

Projektleitung	Markus Boller (Eawag), Peter Kaufmann (HSB), Ueli Ochsenbein (GSA)
Probenahme und Analytik	Jean Daniel Berset, Marcus Bracher, Andreas Giovanoli, Ueli Ochsenbein, Elmar Scheiwiller, Brigitte Siegenthaler (alle GSA)
Betreuung der Anlagen	Bruno Gerber (HTI), Ernst Kipfer (HTI), Bärbel Müller (HSB), Fritz Muraldt (HSB)
Datenerfassung und -übermittlung	Bruno Gerber, Daniel Lanz (HTI)
Begleitung	Eugen Baer (GSA), Eugen Studer (BUWAL), VSS Expertenkommission 2.07 Strassenentwässerung
Datenauswertung	Michele Steiner, Steffen Langbein, Markus Boller (alle Eawag), Elmar Scheiwiller, Marcus Bracher (beide GSA)
Bericht	Michele Steiner, Steffen Langbein, Markus Boller (alle Eawag)

Bezugsadressen: Brigitte Pfister
Eawag; Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs
Überlandstrasse 133
CH- 8600 Dübendorf
Tel.: +41 44 823 50 45
E-Mail: brigitte.pfister@eawag.ch

Berner Fachhochschule
Hochschule für Architektur, Bau und Holz HSB
Abteilung F+E Biel und Burgdorf
Solothurnerstrasse 102
2504 Biel
Tel.: +41 32 344 0341
E-Mail: fe@hsb.bfh.ch

VSS
Seefeldstrasse 9
8008 Zürich
Tel.: +41 44 269 40 20
E-Mail: info@vss.ch

Vorwort

Der vorliegende Bericht fasst die Resultate des Projektes "Untersuchung der Versickerung von Strassenabwasser über das Bankett einer stark befahrenen Strasse" zusammen. Die Erkenntnisse lassen Schlüsse zu über

- die Verteilung der vom Verkehr emittierten Schadstofffracht zwischen Strassenwasserablauf, Spritzwasserverfrachtung, lokaler (< 25 m Strassenabstand) und weiträumiger Deposition (> 25 m Strassenabstand).
- die aktuelle Belastung und künftige Wirksamkeit des Bankettes als Barriere für Schwermetalle und PAK.
- die Anforderungen an den Oberbodenaufbau von Strassenbanketten, die als Schadstoffbarrieren genutzt werden.

Das Kernstück dieses Projektes, die Versuchsanlage an der Schachenstrasse, wurde auf dem Gemeindegebiet von Lyssach errichtet und während über zwei Jahren intensiv betrieben. Entsprechend kann der messtechnische, analytische und organisatorische Aufwand als sehr hoch bezeichnet werden.

Die zu Beginn gestellten Fragen des Projektes konnten mit den erhobenen Daten grösstenteils beantwortet werden, wenn auch mit unterschiedlichen Genauigkeiten. Bei dermassen praxisnahen Forschungsprojekten ist dies jedoch nicht überraschend. Wo möglich wurde versucht, die Unsicherheiten zu erklären, abzuschätzen und diese zu diskutieren. Bei der Auswertung der Daten und bei manchen Berechnungen mussten, basierend auf dem jetzigen Wissensstand, Annahmen getroffen werden. Diese sind dokumentiert und plausibel, können und sollen aber auch beim Vorliegen neuerer Informationen kritisch diskutiert werden.

Dieses Projekt weist Schnittstellen auf mit den Projekten "Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen" sowie "Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies-, und Gründächern", die praktisch zeitgleich in Burgdorf stattgefunden haben.

Der vorliegende Bericht ist das Resultat einer intensiven und interessanten Zusammenarbeit zwischen den beteiligten Projektpartnern.

Im Namen des Projektteams

Dr. Michele Steiner

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Ziele, Strukturierung und Fragestellung	2
2.1	Fragestellung System "Strasse"	2
2.2	Fragestellung System "Bankett"	3
2.3	Schnittstellen mit anderen Projekten	3
2.4	Zielpublikum	3
3	Messtechnische Einrichtungen und Methoden.....	4
3.1	Beschreibung der Versuchsanlage	4
3.2	Standort und Anforderungen an die Versuchsanlage.....	5
3.3	Standort und Beschreibung der Depositionsmessung	6
3.4	Charakterisierung des Bodens.....	6
3.4.1	Probenahmestandorte zur Bestimmung der Schadstoffgehalte	6
3.4.2	Charakterisierung der Horizonte, Kationenaustauschkapazität (KAK)	7
3.4.3	Durchlässigkeitsbeiwerte	8
3.5	Verkehrszählungen.....	8
3.6	Bestimmung des hydraulischen Einzugsgebietes des Bankettes.....	8
3.6.1	Mathematische Modellierung	8
3.6.2	Beziehung: Niederschlag-Abfluss	9
3.7	Analytik (Übersicht)	9
3.8	Empfehlungen für künftige Untersuchungen	10
4	Strasse: Wasserbilanz.....	11
4.1	Übersicht und Begriffe	11
4.2	Hydraulisches Einzugsgebiet des Schachtes.....	11
4.2.1	Bestimmung mit mathematischer Modellierung, Tracerversuche	11
4.2.2	Bestimmung der Einzugsgebietfläche: Niederschlag-Abfluss	12
4.3	Messung und Berechnung des Strassenablaufes	12
5	Strasse: Stoffbilanzen.....	14
5.1	Einleitung und Übersicht.....	14
5.2	Stoffeinträge: Deposition und Verkehrsemissionen.....	15
5.2.1	Verkehrsemissionen	15
5.2.2	Atmosphärische Gesamtdeposition	15
5.3	Stoffausträge von der Strasse	16
5.3.1	Stoffkonzentrationen im Strassenabfluss.....	16
5.3.2	Stofffrachten im Strassenabfluss	17
5.3.3	Stoffaustrag durch Verwehungen	18
5.4	Schwermetallbilanzen der Strasse.....	21
6	Bankett: Schadstoffverteilung und Massenbilanzen.....	22
6.1	Einleitung und Übersicht.....	22
6.2	Verteilung der Schadstoffe im Bankett.....	23
6.2.1	Schwermetallverteilung im Bankett.....	23
6.2.2	PAK Verteilung im Bankett	25
6.2.3	Beurteilung der Schadstoffbelastung	25
6.2.4	Antimon-, Zinn- und Bromidgehalte im Boden	26
6.2.5	Abschätzung der verbleibenden Sorptionskapazität	27
6.3	Schwermetallbilanzen und Emissionsfaktoren	27
6.3.1	Übersicht und Annahmen	27
6.3.2	Berechnung der Schwermetallmengen im Bankett	28
6.3.3	Berechnung von Emissionsfaktoren	29

6.3.4	Bilanz der Schwermetalle im Bankett	30
6.3.5	Bedeutung der Schadstoffeinträge für die Reinigung von Strassenwasser	32
7	Bankett als Barriere: Versickerungsmengen und Konzentrationen im Bodenwasser	34
7.3.1	Übersicht.....	34
7.3.2	Hydraulisches Einzugsgebiet, Ablaufmengen.....	34
7.3.3	Chloridverlagerung im Bankett	35
7.3.4	Ablaufkonzentrationen unterschiedlicher Schichten: Schwermetalle	36
7.3.5	Abschätzung der K_D -Werte für Kupfer und Zink.....	38
7.3.6	Ablaufkonzentrationen unterschiedlicher Schichten: PAK.....	39
7.3.7	Folgerungen für den Aufbau von Banketten	40
8	Zusammenfassung, Empfehlungen und Ausblick	41
8.4	Zusammenfassung Strasse.....	41
8.5	Zusammenfassung Bankett.....	43
8.6	Ausblick.....	46
9	Literatur.....	47
	Anhang.....	49
A.1	Bestimmungsgrenzen.....	49
A.2	Standorte der Bodenprobenahmen.....	49
A.3	Bestimmung der Niederschlag - Abfluss - Beziehung.....	50
A.4	Schwermetallmengen im Boden des Bankettes.....	50
	Dank.....	51

Abkürzungen

BFS	Bundesamt für Statistik
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
Fz	Fahrzeuge
GSA	Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern
HSB	Berner Fachhochschule: Hochschule für Architektur, Bau und Holz, Burgdorf
HTI	Berner Fachhochschule: Hochschule für Technik und Informatik HTI, Burgdorf
KAK	Kationen-Austausch-Kapazität
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
USCS	Unified Soil Classification System
VBBö	Verordnung über Belastungen des Bodens
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
VSS	Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute

Zusammenfassung

Der Schweizerische Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS) hat aufgrund des Antrages der begleitenden Expertenkommission 2.07 „Strassenentwässerung“ das Forschungsprojekt „Bankette bestehender Strassen“ bewilligt.

Das Ziel dieses Forschungsprojektes ist es, die Funktion des Bankettes als wichtiges Element der Strassenentwässerung hinsichtlich der Problematik des Schadstoffrückhaltes von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Schwermetallen zu untersuchen. Die Resultate sollen in die SN 640 354 – Entwässerung über das Bankett – einfließen.

Die aus dem Forschungsprojekt resultierenden Ergebnisse stützen sich auf die zwei Jahre dauernde Beprobung der Versuchsanlage, die sich an der Schachenstrasse zwischen Burgdorf und dem Autobahnanschluss Kirchberg befindet. Die wichtigsten Resultate sind folgend zusammengefasst. Für eine detaillierte Schilderung wird auf die Zusammenfassung am Schluss des Berichtes verwiesen.

- Das Bankett wird noch Jahre bzw. Jahrzehnte lang in der Lage sein, PAK und Schwermetalle grösstenteils wirkungsvoll zurückzuhalten. Allerdings nimmt das Auswaschungspotential mit zunehmender Standzeit und somit zunehmender Beladung zu.
- Der Aufbau des Oberbodens des Bankettes kann für den Rückhalt von PAK und Schwermetallen als geeignet bezeichnet werden. Für künftige Anlagen wird deshalb eine Mächtigkeit des A-Horizontes von > 30 cm mit einer Kationenaustauschkapazität > 100 mmol kg⁻¹ TS empfohlen.
- Gemäss den Richt- und Prüfwerten der „Wegleitung Bodenaushub“ sind zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des Bankettes die PAK- und nicht die Schwermetallgehalte massgebend. Die PAK-Richtwerte im Bankett werden bis zu einem Strassenabstand von 4 m und einer Tiefe von 50 cm erreicht oder überschritten.
- Die Belastung des Bankettes mit Schwermetallen kann bis zu einem Strassenabstand von 2 m hauptsächlich mit den Stoffeinträgen stammend vom Strassenabfluss und vom Spritzwasser, sowie von der lokalen Deposition (<25 m Strassenabstand) erklärt werden.
- Bei der Entwässerung von stark befahrenen Strassen ist deshalb unbedingt auf die Breite der versiegelten Fläche im Anschluss an die Strasse zu achten. Je breiter diese ist, desto höher ist der Anteil des Strassenwassers und damit der Schadstoffe, der gefasst, abgeleitet und behandelt werden kann.
- Würde, wie im Fall der Schachenstrasse, nur das von der Fahrbahn ablaufende Strassenwasser gefasst, könnten nur ca. 20 % der Schadstofffracht abgeleitet werden. Die Problematik der Schadstoffanreicherung im Bankett würde damit nicht grundsätzlich entschärft. In solchen Situationen wird deshalb empfohlen, auf eine Ableitung und Behandlung des Strassenwassers zu verzichten.

Die angewandte Methodik der Stoffbilanzen hat sich bewährt. Erst dadurch wurde es möglich, die Schadstoffgehalte im Boden den verkehrsbedingten und den durch die Deposition eingetragenen Frachten gegenüberzustellen, zu diskutieren und zu interpretieren. Für künftige Untersuchungen wird deshalb empfohlen, dieselbe Methodik anzuwenden.

Résumé

L'association suisse des professionnels de la route et des transports (VSS) a accordé le projet de recherche « Bas-côtés de routes existantes », sur la base d'une recommandation de la commission d'experts 2.07 « évacuation des eaux des voies de communications ».

L'objectif de ce projet de recherche est d'examiner la fonction du bas-côté des routes (banquette) comme élément important de l'évacuation des eaux en ce qui concerne les problèmes de retenue de polluant tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et des métaux lourds. Les résultats doivent être incorporés dans les normes SN640.354 – Evacuation des eaux sur les bas-côtés -.

Les résultats du projet de recherche se basent sur les deux ans de tests en continu menés sur l'installation située à la Schachenstrasse entre Burgdorf et le raccordement autoroutier de Kirchberg. Les résultats les plus importants sont résumés par la suite. Une description détaillée des résultats est présentée dans la partie conclusion du rapport.

- La banquette (bas-côté) sera encore en mesure de retenir efficacement pendant des années voir des décennies les HAPs et les métaux lourds. Toutefois, le potentiel de lessivage augmente avec le temps et un enrichissement croissant.
- La construction de la couche superficielle du sol du bas-côté peut être qualifiée comme appropriée pour la rétention des HAPs et des métaux lourds. Pour des installations futures, une épaisseur de l'horizon A > 30 cm avec une capacité d'échange cationique > 100 mmol kg⁻¹ TS sont recommandées.
- Conformément aux valeurs de la directive « Bodenaushub », l'évaluation de la charge polluante des banquettes est décisive pour les HAPs, et non pour les métaux lourds. Les valeurs limites en HAPs dans le bas-côté sont atteintes ou dépassées jusqu'à une distance de 4 m de la route et jusqu'à une profondeur de 50 cm.
- La charge de la banquette en métaux lourds peut être expliquée principalement jusqu'à une distance de 2 m de la route avec les apports de l'écoulement routier et des éclaboussures, ainsi que par les dépositions locales (< 25 m de distance de la route).
- Lors de l'évacuation des eaux des voies de communication avec un trafic important, il faut par conséquent tenir compte absolument de la largeur de la surface imperméable le long de la route. Plus celle-ci est large, plus la part d'eau de ruissellement et donc de polluants peut être prise en compte et traitée.
- Si, comme dans le cas de la Schachenstrasse, seule l'eau de ruissellement en provenance de la chaussée est prise en compte, environ 20% de la charge en polluant peut être saisie. Les problèmes d'enrichissement en polluant dans le bas-côté ne sont ainsi pas diminués. Dans de telles situations, on recommande par conséquent de renoncer à un traitement des eaux de ruissellement routières.

La méthodologie appliquée, à l'aide de bilans de matière, a fait ses preuves. Ainsi, il est possible d'examiner et de comparer les teneurs en polluant dans le sol avec les charges liées au trafic et aux dépositions. Pour des études futures, on recommande par conséquent d'appliquer la même méthodologie.

Summary

The Swiss Association of Road and Traffic Professionals (VSS) approved the research project „Bankette bestehender Strassen“ based on the recommendation of the Expert Commission 2.07 „Road drainage“.

The goal of this research project is to achieve a better understanding of vegetated infiltration shoulders along roadsides with respect to the retention of pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and heavy metals. The results should serve as a basis for the SN 640 354 „Draining of roads over road shoulders“.

The results of this research project are based on a two years sampling scheme of a pilot plant, which is located at a road between Burgdorf and the highway junction Kirchberg. The most important results are summarised as follows. A more detailed compilation of the outcome of this study can be found in the summary of this report.

- The vegetated road shoulder will be capable to retain PAH and heavy metals for many years or even decades. However, the leaching potential will increase in parallel with ongoing operating time and with increasing accumulation of the pollutants.
- The properties of the top layer of the vegetated road shoulder is well suited for the retention of PAH and heavy metals. As recommendation for other road shoulders, a thickness of the top layer (A-horizon) should be > 30 cm with a cationic exchange capacity (CAC) of > 100 mmol kg⁻¹.
- According to the control targets, a recommendation of „Wegleitung Bodenaushub,“ PAH are the crucial parameters for the assessment, not heavy metals. The concentration of PAH in the soil exceeds the control targets until a distance of 4 m to the road and a depth of 50 cm.
- The loading of the soil of the vegetated road shoulder with heavy metals until a distance of 2 m to the road can be explained with the input loads of road runoff, road spray and local deposition (< 25 m distance to the road).
- Therefore, with respect to the drainage of heavily travelled roads, the width of the impermeable area along the road is fundamental. The larger the width, the higher is the amount of road runoff which can be collected and drained; and as a consequence the greater the percentage of pollutants, which can be collected and treated.
- If, as in the case of the Schachenstrasse, only the road runoff would be drained; only 20% of the total pollutants load could be collected. As a result, the accumulation rate of pollutants in the soil of the vegetated road shoulder would not be significantly decreased. Therefore, in similar situations collection of road runoff should be avoided.

The applied methodology of mass balances can be assessed as successful. Due to this method, it was possible to compare and discuss the pollutant loading in the vegetated road shoulder with the different input loads caused by traffic and deposition. Therefore for similar future research projects, this methodology is strongly recommended.

1 Einleitung

Oberflächenabflüsse von Dächern, Plätzen und Strassen müssen in der Schweiz gemäss Gewässerschutzgesetz (GschG) von 1991 mit erster Priorität versickert und mit zweiter in einen Vorfluter eingeleitet werden. Erst wenn diese beiden Entsorgungspfade nicht möglich sind, ist die Einleitung in die Mischwasserkanalisation zulässig. Zahlreiche Untersuchungen belegen mittlerweile, dass die in Regenwasserabflüssen von Dächern und Strassen enthaltenen Schadstoffe problematische Auswirkungen auf die Sickerhorizonte und Vorfluter aufweisen können. Neben den hydraulischen Anforderungen gilt es deshalb, vermehrt auch den qualitativen Aspekten Beachtung zu schenken. Der Anteil der Verkehrsflächen an den befestigten Flächen von Siedlungsräumen in der Schweiz beträgt 33 % (BFS, 2001) und kann somit als beträchtlich bezeichnet werden. Die Qualität der Abflüsse von Verkehrsflächen ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Dazu zählen hauptsächlich die Grösse des Verkehrsaufkommens, der Anteil des Schwerverkehrs sowie die Fahrgeschwindigkeit. Bei Umschlagplätzen ist das potenzielle Risiko einer Boden- oder Grundwasserverschmutzung durch die Art der transportierten bzw. bewegten Güter und Stoffe gegeben. Für den Umgang mit Oberflächenabflüssen ist ebenfalls die Charakterisierung der Versickerungshorizonte und der Vorfluter entscheidend. Charakterisierungsmerkmale sind beispielsweise die Bodenbeschaffenheit einer potenziellen Versickerungsanlage (Mächtigkeit des A- und B-Horizontes etc.) oder das Verdünnungsverhältnis im Vorfluter (VSA, 2002).

Die in dieser Studie zur Diskussion stehende Versickerungsvariante für Strassenabflüsse ist die so genannte Versickerung über die Schulter, wie sie ausserhalb von Siedlungsgebieten häufig realisiert ist. Dabei wird Strassenwasser über den Strassenrand direkt in das angrenzende Land entwässert und dort über den humosen Oberboden versickert. Der Vorteil dieses Verfahrens, nämlich die einfache bauliche Ausführung, liegt auf der Hand. Untersuchungen zeigen zudem, dass manche der im Strassenwasser enthaltenen, umweltrelevanten Schadstoffe grösstenteils im humosen Oberboden zurückgehalten werden. Damit wird ein weitgehender Grundwasserschutz erreicht, allerdings zu Lasten des Bodenschutzes.

Bei der Versickerung über die Schulter sind noch einige Fragen ungeklärt. Insbesondere steht zur Diskussion, inwiefern die schon seit Jahrzehnten im Einsatz stehenden und deshalb schon wesentlich vorbelasteten Strassenborde auch heute noch in der Lage sind, die im Strassenabfluss enthaltenen Schadstoffe zuverlässig zurückzuhalten. Ebenfalls von zentraler Bedeutung ist die Frage nach der Breite und der Tiefe der belasteten Sickerhorizonte, die als Anlagen zu klassifizieren sind und deshalb Nutzungsbeschränkungen unterliegen sollten bzw. später korrekt entsorgt werden müssen. In diesem Bericht werden diese Fragen mit Hilfe einer Versuchsanlage beantwortet. Aus den Erkenntnissen sollen die Grenzen und Möglichkeiten der Versickerung über die Schulter besser abgeschätzt werden können, was eine einfachere Integration dieser Technik in der Strategie zum Umgang mit Regenwasserabflüssen von Strassen ermöglicht.

2 Ziele, Strukturierung und Fragestellung

Die Ziele des Bankett-Projektes können wie folgt beschrieben werden:

- Quantifizierung der vom Verkehr emittierten Schwermetalle (Cadmium, Kupfer, Blei, Zink) und der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).
- Quantifizierung der Verteilung der vom Verkehr emittierten Schadstoffe zwischen Strassenwasserablauf, Spritzwasserverfrachtung, lokaler (< 25 m Strassenabstand) und weiträumiger Deposition (> 25 m Strassenabstand)
- Ermittlung der aktuellen Belastung und Abschätzung der künftigen Wirksamkeit des Bankettes als Barriere für Schwermetalle und PAK.
- Ableitung von Gestaltungskriterien für Strassenbankette, welche die Funktion von Schadstoffbarriere erfüllen sollen.

Als Methodik zum Erreichen dieser Ziele werden Massenbilanzen der Schadstoffe verwendet, welche mit Hilfe einer Versuchsanlage erhoben werden.

Die Fragestellung wie auch die Struktur dieses Berichtes ist gegliedert in den Teil "Strasse" und den Teil "Bankett" (Abbildung 1). Der Grund für diese Aufteilung ist darin zu sehen, dass mit dieser Aufteilung dem Pfad der Schadstoffe gefolgt wird, indem Schwermetalle und PAK zuerst vom Verkehr emittiert werden und erst anschliessend über diverse Austragspfade in das Bankett eingetragen werden.

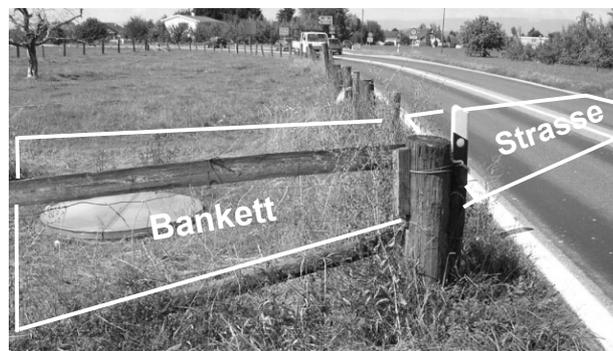


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Versuchsanlage bestehend aus den Systemen "Bankett" und "Strasse".

2.1 Fragestellung System "Strasse"

Wassermengen

- Wie gross ist die Niederschlagsmenge?
- Wie gross ist das hydraulische Einzugsgebiet des Bankettes?
- Wie gross ist der Anteil des Strassenabflusses, der direkt von der Strasse abfließt?
- Lässt sich der Anteil der Spritzwasserverfrachtung aus den anderen Teilströmen berechnen?

Schadstoffe

- Wie hoch ist der Eintrag der Schadstoffe durch die atmosphärische Deposition?
- Wie hoch ist der Eintrag der Schadstoffe durch den Verkehr?

- Wie hoch sind die Konzentrationen und Frachten einzelner Stoffe im Strassenwasser. Wie gross ist der Anteil einzelner Schadstoffe, der über Spritzwasserverfrachtungen und Verwehungen ins Bankett transportiert wird?

2.2 Fragestellung System "Bankett"

Wassermengen

- Wie gross sind die Wassermengen im Zu- und Ablauf des Bankettes als Funktion des Abstandes von der Strasse und der Schichttiefe?
- Können die aus dem System "Strasse" berechneten Spritzwasserverfrachtungen validiert bzw. genauer beschrieben werden?

Schadstoffe

- Wie hoch sind die heutigen Konzentrationen der Schadstoffe im Bankett als Funktion des Abstandes von der Fahrbahn und der Bodentiefe? Können die gemessenen Konzentrationen durch Stoffeinträge der Strasse und der atmosphärischen Deposition erklärt werden?
- Wie gut werden Schwermetalle und PAK in Abhängigkeit des Abstandes zur Fahrbahn und der Bodentiefe zurückgehalten?
- Als wie hoch kann die Sorptionskapazität der Bankettschichten für einzelne Schadstoffe abgeschätzt werden und wann ist sie erschöpft?
- Können Durchbrüche und die Verlagerung problematischer Stoffe trotz noch vorhandener Sorptionskapazität im Oberboden bereits heute erfolgen?

Folgerungen für die Gestaltung von Strassenbanketten

- Wie sollen die Bodenschichten von Strassenbanketten beschaffen sein?
- Wie hoch soll die Kationenaustauschkapazität (KAK) der Bodenschichten sein?

2.3 Schnittstellen mit anderen Projekten

Das Bankett-Projekt weist Schnittstellen mit den Burgdorfer Projekten "Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel, Kies- und Gründächern" (EAWAG et al. 2005a) und "Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial" (EAWAG et al. 2005b) auf. Um eine möglichst vollständige Darstellung der Daten in diesem Bericht zu gewährleisten, sind Doppelspurigkeiten mit den beiden anderen Berichten unvermeidlich. Ein weiteres Projekt (Strassenentwässerung über Bankette neuer Strassen) mit teilweise ähnlicher Zielsetzung wird derzeit von der École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) unter der Leitung von Prof. A. Parriaux durchgeführt.

2.4 Zielpublikum

Dieser Schlussbericht richtet sich an Fachleute aus Gewässerschutz, Umwelt, Strassenbau und Verkehr: Bundesämter BUWAL und ASTRA, Umwelt- und Gewässerschutzfachstellen der Kantone die als Bewilligungsinstanzen arbeiten, Auftraggeber von Strassenbauten (Kantonale Tiefbauämter, Stadt- und Gemeindebauämter). Ingenieurbüros, die Strassenentwässerungen projektieren und generelle Entwässerungsplanungen (GEP) bearbeiten.

3 Messtechnische Einrichtungen und Methoden

3.1 Beschreibung der Versuchsanlage

Die Versuchsanlage besteht aus dem Bankett und der Strasse (Abbildung 1). Analog zur sonstigen Entwässerung entlang der Strasse fließt der Strassenabfluss direkt in das Bankett und wird versickert. Die Versuchsanlage ist 6 m lang und 4.6 m breit (Abbildung 2). Der Zweck der Installationen im Bankett ist es, die Probenahme von Sickerwasser in unterschiedlichen Bodentiefen und Abständen von der Strasse zu ermöglichen. Dazu wurden Larssen-Profile¹ in den Boden gerammt (Abbildung 2) deren Länge 1.5 m und Breite 0.6 m beträgt. Die geometrische Anordnung der Profile ist in Tabelle 1 beschrieben und in Abbildung 3 dargestellt. Wichtig zu erwähnen ist, dass die Sektoren 1a und 1b 0.5 m unter die Strasse geschoben wurden, um auch das unmittelbar am Strassenrand versickernde Wasser fassen zu können. Zur Positionierung der Profile wurde eine Grube ausgehoben, von der die Profile in den Boden gerammt wurden. Durch das Einrammen wird die Bodenstruktur (Dichte etc.) oberhalb der Profile nur geringfügig beeinflusst. Die Grube wurde nach Abschluss der Bauarbeiten mit Kies verfüllt. Damit daraus keine Sickerwasserströme in den Bereich der Bodenprofile gelangen können, wurde die Grube seitlich mit einer Folie abgedichtet. Jeweils zwei Larssen-Profile münden in einen Kollektor, welcher das Sickerwasser in die Probenahmeflaschen (60 l) leitet, die sich in einem zentralen Schacht befinden. Mit dieser Anordnung werden Sammelproben erhoben. Unter den gegebenen Umständen betragen die Probenahmeintervalle einen Monat.



Abbildung 2: Bankett (links), rammen der Larssen-Profile (Mitte) und Strassenwasserfassung (rechts).

Sektor	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b
Tiefe [m]	1	1	0.5	1	0.5	1	0.5	1
Strassenabstand [m]	-0.5-1*	-0.5-1*	1-2.2	1-2.2	2.2-3.4	2.2-3.4	3.4-4.6	3.4-4.6

Tabelle 1: Positionierung der Larssen. * Profile wurden unter die Fahrbahn geschoben.

¹ Die Larssen-Profile sind mit einer speziellen Beschichtung versehen, um eine Metallkontamination der Proben zu verhindern.

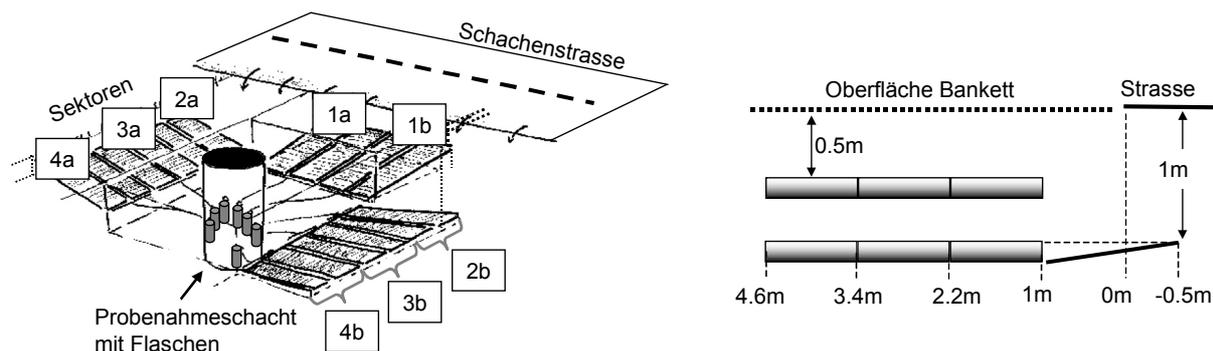


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Versuchsanlage im Bankett mit den Sektorenbezeichnungen.

Zur Bestimmung der Wassermenge und der Schadstoffkonzentrationen im Strassenabwasser wurde Strassenwasser in einer 0,5 m langen Einlaufrinne parallel zur Strasse gleich neben der Bankettanlage gefasst und ebenfalls in einen Schacht mit einem Probenahmebehälter (135 l Volumen) geleitet (Abbildung 2, rechts). Auch diese Proben wurden monatlich als Sammelproben erhoben.

3.2 Standort und Anforderungen an die Versuchsanlage

Die Anforderungen an das Bankett sowie die Strasse sind folgend stichwortartig zusammengefasst.

Strasse:

- hohes Verkehrsaufkommen (> 15 000 Fz./Tag)
- möglichst hoher Anteil an Lastkraftwagen (> 5 %)
- Fahrgeschwindigkeit im Bereich von 60 bis 80 km/h
- eine in Strassenrichtung möglichst plane Fläche, die eine Charakterisierung des hydraulischen Einzugsgebietes des Bankettes und des Strassenabflusses (Einlaufrinne) ermöglicht
- alter Asphaltbelag

Bankett:

- möglichst lange, ungestörte Standzeit des bewachsenen Ober- und Unterbodens
- keine Stoffeinträge durch die Landwirtschaft
- möglichst gleichmässige Verteilung des von der Strasse abfliessenden Wassers in das Bankett und im Bankett

Die evaluierte Versuchsanlage befindet sich an der Schachenstrasse², einer Verbindungsstrasse zwischen dem Autobahnanschluss Kirchberg und der Stadt Burgdorf sowie dem Emmental auf dem Gebiet der Gemeinde Lyssach (Abbildung 4, schwarzer Punkt). Diese Strasse gilt aufgrund ihrer Verkehrsdichte mit 17'000 Fahrzeugbewegungen pro Tag als stark befahren. Im Bereich der Versuchsanlage wird die Strasse seit über fünf Jahrzehnten über die Schulter entwässert und eignet sich somit aufgrund der ausgeprägten

² Die Verbindungsstrasse heisst auf dem Gemeindegebiet von Lyssach Schachen- und auf demjenigen von Burgdorf Kirchbergstrasse.

Vorbelastung sehr gut als Versuchsanlage. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Boden seit Baubeginn der Strasse ungestört ist (Kaufmann, 2004).

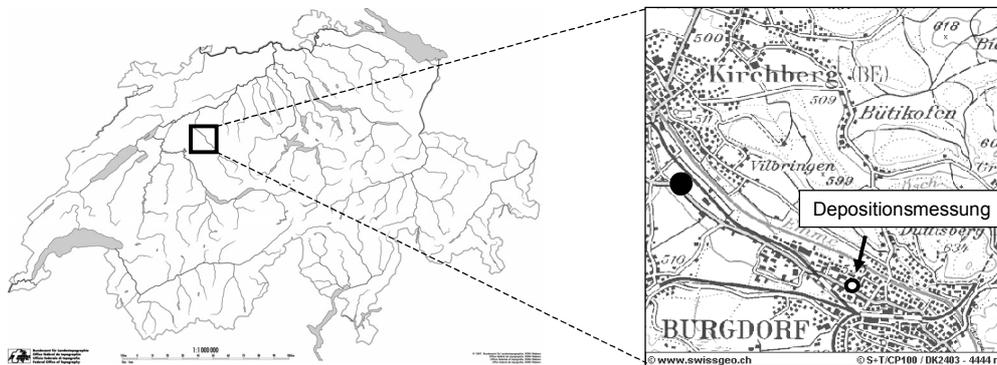


Abbildung 4: Standort der Versuchsanlage (schwarzer Punkt) und der Depositionsmessung.

3.3 Standort und Beschreibung der Depositionsmessung

Die Nass- und Trockendepositionsmessung wurde an der Kirchbergstrasse im unmittelbaren Einflussbereich der Strasse in einem Abstand von 6 m durchgeführt (Abb. 4). Die Höhe über Boden beträgt 1.6 m. Das von der EAWAG entwickelte Gerät misst die Nass- und Trockendeposition einzeln. Zur Überprüfung der beiden Messungen wurde am gleichen Ort ein Bergerhoff-Topf zur Bestimmung der atmosphärischen Gesamtdeposition installiert. Die gemessenen Stoffe sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die Meteodaten (Regenhöhe, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit) wurden ebenfalls an der Kirchbergstrasse ca. 1000 m östlich der Versuchsanlage auf dem Dach des Messcontainers des "Strassen"-Projektes gemessen (EAWAG et al. 2005b). Alle Daten wurden kontinuierlich aufgezeichnet, von einer Auswertungsroutine in 5 Minuten Intervalle zusammengefasst und auf einem Server abgespeichert.

Zur Abschätzung der vom Verkehr möglichst geringfügig beeinflussten Deposition wurde ca. 300 m von der Kirchbergstrasse entfernt in einer Höhe über Boden von 5 m ebenfalls eine Depositionsmessung installiert, welche aus zwei Bergerhoff-Töpfen besteht (EAWAG et al. 2005a).

3.4 Charakterisierung des Bodens

3.4.1 Probenahmestandorte zur Bestimmung der Schadstoffgehalte

Zur Bestimmung der Schadstoffverteilung im Bankett wurden 3 m neben der Bankettanlage Proben in unterschiedlichen Tiefen von 5 bis 130 cm und in unterschiedlichen Abständen senkrecht zur Fahrbahn zwischen 0.1 und 5 m genommen. Der Abstand der Referenzprobenahme zur Fahrbahn beträgt 20 m.

Abstände: 0.1, 0.5, 1, 1.5, 2, 3, 4, 5 und 20 m

Probenahmetiefen: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 40-50, 50-70, 70-C-Horizont, C-Horizont

3.4.2 Charakterisierung der Horizonte, Kationenaustauschkapazität (KAK)

Eine Charakterisierung der geologischen Bodenbeschaffenheit wurde wenige Meter neben der Versuchsanlage durchgeführt. Es wurden Proben bis zu einer Tiefe von 1.5 Meter gezogen³, welche als Grundlage zur Bestimmung der Bodenparameter dienten (Bleuler 2002, 2004). Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen. Der A-Horizont ist ca. 0.25 m mächtig und besteht geotechnisch betrachtet aus mageren Tonen (CM). Das darunterliegende Material (B-, C-Horizont), das bis zur Grubensohle reicht, ist der Laborklassifikation (USCS) zufolge ein toniger bis siltiger Sand (SC(CH) bis SM(CH)). In 1.15-1.4 m Tiefe erfolgt ein abrupter Übergang in siltige Kiese (Abbildung 5). Basierend auf der VSA-Richtlinie (Tab. 10.2, 10.3) kann der Oberboden bezüglich des Humusgehaltes als mittel-humos (h3) bezeichnet werden. Gemäss den mineralischen Bestandteilen entsprechen die Messungen einem schwach schluffigen Sand (Su2) bzw. einem schwach tonigen Sand (St2).

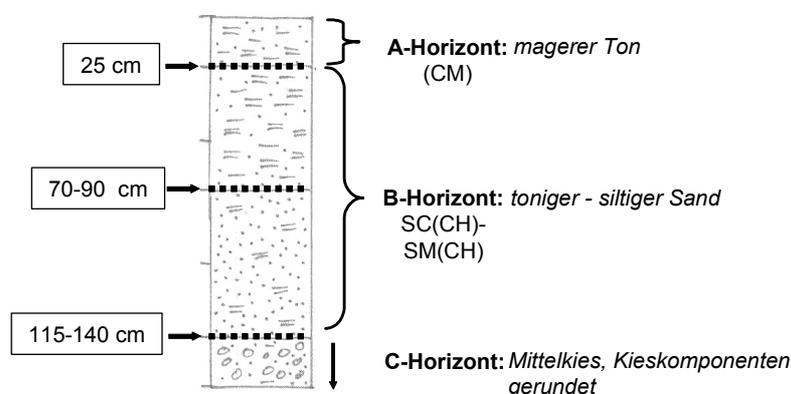


Abbildung 5: Charakterisierung der Bodenhorizonte des Bankettes.

Ein Anhaltspunkt über die in den einzelnen Horizonten vorhandene Sorptionskapazität liefert die Kationenaustauschkapazität (KAK). Die KAK gibt an, wie viele Ladungen (Mol) pro Kilogramm Boden ausgetauscht werden können und ist massgeblich vom Humusgehalt und den mineralischen Bestandteilen (Tongehalt) abhängig. Die Messungen von je zwei Parallelproben ergaben die folgenden effektiven KAK-Werte⁴:

A-Horizont: **121** mmol_{Ladungen} pro kg TS

B-Horizont: **27** mmol_{Ladungen} pro kg TS

Die KAK im A-Horizont beträgt gemäss obiger Bodenklassifizierung zwischen 100 und 120 und im B-Horizont zwischen 30 und 50 mmol_C kg⁻¹, womit die gemessenen Werte relativ gut übereinstimmen. Auf die Interpretation bezüglich verbleibender Sorptionskapazität wird in Kapitel 6.2 detailliert eingegangen.

³ Die Standorte sind im Anhang in Abbildung A.1 dargestellt.

⁴ Die KAK wurde ohne Veränderung der Bodenmatrix (pH-Wert!) gemessen.

3.4.3 Durchlässigkeitsbeiwerte

Im Frühjahr 2003 wurden zur Bestimmung der Durchlässigkeit der Böden ein Bodenprofil mit einem Durchmesser von ca. 15 cm über die gesamte Grubentiefe entnommen. Ergänzend wurden in der Folge weitere Bodenproben der Deckschicht und des obersten B-Horizontes entnommen. Die Durchlässigkeiten wurden an allen ungestörten Proben bestimmt (konstante Druckhöhe). Zusätzlich zu den Messungen wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte auch anhand der Korngrößenverteilung berechnet. Die Resultate beider Bestimmungen sind vergleichbar (Tabelle 2). Gemäss DIN 18130 entsprechen die gemessenen und berechneten Werte durchlässigen Schichten in der Deckschicht (A-Horizont) bzw. stark durchlässigen Schichten im Untergrund (Bleuler, 2004).

Durchlässigkeit	A-Horizont	B- und C-Horizont
Messung [ms^{-1}]	$3.5\text{-}4.5 \cdot 10^{-5}$	$1.3 \cdot 10^{-4}$
Berechnung [ms^{-1}]	$2.9 \cdot 10^{-5}\text{-}6.2 \cdot 10^{-4}$	$6.9 \cdot 10^{-4}\text{-}5.5 \cdot 10^{-3}$

Tabelle 2: Gemessene und berechnete Durchlässigkeitsbeiwerte der Bankettschichten.

3.5 Verkehrszählungen

Die Verkehrsmessungen wurden vom Kantonalen Tiefbauamt zwischen November 2001 und Juni 2002 unter Verwendung einer in der Kirchbergstrasse eingebauten Messschleife durchgeführt. Erfasst wurden vier Fahrzeugklassen mit unterschiedlichen Längen (0 - 2.5m, 2.5–6m, 6 - 12.5m, > 12.5m) und die Anzahl der Fahrzeuge in beiden Fahrtrichtungen (Müller, 2001). Die Verkehrszählung wurde während einer sechs Monate dauernden Messphase durchgeführt und zeigt eine relativ konstante Fahrzeugbelastung von etwa 17'000 Fahrzeugen pro Tag bzw. rund 8'500 Fahrzeuge pro Tag und pro Fahrtrichtung. Der Anteil der Personenwagen beträgt in beiden Richtungen, also nach Kirchberg bzw. nach Burgdorf etwa 83 %. Die restlichen 17 % entfallen grösstenteils auf Lastkraftwagen (> 6 m Fahrzeuglänge). Die Strasse kann somit als stark befahren eingestuft werden (Müller, 2001).

3.6 Bestimmung des hydraulischen Einzugsgebietes des Bankettes

Die Grösse des hydraulischen Einzugsgebietes der Einlaufrinne ist zur Berechnung der Wasser- und darauf basierend der Massenbilanzen unumgänglich. Um das Einzugsgebiet möglichst genau bestimmen zu können, wurden zwei unterschiedliche Methoden verwendet.

3.6.1 Mathematische Modellierung

Diese Methode zur Bestimmung des hydraulischen Einzugsgebietes basiert auf einem digitalen Höhenmodell der Strasse und des Einlaufbereiches. Darauf basierend ist es möglich, das Einzugsgebiet zu bestimmen sowie zu berechnen, wie viel Wasser *theoretisch* in den Einlaufschacht abfließt⁵. Prinzipiell lassen sich die Daten zur Erstellung des Höhenmodelles, nämlich die Lage- und Höhenkoordinaten, mit einem Nivellement bestimmen. Die

⁵ In der Realität gelangt jedoch nur ein Teil des Strassenwassers zum Abfluss (Kapitel 4),

Messungen für die benötigte Punktdichte würden allerdings viele Stunden in Anspruch nehmen, während welchen die Strasse abgesperrt werden müsste. Die ist wegen des hohen Verkehrsaufkommens auf der Kirchbergstrasse jedoch nicht unbedingt praktikabel. Deshalb wurde eine neuartige Methode, basierend auf dem Laser-Scanning, eingesetzt (Schulz 2005). Bei dieser Methode wird die Oberfläche der Strasse in der Umgebung des Schachtes mit einem Laserstrahl gescannt. Dabei werden die Lagekoordinaten sowie die Höheninformation aufgezeichnet. Der Vorteil ist die hohe Punktdichte und Messgenauigkeit sowie die kurze Messdauer. Beispielsweise dauert die Aufnahme eines 10 Meter langen Strassenabschnittes mit einem Punktraster von wenigen Zentimetern (gröbste Auflösung) und einer Genauigkeit der Höhenkoordinate von 1-2 Millimetern nur 2-3 Minuten. Die gemessenen Punkte werden mit Hilfe eines lokalen Koordinatensystems georeferenziert und mit einem GIS-System weiterverarbeitet. Als GIS wurde ArcView 3.3 mit dem Spatial Analyst und dem CRWR-PrePro Modul verwendet. Während der Spatial Analyst ein digitales Höhenmodell erstellt, können mit dem CRWR-PrePro Modul die Fliessrichtungen und schliesslich die Einzugsgebiete rechnerisch bestimmt werden.

Als Ergänzung wurden zusätzlich Tracerversuche durchgeführt, nachdem festgestellt wurde, dass Strassenwasser auch von einer schmalen Rinne unmittelbar neben dem Einlaufschacht in diesem gefasst wird (Abbildung 7). Die Bestimmung der Wasserscheide in dieser Rinne wurde mit Hilfe eines Tracers während eines Regenereignisses durchgeführt und erwies sich als sehr hilfreich für die mathematische Modellierung.

3.6.2 Beziehung: Niederschlag-Abfluss

Die Grösse des Einzugsgebietes des Einlaufschachtes kann ebenfalls aus der Niederschlags-Abfluss-Beziehung ermittelt werden. Dabei werden während eines Regenereignisses gleichzeitig die Niederschlagshöhe und der Abfluss aufgezeichnet. Das Einzugsgebiet lässt sich daraus schliesslich aus der Division (Abfluss / Niederschlagshöhe) berechnen, wenn (a) keine Benetzungs- und Muldenverluste und *Spritzwasserverluste* zu berücksichtigen sind und (b) die Dynamik vernachlässigt werden kann. Diese Methode setzt somit ein genügend langes, möglichst konstantes Niederschlagsereignis mit genügend hoher Intensität und möglichst geringem Verkehrsaufkommen voraus. Was in der Theorie relativ einfach klingt, erwies sich in der Praxis infolge schwierig vorhersehbarer Niederschlagsereignisse als ziemlich schwierig durchführbar⁶.

3.7 Analytik (Übersicht)

Alle Parameter wurden vom Gewässer- und Bodenschutzlabor (GBL), akkreditiert nach ISO 17025, des Kantons Bern analysiert. Die Bestimmungsgrenzen sind im Anhang A.1 beschrieben. Tabelle 3 gibt eine Übersicht der analysierten Stoffe der unterschiedlichen

⁶ Bei ähnlichen Versuchen wird deshalb künftig unbedingt empfohlen, hochauflösende, automatische aufzeichnende Systeme für die Niederschlags- sowie die Abflussmessung zu installieren.

Proben. Die Parameter im Ablauf der Larssen-Profile sowie im Strassenwasser entsprechen weitgehend denjenigen des "Strassen"-Projektes (EAWAG et al. 2005).

Parameter		Atmosphärische Deposition		Bankett: Ablauf Profile		Schacht: Strassen- wasser		Boden- profile
		[$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]		[mg l^{-1}]		[mg l^{-1}]		[mg g^{-1}]
		<i>gesamt</i> ¹⁾	<i>getrennt</i> ²⁾	<i>tot.</i>	<i>filtr.</i>	<i>tot.</i>	<i>filtr.</i>	
Staubniederschlag	-	•						
Calcium	Ca	•	•	•	•	•	•	
Cadmium	Cd	•	•	•	•	•	•	•
Chlorid	Cl			•	•	•	•	
Kobalt	Co							•
Chrom	Cr	•	•	•	•	•	•	•
Kupfer	Cu	•	•	•	•	•	•	•
Eisen	Fe	•	•	•	•	•	•	
Nickel	Ni	•	•	•	•	•	•	•
Blei	Pb	•	•	•	•	•	•	•
Zinn	Sn	•	•	•	•	•	•	
Zink	Zn	•	•	•	•	•	•	•
GUS	-			•		•		
PAK	-			•		(•)		•
KAK								•

Tabelle 3: Gemessene Parameter der unterschiedlichen Anlagekomponenten. ¹⁾Bergerhoff-Topf, ²⁾Trocken- und Nassdeposition. Grau hinterlegte Bereiche zeigen Elemente die bei allen Systemen gemessen wurden.

3.8 Empfehlungen für künftige Untersuchungen

Forschung am realen Objekt zeichnet sich immer, auch bei noch so genauer Planung, durch unvorhergesehene Einflussfaktoren aus. Obwohl sich die Versuchsanlage zur Beantwortung der Fragen als geeignet erwiesen hat, können bei künftigen, ähnlich gelagerten Untersuchungen aufgrund der gemachten Erfahrungen dennoch Verbesserungen vorgenommen werden.

Der wichtigste Aspekt betrifft die Mengenerfassung des Strassenwassers und auch teilweise des Bankettablaufes. Es wird empfohlen, diese künftig mit automatisch messenden Systemen auszustatten, die eine kontinuierliche, zeitlich relativ hoch aufgelöste Erfassung (Minuten) der Ablaufmengen ermöglichen. Der technische Aufwand ist zweifelsohne höher, wird aber durch die erhöhte Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Daten bei weitem wettgemacht. Es wird ebenfalls empfohlen, eine automatische Regenhöhen- und Verkehrsmessung zu installieren. Damit ist eine bessere Interpretation bezüglich der Spritzwasserverluste sowie der Ablaufmengen möglich. Bei den baulichen Ausführungen der Strassenwassersammlung sowie der Abflusszone sollte darauf geachtet werden, dass keine ungewollten Ablaufwege auftreten, welche eine Massenbilanzierung erschweren. Frühzeitige Tracerversuche in Kombination mit

einer Laserscanning-Messung und anschliessender Modellierung können helfen, die Einzugsgebiete zu bestimmen und gegebenenfalls rechtzeitig bauliche Massnahmen zu ergreifen.

4 Strasse: Wasserbilanz

4.1 Übersicht und Begriffe

Die Wasserbilanz der Strasse kann mittels unterschiedlicher Teilströme beschrieben werden. Diese sind, zusammen mit den in diesem Kapitel berechneten Resultaten, in Abbildung 6 dargestellt. Die einzelnen Komponenten sind der Niederschlag, die unterschiedlichen Verluste (Benetzung, Verdunstung etc), der Abfluss, die Spritzwasserverfrachtung sowie die lokale und weiträumige Verwehung.

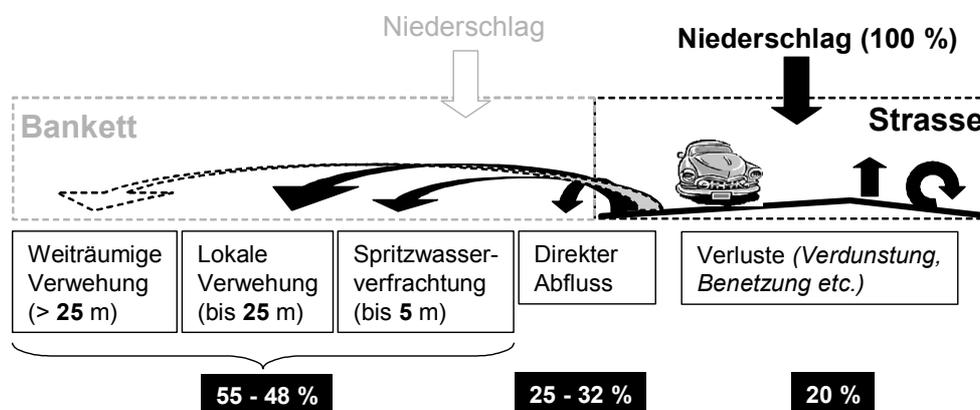


Abbildung 6: Wasserbilanz der Strasse mit den in diesem Kapitel berechneten Werten.

4.2 Hydraulisches Einzugsgebiet des Schachtes

4.2.1 Bestimmung mit mathematischer Modellierung, Tracerversuche

Gemäss mathematischer Modellierung ist die Hauptabflussrichtung quer zur Strasse. Die berechnete Fläche des Einzugsgebietes bezüglich der Einlaufschachtbreite beträgt 5.5 m^2 . Dieser Werte ist allerdings aufgrund der gemessenen Abflussmengen viel zu klein. Aus diesem Grund wurde mittels Tracerversuchen versucht zu eruieren, woher der Strassenablauf genau abfließt. Als Tracer wurde Methylen-Blau verwendet. Tatsächlich konnte dann auch nachgewiesen werden, dass Strassenwasser, welches bis zu einer Entfernung von 2.2 - 3.2 m zum Schacht von der Strasse abfließt, ebenfalls über eine schmale Rinne neben der Strasse in den Einlaufschacht gelangt (Abbildung 7). Die Distanz von 1 m erscheint aufgrund der unterschiedlichen Verkehrsdichte während den Messungen als durchaus plausibel. Mit dieser zusätzlichen 2.2-3.2 m langen Zulaufstrecke ergeben sich bei der Modellierung Einzugsgebietflächen von $12.8-16.6 \text{ m}^2$ was die gemessenen Ablaufvolumen als plausibel erscheinen lässt (Abbildung 8). Für die weiteren Berechnungen wird der Mittelwert von 14.1 m^2 verwendet. Dieses Beispiel zeigt sehr gut, dass die Datenerhebung mittels Laserscanning durch die Abklärung der (hydraulischen) Situation an kritischen Stellen vor Ort ergänzt werden muss.

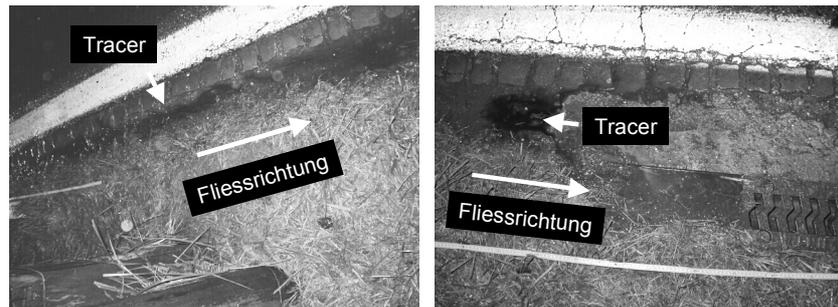


Abbildung 7: Transport des Tracers entlang der schmalen Rillen neben der Strasse.

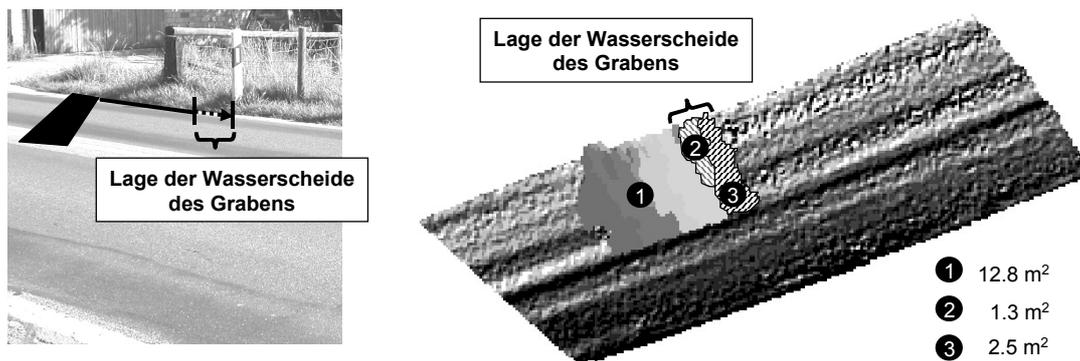


Abbildung 8: Mittels Tracerversuchen bestimmter Bereich der Wasserscheide des Grabens neben der Strasse (links) und entsprechende Einzugsgebietberechnungen des Einlaufschachtes (rechts), illustriert auf dem digitalen Höhenmodell.

4.2.2 Bestimmung der Einzugsgebietfläche: Niederschlag-Abfluss

Die zweite Methode zur Bestimmung des Einzugsgebietes basiert auf der Niederschlags-Abfluss-Beziehung. Glücklicherweise konnte ein erforderliches Regenereignis vor Ort miterlebt und die Messung durchgeführt werden. Durch die unmittelbar vor Ereignisbeginn durchgeführten Tracerversuche war die Mulde neben der Strasse bereits mit Wasser gefüllt und die Strasse durch bereits einsetzenden Niederschlag ausreichend benetzt. Der Verkehr während der Messdauer war relativ gering. Über den gesamten Messbereich ist die Regenhöhe mit dem Abfluss in hohem Mass korreliert ($R^2 > 0.99$) und die daraus mittels Regression berechnete Einzugsgebietfläche beträgt 12.8 m^2 (Abbildung A.2 im Anhang). Dieser Wert muss aber noch um Spritzwasserverluste korrigiert werden, die infolge des relativ geringen Verkehrsaufkommens zwar gering aber nicht bekannt sind. Aus diesem Grund wird für die Einzugsgebietfläche der Mittelwert aus der Modellierung von 14.1 m^2 verwendet (Fläche 1 und 2 in Abbildung 8).

4.3 Messung und Berechnung des Strassenablaufes

Die Berechnung des Anteils des Strassenwassers, der in den Einlaufschacht gelangt, basiert auf den monatlich gemessenen Ablaufmengen, den entsprechenden Niederschlagshöhen

(MeteoSchweiz) sowie der bereits bestimmten Einzugsgebietfläche und der Annahme für diverse Verluste:

- Benetzungs-, Verdunstungs- und Muldenfüllungsverluste⁷: **20 %**
- Einzugsgebietfläche: **14.1 m²**

Die Benetzungs-, Verdunstungs- und Muldenfüllungsverluste sind mit 20 % relativ tief angesetzt. Eine Erhöhung dieses Wertes hätte eine Verschiebung der Verteilung zwischen Spritzwasserverfrachtung und Ablauf zugunsten des Ablaufes zur Folge. Der Anteil des Strassenablaufes am gesamten Strassenwasser wird folgendermassen berechnet. Zuerst wird der während einer Messperiode gefallene Niederschlag mit der Einzugsgebietfläche multipliziert. Davon werden anschliessend 20 % subtrahiert, was die Summe von Spritzwasserverfrachtung und Ablauf ergibt. Dieser Wert kann mit den jeweils gemessenen Abflüssen verglichen werden (Abbildung 9, links), was einen Zusammenhang zwischen diesen beiden Grössen sichtbar werden lässt. Mit Hilfe einer linearen Regressionsberechnung⁸ kann der Anteil des Strassenabflusses anhand der Steigung der Regressionsgeraden für die Einzugsgebietfläche von 14.1 m² bestimmt werden (Abbildung 9, rechts). Gemäss dieser Berechnung gelangen 36 % des Strassenwassers in den Ablauf⁹. Die restlichen 64 % sind als Spritzwasser- bzw. als lokale Verwehungsverluste zu betrachten. Bezüglich der gesamten Niederschlagsmenge beträgt der Abfluss 27 %.

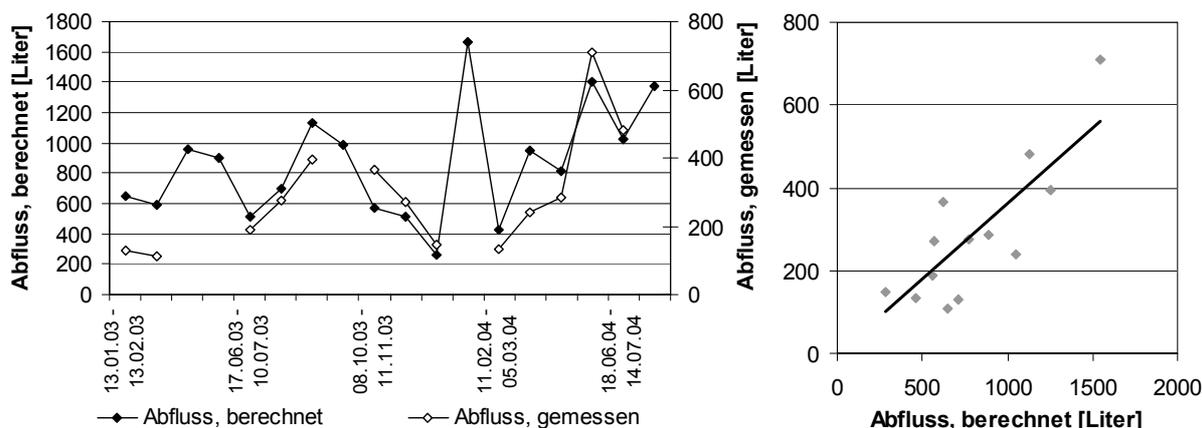


Abbildung 9: Berechnete und gemessene Ablaufvolumina (links). Lineare Regression von berechnetem und gemessenem Abflussvolumen basierend auf einer Einzugsgebietfläche von 14.1 m² (rechts).

Neben dem bereits erwähnten hohen Abflusskoeffizient von 0.8 gilt es anzumerken, dass der Anteil des Abflusses um einige Prozente höher sein dürfte, weil das Fass zur

⁷ Entspricht einem Abflussbeiwert α von 0.8 (Gujer, 1999).

⁸ Die Speicherkapazität des 135 Liter Fasses ist zu klein, was bei hohen Regenintensitäten zum Überlaufen führt. 4 Monate mit entsprechenden Ereignissen wurden deshalb nicht zur Berechnung der Regression hinzugezogen. Der Korrelationskoeffizient (R^2) beträgt 0.7.

⁹ Die Einlaufrinne ist 0.5 m vom Rand der Strasse entfernt. Insofern dürfte auch ein geringer Teil des Spritzwassers im Abfluss mitgemessen werden.

Wassermengenmessung auch bei regelmässiger Leerung teilweise übergelaufen ist. Ebenfalls darf nicht ausser Acht gelassen werden, dass die berechnete Aufteilung des Strassenwassers nur für langfristige Betrachtungen gültig ist. Im Einzelfall, beispielsweise bei Starkniederschlägen können dynamische Effekte zu erheblichen Abweichungen führen. Eine detailliertere Unterscheidung zwischen Spritzwasserverfrachtung, lokaler und weiträumiger Verwehung wird anhand der Massenbilanzen in den folgenden Kapiteln diskutiert.

5 Strasse: Stoffbilanzen

5.1 Einleitung und Übersicht

Zur Schwermetallbilanzierung der Strasse müssen analog zum vorangehenden Kapitel die in Abbildung 10 aufgeführten Massenströme berücksichtigt werden. Im Folgenden werden zuerst die Stoffeinträge und anschliessend die Stoffströme aus dem System Strasse heraus diskutiert. Der Prozess Speicherung kann infolge der langfristigen Betrachtungsweise vernachlässigt werden. Der Austrag von Schadstoffen durch das Strassenwischgut wird in dieser Periode als nicht massgebend betrachtet. Auf die Stoffbilanzen wird ebenfalls in Kapitel 6.3 im Zusammenhang mit den Schadstoffgehalten im Bankett eingegangen.

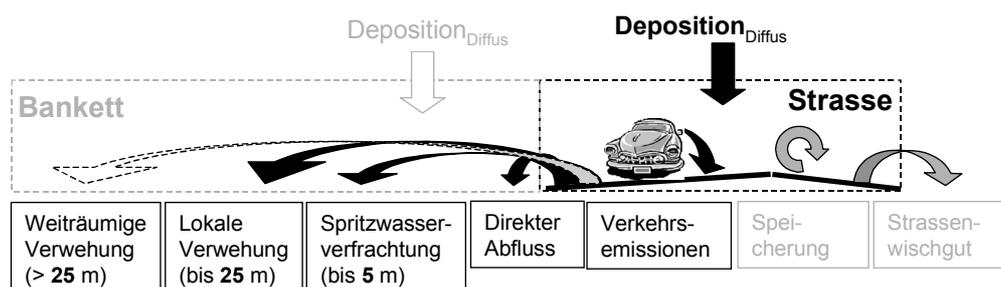


Abbildung 10: Schwermetallbilanz der Strasse, Ein- und Austragspfade.

Bevor in die detaillierte Diskussion der einzelnen Stoffströme eingestiegen wird, sollen die Grössenordnungen der Stoffströme grob abgeschätzt werden:

- Niederschläge fallen nur während etwa 10 % der Zeit. Entsprechend entfallen die Emissionen des Verkehrs während 90% der Zeit auf Trockenwetter. Bei *Trockenwetter* ist somit die lokale und diffuse Verfrachtung der Schadstoffe massgebend.
- Schwermetalle sind zu einem grossen Teil an Partikel sorbiert (Boller 2002a, 2002b). Diese lagern sich bei Trockenwetter teilweise auf der Fahrbahn ab, werden bei genügend starken Regenereignissen mobilisiert und gelangen in das Strassenwasser. Somit ist bei *Regenwetter* in erster Näherung die Verfrachtung der Schadstoffe mit dem Abfluss und dem Spritzwasser massgebend.
- Die untere Grenze des Anteils der Schadstoffe, die ins Spritzwasser und in den Abfluss gelangt, beträgt somit in etwa 10 % der Gesamtfracht. Die obere Grenze ist massgeblich davon abhängig, wie gut Partikel bei Trockenwetter auf der Fahrbahn gespeichert werden. Wird ein Drittel der emittierten Fracht bei Trockenwetter auf der Strasse zurückgehalten, würde die obere Grenze somit 40 % betragen.

5.2 Stoffeinträge: Deposition und Verkehrsemissionen

5.2.1 Verkehrsemissionen

Die Verkehrsemissionen im Zulaufbereich des Schachtes können basierend auf dem täglichen Verkehrsaufkommen von 8'500 Fahrzeugen pro Tag und Fahrtrichtung und den kilometerspezifischen Emissionen gemäss Tabelle 9.5 der VSA-Richtlinie abgeschätzt werden¹⁰. Bei der Berechnung wird angenommen, dass sich die spezifischen Emissionen zwischen denjenigen für Stadtstrassen und Autobahnen befinden (siehe auch Tabelle 11 Seite 29). Die Resultate sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Die Literatur, auf welcher die spezifischen Emissionsfaktoren der VSA-Richtlinie beruhen ist – situationsbedingt – teilweise mehrere Jahre bzw. Jahrzehnte alt. Darin sind deshalb Entwicklungen wie beispielsweise der Bleiersatz im Benzin nicht berücksichtigt. Dieser Sachverhalt wird in Kapitel 5.3.1 (Tabelle 6) anhand des *Konzentrationsvergleichs* zwischen den gemessenen Daten und den Daten in Tabelle 9.6 der VSA-Richtlinie deutlich. Offensichtlich sind die *gemessenen* Konzentrationen von Blei und Cadmium deutlich geringer als diejenigen der VSA-Richtlinie. Bei Cadmium beträgt der Unterschied Faktor 7, bei Blei Faktor 12.2. Bei den anderen Metallen sind die Unterschiede geringer. Im Hinblick auf die umfangreiche Datengrundlage dieses Projektes werden die mit den Faktoren *korrigierten* Emissionen zur Berechnung der Massenbilanzen der Strasse (Kapitel 5.4)¹¹ verwendet.

	Cd [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Cr [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Cu [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Pb [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Zn [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	KW [$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$]
Emissionen (VSA)	16.4	69.4	241.1	1157	1659	11.6
Faktoren (Tabelle 6)	7	0.9	2.4	12.2	1.2	-
Emissionen (korr.)	2.3	77.1	100*	94.8	1383	-

Tabelle 4: Schwermetallemissionen im Einzugsgebiet des Sammelschachtes berechnet gemäss VSA und Korrekturfaktoren. Die Faktoren entsprechen den Konzentrationsquotienten zwischen VSA- und gemessenen Werten (Tabelle 6). *Auf Kupfer wird in Kapitel 5.4 detailliert eingegangen.

5.2.2 Atmosphärische Gesamtdeposition

Als Datengrundlage zur Bestimmung der atmosphärischen Hintergrund-Gesamtdeposition (Summe von Trocken- und Nassdeposition) wurden die Messwerte der 300 m von der Kirchbergstrasse entfernten Messstation verwendet und es wurden 25 monatliche Sammelproben im Zeitraum von Juni 2002 bis August 2004 berücksichtigt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Die Streuungen der Messwerte, ausgedrückt mit dem ersten und dritten Quartil sowie dem Median können insgesamt betrachtet als gering bezeichnet werden. Ebenfalls angegeben ist der Quotient von Verkehrsemission und Deposition. Basierend auf den *korrigierten* VSA-Emissionswerten (Tabelle 4) resultieren

¹⁰ Als Bezugsgrösse für die Frachtberechnung gemäss Tab. 9.5 (Richtlinie) gilt die Länge des Einzugsgebietes (14.1 m^2) des Einlaufschachtes von 3.2 m. Die Frachten sind für eine Spur berechnet.

¹¹ Auf die Emissionsfaktoren wird nochmals in Kapitel 6.3.4 eingegangen.

Quotienten von 13, 10 und 30 für Cr, Cu und Zn und von 14 bzw. 22 bei Cd und Pb. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Anteil der spezifischen Schadstoffeinträge durch die diffuse Deposition im Vergleich zu den spezifischen Verkehrsemissionen gering ist. Je nach Metall beträgt er zwischen 3 und 10 Prozent.

Stoffe	Mittelwert	25 %	Median (50 %)	75 %	Emissionen _{Verkehr} /Dep.
Ca [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	1705	913	1599	2203	n.a.
Cd [$\text{ng m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	185	138	177	215	14 (91)
Cr [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	6.2	3.7	4.9	8.1	13 (12)
Cu [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	10.2	8.2	10.4	12.0	10 (24)
Fe [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	768.8	502.5	689.6	856.8	n.a.
Ni [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	1.64	1.25	1.45	2	n.a.
Pb [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	4.5	2.8	4.3	5.5	22 (267)
Zn [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	47.3	26.1	39.7	50.4	30 (36)

Tabelle 5: Atmosphärische Gesamtdeposition in 300 m Entfernung zur Kirchbergstrasse und Vergleich mit den verkehrsspezifischen Emissionen. Kursiv: Werte gemäss VSA-Richtlinie (Tab. 9.5).

5.3 Stoffausträge von der Strasse

5.3.1 Stoffkonzentrationen im Strassenabfluss

Analog zu den Ablaufvolumina liegen die Ablaufkonzentrationen der Schwermetalle im Strassenwasser als Ergebnisse von monatlichen Sammelproben vor und sind in Abbildung 11 dargestellt. Die Ablaufkonzentrationen verlaufen in etwa parallel und weisen erwartungsgemäss Schwankungen auf, was in Anbetracht der langen Messphase mit grossen wetterspezifischen Unterschieden (Extrem trockener Sommer 2003!) jedoch nicht erstaunlich ist. Insgesamt betrachtet ist die Schwankungsbreite relativ gering (Tabelle 6). Ebenfalls aufgeführt ist der Quotient der Konzentrationen gemäss VSA-Tabelle 9.6 und dem Mittelwert der Messungen. Die Quotienten betragen für Kupfer, Zink und Chrom zwischen 0.9 und 2.4, bei Blei und Cadmium hingegen 12.2 und 7. Für Blei und Cadmium ist der VSA-Wert offenbar stark erhöht. Weil die Grundlage der erhobenen Daten wesentlich breiter ist wird vorgeschlagen, sowohl die in der Richtlinie erwähnten Konzentrationen als auch die Emissionsfaktoren für Cd und Pb um den Faktor 7 (Cd) bzw. 12.2 (Pb) zu reduzieren.

Stoffe	Mittelwert (Messungen)	25 %	Median (50 %)	75 %	Mittelwert (VSA)	VSA / Messung (Mittelwert)
Cd [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0.64	0.61	0.65	0.75	4.5	7
Cu [$\mu\text{g l}^{-1}$]	63	56	65	81	150	2.4
Cr [$\mu\text{g l}^{-1}$]	16	14	16	18	15	0.9
Pb [$\mu\text{g l}^{-1}$]	25	18	23	29	305	12.2
Zn [$\mu\text{g l}^{-1}$]	416	322	370	510	500	1.2

Tabelle 6: Metallkonzentrationen im Strassenwasser, Quotient VSA-Mittelwert zum Mittelwert der Messungen.

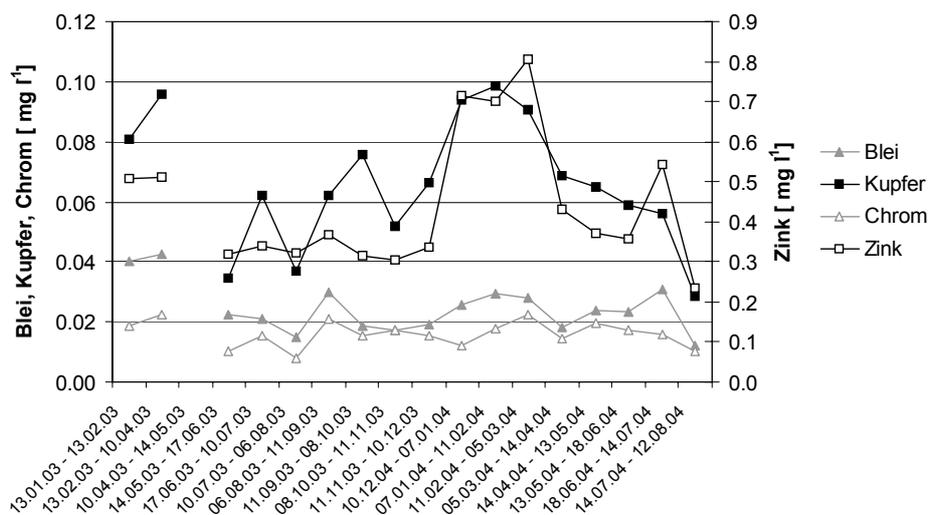


Abbildung 11: Schwermetallkonzentrationen der Sammelproben, totale Werte.

5.3.2 Stofffrachten im Strassenabfluss

Zur Berechnung der Stofffrachten im Strassenwasser, also der Summe aus Abfluss, Spritzwasserverfrachtung und lokaler Verwehung¹² kann auf die mittleren, gemessenen Konzentrationen (Tabelle 6) zurückgegriffen werden. Die Schwermetallfrachten im Strassenwasser werden mit deren Hilfe, der Niederschlagshöhe und der bereits bestimmten Einzugsgebietfläche berechnet. Auch in diesem Fall wird zur Berechnung der Abflussmenge von einem Abflussbeiwert von 0.8 ausgegangen. Anhand des in Kapitel 4.3 bestimmten Faktors von 0.36 können schliesslich die Frachten im Ablauf bzw. im Spritzwasser berechnet werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengestellt. Bei der Diskussion der Schwermetallgehalte im Bankett in Kapitel 6.2 wird nochmals auf die Spritzwasserverfrachtung und insbesondere auf deren Verteilung im Bankett als Funktion des Strassenabstandes eingegangen.

Frachten	Cd [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Cr [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Cu [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Pb [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Zn [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]
Strassenwasser	1.2	32.8	122.6	48.0	818.9
Abfluss	0.4	11.8	44.2	17.3	294.7
Spritzwasser	0.8	21.0	78.4	30.7	524.2

Tabelle 7: Berechnete Schwermetallfrachten im Strassenwasser, im Abfluss und im Spritzwasser.

¹²Die lokale Verwehung ist, wie im folgenden Kapitel gezeigt wird, bei Regen im Vergleich zu Trockenwetter nicht erhöht. Insofern kann die lokale Verwehung bei Regenwetter, relativ zur Verfrachtung im Spritzwasser und im Abfluss, als gering betrachtet werden.

5.3.3 Stoffaustrag durch Verwehungen

Als Verwehungen werden die Stoffausträge aus dem System Strasse bezeichnet, die weiträumiger und somit diffuser verfrachtet werden als Spritzwasser. Stoffverfrachtungen durch Verwehung finden sowohl während Trocken- als auch während Regenperioden statt. Es wird zwischen der lokalen Verwehung (< 25 m) und der diffusen Verwehung (> 25 m) unterschieden.

Totale Depositionsraten

Ein Anhaltspunkt für das Ausmass der Stoffverfrachtung durch Verwehungen gibt der Vergleich zwischen der Depositionsmessung 6 m neben der Kirchbergstrasse mit derjenigen auf dem Dach, 300 m von der Strasse entfernt (Tabelle 8). Besonders aufschlussreich sind die Quotienten beider Depositionsmessungen. Mit Ausnahme von Chrom, dessen Deposition auf dem Dach höher ist als neben der Strasse (Quotient 0.8), bewegen sich die Quotienten der anderen Elemente zwischen 1.5 und 3.6. Die Deposition in Strassennähe ist somit deutlich höher und eindeutig auf Verkehrsemissionen zurückzuführen.

Stoffe	Mittelwert	25 %	Median (50 %)	75 %	Strasse/Dach (Mittelwerte)
Ca [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	6132.6	4753.5	5366.3	6834.4	3.60
Cd [$\text{ng m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	0.29	0.25	0.27	0.35	1.56
Cr [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	5.0	4.0	4.6	5.9	0.81
Cu [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	23.3	19.5	22.2	26.7	2.27
Fe [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	1417.6	1098.4	1329.6	1650.8	1.84
Ni [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	2.9	2.3	2.9	3.3	1.78
Pb [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	11.1	8.9	10.2	12.7	2.48
Zn [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	144.1	118.7	151.0	166.7	3.05

Tabelle 8: Atmosphärische Gesamtdeposition gemessen in 6 m Abstand zur Kirchbergstrasse.

Getrennte Betrachtung der Trocken- und Nassdeposition

Zur Abschätzung der lokalen Verwehung bei Regen ist eine getrennte Betrachtung der Trocken- und Nassdeposition notwendig. Zuerst ist es hilfreich festzustellen, dass es im Mittelland über das Jahr verteilt während etwa 10 % der Zeit regnet. In erster Näherung bedeutet dies dass *theoretisch* während 10 % der Zeit die Nassdeposition und entsprechend während 90 % der Zeit die Trockendeposition massgebend ist. Davon ausgehend, dass die Verkehrsemissionen gleichmässig zwischen der Trocken- und der Nassperiode verteilt sind und keine nennenswerten Auswaschungen aus der Atmosphäre erfolgen, müsste die Nassdeposition somit um etwa einen Faktor 9 geringer ausfallen.

Mit der getrennten Messung der Nass- und Trockendeposition in 6 m Abstand von der Strasse wird dieser Frage nachgegangen. Weil die Werte der Nassdeposition bei einigen Metallen unterhalb der Nachweisgrenze liegen, kann der Quotient zwischen Trocken- und Nassdeposition nur für Ca, Cu, Fe und Zn berechnet werden (Abbildung 12). Dieser Quotient beträgt bei Cu und Zink 9 und 8 und bewegt sich somit nahe beim angenommenen Faktor. Für Calcium beträgt der Wert 5 und bei Eisen 26. Somit ist die Nassdeposition bei Ca eher höher

und bei Eisen massiv tiefer. Der hohe Wert bei Eisen lässt einigen Interpretationsspielraum offen. Er wird wahrscheinlich durch die Emission der nahe gelegenen Eisenbahnstrecke hervorgerufen. Zusammenfassend kann für Cu und Zn gesagt werden, dass aufgrund der vorliegenden Daten die Nassdeposition in einem Abstand von 6 m von der Strasse nicht überproportional gross ist im Vergleich zur Trockendeposition. Für die Berechnung der depositionsbedingten Frachten ist somit keine Unterscheidung zwischen Trocken- und Nassdeposition notwendig.

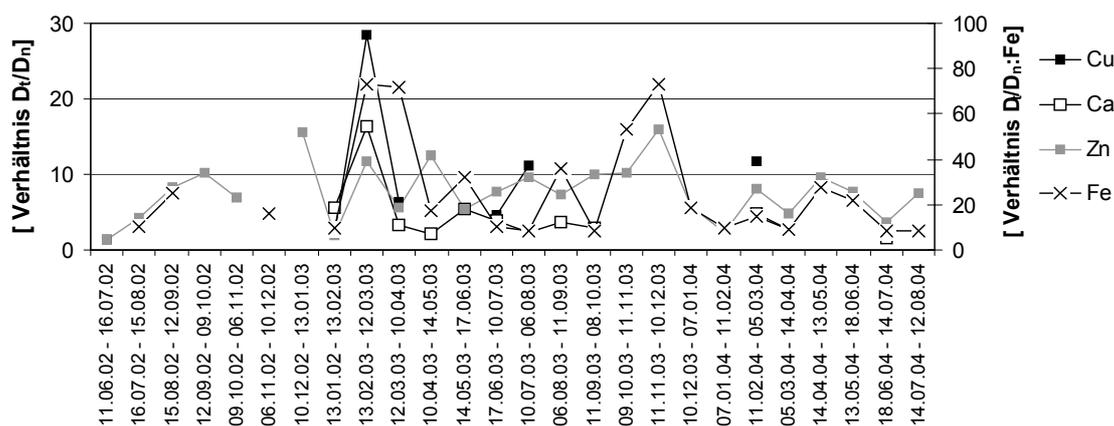


Abbildung 12: Verhältnis der Trocken- zur Nassdeposition (D_1/D_n) für Cu, Ca, Zn und Fe.

Stoffaustrag durch lokale Verwehung

Durch die Verwehung werden die vom Verkehr freigesetzten Schadstoffe weiträumiger verfrachtet. Dabei ist die physikalische Verteilung der Schadstoffe von entscheidender Bedeutung. Während gasförmige Stoffe und sehr feine Partikel über weite Distanzen diffus verteilt werden, werden an gröbere Partikel gebundene Schadstoffe abhängig von Partikeldurchmesser und -Dichte im näheren Strassenbereich abgelagert. Die Depositionsrate nimmt also mit zunehmendem Abstand von der Strasse ab. Die daraus resultierenden, unterschiedlichen Depositionsraten wurden bereits diskutiert (Tabelle 8, letzte Spalte). Die Frage stellt sich nun innerhalb welches Strassenabstandes die verkehrsbedingte, lokale Deposition eine Rolle spielt und wie der Verlauf der Depositionsrate in dieser Zone ist. Nur in Kenntnis dieser beiden Faktoren lässt sich die entsprechende Fracht berechnen.

Wie in Kapitel 6.2 gezeigt wird, zeigen alle Schwermetallgehalte im Boden eine starke Abnahme innerhalb weniger Meter Abstand von der Fahrbahn. Obwohl dies hauptsächlich auf den Spritzwassereinfluss zurückgeführt werden kann, deutet dieser Verlauf aber auch auf eine entsprechend starke Abnahme der Depositionsrate hin. Andere Untersuchungen zeigen ebenfalls eine schnelle Abnahme der verkehrsbedingten Deposition innerhalb von 18 m (Neftel et al. 1991)¹³. Ein weiterer Hinweis auf den limitierten Wirkungsabstand geben die Schwermetallgehalte in den obersten Bodenschichten, welche in der Referenzprobe (20 m Abstand) im Vergleich zur Probe in 5 m Abstand keine signifikante Abnahme der

¹³ Zitiert in BUWAL (1996)

Schwermetallkonzentrationen mehr zeigen (siehe Kapitel 6.2.1). Für diese Studie wird deshalb angenommen, dass ein signifikanter Teil der verkehrsbedingten Deposition innerhalb eines Abstandes von der Strasse von **25 m** stattfindet, also die diffuse Hintergrunddeposition, welche in 300 m Abstand gemessen wird, bereits bei 25 m Strassenabstand erreicht ist

Zur Beschreibung des Verlaufs der Depositionsrate wird die folgende mathematische Funktion angenommen. Sie ist prinzipiell in der Lage, die Abnahme der Depositionsrate mit zunehmendem Abstand von der Strasse abzubilden:

$$y = ax^b + c$$

y: Depositionsrate als Funktion des Strassenabstandes [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

x: Abstand von der Strasse [m]

a, b, c: Fitparameter

Die Fitparameter a, b und c können anhand des Quotienten zwischen den Depositionsmessungen in 6 und 300 m Abstand von der Strasse für alle Metalle simultan bestimmt werden (Tabelle 8, letzte Spalte). Abbildung 13 zeigt schematisch am Beispiel von Zink die getroffenen Annahmen. In Tabelle 9 sind die mit der gefitteten Funktion berechneten Frachten für unterschiedliche "Hintergrund-Konzentrationsabstände" aufgelistet¹⁴. Wie zu erwarten, nehmen die total abgelagerten Frachten mit kleiner werdendem Abstand bis zum Erreichen des Hintergrundwertes ab, allerdings nicht proportional. Die Berechnungen für die Hintergrundabstände von 100 bzw. 300 m soll die Einschätzung der Sensitivität der Annahme von 25 m ermöglichen, welche offenbar nicht sehr ausgeprägt ist. Zum besseren Verständnis ist zudem in Abbildung 13 (rechts) die Fracht-Summenkurve dargestellt.

Abstand	Cd [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Cu [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Pb [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]	Zn [$\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$]
25 m	1.06	59.5	25.5	276.5
100 m	1.5	85.1	36.9	390.1
300 m	3.3	184.4	78.0	836.9

Tabelle 9: Berechnete, durch die lokale Deposition bzw. lokale Verwehung abgelagerten Schwermetallfrachten. Die Einheiten beziehen sich auf die Einzugsgebietfläche von 14.1 m^2 . (Trocken- und Regenwetter).

¹⁴ Die 3.2 m beziehen sich auf die Länge des Strassensegmentes des Einzugsgebiets des Einlaufschachtes.

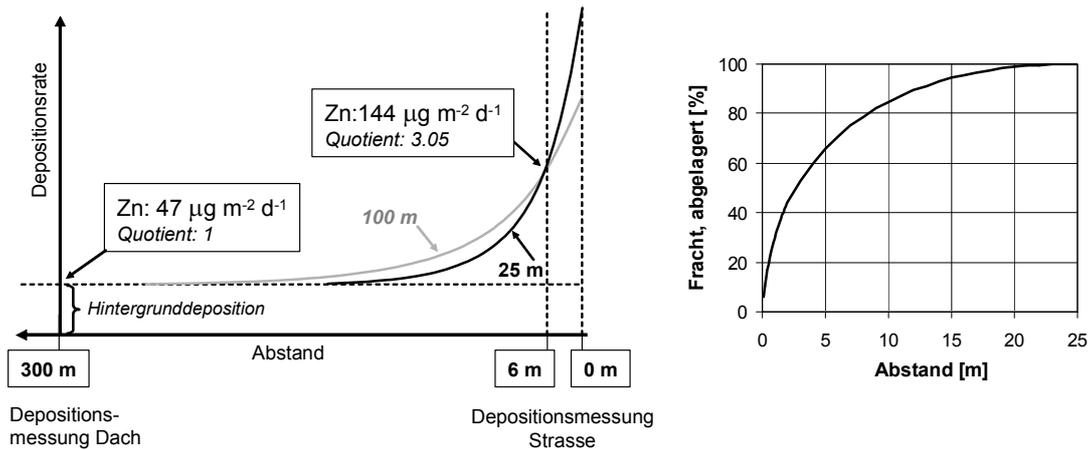


Abbildung 13: Verlauf der Depositionsrates als Funktion des Abstandes von der Strasse (links). Frachtsummenkurve für 25 m Abstand bis zum Erreichen der Hintergrundkonzentration (rechts).

Berechnung des Stoffaustrages durch weiträumige Verwehung

Die diffuse, weiträumig verteilte Schadstofffracht kann nur mit Hilfe der Massenbilanz berechnet werden, die im folgenden Kapitel diskutiert wird.

5.4 Schwermetallbilanzen der Strasse

Mit Hilfe der diskutierten Stoffein- und Austräge können nun Bilanzen berechnet werden. Über einen längeren Zeitraum von mehreren Wochen oder Monaten betrachtet¹⁵ muss die folgende Massenbilanz beispielsweise für Zink, aufgehen:

$$\text{Zn}_{\text{Verkehr}} + \text{Zn}_{\text{Diff. Deposition}} = \text{Zink}_{\text{Dir. Abfluss}} + \text{Zink}_{\text{Spritzwasser}} + \text{Zink}_{\text{lok. Verwehung}} + \text{Zink}_{\text{weitr. Verwehung}}$$

Mit Ausnahme eines Massenstroms - nämlich des Zinkaustrags durch weiträumige Verwehung - wurden bisher alle anderen Ströme quantifiziert. Somit kann der Zinkaustrag durch die diffuse Verwehung mit Hilfe der Bilanz berechnet werden. Die Schwermetallemissionen wurden bei allen Metallen auf der Basis der *korrigierten* Emissionsfaktoren berechnet (Tabelle 6). Die Resultate dieser Berechnung sind in Abbildung 14 dargestellt. Auf den ersten Blick auffallend ist die ähnliche Verteilung der Emissionen, mit Ausnahme von Cu. So gelangen zwischen 17 und 25 % der Schadstoffe in den direkten Abfluss und zwischen 21 und 38 % in das Spritzwasser. Bis zu einem Abstand von 25 m werden zwischen 19 und 45 % der Schadstoffe abgelagert und schliesslich werden zwischen 17 und 37 % diffus weiträumig verteilt. Für Chrom konnte keine lokale Deposition berechnet werden, weil die Depositionsrates in Strassennähe geringer war als 300 m entfernt auf dem Dach. Entsprechend beträgt die diffuse Deposition 64 %. Problematisch ist ebenfalls die Berechnung der diffus verwehten Kupferfracht. In diesem Fall ist die Summe der Stoffströme aus Deposition, Spritzwasserverfrachtung und Abfluss höher als die Gesamtemission von Kupfer durch den Verkehr. Entsprechend kann kein Stoffaustrag durch diffuse Verwehung

¹⁵ Unter Vernachlässigung sowohl des Stoffaustrages durch das Strassenwischgut als auch der Speicherung von Stoffen auf der Strasse. Der Stoffeintrag durch Deposition wird bei dieser Berechnung vernachlässigt.

berechnet werden. Die tiefe Kupferemission ist allerdings die Folge des relativ hohen Korrekturfaktors von 2.4 bzw. der tiefen gemessenen Kupferkonzentrationen im Strassenablauf. Wird der VSA-Wert für die spez. Emission verwendet, verhält sich die Verteilung der Cu-Teilströme ähnlich wie diejenige der anderen Metalle. Wie das Beispiel von Kupfer zeigt, ist der Anteil der Verwehung bei dieser Berechnung in hohem Mass von den spezifischen Emissionen des Verkehrs abhängig. Beispielsweise führte eine Erhöhung der Emissionsfaktoren *relativ* zu einem erhöhten Anteil der Verwehung auf Kosten der anderen Stoffeinträge.

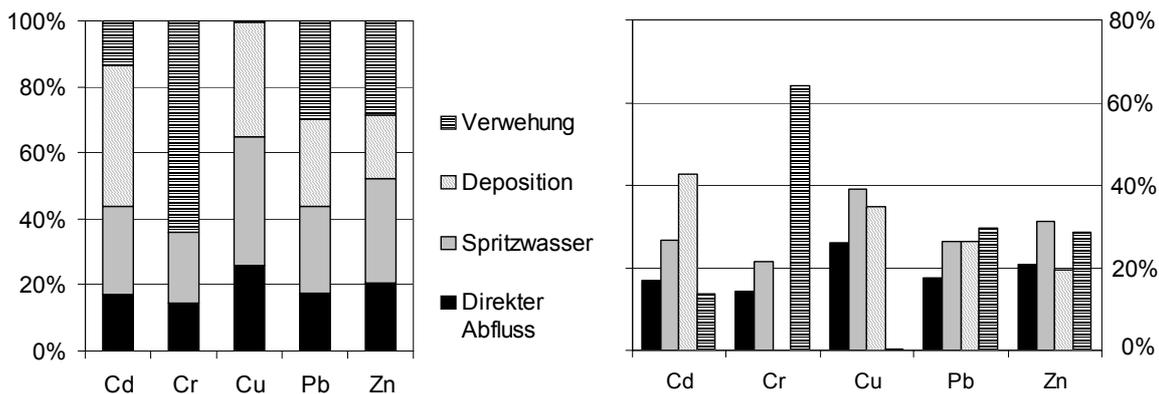


Abbildung 14: Stoffströme aus dem System Strasse, Prozente des totalen Inputs.

Diese Resultate lassen bereits erste Schlüsse bezüglich der Strassenentwässerung bzw. der grundsätzlich fassbaren Schwermetallfracht zur gezielten Behandlung von Strassenwasser zu. Beispielsweise kann bereits jetzt festgestellt werden, dass bei einer effizienten Fassung des Strassenabflusses und des Spritzwassers ein wesentlicher Teil der Schadstoffe abgeleitet und prinzipiell einer Reinigung zugänglich ist. Beim Vorliegen der Informationen bezüglich der Verteilung des Ablaufs und des Spritzwassers als Funktion des Strassenabstandes kann diese Diskussion allerdings besser geführt werden. Deshalb wird an dieser Stelle auf Kapitel 6.3.5 verwiesen.

6 Bankett: Schadstoffverteilung und Massenbilanzen

6.1 Einleitung und Übersicht

Die in diesem Kapitel zusätzlich zur Verfügung stehenden Informationen sind die gemessenen Schwermetall- und PAK-Gehalte im Bankett als Funktion des Abstandes von der Strasse und der Bodentiefe. Einerseits kann damit die Schadstoffbelastung nach Höhe (Richt- und Prüfwerte) und Herkunft (Abfluss, Spritzwasser, lokale und diffuse Deposition) beurteilt werden und andererseits ist es mit Hilfe dieser Daten möglich, analog zur Strasse Massenbilanzen auch beim Bankett zu berechnen.

6.2 Verteilung der Schadstoffe im Bankett

6.2.1 Schwermetallverteilung im Bankett

Die Konzentrationsverteilungen von Blei, Kupfer, Cadmium, Zink, Kobalt und Nickel im Bankett sind in den Abbildungen 15 - 17 dargestellt. Die Konzentrationsverteilung von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Bankett ist ähnlich (Abbildung 15, 16). Die Konzentrationen nehmen generell mit zunehmendem Abstand von der Strasse und mit zunehmender Bodentiefe ab. Im Detail können Nuancen in der Verteilung festgestellt werden. Während bei Kupfer und Zink die höchsten Konzentrationen in der obersten Bodenschicht unmittelbar neben der Strasse (0.1 m) vorliegen, können bei Blei und Cadmium die höchsten Werte in der obersten Bodenschicht und in 0.5 und 1 m Abstand von der Strasse gemessen werden. Ein Peak in diesem Bereich kann auch bei Zink festgestellt werden. Während die hohen Konzentrationen von Kupfer und Zink im Versickerungsbereich direkt neben der Strasse durch den Strassenabfluss erklärt werden können, scheint es möglich, dass die Konzentrationsspitzen in 0.5 und 1 m Abstand von der Strasse durch Spritzwasserverfrachtungen erklärt werden können¹⁶. Die Konzentrationsabnahme von Blei, Kupfer, Cadmium und Zink mit der Bodentiefe in Strassennähe (0.1 – 1 m) kann sowohl auf die Akkumulation im oberen Teil der Humusschicht als auch auf einen Wechsel in der Bodenbeschaffenheit zurückgeführt werden. Es ist zu erwarten, dass die Adsorptionskapazität unterhalb von 20 cm geringer ist.

Die Konzentrationsverteilung von Kobalt und Nickel¹⁷ in Abbildung 17 ist im Vergleich zu Blei, Kupfer, Cadmium und Zink unterschiedlich. Während die Konzentrationen von Pb, Cu, Cd und Zn mit zunehmendem Abstand und zunehmender Tiefe abnehmen, werden die höchsten Konzentrationen von Kobalt und Nickel in den Referenzproben sowie im Abstand von 3 bis 20 Metern von der Strasse und in einer Tiefe zwischen 30 und 70 cm gemessen. Damit kann eindeutig festgestellt werden, dass allfällige Quellen von Kobalt und Nickel nicht im Strassenabwasser zu suchen sind. Die Verteilung von Kobalt und Nickel (und auch Chrom) kann nicht abschliessend erklärt werden.

¹⁶ Der Vollständigkeit halber soll erwähnt werden, dass Ablagerungen (Partikel etc.) unmittelbar neben der Strasse alle 5 -10 Jahre entfernt wurden, um das geordnete Abfließen ins Bankett zu gewährleisten. Damit verbunden ist die Entfernung einer schwierig zu quantifizierenden Schadstofffracht.

¹⁷ Dasselbe gilt auch für Chrom (nicht dargestellt).

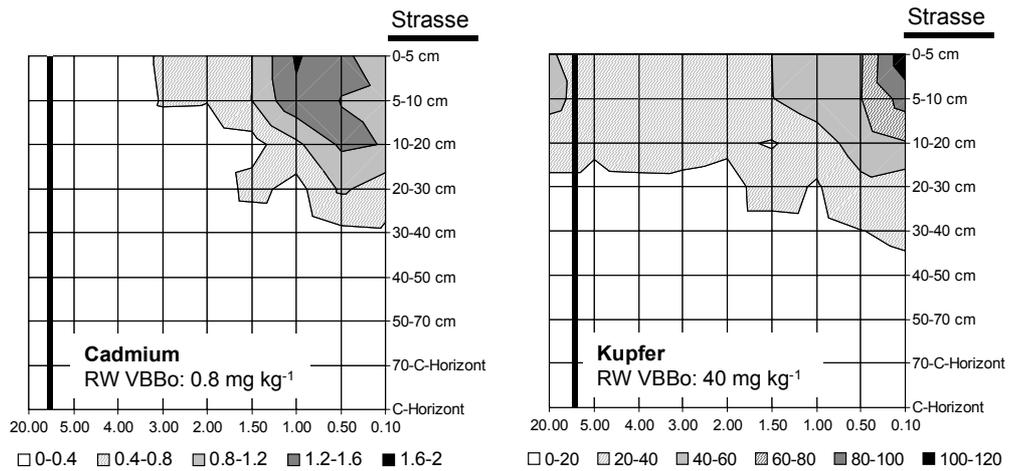


Abbildung 15: Konzentrationsverteilung von Cd und Cu in der Bodenmatrix.

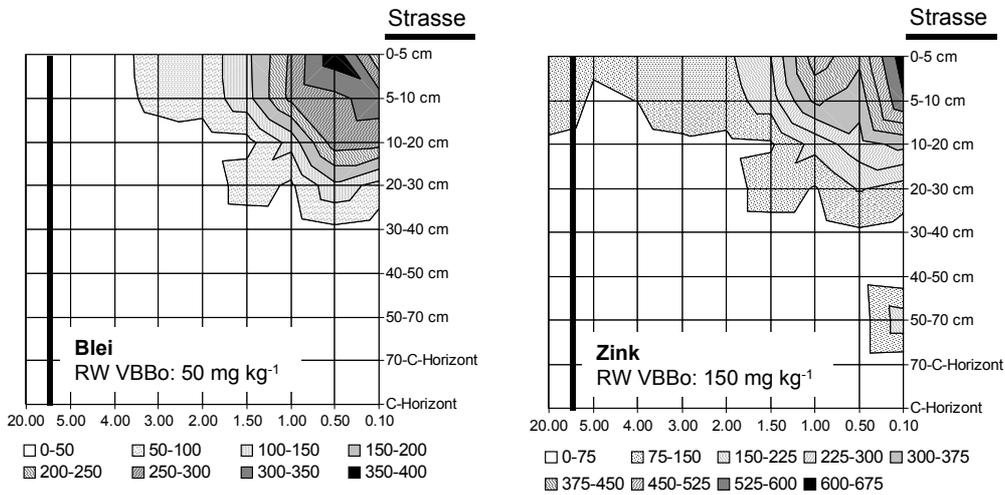


Abbildung 16: Konzentrationsverteilung von Pb und Zn in der Bodenmatrix.

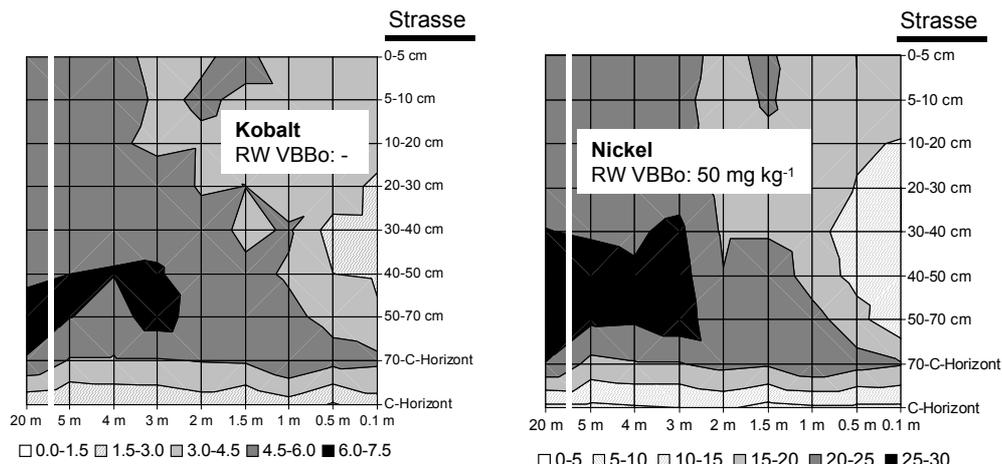


Abbildung 17: Konzentrationsverteilung von Kobalt und Nickel in der Bodenmatrix.

6.2.2 PAK Verteilung im Bankett

Der Konzentrationsverlauf von PAK unterscheidet sich von demjenigen der Schwermetalle. Er zeigt zwar ebenfalls eine Abnahme der Konzentration im Boden mit zunehmendem Abstand von der Strasse, die höchsten Werte werden jedoch nicht in der obersten Bodenschicht und in unmittelbarer Strassennähe, sondern in einem Abstand zwischen 0.1 und 0.7 m von der Strasse und in einer Tiefe zwischen 10 und 40 cm gemessen.

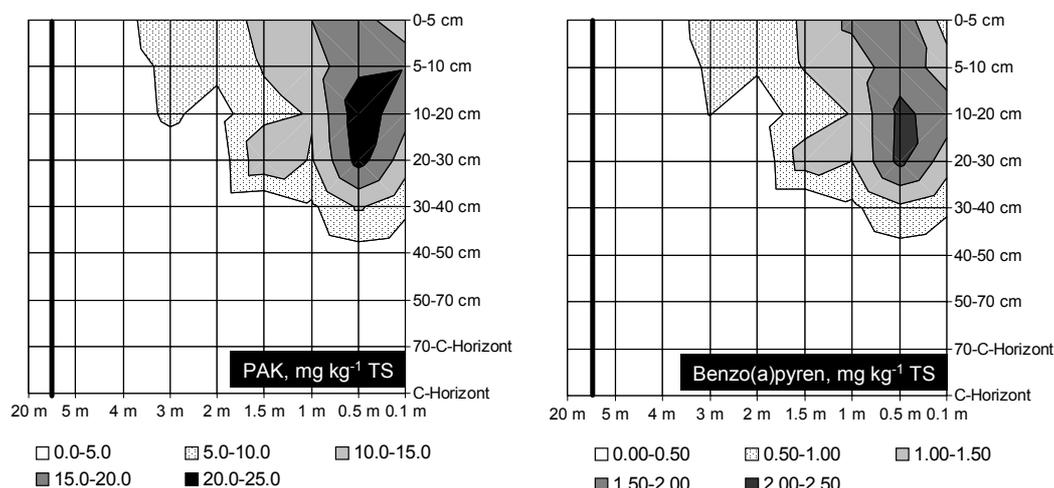


Abbildung 18: PAK- und Benzo(a)pyren-Verteilung im Bankett.

6.2.3 Beurteilung der Schadstoffbelastung

Die Schadstoffbelastung des Bodens mit Schwermetallen und PAK kann mit den Richt- und Prüfwerten gemäss Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) sowie anhand der Wegleitung Bodenaushub beurteilt werden (Tabelle 10). Bei Cd, Cu, Pb und Zn werden die Richtwerte gemäss VBBo und Wegleitung in Abständen von 1.5-3 m von der Strasse und bis zu Bodentiefen von 30 cm erreicht oder überschritten. Dieser Bereich gilt demnach als schwach belasteter Aushub¹⁸. Interessanterweise wird bei Cu der Richtwert auch in der Referenzprobe in 20 m Abstand von der Strasse überschritten, was auf den Einsatz von Cu-haltigen Produkten (Biozide) in der Landwirtschaft zurückgeführt werden kann. Der Richtwert für Nickel wird nirgends erreicht. Die Prüfwerte gemäss Wegleitung Bodenaushub werden von Blei bis zu einem Abstand von knapp über 1 m und bis zu einer Tiefe von knapp über 20 cm überschritten, diejenigen von Zink bis zu einer Distanz von knapp 1.5 und bis zu einer Bodentiefe von 20 cm. Während sich die Prüfwertüberschreitung von Blei infolge der geringeren Bleigehalte im Benzin künftig nicht wesentlich verschärfen wird, muss bei Zink von einer Zunahme der Gehalte im Boden ausgegangen werden.

Falls wie im vorliegenden Fall eine landwirtschaftliche Nutzung des Strassenrandstreifens vorliegt, gelten die VBBo-Richtwerte.

¹⁸Nur Cd gelangt in den Bereich des Prüfwertes, allerdings ohne ihn zu überschreiten.

Richt- und Prüfwerte [mg kg ⁻¹ TS]	Cd	Cu	Pb	Zn	PAK	Benzo(a)pyren
Richtwerte ^{*,**}	0.8	40	50	150	1	0.2
Prüfwert direkte Bodenaufnahme	10 [*]	-	300 [*]	-	10 ^{*,**}	1 ^{*,**}
Prüfwert Nahrungspflanzenanbau [*]	2	-	200	-	20	2
Prüfwert Wegleitung Bodenaushub	2	150	200	300	10	1

Tabelle 10: Schwermetall-, PAK- bzw. Benzo(a)pyren Prüf- und Richtwerte gemäss^{*} VBBo bzw. ^{**} Wegleitung Bodenaushub (BUWAL, 2001).

Der PAK-Richtwert gemäss Wegleitung Bodenaushub wird sicher bis zu einer Distanz von 4 m von der der Strasse und bis zu einer Tiefe von beinahe 50 cm überschritten, dasselbe gilt für die Einzelsubstanz Benzo(a)pyren. Die PAK- bzw. Benzo(a)pyren-Prüfwerte gemäss Wegleitung Bodenaushub¹⁹ werden bis zu einem Strassenabstand von 1.5 m und bis zu einer Bodentiefe von 40 cm überschritten. Aufgrund dieser Daten kann eindeutig festgehalten werden, dass zur Beurteilung der Schadstoffbelastung im Bankett primär die **PAK-** Gehalte im Boden und nicht die Schwermetallkonzentrationen massgebend sind. Insofern muss sichergestellt werden, dass ein allfälliger Aushub bis zu einem Abstand von **4 m** und einer Tiefe von **50 cm** fachgerecht entsorgt oder aufbereitet wird. Es darf erwartet werden, dass die Situation ähnlich belasteter Bankette vergleichbar ist mit demjenigen an der Schachenstrasse. Deshalb wird zur Abklärung der Schadstoffbelastung unbedingt vorgeschlagen, neben den Schwermetallen auch die PAK zu analysieren.

6.2.4 Antimon-, Zinn- und Bromidgehalte im Boden

Die Antimon-, Zinn-, und Bromidgehalte im Boden wurden in einem Strassenabstand von 0.5 und 20 m untersucht²⁰. Die Resultate sind in Abbildung 19 dargestellt.

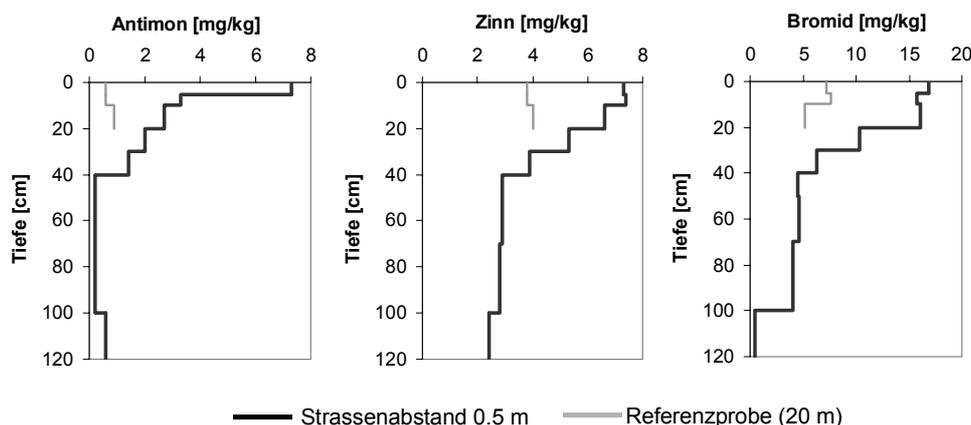


Abbildung 19: Antimon-, Zinn- und Bromidprofile in 0.5 und 20 m Abstand von der Strasse.

¹⁹Dieser Wert entspricht dem VBBo Prüfwert für direkte Bodenaufnahme (Tabelle 10).

²⁰Im Gegensatz zu den bisherigen Proben wurden diese Stoffe mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF) bestimmt.

Die Gehalte dieser drei Elemente im Boden werden von den Frachten im Strassenablauf bzw. im Spritzwasser bestimmt. Deutlich sichtbar ist dies anhand der erhöhten Werte beim Strassenabstand von 0.5 m. Bei all diesen Stoffen kann zudem eine ausgeprägte Anreicherung im Oberboden (0-20 cm) festgestellt werden. Eine Beurteilung der Belastung dieser drei Elemente ist schwierig, da in der VBBo keine Richt- bzw. Prüfwerte festgelegt sind. Für Antimon kann der international verwendete „Kloke“-Richtwert verwendet werden (z.Bsp. in BUWAL 1997). Dieser beträgt für landwirtschaftlich genutzte Flächen 5 mg kg^{-1} und ist im Abstand von 0.5 m von der Strasse in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) überschritten.

6.2.5 Abschätzung der verbleibenden Sorptionskapazität

Mit Hilfe der Kationenaustauschkapazität (KAK) kann grössenordnungsmässig abgeschätzt werden, bis zu welchem Grad die Sorptionskapazität des Bodens bereits ausgeschöpft ist. Die in je zwei Parallelproben bestimmte effektive KAK beträgt (siehe auch Kapitel 3.4.2):

A-Horizont: **121** $\text{mmol}_{\text{Ladungen}}$ pro kg TS

B-Horizont: **27** $\text{mmol}_{\text{Ladungen}}$ pro kg TS

Diese beiden Werte können nun mit der aktuellen Schwermetallbelastung, umgerechnet ebenfalls in Ladungsäquivalente, verglichen werden. Dieser Vergleich wird sinnvollerweise in der am höchsten belasteten Zone des Bankettes bei 0.1 m Abstand von der Strasse und in einer Tiefe von 0-5 cm durchgeführt. Die dort gemessenen Schwermetallgehalte von Zn (640 mg kg^{-1}), Cu (110 mg kg^{-1}) und Pb (325 mg kg^{-1}) ergeben ein Ladungsäquivalent von total 26 mmol kg^{-1} . Somit sind in der am höchsten belasteten Bodenschicht 21 % der Kationenaustauschplätze von diesen drei Schwermetallen belegt bzw. 79 % wären noch verfügbar. Dieser Vergleich lässt allerdings ausser Acht, dass wegen der Selektivität der Austauschplätze nicht die gesamte KAK für Schwermetallionen zur Verfügung steht. Ebenso ist zu erwarten, dass infolge der Siebung des Bodenmaterials der im Labor bestimmte KAK-Wert höher ist. Trotz dieser Einschränkungen kann festgehalten werden, dass die zur Verfügung stehende Sorptionskapazität im A-Horizont noch für Jahrzehnte ausreichen dürfte. Diese Aussage wird durch die gemessenen, durchgängig tiefen Schwermetall-Ablaufkonzentrationen aller Sektoren bestätigt, welche in Kapitel 7 beschrieben sind.

Eine Abschätzung bezüglich der verbleibenden Sorptionskapazität für PAK ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. Insbesondere scheinen PAK ein im Vergleich zu Schwermetallen unterschiedliches Sorptionsverhalten in der Bodenmatrix zu zeigen, was anhand der tieferen Verlagerung im Boden gezeigt werden kann. Aufgrund der gemessenen tiefen PAK-Ablaufkonzentrationen (Kapitel 7.3.6) kann wahrscheinlich davon ausgegangen werden, dass die Sorptionskapazität noch nicht erschöpft ist.

6.3 Schwermetallbilanzen und Emissionsfaktoren

6.3.1 Übersicht und Annahmen

Die Schwermetalle in den Bodenschichten des Bankettes haben sich als Folge der unterschiedlichen Immissionen über Jahrzehnte akkumuliert. Die unterschiedlichen Schwermetalleinträge haben sich in diesem Zeitraum jedoch verändert. So war beispielsweise

die atmosphärische Immissionsbelastung infolge fehlender Luftreinhaltevorschriften vor Jahrzehnten höher als heute. Aber auch die Emissionen aus dem Verkehr haben sich in den letzten Jahren infolge des steigenden Verkehrsaufkommens oder technischer Fortschritte gewandelt, wie beispielsweise beim Ersatz von Blei durch MTBE. Die heutigen Schadstoffgehalte in den Böden bilden sozusagen das Archiv der Belastungen der Vergangenheit. Die Erhebung der detaillierten Informationen über die Stoffeinträge, die zur *Bildung* dieses Archivs geführt haben würde den Aufwand dieses Berichtes sprengen. Die folgenden Berechnungen werden deshalb basierend auf der *heutigen* Situation durchgeführt. Das heisst, es werden das heutige Verkehrsaufkommen von

17'000 Fz pro Tag bzw. 8'500 Fz pro Tag pro Spur

mit den heutigen, in diesem Bericht diskutierten Emissionen, sowie die heutigen, lokalen und diffusen Depositionsraten verwendet. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Strasse seit ihrem Bestehen in dieser Breite vorliegt, wobei der Belag mehrmals erneuert worden sein dürfte. Das Alter der Strasse beträgt

50 Jahre (Kaufmann, 2004).

6.3.2 Berechnung der Schwermetallmengen im Bankett

Die Schwermetallmengen im Bankett können auf zwei Arten berechnet werden, wobei die gemessenen Daten bei beiden die Grundlage bilden. Bei der ersten Variante werden die Mengen direkt aus den Daten berechnet. Im Gegensatz dazu werden die Schwermetallmengen bei der zweiten Variante mit Hilfe mathematischer Funktionen ermittelt. Während die direkte Berechnung der Schwermetallmengen den Vorteil aufweist, keine zusätzlichen Unsicherheiten miteinzubeziehen, zeichnet sich die Berechnung mit Hilfe der mathematischen Funktionen durch eine kontinuierliche Abbildung der Schwermetallfrachten als Funktion des Strassenabstandes aus.

Im Gegensatz zur Berechnung der *totalen* Schwermetallmenge ist die Berechnung der durch den *Verkehr* eingetragenen Schwermetallmenge schwieriger, weil die Hintergrundkonzentration, resultierend aus den geogenen Gehalten und der bis zum Bau der Strasse eingetragenen Frachten nicht bekannt ist. Diese Hintergrundkonzentration hat bei der Berechnung einen bedeutenden Einfluss auf die durch den Verkehr eingetragene Fracht: Je höher die Hintergrundkonzentration im Boden, desto tiefer der Eintrag durch den Verkehr. Um den Einfluss der Hintergrundkonzentration abschätzen zu können, werden deshalb für alle Metalle jeweils zwei Werte, Wert 1 und Wert 2, für die Hintergrundkonzentration verwendet. Bei Wert 1 wird davon ausgegangen, dass die in jeder Schicht gemessene tiefste Konzentration der Hintergrundkonzentration entspricht. Bei Wert 2 wird angenommen, dass auch die tiefsten Konzentrationen in den obersten 20 cm von Verkehrsemissionen beeinflusst sind. Deshalb werden die jeweils tiefsten Konzentrationen der Schichten von 0-20 cm

halbiert. Entsprechend ist der verkehrsspezifische Eintrag bei der Verwendung des Wertes 1 tiefer als bei Wert 2. Bei allen Berechnungen betragen die Dichten des Bodens²¹:

- Oberboden (0-20 cm): **1200 kg m⁻³**, Unterboden (20-50 cm): **1500 kg m⁻³**

6.3.3 Berechnung von Emissionsfaktoren

Die Berechnung der Emissionsfaktoren basiert auf den verkehrsbedingten Schwermetallfrachten im Bankett. Dazu werden die Metallmengen im Bankett bis zu einem Strassenabstand von 5 m berechnet und durch die aufsummierten gefahrenen Kilometer in einem 1 m breiten Strassenstück geteilt²². Mit dem Alter der Strasse von 50 Jahren können die Emissionsfaktoren mit beiden Hintergrundkonzentrationen berechnet werden. Diese Faktoren sind in Tabelle 11 zusammen mit den VSA-Werten für Stadtstrassen und Autobahnen sowie den Emissionsfaktoren der sich noch in Bearbeitung befindenden VSS Norm SN 640 340 dargestellt. Mit Ausnahme von Cd (beide Werte) und Cu (ein Wert) liegen die berechneten Emissionsfaktoren von Pb und Zn zwischen den beiden VSA-Werten für Stadtstrassen und Autobahnen. Diese Übereinstimmung ist auf den ersten Blick überraschend. Bei der Interpretation gilt es jedoch einige Faktoren zu berücksichtigen. So fehlen die lokale (5 - 25 m) sowie die diffuse Verfrachtung, welche eine Erhöhung der Faktoren bewirken würden. Andererseits wurde der Stoffeintrag durch die diffuse Deposition in das Bankett nicht berücksichtigt, was tiefere Emissionsfaktoren zur Folge hätte. Der Einfluss dieser Effekte zu quantifizieren ist schwierig. Es darf erwartet werden, dass Abweichungen von 10 - 20 % auftreten können, was die Folgerung allerdings nicht prinzipiell verändert. Das Verkehrsaufkommen war während den letzten 50 Jahren zweifelsohne geringer als heute. Insofern sind die berechneten Emissionsfaktoren ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Fahrzeugemissionen in der Vergangenheit wesentlich höher waren. Dass die Werte für Pb recht gut in den Bereich der VSA-Richtlinie passen erstaunt nicht, weil die vergangenen Bleibelastungen mit entsprechend hohen Bleigehalten im Benzin einhergehen.

Emissionsfaktoren [g _{Metall} pro 10 ⁶ km]	Berechnet: Hintergrund 1	Berechnet: Hintergrund 2	Stadtstrassen (VSA)	Autobahnen (VSA)	Entwurf SN 640 340
Cadmium (Cd)	3.9	4.4	11	6	-
Kupfer (Cu)	85	184	160	90	45-350
Blei (Pb)	606	703	800	400	60-10'000*
Zink (Zn)	651	903	1250	470	3'000-4'000

Tabelle 11: Unterschiedliche Emissionsfaktoren. *Für Blei ist heute der tiefere Wert massgebend.

²¹Abschätzungen aufgrund der bodenphysikalischen Untersuchungen.

²²Zur Berechnung von Emissionsfaktoren des Verkehrs müsste prinzipiell der Eintrag durch die diffuse Hintergrunddeposition von der berechneten Schwermetallmenge im Boden subtrahiert werden. Aufgrund der damit verbundenen beträchtlichen Unsicherheiten wird jedoch darauf verzichtet.

6.3.4 Bilanz der Schwermetalle im Bankett

Die Schwermetallgehalte im Bankett sind das Resultat der jahrzehntelangen Anreicherung diverser Verkehrsemissionen. Diese bereits in Kapitel 5 besprochenen Einträge können nun, analog zum vorangehenden Kapitel aufsummiert und als Funktion des Strassenabstandes dargestellt werden. Diese Summe kann schliesslich mit den gemessenen bzw. den interpolierten Schwermetallgehalten im Bankett verglichen werden. Die Berechnung der Schwermetalleinträge in das Bankett basiert ebenfalls auf den Annahmen von Kapitel 6.3.1 und die Stoffeinträge werden bis zu einem Abstand von 5 m von der Strasse berechnet. Berücksichtigt werden alle bereits diskutierten Stoffströme, namentlich:

- Abfluss, Spritzwasserverfrachtung, lokale und diffuse Deposition

Anders als im vorangehenden Kapitel werden die Schwermetallgehalte im Boden durch eine mathematische Funktion beschrieben. Dies ist notwendig, damit die unterschiedlichen Immissionen kontinuierlich als Funktion des Strassenabstandes abgebildet werden können. Die Berechnung dieser Funktion erfolgt für jede Schicht und jedes Metall einzeln. Beispielsweise wird zuerst die Zinkmenge der 0-5 cm Schicht als Funktion des Abstandes von der Strasse bestimmt, anschliessend diejenige in der 5-10 cm Schicht etc. Schliesslich werden die Gehalte der Schichten aufsummiert und können als Funktion des Strassenabstandes dargestellt werden. Zur Berechnung der schichtspezifischen Mengen als Funktion des Strassenabstandes wird die bereits in Kapitel 5.3.3 diskutierte mathematische Funktion verwendet:

$$y = ax^b + c$$

- y: Schwermetallgehalt als Funktion des Strassenabstandes [mg kg⁻¹ TS]
- x: Abstand von der Strasse [m]
- a, b, c: Fitparameter

Die Parameter *a*, *b* und *c* werden dabei für jede Schicht und für jedes Metall einzeln bestimmt. Auch hier stellen sich dieselben Schwierigkeiten mit der Hintergrundkonzentration wie in Kapitel 6.3.2. Für diese Berechnung der Schwermetallmenge im Bankett werden die plausibleren, tiefen Hintergrundkonzentrationen verwendet. Ein Vergleich zwischen den gemessenen und den mit den tiefen Hintergrundkonzentrationen berechneten Schwermetallmengen ist in Abbildung A.4 im Anhang dargestellt. Die gemessenen Gehalte im Boden werden um 8 - 20 % überschätzt, wobei die Abweichungen grösstenteils die Schwermetallmengen zwischen 2 und 5 m Strassenabstand betreffen. Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass die Schwermetallmengen mit der gewählten Funktion zufriedenstellend abgebildet werden können. Zur Beschreibung der Schwermetalleinträge ins Bankett als Funktion des Strassenabstandes fehlt jetzt nur noch die Verteilung der Metallfrachten im Strassenablauf und im Spritzwasser, ebenfalls als Funktion des Strassenabstandes. Um diese beiden Verteilungen bestimmen zu können, wird folgendermassen vorgegangen:

- In einem ersten Schritt werden die berechneten Immissionen um einen Faktor erhöht, bis eine möglichst gute Übereinstimmung mit den Gehalten im Boden erfolgt. Dieser Faktor oder Multiplikator muss für jedes Schwermetall einzeln bestimmt werden.

- In einem zweiten Schritt werden schliesslich die beiden Verteilungen (Ablauf, Spritzwasser) als Funktion des Strassenabstandes so lange verändert, bis eine möglichst gute Übereinstimmung mit den Schwermetallgehalten im Boden erreicht ist. Diese beiden Verteilungen sind für alle Metalle gleich. Um eine möglichst gute Übereinstimmung zu erreichen, wird iterativ vorgegangen.

Die Resultate dieser Berechnungen sind in Abbildung 20 dargestellt. Für alle vier Schwermetalle sind die Summen der Immissionen, die berechneten Schwermetallgehalte bis zu einer Bodentiefe im Bankett von max. 50 cm sowie die hochgerechneten Summen der Immissionen zu sehen. Die Faktoren zur Hochrechnung der Immissionssummen sind Tabelle 12 und die Verteilungen des Ablaufes und der Spritzwasserverfrachtung sind in Abbildung 21 illustriert.

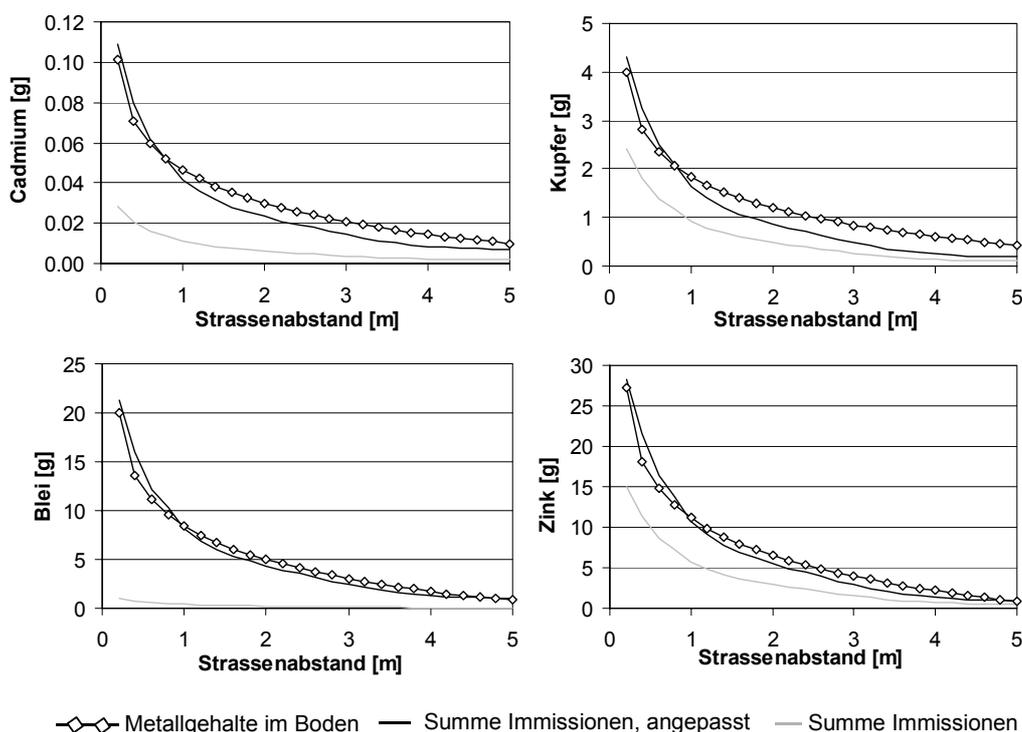


Abbildung 20: Metallgehalte im Boden und Summe der Immissionen.

	Cd	Cu	Pb	Zn
Faktoren [-]	3.8	1.8	22	1.9

Tabelle 12: Multiplikatoren zur Berechnung der hochgerechneten Werte.

Bei allen Metallen können die berechneten Metallgehalte im Boden mit den getroffenen Annahmen und evaluierten Verteilungen relativ gut wiedergegeben werden (Abbildung 20). Erwartungsgemäss sind die Multiplikatoren (Tabelle 12) für alle vier Schwermetalle recht unterschiedlich. Während die Immissionssummen bei Kupfer und Zink nur um einen Faktor 1.8 und 1.9 von den Metallgehalten im Boden abweichen, sind die Multiplikatoren bei Cadmium und Blei mit 3.8 sowie mit 22 deutlich höher. Diese Faktoren widerspiegeln die bereits bei den Konzentrationsvergleichen (Kapitel 5.3.1) festgestellten erhöhten Werte für Cd und Pb und zeigen ebenfalls, dass sich das Emissionsverhalten von Cd und Pb im Gegensatz zu Cu und Zn in den vergangenen 5 bis 10 Jahren stark verändert hat. Die *absoluten* Werte

dieser Faktoren müssen allerdings mit Vorsicht betrachtet werden, weil sie doch beträchtliche Unsicherheiten bezüglich des Verkehrsaufkommens bzw. bezüglich des Emissionsverhaltens seit bestehen der Strasse beinhalten.

Die Schwermetallverteilung im Abfluss und der Spritzwasserverfrachtung ist als Funktion des Strassenabstandes in Abbildung 21 dargestellt. Bei der Verteilung der Frachten im Abfluss ergibt sich die beste Übereinstimmung mit den Bodengehalten, wenn diese in einem Abstand zwischen 0 und 0.6 m von der Strasse erfolgt, wobei des Maximum von beinahe 50 % zwischen 0 und 0.2 m Abstand liegt. Die Verteilung der Fracht im Spritzwasser unterscheidet sich deutlich von derjenigen des Abflusses. Die besten Resultate werden erzielt, wenn der Spritzwassereintrag ab einem Abstand von 0.4 m zur Strasse beginnt, bis 0.8 m steil ansteigt und anschliessend bis 4 m langsam abfällt. Gemäss dieser Verteilung fallen etwa 70 % der Schwermetallfrachten im Spritzwassers in einem Abstand von bis zu 2 m von der Strasse an. Aufgrund der gemessenen Metallgehalte im Bankett sind diese Verteilungen durchaus plausibel²³.

Im Detail fällt auf, dass die hochgerechneten Immissionssummen bis zu einem Abstand von 1 m eher höher sind als die gemessenen Metallgehalte und anschliessend eher zu tief. (Abbildung 20). Die Übereinstimmung könnte verbessert werden, indem die Frachten im Ablauf sowie die Spritzwasserverfrachtungen weiter in das Bankett hinein verschoben würden. Inwiefern diese Verschiebung, gerade bezüglich des Ablaufes, plausibel ist, sei dahingestellt.

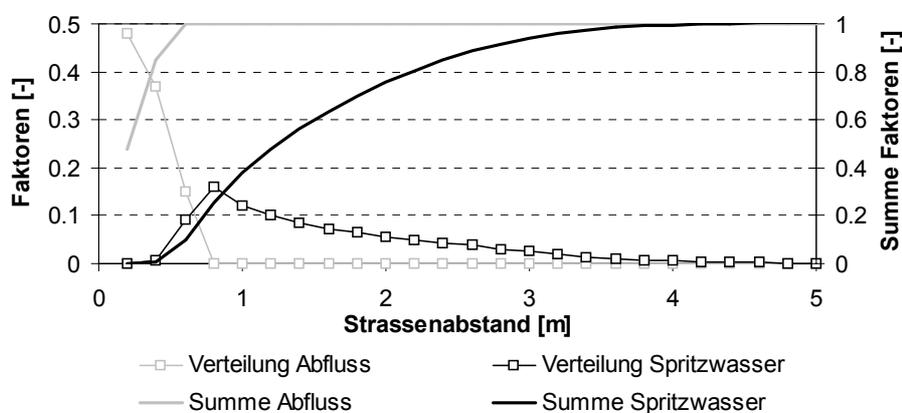


Abbildung 21: Verteilungen und Summenkurven der Schwermetallfrachten im Ablauf und im Spritzwasser.

6.3.5 Bedeutung der Schadstoffeinträge für die Reinigung von Strassenwasser

Hinsichtlich des gezielten Einsatzes von Reinigungssystemen sind diejenigen Stoffströme massgebend, welche auf unterschiedliche Strassengestaltungen²⁴ sensitiv sind, also der Abfluss, die Spritzwasserverfrachtung sowie die lokale Deposition. Dabei muss insbesondere

²³ Wie bereits in Kapitel 6.2.1 erwähnt ist der Einfluss des periodischen Abtrags von angesammeltem Material alle 5-10 Jahre entlang der Strasse schwierig zu abzuschätzen.

²⁴ Von Eintunnelungen ganzer Strassenabschnitte abgesehen.

die Verteilung zwischen Abfluss und der Spritzwasserverfrachtung eingehender diskutiert werden. Diese Schadstoffeinträge sind vor allem lokal von Bedeutung.

Die Aufteilung der Immissionssumme in die einzelnen Stoffströme ist in Abbildung 22 dargestellt. Deutlich zu sehen ist die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Stoffströme mit zunehmendem Strassenabstand. Bis zu einem Abstand von der Strasse von etwa einem halben Meter sind die Metallfrachten im Abfluss am höchsten, gefolgt von der lokalen Deposition. Nach einem halben Meter überwiegt die Fracht in der Spritzwasserverfrachtung, ebenfalls gefolgt von der lokalen Deposition. Letztere wird ab etwa dreieinhalb Meter Abstand von der Strasse zur wichtigsten Immission. Anhand der Summenkurven in Abbildung 22 kann nun beurteilt werden, bis zu welchem Strassenabstand vor allem der Abfluss und das Spritzwasser gefasst werden müsste, um einen gewünschten Anteil der Schadstoffe einer gezielten Reinigung zugänglich zu machen. Beispielsweise können durch versiegelte und entsprechend entwässerte Flächen von einem Strassenabstand von ca. **1.4-1.6 m** etwa **66 %** der prinzipiell fassbaren Schwermetalle abgeleitet werden, was für Cadmium illustriert ist.

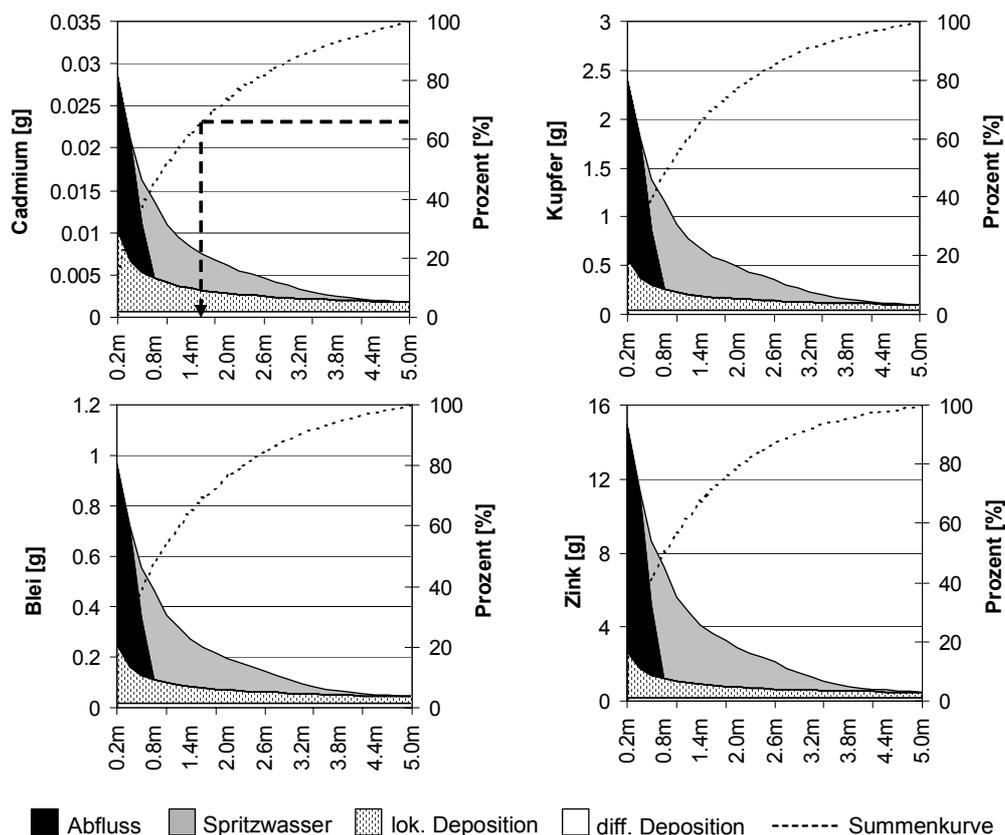


Abbildung 22: Aufteilung der Immissionen ins Bankett als Funktion des Strassenabstandes (berechnet ohne Multiplikatoren).

Die Sammlung des Ablaufes der Versuchsanlage befindet sich relativ nahe an der Abbruchkante der Strasse. Sobald ein Radweg, ein Randstein oder im Fall von Autobahnen ein Pannestreifen oder sogar Schallschutzwände vorhanden sind, dürfte der Frachtanteil im Abfluss auf Kosten der Spritzwasserverfrachtung zunehmen. Ein ähnlicher Sachverhalt kann auch bezüglich der lokalen Deposition postuliert werden, indem die oben geschilderten

Faktoren einen erhöhten Anteil der lokalen Deposition auf versiegelten Flächen bewirken, welcher ebenfalls mit dem direkten Abfluss abgeleitet wird. In solchen Fällen dürfte deshalb der Anteil der Schadstoffe im Abfluss nochmals zunehmen. Die erhöhte Fahrgeschwindigkeit auf Autobahnen hingegen dürfte eher eine Verminderung des Anteils der Schadstoffe im direkten Ablauf bewirken.

7 Bankett als Barriere: Versickerungsmengen und Konzentrationen im Bodenwasser

7.3.1 Übersicht

Die *aktuelle* Barrierenwirkung des Bankettes bezüglich Schwermetall- und PAK-Rückhalt wird anhand des Unterschiedes der Zu- und Ablaufkonzentrationen beurteilt. Grundsätzlich sind Frachtbilanzen sinnvoller, diese können jedoch aufgrund der nach wie vor sehr hohen Speicherkapazität des Bodens, sowohl für Wasser als auch für die betrachteten Schadstoffe, nicht mit genügender Genauigkeit gemacht werden. Die Nachteile der Leistungsabschätzung mit Zu- und Ablaufkonzentrationen werden jedoch durch die lange Probenahmedauer zumindest teilweise wettgemacht.

7.3.2 Hydraulisches Einzugsgebiet, Ablaufmengen

Die Bestimmung des hydraulischen Einzugsgebietes des Bankettes erfolgt gemäss Kapitel 3.6. Weil die Larssen-Profile nur bei den Sektoren 1a und 1b unmittelbar an die Strasse grenzen, ist die Bestimmung des Einzugsgebietes nur für diese beiden Sektoren sinnvoll.

Die Einzugsgebietfläche der beiden Sektoren beträgt 7.2 m^2 . Die Hauptabflussrichtung ist quer zur Fahrbahn und wie beim Einlaufschacht kann davon ausgegangen werden, dass die Neigung in Fahrbahnrichtung gering und der Abfluss in diese Richtung deshalb vernachlässigt werden kann. Das während der Versuchsperiode abfliessende Strassenwasservolumen beträgt 8.8 m^3 , basierend auf einem Verlustbeiwert von wiederum 0.2. Der *theoretische* Gesamtzufluss der Sektoren 1a und 1b beträgt inklusiv des Niederschlagsvolumens von 3.6 m^3 somit 12.4 m^3 . Die Sektoren 1a und 1b fassen das Strassenwasser bis zu 1 m Abstand von der Strasse und somit auch ein grosser Teil des Spritzwassers.

Die im Ablauf der einzelnen Sektoren gemessenen Wassermengen können in etwa ein Bild über die Frachtbelastungen geben²⁵ (Abbildung 23). Die beiden Sektoren 1a und 1b weisen, infolge des hohen Spritzwasseranteils, mit Abstand den höchsten Abfluss von 4.3 m^3 und somit auch die höchste Schadstoffbelastung auf. Der Vergleich mit dem berechneten Wasservolumen mit dem Zufluss von 12.4 m^3 verdeutlicht die Bedeutung des Bodens als

²⁵ Wie bereits in Kapitel 4.3 diskutiert, können die Wassermengen infolge überlaufender Fässer vor allem im Sektor 1a und 1b höher sein.

Wasserspeicher. Die Wassermengen im Ablauf der anderen Sektoren sind deutlich tiefer als in den Sektoren 1a und 1b. Interessanterweise sind die Werte der Sektoren 2-4 in 50 und 100 cm Tiefe recht ähnlich. Wie aussagekräftig der Anstieg zwischen den Sektoren 2 und 3 ist, ist fraglich. Sicher jedoch sind die Wassermengen in Sektor 4 deutlich geringer als in den Sektoren 2 und 3, was eventuell mit dem verringerten Eintrag von Spritzwasser erklärt werden kann. Es darf allerdings nicht ausser Acht gelassen werden, dass die Unterschiede zwischen den Sektoren 2-4 gering sind im Vergleich zur gefallenen Niederschlagsmenge pro Sektor von rund 2.7 m^3 .

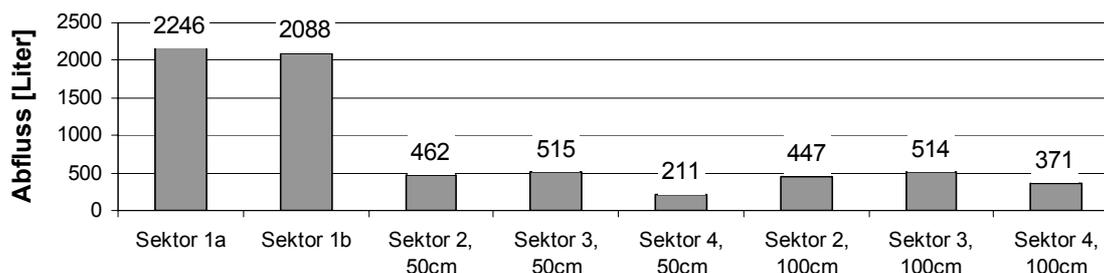


Abbildung 23: Summierte Ablaufvolumina aller Sektoren.

7.3.3 Chloridverlagerung im Bankett

Mit der Chloridverlagerung in den Bodenschichten des Bankettes kann der Zusammenhang zwischen Wasser- und Stofftransport im Bankett aufgezeigt werden. Chlorid kann somit als konservativer Tracer betrachtet werden, der zum grössten Teil mit dem Wasser transportiert wird und mit der Salzung der Strassen im Winter ins Strassenabwasser gelangt.

Die Resultate der Messperiode (Januar bis Juli 2004) sind in Abbildung 24 dargestellt. Deutlich zu sehen ist die kontinuierliche Abnahme der Chloridkonzentration im Strassenabwasser von Januar bis Mai von 660 auf 17 mg Cl l^{-1} , was die Auswaschung von Chlorid von der Fahrbahn widerspiegelt. Die Ablaufkonzentrationen der Sektoren verhalten sich anders, indem die höchsten Chloridkonzentrationen relativ zum Strassenabwasser betrachtet zeitlich verschoben anfallen. Am deutlichsten sichtbar ist dies bei den Ablaufkonzentrationen der Sektoren 1a und 1b: Der Peak in der Ablaufkonzentration tritt erst in der Sammelprobe von März/April auf, also 2 Monate später als im Strassenabwasser. Die Ablaufkonzentrationen der anderen Sektoren zeigen eine in etwa ähnliche Ablaufcharakteristik. Allerdings sind die Ablaufkonzentrationen mit zunehmendem Abstand zur Fahrbahn wesentlich geringer und die Peaks treten im Vergleich zu Sektor 1 um etwa eine Sammelprobe später auf. Die Gründe dafür sind der geringere Strassenwassereintrag (geringere Chloridfracht) und die deshalb grössere Verdünnung mit Niederschlagswasser.

Zusammenfassend kann anhand dieser Messungen gut gezeigt werden, dass sich schlecht sorbierende Stoffe infolge der langen Aufenthaltszeit des Wassers in den Bodenschichten verzögert durch die Bodenmatrix bewegen. Zusätzlich verdeutlichen diese Messungen die Bedeutung des (Schad) Stoffeintrages durch Strassenabwasser.

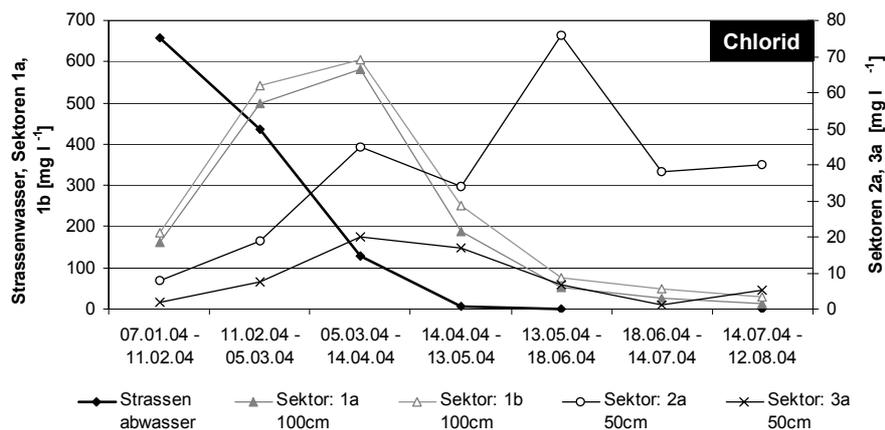


Abbildung 24: Verlauf der Chloridkonzentrationen im Strassenabwasser und im Ablauf einzelner Sektoren.

7.3.4 Ablaufkonzentrationen unterschiedlicher Schichten: Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte im Boden sind in Strassennähe infolge der Spritzwasserbestlastung am höchsten. Somit ist dort die zur Verfügung stehende Sorptionskapazität am geringsten, verbunden mit den relativ höchsten Gleichgewichtskonzentrationen infolge der höchsten Beladungen. Deshalb müsste erwartet werden, dass die Ablaufkonzentrationen von Sektor 1a oder 1b (-0.5 - 1 m Strassenabstand) höher sind als in grösserem Abstand von der Strasse wie beispielsweise in Sektor 3b (2.2-3.4 m Abstand). Die unterschiedlichen Schichttiefen spielen im Vergleich zum Strassenabstand infolge der nur geringfügig unterschiedlichen Sorptionskapazität in 50 und 100 cm Tiefe nicht unbedingt eine zentrale Rolle. Für die Auswertung sind vor allem die Daten von Cr, Cu, Fe und Zn von Interesse, weil deren Messwerte in der Regel über der Bestimmungsgrenze liegen. Die Ergebnisse werden folgend stellvertretend für die anderen Schwermetalle anhand von Zink diskutiert. Infolge der geringen Unterschiede in Sektor 1a und 1b werden die Konzentrationsmittelwerte verwendet.

Erstaunlicherweise ist im Ablauf der einzelnen Sektoren kein Unterschied bei den totalen Zinkkonzentrationen auszumachen. Insbesondere sind die Konzentrationen im Sektor 1 im Vergleich zu den Ablaufwerten der anderen Sektoren nicht erhöht, obwohl dort die stoffliche Belastung am höchsten ist (Abbildung 25). Genauer und auch über die anderen Metalle betrachtet ist die Reinigungsleistung von Sektor 1 am besten, was vor allem auf die, im Vergleich zu den anderen Sektoren, geringen Schwankungen in den Ablaufkonzentrationen zurückzuführen ist. Bei den anderen Sektoren ist der Schwankungsbereich teilweise so gross, dass im Ablauf teilweise Werte gemessen wurden, die über den Zulaufkonzentrationen liegen. Diese Fluktuationen in den Sektoren 2-4 können mit erhöhten GUS-Konzentrationen erklärt werden. Dieser Zusammenhang kann mit einer Regressionsrechnung bestätigt werden. In Tabelle 13 sind die Regressionskoeffizienten (R^2) zwischen den GUS- und den Metallkonzentrationen dargestellt. Während bei Sektor 1 mit Ausnahme von Eisen kein Zusammenhang zwischen GUS- und Metallkonzentrationen existiert (R^2 zwischen 0.03 und 0.08), ist diese Korrelation bei den anderen Sektoren teilweise sehr viel stärker (R^2 meistens > 0.9).

Für die erhöhten, über die Messdauer tendenziell abnehmenden, variablen GUS-Konzentrationen der Sektoren 2-4 sind unterschiedliche Gründe möglich. Am wahrscheinlichsten ist jedoch die Auswaschung von partikulärem und kolloidalem Bodenmaterial entweder als Folge des Einrammens der Larssen-Profile oder der Bodenaktivität (Austrocknung, Benetzung etc.). Die Unterschiede zwischen Sektor 1 und den anderen Sektoren dürften am ehesten auf die unterschiedlichen baulichen Strukturen zurückzuführen sein. Dabei ist insbesondere möglich, dass die Larssen-Profile von Sektor 1 zumindest teilweise in Fundierungsschichten der Strasse hineinreichen und somit eine im Vergleich zum A-Horizont stabilere Schicht besteht.

Sektoren	Anzahl Werte	Fe	Cr	Cu	Zn
Sektor 1, Mittelwert	9	0.75	0.08	0.04	0.03
Sektor 2, 50cm	4	0.99	0.95	0.98	0.99
<i>Sektor 3, 50cm</i>	2	-	-	-	-
Sektor 4, 50cm	5	0.99	0.98	0.98	0.93
Sektor 2, 100cm	7	0.93	0.77	0.78	0.68
Sektor 3, 100cm	7	0.87	0.93	0.53	0.19
<i>Sektor 4, 100cm</i>	2	-	-	-	-

Tabelle 13: Regressionskoeffizienten (R^2) zwischen GUS- und Metallkonzentrationen.

Die einzelnen erhöhten Konzentrationen im Ablauf der Sektoren 2-4 sind aber insgesamt betrachtet nicht kritisch, weil die darin enthaltenen Frachten aufgrund der im Vergleich zu Sektor 1 geringeren Wasservolumina nicht sehr hoch sind: Etwa die Hälfte des direkt abfließenden und verspritzten Strassenwassers wird über den Sektor 1 entwässert.

Zur Beurteilung der erreichten Ablaufkonzentrationen der Bankettschichten können die Anforderungen für Oberflächengewässer der Gewässerschutzverordnung (GschV) hinzugezogen werden. Dieser Überlegung liegt zugrunde, dass Oberflächengewässer ins Grundwasser infiltrieren können, ähnlich wie der Ablauf des Bankettes. Ein Vergleich der Qualitätsziele mit den Ablaufkonzentrationen der Sektoren zeigt, dass diese für Cr, Cu, Ni, Pb und Zn²⁶ grösstenteils eingehalten werden können. Somit verhält sich das Sickerwasser des Bankettes bezüglich der Schwermetallbelastung grösstenteils ähnlich wie ein den Qualitätszielen entsprechendes, infiltrierendes Oberflächengewässer. Insofern kann heute von einer genügenden Reinigungsleistung des Bankettes gesprochen werden.

²⁶Bezüglich des Qualitätsziels (GschV) kann bei Cd keine Beurteilung vorgenommen werden, weil die Bestimmungsgrenze mit $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ über dem Qualitätsziel von $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$ liegt. Die entsprechenden totalen Konzentrationen sind (Einheiten in $\mu\text{g l}^{-1}$): Cr: 5, Cu: 5, Ni: 10, Pb: 10, Zn: 20.

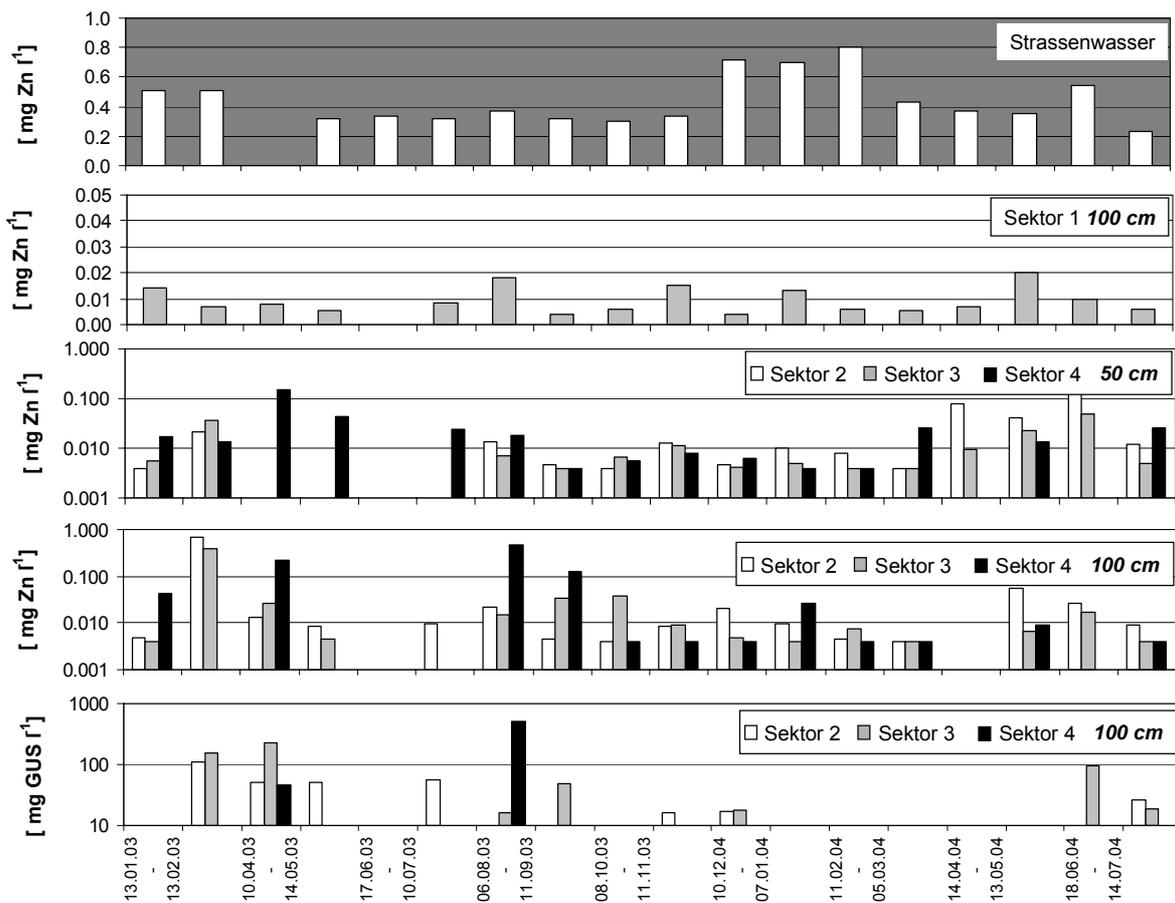


Abbildung 25: Zinkkonzentrationen im Zu- und Ablauf der unterschiedlichen Sektoren, GUS-Konzentrationen der Sektoren 2-4 (100cm); Log-Skala bei den unteren 3 Grafiken. Bei den Lücken liegen keine Daten vor.

7.3.5 Abschätzung der K_D -Werte für Kupfer und Zink

Mit Hilfe des K_D -Wertes kann die Verteilung zwischen der an der Bodenmatrix adsorbierten und der im Porenwasser gelösten Schwermetallmenge beschrieben werden. Der K_D -Wert berechnet sich wie folgt:

$$K_D [l kg^{-1}] = \frac{\text{Schwermetallkonzentration im Boden} [mg kg^{-1}]}{\text{Schwermetallkonzentration im Porenwasser} [mg l^{-1}]}$$

Je höher der K_D -Wert, desto stärker adsorbiert ein Stoff bzw. desto geringer ist seine Mobilität im Boden. Mit den gemessenen Daten können K_D -Werte nur für Zink und Kupfer berechnet werden, weil nur für diese beiden Metalle *gelöste* ($<0.45 \mu m$ filtriert) Konzentrationen im Porenwasser der 0.5 m tiefen Sektoren bestimmt werden konnten. Zur Bestimmung der K_D -Werte müsste prinzipiell ein Sorptionsgleichgewicht vorliegen, was in den Bodenschichten des Bankettes infolge der noch nicht erschöpften Sorptionskapazität nicht der Fall ist. Trotzdem geben die Werte einen Anhaltspunkt und können zu Vergleichszwecken hinzugezogen werden.

Die Berechnungen wurden für die maximalen und minimalen Schwermetallgehalte im A- und B-Horizont der Sektoren 2,3 und 4 (alle in 50 cm Bodentiefe, Strassenabstand 1-4.6 m), separat durchgeführt und die Resultate sind in Tabelle 14 zusammengefasst. Die K_D -Werte für Zink sind im A-Horizont in unmittelbarer Fahrbahnnähe am höchsten und widerspiegeln die dortige bereits bei der Diskussion der KAK angesprochene, hohe und noch nicht erschöpfte Sorptionskapazität. Ähnliche K_D -Werte wurden in Oberböden und in Sedimentschichten von Schachtversickerungsanlagen für Strassenwasser gemessen (Mikkelsen et al. 1995).

Horizonte	K_D Cu [$l\ kg^{-1}$]		K_D Zn [$l\ kg^{-1}$]	
	min	max	min	max
A-Horizont	4400	13100	4500	49500
B-Horizont	2600	4400	4000	11500

Tabelle 14: K_D -Werte von Kupfer und Zink: Bodentiefe 0.5 m, Sektoren 2-4 (Fahrbahnabstand 1-4.6 m).

7.3.6 Ablaufkonzentrationen unterschiedlicher Schichten: PAK

Die Ablaufkonzentrationen der 16 EPA-PAK der einzelnen Sektoren wurden im Laufe dreier Regenereignisse bestimmt. Die Werte der Messungen von zwei Ereignissen sind in Tabelle 15 und Tabelle 16 zusammengestellt. Wenn von einer mittleren Zulaufkonzentration im Strassenwasser von $3.7\ \mu\text{g PAK l}^{-1}$ (Summe 16 EPA-PAK) ausgegangen wird, kann festgestellt werden, dass die Ablaufkonzentrationen bei 6 von 7 Sektoren nahe bei der Bestimmungsgrenze oder darunter liegen. Einzig bei der Messung vom 3. Juni 2004 werden bei Sektor 2, (50 cm) mit $0.58\ \mu\text{g PAK l}^{-1}$ im Ablauf Konzentrationen gemessen, welche deutlich über den Bestimmungsgrenzen liegen. Die numerische Anforderung für Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist (Ziff. 22 GschV) beträgt für PAK $0.1\ \mu\text{g l}^{-1}$ je Einzelstoff. Dieser Wert wird bei keiner Messung überschritten.

Basierend auf dieser Datengrundlage kann somit festgestellt werden, dass PAK prinzipiell gut im Bankett zurückgehalten werden. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei einzelnen Ereignissen PAK-Einzelsubstanzen teilweise durchbrechen und in die tiefer liegenden Horizonte oder ins Grundwasser transportiert werden können.

Sektor	1a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1b [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2/100 [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2/50 [$\mu\text{g l}^{-1}$]
Naphthalin	< 0.01	< 0.01	-	< 0.01
Acenaphtylen	< 0.01	< 0.01	-	0.01
Acenaphthen	< 0.01	< 0.01	-	< 0.01
Fluoren	< 0.01	< 0.01	-	< 0.01
Phenanthren	0.01	< 0.01	-	0.02
Anthracen	< 0.01	< 0.01	-	0.02
Fluoranthren	< 0.01	< 0.01	-	0.08
Pyren	< 0.01	< 0.01	-	0.05
Benzo(a)anthracen	< 0.01	< 0.01	-	0.03
Chrysen	< 0.01	< 0.01	-	0.06
Benzo(b)fluoranthren	< 0.01	< 0.01	-	0.06

Sektor (Fortsetzung)	1a	1b	2/100	2/50
Benzo(k)fluoranthen	< 0.01	< 0.01	-	0.03
Benzo(a)pyren (BaP)	< 0.01	< 0.01	-	0.07
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.01	< 0.01	-	0.05
Dibenzo(a,h)anthracen	< 0.01	< 0.01	-	0.01
Benzo(g,h,i)perylene	< 0.01	< 0.01	-	0.06
PAK-Summe	0.16	< 0.16	-	0.58

Tabelle 15: PAK-Konzentrationen im Ablauf der Sektoren der Messung vom 06.05.04. Die Bestimmungsgrenze der Einzelsubstanzen liegt bei $0.01 \mu\text{g l}^{-1}$, diejenige der Summe bei $0.16 \mu\text{g l}^{-1}$. Bei fett gedruckten Werten ist die Bestimmungsgrenze erreicht oder überschritten.

Sektor	1a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1b [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2/100 [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2/50 [$\mu\text{g l}^{-1}$]
Naphthalin	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Acenaphtylen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Acenaphthen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Fluoren	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Phenanthren	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Anthracen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Fluoranthen	< 0.01	0.01	0.01	0.02
Pyren	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01
Benzo(a)anthracen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Chrysen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01
Benzo(b)fluoranthen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01
Benzo(k)fluoranthen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Benzo(a)pyren (BaP)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Dibenzo(a,h)anthracen	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Benzo(g,h,i)perylene	< 0.01	0.01	< 0.01	< 0.01
PAK-Summe	< 0.16	0.16	0.16	0.18

Tabelle 16: PAK-Konzentrationen im Ablauf der Sektoren der Messung vom 03.06.04. Die Bestimmungsgrenze der Einzelsubstanzen liegt bei $0.01 \mu\text{g l}^{-1}$, diejenige der Summe bei $0.16 \mu\text{g l}^{-1}$. Bei fett gedruckten Werten ist die Bestimmungsgrenze erreicht oder überschritten.

7.3.7 Folgerungen für den Aufbau von Banketten

Aufgrund der vorliegenden Daten und Berechnungen kann davon ausgegangen werden, dass sich das Bankett an der Schachenstrasse als effiziente Barriere für den Rückhalt sowohl von Schwermetallen als auch von PAK eignet. Auch wenn Unsicherheiten bezüglich der verbleibenden Sorptionskapazität von PAK bestehen, ist die heutige beobachtete, hohe Rückhalteleistung noch über Jahre bis Jahrzehnte zu erwarten. Als Anforderungen an den Aufbau von Ober- und Unterböden von Strassenbanketten, die als Schadstoffbarrieren genutzt werden kann somit festgehalten werden:

- Der Oberboden sollte über einen möglichst langen Zeitraum ungestört, also ohne Bodenbearbeitung, gewesen sein.
- Die Höhe des A-Horizontes sollte mindestens 30 cm betragen.
- Die KAK des A-Horizontes sollte möglichst hoch sein ($> 100 \text{ mmol kg}^{-1} \text{ TS}$).
- Die Höhe des Unterbodens von 75 cm erweist sich als ausreichend, ebenso dessen KAK von $27 \text{ mmol kg}^{-1} \text{ TS}$.

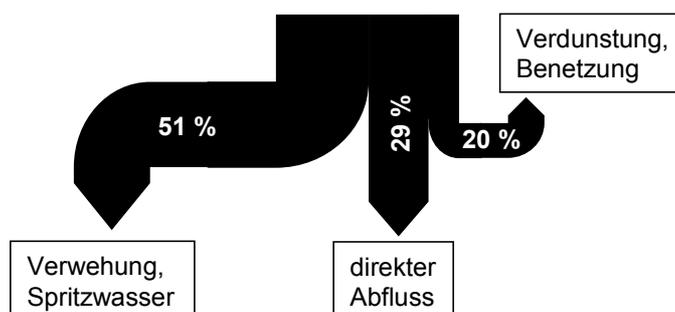
8 Zusammenfassung, Empfehlungen und Ausblick

Mit den Ergebnissen der über zwei Jahre dauernden Untersuchungen am Bankett in Burgdorf lässt sich der grösste Teil der bei Projektbeginn formulierten Fragen beantworten. Analog zum Aufbau des Berichtes wird zuerst auf die strassen- und danach die bankettspezifischen Aspekte eingegangen. Zum besseren Verständnis sind an dieser Stelle nochmals die einzelnen Stoffströme kurz charakterisiert:

- Direkter Abfluss: Strassenwasser, welches in die Entwässerung (Schacht) fliesst.
- Spritzwasser: Strassenwasser, welches bis zu einer Distanz von 5 m verspritzt wird.
- Lokale Verwehung bzw. Deposition: Verfrachtung von Strassenwasser bis 25 m Strassenabstand.
- Weiträumige, diffuse Verwehung bzw. Deposition: Verfrachtung von Strassenwasser $> 25 \text{ m}$ Strassenabstand.

8.4 Zusammenfassung Strasse

Wasserbilanz Strasse: Ausgehend von einem Benetzungs- und Muldenfüllungsverlust von 20 % gelangen 25-32 % des Niederschlages in den Abfluss. Entsprechend sind 48-55 % als Spritzwasserverfrachtung und lokale sowie weiträumige Verwehung zu betrachten. Diese Werte sind von der baulichen Anordnung der Entwässerung und von der Geschwindigkeit abhängig: Je grösser der Abstand der Entwässerung zur Fahrbahn, desto mehr Spritzwasser wird entwässert. Umgekehrt dürften höhere Fahrgeschwindigkeiten beispielsweise auf Autobahnen die lokale und weiträumige Verwehung begünstigen und somit den Abfluss verkleinern. Unter Berücksichtigung dieser Faktoren dürften generell zwischen 30 und 45 % des totalen Niederschlages abgeleitet werden können.



Trocken- und Nassdeposition: Die Trocken- bzw. Nassdeposition ist mit der Verteilung zwischen Trocken- und Regenperioden korreliert. Insbesondere ist die Nassdeposition bei Regenereignissen nicht wie vermutet durch Spritzwasserverfrachtung oder Verwehungen erhöht. Bei Berechnungen muss deshalb nicht zwischen Trocken- und Nassdeposition unterschieden werden. Eine Ausnahme bildet einzig Eisen, dessen Trockendepositionsrate wesentlich höher ist, was auf den Einfluss des nahe gelegenen Eisenbahntrasses zurückzuführen ist.

Erhöhung der Deposition durch Verkehrsemissionen: Die atmosphärische Deposition in 6 m Abstand von der Strasse ist im Vergleich zur 300 m entfernten Referenzmessung bei Cd, Cu, Blei und Zink um Faktor 1.6, 2.3, 2.5 bzw. 3.1 deutlich erhöht.

Metallkonzentrationen im Strassenwasser: Die mittleren gemessenen Metallkonzentrationen von Chrom, Kupfer, und Zink betragen 16, 63 und 416 $\mu\text{g l}^{-1}$ und entsprechen im Wesentlichen den Werten der VSA-Richtlinie. Anders verhalten sich die gemessenen mittleren Konzentrationen von Cadmium und Blei. Diese betragen 0.64 und 25 $\mu\text{g l}^{-1}$ und sind somit um den Faktor 7 und 12.2 tiefer als die VSA-Werte. Aufgrund der aktuelleren und breiteren Datenbasis in dieser Studie wird vorgeschlagen, die mittleren Konzentrationen von Cd und Pb in der VSA-Richtlinie anzupassen.

Verkehrsemissionen (Cd und Pb): Analog zu den Konzentrationen wird vorgeschlagen, die Emissionsfaktoren von Cd und Pb in der VSA-Richtlinie um die Faktoren 7 (Cd) und 12.2 (Pb) zu reduzieren.

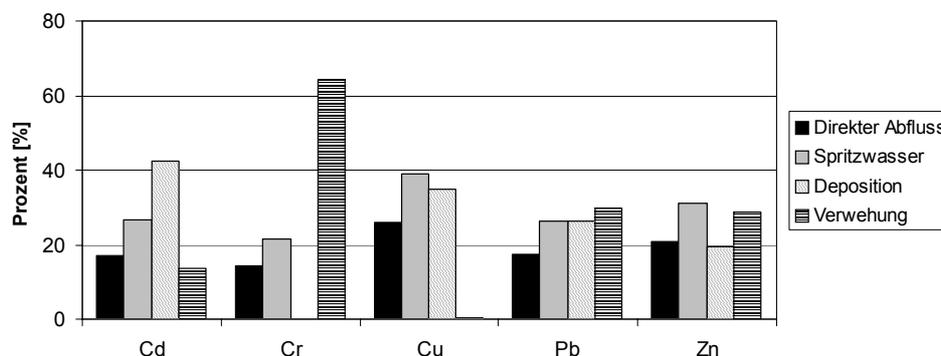
Schwermetallbilanzen: Auf der Basis der *korrigierten* spezifischen Emissionsfaktoren können die Anteile der Schwermetallemissionen wie folgt berechnet werden:

17 bis 25 % der emittierten Schwermetallfracht gelangt in den Abfluss

21 bis 38 % der emittierten Schwermetallfracht wird mit dem Spritzwasser verfrachtet

19 bis 45 % der emittierten Schwermetallfracht wird durch die lokale Deposition in einem Bereich von bis zu 25 m Entfernung von der Strasse abgelagert

17 bis 37 % der emittierten Schwermetallfracht wird weiträumig verweht



Verteilung des Abflusses als Funktion des Strassenabstandes: Der Abfluss wird bis zu einem Abstand von der Fahrbahn von 0.6 m im Bankett verteilt, wobei 80 % der Fracht bis zu einem Abstand von 0.4 m eingetragen wird.

Verteilung des Spritzwassers als Funktion des Strassenabstandes: Spritzwasser wird hauptsächlich ab einem Fahrbahnabstand von 0.4 m und bis zu einer Distanz von der Fahrbahn von 4 m im Bankett verteilt. Der maximale Eintrag erfolgt zwischen 0.6 und 0.8 m Abstand von der Fahrbahn und verringert sich danach kontinuierlich.

Interpretation bzgl. Strassenabwasserbehandlung: Für diese Diskussion massgebend sind der Abfluss, die Spritzwasserverfrachtung sowie die lokale Deposition, jeweils als Funktion des Strassenabstandes. Die Aufteilung zwischen Abfluss und Spritzwasser bzw. lokaler Verwehung wird stark von den baulichen Gegebenheiten beeinflusst. Unterschiedliche Faktoren beeinflussen die Aufteilung zwischen Ablauf und Spritzwasser massgeblich, indem beispielsweise bei einem angrenzendem Radweg oder Pannestreifen ein erheblicher Anteil des Spritzwassers zusätzlich über den Ablauf entwässert werden dürfte. Zudem dürfte ein Teil der lokalen Depositionsfracht ebenfalls auf solchen Flächen abgelagert werden und in den Abfluss gelangen. Dieselbe Auswirkung haben Randsteine oder gar Lärmschutzwände. Abflussvermindernd dürfte hingegen eine erhöhte Fahrgeschwindigkeit wirken, wie sie auf Autobahnen anzutreffen ist: Insgesamt betrachtet ist zu erwarten, dass ein Teil der Spritzwasserfracht zusätzlich in den Abfluss gelangt. Basierend auf den Schwermetallströmen Abfluss, Spritzwasserverfrachtung und lokale Deposition können aufgrund der vorliegenden Studie ca. 66 % der Schwermetallfracht abgeleitet werden, wenn die versiegelte Fläche neben der Strasse eine Breite von ca. 1.4-1.6 m aufweist. Bezüglich der totalen Schwermetallemissionen und ausgehend von einer beispielsweise diffusen Verwehung von 30 % entspricht dies ca. 46 % der totalen Schwermetallfracht.

Laser-Scanning und Modellierung: Die Aufnahme eines 3-dimensionalen Modells der Strasse mit Hilfe von Laserscanning sowie die anschliessende Bestimmung der Einzugsgebietfläche mit ArcView hat sich als praktikable Methode erwiesen. Es wird allerdings empfohlen, die erhaltenen Resultate mit Untersuchungen vor Ort (z.Bsp. Tracerversuchen) *während* Abflussereignissen abzusichern.

8.5 Zusammenfassung Bankett

Schwermetallgehalte im Bankett (Cd, Cu, Pb und Zn): Als Folge der 50 jährigen Belastung des Bankettes mit Strassenwasser werden die Richtwerte gemäss VBBo werden von Cd, Cu, Pb und Zn in einem Abstand von 1.5 - 3 m und bis zu einer Bodentiefe von 30 cm überschritten. Erfolgt eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung in diesem hoch belasteten Bereich, müssen die entsprechenden Massnahmen ergriffen werden.

Schwermetallgehalte im Bankett (Co, Cr und Ni): Die Verteilung von Co und Ni im Bankett zeigt, dass der Verkehr offenbar weder bei Kobalt noch bei Nickel der massgebende Emittent ist. Bei Chrom ist ein schwacher Bezug zwischen den Verkehrsemissionen und den Cr-Gehalten im Boden sichtbar, indem leicht erhöhte Gehalte, allerdings vor einer relativ hohen Hintergrundkonzentration, in unmittelbarer Strassennähe gemessen werden. Die Richtwerte werden bei diesen Metallen nicht überschritten.

PAK-Gehalte im Bankett: Die höchsten PAK-Konzentrationen werden in einem Strassenabstand von 0.1 - 1 m und in einer Tiefe von 5 - 30 cm erreicht und erreichen bzw. überschreiten in diesem Bereich den Prüfwert für Nahrungspflanzenanbau. Der Prüfwert für direkte Bodenaufnahme bzw. der Prüfwert gemäss Wegleitung Bodenaushub wird bis zu 1.5 m Abstand von der Strasse und bis zu einer Tiefe von 40 cm überschritten, der Richtwert wird bis zu einem Abstand von 4 m und einer Tiefe von 50 cm erreicht oder überschritten. Dasselbe gilt für Benzo(a)pyren.

Beurteilung der Bodenbelastung (Richtwerte): Für die Beurteilung der Bodenbelastung sind in ähnlichen Situationen somit primär die PAK- und nicht die Schwermetallgehalte massgebend. Aufgrund der sehr tiefen PAK-Zulaufkonzentrationen ist fraglich, ob künftig mit ähnlich hohen Belastungen zu rechnen ist.

Beurteilung der Bodenbelastung (Ökotoxikologisch): Bezüglich ökotoxikologischer Effekte bedingt durch eine Potenzierung der Wirkung der einzelnen Schadstoffgehalte im Boden ist heute wenig bekannt. Somit besteht die Möglichkeit, dass sich ökotoxikologische Effekte manifestieren können, auch wenn die Richt- bzw. Prüfwerte einzelner Schadstoffe (Cu, Pb, Cd, PAK etc.) nicht erreicht werden.

Abschätzung der verbleibenden Sorptionskapazität: Für Schwermetalle kann davon ausgegangen werden, dass die Sorptionskapazität erst nach weiteren Jahren bis Jahrzehnten erschöpft sein dürfte. Im Falle von PAK ist eine Abschätzung schwierig, da PAK weniger spezifisch sorbieren. Aufgrund der – allerdings wenigen – Messungen im Ablauf der Schichten kann erwartet werden, dass auch PAK über einen längeren Zeitraum zurückgehalten werden.

Emissionsfaktoren: Emissionsfaktoren wurden basierend auf der akkumulierten Schwermetallfracht im Bankett, einem Alter der Strasse von 50 Jahren sowie der heutigen Verkehrsbelastung berechnet. Die Ergebnisse sind für alle betrachteten Schwermetalle in recht guter Übereinstimmung mit den spezifischen Emissionsfaktoren der VSA-Richtlinie Regenwasserentsorgung. Allerdings muss beachtet werden, dass bei dieser Berechnungsweise die Verluste durch die diffuse Verteilung sowie die lokale Deposition nicht berücksichtigt sind. Somit sind die berechneten Emissionsfaktoren um 30-50 % zu tief.

Schwermetallbilanzierung: Die Bilanzierung gestaltet sich infolge der unbekanntenen "Vergangenheit" der Belastung des Bankettes als schwierig. Mit der Annahme der heutigen Belastungssituation und einer bisherigen Standzeit der Strasse von 50 Jahren beträgt die Differenz zwischen der berechneten Schwermetallmenge im Bankett und den Immissionen für die Metalle Cd, Cu, Pb und Zn zwischen Faktor 1.9 (Zn) und 22 (Pb). Die bereits bei den Konzentrationsvergleichen festgestellten, unterschiedlichen Faktoren können somit bestätigt werden, was das veränderte Emissionsverhalten von Cu und Zn gegenüber Cd und Pb widerspiegelt.

Das Bankett als Barriere: Das Bankett ist, trotz der teilweise beträchtlichen Vorbelastung, auch heute noch in der Lage, Schwermetalle sowie PAK wirkungsvoll zurückzuhalten. Generell werden Ablaufkonzentrationen erreicht, welche den Anforderungen für

Fliessgewässer der GschV entsprechen. Trotzdem können sowohl bei Schwermetallen als auch bei den PAK erhöhte Konzentrationen im Ablauf auftreten was zeigt, dass die Schadstoffe in tiefer liegende Bodenschichten oder ins Grundwasser transportiert werden. Das Potenzial für eine Auswaschung ist somit vorhanden und nimmt mit zunehmender Anreicherung der Schadstoffe, also mit zunehmender Standzeit, zu. Die erhöhten Ablaufkonzentrationen sind bei den Schwermetallen stark mit den GUS-Gehalten korreliert.

Anforderungen an Oberböden von Banketten: An Oberböden von Strassenbanketten, die als Schadstoffbarriere wirken, können folgende Anforderungen gestellt werden:

- Eine Mächtigkeit des A-Horizontes von mindestens 30 cm
- Eine Kationenaustauschkapazität des A-Horizontes $> 100 \text{ mmol kg}^{-1} \text{ TS}$
- Eine möglichst lange, mechanisch ungestörte Entwicklungszeit des Bodens

8.6 Ausblick

Mit der Entwässerung über das Bankett, welches in dieser Studie einen beinahe idealen Bodenaufbau aufweist, können Schwermetalle wie auch PAK unter den vorherrschenden hydraulischen und stofflichen Belastungen wirkungsvoll zurückgehalten werden. Diese Entwässerungsvariante weist allerdings den Nachteil auf, dass ein relativ grosses Bodenvolumen kontaminiert wird. Würde das Strassenwasser der Schachenstrasse mit einem Leitungsnetz entwässert, könnten nur etwa 25 % der fassbaren Schwermetallfracht (20 der total eingetragenen Schwermetallfracht) einer Reinigung zugeführt werden. Der Rest würde durch Spritzwasserverfrachtung oder lokale Deposition trotzdem ins Bankett gelangen. Die Ableitung des Abflusses würde im Fall der Schachenstrasse die Anreicherungsrate im Bankett deshalb lediglich nur um etwa ein Viertel bis ein Drittel herabsetzen, die Problematik der Prüf- und Grenzwertüberschreitung also nicht grundsätzlich entschärfen. Aus diesem Grund ist in dieser Situation und in ähnlichen Fällen die Entwässerung über die Schulter sicher angebracht und es ist auf eine Fassung des direkten Strassenabflusses zu verzichten.

Unterschiedlich wäre die Situation wenn beispielsweise ein Radstreifen mit einer Breite von 1.2 m in einem Abstand von 0.5 m oder Innerorts ein Trottoir an die Strasse angrenzen würde. In diesem Fall würde ein grosser Teil des Spritzwassers wie auch ein Teil der lokalen Deposition auf den Radstreifen gelangen und abfliessen. Bei der anschliessenden Versickerung im Bankett wird dieses - abgesehen von den Spritzwasserverlusten der Radfahrer - nur in einem relativ schmalen Streifen stärker belastet. Würde in solchen Fällen der Abfluss der Strasse und des Radweges kanalisiert, könnten schätzungsweise zwischen 50 und 75 % der zugänglichen Schwermetallfracht (Abfluss, Spritzwasser, lokale Deposition) erfasst werden. Die Belastung des anschliessenden Bankettes erfolgte, weil ein grosser Teil des Spritzwassers abgetrennt ist, weniger lokal was die Anreicherungsraten signifikant herabsetzen dürfte. Für den Anteil der Schwermetallfracht, der bei der Entwässerung von Autobahnen gefasst und anschliessend abgeleitet werden kann, können ähnliche Überlegungen angestellt werden. Während der Pannestreifen zu einer erhöhten Erfassung des Spritzwassers und der lokalen Depositionsfracht führt, bewirkt die höhere Fahrgeschwindigkeit eine eher weiträumigere Verteilung der Schadstoffe. Insgesamt betrachtet dürfte daher bei Autobahnen ebenfalls etwa 50 - 75% der zugänglichen Schwermetallfracht gefasst und abgeleitet werden können. Aufgrund der VSA-Richtlinie Regenwasserentsorgung muss dieses stark belastete Strassenwasser anschliessend behandelt werden.

Jedes Entwässerungssystem verteilt die Schadstoffe aber letztlich nur zwischen unterschiedlichen Umweltkompartimenten bzw. ermöglicht unterschiedliche Reinigungsverfahren. Um die Schadstofffracht auf lange Sicht herabzusetzen, sind Massnahmen an der Quelle, also bei Fahrzeugen und Betriebsstoffen, notwendig. Dass solche Ansätze jedoch den Aufgabenbereich der Strassenentwässerung sprengen ist offensichtlich. Tragfähige Lösungen müssen deshalb in Zusammenarbeit mit unterschiedlichen Branchen und auch innerhalb internationaler Kooperation erarbeitet werden.

9 Literatur

- Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (2001). 2. Zwischenbericht, Entwicklungsvorhaben: Versickerung von Niederschlagwasser von befestigten Verkehrsflächen. Bericht. München.
- Bleuler S. 2002. Voruntersuchung (31. Oktober 2002) der geologischen Bodenbeschaffenheit. Standort Schachenstrasse / Emmentalstrasse, Lyssach. Projekt Strassenwasser über Bankett. Bericht, Berner Fachhochschule, HTA Burgdorf, Abteilung Bauingenieurwesen.
- Bleuler S. 2004. Untersuchungen zur Bestimmung der Durchlässigkeit des Bodens. Standort Schachenstrasse / Emmentalstrasse, Lyssach. Bericht, Berner Fachhochschule, Hochschule für Architektur Bau und Holz HSB Burgdorf, Fachbereich Bauingenieurwesen.
- Boller M., Langbein S., Eugster J. und Bänninger C. (2003). Schlussbericht zu den Versuchen auf dem Flughafen Zürich: Untersuchungen von Filtermaterialien zur Behandlung von Pistenabwasser in Retentionsfilterbecken. EAWAG Bericht, Dübendorf.
- Boller M. 2002a. Stoffflüsse und Massenbilanzen von Strassenabschnitten. VSA-Fortbildungskurs 2002 – Strassenentwässerung der Zukunft.
- Boller M. 2002b. Charakterisierung von Strassenabwasser – Emissionen und Immissionen. VSA-Fortbildungskurs 2002 – Strassenentwässerung der Zukunft.
- BUWAL. 1996. Gewässerschutzmassnahmen beim Strassenbau. Grundlagenbericht. Schriftenreihe Umwelt Nr. 263.
- BUWAL. 1997. Bodenschutz und Entsorgungsmassnahmen bei 300 m Schiessanlagen. Wegleitung, Oktober 1997. EMD und BUWAL.
- BUWAL. 2001. Verwertung von ausgehobenem Boden (Wegleitung Bodenaushub).
- EAWAG, FH HTI/HSB und GSA. 2005a. Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel, Kies- und Gründächern. Bericht.
- EAWAG, FH HTI/HSB und GSA. 2005b. Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen. Bericht.
- Gujer W. 1999. Siedlungswasserwirtschaft. Springer-Verlag.
- Kaufmann P. 2004. Mündliche Mitteilung.
- Mikkelsen P.S., Häfliger M. und Boller M. 1995. Kontamination in zwei schweizerischen Anlagen zur Versickerung von Strassenabwasser. Bericht, EAWAG, Juli 1995.
- Müller E. 2001. Forschungsprojekt Strassenwasser, Teilprojekt Spritzwasser, Verkehrszählung. Diplomarbeit, Berner Fachhochschule, Hochschule für Technik und Architektur Burgdorf, Abteilung Bauingenieurwesen.
- Neftel A. et al. 1991. Immissionsbelastung der Landwirtschaft durch den Strassenverkehr. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld.
- Schulz T. and Steiner M. 2005. Laser Scanning and Noise Reduction Applied to 3-D Road Surface Analysis. Paper accepted for the 7th Optical 3-D Measurement Techniques, 3.-5. Oct. 2005, Vienna.
- SN 640 340. Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute, Schweizer Norm. Strassenentwässerung, 1. Entwurf.
- VBBö. Verordnung über Belastungen des Bodens. Stand 28. März 2000.
- VSA. 2002. Regenwasserentsorgung - Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagwasser in Siedlungsgebieten. VSA.

Anhang

A.1 Bestimmungsgrenzen

Parameter		Bestimmungsgrenze	Einheit
Kalzium	Ca	0.5	mg l ⁻¹
Kadmium	Cd	0.0005	mg l ⁻¹
Chrom	Cr	0.002	mg l ⁻¹
Kupfer	Cu	0.001	mg l ⁻¹
Nickel	Ni	0.004	mg l ⁻¹
Blei	Pb	0.004	mg l ⁻¹
Zinn	Sn	0.04	mg l ⁻¹
Zink	Zn	0.004	mg l ⁻¹
Gesamt P	P	0.005	mg P l ⁻¹
Gesamt N	N	0.2	mg N l ⁻¹
GUS	-	10	mg l ⁻¹
PAK		0.01	µg l ⁻¹

Tabelle A.1: Bestimmungsgrenzen der angewandten Methoden.

A.2 Standorte der Bodenprobenahmen

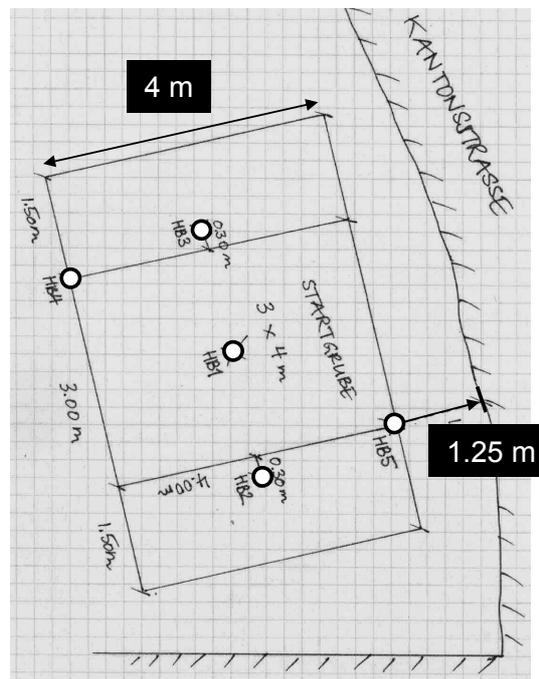


Abbildung A.1: Standorte der Probenahmen für die Bodencharakterisierung.

A.3 Bestimmung der Niederschlag - Abfluss - Beziehung

Die Korrelation zwischen Niederschlagshöhe und Abfluss kann mit $R=0.99$ als hoch bezeichnet werden. Obwohl die Regenintensitäten in der ersten Hälfte des Ereignisses weniger als halb so gross sind wie in der zweiten kann im Abflussverhalten, mit ev. der Ausnahme des letzten Messwertes der geringfügig erhöht ist, kein wesentlicher Unterschied beobachtet werden²⁷ (Abbildung A.3).

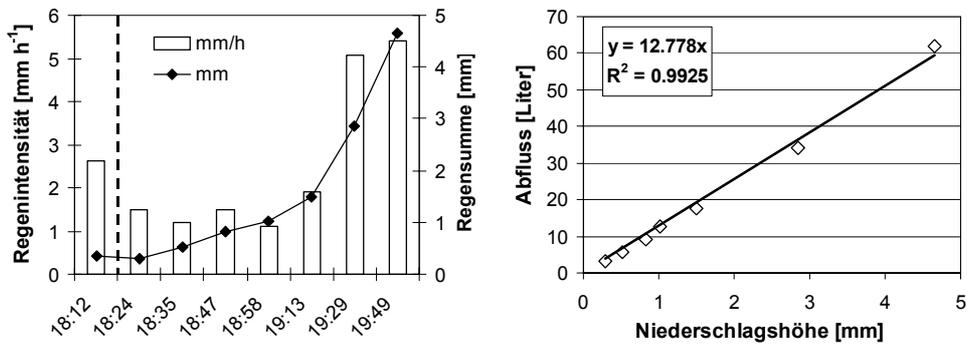


Abbildung A.2: Regenereignis mit Regenintensität und Regensumme sowie Regression zwischen Niederschlagshöhe und Abfluss.

A.4 Schwermetallmengen im Boden des Bankettes

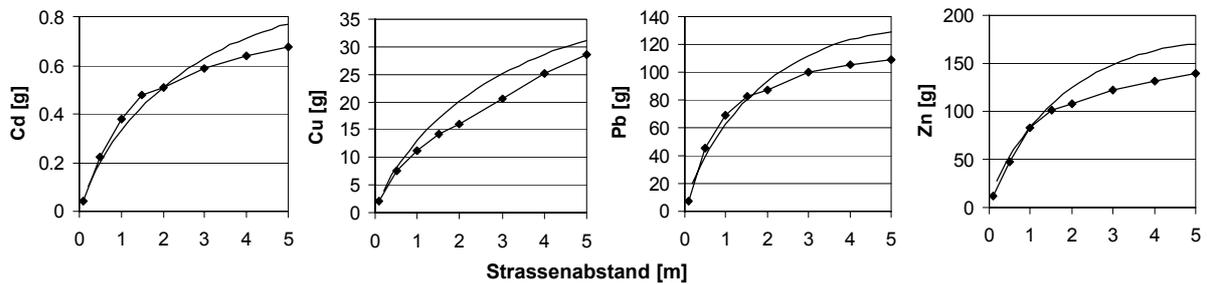


Abbildung A.3: Gemessene und berechnete summierte Schwermetallmengen im Boden des Bankettes.

²⁷ Eine mögliche Erklärung für den erhöhten Wert sind die abnehmenden Spritzwasserverluste infolge der mit zunehmender Messdauer abnehmenden Verkehrsdichte.

Dank

Die Projekte konnten in dieser Breite und Intensität nur deshalb so erfolgreich durchgeführt werden, weil wir von verschiedensten Stellen, Institutionen, Bundesämtern, Kantonen, Gemeinden und privaten Firmen unterstützt wurden. Wir möchten uns deshalb an dieser Stelle insbesondere bedanken bei:

Bundesamt für Strassen (ASTRA)

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)

Kanton Bern, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft

Kanton Bern, Tiefbauamt, Obergeringenieurkreis IV, Burgdorf

Kanton Bern, Strasseninspektorat, Obergeringenieurkreis IV, Burgdorf

Kanton Genf, Service des contrôles de l'assainissement

Kanton Luzern, Dienststelle Umwelt + Energie

Kanton Appenzell A. Rh., Amt für Umweltschutz

Kanton Basel-Landschaft, Amt für Umweltschutz und Energie

Kanton Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie

Kanton St. Gallen, Amt für Umweltschutz

Kanton Thurgau, Amt für Umwelt

Kanton Graubünden, Amt für Umwelt

Stadt Burgdorf, Stadtbauamt und Localnet

Stadt Bern, Tiefbauamt

Stadt Winterthur, Departement Bau Tiefbau

Stadt Wil, Tiefbauamt

Gemeinden: Zumikon, Spreitenbach, Muri bei Bern, Zollikofen

Creabeton SA, Lyss

A. Lüthi, Landwirt, Lyssach