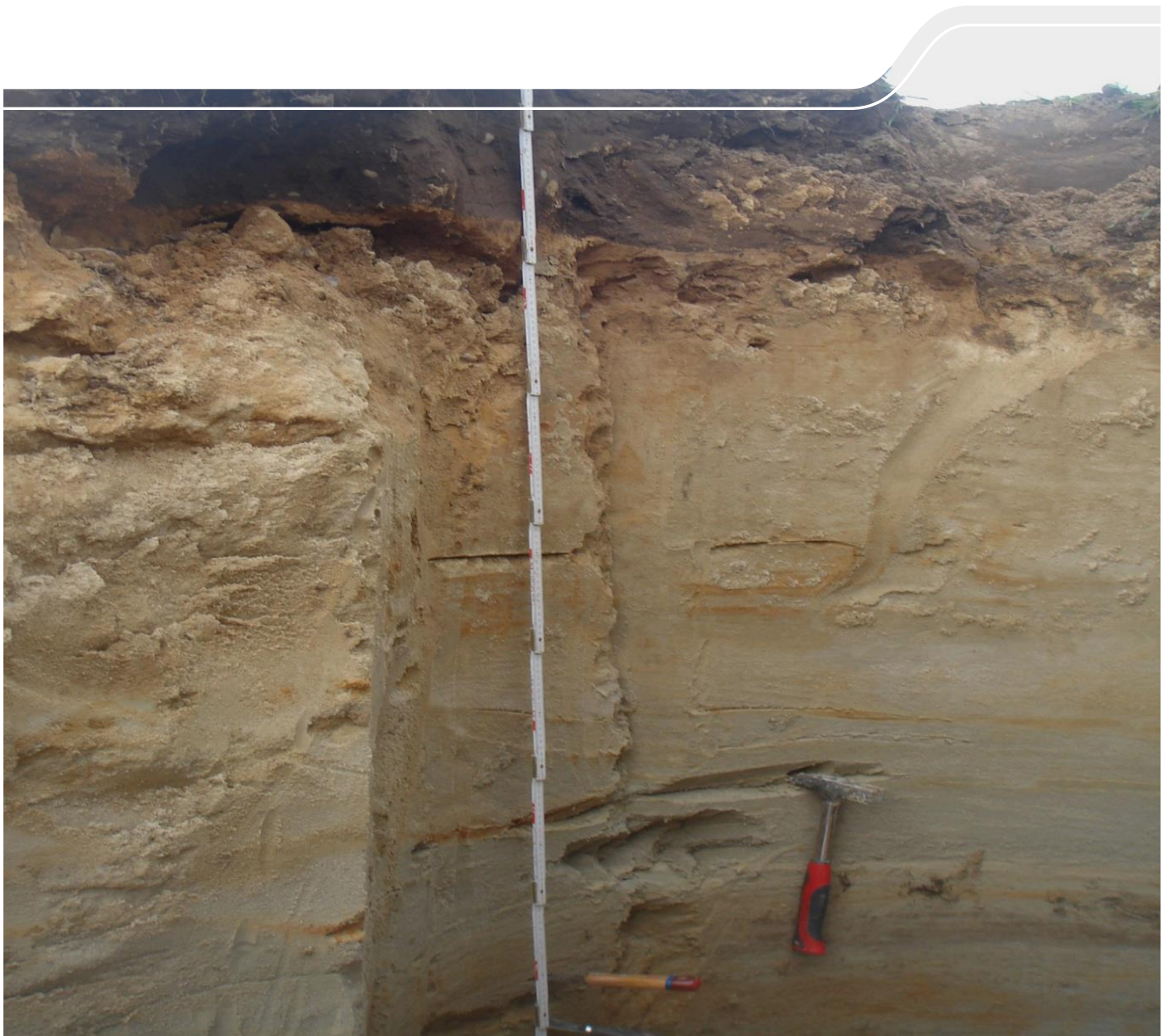


Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell

Schriftenreihe, Heft 38/2014



Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell

Heiko Ihling, Christina Illgen, Sabine Gruhne, Dr. Natalja Barth, Kati Kardel, Anne Beuge, Holger Forberg,
Dr. Peter Börke, Christina Lausch, Toralf Schaarschmidt, Ruth Hoffmann, Aline Kästner
Michael Dilbat
Claus Nitsche, Norbert Hüasers, Stephan Klotzsch, Theresa Albert
Tilo Vogel
Gerd Knab, Dieter Wenske, Andreas Rost
Beate Klöcking, Bernd Pfützner, Frank Reinicke
Dr. Sabine Willscher, Maximilian Schaum, Josef Goldammer, Martin Franke, Denise Kühn

1	Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserefassung Diehsa im Landkreis Görlitz.....	5
1.1	Anlass und Einführung	5
1.2	Überblick über das WSG Diehsa	8
1.2.1	Geologisch-hydrogeologische Verhältnisse im WSG Diehsa	8
1.2.2	Nitratverteilung im Grundwasser des WSG Diehsa	10
1.2.3	Feststoffchemische Untersuchungen	13
1.3	Zusammenfassung	15
1.4	Literaturverzeichnis	17
2	Pilotstudie WSG Diehsa als Anwendungsbeispiel für das gekoppelte Stickstofftransportmodell ReArMo .	18
2.1	Einleitung.....	18
2.2	Der Modellverbund ReArMo	18
2.3	Gebietseigenschaften des WSG Diehsa	19
2.4	GIS-Datenmodell ReArMo – WSG Diehsa	20
2.5	Stickstoffaustrag aus der Bodenzone unter der gegenwärtigen Bewirtschaftung.....	22
2.6	Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells unter der gegenwärtigen Bewirtschaftung	22
2.7	Ableitung von Bewirtschaftungsszenarien für die Landwirtschaftsflächen.....	26
2.8	Szenariosimulationen für die landwirtschaftlichen Flächen im WSG Diehsa	27
2.9	Simulation des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im WSG Diehsa unter Szenariobedingungen.....	30
2.10	Zusammenfassung und Ausblick.....	34
2.11	Literaturverzeichnis	35
3	Erste Ergebnisse der biogeochemischen und hydrogeologischen Untersuchungen auf der Kippe des ehemaligen Braunkohlentagebaus Witznitz.....	37
3.1	Einleitung.....	37
3.2	Aufgaben- und Zielstellung.....	37
3.3	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	39
3.4	Hydrodynamische Verhältnisse im Untersuchungsgebiet innerhalb des Kippenbereiches des ehemaligen Tagebaus Witznitz.....	41
3.5	Beprobung des Untersuchungsgebietes auf der Kippe Witznitz.....	41
3.6	Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates	43
3.6.1	Bewertung des Verwitterungszustandes des Kippsubstrates	43
3.6.2	Freisetzung von Ammonium aus dem Kippsubstrat in den Grundwasserleiter.....	44
3.6.3	Auswirkungen der Anhebung des Grundwasserstandes nach Beendigung der bergbaulichen Wasserhaltung.....	44
3.6.4	Einflüsse von Verkippungstechnologie und Decksubstraten	45
3.6.5	Auswirkungen von Melioration und Düngung auf Deck- und Kippsubstrate	45
3.7	Zusammenfassung	45
3.8	Literatur	46
4	Planung eines ENA-Feldversuches im Testfeld Imprägnierwerk Wülknitz	47
4.1	Einführung	47
4.2	Bisher durchgeführte Arbeiten.....	47
4.3	Kontamination des GWL und natürlicher Schadstoffabbau	48
4.4	Planung eines ENA-Feldversuches mit erzwungener Grundwasserströmung	48
5	Sächsisches Altlastenkataster – Statistische Auswertung 2014	52
6	Erfassung langjähriger Stickstoff-Depositionseinträge auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF II) in Sachsen	58
6.1	Einleitung.....	58
6.2	Methodik.....	59
6.3	N-Depositionseinträge auf sächsischen BDF-II-Standorten	59
6.4	Auswirkungen von Düngergaben auf die Bulk-Messungen	60
6.5	Auswirkung von Witterungen auf die Bulk-Messungen.....	62

6.6	Zusammenfassung	64
6.7	Literatur	64
7	Zur zeitlichen Entwicklung ausgewählter Parameter des Stickstoffs auf Boden- Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen	65
7.1	Einleitung.....	65
7.2	Stickstoffvorräte in den Bodengroßlandschaften Sachsens	65
7.3	Zeitliche Entwicklung der Nt-Vorräte auf den BDF	67
7.4	Düngergaben auf BDF.....	69
7.5	Stickstoff-Bilanz.....	70
7.6	Zusammenfassung	71
7.7	Literatur	71
8	Projekt „Umsetzung Bodenschätzungsgesetz“	72
9	Kurze Reflexion von Veranstaltungen bzw. Aktivitäten	76
9.1	Workshop zu MNA-Konzepten	76
9.2	SALKA-Schulungen.....	76
9.3	Aktualisierung Projekthandbuch Altlastenfreistellung	77
9.4	Weiterbildung 2014 „Grundwassermonitoring und -probennahme“	78

1 Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa im Landkreis Görlitz

Michael Dilbat – GEOMONTAN mbH Freiberg

Heiko Ihling – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

1.1 Anlass und Einführung

Der gegenwärtige Zustand zahlreicher Grundwasserkörper (GWK) ist nach wie vor durch hohe Nitratkonzentrationen gekennzeichnet. Untersuchungen zur Effizienzkontrolle der Maßnahmen der SächsSchAVO haben ergeben, dass sich in Sachsen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen aktueller Bewirtschaftung (Belastung durch Wirtschafts- und Mineraldünger) und dem Zustand des untersuchten Grundwassers herstellen lässt. Ursachen hierfür sind die spezifischen hydraulischen und geochemischen Gebietseigenschaften und ihre Auswirkungen auf den Stickstofftransport und -umsatz. Die hohe Nitratbelastung des Grundwassers im Abstrom von relevanten landwirtschaftlichen Nutzflächen bei den meisten als diffus belastet eingestuften GWK erfordert, standortspezifische, schutzgut- und nutzungsbezogene Maßnahmen zur Minderung der Nitratbelastung auf den durch die Landwirtschaft signifikant belasteten Teilflächen der Einzugsgebiete abzuleiten.

Ein weiteres wesentliches, aktuelles Problem stellt der Anstieg der Nitratkonzentration im Einzugsgebiet relevanter Trinkwasserfassungen dar. Die EU-WRRL verlangte bis April 2014 die Realisierung des ersten Datenuploads zur Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne. Dies beinhaltet eine Zustandsbewertung der GWK. Außerdem sind Maßnahmen vorzuschlagen bzw. deren Wirkungen zu beschreiben, um die im Bewirtschaftungsplan festgelegten Ziele zu erreichen. Zudem läuft bis 22.12.2014 der Anhörungszeitraum zu den Entwürfen der fortgeschriebenen Bewirtschaftungspläne. Dabei ist der Anhörungsprozess fachlich zu begleiten.

Eine wichtige Schlüsselposition zur Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen stellt das Verständnis der Stickstofftransport- und -umwandlungsprozesse in der ungesättigten und gesättigten Zone dar. Hierzu wurden seit 2007 Untersuchungen in der ungesättigten Zone und im Grundwasser des Testgebiets Wasserschutzgebiet (WSG) Diehsa durchgeführt. Die Ergebnisse der durchgeführten hydrochemischen und feststoffchemischen Untersuchungen werden im Folgenden dargelegt. Sie dienen neben der Bewertung des Nitratbelastungsrisikos sowie der Unterbreitung von Vorschlägen zur Minderung der Nitratbelastung im Sicker- und Grundwasser des untersuchten WSG vornehmlich auch der Kalibrierung des gekoppelten Modells REPRO – ArcEGMO-PSCN – Modflow/MT3D (ReArMo). Dabei handelt es sich um ein Modellsystem für Sicker- und Grundwasser, welches u. a. die Optimierung der Stickstoffdüngung in relevanten landwirtschaftlichen Betrieben zum Ziel hat. Die zu betrachtenden Prozesse in der wechselfeuchten Bodenzone und im Grundwasser werden bei ReArMo gemäß dem aktuellen Stand der Technik physikalisch fundiert erfasst. Zu ReArMo wurde im Jahr 2011 eine eigene Publikation durch das LfULG veröffentlicht (PFÜTZNER et al. 2011).

Der Trinkwasserzweckverband Neiße-Schöps versorgt aus dem WSG Diehsa mit Hilfe von drei Förderbrunnen am westlichen Rand der Ortslage Diehsa (Abbildung 1) etwa 4.300 Einwohner der Gemeinden Waldhufen und Vierkirchen mit Trink- und Brauchwasser.

Die wasserrechtliche Erlaubnis zur Gewässerbenutzung gestattet eine mittlere Entnahmemenge von 910 m³ pro Tag. Im Jahr 1974 wurde die bis dahin aus nur einem Schachtbrunnen bestehende Wasserfassung um zwei weitere Bohrbrunnen (heute als Br1 und Br2 bezeichnet) erweitert (BUCHHEIM 2003). Der alte Schachtbrunnen Br3 wurde im Jahre 2002 aus dem Regelbetrieb genommen und durch einen ca. 20 m südöstlich gelegenen neuen Bohrbrunnen (heutiger Br3) ersetzt, welcher ab Herbst 2005 in den Regelbetrieb übernommen wurde. Die geförderte Gesamtrohwassermenge der Wasserfassung betrug im Jahr 2007 etwa 154.000 m³. Eine Aufbereitung des Rohwassers erfolgt zum Zwecke der Entsäuerung (kalkaggressive Kohlensäure) durch Belüftung mit Hilfe einer Rohrgitterkaskade.

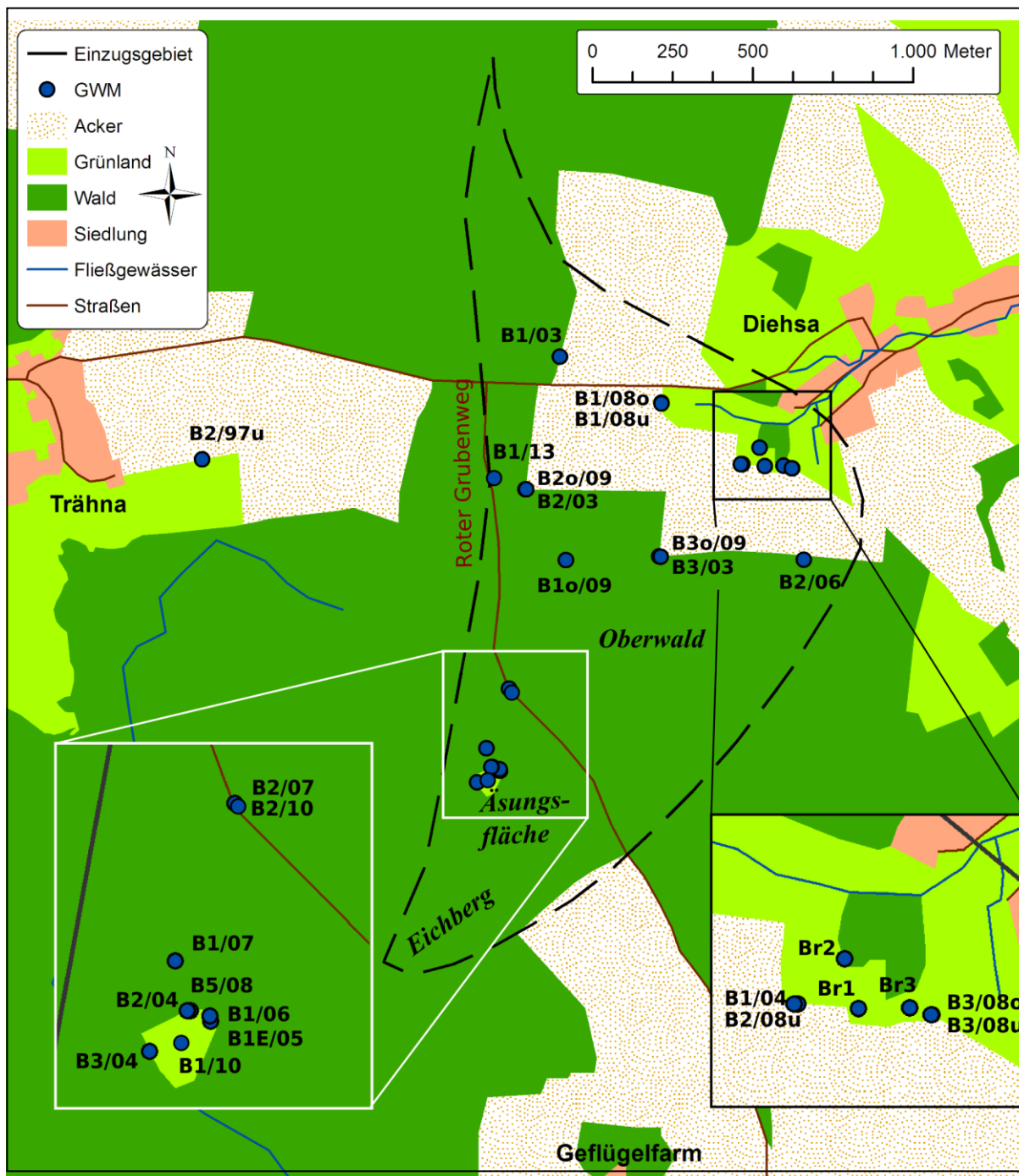


Abbildung 1: Übersicht über das WSG Diehsa mit Lage der Förderbrunnen und Grundwassermessstellen sowie den vermuteten Einzugsgebietsgrenzen nach IHLING (2006)

Die Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Nitratgehalte im geförderten Rohwasser der Wasserfassung Diehsa. Zwischen 1976 und 1993 scheinen sich die Nitratkonzentrationen zwischen 10 mg/l und 20 mg/l zu bewegen. Nach 1993 konnte ein kontinuierlicher Anstieg der Werte im Mischwasser bis 2005 auf etwa 45 mg/l beobachtet werden. Im September 2005 erfolgte mit der Inbetriebnahme des neuen Bohrbrunnens Br3 gleichzeitig eine Umstellung des Förderregimes. Der Anteil von Br3 an der Gesamtfördermenge beträgt seitdem zwischen 50 und 90 %. Zwischen 2001 und 2005 verteilte sich die geförderte Wassermenge in etwa zu gleichen Teilen auf die Brunnen Br1 und Br2. Mit der Umstellung des Förderregimes wurde im neuen Br3 zunächst ein starker Anstieg der Nitratgehalte von etwa 5 mg/l auf über 30 mg/l beobachtet. Bis Ende 2012 bewegten sich die Konzentrationen etwa im Bereich zwischen 20 und 30 mg/l und im Jahr 2013 liegen sie geringfügig unter 20 mg/l. Im Rohwasser von Br1 und Br2 kam es im Zuge des geänderten Förderregimes dagegen zunächst zu einem deutlichen Rückgang der Gehalte.

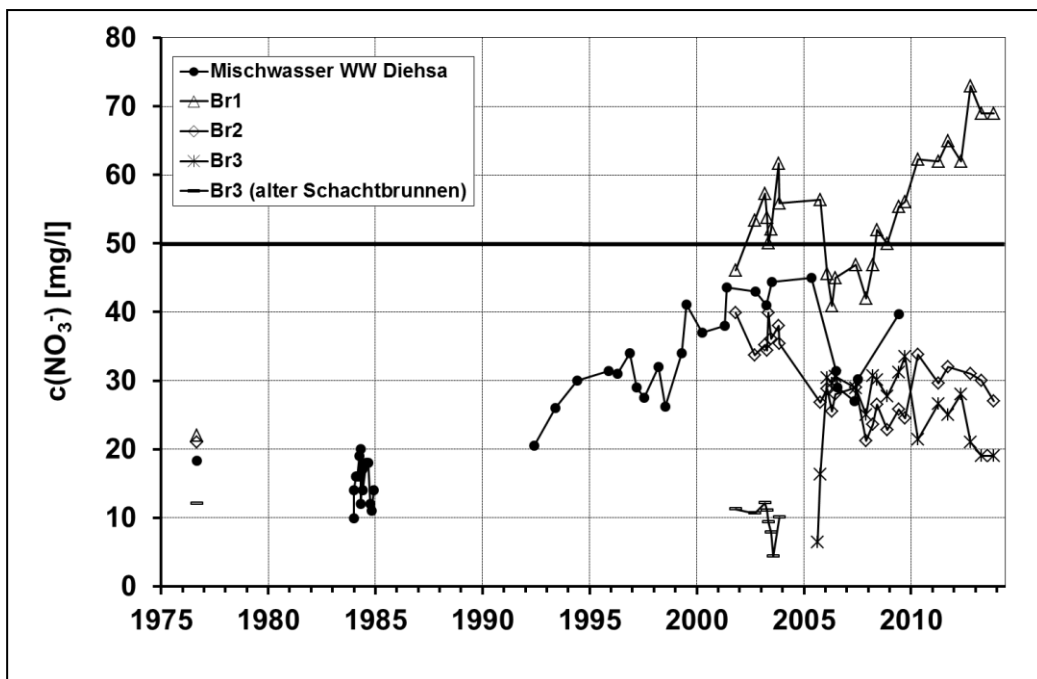


Abbildung 2: Entwicklung der Nitratgehalte in den Förderbrunnen und im Mischwasser der Wasserfassung Diehsa. Die Markierung bei 50 mg/l kennzeichnet den Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001).

Im Br1 sanken sie von etwa 55 mg/l auf 40 bis 45 mg/l und im Br2 von etwa 35 auf 25 mg/l. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass für das Jahr 2004 keine Messwerte vorliegen. Bis 2010 wurde dieses Konzentrationsniveau in Br2 gehalten. Danach erfolgte ein leichter Anstieg auf fast 35 mg/l. Seit Ende 2011 sind die Konzentrationen in Br2 leicht rückläufig und liegen aktuell bei unter 30 mg/l. Ein deutlich anderes Bild ergibt sich dagegen für Brunnen Br1. Das mit der Umstellung des Förderregimes erreichte Niveau wurde bis 2008 gehalten. Bis Ende 2013 ist danach ein nahezu kontinuierlicher Anstieg der Konzentrationen über den Grenzwert der Trinkwasserverordnung auf bisher max. 73 mg/l im Herbst 2012 zu verzeichnen.

Als Hauptursache für die Nitratbelastung des geförderten Rohwassers wurde zu Beginn der Untersuchungen die Bewirtschaftung anstromig der Brunnen gelegenen Ackerflächen östlich des Roten Grubenwegs angesehen (Abbildung 1). Weil jedoch auch die zu Untersuchungsbeginn bereits existierenden und anstromig der Ackerflächen gelegenen GWM B2/03 und B3/03 Nitratkonzentrationen von 58 bzw. 54 mg/l aufwiesen, wurden als weitere mögliche Nitratreintragsquellen eine Anfütterungsstelle für Wildtiere innerhalb des Oberwaldes (im

folgenden Äsungsfläche genannt) und später auch die westlich des Roten Grubenwegs gelegenen Ackerflächen in die Untersuchungen einbezogen. Bei der Äsungsfläche handelt es sich um einen etwa 0,5 ha großen Wildacker, auf dem zu Kurrungszwecken auch Reste aus der landwirtschaftlichen Feldbewirtschaftung (z. B. Kartoffel- und Rübenreste) in Haufenform ausgebracht werden. Zudem wurde mehrmals Bodenmaterial aus einer Kartoffelsortieranlage auf die Wildackerfläche aufgebracht.

1.2 Überblick über das WSG Diehsa

Das WSG Diehsa liegt im Hügelland der Hohen Dubrau, welches sich im südlichen Teil des ostsächsischen Oberlausitzer Heide- und Teichgebiets befindet (MANNSFELD & SYRBE 2008). Administrativ gehört das Gebiet zur Gemeinde Waldhufen im Landkreis Görlitz.

Innerhalb des Einzugsgebiets ist die Geländeoberfläche generell flachwellig ausgebildet und steigt von den Brunnenstandorten aus sanft nach Westen, Südwesten und Nordwesten an. Die Brunnen liegen bei etwa 198 bis 200 m HN. Die vermutete westliche Einzugsgebietsgrenze (IHLING 2006) liegt in ihrem mittleren Teil bei etwa 210 m HN. Im Norden werden innerhalb des Einzugsgebiets im Bereich der Ausläufer der Hohen Dubrau etwa 240 m HN und im südlichen Teil bis 220 m HN erreicht. Das etwa 1,5 km² große Trinkwasserschutzgebiet wird von etwa 65 % Wald, 30 % Ackerfläche, 4 % Grünland und 1 % Siedlungsfläche bedeckt. Im Bereich der die Wasserfassung umgebenden Feuchtwiesen liegt das Quellgebiet des Diehsaer Wassers, welches nach Osten das Einzugsgebiet verlässt und nach Durchquerung der Ortslage Diehsa in das Staubecken Reichendorf mündet.

1.2.1 Geologisch-hydrogeologische Verhältnisse im WSG Diehsa

Die folgenden Ausführungen zu den geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebiets basieren, sofern nicht anders angegeben, auf den Ergebnissen rechnergestützter geologischer Modellierungen sowie einer geohydraulischen Modellierung, welche im Rahmen einer Masterarbeit von BEDNORZ (2010) durchgeführt wurde. Für die stratigraphische Grundgliederung der vorhandenen Schichtenfolge wurden dabei die auf der Lithofazieskarte Quartär (LKQ), Blatt Niesky/Zodel sowie in BUCHHEIM (2003) gemachten Angaben zugrunde gelegt.

Das Untersuchungsgebiet Diehsa befindet sich regionalgeologisch am Nordostrand des Lausitzer Antiklinoriums im Nahbereich der Innerlausitzer Störung, welche die Grenze zum Görlitzer Schiefergebirge bildet (PÄLCHEN & WALTER 2008; FRANKE 2014). Etwa 2 km südöstlich des Wasserschutzgebiets stehen Ausläufer des varistischen Königshainer Granits an (LKQ, Blatt Niesky/Zodel). Das Untersuchungsgebiet wird nördlich und südlich durch morphologisch nur schwach in Erscheinung tretende Grundgebirgsauftragungen schwach metamorpher neoproterozoischer Grauwacken, Quarzite und Kieselschiefer (MANNSFELD & SYRBE 2008) begrenzt. Zwischen den Grundgebirgshochlagen befindet sich eine etwa 5 km lange und 2 km breite Ost-West-orientierte prätertiär angelegte Rinnenstruktur (LKQ, Blatt Niesky/Zodel), in der sich über den Festgesteinen miozäne Tone der Briesker Folge mit eingeschalteten Braunkohlelagen befinden. Im Bereich des Roten Grubenweges beträgt ihre Mächtigkeit mindestens 30 m. Etwa 500 m nordöstlich der Wasserfassung streichen die tertiären Tone an der nördlichen Talflanke aus (GK50, Blatt Niesky/Zodel, BEDNORZ 2010).

Die tertiären Tone, welche als Hauptgrundwasserstauer fungieren, werden von quartären Sedimenten überlagert. Die innerhalb des WSG zunächst mit leichtem Gefälle nach Nordosten verlaufende Quartärbasis steigt im Bereich der Wasserfassung schwellenartig an und führt durch die dadurch hervorgerufene Verengung des Fließquerschnitts im quartären Hauptgrundwasserleiter zum Quellaustritt des Diehsaer Wassers im Bereich

der Wasserfassung. Die quartäre Schichtenfolge beginnt im Liegenden mit sandig-kiesig ausgebildeten glazifluviatilen Bildungen, welche zwischen dem ersten und zweiten Eisvorstoß der Elster-Kaltzeit abgelagert wurden.

Mit Ausnahme der Rinnenflanken, an denen sie auskeilen, sind sie im gesamten WSG verbreitet. Ihre Mächtigkeit beträgt im Mittel 10 bis 13 m. Ebenfalls nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet verbreitet sind die im Hangenden folgenden glazilimnischen Feinsande und Schluffe, bei denen es sich stratigraphisch um Vorschüttbildungen der Elster-2-Kaltzeit handelt. Ihre mittlere Mächtigkeit im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets beträgt 5 m. Stellenweise werden auch Mächtigkeiten bis 8 m erreicht. In die Feinsand- und Schluffpakete sind Mittelsandlagen mit einer Mächtigkeit von 0,5 m bis 1 m eingelagert. Die glazilimnischen Bildungen keilen ebenfalls an der nördlichen und südlichen Rinnenflanke aus. Nach Osten nimmt die Mächtigkeit deutlich ab. Die östliche Verbreitungsgrenze liegt im Quellbereich des Diehsaer Wassers und ist erosiv bedingt. Elster-2-Grundmoräne findet sich als Geschiebelehm innerhalb des Untersuchungsgebiets nur in den nord- und südwestlichen Randbereichen. Im zentralen und dem gesamten östlichen Teil des Untersuchungsgebietes fehlt die Elster-2-Grundmoräne erosionsbedingt. Es werden Mächtigkeiten von bis zu 6 m erreicht. Während des Zerfalls des Elster-2-Inlandeises kam es nachfolgend zur Ablagerung glazifluviatiler Sande und Kiese, welche flächig im gesamten Untersuchungsgebiet verbreitet sind. Ihre Mächtigkeit beträgt im Westteil des Untersuchungsgebietes 5 bis 6 m und nimmt bis zum Quellbereich des Diehsaer Wassers bis auf unter 1 m ab. Sedimente aus der Saalekaltzeit konnten bisher nicht nachgewiesen werden. Nach WOLF et al. (2008) erreichten die Inlandeismassen der Saale-Kaltzeiten das Untersuchungsgebiet nicht. Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes findet sich ein im Mittel 1 bis 2 m mächtiger weichselzeitlicher Gehängelehm, welcher nach Südosten ausstreicht. Als jüngste Ablagerungen finden sich im Quellbereich des Diehsaer Wassers holozäne, teilweise stark humose Schluffe und Feinsande. Ihre Mächtigkeit beträgt weniger als 1 m.

Aus hydrogeologischer Sicht können in der prätertiären Rinnenstruktur im Bereich des WSG Diehsa zwei quartäre Grundwasserleiter voneinander abgegrenzt werden. Der obere Grundwasserleiter entspricht den Elster-2-Nachschüttbildungen, der untere Hauptgrundwasserleiter den glazifluviatilen Sanden und Kiesen, welche zwischen den beiden Elstereisvorstößen zur Ablagerung kamen. Hauptgrundwasserstauer des Systems sind die tertiären Tone. Die beiden Grundwasserleiter werden durch glazilimnische Beckenablagerungen (Geringleiter) und an den Rinnenflanken durch Grundmoränenreste (Grundwasserstauer) voneinander getrennt, wobei im zentralen und östlichen Teil des Untersuchungsgebiets die Mächtigkeit der glazilimnischen Bildungen deutlich reduziert ist. Im Bereich der Wasserfassung und im östlichen Teil des Einzugsgebiets besteht eine gute, in feinsandigen Faziesbereichen der Beckensedimente eine schwache hydraulische Kommunikation zwischen oberem und unterem Grundwasserleiter. Die generellen Grundwasserströmungsrichtungen verlaufen von den Rinnenflanken nach Süd- bzw. Nordost in Richtung der Brunnen.

Im Bereich der Rinnenflanken tritt auf Grund der Grundmoränenüberdeckung des unteren Hauptgrundwasserleiters gespanntes Grundwasser auf. Teilgespanntes Grundwasser findet sich in Arealen mit mächtigeren schluffig-feinsandigen glazilimnischen Ablagerungen.

Tabelle 1 enthält die in BEDNORZ (2010) angegebenen mittleren geohydraulischen Kennwerte der stratigraphischen Einheiten des Untersuchungsgebiets. Für die quartären Lockersedimente mit Ausnahme des Geschiebemergels stammen die Daten aus CLAUS (2009), welcher im Rahmen einer Diplomarbeit zahlreiche Sieb- und Schlämmanalysen an erbohrtem Material durchgeführt hat. Die Berechnung der Durchlässigkeitsbeiwerte erfolgte durch CLAUS (2009) nach den Verfahren von BEYER, ZIESCHANG, HAZEN und KAUBISCH (1986). Die Werte für den Geschiebemergel, den tertiären Ton und die Festgesteine wurden von BEDNORZ

(2010) der Literatur entnommen. Die Abschätzung der effektiven (n_e) und Gesamtporositäten (n_{tot}) erfolgte durch BEDNORZ (2010) nach dem Verfahren von MAROTZ sowie an Hand von Literaturdaten.

Tabelle 1: Mittlere geohydraulische Kennwerte der stratigraphischen Einheiten im WSG Diehsa

Material	k_f [m/s]	n_e [%]	n_{tot} [%]
Gehängelehm/Holozäne Schluffe	$1 \cdot 10^{-6}$	10	45
Oberer Grundwasserleiter	$1 \cdot 10^{-4}$	12	43
Geschiebemergel	$1 \cdot 10^{-7}$	5	45
Glazilimnische Bildungen	$5 \cdot 10^{-6}$	12	45
Unterer Grundwasserleiter	$5 \cdot 10^{-4}$	18	38
Tertiärer Ton	$5 \cdot 10^{-8}$	<<1	45
Festgestein	$1 \cdot 10^{-9}$	<<1	1

1.2.2 Nitratverteilung im Grundwasser des WSG Diehsa

Eine Einteilung der GWM in Abhängigkeit ihrer Lage von den entlang der Fließtrajektorien auftretenden Landnutzungen zeigt den Einfluss der verschiedenen Landnutzungstypen (Acker, Wald, Äsungfläche) auf die Nitratgehalte des Grundwassers (Abbildungen 3 und 4). Weiterhin ist es für die Charakterisierung der räumlichen Verteilung des Nitrats im unteren Hauptgrundwasserleiter zweckmäßig, zwei Teufenbereiche separat zu betrachten (Abbildung 5). Folgende Zuordnung der GWM zu den beiden Teufenbereichen wurde getroffen:

- Unterer Grundwasserleiter tieferes Grundwasser (5 bis 8 m unter Grundwasseroberfläche), (GWM B1/03, B2/03, B3/03, B2/08u, B3/08u)
- Unterer Grundwasserleiter flacheres Grundwasser (1 bis 3 m unter Grundwasseroberfläche), (GWM B1/04, B1/06, B2/06, B2/07, B1/08o, B3/08o, B1o/09, B2o/09, B3o/09)

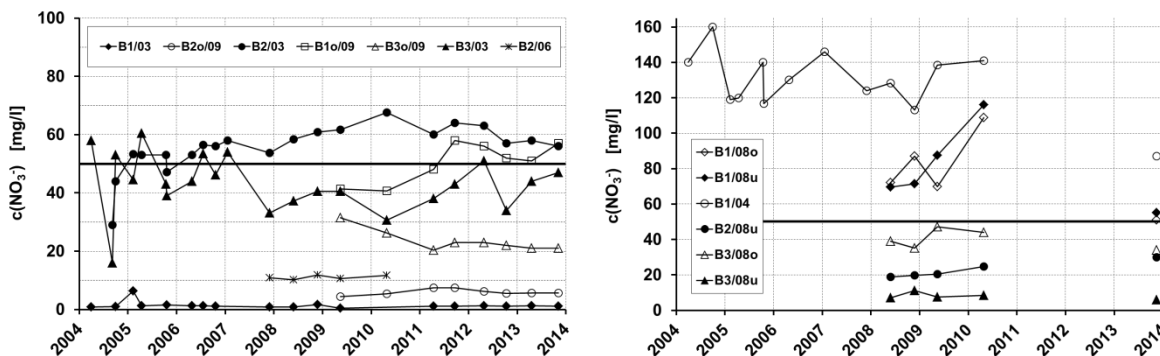


Abbildung 3: Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte im unteren Hauptgrundwasserleiter im Nahbereich der Ackerfläche. Leere Symbole kennzeichnen Messstellen im oberen Teufenbereich des Grundwasserraums und ausgefüllte Symbole Messstellen im unteren Teufenbereich. Messstellen-

links: anstromig der Ackerfläche
rechts: abstromig der Ackerfläche

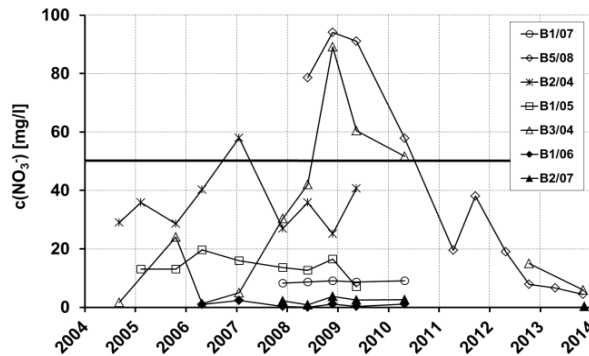


Abbildung 4: Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte im südwestlichen Teil des WSG Diehsa. Leere Symbole kennzeichnen Messstellen im oberen Grundwasserleiter im Bereich der Äsungsfläche und ausgefüllte Symbole Messstellen im oberen Teufenbereich des unteren Grundwasserleiters.

Wie die Abbildungen 3 und 4 zeigen, unterliegt die prinzipielle Nitratverteilung innerhalb des unteren Hauptgrundwasserleiters trotz beträchtlicher Schwankungen an einigen Messstellen nur geringen zeitlichen Veränderungen. Die höchsten Konzentrationen innerhalb des WSG wurden abstromig der Ackerfläche an der GWM B1/04 mit Werten zwischen etwa 120 und 140 mg/l sowie der Messstellengruppe B1/08o // B1/08u mit Werten zwischen 70 mg/l und 110 mg/l Nitrat festgestellt. Im Herbst 2013 zeigten diese drei GWM jedoch Werte deutlich unterhalb des bis dahin üblichen Gehaltsniveaus. Die östlich der Förderbrunnen und abstromig der Ackerflächen gelegene Messstellengruppe B3/08o // B3/08u zeigt im Vergleich mit den oben genannten Messstellen kontinuierlich ein deutlich geringeres Gehaltsniveau.

Die bereits zu Beginn der Untersuchungen vorhandenen, relativ hohen Nitratkonzentrationen anstromig der Ackerfläche können im langjährigen Mittel ebenfalls als stabil betrachtet werden. Dabei liegen bei den Messstellengruppen B2o/09 // B2/03 und B3o/09 // B3/03 die geringeren Konzentrationen jeweils im oberen Teilbereich des unteren Grundwasserleiters (Abbildung 3, linkes Diagramm) vor. Diese Tatsache und die räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im unteren Hauptgrundwasserleiter veranschaulicht die Abbildung 5.

Die der Abbildung 5 zugrunde liegenden Daten wurden im Zuge einer Probennahme im Mai 2009 gewonnen. Für die drei Messstellen B1o/09, B2o/09 und B3o/09 des oberen Teufenbereichs stammen die Daten von der Erstbeprobung im September 2009. Die etwa 70 mg/l Nitrat aufweisende GWM B1/08u wurde aufgrund der sehr schlechten hydraulischen Anbindung (massive Wasserspiegelabsenkung bis in den Filterbereich für Probenahme notwendig) und der daraus resultierenden unklaren Teufenzuordnung des geförderten Grundwassers nicht in der Darstellung für den unteren Teufenbereich berücksichtigt.

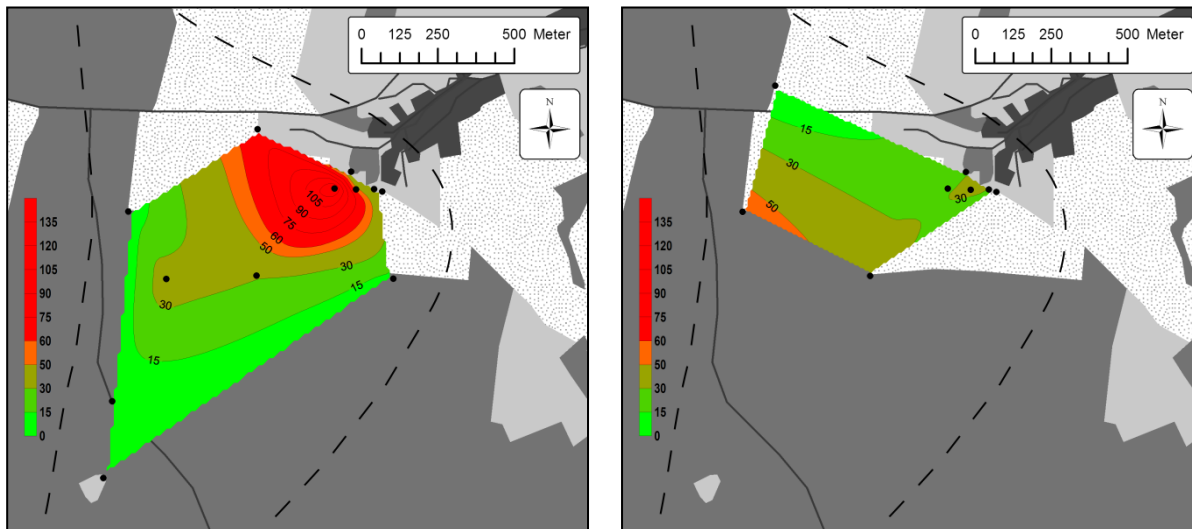


Abbildung 5: Nitratverteilung innerhalb des unteren Grundwasserleiters im WSG Diehsa für zwei verschiedene Teufenbereiche. Die Förderbrunnen wurden in beide Darstellungen integriert.

links: 1 bis 3 m unter Grundwasseroberfläche

rechts: 5 bis 8 m unter Grundwasseroberfläche

In den durch Grundwasseraufschlüsse erfassten Arealen des WSG Diehsa weist die Nitratverteilung im unteren Grundwasserleiter sowohl horizontal als auch vertikal eine ausgeprägte Strukturierung auf.

Deutlich zur erkennen ist für den oberen Bereich dieses Grundwasserleiters eine Zunahme der Nitratgehalte von Südwest nach Nordost entlang der Fließtrajektorien von nahezu nitratfreien Verhältnissen auf über 130 mg/l. In den unter Geschiebelehmbedeckung gelegenen südwestlichen Bereichen betragen die gemessenen Konzentrationen weniger als 3 mg/l. In den sich direkt anstromig der Ackerfläche befindenden Arealen wurden in den beiden randlichen Grundwassermessstellen 4 mg/l bis 10 mg/l und in den beiden dazwischen liegenden Messstellen 30 mg/l bis 40 mg/l Nitrat bestimmt. Bei der Unterquerung der Ackerflächen kommt es im oberen Teufenbereich des Grundwasserleiters zu einer starken Konzentrationserhöhung. In den westlich und südwestlich der Brunnen gelegenen Bereichen steigen die Werte auf 70 bis nahezu 140 mg/l an. Das von Süden dem Brunnen Br3 zuströmende Grundwasser zeigt abstromig der Ackerfläche im oberen Teufenbereich Konzentrationen von etwas unter 50 mg/l.

Im unteren Teufenbereich liegen die gemessenen Nitratkonzentrationen in den erfassten Arealen des Grundwasserleiters im südwestlichen Teil des WSG anstromig der Ackerfläche teilweise deutlich über denen des oberen Teufenbereichs. Nahe dem Roten Grubenweg beträgt die Differenz fast 60 mg/l und nimmt nach Ost-südost auf 10 mg/l Nitrat ab. Das aus Nordwesten der Ackerfläche zuströmende Grundwasser weist im unteren Teufenbereich abstromig der Ackerfläche etwa um 20 mg/l höhere Nitratgehalte auf als anstromig. Bei dem von Südwesten den Förderbrunnen zuströmendem Grundwasser sind die Nitratgehalte abstromig der Ackerfläche 20 mg/l geringer als anstromig.

Die Situation im oberen Grundwasserleiter im Bereich der Äsungfläche zeigt die Abbildung 4. Hier wurden an einigen Messstellen im Zeitraum von etwa 6 bis 7 Jahren Anstiege und Abfälle der Nitratkonzentrationen über Konzentrationsbereiche von bis zu über 80 mg/l Nitrat beobachtet. Gleichzeitig ist auch die kleinräumliche Variabilität (vgl. dazu auch Abbildung 1) in diesem Bereich zu unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten sehr hoch.

1.2.3 Feststoffchemische Untersuchungen

Nach Auswaschung mineralischen Stickstoffs aus dem Wirkungsbereich der Pflanzenwurzeln gelangt dieser nach vollständiger Passage der ungesättigten Zone zeitverzögert ins Grundwasser. Demzufolge bestimmen die Gehalte an mineralischem Stickstoff in der ungesättigten Zone mit die zukünftigen Entwicklungen der Gehalte an anorganisch gebundenem Stickstoff im Grundwasser. Im Bereich des WSG Diehsa liegt dieser bis auf wenige Ausnahmen in der oxidierten Form als Nitrat vor.

Zur Charakterisierung der Stickstoffvorräte der ungesättigten Zone wurden im Bereich potenzieller Nitratreintragsflächen (Ackerfläche, Äsungsfläche) mehrere Rammkernsondierungen (RKS) i. d. R. bis zum Anschnitt des Grundwassers durchgeführt und die entnommenen Proben bei der BfUL auf ihre N_{\min} -Gehalte untersucht. Einige Standorte wurden zur Erfassung der zeitlichen Dynamik der N_{\min} -Gehalte innerhalb des Profils im jährlichen Turnus Wiederholungsbeprobungen unterzogen. Die so gewonnenen Daten dienen unter anderem für die Kalibrierung des bereits im einleitenden Teil dieses Beitrags erwähnten rechnergestützten Modells ReArMo.

Tabelle 2: Lagezuordnung der in den einzelnen Abbildungen dargestellten Rammkernsondierungen

Abbildung	Lage
Abbildung 6, Diagramm links oben	Ackerfläche im Nahfeld der Messstellengruppe B1/04 // B2/08u
Abbildung 6, Diagramm rechts oben	Ackerfläche im Nahfeld der GWM B1/03
Abbildung 6, Diagramm links unten	Äsungsfläche (kleinräumige Variation der Ansatzpunkte)
Abbildung 7	Südrand der Ackerfläche im Nahfeld der dazugehörigen GWM: RKS D2/13 → GWM B2/03; RKS D3/13 → GWM B3/03 RKS D4/13 → GWM B2/06

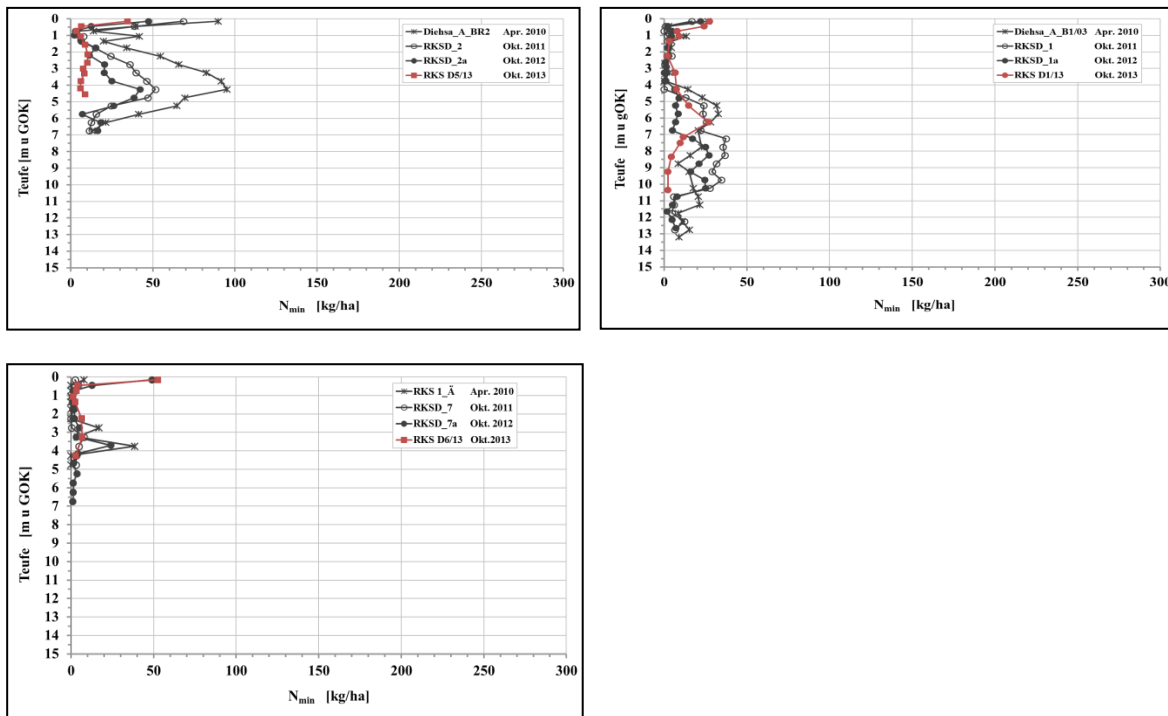


Abbildung 6: Ergebnisse der an RKS entnommenen N_{\min} -Proben im Zeitraum 2010 bis 2013. Ein einzelnes Diagramm enthält alle Wiederholungsbeprobungen eines Standorts.

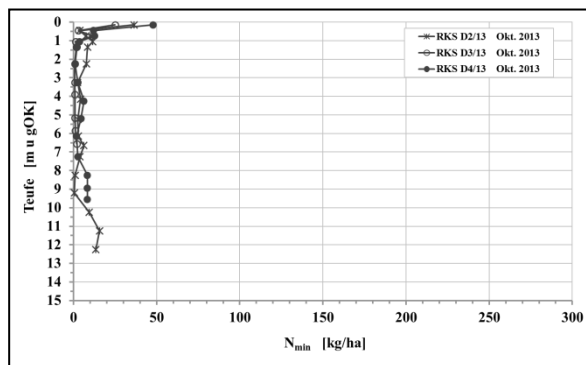


Abbildung 7: Ergebnisse der an RKS entnommenen N_{\min} -Proben vom Herbst 2013. Es sind drei verschiedene Ansatzpunkte im südlichen Randbereich der Ackerfläche dargestellt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse einiger RKS exemplarisch dargestellt. Die Lage der RKS kann der Tabelle 2 im Zusammenspiel mit der Abbildung 1 entnommen werden.

Ackerfläche im Nahfeld der Messstellengruppe B1/04 // B2/08u (Abbildung 6, Diagramm links oben)

Es sind die N_{\min} -Ergebnisse aller bisher im Nahfeld der Messstellengruppe GWM B1/04 // B2/08u auf der Ackerfläche durchgeführten RKS dargestellt. Die RKS D5/13 wurde dabei im Bereich des seit 2013 in Grünlandnutzung überführten Teils der Ackerfläche abgeteuft und befindet sich ca. 30 m östlich der Ansatzpunkte der vorangegangenen Jahre.

Die Kurvenverläufe der beiden N_{\min} -Profile aus 2010 und 2011 sind sich sehr ähnlich, wobei 2011 jedoch generell niedrigere Werte bestimmt wurden als 2010. Nach einem Abfall der Werte von 90 kg/ha (2010) bzw. 70 kg/ha (2011) im Oberboden auf Werte um die 10 kg/ha in 1 m Tiefe, kommt es in beiden Kurven wieder zu einem Anstieg der Gehalte, wobei das Maximum in 4 m Tiefe erreicht wird. 2010 betrug es nahezu 100 kg/ha, wogegen 2011 lediglich 50 kg/ha gemessen wurden. Bis zur Endteufe von 7 m kommt es in beiden Profilen zu einem Abfall der Werte bis auf etwa 10 kg/ha.

Auch das Profil aus 2012 zeigt denselben Verlauf wie die beiden Profile aus den Vorgängerjahren, wobei 2012 bis in eine Tiefe von 5 m die Gehalte gegenüber 2011 nochmals um etwa 10 kg/ha bis 20 kg/ha zurückgegangen sind. Bis zur Endteufe von 7 m gleichen die N_{\min} -Werte denen von 2011.

Die N_{\min} -Gehalte 2013 bewegen sich dagegen nach einem Rückgang der Gehalte im Oberboden von etwa 35 kg/ha auf unter 10 kg/ha im gesamten weiteren Profilverlauf auf sehr niedrigem Niveau. Es werden maximal 10 kg/ha erreicht. Das in den Vorgängerjahren in diesem Bereich angetroffene Maximum in etwa 4 bis 5 m Tiefe ist 2013 nicht mehr nachzuweisen.

Ackerfläche im Nahfeld der GWM B1/03 (Abbildung 6, Diagramm rechts oben)

Die Tiefenprofile von 2010 und 2011 zeigen eine ähnliche Verteilung der N_{\min} -Gehalte im Untergrund. Im Oberboden wurden jeweils etwa 20 kg/ha bestimmt. Danach fallen die Werte auf unter 10 kg/ha. Dieses niedrige Niveau wird bis etwa 4 m beibehalten. Der nachfolgende Anstieg der Gehalte setzt 2010 ca. 0,5 m früher ein als 2011. 2010 wird ein erstes Maximum mit etwas über 50 kg/ha zwischen 5 und 6 m erreicht. Danach fallen die Werte bis fast 9 m auf unter 20 kg/ha ab, um anschließend bei ca. 11 m ein zweites Maximum mit ca. 35 kg/ha zu erreichen. Bis zur Endteufe bei 13,5 m gehen die Gehalte wieder auf 10 kg/ha zurück. 2011 ist das N_{\min} -Profil unterhalb von 4 m durch drei Zonen relativ gleich bleibender Werte gekennzeichnet. Zwischen 5 und 7 m wurden ca. 40 kg/ha, zwischen 7 und 10 m etwa 50 bis 60 kg/ha und zwischen 10,5 und 13 m etwa 10 kg/ha bestimmt.

2012 gleicht die N_{\min} -Verteilung bis in eine Tiefe von 4 m denjenigen von 2010 und 2011. Danach ist das N_{\min} -Profil unterhalb von 4 m wie 2011 durch drei Zonen relativ gleich bleibender Werte gekennzeichnet. Zwischen 5 und 7 m sowie zwischen 7 und 10 m sind die Werte mit etwa 10 bis 15 kg/ha bzw. 30 bis 40 kg/ha jedoch geringer als 2011. Die unterste Zone zwischen 10,5 und 13 m weist wie 2011 etwa 10 kg/ha N_{\min} auf.

Das 2013 erbohrte und um etwa 60 m verschobene Profil zeigt bis in etwa 6,5 m Tiefe einen ähnlichen Aufbau wie die Profile von 2010 und 2011. Ab etwa 3,5 bis 4 m Tiefe kommt es zu einem Anstieg der N_{\min} -Gehalte bis 6 m auf ca. 30 kg/ha. Danach fallen die Gehalte bis in 8 m Tiefe wieder auf ein sehr geringes Niveau ab. Ein zweites Maximum ist nicht ausgebildet.

Äsungsfläche (Abbildung 6, Diagramm links unten)

Das Diagramm zeigt die Ergebnisse einiger typischer N_{\min} -Profile im Bereich der Äsungsfläche. Abgesehen von einigen Einzelwerten bewegen sich die gemessenen N_{\min} -Gehalte allesamt auf einem sehr niedrigen Niveau. Im Oberboden wurde in einigen RKS Werte bis etwa 50 kg/ha festgestellt. So auch im Jahr 2013.

Südrand der Ackerfläche (Abbildung 7)

Es sind die N_{\min} -Ergebnisse der im westlichen und südlichen Bereich des Schrages südlich der Verbindungsstraße Diehsa-Thräna im Nahfeld der GWM B2/03, B3/03 und B2/06 in 2013 durchgeführten RKS dargestellt. Bei allen drei RKS fallen die N_{\min} -Gehalte innerhalb des ersten Profilmeters von etwa 25 bis 50 kg/ha rasch auf Werte von weniger als 10 kg/ha. Dieses Gehaltsniveau wird bei allen drei RKS im weiteren Profilverlauf beibehalten. Lediglich die RKS D2/13 zeigt ab etwa 9 m Tiefe einen erneuten, geringen Anstieg auf max. 15 kg/ha.

1.3 Zusammenfassung

Auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten ist festzustellen, dass sich die Nitratbelastungssituation im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Diehsa mit Ausnahme der Äsungsfläche sowie dem Bereich der GWM B1/04 seit November 2007 nicht signifikant verändert hat und auch über größere Zeiträume ein im Grunde gleich bleibendes Verteilungsmuster mit gewissen standortspezifischen Schwankungen zu beobachten ist. Folgende Aussagen können getroffen werden:

- Aufgrund der Nitratverteilung im tieferen Aquiferbereich des unteren Hauptgrundwasserleiters, den laut KNÖLLER & DILBAT (2010) in den GWM B2/03 und B2/07 festgestellten vergleichsweise hohen mittleren Grundwasserverweilzeiten sowie der festgestellten Nitratisotopensignaturen (Abbildung 8) ist eine Verschiebung der als unsicher geltenden westlichen Einzugsgebietsgrenze nach Westen und damit der Einfluss einer weiteren Ackerfläche östlich von Thräna auf die Nitratkonzentrationsverteilung möglich. Eine konkrete Überprüfung dieser Annahme erfolgt nach Konstruktion eines Hydroisohypsenplans mit Hilfe der am Roten Grubenweg neu errichteten Grundwassermessstelle B1/13 (vgl. Abbildung 1).
- Die Äsungsfläche kann im Einzugsgebietsmaßstab lediglich als lokale Punktquelle betrachtet werden, welche nur einen geringen Einfluss auf die Nitratverteilung im gesamten Einzugsgebiet hat. Dies wird durch die aktuell niedrigen Nitratgehalte gestützt.
- Es scheinen mindestens zwei Grundwasserkomponenten zu existieren, wobei durch Mischung mit einer nitratärmeren und nach KNÖLLER & DILBAT (2010) auch älteren Grundwasserkomponente durch Mischung in den Brunnen die im Vergleich abstromig der Ackerfläche wesentlich höheren Nitratkonzentrationen verringert werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass innerhalb des Einzugsgebietes die Ackerfläche den maßgeblichsten Einfluss auf die Nitratkonzentrationen in den Wasserwerksbrunnen ausübt. Dabei scheint die Verteilung der Eintragsintensität in starkem Maße durch laterale, oberflächliche Verlagerungsprozesse innerhalb der Ackerfläche beeinflusst. Weitere, auf die Nitratgehalte in den Wasserwerksbrunnen nur einen geringen Einfluss ausübende Nitratquellen stellen innerhalb des Einzugsgebiets die Einträge über den Luftpfad und die Äsungsfläche dar. Die Einträge über den Luftpfad werden möglicherweise durch eine Geflügelfarm südlich des Einzugsgebietes hervorrufen (Abbildung 1).

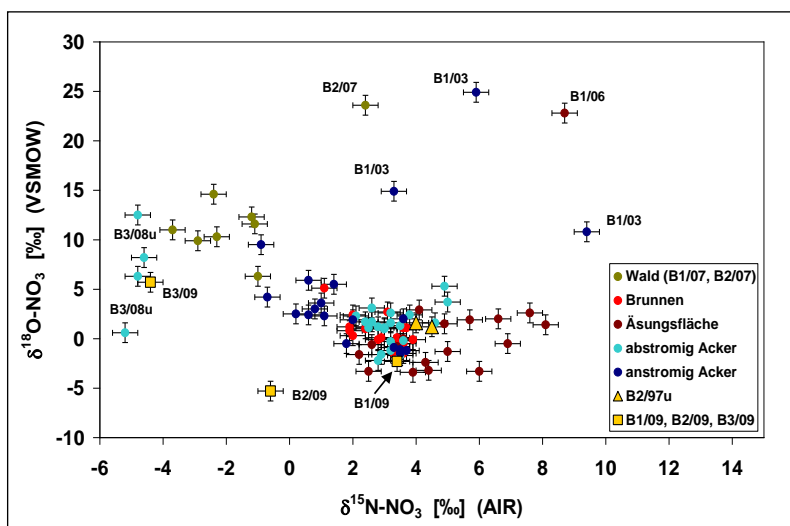


Abbildung 8: $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ - und $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ -Werte der Beprobungen vom November 2007 bis April 2010 (KNÖLLER & DILBAT 2010) im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa in Abhängigkeit von der Lage der Messstellen

Der mengenmäßige Einfluss der westlich der bisher angenommenen Einzugsgebietsgrenze liegenden Ackerfläche auf die Nitratkonzentrationen in den Brunnen lässt sich nur unscharf abgrenzen, dürfte aber sicherlich bei weitem nicht so eine wichtige Rolle spielen wie der Einfluss der beiden östlichen Ackerflächen. Weil innerhalb des Einzugsgebietes Denitrifikationsprozesse keinen signifikanten Einfluss auf die Nitratverteilung ausüben, bestimmt die Quellstärke, d. h. die Auswaschungsintensität und deren räumliche Verteilung, im Wesentlichen die Nitratgehalte in den Brunnen. Aus diesem Grund müssen sich Maßnahmen zur Reduzierung des Nitratgehaltes im Brunnenwasser auf die Verringerung der Einträge von der landwirtschaftlichen Nutzfläche konzentrieren. Dafür können die von CLAUS (2009) auf Grundlage von Modellierungen zur Stickstoffdynamik im Boden abgeleiteten Empfehlungen zur Reduzierung des Nitratreintrags herangezogen werden. Im Einzelnen handelt es sich dabei um folgende Maßnahmen:

- Eine Teilumgestaltung des unmittelbar südlich an die Brunnengruppe angrenzenden Schlages durch Umwandlung eines ca. 30 m breiten Streifens des Ackerlandes in Grünland (Mähweide) ist bereits erfolgt. Der Erfolg bzw. die Wirkung dieser Maßnahme wird durch ein weiteres Grundwasser- und Sickerwassermonitoring sowie durch die Kennzeichnung der bodenchemischen Eigenschaften des unterlagernden Substrates weiterhin verifiziert werden. Die bisherigen Beobachtungen in diesem Bereich (GWM B1/04, RKS D5/13) lassen die Wirksamkeit der Maßnahme in diesem Bereich vermuten. Ob dieser Rückgang der aquatischen und feststoffchemischen Konzentration anorganischen Stickstoffs nachhaltig ist und inwieweit sich ein positiver Effekt für die Nitratkonzentration in den Trinkwasserbrunnen ergibt, muss durch ein weitergehendes Monitoring erkundet werden.

- Anbau von Winterzwischenfrüchten (z. B. Gelbsenf) zur Vermeidung ausgeprägter Reststickstoffmengen im Herbst durch Stickstofffixierungen in der Biomasse. Einarbeitung der Zwischenfrüchte im Frühjahr vor Vegetationsbeginn.
- Reglementierung der mineralischen Stickstoffdüngung (angepasst an den im Boden verfügbaren löslichen Stickstoff und dem tatsächlichen Pflanzenbedarf). Maßvolle Erhöhung der organischen Dünger (Stallmist, Verbleib der Nebenprodukternte auf dem Feld) zur Strukturverbesserung der Böden unter Beachtung der Gesamt-N-Bilanz.

1.4 Literaturverzeichnis

- BEDNORZ, D. (2010): Geologische und hydrogeologische Modellierung zur Bestimmung der Quelle spezifischer Nitratbelastungen im Bearbeitungsgebiet Diehsa. Masterarbeit. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- BUCHHEIM, C. (2003): Hydrogeologisches Gutachten zur Neubemessung von Trinkwasserschutz-zonen für die Fassungen des Wasserwerkes Diehsa (Niederschlesischer Oberlausitzkreis“, unveröff. Gutachten, LIGAR Dresden GmbH, Dresden.
- CLAUS, R. (2009): Untersuchung des Nitrattransportes in der ungesättigten Zone sowie des Nitrateintrages in die gesättigte Zone im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa. – unveröff. Diplomarbeit. TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften.
- FRANKE, D. (2014): Regionale Geologie von Ostdeutschland – Ein Wörterbuch. www.regionalgeologie-ost.de
- GK 50, Blatt Niesky 2570 (1999): Geologische Karte der eiszeitlich bedeckten Gebiete von Sachsen; Maßstab 1:50.000; LfULG.
- IHLING, H. (2006): Hydroisohypsenplan des Trinkwasserschutzgebietes Diehsa. unveröff. Kartendarstellung. LfULG Sachsen.
- KAUBISCH, M. (1986): Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus. Dissertation A, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- KNÖLLER, K. & DILBAT, M. (2010): Fortführung der Untersuchung des Nitrattransportes in der ungesättigten und gesättigten Zone zur Ableitung nachhaltiger Maßnahmen für die Minderung der Nitratbelastung im Sicker- und Grundwasser auf landwirtschaftlichen Nutzflächen; Abschlussbericht zum Werkvertrag Az.:13-0345.40/4/46, LfULG, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Isotopenhydrologie.
- Lithofazieskarte Quartär, Blatt Niesky, Maßstab 1:50.000, VEB Geodäsie und Kartografie, Kartografischer Dienst, Potsdam, 1974.
- MANNSFELD, K. & SYRBE, R.-U. (Hrsg.) (2008): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 257, Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Leipzig.
- PÄLCHEN, W. & WALTER, H. (Hrsg.) (2008): Geologie von Sachsen - Teil 1 Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- PFÜTZNER, B.; IHLING, H.; KLÖCKING, B.; KNAB, G.; KUHN, K.; STEININGER, M.; WAGNER, B.; WENSKE, D. (2011): Stofftransportmodellierung im Sicker- und Grundwasser, Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011 (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15107>).
- WOLF, L., ALEXOWSKY, W.; SEIFERT-EULEN, M.; HEILMANN, H. & SYMMANGK, R. (2008): Quartär. – In: PÄLCHEN, W. & WALTER, H. (Hrsg.) (2008): Geologie von Sachsen - Teil 1 Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

2 Pilotstudie WSG Diehsa als Anwendungsbeispiel für das gekoppelte Stickstofftransportmodell ReArMo

Gerd Knab, Dieter Wenske, Andreas Rost – IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH Nordhausen

Beate Klöcking, Bernd Pfützner – Büro für Angewandte Hydrologie Berlin und München

Frank Reinicke – Institut für Nachhaltige Landwirtschaft, Halle

Heiko Ihling – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

2.1 Einleitung

Im Ergebnis der Bewertung der Grundwasserkörper nach EU-WRRL befanden bzw. befinden sich ca. 20 % der sächsischen Grundwasserkörper auf Grund der hohen Nitratbelastung in einem schlechten chemischen Zustand. Die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen zur Verringerung dieser Stickstoffbelastungen erfordert das Verständnis der Stickstofftransport- und -umwandlungsprozesse in der ungesättigten und gesättigten Zone. Besonders in Regionen mit vergleichsweise geringen Niederschlägen stellt der Nachweis der Entlastung der Gewässer von diffusen Stickstoff-Einträgen durch Änderung der Landnutzung erhebliche Anforderungen an die Entwicklung prognosefähiger Einzugsgebietsmodelle. Ursachen dafür sind die langen Verweilzeiten des Wassers in der Boden- und Grundwasserzone sowie die dortigen biogeochemischen und mikrobiellen Umsatzprozesse.

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen wurde vom LfULG ein Konzept für die gekoppelte Stofftransportmodellierung im Sicker- und Grundwasser besonders belasteter Gebiete erstellt (PFÜTZNER et al. 2010). Dieses beinhaltet den Aufbau des Modellverbundes ReArMo für detaillierte Untersuchungen in wasserwirtschaftlich relevanten unterirdischen Einzugsgebieten. ReArMo hat neben der Abbildung des Ist-Zustandes auch die prognostische Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers nach Menge und Beschaffenheit unter geänderten Randbedingungen (Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung) zum Ziel.

In dieser Arbeit werden die Ergebnisse der ersten Pilotstudie mit dem Modellverbund im Wasserschutzgebiet (WSG) Diehsa vorgestellt. Dieses gehört zu den Trinkwassereinzugsgebieten in Sachsen, die seit mehreren Jahren einen stetigen Anstieg der Nitratkonzentrationen im geförderten Rohwasser zeigen (DILBAT & IHLING 2014).

2.2 Der Modellverbund ReArMo

ReArMo stellt einen Modellverbund aus vier Einzelmodellen dar:

- Die Auswertung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten auf Betriebsebene und die Bilanzierung der Stickstoffsalden einschließlich der Stickstoffverluste auf Teilschlagebene erfolgt mit dem Modell **REPRO** (HÜLSBERGEN 2003). Im Mittelpunkt der Software REPRO steht die detaillierte Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse.

- Das GIS-gestützte Einzugsgebietsmodell **ArcEGMO-PSCN** (PFÜTZNER 2002; BECKER et al. 2002; KLÖCKING 2009) wird für die deterministische Simulation der Sickerwasserbildung und des daran geknüpften Austrags von Nitrat und Ammonium aus der Bodenzone in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen und der Bewirtschaftung der landwirtschaftlich genutzten Flächen verwendet.
- Die Grundwasserströmung sowie die zeitliche und räumliche Verteilung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser einschließlich des Eintrages der Stickstoffverbindungen in die Fließgewässer über das Grundwasser wird mit **MODFLOW** (MC DONALD & HARBAUGH 1988) in Kombination mit **MT3D-FL** (ZHENG 1993; BOY & HÄFNER 1998; KNAB et al. 1998) abgebildet.

Die Kopplung von ArcEGMO und REPRO erfolgt aufgrund der unterschiedlichen Zeitschrittweiten offline über Datentabellen vor der eigentlichen ReArMo-Simulation. Es werden sowohl Eingangsdaten, die von beiden Modellen benötigt werden (Standortigenschaften und Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen), als auch ein Teil der jeweiligen Simulationsergebnisse ausgetauscht. Die Kopplung der hydrologischen bzw. hydrogeologischen Modelle (ArcEGMO, MODFLOW und MT3D-FL) erfolgt online. Der grafische Prä- und Postprozessor CADSHELL (DACHSELT et al. 1995) integriert die Steuerung der beiden Programmsysteme und kontrolliert gleichzeitig deren gekoppelte Abarbeitung mit ArcEGMO. Die Programme werden innerhalb eines Rechenlaufes abwechselnd aufgerufen und ausgeführt (Abbildung 1).

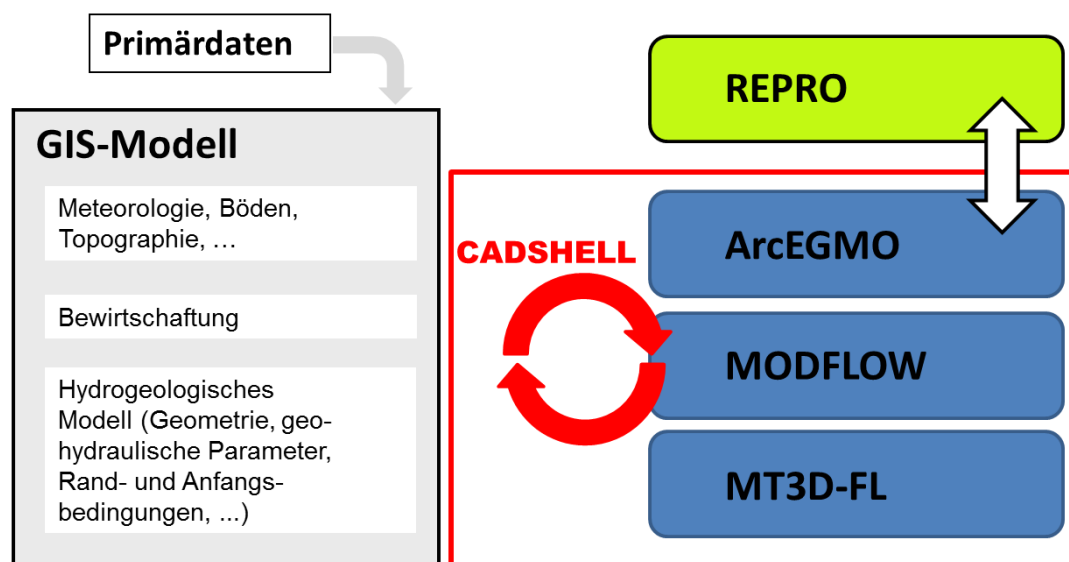


Abbildung 1: Schema des Modellverbunds ReArMo

2.3 Gebietseigenschaften des WSG Diehsa

Das ca. 1,9 km² große WSG Diehsa liegt ca. 10 km südwestlich der Großen Kreisstadt Niesky. Das Gebiet zählt entsprechend der naturräumlichen Gliederung Sachsens zur Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (BUCHHEIM 2003) und regionalgeologisch zum Lausitzer Granodiorit-Massiv an der Grenze zum Görlitzer Schiefergebirge (IHLING et al. 2009). Trockenheitsanfällige, wenig fruchtbare Sandflächen, aber auch vernässte und vermoorte Mulden sind bestimmende Naturmerkmale. Laut Bodenkonzeptkarte (LfULG 2001) dominieren im WSG mit 106 ha Braunerden (BB), gefolgt von Pseudogleyen (SSn und SSH) mit 33,2 ha, Gleyen (GGn und GGh) mit 18 ha und Mischformen aus diesen Bodentypen (CLAUS 2009).

Die Forstwirtschaft stellt mit 68 % die Hauptlandnutzungsform im Einzugsgebiet dar (Kiefernreinbestände, Kiefern-Eichenmischbestände), gefolgt von den landwirtschaftlichen Flächen (28 % Gesamtflächenanteil im WSG). Weitere 3 % werden als Feuchtwiese und 1 % als Siedlungsfläche genutzt (Abbildung 2). Im südwestlichen Bereich des Oberwaldes liegt eine 0,6 ha große Lichtung, die seit den 1960er-Jahren als Äsungsfläche für Rot- bzw. Schwarzwild und seit Anfang der 1990er-Jahre intensiv für Jagdzwecke genutzt wird (Zufütterung durch Kartoffeln und Rüben).

Geomorphologisch wird das Einzugsgebiet im Nordwesten durch den Höhenzug der Grundgebirgsauftragung Hohe-Dubrau sowie Kollmer-Dubrau (Grauwacke der proterozoischen Wüsteberg-Folge), östlich durch den Biotitgranit der Königshainer Berge und südlich durch die oberflächennah anstehende Grauwackehochlage des Eichberges begrenzt. Zwischen den Grundgebirgsauftragungen erstreckt sich eine präpleistozän angelegte Schmelzwasserrinne. Hydrogeologisch relevant sind im Einzugsgebiet bzw. WSG Diehsa in erster Linie die quartären Lockergesteine, welche von gering durchlässigen tertiären Lockergesteinen und Festgesteinen unterlagert werden. Eine detaillierte Ausführung zu den geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten im WSG Diehsa wird durch DILBAT & IHLING (2014) gegeben.

2.4 GIS-Datenmodell ReArMo – WSG Diehsa

Das GIS-Datenmodell ReArMo – WSG Diehsa enthält alle Eingangsdaten für die Modellierung in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Das sind im Einzelnen:

- Standortdaten, wie
 - Topographie (Basis: Digitales Höhenmodell 2 m)
 - Bodeneigenschaften (Bodenkonzeptkarte des Freistaates Sachsen 1 : 25 000 mit Leitprofilen)
 - Landnutzung (BTLNK: Biotoptypen- und Landnutzungskartierung 1 : 50 000)
 - Witterungsdaten und atmosphärische N-Einträge (Deposition)
- Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlich genutzten Flächen, wie
 - Fruchtfolge mit Saat- und Ernteterminen
 - N-Düngung (Art, Termin und N-Menge)
 - Verbleib der Erntereste
- Bestandscharakteristik der forstlich genutzten Flächen
- Fließgewässer mit ihren oberirdischen Einzugsgebieten
- Hydrogeologie (Grundwasserströmung)
 - Geometrie der Schichten (Oberkanten, Unterkanten, Mächtigkeiten)
 - geohydraulische Parameter (Durchlässigkeitsbeiwerte, Porositäten, Speicherkoeffizienten)
 - hydraulische Randbedingungen (Fließgewässer, Brunnen)
 - Anfangsbedingungen (Startwerte der Grundwasserstände)
- Hydrogeologie (Stofftransport im Grundwasser)
 - Parameter Stofftransport (Dispersivitäten, Porositäten, Retardationfaktoren, Abbaukonstanten)

- Randbedingungen Stofftransport (Konzentrationen Fließgewässer, Brunnen)
- Anfangsbedingungen Stofftransport (Startwerte der Konzentrationen für Fließgewässer, Brunnen)

Die landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG Diehsa werden ausschließlich von einem Betrieb bewirtschaftet. Dessen Bewirtschaftungsdaten für die im WSG liegenden Teilschläge liegen für den Zeitraum 1994–2012 vor. Die Bewirtschaftung der in der BTLNK als Intensivgrünland klassifizierte Grünlandflächen im Bereich der Grundwasserbrunnen wurde entsprechend der realen extensiven Nutzung angepasst (Abfuhr des 1. Schnitts im Frühjahr und Mulchen des 2. Schnitts im September).

Für das WSG Diehsa erfolgten bereits 2010 im Rahmen einer Masterarbeit eine geologische 3D-Modellierung und eine anschließende Grundwassermodellierung. Bei der Strömungsmodellierung kam Visual MODFLOW 3.1® zum Einsatz (BEDNORZ 2010). Die **Flächenkonturen dieses MODFLOW-Modells wurden in das GIS-Modell übernommen und für den Modellraum ein einheitliches Modellraster mit den Elementabmessungen 15,8 m x 9,3 m** aufgebaut. Jede Rasterzelle ist hinsichtlich ihrer Standorteigenschaften homogen. Straßen und Wege aus der BTLNK wurden über die Zuordnung eines Versiegelungsanteils pro Rasterzelle erfasst.

Ein Problem stellte die Dateninkonsistenz je nach Herkunft dar (Böden, Schlaggrenzen, BTLNK). Durch Verschneidung der Ausgangskarten kommt es zu Widersprüchlichkeiten in den Grenzbereichen. So würde z. B. Ackernutzung von Waldböden zu untypischen N-Austrägen und Sickerwasserraten führen. Diese Inkonsistenzen wurden durch Anpassung der Landnutzung korrigiert. Klimadaten wurden aus dem Datenspeicher des LfULG bereitgestellt bzw. direkt von den Servern des Deutschen Wetterdienstes und des Agrarmeteorologischen Messnetzes Sachsen heruntergeladen. Alle übrigen Eingangsdaten wurden vom LfULG zur Verfügung gestellt.

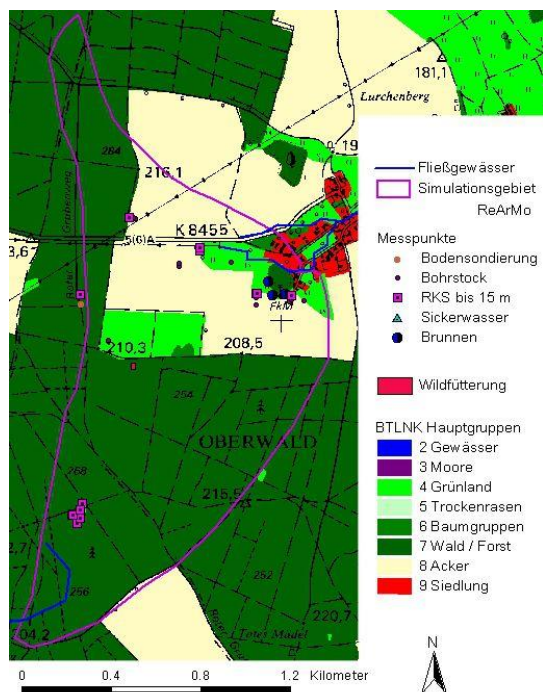


Abbildung 2: Landnutzung im WSG Diehsa mit Lage der Brunnen und Messpunkte

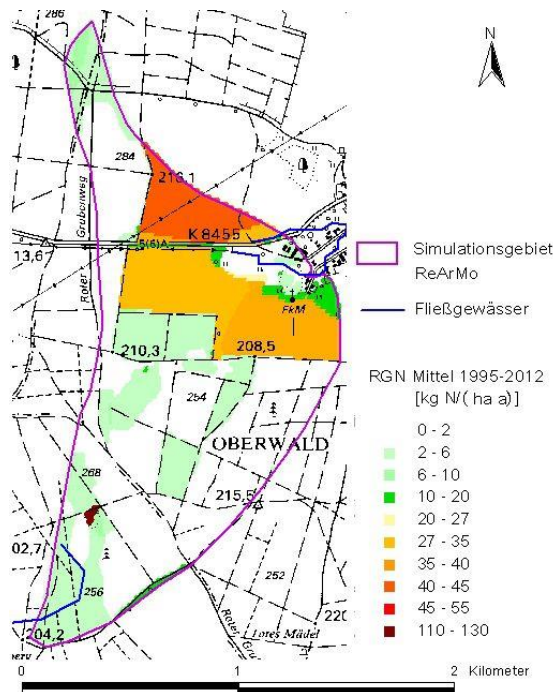


Abbildung 3: Stickstoffaustrag aus dem Boden in 2 m Tiefe (RGN) als Mittel 1995–2012

2.5 Stickstoffaustrag aus der Bodenzone unter der gegenwärtigen Bewirtschaftung

Entsprechend der Verfügbarkeit der für die Modellierung benötigten Zeitreihen (Klima, Bewirtschaftung etc.) wurde als Simulationszeitraum die Periode 1994–2012 gewählt.

1994–2012 fielen im WSG Diehsa im Mittel 709 mm Niederschlag pro Jahr bei einer mittleren Lufttemperatur von 9,5 °C. Entsprechend der hohen Verdunstung besonders der Forstflächen (603 mm/a) wurde eine Sickerwasserrate aus dem Boden von 95 mm/a im Gebietsmittel simuliert. Damit wurden 9,8 kg N/(ha a) in die ungesättigte Zone bzw. ins Grundwasser verfrachtet. Oberflächenabfluss und damit Stickstoffabtrag von der Landoberfläche treten im Untersuchungsgebiet zumeist nur auf teilversiegelten Flächen (Straßen, Wege etc.) auf (7 mm/a mit 0,3 kg N/[ha a]). Auch im Extremjahr 2010 mit Niederschlägen von über 1.000 mm/a kommt es daneben nur lokal eingeschränkt zu geringfügigem Sättigungsabfluss. Interflow und damit eine schnelle laterale N-Auswaschung aus der Bodenzone spielen im WSG ebenfalls keine Rolle.

Diese mittleren Werte lassen nicht auf eine akute Gefährdung des Grundwasserleiters schließen, was jedoch im deutlichen Gegensatz zur beobachteten Situation steht. Die Ursachen für die schlechte Qualität des Brunnenwassers müssen vielmehr in der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Einträge gesucht werden. Nach Jahren mit geringen Austragsraten kann es zu sehr hohen Auswaschungen kommen, wie für das Jahr 2010 simuliert wurde. Primär stammen diese hohen Frachten von den Ackerflächen im Nahbereich der Brunnen, wie sich in der Darstellung der räumlichen Verteilung der simulierten Sickerwassermengen (Abbildung 11) und der darin gelösten Stickstofffrachten (Abbildung 3) zeigt. Ein weiterer „Hotspot“ ist die größere Äsungsfläche im Südwesten des WSG. Weil hier jedoch Angaben zu den aufgebrauchten Futtermengen und Ernteresten fehlten und somit mit Annahmen gerechnet wurde, müssen die Austragsmengen im Einzelnen noch einmal überprüft werden.

2.6 Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells unter der gegenwärtigen Bewirtschaftung

Im Rahmen der Modellkalibrierung wurden die relevanten Wasserstandsmessungen von zehn Messstellen verwendet. Weil die Daten nicht in ausreichendem Umfang stichtagsbezogen verfügbar waren, mussten Werte mehrerer Zeitpunkte zusammengestellt werden. In Abbildung 4 sind die gemessenen und berechneten Grundwasserstände sowie die auftretenden Differenzen zwischen diesen dargestellt. Die berechneten Grundwasserstände sind immer Näherungslösungen zu den gemessenen Wasserständen. Die tolerierbare Abweichung hängt u. a. von der Messgenauigkeit, den natürlichen Schwankungen und der Repräsentanz des gemessenen Wasserstandes, von der Modellabstraktion und der Modelldiskretisierung ab. Um eine gute Modellanpassung zu garantieren, sollte der relative Modellfehler, der eine prozentuale mittlere Abweichung zwischen berechneten und gemessenen Wasserständen bezogen auf das Strömungsgefälle darstellt, im Allgemeinen nicht über 5 % liegen. Der Modellfehler wird über das Verfahren der kleinsten Fehlerquadrate bestimmt und kann als Scatterplot für jeden Kalibrierungszeitpunkt dargestellt werden. Der ausgewiesene Wert des relativen Modellfehlers von 2,4 % unterschreitet den angestrebten Wert des Modellfehlers von 5 % deutlich.

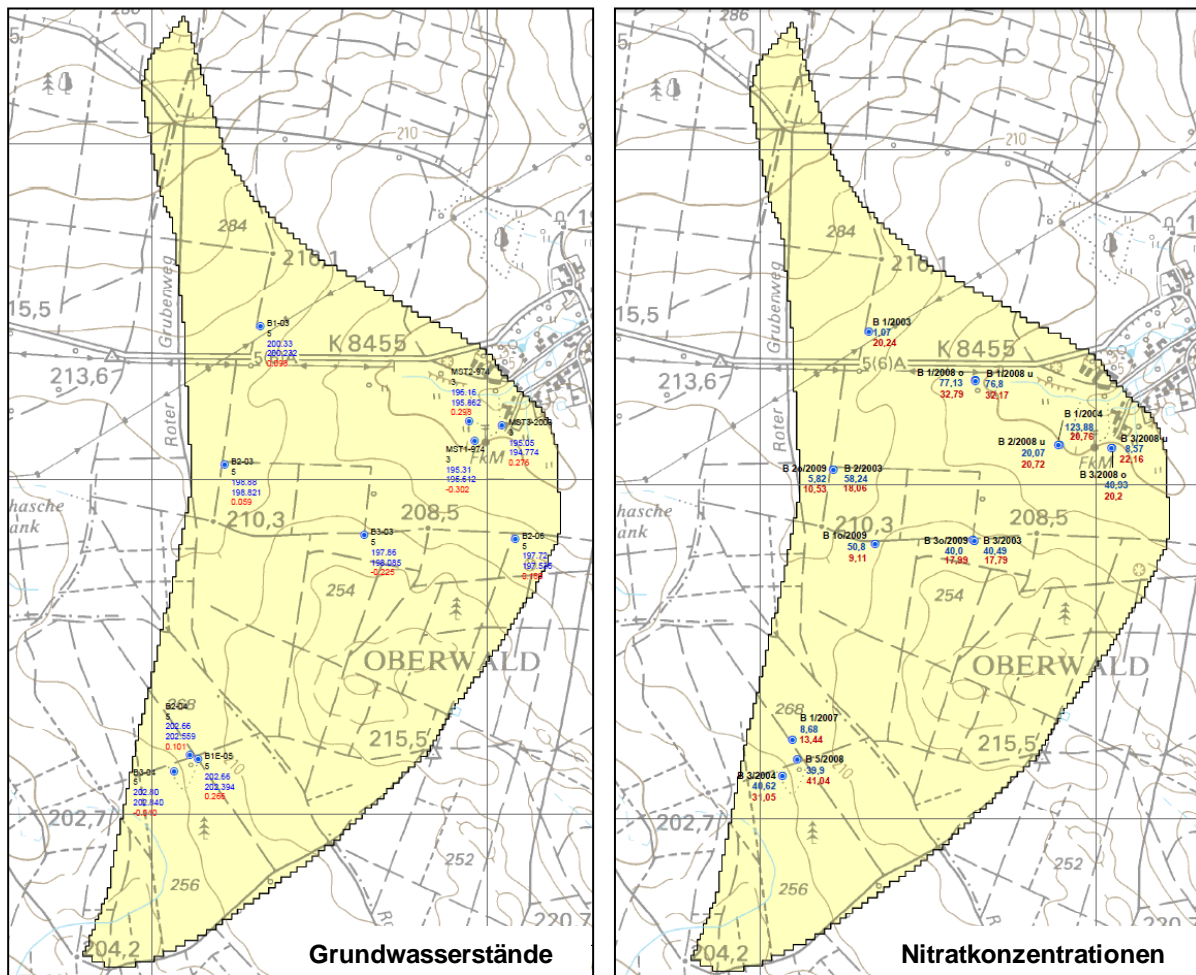


Abbildung 4: Berechnete und gemessene Grundwasserstände und Nitratkonzentrationen (blaue Markierung: gemessene Werte; rote Markierung: berechnete Werte)

Abbildung 5 zeigt die ausgewogene Verteilung der Modellabweichungen in Bezug auf die Ideallinie. Damit können systematische Fehler im Sinne einer Über- oder Unterschätzung eines Parameters ausgeschlossen werden. Die verbleibenden Abweichungen bzw. Modellfehler sind auf teilweise mit Unsicherheiten behaftete Messwerte und die komplexe Modellstruktur zurückzuführen. Es konnte insgesamt eine gute Nachbildung der Messdaten durch die Modellergebnisse erreicht werden.

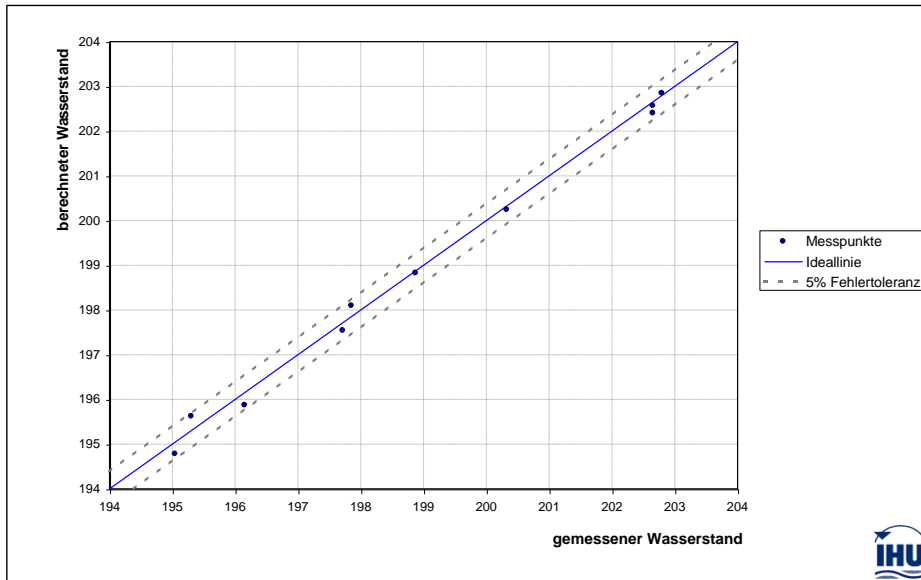


Abbildung 5: Berechnete und gemessene Grundwasserstände (Scatterplot)

Neben dem Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände werden die Nitratkonzentrationen für die Modellkalibrierung herangezogen. Weil die durch den AG übergebenen Messergebnisse hinsichtlich der Anzahl der Messwerte je Messstelle sehr unterschiedlich sind (minimal drei, maximal 42) und der teilweise zeitlich stark schwankenden Konzentrationen, wurden jeweils Mittelwerte für jede Messstelle gebildet. Die Ergebnisse des Vergleichs der berechneten mit den gemessenen Nitratkonzentrationen sind in Abbildung 4 dargestellt.

Die Messwerte der Messstellengruppe im Süden (B 1/2007, B 5/2008 und B 3/2004) können durch das Modell gut reproduziert werden. Die Messstellengruppe im mittleren Bereich des Modellgebietes (B 2/2003, B 1o/2009, B 3o/2009 und B 3/2003) weist mehr als doppelt so hohe Messwerte auf als die Modellberechnungen ergeben.

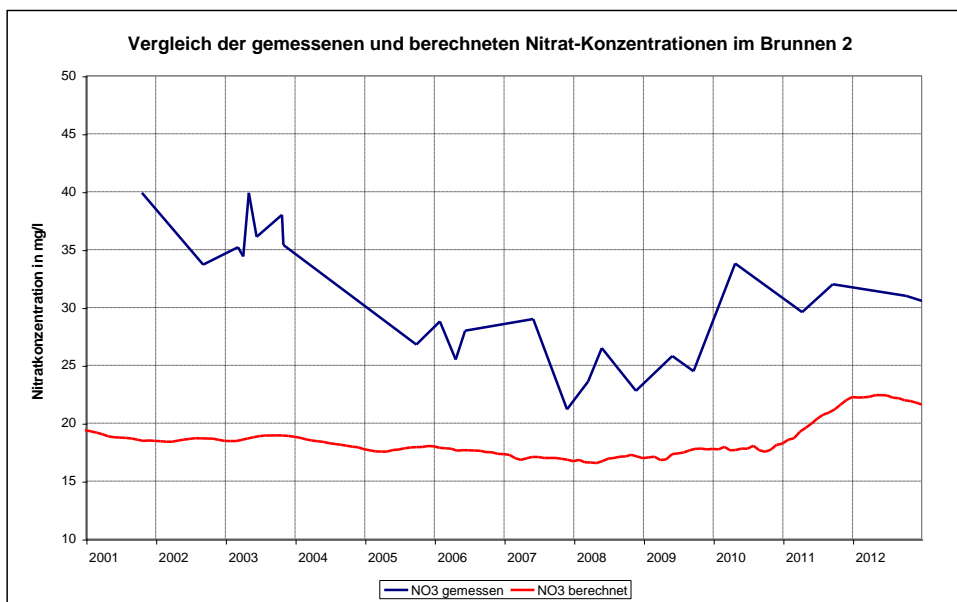


Abbildung 6: Vergleich der gemessenen und berechneten Nitrat-Konzentration im Br. 2

Ebenso zeigen die berechneten Nitratkonzentrationen an der Messstelle B 1/2008 etwa das gleiche Verhältnis zu den Berechnungsdaten. Am Brunnenstandort liegen sehr differenzierte Konzentrationen auf engem Raum vor. Die gemessene Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle B 2/2008 u von 20 mg/l stimmt mit dem Modellwert überein. Die sehr hohe Konzentration an der Grundwassermessstelle B 1/2004 mit 124 mg/l kann das Modell nicht reproduzieren. Allgemein können die starken Schwankungen der Nitratkonzentrationen auf engstem Raum durch die gekoppelte Modellierung nicht abgebildet werden. Tendenziell liegen die auf Basis der gekoppelten Modellierung berechneten Nitratkonzentrationen unter den beobachteten Werten.

In den Wasserfassungen werden Mischwässer gefördert, die sich aber nach den Flächenanteilen überwiegend aus Grundwässern mit geringeren Nitratkonzentrationen zusammensetzen. Abbildung 6 zeigt die Diskrepanz zwischen den gemessenen Nitratkonzentrationen und den Berechnungsergebnissen im Hauptförderbrunnen (Brunnen 2). Die berechnete zeitliche Ganglinie der Nitratkonzentration kann den beobachteten Verlauf der Konzentrationsentwicklung zwar nachvollziehen, die Werte liegen aber auf einem wesentlich geringeren Niveau.

Der Anstieg der Nitratkonzentration nach 2010 steht im Zusammenhang mit der extrem hohen Grundwasserneubildung, die 2010/2011 auch einen stark erhöhten Stoffeintrag bewirkte. Abbildung 7 zeigt den Verlauf der berechneten Mittelwerte für die Grundwasserneubildungsraten im Modellgebiet WSG Diehsa.

Die berechneten räumlichen Konzentrationsverteilungen sind in Abbildung 13 dargestellt. Es zeigt sich deutlich, dass die Nitratkonzentration in den Bereichen südlich der Fassungsstandorte, die mit Wald bedeckt sind, ausgehend von den Anfangskonzentrationen (20 mg/l) absinkt. Dagegen steigen die Konzentrationen im Grundwasser unter den Ackerflächen auf Werte zwischen 40 und 50 mg/l an.

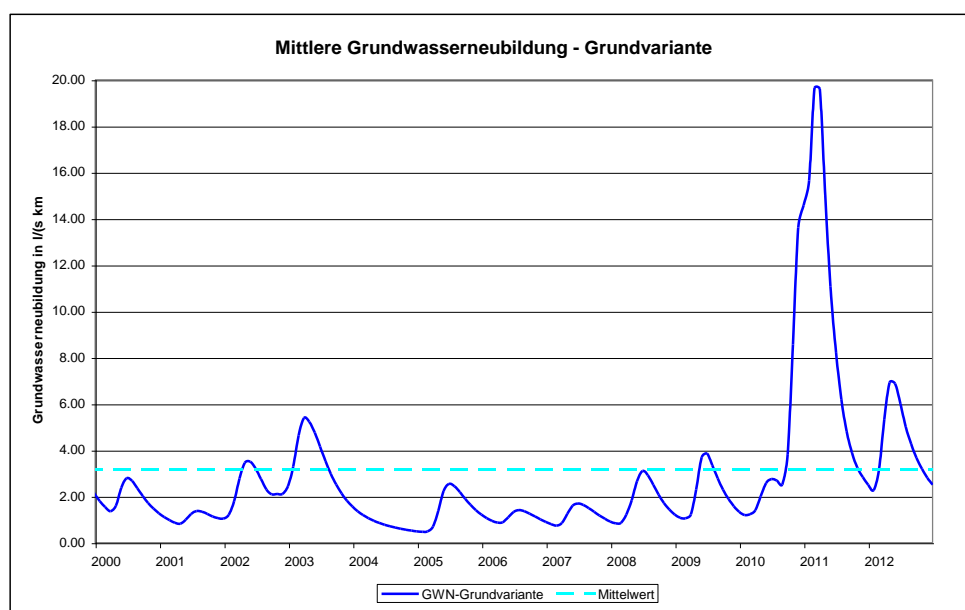


Abbildung 7: Mittlere Grundwasserneubildungsraten für das Gesamtgebiet Diehsa

Im Süden des Untersuchungsgebietes heben sich die erhöhten Konzentrationen, die durch die hohen Stickstoffeinträge auf der Äsungsfläche verursacht werden, deutlich hervor. Durch die Verdünnung im Abstrombereich ist das beeinflusste Gebiet allerdings eng begrenzt, die Fahne der erhöhten Konzentrationen reicht damit nicht bis zu den Fassungsstandorten und hat entsprechend keinen Einfluss auf die dort gemessenen Werte.

Der Stickstoffeintrag auf der Äsungsfläche kann also nicht ursächlich für die hohen Nitratkonzentrationen in den Fassungsbrunnen sein.

2.7 Ableitung von Bewirtschaftungsszenarien für die Landwirtschaftsflächen

Für die Erarbeitung praxisorientierter, optimaler Bewirtschaftungsszenarien wurde ein umfangreicher Datenpool der Dauertestflächen (DTF) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie verwendet (REINICKE & WURBS 2012). Dabei wurden für konventionelle Anbauverfahren nur DTF in Wasserschutzgebieten betrachtet. Die Basis des ökologischen Szenarios waren alle ökologisch bewirtschafteten DTF. Beobachtungsflächen der Erzgebirgsregion wurden generell ausgeschlossen, weil hier höhere Niederschlagsmengen als in anderen sächsischen Ackerbaugebieten gegeben sind. Insgesamt umfasste die Auswertung etwa 2.850 Datensätze. Der Auswertungszeitraum erstreckte sich von 2001 bis 2010. Aus den Ergebnissen zu Erträgen und Bilanzen auf den DTF geht hervor, dass zumindest für konventionelle Szenarien nach Ackerzahlen differenziert werden musste. Entsprechend der Ackerzahlen im WSG Diehsa wurden DTF in den Ackerzahlenbereichen 30–40 in die Auswertung einbezogen.

Die Definition marktorientierter Fruchtfolgen erfolgte auf Basis des Anbauumfangs einzelner Fruchtarten auf den Praxisschlägen, wodurch in den Szenarien annähernd standortabhängige Anbauanteile der wichtigsten Fruchtarten berücksichtigt werden konnten. Zum Teil stehen einige Fruchtarten stellvertretend für anbautechnisch ähnliche Fruchtarten (z. B. Sommergerste für gesamtes Sommergetreide). Des Weiteren finden sich Fruchtarten wieder, die zwar einen relativ geringen Anteil im Anbauumfang aufweisen, aber günstige Wirkungen auf die Reduzierung von Nitratausträgen besitzen. Zu jeder Sommerung wurde konsequent eine Zwischenfrucht integriert, weil somit Nitratausträge in den Wintermonaten verhindert werden sollen (REINICKE & WURBS 2012). Im Hinblick auf optimale Humussalden wurde dazu eine Gräsermischung unterstellt.

Im Ergebnis standen für konventionelle Anbausysteme jeweils eine viehlose und eine viehhaltende Fruchtfolge (Anteile der Fruchtart auf den DTF in Klammern). Die Anbauanteile häufiger Fruchtarten wurden hierbei auf beide aufgeteilt. Für den ökologischen Landbau wurde nur eine viehhaltende Fruchtfolge abgeleitet:

Konventionelle Landbewirtschaftung AZ 35-45

viehlos: (FF1)	Winterraps (19 %) – Winterweizen (11 %) – ZF: Gras – Braugerste (13 %) – Winterraps (19 %) – Wintergerste (17 %) – Winterroggen (5 %)
mit Vieh: (FF2)	Ackergras (6 %) – ZF: Gras – Silomais (9 %) – Triticale (9 %) – ZF: Gras – Futtererbsen (2 %) – Wintergerste (17 %) – Futtergerste (13 %)

Ökologische Landbewirtschaftung

mit Vieh:	Kleegras (29 %) – Kleegras (29 %) – Silomais (3 %) - Winterweizen (23 %) – ZF: Kleegras – Futtergerste (5 %) – ZF: Kleegras – Futtererbse (3 %) – Triticale (12 %) – ZF: Kleegras – Kartoffel (3 %)
-----------	---

Im zweiten Schritt wurde eine optimale Düngung der Kulturarten kalkuliert. Der jeweilige Durchschnittsertrag entspricht dem angenommenen Ertragsziel in den Szenarien und war gleichzeitig die Bezugsbasis für eine angepasste Düngung. Bei der Bestimmung der Höhe der Düngung wurden für die szenarienrelevanten DTF

die Stickstoffdüngung und der damit erzielte Ertrag in Beziehung gebracht (Abbildung 8). Die Ausbringung organischer Dünger wurde ebenfalls aus den Daten ermittelt und in äquivalenter Höhe in den Szenarien berücksichtigt. Dabei erhielten die viehlosen Fruchtfolgen die komplette Menge Zukaufsdünger (Kompost) und die viehhaltenden Fruchtfolgen die gesamten tierischen Dünger. Über zeit- und fruchtartenabhängige Mineraldüngeräquivalente wurde der Stickstoff bei der mineralischen Düngung berücksichtigt.

Aus dem Beispiel wird ersichtlich, dass der Durchschnittsertrag für Winterraps am Standort bei etwa 30 dt/ha liegt. Dies sollte auch in der Praxis der kalkulierte Ertrag im WSG sein. In Hinblick auf Nitratausträge ist die Fokussierung auf Höchstserträge als nachteilig einzuschätzen. Die Relation N-Düngung zu Erntemenge zeigt, dass mit etwa 140 kg N/ha das Ertragsniveau für die Standortbedingungen des WSG Diehsa ausgeschöpft wurde. Bei der Effizienzanalyse würde bei etwa 4 kg N/dt Korn eine Düngung von 120 kg N/ha ausreichen. Weil aber vor allem die tatsächliche Wirkung der organischen N-Mengen jahresbedingt schwanken kann und auch günstige Witterungsbedingungen die Ertragshöhen beeinträchtigen, werden 150 kg N/ha unterstellt.

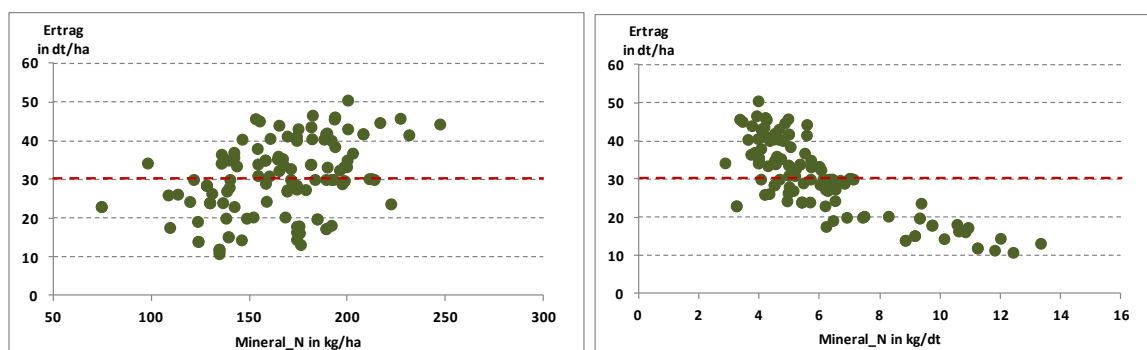


Abbildung 8: Stickstoffdüngung und Stickstoffeffizienz für Winterraps der DTF im Bereich AZ 30–40 (2001–2010)

Nach diesem Prinzip leitet sich für alle Kulturarten in den Fruchtfolgen entsprechend der Standortbedingungen und Bewirtschaftung der N-Aufwand ab. Die ausgewiesene N-Düngung ist nicht als Maximalaufwand für die Praxis zu verstehen. Sie bezieht sich ausschließlich auf die mittleren Bedingungen in den Szenarien. In der Praxis können bei entsprechenden jahresspezifischen Beständen und Ertragserwartungen höhere, aber auch niedrigere N-Gaben optimal sein. Im langjährigen Mittel sollte dies aber dem Düngungsniveau entsprechen.

2.8 Szenariosimulationen für die landwirtschaftlichen Flächen im WSG Diehsa

Zum Vergleich der IST-Werte mit den Ergebnissen der Szenarien wurden diese in drei Einzelperioden aufgeteilt, um eine mögliche Veränderung in der Bewirtschaftung darstellen zu können. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf der letzten Periode (2007–2012), weil diese die aktuelle Anbaugestaltung der letzten sechs Jahre wiedergibt.

Die N-Bilanzen in den Szenarien wiesen einen etwas geringeren Saldo zur IST-Bewirtschaftung aus (Abbildung 9). Allerdings waren die Minderungspotenziale im Vergleich zu den abgebildeten Bewirtschaftungsperioden von vornherein als begrenzt einzuschätzen. Besonders deutlich wird dies, wenn eine Bilanzierung des Gesamtzeitraumes ohne die hohen Salden unter Winterraps erfolgt. Hier war ein Saldo von nur

58 kg N/ha als Ausgangswert zu verzeichnen, der nur wenig über einem definierten Saldo zu unvermeidbaren Verlusten lag (50 kg N/ha).

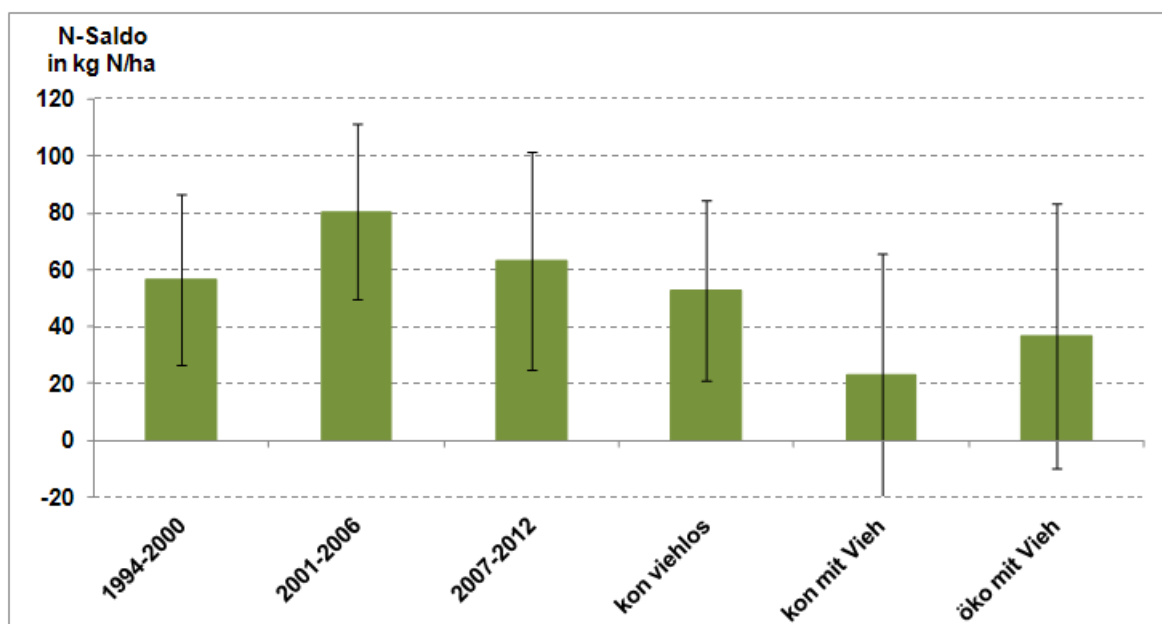


Abbildung 9: Stickstoffsalden der Fruchtfolgenzenarien im Vergleich zur IST-Bewirtschaftung

Die etwas günstigeren N-Überschüsse in den Szenarien basieren auf einem verminderten Humusabbau (Humusbilanz), durch welchen neben Kohlenstoff auch Stickstoff mineralisiert wird. In der Methodik zur N-Bilanz wird dieser Stickstoff mit berücksichtigt. In Tabelle 1 sind die jährlich ausgebrachten Stickstoffmengen als Mittel, Minimum und Maximum über diesen Untersuchungszeitraum dargestellt. Dabei wurde keine Unterscheidung in die Düngerformen (organisch/anorganisch) vorgenommen.

Tabelle 1: Ausgebrachte N-Mengen [kg N/(ha a)]

	Ist-Zustand	Ff1	FF2	ökologisch
Mittel	112 (1999-2012)	119	82	9
Maximum	321 (2003)	150	165	50
Minimum	57 (2002)	90	0	0

Die Auswirkungen der Szenarien auf die Sickerwasserbildung und die Stickstoffauswaschung wurde für die drei ackerbaulich genutzten Böden Braunerde (BBn), Kolluvial-Gley (YK-GG) und Pseudogley (SSn) bei Zugrundelegung der aktuellen Witterung im Untersuchungsgebiet 1999–2012 untersucht. Beim Szenario „Umwandlung Acker → extensives Grünland mit einer Ernte ohne N-Düngung“ wurden ebenfalls alle bislang ackerbaulich genutzten Böden einbezogen.

In Tabelle 2 sind die simulierten Veränderungen gegenüber dem Ist-Zustand sowohl hinsichtlich der Sickerwassermengen als auch der N-Frachten dargestellt. Als Ist-Zustand wurde die aktuelle Bewirtschaftung des Teilschlages 100 zugrunde gelegt. Die Szenariowerte sind das Mittel über alle Realisierungen eines Szenarios (sechs Wiederholungen bei einer sechsgliedrigen Fruchtfolge) und alle Jahreswerte 1999–2012.

Alle Szenarien führen zu einer Erhöhung der Sickerwassermengen. Gleichzeitig wird mit Ausnahme des viehlosen Szenarios FF1 eine deutliche Reduzierung der N-Auswaschung simuliert. Die ebenfalls geringfügige Zunahme der mittleren Sickerwasserspense bei der Umwandlung in Grünland ist auf die nun geringere Durchwurzelungstiefe zurückzuführen. Schon bei der aktuellen Bewirtschaftung werden durch den Anbau von Winterfrüchten lange Bracheperioden vermieden, sodass dank der tieferen Ausschöpfung des Bodenwasservorrates und der fast durchgehenden Bodenbedeckung die Sickerwassermengen auf diesen leichten Böden vergleichsweise gering sind. Somit wirkt sich das viehlose Szenario FF1 auch auf die Stickstofffrachten nicht positiv aus.

Tabelle 2: Simulierte gegenwärtige Sickerwassermengen (GWN) und darin transportierte N-Frachten (RG-N) und Veränderungen unter den fünf Szenarien, differenziert nach den vorkommenden Böden, Mittelwerte 1999–2012

	GWN ist [mm/a]	Veränderung [%]				RG-N Ist [kgN/(ha a)]	Veränderung [%]			
		FF1	FF2	Öko	Grünland		FF1	FF2	Öko	Grünland
BBn	163	8.4	23.4	6.9	1.1	34.9	19.5	-47.2	-60.3	-59.5
YK-GG	129	8.5	24.7	0.4	5.0	22.3	84.4	-61.7	-85.9	-96.5
SSn	150	12.9	28.0	6.7	4.3	40.0	28.5	-54.3	-75.1	-70.0

Besonders deutlich wird die Verringerung der N-Auswaschung durch das ökologische Szenario (Reduzierung um 60–90 % gegenüber dem Ist-Zustand in Abhängigkeit vom Boden). Eine Umwandlung in Grünland führt auf der Braunerde (BBn) und dem Pseudogley (SSn) zu keiner weiteren Verringerung der N-Frachten gegenüber dem ökologischen Szenario. Es wird jedoch hier eine deutliche Zehrung des C_{org} -Gehaltes simuliert. Auf dem Kolluvial-Gley (YK-GG) konnte eine weitere Verringerung der Frachten erzielt werden.

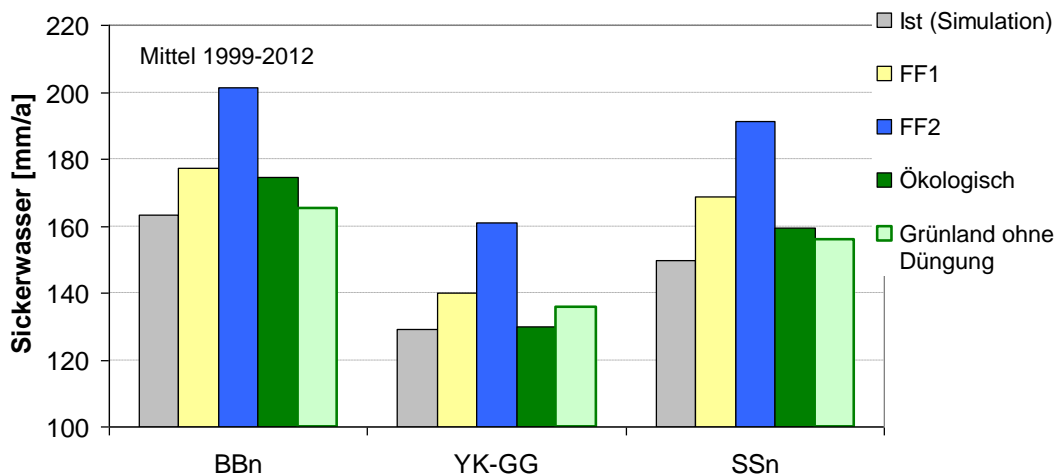


Abbildung 10: Simulierte Sickerwassermengen für den Ist-Zustand und unter den drei Szenarien, differenziert nach den vorkommenden Böden, Meteorologie 1999–2012

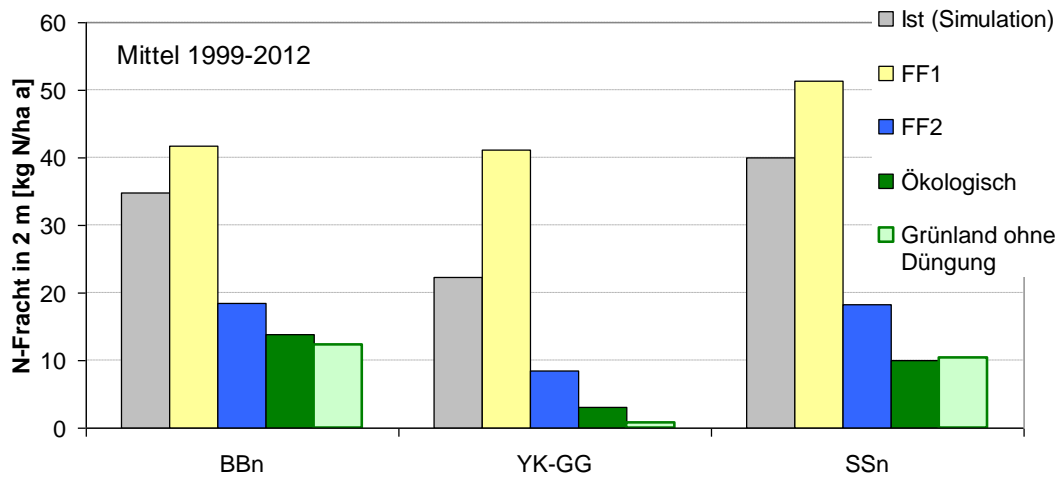


Abbildung 11: Simulierte N-Frachten mit dem Sickerwasser für den Ist-Zustand und unter den drei Szenarien, differenziert nach den vorkommenden Böden, Meteorologie 1999–2012

2.9 Simulation des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im WSG Diehsa unter Szenariobedingungen

Die ReArMo-Simulationen für das gesamte Einzugsgebiet stützen sich auf die oben beschriebenen Bewirtschaftungsszenarien der landwirtschaftlichen Flächen FF1, FF2 und „ökologisch mit Vieh“. Bei den Forstflächen wurde keine Änderung der Bewirtschaftung angenommen, jedoch wurde von der Erstellung der Wildfütterung ausgegangen.

Die Ergebnisse der gekoppelten Modellberechnungen sind für alle betrachteten Bewirtschaftungsvarianten in Abbildung 12 und Abbildung 13 dargestellt. Die Veränderungen der Landbewirtschaftung wirken sich zunächst auf die Grundwasserneubildungsraten aus. Die räumlich und zeitlich gemittelten Grundwasserneubildungsraten zeigen nur eine geringe Schwankungsbreite (Grundvariante: 3,16 l/s·km², Variante FF1: 3,11 l/s·km², Variante FF2: 3,36 l/s·km², Variante ökologischer Landbau: 2,98 l/s·km²). Es wird deutlich, dass sich die Grundwasserneubildungsrate in den Prognosevarianten gegenüber der Grundvariante z. T. leicht erhöht, teilweise aber auch leicht verringert. Entsprechend des geringen Flächenanteils der ackerbaulich genutzten Areale wirken sich die hier simulierten Veränderungen nur wenig auf die GWN-Raten im Gebietsmittel aus.

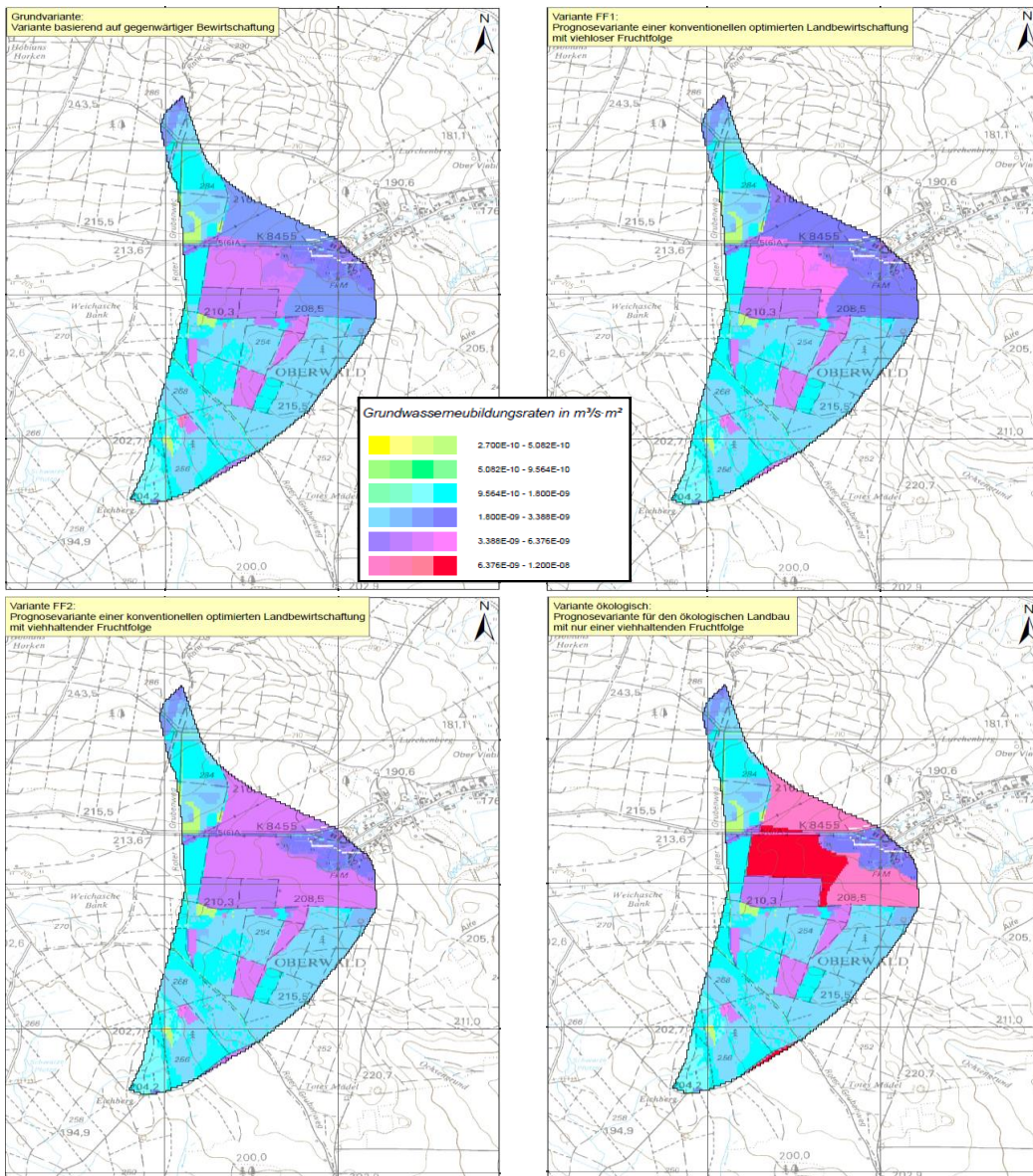


Abbildung 12: Räumliche Verteilung der Sickerwasser- bzw. GWN-Raten für den Ist-Zustand und die drei Szenarien

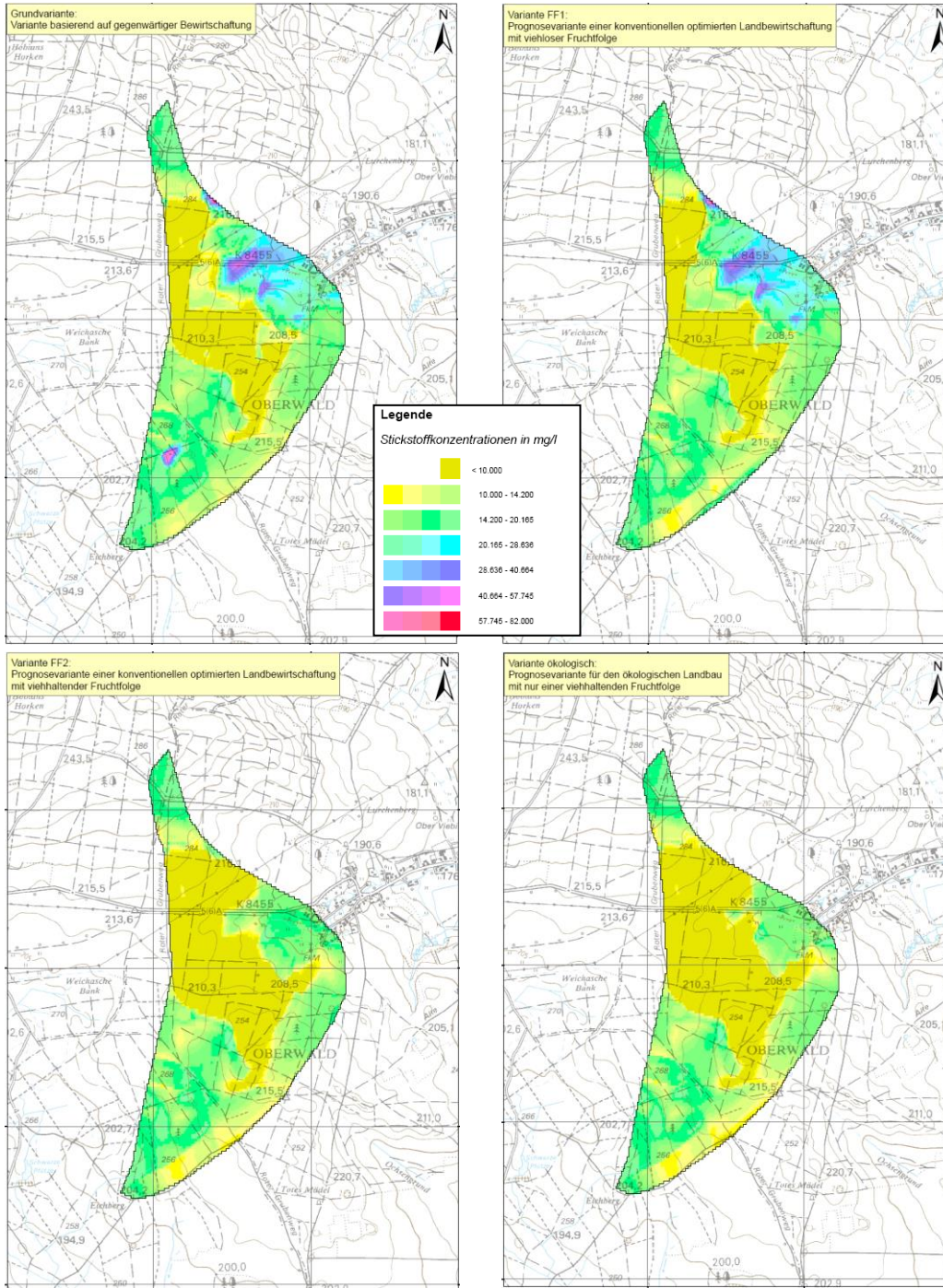


Abbildung 13: Räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser für den Ist-Zustand und die drei Prognoseszenarien

Wie Abbildung 14 zeigt, ergeben sich aber trotz der geringen Schwankung der Mittelwerte zeitweise starke Differenzen der Grundwasserneubildungsraten zwischen den einzelnen Varianten. Die Grundwasserneubildungsraten schwanken ebenfalls entsprechend den Witterungsverhältnissen in den verschiedenen Jahren von Jahr zu Jahr sehr deutlich.

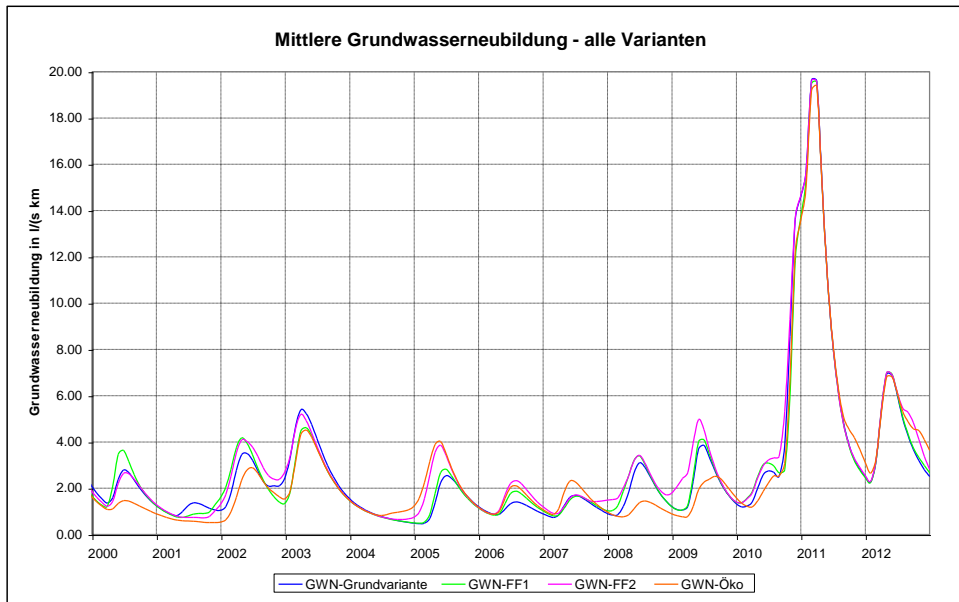


Abbildung 14: Vergleich der mittleren Grundwasserneubildungsraten

Die Prognosevariante FF1 mit einer konventionellen optimierten Landwirtschaft (viehlosen Fruchtfolge) ergibt Nitratkonzentrationen, die von der Grundvariante kaum abweichen. Die Konzentrationen im Hauptförderbrunnen 2 liegen nach den Modellberechnungen sogar leicht über den Konzentrationen der Grundvariante (Abbildung 15).

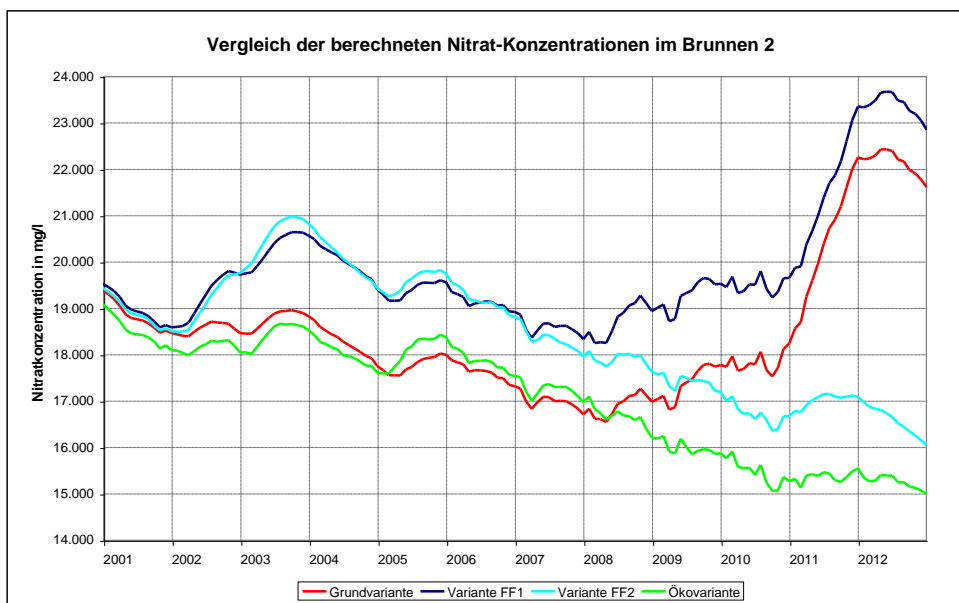


Abbildung 15: Vergleich der prognostizierten Entnahmekonzentrationen am Brunnen 2

Die zweite Variante FF2 mit viehhaltender Fruchtfolge zeigt eine deutliche Absenkung der Nitratbelastung, die Nitratkonzentrationen liegen unter 20 mg/l. Die Konzentrationsganglinie der Brunnen (Abbildung 15) verläuft ab 2004 fallend, obwohl 2010 hohe Grundwasserneubildungsraten zu verzeichnen waren. Am Ende des Berechnungszeitraums ergibt sich für die Variante FF2 eine wesentlich geringere Nitratbelastung im geförderten Brunnenwasser im Vergleich zur Grundvariante und zur Variante FF1. Die Darstellung in Abbildung 13 zeigt insbesondere einen Rückgang der Nitratkonzentrationen unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Für die Variante mit ökologischem Landbau würden die Nitratkonzentrationen noch weiter auf unter 15 mg/l abfallen. Die Darstellung in Abbildung 13 verdeutlicht, dass hier ein noch stärkerer Rückgang der Konzentrationen im Bereich der landwirtschaftlichen Flächen als in der Variante FF2 zu verzeichnen ist. Die Modellberechnungen zu den Nitratkonzentrationen im Brunnenvolumenstrom belegen, dass auch hier die geringsten Stoffkonzentrationen zu erwarten sind (Abbildung 15).

2.10 Zusammenfassung und Ausblick

Im Ergebnis der gekoppelten Modellierung des WSG Diehsa konnte eine sehr gute Kalibrierung des Modells in Hinblick auf die Grundwasserdynamik erzielt werden. Der erreichte relative Modellfehler ist mit 2,4 % sehr gering und die verbleibenden Fehler sind zufällig verteilt, was eine systematische Über- oder Unterschätzung des Einflusses von Parametern oder Randbedingungen ausschließt.

Weniger gut gelang die Nachrechnung der Messwerte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und im geförderten Wasser der Brunnen der Fassung Diehsa. Hier ergeben sich z. T. erhebliche Differenzen, meist liegen die berechneten Konzentrationswerte zu niedrig. Insbesondere können die sehr hohen Nitratkonzentrationen im Wasser des Hauptförderbrunnens 2 nicht nachvollzogen werden. Auch bei Erhöhung der Stickstoffeintragungsmengen auf der Äsungsfläche im Süden des WSG Diehsa (zusätzliches Lastszenario) änderte sich diese Situation nur geringfügig.

Als Erklärung für diese Ergebnisse kommen mehrere Sachverhalte in Betracht. Zunächst ist das modellierte Einzugsgebiet durch die Grundwasserentnahmen nahezu vollständig ausbalanciert. D. h., die Fassung Diehsa fördert nahezu das gesamte neugebildete Grundwasser. Es kommt nur zu einer sehr geringen Entlastung in die Fließgewässer und kaum zum Auftreten flurnahen Grundwassers. Das geförderte Wasser mischt folglich alle im Einzugsgebiet vorhandenen Grundwässer (mit den unterschiedlichen Nitratkonzentrationen). Auf Grund der großen Anteile von Waldflächen mit sehr geringen Nitratkonzentrationen haben die hier neugebildeten Grundwässer einen großen Einfluss auf die Nitratkonzentrationen in den Förderbrunnen. Die höheren Konzentrationen von den landwirtschaftlich genutzten Flächen werden stark verdünnt, sodass in Summe die beschriebenen zu geringen Konzentrationswerte in den Förderbrunnen berechnet werden.

Die Situation der vollständigen Inanspruchnahme des Einzugsgebietes durch die Grundwasserförderung deckt sich allerdings nicht vollständig mit den Beobachtungen. So ist am Diehsaer Bach bereits ab dem Quellgebiet ein relevanter Abfluss zu verzeichnen und es treten, insbesondere in diesem Bereich, auch größere Feuchtfelder auf. Dies legt den Schluss nahe, dass die neugebildete Grundwassermenge unterschätzt wird. Weil hinsichtlich der klimatischen und Bodendaten keine Ansätze für relevante Abweichungen gesehen werden, kommt eine Unterschätzung der Größe des Einzugsgebietes in Frage. Aus hydrogeologischer Sicht scheinen ein Grundwasserzufluss aus östlicher und ggf. nordwestlicher Richtung und eine damit verbundene Vergrößerung des Einzugsgebietes nicht ausgeschlossen zu sein. Eine Klärung dieser Fragestellung muss aus Sicht der Bearbeiter unbedingt erfolgen, bevor eine abschließende Bewertung der Situation vorgenommen werden kann.

Im Anschluss an die Modellkalibrierung erfolgte die gekoppelte Modellierung der drei Prognose- bzw. Bewirtschaftungsszenarien. Im Ergebnis zeigte sich, dass die Veränderungen in der Bewirtschaftung sowohl zu Änderungen hinsichtlich der Grundwasserneubildung als auch der Stickstoffeinträge führten. Dies führte wiederum zu variierenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Das untersuchte Bewirtschaftungsszenario FF1 führte zu nur sehr geringen Änderungen der Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsraten und der Ni-

tratkonzentrationen. Die Bewirtschaftungsvariante FF2 und insbesondere die Variante mit ökologischer Bewirtschaftung zeigten dagegen signifikante Abnahmen der Stickstoffeinträge und auch der Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Die berechneten Grundwasserneubildungsraten änderten sich dagegen nur geringfügig. Damit wird deutlich, dass Veränderungen in der Bewirtschaftung einen positiven Einfluss auf die Beschaffenheit des Grundwassers insbesondere im Hinblick auf die Stickstoffbelastungen haben.

Die Ergebnisse der Bearbeitung zeigten, dass mit der gekoppelten Modellierung eine detaillierte modelltechnische Abbildung der komplexen Prozesse der Stickstoffbilanz und des Nitrattransports mit der Boden- und Grundwasserströmung möglich ist. Die eingesetzten Modelltools bilden die realen Vorgänge phänomenologisch ab. Die Qualität der Abbildung hängt naturgemäß stark von der Qualität der zur Verfügung stehenden Daten ab. Hier sollten in der Zukunft die Bemühungen noch weiter intensiviert werden, um noch bestehende Kenntnislücken zu schließen.

Es ist geplant, das gekoppelte Stickstofftransportmodell ReArMo als Prognoseinstrumentarium für das Grundwasser weiter zu qualifizieren und die Szenarienrechnungen unter Berücksichtigung praxisnaher Ansätze zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung fortzuführen. Hierzu wird eine enge Kooperation zwischen Wasser- und Landwirtschaftsbehörden, den Landwirtschaftsbetrieben und den Wasserversorgern angestrebt. Der Modellverbund ReArMo wird zudem für weitere zwei wasserwirtschaftlich relevante Einzugsgebiete (WSG Jahnaue und Schleinitz) innerhalb anderer belasteter sächsischer Grundwasserkörper umgesetzt.

Aus den Ergebnissen sollen zusammen mit der Validierung und Kalibrierung der Modelle durch ein kontinuierliches Boden-, Sicker- und Grundwassermonitoring sowie landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsversuche an ausgewählten Lysimetern der Station in Brandis (BfUL) relevante und effiziente Maßnahmen zur Minderung der Nitratbelastung im Grundwasser gemäß WRRL abgeleitet werden.

Zudem sollen die Prozesse des bundesweit zu beobachtenden nachlassenden Nitratabbaus in den Grundwasserleitern mittels gekoppelter Nitrattransportmodellierung für die ungesättigte und gesättigte Zone, gestützt auf mikrobiologische Labor- und Feldversuche sowie durch die Charakterisierung der Huminstoffstruktur und -stabilität mittels spektroskopischer Verfahren, untersucht und bewertet werden.

2.11 Literaturverzeichnis

- BECKER, A.; KLÖCKING, B.; LAHMER, W.; PFÜTZNER, B. (2002): The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- BEDNORZ, D. (2010): Geologische und hydrogeologische Modellierung zur Bestimmung der Quelle spezifischer Nitratbelastungen im Bearbeitungsgebiet Diehsa, Masterarbeit Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- BOY, S. & HÄFNER, F. (1998): Dokumentation zum Teilprogramm MT3DFL des Strömungs- und Stofftransport-Simulationsmodells MODFLOW, MT3D - Lösung des Transportproblems durch FRONT-LIMITATION. - unveröff. Bericht, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg. 1998.
- BUCHHEIM, C. (2003): Hydrogeologisches Gutachten zur Neubemessung von Trinkwasserschutzonen für die Fassungen des Wasserwerkes Diehsa. LiGAR Dresden GmbH, Dresden.
- CLAUS, R. (2009): Untersuchung des Nitrattransports in der ungesättigten Zone sowie des Nitratintrags in die gesättigte Zone im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa, Diplomarbeit, TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Grundwasserwirtschaft, 142 S.

- DACHSELT, R.; KNAB, G.; REMBE, M. & ROST, A. (1995): CADSELL - Ein graphisches System zur Modellierung der Grundwasserströmung und des Stofftransportes im Grundwasser. Gesellschaft für Ingenieur-Hydro- und Umweltgeologie mbH. Nordhausen/Harz. 1995.
- DILBAT, M. & IHLING, H. (2014): Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa/Landkreis Görlitz, (in diesem Heft).
- 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. (1999): Hydrochemische und isotopehydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa / Niederschlesischer Oberlausitzkreis. Grundwasser – Altlasten – aktuell. LfULG. 1 – 16.
- KLÖCKING, B. (Ed.) (2009): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, [online verfügbar: <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. 1998.
- LfULG (2001): Bodenkzeptkarte 1 : 25 000 (BKkonz)
- MC DONALD, M. G. & HARBAUGH, A. W. (1988): MODFLOW – A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. – U.S. Geological Survey. 1988.
- PFÜTZNER, B. (Hrsg.) (2002): 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, Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011 (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15107>).
- REINICKE, F. & WURBS, D. (2012): Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen, Schriftenreihe des LfULG (Hrsg.), Heft 40/2012
- ZHENG, C. (1993): A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation for Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems. – S.S. Papadopolus & Associates Inc., Maryland. 1993.

3 Erste Ergebnisse der biogeochemischen und hydrogeologischen Untersuchungen auf der Kippe des ehemaligen Braunkohlentagebaus Witznitz

Sabine Willscher, Maximilian Schaum, Josef Goldammer, Martin Franke, Denise Kühn – TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten

Heiko Ihling, Toralf Schaarschmidt – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

3.1 Einleitung

In den vergangenen Jahren wurden vor allem die Gebiete des Braunkohlentagebaus in der Lausitz hinsichtlich ihres Zustandes verstärkt geochemisch und auch mikrobiologisch charakterisiert.

Von großem Interesse waren in dieser Arbeit biogeochemische und hydrogeologische Untersuchungen in ehemaligen Gebieten des Braunkohlentagebaus im Südraum Leipzig, die sich vor allem auf Grund der Eigenschaften der Oberflächen- und Kippsubstrate von den in der Lausitz typischen Substraten (insbesondere Sande) unterscheiden. Zielstellung dieser interdisziplinären Untersuchungen waren ein verbessertes Prozessverständnis der im Kippenkörper (ungesättigte und gesättigte Zone) ablaufenden biogeochemischen Umsetzungen und am Ende eine Ableitung von Lösungsansätzen zur Verbesserung hauptsächlich der hydrogeochemischen Parameter des Kippengrundwasserleiters (KGWL) sowie für eine nachfolgende Sanierung des Kippenkörpers bzw. -grundwasserleiters.

3.2 Aufgaben- und Zielstellung

Neben der Lausitz zählt das Braunkohlenrevier Leipzig-Süd ebenfalls zu den in den letzten 100 Jahren bedeutenden Abbaugebieten der Braunkohle, was einen wesentlichen Beitrag zur Industrialisierung Mitteldeutschlands leistete und vor allem der chemischen Großindustrie in diesem Gebiet einen starken Aufschwung brachte. Entwicklungen der chemischen Industrie dieses Gebietes auf der damaligen Basis von Braunkohle zählen heute zu den Verfahren/Produkten unserer modernen Gesellschaft (z. B. Synthesekautschuk, zahlreiche Polymere und Kunststoffe, Tenside und Waschmittel, synthetische Farbstoffe, Klebstoffe, synthetische Kraftstoffe), auch wenn bereits vor 45–65 Jahren ein allmählicher Wechsel der chemischen Industrie zur Rohstoffbasis Erdöl erfolgte.

Heute besitzt die Braunkohle noch eine wichtige Bedeutung als Energieträger für die chemische Industrie (Strom- und Dampferzeugung) sowie für viele andere Industriezweige und auch für die Städte und Gemeinden Mitteldeutschlands.

Im Südraum Leipzig gibt es zahlreiche Braunkohlen-Kippenbereiche, die auf Grund der Verwitterungs- und Versauerungsprozesse in den Kippenkörpern das Grund- und Oberflächenwasser der umliegenden Gebiete z. T. sehr nachteilig beeinflussen. In der jüngeren Vergangenheit bis heute wurden hier Maßnahmen zur Sa-

nierung und Rekultivierung durchgeführt, um diese Landschaften der Braunkohlenfolge einer entsprechenden Nachnutzung zuzuführen. Auf Grund der guten Bodeneigenschaften der Oberflächensubstrate (Bindigkeit, Vorhandensein einer Kulturschicht) wird hier v. a. eine landwirtschaftliche Nachnutzung angestrebt.

Im Ergebnis der Bewertung des Zustands der Grundwasserkörper (GWK) in Sachsen im Juli 2009 ergaben sich vier GWK, bei denen ein schlechter Zustand auf Grund der Ammonium- und Sulfatbelastung zu verzeichnen ist: SAL GW 059, SE 1-1, SP 2-1, und SP 3-1. Es handelt sich in allen vier Fällen um gleichzeitig vom Braunkohlenbergbau beeinflusste GWK. In den im schlechten Zustand befindlichen GWK sind die hohen Eisen-, Ammonium- und Sulfatgehalte vor allem auf die Kippenbereiche bzw. die Abstrombereiche der Kippen-GWL konzentriert.

Schwerpunkte der hier durchzuführenden Untersuchungen waren eine teufenorientierte biogeochemische Charakterisierung der gewonnenen Kippsubstratproben und Grundwasserproben auf der Braunkohlen-Abraumkippe Witznitz

■ auf Flächen mit unterschiedlicher Oberflächenbehandlung (nur Verkippung einer Kulturschicht bzw. Zugabe von bindigem Substrat, z. B. Tone oder Geschiebemergel, im Oberflächenbereich)

■ bzw. auf Flächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung

in Zusammenarbeit mit der BfUL bzw. mit dem derzeitigen Eigentümer dieser Flächen, der LMBV. Die Beprobung der Messstellen erfolgte dabei in zwei Etappen 2013 und 2014.

Ziel der hier durchzuführenden Untersuchungen sollte es sein, folgende Fragestellungen für den Tagebaubereich Leipzig-Süd mit den anderen geologischen Verhältnissen im Vergleich mit der Lausitz bzw. auch bezüglich der Eigenschaften und Bearbeitung der Decksubstrate zu beantworten:

Welche mikrobiellen und geochemischen Auswirkungen ergeben sich für den Kippenuntergrund auf Grund

- a) einer anderen Zusammensetzung des Kippsubstrates (hier sind Bestandteile von Geschiebemergel sowie andere bindige Substrate enthalten),
- b) der bereits langzeitigen Melioration und Rekultivierung sowie der anschließenden langjährigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung,
- c) der Zugabe von Kalk und Klärschlammkompost auf bestimmte Flächen,
- d) des erhöhten Grundwasserstandes nach der Beendigung der Sumpfungmaßnahmen?

Diese Auswirkungen auf die geochemischen und mikrobiologischen Charakteristika des Kippsubstrates sollten in den hier durchzuführenden Untersuchungen aufgeklärt werden. Dazu sollten sowohl physikalisch-chemische Parameter, zahlreiche geochemische Kenndaten und verschiedene mikrobiologische Untersuchungen herangezogen werden. Von besonderer Bedeutung waren hier die Einflüsse der o. g. Parameter auf die Versauerungsprozesse im Kippenmaterial und auf die Abbauprozesse des huminstoffhaltigen Kippsubstrates unter Freisetzung von Ammonium.

Für die hier durchzuführenden Untersuchungen sollte wieder eine interdisziplinäre Methodik wie in Heft 30/2013 der Schriftenreihe des LfULG beschrieben zur Anwendung kommen.

3.3 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet beinhaltet ausschließlich die Kippe des ehemaligen Tagebaus Witznitz. Das ca. 6 km² große Untersuchungsareal wird im Norden durch die verlegte Pleiße und den Stausee Rötha begrenzt, im Westen und Süden durch die Pleiße tangiert und im Osten von der Ortschaft Kahnsdorf und den gleichnamigen See begrenzt. Abbildung 1 enthält einen Lageplan zum Untersuchungsbereich der Kippe Witznitz.

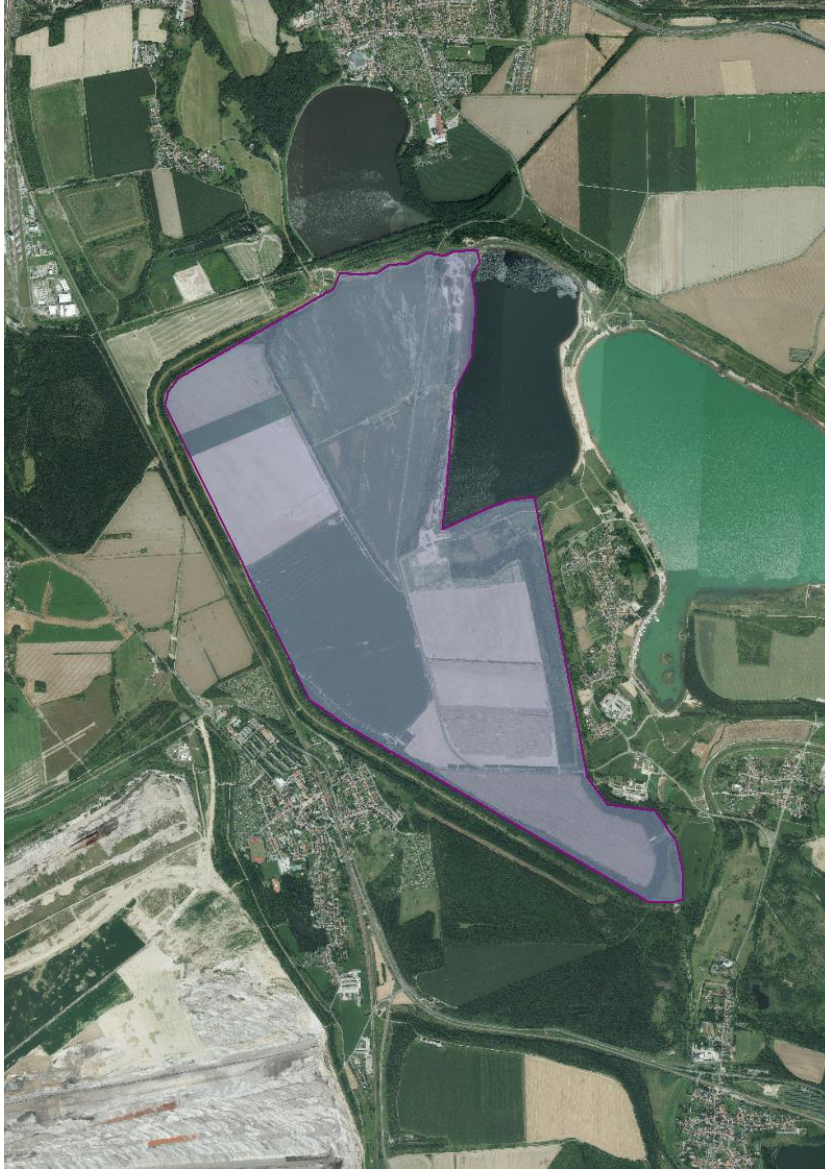


Abbildung 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes (Quelle: GeoSN 2014, Sachsenatlas 2014)

Im Jahr 1910 wurden die ersten Tagebaue (Viktorija, Dora-Helene I und Witznitz I) im Raum Witznitz durch die Deutsch-Österreichische Bergbaugesellschaft erschlossen. Die im Jahr 1913 erbaute Brikettfabrik wurde mit Kohle durch Einsatz eines elektrischen Eimerkettenbaggers 3001 beliefert und machte den Tagebau vor dem Hintergrund des gesteigerten Energiebedarfs im Zuge der fortschreitenden Industrialisierung zu einem wichtigen Energieversorger. Im gleichen Jahr nahm dann auch das angegliederte Kraftwerk den Betrieb auf.

Im Jahr 1922 begannen dann die Aufschlussarbeiten des Tagebaus Dora-Helene II und im Jahr 1946 die für Witznitz II. Erst mit Witznitz II erfolgte eine großräumige und somit wirtschaftliche Planung des Abbaus. In Abbildung 2 ist der zeitliche und räumliche Verlauf des Abraumbetriebes des Tagebaus Witznitz II dargestellt. Das Untersuchungsgebiet befindet sich dabei teilweise im nördlichen Bereich des Baufeldes I und z. T. im südlichen bzw. westlichen Gebiet des Baufeldes II.

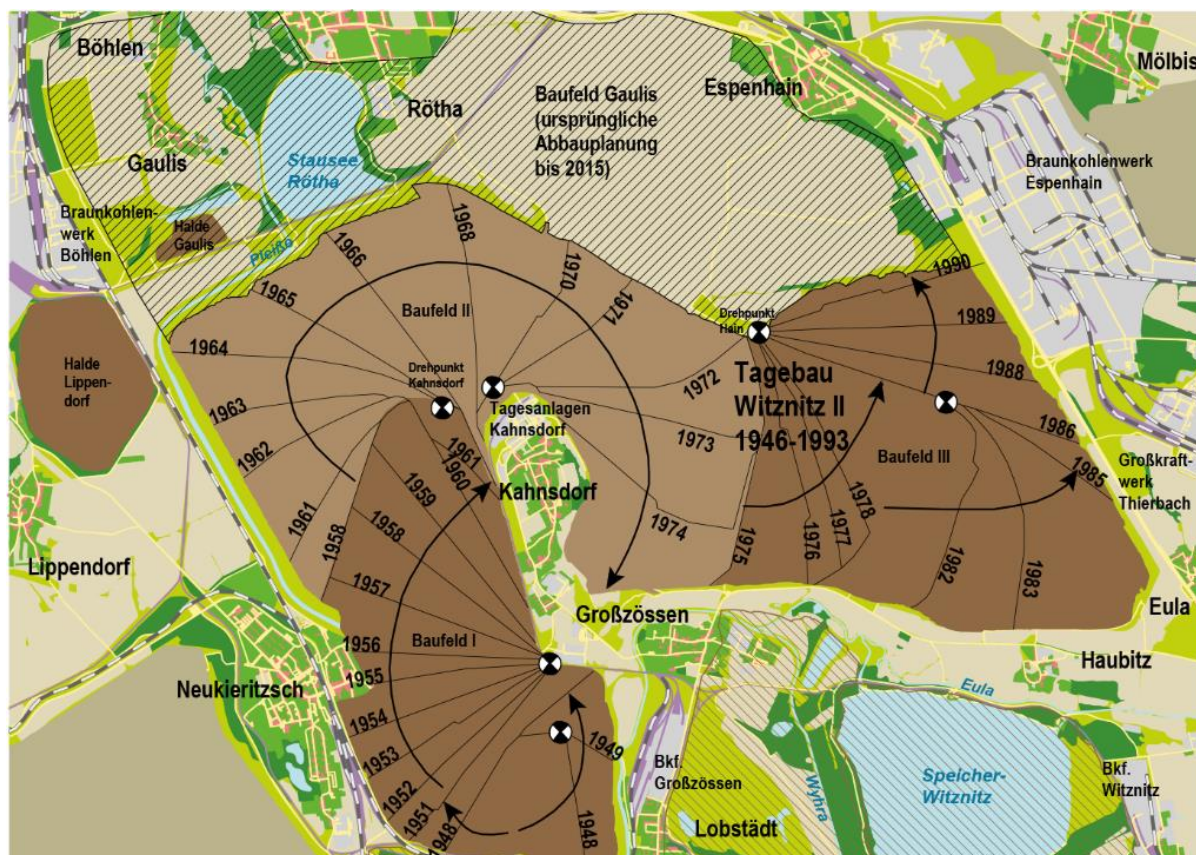


Abbildung 2: Zeitlicher und räumlicher Verlauf des Abraumbetriebes Witznitz II (Quelle: LMBV 2010)

Mit der politischen Wende änderten sich die energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Dies führte im Jahre 1993 zur Stilllegung des Tagebaus. Bis dahin wurden in Witznitz II ca. 650 Mio. m³ Abraum bewegt und dabei über 250 Mio. t Kohle gewonnen. Hierbei mussten mehrere Ortschaften und über 2.000 Menschen dem Tagebau weichen (LMBV 2010).

Die Verkippung des Abraumes erfolgte in zwei, z. T. aus der Besorgnis vor einem Mangel an Kippraum auch in drei Kippscheiben. Hierbei wurden drei Absetzer (As) eingesetzt, welche auf zwei Arbeitsebenen und auf dem Niveau Rasensohle arbeiteten. Vertikal beschrieben ist die Kippe Witznitz wie folgt aufgebaut:

Die 1. Kippscheibe besteht aus den schluffig-tonigen Flözbegleitern (Gauliser Gabel, Deckflöz III und Haselbacher Ton), dem Hainer Sand sowie dem Flözverschnitt und bildet sich überwiegend aus Mittelabraum. Die 2. Kippscheibe besteht vorwiegend aus tertiärem Oberabraum, welcher sich aus feinsandigen Böhlener Schichten mit Anteilen an Thierbacher Schichten und dem Deckschluff des Flözes IV zusammensetzt. Vereinzelt findet sich auch Material aus dem Mittelabraum (Material der 1. Kippscheibe) in der zweiten Kippscheibe. Nur im südlichen Teil der Überflurkippe Kahnsdorf wurde aus Besorgnis eines Raummangels eine 3. Kippscheibe errichtet. Diese besteht überwiegend aus quartärem Material, untergeordnet auch aus tertiärem Material. Zur Wiederbarmachung diente vorwiegend quartäres Material, das mittels Absetzer als Rückwärtskippe

oder Pflugkippe (Hochkippe Neukieritzsch) aufgetragen wurde. Zum Teil gelangte aber durch unsaubere Baggerschnitte bzw. operative Verkipfung auch tertiäres Material in die Auflageschicht.

3.4 Hydrodynamische Verhältnisse im Untersuchungsgebiet innerhalb des Kippenbereiches des ehemaligen Tagebaus Witznitz

Die Abbildung 3 zeigt die hydrodynamischen Verhältnisse im Bereich der Kippe Witznitz II mittels Hydroisohypsenplan für den Haupthangend-Grundwasserleiter (Zustand 2013).

Danach befindet sich im Südosten des Untersuchungsgebietes ein Grundwasserplateau mit einem Top-Bereich der Grundwasserpotenziale von 140 bis 141 m NHN, bedingt durch geringere horizontale Durchlässigkeitsbeiwerte (kf-Werte) im Zentralbereich der Kippe Witznitz II. Von diesem aus fließt das Grundwasser mit relativ steilem Gefälle nach Norden in Richtung Kahnsdorfer See (Seewasserspiegel: 126,4 m NHN), nach Osten in Richtung Hainer See (Seewasserspiegel: 126,1 m NHN) und nach Süden und Südwesten in Richtung des Vorfluters Pleiße. In Richtung Nordwesten verläuft eine Wasserscheide, von der aus das Grundwasser mit deutlich geringem Gefälle nach Westen und Nordwesten in Richtung Pleiße und nach Nordosten in Richtung Kahnsdorfer See zuströmt.

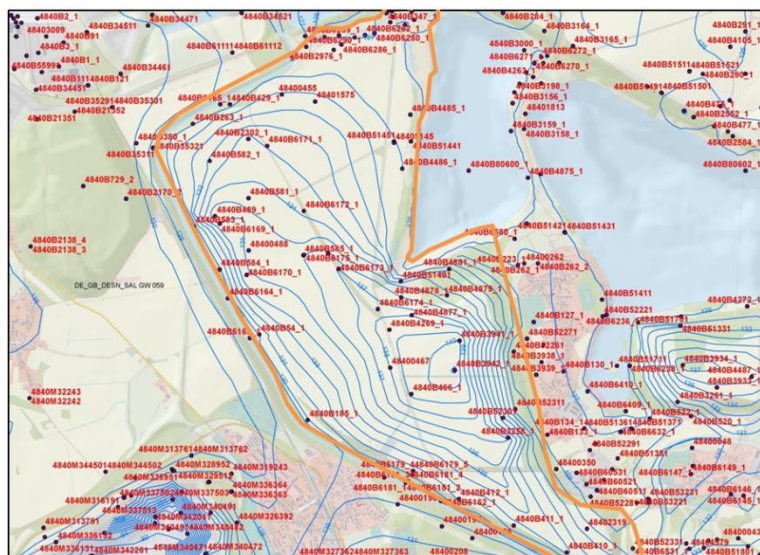


Abbildung 3: Hydroisohypsenplan im Bereich der Untersuchungsfläche auf der Kippe Witznitz (Zustand 2013)

3.5 Beprobung des Untersuchungsgebietes auf der Kippe Witznitz

Um Informationen über die mikrobiologischen und geochemischen Parameter im Untergrund zu erhalten, wurden Rammkernsondierungen an neun verschiedenen Stellen des Kippenbereiches (Lysimeter, Testflächen I und II) durch das LfULG durchgeführt. Die Probenahmen erfolgten dabei jeweils parallel aerob und anaerob. In Abbildung 4 ist das Untersuchungsgebiet der Braunkohlenkippe Witznitz mit den entsprechenden Untersuchungsflächen dargestellt. Die mehrfach beprobte Fläche an den Lysimetern (in der Karte mit einem Stern markiert) hatte nur eine einfache Kulturschicht von maximal 1 m Mächtigkeit (Wiederurbarmachungsschicht),

darunter befinden sich bereits tertiäre Kippsubstrate. Eine Bewirtschaftung erfolgte hier bereits seit Jahrzehnten. Zur Zeit der Beprobung war auf dieser Fläche Luzerne angepflanzt und mit Gärresten organisch gedüngt worden (siehe Tabelle 1).

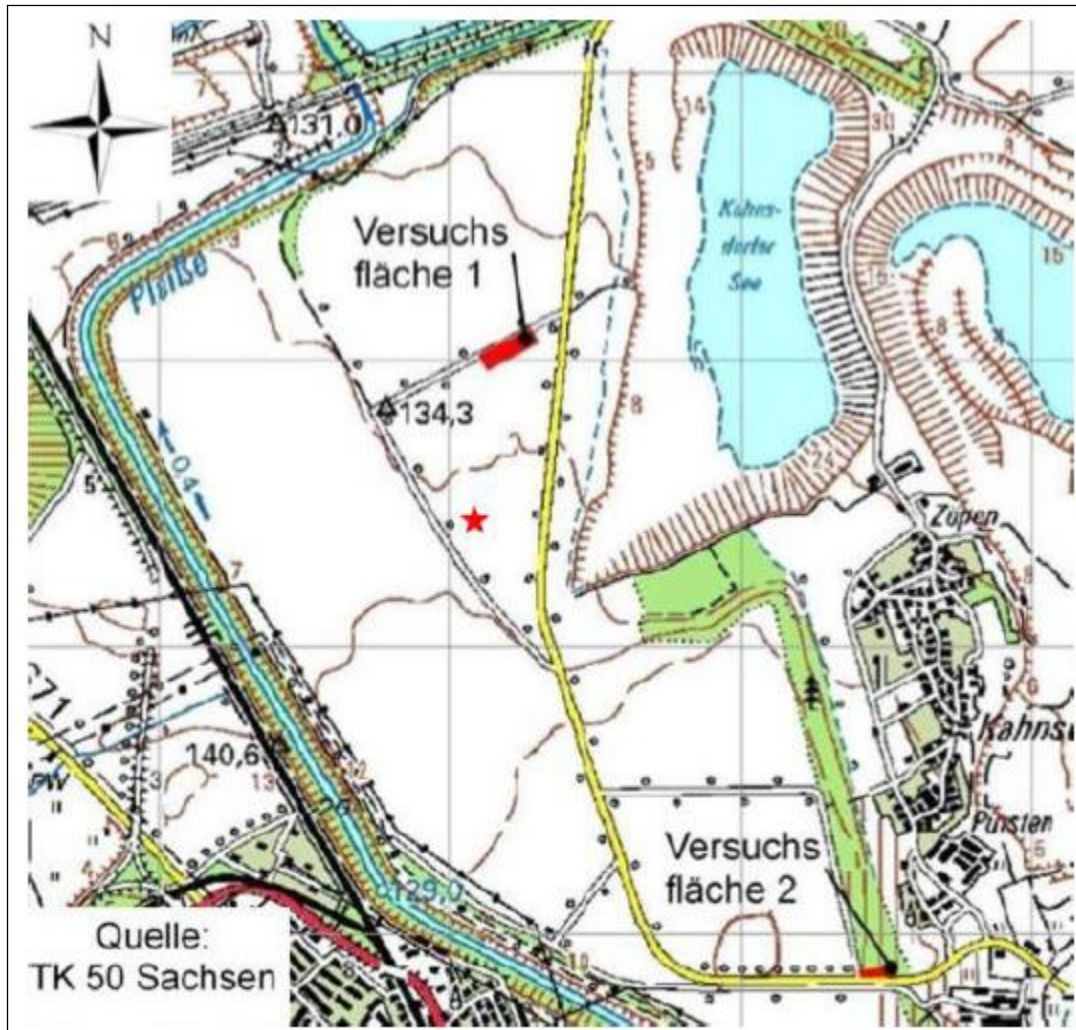


Abbildung 4: Überblick über die Versuchsflächen (HAFERKORN 2011)

Auch die Versuchsfläche 1 wies nur eine Kulturschicht von 1 m mit darunterliegenden tertiären Kippsubstraten auf. Hier waren eine Kalkung mit Tiefenmelioration und anschließende mineralische Düngung erfolgt (siehe Abbildung 4 und Tabelle 1). Die Bepflanzung erfolgte jeweils mit Luzerne oder Knautgras. Alle beiden Flächen wiesen nur geringe Grundwasserflurabstände (1–3 m) auf.

Die Versuchsfläche 2 besaß eine zusätzliche Deckschicht aus bindigen Substraten und Geschiebemergel mit einer Mächtigkeit von 2–5 m. Die Oberfläche war mit Klärschlammkompost organisch gedüngt und mit Luzerne bzw. Knautgras bepflanzt worden (siehe Abbildung 3 und Tabelle 1). Hier bestand ein größerer Grundwasserflurabstand von bis zu 18 m.

Tabelle 1: Durchgeführte Probennahmen von den verschiedenen Testflächen der Braunkohlenkippe Witznitz während der gesamten Probennahmezeit 2013 und 2014

Bohrung	Ort der Bohrung	Zeit der Bohrung	Düngung
B1/2013	Feld an der Lysimeterstation (10 m)	November 2013	Gärreste
B2/2013	Feld an der Lysimeterstation (10 m)	November 2013	Gärreste
B3/2014	Versuchsfläche II, Knautgras (5 m)	November 2013	Klärschlammkompost
B4/2013	Versuchsfläche II, Luzerne (5 m)	November 2013	Klärschlammkompost
B1/2014	Feld an der Lysimeterstation (10 m)	Mai 2014	Gärreste
B2/2014	Versuchsfläche 1-4 (Luzerne, 5 m)	Mai 2014	Kalk, Tiefenmelioration
B5/2014	Versuchsfläche 1-1 (Knautgras, 5 m)	Mai 2014	Kalk, Tiefenmelioration
B3/2014	Versuchsfläche 2-3 (Luzerne, 18 m)	Mai 2014	Klärschlammkompost
B4/2014	Versuchsfläche 2-1 (Knautgras, 5 m)	Mai 2014	Klärschlammkompost

Von allen entnommenen Substratproben wurden die physikalisch-chemischen (pH, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotenzial) bzw. ausgewählte geochemische Parameter (Eluatkonzentrationen an gelöstem Eisen_{gesamt}, gelöstes Eisen(II), Sulfat, Ammonium, Nitrat und Nitrit) ermittelt.

Weiterhin wurde in den verschiedenen Substratproben das Vorkommen verschiedener Mikroorganismengruppen und von verschiedenen Enzymen tiefenabhängig quantifiziert, um Hinweise auf die verschiedenen ablaufenden biogeochemischen Umsatzprozesse zu erhalten. Dabei erfolgte eine Quantifizierung von allgemeinen aeroben heterotrophen Mikroorganismen (KBE) bzw. von Pilzen, von sulfat- und eisenreduzierenden Mikroorganismen (MPN-Methodik), von heterotrophen Denitrifikanten und *Thiobacillus denitrificans* (MPN), der Enzyme Phosphatase, Urease und Amidase sowie eine quantitative Bestimmung der Raten der Nitrifikation und der anaeroben Ammonifikation.

3.6 Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates

3.6.1 Bewertung des Verwitterungszustandes des Kippsubstrates

Entsprechend der Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates an den verschiedenen Probennahmestellen konnte ein unterschiedlicher Verwitterungszustand der beprobten Substrate vor allem in Abhängigkeit von den vorhandenen Deckschichten festgestellt werden.

Generell kann aus den Ergebnissen abgeleitet werden, dass alle Substrate mit tertiärem Material, unabhängig von der Stelle der Probennahme, einen höheren Grad der Verwitterung und Versauerung aufwiesen. Unterschiede im Verwitterungsgrad bestehen dabei u. a. in der Art der Deckschichten. An den Probennahmestellen der ursprünglichen Verkippung mit nur 1 m Wiederurbarmachungsschicht (WUM) und tertiären Substraten in Oberflächennähe (Probennahmestellen am Lysimeter bzw. Testfläche 1) ist trotz langjähriger Bewirtschaftung von bis zu 40 Jahren ein hoher Grad der Verwitterung und Versauerung in den Kippsubstraten erkennbar. Hier werden die niedrigsten pH-Werte von < 3,0 detektiert, die höchsten Redoxpotenziale als Maß des Oxidationsgrades in der Oxidationszone, die höchsten elektrischen Leitfähigkeiten von bis zu 7.500 µS/cm in der gesättigten Zone und Sulfatkonzentrationen von bis zu 6.600 mg/l. In den Verwitterungsschichten wurden gelöste

Fe-Konzentrationen (gesamt) von bis zu 1.700 mg/l gemessen, von denen 1.350 mg/l in stark versauerten und oxidierten Zonen als gelöstes Fe(III) auftreten können, das als reaktive Spezies weitere geochemische Reaktionen auslösen kann (geochemische Oxidation von Pyrit, Funktion als Elektronenakzeptor und Komplexbildner beim Abbau der kohligen Huminsubstanz).

Alle diese Parameter weisen insbesondere auf den hohen Verwitterungsgrad des ursprünglichen gekippten Substrates hin. Die hier gemessenen Werte korrelieren sehr gut mit den Grundwasserdaten des Kippenkörpers, die hohe gelöste Stoffkonzentrationen und eine starke Versauerung anzeigen. Diese Stofffrachten werden z. T. auch in die Oberflächengewässer (Pleißer, Wyhra, Kahnsdorfer und Hainer See) transportiert und führen dort zu starken Kontaminationen bzw. zu deren Versauerung, Versalzung und Verockerung.

Bei der Aufbringung von Deckschichten (Versuchsfläche 2) von 2,0 bis zu 5,0 m ist ein geringerer Verwitterungsgrad der Kippsubstrate zu beobachten (B3/2013, Knautgras). Insgesamt waren die hier untersuchten Substrate aber noch aus zu geringen Teufen entnommen, um Aussagen über das tieferliegende tertiäre Kippsubstrat und das Ausmaß von dessen Verwitterungszustand geben zu können. Dazu sind die Messdaten aus tieferen Probenahmen notwendig.

Die Versauerungsprozesse in den tertiären Kippsubstraten behindern auch die mikrobielle Sulfatreduktion als natürlichen Sanierungsprozess des Kippenmaterials. Eine Quantifizierung der sulfatreduzierenden Bakterien ergab auf Grund der sehr widrigen Umweltbedingungen (sehr niedriger pH-Wert, Salz- und Oxidationsstress) nur sehr niedrige Zahlen an Sulfatreduzierern, die für einen natürlichen Selbstreinigungsprozess nicht ausreichend sind. Die Sulfatreduzierer zeigen von allen hier quantitativ bestimmten Mikroorganismengruppen die niedrigsten Populationszahlen.

3.6.2 Freisetzung von Ammonium aus dem Kippsubstrat in den Grundwasserleiter

Die biogeochemische Bildung von NH_4^+ im Kippsubstrat ist mit den Verwitterungsprozessen des darin enthaltenen Pyrits und den folgenden Abbauprozessen im kohligen Substrat gekoppelt. Hier besteht ein Zusammenhang zwischen den biogeochemischen Kreisläufen von S und Fe, C und N im Kippenkörper (WILLSCHER et al. 2012).

Bei der teufenorientierten Untersuchung der Kippsubstrate konnte eine Korrelation des sorptiv gebundenen NH_4^+ mit den kohligen Substratschichten (tertiäres Substrat) festgestellt werden. NH_4^+ kann sorptiv an Ton-schichten oder am huminstoffhaltigen Kippsubstrat gebunden und darin gespeichert werden. Durch die Freisetzung und Perkolation von Säure aus dem Verwitterungsprozess mit dem Sickerwasser kann NH_4^+ aus den tonigen oder kohligen Substraten durch Ionenaustausch in das Grundwasser freigesetzt werden. Das durch die Versauerung des Kippsubstrates freigesetzte NH_4^+ kann mit dem Sicker- und Grundwasser weiter transportiert werden und führt zu dessen Kontamination. Die NH_4^+ -Konzentrationen des Grundwassers liegen um ein Vielfaches über den Trinkwasser-Grenzwerten bzw. dem Schwellenwert für Grundwasser gemäß Grundwasserverordnung (GrwV 2010) von 0,5 mg/l. Für Wasserorganismen kann bei Eintritt des NH_4^+ in Oberflächengewässer und dessen teilweise Dissoziation zu NH_3 eine erhöhte Gefährdung/Toxizität vor allem bei Kiemenatmern bestehen.

3.6.3 Auswirkungen der Anhebung des Grundwasserstandes nach Beendigung der bergbaulichen Wasserhaltung

Die Anhebung des Grundwasserstandes bringt, in Übereinstimmung mit vorherigen Messergebnissen der Lysimeter auf dem Kippengelände Witznitz und in Brandis (HAFERKORN 2011), keine wesentliche Minderung der oxidischen Zustände im Kippsubstrat, trotz bereits 12 Jahren hoher Grundwasserstände (Endzustand der

Flutung) im Kippenbereich. Als Auswirkung der starken Versauerung des Kippsubstrates wird die mikrobielle Sulfatreduktion als nachhaltiger Prozess zur Immobilisierung der Stofffrachten inhibiert, während eine allmähliche biogeochemische Eisenreduktion stattfindet, die zu hohen Eisenfrachten im Kippengrundwasserleiter und in den benachbarten Oberflächengewässern führt.

3.6.4 Einflüsse von Verkippungstechnologie und Decksubstraten

Dabei ist in ersten Ergebnissen zu sehen, dass eine technologische Verbesserung der Verkippungstechnologie (tertiäre Substrate am Kippengrund, quartäre Substrate als 2. Kippscheibe, Kulturschicht an der Oberfläche) bereits zu einer Verbesserung der Grundwassersituation durch vermutlich geringere Verwitterung und Versauerung des Kippsubstrates in den entsprechenden Verkippungszonen führt. Zur Unterstützung dieser These wären jedoch weitere Langzeitmessdaten bzw. Untersuchungen notwendig.

Eine Kulturschicht von nur 1 m Mächtigkeit ist nicht ausreichend, um die Verwitterung und Versauerung der Kippsubstrate im Untergrund zu verhindern. Durch die technische Verkippung können tertiäre Substrate in Oberflächennähe abgelagert sein, die dann einer verstärkten Verwitterung und Versauerung unterliegen, was zur Kontamination des Kippengrundwasserleiters führt. Eine Verstärkung der Deckschichten durch bindiges Material (Tone, Geschiebemergel, 2–5 m Mächtigkeit, Testfläche II) führt zu einer Verbesserung des geochemischen Zustandes des Kippsubstrates, das dadurch geringere Verwitterungs- und Versauerungswerte aufweist.

3.6.5 Auswirkungen von Melioration und Düngung auf Deck- und Kippsubstrate

Eine Melioration und Rekultivierung der Kippenoberflächen sowie deren jahrzehntelange landwirtschaftliche Bewirtschaftung hat, in Übereinstimmung mit den langjährigen Lysimeterergebnissen in Brandis, nur eine oberflächliche Wirkung auf das Kippsubstrat. Die landwirtschaftliche Nutzung der Kippenoberfläche ist hier möglich, das darunterliegende Kippsubstrat wird jedoch bereits ab 1,0–1,5 m Tiefe nicht mehr durch die Kalkung und Melioration an der Oberfläche beeinflusst. Während die Kippenoberfläche neutral ist, sind die darunterliegenden Substratschichten entsprechend ihrer Zusammensetzung aus tertiären oder stärker quartären (bindigen) Substraten mehr oder weniger stark verwittert und versauert und beeinflussen in negativer Weise den Kippen-GWL.

Die Zugabe von Klärschlammkompost und Gärresten führt zu einer verbesserten und dichteren Vegetation an der Kippenoberfläche (Minderung der Sickerwasserneubildung), kann aber bei zu hoher Dosierung (Depot-Düngung) zu Nährstoffüberschüssen (vor allem NH_4^+) führen, die mit den Sickerwässern in tiefere Schichten transportiert werden und dort für die Pflanzenwurzeln nicht mehr verfügbar sind.

3.7 Zusammenfassung

Der Kippenbereich des ehemaligen Braunkohletagebaus Witznitz wurde hinsichtlich seines Zustandes mit Hilfe von biogeochemischen Untersuchungsmethoden charakterisiert. Von Interesse war dabei der Verwitterungs- und Versauerungszustand hinsichtlich des Vorkommens anderer (Deck-)Substrate als in der Lausitz (bindige Substrate und Geschiebemergel) sowie hinsichtlich des Einflusses einer bereits langjährigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung.

Aus den verschiedenen Probennahmestandorten wurden teufenorientiert verschiedene Proben aus der ungesättigten und gesättigten Zone sowie aus Grundwasserproben entnommen und geochemisch, mikrobiologisch und enzymatisch untersucht.

Die hier durchgeführten biogeochemischen und geohydrologischen Untersuchungen führten zu neuen Erkenntnissen zu den ablaufenden Prozessen in derartigen Kippsubstraten, weil die hier untersuchten Substrate z. T. eine andere Beschaffenheit (bindige Substrate, Tone, Geschiebemergel) aufweisen als die rein sandigen Kippsubstrate der Lausitz. Andererseits wurden bereits in der Lausitz gewonnene Erkenntnisse bestätigt und vertieft.

Anhand der hier gewonnenen Erkenntnisse und Schlussfolgerungen sind nachhaltige Maßnahmen zur Sanierung und Verbesserung des chemischen Zustandes der betroffenen Kippen-GWL ableitbar.

Danksagung

Für die Unterstützung des Projektes bedanken wir uns bei Dr. Lutz Weber von der LMBV, Abt. Grundsätze Geotechnik/Wasserwirtschaft Leipzig.

3.8 Literatur

- HAFERKORN, U. et al. (2011): Lysimetermessungen und pflanzenbauliches Monitoring zum Nachweis der bodenverbessernden Wirkung von Klärschlammkompost am Beispiel der Braunkohlekippe Witznitz II [Bericht].
- IHLING, H. et al. (2013): Methoden zur Bestimmung der Aquifer- und Kippsubstrateigenschaften in einer Bergbauregion – Fallbeispiel Braunkohletagebau Nochten. Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell. - LfULG-Schriftenreihe, Heft 30/2013 - S. 68–86.
- LMBV, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (2010): Witznitz II: Senftenberg (Wandlungen und Perspektiven, Mitteldeutsches Braunkohlerevier, Band 8).
- WILLSCHER, S. et al. (2012): Weiterführung der mikrobiologischen Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Ammoniumbelastung im Grundwasser auf der rekultivierten Kippe des ehemaligen Tagebaus Nochten. Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell. – LfULG-Schriftenreihe, Heft 41/2012. Dresden. S. 34–41.

4 Planung eines ENA-Feldversuches im Testfeld Imprägnierwerk Wülknitz

Christina Illgen – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dr. Claus Nitsche, Dr. Norbert Hüasers, Stephan Klotzsch, Theresa Albert – GICON GmbH/Boden- und Grundwasserlabor GmbH (BGD)

Tilo Vogel – Imprägnierwerk Wülknitz GmbH

4.1 Einführung

Vom Imprägnierwerk Wülknitz strömt eine teerölverunreinigte Schadstofffahne in Richtung Südwesten ab. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Überwachung der natürlichen Schadstoffminderung (MNA) – Konzeption Beispiel Wülknitz“ werden die erforderlichen Untersuchungen zur Konzeption und Durchführung eines ENA (Enhanced natural attenuation)-Versuches ausgeführt. Für den Nachweis der Wirksamkeit von ENA wurde eine Feldversuchsanlage im Fahnenbereich errichtet. Sie besteht aus einer bereits vorhandenen Grundwassermessstelle GWMS 30/10 MP, in deren Abstrom 14 Beobachtungspegel in zwei Kontrollebenen (KE) jeweils im Viertelkreis mit einem Abstand von 1 m angeordnet wurden. Alle genannten Messstellen sind im Bereich von 15 bis 19 m u. GOK verfiltert. Die Planung des Messnetzes erfolgte modellgestützt auf der Grundlage der vorhandenen geohydraulischen Kenntnisse. Im Ergebnis des ersten Tracerversuches mit Eingabe des Tracers ohne Infiltration musste festgestellt werden, dass die lokale Grundwasserströmungsrichtung stark von der territorialen (Hydroisohypsenplan) abweicht – um die Grundwassermessstelle kreist. Gleiches trifft für die Porenwassergeschwindigkeit zu, die lokal wesentlich geringer ist als territorial (Hydroisohypsenplan). Dementsprechend wurde im Juli 2013 ein Tracerversuch mit einer kurzzeitigen Injektion des Tracers für die Ermittlung der lokalen Grundwasserströmung und Porenwassergeschwindigkeit durchgeführt. Auf dieser Grundlage wurde ein ENA-Feldversuch modellgestützt geplant, der durch einen ENA-Laborversuch begleitet wird.

Für die modellgestützte Planung des Tracer- und ENA-Versuchs wurde der Doppelporositätsansatz verwendet.

4.2 Bisher durchgeführte Arbeiten

Zur Ermittlung der hydraulischen Parameter erfolgte die Durchführung von bisher zwei modellgestützten Tracerversuchen im natürlichen Fließregime. Dabei wurde der Tracer weder in der 1. noch in der 2. KE eindeutig nachgewiesen, sodass eine Bestimmung der hydraulischen Parameter nicht möglich war. Die diskutierten möglichen Ursachen wurden durch eingehende Untersuchungen geprüft (siehe auch Schriftenreihe, Heft 30/2013) und resultierten in dem Ergebnis, dass der Tracerversuch im Infiltrationsverfahren und der ENA-Versuch mit einer erzwungenen Grundwasserströmung durchgeführt werden muss.

Der 3. durchgeführte Tracerversuch mit Infiltration des Tracers konnte im Sinne der Zielstellung der Untersuchungen erfolgreich abgeschlossen werden. In Abbildung 1 sind das errichtete Testfeld und die durch den Tracerversuch ermittelte Grundwasserfließrichtung sowie Punkte aus den Kontrollebenen KE1 (P1/11-P14/12) und KE2 (P9/11 und P10/11) zu sehen.

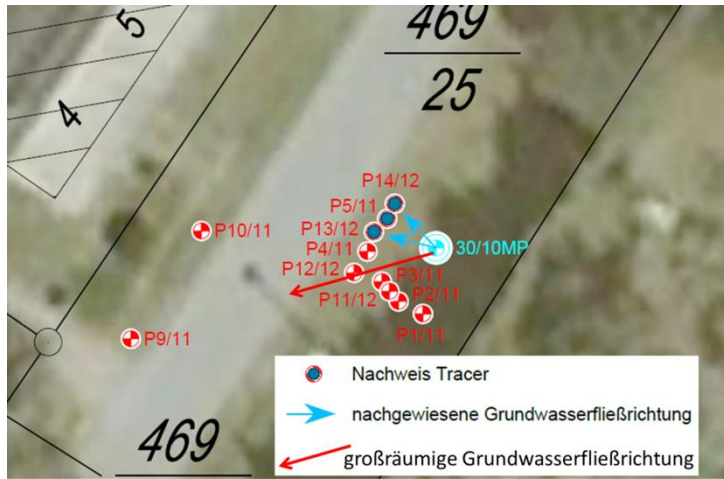


Abbildung 1: Ermittelte (blaue Pfeile) im Vergleich zur großräumigen Grundwasserfließrichtung (roter Pfeil)

4.3 Kontamination des GWL und natürlicher Schadstoffabbau

Im Bereich des Testfeldes wurde am 28.01.2014 an mehreren GWMS Grundwasserproben genommen und auf die relevanten Parameter analysiert. Die im Bereich des Testfeldes nachgewiesenen Stoffe sind in der Tabelle ersichtlich.

Tabelle: Schadstoffkonzentrationen im Testfeld

Parameter	Schadstoffkonzentration [$\mu\text{g/l}$]
Summe nachgewiesener BTEX	14
Summe PAK nach EPA	41
Indan	137
2-Methylbenzofuran	41

Bei den nachgewiesenen Vertretern handelt es sich um relativ schlecht abbaubare Stoffe. Frühe Untersuchungen am Standort ergaben, dass unter natürlichen Bedingungen die Halbwertszeit der genannten Stoffe zwischen ein bis zwei Jahren schwankt. Der Abbau erfolgt unter sulfatreduzierenden Bedingungen.

4.4 Planung eines ENA-Feldversuches mit erzwungener Grundwasserströmung

Aufgrund eines Vorversuches und den Ergebnissen aus den Tracerversuchen ist eine alleinige intermittierende Eingabe von Sulfat in die Infiltrationsmessstelle nicht ausreichend, um eine Anreicherung in dem Reaktionsraum bis zur ersten Kontrollebene zu erreichen. Zur Verteilung des Sulfates im Bereich des Testfeldes muss demzufolge ein Gradient künstlich erzeugt werden, der den natürlichen Gradienten signifikant überlagert. Gleichzeitig sollte jedoch der Eintrag von Sauerstoff in den Aquifer und eine Verdünnung der Schadstoffe vermieden werden.

Daraus ergeben sich für den Versuchsaufbau folgende Forderungen:

- Der Versuchsaufbau sollte möglichst ein geschlossenes System sein, um den Eintrag von Sauerstoff (Milieubedingungen und Eisenausfällungen) und den Austrag von Schadstoffen zu vermeiden.
- Es sollte möglichst wenig Fremdwasser verwendet werden, um eine Verdünnung der Schadstoffe im Testfeld zu vermeiden.
- Innerhalb eines relativ kurzen Zeitraumes sollte eine große Menge Sulfat im Aquifer im Bereich des Testfeldes verteilt werden.

Das Versuchskonzept beinhaltet eine erzwungene Kreislaufführung des Grundwassers mit einer Aufenthaltszeit im zu untersuchenden Grundwasserleiter, die eine nachweisbare Reduzierung der betreffenden Kontaminanten ermöglicht. Die modellgestützte Planung ergab die Installation einer leistungsfähigen Pumpe in der GWMS 30/10 MP. Diese fördert das Wasser zu den drei GWMS der 1. KE: P5, P13 und P14, wobei über einen Teilstrom sulfathaltiges Wasser zugemischt wird.

Im numerischen Prinzipmodell wurde ein homogener und isotroper Aquifer mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von $1E-4$ m/s (Mittelwert aus Pumpversuchen), eine effektive Porosität zu 0.2 und die immobile Porosität zu 0.15 (Ergebnis Tracerversuch) verwendet. Entsprechend ergibt sich nach vier Tagen folgende Konzentrationsverteilung:

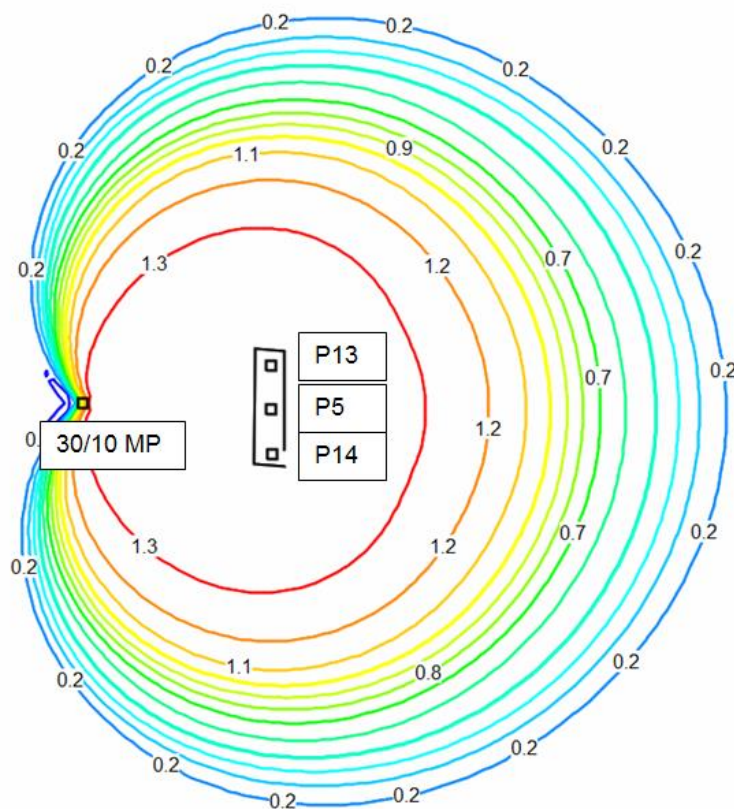


Abbildung 2: Prognostizierte Sulfatverteilung nach 4 Tagen in g/l zusätzlich zur Hintergrundkonzentration

Das Wasser für die hoch konzentrierte Sulfatlösung wird nicht vor Ort genommen, weil das Grundwasser hohe Eisen-II-Konzentrationen enthält, die bei Belüftung als Eisen-Hydroxid-Flocken ausfallen würden. Dementsprechend wird Trinkwasser verwendet.

Die technische Umsetzung erfolgt mit einer 3-Zoll-Unterwasserpumpe. Der prinzipielle Versuchsaufbau ist in der Abbildung 3 dargestellt.

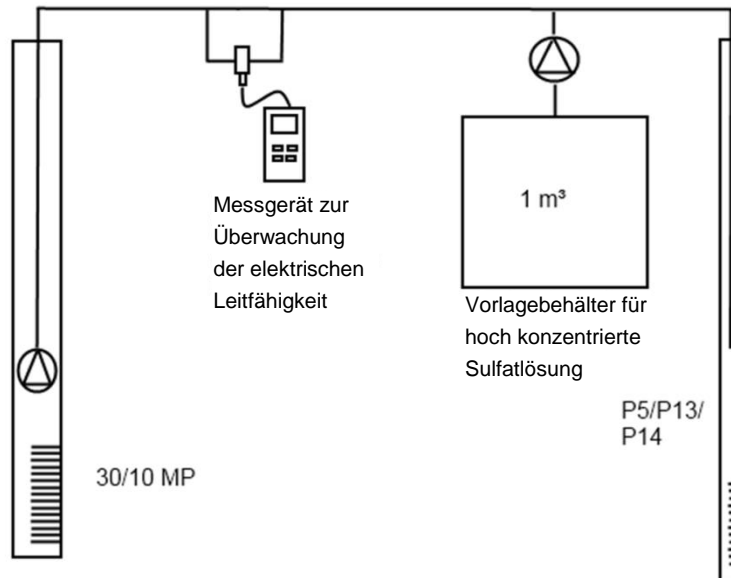


Abbildung 3: Prinzipieller Versuchsaufbau für die Einbringung des Sulfats in den Aquifer

Mit diesem Versuchsaufbau kann mit einem verhältnismäßigen technischen Aufwand die benötigte Menge Sulfat in den Aquifer eingebracht werden. Für die Quantifizierung des Abbaus müssen demzufolge Proben an den Messstellen P5, P13, P14, P15 und P16 gewonnen werden.

Folgende Parameter sollen überwacht werden:

- BTEX
- PAK nach EPA
- 2-Methylnaphthalin
- Indan
- Methylbenzofuran
- Sulfat

Auf der Grundlage der modellgestützten Planung wird ein Probennahmezyklus von drei Wochen vorgesehen, um den mikrobiellen Abbau im Feldbereich quantifizieren zu können. Die Ergebnisse des Feldversuches werden nach Abschluss der Arbeiten im Abschlussbericht ausgewertet und veröffentlicht. Neben dem Forschungsvorhaben erfolgen derzeit Untersuchungen zur Bestimmung der ENA-Abbaurrate im Labor.

Ziel des Vorhabens ist die Quantifizierung des mikrobiellen Abbaus von relevanten Schadstoffen im Grundwasser des Holzimprägnierwerkes Wülknitz bei Sulfatzugabe. Es soll damit ein wichtiges Bindeglied zwischen den bisher erfolgten Reaktorversuchen im Labor, die gemäß [1] durchgeführt wurden, und dem Großversuch

im Testfeld erarbeitet werden. Das Vorhaben soll wichtige Erkenntnisse zur Auswertung der im Testfeld durchgeführten in-situ-Sanierungsmaßnahme liefern. Die Ergebnisse sind im Frühjahr 2015 zu erwarten.

Literatur

[1] LfULG-Material zur Altlastenbearbeitung „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen von Detailuntersuchungen“, 2004

5 Sächsisches Altlastenkataster – Statistische Auswertung 2014

Sabine Gruhne – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Auswertung Sachsen

Im Sächsischen Altlastenkataster sind derzeit (Stand April 2014) 22.223 Altablagerungen, Altstandorte und Militärische Altlasten enthalten, die in 31.153 Teilflächen untergliedert sind. Im Archiv zum Sächsischen Altlastenkataster befinden sich 6.269 Flächen mit insgesamt 8.039 Teilflächen. Nach den einzelnen Flächenarten verteilt sich die Anzahl wie folgt:

Tabelle 1: Anzahl der SALKA-Flächen und Teilflächen in Sachsen (LfULG, Stand April 2014)

Flächenart	Anzahl Flächen/Teilflächen	Anzahl Flächen/Teilflächen (Archiv)
Altstandort (AS)	13.904/21.092	4.841/5.915
Altablagerung (AA)	7.891/8.341	1.343/1.387
Militärische Altlasten (MR)	428/1.720	85/737

Nach der Erfassung der Standorte erfolgt eine stufenweise Bearbeitung entsprechend Bundesbodenschutzgesetz. Die Bearbeitung wird unterteilt in die Stufen

- Erfassung – Formale Erstbewertung (FEB) und Historische Erkundung (HE)
- Orientierende Untersuchung (OU)
- Detailuntersuchung (DU)
- Sanierungsuntersuchung (SU)
- Sanierung (San)

Im Ergebnis jeder Stufe wird ein Handlungsbedarf festgelegt, der den weiteren Umgang mit der Fläche bestimmt.

- Ausscheiden (A) – im Rahmen der Erkundung wurde kein Handlungsbedarf mehr festgestellt oder im Rahmen der Sanierung erfolgte die vollständige Dekontamination, die Fläche wird nur noch im Archiv des SALKA geführt
- Belassen (B) – im Rahmen der Erkundung wurde bei der derzeitigen Nutzung kein Handlungsbedarf festgestellt oder trotz Sanierung der Altlast ist die Fläche noch nicht uneingeschränkt nutzbar
- Erkunden/Sanierungsuntersuchung/Sanierung (E) – es sind weitere Maßnahmen nach BBodSchG erforderlich
- Überwachen (C) – die Entwicklung der Schadstoffsituation bleibt unter Beobachtung oder nach der Sanierung ist eine weitere Überwachung der Fläche notwendig
- Keine Angabe (k. A.) – nach der Formalen Erstbewertung erfolgt noch keine Angabe zum Handlungsbedarf; bei höheren Stufen liegt die Information teilweise nicht vor

Insbesondere bei der Bearbeitung großer Altstandorte ergeben sich unterschiedliche Gefährdungssituationen in abgrenzbaren Bereichen der Gesamtfläche, sodass diese für die weitere Bearbeitung in Teilflächen untergliedert werden. Eine Untergliederung in Teilflächen kann auch aufgrund verschiedener Flächeneigentümer notwendig werden. Auf den gebildeten Teilflächen eines Standorts können Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf variieren. Die Abbildung 1 zeigt deren aktuellen Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf.

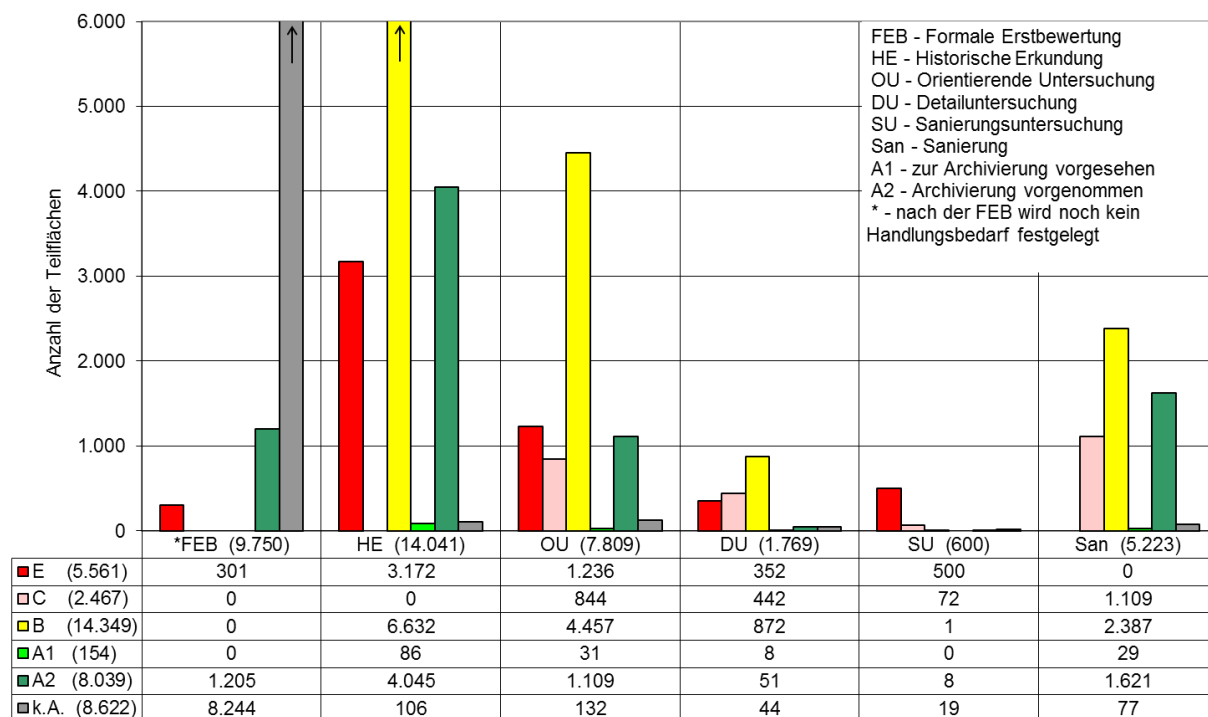


Abbildung 1: Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf aller Teilflächen in Sachsen (LfULG, Stand April 2014)

Die Abbildung verdeutlicht, dass der größte Anteil bei den Flächen mit den Bearbeitungsständen Historische Erkundung, Formale Erstbewertung und Orientierende Untersuchung liegt. Bei diesem Stand der Untersuchung ist die Gefährdungsabschätzung noch nicht abgeschlossen und die Entscheidung, ob eine Altlast vorliegt und saniert werden muss ist noch nicht gefallen. Anhand des festgelegten Handlungsbedarfs ist aber auch erkennbar, dass von den wenigsten Flächen eine akute Gefährdung für die Umwelt ausgeht. Nur auf Flächen, bei denen die Fortsetzung der Untersuchungen (Erkunden) bzw. die Sanierung notwendig ist, sind tatsächlich Maßnahmen erforderlich. Dazu kommen die Flächen, bei denen noch Überwachungsmaßnahmen (C) laufen. Ergeben die Überwachungen, dass festgelegte Grenzwerte überschritten werden, sind auch hier Maßnahmen zur Abwendung der Gefährdung notwendig.

Zur Darstellung des bereits erreichten Bearbeitungsstandes (Abbildung 2) wurden die Teilflächen anhand des Bearbeitungsstandes und des festgelegten Handlungsbedarfs zu folgenden Gruppen zusammengefasst:

- Altlastverdacht ausgeräumt – die Untersuchungen haben den Verdacht nicht bestätigt; es sind keine Maßnahmen mehr vorzunehmen; Fläche wird nur noch im SALKA-Archiv geführt
- ALVF derzeit ohne Handlungsbedarf – bei der derzeitigen Nutzung besteht kein Handlungs- bzw. Untersuchungsbedarf; bei einer Änderung der Flächennutzung müssen eventuell erneut Maßnahmen ergriffen werden

- ALVF mit Handlungsbedarf – auf der Fläche besteht Handlungs- bzw. weiterer Untersuchungsbedarf zur Gefährdungsabschätzung
- Altlast – der Sanierungsbedarf wurde festgestellt
- Sanierte Altlast – die Sanierung wurde abgeschlossen; ggf. besteht noch Überwachungsbedarf

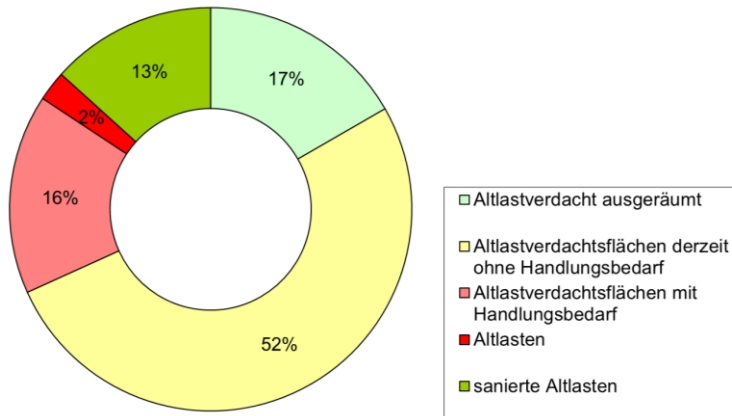


Abbildung 2: Stand der Altlastenbearbeitung (LFULG, Stand April 2014)

Bei altlastverdächtigen Flächen mit Handlungsbedarf ist die abschließende Gefährdungsabschätzung durch die zuständige Behörde zu veranlassen. Dies betrifft insgesamt 6.877 Teilflächen. Auf altlastverdächtigen Flächen ohne Handlungsbedarf (20.205 Teilflächen) können Maßnahmen zur Gefährdungsabschätzung nötig werden, wenn Baumaßnahmen oder Flächennutzungsänderungen vorgenommen werden. Die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen ist derzeit auf 944 Teilflächen festgestellt. Bisher konnten auf 5.223 Teilflächen die Sanierungen abgeschlossen werden.

Auswertung Landkreise

Die im Sächsischen Altlastenkataster enthaltenen Flächen und Teilflächen verteilen sich auf die einzelnen Landkreise und kreisfreien Städte unterschiedlich. Das ist im Wesentlichen auf die unterschiedliche wirtschaftliche Entwicklung in der Vergangenheit zurückzuführen. So sind in den ehemaligen industriellen Zentren verstärkt Altstandorte anzutreffen, während in den ländlich geprägten Regionen der Anteil der Altablagerungen an der Gesamtanzahl der Flächen höher ist. In der Tabelle 2 sind die Summen der pro Landkreis und Flächenart erfassten Anzahl der Flächen/Teilflächen vermerkt.

Tabelle 2: Anzahl der Flächen und Teilflächen in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten Sachsens (LfULG, Stand April 2014, ohne Archiv)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Anzahl der Flächen				Anzahl der Teilflächen			
	AA	AS	MR	Gesamt	AA	AS	MR	Gesamt
Bautzen	1.328	872	51	2.251	1.400	2.117	278	3.795
Chemnitz, Stadt	212	606	22	840	304	1.140	52	1.496
Dresden, Stadt	294	1.179	23	1.496	320	1.439	95	1.854
Erzgebirgskreis	583	1.219	29	1.831	613	1.750	52	2.415
Görlitz	828	1.379	29	2.236	846	2.314	138	3.298
Leipzig	667	1.055	39	1.761	714	1.408	135	2.257
Leipzig, Stadt	217	1.596	24	1.837	239	2.674	179	3.092
Meißen	718	1.229	56	2.003	741	1.805	485	3.031
Mittelsachsen	747	1.205	29	1.981	781	1.540	49	2.370
Nordsachsen	581	614	62	1.257	601	948	148	1.697
Sächsische Schweiz-Osterzgebirge	679	862	14	1.555	692	1.236	33	1.961
Vogtlandkreis	504	745	29	1.278	516	1.044	41	1.601
Zwickau	533	1.343	21	1.897	574	1.677	35	2.286
Freistaat Sachsen	7.891	13.904	428	22.223	8.341	21.092	1.720	31.153

Die größte Anzahl besitzt der flächenmäßig größte Landkreis Bautzen, gefolgt von den Landkreisen Görlitz und Meißen. Berücksichtigt man die zur Verfügung stehende Fläche, treten die kreisfreien Städte mit den höchsten Konzentrationen hervor. Es wurden für die Stadt Leipzig 6,2, für die Stadt Dresden 4,6 und für die Stadt Chemnitz 3,8 Teilflächen pro km² ermittelt.

Bei allen Landkreisen/kreisfreien Städten überwiegt die Anzahl der Altstandorte. In den kreisfreien Städten ist der Anteil der Altstandorte deutlich erhöht. In der Stadt Leipzig sind 86 % aller Teilflächen Altstandorte, in der Stadt Dresden sind es 78 % und in Chemnitz 76%.

Die Landkreise mit dem höchsten Anteil von Altablagerungen auf ihrem Gebiet bezogen auf die Gesamtanzahl ihrer Teilflächen sind Bautzen mit 37 %, Sächsische Schweiz-Osterzgebirge mit 35 % und Nordsachsen ebenfalls mit 35 %.

Die Militärischen Altlasten sind insgesamt von geringerer Anzahl, jedoch ist ihre Bedeutung wegen des Gefährdungspotenzials und der Flächengröße vergleichsweise hoch. Den größten Anteil an dieser Flächenart weisen die Landkreise Meißen (16 %), Nordsachsen (9 %) und Bautzen (7 %) auf.

Die Zuordnung zu den Gruppen altlastverdächtige Fläche (ALVF), Altlast (AL) und sanierte Altlast erfolgt entsprechend dem Bearbeitungsstand und dem festgelegten Handlungsbedarf. Tabelle 3 und Abbildung 3 zeigen die Verteilung dieser Gruppen auf die einzelnen Landkreise/kreisfreien Städte.

Tabelle 3: Anzahl der Teilflächen nach Kategorien in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten Sachsens (LfULG, Stand April 2014)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Ohne Archiv				Archiv ³		Summe
	ALVF	Altlast	Sanierte Altlast ¹	Keine Altlast ²	Keine Altlast	Sanierte Altlast	
Bautzen	3.031	98	666	0	349	83	4.227
Chemnitz, Stadt	1.264	43	189	0	213	86	1.795
Dresden, Stadt	1.561	57	235	1	1.090	332	3.276
Erzgebirgskreis	2.097	75	239	4	582	121	3.118
Görlitz	2.815	95	378	10	363	94	3.755
Leipzig	1.826	145	285	1	800	54	3.111
Leipzig, Stadt	2.782	70	237	3	764	103	3.959
Meißen	2.632	50	347	2	320	517	3.868
Mittelsachsen	2.063	72	234	1	845	62	3.277
Nordsachsen	1.477	32	186	2	351	41	2.089
Sächsische Schweiz-Osterzgebirge	1.665	45	249	2	192	34	2.187
Vogtlandkreis	1.364	38	199	0	241	73	1.915
Zwickau	2.034	89	157	6	288	41	2.615
Freistaat Sachsen	26.611	909	3.601	32	6.398	1.641	39.192

¹ nutzungsabhängige Sanierung, Restrisiko bei Nutzungsänderung

² kein Handlungsbedarf nach Gefährdungsabschätzung; nicht archiviert, weil evtl. noch andere Teilflächen betroffen

³ kein Handlungsbedarf nach Gefährdungsabschätzung oder nutzungsunabhängige Sanierung

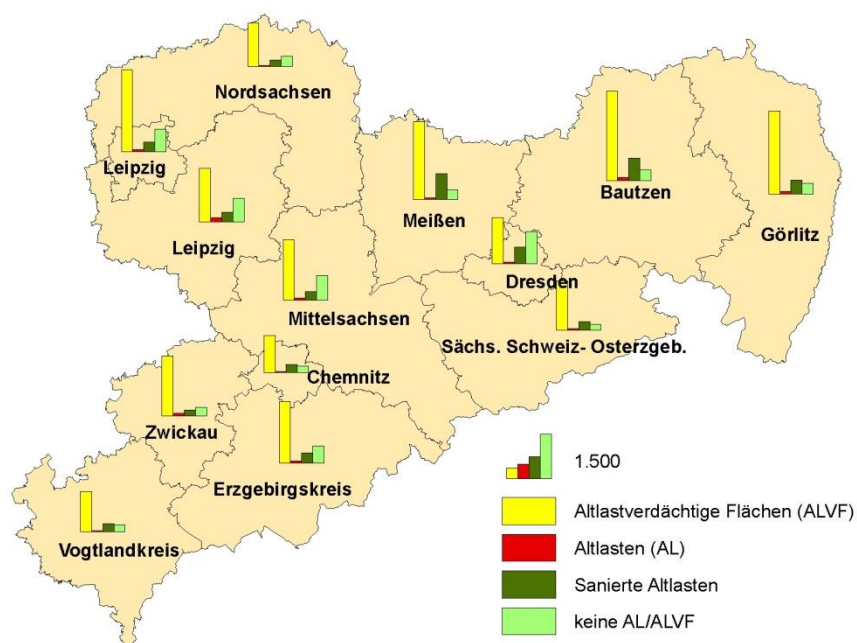


Abbildung 3: Verteilung der altlastverdächtigen Flächen (ALVF), Altlasten (AL), sanierten Altlasten und ausgeschiedene (ALVF/AL) in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten Sachsens (LfULG, Stand April 2014)

Die Darstellungen zeigen in den Landkreisen Bautzen, Görlitz, Meißen und der Stadt Leipzig die größte Anzahl von altlastverdächtigen Flächen. Auf 75 % dieser Flächen besteht derzeit akut kein Handlungsbedarf. Maßnahmen zum Schutz vor Gefährdung sind dagegen auf den Teilflächen notwendig, die bereits als Altlast eingestuft wurden. Davon sind die meisten in den Landkreisen Leipzig (145), Bautzen (98) und Görlitz (95) erfasst. Bereits abgeschlossen wurden Sanierungsmaßnahmen am häufigsten in den Landkreisen Meißen (864) und Bautzen (749) sowie in der Stadt Dresden (567). Sanierte Altlasten verbleiben häufig auch nach einer Sanierung im aktiven Datenbestand (Handlungsbedarf Belassen oder Überwachen). Nur wenn ein Restrisiko auch bei Nutzungsänderungen ausgeschlossen werden kann, gelangen sie ins Archiv des SALKA. Bei rund 20 % aller sanierten Altlasten ist im Anschluss noch eine Überwachungsmaßnahme notwendig.

6 Erfassung langjähriger Stickstoff-Depositionseinträge auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF II) in Sachsen

Dr. Natalja Barth, Holger Forberg – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Ron Tannert – INL Privates Institut für Nachhaltige Landwirtschaft GmbH

6.1 Einleitung

Im Mittelpunkt der vorliegenden Auswertungen stehen die Ergebnisse der Bulk-Messungen seit 2004 auf BDF II (Abbildung 1), die in unterschiedlichen Bodenlandschaften Sachsens liegen. Sie dienen der Erfassung atmosphärischer Stoffeinträge. Neben den Parametern wie pH, Leitfähigkeit, Konzentrationen von diversen Inhaltsstoffen wird auch die Stickstoffdeposition ermittelt. Hierbei wird die Konzentration von Ammonium und Nitrat im Niederschlag, aber auch der wasserlösliche Anteil der trocken deponierten Bestandteile dieser Komponenten erfasst.

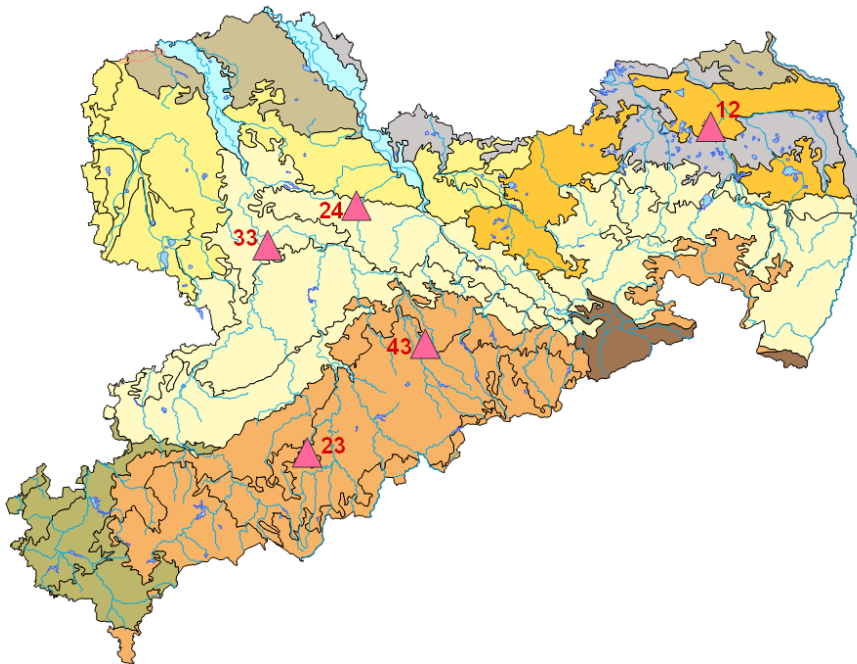


Abbildung 1: BDF II-Standorte innerhalb der Bodengroßlandschaften Sachsens: 12-Lippen, 23-Ehrenfriedersdorf, 24-Schmorren, 33-Colditz, 43-Hilbersdorf

Zusätzlich zur periodischen Erfassung von bodenkundlichen Parametern und Bewirtschaftungsdaten auf den BDF I (<http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/11656.htm>) werden bei den BDF II kontinuierlich klimatische Kenngrößen wie Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftfeuchte, Lufttemperatur und Niederschlagsmenge registriert.

6.2 Methodik

Auf jeder der BDF II werden drei von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft entwickelten und von der Firma Umweltanalytische Mess-Systeme München in Lizenz hergestellte Bulk-Sammler vom Typ „RS 200“ eingesetzt (Abbildung 2). Diese Sammler haben ein Trichterdurchmesser von 200 mm und somit eine Auffangfläche von 314 cm². Sie sind mit einem Abstand von jeweils einem Meter nebeneinander angeordnet und die Trichteroberkante befindet sich einen Meter über der Bodenoberfläche. Die eingetragene atmosphärische Deposition gelangt in die jeweiligen Bulk-Sammler und wird über einen Schlauch in die Auffangbehälter, die sich unter der Geländeoberkante befinden, gesammelt. So können Verluste durch Verdunstungseffekte vermieden werden. Jeder einzelne der drei Bulk-Sammler je Station wird alle vier Wochen geleert, dessen Menge gemessen und im Labor analysiert, wobei jeweils nach zwei Wochen eine Volumensmessung und gekühlte Zwischenlagerung der Teilmenge erfolgt.



Abbildung 2: Bulk-Sammler auf BDF II

6.3 N-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. Im langjährigen Mittel werden um die 10 kg N/ha erreicht (Abbildung 3). Weil regionale Tendenzen kaum erkennbar sind, kann dieser Wert als flächendeckender N-Depositionseintrag für Sachsen angenommen werden. N-Immissionen im Bereich von 20 bis 30 kg/ha pro Jahr, wie sie in der Literatur (BECKMANN et al. 2001; LIPPOLD & ALBERT 2003; HEINITZ et al. 2010; TLL 2013) häufig für Sachsen angenommen werden, konnten anhand der Einträge in die Bulk-Sammler auf den BDF-II-Standorten nicht nachgewiesen werden.

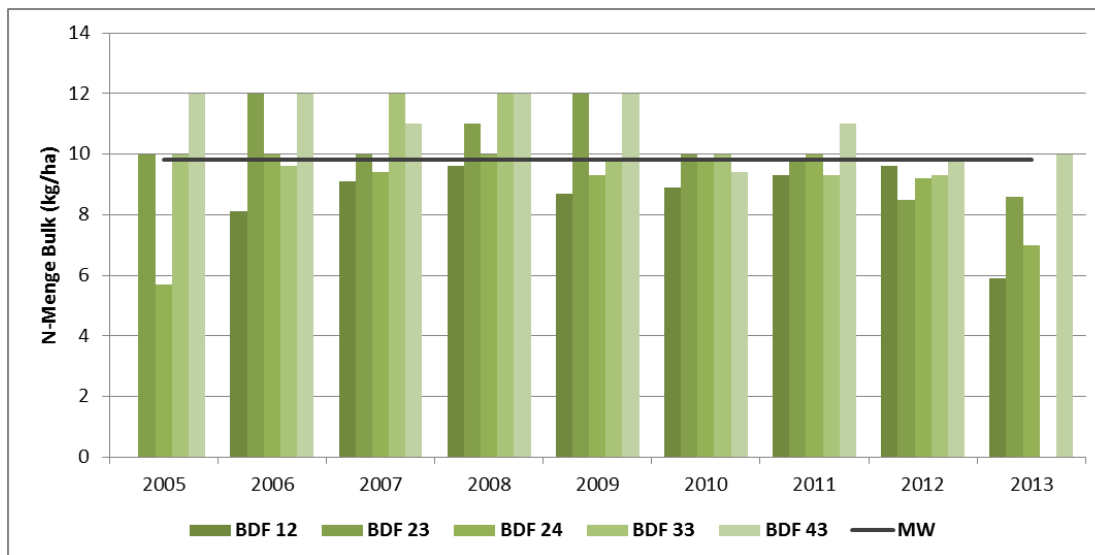


Abbildung 3: N-Depositioneinträge auf BDF II zwischen 2005 und 2013

6.4 Auswirkungen von Düngergaben auf die Bulk-Messungen

Bei den ermittelten N-Depositionen ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die gemessenen Werte die Grundbelastung der trockenen und nassen N-Deposition darstellen. Bei genauerer Betrachtung der monatlichen Messwerte der einzelnen BDF-II-Standorte im Jahresverlauf fiel auf, dass zu bestimmten Zeitpunkten extrem hohe N-Depositioneinträge gemessen wurden. So wurden z. B. allein zwischen April und Juni 2013 34 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ und 29 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ 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 4).

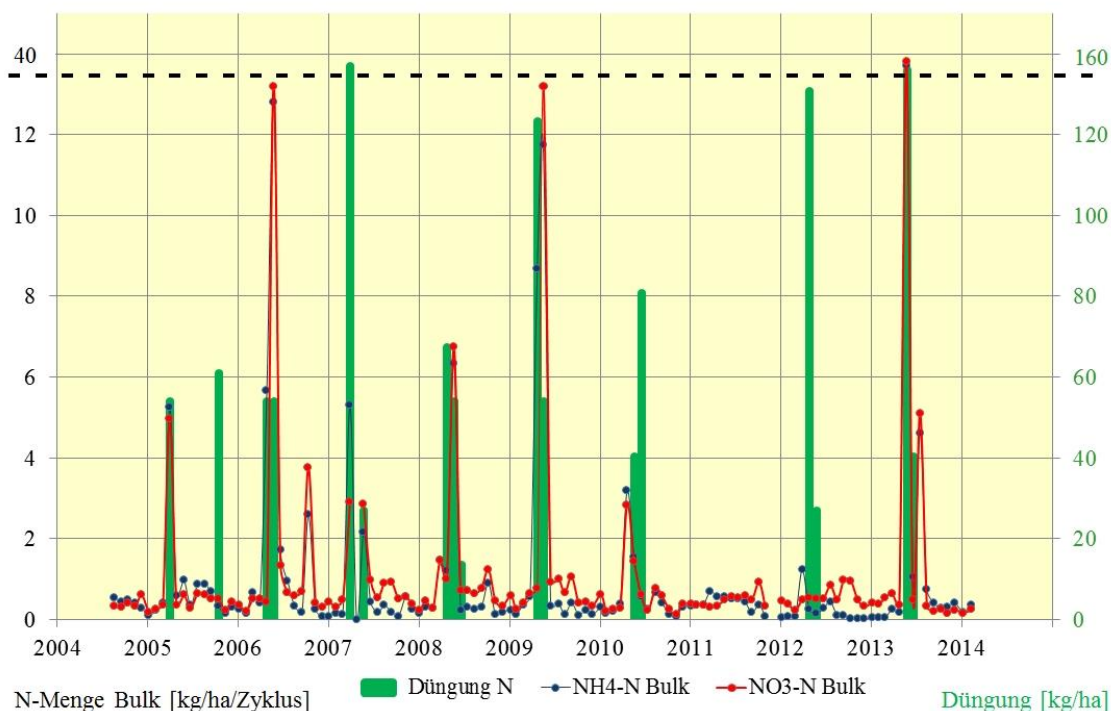


Abbildung 4: Verlauf der gemessenen N-Mengen und N-Düngergaben auf der BDF 43

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 ist daher zu vermuten, dass sich N-Verluste aus der Düngung je nach N-Form sowie Boden- 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).

Es kann daher angenommen werden, dass die hohen N-Einträge weniger der N-Entgasung aus N-haltigen Düngemitteln geschuldet sind, sondern vielmehr 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 KAS-Dünger, welcher hauptsächlich ausgebracht wird, widerspiegelt.

Die erhöhten N-Depositionswerte, die somit primär auf das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln zurückzuführen sind, wurden dementsprechend herausgerechnet. Damit wurde gewährleistet, dass die natürlichen N-Depositionen ermittelt werden und N-Mengen, die infolge der Düngung eingebracht werden, nicht doppelt als N-Eintrag in die Bilanzrechnung einfließen.

Wie hoch die Unterschiede der N-Einträge durch die trockene und nasse Deposition mit und ohne Berücksichtigung der Düngung sein können, wird in Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1: N-Depositionseintrag (kg/ha) bei Bulk-Messungen mit und ohne Einfluss der Düngung

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	-	-	80	10

Ein extrem hoher Wert von 121 kg N/ha im Jahr 2008 auf der BDF 33 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.

6.5 Auswirkung von Witterungen auf die Bulk-Messungen

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 (Tabelle 2) im Gebirge (BDF 23) und ein trockenes Jahr 2006 für Mittel- und Ostsachsen (BDF 12, 24 und 33). Die Auswirkungen dieser extremen Witterungserscheinungen auf die N-Depositionen wurden untersucht, jedoch konnten keine Zusammenhänge festgestellt werden. Mehr Einfluss auf die Höhe der gemessenen N-Einträge haben unmittelbar davor stattfindende Niederschläge und/oder eine hohe Luftfeuchtigkeit sowie niedrige Lufttemperaturen, wie es bei der BDF 12 im August und Oktober 2008 bei der Düngung mit Alzon 46 der Fall war. All diese Faktoren führten zu kaum erhöhten N-Werten in den Bulk-Gefäßen zum Zeitpunkt der Düngung, was sich auch in den jährlichen N-Einträgen widerspiegelt (Tabelle 1, BDF 12 im Jahr 2008).

Insbesondere bei der BDF 23 ist der Zusammenhang zwischen Witterungsverhältnissen und dem Zeitpunkt der Düngerausbringung ab dem Jahr 2007 fast durchgehend zu beobachten. Leichter bis starker Regen kurz vor dem Düngungstermin mindert den Stickstoffverlust für Acker- und Grünland, weil kaum erhöhte N-Werte in den Bulk-Gefäßen bedeuten, dass die auf den Boden aufgebrachten Stickstoffmengen nicht durch die Luft abtransportiert werden. Sogar Zugaben von höheren N-Mengen (insgesamt etwa 214 kg N/ha im Jahr 2013) führten nur zu leichten Erhöhungen (Abbildung 5) der registrierten Depositionsmenge.

Tabelle 2: Jährliche Niederschlagsmengen in mm (korrigiert nach RICHTER) auf den BDF II

Jahr	BDF 12	BDF 23	BDF 24	BDF 33	BDF 43
2005	826	746	545	611	789
2006	596	867	585	555	887
2007	624	1005	729	786	878
2008	883	780	608	676	690
2009	712	778	570	708	662
2010	815	864	741	756	719
2011	896	1013	605	593	726
2012	724	646	707	759	722
2013	720	756	762	877	820

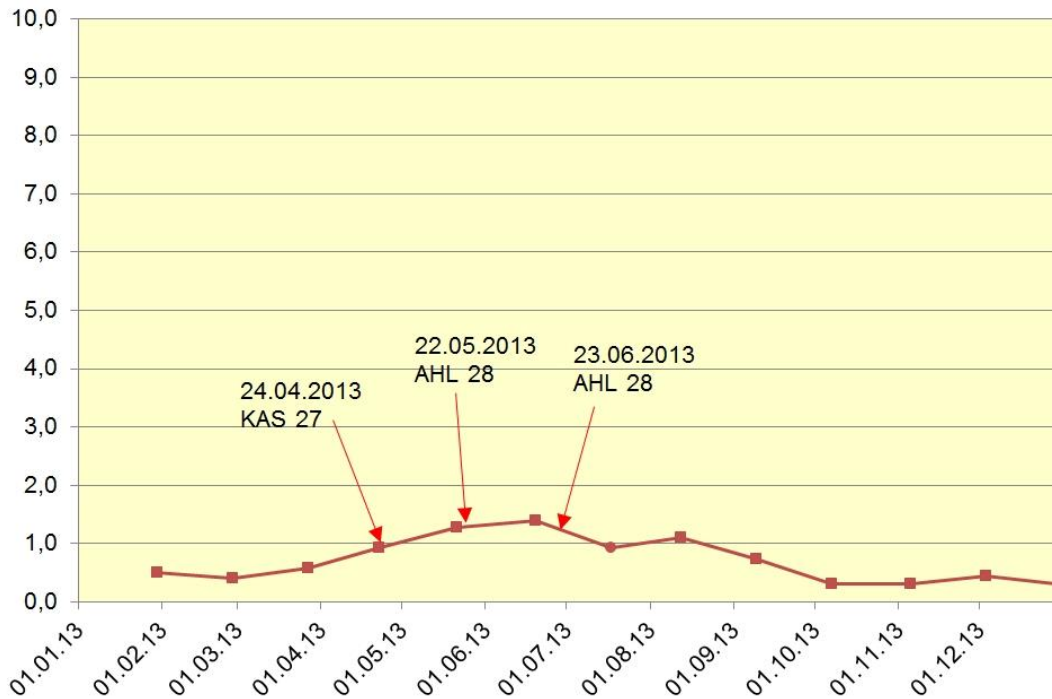


Abbildung 5: Verlauf der N-Messungen in Bulk-Gefäßen und Düngungsereignisse im Jahr 2013 bei der BDF 23

Bei der Düngung von KAS 27 im Jahr 2006 mit einer N-Menge von 131 kg/ha zeigte sich hingegen ein anderer Verlauf der Depositionseinträge: der gemessene Stickstoffeintrag in den Bulk-Gefäßen (Abbildung 6) stieg rapide an. In dieser Zeit fielen kaum Niederschläge und ein starker Lufttemperaturanstieg bis 18 °C war zu verzeichnen.

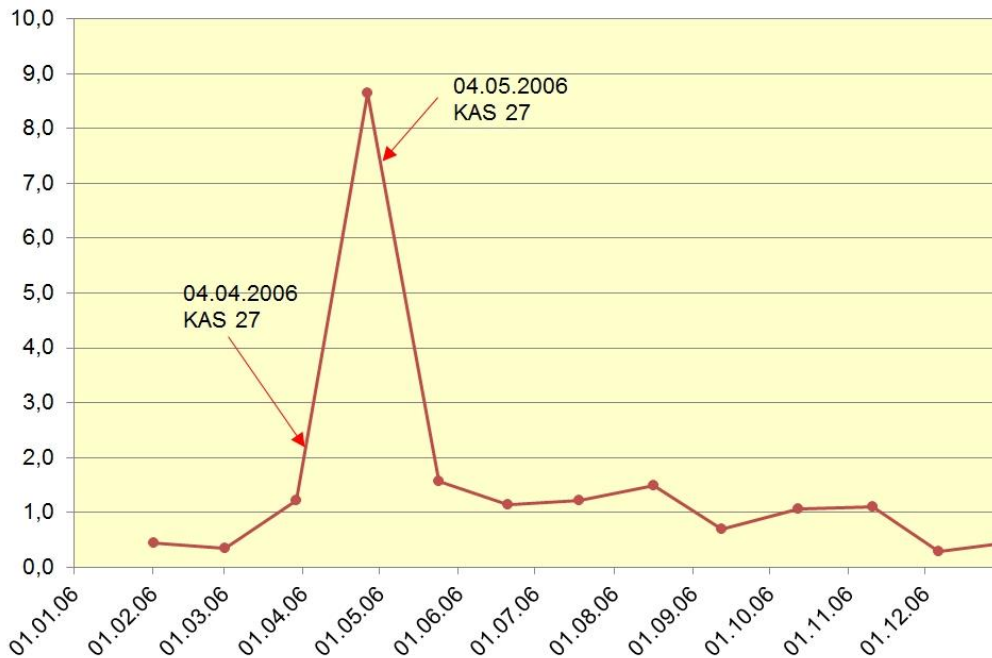


Abbildung 6: Verlauf der N-Messungen in Bulk-Gefäßen und Düngungsereignisse im Jahr 2006 bei der BDF 23

6.6 Zusammenfassung

Durch Abgleich der Bewirtschaftungsdaten der BD-Flächen II mit den Messdaten der Bulk-Sammler konnte festgestellt werden, dass im Zeitraum des hohen N-Depositionseintrages stickstoffhaltige Düngemittel auf die Flächen ausgebracht wurden. Als natürliche N-Depositionen wurden im langjährigen Mittel um die 10 kg N/ha ermittelt. Weil regionale Tendenzen kaum erkennbar sind, kann dieser Wert als flächendeckender N-Depositionseintrag für Sachsen angenommen werden.

Einfluss auf die Höhe der gemessenen N-Einträge im Zusammenhang mit einem Düngungsereignis haben unmittelbar davor stattfindende Niederschläge und/oder eine hohe Luftfeuchte sowie niedrige Lufttemperaturen.

6.7 Literatur

- BECKMANN, U.; KOLBE, H.; MODEL, A.; RUSLOW, R. (2001): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau unter besonderer Berücksichtigung von N-Bilanz und Effizienzkennzahlen. In: UFZ-Bericht Nr. 14. Leipzig-Halle.
- 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.
- HEINITZ, F.; ALBERT, E.; REINICKE, F.; WAGNER, B. (2010): Optimierung N-Management. In: LfULG-Schriftenreihe, Heft 25/2010 – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [Hrsg.]. Dresden.
- 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.
- SCHMIDHALTER, U.; FELBER, M. (2012): Ammoniak-Verluste aus Mineräldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. N-Effizienz im Spannungsfeld. Wissenschaftliche Tagung LEUCOREA Lutherstadt Wittenberg. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Tagungsband S. 63–67.
- 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. Jena.

7 Zur zeitlichen Entwicklung ausgewählter Parameter des Stickstoffs auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen

Dr. Natalja Barth, Anne Beuge, Kati Kardel, Christina Lausch – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

7.1 Einleitung

Die Einrichtung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) begann in Sachsen im Jahr 1995 und wurde im Jahr 2002 abgeschlossen. Im Rahmen des umfangreichen Messprogramms werden auf den 55 Flächen kontinuierlich Daten zum Stickstoffhaushalt, wie z. B. Eintrag durch Dünger, Entzug durch Erntegut und Gehalte im Boden erhoben. Die jetzt vorliegenden langjährigen Messreihen sind Grundlage für eine zusammenfassende Auswertung der Bilanz des Stickstoffs in den sächsischen Böden. Damit werden längerfristige Entwicklungstrends sichtbar, welche wichtige Hinweise zur Bewirtschaftung und u. U. auch zu den Auswirkungen des Klimawandels geben können.

7.2 Stickstoffvorräte in den Bodengroßlandschaften Sachsens

Zur Berechnung der Stickstoffvorräte im Boden bis 60 cm wurden neben den Analysendaten zum Stickstofftotalgehalt (Nt) der Boden-Dauerbeobachtungsflächen auch die Daten der Bodenkartierung und der Bodennetzwerke 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. Weitere Nutzungen wurden in die Auswertungen nicht mit einbezogen. Danach erfolgte die Zuordnung der Datenkollektive zu den Bodengroßlandschaften (BGL) und Bodenlandschaften (BL). Aus den Nt-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 Nt-Analysenwerten die Trockenrohddichte und die Mächtigkeit der Horizonte im Profil bis 60 cm ein. Abschließend wurden die Skelettgehalte (> 2 mm) des Bodens berücksichtigt. Die vorgelegten Zahlen beziehen sich damit auf den Gesamtboden.

Für die Nutzungsarten Grünland, Acker und Forst wurden unabhängig von der Zugehörigkeit der konkreten Standorte zu Bodengroßlandschaften folgende Medianwerte des Nt-Vorrats ermittelt: Acker 7,1 t/ha, Grünland 9,0 t/ha und Forst 4,1 t/ha. Der Medianwert für Sachsen liegt bei 6,7 t/ha. Für die Kartendarstellung wurde die Karte der BGL mit der Karte der Nutzungskategorien verschnitten. Innerhalb der so entstandenen Einheiten (BGL + Nutzung) wurde der jeweilige Medianwert des Nt-Gehalts bestimmt und die Flächen entsprechend farblich gekennzeichnet (siehe Abbildung 1). Untergliedert man die Datenkollektive nach ihrer Zugehörigkeit zu den Bodengroßlandschaften, lassen sich folgende Aussagen treffen:

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

Innerhalb der einzelnen BGL treten die höchsten Nt-Vorräte auf den Grünlandstandorten auf, gefolgt von den Ackerstandorten. Die niedrigsten Nt-Vorräte haben die Forststandorte. Die Nt-Vorräte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen zum Einrichtungszeitpunkt wurden als Punkte mit derselben Klassenabstufung andersfarbig in der Karte dargestellt und korrelieren weitgehend mit den Vorräten der aus den Flächendaten berechneten Medianwerte.

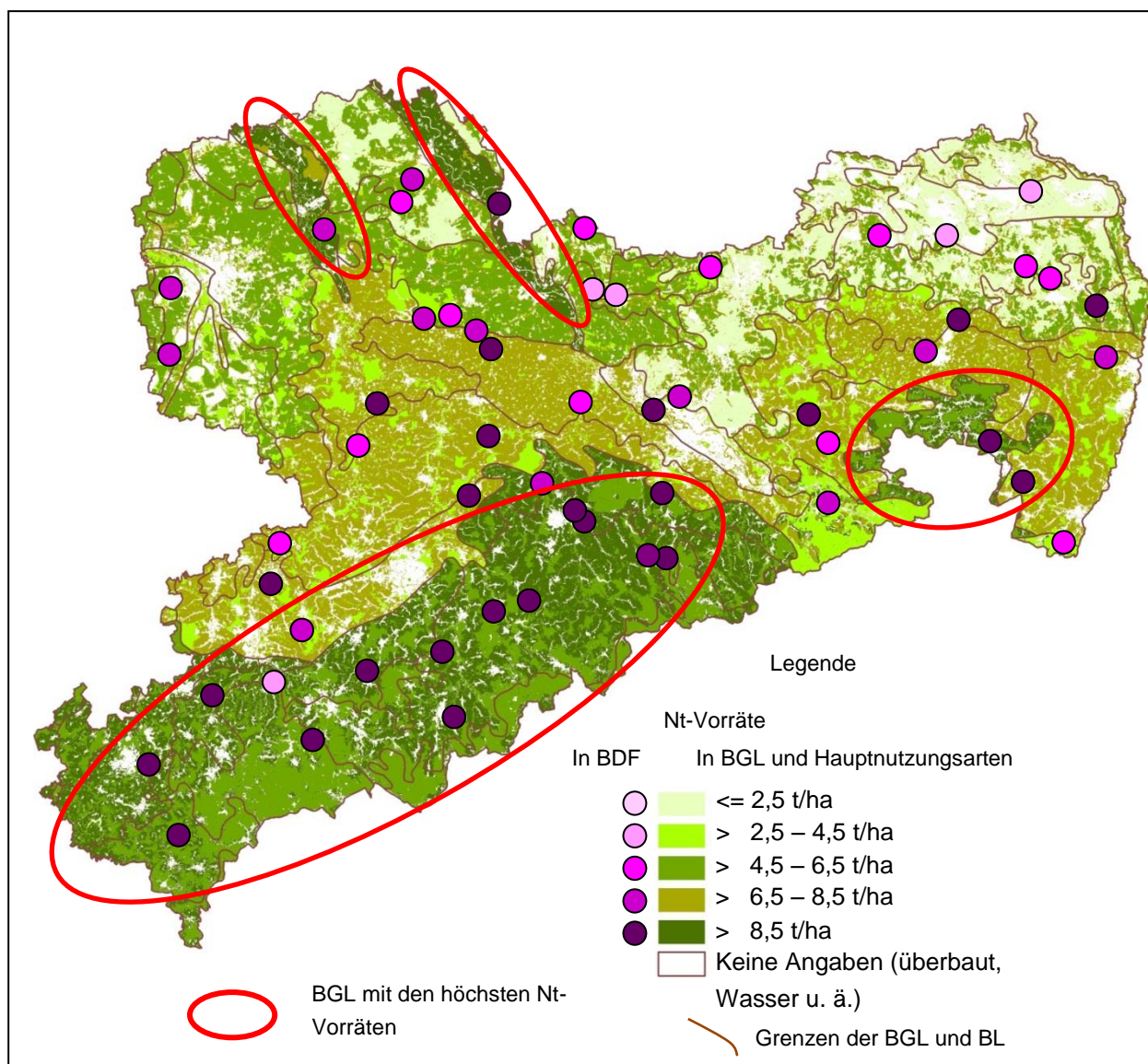


Abbildung 1: Die Stickstoffvorräte (Medianwerte) in den Bodengroßlandschaften (BGL) und Hauptnutzungsarten Sachsens sowie auf den BDF-Standorten

7.3 Zeitliche Entwicklung der Nt-Vorräte auf den BDF

Für die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Nt-Vorräte standen insgesamt 14 BDF mit mindestens vier Beprobungen zur Verfügung.

Drei BDF der Nutzungsart Grünland (Abbildung 2) befinden sich in den Auenbereichen von der Freiburger Mulde (27), der Zwickauer Mulde (33) und der Elbe (30). Die Schwankungen der Nt-Vorräte sind z. T. erheblich, eindeutige Trends sind jedoch nicht erkennbar. Bei BDF 30 steigt der Nt-Vorrat kontinuierlich von 10 t/ha auf > 12 t/ha an, bei BDF 33 sinkt der Nt-Vorrat von 6 t/ha auf 4 t/ha. Bei der BDF 27 schwankt der Nt-Vorrat sehr stark in einem kurzen Zeitraum (zwischen 5,7 t/ha im Jahr 2011 und 10 t/ha im Jahr 2012). Möglicherweise haben Hochwasserereignisse einen erheblichen Einfluss auf den Stickstoffhaushalt.

Die elf auf Ackerstandorten eingerichteten BDF können in zwei Gruppen (Abbildung 3 und Abbildung 5) unterteilt werden: Standorte mit gleichbleibender (BDF 19) oder steigender Tendenz (BDF 9, 22, 25, 39) und Standorte mit stärker schwankenden Nt-Vorräten. Möglicherweise erlangen hier Hochwasserereignisse eine bestimmte Bedeutung. So liegt z. B. der Nt-Vorrat der BDF 2 (Elbaue) im Jahr 1995 bei 6,5 t/ha, danach sinkt er nach dem Hochwasser 2002 stark auf 5,2 t/ha ab. Kurze Überschwemmungserscheinungen wie im Frühjahr 2011 führen dagegen zur Erhöhung der Nt-Vorräte. Der noch höhere Wert 2012 kann offensichtlich auf eine KAS-Düngung eine Woche vor der Beprobung zurückgeführt werden. Gleiches gilt für die BDF 7 im Jahr 2004.

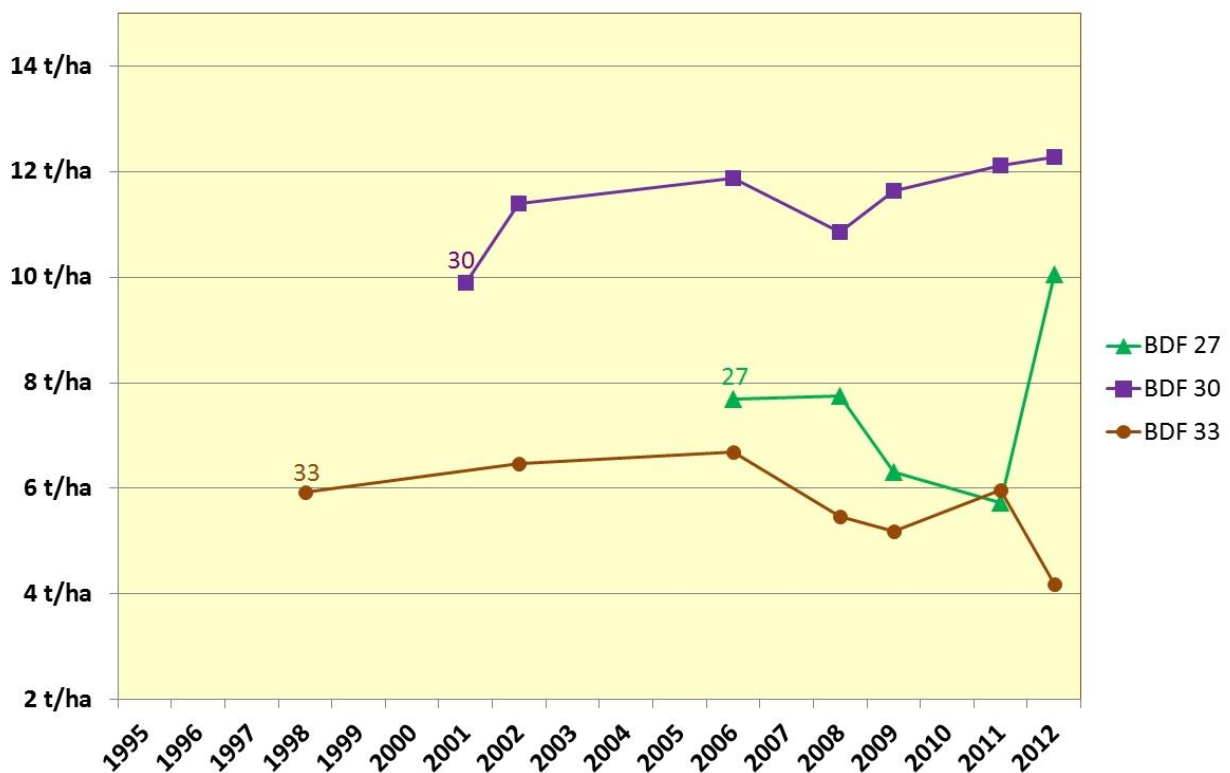


Abbildung 2: Stickstoffvorratsentwicklung Grünland

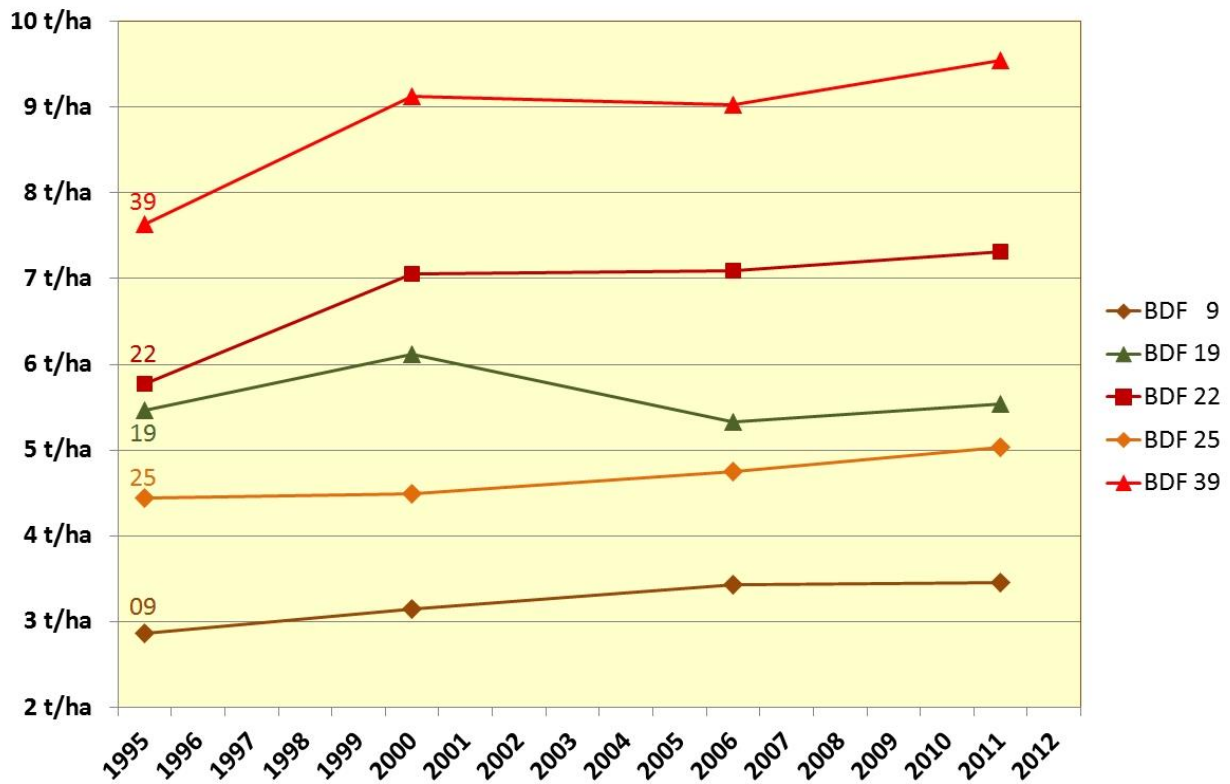


Abbildung 3: Stickstoffvorratsentwicklung auf Acker – Nt-Vorrat gleichbleibend oder steigend

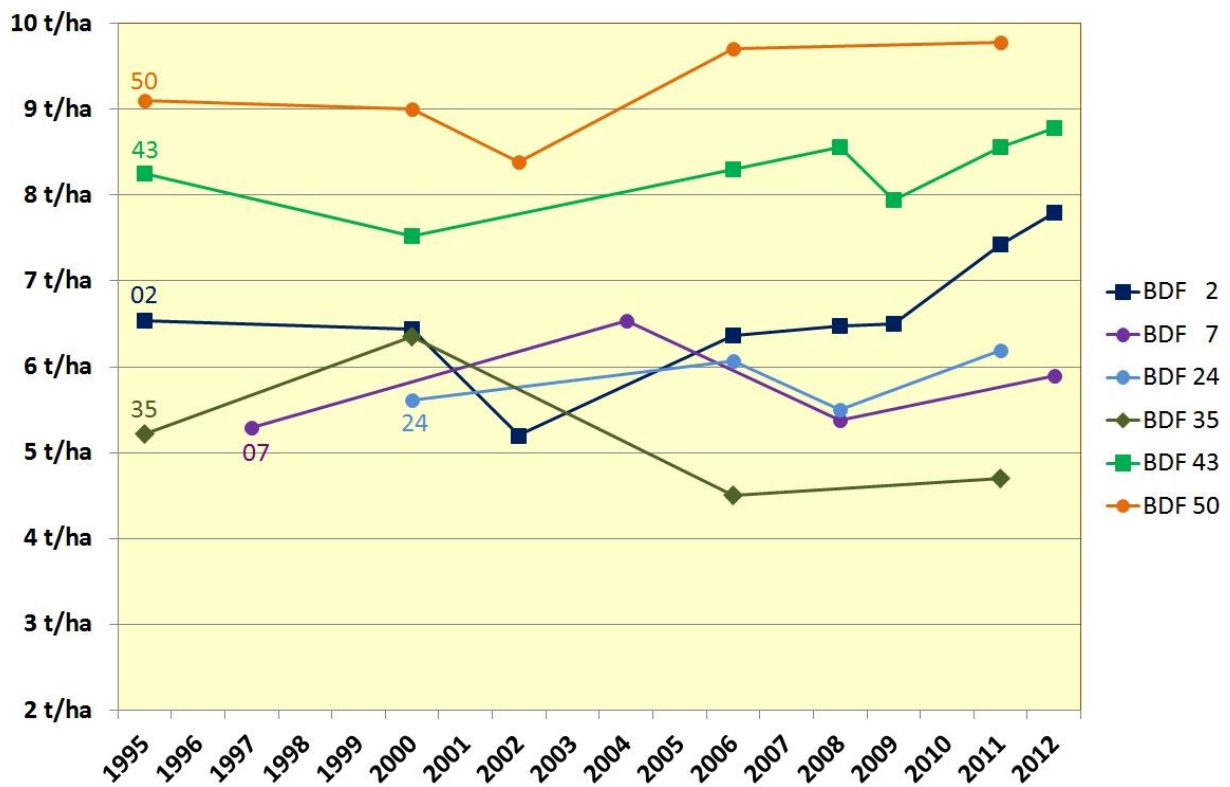


Abbildung 4: Stickstoffvorratsentwicklung Acker – Nt-Vorrat stark schwankend ohne Trends

7.4 Düngergaben auf 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 Menge, Art und den Zeitpunkt der Düngung beinhalten. Der durchschnittliche Wert der mineralischen Düngergaben lag in diesem Zeitabschnitt bei 127 kg N/ha*a. Für Sachsen insgesamt wiesen REINICKE & WURBS fast 130 kg N/ha für das Jahr 2010 aus, für Deutschland lag der Mineraldünger Aufwand im Jahr 2013 bei durchschnittlich 98,9 kg N/ha (IVA 2013). Der durchschnittliche Wert der N-Zufuhr aus organischen Düngergaben auf den BDF betrug in diesem Zeitabschnitt 36 kg N/ha*a.

Insgesamt wurden in der Zeit 2002–2013 auf einigen Flächen bis zu über 3.000 kg N/ha aufgebracht, was einem durchschnittlichen N-Gesamteintrag in Höhe von 163 kg N/ha*a entspricht. Entsprechend der Düngerverordnung darf der N-Gesamteintrag einen Wert von 170 kg/ha pro Jahr nicht überschreiten (DÜV 2007).

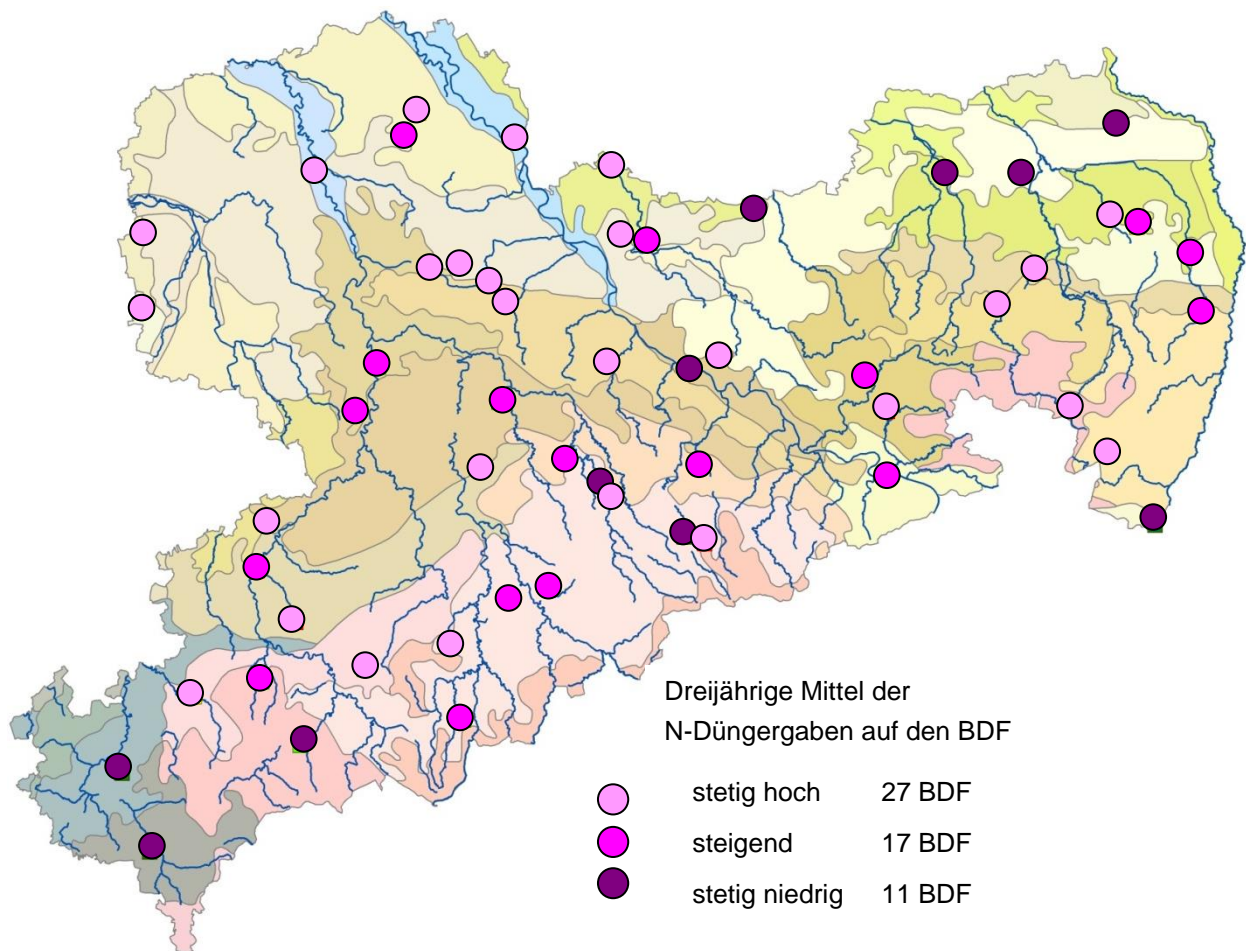


Abbildung 5: Dreijährige Mittel der N-Düngergaben auf BDF für den Zeitraum 2002–2013

Das Regime der Düngergaben kann man auf der Basis der dreijährigen Mittel (Abbildung 5) wie folgt klassifizieren:

- Flächen mit stetig niedriger durchschnittlicher N-Zufuhr ≤ 27 kg N/ha*a
- Flächen mit stetig hoher durchschnittlicher N-Zufuhr > 160 kg N/ha*a
- Flächen mit steigender Tendenz des dreijährigen Mittels bei der N-Zufuhr

7.5 Stickstoff-Bilanz

Die N-Bilanzen wurden auf der Basis der N-Einträge (Summe der mineralischen und organischen Düngung) und der Daten zum Entzug über pflanzliche Ernteprodukte ermittelt. Die N-Deposition und die N-Umsatzprozesse im Boden bleiben dabei unberücksichtigt. Im Ergebnis konnten deutliche Unterschiede der Stickstoffsalden auf den BDF ausgemacht werden, wobei die positiven Salden überwiegen (vgl. Abbildung 6 und Tabelle 1). Insgesamt stehen 38 BDF mit positiven N-Salden 17 BDF mit negativen N-Salden gegenüber.

Für die Jahre 2002–2013 wurde im Mittel ein durchschnittlicher positiver N-Saldo von 268 kg N/ha (22 kg N/ha*a) ermittelt, wobei die Schwankungsbreite zwischen –1.020 und +1.420 kg N/ha (-85 kg N/ha*a und +118 kg N/ha*a) liegt. Ein Zusammenhang zwischen N-Bilanz und erzielten Erträgen, hier berechnet als N-Austrag durch Pflanzen, konnte nicht festgestellt werden (vgl. TLL 2013).

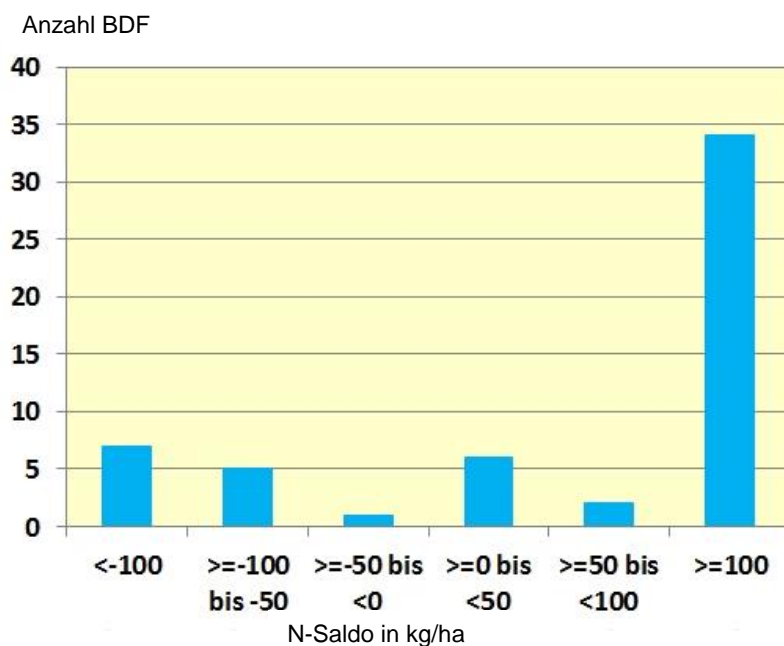


Abbildung 6: Verteilung der N-Salden in kg/ha in den Jahren 2002–2013

Die Mittelwerte der Bilanzen der BGL mit überwiegend sandigen Ausgangssubstraten, hier kurz als „Sandböden“ bezeichnet (Tabelle 1), und der BGL mit überwiegend Ausgangssubstraten aus Löss, hier als „Lössböden“ bezeichnet, haben ein positives und fast gleich hohes N-Saldo. Für Sandböden kann bereits ein mittlerer positiver N-Saldo von 29 kg/ha pro Jahr ein Gefährdungspotenzial für die Verlagerung des N mit dem Sickerwasser darstellen. Bei Lössböden kann aus einem mittleren positiven Saldo von 34 kg/ha pro Jahr ein N-Depot entstehen, welches einerseits für verfügbare N-Vorräte für die Pflanzen sorgt, andererseits aber, falls diese nicht genutzt werden, als N-Quelle für das Sickerwasser dienen kann. Weil die Sickerwasserraten in den Lössböden niedrig sind, wird sich die N-Verlagerungsfront normalerweise sehr langsam in die unteren Bodenhorizonte bewegen. Bei extremen Ereignissen, wie z. B. sehr starken Niederschlägen oder aber intensiver Schneeschmelze und daraus resultierender massiver Sickerwasserbewegung, könnte es zu einer raschen N-Verlagerung kommen.

Ein ähnliches Verlagerungsverhalten weist der Stickstoff in den BDF der Berg- und Hügelländer auf, weil diese Böden in der Regel eine hohe bis sehr hohe Kationenaustauschkapazität (KAK) besitzen (vgl. BARTH & FORBERG 2013) und in der Lage sind, ein N-Depot aufzubauen.

Tabelle 1: Die Verteilung der N-Salden in den BDF, gegliedert nach BGL (hier kurze Bezeichnung) für die Jahre 2002–2013

Auswerteeinheit	Anzahl BDF insg.	BDF mit negativem Saldo	BDF mit positivem Saldo	BDF mit positivem Saldo größer 100 kg/ha
Alle BDF	55	17	38	34
Auenböden	8	2	6	4
Sandböden	8	2	6	5
Lössböden	20	5	15	14
Berg- und Hügelland	19	8	11	11

Die BDF in den BGL Lössböden und Berg- und Hügelland haben die höchste Anzahl (45 %) an hohen positiven N-Bilanzen.

7.6 Zusammenfassung

Bodengroßlandschaften mit überwiegend sandigen Ausgangssubstraten weisen mit 3,5 t/ha die niedrigsten Stickstoffvorräte (Medianwerte) auf. Die höchsten Nt-Vorräte mit 9,7 t/ha treten in den BGL der Auen und Niederterrassen auf. Tendenziell steigen die Nt-Vorräte von den BGL mit sandigen Substraten, über BGL der Moränengebiete und BGL der Lössgebiete zu den BGL über Festgesteinen kontinuierlich an.

Für die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Nt-Vorräte standen insgesamt 14 BDF mit mindestens vier Beprobungen zur Verfügung. Diesbezüglich können die BDF in zwei Gruppen unterteilt werden: Standorte mit gleichbleibender oder steigender Tendenz und Standorte mit stärker schwankenden Nt-Vorräten. Insgesamt stehen den 38 BDF mit positiven N-Salden lediglich 17 BDF mit negativen N-Salden gegenüber.

7.7 Literatur

- BARTH, N.; FORBERG, H. (2013): Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des LfULG Sachsen. Standortcharakteristika unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/BDF-Standortcharakteristika.pdf>
- 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).
- IVA – Industrieverband Agrar (2013): Wichtige Zahlen: Düngemittel, Frankfurt a. M.
- REINICKE, F.; WURBS, D. (2012): Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen. In: LfULG-Schriftenreihe, Heft 40/2012 – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft - TLL (2013): Kooperation Lysimeter–Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer, Jena.

8 Projekt „Umsetzung Bodenschätzungsgesetz“

Ruth Hoffmann – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Arbeitsstand 2014 und Vorhaben 2015

Das Eigenforschungsprojekt „Umsetzung Bodenschätzungsgesetz“ des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) wurde zum Zweck der landesweiten „Qualifizierung Bodenschätzung“ mit dem Schwerpunkt Bodenschutz 2008 begründet.

Vom Projektpartner Landesamt für Steuern und Finanzen (LSF) erhält das LfULG mit der Finanzverwaltung internen Software FESCH erfasste digitale Grablöcher (GL, Punktdaten).

Sachstand Datenlieferung LSF

- Das LSF hat dem LfULG im April 2014 einen Abzug des so genannten Langzeitarchivs der FESCH erfassten GL (Schicht- und Horizontdaten, ohne Koordinaten) im **.mxd** Format übergeben
- Vorhandener Datenbestand: 1.463 Einzeldateien unterschiedlichster Aktualisierungsstände. Das LSF führt keine Homogenisierung der durch die Amtlichen Landwirtschaftlichen Schätzer (ALS) erfassten Daten durch (keine zentrale Datenbank). Das LSF übernimmt nicht die Lagekoordinaten der GL in die FESCH-Dateien.

Die digitalen Bodenschätzungsflächen (Flächendaten mit georeferierten GL) exportiert der Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN) aus dem Amtlichen Liegenschaftskatasterinformationssystem (ALKIS).

Sachstand Datenlieferung GeoSN

- GeoSN liefert seit August 2014 auf Anfrage des LfULG digitale Bodenschätzungsdaten (digBSD) über die normbasierte Schnittstelle (NAS) des ALKIS im **.xml** Format.
- Vorhandener Datenbestand:
 - 2 Testgemarkungen: Lückendorf und Zaulsdorf-Willitzgrün
 - 3 sachsenweite, amtliche Dateien mit Daten der Landkreise (LK) Görlitz und Meißen
 - enthalten sind Schätzungsflächen (SFL) und georeferenzierte GL (ohne FESCH-ID)
- 13 .tif Dateien der gescannten Schätzungsurkarten für die digBSD LK Görlitz

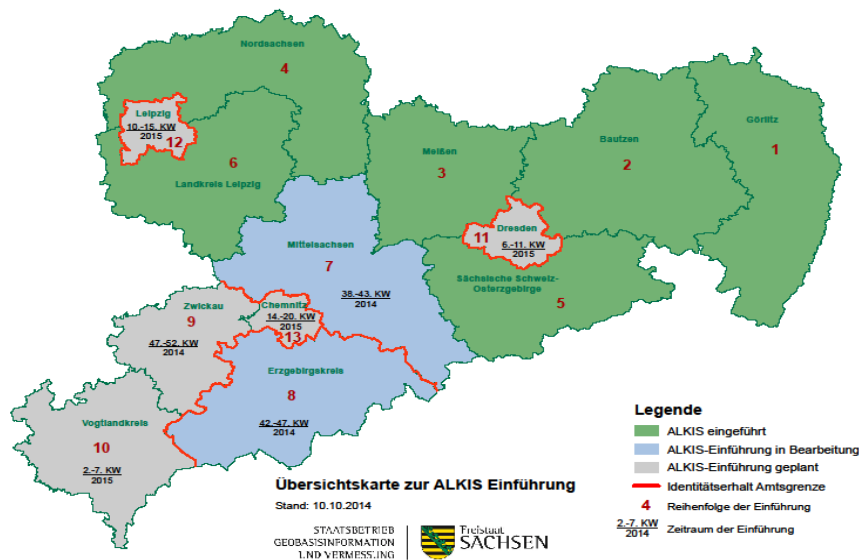


Abbildung 1: Stand der ALKIS-Einführung Landkreise (KÄSTNER 10/2014)

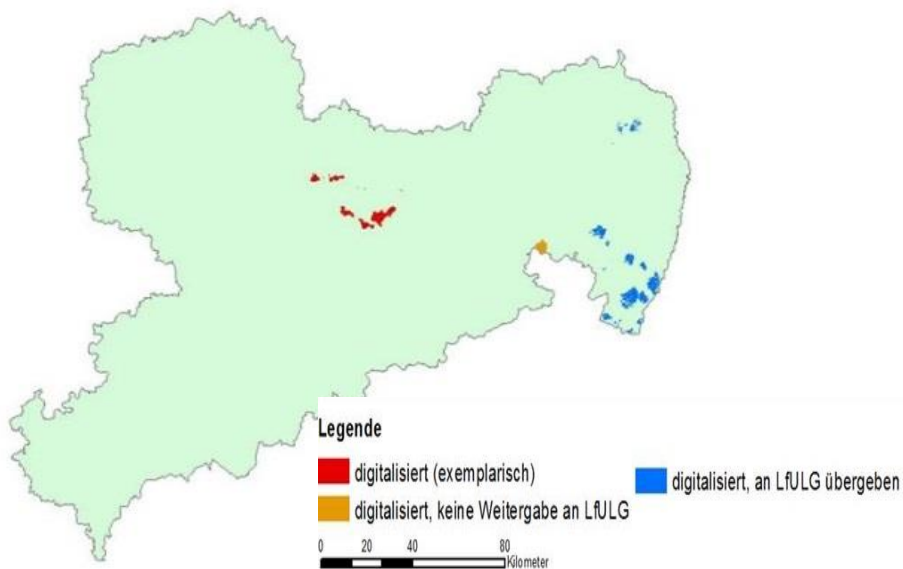


Abbildung 2: Stand der Digitalisierung (KÄSTNER 10/2014)

Anzahl der Gemarkungen in Sachsen: 6.000, davon im

- LK Görlitz 30,
- LK Meißen 15,
- LK Bautzen 1

digitalisiert

(Grablöcher: 1,5 % digitalisiert innerhalb der digitalen Schätzungsflächen)

Im LfULG umfassten die Arbeiten 2014 konzeptionelle, analytische und Präsentationsaufgaben.

Sachstand konzeptionelle Arbeiten LfULG

- Das LfULG verfolgt zwei Auswertungsvarianten der digBSD (nicht übersetzte und übersetzte Bodenschätzungsdaten in die gültige deutsche Bodennomenklatur in 5. Auflage, KA5). Primär (ab 2015) werden die nicht übersetzten digBSD zur Bewertung von Bodenfunktionen ausgewertet und nutzerbezogen in großmaßstäbigen Darstellungen zur Verfügung gestellt. Sachsen kann für diese Auswertevariante die Erfahrungen anderer Bundesländer nutzen. Es fanden erfolgreiche Arbeitstreffen mit Kollegen aus Hessen und Thüringen mit Demonstrationsvorführungen der in Hessen entwickelten ORACLE- und Methodendatenbank und der thüringischen CADENZA-Anwendung statt.
- Eine Kooperationsvereinbarung, unterzeichnet durch die Präsidenten des sächsischen und hessischen Landesamtes, ermöglicht die Teilübernahme der hessischen Auswertemethodik für die nicht übersetzten Bodenschätzungsdaten.
- Erarbeitung des IT-Grobkonzeptes und IT-Fachkonzeptes zur Implementierung der digBSD in das Fachinformationssystem Boden (FIS Boden) Modul Bodenschätzung
- Konzipierung, Betreuung und Abnahme des Werkvertrages „Schnittstelle IMPORT FESCH-Punktdaten in FIS Boden (FEBO)“

Sachstand Datenanalyse LfULG

- Test unterschiedlicher IMPORT-Softwarelösungen zum Auslesen der .xml Dateien (FME, NAS Reader, Quantum GIS, HE-RP Methode (**HE**ssen-**R**heinland**P**falz)). Das LfULG nutzt die FME Software.
- Zur technisch-logischen Kontrolle der ausgelesenen digBSD wurden Algorithmen erarbeitet und angewendet.
- Technische Schnittstelle für die Überführung der FESCH-Punktdaten ist realisiert.
- Laufende Koordinierung der weiteren Datenübergabe und des Qualitätsmanagements der Information durch das LfULG
- Durchführung des 6. bis 8. Arbeitstreffens der Projektgruppe Bodenschätzung der Landesämter Sachsens (PGBoschä-LÄ) für fortlaufende Klärung von Einzelfragen zu Digitalisierung, Speicherung, Kontrolle, Qualitätsmanagement der digBSD beim GeoSN, LSF und LfULG
- Vorbereitung des „ 4. Arbeitsgesprächs zur Ausweisung der Bodenschätzungsergebnisse im Liegenschaftskataster“ im Sächsischen Staatsministerium des Innern

Präsentation des Sachstandes der Bodenschätzung im LfULG

- Vortrag und Poster in Frankfurt/Main zur Tagung der AG Bodenschätzung der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) zum 80. Jahrestag der Bodenschätzung in Deutschland (Aline Kästner, Projektstelle Bodenschätzung 2013/2014)
- Vortrag in Meißen zur 12. Beratung der Vermessungsbehörden und ÖbVI Sachsens (Ruth Hoffmann, Projektleitung „Qualifizierung Bodenschätzung“)
- Schautafel Digitale Bodenschätzung – Aus „Alt“ wird „Neu“ in Rahmen der Wanderausstellung „Boden“ des LfULG (Ruth Hoffmann, Projektleitung „Qualifizierung Bodenschätzung“)

Vorhaben 2015

- Übernahme der GL-Koordinaten in die FESCH-Dateien durch das LfULG notwendig

- Bildung einer Bundesländer übergreifenden „Projektgruppe Methodenentwicklung“ für einheitliche Auswertemethoden von Rheinland-Pfalz über Hessen, Thüringen bis Sachsen
- Konzipierung, Ausschreibung, Betreuung eines Werkvertrages zur technischen „Schnittstelle IMPORT ALKIS-Flächendaten in FIS Boden (ALBO)“, um die Aussagen des Bodenschutzes zu Funktionen und Empfindlichkeiten in den Maßstab der Planungs- und Genehmigungsvorhaben zu integrieren
- Entwicklung eines fachlichen Qualitätsmanagements der FESCH-Punktdaten
- Entscheidungsfindung zum web-basierten Datenzugriff für externe Nutzer auf großmaßstäbige bodenfunktionale und bodensystematische Auswertungen der digBSD

9 Kurze Reflexion von Veranstaltungen bzw. Aktivitäten

9.1 Workshop zu MNA-Konzepten

Christina Illgen – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) lud am 19.03.2014 zur Veranstaltung „MNA-Konzepte – Grundlagen und Vorgehensweise bei Monitored Natural Attenuation“ nach Dresden-Pillnitz ein.

Bei der Fortbildung für Bodenschutzbehörden und interessierte Sachverständige und Pflichtige konnten sich die insgesamt 60 Teilnehmer zu Inhalten natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung informieren.

Die Veranstaltung fand als Förderprojekt der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) des Länderfinanzierungsprogramms an 12 weiteren Terminen bundesweit statt. Grundlage der Veranstaltung bildet das von der LABO veröffentlichte Positionspapier „Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung bei der Altlastenbearbeitung“ (2009).

Ziel der Fortbildung war es, die für den behördlichen Vollzug wesentlichen Inhalte des Positionspapiers zu vermitteln. Im Vordergrund standen dabei die gestufte Vorgehensweise beim Prüfen der Voraussetzungen für ein MNA-Konzept und der behördliche Entscheidungsprozess. Außerdem wurde auf die methodischen Grundlagen zum Nachweis von Schadstoffminderungsprozessen anhand von Anwendungsbeispielen eingegangen.

Die Vorträge der externen Referenten können unter http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_4.13/index.jsp heruntergeladen werden.

9.2 SALKA-Schulungen

Sabine Gruhne – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Am 09. und 10.10.2014 fanden wieder SALKA-Schulungen für Behörden statt. Das LfULG organisierte die Schulungen in den Räumen des IT-Trainingshaus in Dresden und führte diese mit Unterstützung der SALKA-Entwicklerfirma (CC – Computersystem und Kommunikationstechnik GmbH, Dresden) durch.

Den Teilnehmern aus den Bodenschutzbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte, der Landesdirektion Sachsen und dem Staatsbetrieb Sächsisches Immobilien und Baumanagement (SIB) wurden die Programmfunktionalitäten und die technische Funktionsweise des Programms erläutert. An den Vortragsteil schloss sich ein Übungssteil, bei dem auch konkrete Fragen aus der alltäglichen Arbeit geklärt werden konnten.

Insgesamt nutzten 21 Teilnehmer die Gelegenheit, ihre Kenntnisse zu den Dateninhalten im SALKA und ihre Fähigkeiten im Umgang mit dem Programm zu vertiefen. Außerdem wurden ihnen Informationen über die derzeitigen Programmentwicklungen gegeben.

9.3 Aktualisierung Projekthandbuch Altlastenfreistellung

Christina Lausch – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Die ARGE AFC Sachsen war vom SMUL beauftragt, erforderlich gewordene Ergänzungen und Aktualisierungen im Projekthandbuch PHB zu folgenden Sachverhalten vorzunehmen:

- neue bzw. geänderte Regelungen zu HOAI
- geänderte Regelungen/Bezeichnungen zum Arbeits- und Gesundheitsschutz (neue DGUV-/TRGS-Regelungen)
- Verwendung des neu erstellten Formblatts zur Abfallentsorgung bei gefährlichen Abfällen
- Abgleich von Angaben zur Probennahme/Datenerfassung von Schichtenverzeichnissen

Unter dem Link <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/12477.htm> wurden folgende Anlagen aktualisiert:

- A1_1.3.1 Muster-Leistungsbeschreibung_OU
- A1_1.4.1 Muster-Leistungsbeschreibung_DU
- A1_1.6.2 Standardformulierung zur Ausschreibung_Sanierungsplanung
- A1_1.8.1 Muster-Leistungsbeschreibung_Überwachung/Nachsorge
- A1_1.9.1 Muster-Leistungsbeschreibung_Bauoberleitung
- A1_1.9.2 Muster-Leistungsbeschreibung_örtliche Bauüberwachung
- A1_1.9.3 Muster-Leistungsbeschreibung_Fremdüberwachung
- A2_2.1.8 Entsorgung gefährlicher Abfälle – Bestätigung der Nachweisführung durch die zuständige Abfallbehörde
- A2_2.2.1 Muster-Leistungsverzeichnis VOB – Kleinrammbohrungen (OU, DU)
- A2_2.2.2 Muster-Leistungsverzeichnis VOB – Schlauchkernbohrungen (OU, DU)
- A2_2.2.3 Muster-Leistungsverzeichnis VOB – Grundwassermessstellen (OU, DU)
- A2_2.2.5 Muster-Leistungsverzeichnis VOL – Technische Leistungen bei der Grundwasserentnahme (OU, DU, MON)

9.4 Weiterbildung 2014 „Grundwassermonitoring und -probennahme“

Dr. Peter Börke – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Eike Barthel – Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt

Jörg Kunze – Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg

Resümee

Mit einem Teilnehmerrekord von 172 Besuchern fand vom 20. bis 22. November 2014 die zweijährliche Weiterbildungsveranstaltung des Arbeitskreises Grundwasserbeobachtung statt, in diesem Jahr in der Heimvolkshochschule am Seddiner See. Dem Arbeitskreis gehören Vertreter der Wasserwirtschafts- und Geologiebehörden aus den Ländern Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen sowie des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung Leipzig-Halle an.

Thomas Avermann, Leiter der Abteilung Ökologie, Naturschutz, Wasser im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg begrüßte die Teilnehmer und eröffnete die Veranstaltung. Im Anschluss referierte Mathias Weiland vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) zu den Herausforderungen des 2. Bewirtschaftungsplanes nach Wasserrahmenrichtlinie. Besonderes Augenmerk wird demzufolge künftig sowohl auf den Nachweis der Wirksamkeit von ergriffenen Maßnahmen auf den Grundwasserzustand als auch auf die Berücksichtigung von Spurenstoffen, insbesondere den pflanzenschutzrechtlich nicht relevanten Metaboliten, zu legen sein. Über die aktuelle Situation dieser Stoffe in Deutschland und auch zu bundesweiten Arzneimittelfunden im Grundwasser berichtete Rüdiger Wolter vom Umweltbundesamt.

Eine qualitätsgerechte Probennahmetechnik und sorgfältige Organisation der Probennahme gehören zu den Grundvoraussetzungen für die Qualitätssicherung und bilden quasi den Fehler „vor dem Komma“, wie an zwei Vorträgen von praxiserfahrenen Referenten deutlich wurde. Karin Kuhn vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) gab einen Überblick zum Bearbeitungsstand des Handbuchs Grundwasserbeobachtung und den bislang in dieser Reihe erschienenen drei länderübergreifenden Merkblättern. Dem „Fehler nach dem Komma“ widmeten sich Moana Engelke und Dr. Helen Stahnke vom Landeslabor Berlin-Brandenburg am Beispiel der Analytik von Pflanzenschutzmitteln und deren Metaboliten.



Abbildung 1: Auditorium während des Vortragsteils

(Foto: Simona Kahle, Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt)

Einen eindrucksvollen Einblick in den Lebensraum Grundwasser gaben Dr. Heide Stein und Dr. Hans-Jürgen Hahn vom Institut für Grundwasserökologie aus Landau mit einer Tierschau und anschaulichen Erläuterungen.

Die Altersbestimmung von Grundwässern ist ein wichtiger Baustein zur Bewertung und Abgrenzung natürlicher geogener und anthropogener Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit. Dieses Thema wurde in zwei Vorträgen behandelt. Der Urananreicherung im Grundwasser als Folge eines Zusammenspiels geogener und anthropogener Faktoren und den Ergebnissen diesbezüglicher Untersuchungen widmete sich Dr. Beate Schwerdtfeger vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern.

Wie können und sollten Behörden und andere Institutionen sowie Ingenieurbüros hydrogeologische Kartenwerke und Daten beim Bau von Grundwassermessstellen berücksichtigen? Dieser wichtigen Frage ging Dr. Dieter Feldhaus vom Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen Anhalt (LAGB) auf den Grund. Kerry F. Paul vom Ingenieur- und Beratungsbüro für Brunnenbetriebstechnik und -instandhaltung GmbH aus Berlin vertiefte dann die Thematik der Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes mit erhöhtem bindigem Anteil. Die Ammoniumproblematik im Grundwasser Brandenburgs und speziell in Kippengrundwasserleitern von Tagebauen wurde in zwei Vorträgen der TU Cottbus und Dresden mit dem Fazit diskutiert, nicht nur die Eintragsquellen, sondern auch die hydrogeochemischen und biochemischen Prozesse im Sediment näher zu untersuchen.

In den Veranstaltungspausen gab es Gelegenheit, im Rahmen der Thematik Probennahme zweckdienliche und moderne Messtechnik zu begutachten und von den verschiedenen Anbietern erläutert zu bekommen. Weiterhin wurden neben den Vorträgen wissenschaftliche Arbeiten als Poster zur Information angeboten.

Nahezu alle Teilnehmer nahmen am Praktikum im Wasserwerk Potsdam (Leipziger Straße) teil. Hier wurden an fünf Stationen unterschiedliche Themen wie zum Beispiel die Salzaufstiegsproblematik und Arbeitsschutz-

maßnahmen in Brunnenstuben angeboten. Selbstverständlich fand in diesem Rahmen auch die Vorführung einer klassischen Grundwasserprobennahme mit Erläuterungen zur eingesetzten Technik statt.

Die Veranstaltung endete am dritten Tag mit einer Fachexkursion in den Museumspark Rüdersdorf. Hier konnten die Teilnehmer hautnah die Geschichte des Abbaus und der Verarbeitung des Kalksteins sowie den Aufbau einer modernen Zementindustrie erleben.



Abbildung 2: Teilnehmer während des Praktikums im Wasserwerk Leipziger Straße in Potsdam (Vorführung von Grundwasserprobennahmetechnik)

(Foto: Dr. Peter Börke, LfULG)

Insgesamt kann für die Weiterbildung festgehalten werden, dass die Kombination von theoretischen Grundlagen und der praktischen Anwendung einen guten Zuspruch erfahren hat und dass die Möglichkeit eines fachlichen Erfahrungsaustausches und einer breiten Diskussion von den Teilnehmern rege genutzt wurde.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Christina Illgen, Sabine Grühne, Heiko Ihling, Dr. Natalja Barth, Kati Kardel,
Anne Beuge, Holger Forberg, Dr. Peter Börke, Toralf Schaarschmidt,
Ruth Hoffmann, Christina Lausch, Aline Kästner -
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Gerd Knab, Dieter Wenske, Andreas Rost -
IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH Nordhausen
Beate Klöcking, Bernd Pfützner -
Büro für Angewandte Hydrologie Berlin München
Frank Reinicke - Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung Halle
Michael Dilbat - GEOMONTAN mbH Freiberg
Claus Nitsche, Norbert Hüsers, Stephan Klotzsch, Theresa Albert -
GICON/BGD Dresden
Tilo Vogel - Imprägnierwerk Wülknitz GmbH
Dr. Sabine Willscher, Maximilian Schaum, Josef Goldammer, Martin Franke,
Denise Kühn –
TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten

Redaktion:

Christina Lausch
LfULG, Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe/Referat Boden, Altlasten
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden
Telefon: +49 351 8928-4209
Telefax: +49 351 8928-4099
E-Mail: Christina.Lausch@smul.sachsen.de

Fotos:

Titel: Heiko Ihling, LfULG
(Geologische Profilaufnahme am Lysimeterkern im WSG Diehsa)
weitere wie angegeben

Redaktionsschluss:

11.12.2014

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

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

Verteilerhinweis

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

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

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