

**Schwermetallbelastung der Böden und Sickerwasserkonzentrationen
entlang der AVUS Berlin (BAB 115)**

- Immobilisierungsversuche mit Kalk -

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. Björn Kluge

aus Berlin

von der Fakultät VI der Technischen Universität Berlin

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften

Dr.-Ing.

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. Bernd Michael Wilke

Gutachter: Prof. Dr. Gerd Wessolek

Gutachter: Prof. Dr. Wilhelm G. Coldewey

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 08.07.2010

Berlin, 2010

D 83

"Es gibt in der ganzen Natur keinen wichtigeren, keinen der Betrachtung würdigeren Gegenstand als den Boden. Es ist ja der Boden, welcher die Erde zu einem freundlichen Wohnsitz der Menschen macht; er allein ist es, welcher das zahllose Heer der Wesen erzeugt und ernährt, auf welchem die ganze Schöpfung und unsere eigene Existenz letztendlich beruhen."

Friedrich Albert Fallou (1862) in "Pedologie oder allgemeine und angewandte Bodenkunde"

Inhalt

Inhalt	3
Einleitung	6
Zusammenfassung	8
Abstract	10
1 Stand der Forschung	12
1.1 Kurze Historie zur Kalkung von Böden	12
1.2 Schwermetallmobilität in Böden (Kurzfassung)	13
1.3 Immobilisierung von Schwermetallen in Böden mit Kalk	13
1.4 Belastung von Böden durch den Kraftzeugverkehr	14
1.4.1 Kfz-Emissionen	15
1.4.2 Schwermetalle aus Baukomponenten	16
1.4.3 Reifen	16
1.4.4 Bremsen	17
1.4.5 Straßenabrieb	17
1.4.6 Weitere Quellen	18
2 Ziel und Vorgehensweise	19
3 Methodik	20
3.1 Labormethoden	20
3.1.1 Bodensättigungsextrakte (BSE) und Elutionsverfahren (BBodSchV)	20
3.1.2 Elution mit Wasser – S4 Elution (DIN 38414 – 4)	21
3.1.3 Bestimmung des Kalkbedarfs	21
3.1.4 Bodensäulen	21
3.2 Geländemethoden	24
3.2.1 Auswahl des Messstandortes	24
3.2.2 Vorkartierung am Autobahnstandort Avus BAB A 115	25
3.2.3 Auswahl des Autobahnreferenzbodens (ARB)	26
3.2.4 Aufbau der Freilandmessstelle und Sickerwasserbeprobung	27
3.2.5 Dochtlysimeter	30
3.2.6 Kalkausbringung auf der Messfläche	31
3.3 Laboranalysen	33
3.4 Adsorptionisothermen	34
3.4.1 Allgemeine Grundlagen	34
3.4.2 Berücksichtigung der Hintergrundbelastung	37
3.4.3 Berechnete Adsorptionisothermen mit Pedotransferfunktionen (PTF's)	38
3.5 Bestimmung der Sickerwasserrate am Standort	39
Berechnungsregeln des TUB-BGR Verfahrens	40

3.6	Modellierung mit HYDRUS 1D	41
3.6.1	Allgemeine Beschreibung des Modells.....	41
3.6.2	Inputparameter Hydrus 1D	42
4	Ergebnisse und Diskussion.....	45
4.1	Kartierung am Standort Avus A115	45
4.1.1	Standortbeschreibung: Bodenprofil und Bodentyp - Straßenrand	45
4.1.2	Bodenprofil & Bodentyp – Referenzstandort Grunewald.....	45
4.1.3	Verteilung der Humusgehalte.....	47
4.1.4	Verteilung der pH-Werte an der BAB A115.....	48
4.1.5	Verteilung der Schwermetalle im Straßenrandbereich.....	50
	Transektkartierung	51
4.2	Belastungskartierung Messstelle A115 (Hüttenweg)	54
4.3	Batchversuche zur Immobilisierung von Schwermetallen in Straßenrandböden: Bodensättigungsextrakte (BSE) mit Kalk	61
4.3.1	Kalke und Kalkmischungen	61
4.3.2	Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt (BSE)	61
4.4	Säulenversuche	65
4.4.1	Vergleich der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten	65
4.4.2	Entwicklung des pH-Wertes in den Eluaten.....	69
4.4.3	Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser	69
4.4.4	Veränderung des Boden-pH-Wertes in den Säulen	70
4.4.5	S4-Elution ausgewählter Beprobungstiefen der Säulensubstrate.....	72
4.6	Freilandversuch - Messstelle Avus A115	74
4.6.1	Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung	74
4.6.2	Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe	77
4.7	Sickerwasserkonzentrationen an der A115	78
4.7.1	Saugkerzen.....	78
4.7.2	Sickerwasserkonzentrationen - Lysimeter	86
4.8	Schwermetallkonzentrationen im Fahrbahnabfluss	88
4.8.1	Trennung des Abflusses in partikuläre und gelöste Stoffe	90
4.9	Adsorptionsisothermen für Cd, Pb, Zn und Cu des ARB	91
4.9.1	Adsorptionsisothermen	91
4.9.2	Vergleich der Adsorptionsisothermen des ARB von Cd, Pb und Zn mit Pedotransferfunktionen (PTF) aus der Literatur	95
4.10	Prognosen – Verlagerung von Cd, Pb und Zn im Straßenrandbereich (10m)	98
4.10.1	Szenario 1	98
4.10.2	Szenario 2	99
4.10.3	Szenario 3	103
4.11	Vergleich berechneter und gemessener Sickerwasser- konzentrationen	106
4.12	pH-Wert & Bodenlösungskonzentrationen nach einer Kalkung am Referenzstandort.	108

Zusammenfassung	112
5.1 Kartierung	112
5.1.1 Böden	112
5.1.2 pH-Werte	112
5.1.3 Schwermetallgehalte im Oberboden	112
5.2 Bodensättigungsextrakte (BSE)	113
5.3 Säulenversuche	113
5.4 Freilandmessstelle	114
5.4.1 pH-Werte im Jahresverlauf	114
5.4.2 Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe - CaCO_3 -Fläche	114
5.4.3 Sickerwasserkonzentrationen - Saugkerzen	115
5.4.4 Sickerwasserkonzentrationen - Lysimeter	115
5.4.5 Straßenabfluss	116
5.5 Modellierung	116
6 Fazit und Ausblick	117
Tabellenverzeichnis	123
Literaturverzeichnis	124
7 Danksagung	131
8 Anhang	132
Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff	133
Transektkartierung	133
Feinkartierung	135
Sickerwasserkonzentrationen	138
Rechte Messfläche - CaCO_3	139
Linke Messfläche - Referenz- und $\text{Ca}(\text{OH})_2$	152
pH-Werte der Bodenlösung	160
Säulenversuche	162
pH-Wert Entwicklung im Säulensubstrat	163
S4 Elution der Säulenproben	164
pH-Wert Entwicklung Aufkalkungsversuch Grunewald	165

Einleitung

An Bundesautobahnen und -fernstraßen kommt es durch den Straßenverkehr zu erheblichen Schwermetalleinträgen in die Böden des Straßenrandbereiches, z.B. von Zink, Kupfer, Blei und Cadmium aus Abgasen, Bremsbelägen und Reifenabrieb. Dies bewirkt mittel- bis langfristig eine beträchtliche Schwermetallakkumulation in den Straßenrandböden. Mit dieser Akkumulation sind prinzipielle Fragen der Einschränkung von Bodenfunktionen, wie z.B. der Filter -und Pufferfunktion verbunden. Eine davon ist, ob die Gefahr einer Belastung des Grundwassers über die Verlagerung von Schwermetallen durch das Sickerwasser zunimmt.

Aufgrund der Verwitterung von Straßenbelägen, Reifenabrieb, Streusalzen und dem Eintrag von alkalischen Straßenabflüssen ist der pH-Wert des Oberbodens von Straßenrändern gegenüber unbeeinflussten Böden häufig erhöht. Carbonathaltige Baureststoffe im Unterboden bewirken zudem häufig eine verstärkte Retardation von verkehrsbedingten Schadstoffen. Unter diesen Voraussetzungen stellen selbst hohe Schwermetalleinträge in den Straßennahbereich oft nur eine geringe Gefährdung für das Grundwasser dar. Liegen im weniger beeinflussten Straßenrandbereich dagegen sorptionsschwache Substrate vor, die zudem niedrige pH-Werte aufweisen, kann es bei dauerhaften Schadstoffeinträgen zu erheblichen Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Bodensickerwasser kommen, die zu einer Belastung des Grundwassers führen können.

Das Bundesbodenschutzgesetz BBodSchG fordert die Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern und schädliche Bodenveränderungen abzuwehren sowie verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen (§ 1 BBodSchG). In diesem Sinne sollen Handlungsempfehlungen und Möglichkeiten zur Gefahrenabwehr entwickelt werden.

Aufbauend auf Studien von Kocher (2003, 2007), innerhalb der, vor allem bei sandigen Autobahnstandorten, z.T. kritische Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an stark befahrenen Straßen gemessen wurden, stellt sich diese Studie die Frage, ob langfristig ein nachhaltiger Rückhalt von Schwermetallen in den Straßenrandböden notwendig wird - und wenn ja, wie dieser erreicht werden kann. Es ist hinreichend bekannt, dass die Mobilität von Schwermetallen in sehr hohem Maße über den pH-Wert gesteuert wird. In der Regel nimmt die Löslichkeit von Schwermetallen mit sinkenden pH-Werten stark zu. Eine Erhöhung des pH-Wertes von Böden führt i.d.R. zu einer Immobilisierung von Schwermetallen.

Dies kann z.B. durch eine Kalkung des Bodens realisiert werden. Bei der Durchführung einer solchen Maßnahme an Straßenrändern stellen sich folgende grundsätzliche Fragen:

- Wie hoch ist die Schwermetallbelastung an stark befahrenen Straßenrandböden und welche Sickerwasserkonzentrationen und -raten sind zu erwarten?
- Ist eine Maßnahme zur Gefahrenabwehr für den Pfad Boden-Grundwasser überhaupt notwendig?
- Welche Flächen sind besonders betroffen und wo ist eine Ausbringung zweckmäßig?
- Welche Kalkmengen sind für eine Schwermetallimmobilisierung erforderlich?
- Welche Kalkarten eignen sich?
- Welche Risiken bestehen?

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 2006-2010 am Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin im Fachgebiet Standortkunde und Bodenschutz bei Prof. Dr. Wessolek. Der Arbeitsgemeinschaft industrielle Forschung (AiF) sei an dieser Stelle für die Bereitstellung der finanziellen Mittel für das Vorhaben gedankt.

Zusammenfassung

An stark befahrenen Straßenstandorten mit sandigen Böden und niedrigen pH-Werten kann es zu hohen Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Bodensickerwasser kommen, die eine potenzielle Belastung für das Grundwasser darstellen.

Zur Einschätzung dieser Belastungsquelle wurde am ältesten Autobahnabschnitts Europas, der BAB A115 (AVUS, Berlin) eine großflächige Bodenkartierung durchgeführt, Schwermetallgehalte der Straßenrandböden bestimmt, Sickerwasserbeprobungen mittels Saugsonden und Lysimetern durchgeführt und Straßenabflüsse analysiert. Im Sinne einer Gefahrenabwehr gegenüber stark erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser wurde die Wirkung einer Kalkungsmaßnahme zur Immobilisierung von Schwermetallen im Straßenrandbereich im Labor sowie in Freilandversuchen untersucht. Mit Hilfe eines numerischen Simulationsmodells wurde die Verlagerung der Schwermetalle Cd, Zn und Pb über einen Zeitraum von 100 Jahren mit und ohne Kalkungsmaßnahmen sowie für einen Autobahnneubau, bzw. eine -erweiterung prognostiziert.

Die inzwischen fast neunzigjährige Nutzungsgeschichte der AVUS Berlin hat die Böden des Straßenrandbereiches stark verändert. Dies äußert sich sowohl in den starken Veränderungen der Bodenprofile durch Einträge von Fremdmaterialien, als auch in erhöhten pH-Werten und Schwermetallgehalten gegenüber straßenfernen Standorten. Der Eintrag von basischen Stäuben aus dem Straßenverkehr führte zu flächenhaften pH-Wert Erhöhungen bis in den Bereich pH 7-8 innerhalb der ersten 5 Meter. Stark erhöht sind auch die Feststoffgehalte im Oberboden von Pb, Cu, Zn, Cr, Ni und Cd bis in eine Entfernung von bis zu 20 m. Im Bereich bis 10m vom Straßenrand wurden für Zn Feststoffgehalte von 8 bis 1070 mg/kg, für Pb von 4 bis 475 mg/kg, für Cu von 5 bis 4480 mg/kg, für Cd von 1 bis 6 mg/kg, für Cr von 12,5 bis 43 mg/kg und für Ni von 6 bis 27 mg/kg gemessen. In den meisten Fällen führt die Akkumulation zu einer bis zu 10 fachen Überschreitung der Vorsorgewerte der BBodSchV bei allen untersuchten Elementen mit Ausnahme von Ni und Cr. Bei den Sickerwasserkonzentrationen in fünfzig Zentimetern Tiefe wurden dagegen nur vereinzelt Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für Zn und Cu im Bereich 2,5-10m vom Fahrbahnrand festgestellt. Eine Gegenüberstellung der Sickerwasserkonzentrationen an der A115 mit denen des Referenzstandortes in 800 m Entfernung zeigt weiterhin, dass die Cu-, Zn- und Cd-Konzentrationen trotz der stark erhöhten Bodenfeststoffgehalte in einem ähnlichen Konzentrationsbereich liegen. Höhere Sickerwasserkonzentrationen deuten sich bei den Bodenlysimetern im Abstand von 1 m - 2,5 m Entfernung vom Fahrbahnrand an.

Hier wurden bis zu 6fache Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für Zn, Pb, Cu und Cr in 1m, für Cu und Pb auch in 2,5 m gemessen.

Die Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss an der A115 liegen in einem ähnlichen Bereich wie die Abflusskonzentrationen an anderen Autobahnen. Sehr hohe Konzentrationen treten allerdings bei Chrom und Zink auf.

Die durchgeführten Kalk-Batchversuche bestätigen den Einfluss einer pH-Wert Erhöhung auf die Reduzierung der Sickerwasserkonzentrationen. Alle Kalkzugaben führten zu einer signifikanten Verminderung der Schwermetalle Ni, Blei, Cr, Zn und Cd im Sättigungsextrakt. Dagegen kam es sowohl bei den Bodensättigungsextrakten und Adsorptionsisothermen als auch bei der Elution mit Wasser (S4-Elution) der Säulenproben zu einem Anstieg der Kupferkonzentrationen bei den Kalkungsvarianten mit Ca(OH)_2 .

Bei den Säulenversuchen erhöhte sich der Boden pH-Wert maximal bis in eine Tiefe von 10 cm. Auswirkungen der Kalkgaben auf die Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten wurden nicht festgestellt. Dagegen zeigte sich auch bei den S4-Elutionen entnommener Säulenproben eine deutliche Reduzierung der wasserlöslichen Fraktionen der Schwermetalle bei den gekalkten Varianten.

Im Freiland erhöhte sich der pH-Wert durch die Kalkung innerhalb des Messzeitraumes bis in eine Tiefe von 10 cm. Bei dem Vergleich der mittleren Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser dieser Tiefe wurden bei der Kalkparzelle keine signifikanten Veränderungen gegenüber der Kontrolle festgestellt.

Die modellierten Szenarien der Schwermetallverlagerung mit dem Sickerwasser an der AVUS (A115) über einen Zeitraum von 100 Jahren, prognostizieren aufgrund der hohen Bodenfeststoffgehalte, hohe Lösungskonzentrationen in den obersten Zentimetern. Am Ende der angenommenen Tiefe (1m) treten während des gesamten Zeitraumes hingegen nur geringe Lösungskonzentrationen auf, die alle weit unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser liegen. Unter den gegebenen Bedingungen ist am vorliegenden Standort zu keinem Zeitpunkt mit einer Gefährdung des Grundwassers über den Eintrag von Schwermetallen durch perkolierendes Sickerwasser zu rechnen. Für den beprobten Standort wird daher kein unmittelbarer Handlungsbedarf für die Durchführung einer Kalkung zur Immobilisierung von Schwermetallen gesehen. Handlungsbedarf könnte sich dagegen bei einem Autobahnneubau bzw. bei einer Erweiterung eines älteren Streckenabschnitts ergeben. Dies verdeutlichen die prognostizierten Sickerwasserkonzentrationen für einen sandigen Standorts mit niedrigem pH-Wert und geringen C_{org} -Gehalten.

Abstract

Transport emissions on busy roads and highways could cause increased pollution and accumulation of heavy metals in roadside soils. Low pH values and small sorption capacity of these soils can lead to significant heavy metal concentrations in water seepage, which could cause groundwater pollution. For this purpose a monitoring program was carried out along the edge of Europe's oldest highway, the "AVUS-Highway" (A115) near the centre of Berlin, Germany. Soil samples of roadside soils at different distances and depths were collected and analyzed to study soil contamination of the heavy metals Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr. Soil solutions at different depths were collected by soil lysimeters and suction cups over a period of about 12 months. Rainwater run-off was also collected and analyzed.

In terms of prevention of high heavy metal concentration in water seepage, a liming of a polluted roadside soil was realized in laboratory and field conditions in order to determine the influence of soil solution concentrations. Long-term predictions for the leachate concentrations of metals Cd, Pb and Zn for the AVUS site with and without liming treatments were carried out using a numerical model.

The almost ninety-year history of AVUS-Highway has significantly changed the roadside soils. This is reflected both 1) in changes in soil profiles by entries of foreign materials, as well as 2) higher pH values and heavy metal contents compared with soils without influence of traffic emissions. Because of alkaline dust depositions from the road surface and traffic depositions, the soil pH (CaCl_2) was observed at a range of 7-8 within the first 5 meters. The concentration of the heavy metals at the soil surface (0-30 cm) greatly increased up to a distance of 20 m. Cu was the highest in the soil and ranged from 5 to 4480 mg/kg. Zn concentrations ranged from 8 to 1070 mg/kg, Pb from 4 to 475 mg/kg, Cr from 12.5 to 43 mg/kg, Ni from 6 to 27 mg/kg and Cd from 0.7 to 6 mg/kg. In most cases this leads to an excess of up to 10 times more than the precautionary value of the German Federal Soil Protection and Contamination Ordinance (BBodSchV) for heavy metal concentration in soil for all investigated metals, except Ni and Cr. In contrast to these exceedings, only the concentrations of Zn and Cu exceeded the trigger values for leachate concentrations of the BBodSchV. A comparison of the leachate concentrations from the AVUS site with those of the reference site (distance 800m from the roadside) shows that concentrations of Cu, Zn and Cd are in a very similarly range, despite very high heavy metal contents.

Substantially higher concentrations were measured in soil-lysimeters at a 1-2.5 m distance from the roadside, demonstrating an excess of trigger values of the BBodSchV up to six fold for Zn, Cu and Cr at 1m. In addition, the metals Cu and Pb exceeded the trigger values at a 2.5 m distance from the highway.

Heavy metal concentrations in rainwater run-off at the AVUS are high but in the same range as those found in other studies. Very high concentrations of metals Cr and Zn were also measured.

The Lime-batch experiments confirm that the influence of pH increases the reduction of leachate concentrations. The concentrations of all soils treated with lime showed a substantial reduction of the heavy metals Ni, Pb, Cr, Zn and Cd leachate concentrations. By contrast, an increase of Cu concentrations by liming was observed in both soil saturation extracts and sorption isotherms as well as in water elution of column samples. The liming of the soil columns resulted in an increase of soil pH up to a depth of 10 cm. Effects of liming on heavy metal concentrations in leachate were not detected. On the other hand, water elution of column samples after liming showed a significant reduction of heavy metals at the water soluble fraction.

The field monitoring showed that liming leads to an increase of soil pH to a depth of up to 10 cm. In comparison with the control plot no differences in heavy metal concentration in leachate were found within the period of measurement.

Due to high heavy metal concentrations at the soil surface, high solution concentrations of heavy metals are predicted for a time-period of 100 years within the upper centimetres of soil profile by using a numerical model. At the end of the assumed depth (1m) the leachate concentrations were low and above the trigger values of the BBodSchV. With regard to the present site conditions, despite low pH and low humus content, the leachate concentrations at the AVUS-Highway does not lead to a groundwater pollution by water seepage. A risk could result in the construction of a new highway or extension of an old highway. This is showed by the high leachate concentrations of a scenario for a sandy site with low pH and low organic C content for the first years of use.

1 Stand der Forschung

1.1 Kurze Historie zur Kalkung von Böden

Schon seit vielen Jahrhunderten werden „auf dem Feld“ gewonnene Wiesen- und Mergelkalke zur Dünung weniger fruchtbarer, „ausgemergelter“ Böden verwendet. Die Abgrabungen sind in Form von alten Mergelgruben noch heutzutage häufig sichtbar. Diese Mergeldüngung hatte Albrecht Thaer Anfang des neunzehnten Jahrhunderts in seine Dünungsempfehlungen an die Bauern übernommen. So forderte er z.B. die Ausbringung von Kalk auf kalkarmen, sauren Böden wie der Mark Brandenburg, warnte aber schon damals vor einer Überkalkung der Böden. Erst ein Jahrhundert später, in den zwanziger bis fünfziger Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts, beschäftigten sich die Agrarwissenschaftler mit der Bestimmung des Kalkbedarfs von Böden zur Ableitung eines optimalen boden- und nutzungsabhängigen (Acker/Grünland) pH-Wertes. Dabei wurden auch die Wirkungsgrade verschiedener Kalke untersucht (vgl. Christensen 1922; Lemmermann & Fresenius 1924, Witte 1933, Schachtschabel 1951). Die Ergebnisse lieferten wichtige Erkenntnisse für die Kalkdüngung von landwirtschaftlichen Flächen, welche sich auch heutzutage noch in verschiedenen Richtlinien und Empfehlungen wieder finden. Innerhalb der Agrarforschung ergaben sich in den folgenden Jahrzehnten weitere Fragestellungen wie z.B. der Festlegung von Spurenelementen, dem Humusverlust, der Verbesserung der Strukturstabilität und der Gefügebildung durch Ausbringung von Kalk auf landwirtschaftlichen Böden (vgl. Gisiger 1949, Schachtschabel 1952, Schachtschabel & Hartge 1958, Beese et al. 1979).

Die fortschreitende Belastung der Böden mit Schwermetallen und anderen Schadstoffen durch zunehmende Industriedepositionen und Abfälle führte in der Mitte der siebziger Jahre zu Empfehlungen für die Applikation von Kalk zur Festlegung von Schwermetallen im Boden (Bingham et al. 1979, Herms & Brümmer 1980, Herms 1982, Klope 1980). Dabei spielte auch die Diskussion um die Ausbringung von Klärschlammkompost (mit Kalk gefällt) eine Rolle, die zu einer Akzeptanzforschung für die Verwendung von Abfällen in der Landwirtschaft führte (Klope-Werte).

Mit dem Aufkommen neuartiger Waldschäden durch eine zunehmende Bodenversauerung Anfang/Mitte der achtziger Jahre, beschäftigen sich erneut zahlreiche Forschungsarbeiten mit dem Einsatz und den Auswirkungen von Kalkungen auf Forstökosysteme im Rahmen der Waldschadensforschung (Matzner 1985, Renger et al. 1989, Kreutzer 1995, Lorenz et al. 1998).

Die Ergebnisse der Untersuchungen führten Ende der achtziger, Anfang der neunziger Jahre zu einem flächenhaften Einsatz von Kalk in Forsten.

1.2 Schwermetallmobilität in Böden (Kurzfassung)

Im Folgenden wird nur ein kurzer Überblick über die wichtigsten Einflussfaktoren der Schwermetallmobilität in Böden gegeben. Auf eine ausführliche Beschreibung wird bewusst verzichtet, sie sind in vielen Lehrbüchern ausführlich behandelt (z.B. Alloway 1997, Sumner 2000, Scheffer/Schachtschabel 2002). Zudem haben viele anwendungsorientierte Arbeiten wie z.B. die Dissertationen von Fahrenhorst (1993) oder Hoffmann (2002) das Thema ebenfalls sehr detailliert aufgearbeitet und beschrieben.

Die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden wird vor allem durch Sorptions- und Komplexierungsvorgänge gesteuert. Die wichtigsten bodenspezifischen Einflussgrößen der Schwermetallmobilität sind:

- der Tongehalt
- die organische Substanz
- der Gehalt an Sesquioxiden
- der Gehalt an Komplexbildnern
- der Schwermetallgesamtgehalt
- der pH-Wert
- das Redoxpotential

Im Allgemeinen nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden mit steigendem pH-Wert sowie steigenden Gehalten an Tonmineralien, Sesquioxiden und organischer Substanz ab (Alloway, 1997). Steigende Gesamtgehalte der Schwermetalle, der Anteil löslicher Komplexbildner und eine hohe Ionenstärke in der Bodenlösung, wie sie in straßennahen Böden meist vorherrscht, fördern die Löslichkeit von Schwermetallen im Boden (vgl. Herms & Brümmer 1984).

1.3 Immobilisierung von Schwermetallen in Böden mit Kalk

Als eine relativ einfache Maßnahme zur Reduzierung der Schwermetallmobilität hat sich die Kalkung von Böden bewährt. Zahlreiche Untersuchungen bestätigen eine starke Reduzierung der Schwermetallgehalte in Pflanzen auf belasteten Flächen sowie verringerte Bodenlösungskonzentrationen durch eine Kalkdüngung (Sims & Patrick 1978, Herms 1982).

Die abnehmende Verfügbarkeit der Schwermetalle durch eine Kalkung wird vor allem auf eine Veränderung des Anteils der spezifisch gebundenen Schwermetalle in Abhängigkeit von der Bodenreaktion zurückgeführt (Herms 1982, Herms & Brümmer 1984).

Bei einer Kalkungsmaßnahme muss sich jedoch auch immer die Frage gestellt werden, ob diese unter den vorliegenden Standortbedingungen sinnvoll erscheint und/oder auch Risiken in sich birgt. So kann es bei sauren Böden in Folge der raschen Erhöhung der Ca^{2+} Konzentrationen anfänglich zu einer Cadmium und Zink- Mobilisierung kommen (ebd. 1984, Marschner 1990). Schierl & Kreutzer (1989) stellten bei einem Kalkungsversuch eine starke Nitrifikation und NO_3 -Auswaschung sowie eine Mobilisierung von Pb, Cu und DOC fest. Weithin ist bekannt, dass eine pH-Wert Erhöhung zu einem verstärkten Humusabbau und zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität führt (Matzner 1985). Langjährige Feldversuche im Rahmen der Waldschadensforschung zeigen dagegen, dass Kalkungsmaßnahmen langfristig zu einer geringeren Mobilität und verringerten Pflanzenaufnahme von Schwermetallen führen (Marschner 1990, Kreutzer 1995).

1.4 Belastung von Böden durch den Kraftzeugverkehr

Für die Schadstoffeinträge aus dem Kfz-Verkehr in straßennahe Böden kommen verschiedene **Belastungsquellen** in Frage:

- Emissionen des Kraftzeugverkehrs
- Abnutzung von Bauteilen der Kfz
- Straßenabnutzung, -abrasion
- Straßeninstandhaltungsarbeiten
- Unfälle und Leckagen
- Atmosphärische Depositionen
- Abfälle

Bisherige Untersuchungen über die Belastung von Böden mit verkehrsbedingten Schadstoffen zeigen, dass es besonders an verkehrsreichen Straßen und Autobahnen zu hohen, linienförmigen Einträgen von Schadstoffen in den straßenrandnahen Bereich kommt. Dabei nehmen die Schadstoffkonzentrationen im Allgemeinen mit zunehmender Entfernung vom Straßenrand und der Bodentiefe ab (Blume & Hellriegel 1981, Harrison, 1985, Geiger 1991, Münch 1993, Dierkes & Geiger 1999, Legret & Pagotto 2005, Li 2005, Kocher 2007).

1.4.1 Kfz-Emissionen

Die Emissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr stammen nicht allein aus den Rückständen der vollständigen Verbrennung von Kraftstoffen (CO_2 und H_2O), sondern auch aus Rückständen der unvollständigen Treibstoffverbrennung, Ölverlusten des Motors und der hydraulischen Systeme, Kraftstoffverunreinigungen, Kraftstoffzugaben sowie Abnutzung von Motorteilen. In den Bereich des Straßenrandes wird somit ein komplexes Gemisch aus sehr verschiedenen Schadstoffen eingetragen.

Dies sind vor allem:

- Kohlenmonoxid
- NO_x
- Hydrogencarbon (HC)
- Schwefeldioxide
- Methan (CH_4)
- Blei, Kupfer, Zink, Cadmium, Nickel, Chrom und andere Schwermetalle
- Organische Schadstoffe wie PAH's und PAK's

Die meisten der oben aufgeführten Schadstoffe emittieren gasförmig oder lagern sich als feine Partikel auf der Fahrbahn ab. Durch Niederschläge werden die auf der Fahrbahn abgelagerten Partikel suspendiert oder gelöst und können, je nach Aufbau und Neigung des Straßenbanketts, mit dem Spritz- und Straßenabflusswasser in den angrenzenden Straßenrandbereich bis etwa 10 m verfrachtet werden (vgl. Kocher 2007). Über die Luftströmung werden zusätzlich sehr feine Stoffpartikel in den straßennahen Bereich bis etwa 25 m transportiert und abgelagert (Boller et al. 2006). Die Emissionen des Straßenverkehrs nehmen in der Regel mit zunehmender Entfernung vom Straßenrand ab. Golwer (1991) leitete durch eine Auswertung von Untersuchungen an Straßen und Autobahnen drei Hauptbelastungsbereiche für Straßenrandbereiche ab. Diese sind:

- der **Bereich 0-2 m**, der vor allem durch Abflusswasser der Fahrbahn und Spritzwasser geprägt ist;
- der **Bereich 0-10 m**, der zum Teil von Spritzwasser und je nach Aufbau des Banketts durch Abflusswasser beeinflusst wird;
- der **Bereich 0 bis 100 m**, der dem Einfluss der Luftströmung und Windverfrachtung unterliegt.

Die Menge der abgelagerten Stoffe ist dabei stark vom Verkehrsaufkommen (Menge, durchschnittliche Geschwindigkeiten, Verkehrsflüsse, Verkehrslenkungen, Baustellen), dem Autotyp (Alter, Motortyp, Gewicht, Aerodynamik, Einspritzung etc.), der Art und dem Zustand des Belages, der Trassengestaltung und der umgebenden Vegetation abhängig (Polmit 2002). Legret & Pagotto (2006) ermittelten für einen französischen Autobahnstandort (24.000 Kfz/Tag) über einen Depositionssammler (Abstand 0,5 m), durchschnittliche Depositionsraten von $80 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Zn, $17 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Pb, $25 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Cu und $0,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Cd. Diehl (2002) ermittelte an der A7 (20.000 Kfz/Tag) in einem Abstand von 1m mittlere Depositionsraten von $528 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Zn, $18 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Pb, $68 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Cu und $1,49 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Cd.

1.4.2 Schwermetalle aus Baukomponenten

Eine hohe potentielle Belastungsquelle von Schadstoffen ist durch die Korrosion und Abnutzung einzelner Kfz-Baukomponenten wie z.B. der Karroserie, den Reifen, den Bremsen, der Kupplung oder von Motorenteilen gegeben. Eine Quantifizierung der Schadstofffreisetzung einzelner Baukomponenten gestaltet sich schwierig, da die Zusammensetzung je nach Herstellertyp stark variiert. Dennoch gibt es einige Untersuchungen über die Freisetzung von partikulären Schadstoffen und Abnutzungsraten bzw. Emissionswerten aus Kfz-Baukomponenten. Revitt et al. (1990) kalkulierten über eine Literaturstudie durchschnittliche Emissionswerte von partikulären Schadstoffen. Diese liegen bei 28 mg Blei, 3 mg Zink, $2,5 \mu\text{g}$ Cadmium und $0,01\text{-}0,45 \mu\text{g}$ Chrom pro Kraftfahrzeug und Kilometer (Kfz/km), wobei einige Werte um bis zu drei Größenordnungen variieren können.

In den folgenden Abschnitten wird näher auf die Schwermetallfreisetzung ausgewählter Einzelkomponenten eingegangen.

1.4.3 Reifen

Autoreifen setzen sich aus etwa 85 % Gummi, 12 % Stahl und 3 % anderen Fasermaterialien zusammen. Etwa alle 5.000 Kilometer nutzt sich das Profil eines Autoreifens um einen Millimeter ab. Legt man nur die privat genutzten Pkw-Zahlen von Deutschland sowie eine durchschnittliche Jahreslaufleistung von derzeit etwa 11500 km (Shell 2004) zugrunde und multipliziert diese mit Reifenabriebswerten verschiedener Studien von 50-200 mg/Kfz/km (UBA 2005), so kommt es jährlich überschlägig zu Partikelfreisetzungen von etwa 30.000-115.000 t (Mittelwert=56.000 t) aus Reifenabrieb.

Neben schwer abbaubaren organischen Materialien werden bei der Reifenherstellung die hauptsächlich die Schwermetalloxide Zink und Cadmium, aber auch Blei, Chrom, Kupfer und Nickel als Füllstoffe verwendet (Muschak 1990). Bei der Vulkanisation von Reifen wird vorwiegend Zinkoxid eingesetzt, weshalb der Reifenabrieb als stärkste Zinkquelle der

Zinkgehalte im Straßen-Run-Off gilt. Der Zinkanteil am Reifengummi liegt bei etwa 1,5-2 % (Lindgren 1996). Das Zinkoxid ist in der Regel durch Cadmium verunreinigt, so dass beim Reifenabrieb zusätzlich Cadmium freigesetzt wird. Cadmium-Gehalte in Fahrzeugreifen variieren in weiten Grenzen zwischen 0,14 µg/g und 90 µg/g (Williams & Harrison 1984).

Nach einer Studie des Fraunhofer-Instituts für System- und Innovationsforschung (ISI) werden in Deutschland über Reifenabrieb jährlich etwa 2 t Blei und 1620 t Zink in die Umwelt emittiert (UBA 2005). Die von der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) kalkulierte Freisetzung aus Reifenabrieb in Deutschland beläuft sich jährlich auf 1250 t Zink und 180 kg Cadmium (Kocher 2010).

1.4.4 Bremsen

Bremsbeläge bestehen aus einer Trägerplatte aus Sintermetall, einem Reibbelag und einer Geräuschdämmplatte aus Metall oder Kunststoff. Bei den Bremsbelägen variiert, je nach Hersteller, die Zusammensetzung und damit die Menge freisetzbarer Metalle und organischer Schadstoffe stark (Lindgren 1996). Bei der Herstellung von Reibbelägen werden generell Metalle (Fasern, Späne oder Pulver), Füllstoffe und anorganische Fasern, Gleitmittel sowie organische Bestandteile wie Harze, Kautschuke, organische Fasern und Füllstoffe verwendet (Oehl & Paul 1990). Die anderen Hauptbestandteile sind Eisen und Kupfer. Beim Abrieb der Bremsklötze durch den Bremsprozess kommt es vor allem zur Freisetzung der Schwermetalle Kupfer, Zink, Blei (bis 2004), Eisen sowie bis in die 90er Jahre auch Asbest (Muschak 1990). Zahlreiche Studien zeigen, dass Bremsen und Bremsbeläge als Hauptquelle für die Schwermetallbelastung von urbanen Räumen und Straßenrändern anzusehen sind (vgl. hierzu z.B. Bergbäck et al. 2001, Hjortenkrans 2007). Die Schwermetallgehalte in Bremsen und Bremsbelägen können je nach Hersteller stark schwanken. Weiterhin zeigen sich starke Unterschiede zwischen LKW- und PKW-Belägen. Die mittleren Schwermetallgehalte von LKW-Belägen sind geringer als die von PKW-Belägen. Dies liegt vor allem daran, dass in den Trommelbremsbelägen für LKW aus Kostengründen kaum Buntmetalle verarbeitet werden (Hjortenkrans 2007). LKW produzieren durch ihr Gewicht allerdings deutlich mehr Reifen-, Brems- und Straßenabrieb als PKW. Nach einer Schätzung des Umweltbundesamtes gelangen über den Abrieb von Bremsbelägen jedes Jahr etwa 927 t Kupfer, 309 t Zink und 61 t Blei in die Umwelt (UBA 2005).

1.4.5 Straßenabrieb

Die Verwitterung und der Abrieb von Straßenbelägen stellt eine weitere, nicht zu vernachlässigende Emissionsquelle für den Eintrag von Schadstoffen in den straßennahen Bereich dar. Dabei beeinflusst der vorherrschende Belag maßgeblich die Größe und Zusammensetzung der Emissionen (Lindgren 1996). Der am häufigsten verwendete

Straßenbelag ist Asphalt, der eine Mischung aus Bitumen und verschiedenen Mineralien ist. In den Materialien sind oft hohe Anteile von Schwermetallen und PAHs enthalten. Muschak (1990) gibt für eine Autobahn einen Gesamtabrieb des Straßenbelages von 10000 kg/ha/a⁻¹ an und kalkulierte darüber Emissionsraten von 1020 g/ha/a⁻¹ Pb, 3570 g/ha/a⁻¹ Chrom, 510 g/ha/a⁻¹ Kupfer, 11700 g/ha/a⁻¹ Nickel und 1640 g/ha/a⁻¹ Zink.

1.4.6 Weitere Quellen

Zu den oben aufgeführten Emissionsquellen kommen noch weitere hinzu. Dies sind z.B. der Abrieb von Markierungsfarben oder die Korrosion von galvanisierten Leitplanken, bei deren Verwitterung z.B. Nickel, Chrom, Vanadium und Zink freigesetzt werden. Der Eintrag von Chlorid über Streusalzausbringung im Winter fördert die Korrosion und wirkt sich zusätzlich mobilisierend auf die im Boden befindlichen Schwermetalle aus (Herms & Brümmer 1980, Arnheim et al. 1992, Geiger 1996, Legret & Pagotto 2006). Nicht zu vernachlässigen ist weiterhin die atmosphärische Deposition, dessen Bedeutung umso stärker ins Gewicht fällt, um so geringer die Verkehrsstärke ist. Die Tabelle 1 gibt noch einmal einen Überblick über typische verkehrsbedingte Stoff- und Partikeleinträge und deren Quellen.

Tab. 1: Zusammenstellung typischer verkehrsbedingter Stoff- und Partikeleinträge in den Straßenrandbereich und deren Hauptquellen

<i>Einträge</i>	<i>Quelle</i>
<i>Mineralische Stoffe; Silizium; Calcium; Magnesium; Kalium; Chlorid; Sulfate; Schwermetalle; Bitumen; organ. Stoffe; Tenside; Herbizide</i>	<i>Straßenabrieb, Straßendienst, Straßenunterhaltung</i>
<i>Gummi, Ruß</i>	<i>Autoreifen</i>
<i>Asbest</i>	<i>Kupplung, Bremsbeläge</i>
<i>Blei</i>	<i>Verbleites Benzin aus Autoabgasen, Reifenabrieb, Schmieröl, atmosphärischer Niederschlag, Bremsbeläge</i>
<i>Zink</i>	<i>Abgase, Reifenabrieb, Motoren- und Schmieröle, Bremsen, Korrosion von Leitplanken</i>
<i>Eisen</i>	<i>Karosserierost, Korrosion von Konstruktionen an Verkehrswegen wie Brücken, Leitplanken, bewegliche Maschinenteile etc.</i>
<i>Kupfer</i>	<i>Abgase, Leitplanken, bewegliche Fahrzeugteile, Bremsbeläge, Reifen</i>
<i>Cadmium</i>	<i>Reifenabrieb; Bremsabrieb, Verbrennungsrückstände</i>
<i>Chrom</i>	<i>Bremsbeläge, bewegliche Fahrzeugteile; Straßenabrieb, Reifen</i>
<i>Nickel</i>	<i>Dieselmotorenabrieb, Benzin, Asphaltabrieb, Bremsbeläge, Reifen</i>

2 Ziel und Vorgehensweise

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Ermittlung der Schwermetallbelastung der Böden entlang der AVUS (Berlin), die Erfassung von Sickerwasserkonzentrationen sowie eine Abschätzung der Verlagerung der Schwermetalle mit dem Sickerwasser. Das Bundesbodenschutzgesetz BBodSchG fordert, „*die Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern und schädliche Bodenveränderungen abzuwehren sowie verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen*“ (§ 1 BBodSchG). Als Möglichkeit zur Immobilisierung von Schwermetallen im Boden soll eine pH-Wert Anhebung durch eine Kalkung im Straßenrandraum durchgeführt und deren Auswirkung auf die Sickerwasserkonzentrationen untersucht werden.

Hierzu werden zuerst die Wirkungen verschiedener Kalke in Batch- (Kap. 4.3) und Säulenversuchen (Kap. 4.4) auf die Schwermetallkonzentrationen eines belasteten Autobahnbodens (ARB) ermittelt und bewertet. Im Geländeversuch (Kap. 4.6) sollen darauf aufbauend Messungen von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser mittels Saugkerzen und Lysimetern in verschiedenen Abständen zum Straßenrand mit und ohne Kalkungsmaßnahmen ermittelt werden. Als Prognoseinstrument für längerfristige Aussagen des Stofftransportes (100 Jahre) unter verschiedenen Bedingungen wird anschließend ein numerisches Stofftransportmodell durch Integration der erhobene Labor- und Geländeergebnisse genutzt (Kap. 4.10). Das Modell liefert Prognosen zu mittel- bis langfristigen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser und möglichen Auswirkungen einer Kalkungsmaßnahme im Straßenrandbereich am Autobahnstandort AVUS (A115).

3 Methodik

3.1 Labormethoden

3.1.1 Bodensättigungsextrakte (BSE) und Elutionsverfahren (BBodSchV)

Die Gewinnung der Bodensättigungsextrakte erfolgte in Anlehnung an die im Anhang 1, 3.1.2 der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung beschriebene Methode (BBodSchV 1999). Elutions- und Extraktionsverfahren können angewendet werden, um Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser von Bodensubstraten oder am Ort der Bodenprobennahme abzuschätzen. Entsprechend den Ausführungen des Anhang 1, Nr. 3.1.2 BBodSchV können die durch den Bodensättigungsextrakt ermittelten Stoffkonzentrationen mit den im Sickerwasser am Ort ermittelten Stoffkonzentrationen ansatzweise gleichgesetzt werden (BBodSchV 1999).

Zugabe einer definierten Wassermenge, Homogenisierung, Fließgrenze

Der lufttrockenen Bodenprobe wurde in einem PE-Gefäß langsam so viel Wasser zugegeben, bis sie vollständig durchfeuchtet war. In Anhang 1, 3.1.2 der BBodSchV heißt es dazu, dass die Vorbefeuchtung etwa der Feldkapazität des Bodens entsprechen sollte. Da sich die Feldkapazität schwer abschätzen lässt, wurde sie im Labor bestimmt. Nach der Zugabe der ermittelten Wassermenge wurde die gesamte Probemenge gemischt, homogenisiert und aufgeteilt. Nach der Aufteilung der Proben auf einzelne Gefäße erfolgte die zweite Wasserzugabe bis zum Erreichen der so genannten Fließgrenze. Auch dieser Schritt wurde vorher getestet, um eine genau definierte Wasserzugabe zu erhalten. Nach der Vermischung der Probe wurde diese unter Verdunstungsschutz 24 h und 21 Tage bei 5 °C zur Gleichgewichtseinstellung im Kühlschrank aufbewahrt.

Gewinnung der Bodenlösung

Zur Gewinnung der Gleichgewichtsbodenlösung und zur Abtrennung suspendierter Partikel erfolgte eine Membranfiltration mit Vakuum-Filtrations-Einheiten der Firma Sartorius über einen Cellulose-Nitrat-Filter mit der Porenweite 0,45 µm.

Die Bodenlösung wurde direkt in PE- Weithalsflaschen filtriert und danach mit 5 M HNO_3 angesäuert.

3.1.2 Elution mit Wasser – S4 Elution (DIN 38414 – 4)

Die Bestimmung der wasserlöslichen Fraktionen der Schwermetalle ausgewählter Zentimeterabschnitte der Säulenproben wurde nach DIN 38414-4 („Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser“) durchgeführt. Die angegebene Probenmenge wurde aufgrund der geringen Probenmengen der Zentimeterabschnitte auf 5 g Boden verringert. Das Boden-Wasser Verhältnis von 1:10 wurde nicht verändert. Die Proben wurden 24 h geschüttelt und über einen Membranfilter mit einer Porengröße von $0,45 \mu\text{m}$ gefiltert. Im Anschluss erfolgte die Messung des pH-Wertes. Die Proben wurden angesäuert und bis zur Analyse kühl gelagert.

3.1.3 Bestimmung des Kalkbedarfs

Die Bestimmung des Kalkbedarfs des Autobahnreferenzbodens (ARB) des Ahe Horizontes (0-10 cm) und A(h)e – Bv Horizontes (10-20 cm) wurde nach der Methode Schachtschabel (1951) in Anlehnung an DIN 19684 Teil 1 durchgeführt. Die ermittelten Kalkzugaben wurden an den Autobahnreferenzböden Ah (0-10 cm) von $5,5 \text{ t/ha}^{-1}$ und A(h)e– B(h)v von $2,9 \text{ t/ha}^{-1}$ CaO (10-20 cm) überprüft. Dabei wurde das pH-Wert-Ziel von pH 7.0 nahezu bei allen Testmessungen erreicht (siehe Tab. 2). Bei der äquivalenten Mengenzugabe von Ca(OH)_2 kam es zu einer Überschreitung des Ziel-pH- Wertes um etwa eine pH-Wert-Einheit.

Tab. 2: Ergebnisse der verschiedenen Kalkzugaben der Testmessungen an den Referenzböden

<i>Horizont</i>	<i>Kalkzugabe</i>	<i>pH CaCl_2 (n=6)</i>	<i>pH nach Zugabe 24 h (n=6)</i>
Ah	CaCO_3	5,0	6,8
A(h)e– Bhv	CaCO_3	4,9	7,1
Ah	70 % CaCO_3 und 30 % Ca(OH)_2	5,0	6,7
Ah	Ca(OH)_2	5,0	8,0

3.1.4 Bodensäulen

Für die Bodensäulenversuche wurden sechs frei drainende Plexiglassäulen mit einer Höhe von 30 cm und einem Durchmesser von 8 cm konstruiert (Abb.1).

Jede Säule wurde mit einem Beregnungskopf aus Injektionsnadeln ausgestattet, um eine gleichmäßige Beregnung zu gewährleisten. Nach Reinigung wurden die Säulen mit dem vorbefeuchteten und homogenisierten Referenzmaterial (0-10 cm Ah; Trockenrohdichte (TRD) = $1,1 \text{ g/cm}^3$; 10-20 cm Bhv; TRD= $1,4 \text{ g/cm}^3$) befüllt und die im Feld vorherrschende TRD für den jeweiligen Horizont durch eine gleichmäßige Verpressung eingestellt.

Beregnung der Säulen

Die Beregnung der Säulen erfolgte über eine Schlauchpumpe mit Hilfe einer digitalen Zeitschaltuhr. Über die Gesamtbewässerungszeit von 15 Stunden je Bewässerungsgabe wurde innerhalb einer Stunde alle sechs Minuten eine Menge von 0,133 mm beaufschlagt. Dies entspricht einer Flussrate von $1,33 \text{ mm/h}$, was der Mindestfördermenge der Schlauchpumpe entspricht. Eine erneute Bewässerung folgte frühestens 48 Stunden nach der vorherigen Bewässerung, um das Einstellen von Gleichgewichtsbedingungen zwischen Bodenmatrix und Bodenlösung zu gewährleisten. Über einen Gesamtzeitraum von 3 Monaten wurden alle Säulen mit einer Regenwassermenge von 230 mm ($\sim 5,7 \text{ PV}$) beregnet. Diese Menge wurde über die Berechnung Sickerwasserrate (siehe Kap. 3.5) des Standortes A115 (10 m) kalkuliert und sollte ungefähr die zu erwartenden Sickerwassermengen von drei Jahren widerspiegeln.



Abb. 1: Aufbau der Säulenversuche

Zusammensetzung des Beregnungswassers

Zur Nachbildung der Zusammensetzung des Niederschlagswassers wurden Niederschlagsanalysen verschiedener Standorte und Jahre im Land Brandenburg des LUA Brandenburg ausgewertet und in mittlere Konzentrationen umgerechnet. Weitere Informationen finden sich in der Diplomarbeit von Pagel (2006). Tab. 3 zeigt die Konzentrationen der Ionen im Beregnungswasser.

Tab. 3: Konzentrationen der Salze und der einzelnen Ionen des Beregnungswassers (Pagel 2006)

<i>Ion</i>	<i>Konzentration [$\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$]</i>
<i>Ammonium (NH_4^+)</i>	<i>69,4</i>
<i>Natrium (Na^+)</i>	<i>24,1</i>
<i>Calcium (Ca^{2+})</i>	<i>10,5</i>
<i>Magnesium (Mg^{2+})</i>	<i>3,99</i>
<i>Kalium (K^+)</i>	<i>3,01</i>
<i>Chlorid (Cl^-)</i>	<i>20,9</i>
<i>Sulfat (SO_4^{2-})</i>	<i>28,3</i>
<i>Nitrat (NO_3^-)</i>	<i>50,9</i>

Entnahme der Eluate

Eine erste Probennahme bei Säulenversuchen soll nach DIN V 19736 erst dann erfolgen, wenn sich die Trübung des Sickerwassers normalisiert hat, die auf eine Störung des Korngefüges bei der Probennahme bzw. beim Probeneinbau in gestörter Lagerung zurückzuführen ist. Da die Trübung innerhalb des Laufzeitraumes noch nicht auf das Maß der „natürlichen Trübung des Bodensickerwassers“ abgeklungen war, wurde mit der Entnahme der Eluate für die Schwermetallanalysen nach dem Austausch von 2 Porenvolumen begonnen (LUA NRW 2000).

Beprobung des Säulensubstrates

Nach Abschluss des Säulenversuchs erfolgte eine schichtweise Entnahme (Zentimeter-schritte) bei allen Säulen (Abb. 2). Danach wurden die Proben getrocknet und für die S4 Elution vorbereitet (siehe Kap.3.1.2).

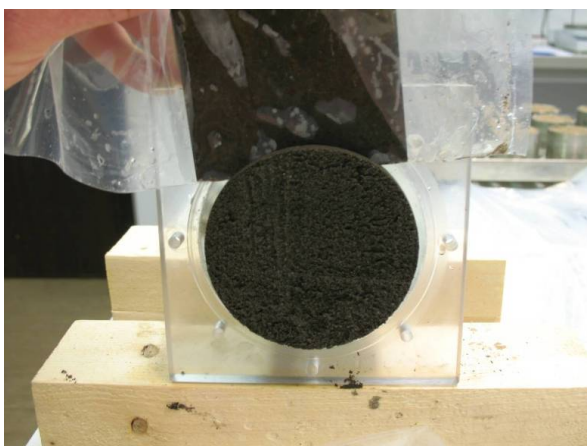


Abb. 2: Entnahme des Säulenmaterials in Zentimeterabschnitten

3.2 Geländemethoden

3.2.1 Auswahl des Messstandortes

Der Standort zur Errichtung der Messstelle für die Belastungskartierung und Sickerwassererfassung sowie die Kalkungsversuche sollte folgende Bedingungen erfüllen:

- niedrige pH-Werte
- sandiges Substrat
- hohe Verkehrsbelastung

Nach Recherche und eigenen Voruntersuchungen wurde ein Standort an der BAB A115 (AVUS) südwestlich von Berlin ausgewählt.

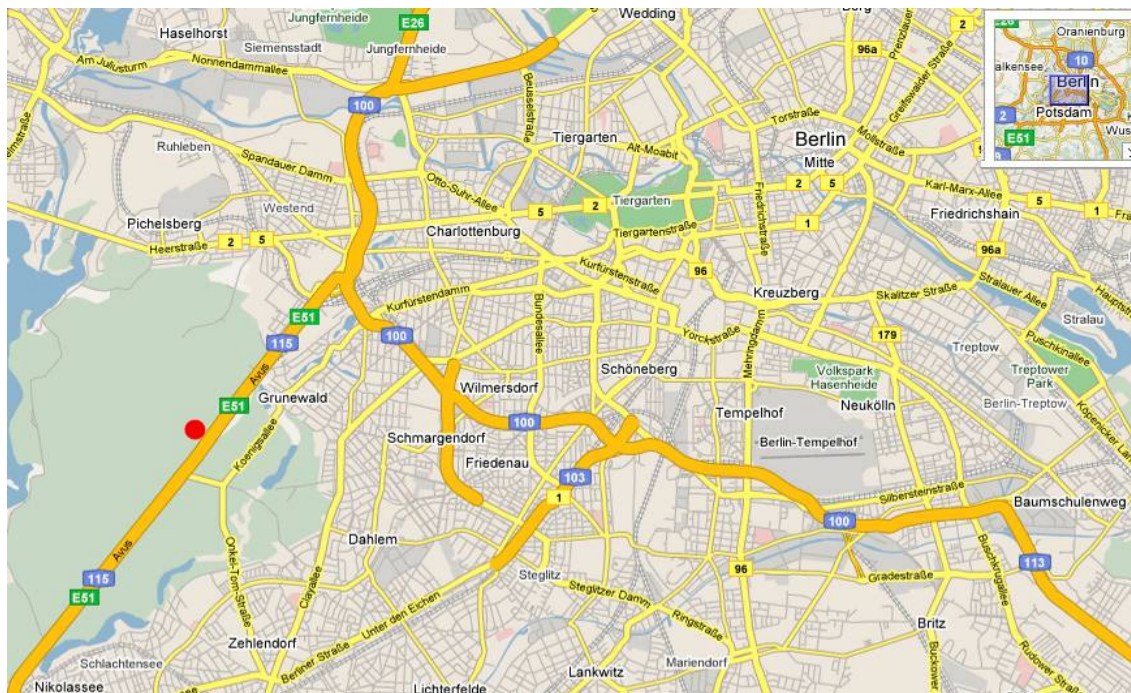


Abb. 3: Lage der Freilandmessstelle an der A115 (Kartengrundlage Google maps, verändert)

Die AVUS (Automobil- Verkehrs- und Übungsstraße) wurde bereits im Jahre 1921 fertig gestellt und ist damit der am längsten in Betrieb befindliche Autobahnabschnitt Europas und gilt als erste Autobahn der Welt. Aufgrund der langen Nutzungsgeschichte konnte von einer hohen und großflächig verteilten Schwermetallbelastung der Böden aus Abgasen, Motorenbetrieb, Straßen- und Bremsenabrieb ausgegangen werden.

Der Standort eignete sich auch deshalb besonders gut, da es in etwa 800 m Entfernung einen Referenzstandort gibt, der innerhalb des EU Level II „Men and Biosphäre Programms“, Dauerbeobachtungsmessstandort der Waldschadensforschung ist. Auf diesem Standort führt die TU-Berlin seit 1986 umfangreiche Untersuchungen zur Wasserbilanz, zum Nährstoffhaushalt sowie zu Staub-, Säure- und Schwermetalleinträgen durch (vgl. Schlenther et al. 1995).

Der Untersuchungsstandort liegt auf der westlichen Seite der Autobahn BAB A115. Die Autobahn ist vierstreifig ausgebaut, im Bereich der Messstelle beginnt ein zweistreifiger Abfahrtstreifen der Ausfahrt Hüttenweg (Ausfahrt Nr.2). Die Autobahn besitzt an dieser Stelle keinen Standstreifen, in 1 m Entfernung vom Fahrbahnrand trennt eine Leitplanke das relativ ebene Bankett vom Böschungsrand (Abb.4). Die Böschung besitzt in etwa eine Neigung von 20° und ist ca. 1 m hoch (vgl. Kocher & Wessolek 2003).



Abb. 4: Blick auf den Standort an der A115 (Avus) nahe Ausfahrt Hüttenweg in südliche Richtung (linkes Bild) und in nördliche Richtung (rechtes Bild)

3.2.2 Vorkartierung am Autobahnstandort Avus BAB A 115

Im Rahmen der Arbeit wurde eine Transektkartierung am Straßenrand der A115 durchgeführt. Diese Kartierung sollte Aufschluss über das Ausmaß der anthropogenen Bodenveränderungen, die Heterogenität von Bodeneigenschaften und über die großflächige Schwermetallbelastung eines langjährig betriebenen Autobahnstandortes geben. Dabei wurde ein 100 m x 25 m großes Teilstück kartiert (Abb.5).

In vier verschiedenen Entfernungen (5, 15, 20 und 25 m) erfolgte eine Transektkartierung mit einem Pürckhauer Bohrstock bis in 1 m Bodentiefe. Zusätzlich wurden Mischproben aus den obersten Horizonten (0-10 cm und 10-25 cm) entnommen. An diesen Mischproben wurden die Parameter Humusgehalt, pH-Wert, an ausgewählten Proben zusätzlich die Gesamtgehalte der Schwermetalle Zink, Kupfer, Cadmium und Blei mit dem Königswasseraufschluss nach DIN ISO 11466 (1995) bestimmt.

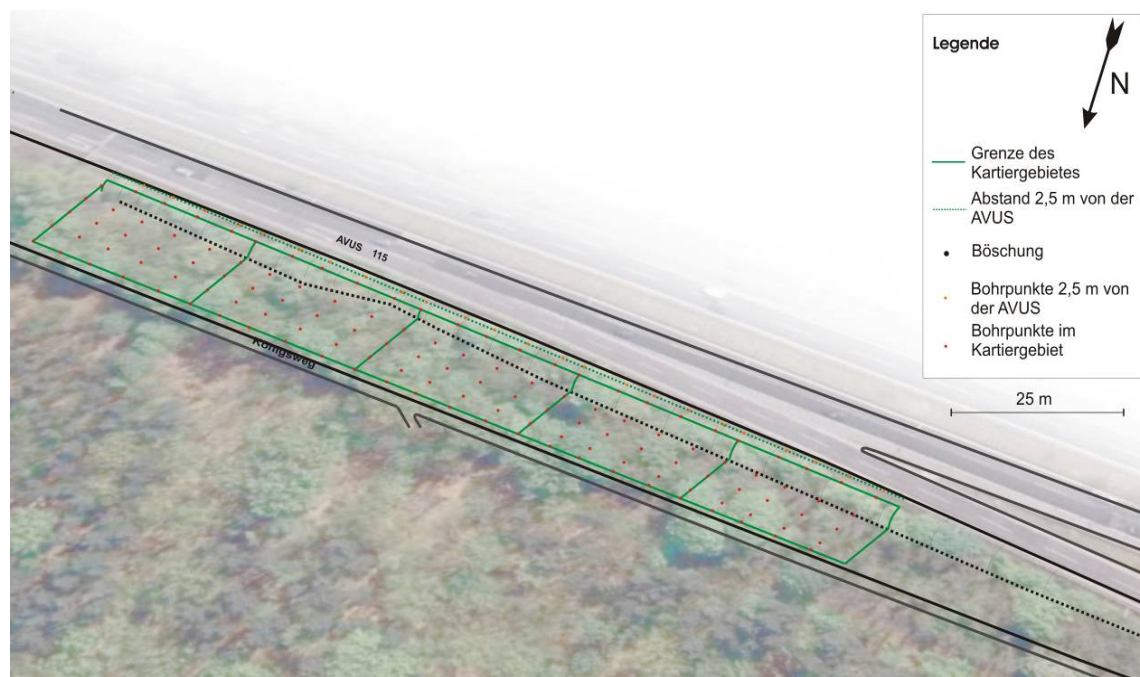


Abb. 5: Karte des Kartiergebietes (Grundlage: googleeearth; Quelle: Al-ameri & Kim 2007)

3.2.3 Auswahl des Autobahnreferenzbodens (ARB)

Für die Durchführung der Batch-, Säulen- und Sorptionsversuche war es notwendig, große Mengen Bodenmaterials eines Autobahnstandortes zu entnehmen. Im Folgenden wird dieses Bodenmaterial immer als Autobahnreferenzboden (ARB) bezeichnet.

Anforderungen an den ARB:

- hohe Schwermetallbelastung
- niedrige pH-Werte
- Möglichkeit der Entnahme großer Mengen

Für die Auswahl wurde eine zweite Kartierung an einem Abschnitt der BAB A115, nahe Ausfahrt Hüttenweg, durchgeführt.

Dabei wurden Bodenproben in den Abständen 2,5 m, 5 m und 7,5 m zur Fahrbahn entnommen und alle Entnahmestellen markiert. Im Labor wurden die Königswasserextrahierbaren Gehalte der Schwermetalle Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr bestimmt. Nach der Auswertung der Untersuchungsergebnisse erfolgte die Auswahl der Entnahmestelle für den ARB anhand der Parameter niedriger pH-Wert sowie gleichmäßig hohe Konzentrationen der oben genannten Schwermetalle.

3.2.4 Aufbau der Freilandmessstelle und Sickerwasserbeprobung

Im Anschluss an die Belastungskartierung wurde an der BAB A115 (Koordinaten: 52°28'18.44" N; 13°14'22.27" E) ein Saugsondenfeld mit insgesamt 90 Saugsonden installiert.

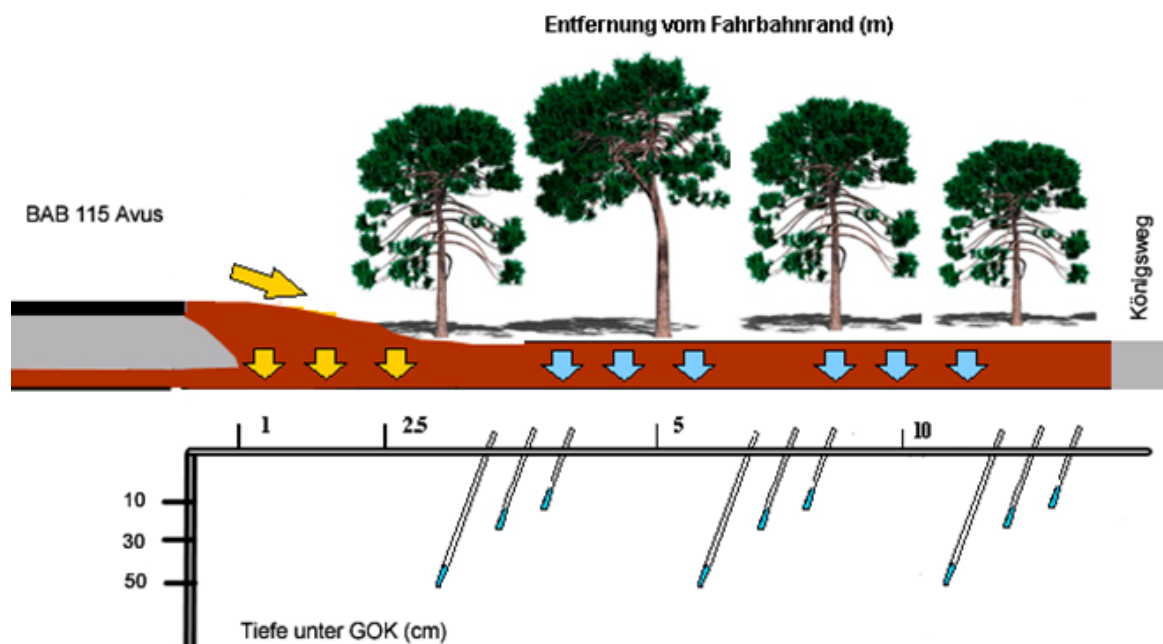


Abb. 6: Schematischer Aufbau der Messstelle an der BAB A115 (nach Kocher 2002, verändert)

Insgesamt wurden drei Entfernungen vom Straßenrand (2,5 m, 7,5 m, 10 m) ausgewählt und Saugsonden in den Tiefen 10 cm, 30 cm und 50 cm eingebaut (Abb.6). Die Wahl der Entfernungen und Tiefen erfolgte über eine Vorbeprobung (siehe Kap. 3.2.2). Die Tiefenstufen der Saugsonden wurden so gewählt, dass die Kalkapplikation möglichst innerhalb des Beprobungszeitraumes von einem Jahr messbar war. Um eine bessere Vorstellung über mittlere und extreme Sickerwasserkonzentrationen und die am Standort vorliegenden, relativ heterogenen Bodenverhältnisse zu bekommen, wurden innerhalb jedes Tiefenbereiches 5 Saugsondenparallelen eingesetzt.

Funktionsweise und Beschreibung der Saugsonden

Die Funktionsweise von Saugsonden beruht auf der Kapillarität von porösen Feststoffen. Die Poren des Saugsondenkopfes können Wasser aufnehmen und sind bei ausreichender Bodenfeuchte normalerweise stetig mit Wasser gefüllt (DVWK 1990). Legt man an der sich im Boden befindlichen Saugsonde einen Unterdruck an, werden Sicker- und Haftwasser durch die Poren ins Innere der Sonde gezogen (Abb.7).

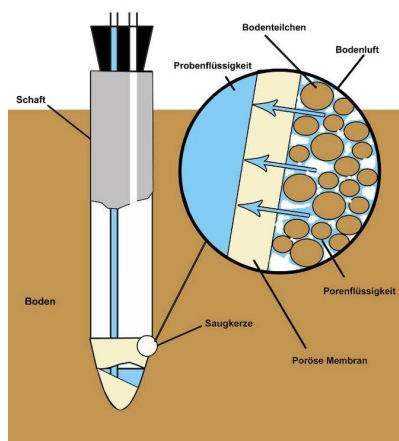


Abb. 7: Funktionsweise einer Saugkerze im Boden

Die verwendeten Saugsonden bestehen aus Keramiksaugköpfen aus Al_2O_3 (Aluminiumoxid-Sinter, Typ SKA 100 FF, Firma Haldenwanger) mit den Außenmaßen von 60 mm x 24 mm. Der Innerdurchmesser beträgt 19 mm. Die Saugsonden haben einen mittleren Porendurchmesser von 0,45 μm und eine offene Porosität von 40 bis 45 %.

Reinigung und Konditionierung der Saugsonden

Der Reinigung mit 0.1 M HNO_3 und Nachspülung mit bidestilliertem Wasser schloss sich eine Vorkonditionierung im Labor an, um starken Sorptionserscheinungen an und in den Keramikköpfen vorzubeugen (LUA Brandenburg 2004). Dabei soll eine Lösung verwendet werden, die den Stoffkonzentrationen am späteren Standort entspricht (vgl. DVWK 1990). Hierzu wurden alle Saugsondenköpfe im Labor aufgesättigten Autobahnreferenzboden (ARB) gestellt. Die Vorkonditionierung der Sondenkeramiken wurde der Tiefe angepasst. So wurden die Saugsonden mit der späteren Einbautiefe von 10 cm in dem höher belasteten Referenzmaterial, die Saugsonden mit der späteren Einbautiefe von 30 – 50 cm in dem weniger belasteten Referenzmaterial vorkonditioniert.

Einbau

Um das Eindringen von Oberflächenwasser entlang des Saugsondenschaftes zu verhindern, wurden die Saugsonden schräg eingebaut (Abb.8).

Dazu wurde ein Loch mit einem Pürckhauer Bohrer in einem Winkel von 30° zur Vertikalen bis in die geplante Tiefe vorgebohrt.

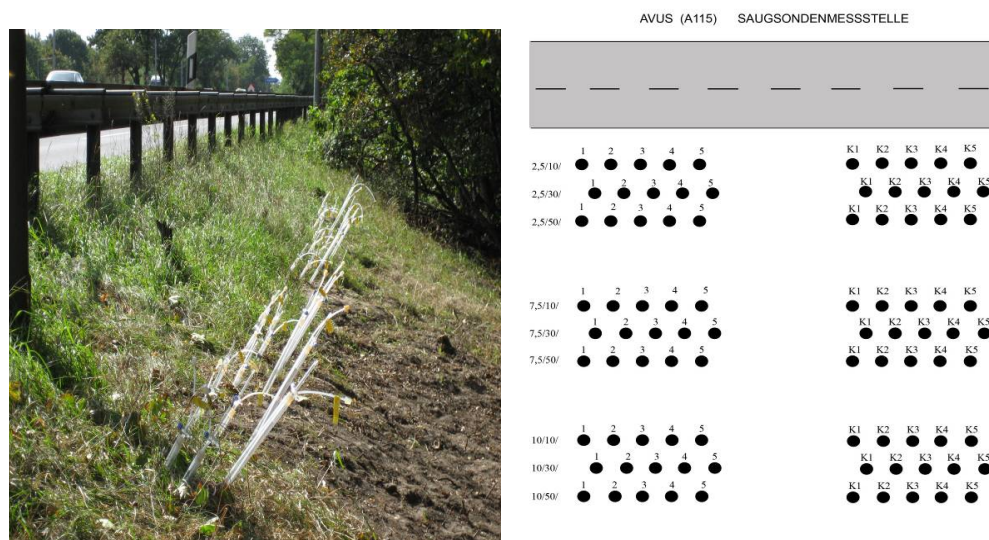


Abb. 8: Blick auf die eingebaute Saugsondenreihe in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand (Linke Seite) und vereinfachte Draufsicht auf die Messstelle. Linker Block = Referenzfläche/Ca(OH)₂; Rechter Block = CaCO₃ mit den jeweiligen Sondenbezeichnungen (Rechte Seite)

Danach wurde die Saugsonde in das Bohrloch eingeschoben, wobei darauf geachtet wurde, dass es zu keiner Verschleppung des Bodenmaterials von oben nach unten kam. Zusätzlich wurden die Schäfte oberhalb des Bohrloches mit einer Dichtungsmanschette aus Gummi versehen, welche die Aufgabe hat, einen Wasserfluss entlang des Kerzenschaftes zu verhindern (DIN V 19715 2005).

Vergleich mit Polyamid-Membranfilter-Sonden

Im Februar 2007 erfolgte eine zusätzliche Kalkaufbringung von Ca(OH)₂ auf einem Teil der ursprünglichen Referenzfläche, da angenommen wurde, dass die Wirkungen des ausgebrachten CaCO₃ innerhalb der Projektlaufzeit nicht messbar sein würden. Dadurch fielen insgesamt jeweils drei Saugkerzenparallelen in drei Abständen und drei Tiefen weg. Deshalb wurden zusätzlich zu den bereits vorhandenen Saugkerzen neue Saugkerzen eingebaut. Bei diesen Saugkerzen handelte es sich um Kunststoff- Saugkerzen der Firma EcoTech aus Nylon mit Polyamid-Membranfilter mit einem Durchmesser von 20 mm. Da diese Saugsonden erst im Frühjahr 2007 eingebaut werden konnten und die Konditionierung am Standort zusätzliche Zeit erforderte (4 Beprobungstermine), war ein Vergleich mit den Keramiksaugsonden nur bedingt möglich.

Beprobungsintervalle am Standort

Die Gewinnung von Bodenlösung erfolgte innerhalb der ersten Wochen nach Einbau in einem Abstand von etwa 7 Tagen, um eine weitere Konditionierung vor Ort zu gewährleisten. Dabei wurden die ersten 7 Beprobungstermine komplett verworfen. Alle anschließenden Beprobungsintervalle richteten sich vor allem nach den letzten Niederschlagsereignissen, die Größe des Unterdrucks nach der Höhe der letzten Bodenlösungsmengen. Nach den Wintermonaten 2006/2007 fielen einige Saugsonden aus, manche Saugsonden lieferten nur sehr wenig oder gar keine Bodenlösung. Dadurch kam es zu weniger Wiederholungen in einigen Abständen und Tiefen. Im September und im November 2007 wurde auf der Messfläche ein Schaden durch Wildschweine verursacht. Dabei wurden einige Saugsonden unter- oder ausgegraben bzw. Teile der Fläche aufgewühlt. Bei den Beprobungsterminen ab September konnten dadurch ebenfalls weniger Sickerwasserparallelen gewonnen werden.

3.2.5 Dochtlysimeter

Zusätzlich zu den Saugsondenmessfeldern wurden in den Abständen 1m und 2,5m zum Fahrbahnrand Dochtlysimeter zur Erfassung des Bodensickerwassers in einer Tiefe von 50 cm eingebaut. Dazu wurden 1,5m*1,5m große Profilgruben angelegt und durch Spundwände gesichert. In die parallel zur Straße liegende Profilwand wurde in einer Tiefe von 50 cm ein Loch der Größe der Lysimeterbox ausgehoben, die Lysimeterbox mit dem ausgehobenen Bodenmaterial verfüllt und in die Profilwand eingelassen. Die zusätzliche Wahl des Einsatzes von Dochtlysimetern erfolgte zur Erfassung des gelösten und partikulären Transports von Schwermetallen innerhalb des Straßenrandbereiches. Auf diesen Flächen fand keine Applikation von CaCO_3 bzw. Ca(OH)_2 statt.

Aufbau und Funktionsweise der Dochtlysimeter

Die Lysimeter bestehen aus einer quadratischen Box aus PE (Größe 25 cm x 25 cm). In der Box liegt ein fingerförmig aufgedröselter Docht (Firma Pepperell, USA) auf einem Kiesbett (Fraktion: 2-6.3 mm). Über eine runde Öffnung wird der Docht aus der Box geführt. Außerhalb der Box ist der Docht durch eine PVC Einfassung gegenüber Schadstoffeinträgen geschützt. Über eine hängende Wassersäule von 63 cm (= Feldkapazität) wird das Bodenwasser über den Docht in eine tiefer stehende Probenahmeflasche befördert (siehe Abb.9).



Abb. 9: Aufsicht Dochtlysimeter(links); eingebautes Dochtlysimeter; Profilgruben mit Dochtlysimtern in 1m Entfernung vom Straßenrand

Abflusssammler

Für die Messung der Schwermetalle im Straßenabflusswasser wurden 2 Abflusssammler an der Fahrbahnkante der BAB A110 installiert. Die Abflusssammler bestehen aus PE und haben jeweils drei Sammelkammern, die das Abflusswasser über einen Schlauch in eine tiefer gelegene Sammeltonne abführen (Abb.10).



Abb. 10: Eingebauter Abflusssammler und Sammlergefäße an der A115

3.2.6 Kalkausbringung auf der Messfläche

Calciumcarbonat

Auf der Messfläche erfolgte am 13.12.2006 die Ausbringung von CaCO_3 (Kalksteingrieß der Mahlfeinheit 0,1 - 0,3 mm). Vor der Ausbringung wurden die aufliegenden Blätter auf beiden Messfeldern entfernt, um bestmögliche Bedingungen für die Verteilung des Kalkes zu schaffen.

Um eine gleichmäßige Ausbringung zu gewährleisten, wurde die Messstelle vorher in Quadratmeterblöcke eingeteilt und mit Schnur abgespannt. Danach erfolgte die Ausbringung quadratmeterweise per Hand (Abb. 11).

Die Menge des ausgebrachten Calciumcarbonates (CaCO_3) richtete sich dabei nach der Bestimmung des Kalkbedarfes nach Schachtschabel (1951) für einen Ziel pH-Wert um pH 7,0 für die jeweiligen Abstände zum Fahrbahnrand. Die Werte der Kalkbedarfsermittlung wurden um 30 Prozent erhöht. Diese Empfehlung sprechen Vetter und Fruchtenicht (1972) nach einer Überprüfung der Kalkbedarfsermittlung nach Schachtschabel (1951) anhand von Feldversuchsergebnissen zur Erreichung der angestrebten pH-Werte aus.

Ausgebrachte Kalkmengen nach Kalkbedarfsermittlung nach Schachtschabel (1951)

Abstand vom Fahrbahnrand: 1,5 – 3,5 m = 5,5 t/ha⁻¹
 3,5 – 6,5 m = 2 t/ha⁻¹
 6,5 – 8,5 m = 6,5 t/ha⁻¹
 8,5 – 11 m = 13 t/ha⁻¹



Abb. 11: Ausbringung von CaCO_3 auf der Freilandmessstelle in Form von Kalksteingriß

Kalkhydrat

Im Februar 2007 wurde auf einem Teil der Referenzmessfläche eine zweite Kalkung mit Ca(OH)_2 durchgeführt. Auf einem Teil der Referenzfläche wurden 10 l/m² einer 10%-tigen Kalkmilch aufgebracht. Die Menge der aufgetragenen Kalkmilch entsprach etwa einer Menge von 13,5 t CaCO_3 pro m². Die Ausbringung erfolgte mit Gieskannen auf vorher abgesteckte Quadratmeterflächen (Abb. 12).



Abb. 12: Ausbringung der Kalkmilch auf der Freilandmessstelle

Vorbehandlung der Probengefäße, Transport und Lagerung

Die Probengefäße wurden vor ihrer Benutzung mit 0,01 M HNO_3 Lösung vorgespült und dreifach mit bidestiliertem Wasser nachgespült. Nach der Entnahme der Sickerwasserproben erfolgte direkt die Bestimmung des pH-Wertes, danach wurden die Proben mit 5 M HNO_3 Lösung auf einen pH-Wert unter 2 eingestellt. Bis zur Untersuchung wurden die Proben bei 4°C im Kühlschrank aufbewahrt.

3.3 Laboranalysen

Bestimmung der Schwermetallgehalte der Bodenproben

Nach der Entnahme des Autobahnreferenzbodens und der Transektproben im Gelände erfolgte die Vorbehandlung für eine weitere chemische Analyse (DIN ISO 11464, 1994). Zur Vermeidung erhöhter Variabilität wurden die Proben homogenisiert. Für die Königswasserextraktion wurden die Proben nach Trocknung auf 2 mm gesiebt und gemahlen ($< 150 \mu\text{m}$). An den Proben erfolgte die Extraktion der Schwermetalle (DIN ISO 11466). Die Analyse der anorganischen Schadstoffgehalte erfolgte in Anlehnung an die BBodSchV, 1999 (Anhang 1, Messungen der Untersuchungsparameter mit dem Verfahren AAS nach E DIN ISO 11047 06.95).

Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser

Die Sickerwasserkonzentrationen der Elemente Pb, Cd, Ni, Cu, Cr wurden mit einem Graphitrohr AAS, die Konzentrationen von Zink mit einem ICP-OES/MS (Inductively Coupled Plasma) bestimmt. Die Analyse wurde an den unfiltrierten, angesäuerten Sickerwasserproben durchgeführt.

pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Die Bestimmung des pH-Wertes der Bodenproben erfolgte nach DIN 19684. Die Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit der Sickerwasserproben der Freilandmessstelle und der Proben der Säulenversuche erfolgte direkt nach der Probennahme.

Trockenrohddichte (TRD)

Die Bestimmung der Trockenrohddichte wurde nach DIN 19683 durchgeführt. Dabei wurde an sechs ungestörten Proben je Horizont die Trockenrohddichte in g/cm^3 durch Trocknung der Proben bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz ermittelt.

Kf - Wert (Durchlässigkeitsbeiwert)

Der Kf-Wert Bestimmung erfolgte nach DIN 19683-9. Dazu wurden Stechzylinderproben im Gelände entnommen. Es erfolgte eine sechsfache Probenwiederholung.

pF- Charakteristik (Wasserspannung- Wassergehaltskurven)

Die Bestimmung der pF-Charakteristik wurde an ungestörten, kapillar aufgesättigten Bodenproben durch eine stufenweise Entwässerung bei pF 1, 1.5, 1.8, 2.0 mit hängender Wassersäule, bei pF 2.5, 3.0 und 4.2 im Drucktopf durchgeführt (DIN 19683-5).

Glühverlust

Zur Bestimmung des Glühverlustes wurden die Proben bei 105°C getrocknet und über sechs Stunden bei 550°C verascht (DIN 19684-3).

3.4 Adsorptionisothermen

3.4.1 Allgemeine Grundlagen

Adsorptionisothermen beschreiben das sich einstellende Gleichgewicht zwischen der Konzentration eines Stoffes in einer Lösung, die in Kontakt mit einem Feststoff steht und der am Feststoff sorbierten Konzentration dieses Stoffes.

Adsorptionsisothermen werden oft für empirische Modelle genutzt, um Prognosen für eine Verlagerung von Stoffen zu erstellen. Sie werden aus Messdaten über Regressionsanalysen gewonnen.

Lineare Sorption

Bei der Isothermengleichung nach Henry wird ein linearer Zusammenhang zwischen Beladung des Sorbents und Gleichgewichtskonzentration der Lösung angenommen. Die sorbierte Menge eines Stoffes pro Einheit verhält sich direkt proportional zur Gleichgewichtskonzentration der Lösung (C) und ist vom linearen Koeffizienten (k_H) abhängig. Der Koeffizient wird auch Henry-Koeffizient genannt (Sposito 1998).

Es gilt:

$$C_s = k_H * C_l \quad (3.1)$$

mit

C_s Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)

k_H linearer Koeffizient

C_l Konzentration des Sorbats in Lösung

Um eine quantitative Beziehung zwischen Sorbent und Sorbat zu beschreiben, werden häufig die Gleichungen nach Freundlich und Langmuir verwendet. Im Gegensatz zu der Isothermengleichung nach Henry tragen diese der Tatsache Rechnung, dass die sorbierte Menge mit steigender Konzentration des Sorbats in der Gleichgewichtslösung nur unterproportional zunimmt. Dieses lässt sich durch die Absättigung der Oberfläche erklären, welche eine weitere Sorption verringert (Sposito 1998, Scheffer/ Schachtschabel 2002).

Freundlich Isotherme

Die Freundlich Isotherme basiert auf einem empirischen Zusammenhang, der eine exponentielle Abhängigkeit der Oberflächenbeladung von der Gleichgewichtskonzentration der Lösung beschreibt.

Es gilt:

$$C_s = k_F * C_l^n \quad (3.2)$$

mit

C_s Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)

k_F Freundlich-Verteilungskoeffizient (l/g)

C_l Konzentration des Sorbats in Lösung

n Konstante

Durch lineare Regression können die beiden Parameter k und n bestimmt werden. Um unterschiedliche Adsorptionscharakteristiken mit verschiedenen Linearitätsgraden zu vergleichen, eignet sich die Methode der Berechnung des Retardationsfaktors R , welcher sich aus der Konvektions-Dispersion Gleichung (Gl. 3.10) ableitet und die sich daraus ergebende Mobilität von Substanzen in fest-flüssig Phasen beschreibt:

$$R = 1 + \frac{\rho_B}{\theta} \frac{\partial C_s}{\partial C_l} \quad (3.3)$$

Für die nicht-lineare Adsorption nach Freundlich (3.2) von Lösungen lässt sich die Formel wie folgt beschreiben:

$$R = 1 + \frac{\rho_B}{\theta} n * K_f * C_l^{n-1} \quad (3.4)$$

Der Retardationsfaktor beschreibt die Verzögerung der Schadstoffverlagerung gegenüber der Sickerwassergeschwindigkeit durch Sorptionsprozesse an der Bodenmatrix.

Erstellung von Adsorptionsisothermen

Für den Autobahnreferenzboden wurden neben den Bodensättigungsextrakten (BSE) und den Säulenversuchen Adsorptionsisothermen erstellt. Um eine Vergleichbarkeit mit den durchgeführten BSE zu gewährleisten, wurde der Autobahnreferenzboden (ARB) verwendet. Für die Erstellung der Adsorptionsisothermen wurden BSE nach BBodSchV (siehe Kap. 3.1.1) hergestellt, denen verschiedene Mengen an Schwermetallen der Elemente Cd, Cu, Zn, Pb zugegeben wurden. Die Kalkzugabe erfolgte entsprechend der Kalkbedarfsermittlung bei den durchgeführten BSE-Versuchen, nur dass anstatt von pulverförmigem Ca(OH)_2 die entsprechende Menge flüssiger Kalkmilch (10%) zugegeben wurde. Die Zusammensetzung der einzelnen Schwermetalle innerhalb der Konzentrationsstufen wurde über das Verhältnis der Desorption der BSE ungekalkt/gekalkt bestimmt.

Danach wurden alle Zugabestufen relativ zur Bleizugabe berechnet. In 0,01 molarer Calciumchloridlösung wurden die Nitrate der Schwermetalle Cd, Zn, Cu, Pb den Bodenproben in den jeweilig berechneten Konzentrationsstufen als gelöstes Gemisch zugegeben (Tab.4).

Tab. 4 a, b, c: Konzentrationsstufen zur Bestimmung der Adsorptionsisothermen in mg/l

Avus Ah CaCO₃ / Avus Ah Ca(OH)₂

<i>Element</i>	<i>Stufe 1</i>	<i>Stufe 2</i>	<i>Stufe 3</i>	<i>Stufe 4</i>	<i>Stufe 5</i>	<i>Stufe 6</i>
<i>Pb</i>	0	5.0	25	125	250	400
<i>Cu</i>	0	0.4	15	150	300	600
<i>Zn</i>	0	4.0	30	200	400	800
<i>Cd</i>	0	0.3	1	3	6	60

Avus Ah ungekalkt

<i>Element</i>	<i>Stufe 1</i>	<i>Stufe 2</i>	<i>Stufe 3</i>	<i>Stufe 4</i>
<i>Pb</i>	0	25.0	125.0	250
<i>Cu</i>	0	15	150	300
<i>Zn</i>	0	30	200	400
<i>Cd</i>	0	0.3	3	6

Referenz Grunewald ungekalkt

<i>Element</i>	<i>Stufe 1</i>	<i>Stufe 2</i>	<i>Stufe 3</i>	<i>Stufe 4</i>
<i>Pb</i>	0	50	200	400
<i>Cu</i>	0	30	300	600
<i>Zn</i>	0	70	350	700
<i>Cd</i>	0	1	7	14

3.4.2 Berücksichtigung der Hintergrundbelastung

Bei den Sorptionsversuchen wurde nur die Konzentration in der Bodenlösung gemessen. Unter Berücksichtigung der zu Versuchsbeginn zugegebenen Menge an Schwermetallen und der sich im Gleichgewicht in der Lösung befindlichen Menge, wurde der von dem Boden sorbierte Anteil abgeleitet.

Bei der Anwendung dieser Methode sollte die Schwermetall-Hintergrundkonzentration der Probe einberechnet werden, da sonst die Sorptionsfähigkeit des Bodens unterschätzt werden würde. Die Korrektur erfolgte durch die Addition der königswasserextrahierbaren Schwermetallgehalte nach Springob & Böttcher (1998):

$$Cs_{(korrr)} = (C_0 - C_l) * f(0.4 * KW_{SM}) \quad (3.5)$$

mit:

$Cs_{(korrr)}$ Festphasengehalt in mg/kg

C_0 zugegebene Schwermetallmenge ($\mu\text{g/l}$)

C_l Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung ($\mu\text{g/l}$)

f Umrechnungsfaktor Boden - Lösungsverhältnis

KW_{SM} Königswasserextrahierbarer Schwermetallgehalt (mg/kg)

Nach der Korrektur wurden die Labordaten über die Funktion von Freundlich angepasst. Bei der Modellierung und beim Vergleich der Isothermen mit Pedotransferfunktionen wurden die ursprünglichen, unkorrigierten Daten verwendet, da diese der vorliegenden Sorptionsfähigkeit der Böden des Standortes entsprechen.

3.4.3 Berechnete Adsorptionsisothermen mit Pedotransferfunktionen (PTF's)

Die Ableitung von substratübergreifenden Isotherme beruht auf Annahme, dass die Sorption aus den Bodenkenngrößen pH-Wert (H^+ -Konzentration), Tongehalt und C_{org} abgeschätzt werden kann und mit der erweiterten Freundlichgleichung berechnet werden kann:

$$S = Kd \cdot c^n = K * [H^+]^b * [C_{org}]^d * [Ton]^f \cdot c^n \quad (3.6)$$

Tab. 5: Pedotransferfunktionen für Schwermetalle für Oberböden nach Gäth & Schug (2000)

Element	Pedotransferfunktionen
<i>Cd</i>	$SCd = 4,47 * 10^{-5} * CCd^{0,869} * c(H^+)^{-0,486} * Corg^{0,718} * Ton^{0,280}$
<i>Pb</i>	$SPb = 1,2 * CPb^{0,368} * c(H^+)^{-0,245} * Corg^{0,334} * Ton^{0,137}$
<i>Zn</i>	$SZn = 3,54 * 10^{-4} * CZn^{0,627} * c(H^+)^{-0,579} * Corg^{0,472}$

Tab. 6: Pedotransferfunktionen für Schwermetalle für Oberböden nach Utermann et al. (2005)

<i>Element</i>	<i>Pedotransferfunktionen</i>
<i>Cd</i>	$SCd = 4,85 \cdot 10^{-1} \cdot [H+]^{-0,505} \cdot [Corg]^{0,667} \cdot c^{0,807}$
<i>Pb</i>	$SPb = 5,99 \cdot 10^{-1} \cdot [H+]^{-0,372} \cdot [Ton]^{0,337} \cdot c^{0,715}$
<i>Zn</i>	$SZn = 1,51 \cdot [H+]^{-0,531} \cdot [Corg]^{0,651} \cdot c^{0,566}$

Bei der Erstellung wurden die in der Tab.7 aufgeführten Bodenkenngrößen der A115 in die erweiterten Freundlichgleichungen der Tab.5 und Tab.6 eingesetzt.

Tab. 7: Verwendete Bodenkenngrößen für die erstellten Sorptionsisothermen

<i>pH-Wert</i>	<i>Corg [%]</i>	<i>Ton [%]</i>
5	4.5	4

Für die Sorptionsisotherme nach Springob & Böttcher (1998) wurde der *kF*-Wert und *n* des Bodens Nr. 12 verwendet (Sandfraktion 93,5 %; pH = 4,96; Corg= 2,45 %). Diese Bodenkenngrößen sind vergleichbar mit denen des ARB.

3.5 Bestimmung der Sickerwasserrate am Standort

Zur Bestimmung der Sickerwasserrate auf der Untersuchungsfläche (1996-2006) wurde das TUB-BGR Verfahren nach Wessolek et al., 2008 genutzt. Für die Berechnungen an diesem Standort (10 m Entfernung vom Fahrbahnrand) wurde die Berechnungsvorschrift auf die wesentlichen Parameter und die Standortbedingungen reduziert:

- Vegetation: Laubwald
- Grundwasserfern
- Kein Oberflächenabfluss

Damit vereinfacht sich die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung (3.7) und nur die reale Verdunstung muss berechnet werden.

$$SWR = Nd - E_{real} \quad (3.7)$$

<i>SWR</i>	- bodenbürtige Sickerwasserrate	[mm/a]
<i>Nd</i>	- Niederschlag	[mm/a]
<i>E_{real}</i>	- reale Verdunstung	[mm/a]

Die Berechnung der realen Verdunstung erfolgt anhand der potenziellen Grasreferenzverdunstung (ET_0), der Vegetation und der Wasserverfügbarkeit im Sommerhalbjahr (WV). Die Wasserverfügbarkeit steuert die reale Verdunstung, wenn ausreichend Wasser im Sommer vorhanden ($WV > P_{krit}$), realisiert die Vegetation eine maximale Verdunstung. Bei schlechter Wasserversorgung während des Sommers reduziert, unterhalb eines kritischen Punktes (P_{krit}), reduziert sich die Verdunstung exponentiell. Um dieses Verhalten abzubilden besteht die Berechnungsformel aus zwei Funktionen, eine für ausreichende und eine für geringe Wasserversorgung ($WV < P_{krit}$). Die nutzbare FK im Wurzelraum (nFK_{we}) beträgt am Standort ~ 79 mm, bei einem durchschnittlichen Sommerniederschlag von ~ 300 mm, erreicht die Vegetation die potenzielle Verdunstungsleistung nicht. Einzeljahre können aber stark abweichen.

Berechnungsregeln des TUB-BGR Verfahrens

Zur Bestimmung der Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR) ist die pflanzenverfügbare Wassermenge (WV) im Sommerhalbjahr zu berechnen:

$$WV = nFK_{we} + Nd_{som}$$

mit

WV pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.) [mm]

nFK_{we} Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes [mm]

Nd_{som} nach Richter (1995) mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.) [mm]

Für Laubwald gilt folgende Berechnungsformel:

wenn $WV > 750$ mm

$$SWR = Nd_{Jahr} * 1.3 ET_0 [0.865 * \log(1 / ET_0) + 3.36] \quad (3.8)$$

wenn $WV < 750$ mm

$$SWR = Nd_{Jahr} ET_0 [1.61 * \log(WV) - 3.53] * [0.865 * \log(1 / ET_0) + 3.36] \quad (3.9)$$

mit

<i>SWR</i>	Sickerwasserrate aus dem Boden [mm/a]
<i>Nd_{Jahr}</i>	nach Richter (1995) korrigierte mittlere jährliche Niederschlagshöhe [mm/a]
<i>ET0</i>	mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe als FAO-Grasreferenzverdunstung [mm/a]

3.6 Modellierung mit HYDRUS 1D

3.6.1 Allgemeine Beschreibung des Modells

Um Prognosen über die Verlagerung von Schwermetallen im Straßenrandbereich ohne und mit dem Einfluss einer Kalkung zu erstellen, wurde eine numerische Modellierung mit dem Programm HYDRUS 1D durchgeführt. HYDRUS 1D ist ein Programm zur Simulation des Wasser- und Stofftransportes in ungesättigten und gesättigten porösen Medien. Es löst numerisch die Richards Gleichung für den gesättigten und ungesättigten Wasserfluss nach der Formel:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial Z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial Z} \right] + \frac{\partial K(h)}{\partial z} \quad (3.10)$$

dabei beschreibt θ den volumetrischen Wassergehalt [cm/cm], t die Zeit [d], z die vertikale Koordinate [cm], h das Matrixpotential [cm] und K die hydraulische Wasserleitfähigkeit [cm/d]. Zur Lösung dieser Gleichung benötigt man Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen dem volumetrischen Wassergehalt θ , der Wasserspannung h und der hydraulischen Wasserleitfähigkeit. Weiterhin müssen Eingangs- und Randbedingungen bekannt sein. Das Programm HYDRUS 1D generiert ein eindimensionales Netz mit Knotenpunkten; die Lösungen der Knotenpunkte werden an alle Nachbarpunkte weitergegeben.

Für die Berechnung des Transportes gelöster Stoffe verwendet das Programm die Konvektions-Dispersions Gleichung:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_B}{\theta} \frac{\partial C_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \frac{q}{\theta} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3.11)$$

dabei beschreibt C die Lösungskonzentration der flüssigen Phase [mg/l], C_s die Konzentration der Bodenfestphase [mg/kg], D den effektiven Dispersionskoeffizient [-] und q die spezifische Flussrate [cm/d].

In der Transportgleichung sind lineare und nichtlineare Gleichgewichtsreaktionen zwischen der flüssigen und der festen Phase integriert. Für die nichtlineare Adsorption kann sowohl die Theorie nach Freundlich als auch die nach Langmuir ausgewählt werden. In diesem Fall wurden die Daten nach der Theorie nach Freundlich beschrieben. Der steuernde Wasserfluss und die Transportgleichungen werden numerisch nach der Finite Elementen Methode gelöst. Weitere und ausführliche Informationen über die zugrunde liegenden hydrologischen und chemischen Modelle von HYDRUS 1D finden sich in Šimůnek et al. (2005).

3.6.2 Inputparameter Hydrus 1D

Hydraulische Parameter

Die Simulation des Wasserflusses wurde über die Einstellung von konstanten Druckstufen als untere und obere Randbedingungen realisiert. Die Wassergehalte im Profil wurden dabei über die ungesättigte Wasserleitfähigkeit $K(\Psi)$ mit Hilfe von Mualem-van Genuchten Parametern und der pF-WG Beziehung berechnet. Die Eingabe der jährlichen Sickerwasserrate in das Simulationsmodell erfolgte in Form einer täglichen Rate. Das zehnjährige¹ und das fünfzigjährige² Mittel der Sickerwasserrate am Standort BAB A115 (Hüttenweg) in einer Entfernung von 10 m beträgt ¹72 mm/a und ²76 mm/a (siehe Kap. 3.5).

Freundlich Parameter k und n aus Laborexperimenten

Folgend sind die nach Freundlich angepassten Parameter der Adsorptionsisothermen der Avus A115 (0-25 cm) aufgeführt (Tab.8).

Tab. 8: Freundlich-Parameter der auf die Proben bezogenen Schwermetalladsorption

<i>Probe</i>	<i>Cd</i>		<i>Pb</i>		<i>Cu</i>		<i>Zn</i>	
	k_F	n	k_F	n	k_F	n	k_F	n
<i>Avus Ah ungekalkt</i>	9.1	0.21	470.1	0.39	185.4	0.69	273.4	0.18
<i>Avus Ah CaCO₃</i>	24.2	0.41	514	0.38	238.7	0.80	317.6	0.19
<i>Avus Ah Ca(OH)₂</i>	34.2	0.36	1097	0.42	137.8	0.90	563.3	0.25
<i>Ah-Bv Referenz (Grunewald)</i>	0.7	0.51	42.2	0.38	11.6	0.73	13.3	0.29

Feststoffgehalte

Für die Ausgangskonzentrationen der beiden modellierten Horizonten (0-25 cm) und (25-100 cm) wurden über Bodenlösungskonzentrationen in das Modell eingegeben, welche über die Freundlich Isothermen des Autobahnreferenzbodens (ARB) aus dem jeweilig ermittelten Gesamtgehalt (mg/kg) berechnet wurden. Diese wiederum wurden zusätzlich mit den aufgenommen Medianen der Sickerwasserkonzentrationen in 10 m Entfernung von der A115 verglichen.

Die ermittelten Konzentrationen liegen in einem sehr ähnlichen Bereich. Für die Ausgangskonzentrationen des Szenarios 3 wurden die ermittelten k_F -Werte der Referenzfläche Grunewald angewendet (Tab.8). Für die Berechnung des Stofftransportes in den Szenarien 1 und 2 wurden die ermittelten Freundlich Parameter des ARB (0-25 cm Oberboden), für den Unterboden (25-100 cm) Daten des Standortes A7 aus Kocher (2007) genutzt (Standort Berkhof, A7; 10m; Tiefe 42-70 cm), für das Szenario 3 die ermittelten Freundlich Parameter des Oberbodens des Referenzstandortes Grunewald.

Depositionen

Die Werte für nasse und trockene Depositionen von Schwermetallen an stark befahrenen Autobahnen für die erstellten Szenarien (Tab. 9) wurden der Arbeit von Kocher (2007) entnommen ($Pb=10,9 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$; $Cd=0,652 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$; $Zn=107 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$). Diese Daten sind an der BAB A7 (Mellendorf) in einer Entfernung von 10 m gemessen worden. Die Daten wurden mit Literaturdaten von Depositionen an Autobahnen verglichen (Rohbock 1981, Hewitt und Rashed 1990; Leggett und Pagotto 1999).

Hewitt und Rashed (1990) geben für eine Autobahn (40.000 Kfz/d) in einer Entfernung von 10 m eine Deposition von $52 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$ Pb und $1,04 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$ Cd an. Leggett & Pagotto bestimmten mit einer Gesamtdeposition von $66 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$ Pb und $0,94 \text{ mg/m}^2\text{a}^{-1}$ Cadmium sehr ähnliche Werte an einer Autobahn in Frankreich (Abstand $\sim 3 \text{ m}$), die mit 12000 Kfz/d allerdings viel weniger befahren wird als die A115 oder A7. Die Daten von Kocher liegen somit im unteren bis mittleren Bereich. Aus den deponierten Feststoffgehalten in 10 m Entfernung ergeben sich nach der Arbeit von Diehl (2002) folgende berechnete gelöste Konzentrationen für den Standort AVUS A115 ($Cd=0,009 \text{ mg/l}$; $Pb=0,149 \text{ mg/l}$; $Zn=1,472 \text{ mg/l}$), wenn davon ausgegangen wird, dass alle festen Stoffe mit dem infiltrierenden Wasser gelöst werden. Da dies in der Realität nicht der Fall ist, handelt es sich bei der Betrachtung um einen „Worst Case“ Fall. Vergleicht man die Daten von festen und gelösten Stoffen des Abflusses der BAB A7, so ergibt sich ein Verhältnis von etwa 4/1 (Diehl 2002).

Szenarien und Simulationen

Die Tab. 9 zeigt die Beschreibung für die mit HYDRUS 1D modellierten Szenarien für den Standort AVUS A115 in einer Entfernung von 10m vom Fahrbahnrand.

Tab. 9: Szenarien für die Modellierung des Schwermetalltransportes mit dem Sickerwasser im Bereich von 10 m Entfernung zur Fahrbahn der AVUS A115

<i>Szenario</i>	<i>Simulierte Eigenschaften - Beschreibung</i>
<i>1 Verlagerung von Cd, Pb und Zn mit dem Sickerwasser Avus BAB A115 – Status Quo</i>	<i>Bereich 10 m Entfernung zur Straße, zwei unterschiedliche Horizonte 0-25 cm (Standort Avus) und 26-100 cm (sandiger Unterboden); stetige Schwermetalleinträge, Versickerung 72 mm; 0-100 Jahre</i>
<i>2 Verlagerung von Cd, Pb und Zn mit dem Sickerwasser Avus BAB A115 – Kalkung des Oberbodens</i>	<i>Gleiche Bedingungen wie Szenario 1, aber veränderte Sorptionseigenschaften des obersten Horizontes durch Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Stetige Einbringung, bzw. Neukalkung alle 10-15 Jahre; Wirkung = 100 Jahre</i>
<i>3 Verlagerung von Cd, Pb und Zn mit dem Sickerwasser – Neubau einer Autobahn, Bundesstraße</i>	<i>Nutzung des Referenzstandortes Grunewald als kaum verkehrsbeeinflusster Standort; zwei unterschiedliche Horizonte 0-25 cm und 26-100 cm; sehr niedrige pH-Werte und geringere Sorption; Versickerung 72 mm; 0-100 Jahre</i>

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Kartierung am Standort Avus A115

Am Standort Avus wurde eine großflächige bodenkundliche Kartierung an der BAB A115 durchgeführt. Diese sollte Aufschluss über anthropogene Bodenveränderungen, Heterogenität der Bodeneigenschaften und die Schwermetallbelastung eines langjährig genutzten und stark befahrenen Autobahnabschnitts geben.

4.1.1 Standortbeschreibung: Bodenprofil und Bodentyp - Straßenrand

Die Böden des näheren Einzugsbereiches der BAB 115, Berlin Hüttenweg (0 - 7,5 m) sind durch starke anthropogene Einflüsse im Zuge der Baumaßnahmen der Autobahn sowie deren Wartung geprägt und großflächig gestört. Vor allem in einer Entfernung von 0–3 m zum Straßenrand ist der Oberboden in der Regel durch aufgeschüttetes oder umgelagertes Substrat gekennzeichnet, welches oft mit Bitumen und anderen typischen Baumaterialien durchsetzt ist. Im ersten Meter sowie in einigen Bereichen der ersten zwei Meter ist die organische Auflage sehr gering oder gar nicht vorhanden. Die Horizonte sind z.T. vermischt und der ursprüngliche Aeh Horizont unterhalb des Bsv oder Bv Horizontes abgelagert. In der Tiefe finden sich häufig Horizonte (Bänder), die mit organischer Bodensubstanz angereichert sind.

Die anthropogenen Bodenveränderungen nehmen mit zunehmender Entfernung vom Straßenrand ab. Erst in einer Entfernung von ca. 10 m vom Fahrbahnrand tritt annähernd wieder das ursprüngliche Bodenprofil auf. Hierbei handelt es sich um eine leicht podsolierte Braunerde, wie sie für den Kiefernstandort Berlin Grunewald typisch ist. Der Kiefernstandort Grunewald wiederum ist von starker Variabilität in Bezug auf die Horizontmächtigkeiten, Humus- und Carbonatgehalte sowie pH-Werte geprägt. Dieses spiegelt sich auch in den weniger beeinflussten Bereichen jenseits der Straße wieder.

4.1.2 Standortbeschreibung: Bodenprofil und Bodentyp – Referenzstandort Grunewald

Bei dem Bodentyp des Referenzstandortes Grunewald handelt es sich um eine leicht podsolierte Braunerde (Rostbraunerde).

Diese besitzt eine 6 bis 10 cm mächtige rohhumusartige Auflage; der scharf davon abgegrenzte Aeh-Horizont (0-9 cm) weist in den oberen 1-1,5 cm eine schwache Podsolierung auf und ist wie die Humusauflage stark durchwurzelt. Darunter schließt sich ein rostbrauner Bsv-Horizont (9-36 cm) an, bei dem die Durchwurzelungsintensität deutlich abnimmt.

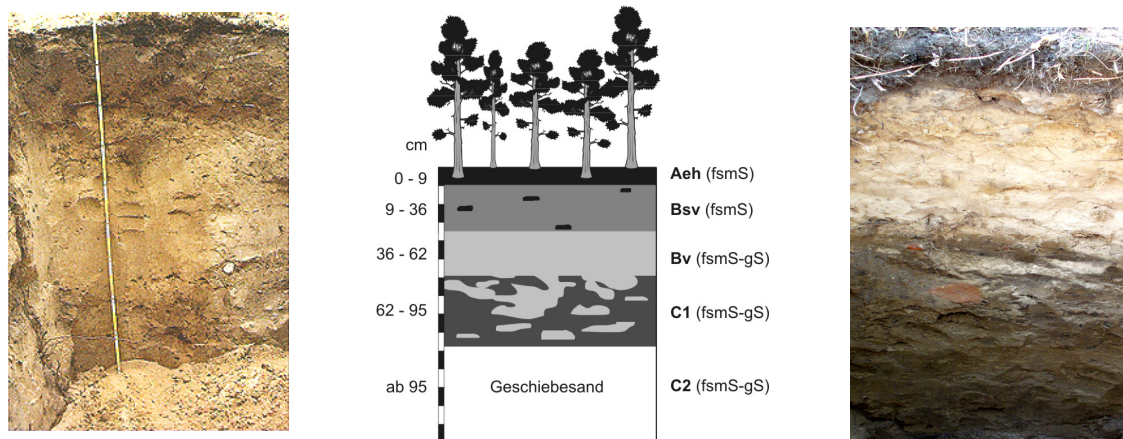


Abb. 13: Bodenprofil und Horizontabfolge des Referenzstandortes Grunewald, Berlin in 800 m Entfernung zur Messstelle (links) und stark verändertes Profil an der A115 in 1m Entfernung zum Straßenrand (rechts)

Tab. 10: Physikalische und chemische Kennwerte der podsoligen Braunerde (Standort Grunewald)

<i>Horizont</i>	<i>Ofh</i>	<i>Aeh</i>	<i>Bsv</i>	<i>Bv</i>	<i>C</i>
<i>Tiefe [cm]</i>	6 - 0	0 - 9	9 - 36	36 - 62	62 - 100+
<i>Steingehalt [%]</i>	-	< 1	< 1	5	< 1
<i>Sand [%]</i>	-	84,2	90,6	97,7	97,8
<i>Schluff [%]</i>	-	13,6	8,3	2,3	2,2
<i>Ton [%]</i>	-	2,2	1,1	0	0
<i>Corg [%]</i>	38,9	6,25	1,38	0,71	0,10
<i>Nt[%]</i>	1,53	0,26	0,05	0,03	0,01
<i>C/N</i>	25	25	27	27	23
<i>pH (CaCl₂)</i>	3,5	3,4	4,0	4,2	4,4
<i>Pb [mg/kg] HNO₃</i>	162	24,0	13,1	5,7	6,2
<i>Zn [mg/kg] HNO₃</i>	112	17,3	17,5	12,0	8,6
<i>Cu [mg/kg] HNO₃</i>	33	2,5	1,15	0,8	0,9
<i>Cd [mg/kg] HNO₃</i>	0,79	0,10	0,10	0,06	0,06

Der Bv-Horizont (36-62 cm) weist nach oben und zum nachfolgenden C-Horizont einen allmählichen Übergang auf und ist unterhalb von 50 cm Tiefe nur noch sehr schwach durchwurzelt. Im C-Horizont finden sich ab ca. 100 cm vereinzelte Tonbänder von 0,5 bis 2 cm Mächtigkeit. Daneben treten dort auch Schichten mit erhöhtem Grobsandanteil auf, während der obere Profilbereich aus fast steinfreiem, feinsandigem Mittelsand besteht (Abb.13). Der Grundwasserflurabstand ist größer als 10 m (Renger et al. 1989). Die Schwermetallgehalte der Humusaufgabe des Referenzstandortes Grunewald sind durch anthropogene Einträge stark erhöht, liegen aber nicht über den Werten anderer immissionsbeeinflusster Waldökosysteme Nordwestdeutschlands (Lamersdorf 1987). Eine Anreicherung von Schwermetallen ist etwa bis in den Bv-Horizont zu beobachten (Tab.10). Die Schwermetallgehalte im C-Horizont entsprechen bereits wieder den geogenen Ausgangsgehalten (Blume & Hellriegel 1981).

4.1.3 Verteilung der Humusgehalte

Für die Darstellung der Heterogenität und der räumlichen Verteilung der Humusgehalte und des pH-Wertes wurden insgesamt 240 Proben aus einer Tiefe von 0-10 cm und 10-20 cm in den Abständen 2,5, 5, 10, 15, 20 und 25 m entnommen und ausgewertet. In Abb.14 und Abb.15 sind die Mittelwerte der Humusgehalte der Tiefenbereiche 0–10 cm und 10–20 cm gegen die Entfernung von der BAB A115 aufgetragen.

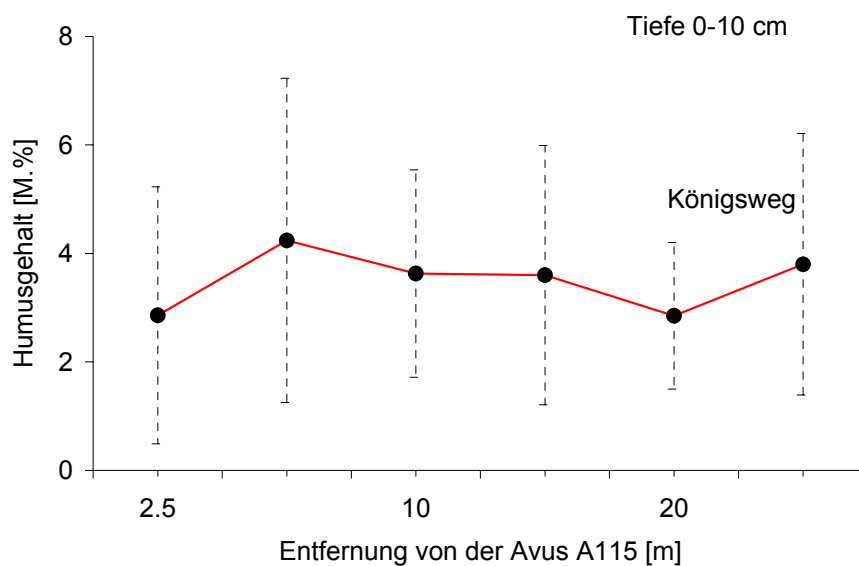


Abb. 14: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 0-10 cm (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung)

Die Humusgehalte des Transektes an der BAB A115 sind sehr heterogen verteilt. Insgesamt reicht das Spektrum der Humusgehalte von Minimalwerten um 0,2 in 2,5 m bis zu Maximalwerten um 11 Masse % in einer Entfernung von 25 m Abstand zur Fahrbahn. Auffällig sind die höheren Humusgehalte im Bereich um 5 m.

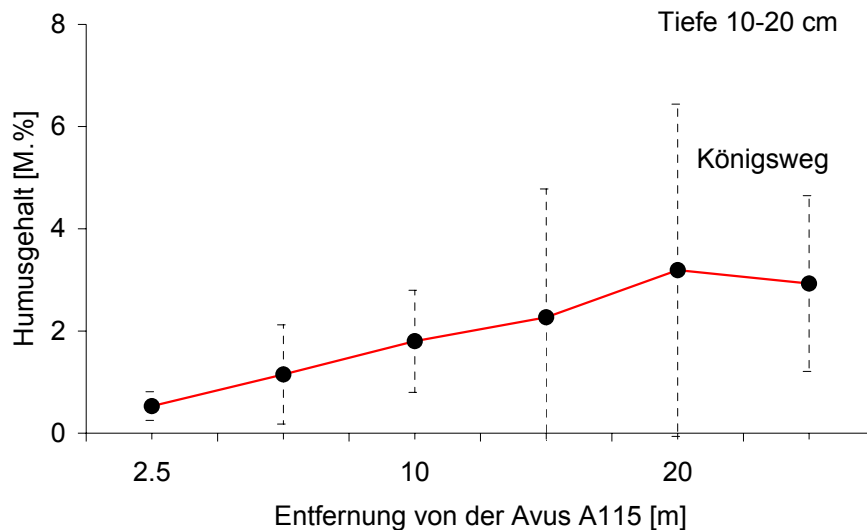


Abb. 15: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 10-20 cm (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung)

Dies liegt wahrscheinlich daran, dass beim Bau der Autobahn humusreiches Material des Straßenbereiches abgeschoben und in größerer Entfernung abgelagert wurde. Weiterhin ist anzunehmen, dass bei Starkregenereignissen humusreiches Material von der Böschung in den 5 m Bereich abgetragen wird. Die Oberböden (0-10 cm) weisen in 5 m Entfernung von der Straße mit einem Mittelwert von 4,3 die höchsten, in 2,5 m mit 2,9 Masse % die niedrigsten Humusgehalte auf.

4.1.4 Verteilung der pH-Werte an der BAB A115

Die pH-Werte im Oberboden sind in den Tiefen 0-10 cm und 10-20 cm in 2,5 m Entfernung von der Straße mit Mittelwerten von 6,7–7,1 am höchsten. Sie nehmen mit zunehmender Entfernung von der Straße ab (Abb.16, 17). Im Bereich zwischen 15 bis 20 m nähern sie sich denen des Referenzstandortes Grunewald in etwa 800 m Entfernung zur BAB A115 an. Im Abstand von 25 m Entfernung ist der pH-Wert leicht erhöht. Diese Erhöhung lässt sich auf die Einflüsse durch den Bau des Königsweges zurückführen. Die gemessenen pH-Werte von Oberböden verschiedener Abstände zur Fahrbahn an Autobahn- und Bundesstrassenstandorten mit sandigen Ausgangssubstraten zeigen eine sehr ähnliche, entfernungsabhängige pH-Wert-Entwicklung (Abb.18).

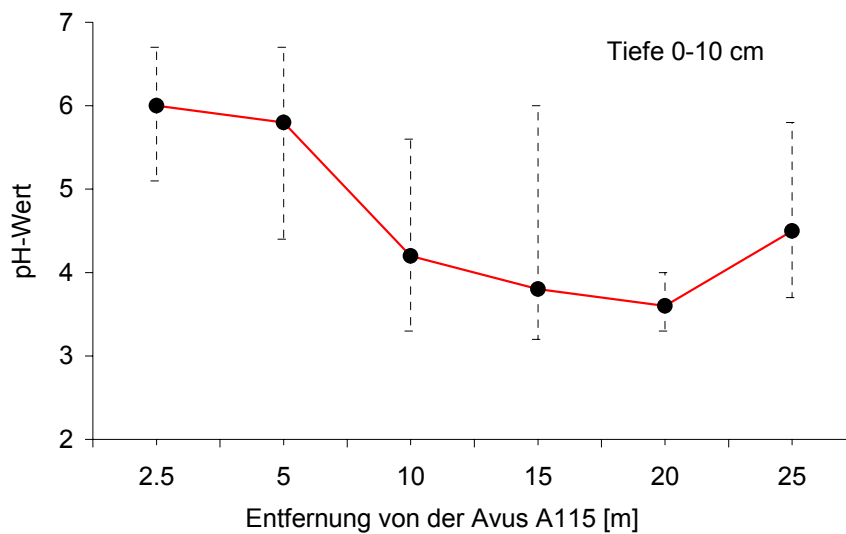


Abb. 16: Mittelwerte pH-Wert (CaCl₂) im Oberboden 0-10 cm des Autobahnstandortes Avus A115 (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung)

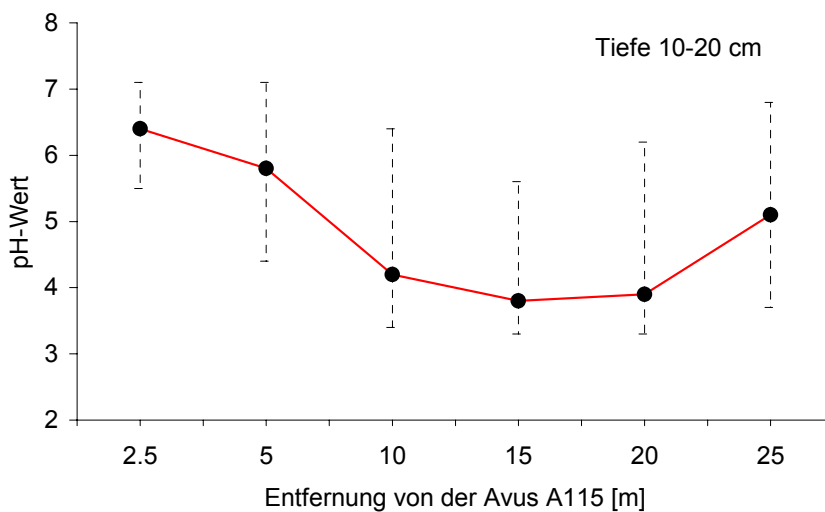


Abb. 17: Mittelwerte pH-Wert (CaCl₂) im Oberboden 10-20 cm des Autobahnstandortes Avus A115

Die gestrichelten Linien zeigen die Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle (nach Sauerbeck 1985 in Scheffer/Schachtschabel 1998). Je nach Bodentyp und Nutzung kommt es zu einer typischen pH-Wert-Verteilung im Oberboden, die sich um eine bis eineinhalb pH-Wert-Einheiten unterscheidet. In den straßennahen Bereichen von 1-2,5 m wird in der Regel nur der Grenz-pH-Wert für die beginnende Mobilisierung von Cadmium unterschritten, ab einem Bereich von 5 m bei fast allen Standorten auch der Grenz-pH-Wert von 5,5 für Nickel. Im Bereich von 10 m kommt es bei 4 von 6 Standorten zur Unterschreitung der Grenz-pH-Werte von Chrom und Kupfer, bei zwei Standorten auch von Blei.

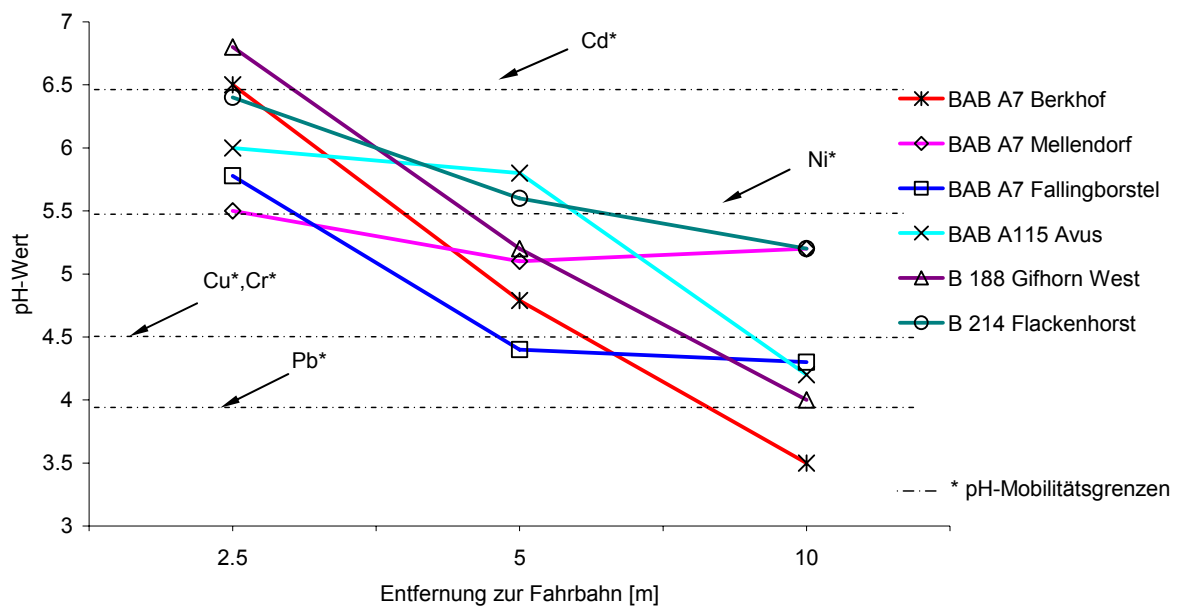


Abb. 18: pH-Werte verschiedener Autobahn- und Bundesstrassenstandorte im Oberboden 0-10 cm und die pH-Mobilitätsgrenzen für verschiedene Schwermetalle dargestellt als gestrichelte Linien (Daten aus Kocher 2007)

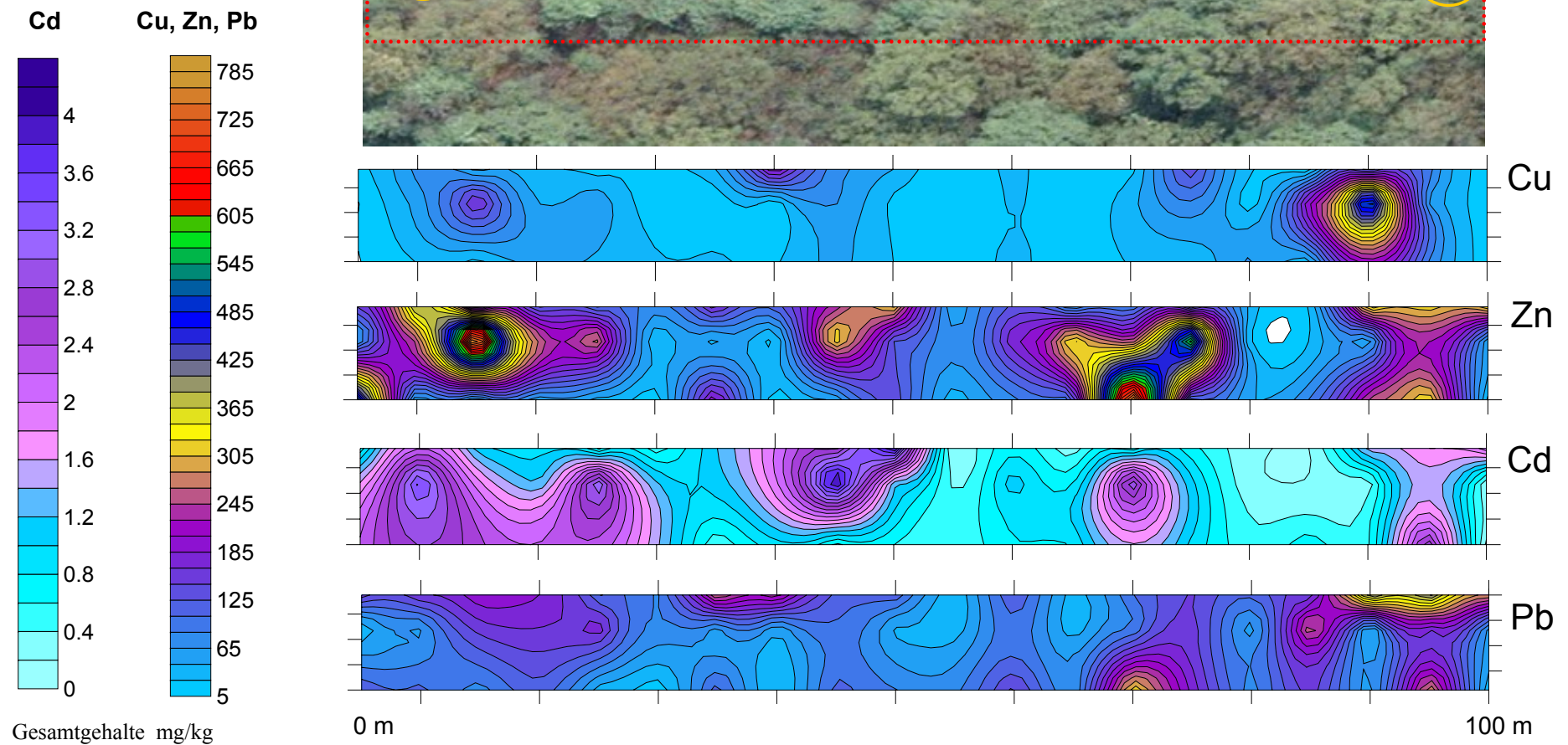
4.1.5 Verteilung der Schwermetalle im Straßenrandbereich

Im folgenden Abschnitt wird zuerst eine flächenhafte, interpolierte Darstellung der Feststoffgehalte im Oberboden (0-10cm) von Kupfer, Zink, Cadmium und Blei im Straßenrandbereich der AVUS (A115) anhand der Gesamtgehalte im Königswasser-Aufschluss des kartierten Längsstreifens von 100 m x 10 m beschrieben (Abb.19). Die flächenhafte Darstellung erfolgte mit dem Programm Surfer 8.0, die Ergebnisse wurden dazu mit der Interpolationsmethode Ordinary Kriging interpoliert (Dutter 1985; Surfer 8.0 2007). Die Anwendung dieser Darstellung sollte Aufschluss über ein eventuelles Verteilungsmuster der Schwermetalle im Oberboden geben. Im Anschluss erfolgt beispielhaft eine Boxplot-Auswertung für Zink und Blei. Die X-Achse beschreibt die Länge des Transekts in Metern, die Y-Achse den Abstand vom Fahrbahnrand in Meter. Die Abbildungen zu den Verteilungen der Schwermetalle Cadmium und Kupfer befinden sich im Anhang.

Bei der Betrachtung der interpolierten Schwermetallgehalte im Oberboden über die gesamte Transektlänge ist kein eindeutiges Verteilungsmuster erkennbar (Abb.19). Ein deutliches Belastungsmuster hinterlassen dagegen die Abflüsse des Gerüsts der Autobahnanzeigetafel (10m) und die Laternenmasten (70m und 100m), die in Abb.19 durch gelbe Kreise gekennzeichnet sind. Besonders anschaulich ist dieses Muster bei dem Element Zink ausgeprägt, lässt sich aber ebenfalls für Cadmium und Blei beschreiben.

Transektkartierung

Abb.19: Verteilung der Schwermetalle [mg/kg] im Oberboden an der AVUS A115 (100x10m) nahe Hüttenweg. Interpolation nach Kriging mit Surfer 8.0



Der Einfluss dieser Abflüsse reicht bis in den Bereich von mindestens 10m Entfernung vom Fahrbahnrand. Dies weist auf eine weit reichende Verteilung durch Spritzwasser und Oberflächenabflüsse des Banketts hin.

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Schwermetallgehalte in straßennahen Böden mit dem Abstand zur Straße und mit der Tiefe abnehmen, erhöhte Schwermetallgehalte sich somit linienförmig entlang der Straße erstrecken (vgl. Dierkes & Geiger 1999; Li 2005; Turer & Maynard 2003; Kocher 2007). Bei der durchgeführten Transektkartierung an der BAB A115 ließ sich dies jedoch nur für Blei feststellen, wobei auch hier der Median im Bereich um 5 m kleiner ist als in 10 m Entfernung zum Fahrbahnrand (Abb.20). Allerdings streuen die Schwermetallgehalte innerhalb der einzelnen Entfernungen und Tiefen z.T. stark und vereinzelt treten sehr hohe Gehalte auf. In der Tiefe 0-10 cm wird der Vorsorgewert von Blei von 40 mg/kg der BBodSchV für die Bodenart Sand in allen Entfernungen überschritten. In der Tiefe von 10-20 cm liegt der Median dagegen unterhalb des Vorsorgewertes, dennoch treten auch hier vereinzelt sehr hohe Gehalte auf (Abb.21). Da Blei aus Abgasen und Bremsbelägen vor allem in partikulärer Form ausgestoßen und abgelagert wird, können durch Luftzirkulation auch in größeren Entfernungen punktuell höhere Belastungen von Blei auftreten (Legret & Pagotto 1999). Die Zinkgehalte in der Tiefe 0-10 cm überschreiten in allen aufgenommenen Entfernungen ebenfalls die Vorsorgewerte der BBodSchV für Sand von 60 mg/kg (Abb.22).

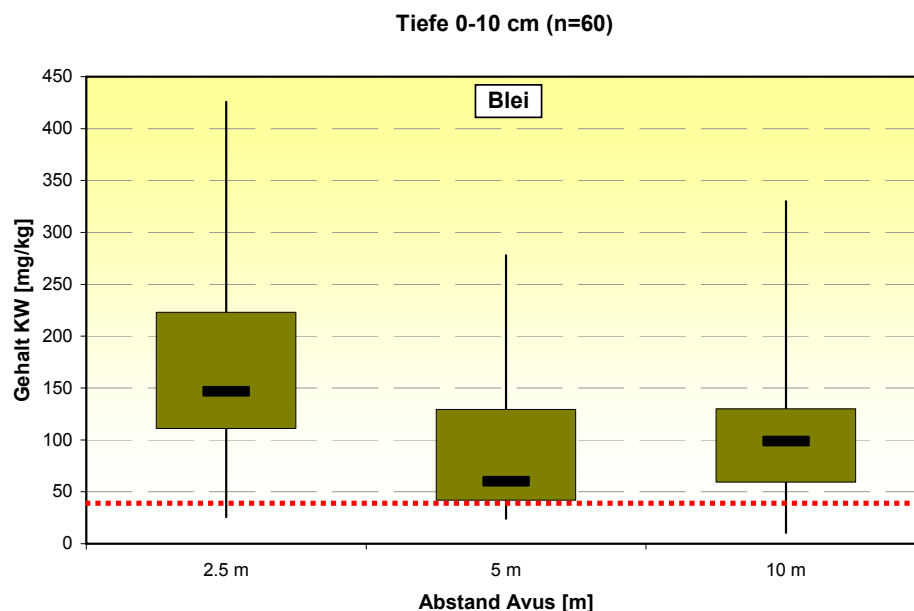


Abb. 20: Bleigehalte der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm (Median; Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil– gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV).

Die höchsten Gehalte wurden im Bereich von 5 m Entfernung vom Fahrbahnrand gemessen, wobei auch diese stark streuen. Im Tiefenbereich von 10-20 cm liegt der Median von 2,5 m und 5 m um den Vorsorgewert der BBodSchV; in einer Entfernung von 10 m wird dieser Wert nicht mehr überschritten (Abb.23). Die hohen Zinkgehalte in 5 m Entfernung könnten durch den Direktabfluss von verzinkten Leitplanken und der Fahrbahn bei Starkniederschlagsereignissen bedingt sein. Die meisten Leitplanken an Autobahnen sind verzinkt; bei Regen wird Zink von korrodierten Leitplanken gelöst und kann über auftreffendes Spritzwasser und Straßenabfluss in den straßen nahen Bereich eingetragen werden (vgl. Dierkes & Geiger 1999, Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999).

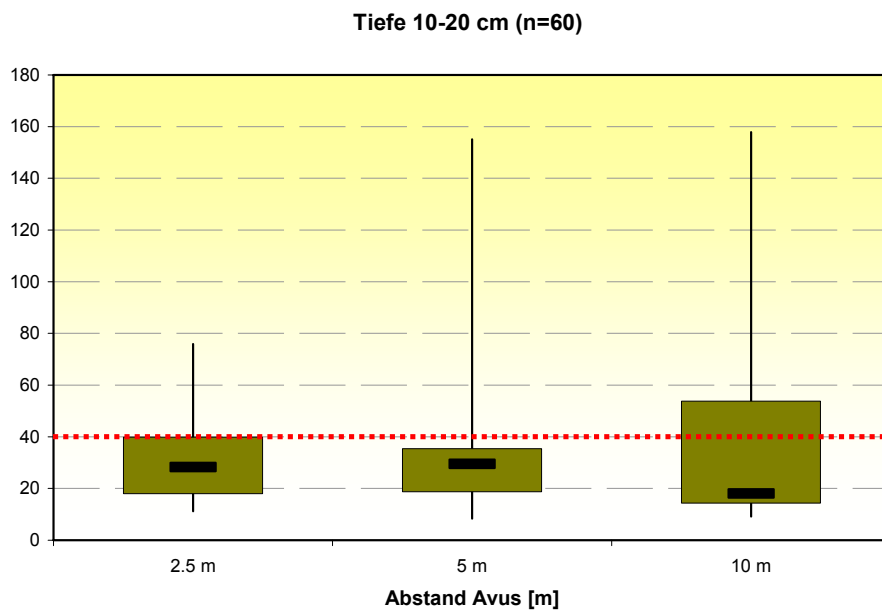


Abb. 21: Bleigehalten der Transektkartierung im Oberboden 10-20 cm

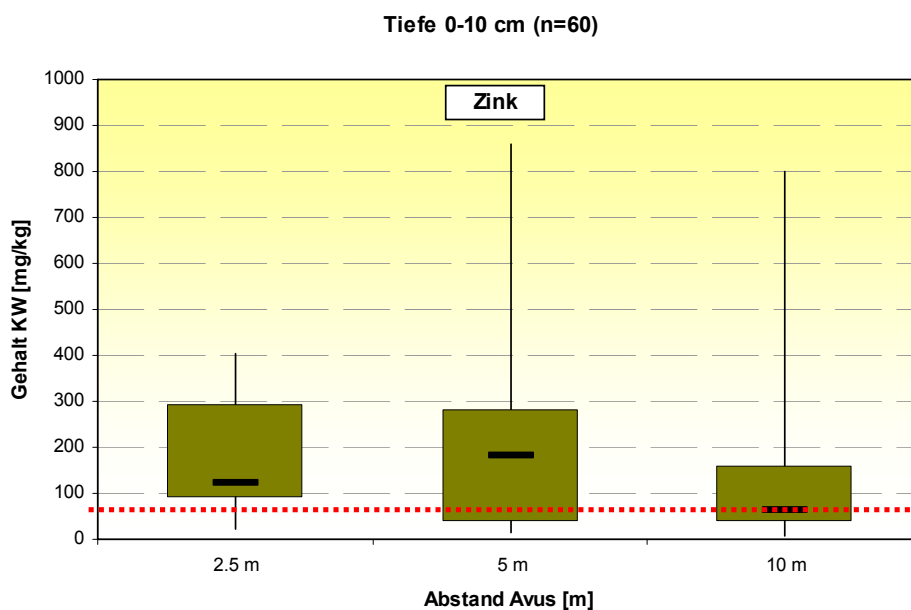


Abb. 22: Zinkgehalten der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm

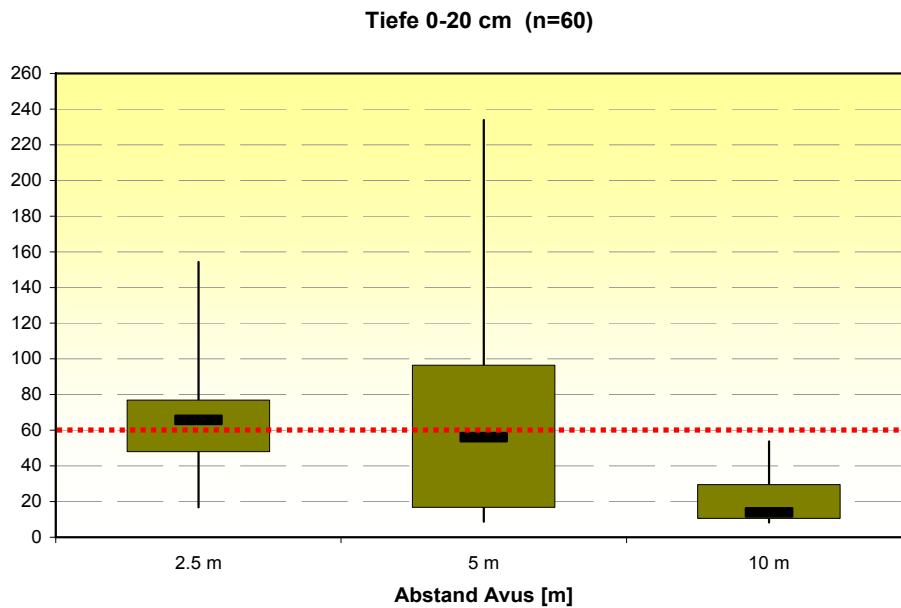


Abb. 23: Zinkgehalte der Transektkartierung im Oberboden 10-20 cm

4.2 Belastungskartierung Messstelle A115 (Hüttenweg)

Vor dem Einbau der Saugsonden wurde neben der in Kap. 3.2.2 beschriebenen Transektkartierung eine Feinkartierung auf der Messstellenfläche durchgeführt, um die genaue Vorbelastung des Standortes der Saugsondenfläche zu ermitteln. Bei der Auswertung wurde eine flächenhafte, interpolierte Darstellung der Bodenfeststoffgehalte der Elemente Zink, Cadmium, Blei, Kupfer, Chrom und Nickel sowie des pH-Wertes gewählt (Abb.24; Abb.25). Die obere Abbildung beschreibt den Tiefenbereich 0-10 cm, die untere Abbildung den Tiefenbereich 10-25 cm des Messstellenbereiches. Insgesamt wurden an jeweils 30 Punkten Proben aus dem Ober- und Unterboden entnommen und die Schwermetallgesamtgehalte sowie die pH-Werte bestimmt.

Im fahrbahnnahen Bereich liegen sehr hohe Schwermetallgehalte vor, der pH-Wert erreicht im Mittel jedoch einen Wert um pH 7. Die pH-Werte sind gegenüber dem Referenzstandort deutlich erhöht (siehe auch Kapitel 4.1.4), was sich durch das Vorhandensein von Zement- und Betonresten sowie durch den carbonathaltigen Abrieb des Straßenbelages erklären lässt, der über das Straßenablaufwasser und über direkte Staubemissionen in den straßenrandnahen Bereich eingetragen wird (vgl. Dierkes & Geiger 1999, Golwer 1995).

Durch die Verwendung von Streusalzen wie CaCl_2 und NaCl kommt es zusätzlich zu einer Erhöhung der Ionenkonzentration, was in der Regel eine Alkalisierung und damit eine pH-Wert-Erhöhung zur Folge hat.

Nach einer Studie von Augustin liegt der pH-Wert streusalzbeeinflusster Straßenränder etwa um 0,5-1 höher als bei den Kontrollflächen (Augustin et al.1981). Ab einer Entfernung von etwa 8–10 m zum Fahrbahnrand weisen die Böden wieder niedrigere pH-Werte um 4,5–5,3 auf, die im Vergleich mit dem Oberboden der Referenzfläche Grunewald (pH 3,8) dennoch erhöht sind. Ein ähnlich niedriger pH-Wert wird erst in einer Entfernung von ca. 15- 20 m wieder erreicht.

In der Regel nehmen die Schwermetallgehalte in straßennahen Böden mit dem Abstand zur Straße und der Tiefe ab. Dies konnte bei der Feinkartierung des Messstellenbereichs für die Schwermetalle Blei und Chrom festgestellt werden. Für Cadmium, Zink, Kupfer und Nickel ließ sich diese signifikante Abnahme der Schwermetallgehalte mit der Entfernung nicht beobachten. Die Schwermetallgehalte (0-10 cm) zeigen über die gesamte kartierte Fläche bis zu einem Abstand von 7,5 m zum Fahrbahnrand einheitlich hohe Werte. Teilweise liegen die Gehalte in größeren Entfernungen über den straßennahen Bereichen. Es wird vermutet, dass dieses Verteilungsmuster mit der Ausbreitungsweise der Stoffe über den Luft- und Wasserpfad zusammenhängt, da ein Teil der kartierten Fläche an einer Böschung mit einer Neigung von etwa 20° liegt. Von der Fahrbahn abfließendes Wasser kann bei Starkniederschlägen nicht ausreichend schnell im Bankettbereich infiltrieren, sondern fließt in Bereiche größerer Entfernung ab. Durch stärkere Bremsvorgänge und Luftverwirbelungen, bedingt durch die Lage an der Autobahnabfahrt Hüttenweg und einem Waldgürtel mit Altkiefernbestand (auskämmende Wirkung) wird dieses Ausbreitungsmuster wahrscheinlich noch verstärkt.

Die Verteilung der Schwermetallgehalte ist im Oberboden auch bei gleicher Entfernung sehr heterogen. Dies liegt zum einen an der Darstellungsweise, da einige Werte für die keine Proben vorlagen durch umliegende Messwerte interpoliert oder angenähert wurden, zum anderen an den heterogenen Bodeneigenschaften, wie der Verteilung von Humus- und Carbonatgehalten sowie der Variabilität des pH-Wertes. Am vorliegenden Standort bedingen aber vor allem punktuelle Belastungen durch vertikale und horizontale Stoffausbreitung über den Luft- und Wasserpfad die unterschiedlichen Feststoffgehalte im Oberboden (vgl. hierzu Golwer, 1995).

Die Abb. 26 bis 32 zeigen die statistische Auswertung der Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff in den Tiefen 0-10 cm und 10-25 cm in den Abständen 2,5, 5, 7,5 m und für Kupfer, Blei, Cadmium und Zink auch in 800 m Entfernung zur BAB A115 (Referenzstandort Grunewald). In beiden Tiefen (0-10 cm) und (10-25 cm) kommt es, verglichen mit den Vorsorgewerten der BBodSchV (1999) für die Bodenart Sand zu flächenhaften Überschreitungen.

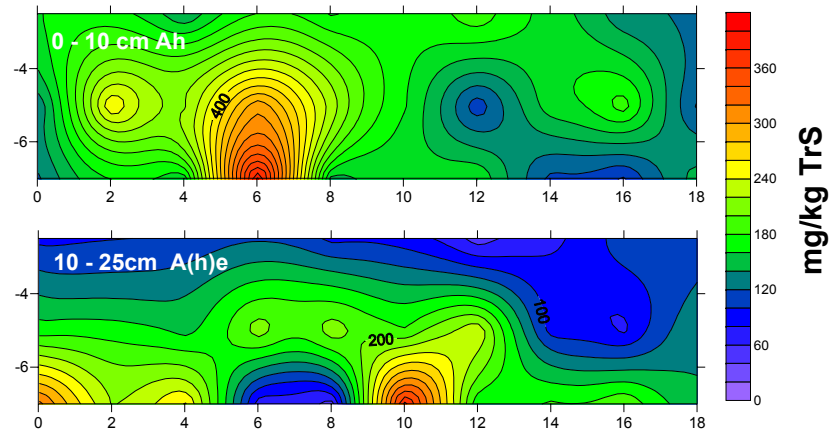
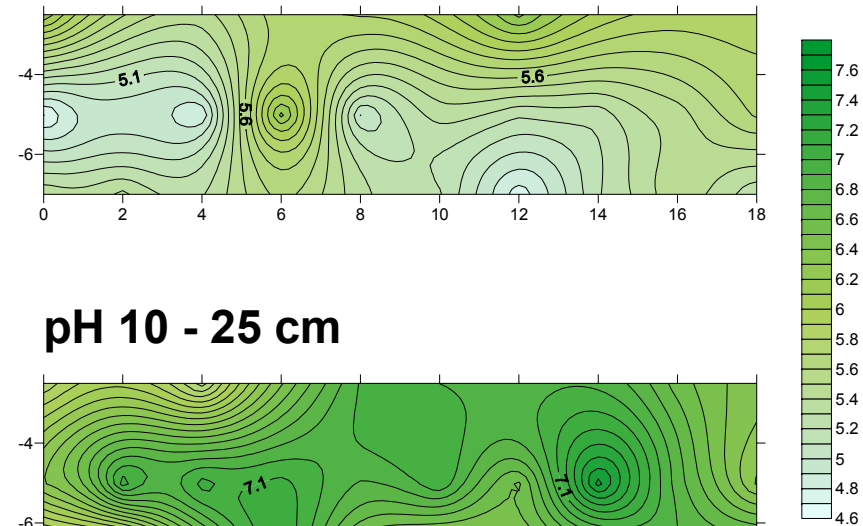
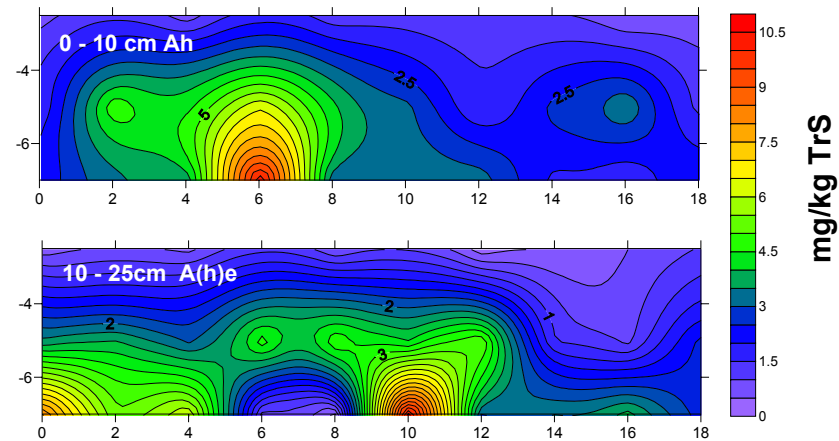
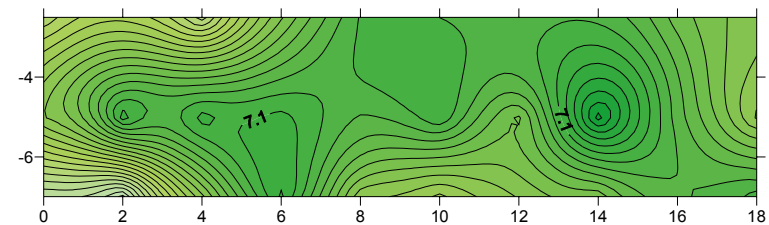
Zink**pH 0 - 10 cm****Cadmium****pH 10 - 25 cm**

Abb. 24: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Zn und Cd sowie der pH-Werte im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115

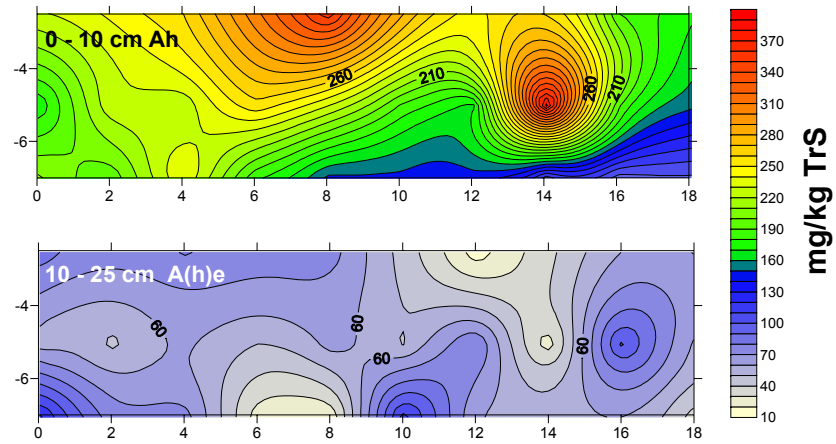
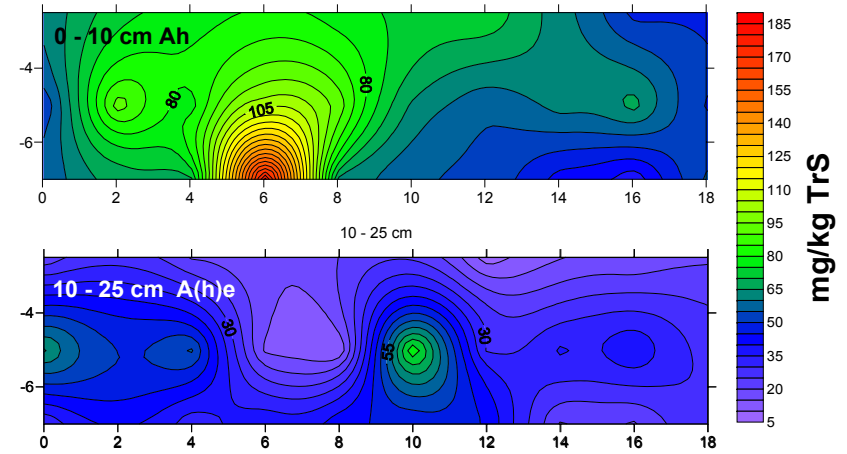
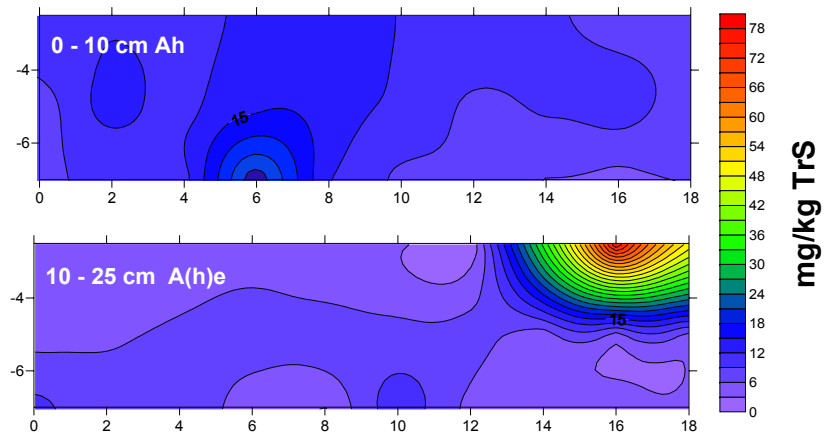
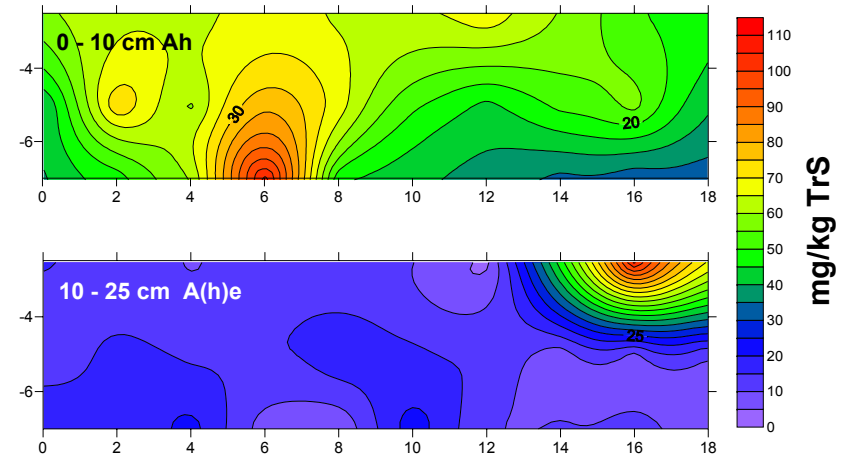
Blei**Kupfer****Nickel****Chrom**

Abb. 25: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Pb und Ni sowie Cu und Cr im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115

Im Oberboden betrifft dies vor allem die Schwermetalle Zink (bis zu 6-fach), Blei (bis zu 5-fach), Cadmium (10-fach), Kupfer (5-fach) in allen aufgenommenen Entfernungen (Abb.26-30). Für Chrom und Nickel konnten keine Überschreitungen der Vorsorgewerte ermittelt werden. Bei Chrom treten jedoch vereinzelt hohe Werte auf, die über den Vorsorgewerten liegen (Abb. 31).

Kocher und Wessolek (2003) ermittelten innerhalb einer Studie der Bundesanstalt für Straßenwesen an verschiedenen Bundesautobahnstandorten Schwermetallgehalte im Oberboden, die in einem sehr ähnlichen Bereich liegen. Dierkes & Geiger (1999) bestimmten Schwermetallgesamtgehalte sowie eine erhöhte Verlagerung von Cadmium bei einer Tiefenbeprobung an der A2, welche aufgrund des Alters (Baujahr 1930) und der Verkehrsbelastung (~ 100000 Pkw/d) sehr gut mit den Ergebnissen der BAB A115 zu vergleichen sind.

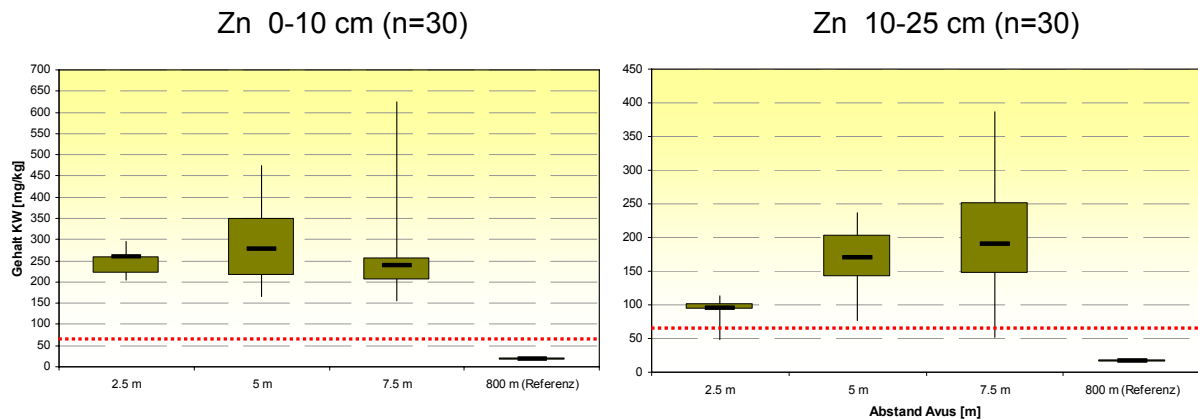


Abb. 26: Zinkgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg] (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 60 mg/kg

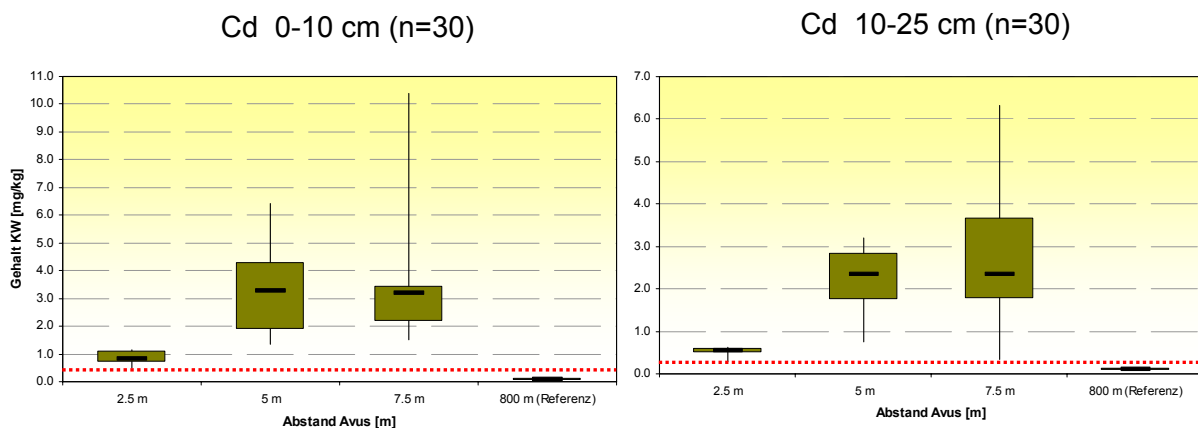


Abb. 27: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]

Ebd. (1999) stellten jedoch eine signifikante Reduktion der Schwermetallgehalte mit der Entfernung (Abstand 2 m zu 10 m: Reduktion von Kupfer auf 7 %, Blei und Zink auf 30%, Cadmium auf 45 %) vom Straßenrand fest. Dies trifft innerhalb des beprobten Abschnitts nur für Blei (~60%), Nickel und Chrom zu. Für Cadmium und Zink lässt sich ein gegenläufiger Trend beobachten. Die Gehalte sind in der Entfernung von 5 bis 7,5 m höher, als in 2,5 m Entfernung zum Straßenrand. Dies könnte sowohl durch Straßenabflüsse über das Bankett, als auch durch starke Auswaschungsvorgänge über erhöhte Infiltration im Bankettbereich bedingt sein.

Ein Vergleich mit dem Referenzstandort zeigt, dass die Schwermetallgesamtgehalte in allen Abständen zur BAB A115 um das 10 bis 30-fache erhöht sind. Die Erhöhung wird auch bei dem Vergleich mit den Hintergrundwerten von Sandböden für anorganische Stoffe im Raum Berlin und Brandenburg deutlich (Tab.11).

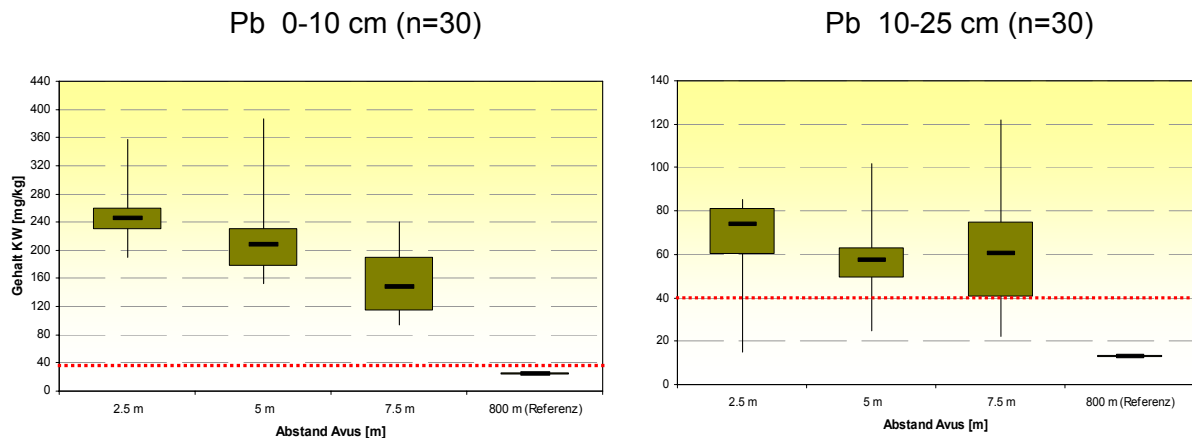


Abb. 28: Bleigesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]

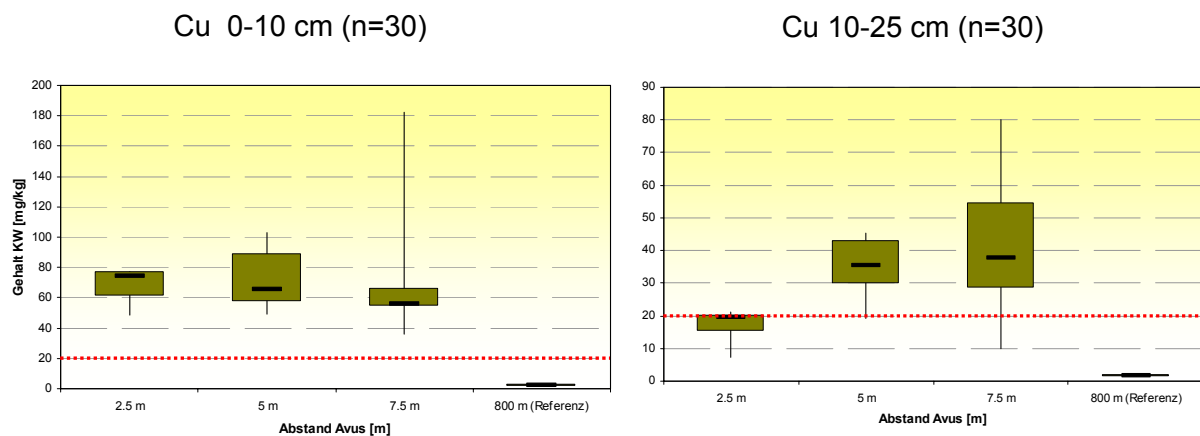


Abb. 29: Kupfergesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]

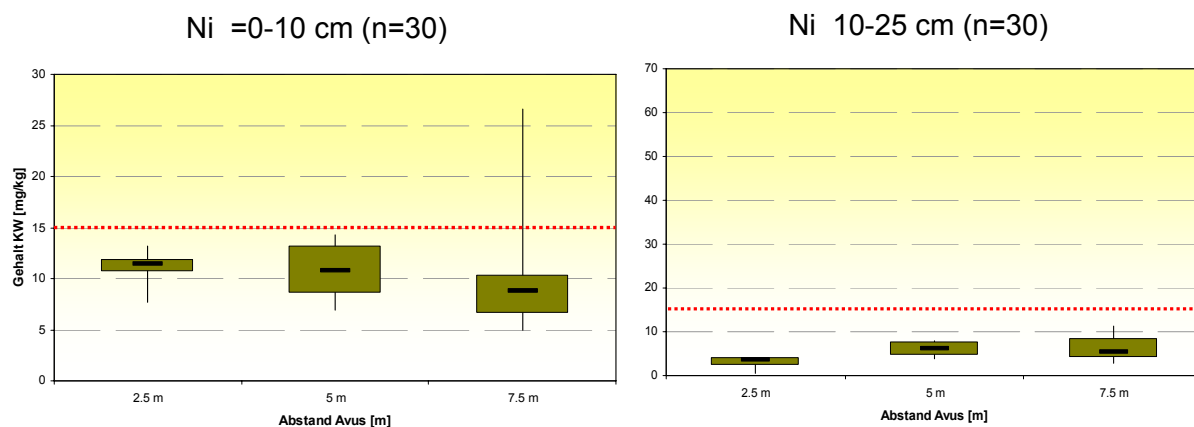


Abb. 30: Nickelgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]

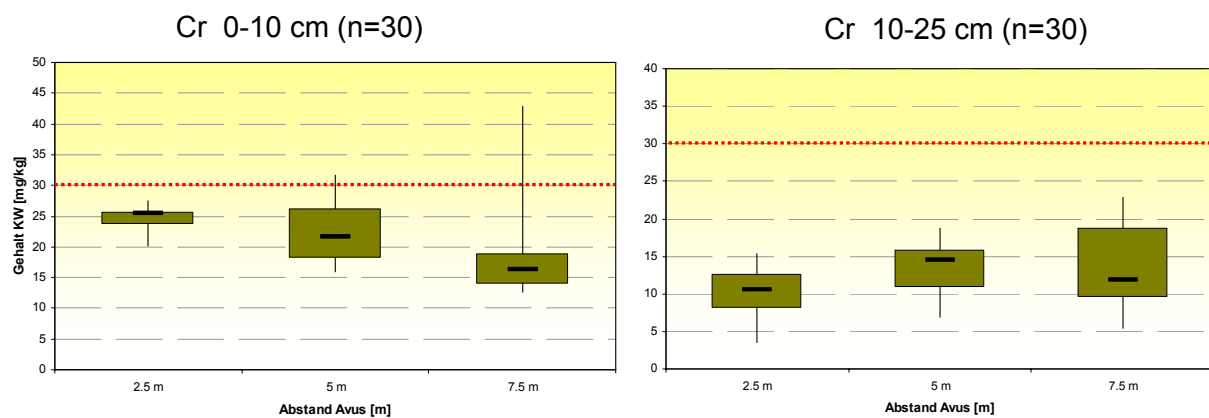


Abb. 31: Chromgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]

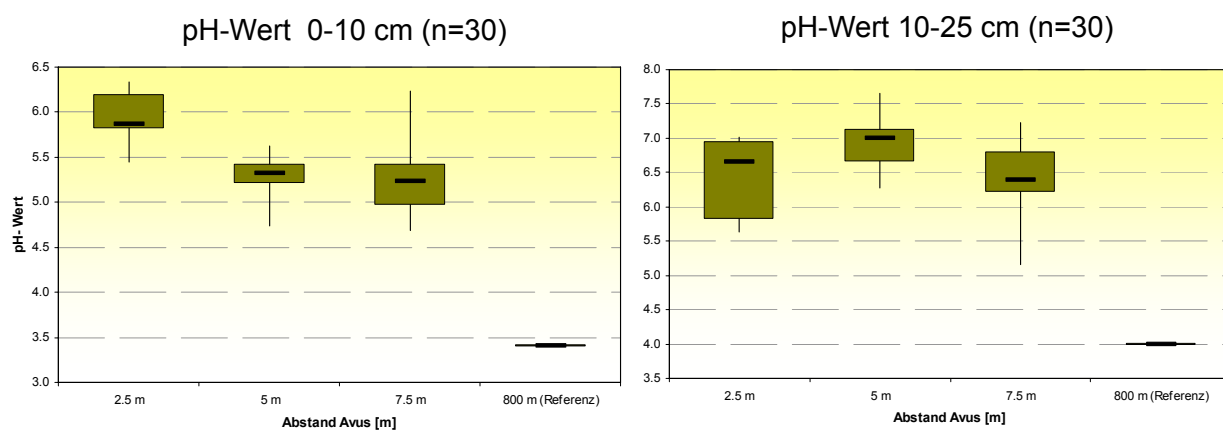


Abb. 32: pH-Werte (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm

Tab. 11: Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden (Sand) – Oberboden Acker [mg/kg] Berlin (nach LABO 2003)

	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
50. perz	0,15	2,2	10	0,8	22	16
90. perz.	0,4	4,2	21	1,7	44	35

Verglichen mit den in Kapitel 4.1.5 beschriebener Verteilung der Schwermetallgehalte des Transekts, liegen die Mediane im Bereich der Messstelle innerhalb aller Entfernungen höher.

4.3 Batchversuche zur Immobilisierung von Schwermetallen in Straßenrandböden: Bodensättigungsextrakte (BSE) mit Kalk

Vom Autobahnreferenzboden (ARB) wurden Bodensättigungsextrakte im Labor hergestellt. Neben den Nullvarianten des ARB wurden dem Boden drei verschiedene Kalke bzw. Kalkmischungen zugesetzt (n=3). Die BSE wurden 24 Stunden sowie 21 Tage zur Gleichgewichtseinstellung unter Kühlung und Verdunstungsschutz aufbewahrt. Die Ergebnisse der BSE dienten der Auswahl der Kalke, bzw. Kalkmischungen und –mengen für die weiteren Labor- und Freilandversuche.

4.3.1 Kalke und Kalkmischungen

In den Laborversuchen wurden dem ARB folgende Kalke bzw. Kalkmischungen zugemischt:

- 100 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfeinheit 0,1 – 0,3 mm
- 90 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfeinheit 0,1 – 0,3 mm und 10 % Ca(OH)_2
- 70 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfeinheit 0,1 – 0,3 mm und 30 % Ca(OH)_2

4.3.2 Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt (BSE)

Sowohl nach 24 h, als auch nach 21 Tagen Inkubation kam es zu einer signifikanten pH-Wert -Erhöhung im Bodensättigungsextrakt.

Die Abb. 33 zeigt die pH-Wert-Erhöhung der Versuchsvarianten nach 21 Tagen Inkubationszeit. Dabei erreicht die Mischung 70 % CaCO_3 und 30 % Ca(OH)_2 in beiden Horizonten den höchsten pH-Wert-Anstieg innerhalb der Inkubationszeit.

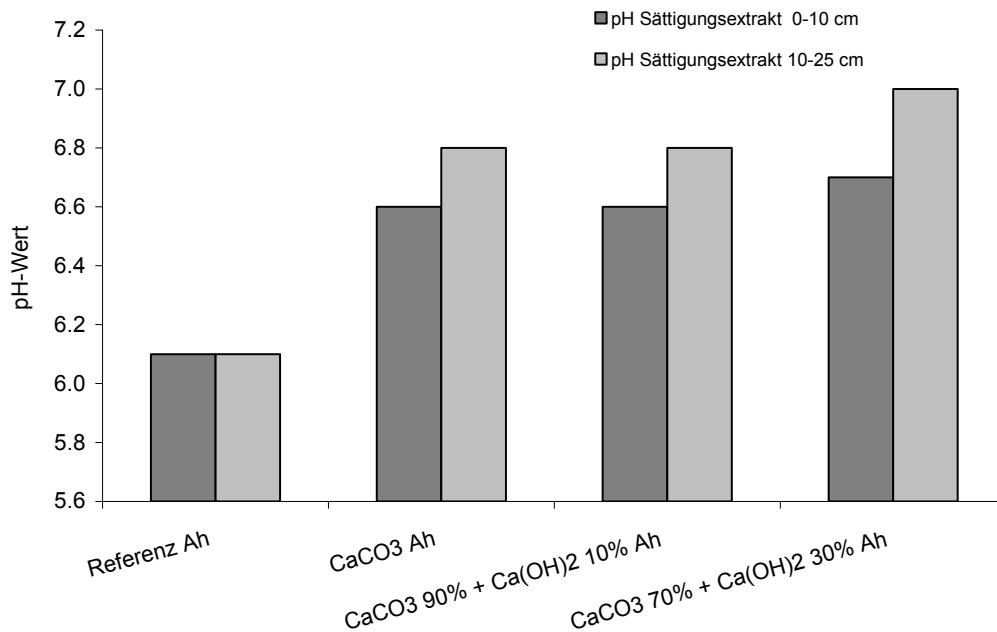


Abb. 33: pH-Werte der Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm und 10-25 cm)

Die Schwermetallkonzentrationen der Kontrollen (Referenz Ah) weisen im Gegensatz zu allen gekalkten Varianten bei allen untersuchten Elementen erwartungsgemäß höhere Werte in der Bodenlösung auf (Abb.34; Abb.35). Im BSE des Oberbodens (0-10 cm) kommt es durch die pH-Wert- Erhöhung zu einer eindeutigen Abnahme von Nickel, Blei, Chrom und Zink. Für Blei lässt sich sogar eine Absenkung der Konzentrationen unter die Prüfwertgrenze der BBodSchV feststellen (Prüfwert Wirkungspfad Boden-Grundwasser: 25 $\mu\text{g/l}$; Referenzprobe (21 Tage) 0-10 cm = 96 $\mu\text{g/l}$). Die Konzentrationen von Zink überschreiten in beiden Horizonten der Referenzprobe die Prüfwerte deutlich (Prüfwert: 500 $\mu\text{g/l}$; Referenz 0-10 cm = 1616 $\mu\text{g/l}$). Bei den Kalkvarianten lässt sich eine eindeutige Absenkung der Zinkkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt feststellen; der Prüfwert wird aber weiterhin überschritten. Die Lösungskonzentrationen von Nickel und Chrom überschreiten die Prüfwerte auch in der Referenzprobe nicht, eine Tendenz der Abnahme der Konzentrationen in fast allen gekalkten Proben ist jedoch feststellbar.

Vergleicht man die verschiedenen Kalkvarianten untereinander, so zeigen sich keine signifikanten Unterschiede bei den Schwermetallkonzentrationen im BSE.

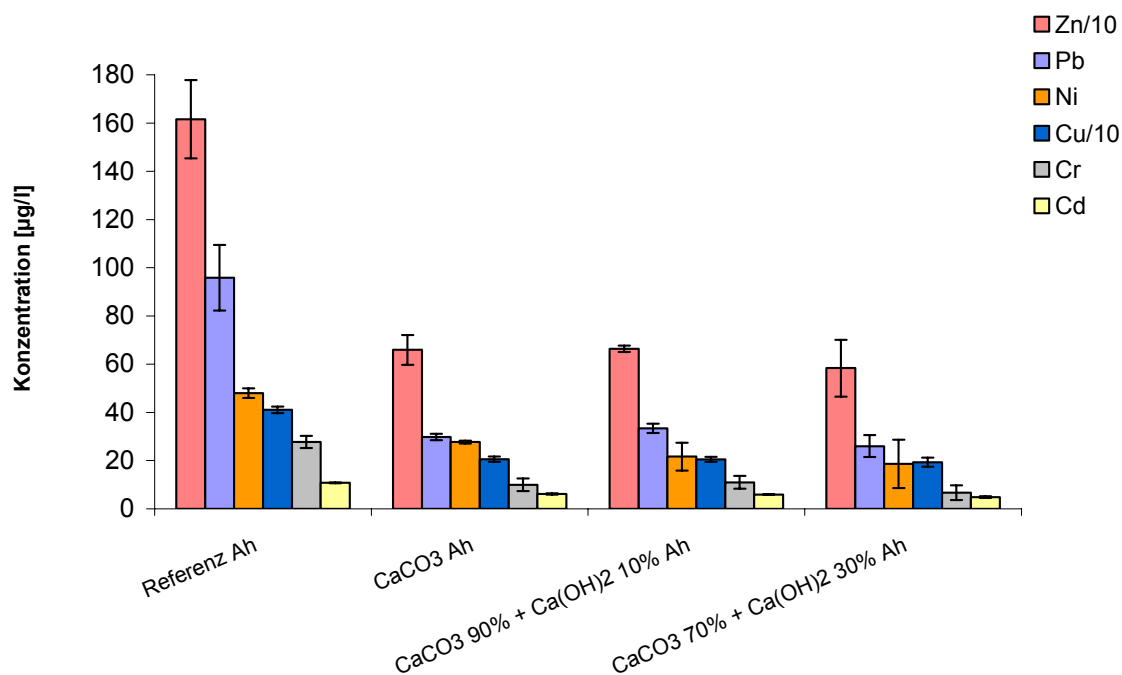


Abb. 34: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm). Fehlerbalken=Standardabweichung

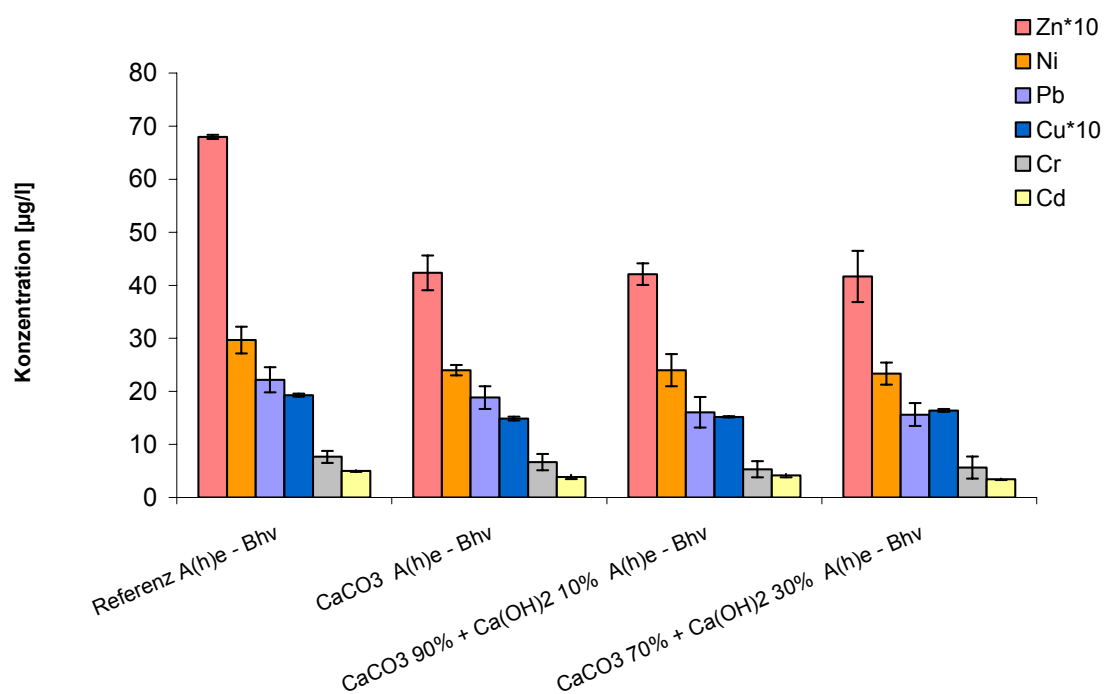


Abb. 35: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (10-25 cm)

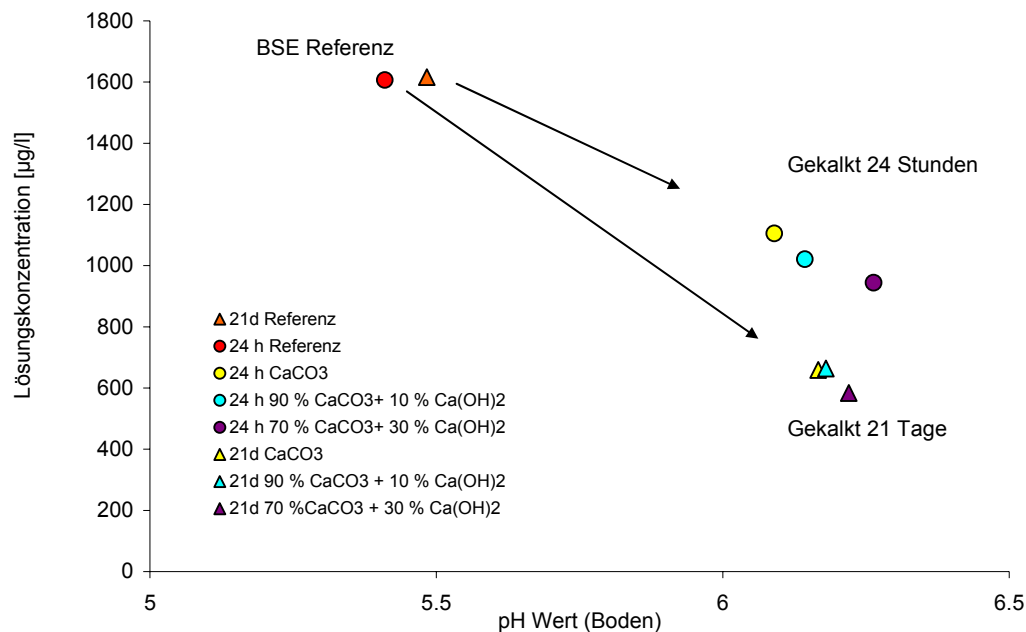


Abb. 36: pH-Wert (CaCl_2) im Boden und Zink im Sättigungsextrakt nach Beendigung Versuche (Inkubation 24 h und 21 Tage) unter Zugabe einer Mischung von CaCO_3 und Ca(OH)_2

Die Abb. 36 verdeutlicht beispielhaft die pH-Wert abhängige Reduktion von Zink im BSE durch die Zugabe von Ca(OH)_2 und CaCO_3 im Oberboden (0-10cm). Dabei wird die Lösungskonzentration von Zink im BSE nach 24 Stunden, je nach Kalkmischung, um ca. 40 %, nach 21 Tagen um ca. 70 % reduziert. Bei den anderen untersuchten Schwermetallen zeigt sich eine ähnliche Reduzierung. Dabei zeigt sich bei der Mischung 70 % CaCO_3 + 30 % Ca(OH)_2 die stärkste Verminderung der Lösungskonzentrationen. Die Reduktion der Lösungskonzentrationen der gekalkten Varianten ist vor allem dem Einfluss des pH-Wertes zuzurechnen, welcher in der Literatur zahlreich dokumentiert ist (vgl. Kuo & Baker 1980, Herms 1982, Herms & Brümmer 1984). Bezüglich der Reduktion kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass es zusätzlich zum „pH-Effekt“ im Boden bzw. der Bodenlösung, auch zu Sorptionsprozessen an noch nicht aufgelösten Kalkpartikeln gekommen ist (vgl. Lindsay 1979; McBride 1981, Illera 2004, Lombi et al. 2003). Die Reduzierung der Lösungskonzentrationen muss somit nicht ausschließlich auf die pH-Wert-Erhöhung zurückzuführen sein.

Anmerkung zu Bodensättigungsextrakten(BSE) und Lösungskonzentrationen

BSE können angewendet werden, um Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser von Bodensubstraten abzuschätzen. Verschiedene Autoren kommen bei dem Vergleich von BSE und Stoffkonzentrationen im Feld zu dem Ergebnis, dass die Konzentrationen

der Bodensättigungsextrakte gegenüber den Lösungskonzentrationen im Feld z.T. stark erhöht sind, da mit der Gewinnung von Boden-Eluaten immer eine Zerstörung des Bodengefüges und der Aggregate stattfindet. Bei der Zerstörung entstehen oft sehr feine Kolloide, die auch durch Poren von Membranfiltern ($0,45\ \mu\text{m}$) in das Eluat gelangen und damit die Konzentrationen verfälschen können (vgl. Bielert 1999, Lichtfuss 2003). Die Lösungskonzentrationen, über die Herstellung von Bodensättigungsextrakten, werden somit meist überschätzt und stellen eher eine „Worst case- Betrachtung“ dar.

4.4 Säulenversuche

Die in den BSE Versuchen ausgewählten Kalke wurden im Labor innerhalb von Säulenversuchen weiter untersucht. Nach einer Bewässerungsgabe von umgerechnet insgesamt $230\ \text{l/m}^2$, was einem Austausch von etwa 6 Porenvolumen entspricht, wurden die Säulenversuche abgeschlossen und ausgewertet. Bei einer berechneten Versickerungsrate von etwa $70\ \text{l/m}^2\text{a}^{-1}$ am Standort Grunewald (10 m Entfernung vom Straßenrand) entspricht die Bewässerungsmenge einer mittleren Sickerwasserrate von etwas mehr als drei Jahren. Im Folgenden werden exemplarisch die Veränderungen der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten für die Schwermetalle Nickel, Zink, Kupfer und Blei innerhalb des Bewässerungszeitraumes gezeigt. Die Daten zu den Eluatkonzentrationen von Cadmium und Chrom befinden sich im Anhang.

Nach Abschluss wurde das Säulensubstrat in Zentimeterabschnitte geschnitten. An den Teilproben wurden die pH-Werte bestimmt und weitere Elutionsversuche durchgeführt.

4.4.1 Vergleich der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten

Nach hohen Anfangskonzentrationen von Zink (First Flush Effekt) kommt es zu einer gleichmäßigen Abnahme der Zinkkonzentrationen in den Eluaten aller Varianten. Die Kupfer- und Nickelkonzentrationen steigen dagegen nach anfänglich niedrigeren Konzentrationen bei einem durchflossenen Porenvolumen (PV) von 2 steil an (Abb. 37-39).

Bis zu diesem Durchfluss erhöht sich der pH-Wert in allen Säuleneluaten von pH 5,5 auf pH 7,6. Im Verlauf der Säulenversuche sinken die Eluatkonzentrationen von Cu, Ni und Zn kontinuierlich ab und erreichen ein elementspezifisches Niveau. Chrom und Cadmium erreichen am Anfang der Bewässerung ihre Konzentrationsmaxima und sinken dann ebenfalls über den gesamten Zeitraum ab (Anhang - Abb.125, 126).

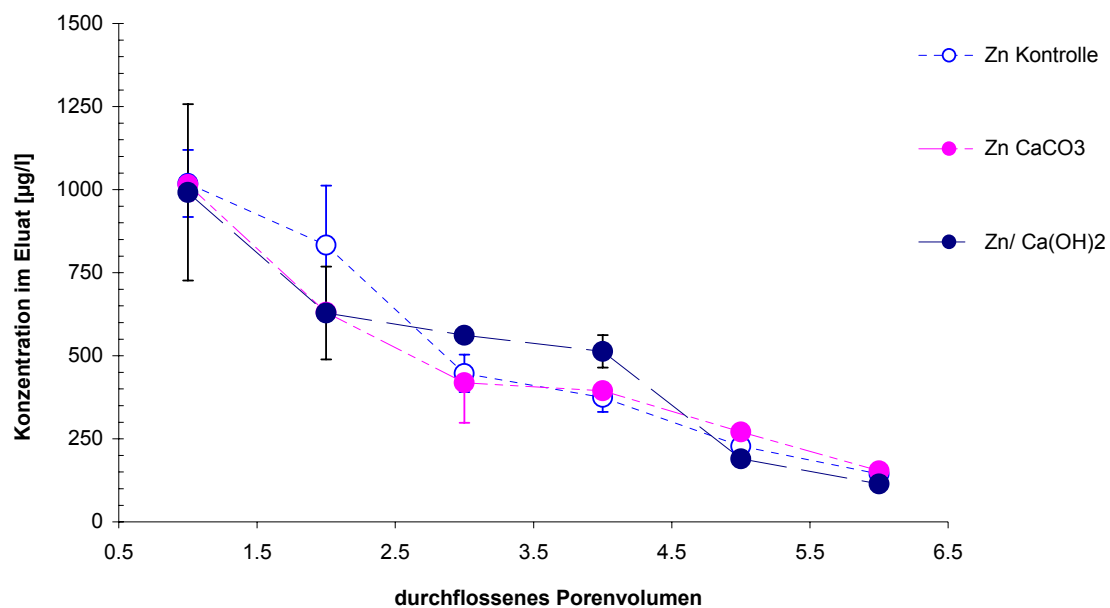


Abb. 37: Mittelwerte der Zinkkonzentrationen in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung)

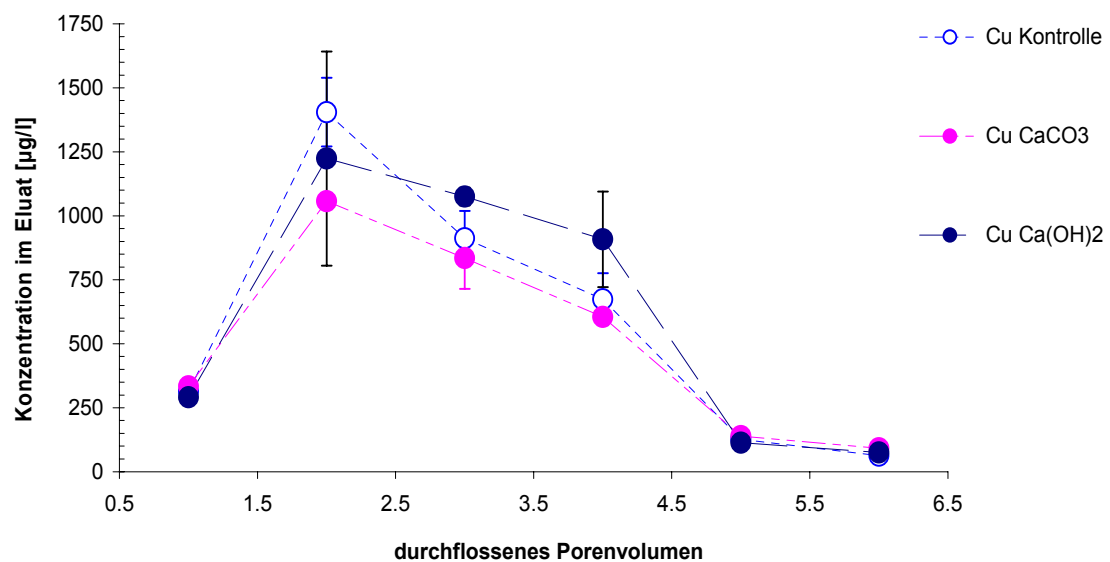


Abb. 38: Mittelwerte der Kupferkonzentrationen in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

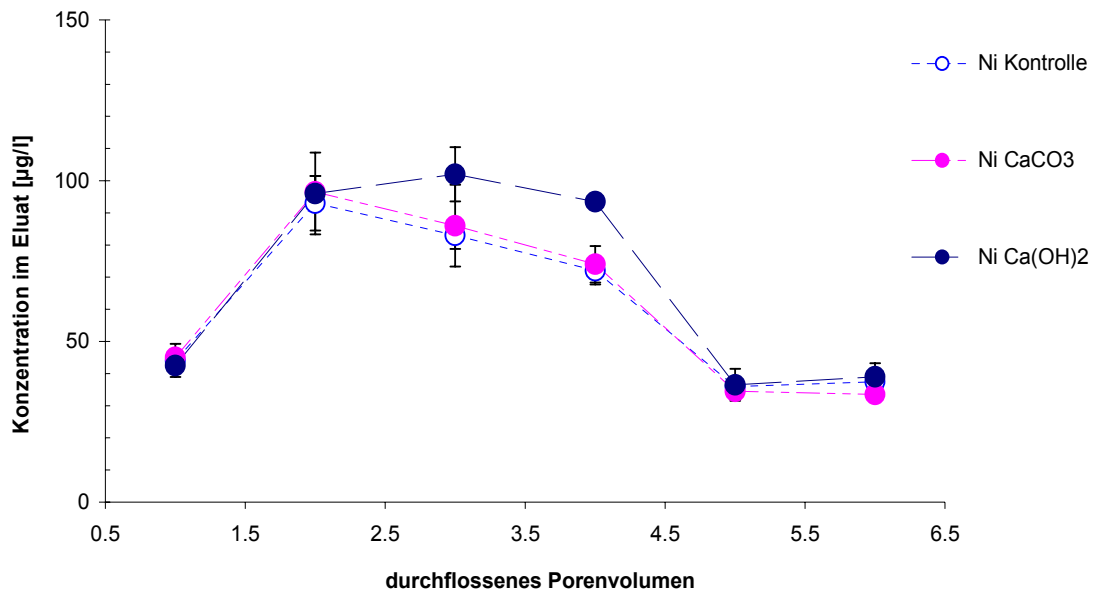


Abb. 39: Mittelwerte der Nickelkonzentrationen in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

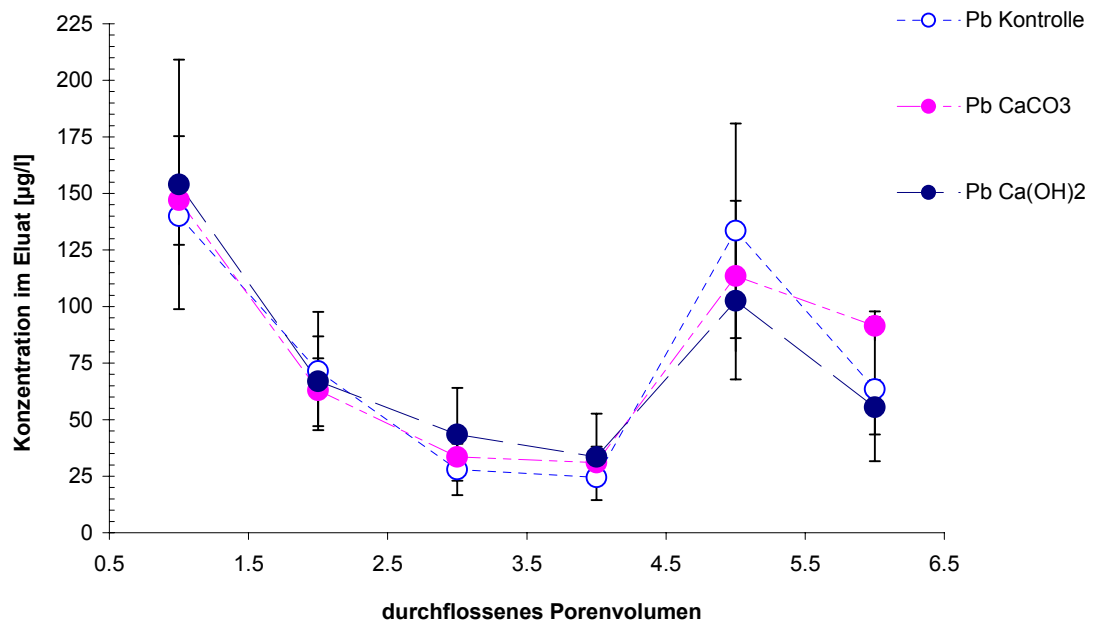


Abb. 40: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

Bei Blei lässt sich ein anderer Kurvenverlauf beobachten (Abb.40). Bei dem Durchfluss von etwa 5 PV steigen die Konzentrationen erneut steil an und haben bis zur Beendigung der Bewässerung noch kein einheitliches Plateau erreicht.

Da Blei zu großen Teilen an den organischen Bestandteilen gebunden ist, werden die anfänglich hohen Konzentrationen durch die Homogenisierung, Austrocknung und Wiederbefeuchtung des Bodenmaterials beim Aufbau der Säulen erklärt, bei der anfänglich oftmals zu einer Erhöhung der DOC- und DOM-Freisetzung kommt (Kreutzer 1995, Haider 1996). Andersson (1998) erklärt die anfänglich erhöhte Freisetzung von Schwermetallen bei Säulenversuchen mit dem plötzlichen Anstieg der Wassergehalte, die zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität in humusreichen Horizonten führt.

Eine erhöhte DOC- und DOM-Freisetzung durch eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität könnte auch versetzten Konzentrationsanstiege von Kupfer- und Nickel in den Säuleneluat erklären.

Aus der Literatur ist bekannt, dass Kalkungsmaßnahmen, bzw. pH-Wert Erhöhungen eine DOC- und DOM-Freisetzung erhöhen und somit eine verstärkte Mobilisierung von organisch gebundenen Schwermetallen bedingen können (Soulsby & Reynolds 1995, Kreutzer 1989). Ebd. (1995) beobachteten nach einem Kalkungsversuch einen Anstieg der DOC-Konzentrationen im Sickerwasser von 7 mg/l vor auf bis zu 75 mg/l, welchen sie auf den erhöhten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz zurückführten.

Eine Erklärung für den zweiten Anstieg von Blei ist das Auftreten von reduzierenden Bedingungen am unteren Säulenrand, da unter reduzierten Bedingungen eine stärkere Bildung von löslichem Pb stattfindet (Herms & Brümmer 1979). Durch vernässungsbedingte mikrobielle Reduktionsvorgänge können zusätzlich auch die an den Oxidmineralen adsorbierten Schwermetalle freigesetzt werden (Gerth & Brümmer 1983). Über den gesamten Bewässerungszeitraum waren bei den Schwermetallkonzentrationen der Eluate der gekalkten Varianten keine quantifizierbaren Unterschiede zu den Kontrollen und untereinander feststellbar. Vielmehr zeigen alle Eluatkonzentrationen einen sehr ähnlichen Kurvenverlauf. Lediglich die Calcium-, Kalium- und Magnesiumkonzentrationen sind gegen Ende der Bewässerungsperiode gegenüber den Kontrollen leicht erhöht (siehe Anhang).

Der sehr einheitliche Kurvenverlauf bei allen Säulenvarianten lässt sich durch die langsam fortschreitende Auflösung der aufgetragenen Kalke erklären. Über den Bewässerungszeitraum ist bei beiden Kalkvarianten eine pH-Wert-Erhöhung über eine Tiefe von wenigen Zentimetern zu beobachten (siehe auch Kap. 4.4.4). Da sich eine Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser aufgrund von Sorptionsprozessen an der Bodenmatrix nur sehr langsam vollzieht, haben die geringen Veränderungen des pH-Wertes innerhalb der ersten Zentimeter noch keinen Einfluss auf die Lösungskonzentrationen am unteren Säulenrand.

4.4.2 Entwicklung des pH-Wertes in den Eluaten

Betrachtet man die pH-Werte in den Säuleneluaten, so lässt sich ein gleichmäßiger und stetiger Anstieg bei allen Varianten beobachten (Abb. 41). Als Hauptursache des gleichmäßigen Anstieges aller Varianten werden die durch die unteren Randbedingungen auftretende reduzierende Bedingungen im A(e)h- Bhv Horizont 10-20 cm vermutet. Da dieser Horizont einen relativ hohen Gehalt an organischer Substanz besitzt und die Intensität der mikrobiell ausgelösten Redoxprozesse stark vom Gehalt an organischer Bodensubstanz abhängt, kann es nach einer Wassersättigung zu einer Abnahme der Redoxpotentiale kommen.

Mit sinkenden Redoxpotentialen treten starke pH-Wert Veränderungen auf, die bei Gley-Böden innerhalb des Jahres bis zu zwei pH-Wert-Einheiten betragen können (Alloway 1997). Der stetige Anstieg des pH-Wertes bei Eintritt der Wassersättigung im Boden ist auf den Verbrauch von H^+ -Ionen bei der Reduktion von Oxiden und Sulfaten zurückzuführen (Brümmer 1974).

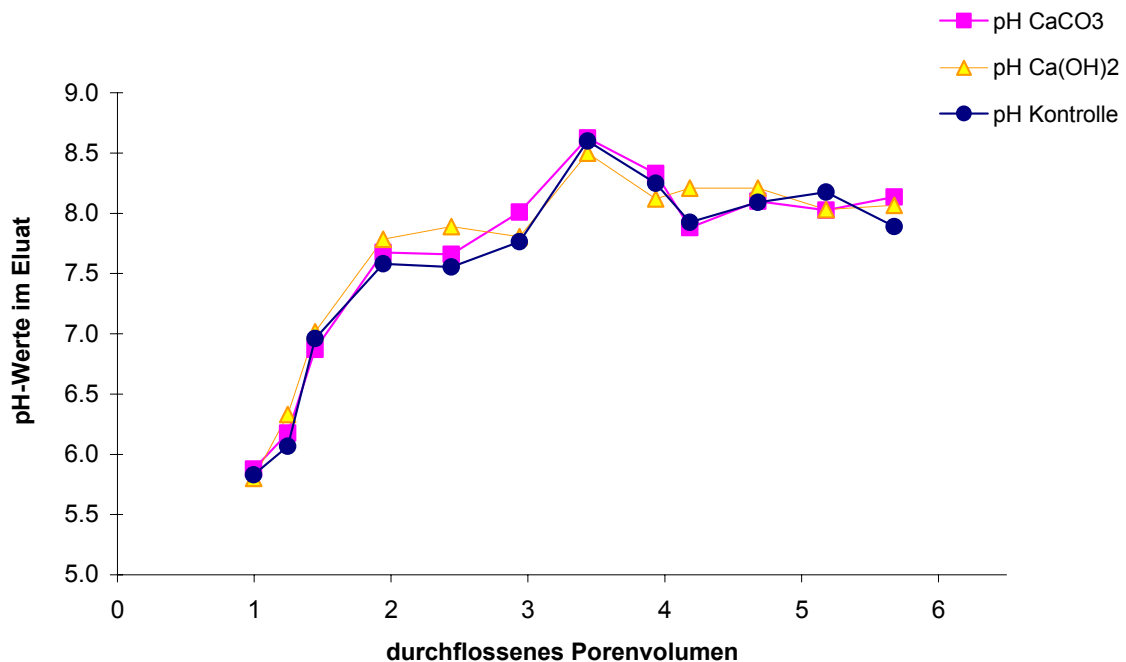


Abb. 41: pH-Wert Verlauf in den Eluaten während des Bewässerungszeitraumes

4.4.3 Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser

Der Kurvenverlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser ist anfänglich bei allen Varianten sehr ähnlich ausgeprägt. Bis zu einem Durchlauf von etwa 4 PV variiert die elektrische Leitfähigkeit in allen Eluaten nur wenig (Abb.42).

Danach erhöht sich die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser beider Kalkvarianten gegenüber den Kontrollen leicht. Diese Erhöhung verläuft parallel zu einem Anstieg der Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} im Sickerwasser der beiden Kalkvarianten (siehe Tab. 22/23-Anhang).

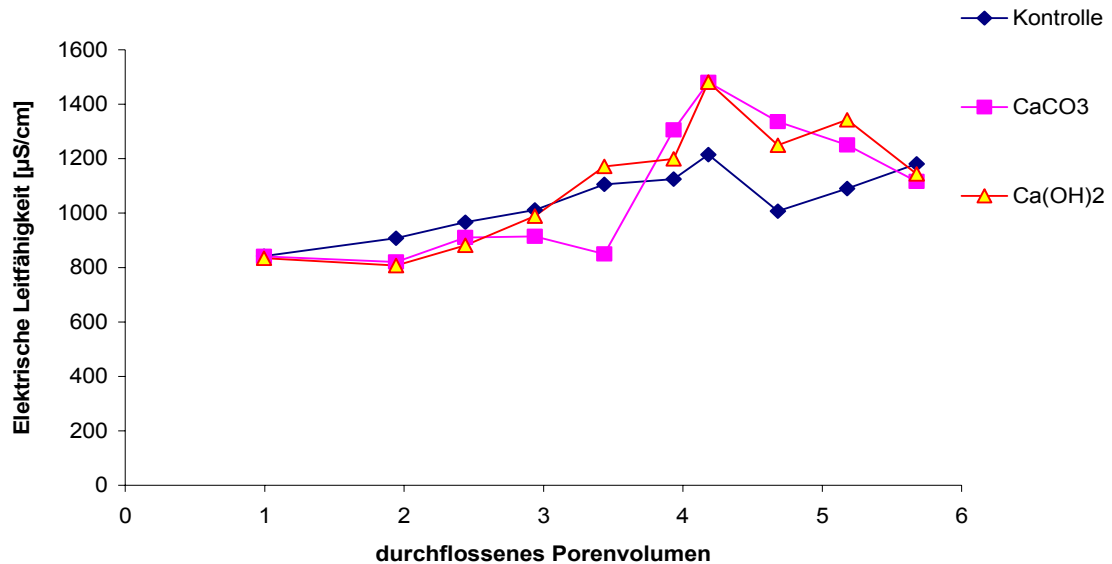


Abb. 42: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit der Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

4.4.4 Veränderung des Boden-pH-Wertes in den Säulen

Die Entwicklung des pH-Wertes in der Tiefe der Säulen 4 Monate nach Beginn des Säulenversuches lässt erkennen, dass die Kalkung in beiden Kalkvarianten zu einem deutlichen Anstieg des pH-Wertes im Oberboden geführt hat (Abb.43). Der pH-Wert der mit CaCO_3 beaufschlagten Säule hat sich bis in eine Tiefe von etwa 4 cm erhöht, wobei eine signifikante Anhebung nur innerhalb der ersten zwei Zentimeter festzustellen ist. Danach zeigt sich nur noch eine geringe Erhöhung der Bodenreaktion um 0,2. Ab einer Tiefe von 5 cm sind keine signifikanten Änderungen gegenüber den Kontrollen festzustellen (siehe Anhang). Eine Erhöhung des pH-Wertes der mit Ca(OH)_2 beaufschlagten Säule lässt sich bis in eine Tiefe von etwa vier Zentimeter beobachten. Dieser liegt um etwa 0,5 bis 1 höher, als bei der mit CaCO_3 beaufschlagten Säule. Zudem deutet sich eine pH-Wert Erhöhung bis in eine Tiefe von 10 cm an. Ab einer Tiefe von 6 bis 10 cm liegen die pH-Werte gegenüber den Kontrollen und den mit CaCO_3 beaufschlagten Säulen um 0,2-0,4 höher, was zum einen auf eine schnellere Wirksamkeit hindeutet, zum anderen aber auch durch die flüssige Applikation bedingt sein kann.

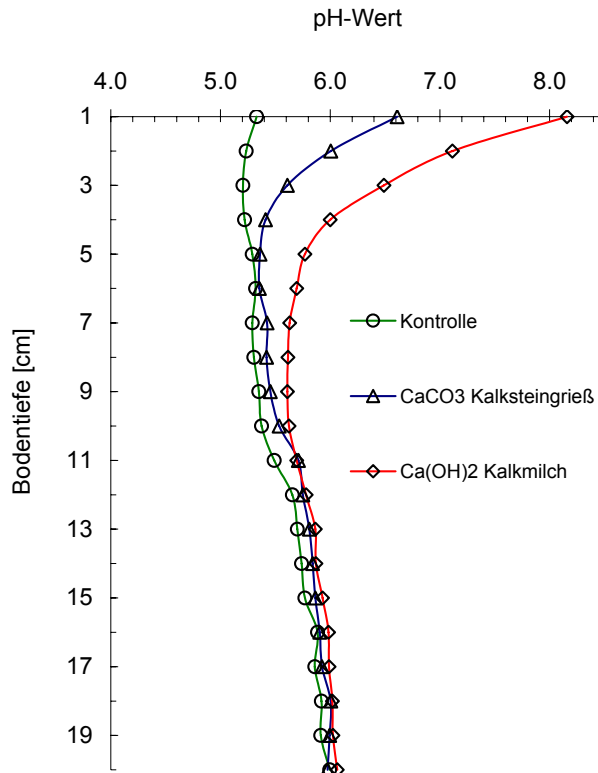


Abb. 43: Tiefenverteilung des pH-Wertes (CaCl_2) der Säulenvarianten in der Tiefe (cm)

Eine Anhebung der pH-Werte auf 6,5-7,0 über die Tiefe von 20 cm ist innerhalb der Laufzeit des Säulenversuchs in keiner gekalkten Säulenvariante gelungen. Die festgestellte Tiefenentwicklung des pH-Wertes lässt sich gut mit den in der Waldschadensforschung ermittelten Werten vergleichen. Marschner (1990) stellte bei der Auswertung einer Meliorationskalkung im Grunewald innerhalb von fünf Jahren lediglich eine Zunahme des pH-Wertes in der organischen Auflage fest. Diese langsame Verlagerung wird damit erklärt, dass der Neutralisationsschritt von CaCO_3 meist in unmittelbarer Nähe des Kalkkornes abläuft und deswegen nur langsam in die Tiefe wirkt (ebd. 1990). Gensior (1995) ermittelte bei Säulenversuchen mit Kalkaufbringung eine Veränderung des pH-Wertes bis in eine Tiefe von 5 cm bei einer Bewässerungsmenge von 637 l/m^2 , was im Vergleich mit den durchgeführten Säulenversuchen der dreifachen Bewässerungsmenge entspricht.

Eine Verlängerung der Versuchszeit oder eine Erhöhung der Bewässerungsraten zur Erreichung des pH-Wert-Ziels des Säulensubstrates wurde nicht angestrebt, da diese mit höherem C_{org} Abbau verbunden gewesen wäre und starke Veränderungen der Zusammensetzung der Eluate verursacht hätten.

4.4.5 S4-Elution ausgewählter Beprobungstiefen der Säulensubstrate

Nach Abschluss des Säulenversuches wurden Proben zentimeterweise aus der Säule geschnitten, luftgetrocknet und anschließend mit Wasser eluiert (DIN 38414-S4). Der erste Zentimeter wurde aufgrund der direkten Aufbringung des Kalkes auf die Bodenoberfläche und der noch nicht vollständigen Auflösung nicht mitbeprobt.

Die Abb. 44 zeigt die Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen der geschüttelten Proben für Chrom und Kupfer. Im Tiefenprofil der mit CaCO_3 beaufschlagten Säule ist gegenüber der Referenzsäule für Chrom und Kupfer eine deutliche Reduzierung der wasserlöslichen Fraktion innerhalb der ersten drei Zentimeter zu erkennen. Diese Reduzierung korreliert mit der Anhebung des pH-Wertes von rund einer pH-Wert-Stufe gegenüber der Referenzsäule. Auch bei der mit Ca(OH)_2 beaufschlagten Säule ist eine Reduzierung der wasserlöslichen Fraktion von Chrom erkennbar, welche jedoch weniger stark ausgeprägt ist. Der pH-Wert der Ca(OH)_2 Variante hat sich bis in den Tiefenbereich von etwa 10 cm erhöht. Dies spiegelt sich auch in den erhöhten Kupferlösungskonzentrationen im Tiefenbereich bis 10 cm wieder (Abb.44).

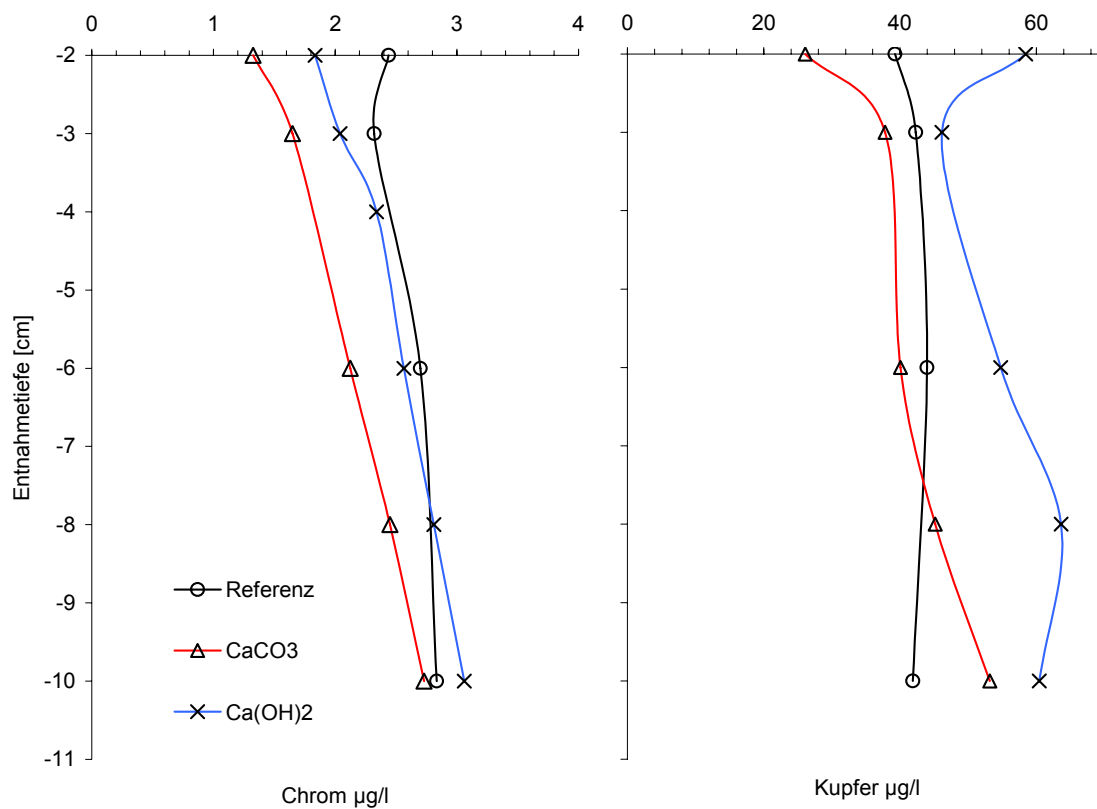


Abb. 44: Mittelwerte der S4 Elution der Säulenproben von Chrom und Kupfer im Tiefenprofil 0-10 cm

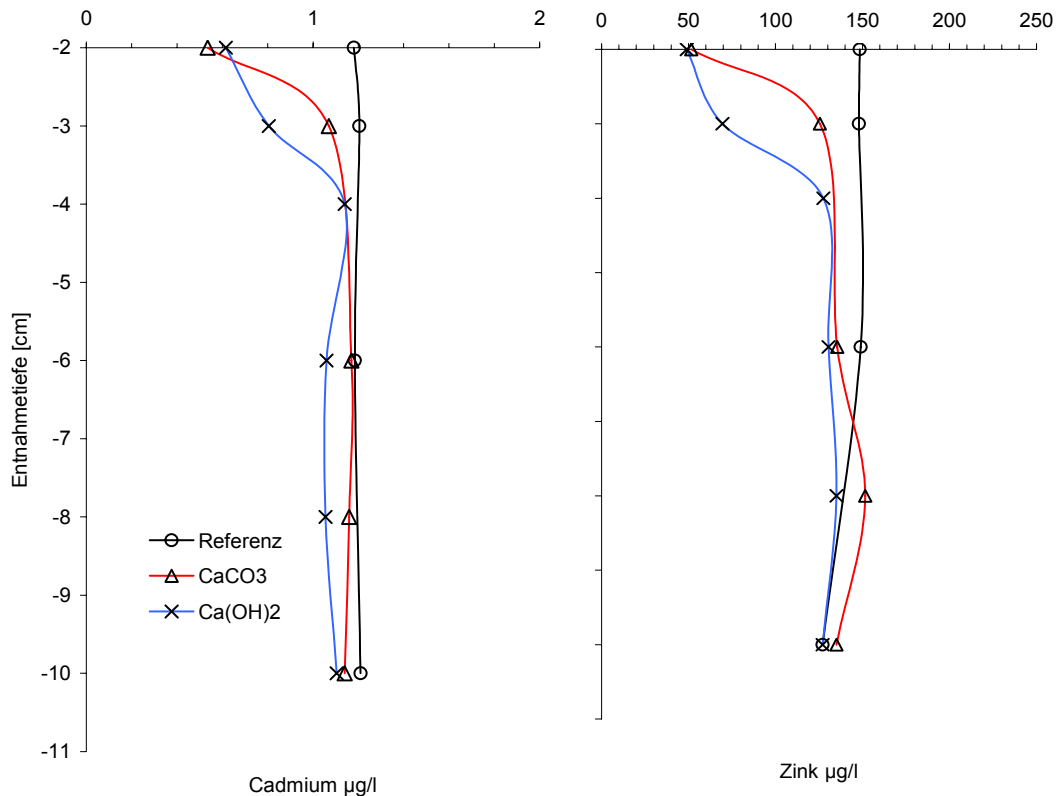


Abb. 45: Mittelwerte der S4 Elution der Säulenproben von Cadmium und Zink im Tiefenprofil 0-10 cm

Aus der Literatur ist bekannt, dass mit steigenden pH-Werten die Lösungskonzentrationen der Schwermetalle Zink, Cadmium, Kupfer und Blei deutlich abnehmen, ein spezifisches Löslichkeitsminima erreichen und im alkalischen Bereich wieder ansteigen können (Herms & Brümmer 1984). Eine Anhebung des pH-Wertes in diesen Bereich führt, vor allem bei humusreichen Böden, zu einer zunehmenden Löslichkeit von organischen Komplexbildnern, zu einem schnelleren Abbau von organischer Substanz sowie zu einer verstärkten Löslichkeit von DOM (McLaren et al. 1983, Hornburg & Brümmer 1993, Kreutzer 1995). Die zunehmende Löslichkeit durch eine pH-Wert-Einstellung mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in einem pH-Wert Bereich von 7-8 ist auch von Herms (1982) und Herms & Brümmer (1984) nachgewiesen worden. Ebd. leiteten daraus für Cu einen optimalen pH-Bereich von pH 5-6,5 ab, bei dem die Lösungskonzentrationen ihr Minimum erreichen. Mattigod & Sposito (1979) stellten zudem eine deutliche Wirkung von Carbonaten auf die Lösungskonzentration von Kupfer fest. Für Zink und Cadmium lässt sich dagegen innerhalb der obersten Zentimeter bei beiden Kalkungsvarianten eine Reduzierung der Lösungskonzentrationen gegenüber der Referenzsäule feststellen (Abb.45). Der Einfluss ist bis in eine Tiefe von etwa vier Zentimetern sehr deutlich zu erkennen. Dabei ist die Reduzierung bei der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Variante bei beiden Elementen stärker ausgeprägt, als bei der CaCO_3 Variante. Gut zu erkennen ist weiterhin, dass aufgrund der chemischen Verwandtschaft von Zink und Cadmium vergleichbare Löslichkeitsverhalten.

4.6 Freilandversuch - Messstelle Avus A115

4.6.1 Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung

Anhand des Jahresverläufe der pH-Werte im Bodensickerwasser des Abstände 2,5 m, 7,5 m und 10 m Entfernung vom Straßenrand und verschiedenen Bodentiefen soll ein Eindruck über die Größe, die Veränderung und die Variabilität des pH-Wertes der Bodenlösung auf den Messflächen gegeben werden (Abb. 46 ff). Die pH-Werte der Bodenlösung in 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand liegen in allen Tiefen mit 7,5 bis 8 im neutralen bis alkalischen Bereich (Abb. 46).

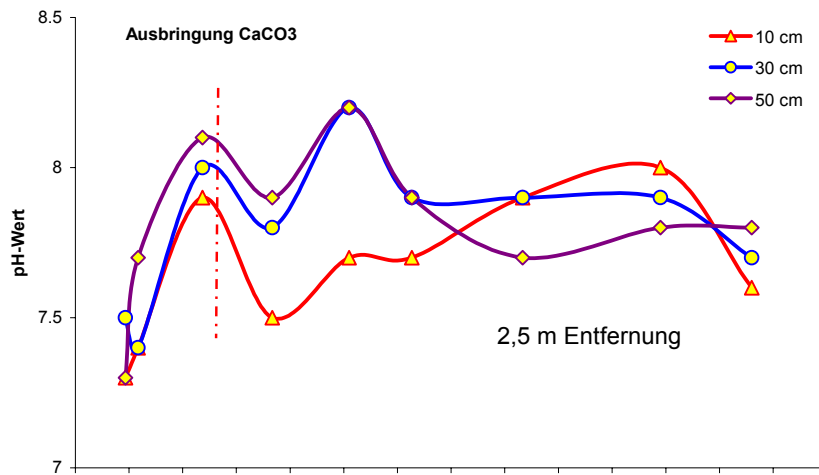


Abb. 46: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (CaCO_3). Rote Linie= Zeitpunkt der Kalkung

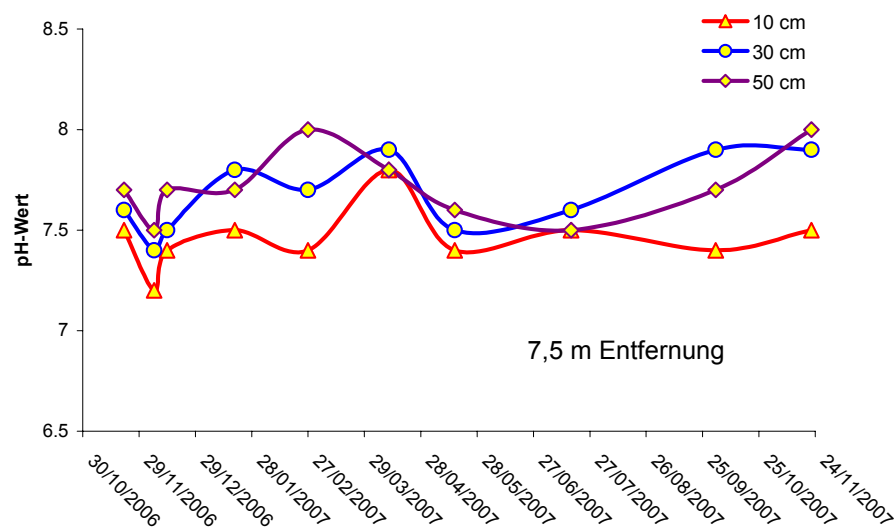


Abb. 47: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (CaCO_3)

Dies korreliert mit den in dieser Entfernung aufgenommenen Boden-pH-Werten. Diese wiederum erklären sich vor allem durch den beschriebenen Bankettaufbau und die basischen Staubeinträge aus dem Fahrbahnabrieb (vgl. Kap. 4.1.4). Über den gesamten Messzeitraum zeigt sich in allen Tiefenbereichen einen relativ einheitlicher pH-Wert-Verlauf. Dies gilt sowohl für die Kontroll-, als auch für die CaCO_3 und Ca(OH)_2 -Fläche (Abb. im Anhang).

Der Einfluss des ausgebrachten Kalkes ist aufgrund des hohen pH-Wertes auf beiden gekalkten Flächen nicht zu erkennen. Einen ähnlichen Verlauf weisen auch die pH-Werte der Bodenlösung in 7,5 m Entfernung vom Straßenrand auf (Abb. 47). Der Einfluss der Straße bezüglich der pH-Wert-Erhöhung des Bodens durch basische Einträge spielt anscheinend auch in diesem Bereich noch eine entscheidende Rolle.

Da die Mobilisierung von Schwermetallen in einem hohen Maße pH-Wert abhängig ist und die Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung im Oberboden in dem Bereich 2,5 m bis etwa 8 m Entfernung vom Straßenrand nur selten unterschritten werden, wird im folgenden näher auf den Bereich um 10 m Entfernung vom Straßenrand (Boden-pH-Wert von 4,3-5,0) eingegangen (Abb. 48 bis Abb. 50).

Die pH-Werte der Bodenlösung der Kontroll- und der Ca(OH)_2 -Fläche, zeigen in allen Beprobungstiefen einen sehr ähnlichen Kurvenverlauf. Die Schwankungen innerhalb einer halben pH-Wert-Einheit sind auf beiden Flächenteilen sehr ähnlich ausgeprägt. Diese sind auf die räumliche und zeitliche Variabilität der pH-Werte innerhalb der Bodenlösung zurückzuführen. In 50 cm Tiefe sind die Schwankungen am geringsten ausgeprägt (Abb. 48; Abb. 49). Nach anfänglich erhöhten pH-Werten, die sich durch eine noch nicht vollständig abgeschlossene Konditionierung der Saugsonden erklärt, lässt sich innerhalb der folgenden zehn Monate ein relativ einheitlicher Verlauf um pH 4,8-5,0 beobachten. Diesem Verlauf folgen auch die pH-Werte der Bodenlösung in einer Tiefe von 30 Zentimetern, die sich bis auf kurzzeitige Erhöhungen in den Monaten Februar bis März auf ein einheitliches Niveau einpendeln. Grundsätzlich lässt sich dies auch für die Tiefe von 10 Zentimetern beschreiben. Auf der Ca(OH)_2 -Fläche ist nach der Beprobung (22.11.2007) ein steiler Anstieg des pH-Wertes in der Bodenlösung zu erkennen (Dieser Anstieg tritt in den Bodenlösungen mehrerer Saugsonden auf und lässt sich nicht durch einen „Ausreißer“ einer Einzelmessung erklären). Er beschreibt den erstmaligen Einfluss der aufgetragenen Kalkmilch in einer Tiefe von 10 cm (Abb.49). Bei allen anderen Beprobungstiefen ist der Einfluss der Kalkung auf den pH-Wert der Bodenlösung nicht erkennbar. Auf der CaCO_3 -Fläche liegen die Bodenlösungs-pH-Werte im Gegensatz zur Referenzfläche und der Ca(OH)_2 -Fläche um 0,5 bis 1 pH-Wert-Stufen höher (Abb. 49/50).

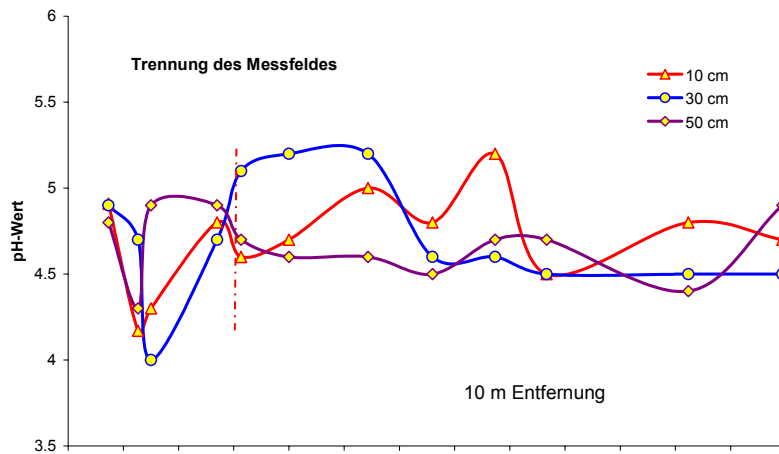


Abb. 48: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Kontrolle)

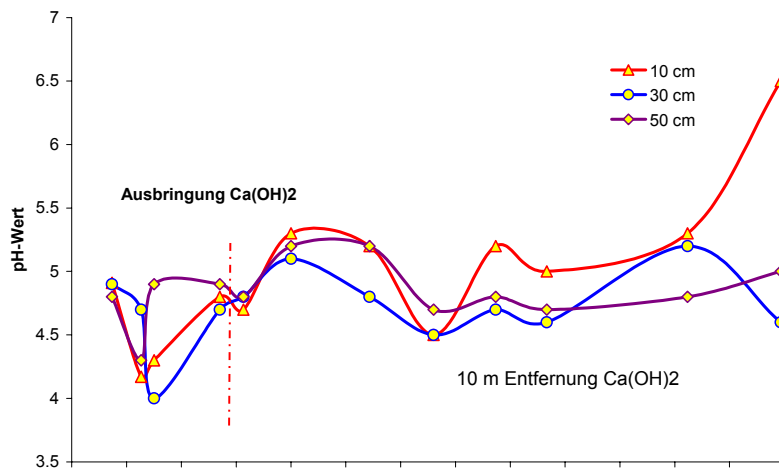


Abb. 49: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)

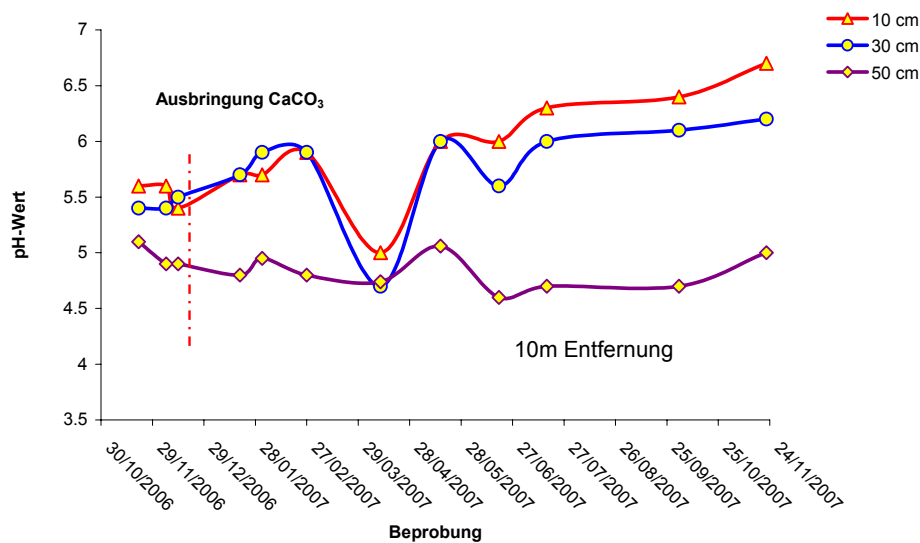


Abb. 50: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (CaCO_3)

Dies ist vor allem auf die Heterogenität des Standortes zurückzuführen, die sich in diesem Fall durch einen höheren pH-Wert im Oberboden des Messstellenbereichs der CaCO_3 -Fläche nachvollziehen lässt.

Ab einer Tiefe von 50 Zentimetern lässt sich ein vergleichbarer pH-Wert-Verlauf wie auf der Kontrollfläche beobachten. Die pH-Werte weisen einen relativ schwankungsfreien Jahresverlauf um pH 4,7-5,0 auf. Bis auf eine starke Erniedrigung des pH-Wertes im April 2007 lässt sich der Verlauf auch für die Tiefe von 30 Zentimetern beschreiben. In 10 cm Tiefe dagegen steigt der pH-Wert ab Mitte Juni 2007 gegenüber dem pH-Wert von ~ 6 leicht an, ein Trend der Erhöhung des pH-Wertes der Bodenlösung ist demnach auch auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche erkennbar.

4.6.2 Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe

Auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Messfläche wurden vor der Ausbringung des Kalkes Bodenproben im Saugsondenmessfeld entnommen. An den Bodenproben wurde der pH-Wert in CaCl_2 bestimmt. Zwölf Monate nach der Kalkung wurden die pH-Wert-Messung wiederholt. Im Abstand von 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand ist eine signifikante pH-Wert-Erhöhung in den ersten zehn Zentimetern zu beobachten. Dieser erhöhte sich innerhalb eines Jahres um 0,3 Einheiten (Abb. 51). In einer Tiefe von 30 cm liegt der Boden-pH-Wert vor der Kalkung bereits bei pH 6,8, weshalb sich innerhalb des Messzeitraumes keine signifikanten Veränderungen beobachten lassen.

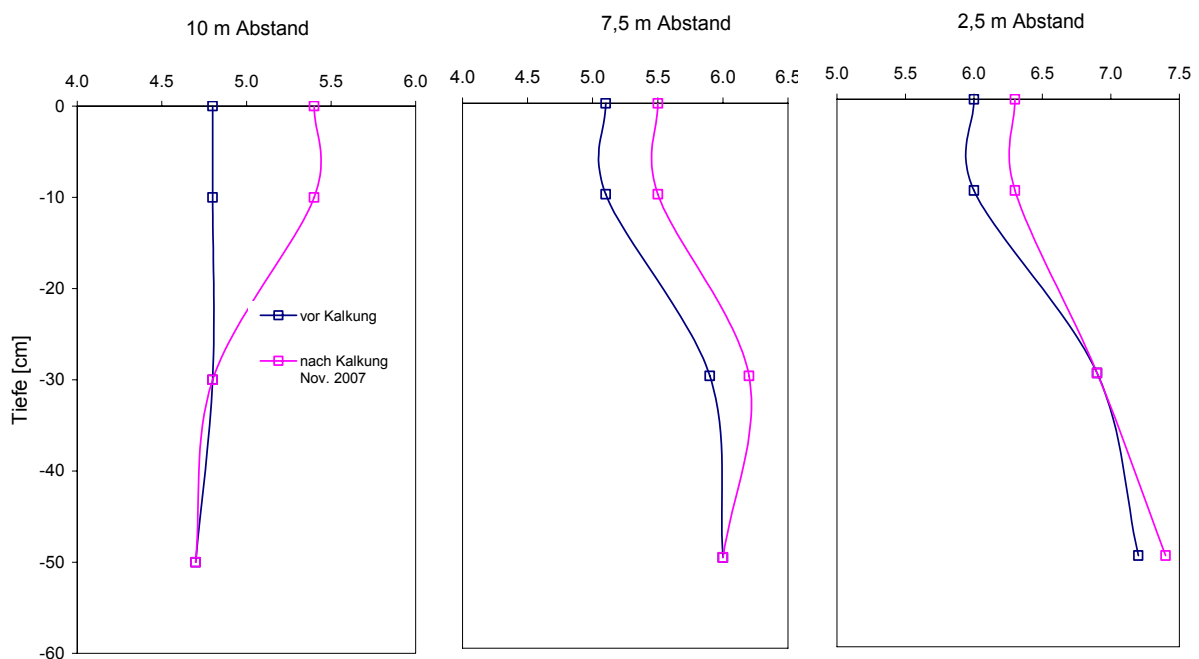


Abb. 51: pH-Werte im Boden (CaCl_2) auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche vor und nach der Kalkaufbringung (Beprobung November 2007) in verschiedenen Abständen zur Fahrbahn und Bodentiefen

Im Abstand 7,5 m zum Fahrbahnrand erhöhte sich der pH-Wert bis in eine Tiefe von 30 cm um 0,4, in der Tiefe von 50 cm ließ sich keine Änderung feststellen. Da die Neutralisationsgeschwindigkeit mit sinkendem pH-Wert steigt wurde die größte Erhöhung im Abstand von 10 m zum Fahrbahnrand gemessen. Die Ausgangs-pH-Werte sind in diesem Bereich mit pH-Werten um 4,8 am niedrigsten. Bis in eine Tiefe von 10 cm stieg der pH-Wert um 0,6-0,7, in 30 cm ließ sich kein Anstieg feststellen. Die Ergebnisse korrelieren gut mit den Veränderungen der Bodenlösungs-pH-Werte der einzelnen Beprobungstiefen und Fahrbahnabstände (siehe Kap. 4.6.1).

4.7 Sickerwasserkonzentrationen an der A115

4.7.1 Saugkerzen

Im folgenden Kapitel werden die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an der A115 im Jahresverlauf erläutert. Dargestellt werden Median, Minimum, Maximum, oberstes Quartil, unterstes Quartil und der Prüfwert des Wirkungspfades Boden-Grundwasser der BBodSchV= Rote Linie. In der Entfernung 2,5 m vom Straßenrand zeigt sich bei den Sickerwasserkonzentrationen von Chrom in allen Tiefen eine hohe Variabilität innerhalb der Saugkerzenparallelen (Abb.52). Es wird vermutet, dass die hohen Chromkonzentrationen am 01.02. und 27.02. die hohen Niederschläge und die damit verbundenen Straßenabflüsse des Zeitraumes 01.01.-27.02.07 (Nd= 105 mm) widerspiegeln. Die erhöhten Konzentrationen pausen sich dabei bis in die Beprobungstiefe von 50 cm durch. Die Cadmiumkonzentrationen pendeln sich nach anfänglich höheren Werten in allen Tiefenbereichen auf ein relativ einheitliches Niveau ein, bzw. sinken gegen Ende leicht ab. Ein Absinken aller anderen untersuchten Elemente ist ebenfalls zu beobachten (siehe Anhang). Bei den Sickerwasserkonzentrationen von Cadmium und Chrom kommt es, trotz hoher Feststoffgehalte und stetigen Einträgen aus dem Straßenverkehr, nicht zu Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser (Rote linie- für Chrom liegt der Prüfwert oberhalb der Skalierung - 50 µg/l). Dies gilt auch für alle anderen untersuchten Elemente, mit Ausnahme von Kupfer (Abb. 53). Die Mediane der Sickerwasserkonzentrationen liegen im Abstand 2,5 m zur Fahrbahn in einer Tiefe von 50 cm bei fast allen Beprobungsterminen und beiden Messflächen über dem Prüfwert von 50 µg/l. Wie in Kap. 4.6.1 beschrieben, liegen die pH-Werte der Bodenlösung in der Entfernung 7,5 m vom Straßenrand bei allen aufgenommenen Tiefen im neutralen Bereich. Dieses spiegelt sich auch in den Sickerwasserkonzentrationen wider. Die Abb. 54 zeigt exemplarisch den Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen für Kupfer und Zink in einer Tiefe von 50 cm des Abstandes 7,5 m zum Fahrbahnrand.

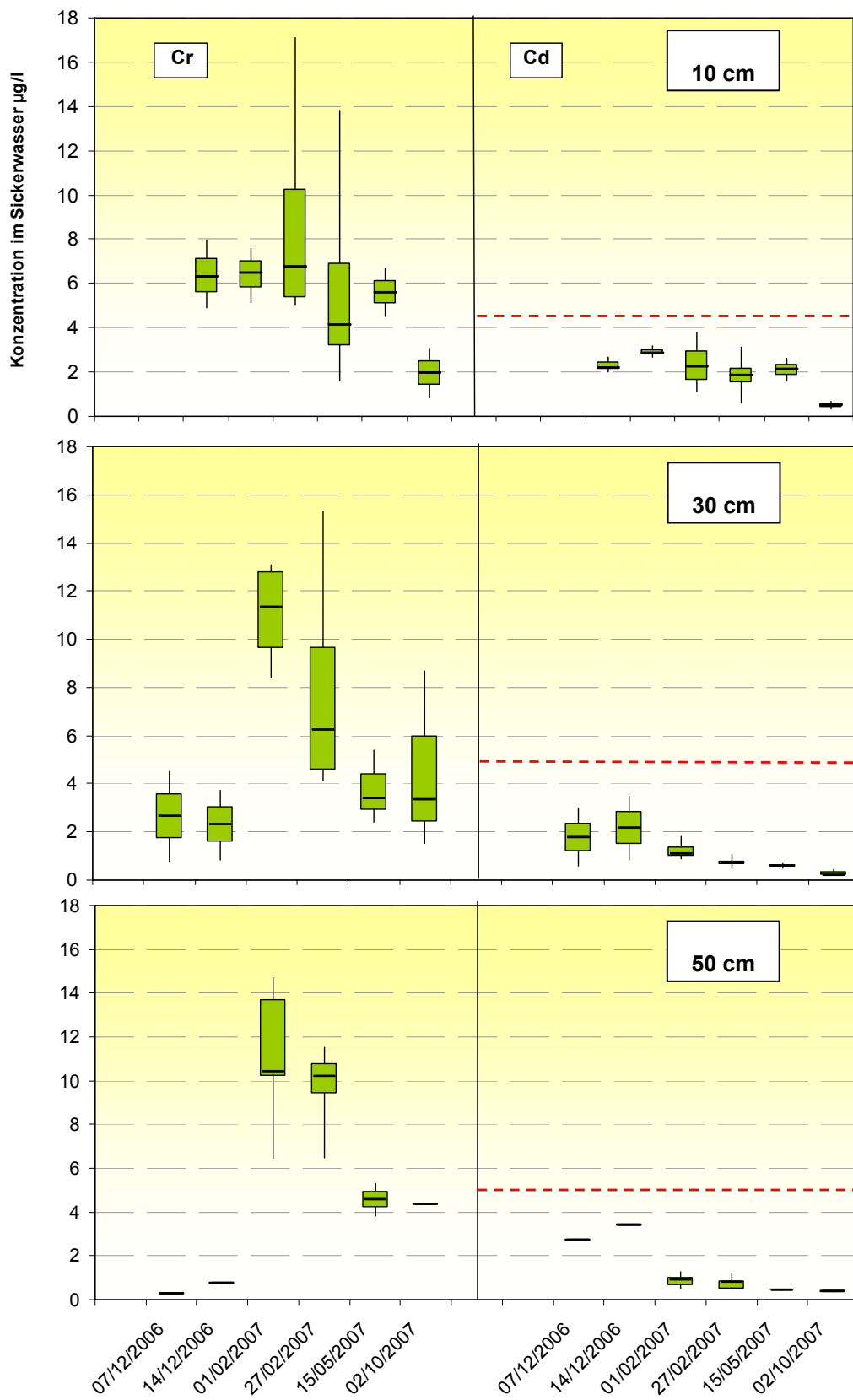


Abb. 52: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser verschiedener Tiefen – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

Bei Kupfer kommt es am vorletzten Beprobungstermin bei einigen Saugkerzen zu Überschreitungen des Prüfwertes der BBodSchV. Der Median liegt aber weiterhin unterhalb des Prüfwertes. Die Sickerwasserkonzentrationen der Schwermetalle Pb, Cd, Zn, Cr, Ni überschreiten zu keinem Zeitpunkt die Prüfwerte der BBodSchV (alle hier nicht aufgeführten Sickerwasserkonzentrationen befinden sich im Anhang).

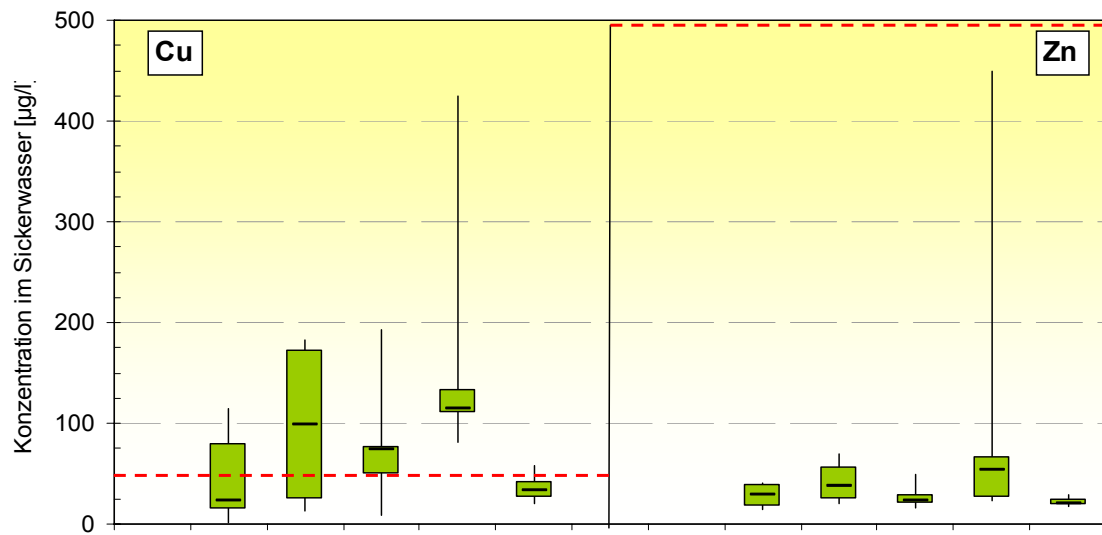


Abb. 53: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 2,5 m; CaCO_3 – Fläche.

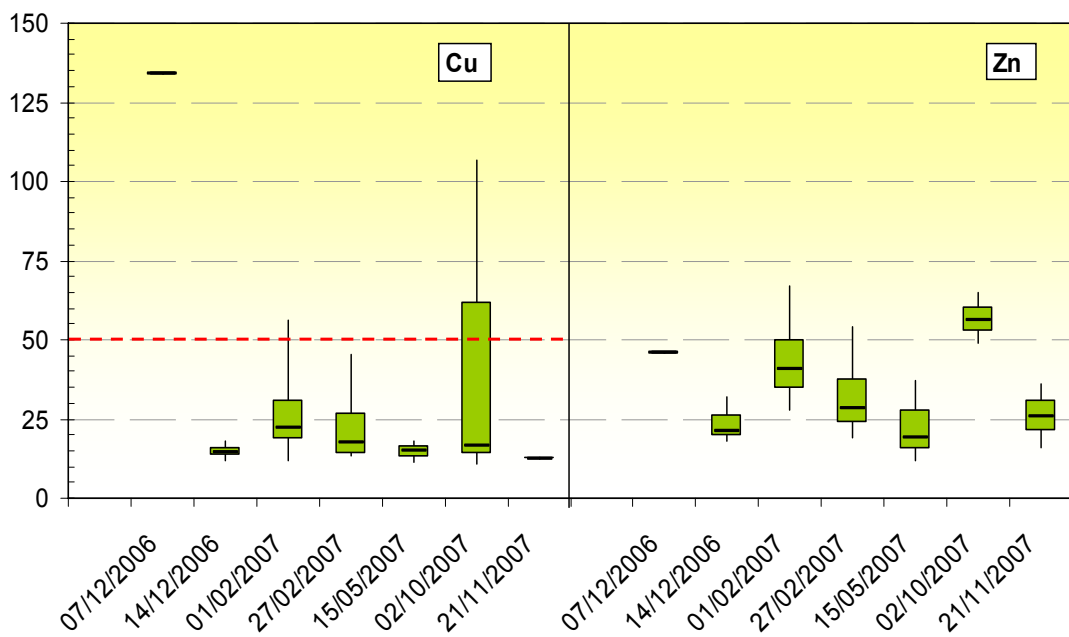


Abb. 54: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 – Fläche.

Im Folgenden wird näher auf den Abstand 10 m Entfernung vom Straßenrand eingegangen, da in diesem Bereich überwiegend niedrige pH-Werte dominieren und die Schwermetallgehalte des Bodenfeststoffs noch immer sehr stark erhöht sind. Die Abb. 55 zeigt die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ beaufschlagten Fläche in einer Tiefe von 10 cm. Die Aufbringung des $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in Form von Kalkmilch erfolgte am 01.02.2007, die Sickerwasserproben, die bis einschließlich 01.02.2007 entnommen worden sind, werden in diesem Fall als Referenz (Sickerwasserkonzentrationen vor Ausbringung) betrachtet, da durch die zusätzliche Aufbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ die eigentlich geplante Referenzfläche wegfiel und dadurch nur noch mit 2 Parallelen beprobt werden konnte. Verglichen mit den geringeren Entfernungen zur Fahrbahn der BAB A115, treten in 10 m Abstand und 10 cm Tiefe höhere Lösungskonzentrationen auf. Betrachtet man nur diesen Tiefenbereich, so lässt sich für Cu, Zn und Pb eine Überschreitung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV feststellen, bei Cd liegen die Mediane der Konzentrationen der Beprobungstermine um den Prüfwert. Dabei treten bei den Saugsondenparallelen hohe Spannweiten auf, die die Variabilität des Standortes widerspiegeln.

Nach einem stetigen Anstieg der Konzentrationen im Frühjahr (alle außer Cadmium) ist am Beprobungstermin 19.06.2007 eine deutliche Abnahme der Mediane der Konzentrationen aller Elemente zu erkennen. Dies könnte einen Einfluss des $\text{Ca}(\text{OH})_2$ auf die Sickerwasserkonzentrationen markieren, da auch die pH-Werte in der Bodenlösung an diesem Termin ansteigen. Eine signifikante Konzentrationsabnahme ließe sich jedoch nur über weitere Beprobungen bestätigen. Ein Vergleich mit den Niederschlagsmengen zwischen den Probennahmen lässt aber die Vermutung zu, dass der Konzentrationsabfall die fehlende Gleichgewichtseinstellung, infolge der hohen Niederschlagsmengen vor der Saugkerzenbeprobung widerspiegelt (Abb.55; Abb.56). Vor dem Beprobungstermin 19.06.2007 sind insgesamt 140 l/m^2 Niederschlag gefallen, davon allein 67 l/m^2 innerhalb der letzten 3 Tage vor der Entnahme (15.-16.06.2007).

Alle Lösungskonzentrationen erhöhen sich am Ende des Winters/Anfang des Frühjahr mit den steigenden Niederschlagsmengen und gehen im Oktober/November wieder stark zurück. Die Lösungskonzentrationen scheinen einem jahreszeitlichen Verlauf der Niederschlagsmengen zu folgen, wobei es im Frühjahr durch Gleichgewichtseinstellung der festen und der flüssigen Bodenphase im Saugkerzenbereich, Erwärmung, erhöhte Niederschläge, Tauprozesse und damit verbundene mikrobielle Abbauprozesse sowie Streusalzeinflüsse zu einem Konzentrationsanstieg kommen könnte. Im Sommer bis zum einsetzenden Winter lässt sich ein starker Konzentrationsabfall beobachten. Dieser wird auf eine Verdünnung der Bodenlösung durch vorhergegangener Niederschlagsereignisse (Abb. 55; 19/06/2007) zurückgeführt.

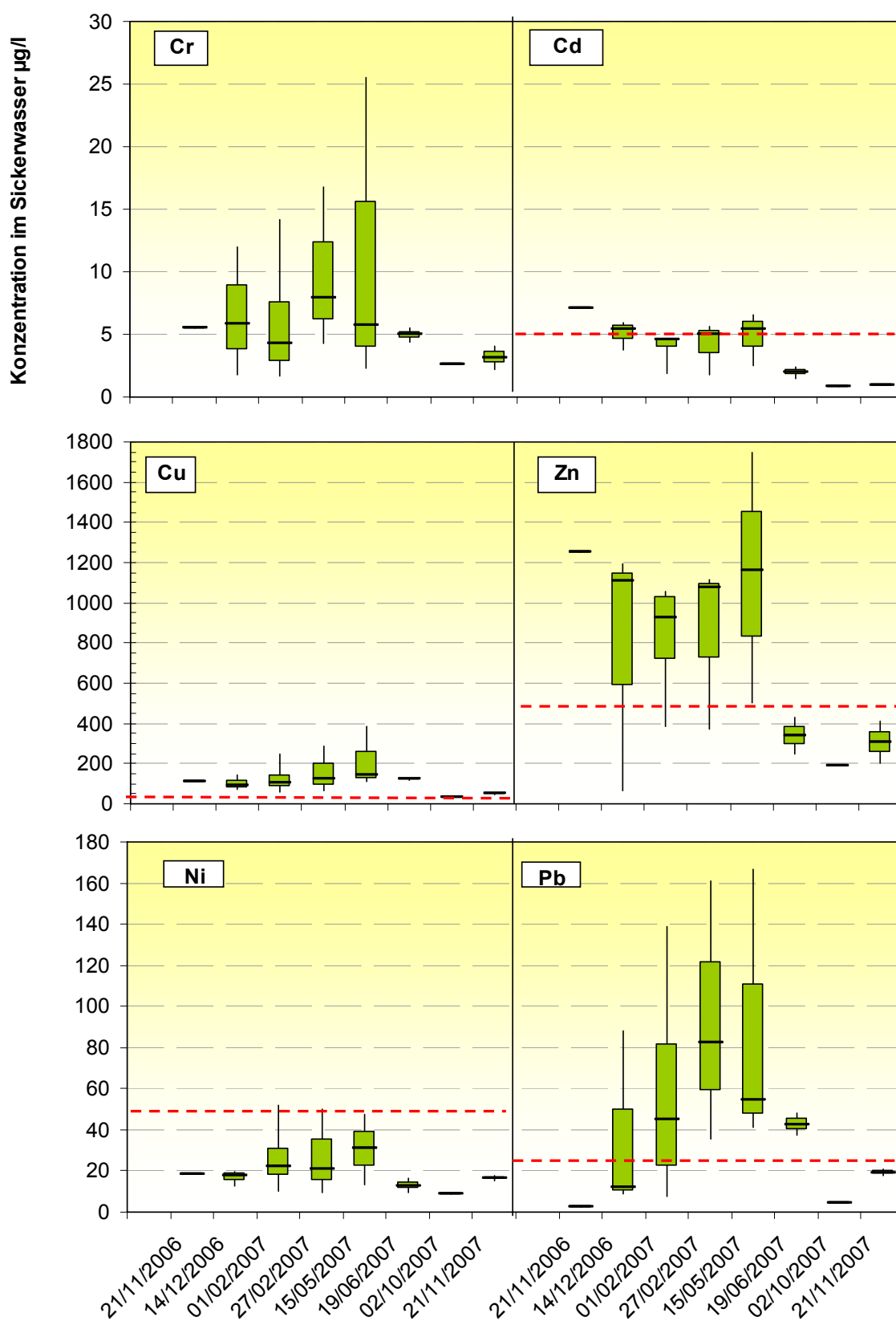


Abb. 55: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 10 cm – Abstand 10 m; $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Fläche.

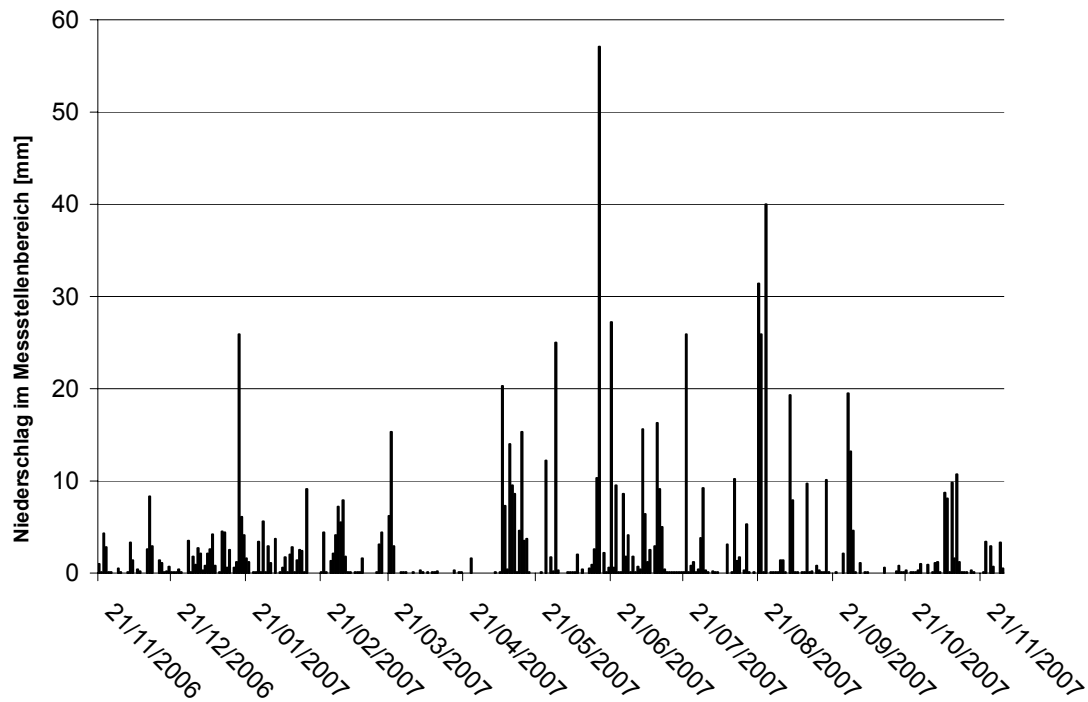


Abb. 56: Niederschlagsereignisse auf der Freilandmessstelle innerhalb des Beprobungszeitraumes

Im Tiefenbereich 10 cm kommt es bei Starkniederschlägen zu hohen Sickerwasserraten, die eine Gleichgewichtseinstellung zwischen der festen und der flüssigen Bodenphase verhindern. Diese Effekte lassen sich in diesem Maße nur innerhalb des Tiefenbereiches von 10 cm beobachten. In fünfzig Zentimetern dagegen steigen die Sickerwasserkonzentrationen von Cu, Cr und Zn am Termin 19/06/2007 gegenüber dem letzten Termin an und liegen in einem sehr ähnlichen Bereich wie die Sickerwasserkonzentrationen in 10 cm Tiefe. Auch im weiteren Beprobungsverlauf steigen die Konzentrationen in dieser Tiefe kontinuierlich an. Die beschriebenen Verdünnungseffekte lassen sich auch sehr gut bei den Saugkerzen in 2,5 m Entfernung innerhalb aller Tiefen nachvollziehen. Die Infiltrationsmengen sind durch Spritzwasser und Abflüsse stark erhöht, weshalb sich die Verdünnung der Sickerwasserkonzentrationen eines Beprobungstermins in allen Tiefenbereichen widerspiegelt (siehe Anhang).

In 50 cm Tiefe wurden, trotz hoher Bodenfeststoffgehalte und niedriger pH-Werte im Bereich von 4,8–5,2, nur für Zink und Kupfer Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser gemessen (Abb.57). Alle anderen Schwermetallkonzentrationen liegen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV. Dies gilt gleichermaßen für die zweite Messfläche (CaCO_3), ausgenommen der Bleikonzentrationen, die innerhalb des Beprobungszeitraumes ansteigen (siehe Anhang).

Da sich der Einfluss des aufgetragenen Kalkes bisher nur innerhalb der ersten 10 cm andeutet, können die aufgenommenen Sickerwasserkonzentrationen in 30 und 50 cm Tiefe als Status Quo Konzentrationen des Autobahnabschnittes gedeutet werden.

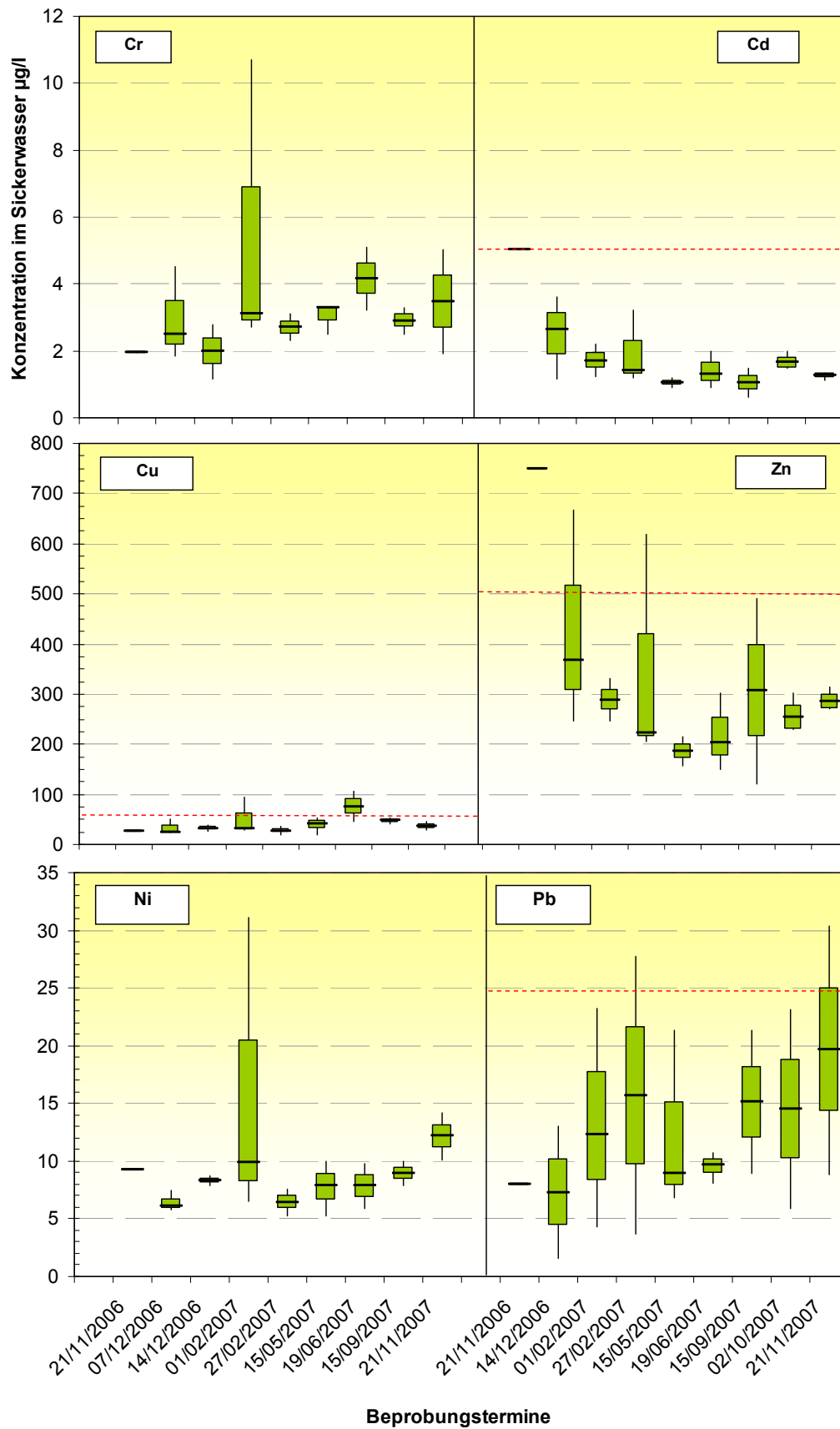


Abb. 57: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 10 m; $\text{Ca}(\text{OH})_2$ – Fläche.

Ein Vergleich von Messdaten der Dauerbeobachtungsfläche Waldökosysteme (ca. 800 m Entfernung) in 50 cm Tiefe zeigt ähnliche jahreszeitliche, bzw. saisonale Schwankungen der Bodenlösungskonzentrationen von Cu, Zn, Cd (Abb.58). Dabei lassen sich Konzentrationspeaks im Frühjahr (April/Mai), im Sommer (Juni/Juli) und im frühen Winter (November/Dezember) beobachten. Eine Gegenüberstellung der Lösungskonzentrationen des Referenzstandortes mit denen der A115 zeigt weiterhin, dass die Zn- und Cd-Konzentrationen trotz wesentlich geringerer Bodenfeststoffgehalte (siehe Kap. 4.1.2) in einen sehr ähnlichen Bereich liegen. Nur die Lösungskonzentrationen von Pb sind an der A 115 im Mittel etwa 3-4-mal höher, als am Referenzstandort Grunewald.

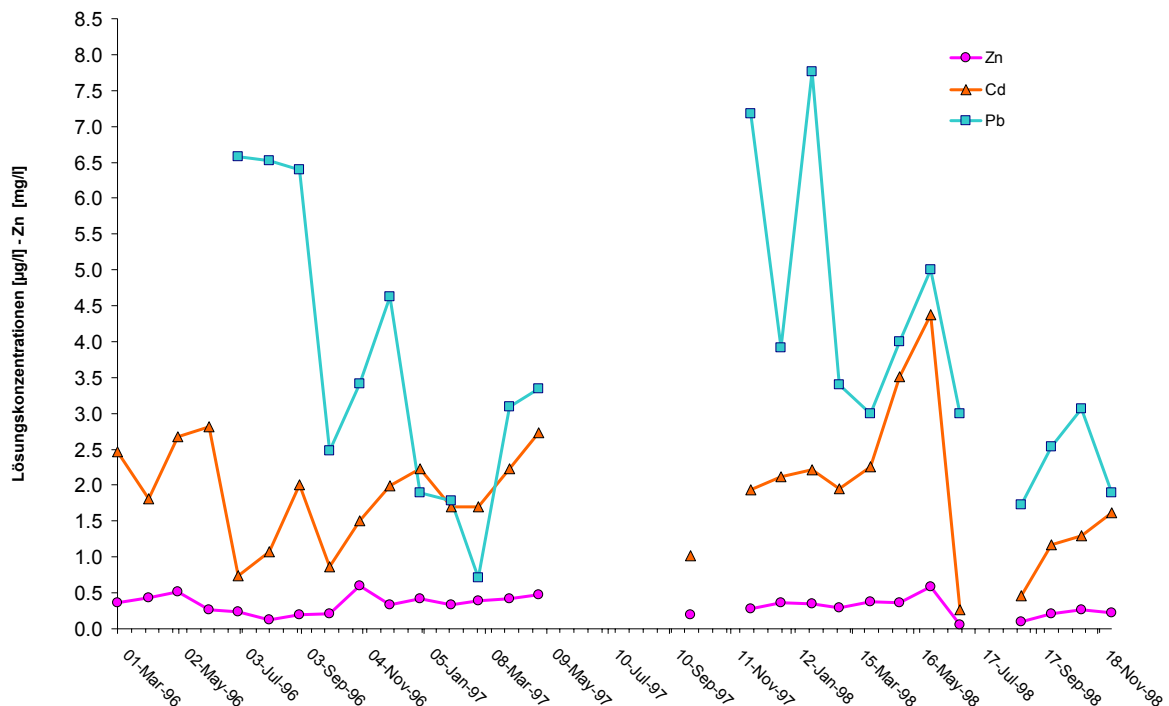


Abb. 58: Bodenlösungskonzentrationen des Referenzstandortes (Dauerbeobachtungsfläche Ballungsraumnahe Waldökosysteme - Berlin-Grunewald) in 800 m Entfernung zur Freilandfläche für die Jahre 1996-1998

An der A115 kommt es im Tiefenbereich von 50 cm innerhalb aller aufgenommenen Entfernungen nur vereinzelt zu Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV. Der Grundwasserspiegel am Messstandort liegt bei > 5 m, weshalb am vorliegenden Standort zum gegebenen Zeitpunkt nicht mit einer Gefährdung des Grundwassers über den Eintrag von Schwermetallen durch perkolierendes Sickerwasser zu rechnen ist. Vielmehr scheinen die vorliegenden sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften wie das Vorhandensein von carbonathaltigen Baurestoffen, die Verlagerung von humusreichen Horizonten in den Untergrund, der C_{org} -Gehalt, der pH-Wert sowie die verkehrsbedingte Einträge basischer und kohlereicher Stäube (Black Carbon) einen sehr hohen Rückhalt der eingetragenen

und sich akkumulierenden Schadstoffe im Oberboden zu bewirken, der nur zu geringen Lösungskonzentrationen in der Tiefe führt.

4.7.2 Sickerwasserkonzentrationen - Lysimeter

Bei den Lysimetern am Straßenrand wird nur der Termin 13.02.2007 dargestellt, da nur bis zu diesem Zeitpunkt sichergestellt werden konnte, dass die Lysimeter einwandfrei funktionierten. Spätere Beprobungstermine wurden nicht hinzugezogen, da die Proben eine sehr starke Trübung zeigten. Bei einer späteren Ausgrabung der Lysimeter zeigte sich, dass sich in zwei von drei Lysimetern Feldmäuse eingenistet hatten. Dies erklärt die zunehmende Trübung in den Lysimeterproben.

Die Sickerwasserkonzentrationen im Lysimeter in 1m Entfernung zeigen im Gegensatz zum Abfluss (siehe. Kap. 4.8) erwartungsgemäß höhere gelöste und niedrigere partikuläre Anteile der Schwermetallkonzentrationen (Abb. 59 und Abb. 62).

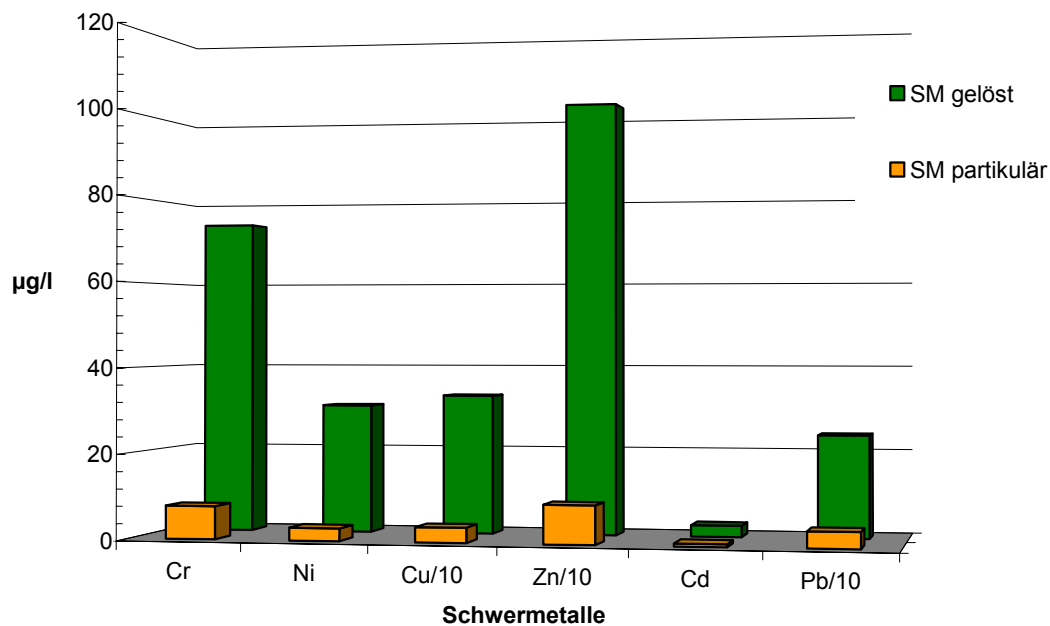


Abb. 59: Gelöste und partikuläre Anteile der Schwermetallkonzentrationen in den Lysimetern in 1 m Entfernung vom Straßenrand (Mittelwerte aus drei Lysimetern)

Geht man davon aus, dass die Abflusskonzentrationen am Lysimeterbankett denen der Abflusssammelstelle (Entfernung etwa 5-10 m) entsprechen, liegen die gelösten Konzentrationen in den Lysimetern mit Ausnahme von Cadmium etwa um den Faktor 2,5 – 3 höher als die gelösten Abflusskonzentrationen.

Auch in den Lysimetern in 2,5 m Abstand zur Fahrbahn sind für einige Schwermetalle höhere gelöste Konzentrationen als im Abfluss zu beobachten (Abb.60). Sehr hohe gelöste Konzentrationen von Pb und Zn aber auch Cu wurden in beiden Lysimetern gemessen. Das Verhältnis von partikulär gebundenen zu gelösten Schwermetallen im Sickerwasser der Lysimeter beträgt bei Zn, Cu, Cr und Ni etwa 1:10, bei Cd 1:4 und bei Pb 1:7. In der Woche vom 06.02.- 13.02. fielen etwa 22 mm Niederschlag im Messstellenbereich. Unter Annahme einer wirksamen Straßenlänge von 1 m und der Breite der Fahrbahn von 12 m (=2 Abfahrtsspuren + 2 weitere Spuren) und der Vernachlässigung von Evaporation der Fahrbahnoberfläche würde innerhalb der Beprobungswoche eine potentielle Abflussmenge von ca. 265 l in den Straßenrandbereich infiltrieren. Bei einer Infiltration dieser Wassermenge wird das Porenvolumen der obersten fünfzig Zentimeter vollständig ausgetauscht. Zusätzlich zu den Schwermetallkonzentrationen des Abflusses kann dadurch mit Schwermetallen aufkonzentriertes Porenwasser aus vorhergegangenen Regen- und Infiltrationsereignissen (innerhalb der letzten 14 Tage vor Entnahme ~ 57 mm) in das Lysimeter befördert worden sein. Dies könnte die höheren Schwermetallkonzentrationen in der Lysimetern gegenüber den geringeren Abflusskonzentrationen erklären.

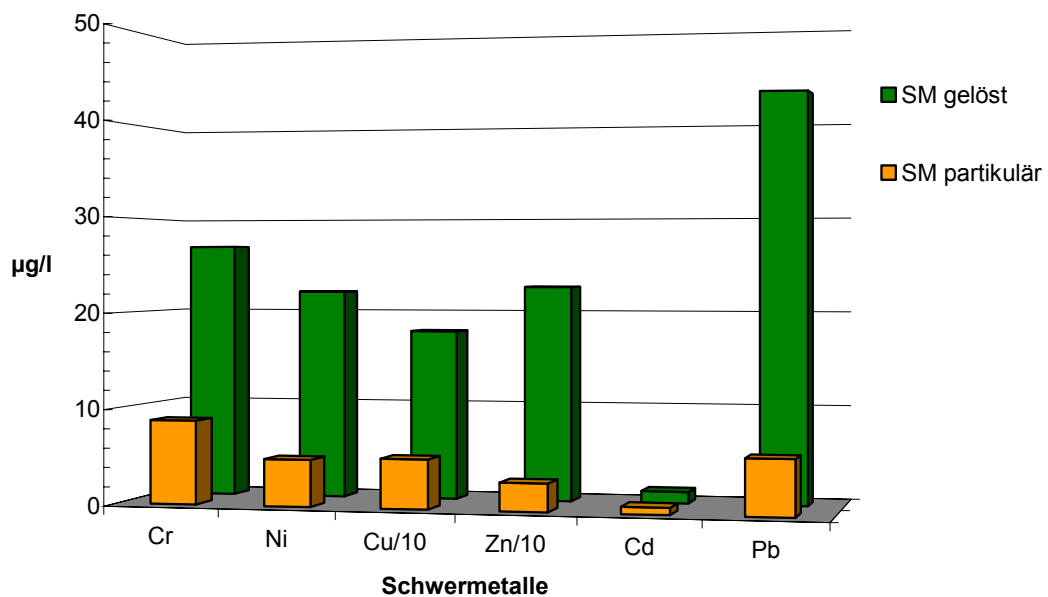


Abb. 60: Mittelwerte der gelösten und partikulären Anteile der Schwermetallkonzentrationen im Lysimeter in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand (Mittelwert aus drei Lysimetern)

Dierkes & Geiger (1999) ermittelten bei Lysimeterstudien einen sehr hohen Rückhalt von Schwermetallen aus Straßenabflusswässern, der bei Cd, Pb und Zn zwischen 70-95 % und bei Cu zwischen 40-60 % betrug. Die beprobten Bankettböden zeichneten sich allerdings durch sehr hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff (7,2-10,2 %) im Oberboden und sehr hohe Carbonatgehalte im Unterboden (Unterbau) bzw. der Schotterschicht (bis zu 72

%) aus: Dies erklärt wiederum die hohe Retention der eingetragenen und an die Bodenmatrix gebundenen Schwermetalle. Ein Vergleich der mittleren gelösten Schwermetallkonzentrationen in den Lysimetern mit denen der Saugkerzen in 2,5 m Entfernung zum Straßenrand zeigt vor allem für Pb, Zn und Cr höhere Konzentrationen im Lysimeter (Abb.61). Diese Unterschiede lassen sich durch die Heterogenität des Standortes, durch das kleinere Beprobungsvolumen der Saugkerzen und Sorptionsprozesse an den Saugkerzenkeramiken erklären. Eine Sorption von Cd, Cu, Pb und Zn wiesen Grossmann et al. (1990) bei Al_2O_3 -Saugkerzen im neutralen bis alkalischen pH-Wert Bereich nach, bei einem pH-Wert von 4 wurde dagegen nur bei Pb eine deutliche Sorption festgestellt.

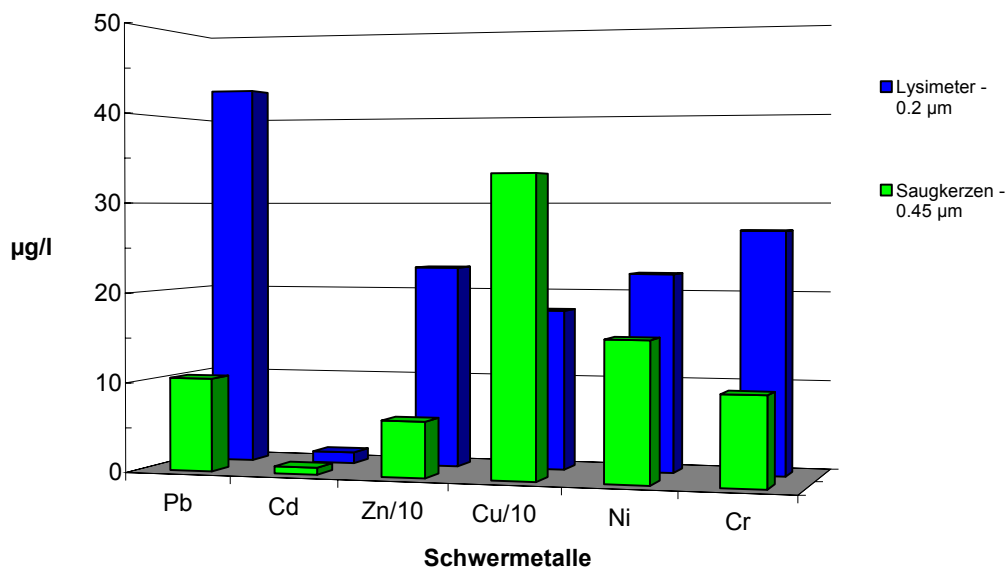


Abb. 61: Vergleich der mittleren Lösungskonzentrationen der Lysimeter und Saugkerzen in 2,5 m

4.8 Schwermetallkonzentrationen im Fahrbahnabfluss

Die Beschaffenheit des Straßenabflusswassers wird durch eine Vielzahl von Faktoren, wie Verkehrsstärke, Straßeneinzugsgebiet, Regenhäufigkeit und –intensität, vorhergegangene Trockenperioden, Straßenoberflächenbeschaffenheit sowie Windrichtung beeinflusst (Barbosa & Hvitved-Jacobsen, 1999, Sansalone & Buchberger 1997, Polmit 2002, Kocher 2007, Göbel et al. 2007). Diehl (2002) bestimmte Abflusskonzentrationen an der A7 und wertete einen Beprobungszeitraum von drei Sommermonaten aus. Ebd. stellte fest, dass sich trotz kleinräumiger Variabilität und kurzzeitig starker Veränderungen der Zusammensetzung des Straßenabflusses, die Konzentrationen bei der Mittelwertbildung über eine Messperiode kaum von anderen Messperioden und der Gesamtmessperiode unterscheidet.

Andere Studien an europäischen Autobahnen zeigen, dass erhöhte Konzentrationen in Straßenabflüssen vereinzelt nach starken Trockenperioden und im Winter nach Streusalzausbringung auftreten, ansonsten aber über das Jahr sehr ähnliche Verläufe zeigen (Polmit 2002, Durin et al. 2007).

Am Versuchstandort wurden Straßenabflüsse an verschiedenen Terminen gesammelt, konnten aber nur teilweise analysiert und ausgewertet werden. Als Beispiel für einen Winterstraßenabfluss nach einer regenreichen Woche (Niederschlag 6.2. - 13.2. = 22 mm) und der Vergleichbarkeit mit den Lysimeterdaten wurde ebenfalls der Termin 13.02.2007 ausgewählt. Die Auswertung dieses Einzeltermins ist nicht repräsentativ, soll aber dennoch eine Tendenz über die mögliche Größe der Abflusskonzentration der BAB A115 aufzeigen.

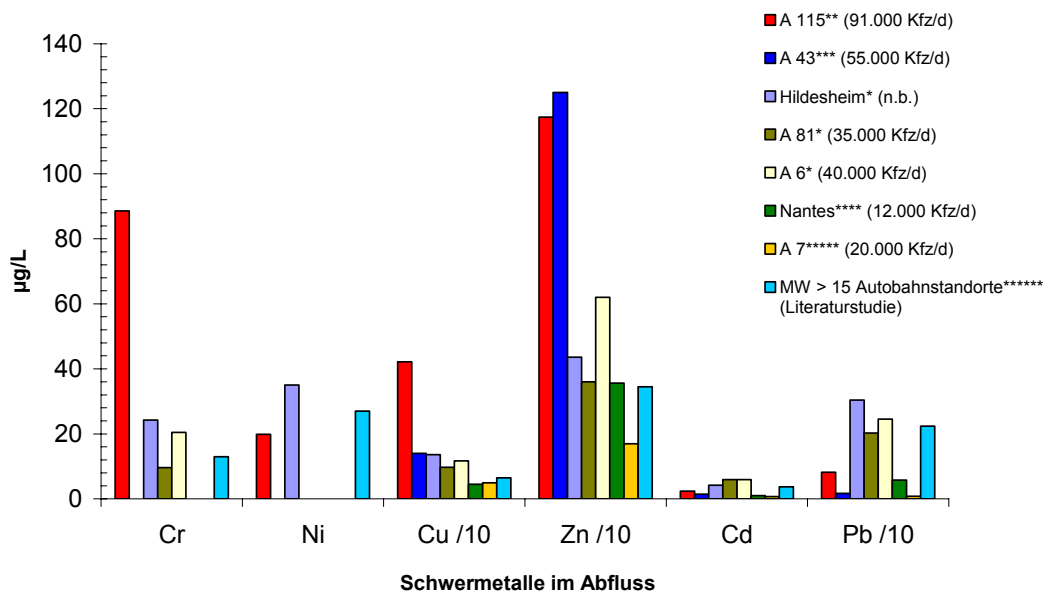


Abb. 62: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Abfluss der A115 ** (13.02.2007) im Vergleich mit mittleren Konzentrationen anderer Autoren - *Krauth & Klein in Muschak 1990, ***Dierkes & Geiger 1999, ****Legret & Pagotto 1999, *****Diehl 2002, *****Göbel et al. 2007

Ein Vergleich der mittleren Gesamtkonzentrationen der Abflusssammler mit den Mittelwerten von Abflusskonzentrationen anderer Autoren zeigt, dass die Konzentrationen von Cu, Zn und Cd (bei Beachtung der Kfz/d) trotz unterschiedlichen Beprobungsterminen, -intervallen und Regenereignissen in einem sehr ähnlichen Bereich liegen (Abb. 62). Auffällig hoch erscheinen die Chromkonzentrationen im Abfluss der BAB A115.

Chrom wird vor allem beim Bremsvorgang und beim Straßenabrieb freigesetzt. Da auch die Chromgehalte der Böden stark erhöht sind, ist es wahrscheinlich, dass durch das

Abbremsen der Pkw an der Ausfahrt Hüttenweg eine erhöhte Chromfreisetzung stattfindet.

Als sehr hoch sind auch die Zinkkonzentrationen im Abfluss der A43 und der BAB A115 zu bewerten, welche die Autoren im Falle der A43 auf den Direktabfluss von den verzinkten Leitplanken zurückführen (Dierkes & Geiger 1999). Auch Barbosa & Hvitved-Jacobsen (1999) und Legret & Pagotto (1999) erklären die erhöhten Zinkkonzentrationen gegenüber anderen Studien mit dem Abfluss von Leitplanken. Dies könnte auch für die A115 gelten (siehe auch Kap. 4.1.5). Der Vergleich der Bleikonzentrationen mit den Messwerten der A81 und A6 aus den Jahren 1978/79 mit denen der A7 und der A115 zeigt weiterhin sehr anschaulich, dass die Bleikonzentrationen im Straßenabfluss aufgrund des Verbots des Verkaufes von bleifreiem Benzin (1988) und den Verzicht des Verkaufs der Mineralölindustrie von verbleitem Superbenzin (1996) stark zurückgegangen sind.

4.8.1 Trennung des Abflusses in partikuläre und gelöste Stoffe

Im Labor wurden die gelösten ($0,2 \mu\text{m}$) und die partikulären ($1,2 \mu\text{m}$) Anteile im Abflusswasser durch Filtration getrennt. Bei Cr, Ni, Cu, Zn und Pb dominieren die partikulären, wohingegen bei Cd die gelösten Anteile im Straßenabflusswasser überwiegen (Abb.63). Die gelösten Anteile von Cadmium im Abfluss betragen etwa 75 %, wohingegen es bei Blei nur etwa 15 % sind. Die gelösten Anteile von Zink nehmen etwa ein Drittel des Gesamtabflusses ein. Bei Chrom, Nickel und Kupfer sind es etwas weniger als 30 %.

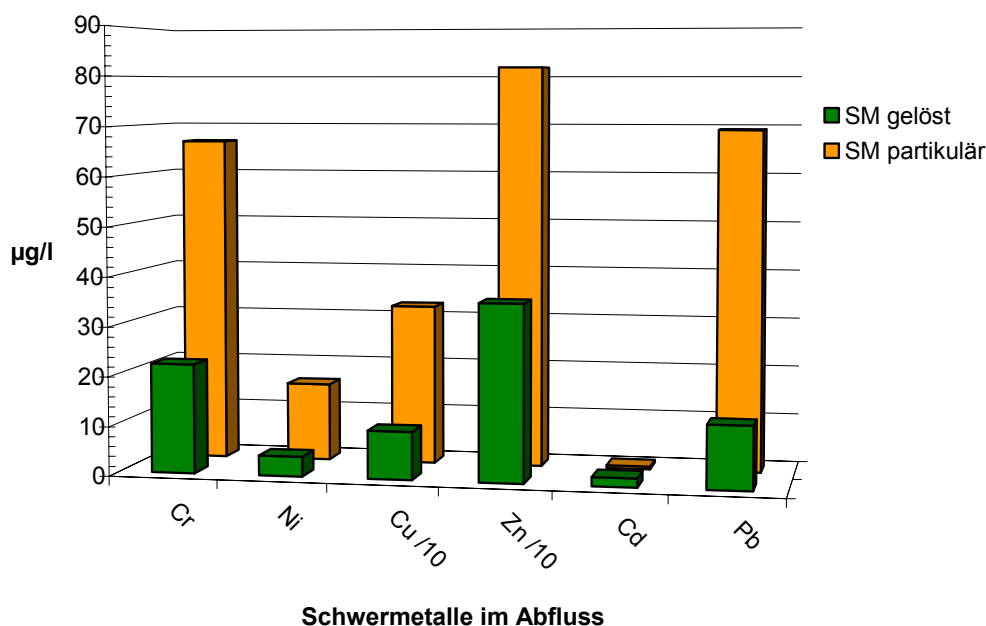


Abb. 63: Mittelwerte der gelösten und partikulären Anteile der Schwermetalle im Abfluss an der BAB A115

Dierkes & Geiger (1999) stellten eine ähnliche Zusammensetzung von gelösten zu partikulären Fraktionen im Abfluss der A 43 fest.

Die gelösten Anteile betrugen bei Cadmium etwa 85 % und bei Blei um 10%. Legret & Pagotto (1999) ermittelten mittlere gelöste Anteile im Abfluss bei Nantes von 9 % bei Pb, 60 % bei Zn, 56 % bei Cu und 54% bei Cd. Im gleichen Größenbereich liegen auch die mittleren gelösten Abflusskonzentrationen von Preciado & Li (2006) an einem Highway in British Columbia (Kanada). Ebd. bestimmen die gelösten Anteile von Pb mit 7 %, von Kupfer mit 48 % und von Zink mit 25 %. Die von Gromaire-Mertz et al. (1999) kalkulierten, mittleren gelöste Anteile von Abflüssen einer Schnellstrasse in Paris liegen bei 3 % für Pb, bei 28 % für Cu, bei 25 % für Zink und bei 20 % für Cd. Die Zusammensetzung der Abflusswässer an Autobahnen ist stark vom Verkehr, meteorologischen Parametern und Standortbedingungen abhängig, weshalb ein Vergleich von Abflusskonzentrationen nur bedingt möglich ist. Durin et al. (2007) stellten bei der Fraktionierung von Abflüssen über einen Zeitraum von zwei Jahren zudem fest, dass die Schwermetalle im Abfluss im Winter vor allem in partikulärer Form, im Sommer hingegen in gelöster Form auftreten. Ebd. (2007) erklären dies über eine erhöhte Korrosion an Karosserieteilen durch salzhaltiges Spritzwasser aus Streusalzen.

4.9 Adsorptionsisothermen für Cd, Pb, Zn und Cu des ARB ohne und mit Zugabe von Kalk

4.9.1 Adsorptionsisothermen

Für eine Modellierung der Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser werden bodenspezifische Daten über das Adsorptionsvermögen benötigt. Deshalb wurden neben den Bodensättigungsextrakten und Säulenversuchen auch Adsorptionsisothermen des Autobahnreferenzbodens (ARB) und des ARB mit Zugaben von CaCO_3 und Ca(OH)_2 sowie des Referenzstandortes Grunewald erstellt. Sie wurden dem Modell nach Freundlich (Gl. 3.2) angepasst. Die Abb. 64 bis Abb. 67 zeigen die nach Freundlich angepassten Adsorptionsisothermen des Referenzbodens Grunewald sowie des Autobahnreferenzbodens für Cd, Cu, Zn, Pb mit und ohne Zugabe von Kalk. Verglichen mit dem Referenzstandort Grunewald liegen die ARB Varianten weit über dessen Adsorptionsvermögen. Gut zu erkennen ist weiterhin, dass die Isothermen der CaCO_3 -Variante im Vergleich mit der ungekalkten Variante bei Blei, Zink und Kupfer einen sehr ähnlichen Verlauf zeigen, der kF-Wert sowie die Steigung (Konstante n) dementsprechend

annähernd ähnliche Werte aufweisen. Für die Schwermetalle Pb, Zn und Cd zeigt die Ca(OH)_2 -Variante die höchsten k_F -Werte bei relativ ähnlichen Steigungen innerhalb der ARB-Varianten. Das bedeutet, dass die Ca(OH)_2 -Variante innerhalb der erstellten Adsorptionsversuche die effektivste Methode darstellt, die Sorptionseigenschaften des ARB zu verbessern.

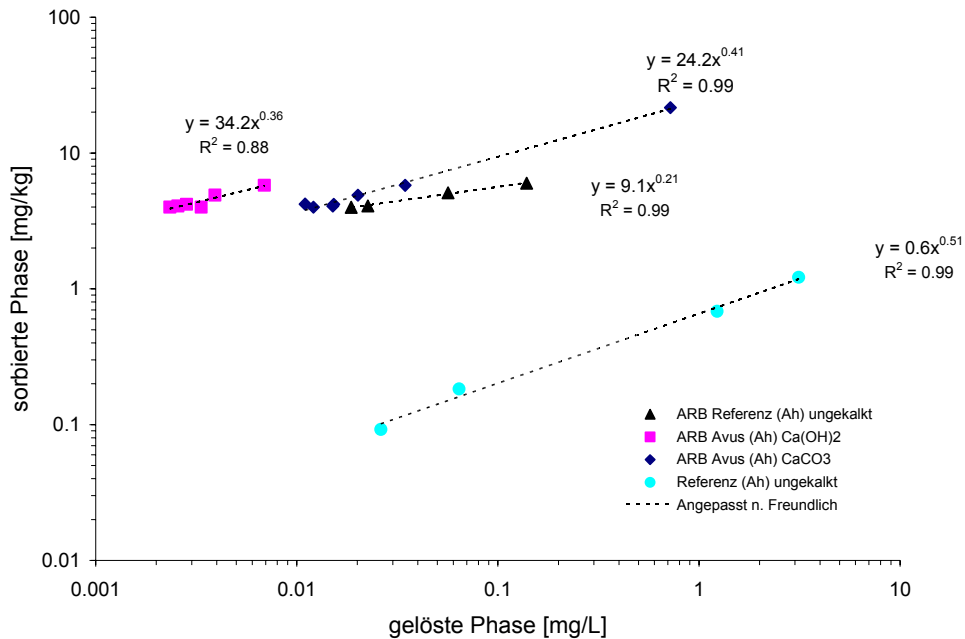


Abb. 64: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Cadmium mit und ohne Zugaben von Kalk

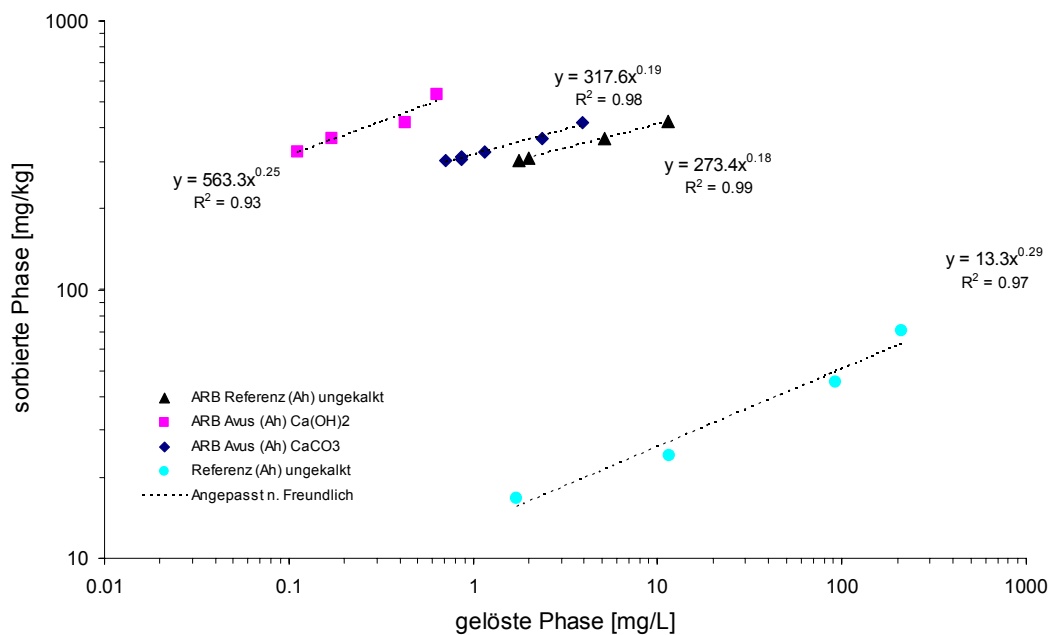


Abb. 65: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Zink mit und ohne Zugaben von Kalk

Ob diese Verbesserung eine reine Funktion der pH-Wert-Erhöhung oder zum Teil durch Fällungsprozesse und/oder Sorptionsprozesse der Schwermetalle an noch nicht aufgelösten Kalkpartikel entstanden ist, lässt sich mit den durchgeführten Versuchen nicht klären. Dass solche Prozesse jedoch einen Anteil an den Sorptionsprozessen haben können, ist in der Literatur ausreichend dokumentiert (vgl. Lindsay 1979; Illera 2004; Lombi et al. 2003). Bei der Isotherme von Cu lässt sich, wie auch schon bei den Bodensättigungsextrakten sowie den Eluaten der Säulenversuche festgestellt, ein anderes Verhalten beobachten. Die Isotherme der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Variante ARB besitzt bei ähnlicher Steigung einen deutlich kleineren k_F - Wert als die ungekalkte und die CaCO_3 -Variante (Abb. 67). Dies lässt sich durch den höheren Eigenteil von Kupfer in der Kalkmilch ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) nicht erklären. Die $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Zugabe führte bei den Bodensättigungsextrakten und den Säulenversuchen ebenfalls zu einer erhöhten Kupferfreisetzung im Gegensatz zur CaCO_3 - und Referenzvariante. Dies wurde durch einen verstärkten Abbau von organischen Komplexbildnern und Löslichkeit von DOC erklärt (vgl. hierzu Kreutzer, 1986, 1995; Schierl & Kreutzer 1989 und Kap. 4.3 und 4.4).

Um unterschiedliche Adsorptionscharakteristiken mit verschiedenen Linearitätsgraden zu vergleichen, eignet sich die Methode der Berechnung des Retardationsfaktors R , der die Mobilität, bzw. die Verzögerung eines Stoffes im Vergleich zum Transportmedium in fest-flüssig Phasen beschreibt (siehe Gleichung 3.4). Je höher der Faktor R ist, desto höher ist das Filtervermögen des Bodens. Nitrat, das nicht im Boden abgepuffert wird, besitzt beispielsweise einen R -Wert von 1.

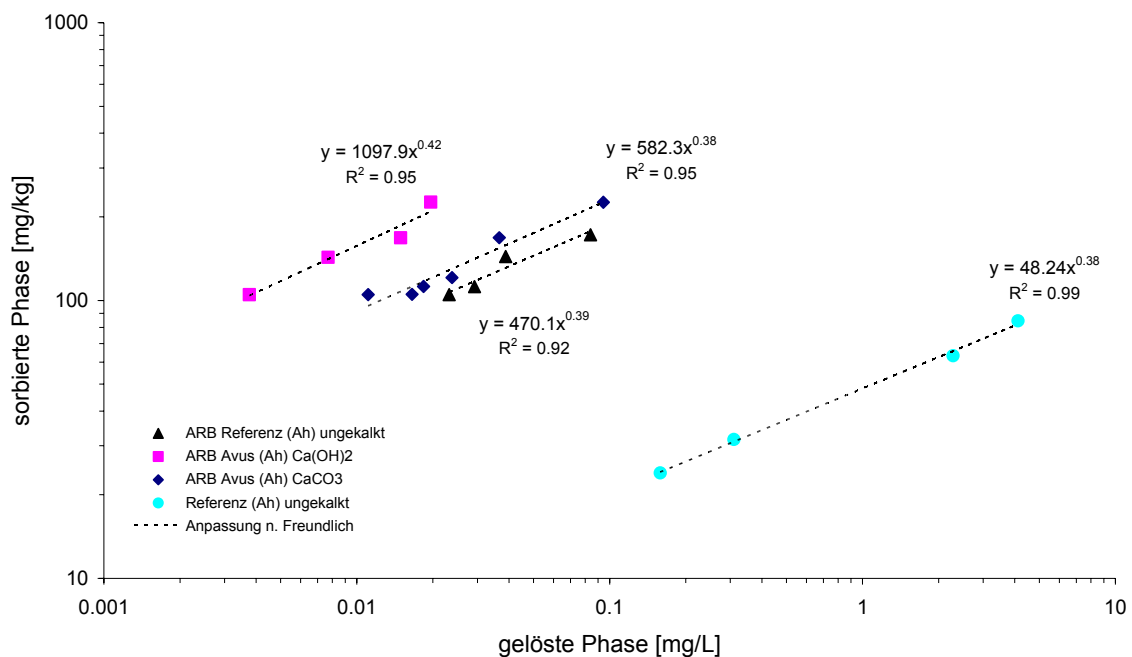


Abb. 66: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Blei mit und ohne Zugaben von Kalk

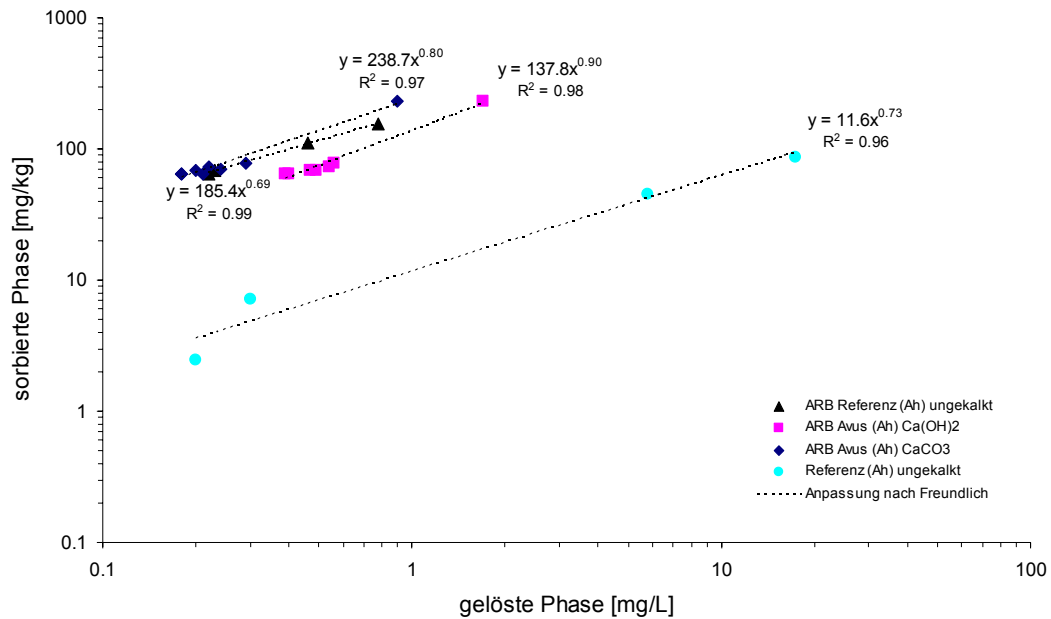


Abb. 67: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Kupfer mit und ohne Zugaben von Kalk

Tab. 8: Retardationsfaktoren der verschiedenen Varianten

<i>Element</i>	<i>Retardationsfaktor R</i>				
	<i>Zugabe mg/l</i>	<i>ungekalkt</i>	<i>CaCO₃</i>	<i>Ca(OH)₂</i>	<i>Referenz</i>
<i>Blei</i>	<i>0.15</i>	<i>3500</i>	<i>4200</i>	<i>10750</i>	<i>350</i>
<i>Cadmium</i>	<i>0.009</i>	<i>475</i>	<i>960</i>	<i>1500</i>	<i>21</i>
<i>Zink</i>	<i>1.4</i>	<i>225</i>	<i>480</i>	<i>650</i>	<i>19</i>
<i>Kupfer</i>	<i>0.4</i>	<i>1019</i>	<i>1815</i>	<i>818</i>	<i>66</i>

Dies soll am Beispiel von Cadmium und Blei erläutert werden: Bei einer vorgegebenen Lagerungsdichte von 1,5 g/cm³ und einem Wassergehalt von 25 Vol. % unter einer Zugabe einer Lösung von 0,009 mg/l Cadmium liegt R für die ungekalkte Variante bei 475, für die CaCO₃ Variante bei 960 und für die Ca(OH)₂-Variante bei 1500 (Tab.8). Dies bedeutet anders ausgedrückt, dass die CaCO₃-Variante die Verlagerung von Cadmium gegenüber der ungekalkten Variante um das doppelte, die Ca(OH)₂-Variante sogar um das dreifache verzögert. Dagegen liegt R für Blei unter einer Zugabe einer Lösung von 0,15 mg/l Blei für die ungekalkte Variante bei 3500, für die CaCO₃-Variante bei 4200 und für die Ca(OH)₂-Variante bei 10750. Dies bedeutet, dass die CaCO₃-Variante die Verlagerung von Blei gegenüber der ungekalkten Variante um etwa 20%, die Ca(OH)₂-Variante um etwa 200% verzögert. Bei Cu ist der Retardationsfaktor bei der CaCO₃-Variante am höchsten, bei der Ca(OH)₂-Variante liegt R unter dem der ungekalkten Variante des ARB.

4.9.2 Vergleich der Adsorptionsisothermen des ARB von Cd, Pb und Zn mit Pedotransferfunktionen (PTF) aus der Literatur

Zur Einordnung der Adsorptionsisothermen des ARB und die Prüfung der Übertragbarkeit von Pedotransferfunktionen (PTF) werden im Folgenden die Adsorptionsisothermen des ARB mit Adsorptionsisothermen aus zwei verschiedenen PTF verglichen. Die Abb.68 zeigt die gemessenen und erstellten Adsorptionsisothermen von Cadmium mit den verwendeten Bodenkenngrößen der Avus (Tab.7 – Kap. 3.4.3).

Während die Adsorptionsisotherme der Avus (ARB), die Isotherme der PTF von Gaeth & Schug (2000) und der Cd-Isotherme von Springob & Böttcher (1998) im Bereich von 150 – 300 $\mu\text{g/l}$ vergleichbare Kurvenverläufe zeigen, ist die substratübergreifende Sorptionsisotherme (süS) nach Utermann et al. (2005) nur im Kurvenbereich von 0-20 $\mu\text{g/l}$ mit der ARB Isotherme vergleichbar. Im weiteren Kurvenverlauf bildet die süS die Isotherme des ARB für Cd nicht ausreichend ab (Abb.68). Bei Blei zeigen alle Adsorptionsisothermen einen sehr ähnlichen Kurvenverlauf und über einen weiten Bereich gute Übereinstimmung (Abb.69). Beide PTF würden sich zur Beschreibung der Retentionscharakteristik des ARB für Blei innerhalb des vorgegebenen pH-Werts eignen. Wie sensibel die erweiterten Freundlichgleichungen dagegen auf eine Veränderung des pH-Werts reagieren zeigt Abb. 70.

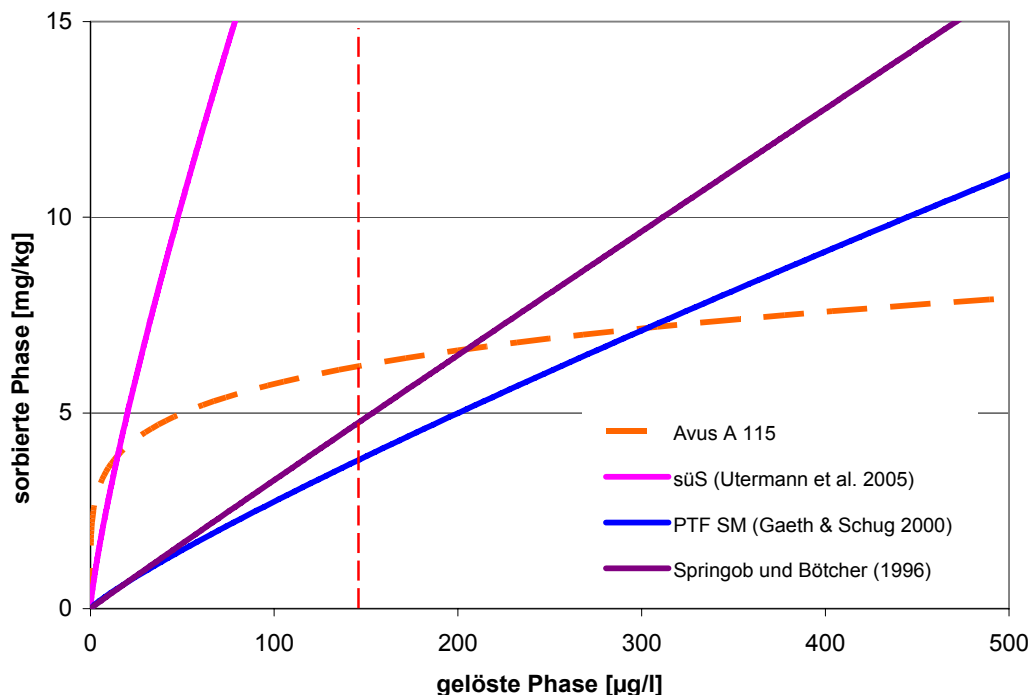


Abb. 68: Adsorptionsisotherme des ARB für Cd im Vergleich mit Isothermen aus Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB

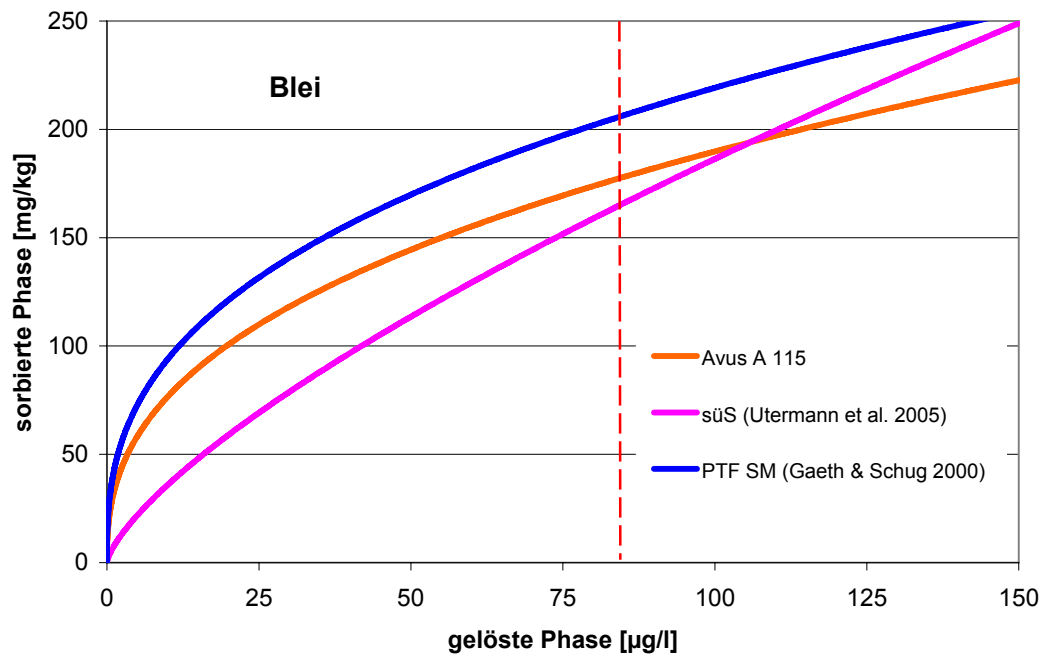


Abb. 69: Adsorptionsisotherme des ARB für Pb im Vergleich mit Isothermen über Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB

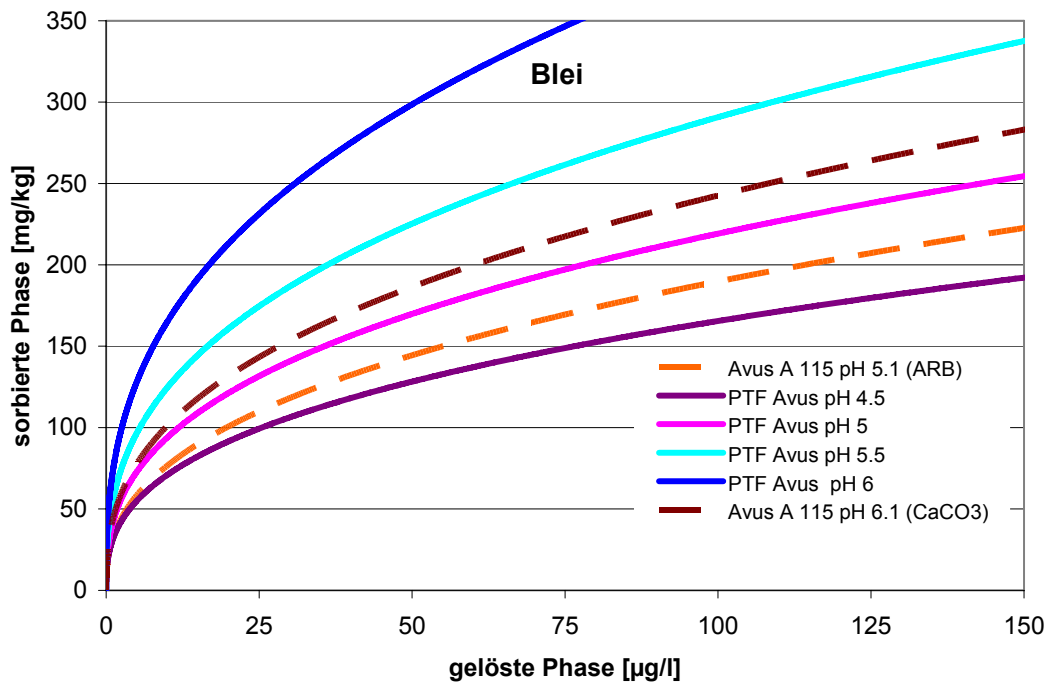


Abb. 70: Adsorptionsisotherme des ARB für Pb im Vergleich mit Isothermen über Pedotransferfunktionen von Gaeth & Schug (2000) bei unterschiedlichen pH-Werten

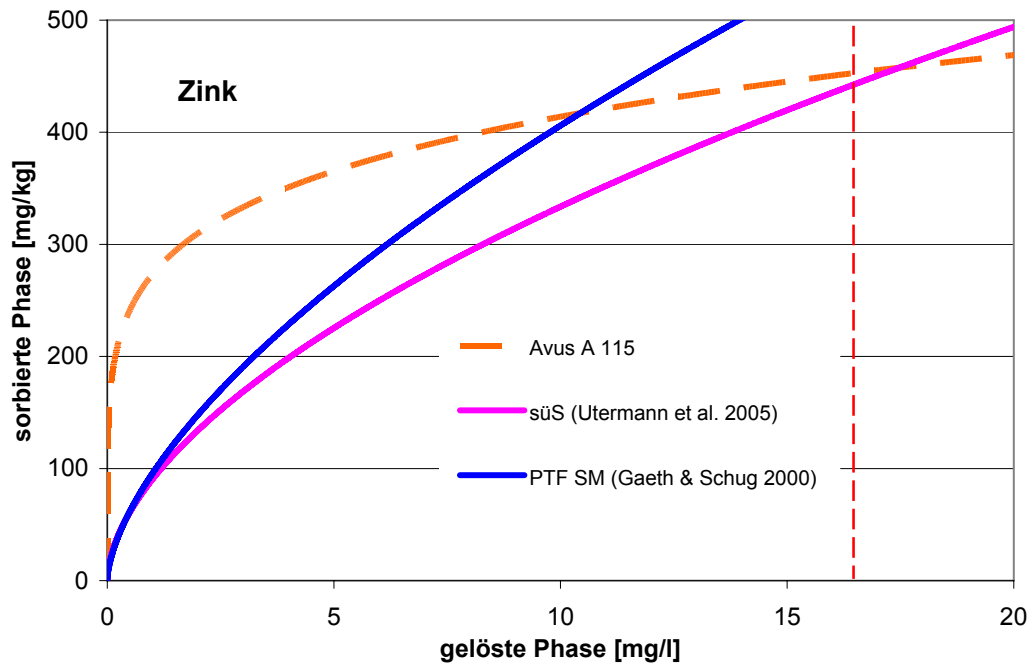


Abb. 71: Adsorptionsisotherme des ARB für Zn im Vergleich mit Isothermen aus Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB

Dabei kommt es bei der Erhöhung des pH-Wertes bei den PTF um 0,5 Einheiten bereits zu einer starken Überschätzung der Retention des ARB.

Beide Adsorptionsisothermen der PTF für Zink zeigen über den gesamten Kurvenverlauf eine gute Übereinstimmung (Abb.71). Die Isotherme des ARB verläuft hingegen vor allem im unteren Bereich wesentlich steiler, als die Isothermen der PTF. Im oberen Bereich (=Grenze des Messbereichs) nähert sich die Isotherme des ARB an die der PTF an. Aufgrund des sehr unterschiedlichen Verlaufs der Isothermen im unteren Kurvenbereich, ist die Anwendbarkeit zur Beschreibung der Retentionscharakteristik des ARB nur bedingt möglich.

4.10 Prognosen – Modellierung der Verlagerung von Cd, Pb und Zn im Straßenrandbereich (10m)

Für Langzeitprognosen der Schwermetallverlagerung im Straßenrandbereich mit und ohne Kalkung wurde eine numerische Modellierung mit dem Programm HYDRUS 1D durchgeführt. Aufgrund der niedrigen Sickerwasserkonzentrationen des Bereiches 2,5 m-7,5 m zur A115 wurden die Simulationen nur für den Bereich 10 m Abstand erstellt. Wie die Untersuchungen zeigen, liegen die pH-Werte im Gegensatz zu den fahrbahnnahen Bereichen (pH-Wert 6,0-7) um 4,5 bis 5,0. Die Schwermetallgehalte sind in dieser Entfernung stark erhöht; im Zusammenspiel mit dem niedrigen pH-Wert wurden teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser des Oberbodens gemessen. Insgesamt wurden 3 Szenarien erstellt (siehe Kap. 3.6.2).

4.10.1 Szenario 1

Szenario 1 zeigt die modellierten Schwermetallkonzentrationen des Bodensickerwassers für Cadmium, Blei und Zink über einen Zeitraum von insgesamt 100 Jahren unter der Annahme stetig gleich bleibender Stoffeinträge, wobei hohe Stoffeinträge gewählt wurden, die einen „Worst Case“ Fall darstellen (Abb.72; vgl hierzu auch Kap. 3.2.6).

Cadmium

Durch die hohen Festphasengehalte im Oberboden und die stetigen Einträge kommt zu hohen Cadmiumkonzentrationen in den obersten Zentimetern. Betrachtet man die Verlagerung von gelöstem Cadmium aus dem obersten Horizont innerhalb des Zeitraumes von 100 Jahren, so lässt sich eine Verlagerung bis zu einer Tiefe von etwa 15 cm beobachten. Die maximale Lösungskonzentration tritt nach 100 Jahren im ersten Zentimeter auf, sie liegt bei 8,5 µg/l. Dabei kommt es insgesamt zu einer Verlagerung bis in eine Tiefe von 55 cm. Betrachtet man Zeiträume bis 20 Jahre, so liegt die Lösungskonzentration im ersten Zentimeter bei ca. 7 µg/l, welche aber innerhalb einer Tiefe von 5 Zentimetern auf 5 µg/l zurückgeht. An der Horizontgrenze von 25 cm findet aufgrund des wechselnden Substrates ein Konzentrationssprung statt. Aus dieser Horizontgrenzschicht wird Cadmium zu allen Zeitpunkten bis über die Endtiefe von 100 cm hinaus ausgetragen. Die Lösungskonzentration am Ende des Profils beträgt für alle Zeitpunkte 0,6 µg/l. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Cadmium liegt bei 5 µg/l. Dieser Wert wird nur bis in eine Tiefe von 20 cm innerhalb aller Zeitpunkte erreicht, darunter nur leicht überschritten.

Unterhalb des Horizontwechsels bei etwa 26 cm Tiefe sind keine Überschreitungen des Prüfwertes mehr festzustellen.

Blei

Blei zeigt erwartungsgemäß eine geringere Lösungsdynamik als Cadmium. Obwohl sich der Festphasengehalt im Oberboden durch die stetigen Einträge erhöht und somit auch die Lösungskonzentrationen ansteigen, kommt es zu allen Zeitpunkten nur innerhalb der ersten 5 Zentimeter zu erhöhten Konzentrationen in der Bodenlösung. Die maximale Lösungskonzentration tritt nach 100 Jahren im ersten Zentimeter auf und liegt bei ca. 70 µg/l. Ab einer Tiefe von etwa 4 Zentimetern stellt sich an diesem Zeitpunkt eine Lösungskonzentration von 15 µg/l ein, die der aktuellen Lösungskonzentration entspricht. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Blei liegt bei 25 µg/l. Nach 100 Jahren liegen die Lösungskonzentrationen in einer Tiefe von 30 cm etwa bei 0,3 µg/l. Die Lösungskonzentrationen am Ende des Profils liegen für alle Zeitpunkte (100 cm) ebenfalls bei 0,3 µg/l. Somit kommt es auch bei Blei zu keiner Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV.

Zink

Der für Cadmium und Blei beobachtete Trend lässt sich auch für Zink beschreiben. Innerhalb der obersten Zentimeter kommt es nach 20 Jahren zu einer drastischen Erhöhung der Lösungskonzentrationen. Im ersten Zentimeter tritt eine maximale Lösungskonzentration von 1400 µg/l auf. Diese hohen Konzentrationen gehen innerhalb der folgenden 5 Zentimeter für die Beobachtungszeitpunkte bis 20 Jahre stark zurück. Nach 100 Jahren kommt es insgesamt zu einer Verlagerung bis in eine Tiefe von über 100 cm, die Lösungskonzentration liegt bei ca. 70 µg/l. Am Ende des Profils liegen die Zinkkonzentrationen an allen anderen Zeitpunkten bei ca. 55 µg/l. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden -Grundwasser der BBodSchV für Zink liegt bei 500 µg/l. Eine Überschreitung wird selbst nach 100 Jahren nur bis in eine Tiefe von 12 cm erreicht.

4.10.2 Szenario 2

Um den Einfluss einer Kalkung auf die Schwermetallkonzentrationen prognostizieren zu können, wurde das Szenario 1 über eine Anpassung der Freundlich-Parameter modifiziert. Die Modifizierung soll einer Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in den obersten Horizont (0-25 cm) simulieren (Abb.73).

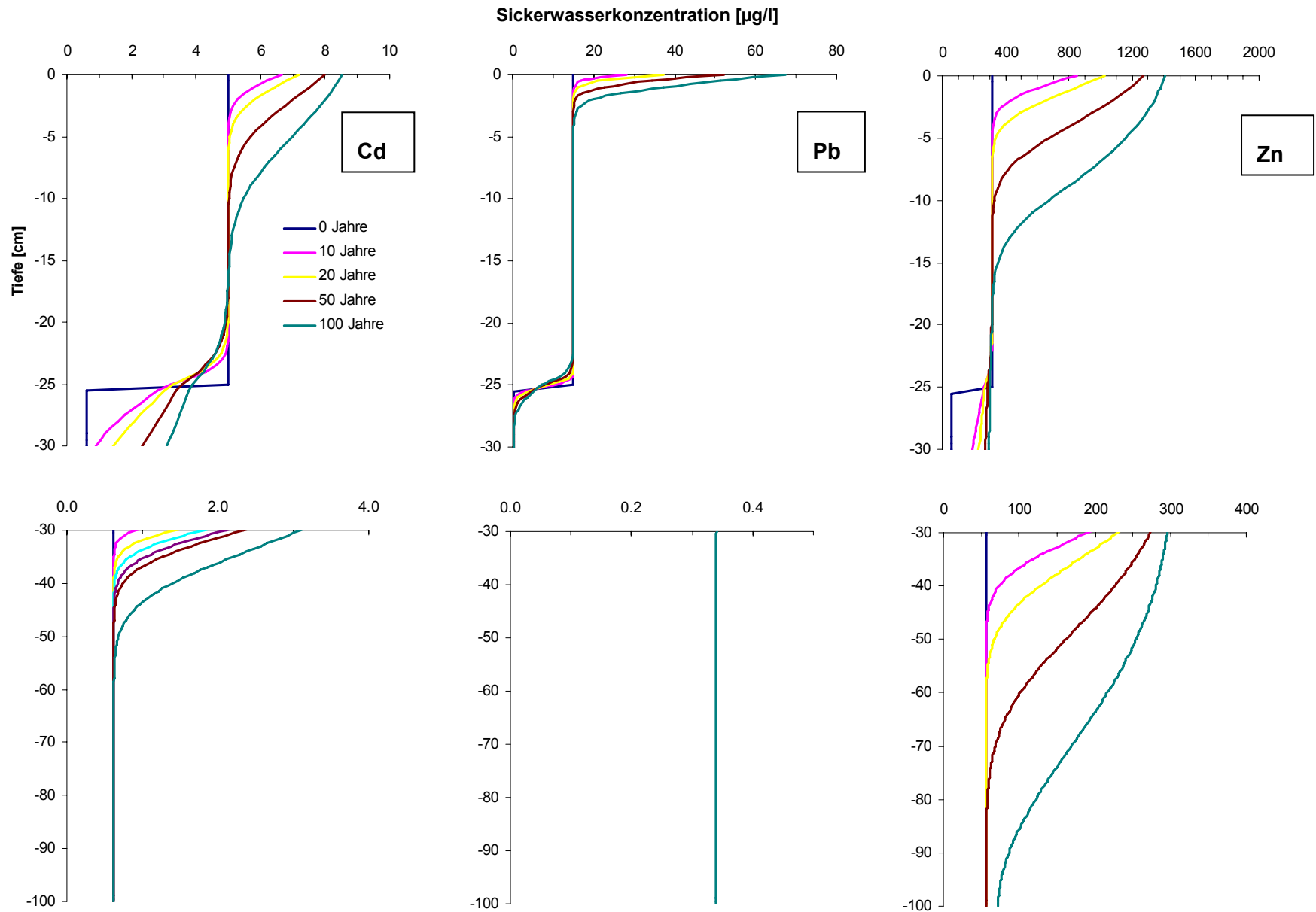


Abb. 72: Szenario 1 (Status Quo) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

Aufgrund der Umsetzbarkeit im Modell HYDRUS und der Vergleichbarkeit mit Szenario 1 liegt die Wirkung des Kalkes bei insgesamt 100 Jahren. Dies entspricht nicht dem Wirkungsverhalten des Kalkes im Feld. Das Szenario beschreibt demnach den Fall einer Neukalkung des Standortes in einem Abstand von etwa 10-15 Jahren.

Cadmium

Vergleicht man die Lösungskonzentrationen von Cadmium im Oberboden mit denen von Szenario 1, so zeigt sich eine deutliche Abnahme der Lösungskonzentrationen. Auffällig ist vor allem die Reduzierung der Lösungskonzentrationen innerhalb der ersten 20 Jahre. Liegt die Lösungskonzentration des Szenario 1 nach 20 Jahren im obersten Zentimeter bei 7,2 µg/l, so reduziert sich diese durch die Kalkeinbringung etwa um mehr als die Hälfte auf 3 µg/l. Betrachtet man die Verlagerung des gelösten Cadmiums aus dem obersten Horizont innerhalb eines Zeitraumes von 100 Jahren, so lässt sich eine Verlagerung bis in eine Tiefe von 5 cm beobachten. Bei allen beobachteten Zeitpunkten pendelt sich die Lösungskonzentration innerhalb dieser ersten 5 cm auf 1 µg/l ein. Im Vergleich mit den Lösungskonzentrationen des Szenarios 1 (100 Jahre) entspricht dies einer 5-fachen Reduzierung bei einer zusätzlich geringeren Verlagerungstiefe. Die Konzentration des Sickerwassers am Ende des Profils beträgt für alle Zeitpunkte ebenfalls 0,6 µg/l.

Blei

Die in Szenario 1 bereits erwähnte geringere Dynamik von Blei im Vergleich mit Cadmium, lässt sich auch im Szenario 2 beobachten. Im Unterschied zu Szenario 1 kommt es innerhalb der ersten 20 Jahre im ersten Zentimeter zu einer Abnahme der Lösungskonzentration um etwa das 3-fache von 30 µg/l auf 9 µg/l. Betrachtet man einen Zeitraum von 100 Jahren, so reduziert sich die Lösungskonzentration im ersten Zentimeter des Oberbodens um die Hälfte. Die Lösungskonzentrationen am Ende des Profils (100 cm) liegen bei allen beobachteten Zeitpunkten bei 0,3 µg/l.

Zink

Innerhalb der ersten 20 Jahre ist auch für Zink in den obersten Zentimetern mit einer deutlichen Reduzierung der Lösungskonzentrationen zu rechnen. Im Vergleich mit Szenario 1 kommt es innerhalb der ersten 20 Jahre im ersten Zentimeter zu einer deutlichen Abnahme der Lösungskonzentration um etwa das 2,5-fache von 1000 µg/l auf 400 µg/l. Die Lösungskonzentrationen nehmen aufgrund des sorptionsstarken Oberbodenhorizontes (0-25 cm) am Horizontwechsel bei Zentimeter 26 mit zunehmenden Jahren immer stärker ab.

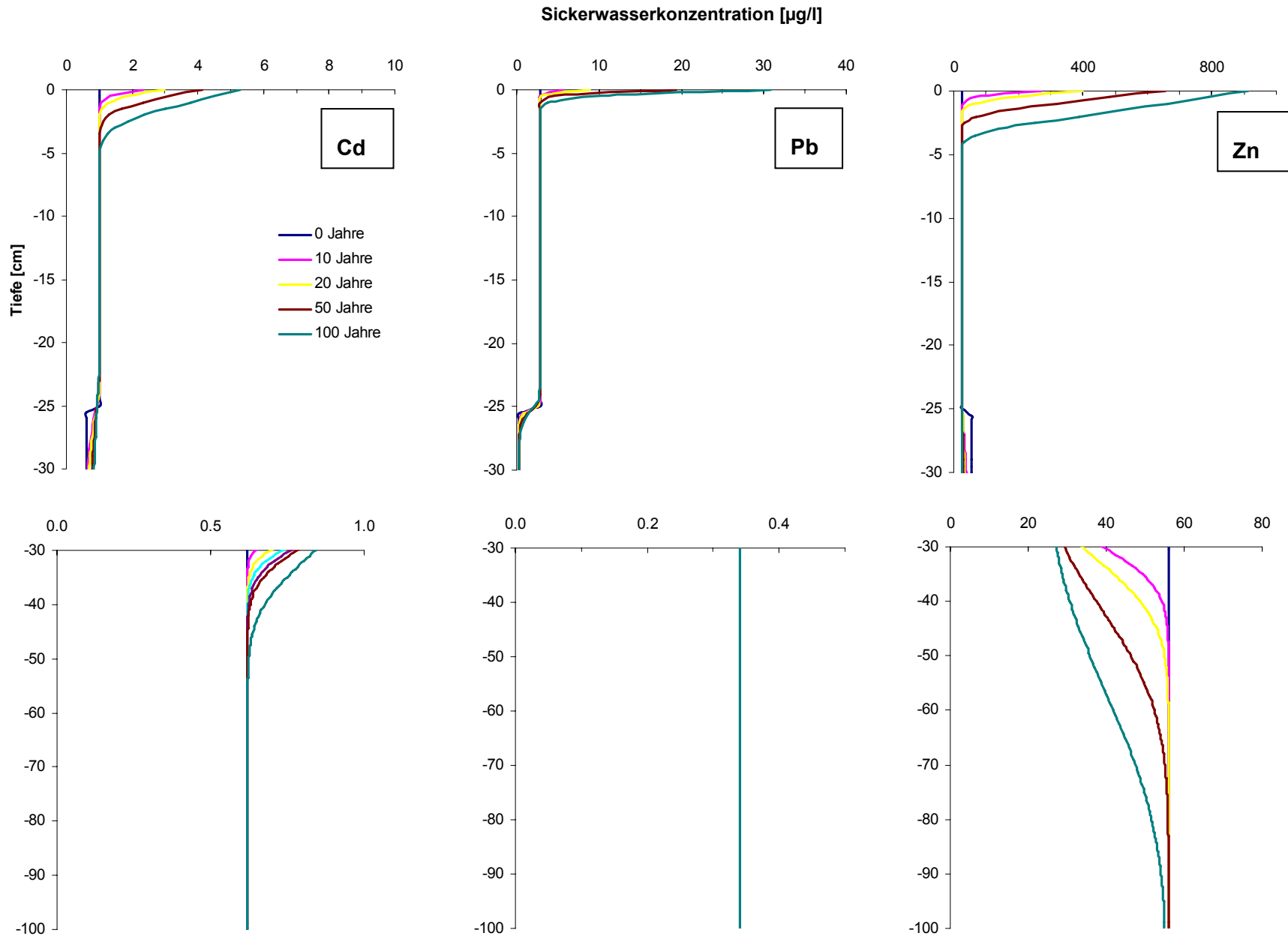


Abb. 73: Szenario 2 (Gekalkt $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Wirkung 100 Jahre; Neukalkung alle 10-15 Jahre) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

Nach hundert Jahren wird Zink aus dem Oberboden bis in eine Tiefe von 100 cm verlagert, die Lösungskonzentration liegt bei 56 µg/l. Am Ende des Profils kommt es an allen Beobachtungszeitpunkten zu einer Lösungskonzentration von 56 µg/l.

4.10.3 Szenario 3

Dieses Szenario soll den Fall eines Autobahnneubaus, bzw. einer Erweiterung auf einem sandigen Standort mit niedrigem Humusgehalt und pH-Wert (4) abbilden und Sickerwasserkonzentrationen an einem sorptionsschwachen Standort prognostizieren (Abb. 74).

Cadmium

Durch die stetigen Einträge aus dem Straßenverkehr sowie den sorptionsschwachen Substrates am Standort tritt innerhalb der ersten Zentimeter bereits eine Lösungskonzentration von 5 µg/l auf. Aufgrund der geringeren Festphasengehalte im zweiten Horizont (ab 25 cm) reduzieren sich die Lösungskonzentrationen bis zum Ende des Profils auf etwa 1 µg/l. Bedingt durch die stetigen Einträge erhöhen sich die Lösungskonzentrationen im Oberboden innerhalb der ersten 10-100 Jahre stark. Der maximale Austrag am Ende des Profils wird nach 100 Jahren erreicht, die Lösungskonzentration liegt bei 5 µg/l. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Cadmium liegt ebenfalls bei 5 µg/l. Dieser wird somit am Beobachtungszeitraum 100 Jahre überschritten.

Blei

Bei Blei tritt im Oberboden eine aktuelle Lösungskonzentration von 15 µg/l auf (0 Jahre). Diese erhöht sich innerhalb des ersten Zentimeters am Zeitpunkt 20 Jahre auf 80 µg/l, sinkt aber ab einer Tiefe von 5 cm wieder auf 15 µg/l ab. Am Zeitpunkt 100 Jahre wird die maximale Lösungskonzentration von 135 µg/l innerhalb der ersten Zentimeter erreicht, eine Verlagerung von Blei aus dem Oberboden vollzieht sich aber nur bis in eine Tiefe von etwa 15 cm. An der Horizontgrenze (25 cm) tritt aufgrund der geringeren Festphasengehalte zu allen Zeitpunkten eine schlagartige Verringerung der Lösungskonzentrationen ein. Diese entspricht dem Austrag von Blei aus dem Profil und beträgt zu alle Beobachtungszeitpunkten 3 µg/l. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Blei liegt bei 25 µg/l. Dieser Prüfwert wird zu keinem Zeitpunkt überschritten.

Zink

Die stetigen Einträge, das sandige, sorptionsschwache Substrat und die vorliegenden Festphasengehalte bedingen eine hohe aktuelle Lösungskonzentration im Oberboden. Unter diesen Bedingungen kommt es bereits zum aktuellen Zeitpunkt (0 Jahre) zu einer Verlagerung von 0,3 mg/l bis in eine Tiefe von 25 cm. Aufgrund der geringeren Festphasengehalte werden ab der Horizontgrenze bis zum Ende des Profils durchgehend etwa 0,05 mg/l gelöst. Innerhalb der ersten 20 cm Zentimeter kommt es innerhalb der folgenden Jahre zu einer starken Erhöhung der Lösungskonzentrationen. Dabei wird Zink innerhalb von 100 Jahren bis in eine Tiefe von etwa 85 cm verlagert. Die Lösungskonzentration am Ende des Profils beträgt am Zeitpunkt 100 Jahren etwa 0,05 mg/l. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden -Grundwasser der BBodSchV für Zink liegt bei 0,5 mg/l. Der Prüfwert wird demnach selbst nach 100 Jahren nicht überschritten. Bei gleich bleibenden oder steigenden Einträgen innerhalb der nächsten 20 Jahre ist mit einer starken Überschreitung des Prüfwertes zu rechnen.

Fazit

Die Sorptionsversuche in Verbindung mit den Modellberechnungen zeigen, dass am Standort A115 alle drei Schwermetalle trotz hoher Bodenfeststoffgehalte und stetig hoher Einträge selbst nach 100 Jahren nicht über eine Bezugstiefe von 100 cm verlagert werden (Szenario 1). Die Lösungskonzentrationen der Elemente Cadmium, Blei und Zink stellen unter den vorliegenden Bedingungen in einer Entfernung von 10 m zum Straßenrand demnach keine Gefährdung für das Grundwasser dar. Die stetigen hohen basischen Einträge aus dem Straßenverkehr und die sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften, wie organischer Kohlenstoff, Tongehalt und pH-Wert des Oberbodens scheinen einen sehr hohen Rückhalt der eingetragenen sowie sich über die Jahre weiter akkumulierenden Schadstoffe zu bewirken.

Die Modellrechnung mit einer Einbringung von Ca(OH)_2 in den Oberboden zeigt eine geringere Verlagerung und stärkere Abnahme der Lösungskonzentrationen aller Elemente in den obersten Zentimetern des Profils. Dies lässt sich besonders deutlich bei Zink beobachten.

Die Modellrechnung für den Neubau, bzw. für eine Erweiterung einer bestehenden Autobahn hingegen zeigt, dass es schon innerhalb der ersten 10 Jahre zu einer verstärkten Verlagerung und hohen Lösungskonzentrationen von Cadmium und Zink innerhalb der ersten 50 cm bis 100 cm kommen kann. Die Lösungskonzentrationen von Cadmium überschreiten nach 100 Jahren die Prüfwerte der BBodSchV. Bei Zink wird eine Überschreitung nach etwa 120 Jahren erwartet.

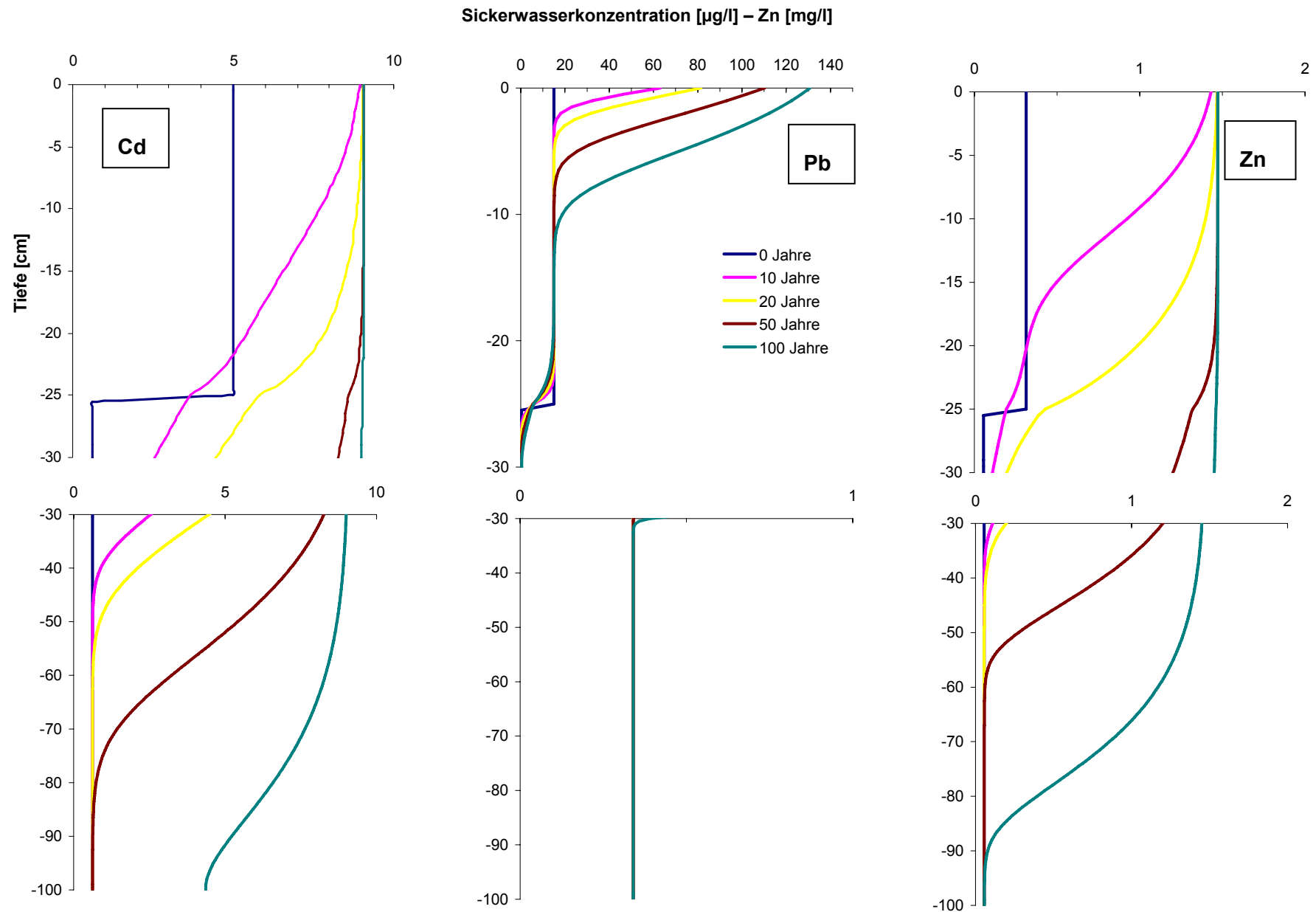


Abb. 74: Szenario 3 (Neubau Autobahn-Entfernung 10 m) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

4.11 Vergleich berechneter und gemessener Sickerwasserkonzentrationen

Zur Einordnung der in dieser Arbeit ermittelten Sickerwasserkonzentrationen, zeigt die Abb. 75 den Vergleich der über die Adsorptionisothermen berechneten, an der A115 gemessenen und der in den Laborversuchen über BSE (Wasser/Boden Verhältnis 1:2,5), Säulenversuche (Konzentration des ersten PV und 4.5 PV) und S4 Elution ermittelten Medianen der Konzentrationen des ARB (Entfernung 10 m, Tiefe 0-30 cm). Die über die Adsorptionisothermen berechneten Konzentrationen liegen, vor allem für die Elemente Zn, Pb und Cu in einem sehr ähnlichen Bereich wie die Mediane der im Feld gemessenen Konzentrationen. Cadmium bildet eine Ausnahme; der Median der im Feld gemessenen Konzentrationen ist etwa doppelt so hoch, wie die über die Adsorptionisothermen berechnete Bodenlösungskonzentration. Die gute Übereinstimmung der Konzentrationen gilt aber nur für den obersten Horizont (0-25 cm), danach lassen sich die Lösungskonzentrationen nicht mehr direkt vergleichen, da die Adsorptionisothermen für die Tiefe 25 -100 cm nicht gemessen, sondern von Kocher (2007) an einem anderen Autobahnstandort bestimmt und berechnet wurden (siehe Kap. 3.6.2). Die mittleren, im Feld gemessenen Konzentrationen in 50 cm Tiefe sind im Vergleich zu den modellierten Konzentrationen vor allem bei Pb, aber auch bei Zn höher. Die Konzentrationen von Cd liegen dagegen in einem ähnlichen Bereich. Vergleicht man die Feld- sowie die berechneten Lösungskonzentrationen mit denen der Bodensättigungsextrakte (BSE) und den Säulenversuche, so liegen alle Konzentrationen (mit Ausnahme von Zn bei den Säulenversuchen) deutlich höher.

Dies ist vor allem auf die Zerstörung der Bodenaggregate sowie der Trocknung und Wiederbefeuchtung bei der Herstellung der BSE und die Befüllung der Säulen zurückzuführen. Dadurch kommt es in diesem Fall zu einer bis zu 3fachen Überschätzung der Sickerwasserkonzentrationen. Die Daten der BSE können für die Abschätzung von Sickerwasserkonzentrationen im Gelände somit nur bedingt herangezogen werden (vgl. hierzu auch Kap 4.3 Bodensättigungsextrakte).

Ähnlich verhält es sich mit den Sickerwasserkonzentrationen aus den Säulenversuchen, auch diese werden gegenüber den aufgenommenen Sickerwasserkonzentrationen im Gelände deutlich überschätzt. Eine relativ gute Übereinstimmung zu den im Feld gemessenen Konzentrationen zeigen die über die S4 Elution (Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser 1:10) ermittelten Konzentrationen, die zur Vergleichbarkeit mit dem Faktor 4 (Boden-Wasser Verhältnis 1:2,5) multipliziert wurden.

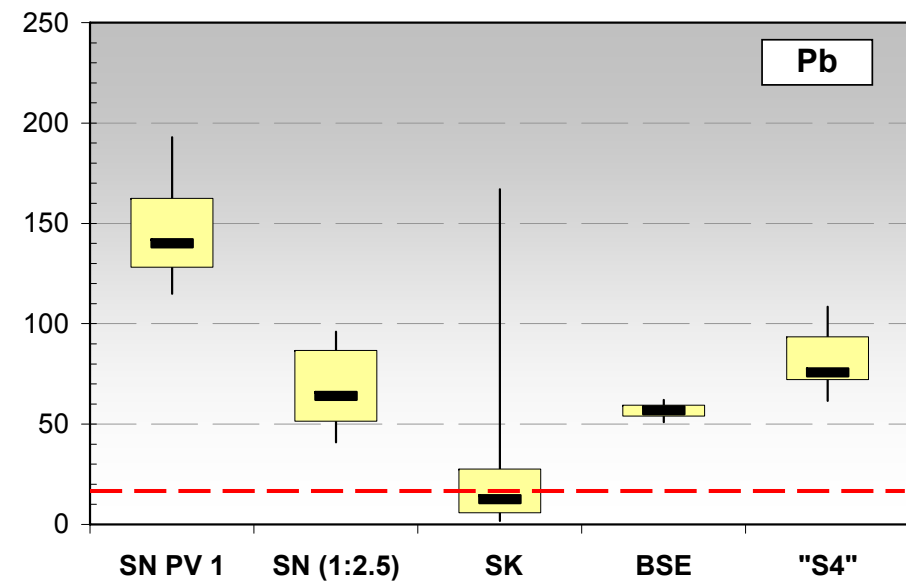
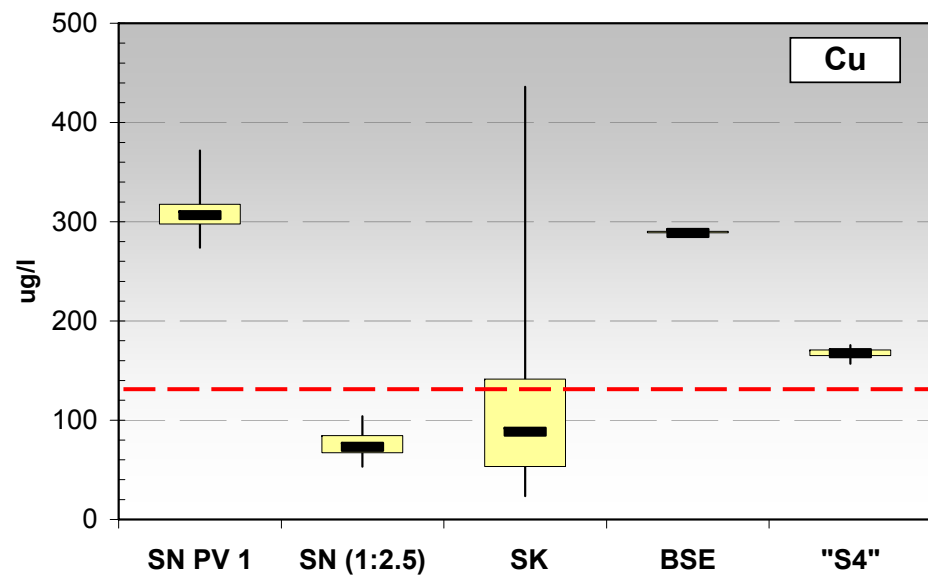
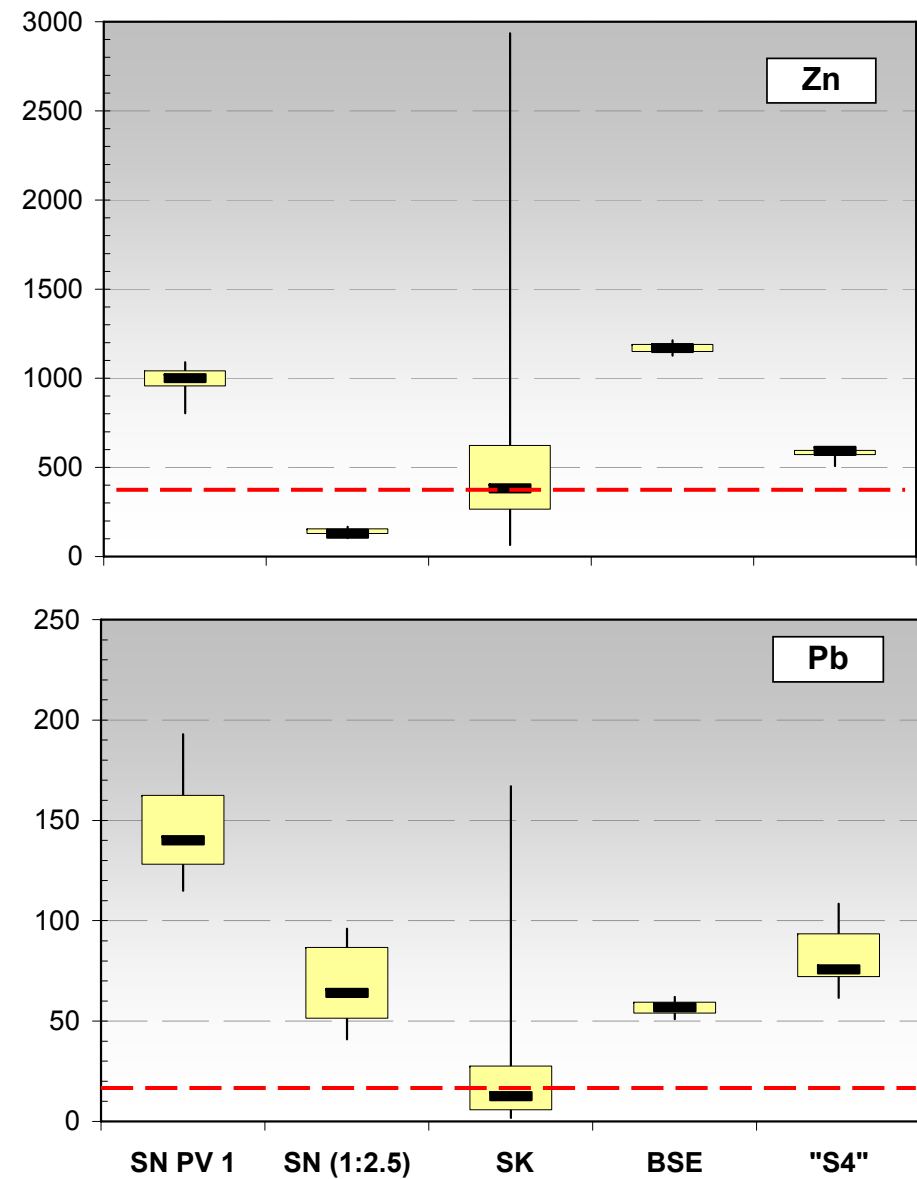
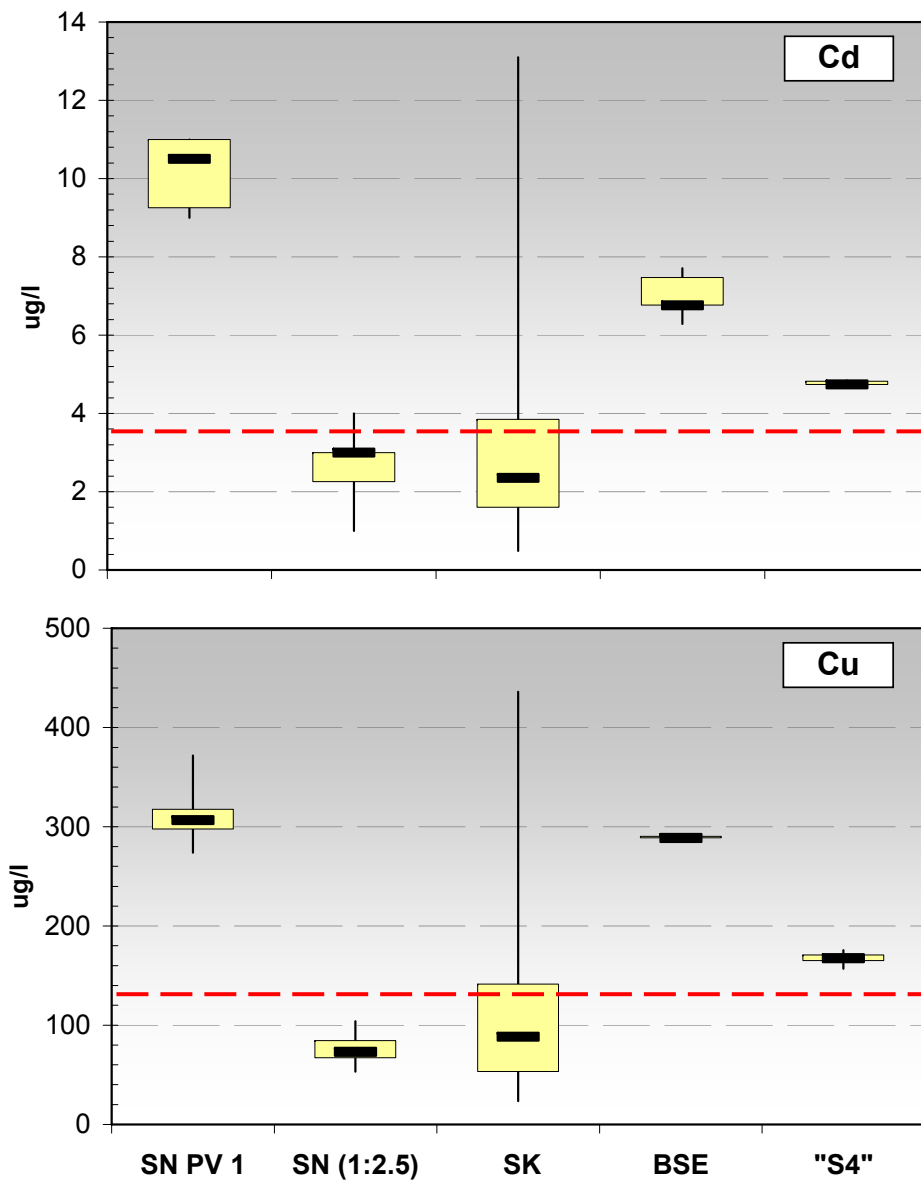


Abb. 75: Vergleich der mittels Adsorptionsisothermen (=gestrichelte Linie) berechneten und im Labor sowie Feld gemessenen Bodenlösungs- bzw. Sickerwasserkonzentrationen von Cd, Zn, Cu und Pb (Median, Min., Max., oberstes und unterstes Quartil) des obersten Horizontes (0-30 cm)- SN=Säuleneluat; SK=Saugkerzen; BSE= Bodensättigungsextrakt; S4= Elution mit Wasser (DIN 38414-4)

4.12 pH-Wert und Bodenlösungskonzentrationen nach einer Kalkung am Referenzstandort

4.12.1 pH-Wert Veränderung

Auf dem Referenzstandort Grunewald in 800 Metern Entfernung zur Messstelle, wurde eine Tiefenbeprobung zur Ermittlung der pH-Wert-Änderung im Boden durch eine Kalkung für den Zeitraum 1989-2007 durchgeführt. An 12 verorteten Punkten wurden dazu Bodenproben bis zu einer Tiefe von 50 cm entnommen und die pH-Werte in verschiedenen Tiefenstufen gemessen. Für die Darstellung wurden Beprobungen der Jahre 1989, 1990 und 1995 ausgewertet (Langer, 1996) und mit den Ergebnissen der Aufnahme 2007 verglichen.

In Abb. 76 gut zu erkennen ist der unmittelbare Einfluss des aufgetragenen Kalkes auf der organischen Auflage und im ersten Zentimeter am Ende des Aufbringungsjahres 1990. Der pH-Wert stieg schlagartig von pH 3,6 auf 6,1 an. Danach zeigt sich nur noch eine geringe Veränderung des pH-Wertes in der Tiefe. Fünf Jahre nach der Kalkung ist der pH-Wert der Auflage wieder um eine Einheit gesunken. Eine pH-Wert-Erhöhung hat sich jedoch über die Tiefe fortgesetzt. In der Tiefe von 10 cm ist der pH-Wert über die fünf Jahre insgesamt um etwa 0,5 angestiegen.

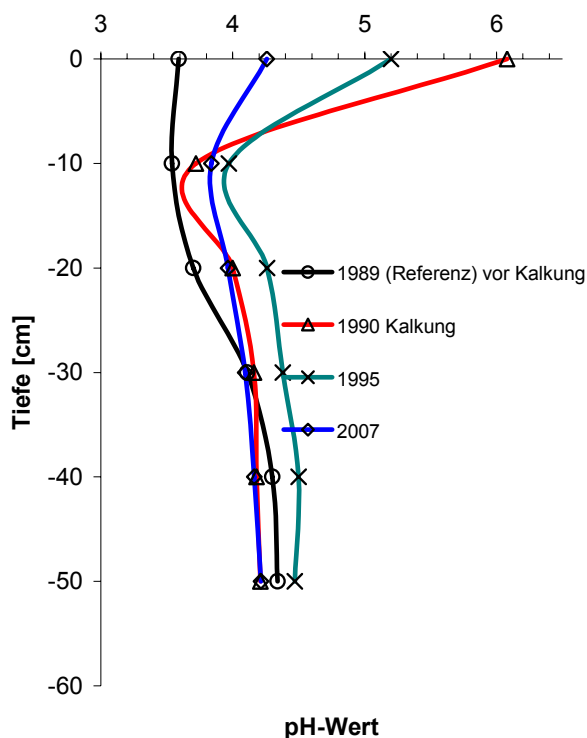


Abb. 76: Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald – Tiefenprofil der pH-Werte verschiedener Jahre vor und nach dem Kalkungsversuch

Weiterhin deutet sich eine leichte Erhöhung von 0,2-0,3 bis in eine Bodentiefe von etwa 50 cm an.

Die Auswertung von Niederschlagsdaten der Jahre 1990 bis 1995 ergab eine Gesamtniederschlagsmenge von etwa 2800 l/m² auf der Versuchsfläche (Niederschlag minus Interzeption). Über die Berechnung der realen Verdunstung nach dem TUB-BGR Verfahren (Wessolek et. al 2008) wurde die Sickerwasserrate unterhalb der Wurzelzone der Jahre ermittelt. Demnach kam es auf der Fläche zu einer Sickerwassermenge von etwa 360 l/m² innerhalb der ersten sechs Jahre nach der Kalkaufbringung. Dies verdeutlicht die langsame Verlagerung des aufgebrauchten Kalkes, die etwa mit einer Änderung der Bodenreaktion um 0,1 pro Jahr einhergeht.

Ähnliche Forschungsergebnisse sind in der Literatur im Rahmen der Waldschadensforschung dokumentiert (vgl. Marschner 1990; Matzner 1986; Kreutzer 1995). Lorenz et al. (1998) stellten bei einem Kalkungsversuch in Süddeutschland bei einer Ausbringung von 4 t dolomitischen Kalk pro ha einen Anstieg der Bodenreaktion von 3 auf 5 in der organischen Auflage fest. Weitere Untersuchungen zeigten, dass sich nach 5 Jahren bereits wieder eine leichte Abnahme der Bodenreaktion auf 4,5 vollzog. Eine pH-Wert-Erhöhung gegenüber der Kontrolle stellte sich im Mineralboden (0-10 cm) erst 5 Jahre nach der Kalkung ein (ebd. 1998).

4.12.2 Bodenlösungskonzentrationen

Neben der oben beschriebenen Kartierung wurden Daten von Bodenlösungs-pH-Werten und -konzentrationen der Dauerbeobachtungsfläche des Zeitraumes 1986-1995 ausgewertet. Die Konzentrationsverläufe zeigen, dass sich die Lösungskonzentrationen in 50 cm durch die Kalkung nur geringfügig ändern. Drei Jahre nach der Kalkung (1993) steigen vor allem die mittleren Lösungskonzentrationen von Zn und Cd gegenüber dem Mittel der Vorjahre an (Abb.77, Abb.78). Auch bei Pb lässt sich zum gleichen Zeitpunkt kurzfristig ein Anstieg der Lösungskonzentrationen beobachten (Abb.77). Nach einem folgenden Rückgang der Cadmium- und Zinkkonzentrationen steigen diese gegen Ende 1994 erneut an, sinken 1995 aber deutlich gegenüber dem Mittel der Vorjahre ab. Zeitgleich mit dem Absinken der Lösungskonzentrationen steigen die pH-Werte der Bodenlösung um bis zu 0,5 an. Dies korreliert mit der erfassten pH-Wert-Erhöhung im Bodenprofil (Abb. 78). Der Einfluss des pH-Wertes auf die Bodenlösungskonzentrationen lässt sich über den Verlauf der Konzentrationspeaks und -abfälle der Jahre gut nachvollziehen. So steigt der pH-Wert in der Bodenlösung am Anfang des Jahres 1987 von 4 auf 4,9. Dies spiegelt sich direkt in den Bodenlösungskonzentrationen wieder.

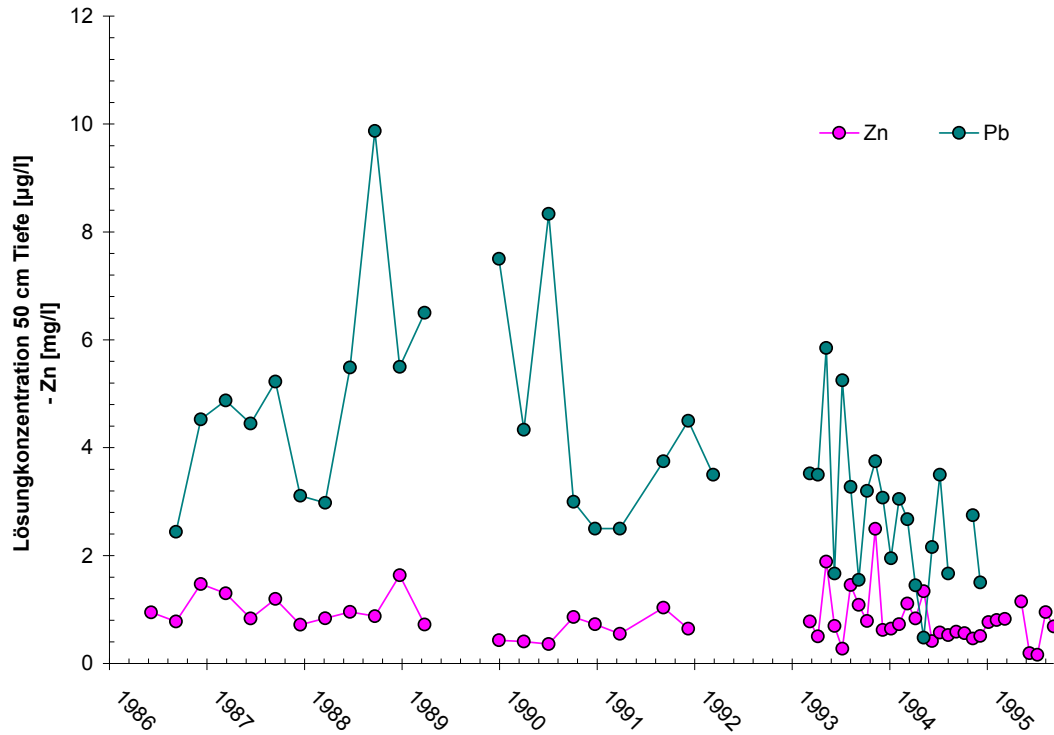


Abb. 77: Bodenlösungskonzentrationen von Zn und Pb in 50 cm Tiefe am Referenzstandort Grundwald 1986-1995

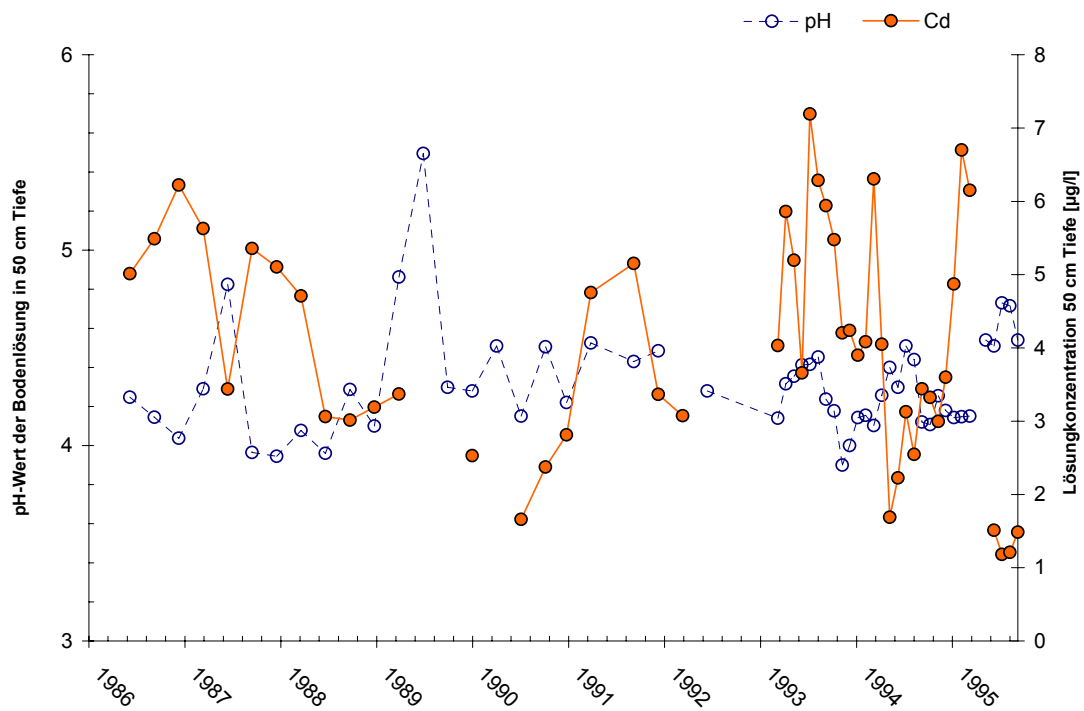


Abb. 78: Bodenlösungskonzentrationen von Cd und pH-Wert der Bodenlösung in 50 cm Tiefe am Referenzstandort Grundwald 1986-1995

Alle Bodenlösungskonzentrationen sinken zeitversetzt gegenüber den Lösungskonzentrationen der Vormonate ab. Besonders gut lässt sich dieser pH-Wert Einfluss bei Cd beobachten.

Zusammenfassung

5.1 Kartierung

5.1.1 Böden

Bei den Böden des näheren Einzugsbereiches der BAB A115 handelt es sich ursprünglich um leicht podsolierte Braunerden. Diese sind großflächig durch die Baumaßnahmen der Autobahn gestört. Vor allem im Bereich von 0–2,5 m Entfernung vom Straßenrand ist der Oberboden oft durch aufgeschüttetes oder umgelagertes Substrat gekennzeichnet, welches mit Ziegelresten, Bitumen und anderen Baumaterialien durchsetzt ist. Um den Bereich 8 m Entfernung vom Fahrbahnrand tritt annähernd wieder ein „natürliches Bodenprofil“ auf.

5.1.2 pH-Werte

Die Oberböden in der Tiefe 0-10 cm und 10-25 cm in 2,5 m Entfernung von der Straße besitzen pH-Werte von 6,7 bis 7,1. Sie sind gegenüber den pH-Werten des Referenzstandorts von 3,4 – 4,0 deutlich erhöht. Dies erklärt sich zum einen durch den Gehalt an Zement- und Betonresten, zum anderen durch den Eintrag von Streusalzen und den carbonathaltigen Abrieb des Straßenbelages der über das Straßenablaufwasser und über Staubemissionen in den straßenrandnahen Bereich eingetragen wird. Ab einer Entfernung von etwa 8 – 10 m zum Fahrbahnrand treten pH-Werte zwischen 4,5 – 5,3 auf, der pH-Wert der Referenzfläche wird ab einer Entfernung von 15 m wieder erreicht.

5.1.3 Schwermetallgehalte im Oberboden

Die Transsektkartierung am Standort der BAB A115 zeigte, dass alle Schwermetallgehalte bis in eine Entfernung von 15 m innerhalb der ersten 25 cm stark erhöht sind. Erhöhte Schwermetallgehalte an stark befahrenen Straßen sind in der Literatur umfassend dargestellt. Die Schwermetallgehalte an der A115 folgen aber nicht dem aus der Literatur bekannten Muster von hohen Feststoffgehalten am Fahrbahnrand und geringeren Gehalten mit zunehmender Entfernung. Dies scheint vor allem durch die Lage des Untersuchungsgebiets (Waldlage) und dem Aufbau des Banketts (bis zu 30 % Neigung) bedingt zu sein. Diese Neigung fördert eine starke Verlagerung von Schwermetallen mit dem Straßenabflusswasser bis in eine Entfernung von etwa 10m.

Im Tiefenbereich bis 25 cm kommt es, verglichen mit den Vorsorgewerten für Metalle im Feinboden nach der BBodSchV für die Bodenart Sand, zu flächenhaften Überschreitungen der Vorsorgewerte. In den obersten 10 cm betrifft dies vor allem Zink (bis zu 6-fach), Blei (bis zu 5-fach), Cadmium (10-fach), Kupfer (5-fach) in allen beprobten Entfernungen. Für Chrom und Nickel wurden keine Überschreitungen der Vorsorgewerte ermittelt.

5.2 Bodensättigungsextrakte (BSE)

Durch Kalkzugaben zum Autobahnreferenzboden (ARB) kommt es gegenüber den Kontrollen zu einer eindeutigen Verminderung von Nickel, Blei, Chrom und Zink im Bodensättigungsextrakt. Für Blei lässt sich sogar eine deutliche Absenkung der Konzentrationen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV feststellen. Die Kupferkonzentrationen steigen dagegen bei beiden Kalkvarianten leicht an. Dies lässt sich durch eine zunehmende Löslichkeit organischer Komplexbildner durch die pH-Wert-Erhöhung erklären.

Die Verminderung der Konzentrationen aller anderen Schwermetalle in der Bodenlösung wird vor allem der Erhöhung des pH-Wertes als steuernde Einflussgröße der Schwermetalllösung zugeschrieben. Vergleicht man die Schwermetallkonzentrationen im BSE der einzelnen Kalkvarianten untereinander, so zeigen sich geringfügige Unterschiede. Die Mischung 70% CaCO_3 + 30 % Ca(OH)_2 führt bei beiden Horizonten und Inkubationszeiten zur größten pH-Wert-Erhöhung und Schwermetallreduzierung im BSE.

5.3 Säulenversuche

Innerhalb des Bewässerungszeitraumes sind bei den gekalkten Varianten keine quantifizierbaren Unterschiede bezüglich der Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten zu den Kontrollen und untereinander festzustellen. Vielmehr zeigen alle Konzentrationsverläufe eine ähnliche Entwicklung. Lediglich die Calcium-, Kalium- und Magnesiumkonzentrationen sind gegen Ende der Bewässerungsperiode gegenüber den Kontrollen leicht erhöht. Der einheitliche Konzentrationsverlauf lässt sich durch die langsam fortschreitende Auflösung und sehr langsame Verlagerung der aufgetragenen Kalke erklären.

Über den gesamten Bewässerungszeitraum ist bei den Kalkvarianten lediglich eine Verlagerung des Kalkes über eine Tiefe von wenigen Zentimetern zu beobachten, welche sich durch eine signifikante Erhöhung des pH-Wertes in der Tiefe nachvollziehen lässt.

Da eine Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser aufgrund von Sorptionsprozessen an der Bodenmatrix nur langsam stattfindet, haben die geringen pH-Wert-Veränderungen innerhalb der ersten Zentimeter keinen Einfluss auf die Eluatkonzentrationen am unteren Säulenrand.

5.4 Freilandmessstelle

5.4.1 pH-Werte im Jahresverlauf

Die pH-Werte der Bodenlösung in 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand liegen in allen Tiefen mit Werten um 7,5 bis 8 im neutralen bis alkalischen Bereich. Dies korreliert gut mit den in dieser Entfernung aufgenommenen Boden-pH-Werten. Diese wiederum erklären sich durch den beschriebenen Bankettaufbau und die basischen Staubeinträge aus dem Fahrbahnabrieb. Insgesamt zeigt sich in allen Tiefen ein relativ einheitlicher Verlauf der pH-Werte über den gesamten Messzeitraum. Dies gilt sowohl für die Referenz- als auch die $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Fläche. Ein Einfluss des ausgebrachten Kalkes ist aufgrund des vorliegenden hohen pH-Wertes auf beiden gekalkten Flächen nicht zu erkennen. Einen ähnlichen Verlauf zeigen die pH-Werte der Bodenlösung für den Bereich um 7,5 m Entfernung vom Straßenrand. Im Abstand von 10 m Entfernung vom Straßenrand zeigen die pH-Werte der Bodenlösung in allen Beprobungstiefen einen relativ schwankungsfreien Jahresverlauf zwischen pH 4,5-5,0. Auf der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Fläche ist bei der Beprobung am 22.11.2007 ein steiler Anstieg des pH-Wertes der Bodenlösung aus 10 cm Tiefe von pH 5,5 auf 6,5 zu beobachten. Der Anstieg könnte den erstmaligen Einfluss des aufgebracht Kalkes signalisieren. In allen anderen Tiefen ist kein Anstieg erkennbar. Auch auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche steigt der pH-Wert der Bodenlösung ab Juni 2007 gegenüber dem pH-Wert von $\sim 5,5 - 5,7$ bis zum November auf pH 6,5 an. Ein Trend der Erhöhung des pH-Wertes der Bodenlösung ist somit auch auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche erkennbar.

5.4.2 Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe - CaCO_3 -Fläche

Im Abstand 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand ist eine signifikante pH-Wert-Erhöhung in den ersten zehn Zentimetern zu beobachten. Der pH-Wert erhöhte sich innerhalb eines Jahres um 0,3. Bei dem Abstand von 7,5 m zum Fahrbahnrand erhöhte sich der pH-Wert um etwa 0,4 bis in eine Tiefe von 30 cm, in der Tiefe von 50 cm ließ sich keine

Veränderung mehr feststellen. Die größte pH-Wert-Erhöhung im Oberboden zeigte sich bei dem Abstand von 10 m zum Fahrbahnrand. Die Ausgangs-pH-Werte sind in diesem Bereich mit pH 4,8 am niedrigsten. Bis in eine Tiefe von 10 cm erhöhte sich der pH-Wert um 0,6-0,7. Ab der Beprobungstiefe von 30 cm ist keine pH-Wert-Erhöhung mehr zu beobachten.

5.4.3 Sickerwasserkonzentrationen - Saugkerzen

In der letzten Beprobungstiefe von 50 cm kommt es innerhalb aller Abstände nur vereinzelt zu Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV. Dies gilt vor allem für die Schwermetalle Kupfer und Zink. Da der Grundwasserspiegel bei > 5 m liegt, ist am vorliegenden Standort zu keinem Zeitpunkt mit einer Gefährdung des Grundwassers über den Eintrag von Schwermetallen durch perkolierendes Sickerwasser zu rechnen.

Bei einem Vergleich der mittleren Sickerwasserkonzentrationen der Beprobungstiefe 10 cm vor und nach der Kalkaufbringung ließen sich keine signifikanten Veränderungen der Konzentrationen von Cr, Cu, Cd, Zn und Pb feststellen. Wie aus der pH-Wert Entwicklung ersichtlich, ist der aufgebrachte Kalk maximal bis in eine Tiefe von etwa 30 cm vorgedrungen. Somit können die aufgenommenen Sickerwasserkonzentrationen der Tiefe 50 cm als Status Quo-Konzentrationen des Autobahnstandortes A115 interpretiert werden.

5.4.4 Sickerwasserkonzentrationen - Lysimeter

Die beprobten Sickerwasserkonzentrationen von Zn, Pb, Cu und Cr in den Lysimetern im Abstand von 1 m zur Fahrbahn überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV um ein vielfaches. In der Tiefe von 50 cm betrifft dies vor allem die Schwermetalle Zink (2-fach), Blei (10-fach), Chrom (1,5-fach) und Kupfer (6-fach) in 1m Entfernung zum Fahrbahnrand. Auch in 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand wurden für Pb (2-fache) und Cu (4-fache) Überschreitungen der Vorsorgewerte der BBodSchV gemessen. Geht man davon aus, dass die Abflusskonzentrationen am Lysimeterbankett den der Abflusssammelstelle entsprechen, liegen die gelösten Konzentrationen in den Lysimetern, mit Ausnahme von Cadmium, etwa um den Faktor 2,5–3 höher als die der gelösten Abflusskonzentrationen. In den Lysimetern in 2,5 m Abstand zur Fahrbahn sind für einige Schwermetalle ebenfalls höhere gelöste Konzentrationen als im Abfluss zu beobachten. Ein Vergleich mit den Sickerwasserkonzentrationen der Saugkerzen zeigt, dass alle Konzentrationen signifikant höher liegen. Die Unterschiede ergeben sich zum einen durch

die Heterogenität des Standortes, zum anderen durch die größeren Probenahmevolumen der Lysimeter und/oder Sorptionsprozesse an den Saugkerzenkeramiken. Aber auch die Störung des Bodenprofils bei dem Einbau der Lysimeterboxen könnten die großen Unterschiede der Sickerwasserkonzentrationen erklären.

5.4.5 Straßenabfluss

Die Abflusskonzentrationen an der A115 liegen bis auf die Konzentrationen von Chrom und Zink in einem sehr ähnlichen Bereich, wie die gemessenen Abflusskonzentrationen anderer Autoren. Erhöhte Werte treten bei Chrom auf. Es wird vermutet, dass diese durch die Abbremsvorgänge an der Ausfahrt Hüttenweg bedingt sind. Sehr hohe Werte treten auch bei Zink auf, welche zum einen auf den Direktabfluss der verzinkten Leitplanken, zum anderen durch oben beschriebene Bremsvorgänge zurückführen sind. Ein Vergleich der Bleikonzentrationen der A115 mit den Messwerten aus den Jahren 1978/79 zeigt sehr anschaulich, dass die Bleikonzentrationen im Straßenabfluss aufgrund des Verbots von bleifreiem Benzin (1988) und dem Verzicht von bleihaltigen Auswuchtgewichten stark zurückgegangen sind.

5.5 Modellierung

Szenario 1 zeigt, dass die Schwermetalle Cadmium, Blei und Zink auch nach 100 Jahren nicht über eine angenommene Tiefe von 100 cm verlagert werden. Die Lösungskonzentrationen stellen unter den vorliegenden Bedingungen am Standort BAB A115 in einer Entfernung von 10 m zum Straßenrand trotz niedriger pH-Werte keine Gefährdung für das Grundwasser dar.

Das Szenario 2 mit einer Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in den Oberboden zeigt eine deutlich geringere Verlagerung und Abnahme der Lösungskonzentrationen aller Elemente in den obersten Zentimetern des Profils.

Die Modellrechnung für den Neubau bzw. einer Fahrbahnerweiterung einer Autobahn (Szenario 3) mit sandigem, schwach humosem Ausgangssubstrat hingegen zeigt, dass es schon innerhalb der ersten 10 Jahre zu einer außerordentlich hohen Verlagerung und extremen Lösungskonzentrationen von Cadmium und Zink innerhalb der ersten 25 cm Zentimeter kommen kann. Dabei werden die Vorsorgewerte der BBodSchV für alle Zink und Cadmium um ein vielfaches überschritten. Bei diesem Szenario bleibt allerdings unbeachtet, dass sich die Sorptionsfähigkeit des Oberbodens aufgrund der Anreicherung von organischem Kohlenstoff, „Black Carbon“ sowie basischen Einträgen aus dem

Straßenverkehr über die Jahrzehnte beträchtlich erhöhen kann. Dies lässt sich aus dem Vergleich der Sorptionsisotherme von Zn, Cd, Pb und Cu des ARB (A115) gegenüber dem Referenzstandort Grunewald ableiten.

Die Lösungskonzentrationen der Beobachtungszeiträume 30, 50 und 100 Jahre sind somit sehr wahrscheinlich überschätzt. Allerdings liegen die vorliegenden Feststoffgehalte im Oberboden (Cd=0,66 mg/kg; Pb=13,3 mg/kg; Zn=30 mg/kg) sowie die berechneten Sickerwassermengen (72 l/m^2) am Standort im unteren Bereich. Bei höheren Sickerwasserraten und Feststoffgehalten sowie Einträgen sind für die ersten 20 Jahre wiederum höhere Lösungskonzentrationen zu erwarten.

6 Fazit und Ausblick

Trotz der sorptionsschwachen, sandigen Ausgangssubstrate im Straßenrandbereich mit z.T. niedrigen pH-Werten und stark erhöhten Schwermetallgehalten, kommt es an der BAB A115 nur selten zu einer Überschreitung der Prüfwerte für Sickerwasserkonzentrationen der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser. Dies bestätigen sowohl die Feldmessungen, als auch die durchgeführten Modellrechnungen über einen Zeitraum von 100 Jahren, wobei präferentieller Fluss und kolloidal gebundener Transport nicht betrachtet wurden. Aufgrund von erhöhtem Straßenabfluss und Spritzwasser ist innerhalb der ersten Meter vom Fahrbahnrand jedoch mit hohen Sickerwasserraten zu rechnen. Dies bewirkt kurzfristig eine Verdünnung der Sickerwasserkonzentrationen, führt aber zu beträchtlichen Schwermetallfrachten im Bodensickerwasser, die die Frachtgrenzen der BBodSchV deutlich überschreiten (vgl. hierzu auch Kocher, 2007).

Bei einem Starkregenereignis wurden in den Bodenlysimetern sehr hohe Sickerwasserkonzentrationen im Bereich 1-2,5m Abstand zur Fahrbahn gemessen, welche bei grundwassernahen Standorten zu problematischen Grundwassereinträgen führen würden. Dabei deutet sich auch ein nicht zu vernachlässigender partikulärer Transport von Cr, Ni, Zn aber auch Pb an. Eine erhöhte Pb Verlagerung über partikulären Transport nach Starkregenereignissen stellten auch Roulier et al. (2007) bei Lysimeterstudien an einer Autobahn fest. Ebd. konnte einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Verlagerung von Pb und Fe nachweisen. Zur Klärung dieser Transportprozesse sind weitere Messungen notwendig. Dabei sollten vor allem kolloidale und präferentielle Verlagerungsprozesse bei Niederschlagsereignissen verschiedener Intensität ausführlicher betrachtet werden.

Im Falle eines Autobahnneubaus bzw. einer Erweiterung von Fahrspuren prognostiziert die Modellrechnung für einen sandigen Autobahnstandort mit niedrigem pH-Wert und

geringem Humusgehalt trotz anfänglich geringer Bodenfeststoffkonzentrationen kurz- bis mittelfristig hohe Sickerwasserkonzentrationen (Szenario 3). Dies bestätigt auch der Vergleich der Adsorptionsisothermen des Autobahnreferenzbodens (ARB) mit dem Referenzboden in 800 m Entfernung. Er veranschaulicht zudem, wie sehr sich die Sorptionsfähigkeit sandiger Straßenrandböden durch die Einträge des Straßenverkehrs mit der Zeit erhöhen kann. Dies führt langfristig zu einer Stabilisierung des Systems Straßenrand. Bei Autobahnneubauten in der BRD, vor allem wenn sie sich in Wasserschutzgebieten befinden, werden heutzutage Entwässerungsanlagen für den direkten Straßenabfluss eingerichtet. Deshalb ist im straßenahen Bereich (0-1m), innerhalb dessen hohe Einträge und Sickerwasserflussraten stattfinden, mit geringeren Schwermetallfrachten ins Grundwasser zu rechnen als bei alten Autobahnabschnitten bei denen der Straßenabfluss vornehmlich im Bankett infiltriert. Ein Risiko erhöhter Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser besteht aber weiterhin für den Bereich 2 m bis etwa 15 m bei Autobahnneubau sowie bei einer Erweiterung alter Streckenabschnitte. In diesen Bereich werden sowohl verstärkt verkehrsbürtige Schadstoffe über den Straßenabfluss und das Spritzwasser (2-5 m) als auch über den Luftpfad eingetragen (>100m): Dies bewirkt mittel- bis langfristig eine hohe Schadstoffakkumulation in den Straßenrandböden. Aus Sicht des Schutzes der Tier- und Pflanzenwelt sowie als Maßnahme zur Verminderung von hohen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser kann eine Erhöhung des pH-Wertes innerhalb dieser Bereiche durch Einbringung kalkhaltiger Materialien oder durch eine Kalkung in Betracht gezogen werden. Dabei sollte die auszubringende Menge des Kalkes so ausgelegt sein, dass der pH-Wert nicht über 6,5 ansteigt, da eine Anhebung in den neutralen bis alkalischen Bereich i.d.R. eine erhöhte Mobilisierung von Kupfer und Blei fördert. Dies bestätigen die durchgeführten Laborversuche, wie die Versuche anderer Autoren. Eine großflächige Kalkungsmaßnahme an Straßenrandböden birgt aber auch Risiken in sich. Langjährige Kalkungsversuche in Forsten haben gezeigt, dass es nach der Kalkausbringung kurz- bis mittelfristig zu einer erhöhten Schad- und Nährstofffreisetzung kommen kann. Zusätzlich fördert eine Kalkung die Anregung der mikrobiellen Aktivität und damit den Abbau der organischen Bodensubstanz und Abnahme der C- und N-Vorräte. Einem Standort gehen somit, vor allem in den ersten Jahren nach der Kalkung, wichtige Bindungsplätze für die Nähr-, Schadstoff- und Wasserspeicherung verloren.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Aufbau der Säulenversuche	22
Abb. 2: Entnahme des Säulenmaterials in Zentimeterabschnitten	23
Abb. 3: Lage der Freilandmessstelle an der A115 (Kartengrundlage Google maps, verändert).....	24
Abb. 4: Blick auf den Standort an der A115 (Avus) nahe Ausfahrt Hüttenweg in südliche Richtung (linkes Bild) und in nördliche Richtung (rechtes Bild)	25
Abb. 5: Karte des Kartiergebietes (Grundlage: googleeearth; Quelle: Al-ameri & Kim 2007)	26
Abb. 6: Schematischer Aufbau der Messstelle an der BAB A115 (nach Kocher 2002, verändert).....	27
Abb. 7: Funktionsweise einer Saugkerze im Boden	28
Abb. 8: Blick auf die eingebaute Saugsondenreihe in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand (Linke Seite) und vereinfachte Draufsicht auf die Messstelle. Linker Block = Referenzfläche/ $\text{Ca}(\text{OH})_2$; Rechter Block = CaCO_3 mit den jeweiligen Sondenbezeichnungen (Rechte Seite).....	29
Abb. 9: Aufsicht Dochtlysimeter(links); eingebautes Dochtlysimeter; Profilgruben mit Dochtlysimtern in 1m Entfernung vom Straßenrand	31
Abb. 10: Eingebauter Abflusssammler und Sammlergefäße an der A115.....	31
Abb. 11: Ausbringung von CaCO_3 auf der Freilandmessstelle in Form von Kalksteingrieß	32
Abb. 12: Ausbringung der Kalkmilch auf der Freilandmessstelle	33
Abb. 13: Bodenprofil und Horizontabfolge des Referenzstandortes Grunewald, Berlin in 800 m Entfernung zur Messstelle (links) und stark verändertes Profil an der A115 in 1m Entfernung zum Straßenrand (rechts).....	46
Abb. 14: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 0-10 cm (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung).....	47
Abb. 15: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 10-20 cm (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung).....	48
Abb. 16: Mittelwerte pH-Wert (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm des Autobahnstandortes Avus A115 (n=120; gestrichelte Linien= Standardabweichung)	49
Abb. 17: Mittelwerte pH-Wert (CaCl_2) im Oberboden 10-20 cm des Autobahnstandortes Avus A115	49
Abb. 18: pH-Werte verschiedener Autobahn- und Bundesstrassenstandorte im Oberboden 0-10 cm und die pH- Mobilitätsgrenzen für verschiedene Schwermetalle dargestellt als gestrichelte Linien (Daten aus Kocher 2007).....	50
Abb. 20: Bleigehalte der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm (Median; Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil– gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV).....	52
Abb. 21: Bleigehalte der Transektkartierung im Oberboden 10-20 cm	53
Abb. 22: Zinkgehalte der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm.....	53
Abb. 23: Zinkgehalte der Transektkartierung im Oberboden 10-20 cm.....	54
Abb. 24: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Zn und Cd sowie der pH-Werte im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115.....	56
Abb. 25: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Pb und Ni sowie Cu und Cr im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115.....	57
Abb. 26: Zinkgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg] (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 60 mg/kg	58
Abb. 27: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]	58
Abb. 28: Bleigesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]	59
Abb. 29: Kupfergesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg].....	59
Abb. 30: Nickelgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg]	60
Abb. 31: Chromgesamtgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm nach Königswasseraufschluss [mg/kg].....	60
Abb. 32: pH-Werte (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm.....	60

Abb. 33: pH-Werte der Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm und 10-25 cm).....	62
Abb. 34: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm). Fehlerbalken=Standardabweichung.....	63
Abb. 35: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (10-25 cm).....	63
Abb. 36: pH-Wert (CaCl_2) im Boden und Zink im Sättigungsextrakt nach Beendigung Versuche (Inkubation 24 h und 21 Tage) unter Zugabe einer Mischung von CaCO_3 und Ca(OH)_2	64
Abb. 37: Mittelwerte der Zinkkonzentrationen in den Säuleneluaten während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung).....	66
Abb. 38: Mittelwerte der Kupferkonzentrationen in den Säuleneluaten während des Bewässerungszeitraumes.....	66
Abb. 39: Mittelwerte der Nickelkonzentrationen in den Säuleneluaten während des Bewässerungszeitraumes	67
Abb. 40: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) in den Säuleneluaten während des Bewässerungszeitraumes.....	67
Abb. 41: pH-Wert Verlauf in den Eluaten während des Bewässerungszeitraumes	69
Abb. 42: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit der Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes.....	70
Abb. 43: Tiefenverteilung des pH-Wertes (CaCl_2) der Säulenvarianten in der Tiefe (cm)	71
Abb. 44: Mittelwerte der S4 Elution der Säulenproben von Chrom und Kupfer im Tiefenprofil 0-10 cm	72
Abb. 45: Mittelwerte der S4 Elution der Säulenproben von Cadmium und Zink im Tiefenprofil 0-10 cm	73
Abb. 46: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (CaCO_3). Rote Linie= Zeitpunkt der Kalkung	74
Abb. 47: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (CaCO_3)	74
Abb. 48: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Kontrolle)	76
Abb. 49: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)....	76
Abb. 50: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (CaCO_3)	76
Abb. 51: pH-Werte im Boden (CaCl_2) auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche vor und nach der Kalkaufbringung (Beprobung November 2007) in verschiedenen Abständen zur Fahrbahn und Bodentiefen.....	77
Abb. 52: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser verschiedener Tiefen – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 – Fläche.....	79
Abb. 53: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 2,5 m; CaCO_3 –Fläche.....	80
Abb. 54: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 –Fläche.	80
Abb. 55: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 10 cm – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 –Fläche.....	82
Abb. 56: Niederschlagsereignisse auf der Freilandmessstelle innerhalb des Beprobungszeitraumes	83
Abb. 57: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 – Fläche.	84
Abb. 58: Bodenlösungskonzentrationen des Referenzstandortes (Dauerbeobachtungsfläche Ballungsraumnahe Waldökosysteme - Berlin-Grünwald) in 800 m Entfernung zur Freilandfläche für die Jahre 1996-1998	85
Abb. 59: Gelöste und partikuläre Anteile der Schwermetallkonzentrationen in den Lysimetern in 1 m Entfernung vom Straßenrand (Mittelwerte aus drei Lysimetern).....	86
Abb. 60: Mittelwerte der gelösten und partikulären Anteile der Schwermetallkonzentrationen im Lysimeter in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand (Mittelwert aus drei Lysimetern)	87
Abb. 61: Vergleich der mittleren Lösungskonzentrationen der Lysimeter und Saugkerzen in 2,5 m.....	88
Abb. 62: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Abfluss der A115 ** (13.02.2007) im Vergleich mit mittleren Konzentrationen anderer Autoren - *Krauth & Klein in Muschak 1990, ***Dierkes & Geiger 1999, ****Legret & Pagotto 1999, *****Diehl 2002, *****Göbel et al. 2007	89
Abb. 63: Mittelwerte der gelösten und partikulären Anteile der Schwermetalle im Abfluss an der BAB A115	90
Abb. 64: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Cadmium mit und ohne Zugaben von Kalk.....	92

Abb. 65: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Zink mit und ohne Zugaben von Kalk.....	92
Abb. 66: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Blei mit und ohne Zugaben von Kalk.....	93
Abb. 67: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) für Kupfer mit und ohne Zugaben von Kalk.....	94
Abb. 68: Adsorptionsisotherme des ARB für Cd im Vergleich mit Isothermen aus Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB	95
Abb. 69: Adsorptionsisotherme des ARB für Pb im Vergleich mit Isothermen über Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB	96
Abb. 70: Adsorptionsisotherme des ARB für Pb im Vergleich mit Isothermen über Pedotransferfunktionen von Gaeth & Schug (2000) bei unterschiedlichen pH-Werten.....	96
Abb. 71: Adsorptionsisotherme des ARB für Zn im Vergleich mit Isothermen aus Pedotransferfunktionen (PTF) – gestrichelte Linie = Messbereich des ARB	97
Abb. 72: Szenario 1 (Status Quo) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	100
Abb. 73: Szenario 2 (Gekalkt $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Wirkung 100 Jahre; Neukalkung alle 10-15 Jahre) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	102
Abb. 74: Szenario 3 (Neubau Autobahn-Entfernung 10 m) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	105
Abb. 75: Vergleich der mittels Adsorptionsisothermen (=gestrichelte Linie) berechneten und im Labor sowie Feld gemessenen Bodenlösungs- bzw. Sickerwasserkonzentrationen von Cd, Zn, Cu und Pb (Median, Min., Max., oberstes und unterstes Quartil) des obersten Horizontes (0-30 cm)- SN=Säuleneluat; SK= Saugkerzen; BSE= Bodensättigungsextrakt; S4= Elution mit Wasser (DIN 38414-4).....	107
Abb. 76: Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald – Tiefenprofil der pH-Werte verschiedener Jahre vor und nach dem Kalkungsversuch	108
Abb. 77: Bodenlösungskonzentrationen von Zn und Pb in 50 cm Tiefe am Referenzstandort Grundwald 1986-1995	110
Abb. 78: Bodenlösungskonzentrationen von Cd und pH-Wert der Bodenlösung in 50 cm Tiefe am Referenzstandort Grundwald 1986-1995	110
Abb. 79: Kupfergehalte der Transektkartierung.....	135
Abb. 80: Cadmiumgehalte der Transektkartierung	135
Abb. 81: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche	139
Abb. 82: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche	139
Abb. 83: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche.....	140
Abb. 84: Chrom- (links) und Cadmiumkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche	140
Abb. 85: Kupfer- (links) und Zinkkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche.....	141
Abb. 86: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche.....	141
Abb. 87: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche	142
Abb. 88: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche	142
Abb. 89: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche.....	143
Abb. 90: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	143
Abb. 91: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	144
Abb. 92: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche.....	144
Abb. 93: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	145
Abb. 94: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	145
Abb. 95: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	146
Abb. 96: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	146
Abb. 97: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche	147

Abb. 98: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO_3 -Fläche.....	147
Abb. 99: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	148
Abb. 100: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	148
Abb. 101: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche.....	149
Abb. 102: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	149
Abb. 103: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	150
Abb. 104: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche.....	150
Abb. 105: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	151
Abb. 106: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche	151
Abb. 107: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche.....	152
Abb. 108: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche	152
Abb. 109: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	153
Abb. 110: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	153
Abb. 111: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche	154
Abb. 112: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	155
Abb. 113: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	155
Abb. 114: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche	156
Abb. 115: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	156
Abb. 116: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	157
Abb. 117: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche	157
Abb. 118: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	158
Abb. 119: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche	158
Abb. 120: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 -Fläche	159
Abb. 121: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 -Fläche	159
Abb. 122: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 -Fläche.....	160
Abb. 123: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Referenz)	160
Abb. 124: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)	161
Abb. 125: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Referenz)	161
Abb. 126: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)	162
Abb. 127: Mittelwerte der Cadmiumkonzentrationen in den Säuleneluatn während des Bewässerungszeitraumes	162
Abb. 128: Mittelwerte der Chromkonzentrationen in den Säuleneluatn während des Bewässerungszeitraumes.....	163
Abb. 129: Mittelwerte der wasserlöslichen Fraktion (S4 Elution) von Blei (links) und Nickel (rechts) im Tiefenprofil 0- 10 cm der Säulenproben.....	164

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Zusammenstellung typischer verkehrsbedingter Stoff- und Partikeleinträge in den Straßenrandbereich und deren Hauptquellen.....	18
Tab. 2: Ergebnisse der verschiedenen Kalkzugaben der Testmessungen an den Referenzböden.....	21
Tab. 3: Konzentrationen der Salze und der einzelnen Ionen des Beregnungswassers (Pagel 2006).....	23
Tab. 4 a, b, c: Konzentrationsstufen zur Bestimmung der Adsorptionsisothermen in mg/l.....	37
Tab. 5: Pedotransferfunktionen für Schwermetalle für Oberböden nach Gäth & Schug (2000).....	38
Tab. 6: Pedotransferfunktionen für Schwermetalle für Oberböden nach Utermann et al. (2005).....	39
Tab. 7: Verwendete Bodenkenngrößen für die erstellten Sorptionsisothermen.....	39
Tab. 8: Freundlich-Parameter der auf die Proben bezogenen Schwermetalladsorption.....	42
Tab. 9: Szenarien für die Modellierung des Schwermetalltransportes mit dem Sickerwasser im Bereich von 10 m Entfernung zur Fahrbahn der AVUS A115.....	44
Tab. 10: Physikalische und chemische Kennwerte der podsoligen Braunerde (Standort Grunewald).....	46
Tab. 11: Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden (Sand) – Oberboden Acker [mg/kg] Berlin (nach LABO 2003).....	61
Tab. 12: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 0-10 cm (mg/kg).....	133
Tab. 13: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 10-25 cm (mg/kg).....	134
Tab. 14: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Feinkartierung 0- 10 cm.....	135
Tab. 15: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Feinkartierung 10-25 cm (ARB).....	136
Tab. 16: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung).....	137
Tab. 17: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 10-20 cm.....	137
Tab. 18: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl ₂) 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung).....	137
Tab. 19: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl ₂) 10-20 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung).....	137
Tab. 20: Mittelwerte aller Schwermetallkonzentrationen der beprobten Abstände und Tiefen BAB A115.....	138
Tab. 21: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluat Säule 1 und 2 – Kontrolle.....	163
Tab. 22: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluat Säule 3 und 4 - CaCO ₃	163
Tab. 23: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluat Säule 5 und 6 - Ca(OH) ₂	163
Tab. 24: Tiefenentwicklung des pH-Wertes in den Säulen nach 4 Monaten.....	163
Tab. 25: Tiefenentwicklung des pH-Wertes Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald.....	165
Tab. 26: Bestimmungsgrenzen HGA und ICP.....	165

Literaturverzeichnis

- Al-ameri A. und Tai-Hi K. 2007. Bodenkundliche Kartierung am Straßenrand der BAB A 115 Avus, Berlin Grunewald. Diplomkartierung am FG Standortkunde/Bodenschutz, TU-Berlin.
- Alloway, B.J. (ed.) 1997. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London.
- Arnheim, C., Strong, J.E. & Mosher, P.A. 1992. Effect on deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soil. *Environmental Science and Technology* 26. 703-709.
- Augustin K., Gregor H.D., Klewer M., Kriesch Ch., Schreiber H., Szelinski B.A. & H.Wey 1981: Streusalzbericht I. Umweltbundesamt, Berichte 81/1. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Barbosa, A.E. und Hvitved-Jacobsen T. 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Sci. Total Environ.* 235. S. 151-159.
- BBodSchV 1999. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758) Stand: Geändert durch Art. 2 V v. 23.12.2004 I 3758.
- Bergbäck, B.; Johansson, K.; Mohlander, U. 2001. Urban metal flows- a case study of Stockholm. *Water Air Soil Pollut: Focus* 2001,1, 3-24.
- Bielert, U. 1999. Hydrogeochemie von Spurenelementen in Sicker-, Grund- und Trinkwässern – von der Sickerwasserpassage bis zur Aufbereitung. Dissertation an der Universität Göttingen.
- Bingham, F.T., Page, A.L., Mitchell, G.A. & J.E. Strong 1979. Effects of liming an acid soil amended with sewage sludge enriched with cd, Cu, Ni and Zn on yield and Cd content of wheat grain. *J. Environm. Qual.* 8., 202-207.
- Blume, H.-P. & Hellriegel, T. 1981. Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.*, 144, 181-196.
- Boller, M. et al. 2006. Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial. Eawag, Dübendorf.
- Brümmer, G. 1974. Redoxpotentiale und redoxprozesse von mangan-, eisen- und schwefelverbindungen in hydromorphen böden und sedimenten. *Geoderma* 12, 207-222.
- Christensen, H.R. 1922: Untersuchungen über das Kalkbedürfnis des Bodens. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Düngung. A: Wissenschaftlicher Teil Vol.1, Nr.5, S. 265-290.

- Diehl D. 2002. Schwermetalleinträge in einen Straßenrandboden am Beispiel der Autobahn A7 Mellendorf. Projektarbeit an der TU-Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, unveröffentlicht.
- Dierkes C., Geiger W.F. 1999. Pollution Retention Capabilities of Roadside Soils. *Wat. Sci. Tech.* 39, Nr.2; 201-208.
- DIN 19683-9:1998-05. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen- Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderbodenproben. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN 19684, 1977. Teil 1. Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchung. Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN ISO 10390, 2005. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes. Normenausschuss Wasser. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN V 19715. Probennahme von Bodenwasser zur Bestimmung der Inhaltsstoffe und Abschätzung von Sickerfrachten. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
- Durin, B., Bechet, B., Legret, M. & Le Cloirec, P. 2007. The Role of colloids in heavy metal transfer through a retention-infiltration basin. *Wat. Sci. Tech.*, 56, Nr.11; 91-99.
- Dutter R. 1985. Mathematische Methoden in der Technik, Bd. 2: Geostatistik. B.G. Teubner Verlag, Stuttgart.
- DVWK 1990: Stand der Verdunstungsermittlung in der Bundesrepublik Deutschland. In: DVWK-Schriften, Heft 86, 1-77, Bonn.
- Fahrenhorst, C. 1993. Retardation und Mobilität von Blei, Antimon und Arsen im Boden am Fallbeispiel von Schrotschießplätzen. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 11. Fachgebiete Bodenkunde und Regionale Bodenkunde, Institut für Ökologie der TU Berlin, Selbstverlag.
- Gäth, S. & Schug, B. 2000. Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. Bodenschutz, 1: 6-10.
- Gensior, A. 1995. Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung/Düngung. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 17. Fachgebiete Bodenkunde und Regionale Bodenkunde, Institut für Ökologie der TU Berlin, Selbstverlag.
- Gisiger, L. 1949. Von den Ursachen der Überkalkungsschäden *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde*, 45, Nr.1, S.54-71.
- Göbel, P., Dierkes, C. & W.G Coldewey. 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of contaminant hydrology*, 91, (1-2), 26-42.
- Golwer A., 1995. Verkehrswege und ihr Grundwasserrisiko. *Eclogae geol. Helv.* 88/2, 403-419, Birkhäuser Verlag, Basel.
- Golwer, A. 1991. Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. *Forum Städte-Hygiene*, 42, 266-275.

- Gromaire, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A. & Chebbo, G. 1999. Characterisation of urban runoff pollution in paris. *Wat. Sci. Tech.* 39, 2, 1-8.
- Haider, K. 1996. Biochemie des Bodens. 174 S. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Harrison, R.M., W.R. Johnston, J.C. Ralph, & S.J. Wilson 1985. The budget of lead, copper and cadmium for a major highway. *Sci. Total Environ.* 46:137-145.
- Herms, U. & Brümmer, G. 1979. Einfluss der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 29: 533-544.
- Herms, U. & Brümmer, G. 1980. Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. - *Landwirtsch. Forsch.*, 33: 408-423; Weinheim.
- Herms, U. & Brümmer, G. 1984. Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und –bindung in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 147; 400-423.
- Herms, U. 1982. Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Dissertation an der Universität Kiel, 269 S.
- Hewitt C. N. und Rashed M. B. 1990. Deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway. *Atmospheric Environment*. 25A, no. 5-6, pp. 979-983.
- Hjortenkrans, D.S. T., Bergbäck, B. G. & Agneta V. Hggerud (2007): Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environ. Sci. Technol.*, 41 (15).
- Hoffmann, C. 2002. Schwermetallmobilität und Risikopotentiale der Rieselfeldböden Berlin-Buch. Bodenökologie und Bodengenese, Nr. 35. Technische Universität Berlin, Selbstverlag.
- Hornburg, V. & Brümmer, G. 1993. Verhalten von Schwermetallen in Böden – Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 156, 467-477.
- Illera V., Garrido F., Serrano S., García-González M. T. 2004. Immobilization of the heavy metals Cd, Cu and Pb in an acid soil amended with gypsum- and lime-rich industrial by-products. *European Journal of Soil Science*, 55 (1), 135–145.
- Kloke, A. 1980. Richtwerte '80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, Heft 1-3.
- Kocher, B. 2007. Einträge und Verlagerung straßenverkehrsbedingter Schwermetalle in Sandböden an stark befahrenen Außerortsstraßen. Bodenökologie und Bodengenese, Nr. 38. Technische Universität Berlin, Selbstverlag.
- Kocher, B. und Wessolek, G. 2003. Verlagerung verkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. FE Abschlußbericht 05.118/1997/GRB. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Nr.864. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bonn.

- Kocher, B. 2010. Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb. BAST-Bericht V 188. Bundesanstalt für Straßenwesen Bergisch Gladbach. Wirtschaftsverlag N. W. Verlag für neue Wissenschaft 36 S.
- Kreutzer, K. 1986. Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse aus experimentellen Freiland-Untersuchungen über den Einfluss von sauren Niederschlägen und Kalkung in Fichtenbeständen (*Picea abies* [L.] Karst.). *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 105, (1) 371-379.
- Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, 168-169, 447-470.
- Kuo, S. & Baker, A.S. 1980. Sorption of copper, zinc and cadmium by some acid soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 44, pp. 969-974.
- LABO 2003. Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitet und ergänzte Auflage.
- Lamersdorf, N. 1987. Spurenstoffe im Wurzelraum von Fichtenwald-Ökosystemen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 55/II, S. 619-624.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; LUA NRW. 2000: Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV); Merkblatt Nr. 20, Essen.
- Langer, T. und Sarnes, M. 1996. Bodenkundliche Feinkartierung im Jagen 63 des Berliner Grunewaldes. Diplomkartierung am Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin. Unveröffentlicht.
- Legret, M. & Pagotto, C. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment*, 235, 143-150.
- Lemmermann, O. und Fresenius, L. 1924. Untersuchungen über Verhalten von Kalk im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Düngung*, A, Wissenschaftlicher Teil, Vol.3, Nr.1, S.1-20.
- Li, L.Y. 2006. Retention capacity and enviromental mobility of Pb in soils along highway corridor. *Water, Air and Soil Pollution* 170: 211-227. Springer.
- Lichtfuss R. 2003. Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung – Vergleichbarkeit, Messunsicherheit, Aussagefähigkeit. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Sickerwasserprognose – Forschung und Praxis. Beiträge der 56. Fachtagung “Stoffbewertung und Gewässerökologie“ - Oldenbourg Industrieverlag, München
- Lindgren, A. 1996. Asphalt wear and pollution transport. *The Science of the Total Environment*, 198/190, S. 281-286.
- Lindsay W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. - 449 S.; New York.
- Lombi E., Hamon R.E., McGrath S.P.J. & McLaughlin M. 2003. Lability of Cd, Cu, and Zn in Polluted Soils Treated with Lime, Beringite, and Red Mud and Identification of a Non-Labile Colloidal Fraction of Metals Using Isotopic Techniques. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 979-984.

- Lorenz K., Armbruster, M., Raspe, S. und Feger K.H. 1998. Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre: II. Chemisch und mikrobiologische Veränderungen im Oberboden. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Alberts Universität Freiburg i. Br. PEF 196003 Zwischenbericht.
- LUA Brandenburg 2004. Fachinformation des Landesumweltamtes, Nr. 4; Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, Potsdam.
- Marschner, B. 1990. Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung/Düngung. *Bet. Forsch. Waldökosysteme* 60, 1-192.
- Matzner, E. 1985. Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Ökosystemen im Solling. *Allg. Forst. Z.* 43/85.
- McBride, M.B. 1980. Chemisorption of Cd^{2+} on calcite surface. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 26-28.
- McLaren, R.G., Williams, J.G., Swift, R.S. 1983. The absorption of copper by soil samples from Scotland at low equilibrium solution concentrations. *Geoderma*, 31, 2, 97-106.
- Münch, D. 1993. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *Sci. Total Environ.* 138, 47-55.
- Oehl, K.-H., Paul, H.G. 1990. „Bremsbeläge für Straßenfahrzeuge – Entwicklung und Erprobung“. Die Bibliothek der Technik, Band 49, Verlag moderne Industrie.
- Pagel, H. 2007. Sandige Böden als Quelle kolloidalen Phosphors im Sickerwasser? Diplomarbeit am Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, TU-Berlin.
- POLMIT 2002. Pollution from roads and vehicles and dispersal to the local environment. Final Report. Project co-coordinator: Transport Research Laboratory (TRL), UK.
- Preciado, H.F. & Li, L.Y. 2006. Evaluation of metal loadings and bioavailability in air, water and soil along two highways of British Columbia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 172, 81-108.
- Renger, M., Marschner, B., Rakei, K. u. A. W. Wilczynski 1989. Wasser-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik immissionsbelasteter Waldböden. Abschlußbericht im Rahmen des FE-Vorhabens "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Berlin.
- Revitt, D.M., Hamilton, R.S. und Warren, R.S. 1990. The transport of heavy metals within a small urban catchment. *The Science of the Total Environment*, 93, 359-373.
- Roulier, S., Robinson, B. Kuster, E. & R. Schulin (2007). Analysing the preferential transport of lead in a vegetated roadside soil using lysimeter experiments and a dual-porosity model. *European Journal of Soil Science*, 59 (1), 61-70.
- Sansalone, J. and S.G. Buchberger 1997. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *J. Environ. Eng.* 123, 2. 134–143.
- Schachtschabel, P. 1951. Die Methoden zur Bestimmung des Kalkbedarfs im Boden. *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde*, 54, 134-135.

- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. 2002: Lehrbuch der Bodenkunde - 15. Auflage. Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.
- Schierl, R. & Kreutzer, K. 1989 Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. Kali Briefe 19, 417-423.
- Schlenther, L., Marschner, B., Wessolek, G., Renger, M. 1995. Wasser- Nährstoff- und Schadstoffdynamik im Bodenraum immissionsbelasteter Waldökosysteme in Berlin. Bericht der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Abt. III, Dauerbeobachtung Waldökosysteme, 77 S., Berlin.
- Shell Deutschland Oil. 2004. Flexibilität bestimmt Motorisierung - Szenarien des Pkw-Bestands und der Neuzulassungen in Deutschland bis zum Jahr 2030. Hamburg.
- Sims, J.L. & Patrick, W.H. Jr. 1978. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 258-262.
- Šimůnek, J., M. Th. van Genuchten, and M. Šejna. 2005. The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0, HYDRUS Software Series 1, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA, 270 pp.
- Soulsby, C., Reynolds, B. 1995. Impact of Source Area Liming on the Hydrochemistry of an Acidic Headwater Stream in Upland Wales. In: McGregor D.F., Thompson, D.A., (eds.) *Geomorphology and Land Management in a Changing Environment*. John Wiley and Sons. New York. 121-138.
- Sposito, G. 1998. Bodenchemie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Springob, G., Böttcher, J. 1998. Parameterization and regionalization of Cd sorption characteristics of sandy soils. II. Regionalization : Freundlich K estimates by pedotransfer functions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 161, 689-696.
- Sumner, M. E. 2000. *Handbook of soil science*. CRC Press.
- Surfer, Version 8.0. Golden Software Inc. 809 14th Street, Golden, Colorado 80401-1866, U.S.A.
- Turer, D.G. and Maynard. J.B. 2003. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key of mobility. *Clean Techn. Environ. Policy*, 4, 235-245.
- Umweltbundesamt 2005. Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Forschungsbericht 202 242 20/02. UBA-FB 000824. Dessau, 2005.
- Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H. E., Duijnisveld, W., Bahr, A. & Streck, T. 2005. Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Forschungsbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WP0206.
- VDLUFA-Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. 2000. Standpunkt zur Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden, Darmstadt.

- Vetter, H. und Früchtenicht, K. 1973. Die Kalkbedarfsermittlung nach Schachtschabel überprüft an Feldversuchsergebnissen. *Landwirtsch.Forsch.* 26, 1.
- Wessolek, G., Duijinesfeld, W.H.M. & Trinks, S. 2008. Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology*, 356, 17-27.
- Williams, C.R. & Harrison, R.M. 1984. Cadmium in the atmosphere. *Experientia*, 40, 29-36.

7 Danksagung

Ich bedanke mich sehr herzlich bei meinem Doktorvater Prof. Dr. Wessolek für die Überlassung des Themas, die jahrelange Förderung, das mir stets entgegengebrachte Vertrauen sowie die währende Unterstützung bei der Bearbeitung verschiedener Forschungsfragen. Prof. Dr. Coldewey danke ich sehr für die Übernahme des Koreferates und die damit verbundene Mühe.

Meinem Kollegen, Zimmernachbarn und Freund Michael Facklam bin ich für die beharrlichen Hilfestellungen, Diskussionen, Tipps und Tricks rund um das Thema Boden zu großem Dank verpflichtet. Durch seine begeisterte Art regte er mich stets zur Neuerkundung des Fachgebietes Bodenkunde an. Letzteres trifft auch auf meine Kollegen Steffen Trinks, Thomas Nehls, Eva Klingelmann und Andre Peters zu. Für die sehr angenehme Arbeitsatmosphäre, die Bearbeitung gemeinsamer Forschungsfragen und die zahlreichen Diskussionen sei Euch herzlich gedankt. Der „guten Fee“ unseres Fachgebietes Helena Schmieschek danke ich für die Verbundenheit und die Hilfe für das oft so schwierige „Drum-Herum“ im Universitätsalltag.

Die umfangreichen Feld- und Laborarbeiten wären ohne die Hilfe von studentischen Mitarbeitern sowie technischen Mitarbeitern nicht möglich gewesen, mein Dank gilt daher Peter Achtziger und Steffen Moedebeck für Arbeiten rund um die Messstelle, Ahmed Al-ameri und Kim Tai-Hi für Kartierungsarbeiten sowie Kotan Yildiz für Analysen, Testläufe und Vergleiche der Sickerwasser- und Elutionsproben.

Allen Mitarbeitern der Fachgebiete Standortkunde & Bodenschutz, Bodenkunde und Abfallbelastung der Landschaft danke ich für eine ganz besondere Arbeitsatmosphäre.

Ein ganz besonderer Dank gilt auch meiner Freundin und Lebensgefährtin Lisa Annen für ihre Liebe und ihr Verständnis. Sie musste im Zuge der Erstellung der Arbeit so manche Laune über sich ergehen lassen.

Zu guter Letzt möchte ich mich sehr herzlich bei meinen Eltern bedanken, dass Sie stets an meiner Seite stehen. Sie ermöglichten mir auch das Studium, das Grundlage für diese Arbeit war.

Anhang

Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff

Transektkartierung

Tab. 12: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 0-10 cm (mg/kg)

Abstand m	Tiefe cm	pH	humusgehalt	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)
2.5	0-10	5.99	3.6	2.14	322.96	283.07	
2.5	0-10	5.98	7.7	1.80	317.96	418.45	98.06
2.5	0-10	6	3.9	1.55	351.74	425.87	95.45
2.5	0-10	6.79	0.2	0.15	20.61	144.75	2.94
2.5	0-10	6.03	0.9	0.67	103.65	146.83	143.95
2.5	0-10	6.41	0.7	0.59	85.87	105.50	15.70
2.5	0-10	6.73	0.6	0.25	54.07	34.72	8.93
2.5	0-10	6.16	0.6	0.74	129.06	127.21	30.18
2.5	0-10	5.98	0.8	0.14	45.54	25.50	5.01
2.5	0-10	5.52	4.1	4.12	316.10	120.77	45.75
2.5	0-10	5.26	3.2	2.42	225.56	115.68	71.15
2.5	0-10	6.04	3.9	1.19	180.91	275.35	41.25
2.5	0-10	5.51	9.9	0.48	74.16	81.34	17.22
2.5	0-10	6.12	2.2	0.50	99.70	102.69	15.45
2.5	0-10	5.13	1.9	0.94	117.33	186.14	25.74
2.5	0-10	6.2	2.7	1.06	106.73	200.96	30.77
2.5	0-10	6.55	1.7		402.56	166.34	72.83
2.5	0-10	5.39	3.7	0.67	145.95	155.11	
MW		5.99	2.91	1.14	172.25	173.13	45.02
Median		6.02	2.45	0.74	123.19	145.79	30.47
StabW		0.48	2.55	1.02	119.50	112.84	40.49
5	0-10	5.33	2.4	0.19	47.82	58.24	n.b.
5	0-10	5.58	5.6	1.50	229.65	167.64	59.11
5	0-10	6.15	3.4	0.23	32.82	25.52	565.18
5	0-10	6.73	19.1	n.b.	n.b.	277.78	205.83
5	0-10	5.89	4.9	0.25	16.35	51.04	6.44
5	0-10	5.75	5.4	n.b.	607.84	154.90	n.b.
5	0-10	6.07	3.9	3.11	211.25	78.97	38.99
5	0-10	5.88	2.1	0.70	342.38	30.87	n.b.
5	0-10	6.24	1	1.14	182.55	98.67	27.17
5	0-10	6.49	5.2	0.35	67.23	31.87	5.98
5	0-10	5.9	0.6	1.28	125.80	38.88	19.67
5	0-10	6	10.6	4.29	338.26	104.01	70.13
5	0-10	5.01	2.8	1.55	15.50	44.57	6.30
5	0-10	5.12	7.9	n.b.	34.90	55.33	9.47
5	0-10	4.45	3.3	n.b.	24.22	80.91	9.21
5	0-10	5.72	11.7	3.28	292.25	183.90	62.13
5	0-10	5.8	4.3	1.11	270.27	n.b.	42.95
5	0-10	6.34	3.1	n.b.	859.45	157.17	180.44
5	0-10	6.2	0.9	3.52	253.85	60.21	52.02
5	0-10	5.39	1.4	0.77	36.65	23.97	3.76
MW		5.80	4.98	1.55	209.95	90.76	80.28
Median		5.89	3.65	1.14	182.55	60.21	38.99
StabW		0.54	4.47	1.34	221.51	68.30	137.97
10	0-10	5.33	1.8	0.15	20.36	29.29	12.91
10	0-10	5.65	5.9	2.84	331.20	290.48	85.54
10	0-10	4.73	1.3	0.49	254.15	52.20	n.b.
10	0-10	4.09	4.6	0.74	85.47	155.63	27.17
10	0-10	4.16	8.1	0.44	44.12	74.51	69.12
10	0-10	4.26	3.9	0.96	95.79	177.20	30.17
10	0-10	4.9	3.5	3.56	800.40	330.04	26.68
10	0-10	4.71	1.6	0.80	89.42	61.33	11.24
10	0-10	4.02	4.4	0.79	78.17	151.92	31.96
10	0-10	4.91	1.3	0.44	31.65	78.87	8.28
10	0-10	4.56	3.5	2.12	142.08	86.04	n.b.
10	0-10	3.7	6	0.48	42.07	115.20	53.06
10	0-10	3.58	40.7	n.b.	10.43	20.38	n.b.
10	0-10	3.68	1.5	0.43	206.98	118.07	31.55
10	0-10	3.38	3.5	n.b.	8.17	10.57	n.b.
10	0-10	4.56	3.5	n.b.	37.12	32.89	n.b.
10	0-10	3.7	6	n.b.	46.66	120.33	50.10
10	0-10	3.58	40.7	n.b.	31.10	75.60	15.79
10	0-10	3.68	1.5	n.b.	36.84	111.49	26.03
10	0-10	3.38	3.5	3.28	524.84	122.77	n.b.
MW		4.23	7.34	1.25	145.85	110.74	34.26
Median		4.13	3.50	0.76	62.42	98.77	28.67
StabW		0.66	11.56	1.17	201.28	82.65	22.63

Tab. 13: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 10-25 cm (mg/kg)

Abstand m	Tiefe cm	pH	humusgehalt	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)
2.5	10-20	6.6	0.9	0.63	76.29	63.17	
2.5	10-20	5.5	20.8	0.30	34.83	18.41	7.46
2.5	10-20	6.39	1	0.92	109.28	75.92	16.92
2.5	10-20	7	0.2	0.19	36.03	12.66	26.29
2.5	10-20	6.01	0.7	n.B.	48.91	24.69	8.55
2.5	10-20	6.1	1.3	0.63	79.61	73.79	16.99
2.5	10-20	6.64	0.4	0.20	73.84	29.24	9.91
2.5	10-20	6.74	0.3	0.14	77.07	28.20	n.b.
2.5	10-20	6.69	0.4	0.48	69.35	42.19	13.09
2.5	10-20	6.21	0.4	0.05	16.82	11.87	338.28
2.5	10-20	6.49	0.3	0.19	44.60	18.78	13.62
2.5	10-20	6.67	0.4	0.14	49.73	11.41	1.82
2.5	10-20	7.11	0.5	1.21	149.66	31.58	n.b.
2.5	10-20	5.91	0.5	0.50	61.76	24.70	11.44
2.5	10-20	6.34	0.7	0.29	76.85	33.56	10.70
2.5	10-20	6.74	0.4	0.19	51.79	28.25	55.56
2.5	10-20	6.04	0.3	0.47	62.03	16.32	88.62
2.5	10-20	6.31	0.6	1.44	154.31	52.36	33.83
2.5	10-20	6.72	0.5	0.54	69.80	39.11	25.25
2.5	10-20	6.88	0.2	0.10	27.29	11.21	6.82
MW		6.45	1.54	0.45	68.49	32.37	40.30
Median		6.55	0.45	0.30	65.69	28.22	13.62
StabW		0.40	4.54	0.38	35.69	20.00	79.72
5	10-20	5.58	3	0.53	65.47	35.40	12.12
5	10-20	5.89	0.9	n.B.	200.38	60.88	40.75
5	10-20	6.66	0.4	0.59	152.17	155.14	41.01
5	10-20	6.24	0.3	1.54	8.88	13.55	1.40
5	10-20	6.16	0.3	n.B.	n.B.	n.B.	n.B.
5	10-20	6.58	0.3	0.44	61.76	29.41	7.84
5	10-20	7.15	2.1	1.98	229.48	66.27	41.54
5	10-20	5.84	0.4	0.29	56.63	29.53	34.37
5	10-20	6.26	4	1.69	n.B.	n.B.	111.89
5	10-20	5.33	0.3	0.14	56.08	24.71	5.23
5	10-20	6.49	1.7	0.05	19.63	8.34	0.98
5	10-20	7.1	0.5	0.98	96.46	31.99	17.22
5	10-20	5.01	1.6	n.B.	11.08	16.38	29.38
5	10-20	4.41	0.6	n.B.	8.64	33.11	n.B.
5	10-20	4.5	1.1	n.B.	9.80	9.80	n.B.
5	10-20	6.49	1.7	n.B.	233.93	88.37	38.28
5	10-20	7.1	0.5	n.B.	16.62	19.94	n.B.
5	10-20	5.01	1.6	0.32	35.49	30.48	15.92
5	10-20	4.41	0.6	n.B.	n.B.	n.B.	n.B.
5	10-20	4.5	1.1	n.B.	23.51	18.71	4.32
MW		5.84	1.15	0.78	75.65	39.53	26.82
Median		6.03	0.75	0.53	56.08	29.53	17.22
StabW		0.94	1.00	0.67	79.06	36.59	28.18
10	10-20	5.58	2	0.10	13.88	14.35	3.83
10	10-20	4.3	2.4	n.B.		n.B.	n.B.
10	10-20	4.49	1.7	0.50	30.47	72.43	15.48
10	10-20	4.08	1.1	0.34	30.21	73.59	11.70
10	10-20	4.14	1.7	0.49	53.71	n.B.	25.88
10	10-20	3.9	1.5	0.20	28.71	47.52	5.45
10	10-20	6.02	n.B.	n.B.	n.B.	n.B.	n.B.
10	10-20	3.65	0.4	n.B.	10.49	13.99	n.B.
10	10-20	3.7	3.6	0.24	9.76	37.56	7.80
10	10-20	4.37	1.8	n.B.	n.B.	126.29	n.B.
10	10-20	4.3	1.3	n.B.	24.79	18.59	1.43
10	10-20	3.7	1.9	n.B.	12.23	15.66	7.34
10	10-20	3.79	23.6	n.B.	17.49	21.27	3.31
10	10-20	3.91	1.1	n.B.	8.22	9.13	0.46
10	10-20	3.91	0.7	n.B.	10.37	11.85	n.B.
10	10-20	3.67	1.6	n.B.	9.05	13.81	1.90
10	10-20	3.74	4.4	n.B.	n.B.	n.B.	67.23
10	10-20	3.41	0.8	n.B.	10.45	17.41	2.49
10	10-20	3.74	2.6	n.B.	n.B.	157.87	n.B.
10	10-20	6.42	0.5	0.30	32.02	14.29	3.94
MW		4.24	2.88	0.31	20.12	41.60	11.30
Median		3.91	1.70	0.30	13.88	18.00	4.69
StabW		0.82	5.12	0.15	12.92	44.63	17.49

Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff der verschiedenen Abstände und Tiefen. Dargestellt sind Median, Minimum, Maximum, oberstes Quartil und unterstes Quartil. Die rote Line zeigt den Prüfwert des Wirkungspfades Boden Grundwasser der BBodSchV.

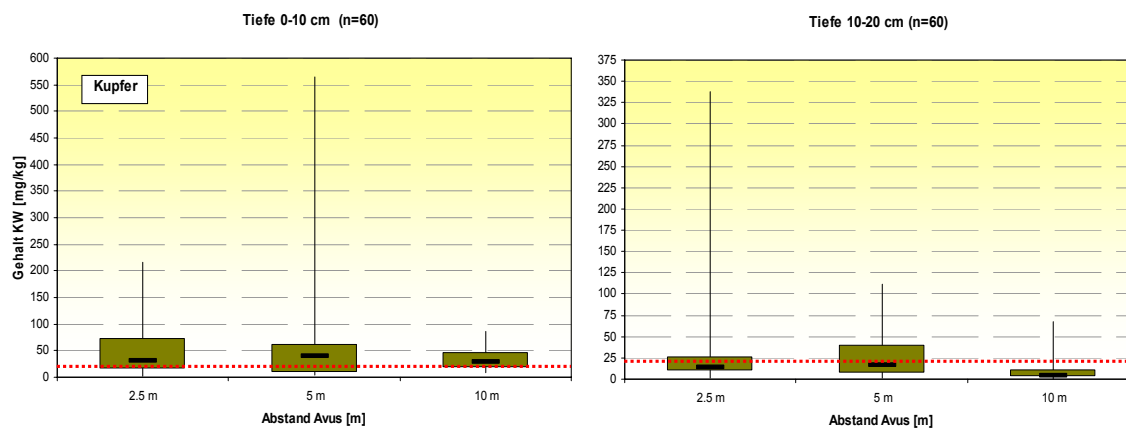


Abb. 79: Kupfergehalte der Transektkartierung

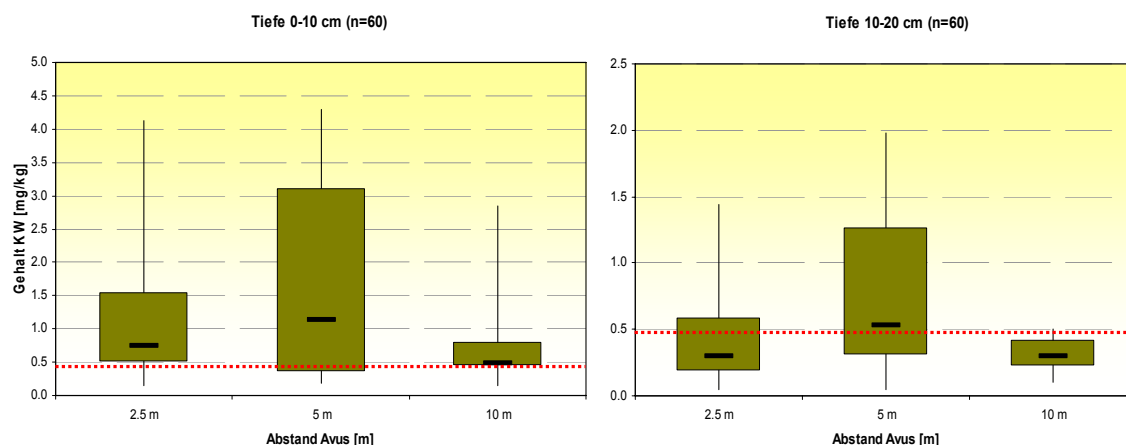


Abb. 80: Cadmiumgehalte der Transektkartierung

Feinkartierung

Tab. 14: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Feinkartierung 0- 10 cm

Proben Nr.	Horizont	Tiefe [cm]	Abstand zur Avus [m]	pH CaCl ₂	Zn mg/kg TrS	Cd mg/kg TrS	Pb mg/kg TrS	Ni mg/kg TrS	Cu mg/kg TrS	Cr mg/kg TrS
1	Ah	0-10	5	5.38	204	1.64	172	6.97	51	16
2	Ah	0-10	5	5.43	401	4.88	227	13.7	93	29.8
3	Ah	0-10	5	5.29	338	4.35	223	10.7	78	23.7
4	Ah	0-10	5	5.63	475	6.41	257	14.3	103	31.6
5	Ah	0-10	5	5.34	353	4.12	231	13.7	93	27
6	Ah	0-10	5	5.21	263	3.13	189	11.5	64	20.4
7	Ah	0-10	5	4.74	166	1.48	168	8.34	56	17.4
8	Ah	0-10	5	5.19	251	2.61	386	9.39	62	20.5
9	Ah	0-10	5	5.49	291	3.45	192	10.8	67	22.7
10	Ah	0-10	5	5.22	178	1.35	153	7.8	49.4	16.3
MW				5.3	292	3.3	220	10.7	71.6	22.5
Median				5.3	277	3.3	208	10.8	65.5	21.6
StabW				0.2	100	1.6	67	2.6	19.1	5.5

11	Ah	0-10	7	4.69	197	2.1	212	8.55	56	15.8
12	Ah	0-10	7	4.95	260	3.34	193	9.4	67	19
13	Ah	0-10	7	4.81	246	3.69	240	10.6	69	24.2
14	Ah	0-10	7	6.24	626	10.4	182	26.6	182	42.9
15	Ah	0-10	7	4.99	231	3.08	147	12.2	63	18.2
16	Ah	0-10	7	5.35	251	3.45	147	8.24	56	16.7
17	Ah	0-10	7	5.22	260	3.26	145	8.94	54	15.2
18	Ah	0-10	7	5.24	174	1.9	104	5.87	42.8	13.4
19	Ah	0-10	7	5.45	156	1.53	94	4.91	36.3	12.6
20	Ah	0-10	7	5.72	229	2.41	98	6.08	56	12.8
MW				5.3	263	3.5	156	10.1	68.2	19.08
Median				5.2	239	3.2	147	8.7	56.0	16.3
StabW				0.5	133	2.5	50	6.2	41.2	9.1

21	Ah	0-10	2.5	6.19	259	0.8	229	11.9	61	23.6
22	Ah	0-10	2.5	5.45	220	0.7	260	11.4	77	25.4
23	Ah	0-10	2.5	5.81	258	1.14	357	13.2	77	25.6
24	Ah	0-10	2.5	6.33	295	1.09	245	10.7	74	27.5
25	Ah	0-10	2.5	5.86	205	0.51	190	7.7	48.3	20.1
MW				5.9	247.4	0.8	256.2	11.0	67.5	24.4
Median				5.9	258.0	0.8	245.0	11.4	74.0	25.4
StabW				0.3	35.6	0.3	62.1	2.0	12.6	2.8

Tab. 15: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Feinkartierung 10-25 cm (ARB)

Proben Nr.	Horizont	Tiefe [cm]	Abstand Avus [m]	pH	Zn	Cd	Pb	Ni	Cu	Cr
					mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS
1a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.4	169	2.26	56	4.91	30	11.4
2a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.16	170	2.42	48	5.5	41.2	16.4
3a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.14	153	1.97	61	6.6	31.4	14.2
4a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.13	211	2.91	50	7.99	39.2	14.9
5a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.89	211	2.96	64	7.82	43.4	18.8
6a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.1	181	2.6	49	7.37	45.4	16.1
7a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.58	236	3.19	80	7.63	44.5	14.7
8a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.65	92	1.01	25	3.89	19.5	6.93
9a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.85	76	0.75	102	3.75	19.3	8.23
10a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.28	138	1.66	59	4.38	29.5	10.6
MW				6.9	163.7	2.2	59.4	6.0	34.3	13.2
StabW				0.4	51.3	0.8	20.5	1.7	9.9	3.8
GeoM				6.9	155.1	2.0	56.1	5.8	32.9	12.7

11a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	5.41	326	5.03	122	10.1	66	19.8
12a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	5.16	218	3.23	75	7.1	49.9	15.7
13a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.37	262	3.8	74	8.86	56	21.8
14a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	7.22	68	0.71	25	3.7	13.9	7.4
15a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.32	51	0.33	22	2.85	9.81	5.4
16a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.17	387	6.33	114	11.4	80	22.8
17a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.41	163	1.97	61	5.05	29.3	10.3
18a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.53	183	2.21	54	5.27	35.8	10.8
19a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.89	198	2.5	60	5.73	39.7	12.9
20a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	7.05	142	1.7	36	3.95	28.3	9.3
MW				6.4	199.8	2.8	64.3	6.4	40.9	13.6
StabW				0.7	105.2	1.9	33.8	2.9	22.3	6.1
GeoM				6.3	170.7	2.1	56.0	5.8	34.5	12.3

21a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	5.82	95	0.5	85	4.18	21.2	15.4
22a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	5.64	102	0.55	81	4.01	19.4	9.5
23a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	7.01	94	0.62	74	3.04	20.1	11.6
24a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	6.95	49	0.28	15	0.4	7.3	3.55
25a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	6.65	113	0.6	60	78	15.3	106
MW				6.4	90.6	0.5	63.0	17.9	16.7	29.2
StabW				0.6	24.5	0.1	28.5	33.6	5.7	43.1
GeoM				6.4	87.2	0.5	54.0	4.4	15.6	14.5

Humusgehalte

Tab. 16: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung)

<i>n</i>	<i>Entf. [m]</i>	<i>Humusgehalt MW.</i>	<i>Corg</i>	<i>StabW.</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>
20	2.5	2.86	1.66	2.37	9.9	0.2
19	5	4.24	2.47	2.99	11.7	0.6
18	10	3.63	2.11	1.91	8.1	1.3
20	15	3.6	2.09	2.39	12.8	0.7
20	20	2.85	1.66	1.35	6.8	1
20	25	3.8	2.21	2.41	11.1	0.7

Tab. 17: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 10-20 cm

<i>n</i>	<i>Entf. [m]</i>	<i>Humusgehalt MW.</i>	<i>Corg</i>	<i>StabW.</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>
19	2.5	0.53	0.31	0.28	1.3	0.2
20	5	1.15	0.67	0.97	4	0.3
20	10	1.8	1.05	1	4.4	0.4
19	15	2.27	1.32	2.51	11.8	0.4
19	20	3.19	1.85	3.25	11.8	0.1
20	25	2.93	1.70	1.72	6.6	0.5

pH-Werte

Tab. 18: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl₂) 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung)

<i>n</i>	<i>Ent. [m]</i>	<i>MW.</i>	<i>StabW.</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>
20	2.5	6	0.4	6.7	5.1
20	5	5.8	0.5	6.7	4.4
20	10	4.2	0.6	5.6	3.3
20	15	3.8	0.7	6	3.2
20	20	3.6	0.02	4	3.3
20	25	4.5	0.6	5.8	3.7

Tab. 19: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl₂) 10-20 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; StabW.= Standardabweichung)

<i>n</i>	<i>Entf. [m]</i>	<i>MW</i>	<i>StabW.</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>
20	2.5	6.4	0.3	7.1	5.5
20	5	5.8	0.9	7.1	4.4
20	10	4.2	0.8	6.4	3.4
20	15	3.8	0.4	5.6	3.3
20	20	3.9	0.5	6.2	3.3
20	25	5.1	1.03	6.8	3.7

Sickerwasserkonzentrationen

Tab. 20: Mittelwerte aller Schwermetallkonzentrationen der beprobten Abstände und Tiefen BAB A115

Abstand/Tiefe		Cr HGA [µg/l]	Ni HGA [µg/l]	Cu HGA [µg/l]	Zn ICP [µg/l]	Cd HGA [µg/l]	Pb HGA [µg/l]	pH	el.Leitf. [mS/cm]
10 m - 10 cm	<i>Mittelwert</i>	8.0	24.0	159.0	690.8	4.8	48.4	5.3	0.4
	<i>Median</i>	5.1	18.0	122.0	532.5	3.9	15.9	5.3	0.3
	<i>StabW</i>	11.5	25.4	155.2	428.6	6.2	113.1	0.7	0.3
10 m - 30 cm		5.8	17.4	103.9	483.8	2.6	19.0	5.2	0.3
		4.2	12.4	68.2	350.0	2.0	11.0	5.2	0.3
		6.5	16.1	84.9	493.9	2.3	21.7	0.7	0.3
10 m - 50 cm		3.6	9.1	50.3	258.4	1.5	13.4	5.0	0.3
		3.1	7.9	38.2	210.0	1.2	8.9	4.7	0.2
		1.9	5.5	32.0	162.6	1.0	12.0	0.7	0.2
7,5 m - 10 cm		2.0	7.9	68.2	112.8	0.9	4.0	7.6	0.5
		1.8	8.1	60.8	81.5	0.7	2.8	7.6	0.5
		1.1	3.2	34.7	83.5	0.5	3.0	0.3	0.2
7,5 m - 30 cm		1.1	5.2	45.6	45.7	0.5	3.7	7.7	0.7
		0.9	3.2	30.7	30.5	0.3	2.0	7.8	0.6
		1.2	5.9	52.7	53.0	0.5	4.4	0.2	0.2
7,5 m - 50 cm		0.8	4.2	27.8	31.9	0.5	2.6	7.8	0.7
		0.5	2.7	24.2	25.0	0.3	1.5	7.8	0.7
		0.8	4.2	21.4	16.6	0.7	3.4	0.2	0.2
2,5 m - 10 cm		6.0	19.5	243.7	301.5	2.0	13.3	7.5	1.2
		5.0	18.4	214.5	203.0	1.9	11.1	7.4	1.0
		4.1	10.6	149.7	233.8	1.2	10.3	0.4	1.1
2,5 m - 30 cm		4.5	10.6	157.5	65.7	1.2	9.1	8.0	3.4
		3.4	9.7	127.8	44.0	0.8	7.3	8.0	1.5
		3.7	8.4	109.3	61.8	1.4	7.7	0.3	4.3
2,5 m - 50 cm		5.6	8.8	156.4	51.3	1.6	8.2	7.8	5.0
		3.9	6.4	112.5	38.5	0.6	8.6	7.8	2.3
		5.4	6.3	138.8	66.0	2.3	5.1	0.4	7.2

Rechte Messfläche - CaCO_3

Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Beprobungstermine. Dargestellt sind Median, Minimum, Maximum, oberstes Quartil und unterstes Quartil. Die rote Line zeigt den Prüfwert des Wirkungspfades Boden-Grundwasser der BBodSchV.

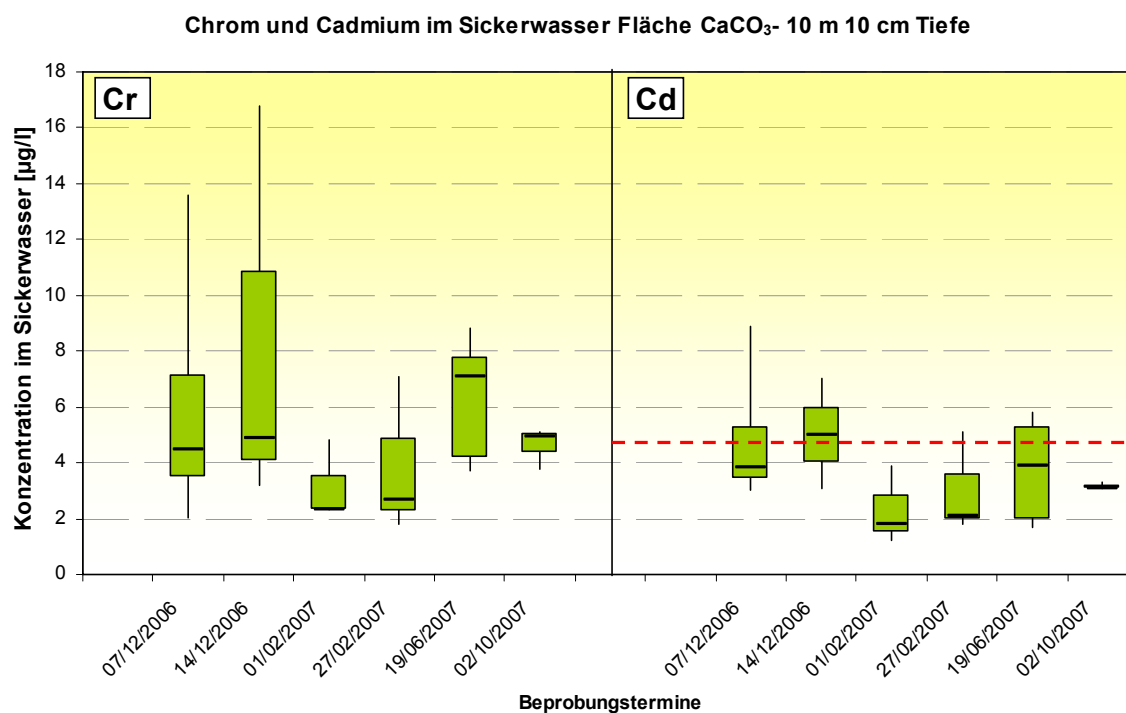


Abb. 81: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

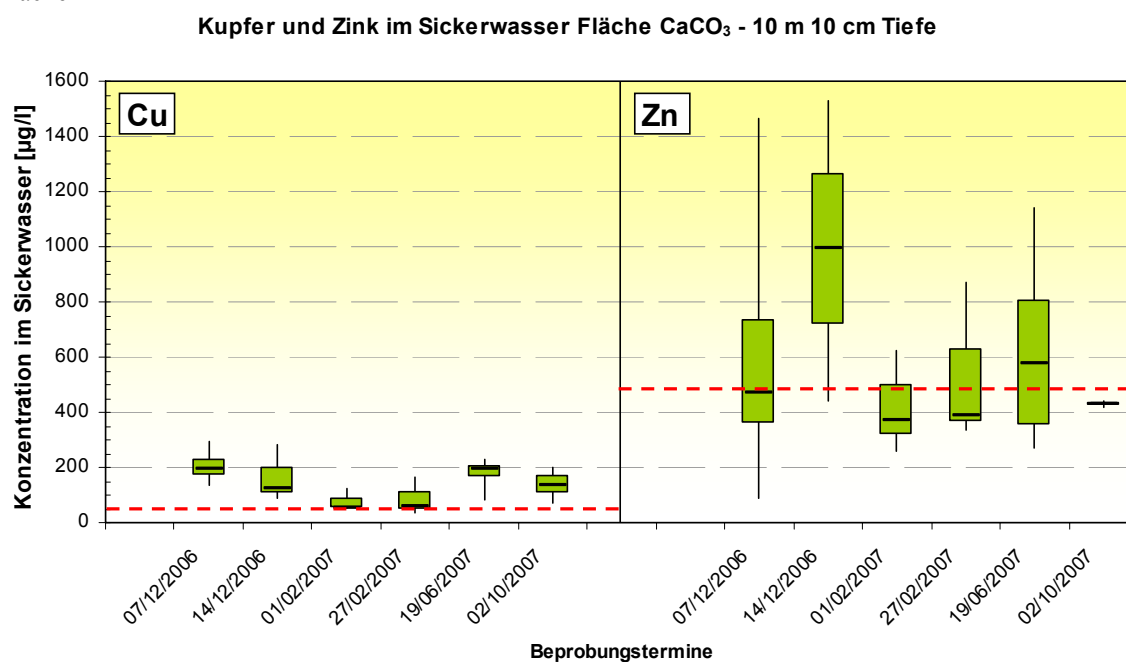
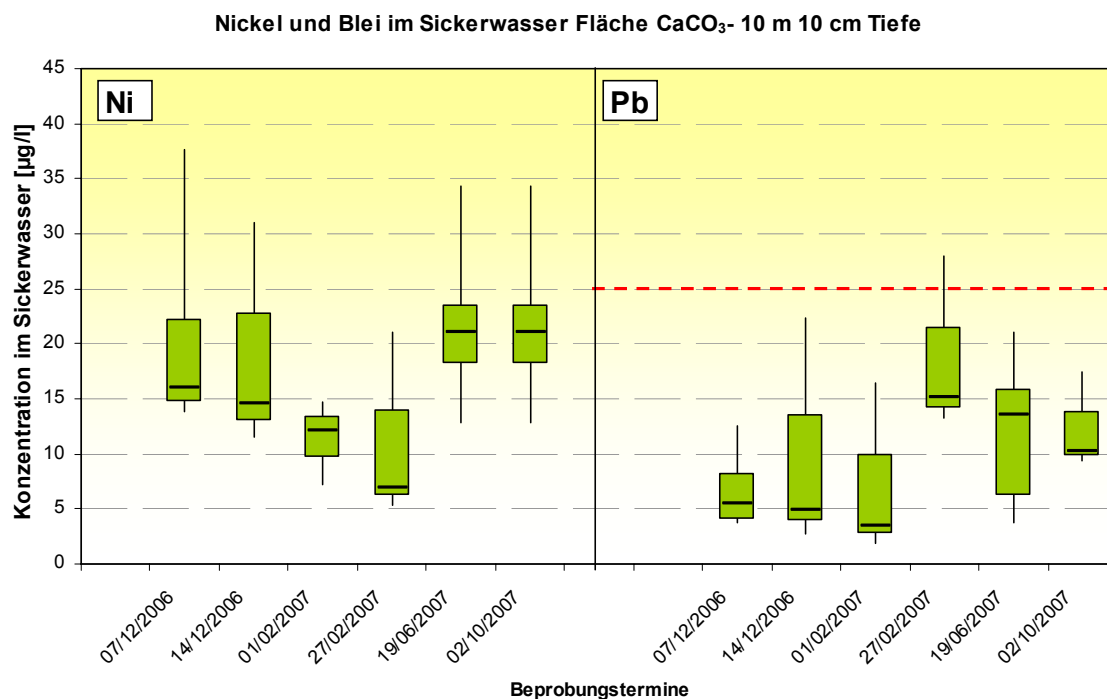
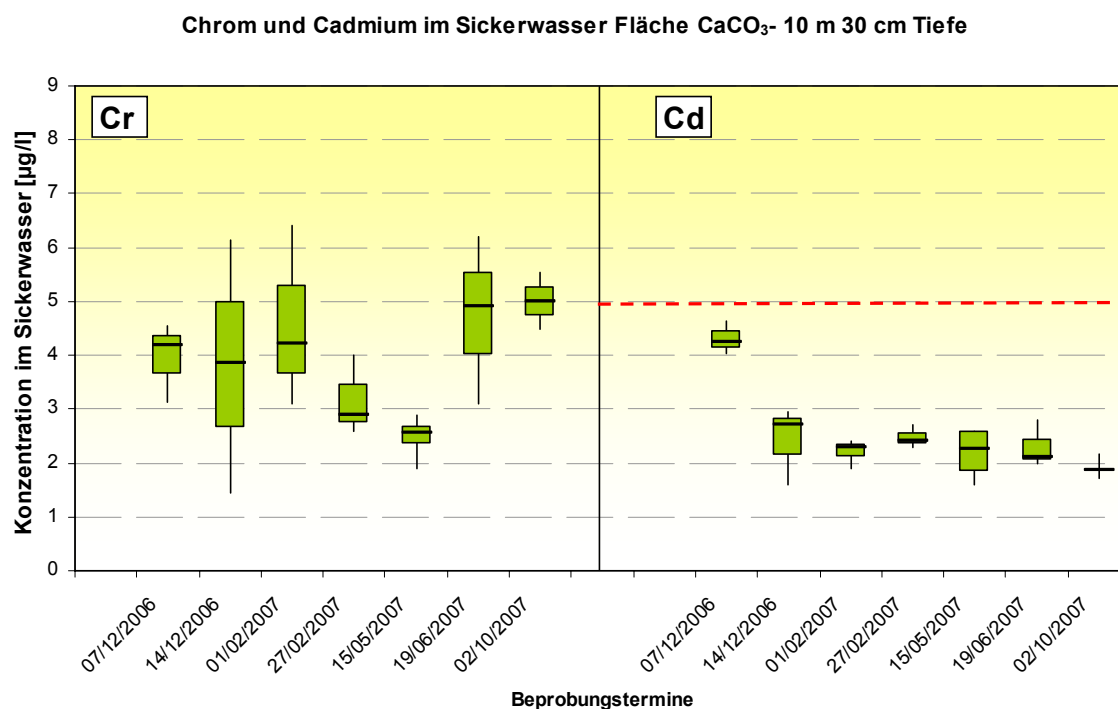


Abb. 82: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

Abb. 83: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-FlächeAbb. 84: Chrom- (links) und Cadmiumkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

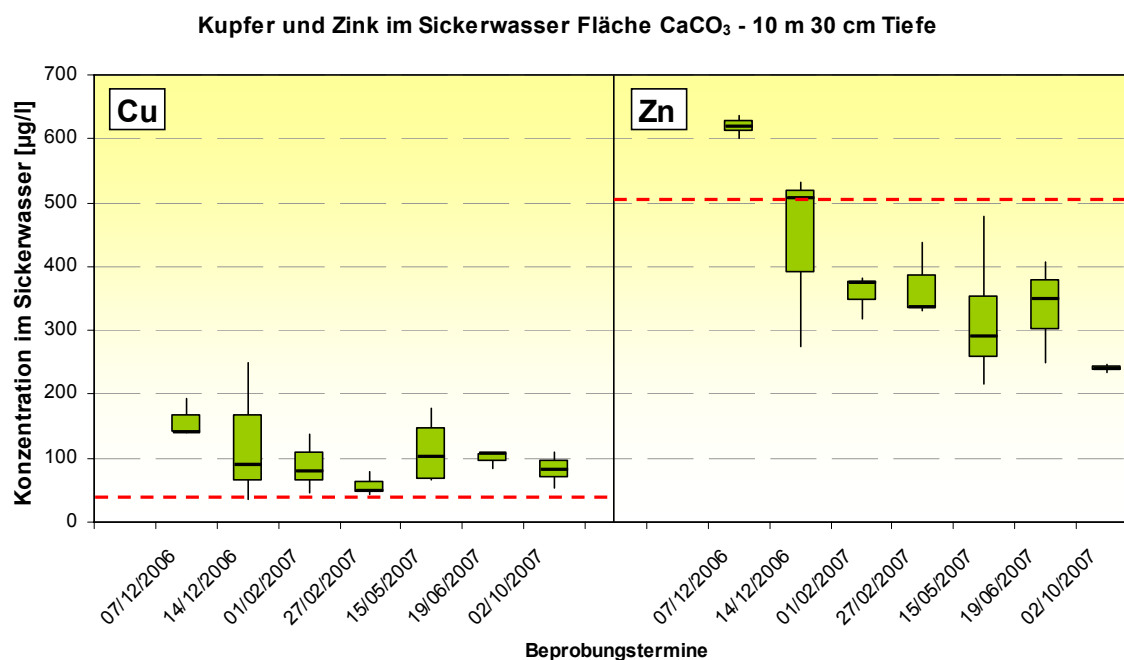


Abb. 85: Kupfer- (links) und Zinkkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

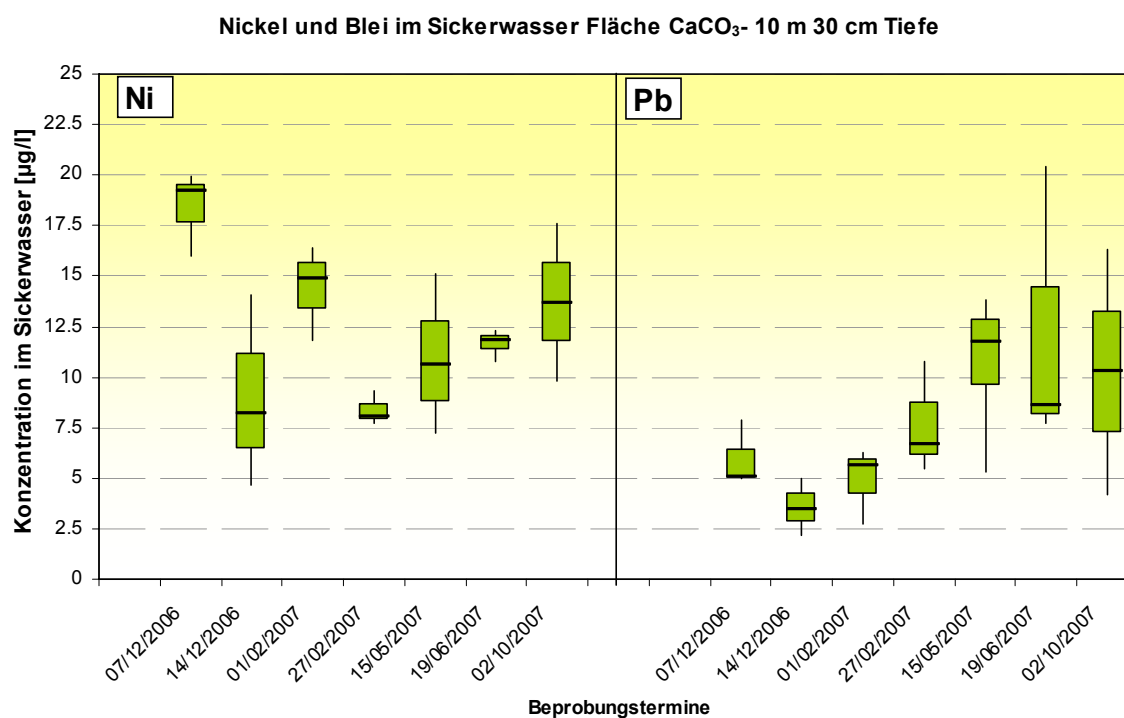


Abb. 86: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

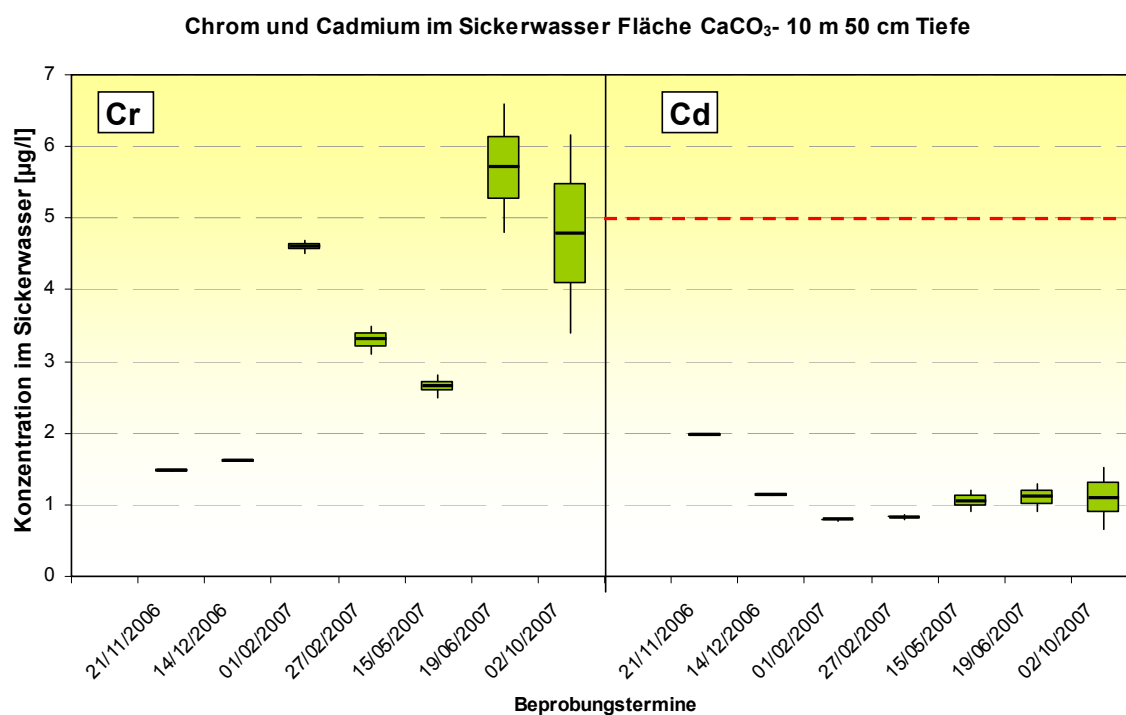


Abb. 87: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

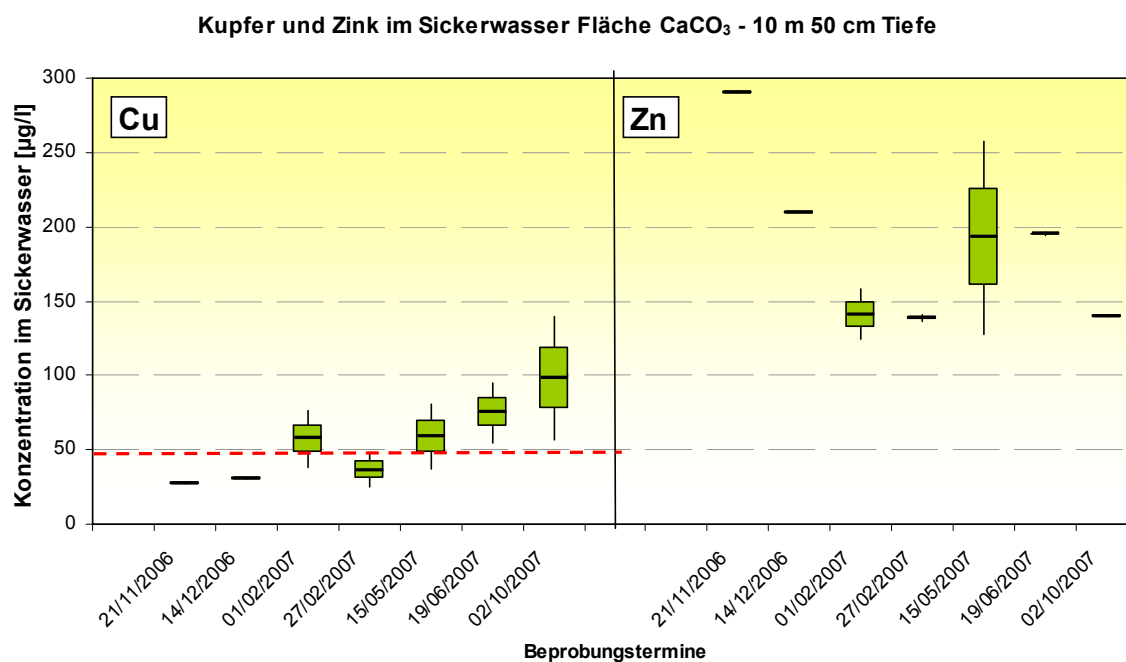
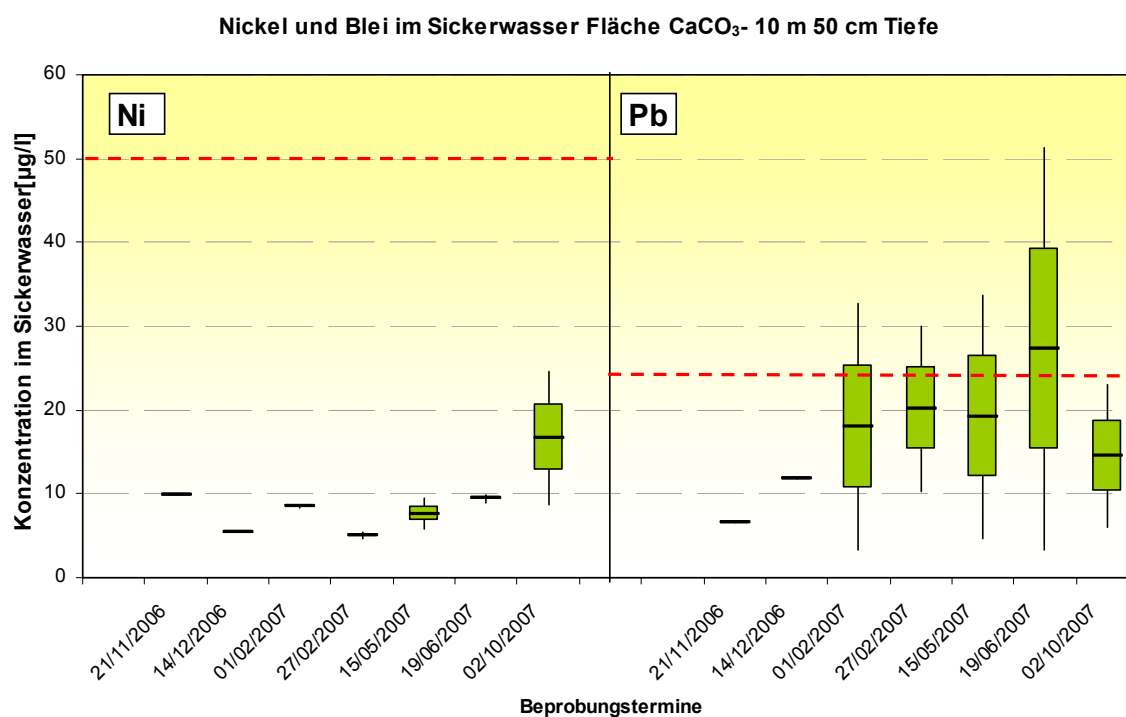
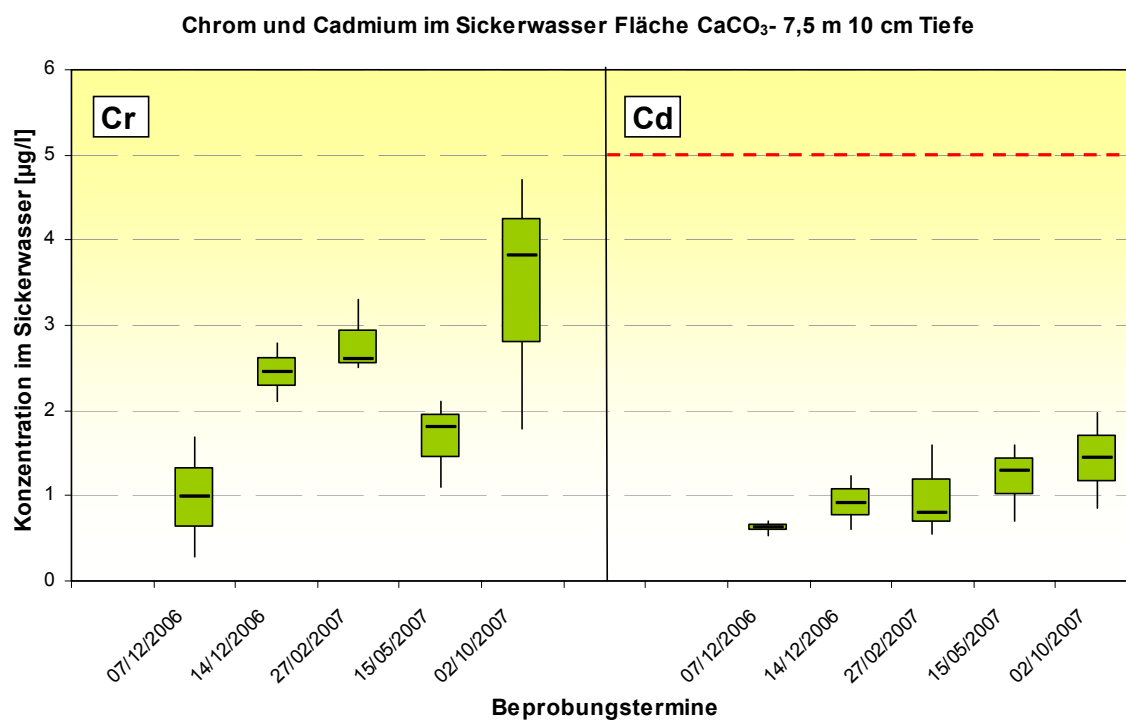


Abb. 88: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO_3 -Fläche

Abb. 89: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-FlächeAbb. 90: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

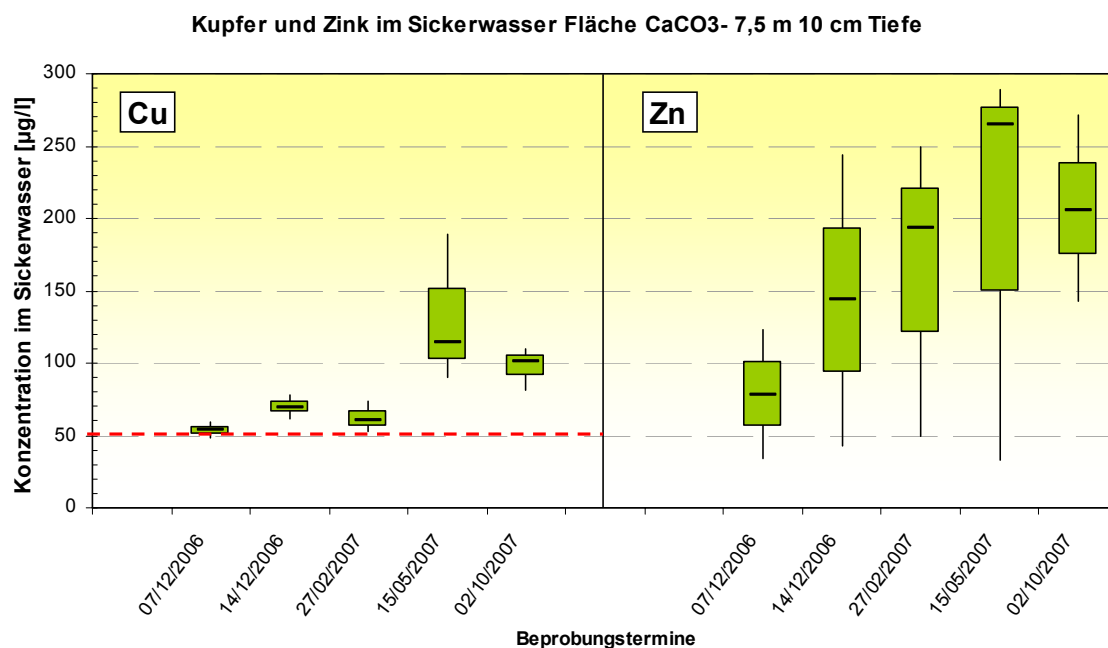


Abb. 91: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

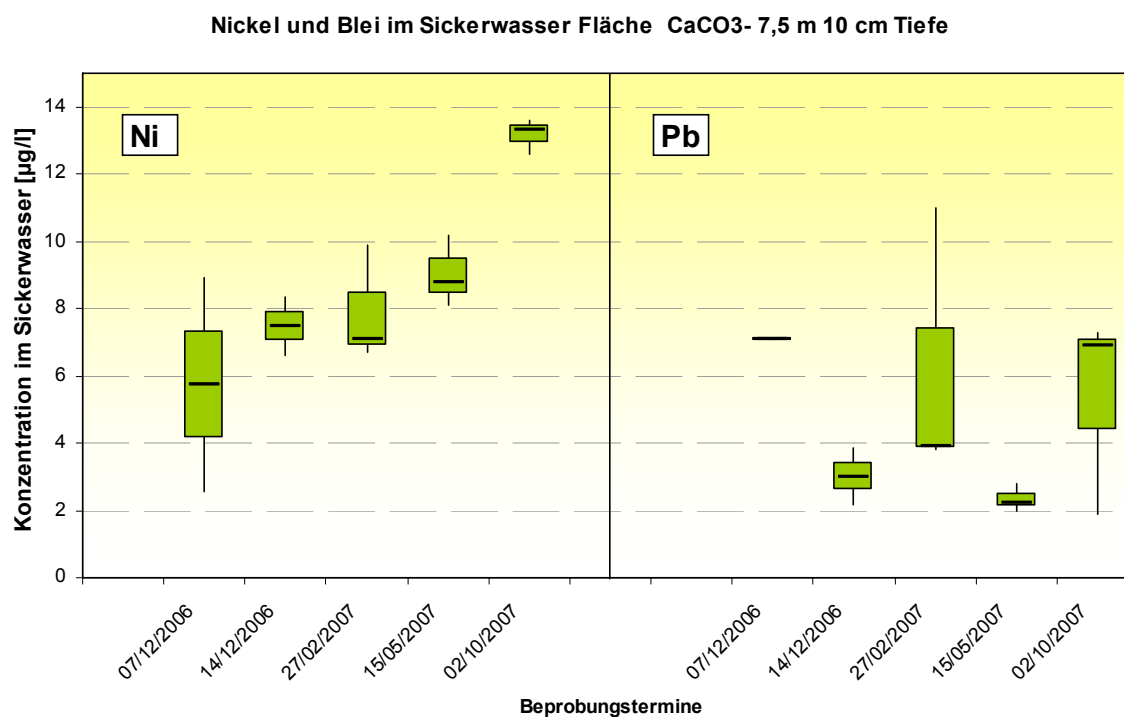


Abb. 92: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

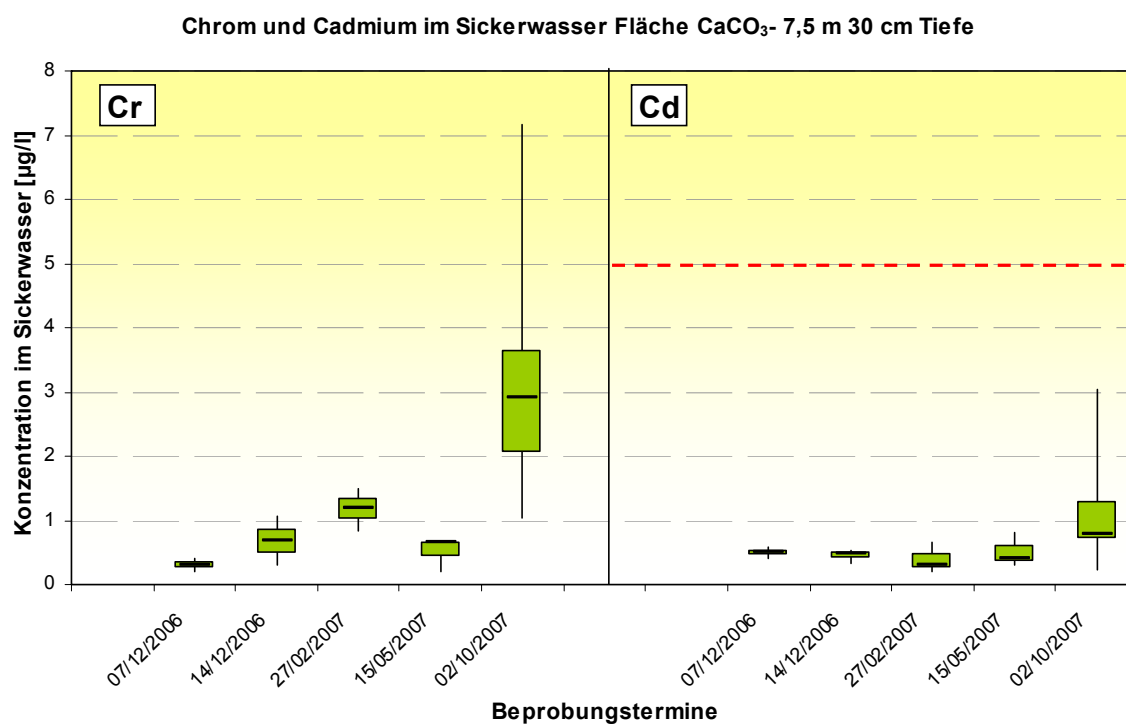


Abb. 93: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

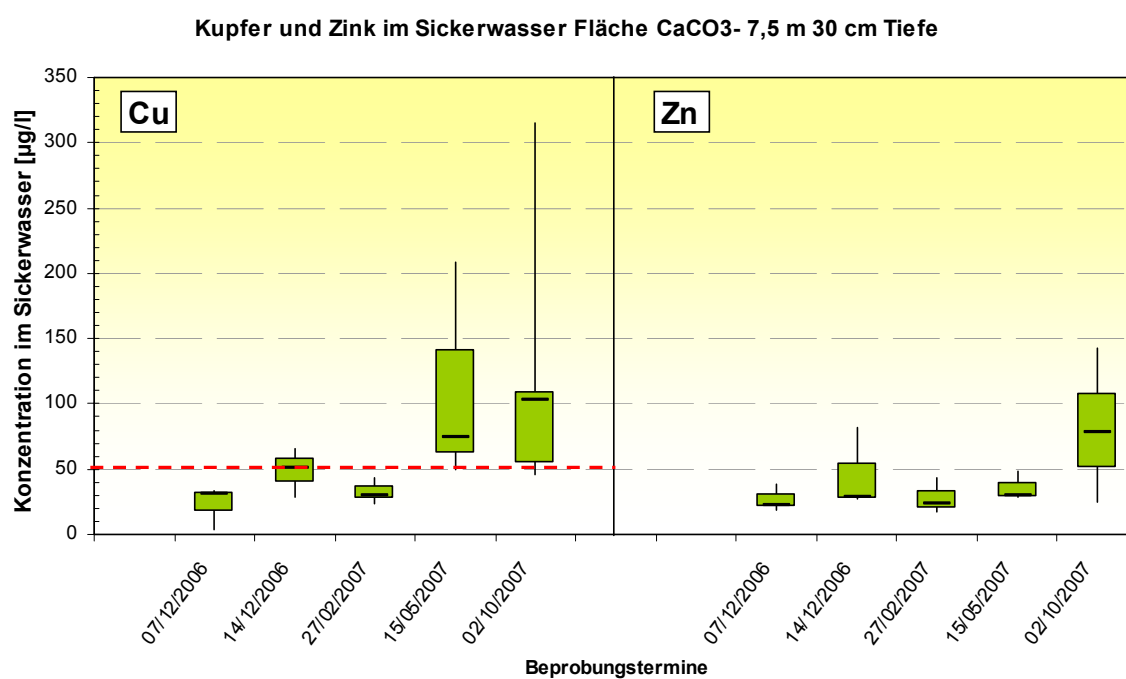
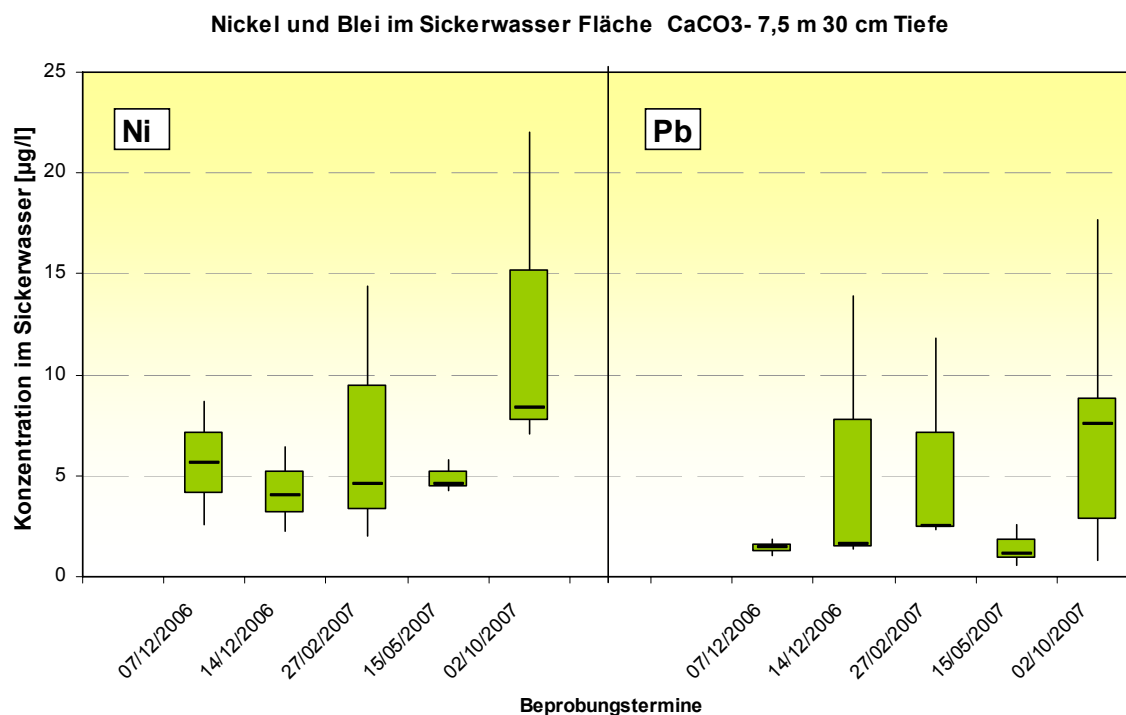
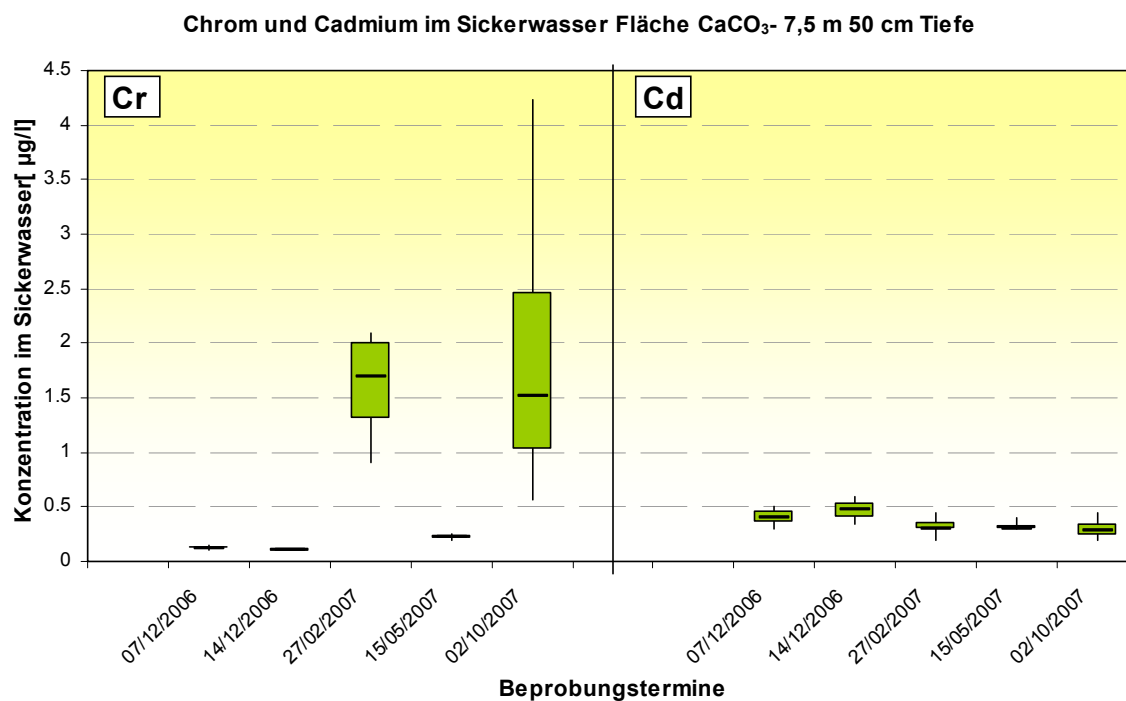


Abb. 94: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

Abb. 95: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-FlächeAbb. 96: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

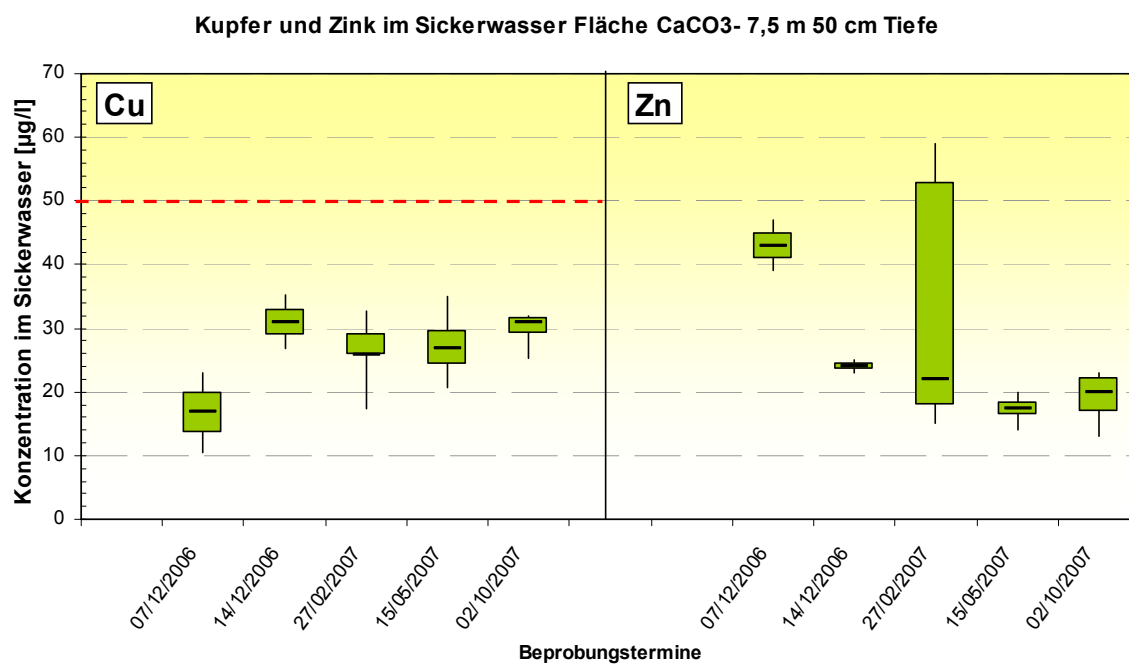


Abb. 97: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

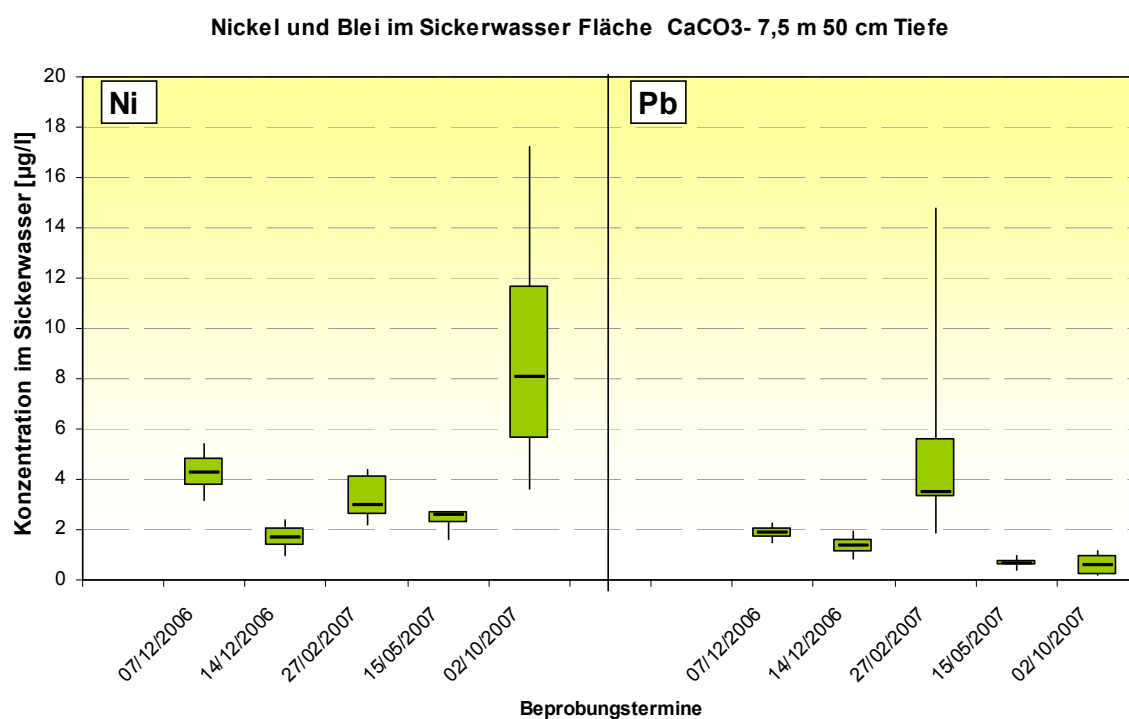


Abb. 98: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

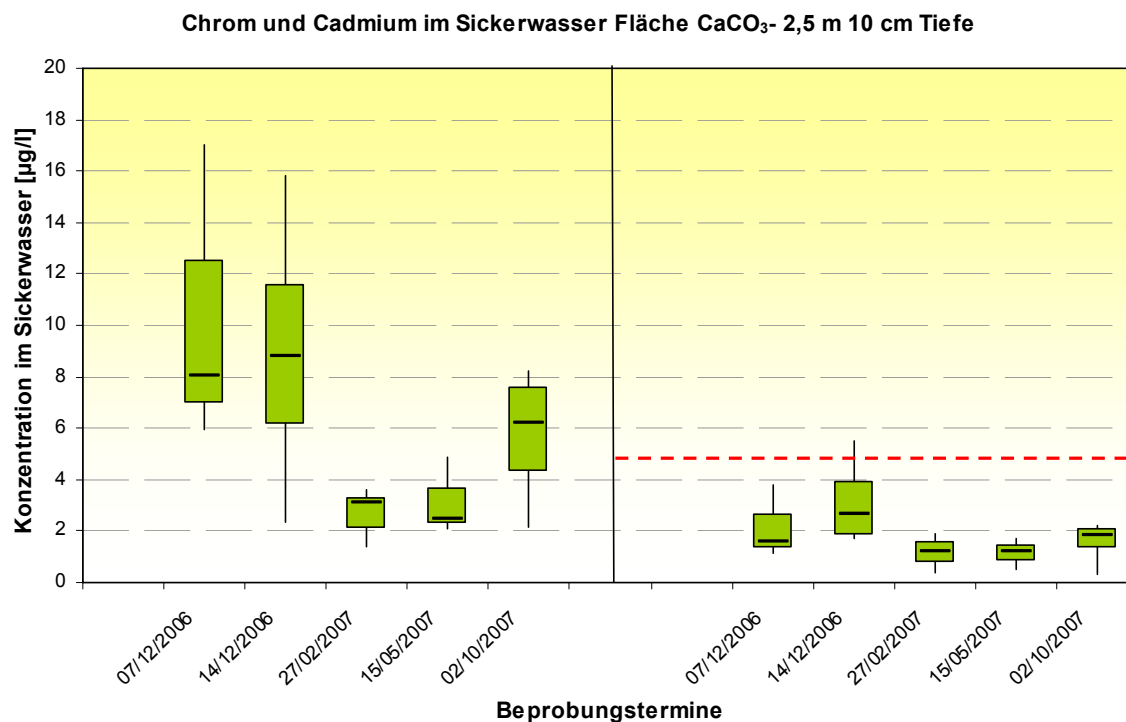


Abb. 99: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche

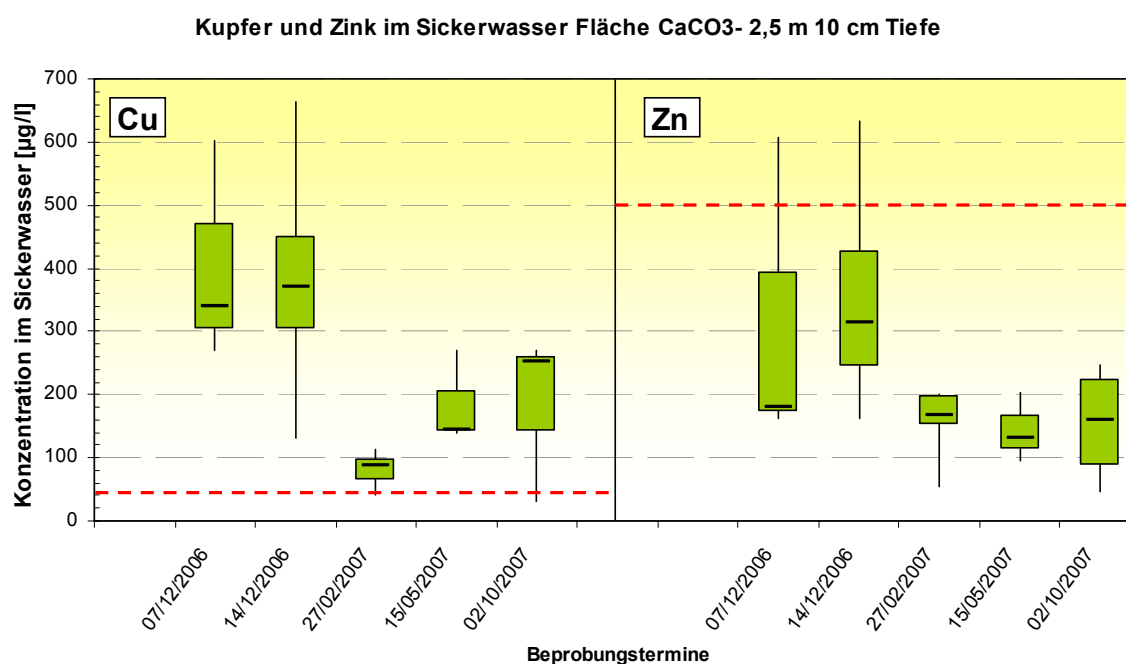


Abb. 100: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche

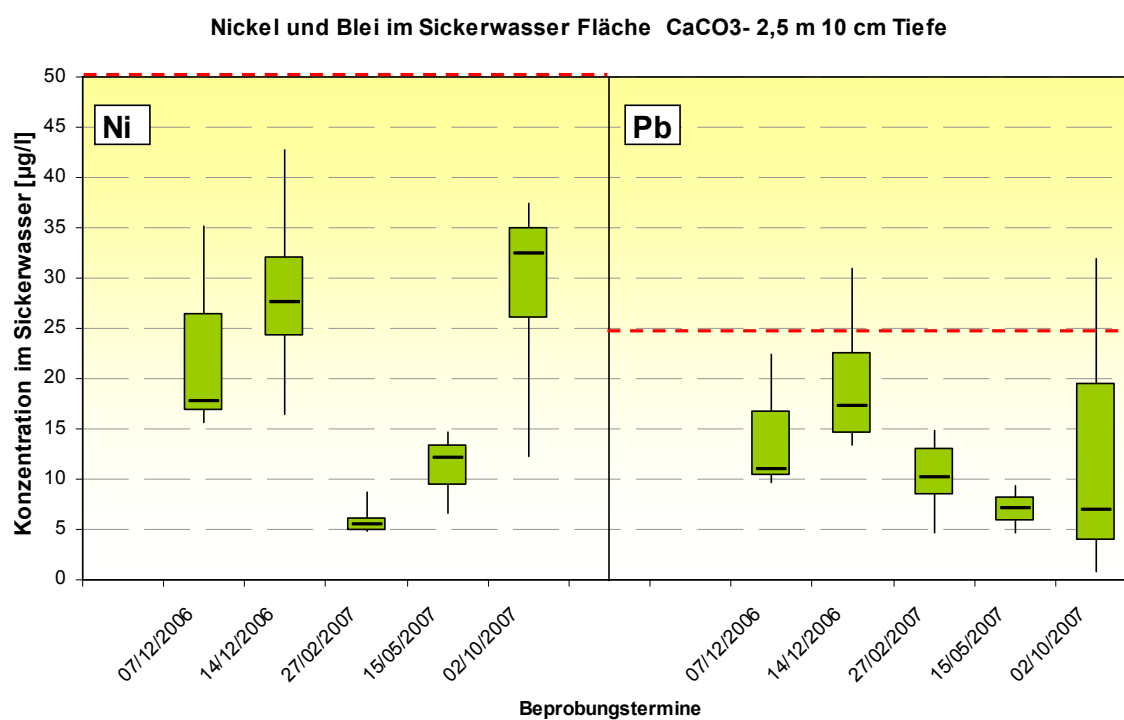


Abb. 101: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

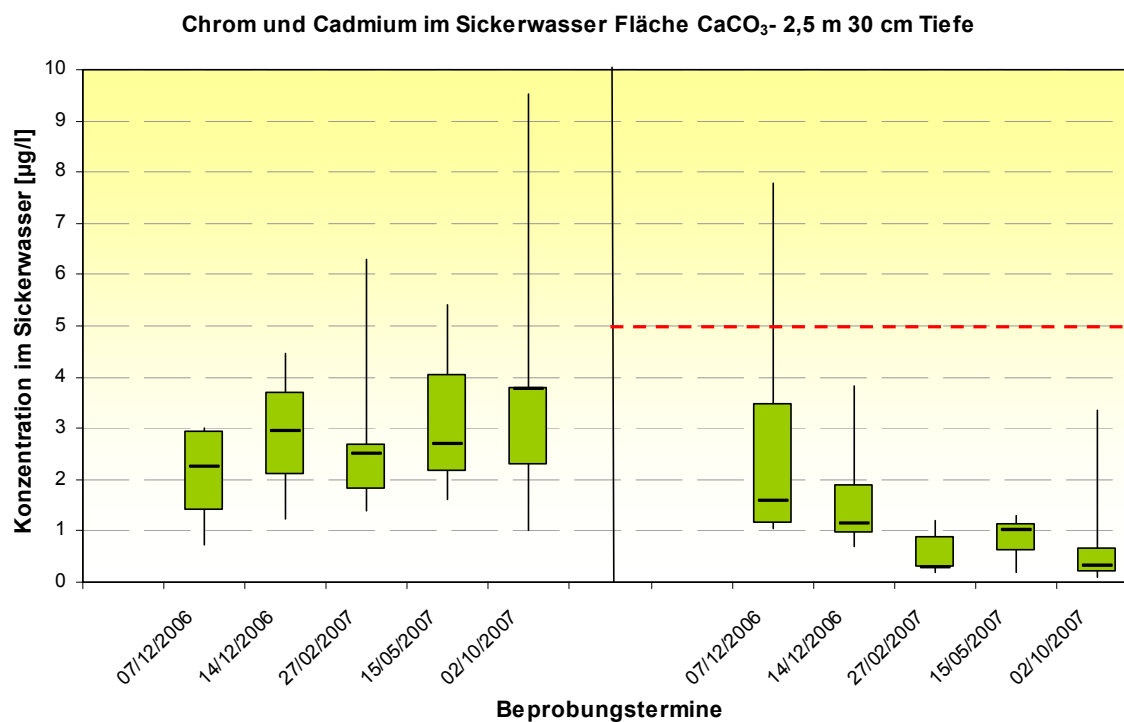


Abb. 102: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

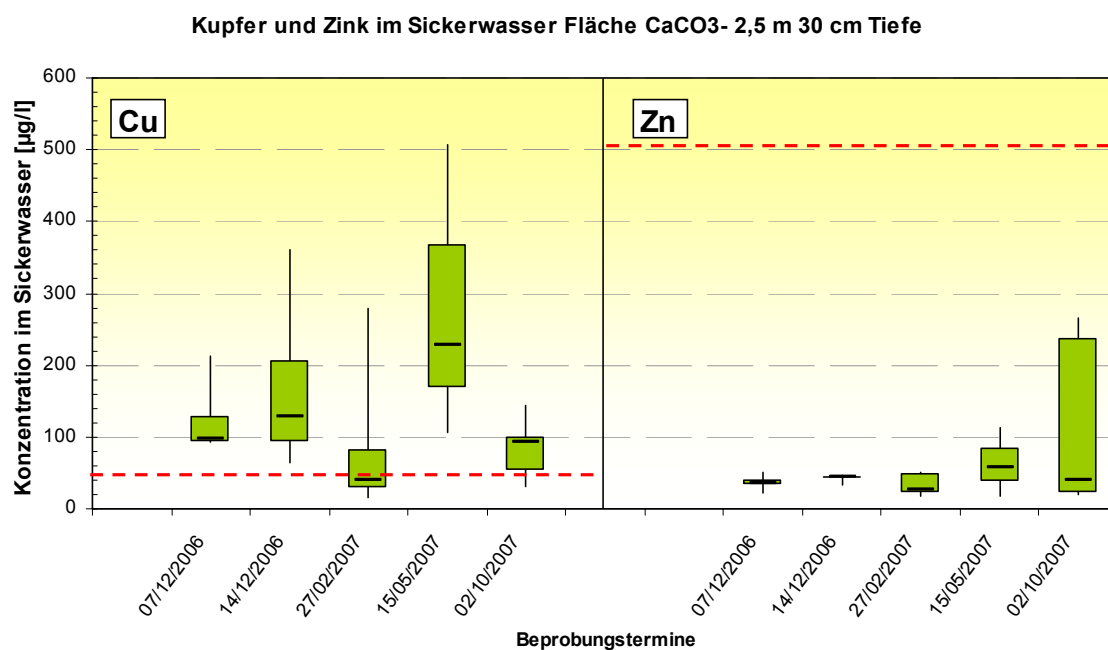


Abb. 103: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

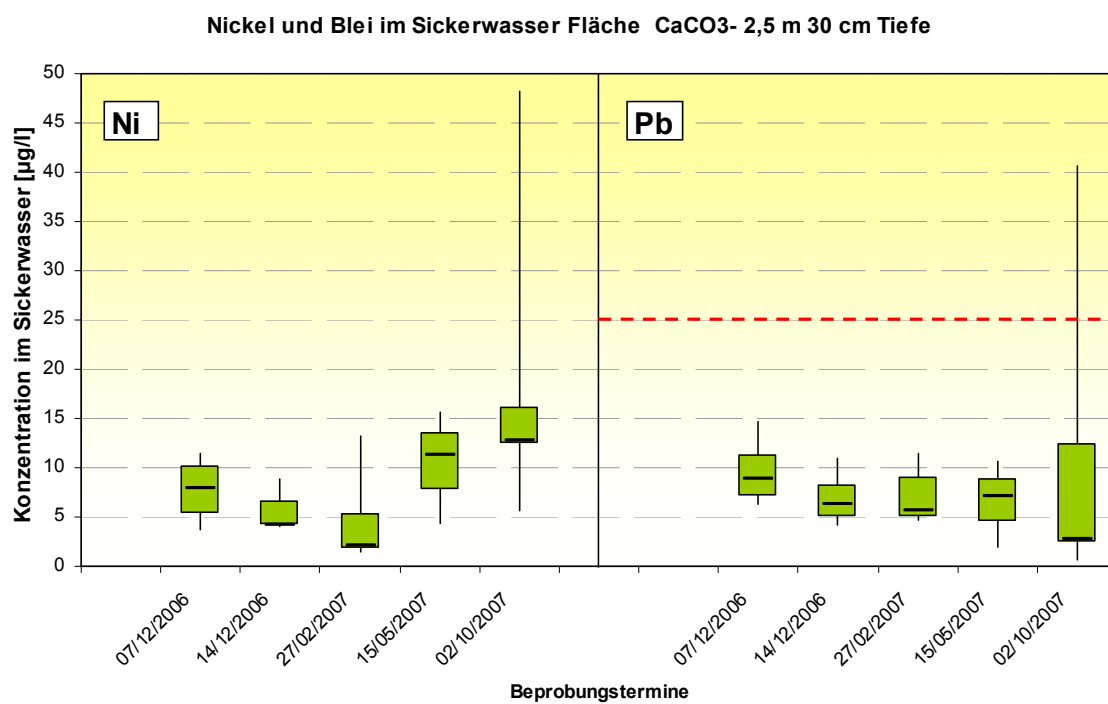


Abb. 104: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

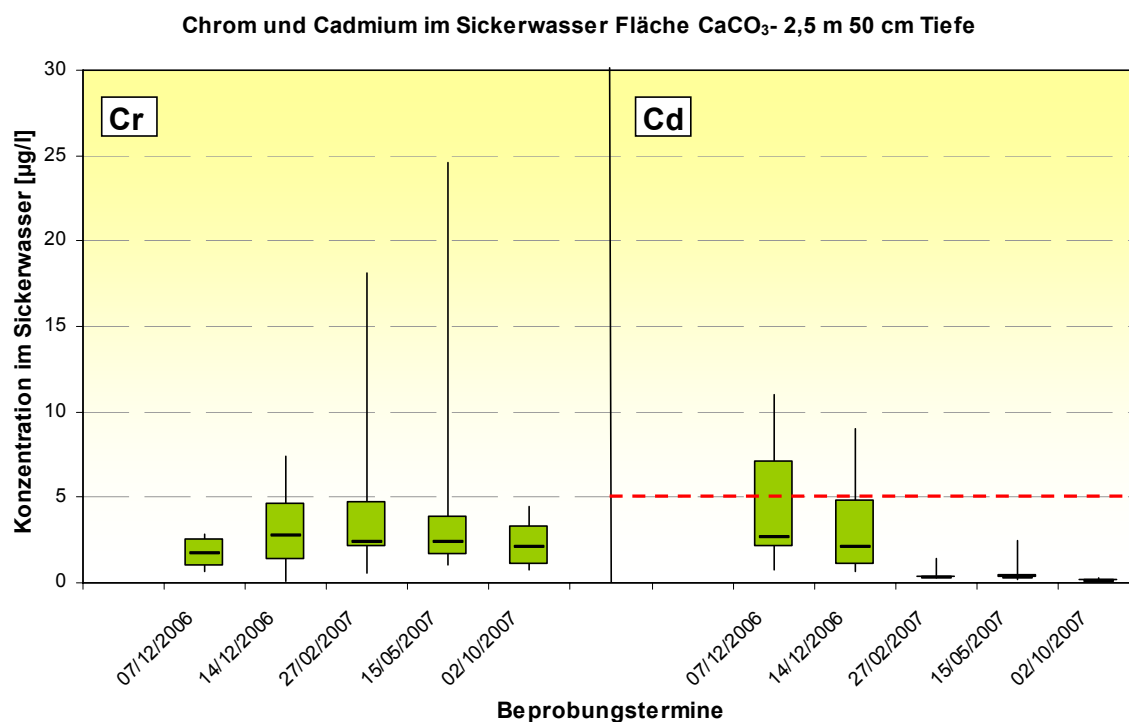


Abb. 105: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche

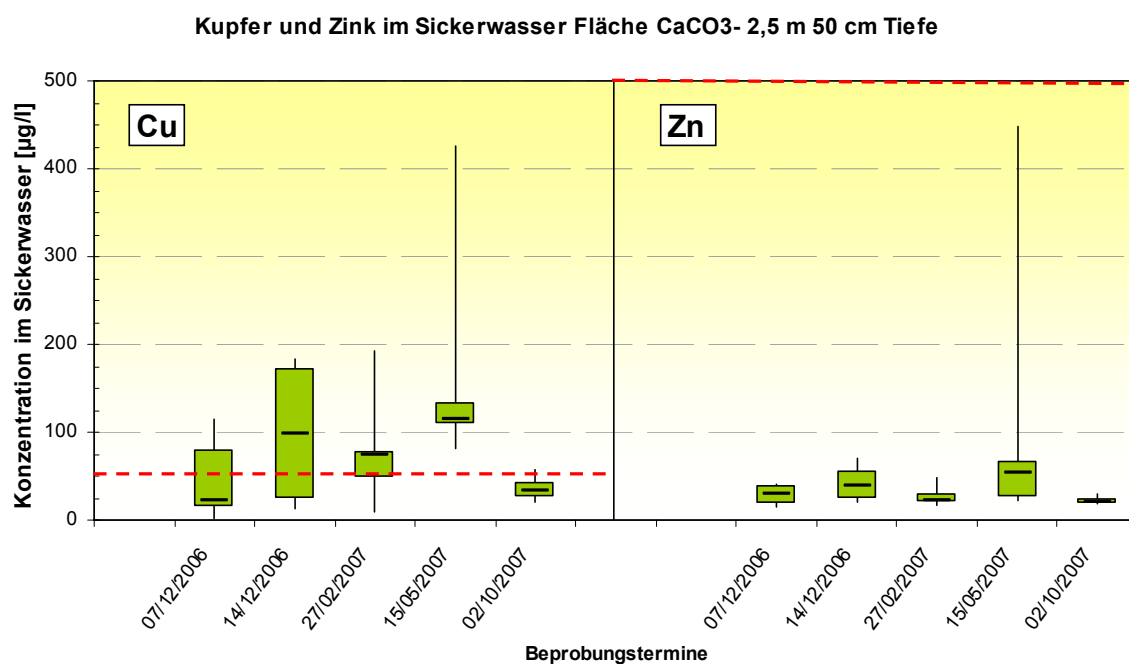


Abb. 106: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO_3 -Fläche

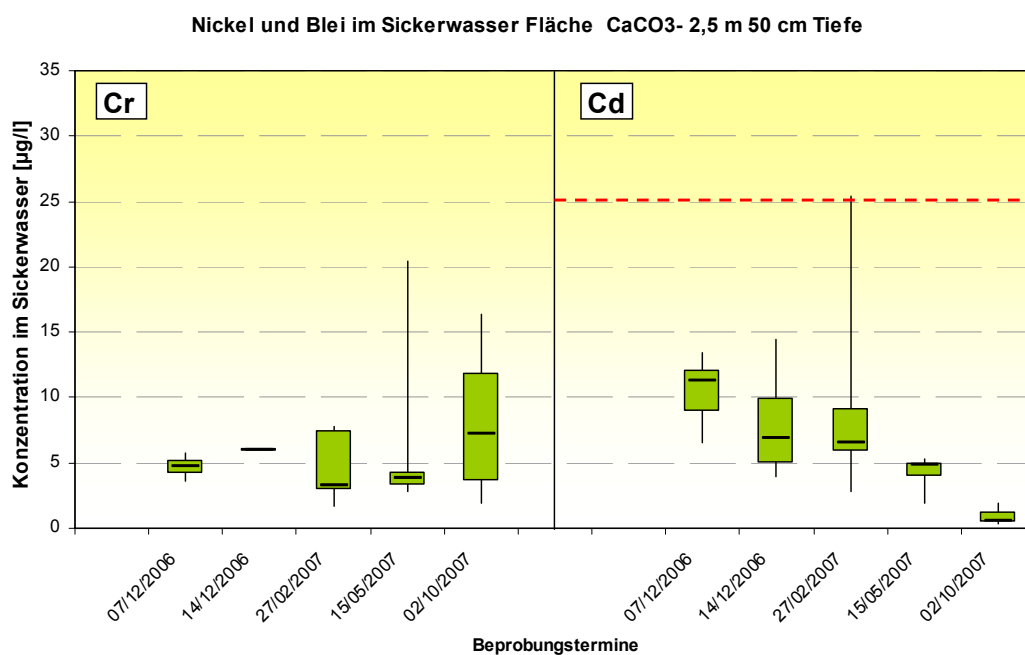


Abb. 107: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

Linke Messfläche - Referenz- und Ca(OH)₂

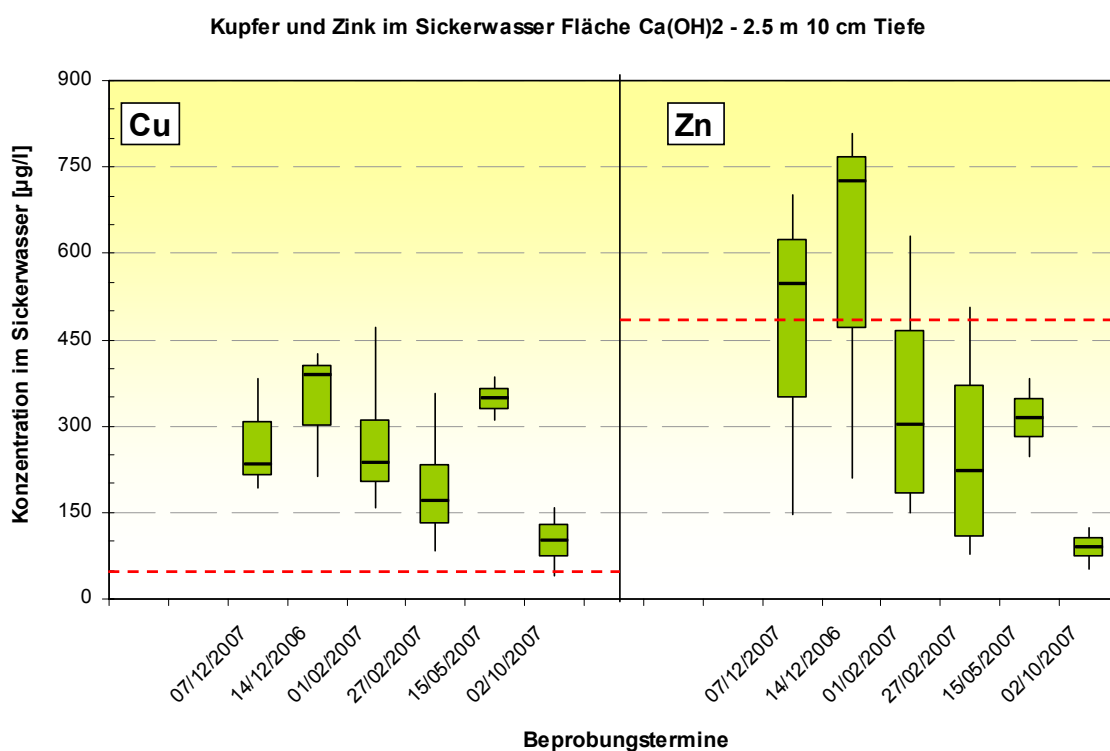


Abb. 108: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

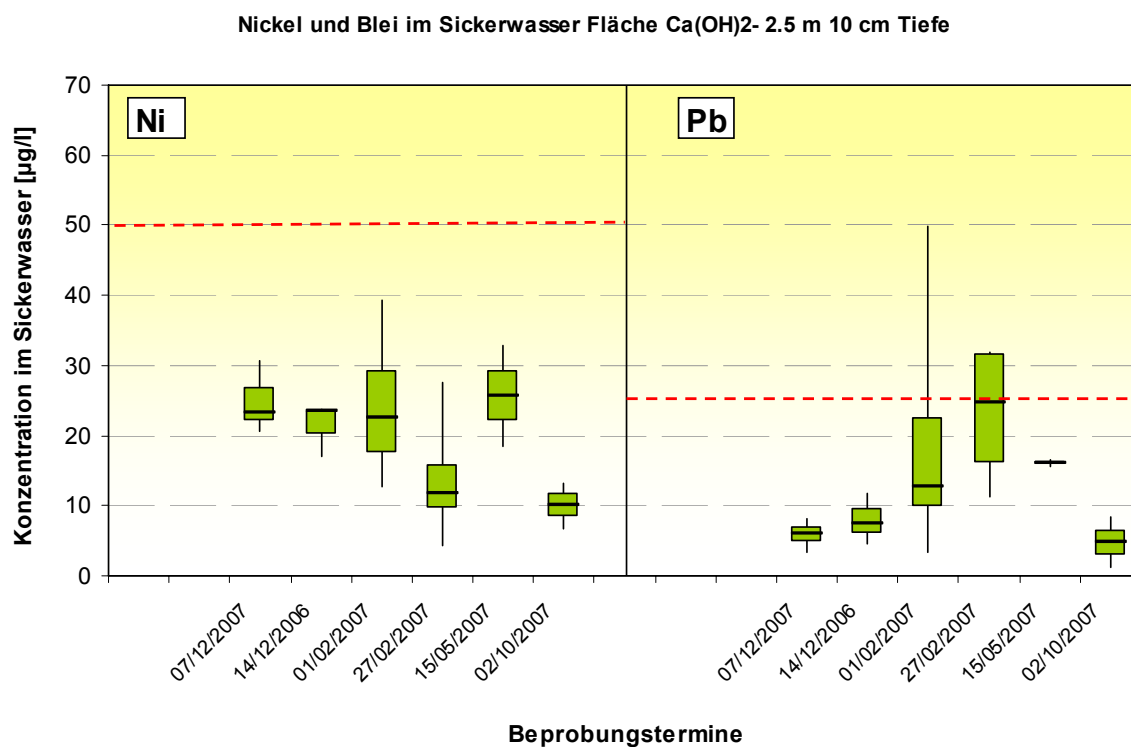


Abb. 109: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

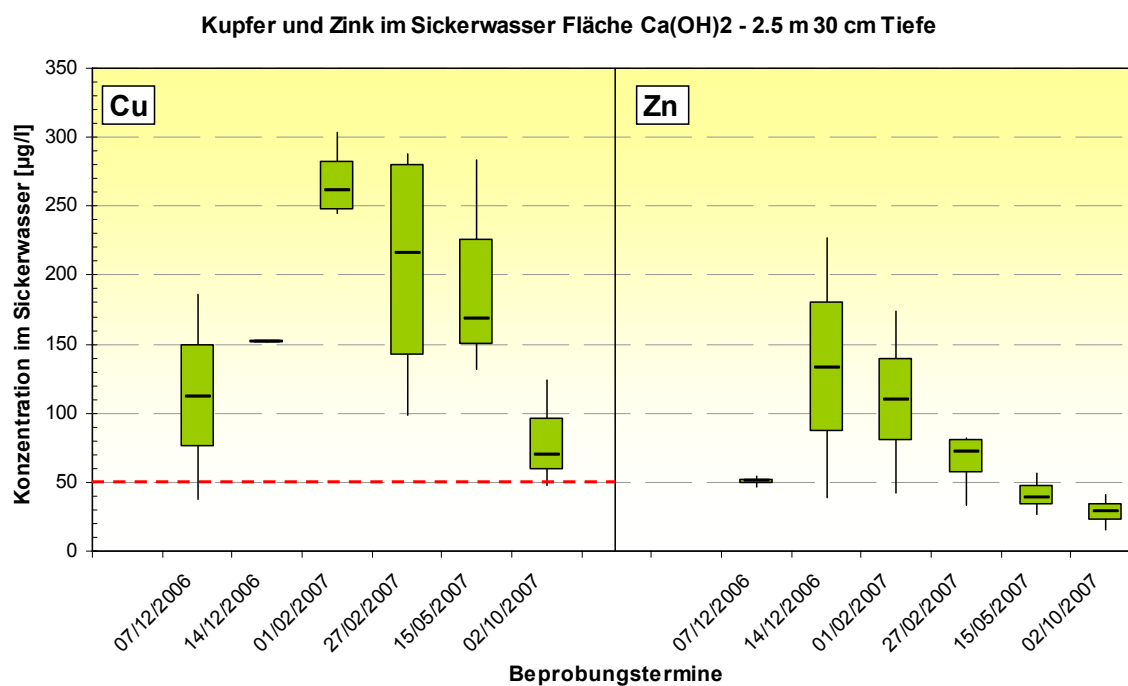


Abb. 110: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

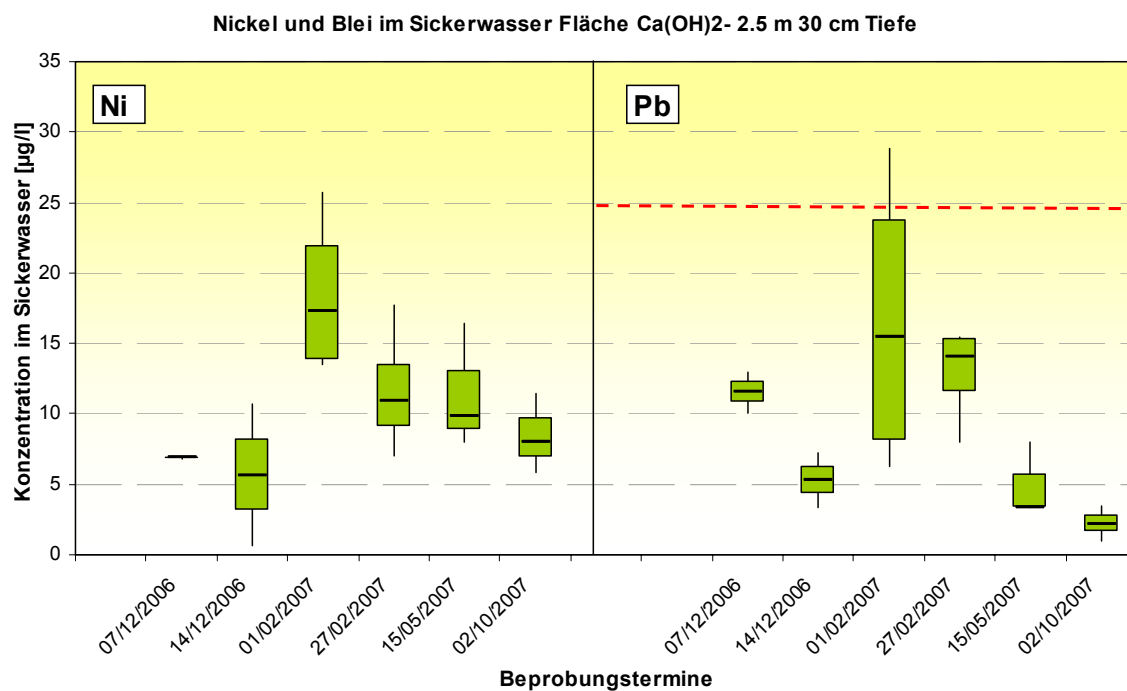


Abb. 111: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

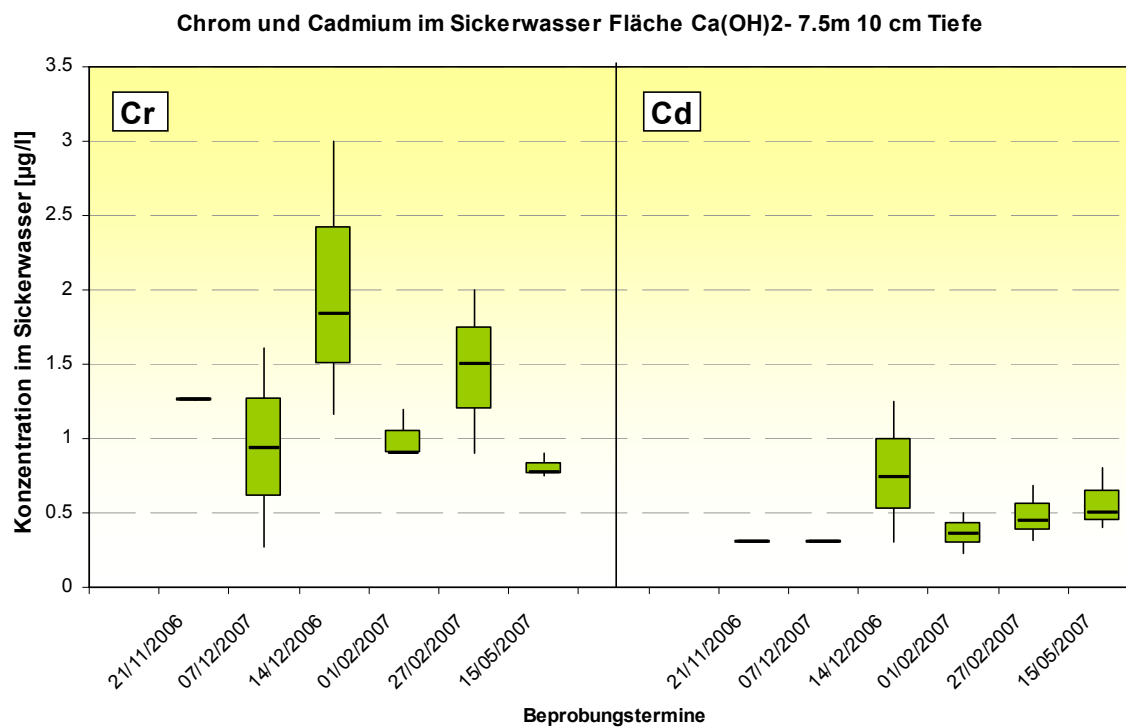


Abb. 98: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

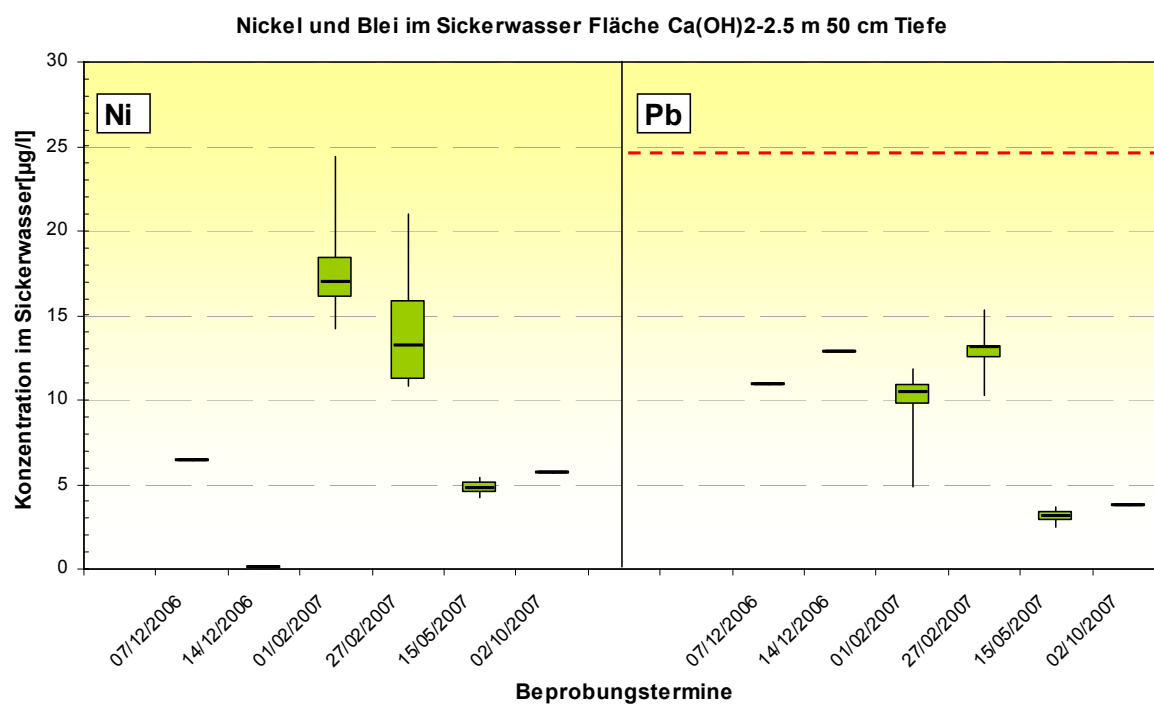


Abb. 112: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

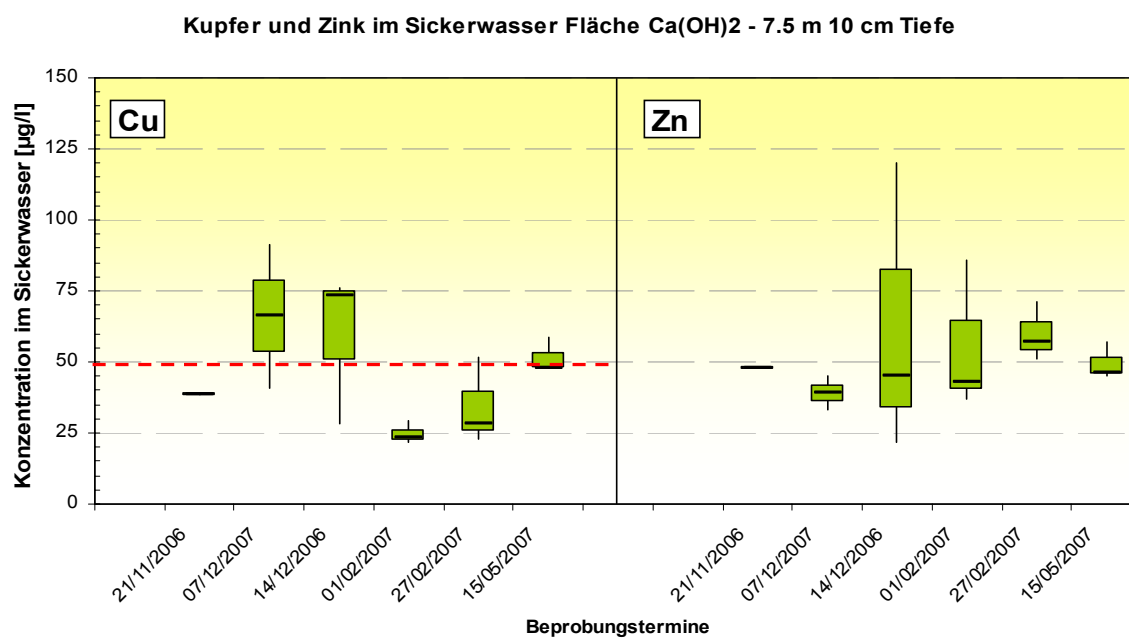


Abb. 113: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

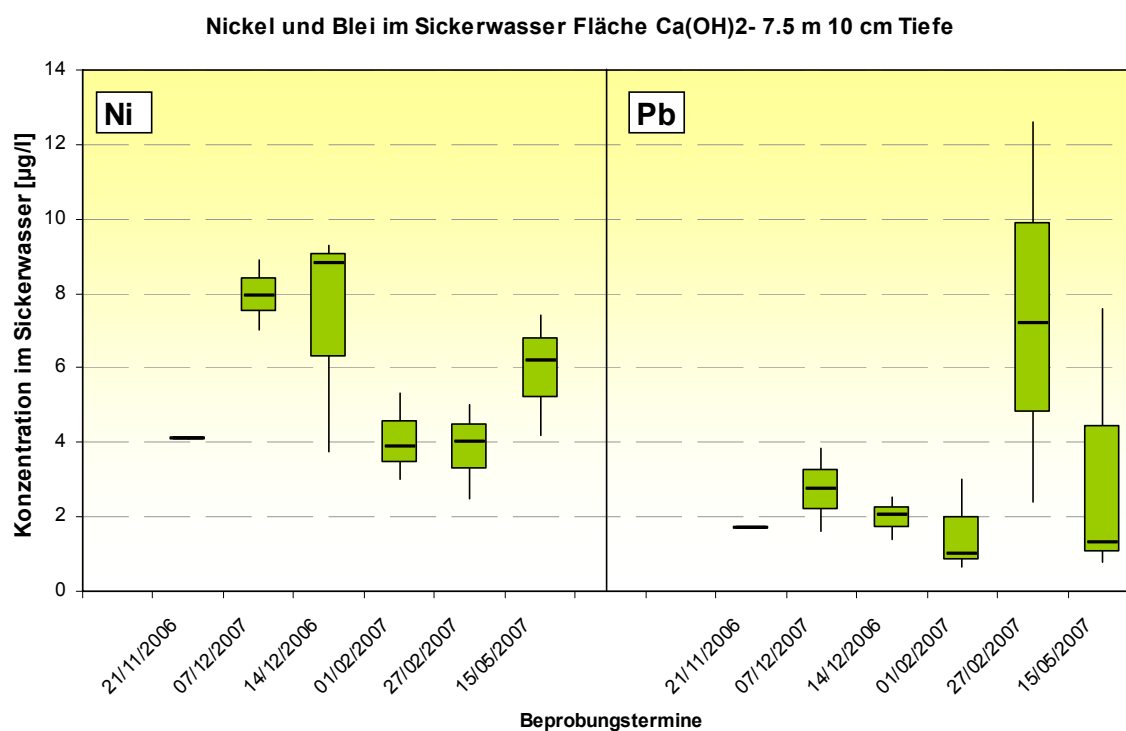


Abb. 114: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

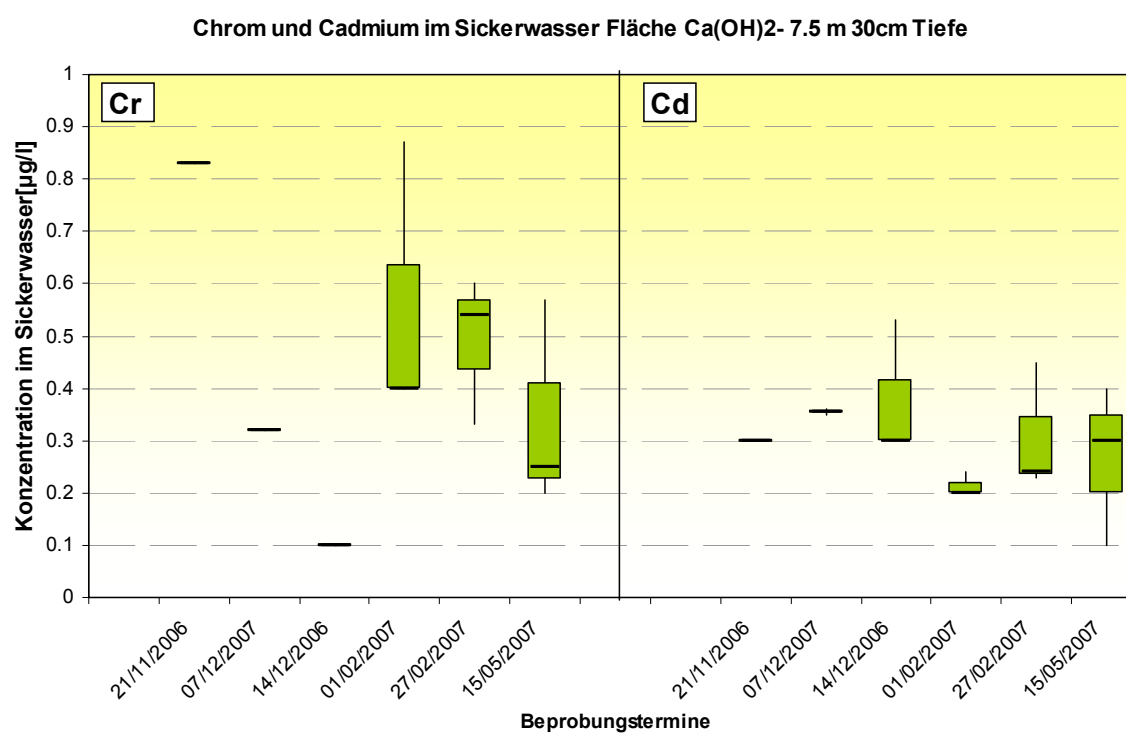


Abb. 115: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)_2 -Fläche

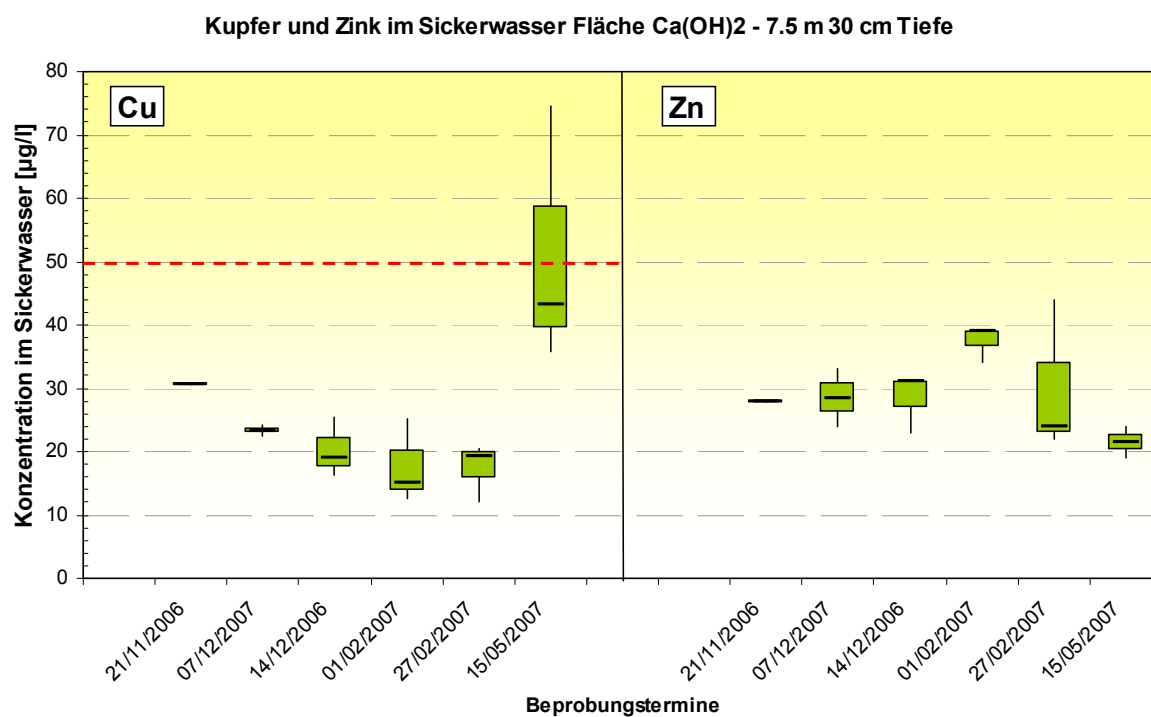


Abb. 116: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

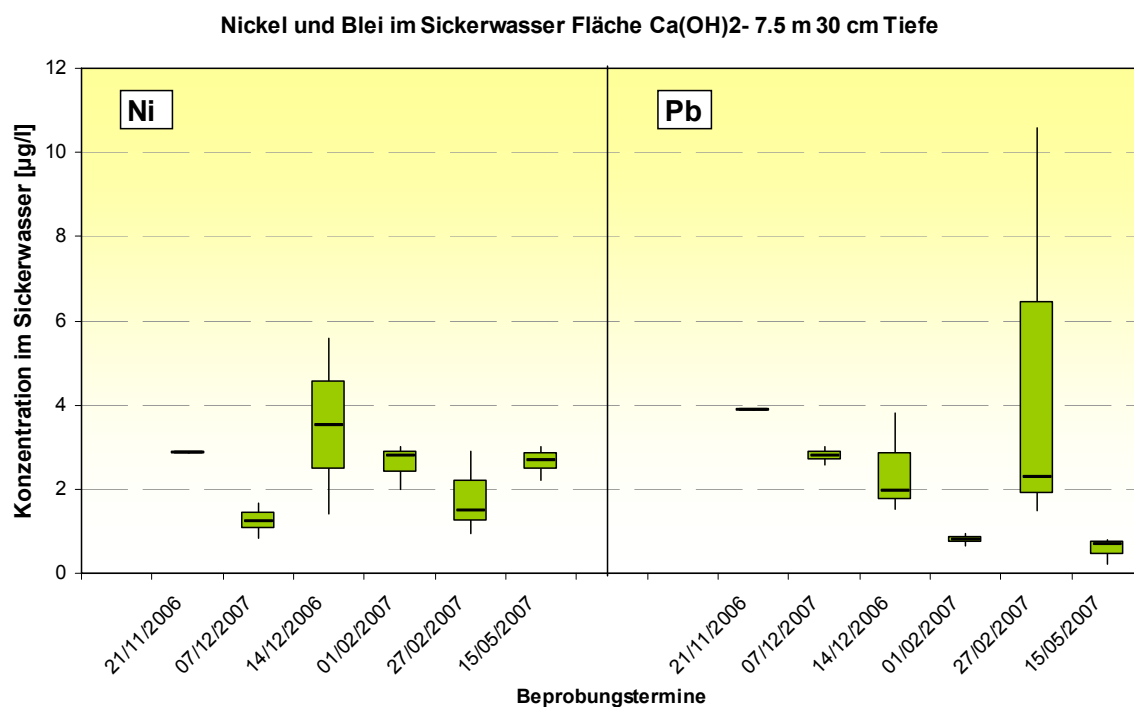


Abb. 117: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

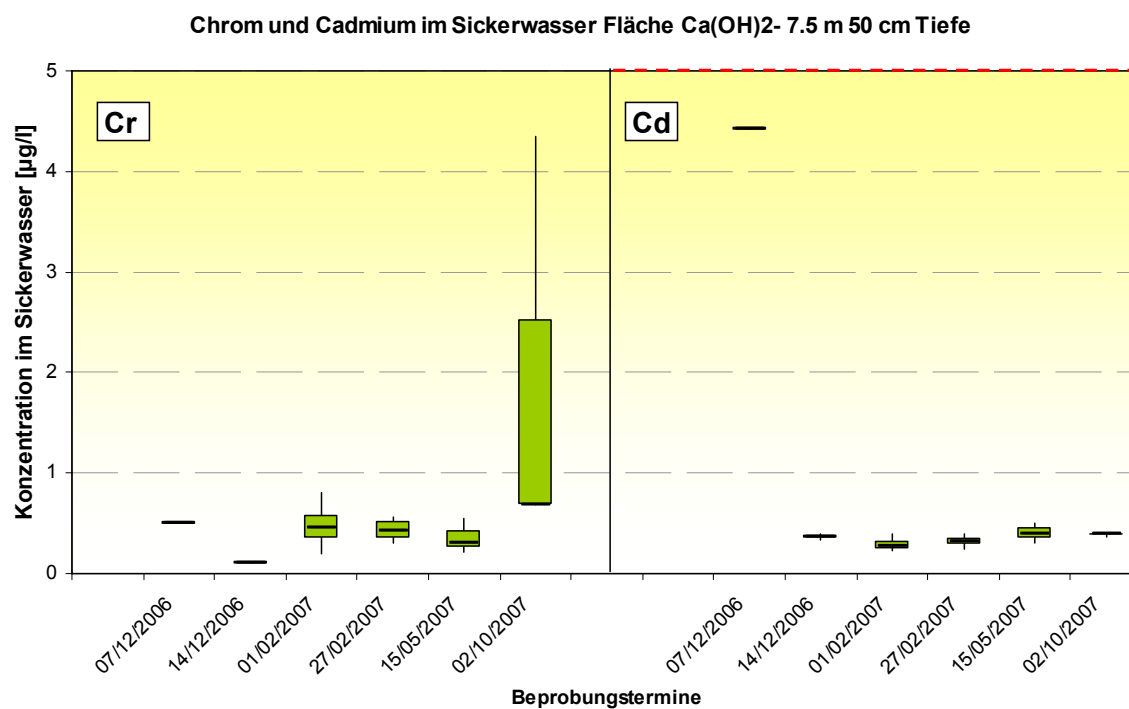


Abb. 118: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

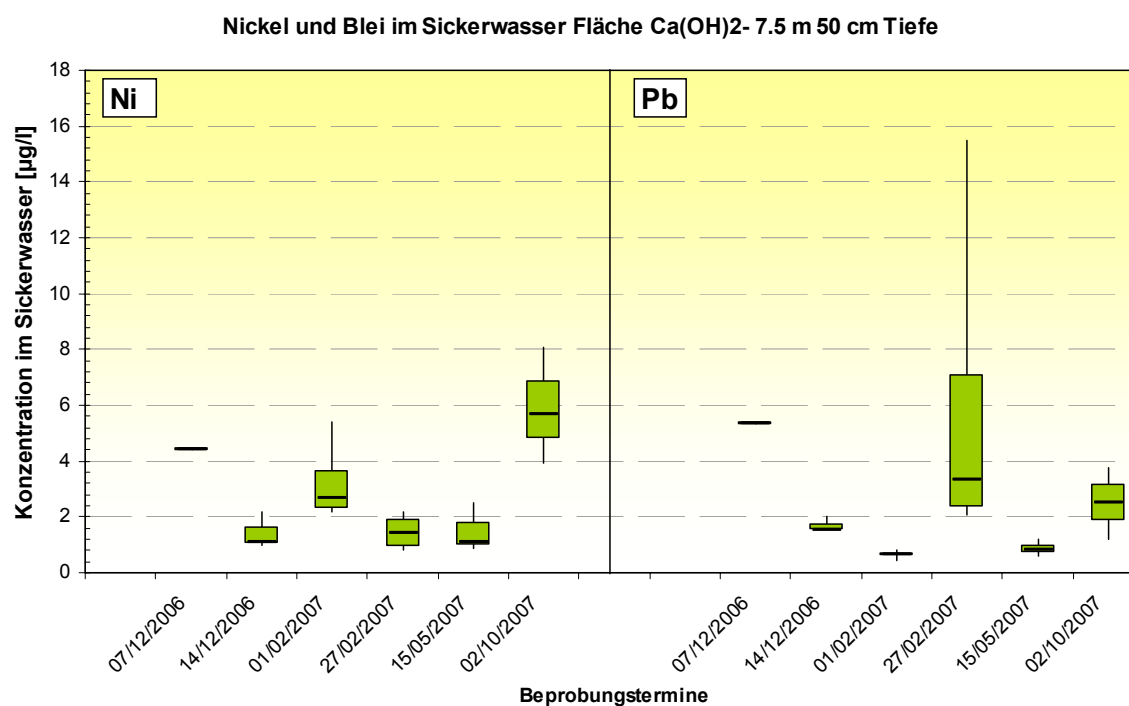


Abb. 119: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

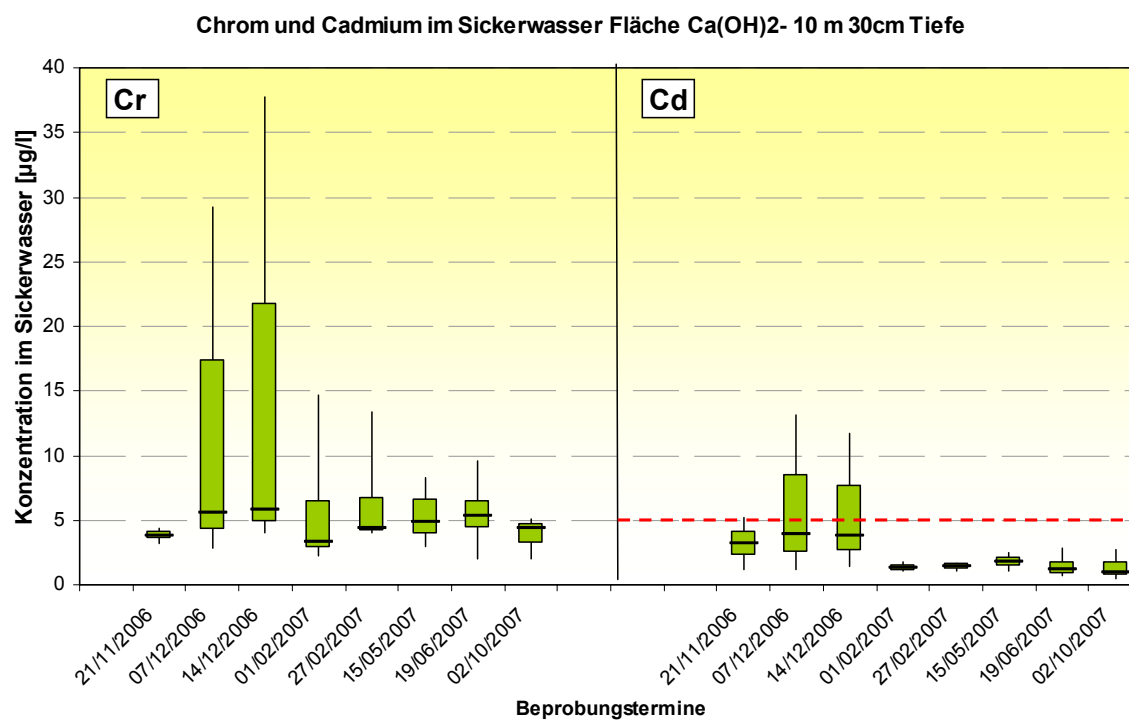


Abb. 120: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 -Fläche

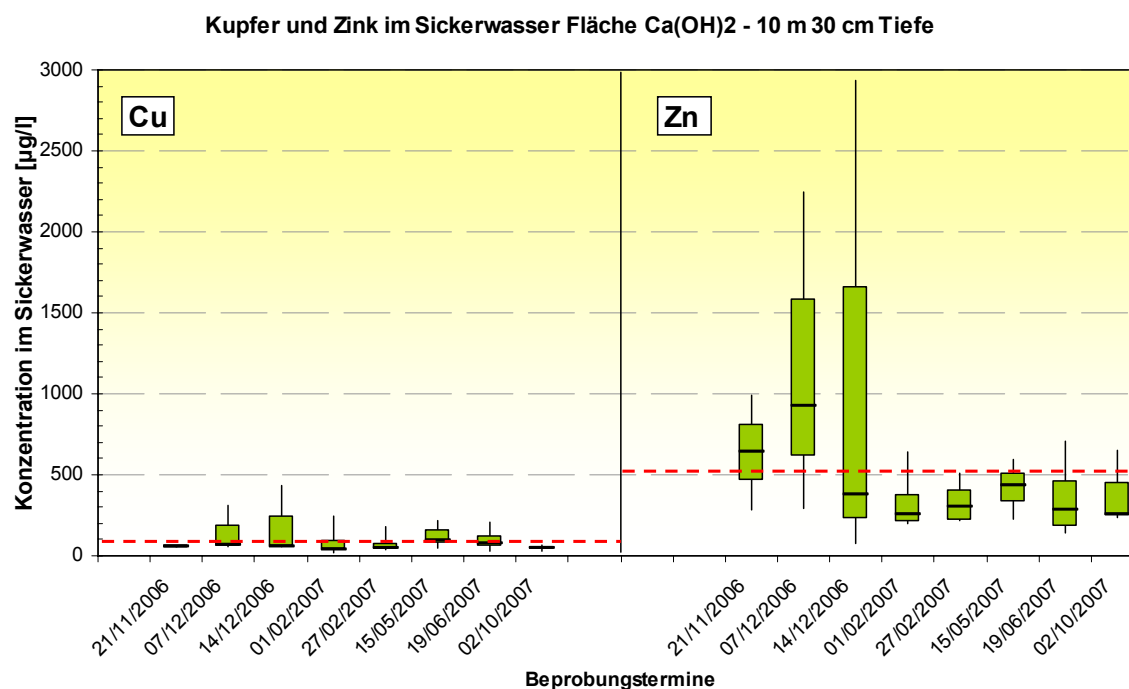


Abb. 121: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)_2 -Fläche

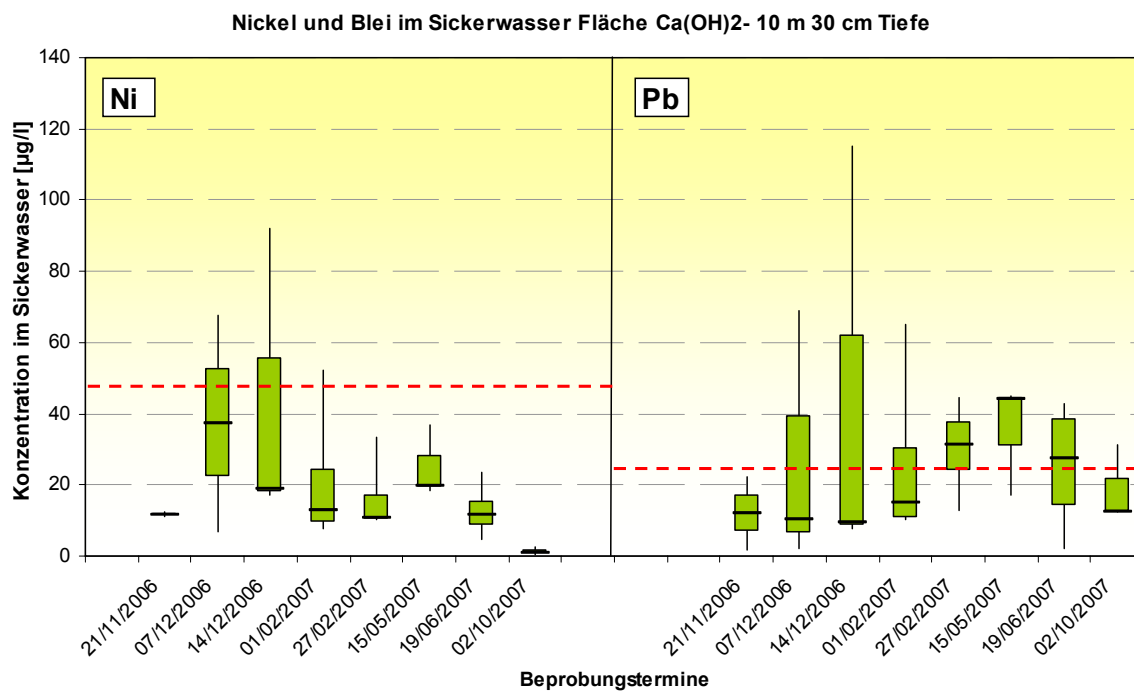


Abb. 122: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)₂-Fläche

pH-Werte der Bodenlösung

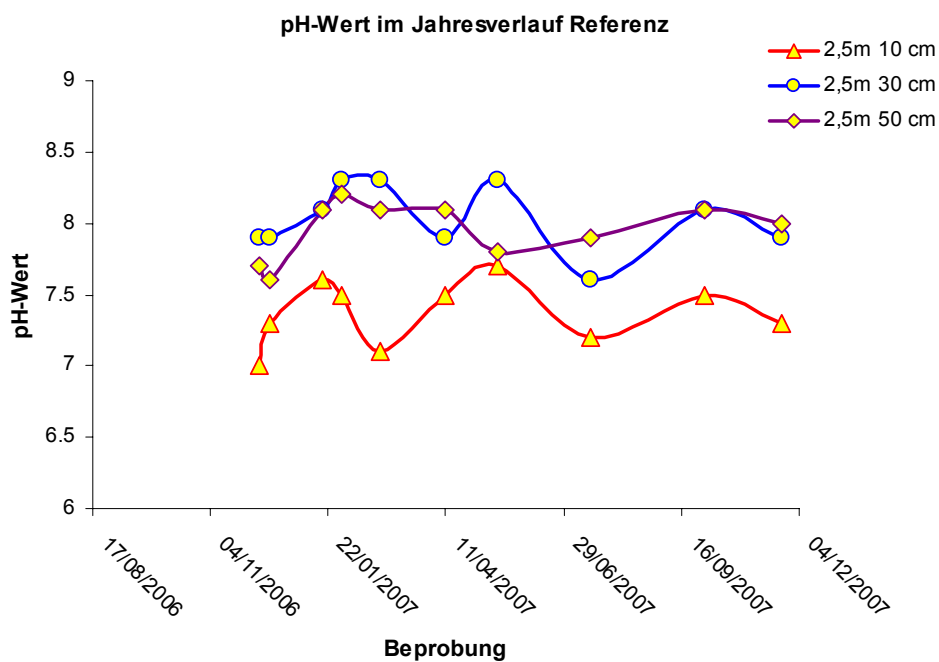


Abb. 123: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Referenz)

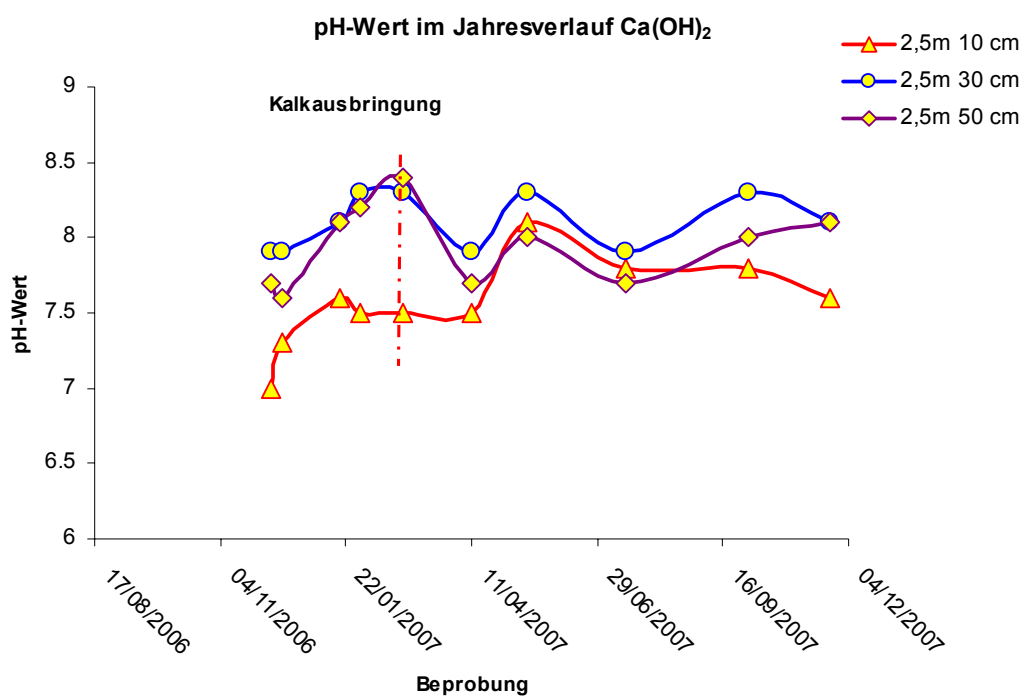


Abb. 124: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)

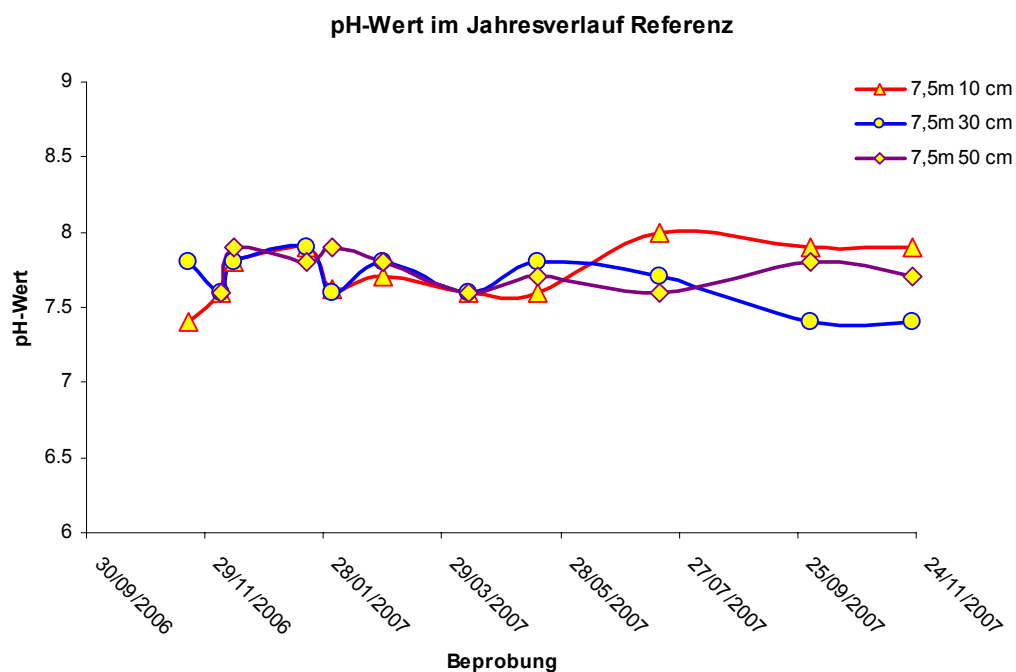


Abb. 125: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Referenz)

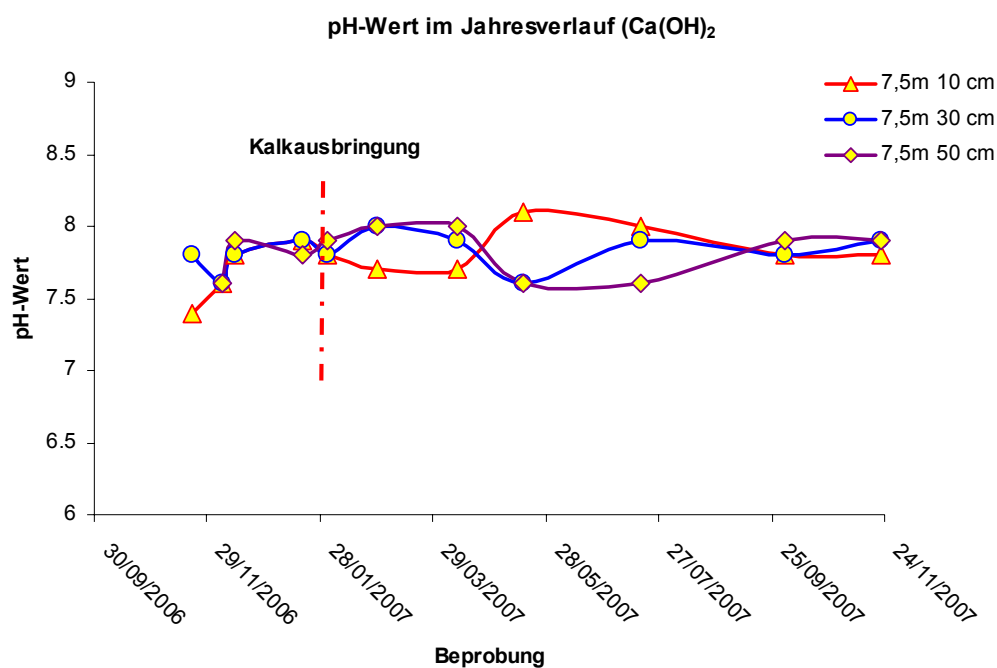


Abb. 126: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)

Säulenversuche

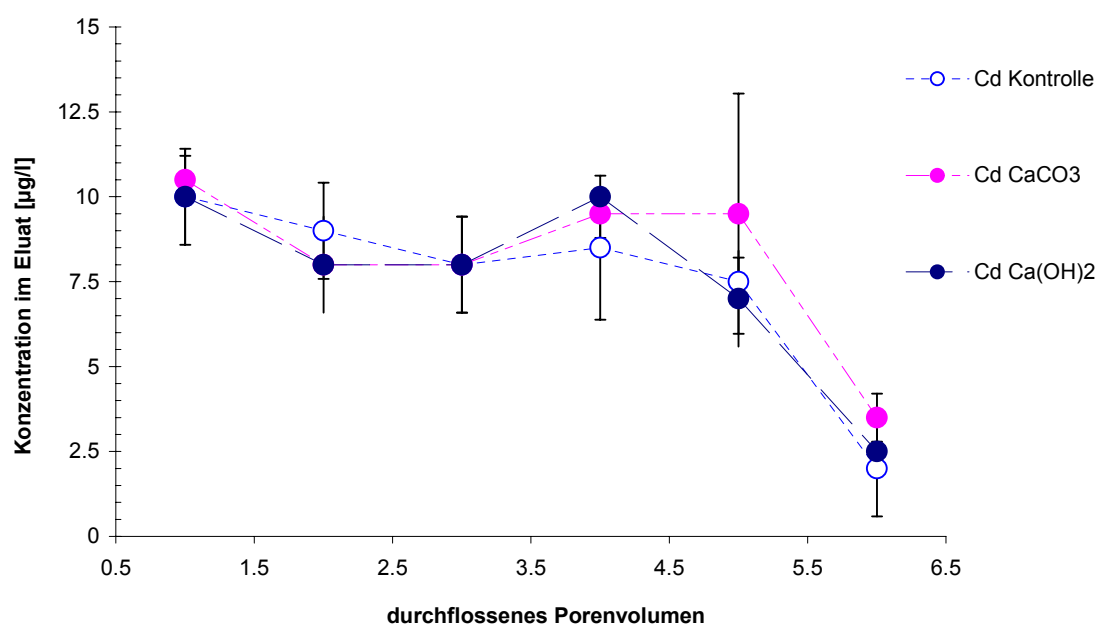


Abb. 127: Mittelwerte der Cadmiumkonzentrationen in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

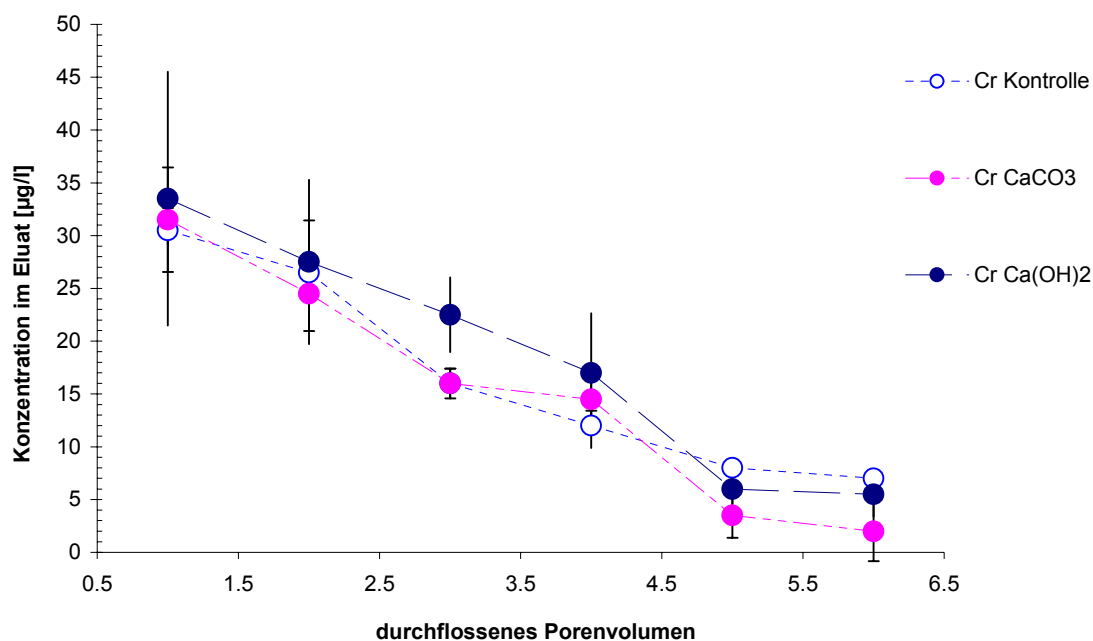


Abb. 128: Mittelwerte der Chromkonzentrationen in den Säuleneluat während des Bewässerungszeitraumes

Tab. 21: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluate Säule 1 und 2 – Kontrolle

Datum	PV	pH	el. Leitf.	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	1.0	5.8	1181.0	159100	10	30.5	313	10700	19800	14100	44	140	1018.5
02/04/2007	2.4	7.6	908.0	146100	9	26.5	1405	4770	19050	11800	93	71.5	833
10/04/2007	2.9	7.8	967.0	132850	8	16	912	2645	18400	11650	83	28	447
02/05/2007	3.9	8.3	1105.5	162200	8.5	12	674	5120	23950	14550	72	24.5	375
26/06/2007	4.7	8.1	1215.0	172650	7.5	8	126.5	14500	35250	18900	36	133.5	228
04/07/2007	5.7	7.9	1090.0	197600	2	7	63	17650	36050	24500	37.5	63.5	144

Tab. 22: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluate Säule 3 und 4 - CaCO₃

Datum	PV	pH	el. Leitf.	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	1.0	5.9	1116	155850	10.5	31.5	333.5	9965	18150	13500	45	147	1016
02/04/2007	2.4	7.7	820	121800	8	24.5	1057.5	4740	15850	10050	96.5	63	631
10/04/2007	2.9	8.0	910	130000	8	16	834.5	5090	18300	11650	86	33.5	419
02/05/2007	3.9	8.3	850	139000	9.5	14.5	604.5	4185	19900	12800	74	31	395
26/06/2007	4.7	8.1	1481	283150	9.5	3.5	139	25050	43450	30250	34.5	113.5	271
04/07/2007	5.7	8.1	1250	227250	3.5	2	92	37350	39850	29750	33.5	91.5	154

Tab. 23: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ug/l] der Säuleneluate Säule 5 und 6 - Ca(OH)₂

Datum	PV	pH	el. Leitf.	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	1.0	5.9	1116	155850	10.5	31.5	333.5	9965	18150	13500	45	147	1016
02/04/2007	2.4	7.7	820	121800	8	24.5	1057.5	4740	15850	10050	96.5	63	631
10/04/2007	2.9	8.0	910	130000	8	16	834.5	5090	18300	11650	86	33.5	419
02/05/2007	3.9	8.3	850	139000	9.5	14.5	604.5	4185	19900	12800	74	31	395
26/06/2007	4.7	8.1	1481	283150	9.5	3.5	139	25050	43450	30250	34.5	113.5	271
04/07/2007	5.7	8.1	1250	227250	3.5	2	92	37350	39850	29750	33.5	91.5	154

pH-Wert Entwicklung im Säulensubstrat

Tab. 24: Tiefenentwicklung des pH-Wertes in den Säulen nach 4 Monaten

Tiefe [cm]	Kontrolle			CaCO ₃			Ca(OH) ₂		
	Säule 1	Säule 2	Mittelwert	Säule 3	Säule 4	Mittelwert	Säule 5	Säule 6	Mittelwert
	pH CaCl ₂	pH CaCl ₂		pH CaCl ₂	pH CaCl ₂		pH	pH	
1.0	5.3	5.4	5.3	6.6	6.6	6.6	8.2	8.2	8.2
2.0	5.3	5.2	5.2	6.6	5.4	6.0	7.3	7.0	7.1
3.0	5.2	5.2	5.2	5.8	5.4	5.6	6.8	6.2	6.5
4.0	5.2	5.2	5.2	5.4	5.4	5.4	6.1	6.0	6.0
5.0	5.2	5.4	5.3	5.3	5.4	5.4	5.7	5.8	5.8
6.0	5.2	5.4	5.3	5.2	5.5	5.4	5.7	5.7	5.7
7.0	5.2	5.3	5.3	5.3	5.5	5.4	5.6	5.7	5.6
8.0	5.2	5.4	5.3	5.3	5.5	5.4	5.6	5.6	5.6
9.0	5.3	5.4	5.4	5.4	5.6	5.5	5.6	5.6	5.6
10.0	5.4	5.4	5.4	5.4	5.6	5.5	5.6	5.6	5.6
11.0	5.5	5.5	5.5	5.6	5.8	5.7	5.7	5.7	5.7
12.0	5.6	5.7	5.7	5.7	5.8	5.8	5.8	5.8	5.8
13.0	5.6	5.8	5.7	5.8	5.8	5.8	5.9	5.8	5.9
14.0	5.7	5.8	5.7	5.8	5.9	5.8	5.9	5.9	5.9
15.0	5.8	5.8	5.8	5.8	5.9	5.9	6.0	5.9	5.9
16.0	5.8	6.0	5.9	5.8	6.0	5.9	6.0	6.0	6.0
17.0	5.8	5.9	5.9	5.9	6.0	5.9	6.0	6.0	6.0
18.0	5.9	5.9	5.9	6.0	6.0	6.0	6.0	6.1	6.0
19.0	5.9	5.9	5.9	5.9	6.1	6.0	6.0	6.1	6.0
20.0	6.0	6.0	6.0	5.9	6.0	6.0	6.1	6.1	6.1

S4 Elution der Säulenproben

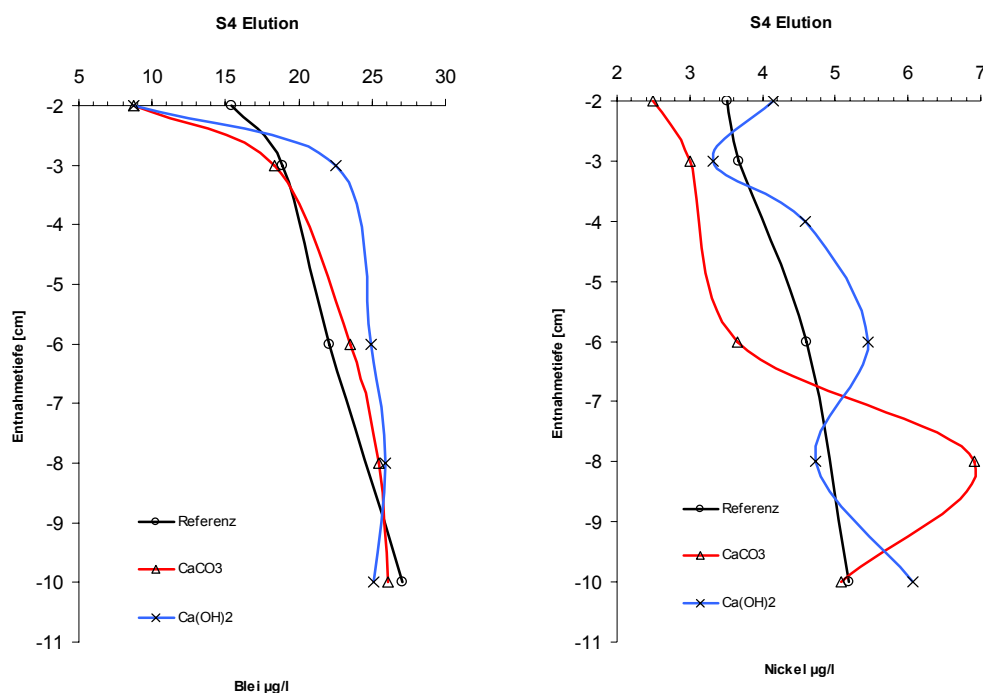


Abb. 129: Mittelwerte der wasserlöslichen Fraktion (S4 Elution) von Blei (links) und Nickel (rechts) im Tiefenprofil 0-10 cm der Säulenproben

pH-Wert Entwicklung Aufkalkungsversuch Grunewald

Tab. 25: Tiefenentwicklung des pH-Wertes Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald

<i>Horizonttiefe (cm)</i>	<i>pH vor Kalkung 1989</i>	<i>pH Kalkung 1990</i>	<i>pH Beprobung 1995</i>	<i>pH Beprobung 2007</i>
0	3.59	6.08	5.20	4.26
-10	3.54	3.72	3.97	3.84
-20	3.70	4.00	4.26	3.96
-30	4.11	4.16	4.38	4.10
-40	4.30	4.18	4.50	4.16
-50	4.34	4.21	4.47	4.21

Tab. 26: Bestimmungsgrenzen HGA und ICP

<i>HGA µg/l</i>					<i>ICP µg/l</i>		
Cr	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn	Ca	Mg
0.5	0.5	0.5	0.01	0.5	5	10	10