

Abschlussbericht

Zum F+E Vorhaben „Konzepte für eine nachhaltige Nutzung von langjährig
betriebebenen Versickerungsanlagen“ – KONVERT

Teil: „Sickerwasserkonzentrationen“

durchgeführt durch das FG Ökohydrologie & Landschaftsbewertung
der Technischen Universität Berlin



Gefördert durch das

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Bearbeitungszeitraum 17.10.2017 – 30.06.2020

Hauptverantwortliche Autoren:

MSc. Arne Reck TU Berlin FG Ökohydrologie und Landschaftsbewertung,
Berlin

Dr.-Ing. Björn Kluge TU Berlin, FG Ökohydrologie und Landschaftsbewertung,
Berlin

Unter der Mitwirkung von:

BSc. Mogens Thalmann

Kurzfassung

Im Rahmen des Förderprogramms „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ des MULNV wurde das F+E Vorhaben KONVERT – Konzepte für eine nachhaltige Nutzung von langjährig betriebenen Versickerungsanlagen – durchgeführt. Dieses beinhaltete die qualitative Untersuchung der Sickerwässer unterhalb von drei Versickerungsmulden mit einer Laufzeit >20 Jahre.

Die Auswahl der Anlagen erfolgte dabei nach Art der Beschickung (punktuell gegenüber flächig) und der Hauptnutzungstypen im Einzugsgebiet der Versickerungsanlagen (Straßenabläufe im Wohnbereich, Abflüsse von Flächen mit gewerblicher Nutzung und Dachabflüsse).

Die Ergebnisse zeigen im Mittel unbedenkliche Sickerwasserkonzentrationen nach Passage des technischen Systems Mulde (in einer Bodentiefe von 20 bis 30 cm) unter Anwendung der Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999). Dabei lagen die mittleren Sickerwasserkonzentrationen aller drei Anlagen für die drei Hauptkontaminanten zwischen 4,5 bis 19,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Cu (Prüfwert 50 $\mu\text{g l}^{-1}$), 1,7 bis 2,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Pb (Prüfwert 25 $\mu\text{g l}^{-1}$) und 12,6 bis 83,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Zn (Prüfwert 500 $\mu\text{g l}^{-1}$). Für diese Metalle konnte eine Reinigungsleistung bis zu 94 % für Kupfer, bis zu 99 % für Blei und bis zu 98 % für Zink ermittelt werden. Somit kann den hier betrachteten Anlagen auch nach langjährigem Betrieb eine nach wie vor hohe bis sehr hohe Reinigungsleistung attestiert werden.

Bodenchemische Betrachtungen des Muldensubstrats lieferten keinen Hinweis auf eine zeitnahe Erschöpfung des Rückhaltevermögens von Schwermetallen im Muldensubstrat. Vielmehr wurde die höchste Sorptionskapazität im Bodenkörper für die Anlage mit der höchsten Festphasenbelastung an Schwermetallen festgestellt. Diese Tatsache lässt sich auf den erhöhten Sedimenteintrag durch die Rangiertätigkeit im Einzugsgebiet der Mulde (Logistikbetrieb) zurückführen. Folglich lässt sich anhand der vorgestellten Ergebnisse keine Empfehlung für den partiellen Austausch im Einlaufbereich ableiten. Allerdings ist aus der Literatur bekannt, dass ein Großteil der im Boden gebundenen Schwermetalle durch sich ändernde Randbedingungen mobilisiert werden kann. Daher ist die punktuelle Beschickung grundsätzlich zu vermeiden, um eine gleichmäßige hydraulische und stoffliche Verteilung über die projektierte Entwässerungsfläche zu ermöglichen.

Simulationen der Sickerwasserqualität und -quantität ergaben, dass bei punktuellen Zuläufen die starke Abflusskonzentration zu einer Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährliche Frachten (§ 8 Abs.2 Nr.2 BBodSchG, 1999) für Zn, Cu und Cd im einlaufnahen Bereich führen. Allerdings konnte dieser Umstand nur lokal festgestellt werden. Bereits nach einigen Metern Abstand zum Einlaufpunkt wurden unbedenkliche Frachten ermittelt. Somit sagt das Alter der hier betrachteten Anlagen nichts über ein mögliches Risiko der Grundwasserbelastung aus, sondern die Art der Beschickung, bzw. der Abflusskonzentration.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	ii
Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	ix
Abkürzungsverzeichnis	xi
1 Aufgabenstellung	1
2 Stand der Forschung	3
2.1 National.....	3
2.2 International	5
2.3 Schwermetalltransport in Böden	5
3 Methodik und Vorgehensweise	7
3.1 Messstellen.....	7
3.1.1 Auswahl der Messstandorte	7
3.1.2 Standortcharakterisierung	8
3.1.3 Konzeption der Messstellen	11
3.2 Transekt- und Detailkartierung der stofflichen Belastung	16
3.2.1 Detailkartierung am Standort M2.....	16
3.3 Labormethoden	17
3.3.1 Sorptionsisotherme	20
3.4 Bodenhydrologische und -chemische Modellierung	22
3.4.1 Eingabeparameter in HYDRUS-1D	23
4 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung	28
4.1 Bodenprofile	28
4.2 Vergleich zu den Daten des Vorhabens LEIREV.....	31
4.3 Räumliche Verteilung der Schwermetalle im Muldensubstrat	32
4.3.1 Transektkartierung	32
4.3.2 Detailkartierung	33
4.4 Physikochemische Bodenparameter	38
4.4.1 Wasserretention.....	39
4.4.2 Gesättigte Wasserleitfähigkeit.....	40
4.4.3 Sorptionsversuche.....	40
5 Ergebnisse der Messstellen	43
5.1 Meteorologische Bedingungen in 2018 und 2019	43

5.2	Funktion der Messstellen.....	44
5.3	Sickerwasserkonzentrationen	44
5.3.1	Probenübersicht.....	44
5.3.2	Chemische Eigenschaften der Sickerwässer.....	45
5.3.3	Zeitreihen der gemessenen Metallkonzentrationen in Zufluss- und Sickerwasser	46
5.3.4	Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Zufluss.....	52
5.3.5	Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser	55
5.3.6	Reinigungsleistung der untersuchten Mulden	59
5.3.7	Vergleich der realen Sickerwasserkonzentration mit S4-Elution	59
5.3.8	Bedeutung der Sickerwasserqualitäten für die Umwelt.....	61
5.4	Zusammenfassung der Sickerwassermessungen	62
6	Modellierungsergebnisse.....	63
6.1	Bodenhydrologie.....	63
6.1.1	Validierung des bodenhydrologischen Modells.....	64
6.1.2	Simulierter Bodenwasserhaushalt	66
6.2	Modellierung der Sickerwasserqualität.....	67
6.3	Jährliche Stofffrachten	69
6.4	Zusammenfassung der Modellierungsergebnisse	71
7	Zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse.....	73
8	Publikationen.....	75
9	Literaturverzeichnis	76
Anhang.....		84
A.	Sorptionsversuche	84
B.	Räumliche Kartierung der Schwermetallgehalte	88
C.	Schwermetallgehalte aller Sickerwasser- und Zuflussproben.....	89
D.	Reinigungsleistung von Mulden – Literaturübersicht.....	100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im Raum Berlin für den Hauptnutzungstyp Straßenabflüsse im Wohnbereich (M1). Niederschlagsabfluss wird flächig von der angrenzenden Straße (rechte Bildseite) und dem Gehweg (linke Bildseite) eingeleitet.	8
Abbildung 2: Versickerungsmulde (M2) im nördlichen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Gewerbe. Die Mulde wird über einen punktuellen Zulauf beschickt (rechter Bildrand).	9
Abbildung 3: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im zentralen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Dachabflüsse (M3). Die Mulde wird punktuell mit Dachabläufen (rechter Bildrand) und in geringem Umfang mit Abläufen des Parkplatzes (linker Bildrand) beschickt.	10
Abbildung 4: Saugkerze zur Beprobung von Sickerwasser.	12
Abbildung 5: Prototyp der Messstelle. Links im Bild sind die Saugkerzen mit Bodenfeuchtesensor zu sehen. In der Bildmitte befinden sich die Sammelgefäße für das Sickerwasser. Rechts im Bildhintergrund befindet sich die Vakuumpumpe mit dem GSM-Modul im Vordergrund zur Regelung und Fernüberwachung der Messstellen.	12
Abbildung 6: Einbau der Saugkerzen mit definiertem Winkel. Dadurch wird eine einheitliche Einbautiefe der Saugkerzen bei schrägem Einbau sichergestellt.	13
Abbildung 7: Bohrkern aus Saugkerzeneinbau. Die Einbautiefe wurde so gewählt, dass sich die poröse Membran der Saugkerze an der Unterkante des Ah-Horizontes befindet.	13
Abbildung 8: Eingebaute Saugkerzen (pro Messpunkt fünf Saugkerzenparallelen) mit Handschachtung für Aufbewahrung der Sammelgefäße.	13
Abbildung 9: Abdeckung und Schutz der Handschachtung mittels PVC-Rohr. Ermöglicht das Sammeln und Aufbewahren der Bodenlösung unter bodenähnlichen Bedingungen.	13
Abbildung 10: Fertiggestellte Messstelle am Standort Berlin (M1). P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.	14
Abbildung 11: Fassung des Niederschlagsabflusses zur Beprobung der Stoffkonzentration im Zufluss (oben). Überleitung des abfließenden Wassers zum Sammel-schacht (unten). Das Sammelgefäß befindet sich unter der perforierten Metallabdeckung zum Schutz vor Eintrag von Grobstoffen.	14
Abbildung 12: Messschacht zur Beprobung der Stoffkonzentration im Rigolenabfluss der gefassten Messmulde. Diese Messmulde schließt direkt an die Mulde mit Messstelle an (Ende der Mulde in Abbildung 10).	14
Abbildung 13: Fertiggestellte Messstelle am Standort nördliches Ruhrgebiet (M2). Blick vom Einlaufpunkt (rechter Bildrand) in die Mulde. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.	14
Abbildung 14: Standort M2. Blick zum Einlaufpunkt (Hintergrund Bildmitte) vom zweiten Messpunkt aus.	14
Abbildung 15: Ein Teil des Niederschlagsabflusses wird vom Einlaufpunkt abgeführt, in das PVC-Rohr geleitet und dort in einem Sammelgefäß gefasst, um die stoffliche Belastung im Zufluss zu untersuchen.	14
Abbildung 16: Fertiggestellte Messstelle am Standort zentrales Ruhrgebiet (M3). Der Einlaufpunkt befindet sich am Ende der Dachableitung (rechter Bildrand) und am linken Bildrand. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.	15

- Abbildung 17: Einleitung der Dachabflüsse in die Mulde. In dem PVC-Rohr direkt unterhalb des gekrümmten Fallrohrs befindet sich ein Sammelgefäß für die Beprobung der stofflichen Belastung im Einlauf. 15
- Abbildung 18: Schematische Darstellung der Probennahmepunkte für die Detailkartierung zur Bestimmung der räumlichen Schwermetallverteilung. Die grauen Punkte markieren die Messpunkte der Sickerwasserqualität, das graue Rechteck markiert das Bodenprofil der vertikalen Beprobung. 17
- Abbildung 19: Schematischer Modellaufbau der drei modellierten Mulden. 23
- Abbildung 20: Bodenprofile der Mulde M1 und M3 mit relevanten physikochemischen Eigenschaften je Horizont. TRD = Trockenrohdichte in $[g/cm^3]$, C_{ORG} = organischer Kohlenstoff in Masse % und die Durchwurzelung in $[Wurzel/dm^2]$. Werte für Standort M1 stammen aus dem Vorgängerprojekt LEIREV (Anlagensteckbrief 1a). 29
- Abbildung 21: Bodenprofile der Mulde M2 (P1 einlassnah, P2 einlassfern) mit relevanten physikochemischen Eigenschaften je Horizont. TRD = Trockenrohdichte in $[g/cm^3]$, C_{ORG} = organischer Kohlenstoff in Masse % und die Durchwurzelung in $[Wurzel/dm^2]$ 30
- Abbildung 22: Transektkartierung der räumlichen Schwermetallgehalte für den Standort M1 (linke Bildhälfte) und den Standort M3 (rechte Bildhälfte). Für den Standort M1 (flächiger Zulauf) grenzt die Straße an der linken Abbildungskante (=0), der Gehweg an der rechten (=0) an. 33
- Abbildung 23: Räumlich interpolierte Glühverlust (GV) sowie die Gehalte aller sechs untersuchten Metalle. Die Unterteilung in Spalten erfolgte anhand der untersuchten Tiefenstufen, bzw. des Substratsprungs. Geo1 berücksichtigt alle Proben, die an der Oberfläche entnommen wurden (0-5 cm). Geo2 beinhaltet nur Proben, die aus der mittleren Sedimentschicht entnommen wurden und Geo3 beinhaltet Proben die ausschließlich dem Ausgangssubstrat zugeordnet werden konnten. 35
- Abbildung 24: Abgrenzung der Flächen mit Überschreitung der Prüfwerte nach BBodSchV (1999) für die Bodenart Sand. Die Unterteilung in Spalten erfolgte analog zu Abbildung 23. Die weißen Punkte markieren die räumliche Lage der Messpunkte zur Sickerwasseruntersuchung. Geo2 beinhaltet nur Proben, die aus der mittleren Sedimentschicht entnommen wurden und Geo3 beinhaltet Proben die ausschließlich dem Ausgangssubstrat zugeordnet werden konnten. Tiefenprofil der Schwermetallbelastung. 37
- Abbildung 25: Tiefenprofile der Metallgehalte am Standort M2 für das Bodenprofil in unmittelbarer Nähe des Zulaufs. Das Beprobungsintervall beträgt 5 cm. Die horizontale Ausdehnung des akkumulierten Sediments seit Inbetriebnahme ist gelb hinterlegt. Werte innerhalb des grau hinterlegten Bereichs liegen unterhalb des jeweiligen Prüfwertes nach BBodSchV (1999) (Bodenart Sand). 38
- Abbildung 26: pF Kurven je Standort und Messpunkt für Ober- (0 bis 25cm) und Unterboden (>25 cm). Werte für Standort M1 stammen aus dem Vorläuferprojekt LEIREV, in welchem an zwei Profilen pF-Kurven ermittelt wurden. Messpunkt M2 – 1 entspricht dem einlassnahen Profil und M2 – 2 dem einlassfernen. H1 und H2 sind weitere Oberbodendifferenzierungen entsprechend der Profibeschreibungen (siehe 3.1), dabei ist H1 jeweils der direkt an der Oberfläche anstehende Horizont. Der grauhinterlegte Bereich entspricht der nutzbaren Feldkapazität (pF 1,8 bis 4,2). 39
- Abbildung 27: Boxplots ($n = 6$) der gesättigten Wasserleitfähigkeit K_{sat} je Standort für alle Oberbodenhorizonte („OB“, 0-25 cm) und einen Unterbodenhorizont („UB“, >25 cm). 40
- Abbildung 28: Ausgewählte Sorptionsisotherme der Standorte M1 und M2 für die Elemente Cu (linke Spalte) und Zn (rechte Spalte). Die horizontale Unterteilung entspricht den aufgenommen Bodenhorizonten. Die unterste Reihe bildet für den Standort M1 Daten des dritten Horizonts ab, für den Standort M2 des vierten Horizonts. 41
- Abbildung 29: (a) Monatliche Niederschlagshöhe in 2018 und 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel für (a) den Raum Berlin (M1) und (b) für das Ruhrgebiet (M2 und M3). Die schwarzen Balken markieren die Spanweite der monatlichen Niederschlagshöhen für den Zeitraum 1988-2018.

Datenquelle sind die Messstellen „Berlin Tempelhof“ (ID 433) und „Essen-Bredene“ (ID 1303) des Deutschen Wetterdienstes (Deutscher Wetterdienst, 2000).....	43
Abbildung 30: Zeitreihe für Bodenfeuchte (25-30 cm Tiefe) und Niederschlag über die ersten vier Monate für den (a) Standort M1 und (b) Standort M2. (c) Exemplarische Abfolge von Niederschlag, Anstieg der Bodenfeuchte und automatischer Unterdruckregelung zur Extraktion von Sickerwasser für den schraffierten Bereich in Teilabbildung (b). Der orange eingefärbte Bereich der Bodenfeuchte in allen Abbildungen liegt oberhalb des Schwellenwertes, welcher die Extraktion von Bodenwasser initiiert.	44
Abbildung 31: Leitfähigkeit (obere Reihe) und pH-Wert (untere Reihe) für entnommene Sickerwasserproben mit ausreichenden Volumina für die Bestimmung beider Parameter. Die Abbildung ist vertikal nach den drei Standorten unterteilt.....	46
Abbildung 32: Zeitreihe von Standort M1 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung ist zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts dargestellt.	49
Abbildung 33: Zeitreihe von Standort M2 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts.	50
Abbildung 34: Zeitreihe von Standort M3 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts.	51
Abbildung 35: Boxplots der gemessenen Zuflusskonzentrationen differenziert nach gelöster und gesamter von Metallfraktion für jeden Standort.	54
Abbildung 36: Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an allen drei Standorten. Die Unterteilung in Spalten erfolgt nach Element und die Unterteilung in Zeilen nach Standort. Die gestrichelte Linie markiert den Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999). Für Cd, Cr und Pb sind die Prüfwerte nicht dargestellt, da sie außerhalb des dargestellten Wertebereichs liegen.	57
Abbildung 37: Boxplots für Sickerwasser- und nach S4-Elution ermittelte Eluatkonzentrationen je Standort. „*“ markieren signifikant unterschiedliche Mittelwerte zwischen S4 und Sickerwasser. ...	60
Abbildung 38: Bewertung der Sickerwasserkonzentrationen anhand der Prüfwerte der BBodSchV (1999). Werte im blauen Bereich liegen unterhalb, Werte im roten Bereich oberhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (1999). Zur verbesserten Anschaulichkeit ist die Y-Achse logarithmisch skaliert.	61
Abbildung 39: Vergleich der mittels HYDRUS 1-D simulierten und beobachteten Bodenfeuchte für den Standort M1 für unterschiedliche hydraulische Anschlussverhältnisse.	63
Abbildung 40: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M1. Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.	64
Abbildung 41: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M2 – Messpunkt 1 (einlassnaher Punkt). Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.	65
Abbildung 42: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M2 – Messpunkt 2 (einlassferner Punkt) für das Jahr 2019. Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.	65

- Abbildung 43: Simulierter Bodenwasserhaushalt des Standortes M1 für die die Jahre (a) 2018 und (b) 2019. „IN“, „SE“ und „ET“ kennzeichnen Infiltration, Evapotranspiration und Sickerwasser. Die gestrichelte Linie veranschaulicht die Summe des im Bodenprofil gespeicherten Wassers. Positive Werte bedeuten Wasserflüsse in das Bodenprofil und umgekehrt für negative Werte.66
- Abbildung 44: Simulierter Bodenwasserhaushalt des Standortes M2 für die die Jahre (a) 2018 und (b) 2019 am einlassnahen Messpunkt sowie (c) für 2019 am einlassfernen Messpunkt. „IN“, „SE“ und „ET“ kennzeichnen Infiltration, Evapotranspiration und Sickerwasser. Die gestrichelte Linie veranschaulicht die Summe des im Bodenprofil gespeicherten Wassers. Positive Werte bedeuten Wasserflüsse in die Bodenprofile und umgekehrt für negative Werte.....67
- Abbildung 45: Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen am Standort M1. Simulationsergebnisse sind jeweils für die Verwendung der Henry Isotherme (lineare Sorption, „KH“) und der Freundlich Isotherme (nichtlineare Sorption, KF) dargestellt. Der gelb hinterlegte Bereich und die gestrichelte Linie markieren Spannweite und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen.68
- Abbildung 46: Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen am Standort M2. Simulationsergebnisse sind jeweils für die Verwendung der Henry Isotherme (lineare Sorption, „KH“) und der Freundlich Isotherme (nichtlineare Sorption, „KF“) dargestellt. Der gelb hinterlegte Bereich und die gestrichelte Linie markieren Spannweite und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen. Alle dargestellten Werte beziehen sich ausschließlich auf den einflussnahen Messpunkt.....69
- Abbildung 47: Berechnete und simulierte jährliche Schwermetallfrachten der Standorte M1 und M2. „Messung“, „KH“ und „KF“ beschreiben die Szenarien S1, S2 und S3. Maximale jährlich zulässige Frachten nach BBodSchV (1999) markiert die gestrichelte Linie. Für M2 -Punkt 2 wurden ausschließlich bodenhydrologische Simulation für 2019 durchgeführt. Alle anderen fehlenden Balken zeigen Werte an, die zu klein sind, um sichtbar zu sein.70
- Abbildung 48: Henry Isothermen für den Standort M1. Die Daten für die Horizonte 1 und 2 sind übernommen aus Kübler (2016). Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.84
- Abbildung 49: Freundlich Isothermen für den Standort M1. Die Daten für die Horizonte 1 und 2 sind übernommen aus Kübler (2016). Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.85
- Abbildung 50: Henry Isothermen für den Standort M2. Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.86
- Abbildung 51: Freundlich Isothermen für den Standort M2. Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.87
- Abbildung 52: Paarplot der Schwermetallgehalte und Glühverlust am Standort M2 als Resultat der räumlichen Kartierung. „Oben“ entspricht einer Tiefe von 0-5 cm, „Mitte“ dem darunterliegenden Sediment bis zum Übergang des ursprünglichen Bodensubstrat „Unten“88

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stand des Wissens: F+E Vorhaben sowie nationale Studien und Gutachten zu verschiedenen Versickerungsanlagen.....	4
Tabelle 2: Akronyme der drei Untersuchungsstandorte und der entsprechenden Messpunkte. Im nachfolgenden Text werden die Akronyme einheitlich verwendet um auf den entsprechenden Standort/Messpunkt zu verweisen.	7
Tabelle 3: Festphasengehalte verschiedener Muldentiefen (Königswasser Extrakt). Werte mit dem Zeichen „<“ liegen unterhalb der vorgeschriebenen analytischen Bestimmungsgrenzen nach BBodSchV (1999). Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.	8
Tabelle 4: Festphasengehalte verschiedenerer Tiefen im Königswasser Extrakt bestimmt. Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.....	9
Tabelle 5: Festphasengehalte verschiedenerer Tiefen im Königswasser Extrakt bestimmt. Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.....	10
Tabelle 6: Mittelwerte und Standardabweichungen der Nachweisgrenze (NWG) und Bestimmungsgrenze (BG) für alle mittels ICP-OES analysierten Chargen an Wasserproben (Zulauf- und Sickerwasser). 18	
Tabelle 7: Auflistung und Kurzbeschreibung der durchgeführten Labormethoden.....	18
Tabelle 8: Angebotslösung bei verschiedenen Konzentrationsstufen der gelösten Schwermetalle.	20
Tabelle 9: Mualem-van Genuchten Parameter für die bodenhydrologische Parametrisierung.....	24
Tabelle 10: Parameter des reaktiven Stofftransports je Modell und Horizont. K_H [cm^3/mg] ist der lineare Henry-Koeffizient, K_F [$\text{cm}^3 \text{mg}^{-1}$] der Freundlich-Koeffizient und N [-] der Freundlich-Exponent....	25
Tabelle 11: Auf Basis der Stokes-Einstein-Gleichung berechnete Diffusionskoeffizienten der Schwermetallionen in Wasser.....	26
Tabelle 12: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M1. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.....	31
Tabelle 13: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M2. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.....	32
Tabelle 14: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M3. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.....	32
Tabelle 15: Zusammenstellung aller entnommenen Wasserproben an den drei Messstellen. Für die Standorte in NRW bezieht sich Punkt 1 auf den einlaufnahen und Punkt 2 auf den einlauffernen Punkt, weshalb die Anzahl Events zwischen beiden Punkten an einem Standort voneinander abweicht. Der Zulauf wird unterschieden nach gelöster (filtrierte Probe) und gesamter (Säureaufschluss mit HNO_3) Konzentration an Metallen.	45

Tabelle 16: Statistische Kenngrößen der gemessenen Zuflusskonzentrationen (gelöst und gesamt).....	53
Tabelle 17: Spannbreite der Schwermetallkonzentrationen im Niederschlagsabfluss für typische Nutzungstypen nach Göbel et al., 2007 in $\mu\text{g l}^{-1}$	55
Tabelle 18: Statistische Kenngrößen der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen (Messpunkte 1 und 2 sowie Messpunkt 3 bei Standort M1 als Sickerwasserkonzentration im Rigolenabfluss).....	58
Tabelle 19: Mittlere Konzentrationen aller untersuchten Metalle im Sickerwasser und Zufluss. Aus dem Verhältnis beider Größen wurde die Retentionsleistung für jedes Element und jeden Standort berechnet.....	60
Tabelle 20: Tatsächlich vorliegende Schwermetallkonzentration der Konzentrationsstufen, Laborsession 1.	84
Tabelle 21: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M1. Zellen mit „n.b.“ markieren eine fehlende Probennahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten.	89
Tabelle 22: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M2. Zellen mit „n.b.“ markieren Werte unterhalb der Nachweisgrenze oder eine fehlende Probennahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten. Am Messpunkt 1 wurde aufgrund der punktuellen Beschickung nicht durch jedes Regenevent eine Tiefenversickerung ausgelöst, weshalb bei ca. der Hälfte der Events nur am Messpunkt 1 eine Beprobung erfolgte.	92
Tabelle 23: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M3. Zellen mit „n.b.“ markieren eine fehlende Probennahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten. Am Messpunkt 1 wurde aufgrund der punktuellen Beschickung nicht durch jedes Regenevent eine Tiefenversickerung ausgelöst, weshalb bei ca. der Hälfte der Events nur am Messpunkt 1 eine Beprobung erfolgte.	96
Tabelle 24: Repräsentative mittlere Konzentrationen von 22 Stoffen von Oberflächenabflusstypen nach Göbel et al. (2007), verändert.	100

Abkürzungsverzeichnis

Ar	Arsen
BFI	Blattflächenindex
BG	Bestimmungsgrenze
Cd	Cadmium
CDE	Konvektions-Dispersions Gleichung
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
EDTA	Ethylenediaminetetraaceticssäure
GSM	Global Sytem for Mobile Communications
GV	Glühverlust
Hg	Quecksilber
ICP-OES	Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
KGE	Kling-Gupta Efficiency (Gupta et al, 2009), Gütemaß zur Beurteilung von Modellergebnissen
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LEIREV	Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Elektrische Leitfähigkeit
M1	Standort 1
M2	Standort 2
M3	Standort 3
MAE	Mittlerer Absolute Fehler, Gütemaß zur Beurteilung von Modellergebnissen
MULNV	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Ni	Nickel
NWG	Nachweisgrenze
OB	Oberboden
P1	Messpunkt 1
P2	Messpunkt 2
Pb	Blei
UB	Unterboden
UG	Untergrund
Zn	Zink

1 Aufgabenstellung

Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsanlagen mit der Versickerung über einen bewachsenen Bodenkörper wie Mulden sind seit über 20 Jahren Stand der Technik und werden im ländlichen wie urbanen Raum vielfach eingesetzt. Sie bieten gegenüber der Ableitung und der Versickerung über Rigolen eine Vielzahl von ökonomischen und ökologischen Vorteilen. Dazu zählt neben der Stabilisierung des Wasserhaushalts durch den Rückhalt, die Versickerung und Reinigung von Regenwasser auch die Verdunstung, die sich kühlend auf die Umgebung auswirkt. Somit zeichnen sich bewachsene Mulden ebenfalls als wichtiger Baustein zur Anpassung an den Klimawandel aus, vor allem im städtischen Bereich.

Während die technische Ausführung dieser Anlagen bei ihrem Neubau klar geregelt ist, gibt es nur wenig systematische Erkenntnisse bezüglich der Funktionserfüllung von langfristig betriebenen Anlagen. Unsicherheiten gibt es vor allem bezüglich der Belastung und des Schadstoffrückhalts hinsichtlich der Einhaltung der Prüfwerte für Sickerwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) und der weiterführenden Geringfügigkeitsschwellenwerte der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2016). Bei Erschließungs- und Entwässerungsplanungen werden bei Dimensionierung und angenommenen Lebensdauern von Mulden oftmals hohe Sicherheitsabschläge angesetzt. Daher kommt es in der planerischen Praxis bei der Bewertung und Auswahl gemäß den Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen nach der LAWA (DWA, 2012) oftmals zum Ausschluss. Zentrale Ableitungsvarianten werden aufgrund höherer Planungssicherheit in der Folge trotz ökologischer und ökonomischer Nachteile vorgezogen. Seitens der kommunalen Straßenbauverwaltung werden zudem häufig Gefährdungspotenziale für das Grundwasser angeführt, deren Relevanz bisher nicht abschließend geklärt ist.

Um die Ausführung von Mulden weiter voranzutreiben, abzusichern und zu einer Verbesserung der Planungssicherheit beizutragen, bedarf es daher einer systematischen Aufnahme und Bewertung langfristig betriebener Versickerungsmulden. Im Rahmen des Vorgängerprojekts LEIREV (Leistungsfähigkeit und Zustand langfristig betriebener dezentraler Regenversickerungsanlagen) (Kluge et al. 2016) hat sich gezeigt, dass der hydraulische Zustand langfristig betriebener Regenversickerungsanlagen, bis auf wenige Ausnahmen, der geplanten und genehmigten Infiltrationsleistung entspricht. Allerdings hat dieses Projekt zum Teil erhöhte stoffliche Belastungen im Muldensubstrat aufgedeckt. Diese Erkenntnis wirft die Frage nach der Qualität von Sickerwasser nach der Passage von Versickerungsmulden auf. Im Falle einer negativen Beeinflussung von Sickerwasser stellt sich als weitere Frage, ob und wie dieser Beeinträchtigung entgegnet werden kann.

Im Rahmen von KONVERT wurden deshalb vier Versickerungsmulden mit Betriebszeiten von über 20 Jahren hinsichtlich ihres Austragsrisikos für Schwermetalle näher untersucht.

Für diese Forschungsfrage wurden spezielle Sickerwassermonitoringanlagen entwickelt und aufgebaut. Diese ermöglichten eine kontinuierliche Beprobung von Sickerwasser nach der Passage des belebten Oberbodens, um so die mobile Schwermetallfraktion im Muldensubstrat, bzw. unterhalb des technischen Bauwerks Mulde qualitativ abzuschätzen zu können. Ergänzt wurde diese Beprobung mit der Erfassung und Messung der Schwermetallkonzentrationen in den Muldenzuläufen sowie der Kartierung räumlicher Schwermetallgehalte im Muldensubstrat. Zusätzlich zu den Feldexperimenten wurde eine Modellierungsstudie durchgeführt, um einerseits den Bodenwasserhaushalts von Versickerungsmulden zu bilanzieren und andererseits die Frage zu beantworten, ob beobachtete Sickerwasserkonzentrationen anhand von Stofftransportsimulationen realistisch wiedergegeben werden.

2 Stand der Forschung

2.1 National

Der Stand des Wissens und der Technik für Anlagen mit Versickerung von Niederschlagsabfluss über den belebten Bodenkörper (Mulden) ist durch verschiedene Studien und F+E Vorhaben dokumentiert. Dabei wurden hauptsächlich die hydraulische Leistungsfähigkeit, z. T. aber auch die stoffliche Situation einzelner Anlagen begutachtet. Allerdings stammen diese Studien vornehmlich aus den 90er Jahren (Tabelle 1). Viele Untersuchungen und Aussagen beziehen sich zudem auf Anlagen mit nur kurzer Betriebszeit (<5 Jahre). Mit dem F+E Vorhaben „Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen“ (LEIREV) im Rahmen von ResA (Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW), das sich der grundlegenden Bestandsaufnahme von Regenwasserversickerungsanlagen mit einem Alter >10 Jahren widmete, liegt nun eine aktuelle Bestandsaufnahme der hydraulischen und stofflichen und betrieblichen Situation von langjährig betriebenen Versickerungsanlagen vor. In anderen Bundesländern fanden ebenfalls Untersuchungen an Mulden statt. In Berlin entwickelte das BMBF geförderte F+E Vorhaben KURAS (06/2013 bis 05/2016) neue Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme.

Im Projekt LEIREV wurden dazu eine Vielzahl von Anlagen hinsichtlich des Betriebes sowie quantitative und qualitative Parameter untersucht (Kluge et al. 2016). Dadurch wurde ein weiterer Beitrag zur Erweiterung des Wissensspektrums geleistet. Allerdings tauchten dort Fragen bezüglich der Verteilung des Abflusswassers auf der Fläche und Sickerwasserqualität unterhalb der Anlagen und der Funktionsfähigkeit von langjährig betriebenen Rigolen Systemen auf. Diese Fragen konnten im Zuge von LEIREV nicht beantwortet werden, weisen jedoch eine sehr hohe Praxisrelevanz auf.

Detaillierte Untersuchungen der stofflichen Belastung im Muldensubstrat und Bodenwasser wurden vor allem für Straßenbegleitböden sowie dem dazugehörigen Niederschlagsabfluss durchgeführt (Horstmeyer et al. 2018, Wessolek und Kluge 2012, Werkenthin et al. 2014). Bezüglich der Belastung im Muldensubstrat zeigen alle Studien klar erhöhte Werte in unmittelbarer Nähe zum Zulauf, die mit steigender Entfernung jedoch rasch abnehmen und bereits nach 5 bis 10 m unauffällige Gehalte erreichen. Untersuchungen von Metallkonzentrationen im Sickerwassers zeigen keine Überschreitungen der Prüfwerte nach BBodSchV (1999) – allerdings kann aufgrund der hohen hydraulischen Frachten nicht ausgeschlossen werden, dass erhöhte Stofffrachten in Richtung Grundwasser transportiert werden (Werkenthin et al. 2014). Für Dachabflüsse wurden ebenfalls stark erhöhte Belastungen im Einlaufbereich festgestellt – insbesondere für Zink – und lokale ausgeschöpfte Sorptionspotentiale im Oberboden (Kluge et al. 2016, Rommel 2019).

Daraus lässt sich ein erhöhtes Risiko einer Grundwasserkontamination vermuten, was allerdings nur durch Qualitätsanalysen realer Sickerwässer sicher festgestellt werden kann.

Tabelle 1: Stand des Wissens: F+E Vorhaben sowie nationale Studien und Gutachten zu verschiedenen Versickerungsanlagen.

Kurzname	Jahr	Art der Fläche		Versickerungssystem	Untersuchung/Weiteres
UBA-Projekt Hoppegarten	1992 - 1998	160 ha großes Gewerbegebiet	Ge-	Mulden-Rigolen-System	Quantitative und qualitative Untersuchungen
DBU-Projekt Schönow	1992	Erschließungsstraße		Mulden-Rigolen-Systeme	Bau und quantitative Untersuchungen
Schüngelberg-Siedlung	1995	Wohnsiedlung mit Straße	mit	Mulden-Rigolen-systeme	Bau sowie quantitative und qualitative Untersuchungen
Schüngelberg-Siedlung	1998	Wohnsiedlung mit Straße	mit	Mulden-Rigolen-Systeme	Quantitative und qualitative Untersuchungen
BMBF OPTI-WAK	1999	u. a. Kindergarten		Mulden-Rigolen-Systeme	Bau und quantitative Untersuchungen
Rummelsburg	1998 - 2000	Innerstädtisches Wohngebiet mit Straße	mit	Mulden-Rigolen-Systeme	Quantitative und qualitative Untersuchungen
Leitfaden MKULNV	2001	diverse		Leitfaden zu Wartung und Pflege von naturnahen regenwasserversickerungsanlagen	
Dezentrale Versickerung in Lehmböden	2005	Wohnsiedlung		Mulden-Rigolen-System	Quantitative und qualitative Untersuchungen
KURAS	2013 - 2016	-		Konzepte verschiedener Anlagen	Konzeptuntersuchung, quantitativ
LEIREV	2014 - 2016	Verschiedene Flächentypen	Flä-	Mulden, Mulden-Rigolen-Systeme	Betrieb, quantitative und qualitative Untersuchungen

2.2 International

Im internationalen Vergleich sind vor allem Studien aus den USA, Frankreich, Australien und Skandinavien zu finden. Diese befassen sich häufig mit Fragen der Infiltrationsleistung und der Kolmation, einige mit der Schadstoffakkumulation, bzw. der Schadstoffretention. Die Ergebnisse können in der Regel jedoch nicht übertragen werden, da sich die Systeme zum Teil sehr stark von den in der BRD umgesetzten Anlagen unterscheiden. International werden zwar ebenfalls häufig Mulden/Rigolen Systeme konstruiert und umgesetzt, diese sind in der Regel aber mit Mulch abgedeckt und zudem mit Sträuchern bepflanzt (Dietz und Clausen 2006, Achleitner et al. 2007, Li und Davis 2008, Jones und Davis 2013). Darüber hinaus sind solche Anlagen häufig gefasst und haben damit eine undurchlässige Schicht im Untergrund, weshalb Sickerwasser wesentlich einfacher untersucht werden kann. International gibt es keine einheitliche Nomenklatur für Versickerungsanlagen. Generell werden Ansätze für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung unter dem Begriff „Sustainable Drainage Systems“, kurz SuDS, zusammengefasst (Fletcher et al. 2015). Erfolgt die Versickerung über die belebte Bodenzone werden solche Systeme üblicherweise als „Bioretention System“ oder „Rain Gardens“ bezeichnet, wobei letztere üblicherweise gärtnerisch gestaltet werden und häufig auch als Ästhetische Begrünungselemente eingesetzt werden. Auch hier zeigt sich bisher, dass die Frage nach dem idealen Aufbau, Bewirtschaftung, Bepflanzung, Art der Beschickung und Langzeitverhalten nicht abschließend geklärt sind (Davis et al. 2009, Liu et al. 2014, Tedoldi et al. 2016).

Analysen der Belastung im Muldensubstrat zeigen ebenfalls klare Belastungsschwerpunkte die sich punktuell um den Zulaufpunkt konzentrieren (Tedoldi et al. 2017). Vertikale Metallgehalte im Muldensubstrat zeigen stark erhöhte Gehalte im Oberboden die in den meisten Fällen aber bereits nach 10 cm stark abnehmen und im Bereich 30 bis 40 cm unbedenkliche Werte erreichen (Tedoldi et al. 2016). Allgemein wurden für einen Großteil der Anlagen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung eine Reinigungsleistung von 50 bis 99 % festgestellt (Kabir et al. 2014). Als wichtigste Mechanismen der Regenwasserreinigung sind die Filterung und Sorption zu betrachten, die durch eine Vielzahl an biotischen und abiotischen Umweltfaktoren wie Temperatur, Bodenchemismus, Feucht-trocken Perioden, Laufzeit und Aufnahme durch Pflanzen beeinflusst werden (LeFevre et al. 2015). Unklarheit herrscht allerdings darüber welche Faktoren wann und wo überwiegen, da Laborexperimente zum Teil widersprüchliche Ergebnisse liefern.

2.3 Schwermetalltransport in Böden

Allgemein wird das Risiko einer Grundwasserverunreinigung durch mit Schwermetallen belastete Böden anhand von Elutionsversuchen abgeschätzt. Deren einfache Anwendung rechtfertigt den breiten Einsatz von Elutionsversuchen, allerdings haben solche Analysen nur eine begrenzte Aussagekraft, weil zeitliche Schwankungen des Bodenmilieus vernachlässigt werden (Öberg und Bergbäck 2005). Änderungen des pH-Wertes, Redoxpotential, Ionenstärke und der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) – um nur einige Bodenparameter zu nennen – beeinflussen die

Mobilität von Schwermetallen in Böden wesentlich (Bradl 2004, Charlatchka und Cambier 2000, Chuan et al. 1996, Kabala et al. 2014, Zia et al. 2018).

Obwohl an die Bodenmatrix adsorbierte Metalle unter neutralen pH-Werten traditionell als fixiert betrachtet werden (Bradl 2004), ist diese Bindung reversibel und kann durch Änderungen des Bodenmilieus (LeFevre et al. 2015), Mähen (Leroy et al. 2017), oder durch die Anwesenheit kompetitiver Ionen durch den Einsatz von Enteisungsmitteln (Bäckström et al. 2004b) aufgehoben werden. Darüber hinaus kann sich der Festphasengehalt mit der Zeit ändern. Insbesondere in urbanen Gebieten gibt es viele diffuse Metallquellen als typische Emissionen von Straßenverkehr (Harrison und Thorpe 2008; Huber et al. 2016, Kayhanian et al. 2012), Metalldächern (Gromaire et al. 2002, Kumpiene et al. 2017) und straßenbegleitenden Strukturen (Bertling et al. 2006) und allgemein als Luftdeposition (Hernandez et al. 2003, Wong et al. 2006). Zusätzlich können Cocktails, die aus mehreren Metallen bestehen und in den Bodenkörper eingetragen werden andere Metalle als konkurrierende Kationen mobilisieren (z.B. Montalvo und Smolders 2019).

In mehrere Studien wurde der Transport von Schwermetallen im Bodenkörper anhand von Säulenexperimente untersucht (Fang et al. 2017, Gülbaz et al. 2015, Y.-J. Kim et al. 2008, Knight et al. 1998). Nur wenige Studien haben dagegen Metallkonzentrationen in situ untersucht, also im „realen Sickerwasser“. Trowsdale und Simcock (2011), Kluge et al. 2014 und Werkenthin et al. (2016) verwendeten Lysimeter zur Untersuchung der Metallretention auf dem Feldmaßstab. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei der partikulären Metallfraktion aufgrund doppelt so hoher Belastungen im Vergleich zur gelösten Fraktion, wie Werkenthin et al. (2016) zeigen. Moreno-Jiménez et al. (2011) haben Porenwasser für eine Reihe kontaminierter und nichtkontaminierter Standorte mittels aktiver Probennahmegeräte extrahiert und damit gezeigt, dass dies Methode für die Risikoabschätzung einer Grundwasserbeeinträchtigung anwendbar ist. Allerdings sollte die Methode mindestens über ein Jahr hinweg durchgeführt werden, um saisonale von standortspezifischen Gegebenheiten zu trennen (Moreno-Jiménez et al., 2011). Kabala et al. (2014), Kluge und Wessolek (2012) sowie Zia et al. (2018) haben über einen längeren Zeitraum (>1 Jahr) Bodenlösung mittels aktiven Probennahmegeräten untersucht mit dem Ergebnis klarer, raumzeitlicher Muster der Metallmobilität. Dabei korreliert die Sickerwasserkonzentration der Metalle hauptsächlich mit dem pH-Wert des Bodenporenwassers. Kabala et al. (2014) identifizierten darüber hinaus einen Effekt des DOC-Gehalts auf die Metallverlagerung. Außerdem fanden Zia et al. (2018) einen klaren Zusammenhang zwischen Metallkonzentrationen im Porenwasser und Glühverlust (GV) sowie Festphasengehalt, obwohl sich letzterer auf das Element Pb beschränkt.

3 Methodik und Vorgehensweise

3.1 Messstellen

3.1.1 Auswahl der Messstandorte

Insgesamt wurden drei Standorte für die Errichtung der Messstellen ausgewählt. Da der Nutzungstyp im Einzugsgebiet von Versickerungsmulden zu charakteristischen Schadstoffbelastungen im Muldenzulauf führt, erfolgte die Standortauswahl unter Berücksichtigung des Hauptnutzungstyps im Einzugsgebiet. Diese lassen sich grob einteilen in:

- 1) Straßenabläufe (Wohngebiet, DTV <2000 Kfz d⁻¹)
- 2) Abläufe von Flächen mit gewerblicher Nutzung
- 3) Dachabläufe

Für die beiden restlichen Hauptnutzungstypen wurden eine Vorauswahl auf Basis der im Vorgängerprojekt LEIREV erhobenen Boden- und Nutzungsparameter getroffen. Die endgültige Auswahl der Standorte erfolgte gemeinsam mit den fachlichen Betreuern seitens des LANUV bei dem Kick-off Termin am 25.01.2018. Tabelle 2 fasst die ausgewählten Standorte und entsprechende Akronyme für die Zuweisung im Text zusammen. Im folgenden Kapitel werden die Standorte der Messstellen kurz charakterisiert.

Tabelle 2: Akronyme der drei Untersuchungsstandorte und der entsprechenden Messpunkte. Im nachfolgenden Text werden die Akronyme einheitlich verwendet um auf den entsprechenden Standort/Messpunkt zu verweisen.

Bezeichnung	Standort/Eigenschaften
M1	Raum Berlin, zwei Messpunkte M1-P1 und M1-P2
M2	Nördliches Ruhrgebiet, zwei Messpunkte M2-P1 und M2-P2
M3	Zentrales Ruhrgebiet, zwei Messpunkte M3-P1 und M3-P2

3.1.2 Standortcharakterisierung

3.1.2.1 Standort M1

Für den Hauptnutzungstyp 1) wurde die bereits im F+E Antrag skizzierte Versickerungsmulde im Raum Berlin ausgewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich um ein Mulden-Rigolen-System entlang einer öffentlichen Straße, welches 1998 in Betrieb genommen wurde. Die Anlage liegt in einem verkehrsberuhigten Neubaugebiet, welches Mitte der 90er Jahre entstand. Die ca. 42 m² große Mulde ist laut Planunterlagen an 649 m² versiegelter Fläche angeschlossen, womit sich ein Anschlussverhältnis von 15,5:1 ergibt. Der Zulauf des Regenwassers fließt einerseits vom Gehweg und andererseits von der Straße flächig in die Mulde (Abbildung 1). Die Schwermetallbelastung ist in Tabelle 3 dargestellt. Die Werte stammen aus dem Vorgängerprojekt LEIREV welche 2014 gemessen wurden (Steckbrief 1a).



Abbildung 1: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im Raum Berlin für den Hauptnutzungstyp Straßenabflüsse im Wohnbereich (M1). Niederschlagsabfluss wird flächig von der angrenzenden Straße (rechte Bildseite) und dem Gehweg (linke Bildseite) eingeleitet.

Tabelle 3: Festphasengehalte verschiedener Muldentiefen (Königswasser Extrakt). Werte mit dem Zeichen „<“ liegen unterhalb der vorgeschriebenen analytischen Bestimmungsgrenzen nach BBodSchV (1999). Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

Tiefe	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
(cm)	(mg kg ⁻¹)						
0-10	< 5	23	0,4	< 5	17	5	79
10-15	< 5	26	0,5	< 5	17	5	67
15-30	< 5	25	0,5	< 5	16	5	57

3.1.2.2 Standort M2

Für den Hauptnutzungstyp 2) wurde die Versickerungsmulde eines Logistikunternehmens in NRW ausgewählt. Auf der zu entwässernden Fläche werden vorrangig Rangierarbeiten durchgeführt, insbesondere durch Gabelstapler und Schwerlastverkehr. Der anfallende Niederschlagsabfluss wird über Schacht- bzw. Schlitzrinnen gesammelt und über punktuelle Einlässe in die Versickerungsmulde eingeleitet (Abbildung 2). Zusätzlich befindet sich ein großer Gebäudekomplex des Unternehmens auf dem Gelände, dessen Dachabfluss ebenfalls punktuell in die Mulde geleitet wird. Insgesamt ist der etwa 140 m² großen Mulde somit eine abflusswirksame Fläche von 2540 m² angeschlossen, woraus sich ein Anschlussverhältnis von 18,4:1 ergibt. Die Versickerungsmulde wurde 1995 fertiggestellt und in Betrieb genommen.



Abbildung 2: Versickerungsmulde (M2) im nördlichen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Gewerbe. Die Mulde wird über einen punktuellen Zulauf beschickt (rechter Bildrand).

Die Schwermetallbelastung der Mulde ist in Tabelle 4 dargestellt. Die Werte stammen aus dem Vorgängerprojekt LEIREV (Steckbrief 21c).

Tabelle 4: Festphasengehalte verschiedenerer Tiefen im Königswasser Extrakt bestimmt. Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

Tiefe	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
(cm)	(mg kg ⁻¹)						
0-25	4,1	130	1,5	57	160	39	1700
25-45	2,8	30	0,4	16	20	5	160

3.1.2.3 Standort M3:

Für den Hauptnutzungstyp 3) wurde die Versickerungsmulde eines Kleingewerbes ausgewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich ebenfalls um ein Mulden-Rigolen-System, das 1995 in Betrieb genommen wurde und über welches Dachabläufe sowie in geringem Umfang Abfluss von Parkplätzen versickert werden (Abbildung 3). Die Anlage ist in etwa 257m² groß und hat bei einer angeschlossenen Dachfläche von 1800m² ein Anschlussverhältnis von 7:1.

Die Stoffliche Belastung mit Schwermetallen ist in Tabelle 5 dargestellt. Die Werte stammen aus dem Vorgängerprojekt LEIREV (Steckbrief 9b).

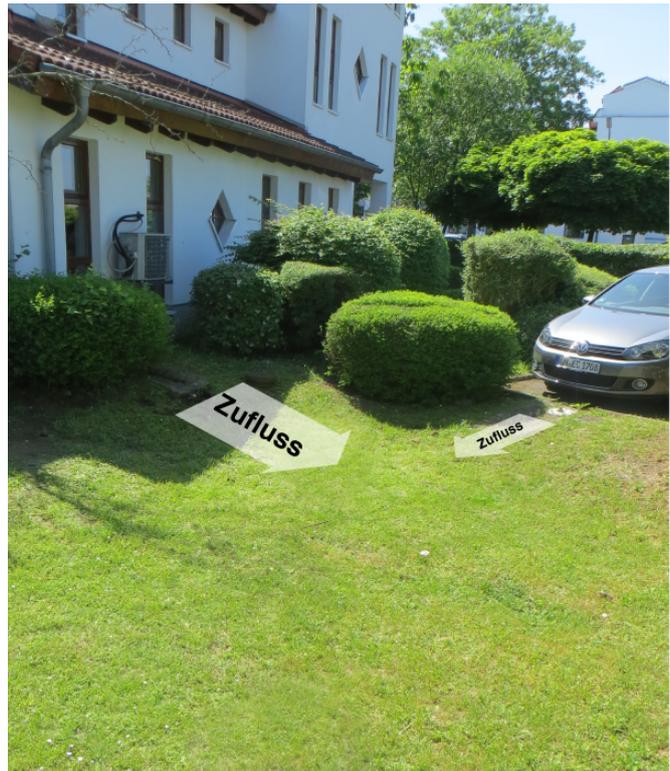


Abbildung 3: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im zentralen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Dachabflüsse (M3). Die Mulde wird punktuell mit Dachabläufen (rechter Bildrand) und in geringem Umfang mit Abläufen des Parkplatzes (linker Bildrand) beschickt.

Tabelle 5: Festphasengehalte verschiedenerer Tiefen im Königswasser Extrakt bestimmt. Überschreitungen der Vorsorgewerte (entsprechend der Bodenart Sand) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

Tiefe (cm)	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	(mg kg ⁻¹)						
0-8	4,1	21	0,2	20	22	24	87
8-10	5,6	12	0,1	28	26	38	42
10-20	6,3	10	0	29	28	38	36
20-30	7	10	0	30	26	40	36

3.1.3 Konzeption der Messstellen

3.1.3.1 Grundsätzliche Überlegungen

Der Fokus der Monitoringversuche an den Muldenmessstellen lag auf dem Sammeln von Sickerwasser in situ, d. h. im Boden nach Passage des belebten Oberbodens. Der Übergang von belebtem Oberboden zu Unterboden wurde als Ort der Beprobung ausgewählt, weil innerhalb dieser Bodenzone die wesentlichen Speicher- und Umwandlungsprozesse von eingeleiteten Schadstoffen stattfinden. Für das Sammeln des Sickerwassers werden Saugkerzen verwendet (Abbildung 4). Um statistisch belastbare Aussagen zu erhalten, erfolgte das Sammeln von Bodenwasser pro Messstelle an zwei unterschiedlichen Punkten mit jeweils fünf Wiederholungen, also mit insgesamt zehn Saugkerzen pro Messstelle. An diese Saugkerzen wurde ein Unterdruck angelegt, wodurch Wasser aus dem Boden in ein Sammelgefäß extrahiert werden konnte. Die Höhe des Unterdrucks und über welchen Zeitraum Unterdruck angelegt wurde, bestimmte dabei maßgeblich, welche „Art“ von Bodenwasser gesammelt wurde.

Bei sehr hohem Unterdruck (>600 hPa), wird sogenanntes Matrixwasser gesammelt, das heißt Wasser, welches fest an den Boden gebunden ist und nicht zur Versickerung beiträgt. Deshalb wurde die Messstelle so konzipiert, dass der Unterdruck an den Saugkerzen diskontinuierlich und mit definiertem Druck angelegt werden konnte. Diskontinuierlich bedeutet in diesem Fall, dass der Unterdruck erst angelegt wird, wenn die Bodenfeuchte den Bodenfeuchtwert bei Feldkapazität (Bodenwassergehalt, den der Boden entgegen der Schwerkraft über einen längeren Zeitraum halten kann) übersteigt und somit das infiltrierende Wasser in tiefere Bodenschichten sickert. Die Höhe des Unterdrucks wurde dabei so gewählt, dass das Matrixpotential des Bodens nur gering überschritten wird, gleichzeitig aber hoch genug war, um Sickerwasser aus dem Boden zu extrahieren. Beide Überlegungen sind wichtig, weil dadurch hauptsächlich Sickerwasser gesammelt wird. Dadurch sind spätere Rückschlüsse plausibel, wenn es um die Abschätzung einer potenziellen Gefährdung von Grundwasser durch langjährig betriebene Regenversickerungsmulden geht.

Für die Regelung der Messstellen wurde ein GSM-Modul (Global System for Mobile Communications) verwendet. Dies hatte mehrere Vorteile:

- 1) Volle Kontrolle über jede Messstelle (Messparameter können jederzeit per SMS abgerufen werden).
- 2) Im Notfall konnte jede Messstelle aus der Ferne deaktiviert werden (beispielsweise bei Fehlfunktionen).
- 3) Sobald Sickerwasser gesammelt wurde, erfolgte eine Benachrichtigung per SMS. Dadurch konnten die Proben zeitnah und gegebenenfalls pro Event abgeholt und analysiert werden.

Zur Entwicklung des Messstellenkonzeptes und zum Testen, wurde als Zwischenschritt vor der Feldinstallation ein Messstellenprototyp im Labor unseres Fachgebietes aufgebaut (Abbildung 5). Mit diesem Prototyp wurden verschiedene Testläufe gefahren, um das Messkonzept unter realen Bedingungen zu überprüfen. Zusätzlich wurde die Messtechnik entsprechend kalibriert.

Neben der Funktion der Messstellen war ein wichtiger Punkt, wie die Messtechnik vor Witterungseinflüssen, Diebstahl und Vandalismus geschützt werden kann. Da sich zwei von drei Anlagen im öffentlichen Raum befinden, mussten hier besondere Vorkehrungen getroffen werden.



Abbildung 4: Saugkerze zur Beprobung von Sickerwasser.



Abbildung 5: Prototyp der Messstelle. Links im Bild sind die Saugkerzen mit Bodenfeuchtesensoren zu sehen. In der Bildmitte befinden sich die Sammelgefäße für das Sickerwasser. Rechts im Bildhintergrund befindet sich die Vakuumpumpe mit dem GSM-Modul im Vordergrund zur Regelung und Fernüberwachung der Messstellen.

Gleichzeitig sollte der Eingriff in die Versickerungsmulde so gering wie möglich gehalten werden, um einerseits die Messung nicht zu beeinflussen und andererseits die Zustimmung seitens des Grundstückseigentümers zu erleichtern. Die Messinfrastruktur (Vakuumpumpe, Akku, GSM-Modul, Datenlogger) wurde daher am Rand jeder Versickerungsmulde in einem aufgestellten Verteilerkasten untergebracht. In der Mulde selbst wurden lediglich ein Bodenfeuchtesensor, Sammelgefäße und Saugkerzen installiert, mit einem Kanalgrundrohr (KG DN250) abgedeckt und mit einer im Boden verlegten Unterdruckleitung an die Vakuumpumpe im Verteilerkasten angeschlossen. Eine detaillierte Darstellung und Diskussion des entwickelten Messprinzips sind über die Publikation Reck et al. (2019) frei abrufbar. Abbildung 10, Abbildung 13 und Abbildung 16 veranschaulichen die fertig gestellten Messstellen aller drei Standorte.

3.1.3.2 Genehmigungen

Alle drei Messstellen stellen einen Eingriff in die Regenversickerungsanlage dar, weshalb eine Zustimmung des Grundstückseigentümers erforderlich war. Die Zustimmung zum Messstellenaufbau erfolgte von allen Grundstückseigentümern ohne Einschränkungen.

3.1.3.3 Aufbau

Pro Messstelle wurden an zwei Punkten jeweils fünf Saugkerzen installiert. Für den Typ Mulde mit flächigem Zulauf (Berlin) wurden beide Muldenpunkte am Sattelpunkt der Mulde mit etwa ca. 10 m Entfernung voneinander eingebaut.

Für den Typ Mulde mit punktuelltem Zulauf (NRW) wurde der erste Punkt in unmittelbarer Nähe zum Einlauf platziert und der zweite Punkt in ca. 10 m Entfernung vom Einlauf. Pro Punkt wurde eine Handschachtung ausgehoben und der Einbau der

Saugkerzen erfolgte radial um die Handschachtung mit einem Winkel von 45° (Abbildung 6) um präferentielles Fließen von der Oberfläche entlang den Saugkerzen zu verhindern. Die Einbautiefe wurde für jede Saugkerze individuell festgelegt (25 bis 40 cm unter Geländeoberkante), um sicherzustellen, dass sich die poröse Membran der Saugkerze an der Unterkante des Ah-Horizontes (Oberbodenhorizont) befindet (Abbildung 7). Abbildung 8 zeigt die Handschachtung nach Einbau der Saugkerzen – lediglich der Schlauch für Unterdruck und Bodenwasserextraktion sind noch zu sehen, die Saugkerzen selbst sind komplett im Muldensubstrat eingebaut. Jede Saugkerze wurde an ein Sammelgefäß angeschlossen, welches wiederum über eine Ringleitung mit der Vakuumpumpe verbunden ist (Abbildung 9). Die Verlegung der Druck- und Bodenfeuchtesensorleitung zwischen Verteilerkasten und Messpunkt erfolgte unterirdisch, in einer Tiefe von 10 cm. Alle drei Messstellen wurden nach dem beschriebenen Verfahren installiert. Für die beiden Messstellen in NRW wurde zusätzlich ein Regensmesser (Prinzip Kippwaage) in einem Meter über Geländeoberfläche installiert. Für den Standort Berlin werden die Daten von einem Regenschreiber der Berliner Wasserbetriebe in unmittelbarer Nähe der Messstelle genutzt.



Abbildung 6: Einbau der Saugkerzen mit definiertem Winkel. Dadurch wird eine einheitliche Einbautiefe der Saugkerzen bei schrägem Einbau sichergestellt.

Abbildung 7: Bohrkern aus Saugkerzeneinbau. Die Einbautiefe wurde so gewählt, dass sich die poröse Membran der Saugkerze an der Unterkante des Ah-Horizontes befindet.

Abbildung 8: Eingebaute Saugkerzen (pro Messpunkt fünf Saugkerzenparallelen) mit Handschachtung für Aufbewahrung der Sammelgefäße.

Abbildung 9: Abdeckung und Schutz der Handschachtung mittels PVC-Rohr. Ermöglicht das Sammeln und Aufbewahren der Bodenlösung unter bodenähnlichen Bedingungen.

Der Aufbau der ersten Messstelle M1 im Raum Berlin wurde am 31.01.2018 begonnen und am 14.02.2018 fertiggestellt (Abbildung 10, Abbildung 11 und Abbildung 12).



Abbildung 10: Fertiggestellte Messstelle am Standort Berlin (M1). P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 11: Fassung des Niederschlagsabflusses zur Beprobung der Stoffkonzentration im Zufluss (oben). Überleitung des abfließenden Wassers zum Sammelschacht (unten). Das Sammelgefäß befindet sich unter der perforierten Metallabdeckung zum Schutz vor Eintrag von Grobstoffen.



Abbildung 12: Messschacht zur Beprobung der Stoffkonzentration im Rigolenabfluss der gefassten Messmulde. Diese Messmulde schließt direkt an die Mulde mit Messstelle an (Ende der Mulde in Abbildung 10).

Der Aufbau der zweiten Messstelle M2 im nördlichen Ruhrgebiet erfolgte in dem Zeitraum 22.-24.02.2018 (Abbildung 13, Abbildung 14 und Abbildung 15).



Abbildung 13: Fertiggestellte Messstelle am Standort nördliches Ruhrgebiet (M2). Blick vom Einlaufpunkt (rechter Bildrand) in die Mulde. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 14: Standort M2. Blick zum Einlaufpunkt (Hintergrund Bildmitte) vom zweiten Messpunkt aus.



Abbildung 15: Ein Teil des Niederschlagsabflusses wird vom Einlaufpunkt abgeführt, in das PVC-Rohr geleitet und dort in einem Sammelgefäß gefasst, um die stoffliche Belastung im Zufluss zu untersuchen.

Der Aufbau der dritten Messstelle im zentralen Ruhrgebiet (M3) wurde am 24.02.2018 begonnen, konnte aber aufgrund des Bodenfrosts in diesem Zeitraum nicht vollständig aufgebaut werden. Die Fertigstellung erfolgte im Zeitraum 05.-06.04.2018 (Abbildung 16 und Abbildung 17).



Abbildung 16: Fertiggestellte Messstelle am Standort zentrales Ruhrgebiet (M3). Der Einlaufpunkt befindet sich am Ende der Dachableitung (rechter Bildrand) und am linken Bildrand. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 17: Einleitung der Dachabflüsse in die Mulde. In dem PVC-Rohr direkt unterhalb des gekrümmten Fallrohrs befindet sich ein Sammelgefäß für die Beprobung der stofflichen Belastung im Einlauf.

3.1.3.4 Betrieb der Messstellen

Die Beprobung der Stoffkonzentration im Sickerwasser erfolgte immer auf Eventbasis. Das heißt, wenn die Bodenfeuchte die Feldkapazität überschritt und folglich eine Tiefenversickerung des Niederschlagsabflusses stattfand, wurde Bodenwasser über einen Zeitraum von vier Stunden gesammelt. Das Probenvolumen pro Saugkerze wurde auf etwa 150 ml durch eine Wasser-Stoppmembrane begrenzt, um einheitliche Extraktionsvolumina für jede Saugkerze zu gewährleisten. Im Anschluss an die vier Stunden Extraktionsdauer wurde die Bodenwasserentnahme deaktiviert. Eine erneute Beprobung von Sickerwasser erfolgte erst wieder, wenn die Bodenwasserproben abgeholt wurden. Dadurch wurde eine Mischkontamination verschiedener Abflussereignisse verhindert. Gegen Ende der Projektlaufzeit wurden an dem Standort M2 nur noch vereinzelte, ausgewählte Regenereignisse beprobt da hier bereits früh die kalkulierte Probenanzahl erreicht wurde.

Wenn bei der Probenentnahme genug Bodenwasser vorhanden war, wurde pro Saugkerze ein Aliquot zur Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (EC) entnommen. Aus dem anderen Aliquot wurde pro Messpunkt aus allen fünf Kerzen eine Mischprobe für die Laboranalysen angefertigt. Bei nicht ausreichendem Probenmaterial wurde die pH/EC-Messung nicht durchgeführt und lediglich die Mischprobe für stoffliche Analysen erfolgte. Zusätzlich wurden bei jeder Abholung der Sickerwasserproben zwei Abflussproben entnommen.

Nach erfolgreicher Probenentnahme wurden alle Sammelgefäße mit zehnpromzentiger Spülsäure (HNO_3) und bidestilliertem Wasser gespült, um eventuell an das Sammelgefäß sorbierte Stoffrückstände zu lösen.

Alle Proben wurden bis zur vollständigen Analyse bei 4°C gelagert und mit einem Tropfen 65%iger HNO₃ (analysereine Qualität) angesäuert, um Umwandlungs- und Sorptionsprozesse zu unterbinden.

3.2 Transekt- und Detailkartierung der stofflichen Belastung

An der Messstation M1 wurde Ende Februar 2019 zwei Transekte quer zur langen Muldenseite mit je 8 Probepunkten (gestörte Mischproben) aus dem Oberboden (0 bis 10 cm Tiefe) beprobt. Das erste Muldentransekt lag 4,57 m von der Außenkante des Verteilerkastens aus in Richtung der Seite von Messpunkt 1 und das zweite Muldentransekt entsprechend 3,50 m in Richtung der Seite von Messpunkt 2. Der erste und letzte Probepunkt beider Transekte lagen jeweils 10 cm von der Muldenkante entfernt und die einzelnen Punkte 30 cm zueinander.

An der Messstation M3 wurde Ende Oktober 2018 vom Zulauf der Regenrinne in 0,5 m-Abständen ein Muldentransekt mit neun Punkten im Oberboden (0 bis 10 cm Tiefe) beprobt.

Ebenfalls Ende Oktober 2018 wurde an der Messstation M2 ein Tiefenprofil nahe des Messpunktes 1 (etwa 3,5 m vom Einlass entfernt, Abbildung 18) in einem 5 cm-Intervall bis zu einer Tiefe von 45 cm beprobt. Alle Bodenproben wurden nach BBodSchV (1999) auf Schwermetallgehalte (Ar, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) nach Königswasseraufschluss aufgeschlossen und anschließend analysiert.

3.2.1 Detailkartierung am Standort M2

Ende September 2018 wurde eine Detailkartierung der stofflichen Belastung im Bodensubstrat an der Messstation M2 vorgenommen. In einer Raster-Beprobung wurde in bis zu drei Tiefen an 58 Probepunkten Muldenproben genommen. Grundsätzlich wurde immer eine Probe vom Oberboden entnommen (0 bis 5 cm).

Nach über 20 Jahren Betrieb hat sich an den meisten Teilen der Beprobungsfläche der Mulde, insbesondere nahe dem Einlass, Sediment abgelagert. Je nach Mächtigkeit des Sediments wurden ein bis zwei Proben des Sediments entnommen, darunter der ursprüngliche Oberboden. Insgesamt wurden 148 Proben entnommen und die Schwermetallgehalte von Ar, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn nach Königswasseraufschluss mittels ICP-OES analysiert. Zusätzlich wurde der Glühverlust für jede Probe bestimmt. Des Weiteren wurde die Mächtigkeit jedes Punktes aufgenommen, um die Mächtigkeit des Sedimentes und des ursprünglichen Oberbodens zu ermitteln (jM-Horizont). In Abbildung 18 ist das Beprobungsschema der Detailkartierung dargestellt.

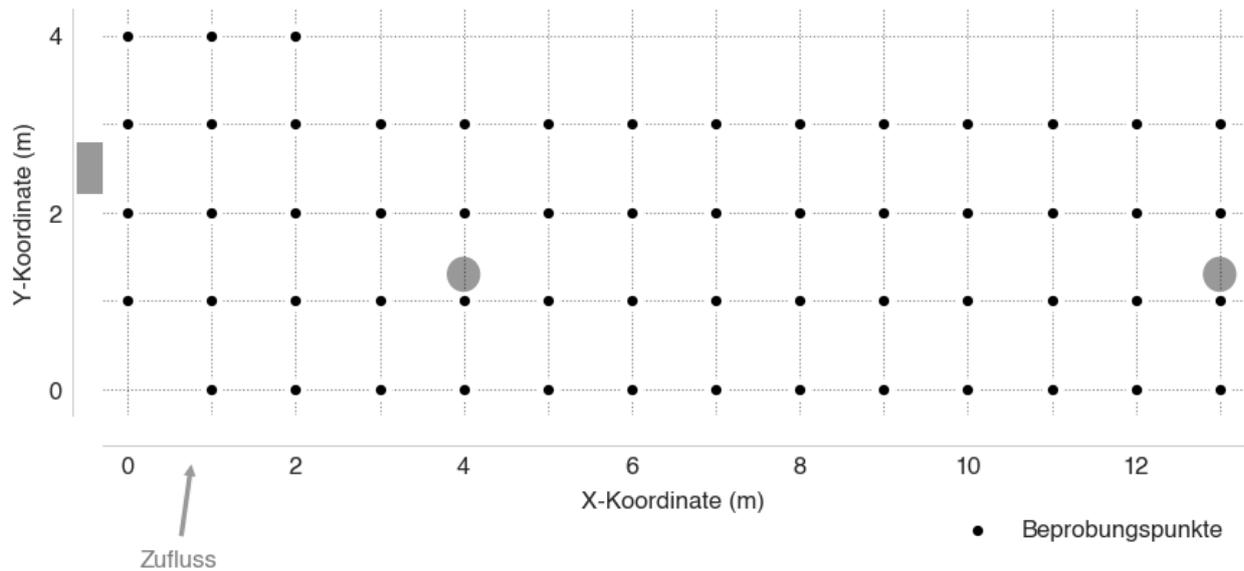


Abbildung 18: Schematische Darstellung der Probennahmepunkte für die Detailkartierung zur Bestimmung der räumlichen Schwermetallverteilung. Die grauen Punkte markieren die Messpunkte der Sickerwasserqualität, das graue Rechteck markiert das Bodenprofil der vertikalen Beprobung.

Ziel dieser rasterförmigen Schwermetallkartierung war es mittels räumlicher Interpolationsverfahren detaillierte Karten zu den Verteilungen der Festphasengehalten der analysierten Schwermetalle sowie eine entsprechende Karte für den Glühverlust zu erstellen. Um aus den Punktdaten der Rasterkartierung flächige Belastungsmuster abzuleiten wurde eine geostatistische Analyse durchgeführt, um den räumlichen Zusammenhang aller Variablen zu untersuchen. Details bezüglich der Datenauswertung, den zugrundeliegenden Annahmen und der verwendeten geostatistischen Modelle sind in Reck (2020) aufgeführt. Auf Basis der geostatistischen Modelle erfolgte die räumliche Interpolation mittels universal Kriging, einem Schätzverfahren, welches den räumlichen Zusammenhang der Daten explizit berücksichtigt. Die gesamte Analyse wurde mit der Statistiksoftware R (R Core Team, 2018) durchgeführt.

3.3 Labormethoden

Die Analyse der Schwermetallgehalte im Sickerwasser erfolgte in Anlehnung an DIN EN ISO 11885 (2009) mittels ICP-OES. Die Sickerwasserproben werden ohne weitere Vorbehandlung im ICP-OES analysiert, während die Zulaufproben erst aufbereitet wurden. Ein Teil der Zulaufprobe wurde über ein 0,45 µm Filter filtriert, um partikuläre Stoffe zu entfernen. Der andere Teil der Probe wurde mit Salpetersäure aufgeschlossen (DIN EN ISO 15587-2, 2002) um alle partikulären Stoffanteile in Lösung zu überführen. Dadurch kann der gelöste- als auch der Gesamtgehalt an Schwermetallen im Zulauf bestimmt werden. Die Analyse der aufbereiteten Zulaufproben erfolgte analog zu den Sickerwasserproben. Die Werte aus der ICP-OES Messung, die unterhalb der Nachweisgrenze liegen wurden auf null gesetzt, während Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (Präzision der Messung zu gering, um quantitative Messergebnisse zu erhalten) auf die Hälfte der Bestimmungsgrenze reduziert wurden (Tabelle 6).

Tabelle 6: Mittelwerte und Standardabweichungen der Nachweisgrenze (NWG) und Bestimmungsgrenze (BG) für alle mittels ICP-OES analysierten Chargen an Wasserproben (Zulauf- und Sickerwasser).

Element	NWG	BG
	(µg l ⁻¹)	
Cd	0,09±0,06	0,30±0,20
Cr	0,41±0,08	1,36±0,26
Cu	0,40±0,11	1,32±0,36
Ni	0,22±0,03	0,74±0,09
Pb	1,08±0,12	3,59±0,40
Zn	0,06±0,01	0,18±0,02

Weitere Laboranalysen sind in Tabelle 7 aufgeführt. Ziel dieser Analysen war die Ermittlung wichtiger bodenphysikalischer und -chemischer Kenngrößen, die für die Standortcharakterisierung und Modellparametrisierung zur mathematischen Prognose der Sickerwasserkonzentrationen benötigt wurden.

Tabelle 7: Auflistung und Kurzbeschreibung der durchgeführten Labormethoden.

	Parameter	Methode (in Anlehnung an)	Beschreibung	Beprobungsumfang/ schema
Bodenphysikalische und -chemische Kenngrößen	Bodentextur	DIN ISO 11277 (2002)	Bestimmung der Korngrößenverteilung mittels Siebung und Sedimentation	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort anhand einer Probe
	Gesamtkohlenstoff (C _{tot}), organischer Kohlenstoff (C _{org}), Gesamtstickstoff und Gesamtschwefel	DIN ISO 10694 (1995)	Bestimmung des Gesamtkohlen-, Schwefel- und Stickstoffgehalt im Boden nach trockener Verbrennung	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort mit jeweils zwei Wiederholungen
		DIN ISO 13878 (1998)		
		DIN ISO 15178 (2001)		
Trockenroh-dichte (TRD)	DIN EN ISO 11272 (2017)	Trocknung von ungestörten Bodenproben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort mit jeweils drei Wiederholungen	
Retentionspa- rameter	DIN EN ISO 11274 (2014)	Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens bei unterschiedlichen Sättigungsgraden (Matrixdrücken) zur Charakterisierung der	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils 3-6 Wiederholungen	

Stoffliche Belastung und deren Umweltverhalten

			bodenhydrologischen Eigenschaften
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (K_{sat})	DIN 19683-9 (2012)	Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in ungestörten und wassergesättigten Bodenproben zur Charakterisierung der Infiltrationsleistung	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils 3-6 Wiederholungen
S4 Elution	BBodSchV (1999) EN 12457-4 (2003)	Bestimmung des Auslaugungsverhaltens von an das Bodensubstrat sorbierten Schwermetallen bei einem Wasser zu Boden Verhältnis von 10:1	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils drei Wiederholungen; Für die Standorte Berlin und NRW-Dorsten zusätzlich für Bodenproben aus dem Saugkerzeinbau mit ebenfalls drei Wiederholungen
Sorptionisothermen	OECD (2000)	Bestimmung der Sorptions-/ Desorptionskinetik von Schwermetallen bei unterschiedlichen Festphasengehalten/Lösungskonzentrationen	Standort Berlin: 3 Horizonte; Standort NRW-Dorsten: 4 Horizonte; jeweils für vier Konzentrationsstufen mit den Metallen Cd, Cu, Pb und Zn
Festphasengehalt	BBodSchV (1999)	Bestimmung der Absolutgehalte an Schwermetallen im Bodensubstrat mittels Königswasser-aufschluss und anschließender Atomabsorptionsspektrometrie	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort; pro Standort zusätzlich ein Transekt mit engmaschiger Beprobung (alle 30-100 cm)

3.3.1 Sorptionsisotherme

Für die Messstation M1 wurden bereits im Zuge einer Masterarbeit Sorptionsisothermen für zwei Oberbodenhorizonte (0 bis 7 cm und 7 bis 15 cm) bestimmt, auf die im KONVERT Projekt zurückgegriffen wurde. Zusätzlich dazu wurde eine weitere Mischprobe des Ausgangssubstrats genommen, um hierfür Sorptionsisothermen zu bestimmen. Am der Messstation M2 wurden zwei Profile, jeweils in der Nähe eines Messpunktes aufgenommen und aus jedem Horizont gestörte Bodenproben genommen. Insgesamt wurde für vier Horizonte Sorptionsisothermen bestimmt. Im Vorfeld der Analysen wurden die entnommenen Bodenproben auf <2 mm gesiebt, allerdings nicht ofengetrocknet, um eine mögliche Benetzungshemmung der Bodenmatrix durch hydrophobe Bodenreaktionen auszuschließen.

Die Sorptionsisothermen wurden durch Schüttelversuche zur Gleichgewichtseinstellung an Schwermetallgehalten zwischen fester und flüssiger Bodenphase bestimmt. Für jede der insgesamt fünf Horizontproben (vier für M2, eine M1) wurden drei Parallelen angesetzt. Zusätzlich wurden für jede der vier Konzentrationsstufen Blindwerte mit ebenfalls drei Wiederholungen gemessen. In einem 50 ml Zentrifugenröhrchen wurden jeweils 7 g Boden mit 35 ml 0,1 M CaCl-Lösung steigender Schwermetallkonzentrationen in Suspension gebracht und 24 Stunden mit 20 Umdrehungen pro Minute im Überkopfschüttler geschüttelt. Die 0,1 M CaCl-Lösung wurde so gewählt, dass die Ionenstärke in etwa den natürlichen Verhältnissen, also einer für Oberflächenabflusswasser typischen Ionenstärke entspricht da diese maßgeblich die Sorption von Metallen bestimmt (Utermann et al. 2005). Durch die Einstellung der Ionenstärke wird somit sichergestellt, dass die Gleichgewichtseinstellung zwischen wässriger und fester Phase unter möglichst natürlichen Bedingungen einstellt. Die geplanten Konzentrationsstufen der jeweiligen Schwermetalle sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Angebotslösung bei verschiedenen Konzentrationsstufen der gelösten Schwermetalle.

Stufe	Cd	Cu	Pb	Zn
	(mg l ⁻¹)			
K0	0	0	0	0
K1	5	50	50	50
K2	10	100	100	100
K3	20	200	200	200

Die Schwermetalle wurden als lösliche Salze (Cadmiumnitrat Tetrahydrat (CdN₂O₆ * H₂O); Kupferniträt Hemipentahydrat (Cu(NO₂)₂ * 2,5 H₂O); Bleinitrat (Pb(NO₃)₂); Zinknitrat Hexahydrat (N₂O₆Zn * 6 H₂O) angesetzt und als Stammlösung wurde entsprechend der Stufen (Tabelle 8) aus den vier Elementen den Muldenproben hinzugegeben. Um Unterschiede zu den festgelegten Konzentrationsstufen zu bestimmen, wurden die angesetzten Konzentrationsstufen mittels ICP-OES auf die entsprechenden Schwermetallkonzentrationen analysiert, um die tatsächlich vorliegenden Konzentrationsstufen zu ermitteln (Tabelle 20, Anhang, Seite 84). Die

weiteren Stufen wurden mittels Verdünnung der Stammlösung durch Beigabe 0,1 M CaCl-Lösung hergestellt. Es wurde davon ausgegangen, dass sich nach 24 Stunden ein Gleichgewicht der Schwermetallkonzentration zwischen Festphase, also der Bodenprobe, und Lösung einstellt. Gülbaz et al. (2015) haben beispielsweise die Sorptionskinetik von Schwermetallen untersucht, mit dem Ergebnis, dass eine Gleichgewichtseinstellung in Sorptionsversuchen bereits nach 1 bis 6 Stunden Kontaktzeit erfolgt. Im Anschluss an die 24 Stunden Überkopfschütteln wurden das Boden-Wasser Gemisch für 20 Minute bei 3400 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert. Danach wurde der klare Überstand mit einem 0.45 µm Celluloseacetat-Filter filtriert und mit einem Tropfen 60 % HNO₃ angesäuert, um die Schwermetalle in Lösung zu halten. Die Analyse der im Filtrat enthaltenen Schwermetalle wurde mit ICP-OES durchgeführt.

Die Menge an sorbierten Schwermetallen errechnet sich aus der Differenz der zugegebenen Menge von Schwermetallen und der nach Gleichgewichtseinstellung im Filtrat analysierten Menge an Schwermetallen unter Berücksichtigung des nativ sorbierten Elementgehaltes S_0 nach Formel 1:

$$S_i = (c_i - c) * E/F + S_0 \quad \text{Formel 1}$$

mit S_i = sorbierte Konzentration [$\mu\text{g kg}^{-1}$], c_i = initiale Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$], c = Konzentration nach Gleichgewichtseinstellung [$\mu\text{g l}^{-1}$], E/F = Eluat/Feststoff-Verhältnis [l kg^{-1}] und S_0 = nativ sorbierte Konzentration [$\mu\text{g kg}^{-1}$].

Für die Bestimmung der Sorptionsisothermen wurde das mathematische Modell von Freundlich (1907) verwendet. Dem Modell liegt zugrunde, dass die Sorption reversibel ist, alle Adsorptionsplätze gleichwertig sind und es keine Maximale Beladung des Sorbenten gibt (Formel 2):

$$S_{\text{Sorp}} = K_F * C^N \quad \text{Formel 2}$$

mit S_{Sorp} = sorbierte Konzentration S_i [$\mu\text{g kg}^{-1}$], K_F = Freundlich-Koeffizient, ein dimensionsloser Koeffizient der die Affinität des Schwermetalls zur Festphase beschreibt, und N = Krümmung des Graphen (ebenfalls dimensionslos). Die Anpassung der Freundlichgleichung an die Messpunkte erfolgte durch nichtlineare Regression mittels der „least-squares“-Methode. Foo und Hameed (2010) haben gezeigt, dass eine Anpassung des Freundlich-Modells anhand nichtlinearer Regression gegenüber eine Modelanpassung an die linearisierten Messergebnisse weniger Verzerrung in den Abgeleiteten Sorptionsparametern verursacht. Aus der Funktionsgleichung der Kurve können die Freundlich-Parameter direkt abgelesen werden.

Des Weiteren wurde eine Anpassung an eine lineare Isotherme vorgenommen (lineare Isothermen werden üblicherweise als Henry Isothermen bezeichnet, da sie durch das Henry-Gesetz beschrieben werden; Henry (1803)). Dabei wird von einer linearen Verteilung zwischen Festphasen- und Eluatkonzentration ausgegangen (Formel 3):

$$S_{Sorp} = K_H * C \quad \text{Formel 3}$$

mit S_{Sorp} = sorbierten Konzentration, bzw. Festphasengehalt S_i [$\mu\text{g kg}^{-1}$] und K_H = Henry-Koeffizient. Bei der Henry-Isotherme werden die Sorbenten unabhängig voneinander sorbiert. Die Wechselwirkungsenergie von jedem Teilchen mit der Sorbensoberfläche ist identisch und vom Grad der Bedeckung unabhängig. Weiterhin tritt keine Sättigung ein. Die Henry-Isotherme ist daher nur für Bereiche niedriger Konzentration bzw. Beladung sinnvoll.

3.3.1.1 Ermittlung der nativ sorbierten Elementgehalte

Bei der Berechnung der Sorptionsisothermen anhand der Ergebnisse aus den Sorptionsexperimenten muss der bereits ursprünglich vorhandene Gehalt an Schwermetallen im Bodensubstrat berücksichtigt werden. Andernfalls würde die Sorptivität des Bodens unterschätzt (Utermann et al. 2005). Dieser sogenannte nativ sorbierte Anteil an Schwermetallen wurde mittels einer EDTA-Lösung extrahiert und stellt den wasserlöslichen, unspezifisch adsorbierten und organisch komplexierten Schwermetallgehalt dar (Schulte und Beese 1994).

Für die Ermittlung der nativ sorbierten Elementgehalte wurden, analog zu den Sorptionsexperimenten, je Horizontprobe drei Wiederholungen sowie drei Blindwerte angesetzt. Insgesamt 5 g lufttrockenen Bodenmaterial wurden mit 50 ml EDTA-Lösung (Mischung aus Ammoniumacetat, Essigsäure und Ethylendinitrilotetraessigsäure) bei pH 4,65 für 2 Stunden im Überkopfschüttler geschüttelt. Anschließend wurde die Bodensuspension für 10 Minuten bei 3000 g zentrifugiert, über eine 0,45 μm Membran filtriert und anschließend mittels ICP-OES analysiert, um die Schwermetallkonzentrationen im Extrakt zu bestimmen.

Der nativ sorbierte Schwermetallgehalt (S_0) berechnet sich nach Utermann et al. (2005) mittels Formel 4:

$$S_0 = c_{E,i} * E/F \quad \text{Formel 4}$$

mit S_0 = nativ sorbierte Konzentration [$\mu\text{g kg}^{-1}$], $c_{E,i}$ = Konzentration des Schwermetalls i im Eluat [$\mu\text{g l}^{-1}$] und E / F = Eluat/Feststoff-Verhältnis [l kg^{-1}].

3.4 Bodenhydrologische und -chemische Modellierung

Anhand der Software HYDRUS-1D können Wasser-, Stoff- und Wärmetransport für variabel gesättigte, poröse Medien wie Böden numerisch modelliert werden. Die Berechnung des Wasserflusses beruht auf der Richards Gleichung (Richards 1931). Für die bodenhydraulische Parametrisierung stehen mehrere Modelle zur Verfügung, unter anderem auch das Mualem-van Genuchten Modell (van Genuchten 1980). Stofftransport wird in HYDRUS-1D mittels der Konvektion-Dispersions-Gleichung (CDE) abgebildet. Für die Modellierung wurde HYDRUS-1D in der Version 4.0.8 verwendet (Simunek et al. 2008).

Im Rahmen des Vorhabens wurde ein Modell der Mulde M1, sowie zwei Modelle der Mulde M2 konzipiert. Die Differenzierung für Mulde M2 in zwei Modelle ergab sich aus dem dortigen zentralen Zulauf des Abflusswassers und den damit sehr unterschiedlichen Bedingungen an Messpunkt eins (P1, einlassnah) und zwei (P2, einlassfern). Die Simulationen der drei Mulden-Modelle wurde für die Laufzeit des Vorhabens durchgeführt (01/2018 bis 12/2019). Ziel war es, die Modelle anhand der real gemessenen Daten zur Bodenfeuchte und der Metallkonzentration im Sickerwasser zu validieren.

Für die Modellierung benötigt HYDRUS-1D eine Spezifizierung des Muldenprofils. Der Aufbau des Profils bei Messstation M1 wurde aus einer Masterarbeit übernommen (Kübler 2016). Für die beiden Messpunkte der Messstation M2 wurden eigene Profilbeschreibungen genutzt. Abbildung 19 veranschaulicht die Parametrisierung der drei aufgesetzten Modelle schematisch.

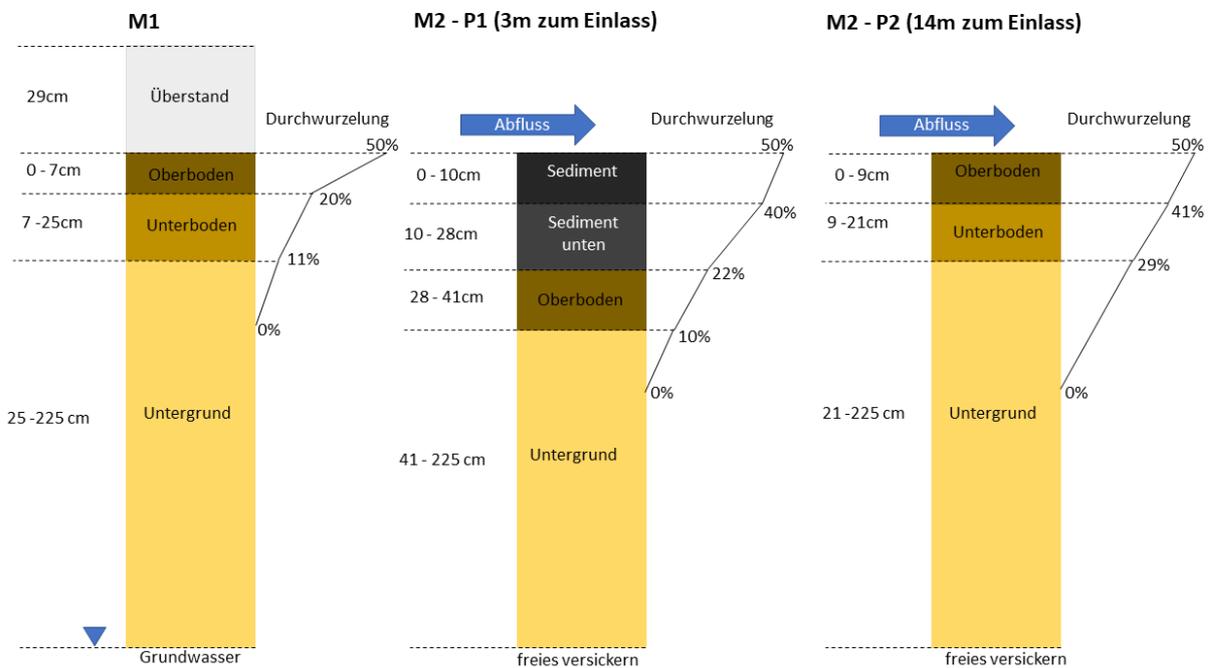


Abbildung 19: Schematischer Modellaufbau der drei modellierten Mulden.

3.4.1 Eingabeparameter in HYDRUS-1D

Die numerische Modellierung mit HYDRUS-1D benötigt Längen-, Zeit- und Masseinheiten zur Simulation. Für die Mulden-Modellierung wurden die Einheiten Zeit [T] in Tage, Masse [M] in mg und Länge [L] cm verwendet.

3.4.1.1 Niederschlag

Entsprechend der oben aufgeführten, festgelegten Einheiten wurde der Niederschlag in HYDRUS als Tageswert in cm angegeben. Zusätzlich zu dem direkten Niederschlag auf die Muldenoberfläche, wurde der Oberflächenabfluss der umliegenden angeschlossenen Flächen versickert. Das Abflussvolumen der Anschlussfläche reduziert sich durch Oberflächeninterzeption geringfügig und wurde in diesem Fall als 0,1 cm angenommen, was einer typischen Interzeption durch asphaltierte Oberflächen entspricht (Wessolek und

Facklam 1997). Die Zuflussmenge bzw. gesamte zu versickernde Menge an Wasser im Model pro Tag berechnen sich nach Formel 5:

$$Z_i = (N_i - I) * A_x + N_i \quad \text{Formel 5}$$

Mit Z_i = Zuflussmenge am Tag i [cm], N_i = Niederschlag am Tag i [cm], I = Oberflächeninterzeption [cm] und A_x = Anschlussverhältnis des Standorts x [cm].

Für die Mulde M1 wurden Niederschlagsdaten von einer Wetterstation der Berliner Wasserbetriebe zur Verfügung gestellt, die sich in einer Entfernung von 600 m Luftlinie befindet. Für den Standort M2 wurden eigene Regendaten aufgezeichnet. Da der Regenmesser teilweise ausfiel, wurden für diese Perioden mit fehlenden Daten auf Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes zurückgegriffen (Station „Dorsten-Lembeck“, ID 15001; Deutscher Wetterdienst, 2020).

Für den Standort M2, Messpunkt 2 wurde A_x als dynamisch angenommen, da aufgrund der punktuellen Beschickung nicht bei jedem Regenereignis Niederschlagsabfluss den zuflussfernen Punkt erreicht. Dazu wurde die gleitende Korrelation der gemessenen Bodenfeuchte an beiden Messpunkten für diesen Standort berechnet und mit dem Anschlussverhältnis multipliziert. Eine hohe Korrelation bedeutet in diesem Fall, dass an beiden Messpunkten ein Anstieg der Bodenfeuchte aufgezeichnet wurde und somit Niederschlagsabfluss den einlassfernen Messpunkt erreicht hat sowie umgekehrt für niedrige Korrelationen. Details dazu finden sich in Reck (2020).

3.4.1.2 Wassertransport

Die Mualem-van Genuchten Parameter sind zentral für die numerische Modellierung des Wassertransports in Böden. Sie können aus der Retentionskurve (Änderung des Wassergehalts mit dem Matrixpotential) ermittelt werden. Tabelle 9 listet die experimentell ermittelten bodenphysikalischen Kennwerte der untersuchten Muldenproben mit der Mualem-van Genuchten Anpassung je Modell auf.

Für die beiden Modelle der Messstelle M2 wurde die initiale Bodenfeuchte für das gesamte Bodenprofil auf Feldkapazität (-63 hPa) gesetzt, da hier grundwasserferne Bedingungen vorliegen. Für die Messstelle M1 wurde dagegen eine mit der Tiefe linear zunehmende Bodenfeuchte als Initialbedingung definiert, mit Feldkapazität an den oberen und gesättigten Bedingungen an der unteren Profilgrenze (0 hPa, Grundwasser).

Tabelle 9: Mualem-van Genuchten Parameter für die bodenhydrologische Parametrisierung.

Modell	Horizont	$\Theta_r^\#$	$\Theta_{s\ddagger}$	α^{I}	N^{S}	K_{sat}^\dagger	TRD
		(cm ³ cm ⁻³)		(cm ⁻¹)	(-)	(cm d ⁻¹)	(g cm ⁻³)
M1	Oberboden	0,00	0,47	0,08	1,26	639	1,50

	Unterboden	0,00	0,37	0,623	1,20	588	1,50
	Untergrund	0,00	0,33	0,26	1,35	508	1,50
	Sediment	0,12	0,75	0,69	1,35	1911	0,77
M2 - P1	Sediment unten	0,10	0,62	0,21	1,33	1610	0,93
	Oberboden	0,00	0,64	0,74	1,22	1361	1,07
	Untergrund	0,03	0,40	0,05	1,88	469	1,61
	Oberboden	0,05	0,66	0,11	1,34	1852	0,96
M2 - P2	Unterboden	0,04	0,61	0,90	1,29	1401	1,29
	Untergrund	0,03	0,40	0,05	1,88	469	1,61

Residuärer Wassergehalt, † Gesättigter Wassergehalt, ‡ Kehrwert des Lufteintrittspunkt, § Porengrößenindex, † Gesättigte hydraulische Wasserleitfähigkeit

3.4.1.3 Verdunstung

Neben dem Niederschlag benötigt HYDRUS-1D als weitere obere Randbedingung, eine Zeitreihe der täglichen, potenziellen Evapotranspiration (ET_0). Diese Zeitreihe wurde für den Standort M1 von der Klimastation „Berlin-Tempelhof“ (ID 433) und für den Standort M2 von der Station „Essen-Bredeney“ (ID 1303) des Deutschen Wetterdienstes bezogen (Deutscher Wetterdienst, 2020a, b). Bei den Daten handelt es sich um die tägliche potenzielle Evapotranspiration über Gras nach Haude (1954). Für die Aufteilung der Evapotranspiration in die potenzielle Transpiration durch Pflanzen und potenzielle Verdunstung von der Bodenoberfläche, wurde eine Zeitreihe des täglichen Blattflächenindex (BFI) generiert. Der BFI wurde für die Sommermonate (1. Mai bis 1. September) auf den Wert 7,2 gesetzt, was einer sommerlichen Intensivwiese entspricht und für die Wintermonate (1. November bis 1. März) auf 0,5 gesetzt, was typische Werten für eine Grasvegetation in Europa entspricht (Breuer et al. 2003). Für die Zeiträume dazwischen wurden der BFI linear interpoliert. Durch die Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung des BFI wurde so die saisonale Dynamik der Pflanzenverdunstung im Modell berücksichtigt.

3.4.1.4 Stofftransport

Die Parameter für den reaktiven Stofftransport in der für HYDRUS 1D umgerechneten Einheiten je Modell und Horizont sind in Tabelle 10 zusammengestellt.

Tabelle 10: Parameter des reaktiven Stofftransports je Modell und Horizont. K_H [cm^3/mg] ist der lineare Henry-Koeffizient, K_F [$\text{cm}^3 \text{mg}^{-1}$] der Freundlich-Koeffizient und N [-] der Freundlich-Exponent.

Modell	Horizont	Parameter	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
M1	Oberboden	K_H	0,007	0,257	1,748	0,005
		K_F	0,092	3,508	11,832	0,597
		N	0,200	0,310	0,410	0,200

M2 – P1	Unterboden	K _H	0,007	0,191	2,504	0,006
		K _F	0,316	1,754	7,274	0,833
		N	0,420	0,240	0,370	0,330
	Untergrund	K _H	0,001	0,003	0,013	0,001
		K _F	0,012	0,306	0,791	0,131
		N	0,210	0,170	0,230	0,400
	Sediment	K _H	0,106	2,059	10,057	0,048
		K _F	3,337	110,704	262,680	3,036
		N	0,550	0,660	0,640	0,220
	Sediment unten	K _H	0,093	1,645	11,563	0,049
		K _F	2,724	86,704	67,803	2,847
		N	0,530	0,650	0,500	0,250
	Oberboden	K _H	0,020	0,521	3,047	0,011
		K _F	0,378	6,901	11,293	0,992
		N	0,360	0,400	0,360	0,170
	Untergrund	K _H	0,001	0,003	0,009	0,001
		K _F	0,008	0,242	0,740	0,126
		N	0,190	0,170	0,260	0,400
M2 – P2	Oberboden	K _H	0,020	0,521	3,047	0,011
		K _F	0,378	6,901	11,293	0,992
		N	0,360	0,400	0,360	0,170
	Unterboden	K _H	0,020	0,521	3,047	0,011
		K _F	0,378	6,901	11,293	0,992
		N	0,360	0,400	0,360	0,170
	Untergrund	K _H	0,001	0,003	0,009	0,001
		K _F	0,008	0,242	0,740	0,126
		N	0,190	0,170	0,260	0,400

Des Weiteren wird für die Modellierung des Stofftransports in HYDRUS 1D die Diffusionskoeffizienten der Schwermetallionen benötigt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Auf Basis der Stokes-Einstein-Gleichung berechnete Diffusionskoeffizienten der Schwermetallionen in Wasser.

Diffusionskoeffizient			
Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
(cm ² d ⁻¹)			
0,0019	0,0019	0,0022	0,0025

Die Ausgangs- bzw. Hintergrundbelastung wurde in HYDRUS-1D als Eluatkonzentration je Horizont implementiert. Hierzu wurde in einer Variante der Desorptionsschritt (Konzentrationsstufe K₀ der Schüttelversuche zur Bestimmung der Sorptionsisothermen), und in einer anderen Variante die Festphasengehalte nach EDTA-Extraktion gewählt. Letzterer muss anhand der umgestellten Sorptionsisotherme in die Eluatkonzentration umgerechnet werden.

Die oberen Randbedingungen des Schwermetalleintrages wurden anhand der gemessenen, gelösten Zuflusskonzentrationen parametrisiert. Entscheidend für den Modellverlauf ist in welcher Form die Zuflusskonzentrationen für die Berechnung der Stoffflüsse an der oberen Modellgrenze verwendet werden. Hierfür wurde auf Basis der Verteilung der gemessenen Metallkonzentrationen (gelöster Anteil) im Zulauf eine zufällige Zeitreihe an Zuflusskonzentrationen erstellt, um im Model Variationen des Metalleintrags zu berücksichtigen. Details zu diesem Verfahren finden sich in Reck (2020). In HYDRUS werden die eingegebenen Stoffkonzentrationen mit der täglichen Zuflussmenge an Wasser multipliziert, was den Effekt hat, dass sich bei hohen Zuflussmengen eine hohe Stoffzufuhr ergibt, wovon in der Realität nicht auszugehen ist. Deshalb wurden die Abflusskonzentrationen durch die Zuflussmenge des jeweiligen Tages geteilt, was zur Folge hat, dass sich an Tagen mit Zufluss eine gleichbleibende Stoffzufuhr ergibt.

3.4.1.5 Modellvalidierung

Zur Validierung der Bodenhydraulik in HYDRUS-1D wurde die an der Messstelle gemessene, mit der simulierten Bodenfeuchte verglichen. Als Gütekriterium wurde die Kling-Gupta-Eficiency (KGE) (Gupta et al. 2009) und der „Mittlere Absolute Fehler“ (MAE) verwendet. Während der MAE die absolute Abweichung zwischen Beobachtung und Simulation ausdrückt, berücksichtigt der KGE zusätzlich Korrelation, Verzerrung und Variabilität zwischen Beobachtung und Simulation. Da der Stofftransport mit wesentlich mehr Komponenten und Unsicherheiten behaftet ist, beschränkt sich die Validierung auf einen optischen Vergleich der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen mit den simulierten Sickerwasserkonzentrationen. Allgemein gilt für die Validierung, dass die simulierten Werte jeweils der Tiefe des korrespondierenden Vergleichswertes entsprechen (Tiefe des Bodenfeuchtesensor, bzw. der Sickerwasserentnahme).

4 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung

4.1 Bodenprofile

Aufgrund der industriellen Vorgeschichte des Standorts M1 wurde das Aushubmaterial während der Konstruktion des Mulden-Rigolen-Systems ausgetauscht, weshalb das Bodenausgangssubstrat unbekannt ist. Der belebte Oberboden weist eine Mächtigkeit von 25 cm auf und das gesamte Bodenprofil wird bei einer Tiefe von 40 cm durch ein Geotextil von der darunterliegenden Rigole abgetrennt (Abbildung 20, M1). Die Bodenart kann über das gesamte Profil als Sand angesprochen werden, die eine Trockenrohdichte von 1,45 bis 1,54 g/cm³ besitzt. Der belebte Oberboden ist schwach humos und das gesamte Bodenprofil weist neutrale pH-Werte auf.

Aufgrund des hohen Sedimenteintrages, der hauptsächlich aus Reifenabrieb besteht, hat sich am Standort M2 ein Schwemmkegel in einen Radius von 14 m um den Einlasspunkt gebildet. Unmittelbar neben dem Einlasspunkt beträgt die durchschnittliche Sedimentmächtigkeit 25 cm (Abbildung 21, M2-P1) und verringert sich bis zu einer Mächtigkeit von 5 cm in 14 m Abstand zum Einlasspunkt (Abbildung 21, M2-P2). Charakteristisch für den Oberboden beider Bodenprofile am Standort M2 ist eine sehr geringe Trockenrohdichte von 0,77 bis 1,29 g/cm³, schwach lehmigen Sande, hohe Humusgehalte (bis zu 8,87 Masse-%) und neutrale pH-Werte, die mit zunehmender Tiefe ins schwach saure Milieu übergehen. Das einlassferne Bodenprofil (Abbildung 21, M2-P2) weist redoximorphe Eigenschaften im Unterboden auf, die vermutlich auf die hohen Infiltrationsmengen zurückzuführen sind. Es könnte sich allerdings auch um relikitsche Bodeneigenschaften als Überbleibsel höherer Grundwasserstände in der Vergangenheit handeln. Nach Angaben des Geologischen Dienstes NRW sind die Bodenausgangsgesteine sandigen bis lehmigen Flusssedimente fluviatilen Ursprungs, die während des späten Quartärs abgelagert wurden (Geologischer Dienst NRW, 2019).

Das Mulden-Rigolen-System am Standort M3 wurde auf einem mit Trümmerschutt aufgefüllten Bombenrichter errichtet. Entsprechend weist das Profil eine grobsandige Bodentextur mit geringen Trockenrohdichten auf (0,8 g/cm³), was vor allem auf den eingearbeiteten Ziegelbruch zurückzuführen ist (Abbildung 20, M3). Der Humusgehalt ist insbesondere in den ersten 10 cm hoch, verringert sich aber in dem darunterliegenden Horizont deutlich. Der gesamt belebte Oberboden weist einen sehr schwach sauren pH auf.

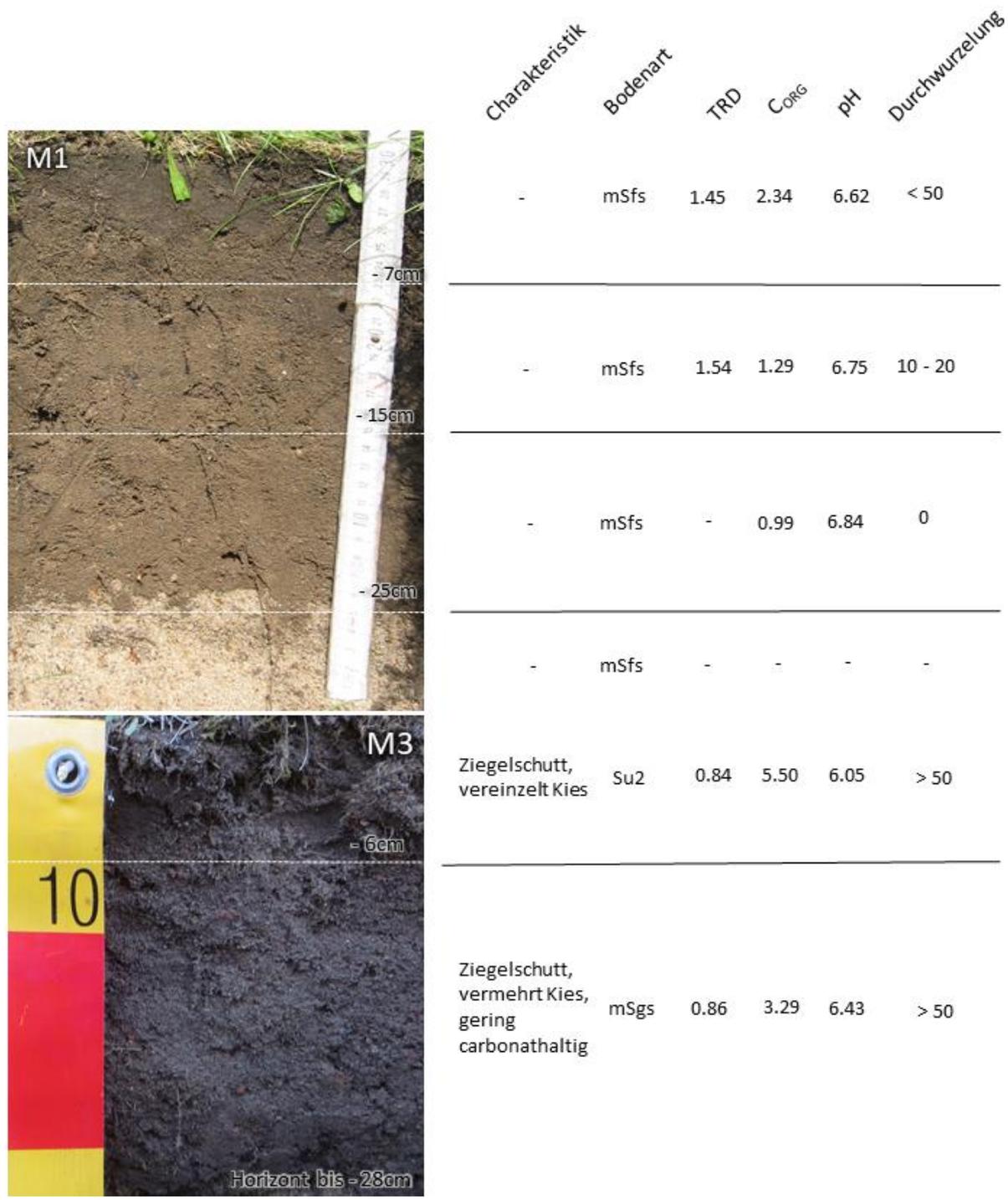


Abbildung 20: Bodenprofile der Mulde M1 und M3 mit relevanten physikochemischen Eigenschaften je Horizont. TRD = Trockenrohdichte in [g/cm³], C_{ORG} = organischer Kohlenstoff in Masse % und die Durchwurzelung in [Wurzel/dm²]. Werte für Standort M1 stammen aus dem Vorgängerprojekt LEIREV (Anlagensteckbrief 1a).

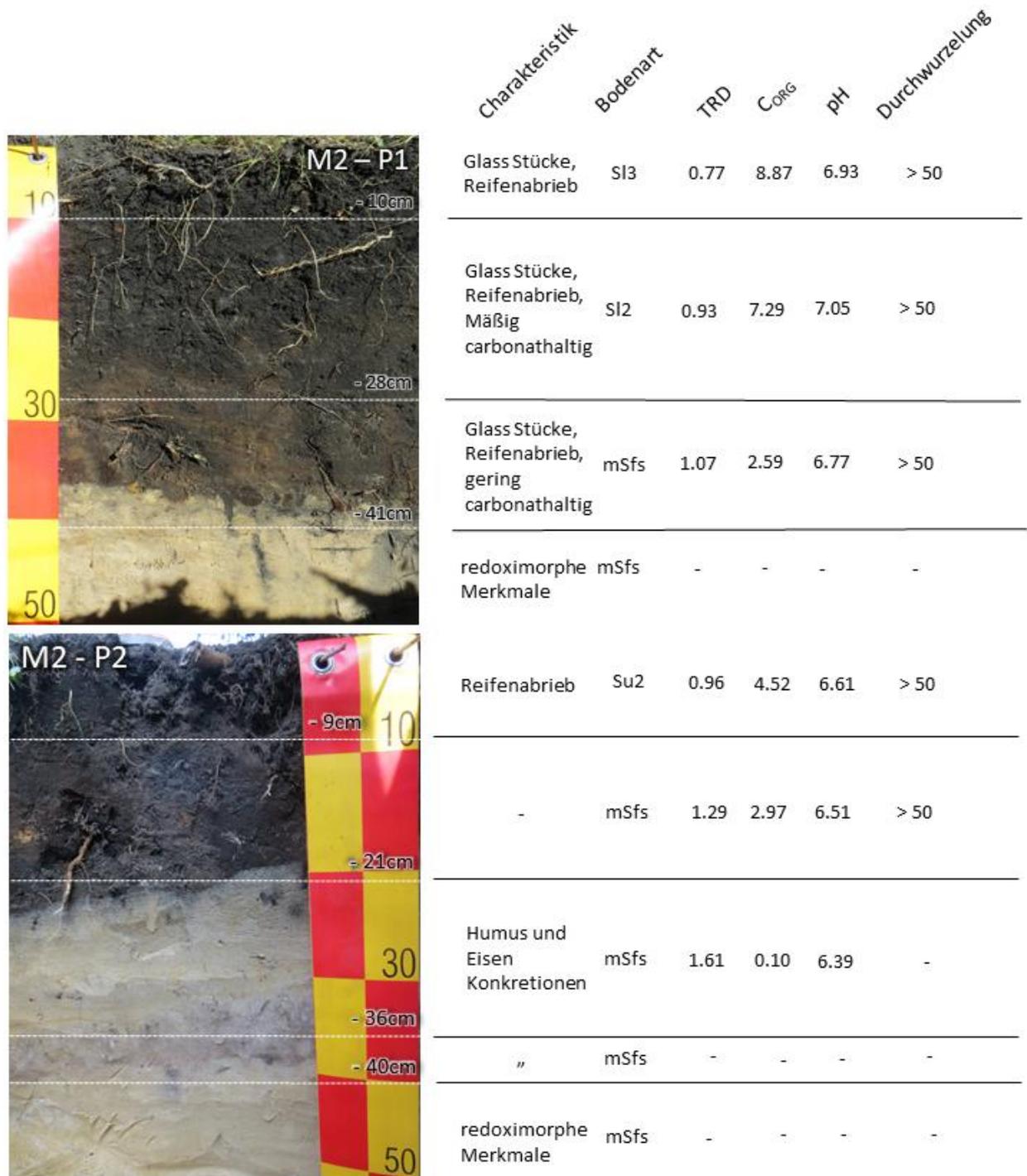


Abbildung 21: Bodenprofile der Mulde M2 (P1 einlassnah, P2 einlassfern) mit relevanten physikochemischen Eigenschaften je Horizont. TRD = Trockenrohddichte in [g/cm³], C_{ORG} = organischer Kohlenstoff in Masse % und die Durchwurzelung in [Wurzel/dm²].

4.2 Vergleich zu den Daten des Vorhabens LEIREV

Einen Auszug der Laborergebnisse sind in Tabelle 12, Tabelle 13 und Tabelle 14 dargestellt und charakterisieren die allgemeinen Standorteigenschaften aller drei Standorte sowie deren Belastung mit Metallen im Muldensubstrat. Für eine bessere Einordnung aller dargestellten Parameter sind zusätzlich die entsprechenden Ergebnisse aus dem Vorgängervorhabens LEIREV dargestellt (Kluge et al. 2016).

Im Vergleich von 2014 zu 2018 sind die Standorteigenschaften nahezu identisch. Dasselbe trifft für die stoffliche Belastung an den Standorten M1 und M3 zu, mit vergleichbaren Werten aus beiden Erhebungen. Am Standort M2 sind die Festphasengehalte dieses Vorhabens in etwa doppelt so hoch wie bei den Untersuchungen, die im Rahmen von LEIREV entstanden sind (Tabelle 13). Dieser Umstand ist auf den hohen Eintrag von Reifenabrieb zurückzuführen, da durch bevorzugte Fließpfade des Abflusswassers sehr heterogene Belastungsmuster im Muldensubstrat entstehen. Folglich haben sich die Festphasengehalte seit 2014 am Standort M2 sehr wahrscheinlich nicht verdoppelt. Viel eher wurde in 2018 ein stärker belasteter Ausschnitt beprobt.

Generell zeigt der Standort M1 die geringste Festphasenbelastung im Muldensubstrat (Tabelle 12) und der Standort M2 die höchste (Tabelle 13). An allen drei Standorten wird der Prüfwert für Zink nach BBodSchV (1999) überschritten – besonders deutlich an den Standorten in NRW. Am Standort M2 überschreiten alle Festphasengehalte im Oberboden die Prüfwerte, am Standort M3 nur vier der sechs untersuchten Metalle (Tabelle 14).

Tabelle 12: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M1. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

	Tiefe (cm)	Bodenkennwerte			Festphasengehalte					
		Bodenart	pH	TOC	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(-)	(in CaCl ₂)	(Masse %)	(mg kg ⁻¹ TS)					
LEIREV	0-15	mSfs	6,79	1,80	0,40	< 5,00	17,00	5,00	23,00	79,00
	15-30	mSfs	6,97	1,00	0,50	< 5,00	17,00	5,00	26,00	67,00
KONVERT	0-15	mSfs	6,40	1,3	0,53	9,60	17,00	5,20	28,00	68,00
	15-30	mSfs	6,70	0,9	0,50	9,60	16,00	5,20	25,00	64,00

Tabelle 13: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M2. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

	Bodenkennwerte				Festphasengehalte					
	Tiefe	Bo- den- art	pH	TOC	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	(cm)	(-)	(in CaCl ₂)	(Masse %)	(mg kg ⁻¹ TS)					
	0-15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LEIREV	15-30	Su2	7,20	14,00	0,41	16,00	20,00	5,00	30,00	160,00
	0-15	Su2	6,90	7,56	0,70	36,00	81,00	21,00	74,00	810,00
KONVERT	15-30	Sl3	6,80	5,52	0,51	31,00	62,00	7,40	58,00	610,00

Tabelle 14: Bodenkundliche Kenngrößen und Festphasengehalte der anvisierten Schwermetalle für den Standort M3. Als Vergleich sind die Ergebnisse aus LEIREV von 2014 für denselben Standort dargestellt. Überschreitungen der Vorsorgewerte für Metalle (Feinboden Königswasseraufschluss) nach BBodSchV (1999) sind rot markiert.

	Bodenkennwerte				Festphasengehalte					
	Tiefe	Bo- den- art	pH	TOC	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	(cm)	(-)	(in CaCl ₂)	(Masse %)	(mg kg ⁻¹ TS)					
	0-15	Su2	6,81	5,70	0,22	20,00	22,00	24,00	21,00	87,00
LEIREV	15-30	mSgs	7,08	3,20	0,04	30,00	26,00	40,00	10,00	36,00
	0-15	Su2	6,20	3,25	0,14	34,00	34,00	42,00	21,00	260,00
KONVERT	15-30	mSgs	6,7	2,83	0,14	33,00	28,00	41,00	9,70	37,00

4.3 Räumliche Verteilung der Schwermetalle im Muldensubstrat

4.3.1 Transektkartierung

Ergebnisse der Transektkartierung für die Standorte M1 und M2 veranschaulicht Abbildung 22. Obwohl an dem Standort M3 nur Niederschlagsabfluss der Dächer infiltriert wird, liegen die Werte deutlich über den Werten am Standort M1, wo Straßenabflüsse (Wohngebiet) versickert werden.

Deutlich spiegelt sich die Art der Beschickung in den Festphasen-Gehalten der Muldenproben wider. Während am Standort M1 die Schwermetallgehaltgehalte der unterschiedlichen Proben kaum Schwankungen zeigen, liegen die Gehalte am Standort M3 in unmittelbarer Nähe zum Einlasspunkt deutlich über den übrigen Gehalten der anderen untersuchten Proben. Auffällig für M3 ist, dass in einer Entfernung von 1,5 m zum zentralen Einlasspunkt der Dachabflüsse die Gehalte von Cd, Cr, Cu und Pb erneut ansteigen. Auf dieser Höhe wird über einen Seiteneinlass zusätzlich Niederschlagsabfluss von Parkplätzen in die Mulde eingeleitet (vgl. Abbildung 16, Seite 15), was sehr wahrscheinlich den erneuten Anstieg der Festphasengehalte hier erklärt.

Absolut gesehen, wurden für die Gehalte von Cu, Pb und Zn die höchsten Werte im Substrat nachgewiesen, insbesondere am Standort M3 weist Zn deutlich erhöhte Werte in Zuflussnähe auf. Da an diesem Standort Dachabwässer versickert werden, spiegelt dieser Umstand die Korrosion aus verzinkten Regenrinnen und Fallrohren wider. Am Standort M3 werden für alle Schwermetalle die Prüfwerte für die Bodenart Sand nach BBodSchV (1999) überschritten – am Standort M1 lediglich für das Schwermetall Cu in unmittelbarer Nähe zur Straßenkante.

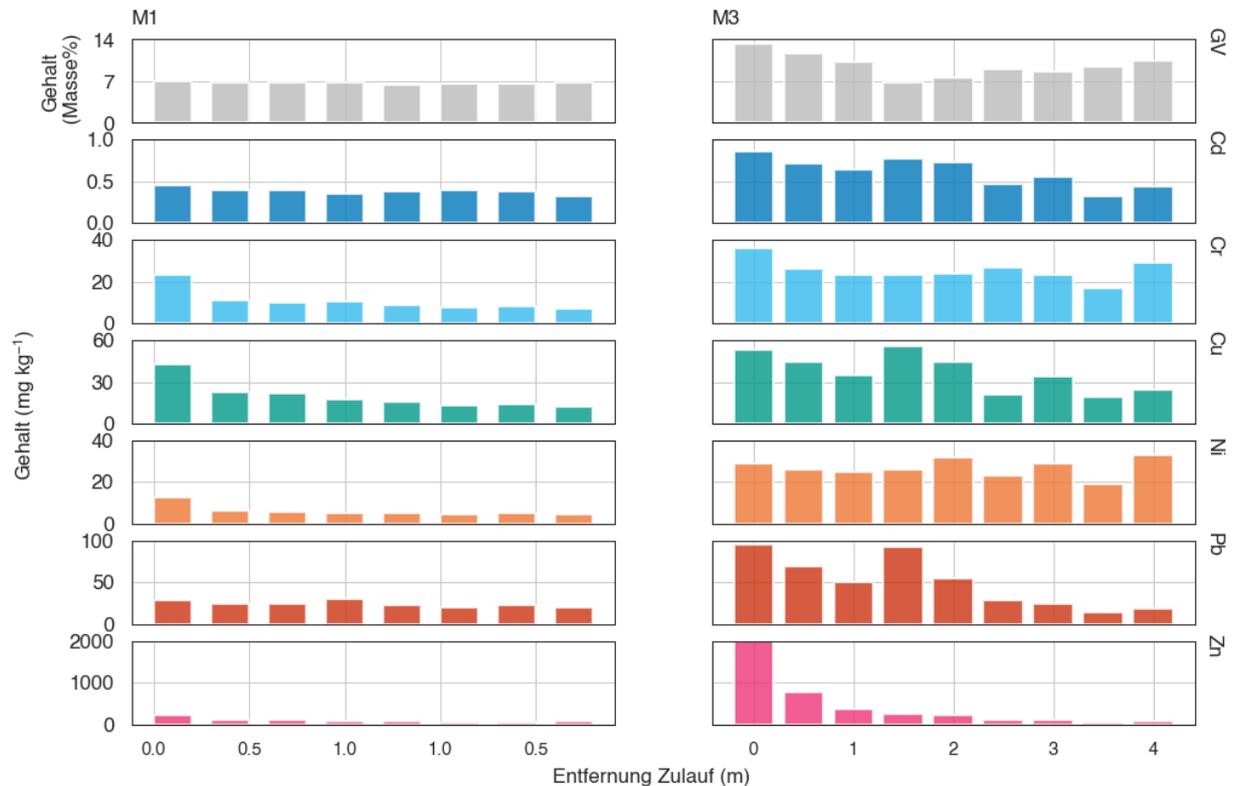


Abbildung 22: Transektkartierung der räumlichen Schwermetallgehalte für den Standort M1 (linke Bildhälfte) und den Standort M3 (rechte Bildhälfte). Für den Standort M1 (flächiger Zulauf) grenzt die Straße an der linken Abbildungskante (=0), der Gehweg an der rechten (=0) an.

4.3.2 Detailkartierung

Die Rohdaten der räumlichen Kartierung am Standort M2 zeigen eine starke Korrelation aller Schwermetallgehalte mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (Korrelationskoeffizient nach Pearson von 0,90 bis 0,98) (vgl. Abbildung 52; Anhang, Seite 88). An der Oberfläche zeigt die räumliche Verteilung des Glühverlustes maximale Werte von 20 bis 30 Masse% die sich auf einen Radius von 6 m um den Einlasspunkt herum beschränken (Abbildung 23, erste Reihe). Mit der Tiefe verringern sich die maximalen GV-Werte auf einen Radius von 3 m um den Einlasspunkt. Diese Konzentration an der Oberfläche nahe des Einlasspunktes ist typisch für selektive Zuflussbedingungen in Klimazonen, die von kleinen Regenereignissen dominiert werden, was Untersuchungen von Jones und Davis (2013) sowie Tedoldi et al. (2017) bestätigen. Damit spiegelt die räumliche GV-Verteilung die hydraulischen Gegebenheiten an der Oberfläche für typische Regenereignisse wider, d.h. die Muster der maximalen GV-Gehalte entsprechen den Bereichen, wo der Niederschlagsabfluss hauptsächlich infiltriert.

Im Vergleich dazu zeigen die räumlichen Schwermetallverteilungen für die obere und mittlere Tiefenstufe einen engen Zusammenhang mit den GV-Mustern (Abbildung 24). Alle Schwermetalle zeigen zwei Hauptbelastungspunkte an der Oberfläche der Mulde, die zu einem einzigen Punkt mit der Tiefe verschmelzen. Interessanterweise finden sich die maximalen Schwermetallbelastungen in der mittleren Tiefe, mit der Ausnahme von Zn wo sich die höchsten Festphasengehalte direkt an der Oberfläche befinden. Werden die Muster des GV und aller Metalle für die oberen beiden Tiefen kombiniert lässt sich folgende Entwicklung der Sedimentschicht ableiten: (i) punktuelle Sedimentakkumulation in unmittelbarer Nähe des Einlasspunktes seit Errichtung der Mulde und (ii) Aufteilung des bevorzugten Fließpfades an der Oberfläche in zwei einzelnen nachdem der Sedimentkegel das Niveau des Einlasspunktes erreicht hat.

In der Einzelbetrachtung der jeweiligen Metalle zeigt Zn mit Maximalwerten von 2000 mg/kg die höchsten Festphasengehalte (Abbildung 23, untere Reihe). Dieser Umstand führt darauf zurück, dass Zn ein integraler Bestandteil verzinkter Außenstrukturen (Bertling et al. 2006, Kluge und Wessolek 2012) sowie von Reifen und damit auch Reifenabrieb (G. Kim und Lee 2018) ist. Obwohl Zn für seine hohe Löslichkeit bekannt ist (Dechesne et al. 2004, Tedoldi et al. 2016), verringert sich dessen Festphasengehalt, im Vergleich zu den anderen Metallen, mit der Tiefe deutlich. Absolut gesehen zeigt Cd die geringsten Festphasengehalte (Abbildung 23, dritte Zeile). Allerdings wird seine Toxizität als 10 bis 100-mal höher eingeschätzt, vergleicht man die Vorsorgewerten für Cd mit denen der übrigen Metalle (BBodSchV, 1999). Außerdem ist Cd für seine hohe Mobilität in Böden bekannt (Chlopecka et al. 1996, Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981), weshalb größere Gehalte von Cd leicht aus der oberen Bodenzone ausgewaschen werden können.

Auffällig ist die starke Ähnlichkeit der räumlichen Verteilungen an Cu-Gehalten und GV-Werten – insbesondere in der mittleren Tiefenstufe (Abbildung 23, vierte Reihe) – und lässt sich anhand der hohen Affinität von Cu zur organischen Bodensubstanz erklären (Bradl 2004, Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981). Überraschenderweise finden sich maximale Pb-Gehalte in der mittleren Tiefenstufe, obwohl Blei als äußerst immobil im Bodenkörper eingestuft wird im Vergleich zu den übrigen untersuchten Metallen (Bradl 2004, Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981). Da mit zunehmender Tiefe das Substratalter steigt könnten die erhöhten Pb-Werte in der mittleren Tiefenstufe einerseits auf höhere Einträge in der Vergangenheit hindeuten – ein Phänomen, das auch an anderen Standorten beobachtet werden kann (z.B. Bäckström et al. 2004a, Kluge und Wessolek 2012, Tedoldi et al. 2017). Allerdings beruht dieses Phänomen auf dem gesetzlichen Verbot von Blei als additiv in Treibstoffen, welches jedoch deutlich vor der Errichtung der Mulde in Kraft trat. Andererseits könnten höherer Pb-Gehalte in größerer Tiefe auf einen präferentiellen Schadstofftransport hinweisen und wurde beispielsweise von Garrido und Helmhart (2012) sowie Roulier et al. (2008) bereits beobachtet.

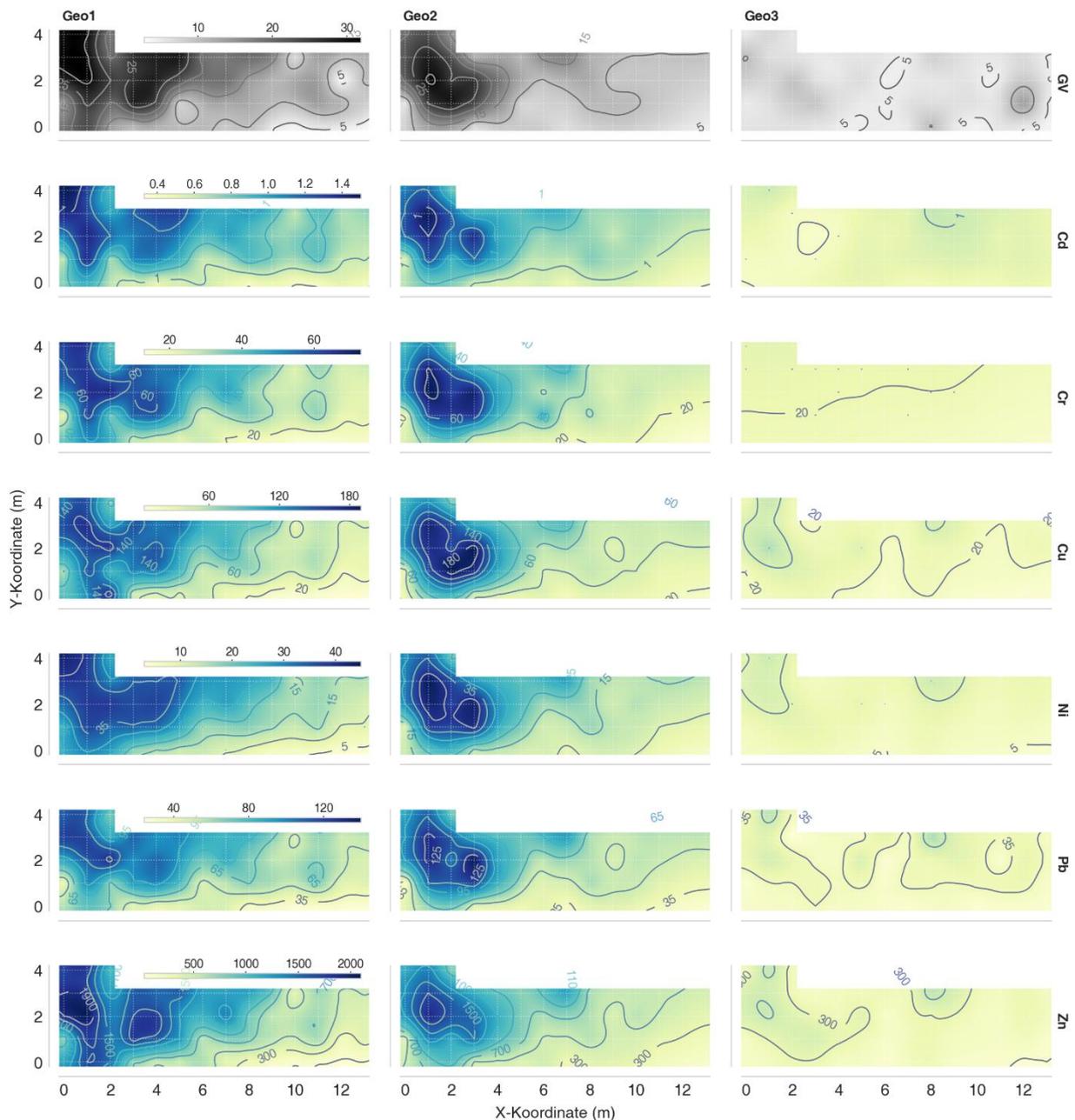


Abbildung 23: Räumlich interpolierte Glühverlust (GV) sowie die Gehalte aller sechs untersuchten Metalle. Die Unterteilung in Spalten erfolgte anhand der untersuchten Tiefenstufen, bzw. des Substratursprunges. Geo1 berücksichtigt alle Proben, die an der Oberfläche entnommen wurden (0-5 cm). Geo2 beinhaltet nur Proben, die aus der mittleren Sedimentschicht entnommen wurden und Geo3 beinhaltet Proben die ausschließlich dem Ausgangssubstrat zugeordnet werden konnten.

Deutlich erkennbar ist der starke Rückgang der Schwermetall- und Glühverlust-Gehalte von der zweiten zur dritten Tiefenstufe in Abbildung 23, sprich dem Übergang von Sediment zum ursprünglichen Bodensubstrat. Hier zeigen sich nur geringfügig erhöhte Gehalte von Cu, Ni, Pb und Zn nahe des Einlasspunktes. Gleiches gilt für den Glühverlust mit Werten <10 Massen%, womit dieser in etwa den Vorgaben bei Muldenerrichtung entsprechen (DWA-A 138, 2005). An dieser Stelle taucht jedoch die Frage auf, ob die Übereinstimmung der räumlichen GV und Schwermetallmuster auf die hohe Sorptionsfähigkeit des Substrates zurückzuführen ist, sprich ein Großteil der eingetragenen Metalle hier adsorbiert wird.

Generell weisen Straßensedimente stark erhöhte Schwermetallgehalte auf (Huber et al. 2016), zeigen aber gleichzeitig hohe Adsorptionskapazitäten (Kluge et al. 2014). Dies bestätigen auch die Ergebnisse der Sorptionsexperimente (Kapitel 4.4.3, Seite 40). Die in Abschnitt 5.3 dargestellten Daten der Einlaufkonzentrationen zeigen, dass die Schwermetallkonzentrationen mindestens 50 % der gelösten Fraktion ausmachen. Somit ist davon auszugehen, dass die Ähnlichkeit der Muster von Schwermetall- und Glühverlustgehalten auf beide Prozesse zurückzuführen ist, also der hohen Adsorptionskapazität des Substrates verbunden mit dem erhöhten Schadstoffgehalt im eingetragenen Sediment. Beide Prozesse werden möglicherweise durch eine erhöhte Humusproduktion im einlaufnahen Muldenbereich verstärkt. Dies führt zur zusätzlichen Erhöhung der Sorptionsplätze an den am häufigsten überfluteten Bereichen der Mulde.

Um das Risiko einer schädlichen Bodenveränderung abschätzen zu können, wurden die ermittelten Schwermetallgehalte der Mulde mit den Vorsorgewerten nach BBodSchV (1999) verglichen. Abbildung 24 zeigt die Flächen mit Überschreitungen der Vorsorgewerte für alle untersuchten Schwermetalle. Im Oberboden (0 bis 5 cm) überschreiten alle untersuchten Metalle auf einem Großteil der Fläche die Vorsorgewerte. Die Gehalte von Cd und Zn zeigen bis zur dritten Tiefenstufe deutlich ausgeprägte Anreicherungszone, die über den Vorsorgewerten liegen. Die restlichen Schwermetallgehalte nehmen, mit der Tiefe deutlich ab. Besonders der Gehalt an Cr und Pb zeigt einen starken Sprung in den Gehalten in der Übergangszone von sedimentiertem zum Ausgangsmaterial. Betrachtet man nur das Ausgangsmaterial (dritte Tiefenstufe), so zeigt sich für die Metalle Cr, Ni und Pb ein vernachlässigbares Risiko einer möglichen schädlichen Bodenveränderung, da die meisten Gehalte unter den Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) liegen. Von einem Risiko einer schädlichen Bodenveränderung in dieser Tiefenstufe ist durch Cd, Cu und Zn auszugehen, da die Feststoffgehalte dieser Metalle im Ausgangssubstrat nach wie vor auf 50 bis 100 % der untersuchten Fläche die Vorsorgewerte überschreiten.

Im Vergleich der räumlichen Festphasengehalte und basierend auf dem Flächenanteil mit Überschreitungen der Vorsorgewerte steigt die Metallbelastung im Muldenkörper in der Größenordnung $Cr < Ni < Pb < Cu < Cd \ll Zn$ an. Diese Reihenfolge stimmt nur teilweise mit der üblicherweise angenommenen Löslichkeit der untersuchten Metalle überein, die in der Reihenfolge $Cd < Ni < Cu < Zn < Cr < Pb$ abnimmt (Blume et al. 2010). Viel eher entspricht der metallspezifische Anstieg an Festphasengehalten mit den üblichen Metallgehalten in urbanen Gebieten überein, welche typischerweise in der Reihenfolge $Cd < Pb < Cu < Zn$ ansteigen (Kabir et al. 2014). Damit reflektieren die festgestellten Belastungsmuster im Substrat sehr wahrscheinlich die an der Oberfläche durch Niederschlagsabfluss eingetragenen Metalle und weniger die klassische Tiefenverlagerung der eingetragenen Metalle im Substrat durch Elution.

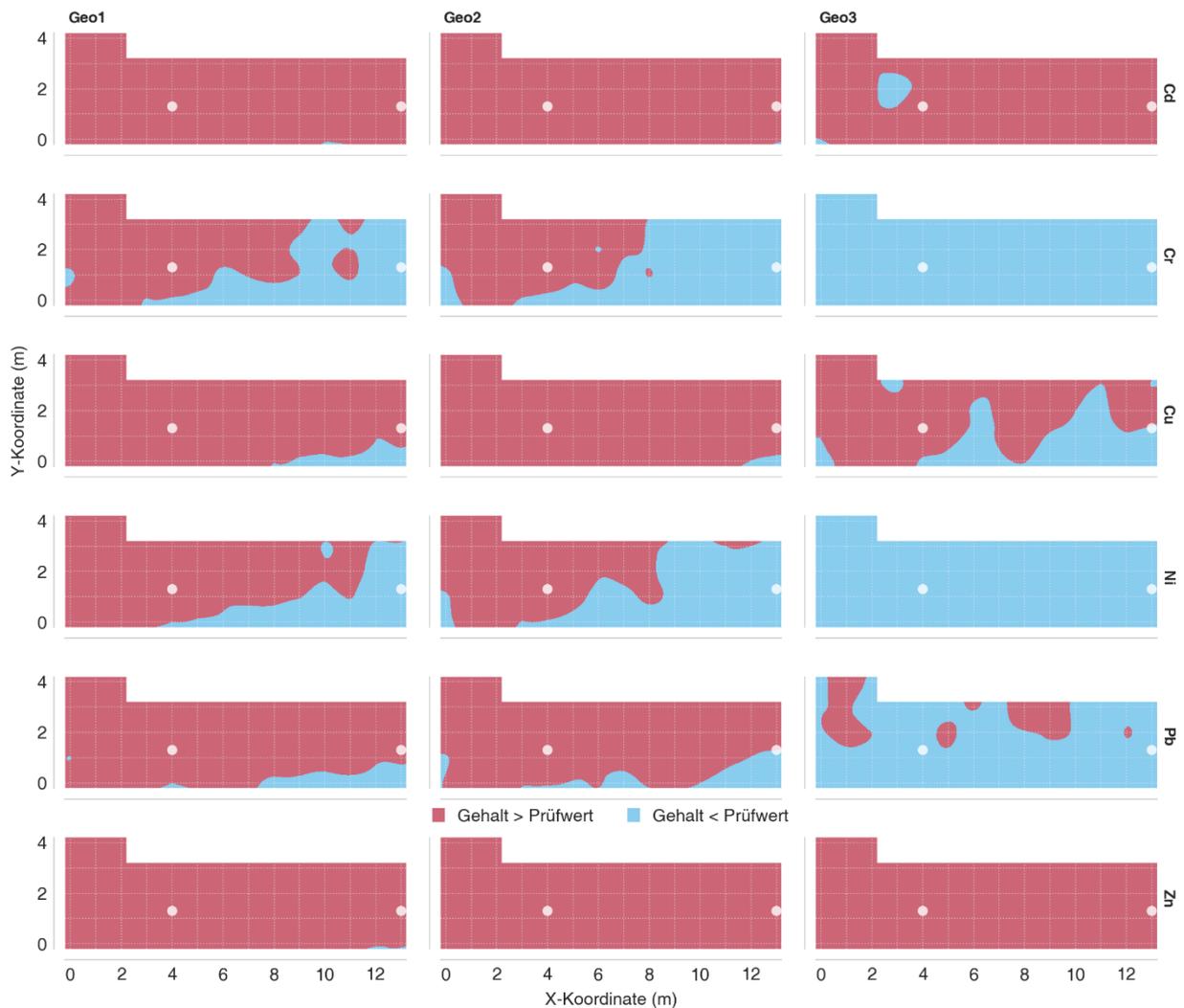


Abbildung 24: Abgrenzung der Flächen mit Überschreitung der Prüfwerte nach BBodSchV (1999) für die Bodenart Sand. Die Unterteilung in Spalten erfolgte analog zu Abbildung 23. Die weißen Punkte markieren die räumliche Lage der Messpunkte zur Sickerwasseruntersuchung. Geo2 beinhaltet nur Proben, die aus der mittleren Sedimentschicht entnommen wurden und Geo3 beinhaltet Proben die ausschließlich dem Ausgangssubstrat zugeordnet werden konnten. Tiefenprofil der Schwermetallbelastung.

Die vertikale Belastung der Mulde mit Schwermetallen zeigt beispielhaft Abbildung 25. Auffällig sind die erhöhten Schwermetallgehalte im Tiefenbereich von 20 bis 30 cm, mit Ausnahme von Zn dessen Gehalte an der Oberfläche am höchsten sind (Abbildung 25f). Bei allen anderen Schwermetallen liegen die höchsten Gehalte in eben dieser Tiefenstufe (Abbildung 25a-e). Im Allgemeinen nimmt der Metallgehalt zwischen 30 und 40 cm deutlich ab. Tedoldi et al. (2016) verglichen Schwermetallgehalte verschiedener Tiefenstufen von zehn verschiedenen Regeninfiltrationsanlagen (SUDS; Bioretention Systems). Bei allen Standorten zeigte sich eine scharfe Übergangszone mit abnehmenden Metallgehalten zwischen 20 bis 40 cm.

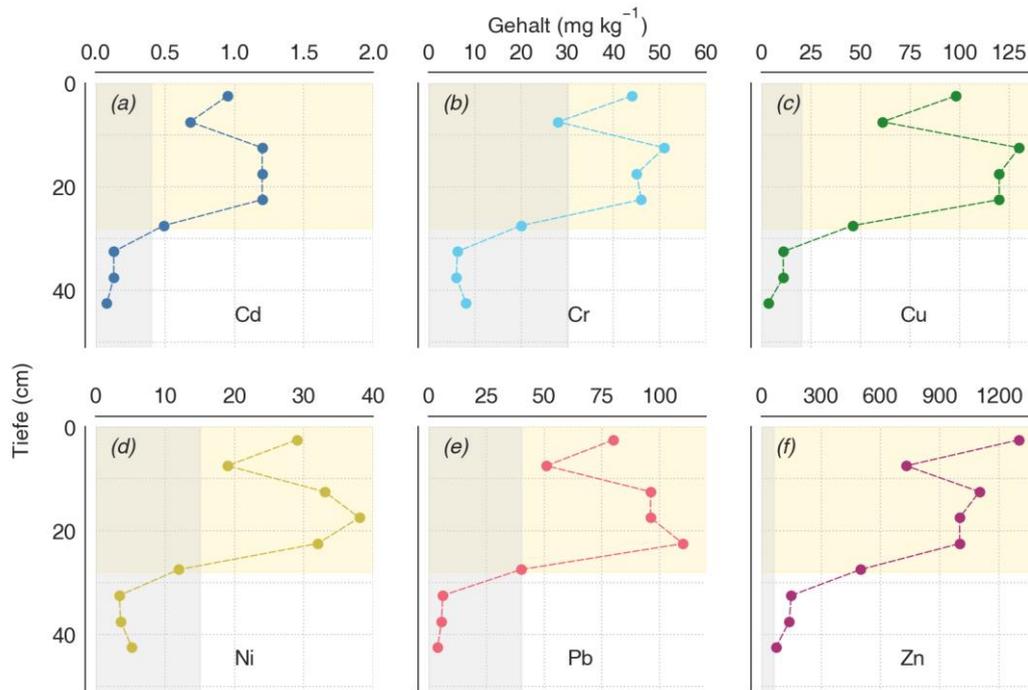


Abbildung 25: Tiefenprofile der Metallgehalte am Standort M2 für das Bodenprofil in unmittelbarer Nähe des Zulaufs. Das Beprobungsintervall beträgt 5 cm. Die horizontale Ausdehnung des akkumulierten Sediments seit Inbetriebnahme ist gelb hinterlegt. Werte innerhalb des grau hinterlegten Bereichs liegen unterhalb des jeweiligen Prüfwertes nach BBodSchV (1999) (Bodenart Sand).

Allerdings befindet sich in deren Vergleich der maximale Festphasengehalt nur in einem Fall nicht an der Oberfläche, so wie es in den Untersuchungen für M2 der Fall ist. Mit der Ausnahme von Zn beschränken sich Überschreitungen der Vorsorgewerte auf die sedimentierte Bodenschicht. Diese Beobachtung stimmt nur partiell mit den Ergebnissen aus der räumlichen Kartierung überein, wo lediglich für die Elemente Cr, Ni, Pb und teilweise für Cu die Vorsorgewerte im Ausgangssubstrat unterschritten werden.

Nicht eindeutig zu klären sind die Gründe für die maximalen Schwermetallgehalte um eine Tiefe von 20 cm. Durch die ausgeprägte Form der Abstufung könnte eine nach unten wandernde Schadstofffahne angenommen werden. Der enge Bereich der lokalen Maxima widerspricht jedoch den unterschiedlichen Mobilitäten der einzelnen Metalle (Bradl 2004, Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981). Es wird angenommen, dass der physikalische Rückhalt von partikulären Schwermetallen innerhalb dieser Tiefenstufe und die stärkeren Variationen der Einlaufkonzentrationen über die gesamte Betriebszeit dieses Konzentrationsmuster bedingen.

4.4 Physikochemische Bodenparameter

Zur Charakterisierung der bodenhydrologischen Eigenschaften der Untersuchten Mulden werden in diesem Kapitel Laborergebnisse der Wasserretention und gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vorgestellt. Darüber hinaus werden die Sorptionsisother-

men ausgewählter Metalle für die Standorte M1 und M2 vorgestellt um wesentliche Aspekte der Metalladsorption, als Hauptreinigungsmechanismus des Niederschlagsabflusses, zu erläutern.

4.4.1 Wasserretention

Die im Labor bestimmte Wasserretentionen und daran angepasste Retentionskurven nach van Genuchten (1980) sind in Abbildung 26 dargestellt. Allgemein zeigen alle Standorte einen für sandige Böden typischen Verlauf der Retentionskurve mit starker Abnahme des Wassergehaltes im Bereich der Grobporen ($pF < 1,8$). Nichtsdestotrotz weist jede Messstelle standortspezifische Retentionseigenschaften auf. Dabei zeigen sich wesentliche Unterschiede zwischen dem Standort im Raum Berlin und den Standorten in NRW, wobei letztere eine deutlich größeren Porenraum nahe Sättigung aufweisen. Der Grund hierfür liegt in den deutlichen höheren C_{org} Gehalten der Standorte M2 und M3, was eine niedrigere Trockenrohdichte bedingt und letztendlich die höhere Porosität an diesen Standorten erklärt. Beispielsweise ähneln die Kurvenverläufe des C-Horizontes mit vernachlässigbar geringem C_{org} Gehalt am Standort M2 (Abbildung 26g) den Retentionskurven in Abbildung 26a-d. Ein weiterer Grund für die ausgeprägten Unterschiede zwischen Abbildung 26a-d und i ist die gröbere Bodenstruktur am Standort M3, was ähnliche Auswirkungen auf die Bodenporosität zu Folge hat, wie erhöhte C_{org} Gehalte.

Ein Profilweiser Vergleich der in Abbildung 26 dargestellten Wasserretentionen offenbart homogene Kurvenverläufe am Standort M1, die sehr heterogenen Kurvenverläufen am Standort M2 gegenüberstehen. Diese Tatsache spiegelt die unterschiedliche Beschickungsart zwischen beiden Standorten wider. Während am Standort M2 die punktuelle Beschickung profildifferenzierte Wasserretentionen verursacht, ist dies am Standort M1 mit flächigem Zulauf nicht der Fall.

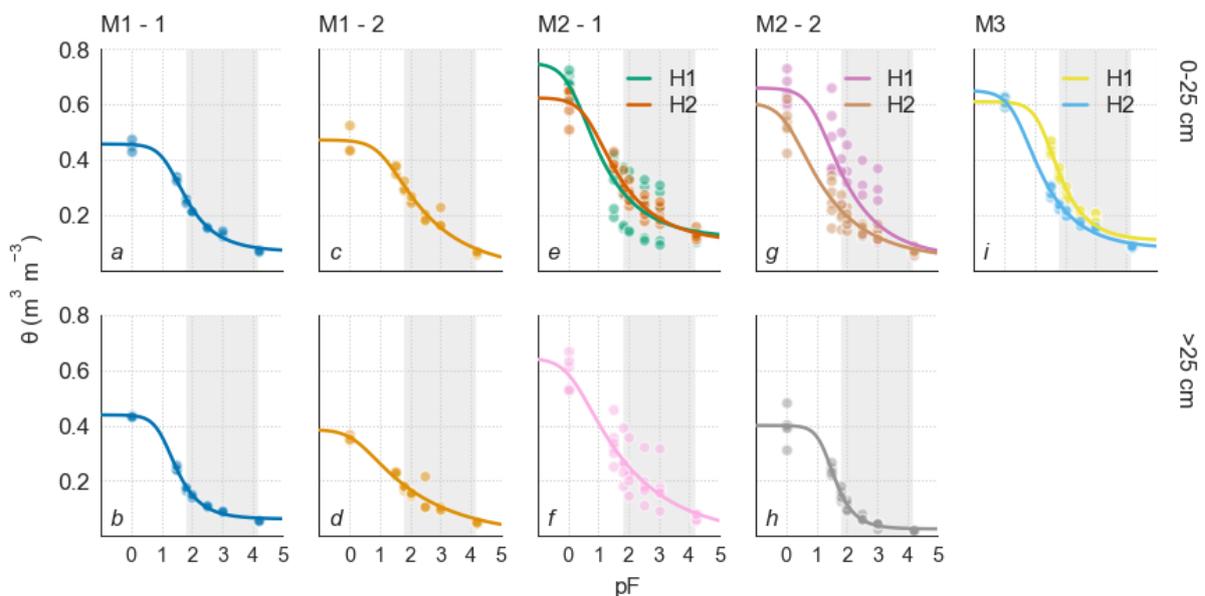


Abbildung 26: pF Kurven je Standort und Messpunkt für Ober- (0 bis 25cm) und Unterboden (>25 cm). Werte für Standort M1 stammen aus dem Vorläuferprojekt LEIREV, in welchem an zwei Profilen pF-Kurven ermittelt wurden. Messpunkt M2 – 1 entspricht dem einlassnahen Profil und M2 – 2 dem einlassfernen. H1 und H2 sind weitere Oberbodendifferenzierungen entsprechend der Profibesreibungen (siehe 3.1), dabei ist H1 jeweils der direkt an der Oberfläche anstehende Horizont. Der grauhinterlegte Bereich entspricht der nutzbaren Feldkapazität (pF 1,8 bis 4,2)

4.4.2 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die im Labor an ungestörten Bodenproben gemessene gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}) des Bodens veranschaulicht Abbildung 27. Alle Messungen zeigen die für K_{sat} Werte typisch hohen Varianzen innerhalb eines Bodenhorizontes. Bemerkenswert sind die sehr hohen Leitfähigkeiten im Oberboden der Standorte M2 und M3, die eine sehr hohe Infiltrationsfähigkeit zur Folge haben. Diese Tatsache stimmt für den Standort M3 mit der grobkörnigen Bodenstruktur überein. Am Standort M2 hängt die hohe Leitfähigkeit mit den erhöhten C_{org} Gehalten und letztendlich höherer Porosität zusammen. Für letzteren Standort nähert sich die Leitfähigkeit im Untergrund typischen Leitfähigkeiten sandiger Böden wie am Standort M1 an. Alle Standorte liegen im Bereich der empfohlenen Versickerungsfähigkeit von Muldensubstraten nach DWA-A 138 (2005) von 10^{-5} bis 10^{-3} m s^{-1} .

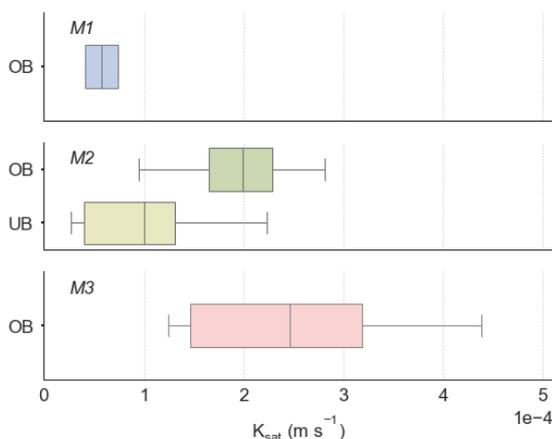


Abbildung 27: Boxplots (n = 6) der gesättigten Wasserleitfähigkeit K_{sat} je Standort für alle Oberbodenhorizonte („OB“, 0-25 cm) und einen Unterbodenhorizont („UB“, >25 cm).

4.4.3 Sorptionsversuche

Zur Einschätzung des Sorptionsverhaltens der Muldensubstrate und für die Modellierung wurden Sorptionsversuche durchgeführt (vgl. Kapitel 3.3.1). Die Ergebnisse aller Sorptionsexperimente mit einer Anpassung an die lineare Henry-Isotherme und nichtlineare Freundlich-Isotherme stellen Abbildung 48 bis Abbildung 51 (Anhang A, Seiten 84 bis 87) dar. Die Abbildung 28 stellt exemplarisch die Freundlich-Isothermen für die beiden Hauptkontaminanten Cu und Zn dar. Es lassen sich deutliche element- und standortspezifische Sorptionscharakteristika erkennen. Das Muldensubstrat von M2 besitzt gegenüber dem Substrat von M1, mit Ausnahme von Cu im Vierten Horizont, eine höhere Sorptionsfähigkeit gegenüber den untersuchten Schwermetallen. Generell wird Cu gegenüber Zn stärker von der Bodenmatrix adsorbiert, gleichzeitig werden beide Metalle stärker durch den Oberboden adsorbiert. Im Übergang zum dritten bzw. vierten Horizont nimmt die Adsorptivität des Bodens markant ab. Hier handelt es sich um die Unterbodenhorizonte beider Standorte (vgl. Abbildung 50 und Abbildung 51; Seiten 86-87) ohne nennenswerte C_{org} -Gehalte und der damit stark reduzierten Anzahl an Sorptionsplätzen für die Bindung ionischer Schwermetalle aus der Bodenlösung. Außer für Cu am Standort M2, zeigt sich eine abnehmende Bodenaufnahme der Metalle bei steigender Konzentration in der Angebotslösung. Diese nichtlineare Zunahme der Adsorption

kennzeichnet die zunehmende Sättigung negativ geladener Oberflächen der Bodenmatrix und beschreibt den typischen Verlauf einer Freundlich-Isotherme. Bei höherer Cu-Konzentration in der Angebotslösung würde die Isotherme am Standort M2 ebenfalls einen nichtlinearen Kurvenverlauf annehmen.

Die stärkere Adsorption von Cu lässt sich durch seine hohe Affinität zur organischen Bodensubstanz erklären (Bradl 2004). Der Hauptunterschied der Isothermen für den Oberboden beider Standorte lässt sich durch die um den Faktor 4 bis 6 höheren C_{org} -Gehalte am Standort M2 gegenüber M1 erklären.

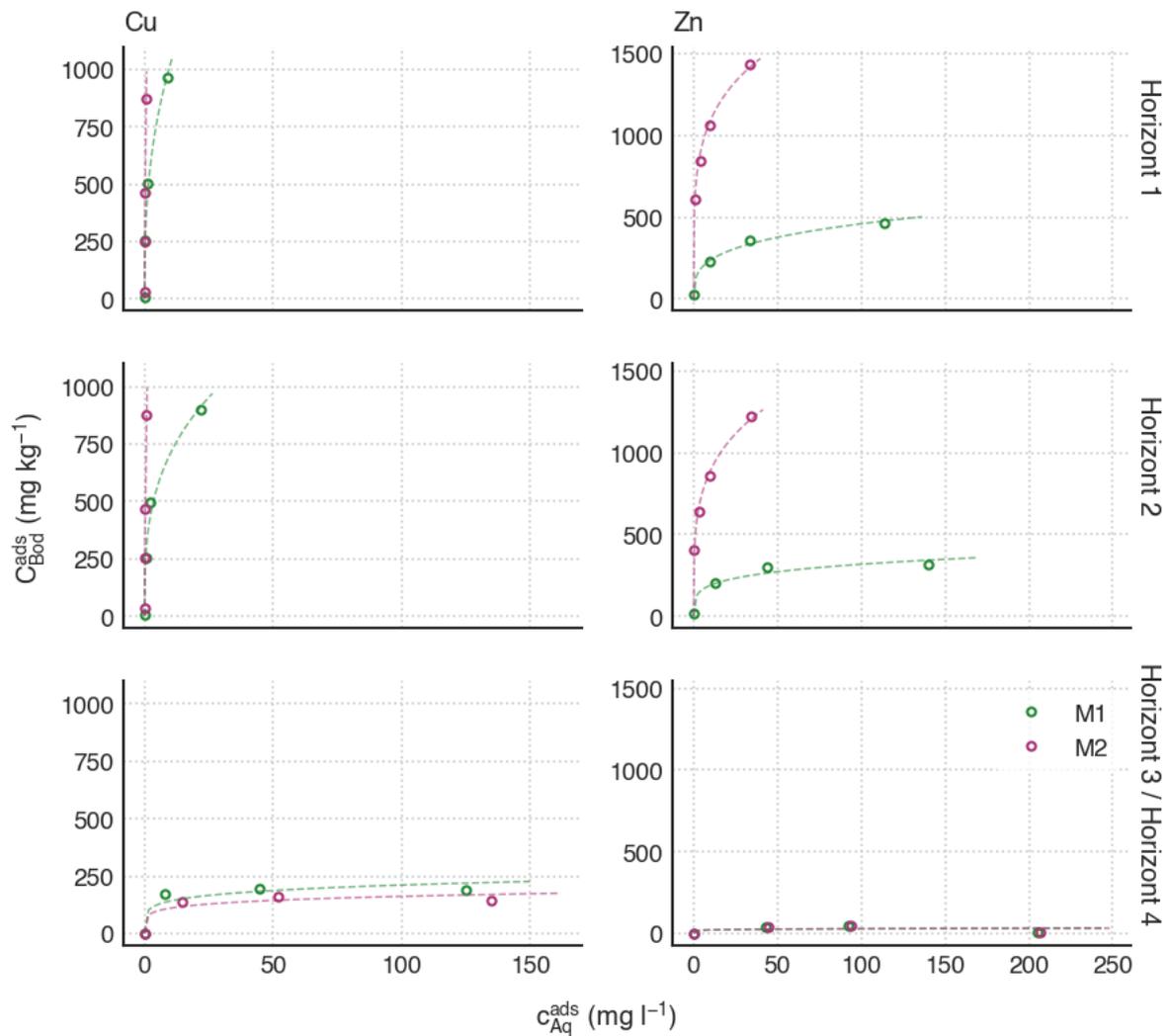


Abbildung 28: Ausgewählte Sorptionsisotherme der Standorte M1 und M2 für die Elemente Cu (linke Spalte) und Zn (rechte Spalte). Die horizontale Unterteilung entspricht den aufgenommenen Bodenhorizonten. Die unterste Reihe bildet für den Standort M1 Daten des dritten Horizonts ab, für den Standort M2 des vierten Horizonts.

Neben dem pH-Wert sowie den Gehalt an Karbonaten, Aluminium, Eisen oder Mangan Oxiden, bestimmt der C_{org} -Gehalt maßgeblich die Bindungskapazität von Schwermetallen an die Bodenmatrix (Tedoldi et al. 2016).

Darüber hinaus können besonders rekalcitrante Kohlenstoffverbindungen wie „Black Carbon“ die Kationenaustauschkapazität von Böden erhöhen (Liang et al. 2006), die bei Verbrennungsprozessen entstehen können und Bestandteil von Straßensedimente sind. Kluge et al. (2014) konnten zeigen, dass Straßensedimente gegenüber den vorliegenden Straßenrandböden klar erhöhte Adsorptionskapazitäten aufweisen. Sie führten dies u.a. auf die erhöhten Karbonat- und „Black Carbon“ Gehalte aus Fahrabrieb, bzw. aus Verbrennungsprozessen (Ruß) und Reifenabrieb zurück. Dies lässt sich auf den Standort M2 übertragen. Auch hier kann davon ausgegangen werden, dass sich die hohe Metallsorption auf den Eintrag von Straßensedimenten wie Reifenabrieb zurückführen lässt. Die Sorptionsversuche verdeutlichen auch, dass die Hauptreinigung des Niederschlagsabflusses in der belebten Oberbodenzone stattfindet und maßgeblich durch die Sorptionseigenschaften der Bodenmatrix bestimmt wird.

5 Ergebnisse der Messstellen

Der zentrale Punkt des Projektes KONVERT war das in situ Sammeln von Sickerwasser für die Untersuchung realer Sickerwasserqualitäten unterhalb langjährig betriebener Versickerungsmulden. Dazu werden in diesem Kapitel Ergebnisse der Metallkonzentrationen in Zulauf- und Sickerwasser aus der 22-monatigen Messkampagne präsentiert, für die drei Standorte verglichen und hinsichtlich der gemessenen Sickerwasserqualitäten bewertet. Am Anfang des Kapitels werden die meteorologischen Bedingungen während der gesamten Monitoringperiode kurz charakterisiert, um die Repräsentativität der gewonnenen Daten einzuordnen. Damit die Resultate des Sickerwassermonitorings besser nachvollzogen werden können, wird außerdem die Funktionsweise der Messstellen veranschaulicht.

5.1 Meteorologische Bedingungen in 2018 und 2019

Im Vergleich zum langjährigen Mittel waren die meteorologischen Bedingungen in 2018 außergewöhnlich trocken, mit einer ausgeprägten Dürreperiode von Frühsommer bis Spätherbst (Abbildung 29). Im Berliner Raum fielen lediglich 376 mm, und an den Messstandorten in NRW lediglich 643 mm an Jahresniederschlag (langjähriges Mittel: Berlin 577 mm, NRW 902 mm). Im Jahr 2019 entsprachen die kumulativen Niederschläge in Berlin dem langjährigen Mittel. Lediglich die Monate Februar und April verzeichneten weniger Niederschlag als üblich (Abbildung 29a). Im Ruhrgebiet waren im Jahr 2019 die Monate Februar, April, Juni und Juli trockener als üblich, während die restlichen Monate ebenfalls dem langjährigen Mittel entsprachen (Abbildung 29b).

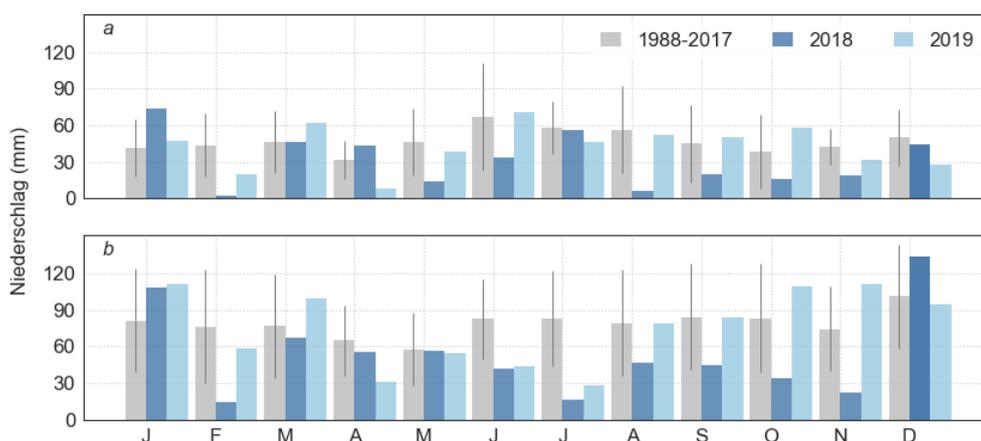


Abbildung 29: (a) Monatliche Niederschlagshöhe in 2018 und 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel für (a) den Raum Berlin (M1) und (b) für das Ruhrgebiet (M2 und M3). Die schwarzen Balken markieren die Spanweite der monatlichen Niederschlagshöhen für den Zeitraum 1988-2018. Datenquelle sind die Messstellen „Berlin Tempelhof“ (ID 433) und „Essen-Bredeney“ (ID 1303) des Deutschen Wetterdienstes (Deutscher Wetterdienst, 2000).

5.2 Funktion der Messstellen

Zur Illustration der Funktionsweise der Messstellen (vgl. hierzu Kap. 3.1.3) sind in Abbildung 30 für die Standorte M1 und M2 die ersten vier Monate exemplarisch nach Inbetriebnahme dargestellt. Dabei zeigt die gemessene Bodenfeuchte in der Tiefe der Saugkerzen einen klaren Zusammenhang mit dem kumulativen Niederschlag am entsprechenden Messstandort. Aus dieser Beziehung lässt sich die Anwendbarkeit unseres Messansatzes – das Sammeln von Bodenwasser auf Basis der aktuellen Bodenfeuchte auf Zeiträume mit einer Tiefenversickerung zu beschränken – klar ableiten.

Abbildung 30c zeigt die Funktionsweise des konzipierten Messprinzips schematisch für ein einzelnes Regenereignis über zwei Stunden mit 8,4 mm Gesamtniederschlag. Ungefähr 100 Minuten nach Einsetzen des Regens wird der festgelegte Schwellenwert der Bodenfeuchte in der Tiefe der Saugkerzen überschritten, wodurch die Vakuumpumpe aktiviert wird. Diese regelt den Unterdruck für die nächsten vier Stunden exakt auf -350 hPa. In der Einlaufphase hat sich gezeigt, dass vier Stunden Extraktion i. d. R. ausreichen, um für die Analysen genug Bodenwasser zu erhalten (ca. 150 ml pro Saugkerze und Event; ca. 500 ml pro Messpunkt und Event). Diese Zeitspanne von vier Stunden wurde für alle drei Messstellen gesetzt und über den gesamten Messzeitraum beibehalten.

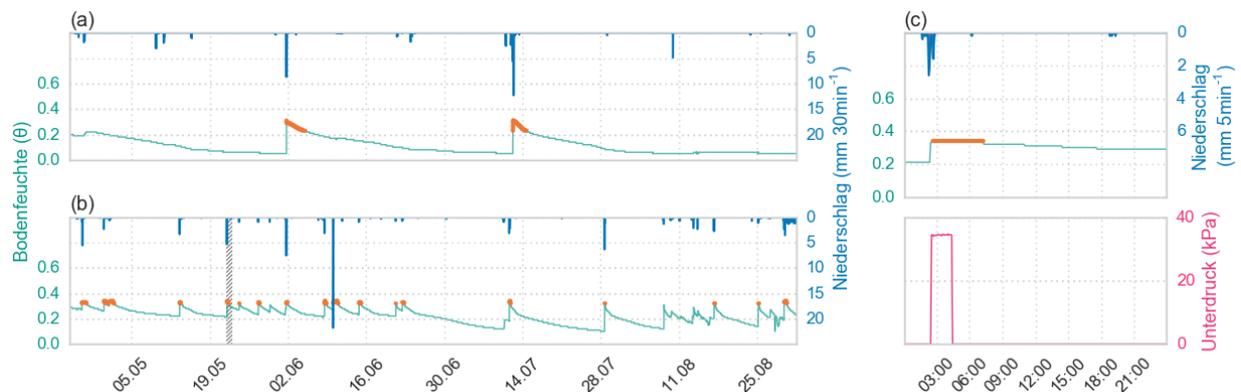


Abbildung 30: Zeitreihe für Bodenfeuchte (25-30 cm Tiefe) und Niederschlag über die ersten vier Monate für den (a) Standort M1 und (b) Standort M2. (c) Exemplarische Abfolge von Niederschlag, Anstieg der Bodenfeuchte und automatischer Unterdruckregelung zur Extraktion von Sickerwasser für den schraffierten Bereich in Teilabbildung (b). Der orange eingefärbte Bereich der Bodenfeuchte in allen Abbildungen liegt oberhalb des Schwellenwertes, welcher die Extraktion von Bodenwasser initiiert.

5.3 Sickerwasserkonzentrationen

5.3.1 Probenübersicht

Insgesamt wurden über den gesamten Messzeitraum (März 2018 bis Februar 2020) 161 einzelne Sickerwasserproben entnommen und im Labor analysiert (Tabelle 15). Von diesen 161 Proben sind 141 Proben analytisch belastbar, das heißt sie wurden nach der Einlaufphase der entsprechenden Messstellen entnommen. Für die Standorte M1 und M3 wurde die ersten zwei Monate seit Inbetriebnahme, für den Standort M2, mit größerem Anschlussverhältnis und häufigerer Tiefenversickerung, wurden die ersten vier Probenahmen als Einlaufphase definiert.

Durch die Definition dieser Einlaufphase soll sichergestellt werden, dass: (i) ein ausreichender hydraulischer Kontakt zwischen Bodenmatrix und Saugkerze ausgebildet wurde, (ii) die gesamte Messtechnik in den Bodenkörper eingewachsen ist und (iii) eventuelle Verunreinigungen innerhalb der Sammelgefäße ausgespült wurden. Zur Analyse des Zuflusses wurden insgesamt 140 Proben entnommen. Die leicht höhere Anzahl an Zuflussproben für den Anteil gelöster Metalle gegenüber dem gesamten Anteil der Metalle erklärt sich aus den zum Teil unzureichenden Probenvolumina, um zwei Aliquote zu beproben.

Aufgrund der flächigen Beschickung am Standort M1 wurde an beiden Messpunkten dieselbe Anzahl an Sickerwasserproben entnommen. Für die Standorte mit punktueller Beschickung generierte dagegen nur ein Teil der Niederschlagsereignisse Sickerwasser am Punkt (P2, ca. 10 m entfernt vom Einlauf). Daher wurde an Standort M2 in 53 % aller beprobten Events, und am Standort M3 in 46 % der Events am einlassfernen Punkt Sickerwasser gewonnen.

Tabelle 15: Zusammenstellung aller entnommenen Wasserproben an den drei Messstellen. Für die Standorte in NRW bezieht sich Punkt 1 auf den einlaufnahen und Punkt 2 auf den einlauffernen Punkt, weshalb die Anzahl Events zwischen beiden Punkten an einem Standort voneinander abweicht. Der Zulauf wird unterschieden nach gelöster (filtrierte Probe) und gesamter (Säureaufschluss mit HNO₃) Konzentration an Metallen.

Messstelle	Beprobte Sickerwasserevents				Zulauf	
	Gesamtanzahl		Analytisch belastbar [#]		Gelöst	Gesamt
	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 1	Punkt 2		
M1	27	27	26	26	19	18
M2	39	21	34	19	31	26
M3	32	15	29	15	25	21

[#] Anzahl Proben nach Einlaufphase und mit repräsentativem Probenvolumen

5.3.2 Chemische Eigenschaften der Sickerwässer

Für den Fall ausreichender Sickerwasservolumina wurde bei der Probennahme zusätzlich für Aliquot direkt im Feld der pH-Werte und die elektrische Leitfähigkeit gemessen (Abbildung 31). Im Mittel lagen alle Leitfähigkeiten (LF) im Bereich 200 bis 400 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Während am Standort M1 die LF identisch zwischen beiden Messpunkten war, gab es klare Unterschiede zwischen P1 und P2 für die Standorte in NRW. Letztere Standorte zeigten auch zusätzlich größere Schwankungen der gemessene LF. Da die LF direkt durch den Gehalt an Ionen in der wässrigen Phase bestimmt wird, lassen die größeren Schwankungen eine höhere Variabilität an gelöster Metallkonzentrationen für die Sickerwässer in NRW vermuten. Insgesamt zeigen alle Leitfähigkeiten jedoch keine auffälligen Werte.

Ähnlich zu den LF-Werten zeigte der pH der Sickerwässer größere Schwankungen an den Standorten in NRW. Einige Werte von pH < 6 sind allerdings sehr wahrscheinlich auf Messfehler zurückzuführen, da diese Messung mehrere Minuten dauert und zu niedrige Werte bei einem verfrühten Abbruch zustande kommen können. Bei pH-Werten im Bereich 5 bis 6 beginnt bereits die Re-Mobilisierung adsorbierter Metalle aus der Bodenmatrix (Chlopecka et al. 1996), was einen deutlichen Anstieg von Metallen in

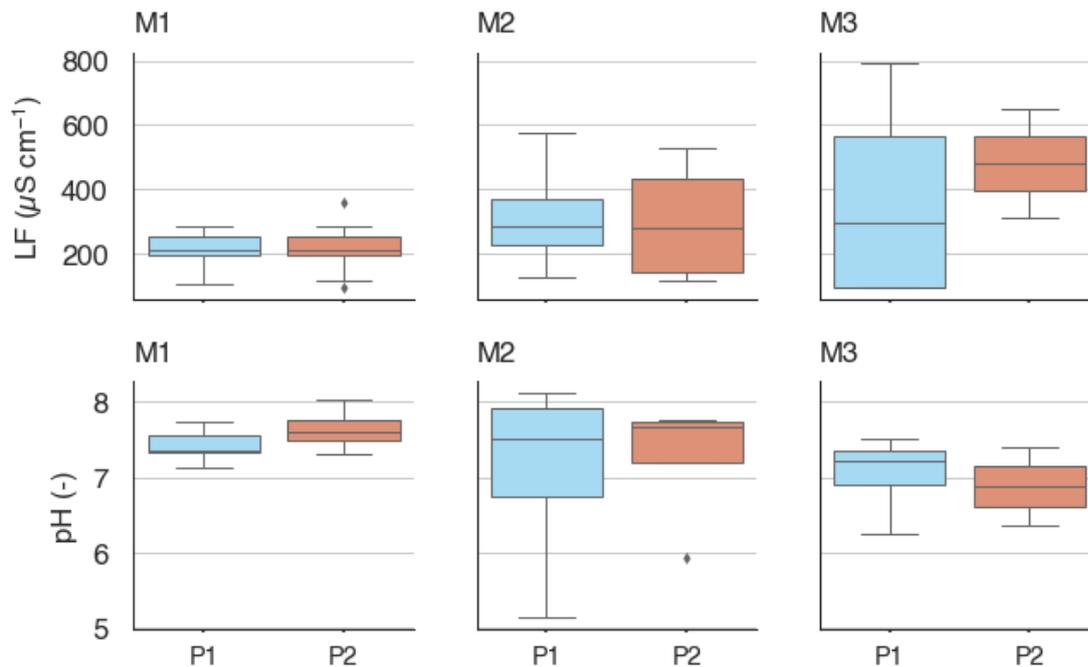


Abbildung 31: Leitfähigkeit (obere Reihe) und pH-Wert (untere Reihe) für entnommene Sickerwasserproben mit ausreichenden Volumina für die Bestimmung beider Parameter. Die Abbildung ist vertikal nach den drei Standorten unterteilt.

der Bodenlösung zur Folge haben kann, der innerhalb der durchgeführten Feldversuche nicht beobachtet wurde.

Insgesamt liegen die mittleren pH-Werte aller Sickerwasserproben im neutralen bis schwach alkalischen Bereich, womit momentan für die Messpunkte nur von einer geringen Re-Mobilisierung durch Desorption, also einer Rücklösung adsorbierter Metalle aus der Bodenmatrix, auszugehen ist, da Metalle in diesem pH-Milieu stark an die Bodenmatrix gebunden sind (z. B. Bradl 2004).

5.3.3 Zeitreihen der gemessenen Metallkonzentrationen in Zufluss- und Sickerwasser

Im Folgenden werden die Zeitreihen der Zufluss- und Sickerwasserkonzentrationen präsentiert. Dies sind jeweils die vollständigen Messreihen der Zuflusskonzentrationen (gelöst und gesamt) sowie die Sickerwasserkonzentrationen für beide Messpunkte des Standorts für alle untersuchten und analysierten Schwermetalle (M1 = Abbildung 32; M2 = Abbildung 33; M3 = Abbildung 34). Zur Übersicht wurde oben in der Abbildung der entsprechende Verlauf der Temperatur und des täglichen Niederschlags hinzugefügt. Zwischen den Punktwerten der eventbasierten Messungen wurde linear interpoliert. Wenn einzelne Werte der Schwermetallkonzentrationen aufgrund der Unterschreitung der Nachweisgrenze nicht in die Messreihe einfließen konnten ist die lineare Interpolation zu und von diesem Punkt unterbrochen. Für die Standorte mit einem selektiven Zuflussregime (M2, M3) kam es nur bei der Hälfte der beprobten Regenevents zu ausreichend Niederschlagsabfluss, um an den einlassfernen Messpunkten eine Tiefenversickerung auszulösen. Aus diesem Grund ist die Anzahl der Sickerwasserproben an Messpunkt 2 in Abbildung 33 und Abbildung 34 um etwa 50 %

geringer gegenüber Messpunkt 1. Die einzelnen Schwermetallgehalte pro Messevent und Messstelle sind in Tabelle 21, Tabelle 22 und Tabelle 23. (Anhang C, Seiten 89 bis 96) zusammengestellt.

Allgemein zeigten die Metallkonzentrationen in Zufluss- und Sickerwasser eine klare zeitliche Variabilität. Insbesondere die Zuflusskonzentrationen von M2 unterlagen starken Schwankungen über den gesamten Messzeitraum (Abbildung 33). Obwohl keine klaren Muster der Sickerwasserkonzentrationen anhand der dargestellten Zeitreihen abgeleitet werden können, lassen sich folgende allgemeinen Aussagen zusammenfassen:

- (a) Metalle mit geringer Konzentration im Sickerwasser (um den Bereich der Nachweisgrenze) zeigten weniger Schwankungen gegenüber Metallen für die höhere Konzentrationen gemessen wurden (Cd, Cr, und Pb gegenüber Cu, Ni und Zn).
- (b) Konvektive Niederschlagsereignisse hatten weder eine Verdünnung noch eine Aufkonzentration der Metallgehalte im Sickerwasser zur Folge. Viel eher konnte in ausgedehnten Feuchtphasen während stratiformer Niederschlagsereignisse eine Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen verzeichnet werden.
- (c) Spitzenbelastungen mit Metallen im Zuflusswasser konnten nur sporadisch im Sickerwasser wiedergefunden werden, wie vereinzelt für die Element Ni und Zn an den Standorten M2 und M3. Für den Überwiegenden Teil der beprobten Events zeigt sich kein direkter Zusammenhang zwischen den Metallkonzentrationen im Zufluss- und Sickerwasser.
- (d) In Bezug auf den Metallrückhalt wurden die Metallkonzentrationen im Sickerwasser während der Passage der belebten Oberbodenzone mindestens um eine Größenordnung gegenüber dem Zufluss reduziert. Einzig für die Element Cd und Ni konnte teilweise keine deutliche Reduktion der Metallgehalte im Sicker- gegenüber dem Zuflusswasser beobachtet werden.

Punkt (a) lässt sich durch die Vorgehensweise erklären, dass Werte unterhalb der Nachweisgrenze auf den halben Wert der NWG gesetzt wurden. Zwar ist solch ein Vorgehen sinnvoll, um die analytische Belastbarkeit zu gewährleisten, allerdings geht dadurch ein Teil der gemessenen Variabilität verloren, was folglich die geringen zeitlichen Schwankungen von Cd und Cr erklärt. Die Mobilität von Blei in der Bodenlösung wird aufgrund seiner starken Bindung mit der Oxidfraktion als äußerst gering eingestuft (Bradl 2004, Chlopecka et al. 1996, Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981). Knechtenhofer et al. (2003) und Roulier et al. (2008) identifizierten den präferenziellen Transport von Pb als dominanten Transportpfad von Pb in Böden. Dieser Sachverhalt könnte die beobachteten Peaks von Pb-Gehalten im Sickerwasser erklären, lässt anhand der geringen Auftretenswahrscheinlichkeit aber nicht verifizieren. Genauso wahrscheinlich könnte es sich um einzelne Messfehler gehandelt haben.

Während Starkregenereignissen ist durch die hohen hydraulischen Frachten von gesättigten Bedingungen im Muldensubstrat auszugehen, was eine plausible Erklärung für Punkt (b) liefert. Während eines gesättigten Wasserflusses maximiert sich der durchströmte Bodenquerschnitt, weshalb das versickernde Wasser Kontakt zu der gesamten sorptiven Bodenoberfläche hat. Folglich ist ein Anstieg der Sickerwasserkonzentrationen für solche Ereignisse unwahrscheinlich. Dagegen können ausgedehnte Feuchtphasen reduzierende Bodenbedingungen zur Folge haben, wodurch sich die Metalllöslichkeit erhöht, da Eisen/Mangan-Hydroxidoxiden aufgelöst werden (Charlatchka und Cambier 2000, Chuan et al. 1996). In einer Literaturstudie fand LeFevre et al. (2015) widersprüchliche Aussagen bezüglich des Einflusses von intermittierenden Feucht-trocken Perioden und es scheint, als ob die zugrundeliegenden Prozesse noch nicht ausreichend verstanden sind.

Aufgrund des Probennahmeverfahrens repräsentieren die gemessenen Zuflusskonzentrationen nicht die exakte Eventkonzentration, sondern vielmehr eine durchschnittliche Belastung im Zufluss über das gesamte Niederschlagsereignis. Somit lässt sich leicht erklären, warum kein direkter Zusammenhang zwischen den Metallgehalten im Zufluss- und Sickerwasser beobachtet werden konnte, wie in Punkt (c) beschrieben. Darüber hinaus konnten Aljoumani et al. (2019) und Kluge et al. (2014) ebenfalls keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen den zufließenden Metallkonzentrationen und der Sickerwasserqualität auf Eventbasis ableiten.

Punkt (d) verdeutlicht erneut die Wichtigkeit der belebten Oberbodenzone in Bezug auf die Versickerung und Reinigung von Niederschlagsabfluss, insbesondere durch Sorptionsprozesse (vgl. Kapitel 4.4.3, Seite 40). Das vermeintlich kein Rückhalt von Cd und Ni stattfand beruht auf zwei Tatsachen: (i) Die sehr geringen Cd-Konzentrationen befanden sich häufig im analytisch als kritisch zu betrachtendem Bereich unterhalb der Nachweisgrenze, wo die messtechnische Präzession nicht ausreicht, um verlässliche Ergebnisse zu erhalten. Solche Messwerte sind folglich mit großen Unsicherheiten behaftet und sollten nur bedingt für Aussagen herangezogen werden. (ii) Ni weist zum Teil stark erhöhte Festphasengehalte auf (vgl. Tabelle 12, Tabelle 13,

Tabelle 14). Bei Gleichgewichtseinstellung zwischen Sickerwasser und Bodenmatrix kann es infolge der geringeren Konzentrationen in der wässrigen Festphase zu Rücklösung von Nickel aus dem Muldensubstrat kommen. Zusätzlich wurden für Ni einzelne Ausreißer mit deutlich erhöhten Sickerwasserkonzentrationen beobachtet, bei denen es sich, ähnlich wie für Pb, um Messfehler handeln kann.

Neben den allgemeingültigen, hier aufgeführten Schlussfolgerungen zeigen die Ergebnisse der Messstellen auch ganz klare standortspezifische Unterschiede. Um den Einfluss des hydrologischen Regimes, der meteorologischen Standortbedingungen, der stofflichen Belastung im Muldensubstrat und der betrieblichen Nutzung im Einzugsbiet zu untersuchen werden in den beiden folgenden Kapiteln die Ergebnisse der Messstellen element- und standortspezifisch gegenübergestellt.

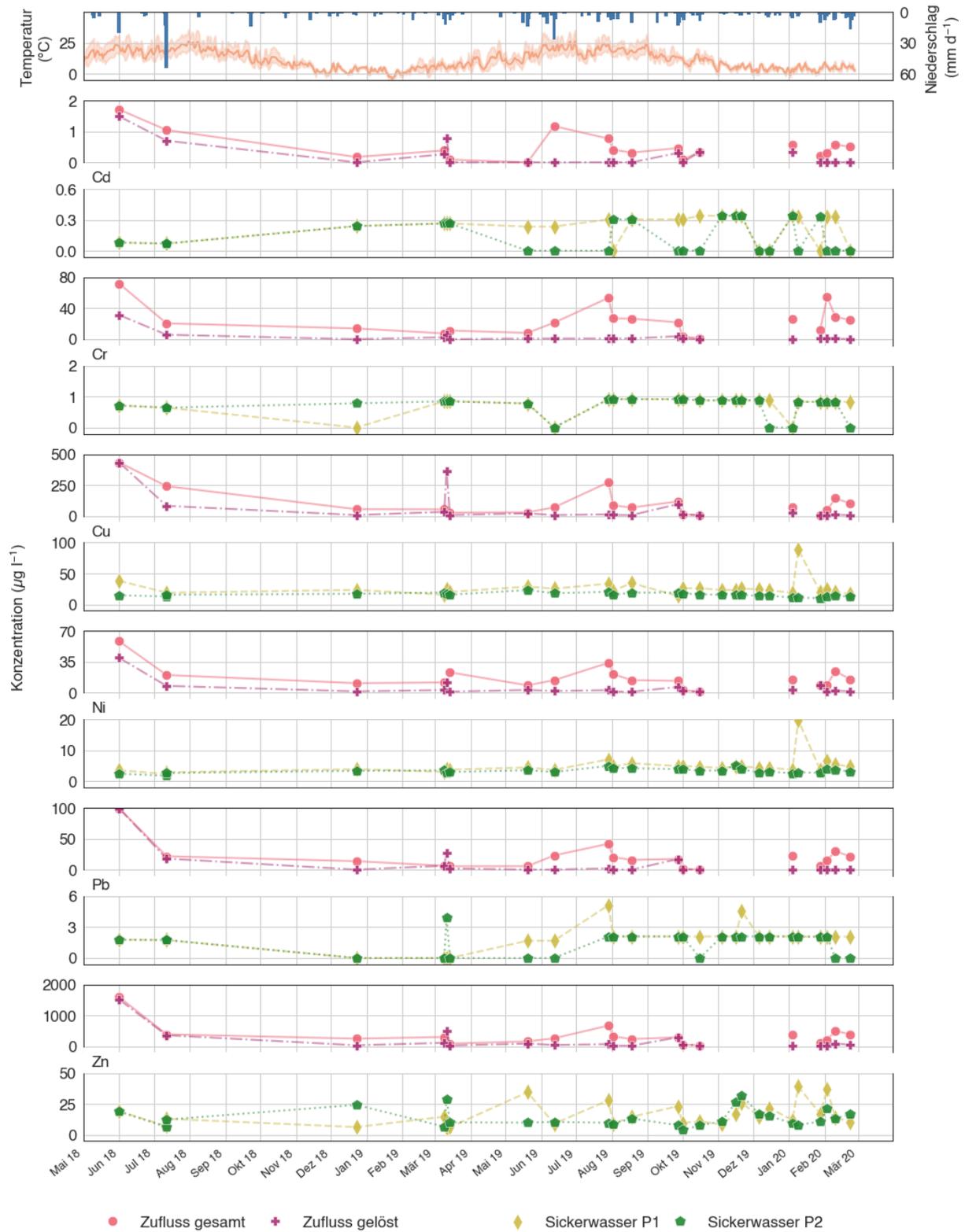


Abbildung 32: Zeitreihe von Standort M1 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung ist zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts dargestellt.

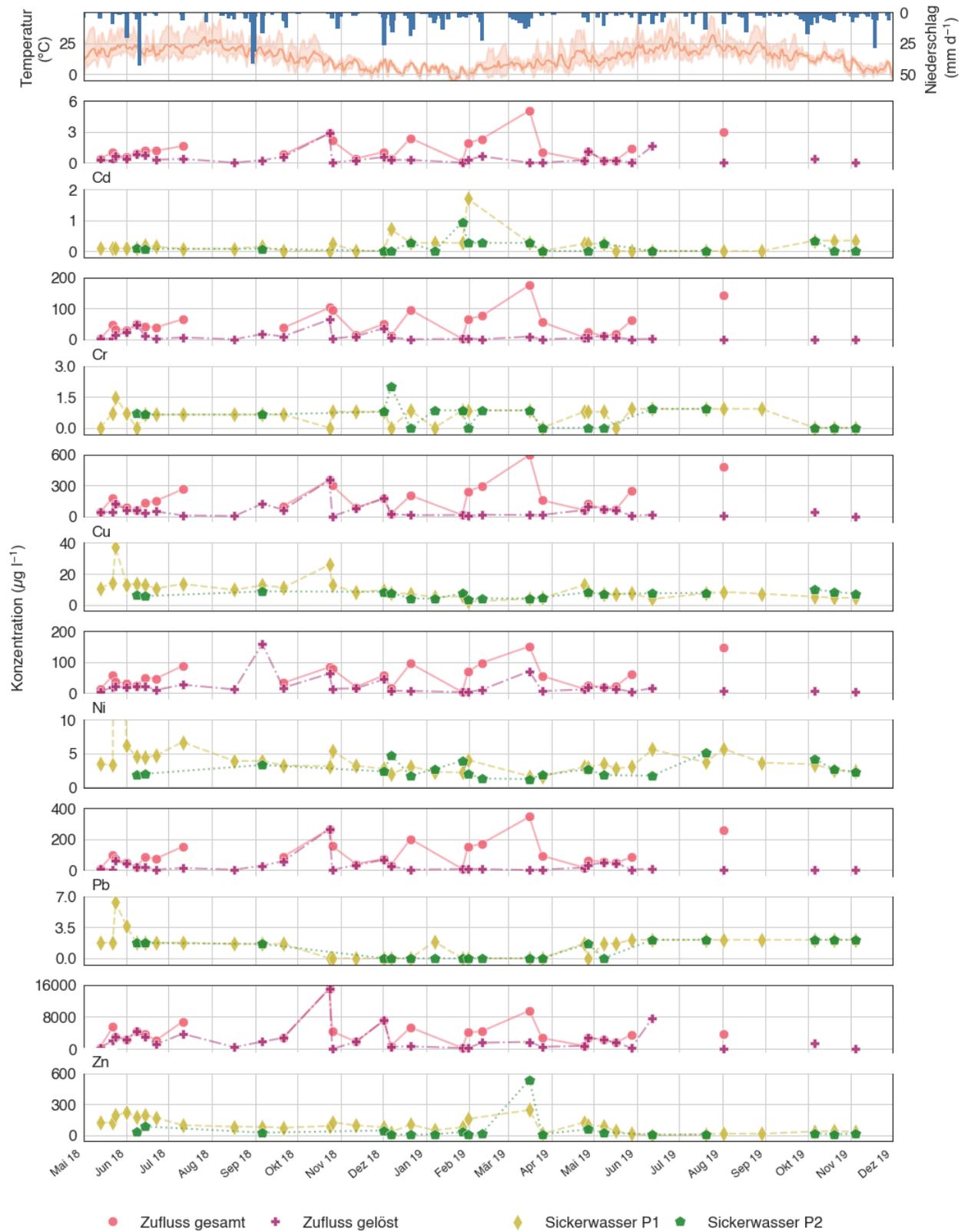


Abbildung 33: Zeitreihe von Standort M2 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts.

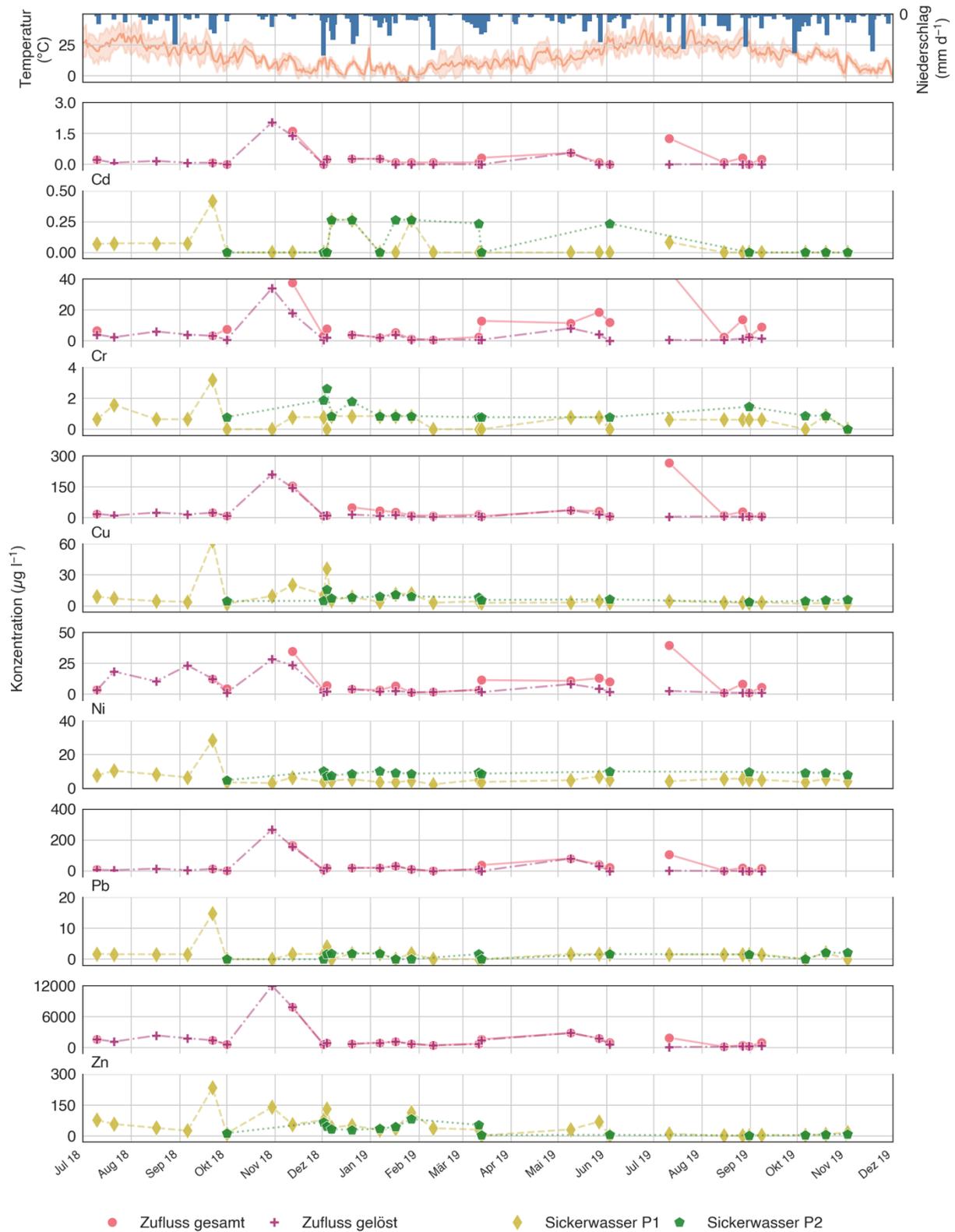


Abbildung 34: Zeitreihe von Standort M3 von Mai 2018 bis März 2020 der Zuflusskonzentration (gelöst/gesamt) und Sickerwasserkonzentration (von Messpunkt P1 und P2) von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Oben in der Abbildung zusätzlich der Temperaturverlauf und Niederschlag des Standorts

5.3.4 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Zufluss

Für die Genehmigung und Dimensionierung von Versickerungsmulden spielt die Nutzung im Einzugsgebiet eine wesentliche Rolle, weil hieraus die zu erwartenden Belastung im Niederschlagsabfluss abgeleitet wird (DWA-A 138, 2005). Entsprechend zeigten die Untersuchungen der Zuflusskonzentrationen im Rahmen von KONVERT klare standortspezifische Unterschiede. Allgemein zeigte der Standort M2 die höchste Belastung für alle untersuchten Metalle im Zufluss (Abbildung 35). Zusätzlich war die Gesamtkonzentration der einzelnen Metalle (gelöste und partikuläre Fraktion) im Zufluss des Standortes M2 deutlich erhöht gegenüber der gelösten Konzentration, während die anderen Standorte hier nur geringfügige (M1) bis keine (M3) Unterschiede zwischen beiden Fraktionen im Zufluss zeigten. Außerdem zeigen die Zuflusskonzentrationen am Standort M2 eine größere Streuung gegenüber M1 und M3. In Bezug auf die Absolutgehalte sind Cu und Zn die Hauptkontaminanten im Niederschlagsabfluss, unabhängig von der Nutzung im Einzugsgebiet.

Für den Standort M1 betrug der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) 0,4; 21,6; 68,9; 14,3; 16,5 und 279,2 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Im Literaturvergleich entsprechen diese Werte für Cd, Cu, Ni, Pb und Zn den typischen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von Fuß- und Radwegen (Göbel et al. 2007; vgl. Tabelle 24, Anhang D). Mit einer DTV < 2000 Kfz/d (Sommer et al. 2002) in Kombination mit einem Fußweg im Einzugsgebiet der Mulde M1 erscheint diese Einordnung plausibel.

Im Vergleich zu M1 zeigen sich am Standort M2 deutliche erhöhte Zuflusskonzentrationen. Während die Kupferkonzentration im Zufluss bei M2 gegenüber M1 nur um den Faktor zwei höhere Werte zeigten, lagen die Zinkkonzentrationen im Mittel um den Faktor 12 höher. Die generell höheren Zuflusskonzentrationen gegenüber M1 sind durch die gewerbliche Nutzung bedingt, wobei es hauptsächlich durch die Rangiertätigkeiten von Gabelstaplern und Lkw zu erhöhten verkehrsbedingten Schwermetalldeposition kommt. Der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) für diesen Standort betrug 1,0; 44,1; 139,8; 48,5; 77,0 und 3345,8 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Im Vergleich zur Literatur liegen die Konzentrationen von Cu und Ni im Bereich der typischen Abflusskonzentration Hauptstraßen bis Autobahnen (Göbel et al. 2007; vgl. Tabelle 24, Anhang D). Die Zn Konzentrationen überschreiten dagegen deutlich die typischen Werte von Straßenabflüssen. Da sich im Vorfeld bereits die Frage gestellt hat wie die Abwässer von Logistikflächen einzuordnen sind, sind diese auf Basis der in KONVERT erhobenen Daten am ehesten mit den Abflüssen einer viel befahrenen Straße gleichzustellen.

Bezüglich der Zuflusskonzentrationen von M3 können die Werte in der Größenordnung den Werten von M1 zugeordnet werden, wobei für einzelne Metalle auch hierfür starke Unterschiede existieren. So ist z. B. die Zinkkonzentration im Zufluss (gelöst) gegenüber M1 um den Faktor 3,4 erhöht, was daran liegt, dass dort vor allem Dachabfluss versickert wird, welcher über verzinkte Regenrinnen und Rohre abgeleitet wird. Der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) betrug für diesen Standort 0,1; 6,6; 14,3; 5,5; 19,9 und 938,2 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Cr und Ni liegen im für Dächer mit verzinkten Abflusssammlern typischen Konzentrationsbereich,

während die Konzentrationen von Cd, Cu und Pb eher einem Gründach entsprechen (Göbel et al. 2007; vgl. Tabelle 24, Anhang D). Zum Vergleich sind die typischen Spannweiten von Schwermetallkonzentration in Tabelle 17 für unterschiedliche Nutzungstypen im Einzugsgebiet dargestellt.

Tabelle 16: Statistische Kenngrößen der gemessenen Zuflusskonzentrationen (gelöst und gesamt).

Parameter	Probenart	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
Standort M1							
Mittelwert	Zufluss gelöst	0,2	3,1	61,2	5,5	9,0	181,8
	Zufluss gesamt	0,5	24,2	102,5	17,1	20,3	349,3
Median	Zufluss gelöst	0,0	0,9	10,0	2,5	0,001	57,7
	Zufluss gesamt	0,4	21,6	68,9	14,3	16,5	279,2
Minimum	Zufluss gelöst	0,0	0,0	6,4	1,0	0,0	22,1
	Zufluss gesamt	0,0	0,6	6,4	1,2	0,0	36,3
Maximum	Zufluss gelöst	1,5	31,3	433,8	39,6	99,2	1518,5
	Zufluss gesamt	1,7	71,9	433,8	58,4	99,2	1596,1
Standort M2							
Mittelwert	Zufluss gelöst	0,4	10,0	52,9	22,1	25,9	2304,9
	Zufluss gesamt	1,3	52,1	176,8	53,6	102,5	3906,1
Median	Zufluss gelöst	0,3	4,5	37,7	14,0	7,3	1553,0
	Zufluss gesamt	1,0	44,1	139,8	48,5	77,0	3345,8
Minimum	Zufluss gelöst	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	1,2
	Zufluss gesamt	0,0	1,4	12,0	3,1	6,1	229,9
Maximum	Zufluss gelöst	2,9	64,3	351,8	159,1	264,5	15090,0
	Zufluss gesamt	5,1	175,8	595,0	151,1	343,7	15090,0
Standort M3							
Mittelwert	Zufluss gelöst	0,2	4,4	24,7	6,6	28,2	1716,6
	Zufluss gesamt	0,3	10,1	36,7	9,0	30,6	1370,2
Median	Zufluss gelöst	0,0	2,2	9,5	2,7	7,1	874,0
	Zufluss gesamt	0,1	6,6	14,3	5,5	19,9	938,2
Minimum	Zufluss gelöst	0,0	0,0	3,7	1,2	0,0	101,3
	Zufluss gesamt	0,0	0,9	5,7	1,2	0,0	178,2
Maximum	Zufluss gelöst	2,0	34,1	210,8	28,3	268,9	12045,0
	Zufluss gesamt	1,6	45,4	265,6	39,6	166,6	7850,0

Interessanterweise unterschreiten die Zn-Konzentrationen die für solche Dächer üblichen Werte deutlich und entsprechen eher der Belastung im Abfluss von Dächern

ohne verzinkte Regenrinne und Fallrohr. Trotzdem stellt Zink auch den Hauptemittenten für diesen Standort dar.

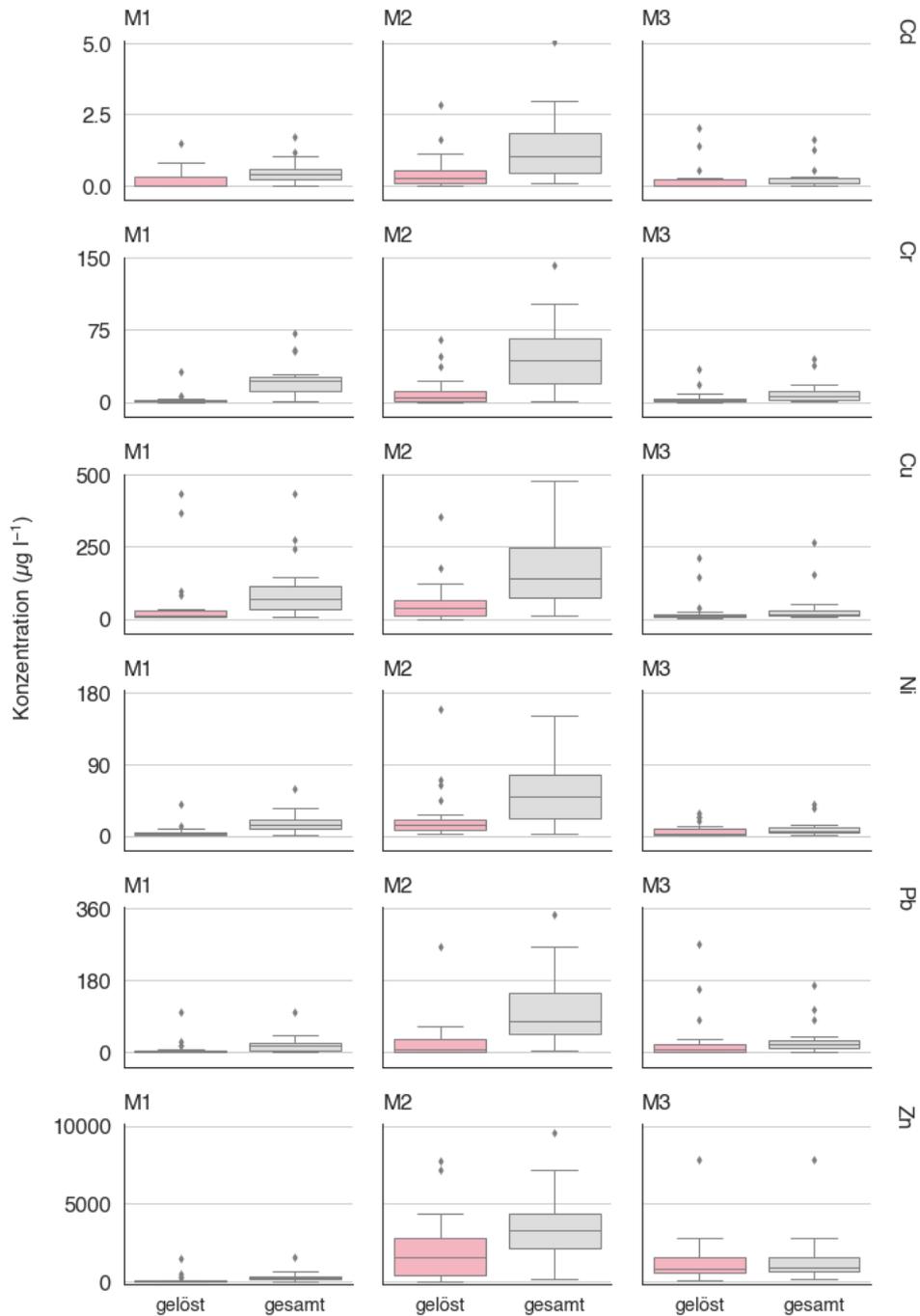


Abbildung 35: Boxplots der gemessenen Zuflusskonzentrationen differenziert nach gelöster und gesamter von Metallfraktion für jeden Standort.

Im Gegensatz dazu betragen die Kupferkonzentration im Zufluss nur knapp ein Viertel (Faktor 0,2) gegenüber M1. Gegenüber M2 sind die Zuflusskonzentrationen durchweg geringer, wobei für Zink die kleinsten Unterschiede (um den Faktor 2,8 geringer) und für Nickel (um den Faktor 5,9 geringer) die größten Unterschiede gegenüber den Zuflusskonzentrationen am Standort M2 existieren.

Tabelle 17: Spannweite der Schwermetallkonzentrationen im Niederschlagsabfluss für typische Nutzungstypen nach Göbel et al., 2007 in $\mu\text{g l}^{-1}$.

Element	Abflusstyp							
	Regenwasser		Dächer		Verkehrsflächen			
	Min.	Max.	Min.	Max.	geringe Verkehrsdichte		hohe Verkehrsdichte	
				Min.	Max.	Min.	Max.	
Cd	0,1	3,9	0,2	1,0	0,2	0,5	0,3	13
Zn	5,0	235,0	24,0	4880,0	15,0	1420,0	120,0	2000,0
Cu	1,0	355,0	6,0	3416,0	21,0	140,0	97,0	104,0
Pb	2,0	76,0	2,0	493,0	98,0	170,0	11,0	525,0
Ni	1,0	14,0	2,0	7,0	-	-	4,0	70,0
Cr	2,0	8,0	2,0	6,0	-	-	6,0	50,0

5.3.5 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser

Wie in Kapitel 4.4.3 bereits verdeutlicht, wird der Rückhalt von Schwermetallen im Bodenkörper wesentlich durch die Sorptionseigenschaften des Muldensubstrats bestimmt. Hierbei zeigt sich neben element- auch vor allem standortspezifische Rückhaltevermögen weshalb hier die Sickerwasserkonzentrationen per Element und Standort gegenübergestellt werden. Allgemein zeigen die Sickerwasserkonzentrationen ein sehr differenziertes Bild für die einzelnen Elemente (Abbildung 36, Tabelle 18). Für Metalle wie Cd, Cr und Pb, die nur geringfügig an allen drei Standorten nachgewiesen werden konnte, zeigt sich im Mittel kein Unterschied in den Sickerwasserkonzentrationen zwischen den Standorten als auch zwischen den Messpunkten für denselben Standort. Dabei liegen die Werte aller gemessenen Proben für diese Elemente deutlich unter den Prüfwerten für den Boden-Grundwasser Pfad (BBodSchV, 1999).

Ganz klare Unterschiede in der Qualität der Sickerwässer zeigen sich dagegen für die Elemente Kupfer und Zink. Die mit Abstand höchsten Zuflusskonzentrationen für Zn wurden am Standort M2 gemessen was sich hier anhand der höchsten Sickerwasserkonzentrationen für diesen Standort widerspiegelt. Gleichzeitig zeigt sich für die Anlagen mit punktueller Beschickung eine Abnahme der mittleren Zn-Konzentrationen vom einflussnahen (P1) zum einflussfernen (P2) Messpunkt, wohingegen die Anlage mit flächiger Beschickung keinen Unterschied in den gemessenen Zn-Gehalten zeigt. Die Cu-Gehalte im Sickerwasser zeigen dagegen ein indifferentes Bild, welches sich nicht alleindurch standortspezifische Belastungen im Zuflusswasser erklären lässt. Trotz der höchsten Cu-Konzentrationen aller drei Standorte im Zufluss wurden am Standort M2 gegenüber M3 vergleichbare und gegenüber M1 sogar geringere mittlerer Sickerwasserkonzentrationen von Cu gemessen. Darüber hinaus zeigen die Cu-Werte am Standort M1 deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Messpunkten trotz flächiger Beschickung. Von den hier betrachteten

Metallen zeigt Cu die höchste Affinität zur organischen Bodensubstanz (Bradl, 2004) weshalb eine kleinskalige Variabilität der organischen Bodensubstanz, die unterschiedlichen Werte zwischen den Messpunkten am Standort M1 erklären könnte. Abgesehen von Einzelevents liegen die Sickerwasserkonzentrationen für Cu und Zn klar unterhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (1999), insbesondere die mittleren Konzentrationen.

Für das Element Ni zeigen die Standorte M1 und M2 vergleichbare mittlere Konzentrationen mit einzelnen höheren Werten, die als Ausreißer klassifiziert werden. Für M1 zeigt sich im Mittel kein Unterschied zwischen P1 und P2, für M2 liegen die Werte an P1 dagegen über den Werten an P2 – analog zu der Art der Beschickung an beiden Standorten. Widersprüchliche Ergebnisse bezüglich der Ni-Konzentrationen zeigen sich dagegen am Standort M3 mit höheren Werten am einlassfernen (P2) gegenüber dem einlassnahen (P1) Messpunkt.

Der Vergleich der Belastungen im Zufluss zeigt für M3 die geringsten Ni-Werte gegenüber M1 und M2 (vgl. Abbildung 35, Seite 54).

Aufgrund der Gleichgewichtseinstellung zwischen Bodenmatrix und -wasser ist bei geringer Zuflusskonzentration eine Rücklösung aus dem Substrat möglich, insbesondere bei erhöhten Festphasengehalten, wie es für den Standort M3 der Fall ist (Tabelle 14, Seite 32).

Wie bei allen anderen Metallen liegen die mittleren Ni-Konzentrationen klar unterhalb des Prüfwertes (BBodSchV, 1999). Abgesehen von Cu, zeigt der Vergleich der Messpunkte P1, P2 und P3 am Standort M1 identische mittlere Sickerwasserkonzentrationen. Da es sich bei P3 um Proben handelt, die direkt aus der Rigole entnommen wurden, verdeutlicht die gute Vergleichbarkeit der Werte von M1 und M2 mit M3 die Anwendbarkeit der für dieses Projekt entwickelten Messmethodik – die Abschätzung der Sickerwasserqualitäten im Muldensubstrat nach Passage der belebten Bodenzone anhand von Saugkerzenmessungen.

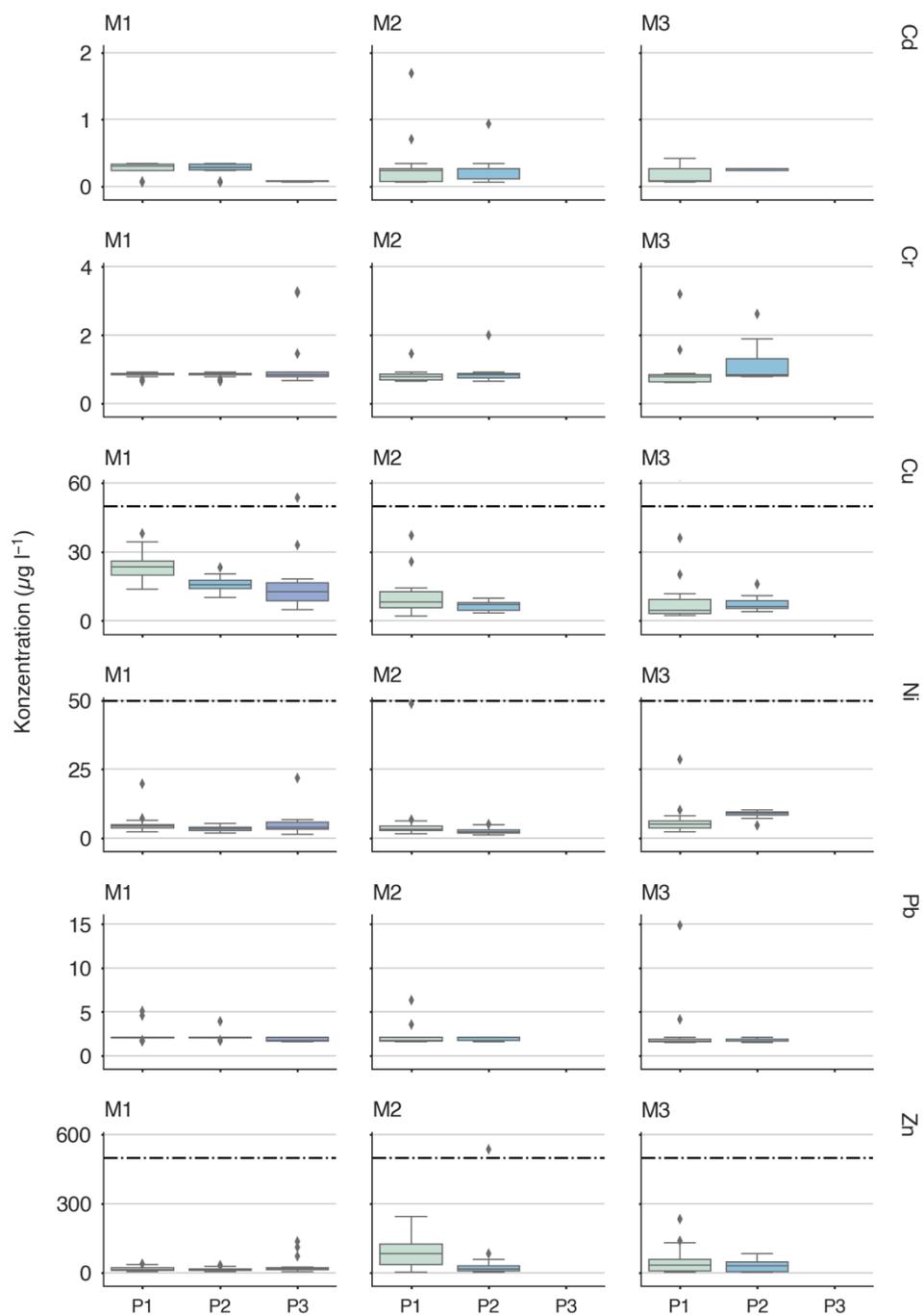


Abbildung 36: Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an allen drei Standorten. Die Unterteilung in Spalten erfolgt nach Element und die Unterteilung in Zeilen nach Standort. Die gestrichelte Linie markiert den Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999). Für Cd, Cr und Pb sind die Prüfwerte nicht dargestellt, da sie außerhalb des dargestellten Wertebereichs liegen.

Tabelle 18: Statistische Kenngrößen der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen (Messpunkte 1 und 2 sowie Messpunkt 3 bei Standort M1 als Sickerwasserkonzentration im Rigolenabfluss).

		Standort M1					
Parameter	Probenart	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		($\mu\text{g l}^{-1}$)					
Mittelwert	Messpunkt 1	0,27	0,84	26,16	5,00	2,26	16,45
	Messpunkt 2	0,25	0,84	15,67	3,38	2,14	13,82
	Messpunkt 3	0,08	1,24	15,80	5,24	1,87	33,95
Median	Messpunkt 1	0,31	0,85	23,38	4,41	2,10	14,33
	Messpunkt 2	0,29	0,85	15,56	3,40	2,10	10,84
	Messpunkt 3	0,08	0,85	12,60	3,93	1,78	17,60
Minimum	Messpunkt 1	0,07	0,65	13,77	2,33	1,68	5,78
	Messpunkt 2	0,07	0,65	10,17	1,76	1,75	3,97
	Messpunkt 3	0,07	0,67	4,77	1,44	1,61	3,67
Maximum	Messpunkt 1	0,34	0,92	89,07	19,78	5,13	38,98
	Messpunkt 2	0,34	0,92	23,19	5,23	3,95	32,10
	Messpunkt 3	0,09	3,28	53,51	21,94	2,10	135,30
		Standort M2					
Mittelwert	Messpunkt 1	0,28	0,81	9,75	4,87	2,13	90,38
	Messpunkt 2	0,28	0,91	6,47	2,56	1,92	48,73
Median	Messpunkt 1	0,24	0,79	8,16	3,32	1,78	83,94
	Messpunkt 2	0,27	0,85	7,10	2,18	2,10	14,89
Minimum	Messpunkt 1	0,07	0,65	1,97	1,56	1,62	1,18
	Messpunkt 2	0,07	0,65	3,33	1,16	1,62	3,02
Maximum	Messpunkt 1	1,69	1,47	37,22	48,86	6,34	243,40
	Messpunkt 2	0,93	1,99	9,86	5,11	2,10	536,90
		Standort M3					
Mittelwert	Messpunkt 1	0,18	0,90	8,81	5,90	2,48	46,19
	Messpunkt 2	0,26	1,15	7,39	8,63	1,83	29,06
Median	Messpunkt 1	0,09	0,78	4,48	4,98	1,68	31,85
	Messpunkt 2	0,27	0,85	6,32	9,06	1,88	29,58
Minimum	Messpunkt 1	0,07	0,62	2,17	2,21	1,57	0,86
	Messpunkt 2	0,24	0,78	3,85	4,68	1,57	2,19
Maximum	Messpunkt 1	0,42	3,19	62,97	28,53	14,87	233,40
	Messpunkt 2	0,27	2,62	15,84	10,21	2,10	81,40

5.3.6 Reinigungsleistung der untersuchten Mulden

Unter der Annahme, dass die partikulären Stoffe im Zulauf über die Bodenpassage vollständig mechanisch gefiltert werden, beträgt die gemittelte Rückhalteleistung über alle Anlagen (Verhältnis gesamte Zufluss- zu gelöste Sickerwasserkonzentrationen), für Cd 65 bis 85 %, für Cr 94 bis 99 %; für Cu 76 bis 94 %, für Ni 43 bis 93 %, für Pb 92 bis 99 % und für Zn 96 bis 98 %. Die Konzentrationen beziehen sich bei dieser Auswertung auf P1 (=Einlaufnaher Punkt) bei punktueller Beschickung bzw. auf den Mittelwert von P1 und P2 bei flächiger Beschickung (Tabelle 19). Die mittlere Rückhalteleistung der Mulden bezüglich der gelösten Schwermetalle im Sickerwasser gegenüber dem mittleren gelösten Zufluss beträgt für Cd 21 bis 74 %; für Cr 76 bis 94 %, für Cu 66 bis 82 %, für Ni 29 bis 84 %, für Pb 81 bis 94 % und für Zn 92 bis 97 %. Aus dem Vergleich der gelösten und gesamten Konzentrationen von Cd (M1, M3) lässt sich keine Retention ableiten, da die mittleren Zuflusswerte geringer, gleich oder unterhalb der Sickerwasserkonzentrationen oder der Nachweisgrenze liegen. Bei den gelösten Konzentrationen von Cu ergeben sich bei den Anlagen M1 und M3 geringe Retentionswerte, die unter bestimmten Umständen für eine Freisetzung aus dem Substrat sprechen. Da Cu eine hohe Affinität zur gelösten organischen Substanz (DOC) besitzt, könnte eine mögliche Erklärung ein erhöhter Austrag durch DOC Auswaschung im Sommer nach Starkniederschlägen mit vorausgegangenem längeren Trockenperioden sein (Li und Davis 2008, Trowsdale und Simcock 2011). Der geringe Rückhalt von Ni an den Standorten M1 und M3 liegt sehr wahrscheinlich an dem Umstand, dass die Zuflusskonzentration unterhalb des Festphasengehalts liegt, wodurch es zu einer Rücklösung adsorbierten Nickels aus dem Bodensubstrats aufgrund der Gleichgewichtseinstellung zwischen beiden Phasen kommen kann. Insbesondere der Standort M3 weist deutlich erhöhte Festphasengehalte an Ni auf (vgl. Tabelle 14, Seite 32).

Abgesehen von den Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenzen sowie Cu und Ni bei 1 und M3 weisen die Mulden auch nach 20 Jahren Betriebszeit ein gutes bis sehr gutes Rückhaltevermögen für die untersuchten Metalle auf, welches vergleichbar mit Werten aus der Literatur ist. Kabir et al. (2014) ermittelten in einer Literaturstudie von Metalbelastungen und Metallkonzentrationen in Blau-Grünen Infrastrukturen (Mulden; Bioretention Systems) eine Rückhalteleistung die für Cd, Cu, Pb, und Zn zwischen 8 bis 99 % lag.

5.3.7 Vergleich der realen Sickerwasserkonzentration mit S4-Elution

Zum Vergleich der Schwermetall-Konzentrationen im Sickerwasser wurden zusätzlich S4-Elutionsversuche im Labor durchgeführt, um das Auslaugungsverhalten der an das Bodensubstrat adsorbierten Schwermetalle abzuschätzen (EN 12457-4, 2003).

Abbildung 37 stellt die nach der S4-Elution bestimmten Konzentration, den gemessenen Sickerwasserkonzentrationen gegenüber.

Fast alle durch Schüttelversuche ermittelten Eluatkonzentrationen unterscheiden sich signifikant von den im Feld bestimmten Sickerwasserproben. Des weiteren fällt auf,

Tabelle 19: Mittlere Konzentrationen aller untersuchten Metalle im Sickerwasser und Zufluss. Aus dem Verhältnis beider Größen wurde die Retentionsleistung für jedes Element und jeden Standort berechnet.

Mess- stelle	Element	Zufluss		Sickerwas- ser	Rückhalt	
		gesamt	gelöst ($\mu\text{g l}^{-1}$)		gelöst (%)	gesamt
M1	Cd [#]	0,51	0,23	0,18	21	65
	Cr	24,18	3,05	0,73	76	97
	Cu	102,50	61,22	20,92	66	80
	Ni	17,08	5,46	3,89	29	77
	Pb	20,30	9,04	1,70	81	92
	Zn	349,23	181,84	15,14	92	96
M2	Cd	1,31	0,43	0,19	56	85
	Cr	52,14	9,96	0,57	94	99
	Cu	176,76	52,94	9,75	82	94
	Ni	53,56	22,06	3,54	84	93
	Pb	102,49	25,88	1,44	94	99
	Zn	3906,06	2304,93	90,38	96	98
M3	Cd [#]	0,28	0,22	0,07	74	80
	Cr	10,05	4,35	0,62	86	94
	Cu	36,68	24,70	8,81	64	76
	Ni	9,01	6,62	5,09	23	43
	Pb	30,62	28,23	1,71	94	94
	Zn	1370,19	1716,59	46,19	97	97

#Werte unterhalb der Nachweisgrenze weshalb sich hier keine Retention ableiten lässt.

dass die Ergebnisse der S4-Elution für alle Schwermetalle außer Cd systematisch geringer als die der Sickerwasserproben ausfallen. Von den hier untersuchten Schwermetallen, besitzt Cd die höchste Mobilität im Bodenwasser (Chlopecka et al. 1996,

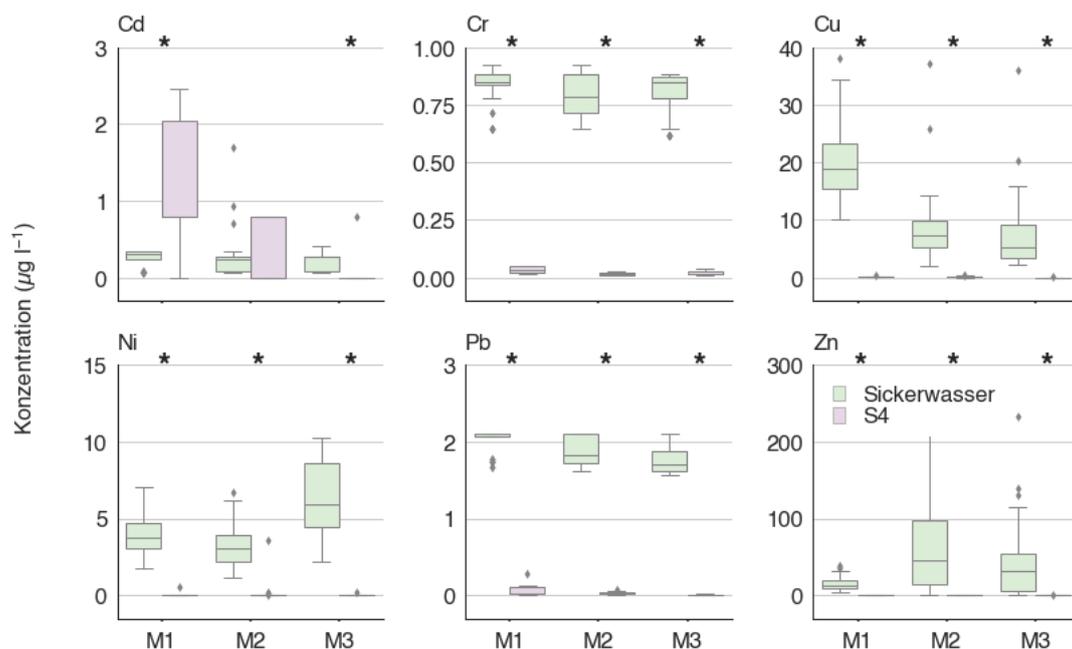


Abbildung 37: Boxplots für Sickerwasser- und nach S4-Elution ermittelte Eluatkonzentrationen je Standort. „*“ markieren signifikant unterschiedliche Mittelwerte zwischen S4 und Sickerwasser.

Gibson und Farmer 1986, Harrison et al. 1981), was wahrscheinlich die hohe Konzentration der Elutionsversuche für dieses Element erklärt. Generell befinden sich die Werte der S4-Elution zumindest in der Größenordnung wie Werte der Sickerwasserproben.

5.3.8 Bedeutung der Sickerwasserqualitäten für die Umwelt

Um die Umweltfolgen einer Schwermetallbelastung zu beurteilen ist es notwendig die Bioverfügbarkeit des jeweiligen Elements zu betrachten. Zwar liefern internationale Gesetzgebung und Wissenschaft keine einheitliche Definition, wann ein Schadstoff als Bioverfügbar einzustufen ist, allerdings ist davon auszugehen, dass gelöste Metalle in der wässrigen Phase – wie hier untersucht anhand der Sickerwasseranalysen – allgemein als Bioverfügbar einzustufen sind (Kumpiene et al. 2017).

Die von Seiten der deutschen Gesetzgebung vorgehenden Prüfwerte (BBodSchV, 1999) basieren zum Teil auf epidemiologischen Studien (Kumpiene et al. 2017) und implizieren den Verdacht einer schädlichen Umweltverschmutzung bei Wertüberschreitung. In Abbildung 38 werden die beobachteten Sickerwasserkonzentrationen hinsichtlich der Prüfwerte beurteilt.

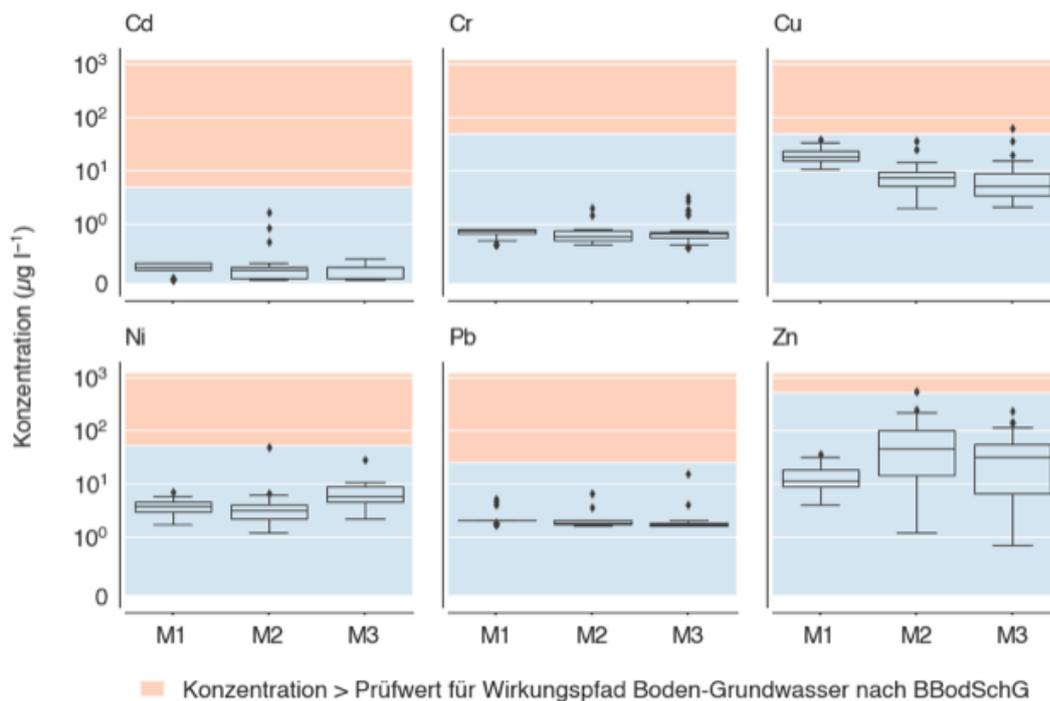


Abbildung 38: Bewertung der Sickerwasserkonzentrationen anhand der Prüfwerte der BBodSchV (1999). Werte im blauen Bereich liegen unterhalb, Werte im roten Bereich oberhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (1999). Zur verbesserten Anschaulichkeit ist die Y-Achse logarithmisch skaliert.

Mit der Ausnahme einzelner Ausreißer liegen die Werte für Cd, Cr, Ni, Pb, Cu und Zn unterhalb der Prüfwerte und zeigen somit unbedenkliche Konzentrationen für die Umwelt. Folglich ist davon auszugehen, dass aktuell von keinem ökotoxikologischen Risiko durch die festgestellten Sickerwasserqualitäten auf Basis der herangezogenen Umweltqualitätsstandards auszugehen ist.

Ein Merkmal von Mulden sind allerdings höhere hydrologische Frachten gegenüber natürlichen Böden. Dadurch ist die Grundwasserneubildungsrate unterhalb solcher Anlagen im Vergleich zu Böden ohne zusätzlichem Niederschlagsabfluss deutlich höher. Folglich können trotz gesetzlich eingehaltener Prüfwerte größere Schadstofffrachten in Richtung Grundwasser transportiert werden – beispielsweise aufgeführt in Werkenthin et al. (2016) für den Fall von straßenbegleitenden Böden. Aus diesem Grund sollten Sickerwasserkonzentration immer in Zusammenhang mit der standortspezifischen Grundwasserneubildungsrate beurteilt werden, um die Stofffrachten zu bilanzieren. Eine Möglichkeit dafür bieten numerische Simulationen des Bodenwasserhaushalts.

5.4 Zusammenfassung der Sickerwassermessungen

Abschließend lässt sich der Zustand der beprobten Mulden nach gut 20 Jahren Inbetriebnahme, in Bezug auf deren Reinigungsleistung von Schwermetallen als nach wie vor gut bewerten. Die Sickerwasserkonzentration an allen Standorten übersteigt nur in Ausnahmefällen für einzelne Events und Elemente die Prüfwerte des Wirkungspfadef Boden – Grundwasser nach BBodSchV (1999). Danach lässt sich keine anthropogene Beeinflussung der Qualität des Sickerwassers anhand der Schwermetalle Cadmium, Chrom, Nickel und Blei ableiten. In Anbetracht der besonders erhöhten Belastung von Standort M2, die sich – bedingt durch die gewerbliche Nutzung – in den hohen Zuflusskonzentrationen widerspiegelt, ist besonders am einlassnahen Messpunkt P1 eine sehr gute Rückhaltekapazität vorzufinden. Diese geht allerdings auch mit einer starken Akkumulation der Schwermetalle im dort abgelagerten Sediment einher, über dessen nachhaltiger Rückhalt und eventuelle Mobilisierung nur schwer Aussagen getroffen werden können.

Der Vergleich von Zufluss- und Sickerwasserkonzentrationen hat gezeigt, dass sich kein direkter Zusammenhang zwischen der Belastung im Zufluss und der Qualität des Sickerwassers besteht. Insbesondere für den Standort M2, mit deutlich höheren Elementgehalten im Zufluss, war lediglich die mittlere Zn-Konzentration höher als an den Standorten M1 und M3. Für alle anderen Metalle waren die mittleren Werte vergleichbar zu den anderen beiden Standorten oder teilweise sogar geringer.

Der Vergleich der im Labor abgeschätzten (S4-Elution) und real gemessenen Sickerwasserkonzentrationen hat gezeigt, dass Labormessungen die tatsächlichen Konzentrationen signifikant unterschätzen. Lediglich für Cadmium ergaben die Labormessungen für den Standort M1 höhere Konzentrationen gegenüber den Feldmessungen.

6 Modellierungsergebnisse

Ergänzend zu den Feldmessungen wurde im Rahmen von KONVERT eine qualitative und quantitative Modellierung der Bodenwasserverhältnisse durchgeführt. Während die Feldmessung lediglich Rückschlüsse bezüglich der Sickerwasserqualität ermöglichen, ist die Simulation des Bodenwasserhaushalts elementar, um die tatsächlich dem Grundwasser zuströmenden Frachten zu bilanzieren. Darüber hinaus stellt sich die Frage ob die gemessenen Sickerwasserqualitäten korrekt vom Modell wiedergegeben werden, um beispielsweise den Schadstofftransport Szenarien-basiert zu betrachten oder Aussagen bezüglich des Schadstoffrückhalts in größeren Zeithorizonten treffen zu können. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der qualitativen und quantitativen Bodenwassersimulationen für die Standorte M1 und M2 präsentiert, diskutiert sowie am Ende des Kapitels für eine Berechnung der jährlichen Frachten zusammengeführt.

6.1 Bodenhydrologie

Der Stofftransport gelöster oder partikulärer Substanzen im Bodenmedium ist direkt mit der Bodenhydrologie verknüpft, da das Bodenwasser den Transportvektor dieser Stoffe darstellt. Daher bestimmt die Bodenhydrologie maßgeblich den Stofftransport, weshalb innerhalb des Projektes ein besonderes Augenmerk auf eine möglichst realitätsnahe Simulation der Bodenwasserflüsse gelegt wurde.

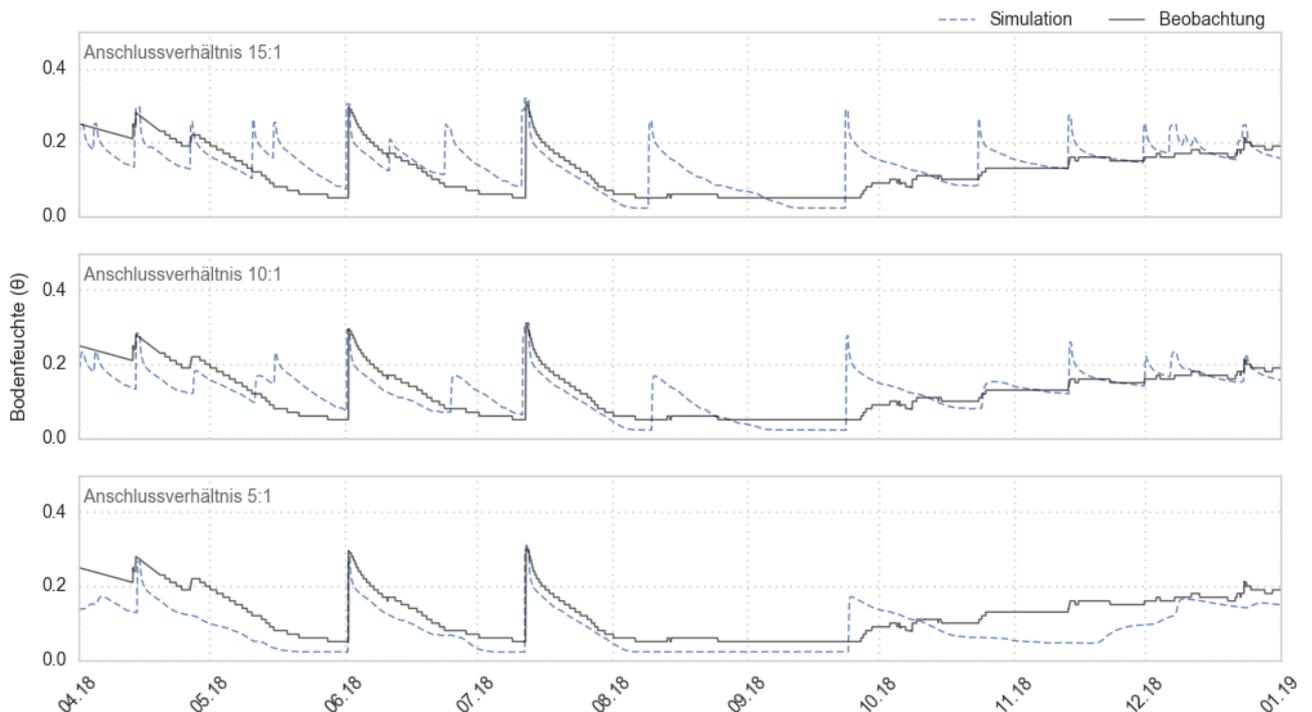


Abbildung 39: Vergleich der mittels HYDRUS 1-D simulierten und beobachteten Bodenfeuchte für den Standort M1 für unterschiedliche hydraulische Anschlussverhältnisse.

Neben den physikalischen Bodenparameter bestimmt vor allem das hydraulische Anschlussverhältnis maßgeblich die Bodenwasserflüsse wie Abbildung 39 exemplarische für den Standort M1 zeigt. Wird im Modell dasselbe hydraulische Anschlussverhältnis wie in den Planunterlagen angenommen (15:1), überschätzt die Simulation die tatsächlich beobachtete Bodenfeuchte in 30 cm Tiefe deutlich. Wird das hydraulische Anschlussverhältnis schrittweise reduziert, verbessert sich die Übereinstimmung von beobachteter zu simulierter Bodenfeuchte. Die beste Übereinstimmung zwischen beiden Kurven ergibt ein im Modell angenommenes Anschlussverhältnis von 5:1, was auch als realistisches Anschlussverhältnis mittels einer GIS-Analyse für diese Mulde bestätigt werden konnte.

6.1.1 Validierung des bodenhydrologischen Modells

Um eine korrekte Abbildung der bodenhydrologischen Verhältnisse im Modell zu überprüfen, wurden für jeden Standort die simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamiken verglichen und für die Validierung der bodenhydrologischen Modelle herangezogen (Abbildung 40, Abbildung 41 und Abbildung 42). Neben dem visuellen Abgleich von Messung und Simulation basiert die Validierung hauptsächlich auf hydrologischen Gütemaßen (vgl. Kapitel 3.4.1.5, Seite 27), um eine objektive Modellbewertung zu erreichen.

Für den Standort M1 werden die beobachteten Wasserflüsse sehr gut durch das Modell wiedergegeben, was sich anhand einer Kling-Gupta-Efficiency (KGE) von 0,76¹ und einem mittleren absoluten Fehler (MAE) von 0,04 m³/m³ ausdrückt (Abbildung 40). Insbesondere der steile Anstieg in der Bodenfeuchte als Resultat einzelner konvektiver Niederschlagsereignisse wird durch das Modell sehr gut wiedergegeben. In der Winterperiode weichen Beobachtung und Simulation dagegen stärker voneinander ab wobei das Modell stärkere Schwankungen in der Bodenfeuchte ausgibt als beobachtet wurden.

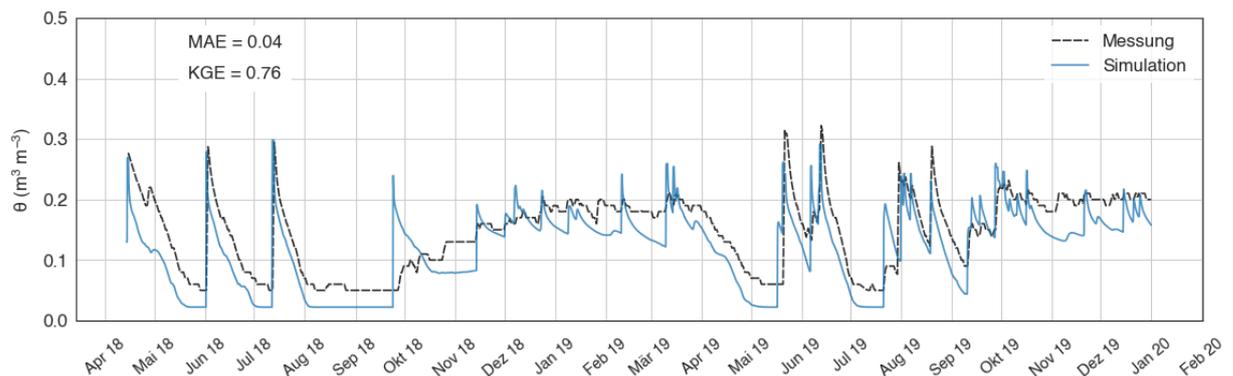


Abbildung 40: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M1. Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.

Die Gütemaße in Abbildung 41 ergeben eine etwas schlechtere Übereinstimmung zwischen beobachteten und simulierten Bodenfeuchtedynamiken für den Standort M2 im Vergleich zu M1. Generell stimmen die modellierte und simulierte Bodenfeuchte n im Zeitraum Spätsommer/Frühherbst überein und das Modell unterschätzt die

¹ Je näher der KGE an den Wert 1 heranreicht je besser die Übereinstimmung zwischen Simulation und Beobachtung

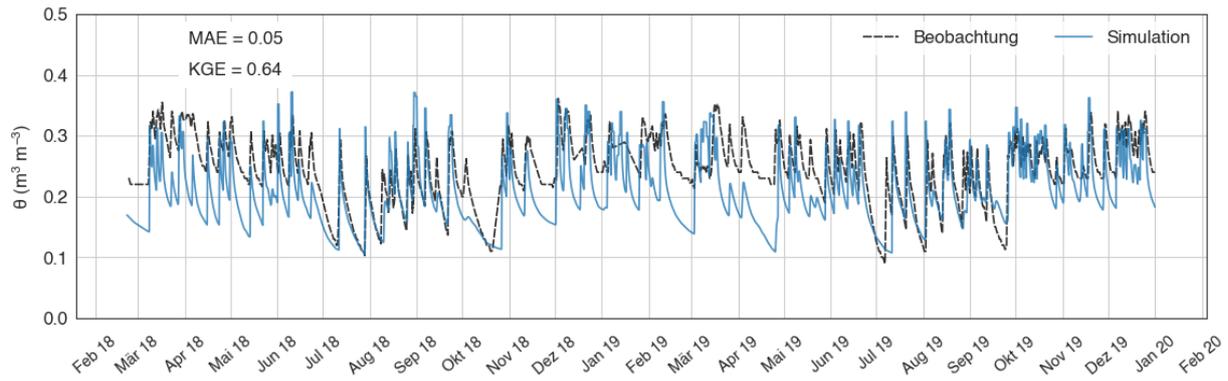


Abbildung 41: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M2 – Messpunkt 1 (einlassnaher Punkt). Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.

beobachtete Bodenfeuchte absolut gesehen. In Anbetracht der Gütemaße können die Modellergebnisse der Bodenwasserdynamik dennoch als zufriedenstellend eingestuft werden.

Das Modell für den Standort M2 – Messpunkt 2 (einlassfern) verdeutlicht, dass sich bei punktuellen Einläufen das Einzugsgebiet als zeitlich variabel betrachtet werden muss, in Abhängig von der vorausgehenden Bodenfeuchte sowie der Niederschlagsintensität und -menge (Abbildung 42). Wie in Kapitel 3.4.1.1 (Seite 23) beschrieben wurden dazu der zeitliche Zusammenhang zwischen gemessener Bodenfeuchte am zuflussnahen und zuflussfernen Messpunkt bestimmt. Obwohl die Simulation die Beobachtungen während des gesamten Jahres deutlich unterschätzt, gibt das Modell den Verlauf einzelner Anstiege der Bodenfeuchte überraschend gut wieder sowie deren absoluten Spitzenwert. Beide Punkte weisen darauf hin, dass die Menge des zu infiltrierenden Wassers adäquat parametrisiert ist. Lediglich für ein einzelnes Regenereignis (Mai 2019) simuliert das Modell keinen Feuchteanstieg obwohl die Beobachtung einen klaren Anstieg zeigt. Trotzdem bezeugen die Gütemaße auch für dieses bodenhydrologische Modell eine zufriedenstellende Qualität der Ergebnisse.

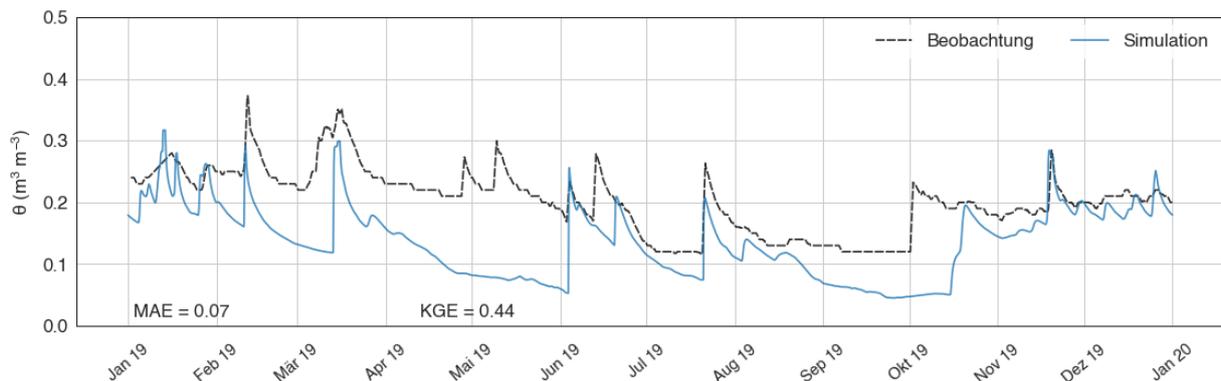


Abbildung 42: Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenwasserdynamik für den Standort M2 – Messpunkt 2 (einlassferner Punkt) für das Jahr 2019. Beide Kurven basieren auf stündlich aggregierten Werten. „MAE“ und „KGE“ bezeichnen die Gütemaße mittlerer absoluter Fehler und Kling-Gupta-Efficiency.

6.1.2 Simulierter Bodenwasserhaushalt

Anhand der validierten bodenhydrologischen Modelle wurde der Bodenwasserhaushalt bilanziert, um die jährliche Grundwasserneubildung zu bestimmen und daraus letztendlich Stofffrachten abzuleiten. Abbildung 43 veranschaulicht den simulierten Bodenwasserhaushalt des Standorts M1 für die Jahre 2018 und 2019. Etwa ein Drittel der gesamten Infiltration wird evapotranspiriert (500 bis 560 mm) während zwei Drittel (1000 bis 1200 mm) auf die Grundwasserneubildung entfallen. Einzelne treppenförmig ansteigende Abschnitte der Grundwasserneubildungsrate zeugen von sehr hohen Infiltrationsmengen, die während Starkregenereignissen oder ausgedehnten Nassperioden direkt Richtung Grundwasserkörper transferiert werden. Laut Modelloutput ist während der gesamten Simulationsperiode kein Oberflächenabfluss aufgetreten. Für beide Jahre nimmt der Bodenwasserspeicher ab Beginn der Vegetationsperiode im März stark ab und erreicht sein ursprüngliches Niveau erst wieder mit Jahresende. Die ausgeprägte Dürreperiode in 2018 lässt sich lediglich in einer stärkeren Abnahme des Bodenwasserspeichers im Vergleich zu 2019 erkennen. Das Verhältnis der Randflüsse, also Infiltration zu Evapotranspiration und Grundwasserneubildung bleibt hingegen für beide Jahre gleich. Allerdings fand im Jahr 2018 laut Modell nach Juli keine Grundwasserneubildung mehr statt (Abbildung 43a), während im Jahr 2019 über das gesamte Jahr 2019 Bodenwasser in tiefere Bodenschichten versickert ist (Abbildung 43b).

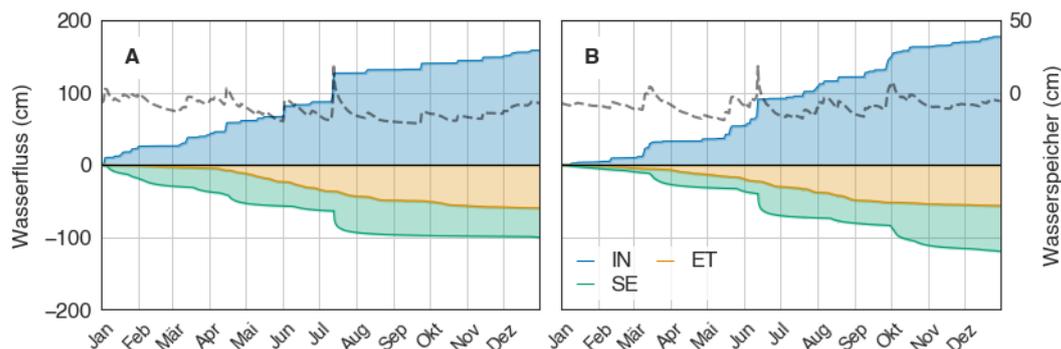


Abbildung 43: Simulierter Bodenwasserhaushalt des Standortes M1 für die die Jahre (a) 2018 und (b) 2019. „IN“, „SE“ und „ET“ kennzeichnen Infiltration, Evapotranspiration und Sickerwasser. Die gestrichelte Linie veranschaulicht die Summe des im Bodenprofil gespeicherten Wassers. Positive Werte bedeuten Wasserflüsse in das Bodenprofil und umgekehrt für negative Werte.

Simulationen des Bodenwasserhaushalts für M2 reflektieren die selektiven Zuflussbedingungen mit außergewöhnlich hohen hydraulischen Frachten am einlassnahen Punkt gegenüber mäßigen hydrologischen Frachten am einlassfernen Punkt, die mit denen von M1 vergleichbar sind (Abbildung 44). Die jährliche kumulative Infiltration beträgt laut Modell 10000 mm unmittelbar neben dem Zufluss und reduziert sich auf 1200 mm in 14 m Abstand zum Einlasspunkt. Mit 400 bis 690 mm ist die Evapotranspiration vergleichbar mit M1. Folglich trägt der Großteil des jährlich infiltrierenden Niederschlagsabfluss am Messpunkt 1 zur Grundwasserneubildung bei (9400 mm). Mit lediglich 40 mm pro Jahr erscheint der simulierte Oberflächenabfluss, welcher der Verteilung des Wassers vom punktuellen Einlass aus innerhalb der Mulde entspricht, wenig plausibel. Im Vergleich beider Jahre waren im Jahr 2018 mehrere Regenereignisse zu verzeichnen, die massive Sickerfrachten an der unteren

Modellgrenze zur Folge hatten, was einzelne treppenförmige Sprünge der Sickerwasserrate in Abbildung 44a verdeutlichen. Für den einlassnahen Messpunkt lässt sich keine saisonale Dynamik des Bodenwasserspeichers wie eine Entleerung über die Sommermonate und ein Auffüllen in den Wintermonaten erkennen. Am einflussfernen Punkt zeigt sich hingegen eine zu M1 vergleichbare Dynamik des im Boden gespeicherten Wassers (Abbildung 44b).

Allgemein zeigen die Simulationen des Bodenwasserhaushalts plausible Ergebnisse in Bezug auf die Summe und Dynamik von Infiltration (Gesamtmenge an einfließendem Wasser), Evapotranspiration und Tiefenversickerung. Letzteres entspricht hierbei der Grundwasserneubildung. Fraglich ist allerdings der geringe Oberflächenabfluss für M2, welcher bedeutet, dass im Modell mehr Wasser als tatsächlich infiltriert ist. Als klares Indiz für das regelmäßige Auftreten von Oberflächenabfluss an diesem Standort ist allerdings der ausgeprägte Schwemmkegel in einem Radius von 10 m um den Einlasspunkt zu werten. Generell sind bodenhydrologische Modelle dafür bekannt den Oberflächenabfluss aufgrund von Infiltrationsüberschuss zu unterschätzen (Scanlon et al. 2002). Darüber hinaus führt die Verwendung täglich aggregierter Niederschlagsdaten in der Modellierung zusätzlich zur Unterschätzung des Oberflächenabflusses durch das Modell, weil es den Niederschlag intern gleichmäßig über den Tag verteilt (z.B. Vereecken et al. 2019). Abgesehen von der unzureichenden Abbildung des Oberflächenabflusses für M2P1 veranschaulichen die Modelle eindrucksvoll, dass unterhalb von Infiltrationsmulden enorme Sickerfrachten auftreten können, insbesondere bei einer punktuellen Beschickung. Folglich werden die üblichen Grundwasserneubildungsraten unterhalb solcher Anlagen um ein Vielfaches überschritten, was bei der Anwendung der Prüfwerte nach BBodSchV (1999) für diesen speziellen Fall berücksichtigt werden sollte.

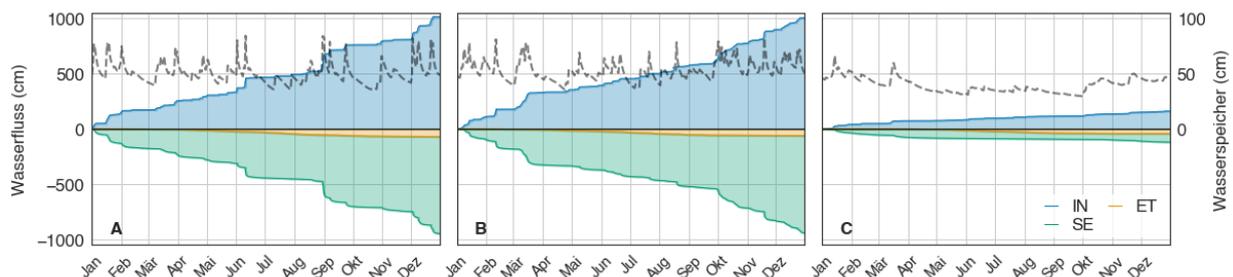


Abbildung 44: Simulierter Bodenwasserhaushalt des Standortes M2 für die die Jahre (a) 2018 und (b) 2019 am einlassnahen Messpunkt sowie (c) für 2019 am einlassfernen Messpunkt. „IN“, „SE“ und „ET“ kennzeichnen Infiltration, Evapotranspiration und Sickerwasser. Die gestrichelte Linie veranschaulicht die Summe des im Bodenprofil gespeicherten Wassers. Positive Werte bedeuten Wasserflüsse in die Bodenprofile und umgekehrt für negative Werte.

6.2 Modellierung der Sickerwasserqualität

Für die Modellierung der Sickerwasserqualitäten wurden die hydrologischen Modelle erweitert um zusätzlich den reaktiven Stofftransport am Beispiel der Schwermetalle Cd, Cu, Pb und Zn abzubilden. Dabei wurde der Stofftransport für jeden Standort und jedes Modell jeweils nach dem Sorptionsmodell von Henry und Freundlich parametrisiert

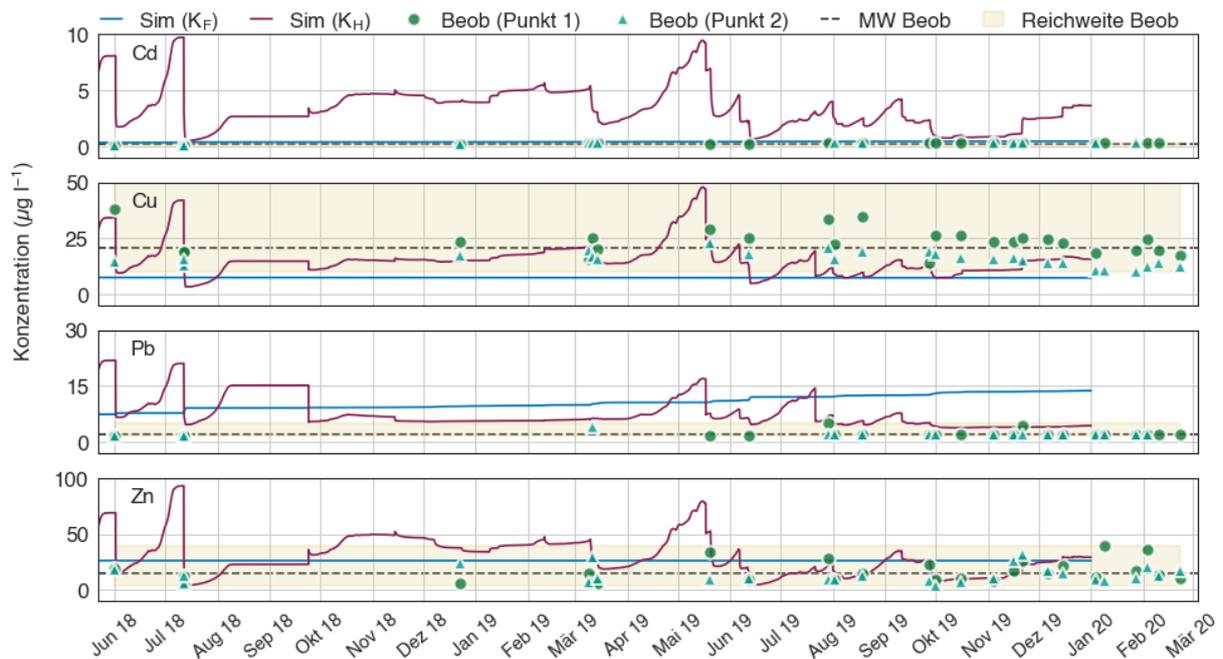


Abbildung 45: Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen am Standort M1. Simulationsergebnisse sind jeweils für die Verwendung der Henry Isotherme (lineare Sorption, „KH“) und der Freundlich Isotherme (nichtlineare Sorption, KF) dargestellt. Der gelb hinterlegte Bereich und die gestrichelte Linie markieren Spannweite und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen.

(vgl. Kapitel 3.3.1, Seite 20) um sowohl die Möglichkeit einer linearen als auch einer nichtlinearen Sorption in den Modellen zu berücksichtigen.

Um die Simulationen des Stofftransports zu bewerten, sind in Abbildung 45 die simulierten Sickerwasserkonzentrationen gegenüber den gemessenen aufgetragen. Eine exakte Übereinstimmung mit beobachteten Sickerwasserqualitäten zeigt sich am Standort M1 nur für das Element Cd unter Annahme eines nichtlinearen Sorptionsverhaltens im Modell. Für alle anderen Elemente unterschätzt die lineare Parametrisierung der Sorptionseigenschaften die gemessenen Konzentrationen, während die nichtlineare Parametrisierung die Messungen sowohl über- als auch unterschätzt. Im Vergleich beider Sorptionsmodelle liegen die Ergebnisse der linearen Sorptionsmodellierung vermehrt im Bereich gemessener Werte, während die Freundlich-Parametrisierung zum Teil die beobachteten Konzentrationen um ein Vielfaches übersteigt. Darüber hinaus zeigt die Henry-Parametrisierung realistischer erscheinende Fluktuationen in der Sickerwasserkonzentration.

Für den Standort M2 liegen die Modellierungsergebnisse mit beiden Isothermen (K_F und K_H) im Bereich der Messungen, ausgenommen der Zn-Simulation unter Verwendung der Freundlich-Isotherme (Abbildung 46). Cd und Pb Konzentrationen werden im Modell besser wiedergegeben unter Verwendung der Freundlich-Isotherme. Für Cu und Zn zeigen hingegen Simulationen unter Verwendung der Henry Isotherme eine bessere Übereinstimmung mit gemessenen Konzentrationen.

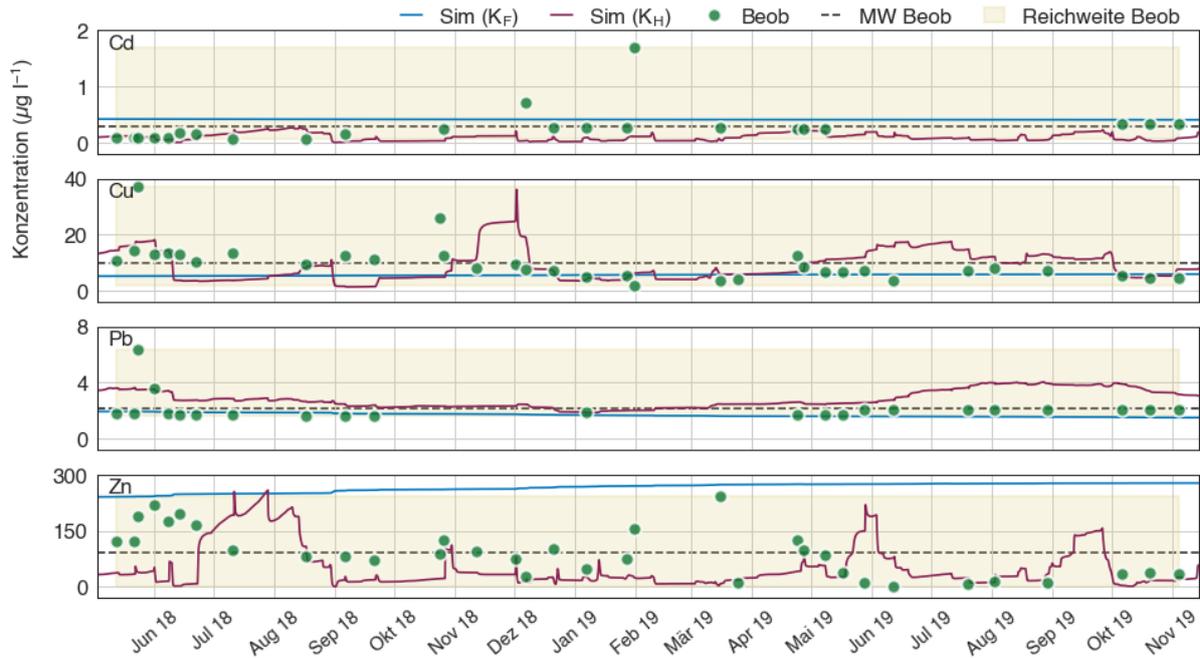


Abbildung 46: Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen am Standort M2. Simulationsergebnisse sind jeweils für die Verwendung der Henry Isotherme (lineare Sorption, „KH“) und der Freundlich Isotherme (nichtlineare Sorption, „KF“) dargestellt. Der gelb hinterlegte Bereich und die gestrichelte Linie markieren Spannweite und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen. Alle dargestellten Werte beziehen sich ausschließlich auf den einflussnahen Messpunkt

6.3 Jährliche Stofffrachten

Neben Prüfwerten für den Boden-Grundwasser Pfad definiert die BBodSchV (1999) jährlich zulässige Stofffrachten für Schwermetalle. Zwar besitzen diese jährlichen Frachten keine rechtliche Bindung für Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung liefern aber aufgrund der stark erhöhten Grundwasserneubildung unterhalb von Regenwasserversickerungsanlagen (vgl. Kapitel 6.1.2, Seite 66) wichtige Anhaltspunkte für eine umfassende Betrachtung und Bewertung des Schadstoffhaushalts für diese Anlagen. Daher wurden für KONVERT die jährlichen Metallfrachten für die Standorte M1 und M2 anhand von drei Szenarien berechnet:

- S1 Multiplikation des Medians der im Feld bestimmten Sickerwasserkonzentrationen mit den im Modell berechneten jährlichen Sickerwasserraten.
- S2 Simulierter jährlicher Schwermetallaustrag unter Verwendung einer linearen Parametrisierung der Sorptionseigenschaften (Henry-Isotherme).
- S3 Simulierter jährlicher Schwermetallaustrag unter Verwendung einer nichtlinearen Parametrisierung der Sorptionseigenschaften (Freundlich-Isotherme).

Abbildung 47 zeigt die jährlichen Metallfrachten für die angegebenen Szenarien. Am Standort M1 werden lediglich die zulässigen Frachten von Cd und Pb unter Verwendung der Freundlich-Isotherme überschritten.

Für den zuflussnahen Punkt am Standort M2 überschreiten dagegen alle Szenarien gesetzlich zulässige Jahresfrachten mit der Ausnahme für das Element Blei. Zwar fehlt für den zuflussfernen Punkt eine Simulation der Stofffrachten, allerdings liegen die gemessenen Frachten ganz klar unter den gesetzlich zulässigen Höchstmengen und die Werte aller Metalle sind vergleichbar mit dem Standort M1.

Im Vergleich zu den rein simulierten Metallfrachten (S2 und S3) sind lediglich für das Element Cu die beobachteten Frachten (S1) in beiden Jahren höher. In allen anderen Fällen überschreitet mindestens ein rein simuliertes Szenario die S1-Frachten. Interessanterweise scheinen die Starkregenereignisse in 2018 die Metallfrachten für dieses Jahr nicht nachteilig beeinflusst zu haben. Mit Ausnahme von Cu und Zn liegen alle Frachten in 2019 über denen in 2018 oder haben zumindest dasselbe Niveau wie im Vorjahr.

Die Validierung der Stofftransportmodelle ergab für den Standort M1 plausible Ergebnisse unter Verwendung der Henry-Parametrisierung. Wenn nur S1 und S2 bei der Risikoabschätzung für diesen Standort berücksichtigt werden, so ergibt sich keine nachweisbare potenzielle Grundwassergefährdung im Falle der Schwermetalle Cu, Pb, und Zn. Nur im Falle von Cd ist von Frachten auszugehen, die über der gesetzlich zulässigen Höchstmenge liegen. Die Validierung der Stofftransportmodelle des Standortes M2 ergab plausible Ergebnisse unter Verwendung der Henry-Isotherme im

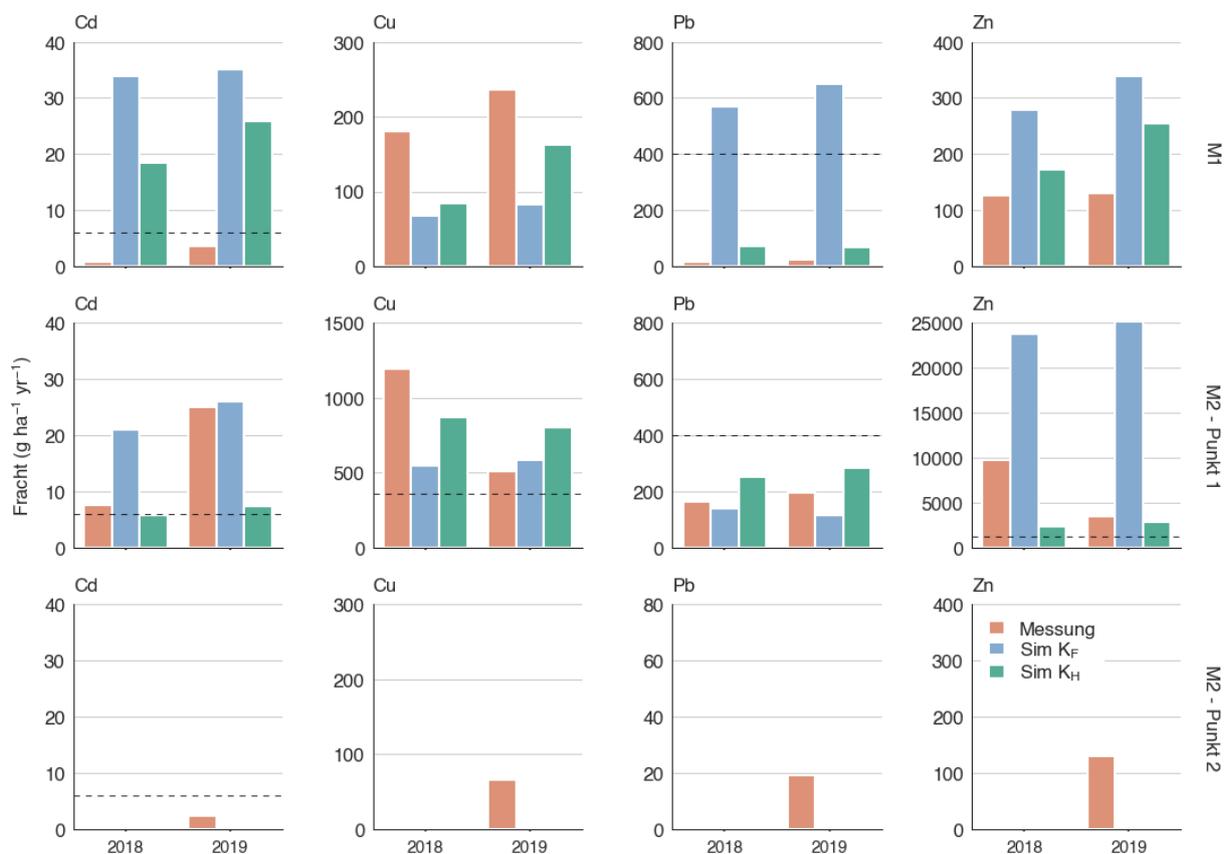


Abbildung 47: Berechnete und simulierte jährliche Schwermetallfrachten der Standorte M1 und M2. „Messung“, „KH“ und „KF“ beschreiben die Szenarien S1, S2 und S3. Maximale jährlich zulässige Frachten nach BBodSchV (1999) markiert die gestrichelte Linie. Für M2 -Punkt 2 wurden ausschließlich bodenhydrologische Simulation für 2019 durchgeführt. Alle anderen fehlenden Balken zeigen Werte an, die zu klein sind, um sichtbar zu sein.

Fall von Cu und Zn sowie unter Verwendung der Freundlich-Isotherme im Falle von Cd und Pb. Unter Berücksichtigung genannter Szenarien gibt es klare Hinweise auf eine potenzielle, negative Grundwasserbeeinflussung am Standort M2-Punkt 1 durch die Elemente Cd, Cu und Zn, da die gesetzlich zulässigen Frachten deutlich überschritten werden. Lediglich für das Element Pb scheinen in keinem Szenario grundwassergefährdende Frachten vorzuliegen. Ein einfaches Hochskalieren der Ergebnisse bezüglich der Frachten pro Hektar, wie in der BBodSchV (1999) als Bewertungsebene vorgeben, ist allerdings in diesem Fall fraglich. Für den Standort M2 reduzieren sich die Frachten bereits in einer Entfernung von 14 m zum Einlasspunkt drastisch mit Werten die klar unterhalb der gesetzlichen Vorgaben liegen. Somit ist davon auszugehen, dass flächig gemittelte Frachten für diesen Standort unterhalb des Schwellenwertes für jährlich zulässige Frachten liegen.

6.4 Zusammenfassung der Modellierungsergebnisse

Alle Modelle zeigen eine gegenüber den Feldmessungen ausreichend präzise Wiedergabe der bodenhydrologischen Verhältnisse, was in Anbetracht der hohen hydraulischen Frachten keine Selbstverständlichkeit darstellt. Aufgrund der hohen Infiltrationsmenge zeigten alle Modelle eine hohe Sensitivität bezüglich des zufließenden Volumens an Niederschlagsabfluss. Folglich ist auf die Definition des Anschlussverhältnisses ein besonderes Augenmerk zu richten, da hier geringfügige Änderungen eine massive Über- oder Unterschätzung der Bodenwasserflüsse im Modell zur Folge haben.

Die Simulationen des Bodenwasserhaushalts haben eine deutliche Erhöhung der Grundwasserneubildung unterhalb von Regenwasserversickerungsanlagen ergeben. Bei einer punktuellen Beschickung wurden dabei Raten von bis zu 9.000 mm pro Jahr erreicht, was mehr als 40-mal höher ist als der bundesweite Durchschnitt. Auf der einen Seite verdeutlicht die Simulation des Bodenwasserhaushalts damit, dass solch hohe Grundwasserneubildungsraten bei der Anwendung der Prüfwerte für den Boden-Grundwasser Pfad nach BBodSchV (1999) für Versickerungsanlagen Berücksichtigung finden sollten. Auf der anderen Seite stellen die hohen Infiltrationsmengen ein großes, aber bisher nur teilweise ausgeschöpftes, Verdunstungspotenzial dar. Gerade in urbanen Räumen könnte durch die Anpflanzung von Sträuchern und Bäumen in Mulden eine zusätzliche Verdunstungskühlung erreicht werden.

Die Ergebnisse zu Simulation der Sickerwasserqualität müssen differenziert betrachtet werden. Zwar liegt ein Großteil der simulierten Sickerwasserqualitäten innerhalb der gemessenen Konzentrationen. Allerdings wurden bei bestimmten Modellparametrisierungen die gemessenen Schwermetallkonzentrationen deutlich unter- oder unterschätzt, ohne dass dabei ein klares Muster zu erkennen war – beispielsweise nur für bestimmte Standorte, Elemente oder Jahre. Basierend auf dem bisherigen Erkenntnisstand im Rahmen von KONVERT lässt sich nicht mit Sicherheit ableiten, was die Abweichungen einzelner Modelle verursacht womit alle Modellergebnisse als gleichwahrscheinlich zu bewerten sind. Folglich sind Vorhersagen der Sickerwasserqualitäten mit großen Unsicherheiten behaftet, weshalb auf Langzeitprognosen in diesem Rahmen bewusst verzichtet wurde. Nichtsdestotrotz

haben die Simulationen der Sickerwasserqualität wichtige Erkenntnisse geliefert welche Punkte bei zukünftigen Vorhaben vorrangig untersucht werden sollten. So hat sich in den Modellierungsstudien hier gezeigt, dass die Messung der Zulaufkonzentration für die Berechnung der Retentionsleistung ausreicht, nicht aber um eventuelle Fehler in der Simulation der Sickerwasserqualitäten aufzudecken. Mögliche First-Flush Effekte, die eine starke Aufkonzentration von Schwermetallen im Niederschlagsabfluss zur Folge haben, aber auch stark verdünnende Effekte bei langanhaltenden Regenereignissen werden durch das vereinfachte Abflussmessprinzip nicht aufgedeckt und finden deshalb auch keine Berücksichtigung im Modell. In zukünftigen Vorhaben sollte deshalb auch die Ganglinie der Schwermetallkonzentrationen im Niederschlagsabfluss für unterschiedliche Regenereignisse und Nutzungen im Einzugsgebiet detailliert untersucht werden.

7 Zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse

Bewachsene Mulden und Mulden/Rigolen Systeme sind seit vielen Jahren Stand der Technik und haben sich als wirkungsvolle Maßnahme zur Regenwasserversickerung bewährt. Sie bieten eine Vielzahl von ökologischen und ökonomischen Vorteilen. Bezüglich der stofflichen Belastung lassen sich deutliche Akkumulationen von Schadstoffen an punktuellen Einläufen bei großen angeschlossenen Flächen im Gewerbe und in einigen Fällen auch bei Dachentwässerungen (hier vor allem Zn aus Ablaufeinrichtungen) beobachten. Die Konzentrationen nehmen in Regel mit der Tiefe ab, was auf einen Rückhalt der Metalle in den oberen Horizonten der Muldensubstrate hinweist.

Die durchgeführten Sickerwassermonitoringversuche an drei unterschiedlichen Mulden bestätigen die hohe Rückhalteleistung der eingetragenen Metalle von bis zu 94 % für Kupfer, bis zu 99 % für Blei und bis zu 98 % für Zink, trotz über zwanzigjähriger Betriebszeit und z. T. hoher Akkumulation von Metallen im Oberboden. Selbst bei hochbelasteten Punktzuläufen wurden im Mittel Sickerwasserkonzentrationen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (1999) für den Pfad Boden-Grundwasser an der Muldenuntergrenze (30 bis 40 cm) festgestellt. Dabei lagen die mittleren Sickerwasserkonzentrationen aller drei Anlagen zwischen 4,5 bis 19,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Cu (Prüfwert 50 $\mu\text{g l}^{-1}$), 1,7 bis 2,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Pb (Prüfwert 25 $\mu\text{g l}^{-1}$) und 12,6 bis 83,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Zn (Prüfwert 500 $\mu\text{g l}^{-1}$). Die Prüfwerte der BBodSchV (1999) beziehen sich auf den „Ort der Beurteilung“ der in der Übergangszone von gesättigter zu ungesättigter Bodenzone liegt. In der Regel befinden sich zwischen Muldenuntergrenze und Grundwasser noch weitere Bodenschichten, die einen zusätzlichen Rückhalt von Schadstoffen vor Eintritt in das Grundwasser gewährleisten. Auf Basis der Prüfwerte ist bei keiner der beprobten Anlagen von einer Grundwassergefährdung auszugehen. Bei punktuellen Zuläufen vor allem bei gewerblichen Abflüssen führt die starke Abflusskonzentration allerdings zu einer Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährliche Frachten (§ 8 Abs.2 Nr.2 BBodSchG, 1999) für Zn, Cu und Cd im einlaufnahen Bereich. Dieser Umstand wurde nur lokal festgestellt, bereits nach einigen Metern Abstand zum Einlaufpunkt sind unbedenkliche Frachten ermittelt worden. Somit sagt das Alter der hier betrachteten Anlagen nichts über ein mögliches Risiko der Grundwasserbelastung aus, sondern die Art der Beschickung, bzw. der Abflusskonzentration.

An allen beprobten Mulden lag eine geschlossene belebte Oberbodenschicht vor, bei der Mulde im Gewerbe (M2) zusätzlich hierzu eine inzwischen bis zu 40 cm mächtige Sedimentschicht im Einlaufbereich. Ohne diese Schichten würde sich die beschriebene Reinigungsleistung unserer Meinung nach deutlich reduzieren. Diese hohe Rückhalteleistung gegenüber eingetragenen Metallen belegen auch Sorptionsversuche von Substraten und akkumulierten Sedimenten von Mulden. Weiterhin ließen sich keine Anzeichen finden, dass die Retentionskapazität der Anlagensubstrate erschöpft ist – selbst bei der Anlage M2, die in gewisser Weise einen „Worst-Case“ darstellt, was Zulaufkonzentrationen und Beschickungsart betrifft. Im Rahmen der Untersuchungen

konnte auch bei den Mulden mit punktuell hoher Belastung nur eine sehr geringe Mobilisierung der akkumulierten Metalle beobachtet werden. Anhand der vorgestellten Ergebnisse lässt sich keine Empfehlung für den partiellen Austausch im Einlaufbereich ableiten.

Aus der Literatur ist allerdings bekannt, dass verändernde Randbedingungen, wie z. B. pH-Wert Änderungen, Tausalzeinträge, Störung der Bodenoberfläche und dauerhafter Überstau eine Rücklösung akkumulierter Metalle bewirken können (vgl. Tedoldi et al. 2016). Daher ist die punktuelle Beschickung grundsätzlich zu vermeiden, um eine gleichmäßige hydraulische und stoffliche Verteilung über die projektierte Entwässerungsfläche zu ermöglichen. Dies betrifft vor allem punktuelle Zuläufe in Logistikunternehmen mit hoher Rangiertätigkeit, aber auch Dachabflüsse mit verzinkten Ablaufeinrichtungen, besonders wenn die verwendeten Materialien nicht vorverwittert sind. Daher wird eine Verwendung von vorverwitterten Materialien für die Abflusseinrichtung generell empfohlen. Hiermit kann dem Risiko potenzieller, punktueller Durchbrüche von Schadstoffen bei zusätzlich hoher Akkumulation über längere Betriebszeiten entgegengewirkt werden.

Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse der Untersuchungen im Rahmen von KONVERT Mulden als langjährig betriebsarme und zuverlässige Anlagen zur Behandlung und Versickerung von Niederschlagswasser.

Um die Aussagekraft der hier vorgestellten Ergebnisse zu erhöhen und generalisierte Aussagen treffen zu können, bedarf es weiterer systematischer Aufnahmen und Sickerwasseruntersuchungen von langjährig betriebenen Mulden und Mulden-Rigolen Systemen, um möglichst eine gesamte Bandbreite von Nutzungstypen zu erhalten. Darüber hinaus sollten detaillierte Untersuchungen der Zuflusskonzentrationen (zeitlich wie chemisch) durchgeführt werden. Im Rahmen der Modellierung der Sickerwasserqualität der Anlagen haben sich hierdurch hohe Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse ergeben, da die zeitliche und chemische Variabilität der Zuflüsse im Rahmen dieses Projektes nicht detailliert untersucht werden konnten. Detaillierte Zulaufkonzentrationen von verschiedenen Anlagentypen würden zudem eine präzisere Anlagenkonstruktion ermöglichen, um die Rückhalteleistung von Schadstoffen zu verbessern.

8 Publikationen

Wissenschaftliche Zeitschriften

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2019). Advanced in-situ soil water sampling system for monitoring solute fluxes in the vadose zone. *Vadose Zone Journal* **18**(1).

Konferenzbeiträge

Kluge, B., Reck, A., Paton, E., Sommer, H., Kaiser, M. (2020). *Schadstoffbelastung und Sickerwasserkonzentrationen in langfristig betriebenen dezentralen Versickerungsmulden*. In: Essener Tagung für Wasserwirtschaft, 18.-20.03.2020, Essen. In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 252. S. 53/1-53/12.

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2020). *Impact of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) on Vadose Zone Water*. EGU 2020-10953. In: EGU General Assembly 2020, 04.-08.05.2020, Vienna.

Reck, A., Kluge, B. (2019). *Metal Soil Solution Concentration Beneath Long-term Operated Bioretention Systems*. In: 10th Novatech Conference: Urban Water – Planning and Technologies for Sustainable Management, 01.-04.07.2019, Lyon.

Kluge, B., Nehls, T., Reck, A., Wessolek, G. (2019): *Dirt cleans dirt?! SUITMA 10 conference*. Seoul, Korea.

Sommer, H., Pallasch, M., Kaiser, M., Kluge, B., Reck, A. (2019). *Versickerung und Stoffrückhalt durch die Oberbodenzone*. In: Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten, Aqua Urbanica, 09./10.09.2019, Rigi-Kaltbad.

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2018). *Sickerwasseruntersuchung an langfristig betriebenen Versickerungsmulden zur Ableitung nachhaltiger Nutzungskonzepte*. Tag der Hydrologie – Jahrestagung der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft, Dresden, 21.-23.02.2018.

9 Literaturverzeichnis

- Achleitner, S., Engelhard, C., Stegner, U., & Rauch, W. (2007). Local infiltration devices at parking sites – experimental assessment of temporal changes in hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Science and Technology*, 55, 193–200. doi:10.2166/wst.2007.109
- Aljoumani, B., Kluge, B., Sanchez, J., & Wessolek, G. (2019). Evaluating the variation of dissolved metals on a highway roadside using a generalized additive mixed model (GAMM). *Water, Air, & Soil Pollution*, 230. doi:10.1007/s11270-019-4137-6
- Bäckström, M., Karlsson, S., & Allard, B. (2004a). Metal leachability and anthropogenic signal in roadside soils estimated from sequential extraction and stable lead isotopes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 90, 135–160. doi:10.1023/b:emas.00000003572.40515.31
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., & Lind, B. (2004b). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38, 720–732. doi:10.1016/j.watres.2003.11.006
- BBodSchV. (1999). *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. [Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance]*. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU); (in German).
- Bertling, S., Wallinder, I. O., Leygraf, C., & Kleja, D. B. (2006). Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures. *Science of The Total Environment*, 367, 908–923. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.008
- Blume, H.-P., Scheffer, F., Brümmer, G. W., Schachtschabel, P., Horn, R., Kandeler, E., . . . Wilke, B.-M. (2010). *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde (German Edition)*. Spektrum Akademischer Verlag.
- Bradl, H. B. (9 2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277, 1–18. doi:10.1016/j.jcis.2004.04.005
- Breuer, L., Eckhardt, K., & Frede, H.-G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169, 237–293. doi:10.1016/s0304-3800(03)00274-6
- Charlatchka, R., & Cambier, P. (2000). Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118, 143–168. doi:10.1023/a:1005195920876
- Chlopecka, A., Bacon, J. R., Wilson, M. J., & Kay, J. (1996). Forms of Cadmium, Lead, and Zinc in contaminated soils from Southwest Poland. *Journal of Environmental Quality*, 25, 69–79. doi:10.2134/jeq1996.00472425002500010009x

- Chuan, M. C., Shu, G. Y., & Liu, J. C. (1996). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 90, 543–556. doi:10.1007/bf00282668
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G., & Clar, M. (2009). Bioretention technology: overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 109–117. doi:10.1061/(asce)0733-9372(2009)135:3(109)
- Dechesne, M., Barraud, S., & Bardin, J.-P. (2004). Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, 189–205. doi:10.1016/j.jconhyd.2003.10.011
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. (2005). Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. (2007). Abwasser und Abfall eV: Merkblatt ATV-DWA-M 153: Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser, 1. Auflage, Hennef.
- Deutscher Wetterdienst (2020a). Historische und aktuelle tägliche Niederschlagsdaten der Messstelle "Dorsten-Lembeck". Abgerufen am 8. März 2020 unter: https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/more_precip/
- Deutscher Wetterdienst (2020b). Historische und aktuelle monatliche Klimadaten der Messstellen "Berlin-Tempelhof" und "Essen-Bredene". Abgerufen am 28. März 2020 unter: https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/monthly/kl/
- Dietz, M. E., & Clausen, J. C. (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental science & technology*, 40, 1335–1340.
- DIN 19683-9. (2012). *Bodenbeschaffenheit – Physikalische Laboruntersuchung – Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11272. (2017). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockenrohddichte (EN ISO 11272:2017); Deutsche Fassung EN ISO 11272:2017*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11274. (2014). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens – Laborverfahren (ISO 11274:1998 + Cor. 1:2009), Deutsche Fassung EN ISO 11274:2014*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11885. (2009). *Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009*. Beuth Verlag.

- DIN EN ISO 15587-2. (2002). *Wasserbeschaffenheit – Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser – Teil 2: Salpetersäure-Aufschluss (ISO 15587-2:2002; Deutsche Fassung EN ISO 15587-2:2002)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 10694. (1995). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694:1995)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 11277. (2002). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Minerlaböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation (ISO 11277:1988 + ISO 11277:1998/Cor.1:2002)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 13878. (1998). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 13878:1998)*. Berlin, Germany: Beuth Verlag.
- DIN ISO 15178. (2001). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Gehalts an Gesamt-Schwefel in Boden durch trockene Verbrennung bei mindestens 1150 °C (ISO 15178:2000)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DWA. (2012). *Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinie) (8. Ausg.)*. Hennef, Germany: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-A 138. (2005). *Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagsabwasser*. Hennef, Germany: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- EN 12457-4. (2003). *Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)* Deutsche Fassung EN 12457-4:2002. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- Fang, W., Delapp, R. C., Kosson, D. S., van der Sloot, H. A., & Liu, J. (2017). Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: percolation leaching tests with repeated additions of compost. *Chemosphere*, 169, 271–280. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.11.086
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., . . . Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12, 525–542. doi:10.1080/1573062x.2014.916314
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156, 2–10. doi:10.1016/j.cej.2009.09.013
- Freundlich, H. (1907). Über die Adsorption in Lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57, 385–470.

- Garrido, F., & Helmhart, M. (2012). Lead and soil properties distributions in a roadside soil: effect of preferential flow paths. *Geoderma*, 170, 305–313. doi:10.1016/j.geoderma.2011.10.017
- Geologischer Dienst NRW. (2019). Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:1000.000 (IS GK 100). *Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:1000.000 (IS GK 100)*.
- Gibson, M. J., & Farmer, J. G. (1986). Multi-step sequential chemical extraction of heavy metals from urban soils. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 11, 117–135. doi:10.1016/0143-148x(86)90039-x
- Göbel, P., Dierkes, C., & Coldewey, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91, 26–42. doi:10.1016/j.jconhyd.2006.08.008
- Gromaire, M.-C., Chebbo, G., & Constant, A. (2002). Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris. *Water Science and Technology*, 45, 113–122. doi:10.2166/wst.2002.0123
- Gülbaz, S., Kazezyilmaz-Alhan, C. M., & Coptu, N. K. (2015). Evaluation of heavy metal removal capacity of bioretention systems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226. doi:10.1007/s11270-015-2640-y
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377, 80–91. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.08.003
- Harrison, R. M., & Thorpe, A. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of The Total Environment*, 400, 270–282. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
- Harrison, R. M., Laxen, D. P., & Wilson, S. J. (1981). Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 15, 1378–1383. doi:10.1021/es00093a013
- Haude, W. (1954). *Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration*. Schweinfurter Dr. und Verlag-Ges.
- Henry, W. (1803). III. Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 29–274.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J. L., & Ulrich, E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment*, 312, 195–219. doi:10.1016/s0048-9697(03)00223-7
- Horstmeyer, N., Huber, M., & nd Brigitte Helmreich, J. E. (2018). Räumliche Verteilung der Schwermetallgehalte in den Oberböden von 35 Versickerungsmulden für Verkehrsflächenabflüsse. *GWF Wasser/Abwasser*, 159, 42–52.

- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895–919. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.033
- Jones, P. S., & Davis, A. P. (2013). Spatial accumulation and strength of affiliation of heavy metals in bioretention media. *Journal of Environmental Engineering*, 139, 479–487. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000624
- Kabala, C., Karczewska, A., & Medynska-Juraszek, A. (2014). Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest floor leachates at heavily polluted sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 573–584. doi:10.1002/jpln.201400018
- Kabir, M. I., Daly, E., & Maggi, F. (2014). A review of ion and metal pollutants in urban green water infrastructures. *Science of The Total Environment*, 470-471, 695–706. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.10.010
- Kayhanian, M., Fruchtman, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46, 6609–6624. doi:10.1016/j.watres.2012.07.026
- Kim, G., & Lee, S. (2018). Characteristics of tire wear particles generated by a tire simulator under various driving conditions. *Environmental Science & Technology*, 52, 12153–12161. doi:10.1021/acs.est.8b03459
- Kim, Y.-J., Steenhuis, T. S., & Nam, K. (2008). Movement of heavy metals in soil through preferential flow paths under different rainfall intensities. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 36, 984–989. doi:10.1002/clen.200800141
- Kluge, B., & Wessolek, G. (2012). Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world—the AVUS Autobahn. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 6469–6481.
- Kluge, B., Sommer, H., Kaiser, M., Markert, A., Pallasch, M., & Weise, A. (2016). *Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen (LEIREV)*. resreport.
- Kluge, B., Werkenthin, M., & Wessolek, G. (2014). Metal leaching in a highway embankment on field and laboratory scale. *Science of The Total Environment*, 493, 495–504. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.120
- Knechtenhofer, L. A., Xifra, I. O., Scheinost, A. C., Flühler, H., & Kretzschmar, R. (2003). Fate of heavy metals in a strongly acidic sooting-range soil: small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 84–92.
- Knight, B. P., Chaudri, A. M., McGrath, S. P., & Giller, K. E. (1998). Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. *Environmental Pollution*, 99, 293–298. doi:10.1016/s0269-7491(98)00021-9

- Kübler, S. (2016). *Schwermetallretention einer langjährig betriebenen Regenwasserversickerungsmulde*. (Heavy metal retention of a long-term operated bioretention swale.). mathesis, Technische Universität Berlin, Berlin, (in German).
- Kumpiene, J., Giagnoni, L., Marschner, B., Denys, S., Mench, M., Adriaensen, K., . . . Renella, G. (2017). Assessment of methods for determining bioavailability of trace elements in soils: A review. *Pedosphere*, 27, 389–406. doi:10.1016/s1002-0160(17)60337-0
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2016). *Ableitung von Geringfügigkeits-schwellenwerten für das Grundwasser*. Kulturbuch-Verlag, 2017.
- LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000876
- Leroy, M. C., Marcotte, S., Legras, M., Moncond'huy, V., Derf, F. L., & Portet-Koltalo, F. (2017). Influence of the vegetative cover on the fate of trace metals in retention systems simulating roadside infiltration swales. *Science of The Total Environment*, 580, 482–490. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.195
- Li, H., & Davis, A. P. (2008). Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environmental Science & Technology*, 42, 5247–5253. doi:10.1021/es702681j
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., . . . Neves, E. G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1719–1730. doi:10.2136/sssaj2005.0383
- Liu, J., Sample, D., Bell, C., & Guan, Y. (2014). Review and research needs of bioretention used for the treatment of urban stormwater. *Water*, 6, 1069–1099. doi:10.3390/w6041069
- Montalvo, D., & Smolders, E. (2019). Metals and metalloid removal by colloidal humic acid–goethite: column experiments and geochemical modeling. *Vadose Zone Journal*, 18. doi:10.2136/vzj2019.01.0004
- Moreno-Jiménez, E., Beesley, L., Lepp, N. W., Dickinson, N. M., Hartley, W., & Clemente, R. (2011). Field sampling of soil pore water to evaluate trace element mobility and associated environmental risk. *Environmental Pollution*, 159, 3078–3085. doi:10.1016/j.envpol.2011.04.004
- Öberg, T., & Bergbäck, B. (2005). A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *Journal of Soils and Sediments*, 5, 213–224. doi:10.1065/jss2005.08.143
- OECD. (2000). *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1. Physical-Chemical Properties*. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). doi:10.1787/9789264069602-en

- Reck, A., Paton, E., & Kluge, B. (2019). Advanced in situ soil water sampling system for monitoring solute fluxes in the vadose zone. *Vadose Zone Journal*, 18. doi:10.2136/vzj2019.01.0008
- Reck, A. (2020). Vadose Zone Water and Contaminant Transport. Field and Modelling Studies on Semi-natural to Natural Soils in Central Europe. Doktorarbeit am FG Ökohydrologie der Technischen Universität Berlin. ORCID: 0000-0003-4374-3202 (eingereicht)
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Richards, L. A. (11 1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1, 318–333. doi:10.1063/1.1745010
- Rommel, S. H., Ebert, V., Huber, M., Drewes, J. E., & Helmreich, B. (2019). Spatial distribution of zinc in the topsoil of four vegetated infiltration swales treating zinc roof runoff. *Science of The Total Environment*, 672, 806–814. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.016
- Roulier, S., Robinson, B., Kuster, E., & Schulin, R. (2008). 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, 61–70. doi:10.1111/j.1365-2389.2007.00954.x
- Scanlon, B. R., Christman, M., Reedy, R. C., Porro, I., Šimůnek, J., & Flerchinger, G. N. (2002). Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resources Research*, 38. doi:10.1029/2001wr001233
- Schulte, A., & Beese, F. (1994). Adsorptionsdichte-Isothermen von Schwermetallen und ihre ökologische Bedeutung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 157, 295–303. doi:10.1002/jpln.19941570409
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2008). Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes. *Vadose Zone Journal*, 7, 587. doi:10.2136/vzj2007.0077
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2016). Recent Developments and Applications of the HYDRUS Computer Software Packages. *Vadose Zone Journal*, 15, 0. doi:10.2136/vzj2016.04.0033
- Sommer, H., Engel, N., Rehfeld-Klein, M., & Sieker, F. (2002). Messtechnische Untersuchung zur Funktion eines Mulden-Rigolen-Systems. *GWF-Wasser/Abwasser*, 143, 864–871.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2017). Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – inter-site comparison. *Science of The Total Environment*, 579, 881–892. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.226

- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2016). Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: a literature review. *Science of The Total Environment*, 569-570, 904–926. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.215
- Trowsdale, S. A., & Simcock, R. (2011). Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397, 167–174. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.023
- Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H.-E., Duijnsveld, W., Bahr, A., & Streck, T. (2005). *Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. [Development of a procedure to quantify concentrations of substances in percolating soil water making use of chemical and physical pedotransfer functions]*. resreport, (in German).
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892–898. doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x
- Vereecken, H., Weihermüller, L., Assouline, S., Šimůnek, J., Verhoef, A., Herbst, M., . . . Xue, Y. (2019). Infiltration from the pedon to global grid scales: an overview and outlook for land surface modeling. *Vadose Zone Journal*, 18. doi:10.2136/vzj2018.10.0191
- Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2014). Metals in European roadside soils and soil solution – a review. *Environmental Pollution*, 189, 98–110. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.025
- Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2016). Assessment of metal retention in newly constructed highway embankments. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 23619–23629. doi:10.1007/s11356-016-7526-z
- Wessolek, G., & Facklam, M. (1997). Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160, 41–46.
- Wong, C. S., Li, X., & Thornton, I. (7 2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142, 1–16. doi:10.1016/j.envpol.2005.09.004
- Zia, A., van den Berg, L., Ahmad, M. N., Riaz, M., Zia, D., & Ashmore, M. (2018). Controls on accumulation and soil solution partitioning of heavy metals across upland sites in United Kingdom (UK). *Journal of Environmental Management*, 222, 260–267. doi:10.1016/j.jenvman.2018.05.076

Anhang

A. Sorptionsversuche

Tabelle 20: Tatsächlich vorliegende Schwermetallkonzentration der Konzentrationsstufen, Laborsession 1.

Stufe	Cd	Cu	Pb	Zn
	(mg l ⁻¹)			
K0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0008
K1	5,3770	43,4200	45,6367	50,8100
K2	10,4933	86,1767	93,0667	100,9767
K3	20,0300	168,2333	182,3333	198,2000

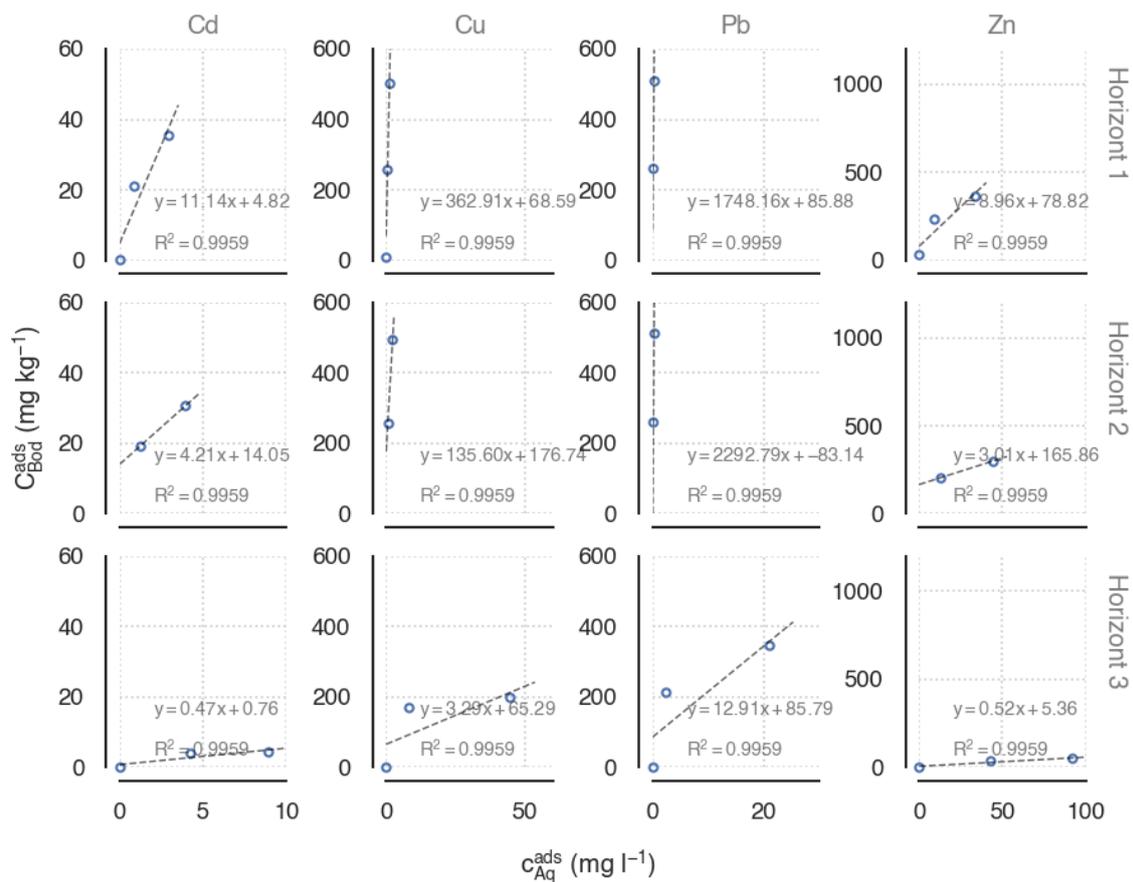


Abbildung 48: Henry Isothermen für den Standort M1. Die Daten für die Horizonte 1 und 2 sind übernommen aus Kübler (2016). Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.

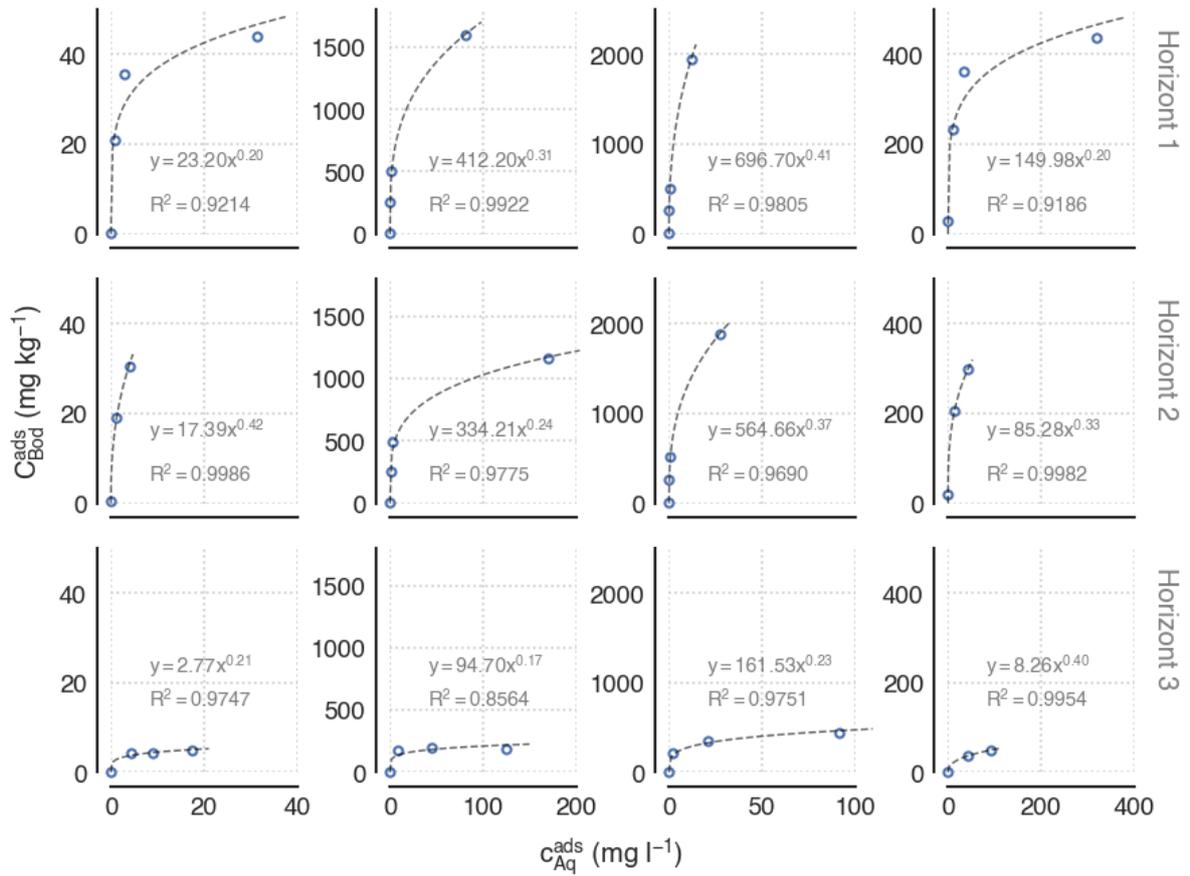


Abbildung 49: Freundlich Isothermen für den Standort M1. Die Daten für die Horizonte 1 und 2 sind übernommen aus Kübler (2016). Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.

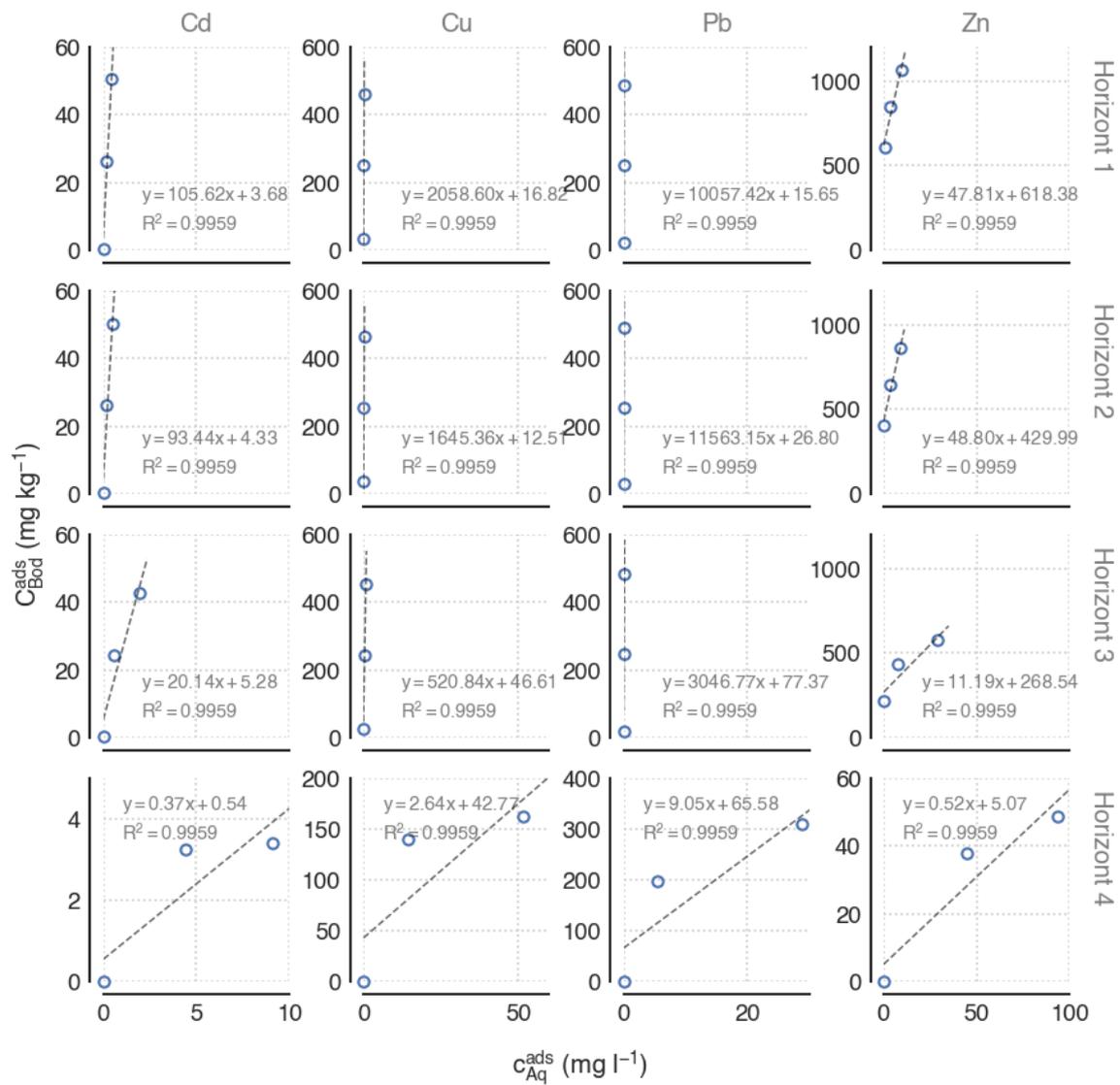


Abbildung 50: Henry Isothermen für den Standort M2. Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.

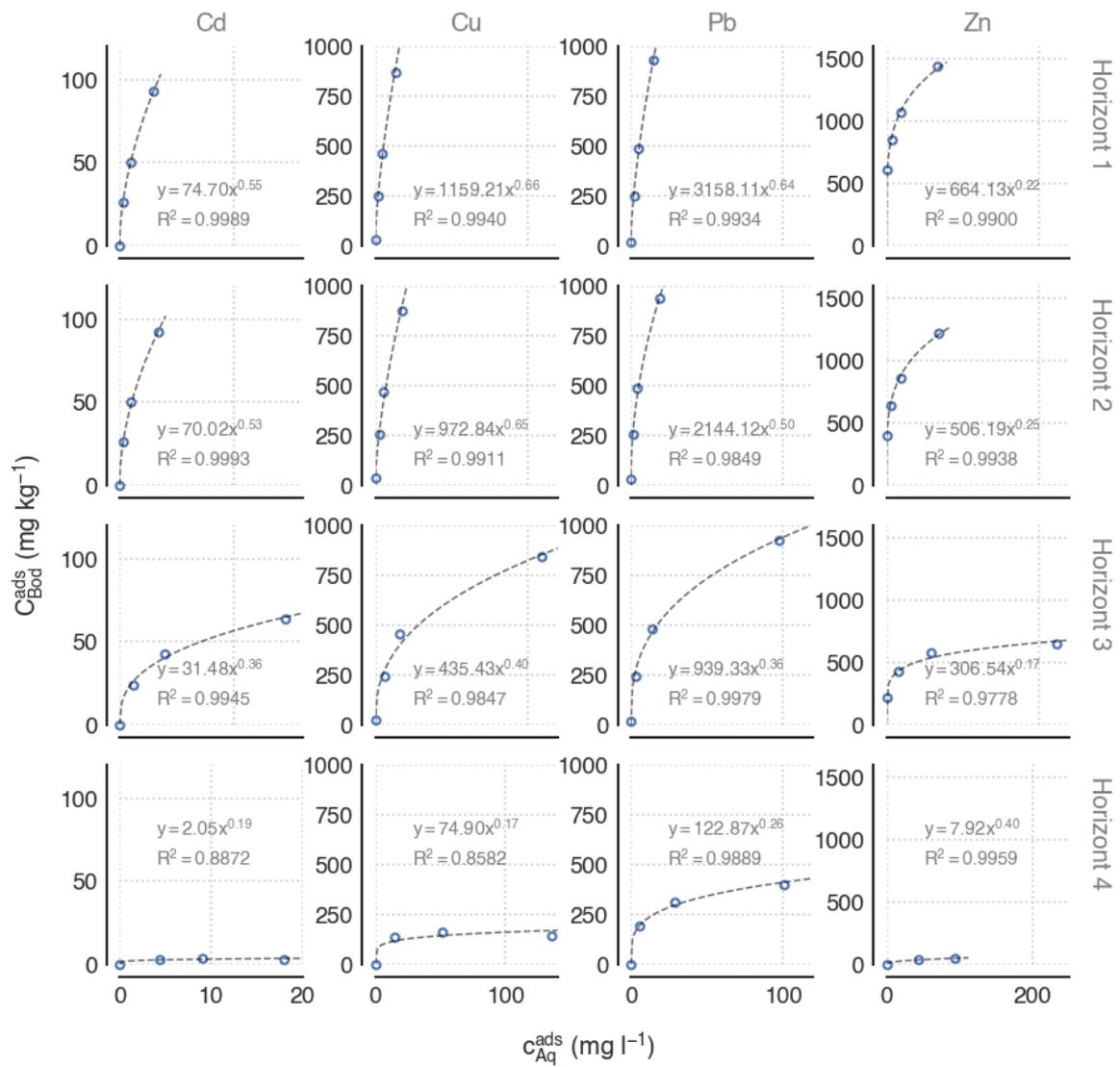


Abbildung 51: Freundlich Isothermen für den Standort M2. Pro Isotherme sind die Abgeleiteten Sorptionsparameter und das Bestimmtheitsmaß (R²) als Gütemaß der Anpassung abgebildet.

B. Räumliche Kartierung der Schwermetallgehalte

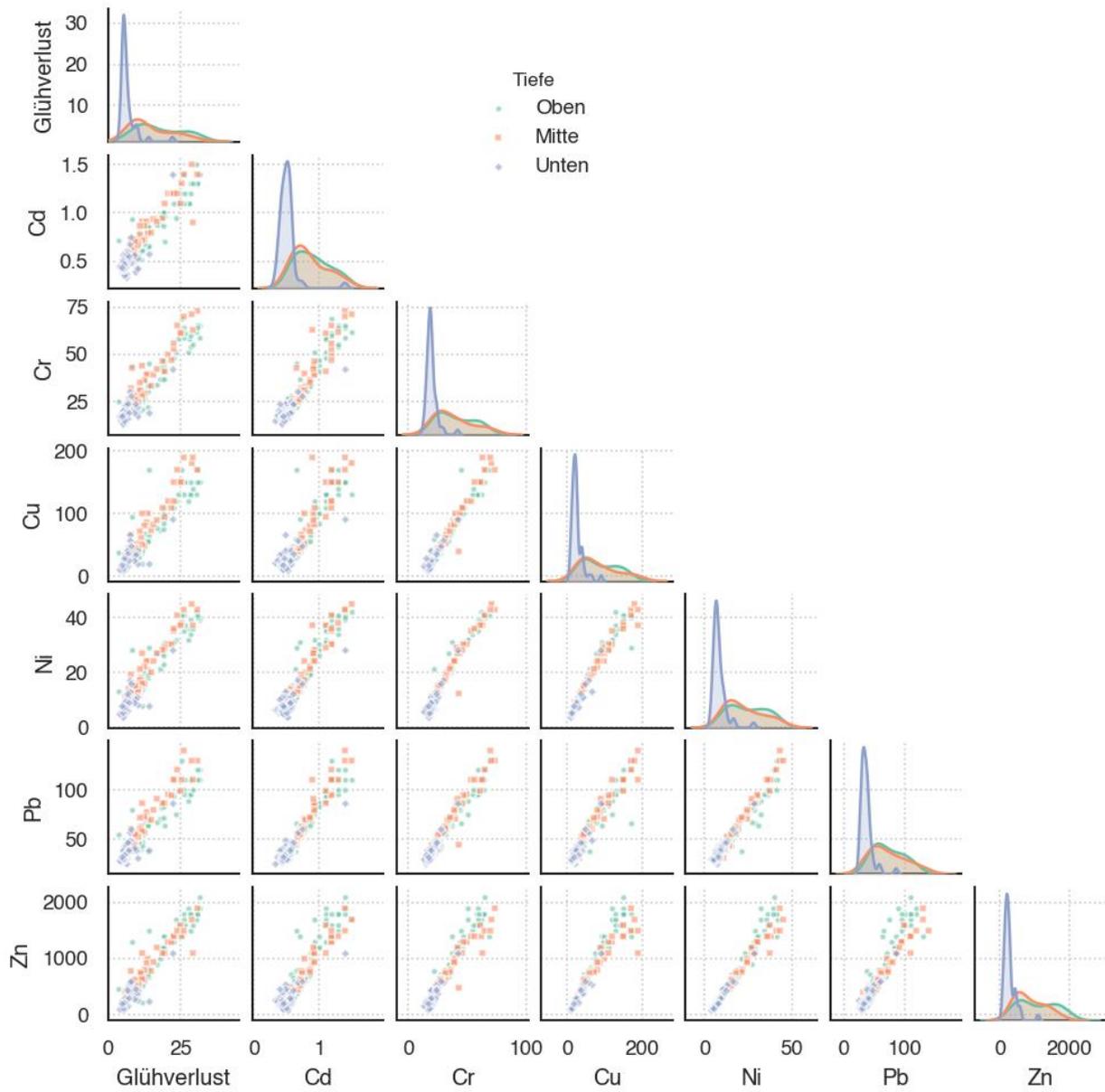


Abbildung 52: Paarplot der Schwermetallgehalte und Glühverlust am Standort M2 als Resultat der räumlichen Kartierung. „Oben“ entspricht einer Tiefe von 0-5 cm, „Mitte“ dem darunterliegenden Sediment bis zum Übergang des ursprünglichen Bodensubstrat „Unten“

C. Schwermetallgehalte aller Sickerwasser- und Zuflussproben

Tabelle 21: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M1. Zellen mit „n.b.“ markieren eine fehlende Probennahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten.

Standort M1							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
01.06.2018	Zufluss gesamt	1,711	71,931	433,800	58,368	99,170	1596,113
	Zufluss gelöst	1,489	31,290	433,800	39,620	99,170	1518,500
	Messpunkt 1	0,080	0,715	38,010	3,546	1,775	19,070
	Messpunkt 2	0,080	0,715	14,760	2,434	1,775	18,800
	Messpunkt 3	0,080	0,715	13,270	2,320	1,775	20,710
12.07.2018	Zufluss gesamt	1,047	20,477	241,351	20,178	21,676	392,203
	Zufluss gelöst	0,703	5,765	82,200	7,847	17,890	361,600
	Messpunkt 1	0,070	0,645	19,150	2,334	1,745	7,013
	Messpunkt 2	0,070	0,645	12,840	1,764	1,745	6,435
	Messpunkt 1 [#]	0,070	1,449	16,070	3,442	1,745	109,900
	Messpunkt 2 [#]	0,070	0,645	18,890	2,870	1,745	12,990
	Messpunkt 3 [#]	0,070	0,645	15,610	2,641	1,745	12,290
23.12.2018	Zufluss gesamt	0,175	13,918	54,971	10,873	13,638	251,841
	Zufluss gelöst	0,001	0,001	7,825	1,652	0,001	37,750
	Messpunkt 1	0,240	0,001	23,410	3,893	0,001	6,264
	Messpunkt 2	0,240	0,785	17,110	3,349	0,001	24,240
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
09.03.2019	Zufluss gesamt	0,385	7,479	53,940	11,757	6,274	304,885
	Zufluss gelöst	0,265	2,499	33,570	3,095	6,274	116,400
	Messpunkt 1	0,265	0,850	15,660	3,037	0,001	14,680
	Messpunkt 2	0,265	0,850	19,380	3,521	0,001	6,585
	Messpunkt 3	0,001	0,850	8,404	1,883	0,001	10,480
11.03.2019	Zufluss gelöst	0,781	5,916	365,600	11,920	27,300	489,700
	Messpunkt 1	0,265	0,850	25,290	3,905	0,001	5,778
	Messpunkt 2	0,265	0,850	16,790	2,739	3,948	29,120
	Messpunkt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14.03.2019	Zufluss gesamt	0,090	11,202	27,415	23,123	5,408	92,910
	Zufluss gelöst	0,001	0,001	7,715	1,357	1,880	29,500
	Messpunkt 1	0,265	0,850	20,240	3,731	0,001	6,278
	Messpunkt 2	0,265	0,850	15,720	2,977	0,001	10,090
	Messpunkt 3	0,001	0,001	4,772	1,436	0,001	3,665
20.05.2019	Zufluss gesamt	0,001	8,115	29,919	8,469	5,557	161,452

Standort M1							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Zufluss gelöst	0,001	0,780	21,400	3,187	0,001	92,980
	Messpunkt 1	0,235	0,780	28,860	4,460	1,675	34,440
	Messpunkt 2	0,001	0,780	23,190	3,559	0,001	9,859
	Messpunkt 3	0,001	0,780	11,930	3,978	1,675	11,550
12.06.2019	Zufluss gesamt	1,173	21,387	69,457	14,276	22,963	262,827
	Zufluss gelöst	0,001	0,780	7,818	2,061	0,001	46,400
	Messpunkt 1	0,235	0,001	25,430	3,664	1,675	8,999
	Messpunkt 2	0,001	0,001	18,000	2,955	0,001	10,430
	Messpunkt 3	0,001	0,780	18,210	6,016	1,675	12,890
29.07.2019	Zufluss gesamt	0,769	53,519	273,057	33,966	41,828	675,215
	Zufluss gelöst	0,001	0,920	13,500	3,019	2,095	73,840
	Messpunkt 1	0,305	0,920	33,590	7,072	5,126	28,010
	Messpunkt 2	0,001	0,920	20,420	4,985	2,095	9,761
	Messpunkt 3	0,001	3,279	32,850	21,940	2,095	135,300
02.08.2019	Zufluss gesamt	0,001	0,920	8,663	1,458	0,001	29,360
	Zufluss gelöst	0,409	26,895	85,391	21,099	19,999	322,773
	Messpunkt 1	0,001	0,920	22,360	4,760	2,095	9,040
	Messpunkt 2	0,305	0,920	15,510	4,279	2,095	9,020
	Messpunkt 3	0,001	0,920	16,710	6,641	2,095	71,050
18.08.2019	Zufluss gesamt	0,001	0,920	7,338	1,215	0,001	22,100
	Zufluss gelöst	0,316	26,603	68,441	14,360	15,749	238,861
	Messpunkt 1	0,305	0,920	34,420	5,797	2,095	14,570
	Messpunkt 2	0,305	0,920	19,140	4,201	2,095	13,200
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
27.09.2019	Zufluss gesamt	0,305	3,875	95,890	6,586	17,120	295,500
	Zufluss gelöst	0,464	21,788	117,641	13,475	17,212	295,500
	Messpunkt 1	0,305	0,920	13,770	4,906	2,095	23,160
	Messpunkt 2	0,001	0,920	19,040	3,904	2,095	7,761
	Messpunkt 3	0,001	0,920	13,310	5,959	2,095	16,510
01.10.2019	Zufluss gesamt	0,085	3,230	6,761	4,930	1,610	18,693
	Zufluss gelöst	0,001	0,920	13,390	2,042	0,001	58,710
	Messpunkt 1	0,085	4,030	13,390	3,085	1,610	58,710
	Messpunkt 2	0,305	0,920	26,160	4,921	2,095	9,680
	Messpunkt 3	0,001	0,920	17,750	3,806	2,095	3,965
16.10.2019	Zufluss gesamt	0,001	0,920	9,346	3,874	2,095	22,880

Standort M1							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Zufluss gelöst	0,001	0,665	53,506	3,182	1,610	7,200
	Messpunkt 1	0,340	0,001	6,378	1,244	0,001	36,330
	Messpunkt 2	0,340	0,615	6,378	1,244	0,001	36,330
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
04.11.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,880	26,240	4,686	2,095	10,850
	Messpunkt 2	0,001	0,880	16,330	3,452	0,001	7,571
16.11.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,880	23,280	4,291	2,095	8,370
	Messpunkt 2	0,340	0,880	15,460	3,486	2,095	10,940
21.11.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,880	23,350	4,707	2,095	16,940
	Messpunkt 2	0,340	0,880	16,320	5,226	2,095	26,260
06.12.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,880	25,410	4,831	4,591	26,100
	Messpunkt 2	0,340	0,880	15,230	3,837	2,095	32,100
15.12.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,001	0,880	24,660	4,325	2,095	14,720
	Messpunkt 2	0,001	0,880	13,970	2,836	2,095	16,860
04.01.2020	Zufluss gesamt	0,001	0,880	22,810	4,353	2,095	21,650
	Zufluss gelöst	0,001	0,001	14,260	3,084	2,095	15,190
	Messpunkt 1	0,340	0,001	25,590	3,080	0,001	25,460
	Messpunkt 2	0,572	26,646	70,069	14,948	22,739	375,581
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
09.01.2020	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,001	18,700	3,731	2,095	11,960
	Messpunkt 2	0,340	0,001	10,830	2,570	2,095	9,359
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
28.01.2020	Zufluss gesamt	0,330	0,835	89,070	19,780	2,075	38,980

Standort M1							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Zufluss gelöst	0,001	0,835	10,790	2,886	2,075	7,970
	Messpunkt 1	0,001	1,728	7,434	9,259	0,001	36,260
	Messpunkt 2	0,202	12,399	8,356	9,259	5,801	116,006
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
03.02.2020	Zufluss gesamt	0,001	0,835	19,810	3,652	2,075	16,980
	Zufluss gelöst	0,330	0,835	10,170	2,681	2,075	10,740
	Messpunkt 1	0,001	0,835	7,941	1,008	0,001	37,510
	Messpunkt 2	0,313	54,593	46,469	9,252	14,607	212,156
	Messpunkt 3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
10.02.2020	Zufluss gesamt	0,330	0,835	24,590	6,521	2,075	36,700
	Zufluss gelöst	0,001	0,835	12,260	3,941	2,075	21,080
	Messpunkt 1	0,001	0,835	9,974	2,454	0,001	89,420
	Messpunkt 2	0,572	29,163	143,744	24,427	30,007	504,581
	Messpunkt 3	0,330	0,835	19,710	5,405	2,075	14,080
23.02.2020	Zufluss gesamt	0,001	0,835	14,000	3,760	0,001	13,100
	Zufluss gelöst	0,001	0,835	9,257	3,383	0,001	20,410
	Messpunkt 1	0,001	0,001	7,148	1,697	0,001	57,660
	Messpunkt 2	0,506	24,629	101,144	15,359	21,109	389,331
	Messpunkt 3	0,001	0,835	17,310	4,713	2,075	10,420

Am 12.07.2018 erfolgte im Rahmen eines Starkregenereignisses eine zweite Sickerwasserbeprobung am selben Tag.

Tabelle 22: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M2. Zellen mit „n.b.“ markieren Werte unterhalb der Nachweisgrenze oder eine fehlende Probenahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten. Am Messpunkt 1 wurde aufgrund der punktuellen Beschickung nicht durch jedes Regenevent eine Tiefenversickerung ausgelöst, weshalb bei ca. der Hälfte der Events nur am Messpunkt 1 eine Beprobung erfolgte.

Standort M2							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
13.05.2018	Zufluss gelöst	0,265	1,449	37,690	4,661	6,134	345,300
	Zufluss gesamt	0,358	1,449	37,690	11,951	6,363	374,116
	Messpunkt 1	0,080	0,001	10,710	3,412	1,775	122,300
22.05.2018	Zufluss gelöst	0,192	1,828	40,490	19,200	1,775	2034,000
	Zufluss gesamt	1,035	46,519	179,725	56,368	98,736	5455,113
	Messpunkt 1	0,080	0,715	14,230	3,265	1,775	121,300

Standort M2							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
24.05.2018	Zufluss gelöst	0,644	14,790	120,400	22,180	57,420	3010,000
	Zufluss gesamt	0,685	31,544	120,400	36,506	69,823	3127,613
	Messpunkt 1	0,080	1,467	37,220	48,860	6,336	189,800
01.06.2018	Zufluss gelöst	0,390	22,830	60,480	17,780	41,450	2348,000
	Zufluss gesamt	0,583	30,881	83,338	31,393	46,823	2348,000
	Messpunkt 1	0,080	0,715	12,900	6,165	3,605	220,200
08.06.2018	Zufluss gelöst	0,822	47,600	58,920	22,020	20,060	4377,500
	Zufluss gesamt	0,899	49,844	58,920	24,593	20,228	4377,500
	Messpunkt 1	0,080	0,001	13,620	4,500	1,775	174,200
	Messpunkt 2	0,080	0,715	6,305	1,841	1,775	28,630
14.06.2018	Zufluss gelöst	0,747	12,770	34,500	22,770	20,160	3121,000
	Zufluss gesamt	1,176	41,749	129,513	49,795	81,158	3784,703
	Messpunkt 1	0,179	0,645	12,750	4,355	1,745	196,600
	Messpunkt 2	0,070	0,645	5,529	1,953	1,745	83,780
22.06.2018	Zufluss gelöst	0,289	1,499	46,640	9,972	1,745	1108,000
	Zufluss gesamt	1,164	39,049	150,138	47,107	72,921	2132,953
	Messpunkt 1	0,146	0,645	10,480	4,700	1,745	166,900
11.07.2018	Zufluss gelöst	0,367	6,635	9,363	27,130	12,090	3786,000
	Zufluss gesamt	1,610	65,262	261,301	87,757	149,608	6826,578
	Messpunkt 1	0,070	0,645	13,410	6,668	1,745	96,860
17.08.2018	Zufluss gelöst	0,001	0,645	2,156	11,890	1,620	437,500
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,075	0,645	9,564	3,851	1,620	81,750
06.09.2018	Zufluss gelöst	0,242	17,590	121,300	159,100	27,080	1812,000
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,153	0,645	12,560	3,892	1,620	80,730
	Messpunkt 2	0,075	0,645	8,610	3,280	1,620	23,770
21.09.2018	Zufluss gelöst	0,783	37,467	99,096	32,784	85,518	2791,453
	Zufluss gesamt	0,565	9,898	63,910	17,170	57,040	2770,000
	Messpunkt 1	0,001	0,645	11,060	3,210	1,620	72,360
24.10.2018	Zufluss gelöst	2,851	102,804	351,800	84,059	264,500	15090,000
	Zufluss gesamt	2,851	64,300	351,800	63,290	264,500	15090,000
	Messpunkt 1	0,001	0,001	25,830	3,089	0,001	87,990
26.10.2018	Zufluss gelöst	2,130	94,079	298,621	78,584	153,306	4370,203
	Zufluss gesamt	0,001	2,886	0,001	14,000	0,001	1,182

Standort M2							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Messpunkt 1	0,240	0,785	12,570	5,340	0,001	124,500
12.11.2018	Zufluss gelöst	0,408	16,028	83,446	19,875	38,731	1770,000
	Zufluss gesamt	0,240	10,280	77,720	15,200	32,030	1770,000
	Messpunkt 1	0,001	0,785	8,118	3,150	0,001	94,700
02.12.2018	Zufluss gelöst	1,036	50,592	174,100	57,359	70,918	7145,000
	Zufluss gesamt	0,541	36,690	174,100	44,440	64,950	7145,000
	Messpunkt 1	0,001	0,785	9,416	2,709	0,001	75,590
	Messpunkt 2	0,001	0,785	8,318	2,299	0,001	44,770
07.12.2018	Zufluss gelöst	0,265	12,182	24,103	15,303	32,059	773,260
	Zufluss gesamt	0,265	6,050	22,780	7,663	21,990	562,500
	Messpunkt 1	0,706	0,001	7,600	1,934	0,001	27,980
	Messpunkt 2	0,001	1,993	7,668	4,729	0,001	10,040
21.12.2018	Zufluss gelöst	2,375	95,739	202,103	95,640	199,621	5360,885
	Zufluss gesamt	0,265	0,850	10,540	6,967	1,880	614,500
	Messpunkt 1	0,265	0,850	6,996	3,069	0,001	102,800
	Messpunkt 2	0,265	0,001	4,040	1,692	0,001	3,016
07.01.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,265	0,001	4,866	2,257	1,880	47,320
	Messpunkt 2	0,001	0,850	3,908	2,643	0,001	7,198
27.01.2019	Zufluss gelöst	0,001	1,874	12,010	3,083	6,073	229,900
	Zufluss gesamt	0,001	1,874	12,010	3,083	5,462	229,900
	Messpunkt 1	0,265	0,850	5,441	2,158	0,001	75,780
	Messpunkt 2	0,935	0,850	7,286	3,891	0,001	30,120
31.01.2019	Zufluss gelöst	1,919	66,064	241,715	68,702	148,134	4095,885
	Zufluss gesamt	0,265	3,611	5,498	3,548	6,002	190,300
	Messpunkt 1	1,689	0,850	1,969	4,015	0,001	156,800
	Messpunkt 2	0,265	0,001	3,334	1,970	0,001	3,543
10.02.2019	Zufluss gelöst	2,296	76,189	291,703	97,740	169,896	4407,135
	Zufluss gesamt	0,615	0,850	14,830	10,700	4,797	1536,000
	Messpunkt 1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 2	0,265	0,850	4,092	1,263	0,001	15,890
16.03.2019	Zufluss gelöst	5,054	175,777	594,953	151,077	343,696	9555,885
	Zufluss gesamt	0,001	9,306	13,300	70,800	0,001	1757,000
	Messpunkt 1	0,265	0,850	3,751	1,599	0,001	243,400

Standort M2							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,001	4,504	2,496	2,095	37,800
	Messpunkt 2	0,001	0,001	8,340	2,605	2,095	7,636
04.11.2019	Zufluss gelöst	0,001	0,001	1,000	4,079	2,095	62,190
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,340	0,001	4,352	2,394	2,095	34,310
	Messpunkt 2	0,001	0,001	7,100	2,179	2,095	14,890

Tabelle 23: Zusammenstellung aller gemessenen Schwermetallgehalte im Zufluss und Sickerwasser am Standort M3. Zellen mit „n.b.“ markieren eine fehlende Probenahme. Werte aus der „Einlaufphase“ sind nicht enthalten. Am Messpunkt 1 wurde aufgrund der punktuellen Beschickung nicht durch jedes Regenevent eine Tiefenversickerung ausgelöst, weshalb bei ca. der Hälfte der Events nur am Messpunkt 1 eine Beprobung erfolgte.

Standort M3							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
10.07.2018	Zufluss gelöst	0,213	4,125	18,200	3,428	7,118	1601,000
	Zufluss gesamt	0,213	6,607	18,200	3,876	11,141	1601,000
	Messpunkt 1	0,070	0,645	9,178	7,608	1,745	76,850
21.07.2018	Zufluss gelöst	0,075	2,434	10,480	18,340	5,059	1162,000
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,075	1,578	7,182	10,290	1,620	57,980
17.08.2018	Zufluss gelöst	0,165	6,078	24,610	10,470	14,650	2358,000
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,075	0,645	4,635	8,096	1,620	38,790
06.09.2018	Zufluss gelöst	0,075	4,143	16,280	23,380	4,622	1810,000
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,075	0,645	4,002	6,400	1,620	25,360
22.09.2018	Zufluss gelöst	0,075	3,327	23,380	12,520	12,440	1422,000
	Zufluss gesamt	0,075	3,327	23,380	12,520	12,440	1422,000
	Messpunkt 1	0,416	3,194	62,970	28,530	14,870	233,400
01.10.2018	Zufluss gelöst	0,001	7,514	9,540	4,476	3,456	661,200
	Zufluss gesamt	0,001	0,785	9,540	1,206	1,705	661,200
	Messpunkt 1	0,001	0,001	2,199	3,430	0,001	11,400
	Messpunkt 2	0,001	0,785	4,605	4,679	0,001	13,460
30.10.2018	Zufluss gelöst	2,037	34,120	210,800	28,340	268,900	12045,000

Standort M3							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,001	0,001	9,584	3,011	0,001	139,700
12.11.2018	Zufluss gelöst	1,614	37,629	154,796	34,734	166,606	7850,000
	Zufluss gesamt	1,395	17,990	146,000	23,630	158,000	7850,000
	Messpunkt 1	0,001	0,785	20,240	6,297	1,705	56,460
02.12.2018	Zufluss gelöst	0,001	3,266	9,180	3,401	6,590	595,800
	Zufluss gesamt	0,001	0,785	9,180	1,614	5,438	595,800
	Messpunkt 1	0,001	0,785	11,150	3,706	1,705	76,920
	Messpunkt 2	0,001	1,892	5,049	10,100	0,001	67,760
04.12.2018	Zufluss gelöst	0,240	7,782	11,330	7,186	21,350	874,000
	Zufluss gesamt	0,240	2,145	11,330	2,183	21,350	874,000
	Messpunkt 1	0,001	0,001	35,980	6,923	4,125	131,200
	Messpunkt 2	0,001	2,616	15,840	7,147	1,705	47,610
07.12.2018	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,265	0,850	5,331	4,428	0,001	42,440
	Messpunkt 2	0,265	0,850	7,230	7,478	1,880	32,740
20.12.2018	Zufluss gelöst	0,265	4,028	49,840	4,171	19,900	722,500
	Zufluss gesamt	0,265	4,028	14,630	4,027	19,900	722,500
	Messpunkt 1	0,265	0,850	8,758	5,295	1,880	50,110
	Messpunkt 2	0,265	1,804	8,168	8,553	1,880	29,580
07.01.2019	Zufluss gelöst	0,265	2,244	33,528	3,363	20,230	938,200
	Zufluss gesamt	0,265	2,244	9,289	2,248	20,230	938,200
	Messpunkt 1	0,001	0,850	3,863	3,561	1,880	29,550
	Messpunkt 2	0,001	0,850	9,244	10,210	1,880	35,310
17.01.2019	Zufluss gelöst	0,090	5,354	27,003	6,893	30,920	1138,000
	Zufluss gesamt	0,001	4,060	12,470	2,873	30,920	1138,000
	Messpunkt 1	0,001	0,850	11,520	3,460	0,001	34,340
	Messpunkt 2	0,265	0,850	10,930	9,056	0,001	44,170
27.01.2019	Zufluss gelöst	0,090	1,347	11,678	1,555	9,843	734,385
	Zufluss gesamt	0,001	0,850	5,581	1,555	9,843	724,700
	Messpunkt 1	0,265	0,850	11,840	4,418	1,880	114,700
	Messpunkt 2	0,265	0,850	9,323	8,530	0,001	81,400
10.02.2019	Zufluss gelöst	0,090	0,850	9,403	1,791	1,625	449,260
	Zufluss gesamt	0,001	0,850	3,709	1,791	0,001	418,100

Standort M3							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
	Messpunkt 1	0,001	0,001	3,160	2,205	0,001	37,440
11.03.2019	Zufluss gelöst	0,090	2,596	14,290	3,595	10,700	739,885
	Zufluss gesamt	0,001	0,850	7,434	3,595	10,700	706,700
	Messpunkt 1	0,001	0,001	4,484	4,976	0,001	30,850
	Messpunkt 2	0,235	0,780	8,187	9,298	1,675	53,820
13.03.2019	Zufluss gelöst	0,316	12,969	6,719	11,488	38,078	1615,340
	Zufluss gesamt	0,001	0,780	3,918	1,806	0,001	1484,000
	Messpunkt 1	0,001	0,001	3,022	3,646	0,001	1,461
	Messpunkt 2	0,001	0,780	5,756	8,600	0,001	3,906
09.05.2019	Zufluss gelöst	0,553	11,558	35,920	10,841	80,300	2832,000
	Zufluss gesamt	0,553	8,202	35,920	8,219	80,300	2832,000
	Messpunkt 1	0,001	0,780	3,302	4,722	1,675	31,850
27.05.2019	Zufluss gelöst	0,085	18,617	31,032	13,017	41,241	1797,590
	Zufluss gesamt	0,001	4,189	15,420	4,704	33,110	1794,000
	Messpunkt 1	0,001	0,780	4,778	6,922	1,675	68,970
03.06.2019	Zufluss gelöst	0,001	12,147	6,432	10,183	23,735	987,715
	Zufluss gesamt	0,001	0,001	5,440	1,935	0,001	604,400
	Messpunkt 1	0,001	0,001	3,145	4,825	1,675	1,883
	Messpunkt 2	0,235	0,780	6,317	9,894	1,675	5,272
11.07.2019	Zufluss gelöst	0,001	0,615	4,539	2,732	1,570	101,300
	Zufluss gesamt	1,259	45,382	265,641	39,638	106,075	1907,398
	Messpunkt 1	0,085	0,615	4,722	4,077	1,570	10,560
15.08.2019	Zufluss gelöst	0,001	0,615	5,787	1,269	0,001	178,200
	Zufluss gesamt	0,085	2,556	10,390	1,269	1,610	178,200
	Messpunkt 1	0,001	0,615	3,365	5,578	1,570	0,857
27.08.2019	Zufluss gelöst	0,001	1,444	3,667	1,250	0,001	237,900
	Zufluss gesamt	0,310	13,795	28,241	8,409	20,114	484,148
	Messpunkt 1	0,001	0,615	3,191	5,518	1,570	1,326
31.08.2019	Zufluss gelöst	0,001	2,429	5,719	1,178	0,001	284,900
	Zufluss gesamt	0,001	2,429	5,719	1,178	0,001	284,900
	Messpunkt 1	0,001	0,615	2,740	4,976	1,570	2,058
	Messpunkt 2	0,001	1,459	3,852	9,592	1,570	2,194
08.09.2019	Zufluss gelöst	0,001	1,750	4,287	1,262	0,001	370,900
	Zufluss gesamt	0,253	9,071	8,030	5,540	16,970	960,523
	Messpunkt 1	0,001	0,615	3,421	5,019	1,570	5,061

Standort M3							
Eventdatum	Proben ID	Schwermetall					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(µg/l)					
06.10.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,001	0,001	2,171	3,532	0,001	3,253
	Messpunkt 2	0,001	0,880	4,802	9,123	0,001	3,564
19.10.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Messpunkt 1	0,001	0,880	2,999	5,439	2,095	7,515
	Messpunkt 2	0,001	0,880	5,462	9,132	2,095	6,897
02.11.2019	Zufluss gelöst	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Zufluss gesamt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
02.11.2019	Messpunkt	0,001	0,001	2,444	4,154	0,001	17,280
	Messpunkt 2	0,001	0,001	6,062	8,053	2,095	8,149

