

Stickstoffmonitoring sächsischer Böden



Stickstoffmonitoring sächsischer Böden

Dr. Natalja Barth, Ron Tannert
Hans-Joachim Kurzer, Dr. Hartmut Kolbe
Dr. Henning Andreae, Frank Jacob
Dr. Ulrike Haferkorn, Martin Rust
Dr. Michael Grunert

Vorwort

Boden, Grund- und Oberflächengewässer sind natürliche Ressourcen, deren Erhalt in Qualität und Quantität eine wichtige gesellschaftliche Zielstellung ist. Die land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Böden muss daher wirtschaftlich und ökologisch verträglich erfolgen. Dem Pflanzennährstoff Stickstoff kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Im Pflanzenbau ist er ein wichtiges Produktionsmittel zur Sicherung von Ertrag, Qualität und Wirtschaftlichkeit. In Wäldern mit ihrem im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen geringen Stickstoffbedarf kann die atmogene Stickstoffzufuhr hingegen zu einer Stickstoffsättigung und damit zu Problemen in Waldernährung, Waldbau und Forstschutz führen. Gleichzeitig sind aktuell – meist unter landwirtschaftlicher Nutzung – negative Einflüsse auf die Umwelt durch diffuse Stickstoff-Emissionen in Grund- und Oberflächengewässer beziehungsweise die Atmosphäre zu verzeichnen.

Die Zusammenhänge zwischen Flächenbewirtschaftung und Belastungssituation des Grundwassers sind bisher nicht vollständig bekannt. Nur die Langzeitbeobachtung auf repräsentativen Standorten unter praxisnahen Bedingungen und unter Beachtung der komplexen und vielseitigen Einflussfaktoren ermöglicht die Erfassung der dynamischen Veränderungen. Gleichzeitig kann mit derartigen Datenerfassungen ein erheblicher Beitrag zur Beschreibung des aktuellen Zustandes von land- und forstwirtschaftlichen Ökosystemen insbesondere bei Boden, Grund- und Sickerwasser in Bezug auf den Stickstoff geleistet werden.

Der Freistaat Sachsen betreibt langjährig Boden- und Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, Nitrat-Dauertestflächen, Bodenhydrologische Messplätze, Lysimeter und Versuchsfelder, die im Detail verschiedene Zielstellungen verfolgen, in der Zusammenfassung der Ergebnisse jedoch einen erheblichen Wissenszuwachs und eine Beschreibung der Situation im Freistaat Sachsen ermöglichen. Mit der vorliegenden Broschüre werden die Ergebnisse aus dem langjährigen Betrieb durch drei staatliche Einrichtungen gemeinsam vorgestellt. Auf Grundlage dieser Daten werden zusammenfassende Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen formuliert.



Norbert Eichkorn
Präsident des Sächsischen
Landesamtes für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie



Prof. Dr. Hubert Braun
Landesforstpräsident
Staatsbetrieb
Sachsenforst



Dr. Mathias Böttger
Geschäftsführer der
Staatlichen Betriebsgesellschaft
für Umwelt und Landwirtschaft

	Einleitung und Zielsetzung	14
1	Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	15
1.1	Zielstellung und Konzeption	15
1.2	Untersuchungsumfang und -methodik	16
1.3	Ergebnisse	18
1.3.1	Stickstoffvorräte in den Bodengroßlandschaften Sachsens	18
1.3.2	Zeitliche Entwicklung der Stickstoffvorräte auf den BDF	21
1.3.3	Stickstoff-Depositionseinträge auf sächsischen BDF-II-Standorten	21
1.3.4	Stickstoff-Düngergaben auf den BDF	24
1.3.5	Stickstoffbilanz	25
1.3.6	Stickstoffauswaschung durch Sickerwasser	28
1.4	Bewertung und Schlussfolgerungen	35
2	Monitoring auf Nitrat-Dauertestflächen	37
2.1	Zielstellung und Konzeption	37
2.2	Untersuchungsumfang und -methodik	37
2.3	Ergebnisse	39
2.3.1	Nitratgehalte im Herbst	39
2.3.2	N-Bilanzen	45
2.4	Bewertung und Schlussfolgerungen	48
3	Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen	51
3.1	Zielstellung und Konzeption	51
3.2	Untersuchungsumfang und -methodik	52
3.2.1	Messnetz der Bodenzustandserhebung	52
3.2.2	Messnetz der intensiven Umweltbeobachtung	53
3.3	Ergebnisse	56
3.3.1	Gasförmige Stickstoffbelastungen	56
3.3.1.1	Stickstoffdioxid	56
3.3.1.2	Ammoniak	57
3.3.2	Stickstoffbilanzen aus Depositions- und Bodenwasserflüssen	58
3.3.3	Stickstoffstatus der Waldböden – Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen (BZE)	61
3.3.4	Entwicklung des Ernährungszustands der Hauptbaumarten an BZE- und Level-II-Flächen	66
3.3.5	Entwicklung der Quellchemie an Level-II-Flächen	70
3.4	Bewertung und Schlussfolgerungen	72
4	Lysimetermessungen und Messungen im Einzugsgebiet der Parthe	74
4.1	Zielstellung und Konzeption	74
4.2	Untersuchungsumfang und -methodik	74
4.2.1	Messtechnik	74
4.2.2	Eigenschaften der untersuchten Böden	75
4.2.3	Landwirtschaftliche Bewirtschaftung	77
4.3	Klimatische Randbedingungen und Deposition	81
4.4	Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen	83
4.4.1	N-Saldo und bewirtschaftungsbedingter N-Austrag über das Sickerwasser	83
4.4.2	Sickerwasserbildung und Nitrat-Konzentration	85

4.4.3	N-Saldo und hydrologisch bedingter N-Austrag über das Sickerwasser	87
4.4.4	Untersuchungen zur Höhe des bewirtschaftungsbedingten N-Pools	89
4.4.5	Zum Einfluss der Schwarzbrache auf den sickerwassergebundenen N-Austrag	91
4.5	Untersuchungen im Einzugsgebiet der Parthe	92
4.6	Zusammenfassung	99
5	Parzellen- und Lysimeterversuche im Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	102
5.1	Zielstellung und Konzeption	102
5.2	Untersuchungsumfang und -methodik	104
5.3	Ergebnisse	105
5.3.1	Stickstoff-Düngebedarfsermittlung am Beispiel Winterweizen	105
5.3.1.1	Grundlagen, Jahreswirkungen	105
5.3.1.2	Optimierung der N-Düngung insgesamt	107
5.3.1.3	Optimierung erste N-Gabe zu Winterweizen	108
5.3.1.4	Optimierung 2. und 3. N-Gabe sowie Verfahren der Bedarfsermittlung	109
5.3.2	Optimierung der N-Düngebedarfsermittlung zu Winterraps	111
5.3.2.1	N-Düngung zu Winterraps vor Winter	111
5.3.2.2	N-Düngebedarfsermittlung zu Winterraps mit BEFU (bzw. Nachfolgemodell) und Berücksichtigung der vor Winter gewachsenen Biomasse	113
5.3.3	Organische Düngung	114
5.3.4	Pauschale Reduzierung des N-Düngungsniveaus?	118
5.3.5	Wahl der Form mineralischer N-Düngemittel	119
5.3.6	Injektionsdüngung mit mineralischem Stickstoff	122
5.3.7	Einfluss der Bodenbearbeitungsintensität auf Sickerwasserbildung, Nährstofffrachten und Ertrag	125
5.3.8	Bedeutung der Grundnährstoffversorgung für N-Effizienz und N-Bilanz	127
5.3.9	Ausbringungsgenauigkeit bei der Applikation von Düngemitteln	128
5.4	Auswirkung der BEFU-Anwendung auf die N-Bilanz	129
5.5	Zusammenfassende Bewertung und Schlussfolgerungen	130
5.6	Verwertung der Ergebnisse	132
6	Zusammenfassende Bewertung und Empfehlungen	133
6.1	Aktuelle Situation und Entwicklungstendenzen	134
6.2	Ursachen von Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser	134
6.3	Einfluss der Standortverhältnisse bei der Bewertung der Stickstoffausträge und der Festlegung geeigneter Maßnahmen	135
6.4	Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse in der Praxis	136
6.5	Schlussfolgerungen	138
7	Literaturverzeichnis	139
8	Anlagen	146

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Standorte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen	16
Abbildung 1-2:	Datenerhebung auf allen Boden-Dauerbeobachtungsflächen	17
Abbildung 1-3:	Datenerhebung auf BDF II	18
Abbildung 1-4:	Stickstoffvorrat bei verschiedenen Nutzungen in Sachsen	19
Abbildung 1-5:	Die Stickstoffvorräte (Medianwerte) auf den BDF-Standorten und in den Bodengroßlandschaften sowie Hauptnutzungsarten Sachsens	19
Abbildung 1-6:	Stickstoffvorrat bei allen Nutzungen in den Bodengroßlandschaften	21
Abbildung 1-7:	N-Depositionseinträge auf BDF II zwischen 2005 und 2013	22
Abbildung 1-8:	Verlauf der gemessenen N-Mengen und N-Düngergaben auf der BDF 43	23
Abbildung 1-9:	Dreijährige Mittel der Stickstoff-Düngergaben auf den BDF für den Zeitraum 2002–2013	25
Abbildung 1-10:	Jährliche durchschnittliche Stickstoffsalden auf den BDF in den Bodengroßlandschaften für den Zeitraum 2002–2013	26
Abbildung 1-11:	Entwicklung der dreijährigen Mittelwerte der Stickstoffsalden auf den BDF für den Zeitraum 2002–2013	28
Abbildung 1-12:	Zeitliche Entwicklung der jährlichen mittleren Nitrat-Gehalte im Sickerwasser an der Unterkante des effektiven Wurzelraums der BDF II	29
Abbildung 1-13:	Mittelwerte der Nitratgehalte im Sickerwasser an der Unterkante des effektiven Wurzelraums der BDF	30
Abbildung 1-14:	Dynamik des Nitrats im Sickerwasser am Beispiel der BDF 43	31
Abbildung 1-15:	Starkregenereignisse zwischen 19.07. und 29.08.2005 (Stundensummen) auf der BDF 43	31
Abbildung 1-16:	BDF 43 vor und nach der Schneeschmelze Anfang April 2006	32
Abbildung 1-17:	Stickstofffracht (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2012	33
Abbildung 1-18:	Stickstofffracht (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2013	34
Abbildung 1-19:	Stickstofffrachten (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2014	34
Abbildung 2-1:	Lage und Verteilung der Dauertestflächen nach Agrarstrukturgebiet (ASG)	39
Abbildung 2-2:	Herbst-Nitratgehalte nach Bewirtschaftungstyp	41
Abbildung 2-3:	Herbst-Nitratgehalte nach Agrarstrukturgebiet (ASG)	42
Abbildung 2-4:	Verteilung der Fruchtartengruppen nach Bewirtschaftungstyp	43
Abbildung 2-5:	Herbst-Nitratstickstoffgehalte von Dauergrünland (GR), Mais (M), Raps und Sommergetreide (SoGetr)	43
Abbildung 2-6:	Herbst-Nitratstickstoffgehalte im Boden unter Zwischenfrüchten (ca. 60 Flächen/Jahr) und Schwarzbrache (ca. 100 Flächen/Jahr)	44
Abbildung 2-7:	N-Bilanzen nach Bewirtschaftungstyp	46
Abbildung 2-8:	N-Bilanzglieder von DTF außerhalb von Wasserschutzgebieten	46
Abbildung 2-9:	Mehrjährige N-Bilanzen nach Agrarstrukturgebiet (ASG)	47
Abbildung 2-10:	Verteilung der mehrjährigen N-Bilanzen	48
Abbildung 2-11:	Zusammenhang zwischen mittlerer jährlicher N-Bilanz und dem mittleren Herbst-Nitratstickstoffgehalt von 1.000 DTF im Boden im Zeitraum von 1992–2014	49
Abbildung 3-1:	Messnetz der Bodenzustandserhebung im Wald nach Stichprobenrastern	53
Abbildung 3-2:	Messziele und Lage der intensiven Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen	54
Abbildung 3-3:	Illustration der angewandten Messverfahren auf den acht Dauerbeobachtungsflächen (Level II), Beispiel Laußnitz	55

Abbildung 3-4:	Flächenplan der Bestandesmessfläche DBF Laußnitz mit Messeinrichtungen	56
Abbildung 3-5:	Zeitliche Entwicklung der monatlichen Stickstoffdioxidkonzentration zwischen Juni 2001 und März 2015 für die intensiven Dauerbeobachtungsflächen	57
Abbildung 3-6:	Zeitliche Entwicklung der monatlichen Ammoniakkonzentration zwischen Juni 2001 und September 2014 für alle sächsischen Dauerbeobachtungsflächen im Wald	58
Abbildung 3-7:	Mittlere Einträge anorganischer Stickstoffkomponenten (kg/ha) wie Nitrat (NO ₃ N) und Ammonium (NH ₄ N) im Freiland, Messjahre 2004–2013	59
Abbildung 3-8:	Zeitliche Entwicklung der Freilanddeposition der anorganischen Stickstoffkomponenten Nitrat (NO ₃ N) und Ammonium (NH ₄ N) am Beispiel der Dauerbeobachtungsflächen Bautzen (links) und Bad Schandau (rechts)	59
Abbildung 3-9:	Stickstoffeinträge und -austräge der acht Dauerbeobachtungsflächen zwischen 1994 und 2013 in kg Stickstoff pro Hektar und Jahr im Bestand	60
Abbildung 3-10:	Konzentration und Vorräte von Gesamtstickstoff im Tiefenverlauf für die Punkte der Bodenzustandserhebung im Wald	62
Abbildung 3-11:	Stickstoffvorräte in der Auflage und im Mineralboden bis 90 cm	63
Abbildung 3-12:	Verhältnis von Kohlenstoff zum Stickstoff (C/N-Verhältnis) im untersten Humushorizont Oh auf den sächsischen Punkten der Bodenzustandserhebung. Bewertung nach AK Standortkartierung (2003)	64
Abbildung 3-13:	Klassifizierung der C/N-Verhältnisse im Humus der BZE-Standorte nach AK Standortsaufnahme (2003)	65
Abbildung 3-14:	Aufteilung eines Waldbodens nach Humusauflage und Mineralboden am Beispiel eines Podsol	66
Abbildung 3-15:	Kritische Belastungsraten (Critical Loads, CL) für eutrophierenden Stickstoff und deren Überschreitung (CL_Überschreitung) durch die Deposition im Jahr 2009 an ausgewählten Level-II-Standorten Sachsens	67
Abbildung 3-16:	Zeitliche Entwicklung der Stickstoffernährung (mg/g) an den acht sächsischen Messflächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings (Level II) zwischen 1995 und 2013	68
Abbildung 3-17:	Landesweite Verteilung der Stickstoffernährung für die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche zum Zeitpunkt der BZE 2	69
Abbildung 3-18:	Absolute Einwertung der Stickstoffversorgung für die Hauptbaumarten nach GÖTTLEIN et al. (2011) in die Versorgungsstufen: I–VIII (I – extremer Mangel, II – Mangel, III – latenter Mangel, IV – unterer Normalbereich, V – mittlerer Normalbereich, VI – oberer Normalbereich, VII – Luxu, VIII – extremer Überschuss)	69
Abbildung 3-19:	Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen (mg Nitrat pro Liter) in den Quellen der vier Dauerbeobachtungsflächen Klingenthal, Olbernhau, Cunnersdorf und Altenberg	71
Abbildung 4-1:	Zuordnung zum Bodenwasserhaushaltstyp der BÜK-SN200 (rote Pfeile) und Lage der Herkunftsflächen der Lysimeterböden (ergänzt nach LfUG 2007)	76
Abbildung 4-2:	Mittlere Ertragsentwicklung (TM des Ernteguts in dt GE ha ⁻¹) auf sechs Ackerböden der Station Brandis für dreijährige Zeitabschnitte im Zeitraum von 1975 bis 2013 (Arithmetisches Mittel aller Böden, untere Antenne = Gr. 5/D3, obere Antenne = Gr. 9/Lö3)	79
Abbildung 4-3:	Jahreswerte von Niederschlag und Lufttemperatur (hydrologische Jahre 1981–2015) sowie Mittelwerte im Zeitraum der drei Bewirtschaftungsperioden am Standort Brandis	82

Abbildung 4-4:	Jahreswerte anhand von Niederschlagsanalysen und mittels Bulk-Sammler gemessener NO ₃ -N- und NH ₄ -N-Deposition [kg ha ⁻¹] am Standort Brandis	82
Abbildung 4-5:	Jahreswerte der Sickerwasserbildung von Sandlöss über lehmigen Sanden (Mittel Gr. 4/D5 und Gr. 8/D3) bei gebietstypischer landwirtschaftlicher Bewirtschaftung (Station Brandis, hydrologische Jahre 1981–2015)	85
Abbildung 4-6:	Monatswerte der NO ₃ -Konzentration des Sickerwassers in 3 m Tiefe von vier Ackerböden der Station Brandis im Zeitraum von November 1980 bis Oktober 2015	87
Abbildung 4-7:	Zusammenhang zwischen jährlichem N-Austrag [N-Fracht in kg ha ⁻¹] mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe und jährlicher Sickerwassermenge [mm] am Beispiel von fünf Ackerböden der Station Brandis (Hydrologische Jahre 1981–2014); orange Linie: rechnerisch ermittelter, tolerierbarer jährlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss nach ATV-DVWK, 2003	88
Abbildung 4-8:	Summenkurven auf Basis von Jahreswerten der atmosphärischen N-Deposition, der bewirtschaftungsbedingten N-Einträge (N-Salden) und N-Austrag mit dem Sickerwasser (N-Fracht) in 3 m Tiefe am Beispiel einer Parabraunerde-Braunerde (Gr. 8/D3) am Standort Brandis – ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache	90
Abbildung 4-9:	Summenkurven auf Basis von Jahreswerten der atmosphärischen N-Deposition, der bewirtschaftungsbedingten N-Einträge (N-Salden) und N-Austrag mit dem Sickerwasser (N-Fracht) in 3 m Tiefe am Beispiel eines tiefgründigen Löss (Gr. 9/Lö3) am Standort Brandis – ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache	91
Abbildung 4-10:	Berechnete Transportzeit und Verlagerungstiefe (über die Lysimetertiefe von 3 m hinaus) der im Jahr 1980 gestarteten Sickerwasserfronten am Beispiel von drei Böden der Station Brandis (VSMittel – Mittlere Verlagerungsgeschwindigkeit)	93
Abbildung 4-11:	Nitratkonzentrationen im Grundwasser, Beispiel Raum Naunhof (Sondermessnetz Parthe unter Berücksichtigung von Messstellen der Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH aus HAFERKORN et al. 2003)	94
Abbildung 4-12:	Grundwasserstandsentwicklung ausgewählter Messstellen im Raum Naunhof auf Basis von 14-tägigen Messungen für den Zeitraum von 1996 bis 2015	95
Abbildung 4-13:	Jahreswerte der Nitrat-, Ammonium-, Sauerstoff- und Sulfatkonzentration an ausgewählten Grundwassermessstellen im Raum Naunhof für den Zeitraum von 1998 bis 2015	96
Abbildung 4-14:	Jahreswerte der Ammonium- und Sauerstoffkonzentration an den Parthe-Gütemessstellen Grethen, Erdmannshain und Beucha für den Zeitraum von 1981 bis 2014	97
Abbildung 4-15:	Nitratkonzentration an den Gütemessstellen Grethen, Erdmannshain und Beucha in der Parthe für den Zeitraum von 1981 bis 2014	98
Abbildung 5-1:	Einflussfaktoren auf die Festlegung von Menge, Termin und Ausbringungstechnik der Stickstoffdüngung sowie sich ergebende Handlungsoptionen für den Landwirt am Beispiel der ersten N-Gabe zu Winterraps (jeweils Auswahl)	102
Abbildung 5-2:	Versuchsstationen und Prüffelder im pflanzenbaulichen Versuchswesen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Stand 2015)	103
Abbildung 5-3:	Ertrag und Rohproteingehalt, N-Entzug und N-Saldo im Winterweizenanbau in Abhängigkeit von der N-Düngung (Parzellenversuche auf sächsischen Standorten, 1./2. N-Gabe abgestuft, 3. N-Gabe 60 kg N/ha)	107

Abbildung 5-4:	Vergleich von Verfahren der N-Bedarfsermittlung zur 2./3. N-Gabe zu Winterweizen, V-Standort Forchheim, Ø 2001–2012	109
Abbildung 5-5:	Wirkung der N-Spätdüngung auf Ertrag, Rohproteingehalt, N-Ausnutzung, N_{\min} -Gehalt nach der Ernte und effektive Mehrleistung (A-Weizensorte Tarso, Ø aus 24 Versuchen)	110
Abbildung 5-6:	Wirkung verschiedener N-Düngungs-Strategien bei der 2. und 3. N-Gabe zu Winterweizen auf Kornertrag, Rohproteingehalt und N-Saldo, (Lö-Standort Pommritz, 2001–2012)	111
Abbildung 5-7:	Rapssamen- und -ölertrag sowie N-Bilanz bei abgestufter mineralischer N-Düngung auf dem Versuchsstandort Baruth (D3, IS, Az 32) (Mittel der Jahre 2009–2014)	112
Abbildung 5-8:	Rapssamenertrag bei abgestufter mineralischer N-Düngung und spätem Saattermin auf dem Versuchsstandort Forchheim (V8, SI3 Az 33) (Mittel der Jahre 2009–2013)	113
Abbildung 5-9:	N-Salden bei differenzierter organischer und mineralischer N-Düngung im Dauerversuch, Mittelwert aus 1966–2014, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Methau (L, Lö4, Az 70), Versuchsanlage 1965	115
Abbildung 5-10:	Mittlere pflanzenbauliche N-Wirksamkeit (Mineraldüngeräquivalent) von Gülle im Ausbringungsjahr nach Kulturart und Ausbringungsmonat	116
Abbildung 5-11:	Auswirkung mineralischer und organischer N-Düngung auf Ertrag und N-Saldo im Dauerversuch, Mittelwert der Jahre 2004–2014, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Methau (L, Lö4, Az70), Versuchsanlage 1965	117
Abbildung 5-12:	Auswirkung steigender N-Salden auf den N_{\min} -Gehalt vor Winter, Mittelwert der Jahre 2004–2014 im Dauerversuch mit differenzierter organischer und mineralischer N-Düngung, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Spröda, SI, D4, Az33, Versuchsanlage 1965	117
Abbildung 5-13:	Wirkung von N-Düngerformen auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{\min} -Gehalte nach der Ernte (vier Orte [3*13 Jahre, 1*5 Jahre], Fruchtfolge: Winterweizen – Wintergerste – Winterraps – Winterweizen – Mais/Zwischenfrucht – Kartoffel bzw. Zuckerrübe ; reduz.: - 20 % N)	119
Abbildung 5-14:	Wirkung von N-Düngerformen auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{\min} -Gehalte nach der Ernte (Forchheim, V8a, SI3 AZ 33, 2000–2012, Fruchtfolge: Winterweizen – Wintergerste – Winterraps – Winterweizen – Mais/Zwischenfrucht – Kartoffel; reduziert: - 20 % N)	120
Abbildung 5-15:	Wirkung stabilisierter mineralischer N-Dünger auf Ertrag, Rohproteingehalt und N-Bilanz beim Anbau von Winterweizen (Forchheim, V8a, SI3, Az 33, 2012–2014)	121
Abbildung 5-16:	Wirkung stabilisierter mineralischer N-Dünger auf Ertrag, Rohproteingehalt und N-Bilanz beim Anbau von Winterweizen (Christgrün, V5, Lt2, Az 35, 2012–2014)	121
Abbildung 5-17:	Wirkung mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterraps auf Ertrag, Ölgehalt und Wirtschaftlichkeit im Vergleich zum oberflächigen Streuen von KAS; Standort Baruth, D3, IS, Az 32, Mittel der Erntejahre 2009–2013	123
Abbildung 5-18:	Einfluss mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterweizen im Vergleich zum Streuen mit KAS auf Ertrag, Rohproteingehalt, N-Entzug und N-Saldo am Standort Pommritz, Lö4c, Ut3, Az 61 im Mittel der Jahre 2010–2014	124
Abbildung 5-19:	Einfluss mineralischer N-Injektionsdüngung zu Wintergerste im Vergleich zum Streuen mit KAS auf Ertrag, N-Saldo und effektive Mehrleistung am Standort Baruth D3, IS, Az 32 im Mittel der Jahre 2010–2014	125

Abbildung 5-20:	Einfluss von Bodenart und differenzierter Bodenbearbeitung auf die Sickerwassermenge in 1 m Bodentiefe in der Lysimeteranlage Leipzig im Mittel der Jahre 2000–2010	126
Abbildung 5-21:	Wirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf N-Entzug, N-Saldo, N-Einwaschung und NO ₃ -Konzentration in 1 m Tiefe in der Lysimeteranlage Leipzig, Mittel der Jahre 2000–2010; Leimboden (Lö4b, AZ 65)	126
Abbildung 5-22:	Wirkung differenzierter P-Düngung (Ausbringungsmenge, -zeit, -art) auf N-Bilanz, Ertrag und N/P-Entzug des Hauptproduktes (Fruchtfolge Winterraps, Winterweizen, Wintergerste), Forchheim, V, sL, PCAL vor Anlage: 2,6 mg/100 g Boden, Direktsaat, 2011–2014	127
Abbildung 5-23:	Differenzierte Bestandesentwicklung von Getreide auf Grund ungenügender Verteilgenauigkeit bei der N-Düngung	128

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Datenerhebung im Rahmen des FuE-Projektes „Analyse von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen an repräsentativen Standorten (BDF) Sachsens“	17
Tabelle 1-2:	Zuordnung der BDF zu den Bodenregionen und Bodengroßlandschaften	20
Tabelle 1-3:	N-Depositionseintrag (kg/ha) bei Bulk-Messungen mit und ohne Direkteintrag von N-Düngemitteln	24
Tabelle 1-4:	Die Verteilung der durchschnittlichen jährlichen N-Salden für die Jahre 2002–2013 in den BDF, gruppiert nach Bodengroßlandschaften (BGL)	27
Tabelle 1-5:	Jährlicher Stickstoffeintrag in kg/ha auf die Flächen durch Düngung	30
Tabelle 1-6:	Nitratkonzentration im Sickerwasser der BDF 43 für den Zeitraum 19.07.2005 bis 29.08.2005	31
Tabelle 1-7:	Nitratkonzentration im Sickerwasser der BDF 43 für den Zeitraum 15.03.2006 bis 25.04.2006	32
Tabelle 2-1:	Herbst-Nitratstickstoffgehalte im Boden 1992–2014 (Angaben in kg N/ha)	39
Tabelle 2-2:	Schlagbezogene N-Bilanzen 1992–2014 (Angaben in kg N/ha)	45
Tabelle 3-1:	Kurzbeschreibung der sächsischen Dauerbeobachtungsflächen im Wald	54
Tabelle 3-2:	Statistische Zusammenfassung der Stickstoffkonzentrationen und -vorräte im Tiefenverlauf für die Punkte der BZE 2 im Wald (Sachsen)	63
Tabelle 3-3:	Deskriptive Statistik zur Stickstoffversorgung (mg N pro g Trockenmasse) der Hauptbaumarten im Rahmen der BZE 2 im Wald für sächsische Standorte	68
Tabelle 3-4:	Zusammenstellung statistischer Parameter wie linearer Trend und Bestimmtheitsmaß für die Nitratkonzentrationen in den Quellwässern der Stationen Klingenthal, Olbernhau, Cunnersdorf und Altenberg	71
Tabelle 4-1:	Messeinrichtungen am Standort der Lysimeterstation Brandis	75
Tabelle 4-2:	Sondermessnetz Parthe (Stand 2015)	75
Tabelle 4-3:	Bezeichnung (Gr. – Lysimetergruppe), Standorteinheit (NStE), Bodenform und Entnahmeorte von sechs Ackerböden der Station Brandis	76
Tabelle 4-4:	Bodenhydrologische Kenngrößen und Verlagerungsdisposition von sechs Ackerböden der Station Brandis	77
Tabelle 4-5:	Bodeneigenschaften, Nährstoffgehalte und -bindungsverhältnisse in 0–25 cm Tiefe von sechs Ackerböden der Station Brandis, Angaben aus der Zeit der Lysimetergewinnung (1978/79)	77
Tabelle 4-6:	Bewirtschaftungsform und Fruchtfolge der Jahre 1981 bis 2015 von sechs Ackerböden der Station Brandis	78
Tabelle 4-7:	Mittlerer P-, K- und Mg-Gehalt [$\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$] in 0–25 cm Tiefe und Versorgungsstufen von sechs Ackerböden der Station Brandis im Ergebnis von drei aufeinanderfolgenden Bewirtschaftungsperioden	80
Tabelle 4-8:	Deposition, Komponenten des N-Saldo [$\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$], Sickerwassermenge (SW) [mm a^{-1}] und Nitrat-Konzentration [$\text{mg l}^{-1}\text{a}^{-1}$] von sechs Ackerböden der Station Brandis, Jahresmittelwerte von drei aufeinanderfolgenden Bewirtschaftungsperioden	84
Tabelle 4-9:	N-Saldo [$\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$], Sickerwassermenge (SW) [mm a^{-1}] und N-Fracht [$\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$] von fünf Ackerböden der Station Brandis bei praxisorientierter Bewirtschaftung (hydrologische Jahre 1999–2014)	89
Tabelle 4-10:	Jahresmittelwerte (hydrol. Jahre 2007–2014) von N-(Bulk-)Deposition, N-Düngung, N-Pflanzenentzug und N-Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe am Beispiel von	

	zwei Ackerböden der Station Brandis bei Schwarzbrache und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung	92
Tabelle 4-11:	Stammdaten ausgewählter Messstellen sowie Nitrat- und Sulfat-Konzentration im Grundwasser	94
Tabelle 5-1:	Themenstellungen acker- und pflanzenbaulicher Parzellen- und Lysimeterversuche mit Bezug zu N-Effizienz und N-Bilanz im Referat Pflanzenbau des LfULG (Auswahl)	104
Tabelle 5-2:	Winterweizen-Erträge ohne N-Düngung, N_{\min} zu Vegetationsbeginn, wirtschaftlich optimale Erträge sowie die entsprechenden N-Entzüge und N-Salden in Parzellenversuchen auf Lössstandorten in Sachsen in den Jahren 1994 bis 2014	106
Tabelle 5-3:	Wirkung gestaffelter N-Düngung beim Anbau von Winterweizen auf Ertrag, Rohproteingehalt, Mehrleistung und N-Saldo; Lö-Standort Nossen, Ø 2001–2012, A-Weizen Sorte	108
Tabelle 5-4:	N-Düngebedarfsermittlung zu Winterraps – Berücksichtigung der bis zum Vegetationsende gewachsenen Biomasse und von Blattverlusten über Winter im Programm BEFU (Auszug)	114
Tabelle 5-5:	Wirkung einer um 20 % reduzierten mineralischen N-Düngung auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{\min} -Gehalt nach der Ernte in einer sechsgliedrigen Fruchtfolge (jeweils Mittel aus 2000–2012, drei sächsischen Standorten und vier N-Düngerformen)	118
Tabelle 5-6:	Wirkung einer um 20 % reduzierten mineralischen N-Düngung auf den Rohproteingehalt von Winterweizen [%] (Mittel aus je vier verschiedenen N-Düngerformen und je vier Jahren)	119
Tabelle 5-7:	Wirkung mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterraps auf N-Saldo und N_{\min} -Gehalt in 0–60 cm Bodentiefe direkt nach der Ernte im Vergleich zum oberflächigen Streuen von KAS (jeweils Mittel der Versuchsjahre)	124
Tabelle 5-8:	Wirkung schlechter N-Verteilgenauigkeit zu Winterweizen auf Ertrag, Rohproteingehalt, Erlös, N-Bilanz je ha und bei einer Anbaufläche von 1.000 ha	129
Tabelle 5-9:	Auswirkung der N-Düngebedarfsberechnung mit dem sächsischen Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramm BEFU für die Kulturarten WWeizen, WGerste, WRaps und Silomais auf sächsischen Praxisflächen	130

Abkürzungsverzeichnis

ASG	Agrarstrukturgebiet
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche
BEFU	sächsisches Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramm
BfUL	Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BG	Bestimmungsgrenze
BGL	Bodengroßlandschaft
BR	Bodenregion
BZE	Bodenzustandserhebung
C/N	Kohlenstoff-Stickstoff Verhältnis
CL	Critical Loads
DBF	Dauerbeobachtungsfläche (Wald)
DTF	Dauertestflächen
DWD	Deutscher Wetterdienst
EG-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ForUmV	Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring
ICP	International Co-operative Programme
ICP Forests	Internationales Kooperationsprogramm Wälder
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage
L	Lehm
LABO	Bund-Länder- Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
IS	lehmiger Sand
n. n.	nicht nachweisbar (Gehalte kleiner der Nachweisgrenze)
N_{\min} n. E.	N_{\min} -Gehalt nach der Ernte
NWG	Nachweisgrenze
PINETI	Pollutant INput and EcosysTEM Impact
REPRO	Umwelt- und Betriebsmanagementsystem der TU München
RP	Rohproteingehalt
sL	sandiger Lehm
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
WSG	Wasserschutzgebiet
WZE	Waldzustandserhebung

Einleitung und Zielsetzung

Nach Darstellung schwefelbetonter Bodenversauerung in Sachsen im Jahr 1996 (SMUL 1996) ist seit fast zwei Jahrzehnten der Eintrag von Stickstoffverbindungen in Ökosysteme eines der wichtigsten Themen im Rahmen der Überwachung und des Monitorings. Hierbei stehen traditionell zum einen vegetationsökologische Aspekte, zum anderen mögliche Effekte der N-Einträge auf die Sicker-, Grund- und Oberflächenwasserqualität im Fokus.

Diese Themen wurden im Zuge europäischer Berichtspflichten zur Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) bzw. zum Natura-2000-Programm bestätigt und zur Berücksichtigung durch die Berichterstattung der Mitgliedstaaten verankert.

In Sachsen hat das Maßnahmenprogramm zur Umsetzung der Forderungen der EG-WRRL erste Erfolge erzielt (LfULG 2015a). Trotzdem wird an einigen Grundwassermessstellen und Trinkwasserbrunnen ein Anstieg der Nitratgehalte beobachtet (Zustandsbericht EG-WRRL 2014).

Bei der Entwicklung des „Modellverbundes zur Abschätzung der Stoffbelastung von Grundwasserkörpern aus der Landwirtschaft (ReArMo)“ (PFÜTZNER et al. 2011) zeigte sich, dass es sowohl an Kenntnissen über die Stoffeinträge in der Vergangenheit als auch an Kenntnissen zum Stofftransport und -umsatz im Boden und in der ungesättigten Zone unter den veränderten Randbedingungen wie veränderte Fruchtfolge, höhere Temperaturen und Umverteilung der Niederschläge mangelt.

Aus umfassenden und mehrjährigen acker-, pflanzenbaulichen und forstlichen Versuchen liegen zahlreiche und tiefgreifende Ergebnisse zu Stickstoff-Düngung, -Aufnahme, -Bilanz und -Dynamik unter sächsischen Bedingungen vor. Gleichzeitig wird deutlich, dass mit sich ändernden Rahmen- und Randbedingungen weiterführende Untersuchungen notwendig sind. Eine ressortübergreifende und standortbezogene Auswertung des sächsischen Monitorings kann hierzu fundierte Erkenntnisse über entsprechende Veränderungen, zum Status und der Dynamik des Pflanzennährstoffs Stickstoff beitragen.

Ziele der gemeinsamen Auswertungen sind die Beantwortung wichtiger Fragen wie:

- (1) Welche aktuelle Situation und Tendenzen in Bezug auf Stickstoff lassen sich aus den gewonnenen Zeitmessreihen der Boden-Dauerbeobachtungsflächen, Dauertestflächen, Feldversuche, forstlichen Dauerbeobachtungsflächen und Lysimeter Messplätze ableiten?
- (2) Lassen sich die Ursachen von Stickstoffbelastungen ermitteln?
- (3) Müssen die Standortverhältnisse bei der Bewertung der Stickstoffausträge und bei der Festlegung von geeigneten Bewirtschaftungsmaßnahmen Berücksichtigung finden?
- (4) Welche Maßnahmen/Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse sind in der Praxis zielführend?

Der vorliegende Bericht soll einen Beitrag zur Bewertung der Belastung durch Stickstoff liefern und Lösungsmöglichkeiten für die Flächenbewirtschaftler und die Landesverwaltung Sachsens benennen. Er stellt eine Fortschreibung der Broschüre „Bodenmonitoring in Sachsen“ (BARTH et al. 2001) dar.

1 Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dr. Natalja Barth; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Ron Tannert; Privates Institut für nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH

1.1 Zielstellung und Konzeption

Die Einrichtung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) verfolgte das Ziel, an ausgewählten Standorten über einen langen Zeitraum kontinuierlich grundlegende Daten zu wesentlichen Bodenparametern zu gewinnen. An einigen Standorten werden zusätzlich Klimadaten erhoben sowie Sickerwasser- und Pflanzeninhaltsstoffe bestimmt. Dadurch können langfristige Trends der Veränderung der Böden im Kontext der klimatischen Veränderungen und der Nutzung der Böden erkannt werden und darauf aufbauend gegebenenfalls Maßnahmen zu deren Schutz formuliert werden. Mit der Einrichtung der BDF wird u. a. den im BBodSchG formulierten Pflichten zu Vorsorge (§ 7) und Gefahrenabwehr (§ 4) Rechnung getragen. Die BDF sind die Kernkomponente des langfristigen **Bodenmonitorings**.

Einrichtung und Betrieb der BDF folgen der Vorgabe der Bund/Länder-Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ (SAG Bodenschutz 1991; BARTH et al. 2000). Dadurch kann eine angegliche Vorgehensweise mit vergleichbaren Ergebnissen auch auf Bundesebene erzielt werden. Entsprechend den zu berücksichtigenden Standortkriterien wurden für Sachsen 50 BDF Typ I (pedoregionale Repräsentanz, ohne dauerhaft installierte Messgeräte) und 5 BDF Typ II (Sonderstandorte mit dauerhaft installierten Messgeräten) eingerichtet (Abbildung 1-1). Die Einrichtung der BDF begann in Sachsen im Jahr 1995 und wurde 2006 abgeschlossen. Der Betrieb der BDF Typ II erfolgte zunächst durch das LfULG selbst und wurde im Jahr 2013 der BfUL übertragen.

Die jetzt vorliegenden langjährigen Messreihen sind Grundlage für die in diesem Beitrag dargestellten Stickstoffbilanzen an den Standorten der BDF. Diese Bilanzen machen längerfristige Entwicklungstrends sichtbar, die wichtige Hinweise zur Bewirtschaftung und u. U. auch zu den Auswirkungen des Klimawandels geben können.

Im Rahmen des Bodenmonitorings Sachsen wurde von 2012 bis 2014 das FuE-Projekt „Analyse von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen an repräsentativen Standorten (BDF) Sachsens“ ausgeführt.

Die hier zusätzlich zum Routineprogramm des Bodenmonitorings erhobenen Daten wurden für die Formulierung der jetzt vorgestellten Ergebnisse zum Stickstoffkreislauf mit genutzt. Sie sind gleichzeitig Grundlage für die Entwicklung einer Methodik zur Übertragung komplexer Auswertungen von den BDF II mit sehr hoher Datenverfügbarkeit auf die BDF I mit nur eingeschränktem Datensatz.

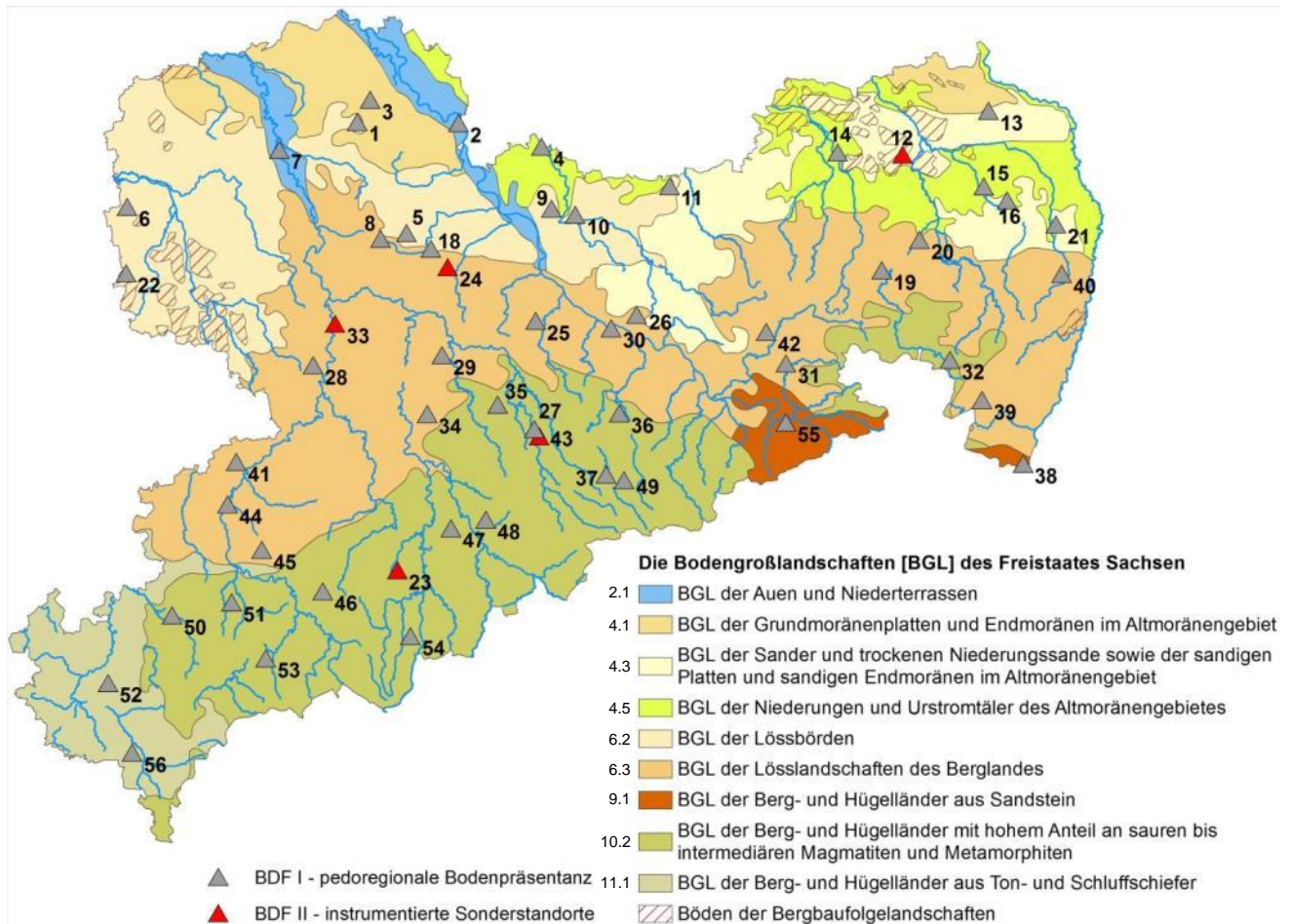


Abbildung 1-1: Standorte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen

1.2 Untersuchungsumfang und -methodik

Im Rahmen des Bodenmonitoringprogramms (Abbildung 1-2) werden auf allen 55 BDF kontinuierlich Daten u. a. zum Stickstoffhaushalt gewonnen:

- Erfassung der Bewirtschaftungsdaten zur Bestimmung des Eintrags durch Dünger und Entzug durch Erntegut
- Messung der Gehalte im Boden

Auf den fünf BDF II werden zusätzlich die bodenphysikalischen Parameter Bodenfeuchte und Bodentemperatur in unterschiedlichen Tiefen sowie die klimatischen Kenngrößen Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Globalstrahlung und Niederschlagsmenge (Abbildung 1-3) als hoch aufgelöste Zeitmessreihen kontinuierlich erfasst. Weiterhin erfolgt die regelmäßige Erfassung der Parameter Menge und Inhaltsstoffe des Sickerwassers (gefasst in Saugkerzen), Deposition und Pflanzeninhaltsstoffe im Erntegut.

Eine zusammenfassende Darstellung zur Lage und instrumentellen Ausstattung sowie Angaben zur Methodik im Hinblick auf Datenerfassung, Probenahme und analytische Untersuchungen sind unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11656.htm> und <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11655.htm> veröffentlicht.

Zusätzlich dazu wurden auf allen BDF im Rahmen des FuE-Projektes „Analyse von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen an repräsentativen Standorten (BDF) Sachsens“ von 2012 bis 2014 jährlich folgende Daten erfasst:

Tabelle 1-1: Datenerhebung im Rahmen des FuE-Projektes „Analyse von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen an repräsentativen Standorten (BDF) Sachsens“

	Zyklus 1 (Z1): Frühjahr	Zyklus 2 (Z2): Spätsommer	Zyklus 3 (Z3): Spätherbst
Parameter	- C _{org} - und N _t -Gehalt - mikrobielle Biomasse - Wassergehalt - Sickerwasserinhaltsstoffe	- Wassergehalt - Sickerwasserinhaltsstoffe - Pflanzeninhaltsstoffe	- Wassergehalt - Sickerwasserinhaltsstoffe

Eine wesentliche Basisinformation zu einer BDF stellt ihre klimatische Charakteristik dar, weil die im Boden ablaufenden Prozesse grundlegend vom Klima beeinflusst werden. Klimatische Prozesse können sich kleinräumig stark unterscheiden und daher sehr heterogen sein, was eine genaue Beschreibung der lokalen Witterungsereignisse erfordert. Dies ist nur möglich, wenn für die jeweiligen BDF-Standorte repräsentative Witterungsdaten vorhanden sind.

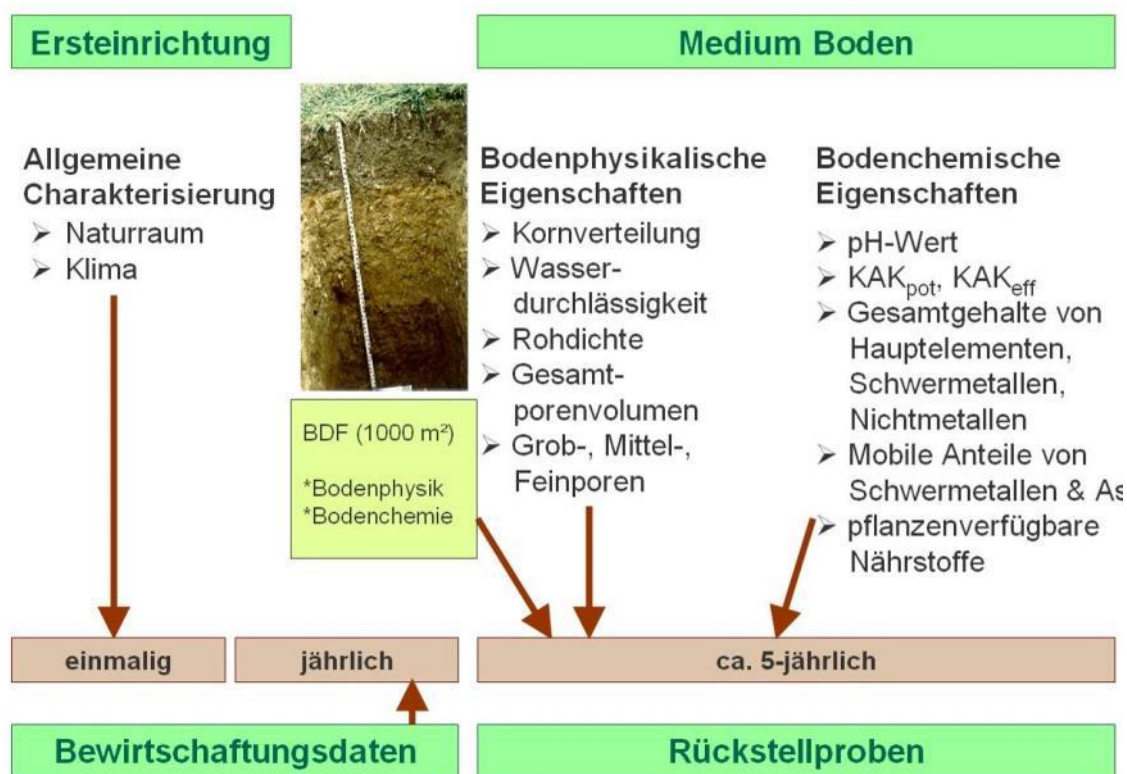


Abbildung 1-2: Datenerhebung auf allen Boden-Dauerbeobachtungsflächen

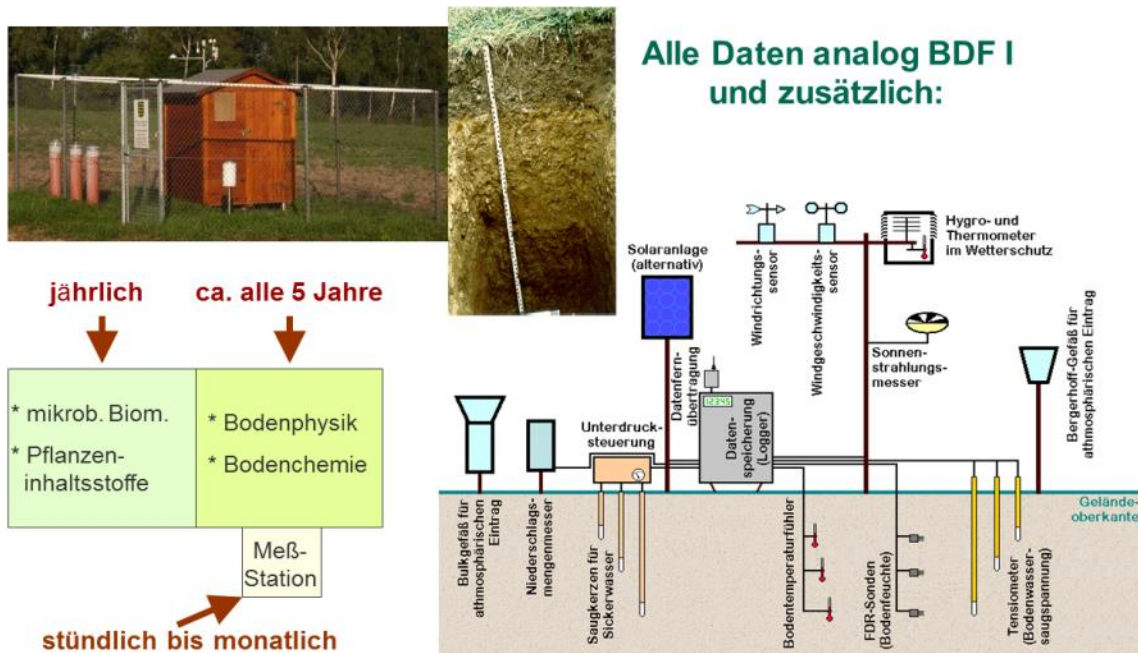


Abbildung 1-3: Datenerhebung auf BDF II

Für die Bestimmung der meteorologischen Parameter auf den BDF I wurden die jeweils nächstliegenden Wetter- und Ombrometerstationen des sächsischen Wettermessnetzes genutzt. Die Messung des Wassergehalts der BDF war für die Kalibrierung der Wasserhaushaltsmodelle erforderlich.

1.3 Ergebnisse

1.3.1 Stickstoffvorräte in den Bodengroßlandschaften Sachsens

Um den Ist-Zustand der Böden der Bodengroßlandschaften (BGL) in Bezug auf den Stickstoffvorrat zu ermitteln, wurden neben den Analysendaten zum Stickstofftotalgehalt (N_T) der BDF auch die Daten der Bodenkartierung und der Bodenmessnetze herangezogen. Insgesamt standen für die Berechnung Analysendaten aus 2.390 Bodenprofilen zur Verfügung.

Vor der Auswertung wurden die Daten entsprechend ihrer Feldansprache den Nutzungskategorien Acker, Grünland bzw. Forst zugeordnet. Danach erfolgte die Zuordnung der Datenkollektive zu den Bodengroßlandschaften und Bodenlandschaften. Aus den N_T -Gehalten wurden anschließend die N-Vorräte in t/ha für die Bodenschicht von 0 bis 60 cm berechnet. In die Berechnung der Vorräte gingen neben den N_T -Analysenwerten die Trockenrohdichte und die Mächtigkeit der Horizonte im Profil bis 60 cm ein. Abschließend wurden die Skelettgehalte des Bodens berücksichtigt. Die vorgelegten Zahlen beziehen sich damit auf den Gesamtboden.

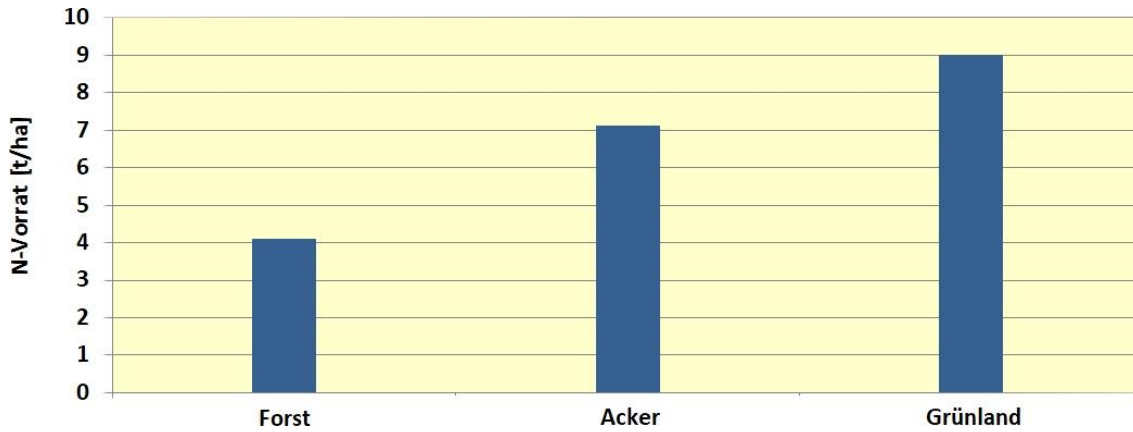


Abbildung 1-4: Stickstoffvorrat bei verschiedenen Nutzungen in Sachsen

Für die Nutzungsarten Grünland, Acker und Forst wurden unabhängig von der Zugehörigkeit der konkreten Standorte zu Bodengroßlandschaften folgende Medianwerte des N_T -Vorrats für Sachsen ermittelt: Acker 7,1 t/ha, Grünland 9,0 t/ha und Forst 4,1 t/ha (Abbildung 1-4). Der Medianwert für Sachsen liegt bei 6,7 t/ha.

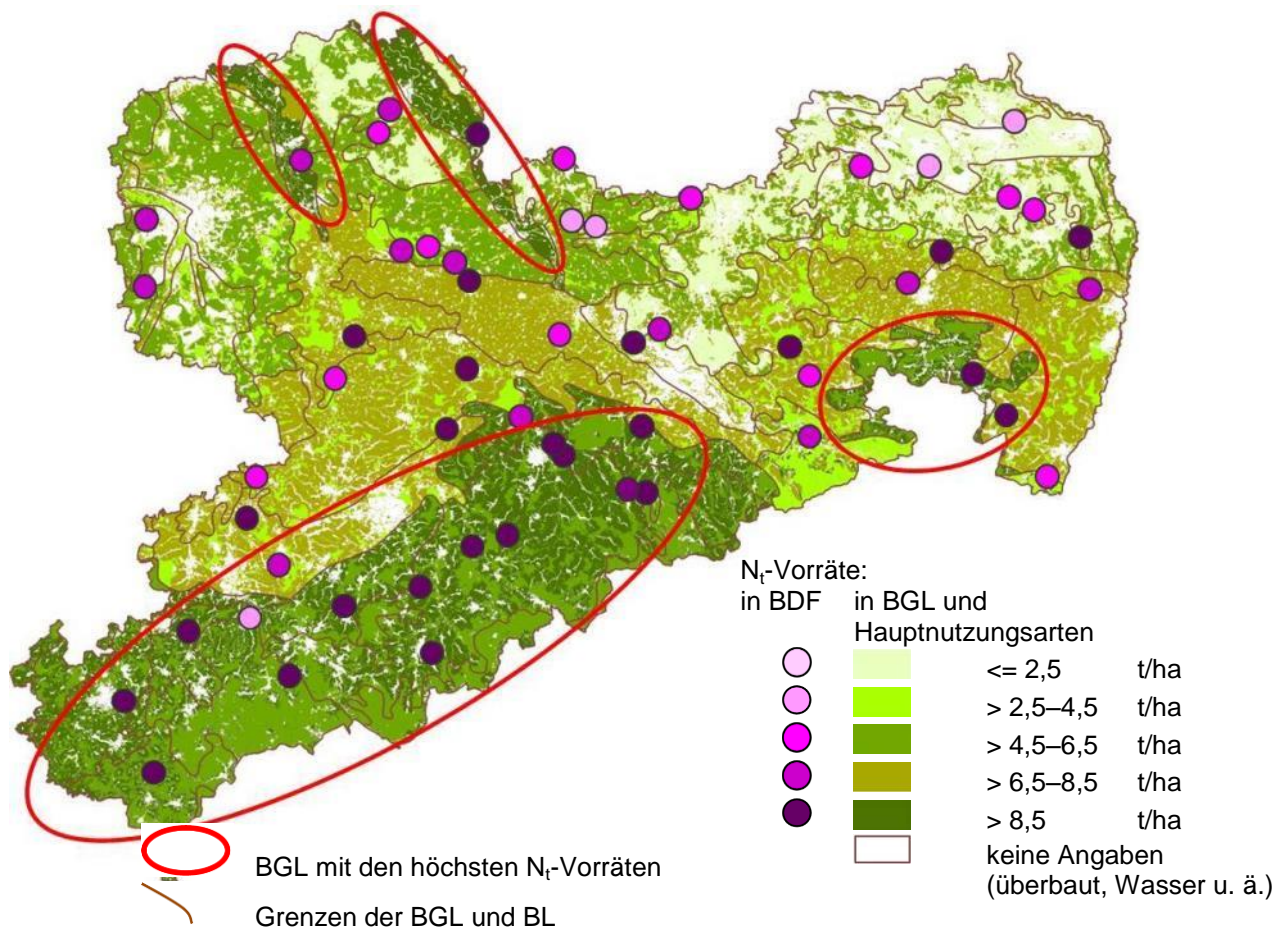


Abbildung 1-5: Die Stickstoffvorräte (Medianwerte) auf den BDF-Standorten und in den Bodengroßlandschaften sowie Hauptnutzungsarten Sachsens

Für die Kartendarstellung wurde die Karte der BGL mit der Karte der Nutzungskategorien kombiniert. Innerhalb der so entstandenen Einheiten (BGL und Nutzungskategorien) wurde der jeweilige Medianwert des N_t -Vorrats bestimmt und die Flächen entsprechend farblich gekennzeichnet (siehe Abbildung 1-5). Die N_t -Vorräte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen zum Einrichtungszeitpunkt wurden als Punkte mit derselben Klassenabstufung andersfarbig in der Karte dargestellt. Sie stimmen gut mit den Vorräten der aus den Flächendaten berechneten Medianwerte überein.

Für die N_t -Vorrats- und weiteren Auswertungen (Kapitel 1.3.3 und Kapitel 1.3.5) wurden die Daten der Bodenprofile sowie BDF-Standorte wie folgt (siehe Tabelle 1-2) den BGL und Bodenregionen (BR) zugeordnet und gruppiert. Die nach KA5 einheitliche Benennung der BR und BGL der Bundesrepublik Deutschland ist unter Beibehaltung der Schlüsselnummer vereinfacht worden.

Tabelle 1-2: Zuordnung der BDF zu den Bodenregionen und Bodengroßlandschaften

vereinfachte Benennung	Schlüssel-Nummer nach KA5	Bodenregion (BR) nach KA5	BGL in Sachsen (Abbildung 1-1)	BDF-Nummer
Auen	2	BR der (überregionalen) Flusslandschaften	2.1	2, 7, 15, 20, 27, 30, 33, 44
Sand	4	BR der Altmoränenlandschaften	4.1 + 4.3 + 4.5	3, 4, 12, 13, 14, 16, 21
Löss	6	BR der Löss- und Sandlösslandschaften	6.2 + 6.3	1, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 18, 19, 22, 24, 25, 26, 28, 29, 31, 34, 39, 40, 41, 42, 45
Berg/Hügel	9	BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen	9.1	38, 55
	10	BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten	10.2	23, 32, 35, 36, 37, 43, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 53, 54
	11	BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern	11.1	52, 56

Untergliedert man die Datenkollektive nach ihrer Zugehörigkeit zu den Bodengroßlandschaften, lassen sich folgende Aussagen treffen (Abbildung 1-6):

- Die niedrigsten N_t -Vorräte treten mit 3,5 t/ha in den Bodengroßlandschaften mit überwiegend sandigen Ausgangssubstraten auf.
- Die höchsten N_t -Vorräte treten mit 9,7 t/ha in den Bodengroßlandschaften der Auen und Niederterrassen auf.
- Tendenziell steigen die N_t -Vorräte von den BGL der sandigen Substrate, über die BGL der Lössgebiete zu den BGL über Festgesteinen kontinuierlich an.

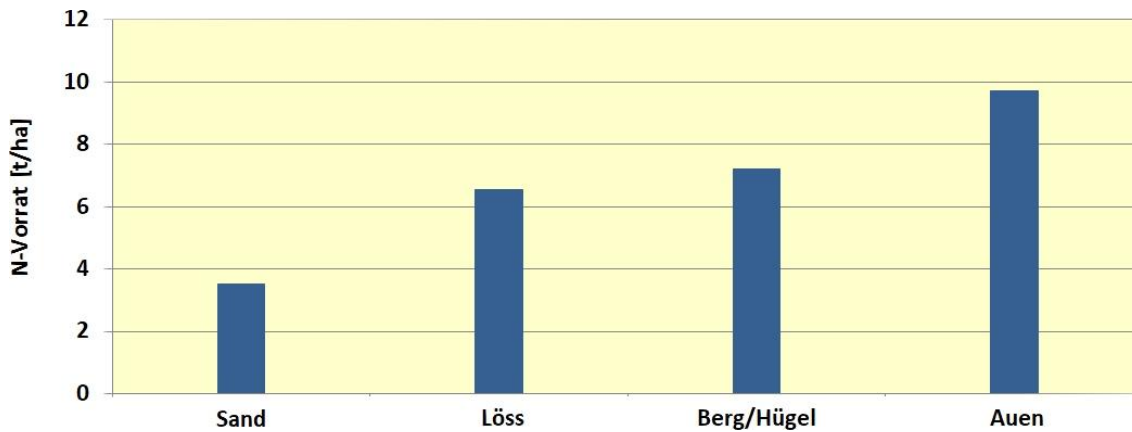


Abbildung 1-6: Stickstoffvorrat bei allen Nutzungen in den Bodengroßlandschaften

Innerhalb der einzelnen BGL, analog dem N_T -Gesamtvorrat für Sachsen, treten die höchsten N_T -Vorräte auf den Grünlandstandorten auf, gefolgt von den Ackerstandorten. Die niedrigsten N_T -Vorräte haben die Forststandorte.

1.3.2 Zeitliche Entwicklung der Stickstoffvorräte auf den BDF

Für die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Stickstoffvorräte (N_T -Vorräte) standen insgesamt 14 BDF mit mindestens vier Beprobungen zur Verfügung.

Drei BDF mit der Nutzungsart **Grünland** befinden sich in den Auenbereichen der Freiburger Mulde (BDF 27), Zwickauer Mulde (BDF 33) und Elbe (BDF 30). Die Schwankungen der N_T -Vorräte sind z. T. erheblich. Bei der BDF 30 steigt der N_T -Vorrat kontinuierlich von 10 t/ha auf 12 t/ha an, bei der BDF 33 sinkt der N_T -Vorrat von 6 t/ha auf 4 t/ha. Bei der BDF 27 schwankt der N_T -Vorrat sehr stark in einem kurzen Zeitraum (zwischen 5,7 t/ha im Jahr 2011 und 10 t/ha im Jahr 2012). Möglicherweise haben hier Hochwasserereignisse einen erheblichen Einfluss auf den Stickstoffhaushalt.

Die elf auf **Ackerstandorten** stehenden BDF können in drei Gruppen unterteilt werden: Standorte mit gleichbleibender (BDF 19, 43) oder steigender Tendenz (BDF 2, 9, 22, 25 und 39) und Standorte mit stärker schwankenden N_T -Vorräten (BDF 7, 24, 35 und 50). Möglicherweise erlangen auch hier Hochwasserereignisse eine bestimmte Bedeutung. So liegt z. B. der N_T -Vorrat der BDF 2 (Elbaue) im Jahr 1995 bei 6,5 t/ha, danach sinkt er nach dem Hochwasser 2002 auf 5,2 t/ha ab. Kurze Überschwemmungserscheinungen wie im Frühjahr 2011 führen dagegen zur Erhöhung der N_T -Vorräte.

1.3.3 Stickstoff-Depositionseinträge auf sächsischen BDF-II-Standorten

Flächendeckende Aussagen zur N-Deposition sind derzeit aufgrund der nur punktuell ermittelten Daten kaum möglich. Daher wurden die Mittelwerte aller Bulk-Messstationen der fünf BDF-II-Standorte berechnet. Diese liegen je nach Standort und Jahr zwischen 5 und 12 kg N ha⁻¹. Im langjährigen Mittel werden um die 10 kg N ha⁻¹ erreicht (Abbildung 1-7). Weil regionale Tendenzen kaum erkennbar sind, kann dieser Wert als flächendeckender N-Depositionseintrag für Sachsen angenommen werden. Gleiche bzw. nur geringfügig höhere Werte (10 bzw. 11 kg N ha⁻¹ pro Jahr) wurden auch an verschiedenen Lysimeterstationen (Methau, Leipzig, Kassel, Buttelstedt) ermittelt (vgl. TLL 2013). Weil mit Hilfe der Bulk-Sammler jedoch nur die trockene und nasse Deposition ermittelt werden kann und der Anteil der feuchten und gasförmigen N-Depositionsverbindungen unberücksichtigt bleibt, muss davon ausgegangen werden, dass die tatsächlichen N-Depositionseinträge etwas höher liegen.

Bei genauerer Betrachtung der monatlichen Messwerte der einzelnen BDF-II-Standorte im Jahresverlauf fiel auf, dass zu bestimmten Zeitpunkten extrem hohe N-Depositionseinträge gemessen wurden. So wurden bspw. allein zwischen April und Juni 2013 34 kg NO₃-N und 29 kg NH₄-N auf der BDF 43 eingetragen. Auch in den Jahren zuvor wurden zum Teil sehr hohe N-Konzentrationen in den Bulk-Sammlern dieser BDF gemessen (Abbildung 1-8).

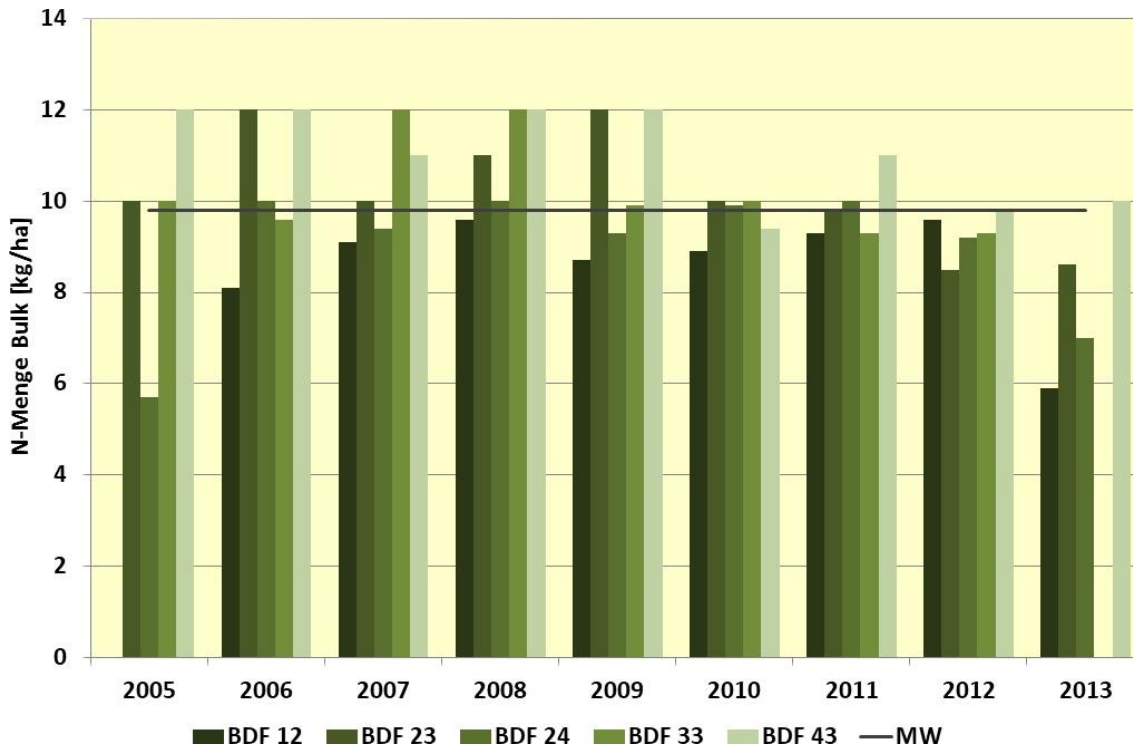


Abbildung 1-7: N-Depositionseinträge auf BDF II zwischen 2005 und 2013

Durch Abgleich der Bewirtschaftungsdaten der Flächen mit den Messdaten der Bulk-Sammler konnte festgestellt werden, dass im Zeitraum des hohen N-Depositionseintrages stickstoffhaltige Düngemittel auf die Fläche ausgebracht wurden. Es könnte daher vermutet werden, dass sich N-Verluste aus der Düngung, je nach N-Form und Klimafaktoren, in den N-Depositionen wiederfinden. Ergebnisse von Untersuchungen zu N-Verlusten aus Mineraldüngern zeigen jedoch nur eine relativ niedrige Verlustgefährdung (vgl. DÖHLER et al. 2002; SCHMIDHALTER & FELBER 2012).

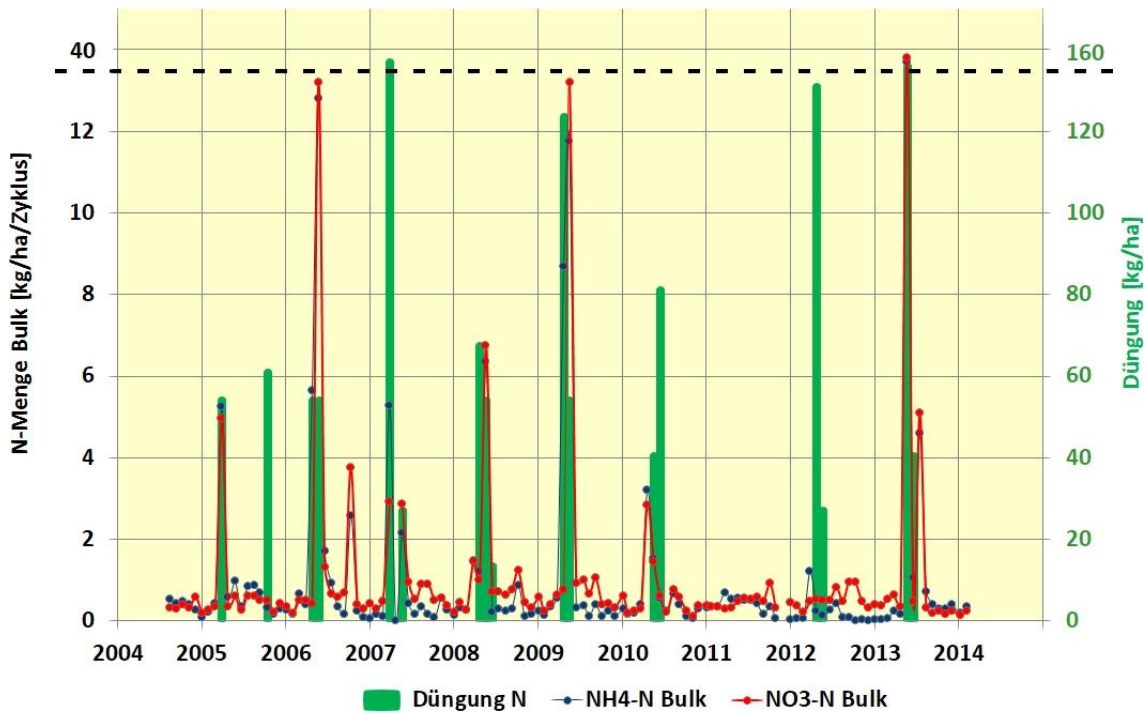


Abbildung 1-8: Verlauf der gemessenen N-Mengen und N-Düngergaben auf der BDF 43

Es kann daher angenommen werden, dass die hohen N-Depositionseinträge das Resultat von direkten Mineraldüngereinträgen in die Bulk-Sammler darstellen. Diese These wird dadurch gestützt, dass das Verhältnis des Eintrages von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ weitestgehend 50 : 50 beträgt und daher vor allem die N-Zusammensetzung von Kalkammonsalpeter (KAS)-Dünger, der hauptsächlich ausgebracht wird, widerspiegelt.

Die erhöhten N-Depositionswerte, die somit primär auf den Direkteintrag von stickstoffhaltigen Düngemitteln zurückzuführen sind, wurden bei der Berechnung der Deposition folgerichtig herausgerechnet. Die angegebenen Werte der N-Deposition beinhalten damit nur die natürlichen Werte ohne die durch Düngung eingebrachte Komponente. Wie hoch die Unterschiede der N-Einträge durch die Deposition mit und ohne Berücksichtigung der Düngung sein können, wird in der Tabelle 1-3 dargestellt.

Ein extrem hoher Wert von 121 kg N ha^{-1} im Jahr 2008 auf der BDF 33 (Tabelle 1-3) spiegelt einen sehr hohen Eintrag durch die Düngung im Form vom KAS 27 wider. Die Ausbringung erfolgte im April, weshalb in dieser Zeit alle drei Bulk-Gefäße hohe Gehalte an Stickstoff zeigten. Die wiederum gleichen N-Einträge mit und ohne Düngung z. B. der BDF 12 im Jahr 2006 und BDF 43 im Jahr 2011 sind mit der Stilllegung von Flächen in den jeweiligen Jahren zu erklären.

Tabelle 1-3: N-Depositionseintrag (kg/ha) bei Bulk-Messungen mit und ohne Direkteintrag von N-Düngemitteln

Jahr	BDF 12		BDF 23		BDF 24		BDF 33		BDF 43	
	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne
2005	–	–	17	10	20	5,7	18	10	21	12
2006	8,1	8,1	20	12	12	9,8	29	9,6	49	12
2007	14	9,1	11	10	52	9,4	36	12	21	11
2008	9,6	9,6	11	11	12	10	121	12	28	12
2009	14	8,7	12	12	28	9,3	23	9,9	45	12
2010	23	8,9	11	9,8	11	9,9	24	10	17	9,4
2011	23	9,3	15	9,8	11	10	24	9,3	11	11
2012	23	9,6	8,5	8,5	13	9,2	20	9,3	9,8	8,8
2013	7,1	5,9	9,2	8,6	22	7,0	–	–	80	10

Im bisherigen Messzeitraum konnten auf den BDF II einige besonders extreme Witterungserscheinungen studiert werden: ein sehr zeitiger Frühlingsanfang im Jahr 2012 und längere Schneebedeckungen 2013, extrem hohe Niederschläge in den Jahren 2007 und 2013 im Gebirge und ein trockenes Jahr 2006 für Mittel- und Ostachsen. Die Auswirkung dieser extremen Witterungserscheinungen auf die N-Depositionen wurden untersucht, jedoch konnten keine Zusammenhänge festgestellt werden. Einen größeren Einfluss auf die Höhe der gemessenen N-Einträge scheinen unmittelbar davor stattfindende Niederschläge und/oder eine hohe Luftfeuchtigkeit sowie niedrige Lufttemperaturen zu haben.

1.3.4 Stickstoff-Düngergaben auf den BDF

Für die BDF wurden die Summen der mineralischen und organischen N-Düngung für die Jahre 2002 bis 2013 ermittelt. Die Daten stammen aus den Bewirtschaftungsangaben, die die Menge, Art und den Zeitpunkt der Düngung beinhalten.

Das Regime der Düngergaben kann auf der Basis der dreijährigen Mittel (Abbildung 1-9) wie folgt klassifiziert werden:

- Flächen mit stetig sehr niedriger durchschnittlicher N-Zufuhr $< 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
- Flächen mit stetig hoher durchschnittlicher N-Zufuhr $> 130 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
- Flächen mit steigender Tendenz des dreijährigen Mittels bei der N-Zufuhr

Der durchschnittliche Wert der mineralischen Düngergaben lag in diesem Zeitabschnitt bei $98 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und liegt damit unter dem Wert von 127 kg N ha^{-1} , die REINICKE & WURBS (2012) auf sächsischen Dauertestflächen für das Jahr 2010 feststellten. Damit entspricht der Mineral-N-Einsatz den mittleren Aufwandmengen für Gesamtdeutschland (IVA 2014) von $98,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ im Jahr 2013.

Der durchschnittliche Wert der N-Zufuhr aus organischen Düngergaben auf den BDF betrug im Untersuchungszeitraum $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

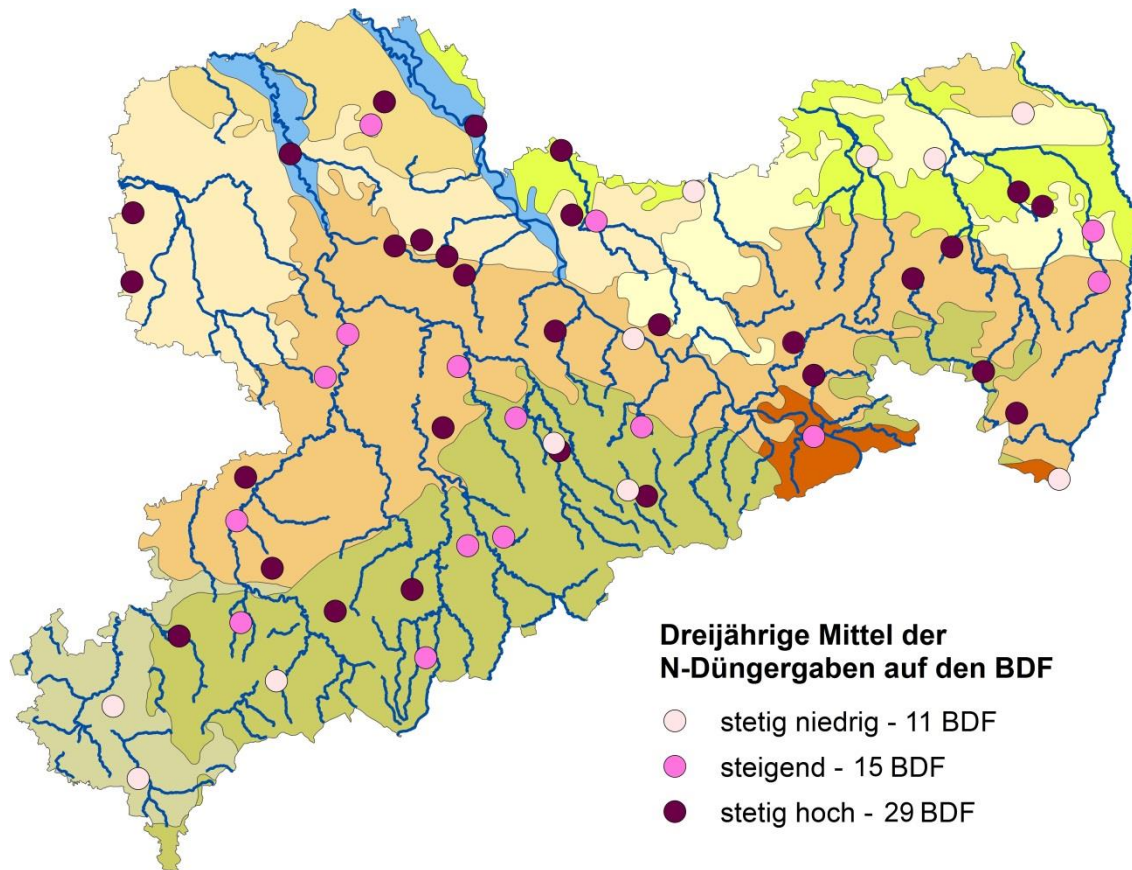


Abbildung 1-9: Dreijährige Mittel der Stickstoff-Düngergaben auf den BDF für den Zeitraum 2002–2013

Insgesamt wurden in der Zeit 2002–2013 auf 29 stetig hoch gedüngten Flächen durchschnittlich $156 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ durch die organische und mineralische Düngung aufgebracht. Der durchschnittliche N-Dünger-Eintrag auf den Flächen mit steigendem Düngerregime betrug 126 kg N ha^{-1} im Jahr.

1.3.5 Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanzen (einfache Flächenbilanz, nach DüV) bzw. -salden wurden auf der Basis der Stickstoff-Einträge (Summe der mineralischen und organischen Düngung) und der Stickstoff-Entzüge (Abfuhr über pflanzliche Ernteprodukte) für die Jahre 2002 bis 2013 ermittelt. Bei der organischen Düngung wurden die Ausbringungsverluste abgezogen. Zu den Zufuhren über die organischen Düngemittel zählen auch die N-Einträge infolge der Beweidung. Sie spielen mengenmäßig jedoch eine untergeordnete Rolle. Im Ergebnis konnten deutliche Unterschiede der kumulativen und durchschnittlichen jährlichen Stickstoffsalden für den Zeitraum 2002–2013 auf den BDF ausgemacht werden, wobei die positiven Salden überwiegen (vgl. Abbildung 1-10 und Tabelle 1-4). Insgesamt stehen 36 BDF mit positivem N-Überschuss 19 BDF mit negativen N-Bilanzen gegenüber.

Für die Jahre 2002 bis 2013 wurde über alle BDF ein durchschnittlicher positiver kumulativer N-Saldo von 217 kg N ha^{-1} ermittelt (entspricht 18 kg N ha^{-1} Saldo pro Jahr), wobei die Schwankungsbreite der kumulativen N-Salden zwischen -1.270 und $+1.460 \text{ kg N ha}^{-1}$ liegt (entspricht -106 bis 122 kg N ha^{-1} Saldo pro Jahr).

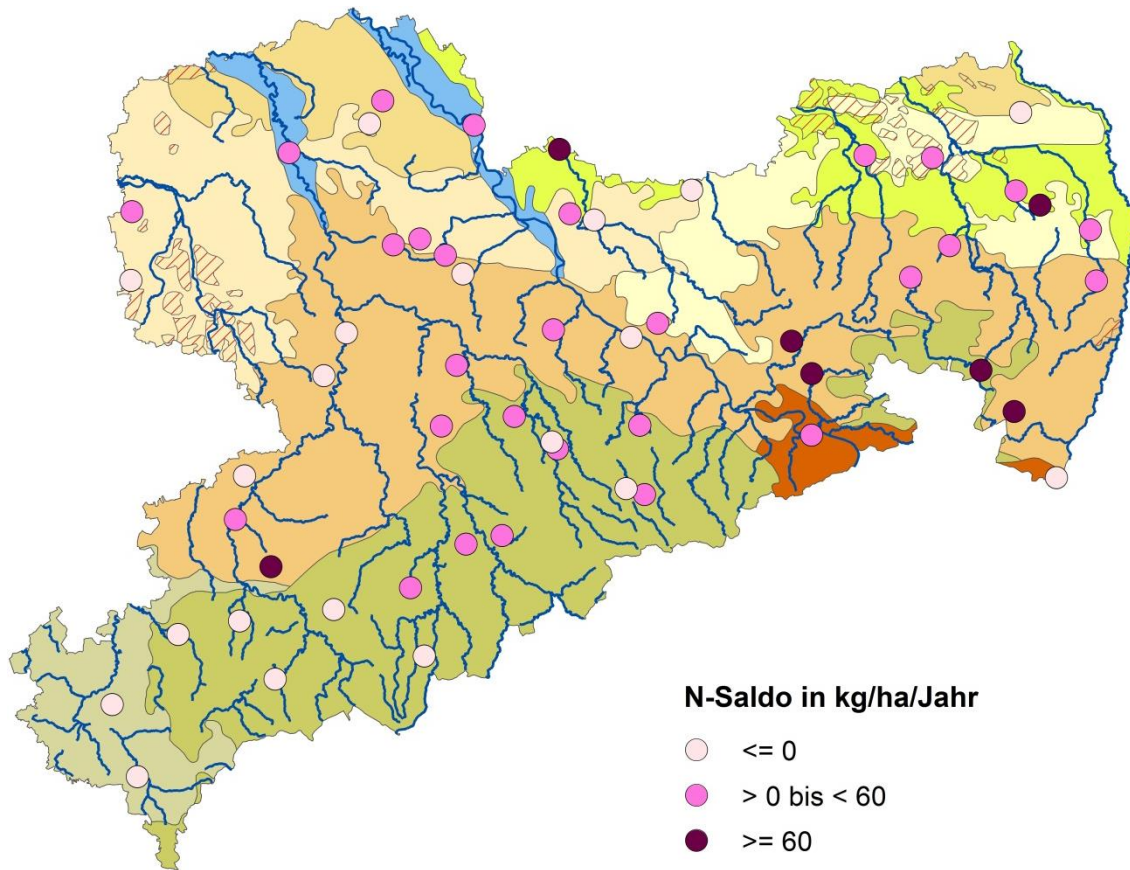


Abbildung 1-10: Jährliche durchschnittliche Stickstoffsalden auf den BDF in den Bodengroßlandschaften für den Zeitraum 2002–2013

Für Sandböden kann bereits ein jährlicher geringer positiver Stickstoffsaldo ein Gefährdungspotenzial für die Verlagerung des Stickstoffs mit dem Sickerwasser darstellen. Bei Lössböden kann aus einem jährlichen geringen positiven Saldo ein Stickstoffdepot entstehen, das einerseits für verfügbare Stickstoffvorräte für die Pflanzen sorgt, andererseits aber (falls es nicht genutzt wird) als Stickstoffquelle, vorwiegend als Nitrat, für das Sickerwasser dienen kann. Weil die Sickerwasserraten in den Lössböden niedrig sind, wird sich die Stickstoffverlagerungsfront normalerweise langsam in die unteren Bodenhorizonte bewegen. Bei extremen Ereignissen, wie sehr starken und länger anhaltenden Niederschlägen oder aber intensiver Schneeschmelze und daraus resultierender massiver Sickerwasserbewegung kann es zu einer raschen Stickstoffverlagerung kommen (Kapitel 1.3.6).

Ein ähnliches Verlagerungsverhalten weist der Stickstoff in den BDF der Berg- und Hügelländer auf, weil diese Böden in der Regel ein hohes Rückhaltevermögen besitzen (vgl. BARTH et al. 2013) und in der Lage sind, ein Stickstoffdepot aufzubauen.

Tabelle 1-4: Die Verteilung der durchschnittlichen jährlichen N-Salden für die Jahre 2002–2013 in den BDF, gruppiert nach Bodengroßlandschaften (BGL)

Auswerteeinheit (gruppierte BGL, siehe Tabelle 1-2)	Anzahl BDF insgesamt	Saldo Minimum kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Saldo Mittelwert kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Saldo Maximum kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Anzahl und Anteil der BDF mit positivem Saldo	Anzahl und Anteil der BDF mit positivem Saldo größer 60 N kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Anzahl und Anteil der BDF mit positivem Saldo in GW-nitratbelasteten Gebieten	Anzahl und Anteil der BDF mit positivem Saldo 60 N kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ in GW-nitratbelasteten Gebieten
alle BDF	55	-85	15	92	35 ± 64 %	7 ± 20 % der positiven Salden	10 ± 29 % der positiven Salden	1 ± 14 % der positiven Salden >60 N kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Auen	8	-85	5	53	5 ± 63 %	0 ± 0 % der positiven Salden	1 ± 20 % der positiven Salden	0 ± 0 % der positiven Salden >60 N kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Sand	8	-29	30	86	6 ± 75 %	2 ± 33 % der positiven Salden	2 ± 33 % der positiven Salden	1 ± 50 % der positiven Salden >60 N kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Löss	20	-62	22	92	14 ± 70 %	3 ± 21 % der positiven Salden	7 ± 50 % der positiven Salden	0 ± 0 % der positiven Salden >60 N kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Berg/Hügel	19	-85	7	88	10 ± 53 %	2 ± 20 % der positiven Salden	0 ± 0 % der positiven Salden	0 ± 0 % der positiven Salden >60 N kg ha ⁻¹ a ⁻¹

Drei BDF der 14 BDF-Standorte (Tabelle 1-4) der BGL „Löss“ mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen weisen ein Saldo von > 60 kg N ha⁻¹a⁻¹ auf. Sieben BDF mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen dieser BGL befinden sich in GW-nitratbelasteten Gebieten. Weiterhin liegen zwei BDF der sechs BDF-Standorte der BGL „Sand“ mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen in GW-nitratbelasteten Gebieten, davon hat eine BDF ein positives Saldo von größer 60 kg N ha⁻¹a⁻¹. In der BGL „Auen“ liegt eine BDF mit positivem Stickstoff-Bilanzüberschuss in GW-nitratbelastetem Gebiet.

Im Zeitraum 2002–2013 stehen den 64 % der BDF mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen 36 % der BDF mit negativen Stickstoffbilanzen nach Düngeverordnung gegenüber. Die BDF in den BGL „Sand“, „Löss“ und „Berg/Hügel“ haben jeweils einen Anteil von ca. 20–30 % an jährlichen positiven N-Salden > 60 kg N ha⁻¹. Für den Zeitraum von 12 Jahren konnte ein maximaler kumulierter Wert von 1.460 kg N ha⁻¹ Stickstoffüberschuss ermittelt werden.

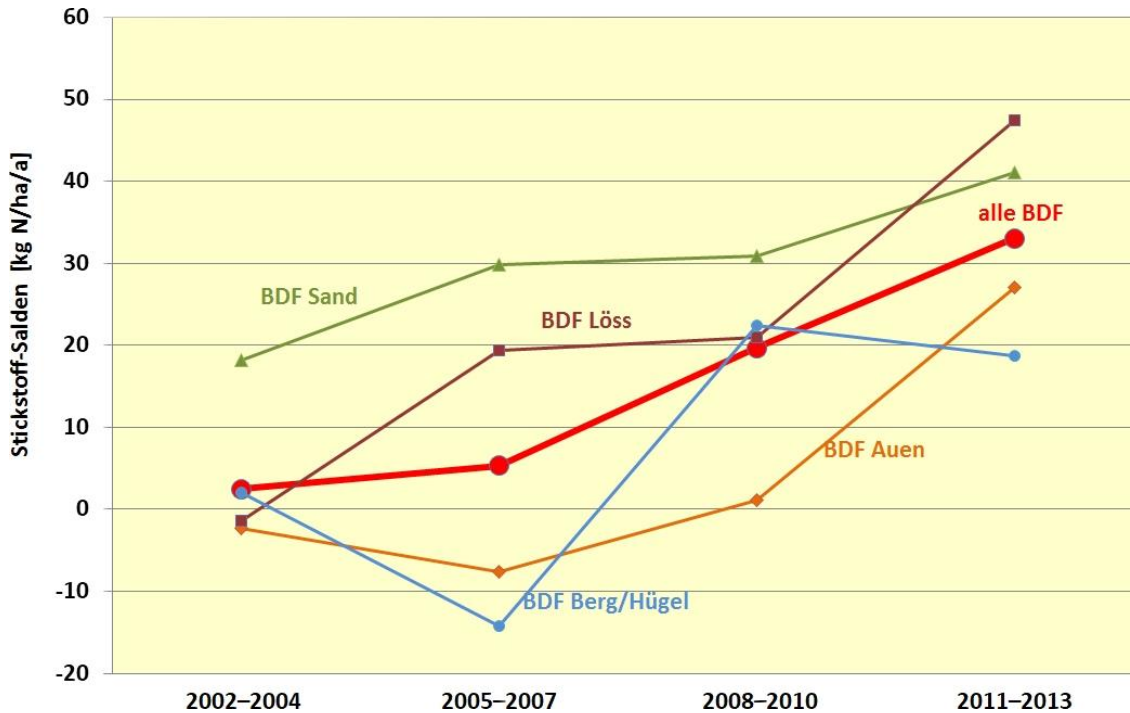


Abbildung 1-11: Entwicklung der dreijährigen Mittelwerte der Stickstoffsalden auf den BDF für den Zeitraum 2002–2013

Abbildung 1-11 zeigt die Entwicklung der Stickstoffsalden (3-jähriger Mittelwert) der BDF für den Zeitraum 2002–2013. Es ist zu erkennen, dass alle BDF einen deutlichen Anstieg der N-Salden aufweisen. Für BDF gruppiert nach Bodengroßlandschaften ist dieser Trend, wenn auch in unterschiedlichen Größenordnungen, ebenfalls festzustellen. Insgesamt stieg der durchschnittliche N-Saldo der BDF in diesem Zeitraum um ca. $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Insbesondere die BDF auf Lössstandorten zeigen mit fast $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die höchsten Anstiege der N-Salden. Gerade vor dem Hintergrund einer Stickstoffminderungsstrategie sind hier weitere Zeitmessreihen zwingend notwendig, um diese negativen Trends weiter zu beobachten und wirksame Vorbeuge- bzw. Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.

1.3.6 Stickstoffauswaschung durch Sickerwasser

Zur Ermittlung des Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser wird an den fünf BDF-II-Standorten (Abbildung 1-12) in unterschiedlichen Tiefen Sickerwasser mittels Saugkerzen gewonnen (Abbildung 1-3). Alle Messergebnisse zeigen, dass der Stickstoff im Sickerwasser fast ausschließlich als Nitrat vorliegt. Die Ammoniumwerte liegen fast immer im Bereich der Nachweisgrenze und damit um den Faktor bis 6.000 unter den Nitratwerten.

Die mittleren jährlichen Nitratkonzentrationen des Sickerwassers an der Unterkante des effektiven Wurzelraums (vgl. BARTH et al. 2013) schwanken mit Werten zwischen 10 mg/l und 300 mg/l (Abbildung 1-12 und Abbildung 1-13) sehr stark und sind ganz offensichtlich durch regionale, substrat- und bewirtschaftungsbedingte Faktoren geprägt. So wurde z. B. auf der BDF 43 in den Jahren 2004 und 2005 Klee angebaut und entsprechend wenig gedüngt (Tabelle 1-5) bzw. erfolgte die N-Fixierung durch den Klee. Im Jahr 2011 erfolgte eine Stilllegung der Fläche ohne Düngung.

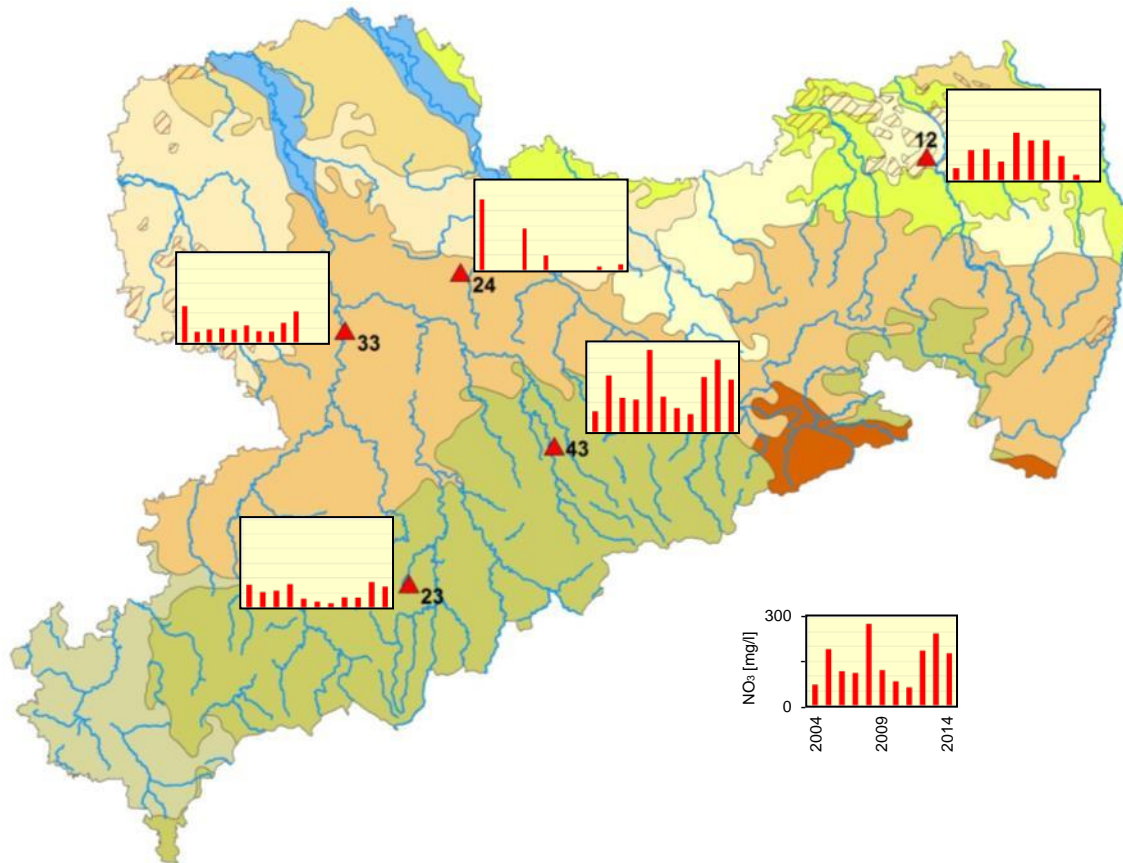


Abbildung 1-12: Zeitliche Entwicklung der jährlichen mittleren Nitrat-Gehalte im Sickerwasser an der Unterseite des effektiven Wurzelraums der BDF II

Dementsprechend verringern sich die mittleren Nitratgehalte im Sickerwasser in diesen Zeiträumen deutlich. Die BDF 12 war bis 2007 nicht ackerbaulich genutzt und wurde von 2007 bis 2012 mit Ackergras bzw. Winterroggen bestellt. In der Zeit der ackerbaulichen Nutzung wurden auch höhere mittlere Nitratkonzentrationen in 150 cm Tiefe gemessen. Bewirtschaftung und Düngergaben spiegeln sich sowohl in den Nitratkonzentrationen des Sickerwassers unmittelbar nach der Düngung (Abbildung 1-14) als auch in der Höhe der mittleren jährlichen Gehalte (Abbildung 1-13) wider. Im Fall der BDF 23 kann man die stets niedrigen mittleren jährlichen Nitratgehalte im Sickerwasser mit den Substrateigenschaften und/oder mit der Höhe und Aktivität der mikrobiellen Gesellschaft des Bodens erklären. Die BDF 23 besitzt den höchsten Rang an mikrobiellem Potenzial, der anhand mehrerer untersuchter mikrobieller Parameter (MACHULLA & BARTH 2004) charakterisiert wird. An dem Standort der BDF 23 hat sich eine biomassereiche effiziente Mikrobenzönose etabliert, die die standorttypischen bodenökologischen Eigenschaften und die Bewirtschaftung der BDF 23 widerspiegelt.

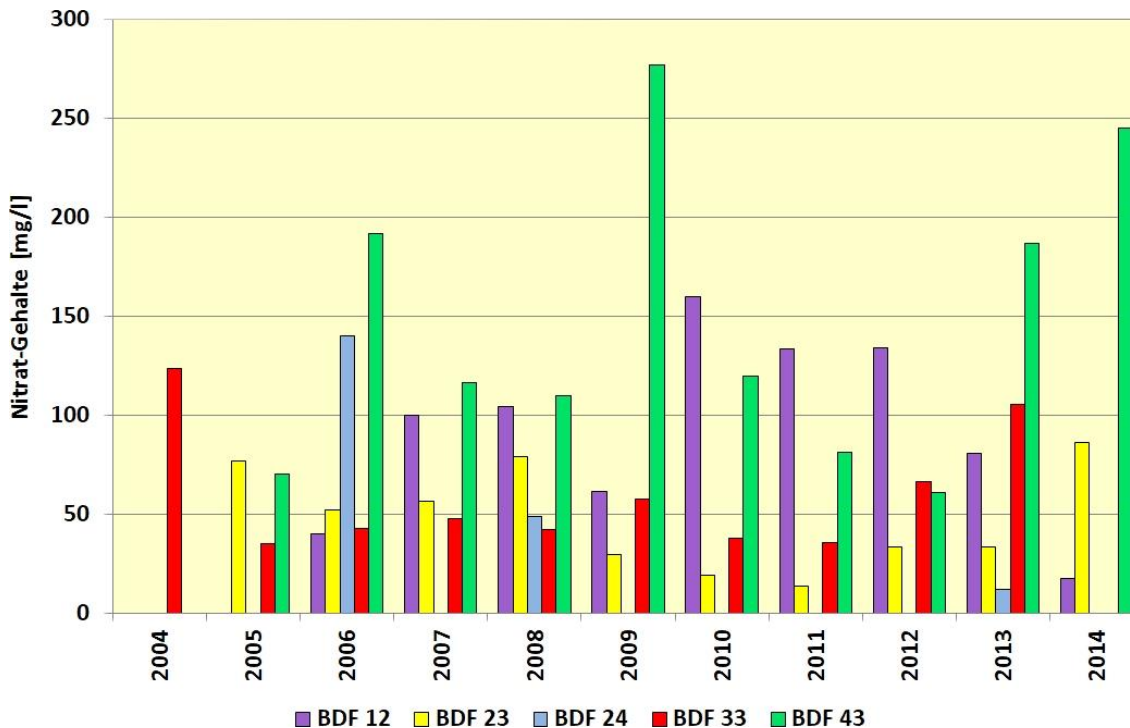


Abbildung 1-13: Mittelwerte der Nitratgehalte im Sickerwasser an der Unterkante des effektiven Wurzelraums der BDF

Tabelle 1-5: Jährlicher Stickstoffeintrag in kg/ha auf die Flächen durch Düngung

BDF	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
12	S	126	S	S	S	78	108	83	78	78	51	S
23	118	190	32	108	221	265	109	125	205	92	39	393
24	65	79	185	140	80	120	92	123	80	204	S	232
33	119	70	178	59	59	59	132	86	59	131	150	70
43	135	S	54	106	108	185	135	178	122	S	161	189

„S“ = Stilllegung

Im Detail zeigen die Nitratgehalte im Sickerwasser eine ausgesprochen hohe Dynamik: sie schwanken zwischen < 50 mg/l und > 1.000 mg/l (Beispiel BDF 43, siehe Abbildung 1-14).

Ein Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Düngerausbringung und dem Anstieg der Nitratkonzentration im Sickerwasser ist mehr oder weniger auf allen BDF II zu beobachten (z. B. BDF 43, Abbildung 1-14).

Selbstverständlich beeinflussen auch die Substrate das Auswaschungsverhalten des Nitrats erheblich: Düngergaben auf leichten Sandböden schlagen sofort auf die Nitratgehalte des Sickerwassers durch, während tiefgründige Lössböden (hier gibt es so gut wie kein Sickerwasser, dementsprechend kann Nitrat nur selten ausgewaschen werden) oder auch stark schluffig-tonige Böden das Nitrat ganz offensichtlich akkumulieren können.

Bei extremen Ereignissen wie sehr starken und länger anhaltenden Niederschlägen (Abbildung 1-15) oder aber intensiver Schneeschmelze (Abbildung 1-16) und daraus resultierender massiver Sickerwasserbewegung sowie Überschwemmungsereignissen steigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser sprunghaft an. Eine starke Nitratverlagerung ist die Folge.

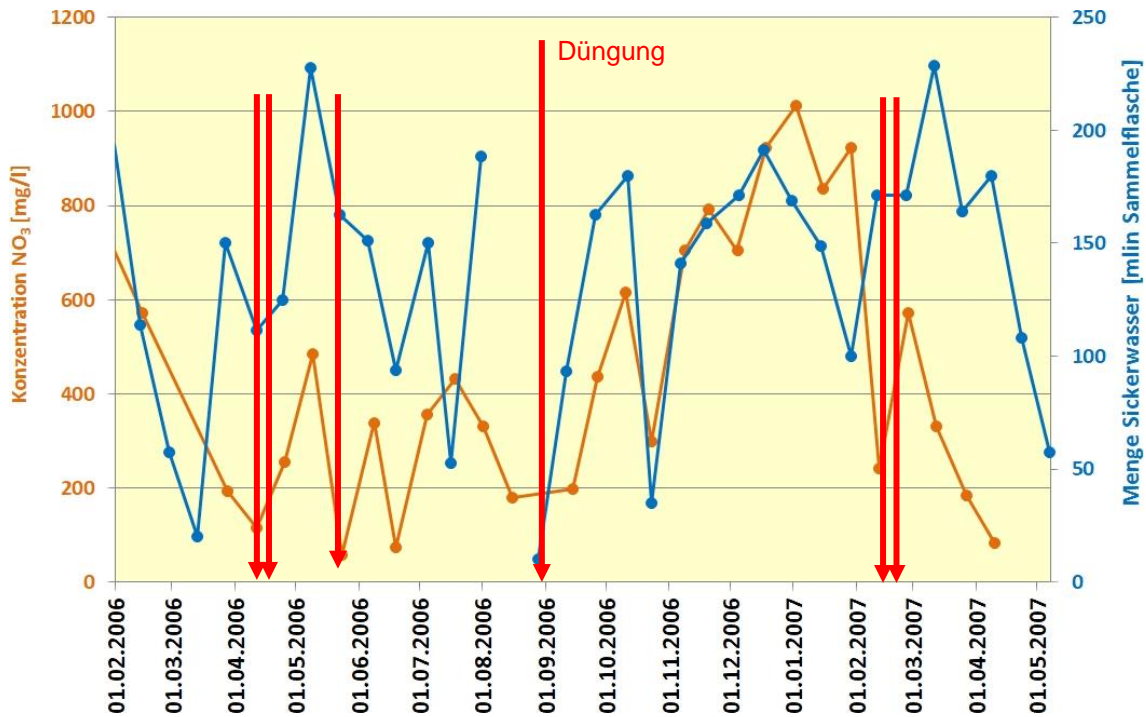


Abbildung 1-14: Dynamik des Nitrats im Sickerwasser am Beispiel der BDF 43

Entsprechende Beispiele sind in Tabelle 1-6 und Abbildung 1-15 für ein Starkregenereignis und in Tabelle 1-7 und Abbildung 1-16 für starke Schneeschmelze für die BDF 43 dargestellt.

Tabelle 1-6: Nitratkonzentration im Sickerwasser der BDF 43 für den Zeitraum 19.07.2005 bis 29.08.2005

Messtiefe	Messzeitraum von - bis		
	19.07.2005 02.08.2005	02.08.2005 16.08.2005	16.08.2005 29.08.2005
Nitrat 40 cm (mg/l)	100	260	170
Nitrat 80 cm (mg/l)	44	620	100

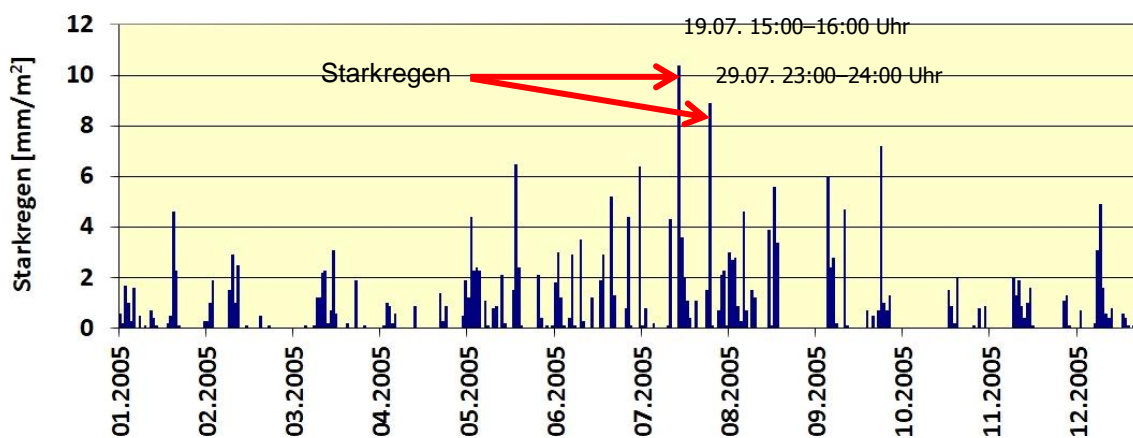


Abbildung 1-15: Starkregenereignisse zwischen 19.07. und 29.08.2005 (Stundensummen) auf der BDF 43

Tabelle 1-7: Nitratkonzentration im Sickerwasser der BDF 43 für den Zeitraum 15.03.2006 bis 25.04.2006

Messtiefe	Messzeitraum von - bis		
	15.03.2006 28.03.2006	28.03.2006 11.04.2006	11.04.2006 25.04.2006
Nitrat 40 cm (mg/l)	260	490	58
Nitrat 80 cm (mg/l)	360	300	290



23.03.2006 13:00 Uhr

Starker Anstieg
der Luft- und
Boden-
temperatur
→ starke
Schnee-
schmelze

08.04.2006



11.04.2006 08:00 Uhr

Abbildung 1-16: BDF 43 vor und nach der Schneeschmelze Anfang April 2006

Es deuten sich folgende Beziehungen zwischen Nitratgehalten im Sickerwasser einerseits und Düngergaben, Oberflächenwasserzufuhr und Substraten andererseits an:

- In der Regel steigt der Nitratgehalt im Sickerwasser nach Düngergaben an.
- Starke Zufuhr von Oberflächenwasser (z. B. durch starke Niederschläge, Schneeschmelzen, Überflutungen in Auen) führt zur Auswaschung des Nitrats.
- Schwere Böden und Lössböden akkumulieren Nitrat.
- Leichte Sandböden haben nur ein geringes Pufferpotenzial und Rückhaltevermögen für Nitrate.

Die Gefahr erhöhter Nitratgehalte im Sickerwasser besteht z. B. in folgenden konkreten Situationen:

- in Lössgebieten nach lang anhaltenden und starken Niederschlägen
- in Gebieten mit sandigen Substraten nach Düngergaben auch nach moderaten Niederschlägen
- im Gebiet des Berg- und Hügellandes nach starken Niederschlägen bzw. intensiver Schneeschmelze
- in Auen nach Überschwemmungen

Die in den Jahren 2012, 2013 und 2014 durchgeführte Erfassung der Nitrat- und Ammoniumgehalte im S₄-Eluat (DIN 38414-S4) in 60 cm Teufe wurde für die Prognose der Stickstoffgehalte in Sickerwässern und die Berechnung der entsprechenden Frachten genutzt. Im 3-jährigen Mittel lag die Stickstofffracht des Sickerwassers bei 34 kg/ha. Die Stickstofffrachten, die sowohl von der Art und Intensität der Bewirtschaftung als auch den jeweiligen Klima- und Standortverhältnissen abhängen, variierten dabei jedoch erheblich. So lagen die durchschnittlichen Stickstoffverluste durch Auswaschung mit dem Sickerwasser aus den obersten 60 cm Boden bei 40 kg/ha im Jahr 2012 (Abbildung 1-17) und bei 50 kg/ha im Jahr 2013 (Abbildung 1-18).

Insbesondere die hohen Niederschläge im Jahr 2013 und der damit verbundene Anstieg der Sickerwassermengen, vor allem auf einigen BDF der Berg- und Hügelländer, führten zum Teil zu erheblichen Stickstofffrachten von über 150 kg/ha. Im trockenen Jahr 2014 hingegen kam es auf den BDF insgesamt nur zu sehr geringen Sickerwassermengen und auf einzelnen Standorten wurde überhaupt kein Sickerwasser gebildet (Abbildung 1-19). Dementsprechend gering fielen auch die Stickstofffrachten aus. Im Schnitt wurden in diesem Jahr lediglich 13 kg/ha ausgewaschen.

Eine Verringerung der Belastung des Sickerwassers mit Nitrat könnte durch eine stärkere standortorientierte und bodenregional bezogene Düngung und/oder die Verringerung der Stickstoffgaben an sich erreicht werden. Die Ermittlung einer optimalen auf die ganz konkreten Standortverhältnisse (Böden, Grundwasserregime, Klima, Fruchtart) angepasste Düngung erfordert allerdings die Kenntnis der entsprechenden Parameter in hoher räumlicher (bzgl. der Bodenparameter) und zeitlicher Auflösung (bzgl. des Bedarfs der verschiedenen Fruchtarten).

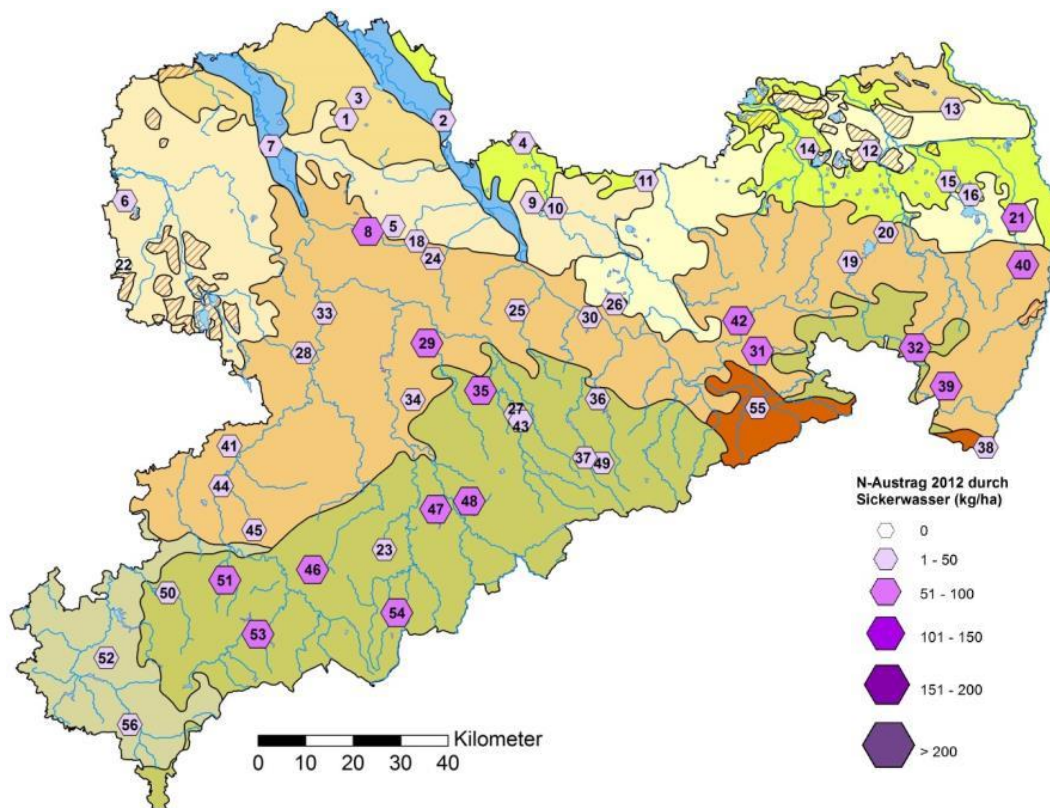


Abbildung 1-17: Stickstofffracht (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2012

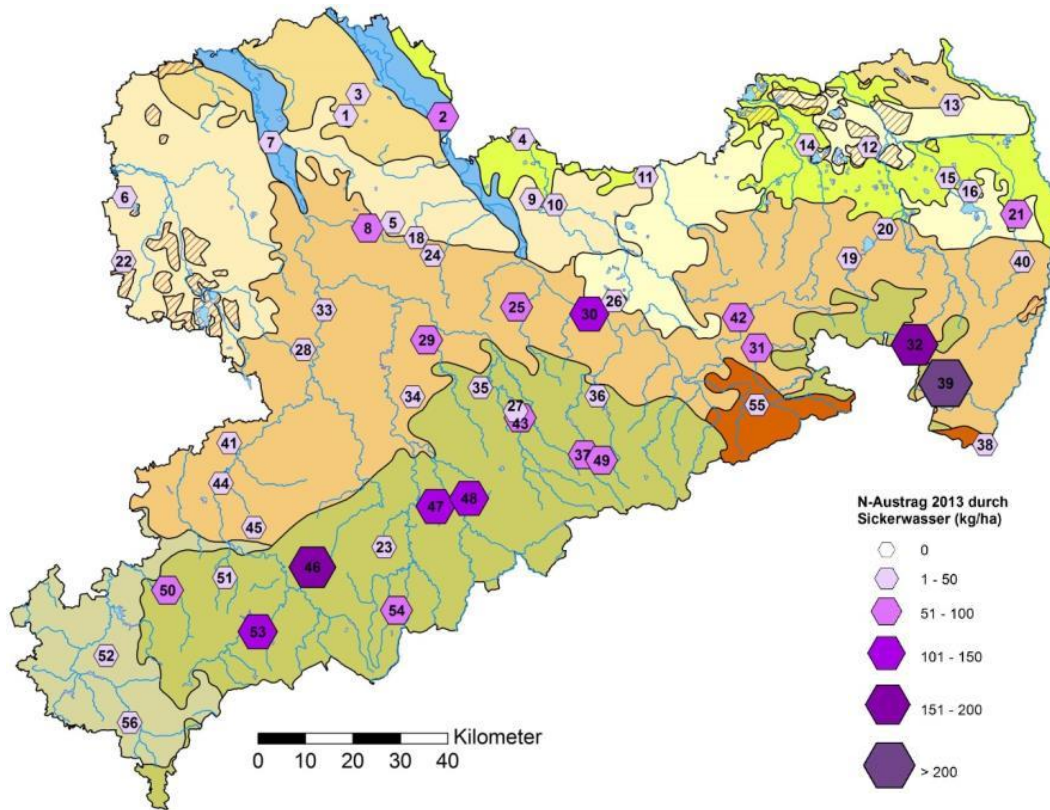


Abbildung 1-18: Stickstofffracht (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2013

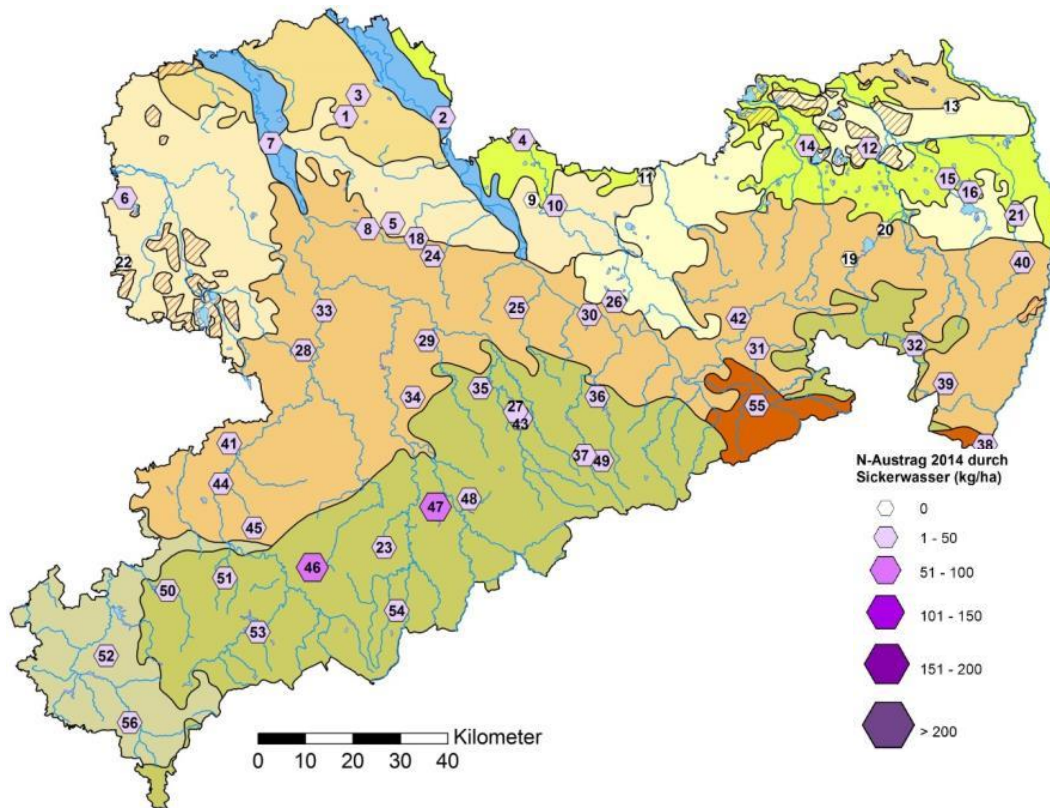


Abbildung 1-19: Stickstofffrachten (kg N/ha) mit dem Sickerwasser aus 60 cm Tiefe im Jahr 2014

1.4 Bewertung und Schlussfolgerungen

Im Verfahren des Bodenmonitorings können langfristige repräsentative Zeitmessreihen für verschiedene Komponenten des Stickstoffkreislaufs und die Stickstoffbilanz insgesamt gut beschrieben werden.

- (1) Von allen Bodengroßlandschaften Sachsens weisen die mit überwiegend sandigen Ausgangssubstraten mit 3,5 t/ha die niedrigsten Stickstoffvorräte (N_t -Medianwerte) auf. Die höchsten N_t -Vorräte mit 9,7 t/ha treten in den BGL der Auen und Niederterrassen auf. Tendenziell steigen die N_t -Vorräte von den BGL mit sandigen Substraten, über BGL der Lössgebiete zu den BGL über Festgesteinen kontinuierlich an. Für die Nutzungsarten Grünland, Acker und Forst wurden unabhängig von der Zugehörigkeit der konkreten Standorte zu Bodengroßlandschaften folgende Medianwerte des N_t -Vorrats für Sachsen ermittelt: Acker 7,1 t/ha, Grünland 9,0 t/ha und Forst 4,1 t/ha. Innerhalb der einzelnen BGL treten, analog dem Stickstoffgesamtvorrat für Sachsen, die höchsten N_t -Vorräte auf den Grünlandstandorten auf, gefolgt von den Ackerstandorten. Die niedrigsten N_t -Vorräte haben die Forststandorte.
- (2) Durch Abgleich der Bewirtschaftungsdaten der BDF II mit den Messdaten der Bulk-Sammler konnte festgestellt werden, dass die gemessenen, sehr hohen N-Depositionen auf direkte N-Einträge mit auf die Flächen ausgebrachten stickstoffhaltigen Düngemitteln zurückgeführt werden können. Einfluss auf die Höhe der gemessenen N-Bulkeinträge im Zusammenhang mit einem Düngungsereignis haben unmittelbar davor stattfindende Niederschläge und/oder eine hohe Luftfeuchte sowie niedrige Lufttemperaturen.
- (3) Insgesamt stehen in den Jahren 2002 bis 2013 den 64 % der BDF mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen 36 % der BDF mit negativen Stickstoffbilanzen nach Düngeverordnung gegenüber. Sieben der 14 BDF-Standorte der BGL „Löss“ mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen befinden sich in GW-nitratbelasteten Gebieten. Weiterhin liegen zwei der sechs BDF-Standorte der BGL „Sand“ mit positiven Stickstoff-Bilanzüberschüssen in GW-nitratbelasteten Gebieten.
- (4) Für Sandböden kann bereits ein geringer positiver Stickstoffsaldo auf Grund des niedrigen Rückhaltevermögens des Bodens ein Gefährdungsrisiko für die Verlagerung des Nitrats mit dem Sickerwasser darstellen.
- (5) Bei Lössböden kann aus einem jährlichen geringen positiven Saldo ein Stickstoffdepot (Gefährdungspotenzial) entstehen, das einerseits für verfügbare Stickstoffvorräte für die Pflanzen sorgt, andererseits aber (falls es nicht genutzt wird) als Stickstoffquelle für das Sickerwasser dienen kann. Weil die Sickerwasserraten in den Lössböden niedrig sind, wird sich die Nitrat-Verlagerungsfront normalerweise langsam in die unteren Bodenhorizonte bewegen.
- (6) Das Rückhaltevermögen des Bodens kann in Abhängigkeit von seinem Substrat im unterschiedlichen Maß einerseits als Zeitverzug für die Nitratverlagerung wirken, andererseits auch zum Um- und Abbau von Stickstoffverbindungen im Boden führen.
- (7) Die im FuE-Projekt ermittelten N-Frachten, die sowohl von der Art und Intensität der Bewirtschaftung als auch den jeweiligen Klima- und Standortverhältnissen abhängen, können z. T. beachtlich variieren. Es hat sich gezeigt, dass vor allem hohe Niederschlagsmengen und damit verbundene hohe Sickerwasserraten zum Teil zu erheblichen N-Frachten führen können, auch wenn die N-Konzentrationen im Sickerwasser gering sind. Die N-Konzentrationen allein (ohne zusätzliche Betrachtung der Klima- und Standortverhältnisse) können demnach nur schwer als geeignetes Maß für die Beurteilung der N-Auswaschungsgefahr angesehen werden.

- (8) Bei extremen Ereignissen wie sehr starken und länger anhaltenden Niederschlägen oder aber intensiver Schneeschmelze und daraus resultierender massiver Sickerwasserbewegung sowie Überschwemmungsereignissen steigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser sprunghaft und es kann zu einer raschen Nitratverlagerung kommen. Falls in Folge des Klimawandels die Anzahl der extremen Ereignisse steigt, steigt damit das Risiko einer raschen Nitratverlagerung.
- (9) Die Ermittlung einer optimalen, auf die ganz konkreten Standortverhältnisse (Böden, Grundwasserregime, Klima, Fruchtart) angepassten Düngung erfordert die Kenntnis der entsprechenden Parameter in hoher räumlicher (bzgl. der Bodenparameter) und zeitlicher Auflösung (bzgl. des Bedarfs der verschiedenen Fruchtarten).

2 Monitoring auf Nitrat-Dauertestflächen

Hans-Joachim Kurzer, Dr. Hartmut Kolbe; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

2.1 Zielstellung und Konzeption

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie betreibt seit 1990 ein Nitratmessnetz, das jährlich ca. 1.000 fest eingemessene Dauertestflächen (DTF) in Praxisschlägen umfasst. Von diesen werden jeweils im Frühjahr zu Vegetationsbeginn und im Spätherbst Bodenproben aus einer Tiefe von 0 bis 30 cm und 30 bis 60 cm entnommen und auf Nitratstickstoff untersucht. Zudem werden von allen Flächen jährlich schlagspezifische Bewirtschaftungsdaten erfasst.

Ziel dieses aufwendigen Messprogramms ist es, folgende Aufgabenstellungen mit einer repräsentativen Datengrundlage auf der Basis von Praxisflächen zu bearbeiten:

- Bewertung und Kontrolle der pflanzenverfügbaren N-Gehalte zu Vegetationsende in Wasserschutzgebieten
- Abschätzung des Umsetzungsstandes von stoffeintragungsmindernden Maßnahmen (mit und ohne Förderung) im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL
- Bewertung der Wirkung von stoffeintragungsmindernden Maßnahmen auf den Austrag von Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft in Grund- und Oberflächengewässer
- Gewinnung von N_{\min} -Proben für die Bereitstellung von Empfehlungswerten nach §3 DüV

Einige DTF werden außerdem nach der Ernte der Hauptfrucht beprobt, um die Ausnutzung des eingesetzten N-Düngers und die Höhe der N-Nettomineralisation bis zur Herbst-Probenahme beurteilen zu können. Die Untersuchungen werden überwiegend auf Ackerflächen durchgeführt. Ergänzend dazu werden von allen DTF im Abstand von vier Jahren Untersuchungen zum Gehalt weiterer Grundnährstoffe (P, K, Mg, pH, Humusgehalt) und bei Bedarf auch von Mikronährstoffen (z. B. Cd, Cu, Zn, As) vorgenommen. Damit lässt sich die Nährstoffversorgung der Böden dokumentieren, die ihrerseits die Verwertung des eingesetzten N-Düngers beeinflussen können.

Durch die gleichmäßige Verteilung der DTF über Sachsen (Abbildung 2-1) entspricht die Anzahl der DTF der untersuchten Kategorien im Wesentlichen ihrem prozentualen Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche in Sachsen.

2.2 Untersuchungsumfang und -methodik

Insgesamt stehen bislang ca. 25.000 Datensätze mit Analyseergebnissen und Angaben zur Bewirtschaftung der DTF zur Verfügung. Grundsätzlich reicht damit die Größe der Stichprobe aus, um bei vertretbarem Aufwand statistisch gesicherte Aussagen zu Veränderungen in der Bewirtschaftung, die durch politische Vorgaben oder ökonomische Rahmenbedingungen gesetzt wurden, zu erfassen. Andererseits ist es durch diese Vorgehensweise möglich, die mit diesen Maßnahmen verbundenen komplexen Vorgänge im Boden über einen längeren Zeitraum an ein- und demselben Standort zu verfolgen. Insgesamt wird die Strategie verfolgt, mit der Einbeziehung von umfangreichem Datenmaterial und mit Hilfe geeigneter Modelle eine zuverlässige Abschätzung der N-Dynamik in Böden von kleinräumigen, weitgehend homogenen Gebieten zu erreichen.

Zur Erstellung der jährlichen schlagspezifischen N-Bilanz wurden zu jeder Fläche folgende Daten erhoben:

- angebaute Kultur mit Angaben zu Aussaat- und Erntetermin, Ertrag und Verwendung des Nebenproduktes
- Angaben zu Art und Höhe der N-Düngung (organisch und/oder mineralisch)
- Angaben zum Zeitpunkt und Art der durchgeführten Bodenbearbeitung
- Angaben zur Folgekultur (mit/ohne Zwischenfrucht)
- Teilnahme an Förderprogrammen zur Umsetzung stoffeintragungsmindernder Maßnahmen

Weiterhin wurden zu jeder Fläche standortspezifische Angaben (in der Regel unveränderliche Größen) erhoben, z. B.

- territoriale Lage (Gemeinde, zugehöriger Landkreis),
- Agrarstrukturgebiet (ASG),
- Landwirtschaftliches Vergleichsgebiet,
- Wirtschaftsgebiet,
- Wasserschutzgebiet ja/nein, mit Schutzgebietszone,
- Ackerzahl,
- Naturräumliche Standorteinheit (NStE),
- Bodenart/Bodengruppe,
- Steingehalt.

Zeitpunkt der Probenahme

Die Bodenprobenahme im Frühjahr startet mit dem Vegetationsbeginn und erfolgt in der Regel kurz vor der 1. N-Düngung der jeweiligen Fruchtart. Im Herbst beginnt die Probenahme zu Vegetationsende in der Regel Anfang November und endet spätestens am 15. Dezember.

Probenahme und Analytik

Von jeder DTF wurden die N_{\min} -Gehalte im CaCl_2 -Extrakt nach der VDLUFA-Methode (VDLUFA 1991) bestimmt.

Berechnung und Auswertung

Die statistische Auswertung wurde nach erfolgter Plausibilitätsprüfung über eine Mittelwertbildung mit Standardabweichung vorgenommen. Die statistische Absicherung der Ergebnisse erfolgte über den TUKEY-Test mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 5\%$. Weitergehende Untersuchungen wurden mit Hilfe mehrfaktorieller Varianzanalysen sowie durch die Bestimmung von Regressionsgleichungen und Korrelationskoeffizienten durchgeführt. Weiterhin wurde vereinzelt mit der Ranganalyse nach KRUSKAL und WALLIS ein nichtparametrisches Verfahren angewendet, um den Einfluss von Ausreißern und Extremwerten zu reduzieren. Die Berechnung von N-Entzügen über die Ernteprodukte und der N-Gehalte von organischen Düngemitteln wurde ebenso wie die Berechnung der N-Bilanzen nach den Vorgaben der Düngeverordnung in der derzeit gültigen Fassung (DÜV 2007, zuletzt geändert durch Artikel 5 Abs. 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012) durchgeführt.

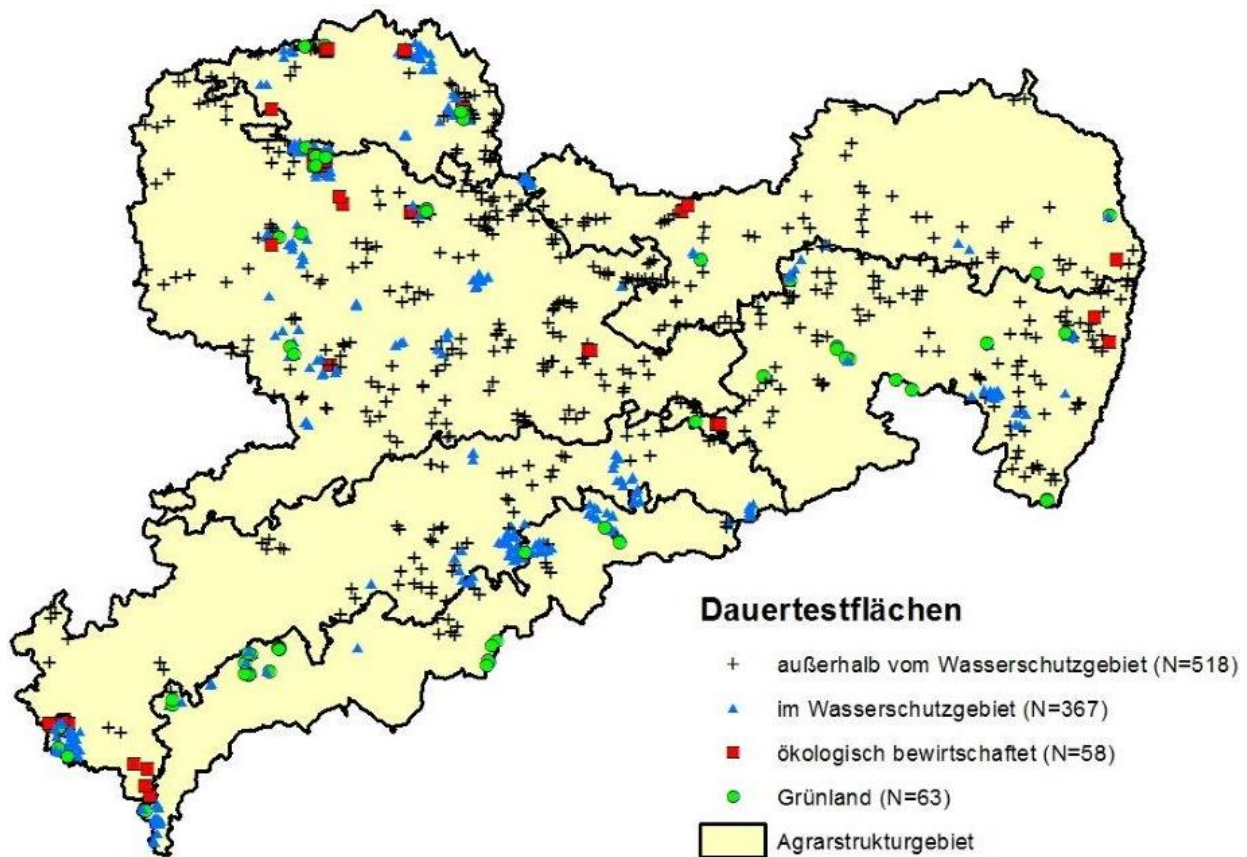


Abbildung 2-1: Lage und Verteilung der Dauertestflächen nach Agrarstrukturgebiet (ASG)

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Nitratgehalte im Herbst

In Tabelle 2-1 sind die Ergebnisse aller Bodenuntersuchungen auf Nitratstickstoff der Jahre 1992–2014 dargestellt.

Tabelle 2-1: Herbst-Nitratstickstoffgehalte im Boden 1992–2014 (Angaben in kg N/ha)

Jahr	Anzahl	NO ₃ -N (0–30 cm)	NO ₃ -N (30–60 cm)	NO ₃ -N (0–60 cm)	s (0–60 cm)
1992	572	47	47	94	64
1993	587	41	35	76	53
1994	677	52	37	89	63
1995	723	38	33	71	45
1996	714	42	36	78	63
1997	951	56	39	95	80
1998	954	28	26	54	39
1999	943	52	38	90	80
2000	976	44	31	76	60
2001	941	37	34	71	48
2002	1380	20	22	42	33
2003	1377	59	36	95	68
2004	1420	26	24	51	47
2005	1430	41	23	65	57
2006	1402	38	32	70	56
2007	1230	27	27	54	43
2008	1243	34	31	65	53
2009	1245	26	25	52	45
2010	1177	27	19	45	38
2011	1189	46	23	69	57
2012	1280	43	23	67	51
2013	1278	39	28	67	50
2014	1183	44	32	76	51

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass die Nitratgehalte in erheblichem Umfang von Jahr zu Jahr schwanken. Ein Trend ist zurzeit nicht erkennbar. Während die Nitratgehalte ab 2010 sich auf dem Niveau des langjährigen Mittels stabilisierten, nahmen sie im Jahr 2014 wieder deutlich zu. Zu beachten ist dabei, dass bis zu 50 % der beprobten Flächen aus Wasserschutzgebieten stammen. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass mit diesen Flächen die Entwicklung der Nitratgehalte in Wasserschutzgebieten auch nach der Novellierung der SächsSchAVO im Jahr 2008 weiter beobachtet werden soll. Für eine repräsentative Bewertung der jahresspezifischen Nitratgehalte in Sachsen ist aber eine flächenbezogene Differenzierung nach dem Bewirtschaftungstyp erforderlich (siehe Abbildung 2-2). Danach liegt der Nitratgehalt in WSG je nach Agrarstrukturgebiet zwischen 13 und 35 % niedriger als außerhalb von WSG. Noch geringere Nitratgehalte weisen ökologisch bewirtschaftete Flächen auf. Ungewöhnlich ist aber der starke Anstieg im Nitratgehalt dieser Flächen, aber auch von Grünland in den letzten vier Jahren. Allerdings können aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an untersuchten Flächen und deren ungleichen Verteilung auf Sachsen lokale Einflüsse nicht ausgeschlossen werden.

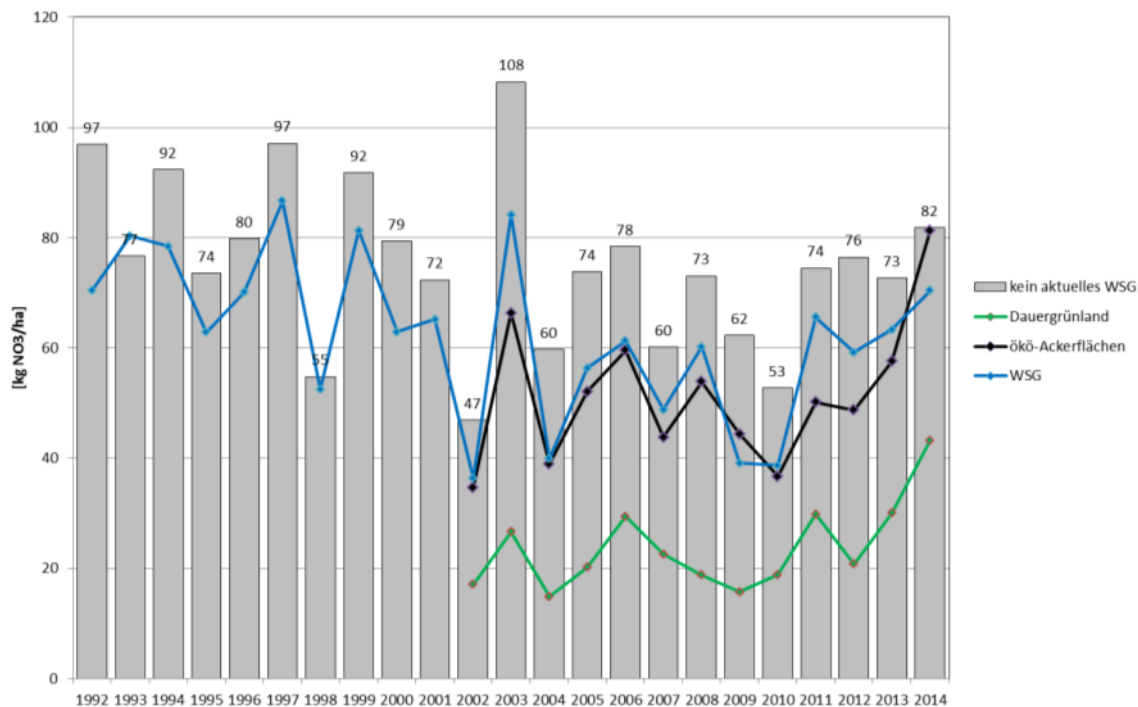


Abbildung 2-2: Herbst-Nitratgehalte nach Bewirtschaftungstyp

Die Nitratgehalte im Herbst sind jedoch nicht nur jährlichen Schwankungen unterworfen, sondern von standort- und anbauspezifischen Einflüssen geprägt. Abbildung 2-3 zeigt dies beispielhaft anhand der Nitratgehalte der einzelnen Agrarstrukturgebiete in Sachsen. Diese geben die unterschiedlichen Anbauverhältnisse in Sachsen wieder, die in erster Linie von den natürlichen Standortbedingungen (Boden, Klima) geprägt werden. Extreme Wetterlagen wie Starkregenereignisse (z. B. 2002), Dürre (z. B. 2003), Dürre oder Frost können sich dabei in unterschiedlicher Form auf die Ertragsbildung und damit die Ausnutzung der ausgebrachten Düngemittel ebenso auswirken wie auf die Freisetzung von Stickstoff aus der Bodenmatrix nach der Ernte. Dies kann sowohl für die Höhe der N-Salden (s. u.) als auch für den Nitratgehalt im Herbst von entscheidender Bedeutung sein. So können hohe Bodennitratgehalte im Herbst trotz guter Ernte ein Hinweis auf eine Unterschätzung des nachlieferbaren Stickstoffs aus der Bodenmatrix sein.

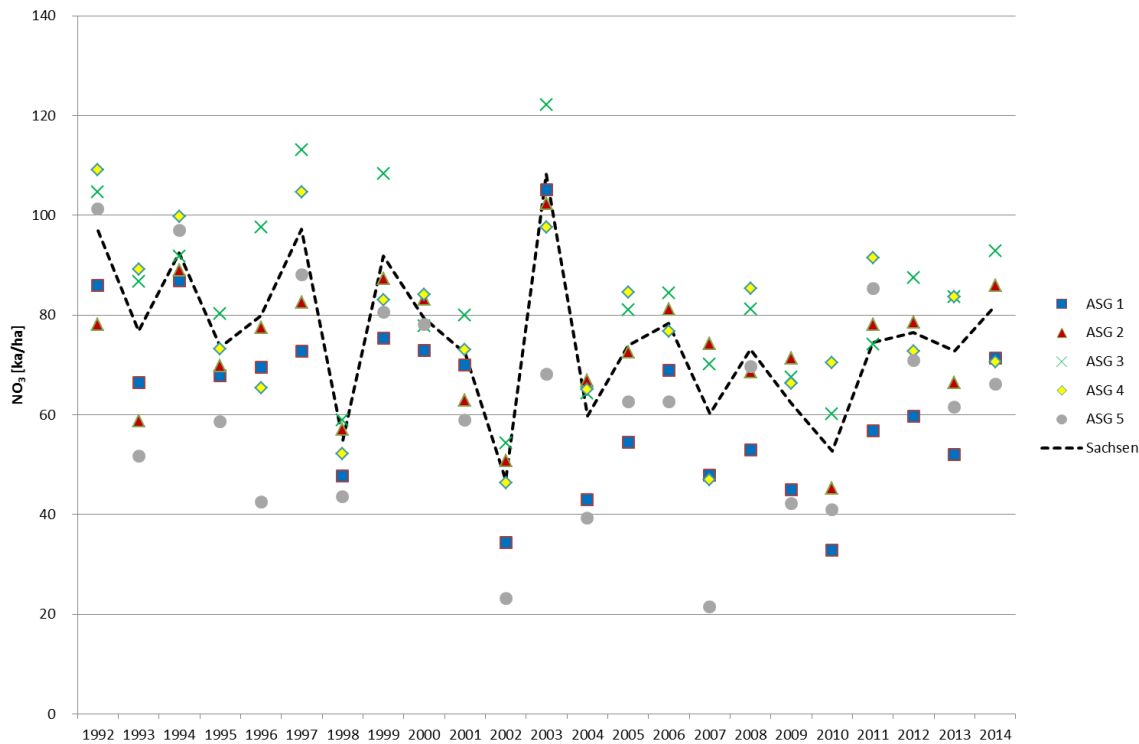


Abbildung 2-3: Herbst-Nitratgehalte nach Agrarstrukturgebiet (ASG)

- ASG 1: Sächsisches Heidegebiet, Riesa-Torgauer Elbtal
- ASG 2: Sächsische Schweiz, Oberlausitz
- ASG 3: Mittelsächsisches Lössgebiet
- ASG 4: Vogtland, Elstergebirge, Erzgebirgsvorland
- ASG 5: Erzgebirgskamm

Einen großen Einfluss besitzen auch die angebaute Fruchtarten und damit die Wahl der Fruchtfolge. Aus Abbildung 2-4 ist zu ersehen, dass der Anteil der angebaute Fruchtartengruppen je nach Bewirtschaftungstyp sehr unterschiedlich ist. So dominieren in den Gebieten außerhalb der WSG vor allem Raps und Wintergetreide die Fruchtfolge, während bei den ökologisch bewirtschafteten Flächen deren Anteil insgesamt weniger als 50 % beträgt. Dafür wird dort ein weitaus größeres Fruchtartenspektrum realisiert und – wie auch in WSG – vermehrt Ackerfutter angebaut. Berücksichtigt man die unterschiedlich hohen Nitratgehalte nach den angebaute Fruchtarten (hohe Werte nach Raps und Mais, siehe Abbildung 2-5), lassen sich die Unterschiede im Nitratgehalt der untersuchten Bewirtschaftungstypen zumindest teilweise erklären.

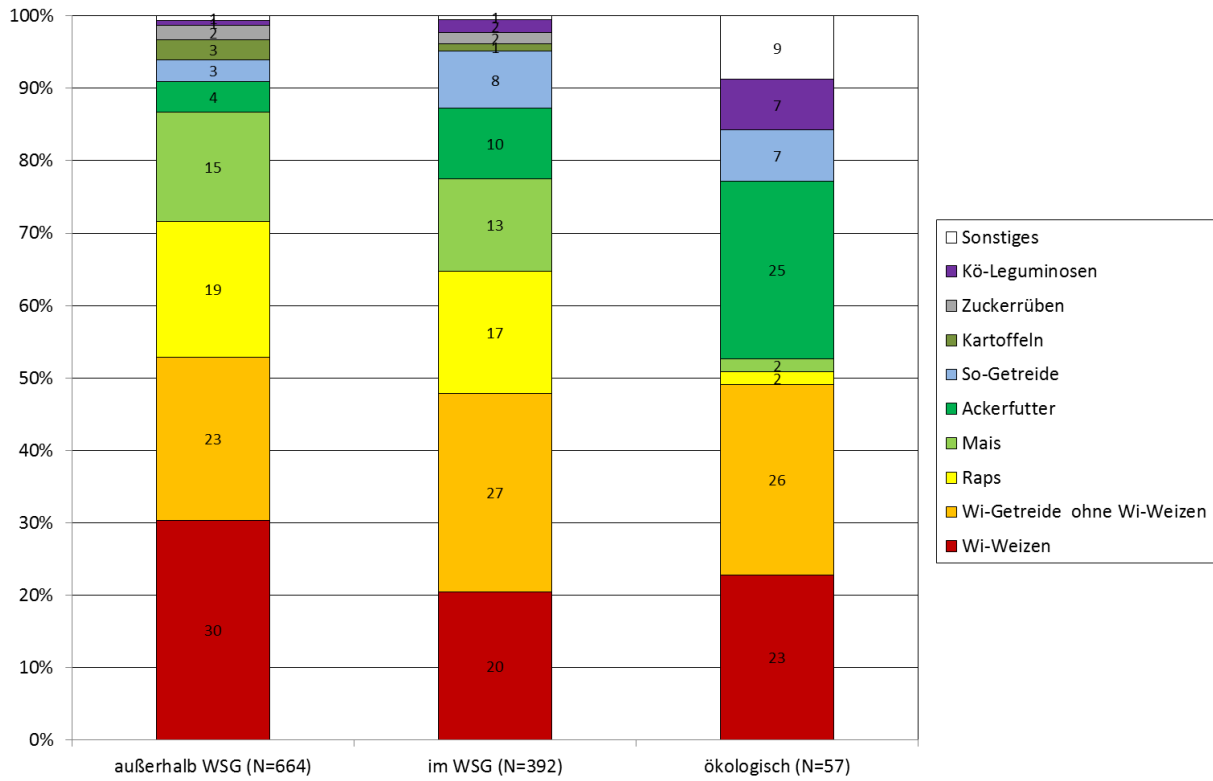


Abbildung 2-4: Verteilung der Fruchtartengruppen nach Bewirtschaftungstyp

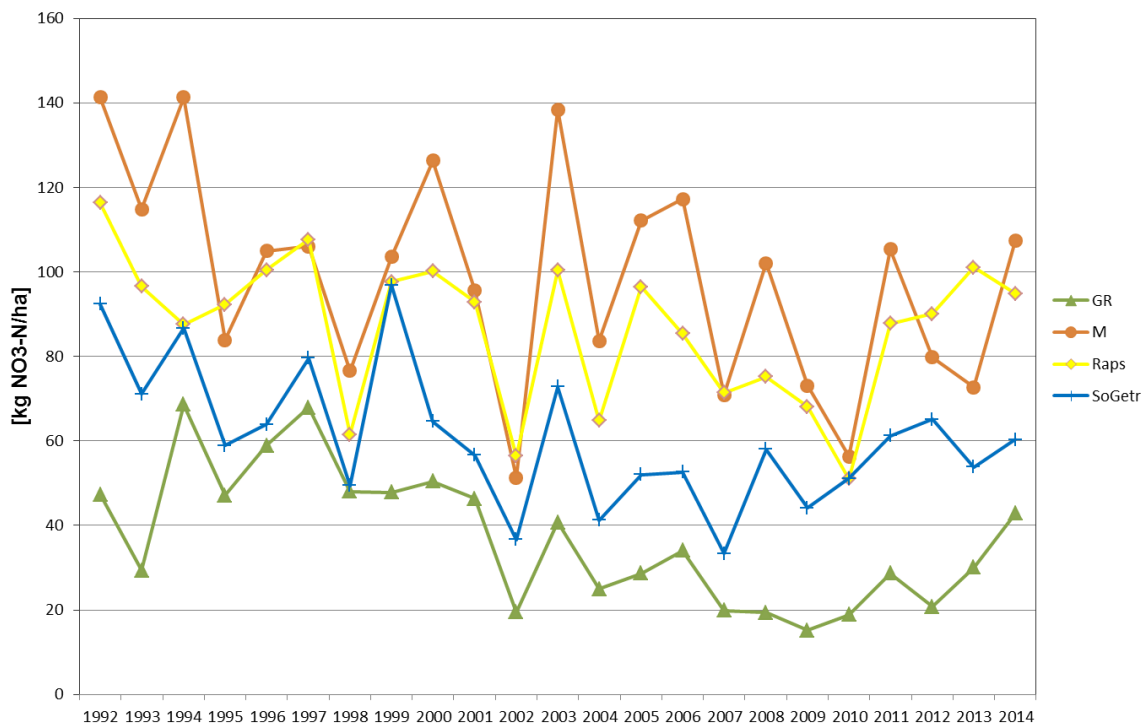


Abbildung 2-5: Herbst-Nitratstickstoffgehalte von Dauergrünland (GR), Mais (M), Raps und Sommergetreide (SoGetr)

Von großer Bedeutung sind neben den genannten Faktoren vor allem aber auch die Maßnahmen nach der Ernte der Hauptfrucht. Zu den nach der Ernte der Hauptfrucht im Boden noch vorhandenen Restnitratgehalten im Boden, die ihrerseits wiederum von den tatsächlich realisierten Ernteerträgen abhängig sind, können durch die Art und die Häufigkeit der vorgenommenen Bodenbearbeitung unter entsprechenden Witterungsbedingungen bis zum Ende der Vegetation noch erhebliche Mengen an Nitrat durch eine Mineralisierung der organischen Bodenmatrix hinzukommen. Dies kann nur durch die Wahl einer stickstoffaufnehmenden Folgekultur, am besten durch den Anbau von Winterrraps oder Zwischenfrüchten, vermieden werden (Abbildung 2-6).

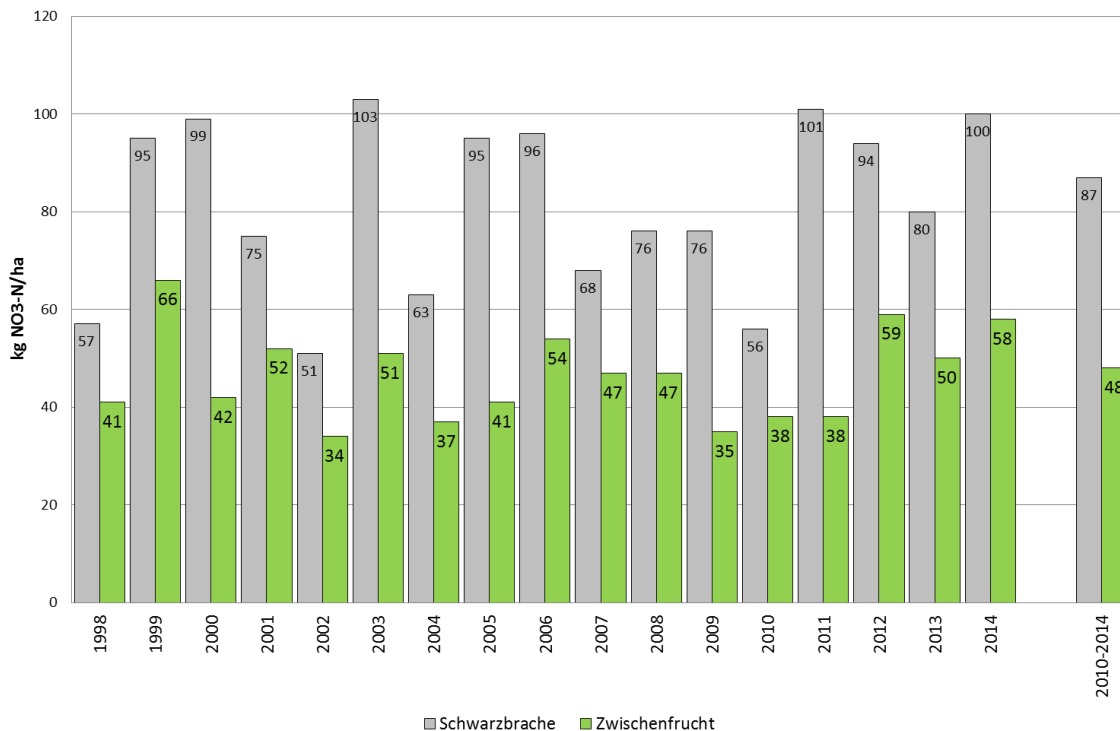


Abbildung 2-6: Herbst-Nitratstickstoffgehalte im Boden unter Zwischenfrüchten (ca. 60 Flächen/Jahr) und Schwarzbrache (ca. 100 Flächen/Jahr)

Durch die jährliche Erfassung der Bewirtschaftungsdaten ist es möglich, N_{\min} -Gehalte von Flächen mit Zwischenfruchtanbau mit denen von vegetationslosen Flächen nach wendender Bodenbearbeitung (Schwarzbrache) zu vergleichen. Aus der Differenz der N_{\min} -Gehalte von ca. 60 Flächen mit Zwischenfruchtanbau und ca. 100 Flächen ohne Pflanzenbewuchs (Schwarzbrache) kann man erkennen, dass so eine deutliche Minderung von auswaschungsgefährdeten NO_3 -N durch Zwischenfrüchte im Vergleich zur Schwarzbrache erreicht werden konnte.

Demnach konnte durch den Anbau von Zwischenfrüchten der Nitratstickstoffgehalt im Boden im Mittel um 38 kg NO_3 -N/ha reduziert werden, die jahresspezifischen Differenzen lagen zwischen 18 (2010) und 63 (2011) kg NO_3 -N/ha. Im langjährigen Mittel liegt dieser berechnete Mittelwert somit deutlich über dem in der Literatur angegebenen Durchschnittswert der stickstoffaustragsmindernden Wirkung von 25 bis 30 kg NO_3 -N. In Abhängigkeit der Etablierung der Zwischenfruchtbestände (Art der Zwischenfrucht, Anbaudauer, Standort, Witterung) kommt es jedoch zu Unterschieden in der Höhe der Stickstoffaufnahme und somit auch zu Unterschieden in der Minderung der Nitratmenge.

Während auf Flächen mit Schwarzbrache unter feucht-warmen Witterungseinflüssen nach der Ernte häufig sehr hohe Nitratgehalte auftreten können, zeigen Böden mit Zwischenfruchtanbau wesentlich geringere jahresspezifische Schwankungen. Dies bedeutet, dass der N-Minderungseffekt von Zwischenfrüchten in Jahren mit hohen Herbst-Nitratgehalten besonders gut ausgeprägt ist.

2.3.2 N-Bilanzen

Ein zweiter wichtiger Parameter zur Bewertung von stoffeintragungsmindernden Maßnahmen durch eine Verbesserung der Effizienz des N-Managements ist die Berechnung der N-Bilanz. Die Ergebnisse der jährlichen nach Düngeverordnung berechneten N-Salden sind in Tabelle 2-2 dargestellt.

Tabelle 2-2: Schlagbezogene N-Bilanzen 1992–2014 (Angaben in kg N/ha)

Jahr	Anzahl	Mittelwert N-Saldo	Std.abw. (0–60 cm)
1992	572	54	115
1993	587	23	113
1994	677	19	98
1995	723	20	92
1996	714	-4	84
1997	951	0	74
1998	956	10	73
1999	943	21	74
2000	976	22	72
2001	941	14	75
2002	1391	21	76
2003	1379	34	73
2004	1420	-5	72
2005	1430	13	83
2006	1405	26	72
2007	1231	18	77
2008	1243	20	74
2009	1245	21	71
2010	1195	32	72
2011	1195	25	82
2012	1286	12	81
2013	1284	21	93
2014	1184	-8	78

Ebenso wie bei den Nitratgehalten sind bei den N-Salden starke jahresbezogene Schwankungen festzustellen. Ursache ist zum einen eine zunehmend häufiger auftretende Frühsommertrockenheit, die zu Mindererträgen und damit zu höheren N-Salden führen kann. Andererseits können auch Fehler im N-Düngungsmanagement, insbesondere bei der Ausbringung organischer Düngemittel und bei der Ertragsprognose Ursache für hohe Stickstoffüberschüsse sein.

Wie Abbildung 2-7 zeigt, sind Unterschiede in der N-Bilanz systembedingt vor allem zwischen konventionell und ökologisch bewirtschafteten Flächen zu beobachten, reine Grünlandflächen liegen in dem N-Saldo dazwischen. Tendenziell ist bis zum Jahr 2010 ein Anstieg der N-Salden zu verzeichnen, während seit 2010 ein deutlicher Rückgang zu beobachten ist. Dies deutet darauf hin, dass in den vergangenen Jahren Erfolge bei der Verbesserung der N-Effizienz erzielt werden konnten, auch wenn dieses Ergebnis durch die überdurchschnittlich guten Ernten der letzten drei Jahre unterstützt wurde.

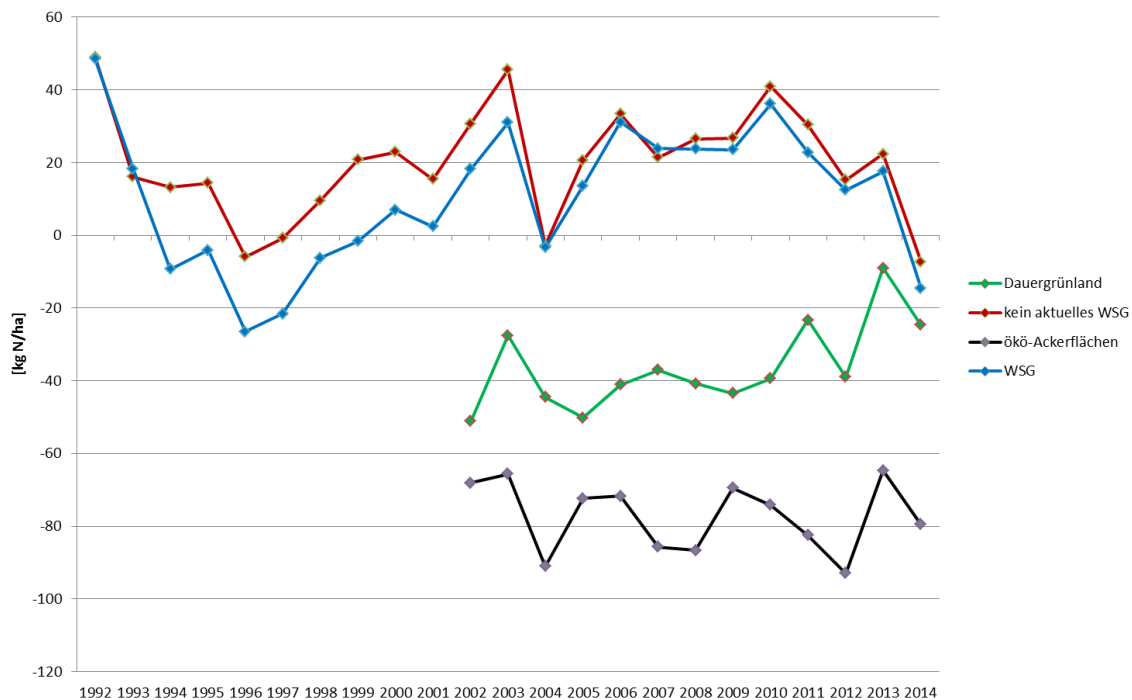


Abbildung 2-7: N-Bilanzen nach Bewirtschaftungstyp

Wichtig bei der Betrachtung der N-Salden ist die Entwicklung ihrer Einzelkomponenten (Abbildung 2-8). Während die Höhe der organischen N-Düngung über den gesamten Betrachtungszeitraum nahezu konstant blieb, nahm die mineralische N-Düngung seit 2000 um durchschnittlich 1,5 kg N/Jahr zu. Die tatsächlich ausgebrachten N-Düngermengen und die erzielten Erträge ergaben in den Jahren 2007–2010 durchschnittliche N-Überschüsse von 30 kg/ha; danach gingen diese kontinuierlich zurück.

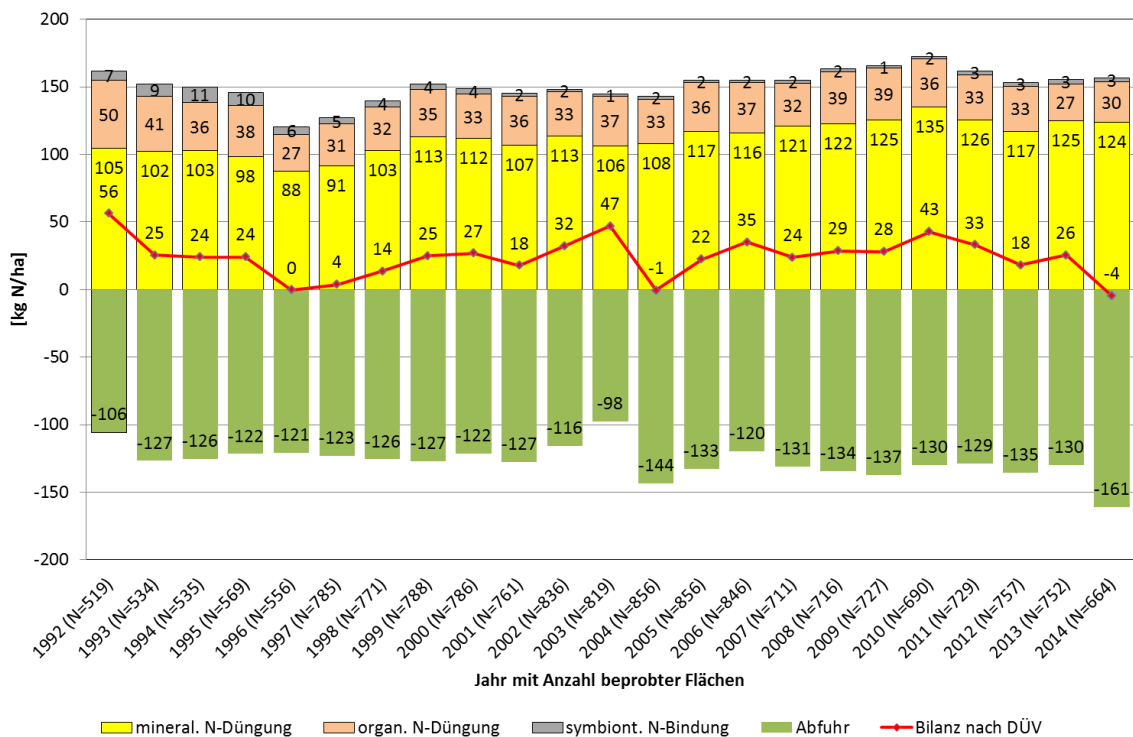


Abbildung 2-8: N-Bilanzglieder von DTF außerhalb von Wasserschutzgebieten

Diese Tendenz bestätigt sich auch, wenn mehrjährige N-Salden über einen Zeitraum von vier Jahren für alle DTF innerhalb eines ASG zusammengefasst werden (Abbildung 2-9), mit Ausnahme des ASG 5 (Erzgebirgskamm), wo sich jedoch Änderungen in der Bewirtschaftung (abnehmender Anbau von Ackerfutter) entsprechend auswirken. In der Periode 2012–2014 liegt der mehrjährige N-Saldo nur noch im ASG 3 im zweistelligen Bereich. Besonders hervorzuheben ist der Rückgang der N-Salden im ASG 1 (Sächsische Heide- und Teichlandschaft).

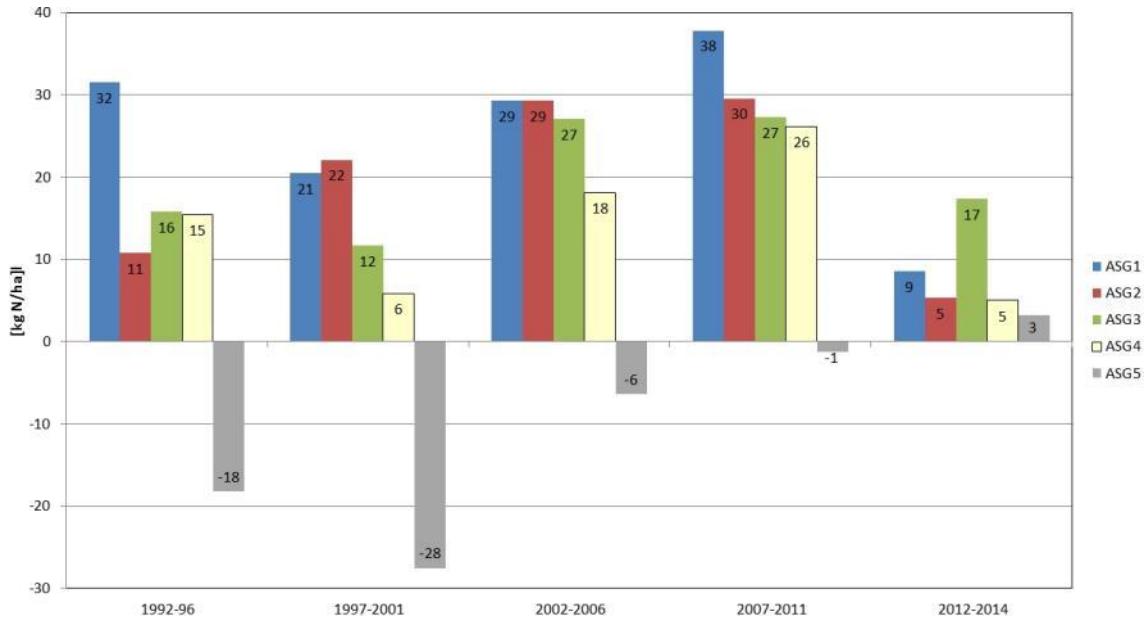


Abbildung 2-9: Mehrjährige N-Bilanzen nach Agrarstrukturgebiet (ASG)

Auch eine Aufteilung der mehrjährigen N-Bilanzen in Kategorien ist von Interesse. In der Düngeverordnung wurde die zulässige Grenze der dreijährigen N-Salden auf Betriebsebene auf 60 kg/ha festgelegt. Bezieht man diese Grenze auf die dreijährigen N-Salden der untersuchten DTF für das Jahr 2012–2014 (Abbildung 2-10), fällt auf, dass immerhin 13 % aller Schläge diese Grenze überschreiten. Demgegenüber stehen jedoch 44 % aller Schläge mit negativen N-Salden.

Hingewiesen werden muss jedoch auf den Umstand, dass bei der Berechnung nach Düngeverordnung sowohl die N-Einträge aus der Luft als auch Denitrifikationsverluste unberücksichtigt bleiben.

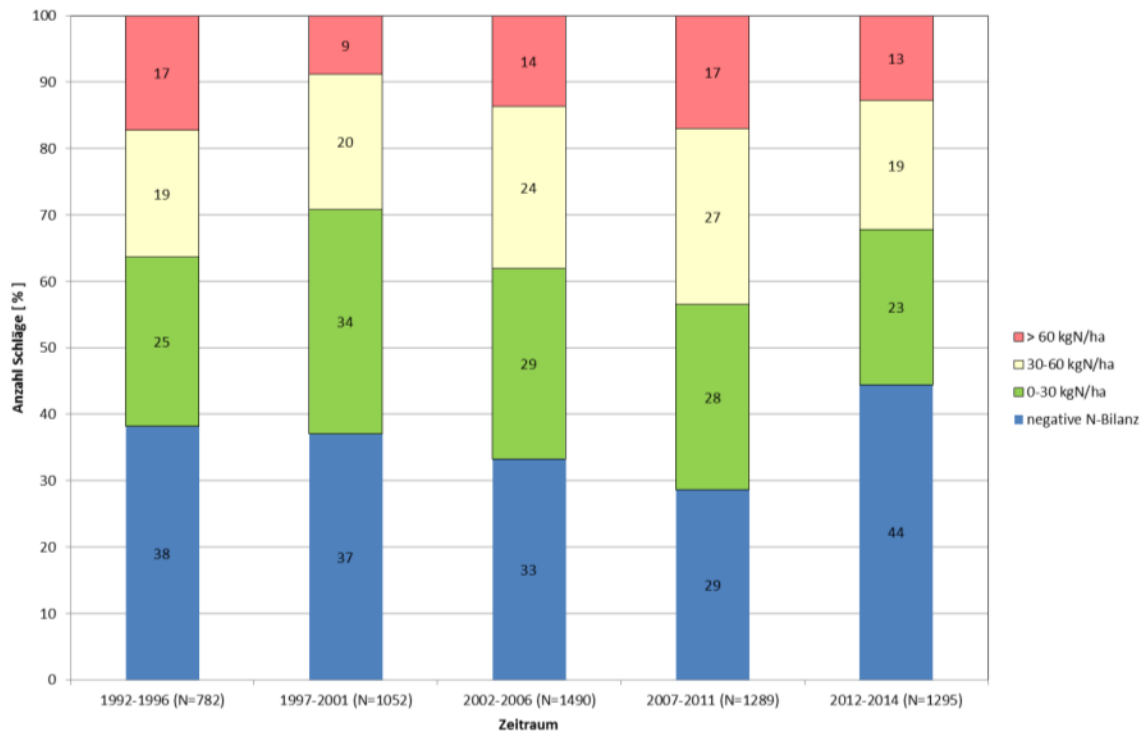


Abbildung 2-10: Verteilung der mehrjährigen N-Bilanzen

2.4 Bewertung und Schlussfolgerungen

Das Dauertestflächen-Messnetz hat sich als wesentlicher Bestandteil eines praxisorientierten und kostengünstigen Systems zur Kontrolle von Agrarumweltmaßnahmen und als wissenschaftliche Grundlage zur Weiterentwicklung von Strategien zur Sicherung der Bodenfunktionen bewährt.

Die langjährigen Untersuchungen zum Herbstnitratgehalt im Boden zeigen dabei seit 1992 starke jährliche Schwankungen, ein Trend ist zurzeit nicht erkennbar. Davon unabhängig lässt sich nachweisen, dass durch den Anbau von Zwischenfrüchten der Nitratgehalt im Boden zu Vegetationsende und damit das Risiko der Auswaschung in tiefere Bodenschichten über das Winterhalbjahr in allen untersuchten Jahren deutlich verringert werden kann. In Abhängigkeit von der Bestandesentwicklung der Zwischenfrüchte kann dieser Effekt im Vergleich zur Schwarzbrache im Mittel bis zu 61 kg N/ha betragen. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass bei der vorherrschenden Fruchtfolge mit einer starken Dominanz von Winterkulturen die flächenbezogene Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus, der sich hauptsächlich nur vor Sommerungen etablieren lässt, begrenzt ist.

Weiterhin kann durch eine reduzierte Bodenbearbeitung Einfluss auf die Höhe der verlustgefährdeten N-Mengen im Herbst genommen werden. Die Untersuchungsergebnisse unterstreichen die Förderwürdigkeit dieser Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Vorgaben der WRRL. Sollte es in Folge des Klimawandels zu einer signifikanten Verlängerung der Vegetationsperiode kommen, besteht in dieser Hinsicht weiterer Handlungs- und vor allem Forschungsbedarf.

Die Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten zeigen ebenfalls eine positive Wirkung auf die löslichen Stickstoffgehalte im Boden. Hier werden die N-Zufuhr über Wirtschaftsdünger begrenzt und weitere Bewirtschaftungseinschränkungen vorgeschrieben. Weil in WSG der Ertragsrückgang (im langjährigen Mittel ca. 7 bis 8 % gegenüber Flächen außerhalb WSG) niedriger ist als die verringerte N-Düngermenge, wird eine

höhere Ausnutzung des vorhandenen Stickstoffs erreicht, sodass geringere Restmengen auf den Flächen verbleiben. Die niedrigsten Nitratgehalte im Herbst treten in der Regel bei ökologischer Bewirtschaftung auf. Stickstoff stellt in diesen Betriebssystemen häufig den limitierenden Ertragsfaktor dar. Vorhandene N-Mengen werden daher sehr gut zur Ertragsbildung ausgenutzt und von den Flächen exportiert. Trotz aller positiven Effekte treten aber auch hier in Einzelfällen weiterhin sehr hohe Nitratgehalte auf.

Ein positiver Trend ist bei langjährigen Stickstoffbilanzen zu verzeichnen. Im Gegensatz zum Verlauf der Bodengehalte ist in den letzten Jahren ein Rückgang der N-Salden festzustellen. Bedingt durch die überproportional hohen Ernteerträge konnte der eingesetzte N-Dünger effizienter verwertet werden. Dadurch konnte der im Ländervergleich bereits niedrige durchschnittliche N-Überschuss von ca. 30 kg N/ha auf den DTF weiter reduziert werden. 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 dem im darauf folgenden Herbst gemessenen Nitratgehalten konnte nicht festgestellt werden (Abbildung 2-11). Hier kommen zahlreiche Einflüsse (z. B. hohe Niederschlagsmengen nach der Ernte oder eine verlängerte Vegetationsperiode) zur Geltung, die entweder zu einer Verlagerung durch die Zunahme der Niederschläge nach der Ernte oder einer weiteren Zunahme der Nitratgehalt durch Mineralisation führen können. Diese Faktoren können bisher nicht oder nur in begrenztem Umfang (Zwischenfruchtanbau) vom Bewirtschafter beeinflusst werden. Hier besteht insbesondere zur Aufklärung der bodenbiologischen Prozesse weiterer Forschungsbedarf.

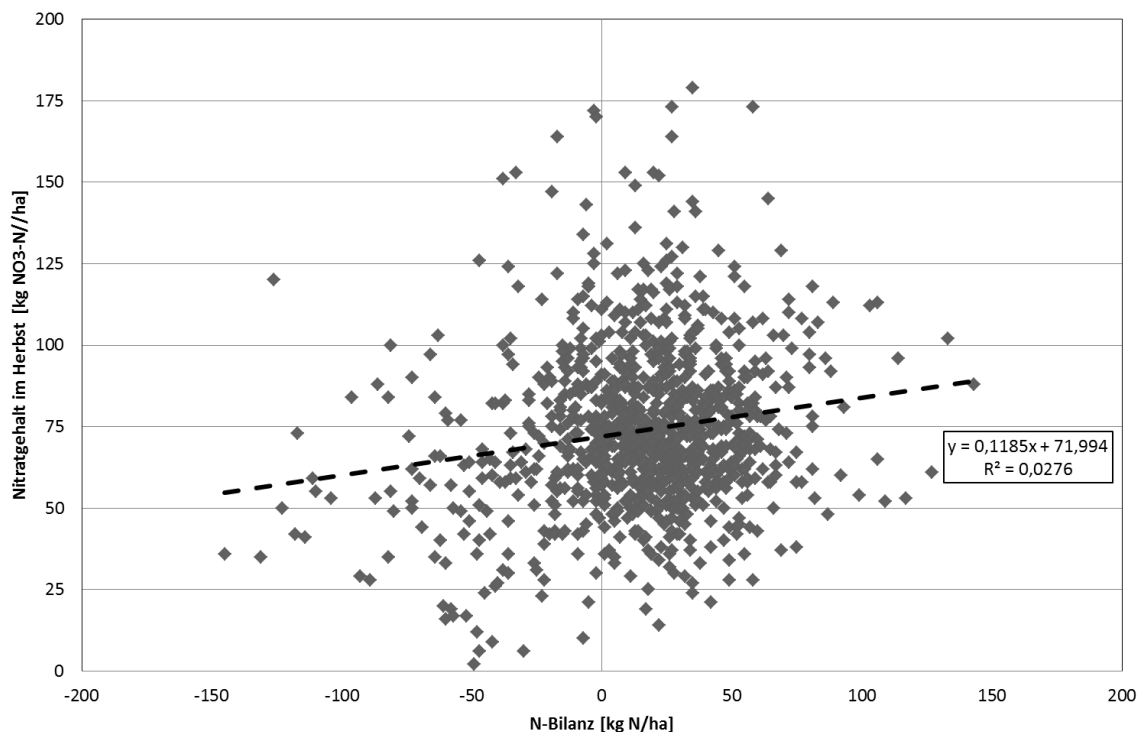


Abbildung 2-11: Zusammenhang zwischen mittlerer jährlicher N-Bilanz und dem mittleren Herbst-Nitratstickstoffgehalt von 1.000 DTF im Boden im Zeitraum von 1992–2014

Insgesamt ist die Entwicklung aufgrund der abnehmenden N-Bilanzen der letzten vier Jahre (Tabelle 2-2) positiv zu werten. Jedoch zeigen die konstant hohen Nitratgehalte im Boden, dass weitere Untersuchungen zur Stickstoffdynamik im Jahresverlauf erforderlich sind. So ist es denkbar, dass mit der nachgewiesenen Steigerung der Erträge auch mehr Ernte- und Wurzelrückstände anfallen (vor allem bei Raps). 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 Bilanzierung der Humusversorgung könnte hier weitere Aufschlüsse geben. Darüber hinaus sind Auswertungen zum C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz, die aus entsprechenden Bodenbeprobungen ermittelt werden können, ebenfalls hilfreich. Eine Ausweitung im C/N-Verhältnis würde beispielsweise bei gleicher Mineralisation weniger Stickstoff freisetzen.

Die vorliegenden Ergebnisse der N_{\min} -Untersuchungen im Boden unterstützen die Vermutung, dass die landwirtschaftlich genutzten Flächen trotz zurückgehender N-Überschüsse weiterhin als Hauptverursacher für die zu hohen Stickstoffeinträge in Frage kommen und maßgeblich an der Überschreitung der Umweltqualitätsnormen in den Gewässern beteiligt sind. Durch die vorgesehene Novellierung der DüV, eine gezielte Greening-Umsetzung, die angebotenen flächenbezogenen und investiven Fördermaßnahmen sowie den künftigen Wissenstransfer wird versucht, bestehende Potenziale in dieser Hinsicht auszuschöpfen. Um die Zusammenhänge zwischen aktueller Bewirtschaftung und den tatsächlichen N-Austrägen aus der Bodenzone aufzuklären, bedarf es weiterer intensiver Forschungen, insbesondere zur N-Dynamik im Boden. Dadurch können sowohl Verbesserungen bei der Erstellung einer angepassten und zielorientierten Düngungsempfehlung erreicht als auch geeignete Maßnahmen zur Vermeidung von Stoffausträgen nach der Ernte abgeleitet werden. Geeignete Modelle, die diese Vorgänge plausibel und reproduzierbar abbilden und bereits im LfULG erfolgreich eingesetzt wurden, können dabei wertvolle Unterstützung leisten.

3 Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen

Dr. Henning Andreae, Frank Jacob; Staatsbetrieb Sachsenforst

3.1 Zielstellung und Konzeption

Im Rahmen der seit 1979 bestehenden so genannten Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, UN-ECE CLRTAP) wurde 1985 auf dem Höhepunkt der Waldschadensdebatte das „International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests)“ ins Leben gerufen. Dieses, unter deutscher Leitung arbeitende internationale Kooperationsprogramm hat das Ziel, grenzüberschreitend die Luftbelastung und deren Auswirkung auf die ökosystemare Struktur und Funktion von Wäldern zu überwachen und damit auch internationalen Berichtspflichten zu dienen (BOLTE et al. 2008). Dazu wurde ein zweistufiges Monitoringsystem entwickelt, das aus einer flächendeckend auf einem systematischen Raster basierenden (Wald- und Bodenzustandserhebung, international „Level I“) und einer fallstudienartigen Ebene mit hoher Erhebungsintensität (intensive Dauerbeobachtungsflächen, international: „Level II“) besteht (vgl. Waldzustandsbericht 2009). Die letztgenannte Ebene entspricht der Definition der medienübergreifenden, ökosystemaren Umweltbeobachtung nach SCHÖNTHALER et al. (2004). Seit Anfang 2014 ist das forstliche Umweltmonitoring als Länderaufgabe im Bundeswaldgesetz verankert. Derzeit wird von Bund und Ländern eine Durchführungsverordnung erarbeitet, die den Umfang der Erhebungen und die einzusetzenden Methoden auf Basis des Handbuchs des ICP Forests (icp-forests.net/page/icp-forests-manual) festlegt.

Nach dem „Abschalten“ der schwefelbetonten Bodenversauerung in Sachsen 1996 (SMUL 1996) ist seit fast zwei Jahrzehnten der Eintrag eutrophierender Stickstoffverbindungen in Waldökosysteme neben Ozon das wichtigste Thema, nicht nur im Rahmen der forstlichen Umwelt- und Bodenmonitorings. So widmet sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2015) in einem aktuellen Sondergutachten den Lösungsstrategien für dieses drängende Umweltproblem. Bereits WOLFF & RIEK (1997) beschrieben Diskrepanzen zwischen den angesprochenen morphologischen Humusformen und den bei der Bodenzustandserhebung im Bund festgestellten, oft verengten C/N-Verhältnissen, die nicht mehr den tradierten Werterahmen der Standortkartierung entsprachen. Gleiches bestätigten RABEN et al. (2004) für Sachsen in der regionalen Auswertung verdichteter BZE-Messwerte. Eine Fachgruppe forstlicher Umweltforscher befasste sich im Auftrag des BMELF (2000) entsprechend mit Kennwerten zur Charakterisierung auch des Gefährdungspotenzials durch die Stickstoffsättigung von Waldökosystemen, einer zuerst von ABER et al. (1989) postulierten These. In einer europäischen Studie von MACDONALD et al. (2002), in die auch sächsische Flächen einbezogen waren, wurden Zusammenhänge zwischen dem Stickstoffstatus von und dem Nitrataustrag von Waldökosystemen diskutiert.

Zwischen Stickstoffdeposition und Nitrataustrag wurden signifikante Beziehungen bestimmt, wenn das Humus-C/N-Verhältnis < 25 war. Starker Austrag von Nitrat wurde bei Boden-pH-Werten $> 4,5$ und N-Einträgen über 30 kg pro Hektar detektiert. Bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie nahm man andererseits den Wald als vergleichsweise wenig mit Stickstoff befrachtetes Ökosystem wahr, das aufgrund seines Flächenanteils – in Sachsen etwa 28 % – für sauberes Grund- und Oberflächenwasser sorgen könnte (ZWEIG et al. 2006). Das europäische Natura-2000-Programm nimmt ebenfalls aus vegetationsökologischer Sicht Stickstoff in den Fokus, wenn im Rahmen der 2013 von den Mitgliedstaaten geforderten Berichterstat-

tung nach Artikel 17 der Natura-2000-Verordnung der Europäischen Kommission auch eine diesbezügliche Risikoabschätzung zur potenziellen Gefährdung von Waldlebensraumtypen gegeben werden muss. Im Rahmen des EU-Projekts „COST 729“ zur Stickstoffdeposition in Natura-2000-Gebieten wurde empfohlen, das unter der Genfer Luftreinhaltekonvention entwickelte Prinzip der kritischen Belastungsraten („Critical Loads“, kurz CL) als wissenschaftlich etablierte Methode zu verwenden.

Die bisherigen Erkenntnisse des forstlichen Boden- und Umweltmonitorings können nun zu einer qualifizierten Einschätzung beitragen, wie Stickstoffeintrag im Kanon der auf Lebensräume einwirkenden Belastungen für die momentane Struktur und Funktion (pressures to current structure and function) oder gar als mögliche Bedrohung zukünftiger Entwicklung (threat to future prospects) der Waldökosysteme zu bewerten ist. Im Folgenden werden dazu Auswertungen aus Teilbereichen aktueller Erhebungen des forstlichen Umweltmonitorings präsentiert.

3.2 Untersuchungsumfang und -methodik

Das forstliche Umwelt- und Bodenmonitoring in Sachsen kann mit der regionalen Umsetzung des Monitoringkonzepts über ein flächendeckendes Rasternetz von 283 wiederholt beprobten Standorten (1992–1997; 2006–2014) und acht intensiv stoffhaushaltlich bemessenen Dauerbeobachtungsflächen (Ersteinrichtung 1993–2001) im Level II-Programm fundierte Aussagen zu Status und Dynamik des Stickstoffhaushaltes und seiner Wirkungen auf sächsische Wälder geben.

Feldaufnahmen und Probengewinnung der BZE-Wiederholung (Level I) hielten sich an die Vorgaben der Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BMELV 2006), für die Level II-Flächen galt weitgehend das ICP Forest Manual. Die Laboranalysen wurden nach dem Handbuch für Forstliche Analytik (GAFA 2014) durch Vorgaben des ICP-Forests Manuals ergänzt.

3.2.1 Messnetz der Bodenzustandserhebung

Die Bodenzustandserhebung im sächsischen Wald (BZE) ist Teil der europa- (16 × 16 km) und bundesweiten (8 × 8 km) systematischen Stichprobeninventur zur Erfassung des Wald- und Bodenzustandes. Im Rahmen der bundesweiten Ersterhebung wurden 1992 in Sachsen 68 Punkte im 8 × 8-km-Raster aufgenommen. Im Zuge der Wiederholungsaufnahme von 2006 bis 2008 erhöhte sich die Anzahl der BZE-Punkte auf 77 (Abbildung 3-1, rote Punkte).

Bereits kurz nach der bundesweiten Erstaufnahme wurde das Raster der BZE-Punkte aus statistischen Gründen 1996/97 auf das Vollerhebungsnetz im 4 × 4-km-Raster verdichtet (Abbildung 3-1, blaue Punkte). Die Ergebnisse der Ersterhebung wurden in BARTH et al. (2001) und RABEN et al. (2004) publiziert. Für eine landesweite Auswertung liegen nach der Wiederholungsbeprobung dieser Standorte 2012 (Bergland) und 2014 (Tief- und Hügelland) umfangreiche aktuelle Analysedaten von 281 Punkten vor.

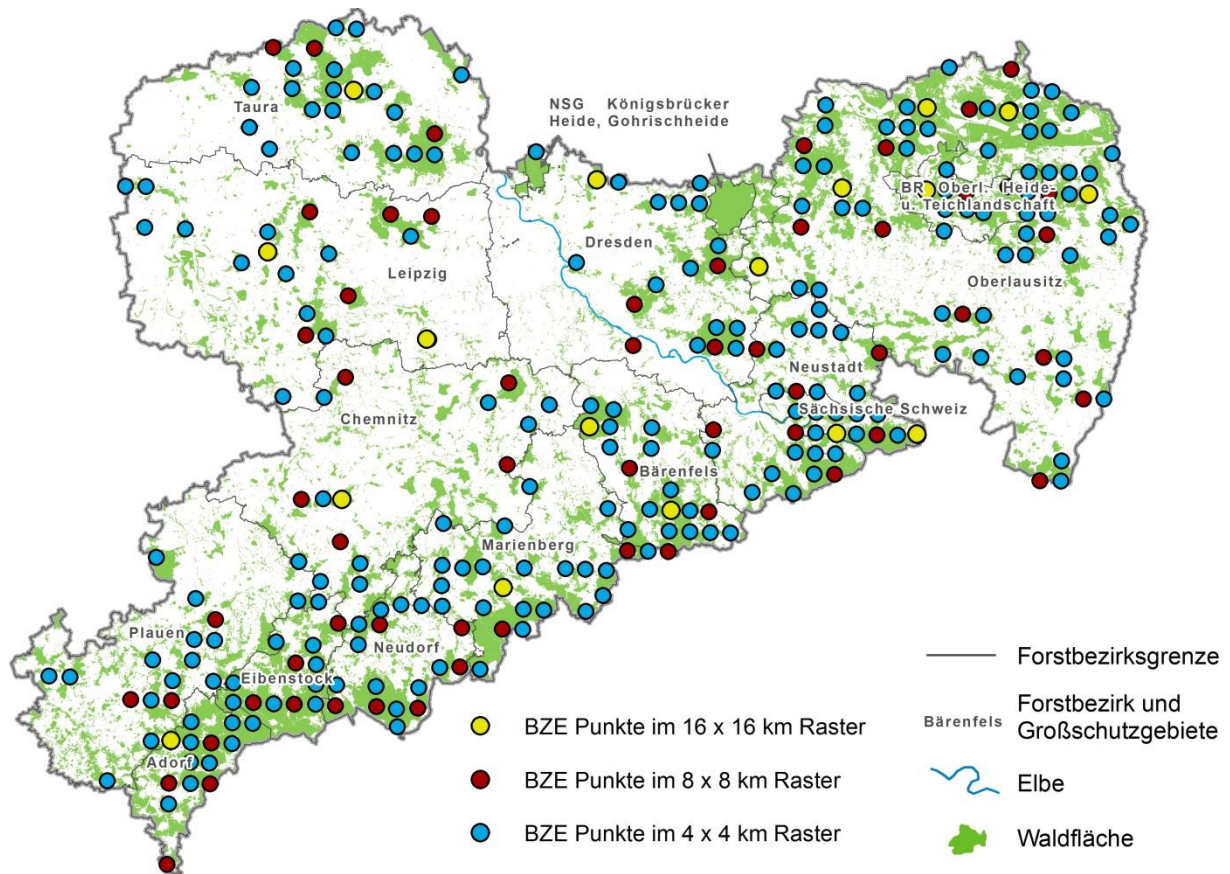


Abbildung 3-1: Messnetz der Bodenzustandserhebung im Wald nach Stichprobenrastern

Im Mittelpunkt der Inventur stand die Beprobung des Bodens, getrennt nach Humusschicht und Mineralboden. Dies erfolgte an acht Satellitenpunkten um den Mittelpunkt herum in einem Abstand von 10 m in alle Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen. Zwischen Erst- und Zweitinventur wurden die Satellitenpunkte um 10 gon ($\cong 9^\circ$) auf der Kreisachse versetzt. Die Beprobung der Humusschichten erfolgte mit einem Edelstahlstechrahmen (20 × 20 cm), die der Tiefenstufen des Mineralbodens (0–5 cm, 5–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm, 60–90 cm, 90–140 cm und 140–200 cm) mit Hilfe von Rammkernsonden. Im Rahmen der ersten Aufnahme (BZE 1) wurde an eigens angelegten Profilgruben der Bodentyp nach den Vorgaben der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4/KA5) und zusätzlich die Standortform nach dem ostdeutschen Standortkartierungsverfahren angesprochen. Gleichzeitig erfolgte als Grundlage zur Ermittlung der Elementvorräte pro Tiefenstufe die Entnahme von Stechzylindern zur Bestimmung von Trockenrohdichte, Feinbodenanteil und Feinbodenvorräten.

Flankierend wurden Blatt- bzw. Nadelproben aus der oberen Lichtkrone der Waldbestände entnommen, um den Nährstoffstatus der Bäume zu ermitteln. Die Probenahme erfolgte an jeweils drei Bäumen der Baumarten Fichte, Kiefer, Lärche, Tanne, Eiche, Buche, Birke, Ahorn, Esche und Hainbuche in unmittelbarer Umgebung (Radius: 30 m) des BZE-Mittelpunkts.

3.2.2 Messnetz der intensiven Umweltbeobachtung

Seit 1993 wurden sukzessive an fünf Fichtenstandorten und an jeweils einem Buchen- (Nationalpark/Bad Schandau), Eichen- (Colditz) und Kiefernbestand (Laußnitz) Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Alle fettgedruckten Stationen in Tabelle 3-1 sind Bestandteil der „Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV)“. Diese regelt seit Anfang 2014 die verpflichtende Durchführung des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland.

Tabelle 3-1: Kurzbeschreibung der sächsischen Dauerbeobachtungsflächen im Wald

Flächen-Nr. UNECE/SN	Fläche	Wuchsgebiet	Baumart	Bestandesalter (2016)	Betrieb seit	Höhe ü. NN [m]
1401 / 2001	Klingenthal	Erzgebirge	Fichte	97	07-1993	840
1402 / 2002	Olbernhau	Erzgebirge	Fichte	125	10-1994	720
1403 / 2003	Cunnersdorf	Elbsandsteingebirge	Fichte	112	07-1993	440
1404 / 2004	Bautzen	Oberlausitzer Bergland	Fichte	101	07-1995	440
1405 / 2005	Laußnitz	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	Kiefer	108	10-1994	170
1406 / 2006	Colditz	Sächsisch-Thüringisches Lösshügelland	Eiche	63	07-1995	185
/ 2010	Nationalpark/ Bad Schandau	Elbsandsteingebirge	Buche	67	09-1998	260
/ 2011	Altenberg	Erzgebirge	Fichte	124	05-2000	745

Ziel der intensiven Erhebung ist die qualitative und quantitative Erfassung von Umweltfaktoren zur Klärung des Ursache-Wirkungs-Gefüges in Waldökosystemen. Wechselwirkungen zwischen Stoffeinträgen, Baumwachstum und Vegetationsentwicklung oder etwa dem Bodenzustand und der Baumernährung sind beispielhaft zu nennen. Dazu nötig sind auf unterschiedlichen Zeitskalen (kontinuierlich bis fünfjährig) und langfristig erhobene meteorologische, stoffhaushaltliche, vegetationsökologische, waldwachstums- und bodenkundliche Parameter. Die Messziele und die Lage der Flächen in Sachsen sind in Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3, der Flächenaufbau einer Bestandesfläche in Abbildung 3-4 dargestellt.

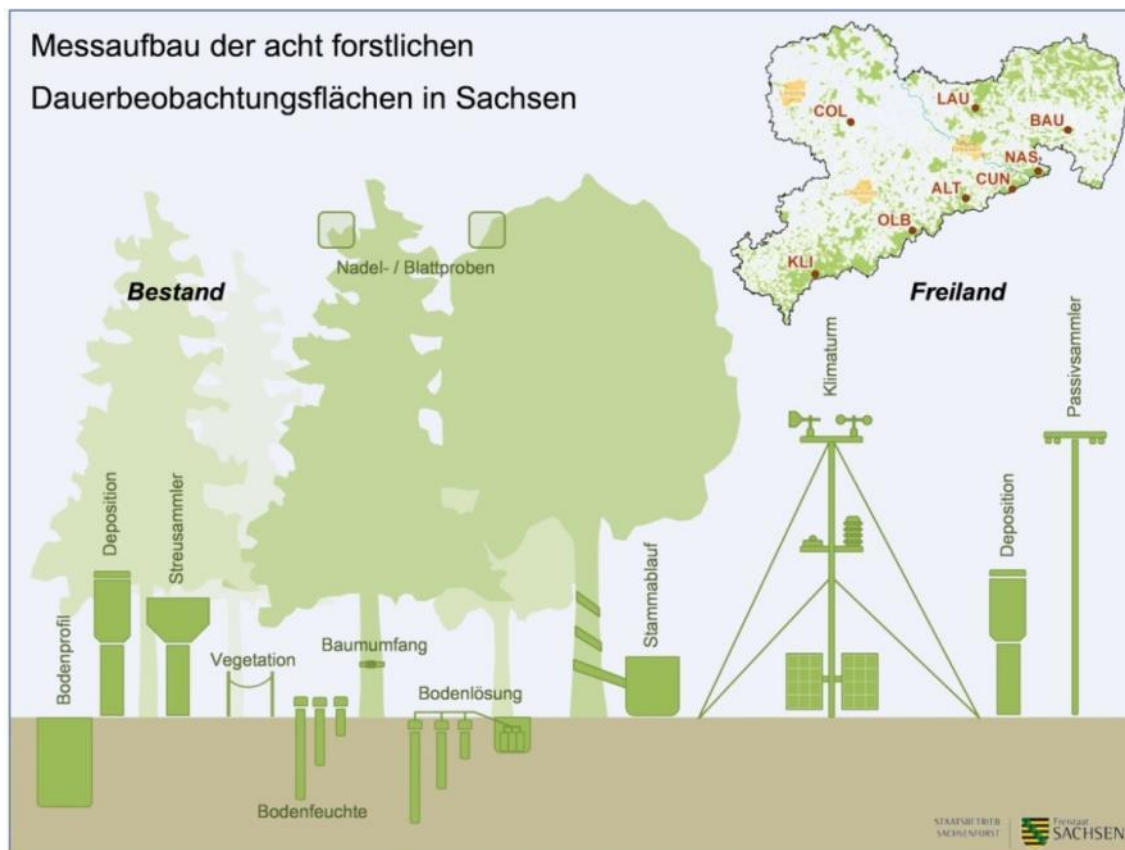


Abbildung 3-2: Messziele und Lage der intensiven Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen



Abbildung 3-3: Illustration der angewandten Messverfahren auf den acht Dauerbeobachtungsflächen (Level II), Beispiel Laußnitz

Jede Level II-Fläche besteht aus einer Bestandes- und einer Freilandmessfläche in unmittelbarer Nähe (Entfernung < 2 km). Auf dem letztgenannten Flächentyp erfolgt in enger Anlehnung an die DWD-Standards die Erfassung der Meteorologie. Darüber hinaus werden Stoffeinträge ohne Waldeinfluss – ergänzend zur Kronentraufe und zum Stammabfluss auf der Bestandsfläche – gemessen. Die Luftqualität (Ozon, Ammoniak, Stickstoffdioxid) wird mittels Passivsammlern überwacht. Diesbezüglich angewandte Messprinzipien, Laboranalysen und Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind im Waldzustandsbericht 2015 (SMUL 2015) und in KALTZ et al. (2010) beschrieben.

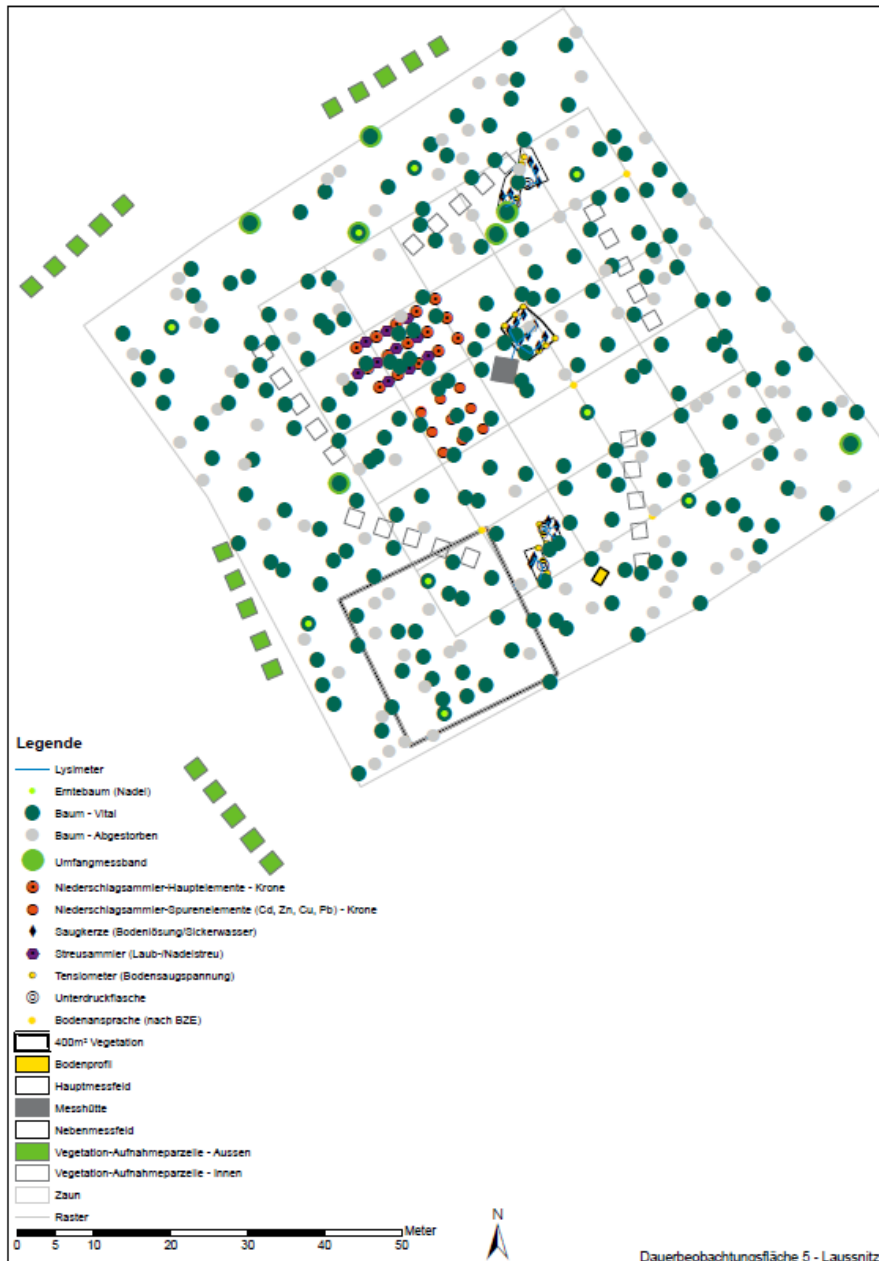


Abbildung 3-4: Flächenplan der Bestandesmessfläche DBF Laußnitz mit Messeinrichtungen

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Gasförmige Stickstoffbelastungen

3.3.1.1 Stickstoffdioxid

Seit Beginn der Messungen im Sommer 2001 sind die Einträge an Stickstoffoxiden größtenteils rückläufig (siehe Abbildung 3-5). Vergleicht man die Zeitabschnitte 2001 bis 2003 und 2012 bis 2014 miteinander, so lässt sich für einen Großteil der Messflächen ein Rückgang der NO_2 -Konzentration von 10 % feststellen. Die deutlichsten Entlastungen sind in Olbernhau und Bautzen, in Colditz und im Nationalpark Sächsische Schweiz jedoch keine Veränderungen der Eintragungssituation erkennbar.

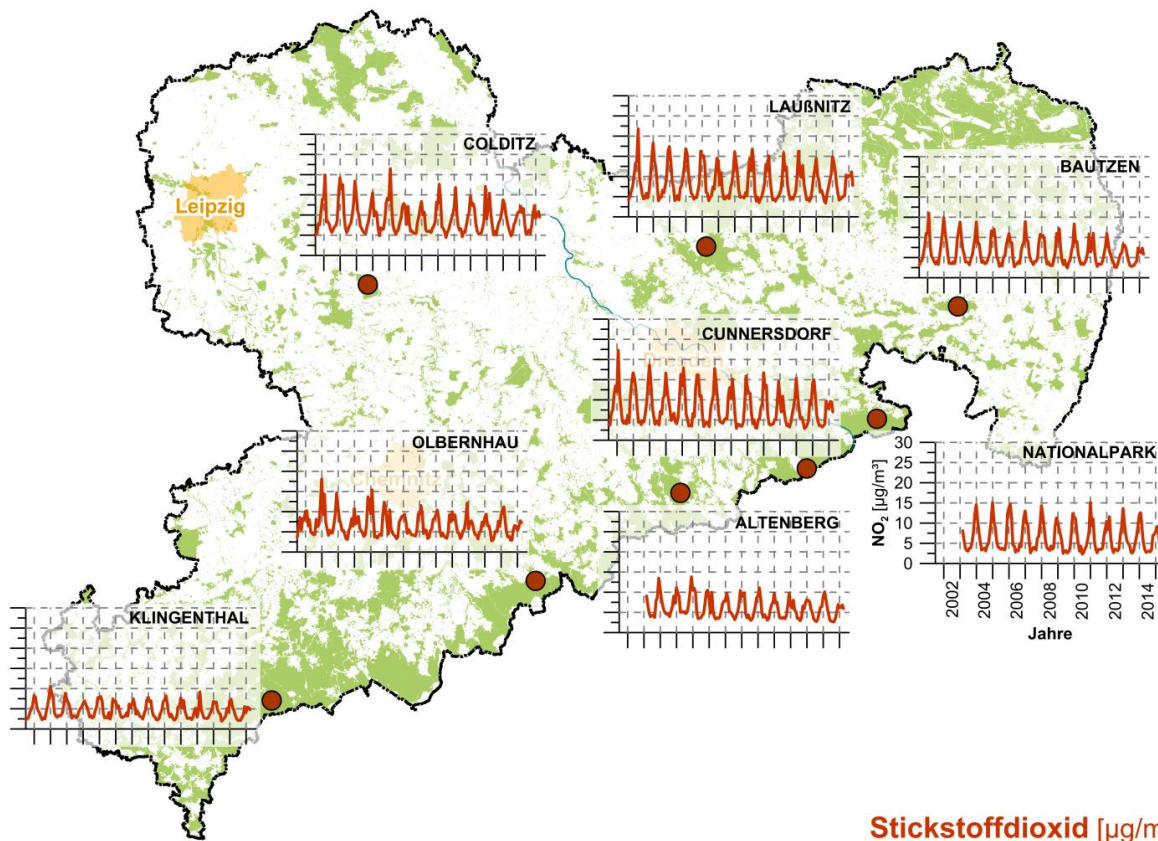


Abbildung 3-5: Zeitliche Entwicklung der monatlichen Stickstoffdioxidkonzentration zwischen Juni 2001 und März 2015 für die intensiven Dauerbeobachtungsflächen

Der typische Jahresgang der Stickstoffdioxidkonzentration folgt den gleichen Emissionsmustern wie derjenige der Schwefelkonzentration: Hohen Konzentrationen im Winterhalbjahr stehen niedrige im Sommerhalbjahr gegenüber (zur Konzentrationsentwicklung vgl. Anlage 1).

3.3.1.2 Ammoniak

Natürliche Emissionen von Ammoniak sind in geringem Umfang bei mikrobiellen Prozessen im Boden wie dem Abbau der Humusaufgabe zu erwarten. Anthropogene Quellen sind vor allem die landwirtschaftliche Produktion über die Tierhaltung und die entsprechende Ausbringung oder Wirtschaftsdünger. Der Ferntransport von Ammoniak selbst ist sehr eingeschränkt. Eine trockene Deposition findet in unmittelbarer Nähe zum Emittenten statt (KALTZ et al. 2010). Im Zuge der Umwandlung in der Atmosphäre, unter anderem zu Ammoniumnitrat, unterliegen diese Stickstoffverbindungen dann jedoch dem Ferntransport und werden auch quellenfern durch Auswaschung der Atmosphäre in Waldökosysteme eingetragen.

In Sachsen werden nur an den Level-II-Stationen Ammoniakmessungen der Umgebungsluft vorgenommen. Die Tief- und Hügellandstationen Colditz, Laußnitz und Bautzen weisen über den gesamten Beobachtungszeitraum im Mittel die höchsten Monatskonzentrationen von 1,1 bis 1,7 µg/m³ auf. An den Stationen in Klingenthal und im Nationalpark Sächsische Schweiz werden die geringsten Ammoniakkonzentrationen mit Werten von 0,7 µg/m³ gemessen (Abbildung 3-6). Es ist keine Verminderung des niedrigen Konzentrationsniveaus von 2001 bis 2014 erkennbar (siehe Anhang). Vielmehr ist in Colditz und Laußnitz ein Anstieg der Ammoniakkonzentration zu verzeichnen.

Im Jahresverlauf fallen die Frühjahrs- und Herbstmonate mit erhöhten Gehalten auf (vgl. SMUL 2015). Während der Ausbringungszeit von organischem Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden nicht selten Monatsgehalte von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten (Colditz: Maximalwert von $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Mai 2014). Der für Jahresmittel gültige Ammoniak-Orientierungswert der TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde nur in wenigen Monaten an den Stationen Colditz, Bautzen und Klingenthal überschritten (vgl. Anlage 2).

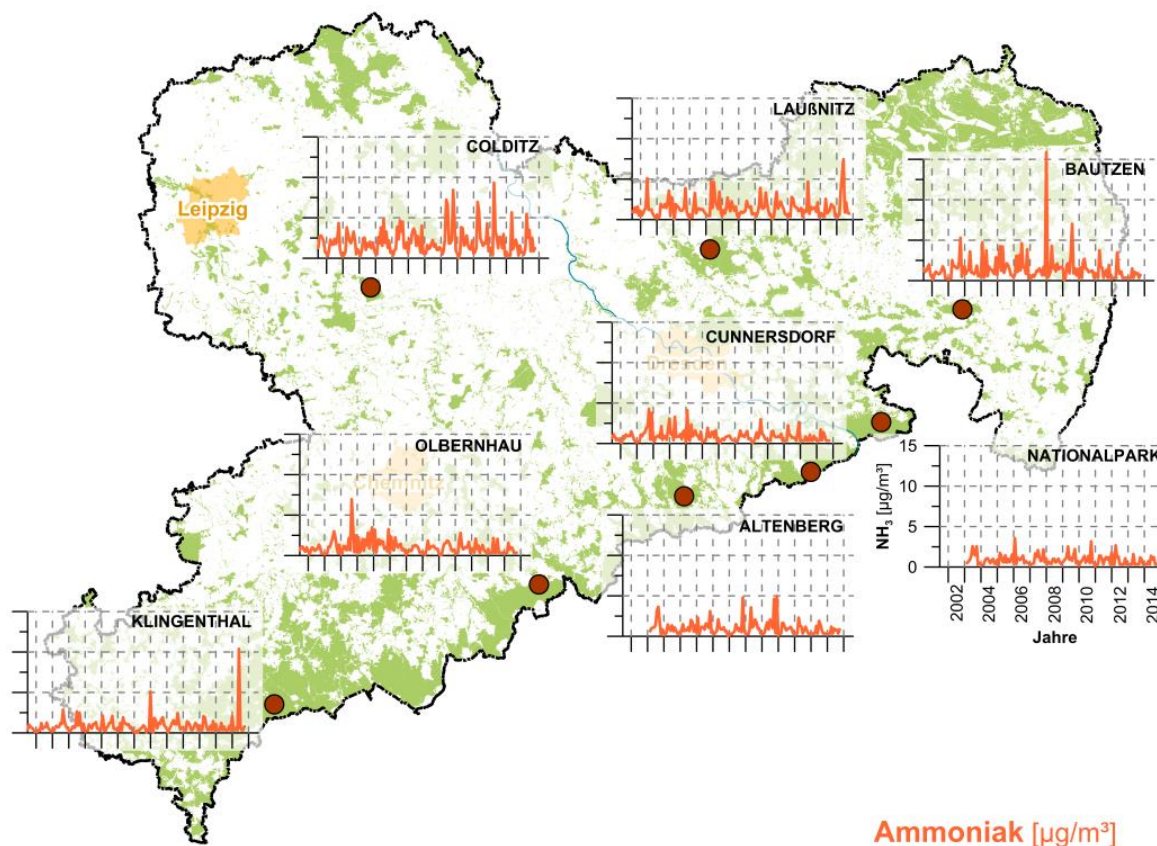


Abbildung 3-6: Zeitliche Entwicklung der monatlichen Ammoniakkonzentration zwischen Juni 2001 und September 2014 für alle sächsischen Dauerbeobachtungsflächen im Wald

3.3.2 Stickstoffbilanzen aus Depositions- und Bodenwasserflüssen

Die Stoffeinträge werden nach dem Bilanzierungskonzept von ULRICH (1991) sowohl im Freiland als auch im Bestand unter dem Kronendach gemessen. Die Messungen im Freiland stehen stellvertretend für die Eintragungssituation von in Wälder eingebetteten Offenlandökosystemen wie Hochmooren oder extensiv bewirtschaftete Mähwiesen. In Abbildung 3-7 sind die mittleren Einträge an Ammonium- und Nitratstickstoff in den Jahren 2004 bis 2013 abgebildet. Auffällig sind die Stationen Altenberg und Bad Schandau, die etwa 2 kg pro ha höhere Einträge als die anderen Messorte aufweisen. Die Ammoniumanteile am Gesamtstickstoff schwanken zwischen 53 % (Bad Schandau) und 60 % (Altenberg). Der Eintrag liegt an allen Flächen zumindest am unteren Rand der kritischen Belastungsgrenzen für Wälder und Heiden, die mit 10 bis 20 (15 kg pro ha) Stickstoff angesetzt werden. Die Ergebnisse der Regionalisierung der N-Vorbelastung innerhalb des PINETI-II-Projekts des Umweltbundesamtes (BUILTJES et al. 2011) liegen mit 13 kg pro ha für die entsprechende Landnutzungs-kategorie „Wiesen und Weiden“ geringfügig höher.

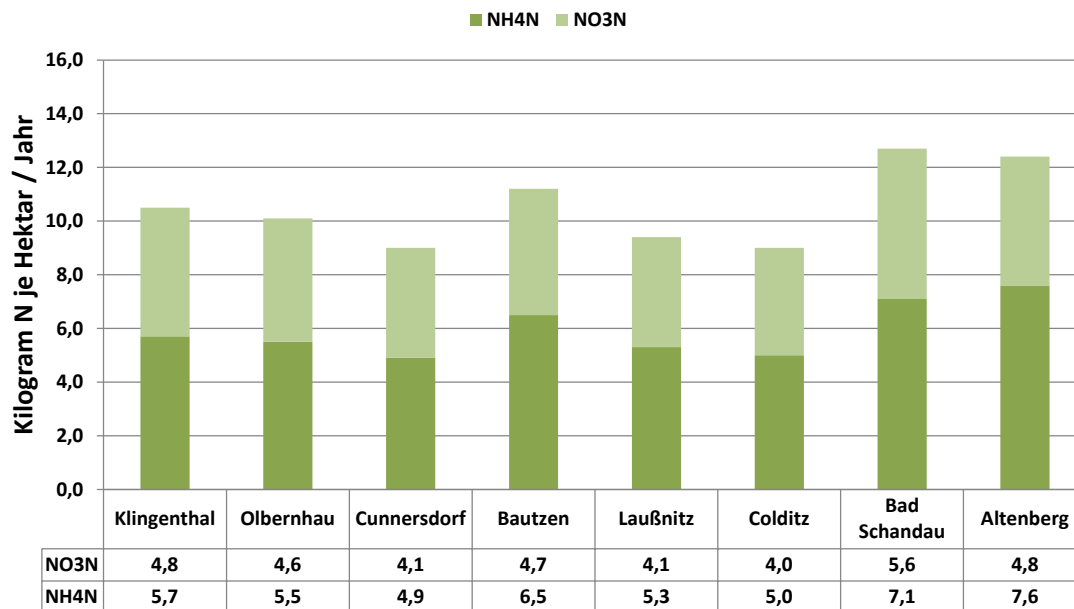


Abbildung 3-7: Mittlere Einträge anorganischer Stickstoffkomponenten (kg/ha) wie Nitrat (NO₃N) und Ammonium (NH₄N) im Freiland, Messjahr 2004–2013

Die Entwicklung der N-Einträge ist seit 1996 uneinheitlich und von lokalen Immissionsbedingungen abhängig, wie dies am Beispiel der Flächen Bautzen und Bad Schandau deutlich wird (Abbildung 3-8). In der Regel sind die Einträge nach dem Messjahr 2003 niedriger und weisen im Gesamteintrag mit 14 und 16 % eine deutlich geringere Schwankungsbreite auf als im Zeitraum 1996–2003 (zirka 35 %). In Bautzen variieren die Ammoniumeinträge (42 %) stärker als die nitratgebundenen (24 %), während in Bad Schandau die Nitratvariation mit 15 % etwas höher liegt als Ammonium (12 %). Insgesamt ist festzustellen, dass sich ab dem Jahr 2004 stabile Eintragungsmengen ohne weitere Reduktionstendenzen manifestieren. WALDNER et al. (2014) fanden in ihrer Trendanalyse an Datensätzen aus dem europäischen ICP-Forests-Netzwerk, dass für Stickstoff die Abnahme weit weniger deutlich ausgeprägt war als für Sulfat-Schwefel (vgl. Tabelle Schwefeldeposition im Anhang). Nur auf 25 % der europaweiten Plots waren signifikante Abnahmen nachzuweisen. Für derartige Trendanalysen bei Stickstoff waren auf Jahresebene mindestens zehn Messwerte nötig, während auf monatlicher Ebene, trotz höheren Rauschens der Messwerte, ein Trend besser zu belegen war.

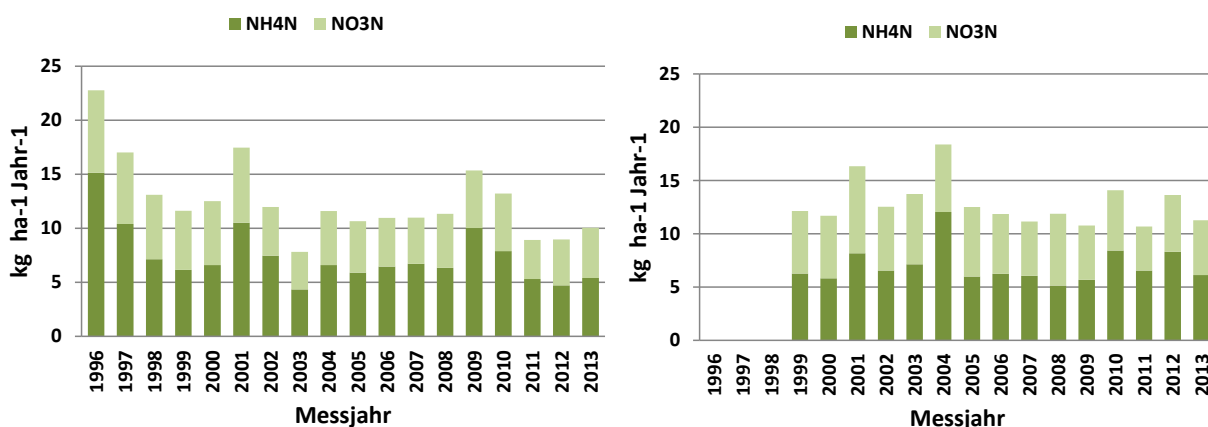


Abbildung 3-8: Zeitliche Entwicklung der Freilanddeposition der anorganischen Stickstoffkomponenten Nitrat (NO₃N) und Ammonium (NH₄N) am Beispiel der Dauerbeobachtungsflächen Bautzen (links) und Bad Schandau (rechts)

In Abbildung 3-9 sind die jährlichen Flussbilanzen der Stickstoffeinträge (Gesamtdeposition) und -austräge in den Wäldern der Level-II-Stationen für den Zeitraum 1994 bis 2013 in Kilogramm pro Hektar und Jahr (kg/ha/a) dargestellt (siehe Anhang). Als gelbe Linie ist jeweils die langfristig einzuhaltende, ökosystemspezifisch ermittelte kritische Belastungsgrenze (Critical Load) eingetragen (BECKER et al. 2000). Auffällig ist, dass die Einträge die Austräge mit dem Sickerwasserstrom weit überwiegen, also Stickstoff im System gespeichert wird. Die mittleren annuellen Stickstoffsalden bewegen sich zwischen 16 kg im Nationalpark und 34 kg in Bautzen. Der Austrag erfolgt erwartungsgemäß über Nitrat, selten spielt organischer Stickstoff eine Rolle.

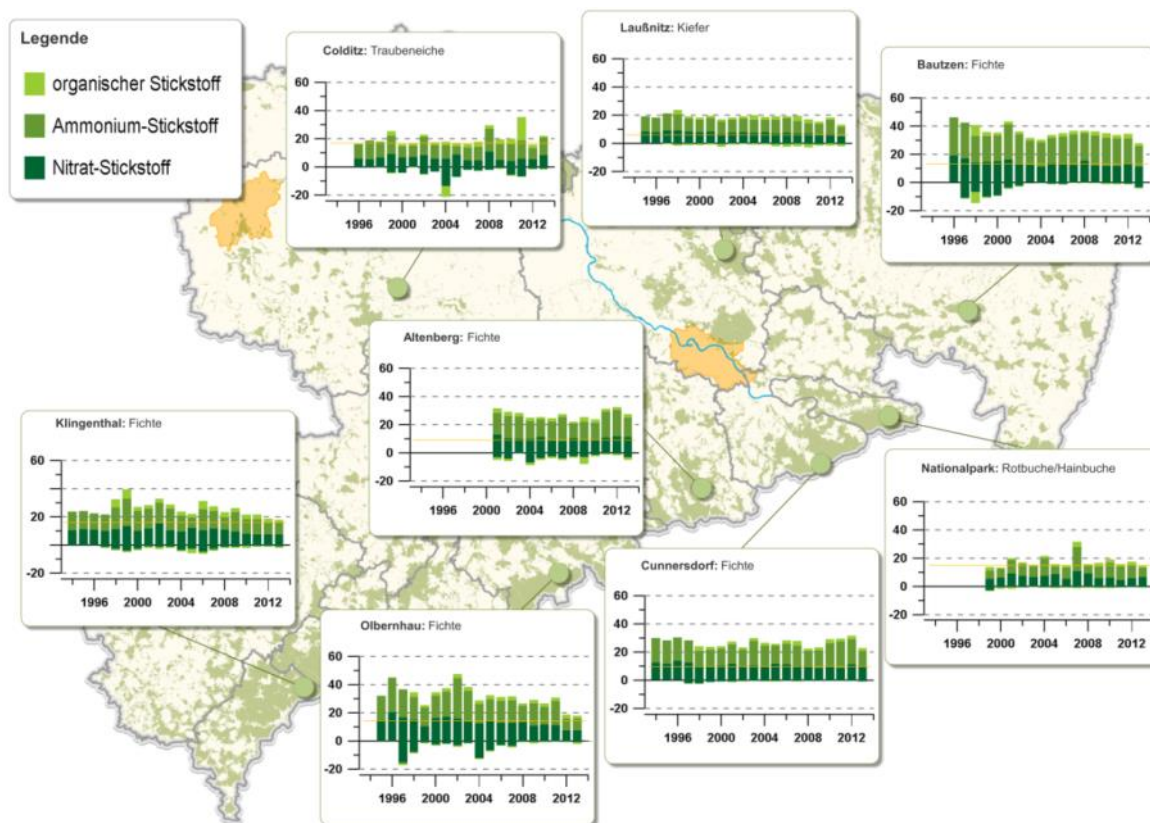


Abbildung 3-9: Stickstoffeinträge und -austräge der acht Dauerbeobachtungsflächen zwischen 1994 und 2013 in kg Stickstoff pro Hektar und Jahr im Bestand

Den Stickstoffeintrag über die Gesamtdeposition bestimmen überall zu annähernd gleichen Teilen Ammonium- und Nitratstickstoff, während organischer Stickstoff vernachlässigbar ist. Die Flächen lassen sich nach der Höhe der jährlichen Einträge in drei Kollektive gruppieren. Olbernhau und Bautzen, beide mit Fichte bestockt, zeigen im Mittel mit einem jährlichen Nitrateintrag je Hektar von 14 kg und einem Ammoniumeintrag von bis zu 20 kg die höchsten Werte. Die Flächen Laußnitz (Kiefer), Colditz (Eiche) und Bad Schandau (Buche im Nationalpark) besitzen im Mittel die geringsten Werte mit einem Eintrag von gut 7 kg Nitrat und etwa 10 kg Ammonium (vgl. Anhang). Dazwischen ordnen sich die Flächen Klingenthal, Cunnersdorf und Altenberg mit mittleren Nitrateinträgen von 10 und einem Ammoniumeintrag von 14 kg ein. Die niedrigeren Werte von Laußnitz, Colditz und im Nationalpark sind auf die Bestockung zurückzuführen, die durch winterlichen Laubfall und geringeres Kronenvolumen (Kiefer) eine geringere Filterwirkung als die Fichtenflächen besitzen. Die Flächen Klingenthal, Cunnersdorf und Altenberg befinden sich darüber hinaus innerhalb relativ walddreicher Großlandschaften, während Olbernhau und Bautzen walddärmeren Landschaften zuzuordnen sind, weshalb es hier zu einer verstärkten Auskämmung der Luftschadstoffe kommt.

Bei allen Flächen, mit Ausnahme des Nationalparks, ist seit 1998 ein Rückgang der Nitrateinträge feststellbar. Regulative Maßnahmen zur Emissionsreduzierung scheinen erfreulicherweise ihre Wirksamkeit zu entfalten. Der Nitrateintrag korreliert positiv mit der Niederschlagshöhe, weshalb in Monaten mit viel Niederschlag, insbesondere Juli und August, mehr Nitrat eingetragen wird, als in Monaten mit weniger Niederschlag wie beispielsweise im Januar und Dezember.

Der Ammoniumeintrag erfuhr, mit Ausnahme der Fläche Klingenthal, seit 1998 keine Veränderung. Das deutet darauf hin, dass es bisher in der Landwirtschaft als Hauptemittenten von Ammoniak zu keinem veränderten Emissionsverhalten gekommen ist. In der weiteren Umgebung der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal scheint hingegen die landwirtschaftliche Nutzung eingeschränkt oder extensiviert worden zu sein, worauf die rückläufigen Einträge hinweisen. Es ist jedoch in Klingenthal und im Nationalpark eine Zunahme der Streuung innerhalb der Jahre erkennbar. Die niedrigsten Werte finden sich stets in den Wintermonaten zwischen Dezember und Februar. Ihren Höhepunkt erreichen die monatlichen Eintragsraten im März und April, was mit entsprechenden Düngemaßnahmen in der Landwirtschaft korreliert. Eine weitere Erhöhung ist darüber hinaus Ende Juli bis Mitte August nach der Ernte und dem folgenden Düngen zur Winterung festzustellen.

Der organische Stickstoff weist in der Regel einen mittleren Anteil von etwa 8 bis 17 % am Gesamteintrag auf. Eine Ausnahme stellt hierbei die Fläche Colditz im Jahr 2011 dar, wo 17 kg/ha eingetragen wurden, was einem Anteil von 47 % entspricht. Zurückzuführen ist dieser Eintrag auf einen starken Fraß an den Eichen durch Vertreter der Eichenfraßgesellschaft (z. B. Frostspannerarten, Grüner Eichenwickler). Der Blattverlust auf der Fläche betrug dabei im Mittel 55 %. Das Ereignis beschränkte sich auf den Mai des Jahres, wobei neben dem organischen Stickstoff auch ein großer Anteil Ammoniumstickstoff durch den Insektenkot mit in den Boden eingetragen wurde. Es waren die höchsten Einträge seit Beginn der Messungen.

3.3.3 Stickstoffstatus der Waldböden – Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen (BZE)

Als essentielles Nährelement besitzt Stickstoff eine besondere Rolle bei der Ernährung von Waldbäumen. Während noch in der Vergangenheit der Entzug von Stickstoff in Form von Streunutzung und Waldweide zu einer Mangelversorgung der Bestände geführt hat, ist dieses Hauptelement heute in ausreichender Form vorzufinden. Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts gibt es erhöhte Einträge aus der Düngemittel-Industrie und einer Intensivierung der Massentierhaltung. Ein ehemaliges Manglelement hat sich somit zum Überschuss entwickelt und führt zu einer Stickstoffsättigung der Waldökosysteme. Die aktuelle Eintragssituation wurde bereits im Kapitel 3.3.2 dargestellt.

Im Rahmen der aktuellen Bodenzustandserhebung im Wald wurden die höchsten Stickstoffkonzentrationen in den Humushorizonten L/Of und Oh mit 17 bzw. 13 g N pro kg Boden (g/kg) gemessen. Erwartungsgemäß gehen diese im Mineralboden zurück (siehe Abbildung 3-10). Während die N-Konzentration in der ersten Tiefenstufe (0–5 cm) noch bei 2,3 g/kg liegt, geht diese in 60–90 cm Tiefe auf 0,2 g/kg zurück. Es zeigt sich ein deutlicher Gradient in Abhängigkeit von der Tiefe.

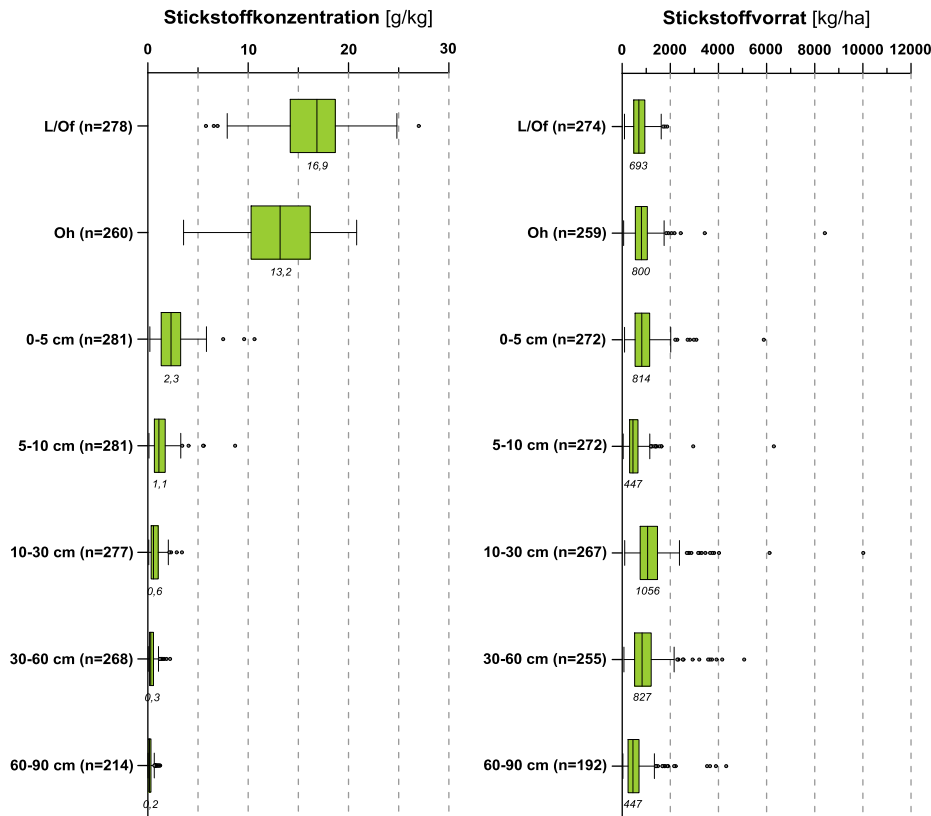


Abbildung 3-10: Konzentration und Vorräte von Gesamtstickstoff im Tiefenverlauf für die Punkte der Bodenzustandserhebung im Wald

Durch Verknüpfung der Stickstoffkonzentrationen mit den Humusvorräten bzw. Feinbodenvorräten des Mineralbodens lassen sich Stickstoffvorräte in Tonnen pro Hektar Waldboden berechnen. Der Stickstoffvorrat im Wurzelraum (Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm) variiert zum Zeitpunkt der BZE 2 zwischen 1,9 und 27,2 t/ha. Nach dem Bewertungsschlüssel des Arbeitskreises Forstliche Standortkartierung (2003) sind mehr als 60 % der sächsischen BZE-Punkte der Bewertungsstufe geringe Vorräte (2,5–5 t/ha) zuzuordnen. Weitere 30 % haben einen mittleren (5–10 t/ha) und lediglich 2,5 % der BZE-Punkte einen hohen bis sehr hohen Stickstoffvorrat von über 10 t/ha.

Niedrige Profilvorräte finden sich vor allem auf basenarmen, sandigen Substraten Nordostsachsens (siehe Abbildung 3-11). Diese Standorte sind zu einem Großteil mit Kiefern bestockt. BZE-Punkte mit Fichtenbestockung weisen hingegen einen höheren N-Vorrat von mehr als 5 t/ha auf. Dies betrifft größtenteils die Wachstumsgebiete Erzgebirge und Erzgebirgsvorland.

Im gesamten Wurzelraum (Auflagehumus und Mineralboden bis maximal 90 cm Tiefe) werden im Mittel 5,5 t/ha gespeichert. In der Stickstoffauswertung zur BZE 2 des Bundes wurden an rund 1.800 Punkten durchschnittlich 7,0 t/ha ermittelt (ANDREAE et al. 2016, in Vorbereitung). Die Auftrennung nach Horizonten bzw. Tiefenstufen ergibt eine N-Fixierung in der Auflage von 1,6 t/ha (Tabelle 3-2). Innerhalb des Mineralbodens werden 2,3 t/ha in den ersten 30 cm (Oberboden) und 1,6 t/ha im Unterboden (Tiefenstufe 30–90 cm) gespeichert. Im Oberboden, inklusive den Humusaufgaben, sind somit 70 % des Bodenstickstoffs festgelegt.

Tabelle 3-2: Statistische Zusammenfassung der Stickstoffkonzentrationen und -vorräte im Tiefenverlauf für die Punkte der BZE 2 im Wald (Sachsen)

	Anzahl		Median		Mittelwert		Standardabweichung	
	N-Konz.	N-Vorrat	g/kg	kg/ha	g/kg	kg/ha	g/kg	kg/ha
L/Of-Horizont	278	274	16,9	693	16,3	730	3,4	333
Oh-Horizont	260	259	13,2	800	13,1	861	3,6	633
0–5 cm	281	272	2,3	814	2,4	908	1,4	565
5–10 cm	281	272	1,1	447	1,3	544	0,9	476
10–30 cm	277	447	0,6	651	0,7	818	0,5	696
30–60 cm	268	255	0,3	827	0,4	975	0,3	703
60–90 cm	214	192	0,2	447	0,2	609	0,2	629
Auflage	–	–	–	1493	–	1592	–	–
Auflage–30 cm	–	–	–	3406	–	3862	–	–
Auflage–60 cm	–	–	–	4233	–	4837	–	–
Auflage–90 cm	–	–	–	4680	–	5446	–	–

Die stratifizierte Auswertung der N-Vorräte im Humus nach der Bestockungsform zeigt auf Fichtenstandorten einen N-Vorrat von 1,8 t/ha. Im Gegensatz dazu werden unter Kiefer deutlich geringere Vorräte von durchschnittlich 1,0 t/ha ermittelt. Laubholzstandorte in unterschiedlicher Mischung liegen dazwischen. In der aktuellen Auswertung der BZE 2 des Bundes berechnen ANDREAE et al. (2016, in Vorbereitung) für Kiefernstandorte aller Substratgruppen einen ähnlichen mittleren Vorrat (1,1 t/ha), wobei Standorte auf „basenarmen Lockergesteinen“, i. d. R. Sande, mit 1,2 t/ha wenig höher liegen. Für Fichtenstandorte auf mit Sachsen vergleichbarem Substrat, dem „basisch intermediärem Kristallingestein und Pelosolen“, geben sie mit 1,51 t/ha wiederum etwas niedrigere als die hier ermittelten Werte an.

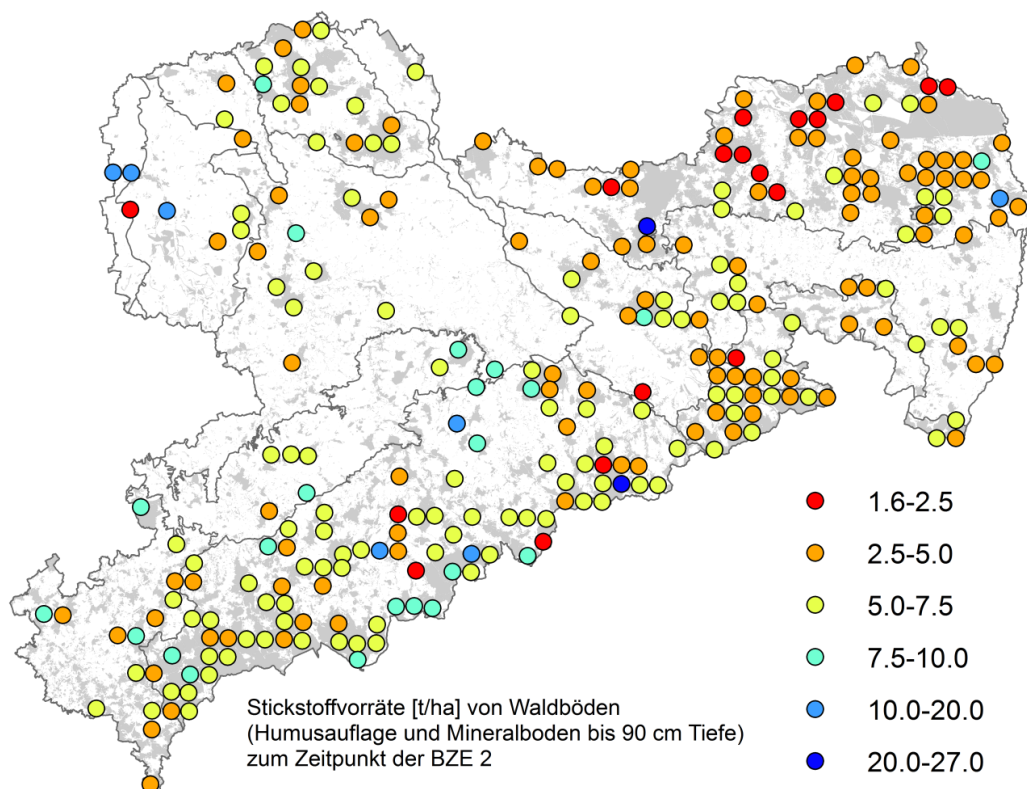


Abbildung 3-11: Stickstoffvorräte in der Auflage und im Mineralboden bis 90 cm

Das Verhältnis von Kohlenstoff und Stickstoff (C/N-Verhältnis) zueinander ist ein Maß für die Zersetzbarkeit von organischen Stoffen und charakterisiert auch die Humusqualität eines Bodens. Je enger das Verhältnis ist, umso mehr Stickstoff steht den Mikroorganismen, im Vergleich zum Kohlenstoff, zur Verfügung. Gleichzeitig ist von einer höheren Zersetzung der Nadel- bzw. Blattstreu auszugehen. Das C/N-Verhältnis wird als wichtiger Indikator für die Umsetzungsbedingungen an einem Standort angesehen und bezieht sich meist auf den Oh-Horizont der Humusaufgabe (AK Standortskartierung 2003). Für die typischen Waldhumusformen Mull, Moder und Rohhumus gelten C/N-Spannen von 10–20, 20–26 und 27–40 (REHFUESS 1990; HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997). Diese stehen über die auf dem Boden stockenden Baumarten auch in einem engen Zusammenhang zur forstlichen Bewirtschaftung.

Innerhalb der sächsischen BZE-Punkte liegen die C/N-Verhältnisse zwischen 14,4 und 36,7. Das mittlere C/N-Verhältnis von 22,6 kann als mäßig weit bezeichnet werden und liegt nach REHFUESS (1990) im Bereich für einen typischen Moder als Humusform mit einer mäßigen biologischen Aktivität. 60 % der 260 Punkte mit Oh-Horizont weisen ein mäßig weites C/N-Verhältnis von 20–25 auf (siehe Abbildung 3-12 und Abbildung 3-13). Weitere 18 % haben ein mittleres (16–20) und ebenso viele ein weites C/N-Verhältnis (25–35).

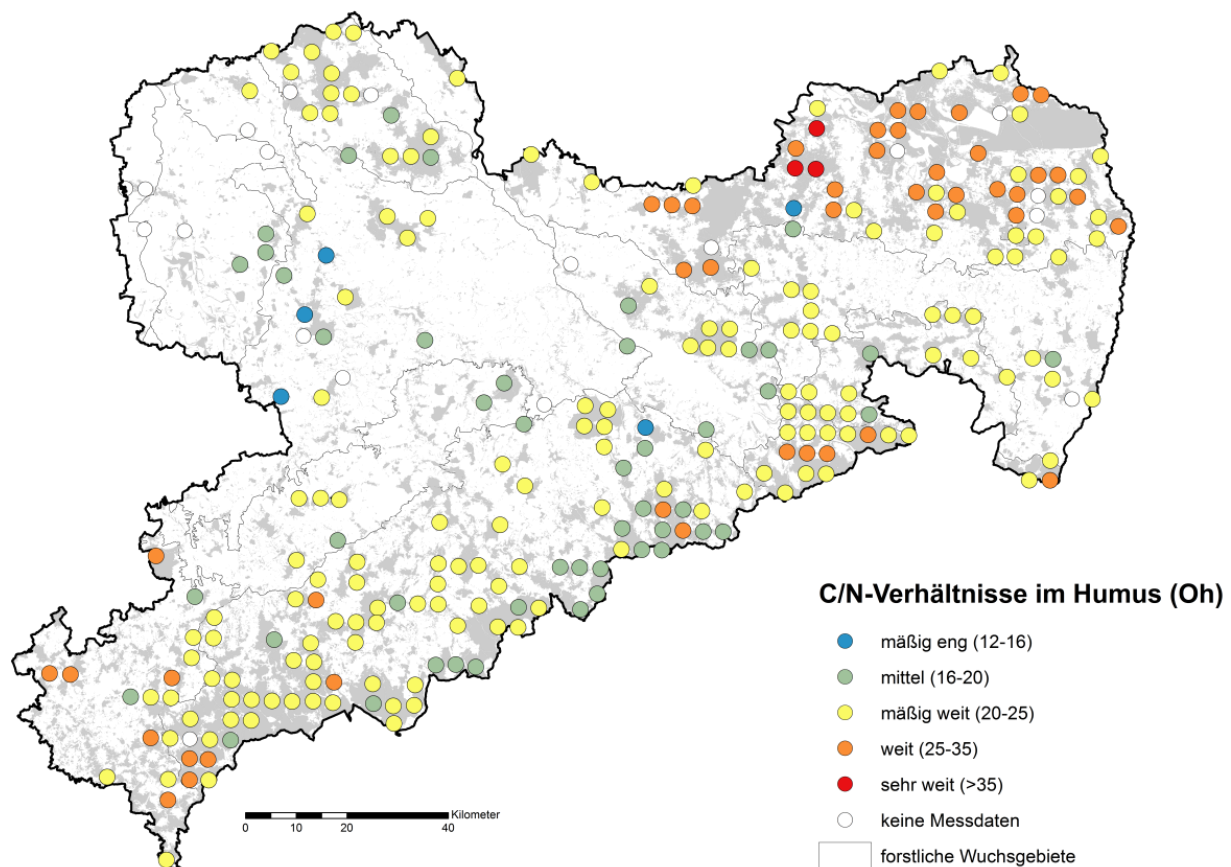


Abbildung 3-12: Verhältnis von Kohlenstoff zum Stickstoff (C/N-Verhältnis) im untersten Humushorizont Oh auf den sächsischen Punkten der Bodenzustandserhebung. Bewertung nach AK Standortskartierung (2003)

Die enge Kopplung zwischen C/N-Verhältnis, Humusform und Bestockung wird besonders deutlich bei einer Stratifizierung der BZE-Punkte nach der vorherrschenden Baumart am Punkt. Ein mittleres C/N-Verhältnis (16–20) findet sich vorwiegend auf Punkten mit Laubholzbestockung. Sowohl bei Eiche als auch bei Buche konnten durchschnittliche C/N-Verhältnisse von 19,2 ermittelt werden. Dies spricht für eine schnelle Umsetzung der eingetragenen Streu. Ein noch engeres Verhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff mit 18,2 konnte

auf den Punkten mit sonstigen Laubbaumarten wie Ahorn, Hainbuche und Esche ermittelt werden. Typische Humusformen auf diesen Standorten wie Mull oder mullartiger Moder sind von einer hohen biologischen Aktivität geprägt. Anfallende Laubstreu wird sehr rasch mineralisiert und durch bodenbiologische Prozesse in den Mineralboden eingearbeitet. Die mittlere Verweildauer von Stickstoff in Pflanzenresten wird hierbei minimiert und steht dem aufstockenden Bestand nach kurzer Zeit wieder zur Verfügung.

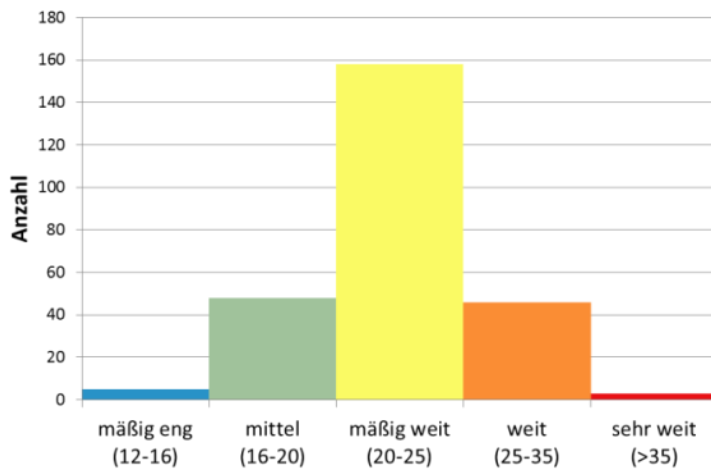


Abbildung 3-13: Klassifizierung der C/N-Verhältnisse im Humus der BZE-Standorte nach AK Standortsaufnahme (2003)

Konträr zu den schnellen Umsetzungsprozessen auf Laubholzstandorten spiegelt das weite C/N-Verhältnis von 25,8 auf Kieferstandorten eine langsamere Verarbeitung der Nadelstreu wider. Es bilden sich meist Humusauflagen mit einer geringeren Aktivität aus (z. B. Rohhumus).

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung innerhalb Sachsen wird die Dominanz der Kiefer in Nordostsachsen deutlich. Ein Großteil der untersuchten Punkte in diesem Wuchsgebiet „Düben-Niederlausitzer Altmooränenland“ zeigt weite bis sehr weite C/N-Verhältnisse im Oh-Horizont. Diese Standorte sind daher als stickstoffarm zu charakterisieren. In Abhängigkeit vom Substrat bilden sich sehr oft nährstoffarme Podsole aus (Abbildung 3-14).

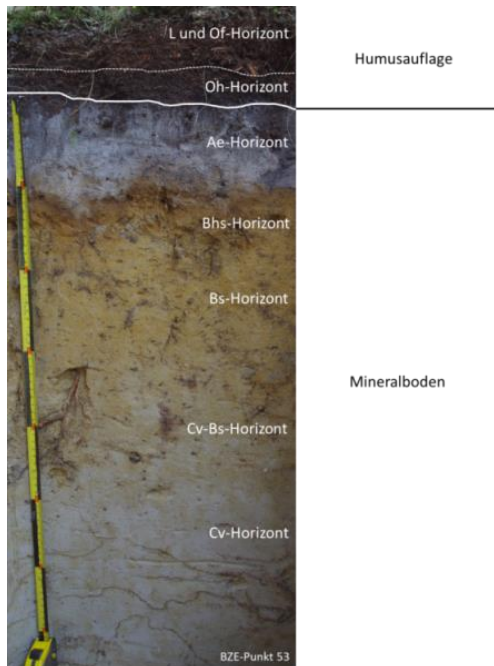


Abbildung 3-14: Aufteilung eines Waldbodens nach Humusauflage und Mineralboden am Beispiel eines Podsol

3.3.4 Entwicklung des Ernährungszustands der Hauptbaumarten an BZE- und Level-II-Flächen

Die Bewertung des Ernährungszustandes von Bäumen anhand von sogenannten Nadel- bzw. Blattspiegelwerten ist eine seit Jahrzehnten gängige und diagnostisch notwendige Praxis in Forstwirtschaft und Forstwissenschaft. Der Ernährungszustand stellt eine integrierende Zielgröße bei der Beurteilung von Standortbedingungen, Umwelteinflüssen (z. B. Bodenversauerung, Schwefel- und Stickstoffbelastung) sowie der Bodenschuttkalkung dar. Dabei werden die Gehalte einzelner Nähr- und Schadstoffe bzw. deren Verhältnis zueinander als Indikatoren der Nährstoffversorgung oder Schadstoffbelastung genutzt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der seit 1995 an den forstlichen Dauerbeobachtungsflächen durchgeführten Ernährungsuntersuchungen den Ergebnissen der Rastererhebungen 2006 bis 2014 gegenübergestellt. An den DBF werden in Erweiterung der oben beschriebenen BZE-Methodik an jeweils neun fest markierten Bäumen der führenden Bestandesmitglieder Blatt- und Nadelproben aus der besonnten Oberkrone gewonnen. Die Untersuchungen auf den Punkten der BZE, die weitgehend mit denen der Waldzustandserhebung identisch sind, können mit einer epidemiologischen Studie verglichen werden, die aufgrund des Aufwands nur in größeren zeitlichen Abständen, aber dafür an einer großen Zahl von „Probanden“ erfolgt.

Die Stickstoffeinträge haben sich in den letzten zehn Jahren nur wenig verändert, sodass die so genannten kritischen Belastungsraten (= Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff oft überschritten werden. Es besteht Anlass zur Sorge, dass dauerhafte Ernährungsungleichgewichte durch Stickstoffüberschuss entstehen, Schaderreger die lebenswichtigen Blattorgane leichter befallen, deren Funktionsfähigkeit einschränken oder sie ganz zerstören könnten. Abbildung 3-15 zeigt die Situation der Critical-Loads-Überschreitung an sechs ausgewählten Level-II-Standorten anhand der für das Jahr 2009 regionalisierten Depositionsdaten des Umweltbundesamtes (Pineti 2). Diese werden aus den Monitoringdaten des Bundes und der Länder – in Sachsen 19 Stationen der Forst- und Umweltverwaltung – sowie Emissionsinventaren zur Schadstofffreisetzung flächendeckend erzeugt (BUILTJES et al. 2011).

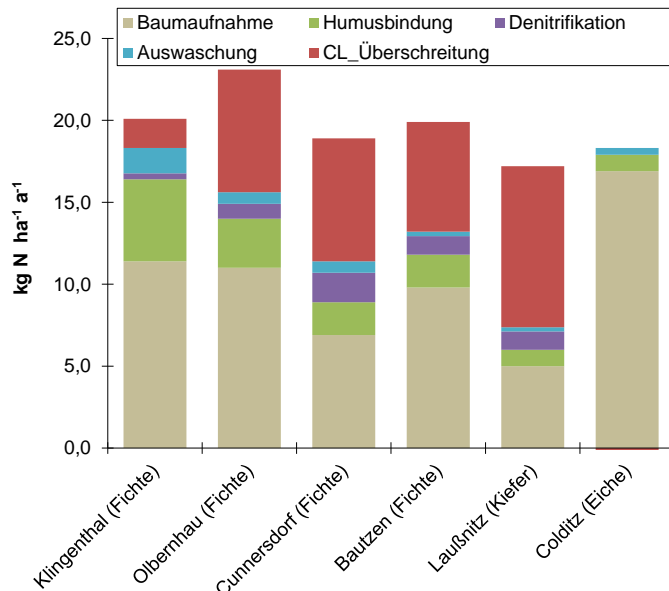


Abbildung 3-15: Kritische Belastungsraten (Critical Loads, CL) für eutrophierenden Stickstoff und deren Überschreitung (CL_Überschreitung) durch die Deposition im Jahr 2009 an ausgewählten Level-II-Standorten Sachsens

In Braun-, Grün- und Blautönen sind die langfristig „unkritischen“ Stickstoffspeicherraten je Hektar und Jahr für die Waldbestände an den Level-II-Standorten dargestellt. Bis auf Colditz überschreitet die Deposition an allen Beispielflächen die natürlichen Speichermöglichkeiten deutlich; in Colditz werden diese geringfügig unterschritten. Somit können definitionsgemäß langfristige Beeinträchtigungen des Waldes durch Eutrophierung nicht mehr ausgeschlossen werden.

Die Wirkungskontrolle über die Auswertung der Ernährungszeitreihen an den Beständen der Level-II-Flächen (Abbildung 3-16) belegt seit Beginn der Erhebungen im Jahr 1995 bei Fichte und Kiefer (Laußnitz) trotz der nahezu stabilen Einträge eine Abnahme der Stickstoffgehalte von überreicher auf normale Versorgung. Hier ist auch stets ein Gehaltsgradient von den fotosynthetisch besonders effektiven jungen zu den älteren Nadeln gegeben, der wie oben beschrieben, auf eine unbedenkliche Ernährungssituation hinweist. Der eingetragene Stickstoff scheint noch im Wachstum der Bestände verwertbar zu sein. Die Buchen (dunkelgrün) und Hainbuchen (hellgrün) in Bad Schandau/Nationalpark hingegen zeigen seit 2001 keinen Trend. Die Eichen in Colditz aber liegen in allen Jahren über dem oberen Normalbereich von 26 mg Stickstoff je Gramm Blattmasse, sind also stets „überernährt“. Dies deutet auf eine Prädisposition der Eichen für Schädlingsbefall hin. Im Jahr 2011 machte dann auch Kahlfraß die Beerntung der Eichen unmöglich und im Jahr 2012 waren insbesondere in dieser Region auch größere Eichenflächen durch den Frostspanner befallen.

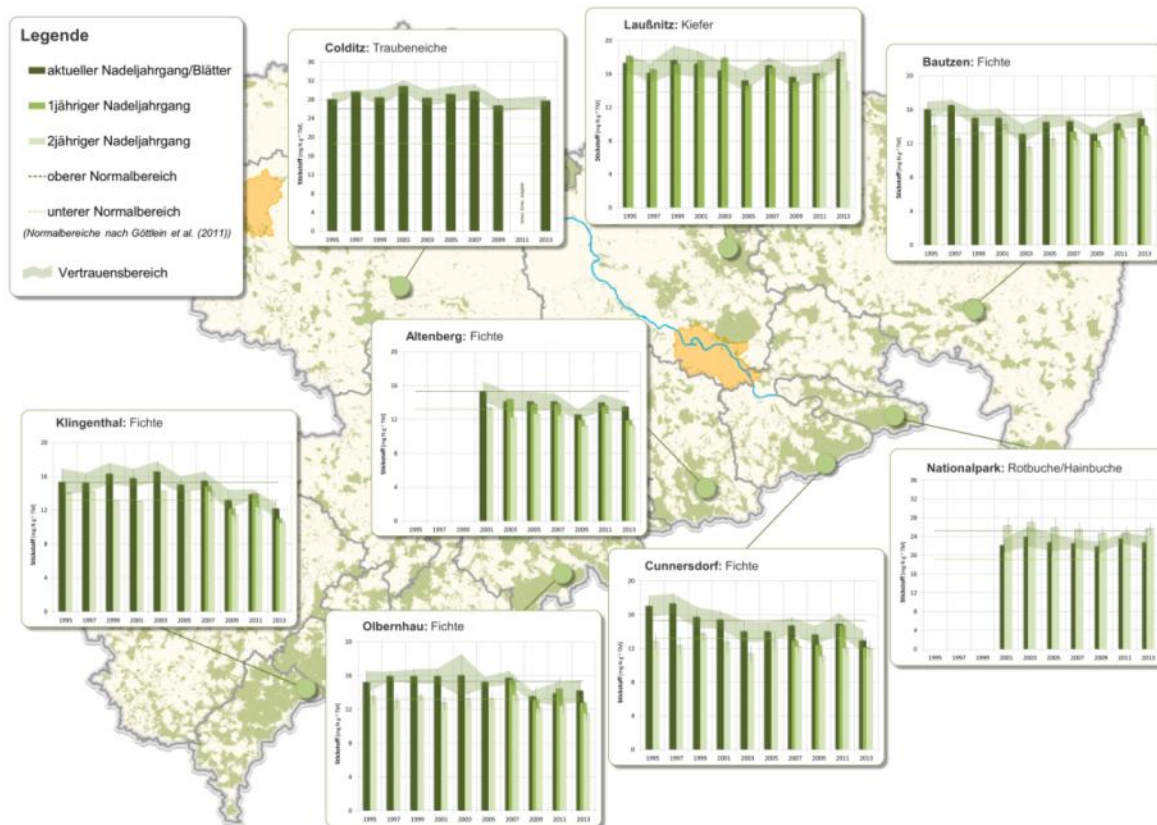


Abbildung 3-16: Zeitliche Entwicklung der Stickstoffernährung (mg/g) an den acht sächsischen Messflächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings (Level II) zwischen 1995 und 2013

Im Rahmen der Zweiten Bodenzustandserhebung erfolgte die Entnahme von Blatt- und Nadelproben auf Bundesebene (2006) sowie zu Verdichtungszwecken 2012 (Hügelland und Mittelgebirge) und 2014 (Tiefland). Im Weiteren werden nur die Ergebnisse für die Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche dargestellt. Bei den Nadelbaumarten erfolgt lediglich die Darstellung und Bewertung des aktuellen Nadeljahrganges.

Tabelle 3-3: Deskriptive Statistik zur Stickstoffversorgung (mg N pro g Trockenmasse) der Hauptbaumarten im Rahmen der BZE 2 im Wald für sächsische Standorte

Baumart	Anzahl	Min	Median	Mittelwert	Max
Fichte	148	10,9	14,9	15,0	19,5
Kiefer	117	10,2	17,2	17,6	41,5
Buche	33	18,2	22,4	22,5	27,5
Eiche	40	21,8	27,4	27,4	32,8

Aufgrund von mehreren Baumarten pro BZE-Punkt flossen insgesamt 338 Blatt- und Nadelproben in die Auswertung der Stickstoffversorgung der Waldbäume ein (siehe Tabelle 3-3). Mit fast 80 % wird dieser Stichprobenpool erwartungsgemäß durch die Nadelbaumarten Fichte und Kiefer dominiert. Die höchsten mittleren Stickstoffgehalte wurden in den Assimilationsorganen der Eiche, gefolgt von Buche, Kiefer und Fichte gemessen ($27 > 22 > 17 > 15$ mg/g). Die niedrigsten und die höchsten N-Gehalte wurden an einem Kiefernstandort im Vogtland bzw. im Düben-Niederlausitzer Altmoränenland ermittelt. Die Erhebungen an den Level-II-Flächen im Jahr 2013 mit 12,2 (Klingenthal) bis 14,9 mg/g (Bautzen) bei den Fichten, Gehalten von 17,8 mg/g bei der Kiefer, 22,7 mg/g bei der Buche und 27,7 mg/g am Eichenstandort passen sich gut ein.

Insgesamt deckt sich die regionale Verteilung der Versorgungssituation gut mit den Befunden aus Stickstoffvorräten und dem C/N-Verhältnis. Die kieferdominierten Standorte im nordostsächsischen Tiefland sind zum Größtenteil mangelhaft bis optimal mit Stickstoff versorgt (siehe Abbildung 3-17). Dies geht einher mit den geringsten N-Vorräten im Boden auf Landesebene. Gleichzeitig sind in dieser Region weite bis sehr weite C/N-Verhältnisse ermittelt worden (vgl. Abbildung 3-8), die für eine gehemmte Umsetzung der Stickstoffeinträge sprechen und damit für eine punktweise Unterversorgung der Kiefer.

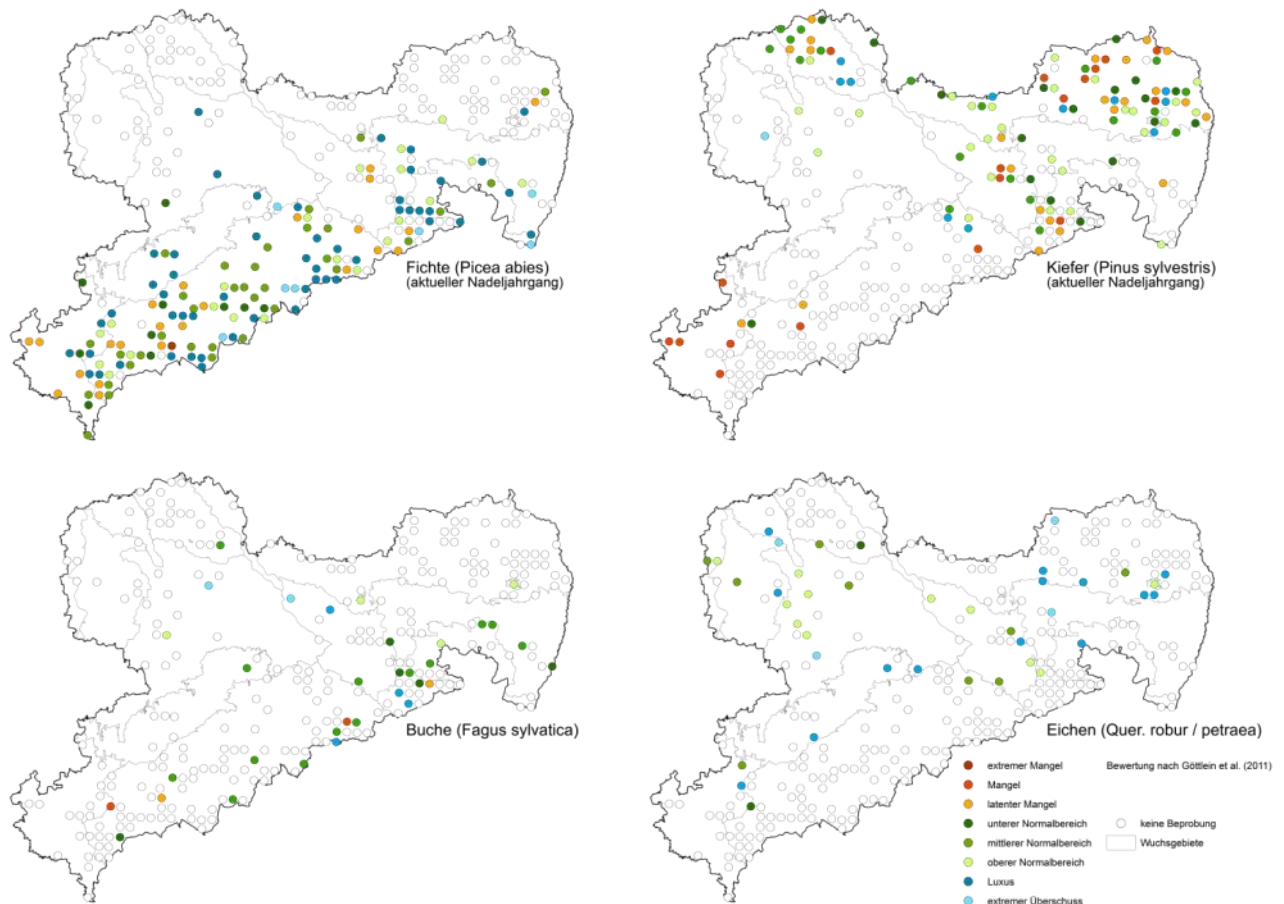


Abbildung 3-17: Landesweite Verteilung der Stickstoffernährung für die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche zum Zeitpunkt der BZE 2

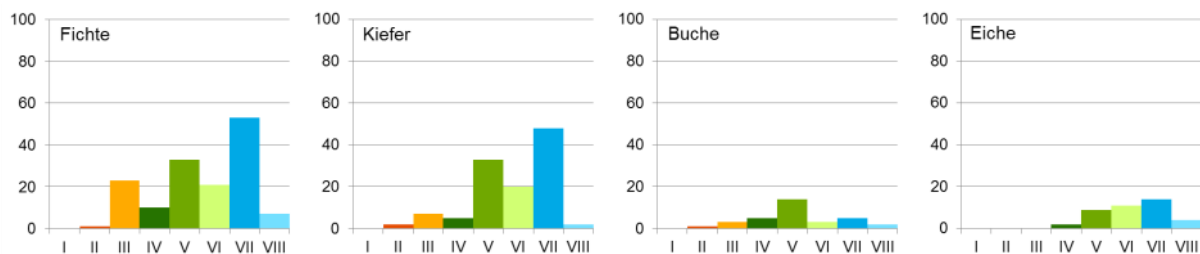


Abbildung 3-18: Absolute Einwertung der Stickstoffversorgung für die Hauptbaumarten nach GÖTTELEIN et al. (2011) in die Versorgungsstufen: I–VIII (I – extremer Mangel, II – Mangel, III – latenter Mangel, IV – unterer Normalbereich, V – mittlerer Normalbereich, VI – oberer Normalbereich, VII – Luxu, VIII – extremer Überschuss)

Bei etwa 40 % der untersuchten Fichten, Kiefern bzw. Eichen ist die Stickstoffversorgung der Nadeln bzw. Blätter luxuriös (Stufe VII und VIII, Abbildung 3-18); dies ist lediglich bei 20 % der Buchenpunkte der Fall. Weniger als die Hälfte aller Fichtenpunkte sind normal mit Stickstoff versorgt. Die N-Ernährung der Kiefern und Eichen ist, nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011), zu fast 50 % normal (Stufe IV–VI) mit einem deutlichen Schwerpunkt auf dem mittleren Wertebereich. Im Gegensatz dazu sind 67 % der Buchen normal mit Stickstoff versorgt. Die N-Versorgung der Buchen ist recht ausgeglichen verteilt (vgl. Abbildung 3-17). Eine mangelhafte N-Ernährung zeigen die Fichten an insgesamt 24 BZE-Punkten (17 %), gefolgt von Buchen an vier BZE-Punkten (12 %) und Kiefern an insgesamt neun BZE-Punkten (9 %). Unter Anwendung des Bewertungsrahmens nach GÖTTLEIN et al. (2011) ist die Versorgung der Eichen deutlich rechtsschief ohne Punkte mit einer N-Mangelversorgung.

Es stellt sich die Frage, inwieweit der überregional entwickelte Bewertungsrahmen mit bisher gebräuchlichen regionalen Bewertungssystemen konform geht. Aus dem „Deutschen Waldbodenbericht 1996“ (WOLFF & RIEK 1997) existieren ebenso Bewertungsgrenzen wie von HEINSDORF & KRAUSS (2005), die ihr System für den nordostdeutschen Bereich mit seinen regionalen Besonderheiten der Substratausstattung und damals höheren Stickstoffeinträgen ableiteten. Die Unterschiede sollen kurz am Beispiel der Fichte dargestellt werden:

Während bei WOLFF & RIEK (1997) Gehalte unter 14 mg/g als Mangel angesprochen werden, liegt diese Grenze bei HEINSDORF & KRAUSS (2005) bei 12 mg/g Stickstoff, sodass 28 % der BZE-Punkte oder nur 1 % der Fichten mangelhaft mit Stickstoff versorgt sind. Das bedeutet, dass GÖTTLEIN et al. (2011) bei dem Anteil des Mangelbereiches mit 17 % Anteil genau zwischen den Alternativsystemen liegen. Der Übergang vom Optimum (Normalbereich) zum Überschuss (luxuriös) wird dagegen in den Systemen sehr ähnlich bewertet (vgl. GÖTTLEIN et al. 2011, WOLFF & RIEK 2005 mit 15 mg/g sowie HEINSDORF & KRAUS 2005 mit 14 mg/g).

3.3.5 Entwicklung der Quellchemie an Level-II-Flächen

In der Nachbarschaft von vier Level-II-Flächen (Fichte) im Erzgebirge werden Quellaustritte oder Bachoberläufe beprobt, deren Entwicklung beispielhaft die Einzugsgebietschemie der Dauerbeobachtungsflächen charakterisiert. In der Zusammenschau mit den Stoffbilanzen der Level-II-Stationen kann die Auswirkung der Eintragssituation auf im Wasserkreislauf an den Waldboden angeschlossene Gewässersysteme betrachtet werden. Im Zuge der Ableitung diffuser Stoffeinträge in Grundwasserkörper Sachsens wurde für die Wälder anhand der Überschreitung flächendeckend abgeleiteter Critical Loads für Stickstoff zum Stichjahr 2002 über das Modell „Stoffbilanz“ (z. B. GEBEL et al. 2005) als erste Näherung aus den Überschreitungsfrachten die zu erwartende mittlere Konzentration in waldbürtigen Fließgewässern berechnet (ZWEIG et al. 2006). Für die Eichpunkte Klingenthal, Olbernhau und Cunnersdorf wurden Konzentrationen von 5,3, 8,4 und 9,5 mg Nitrat-Stickstoff pro Liter geschätzt.

Die Messungen an den Fließgewässern zeigen, dass die Nitratkonzentrationen von 1995 bis Ende 2002 stark zurückgegangen sind. Seit Januar 2003 ist in Klingenthal keine signifikante Abnahme der Nitratkonzentration mehr feststellbar; in Cunnersdorf, Olbernhau und Altenberg (Rotherdbach) in abnehmender Reihung dagegen durchaus. Die Rückläufigkeit der Nitratkonzentrationen spiegelt auch die Zusammenstellung der statistischen Parameter in Tabelle 3-4 wider.

Tabelle 3-4: Zusammenstellung statistischer Parameter wie linearer Trend und Bestimmtheitsmaß für die Nitratkonzentrationen in den Quellwässern der Stationen Klingenthal, Olbernhau, Cunnersdorf und Altenberg

Dauerbeobachtungsfläche	Linearer Trend	Bestimmtheitsmaß r^2	Anzahl Messwerte
Klingenthal, Bach 1	$y = -0,0076x + 4,3145$	0,136	132
Klingenthal, Bach 2	$y = -0,0005x + 3,7057$	0,001	132
Klingenthal, Bach 3	$y = -0,0043x + 3,779$	0,072	132
Olbernhau	$y = -0,0252x + 9,3986$	0,550	128
Cunnersdorf	$y = -0,0265x + 5,3579$	0,631	98
Altenberg, Bach 1	$y = -0,0258x + 5,2057$	0,510	132
Altenberg, Bach 2	$y = -0,0216x + 4,6056$	0,389	132

An der DBF in Klingenthal sanken die Konzentrationen von 1995 bis Ende 2013 auf weniger als die Hälfte der Ausgangskonzentration von zirka 6 bis 8 mg Nitrat pro Liter ab. Olbernhau, im mittleren Erzgebirge in der ehemaligen extremen Rauchschatzzone gelegen, war im Winter 1995/1996 nochmals stark mit oxidativen Stickstoffeinträgen belastet (RABEN et al. 2000). Hier lagen die Konzentrationen anfangs mit etwa 15 mg nahezu doppelt so hoch wie im weniger belasteten Klingenthal; in dieser etwas oberhalb der Level-II-Station Olbernhau gelegenen Quelle verringerten sich die Nitrat-Gehalte auf unter 6 mg (vgl. Abbildung 3-19). Einen noch steileren Abfall zeigt die Schichtquelle an der Messfläche Cunnersdorf; hier reduzierte sich die Konzentration von 15 auf 2,5 mg von August 1995 bis Februar 2015. Die im Einzugsbiet des Rotherdbachs an der Level-II-Station Altenberg seit Juli 2000 beobachteten Fließgewässer weisen bei stärker ausgeprägter Saisonalität Rückgänge von 6 auf 2 mg Nitrat pro Liter auf. Abbildung 3-19 zeigt diese Entwicklung.

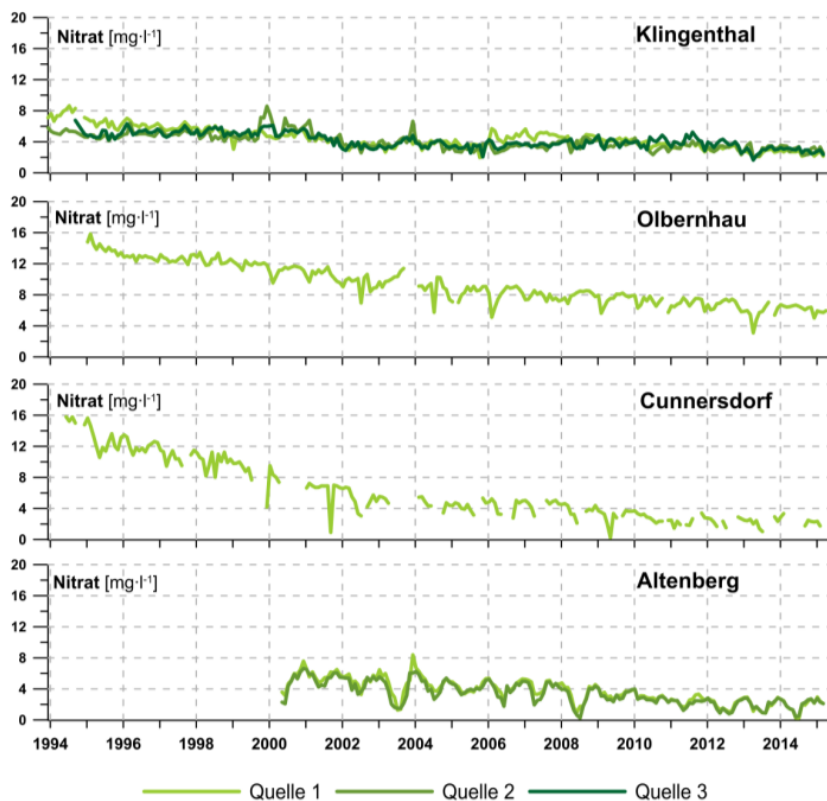


Abbildung 3-19: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen (mg Nitrat pro Liter) in den Quellen der vier Dauerbeobachtungsflächen Klingenthal, Olbernhau, Cunnersdorf und Altenberg

An keiner Messfläche ist ein Einfluss der im Einzugsgebiet nachweislich erfolgten Kalkungsmaßnahmen (vgl. ANDREAE & KRAMER 2009) auf die Nitratgehalte feststellbar. Dies geht konform mit Ergebnissen von KEITEL (2014) und FRANZ (2004) aus dem Einzugsgebiet der Großen Pyra, in die die Bachläufe an der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal ihr Wasser einspeisen.

Die abnehmenden N-Gehalte in den Oberflächenwässern werden als Ausdruck einer erhöhten Stickstoffbindung in der Baumbiomasse der umgebenden Waldbestände interpretiert. Insbesondere im Erzgebirge lassen sich seit dem Wegfall der Schwefelsäurebelastung (siehe Anhang) und durch die seit 1991 erfolgten flächenhaften Bodenschutzkalkungen stark verbesserte Wuchsbedingungen der Fichte ableiten (vgl. Bundeswaldinventur 3 in Sachsen, <http://www.medienservice.sachsen.de/medien/news/194811>).

3.4 Bewertung und Schlussfolgerungen

Nach den Ergebnissen der acht intensiven Dauerbeobachtungsflächen sind die Waldökosysteme in Sachsen keinen akuten Gefährdungen durch gasförmige Stickstoffkomponenten ausgesetzt. Die Stickstoffeinträge im Freiland liegen im Bereich, diejenigen in den Waldbeständen meist über den kritischen Belastungsraten. Deren Einhaltung soll langfristig (100 Jahre) keine Schäden an Struktur und Funktion der Ökosysteme erwarten lassen. Insgesamt ist festzustellen, dass sich ab dem Jahr 2004 stabile Eintragsmengen ohne weitere Reduktionstendenzen manifestieren. Der Stickstoffeintrag erfolgt mit leichtem Überwiegen der Ammoniumkomponente gegenüber dem Nitrat. Organischer Stickstoff nimmt geringe Anteile ein. Die Flussbilanzen ergeben stets positive N-Salden: die Jahresraten liegen zwischen 16 und 34 kg/ha. Es werden im Untersuchungszeitraum bis über eine halbe Tonne Stickstoff zusätzlich im System gespeichert.

Im Boden sind aktuell im gesamten Wurzelraum (Auflagehumus und Mineralboden bis maximal 90 cm Tiefe) im Mittel 5,5 t/ha Stickstoff gespeichert; dies sind 1,5 t weniger als in der aktuellen Bundesauswertung von 2016. Aufgrund der Bestockungsverhältnisse hat die organische Auflage in Sachsen mit 29 % einen deutlich höheren Anteil am Gesamtvorrat als in der Bundesauswertung (12 %). Nach dem Bewertungsschlüssel des AK Forstliche Standortaufnahme (2003) sind mehr als 60 % der BZE-Punkte in Sachsen die Stufe geringe Vorräte (2,5–5 t/ha), weitere 30 % in den mittleren Bereich (5–10 t/ha) einzuordnen. Die Umsatzbedingungen für Stickstoff in der organischen Auflage können gemessen am mittleren C/N-Verhältnis von 22,6 als mäßig weit bezeichnet werden und liegt nach REHFUESS (1990) im Bereich einer Humusform mit mäßiger biologischer Aktivität. Vor allem beeinflusst durch den aufstockenden Bestand schwanken die C/N-Verhältnisse zwischen 14 und 37.

Der Ernährungsstatus der Waldbestände auf den Level-II-Flächen zeigt seit Beginn der Erhebungen im Jahr 1995 bei Fichte und Kiefer trotz der nahezu stabil hohen Einträge eine Abnahme der Stickstoffgehalte von überreicher auf normale Versorgung. Es ist auch stets ein Gehaltsgradient von den fotosynthetisch besonders effektiven jungen zu den älteren Nadeln gegeben, was auf eine unbedenkliche Ernährungssituation hinweist. Der eingetragene Stickstoff scheint noch im Wachstum der Bestände verwertbar zu sein. Die Auswertungen auf dem Rasternetz der BZE ergeben die höchsten mittleren Stickstoffgehalte in den Eichenblättern, gefolgt von Buche, Kiefer und Fichte (27 > 22 > 17 > 15 mg/g). Ein Stickstoffmangel ist an Eichenstandorten der BZE gar nicht und bei den anderen Baumarten nur an wenigen Punkten (< 17 %) zu finden. Bei etwa 40 % der untersuchten Fichten, Kiefern bzw. Eichen jedoch ist Stickstoff in den Nadeln bzw. Blättern „luxuriös“, also im Überschuss, vorhanden. Insgesamt deckt sich die regionale Verteilung der Versorgungssituation gut mit den Befunden aus Stickstoffvorräten und den C/N-Verhältnissen.

Die Entwicklung der Nitratkonzentration von Quellen in fichtengeprägten Einzugsgebieten in Nachbarschaft der Level-II-Stationen im Erzgebirge, sind entgegen den Erwartungen aus der Eintrags-situation, stark positiven N-Salden und günstigen Umsatzbedingungen im Boden positiv zu bewerten. Fast alle beobachteten Bäche weisen seit Beginn der Beobachtungen abnehmende Gehalte auf. Seit 2003 verstetigen sich die Konzentrationen auf niedrigem Niveau (2 bis 6 mg Nitrat pro Liter). Konzentrationserhöhungen durch Mineralisierungsschübe aus der Bodenschutzkalkung sind an den Messorten nicht feststellbar.

Insgesamt kann konstatiert werden, dass trotz bestehender langfristiger Risiken (Erreichen oder Überschreitung der Critical Loads) die Waldökosysteme derzeit noch nicht stickstoffgesättigt sind, wenn man N-Salden und den Austrag als Kriterien heranzieht. Die Bodenspeicher sind über die Zeit konstant mit etwa 5 t Stickstoff pro Hektar gefüllt, wobei die hohen Vorratsanteile in der organischen Auflage belegen, dass humuspfleghche Bewirtschaftung der Wälder in Sachsen weiterhin auch aus diesem Grund besondere Aufmerksamkeit verdient hat. Die nach den Flussbilanzen im System gespeicherten Stickstoffmengen und die abnehmenden Nitratgehalte der beobachteten Erzgebirgsquellen und Bachoberläufe lassen in Kombination mit den Ergebnissen der letzten Bundeswaldinventur vermuten, dass die registrierten Zuwachssteigerungen seit Ende der 1990er-Jahre, insbesondere der Fichtenwälder, auch viel von den Stickstoffeinträgen profitieren.

Um diese Hypothese zu prüfen, sind repräsentative Studien zur Nährstoffspeicherung in Waldbeständen dringlich. An zwei Level-II-Standorten (Altenberg, Laußnitz) wurden 2015 entsprechende Pilotstudien durchgeführt, die derzeit noch ausgewertet werden. Weitere Biomasseuntersuchungen folgen 2016/17.

Darüber hinaus ist der biologische Effekt der Stickstoffsituation und -einträge auf die Waldvegetation zu prüfen. Hierfür konnten bereits Teilstudien zur Bodenzustandserhebung auf dem Bundesraster ausgewertet werden (CONRAD 2006), weil konform mit der ostdeutschen Standortkartierung bei jeder Bodenaufnahme auch eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet erfolgt. Eine Synopse aller aktuellen Teilerhebungen zur BZE 2 in Sachsen steht noch aus. Das gleiche gilt für die Level-II-Flächen, für die 2017 eine Auswertung der Vegetationsentwicklung der letzten 20 Jahre geplant ist. Das diesbezügliche Potenzial zeigen erste Auswertungen bereits von BAUMANN, CONRAD & STETZKA et al. (2002). Unterstützend können Ergebnisse aus biologischen Untersuchungen zu symbiontischen Pilzen (Mycorrhiza) in Wäldern Europas eingewertet werden, weil Wissenschaftler der Kew Gardens London auch auf sächsischen Kiefern- und Fichten-Flächen (Laußnitz, Klingenthal, Olbenhau) aktiv waren (vgl. SUZ et al. 2015).

Weiterführende experimentelle Untersuchungen zu gasförmigen Stickstoffverlusten analog zu OERTEL et al. (2015) könnten aktuelle Modellergebnisse für den sächsischen Wald (MOLINA-HERRERA et al. 2016, in Vorbereitung) validieren und wären – insbesondere unter Einfluss der sich ändernden Bodenfeuchteregime und der Bodenschutzkalkung – sehr wünschenswert und würden zudem die Stickstoffbilanzierung komplettieren.

4 Lysimetermessungen und Messungen im Einzugsgebiet der Parthe

Dr. Ulrike Haferkorn, Martin Rust; Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

4.1 Zielstellung und Konzeption

Aufgabe der Lysimeterstation Brandis ist die Ermittlung der Verdunstung und Grundwasserneubildung typischer sächsischer Ackerböden unter realen Witterungsbedingungen. Die Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Pflanzenschutz) der Lysimeter und des umliegenden Feldes orientiert sich seit Beginn der Messungen im Jahr 1980 an der Bewirtschaftungsform der umliegenden Agrarbetriebe und unterlag neben sich tendenziell ändernden klimatischen auch wechselnden agrarpolitischen Rahmenbedingungen.

Weiterhin umfasst das Aufgabenspektrum am Standort Brandis die Untersuchung der atmosphärischen Deposition, der Boden- und Sickerwasserbeschaffenheit sowie die Erfassung von Ernteerträgen und Nährstoffentzügen. Gleichzeitig werden im Einzugsgebiet der Parthe (Abbildung 4-11), dem Herkunftsgebiet von fünf der in den Lysimetern untersuchten Böden, Messungen im Oberflächen- und Grundwasser durchgeführt.

Im Rahmen des Mehrländerprojektes „Kooperation Lysimeter“ kamen von 1981 bis 2010 bereits umfangreiche Untersuchungsergebnisse zur Wirkung landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Höhe der Stickstoff(N)-Auswaschung zur Veröffentlichung (HAFERKORN 2013).

Schwerpunkt nachfolgender Untersuchungen sind die Auswirkungen klimatischer und hydrologischer Einflussfaktoren auf die Höhe der N-Austräge, weil diese nach wie vor nicht rückläufig sind. Dabei soll die gemeinsame Auswertung von Messwerten des Boden-, Grund- und Oberflächenwassers standort- und einzugsgebietsbezogene Erkenntnisse zusammen führen. Es wird der Frage nachgegangen, ob sich tendenzielle Entwicklungen von N-Austrägen aus der Bodenzone auch im Grund- und Oberflächenwasser wiederfinden lassen.

4.2 Untersuchungsumfang und -methodik

4.2.1 Messtechnik

Die in der Brandiser Lysimeteranlage (HAFERKORN et al. 2017) untersuchten Böden kommen von sehr unterschiedlichen Herkunftsf lächen und repräsentieren die wichtigsten Standortformen im Mittelsächsischen Lössgebiet. Die Messanlage ist seit 35 Jahren, bei unverändert fortgeführtem wissenschaftlich-technischem Konzept, in Betrieb. Damit ist es möglich, klimatische Veränderungen und langfristige Auswirkungen der Bewirtschaftung auf den N-Austrag zu erkennen und zu beschreiben.

Die 24 wägbaren Lysimeter der Brandiser Anlage haben eine Oberfläche von 1 m², sind 3 m tief und enthalten ungestörte Bodenmonolithe. Lysimeter dieser Größe kompensieren die zahlreichen kleinräumigen Inhomogenitäten der Böden und beinhalten neben der Wurzelzone auch die obere Dränzone. Damit bieten sie Raum für die hier ablaufenden hydrologischen, chemischen und mikrobiellen Umsatzprozesse und liefern günstige Voraussetzungen für eine Übertragung der Untersuchungsergebnisse in die Fläche.

Tabelle 4-1 enthält eine Zusammenstellung der Messanlagen am Standort Brandis. Die meteorologischen Größen werden, wenn nicht anders angegeben, in 2 m Höhe gemessen. Die Niederschlagsmessung erfolgt in 1 m Höhe und erdbodengleich.

Tabelle 4-1: Messeinrichtungen am Standort der Lysimeterstation Brandis

Messeinrichtungen	Parameter/Geräte	Anzahl	Messbeginn	Aufgabenstellung	
Klimastation	Lufttemperatur ¹	3	1992	Erfassung der klimatischen Eingangsgrößen	
	Luftfeuchte ²	2	1992		
	Luftdruck	1	2007		
		Windrichtung ³	1	1992	Statistik
		Windgeschwindigkeit	2	1992	Bewertung signifikanter Änderungen
		Globalstrahlung	1	1992	
		Sonnenscheindauer	1	1984	
Bodenmessplatz	Bodentemperatur ⁴	6	1995	Vergleichsmessungen in der Freifläche	
	Bodenfeuchte ⁵	6	1995		
	Saugkerzen ⁶	5	1995		
Niederschlagsmesser	Sammelkanne	4	1980	Erfassung des Wasserdargebotes und der atmosphärischen Deposition	
	Kippwaage	2	1992		
	Bulk-Sammler	3	1996		
	Ombrometer	1	2004		
wägbare Lysimeter	Sickerwasserauslauf	24	1980	Ermittlung der realen Verdunstung, Bodenfeuchte, Sickerwassermenge, Stofftransport und -umsatz	
	Saugkerzen ⁷	33	1994		
	Bodenfeuchte ⁷	33	2000		
	Bodentemperatur ⁷	33	2011		

¹ in den Höhen 200, 50 und 5 cm über Gelände

² in den Höhen 200 und 50 cm über Gelände

³ in den Höhen 2 und 10 m über Gelände

⁴ in den Tiefen 5, 10, 20, 50, 100 und 250 cm unter Gelände

⁵ in den Tiefen 10, 20, 30, 40, 60 und 100 cm unter Gelände

⁶ in den Tiefen 30, 50, 100, 150 und 200 cm unter Gelände

⁷ in den Tiefen 50, 150 und 250 cm unter Gelände

Für Untersuchungen im Einzugsgebietsmaßstab dient das Parthegebiet mit dem „Sondermessnetz Parthe“ (PART 1994 und LfULG 2015). Das 360 km² große Einzugsgebiet liegt im östlichen Teil der Leipziger Tieflandsbucht und ist seit 1958 Repräsentativgebiet für Wasserhaushalts- und Beschaffenheitsuntersuchungen. Zum „Sondermessnetz Parthe“ gehören neben Abflusspegeln zahlreiche Grundwasser- und Niederschlagsmessstellen (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Sondermessnetz Parthe (Stand 2015)

Messeinrichtung	Parameter/Geräte	Anzahl	Messbeginn	Aufgabenstellung
Grundwasserbeobachtungsrohre und Brunnen	Grundwasserstand	98	ab 1920	Erfassung der GW-Stands- und Beschaffenheitsentwicklung
	Grundwasserbeschaffenheit	20	1986	
Niederschlagsmesser	Sammelkanne	16	1965	Erfassung des Wasserdargebotes
Oberflächenwasserpegel	Schreibpegel	6	1966	Erfassung der Wasserstände und Durchflüsse,
	Lattenpegel	4	1966	Aufstellung von Gebietsbilanzen

4.2.2 Eigenschaften der untersuchten Böden

Es werden die Untersuchungsergebnisse von sechs verschiedenen Ackerböden vorgestellt, die, ihrer Herkunftsfläche entsprechend, durch unterschiedliche Tiefgründigkeit, Wasserspeicherkapazität und Sorptionskapazität gekennzeichnet sind (zur Lage der Entnahmeorte siehe Tabelle 4-3 und Abbildung 4-1, zu Bodeneigenschaften siehe Tabelle 4-4 und Tabelle 4-5). Es handelt sich um Standorte mit Sandlöss über Schmelz-

wassersanden (Gr.5/D3, Gr.4/D5), Sandlöss über Geschiebelehm (Gr.8/D3, Gr.1/D6 und Gr.7/D4) und um einen Standort mit tiefgründigem Löss (Gr.9/Lö3).

Tabelle 4-3: Bezeichnung (Gr. – Lysimetergruppe), Standorteinheit (NStE), Bodenform und Entnahmorte von sechs Ackerböden der Station Brandis

Gr. NStE	Bodenform	Entnahmestricht	Rechtswert	Hochwert
1 D6	lessivierter Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm	Naunhof 4741	⁴⁵ 40040	⁵⁶ 82190
4 D5	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand	Pomßen 4741	⁴⁵ 42490	⁵⁶ 77500
5 D3	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand	Brandis 4641	⁴⁵ 40890	⁵⁶ 88460
7 D4	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm	Beucha 4641	⁴⁵ 40380	⁵⁶ 88530
8 D3	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöss über tiefen kiesführendem Moränenlehm	westl. Brandis 4641	⁴⁵ 41020	⁵⁶ 88370
9 Lö3	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löss	Sornzig 4741	⁴⁵ 72180	⁵⁶ 77130

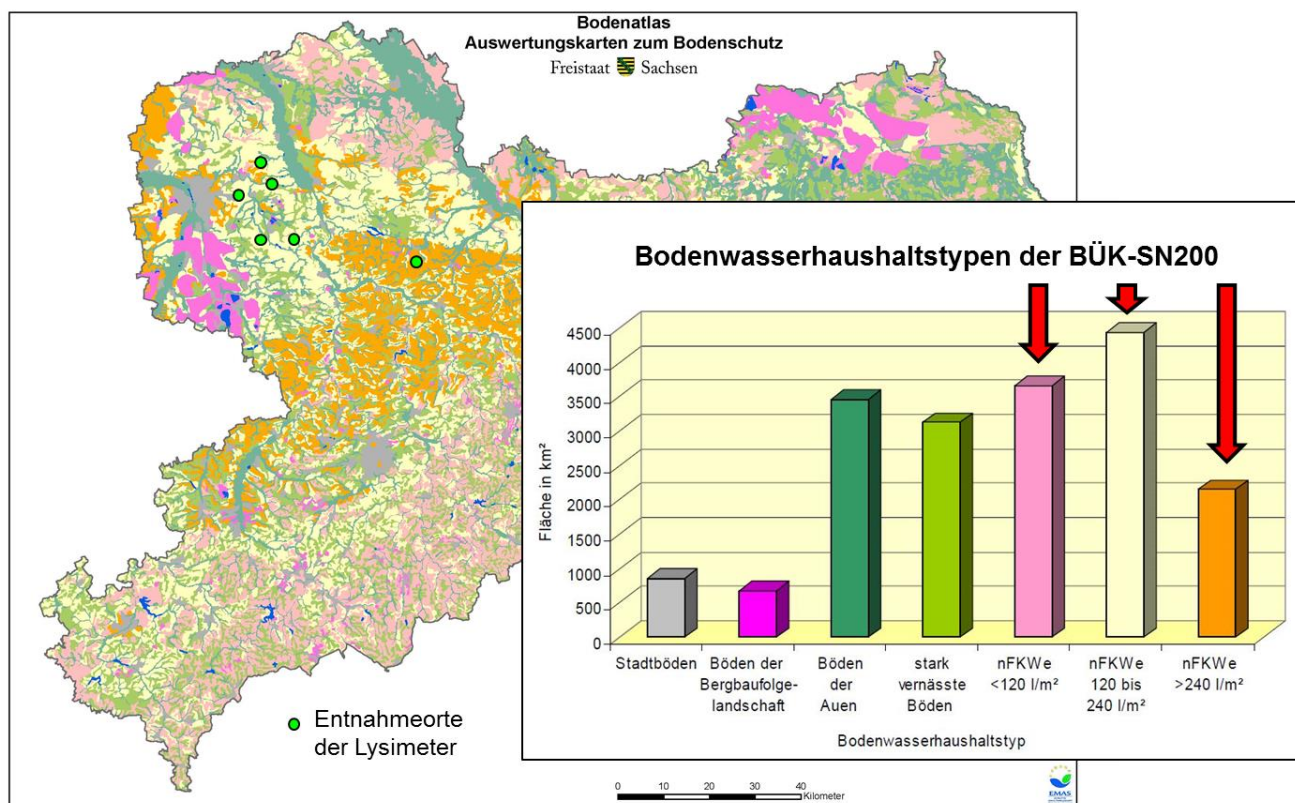


Abbildung 4-1: Zuordnung zum Bodenwasserhaushaltstyp der BÜK-SN200 (rote Pfeile) und Lage der Herkunftsflächen der Lysimeterböden (ergänzt nach LfUG 2007)

Tabelle 4-4: Bodenhydrologische Kenngrößen und Verlagerungsdisposition von sechs Ackerböden der Station Brandis

Gr./ NStE	SW (3 m Tiefe)	FKwurzel ¹ [mm]	Austauschrate BW [%]	Dränzone Länge FK		Dränzone Verlagerung ² [dm Jahr ⁻¹]	Dränzone Verlagerungsrisiko ³
	[mm Jahr ⁻¹]			[dm]	[mm dm ⁻¹]		
5/D3	189	53(75)	345 s. groß	27	13	14	mittel
8/D3	151	89(142)	169 groß	26	22	7	gering
4/D5	146	93(142)	155 groß	26	14	10	gering
1/D6	125	105(167)	118 mittel	25	10	12	mittel
7/D4	111	117(178)	86 gering	24	22	5	sehr gering
9/Lö3	58	170(450)	36 s. gering	19	25	2,5	sehr gering

¹ Mittelwerte (Reihe 1981–2010), ermittelt aus Lysimetermessungen, Klammerwerte = Maximalwerte von Einzeljahren

² Verlagerungsgeschwindigkeit in der Dränwasserzone

³ Bewertung nach DVWK (1994, S. 393)

Tabelle 4-5: Bodeneigenschaften, Nährstoffgehalte und -bindungsverhältnisse in 0–25 cm Tiefe von sechs Ackerböden der Station Brandis, Angaben aus der Zeit der Lysimetergewinnung (1978/79)

Lys.-Gr.	Bodenart	Ton- gehalt [%]	Skelett [%]	Boden- dichte [g cm ³]	nFK bei pF [Vol. %]	kf [m s ⁻¹]	KAK _{eff} [cmol kg ⁻¹]	C _{org} * [%]	N _t * [%]	pH-Wert (CaCl ₂)*
5/D3	IS	8	16	1,56	16,8	1,8×10 ⁻⁴	8,75	1,2	0,11	5,2
8/D3	sL	6	4	1,59	22,6	6,8×10 ⁻⁴	7,39	1,2	0,10	5,2
4/D5	sL	8	5	1,42	26,6	3,7×10 ⁻⁵	11,32	1,5	0,13	6,6
1/D6	sL	11	5	1,45	28,0	8,5×10 ⁻⁶	14,76	2,9	0,16	6,5
7/D4	sL	10	2	1,68	21,6	1,2×10 ⁻⁶	9,62	1,3	0,11	5,5
9/Lö3	L	17	0,1	1,62	22,0	3,7×10 ⁻⁷	15,84	1,3	0,13	5,4

Bodenart: IS (lehmiger Sand), sL (sandiger Lehm), L (Lehm)

*Mittel der Jahre 1980–1994

4.2.3 Landwirtschaftliche Bewirtschaftung

Seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 1981 kamen auf allen Lysimeterböden und dem umliegenden Feld nacheinander drei unterschiedliche Formen der Bewirtschaftung (Tabelle 4-6) zur Anwendung (HAFERKORN 2013).

Tabelle 4-6: Bewirtschaftungsform und Fruchtfolge der Jahre 1981 bis 2015 von sechs Ackerböden der Station Brandis

1. Periode: konventionelle, intensive Landbewirtschaftung	2. Periode: Flächenstilllegung und ökologischer Landbau	3. Periode: konventioneller Landbau mit Düngbedarfsermittlung
mineralische und organische Düngung (u. a. in Form von Sediment, Torfmull, Humustat)	organische Düngung (Stallmist, Erntereste), keine mineralische NPK-Düngung, Kalkdüngung	standortdifferenzierte, bedarfsgerechte mineralische Düngung, organische Düngung (Erntereste)
1981 Zuckerrüben	1993 Grünbrache	1999 Wintergerste/ZF Senf
1982 Winterweizen	1994 Grünbrache	2000 Erbsen
1983 Wintergerste	1995 Rotklee	2001 Winterweizen
1984 Welsches Weidelgras	1996 Kartoffeln	2002 Wintergerste
1985 Kartoffeln	1997 Sommerweizen	2003 Winterraps
1986 Winterweizen	1998 Winterroggen	2004 Winterweizen
1987 Kartoffeln		2005 Sommergerste
1988 Winterweizen		2006 Winterraps
1989 Wintergerste/ZF Ölrettich		2007 Winterweizen
1990 Zuckerrüben		2008 Wintergerste
1991 Winterweizen		2009 Winterraps
1992 Wintergerste		2010 Winterweizen
		2011 Wintergerste
		2012 Winterraps
		2013 Winterweizen
		2014 Mais
		2015 Winterweizen

Im Zeitraum von 1981 bis 1992 (konventionelle, intensive Landbewirtschaftung) wurden im Mittel der Jahre alle Böden mit rd. 130 kg N ha^{-1} mineralisch gedüngt. Hinzu kamen eine N-Deposition ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) von $49 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (aus Analysen des Niederschlags) und eine Zufuhr von industriell hergestellten organischen Substraten in hohen Einzelgaben. Es verblieb kein Erntegut auf den Lysimetern und dem umliegenden Feld. Bedarfsweise wurden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

Von 1993 bis 1995 wurden Stilllegungs- und Grünbrachemaßnahmen realisiert, danach drei Jahre ökologischer Landbau. Es erfolgte keine mineralische Düngung, nur 1996 je Lysimeter mit der Herbstfurche eine Stalldünggabe von 200 dt ha^{-1} , die im Folgejahr mit 60 kg N ha^{-1} angerechnet wurde. Die symbiotische N-Bindung 1995 bei Rotklee (1. Schnitt) wurde rechnerisch ermittelt (LfULG 2007, S. 62). Je nach Standort fand eine N-Bindung von 5 kg N ha^{-1} (Gr. 8/D3) bis 77 kg N ha^{-1} (Gr. 9/Lö3) Berücksichtigung.

Seit 1999 werden Art und Höhe der Düngung am voraussichtlich zu erwartenden Ertrag, unter Beachtung der Nährstoffversorgung des Standortes und am betriebswirtschaftlichen Nutzen, bemessen. Im Vergleich zu den 1980er-Jahren ist ein Rückgang des Hackfrucht- und Futteranbaus zu Gunsten des Anbaus von Marktfrüchten (Wintergetreide, Winterraps) zu verzeichnen. Die Erntereste verbleiben je nach Fruchtart auf der Fläche (Lysimeter). Bedarfsweise kommen Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel zum Einsatz. Auf Grund des geringen Tierbesatzes in der Region wird ausschließlich mineralisch gedüngt. 2014 kamen erstmals 118 dt ha^{-1} Gärreste (= 78 kg N ha^{-1}) einer nahegelegenen Biogasanlage zur Anwendung.

Anders als im Feldversuchswesen orientieren sich Art und Höhe der Düngegaben ausschließlich an der Wirtschaftsweise der umliegenden Ackerbaubetriebe.

In Abbildung 4-2 sind das Mittel der Erträge aller sechs Standorte, der Minimalertrag (Sandboden, Gr. 5/D3) und der Maximalertrag (Lössstandort, Gr. 9/Lö3) in Getreideeinheiten (GE): Dezitonnen pro Hektar Trockenmasse (TM) dargestellt. Für die Berechnung fand der überarbeitete Getreideeinheitenschlüssel nach SCHULZE et al. (2010) Verwendung. Der Einfluss von Witterung und Sortenwahl wird durch die Bildung dreijähriger Zeitabschnitte verringert, sodass die bewirtschaftungsbedingten Ertragsunterschiede sichtbar werden.

In der 1. Bewirtschaftungsperiode (1981–1992) liegen die mittleren jährlichen TM-Erträge zwischen 23 dt GE ha⁻¹ (Gr. 5/D3) und 57 dt GE ha⁻¹ (Gr. 9/Lö3) und damit um 33 % höher als zur Zeit der Lysimetergewinnung (17–40 dt GE ha⁻¹a⁻¹), was als Folge der verbesserten Nährstoffversorgung durch die intensive Düngung nach 1980 angesehen werden kann.

Während der Umstellung der Bewirtschaftung auf Grünland/Brache in der 2. Bewirtschaftungsperiode (1993–1995) sind die Erträge auf allen Standorten erwartungsgemäß gering, weil es sich um Grünschnitt handelt, der zum Teil als Gründünger auf der Fläche verblieb. Zwischen 1996 und 1998, bei ökologischem Landbau, erreichten die Ernteerträge wieder etwa das Niveau der 1. Bewirtschaftungsperiode (21–58 dt GE ha⁻¹a⁻¹). Während der 3. Bewirtschaftungsperiode (1999–2013) liegen die durchschnittlichen jährlichen Erträge bei 26–65 dt GE ha⁻¹ und damit um +3 bis +8 dt GE ha⁻¹ über den Erträgen der 1. Bewirtschaftungsperiode.

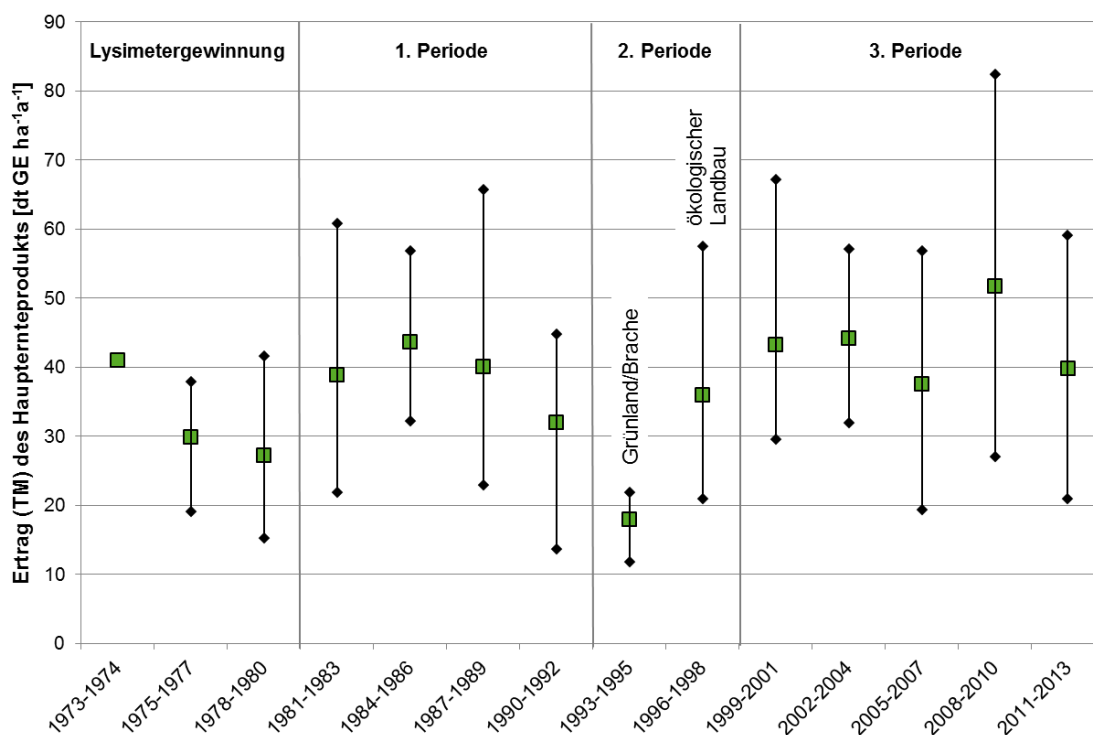


Abbildung 4-2: Mittlere Ertragsentwicklung (TM des Ernteguts in dt GE ha⁻¹) auf sechs Ackerböden der Station Brandis für dreijährige Zeitabschnitte im Zeitraum von 1975 bis 2013 (Arithmetisches Mittel aller Böden, untere Antenne = Gr. 5/D3, obere Antenne = Gr. 9/Lö3)

Insgesamt ist ein Anstieg der TM-Erträge zu beobachten. Auffallend dabei ist eine zunehmende Spreizung des Ertragsniveaus zwischen dem D3- und dem Lö3-Standort. Während der Ertrag auf dem leichten Sandboden in der 3. Bewirtschaftungsperiode nur um 5 % gegenüber der 1. Periode ansteigt, erhöht er sich auf dem Lössstandort um 14 %.

Insbesondere beim Anbau von Winterweizen werden seit Beginn der Untersuchungen steigende Durchschnittserträge verzeichnet, die in diesem Fall vor allem durch einen Ertragszuwachs auf den leichten D-Standorten erzielt werden. Dieser Anstieg korreliert eng mit der klimatischen Wasserbilanz. Die Anbaubedingungen für Winterweizen haben sich in der realisierten Fruchtfolge zufällig von sehr trockenen (ungünstigen) bis hin zu feuchten (günstigen) Jahren verändert (Abbildung 4-3). Eine Steigerung beim ohnehin ertragsstarken Lössboden Gr. 9/Lö3 findet dagegen nicht statt. Vielmehr gehen dessen Erträge in feuchten Jahren etwas zurück.

In Bezug auf die Ertragsentwicklung ist, neben der N-Düngung, ein besonderes Augenmerk auf den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit zu richten.

Der Humusgehalt in der Ackerkrume ist im Untersuchungszeitraum relativ konstant geblieben und beträgt derzeit, auch bei den Böden mit geringem Feinanteil, ca. 2 % des Bodensubstrates. Durch den Verbleib des Getreide- und Rapsstrohs auf der Fläche (seit 1996) werden sowohl auf den leichten als auch auf den schweren Standorten positive Humussalden ermittelt. Auch der pH-Wert zeigt über die Jahre kaum Veränderungen und liegt aktuell bei pH 6,0.

Auf Grund der regelmäßig hohen mineralischen und organischen Düngergaben in den 1980er-Jahren, lagen die P_{CAL} -Gehalte (Abbildung 4-8) zunächst auf sehr hohem Niveau. Seit dem Ausbleiben einer regelmäßigen Phosphatdüngung ab 1990 verringern sie sich kontinuierlich und liegen gegenwärtig im optimal versorgten Bereich. Weil die angereicherten Überschüsse zum großen Teil langfristig pflanzenverfügbar sind (KÖSTER & NIEDER 2007), profitieren die Böden derzeit noch von den Düngegaben der 1980er-Jahre. Der beobachtete Trend macht jedoch deutlich, dass in absehbarer Zeit eine Unterversorgung eintreten wird, wenn nicht mit einer Erhaltungsdüngung gegengesteuert wird.

Auch die K_{CAL} -Gehalte zeigen, nach ehemals mittleren bis hohen Gehalten, einen deutlichen Rückgang. Derzeit sind alle Standorte mit K unterversorgt, was in der Düngeplanung und Ertragerwartung berücksichtigt werden muss. Die Ursachen für die ausbleibende K-Düngung in vielen Betrieben sind der Preisanstieg der Düngemittel und die verringerten Tierbestände nach dem 1990 beginnenden Strukturwandel.

Tabelle 4-7: Mittlerer P-, K- und Mg-Gehalt [$mg\ 100\ g^{-1}$] in 0–25 cm Tiefe und Versorgungsstufen von sechs Ackerböden der Station Brandis im Ergebnis von drei aufeinanderfolgenden Bewirtschaftungsperioden

Nährstoff [$mg\ 100\ g^{-1}$]	Bew.-Periode	Gr. 5/D3 IS		Gr. 8/D3 sL		Gr. 4/D5 sL		Gr. 1/D6 sL		Gr. 7/D4 sL		Gr. 9/Lö3 L	
P	1	9,0	D	8,0	D	20,3	E	10,6	E	11,4	E	12,9	E
	2	10,7	E	8,4	D	18,9	E	12,3	E	7,8	D	12,2	E
	3	8,3	D	6,6	C	9,4	D	8,1	D	4,7	B	8,6	D
K	1	16,9	D	14,6	C	20,4	D	15,9	D	14,5	C	15,4	C
	2	11,2	C	10,1	C	12,9	C	13,6	D	10,3	C	12,6	C
	3	8,3	C	8,2	B	8,7	B	9,9	C	7,7	B	8,1	B
Mg	1	5,2	C	4,8	B	7,5	C	8,9	D	5,5	B	11,4	C
	2	14,2	E	12,0	E	12,2	E	14,4	E	10,8	E	25,3	E
	3	12,4	E	12,4	E	11,7	E	10,0	D	9,6	D	20,6	E
Bodenbezeichnung		leicht		leicht		mittel		mittel		mittel		schwer	

Versorgungsstufen: A = sehr niedrig, B = niedrig, C = mittel, D = hoch, E = sehr hoch
 Bodenarten: IS = lehmiger Sand, sL = sandiger Lehm, L = Lehm

Dagegen steigen die Mg-Gehalte in den Lysimeterböden seit Beginn der Untersuchungen kontinuierlich an und sind heute sehr hoch, ohne dass dies mit einzelnen Düngemaßnahmen erklärt werden kann. Mögliche Ursachen dafür sind der Verbleib der Erntereste auf der Fläche und das zu Gunsten von Magnesium veränderte K-Mg-Verhältnis. Weil der Kaliumgehalt bewirtschaftungsbedingt stark rückläufig ist, stehen für Magnesium mehr Bindungsplätze an den Kationenaustauschern bereit. Die letzten Düngungen mit Mg-haltigem Branntkalk erfolgten in den Jahren 1995 und 2014.

Die Höhe der von vielen Faktoren abhängigen jährlichen N_{\min} -Gehalte ist sehr unterschiedlich. Der seit 2009 ermittelte S_{\min} -Gehalt erreicht in 0–60 cm Tiefe Werte von durchschnittlich 14 bis 21 kg S ha⁻¹a⁻¹. Trotz der hohen atmosphärischen S-Einträge in den 1970er- und 1980er-Jahren ist er inzwischen deutlich niedriger als der sachsenweite Durchschnitt, der im Mittel der Jahre 2013/14 bei 36 bzw. 43 kg S ha⁻¹ lag (GRUNERT 2015).

4.3 Klimatische Randbedingungen und Deposition

Der Untersuchungsstandort Brandis liegt in der mitteldeutschen Trockenregion des Norddeutschen Tieflandes mit einer Jahresmitteltemperatur von 9,5 °C und einem Jahresniederschlag von 675 mm a⁻¹ (korrigiert, Reihe 1981–2015).

Die Jahresniederschläge schwanken zwischen 507 mm (1991) und 933 mm (2010). Dabei lag der Jahresniederschlag 2010 rund 260 mm über dem langjährigen Mittelwert. Dies war mit Abstand die höchste Niederschlagsmenge, die seit den 1930er-Jahren in Mitteldeutschland gemessen wurde. Generell ist seit 1981 eine Zunahme der Jahresniederschläge zu verzeichnen, die vorwiegend aus einer Zunahme der Sommerniederschläge resultiert.

Die 35-jährige Beobachtungsreihe der Lufttemperatur zeigt über den gesamten Zeitraum hinweg einen kontinuierlichen Anstieg, der in den Monaten Februar, April, Juni, Juli und August am nachhaltigsten ist. Ein kontinuierlicher Temperaturrückgang ist dagegen bei keinem Monat zu erkennen.

Die 1. Bewirtschaftungsperiode (1981–1992) ist im Mittel durch vergleichsweise geringe Niederschläge (629 mm) und eine Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C gekennzeichnet (Abbildung 4-3). Während der 2. Bewirtschaftungsperiode (1993–1998) war es mit 8,9 °C und 720 mm relativ kühl und sehr niederschlagsreich.

Im Verlauf der 3. Bewirtschaftungsperiode (1999–2015) ist es im Vergleich zu den beiden vorausgehenden Perioden am wärmsten. Für diesen Zeitraum beträgt das Jahresmittel der Lufttemperatur 9,9 °C und der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 691 mm. Während sich die Höhe der Winterniederschläge seit 1981 kaum veränderte, wurde eine deutliche Zunahme der Niederschläge im Spätsommer (meist als Starkregen) beobachtet.

Seit 2006 wird am Standort Brandis ein Versuch mit Schwarzbrache (Kapitel 4.4.4) durchgeführt. Von 2006 bis 2015 war es mit 720 mm a⁻¹ sehr niederschlagsreich, das Jahresmittel der Lufttemperaturen lag bei überdurchschnittlichen 9,9 °C.

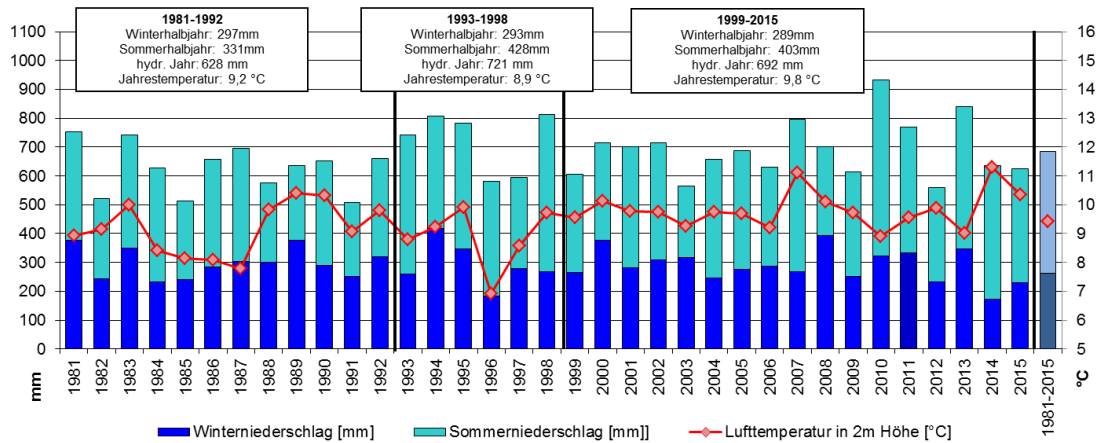


Abbildung 4-3: Jahreswerte von Niederschlag und Lufttemperatur (hydrologische Jahre 1981–2015) sowie Mittelwerte im Zeitraum der drei Bewirtschaftungsperioden am Standort Brandis

Von 1980 bis 1995 wurde die Deposition am Standort Brandis an Hand von Niederschlagsanalysen ermittelt. Seit 1996 kommen Bulk-Sammler zum Einsatz. Bulk-Sammler erfassen nur die nassen (über den Niederschlag) und trockenen sedimentierenden Partikel.

Über die Höhe der N-Einträge, die den Pflanzenbeständen darüber hinaus über trockene, nicht sedimentierende Partikel und Gase aus der Atmosphäre zur Verfügung stehen, gibt es große Unsicherheiten. So kommt das am UFZ Halle-Leipzig entwickelte Messsystem (ITNI, integrated total nitrogen input) mit 65 kg ha^{-1} (Gesamt-)N am Standort Bad Lauchstädt im Mittel der Jahre 1994–1999 zu deutlich höheren Werten (BÖHME et al. 2002 und 2003) als mittels Bulk-Sammler im gleichen Zeitraum gemessen wurde (21 kg N ha^{-1} [$\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$]). Die Höhe der Deposition lässt sich auch aus den N-Bilanzen langjähriger Feldversuche ohne Düngung ermitteln (WEIGEL et al. 2000). Für den Standort Bad Lauchstädt ergab sich eine N-Deposition in Höhe von 50 bis $58 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, die etwa auf dem Niveau der mittels ITNI-System gemessenen Werte liegt. Abbildung 4-4 zeigt die Entwicklung der am Standort Brandis mittels Bulk-Sammler gemessenen N-Deposition.

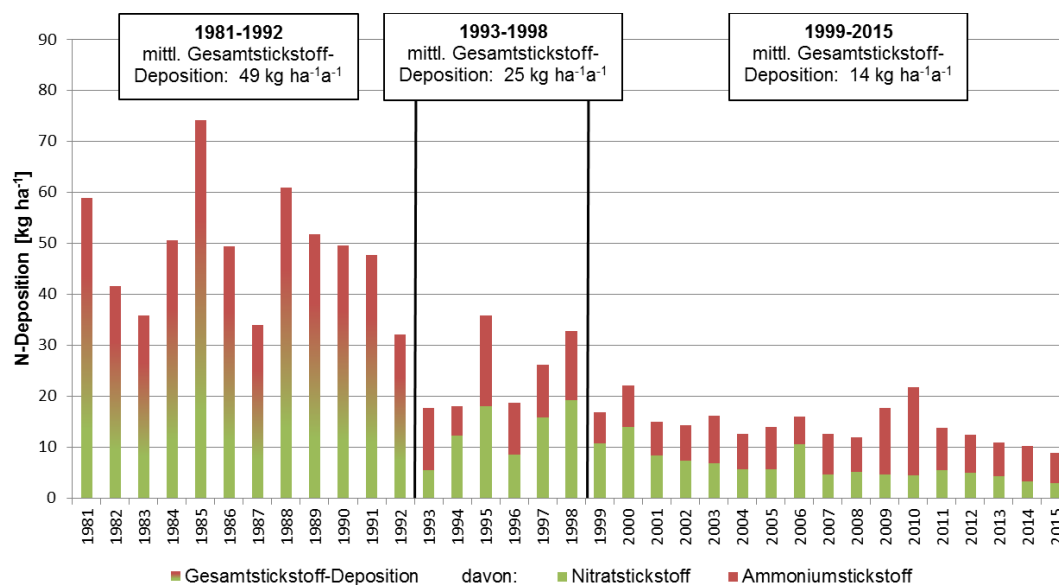


Abbildung 4-4: Jahreswerte anhand von Niederschlagsanalysen und mittels Bulk-Sammler gemessener $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition [kg ha^{-1}] am Standort Brandis

4.4 Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen

4.4.1 N-Saldo und bewirtschaftungsbedingter N-Austrag über das Sickerwasser

Die N-Bilanz im Boden ist das Resultat aus N-Einträgen, N-Umsätzen und N-Austrägen. Der N-Bilanzsaldo für Ackerflächen ergibt sich aus der Gegenüberstellung von Import (Deposition, Düngung, legume N-Fixierung), N-Nachlieferung (aus Wirtschaftsdüngern, Zwischenfrüchten des Vorjahres, der organischen Bodensubstanz, aus Erntegut- und Wurzelrückständen), N-Immobilisierung (durch Einbau in organische Materialien oder Tonminerale) und N-Export (über Erntegut und abgefahrene Nebenprodukte).

Die Höhe der den Boden verlassenden N-Frachten resultiert aus der Höhe der Sickerwassermenge und dem Grad ihrer Nitrat-Befruchtung. Im Fall der 3 m tiefen Brandiser Lysimeter handelt es sich nicht um die Nitratkonzentration der Sickerwässer beim Verlassen des Wurzelraumes, sondern um die Konzentrationen, die sich nach anschließender Passage der Dränwasserzone (s. Tabelle 4-4) ergeben. Dadurch wird neben Stoffumsatzprozessen auch der bilanzwirksame N-Betrag berücksichtigt, der insbesondere auf Lösstandorten durch kapillaren Aufstieg wieder in die Wurzelzone zurückgeführt wird (= vollständige Berücksichtigung der verdunstungsbeeinflussten Zone).

Als Indikator für die Effektivität und Gewässerverträglichkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen wird nachfolgend der N-Saldo aus N-Eintrag (Düngung_{org.+min.} + legume N-Fixierung) minus N-Pflanzenentzug verwendet. Die atmosphärische Deposition, gasförmige Verluste und die N-Umsatzprozesse bleiben unberücksichtigt.

In der Station Brandis wurden von 1981 bis einschließlich 1995 das Erntegut und die gesamten oberirdischen Pflanzenteile abgefahren (N-Pflanzenentzug_{gesamt}). Seit 1996 wird nur der N-Entzug des Erntegutes angerechnet, weil Ernterückstände auf dem Feld (Lysimeter) verbleiben.

Mit dem Anspruch einer bedarfsgerechten Düngung in der 3. Bewirtschaftungsperiode, auch wenn die Zielerträge oft zu hoch angesetzt wurden, konnten die N-Salden gesenkt werden. Die Höhe dieser Flächenbilanzüberschüsse spiegelt die Situation in vielen deutschen und insbesondere sächsischen Einzugsgebieten wider (UBA 2015). Dabei kann der N-Bilanzüberschuss in den niederschlagsarmen Regionen Sachsens nicht der tatsächlich ausgetragenen N-Menge (Fracht) gleichgesetzt werden (s. Verhältnis von Fracht/Saldo in Tabelle 4-8).

Beim Vergleich der verschiedenen Böden und der drei nacheinander realisierten Bewirtschaftungsperioden zeigen die mehrjährigen N-Austräge über das Sickerwasser erhebliche Unterschiede (Tabelle 4-8).

Tabelle 4-8: Deposition, Komponenten des N-Saldo [kg ha⁻¹a⁻¹], Sickerwassermenge (SW) [mm a⁻¹] und Nitrat-Konzentration [mg l⁻¹a⁻¹] von sechs Ackerböden der Station Brandis, Jahresmittelwerte von drei aufeinanderfolgenden Bewirtschaftungsperioden

Lysimetergruppe NStE		5 D3	4 D5	8 D3	1 D6	7 D4	9 L63
Pedohydrotop		a	b		c		d
1. Periode 1981–1992	Deposition	49	49	49	49	49	49
	Düngung (mineralisch)	130	130	130	130	130	130
	Feldbaukomposte*	77	77	77	77	77	77
	N-Entzug	97	120	112	134	133	175
	N-Fracht	46	41	32	33	18	8
	Fracht/Saldo [%]	42	47	34	45	24	25
	SW	167	131	141	107	82	57
	NO ₃ -Konzentration	110	136	113	117	79	109
2. Periode 1993–1998	Deposition	29	29	29	29	29	29
	Düngung (mineralisch)	0	0	0	0	0	0
	Leguminosen, Stalldung**	11	22	9	18	13	23
	N-Entzug	49	77	57	77	68	101
	N-Fracht	33	18	16	12	4	1
	SW	196	141	159	122	122	47
	NO ₃ -Konzentration	83	59	61	36	18	8
3. Periode 1999–2015	Deposition	15	15	15	15	15	15
	Düngung (mineralisch)	147	143	142	139	142	134
	Leguminosen***	6	6	6	6	6	6
	N-Entzug	60	83	85	88	97	131
	N-Fracht	70	55	42	43	31	2
	Fracht/Saldo [%]	76	84	67	76	61	21
	SW	192	152	144	138	125	59
	NO ₃ -Konzentration	139	145	119	114	87	11

* Feldkomposte zur Bodenverbesserung und Nährstoffzufuhr 1982, 1986, 1988 und 1989

** N-Fixierung durch Leguminosen 1995, Stalldung 1996

*** N-Fixierung durch Leguminosen 2000

In den Jahren der Intensivperiode von 1981 bis 1992 lieferten die ertragreichen, sorptionsstarken Löss-Parabraunerden (Gr. 9/L63) mittlere jährliche N-Austräge (Frachten) von 8 kg N ha⁻¹. Auf den wenig ertragreichen sandigen Braunerden (Gr. 5/D3) betragen die N-Austräge, gekoppelt an hohe Nitratkonzentrationen, 46 kg N ha⁻¹.

Während der Jahre 1993 bis 1998 mit ökologischem Landbau, Stilllegungs- und Brachemaßnahmen kommt es, trotz negativer Salden, zu Auswaschungsverlusten, die aber geringer ausfallen als in den Jahren davor.

Im Mittel der Jahre der 3. Periode von 1999 bis 2015 lagen die N-Austräge auf den D-Standorten mindestens 30 Prozent über dem Niveau der Intensivperiode (1981–1992). Es werden nicht nur höhere Frachten registriert, sondern auch ein höherer prozentualer Anteil der N-Frachten am N-Saldo (N-Einträge). Dies ist beim Lössstandort nach wie vor unkritisch. Bei den anderen Böden betrug der Anteil der N-Austräge am N-Überschussaldo rd. 60 bis 80 Prozent (Tabelle 4-8).

Als eine Ursache für die nach wie vor hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der leichten und mittleren Standorte (Lysimeter) wird die in Einzeljahren auf zu hohe Zieleerträge ausgerichtete N-Düngung angesehen.

Auch das infolge höherer Sommerniederschläge veränderte Abflussregime ist von Einfluss. Letztlich lassen sich die N-Austräge der 3. Bewirtschaftungsperiode (Auswaschung eines höheren Anteils vom N-Saldo) nur erklären, wenn auch Veränderungen des über Jahrzehnte akkumulierten N-Pools der Böden Berücksichtigung finden. Auf Grund der nacheinander realisierten praxisorientierten Bewirtschaftungsformen kann nicht von einem Fließgleichgewicht der C- und N-Vorräte ausgegangen werden.

Der Teil des organischen N-Pools, der durch Mineralisierung wieder pflanzenverfügbar wird, findet durch den aufwachsenden Pflanzenbestand nur geringfügig Verwendung. Ein großer Anteil des NO_3 geht in Lösung und wird ausgewaschen.

Für die Bewertung der sickerwassergebundenen N-Austräge bedarf es detaillierter Kenntnisse zur Wirkung des N-Pools der Böden. Um Aussagen zu deren Austragsverhalten zu erhalten, wird seit 2006 auf zwei verschiedenen Böden (Parabraunerde-Braunerde (Gr. 8/D3) und tiefgründiger Löss (Gr. 9/Lö3) eine Schwarzbrauche realisiert. Die Ergebnisse werden in Kapitel 4.4.4 dargestellt.

4.4.2 Sickerwasserbildung und Nitrat-Konzentration

Die unterschiedliche Höhe der jährlichen Bodenwasserausschöpfung und die zur Wiederauffüllung verfügbaren Niederschläge sind Ursache für eine große jährliche Variabilität der Sickerwassermengen (Abbildung 4-5) am Beispiel eines Sandlöss über lehmigen Sanden).

Der über die 35 Beobachtungsjahre registrierte Zuwachs an Niederschlag wird für die Verdunstung und letztlich für die Ertragsbildung verwendet. Er bewirkt auch bei den flach- und mittelgründigen Böden kaum eine Zunahme der Sickerwasserbildung. Bei schweren Böden (tiefgründiger Löss) wird infolge der höheren Verdunstung sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr eine Abnahme der Sickerwasserbildung registriert.

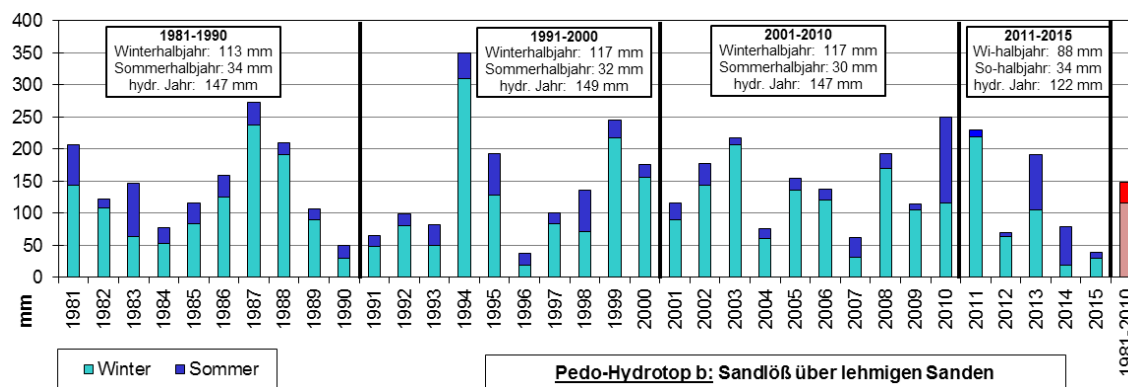


Abbildung 4-5: Jahreswerte der Sickerwasserbildung von Sandlöss über lehmigen Sanden (Mittel Gr. 4/D5 und Gr. 8/D3) bei gebietstypischer landwirtschaftlicher Bewirtschaftung (Station Brandis, hydrologische Jahre 1981–2015)

Die hohen Sickerwassermengen im Jahr 1994 resultieren aus dem mit 418 mm (korrigiert) höchsten Winter-niederschlag (Abbildung 4-3) der 35-jährigen Reihe, der auf gefüllte Bodenwasservorräte traf. Die hohen Sickerwassermengen im Jahr 2010 sind Folge des mit 612 mm (korrigiert) bisher höchsten Sommerniederschlags seit den 1940er-Jahren. Größere Veränderungen zeigen sich beim innerjährlichen Verlauf der Sickerwasserbildung. Höhere Niederschläge im Spätsommer und der vorwiegende Anbau von Winterfrüchten führen tendenziell zur schnelleren Wiederauffüllung der Bodenwasservorräte und, vor allem bei den auswaschungsgefährdeten D3-Standorten, zu einem vorzeitigen Beginn der Sickerwasserperiode.

1. Bewirtschaftungsperiode

Für jeden Boden bildete sich im Mittel über die Jahre 1981–1992 ein vom Ertragspotential abhängiges Niveau der Nitratgehalte im Sickerwasser heraus (Abbildung 4-6).

Die Nitratkonzentrationen der Standorte Gr. 4/D5, Gr. 8/D3 und Gr. 1/D6 liegen mit $\approx 100 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ auf vergleichbarem Niveau zur erodierten Braunerde (Gr. 5/D3). Der fruchtbare Lössboden (Gr. 9/Lö3) weist von allen hier untersuchten Böden die geringsten Gehalte auf ($22 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) und scheint auch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung relativ gut zu puffern (KNAPPE et al. 1993).

2. Bewirtschaftungsperiode

Seit dem Übergang zur Brache im Jahr 1992 traten bei den Standorten Gr. 5/D3, Gr. 4/D5 und Gr. 8/D3 erstmals im Jahr 1994, im darauffolgenden Jahr auch beim Standort Gr. 1/D6, verminderte Nitratkonzentrationen ($< 50 \text{ mg l}^{-1}$) auf (Abbildung 4-6). Dies ist die Folge der positiven Wirkung des ausgebildeten Weidelgrasbestandes, der den zugeführten Stickstoff im Pflanzenbestand festlegt („Sanierung durch Pflanzenbestände“). Nachdem im Herbst 1996 eine Stalldunggabe eingearbeitet wurde, erhöhten sich die Nitratkonzentrationen von 1997 bis 1998 auf allen Standorten (außer Gr. 9/Lö3) über das Niveau der landwirtschaftlichen Intensivperiode (1. Periode). Die Erhöhung der Konzentrationen war gekoppelt an hohe Sickerwassermengen im Anschluss an das Trockenjahr 1996. Zieht man die über Tracerversuche an diesen Bodenformen ermittelte Sickerwassergeschwindigkeit (bodenartenspezifische Durchbruchs- und Verweilzeiten, nähere Angaben bei KNAPPE et al. 1999) in die Betrachtungen ein, so sind die wieder ansteigenden Nitratkonzentrationen den Bewirtschaftungsmaßnahmen Grasumbruch 1994 mit anschließender Schwarzbrache, Leguminosenumbruch im Herbst 1995 und der Stalldunggabe 1996 zuzuordnen.

Im Fall des Lössbodens mit unverändert geringen Nitratkonzentrationen in 3 m Tiefe zeigte sich, dass hier auch diese Bewirtschaftungsform keine Gefahr für das Grundwasser darstellt.

3. Bewirtschaftungsperiode

Trotz der im Mittel der Jahre 1999–2015 geringeren N-Salden weisen alle Böden (außer Lössboden) im Verlauf dieser Periode immer noch Nitratkonzentrationen auf, die weit über dem Zielwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ liegen und die über das Niveau der ersten Bewirtschaftungsperiode hinaus stiegen.

Dabei sind die Konzentrationen der Standorte Gr. 5/D3, Gr. 4/D5 im Mittel der Jahre mit einem Niveau von rd. $145 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ am höchsten (Tabelle 4-8), wobei die Abstufung der Standorte untereinander mit der 1. Periode vergleichbar ist.

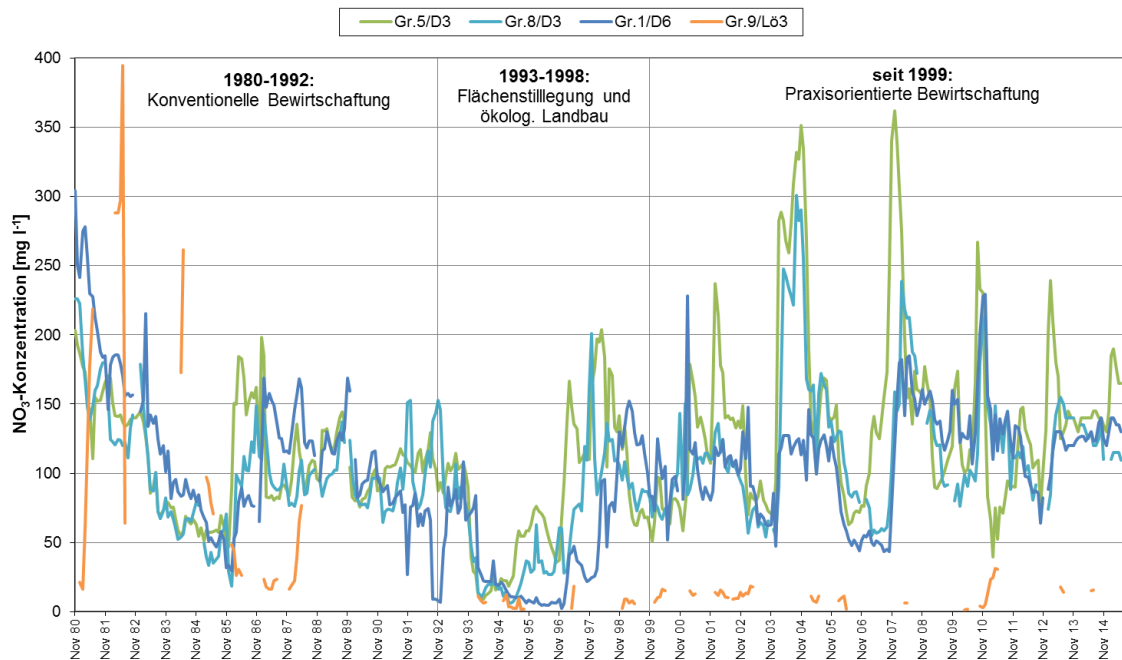


Abbildung 4-6: Monatswerte der NO₃-Konzentration des Sickerwassers in 3 m Tiefe von vier Ackerböden der Station Brandis im Zeitraum von November 1980 bis Oktober 2015

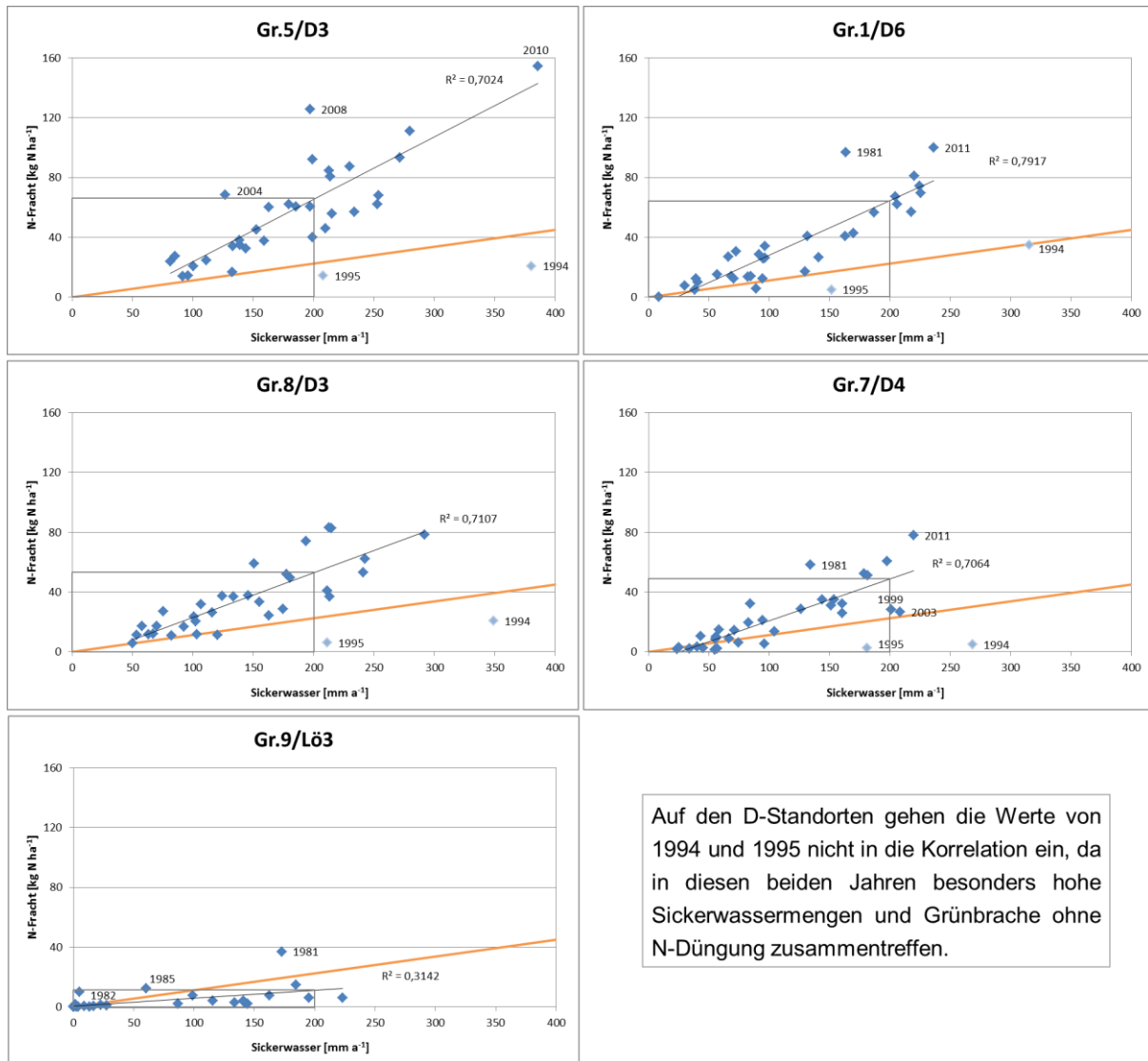
4.4.3 N-Saldo und hydrologisch bedingter N-Austrag über das Sickerwasser

Erwartungsgemäß besteht mittel- bis langfristig eine enge Korrelation zwischen den Bodeneigenschaften (nFK_{We} , Verlagerungsdisposition) und dem N-Austrag über das Sickerwasser (Tabelle 4-4 und Tabelle 4-5). So sichern Böden wie die Parabraunerde (Gr. 9/Lö3) mit großem Bodenwasserspeicher (und hohen Vorräten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) ein gutes Pflanzenwachstum und hohe Erträge. Diese bewirken eine effiziente Ausnutzung der N-Gaben und einen geringen N-Bilanzüberschuss, sodass letztlich, auch auf Grund der geringen Sickerwassermengen, kaum N-Austräge zu verzeichnen sind.

Problematisch ist der sickerwassergebundene N-Austrag bei flachgründigen Sand- und Geschiebelehm Böden mit geringerem Ertragsniveau und hohen N-Salden (Gr. 5/D3, Gr. 4/D3, Gr. 8/D5 und Gr. 1/D6), der eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser darstellt. Dieser Gefahr kann durch restriktive N-Düngung begegnet werden, eine Maßnahme, die auf diesen Standorten einen Ertragsrückgang zur Folge haben wird.

Um die Einhaltung des Nitrat-Schwellenwertes der Grundwasserverordnung für Maßnahmen nach WRRL von 50 mg l^{-1} zu gewährleisten, ist, je nach Höhe des Sickerwasseranfalls lt. ATV-DVWK (2003), nur eine maximale N-Fracht von 10 bis 45 kg N ha^{-1} zu tolerieren. Für die hier untersuchten Standorte mit durchschnittlichen Sickerwassermengen zwischen 60 mm a^{-1} beim Löss (Gr. 9/Lö3) und 200 mm a^{-1} bei den ertragsarmen, sandigen Braunerden (Gr. 5/D3), bedeutet das tolerierbare N-Frachten von maximal 20 kg N ha^{-1} . Dies erscheint nur für tiefgründige Lössstandorte realistisch.

Des Weiteren werden bei den o. g. Abschätzungen lt. ATV-DVWK (2003) die N-Bilanzüberschüsse (Flächenbilanzen) den „Auswaschungsruchten“ gleichgesetzt. Dies kann durch die Brandiser Lysimeteruntersuchungen nicht bestätigt werden. Zwischen N-Saldo und Höhe der N-Auswaschung ließ sich für alle Standorte kein Zusammenhang feststellen (s. Tabelle 4-9). Ebenso lässt sich von der Höhe der N-Salden nicht auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser schließen.



Auf den D-Standorten gehen die Werte von 1994 und 1995 nicht in die Korrelation ein, da in diesen beiden Jahren besonders hohe Sickerwassermengen und Grünbrache ohne N-Düngung zusammentreffen.

Abbildung 4-7: Zusammenhang zwischen jährlichem N-Austrag [N-Fracht in kg ha⁻¹] mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe und jährlicher Sickerwassermenge [mm] am Beispiel von fünf Ackerböden der Station Brandis (Hydrologische Jahre 1981–2014); orange Linie: rechnerisch ermittelter, tolerierbarer jährlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss nach ATV-DVWK, 2003

Dagegen gilt für alle Standorte: je höher die jährliche Sickerwassermenge, umso höher der N-Austrag (Abbildung 4-7). Beim Vergleich der Standorte untereinander zeigte sich: je höher die Bodenfruchtbarkeit (Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit) und je geringer die Verlagerungsdisposition der Standorte (Tabelle 4-4), umso geringer die Fracht, die bei gleicher Sickerwassermenge am jeweiligen Standort ausgewaschen wird. Letztlich beeinflussen auch unterschiedlich hohe N-Umsatzprozesse der Standorte.

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die Bewirtschaftung und die für Sachsen typischen klimatischen Randbedingungen dazu führten, dass ein großer Anteil der N-Überschussalden im Boden verblieb. Die Höhe der jährlichen Sickerwassermenge entscheidet darüber, welcher Anteil davon ausgewaschen wird (Tabelle 4-9).

Tabelle 4-9: N-Saldo [kg ha⁻¹a⁻¹], Sickerwassermenge (SW) [mm a⁻¹] und N-Fracht [kg ha⁻¹a⁻¹] von fünf Ackerböden der Station Brandis bei praxisorientierter Bewirtschaftung (hydrologische Jahre 1999–2014)

Jahr	Fruchtart	Gr.5/D3			Gr.8/D3			Gr.1/D6			Gr.7/D4			Gr.9/Lö3		
		N-Saldo	SW	N-Fracht	N-Saldo	SW	N-Fracht	N-Saldo	SW	N-Fracht	N-Saldo	SW	N-Fracht	N-Saldo	SW	N-Fracht
1999	WGerste	88	253	62	93	241	53	100	226	70	83	201	28	43	142	3
2000	Erbsen	43	199	40	8	175	29	15	170	43	-5	161	26	-60	141	4
2001	WWeizen	103	185	61	32	116	26	11	96	26	13	94	21	-71	28	1
2002	WGerste	135	213	84	122	181	50	111	163	41	108	154	35	102	115	4
2003	WRaps	118	234	57	78	213	37	70	218	57	53	209	27	19	195	6
2004	WWeizen	40	127	69	20	75	27	20	39	12	0	40	3	-20	0	0
2005	SGerste	110	199	92	93	151	59	110	132	41	110	144	35	110	23	1
2006	WRaps	88	159	38	94	134	37	68	141	27	51	126	29	56	87	2
2007	WWeizen	97	179	66	8	63	12	6	38	5	-6	25	3	-39	0	0
2008	WGerste	96	197	126	47	194	74	33	187	57	25	179	52	-19	17	1
2009	WRaps	83	153	37	69	107	32	41	96	33	54	83	19	39	4	0
2010	WWeizen	124	386	155	118	243	62	117	220	81	98	198	60	-10	13	0
2011	WGerste	98	254	68	78	213	83	75	236	100	69	220	78	35	223	6
2012	WRaps	113	81	24	75	70	17	60	57	15	82	58	15	20	0	0
2013	WWeizen	93	280	111	79	178	52	127	206	62	57	182	51	33	1	0
2014	Mais	56	85	27	14	58	17	-26	66	27	25	43	10	-36	9	1
Mittel		93	199	70	64	151	42	59	143	44	51	132	31	13	62	2

Die Höhe der N-Salden hatte Einfluss auf die Art und Höhe des angereicherten N-Pools. Ihr Einfluss auf die Höhe der N-Austräge aus der Bodenzone in Richtung Grundwasser wird erst nach Auswaschung des N-Pools sichtbar werden (zum Auswaschungsverhalten s. Kapitel 4.4.5).

4.4.4 Untersuchungen zur Höhe des bewirtschaftungsbedingten N-Pools

Hinweise auf die Höhe des bewirtschaftungsbedingt entstandenen N-Pools lieferten Bilanzrechnungen über mehr als drei Jahrzehnte. Dabei wurden den jährlichen Stickstoffeinträgen aus Deposition und Überschussalden die jährlichen N-Austräge über das Sickerwasser in 3 m Tiefe gegenübergestellt. Verluste durch gasförmige Austräge in die Atmosphäre in Form von Ammoniak (NH₃) und Distickstoffmonoxid (Lachgas, N₂O) wurden geschätzt. N-Komponenten aus Umsatzprozessen wie Mineralisation oder Denitrifikation bleiben unberücksichtigt.

Die Bilanzierung erfolgt am Beispiel einer Parabraunerde-Braunerde aus Sandlöss (Gr. 8/D3) und einer Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus tiefgründigem Löss (Gr. 9/Lö3) über einen Zeitraum von 35 Jahren. Auf jeweils einem Lysimeter (Lys. 8/4 und Lys. 9/2) wurde im November 2006 eine Schwarzbrache angelegt, während die zwei verbleibenden Lysimeter der beiden Gruppen weiterhin der Bewirtschaftung unterliegen.

Wie aus Abbildung 4-8 hervorgeht, summieren sich die N-Einträge (mineralisch/organische Düngung minus Pflanzenentzug) beim lehmigen Sand (Gr. 8/D3) von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache im Jahr 2006 auf rd. 2.400 kg ha⁻¹ (1.500 kg ha⁻¹ aus N-Salden plus 900 kg ha⁻¹ aus N-Deposition). Dem steht von 1981 bis 2006 ein summarischer N-Austrag von nur 800 kg ha⁻¹ gegenüber. Demzufolge verblieben im Verlauf der Bewirtschaftung von 1981 bis zum Jahr 2006 knapp 70 Prozent der eingetragenen N-Mengen (1.600 kg N ha⁻¹) im Boden. Werden mögliche gasförmige Emissionen berücksichtigt, reduziert dies bilanzseitig die im Boden

verbliebenen N-Mengen. So schätzt FELDWISCH (1999) die auf den Einsatz von Mineraldüngern zurückzuführende durchschnittliche jährliche N-Emissionsrate auf 3,8 bis 7,6 kg N ha⁻¹. Bei einer angenommenen jährlichen Rate von 7,6 kg N ha⁻¹ würden sich die Verluste innerhalb von 26 Jahren auf rd. 200 kg N ha⁻¹ summieren.

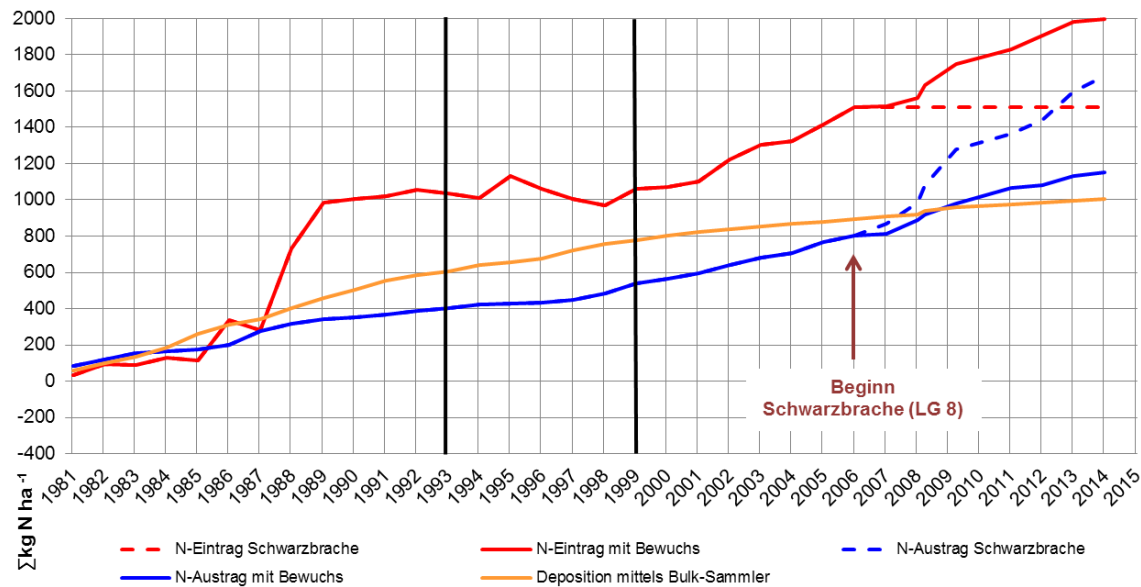


Abbildung 4-8: Summenkurven auf Basis von Jahreswerten der atmosphärischen N-Deposition, der bewirtschaftungsbedingten N-Einträge (N-Salden) und N-Austrag mit dem Sickerwasser (N-Fracht) in 3 m Tiefe am Beispiel einer Parabraunerde-Braunerde (Gr. 8/D3) am Standort Brandis – ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache

Ab 2006 entfällt auf der Schwarzbrache der bewirtschaftungsbedingte N-Saldo (Düngung minus Pflanzenentzug) und als N-Eintrag ist bis Oktober 2014 nur noch die (Bulk-)Deposition (in Höhe von rd. 125 kg N ha⁻¹) wirksam. In diesem Zeitraum war es sehr niederschlagsreich (720 mm) und auch das Jahresmittel der Lufttemperaturen lag bei überdurchschnittlichen 9,9 °C (Abbildung 4-3).

Während der Schwarzbrache wurde mit dem Sickerwasser mehr Stickstoff ausgetragen (883 kg N ha⁻¹) als im gesamten Zeitraum von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache (800 kg N ha⁻¹). Bei landwirtschaftlicher Bewirtschaftung wurden dagegen von November 2006 bis Oktober 2014 in Summe nur 349 kg N ha⁻¹ (im Mittel 44 kg N ha⁻¹a⁻¹) ausgewaschen.

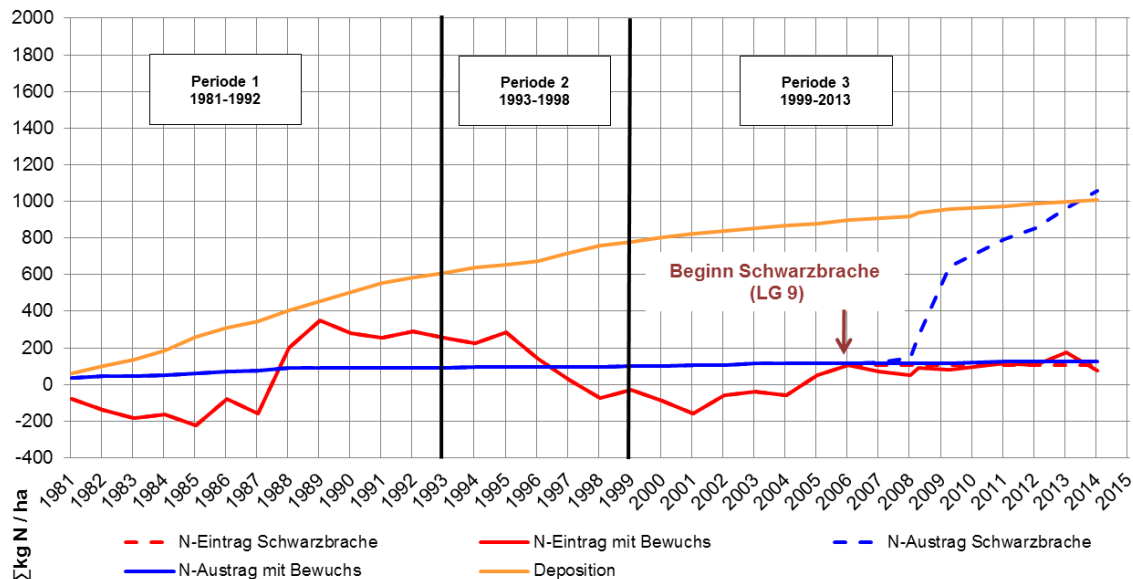


Abbildung 4-9: Summenkurven auf Basis von Jahreswerten der atmosphärischen N-Deposition, der bewirtschaftungsbedingten N-Einträge (N-Salden) und N-Austrag mit dem Sickerwasser (N-Fracht) in 3 m Tiefe am Beispiel eines tiefgründigen Löss (Gr. 9/Lö3) am Standort Brandis – ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache

Auf dem Lössboden (Gr. 9/Lö3) summiert sich der bewirtschaftungsbedingte N-Eintrag von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache auf Grund der zahlreichen Jahre mit negativem N-Saldo nur auf rd. 100 kg N ha⁻¹ (Abbildung 4-9). Der summarische N-Eintrag der mittels Bulk-Sammler am Standort Brandis gemessenen Deposition schlägt auch hier bis 2006 mit 900 kg N ha⁻¹ zu Buche, die geschätzte, nicht berücksichtigte N-Emission mit rd. 200 kg N ha⁻¹.

Obwohl der bewirtschaftungsbedingte N-Eintrag vor Beginn der Schwarzbrache sehr gering war, ist der summarische sickerwassergebundene N-Austrag während der Schwarzbrache in Höhe von 847 kg N ha⁻¹ unter dem tiefgründigen Löss (Gr. 9/Lö3) noch größer als beim lehmigen Sand (Gr. 8/D3). Bilanzseitig rekrutiert sich dieser N-Austrag ausschließlich aus den Einträgen über die (Bulk-)Deposition.

4.4.5 Zum Einfluss der Schwarzbrache auf den sickerwassergebundenen N-Austrag

Bei der Schwarzbrache entfallen die bewirtschaftungsbedingten N-Einträge, aber auch der Wasser- und Stoffentzug durch die Pflanzen. Die mehrjährige Schwarzbrache bewirkt erwartungsgemäß eine deutliche Veränderung des Bodenwasser- und Stickstoffhaushaltes. Das Fehlen der Transpiration führte zu höheren Bodenwassergehalten und die höheren Sickerwasserraten (Abbildung 4-9) zur verstärkten Mobilisierung des mineralischen N-Pools. Es werden Bereiche des Bodenprofils durchströmt, die sonst selten am Transport und der Befruchtung des Sickerwassers beteiligt sind. Gleichzeitig erhöht sich vermutlich die Stickstoffmineralisation, weil die Bedingungen für den mikrobiellen C/N-Umsatz im Oberboden der Schwarzbrache günstiger sind als unter einem abschattenden Pflanzenbestand (höhere Bodenfeuchten und Bodentemperaturen).

So werden mit dem Sickerwasser unter dem Standort lehmiger Sand (Gr. 8/D3) mit Schwarzbrache im Zeitraum von November 2006 bis Oktober 2014 im Mittel 110 kg N ha⁻¹a⁻¹ ausgetragen, obwohl als N-Eintrag nur die (Bulk-)Deposition (14 kg N ha⁻¹a⁻¹) von Einfluss ist (Tabelle 4-10). Der summarische N-Austrag in dieser Zeit beträgt 883 kg N ha⁻¹ (Summe der N-Deposition 111 kg N ha⁻¹).

Der tiefgründige Löss (Gr. 9/Lö3) ist bei entsprechender landwirtschaftlicher Bewirtschaftung durch hohe Erträge und niedrige N-Salden gekennzeichnet. Daraus resultieren eine hohe Verdunstung, eine sehr geringe, teils fehlende Sickerwasserbildung und letztlich auch sehr geringe N-Austräge mit dem Sickerwasser (Abbildung 4-7). Während bei der bewirtschafteten Variante von 2007 bis 2014 mit dem Sickerwasser jährlich nur 1 kg N ha^{-1} ausgetragen werden, sind es im gleichen Zeitraum unter Schwarzbrache $118 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, obwohl auch hier als N-Eintrag nur die (Bulk-)Deposition ($14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) von Einfluss ist (Tabelle 4-10). Der summarische Austrag beträgt bei der nicht bewirtschafteten Variante 942 kg N ha^{-1} und bei der Variante mit Bewuchs lediglich 8 kg N ha^{-1} .

Tabelle 4-10: Jahresmittelwerte (hydrol. Jahre 2007–2014) von N-(Bulk-)Deposition, N-Düngung, N-Pflanzenentzug und N-Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe am Beispiel von zwei Ackerböden der Station Brandis bei Schwarzbrache und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung

Jahresmittelwerte [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	lehmiger Sand (Gr.8/D3)		tiefgründiger Löss (Gr.9/Lö3)	
	Schwarzbrache	mit Bewuchs	Schwarzbrache	mit Bewuchs
Deposition	14	14	14	14
Düngung (mineralisch)	–	149	–	141
Pflanzenentzug	–	98	–	148
Austrag mit dem SW	110	44	118	1

Die bisherigen Untersuchungen zur Höhe der jährlichen sickerwassergebundenen N-Austräge haben gezeigt, dass es neben dem Einfluss von Standort und Bewirtschaftung einen hydrologischen Einflussfaktor gibt. Dieser führt dazu, dass die bewirtschaftungsbedingten N-Bilanzüberschüsse nur anteilig ausgewaschen werden. Auf Grund der geringen Verlagerungsdisposition der Böden (infolge geringer Niederschläge und hohem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) hat sich jahrzehntelang ein N-Pool angereichert. Seine Auswirkungen auf die Höhe der jährlichen N-Austräge und die Qualität des Grundwassers sind schwer zu quantifizieren und werden voraussichtlich noch Jahrzehnte anhalten. Dieser Dauerversuch wird durch den Einsatz des Modells ArcEGMO-PSCN (PFÜTZNER, Hrsg. 2002 und KLÖCKING 2009) begleitet (HAFERKORN et al. 2015).

4.5 Untersuchungen im Einzugsgebiet der Parthe

Mit den Messungen im Parthegebiet soll ein Bezug zwischen Standortuntersuchungen (Lysimeter) und entsprechenden Reaktionen im Einzugsgebietsmaßstab hergestellt werden. Das Nitrat gelangt mit dem Sickerwasser zunächst in die oberen Grundwasserleiter. Ein gewisser Anteil verlässt, nach Erreichen des Vorfluters, mit großer Zeitverzögerung das Einzugsgebiet. Ein anderer Teil unterliegt im Boden und im Grundwasserleiter dem Nitratabbau, ein geringer Anteil gelangt in tiefere Grundwasserleiter.

Neben der Höhe der sickerwassergebundenen N-Austräge aus der verdunstungsbeeinflussten Zone haben der unterschiedliche Grad der Geschütztheit der Grundwasserleiter (hydrogeologische Eigenschaften und Mächtigkeit der Deckschichten) Einfluss auf die Nitratkonzentrationen an den einzelnen Grundwassermessstellen.

Abbildung 4-10 veranschaulicht, wie Aufbau und Mächtigkeit der ungesättigten Zone die Transportzeit einer Sickerwasserfront beeinflussen. Bei der Berechnung der Verlagerungsgeschwindigkeit (VS) auf Basis der gemessenen jährlichen Sickerwassermengen (SW) und der Feldkapazität (FK) wurde vorausgesetzt, dass

sich der Aufbau der Dränwasserzone der Lysimeterböden in den Tiefen > 3 m nicht ändert (VS [dm a⁻¹] = SW [mm a⁻¹] / FK [dm mm⁻¹]).

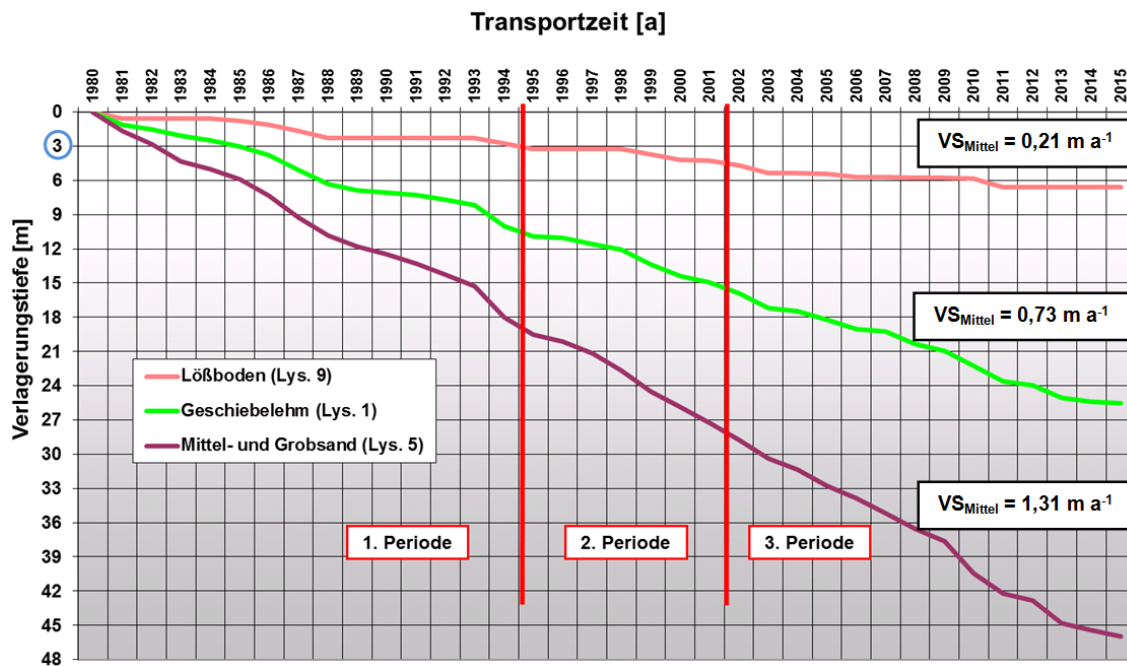


Abbildung 4-10: Berechnete Transportzeit und Verlagerungstiefe (über die Lysimetertiefe von 3 m hinaus) der im Jahr 1980 gestarteten Sickerwasserfronten am Beispiel von drei Böden der Station Brandis (VSMittel – Mittlere Verlagerungsgeschwindigkeit)

Auf Grund der zahlreichen Einflussfaktoren ist ein zeitlicher und räumlicher Zusammenhang zwischen der Form der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (letztlich Höhe der N-Salden) und den an einzelnen Grundwassermessstellen angetroffenen Nitratgehalten nur schwer herzustellen.

Die große räumliche Variabilität der Nitratkonzentrationen im Grundwasser demonstriert Abbildung 4-11 am Beispiel der Region Naunhof.

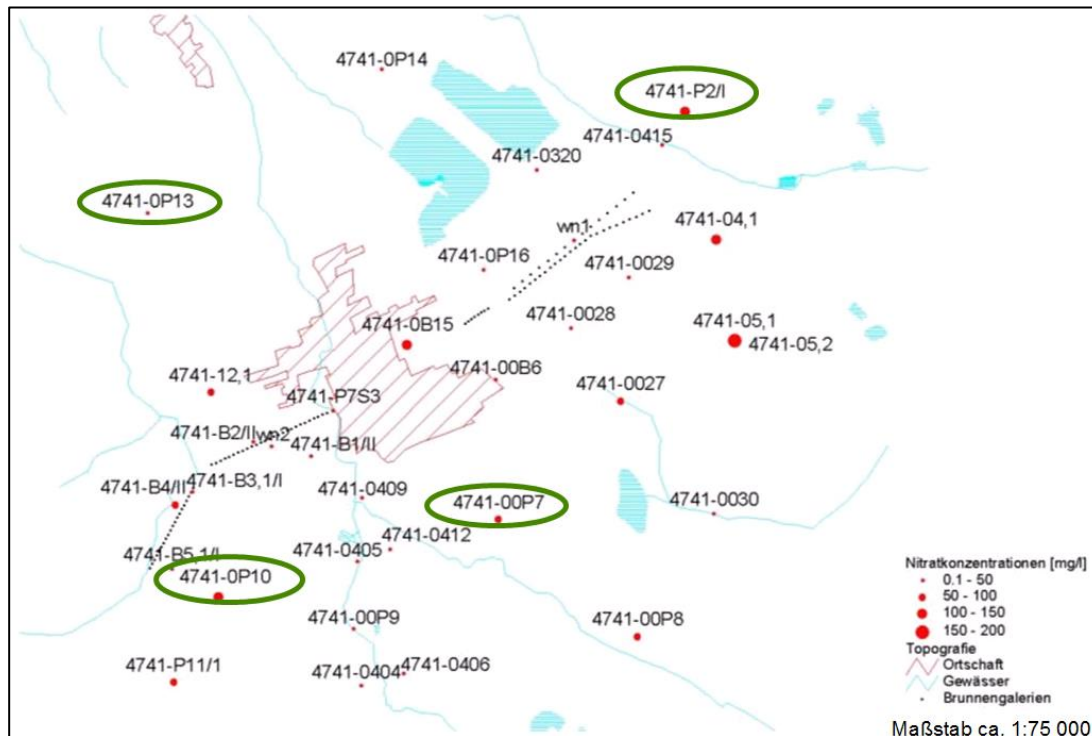


Abbildung 4-11: Nitratkonzentrationen im Grundwasser, Beispiel Raum Naunhof (Sondermessnetz Parthe unter Berücksichtigung von Messstellen der Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH aus HAFERKORN et al. 2003)

Anhand von sechs ausgewählten Grundwassermessstellen dieser Region (Tabelle 4-11) wird für den Untersuchungszeitraum von 1996/98 bis 2015 der zeitliche Verlauf der Wasserstandsentwicklung (Abbildung 4-12) und die Konzentration der Parameter Nitrat, Ammonium, Sulfat und Sauerstoffgehalt dargestellt (Abbildung 4-13).

Tabelle 4-11: Stammdaten ausgewählter Messstellen sowie Nitrat- und Sulfat-Konzentration im Grundwasser

Messstelle	Teufe	Mittlerer Wasserstand	GWL**	Landnutzung	NO ₃ -Konzentration	SO ₄ -Konzentration
47410B11*	15,20 m	6,83 m u GOK (1996–2015)	1.4	Acker	130 mg l ⁻¹ (1996–2015)	256 mg l ⁻¹ (1996–2015)
47410B13*	20,70 m	5,81 m u GOK (1996–2015)	1.4	Acker	142 mg l ⁻¹ (1998–2015)	275 mg l ⁻¹ (1998–2015)
4741P2_1	11,50 m	1,87 m u GOK (1994–2015)	1.5	Acker	61 mg l ⁻¹ (1998–2009)	168 mg l ⁻¹ (1998–2009)
474100P7	13,00 m	2,89 m u GOK (1994–2015)	1.5	Acker	102 mg l ⁻¹ (1998–2015)	164 mg l ⁻¹ (1998–2015)
47410P10	17,00 m	5,24 m u GOK (1994–2015)	1.5	Acker	85 mg l ⁻¹ (1999–2015)	278 mg l ⁻¹ (1999–2015)
47410P13	19,50 m	1,16 m u GOK (1994–2015)	1.5	Acker	4 mg l ⁻¹ (1998–2009)	459 mg l ⁻¹ (1998–2009)

*Messstellen außerhalb der Abbildung 4-11

**Grundwasserleiter (GWL) nach PESTER (1998)

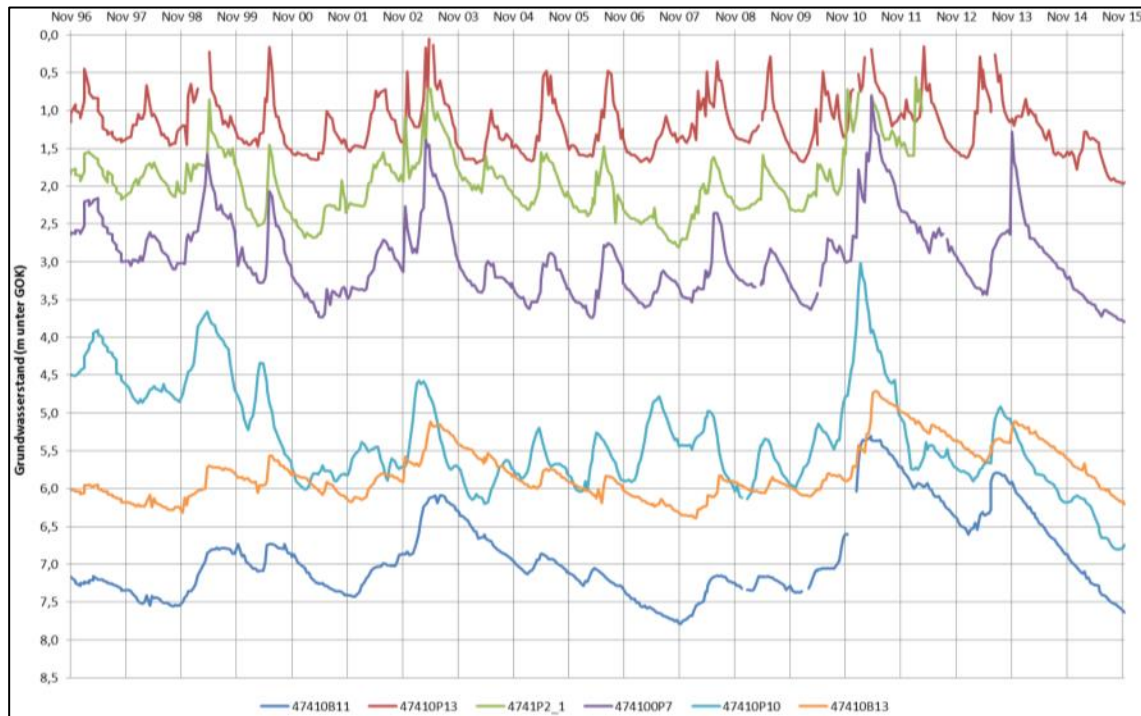


Abbildung 4-12: Grundwasserstandsentwicklung ausgewählter Messstellen im Raum Naunhof auf Basis von 14-tägigen Messungen für den Zeitraum von 1996 bis 2015

Dabei zeigen sich die höchsten Nitratgehalte an den Messstellen „Pomßen-Feldweg“ (47410B11) und „Pomßen-Grethen-Straße“ (47410B13), die die am tiefsten gelegenen Grundwasserstände aufweisen (Tabelle 4-11).

Der Ammoniumgehalt ist dagegen sehr gering. Die umgekehrte Situation wird an der nur wenige Kilometer entfernten GW-Messstelle Erdmannshain (47410P13) registriert. Hier liegt der Nitratgehalt im Mittel der Zeitreihe bei nur 4 mg l^{-1} . Diese Messstelle wurde im Jahr 2009 eingestellt.

Nicht nur die Höhe, sondern auch die tendenzielle Entwicklung der Nitratgehalte ist unterschiedlich. Während die Entwicklung an den GW-Messstellen Erdmannshain (47410P13) und Ammelshain (4741P2_1) rückläufig ist, steigen die Gehalte an den Messstellen Pomßen-Feldweg (47410B11) und Pomßen-Grethen-Straße (47410B13) an.

Anhand der chemischen Parameter nur weniger Grundwassermessstellen zeigt sich das sehr heterogene Bild des Belastungszustandes eines Grundwasserleiters. Umfangreichere Untersuchungen hierzu finden sich in HAFERKORN et al. (2003).

Die hydrogeologischen Einflussfaktoren können mittels Simulationsmodell (bei ausreichender Diskretisierung des Strömungsfeldes) entsprechend gut beschrieben werden. Weit schwieriger ist es, den Einfluss von Nitrat-Abbauprozessen und die Größe des Nitratbaupotenzials entlang der Fließwege zu identifizieren, weil der reaktive Elementbestand des durchströmten Gesteins (einschließlich organischer Partikel und Mikroorganismen als Katalysatoren für Umsatzprozesse) nur durch aufwendige geo- und hydrochemische Beprobungen festgestellt werden kann.

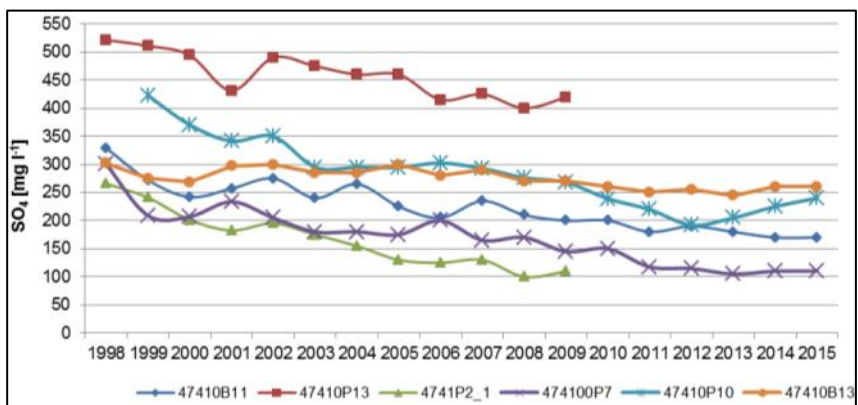
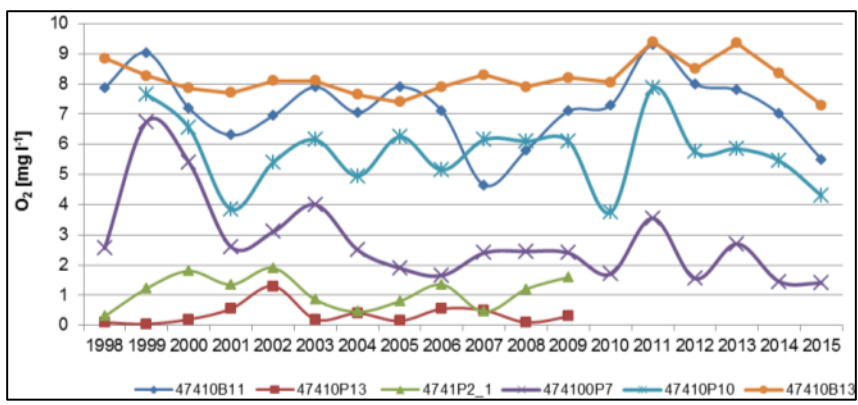
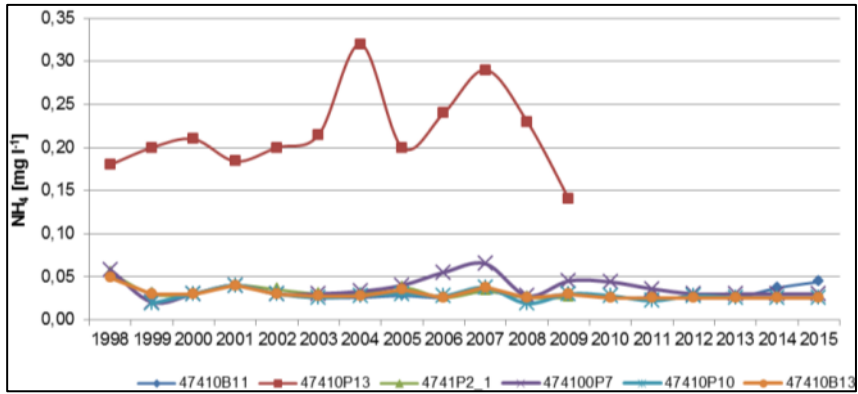
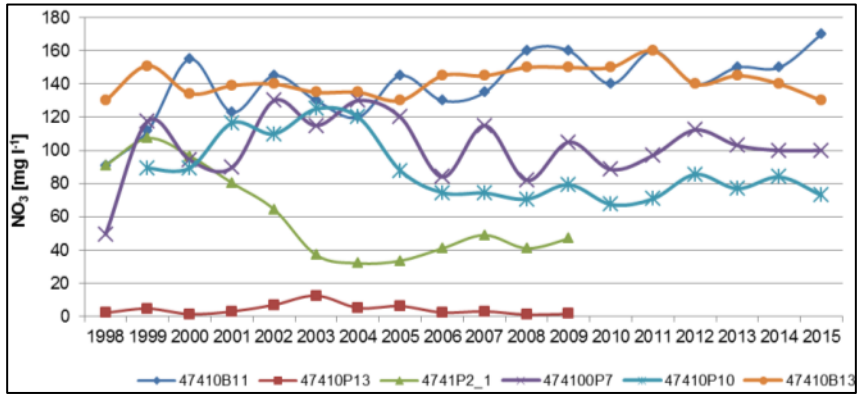


Abbildung 4-13: Jahreswerte der Nitrat-, Ammonium-, Sauerstoff- und Sulfatkonzentration an ausgewählten Grundwassermessstellen im Raum Naunhof für den Zeitraum von 1998 bis 2015

Welchen Einfluss haben die bewirtschaftungsbedingten diffusen Nitratbelastungen des Grundwassers auf den Vorfluter? Zunächst sind in vielen sächsischen Einzugsgebieten, so auch im Parthegebiet, seit Anfang der 1990er-Jahre zwei regionaltypische Veränderungen zu berücksichtigen:

- Seit dem drastischen Rückgang der Grundwasserförderung der Wasserwerke und mit Beginn des Grundwasserwiederanstiegs in den bergbaubeeinflussten Regionen, befinden sich die Grundwasserstände in vielen kleinen und mittleren Einzugsgebieten auf einem höheren Niveau als vor der politischen Wende, woraus in diesen Gebieten ein größerer Grundwasserzufluss zu den Vorflutern resultiert.
- Mitte der 1990er-Jahre beginnend erhöhte sich der Anschlussgrad der Haushalte an Kläranlagen, zahlreiche Industrieeinleitungen wurden eingestellt. Infolgedessen stieg der Sauerstoffgehalt in den Flüssen, die Ammoniumkonzentrationen sind rückläufig (s. Abbildung 4-14 am Beispiel der Parthe-Gütemessstellen Gretchen, Erdmannshain und Beucha).

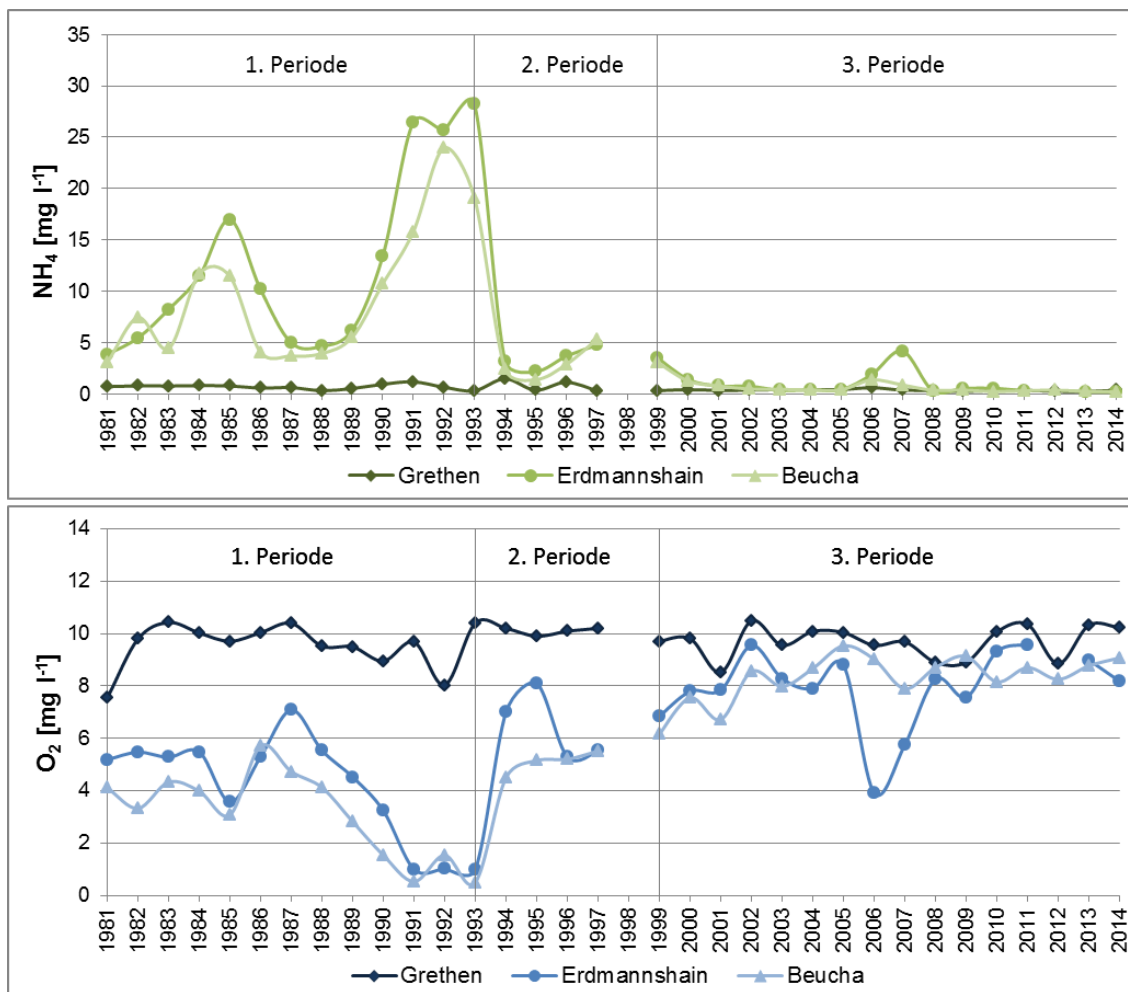


Abbildung 4-14: Jahreswerte der Ammonium- und Sauerstoffkonzentration an den Parthe-Gütemessstellen Gretchen, Erdmannshain und Beucha für den Zeitraum von 1981 bis 2014

Mit dem Rückgang der punktuellen Einträge in die Oberflächengewässer, gewannen diffuse N-Einträge aus der Landwirtschaft an Bedeutung. Dabei sind die Höhe der diffusen Nitratreinträge aus der Bodenzone in den Grundwasserpfad und der Weitertransport in die Vorfluter stark von den hydrologischen Eigenschaften des Einzugsgebietes abhängig.

Hinsichtlich der Wirkung der Grundwasserleiterdeckschichten gilt das südliche Parthegebiet im Raum Großbardau bis Grethen als gering geschützt. So sind an der Gütemessstelle Grethen die höchsten Nitratkonzentrationen zu verzeichnen (Abbildung 4-15).

Stromabwärts in Richtung Leipzig verbessert sich mit zunehmender Mächtigkeit der Geschiebemergelplatten der Saale- und Elster-Kaltzeit die Geschützttheit der pleistozänen Grundwasserleiter. Die Nitratkonzentration im Längsschnitt der Parthe nimmt von Grethen über Erdmannshain bis Beucha infolge des Zustroms von weniger stark belastetem Grundwasser deutlich ab.

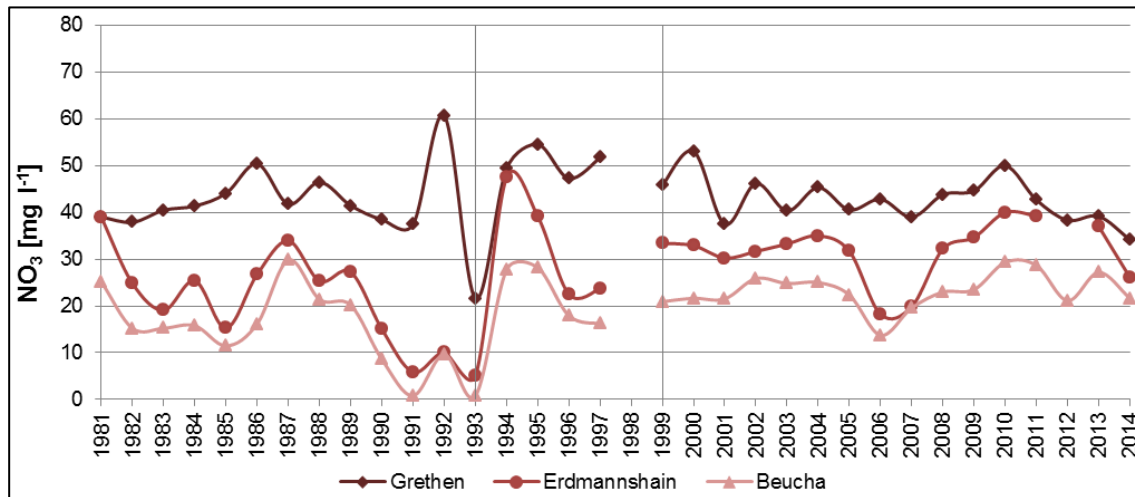


Abbildung 4-15: Nitratkonzentration an den Gütemessstellen Grethen, Erdmannshain und Beucha in der Parthe für den Zeitraum von 1981 bis 2014

Im zeitlichen Verlauf zeigen die Nitratgehalte der Parthe an den Gütemessstellen Grethen, Erdmannshain und Beucha ebenso wie die im unteren Parthegebiet liegenden, hier nicht dargestellten Messstellen Plörsitz, Plaußig und Thekla seit 2010 einen leichten Rückgang der Nitratkonzentrationen. Inwieweit dies mit dem Abflussregime korreliert, ist noch zu klären.

Es muss davon ausgegangen werden, dass es auch im Einzugsgebietsmaßstab im Verlauf abflussarmer Perioden zur Akkumulation von N-Einträgen in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter kommt. Dies führt in Feuchtperioden möglicherweise zu einer höheren, nicht unmittelbar bewirtschaftungsbedingten Nitratbelastung der Vorfluter. Weil der Speicher der ungesättigten Zone im Lockergesteinsbereich vergleichsweise groß ist, sind auch die Stoffverfrachtungen in die Oberflächengewässer während der Feuchtperioden groß und über längere Zeit anhaltend.

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Elbeökologie-Projektes (BECKER & LAHMER 2004) fanden von 1998 bis 2003 zu dieser Problematik am Beispiel des Parthegebietes erste Untersuchungen statt (KRÖNERT et al. 2004). Unter dem Thema „Bestimmung des Nitratstromes im Grund- und Oberflächenwasser mit dem Modell PART“ wurde das bestehende gekoppelte Oberflächenwasser-/Grundwassermodell für das Einzugsgebiet der Parthe (PART 1994 und HAFERKORN et al. 1999) eingesetzt, aktualisiert und um die erforderlichen chemischen Komponenten erweitert.

Ziel des Projektes war, die Transitzpfade diffuser Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen bis zu ihrem Zutritt in die Gewässer möglichst prozessnah zu verfolgen.

Im Ergebnis der Arbeiten konnte für das Einzugsgebiet zwischen den Pegeln Glasten und Thekla eine Stickstoffbilanz aus N-Ein- und N-Austrägen erstellt werden. Nur knapp 20 Prozent der diffus eingetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten verließen demnach über die Parthe am Gebietsauslasspegel Thekla das Bilanzgebiet. Eine große Menge an $\text{NO}_3\text{-N}$ verblieb im System, wurde umgesetzt oder verließ es auf anderen Wegen, z. B. über den Grundwasserstrom am Abflusspegel vorbei.

Die Berechnung der Grundwasserströmung lieferte Erkenntnisse zum Stofftransport. Mit dem Particle Tracking konnte sichtbar gemacht werden, mit welchen Fließzeiten sich das oberflächennahe, mit Nitrat belastete Grundwasser im Einzugsgebiet der Parthe bewegt. Aus der Anordnung der Bahnlinien war zu erkennen, dass Fließzeiten von deutlich mehr als 16 Jahren keine Ausnahme bilden, um Stoffe mit dem Grundwasser aus Teilen des Einzugsgebietes bis in die Nähe der Vorfluter zu transportieren, über die sie dann mit der fließenden Welle das Einzugsgebiet in relativ kurzer Zeit verlassen.

Einen weiteren Hinweis auf die Nachhaltigkeit der ablaufenden Prozesse lieferten die ermittelten Aufenthaltszeiten des Wassers in den einzelnen Grundwasserleitern (GWL). So verweilen das Grundwasser und darin gelöste Stoffe in Abhängigkeit vom Grundwasservorrat, dem Zustrom aus anderen Grundwasserleitern und der Höhe der Grundwasserneubildung in den oberen quartären GWLn durchschnittlich acht Jahre, im quartären Haupt-GWL (den Muldeschottern) bis zu 19 Jahre und im tiefst gelegenen tertiären GWL, der kaum am Wasserkreislauf teilnimmt, rund 150 Jahre.

Diese Untersuchungsergebnisse lieferten bereits Anfang 2000 Hinweise darauf, dass in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Gegebenheiten in den kommenden Jahren, auch nach Umstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, nicht mit nachhaltigen Veränderungen der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grund- und Oberflächenwasser zu rechnen ist.

Die Ergebnisse der aktuellen Lysimeteruntersuchungen und die Entwicklung der Nitratgehalte in zahlreichen sächsischen Einzugsgebieten verweisen auf die anhaltende Aktualität der Problematik. Deshalb wurden im Jahr 2007 die modellbasierten Untersuchungen wieder aufgenommen und mit der Erstellung eines gekoppelten Stofftransportmodells zur Abbildung der Parameter Nitrat und Ammonium begonnen (LfULG 2011). In einem ersten Schritt wurde bis April 2012 die Kopplung der Modelle REPRO (HÜLSBERGEN 2003) und ArcEG-MO-PSCN (KLÖCKING 2009) technisch fertiggestellt und an vier Schlägen in den Wasserschutzgebieten (WSG) Jahnaue 2 und Diehsa getestet (LfULG 2014).

Zur Bestimmung von standortspezifischen Modellparametern wurde dieser Modellverbund an den Böden der Station Brandis getestet und weiterentwickelt. Nach Kopplung an das Grundwassermodell MODFLOW/MT3D-FL (KNAB et al. 1998) sind erneute Berechnungen in den Wasserschutzgebieten (WSG) Jahnaue 2 und Diehsa geplant.

4.6 Zusammenfassung

Seit 1981 wurden am Standort Brandis mittels Lysimeter Untersuchungen zu den Auswirkungen bewirtschaftungsbedingter, klimatischer und hydrologischer Einflussfaktoren auf die Höhe der N-Austräge an sechs typischen sächsischen Ackerböden durchgeführt. Diese Böden sind entsprechend der Eigenschaften ihrer Herkunftsorte durch unterschiedliche Tiefgründigkeit, Wasserspeicherkapazität und Sorptionskapazität gekennzeichnet.

Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung der Lysimeter orientiert sich an der Bewirtschaftungsform der umliegenden Agrarbetriebe. Im Zeitraum von 1981 bis 1992 handelt es sich um eine konventionelle, intensive Bewirtschaftung mit mineralischer und organischer Düngung. Daran schloss sich von 1993 bis 1995 eine Periode mit Stilllegungs- und Grünbrachemaßnahmen an, danach folgten drei Jahre ökologischer Landbau. Seit 1999 wird konventioneller Landbau mit bedarfsgerechter, vorwiegend mineralischer Düngung betrieben, der vom Rückgang des Hackfrucht- und Futteranbaus zu Gunsten von Marktfrüchten (Wintergetreide, Winterraps) geprägt ist.

Die Höhe der N-Einträge aus der Deposition wird mittels Bulk-Sammler gemessen. Sie ist seit 1981 stark rückläufig. Über die Höhe der N-Einträge, die den Pflanzenbeständen darüber hinaus über nichtsedimentierende Partikel und Gase aus der Atmosphäre zur Verfügung stehen, gibt es hingegen große Unsicherheiten.

Im Verlauf von 35 Beobachtungsjahren wurden kontinuierlich steigende Luft- und Bodentemperaturen, kaum veränderte Winterniederschläge, aber eine Zunahme der Spätsommerniederschläge registriert. Zunehmend treten Wasserdefizite in der 1. Vegetationsperiode (Frühjahrstrockenheit) auf, die bei flach- und mittelgründigen Böden zur Abnahme der Ertragsstabilität führen, was die Festlegung realistischer Zielderträge erschwert.

Die Niederschläge werden auf mittel- und tiefgründigen Standorten nahezu vollständig für die Verdunstung bzw. für die Ertragsbildung verwendet. Bei flachgründigen Böden ist eine geringe Zunahme, bei den tiefgründigen Standorten eine Abnahme der jährlichen Sickerwasserbildung zu verzeichnen. Größere Veränderungen zeigen sich beim innerjährlichen Verlauf der Sickerwasserbildung. Die höheren Niederschläge im Spätsommer und der vorwiegende Anbau von Winterfrüchten führen tendenziell zur schnelleren Wiederauffüllung der Bodenwasservorräte und, vor allem bei den N-auswaschungsgefährdeten Standorten, zu einem vorzeitigen Beginn der Sickerwasserperiode.

Für alle Standorte ist charakteristisch, dass hohe Sickerwassermengen zum Anstieg der N-Austräge führen. In niederschlagsarmen Jahren verbleibt ein großer Anteil der N-Überschusssalden im Boden. Daraus resultiert, dass N-Bilanzüberschüsse (aus der Flächenbilanz) nicht den „Auswaschungsfrachten“ aus der Wurzel- und Dränwasserzone gleichgesetzt werden können.

Beim Vergleich der verschiedenen Böden und der drei nacheinander realisierten Bewirtschaftungsperioden, zeigen die mehrjährigen N-Austräge über das Sickerwasser erhebliche Unterschiede. In den Jahren der Intensivperiode von 1981 bis 1992 lieferten die ertragreichen, sorptionsstarken Löss-Parabraunerden mittlere jährliche N-Austräge (Frachten) von 8 kg N ha^{-1} . Auf den wenig ertragreichen sandigen Braunerden betragen die N-Austräge über das Sickerwasser, gekoppelt an hohe Nitratkonzentrationen, 46 kg N ha^{-1} .

Auch während der Jahre 1993–1998 mit ökologischem Landbau, Stilllegungs- und Brachemaßnahmen kommt es trotz negativer Salden zu Auswaschungsverlusten, die aber geringer ausfallen als in den Jahren davor. Im Mittel der Jahre von 1999 bis 2015 lagen die N-Austräge über dem Niveau der Intensivperiode. Es werden nicht nur höhere Frachten registriert, sondern auch ein höherer prozentualer Anteil der N-Frachten am N-Saldo (N-Einträge). Dies ist beim Lössstandort nach wie vor unkritisch. Bei den anderen Böden betrug der Anteil der N-Austräge am N-Überschusssaldo rd. 60 bis 80 Prozent.

Hinweise auf einen bewirtschaftungsbedingten N-Pool der untersuchten Ackerböden liefern Bilanzrechnungen und ein im Jahr 2006 angelegter Schwarzbracheversuch. Unter dem Standort aus lehmigem Sand mit Schwarzbrache werden im Zeitraum von November 2006 bis Oktober 2014 mit dem Sickerwasser $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgetragen, obwohl als N-Eintrag nur die (Bulk-)Deposition in Höhe von $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ von

Einfluss ist. Unter tiefgründigem Löss werden bei der bewirtschafteten Variante jährlich nur 1 kg N ha^{-1} mit dem Sickerwasser ausgetragen. Unter Schwarzbrache sind es im gleichen Zeitraum $118 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Auch hier erfolgt der N-Eintrag nur über die (Bulk-)Deposition.

Ein zeitlicher und räumlicher Zusammenhang zwischen Maßnahmen zur Verminderung der Nitratbelastung aus der Landwirtschaft (Höhe der N-Salden) und den an einzelnen Grundwassermessstellen angetroffenen Nitratgehalten ist auf Grund nachfolgend genannter Einflussfaktoren nur schwer herzustellen.

Von Einfluss sind

- der unterschiedliche Grad der Geschützttheit der Grundwasserleiter,
- eine repräsentative Anzahl der Beschaffenheitsmessstellen,
- die Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und die Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Grundwasserleiter,
- Grundwasserfließrichtung und Grundwasserflurabstand sowie
- die Kontaktzeit zwischen Wasser und Gestein mit seinem reaktiven Element- und Ionenbestand.

Auf Grund der Vielfalt der Einflussfaktoren kann ein Nachweis für die Wirksamkeit und Effektivität von veranlassten Maßnahmen auf die Grund- und Oberflächenwasserqualität meist nur mit Hilfe von Simulationsmodellen, gekoppelt mit einem repräsentativen Sicker- und Grundwassermonitoring, erbracht werden. Ziele sind die modelltechnische Abbildung der Transitpfade diffuser Stickstoffeinträge aus land- und siedlungswirtschaftlichen Quellen bis zu ihrem Zutritt in die Gewässer (Grund- und Oberflächenwasser) sowie der Nachweis und die Modellimplementierung von N-Umsatzprozessen. Derzeit wird in drei Trinkwassereinzugsgebieten ein Verbund zwischen den Modellen REPRO, ArcEGMO-PSCN und Modflow/MT3D aufgebaut.

5 Parzellen- und Lysimeterversuche im Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dr. Michael Grunert; Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

5.1 Zielstellung und Konzeption

Die weitere Optimierung der N-Düngung ist aus ökologischer und ökonomischer Sicht eine wichtige Aufgabe der Landwirte. Die Vielzahl der Einflussfaktoren, aber auch die verschiedenen Handlungsoptionen stellen eine große Herausforderung dar (Überblick siehe Abbildung 5-1). Hinzu kommen die oft sehr unterschiedlichen Voraussetzungen der Betriebe in Bezug auf Struktur, Technikausstattung, Personalquantität und -qualität usw. Hier steht prinzipiell und immer wieder die Aufgabe, die verschiedenen Faktoren zu erfassen und die Handlungsmöglichkeiten entsprechend der konkreten Bedingungen auszuwählen und zu optimieren.

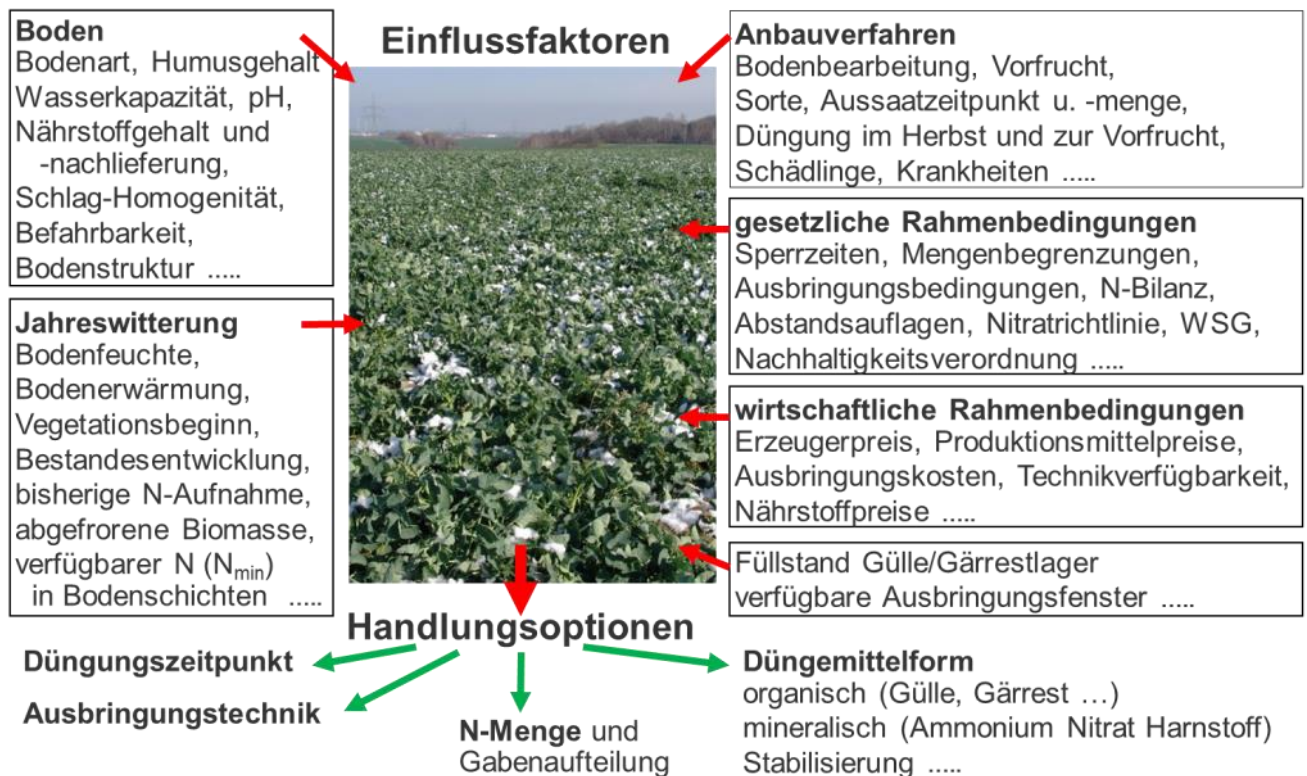


Abbildung 5-1: Einflussfaktoren auf die Festlegung von Menge, Termin und Ausbringungstechnik der Stickstoffdüngung sowie sich ergebende Handlungsoptionen für den Landwirt am Beispiel der ersten N-Gabe zu Winterraps (jeweils Auswahl)

Eine wichtige Grundlage sind dabei Exaktversuche unabhängiger Versuchsansteller. In der Abteilung Landwirtschaft des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) wird eine Vielzahl praxisorientierter Versuche zu acker- und pflanzenbaulichen Fragestellungen durchgeführt. Hierfür werden die

eigenen Versuchsstationen auf den maßgeblichen Standorten Sachsens, die Lysimeteranlage und die Gefäßstation genutzt (Abbildung 5-2). Dies wird durch Untersuchungen auf Praxisflächen ergänzt. Die Zusammenarbeit mit anderen Bundesländern wird derzeit weiter vertieft, um fundiertere Aussagen treffen und Kapazitäten besser nutzen zu können.

Zentrale Themen im Bereich Pflanzenernährung/Düngung sind dabei:

- standort- und kulturartgerechte Düngebedarfsbemessung
- optimale Ausnutzung der Nährstoffe aus organischer und mineralischer Düngung, Aufdecken von Reserven und Schwachstellen
- Anpassung von Düngestrategien an weiterentwickelte und geänderte Anbauverfahren und Anbaubedingungen (z. B. reduzierte Bodenbearbeitung, geänderte Fruchtfolgen, neue Technologien, Klimawandel)

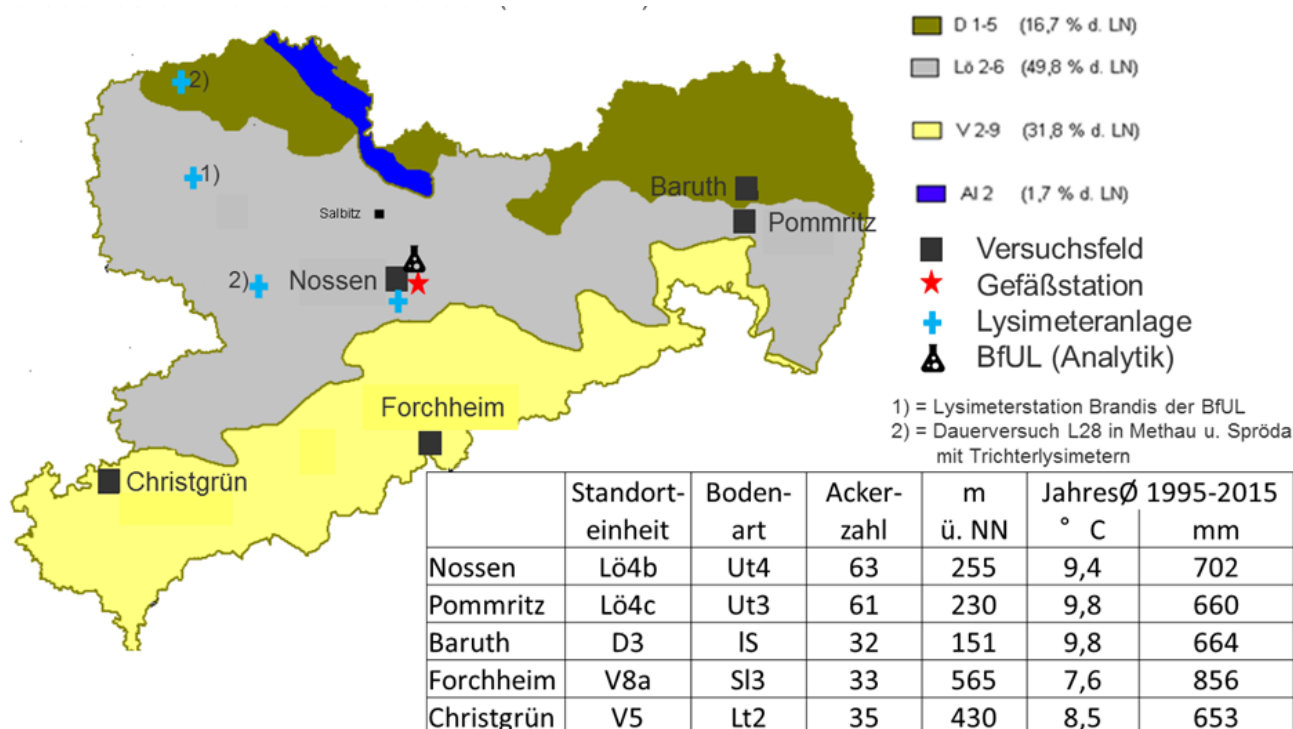


Abbildung 5-2: Versuchsstationen und Prüffelder im pflanzenbaulichen Versuchswesen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Stand 2015)

Mit den Untersuchungen werden Beiträge zur Erreichung folgender Zielstellungen geleistet:

- Verbesserung der Nährstoffeffizienz im Pflanzenbau (insbesondere N und P)
- Verminderung von Nährstoffverlusten (Verlagerung und gasförmige Emissionen), Senkung der N-Bilanzen, Absenkung der N_{min}-Mengen nach Ernte und vor Winter, => Beitrag zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie
- Empfehlungen zu Menge, Art und Zeitpunkt von Nährstoffapplikationen in der landwirtschaftlichen Praxis
- Empfehlungen zur Anpassung des Pflanzenbaus an sich ändernde klimatische Bedingungen, insbesondere Trockenphasen, Wirkung neuer Technologien und Düngemittelformen
- Ertragssicherung und -steigerung, Qualitätssicherung
- Verbesserung der Wirtschaftlichkeit des Anbaus

- Erhalt der Bodenfruchtbarkeit
- Weiterentwicklung des Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramms BEFU des LfULG bzw. des in Erarbeitung befindlichen Nachfolgeprogramms für mehrere Bundesländer
- fachlich fundierte Politikberatung

5.2 Untersuchungsumfang und -methodik

In Tabelle 5-1 werden die Versuchsthemen der Parzellen- und Lysimeterversuche aufgelistet, bei denen N-Effizienz und N-Bilanz den zentralen Punkt darstellen. Gleichzeitig ist zu entnehmen, ob in dem vorliegenden Bericht eine kurze Darstellung ausgewählter Ergebnisse erfolgt und in welchen Veröffentlichungen dies umfassend nachgeschlagen werden kann.

Übergreifende Darstellungen der Möglichkeiten zur Optimierung der N-Düngung sind u. a. GRUNERT (2013 a) und GRUNERT (2015 a und b) zu entnehmen.

Tabelle 5-1: Themenstellungen acker- und pflanzenbaulicher Parzellen- und Lysimeterversuche mit Bezug zu N-Effizienz und N-Bilanz im Referat Pflanzenbau des LfULG (Auswahl)

Thema	Art	Orte	Jahre	Ergebnisse	
				im Bericht	weitere Quellen
Wirkung differenzierter mineralischer und organischer N-Düngung auf Ertragsbildung, Nährstoffaufnahme, -bilanzen, Bodeneigenschaften, Nitrat-Verlagerung (mit Unterflurlysimetern)	D L	2	seit 1965	X	GRUNERT, ALBERT (2012) ALBERT, GRUNERT (2013 a) ALBERT (2013) GRUNERT (2015 c)
Prüfung stabilisierter mineralischer N-Dünger zu Winterweizen	P	4	2004-2015	X	GRUNERT (2013 a)
Nachwirkung verschiedener organischer und mineralischer N-Düngung	D	1	1996-2014, Nachbau –2017	-	DAUBITZ (2009)
Biomasseabhängige N-Düngung zu Winterraps incl. Prüfung Herbstdüngung	P	4	seit 2000	X	SCHLIEPHAKE (2011) SCHLIEPHAKE, MÜLLER (2014) GRUNERT (2016)
Vergleich mineralischer N-Düngemittel bei optimalem und reduziertem N-Düngungsniveau	D	3	2000–2014	X	ALBERT, GRUNERT (2013 b) GRUNERT, ALBERT (2014 b)
N-Düngebedarfsermittlung zu Winterweizen	P	4	seit 2000	X	GRUNERT (2013 a)
Injektionsdüngung mit mineralischem Stickstoff zu Winterweizen	P	3	2010–2015	X	FARACK, ALBERT (2011)
Injektionsdüngung mit mineralischem Stickstoff zu Wintergerste	P	1	2010–2015	X	FARACK, ALBERT (2011)
Injektionsdüngung mit mineralischem Stickstoff zu Winterraps	P	3	2010–2015	X	FARACK, ALBERT (2011) GRUNERT, SCHAERFF, SCHMIDT (2014) SCHLIEPHAKE, MÜLLER (2014)
Einfluss von Bodenbearbeitungsintensitäten auf Sickerwasserbildung, Nährstofffrachten und Ertrag	L	1	seit 1999	X	ALBERT (2013)

D = Dauerversuch, auf gleicher Feldfläche

L = Lysimeterversuch

P = Parzellenversuch, jährlich auf anderem Feldstück

Diese Exaktversuche werden mit vier randomisierten Wiederholungen und mehrjährig angelegt, sodass eine statistische Auswertung erfolgen kann (Signifikanzen, Korrelationen). In allen Versuchen sind jeweils u. a. Prüffaktoren:

- Ertrag, Erntegutqualität (Eiweiß-, Ölgehalt u. a.), Bestandeskennziffern
- Nährstoffzufuhr, -gehalt, -entzug und -bilanz
- N_{\min} vor Winter, zu Vegetationsbeginn und nach Ernte
- Wirtschaftlichkeit

Weitere Parzellen- und Dauerversuche wurden und werden zur Phosphor- und Kaliumdüngung und zur Bodenbearbeitung durchgeführt. Diese Fragestellungen haben klare Auswirkungen auf Ertrag und N-Effizienz, die bei den Versuchen mit erfasst werden. Die Ergebnisse werden hier jedoch nicht vorgestellt. Das Themenfeld Stickstoffeffizienz spielt auch in den Gefäßversuchen (am Standort in Nossen) eine wichtige Rolle. Die Ergebnisse werden hier ebenfalls nicht vorgestellt.

Alle Boden- und Pflanzenproben der vorgestellten Versuche wurden durch die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) analysiert.

5.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Versuche werden durch Fachartikel, Vorträge, Berichte und Informationsblätter sowie im Internet des LfULG veröffentlicht. Zu allen Versuchen können Versuchsfrage, Prüffaktoren, Versuchsorte, Laufzeit, Ergebnisse und Schlussfolgerungen den jährlichen Berichten entnommen werden → <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/2774.htm>.

5.3.1 Stickstoff-Düngebedarfsermittlung am Beispiel Winterweizen

5.3.1.1 Grundlagen, Jahreswirkungen

Die an Kulturart, konkrete Standortbedingungen (Schlag und aktuelle Witterung) und Bestandesentwicklung angepasste Berechnung des Stickstoff-Düngebedarfs ist grundlegende Voraussetzung für eine wirtschaftliche und ökologisch verträgliche Düngung. Der N-Düngebedarf schwankt in Abhängigkeit von den jährlichen Bedingungen für eine Kultur auf demselben Schlag erheblich. Ursache sind große jährliche Unterschiede bei verfügbaren Stickstoffmengen im Frühjahr (N_{\min}), der N-Nachlieferung aus dem Boden (Mineralisierung), von Temperatur und verfügbarem Wasser sowie vom davon abhängigen Ertragspotenzial im konkreten Jahr. Tabelle 5-2 verdeutlicht dies am Beispiel von Parzellenversuchen mit Winterweizen auf zwei Lössstandorten in Sachsen in den Jahren 1994 bis 2014. Hier schwankte der N_{\min} um 67 kg N/ha, der Ertrag ohne N-Düngung und der optimale Ertrag um 55 bzw. 56 dt/ha, der optimale N-Aufwand um 185 kg N/ha, der N-Entzug um 96 kg N/ha.

Im Umkehrschluss wird deutlich, dass für einen gleichen optimalen Ertrag je nach den Jahresbedingungen sehr unterschiedliche N-Düngergaben notwendig sind (Bsp: 153 bzw. 213 kg N/ha in den Jahren 2004 bzw. 2005 für jeweils 105,5 dt/ha). Eine gleich hohe N-Düngung kann auf dem gleichen Standort zu drastisch unterschiedlichen Ergebnissen führen. So ergaben 158 kg N/ha im extremen Trockenjahr 2003 nur 65,2 dt/ha Kornertrag, während im folgenden Hohertragsjahr 2004 eine Düngung von 153 kg N/ha für einen Ertrag von 105,5 dt ausreichte. Die N-Salden schwanken dementsprechend.

Tabelle 5-2: Winterweizen-Erträge ohne N-Düngung, N_{min} zu Vegetationsbeginn, wirtschaftlich optimale Erträge sowie die entsprechenden N-Entzüge und N-Salden in Parzellenversuchen auf Lössstandorten in Sachsen in den Jahren 1994 bis 2014

Jahr	Ertrag ohne N-Düngung [dt/ha]	N _{min} 0-60 cm Vegetat.beginn [kg/ha]	wirtschaftlich optimale Variante			
			Ertrag [dt/ha]	N-Düngung [kg/ha]	N-Entzug [kg/ha]	N-Saldo [kg/ha]
1994	62,1	56	82,8	133	174	-41
1995	71,4	60	83,4	115	182	-67
1996	66,3	58	95,4	159	196	-37
1997	48,9	37	83,2	194	177	17
1998	81,3	90	85,0	60	154	-94
1999	59,9	34	86,3	159	184	-25
2000	74,5	55	95,7	151	201	-50
2001	64,7	54	87,4	191	158	33
2002	75,7	37	84,6	81	176	-95
2003	45,9	41	65,2	158	128	30
2004	89,0	71	105,5	153	215	-62
2005	55,8	28	105,5	213	215	- 2
2006	69,2	69	83,5	173	193	-20
2007	75,8	23	104,3	166	220	-54
2008	73,5	69	103,6	141	222	-81
2009	51,4	43	102,6	203	215	-12
2010	55,1	60	97,8	202	217	-15
2011	65,7	50	113,6	205	223	-18
2012	51,8	38	106,5	240	225	15
2013	43,5	38	80,4	216	173	43
2014	65,4	31	121,0	245	250	- 5

Hinzu kommen starke Unterschiede zwischen den Ackerbaustandorten. So wird aus Abbildung 5-2 deutlich, dass für einen bestimmten Ertrag und Rohproteingehalt von Qualitätsweizen (A) standortabhängig differenzierte N-Gaben erforderlich sind. Zusätzlich sind die erzielten Wirkungen je kg eingesetzten Stickstoffs sehr unterschiedlich, sowohl bei Ertrag und Rohproteingehalt als auch beim N-Entzug und der N-Bilanz. Dies verdeutlicht, dass es unerlässlich ist, in jedem Jahr auf jedem Schlag den Düngbedarf zu ermitteln.

Gleichzeitig wird aus Abbildung 5-3 deutlich, dass zwischen dem für Mitteldeutschland auf Grund der Standortgegebenheiten typischen Qualitätsweizenanbau mit den erforderlichen Rohproteingehalten und der anzustrebenden niedrigen N-Bilanzwerte ein Zielkonflikt besteht. Für hohe Rohproteingehalte ist eine N-Spätgabe unerlässlich. Gleichzeitig ist deren Ausnutzungsgrad durch die Weizenpflanzen vergleichsweise gering, die N-Bilanz steigt deutlich an. Auf Lösungsmöglichkeiten wird später eingegangen.

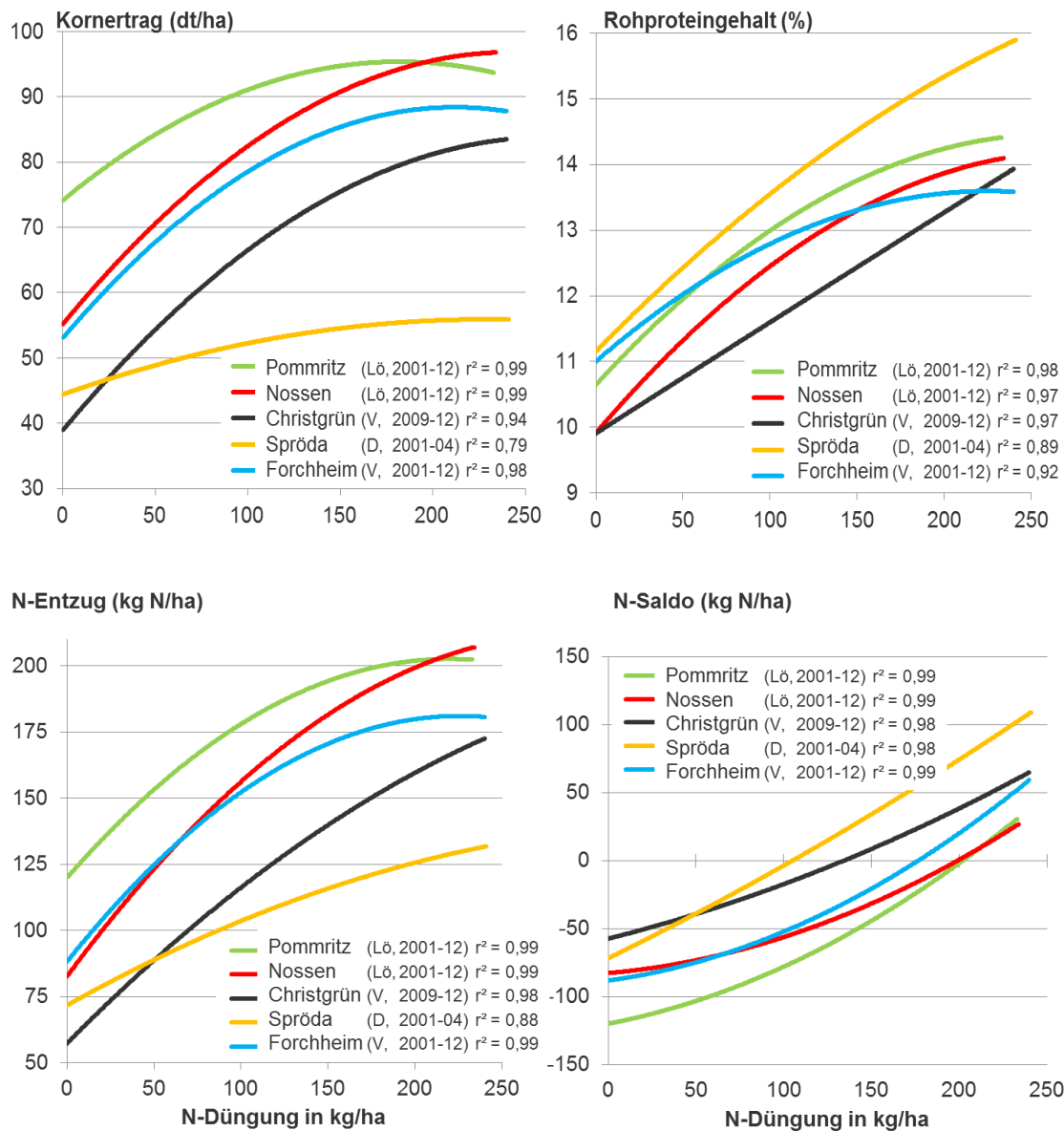


Abbildung 5-3: Ertrag und Rohproteingehalt, N-Entzug und N-Saldo im Winterweizenanbau in Abhängigkeit von der N-Düngung (Parzellenversuche auf sächsischen Standorten, 1./2. N-Gabe abgestuft, 3. N-Gabe 60 kg N/ha)

Quelle: GRUNERT 2013 a

5.3.1.2 Optimierung der N-Düngung insgesamt

Für sachgerechte, wirtschaftlich und ökologisch verträgliche Düngeempfehlungen sind daher regionale Parzellenversuche unerlässlich. Tabelle 5-3 zeigt ein Beispiel für Abstufung und Ergebnisse eines entsprechenden Parzellenversuchs, der in mehreren Jahren auf vier verschiedenen sächsischen Versuchsstationen angelegt wurde. Neben der Null-Düngungsvariante erfolgt hier eine Steigerung bis zu 234 kg N/ha*^a mineralischer N-Düngung im Mittel der Jahre. Unter Berücksichtigung des erzielten Ertrages, des Rohproteingehaltes (RP) und des im Mittel erzielbaren Preises wird die durch die N-Düngung erzielte effektive Mehrleistung ermittelt und gleichzeitig der damit verbundene N-Saldo (N-Zufuhr durch Düngung abzüglich N-Abfuhr mit dem Korn) ausgewiesen. Im Mittel der ausgewerteten 12 Versuchsjahre erweist sich am Standort Nossen die Variante BEFU/NO₃ Test als am wirtschaftlichsten, verbunden mit einem sehr guten Wert für die N-Bilanz. In dieser Variante wurde die N-Düngebedarfsermittlung für die erste N-Gabe mit dem sächsischen Programm BEFU

durchgeführt. Für die zweite und dritte N-Gabe wurde die Bestandesentwicklung durch Einsatz des Nitrat-schnelltests berücksichtigt. Die Unterschiede in der effektiven Mehrleistung sind hier (auch auf Grund des guten Standortes) ab einer Düngungshöhe von ca. 145 kg N/ha*a gering. Allerdings steigen mit weiter zunehmender N-Düngung die N-Salden deutlich an. Aus den Ergebnissen kann auch abgeleitet werden, dass sich eine hohe Andüngung (erste Gabe) auf diesem Standort nicht als sinnvoll erweist. Von hoher Bedeutung für die Vermarktung sind die erzielten Rohproteingehalte. Hier muss der Landwirt auch an Hand der Kontraktbedingungen entscheiden, welchen Rohproteingehalt er anstreben muss und welche N-Gaben unter den konkreten Bedingungen dafür erforderlich sind. Diese Ergebnisse gelten für die geprüften (und ähnliche) Standortbedingungen. Für andere Standortbedingungen sind die jeweilig zutreffenden Versuchsergebnisse heranzuziehen.

An den Ergebnissen ist gleichzeitig deutlich abzulesen, dass eine gezielte Stickstoffzufuhr für einen wirtschaftlichen Weizenanbau unerlässlich ist. Ohne oder auch mit erheblich reduzierter N-Düngung ist ein wirtschaftlich tragfähiger Anbau nicht möglich. Deutlich negative N-Bilanzen würden zudem auch zu Lasten der Bodenfruchtbarkeit gehen, weil dieser Stickstoff aus dem Boden nachgeliefert wird und so über viele Jahre eine Reduzierung der organisch gebundenen Vorräte zu verzeichnen wäre. Die Erträge aus der Null-Variante würden – wie das gesamte Ertragspotenzial – dann auch abnehmen, die Bodenfruchtbarkeit absinken.

Tabelle 5-3: Wirkung gestaffelter N-Düngung beim Anbau von Winterweizen auf Ertrag, Rohproteingehalt, Mehrleistung und N-Saldo; Lö-Standort Nossen, Ø 2001–2012, A-Weizen Sorte

Quelle: SCHAEFF 2013 nach Daten Ref. 72 LfULG in: GRUNERT 2013 a

Prüfglied	N-Düngung (kg/ha)				Ertrag dt/ha	RP %	Preis EUR/dt	Qual. stufe	eff. Mehrleistung EUR/ha	N-Saldo kg N/ha	N-Saldo Diff. zu Standard
	1.	2.	3.	N ges.							
1	0	0	0	0	56,4	9,8	17,00	C	0	-84	-61
2	25	0	60	85	75,8	12,6	17,75	B	273	-59	-36
3	25	30	60	115	84,8	12,7	17,75	B	389	-48	-25
4	25	60	60	145	91,4	13,2	18,50	A	539	-37	-14
5	25	90	60	175	93,8	13,5	18,50	A	553	-16	7
6	54	0	60	114	84,0	12,8	17,75	B	382	-47	-24
7	54	30	60	144	90,6	13,0	18,50	A	526	-34	-11
8	54	60	60	174	94,3	13,9	18,50	A	563	-23	0
9	54	90	60	204	95,6	13,9	18,50	A	558	4	27
10	84	0	60	144	90,6	13,1	18,50	A	532	-35	-12
11	84	30	60	174	93,5	13,5	18,50	A	549	-15	8
12	84	60	60	204	95,3	13,9	18,50	A	553	4	27
13	84	90	60	234	95,5	14,3	18,50	A+	530	29	52
BEFU/NO3-Test	57	53	51	160	93,8	13,3	18,50	A	566	-28	-5
BEFU/N-Tester	57	84	65	206	95,4	13,9	18,50	A	554	6	29

A+ = E nach RP, aber Bezahlung nicht sicher

5.3.1.3 Optimierung erste N-Gabe zu Winterweizen

Die Höhe der ersten N-Gabe zu Wintergetreide ist u. a. abhängig von der Menge verfügbaren Stickstoffs zu Vegetationsbeginn in verschiedenen Bodentiefen (N_{min}), dem Entwicklungsstadium und der Bestandesdichte, aber auch der abzuschätzenden Nachlieferung von Stickstoff aus dem Boden (abhängig u. a. von Vorfrucht, Standort und organischer Düngung in den Vorjahren). Alle diese (und weitere Faktoren) werden in fachlich anspruchsvollen Düngebedarfsmodellen berücksichtigt – so z. B. im vom LfULG bereitgestellten BEFU, das in Sachsen in großem Umfang in der landwirtschaftlichen Praxis angewendet wird. Im Ergebnis erhält der Landwirt eine Empfehlung für die Höhe der ersten N-Gabe für den konkreten Schlag (kg N/ha). Diese bietet eine hohe Sicherheit für eine bedarfsgerechte Startdüngung unter Berücksichtigung der konkreten Bedingungen vor Ort sowie wirtschaftlicher und ökologischer Aspekte.

5.3.1.4 Optimierung 2. und 3. N-Gabe sowie Verfahren der Bedarfsermittlung

Für den Anbau von Qualitätsweizen sind eine zweite und dritte N-Gabe notwendig und Standard (außer bei speziellen Verfahren wie der Injektionsdüngung oder dem Einsatz stabilisierter N-Dünger). Diese Gabenteilung ist Voraussetzung für eine dem Bedarf angepasste N-Bereitstellung. Gleichzeitig bietet sich damit die Chance, die N-Zufuhr zu zwei weiteren Terminen an die konkreten Bedingungen anzupassen. Neben den Witterungsbedingungen ist dabei die jeweilige Bestandesentwicklung von entscheidender Bedeutung.

Abbildung 5-4 verdeutlicht, dass die bestandesabhängige Bemessung der 2. und 3. N-Gabe zu Winterweizen eine deutlich positive Wirkung hat. Während Ertrag und Qualität nur marginal beeinflusst werden, führt die geringere N-Düngung bei Einsatz des Nitrat-Schnelltests (- 27 kg N/ha) zu einem hier genau um diese Menge reduzierten N-Saldo (- 27 kg N/ha). Die höhere Wirtschaftlichkeit belegt dabei, dass dies auch für den Landwirt eine lohnende Variante ist. Die Ergebnisse wurden im bereits dem o. g. Parzellen-Düngungsversuch gewonnen und werden hier als 12-jähriges Mittel ausgewiesen, was eine hohe Aussagekraft belegt. Es sei darauf hingewiesen, dass Unterschiede zwischen den Bemessungsverfahren bestehen und dabei auch differenzierte Düngungsempfehlungen entstehen. Es ist jedoch durch die Berücksichtigung der Bestandesentwicklung insgesamt unbedingt eine positive Wirkung anzunehmen.

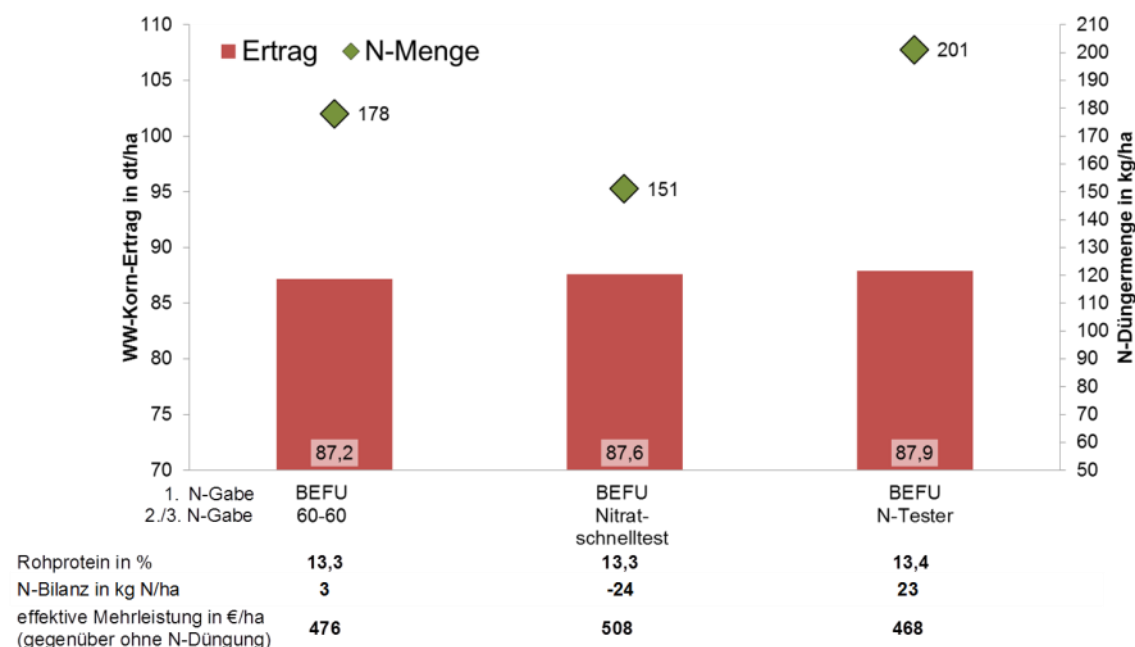


Abbildung 5-4: Vergleich von Verfahren der N-Bedarfsermittlung zur 2./3. N-Gabe zu Winterweizen, V-Standort Forchheim, Ø 2001–2012

Quelle: GRUNERT 2013 a

Die Stickstoff-Spätgabe (3. N-Gabe) ist für die Erzielung der geforderten Rohproteingehalte von Qualitätsweizen zumeist unerlässlich. Die in Abbildung 5-5 zusammengefassten Ergebnisse aus 24 Parzellenversuchen mit A-Weizen zeigen deutlich, dass mit steigender N-Spätgabe

- der Kornertrag nur noch gering beeinflusst wird,
- der Rohproteingehalt deutlich erhöht wird,
- die Ausnutzung des spät gedüngten Stickstoffs abnimmt,
- der Gehalt an verfügbarem N im Boden nach der Ernte ansteigt,
- die effektive Mehrleistung (Wirtschaftlichkeit) zu-, bei hohen Gaben aber wieder abnimmt.

Das Optimum wäre hier im Mittel bei 40 bis 60 kg N/ha zu sehen – in Abhängigkeit von den Verkaufsbedingungen. Zu beachten ist jedoch, dass meist ein Mindestproteingehalt gefordert wird und nicht eine mit zunehmenden Rohproteingehalten gleitend steigende Bezahlung erfolgt. Weil der Landwirt den geforderten Wert unbedingt erreichen muss, wird in der Folge oft ein „Sicherheitszuschlag“ gegeben, um keine großen Preisabschläge zu erhalten. Hier sind diese Preisbildungsstrategien, aber auch die geforderten hohen Rohproteingehalte zu hinterfragen. Eine Berücksichtigung sortenspezifischer Backeigenschaften und an den tatsächlichen Erfordernissen ausgerichteter Proteinanforderungen könnten einen wesentlichen Beitrag zur Senkung der Gabenhöhe der Spätdüngung leisten und damit erheblich zur Senkung von N-Salden und N_{\min} -Werten nach der Ernte beitragen.

N-Spätgabe kg/ha	Korn ertrag dt/ha	Rohprotein- gehalt %	N-Ausnutzung der Spätgabe %	N_{\min} -Gehalt nach Ernte kg/ha	effektive Mehrleistung €/ha
0	79,1	11,9	-	38	0
20	80,8	12,7	62	40	60
40	81,2	13,2	50	44	108
60	82,4	13,7	46	56	110
80	82,6	14,0	41	61	93
<i>GD</i> 5 %	0,7				

A-Weizen (13,1–14,0 % RP): 18,50 €/dt B-Weizen (12,0–13,0 % RP): 17,75 €/dt C-Weizen (<12,0 % RP): 17,00 €/dt
 1 kg N: 1,00 € 1 Überfahrt: 10 €/ha

Abbildung 5-5: Wirkung der N-Spätdüngung auf Ertrag, Rohproteingehalt, N-Ausnutzung, N_{\min} -Gehalt nach der Ernte und effektive Mehrleistung (A-Weizensorte Tarso, Ø aus 24 Versuchen)

Quelle: GRUNERT 2013 a (aktualisiert nach ALBERT 2012)

Abbildung 5-6 verdeutlicht am Beispiel des Löss-Versuchsstandortes Pommritz die mit der bestandesabhängigen Bemessung der 2. und 3. N-Gabe verbundenen Optimierungspotenziale. Verglichen werden dabei

- eine Standardverteilung (1. N-Gabe BEFU, zweite und dritte immer jeweils 60 kg N/ha),
- in jedem Jahr Anwendung der über 12 Jahre im Mittel wirtschaftlichsten Variante,
- Anwendung der im jeweiligen Jahr wirtschaftlichsten Variante.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Anwendung der im Mittel der 12 Jahre günstigsten Variante nur marginale Verbesserungen bewirkt, weil hier die Jahresspezifika nicht berücksichtigt werden. Erst die Bemessung der N-Gaben in Abhängigkeit der in jedem Jahr zu verzeichnenden Bestandesentwicklung und Witterung führt zu deutlichen Verbesserungen bei Ertrag und N-Saldo, auch durch die um ca. 30 kg N/ha geringere N-Düngung. Bei den reduzierten Rohproteingehalten ist wiederum die Verträglichkeit mit den Kontraktbedingungen zu prüfen. Zu beachten ist, dass die Auswirkungen je nach Standort unterschiedlich ausgeprägt sein können – auch in Abhängigkeit davon, was als Vergleichsvariante gewählt wurde und wie optimal diese bereits liegt.

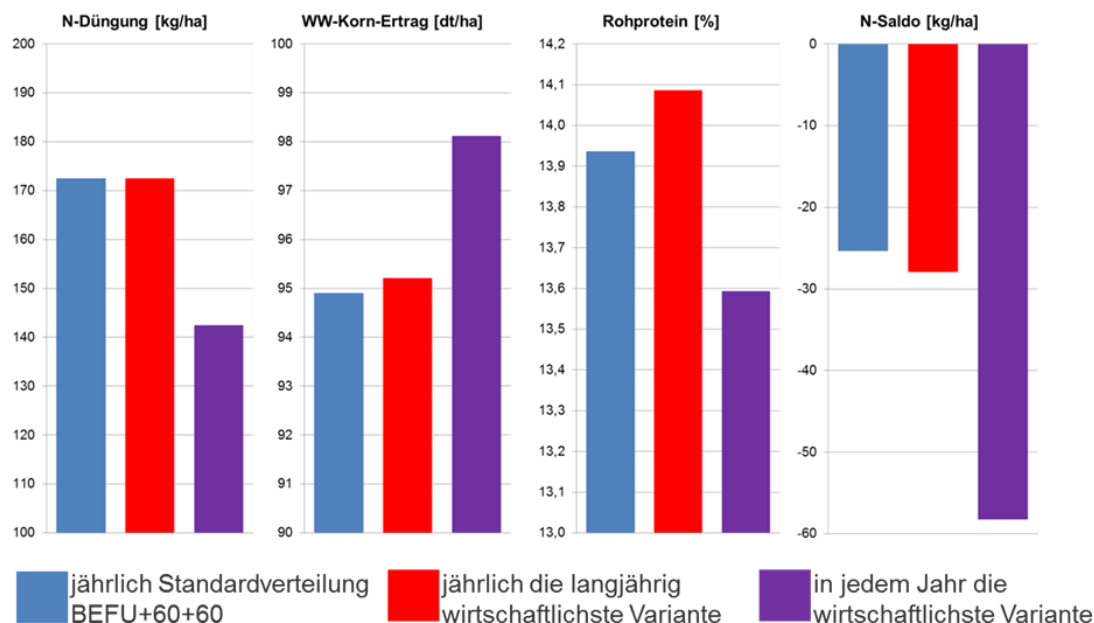


Abbildung 5-6: Wirkung verschiedener N-Düngungs-Strategien bei der 2. und 3. N-Gabe zu Winterweizen auf Kornertrag, Rohproteingehalt und N-Saldo, (Lö-Standort Pommritz, 2001–2012)

5.3.2 Optimierung der N-Düngebedarfsermittlung zu Winterraps

Winterraps hat einen vergleichsweise hohen N-Düngungsbedarf und setzt diese Nährstoffzufuhr auch in sehr deutliche Mehrerträge um. Auf Grund des Blattabwurfs vor dem Abreifen der Pflanzen und des vergleichsweise hohen N-Gehaltes des Strohs verbleibt jedoch viel Stickstoff auf den Flächen. Nur ca. 50 % des von den Pflanzen aufgenommenen Stickstoffs werden mit den geernteten Samen abgefahren. Auf Grund dessen sind die N-Salden im Rapsanbau vergleichsweise hoch, es besteht deutlicher Bedarf zur Verbesserung der N-Effektivität. An dieser Stelle sollen mit der Reduzierung der N-Düngung vor Winter, der Bedarfsermittlung im Frühjahr mit dem Modell BEFU und der Berücksichtigung der gewachsenen Biomasse drei Möglichkeiten angesprochen werden. Die Ergebnisse fußen auf entsprechenden Exaktversuchen des LfULG.

5.3.2.1 N-Düngung zu Winterraps vor Winter

In den letzten Jahren sind vor Winter zunehmend gut bis sehr gut entwickelte Winterraps-Bestände zu beobachten. Dies ist auf günstige Witterungsbedingungen, aber auch auf N-Gaben zur Aussaat von Raps bzw. im Herbst zurückzuführen. Raps kann vor oder nach der Saat ausgebrachten Stickstoff gut aufnehmen und verwerten. Mit dem zu beobachtenden Trend zur Herbst-N-Düngung sind allerdings Gefahren verbunden:

- Zu üppig und zu weit entwickelte Bestände mit der Gefahr des Überwachsens vor Winter. In der Folge wird oftmals eine mehrmalige Anwendung von Wachstumsreglern vor Winter notwendig.
- Bei Frostschäden über Winter friert ein Teil der gewachsenen Biomasse ab. Der enthaltene und in der Folge frei werdende Stickstoff kann nur z. T. vom Rapsbestand wieder aufgenommen werden. Ca. 50 % des vor Winter aufgenommenen N gehen in der Folge verloren (SCHLIEPHAKE 2011). In üppigen Beständen kann dies ohne weiteres 100 kg N/ha erreichen, der im Herbst gedüngte N ist dann zu einem hohen Anteil nicht mehr für die Pflanzen verfügbar.
- Bei ungenügender Bestandesentwicklung (z. B. in Folge von Trockenheit) wird der zugeführte N nur unzureichend aufgenommen und unterliegt der Auswaschungsgefahr.

Als ausreichend ist vor Winter ein Aufwuchs von 1 bis 1,5 kg Frischmasse je m² mit einer N-Aufnahme von 50 bis 75 kg N/ha anzunehmen. Üppige Bestände können hingegen bis über 250 kg N/ha bis zum Vegetationsende aufnehmen.

In umfangreichen Parzellenversuchen auf vier unterschiedlichen sächsischen Standorten wurde geprüft, ob eine vorgezogene oder auch eine zusätzliche Herbstdüngung von 50 kg N/ha Vorteile erzielt. Gleichzeitig wurde geprüft, ob durch eine Herbst-N-Gabe negative Wirkungen einer verspäteten Saat kompensiert werden können. Die Ergebnisse belegen im mehrjährigen Mittel an allen vier geprüften Standorten (Baruth, Forchheim, Nossen, Pommritz) keine Vorteile einer zusätzlichen Herbst-N-Gabe zu Winterraps. Das Vorziehen einer Teilgabe von 50 kg N vom Frühjahr auf den Herbst erscheint nur auf Lö-Standorten bei sehr hohem Ertragsniveau als möglich. Abbildung 5-7 zeigt die Ergebnisse für den D-Standort Baruth. Hier stellen im sechsjährigen Mittel 150 kg N/ha im Frühjahr die optimale der geprüften Varianten dar.

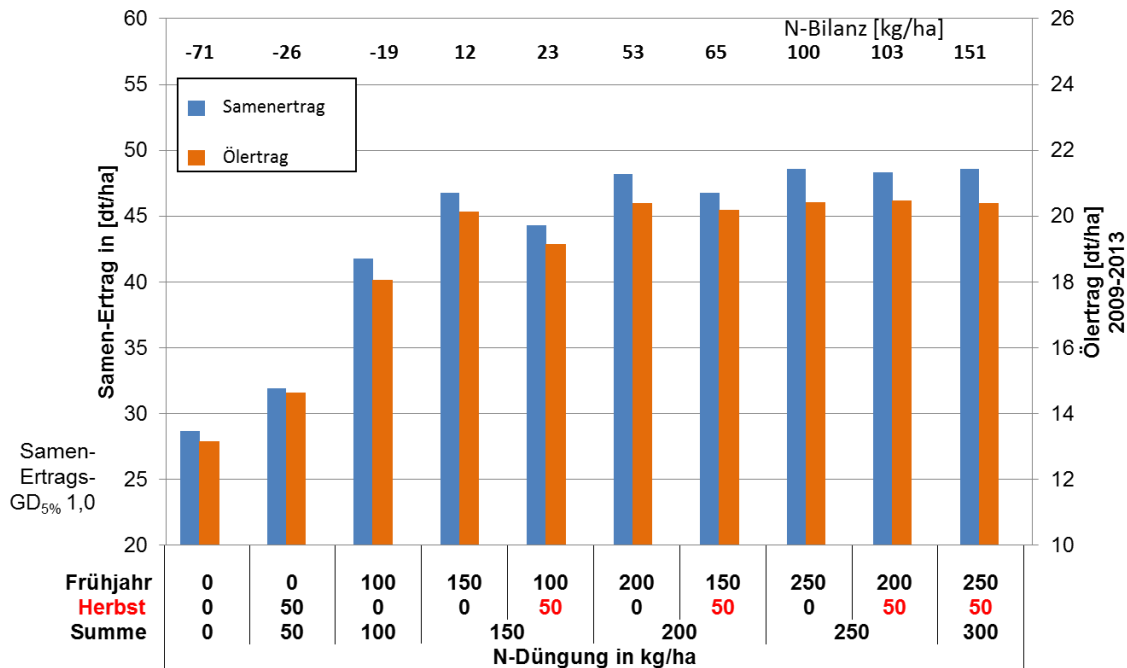


Abbildung 5-7: Rapssamen- und -ölertrag sowie N-Bilanz bei abgestufter mineralischer N-Düngung auf dem Versuchsstandort Baruth (D3, IS, Az 32) (Mittel der Jahre 2009–2014)

Bei verspäteten Rapsausaaten (z. B. nach später Aberntung der Getreidevorfrucht oder ungünstigen Witterungsbedingungen) wird teilweise eine Herbst-N-Gabe vorgeschlagen, um die negativen Wirkungen abzufangen. Umfangreiche Untersuchungen auf den genannten vier sächsischen Standorten ergaben jedoch, dass dies pauschal nicht empfohlen werden kann (beispielhaft für den Standort Forchheim in Abbildung 5-8). Dabei erzielten sowohl eine in den Herbst vorgezogene N-Gabe als auch eine zusätzliche Herbst-N-Gabe keine positiven Ertragseffekte. Sie schnitten meist sogar schlechter ab.

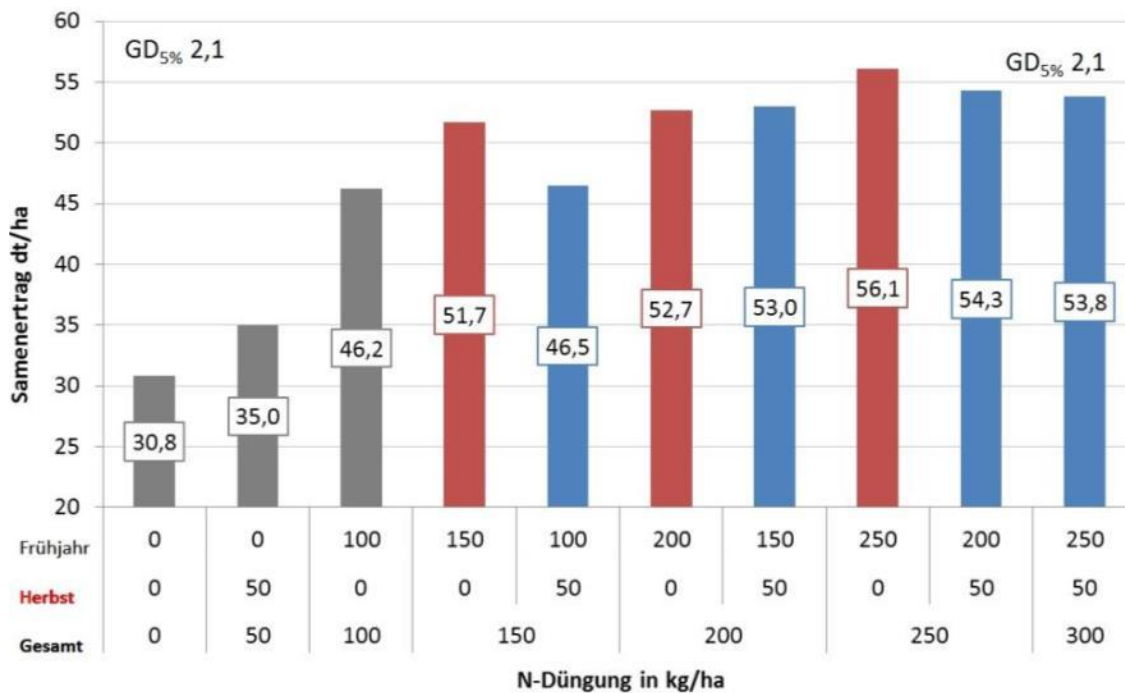


Abbildung 5-8: Rapssamenertrag bei abgestufter mineralischer N-Düngung und spätem Saattermin auf dem Versuchsstandort Forchheim (V8, SI3 Az 33) (Mittel der Jahre 2009–2013)

Somit ist eine pauschale Herbst-N-Düngung zu Winterraps unabhängig vom Aussattermin deutlich zu hinterfragen. Eine standardmäßige Ausbringung von Stickstoff zur Aussaat bzw. im Herbst birgt die o. g. deutlichen Risiken. Dies umso mehr, wenn diese Gaben zusätzlich zur üblichen und angemessenen N-Frühjahrsdüngung des Rapses ausgebracht werden. Insbesondere bei erfolgter N-Düngung im Herbst sollten die Berücksichtigung der bis Vegetationsende gewachsenen Biomasse bei der Bemessung der N-Düngung im Frühjahr und die Anwendung von Düngebedarfsmodellen (z. B. das sächsische BEFU) Standard sein. Über diese Methodik, die in den folgenden Kapiteln vorgestellt wird, können zu hohe N-Gesamtgaben zu Winterraps auch bei erfolgter Herbst-N-Düngung weitestgehend vermieden werden. Davon unabhängig sind die neuen Regelungen der novellierten Düngeverordnung zur Sommer/Herbst-N-Düngung unbedingt einzuhalten.

5.3.2.2 N-Düngebedarfsermittlung zu Winterraps mit BEFU (bzw. Nachfolgemodell) und Berücksichtigung der vor Winter gewachsenen Biomasse

Die Ermittlung des N-Düngebedarfs im Frühjahr ist Voraussetzung und gesetzliche Vorgabe für eine sachgerechte Düngung. Dabei müssen auf Ackerflächen nach novellierter Düngeverordnung (Stand 06/2016) folgende Faktoren berücksichtigt werden:

- Zieldertrag (dreijähriges Betriebsmittel), Kultur- und ertragsabhängiger Gesamt-N-Sollwert
- zu Vegetationsbeginn in der Regel aus 0 bis 90 cm Bodentiefe ermittelte verfügbare N-Menge (N_{min})
- N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat (Humusgehalt des Bodens)
- N-Nachlieferung aus organischer Düngung im Vorjahr (10 % des im Vorjahr organisch gedüngten N)
- Nachlieferung von Stickstoff aus Vor- und Zwischenfrüchten

Damit sind die gesetzlichen Mindestanforderungen der Düngeverordnung erfüllt. Aus fachlicher Sicht sollten weitere und detaillierter untersetzte Faktoren berücksichtigt werden. So geht im sächsischen Düngeberatungs- und Bilanzierungsprogramm BEFU (bzw. dessen Nachfolgemodell) eine Vielzahl von Daten zu Standort und Bewirtschaftung in die Rechnung ein. Ziel ist eine spezifische, aus den Standortbedingungen und der Be-

standesentwicklung abgeleitete Empfehlung für einen konkreten Feldbestand und damit ein wirtschaftlicher Anbau, die Optimierung der N-Effizienz und ein geringer N-Saldo. Eventuell über dem Ergebnis der Düngbedarfsermittlung nach Düngverordnung liegende Ergebnisse werden auf dessen Höhe korrigiert, um die rechtlichen Vorgaben einzuhalten.

Gerade beim Winterraps führt die weite Spanne der N-Aufnahme sehr unterschiedlich entwickelter Rapsbestände vor Winter (< 50 bis > 250 kg N/ha) zu der Frage, inwieweit dies Einfluss auf die Bemessung des optimalen N-Aufwandes im Frühjahr hat. Hierzu führte SCHLIEPHAKE (2011) umfassende Untersuchungen durch und wies den Zusammenhang klar nach. Als zusätzlicher Faktor nahm er eventuelle Blattverluste über Winter auf, weil der in den abgefrorenen Blättern enthaltene Stickstoff nur teilweise wieder vom Raps aufgenommen werden kann. Gegenüber anderen Methoden zur Erfassung der Bestandesentwicklung vor Winter (z. B. Messen des Wurzelhalsdurchmessers der Rapspflanzen oder optische Einschätzung des Bestandes) ist das Abschneiden und Wiegen der Pflanzen ein methodisch einfaches, genaues und vor allem sicheres Verfahren.

Die Aufnahme der Ergebnisse in das Programm BEFU führt durch die Berücksichtigung der N-Aufnahme der gewachsenen Biomasse zu einer deutlichen Abstufung des errechneten N-Düngedarfs im Frühjahr. Dies gilt auch bei eventuellen Blattverlusten über Winter. Tabelle 5-4 gibt einen Auszug wieder. Im Ergebnis der Berechnung wird vor allem die Überdüngung üppiger Bestände vermieden. So reduziert sich bei einem Bestand mit 2,5 kg Frischmasse/ha (125 kg N/ha aufgenommen) die N-Düngung um 65 kg N/ha. Dies hat unmittelbare positive Auswirkungen auf die N-Ausnutzung und den N-Saldo. Zusätzlich wird die Wirtschaftlichkeit des Anbaus verbessert. Die Nichtbeachtung der gewachsenen Frischmasse würde zu N-Gaben über dem Optimum führen und in der Folge zu höheren Salden und N_{min} -Werten nach Ernte (SCHLIEPHAKE 2011: „Es zeigte sich, dass die N_{min} -Beträge zur Rapsernte erst oberhalb der jeweils optimalen N-Gaben deutlich überhöht sind“). In der Anwendung und den entsprechend positiven Auswirkungen bestehen noch erhebliche Reserven durch die Berücksichtigung der gewachsenen Biomasse beim Raps, insbesondere in Jahren mit sehr gut entwickelten Rapsbeständen und in Anbetracht der weit verbreiteten N-Düngung vor der Rapsaussaat. Der Nutzungsumfang dieses Bausteins in der Praxis sollte zur Routine werden.

Tabelle 5-4: N-Düngedarfsmittlung zu Winterraps – Berücksichtigung der bis zum Vegetationsende gewachsenen Biomasse und von Blattverlusten über Winter im Programm BEFU (Auszug)

Sprossfrischmasse vor Winter [kg/m ²]	Zu-, Abschlag [kg N/ha]	Zuschlag bei erheblichen Blattverlusten [kg N/ha]	Zu-, Abschlag gesamt [kg N/ha]
0,5	+18	+10	+28
1,0	±0	+20	+20
1,5	-15	+20	+5
2,0	-40	+20	-20
2,5	-65	+33	-32
3,0	-90	+45	-45

5.3.3 Organische Düngung

Eine besondere Herausforderung bei der Steigerung der N-Effizienz ist die Verbesserung der N-Wirksamkeit organischer Düngemittel. Dies ist vor allem darin begründet, dass ein hoher Anteil des Stickstoffs dieser Düngemittel nicht sofort pflanzenverfügbar ist, sondern erst in den Folgemonaten und -jahren freigesetzt wird. Zudem sind sie oft inhomogen und durch wechselnde Nährstoffgehalte gekennzeichnet. Reserven beim Management organischer Düngemittel bestehen u. a. in folgenden Punkten:

- Kenntnis der im konkreten Düngemittel enthaltenen Nährstoffmengen durch Analyse

- fachgerechte Anrechnung des enthaltenen Stickstoffs für die Kulturen
- ausreichende Berücksichtigung der N-Nachlieferung aus organischen Düngemitteln in Folgejahren
- Ausbringung nur bei und in Höhe des Nährstoffbedarfs
- exakte Dosierung und Querverteilung bei der Ausbringung
- verlustarme, exakte, bodenschonende Ausbringung
- optimale Verteilung auf den verfügbaren Betriebsflächen
- Zugabe von Nitrifikationsinhibitoren, insbesondere auf leichten, durchlässigen Böden und bei längerem Zeitraum zwischen Ausbringung und tatsächlichem N-Bedarf (z. B. vor Mais)
- Beachtung der Tragfähigkeit des Bodens bei der Ausbringung

Auch diese Fragen werden in Exaktversuchen untersucht. Ein Beispiel ist der Dauerversuch L28 auf zwei sächsischen Standorten. Dabei wird die Wirkung verschiedener organischer Düngung in Kombination mit abgestufter mineralischer NDüngung untersucht. Abbildung 5-9 zeigt ein Ergebnis dieses Versuchs. Es wird deutlich, dass eine Stallmistdüngung (im Versuch in jedem 2. Jahr) langfristig eine N-Effizienz wie mineralische N-Düngung erreichen kann. In der Übersicht sind dazu auf Grund der mittleren N-Zufuhr von 53 kg N/ha*a mit Stallmist die Stallmistvarianten jeweils mit der nächsthöheren Stufe mineralischer N-Düngung ohne organische Düngung zu vergleichen. Dabei sind in den Stallmistvarianten ähnliche oder sogar geringere N-Salden zu verzeichnen.



Abbildung 5-9: N-Salden bei differenzierter organischer und mineralischer N-Düngung im Dauerversuch, Mittelwert aus 1966–2014, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Methau (L, Lö4, Az 70), Versuchsanlage 1965

Die N-Wirkung im Ausbringungsjahr wird in mehrjährigen Parzellenversuchen untersucht. Aus den Ergebnissen der umfangreichen Exaktversuche konnte eine Quantifizierung der differenzierten Wirkung des Stickstoffs aus organischen Düngemitteln abgeleitet werden. Abbildung 5-10 zeigt dies am Beispiel von Gülle-N. Je nach Kulturart und dem Ausbringungszeitpunkt ergeben sich deutliche Unterschiede in der pflanzenbaulichen N-Wirksamkeit (Mineraldüngeräquivalent) im Ausbringungsjahr bis hin zu einer Verdopplung der Wirksamkeit. Diese Werte werden bei der Düngeplanung, also der Berechnung der auszubringenden Menge Gülle, die der N-Düngebedarfsermittlung folgt, berücksichtigt. Die verbleibenden N-Mengen werden in den folgenden Jahren pflanzenverfügbar oder in den Humus eingebaut und sind gegebenenfalls später verfügbar. Bei der Nährstoffbilanzierung ist daher der gesamte applizierte Stickstoff zu berücksichtigen.

Fruchtart	pflanzenbaulich wirksamer N-Anteil [%] im Ausbringungsjahr											
	Monat											
	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6
Silomais, Körnermais									50	60	60	50
Futter-/Zuckerrüben									55	60		
Kartoffeln									55	60		
Winterraps		50	40					50	60	60		
Winterweizen		30	35	40				50	55	60	50	
Wintergerste		30	35	40				50	55	60	50	
Winterroggen/Triticale		30	35	40				50	55	60	50	
Sommerweizen									55	60	50	
Sommerfuttergerste									55	60	50	
Hafer									55	60	50	
Kleegras/Luzerne (50 % Grasanteil)	35	35	40					50	50	50	40	35
Feldgras	35	35	40	45				50	50	50	40	35
Zwischenfrucht	40	40	30									
Grünland	35	35	40	45	45 ¹⁾			50	50	50	40	35

1) bis 15. 11. Ausbringung möglich

Abbildung 5-10: Mittlere pflanzenbauliche N-Wirksamkeit (Mineraldüngeräquivalent) von Gülle im Ausbringungsjahr nach Kulturart und Ausbringungsmonat

Quelle: Umsetzung der Düngeverordnung (LfL 2007)

Abbildung 5-11 verdeutlicht am Beispiel des genannten Dauerversuchs auf dem Lö-Standort Methau die Zusammenhänge zwischen N-Düngung, Ertrag und N-Saldo. Die Herausforderung besteht für den Landwirt darin, sich in diesem Spannungsfeld für jede Kultur und jeden Schlag der Optimalvariante möglichst anzunähern, die den ökonomischen und ökologischen Anforderungen gerecht wird. Abbildung 5-12 verweist auf den eindeutigen Zusammenhang zwischen N-Saldo und dem N_{\min} -Gehalt vor Winter, der als ein Zeigerwert für die Verlagerungsgefahr von Nitratstickstoff über Winter gelten kann. Dies gilt insbesondere für leichte durchlässige Standorte wie den in der Abbildung genannten in Spröda. Durch die betriebs- und standortabhängige Erschließung der genannten Reserven können hier in der Praxis auch bei organischer N-Düngung weitere Verbesserungen erreicht werden.

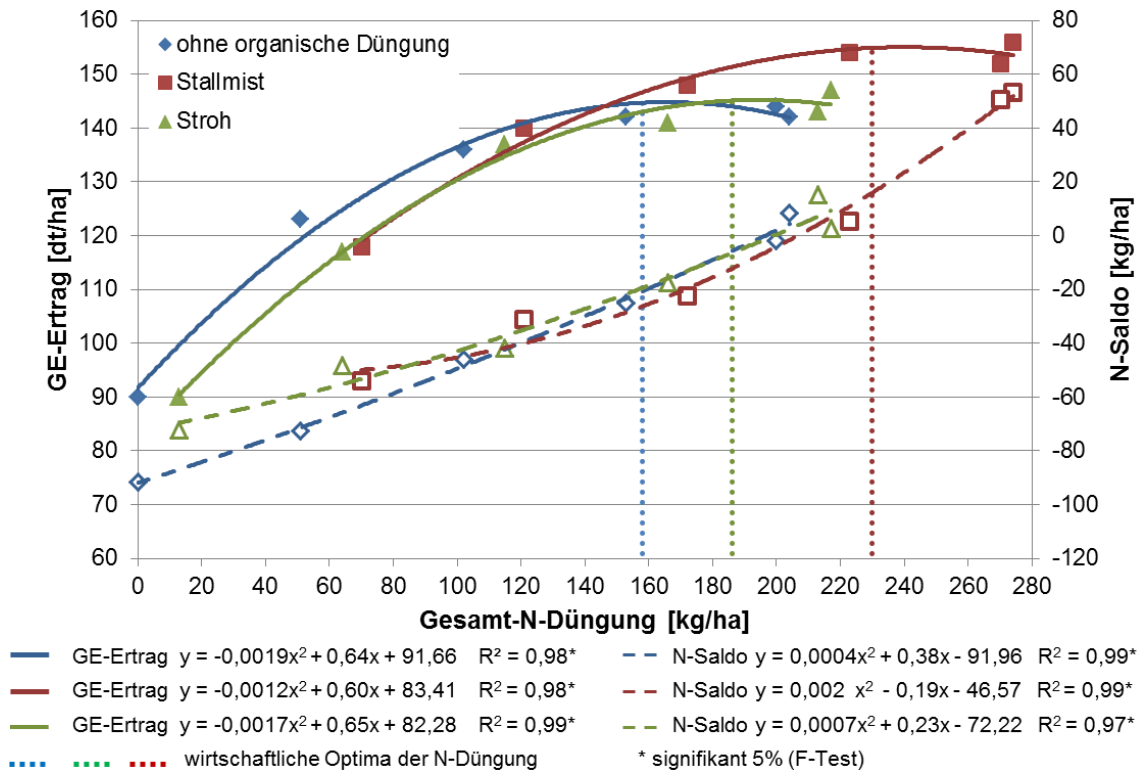


Abbildung 5-11: Auswirkung mineralischer und organischer N-Düngung auf Ertrag und N-Saldo im Dauerversuch, Mittelwert der Jahre 2004–2014, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Methau (L, Lö4, Az70), Versuchsanlage 1965

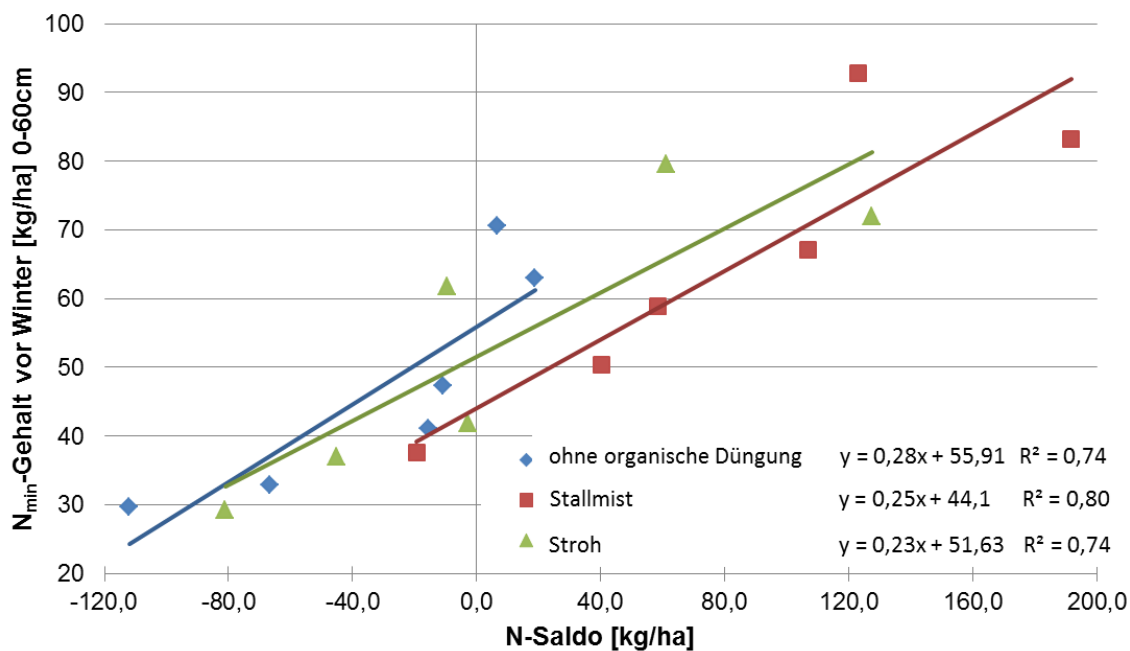


Abbildung 5-12: Auswirkung steigender N-Salden auf den N_{\min} -Gehalt vor Winter, Mittelwert der Jahre 2004–2014 im Dauerversuch mit differenzierter organischer und mineralischer N-Düngung, Fruchtfolge ZR-WW-Kart-SG, Standort Spröda, SI, D4, Az33, Versuchsanlage 1965

5.3.4 Pauschale Reduzierung des N-Düngungsniveaus?

Um N-Bilanzen und N-Verluste zu senken, wird oft auch die pauschale Reduzierung der N-Düngung vorgeschlagen/gefordert. Damit verbunden wären allerdings – wie durch eine Vielzahl an Versuchen und Berechnungen belegt – wirtschaftliche Verluste für den Landwirt. Zielstellung sollte jedoch immer die Kombination aus wirtschaftlichem Anbau und geringer negativer Umweltwirkung sein. In Sachsen beinhaltete das Agrar-Umwelt-Programm „UL – Umweltgerechte Landwirtschaft“ (1995–2005) einen Baustein mit einer um 20 % reduzierten N-Düngung. Dieser wurde erfolgreich und mit großer Beteiligung umgesetzt, auch weil die Betriebe eine entsprechende Ausgleichszahlung für die geringeren wirtschaftlichen Ergebnisse erhielten.

Im Folgenden werden als Beispiel für die Wirkung einer pauschalen Reduzierung der N-Düngung Ergebnisse aus einem Dauerversuch (exakt gleiche Versuchsfläche über den gesamten Zeitraum) auf vier Standorten in Sachsen benannt. Dabei wurden mit Winterweizen-Wintergerste-Winterraps-Winterweizen – Zwischenfrucht/Silomais – Kartoffel/oder Zuckerrübe praxisübliche Kulturarten angebaut. Die Reduzierung der N-Düngung um 20 % gegenüber dem optimalen Niveau führte an allen Standorten zu geringeren Erträgen (Mittelwert siehe Tabelle 5-5). Dabei fiel der Ertragsrückgang mit 3,8 dt GE/ha*a im Mittel von drei Standorten mit je 13 Jahren deutlich aus. Die N-Entzüge gingen im Mittel um 12 kg N/ha*a zurück. Die Reduzierung der N-Düngung führte zu durchschnittlich 12 kg N/ha*a geringeren N-Bilanzsalden. Dieser Rückgang blieb damit deutlich hinter der Reduzierung der N-Düngung (im Mittel - 25 kg N/ha*a). Die N_{min} -Werte in 0–90 cm Bodentiefe nach der Ernte als Anhaltspunkt für die Verlagerungsgefahr von mobilem Stickstoff im Herbst fielen um 4 kg N/ha*a.

Tabelle 5-5: Wirkung einer um 20 % reduzierten mineralischen N-Düngung auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{min} -Gehalt nach der Ernte in einer sechsgliedrigen Fruchtfolge (jeweils Mittel aus 2000–2012, drei sächsischen Standorten und vier N-Düngerformen)

N-Niveau	N-Düngung Ø kg [N/ha*a]	Ertrag [dt GE/ha]	Entzug [kg N/ha]	Bilanzsaldo [kg N/ha]	N_{min} nach Ernte [kg N/ha]
ohne	0	57,0	66	-66	30
optimal	125	91,2	142	-10	41
-20 %	100	87,4	129	-22	37

Neben den Erträgen sind die erzielten Qualitäten von besonderer Bedeutung, insbesondere beim Weizen. Weizen ist in Sachsen die wichtigste Ackerkultur. Dabei dominiert – wie in Mitteldeutschland insgesamt – auf Grund der Standortbedingungen der Anbau von Qualitätsweizen. Es werden 70 % A-Weizen und 24 % E-Weizen angebaut (SACHER 2014). Ein entscheidendes Kriterium für die Vermarktung und damit auch die Wirtschaftlichkeit ist der erzielte Rohproteingehalt im Korn. Eine pauschale Reduzierung der N-Düngung gefährdet das Erreichen der notwendigen Gehalte. Dies wird auch an den Ergebnissen des o. g. Dauerversuchs L 28 deutlich. Die pauschale Reduzierung der N-Düngung um 20 % führte an allen Standorten zu einer sehr deutlichen Absenkung der Rohproteingehalte – im Mittel um 0,9 % (Tabelle 5-6). Damit ist die Vermarktungsfähigkeit als Qualitätsweizen als kritisch einzuschätzen. Bei der Wintergerste ist der Rohproteingehalt kein so entscheidendes Verkaufskriterium. Der im Mittel der Standorte zu verzeichnende Rückgang um denselben Wert (- 0,9 %) ist aber für den Einsatz als Futtermittel durchaus von Bedeutung.

Insgesamt wird deutlich, dass eine pauschale Reduzierung der N-Düngung nicht zielführend ist. Vielmehr muss im Bereich der Festlegung der zu düngenden N-Menge die Zielstellung in der Optimierung der N-Düngebedarfsermittlung in Abhängigkeit von konkreten Standortbedingungen und der jeweiligen Bestandesentwicklung liegen. Auch hierdurch sind erhebliche Potenziale zur Verringerung von N-Bilanzüberschüssen und N-Verlusten erschließbar.

Tabelle 5-6: Wirkung einer um 20 % reduzierten mineralischen N-Düngung auf den Rohproteingehalt von Winterweizen [%] (Mittel aus je vier verschiedenen N-Düngerformen und je vier Jahren)

N-Niveau	Forchheim V8, sL, Az33	Nossen Lö4, L, Az65	Pommritz Lö4, L, Az63	Mittel über alle Orte
ohne	10,0	9,2	9,5	9,6
optimal	13,1	13,2	14,5	13,6
-20 %	12,4	12,3	13,5	12,7

5.3.5 Wahl der Form mineralischer N-Düngemittel

Die Wahl der Form mineralischer N-Düngemittel (Nitrat-, Ammonium-, Amid-N) kann Einfluss auf die N-Effizienz und den Ertrag haben. Dabei sind die Eignung für die jeweilige Kultur und den avisierten Düngungszeitpunkt unter Berücksichtigung der Standort- und Witterungsbedingungen zu beachten. Verschiedentlich wird eine bis zu 30 % geringere Wirkung von Harnstoff postuliert, die auf NH₄-N-Verluste in dieser Größenordnung zurückgeführt wird. In langjährigen und mehrortigen Dauerversuchen auf sächsischen Standorten konnten Unterschiede der N-Düngungsformen festgestellt werden, die jedoch bei weitem nicht dieses Niveau erreichten. Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14 verdeutlichen die Ergebnisse im Mittel der vier geprüften Standorte und einzeln für den V-Standort. Im Mittel aller Standorte traten bei optimalem N-Düngungsniveau maximale Ertragsunterschiede von 0,9 dt GE/ha auf. Diese betragen nur 0,9 %, sind jedoch signifikant. Auf dem V-Standort beläuft sich die maximale Ertragsdifferenz auf 1,8 dt GE/ha (2,2 %). Zu beachten ist, dass in den Varianten mit Ammonsulfatsalpeter und ENTEC mit den Düngemitteln auch Schwefel zugeführt wurde, was einen Teil der positiven Wirkung erklären kann, insbesondere auf dem V-Standort. Eine generell deutliche Minderung der N-Verluste allein durch die Wahl der N-Düngerform kann demnach für die geprüften sächsischen Bedingungen nicht erwartet werden. Entscheidend sind im Einzelfall jedoch Kultur, Standort- und Witterungsbedingungen (z. B. pH-Wert des Bodens, Bodenfeuchte).

N-Form	N-Niveau	Ertrag dt GE/ha	Entzug kg N/ha	Bilanzsaldo kg N/ha	N _{min} n. Ernte kg/ha
ohne	ohne	57,0	66	-66	30
KAS	reduziert	88,1	131	-25	38
	optimal	90,9	144	-12	42
Harnstoff	reduziert	86,3	127	-20	38
	optimal	90,5	139	-6	40
ASS/KAS	reduziert	87,4	130	-23	38
	optimal	91,4	144	-11	41
ENTEC	reduziert	87,6	128	-22	35
	optimal	91,8	142	-10	41
Gesamtmittel	reduziert	87,4	129	-22	37
	optimal	91,2	142	-10	41
GD _{5%}		0,7	1,2		

Abbildung 5-13: Wirkung von N-Düngerformen auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{min}-Gehalte nach der Ernte (vier Orte [3*13 Jahre, 1*5 Jahre], Fruchtfolge: Winterweizen – Wintergerste – Winterraps – Winterweizen – Mais/Zwischenfrucht – Kartoffel bzw. Zuckerrübe ; reduz.: - 20 % N)

N-Form	N-Niveau	Ertrag dt GE/ha	Entzug kg N/ha	Bilanzsaldo kg N/ha	N _{min} n. E. kg/ha
ohne	ohne	50,4	63	-63	32
KAS	reduziert	78,5	120	-15	38
	optimal	81,6	131	-1	45
HS	reduziert	77,3	117	-11	38
	optimal	81,9	126	4	44
ASS/KAS	reduziert	79,5	119	-13	39
	optimal	83,1	135	-5	42
ENTEC	reduziert	79,8	121	-16	36
	optimal	83,4	133	-3	45
GD _{5%}		1,3	2		

Abbildung 5-14: Wirkung von N-Düngerformen auf GE-Ertrag, N-Entzug, N-Bilanzsaldo und N_{min}-Gehalte nach der Ernte (Forchheim, V8a, SI3 AZ 33, 2000–2012, Fruchtfolge: Winterweizen – Wintergerste – Winterraps – Winterweizen – Mais/Zwischenfrucht – Kartoffel; reduziert: - 20 % N)

Positive Wirkungen können von der Stabilisierung mineralischer N-Düngemittel erwartet werden, insbesondere auf durchlässigen Böden. Als Beispiel ist die Zugabe von Nitrifikationsinhibitoren zu Ammonium- und Harnstoff-Düngern zu nennen. Diese verzögern die in Abhängigkeit von den Bedingungen schnelle Umwandlung des Ammonium-N über Nitrit zu Nitrat-N. Auf diesem Weg werden insbesondere Verlagerungsverluste von Nitrat-N verringert, die Vorteile der Ammoniumernährung bleiben länger erhalten. Gleichzeitig können N-Gaben zusammengefasst und Überfahrten eingespart werden. Eine weitere Option ist die Zugabe von Ureaseinhibitoren zu Harnstoff. Diese hemmen bereits die Umwandlung von Harnstoff in Ammonium. Insgesamt müssen dabei auch mögliche gasförmige Verluste (z. B. als NH₃) beachtet werden.

Abbildung 5-15 und Abbildung 5-16 verdeutlichen die Wirkung stabilisierter N-Düngemittel beim Anbau von Winterweizen. Dargestellt sind die Ergebnisse von zwei sächsischen Verwitterungsstandorten (dreijähriges Mittel). Untersuchungen erfolgten auch auf zwei Lössstandorten. Es wird deutlich, dass der Standort bei der Wahl des stabilisierten Düngers und des Düngezeitpunktes unbedingt zu berücksichtigen ist. Auf beiden Standorten kann der Einsatz von ENTEC oder stabilisiertem Harnstoff sinnvoll sein. An beiden Standorten ist die Zusammenfassung der zweiten und dritten N-Gabe eine zu bevorzugende Strategie. Dies unterstreicht auch die positive Wirkung der entsprechenden reinen KAS-Variante. Eine einmalige N-Gabe zu Vegetationsbeginn erweist sich demgegenüber als nicht vorteilhaft, auch nicht auf den beiden Lössstandorten. Insgesamt kann von einer Stabilisierung und Zusammenfassung von N-Gaben eine Ertragsstabilisierung insbesondere in Jahren mit Trockenphasen erwartet werden. Bei nicht standortangepasster Strategie können jedoch auch deutlich negative Wirkungen in Ertrag, Rohproteingehalt und N-Bilanz entstehen.

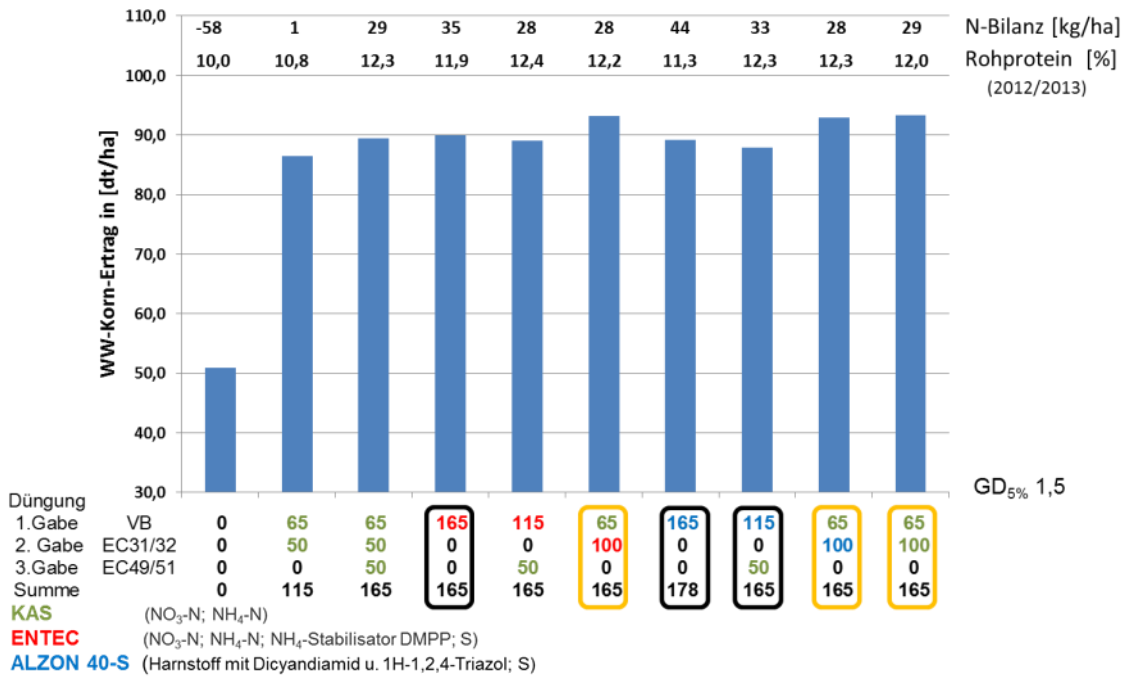


Abbildung 5-15: Wirkung stabilisierter mineralischer N-Dünger auf Ertrag, Rohproteingehalt und N-Bilanz beim Anbau von Winterweizen (Forchheim, V8a, SI3, Az 33, 2012–2014)

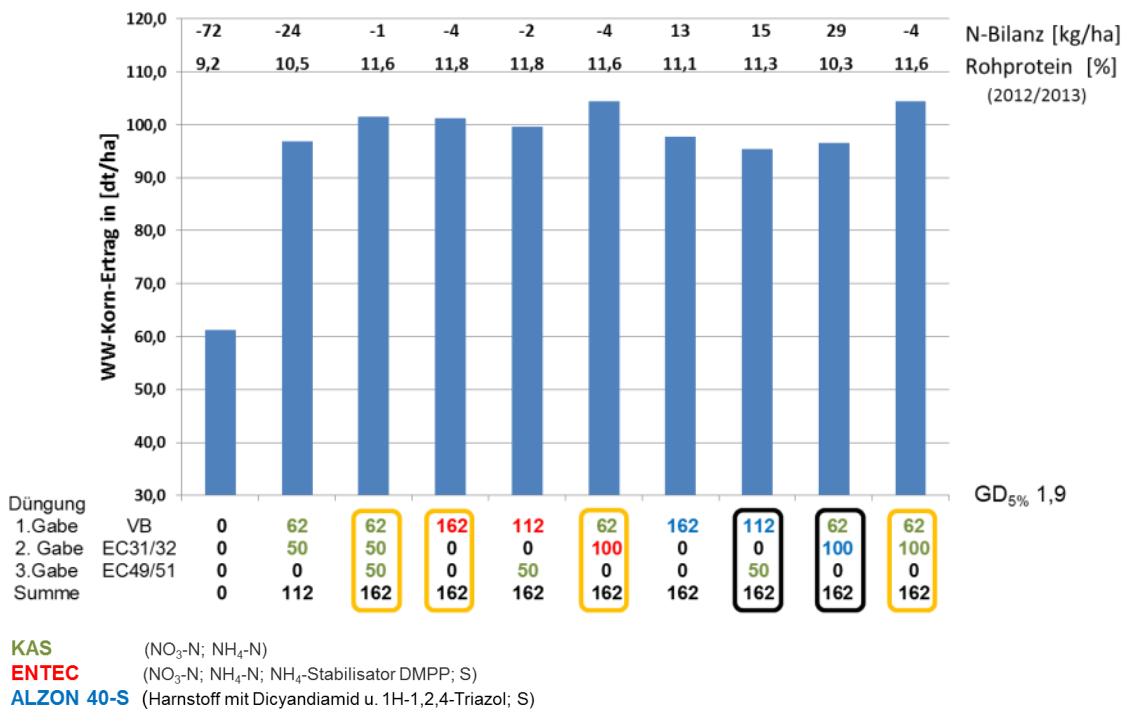


Abbildung 5-16: Wirkung stabilisierter mineralischer N-Dünger auf Ertrag, Rohproteingehalt und N-Bilanz beim Anbau von Winterweizen (Christgrün, V5, Lt2, Az 35, 2012–2014)

5.3.6 Injektionsdüngung mit mineralischem Stickstoff

Unter Injektionsdüngung mineralischen Stickstoffs ist die punktförmige Ablage von Düngedepots (z. B. in 8 cm Bodentiefe) zu verstehen. Damit verbindet sich die Hoffnung, auch unter den Bedingungen der in Mitteleuropa häufiger zu beobachtenden Trockenphasen eine gleichmäßigere N-Aufnahme zu erreichen. Insbesondere bei nichtwendender Bodenbearbeitung und Direktsaat gewährleistet der im Boden abgelegte Stickstoff die Erreichbarkeit für die Wurzeln und sorgt für eine geringere Trockenheitsgefährdung. Um eine hohe Depotstabilität zu gewährleisten, kommen meist flüssige NH_4 -Dünger zum Einsatz. Die punktuell hohe NH_4 -Konzentration bedingt eine Reduzierung der mikrobiellen Aktivität und damit eine sehr langsame Umsetzung zu Nitrat-N, die Depots bleiben lange stabil. Damit können auch Vorteile der NH_4 -Ernährung genutzt werden. Die Injektionsdüngung zielt in erster Linie auf Ertragsstabilisierung in Trockenphasen. Die tatsächliche Wirkung der Injektionsdüngung ist u. a. von Standort, Kulturart, Witterungsbedingungen und eingesetztem Düngemittel abhängig.

Um die Wirkung auf Ertrag, Qualität, N-Effizienz und -Bilanz zu erfassen, wurden auf Versuchsstandorten des LfULG umfangreiche Parzellenversuche durchgeführt. Dabei wurden auch verschiedene Zusammenfassungen von N-Gaben geprüft und die teilweise empfohlenen Herbstgaben einer kritischen Prüfung unterzogen. Die Untersuchungen werden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert.

Die mit der mineralischen N-Injektionsdüngung verbundenen Erwartungen konnten nach den vorliegenden Ergebnissen beim Winterraps nur zum Teil bestätigt werden. Demnach sind vergleichbare Erträge wie mit dem Standardverfahren der zweimaligen KAS-Düngung zu erwarten, Ertragssteigerungen evtl. auf guten Acker-Standorten. Auf D- und V-Standorten waren nur in Einzeljahren in Abhängigkeit von der Witterung positive Effekte möglich. Zu beobachten ist unbedingt der Ölgehalt, der nach Frühjahrsinjektionsgaben generell geringere Werte erreichte, insbesondere auf dem D-, aber auch auf dem V-Standort. Dies kann zu niedrigeren Erzeugerpreisen führen. Abbildung 5-17 zeigt Erträge, Ölgehalte und Wirtschaftlichkeit im Vergleich zum oberflächigen Streuen von KAS am Standort Baruth im fünfjährigen Mittel.

In den Versuchen wurde auch eine N-Teilgabe im Herbst geprüft. Den Ergebnissen nach kann dies auf Lössstandorten sinnvoll sein. Zu beachten sind allerdings unbedingt die aktuellen Regelungen zur Herbstdüngung in der Düngeverordnung. Als vorteilhaft erwies sich auf diesem Standort ebenfalls eine zusammenfassende Injektionsgabe im Frühjahr. Die vollständige Ausbringung des Stickstoffs als Injektion im Herbst ist hingegen wirtschaftlich nicht sinnvoll. Zusätzlich führt dies zu höheren N-Salden und schlechterer Effizienz des gedüngten Stickstoffs (Tabelle 5-7).

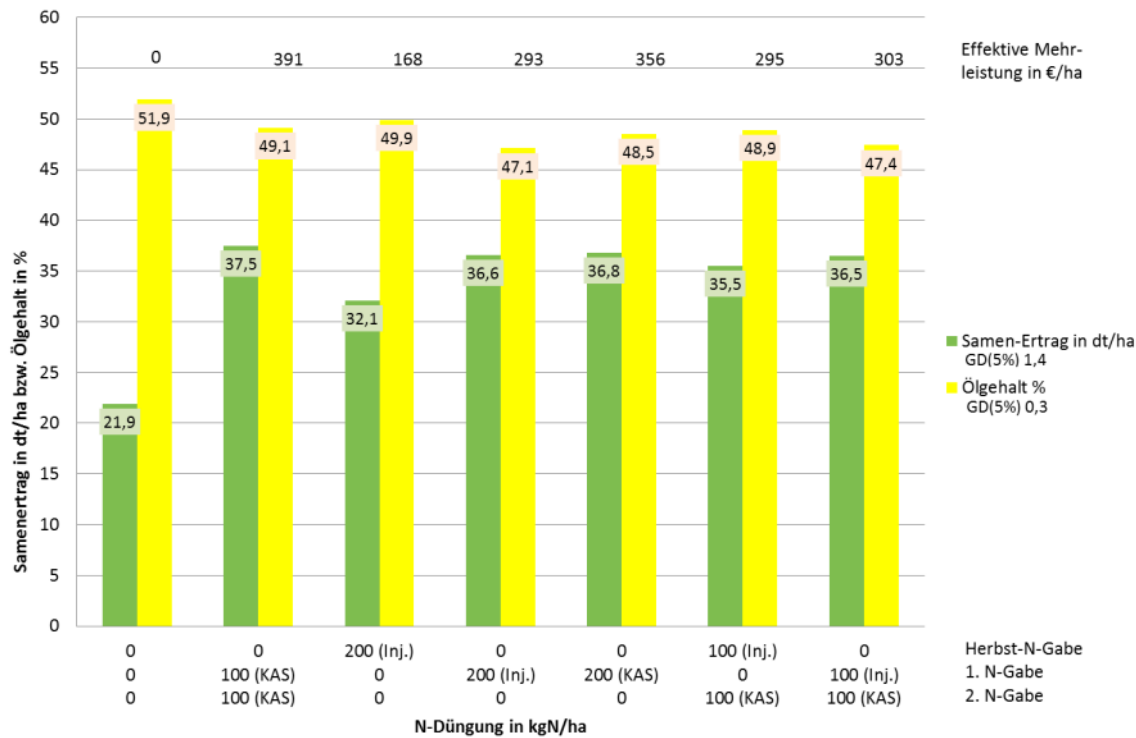


Abbildung 5-17: Wirkung mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterrapis auf Ertrag, Ölgehalt und Wirtschaftlichkeit im Vergleich zum oberflächigen Streuen von KAS; Standort Baruth, D3, IS, Az 32, Mittel der Erntejahre 2009–2013

Auf den gleichen drei Standorten wurden auch Parzellenversuche zur Injektionsdüngung beim Anbau von Winterweizen durchgeführt. Abbildung 5-18 zeigt die deutlichen Auswirkungen im fünfjährigen Mittel auf dem Lössstandort Pommritz. Hier erwiesen sich zwei Varianten mit jeweils einer Injektion und einer Qualitätsgabe mit KAS als beste Varianten (gelb eingerahmt). Die einmalige Injektionsgabe konnte dagegen vor allem wegen des geringeren Rohproteingehaltes nicht überzeugen. Eine zusätzliche N-Gabe im Herbst konnte das Ergebnis nicht verbessern, erhöhte aber den N-Saldo, in dem sich fast der gesamte im Herbst zusätzlich gedüngte N wiederfindet. Die Injektion mineralischen Stickstoffs erweist sich an allen drei Standorten als ökonomisch und ökologisch tragfähig, jedoch mit standortabhängig unterschiedlichen Vorzugsvarianten. Dies unterstreicht, dass es keine pauschal zu empfehlenden Maßnahmen gibt, immer eine standortangepasste Strategie geprüft und umgesetzt werden muss.

Tabelle 5-7: Wirkung mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterraps auf N-Saldo und N_{min}-Gehalt in 0–60 cm Bodentiefe direkt nach der Ernte im Vergleich zum oberflächigen Streuen von KAS (jeweils Mittel der Versuchsjahre)

N-Düngung (kg N/ha)			Baruth, D3, (2009–2013)		Forchheim, V8a (2009–2012)		Pommritz, Lö4c (2009–2013)	
Herbst	Vegetationsbeginn	Streckungswachstum	N-Saldo [kg N/ha]	N _{min} [kg N/ha]	N-Saldo [kg N/ha]	N _{min} [kg N/ha]	N-Saldo [kg N/ha]	N _{min} [kg N/ha]
0	0	0	-56	29	-93	33	-93	23
0	100 KAS	100 KAS	84	52	33	51	48	53
200 Injek.	0	0	106	44	52	33	55	37
0	200 Injek.	0	76	51	30	67	39	54
0	200 KAS	0	83	48	32	56	43	48
100 Injek.	0	100 KAS	90	40	39	41	44	48
0	100 Injek.	100 KAS	78	55	34	52	43	49

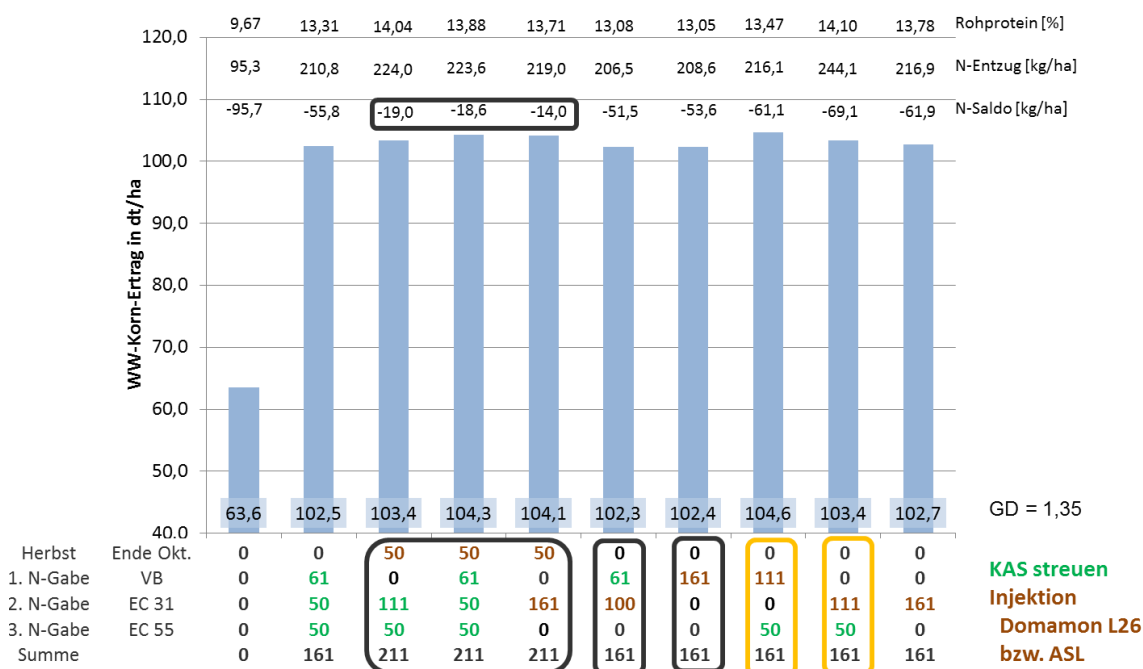


Abbildung 5-18: Einfluss mineralischer N-Injektionsdüngung zu Winterweizen im Vergleich zum Streuen mit KAS auf Ertrag, Rohproteingehalt, N-Entzug und N-Saldo am Standort Pommritz, Lö4c, Ut3, Az 61 im Mittel der Jahre 2010–2014

Mit gleicher Fragestellung und Abstufung wurde die mineralische N-Injektionsdüngung auf dem D-Standort Baruth auch zu Wintergerste geprüft (Abbildung 5-19). Dabei erwies sich im fünfjährigen Mittel die einmalige N-Injektion zu Vegetationsbeginn als wirtschaftlichste Variante, bei nahezu unverändertem N-Saldo. Demgegenüber sind auf diesem eher nachlieferungsschwachen Standort und dem zeitigen N-Bedarf der Wintergerste bei Betonung der zweiten N-Gabe deutliche wirtschaftliche Einbußen zu verzeichnen. Eine zusätzliche Herbst-N-Gabe erweist sich auch hier als nicht sinnvoll, schneidet wirtschaftlich deutlich schlechter ab. Zusätzlich erhöht sich der N-Saldo um ca. 40 kg N/ha.



Abbildung 5-19: Einfluss mineralischer N-Injektionsdüngung zu Wintergerste im Vergleich zum Streuen mit KAS auf Ertrag, N-Saldo und effektive Mehrleistung am Standort Baruth D3, IS, Az 32 im Mittel der Jahre 2010–2014

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Injektion mineralischen Stickstoffs eine gute Möglichkeit ist, den Ertrag insbesondere von Winterweizen und Wintergerste auf sächsischen Standorten zu stabilisieren. Dabei sind deutliche Standortunterschiede zu verzeichnen, die bei der Erstellung der Düngestrategie zu berücksichtigen sind. Beim Anbau von Winterraps sind ähnliche Ergebnisse wie mit etablierten Standarddüngungsverfahren möglich. Eine Herbst-N-Düngung ist bei allen geprüften Kulturen kritisch zu hinterfragen.

5.3.7 Einfluss der Bodenbearbeitungsintensität auf Sickerwasserbildung, Nährstofffrachten und Ertrag

Neben der N-Düngung hat auch die Bodenbearbeitung erheblichen Einfluss auf die Stickstoffdynamik, das Pflanzenwachstum, die Nährstoffaufnahme und damit auf N-Effizienz und N-Verluste. Zum einen spielt hier die je nach Art der Bodenbearbeitung differenzierte Lockerung und Durchlüftung des Bodens sowie die Bodenerwärmung in ihren Wirkungen auf mikrobielle Umsetzungsvorgänge im Boden eine entscheidende Rolle. Zum anderen differiert die Anzahl der über längere Zeit bestehenden Wurzel- und Regenwurmgänge je nach Bearbeitungsintensität und -tiefe deutlich. Dies beeinflusst wiederum die Sickerwassermenge und damit auch die Nährstoffverlagerung.

Um diese Wirkungen quantifizieren zu können, wurde im LfULG ein Dauerversuch in der Lysimeteranlage Leipzig angelegt. Prüffaktoren sind dabei drei verschiedene Böden (D SI, Lö L, V sL) und die drei Bodenbearbeitungsvarianten Pflug (wendend), Grubber (nicht wendend) und Direktsaat (ohne Bodenbearbeitung) mit jeweils sechs Wiederholungen. Eine ausführliche Auswertung kann ALBERT (2013) entnommen werden. Den deutlich größten Einfluss auf die Sickerwassermenge in 1 m Bodentiefe hatte die Bodenart (Abbildung 5-20). Gleichzeitig nahm auf allen drei Standorten die Sickerwassermenge mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität zu. Die Art der Bodenbearbeitung hatte ebenfalls einen schwachen, nicht signifikanten Einfluss auf den Eintrag von Stickstoff in 1 m Bodentiefe. Abbildung 5-21 verdeutlicht die Ergebnisse auf dem Lehmboden. Die leicht höheren Sickerwassermengen führten hier zu einem geringfügig höheren N-Eintrag aus 1 m Bodentiefe. Die Nitratkonzentration sank jedoch durch den Verdünnungseffekt mit steigender Bearbeitungsintensität

ab. Gleiche Tendenzen zeigten sich auf den beiden anderen geprüften Böden. Zu beachten ist, dass diese Ergebnisse nicht mit einem N-Austrag bzw. einer entsprechenden Nitratkonzentration im das Grundwasser erreichenden Sickerwasser gleichzusetzen sind. Für eine derartige Aussage ist die Bodentiefe der Lysimeter (1 m) deutlich zu gering, weil im Unterboden weitere Umsetzungsprozesse erfolgen, verschiedene Pflanzen Nährstoffe auch aus größeren Bodentiefen erschließen können und in Trockenphasen auch ein kapillarer Aufstieg von Wasser und gelösten Stoffen erfolgen kann. Die Ergebnisse erlauben jedoch einen Vergleich der geprüften Bodenbearbeitungsvarianten.

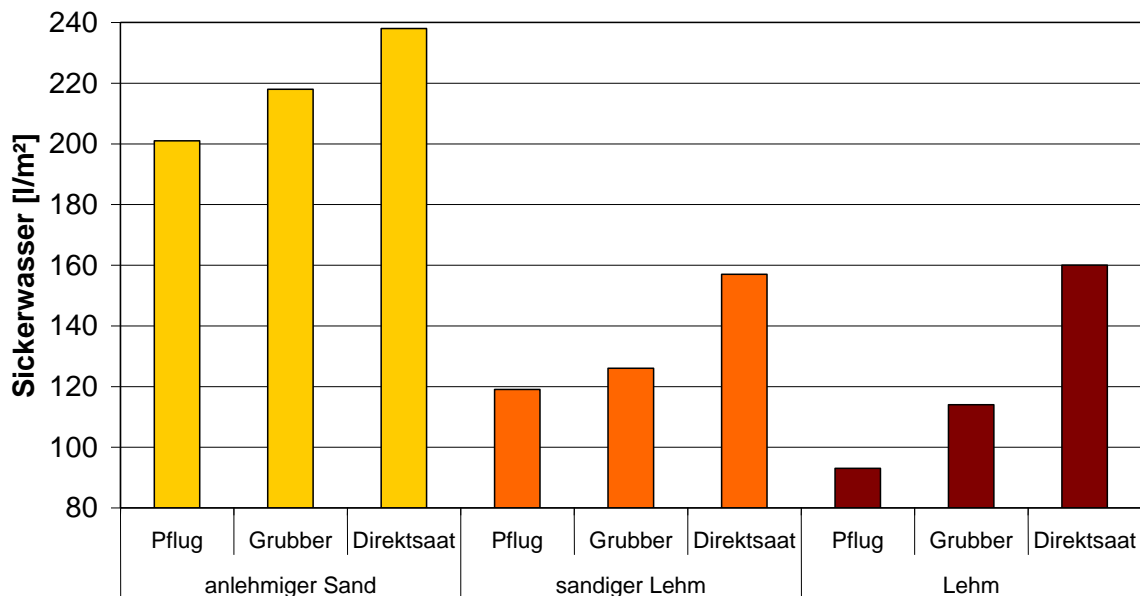


Abbildung 5-20: Einfluss von Bodenart und differenzierter Bodenbearbeitung auf die Sickerwassermenge in 1 m Bodentiefe in der Lysimeteranlage Leipzig im Mittel der Jahre 2000–2010

Quelle: ALBERT (2013)

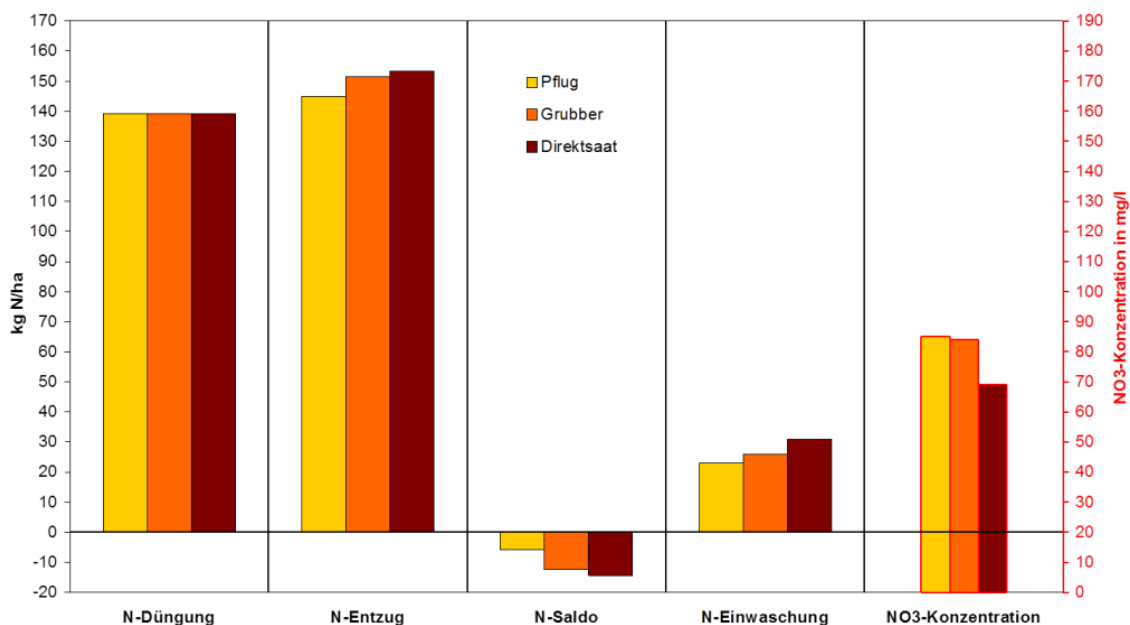


Abbildung 5-21: Wirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf N-Entzug, N-Saldo, N-Einwaschung und NO₃-Konzentration in 1 m Tiefe in der Lysimeteranlage Leipzig, Mittel der Jahre 2000–2010; Lehmbo-den (LÖ4b, AZ 65)

Quelle: ALBERT (2013)

5.3.8 Bedeutung der Grundnährstoffversorgung für N-Effizienz und N-Bilanz

Die ausgeglichene Versorgung mit Makro- (N, P, K, Ca, Mg, S) und Mikronährstoffen (B, Mn, Zn, Mo, Cu u. a.) ist Voraussetzung für eine gute Bestandesentwicklung. Kann ein Nährstoff nicht in der dem Bedarf entsprechenden Menge aufgenommen werden (zu geringe bereitstehende Menge oder/und ungenügende Verfügbarkeit für die Pflanze), so treten Mangelercheinungen auf, das Wachstum wird gehemmt oder eingestellt. Die anderen Nährstoffe verbleiben dann z. T. ungenutzt im Boden. Bei eher latentem Mangel ist dies in Abhängigkeit vom betroffenen Nährstoff am Bestand oftmals kaum optisch feststellbar. Die Ursache des geringeren Ertrags bleibt dann unerkannt, wenn nicht eine Analyse von Boden oder Pflanzenproben erfolgt. Geht man davon aus, dass eine auf einen realistischen Zielertrag ausgerichtete Stickstoffdüngung erfolgte, so können bei Mangel anderer Nährstoffe schnell erhebliche verfügbare N-Mengen auf dem Feld verbleiben. Diese sind im Herbst und Winter in Abhängigkeit von Folgefrucht, Witterung und Bodenbedingungen stark verlagerungsgefährdet. Die N-Bilanz für den Schlag fällt entsprechend hoch aus, obwohl die N-Düngebedarfsermittlung evtl. richtig erfolgte.

In Sachsen ist insbesondere die P-Versorgung zu beachten, weil 48 % der sächsischen Ackerflächen in den Gehaltsklassen A und B liegen und somit als unterversorgt einzustufen sind. Erfolgt auf diesen Flächen keine P-Düngung, so besteht die Gefahr, dass die Zielerträge nicht erreicht werden und damit auch Stickstoff ungenutzt auf den Flächen verbleibt. Abbildung 5-22 zeigt dies deutlich. Auf einer P-unterversorgten Ackerfläche (Gehaltsklasse B) wurde ein Dauerversuch mit abgestufter P-Düngung angelegt. Alle anderen Maßnahmen inkl. der N-Düngung erfolgten einheitlich. Die P-Düngung (Menge, Verfahren und Zeitpunkt) zeigte im Mittel der Fruchtfolge eine deutliche Wirkung auf den Ertrag und über die damit verbundene N-Aufnahme auch auf die N-Bilanz. Bei unterlassener P-Düngung ging der Ertrag gegenüber der optimalen P-Düngung um ca. 9,8 dt GE/ha*a zurück. In der Folge stieg die N-Bilanz um 16 kg N/ha*a, in Summe der vier dargestellten Jahre um 64 kg N/ha. Im Ergebnis sinkt die Wirtschaftlichkeit des Anbaus und die negativen Umweltwirkungen steigen. Dies zeigt beispielhaft, dass selbst eine sachlich richtige N-Bedarfsermittlung und exakte Applikation nur erfolgreich sein kann, wenn auch die anderen Bewirtschaftungsfaktoren optimal gestaltet werden.

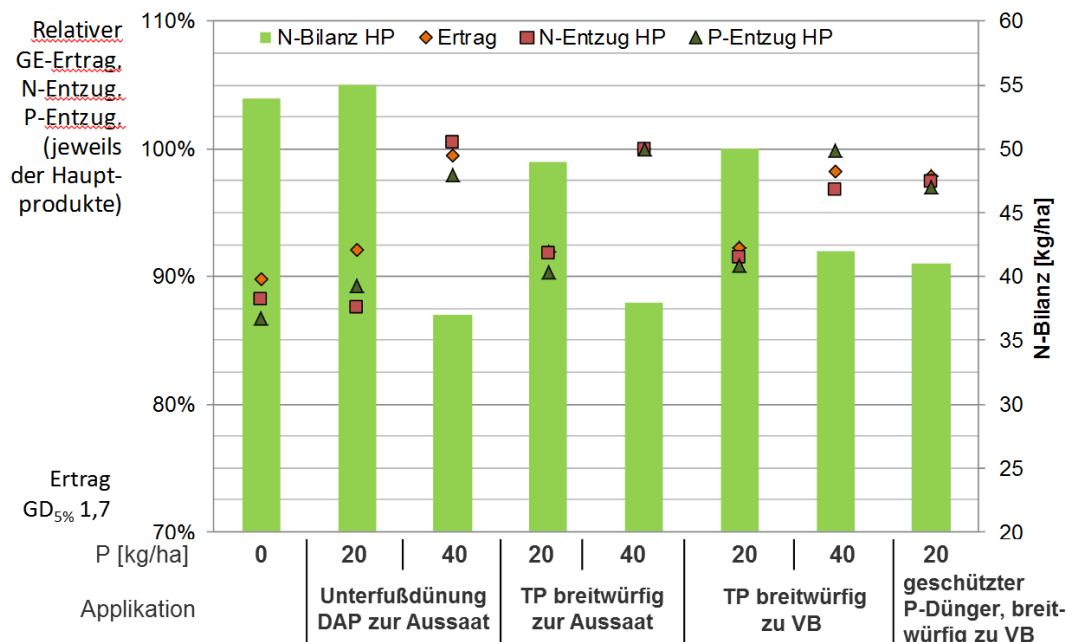


Abbildung 5-22: Wirkung differenzierter P-Düngung (Ausbringungsmenge, -zeit, -art) auf N-Bilanz, Ertrag und N/P-Entzug des Hauptproduktes (Fruchtfolge Winterrap, Winterweizen, Wintergerste), Forchheim, V, sL, PCAL vor Anlage: 2,6 mg/100 g Boden, Direktsaat, 2011–2014

5.3.9 Ausbringungsgenauigkeit bei der Applikation von Düngemitteln

Neben der Schlag- und Bestandesspezifischen Düngebedarfsermittlung ist die exakte Ausbringung der ermittelten Nährstoffmengen eine Grundvoraussetzung für das Erreichen der angestrebten Zielstellungen wie hohe N-Effizienz, wirtschaftlicher Anbau und geringe negative Umweltbeeinflussung. Zum einen muss durch die Technikeinstellung gewährleistet werden, dass die exakte Nährstoffmenge pro Fläche ausgebracht wird. Dies ist über die entsprechende Einstellung der Dosiereinrichtung der jeweiligen Maschinen möglich und im Endeffekt über die Summe des ausgebrachten Düngemittels auch kontrollierbar. Zum anderen ist die gleichmäßige Querverteilung über die gesamte Arbeitsbreite des Aggregates von großer Bedeutung. Hier ist eine regelmäßige Überprüfung wichtig, weil durch Abnutzung z. B. an Schleuderscheiben, aber auch durch Beschädigungen oder Verklebungen gravierende Fehler auftreten. Diese Überprüfung und Nachjustierung wird in der Praxis leider allzu oft vernachlässigt. Hinzu kommen Fehler durch Düngermischungen, schlechte Düngemittelqualitäten (Kornfestigkeit und -ausgeglichenheit) oder Verbackungen infolge schlechter Lagerbedingungen. Im Ergebnis sind in der Praxis oft große Ungenauigkeiten bei der Ausbringung mit Schleuderdüngerstreuern zu beobachten. LOSSIE (2014) geht nach seinen Beobachtungen in der Praxis von erheblichen Streuungenauigkeiten aus. Er verweist zusätzlich darauf, dass Unterschiede erst bei 20–30 % Überdüngung durch leichte Verfärbungen schwach erkennbar werden, erst bei 30–50 % Überdüngung deutliche Verfärbungen und Lagergetreide zu beobachten sind. Durch die ungleichmäßige Nährstoffverteilung auf dem Schlag entstehen streifenförmige Bestandesunterschiede (siehe Abbildung 5-23) und in der Folge Differenzierungen bei Ertrag, Qualität, Nährstoffaufnahme und -bilanz, aber auch erhebliche Ernteprobleme durch unterschiedliche Abreife und Lagerbildung.



Abbildung 5-23: Differenzierte Bestandesentwicklung von Getreide auf Grund ungenügender Verteilgenauigkeit bei der N-Düngung

Tabelle 5-8 gibt einen Überblick über die Wirkung einer um 50 % abweichenden Querverteilung der N-Düngung zu Winterweizen. Es wird deutlich, dass die geringfügig besseren Ergebnisse auf dem Flächenanteil mit Überdüngung die drastisch negativen Auswirkungen auf der unterversorgten Fläche wirtschaftlich nicht ausgleichen können. Die N-Bilanz verschlechtert sich ebenfalls. Legt man die Ergebnisse auf eine betriebliche Anbaufläche von 1.000 ha um, so zeigen sich mit einem um 66.000 € verschlechterten wirtschaftlichen Ergebnis und der um 6.000 kg N erhöhten N-Bilanz drastische negative ökologische und ökonomische Auswirkungen. Die wenige Stunden beanspruchende Justierung und Pflege/Reparatur des Düngerstreuers ist demgegenüber deutlich preiswerter. Bei der organischen Düngung, hier insbesondere bei der Verteilgenauigkeit von Stallmist oder Kompost, sind ebensolche Optimierungspotenziale erschließbar.

Tabelle 5-8: Wirkung schlechter N-Verteilgenauigkeit zu Winterweizen auf Ertrag, Rohproteingehalt, Erlös, N-Bilanz je ha und bei einer Anbaufläche von 1.000 ha

N-Düngung		Flächenanteil %	Ertrag dt/ha	RP %	Erlös €/ha	N-Bilanz kg N/ha
Fehler	kg N/ha					
- 50 % N	72	35	87,6	12,4	1.555 (-191)	-93
Optimal	144	30	94,4	13,7	1.746 (± 0)	-49
+ 50 % N	216	35	94,5	14,3	1.748 (+ 2)	+14
Gesamt	144 ±0	100	92,1 (-2,3)	13,5 (-0,2)	1.680 (-66)	-43 (+6)
bei 1000 ha Anbaufläche:			-2.300 dt		-66.000 €	+ 6.000 kg N

(Daten zur N-Düngewirkung: Parzellenversuch Nossen, L04, L, AZ 65, 9 jähriges Mittel)

5.4 Auswirkung der BEFU-Anwendung auf die N-Bilanz

Die gesetzlichen Anforderungen, aber auch die zunehmenden Möglichkeiten zur Optimierung der Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung auf Betriebs-, Schlag- und Teilschlagebene führen zu erheblich steigenden Anforderungen bei der Gestaltung des Düngemanagements im Betrieb. Diese sind am besten mit entsprechenden Computerprogrammen zu bewältigen, die die entsprechenden Faktoren berücksichtigen und zusammen mit Schlagkarteien ein effizientes Datenmanagement ermöglichen. Hier sei auf das sächsische Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramm BEFU hingewiesen. Dieses basiert auf sehr umfangreichen Exaktversuchen und langjährigen Erfahrungen. Als Ergebnis steht z. B. eine optimierte N-Düngebedarfsermittlung. Diese kann im Vergleich zur Verwendung von Faustzahlen oder Erfahrungswerten zu geringeren, aber auch zu höheren Düngungswerten führen.

Tabelle 5-9 gibt die Auswertung der verfügbaren Berechnungen für Praxisflächen aus den Jahren 2010 bis 2012 für die Kulturarten Winterweizen, Wintergerste, Winterraps und Silomais wieder. Für den Vergleichswert zur Nichtanwendung von BEFU wurde in der Berechnung vom Basiswert nur der N_{\min} -Wert abgezogen. Die Differenz zur BEFU-Berechnung zeigt die Auswirkung der Korrekturfaktoren im BEFU (Ab-, aber auch Zuschläge) auf das N-Düngebedarfsergebnis. Durch die Anwendung von BEFU ergibt sich unter diesen Annahmen im Mittel eine Reduzierung der N-Düngeempfehlung um 10,2 kg N/ha. Dieser Betrag ist an sich nicht sehr hoch, geht aber auch schon von einem guten Niveau der Düngebedarfsermittlung (realistischer Zielertrag, eigene N_{\min} -Beprobung) aus. Legt man dies jedoch auf die berücksichtigte Fläche um, so resultiert daraus eine Reduzierung der N-Düngung um ca. 1.658.000 kg N je Jahr. Bezieht man dies auf die gesamte sächsische Ackerfläche, so ergeben sich noch deutlich höhere Zahlen. Diese Einsparung dürfte sich in sinkenden N-Bilanzwerten, in geringerem Umfang auch in reduzierten N_{\min} -Werten nach der Ernte niederschlagen. Auf Grund des Flächenumfangs von ca. 490.000 ha (163.000 ha/a) kann von repräsentativen Aussagen ausgegangen werden. In der Zusammenstellung sind entsprechend der BEFU-Berechnungen für Wintergetreide nur die Werte für die erste N-Gabe, für Winterraps und Silomais für die gesamte N-Düngung enthalten.

Neben der Senkung der N-Düngung im Durchschnitt der Flächen ist weiterhin von Bedeutung, dass durch die BEFU-Anwendung wesentlich mehr hohe Reduzierungen als hohe Zuschläge erfolgten. In Tabelle 5-9 wird dies durch die Zeilen „Abzüge $\geq 30, 50, 80$ kg N/ha“ im Vergleich zu „Zuschläge $\geq 30, 50, 80$ kg N/ha“ deutlich. D. h., dass insbesondere hohe und sehr hohe N-Düngungsgaben verhindert wurden und so „hot spots“ mit in der Folge sehr hohen N-Salden und Rest- N_{\min} -Werten und damit wesentlich stärkeren negativen Auswirkungen verhindert werden konnten.

Tabelle 5-9: Auswirkung der N-Düngebedarfsberechnung mit dem sächsischen Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramm BEFU für die Kulturarten WWeizen, WGerste, WRaps und Silomais auf sächsischen Praxisflächen

(Quelle: Berechnungen für Praxisflächen der Jahre 2010 bis 2012)

		2010	2011	2012	Mittel
Schlaganzahl	n/a	9664	8146	9205	9005
Fläche	ha/a	173.856	144.831	169.012	162.566
ohne BEFU *)	kg N/ha	125,3	125,3	128,6	126,4
mit BEFU	kg N/ha	109,8	113,3	111,1	111,4
Differenz, gewichtet	kg N/ha	-11,2	-7,0	-12,4	-10,2
Differenz gesamt	kg N/a	-1.954.107	-1.013.182	-2.100.514	-1.658.173
Abzüge \geq 30 kg N/ha	% der Schläge	30,5	26,7	33,6	30,3
Abzüge \geq 50 kg N/ha	% der Schläge	10,4	10,3	13,0	11,2
Abzüge \geq 80 kg N/ha	% der Schläge	1,6	1,6	3,2	2,1
Zuschläge \geq 30 kg N/ha	% der Schläge	0,5	0,9	0,8	0,7
Zuschläge \geq 50 kg N/ha	% der Schläge	0,1	0,1	0,0	0,1
Zuschläge \geq 80 kg N/ha	% der Schläge	0,0	0,0	0,3	0,1

*) nur Berücksichtigung Basiswert und Abzug des N_{\min} -Wertes, d. h. ohne BEFU-Korrekturfaktoren

5.5 Zusammenfassende Bewertung und Schlussfolgerungen

Die Landwirtschaft steht vor der Aufgabe, die Effizienz der Stickstoffdüngung weiter zu verbessern. Zusammen mit den klimatischen Veränderungen stellt dies eine große Herausforderung dar. Den Betrieben eröffnen sich eine ganze Reihe von Handlungsoptionen, die aber z. T. noch nicht ausreichend erforscht und/oder praxiserprobt sind. Zielstellung muss dabei ein wirtschaftlicher Anbau mit verringerter N-Zufuhr, geringerem N-Bilanzüberschuss und der Minimierung negativer Wirkungen auf die Umwelt (Nitratverlagerung im Boden, gasförmige N-Verluste in die Atmosphäre) sein.

Zu ausgewählten Themen werden im LfULG mehrjährige Exaktversuche auf typischen sächsischen Standorten durchgeführt, um Wirkungen quantifizieren und Zusammenhänge erkennen zu können. Auf dieser Grundlage können kultur-, standort- und maßnahmespezifische Handlungsempfehlungen formuliert werden. In diesem Kapitel wurden ausgewählte Ergebnisse zum Themenfeld N-Düngung/N-Effizienz vorgestellt. Diese können – wie im Folgenden genannt – kurz zusammengefasst werden. Die Möglichkeiten der konkreten Umsetzung in der landwirtschaftlichen Praxis sind von den Bedingungen im jeweiligen Betrieb abhängig. Wichtige Punkte und Handlungsoptionen zur weiteren Verbesserung der N-Effizienz im Pflanzenbau sind (Auswahl):

- (1) Mit der novellierten Düngeverordnung und den Vorgaben für die N-Düngebedarfsermittlung kommt der Formulierung realistischer Ertragsziele eine wachsende Bedeutung zu. Maximal ist hier das dreijährige Betriebsmittel der betreffenden Kulturart anzusetzen.
- (2) Die schlagweise N_{\min} -Beprobung im Frühjahr zeitnah zur geplanten Düngung ist unbedingt zu empfehlen. Weil die Werte nach Standort, Vorfrucht und Bewirtschaftung erheblich schwanken, ist fachlich die Beprobung der – nach Düngeverordnung erlaubten – Verwendung von Empfehlungswerten der nach Landesrecht zuständigen Stelle bzw. der Übernahme der Ergebnisse der Untersuchungen vergleichbarer Standorte vorzuziehen.

- (3) Die Herbst-N-Düngung ist auf das unbedingt notwendige Mindestmaß zu beschränken. Nur wenn die verfügbare N-Menge im Boden und die Nachlieferung zu gering sind, kann eine N-Zufuhr im Spätsommer/Herbst zu Winterraps, Wintergerste, Winterzwischenfrüchten oder Feldgras gerechtfertigt sein. Bei anderen Wintergetreidearten besteht in der Regel kein Düngebedarf. Die aktuellen Regelungen der Düngeverordnung sind unbedingt zu beachten.
- (4) Eine pauschale Reduzierung der N-Düngung ist nicht zielführend. Sie gefährdet den wirtschaftlichen Anbau und die im mitteldeutschen Trockengebiet wichtige Vermarktung von Qualitätsweizen. Eine einfache Reduzierung der N-Düngung ist bei bereits gutem fachlichem Niveau nur sehr begrenzt möglich und dann auch nur ein Teil der Lösung.
- (5) Einen Schwerpunkt muss die weitere Optimierung der N-Düngung zu Weizen und dabei die Steigerung der N-Effizienz bilden. Hier ist im Einzelfall zwischen einer möglichen Senkung der 1./2. N-Gabe (mögliche Folge: sinkender Ertrag) und einer geringeren dritten N-Gabe (Gefährdung der geforderten Rohproteingehalte) abzuwägen. Zudem ist zu hinterfragen, ob diese Rohproteingehalte aus Verarbeitungssicht wirklich notwendig, eventuell gleitende Erzeugerpreise möglich oder auch andere Bewertungskategorien – evtl. auch sortenabhängig – denkbar sind. Von aktuell neu angelegten Versuchen werden hier neue Erkenntnisse erwartet.
- (6) Die Berücksichtigung der im Herbst gewachsenen Biomasse und damit der Stickstoffaufnahme der Pflanzen sollte bei der N-Düngebedarfsermittlung zu Raps Standard sein. Hier sind erhebliche Potenziale für eine geringere und dabei ertragsneutrale N-Düngung erschließbar.
- (7) Der Einsatz spezieller N-Dünger und Applikationstechniken bietet Chancen für eine höhere Ertragssicherheit insbesondere in Trockenphasen. Beispiele sind stabilisierte mineralische N-Dünger, die mineralische N-Injektionsdüngung und die gezielte Platzierung von Nährstoffen im Boden. Die reine Auswahl der Stickstoffform der Düngemittel bietet hier dagegen nur ein begrenztes Potenzial.
- (8) Reserven bestehen in der N-Effizienz des mit organischer Düngung zugeführten Stickstoffs. Hier spielen u. a. Ausbringungszeitpunkt, -menge und -technik, aber auch die Kenntnis der konkret enthaltenen Nährstoffmengen eine Rolle. Hierzu wurden 2014/15 im LfULG neue Parzellenversuche angelegt.
- (9) Die teilschlagspezifische Bewirtschaftung bietet auf in Sachsen weit verbreiteten inhomogenen Schlägen erhebliche Chancen zur Verbesserung von Wirtschaftlichkeit und Nährstoffeffizienz. Ergebnisse hierzu liegen vor allem aus umfangreichen Untersuchungen im Lehr- und Versuchsgut Köllitsch vor.
- (10) Die exakte Applikation der Düngemittel auf die Flächen ist eine Grundvoraussetzung für hohe Nährstoffeffizienz und wirtschaftlichen Anbau. Hier sind in der Praxis insbesondere bei der Verteilgenauigkeit noch erhebliche Reserven erschließbar.
- (11) Die Anwendung von Düngebedarfs- und Bilanzierungsmodellen wie dem sächsischen BEFU bietet eine Gewähr für eine sachgerechte, wirtschaftliche und umweltverträgliche Düngung.
- (12) Die optimale Gestaltung aller anderen Produktionsfaktoren ist eine Grundvoraussetzung für die Erreichung der ökonomischen und ökologischen Zielstellungen. Hier muss in Sachsen der Grunddüngung (P, K, Kalkung) größere Bedeutung beigemessen werden.
- (13) Durch reduzierte Bodenbearbeitung (bei insgesamt angepasstem Anbauverfahren) ist standortabhängig eine leichte Senkung der N_{\min} -Gehalte im Herbst und der Nitratkonzentration im Sickerwasser erreichbar.

- (14) Die Senkung der N-Bilanz auf $< 50 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ im dreijährigen Betriebsmittel stellt Betriebe in den Trockenregionen Sachsens vor sehr hohe Anforderungen. Dies gilt insbesondere bei Fruchtfolgen mit den für Sachsen typischen Fruchtarten Qualitätsweizen und Winterraps, aber auch für Betriebe mit hohen Anteilen organischer N-Düngung.

Ein N-Saldo $< 50 \text{ kg N/ha}$ ist kein Garant für $< 50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ Sickerwasser.

5.6 Verwertung der Ergebnisse

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen im LfULG werden Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis abgeleitet. Des Weiteren gehen sie in fachliche Stellungnahmen und in die Politikberatung ein. Die Ergebnisse sind eine wichtige Grundlage für die weitere Qualifizierung des Düngebedarfs- und Bilanzierungsprogramms BEFU. Dieses steht allen Interessenten unter <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/1868.htm> kostenfrei zur Verfügung.

Die Ergebnisse werden laufend über Vorträge, auf Fachveranstaltungen und Feldtagen, durch Broschüren, Projektberichte, Fachartikel und Internetbeiträge veröffentlicht.

6 Zusammenfassende Bewertung und Empfehlungen

Das Stickstoffmonitoring sächsischer Böden stützt sich mit zyklischen Zustandserhebungen auf eine flächenbezogene Datenerfassung, verfügt aber gleichzeitig auch an repräsentativen Standorten über zeitlich hochaufgelöste Messreihen zum Bodenwasser- und Stickstoffhaushalt. Gemeinsam mit Grund- und Oberflächenwassermessstellen dienen sie sowohl der Zustands- und Prozessbeschreibung, der Ableitung von Maßnahmen für den Ressourcenschutz als auch der Parametrisierung von Simulationsmodellen.

Im Freistaat Sachsen werden dazu folgende Messnetze betrieben:

- 55 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF I) liefern als Langzeituntersuchungen medienübergreifende Informationen einschließlich Bewirtschaftungsdaten auf repräsentativen Böden in allen Bodenlandschaften Sachsens unter landwirtschaftlicher Betriebspraxis. Davon sind fünf Flächen Sonderstandorte (BDF II) mit kontinuierlicher Erfassung der Meteorologie, der Deposition, des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes, verschiedener Bodenparameter und der Pflanzeninhaltsstoffe (**Kapitel 1**).
- Auf ca. 1.000 Nitrat-Dauertestflächen in Praxisschlägen unter Acker- und Grünland werden im Frühjahr und Herbst die pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalte sowie die Parameter pH-Wert, organischer Kohlenstoff, Grund- und Mikronährstoffe ermittelt (**Kapitel 2**).
- Regelmäßige Bodenzustandserhebungen (Level I) auf 283 Waldstandorten ermöglichen die Überwachung des Einflusses von grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen. Auch hier erfolgen auf acht Dauerbeobachtungsflächen (des Level II-Programms Wald) kontinuierliche Messungen zur Deposition, Stoffbilanz, zum Boden- und Humuszustand, zur Nadel- und Blattanalyse sowie zur Meteorologie (**Kapitel 3**).
- Mittels wägbarer, 3 m tiefer Lysimeter werden Langzeituntersuchungen zum Bodenwasser- und Bodenstoffhaushalt (einschließlich Deposition und Meteorologie) an zehn typischen Ackerböden unter praxisorientierter Bewirtschaftung am Standort Brandis durchgeführt (**Kapitel 4**).
- Parzellen- und Lysimeteruntersuchungen auf verschiedenen typischen Ackerstandorten mit unterschiedlichen Themenstellungen liefern Informationen zur Stickstoffeffizienz und zur -bilanz (**Kapitel 5**).

Auf den landwirtschaftlich genutzten Untersuchungsflächen und Lysimetern erfolgt eine Erfassung der jährlichen Bewirtschaftungsdaten. Auf einem Teil der Beobachtungsstandorte werden Klimaparameter und atmosphärische Stoffeinträge gemessen. Bei der gemeinsamen Auswertung der Messergebnisse und Ableitung von Maßnahmen ist die unterschiedliche technische Ausstattung der Messnetze zu beachten. So differiert beispielsweise die Tiefe der Sickerwasserentnahme zwischen 0,4 m und 3,0 m.

Zur Erarbeitung von Szenarien und von Prognosen zukünftiger Standortverhältnisse unter sich ändernden Klima- und Nutzungseinflüssen und zur Übertragung der Ergebnisse auf regionale Ebenen kommen Simulationsmodelle zum Einsatz.

6.1 Aktuelle Situation und Entwicklungstendenzen

Auf den Untersuchungsstandorten mit langjährigen Beobachtungen wurden steigende Lufttemperaturen sowie kaum veränderte Winterniederschläge, aber eine Zunahme der Spätsommerniederschläge registriert. Dabei resultiert die Erhöhung der Spätsommerniederschläge weitgehend aus einer Zunahme von Starkregenereignissen.

Größere Veränderungen zeigen sich beim innerjährlichen Verlauf der Sickerwasserbildung. Höhere Niederschläge im Spätsommer führen tendenziell zur schnelleren Wiederauffüllung der Bodenwasservorräte. Vor allem bei den auswaschungsgefährdeten Sandstandorten kommt es zu einem vorzeitigen Beginn der Sickerwasserperiode.

Häufiger auftretende Wasserdefizite im Frühsommer führen in den niederschlagsarmen Regionen mit flach- und mittelgründigen Böden zur Abnahme der Ertragsstabilität. Die Festlegung realistischer Zielerträge wird schwieriger.

Auf Grund des überwiegenden Anbaus von Winterfrüchten können weder die verlängerte Vegetationsperiode, noch die höheren Spätsommerniederschläge ertragswirksam werden. Dies kann im Herbst in Abhängigkeit von der Fruchtfolge und der Art und Häufigkeit der durchgeführten Bodenbearbeitung bei einer früh einsetzenden Sickerwasserbildung zu höheren N-Austrägen führen.

Während die in Brandis mittels Bulk-Sammler registrierte Stickstoffdeposition bis Anfang der 1990er-Jahre noch bei durchschnittlich $50 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ lag, werden seit der Jahrtausendwende im Mittel nur noch $14 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ registriert. Auf den BDF-II-Flächen wurden im langjährigen Mittel auf allen Messplätzen Werte um die $10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ gemessen. Die Stickstoffdeposition findet bei der Düngebedarfsermittlung keine Berücksichtigung, sollte aber in erweiterte Bilanzrechnungen einbezogen werden.

Die Jahresraten der Stickstoffeinträge auf den Dauerbeobachtungsflächen im Wald liegen zwischen 16 und $34 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Dem stehen geringe Austräge mit der Bodenlösung gegenüber. Insgesamt ist festzustellen, dass die Eintragsmengen seit dem Jahr 2004 auf demselben Niveau verweilen.

Die langjährigen Untersuchungen auf den Nitrat-Dauertestflächen zum Herbstnitratgehalt im Boden zeigen seit Beginn der Messungen starke jährliche Schwankungen, ein zeitlicher Trend ist nicht erkennbar. Dagegen ist in den letzten vier Jahren ein Rückgang der Stickstoffsalden festzustellen. Durch die steigenden Ernterträge in Relation zur eingesetzten Stickstoffdüngermenge konnte dieser effizienter verwertet werden. Der durchschnittliche Stickstoffüberschuss nach Düngeverordnung von ca. $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ konnte weiter reduziert werden. Starke Stickstoffüberschüsse konzentrieren sich hauptsächlich auf Standorte mit geringen und mittleren Ackerzahlen.

6.2 Ursachen von Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser

Auf den Nitrat-Dauertestflächen konnte kein Zusammenhang zwischen berechneten Stickstoffsalden und den im darauf folgenden Herbst gemessenen Nitratgehalten im Boden festgestellt werden.

Für Sandböden stellt bereits ein geringer Stickstoffüberschuss ein Gefährdungspotenzial für die Verlagerung des Stickstoffs mit dem Sickerwasser aus der Wurzelzone dar. Bei Lössböden kann aus positiven Stickstoff-

salden ein Stickstoffdepot entstehen, das einerseits für verfügbare Stickstoffvorräte für die Pflanzen sorgt, andererseits aber als Stickstoffquelle für das Sickerwasser dient. Weil die Sickerwasserraten auf den Lössböden niedrig sind, bewegt sich der Stickstoff hauptsächlich als Nitrat sehr langsam in die Tiefe.

Die Gefahr erhöhter Nitratgehalte im Sickerwasser besteht in folgenden konkreten Situationen:

- in Lössgebieten nach lang anhaltenden und starken Niederschlägen
- in Gebieten mit sandigen Substraten nach Düngergaben auch nach moderaten Niederschlägen
- in Gebieten des Berg- und Hügellandes nach starken Niederschlägen bzw. intensiver Schneeschmelze
- in Auen nach Überschwemmungen

Die Untersuchungen in 3 m tiefen Lysimetern liefern deutliche Hinweise auf das hohe Rückhaltevermögen unterhalb der Wurzelzone. Diese beherbergt bei großer Mächtigkeit auch Stickstoff aus vorausgegangenen Bewirtschaftungsjahren.

Weil ein großer Anteil der Stickstoffüberschusssalden in niederschlagsarmen Regionen bzw. Jahren im Boden verbleibt und Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden erfolgen, können Stickstoffbilanzüberschüsse nicht in jedem Fall den „Auswaschungsfrachten“ aus der Wurzel- und Dränwasserzone gleichgesetzt werden.

Infolge der in sickerwasserarmen Jahren gebildeten Stickstoffdepots, die bei hoher Sickerwasserbildung als Stickstoffquelle für die Auswaschung zur Verfügung stehen, ist für alle Standorte charakteristisch, dass hohe Sickerwassermengen zum Anstieg der Stickstoffausträge führen. Mehrjährige Stickstoffsalden $< 60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ nach Düngeverordnung sind kein Garant für $< 50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone.

Auf Grund der meist langen Transportwege und -zeiten bis zum Grundwasserleiter kann ein Zusammenhang zwischen der Höhe von Stickstoffbilanzüberschüssen und der Nitratbelastung im Grundwasser erst sehr langfristig durch Messungen nachgewiesen werden.

Waldökosysteme sind keinen akuten Gefährdungen durch gasförmige Stickstoffkomponenten wie Ammoniak oder Stickstoffdioxid ausgesetzt. Trotz bestehender langfristiger Risiken (Erreichen oder Überschreitung der Critical Loads) sind diese derzeit noch nicht stickstoffgesättigt, wenn man den Stickstoffeinträgen die -austräge gegenüberstellt.

6.3 Einfluss der Standortverhältnisse bei der Bewertung der Stickstoffausträge und der Festlegung geeigneter Maßnahmen

Wie die statistischen Auswertungen der Bodendaten nach ihrer Zugehörigkeit zu den Bodengroßlandschaften zeigen, weisen die Böden (bis 60 cm) mit überwiegend sandigen Ausgangssubstraten mit $3,5 \text{ t N ha}^{-1}$ die niedrigsten Stickstoffgesamtvorräte auf. Die höchsten Vorräte mit $9,7 \text{ t N ha}^{-1}$ treten in Auenböden auf. Die Vorräte steigen von den sandigen Substraten über die Moränen- und Lössgebiete zu den Böden über Festgestein kontinuierlich an.

Für die Nutzungsarten wurden unabhängig von der Zugehörigkeit der Standorte zu konkreten Bodengroßlandschaften (BGL) folgende Medianwerte des Stickstoffvorrats für Sachsen ermittelt: Grünland 9,0; Acker 7,1 und Forst 4,1 t N ha⁻¹. Auch innerhalb der einzelnen BGL treten immer die höchsten Vorräte auf den Grünlandstandorten, gefolgt von den Ackerstandorten auf. Die niedrigsten Vorräte haben wiederum die Forststandorte.

Im Rahmen der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (2006–2014) konnte für die Bodentiefe bis 90 cm ein mittlerer Stickstoffvorrat von 5,5 t N ha⁻¹ ermittelt werden. Die hohen Vorratsanteile in der organischen Auflage von 1,6 t N ha⁻¹ (29 %) belegen, dass eine humusschonende Bewirtschaftung der Wälder in Sachsen auch weiterhin besondere Aufmerksamkeit verdient.

Im Zeitraum 2002–2013 stehen den 64 % der BDF mit positiven Stickstoffbilanzüberschüssen 36 % der BDF mit negativen Stickstoffbilanzen nach Düngeverordnung gegenüber. Die BDF in den BGL „Sand“, „Löss“ und „Berg/Hügel“ haben jeweils einen Anteil von ca. 20–30 % an jährlichen positiven N-Salden > 60 kg N ha⁻¹. Für den Zeitraum von 12 Jahren konnte ein maximaler kumulierter Wert von 1.460 kg N ha⁻¹ Stickstoffüberschuss ermittelt werden.

Bei konventioneller Bewirtschaftung wurden in der Lysimeterstation Brandis für den Zeitraum von 1999 bis 2014 auf flachgründigen Sandböden mittlere Stickstoffsalden in Höhe von 93, auf Geschiebelehm Böden von 44 und auf tiefgründigen Lössböden von 2 kg N ha⁻¹a⁻¹ ermittelt.

An den Dauerbeobachtungsflächen im Wald ist die Entwicklung der Nitratkonzentrationen in den untersuchten Quellen als positiv zu beurteilen. In den fichtengeprägten Einzugsgebieten zwischen Cunnersdorf (Sächsische Schweiz) und Klingenthal (Vogtland) sind trotz hoher atmosphärischer Stickstoffeinträge die Nitratkonzentrationen rückläufig. Innerhalb der 20-jährigen Messzeitreihe sind Reduzierungen von 75 % nachweisbar (Cunnersdorf: von 16 auf 4 mg l⁻¹).

Hohe Stickstoffeinträge und niedrige Nitratkonzentrationen im Sicker- und Quellwasser lassen in Kombination mit den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur von 2012 vermuten, dass die registrierten Zuwachssteigerungen seit den 1990er-Jahren, insbesondere der Fichtenwälder, auch von den Stickstoffeinträgen profitieren.

6.4 Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse in der Praxis

Die Landwirtschaft steht vor der Aufgabe, die Effizienz der Stickstoffdüngung weiter zu verbessern. Zusammen mit den klimatischen Veränderungen stellt dies eine große Herausforderung dar. Den Betrieben eröffnet sich eine ganze Reihe von Handlungsoptionen, die aber z. T. noch nicht ausreichend erforscht und/oder praxiserprobt sind. Zielstellung muss ein wirtschaftlicher Anbau mit verringerter Stickstoffzufuhr, geringerem N-Bilanzüberschuss und der Minimierung negativer Wirkungen auf die Umwelt (Nitratverlagerung im Boden, gasförmige N-Verluste in die Atmosphäre) sein. Die Möglichkeiten der konkreten Umsetzung in der landwirtschaftlichen Praxis sind von den Bedingungen im jeweiligen Betrieb und den jährlichen Witterungsbedingungen abhängig.

Nachfolgend sind ausgewählte Handlungsoptionen zur weiteren Verbesserung der Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau zusammengefasst:

- (1) Mit der neuen N-Düngebedarfsermittlung in der novellierten Düngeverordnung kommt realistischen Ertragszielen wachsende Bedeutung zu.
- (2) Die schlagweise N_{\min} -Beprobung im Frühjahr ist unbedingt zu empfehlen.
- (3) Die Herbst-N-Düngung ist auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken.
- (4) Eine pauschale Reduzierung der N-Düngung ist nicht zielführend.
- (5) Die Optimierung der N-Düngung zu Weizen muss einen Schwerpunkt bilden. Dabei ist auch die Notwendigkeit der geforderten hohen Rohproteingehalte zu hinterfragen.
- (6) Beim Rapsanbau sind durch die Berücksichtigung der im Herbst gewachsenen Biomasse und damit der Stickstoffaufnahme erhebliche Potenziale zur Reduzierung der N-Düngung erschließbar. Dies sollte in der Praxis Standard werden.
- (7) Die bedarfsgerechte Bewässerung kann einen erheblichen Beitrag zur Stabilisierung der Erträge und damit auch des N-Pflanzenentzuges und der N-Effizienz leisten.
- (8) Der Einsatz spezieller N-Dünger und Applikationstechniken bietet Chancen für eine höhere Ertragssicherheit insbesondere in Trockenphasen (stabilisierte N-Dünger, mineralische N-Injektionsdüngung, Nährstoffplatzierung im Boden u. a.).
- (9) Reserven sind bei der N-Effizienz aus organischer Düngung erschließbar (Ausbringungszeitpunkt, -menge und -technik, Analyse der Inhaltsstoffe).
- (10) Die optimale Gestaltung aller Produktionsfaktoren ist eine Grundvoraussetzung für die Erreichung der ökonomischen und ökologischen Zielstellungen. Hier muss in Sachsen der Grunddüngung (P, K, pH) größere Bedeutung beigemessen werden.
- (11) Die teilschlagspezifische Bewirtschaftung bietet auf inhomogenen Ackerschlägen erhebliche Chancen zur Verbesserung von Wirtschaftlichkeit und Nährstoffeffizienz.
- (12) Bei der Düngemittelausbringung sind in der Praxis noch erhebliche Reserven bei der Verteilgenauigkeit erschließbar.
- (13) Durch reduzierte Bodenbearbeitung (bei insgesamt angepasstem Anbauverfahren) ist standortabhängig eine leichte Senkung der N_{\min} -Gehalte im Herbst erreichbar.
- (14) Die Anwendung von Düngebedarfs- und Bilanzierungsmodellen wie dem sächsischen BEFU und REPRO schafft sehr gute Voraussetzungen für eine sachgerechte, wirtschaftliche und umweltverträgliche Düngung sowie zur Optimierung der Humusbewirtschaftung der Ackerschläge.
- (15) Die schlagweise Nährstoffbilanzierung bietet gegenüber der mindestens geforderten Bilanzierung auf Betriebsebene deutliches Optimierungspotenzial.
- (16) Durch ökologisch bewirtschaftete Flächen kann das Risiko eines Austrags von Nährstoffen reduziert werden.

Die weitergehende deutliche Senkung der N-Bilanz unter die nach Düngeverordnung zulässigen $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (im dreijährigen Betriebsmittel) stellt Betriebe in den Trockenregionen Sachsens vor sehr hohe Anforderungen. Dies gilt insbesondere bei Fruchtfolgen mit den für Sachsen typischen Fruchtarten Qualitätsweizen und Winterraps, aber auch für Betriebe mit hohen Anteilen organischer N-Düngung.

Die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse an den bodenhydrologischen Messplätzen in den drei untersuchten Trinkwasserschutzgebieten von Sachsen verdeutlichen eine positive Wirkung der Umnutzung von Acker- in Grünland innerhalb der Trinkwasserschutzzone II der Wasserfassungen. Nach kurzzeitiger Mobilisierung der Bodenstickstoffgehalte unmittelbar nach der Umnutzung sinken die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser überwiegend deutlich ab.

6.5 Schlussfolgerungen

Die Boden-Dauerbeobachtung hat sich als wesentlicher Bestandteil eines praxisorientierten und kostengünstigen Systems zur Kontrolle von Agrarumweltmaßnahmen und als wissenschaftliche Grundlage zur Weiterentwicklung von Strategien zur Sicherung der Bodenfunktionen und zum Schutz der Gewässer bewährt.

Um den Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung und den N-Austrägen aus der Bodenzone vollständig aufklären zu können, bedarf es der Fortführung der Messungen zur N-Dynamik im Boden. Vor dem Hintergrund sich ändernder klimatischer Bedingungen bestehen nach wie vor Unsicherheiten zu Höhe und zeitlichem Verlauf der aus der Mineralisation resultierenden und auf die Düngung anrechenbaren Stickstoffmengen. Auch zur Höhe der standort- und bewirtschaftungsbedingten N-Immobilisierung besteht Untersuchungs- und Forschungsbedarf. Ziel ist letztlich die Minimierung von Stickstoffausträgen in die Umwelt. Um hier Lösungen erarbeiten zu können, sind entsprechende finanzielle und personelle Kapazitäten vorzuhalten.

Neben Boden- und Bewirtschaftungsdaten erfordern diese Fragestellungen vor allem Klimadaten, insbesondere zum Niederschlag, zur Bodenfeuchte und zur Bodentemperatur. Weil nicht auf allen Untersuchungsstandorten meteorologische Parameter erhoben werden, sind zukünftig die Messreihen des agrar- und forstmeteorologischen Messnetzes und des Niederschlagsmessnetzes in die Auswertungen einzubeziehen. Ausgewählte Untersuchungsstandorte sind nach Möglichkeit mit Bodenthermometern nachzurüsten.

Das Boden-Stickstoffmonitoring in Sachsen basiert auf Messnetzen mit sehr unterschiedlichen Aufgabenstellungen, Untersuchungsprogrammen und Beobachtungszeiträumen. Es besteht die Notwendigkeit, die punktuell gewonnenen Erkenntnisse modellbasiert in die Fläche zu übertragen. Auch der Nachweis für die Wirksamkeit der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Grund- und Oberflächenwasserqualität kann auf Grund der Langfristigkeit der Prozesse nur mit Hilfe von entsprechenden Simulationsmodellen, gekoppelt mit einem repräsentativen Sicker- und Grundwassermonitoring, erbracht werden.

Regelmäßige modellbasierte Auswertungen unter Verwendung der in den verschiedenen Messnetzen erhobenen Parameter und Messreihen können den Anreiz für ein integriertes und ressortübergreifendes Stickstoffmonitoring bilden. Ziel der Berechnungen ist es, neben dem Stickstoffhaushalt im Boden auch den Stickstofftransport und -umsatz im Grund- und Oberflächenwasser zu ermitteln. Hierzu bedarf es neben der Analyse von Grundwasserproben auch spezieller Untersuchungen zum N-Umsatz im Grundwasser. Auf dieser Grundlage sind geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen abzuleiten.

Unter diesem Aspekt wurde vom LfULG ein Konzept für die gekoppelte Stofftransportmodellierung im Sicker- und Grundwasser für besonders belastete Gebiete erstellt (PFÜTZNER et al. 2011). Dieses beinhaltet den Aufbau des Modellverbundes ReArMo für Simulationsstudien in wasserwirtschaftlich relevanten unterirdischen Einzugsgebieten in Kombination mit einem detaillierten Monitoringprogramm zum Bodenwasser- und Stickstoffhaushalt. Das Modell wird für die drei Trinkwasserschutzgebiete Diehsa, Jahnaue 2 und Schleinitz in nitratbelasteten Grundwasserkörpern unter Berücksichtigung des geologischen Schichtenaufbaus, der hydrogeologischen Situation, der pedologischen Verhältnisse, der Nutzungs- und Grundwasserförderdynamik sowie der sich ändernden klimatischen Bedingungen angewendet. Die bisher vorliegenden Ergebnisse des gekoppelten Stofftransportmodells ReArMo und der Monitoringergebnisse für das WSG Diehsa sind in KNAB et al. (2014) sowie in DILBAT & IHLING (2014) veröffentlicht. Die Arbeiten in diesem und den anderen Modellgebieten werden gegenwärtig fortgeführt. Es ist geplant, die Ergebnisse zukünftig in der LfULG-Schriftenreihe zu publizieren.

7 Literaturverzeichnis

- AK Standortkartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung/Arbeitskreis Standortkartierung. 6. Aufl. München: IHW-Verlag.
- ALBERT, E. (2013): Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. In: KNOBLAUCH, S., ALBERT, E., HAFERKORN, U., HEYN, J., HEROLD, L., LIPPOLD, T., LEHMANN, E., LORENZ, J., ZACHOW, B., MEIßNER, R., SEEGER, J., SCHRÖDTER, M., STRAUß, C. (2013): Kooperation Lysimeter – Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer, Mehrländerbrochure, 2013, S. 143–175; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214>
- ALBERT, E., GRUNERT, M. (2013 a): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und Nährstoffgehalte des Bodens. In: Archives of Agronomy and Soil Science, Volume 59, Issue 8, 2013.
- ALBERT, E., GRUNERT, M. (2013 b): Welcher N-Dünger ist der richtige? In: DLG-Mitteilungen, Heft 3 2013, S. 15–18.
- ALBERT, E., FÖRSTER, F., ERNST, H., KOLBE, H., DITTRICH, B., LABER, H., HANDSCHACK, M., KRIEGHOFF, G., HEIDENREICH, T., RIEHL, G., HEINRICH, S., ZORN, W. (2007): Umsetzung der Düngeverordnung. Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, 164 S.; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242>
- ANDREAE, H. & KRAMER, W. (2009): Digitale Erfassung der Bodenschutzkalkung. Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa. http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/standort/sbs_kalkungskarte/index_DE, zuletzt aktualisiert am 22.10.2012.
- ATV-DVWK (2003): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer, Bereich Landwirtschaft. – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. ATV-DVWK-Information. Hrsg. Hennef. 20 S.
- BARTH, N.; BRANDTNER, W.; CORDSEN, E.; DANN, T.; EMMERICH, K.-H.; FELDHAUS, D.; KLEEFISCH, B.; SCHILLING, B.; UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen. – In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, Band 3, KennNr: 9152.
- BARTH, N.; DEGERING, D.; HAASE, D. C.; HAFERKORN, U.; HEILMANN, H.; KLOSE, R.; KNAPPE, S.; KURZER, H.-J.; MACHULLA, G.; MATTUSCH, J.; NEUBERT, K.-H.; PÄLCHEN, W.; RABEN, G.; RANK, G.; SCHLENKER, S.; SCHNEIDER, B.; SUNTHEIM, L. & WENNRICH, R. (2001): Bodenmonitoring in Sachsen. Dresden: Eigenverlag SMUL (Materialien zum Bodenschutz).
- BARTH, N., FORBERG, H. (2013): Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Standortcharakteristika unter [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/BDF-Standortcharakteristika\(1\).pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/BDF-Standortcharakteristika(1).pdf)
- BARTH, N.; BEUGE, A.; KARDEL, K. & C. LAUSCH (2014): Zur zeitlichen Entwicklung ausgewählter Parameter des Stickstoffs auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen. – In: Grundwasser-Altlasten-Boden Aktuell, Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23619>
- BARTH, N.; TANNERT, R.; FORBERG, H. (2014): Erfassung langjähriger Stickstoff-Depositionseinträge auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF II) in Sachsen – In: Grundwasser-Altlasten-Boden Aktuell, Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23619>
- BAUMANN, M.; ANDREAE, H.; RABEN, G. (2002): Vegetationsvergleich sächsischer Fichtenwaldflächen der Bodenzustandserhebung (BZE = Level I der EU) oberhalb 700 m ü. NN. Hg. v. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Graupa – Dresden (Schriftenreihe des LFP, 25), S. 18–21.

- BECKER, A. & LAHMER, W. (Hrsg., 2004): Wasser und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffminimierung. Weißensee Verlag Berlin. ISBN: 3-89998-007-7.
- BECKER, R.; SCHIMMING, C. G.; SPRANGER, T.; WELLBROCK, N. (2000): Critical-Load-Kalkulationen an Level-II-Dauerbeobachtungsflächen. In: Forstarchiv 71 (2), S. 54-58.
- BECKMANN, U., KOLBE, H., MODEL, A., RUSSOW, R. (2001): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau unter besonderer Berücksichtigung von N-Bilanz und Effizienzkennzahlen. – In: UFZ-Bericht Nr. 14. Leipzig-Halle.
- BÖHME, F., RUSSOW, R.; NEUE, H.-U. (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German state of Saxony-Anhalt – measurements using the 15N-based ITNI-system. Stable isotopes in environmental research. Isot. Environ. Health S., 38: 95–102.
- BOLTE, A.; WELLBROCK, N.; LUX, W.; STRICH, S.; STEINHAUSER, D. (2008): Waldmonitoring und Umweltpolitik. Forstliches Umweltmonitoring in der internationalen Berichterstattung. In: AFZ – Der Wald (17), S. 921–923.
- BUFE, J. (2008): Kontrollbericht SächsSchAVO 2007. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig, Juni 2008.
- BUILTJES, P.; HENDRIKS, E.; KOENEN, M.; SCHAAP, M.; BANZHAF, S.; KERSCHBAUMER, A. et al. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. Dessau: Eigenverlag (UBA-Texte, 38).
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustands und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Unter Mitarbeit von: J. BLOCK, J. EICHHORN, J. GEHRMANN, C. KÖLLING, E. MATZNER, K. J. MEIWES et al. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II. Bonn: BML (BMELF informiert).
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (Hrsg.) (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). 2. Aufl. Bonn.
- CONRAD, S. (2006): Bericht zur Auswertung der Vegetationsdaten im Rahmen der BZE II. Abschlussbericht zum Werkvertrag. Radebeul.
- CONRAD, S.; ANDREA, H.; RABEN, G. (2002): Vegetationsvergleich sächsischer Laubwaldflächen der Bodenzustandserhebung (BZE = Level I der EU). Hg. v. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Graupa – Dresden (Schriftenreihe des LFP, 25), S. 2–18.
- DAUBITZ, P. (2009): Wirkung von Komposten und Wirtschaftsdüngern in Kombination mit steigender mineralischer N-Düngung auf Erträge und Bodeneigenschaften. Masterarbeit, Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenernährung.
- DIEMANN, R. (1993): Agrarstrukturelle Vorplanung Südharz. Eigenverlag der Landgesellschaft Sachsen-Anhalt.
- DILBAT, M.; KNÖLLER, K.; IHLING, H. (2011): Hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Jahnaue 2/Landkreis Mittelsachsen; In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 45/2011, S. 38–51. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15111>
- DILBAT, M.; IHLING, H. (2014): Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa im Landkreis Görlitz; In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): „Grundwasser – Altlasten aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014, S. 5–17. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23619>
- DÖHLER, H., DÄMMGEN, U., EURICH-MENDEN, B., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERG, W., BERGSCHMIDT, A., BRUNSCH, R. (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniakemission der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. – In: UBA-Texte 05/02. Berlin.

- Düngeverordnung - DÜV (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). – In der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221).
- DVWK (1994): Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele. Schriften Nr. 106. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- FARACK, K., ALBERT, E. (2011): Injektionsdüngung, Schriftenreihe des LfULG, Heft 12/2011.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14931>
- FELDWISCH, N. in FREDE, H.-G., DABBERT, S. [Hrsg.] (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlagsgesellschaft. ISBN: 3-609-65272-1.
- FRANZ, B. (2004): Bodenschutzkalkung im Forstamt Klingenthal. Entwicklung einer GIS-gestützten Dokumentation sowie Untersuchungen zu Wirkungen und Risiken. Diplomarbeit TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Geographie, Dresden.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; KAISER, M. UND GRUNEWALD, K. (2005): Mesoskalige Modellierung diffuser Nährstoffeinträge in Flussgebieten mit dem Modell STOFFBILANZ – Entwicklungsstand und Perspektiven. in Umwelt- und Geowissenschaften – Workshop Dresden 2005, Hg. v. J. Wittmann und Nguyen Xuan Thinh. (ASIM-Mitteilung AMB, 91), Aachen.
- GRUNERT, M. (2013 a): Geringere N-Bilanzen und Qualitätsgetreideanbau, ein lösbares Problem? Vortrag auf der Qualitätsgetreidetagung des LfULG am 10.09.2013 in Groitzsch, Datei der Präsentation unter: www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Getreidetag_2013_Dr_Grunert.pdf
- GRUNERT, M. (2013 b): Phosphor- und Kaliumversorgung sächsischer Ackerböden. Daten und Faktenblatt, LfULG.
- GRUNERT, M. (2015): Aktueller Rat zum Pflanzenschutz und Pflanzenbau vom 04.03.2015.
- GRUNERT, M. (2015 a): Intensiver Ackerbau – wo liegen die Grenzen in der Düngung? Vortrag auf der DLG-Fachtagung Ackerbau am 24.04.2015 auf der agra in Leipzig.
- GRUNERT, M. (2015 b): Herausforderung Stickstoff-Effizienz – Welche Optimierungspotenziale bietet die Düngung? Vortrag auf der Fachtagung „Nährstoffeffizienz in der Landwirtschaft“ des Landesarbeitskreises Düngung Brandenburg/Sachsen/Thüringen am 09.07.2015 in Nossen.
- GRUNERT, M. (2015 c): Der Dauerdüngungsversuch L28, Aufbau, Anlage und Ergebnisse zur Nährstoffeffizienz in Methau und Spröda. Vortrag auf der Fachveranstaltung „50 Jahre Dauerversuche L28 in Methau, Spröda, Bad Salzungen“ am 08.12.2015 in Nossen.
- GRUNERT, M., ALBERT, E. (2012): Mineralisch-organische Düngung in Dauerversuchen – Wirkung auf Erträge, Boden und N-Bilanzen. In: VDLUFA-Schriftenreihe Band 68/2012, Kongressband, VDLUFA, Darmstadt, ISBN 978-3-941273-13-9, 2012, S. 493–503.
- GRUNERT, M., ALBERT, E. (2013): Stickstoffwirkung unterschiedlicher N-Düngerformen im Dauerversuch. In: VDLUFA-Schriftenreihe Band 69/2014, Kongressband, VDLUFA, Darmstadt, ISBN 978-3-941273-15-3, S. 367–374.
- GRUNERT, M., ALBERT, E. (2014): Stickstoffdünger im Vergleich. In: dlz-agrarmagazin, 02/2014, S. 48–51.
- GRUNERT, M., SCHAEFF, A., SCHMIDT, A. (2014): Das wirtschaftliche Ergebnis zählt. Mineralische N-Injektionsdüngung zu Raps. In: Landwirtschaft ohne Pflug, Heft 8 2014, S. 35–43
- Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA) (Hg.) (2014): Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Unter Mitarbeit von N. KÖNIG, U. BLUM, F. SYMOSSEK, B. BUSSIAN, K. FURTMANN, A. GÄRTNER et al., Bonn.
- HAFERKORN, U. (2013): N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der sächsischen Lößgebilde. In: KNOBLAUCH, S., ALBERT, E., HAFERKORN, U., HEYN, J., HEROLD, L., LIPPOLD, T., LEHMANN, E., LORENZ, J., ZACHOW, B., MEIßNER, R., SEEGER, J., SCHRÖDTER, M., STRAUß, C.: Kooperation Lysimeter – Wirkung

- landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer. Mehrländerbroschüre, 2013, S. 117–142, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214>.
- HAFERKORN, U.; MANSEL, H.; KUHN, K. (1999): Einsatz eines gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodells am Beispiel des Partheinzugsgebietes. Wasser und Abfall. H 11.
- HAFERKORN, U.; MÜLLER, K.; MELLENTIN, U., FAHL, J. (2003): Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthegebietes. UFZ-Bericht, Heft 14/2003.
- HAFERKORN, U.; KLÖCKING, B.; WINKLER, A. (2015): Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag einer mehrjährigen Schwarzbrache im Vergleich zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Lysimeterbeobachtungen und Modellierung. BAL Gumpenstein (2015), S. 57–64. ISBN 13: 978 3-902849 19 9.
- HAFERKORN, U. (geplant 2017): Zum Wasser- und Stoffhaushalt typischer Böden in Nordwestsachsen. Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis für den Zeitraum von 1981 bis 2015. BfUL und LfULG.
- HEINITZ, F., ALBERT, E., REINICKE, F., WAGNER, B. (2010): Optimierung N-Management. – In: Schriftenreihe, des LfULG, Heft 25/2010. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15014>
- HINTERMAIER-ERHARD, G. & ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde-Systematik, Genese, Eigenschaften, Ökologie und Verbreitung von Böden. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 338 S.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitation. Shaker Verlag, Aachen.
- IHLING, H.; KNÖLLER, K.; DILBAT, M. (2009): Hydrochemische und isotopehydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa/Niederschlesischer Oberlausitzkreis; In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): „Grundwasser – Altlasten aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 37/2009, S. 1–16. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15098>
- Industrieverband Agrar e.V. (2011): Wichtige Zahlen: Düngemittel. Frankfurt a. M., November 2011.
- Industrieverband Agrar e.V. (2013): Wichtige Zahlen: Düngemittel. Frankfurt a. M.
- KALTZ, A.; JACOB, J.; PACHE, S.; ANDREA, H. & KATH, H.-G. (2010): Stickstoffdynamik im Umfeld von Rinderanlagen. Schriftenreihe des LfULG, Heft 24/2010. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15011>
- KEITEL, M. (2014): Biologische und chemische Veränderungen nach Langzeitversauerung in der Großen Pyra (Erzgebirge). In: Forstarchiv 85 (1), S. 47–54.
- KLÖCKING, B. (2009): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, im Internet: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>.
- KNAB, G.; REMBE, M.; WENSKE, D.; BOY, S.; HÄFNER, F. (1998): A new AutoCAD-based graphical interface to MODFLOW, MODPATH and MT3D including support for a new mass transport simulation algorithm (Front Limitation algorithm). – Proceedings of the MODFLOW'98 conference.
- KNAB, G.; WENSKE, D.; ROST, A.; KLÖCKING, B.; PFÜTZNER, B.; REINICKE, F.; IHLING, H. (2014): Pilotstudie WSG Diehsa als Anwendungsbeispiel für das gekoppelte Stickstofftransportmodell ReArMo. In: Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014: „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23619>
- KNAPPE, S.; MORITZ, C.; KEESE, U. (1993): N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung – Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Qualität und Hygiene von Lebensmitteln in Produktion und Verarbeitung. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband 1993, Hamburg: 629–632.
- KNAPPE, S.; KEESE, U.; KALBITZ, K. (1997): Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag und den Nitratgehalt von Sickerwasser von vier Bodenformen. BAL Gumpenstein (S. 105–109).
- KÖSTER, W. & NIEDER, R. (2007): Wann ist eine Grunddüngung mit Phosphor, Kalium und Magnesium wirtschaftlich vertretbar? http://www.beratung-mal-anders.de/pdf/Wann_ist_eine_Grundduengung_wirtschaftlich_DIN_A_4.pdf.

- KRÖNERT, R.; FRANKO, U.; HAFERKORN, U.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2004): Regionalspezifische Analysen in der Lössregion. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Weißensee-Verlag Ökologie, Band 1 225-250
- KURZER, H.-J. (2006): Nitratbericht 2005. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 2006 Heft 12. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/14081>
- LIPPOLD, H., ALBERT, E. (2003): Atmosphärische Deposition von Stickstoff und Schwefel (nass, fest und gasförmig) auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens. – In: VDLUFA-Schriftenreihe 58, Kongressband 2002, S. 99-101. Bonn.
- LOSSIE, U. (2014): Düngerverteilung optimieren – Möglichkeiten zur Minderung von Verlusten und Kosten durch Streufehler. Vortrag auf der Tagung „Düngung 2014“ am 16.01.2014 in Wittenberg.
- MACDONALD, J. A.; DISE, N. B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M.; GUNDERSEN, P.; FORSIUS, M. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. In: *Global Change Biology* 8, S. 1028–1033.
- MACHULLA, G. & N. BARTH (2004): Temporal Variability of Microbial Biomass and Activity Related to Different Soil Quality Conditions. – 2004 Seattle, 31.10.–04.11.2004, Tagungsband, Seattle.
- MOLINA-HERRERA, S.; HAAS, E.; GROTE, R.; KIESE, R.; KLATT, S.; KRAUS, D.; KAMPFFMEYER, T.; FRIEDRICH, R.; ANDREAE, H.; LOUBET, B.; AMMANN, CHR.; HORVATH, L.; LARSEN, K.; GRUENING, C.; FRUMAU, A.; BUTTERBACH-BAHL, K. (2016): Importance of soil NO emissions for the total atmospheric NO_x budget of Saxony, Germany, *Atmospheric Environment* (accepted).
- OERTEL, C.; MATSCHULLAT, J.; ANDREAE, H.; DRAUSCHKE, T.; SCHRÖDER, C.; WINTER, C. (2015): Soil respiration at forest sites in Saxony (Central Europe). In: *Environ. Earth Sci.* 15. Online verfügbar unter <http://rd.springer.com/article/10.1007%2Fs12665-015-4241-x>.
- PART (1994): Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Ingenieurbüro für Grundwasser Leipzig GmbH: Hydrogeologisches Modell für den Raum des Parthegebietes.
- PESTER, L. (1998): Idealprofile für geotechnische Arbeiten in der Braunkohlenindustrie. *Neue Bergbautechnik*, 8 (6).
- PFÜTZNER, B. (Hrsg.): *Modelldokumentation ArcEGMO*. Online 2002. <http://www.arcegmo.de>. ISBN 3-00-011190-5.
- PFÜTZNER, B.; IHLING, H.; KLÖCKING, B.; KNAB, G.; KUHN, K.; STEININGER, M.; WAGNER, B.; WENSKE, D. (2011): Stofftransportmodellierung im Sicker- und Grundwasser – Konzept zur Erstellung eines gekoppelten Stofftransportmodells als Prognoseinstrumentarium für die Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser. Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15107>
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; KARST, H.; SYMOSSEK, F. & LEUBE, F. (2004): Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern. 2. erweiterte und aktualisierte Auflage. Graupa (Schriftenreihe des Landesforstpräsidiums, 28).
- RABEN, G.; ANDREAE, H., MEYER-HEISIG, M. (2000): Long-term Acid Load and Its Consequences in Forest Ecosystems of Saxony (Germany). In: *Water, Air, Soil Pollut.* 122 (1/2), S. 93–103.
- REHFUESS, K. E. (1990): *Waldböden-Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung*. 2. Auflage. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 294 S.
- REINICKE, F., WURBS, D., KURZER, H.-J. (2012): Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen. – Schriftenreihe des LfULG, Heft 40/2012. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12180>
- RÜLKE, M. (2016): Die Nitratbelastung im Sicker- und Grundwasser von Trinkwasserfassungen im Bereich landwirtschaftlicher Nutzflächen im Einzugsgebiet Schleinitz. Masterarbeit. TU Bergakademie Freiberg. Fakultät Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau. Freiberg. 15.01.2016.
- SACHER, M. (2014): Weizenerzeugung in Sachsen. Daten- und Faktenblatt, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007): Umsetzung der Düngeverordnung: Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, September 2007.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242>
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2015a): Sächsische Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen Elbe und Oder – Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/RG für den Zeitraum von 2016 bis 2021. 194 Seiten, Dresden.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25830>
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2015b): Messnetzkonzeption Grundwasser. Landesamt für Umwelt und Geologie. Dresden. 01.10.2015.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13502>
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (1996): Waldzustandsbericht 1996. 92 Seiten, Dresden.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009): Waldzustandsbericht 2009. 66 Seiten, Dresden. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11683>
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2015): Waldzustandsbericht 2015. 65 Seiten, Dresden. <https://www.publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25524>
- SAG (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen – Bericht der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ – München.
- SCHLIEPHAKE, W., MÜLLER, P. (2014): Strategien zur Verbesserung der Stickstoffeffizienz. Schriftenreihe des LfULG, Heft 24/2014. <https://www.publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/22617>
- SCHLIEPHAKE, W. (2011): Teilflächendüngung auf trockenen Standorten. Schriftenreihe des LfULG, Heft 17/2011. <https://www.publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/22617>
- SCHMIDHALTER, U., FELBER, M. (2012): Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. N-Effizienz im Spannungsfeld. Wissenschaftliche Tagung LEUCOREA Lutherstadt Wittenberg. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. – Tagungsband S. 63–67.
- SCHÖNTHALER, K.; MEYER, U.; POKORNY, D.; REICHENBACH, M.; SCHULLER, D. & WINDHORST, W. (2004): Ökosystemare Umweltbeobachtung: Vom Konzept zur Umsetzung: Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SCHULZE MÖNKING, S.; KLAPP, C. (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Göttingen, 537 S., im Internet: <http://download.ble.de/06HS030.pdf>.
- STETZKA, K.; ANDREAE, H.; RABEN, G. (2002): Vegetationskundliche Untersuchungen in Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU). Hg. v. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Graupa – Dresden (Schriftenreihe des LFP, 25), S. 22–30.
- SUZ, L. M.; BARSOUM, N.; BENHAM, S.; CHEFFINGS, C.; COX, F.; HACKETT, L. et al. (2015): Monitoring ectomycorrhizal fungi at large scales for science, forest management, fungal conservation and environmental policy. In: Annals of Forest Science (Ann. For.Sci.) 72 (7), S. 877–885. Online verfügbar unter <http://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0447-4?no-access=true>
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft [Hrsg.] (2013): Kooperation Lysimeter – Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer. – Mehrländerbroschüre Jena.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214>
- Umweltbundesamt [Hrsg.] (2015): Daten zur Umwelt 2015.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2015> .
- ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen – Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. In: B. Ulrich (Hg.): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme B 24, S. 204–210.

- WALDNER, P.; MARCHETTO, A.; THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; ROGORA, M.; GRANKE, O.; MUES, V.; HANSEN, K.; PIHL-KARLSSON, G.; ZLINDRA, D. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. In: *Atmos. Environ.* 95, S. 363–374.
- WEIGEL, A.; RUSSOW, R.; KÖRSCHENS, M. (2000): Quantification of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ¹⁵N isotope dilution. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163: 261–265.
- ZWEIG, M.; BUFE, J. & ANDREAE, H. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. In: *Wasserwirtschaft* 96 (6), S. 20–25.

8 Anlagen

Anlage 1: Jährliche Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO ₂) in [µg/m ³] im Freiland der Level-II-Stationen, Messjahre 2001–2014	147
Anlage 2: Jährliche Konzentrationen von Ammoniak (NH ₃) in [µg/m ³] im Freiland der Level-II-Stationen, Messjahre 2006–2014	148
Anlage 3: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Klingenthal	149
Anlage 4: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Olbernhau	150
Anlage 5: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Cunnersdorf	151
Anlage 6: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Bautzen	152
Anlage 7: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Laußnitz	153
Anlage 8: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Colditz	154
Anlage 9: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Nationalpark (Bad Schandau)	155
Anlage 10: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO ₄ -S), Nitrat (NO ₃ -N), Ammonium- (NH ₄ -N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Altenberg	156

Anlage 1: Jährliche Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO₂) in [µg/m³] im Freiland der Level-II-Stationen, Messjahr 2001–2014

Klingenthal															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	174	7	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	1,9	2,3	2,3	2,9	2,7	2,7	2,5	2,8	2,5	2,3	2,2	2,3	2,6	1,9	2,1
Max	10,6	8,3	10,6	8,8	6,6	7,8	8,0	6,2	7,9	7,1	8,2	7,0	9,2	7,0	7,3
Median	4,1	4,2	4,5	4,1	4,3	5,0	3,9	4,2	4,5	4,1	3,8	3,2	4,0	4,1	3,5
Standardabweichg.	1,9	2,2	2,6	2,4	1,4	1,8	2,1	1,3	1,9	1,9	2,1	1,4	2,0	1,7	1,7
Variationskoeff. [%]	47	52	58	57	34	37	54	31	44	46	55	45	50	42	48

Olbernhau															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	173	6	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	2,8	3,7	4,3	4,1	3,1	3,9	3,5	3,3	4,0	3,4	3,4	3,3	3,3	2,8	2,9
Max	18,1	10,1	18,1	14,7	10,8	13,7	15,4	10,4	9,4	11,5	10,4	12,1	8,5	9,4	11,2
Median	5,8	8,1	6,7	7,2	5,8	6,9	6,0	5,4	5,3	5,6	5,1	5,7	5,9	5,8	5,4
Standardabweichg.	2,8	2,3	4,0	3,7	2,2	3,2	4,0	2,5	2,3	2,6	2,7	2,5	1,7	2,1	2,7
Variationskoeff. [%]	48	29	60	51	38	46	66	46	43	46	53	44	28	37	50

Cunnersdorf															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	174	7	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	2,9	3,8	4,0	3,9	3,8	4,1	3,5	3,4	4,2	2,9	3,0	3,8	3,3	2,9	3,3
Max	22,3	13,5	22,3	18,6	16,6	16,3	17,9	17,8	14,4	15,9	16,7	14,6	15,4	14,1	15,0
Median	6,5	7,5	7,3	7,3	6,8	7,3	6,6	6,9	6,4	5,3	6,1	5,8	6,7	5,5	5,6
Standardabweichg.	4,2	3,9	6,0	5,1	4,2	3,9	5,5	4,4	3,7	4,9	4,2	4,2	3,6	3,5	3,7
Variationskoeff. [%]	65	52	82	69	62	54	84	64	59	91	68	72	54	63	66

Bautzen															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	174	7	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	2,4	3,1	3,3	3,5	3,2	3,5	2,8	2,7	3,3	3,0	2,4	3,3	2,8	2,6	2,8
Max	16,0	11,0	16,0	13,8	13,8	11,6	12,0	13,9	10,8	11,0	13,3	10,8	11,0	8,5	8,1
Median	5,4	5,8	5,5	5,5	5,7	5,6	5,3	5,8	5,7	5,1	4,4	5,3	5,2	5,1	4,1
Standardabweichg.	3,0	3,3	4,4	3,8	3,3	2,8	3,2	3,4	2,8	3,1	3,6	2,5	2,9	2,0	2,0
Variationskoeff. [%]	56	56	80	69	57	50	60	59	50	61	81	47	56	39	48

Laußnitz															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	174	7	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	3,4	4,2	4,5	4,0	4,0	4,4	4,0	4,4	4,7	3,5	3,8	4,3	3,9	3,4	4,2
Max	21,8	13,9	21,8	17,4	16,9	16,3	15,2	16,1	14,4	16,8	15,8	16,3	14,5	14,9	13,5
Median	7,0	7,7	7,0	7,9	7,6	7,4	7,2	6,8	6,6	6,2	6,1	7,0	7,5	6,9	7,0
Standardabweichg.	3,9	3,9	5,8	4,6	4,1	4,5	4,2	3,6	3,8	4,3	4,1	3,9	3,7	3,2	3,2
Variationskoeff. [%]	56	50	83	59	54	61	59	52	57	70	68	55	49	47	45

Colditz															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	174	7	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	4,5	5,3	5,7	5,6	5,5	4,9	5,3	5,4	5,7	4,5	4,6	5,3	5,0	4,8	5,2
Max	21,5	14,2	19,9	18,4	15,5	14,2	21,5	13,4	13,2	17,6	16,8	17,1	15,4	12,8	12,3
Median	8,2	7,8	8,1	10,1	7,9	9,3	8,7	7,9	7,3	7,4	7,4	8,2	8,6	8,4	8,4
Standardabweichg.	3,5	3,7	5,1	4,6	3,2	3,2	4,6	2,9	2,8	3,8	3,8	3,7	3,4	2,4	2,7
Variationskoeff. [%]	43	48	63	46	41	34	52	36	38	52	51	45	39	29	32

Nationalpark															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	150	n.b.	n.b.	11	12	12	12	12	11	10	12	11	12	11	12
Min	2,3	n.b.	n.b.	3,1	3,1	3,4	2,8	2,6	3,2	2,5	2,3	2,7	2,7	2,6	2,8
Max	15,1	n.b.	n.b.	14,6	15,1	13,8	14,7	14,3	11,8	12,3	15,1	11,1	13,6	12,1	12,5
Median	5,0	n.b.	n.b.	5,3	5,1	4,5	4,8	5,8	5,6	3,5	4,8	3,7	5,0	5,5	4,4
Standardabweichg.	3,5	n.b.	n.b.	3,9	3,8	3,8	4,3	3,6	3,4	3,8	3,8	3,1	3,6	3,1	3,1
Variationskoeff. [%]	69	n.b.	n.b.	73	74	84	90	62	60	108	81	84	72	57	70

Altenberg															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	154	n.b.	n.b.	11	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12
Min	2,7	n.b.	n.b.	3,7	4,0	4,7	3,4	3,3	3,2	3,1	3,1	3,5	3,0	2,7	2,7
Max	13,8	n.b.	n.b.	13,5	11,2	13,8	11,0	10,0	10,5	9,9	11,1	9,8	8,2	9,0	10,1
Median	5,3	n.b.	n.b.	6,9	5,9	6,2	6,0	5,1	5,1	4,8	5,1	4,9	5,7	5,4	4,8
Standardabweichg.	2,5	n.b.	n.b.	3,2	2,2	3,0	3,0	2,2	2,6	2,6	2,7	2,1	1,8	2,1	2,4
Variationskoeff. [%]	47	n.b.	n.b.	47	36	48	51	43	50	53	52	43	32	39	50

Anlage 2: Jährliche Konzentrationen von Ammoniak (NH₃) in [µg/m³] im Freiland der Level-II-Stationen, Messjahre 2006–2014

Klingenthal															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	168	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	10,4	1,0	1,3	2,9	2,6	1,3	2,1	1,9	5,1	1,9	2,4	1,4	2,1	2,1	10,4
Median	0,6	0,5	0,5	0,8	0,8	0,7	0,6	0,9	0,4	1,0	0,9	0,8	0,6	0,4	0,6
Standardabweichg.	1,0	0,3	0,4	0,7	0,8	0,4	0,7	0,5	1,4	0,6	0,6	0,4	0,6	0,5	2,8
Variationskoeff. [%]	47	63	79	88	105	56	107	62	356	59	65	49	106	153	499

Olbernhau															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	169	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,5	0,2	0,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,4	0,1	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	7,0	1,1	1,3	3,0	7,0	3,5	3,3	2,3	1,3	1,8	1,8	2,8	2,1	2,2	1,6
Median	0,8	0,7	0,7	1,1	0,9	1,6	1,4	1,0	0,7	0,8	0,9	1,0	0,8	0,4	0,5
Standardabweichg.	0,9	0,2	0,4	0,9	1,9	1,0	1,0	0,7	0,4	0,5	0,6	0,7	0,5	0,7	0,4
Variationskoeff. [%]	105	35	54	83	205	63	69	68	53	57	74	73	62	195	76

Cunnersdorf															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	168	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	4,3	1,1	1,5	4,3	3,1	3,3	4,1	1,9	1,0	1,6	3,0	1,6	2,6	1,1	1,7
Median	0,8	0,6	0,9	1,2	0,8	1,0	1,0	0,8	0,5	0,8	0,7	0,8	0,7	0,4	0,4
Standardabweichg.	0,7	0,3	0,4	1,3	0,8	0,8	1,1	0,6	0,3	0,5	0,8	0,4	0,8	0,3	0,5
Variationskoeff. [%]	94	47	46	113	97	79	111	77	49	54	108	54	105	78	112

Bautzen															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	168	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,4	0,2	0,2	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	15,9	2,0	1,8	5,3	3,6	4,7	4,3	4,6	15,9	4,3	7,0	2,7	3,8	3,5	1,5
Median	1,1	1,2	0,9	1,7	1,0	1,2	1,5	1,5	1,0	1,5	1,2	1,2	0,9	0,4	0,5
Standardabweichg.	1,6	0,6	0,5	1,4	0,8	1,4	1,3	1,4	4,3	1,0	1,9	0,7	1,0	0,9	0,4
Variationskoeff. [%]	145	47	57	82	83	119	89	98	447	63	161	56	118	263	70

Laußnitz															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	168	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,5	0,2	0,2	0,1	0,3	0,4	0,3	0,6	0,4	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	7,5	1,6	5,1	3,6	3,9	3,3	4,8	2,7	2,3	3,9	3,5	2,8	4,7	2,6	7,5
Median	1,2	1,0	1,0	1,7	1,2	1,2	1,4	1,3	0,9	1,4	1,3	1,3	1,2	0,9	1,0
Standardabweichg.	1,1	0,4	1,3	1,0	1,0	0,8	1,6	0,7	0,5	1,1	1,0	0,8	1,1	0,7	2,3
Variationskoeff. [%]	94	38	128	59	84	64	117	54	54	77	74	59	94	85	236

Colditz															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	168	7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	0,6	0,2	0,4	0,3	0,4	0,4	0,6	0,6	0,5	0,1	0,8	0,4	0,4	0,5
Max	9,3	2,8	4,3	3,8	2,5	4,8	4,7	4,0	2,2	8,4	3,8	7,0	9,3	5,7	5,5
Median	1,6	2,1	1,7	2,0	1,4	1,9	1,6	2,2	1,3	2,0	1,6	1,9	1,9	0,9	1,1
Standardabweichg.	1,6	0,9	1,2	1,1	0,7	1,3	1,5	1,2	0,4	2,8	1,2	2,0	2,4	1,5	1,5
Variationskoeff. [%]	99	44	68	57	52	71	94	53	34	138	76	108	127	161	145

Nationalpark															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	145	n.b.	n.b.	0	12	12	12	12	12	10	12	12	12	12	12
Min	0,1	n.b.	n.b.	0,3	0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	0,2	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	3,6	n.b.	n.b.	2,6	1,1	1,7	3,6	2,2	1,0	2,5	3,2	1,8	2,7	1,6	1,4
Median	0,7	n.b.	n.b.	1,1	0,8	0,8	0,8	1,0	0,6	1,0	0,7	1,0	0,4	0,4	0,6
Standardabweichg.	0,6	n.b.	n.b.	0,8	0,3	0,5	0,9	0,6	0,2	0,7	0,8	0,5	0,7	0,4	0,4
Variationskoeff. [%]	84	n.b.	n.b.	74	39	59	109	67	44	72	118	52	203	122	64

Nationalpark															
	Ø	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anzahl	148	n.b.	n.b.	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Min	0,1	n.b.	n.b.	0,2	0,2	0,5	0,3	0,1	0,3	0,2	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Max	6,2	n.b.	n.b.	3,6	1,5	2,0	3,1	2,1	4,8	3,6	5,0	1,7	2,3	1,9	4,4
Median	0,9	n.b.	n.b.	1,1	0,7	0,8	1,1	0,7	0,6	1,0	1,1	0,9	0,5	0,4	1,3
Standardabweichg.	1,0	n.b.	n.b.	1,1	0,4	0,5	0,8	0,5	1,2	1,0	1,6	0,5	0,6	0,5	1,2
Variationskoeff. [%]	120	n.b.	n.b.	102	62	66	73	82	191	99	145	49	111	156	95

Anlage 3: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Klingenthal

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO₄-S Eintrag [kg/ha]	SO₄-S Austrag [kg/ha]	NO₃-N Eintrag [kg/ha]	NO₃-N Austrag [kg/ha]	NH₄-N Eintrag [kg/ha]	NH₄-N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994	1488		33,7		10,6		13,3			
1995	1788		40,4		11,4		12,9			
1996	1225		34,2		10,8		11,7			
1997	1252	-620	25,8	-34,9	10,2	-1,2	11,6	-0,5		-0,3
1998	1537	-844	20,6	-51,2	11,1	-2,5	15,8	-1,0	5,9	-0,4
1999	1347	-682	17,2	-38,8	13,3	-3,8	19,7	-0,8	6,8	-0,5
2000	1397	-811	13,1	-35,0	10,1	-2,3	14,0	-0,6	3,2	-0,8
2001	1286	-630	14,5	-28,7	11,9	-0,7	13,9	-0,4	2,7	-0,9
2002	1404	-1073	13,7	-44,3	15,6	-1,1	14,5	-0,5	3,1	-1,4
2003	849	-407	10,1	-8,6	10,4	-1,2	15,5	-0,1	3,0	-0,5
2004	1344	-620	11,2	-21,4	9,7	-3,3	11,2	-0,2	2,8	-0,8
2005	1190	-805	8,8	-26,9	12,1	-2,5	7,5	-0,4	2,4	-2,9
2006	1224	-840	9,2	-22,2	10,5	-4,6	15,3	-0,3	5,6	-1,2
2007	1561	-1013	9,7	-29,5	11,9	-2,6	12,2	-0,6	3,6	-0,9
2008	1082	-731	6,9	-21,6	11,0	-1,1	8,8	-0,4	3,5	-0,7
2009	1255	-787	8,3	-14,9	9,7	-1,0	13,8	-0,3	3,0	-0,5
2010	1417	-964	7,7	-17,5	8,1	-0,4	10,2	-0,3	3,6	-1,1
2011	1063	-697	5,7	-11,8	7,7	-0,4	10,9	-0,2	3,1	-0,7
2012	1213	-778	6,7	-12,2	7,5	-0,4	8,5	-0,3	2,8	-0,5
2013	1256	-1065	7,6	-14,8	7,4	-0,6	8,5	-0,4	2,1	-1,0

Anlage 4: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Olbernhau

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994										
1995	1433		75,6		14,5		17,5			
1996	948		56,9		20,4		24,7			
1997	1027	-392	36,9	-52,8	16,9	-14,8	19,7	-1,4		-1,0
1998	1206	-418	31,7	-67,5	15,2	-7,6	16,2	-0,5	3,4	-0,4
1999	907	-189	17,9	-30,0	10,5	-0,9	13,4	-0,2	1,7	-0,3
2000	1177	-343	24,4	-52,9	16,5	-2,4	15,9	-0,2	2,2	-0,7
2001	1020	-251	24,2	-27,5	17,3	-1,7	17,8	-0,1	2,7	-0,2
2002	1454	-738	26,5	-117,8	16,0	-2,9	28,6	-0,3	3,1	-0,8
2003	735	-218	18,1	-12,7	13,7	-1,3	21,8	-0,1	2,8	-0,2
2004	1118	-249	16,5	-19,6	12,5	-12,1	13,6	-0,1	2,7	-0,7
2005	1101	-517	15,8	-68,7	14,4	-6,4	15,5	-0,2	2,7	-0,8
2006	879	-281	14,6	-28,0	13,0	-2,7	15,6	-0,1	2,8	-0,5
2007	1253	-562	16,2	-54,3	13,0	-3,4	15,9	-0,2	2,8	-1,1
2008	994	-361	15,7	-36,4	13,3	-0,2	11,9	-0,1	1,6	-0,5
2009	1088	-536	16,9	-58,1	10,8	-0,4	16,0	-0,2	2,7	-0,9
2010	1239	-396	15,1	-24,6	11,7	-0,2	12,7	-0,2	2,6	-0,5
2011	1089	-267	15,9	-22,7	11,2	-0,2	17,4	-0,1	2,4	-0,2
2012	1183	-290	14,4	-24,0	7,5	-0,2	8,5	-0,1	2,8	-0,3
2013	1309	-787	14,6	-49,3	7,4	-0,6	8,5	-0,3	2,1	-1,2

Anlage 5: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Cunnersdorf

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994	1488		33,7		10,6		13,3			
1995	1788		40,4		11,4		12,9			
1996	1225		34,2		10,8		11,7			
1997	1252	-620	25,8	-34,9	10,2	-1,2	11,6	-0,5		-0,3
1998	1537	-844	20,6	-51,2	11,1	-2,5	15,8	-1,0	5,9	-0,4
1999	1347	-682	17,2	-38,8	13,3	-3,8	19,7	-0,8	6,8	-0,5
2000	1397	-811	13,1	-35,0	10,1	-2,3	14,0	-0,6	3,2	-0,8
2001	1286	-630	14,5	-28,7	11,9	-0,7	13,9	-0,4	2,7	-0,9
2002	1404	-1073	13,7	-44,3	15,6	-1,1	14,5	-0,5	3,1	-1,4
2003	849	-407	10,1	-8,6	10,4	-1,2	15,5	-0,1	3,0	-0,5
2004	1344	-620	11,2	-21,4	9,7	-3,3	11,2	-0,2	2,8	-0,8
2005	1190	-805	8,8	-26,9	12,1	-2,5	7,5	-0,4	2,4	-2,9
2006	1224	-840	9,2	-22,2	10,5	-4,6	15,3	-0,3	5,6	-1,2
2007	1561	-1013	9,7	-29,5	11,9	-2,6	12,2	-0,6	3,6	-0,9
2008	1082	-731	6,9	-21,6	11,0	-1,1	8,8	-0,4	3,5	-0,7
2009	1255	-787	8,3	-14,9	9,7	-1,0	13,8	-0,3	3,0	-0,5
2010	1417	-964	7,7	-17,5	8,1	-0,4	10,2	-0,3	3,6	-1,1
2011	1063	-697	5,7	-11,8	7,7	-0,4	10,9	-0,2	3,1	-0,7
2012	1213	-778	6,7	-12,2	7,5	-0,4	8,5	-0,3	2,8	-0,5
2013	1256	-1065	7,6	-14,8	7,4	-0,6	8,5	-0,4	2,1	-1,0

Anlage 6: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Bautzen

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994										
1995										
1996	947		46,9		19,4		27,1			
1997	898	-244	38,3	-110,2	17,4	-10,9	25,4	-0,3		-0,1
1998	906	-160	27,2	-51,1	14,1	-6,5	18,9	-0,1	7,9	-7,8
1999	821	-126	21,9	-51,8	14,5	-10,1	18,5	-0,1	2,8	-0,5
2000	847	-165	17,3	-63,3	15,1	-9,0	18,5	-0,1	1,8	-0,4
2001	983	-268	23,2	-86,7	16,2	-3,7	25,2	-0,1	2,1	-0,7
2002	846	-249	15,3	-79,9	13,0	-2,0	21,4	-0,2	2,1	-0,5
2003	491	-85	14,0	-2,7	12,6	0,0	16,9	0,0	2,2	0,0
2004	756	-102	14,7	-38,3	11,2	-0,3	17,1	0,0	2,4	-0,2
2005	793	-120	14,6	-36,7	13,8	-0,9	17,9	0,0	2,1	-0,2
2006	657	-117	14,4	-21,0	13,0	-1,0	19,5	0,0	2,4	-0,1
2007	706	-68	14,4	-17,9	12,8	-0,1	21,4	0,0	2,8	-0,1
2008	793	-87	14,5	-25,5	15,5	0,0	19,5	-0,1	1,7	-0,1
2009	929	-283	14,3	-43,4	12,2	-0,1	21,4	-0,1	2,7	-0,2
2010	1241	-502	14,2	-105,1	11,8	-0,3	20,2	-0,2	3,0	-0,7
2011	838	-322	13,3	-53,9	11,9	-0,5	19,3	-0,1	2,6	-0,4
2012	948	-246	13,4	-39,0	13,4	-0,6	17,9	-0,1	3,2	-0,4
2013	926	-221	13,8	-33,1	11,4	-3,4	14,4	-0,1	2,4	-0,5

Anlage 7: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Laußnitz

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994										
1995	989		24,6		8,6		10,8			
1996	677		16,5		7,9		10,4			
1997	767	-78	16,1	-34,2	9,2	0,0	12,0	-0,1		-0,2
1998	874	-161	13,4	-78,0	9,1	-0,2	11,4	-0,2	3,2	-1,0
1999	702	-118	10,1	-81,9	8,3	-0,1	9,4	-0,1	1,8	-0,8
2000	700	-134	7,8	-60,4	8,1	-0,1	8,8	-0,1	1,6	-0,9
2001	749	-74	8,0	-39,4	8,4	0,0	9,4	0,0	1,6	-0,7
2002	828	-280	7,5	-100,1	6,9	-0,2	8,7	-0,1	1,7	-2,2
2003	432	-90	5,8	-29,1	7,7	-0,1	9,3	0,0	1,4	-0,5
2004	658	-52	6,6	-15,7	8,1	0,0	9,6	0,0	1,6	-0,4
2005	670	-87	6,1	-24,3	7,7	0,0	9,3	0,0	3,4	-0,5
2006	563	-130	5,5	-45,0	7,9	-0,1	9,0	-0,1	2,2	-0,8
2007	810	-264	6,0	-72,7	7,3	-0,2	9,4	-0,1	2,6	-1,9
2008	775	-291	5,8	-131,3	7,6	-0,2	10,2	-0,1	1,6	-2,3
2009	674	-189	5,5	-62,2	7,1	-0,1	8,8	-0,1	3,8	-1,9
2010	993	-477	5,6	-111,4	7,1	-0,3	7,3	-0,2	2,6	-2,5
2011	664	-286	4,2	-58,2	6,1	-0,2	7,7	-0,1	1,6	-1,3
2012	793	-128	4,9	-44,5	6,7	-0,1	9,9	0,0	2,0	-1,6
2013	772	-340	4,9	-49,5	5,2	-0,2	6,5	-0,1	1,8	-1,7

Anlage 8: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Colditz

Jahr	Wasser- Eintrag	Wasser- Austrag	SO ₄ -S Eintrag	SO ₄ -S Austrag	NO ₃ -N Eintrag	NO ₃ -N Austrag	NH ₄ -N Eintrag	NH ₄ -N Austrag	Norg Eintrag	Norg Austrag
	[mm]	[mm]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
1994										
1995										
1996	489		12,2		5,7		10,8			
1997	462	-52	12,8	-21,1	5,4	0,0	13,6	-0,1		0,0
1998	607	-117	12,4	-46,0	6,7	-0,3	11,4	-0,1		-0,1
1999	574	-68	9,7	-12,7	9,3	-3,8	12,8	-0,1	3,4	-0,5
2000	535	-39	6,3	-8,3	6,6	-4,0	8,0	0,0	1,7	0,0
2001	650	-102	6,6	-16,6	7,3	-0,1	7,7	-0,1	1,7	-0,1
2002	746	-93	7,6	-14,5	8,5	-4,9	12,8	0,0	1,9	-0,3
2003	403	-49	5,5	-6,5	5,8	-3,1	9,9	0,0	2,0	-0,2
2004	628	-107	6,9	-11,8	5,9	-13,5	9,4	0,0	2,6	-7,8
2005	510	-45	5,8	-3,8	9,0	-6,9	5,9	0,0	1,9	-0,1
2006	487	-12	5,4	-0,9	4,8	-1,9	9,1	0,0	2,5	-0,1
2007	719	-66	6,2	-5,8	4,8	-2,4	9,6	0,0	3,4	-0,2
2008	546	-36	6,1	-3,1	11,1	-1,9	16,1	0,0	2,3	-0,1
2009	587	-40	5,7	-4,6	5,3	-0,9	11,0	0,0	3,5	-0,2
2010	756	-103	6,1	-8,2	4,4	-5,4	12,0	-0,2	3,6	-0,5
2011	717	-114	5,1	-7,0	6,0	-6,6	12,9	-0,1	16,6	-0,5
2012	663	-37	4,3	-2,8	5,6	-1,3	7,7	0,0	2,5	-0,2
2013	698	-55	6,5	-3,8	8,6	-1,3	12,3	0,0	1,5	-0,2

Anlage 9: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Nationalpark (Bad Schandau)

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994										
1995										
1996										
1997										
1998										
1999	944	-285	8,0	-14,5	5,4	-2,4	5,8	-0,4	2,5	-0,4
2000	906	-304	6,4	-15,9	6,4	-0,4	6,1	-0,2	1,1	-0,9
2001	1130	-433	8,6	-23,1	9,2	-0,3	9,5	-0,2	1,6	-1,2
2002	928	-327	7,4	-18,1	7,7	-0,3	8,3	-0,2	1,4	-0,4
2003	560	-72	5,5	-3,6	7,0	-0,1	7,4	0,0	1,4	-0,1
2004	969	-231	7,3	-12,1	7,8	-0,1	12,4	-0,1	1,8	-0,4
2005	1018	-362	6,9	-17,7	9,0	-0,2	5,1	-0,1	1,8	-0,6
2006	822	-213	5,9	-11,2	5,7	-0,1	7,7	-0,1	1,6	-0,3
2007	1847	-416	13,2	-21,1	11,1	-0,2	16,9	-0,2	3,7	-0,6
2008	861	-270	6,1	-15,2	9,2	-0,2	5,3	-0,1	1,5	-0,4
2009	958	-364	6,5	-20,1	6,0	-0,2	8,5	-0,2	2,4	-0,6
2010	1293	-435	6,4	-21,9	6,2	-0,2	10,6	-0,2	2,4	-0,7
2011	874	-356	5,0	-18,9	4,9	-0,2	9,6	-0,1	1,7	-0,3
2012	1043	-215	5,8		6,1	-0,1	9,3	-0,1	2,1	-0,3
2013	955	-301	5,5		6,9	-0,1	6,6	-0,1	1,5	-0,3

Anlage 10: Jährliche Eintrags- und Austrags-Bilanzen von Wasser, Sulfatschwefel (SO₄-S), Nitrat- (NO₃-N), Ammonium- (NH₄-N) und organischem Stickstoff (Norg) – Messfläche Altenberg

Jahr	Wasser- Eintrag [mm]	Wasser- Austrag [mm]	SO ₄ -S Eintrag [kg/ha]	SO ₄ -S Austrag [kg/ha]	NO ₃ -N Eintrag [kg/ha]	NO ₃ -N Austrag [kg/ha]	NH ₄ -N Eintrag [kg/ha]	NH ₄ -N Austrag [kg/ha]	Norg Eintrag [kg/ha]	Norg Austrag [kg/ha]
1994										
1995										
1996										
1997										
1998										
1999										
2000										
2001	1242	-550	18,9	-23,8	13,0	-2,9	15,5	-0,2	3,1	-1,9
2002	1313	-690	16,7	-28,9	10,5	-3,9	16,0	-0,3	2,7	-1,4
2003	684	-42	13,7	-1,9	10,1	-0,3	15,9	0,0	2,4	-0,1
2004	1030	-512	15,3	-24,8	9,9	-6,6	12,6	-0,2	2,8	-1,8
2005	1183	-513	13,4	-20,7	11,4	-3,5	12,5	-0,2	1,7	-1,0
2006	957	-490	11,6	-18,8	8,9	-2,4	13,2	-0,2	2,5	-1,0
2007	1094	-591	11,1	-24,5	8,4	-3,5	17,0	-0,2	2,3	-1,2
2008	980	-381	11,8	-15,6	10,6	-2,3	10,2	-0,1	1,6	-0,7
2009	1233	-751	12,2	-25,2	8,9	-2,7	13,4	-0,3	3,2	-4,6
2010	1315	-642	10,2	-19,8	9,1	-1,2	12,2	-0,2	2,6	-1,1
2011	950	-290	11,3	-7,9	11,0	-0,2	18,1	-0,2	2,3	-0,6
2012	924	-335	11,0		11,9	-0,5	18,5	-0,2	2,1	-1,0
2013	1254	500	12,1		11,5	-2,8	13,7	-0,5	2,3	-1,5

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de

www.smul.sachsen.de/lfulg

Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS)

Bonnewitzer Str. 34, 01796 Pirna OT Graupa

Telefon: + 49 3501 542-0

Telefax: + 49 3501 542-213

E-Mail: poststelle.sbs@smul.sachsen.de

www.smul.sachsen.de/sbs

Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL)

Altwahnsdorf 12, 01445 Radebeul

Telefon: + 49 351 8312-501

Telefax: + 49 351 8312-509

E-Mail: poststelle.bful@smul.sachsen.de

www.smul.sachsen.de/bful

Autoren:

Dr. Natalja Barth, Hans-Joachim Kurzer, Dr. Hartmut Kolbe, Dr. Michael Grunert (LfULG)

Dr. Henning Andreae, Frank Jacob (SBS)

Dr. Ulrike Haferkorn, Martin Rust (BfUL)

Ron Tannert (Privates Institut für nachhaltige Landwirtschaft GmbH)

Redaktion:

Dr. Natalja Barth

LfULG, Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe/Referat Boden, Altlasten

Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg

Telefon: + 49 3731 294-2801

E-Mail: natalja.barth@smul.sachsen.de

Fotos:

Grunert, M. (Titel und Abbildung 5-23); Forberg, H. (Abbildung 1-16);

Benning, R. (Abbildung 3-3)

Redaktionsschluss:

09.11.2016

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.