren in der Anfangszeit auf den DTF etwa 10 bis 15 kg N/ha mehr ausgebracht worden, betrug der Unterschied aktuell etwa 25 bis 30 kg N/ha (Abb. 21). Die Entwicklung und Höhe der Mineraldüngung auf den Dauertestflächen zeigte zwischen den Agrarstrukturgebieten Unterschiede (Abb. 22). Maßgebend für den Einsatz ist die Ertragsfähigkeit der Standorte, sodass die besseren Löss- und Sandlössböden einen vergleichsweise höheren Aufwand aufwiesen. Im Mittel des Untersuchungszeitraumes wurden hier etwa 110 kg N/ha mineralisch gedüngt. Am niedrigsten war das Düngungsniveau der Flächen des Erzgebirgskammes (durchschnittlich 63 kg N/ha) bei nur wenig Steigerung bis 2010. Mittlere Aufwandmengen zeigten die Flächen der Sächsischen Heide, Elbtal und Gebirgsvorland. Hier fand in den letzten Jahren eine deutliche Steigerung statt. Der Rückgang der N-Mengen zu Beginn des Untersuchungszeitraumes beruhte hauptsächlich auf den Bewirtschaftungsdaten im Berg- und Hügelland. Die Flächen mit Wasserschutzauflagen wurden im Mittel 10 bis 15 % geringer gedüngt. Zu beachten ist allerdings, dass die DTF des Erzgebirges und im Vorland im Mittel eine um etwa 15-20 kg N/ha höhere organische Düngergabe erhielten als in den anderen ASG. Im WSG lag die N-Zufuhr über organische Dünger im Erzgebirgskamm um 25 kg N/ha höher.

Eher gleichbleibend verlief insgesamt der N-Input über organische Dünger (Abb. 21). Lediglich in der Anfangsphase kam es durch einen Abbau der Tierzahlen in Sachsen zu einem enormen Rückgang. Auch hier waren die Aufwandmengen im Wasserschutzgebiet geringer. Der Ökologische Landbau setzte im Durchschnitt nur 10 kg N/ha über organische Dünger ein. Schwankungen zwischen den Jahren sind eher der mehrjährigen Düngewirkung und damit einer wechselnden, turnusmäßigen Flächenversorgung geschuldet.

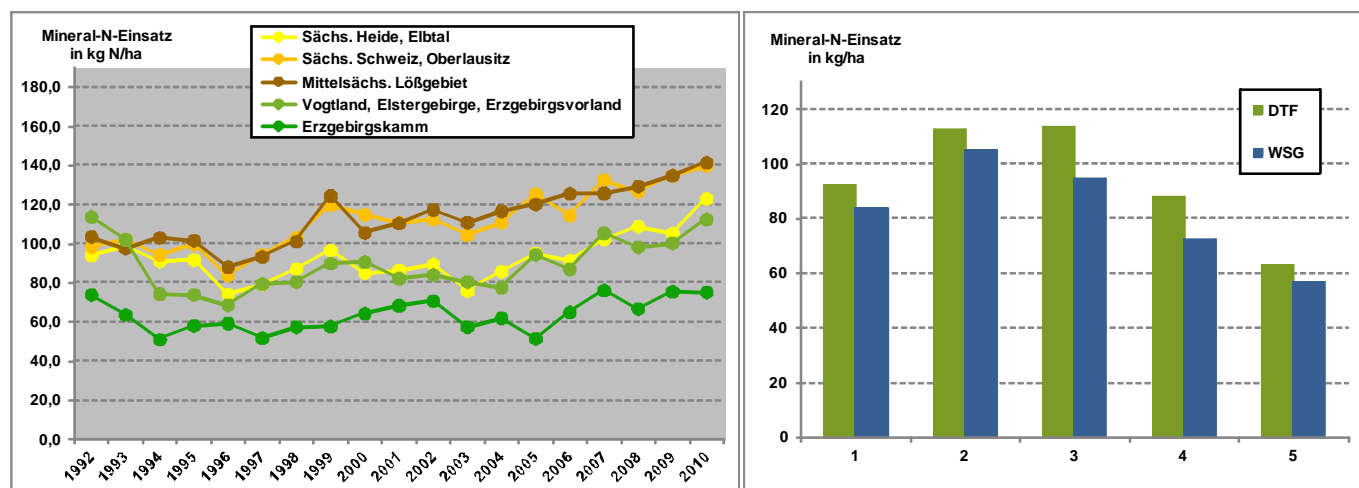


Abbildung 22: Entwicklung (links) und Mittelwerte (rechts) der Mineral-N-Düngung in den Agrarstrukturgebieten
 1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Tabelle 6: Entwicklung der Mineral-N-Düngung der wichtigsten Fruchtarten (Angaben in kg N/ha)

Fruchtart	1992-1996		1997-2001		2002-2006		2007-2010	
	DTF	WSG	DTF	WSG	DTF	WSG	DTF	WSG
Winterweizen	120,7	111,7	132,1	111,3	147,3	138,9	163,5	154,3
Wintergerste	106,6	97,5	111,8	96,2	114,4	106,1	126,6	116,5
Winterroggen	83,2	81,3	95,1	86,7	91,5	92	98,6	97
Sommergerste	49,8	53,5	53,5	54,9	55,8	59,4	55,3	59,0
Winterraps	140,8	127,3	141,1	123,4	151,2	142,5	163,8	158,2
Mais	79,1	71,6	59,2	52,7	53,1	53,7	48,9	51,6

Für die im Anbauumfang bedeutendsten Fruchtarten sind die Mineralstickstoffgaben in Tabelle 6 aufgeführt. Die Mittelwerte beziehen sich dabei nur auf die konventionelle Bewirtschaftung, ökologische Flächen wurden nicht berücksichtigt. Vor allem Winterweizen, Wintergerste und Winterraps wiesen eine zunehmende Düngungsmenge auf. Relativ unverändert war das Niveau im Sommergerstenanbau. Mais wies dagegen einen Rückgang aus, was vermutlich in einer verstärkten organischen Düngung begründet ist.

Die Reduzierung im Düngungsniveau auf den Flächen in Wasserschutzgebieten im Vergleich zu den Dauertestflächen fiel eher gering aus. Im Zeitraum 2007 bis 2010 wurde bei Winterweizen und Wintergerste 10 kg N/ha weniger gedüngt. Bei Winterraps betrug die Differenz nur knapp 6 kg N/ha. Die übrigen Fruchtarten wiesen annähernd gleiche Düngungshöhe auf (Tab. 6).

Der Zusammenhang zwischen Ertragsgüte bzw. Ackerzahl und Höhe der Mineraldüngung wird aus Abb. 23 ersichtlich. Entsprechend einer bedarfsgerechten Düngung steigt mit Zunahme der Ertragserwartung folglich der Düngeraufwand. Die organische Düngung konzentrierte sich vorwiegend auf die mittleren Ackerzahlenbereiche. Für den Ökologischen Landbau war die organische Düngung in Hinblick auf Ackerzahl eher unspezifisch.

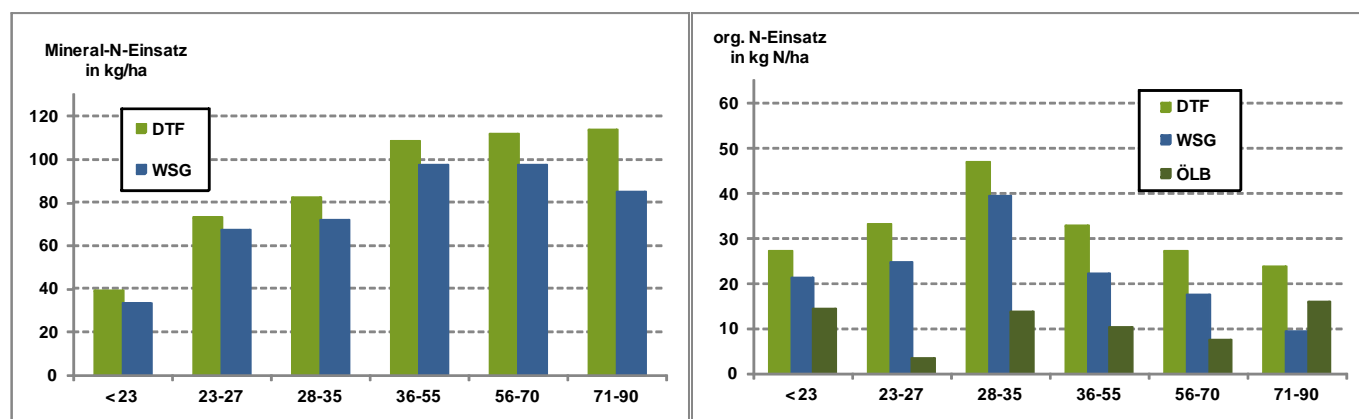


Abbildung 23: Mineralische und organische Stickstoffdüngung nach Ackerzahlen (Mittelwerte 1992-2010)

Stickstoffentzug

Mit den Ernteprodukten soll der Großteil des gedüngten Stickstoffs wieder von den Flächen exportiert werden. Qualitätsparameter wie Proteingehalt wurden nicht erfasst, sodass mit festen N-Gehalten gerechnet wurde. Aus Ertragshöhe und den durch die DüV (2007) vorgegebenen, produktspezifischen Standardwerten zum Stickstoffgehalt lassen sich die Entzugshöhen berechnen.

Bei den folgenden Angaben ist zu beachten, dass es sich zunächst um die Gesamtentzüge handelt, etwa konstant 25 bis 30 kg N/ha verblieben durch die Nebenprodukte auf den Flächen. Die N-Aufnahme konnte im Betrachtungszeitraum sowohl für die Dauertestflächen als auch für die Flächen im Wasserschutzgebiet leicht gesteigert werden (Abb. 24). Dabei waren die Mengen im WSG etwas geringer und die Differenz zu den DTF vergrößerte sich zudem während der Verlaufszeit. So betrug der Unterschied zu Beginn (1992-1996) nur 5 kg N/ha, in den letzten Jahren (2007-2010) wurde dagegen auf den WSG-Flächen 23 kg N/ha weniger entzogen. Ein deutlich geringeres Ertragsniveau und damit niedrige N-Entzüge ergab erwartungsgemäß der ökologische Anbau der Feldfrüchte.

In Abhängigkeit der jeweiligen Witterungsbedingungen zeigten sich jahresspezifisch differenzierte Ergebnisse. Besonders extreme Trockenheit führte im Jahr 2003 zu deutlichen Mindererträgen. Das Jahr 2004 galt dagegen als äußerst günstiges Jahr mit überdurchschnittlich hohen Erträgen.

Die Definition und Gruppierung der Ackerzahlen nach natürlicher Ertragsfähigkeit des Bodens bestätigten letztendlich auch die erzielten Erträge. Entsprechend der Einstufung ordneten sich die Ertragshöhen sowohl der Dauertestflächen als auch der Flächen in Wasserschutzgebieten ein.

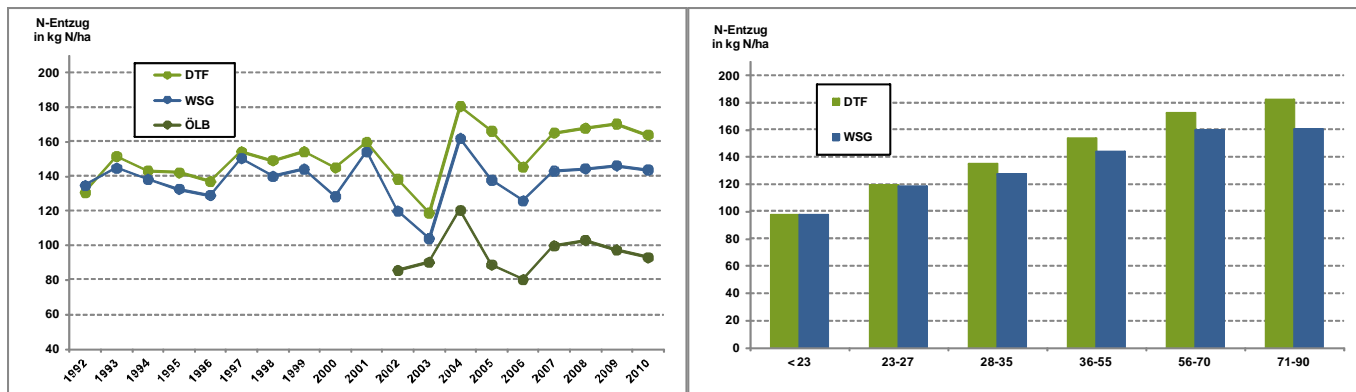


Abbildung 24: Entwicklung der Stickstoffentzüge nach Jahren (links) und Ackerzahlen (rechts, Mittelwerte 1992-2010)

Die Stickstoffentzüge in den Agrarstrukturgebieten staffelten sich hauptsächlich nach den natürlichen Standortbedingungen, wobei nicht nur die Bodenqualität, sondern auch die Niederschlagsversorgung auf die Ertragsbildung wirkte (Abb. 25). So waren für die Löss- und Sandlössgebiete im Mittel der Jahre die höchsten N-Aufnahmen festzustellen. Die geringsten Aufwuchsmengen wurden auf den Sandböden der Heide erzielt. Mit der Produktionsgestaltung in den Wasserschutzgebieten wurden etwa 13 kg N/ha weniger aufgenommen als auf den Dauertestflächen.

Aus der Betrachtung der Einzeljahre wird ersichtlich, dass jahresspezifische Witterungsbedingungen unterschiedliche Auswirkungen in den Regionen hervorriefen. So war die extreme Trockenheit des Jahres 2003 im Wolkenstau des Erzgebirges für den Kammbereich und dem Vorland nicht so stark ausgeprägt. Dagegen fiel die Ertragssituation auf den Sandböden der Heidelandschaft in diesem Jahr katastrophal aus. In Jahren mit ausreichenden Niederschlägen profitierten vorwiegend die Agrarstrukturgebiete mit günstigen Bodenqualitäten.

Außer im Kammbereich des Erzgebirges stiegen die Erträge in den Agrarregionen. Die Flächen in den Höhenlagen zeigten vom Trend her einen gleichbleibenden N-Entzug.

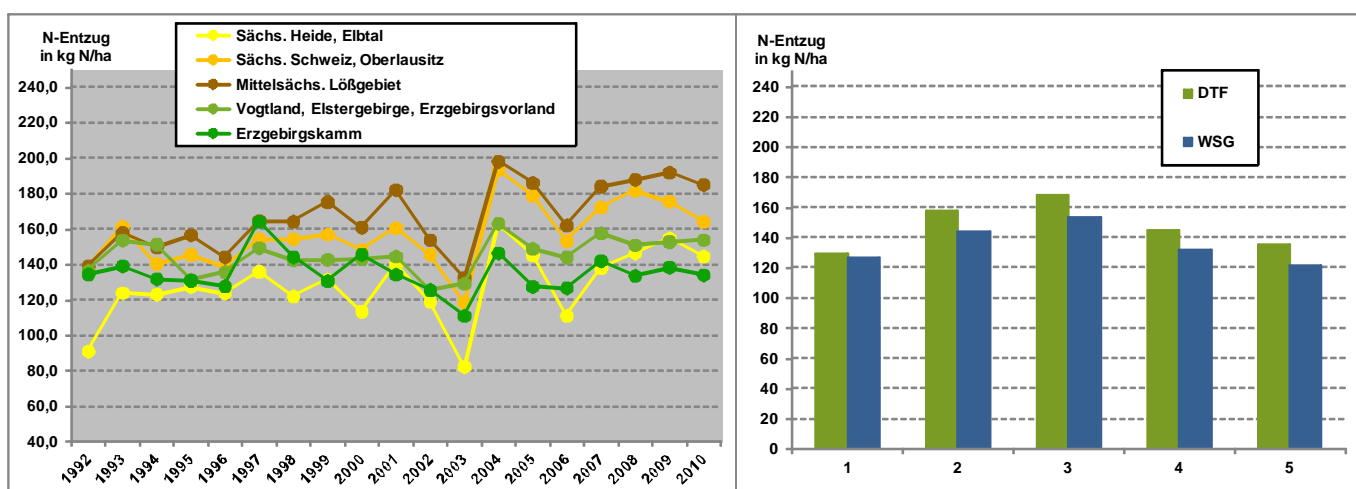


Abbildung 25: Entwicklung (links) und Mittelwerte (rechts) der Stickstoffentzüge in den Agrarstrukturgebieten

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Stickstoffbilanz

Mit der Ermittlung des Stickstoffsaldos wird die verlustgefährdete Menge ausgewiesen, durch die u. a. Nitratbelastungen in Gewässern verursacht werden können. Die langjährigen Stickstoffsalden auf den Dauertestflächen wiesen im Untersuchungszeitraum kaum Veränderungen auf (Abb. 26). Die jährlichen Mittelwerte schwankten leicht um einen Wert von 15 kg N/ha. Der höchste Saldo berechnete sich mit 50 kg N/ha im Jahr 1992, auch der Ertragsrückgang durch starke Trockenheit im Jahr 2003 bedeutete einen Saldo von etwa 35 kg N/ha. Demgegenüber wurden in günstigen Jahren relativ ausgeglichene Bilanzen reali-

siert. Innerhalb der Jahre bestanden allerdings in Abhängigkeit von Standort und Fruchtart erhebliche Spannweiten mit Überhängen von teilweise 100 kg N/ha.

Verdeutlicht werden die gleichbleibenden Bilanzsalden auf den Dauertestflächen durch die Gegenüberstellung der Tendenzen in der N-Düngung und der N-Entzüge. Bei annähernd konstanter N-Gabe mit organischen Düngern stiegen die Zufuhr von Mineralstickstoff und N-Aufnahme parallel. Würde allerdings das Jahr 1992 mit dem hohen Bilanzsaldo nicht berücksichtigt werden, so stiege der Saldo tendenziell von 1993 bis 2010 um 16 kg N/ha!

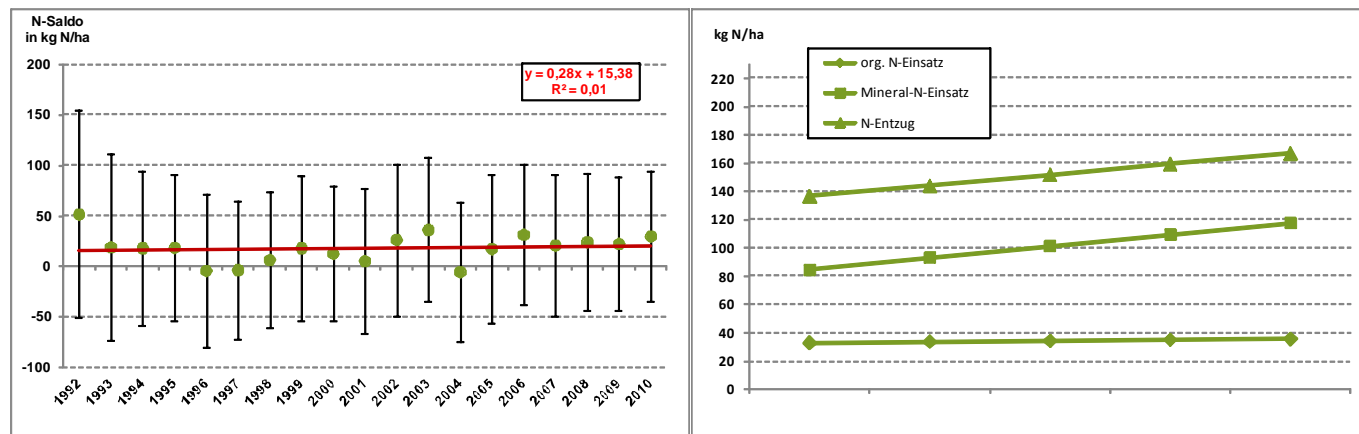


Abbildung 26: Langjährige Stickstoffsalden (links) und Entwicklung der Bilanzglieder (rechts) auf den Dauertestflächen

Die Flächen in Wasserschutzgebieten zeigten ebenfalls einen gleichbleibenden Stickstoffhaushalt (Abb. 27). Allerdings war im Mittel ein ausgeglichener Saldo gegeben. Jahreseffekte und auch hohe Schwankungen der Einzelwerte in den Jahren waren ähnlich den Ergebnissen der Dauertestflächen. Somit wären nach der Bilanzierungsmethode der Düngeverordnung im Durchschnitt keine N-Restmengen gegeben, punktuell konnten aber hohe Verlustpotenziale ausgewiesen werden. Auch in den Wasserschutzgebieten war ohne das Jahr 1992 im Trend (1993-2010) ein Anstieg um sogar 20 kg N/ha angezeigt.

Für den Ökologischen Landbau wurden vorwiegend negative Salden auf dem Niveau von -35 kg N/ha berechnet. Nur Einzelfälle wiesen leicht positive Bilanzen aus. Aus der Stickstoffbilanz ging für die ökologische Flächenbewirtschaftung keine Gefahr der Nitratbelastung von Gewässern aus. Die jährlichen Medianwerte lagen allerdings für die DTF und Flächen im WSG unter den jährlichen arithmetischen Mittelwerten (Anhang Tab. 9 und 10). Hieraus wird ersichtlich, dass einige Salden extrem hohe Werte aufwiesen und damit den Mittelwert stark beeinflussten.

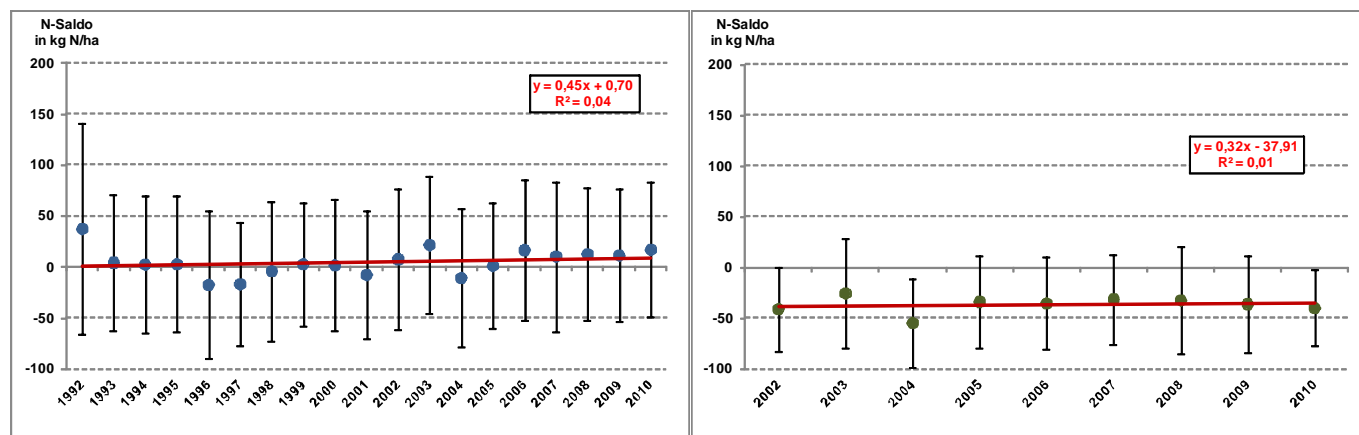


Abbildung 27: Langjährige Stickstoffsalden in Wasserschutzgebieten (links) und im Ökologischen Landbau (rechts)

In den Agrarstrukturgebieten gestaltete sich die Situation auf den Dauertestflächen etwas differenzierter. Im Vergleich zueinander waren in normalen Jahren nur geringe Unterschiede in den mittleren N-Salden gegeben. In Jahren mit suboptimaler Wasserversorgung gingen die Werte etwas mehr auseinander (Abb. 28).

Die Ausweisung gleichbleibender Bilanzen für Gesamtsachsen resultierte allerdings einzig aus den hohen N-Salden der Sächsischen Heide, Elbtal sowie dem Erzgebirgsvorland, Elstergebirge und Vogtland im Jahr 1992, welche sich im Anschluss deutlich verringerten. In den anderen Agrarregionen erhöhten sich die Salden. Noch prekärer gestaltete sich die Entwicklung bei einer Betrachtung ab dem Jahr 1993. Für alle Agrarstrukturgebiete waren tendenziell steigende Stickstoffüberhänge aus der Flächenbewirtschaftung festzustellen. Vor allem auf den Flächen des Erzgebirgskamms erreichte ein Anfangs negativer Saldo durch eine Erhöhung um fast 30 kg N/ha das aktuelle Niveau der anderen Agrarregionen.

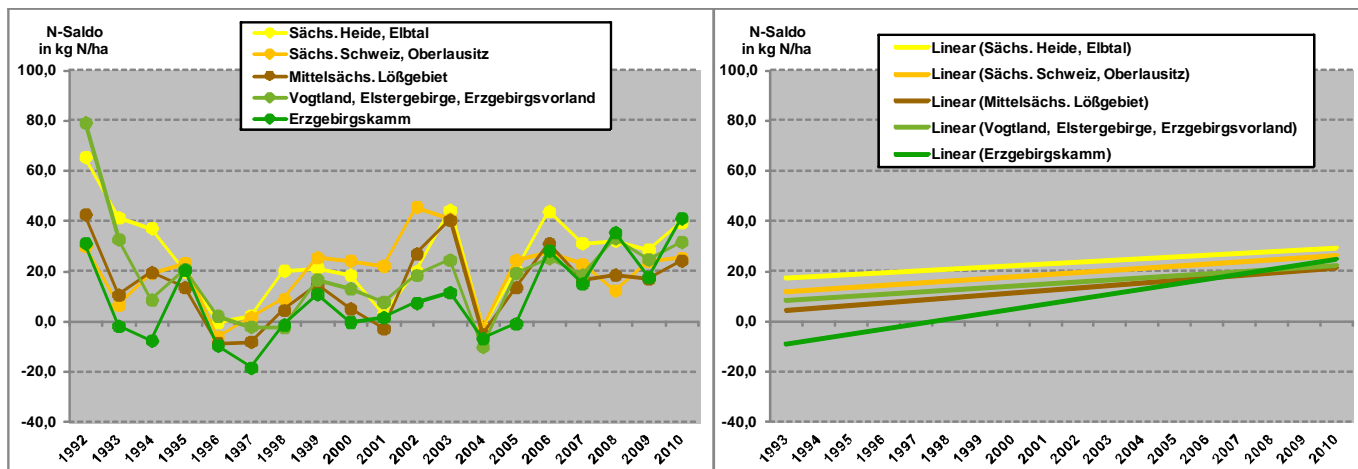


Abbildung 28: Langjährige Stickstoffsalden (links) und Entwicklungstendenz (rechts) in den Agrarstrukturgebieten

Im Mittel des gesamten Untersuchungszeitraumes war der Bilanzsaldo mit 24 kg N/ha im Gebiet des Sächsischen Heidelands, Elbtals auf den Dauertestflächen am höchsten (Abb. 29). Im Mittelsächsischen Lössgebiet konnte der vergleichsweise hohe N-Aufwand in der Düngung durch entsprechende Erträge wieder entzogen werden und führte zu einem Saldo von etwa 14 kg N/ha. Den geringsten Saldo wiesen hier die Kammlagen des Erzgebirges auf.

Deutlich geringere Salden berechneten sich in den jeweiligen Wasserschutzgebieten der Agrarstrukturgebiete. So bestand im Mittelsächsischen Lössgebiet ein fast ausgeglichener Stickstoffhaushalt. Hier führte vor allem eine geringere mineralische N-Düngung als auf den DTF der Region nicht zu einem äquivalenten Ertragsrückgang. Eine Ausnahme stellte allerdings der Erzgebirgskamm dar, indem höhere Salden im Wasserschutzgebiet ermittelt wurden. Die regionale Verteilung der langjährigen N-Salden ist in den Abb. 32 und 33 dargestellt.

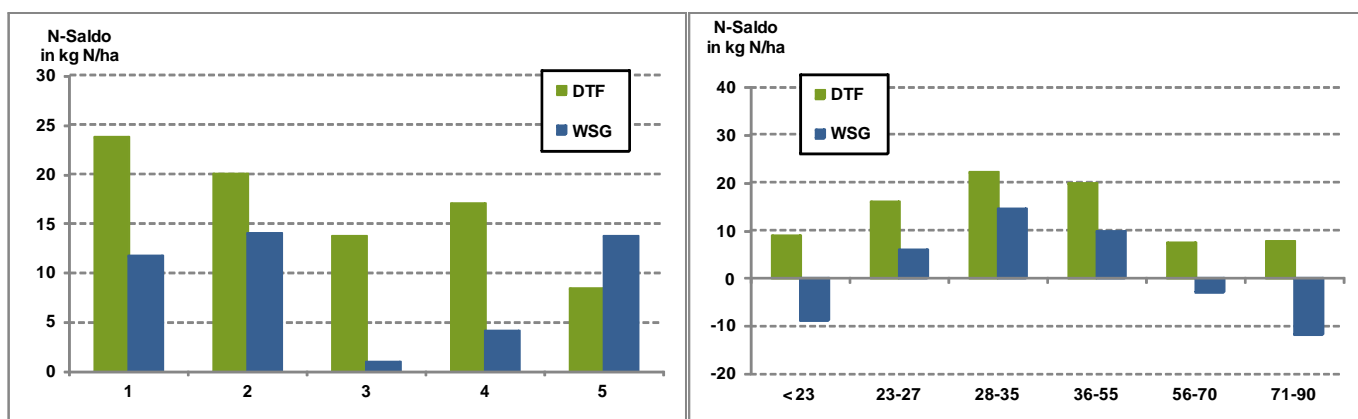


Abbildung 29: Stickstoffsaldo, differenziert nach Standortbedingungen

(links: Agrarstrukturgebiet; rechts: Ackerzahl; Mittelwerte 1992-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Die Auswertung nach Ackerzahlen zeigte sowohl für die DTF als auch für die Wasserschutzgebiete (wenn auch auf niedrigerem Niveau) im mittleren Bereich die höchsten Salden. Hier waren N-Einsatz und N-Abfuhr am unausgewogensten. Flächen mit niedrigen bzw. höheren Ackerzahlen zeigten einen günstigeren Stickstoffhaushalt.

Je nach Anbauumfang bestimmten die Salden der Fruchtarten bzw. -gruppen das Gesamtergebnis (Abb. 30). Dabei waren hauptsächlich für Raps im Mittel typisch hohe Salden festzustellen. Aber auch durch Zuckerrübenanbau wurden größere Stickstoffüberhänge verursacht. Diese gestalteten sich allerdings im Wasserschutzgebiet deutlich günstiger. Verantwortlich für die Salden war bei den beiden Fruchtarten neben hoher N-Zufuhr über Mineraldünger bei Raps hauptsächlich der Verbleib hoher N-Mengen mit den Nebenprodukten. Körnerleguminosen bewirkten durch Luftstickstoffbindung und Mais durch betont organische Düngung ebenfalls Überschüsse in den Bilanzen. Besonders günstig zur Reduzierung von Stickstoffverlusten sind die Grünlandnutzung und teilweise auch der Ackerfutteranbau. Sommergetreide wies ebenfalls negative Bilanzen auf.

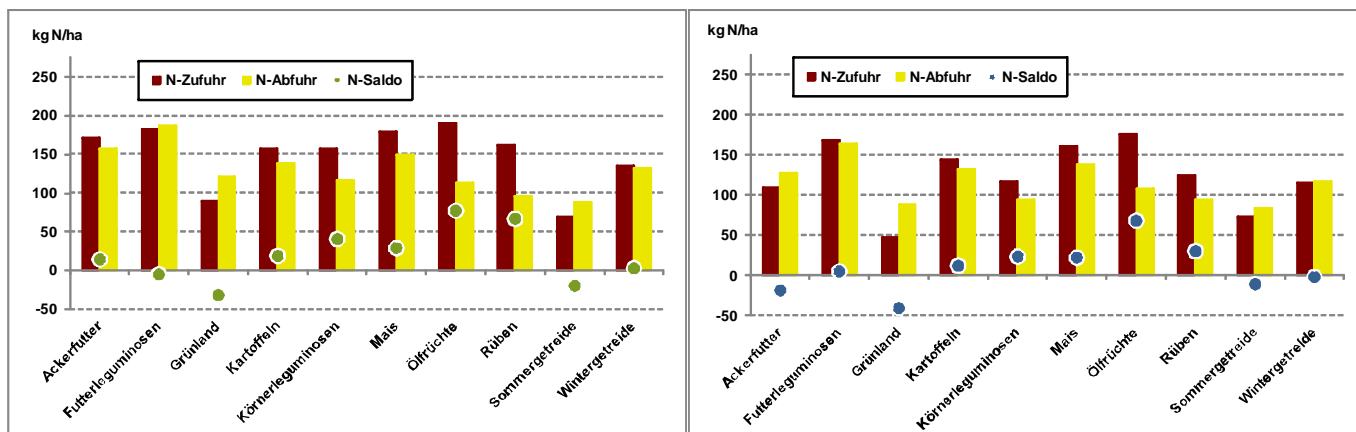


Abbildung 30: Stickstoffsaldo der Fruchtarten bzw. -gruppen auf den Dauertestflächen (links) sowie auf den Flächen in Wasserschutzgebieten (rechts; Mittelwerte 1992-2010)

Im Unterschied zur Düngebedarfsberechnung der Fruchtarten, wobei organische Dünger nur anteilig nach verfügbarem Stickstoff angerechnet werden, erfolgt die Bilanzierung unter Anrechnung des Gesamtstickstoffgehaltes dieser Dünger. Flächen mit organischer Düngung weisen daher oft einen N-Überhang auf. Sowohl für die DTF als auch für WSG zeigten demzufolge die Mittelwerte der jährlichen Bilanzen (2001-2010) Differenzen von über 70 kg N/ha zwischen Flächen mit und ohne organische Düngung (Abb. 31). Werden dagegen die langjährigen Bilanzen einer 10-jährigen Fruchtfolge betrachtet, kann die Berücksichtigung der organischen Düngung in Folgefrüchten dargestellt werden. Hierbei wurden Testflächen, die mindestens in 20 % der Betrachtungsjahre (2x in 10 Jahren) organische Dünger erhielten, Flächen mit weniger bzw. keiner organischer Düngung gegenübergestellt. Zwar waren auch hier höhere N-Salden auf organisch gedüngten Flächen festzustellen, doch mit einer deutlich geringeren Differenz zu den wenig bzw. nicht organisch gedüngten Flächen. Unterstellt man zusätzlich eine bessere Humusversorgung durch organische Dünger, verringern sich die Unterschiede in der Verlustgefährdung zusätzlich.

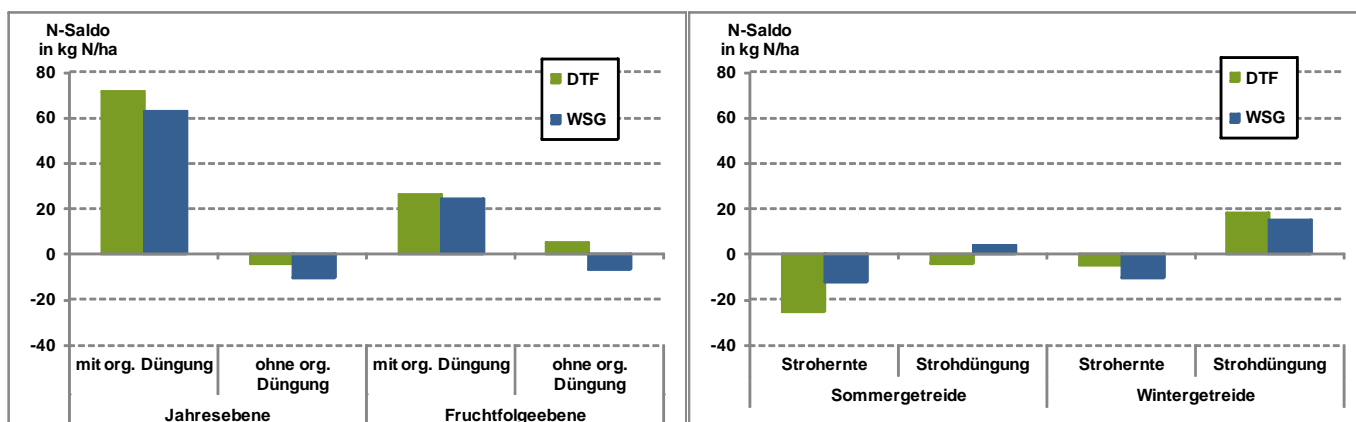


Abbildung 31: Stickstoffsaldo in Abhängigkeit vom Einsatz organischer Dünger (links) und vom Strohmanagement bei Getreide (rechts; Mittelwerte 2001-2010)

Auch differenziertes Strohmanagement bei Getreide beeinflusste die Bilanzsalden. Entscheidend war ein höherer Entzug bei Abfuhr des Strohs. So wurden mit der Ernte etwa 20 kg N/ha mehr von den Flächen exportiert.

Analysen in Hinblick auf den Zwischenfruchtanbau und differenzierter Bodenbearbeitung ergaben keine spezifischen Rückschlüsse. Bei Zwischenfruchtanbau verbleiben die aufgenommen N-Mengen auf den Flächen und werden demzufolge entsprechend mit bilanziert. Die Beachtung von wendender und nichtwendender Bodenbearbeitung zeigte keine Wirkung auf die N-Salden.

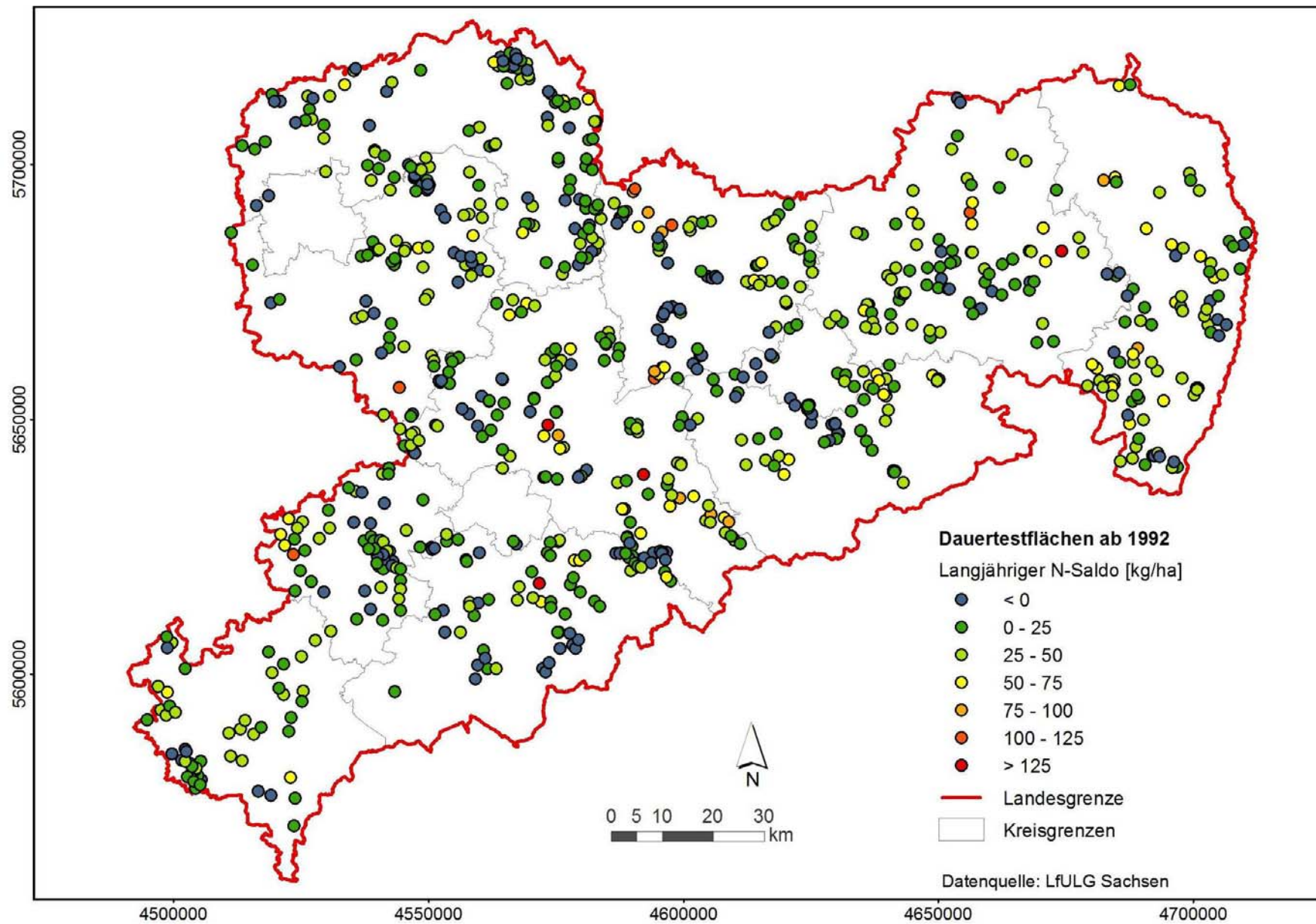


Abbildung 32: Langjährige N-Salden der Dauertestflächen (Mittelwert 1992-2010)

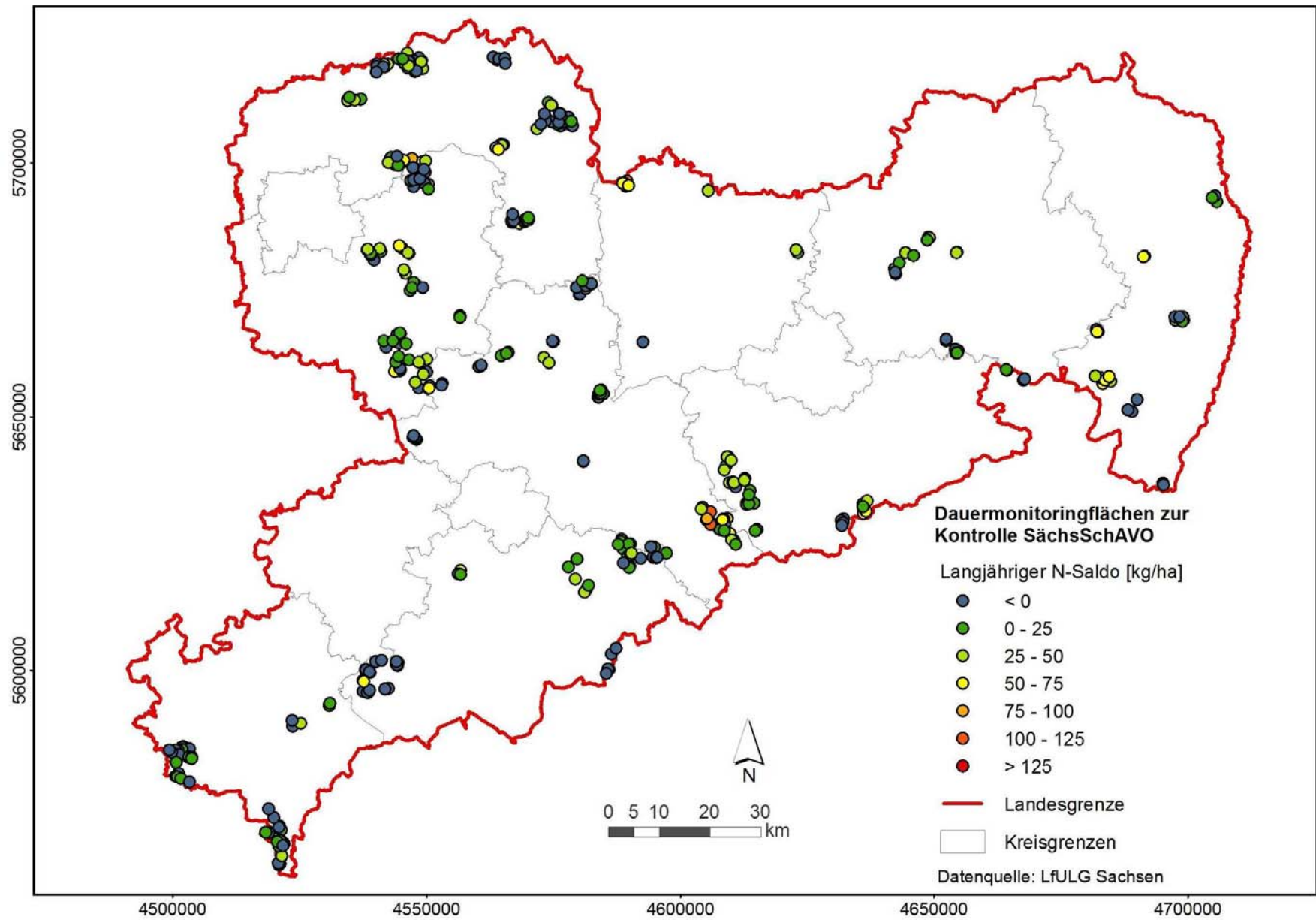


Abbildung 33: Langjährige N-Salden der Flächen in WSG (Mittelwert 1992-2010)

3.2.5 Abschätzung von Nitrat austrägen

Zunächst sind die nach N-Bilanzierung, Berücksichtigung der N-Flüsse im Boden und Abzug gasförmiger Verluste berechneten und potenziell als Nitrat auswaschungsgefährdeten N-Mengen aufgeführt. Dabei zeigte sich im Betrachtungszeitraum tendenziell keinerlei Veränderung der löslichen N-Mengen im Boden (Abb. 34). Auf den Dauertestflächen betrug der mineralische N-Pool im Mittel etwa 35 kg/ha. Etwas geringer fielen die Werte für die Flächen im Wasserschutzgebiet aus, wo von knapp 30 kg N/ha ausgegangen werden konnte. Eine Besonderheit stellte das Jahr 2004 dar, in dem überdurchschnittliche Erträge einen hohen N-Entzug bedeuteten und somit kaum Verlustpotenzial bestand. Die relativ weite Streuung der Werte wies allerdings für Einzelflächen auch hohe Nitrat-N-Mengen im Boden aus.

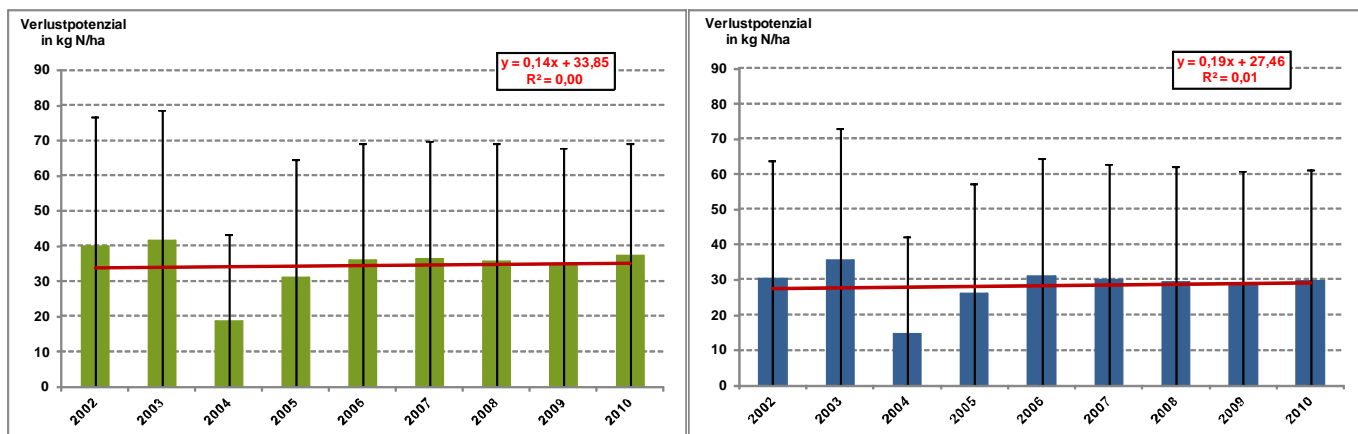


Abbildung 34: Entwicklung der verlustgefährdeten Nitratmengen im Boden auf den Dauertestflächen (links) sowie auf den Flächen in Wasserschutzgebieten (rechts)

Die auswaschungsgefährdeten Stickstoffmengen auf ökologisch bewirtschafteten Flächen fielen äußerst niedrig aus (Abb. 35). Im Mittel der Jahre berechneten sich 3,5 kg N/ha. Die Verlustpotenziale differenzierten etwas zwischen den Agrarstrukturgebieten. Für die Dauertestflächen war der Stickstoffpool in der Sächsischen Heide, Elbtal und in der Oberlausitz, Sächsische Schweiz am höchsten. Etwas niedriger lagen die Werte im Mittelsächsischen Lössgebiet sowie im Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elstergebirge. Die niedrigste Nitratmenge bestand für die Flächen des Erzgebirgskamms.

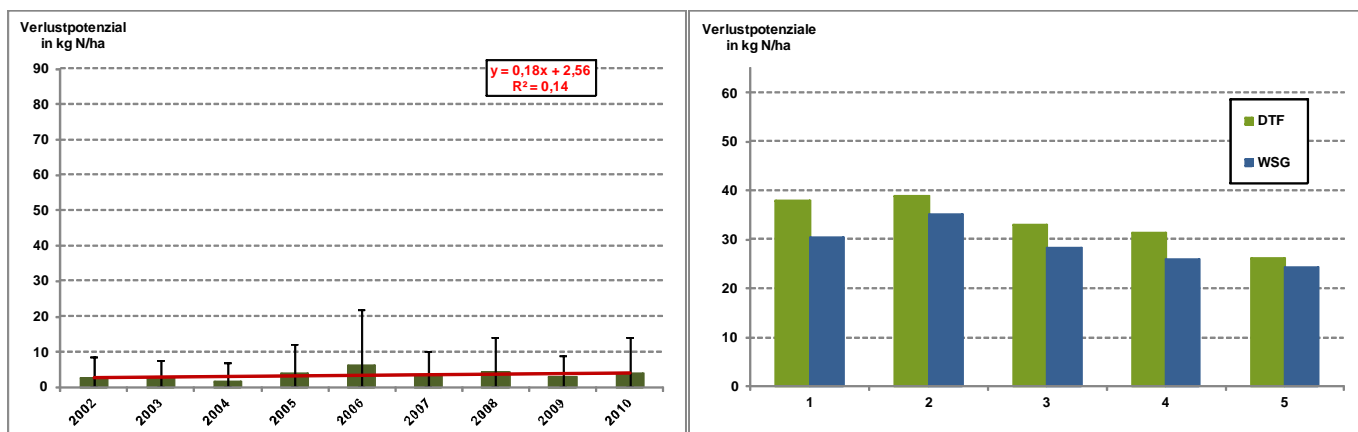


Abbildung 35: Entwicklung der verlustgefährdeten Stickstoffmenge im Ökolandbau (links) und Verlustpotenzial in den Agrarstrukturgebieten (rechts; Mittel 2002-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Die von Auswaschung gefährdete N-Menge war in den Wasserschutzgebieten je nach Strukturgebiet um 2 bis 8 kg/ha geringer. Im Gegensatz zu den mittleren N-Salden der Stickstoffbilanz wurden für die durchschnittlichen Nitratmengen im Boden nur

positive N-Mengen herangezogen. Bei negativen Mengen wurde das Potenzial mit 0 kg N/ha eingerechnet. Daher fällt beispielsweise die Differenz zwischen DTF und WSG im Mittelsächsischen Lössgebiet deutlich geringer aus.

Entsprechend der am Standort prognostizierten Sickerwassermenge wird der Nitrataustrag aus der Wurzelzone bestimmt. Aus den Niederschlagshöhen und dem Wasserhaushalt der Böden berechnete sich die Einspeisung ins Grundwasser (Abb. 36). So waren für die Heidelandschaft, Elbtal aufgrund niedriger Niederschlagsmengen mittlere Sickerwassermengen von 80 mm/a festzustellen. Auf den Flächen im Wasserschutzgebiet waren nur 56 mm/a angezeigt. Auch im Lössgebiet traten niedrige Sickerwasserraten von 93 mm/a bzw. 58 mm/a auf. Zwar sind hier höhere Niederschläge gegeben, aber das Haltevermögen des Lössbodens liegt über den Sandstandorten der Heiden. Hohe Regenmengen bis teilweise über 1.000 mm Jahressumme herrschen im Erzgebirge und des Vorlandes vor. Die Sickerwassermengen betragen daher im Hügelland 260 mm/a bzw. 300 mm/a und im Kammbereich des Erzgebirges über 350 mm/a.

Die aus dem berechneten löslichen Stickstoff im Boden tatsächlich ausgetragenen N-Mengen werden neben den Sickerwassermengen vom Bindungsvermögen im Boden bestimmt. Daher waren die Frachten der Sandböden im Heide-land bei gleichem Sickerwasserniveau deutlich höher als auf den Lössböden Mittelsachsens. Aufgrund der hohen Sickerwassermengen im Hügel- und Bergland Sachsens wurde fast die gesamte lösliche Stickstoffmenge aus der Wurzelzone transportiert. In allen Agrarstrukturgebieten waren die Frachten in den Wasserschutzgebieten geringer als auf den Dauertestflächen. Verantwortlich dafür waren in erster Linie die geringeren Verlustpotenziale (Abb. 36).

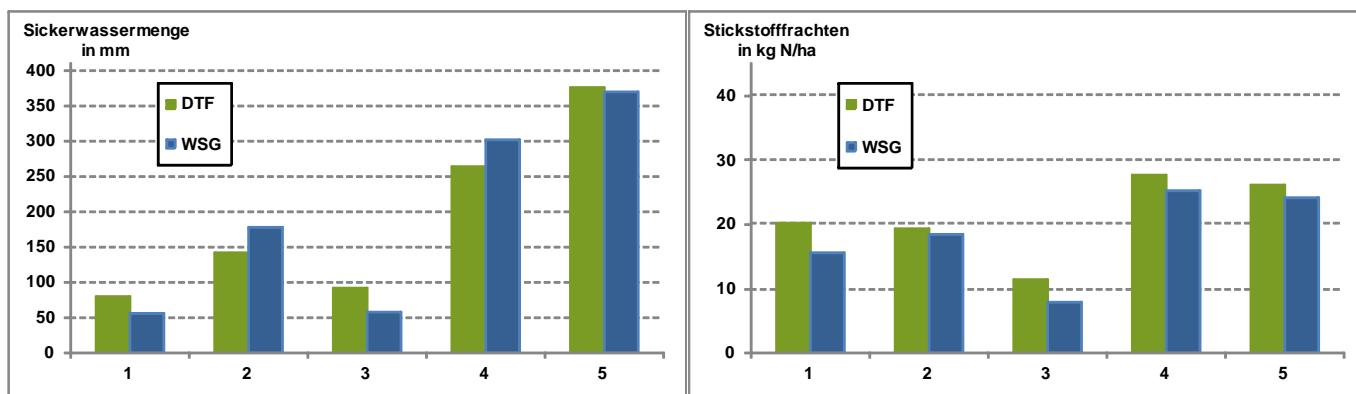


Abbildung 36: Mittlere Sickerwasserraten (links) und durchschnittliche N-Frachten (rechts) in den Agrarstrukturgebieten (2002-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Aus Sickerwassermenge und N-Fracht wird die Nitratkonzentration berechnet, welche als Indikator für die N-Belastung des Grundwassers herangezogen wird. Nach Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie besteht ein Grenzwert von 50 mg NO₃-N/l. Im Betrachtungszeitraum zeigte sich für die Dauertestflächen ein unveränderter Trend (Abb. 37). Es kann im Mittel für Sachsen konstant von einer Konzentration von 50 mg NO₃-N/l ausgegangen werden, was dem Grenzwert entspricht. In Abhängigkeit des Stickstoffhaushaltes kam es in den Jahren zu Abweichungen, was durch eine sehr niedrige Konzentration im Jahr 2004 sowie erhöhte Nitratmengen im Jahr 2003 verdeutlicht wurde. Innerhalb der Jahre zeichnete sich eine hohe Spannweite ab. So wurden fast in jedem Jahr auch Konzentrationen von weit über 100 mg NO₃-N/l angezeigt.

Zwischen den Agrarstrukturgebieten bestanden allerdings deutliche Unterschiede. Vor allem war die Situation auf den leichten Böden der Heidegebiete kritisch. In Einzeljahren berechnete sich teilweise eine Konzentration von 80 mg NO₃-N/l. Dagegen gestalteten sich die Konzentrationen in den anderen Regionen günstiger und schwankten leicht um den angestrebten Grenzwert. Die geringste Belastung bestand im Kammbereich des Erzgebirges.

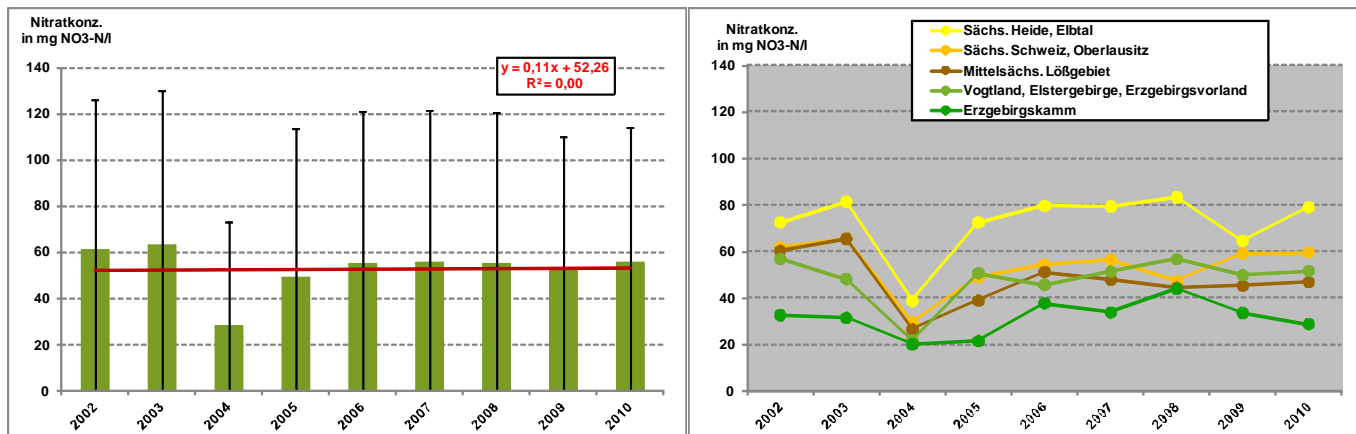


Abbildung 37: Entwicklung der Nitratkonzentration auf den Dauertestflächen
 (links: Mittelwerte und Standardabweichung; rechts: differenziert nach Agrarstrukturgebieten)

Das Niveau der Nitratkonzentration war in den Wasserschutzgebieten geringer einzuschätzen (Abb. 38). Im Mittel des Betrachtungszeitraumes lagen die Werte mit 40 mg NO₃-N/l unter dem Grenzwert. Auch hier bestand eine enorme Streubreite der Werte, sodass Konzentrationen über 100 mg NO₃-N/l auf weiteren Handlungsbedarf hinweisen. Nur im Ökologischen Landbau sind keine problematischen Nitratwerte festgestellt worden. Die Konzentration lag unter 10 mg NO₃-N/l. Auch unter Berücksichtigung der Streuung der Einzelwerte wurde der Grenzwert nicht überschritten.

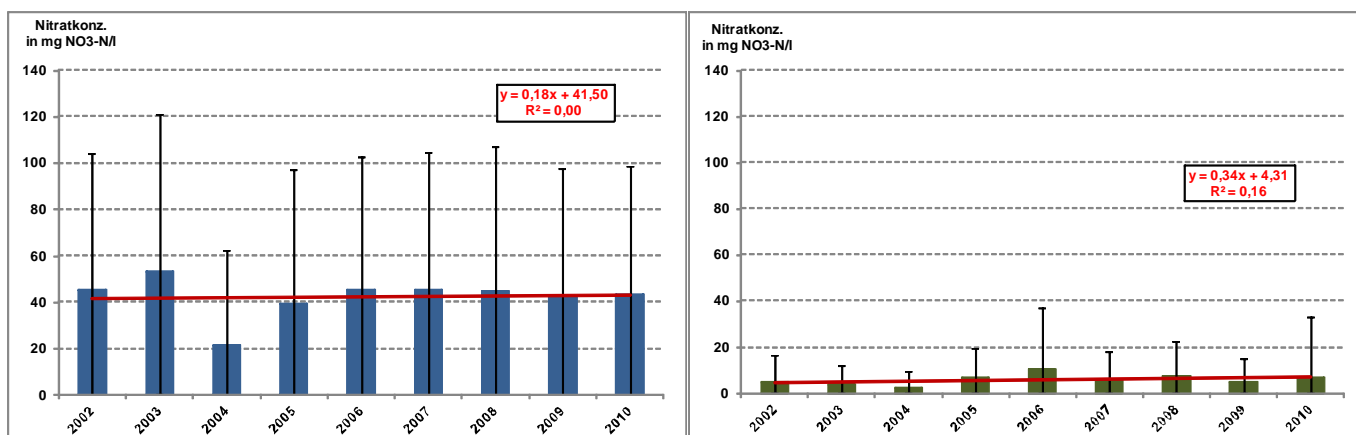


Abbildung 38: Langjährige Nitratkonzentration auf den Flächen in Wasserschutzgebieten (links) und im Ökologischen Landbau (rechts)

In Abbildung 39 sind vergleichend die Nitratmengen in Abhängigkeit des Standortes dargestellt. Die regionale Verteilung der langjährigen Nitratkonzentrationen ist in den Abb. 42 und 43 dargestellt. In Bezug auf Abb. 36 wird dabei deutlich, dass das Zusammenspiel von geringen Bindungsvermögen des Bodens und niedrige Sickerwasserraten hohe Konzentrationen zur Folge haben. Trotz moderaten Verlustpotenzialen werden daher auf den Sandstandorten des Sächsischen Heidelandes, Elbtal bei Verlagerungsereignissen kritische Lösungskonzentrationen erreicht. Dagegen konnte aber im Wasserschutzgebiet die größte Reduktion umgesetzt werden. Die Nitratkonzentration lag nur wenig über denen der Wasserschutzgebiete in den anderen Agrarregionen. Die niedrigen Konzentrationen im Erzgebirgskamm resultierten aus den vergleichsweise hohen Sickerwassermengen, wodurch ein Verdünnungseffekt gegeben war.

Die Analyse nach Ackerzahlen wies hauptsächlich für ertragsschwache Standorte die Gefahr von problematischen Nitratkonzentrationen aus. Eine Ausnahme sind die Flächen mit einer Ackerzahl < 23. Hier wird allerdings in einem hohen Prozentsatz mehrjähriges Futter oder Grünland bewirtschaftet, unter denen die Gefahr des Eintrages von Stickstoff ins Grundwasser reduziert ist. Zudem waren hohe Sickerwassermengen ausgewiesen. Daher konnte in diesem Bereich keine Verbesserung in Wasserschutzgebieten durch entsprechende Maßnahmen erzielt werden. Die besseren Standorte werden durch einen Boden mit günstigem Haltevermögen für Stickstoff geprägt und zeigten daher niedrige Konzentrationen.

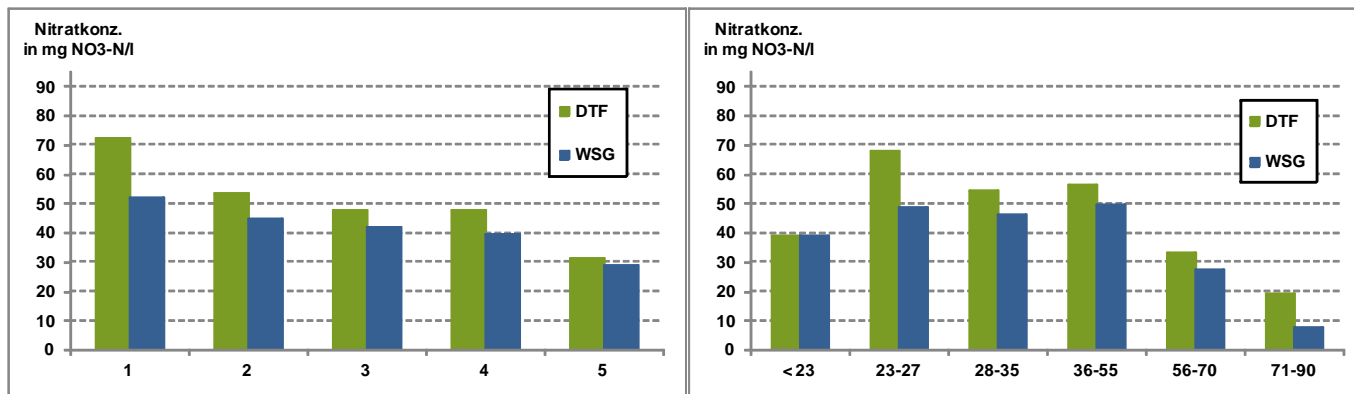


Abbildung 39: Nitratkonzentration differenziert nach Standortbedingungen

(links: Agrarstrukturgebiet; rechts: Ackerzahl; Mittelwerte 2002-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Ähnlich wie bei den Salden deutet die Berechnung des Medianwertes auf teilweise sehr hohe Nitratkonzentrationen hin, welche das arithmetische Mittel bestimmten (Anhang Tab. 11 und 12). Die Verteilung der Flächen auf Konzentrationsbereiche zeigt, dass im Mittelsächsischen Lössgebiet und im Hügelland etwa 60 % der Dauertestflächen im langjährigen Mittel unter dem Grenzwert lagen (Abb. 40). Dagegen berechneten sich hier für etwa 15 % Gehalte von über 100 mg NO₃-N/l. Im Kammgebiet des Erzgebirges waren sogar 70 % der DTF im Toleranzbereich. Nur auf 45 % der Fläche konnten die Vorgaben der WRRL im Sächsischen Heide- und Elbtal umgesetzt werden. Fast 30 % wiesen Werte über 100 mg NO₃-N/l auf (Abb. 40).

Im Vergleich dazu war im Erzgebirgskamm der Anteil von Flächen mit tolerablem Nitratreintrag ins Grundwasser im Wasserschutzgebiet gleich den DTF. Im Sächsischen Heide- und Elbtal konnte über Bewirtschaftungsmaßnahmen der Anteil im WSG um etwa 10 % gesteigert werden. Die Zahl der Flächen mit hohen Konzentrationen war aber immer noch sehr hoch, sodass besonders dort Handlungsbedarf besteht, um das Gesamtergebnis für diese Region spürbar zu verbessern.

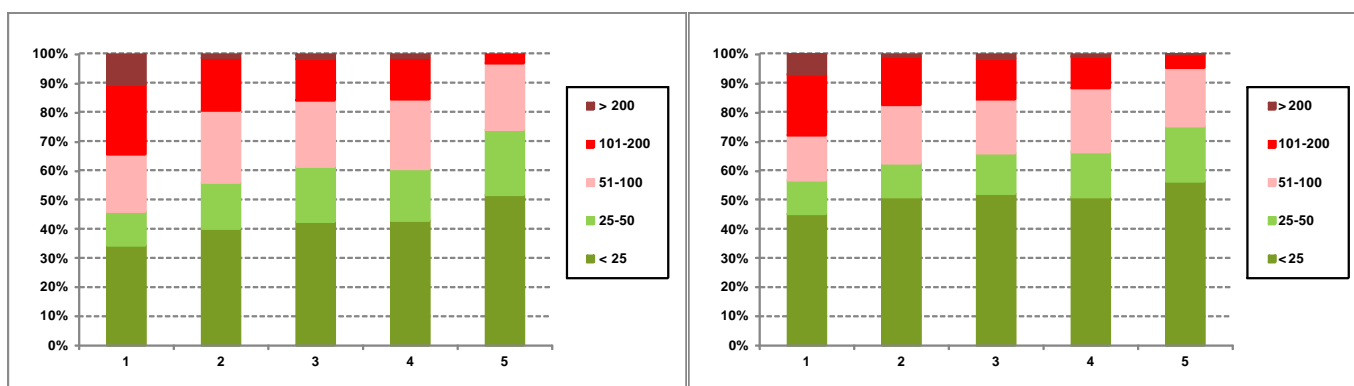


Abbildung 40: Anteile von Nitrat-Konzentrationsbereichen in den Agrarstrukturgebieten

(links: DTF; rechts: WSG; Mittelwerte 2002-2010)

1 = Sächsische Heide, Elbtal; 2 = Sächsische Schweiz, Oberlausitz; 3 = Mittelsächsisches Lössgebiet; 4 = Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland; 5 = Erzgebirgskamm

Für die bedeutendsten Fruchtgruppen (Abb. 41) zeigten sich unter Wintergetreide und Ölfrüchte (fast ausschließlich Winterraps) die höchsten Nitratkonzentrationen. Dabei waren die Werte im Sächsischen Heide- und Elbtal mit Abstand am höchsten. Nur im Erzgebirgskamm lag für Wintergetreide der Nitratgehalt im Sickerwasser unter dem Grenzwert. Eine mittlere Stellung nahmen Sommergetreide und Mais ein. Zu bemerken ist, dass aufgrund der niedrigen Erträge bei Mais in der Region des Erzgebirgskamms die höchsten Konzentrationen für diese Fruchtart berechnet wurden. Geringes Risiko bestand bei Rüben und Grünland bzw. mehrjähriges Ackerfutter.

In den Wasserschutzgebieten zeichnete sich je nach Agrarstrukturgebiet nur eine Verringerung der Nitratausträge bei Wintergetreide ab, teilweise lagen die Werte sogar höher als auf den DTF. Im Sächsischen Heide, Elbtal waren vor allem bei Getreide deutliche Reduktionen im Nitrataustrag festzustellen.

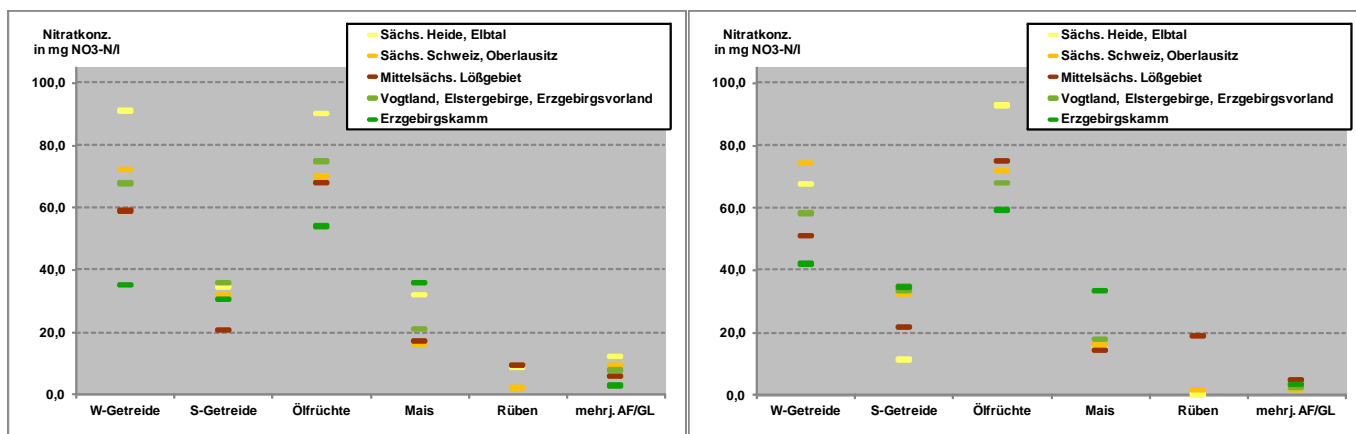


Abbildung 41: Prognostizierte Nitratkonzentrationen wichtiger Fruchtgruppen differenziert nach Agrarstrukturgebieten (links: DTF; rechts: WSG; Mittelwerte 2002-2010)

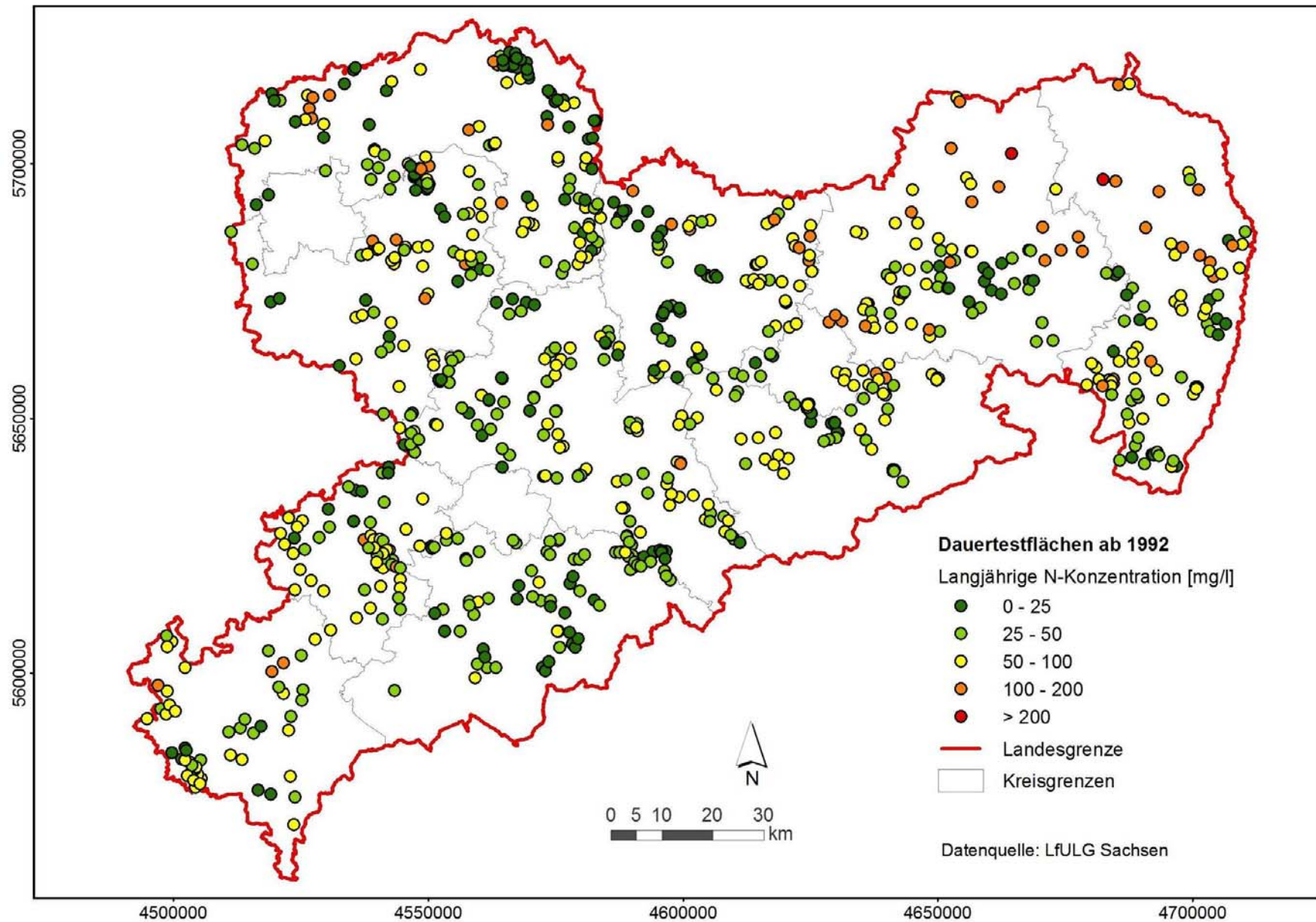


Abbildung 42: Langjährige Nitratkonzentrationen der Dauertestflächen (Mittelwerte 2002-2010)

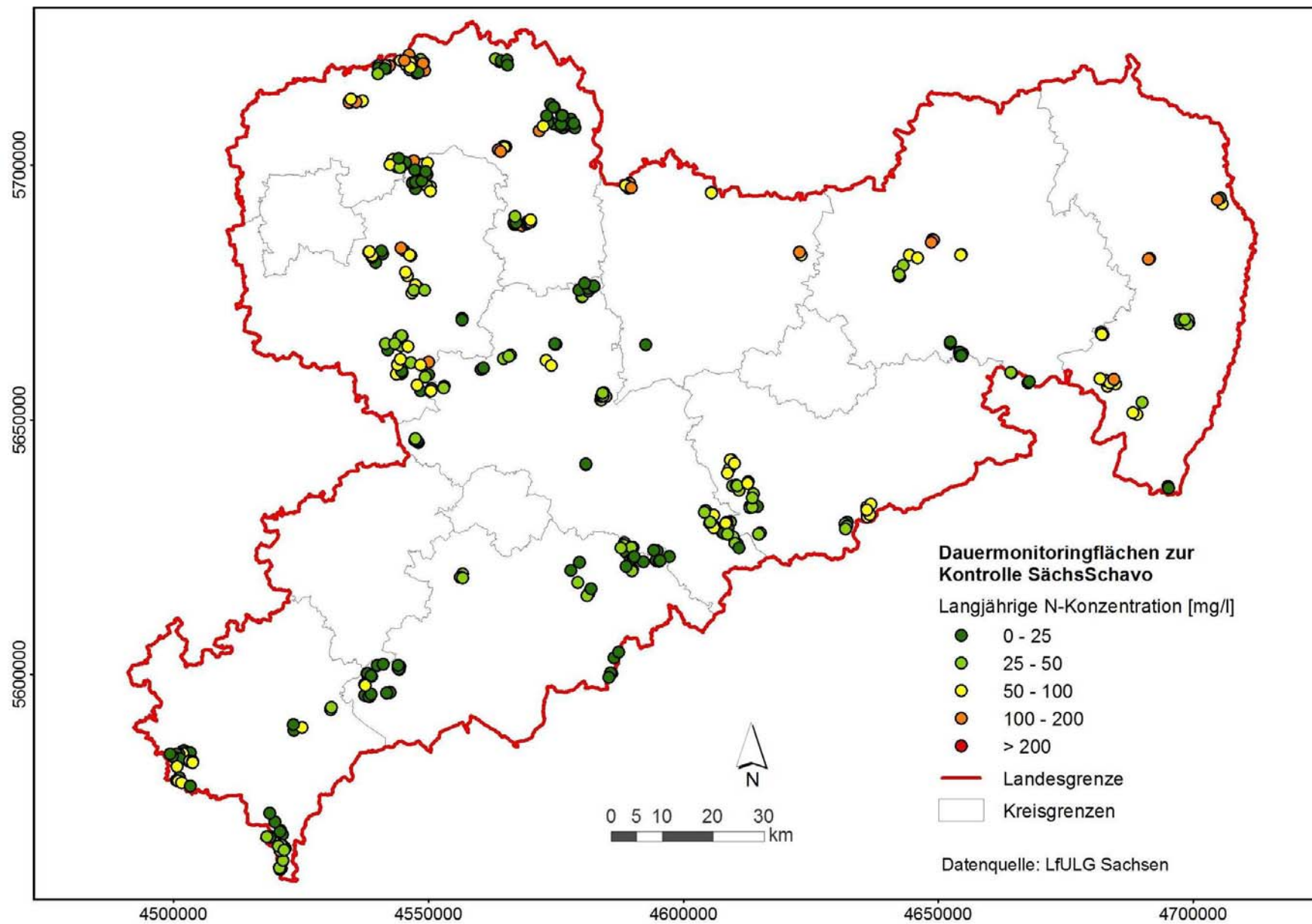


Abbildung 43: Langjährige Nitratkonzentrationen der Dauermonitoringflächen (Mittelwert 2002-2010)

4 Fazit

Die seit 1992 vorgenommenen N_{\min} -Untersuchungen im Herbst und Frühjahr belegen eine Abnahme der Gehalte an löslichem Stickstoff im Boden. Dabei gelangen besonders in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes Erfolge bei der Reduktion verlustgefährdeter Mengen. Die Einzelwerte sind allerdings durch Jahres- und Fruchtarteneffekte mit einer hohen Streubreite versehen. Besonders problematisch erweisen sich Nitratwerte nach der Ernte von Kartoffeln, Mais, Winterraps und Körnerleguminosen. Als günstig ist Grünlandnutzung und mehrjähriger Ackerfutterbau herauszustellen. Des Weiteren besteht ein enger Zusammenhang zwischen Ackerzahl und N_{\min} -Werten im Herbst. Je besser der Ertragsstandort, umso höher waren die Nitratgehalte im Boden.

Mit der Bewirtschaftung kann Einfluss auf die besonders verlustgefährdeten N-Mengen im Herbst genommen werden. So werden durch Zwischenfruchtanbau und reduzierte Bodenbearbeitung (Verzicht auf Pflug) deutliche Erfolge erzielt. Die Messwerte unterstreichen die Förderfähigkeit dieser Agrarumweltmaßnahmen bei der Erreichung der Vorgaben der WRRL. Die Abfuhr von Getreidestroh besitzt nur einen geringen Beitrag zur Stickstoffreduzierung, weil mit geringem N-Gehalt im Nebenprodukt nur wenig mehr Stickstoff von den Flächen exportiert wird.

Die Düngungsauflagen in Wasserschutzgebieten zeigen ebenfalls eine positive Wirkung auf die löslichen Stickstoffgehalte im Boden. Hier werden die N-Zufuhr über Wirtschaftsdünger begrenzt und eine reduzierte bedarfsgerechte Mineraldüngung vorgeschrieben. Aus den entsprechenden Ertragszahlen wird eine höhere Ausnutzung des vorhandenen Stickstoffs deutlich, sodass geringere Restmengen auf den Flächen verbleiben. Am günstigsten zeigt sich die ökologische Bewirtschaftung. Stickstoff stellt meist in diesen Betriebssystemen den limitierenden Ertragsfaktor dar. Vorhandene N-Mengen werden daher sehr gut zur Ertragsbildung ausgenutzt und von den Flächen exportiert.

Trotz aller positiven Effekte der Agrarumweltmaßnahmen treten aber auch immer wieder auf derart bewirtschafteten Flächen sehr hohe Nitratgehalte auf.

Ein anderes Bild zeigen die Entwicklungen langjähriger Stickstoffbilanzen. Im Gegensatz zum Rückgang der Bodengehalte ist (bei Vernachlässigung des Jahres 1992) ein Anstieg des N-Saldos sowohl für die DTF als auch für Flächen im WSG festzustellen. Der N-Einsatz erhöhte sich proportional etwas mehr als der N-Entzug. Allerdings ist ein durchschnittlicher N-Saldo der letzten vier Untersuchungsjahre von knapp 25 kg N/ha auf den DTF nach Zielwerten der Düngeverordnung als äußerst gering einzuschätzen. In den Wasserschutzgebieten ist im Mittel ein noch günstigerer N-Überhang von 13 kg N/ha ausgewiesen. Die hohe Streubreite deutet aber gleichzeitig auf starke N-Überschüsse auf einzelnen Flächen hin. Höhere Salden konzentrieren sich hauptsächlich auf Standorte mit mittleren Ackerzahlen. Hier ist die Diskrepanz zwischen Input und Output am größten. Für diese Gebiete ist ein Handlungsbedarf (Anpassung der N-Düngung an das Ertragsniveau) zur Reduzierung von N-Überschüssen am wirkungsvollsten einzuschätzen. Für den ökologischen Landbau sind nach Düngeverordnung vorwiegend negative N-Salden gegeben. Nur in Einzelfällen/-jahren kommen hier leichte Überschüsse vor.

Ein Zusammenhang zwischen den berechneten N-Salden mit den im darauffolgenden Herbst gemessenen Nitratgehalten konnte nicht festgestellt werden (Abb. 44). Auch die Gruppierung nach Agrarstrukturgebieten gibt keine Beziehung zwischen N-Überschüssen und Nitratmesswerten wieder. Die Wertepaare streuen unspezifisch.

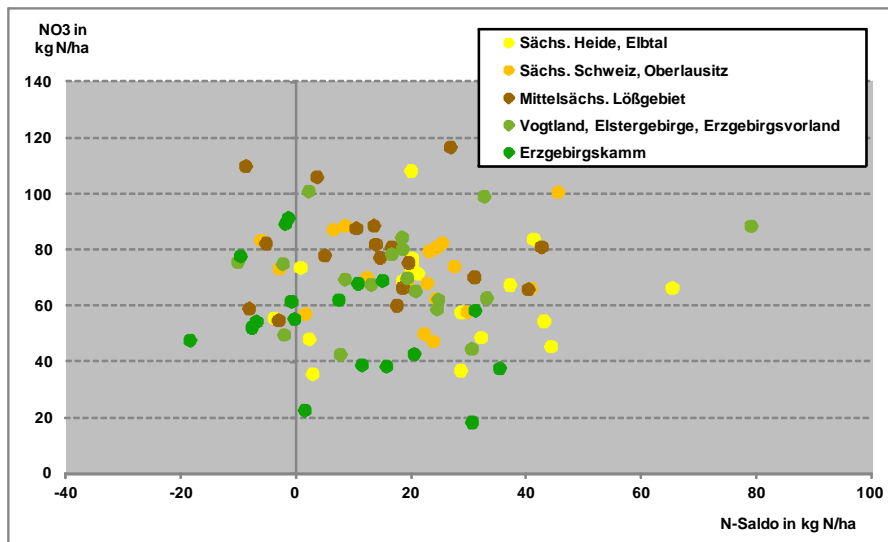


Abbildung 44: Beziehung von berechneten N-Salden und den Nitratmengen im Boden im darauffolgenden Herbst (Jahreswerte 1992-2010)

Insgesamt ist der gegenläufige Trend in der Entwicklung von Mess- und Bilanzwerten nicht zu begründen. Ohne eine genauere Untersuchung zur Stickstoffdynamik im Jahresverlauf können an dieser Stelle nur Hypothesen aufgestellt werden. So ist es denkbar, dass Stickstoffgehalte in Ernteprodukten über den Standardwerten liegen. Dadurch ist eine höhere Entzugsmenge gegeben und der Saldo nimmt ab. In diesem Fall würde sich das Risiko von Nitratausträgen ins Grundwasser tatsächlich verringern. Eine weitere Erklärung wäre eine mit der nachgewiesenen Steigerung der Erträge einhergehende (vor allem Raps), höhere Anfallmenge an Ernte- und Wurzelrückständen. Durch die verbleibenden Nebenprodukte ist zum Zeitpunkt der N_{\min} -Untersuchung im Herbst mehr Stickstoff organisch gebunden und wird bei der Messung nicht erfasst. Dieser Stickstoff wird während der wirksamen Mineralisationszeit nach und nach freigesetzt und kann dann mit Sickerwasser ausgetragen werden. In diesem Fall verschiebt sich lediglich der Nitrataustrag im Jahresverlauf. In diesem Zusammenhang stellt sich als Begründung auch die Frage nach der Entwicklung der Humusversorgung auf den Flächen. Eine Abnahme des Humusgehaltes im Untersuchungszeitraum verursacht Änderungen in der Qualität und Dynamik der Umsetzung organischer Bodensubstanz. Eine Bilanzierung der Humusversorgung wäre dazu erforderlich und könnte hier weitere Aufschlüsse geben. Darüber hinaus sind Auswertungen zum C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz, welche aus entsprechenden Bodenbeprobungen ermittelt werden können, ebenfalls hilfreich. Eine Ausweitung im C/N-Verhältnis würde beispielsweise bei gleicher Mineralisation weniger Stickstoff freisetzen.

Die prognostizierten Stickstoffausträge bzw. Nitratkonzentrationen, die die Wurzelzone verlassen, werden durch das Zusammenwirken von Standortbedingungen (Niederschlag, Boden) und N-Saldo bestimmt. Insgesamt ist der Freistaat Sachsen durch ein relativ trockenes Klima geprägt, wodurch auch entsprechende Sickerwassermengen niedrig ausfallen. Lediglich im Wolkenstau des Erzgebirges und dessen Vorland treten höhere Regenmengen auf. Hieraus resultiert für diese Standorte ein hoher Austauschfaktor. Aber auch Bodeneigenschaften bestimmen aufgrund ihres Haltevermögens die Sickerwassermenge. So ist die Sickerwasserrate besonders auf Sandböden, welche im Sächsischen Heideland einen großen Anteil einnehmen, hoch.

Methodische Unterschiede führen zu berechneten Verlustpotenzialen, die über den Salden nach Düngeverordnung liegen. Die höchsten Frachten sind für die niederschlagsreichen Flächen im Erzgebirge und dessen Vorland aufgezeigt. Durch hohe Sickerwassermengen relativiert sich dies aber bei der Nitratkonzentration im Vergleich zu anderen Gebieten Sachsens. Mittlere Frachten im Sächsischen Heideland/Elbtal führen bei äußerst geringen Sickerwassermengen zu vergleichsweise hohen Konzentrationen. Bei den sorptionschwachen Böden kann davon ausgegangen werden, dass wenig Sickerwasser ausreicht, um einen Großteil des vorhandenen löslichen Stickstoffs aus der Wurzelzone auszuwaschen. Die Nitratgehalte sind dementsprechend hoch.

Analog dem Saldo sind auch bei den Nitratkonzentrationen keine Abnahmen im Untersuchungszeitraum aufgetreten. Der verringerte Stickstoffinput in Wasserschutzgebieten schlägt sich in den Konzentrationen nicht so deutlich nieder wie in den Salden.

In allen Agrarstrukturgebieten ist im WSG aber ein Gehalt unter dem Grenzwert von 50 mg NO₃/l erreicht. Handlungsbedarf besteht in erster Linie für Einzelflächen mit langjährig hohen Konzentrationen. Hier kann zunächst am wirkungsvollsten das Gesamtergebnis verbessert werden. Stark reduzierend wirkt sich eine ökologische Bewirtschaftung der Flächen aus. Auch unter Berücksichtigung der Streuung werden unzulässige Konzentrationen nicht prognostiziert.

Fruchtartenbezogen sind vor allem die Konzentrationen bei Winterraps und Wintergetreide als problematisch einzuschätzen. Aufgrund ihres hohen Anbauanteils wird somit auch das Gesamtergebnis in den Regionen geprägt. Grünlandnutzung und der Anbau mehrjährigen Ackerfutters stellt sich als äußerst günstig bei der Erreichung eines guten Gewässerzustandes dar.

5 Anhang

Tabelle 7: Statistische Kennzahlen der NO₃-Gehalte im Herbst auf den DTF

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
1992	93,6	63,9	82,6	619,0	0,0
1993	75,9	52,5	64,0	400,0	3,1
1994	87,1	64,6	74,0	628,0	0,0
1995	70,5	44,2	60,0	337,0	4,0
1996	76,0	61,8	64,1	795,2	0,0
1997	95,4	79,9	83,2	941,3	2,3
1998	54,0	39,0	46,4	441,2	0,6
1999	88,0	78,8	70,5	904,2	0,0
2000	76,0	60,6	61,4	372,2	0,3
2001	70,2	48,1	61,9	429,3	2,4
2002	46,6	34,8	38,0	219,0	1,0
2003	103,0	67,0	90,0	555,0	1,0
2004	59,2	49,6	45,6	434,5	0,8
2005	72,6	60,4	56,8	456,1	0,9
2006	76,9	57,4	64,7	572,4	1,2
2007	59,8	43,8	48,8	310,0	2,4
2008	73,5	56,0	62,8	686,9	4,3
2009	61,0	47,5	53,1	810,1	0,0
2010	51,7	41,4	44,1	598,7	0,0
2011	77,5	72,3	63,3	1251,9	0,0

Tabelle 8: Statistische Kennzahlen der NO₃-Gehalte im Herbst auf den Flächen im WSG

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
1992	67,4	49,7	57,3	266,5	0,9
1993	68,8	52,1	53,5	225,0	6,0
1994	73,3	43,9	62,0	221,0	0,0
1995	61,9	35,8	56,0	193,0	6,0
1996	69,6	70,6	59,0	795,2	0,0
1997	88,2	57,6	79,1	291,7	2,4
1998	50,2	35,7	43,9	251,1	2,0
1999	76,9	80,6	61,3	904,2	2,0
2000	60,5	51,2	48,4	287,0	1,6
2001	66,4	42,3	61,9	218,3	4,3
2002	34,4	27,5	27,9	229,0	0,0
2003	76,5	60,5	62,9	402,1	0,0
2004	36,7	35,6	24,3	242,4	0,2
2005	51,2	43,8	39,2	321,2	0,4
2006	56,5	48,0	42,6	384,9	0,2
2007	43,9	40,8	31,4	283,1	0,2
2008	56,2	52,2	44,0	616,4	0,3
2009	35,7	28,3	27,9	169,3	0,0
2010	34,9	25,6	29,4	177,2	0,0
2011	58,9	48,4	45,5	275,2	0,0

Tabelle 9: Statistische Kennzahlen der Stickstoffsalden auf den DTF

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
1992	51,8	102,7	27,0	553,6	-147,8
1993	19,2	92,7	0,0	807,0	-208,6
1994	18,1	76,6	0,0	469,4	-136,3
1995	18,5	72,4	1,0	585,1	-227,9
1996	-4,2	75,8	-5,7	445,8	-242,2
1997	-3,6	68,5	-12,4	303,2	-295,8
1998	6,4	67,4	0,0	395,6	-248,9
1999	18,2	72,1	8,4	427,9	-158,0
2000	12,6	66,8	4,2	515,3	-214,8
2001	5,3	72,0	-2,8	470,4	-374,1
2002	26,3	75,3	19,7	335,1	-416,3
2003	36,4	71,3	29,3	396,9	-194,1
2004	-5,4	69,6	-16,5	392,8	-225,5
2005	17,4	73,8	8,1	839,2	-233,6
2006	31,4	69,7	22,6	374,3	-140,5
2007	20,9	70,1	12,0	393,6	-175,3
2008	24,1	67,7	15,3	382,4	-140,2
2009	22,3	66,3	15,5	500,2	-186,5
2010	29,8	64,6	23,5	384,2	-161,0

Tabelle 10: Statistische Kennzahlen der Stickstoffsalden auf den Flächen im WSG

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
1992	39,4	104,0	29,9	298,8	-147,8
1993	5,4	67,3	0,0	254,9	-121,1
1994	2,8	67,3	-6,9	235,9	-132,8
1995	3,2	67,1	-4,6	234,4	-145,4
1996	-16,1	71,5	-16,6	187,1	-242,2
1997	-16,3	61,0	-22,8	177,2	-180,8
1998	-4,1	68,6	-12,5	277,7	-167,9
1999	3,1	60,7	-1,9	233,7	-108,5
2000	2,1	64,5	-1,2	515,3	-113,7
2001	-8,1	62,7	-14,5	186,2	-131,7
2002	7,7	68,7	0,0	295,9	-192,0
2003	22,0	67,3	14,1	360,5	-139,7
2004	-10,5	68,0	-16,2	461,6	-165,1
2005	1,5	61,8	-4,7	266,4	-227,6
2006	16,9	68,8	8,4	434,1	-287,2
2007	10,5	73,5	2,0	393,6	-277,8
2008	13,1	64,6	8,7	286,4	-192,2
2009	11,5	64,5	7,4	301,3	-143,6
2010	17,2	66,0	10,6	232,4	-192,2

Tabelle 11: Statistische Kennzahlen der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf den DTF

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
2002	60,8	65,3	44,0	555,0	0,0
2003	63,1	67,0	46,0	426,0	0,0
2004	28,1	45,0	6,0	468,0	0,0
2005	48,8	64,9	26,0	486,0	0,0
2006	55,1	66,1	37,0	753,0	0,0
2007	55,6	66,2	38,0	690,0	0,0
2008	55,0	65,5	36,0	512,0	0,0
2009	52,1	57,9	37,0	336,0	0,0
2010	55,6	58,6	41,0	379,0	0,0

Tabelle 12: Statistische Kennzahlen der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf den Flächen im WSG

Jahr	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Maximum	Minimum
2002	45,5	58,4	20,0	292,0	0,0
2003	53,2	67,9	24,0	354,0	0,0
2004	21,3	41,0	0,0	414,0	0,0
2005	39,5	57,5	14,0	414,0	0,0
2006	45,2	57,5	21,0	400,0	0,0
2007	45,3	59,4	19,5	304,0	0,0
2008	44,9	62,0	19,0	396,0	0,0
2009	42,3	55,3	18,0	292,0	0,0
2010	43,1	55,6	16,0	322,0	0,0

Literatur

- BMELV (2010): <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Oekolandbau/Tabelle1OekolandbauInD.html>
Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- BUFE, J. (2008): Kontrollbericht SächsSchAVO 2007. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig, Juni 2008.
- DIEMANN, R. (1993): Agrarstrukturelle Vorplanung Südharz. Eigenverlag der Landgesellschaft Sachsen-Anhalt.
- DüV (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. In der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007.
- IVA Industrieverband Agrar e.V. (2011): Wichtige Zahlen: Düngemittel. Frankfurt a.M., November 2011.
- KURZER, H.-J. (2006): Nitratbericht 2005. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, September 2006.
- LfL (2007): Umsetzung der Düngeverordnung: Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, September 2007.

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: fulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/fulg

Autoren:

Frank Reinicke
Privates Institut für Nachhaltige Landwirtschaft GmbH
Reilstr. 128, 06114 Halle (Saale)
Telefon: + 49 345 2798794
Telefax: + 49 345 2799132
E-Mail: frank.reinicke@inl-mail.de
Dr. Daniel Wurbs
Geoflux GbR - GEO-Modellierung, Boden und Gewässerschutz, Landschaftsanalyse
Lessingstr. 37, 06114 Halle (Saale)
Telefon: + 49 345 27999700

Redaktion:

Hans-Joachim Kurzer
LfULG, Abteilung Pflanzliche Erzeugung/Referat Pflanzenbau
Waldheimer Str. 219, 01683 Nossen
Telefon: + 49 35242 631-7107
Telefax: + 49 35242 631-7099
E-Mail: Hans-Joachim.Kurzer@smul.sachsen.de

Redaktionsschluss:

26.11.2012

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

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

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

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