



Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell

Schriftenreihe, Heft 26/2015



Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell

Sabine Gruhne, Christina Illgen, Dr. Peter Börke, Kati Kardel, Dr. Ingo Müller, Dr. Natalja Barth,
Holger Forberg, Ulrike Hennig, Katrin Zander, Christina Görner, Heiko Ihling, Toralf Schaarschmidt
Ralf Sinapius
Dr. Claus Nitsche, Philipp Dost
Carolin Kaufmann-Boll
Dr. Sabine Willscher, Pia Weber, Denise Kühn

1	Internationales Interesse am Sächsischen Altlasten-, Boden- und Grundwassermonitoring.....	4
2	Bewertung der Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen auf der Kippe des ehemaligen Tagebaus Witznitz	6
2.1	Einleitung.....	6
2.2	Aufgaben- und Zielstellung.....	6
2.3	Beprobung des Untersuchungsgebietes auf der Kippe Witznitz.....	7
2.4	Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates	10
2.4.1	Ergebnisse der geochemischen Untersuchungen des Kippsubstrates.....	10
2.4.2	Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates	15
2.5	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	17
2.6	Literatur	19
3	Ereignisanalyse Hochwasser 2013 – Teil Grundwasser	21
3.1	Grundwasser	21
3.2	„Grundhochwasser 2013“	23
3.3	Literatur	28
4	Ereignisanalyse Hochwasser 2013 – Teil Boden.....	29
4.1	Untersuchungskampagne.....	29
4.2	Ergebnisse	30
4.3	Diskussion und Schlussfolgerungen.....	34
4.4	Literatur	35
5	Aktualisierung und Ergänzung der Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden Sachsens	37
5.1	Einleitung.....	37
5.2	Datenbasis und Datenvorbereitung	38
5.3	Ableitung der Hintergrundwerte	40
5.4	Vergleich mit den bisherigen Hintergrundwerten.....	41
5.5	Vergleich mit den Vorsorgewerten der BBodSchV	43
6	Einrichtung einer neuen Boden-Dauerbeobachtungsfläche vom Typ II im Lehr- und Versuchsgut Köllitsch	45
6.1	Veranlassung und Aufgabenstellung	45
6.2	Standortoptimierung und Einrichtung der BDF	46
6.3	Beschreibung des Bodenprofils.....	50
6.4	Fotodokumentation des Bodenprofils	52
7	FIS Boden-Datenbank/Boden-Dauerbeobachtung	54
8	Sächsisches Altlastenkataster – Statistische Auswertung 2015	56
8.1	Auswertung Sachsen.....	56
8.2	Auswertung Landkreise	58
9	Laborative Bestimmung der ENA-Abbaurrate am Standort Imprägnierwerk Wülknitz durch Sulfatreduktion	62
9.1	Einführung	62
9.2	Vorgehen.....	63
9.3	Ergebnisse	64
9.4	Zusammenfassung	70
9.5	Literatur	71

1 Internationales Interesse am Sächsischen Altlasten-, Boden- und Grundwassermonitoring

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

Im Rahmen einer Kooperation zwischen dem Geologischen Dienst von Namibia und der Beak Consultants GmbH wurde das LfULG angefragt, ausgewählte Arbeitsbereiche und Standorte zwei Mitarbeitern vom Geologischen Dienst Namibias vorzustellen. Die beiden Mitarbeiter aus dem Bereich Bergbausanierung und Umweltmonitoring verschafften sich einen Überblick über aktuelle Projekte zur Altlastenuntersuchung, -bewertung und -sanierung in Sachsen und lernten Methoden sowie Werkzeuge des Boden- und Grundwassermonitorings kennen.

An zwei Tagen konnte den Gästen eine Einführung in die Thematik Boden, Altlasten und Grundwasser gegeben werden, mit den dazugehörigen Fachinformationssystemen Sächsisches Altlastenkataster (SALKA), Boden und Landesmessnetz Grundwasser.

Die von Mitarbeitern des Referates Boden, Altlasten am Standort Freiberg vorbereitete Führung beinhaltete zunächst eine Einführung in die Altlastenthematik des Freistaates Sachsen. Die Referatsleiterin Antje Sohr erläuterte, welche gesetzlichen Grundlagen für die Altlastenbearbeitung vorliegen und wie unsere Landesbehörden organisiert sind. Des Weiteren wurde die Funktionsweise der Fachinformationssysteme SALKA und der Bodendauerbearbeitungsflächen (BDF) vorgestellt. Als gelungenes Praxisbeispiel gab Dr. Christin Jahns von der SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH einen Einblick in die Sanierungshistorie eines der bedeutendsten Revitalisierungskomplexe in Sachsen. Der Exkursionsteil am Nachmittag führte alle Teilnehmer zunächst zur BDF Hilbersdorf. Die dort verwendete Messtechnik wurde ausführlich erläutert und es wurde auf Besonderheiten des Standortes eingegangen. Anschließend erklärte Frau Dr. Jahns die durchgeführten Sanierungsarbeiten am Hüttenstandort Freiberg auf dem Betriebsgelände der SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH und die Sanierung der Spülhalden am David-schacht.



Abbildung 1: Besichtigung der BDF-Hilbersdorf und des Betriebsgeländes der SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH

(Fotos: Christina Illgen, LfULG)

Das Referat Siedlungswasserwirtschaft, Grundwasser des LfULG und der Fachbereich Messnetzbetrieb Wasser und Meteorologie Radebeul der BfUL gestalteten den zweiten Tag. Zunächst gab Referatsleiter Dr. Peter Börke einen Überblick über die Geschichte und die Aufgaben des Landesgrundwasserdienstes, wobei die Ausführungen zum Bau von Grundwassermessstellen auf besonderes Interesse stießen. Auch Fragen zum Umfang der Untersuchungen, zur Qualitätssicherung und der Hydrologie wurden angesprochen.

Auf dem Gelände der BfUL in Radebeul-Wahnsdorf wurde am Nachmittag die Grundwasserprobennahmetechnik an einer Grundwassermessstelle vorgeführt. Besonders wichtig waren für die Teilnehmer aus Namibia die Möglichkeiten der automatisierten On-site-Parameterbestimmung für das hydraulischen Abbruchkriterium und praktische Erfahrungen mit Unterwassermotorpumpen. Dabei konnten die Techniker der BfUL direkt bei einem unmittelbaren Problem mithelfen.



Abbildung 2: Teilnehmer der Vorführung von Grundwasserprobennahmetechnik in Radebeul-Wahnsdorf

(Foto: BfUL)

Für die beiden Gäste vom Geologischen Dienst Namibia war es eine exzellente Möglichkeit, die Arbeiten in Sachsen hinsichtlich Altlastenmanagement, Boden- und Grundwassermonitoring kennenzulernen und Erfahrungen für eine Umsetzung in Namibia zu sammeln.

2 Bewertung der Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen auf der Kippe des ehemaligen Tagebaus Witznitz

Sabine Willscher, Pia Weber, Denise Kühn – TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
Heiko Ihling, Toralf Schaarschmidt – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

2.1 Einleitung

Von ehemaligen Standorten des Braunkohletagebaus gehen nach deren Stilllegung Beeinträchtigungen der Umwelt, die Grund- und Oberflächenwasserqualität aus. Durch die biogeochemisch katalysierte Verwitterung von Pyrit gelangen erhöhte Frachten an Eisen, Sulfat und Schwermetallen in das Grundwasser, das durch einen sauren pH-Wert gekennzeichnet ist. Die Grundwasserströmung transportiert die Stoffe in die aquatische Umwelt und diffuse Stoffeinträge beeinträchtigen die Oberflächengewässer.

In Nachbarschaft der Kippe Witznitz, die sich im südlichen Raum von Leipzig befindet, wurde eine Verockerung der Pleiße festgestellt. Infolge von Grundwassereinträgen unterliegt das Gewässer erhöhten Eisenkonzentrationen, die durch Bildung von Eisenhydroxid zur Verockerung der Pleiße beitragen.

Neben Eisen und Sulfat werden bei ehemaligen Tagebaugebieten erhöhte Konzentrationen an Ammonium nachgewiesen, die durch biogeochemische Oxidation von Huminstoffen mit Eisen(III) in der Kohle verursacht werden.

Für den ehemaligen Tagebau Witznitz muss ein geeignetes Sanierungsverfahren gefunden werden, um in Zukunft erhöhte Stoffeinträge, primär von Eisen und Sulfat, in das Grundwasser und in die Pleiße zu verhindern.

Nach derzeitigen Einschätzungen wird auch in den kommenden 100 Jahren Eisen in die Pleiße eingetragen. Laut LMBV kann es in diesem Zeitraum noch zu einer Erhöhung der Eisen-Frachten um bis zu 13 % kommen (WEBER 2015).

2.2 Aufgaben- und Zielstellung

Im Ergebnis der Bewertung des Zustands der Grundwasserkörper (GWK) in Sachsen im Juni 2014 ergaben sich fünf GWK, bei denen ein schlechter Zustand auf Grund der Ammonium- und Sulfatbelastung zu verzeichnen ist: SAL GW 059, SE 1-1, SP 2-1, SP 3-1 und NE 1-1 (NE 1-1 nur ammoniumbelastet). Es handelt sich in allen fünf Fällen um vom Braunkohlebergbau beeinflusste GWK. In den im schlechten Zustand befindlichen GWK sind die hohen Eisen-, Ammonium- und Sulfatkonzentrationen v. a. auf die Kippenbereiche bzw. die Abstrombereiche der Kippen-GWL konzentriert.

Schwerpunkte der in diesem Forschungsvorhaben durchgeführten Untersuchungen waren eine tiefenorientierte biogeochemische Charakterisierung der gewonnenen Kippsubstratproben sowie von Grund- und Sickerwasserproben 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 Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) Sachsen bzw. mit dem derzeitigen Eigentümer dieser Flächen, der LMBV. Die Beprobung der Messstellen erfolgte dabei in zwei Etappen 2013 und 2014.

In den hier durchzuführenden Untersuchungen sollten verschiedene Fragestellungen für den ehemaligen Tagebaubereich Leipzig-Süd beantwortet werden, die sich auf die unterschiedlichen geologischen Verhältnisse im Vergleich zur Lausitz (vermehrtes Vorkommen bindiger Substrate in Leipzig-Süd) sowie auf die Eigenschaften und Auswirkung der Decksubstrate bzw. der Oberflächenbewirtschaftung beziehen. Dabei sollten vor allem die Auswirkungen der unterschiedlichen Bedingungen auf die mikrobiellen und geochemischen Prozesse im Kippenuntergrund untersucht werden.

Schwerpunkte waren dabei:

- (a) Einflüsse der Zusammensetzung des Kippsubstrates (hier sind Bestandteile von Geschiebemergel und andere bindige Substrate enthalten)
- (b) Auswirkungen der langzeitigen Melioration und Rekultivierung sowie der anschließenden langjährigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung
- (c) Auswirkung der Zugabe von Kalk auf bestimmten Flächen
- (d) Auswirkung der Zugabe von Kalk und Klärschlammkompost auf bestimmte Flächen
- (e) Einfluss der Bepflanzung der Flächen mit bestimmten Sanierungspflanzen zur Sickerwasserminde- rung (Gräser, Leguminosen)
- (f) Einfluss des erhöhten Grundwasserstandes nach der Beendigung der Sumpfungsmaßnahmen

Einen Schwerpunkt bei diesen Untersuchungen stellten die Einflüsse der o. g. Parameter auf die Versauerungsprozesse im Kippenmaterial sowie auf die Abbauprozesse des huminstoffhaltigen Kippsubstrates unter Freisetzung von Ammonium dar.

2.3 Beprobung des Untersuchungsgebietes auf der Kippe Witznitz

Eine Beschreibung des Untersuchungsgebietes erfolgte bereits mit der Darstellung erster Ergebnisse in WILL-SCHER et al. (2014). Dort wurde sowohl die Lage des Untersuchungsstandortes beschrieben als auch eine kurze Historie des ehemaligen Tagebaubereiches dargestellt.

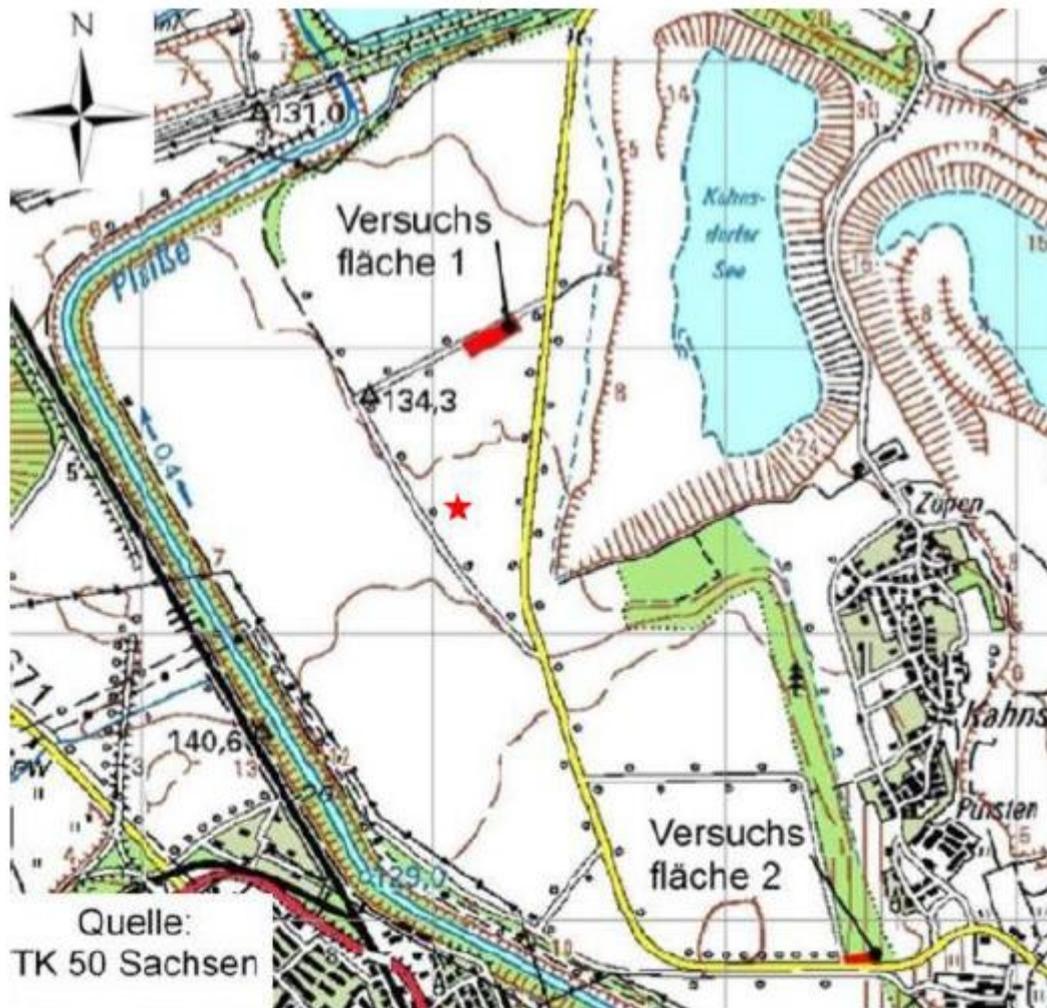


Abbildung 1: Überblick über die Versuchsflächen

(HAFERKORN et al. 2011)

Abbildung 1 gibt noch einmal einen Überblick über die beprobten Flächen. Dabei wurde ein Standort neben einem Lysimeter beprobt (3 Probenahmen, Tabelle 1, in Abbildung 1 mit einem Stern gekennzeichnet). Weiterhin wurde eine Grundwassermessstelle (GWM) mit flachem Grundwasserstand auf dieser Fläche beprobt sowie die Sickerwässer und Abläufe der beiden Lysimeter mit Kippsubstrat von der Fläche Witznitz.

Weitere Probenahmen erfolgten auf der Versuchsfläche 1 (Abbildung 1; 2 Feststoffprobenahmen, Tabelle 1) und eine Grundwasserprobenahme (Tabelle 2).

Auch die Versuchsfläche 1 wies nur eine geringe Kulturschicht von maximal 1 m mit darunterliegenden tertiären Kippsubstraten auf (Abbildungen 1 und 3). Hier waren keine Kalkung mit Tiefenmelioration und anschließende mineralische Düngung erfolgt (Tabelle 1). Die Bepflanzung erfolgte jeweils mit Luzerne oder Knaulgras. Beide Flächen wiesen nur geringe Grundwasserflurabstände (1–3 m) auf.

Die Versuchsfläche 2 wurde mehrfach beprobt (Tabelle 1). Dort besteht eine 2 bis 5 Meter mächtige Deckschicht über dem Kippsubstrat (Abbildung 1), die auch Geschiebelehm enthält. Auf der Oberfläche dieses Versuchsareals erfolgte eine organische Düngung (Zugabe von Klärschlammkompost) und eine Bepflanzung mit Luzerne bzw. Knaulgras.

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

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

Tabelle 2: Durchgeführte Probennahmen von verschiedenen Grund- und Sickerwässern auf der Braunkohlekippe Witznitz während der gesamten Probennahmezeit 2013 und 2014

GW-Probe	Ort der Probennahme	Zeit der Entnahme	Düngung der Oberfläche
GW 1	GWM an der Lysimeterstation (Teufe 3 m)	November 2013	Gärreste
GW 2	Fläche zw. Lys. und VF I (Teufe 38 m)	November 2013	
GW 3	Versuchsfläche 1-4, Luzerne (Teufe 3 m)	Mai 2014	Kalk, Tiefenmelioration
GW 4	Versuchsfläche 2-1 (Knautgras, 31 m)	Mai 2014	Klärschlammkompost
SiWa 5	Lysimeter 13/1 (1,5 m)	Mai 2014	Gärreste
SiWa 6	Lysimeter 13/1 (2,5 m)	Mai 2014	Gärreste
SiWa 7	Lysimeter 13/1 (Ablauf)	Mai 2014	Gärreste
SiWa 8	Lysimeter 13/2 (1,5 m)	Mai 2014	Gärreste
SiWa 9	Lysimeter 13/2 (2,5 m)	Mai 2014	Gärreste
SiWa 10	Lysimeter 13/2 (Ablauf)	Mai 2014	Gärreste
GW 11	GWM an der Lysimeterstation (Teufe 3 m)	Mai 2014	Gärreste
GW 12	Fläche zw. Lys. und VF I (Teufe 38 m)	Mai 2014	

Die Beprobung der Festsubstrate erfolgte über Rammkernsondierungen; die beprobten Teufen sind in Tabelle 1 angegeben. Die Probenahme, auch der untersuchten Grund- und Sickerwässer, erfolgte jeweils parallel aerob und anaerob. Neben den Festsubstraten wurden vier GWM z. T. mehrfach beprobt (Tabelle 2), weiterhin die Sickerwässer der Lysimeter in verschiedenen Teufen (1,50 m; 2,50 m) und deren Abläufe (Tabelle 2). Insgesamt wurden 101 Proben auf verschiedene geochemische und mikrobielle Parameter untersucht.

Von allen entnommenen Substrat- und Wasserproben wurden die physikalisch-chemischen (pH-Wert, elektrolitische Leitfähigkeit, Redoxpotential) bzw. ausgewählte geochemische Parameter (TOC, TIC, S-Spezies, Eluatkonzentrationen an gelöstem Eisen_{gesamt}, gelöstes Eisen(II), Sulfat, Ammonium, Nitrat und Nitrit, DOC, DIC) ermittelt. Auch die Konzentrationen an Mangan (Mn), Zink (Zn), Nickel (Ni), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg), Aluminium (Al) und Arsen (As) wurden in den Eluaten bzw. in den beprobten Grund- und Sickerwässern bestimmt.

Zur Charakterisierung der biogeochemischen Umsatzprozesse in den Substraten bzw. den beprobten Wässern wurde das Vorkommen verschiedener Mikroorganismengruppen und von verschiedenen Enzymen teufenabhängig quantifiziert. 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. Eine kurze grundlegende Beschreibung dieser mikrobiellen Untersuchungsmethodik erfolgte bereits in IHLING et al. (2013).

2.4 Ergebnisse der geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates

Erste Ergebnisse der im Untersuchungsgebiet durchgeführten biogeochemischen Charakterisierungen der Festsubstrate wurden bereits in WILLSCHER (2014) dargestellt. Einzelne charakteristische teufenabhängige Ergebnisse sollen hier kurz veranschaulicht werden. Auf Grund des hier limitierten Platzes können nur ausgewählte Ergebnisse grafisch dargestellt werden.

2.4.1 Ergebnisse der geochemischen Untersuchungen des Kippsubstrates

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen als Beispiele die teufenabhängige Zusammensetzung des Kippsubstrates bezüglich des organischen Kohlenstoffs im Festsubstrat sowie an mineralischen Disulfiden. Mit diesen Bestimmungen ist es sehr gut möglich, die Lage der tertiären kohligen Kippsubstratschichten im Untergrund zu lokalisieren und deren Gehalt an verschiedenen S-Spezies zu ermitteln.

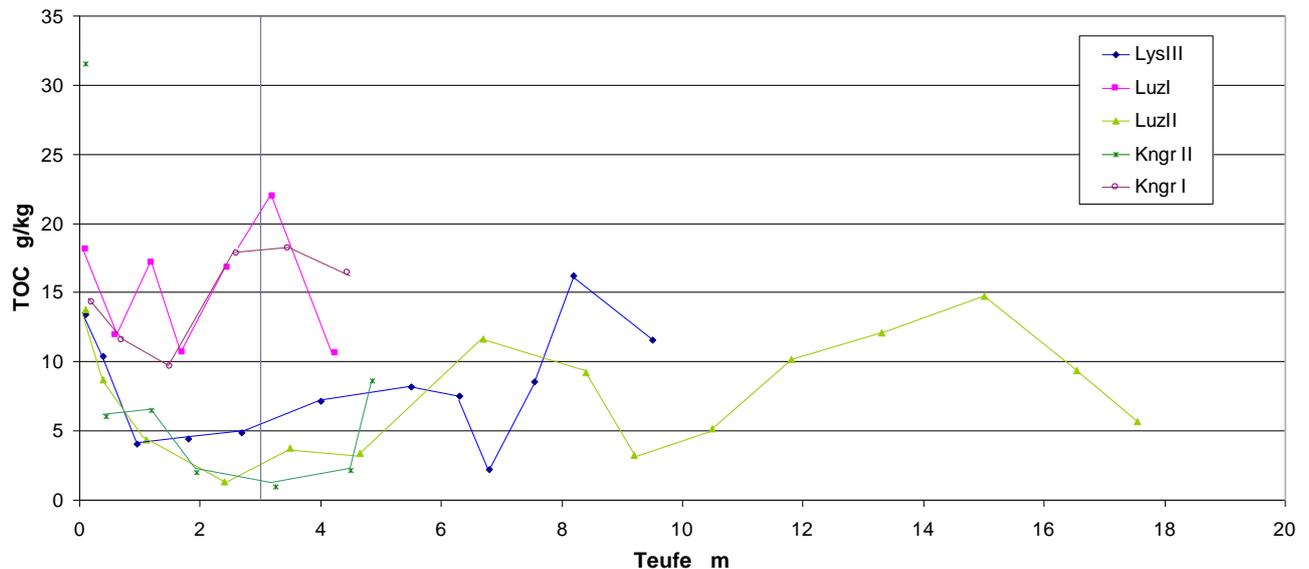


Abbildung 2: Vergleich der Gehalte an organischem Kohlenstoff (TOC) für die verschiedenen beprobten Flächen (am Lysimeter, Versuchsfläche I jeweils mit Luzerne und Knaulgras sowie Versuchsfläche II mit beiden Bepflanzungen)

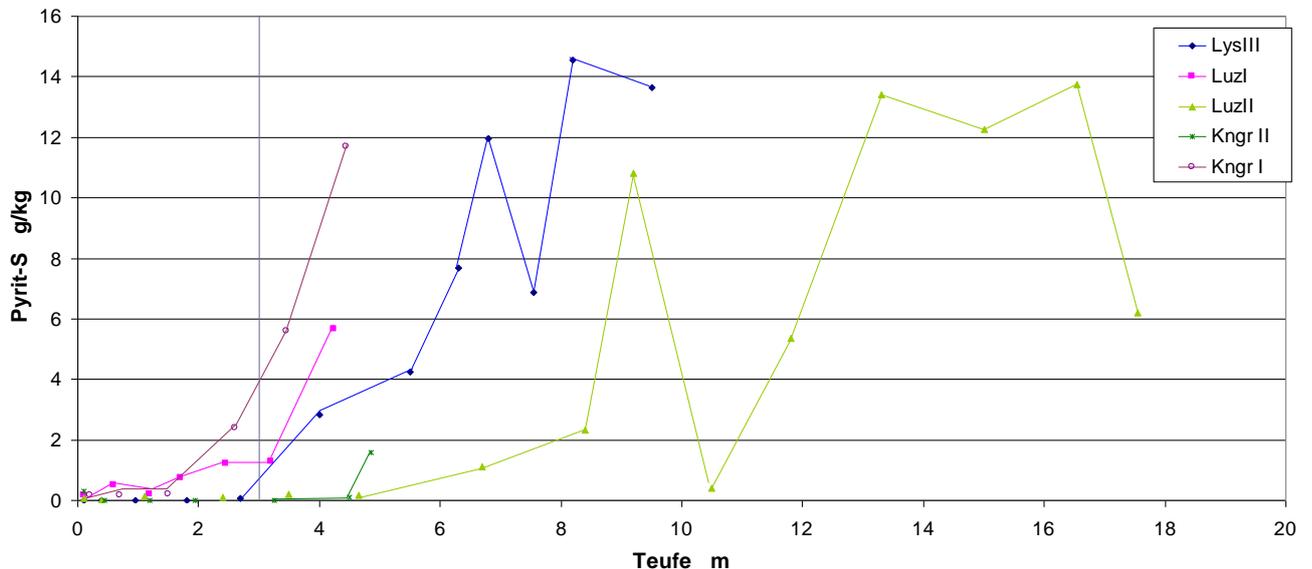


Abbildung 3: Vergleich der Gehalte an mineralischen Disulfiden für die verschiedenen beprobten Flächen (am Lysimeter, Versuchsfläche I jeweils mit Luzerne und Knaulgras sowie Versuchsfläche II mit beiden Bepflanzungen)

Alle anderen Parameter hängen im Wesentlichen von diesen beiden geochemischen Grundcharakteristika ab. Durch die biogeochemische Verwitterung der tertiären Kippsubstratschichten tritt schließlich eine Versauerung ein und gelöstes Eisen, Sulfat, Ammonium, gelöste Metalle und Arsen (bei Vorkommen von Arsenopyrit) werden mobilisiert.

Auf Grund der Verkippung des Abraums aus dem Braunkohletagebau (tertiäre Substrate) kommt es auf dem Gelände der Kippe Witznitz zu erhöhten **organischen Kohlenstoffgehalten (TOC)** im Untergrund (Abbildung 2). Entsprechend der eingesetzten Verkippungstechnologie (Absetzerkippe) können Kohlenstoffgehalte bis zu 2,2 % bereits in Oberflächennähe auftreten (bei 0,6–1,0 m Teufe, Versuchsfläche I), wie die Untersuchungen zeigen. In den hier durchgeführten Untersuchungen wurden maximale organische Kohlenstoffgehalte des Kippsubstrates von 2,2 % (Versuchsfläche I), 1,7 % (Fläche am Lysimeter) und 1,5 % (Versuchsfläche II) gemessen (Abbildung 2). Die vertikale Linie in den Abbildungen 2 bis 4 verdeutlicht den Beginn der Grundwasserzone auf der Fläche am Lysimeter bzw. Versuchsfläche I.

Entsprechende Versauerungsprozesse des tertiären Kippsubstrates können bereits oberflächennah beginnen (Vattenfall 2005). Ein Beispiel dafür stellt die Versuchsfläche I mit einem Vorkommen des tertiären Substrates bereits ab 0,6–1,0 m Teufe dar. Hier ist ein verstärktes Absinken des pH-Wertes auch bereits in dieser Teufe (ab 0,6 m) nachweisbar. Auch in größeren Teufen bis 18 m konnten, trotz bindiger Deckschichten, Verwitterungs- und Versauerungsprozesse im Kippsubstrat gemessen werden (Versuchsfläche II).

Chemisch-physikalische Parameter der Eluate

Eine gute Korrelation der pH-Werte mit den organischen C-Gehalten (TOC) des Kippsubstrates wurde festgestellt, weil im kohligem Substrat entsprechend Pyrit/Markasit enthalten sind (Abbildungen 2 und 3) und diese der biogeochemischen Verwitterung und Versauerung unterliegen. In allen drei untersuchten Versuchsflächen wurden z. T. pH-Werte in den Eluaten von < 3,0 detektiert, die mit den Messungen der BfUL und mit den Feldmessdaten (LMBV) korrelieren. Dementsprechend werden erhöhte Frachten von Acidität in Grund- und Oberflächenwasser transportiert. Eine starke Korrelation besteht auch zwischen dem pH-Wert und dem Oxidationsgrad des Schwefels im Untergrund. Mit zunehmender S-Oxidation steigt der Säuregehalt im Kippsubs-

trat an (als H_2SO_4). Die sehr niedrigen pH-Werte im Kippsubstrat bewirken auch eine Mobilisierung von hochoxidativem Fe(III) in das Poren- und Grundwasser, was zu einer weiteren verstärkten geochemischen Oxidation des Kippsubstrates beiträgt.

Die **Redoxpotenziale** sind entsprechend den Verwitterungsprozessen im Kippsubstrat stark erhöht und zeigen für den Teufenverlauf eine gute Korrelation mit den Gehalten an oxidiertem Schwefel. Die Höhe des Redoxpotenzials im Kippsubstrat wird v. a. durch die Teufenlage des Substrates bestimmt. In Proben von der Testfläche I wurden in 3 m Teufe die höchsten Redoxpotenziale mit bis zu +780 mV gemessen, was als sehr hoch einzuschätzen ist. Das verwitterte Eisen liegt hier also überwiegend als Fe(III) vor.

Die Substrate aus der Fläche neben dem Lysimeter erreichen in Teufen von 4–9 m noch Redoxpotenziale von +700 mV, was ebenfalls sehr hoch ist. In größeren Teufen der Testfläche II mit einer bindigen Deckschicht und Geschiebemergel werden von 7–18 m Teufe im Bereich des tertiären Kippsubstrates immer noch +600 mV im Eluat gemessen. Bei der Probennahme waren hier bereits Eisenkonkretionen bzw. Fe-Oxidationsrinden feststellbar und das Eluat enthält gelöstes Fe(III).

Damit besteht trotz gesättigter Zonen (Flutungsendstand bereits seit > 12 Jahren) oder bindiger Deckschichten ein erhöhtes Oxidationspotenzial im Kippenuntergrund. Tiefere Beprobungen wären hier von großem Interesse, um das Ausmaß der Verwitterungszone über die Teufe festzustellen. Bis in die größeren Teufen finden zwar geringere Sauerstoff-Transportprozesse statt, sie scheinen aber immer noch hinreichend für eine biogeochemische Fe- und S-Oxidation zu sein.

Ergebnisse für verschiedene S-Spezies in den Eluaten

In den verschiedenen Kippsubstraten wurden **Gesamt-S-Gehalte** von bis zu 1,5 % (Versuchsfläche I), 1,8 % (Fläche am Lysimeter) und 1,4 % (Versuchsfläche II) gemessen. Diese hohen S-Gehalte bzw. die Verwitterung des Pyrit-S sind die Ursache der starken Versauerung der Kippsubstrate. Bei der Verwitterung der mineralischen Disulfide können enorme Mengen an Sulfat, gelöstes Eisen und Acidität aus dem Kippsubstrat freigesetzt werden.

Die **Gehalte an Pyrit-S** steigen im Kippsubstrat ab einer Teufe von 2 m (Versuchsfläche I) stark an und erreichen 1,2 % in der Versuchsfläche I, 1,45 % in der Fläche am Lysimeter bzw. 1,4 % in der Versuchsfläche II. Ein Vergleich der Daten des Gesamt-S und des Pyrit-S zeigen, dass noch große Mengen an nicht oxidierten Sulfiden im Untergrund liegen, die für die folgenden Jahrzehnte bzw. Jahrhunderte noch ein erhöhtes Verwitterungs- und Kontaminationspotenzial darstellen.

Ein **erhöhter S-Oxidationsgrad** ist v. a. in den oberen Schichten des Kippsubstrates erkennbar, die fast vollständig verwittert sind (ungesättigte Zone). In der gesättigten Zone werden S-Oxidationsgrade von 10–80 % in Abhängigkeit von der Teufe festgestellt. Sie sinken schnell in der oberflächennahen gesättigten Zone (3–5 m Teufe) auf niedrige Werte von < 40 % bis auf ca. 10 % (18 m Teufe) ab. Damit ist für die nächsten Jahrzehnte/Jahrhunderte noch ein erhöhtes Oxidationspotenzial im Kippsubstrat gegeben, weil die bestehenden hohen Redoxpotenziale für eine weitere Verwitterungsreaktion hinreichend sind.

Die **Sulfatgehalte in den Eluaten** steigen dementsprechend auf hohe Werte von bis zu 9 g/l (Versuchsfläche I), 7,2 g/l (Fläche am Lysimeter) und 7,5 g/l (Versuchsfläche II) an. Damit ist ein erhöhtes Kontaminationspotenzial für das umgebende Grund- und Oberflächenwasser gegeben. Vergleichbare Ablaufwerte wurden auch im Langzeit-Grundwassermonitoring nachgewiesen. Damit steigen auch die elektrolytischen Leitfähigkeiten in den Poren-, Grund- und Oberflächenwässern verstärkt an.

Ein Zusammenhang besteht zwischen den Sulfatgehalten der Eluate der Kippsubstrate und deren Fe(III)-Gehalten. Gelöstes Fe(III) trägt wesentlich zur Oxidation des Pyrit-S und damit zur Bildung und Freisetzung von Sulfat bei.

Ergebnisse für verschiedene Fe-Spezies in den Eluaten

Der Verlauf der **Gehalte an gelöstem Fe(III) in den Eluaten** korreliert gut mit dem des gesamten eluierbaren Eisens (s. o.), was eine erhöhte biogeochemische Oxidation des Fe im Kippsubstrat bis zur Stufe des Fe (III) aufzeigt. Es wurden lösliche Fe(III)-Gehalte von bis zu 1,7 g/l (Versuchsfläche I) und 1,6 g/l (Fläche am Lysimeter) im oberflächennahen Bereich gemessen, im tieferen Bereich trotz des Vorkommens einer bindigen Deckschicht noch bis zu 0,8 g/l. Diese Daten stimmen gut überein mit den Fe-Oxiden (Fe-Konkretionen und -Oxidationsrinden), die immer wieder an der Oberfläche von Kohlepartikeln oder an Tonpartikeln bis in eine Tiefe von 17 m bei der Probennahme beobachtet wurden. Fe(III) besitzt ein hohes Oxidationspotenzial und kann im Kippenuntergrund zu weiteren Oxidationsprozessen des Kippsubstrates führen, in tieferen Zonen auch bei Abwesenheit von Sauerstoff.

Die gemessenen **Gehalte von Fe(II) in den Eluaten** des Kippsubstrates zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die Pyritgehalte. Dies verdeutlicht die ablaufenden Oxidationsprozesse im Kippenuntergrund, bei denen zuerst Fe(II) aus Pyrit freigesetzt wird, dieses mikrobiell oxidiert wird und schließlich wieder mit verfügbarem Pyrit reagiert, wobei erneut Fe(II) entsteht.

Die Fe(II)-Gehalte in den Eluaten reichen von bis zu 600 mg/l (Versuchsfläche I, Lysimeter) bis zu 1,13 g/l (Versuchsfläche II), wobei die höheren Gehalte in größeren Teufen (Versuchsfläche II, 13–16 m) auf Grund des geringeren O₂-Transportes plausibel sind. Ähnliche Konzentrationen an Fe(II) wurden auch beim Langzeit-Grundwassermonitoring im Kippengebiet Witznitz nachgewiesen.

Ergebnisse für verschiedene N-Spezies in den Eluaten

Ammonium wurde u. a. in den Eluaten der oberen Bodenbereiche nachgewiesen (bis 3 mg/l im Eluat). Quelle des Ammoniums können sowohl die Düngung durch Bewirtschaftung (mineralische bzw. organische Düngung, Zugabe von Klärschlammkompost, N-Eintrag durch Luzerne) als auch biogeochemische Abbauprozesse im kohligem Kippsubstrat sein (C/N-Verhältnis ca. 40 : 1). In einer Tiefe von 5–12 m wurde eine NH₄⁺-Akkumulation von bis zu 5,3 mg/l (Eluat) im Substrat der Versuchsfläche II festgestellt. Diese kann aus Abbauprozessen des Klärschlammkompostes (Zugabe 500 t/ha) und auch aus Abbauprozessen des kohligem Kippsubstrates stammen. Mit größeren Teufen wird eine Freisetzung aus dem Kippsubstrat wahrscheinlicher. In anderen Arbeiten wurde eine Nitrifikation des NH₄⁺ bei Verfügbarkeit geringer Sauerstoffspuren nachgewiesen. Tatsächlich wurde in größeren Teufen von Versuchsfläche II, aber auch in der oberen Grundwasserzone der Fläche am Lysimeter Nitrit als Intermediat der Nitrifikation nachgewiesen.

Die hier gemessenen Konzentrationen an NH₄⁺ in den Eluaten zeigen ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit den im Grundwassermonitoring des Kippenbereiches gemessenen Werten.

Nitrat als Endprodukt der Nitrifikation konnte in den Eluaten der Kippsubstratproben hier nur im oberen Bereich (bis 8 m Tiefe) nachgewiesen werden. In größeren Teufen (> 10 m) wurde bei der Frühjahrsbeprobung (05/2014) kein Nitrat in den Eluaten gemessen. Bei den durchgeführten Probennahmen konnte dagegen NO₂⁻ bis in eine Tiefe von 16 m nachgewiesen werden.

Die Herkunft des Nitrates kann in den oberen Bodenbereichen sowohl aus der Düngung (mineralisch, organisch) als auch aus dem biogeochemischen Abbau des kohligem Kippsubstrates und der Nitrifikation des dabei

entstehenden NH_4^+ stammen. Bei Nitrifikation der zugegebenen Düngemittel im oberen Bodenbereich konnten in den Eluaten bis zu 22 mg/l NO_3^- nachgewiesen werden (Versuchsfläche I, 1,5 m; aus der Nitrifikation im Bereich des Kippsubstrates in der oberen Grundwasserzone wurden noch bis zu 13 mg/l NO_3^- in den Eluaten gemessen [Fläche am Lysimeter, 4–8 m]). Auch diese Werte zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Grundwassermessdaten, bei denen sowohl Eintragsquellen aus der Bewirtschaftung als auch aus den Kippenprozessen vermutet werden.

Nitrat stellt im Kippsubstrat ein Intermediärprodukt dar, das durch Nitrifikation aus NH_4^+ entsteht und anschließend in den unteren Kippenbereichen wieder denitrifiziert wird.

Erhöhte Konzentrationen wurden für **Nitrit in den Eluaten der Kippsubstratproben** gemessen. Der teufenabhängige Verlauf der NO_2^- -Konzentrationen korreliert dabei augenfällig mit den Konzentrationen an Fe(III), Sulfat und DOC und verdeutlicht damit einen direkten Zusammenhang mit dem biogeochemischen Verwitterungsprozess des Kippsubstrates. Nitrit tritt hier auf Grund der geringeren Sauerstoff-Verfügbarkeit als Zwischenprodukt einer unvollständigen Nitrifikation eher auf als das Endprodukt Nitrat. Quelle des NO_2^- ist der biogeochemische Abbau der kohligen Huminsubstanz im Kippsubstrat mit NH_4^+ als Zwischenprodukt. Bei diesen Abbauprozessen (mikroaerob bzw. denitrifizierend) spielt Fe(III) als Elektronenüberträger vermutlich eine wichtige Rolle, daher korrelieren die hier in den Eluaten gemessenen Nitritkonzentrationen stark mit den Konzentrationen an Fe(III).

In den Eluaten werden NO_2^- -Konzentrationen von 23 mg/l (Versuchsfläche I, 3–5 m Teufe) und in größeren Teufen 7 mg/l (Versuchsfläche II, 14–16 m) nachgewiesen. Das Vorkommen von erhöhten Konzentrationen an Nitrit im Kippengrundwasser ist auf Grund des Nachweises von NH_4^+ und NO_3^- stark zu vermuten, es sollte daher mit gemessen werden. Bei einem diffusen Zutritt nitrithaltiger Grundwässer in die benachbarten Oberflächengewässer können toxische Wirkungen für die Gewässerfauna auftreten.

Ergebnisse für DOC, TIC und DIC in den Eluaten

Die **Gehalte an anorganischem Kohlenstoff (TIC) im Kippsubstrat** zeigen eine Zugabe von Kalk an der Oberfläche im Rahmen der Bewirtschaftung an (für Versuchsfläche I bis 2,5 g/kg, Versuchsfläche II bis 8,2 g/kg), weiterhin den Gehalt an Geschiebemergel in der oberen Substratschicht (bis 8 g/kg in 2–3 m Teufe bei Versuchsfläche II) und verschiedene carbonathaltige Schichten, z. B. Tone, im tieferen Kippsubstrat (bis 1,5 g/kg in 8 m Teufe am Lysimeter; bis 1 g/kg in einer Teufe bis 18 m in Versuchsfläche II).

Der **Carbonatgehalt der Eluate (DIC)** steigt dabei v. a. im Oberflächenbereich der bewirtschafteten Nutzflächen bis ca. 2 m Teufe an (30–35 mg/l), was für den Wurzelbereich der landwirtschaftlichen Flächen hinreichend ist. Die neutralisierende Wirkung des Geschiebemergels erstreckt sich entsprechend der teufenabhängigen Ergebnisse aus den Eluaten auf maximal 2 m unterhalb dieser Schichten, in Versuchsfläche II mit der bindigen Deckschicht also noch auf Teufen von 4–6 m (30 mg/l DIC). Auch die Carbonate aus tonigen Schichten zeigen eine geringe lokale Löslichkeit von bis zu 8 mg/l (8 m Teufe, Fläche am Lysimeter). In tieferen Schichten wurden keine wesentlichen Konzentrationen an gelöstem anorganischem Kohlenstoff in den Eluaten nachgewiesen.

In den Grundwasserkörpern der Kippsubstrate wurden beim Langzeitmonitoring wesentlich höhere Gehalte an DIC gemessen (100–200 mg/l), was aus einer stärkeren Kalkung der Oberflächen zu Beginn des Feldversuches der Bepflanzung mit Luzerne und Knautgras resultiert, über längere Zeiten aber auch einen wesentlichen Hinweis auf verstärkte Abbauprozesse im Kippsubstrat darstellt (Mineralisierung von organischer Substanz). In der Lausitz konnten derartige Mineralisierungsprozesse nachgewiesen werden (IHLING 2013).

Die gemessenen **DOC-Werte in den Eluaten der Kippsubstrate** zeigen zum einen erhöhte Konzentrationen im Oberbodenbereich durch die Bewirtschaftung, zum anderen steigen sie stärker an in Bereichen mit höheren organischen C-Gehalten des Festsubstrates (kohlige Substrate, Abbildung 2) und beim Vorkommen erhöhter Fe(III)-Konzentrationen. Hier findet, wie bereits beschrieben, vermutlich ein biogeochemischer Abbau des kohligen Kippsubstrates statt, der durch das Auftreten von Fe(III) wesentlich begünstigt wird (mikroaerober Abbau und Denitrifikationsprozesse; [WILLSCHER 2012]).

In den Eluaten wurden DOC-Konzentrationen von bis zu 28 mg/l im Oberbodenbereich (Versuchsflächen I und II) und Konzentrationen von bis zu 27 mg/l (Versuchsfläche I, 4 m), 23 mg/l (Fläche am Lysimeter, 7–8 m) und 18 mg/l (Versuchsfläche II, 16–18 m) gemessen. Die hier ermittelten DOC-Werte in den Eluaten stimmen gut mit den im Langzeit-Grundwassermonitoring gemessenen Daten überein.

Ergebnisse der Untersuchungen auf Schwermetalle, Aluminium und Arsen in den Eluaten

Die hier in den Eluaten der Kippsubstrate gemessenen Konzentrationen an gelösten Schwermetallen, Aluminium und Arsen entsprechen überwiegend dem charakteristischen teufenabhängigen Kurvenverlauf für den Gehalt an organischer Substanz (kohliges Substrat) im Kippsubstrat (analog Abbildung 2). Neben dem Gehalt an organischer Substanz im Kippsubstrat wird der Kurvenverlauf auch von der Stufe der biogeochemischen Oxidation der entsprechenden Substratschichten bestimmt. Entsprechende Analogien im Kurvenverlauf können daher mit dem Verlauf der Konzentrationen an Sulfat, gelöstem Fe und auch dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) festgestellt werden. Der gelöste organische Kohlenstoff wirkt sich weiterhin begünstigend für die Mobilisierung der Schwermetalle aus (v. a. Bildung von organischen Komplexverbindungen, z. B. für Pb, Cu, Cd, Ni, Hg).

Die hier ermittelten Konzentrationen sind vergleichbar mit den Konzentrationen an Schwermetallen, Aluminium und Arsen in vielen GWM im Kippenbereich, die im Rahmen des Langzeit-Monitoringprogramms untersucht wurden und weiter untersucht werden. Auf Grund der biogeochemischen Verwitterungs- und Versauerungsprozesse werden aus dem Kippsubstrat erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen, Aluminium und Arsen freigesetzt, die das Grundwasser kontaminieren und z. T. in Konzentrationen vorliegen, die um ein Vielfaches bis zu mehr als einer Größenordnung über den entsprechenden Prüfwerten gemäß Anlage 9 der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) liegen. Eine Kontamination der umliegenden Oberflächengewässer (Pleisse, angrenzende Seen) durch diffusen Zustrom ist dadurch gegeben und die Gewässerqualität wird beeinträchtigt.

2.4.2 Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen des Kippsubstrates

Ein Ergebnis der mikrobiellen Untersuchungen ist als Beispiel in Abbildung 4 dargestellt. Sie zeigt die teufenabhängigen Zahlen an sulfatreduzierenden Mikroorganismen in den verschiedenen beprobten Flächen des Kippsubstrates.

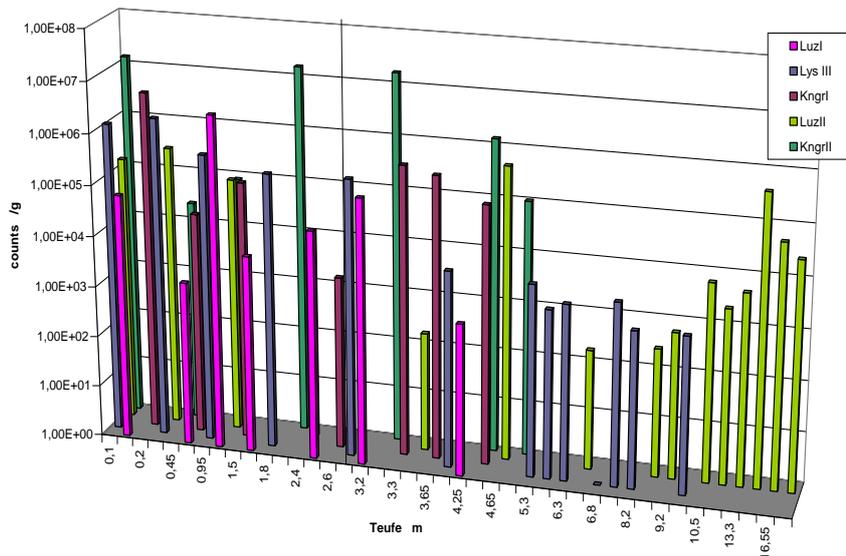


Abbildung 4: Vergleich der teufenabhängigen Zahlen (MPN) von sulfatreduzierenden Mikroorganismen für die verschiedenen beprobten Flächen (am Lysimeter, Versuchsfläche I jeweils mit Luzerne und Knaulgras sowie Versuchsfläche II mit beiden Bepflanzungen; eine Säule entspricht 96 Einzelbestimmungen)

In Abbildung 4 ist ein verstärktes teufenabhängiges Absinken der Zahlen an Sulfatreduzierern mit dem Beginn der Verwitterungszone des entsprechenden Kippsubstrates zu beobachten. In den stärker versauerten Bereichen des tertiären Kippsubstrates sinken die Zahlen an Sulfatreduzierern auf 10^3 bis 10^2 /g Kippsubstrat ab. Diese Zahlen sind zu gering, um eine Stoffimmobilisierung und Neutralisation im Kippsubstrat und damit eine langfristige Besserung des Kippen- und Grundwasserzustandes in einem absehbaren Zeitraum zu bewirken. Dies zeigen die durchgeführten Untersuchungen. Die Zahlen an Sulfatreduzierern waren die geringsten im Vergleich aller hier untersuchten Mikroorganismengruppen.

Vor allem Knaulgras scheint günstige Bedingungen in Oberflächennähe für das Wachstum von sulfatreduzierenden Mikroorganismen zu bieten (Abbildung 4). Diese Einflüsse in größeren Teufen (> 5 m) sollten weiter untersucht werden. Eine Beeinflussung des nahen Untergrundes durch eine verschiedene Bepflanzung (Erhöhung von C- und N-Gehalten) und damit der biogeochemischen Prozesse konnte hier nachgewiesen werden.

Durch die Aktivität anderer Gruppen an Mikroorganismen (Eisen- und Schwefeloxidierer, Denitrifikanten) kommt es zu einer starken Akkumulation altbergbautypischer Stoffe (Sulfat, gelöstes Eisen, Ammonium) im Kippenkörper bzw. im Grundwasser und damit zu einer erhöhten Belastung der Grund- und Oberflächenwässer.

In den hier durchgeführten Messungen wurde eine starke Aktivität der mikrobiellen Eisenreduktion (Freisetzung von gelöstem Fe(II)), der Denitrifikation (Freisetzung von Ammonium) und eine erhöhte Aktivität von *Thiobacillus denitrificans* (Verbrauch von gebildeten Sulfiden) nachgewiesen. Alle diese mikrobiellen Aktivitäten führen zu einer weiteren Stoffakkumulation im Kippsubstrat bzw. im Grundwasser (gelöstes Eisen, Sulfat und Ammonium) bzw. einer Stoffimmobilisierung (Ablagerung von Sulfiden).

2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Insgesamt zeigen die hier dargestellten und diskutierten geochemischen Messdaten den erhöhten Verwitterungszustand des Kippsubstrates in Witznitz auf, mit einer verstärkten Versauerung und stark erhöhten Gehalten an Sulfat und gelöstem Eisen sowie stark erhöhten Redoxpotenzialen selbst bis in größere Teufen. Sowohl die Bewirtschaftung an der Oberfläche als auch die aufgebrauchte bindige Deckschicht zeigen keinen wesentlichen Einfluss auf die Verwitterungsprozesse im Kippenuntergrund. Durch entsprechende Bewirtschaftung der Oberflächen (Begrünung, landwirtschaftliche Nutzung) kann zwar die Infiltration von Niederschlagswasser und damit die Sickerwasserneubildung vermindert werden, die im Untergrund ablaufenden biogeochemischen Verwitterungsprozesse als Quelle der Kontaminationen von benachbartem Grund- und Oberflächenwasser bleiben aber weiterhin aktiv.

Auch die hier ermittelten Stoffkonzentrationen an Sulfat, Eisen- und N-Spezies sowie Metall(oid)en sind vergleichbar mit den Konzentrationen dieser Stoffe in vielen GWM im Kippenbereich, die im Rahmen des Langzeit-Monitoringprogramms untersucht wurden und weiter untersucht werden. Auf Grund der biogeochemischen Verwitterungs- und Versauerungsprozesse werden aus dem Kippsubstrat erhöhte Konzentrationen dieser Stoffe freigesetzt, die das Grundwasser kontaminieren und z. T. in Konzentrationen vorliegen, die um ein Vielfaches bis zu mehr als einer Größenordnung über den entsprechenden Prüf- und Schwellenwerten liegen. Eine Kontamination der umliegenden Oberflächengewässer (Pleiße, angrenzende Seen) durch diffusen Zustrom ist dadurch gegeben und die Gewässerqualität wird beeinträchtigt.

Im Verlauf dieses Forschungsvorhabens konnte eine gute Prozessaufklärung zu den biogeochemischen Umsatzprozessen im Kippenkörper geleistet werden.

Während oxidierende mikrobielle Prozesse verstärkt zum Verwitterungs- und Versauerungsprozess des tertiären Kippsubstrates beitragen, sind immobilisierende reduktive Prozesse wie die mikrobielle Sulfatreduktion stärker gehemmt. Dadurch ist von diesen den langfristigen Stoffaustrag mindernden Prozessen über lange Zeit nur ein geringer Beitrag zu erwarten, wenn die derzeitigen biogeochemischen Bedingungen im Kippenkörper nicht verändert werden können.

Auf die bei diesen Untersuchungen aufgeworfenen Fragen können folgende erste Antworten gegeben werden:

- (a) Im Unterschied zu den sandigen Substraten in der Lausitz sind hier die positiven Einflüsse bindiger Substrate und von Geschiebemergel erkennbar. Die stärker bindigen Schichten, Geschiebemergel und Tone, haben jedoch nur einen lokalen Einfluss, der bis etwa 2 m darunterliegender Teufe reicht. Die verstärkte Verwitterung und Versauerung des tertiären Kippsubstrates selbst in größeren Teufen (bis 18 m) und unter größeren, bindigen Deckschichten (bis 5 m) mit Geschiebemergel war hier ein nicht erwartetes Ergebnis. **Verschiedene Deckschichten** (Oberboden, stärkere bindige Deckschichten mit Geschiebemergel) können einen Schutz für die oberen Kippenbereiche darstellen, schützen den tertiären Kippenuntergrund aber offensichtlich nicht vollständig vor unerwünschten Oxidations- und Versauerungsprozessen. Am Beispiel der Versuchsfläche II konnten trotz einer bindigen Deckschicht von bis zu 5 m Mächtigkeit (z. T. tonige Substrate, Geschiebemergel, Zugabe von Klärschlammkompost an der Oberfläche) weitere Oxidationsprozesse in Teufen von 6–18 m nicht verhindert werden. Die zunehmende Versauerung des Kippsubstrates über die Teufe hängt dabei auch vom Gehalt an mineralischen Disulfiden (Pyrit, Markasit) in den einzelnen Substratschichten ab. Durch den bergbaulichen Abbau, den Aufbereitungs- und Verkippsprozess enthält das Substrat bei der Verkipfung Sauerstoff sowie große Feststoffoberflächen, sodass nach der Verkipfung Verwitterungsprozesse

zesse im Untergrund trotz bindiger Deckschichten ablaufen können. Verstärkte **Versauerungsprozesse des tertiären Kippsubstrates** finden v. a. bei oberflächennaher Verkippung statt. Ein Beispiel dafür stellt die Versuchsfläche I mit einem Vorkommen des tertiären Substrates bereits ab 0,6–1,0 m Teufe dar. Hier ist ein verstärktes Absinken des pH-Wertes auch bereits in dieser Teufe nachweisbar. Als Ergebnis der hier durchgeführten Untersuchungen mit Deckschichten verschiedener Mächtigkeiten liegen das Redoxpotenzial, der Oxidations- und Verwitterungsgrad der darunterliegenden tertiären Kippsubstratschichten umso höher, je näher das tertiäre Kippsubstrat an der Oberfläche liegt. Weiterhin steigen diese Parameter aber auch mit dem Pyritgehalt der darin enthaltenen Substrate.

- (b) Trotz Rekultivierung, Melioration und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung der Kulturschichten an der Oberfläche z. T. seit Jahrzehnten erfolgte keine Neutralisation oder vollständige Stabilisierung der darunterliegenden Kippsubstrate. Eine **Bewirtschaftung der Kippenoberflächen** durch Kalkung, verschiedene Düngung (organisch, mineralisch) und Bepflanzung wirkt sich nur im oberflächennahen Bereich auf die geochemischen Charakteristika (pH-Wert, Redoxpotenzial, elektrolytische Leitfähigkeit) des Substrates aus. In größeren Teufen besteht kein Einfluss auf diese Parameter. Als Ergebnis der mikrobiologischen und enzymatischen Untersuchungen sollte der zusätzliche N-Eintrag durch die Bewirtschaftung in den Untergrund berücksichtigt werden. So trägt bereits eine stärkere Bepflanzung mit Luzerne (Leguminose) zu erhöhten N-Konzentrationen im Untergrund bei. Durch eine Mischbepflanzung mit anderen Pflanzenarten (z. B. Poaceen) kann dies ausgeglichen werden.
- (c) **Kalkzugaben (oder auch Geschiebemergel)** wirken sich nur über eine nachfolgende Teufe von etwa 2 m neutralisierend auf das Kippsubstrat aus, für die Testfläche II also bis maximal 7 m Teufe. Der ermittelte anorganische C-Gehalt TIC als Maß für den Carbonatgehalt ergab maximal 0,8 %, der daraus entstehende lösliche anorganische Kohlenstoffgehalt DIC als Maß für das lösliche Carbonat bis 30 mg/l. Auch in den Lysimeterversuchen konnte gezeigt werden, dass die Kalkzugabe an der Oberfläche nur maximal bis in eine Teufe von 1,5 m wirksam ist. Die oberflächennahen GWM können, bei nicht zu starker Versauerung des darunterliegenden Kippsubstrates, einen Einfluss der Kalkzugabe im Frühjahr mit 10,5 mg/l DIC zeigen. Durch die Versauerung des oberflächennahen Kippsubstrates wird diese zugegebene Alkalinität jedoch saisonal rasch wieder verbraucht. Die Zugabe von **Klärschlammkompost** in erhöhten Dosierungen kann zu einer Stoffakkumulation in den darunterliegenden Schichten führen. Dies wurde in dem beprobten Grundwasser v. a. für die Elemente Ni, Pb und Hg festgestellt. Insgesamt wirken sich Depotdüngungen nicht günstig auf das Stoffaustragsverhalten von N-Verbindungen und damit auf die Konzentrationen im oberen Grundwasserbereich aus. Eine Optimierung der Düngegaben wird daher empfohlen.
- (d) Die **Bepflanzung der Flächen** mit bestimmten Pflanzen (Poaceen, Leguminosen) leistet einen großen Beitrag zur Sickerwasserminderung. Die Verwitterungs- und Versauerungsprozesse im tertiären Kippsubstrat werden dadurch jedoch kaum beeinflusst. Ein dichter Bewuchs der Oberflächen und über längere Zeit die Herausbildung einer organischen Kulturschicht trägt in gewissem Maße zur Minderung des Stofftransportes in den Untergrund bei. Eine teilweise Minderung des Redoxpotenzials im flachen Untergrund kann damit erreicht, eine vollständige Vermeidung der Verwitterungsprozesse aber offensichtlich nicht erzielt werden. Weiterhin ist der N-Eintrag in den Untergrund durch eine starke Bepflanzung mit Leguminosen zu beachten (b).
- (e) Der finale Grundwasserstand im Kippenbereich ist nun seit 13 Jahren erreicht, jedoch bisher noch keine reduzierenden Verhältnisse in der oberen gesättigten Zone. Die Probennahmen im Kippsubstrat in verschiedenen Teufen zeigten das Vorhandensein von oxidierten Fe-Verbindungen (Oxidationsrinden), die das Oxidationspotenzial wesentlich erhöhen und ein langfristiges Fortschreiten der biogeochemischen Verwitterungsreaktionen im Kippsubstrat verursachen. Weil der Verwitterungsgrad in den

oberen Kippsubstratschichten derzeit bei 10–40 % liegt, ist für die Zukunft noch mit langfristigen Reaktionen und entsprechenden Stoffausträgen aus dem Kippenbereich zu rechnen.

Insgesamt zeigen die hier dargestellten und diskutierten Messergebnisse den erhöhten Verwitterungszustand des Kippsubstrates in Witznitz auf, mit einer verstärkten Versauerung, stark erhöhten Gehalten an Sulfat und gelöstem Eisen sowie stark erhöhten Redoxpotenzialen selbst bis in größere Teufen. Sowohl die Bewirtschaftung an der Oberfläche als auch die aufgebrachte bindige Deckschicht zeigen keinen wesentlichen Einfluss auf die Verwitterungsprozesse im Kippenuntergrund. Durch entsprechende Bewirtschaftung der Oberflächen (Begrünung, landwirtschaftliche Nutzung) kann zwar die Infiltration von Niederschlagswasser und damit die Sickerwasserneubildung vermindert werden, die im Untergrund ablaufenden biogeochemischen Verwitterungsprozesse als Quelle der Kontaminationen von benachbartem Grund- und Oberflächenwasser bleiben aber weiterhin aktiv.

Die in diesen Untersuchungen gemessenen Eluatwerte der Kippsubstratproben und die Ergebnisse der Grund- und Sickerwassermessungen korrelieren sehr gut mit den langjährigen Messdaten des Grundwassermonitorings im Kippenbereich Witznitz.

Die Prozesse der mikrobiellen Sulfatreduktion als Weg der nachhaltigen Stoffimmobilisierung finden hier auf Grund der niedrigen Organismenzahlen nur in geringem Maße statt. Ursache dafür sind die starke Versauerung und das hohe Oxidationspotenzial im tertiären Kippsubstrat. Andere Mikroorganismengruppen, die zu einer Stoffakkumulation (gelöstes Eisen, Sulfat, Ammonium) im Kippsubstrat führen, sind in wesentlich höheren Zahlen enthalten.

Als Schlussfolgerung aus den hier dargestellten Messergebnissen und deren Diskussion werden weitere Maßnahmen, v. a. zur Minderung des hohen Redoxpotenzials als Quelle der weiteren Stofffreisetzung, und Maßnahmen zur Stoffimmobilisierung (Fe , SO_4^{2-}) dringend empfohlen, um die Stoffausträge in das Grund- und Oberflächenwasser bereits in den nächsten Jahrzehnten wesentlich zu senken.

Danksagung

Für die Unterstützung des Projektes danken wir Herrn Weber von der LMBV, Abteilung Grundsätze Geotechnik/Wasserwirtschaft in Leipzig.

2.6 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.; HOFFMANN, R.; WILLSCHER, S.; KNIPPERT, D.; SCHUSTER, P.; UMOH, D.; KNÖLLER, K.; JESCHKE, CH.; SCHLÖNVOIGT, H. (2013): Methoden zur Bestimmung der Aquifer- und Kippsubstrateigenschaften in einer Bergbauregion – Fallbeispiel Braunkohletagebau Nochten. Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell. – Schriftenreihe Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 30/2013. S. 68–86
- Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV 2010): Witznitz II: Senftenberg (Wandlungen und Perspektiven, Mitteldeutsches Braunkohlerevier, Band 8)
- Vattenfall (2005): Bewertung technisch-technologischer Maßnahmen/Optionen. Cottbus
- Grundwasserverordnung (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers – GrwV. 15.11.2010

- WEBER, P. (2015): Experimentelle Ermittlung der Raten der Freisetzung bzw. Neubildung von Eisen, Sulfat und Ammonium in Kippsubstraten des ehemaligen Braunkohletagebaus Witznitz. Masterarbeit. TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften. Dresden
- WILLSCHER, S.; KNIPPERT, D.; KÜHN, D.; IHLING, H. (2012): Weiterführung der mikrobiologischen Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Ammoniumbelastung in Grundwasser auf der rekultivierten Kippe des ehemaligen Tagebaus Nochten. Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell, Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 41/2012. Dresden. S. 34-41
- WILLSCHER, S.; SCHAUM, M.; GOLDAMMER, J.; FRANKE, M.; KÜHN, D.; IHLING, H.; SCHAARSCHMIDT, T. (2014): Erste Ergebnisse der biogeochemischen und hydrogeologischen Untersuchungen auf der Kippe des ehemaligen Braunkohletagebaus Witznitz. Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell, Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 38/2014. S. 37–46. Dresden

3 Ereignisanalyse Hochwasser 2013 – Teil Grundwasser

Katrin Zander, Christina Görner – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dieser Beitrag wurde im Rahmen des Vorhabens „Ereignisanalyse zum Hochwasser im Jahr 2013 in Sachsen“ erstellt, eine Aktualisierung des Vorhabens <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/12703.htm> folgt.

3.1 Grundwasser

Das Grundwasser und seine Dynamik stellen einen wesentlichen Aspekt bei den hydrologischen Abläufen und Auswirkungen eines Hochwassers dar und werden im Folgenden näher betrachtet.

Grundwasser ist nach DIN 4049 definiert als unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich von der Schwerkraft bestimmt wird. Es entsteht durch das Versickern von Niederschlägen oder die Infiltration von Wasser aus Oberflächengewässern. Die Höhe der Grundwasserneubildung in einem Gebiet ist dabei abhängig von den klimatischen Verhältnissen, der Flächennutzung, der Geologie, dem Geländegefälle, dem Abstand des Grundwasser von der Erdoberflächen und dem Einfluss von Oberflächengewässern. In Niedrigwasserzeiten wird der oberirdische Abfluss durch das Grundwasser ausgeglichen und in Zeiten mit Hochwasser kann durch Auffüllung des Bodenspeichers ein Teil des oberirdischen Abflusses zurückgehalten werden.

Auslöser für Ereignisse mit lang anhaltenden hohen oder extremen Grundwasserständen (im Folgenden vereinfachend als Grundhochwasser bezeichnet) sind entweder häufig aufeinander folgende Starkniederschlagsereignisse, sehr lang anhaltende Niederschlagsereignisse mit hohen Niederschlagssummen oder die Schmelze großer Schneemengen. Diese Ereignisse können in Kombination untereinander und auch in Verbindung mit hohen Flusswasserständen mit Infiltration in das Grundwasser auftreten. Der Anstieg erfolgt dabei im Allgemeinen um Tage bis Wochen verzögert und kann als Grundhochwasser auch viele Monate lang anhalten, was beispielsweise bei dem Grundhochwasserereignis 2010/11 deutlich sichtbar wurde. Hier traten nach dem Augusthochwasser 2010 erst im Oktober die höchsten Grundwasserstände auf (vgl. LfULG 2012 und Abbildung 5). Wie hoch der Anstieg des Grundwassers durch diese Niederschlags- bzw. Schneeschmelzereignisse ist, hängt stark von der Bodenvorfeuchte, evtl. Bodenfrost, der Morphologie, der Geologie und den jeweils vorherrschenden Landnutzungsformen ab.

Für die Beurteilung des Verlaufs von Hochwässern ist auch die Betrachtung der Interaktion zwischen Grund- und Oberflächenwasser von Bedeutung (Abbildung 1). So fließt im Allgemeinen unter mittleren Bedingungen ein Teil des Grundwassers dem Oberflächenwasser zu (Zustand 1 in Abbildung 1). Hochwasserbedingt dreht sich jedoch die Fließrichtung um, wenn der Wasserstand im Oberflächenwasser über dem des Grundwassers liegt und dadurch das Wasser in den Boden gedrückt wird (Zustand 2 in Abbildung 1). Zu einem zusätzlichen Anstieg des Grundwasserstandes in Hochwasserzeiten führen darüber hinaus auch flächenhafte Infiltrationen aus Überflutungsflächen und fehlende Entlastungsmöglichkeiten neugebildeten Grundwassers (Zustand 3 in Abbildung 1).

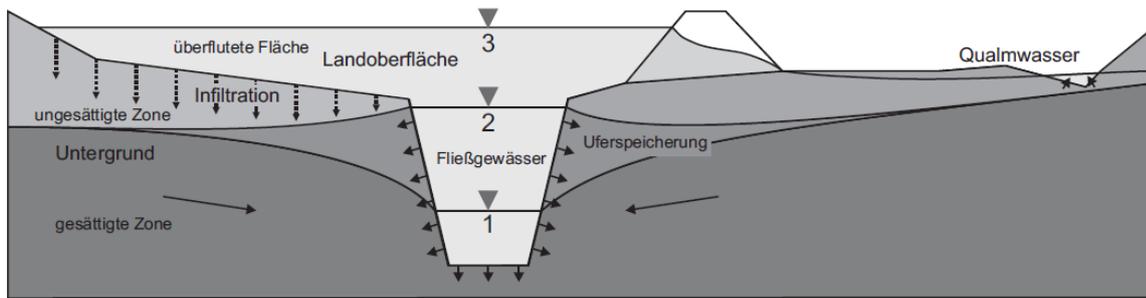


Abbildung 1: Interaktion Oberflächenwasser-Grundwasser (Zustand 1) für den Normalzustand, unter Hochwasserbedingungen (Zustand 2) und unter Hochwasserbedingungen mit Überflutung der Landoberfläche (Zustand 3) (BECKER 2010)

Die durch Grundhochwasser verursachten Vernässungen und Folgeschäden sind zwar meist geringer als die Schäden durch oberirdisches Hochwasser, dennoch tragen sie – bei gleichzeitigem Auftreten mit einem Hochwasser – zur Erhöhung der Schadenssumme bei. Eine genaue Bezifferung grundhochwasserbedingter Schäden ist nur schwer möglich, wenn sich Schäden durch oberflächige Überschwemmung mit der Wirkung des Grundhochwassers überlagern. Im Zuge der Untersuchungen des August-Hochwasserereignisses 2002 wurde durch den Staatsbetrieb Sächsisches Immobilien- und Baumanagement (SIB) eine Analyse von Schadensursachen aller Immobilien des Freistaates durchgeführt. Daraus geht hervor, dass 16 % der Schäden aller sächsischen Liegenschaften aus erhöhten Grundwasserständen resultieren (Oberflächenwasser 26 %). Bei Schäden an Immobilien des SIB in der historischen Altstadt von Dresden war der Anteil resultierend aus Grund- und Oberflächenwasser mit jeweils 27 % gleich (SIB 2003). Für die folgenden Hochwasserereignisse wurden Analysen für durch hohe Grundwasserstände verursachte Schadenfälle nicht geführt. Auch sind eigenständige Regelungen zur Beseitigung entsprechender Schäden aufgrund der Vielfalt und gegenseitigen Überlagerung von Ursachen schwer möglich und angesichts der vorrangig geltenden Pflicht zur Eigenvorsorge auch nicht geboten.

Typische Schäden in besiedelten Gebieten entstehen, wenn der Grundwasserstand bis auf Gebäudehöhe oder wenige Meter bzw. Dezimeter darunter ansteigt. Wurden während des Baus unzureichende Maßnahmen gegen anstehendes Grundwasser getroffen, können dann Wasserdruck und Auftriebskräfte erhebliche Schäden anrichten. Der Wasserdruck an den Seitenwänden ermöglicht ein Eindringen des Grundwassers mit einhergehenden Schäden an Gebäudetechnik und -einrichtungen, wobei besondere Gefahren von Heizungen, Steueranlagen und Öltanks ausgehen. Durch Auftriebskräfte kann es durch Instabilitäten des Untergrundes bei zu geringer Gebäudelast zur Beschädigung oder auch vollständigen Zerstörung von Gebäudeteilen durch Aufschwimmen oder hydraulischem Grundbruch kommen. Schäden, die durch zu hohes Grundwasser bei unzureichender Gebäudeabdichtung verursacht werden, gehören in Deutschland zu den häufigsten Bauschäden (BWK 2003). Weil nachträgliche Sanierungen die eigentlichen Kosten während der Bauphase um ein Vielfaches überschreiten können, kommt einer sorgfältigen Gebäudeplanung und Eigenvorsorge eine besondere Bedeutung zu. Wichtigste Planungsgrundlage bei der Auswahl und Bemessung von Gebäudeabdichtungen sind Extremgrundwasserstände. Allerdings verursachte eine Häufung von Extremereignissen der letzten Dekade vielerorts bisher nicht gemessene Höchstgrundwasserstände mit einhergehenden Nutzungseinschränkungen für Gebäude und Nutzflächen über Wochen oder Monate. Dadurch stieg der Bedarf an Planungs- und Entscheidungshilfen für viele Städte. Derzeit läuft zu dieser Thematik ein Projekt zur Entwicklung einer Methodik für die Erstellung von Gefahrenhinweiskarten für Grundhochwasser im Freistaat Sachsen.

Zwar ist verglichen mit Hochwasser im Oberflächenwasser ein Grundhochwasser weniger existenzbedrohend, jedoch sind die Reaktionsmöglichkeiten stark begrenzt. Hinzu kommt, dass das Grundwasser sich der unmittelbaren Wahrnehmung entzieht und daher besondere Herausforderungen an Überwachung und Informationsvermittlung stellt. Das staatliche Grundwassermessnetz Sachsens besteht derzeit aus 885 Grundwasserstandsmeßstellen (GWM) und wird von der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) betrieben. Eine Messung des Grundwasserstands erfolgt dabei viermal pro Monat (388 GWM), zweimal pro Monat (245 GWM), einmal pro Monat (72 GWM) oder täglich mit automatischer Datenfernübertragung (180 GWM). Alle Daten werden der Öffentlichkeit in interaktiven Kartendiensten präsentiert (z. B. www.grundwasser.sachsen.de). Weiterhin können mit der Kartenanwendung langjährige Haupt- und Extremwerte aller Grundwassermessstellen abgefragt, exportiert und Ganglinien zudem grafisch dargestellt werden.

3.2 „Grundhochwasser 2013“

In Abbildung 2 sind für die Grundwassermessstellen im Juni 2013 die Überschreitungen des langjährigen Monatsmittelwertes dargestellt, wie sie auch während des Ereignisses in den interaktiven Kartendiensten abrufbar waren. Es ist zu sehen, dass in ganz Sachsen flächendeckend hohe Grundwasserstände auftraten und die langjährigen Monatsmittelwerte stark überschritten waren.

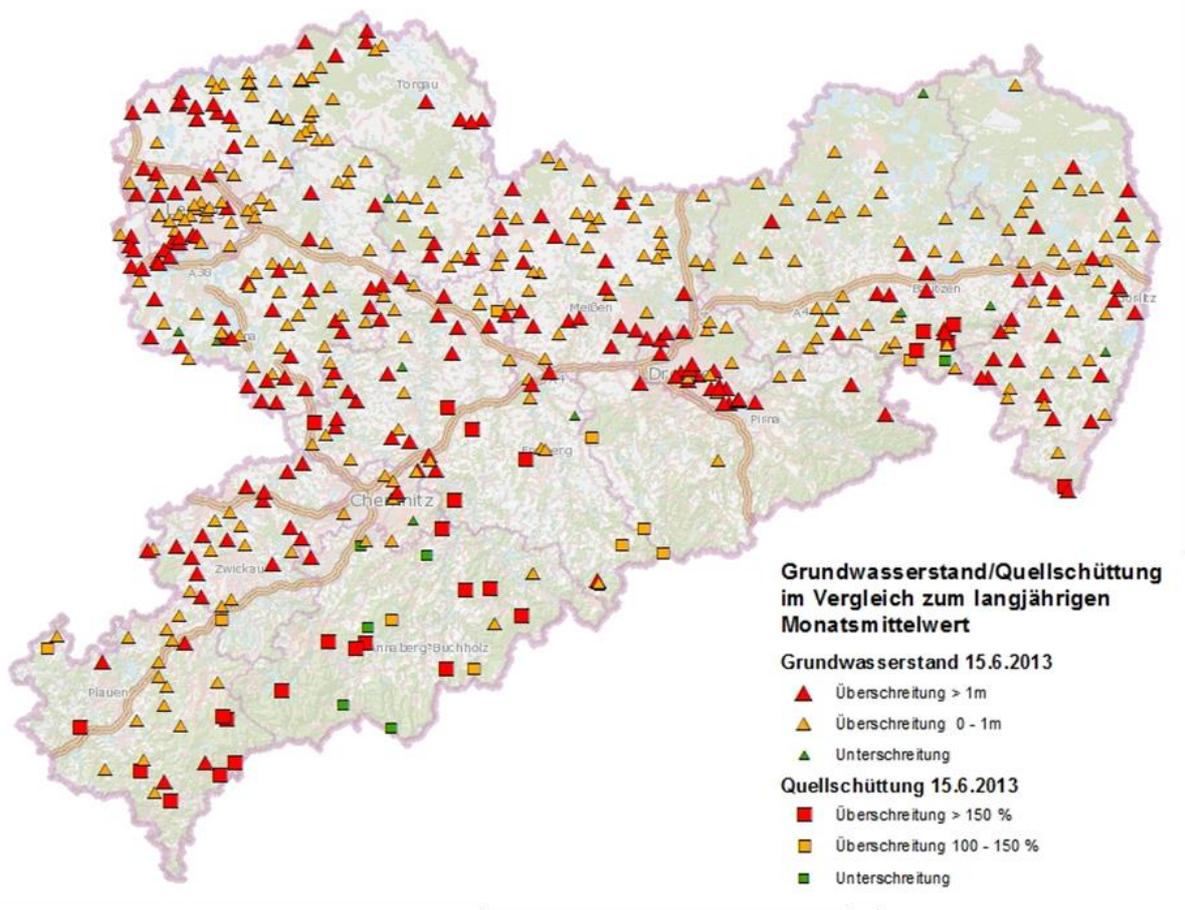


Abbildung 2: Situation im Grundwasser Juni 2013
(www.grundwasser.sachsen.de, Stand 15.06.2013)

Anhaltender Regen und Schneeschmelze ließen um den Jahreswechsel 2012/2013 die Grundwasserstände in Sachsen sprunghaft ansteigen. Von den Landesmessstellen in Sachsen zeigten ca. 80 % im Januar 2013

Überschreitungen des langjährigen Monatsmittels um durchschnittlich 60 cm. Dieses hohe Grundwasserniveau hielt sich annähernd konstant bis in den Mai hinein. Unter mittleren Bedingungen erfolgt mit Einsetzen der Vegetationsperiode eine Zehrung des Grundwasservorrats infolge der höheren Verdunstung und Wasserentzug durch Pflanzen. Somit wäre für ein Hochwasser im Juni zu erwarten gewesen, dass die Reaktion des Grundwassers sowohl eine Dämpfung als auch eine zeitliche Verzögerung erfährt.

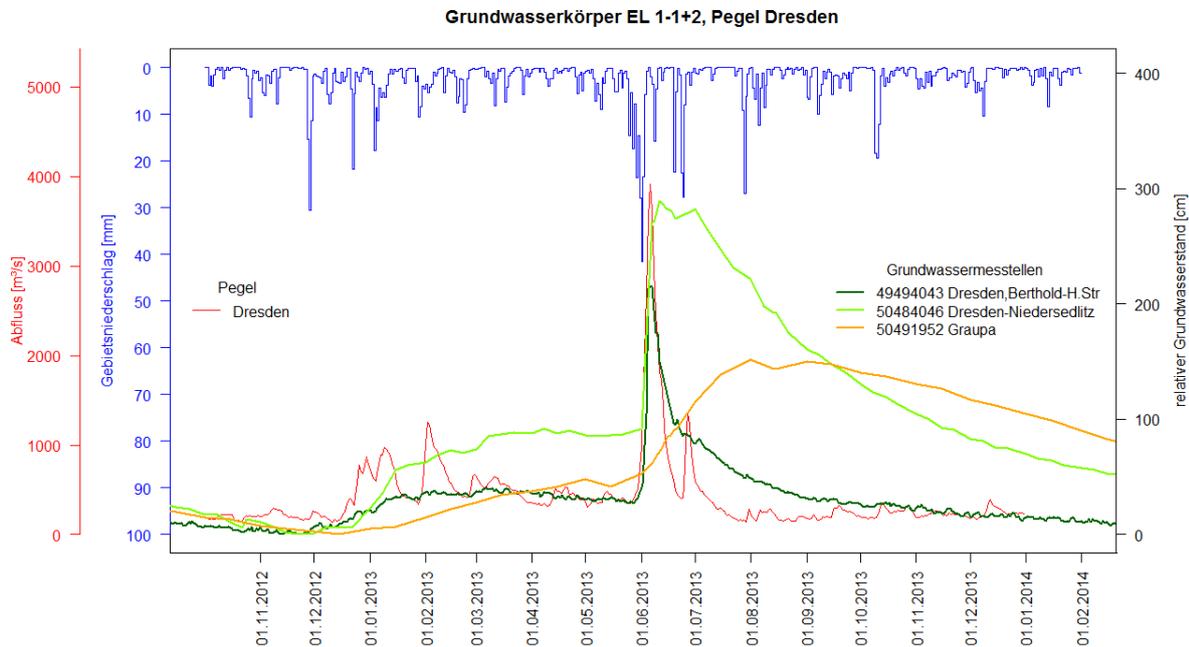


Abbildung 3: Verlauf von Grundwasserstand, Niederschlag und Abfluss

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, war dies für das Ereignis 2013 aufgrund der hohen Vorfeuchte nicht der Fall und es folgte eine schnelle Reaktion des Grundwassers auf die starken Niederschlagsereignisse. Ebenfalls wird dies in Abbildung 4 deutlich, wo in den meisten Fällen der Scheitelpunkt im Grundwasser am gleichen oder am folgenden Tag im Vergleich zum Oberflächenwasser auftrat. Teilweise lag der Scheitelpunkt im Grundwasser sogar vor dem im Oberflächenwasser. Dies deutet ebenfalls darauf hin, dass bei dem Ereignis 2013 keine nennenswerten Wassermengen in den Grundwasserleiter infiltriert werden konnten. Unter normalen Bedingungen wäre zu erwarten gewesen, dass aufgrund des Sickerweges der Eintritt des Scheitels im Grundwasser um Tage bis Wochen verzögert ist.

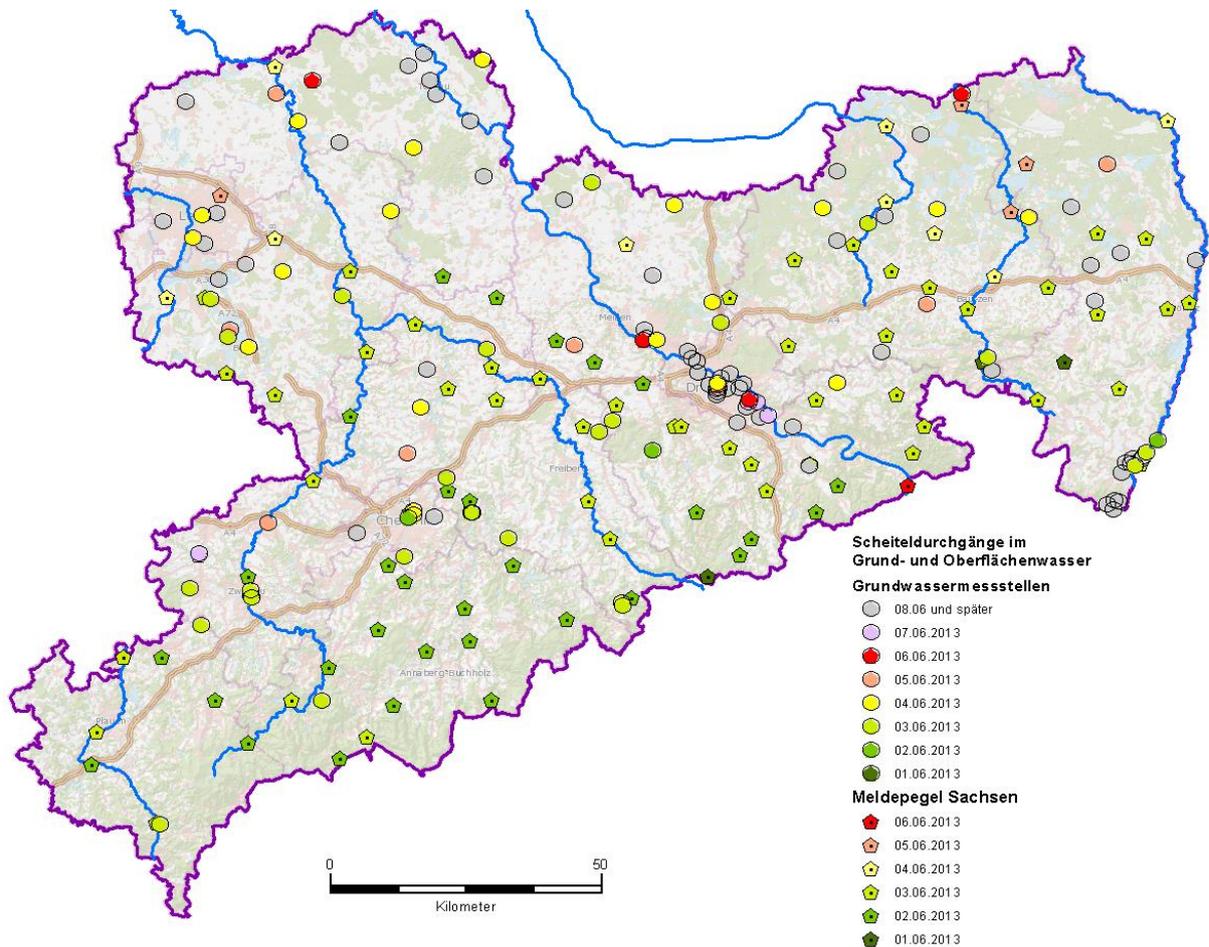


Abbildung 4: Vergleich der Scheiteldurchgänge im Grund- und Oberflächenwasser

Für das Grundhochwasser im Jahr 2013 lagen die durchschnittlichen Maximalwasserstände bei 1,5 m über Mittelwasser. Zu beachten ist jedoch, dass maximale Abweichungen wesentlich höhere Werte erreichen können und bei dem Ereignis von 2013 bis zu 6 m betragen, was von Betroffenen regelmäßig unterschätzt wird.

Neben Faktoren wie Zeitdauer und maximalen Grundwasserständen sind insbesondere Anstiegsgeschwindigkeiten von elementarer Bedeutung für die Gefährlichkeit eines Grundhochwassers, weil Schutzmaßnahmen wie Grundwasserabsenkung und Flutung von Gebäudeteilen im Ereignisfall durch den Eigentümer zeitnah realisiert werden müssen. Immerhin überschritten mehr als ein Fünftel der Messstellen eine Anstiegsgeschwindigkeit von einem halben Meter pro Tag während des Ereignisses. Dabei lagen maximale Anstiegsgeschwindigkeiten bei über 2 Meter pro Tag, was durchaus mit Anstiegsgeschwindigkeiten im Oberflächenwasser vergleichbar ist. Aus den aufgetretenen Anstiegsgeschwindigkeiten lässt sich schlussfolgern, dass in bzgl. Grundhochwasser sensiblen Bereichen unbedingt ein täglicher Messturnus des Grundwassers zu empfehlen ist. Wöchentliche Messungen reichen nicht aus, um im Sinne der Eigenvorsorge akut Entscheidungen über notwendige Schutzmaßnahmen zu treffen. Es werden besonders solche Gebiete als sensibel betrachtet, bei denen ein schneller Grundwasseranstieg zu erwarten ist, unter mittleren Bedingungen einen ohnehin flurnahen Grundwasserstand ausweisen und darüber hinaus durch ihre Nutzung ein hohes Schadenspotenzial aufweisen (im Allgemeinen besiedelte Gebiete).

In Abbildung 3 werden Beispiele für drei verschiedene Grundwasserstandsentwicklungstypen aufgeführt. Vergleicht man die Messstelle Dresden, Berthold-Haupt-Straße, mit der Messstellenkennzahl (MKZG) 4949 4043

mit dem Verlauf des Durchflusses am Pegel Dresden, ist eine schnelle Reaktion auf das Ereignis sichtbar, d. h. das Grundwasser reagiert mit schnellem An- und Absteigen sozusagen parallel mit dem Vorfluter. Dies stellt den Interaktionstyp dar. Ein Beispiel für den Grundwasserstandsentwicklungstyp „Kumulation“ ist die Ganglinie der Messstelle Graupa (MKZG 5049 1952). Auch Tage bis Wochen nach dem Ereignis steigt der Grundwasserstand weiterhin. Maximalwasserstände, An- und Abstiegsgeschwindigkeiten sind zwar geringer, das hohe Grundwasserniveau und damit potenzielle Gefährdungen oder Nutzungsausfälle bleiben jedoch über Wochen bis Monate bestehen. In Abbildung 2 stellt die Messstelle Dresden-Niedersedlitz (MKZG 5048 4046) den „Mischtyp“ dar. Das heißt, hier vereinen sich hohe Anstiegsgeschwindigkeiten mit einem verzögerten Rückgang des Grundwasserstandes. Die höchsten Maximalwasserstände wurden hauptsächlich an Messstellen des Mischtyps beobachtet, was vermutlich an der überlagernden Wirkung vergangener Nassperioden, vereint mit einer unmittelbaren Reaktion auf Einzelereignisse, zurückzuführen ist. In Bezug auf Gefährdungsbetrachtungen stellt dies häufig den ungünstigsten Fall dar, weil Betroffenen geringe Reaktionszeiten bleiben, hohe Grundwasserstände aber lange aufrechterhalten werden.

Tabelle 1: Überschreitung der langjährigen Monatsmittelwerte um einen Meter oder mehr

2013	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November
Prozent	10	40	28	16	13	12	11
Anzahl	59	224	160	91	75	69	61

Auf Grund der auf die Extremniederschläge im Juni 2013 folgenden Trockenheit, die nur durch einzelne örtlich fixierte, gewitterbedingte kurze Starkniederschläge unterbrochen wurde, gingen in den flussnahen Bereichen und insbesondere in den Mittelgebirgsregionen die Grundwasserstände relativ zügig zurück. In Bereichen mit hoher Bebauungsdichte kam es teilweise zum Rückstau und der Grundwasserstand reduzierte sich langsamer. In den flussfernen Gebieten kam es aufgrund sinkender Neubildungsraten ebenfalls zu einer Stagnation mit nachfolgendem Rückgang der extremen Grundwasserstände. Tabelle 1 ist bezogen auf das Landesmessnetz Grundwasser und zeigt den schnellen Anstieg sowie einen langsameren Rückgang der landesweit erhöhten Grundwasserstände.

Betrachtet man für die Ereignisse 2011 und 2013 den Verlauf der Überschreitungen des langjährigen monatlichen Mittelwassers, werden wesentliche Unterschiede der Ereignisse sichtbar. Wie zuvor erläutert ist für ein Grundhochwasser auch das Verhalten vor und nach dem Ereignis bedeutend. Für das Grundhochwasser 2010/11 waren die beiden Hochwässer im August 2010 und Januar 2011 relevant. Aus Abbildung 5 ist ersichtlich, dass das Augusthochwasser 2010 erst zwei Monate später, im Oktober, zu einer flächendeckenden Erhöhung der Grundwasserstände führte. Nach einem kurzen Rückgang im November liegen die Überschreitungen von mehr als einem Meter bei ungefähr der Hälfte aller Messstellen im Januar. Die höchste Messstellenanzahl mit mehr als 2 Meter Überschreitungen liegt allerdings erst im Februar und gibt Hinweis darauf, dass für extreme Anstiege Überlagerungseffekte eine größere Rolle spielen. Bei dem Ereignis 2013 kann man hingegen einen sehr plötzlichen Anstieg ohne Zeitverzögerung erkennen; die Maxima liegen jeweils im Juni. Die Gesamtdauer, bei der mehr als 15 % der Messstellen eine Überschreitung von einem Meter aufweisen, liegt für das 2013er-Grundhochwasser bei drei Monaten, für das 2010/11er-Grundhochwasser immerhin bei neun Monaten. Auch die Höhe der Anstiege ist für das 2010/11er extremer. So weisen während des Ereignisses 2,7 % (Februar 2011) der Messstellen eine Überschreitung des langjährigen monatlichen Mittelwertes um mehr als 4 Meter auf, 2013 dagegen nur 1,2 % (Juni 2013).

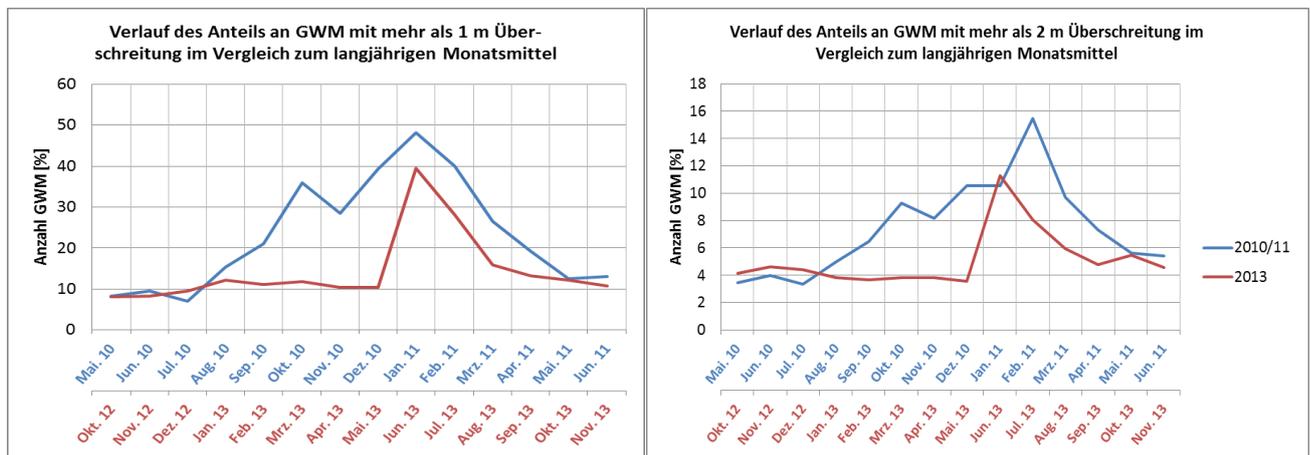


Abbildung 5: Anteil der Messstellen mit Überschreitungen von einem bzw. zwei Metern im Vergleich zum langjährigen Monatsmittel für die Ereignisse 2010/11 und 2013

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass bezüglich maximaler Anstiege und Dauer das Grundhochwassers 2010/11 das extremere Ereignis darstellt, was die Reaktionsgeschwindigkeit betrifft jedoch das Grundhochwasser 2013.

Betrachtet man die Extremwertstatistik für Messstellen mit mindestens 10 vollständig gemessenen Abflussjahren, wird ebenfalls deutlich, dass bezogen auf das Grundwasser die Situation 2010/11 ein außerordentliches Ereignis darstellt. Verglichen wurde das Auftreten des höchsten jemals gemessenen Grundwasserstandes während der Hochwasserereignisse der Jahre 2002, 2010/11 und 2013. Zu erwähnen ist, dass, während Messstellen mit dem Extremwert in 2010/11 oder 2013 gleichmäßig über Sachsen verteilt sind, Messstellen mit dem Höchstwert 2002 auffallend in elbnahen Bereichen konzentriert sind (Abbildung 6). In Abbildung 6 ist auch dargestellt, dass etwa zwei Drittel der Höchststände auf das 2010/11er-Ereignis fielen, etwa ein Viertel auf 2013 und nur 11 % ihren Maximalwert im Jahr 2002 aufwiesen.

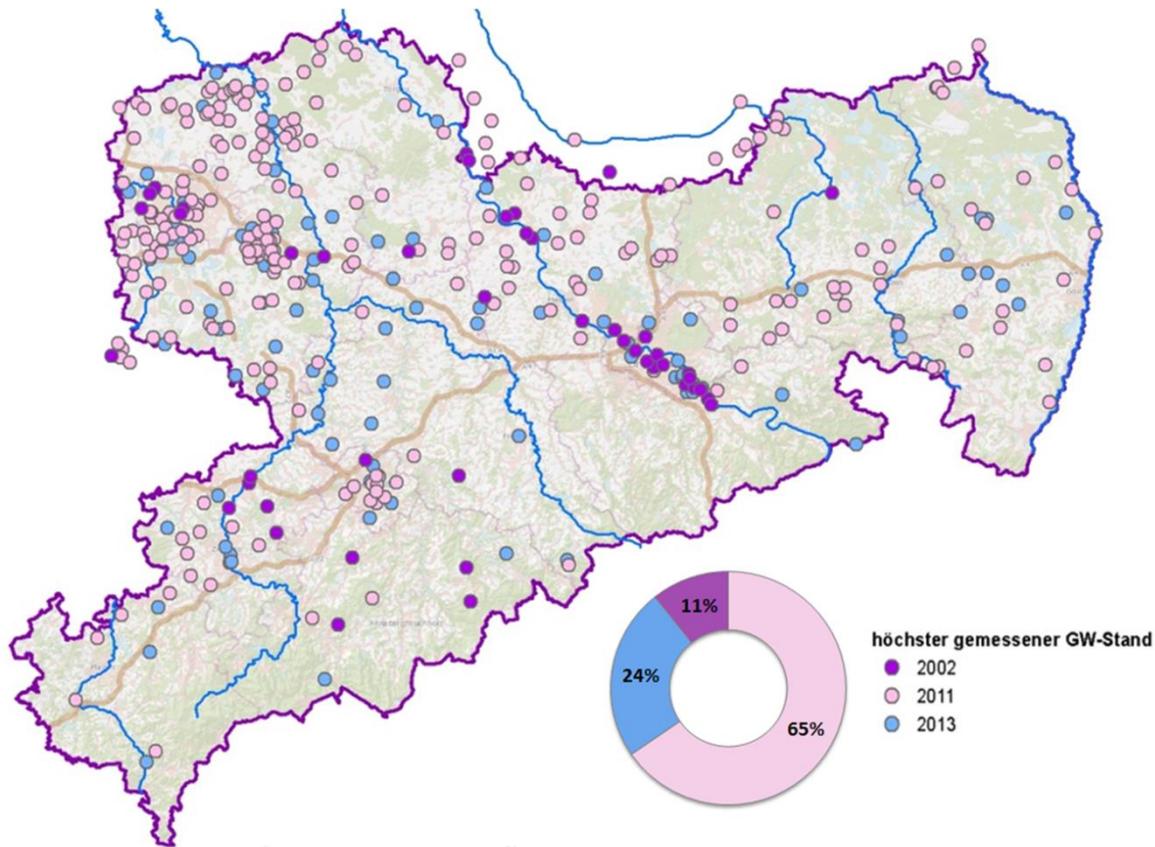


Abbildung 6: Verteilung der höchsten jemals gemessenen Grundwasserstände für die Ereignisse 2002, 2011 und 2013 an GWM mit mindestens 10 vollständig gemessenen Abflussjahren

3.3 Literatur

- BECKER, B. P. J. (2010): Zur gekoppelten numerischen Modellierung von unterirdischem Hochwasser. Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Dissertation.
- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK) (2003): Nutzungskonflikte bei hohen Grundwasserständen – Lösungsansätze. Statusbericht Juli 2003. Sindelfingen: Selbstverlag.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2012): Hochwassersituation im Grundwasser 2010/2011 – Schriftenreihe Heft 28/2012, Dresden.
- Staatsbetrieb Sächsisches Immobilien- und Baumanagement (SIB) (2003): Analyse der Schadensursachen – Vortrag zum BMBF-Statusseminar „Auswirkungen der August-Hochwasser-Ereignisse 2002 auf die Tal-Grundwasserleiter im Raum Dresden – Lösungsansätze und Handlungsempfehlungen. Unveröffentlicht.

4 Ereignisanalyse Hochwasser 2013 – Teil Boden

Dr. Ingo Müller, Kati Kardel – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dieser Beitrag wurde im Rahmen des Vorhabens „Ereignisanalyse zum Hochwasser im Jahr 2013 in Sachsen“ erstellt, eine Aktualisierung des Vorhabens <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/12703.htm> folgt.

Hochwasserbedingte Sedimentablagerungen

Unmittelbar nach Rückgang des Hochwassers wurden neben Schäden an Gebäuden und der Infrastruktur auch Ablagerungen von Sedimenten erkennbar. Mit Blick auf die Erfahrungen aus dem Hochwasser 2002 (RANK et al. 2006) bestand der Verdacht, dass für die hochwasserbedingten Ablagerungen von Sedimenten ein schadstoffbedingtes Risiko nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden kann.

Die Aufgabe des LfULG bestand darin, umgehend Daten zur stofflichen Belastung der Hochflutsedimente zu erheben und auszuwerten. Ziel war es, die aus dem Hochwasserereignis resultierende Gefahr insbesondere für landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Flächen aufgrund der mit den Ablagerungen von Sedimenten einhergehenden organischen bzw. anorganischen Schadstoffeinträge zu bestätigen oder zu widerlegen.

4.1 Untersuchungskampagne

Um sehr zeitnah Ergebnisse vorlegen zu können, erfolgte die Untersuchung in Auen ausgewählter Fließgewässer in zweigeteilter Form (Abbildung 1 mit Tabelle 1). Zunächst wurde ein erstes rasches Screening durchgeführt, gefolgt von einer zweiten, verdichtenden Kampagne.

Ziel des ersten Screenings war es, erste Hinweise auf den stofflichen Zustand der Hochwassersedimente in Abhängigkeit vom Flusseinzugsgebiet zu erhalten. Dazu wurden stichprobenhafte, nicht repräsentative Untersuchungen an Flussgebietsabschnitten in ländlichen Bereichen unter landwirtschaftlicher Nutzung vorgenommen. An 10 Fließgewässern erfolgte an je drei Standorten eine Probenahme der abgelagerten Sedimente, des Oberbodens und des darunter liegenden Unterbodens. Am 21. Juni wurden die Ergebnisse zum ersten Screening über das Internet des LfULG veröffentlicht. Um die dadurch gewonnenen Ergebnisse abzusichern bzw. zu ergänzen, erfolgte in einem zweiten Schritt eine Untersuchung von weiteren 96 Standorten. Hier wurden auch inzwischen eingetroffene Hinweise der Kommunen und Unteren Bodenschutzbehörden auf betroffene Bereiche, teils mit Verdacht auf Schadstoffeinträge, mit aufgenommen. Die Ergebnisse zu diesem zweiten Schritt lagen Ende August 2013 vor.

Im ersten Screening umfasste die chemische Analytik Metalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb), Antimon (Sb), Selen (Se), Thallium (Tl) und Zink (Zn) im Königwasserextrakt, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Cyanide und Polychlorierte Biphenyle (PCB). Die in Analytik des 2. Schrittes erfolgte analog zu Schritt 1, allerdings wurde auf Cyanide und PCB verzichtet (weil sich hier kein weiterer Verdacht zeigte) und zusätzlich wurden einzugsgebietsspezifische Metalle Uran (U), Cobalt (Co) aufgenommen und an Einzelproben auch Dioxine (PCDD/F und dl-PCB) untersucht.

Tabelle 1: Bemerkungen zur Abbildung 1

Bemerkung	Gewässer
ohne Untersuchungen bzw. Betroffenheit beim Hochwasser 2002	Weißer Elster, Parthe, Pleiße, Chemnitz, Lausitzer Neiße
Mit stärkerer Betroffenheit als 2002	Zwickauer Mulde
Ähnliche Betroffenheit wie 2002	Elbe, Freiburger Mulde, Zschopau, Vereinigte Mulde
In der zweiten Kampagne zusätzlich	Große Röder, Spree, Bobritzsch

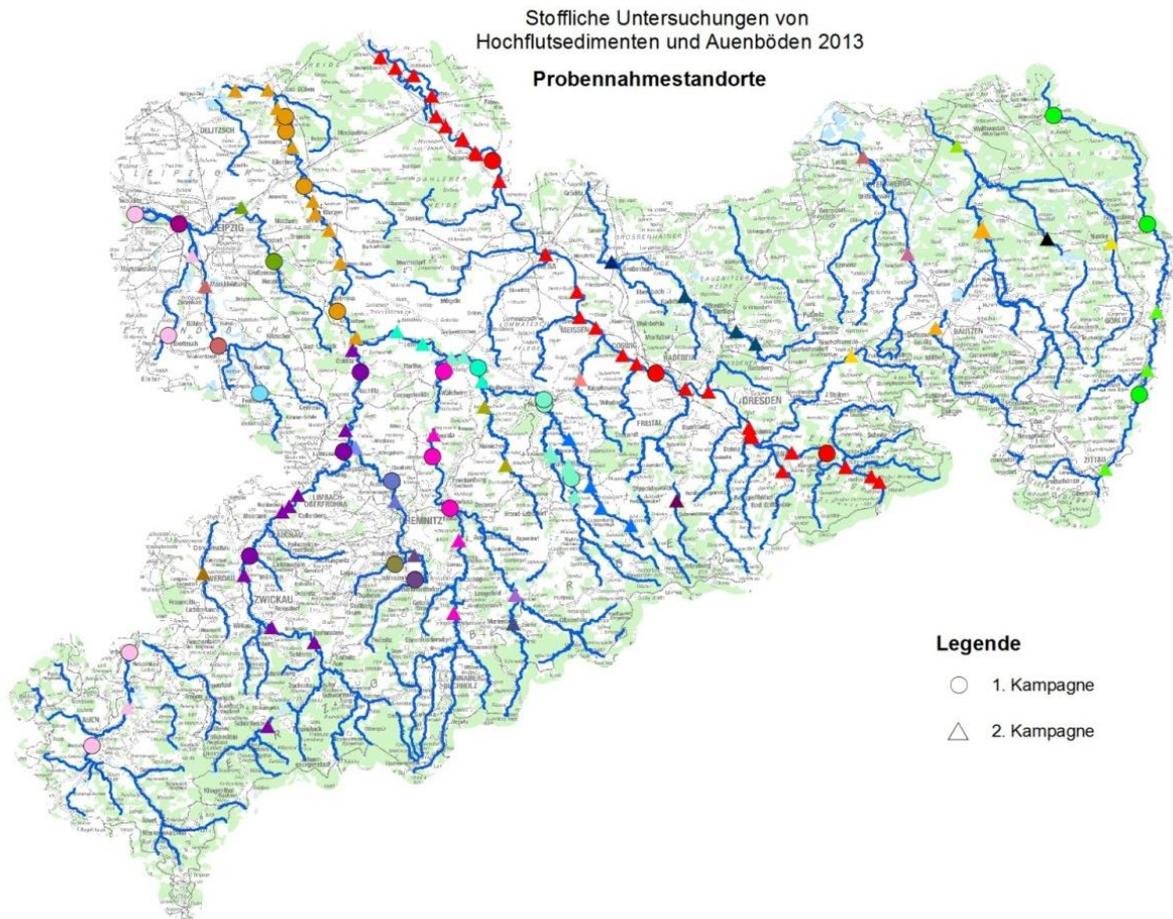


Abbildung 1: Nach dem Hochwasser 2013 untersuchte Auenstandorte sächsischer Fließgewässer

4.2 Ergebnisse

Die Gehalte an Mineralölkohlenwasserstoffen, an Benzo(a)pyren als maßgeblichen Vertreter der Gruppe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und die Gehalte an Polychlorierten Biphenylen (PCB) sind in den Sedimenten weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenzen; auch die Gehalte an Cyaniden sind unauffällig. Die Gehalte an PCDD/F mit dl PCB (Dioxine und Furane inkl. dioxinähnlicher PCB) sind in fünf von sechs Sedimentproben geringer als in den dazugehörigen Oberböden und liegen allesamt unter 5 ng TEQ/kg TS und damit deutlich unter den „üblichen“ Gehalten von 12- 103 ng TEQ/kg TS (AG Dioxine 2006); die untersuchten Oberböden liegen im „üblichen“ Bereich der Auenböden und maximal bei 13 ng TEQ/kg TS.

Die in den Auen gefundenen Stoffgehalte weisen für die Metalle im Wesentlichen die typischen geochemischen und anthropogenen Muster und Niveaus auf, die bereits aus früheren Untersuchungen bekannt sind (Auenmessprogramm). So finden sich auch bei den Untersuchungen 2013 in den Auen der Fließgewässer, die das Erzgebirge mit seinen Standorten des Bergbaus und Erzverarbeitung und -verhüttung entwässern, stets signifikant höhere Arsen-, Cadmium- und Bleigehalte als in den Auen der übrigen Gewässer. Besonders hohe Konzentrationen finden sich im Bereich der Freiburger Mulde (Tabelle 2).

Tabelle 2: Schadstoffkonzentrationen* [Median in mg kg⁻¹ TM (Anzahl n)] der auf die Auenböden durch das Hochwasser 2013 und 2002 aufgetragenen Sedimente sowie der vom Auftrag betroffenen Oberböden der Auen ausgewählter sächsischer Fließgewässer

	Sediment 2013	Sediment 2002	Oberboden 2013	Oberboden Auenmessprogramm
Zwickauer Mulde				
As	45 (12)	95 (27)	71 (12)	71 (632)
Cd	1,6 (12)	3,6 (26)	2,2 (12)	1,3 (632)
Pb	45 (12)	89 (26)	69 (12)	67 (632)
U	9,8 (9)		11 (9)	8,3 (632)
MKW	< 50 (7)	-	< 50 (7)	-
BaP	< 0,10 (9)	-	0,23 (9)	-
Vereinigte Mulde				
As	65 (14)	140 (29)	91 (14)	88 (2795)
Cd	1,5 (14)	5,0 (29)	3,0 (14)	1,7 (2795)
Pb	130 (14)	257 (29)	190 (14)	170 (2795)
U	3,1 (11)		5,0 (11)	
MKW	< 50 (10)	-	< 50 (10)	-
BaP	< 0,10 (12)	-	< 0,10 (12)	-
Zschopau				
As	50 (7)	92 (27)	130 (7)	120 (456)
Cd	1,1 (7)	3,2 (21)	1,7 (7)	1,0 (456)
Pb	83 (7)	96 (21)	100 (7)	104 (456)
Freiberger Mulde				
As	370 (13)	480 (59)	410 (13)	160 (402)
Cd	7,7 (13)	9,3 (57)	11 (13)	2,8 (402)
Pb	840 (13)	800 (57)	1200 (13)	460 (402)
MKW	< 50 (11)	-	< 50 (11)	-
BaP	0,10 (11)	-	< 0,10 (11)	-
Elbe				
As	10 (29)	22 (40)	21 (29)	21 (988)
Cd	0,43 (29)	2,0 (26)	0,83 (29)	0,73 (988)
Pb	28 (29)	96 (26)	52 (29)	54 (988)
Hg	0,14 (29)	0,53 (40)	0,48 (29)	0,28 (988)

	Sediment 2013	Sediment 2002	Oberboden 2013	Oberboden Auenmessprogramm
MKW	< 50 (20)	-	< 50 (20)	-
BaP	< 0,10 (23)	-	0,31 (23)	-
Neiße				
As	8,5 (6)	-	15 (5)	-
Cd	0,37 (6)	-	1,3 (5)	-
Pb	40 (6)	-	74 (5)	-
Hg	0,11 (6)	-	0,38 (5)	-
Weißer Elster				
As	18 (6)	-	19 (6)	-
Cd	0,73 (6)	-	0,73 (6)	-
Pb	43 (6)	-	61 (6)	-
Hg	0,17 (6)	-	0,25 (6)	-

* Bestimmung der Metalle im Königswasserextrakt, MKW: Mineralölkohlenwasserstoffe, BaP: Benzo(a)pyren

Bei der Probennahme zeigte sich, dass der Flächenumfang und die Mächtigkeit der angetroffenen Sedimente in den erneut betroffenen Auengebieten deutlich geringer waren als 2002. Vergleicht man die mittleren Schadstoffgehalte (Mediane) der auf die Auenböden aufgetragenen Sedimente durch das Hochwasser 2013 mit denen aus dem Jahre 2002, so zeigen sich 2013 bis auf eine Ausnahme hierbei geringere Konzentrationen als im Jahr 2002. Im Mittel liegen die Gehalte in den Sedimenten von 2013 um etwa 50 % unter denen von 2002. Lediglich die Bleikonzentrationen der Sedimentproben aus dem Bereich der Freiburger Mulde lagen im Mittel in 2013 knapp über denen von 2002. Besonders deutlich ist der Unterschied (-70 %) bei den Cadmiumkonzentrationen im Bereich der Zschopau, Vereinigten Mulde und Elbe. Für die Elbe trifft das auch für die Elemente Blei und Quecksilber zu, während sich im Bereich der Freiburger Mulde insgesamt nur ein Unterschied von ca. 20 % von 2002 zu 2013 bei allen genannten Elementen findet.

Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimentausträgen nach dem Hochwasser 2013 mit den Konzentrationen in den direkt darunter liegenden Oberböden in den Auen deutet ebenfalls auf abnehmende Gehalte in den Sedimenten im Zeitverlauf hin. Im Mittel erreichen die Gehalte im Sediment nur ca. 70 % des Niveaus in den Oberböden. Auch hier ist dieser Unterschied im Bereich der Elbe besonders stark (-50 %) und im Bereich der Freiburger Mulde eher wenig (-15 %) ausgeprägt.

Ein Vergleich mit den mittleren Stoffgehalten in Auenböden, die durch intensive Beprobung von 2000 bis 2006 im Rahmen des Auenmessprogramms des LfULG (KARDEL & RANK 2008) erhoben wurden, weist für die Oberbodenproben aus 2013 im Mittel auf etwas höhere Stoffgehalte hin. Erhebliche Abweichungen zeigen sich hier für den Bereich der Freiburger Mulde, für die 2013 in der Regel zwei- bis vierfach höhere Werte gefunden wurden als im Auenmessprogramm. Für den Bereich der Elbe finden sich hingegen zumeist nur wenig höhere Werte (+20 %) in den Proben aus 2013.

Untersuchungen der Bachsedimente (GREIF et al. 2003) und auch das Auenmessprogramm (KARDEL & RANK 2008) belegen, dass sich aufgrund der geochemischen Ausstattung und Vererzung im Erzgebirge und Teilen des Vogtlandes sowie der nachfolgenden Nutzung der Erzlagerstätten durch den Menschen (GREIF 2013) höhere Arsen-, Cadmium- und Bleikonzentrationen in den Auenböden der dieses Gebiet entwässernden Fließgewässer finden. Diese Einflüsse prägten nachhaltig die Belastungssituation insbesondere der Freiburger

ger Mulde, der Zwickauer Mulde sowie der Vereinigten Mulde und zeigten sich auch in der kartografischen Darstellung der Ergebnisse der Untersuchung in 2013 (Abbildung 2).

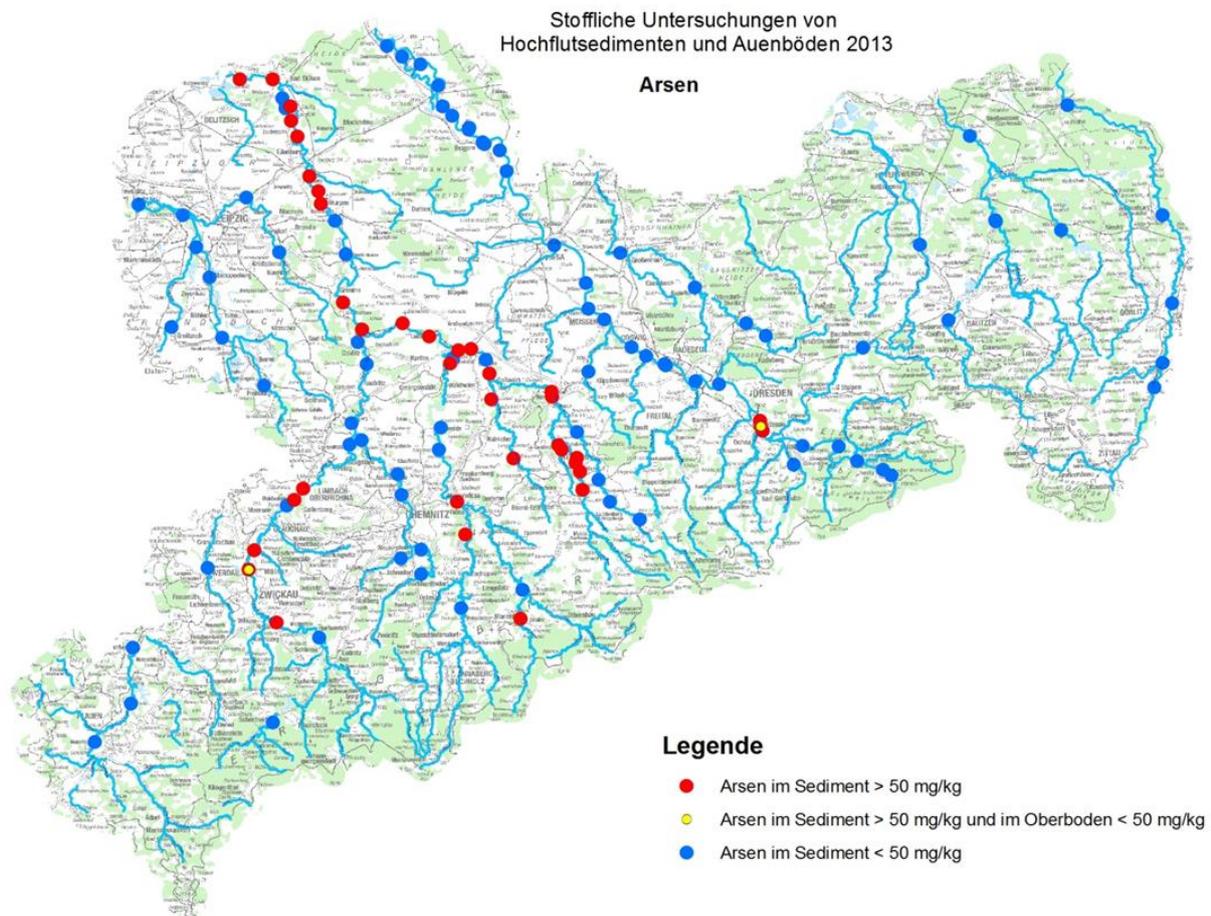


Abbildung 2: Lokalisierung von Proben mit erhöhten Arsenkonzentrationen nach dem Hochwasser 2013

Noch 2002 zeigte sich in der Freiberger Mulde nach dem Passieren der Halden im Bereich Muldenhütten ein erheblicher Schadstoffeintrag in die Sedimente und die daraus entstandenen Auenböden (RANK et al. 2006), der 2013 nach den erfolgten Sicherungsmaßnahmen am Haldenfuß im Nachgang des Ereignisses von 2002 nicht mehr festzustellen war (Abbildung 3). Mit Blick auf die Sedimente und die damit verbundene Schadstofffracht in 2013 ist festzustellen, dass diese zwar den geochemisch bekannten Signaturen folgt, aber insgesamt deutlich geringere Mengen und Konzentrationen aufweist als 2002.

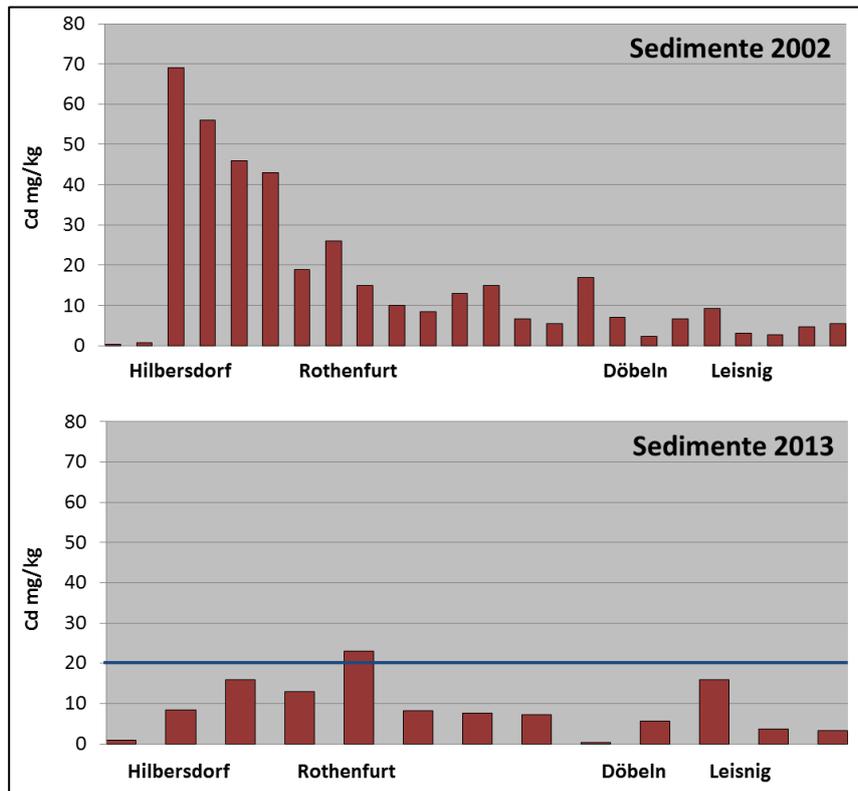


Abbildung 3: Cadmiumkonzentrationen in den durch das Hochwasser 2002 und 2013 abgelagerten Sedimenten im Verlauf der Freiburger Mulde vor dem Eintritt in das Freiburger Bergbaurevier bis hin zur Mündung in die Vereinigte Mulde

4.3 Diskussion und Schlussfolgerungen

Auenböden entstehen aus Gewässersedimenten und weisen bereits naturbedingt gegenüber den Böden in ihrem Einzugsgebiet höhere Metallgehalte auf. Die Gründe liegen in den Bodenbildungsprozessen an der Schnittstelle zwischen Fließgewässer, subhydrischen, semiterrestrischen und terrestrischen Böden. Die höheren Gehalte gehen einher mit Anreicherungen an organischer Substanz und finden sich zudem oftmals in der feinen Korngrößenfraktion. Zugleich sind die Stoffgehalte von Auenböden ein geochemisches Abbild ihres Einzugsgebietes. Extreme Hochwasserereignisse können andere Prozesse auslösen als jährliche Hochfluten. Neben dem besonders intensiven Mitreißen von Sediment der Gewässersohle und Material des Uferbereichs sind hier auch beispielsweise Überflutungen von Industrie- und Siedlungsbereichen, Abwasserbehandlungsanlagen oder das Abspülen und Mitreißen von ufernahen Ablagerungen, z. B. Halden, zu nennen. Auch die Erosionsprozesse auf den Böden im Einzugsgebiet können aufgrund der in der Regel extremen Niederschlagsereignisse, die dann zum Hochwasser führen, anders und heftiger verlaufen. Zum Beispiel kann Erosionsmaterial, das bei moderaten Ereignissen an Feldrainen oder den Uferrandstreifen zurückgehalten wird, bei Extremereignissen direkt in das Gewässer gelangen.

2013 zeigten die Untersuchungen, dass trotz des Ausmaßes des Ereignisses weder die Stoffsignaturen noch die Höhe der Schadstoffkonzentrationen wesentlich von denen der üblichen eingetragenen Sedimente abweichen. Einträge durch Überflutung von Industrie- und Siedlungsbereichen waren allenfalls im direkten Abstrombereich und nur punktuell erkennbar.

Aufgrund der Untersuchungen der Oberboden ist festzustellen, dass insgesamt die Schadstoffkonzentration der regelmäßig abgelagerten Sedimente im Zeitverlauf seit 2002 zurückgegangen ist. Die im Vergleich zum Auenmessprogramm gefundenen höheren Konzentrationen in den Auenböden beruhen auf systematischen Abweichungen. Während im Rahmen des Auenmessprogramms die Proben über die gesamte Aue verteilt und in regelmäßigen Abständen entnommen wurden, wurden 2013 ganz gezielt Bereiche beprobt, die vom Hochwasser betroffen waren und bei denen Sedimentablagerungen angetroffen wurden. Im zweiten Teil der Kampagne zudem auch Bereiche, für die die Unteren Bodenschutzbehörden Befürchtungen auf Schadstoffeinträge geäußert hatten. Insofern erscheint das leicht höhere Konzentrationsniveau der Untersuchung aus 2013 gegenüber den die Gesamtsituation der Auen weit besser beschreibenden Daten des Auenmessprogramms nachvollziehbar.

Ähnlich wie 2002 (RANK et al. 2006) ist festzustellen, dass es Auenbereiche sächsischer Fließgewässer gibt, in denen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen ist, dass die Arsenkonzentrationen im Boden den in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) festgelegten Maßnahmenwert im Hinblick auf den Transfer in Nahrungs- und Futterpflanzen überschreiten, mithin also den Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung begründen können. Die konkreten Informationen wurden den Bodenschutzbehörden zur Verfügung gestellt. Alle betreffenden Bereiche sind im Landesentwicklungsplan (LEP 2013) im landesweiten Kartenmaßstab dargestellt und finden somit Eingang in nachfolgende Planungs- und Vollzugsaufgaben. Hinweise zum Umgang mit diesen schadstoffbelasteten Flächen finden sich z. B. bei KLOSE (2013) oder LfUG (2006), speziell für arsenbelastete Böden auch bei KAUFMANN et al. 2013.

Die Ursachen der Bodenbelastung insbesondere im Bereich der Zwickauer, Freiburger und Vereinigten Mulde sind jedoch im historischen und nicht im aktuellen Auftragsgeschehen begründet. Vielmehr liegen die Konzentrationen der aktuell aufgetragenen Sedimente unter denen der davon betroffenen Oberböden, sodass für einzelne Auenabschnitte abnehmende Konzentrationen im Zeitverlauf zu erwarten sind.

4.4 Literatur

- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENSDÖRFER, H. (2006): Geochemische Untersuchungen an den Hochflutschlämmen in Sachsen in Verbindung mit dem Hochwasserereignis 2002. In: Das Elbe-Hochwasser 2002, Geologisches Jahrbuch Reihe C, Band C 70, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 95 – 114.
- GREIF, A.; PÄLCHEN, W.; RANK, G.; WEIDENSDÖRFER, H. (2003): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil 2, Spurenelemente in Bachsedimenten. – Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- RANK, G.; PÄLCHEN, W.; KARDEL, K. (2009): Geochemisches Naturraumpotential. In: Pälchen, W. (Hrsg.): Geologie von Sachsen II: Georessourcen, Geopotentiale, Georisiken. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 233-249.
- KARDEL, K.; RANK, G. (2009): Geochemische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen 1:400 000 – Arsen im Oberboden, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), ISBN 978-3-86807-899-2
- LEP (2013): Landesentwicklungsplan 2013 des Freistaates Sachsen, veröffentlicht am 30. August 2013 im Sächsischen Gesetz- und Verordnungsblatt 11/2013.
<http://www.landesentwicklung.sachsen.de/11117.htm>
- GREIF, A. (2013): Studie zur Charakterisierung der Schadstoffeinträge aus den Erzbergbaurevieren der Mulde in die Elbe. Abschlussbericht, i. R. „Schadstoffsanierung Elbesedimente – ELSA“, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg, S. 163.

- KARDEL, K.; RANK, G. (2008): Auenmessprogramm des Freistaates Sachsen - Untersuchung der Auenböden der Elbe und des Muldensystems auf Arsen und Schwermetalle-, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/auen_endber.pdf
- Ag Dioxine (2006): DIOXINE-Daten aus Deutschland. Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt 4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE
- KAUFMANN-BOLL, C.; HÖKE, S.; LAZAR, S.; BRACKHAGE, C.; DUDEL, E. G. (2013): Arsentransfer aus Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen – Gefahrenbeurteilung und Maßnahmen; Arbeitshilfe der LABO (Hrsg.), 55 S.; http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_1.10/index.jsp
- LfUG (2006): Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Bodenschutzrechtes in Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten; Materialien Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 57 S.
http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Handlungsempfehlung_Stand_05_2006.pdf
- KLOSE, R. (2013): Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Landwirtschaftliche Böden, Arsen- und Schwermetallbelastung BfUL (Hrsg.), 19 S.

5 Aktualisierung und Ergänzung der Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden Sachsens

Dr. Ingo Müller, Kati Kardel – Sächsisches Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie
Carolin Kaufmann-Boll – ahu AG Wasser• Boden• Geomatik, Aachen

Zusammenfassung

Mit einem auf 30.000 Proben deutlich erweitertem, homogenem und um Ausreißer und Extremwerte bereinigtem Datenbestand wurden 2015 für die Böden im Freistaat Sachsen erneut Hintergrundwerte für Elementkonzentrationen (Königswasserextrakt) abgeleitet. Für eine Vielzahl von Substraten konnten damit valide und statistisch belastbare Angaben für nutzungs- und horizontbezogen anzutreffende Hintergrundkonzentrationen gemacht werden. Aufgrund der Änderungen der Datenbasis und dem Verzicht auf Angaben für Totalgehalte ergeben sich plausible Abweichungen zu den bisherigen Hintergrundwerten. Auch der Vergleich mit den bundesweit gültigen Vorsorgewerten zeigt statistisch belastbare geochemische Besonderheiten für einige Substrate, begründet zugleich auch Fragen auf in Bezug auf die Wertevorschläge des aktuellen Entwurfs der Novelle der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Die Ableitung für Elementgehalte im Ammoniumnitratextrakt wurde vorbereitet und erfolgt demnächst.

5.1 Einleitung

Hintergrundwerte beruhen auf den ermittelten Hintergrundgehalten und werden nach prägenden Einflussfaktoren differenziert. Sie sind statistisch abgeleitete, repräsentative Werte für allgemein verbreitete bzw. regional typische Gehalte eines Stoffs oder einer Stoffgruppe in Böden. Die wesentlichen dabei zu berücksichtigenden Faktoren (LABO 2003) sind das Bodenausgangsgestein, die Bodenhorizonte (organische Auflage, Oberboden, Unterboden, Untergrund) und die Nutzung (Acker, Grünland und Forst). Angegeben werden Hintergrundwerte i. d. R. als 50. und 90. Perzentile von weitgehend homogenen und repräsentativen Datenkollektiven. Hintergrundwerte für Böden in Sachsen wurden zuletzt 2001 vorgelegt, maßgeblich auf Basis der Datengrundlagen des Bodenmessnetzes im Raster 4 x 4 km, in Teilen verdichtet auf 1 x 1 km (RANK et al. 1999, LfUG 2001). Für die meisten Daten lagen damals die Konzentrationsangaben als Totalgehalte vor, die dann für einige Elemente auf das Königswasserverfahren umgerechnet wurden. Die Probenzahlen waren für viele Substrate ausgesprochen gering, sodass hier Zusammenfassungen in Gruppen erfolgten.

Hintergrundgehalte der Böden setzen sich aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge zusammen. Der geogene Grundgehalt umfasst den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung/Verarmung) von Stoffen in Böden ergibt. Kenntnisse über Hintergrundgehalte und die daraus abgeleiteten Hintergrundwerte gehören zu den Voraussetzungen für die Bewertung von Veränderungen in der Umwelt. Sie liefern Anhaltspunkte für die Abgrenzung von Flächen mit erhöhter Grundbelastung, können zur Beurteilung eines Stoffgehaltes im Boden und auch im ggf. zu verwertenden Bodenmaterial dienen und bieten damit eine wichtige Grundlage bei vielen Fragestellungen des Bodenschutzes.

Seit 2001 wurden seitens des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zahlreiche Bodenuntersuchungen vorgenommen. Viele Untersuchungen wurden im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme und einiger Fachprojekte durchgeführt, aber der Großteil der neuen Informationen wurde sehr spezifisch zur Kennzeichnung der geochemischen Situation der Böden Sachsens erhoben. Der auszuwertende Datenbestand hat sich seit der letzten Berechnung in etwa vervierfacht. Darüber hinaus erfolgte auch eine Erweiterung des untersuchten Elementspektrums Barium (Ba), Cobalt (Co), Selen (Se), Antimon (Sb), Zinn (Sn). 2014 wurde durch einen Werkvertrag die Sichtung, Vorbereitung und erste Auswertung der inzwischen deutlich breiteren Datenbasis für anorganische Stoffe zur Darstellung von Hintergrundgehalten vorgenommen, 2015 erfolgte die konkrete Ableitung der darauf basierenden Hintergrundwerte.

5.2 Datenbasis und Datenvorbereitung

Sämtliche im Fachinformationssystem Boden des LfULG vorliegenden Datensätze wurden zunächst anhand eines Katalogs zum Mindestdatensatz auf Vollständigkeit geprüft. Der Mindestdatensatz umfasste neben den Analyseergebnissen, Nachweis- und Bestimmungsgrenzen und der Analysenmethode, die Koordinaten, die Horizontbezeichnung oder ein Teufenintervall der entnommenen Probe, pedologische und lithologische Kennwerte (Bodenart, Bodentyp, Substrattyp, Genese Leitbodengesellschaft) sowie die Nutzung. Von den 40.082 Datensätzen lagen für 27.522 Datensätze alle Informationen unmittelbar vor, für 4.243 war eine nachträgliche Erhebung möglich; die übrigen mussten ausgeschlossen werden. Daten aus Siedlungsgebieten und Gärten wurden von vornherein ausgeschlossen, ebenso Daten aus den von Bergbau und Verhüttung stark anthropogen überprägten Regionen Freiberg, Ehrenfriedersdorf, Schneeberg und Johanngeorgenstadt. Für Standorte im Umkreis von 2 km von Einzelemittenten und Altlasten/altlastverdächtigen Flächen erfolgte eine lagegenaue Prüfung der Proben.

Darauf folgten intensive Prüfschritte, um die Zuordnung der Standorte zu den Substraten abzusichern. Die vorgegebenen Substrateinheiten orientierten sich weitgehend an den Bodenausgangsgesteinen. Die zu Projektbeginn bereitgestellte Liste der für Sachsen relevanten Substrateinheiten umfasste etwa 40 Einheiten (mit Auen und allen Untergruppen). Unplausibel zugeordnete Datensätze wurden als ungeeignet gekennzeichnet. Böden über Festgestein enthalten oftmals Schuttdecken und Lössbeimengungen; eine Differenzierung z. B. nach Lössanteil ist zum einen fachlich schwierig und nur bei hohen Probenzahlen möglich, um noch auswertbare Probenumfänge gewährleisten zu können. Daher wurden diese Böden stets dem Datenkollektiv des bei der Probeentnahme erkennbaren und dokumentierten primären Festgesteins zugeordnet. Auch wenn die vorgenannten Prozesse die Stoffgehalte der Böden deutlich beeinflussen können, so findet sich im Ergebnis der Hintergrundwerte der Beleg, dass zumindest die relevanten Maßzahlen (50. und 90. Perzentil) die Stoffcharakteristik der Festgesteine widerspiegeln.

Zur weiteren Verwendung standen anschließend 29.750 Datensätze als grundsätzlich geeignet zur Verfügung. Von diesen Standorten befanden sich etwa 2/3 unter landwirtschaftlicher und 1/3 unter forstlicher Nutzung; der überwiegende Teil der Bodenproben entstammte dabei den Oberbodenhorizonten (Abbildung 1). Daten für den Untergrund lagen i. d. R. nur für die Profile der bodenkundlichen Landesaufnahme vor.

In den Datensätzen wurden für die statistischen Berechnungen Werte unterhalb der jeweils dokumentierten analytischen Bestimmungsgrenzen durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt.

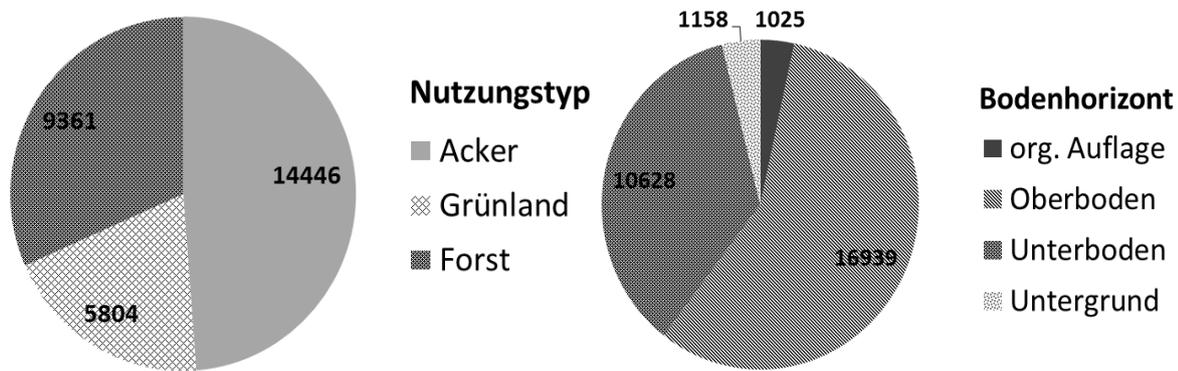


Abbildung 1: Verteilung der Datensätze auf die Nutzungsgruppen und Bodenhorizonte

Zunächst erfolgte aufgrund statistischer Vergleiche und Zusammenlegungen eine Aggregation der ursprünglich 40 in 31 Substrateinheiten (Abbildung 2); diese umfassten auch Auenregionen, für die analog zum Auenmessprogramm lediglich statistische Kennzahlen ermittelt, jedoch aus fachlichen Gründen keine Hintergrundwerte abgeleitet werden sollten. Aufgrund der geringen Datenzahl wurde für die Einheit Amphibiolit auf die Angabe von Hintergrundwerten verzichtet, sodass für insgesamt 23 Substrateinheiten aktualisierte Hintergrundwerte dargestellt werden konnten.

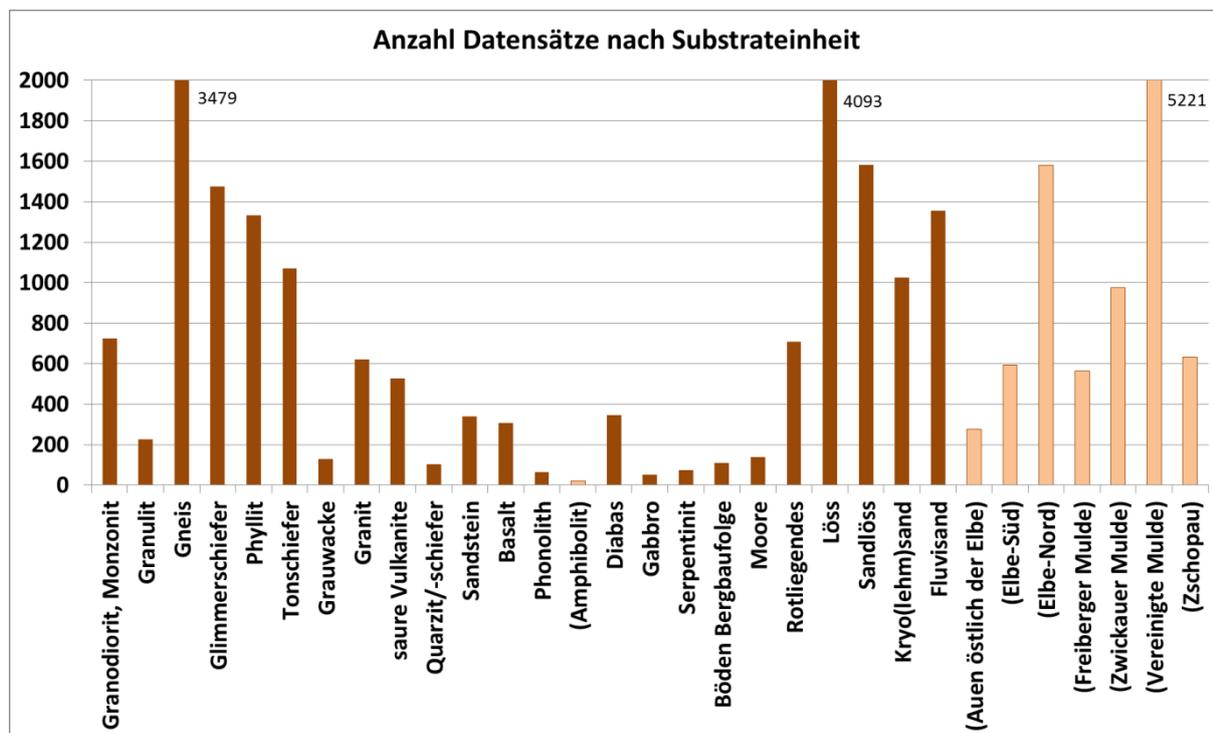


Abbildung 2: Verteilung der Datensätze auf Substrateinheiten bzw. Auenregionen

Nach Vorprüfung wurde auf eine weitere Unterteilung nach Siedlungsstrukturtypen verzichtet, weil die Unterschiede – sofern sie erkennbar sind – in geringer Höhe lagen, in weiten Teilen Sachsens vorrangig der geochemische Substrateinfluss die Stoffgehalte der Böden dominierte und zudem die Anzahl der Proben durch eine weitere Differenzierung der Daten nach Siedlungsstruktur häufig zu gering für belastbare Aussagen war. Aus den gleichen Gründen wurde nach einer Vorprüfung auf die Unterteilung der Daten im Untergrund-Horizont nach der Bodennutzung verzichtet.

In einem letzten Schritt erfolgte für jedes Element einzeln eine einmalige Bereinigung der nach Substrat, Nutzung und Bodenhorizont gegliederten Datensätze mit Blick auf Ausreißer und Extremwerte. Hiermit sollten untypisch belastete Proben identifiziert und aussortiert werden (LABO 2003), um eine Verzerrung der Hintergrundwerte zu vermeiden. Als Ausreißer wurden Werte definiert, die sich außerhalb des 1,5-fachen Interquartilabstands ($IQA = 75.\text{Perzentil} - 25.\text{Perzentil}$) oberhalb vom 75. Perzentil bzw. unterhalb des 25. Perzentils befinden, für Extremwerte gilt der 3-fache IQA. Bei Kollektiven (d. h. Substraten) mit hohen Anteilen an Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze, die alle auf die halbe Bestimmungsgrenze gesetzt wurden, würden durch dieses Verfahren bereits Werte knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze rein verfahrensbedingt als Ausreißer identifiziert und bereinigt. Um dieses Phänomen zu umgehen, wurde auch für Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze eine statistisch gleichmäßige Werteverteilung angenommen, sodass abhängig von der Höhe der Bestimmungsgrenze erst Werte oberhalb der 1,5-fachen Bestimmungsgrenze als Ausreißer bzw. oberhalb der 2,25-fachen Bestimmungsgrenze als Extremwerte galten. Besonders ausgeprägt war dieser Effekt für die königswasserextrahierbaren Gehalte der Elemente Sb, Sn, Quecksilber (Hg) und Molybdän (Mo) und viele ammoniumnitratextrahierbare Elementgehalte.

5.3 Ableitung der Hintergrundwerte

Zur Perzentilwert-Ermittlung diente ein für Bodendaten mit vergleichsweise kleinen Stichprobenumfängen geeignetes Verfahren (SPSS PERCENTILES HAVERAGE, ein interpolierendes Verfahren mit gewichteten Mittelwerten, vgl. KAUFMANN 2003). Diese Methode liefert gleiche Ergebnisse wie die 2001 verwendete Methode (SPSS PERCENTILES). Auch in anderen Bundesländern wie z. B. Rheinland-Pfalz werden analog dazu interpolierende Verfahren eingesetzt.

Im Ergebnis der Datenvorbereitung und Auswertung lagen Perzentilwerte zweier Datenkollektive (ohne Extremwerte sowie ohne Ausreißer und Extremwerte) als Grundlage der zu aktualisierenden Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden Sachsens vor.

Die Ableitung der Hintergrundwerte erfolgte gegliedert nach 23 Substrateinheiten (ohne Auenböden), nach Nutzung (Acker, Grünland, Forst) und Bodenhorizont (Ober- und Unterboden, im Forst zusätzlich organische Auflage). Für den Untergrund wurde nur nach Substrateinheit ohne Nutzungsdifferenzierung gegliedert. Vorab wurde nach fachlicher Prüfung entschieden, zur Ableitung der Hintergrundwerte das Datenkollektiv ohne Ausreißer und Extremwerte zu verwenden.

Ab einem Datenumfang von $N > 20$ erfolgt eine Angabe des 50. und 90. Perzentils, Angaben bei einem Datenumfang von $N < 20$ gelten als unsicher (LABO 2003) und wurden in den Tabellen kursiv dargestellt. Bei $N < 15$ erfolgte nur die Angabe des 50. Perzentils, bei $N < 10$ wurden keine Werte angegeben. Alle Angaben wurden grundsätzlich in gerundeter Form auf zwei zählende Ziffern (z. B. 0,12 oder 1,2 oder 12 oder 120 oder 1.200) und Ergebnisse unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze unter Angabe der vollen Bestimmungsgrenze dargestellt (z. B. $< 1,0$). Bei $N < 20$ und einem berechneten 50. Perzentil unterhalb der Bestimmungsgrenze erfolgte keine Angabe des 90. Perzentils.

Die Darstellung der Hintergrundwerte für die königswasserextrahierbaren Elementgehalte erfolgte in Tabellenform blattweise gegliedert nach Substrateinheiten und ist unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/index.html> eingestellt. Die berechneten Perzentilwerte für die ammoniumnitratextrahierbaren Elementgehalte liegen bereits vor. Sie müssen noch auf Plausibilität geprüft und tabellarisch dargestellt werden.

Die neu berechneten statistischen Kenngrößen der Elementgehalte in Auenböden ergänzen zukünftig die Auswertungen des Auenmessprogramms (KARDEL & RANK 2008). Weiterhin ist geplant, im kommenden Jahr Hintergrundwerte für Organika in sächsischen Böden abzuleiten.

5.4 Vergleich mit den bisherigen Hintergrundwerten

Die aus dem aktualisierten Datenbestand ermittelten Perzentilwerte unterscheiden sich gegenüber den Hintergrundwerten für Böden in Sachsen aus dem Jahr 2001 (LfULG 2001).

- 2001 wurden nur für Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) im Wesentlichen von Totalgehalten umgerechnete Werte für Königswasserextrakte angegeben, die übrigen Angaben beziehen sich auf Totalgehalte. 2015 sind alle Werte mit Bezug zum Königswasserextrakt angegeben; Hintergrundwerte für Totalgehalte wurden nicht mehr ermittelt. Dieser Weg erlaubt eine unmittelbare vergleichende Anwendung mit den Werteregulungen der BBodSchV.
- 2015 sind Hintergrundwerte für die Elemente Ba, Co, Sb, Se und Sn hinzugekommen.
- Die 2001 als Totalgehalt dargestellten Hintergrundwerte der Elemente Bor (B), Beryllium (Be), Wismut (Bi), Fluor (F), Mangan (Mn), Thorium (Th), Wolfram (W) wurden 2015 nicht berücksichtigt.
- Der Datenumfang hat sich bei den meisten Ausgangssubstraten und Substrateinheiten deutlich vergrößert.
- Die Hintergrundwerte 2001 bezogen sich auf neun Substrateinheiten, einige davon waren Substratgruppen. Die Substratgruppen wurden bei der Aktualisierung 2015 zum Teil weiter untergliedert und um weitere Einheiten auf insgesamt 23 ergänzt.
- 2015 konnten auch belastbare Hintergrundwerte ($N > 20$) für Unterböden und bei vielen Substrateinheiten auch für den Untergrund ermittelt werden.
- Während 2001 jeweils Proben berücksichtigt wurden, für die Messwerte bzw. Horizontmittel mit dem gleichen Elementspektrum vorlagen (N für alle Elemente gleich), wurde bei der Aktualisierung jeweils der elementspezifische Datenumfang berücksichtigt (N elementspezifisch).

Beispielhaft sind in Abbildung 3 die Vergleiche der Hintergrundwerte für Arsen und Cadmium in den Böden der Substrate Löss und Gneis dargestellt. Während sich für Arsen ein recht einheitliches Bild ergibt, fällt auf, dass bei den Auswertungen von RANK et al. (2009) für Cadmium deutlich höhere Hintergrundwerte ermittelt wurden. Dies ist auf analytische Schwierigkeiten und den damit verbundenen Schwierigkeiten bei der statistischen Ausreißerermittlung zurückzuführen.

Unterschiede der Hintergrundwerte in Abhängigkeit von den **Ausgangssubstraten** zeigen sich zwischen vielen Einheiten deutlich. Während sich die Substrate mit darin auftretenden Vererzungen und geochemischen Spezialisierungen durch höhere Gehalte und eine breite Streuung der jeweils gesteins- oder erzbildenden Elemente Arsen (As), Chrom (Cr), Nickel (Ni) auszeichnen, ähneln sich die Gehalte der Böden aus äolischen und periglaziären Sedimenten ([Sand-]Lössen und Sande).

Der Nutzungseinfluss spiegelt sich bei den meisten Substrateinheiten im Oberboden erwartungsgemäß und nur bei As, Pb und Tl in folgender Reihenfolge einheitlich wider: Acker < (oder +/- =) Grünland < Forst. Abweichungen zeigt Cd, hier finden sich unter Forst häufig geringere Gehalte als unter Grünland (z. B. Basalt, Diabas, Gneis, Granodiorit, Glimmerschiefer, Phyllit, Tonschiefer, Rotliegendensedimente, Sandlöss, Kryo[lehm]-sand, Fluvisand). Dies erscheint vor dem Hintergrund eines Austrags von Cd aus Oberböden in saurem Milieu plausibel. Auch bei Cu, Hg, Ni und Zn der meisten Substrateinheiten sowie Cr in Böden aus Lockersedimen-

ten liegen geringere Gehalte in Oberböden unter Forst als unter Acker und Grünland vor, wobei auch hier ein Austrag bei starker Versauerung in Frage kommt. Vereinzelt zeigen sich auch höhere Gehalte unter Acker als unter Grünland (z. B. Diabas, Gneis).

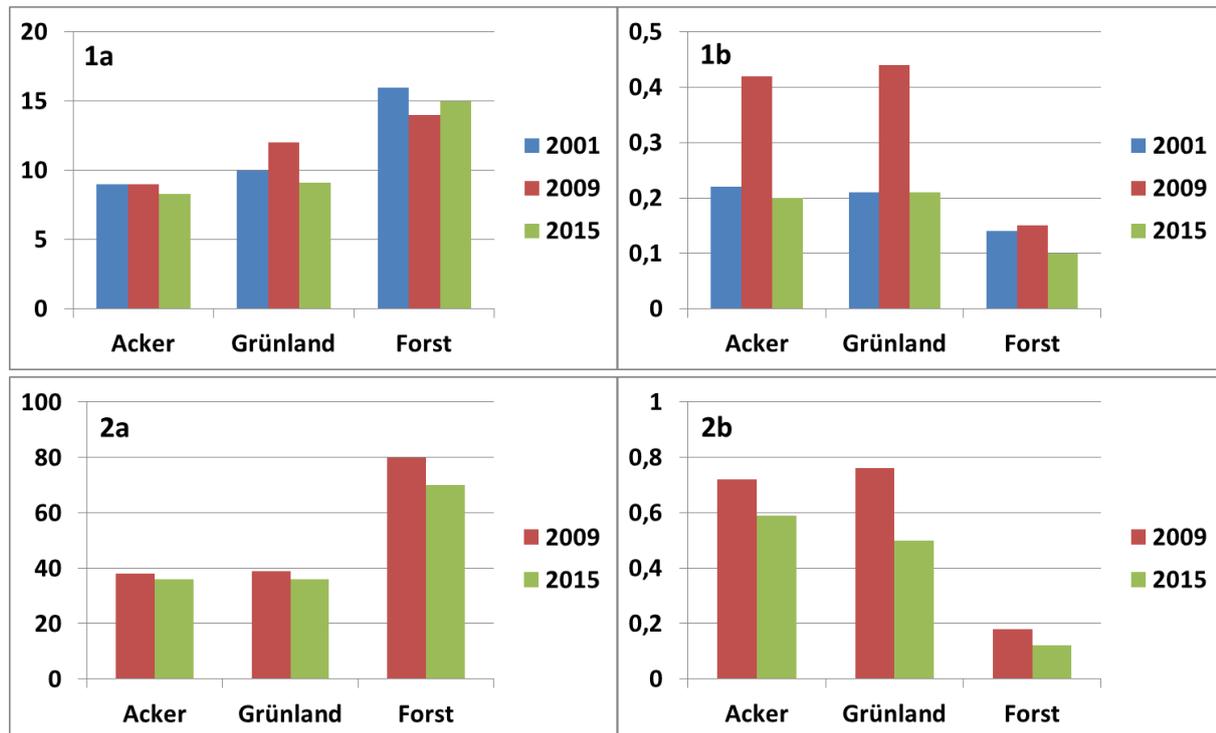


Abbildung 3: Vergleich der Hintergrundwerte (P50) 2015 mit den bisher abgeleiteten Hintergrundwerten für die Böden der Substrate Löss (1) und Gneis (2) sowie die Elemente Arsen (a) und Cadmium (b)

Die Gehalte nehmen bei den Elementen As, Cd, Hg, Pb, Tl und Zn in terrestrischen Böden meist in der Reihenfolge der Horizonte Organische Auflage (Forst) > Oberboden > Unterboden > Untergrund ab. Dies erscheint wegen der vorrangigen Herkunft dieser Elemente in Böden aus anthropogenen Quellen und deren Eintrag aus der Luft plausibel. Eine Zunahme der Gehalte mit der Tiefe zeigt sich hingegen häufig bei Cr und Ni (erwartungsgemäß aufgrund der vorrangigen Gesteinsbürtigkeit) und in geringem Maße auch bei Co sowie bei Tl in Böden aus äolischen und periglaziären Lockersedimenten. Uneinheitliche Tendenzen finden sich bei Cu (je nach Substrat und Nutzung Zu- oder Abnahme mit der Tiefe oder zunächst Abnahme bis Unterboden und Zunahme im Untergrund, bei Lockersedimenten Abnahme), bei Mo (geringe Abnahme bei Böden aus Festgesteinen und gleichbleibend Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze bei Böden aus äolischen und periglaziären Lockersedimenten) sowie U und V (je nach Substrat Zu- oder Abnahme). Dies lässt auf unterschiedliche Quellen dieser Elemente in Böden schließen. Die Moore zeigen bei fast allen untersuchten Elementen eine Abnahme der Gehalte mit der Tiefe. Eine Ausnahme bildet U, für das sich eine geringe Zunahme mit der Tiefe andeutet (N < 50).

Die Perzentile liegen trotz der o. g. Unterschiede bei vielen Elementen, Substrat- und Nutzungseinheiten in ähnlicher Größenordnung wie die Werte von 2001. Ursachen für die Abweichungen der Hintergrundwerte von 2015 gegenüber den früheren Werten sind

- die Aufgliederung von Substratgruppen in Einzelsubstrate;
- eine deutlich höhere Anzahl eingegangener Daten;

- bei Thallium eine Verbesserung der Datenqualität durch eine höhere Anzahl von Daten aus KW-Aufschluss gegenüber der häufigeren Umrechnung von Totalgehalten 2001. Auch bei Uran haben sich die Werte der meisten Datenkollektive verringert. Ursächlich können hier sowohl eine größere Anzahl gemessener statt umgerechneter Werte als auch häufiger erreichte, geringere Bestimmungsgrenzen sein;
- bei Molybdän eine höhere Anzahl von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze gegenüber 2001 (z. B. Substrateinheiten Löss und Sandlöss);
- ggf. eine abweichende Substratzuordnung der einzelnen Aufschlüsse und ggf. klarere Abgrenzung von Ausreißern und Extremwerten.

5.5 Vergleich mit den Vorsorgewerten der BBodSchV

Ein zusammenfassender Vergleich der aktuell abgeleiteten Hintergrundwerte mit den Vorsorgewerten der BBodSchV bzw. des momentanen Entwurfs zur Novelle der BBodSchV (Abbildungen 4 und 5) zeigt:

- In Sachsen findet sich mit Ausnahme von Hg und Mo für alle Elemente eine Anzahl von Substraten, in denen die Hintergrundwerte die Vorsorgewerte überschreiten. Besonders häufig (d. h. bei fünf und mehr Substraten) ist das für Zn, As, Cu, Co und Sb sowie Pb und V der Fall.
- Die Überschreitungen treten überwiegend bei den Substraten Diabas und Tonschiefer (für je sieben Elemente) sowie Glimmerschiefer, Gneis und Phyllit (je fünf Elemente) auf.

Der Vergleich der Hintergrundwerte mit den Vorsorgewerten zeigt in Sachsen häufig Überschreitungen an; diese sind vorrangig auf geochemische Abweichungen (z. B. Mineralisationen) oder Spezialisierungen zurückzuführen. Es ist auch nicht auszuschließen, dass in den ehemaligen Bergbauregionen noch diesbezügliche anthropogene Einflüsse in den Datenkollektiven trotz der Bereinigung verblieben sind.

Überschreitungen für Co, Sb, Se und V lassen allerdings gerade für die sandigen Substrate auch Raum für Diskussionen über die Höhe der neu vorgeschlagenen Vorsorgewerte im Entwurf der Novelle der BBodSchV, weil die Hintergrundwerte dieser Substrate auch in Sachsen nicht durch geochemische Besonderheiten, Vererzungen oder bergbauliche Aktivitäten erklärt werden können.

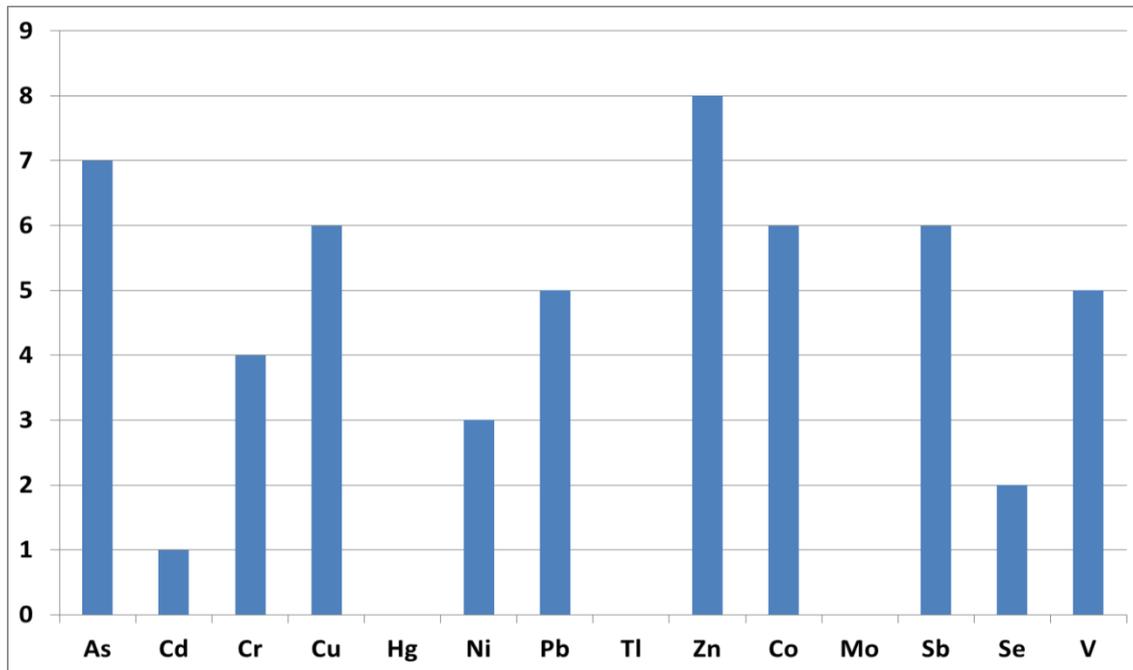


Abbildung 4: Anzahl der Substrate mit Hintergrundwerten (P90) für die benannten Elemente oberhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV bzw. Entwurf der Novelle BBodSchV

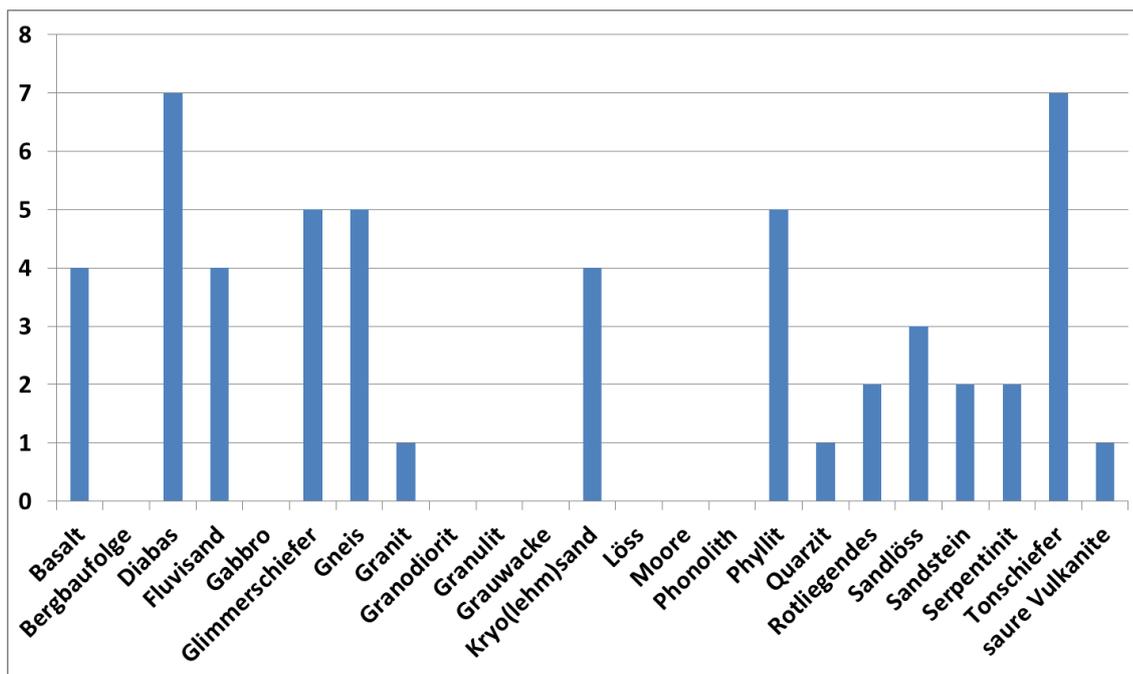


Abbildung 5: Anzahl der Elemente mit Hintergrundwerten (P90) für die benannten Substrate oberhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV bzw. Entwurf der Novelle der BBodSchV

6 Einrichtung einer neuen Boden-Dauerbeobachtungsfläche vom Typ II im Lehr- und Versuchsgut Köllitsch

Dr. Natalja Barth, Holger Forberg – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Ralf Sinapius – Büro für Bodenkunde Voigtsdorf

6.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die Einrichtung und der Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ist ein wesentlicher Teil des mehrstufigen Bodenmessprogramms im Freistaat Sachsen. Auf Grund der Zerstörung der BDF Colditz in der Zwickauer Mulde durch das Hochwasser 2013 war die Neueinrichtung einer BDF Typ II in der Region erforderlich.

Die Neueinrichtung der BDF hatte zum Ziel, ein gleichartiges oder ähnliches repräsentatives Bodenareal in einer Flussaue mit landwirtschaftlicher Nutzung zu ermitteln. Dabei sollte ein Standort mit geringerem Potenzial von Zerstörung durch Hochwasser gefunden werden.

Die BDF Colditz wurde 1998 als BDF II mit Messstation eingerichtet. Sie befand sich in der Talaue der Zwickauer Mulde südlich von Colditz auf Dauergrünland. Das Juni-Hochwasser 2013 zerstörte die Messanlagen vollständig (Abbildung 1), nach dem Hochwasser von 2002 bereits zum zweiten Mal.



Abbildung 1: Die zerstörte Messstation der BDF Colditz

(Foto: Antje Richter, BfUL)

Der neue Standort der BDF befindet sich in der Elbaue nördlich von Belgern in der Bodenlandschaft „Riesa-Torgauer Elbtal“. Das vorgegebene potenzielle Areal der neuen BDF wurde zunächst bodenkundlich unter-

sucht und anschließend die exakte Lage der Kernfläche von 33 m x 33 m festgelegt. Die Lage der Kernfläche wurde mit DGPS in hoher Genauigkeit vermessen. Am Rand der Kernfläche erfolgten die Dokumentation und die Beprobung des repräsentativen Bodenprofiles (Leitprofil). Die Kernfläche wurde mittels 18 Probenpunkten flächenrepräsentativ beprobt.

6.2 Standortoptimierung und Einrichtung der BDF

Die Boden-Dauerbeobachtungsfläche Köllitsch befindet sich in der rezenten Auenverebnung der Elbe südlich des Dorfes Köllitsch. Die Ackerfläche wird nördlich durch einen grabenartigen Altarm mit Gehölzen und südlich durch einen der Elbe nahen Hochwasserschutzdamm begrenzt.

Das Relief im Bereich der BDF ist eben bis flach wellig. Die Höhenlage der Talverebnung beträgt 85 m ü. d. M. Die Nutzung des Standortes erfolgt durch das Lehr- und Versuchsgut Köllitsch des Freistaates Sachsen. Die Ackerfläche wird seit 1993 als Versuchsfläche für die konservierende bodenschonende Bewirtschaftung genutzt.

Das Zielareal der Kernfläche wurde einschließlich der angrenzenden Bereiche bodenkundlich kartiert. Zur Feststellung der Bodenverhältnisse und der Positionierung der Kernfläche von 33 m x 33 m wurde eine Rasterkartierung mit Bohrstockaufnahmen durchgeführt (Abbildung 2). Die Abstände der Bohrstocksondierungen schwanken zwischen 10 m und 15 m. Die Anzahl der Bohrpunkte beträgt 48 Bohrstocksondierungen.

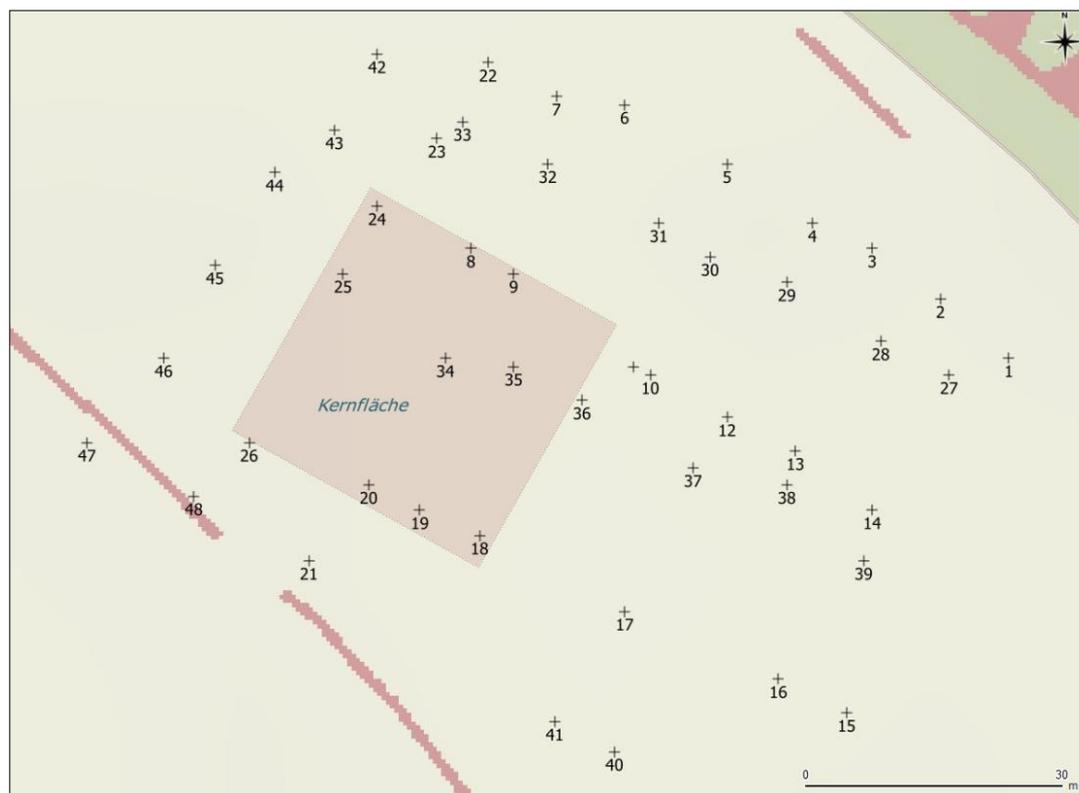


Abbildung 2: Die Bohrstocksondierungen der Homogenitätsprüfung

(Quelle: WMS Basiskarte Sachsen GeoSN)

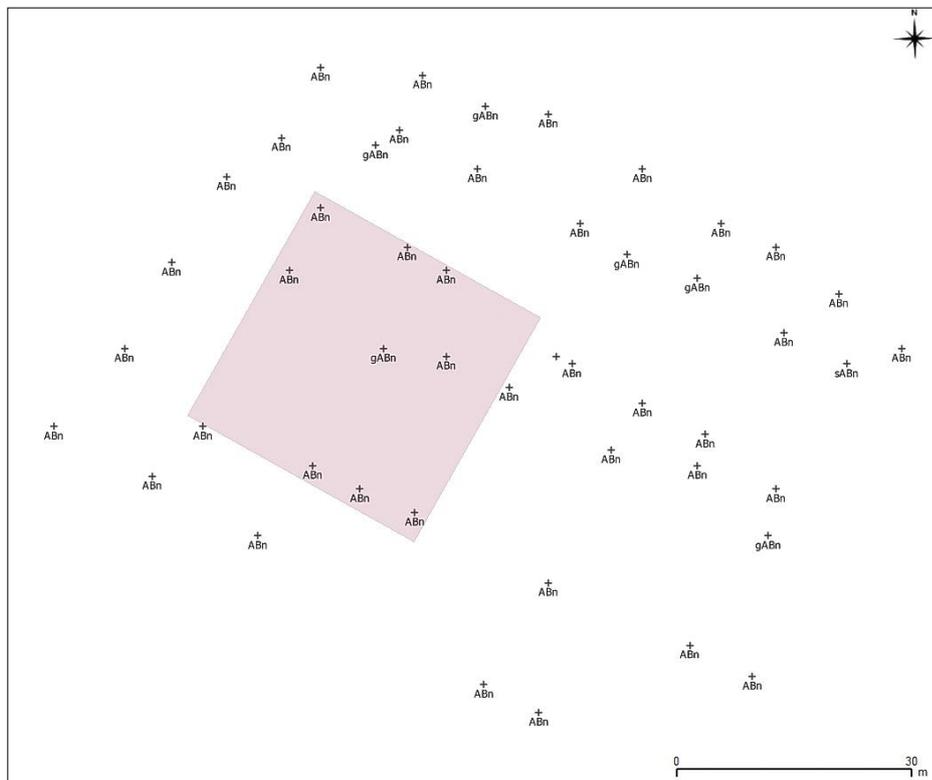


Abbildung 3: Die Bodentypen der Fläche

(Quelle: WMS Basiskarte Sachsen GeoSN)

Die Bodenentwicklung der kartierten Fläche zeigt sich relativ homogen (Abbildung 3). Es wurde fast ausschließlich der Bodensubtyp Normvega (ABn), gelegentlich als Varietät „vergleyte Normvega“ (gABn), ermittelt. Im Bodenprofil war die makroskopisch erkennbare hydromorphe Zeichnung für den Go-Horizont häufig oberhalb von 10 dm nicht vorhanden. Sehr vereinzelt wurde bei der Bodenaufnahme schwache Staunässe (Sdw-aM) interpretiert. Die Substratausbildung der kartierten Fläche zeigt sich bis 10 dm Tiefe relativ heterogen. Die häufigsten Bodenartengruppen des Feinbodens (KA5) sind Lehm- und Tonschluffe (Uls, Lu, Ut4), Sand- und Normallehm (Slu, Ls2) sowie untergeordnet Lehmsande (Su2, Sl3) und Reinsand (Ss) (Tabelle 1).

Tabelle 1: Die in situ ermittelten Bodenarten (KA5) geordnet nach Häufigkeit des Auftretens mit den Schwankungsbreiten der Gehalte (M%) von Ton, Schluff und Sand

Bodenart	Bodenart, verbal	Hauptgruppe	Ton	Schluff	Sand
Ut4	stark toniger Schluff	Schluff	17 - < 25	65 - < 83	0 - < 18
Uls	sandig lehmiger Schluff	Schluff	8 - < 17	50 - < 65	18 - < 42
Lu	schluffiger Lehm	Schluff	17 - < 30	50 - < 65	5 - < 33
Ls2	schwach sandiger Lehm	Lehm	17 - < 25	40 - < 50	25 - < 43
Slu	schluffig lehmiger Sand	Lehm	8 - < 17	40 - < 50	33 - < 52
Sl4	stark lehmiger Sand	Lehm	12 - < 17	10 - < 40	43 - < 78
Sl3	mittel lehmiger Sand	Sand	8 - < 12	10 - < 40	18 - < 82
Su2	schwach schluffiger Sand	Sand	0 - < 5	10 - < 25	70 - < 90
Ss	reiner Sand	Sand	0 - < 5	0 - < 10	85 - < 100

Die Grobbodenart Kies ist in der Bodentiefe bis 10 dm nur gering als Feinkies enthalten. Die Fraktion Geröll wurde nicht angetroffen.

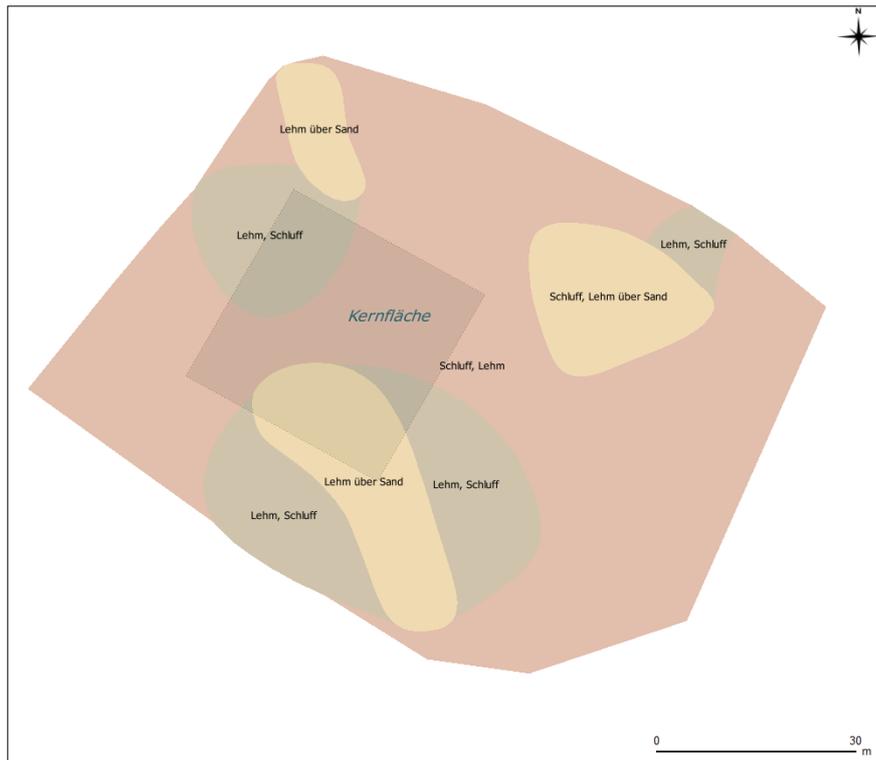


Abbildung 4: Die Substratkarte mit den Hauptgruppen des Feinbodens

(Quelle: WMS Basiskarte Sachsen GeoSN)

Die aggregierte Substratkarte (Abbildung 4) zeigt die Verteilung der Feinboden-Hauptgruppen (KA5) im Bereich der Boden-Dauerbeobachtungsfläche bis 10 dm Tiefe. Bei Doppelnennung der Bodenart ist die dominante Bodenart an erster Stelle genannt. Plausibel erscheint das enge benachbarte Vorkommen von Lehm und Sand. Die dargestellte unregelmäßige Fläche entspricht etwa der zugrunde liegenden Bodenkartierung.

Die angetroffene Heterogenität des Feinbodens spiegelt die kleinräumig unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen, v. a. der Strömungsverhältnisse wider. Die Wechsellagerungen aus Schichten, Lagen und Linsen verschiedener Korngrößen sind typisch und repräsentativ für die Auenböden. Zu beachten ist, dass im Bohrstock angesprochene Schichten eventuell nur kleine Lagen oder Linsen darstellen. Daher gibt die Substratkarte nur einen Trend wider und keine exakte Verbreitung.

Durch die Bohrstockaufnahmen (Abbildung 2) wurden die vertikale und horizontale Verbreitung der Horizonte, Schichten und Bodenarten des Areals annähernd bestimmt. Das Areal der neuen BDF liegt etwa 35 m südwestlich des Wirtschaftsweges. Die BDF befindet sich auf einem Flurstück des Freistaates Sachsen (Abbildung 5).



Abbildung 5: Lage der BDF und der Station

(Quelle: WMS Basiskarte Sachsen GeoSN)

Die BDF-Kernfläche besitzt die Geometrie eines Quadrates von 33 m x 33 m Kantenlänge. Die Eckpunkte (P 1 bis P 4) und der Mittelpunkt (M) dieser Kernfläche wurden mit Unterflurmarken (Pinokio, 40 KHz) versehen. Die Unterflurmarken (UFM) wurden senkrecht im Grabloch in einer Tiefe von 4 dm der Oberkante der Pinokio zur Erdoberfläche eingebaut.

Auf der Fläche wurden Misch-Sammelproben der Horizonte „aAp/arAp“, Entnahmetiefe 0 bis 30 cm und „aM“ mit der Entnahmetiefe 31 cm bis 60 cm genommen. Als Ergebnis der Flächenbeprobung sind jeweils drei Sammelproben der Horizonte für anorganische Bestimmungen und drei Sammelproben für organische Spu-

renstoffe gewonnen worden. Vom Oberboden wurde eine Dioxinprobe gewonnen. Weiterhin sind jeweils für Ober- und Unterboden Proben für N_{\min} -Analyse separiert worden.



Abbildung 6: Bodenmaterial der Horizonte und Proben des Leitprofils

(Foto: Ralf Sinapius, Büro für Bodenkunde Voigtsdorf)

Der Standort für die Dokumentation des repräsentativen Leitprofils in einer Bodengrube wurde am Eckpunkt P 1 der Kernfläche festgelegt (Abbildung 6). Die Bodengrube befindet sich ca. 7 dm vom Eckpunkt P 1 der Kernfläche entfernt. Die untersuchte Profilwand befindet sich an der Grenzlinie der Kernfläche (Linie P 1–P 2).

In der Profilgrube wurden Sammelproben sämtlicher Horizonte jeweils für anorganische und organische sowie N_{\min} -Analytik entnommen. Die Entnahme von Stechzylinder-Proben erfolgte in den oberen sechs Horizonten bis 14 dm Tiefe (Tabelle 2, Abbildung 6 und 7).

Die Leitbodenform der Fläche ist „Pseudovergleyte vergleyte Normvega aus Auenschluff über Auenlehm“ (KA5).

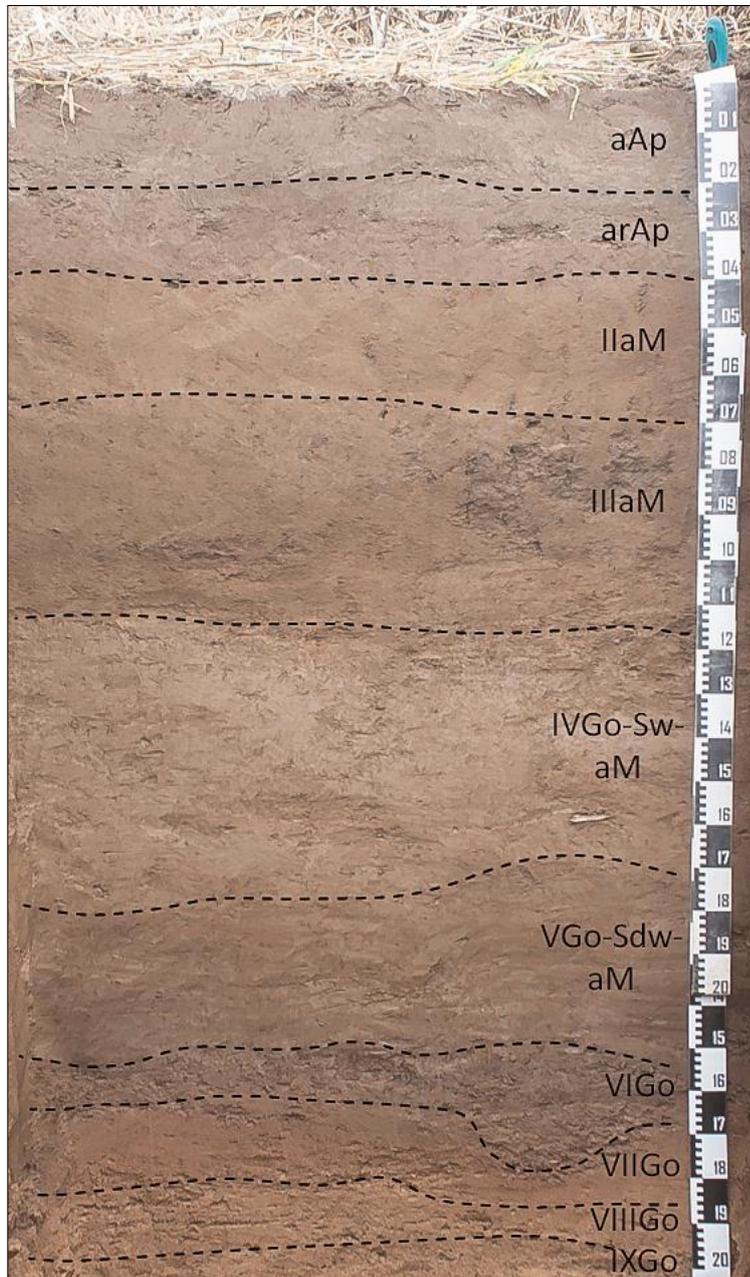
6.3 Beschreibung des Bodenprofils

Bodentyp-Varietät:	Pseudovergleyte, vergleyte Normvega
Substrattyp:	Auenschluff über Auenlehm
Bodenausgangsgestein:	Auensediment

Tabelle 2: Verbale Beschreibung des Leitprofils

Horizonttiefe	Bodenbeschreibung
aAp 0 – 15 cm	Oberboden, durch Bodenbearbeitung geprägt; dunkelgraubraun, mittel humos, sehr schwach kiesführender, sandig lehmiger Schluff aus Auensediment; Krümelgefüge, teils Bröckel; sehr schwach verfestigt, stark durchwurzelt; wellige diffuse Untergrenze zu:
arAp 16 – 38 cm	Oberboden, durch Bodenbearbeitung geprägt; brauner, schwach humos, sehr schwach kiesführender, sandig lehmiger Schluff aus Auensediment; Plattengefüge, teils Klumpen; schwach verfestigt, mittel durchwurzelt; wellige scharfe Untergrenze zu:
II aM 39 – 69 cm	Mineralboden mit Auendynamik; gelblichbraun; sehr schwach humos, schluffig lehmiger Sand aus Auensediment, teils Schluff - Linsen ; Subpolyedergefüge; schwach verfestigt, humusgefüllte Wurmröhren; schwach durchwurzelt; ebene diffuse Untergrenze zu:
III aM 66 – 110 cm	Mineralboden mit Auendynamik; braun; sehr schwach humos, schluffig lehmiger Sand aus Auensediment, teils schluffige Sandlinsen; Subpolyedergefüge; schwach verfestigt, humusgefüllte Wurmröhren; schwach durchwurzelt; wellige deutliche Untergrenze zu:
IV aGo-aSw-aM 111 – 170 cm	Mineralboden mit Auendynamik, schwach stauwasserleitend; braun; sehr schwach humos, schwache Anflüge von Sesquioxiden; stark toniger Schluff aus Auensediment; Polyedergefüge; schwach verfestigt, sehr schwach durchwurzelt; unregelmäßige deutliche Untergrenze zu:
V aSdw-aGo-aM 171–210 cm	Mineralboden mit Auendynamik, schwach stauend; fahlbraun bis gelblichbraun; sehr schwach humos, Rostflecken, stark toniger Schluff aus Auensediment; Polyedergefüge; mittel verfestigt, nicht durchwurzelt; wellige deutliche Untergrenze zu:
VI aGo 211–220 cm	Grundwasserhorizont mit Auendynamik, oberer Grundwasserschwankungsbereich; graubraun bis dunkelbraun; humosfrei, Rostflecken, gering Bleichflecken sehr schwach kiesführender mittel sandiger Lehm aus Auensediment; Polyedergefüge; teils Schichtgefüge, mittel verfestigt, nicht durchwurzelt; wellige deutliche Untergrenze zu:
VII aGo 221 – 230 cm	Grundwasserhorizont mit Auendynamik, oberer Grundwasserschwankungsbereich; braun; humusfrei, Rostflecken, gering Bleichflecken, mittel kiesführender reiner Sand aus Auensediment, schluffige Sandlinsen; Einzelkorngefüge; Schichtgefüge sehr schwach verfestigt, nicht durchwurzelt; wellige scharfe Untergrenze zu:
VIII aGo 231 – 240 cm	Grundwasserhorizont mit Auendynamik, oberer Grundwasserschwankungsbereich; dunkelbraun; humusfrei, diffus Sesquioxide, gering Bleichflecken, mittel kiesführender reiner Sand aus Auensediment; Einzelkorngefüge; Schichtgefüge, sehr schwach verfestigt, nicht durchwurzelt; wellige scharfe Untergrenze zu:
IX aGo 241 - > 260 cm	Grundwasserhorizont mit Auendynamik, oberer Grundwasserschwankungsbereich; rötlichgelb; humusfrei, diffus Sesquioxide, Eisen- Mangan-Beläge, gering Bleichflecken, mittel kiesführender reiner Sand aus Auensediment, lehmige Sandbröckchen; Einzelkorngefüge; Schichtgefüge, sehr schwach verfestigt, nicht durchwurzelt

6.4 Fotodokumentation des Bodenprofils



arAp: Plattengefüge



II aM Subpolyeder- und Polyedergefüge



IV Go-Sw-aM: Subpolyedergefüge



V Go-Sdw-aM: Polyedergefüge

Abbildung 7: Fotodokumentation des Leitprofils und der Bodenaggregate

(Fotos: Ralf Sinapius, Büro für Bodenkunde Voigtsberg)

Nach der räumlichen Festlegung der BDF wurde die Lage der Messstation und deren technischen Einrichtungen unter Berücksichtigung verschiedener Randbedingungen bestimmt (Abbildung 8).

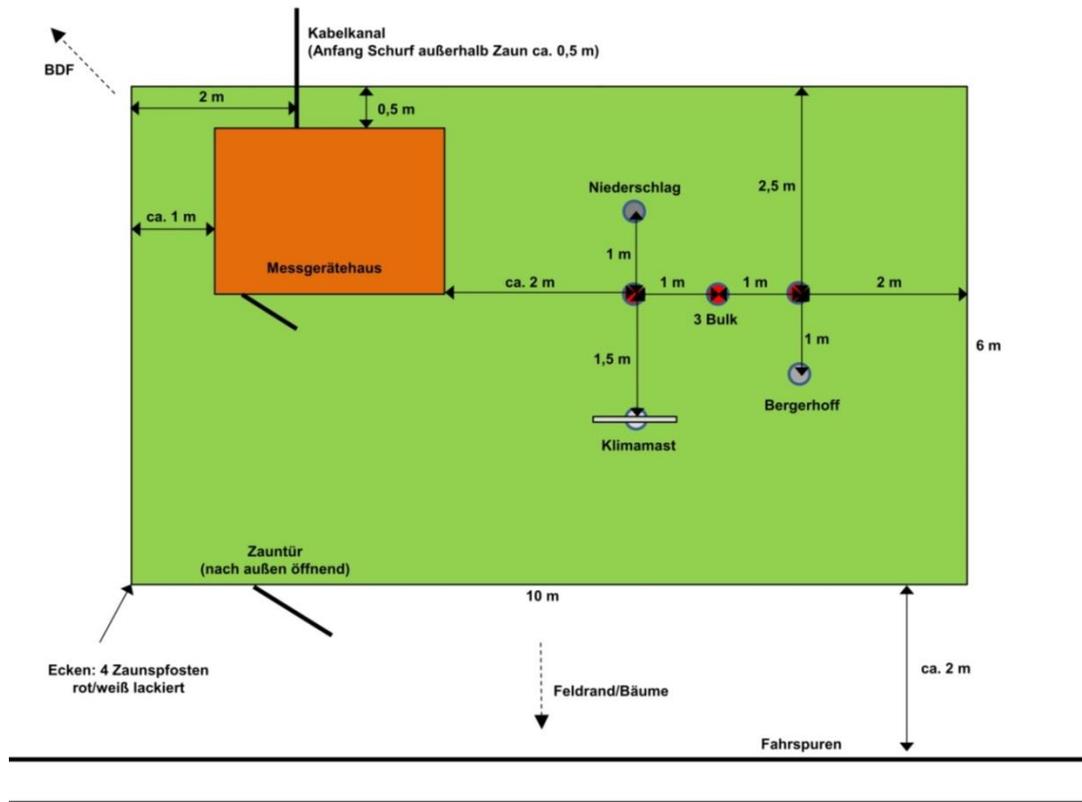


Abbildung 8: Plan der Messstation

Der Schurf für die Bodensensoren wurde ausgehoben (ca. 4 Meter lang, 1 Meter breit, 2 Meter tief) und in ihm in jeden der vier Horizonte verschiedene Bodensensoren eingebaut (stündliche Messung):

- 1 Bodentempersensoren
- 3 Bodenfeuchtesensoren

Oberirdisch wird gemessen: Klimasensoren (stündliche Messungen):

- Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung (jeweils in 2 Meter Höhe)
- Niederschlagsmenge (in 1 Meter Höhe) als 10-Minutensumme speziell für Starkniederschlag und als Stundensumme

Probengewinnung

- je drei Saugkerzen bei vier Horizonten (14-tägliche Probe)
- Bergerhoff-Depositionsgefäß (in 2 Meter Höhe, 4-wöchentliche Probe)
- drei Bulk-Depositionsgefäße (in 1 Meter Höhe, 4-wöchentliche Probe)

Technische Sensoren

- Betriebsspannung, Türöffnung, Unterdrücke je Horizont, verschiedene Status-Daten

Bis Anfang März 2016 erfolgt ein Probetrieb zur Kontrolle des korrekten Einbaus der Sensoren. Nach der Einweihung der Station wird zum Routinebetrieb übergegangen.

7 FIS Boden-Datenbank/Boden-Dauerbeobachtung

Dr. Natalja Barth, Ulrike Hennig – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Wirksamer Bodenschutz setzt genaue Kenntnisse über den Zustand des Bodens sowie seiner vielfältigen Funktionen und Eigenschaften voraus. Als wesentliches Instrument zur Erfüllung seiner gesetzlichen Aufgaben bedienen sich das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) und seine untergeordneten Behörden des Fachinformationssystems (FIS) Boden. Die Hauptaufgabe des FIS Boden ist es, die Vielzahl der im Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und an anderen Stellen vorhandenen und im Zuge eigener Erhebungen permanent neu hinzukommenden bodenkundlichen und bodenschutzrelevanten Informationen zusammenzufassen und für Anwendungen verschiedenster Art verfügbar zu machen. Die Datenerhebung erfolgt unter verschiedenen Ansatzpunkten, dementsprechend fließen auch unterschiedliche Ergebnisse in das FIS Boden ein.

Eine tragende Säule ist das Boden-Dauerbeobachtung (Bodenmonitoring), welches der Überwachung des Bodenzustandes und der Ableitung von Prognosen zu seiner zukünftigen Entwicklung dient.

Zu diesem Zweck wurden im Freistaat Sachsen Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet, die Informationen über langfristige Veränderungen von Böden an unterschiedlichen Standorten liefern sollen. Die Auswahl der Flächen erfolgt dabei nach bundesweit abgestimmten Kriterien.

Ziel des Monitorings ist die Ableitung von Empfehlungen und Maßnahmen zur umweltgerechten, nachhaltigen Flächennutzung. Das LfULG betreibt dazu ein Netz von insgesamt 55 BDF I, davon fünf als BDF II ausgerüstet, auf landwirtschaftlich genutzten Standorten.

Diese BDF werden in zwei Kategorien unterteilt:

- BDF I repräsentieren gebietstypische Böden. Sie liefern grundlegende Informationen über ihren stofflichen Zustand sowie ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften. Sie werden routinemäßig in Zyklen von einem bis fünf Jahren beprobt. Zu den erhobenen Daten gehören weiterhin beispielsweise Bewirtschaftungsdaten, Pächterdaten sowie Dokumentationen und Fotos.
- BDF II werden zunächst analog zu BDF I überwacht, dementsprechend liegen die gleichen Grundinformationen vor. Die ausgewählten Standorte besitzen jedoch aus Sicht des Bodenschutzes besondere Bedeutung (Immissionsbelastung, Empfindlichkeit usw.). Sie sind daher zusätzlich als automatische Feldmessstation dauerhaft mit Messgeräten ausgestattet, die in kurzen Zyklen Ergebnisse zu verschiedenen Parametern wie Wassergehalt, Temperatur, Niederschläge und Inhaltsstoffen des Sickerwassers liefern. Zu den erhobenen Daten gehören zusätzlich zu den BDF-I-Daten Loggerdaten (Zeitmessreihen von Klima- und Bodenparametern), Beschaffenheitsdaten von Sickerwasser, von Pflanzen und von Deposition und diverse technische Parameter.

Diese umfangreichen und stetig wachsenden Datenbestände und Informationen müssen nachhaltig in einem Datenbanksystem eingelagert und verwaltet werden können. Hierzu ist ein Datenbankmanagementsystem zu schaffen, welches einen sach- und anforderungsgerechten Import, eine Datenhaltung sowie verschiedene Exporte ermöglicht.

Zum heutigen Zeitpunkt verfügt das FIS Boden über keine strukturierte datenbankseitige Speicherung von Informationen zur Boden-Dauerbeobachtung, die über den bereits vorhandenen Datenspeicher Aufschlussdatenbank hinausgehen.

Somit werden die Daten der Boden-Dauerbeobachtung derzeit vor allem dateibasiert, nach einer ersten händischen Plausibilitätsprüfung und ggf. Korrektur, in verschiedenen Formaten abgelegt. Im Fall einer Datenherausgabe werden die Daten aufwändig aus den verschiedenen Ablagen extrahiert und in der Regel als Excel-Dateien abgegeben.

Erforderlich ist eine Datenbank und ein Datenbankmanagementsystem, das den Datenfundus der BDF organisiert speichern, sichern, verwalten und exportieren kann. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde im November 2015 ein IT-Vorhaben gestartet, das vom LfULG in Zusammenarbeit mit einem externen Auftragnehmer koordiniert und richtungsweisend begleitet wird. Nach Fertigstellung und umfangreichen Tests soll die Datenbank Boden-Dauerbeobachtung am Ende des Jahres 2016 zur Verfügung stehen.

8 Sächsisches Altlastenkataster – Statistische Auswertung 2015

Sabine Gruhne – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

8.1 Auswertung Sachsen

Im Sächsischen Altlastenkataster sind derzeit (Stand April 2015) 22.123 Altablagerungen, Altstandorte und Militärische Altlasten enthalten, die in 31.112 Teilflächen untergliedert sind. Im Archiv zum Sächsischen Altlastenkataster befinden sich 6.352 Flächen mit insgesamt 8.173 Teilflächen. Nach den einzelnen Flächenarten verteilt sich die Anzahl wie folgt:

Tabelle 1: Anzahl der SALKA-Flächen und Teilflächen in Sachsen (LfULG, Stand April 2015)

Flächenart	Anzahl Flächen/Teilflächen	Anzahl Flächen/Teilflächen (Archiv)
Altstandort (AS)	13.845/21.092	4.877/5.990
Altablagerung (AA)	7.850/8.306	1.389/1.438
Militärische Altlasten (MR)	428/1.714	86/745

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 Standortes können Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf variieren. Die Abbildung 1 zeigt den aktuellen Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf.

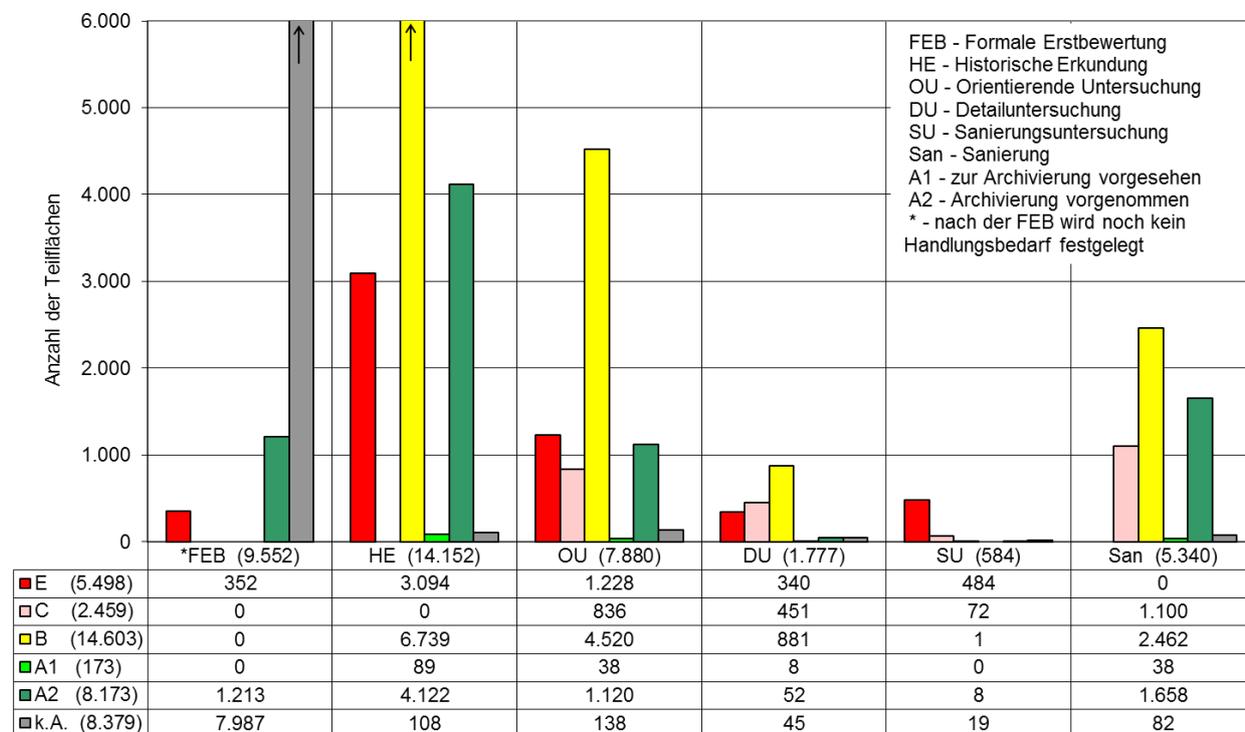


Abbildung 1: Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf aller Teilflächen in Sachsen (LfULG, Stand April 2015)

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.

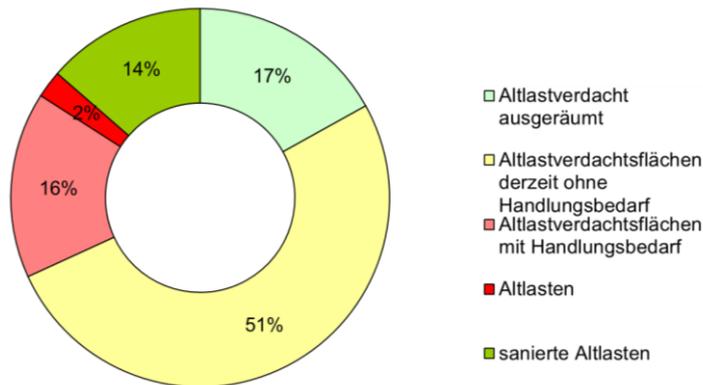


Abbildung 2: Stand der Altlastenbearbeitung (LfULG, Stand April 2015)

Bei altlastverdächtigen Flächen mit Handlungsbedarf ist die abschließende Gefährdungsabschätzung durch die zuständige Behörde zu veranlassen. Dies betrifft insgesamt 6.252 Teilflächen. Auf altlastverdächtige Flächen ohne Handlungsbedarf (20.127 Teilflächen) können Maßnahmen zur Gefährdungsabschätzung nötig werden, wenn Baumaßnahmen oder Flächennutzungsänderungen vorgenommen werden. Die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen ist derzeit auf 916 Teilflächen festgestellt. Bisher konnten auf 5.340 Teilflächen die Sanierungen abgeschlossen werden.

8.2 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 unterschiedliche wirtschaftliche Entwicklungen 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 2015, ohne Archiv)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Anzahl der Flächen				Anzahl der Teilflächen			
	AA	AS	MR	gesamt	AA	AS	MR	gesamt
Bautzen	1.282	587	53	2.192	1.354	2.112	280	3.746
Chemnitz, Stadt	214	602	22	838	310	1.140	52	1.502
Dresden, Stadt	294	1.157	23	1.474	319	1.417	89	1.825
Erzgebirgskreis	583	1.218	29	1.830	613	1.751	52	2.416
Görlitz	829	1.375	29	2.233	847	2.307	138	3.292
Leipzig	668	1.054	39	1.761	715	1.407	135	2.257
Leipzig, Stadt	220	1.594	24	1.838	242	2.696	178	3.116
Meißen	717	1.232	56	2.005	740	1.814	486	3.040
Mittelsachsen	748	1.205	29	1.982	782	1.542	49	2.373
Nordsachsen	581	616	62	1.259	601	950	148	1.699
Sächsische Schweiz-Osterzgebirge	680	864	13	1.557	694	1.258	32	1.984
Vogtlandkreis	500	735	28	1.263	512	1.022	40	1.574
Zwickau	534	1.336	21	1.891	577	1.676	35	2.288
Freistaat Sachsen	7.850	13.845	428	22.123	8.306	21.092	1.714	31.112

Die größte Anzahl besitzt der flächenmäßig größte Landkreis Bautzen, gefolgt vom Landkreis Görlitz und der Stadt Leipzig. 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 4,5 und für die Stadt Chemnitz 3,8 Teilflächen pro km² ermittelt.

Bei allen Landkreisen/kreisfreien Städten überwiegt die Anzahl der Altstandorte. Deutlich heben sich die ehemaligen industriellen Zentren hervor. Neben den kreisfreien Städten sind das auch der Landkreis Zwickau und der Erzgebirgskreis. In der Stadt Leipzig sind 87 % aller Teilflächen Altstandorte, in der Stadt Dresden sind es 78 % und in Chemnitz 76 %. Für den Landkreis Zwickau ergibt sich der Anteil zu 73 % und für den Erzgebirgskreis zu 72 %.

Die Landkreise mit dem höchsten Anteil von Altablagerungen auf ihrem Gebiet bezogen auf die Gesamtanzahl ihrer Teilflächen sind Bautzen mit 36 %, 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 2015)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Ohne Archiv				Archiv ³		Summe
	ALVF	Altlast	Sanierte Altlast ¹	Keine Altlast ²	Keine Altlast	Sanierte Altlast	
Bautzen	2.963	91	692	0	398	97	4.241
Chemnitz, Stadt	1.269	43	190	0	218	89	1.809
Dresden, Stadt	1.533	56	235	1	1.094	342	3.261
Erzgebirgskreis	2.098	74	240	4	582	121	3.119
Görlitz	2.815	86	379	12	363	98	3.753
Leipzig	1.821	145	290	1	800	54	3.111
Leipzig, Stadt	2.791	65	253	7	772	105	3.993
Meißen	2.624	52	362	2	324	510	3.874
Mittelsachsen	2.061	72	239	1	847	62	3.282
Nordsachsen	1.476	31	190	2	351	42	2.092
Sächsische Schweiz-Osterzgebirge	1.685	45	249	5	194	37	2.215
Vogtlandkreis	1.342	33	199	0	255	90	1.919
Zwickau	2.033	88	161	6	288	40	2.616
Freistaat Sachsen	26.511	881	3.679	41	6.486	1.687	39.285

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

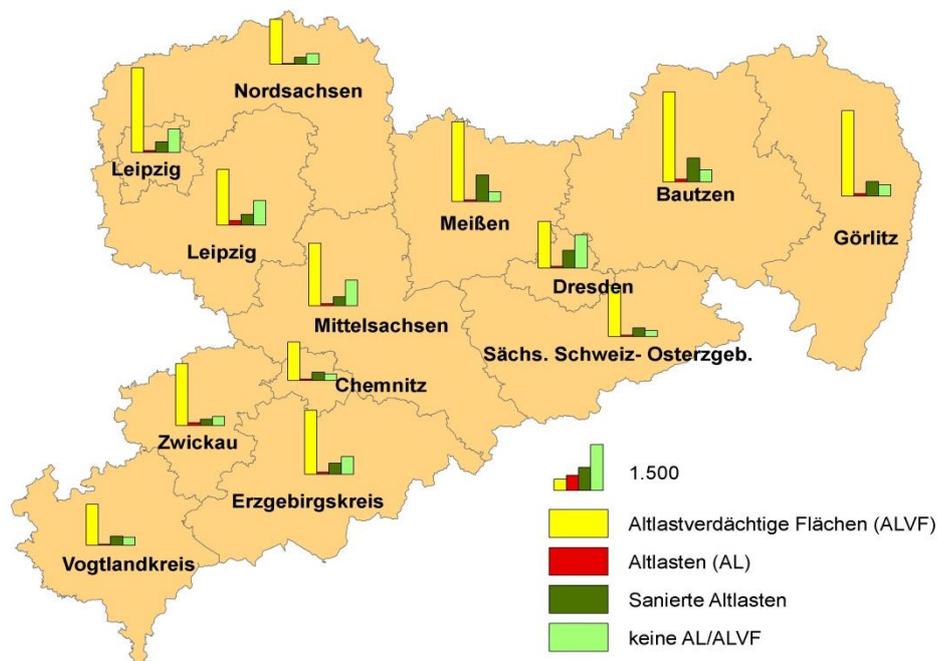


Abbildung 3: Verteilung der altlastverdächtigen Flächen (ALVF), Altlasten AL, sanierten Altlasten und ausgeschiedene ALVF/AL in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten Sachsens (LfULG, Stand April 2015)

Die Darstellungen zeigen in den Landkreisen Bautzen, Görlitz, Meißen und der Stadt Leipzig die größte Anzahl von altlastverdächtigen Flächen. Auf 76 % 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 (91) und Zwickau (88) erfasst. Bereits abgeschlossen wurden Sanierungsmaßnahmen am häufigsten in den Landkreisen Meißen (872) und Bautzen (789) und in der Stadt Dresden (577). 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.

9 Laborative Bestimmung der ENA-Abbauraten am Standort Imprägnierwerk Wülknitz durch Sulfatreduktion

Christina Illgen – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Dr. Claus Nitsche und Philipp Dost – BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH

9.1 Einführung

Der Standort Imprägnierwerk Wülknitz ist durch Teeröle geprägt und hat alle Stufen der Altlastenbehandlung von der Erfassung bis zur Teilsanierung durchlaufen. Es sind großräumige Grundwasserbelastungen nachgewiesen, die aber aus Verhältnismäßigkeitsgründen bisher nicht saniert wurden. Durch vorangehende Untersuchungen konnte das Potenzial natürlicher Schadstoffminderung am Standort nachgewiesen werden. Vor allem an den Schadherden wurde eine Sulfatzehrung belegt, die auf biologischen Abbau der organischen Schadstoffe zurückgeführt wird (Sulfatnegativfahne). Es liegen aber bislang keine fundierten Abbauraten unter Zugabe von Sulfat für einen unterstützten der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse (ENA: Enhanced Natural Attenuation) am genannten Standort vor.

Ziel des Vorhabens war die Ermittlung mikrobieller Abbauraten 1. Ordnung in Laborversuchen als Voraussetzung für die Quantifizierung von ENA des kontaminierten Grundwasserleiters durch Sulfatzugabe am Standort Imprägnierwerk Wülknitz. Das Vorhaben sollte wichtige Erkenntnisse hinsichtlich der Übertragbarkeit von Laborversuchsergebnissen in den Feldbereich und damit zu deren Nutzung für die Planung, Kontrolle und Auswertung sowie zum Prozessverständnis am Beispiel der in einem Testfeld im Fahnenbereich des Imprägnierwerkes Wülknitz durchgeführten Untersuchungen zur in-situ-Sanierung mittels ENA unter Sulfatzugabe ermöglichen.

Für die Quantifizierung des mikrobiellen Abbaus der relevanten Kontaminanten BTEX, PAK, Alkylphenole und NSO-Heterozyklen wurden Laborversuche gemäß Materialienband des LfULG zur Altlastenbehandlung (2004) „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“ durchgeführt. Dabei wurde ein von der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH entwickeltes Verfahren für den Ersatz der im oben genannten Materialienband enthaltenen Durchführung von vergifteten Ansätzen angewandt.

Verwendet wurden ungestört entnommene Linerkerproben aus dem Fahnenbereich und kontaminiertes Grundwasser aus dem Abstrom der Kontaminationsquelle des Imprägnierwerkes Wülknitz. Für die Sulfatzugabe wurde das im Ergebnis eines ZIM-FE-Projektes (Förderkennzeichen: KF2158810RH2) unter dem Titel „Entwicklung eines InSitu-Grundwassersanierungsverfahrens zur Unterstützung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der Schadstofffahne durch Kombination einer permanenten Oxidationsmittel-Emissionswand mit einer Oxidationsmittelinjektion (KOPOXI)“ entwickelte Verfahren verwendet. Die Technologie wurde gemeinsam von der GICON Großmann Ingenieur Consult GmbH, dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und der IUP Ingenieure GmbH in Zusammenarbeit mit der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH für Sulfat als Elektronenakzeptor entwickelt. Die darin enthaltene Lösung für die Elution von Sulfat aus Gips wurde für die Laborversuche verwendet (LfULG, unveröff.).

9.2 Vorgehen

Die Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung unter Sulfatzugabe erfolgt gemäß LfUG (2004) unter Verwendung eines intermittierend betriebenen Säulenversuchs (IBSV), eine von der BGD entwickelte und bei der BGD akkreditierte Methodik. Entsprechend den im Rahmen der Anwendung der in LfUG (2004) beschriebenen Methodik vorliegenden Erfahrungen, dass

- eine Vergiftung eines Reaktors über eine Versuchszeit von sechs Monaten ohne Störung des Gesamtsystems praktisch nicht erzielbar ist und
- hinsichtlich abiotischer Prozesse identische Linerkernproben nur in seltenen Fällen verfügbar sind,

erfolgte im Vergleich zu LfUG (2004) vor Beginn der mikrobiellen Abbauuntersuchungen eine Konditionierung der Linerkernproben. Die Zielstellung der Konditionierung besteht darin, dass alle abiotischen Prozesse wie Sorption, Oxidation abgeschlossen und somit in der nachfolgenden Abbauphase nicht mehr zu berücksichtigen sind. Dies ist normalerweise nach dem Austausch von etwa 10 bis maximal 15 Porenvolumina gegeben.

Entsprechend der Zielstellung wurde der intermittierend betriebene Säulenversuch (IBSV) für die Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung unter anaeroben Bedingungen und Zugabe von Sulfat wie folgt durchgeführt:

- Aufbau der Säulenanlage in Kühlzelle (ca. 10 °C). Die gesamte Apparatur einschließlich Kolbenpumpe und Leitungen wurde in Edelstahl ausgeführt, um diffusive Verluste organischer Verbindungen und den diffusiven Eintrag von Sauerstoff zu verhindern.
- Vorschaltung einer Einrichtung zur Emission von Sulfat in das kontaminierte Grundwasser vor die Bodensäule. Als Sulfatquelle wurde handelsüblicher Gips (Calciumsulfat) verwendet. Der Vorteil von Calciumsulfat ist die im Vergleich zu anderen Sulfatsalzen relativ geringe Löslichkeitsgrenze. Das Grundwasser konnte damit (in Abhängigkeit des jeweiligen Chemismus) auf eine Sulfatkonzentration von ca. 1.400 mg/l angereichert werden.
- Konditionierung der Säulen nach dem Prinzip des intermittierend betriebenen Säulenversuchs (IBSV) mit je 24 Stunden Standzeit: Einstau der Linerkernprobe und anschließend bis maximal 10-facher Porenvolumenaustausch mit kontaminiertem und sulfatangereichertem Grundwasser zur Herstellung gleicher Ausgangsbedingungen im Linerkern. Dabei diente das zugegebene Sulfat als Tracer für die Gleichgewichtseinstellung. Die Konditionierungsphase wurde beendet, als eine konstante Sulfatkonzentration nahe der Löslichkeitsgrenze am Ablauf gemessen wurde und die Schadstoffkonzentrationen im Ablauf denen im Zulauf entsprachen, spätestens jedoch nach 10 ausgetauschten Porenvolumen (entspricht einer Dauer von max. 20 Tagen).
- Durchführung des Abbauversuchs:
 - Stehenlassen der Säule über mindestens vier Wochen
 - Austausch von 1/6 Porenvolumen von unten nach oben mit einer Geschwindigkeit von einem Porenvolumen pro Tag und Analyse auf die vorgesehenen Schadstoffe
 - diskontinuierliche Messung der Milieuparameter
 - Betrieb der IBSV über sechs Monate, alle vier Wochen Austausch von 1/6 Porenvolumen; dadurch wurde eine Aufenthaltszeit der entnommenen Proben von 4, 8, 12, 16, 20 und 24 Wochen erreicht

- Nach dem Abbauersuch erfolgte die Durchführung und Auswertung eines Tracerversuches zur Bestimmung der hydraulisch wirksamen und gering wirksamen Porosität nach NITSCHKE (1981) für das Linersubstrat durch Einsatz von 0,1 mol/l KCl und die Ermittlung des hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten nach DARCY.
- abschließend Öffnung des Liners und Berechnung der Trockenrohddichte, der Porosität sowie des Porenvolumens

Die notwendige chemische Analytik umfasste neben den Leitparametern pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotenzial, Sauerstoff- und Sulfatkonzentration folgende Stoffe:

- 2,3,6-Trimethylphenol
- 2,4,6-Trimethylphenol
- Benzol
- Toluol
- Ethylbenzol
- ortho-Xylol
- 1,2,3-Trimethylbenzol
- 1,2,4-Trimethylbenzol
- Inden
- Indan
- Naphthalin
- Acenaphthen
- Phenanthren
- Benzo[b]thiophen
- 3-Methylbenzo[b]thiophen
- 2-Methylbenzo[b]furan
- Fluoren
- Anthracen
- Fluoranthren
- Pyren

9.3 Ergebnisse

Konditionierungsphase

Die Konditionierungsphase war nach ca. 13 ausgetauschten Porenvolumen abgeschlossen, wie am Beispiel für BTEX in der Abbildung 1 zu entnehmen ist.

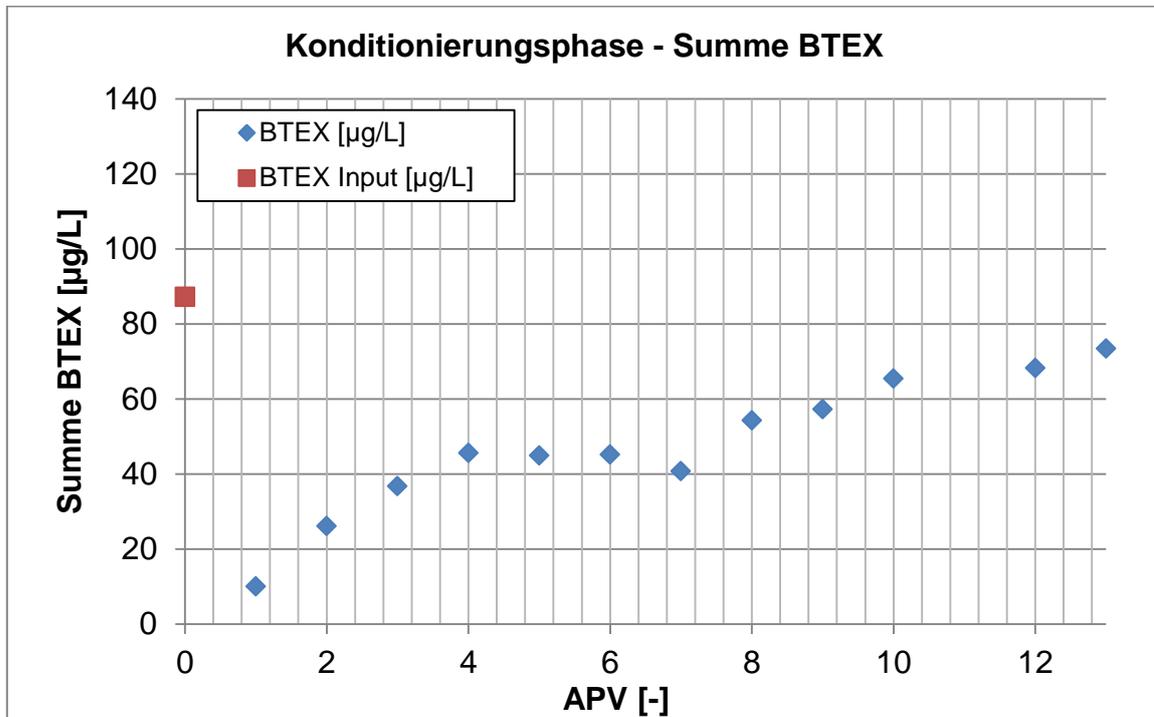


Abbildung 1: Konditionierungsphase am Beispiel Summe BTEX mit Input-Konzentration (rot) und der Output-Konzentration (blau)

Abbauphase

Die Abbauphase beginnt mit dem Abschluss der Konditionierungsphase. Die nach jeweils einem Monat analysierten Stoffkonzentrationen werden zunächst grafisch ausgewertet. Die Berechnung der mikrobiellen Abbaurates k erfolgt durch Umstellung der Gleichung für den mikrobiellen Abbau 1. Ordnung [Gleichung (1)] nach k [Gleichung (2)]

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k \cdot t_R} \quad (1)$$

$$k = \frac{-\ln \frac{C_t}{C_0}}{t_R} \quad (2)$$

k = mikrobielle Abbaurates 1. Ordnung in 1/d

t_R = Reaktionszeit in d

C_0 = Startkonzentration des Kontaminanten in mg/l

C_t = Konzentration des zu betrachtenden Kontaminanten nach der jeweiligen Versuchszeit in mg/l

Die so stoffspezifisch ermittelte mikrobielle Abbaurates wird als funktionaler Verlauf in die grafische Auswertung der Messwerte eingetragen. Dadurch werden analytische Unsicherheiten ausgeglichen. In der Abbildung 2 wurde das Ergebnis für BTEX dargestellt.

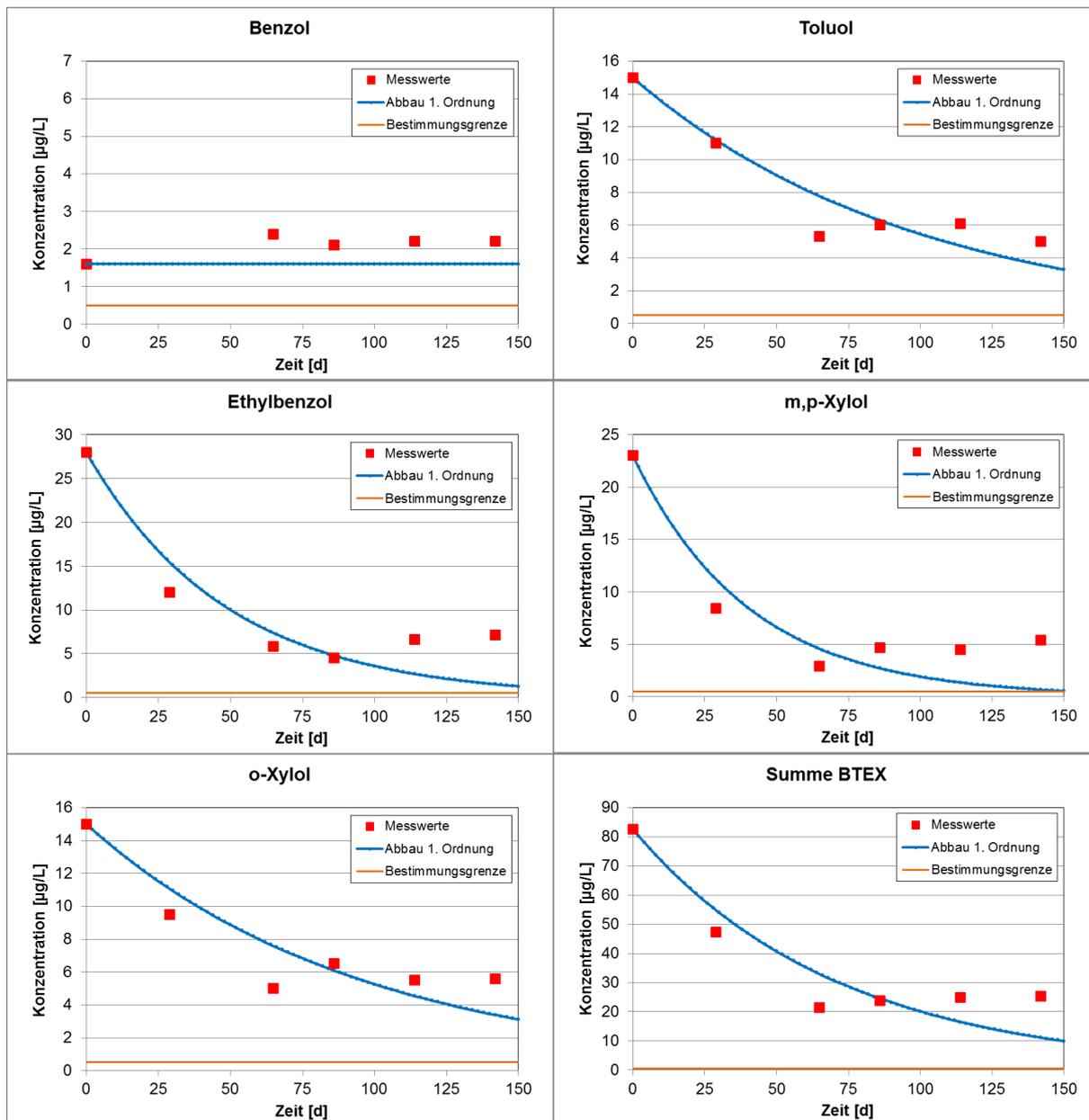


Abbildung 2: Abbau 1. Ordnung von Vertretern der Gruppe BTEX, Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in Abhängigkeit der Zeit [d]

Für Benzol konnte bei einer Konzentration von ca. $2 \mu\text{g/l}$ über die gesamte Versuchszeit analytisch kein Abbau festgestellt werden. Auch für Ethylbenzol und m,p-Xylol konnte unterhalb einer Konzentration von ca. $5 \mu\text{g/l}$ analytisch ebenfalls kein mikrobieller Abbau nachgewiesen werden.

Abbauraten

Die Sulfatkonzentration lag während der Abbauphase zwischen 1.040 mg/l nach dem ersten Monat und 900 mg/l nach Beendigung des Abbauersuches.

In der Tabelle 1 wurden die aus den Ergebnissen der IBSV ermittelten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung (k) unter ENA-Bedingungen aufgeführt.

Tabelle 1: Aus den Ergebnissen der IBSV ermittelte mikrobielle Abbauraten 1. Ordnung nach einer Gesamtversuchszeit von fünf Monaten

Stoff	Abbaurrate k [1/d] (ENA-Sulfat)
BTEX	
Benzol	n. b.
Toluol	0,0101
Ethylbenzol	0,0205
m,p-Xylol	0,0249
o-Xylol	0,0105
BTEX, Summe	0,0141
1,2,4-Trimethylbenzol	0,0429
1,2,3-Trimethylbenzol	0,0118
PAK	
Naphthalin	0,0258
Acenaphthen	0,0063
Fluoren	0,0118
Phenanthren	0,0227
Anthracen	n. b.
Fluoranthren	n. b.
Pyren	n. b.
Indan	0,0091
Inden	0,0055
PAK, Summe von 9 Substanzen	0,0168
Alkylphenole	
2,4,6-Trimehylphenol	n. b.
2,3,6-Trimethylphenol	n. b.
NSO-Heterocyclen	
2-Methylbenzofuran	0,0086
Benzo[b]thiophen	0,0094
3-Methylbenzothiophene	0,0049

n. b. – Abbaurrate aus den Versuchsergebnissen nicht bestimmbar, siehe Benzol in Abbildung 2

Tracerversuch

Für die Ermittlung der effektiven Porosität n_{eff} (auch als hydraulisch wirksame Porosität bezeichnet) wurde nach Abschluss des IBSV zur Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung ein Tracertest durchgeführt. Dabei wurde auch der hydraulische Durchlässigkeitskoeffizient (k_f -Wert) nach DARCY bestimmt.

Die hydraulisch wirksame Porosität wird gemäß Gleichung (3) ermittelt:

$$n_{eff} = \frac{v_f}{x} \cdot t_{50} \quad (3)$$

- mit: n_{eff} = effektive Porosität (hydraulisch wirksame Porosität) [-]
 v_f = Filtergeschwindigkeit [cm/h] = Durchfluss Q [cm³/h] / Säulenquerschnitt A [cm²]
 x = Länge des Substrates [cm]
 t_{50} = Zeit bis zum Durchbruch von 50 % der Inputkonzentration [h]

Die Auswertung des Tracerversuches erfolgte unter Anwendung eines von NITSCHKE (1981) entwickelten Verfahrens. Die bisher durchgeführten Tracerversuchsauswertungen gehen davon aus, dass die Tracerdurchbruchkurve die Kriterien einer Normalverteilungsfunktion nach Gauß erfüllt. In diesem Fall repräsentiert der t_{50} -Wert in einem normalen Konzentrations-Zeit-Diagramm (Durchbruchkurve) allein die hydraulisch wirksame Porosität. Dies wird geprüft, indem die Werte der Tracerdurchgangsfunktion in einem Wahrscheinlichkeitsplot mit einer logarithmierten Zeitachse eingetragen werden. Entspricht die Tracerdurchgangsfunktion einer Normalverteilungsfunktion nach Gauß, so ergeben die eingetragenen Werte eine Gerade. Dies ist umso mehr der Fall, je kleiner der Anteil der hydraulisch gering wirksamen Porosität ist, d. h. der Grenzfall ist $n = n_{\text{eff}}$.

Der im Wahrscheinlichkeitsplot als Gerade darstellbare erste Teil der Tracerdurchgangskurve repräsentiert die hydraulisch wirksame Porosität. Ab dem Punkt, ab dem die Messpunkte bzw. der Verlauf der Sprungantwortfunktion von der Geraden abweichen, wird diese durch die hydraulisch gering wirksame Porosität überprägt. Dementsprechend wird der erste, als Gerade darstellbare Teil der Funktion verlängert und an dieser Ausgleichsgeraden die Werte für t_0 , t_{16} , t_{50} und t_{84} ermittelt (Abbildung 3). Aus t_{50} wird der hydraulisch wirksame Porositätsanteil und aus t_{16} und t_{84} die hydrodynamische Dispersivität ermittelt.

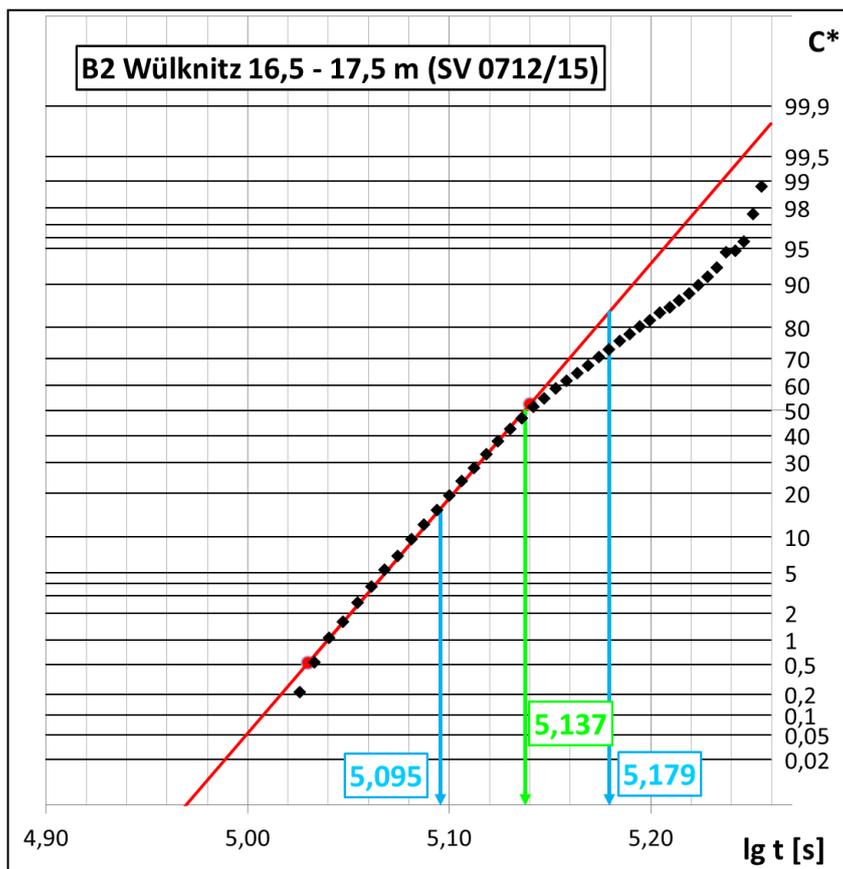


Abbildung 3: Auswertung des Tracerversuchs nach NITSCHKE /3/ ($C^*=C_t/C_0$, C_t Tracerkonzentration zur Messzeit t , C_0 Inputkonzentration des Tracers)

Der Wert t_{50} stellt die Zeit in Sekunden dar ($\lg t$), bei welcher die normierte Tracerkonzentration C^* 50 % erreicht hat. Die Konzentration C^* (in %) ergibt sich aus der Tracerkonzentration zur Messzeit t (C_t), dividiert durch die Eingabekonzentration des Tracers (C_0 , entspricht 100 %).

Der Wert t_{50} ist entscheidend für die Ermittlung der effektiven Porosität n_{eff} (Gleichung 3). Der t_{50} -Punkt ist unabhängig von der Steigung der Tracerdurchbruchkurve.

Für die Probe des untersuchten Liners ergab die Auswertung des Tracerversuchs eine hydraulisch wirksame Porosität von 0,327 und eine hydraulische Durchlässigkeit von $2,89E-05$ m/s. Der Anteil der hydraulisch wirksamen Porosität an der Gesamtporosität beläuft sich auf 80,7 % (Tabelle 2) und entspricht damit dem von den Autoren erwarteten Wert.

Tabelle 2: Porosität n , hydraulisch wirksame Porosität n_0 und k_f -Wert nach DARCY für die untersuchte Linerkernprobe

Trockenrohddichte [g/cm ³]	Porosität n [-]	Effektive Porosität n_{eff}	Anteil n_{eff} an n [%]	k_f -Wert Darcy [m/s]
1,58	0,405	0,327	80,7	2,89E-05

Häufig wird für die effektive Porosität (n_{eff}), die auch als hydraulisch wirksame Porosität bezeichnet wird, die dränbare Porosität (n_d ; auch als entwässerbare Porosität bezeichnet) verwendet, deren Wert vom hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten nach DARCY (k_f -Wert) abhängig ist. Demgegenüber gibt es keine Korrelationsbeziehung zwischen der effektiven Porosität und dem k_f -Wert. Dies soll auf der Grundlage der in diesem Projekt ermittelten effektiven Porosität untersetzt werden. In Tabelle 3 wird der Vergleich zwischen der über den k_f -Wert ermittelten dränbaren Porosität (n_d) und der aus einem Tracerversuch ermittelten effektiven Porosität (n_{eff}) bei vergleichbarem k_f -Wert dargestellt.

Tabelle 3: Vergleich n_d mit n_{eff}

Kennwert/Parameter	Literatur /6/	Tracerversuch/Labor
k_f -Wert in m/s	$5 \cdot 10^{-05} \dots 1 \cdot 10^{-06}$	$2,89 \cdot 10^{-05}$
Gesamtporosität n	0,35...0,45	0,40
n_d	0,05...0,10	-
n_{eff}	-	0,327

Wird unter Verwendung der effektiven bzw. hydraulisch wirksamen Porosität die Porenwassergeschwindigkeit (auch als Abstandsgeschwindigkeit bezeichnet) berechnet, so ergeben sich folgende Werte:

Porenwassergeschwindigkeit $v_a = v_f / n_{eff}$

Filtergeschwindigkeit v_f für Wülknitz $v_f = 0,02$ m/d

Tabelle 4: Vergleich v_a Literatur und Labor

Kennwert/Parameter	Literatur (BUSCH, LUCKNER, THIEMER 1993)	Tracerversuch/Labor
v_a in m/d	0,4...0,2	0,06

Daraus resultiert, dass die aus der dränbaren Porosität ermittelte Porenwassergeschwindigkeit um den Faktor 3,3 bis 6,7 höher ist als die unter Verwendung der effektiven Porosität. Daraus folgt, dass sich die Fahne um den Faktor 3,3 bis 6,7 schneller ausbreiten würde. Damit würden für die in diesem Projekt zu bewertenden Kontaminanten Fahnenlängen prognostiziert werden, die um den Faktor 3,3 bis 6,7 länger wären als diese tatsächlich erreichen würden.

9.4 Zusammenfassung

Ziel des Vorhabens war die Ermittlung mikrobieller Abbauraten 1. Ordnung in Laborversuchen als Voraussetzung für die Quantifizierung von ENA des kontaminierten Grundwasserleiters durch Sulfatzugabe am Standort Imprägnierwerk Wülknitz. Das Vorhaben sollte wichtige Erkenntnisse hinsichtlich der Übertragbarkeit von Laborversuchsergebnissen in den Feldbereich und damit zu deren Nutzung für die Planung, Kontrolle und Auswertung sowie zum Prozessverständnis am Beispiel der in einem Testfeld im Fahnenbereich des Imprägnierwerkes Wülknitz durchgeführten Untersuchungen zur in-situ-Sanierung mittels ENA unter Sulfatzugabe ermöglichen.

Für die Quantifizierung des mikrobiellen Abbaus der relevanten Kontaminanten BTEX, PAK, Alkylphenole und NSO-Heterozyklen wurden Laborversuche gemäß Materialienband des LfULG zur Altlastenbehandlung (2004) "Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung" durchgeführt. Dabei wurde ein von der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH entwickeltes Verfahren für den Ersatz der im oben genannten Materialienband enthaltenen Durchführung von vergifteten Ansätzen angewandt. Die Anwendung des o. g. Verfahrens hat gezeigt, dass

- eine Vergiftung eines Reaktors über eine Versuchszeit von sechs Monaten ohne Störung des Gesamtsystems praktisch nicht erzielbar ist und
- hinsichtlich abiotischer Prozesse identische Linerkernproben nur in seltenen Fällen verfügbar sind.

Dementsprechend erfolgte im Vergleich zu LfUG (2004) vor Beginn der mikrobiellen Abbauuntersuchungen eine Konditionierung der Linerkernproben. Die Zielstellung der Konditionierung besteht darin, dass alle abiotischen Prozesse wie Sorption, Oxidation abgeschlossen und somit in der nachfolgenden Abbauphase nicht mehr zu berücksichtigen sind. Diese Zielstellung konnte erreicht werden.

Die für ENA-Bedingungen unter Sulfatzugabe ermittelten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung entsprechen den Erwartungswerten. Die Übertragbarkeit der im Labormaßstab gemäß LfUG (2004) ermittelten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung in den Feldbereich nach einer Gesamtversuchszeit von einem Monat wird durch den nachfolgenden Vergleich bestätigt. Verglichen werden die im Rahmen eines Feldversuches im Bereich der Abstromfahne des Imprägnierwerkes Wülknitz nach einer Gesamtversuchszeit von einem Monat ermittelten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung (LfULG, unveröff.) mit den in diesem Projekt bestimmten Tabelle 5.

Tabelle 5: Vergleich der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung nach einer Gesamtversuchszeit von einem Monat im Feld mit den Werten aus dem Laborversuch nach einem Monat und fünf Monaten Versuchszeit

Kontaminant	Feld ENA (1 Monat)	Labor ENA (1 Monat)	Labor ENA (5 Monate)
BTEX, Summe	$k = 0,023 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,019 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,014 \text{ d}^{-1}$
PAK, Summe	$k = 0,020 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,023 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,017 \text{ d}^{-1}$

Zusammenfassend ist somit festzustellen, dass die Übertragbarkeit der durchgeführten Laborversuchsergebnisse in dem Feldbereich nachgewiesen werden konnte. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung im Rahmen des Feldversuches bedingt durch die sich ändernden geohydraulischen Bedingungen nur über eine Versuchszeit von einem Monat erfolgen konnte. Dementsprechend können in Zukunft die sehr aufwendigen und oft nicht vollständig bilanzierbaren Feldversuche eingespart werden.

9.5 Literatur

- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L. und TIEMER, K. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie Band 3: Geohydraulik, ISBN 3- 443-01004-0
- ILLGEN, C., NITSCHKE, C., HÜSERS, N., KLOTZSCH, S., ALBERT, T., VIENKEN, T., DIETRICH, P., VOGEL, T. (2013): Tracerversuche im Rahmen des Forschungsvorhabens MNA/ENA in Wülknitz, in Schriftenreihe, Heft 30/2013 Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell, LfULG. Dresden. S. 23-30
- ILLGEN, C., NITSCHKE, C., HÜSERS, N., KLOTZSCH, S., ALBERT, T., VOGEL, T. (2014): Planung eines ENA-Feldversuches im Testfeld Imprägnierwerk Wülknitz: Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014 Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell, LfULG. Dresden. S. 47-51
- NITSCHKE, C. (1981): Beitrag zur mathematischen Modellbildung und digitalen Simulation von Stofftransport-, Stoffaustausch-, Stoffspeicher- und Stoffumwandlungsprozessen in der Aerationzone, Dissertation, TU Dresden, 128 S.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (LfUG 2004): Materialienband des LfULG zur Altlastenbehandlung „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG): Schriftenreihe des LfULG „Überwachung der natürlichen Schadstoffminderung (MNA) am Beispiel Wülknitz“ (Veröff. 2016)

Herausgeber:

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

Autoren:

Christina Illgen, Sabine Grühne, Dr. Natalja Barth, Dr. Ingo Müller, Kati Kardel,
Holger Forberg, Dr. Peter Börke, Katrin Zander, Christina Görner, Heiko Ihling,
Toralf Schaarschmidt, Ulrike Hennig
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Carolin Kaufmann-Boll
ahu AG Wasser, Boden, Geomatik Aachen
Dr. Claus Nitsche, Philipp Dost
BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH
Ralf Sinapius
Büro für Bodenkunde Voigtsdorf
Dr. Sabine Willscher, Pia Weber, Denise Kühn
TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten

Redaktion:

Christina Lausch
LfULG, Abteilung Wasser, Boden, Werkstoffe/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: Holger Forberg; LfULG (BDF II Hilbersdorf)
Weitere wie angegeben

Redaktionsschluss:

11.12.2015

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 Parteinarbeit 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.