

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

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

oder

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

Vorwort

Die umweltgerechte Entsorgung von Strassenabwasser ist eine in der Schweizerischen Gewässerschutzpraxis noch weitgehend ungelöste Problematik. Die direkte Einleitung in die Gewässer oder die Einleitung in die Mischwasserkanalisation sind gängige Entsorgungswege. Die Abwaschung von Strassenflächen während Regenereignissen führen bekanntlich zu markanten Konzentrationsschüben verschiedener Schadstoffe, namentlich Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, die durch die Emissionen des Strassenverkehrs verursacht werden. Die Schadstofffrachten erzeugen in den in der Schweiz häufig vorhandenen kleineren Gewässern ökotoxisch relevante Bedingungen durch stark erhöhte Konzentrationen und längerfristige Anreicherungen in den Sedimenten. Es ist angezeigt, Konzepte und Techniken zu einer künftig nachhaltigen Regenwasserentsorgung von Strassen zu entwickeln. Dabei ist es unumgänglich, neben dem Abtransport über das Regenwasser sich auch mit den übrigen durch den Verkehr erzeugten Emissionen und Stofftransportvorgängen zu beschäftigen und insbesondere die Belastungen der strassennahen Böden ebenfalls zu quantifizieren. Letztere Problematik wurde in einer separaten Untersuchung „Bankette bestehender Strassen“ erforscht und dokumentiert.

Der vorliegende Bericht beinhaltet einerseits die Charakterisierung des Strassenabwassers der stark befahrenen Kirchbergstrasse in Burgdorf hinsichtlich zahlreicher Schadstoffe im Verlauf zweier Jahre und während ausgewählter Regenereignisse und andererseits die Untersuchungsergebnisse von Pilotversuchen vor Ort zur Reinigung des Strassenabwassers mittels neuartiger Verfahrenstechniken. Sie sollen den im Strassenbau tätigen Fachleuten und Behörden neue Erkenntnisse zur Qualität von Strassenabwasser vermitteln und Lösungen zur umweltgerechten und praktischen Entsorgung des Strassenabwassers anbieten. Die untersuchten Verfahren sind neu und müssen in einem nächsten Schritt unter grosstechnischen Verhältnissen hinsichtlich Praxistauglichkeit weiter erprobt werden.

Das Strassenabwasser-Projekt wurde gleichzeitig mit zwei weiteren Projekten im gleichen Siedlungsraum zur Ableitung von Regenwasser von Strassen über das Bankett und zur Qualität von Dachabwasser verschiedener Dachkonstruktionen durchgeführt. Die zugehörigen Berichte zu diesen Projekten, nämlich „Bankette bestehender Strassen“ (Eawag et al. 2005b) und „Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern“ (Eawag et al. 2005a) sind in gleicher Weise erhältlich wie der vorliegende Bericht. Die erwähnten Forschungsprojekte zur Entsorgung von Regenwasserabflüssen von verschiedenen Oberflächen wurden vom gleichen Projektteam geplant und durchgeführt. Es sind dies Mitarbeiter der Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, der Berner Fachhochschule (BFH) in Burgdorf und des Gewässerschutzlabors des Kantons Bern (GSA). Das in diesem Bericht beschriebene Projekt wurde insbesondere von den Bundesämtern ASTRA und BUWAL finanziell unterstützt.

Das Projektteam dankt allen Beteiligten für den erfolgreichen Abschluss der aufwändigen und arbeitsintensiven Arbeiten. Sie haben mit ihrem Einsatz und ihrem Interesse wesentlich zum Gelingen des Projektes beigetragen.

Im Namen des Projektteams, Prof. Dr. Markus Boller

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Fragestellung und Zielsetzung	3
2.1	Schadstoffaufkommen	3
2.2	Schadstoffrückhalt	3
2.3	Anforderungen an Strassen und Pilotanlagen	4
2.4	Zielpublikum	5
3	Standort der Versuchsanlage und Versuchsplan	6
3.1	Standort der Versuchsanlage und Einzugsgebiet	6
3.2	Versuchsplan	7
3.3	Geotextilsack und Adsorberschicht	9
3.4	Nass- und Trockendepositionsmessungen	9
3.5	Probenahme und Analytik	9
4	Die Charakterisierung des Strassenwasserabflusses	11
4.1	Durchschnittliche Stoffkonzentrationen im Strassenabwasser	11
4.2	Frachten der untersuchten Qualitätsparameter	14
4.3	Dynamische Untersuchung von Regenereignissen	18
4.4	Darstellung der qualitativen Untersuchungen	20
4.4.1	Darstellung des Regenereignisses vom 19.Juni 2004	21
4.5	Diskussion aller Regenereignisse	31
4.5.1	Konzentrations- und Frachtganglinien	31
4.5.2	Zusammenfassende Darstellung der Resultate der dynamischen Einzelregen- Untersuchungen	41
4.5.3	Beziehung zwischen Abflussintensität und Stoffabschwemmung	47
4.5.4	Abschwemmfracht in Abhängigkeit der vorangehenden Trockentage	48
5	Die Behandlung des Strassenwasserabflusses	50
5.1	Versuchsphase mit Filtervlies und GEH-Adsorber (Versuchsphase 1)	50
5.2	Versuchsphase mit vorgeschaltetem Absetzbecken, Filtervlies und GEH-Adsorber (Versuchsphase 2)	53
5.2.1	Sedimentationseigenschaften von Partikeln im Strassenabwasser	56
5.3	Versuchsphase mit rotierendem Textil-Trommelfilter und Filtersack (Versuchsphase 3)	57
5.3.1	Filtertuch mit grösserer Porenweite (Versuchsphase 3a)	58
5.3.2	Filtertuch mit geringerer Porenweite (Versuchsphase 3b)	60
5.3.3	Untersuchung der Partikelgrössenverteilung bei der Polstofffiltration	61
5.4	Versuche mit Polymer-Einsatz in Kombination mit Trommelfilter und Filtervlies sowie Adsorberfilter (Versuchsphase 4)	62
5.4.1	Jar-Test Untersuchungen	63
5.4.2	Pilotversuche mit dem Polymerblock	65
5.5	Versuche mit Trommelfilter und Filtervlies sowie Adsorberfilter (Versuchsphase 5)	65
5.6	Vergleich der Verfahrensalternativen	67
5.6.1	Textilfilter und Sedimentation als einstufige Reinigungsverfahren	67
5.6.2	Zweistufige mechanische Abwasserbehandlung	68
5.6.3	Verfahrenskombinationen mit Adsorber-Einsatz	70
5.6.4	Spülwasserbehandlung mittels Filtervlies	71

6	Folgerungen/Ausblick	73
7	Literatur	76
8	Dank	77

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Burgdorf an der Emme im Schweizer Mittelland und Standort der Versuchsanlage.	6
Abbildung 2a:	Kirchbergstrasse, Abbildung 2b: Versuchsanlage mit Absetzbecken im Vordergrund	6
Abbildung 3	Aufbau des Geotextilsackes aus Polypropylen- und Polyester-Fasern	9
Abbildung 4:	Verlauf der analysierten Stoffparameter im Strassenabfluss	12
Abbildung 5:	Verlauf der GUS-Konzentrationen im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit	13
Abbildung 6:	Verlauf der Konzentrationen von Eisen, Zink, Kupfer und Chrom im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit	14
Abbildung 7:	Verlauf der Konzentrationen von Calcium, Stickstoff und Blei im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit	14
Abbildung 8:	Regenmengen, berechnete und gemessene Abflussmengen über die gesamte Versuchsperiode	15
Abbildung 9:	Frachtverlauf von GUS und Cadmium über die gesamte Untersuchungsperiode (Messung Strassenschacht). 15	
Abbildung 10:	Frachtverlauf der Schwermetalle Chrom, Kupfer, Blei und Zink über die gesamte Untersuchungsperiode (Messung Strassenschacht)	16
Abbildung 11:	Verlauf der Regenintensitäten während der 7 beobachteten Regenereignisse	19
Abbildung 12:	Regenintensitätskurven des Schweizer Mittellandes bei Jährlichkeiten von 0.5 bis 5 Jahren und Intensitätsverläufe der gemessenen und beprobten Regenereignisse in Burgdorf	20
Abbildung 13:	Verlauf der Regenintensität, der Regensumme und der Abflusssumme am 19.6.04	21
Abbildung 14:	Verlauf von Leitfähigkeit, Alkalinität und pH.	22
Abbildung 15:	Verlauf von GUS und DOC	22
Abbildung 16:	Verlauf von totalem und gelöstem Chrom	23
Abbildung 17:	Verlauf von Totalem und gelöstem Kupfer	23
Abbildung 18:	Verlauf von totalem und gelöstem Eisen	24
Abbildung 19:	Verlauf von totalem und gelöstem Zink	24
Abbildung 20:	Verlauf von totalem und gelöstem Blei	24
Abbildung 21:	Verlauf der Gesamt-Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff	25
Abbildung 22:	Verlauf von Kohlenwasserstoffen, PAKs und MTBE	25
Abbildung 23:	Konzentrationen einzelner PAK-Verbindungen im Strassenabwasser zu verschiedenen Zeitpunkten des Abflussereignisses (Zeit in Min.)	26
Abbildung 24:	Verlauf und Summe der Frachten von GUS und DOC	27
Abbildung 25:	Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Kupfer	27

Abbildung 26:	Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Eisen	27
Abbildung 27:	Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Zink	28
Abbildung 28:	Verlauf und Summe der Frachten der Kohlenwasserstoffe, PAK und MTBE	28
Abbildung 29:	Verlauf des gelösten Anteils an Chrom, Kupfer, Zink und Eisen im Laufe des Regenereignisses.....	30
Abbildung 30:	First-flush Kurven der GUS-Konzentration aller beobachteten Regenereignisse.....	31
Abbildung 31:	First-flush Kurven der GUS-Konzentration aller beobachteten Regenereignisse ohne das Extremereignis vom 8.7.04.	32
Abbildung 32:	Frachtsummen der GUS im Laufe der untersuchten Regenereignisse. Für das Extremereignis vom 8.7.04 gilt die Skala rechts.	32
Abbildung 33:	Verlauf des DOC während der untersuchten Regenereignisse	33
Abbildung 34:	Verlauf der Leitfähigkeit während der untersuchten Regenereignisse	33
Abbildung 35:	Verlauf der Alkalinität während der untersuchten Regenereignisse.....	34
Abbildung 36:	Verlauf des pH-Wertes während der untersuchten Regenereignisse	34
Abbildung 37:	Verlauf der Gesamt-Schwermetalle während des Ereignisses vom 8.7.04.....	35
Abbildung 38:	Verlauf der Gesamt-Kupferkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04.....	35
Abbildung 39:	Verlauf der Gesamt-Bleikonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04.....	35
Abbildung 40:	Verlauf der Gesamt-Zinkkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04.....	36
Abbildung 41:	Verlauf der Gelöst-Kupferkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse	36
Abbildung 42:	Verlauf der Gelöst-Zinkkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse	36
Abbildung 43:	Verlauf der Gesamt-Kupferfracht während der untersuchten Regenereignisse	37
Abbildung 44:	Verlauf der Gesamt-Bleifracht während der untersuchten Regenereignisse.....	37
Abbildung 45:	Verlauf der Gesamt-Zinkfracht während der untersuchten Regenereignisse.....	37
Abbildung 46:	Verlauf der Gelöst-Kupferfracht während der untersuchten Regenereignisse.....	38
Abbildung 47:	Verlauf der Gelöst-Zinkfracht während der untersuchten Regenereignisse	38
Abbildung 48:	Verlauf der Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse	39
Abbildung 49:	Verlauf der PAK-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse	39
Abbildung 50:	Verlauf der MTBE-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse	39
Abbildung 51:	Verlauf der Kohlenwasserstoff-Frachten während der untersuchten Regenereignisse	40
Abbildung 52:	Verlauf der PAK-Frachten während der untersuchten Regenereignisse.....	40
Abbildung 53:	Verlauf der MTBE-Frachten während der untersuchten Regenereignisse.....	40
Abbildung 54:	Maximale und minimale Stofffrachtsummen je Quadratmeter eine Stunde nach Regenbeginn aller untersuchten Ereignisse sowie diejenigen vom 19.06.2004 als Vergleich	44
Abbildung 55:	Anteile an gelösten und partikulären Metall-Fractionen	45

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 56:	Gehalte an Schwermetallen in den gesamten ungelösten Stoffen (GUS).....	46
Abbildung 57:	Anteil gelöstes Kupfer im Strassenwasserabfluss in Funktion der Regendauer	46
Abbildung 58:	Anteil gelöstes Zink im Strassenwasserabfluss in Funktion der Regendauer.....	46
Abbildung 59 und Abbildung 60:	GUS- und Chromfrachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.....	47
Abbildung 61 und Abbildung 62:	Kupfer- und Zinkfrachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.....	47
Abbildung 63 und Abbildung 64:	KW- und DOC-Frachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.....	48
Abbildung 65 und Abbildung 66:	Die filtrierte Eisen- und Kupferfrachtsummen in Abhängigkeit von der jeweiligen Anzahl der Trockentage vor dem Regen aller sieben untersuchten Ereignisse	49
Abbildung 67 und Abbildung 68:	Die filtrierte Zink- und DOC-Frachtsummen in Abhängigkeit von der jeweiligen Anzahl der Trockentage vor dem Regen aller sieben untersuchten Ereignisse.....	49
Abbildung 69	Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 1.....	50
Abbildung 70	Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für verschiedene Alternativen der Abwasserbehandlung der Phase 1.....	51
Abbildung 71	Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 1.....	52
Abbildung 72	Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 2 mit Absetzbecken.....	53
Abbildung 73	Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für verschiedene Alternativen der Abwasserbehandlung der Phase 2.....	54
Abbildung 74	Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 2.....	55
Abbildung 75	Schwermetallsorption an unterschiedlichen Partikelfractionen im Abfluss einer Autobahn.....	56
Abbildung 76	Verteilung der Absetzgeschwindigkeit von Partikeln in Strassenabwasser und in Strassenstaub.....	57
Abbildung 77	Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 3 mit Trommelfilter und Filtersäcken und Behandlung des Spülwassers.....	58
Abbildung 78	Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für die Strassenabwasserbehandlung mit der Kombination Trommelfilter - Filtersack in der Phase 3a.....	59
Abbildung 79	Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 3a.....	59
Abbildung 80	Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für die Strassenabwasserbehandlung mit der Kombination Trommelfilter - Filtersack in der Phase 3b.....	60
Abbildung 81	Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 3b.....	61
Abbildung 82	Vergleich der Eliminationsraten zwischen dem gröberen und feineren Polstofffilter.....	61
Abbildung 83	Partikelgrößenverteilung im Zu- und Ablauf des Trommelfilters am 8. Juli 2004.....	62

Abbildung 84	Verfahrensführung der Pilotanlage in der Versuchsphase 4 mit Polymerblock-Dosierung, Polstofffilter, Filtersäcken und Adsorber und Behandlung des Spülwassers.....	63
Abbildung 85	Hydratisierter Polyacrylamid-Gel-Block, eingepackt in ein Netz.	63
Abbildung 86	Jar Test Versuche mit unterschiedlichen Kontaktzeiten zwischen Strassenabwasser und Polymerblock.....	64
Abbildung 87	Flockungswirkung in Jarrest-Versuchen bei unterschiedlichen Kontaktzeiten mit einem kationischen Gel-Polymerblock.	64
Abbildung 88	Vergleich der Eliminationsraten zwischen Polstoff-Filter mit Filtersack einerseits sowie mit Adsorber andererseits.....	65
Abbildung 89	Verfahrensführung der Pilotanlage in der Versuchsphase 5 mit Polstofffilter, Adsorber und Filtersack und Behandlung des Spülwassers.....	66
Abbildung 90:	Frachtmittelte Konzentrationen im Zuge verschiedener Verfahrensstufen in der Versuchsphase 5.	66
Abbildung 91	Eliminationsraten über die in Versuchsphase 5 geprüften Verfahrensstufen.....	67
Abbildung 92	Eliminationsraten der einstufigen Eliminationsverfahren im Vergleich.....	68
Abbildung 93	Eliminationsgrade bei zweistufiger Behandlung des Strassenabwassers.....	69
Abbildung 94	Eliminationsleistung der Verfahrenskombinationen mit Adsorberfiltern.....	71
Abbildung 95	Schwermetallgehalte des Schlammes aus dem Absetzbecken und der Rückstände aus den Filtersäcken.	72

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zeiträume und untersuchte bzw. beprobte Strassenabwasserbehandlungssysteme in den fünf Versuchsphasen ...	7
Tabelle 2:	Behandlungsschemata der fünf Versuchsphasen.....	8
Tabelle 3:	Analysenparameter und deren Analyseverfahren sowie Bestimmungsgrenzen (GBL Kanton Bern).	10
Tabelle 4:	Mittelwerte und Standardabweichungen der Sammelproben im Strassenabwasser über 2 Jahre	11
Tabelle 5	Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettversuche während der Periode mit parallelen Probenahmen	12
Tabelle 6:	Flächenspezifische Abschwemmraten im Strassenabwasser bei den Burgdorfer Untersuchungen und bei Untersuchungen an andern Strassen.....	17
Tabelle 7:	Emissionen des Strassenverkehrs und Anteil im Strassenabwasser	17
Tabelle 8:	Charakteristische Daten zu den Regenereignissen mit dynamischen Untersuchungen	19
Tabelle 9:	Frachtgemittelte Konzentrationen und Spitzenkonzentrationen während des Regenereignisses vom 19.6.04.....	29
Tabelle 10:	Gelöste und partikuläre Anteile von Calcium und Schwermetallen im Strassenwasserabfluss des Regenereignisses vom 19.6.04.....	29
Tabelle 11:	Emissionsfrachten im Strassenabwasser bezogen auf 1 m ² Strassenfläche	30
Tabelle 12:	Frachtgemittelte Konzentrationen der untersuchten Einzelregen-Ereignissen	42
Tabelle 13:	Spitzenkonzentrationen während der untersuchten Einzelregen-Ereignisse.....	43
Tabelle 14:	Mittelwerte der Frachten der untersuchten Regenereignisse und ihre Fraktionierung gelöste und partikuläre Anteile	45
Tabelle 15:	Gehalte an Metallen in den gesamten ungelösten Stoffen	45
Tabelle 16	Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 1.....	51
Tabelle 17	Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 2.....	54
Tabelle 18	Eliminationsgrade im Filtersack in % während Phase 1 im Vergleich mit der Kombination Absetzbecken und Filtersack in Phase 2.....	55
Tabelle 19	Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 3a.....	59
Tabelle 20	Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 3b.....	60
Tabelle 21	Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 5.....	66
Tabelle 22	Eliminationsraten in % bei einstufiger Abwasserbehandlung.	68

Tabelle 23	Eliminationsleistung in % verschiedener Varianten der zweistufigen Feststoffelimination.....	69
Tabelle 24	Eliminationswirkung des Filtervlieses in % als erste oder zweite Verfahrensstufe.....	70
Tabelle 25	Vergleich der Eliminationsleistung in % von Verfahrenskombinationen mit Vorbehandlung und Adsorber.....	70
Tabelle 26	Beitrag des Adsorbers zur Gesamt-Elimination in %.....	71
Tabelle 27	Konzentrationen von GUS und Schwermetallen im Spülwasser des Polstofffilters nach der Filtersackbehandlung.	71
Tabelle 28:	Erforderliche Verdünnungsfaktoren bei direkter Einleitung des Burgdorfer Strassenabwassers in ein Fließgewässer	73

Zusammenfassung

Das Strassenabwasser eines innerorts kanalisierten Strassenstücks einer stark befahrenen Strasse mit ca. 17'000 Fahrzeugen pro Tag in Burgdorf BE wurde während zwei Jahren intensiv untersucht. Gleichzeitig wurde das Abwasser gefasst und einer Pilotanlage zur Reinigung des Abwassers zugeführt. In der Pilotanlage wurden unterschiedliche technische Möglichkeiten erprobt, die zu Innovationen im Bereich der Strassenentwässerung und Strassenabwasserbehandlung führen sollen.

Das Strassenabwasser wurde einerseits in längerzeitigen Sammelproben kontinuierlich beprobt. Die Analyse zahlreicher Wasserqualitätsparameter und Schadstoffe ermöglichten eine genaue Charakterisierung der durchschnittlichen Belastung des abfliessenden Regenwassers durch den Strassenverkehr. Andererseits gaben die detaillierten Untersuchungen mit erweitertem Analysenprogramm im Laufe von sieben ausgewählten Regenereignissen Einblick in das Abschwemmverhalten der Schadstoffe, insbesondere über das Auftreten von Schmutzstoffstössen (first flush) im Strassenabfluss.

Die Langzeitanalysen weisen nach, dass der Gehalt an Feststoffen in feindisperser Form (GUS) mit 150 mg GUS/l, an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) mit 33 mg C/l und an den Schwermetallen Kupfer mit 65 µg Cu/l und Zink mit 440 µg Zn/l besonders hoch ist. Der Bleigehalt hat gegenüber Literaturwerten mit Einbezug älterer Untersuchungen erheblich abgenommen. Die Konzentrationen der Schadstoffe erwiesen sich als derart hoch, dass das Abwasser als verschmutzt bezeichnet werden muss und deshalb vor der Einleitung in ein Oberflächengewässer oder ins Grundwasser einer Reinigung bedarf. Die aus den Untersuchungen hervorgehenden Schadstofffrachten wurden in abwasserspezifische Emissionsfaktoren umgerechnet. Sie betragen pro Hektar Strasse und Jahr für GUS 700 - 1000 kg/ha pro Jahr, für Kupfer 400 - 500 g Cu/ha pro Jahr und für Zink 2000 - 3300 g Zn/ha pro Jahr. Schätzungen zur Gesamtbilanz der Schadstoffe ergaben, dass 50 - 60 % der Gesamtemissionen des Strassenverkehrs im untersuchten Strassenabschnitt ins abfliessende Regenwasser gelangen. Der Rest wird diffus in der näheren Umwelt verteilt oder mit der Strassenreinigung wegtransportiert.

Im Laufe der zwei Untersuchungsjahre wurden sieben Regenereignisse meist im Verlaufe der ersten Stunde intensiv beprobt. Die Ereignisse unterscheiden sich bezüglich Regencharakteristik erheblich. Es konnte damit ein breites Spektrum möglicher Regen auf ihre Abschwemmwirkung hin untersucht werden. Einfache sich oft wiederholende Ereignisse mit schwacher Intensität wie auch ein 2-jährlicher Starkregen zeigen die eklatanten Unterschiede des Abschwemmverhaltens. Als Beispiel wurde das Regenereignis vom 19.6.04 detailliert ausgewertet und interpretiert. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem partikelgebundene Schadstoffparameter eine ausgeprägte Dynamik mit deutlichem first-flush-Verhalten aufweisen. Die Konzentrationsspitzen liegen um einen Faktor 2-3 höher als die Mittelwerte des Ereignisses. Die Auswertung aller beprobten Ereignisse bestätigte, dass die Maximalkonzentrationen im Durchschnitt doppelt so hoch sind wie die Mittelwerte. Die

Analyse der gesamten und gelösten Schwermetalle ermöglichte die für die Reinigungstechnik wichtige Unterscheidung der partikulären Fraktionen. Im Durchschnitt aller Ereignisse lagen die partikulären Anteile von Chrom, Kupfer und Zink zwischen 81 % und 86 %. Von besonderem Interesse waren auch die bisher wenig analysierten Parameter der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und des Benzinzusatzstoffes Methyl-tertiärer Butylether (MTBE). Im Durchschnitt aller Ereignisse wurden PAK-Konzentrationen von 1.4 µg/l im Mittel und 3.2 µg/l als Spitzenkonzentrationen sowie MTBE-Konzentrationen von 0.21 µg/l als Mittelwert und 0.46 µg/l als Spitzenwert ermittelt. Auswertungen hinsichtlich Abhängigkeit des dynamischen Schadstoffaufkommens von der Regenintensität zeigen für partikelgebundene Parameter wie GUS und die Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle klare Korrelationen, hingegen keine für gelösten organischen Kohlenstoff (DOC). Die Auswertung der Ergebnisse zum Einfluss der Anzahl Trockentage vor einem Regenereignis auf die abgeschwemmten Frachten zeigt interessanterweise nur für gelöste Komponenten eine deutliche Abhängigkeit.

Das Strassenabwasser des gesamten Strassenstücks von ca. 1500 m² Fläche wurde in einem Pumpschacht gesammelt und während Regenperioden kontinuierlich zur Pilotanlage am Strassenrand gefördert. Insgesamt wurden fünf verschiedene Pilotierungsphasen mit unterschiedlichen Verfahrensführungen durchgeführt. Die Versuchsergebnisse können wie folgt beurteilt werden.

Phase I: Filtervlies und GEH-Adsorber

Es wurden 3 Versuchskolonnen (nur Filtersack, Filtersack + 10 cm GEH/Kalk-Adsorber, Filtersack + 30 cm GEH/Kalk-Adsorber) parallel betrieben. Allein mit dem Filtervlies wurden Abtrennungsleistungen der GUS von 80 % erreicht. Die Schwermetall-Elimination lag zwischen 60 % und 70 %. Die Nachschaltung eines Adsorberfilters von 30 cm Höhe ermöglichte eine Gesamtelimination der Schwermetalle zwischen 91 - 94 %.

Phase II: Sedimentation, Filtervlies und GEH-Adsorber

Um die Verstopfung der Filtervliese zu verlangsamen, wurde der Kolonnenanlage ein Sedimentationsbecken vorgeschaltet. Die Wirkung der Sedimentation war mit 37 % Entfernung der GUS bescheiden. Die Laufzeit der Filtersäcke konnte zwar verlängert werden, hingegen blieb der Gesamtwirkungsgrad von Sedimentation und Filtervlies gleich oder war geringer als in Phase I. Erst die Nachschaltung der Adsorberschichten vermochte die Schwermetall-Elimination auf das gleiche Niveau wie in Phase I zu steigern. Die experimentelle Ermittlung der Absetzgeschwindigkeitsverteilung von Partikeln im Strassenabwasser erbrachte den Beweis, dass mit konventionellen Oberflächenbelastungen in Sedimentationsbecken keine höhere Abtrennleistung zu erreichen ist.

Phase III: Polstoff Trommelfilter und Filtervlies

Als Alternative zur Sedimentation als Vorreinigung vor dem Filtersack oder als Ersatz für das bisher geprüfte Filtervlies wurden bisher nicht für Strassenabwasser eingesetzte

Polstoff-Filter verwendet. Polstoffe sind haarförmige Textilfilter, deren Haare sich während des Filtrvorgangs ablegen und während des automatischen Spülvorganges aufstellen, womit eine bessere Reinigung des Filtertuches erzielt wird. Der Einsatz in Form rotierbarer Filtertrommeln mit zwei unterschiedlich dichten Polstoffen wies nach, dass nur mit Polstofffasern von ca. 7.5 µm eine befriedigende Abtrennungsleistung erzielt werden konnte. Der Trommelfilter vermochte knapp 80 % der GUS und 55 - 70 % der Schwermetalle zu entfernen. Das nachgeschaltete Filtervlies vermochte schliesslich die Gesamtleistung auch ohne Adsorber auf 70 - 88 % zu erhöhen. Während Zink in der Phase I wie die andern Schwermetalle einfach abzuscheiden war, zeigte sich im Laufe der Versuche eine zusehends schlechtere Abtrennung in den Textilfiltern. Die Kombination Trommelfilter/Filtersack vermochte lediglich knapp 40 % des Zinks zu eliminieren.

Phase IV: Polymerflockung, Pol-Stoff Trommelfilter und Filtervlies

Zur verbesserten Abtrennung feiner Kolloide, zu denen eventuell auch die zinkhaltigen Teilchen gehören, wurde eine neuartige Form der Dosierung von Flockungshilfsmittel (Polyelektrolyte) erprobt. In vorgängigen Laborversuchen mit einem festen Polymerblock, bei dem bei Überströmung ein geringer Teil als Flockungsmittel in Lösung geht, konnte die positive Wirkung des Polymers nachgewiesen werden. Der Einsatz in der Pilotanlage erwies sich jedoch als technisch nicht durchführbar, da sich der Polymerblock zu schnell auflöste und zur schnellen Verstopfung der Textilfilter und vermutlich zur Restabilisierung der Kolloide führte. Die Idee des betrieblich einfachen Flockungsmitelesatzes wurde nicht weiter verfolgt.

Phase V: Pol-Stoff Trommelfilter und Filtervlies oder GEH-Adsorber

In Phase V wurden als Folge der vorangehenden Versuche noch zwei Alternativen parallel verfolgt: Polstoff-Filter + Filtervlies und Polstoff-Filter + 30 cm Adsorber. Die Leistungen der Textilfiltration mit Trommelfilter und Filtersack wurden bestätigt, der Einsatz des GEH-Adsorbers erwies sich vor allem für die Elimination von Zink als erforderlich.

Mit den aufgezeigten Verfahrensalternativen können je nach Erfordernis modulartig ein-, zwei- oder dreistufige Fliessschemen zum Einsatz gelangen. Die geprüften Textilfiltersäcke eignen sich als dezentral einsetzbare Reinigungsstufe in Filterschächten, in denen unter Umständen zur Verbesserung der Abtrennungsleistung unter dem Filtersack eine Adsorberschicht eingebaut wird. In zentralen und semizentralen Einrichtungen zur Strassenabwasserreinigung sind eher spülbare Polstoff-Textilfilter als primäres Partikelabtrennverfahren geeignet. Spülbare Filter erzeugen verschmutztes Spülwasser, das wie in den Versuchen bestätigt, mittels Filtersäcken in geeigneter Weise behandelt werden kann.

In einer nächsten Phase soll die experimentell geprüfte Verfahrenstechnik der Strassenabwasserreinigung in Burgdorf in die Praxis umgesetzt werden. Erst im praktischen Einsatz können betriebliche Aspekte untersucht und die Wirtschaftlichkeit ermittelt werden.

Summary

The road runoff of a sewered section of a road in Burgdorf BE with a traffic intensity of 17'000 vehicles per day was intensely investigated over a period of 2 years. At the same time the road runoff was collected and pumped to a pilot plant for road runoff treatment. The pilot plant served to test various technical solutions leading to innovative and sustainable measures in road construction and runoff management.

On one hand, the road runoff was continuously sampled on a long term basis. The analysis of numerous water quality parameters and hazardous substances allowed to characterize the average pollutant load contained in the runoff of this particulate road. On the other hand, detailed and extended analysis of the road runoff in the course of seven rain events allowed to get insight into the wash-off and first-flush behaviour of the analysed substances.

The long-term investigations prove that the suspended solids content with 150 mg TSS/l, the dissolved organic carbon content with 33 mg C/l and the heavy metals copper with 65 µg Cu/l and Zinc with 440 µg Zn/l are present in especially high concentrations in road runoff. Compared to earlier literature values, the lead content has decreased considerably. The concentrations of environmentally hazardous substances classify the road runoff as polluted wastewater which has to be treated by law in order to be discharged into receiving waters or infiltrated into groundwater. The measured pollutant loads were transferred into wastewater specific emission factors. These emission factors expressed in pollutant load per hectare and year amount to 700 - 1000 kg TSS/ha,a, 400 - 500 g Cu/ha,a, and 2000 - 3300 g Zn/ha,a for total suspended solids, copper and zinc, respectively. Mass balances of the pollutants within the investigated road section resulted in a first estimate that the fraction contained in road runoff compared to the total pollutant emission amounts to 50 - 60 %. The rest is subject to diffuse deposition in the near environment or is removed by regular road cleaning.

In the course of the two years experimental period, seven rain events were investigated in detail mostly during the first hour of runoff. The rain events differ considerably with respect to rain duration and intensity which allowed to examine a wide spectrum of possible rain events and their corresponding wash-off effects. Frequent events with low intensity and rare storm events, e.g. with a 2 year intensity, revealed markedly different wash-off characteristics. As an example, the rain event of 19.6.04 was evaluated and interpreted in detail. The results illustrate that above all pollutants bound to particles show strong dynamic effects with pronounced first-flush. Peak concentrations are above average event concentrations by a factor of 2-3. Considering all rain events, peak concentrations may be characterized as generally 2- times higher than average. The analysis of the dissolved and total fractions of heavy metals allowed to determine the particulate fractions which represent an especially valuable information in view of appropriate process development for runoff treatment. On average, the particulate fractions for chromium, copper and zinc were between 81 % and 86 %. Focus was also put on information concerning organic hazards such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and methyltertiary buthyl ether (MTBE), a gasoline additive.

The arithmetic mean of all runoff events was 1.4 µg/l for PAH and the mean peak concentration amounted to 3.2 µg/l, for MTBE the same values were 0.21 µg/l and 0.46 µg/l, respectively. Further evaluation of the correlation between dynamic pollutant wash-off and rain intensity revealed that particulate matter such as TSS and total heavy metals showed pronounced relationships while dissolved organic matter (DOC) did not. Interesting enough, another correlation between the number of preceding dry weather days and the pollutant wash-off load showed only significant relationships for dissolved heavy metals and DOC.

The road runoff from the road section with a surface area of 1500 m² was collected in a shaft and during rain events pumped continuously to the nearby pilot facilities. In total, the pilot plants were operated in five experimental phases with different process schemes for runoff treatment. The results may be summarized as follows.

Phase I: Filter fleece and GFeH-adsorber (granulated iron hydroxide)

Three filter shafts were operated in parallel containing (1) only a filter fleece bag, (2) a filter fleece bag and an underlying 10 cm GFeH/calcite layer, and (3) a filter fleece bag and a 30 cm GFeH/calcite layer. The filter fleece alone was able to separate 80 % of the particulate matter and 60 % to 70 % of the heavy metals. Further treatment in the adsorber filter allowed total elimination rates for heavy metals between 91 - 94 %.

Phase II: Sedimentation, filter fleece and GFeH-adsorber

In order to reduce rapid clogging of the fleece and allow longer runtime of the fleece bags, a sedimentation basin was installed for pretreatment. With 37 % removal, particle separation in the sedimentation basin was very poor. The runtime of the filter bags could be prolonged but the total removal efficiency for TSS and heavy metals was equal or even lower than in phase I. The adsorber system was necessary to achieve removal efficiencies on the level of phase I. The experimental investigation of the settling velocity distribution of particles contained in road runoff proved that removal efficiency is limited to about 40 % in conventionally designed settling basins.

Phase III: Polfabric drumfilter and filter fleece

As a new alternative to sedimentation as pretreatment or even replacing fleece bag filters, polfabric textile filters in the form of automatically rotating filter drums were operated. Polfabric consists of hairy fibers which form a dense filter matrix during the filtration phase and which are straightened up during the backwash phase, thus allowing improved cleaning of the fabric. The oration of two different polfabric textiles revealed that only the denser textile with 7.5 µm fibers gave satisfactory results. Similar to the fleece bags, the drum filter reached a particle separation efficiency of 80 % and heavy metal efficiencies of 55 - 70 %. The subsequent filter fleece bag allowed to improve heavy metal removal to 70 - 80 %. In contrast to the preceding experiments, zinc showed suddenly severe breakthrough in all textile filters which persisted in all later experiments. The combination of drumfilter and filter fleece bag resulted in only 40 % zinc removal.

Phase IV: Polymer flocculation, polfabric drumfilter and filter fleece

In order to improve separation of fine colloidal matter, such as probably zinc containing particles, a new way of dosing flocculation aids (polyelectrolytes) was tested. The results of preliminary lab experiments promised improved particle separation by using a gel hydrated polymer block. Dosing occurs simply by leading a stream of water over the surface of the polymer block. However, the operation of the polymer block in the pilot plant showed that the gel dissolved too fast and severe overdosing and subsequent clogging of the textile filters and probably also restabilisation of the colloids occurred. The idea of easy polymer dosing was abandoned because it was considered as technically not feasible.

Phase V: Polfabric drumfilter and filter fleece or GFeH-adsorber

Based on the findings from previous tests, two potentially applicable alternative flow schemes were investigated in parallel in phase V: Polfabric filter drum followed by a filter fleece bag or by a 30 cm GFeH/calcite-adsorber. The good separation performance of the combined textile filters was confirmed. The poor removal efficiency for zinc in the textile filters could only be compensated by operating the adsorber filter as post-treatment.

It could be shown that the investigated processes for road runoff treatment can be operated as modular systems in one, two or three step flow schemes. The tested filter fleece bags could typically be used as decentralized treatment facility in filter shafts along the roads. The removal efficiency could further be improved by adding a GFeH/calcite-adsorber layer of 30 cm according to requirements. In centralized or semi-centralized facilities for road runoff treatment, the tested polfabric drum filters are more suited. The automatic backwash of these filters requires further treatment of the backwash water. Experiments with filter fleece bags for the separation of particulate matter from the backwash water showed excellent results.

In a next phase, the tested processes for road runoff treatment in Burgdorf have to be transferred into practical applications. Only full scale installations will give the necessary information on operation and maintenance aspects and on economical feasibility.

Résumé

Les eaux de ruissellement routières canalisées d'un tronçon de route ont été étudiées intensivement pendant deux ans. Ce tronçon se situe dans la ville de Burgdorf (BE) et fait l'objet d'un trafic intense, de l'ordre de 17'000 véhicules par jour. En parallèle, les eaux de ruissellement ont été collectées et traitées dans une installation pilote d'épuration. Différentes solutions techniques novatrices ont été testées dans cette installation pilote, destinée spécifiquement au traitement des eaux de ruissellement routière.

Dans un premier temps, les eaux de ruissellement routières ont été collectées en continu sous forme d'échantillons moyens sur une longue période. Les analyses de très nombreux paramètres de qualité des eaux et de polluants ont permis une caractérisation précise des charges moyennes rencontrées dans les eaux de ruissellement routières. Dans un deuxième temps, les analyses détaillées de sept différents événements de pluie ciblés ont permis de déterminer la mobilisation des substances sur les surfaces routières et la présence d'un effet de chasse (first-flush).

Les analyses sur les échantillons en continu ont montré que les teneurs en matières en suspension (MES), de l'ordre de 150 mg MES/l, de carbone organique dissous (COD) avec 33 mg C/l et de métaux lourds (cuivre : 65 µg Cu/l et zinc, 440 µg Zn/l) sont relativement hautes. Par contre, les concentrations en plomb, en comparaison avec les données de la littérature plus ancienne, ont passablement diminué. En fonction des concentrations en polluants rencontrées, ces eaux de ruissellement routières doivent être considérées comme polluées et nécessitent donc un traitement avant leur infiltration dans la nappe phréatique ou leur rejet dans un cours d'eau.

Sur la base des charges polluantes estimées, il a été possible de calculer des facteurs d'émission spécifiques. Ces facteurs correspondent à une charge relative par hectare et par an de l'ordre de 700 - 1000 kg/ha pour les MES, 400 - 500 g /ha pour le cuivre et 2000 - 3300 g /ha pour le zinc. Sur la base du bilan global des polluants, 50%-60% des émissions totales par le trafic routier sur ce tronçon étudié se retrouvent dans les eaux de ruissellement. La somme restante est rejetée de manière diffuse dans l'environnement immédiat ou éliminée par le biais du nettoyage des routes.

Tout au long des deux années d'études, sept événements de pluie ont été intensivement échantillonné notamment au cours de la première heure. Les résultats peuvent en effet être très variables en fonction notamment des caractéristiques des pluies. Ainsi, un large spectre de pluies et leur effet de lessivage a pu être étudié. Des événements fréquents, avec une faible intensité de pluie ou des pluies intenses avec un temps de retour de 2 ans montrent de grandes différences au niveau du lessivage des polluants. A titre d'exemple l'événement de pluie du 19.06.04 a été détaillé et interprété. Les résultats montrent que les paramètres liés aux particules en suspension ont une dynamique importante et un effet de first-flush prononcé.

En moyenne, la part particulière du chrome, cuivre et zinc se situe dans une fourchette entre 81% et 86%. Il est particulièrement intéressant de se pencher sur les résultats des analyses

d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et de MTBE (oxyde de tert-butyle et de méthyle). Les mesures de l'ensemble des événements montrent une concentration moyenne en HAPs de l'ordre de 1.4 µg/l et de 3.2 µg/l en concentration de pointe. Pour le MTBE, la concentration moyenne est de 0.21 µg/l et la concentration maximale de 0.46 µg/l. Les résultats montrent une corrélation nette entre les intensités de pluie et les paramètres liés aux particules, comme les métaux lourds. A l'inverse, cette corrélation est inexistante pour les paramètres dissous. D'autre part, les résultats montrent de manière intéressante une nette corrélation entre le nombre de jours de temps sec précédent l'événement de pluie et les charges des eaux de ruissellement en matières dissoutes.

Les eaux de ruissellement de cette portion de route d'une superficie de 1500 m² sont collectées dans un sac de route équipé d'une pompe et rejetées par temps de pluie dans l'installation pilote située en bordure de la route. Durant l'ensemble de l'étude, cinq phases de test de l'installation pilote avec différentes solutions techniques ont été menées. Les résultats peuvent être résumés de la manière suivante :

Phase I : géotextile et adsorbant sous forme d'hydroxyde de fer et calcaire (GEH)

Trois colonnes de tests (sac filtrant uniquement, sac filtrant + 10 cm d'adsorbant, sac filtrant + 30 cm d'adsorbant) ont été testées en parallèle. Uniquement avec le sac filtrant, une efficacité de rétention des MES de l'ordre de 80% a été atteinte. L'élimination des métaux lourds se situe dans une fourchette entre 60% et 70%. La mise en place en supplément d'une couche de 30 cm d'adsorbant a permis un rendement global d'élimination des métaux lourds de l'ordre de 91% - 94%.

Phase II: Sédimentation, sac filtrant et adsorbant

Afin d'éviter un colmatage des sacs filtrants à plus ou moins court terme, un bassin de rétention a été mis en place. Le rendement de ce système de rétention est estimé à 37% pour les MES. La durée d'utilisation des sacs filtrants a pu être prolongée, alors que le rendement du système bassin de sédimentation et sacs filtrants sont identiques ou légèrement inférieur à celui de la phase I. Seule la présence de la couche d'adsorbant a permis d'atteindre un degré d'élimination des métaux lourds à un niveau identique à celui de la phase I. L'estimation expérimentale des vitesses de sédimentation des particules dans les eaux de ruissellement routières ont permis de démontrer que les solutions conventionnelles par le biais de bassins de rétention ne permettent pas d'atteindre des rendements de sédimentation importants.

Phase III: « Poltissu » / filtre à tambour et sac de filtration

Comme alternative à la sédimentation pour l'élimination préalable des particules, un filtre « Poltissu » a été mis en place. Ce type de filtre n'avait jamais été testé auparavant pour le traitement des eaux de ruissellement routières. « Poltissu » est un tissu composé de fibres qui forment une matrice dense pendant la phase de filtration et qui sont redressés vers le haut pendant la phase de nettoyage, permettant de ce fait permettant un nettoyage amélioré du tissu. L'utilisation de cette technologie sous forme d'un filtre à tambour rotatif avec deux différentes épaisseurs de « Poltissu » a montré

des résultats satisfaisant avec une épaisseur d'environ 7.5 μm . Le filtre à tambour a permis de retenir pratiquement 80% des MES et entre 55-70% des métaux lourds. L'utilisation dans une deuxième phase d'un géotextile a permis d'atteindre un rendement global de l'ordre de 70-88%, sans l'utilisation de matériaux adsorbants. Alors que le zinc a pu être éliminé lors de la phase I dans le même ordre de grandeur que les autres métaux lourds, les résultats au cours de ce test ont montré un mauvais rendement d'élimination. La combinaison filtre à tambour/ sac textile n'a permis d'éliminer que 40% du zinc.

Phase IV: Flocculation à l'aide de polymères, « Poltissus » et sac filtrant

De manière à augmenter la séparation des colloïdes, qui peuvent contenir éventuellement une grande partie du zinc, un nouveau type de dosage de flocculant (poly-électrolytes) a été testé. Dans des études précédentes en laboratoire avec un bloc de polymères, à partir duquel une certaine quantité de flocculants est érodée par le courant, un effet positif des polymères a été constaté. L'utilisation dans l'installation pilote d'un bloc de polymère n'a pas été possible d'un point de vue technique. En effet, le bloc de polymère se dissout trop vite et génère un colmatage du filtre textile. L'idée d'utiliser un moyen de flocculation n'a pas été poursuivie lors de cette étude.

Phase V: « Poltissus » dans un filtre à tambour et géotextile ou adsorbant de type GEH

Dans la phase V, deux alternatives ont été suivies en parallèle sur la base des résultats précédents: « Poltissus » + géotextile et « Poltissus » + 30 cm adsorbants. Les rendements du filtre textile avec le filtre à tambour et sac géotextile ont montré que l'utilisation d'adsorbants permet d'éliminer efficacement le zinc.

Avec les différentes alternatives présentées, il est possible de mettre en place de manière modulaire des schémas à un, deux ou trois niveaux en fonction des buts attendus. Les sacs textiles étudiés sont adaptés en tant que système de traitement décentralisé, pour lesquels le rendement de séparation peut être amélioré par la mise en place d'une couche d'adsorbants.

Dans les installations centralisées ou semi-centralisées de traitement des eaux de ruissellement routières, la mise en place d'un système de filtre textile „Poltissus“ est adaptée en tant que système de séparation pour les particules. Ces filtres génèrent des eaux de nettoyages contaminées qui peuvent être traitées de manière adéquate par le biais de sacs filtrants.

Dans une prochaine phase, les techniques expérimentales testées à Burgdorf, destinées au traitement des eaux de ruissellement routières, doivent être validées pour une utilisation dans la pratique. Seule une installation à échelle réelle permettra d'obtenir des informations sur le fonctionnement et la maintenance nécessaire pour ce type d'installation, de même que des informations sur sa faisabilité économique.

1 Einleitung

Durch den Strassenverkehr wird eine Vielzahl von Schadstoffen emittiert, welche sich teilweise auf Strassenoberflächen ablagern und in die nähere Umgebung verfrachtet werden. Es ist bekannt, dass bewachsene Seitenrandstreifen von Strassen je nach Verkehrsbelastung mehr oder weniger stark mit Schadstoffen angereichert sind. Unter den Schadstoffen sind insbesondere Korrosionsprodukte von metallischen Werkstoffen an Fahrzeugen, Pneuabriebe, organische Produkte aus dem Verbrennungsprozess in Motoren, Treibstoffadditive, Öle und Schmiermittel zu erwähnen. Stoffspezifisch sind dabei die Metalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Nickel zu erwähnen und auf organischer Seite gelten PAK und Benzinadditive als problematisch. Bei Regen werden diese Ablagerungen suspendiert oder gelöst und können mit dem sich bildenden Strassenabwasser verfrachtet werden. Abhängig vom gewählten Entwässerungssystem führen diese Stoffe in der Umwelt kurz- oder mittelfristig zu Problemen.

Grundsätzlich werden die vom Verkehr emittierten Stoffe je nach Art der Entwässerung und dem Betrieb der Strasse unterschiedlich verfrachtet. Die seitliche Verfrachtung durch Wind und Gisch, der Abtransport mit dem Regenwasser in die Strassenkanalisation sowie die Strassenreinigung sind die Prozesse, die die anfallenden Schadstoffe von der Strasse wegtransportieren. Die seitliche Verfrachtung findet immer statt, sodass auch bei vorhandener Strassenkanalisation angrenzende bewachsene Böden belastet sind. Das Strassenabwasser enthält deshalb nur einen Teil der Gesamtemissionen. Dieser kann je nach Art der Strasse und je nach Schadstoff unterschiedlich hoch sein.

Grundsätzlich werden durch die schweizerische Gesetzgebung die Prioritäten zur Ableitung und Behandlung von Oberflächenabflüssen von Strassen gesetzt. Wenn immer möglich, sollen Oberflächenabflüsse in den Untergrund versickert oder direkt in ein Gewässer eingeleitet werden. Die Einleitung in die öffentliche Mischkanalisation ist dabei nur als letzte und unerwünschte Lösung vorzusehen. Die direkte Rückführung in die Natur wirft die Frage nach der Verschmutzung im Strassenabwasser auf. Zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre im In- und Ausland bestätigen, dass die Mengen der Schadstoffe im Strassenabwasser erheblich sind und bei stärker befahrenen Strassen zu ökologischen Problemen führen können. Die Anreicherung in Oberböden, die Durchsickerung zum Grundwasser und die Schockbelastungen in Fliessgewässern bei Regenwetter sind bekannte Folgen der Schadstoffe im Strassenabwasser. Sowohl bei der Versickerung als auch bei der Direkteinleitung besteht bei der Ableitung zahlreicher Strassenabwässer der Bedarf nach einer Behandlung, bevor das Abwasser in den Boden oder die Gewässer gelangt.

Die Behandlungsmöglichkeiten sind dabei auf die vorhandenen Schadstoffe sowie auf die Art der Ableitung auszurichten. Es können dazu zentrale oder dezentrale, naturnahe oder technische Systeme konzipiert werden.

Eine gängige Möglichkeit im Bereich ausserorts ist die Entwässerung über die Schulter oder das Bankett, die eine Belastung der strassennahen Böden zur Folge hat. Der Rückhalt der

Schadstoffe sollte dabei gezielt durch konstruktive Massnahmen der Bankette erfolgen. Ein Projekt zur Untersuchung der Problematik der Bankettentwässerung lief parallel zu den hier beschriebenen Untersuchungen zur Strassenwasserbehandlung in Burgdorf und wird in einem separaten Bericht (Eawag et al. 2005b) abgehandelt.

Bei kanalisierten Strassen wird das Abwasser heute noch häufig unbehandelt in die Gewässer eingeleitet. Die Wegleitung über den „Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen“ des BUWAL (BUWAL, 2002) und die VSA Richtlinien zur „Regenwasserentsorgung“ (VSA, 2002) geben Anhaltspunkte bei welchen Strassen und unter welchen Untergrundverhältnissen eine Behandlung erforderlich ist. Das hier beschriebene Projekt hat zum Ziel, die im Abwasser einer stark befahrenen Strasse in Burgdorf enthaltenen Schadstoffe zu quantifizieren und ihre Dynamik im Laufe von Regenereignissen zu erfassen. Vor Ort wurden Pilotversuche zur Reinigung des Strassenabwassers durchgeführt, die sowohl zentrale wie dezentrale Lösungen beinhalten. Die Ergebnisse der über zwei Jahre getätigten Untersuchungen sind Gegenstand dieses Berichtes.

2 Fragestellung und Zielsetzung

Das Projekt verfolgt zwei Ziele. Es sollen einerseits zuverlässige Informationen über die Schadstoffe im Strassenwasser, ihre Transportwege und Anreicherungsstandorte gesammelt und andererseits die Wirkung neuartiger technischer Möglichkeiten zum kontrollierten Rückhalt derselben unter praxisnahen Bedingungen erprobt werden. Das ausgewählte Strassenstück in der Gemeinde Burgdorf BE ist stark befahren und eignet sich vorzüglich für dieses Projekt.

2.1 Schadstoffaufkommen

Das untersuchte Strassenstück weist eine Kanalisation auf. Zur Erfassung von Quantität und Qualität wurden eigens für die Versuche Messeinrichtungen und Probennahmesysteme eingerichtet. Sie erlauben, heute folgende Fragen zu beantworten:

- Wie hoch sind die Konzentrationen und Frachten der relevantesten Schadstoffe im Strassenabwasser?
- Wie verhalten sich typischerweise die Schadstoffe im Laufe verschiedener Regenereignisse (first flush – Verhalten)?
- Können aus den Messresultaten Angaben über die Massenbilanzen einzelner Schadstoffe an Strassen erarbeitet werden?
- Wie können einzelne Schadstoffe in Bezug auf ihre partikulären, kolloidalen und gelösten Anteile charakterisiert werden?

2.2 Schadstoffrückhalt

Das Projekt zur Strassenabwasserbehandlung konzentrierte sich hauptsächlich auf verfahrenstechnische Varianten zur Abwasserreinigung, die gegenüber den naturnahen Lösungen wie Abwasserteiche und Retentionsfilter einen wesentlich geringeren Flächenbedarf erfordern. Mit Hilfe verschiedener Pilotanlagen wurde im Laufe der zweijährigen Untersuchungen auf folgende Fragen eingegangen:

- Wie eignen sich Filtervliese zur Abtrennung der partikulären Verschmutzung im Strassenabwasser einer hoch belasteten Strasse?
- Wie ist das Kolmationsverhalten der Filtervliese mit Strassenabwasser?
- Wie eignet sich der Einsatz eines Adsorbers in Form von granuliertem Eisenhydroxid (GEH) zur Elimination hauptsächlich gelöster Stoffe?
- Eignet sich die Kombination von Filtervlies und Adsorber in speziell konzipierten Schächten zur dezentralen Behandlung des Strassenabwassers?

- Wie effizient ist eine Sedimentation zur Abtrennung der partikulären Verschmutzung? Wie müsste eine solche dimensioniert werden?
- Wie eignet sich die Behandlung des Strassenabwassers mittels eines rotierenden Polstoff-Filters?
- Kann die Feststoffabtrennung mit Hilfe spezieller Polymerblöcke zur Abwasserflockung verbessert werden? Ist dies ein funktionstüchtiges System in der Praxis?
- Wie kann die Behandlung des Spülwassers aus dem Polstofffilter praktisch durchgeführt werden?

2.3 Anforderungen an Strassen und Pilotanlagen

Zur Beantwortung obiger Fragen wurde ein Strassenstück ausgewählt, das folgenden Anforderungen an die Versuche zu genügen vermochte:

- hohes Verkehrsaufkommen (> 15 000 Fz./Tag)
- Strasse mit gemischtem Verkehr aus Personen- und Lastwagen
- Fahrgeschwindigkeit im Bereich von 60 bis 80 km/h
- Grösseres Strassenstück von 1000 m² bis 2000 m² mit Strassenentwässerung bestehend aus Entwässerungsleitung und Einlaufschächten
- Strassenstück mit Brems- und Beschleunigungsmanövern
- Platz zum Aufstellen des Messcontainers mit guter Zugänglichkeit für die Betreuung und Probenahme
- alter Asphaltbelag.

Das für dieses Forschungsprojekt ausgewählte Strassenstück der Kirchbergstrasse in der Stadt Burgdorf BE (Verbindungsstrasse zwischen Autobahnanschluss Kirchberg der A1 und der Stadt Burgdorf) erfüllt diese Anforderungen in ausgezeichneter Weise.

An das Reinigungssystem wurden hohe Anforderungen an die Abtrennung partikulärer und gelöster Schadstoffe gestellt. Bei der Planung der Versuchsanlage wurden bereits vorliegende Informationen zur Reinigung von Oberflächenabflüssen berücksichtigt, um eine möglichst Erfolg versprechende Ausgangslage zu gewährleisten (STEINER, 2004), (BOLLER, 2004) und (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004).

Darauf basierend wurde ein zweistufiges Verfahren gewählt, welches aus einer Partikelabtrennung mit einem Filtersack und einem Adsorber für das Filtrat besteht. Während der Geotextilsack die Aufgabe hat, partikuläres Material abzutrennen und den nachgeschalteten Adsorber vor Kolmation zu schützen, soll der Adsorber die in gelöster Form vorliegenden Schadstoffe fixieren. Die Zusammensetzung des Adsorbers entspricht einer 1:1 Mischung aus granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalkgranulat, wie es bereits zur erfolgreichen Adsorption von Kupfer aus Dach- und Fassadenwasser eingesetzt wurde (STEINER, 2003). Eine hohe Wirksamkeit für Zink und Blei ist ebenfalls gewährleistet. Die vorgeschlagene Verfahrenstechnik könnte sowohl zentral wie auch dezentral in Einlauf- oder Versickerungsschächten zur Anwendung kommen.

Um die Kolmation des Vlieses und des Adsorbers zu verlangsamen, wurden eine einfache Sedimentation resp. ein Tuchfilter mit Polstoff (haariges Vlies) zeitlich gestaffelt als vorgeschaltete Behandlungsmassnahmen getestet. Es war dies der erstmalige Einsatz eines Polstofffilters für diesen Zweck. Die Kombinationen dieser Vorbehandlungsverfahren mit Vlies und Adsorber eignet sich allerdings nur für zentrale Behandlungsanlagen.

2.4 Zielpublikum

Das Forschungsprojekt und dieser Schlussbericht richten sich an Fachleute aus dem Gebiet Gewässerschutz, Umwelt, Strassenbau und Verkehr. Insbesondere wird folgendes Zielpublikum anvisiert:

- 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 Standort der Versuchsanlage und Versuchsplan

3.1 Standort der Versuchsanlage und Einzugsgebiet

Die Versuchsanlage befand sich auf dem Gebiet der Gemeinde Burgdorf an der Kirchbergstrasse, welche als Verbindungsstrasse zwischen dem Autobahnanschluss Kirchberg und der Stadt Burgdorf sowie dem Emmental fungiert und mit ca. 17'000 Fahrzeugen pro Tag stark befahren ist (Abbildung 1).

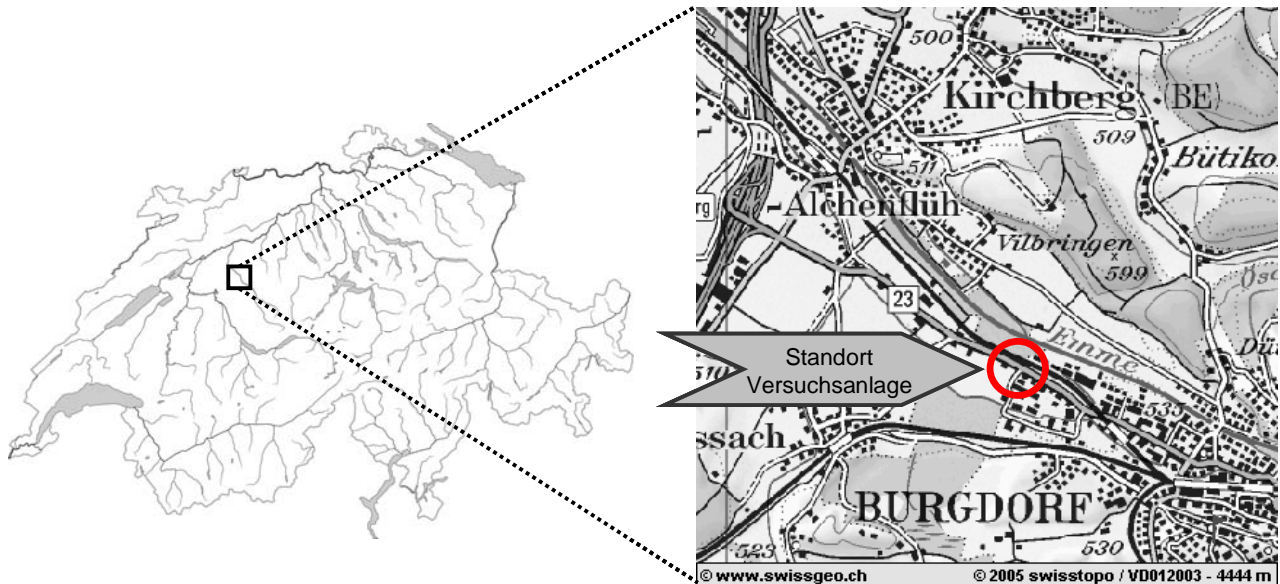


Abbildung 1: Burgdorf an der Emme im Schweizer Mittelland und Standort der Versuchsanlage.

Das Strassenabwasser von circa 1500 m² Strassenfläche (Abbildung 2a) wurde über sieben Einlaufschächte in einem zentralen Pumpschacht gesammelt. Eine im Pumpschacht installierte Pumpe mit konstanter Förderleistung von etwa 1.3 l/s pumpte durch einen Schwimmer gesteuert das Strassenwasser über eine Druckleitung zur Versuchsanlage (Abbildung 2b).



Abbildung 2a: Kirchbergstrasse



Abbildung 2b: Versuchsanlage mit Absetzbecken im Vordergrund

Bei starkem Regen gelangte das überschüssige Strassenabwasser durch einen Rohrüberlauf (scharfkantiger, kreisrunder Überlauf) in die Kanalisation. Der Wasserstand im Pumpenschacht wurde mit einer Drucksonde und die zur Versuchsanlage gepumpte Wassermenge wurde mittels eines induktiven Durchflussmessers kontinuierlich erfasst.

Zur Ermittlung der Meteodaten (Regen, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit) wurden auf dem Dach des Messcontainers entsprechende Messgeräte installiert. Alle Daten wurden kontinuierlich mit einem Datenlogger aufgezeichnet, von einer Auswertungsroutine in 5 Minuten Intervalle zusammengefasst und mittels eines GSM-Modems zu einem Server übermittelt.

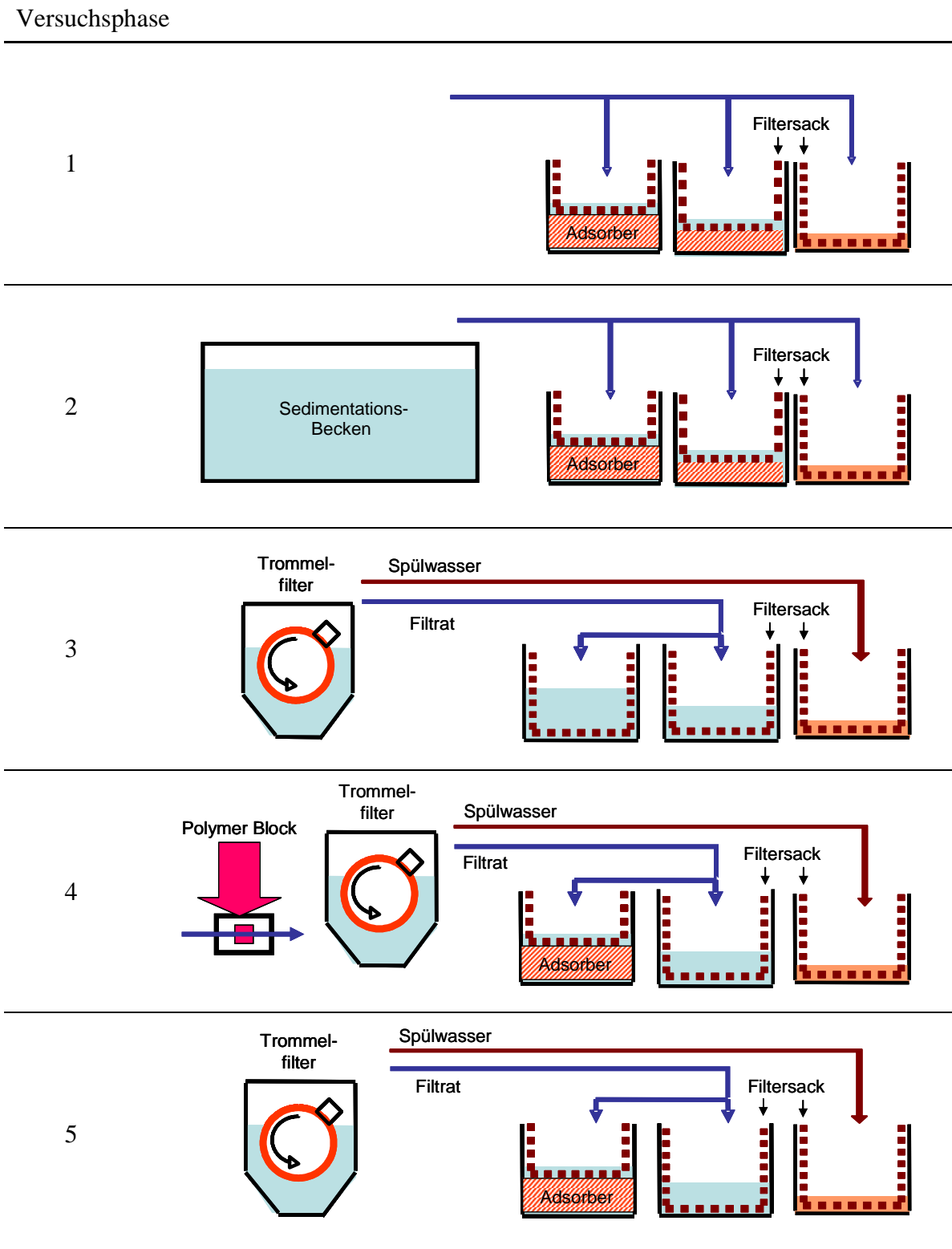
3.2 Versuchsplan

Das zur Versuchsanlage gepumpte Strassenabwasser wurde in fünf Versuchsphasen über zwei Jahre unterschiedlich behandelt. Die Tabelle 1 und Tabelle 2 geben einen Überblick über die Installationen und beprobten Systeme in den fünf unterschiedlichen Versuchsphasen.

Tabelle 1: Zeiträume und untersuchte bzw. beprobte Strassenabwasserbehandlungssysteme in den fünf Versuchsphasen

Versuchsphase	Zeitraum	Untersuchte/Beprobte Strassenabwasserbehandlungssysteme
1	Aug 02 - Nov 02 ; Nov 02 - März 03: nur Geotextilsäcke	Rohwasser (unfiltriert) Filterkolonne mit Geotextilsack und 30cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack und 10cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack
2	Mai 03 - Sep 03	Rohwasser vor Absetzbecken Abwasser nach Absetzbecken Filterkolonne mit Geotextilsack und 30cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack und 10cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack
3a	Nov 03 - März 04	Rohwasser vor Trommelfilter (grobes Filtertuch) Abwasser nach Trommelfilter (grobes Filtertuch) Filterkolonne mit Geotextilsack Filterkolonne mit Geotextilsack Spülwasser des Trommelfilters nach Geotextilsack
3b	März 04 - Juli 04	Rohwasser vor Trommelfilter (feines Filtertuch) Abwasser nach Trommelfilter (feines Filtertuch) Filterkolonne mit Geotextilsack Filterkolonne mit Geotextilsack Spülwasser des Trommelfilters nach Geotextilsack
4	Juli 04 - Sep 04	Rohwasser vor Trommelfilter Abwasser nach Trommelfilter mit Polymer im Zulauf Filterkolonne mit 30cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack Spülwasser des Trommelfilters nach Geotextilsack
5	Sep 04 - Nov 04	Rohwasser vor Trommelfilter Rohwasser nach Trommelfilter Filterkolonne mit 30cm FeOH Filterkolonne mit Geotextilsack Spülwasser des Trommelfilters nach Geotextilsack

Tabelle 2: Behandlungsschemata der fünf Versuchsphasen



Auf die unterschiedlichen Versuchsphasen und deren Behandlungsmethoden wird im Kapitel 5 (Die Behandlung des Strassenwasserabflusses) genauer eingegangen.

3.3 Geotextilsack und Adsorberschicht

Der verwendete Geotextilsack war so aufgebaut, dass partikuläres Material bis ca. 2 µm Korndurchmesser zurückgehalten werden kann (Abbildung 3).

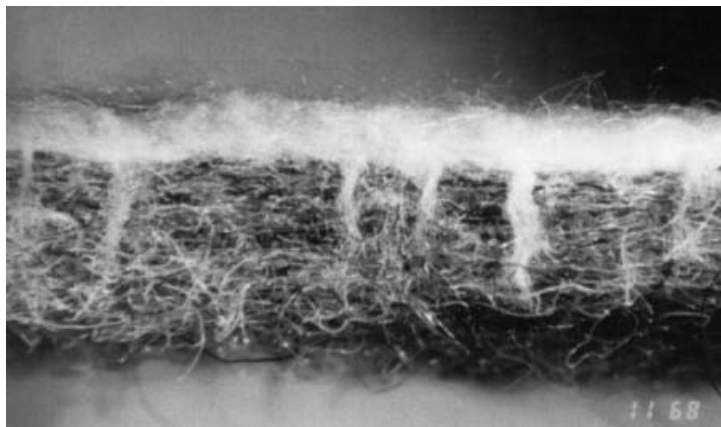


Abbildung 3 Aufbau des Geotextilsackes aus Polypropylen- und Polyester-Fasern

Der Adsorber zur Fixierung der gelösten und feinkolloiden Stoffe bestand aus einem Korngemisch, das jeweils zur Hälfte aus granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalksand aufgebaut war. Zwei unterschiedliche Schichtdicken mit 10 und 30 cm Adsorbermaterial wurden untersucht.

3.4 Nass- und Trockendepositionsmessungen

In der Nähe der Versuchsanlage wurde – ebenfalls an der Kirchbergstrasse – ein spezielles Gerät zur Bestimmung von Depositionen im unmittelbaren Einflussbereich der Strasse und getrennt nach Nass- und Trockenperioden aufgestellt. Dieser Sammler wurde von der Eawag zur Beprobung atmosphärischer Depositionen entwickelt und dem Strassenwasserprojekt während der Projektdauer zur Verfügung gestellt. Am gleichen Ort wurde auch ein Bergerhoff-Topf zur Bestimmung der atmosphärischen Gesamtdeposition installiert.

3.5 Probenahme und Analytik

Das Strassenabwasser wurde jeweils im Zulauf und im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen beprobt und auf die chemische Zusammensetzung hin untersucht. Die Probenahme wurde in zwei verschiedene Probenahmemethoden unterteilt. Für die Bestimmung der Jahresfrachten und der Langzeitentwicklung der Zusammensetzung des Strassenabwassers sowie der Ablaufkonzentrationen der unterschiedlichen Behandlungsstufen wurden pro 1000 Liter abfließendem Wasser 0.1 Liter Probe in einem Tank gesammelt und monatlich analysiert (Sammelproben). Für dynamische Betrachtungen hingegen sind die Bestimmung von Maximalwerten und der zeitliche Verlauf der relevanten Stoffkonzentrationen und –frachten im Strassenabwasser während eines intensiven Regenereignisses von Bedeutung (Dynamische Probenahme).

Sämtliche Proben des Projektes wurden vom Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern auf folgende Inhaltsstoffe und Parameter hin untersucht:

Tabelle 3: Analysenparameter und deren Analyseverfahren sowie Bestimmungsgrenzen (GBL Kanton Bern).

	Parameter	Bestimmungsgrenze		Analysenmethode
Sammelproben	Calcium (Ca)	0.5	mg Ca l ⁻¹	Mikrowellenaufschluss mit Salpetersäure, Messung mit ICP-AES
	Cadmium (Cd)	0.0005	mg Cd l ⁻¹	
	Chrom (Cr)	0.002	mg Cr l ⁻¹	
	Kupfer (Cu)	0.001	mg Cu l ⁻¹	
	Eisen (Fe)	0.01	mg Fe l ⁻¹	
	Nickel (Ni)	0.004	mg Ni l ⁻¹	
	Blei (Pb)	0.004	mg Pb l ⁻¹	
	Zinn (Sn)	0.04	mg Sn l ⁻¹	
	Zink (Zn)	0.004	mg Zn l ⁻¹	
	Gesamt P	0.005	mg P l ⁻¹	Oxisolv®-Aufschluss, Segmentfluss Analysen-system von SKALAR
	Gesamt N	0.2	mg N l ⁻¹	
	GUS	10	mg l ⁻¹	
	DOC	0.5	mg C l ⁻¹	Membranfiltration 0.45 µm und TOC-Analyser SHIMADZU 5000
Dynamische Proben (zusätzlich zu den oben genannten)	Methyl-tert-butylether (MTBE)	0.1	µg l ⁻¹	statische Head-Space-Technik und kombinierte Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MSD)
	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	0.01 * 0.16 **	µg l ⁻¹	kombinierte Kapillargaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS)
	Kohlenwasserstoffe	1	mg l ⁻¹	Extraktion und IR-Spektroskopie
	Leitfähigkeit			Leitfähigkeitsmessgerät mit 1 cm-Platinelektrode
	Alkalinität bis pH 4.3	0.1	mV l ⁻¹	Titration auf pH 4.3 mit Salzsäure
	pH-Wert			potentiometrisch (Messelektrode mittels pH-Puffern kalibriert)

* Einzelsubstanz; ** Summe 16 EPA PAK

4 Die Charakterisierung des Strassenwasserabflusses

Im Folgenden werden die analytischen Untersuchungen des Strassenabwassers unter zwei unterschiedlichen Aspekten getrennt diskutiert. Einerseits war der längerfristige durchschnittliche Verlauf der Inhaltsstoffe im Regenwasserabfluss sowie die damit abgeschwemmten Frachten von Bedeutung und andererseits interessierten die dynamischen Verläufe der Inhaltsstoffe und der Wassermengen im Zuge einzelner Regenereignisse. Letztere Untersuchungen erfordern einen grossen messtechnischen und analytischen Aufwand. Die Anzahl der beprobten Regen wurde deshalb auf sieben Ereignisse beschränkt.

4.1 Durchschnittliche Stoffkonzentrationen im Strassenabwasser

Insgesamt betrug die Dauer der Entnahme 1-monatiger Sammelproben zwischen August 2002 und November 2004 mehr als zwei Jahre. Es ist zu bemerken, dass die Probenahme des Strassenabwassers nach dem Sammeln im Pumpschacht und dem Pumpen zur Pilotanlage erfolgte und deshalb ein noch zu quantifizierender Verlust an partikulärem Material durch Absetzvorgänge im Strassenschacht unvermeidbar war. Die Mittelwerte und Standardabweichungen sind für alle in den Sammelproben gemessenen Parameter in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Mittelwerte und Standardabweichungen der Sammelproben im Strassenabwasser über 2 Jahre; Gesamtgehalte

		Mittelwert	Standardabweichung
GUS	mg l ⁻¹	100.3	62.3
Calcium (Ca)	mg l ⁻¹	26.6	10.7
Phosphor (P)	mg l ⁻¹	0.3	0.13
Stickstoff (N)	mg l ⁻¹	2.3	1.0
Eisen (Fe)	mg l ⁻¹	2.9	1.6
Cadmium (Cd)	µg l ⁻¹	0.8	0.3
Chrom (Cr)	µg l ⁻¹	10.2	6
Kupfer (Cu)	µg l ⁻¹	56.5	31
Nickel (Ni)	µg l ⁻¹	7.0	3.3
Blei (Pb)	µg l ⁻¹	23.1	13
Zink (Zn)	µg l ⁻¹	299	172

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen in den Monatssammelproben erweist sich als ausgeglichen. Abbildung 4 zeigt alle gemessenen Parameter im Laufe der 2 Jahre (log-Massstab). Gewisse grössere Konzentrationsschwankungen könnten durch das unregelmässige Aufschlännen von Sedimenten im Strassenschacht verursacht worden sein.

Wie bereits erwähnt, sind die angezeigten Werte vor allem für partikuläres Material zu gering. Ein Vergleich mit den Konzentrationen im gleichen Strassenabwasser im Bereich der parallel durchgeführten Bankettuntersuchungen (Eawag et al., 2005b) erlaubt eine bessere Beurteilung der Stoffkonzentrationen.

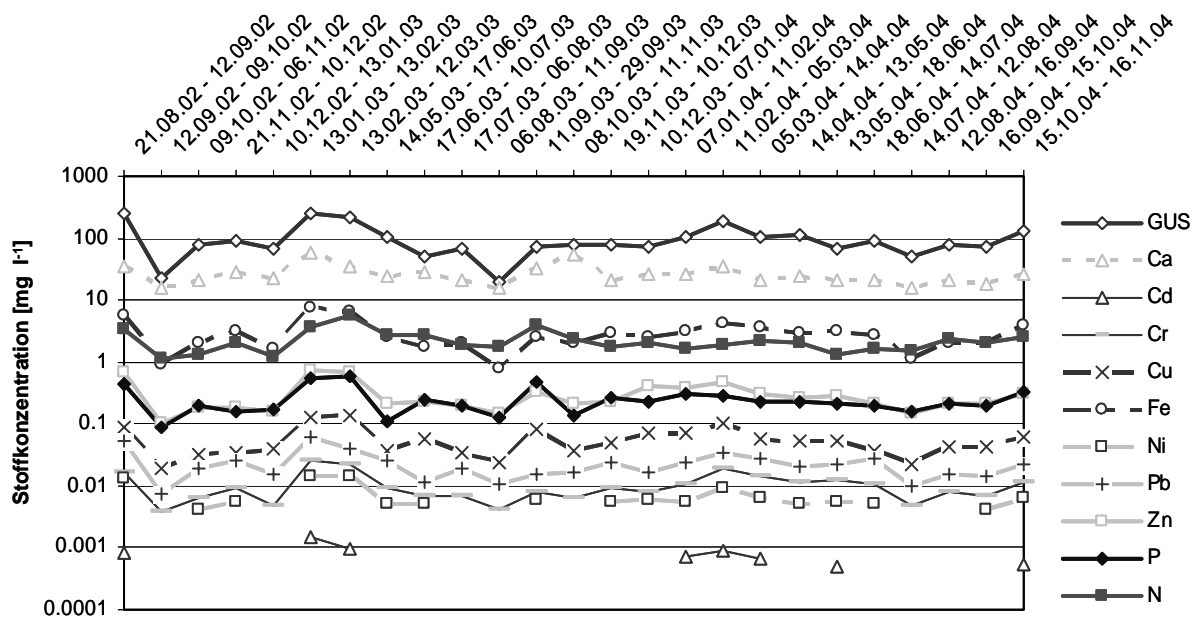


Abbildung 4: Verlauf der analysierten Stoffparameter (Gesamtgehalte) im Strassenabfluss

Der Vergleich der beiden Messungen in Tabelle 5 zeigt, dass für GUS ($0.45 \mu\text{m}$) sowie Chrom, Zink und Eisen die Konzentrationen im Strassenabwasser der Pilotanlage 20 % - 30 % tiefer sind als diejenigen im Bankettversuch. Kupfer, Nickel, und Phosphor liegen 0 % - 10 % tiefer, während für Blei, Stickstoff und Calcium die Konzentrationen im Strassenabwasser der Pilotversuche erhöht sind.

Tabelle 5 Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen (Gesamtgehalte) im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettversuche während der Periode mit parallelen Probenahmen

	Strasse		Bankett		Strasse/Bankett	VSA	
	Mittelwert	\pm Standardabweichung	Mittelwert	\pm Standardabweichung	%	Richtlinie	
GUS	mg/l	100.3	62.3	149	43	67.3	240
Ca	mg/l	26.6	10.7	21.1	4	128.7	-
P	mg/l	0.3	0.13	0.3	10	82.0	0.7
N	mg/l	2.3	1	2.4	0.5	99.6	7.6
Fe	mg/l	2.9	1.6	3.9	1.2	75.9	6
Cr	$\mu\text{g/l}$	10.2	6	16.1	4	66.5	15
Cu	$\mu\text{g/l}$	56.5	31	65.6	21	91.3	150
Ni	$\mu\text{g/l}$	7	3.3	7.4	1.9	93.4	40
Pb	$\mu\text{g/l}$	23.1	13	24.2	8	94.0	30*
Zn	$\mu\text{g/l}$	298.6	172	436.4	155	70.7	500

* Pb wurde den neusten Erkenntnissen entsprechend angepasst

Der zeitliche Verlauf der beiden Datenserien zeigt jedoch, dass diese Unterschiede lediglich auf zwei nicht weiter erklärbare Konzentrationsspitzen im Strassenabwasser der Pilotversuche zurückzuführen sind, die Konzentrationen dieser Parameter aber sonst einen vergleichbar gleichen Verlauf aufweisen. Cadmium kann aufgrund der ungleichen Zeitreihen nicht

verglichen werden. Zur Beurteilung der Strassenabwasserkonzentrationen und -frachten sowie Stoffflussbetrachtungen an Strassen sind die Konzentrationen der Bankettversuche als etwas realistischere Werte bei zu ziehen. Die Konzentrationen im Strassenabwasser der Pilotversuche sind jedoch im Folgenden wichtige Informationen zur Evaluation der Eliminationsleistung der Pilotanlagen. Die analysierten Werte entsprechen dem Zulauf zu den Strassenabwasserbehandlungsanlagen.

Tabelle 5 zeigt auch einen Vergleich mit den in den VSA-Richtlinien zur Regenwasserentsorgung (VSA, 2002) angegebenen Konzentrationswerten. Diese entstammen verschiedenen Literaturstellen, die meist sehr stark belastete Strassen und Autobahnen zum Inhalt hatten. Für die meisten Parameter liegen diese Werte deshalb meist über den in Burgdorf gemessenen Konzentrationen.

Die folgende Abbildung 5 illustriert den Verlauf der partikulären Stoffe im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen im Laufe der Untersuchungszeit. Die Daten weisen nach, dass in den Bankettversuchen über die meiste Zeit höhere GUS-Konzentrationen vorhanden waren.

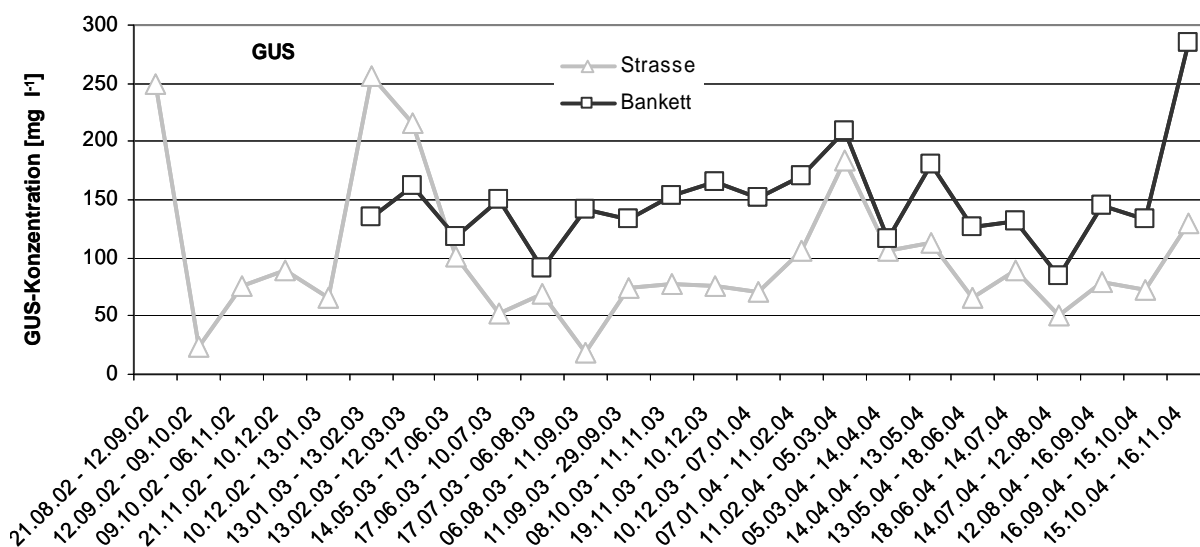


Abbildung 5: Verlauf der GUS-Konzentrationen im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit

Im Weiteren zeigt Abbildung 6 die Verläufe der Schwermetalle Eisen, Zink, Kupfer und Chrom, die typischerweise ebenfalls erhöhte Konzentrationen in den Bankettversuchen ergaben, während Abbildung 7 die Stoffe Calcium, Stickstoff und Blei mit sehr ähnlichem Verlauf der beiden Untersuchungen wiedergibt.

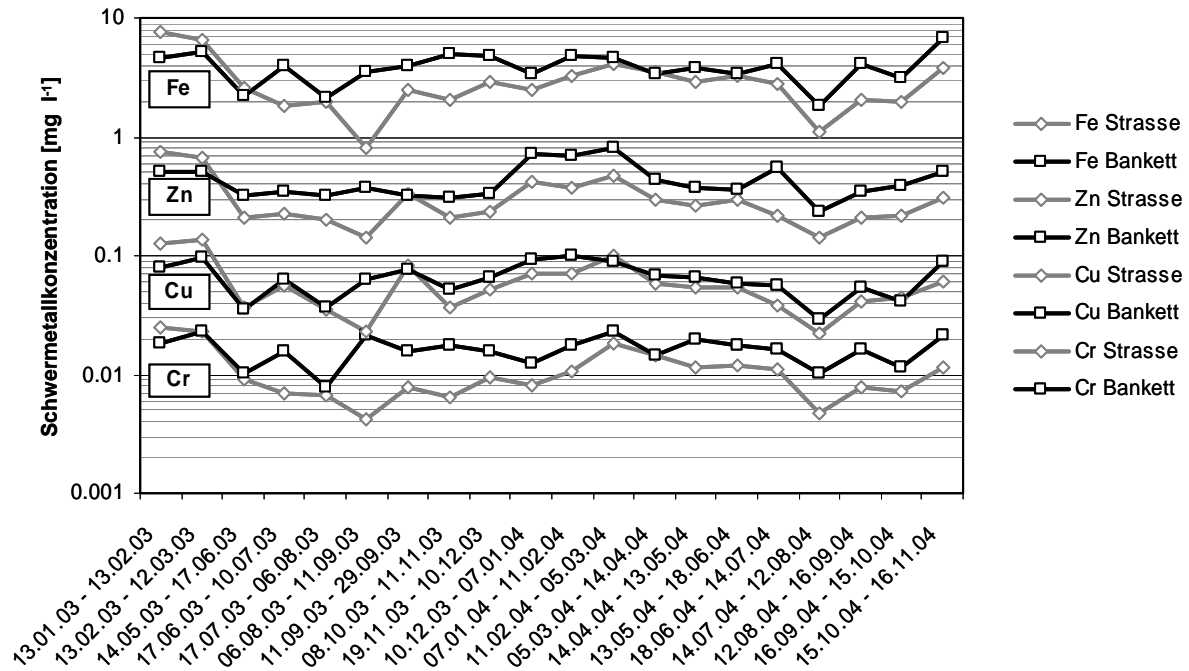


Abbildung 6: Verlauf der Konzentrationen von Eisen, Zink, Kupfer und Chrom (Gesamtgehalte) im Strassenabwasser der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit

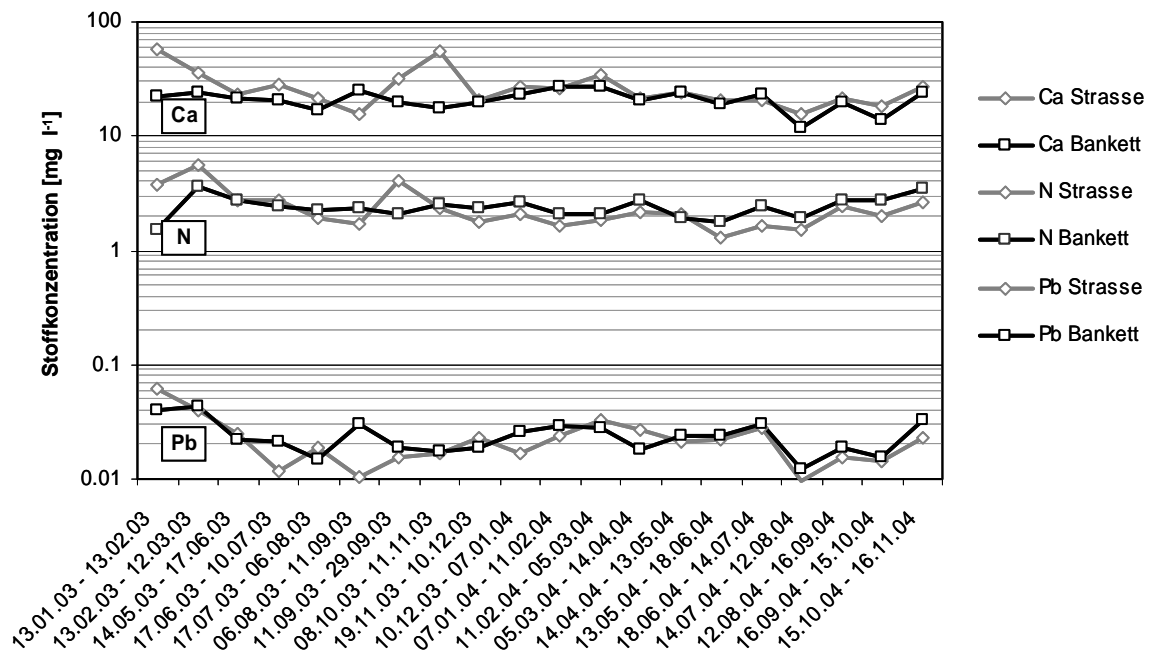


Abbildung 7: Verlauf der Konzentrationen von Calcium, Stickstoff und Blei im Strassenabwasser (Gesamtgehalte) der Pilotversuche und der Bankettuntersuchungen über die gesamte Versuchszeit

4.2 Frachten der untersuchten Qualitätsparameter

Die für Frachtberechnungen notwendige Wassermengenmessung im Schacht der Strassenanlage war relativ ungenau und enthält Ausfälle der Datenserien. Es wurden deshalb zusätzliche Berechnungen angestellt, um die Daten zu überprüfen und zu vervollständigen.

Mit einem an der Eawag entwickelten Programm zur Berechnung von Oberflächenabflüssen von kleineren Oberflächen (Simsicky) wurden auf der Basis der Regenmengenmessungen die Abflussmengen simuliert. In Abbildung 8 können die Ergebnisse mit den gepumpten Mengen aus dem Sammelschacht in die Strassenanlage verglichen werden. Die Datenreihen wurden auf die Einmonatsperioden der Sammelproben aufgearbeitet. Die Abbildung zeigt, dass während einiger Phasen die Pumpmengen höher, häufig aber niedriger waren als dies aus der Abflussberechnung hervorgeht. In der Folge wurden für die Frachtberechnungen die simulierten Abflussmengen verwendet.

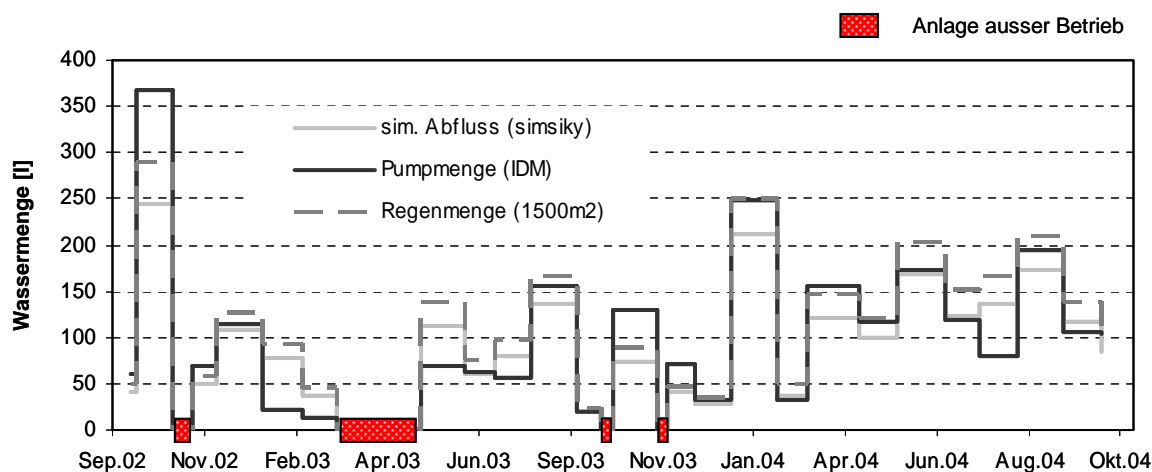


Abbildung 8: Regenmengen, berechnete und gemessene Abflussmengen über die gesamte Versuchsperiode

Aus den Sammelproben und den zugehörigen Abflussmengen wurden die über einen längeren Zeitraum anfallenden Frachten berechnet. Die Frachtverläufe wurden in spezifische Frachten pro Strassenfläche umgerechnet. Diese sind für GUS und Cadmium in Abbildung 9 und für Chrom, Kupfer, Blei und Zink in Abbildung 10 aufgezeichnet.

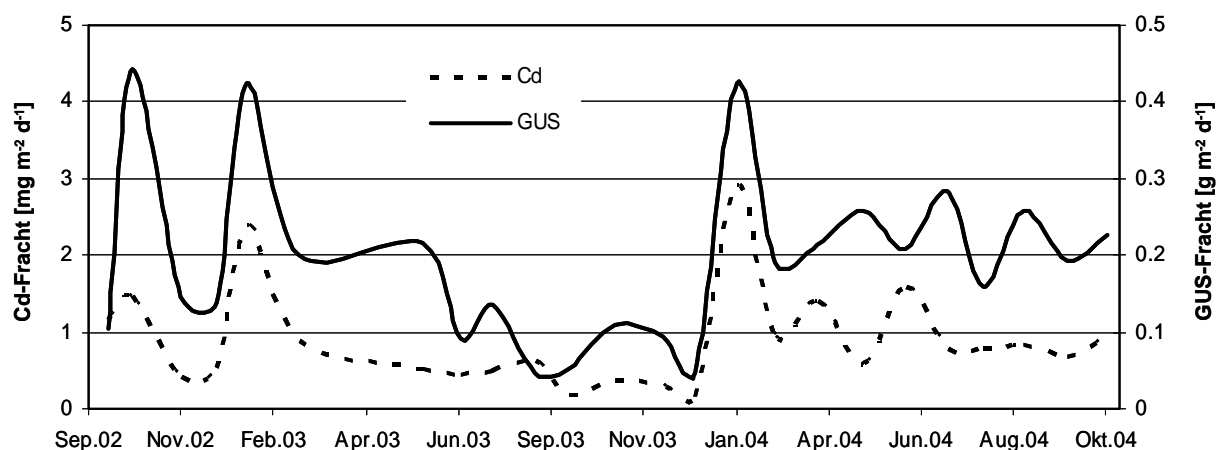


Abbildung 9: Frachtverlauf von GUS und Cadmium über die gesamte Untersuchungsperiode (Messung Strassenschacht)

Aus den Daten ist ersichtlich, dass enorme Frachtschwankungen von Monat zu Monat existieren, die zwei- bis dreimal über und bis viermal unter den Mittelwerten liegen. In Bezug

auf jahreszeitliche Schwankungen können keine Abhängigkeiten von der Jahreszeit identifiziert werden.

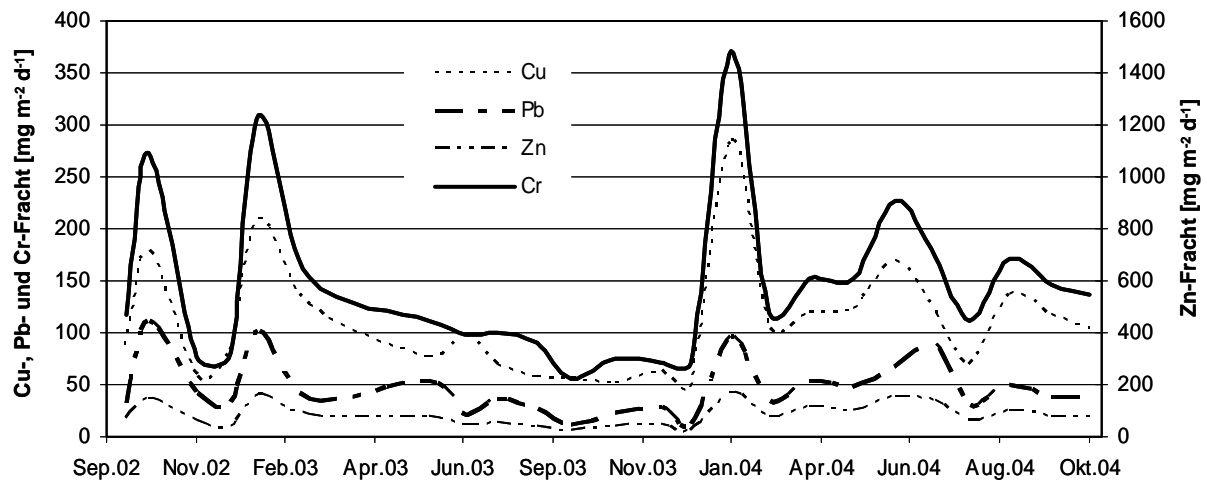


Abbildung 10: Frachtverlauf der Schwermetalle Chrom, Kupfer, Blei und Zink über die gesamte Untersuchungsperiode (Messung Strassenschacht)

Aus der Summe der Frachten und der Summe der berechneten Abflussmengen wurden die mittleren Frachten über die ganze Versuchszeit ermittelt. Sie können in unterschiedlichen Einheiten ausgedrückt und mit Erfahrungsdaten aus der Literatur verglichen werden. Dabei ist zu betonen, dass es sich bei den Frachten lediglich um den über das Strassenabwasser abgeführten Anteil handelt. Die Gesamtemissionen des Verkehrs sind erheblich grösser. Wie bereits früher gezeigt, sind zwei Datenreihen des Strassenabwassers vorhanden, nämlich diejenige aus dem Mess- bzw. Sammelschacht der Pilotanlage und diejenige der Bankettuntersuchungen. Da letztere Untersuchung die realistischeren Resultate ergab (vgl. Kap. 4.1), sind hauptsächlich die Auswertungen mit den Konzentrationen der Bankettuntersuchungen als massgebend zu betrachten.

In Tabelle 6 sind die in Burgdorf in der Strassenanlage und beim Bankett ermittelten Jahresfrachten pro Hektar Strassenfläche angegeben. Vergleichsmessungen stehen aus Strassenabwasseruntersuchungen der Eawag an einem Autobahnabschnitt in Winterthur ZH (SUTER, 1998) und von einer schwächer belasteten Strasse in Augsburg, Deutschland (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004) zur Verfügung. Im Vergleich gegenüber der Autobahn sind in Burgdorf die hohen Zink-Abschwemmungen hervorzuheben. Die hohen Zink-Konzentrationen in Augsburg wurden durch eine im Bereich der Probenahme installierte, verzinkte Leitplanke erklärt. Ansonsten liegen die Abschwemmungen der meisten Parameter wie erwartet zwischen den Werten der Autobahn und der schwach belasteten Strasse.

Tabelle 6: *Flächenspezifische Abschwemmraten im Strassenabwasser bei den Burgdorfer Untersuchungen und bei Untersuchungen an andern Strassen.*

		Strasse Burgdorf 17'000 DTV 7.5 m breit Bankett	Strasse Burgdorf 17'000 DTV 7.5-12 m breit Sammelschacht	Autobahn Winterthur 26'000 DTV 25m breit	Strasse Augsburg 6'800 DTV 7.5m breit
GUS	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-	709	-	-
Cd	g ha ⁻¹ a ⁻¹	4.0	3.2	30	2.7
Cr	g ha ⁻¹ a ⁻¹	119.4	75.4	-	-
Cu	g ha ⁻¹ a ⁻¹	470.9	398.1	1070	293
Pb	g ha ⁻¹ a ⁻¹	179.2	170.2	560	122
Zn	g ha ⁻¹ a ⁻¹	3231.4	2096.2	1990	3400*

*Zn-Abschwemmungen u.a. von Leitplanken

Tabelle 7 zeigt die pro Quadratmeter Strassenfläche ausgedrückten Tagesfrachten im Strassenabwasser der beiden Untersuchungen. Die Frachten werden ins Verhältnis gesetzt zu den Emissionsschätzungen aus dem Bankettbericht. Die in der Tabelle angegebenen Prozentwerte sind Schätzungen des im Strassenabwasser abgeführten Anteils der Gesamtemissionen. Es zeigt sich deutlich, dass im untersuchten Strassenabschnitt andere bauliche Verhältnisse zu einem wesentlich höheren Abwasseranteil führen, der über das Strassenabwasser wegtransportiert wird. Während beim Bankett im offenen Gelände lediglich etwa 17 - 25 % der Schwermetalle über das Strassenabwasser abgeschwemmt werden, sind es im verbauten Abschnitt Anteile im Bereich von 50 % und mehr.

Die Emissionsanteile von Kupfer konnten dabei nicht wie die anderen Metalle berechnet werden. Die Kupferanalysen bei den Bankettuntersuchungen und beim kanalisierten Abwasser zeigten gegenüber den anderen Metallen Abweichungen, die auf eine stark erhöhte Kupferemission im Innerorts-Bereich hinwiesen. Dies kann mit den in weit stärkerer Masse auftretenden Bremsaktivitäten der Fahrzeuge im Bereich der Strassenabwasseruntersuchungen erklärt werden. Unter der Annahme, dass Kupfer in ähnlichen Anteilen wie Zink und Blei über das Strassenabwasser abgeschwemmt werden (Mittel ca. 50 %), so lässt sich die Gesamtkupfer-Emission im Bereich der kanalisierten Strasse auf ca. 250 µg Cu/m² und Tag abschätzen. Bei den Bankett-Untersuchungen ausserorts wurde dieser Wert zu lediglich 100 µg Cu/m² und Tag geschätzt.

Tabelle 7: *Emissionen des Strassenverkehrs und Anteil im Strassenabwasser*

Einheit	Emissionen Bankett- bericht	Strassenabwasser gemessen (Konzentrationen Strasse)	Anteil Strassen- abwasser an Gesamt- Emission [%]	Strassenabwasser gemessen (Konzentrationen Bankett)	Anteil Strassen- abwasser an Gesamt- Emissionen [%]	
Cd	[µg m ⁻² d ⁻¹]	2.3	1.0	42	1.2	52
Cr	[µg m ⁻² d ⁻¹]	77.1	23.0	30	34.8	45
Cu	-	100	128	-	-	-
Pb	[µg m ⁻² d ⁻¹]	94.8	50.5	53	52.5	55
Zn	[µg m ⁻² d ⁻¹]	1383	656	47	945	68

4.3 Dynamische Untersuchung von Regenereignissen

Sollen die Abwässer von Strassen in Gewässer eingeleitet werden, sind nicht nur die langfristigen Mittelwerte der Schadstoffe, sondern auch die kurzfristig dynamischen Konzentrationen für die Gewässerbelastung von Bedeutung. Zur Abschätzung dieser Stoffdynamik wurden in der Versuchsanlage dynamische Probenahmen in hoher zeitlicher Auflösung durchgeführt. Aufgrund der Konstruktion der Versuchsanlage sind bestimmte Faktoren wie das Sammeln des Strassenabwassers im Pumpenschacht und anschliessendes Pumpen zum Messcontainer bei der Auswertung zu berücksichtigen, da sie ein Ereignis während der Messung wesentlich beeinflussen.

Insgesamt wurden im Zeitraum der Untersuchungen sieben Einzelregenereignisse detailliert analysiert. Die Ereignisse fanden an folgenden Tagen statt:

- 23. Oktober 2002
- 30. Juni 2003
- 24. Juli 2003
- 3. November 2003
- 11. Juni 2004
- 19. Juni 2004
- 8. Juli 2004.

In Tabelle 8 sind die Ereignisse kurz charakterisiert und in den Grafiken der Abbildung 11 sind die an diesen Tagen vor Ort gemessenen 5-minütigen Regenintensitäten ersichtlich. Für die Untersuchung der Dynamik einzelner Regenereignisse wurden Proben direkt am Anfang sowie nach 5, 10, 20, 40 und 60 Minuten nach Abflussbeginn genommen. Da die Ereignisse in Abhängigkeit von der Zeit beprobt wurden, ist nicht die Niederschlagsdauer oder die Gesamtregenhöhe entscheidend für die Einschätzung und den Vergleich untereinander, sondern die mittlere Intensität des first-flushs. Hierbei können die untersuchten Ereignisse grob in zwei Gruppen eingeteilt werden. Einerseits wurden am 23.10.2002, am 24.07.2003, am 3.11.2003 und am 11.06.2004 Regen mit einer sehr geringen mittleren Intensität des first-flushs unter 0.2 mm/5 min beprobt. Demgegenüber zeichnen sich die 3 anderen Ereignisse durch wesentlich höhere Intensitäten während des first-flushs aus, wobei innerhalb dieser Gruppe wieder deutliche Unterschiede in der Ausprägung sichtbar sind. Besonders das Ereignis vom 8. Juli 2004 ist gekennzeichnet durch sehr hohe Werte sowohl bei den Spitzen- als auch bei den mittleren first-flush-Intensitäten. Die den Ereignissen vorangegangenen Trockenzeiten sind nur beim 30. Juni 2003 (14 Tage) und bei den Ereignissen im Juni 2004 (jeweils 5 Tage) markant.

Tabelle 8: Charakteristische Daten zu den Regenereignissen mit dynamischen Untersuchungen

Ereignis	Trockenzeit [Tage]	Regenhöhe [mm]	Regendauer [min]	Höchste Intensität [mm / 5 min]	Mittlere Intensität first flush [mm / 5 min]	Mittlere Intensität [mm / 5 min]
23.10.2002	1	3.3	160	0.6	0.18	0.10
30.06.2003	14	3.2	20	3.2	0.98	0.98
24.07.2003	1	2.2	80	0.2	0.09	0.07
03.11.2003	1	3.8	220	0.3	0.16	0.07
11.06.2004	5	1.8	75	0.2	0.13	0.13
19.06.2004	5	18	540	2.5	0.57	0.19
08.07.2004	2	27	290	7.3	1.42	0.43

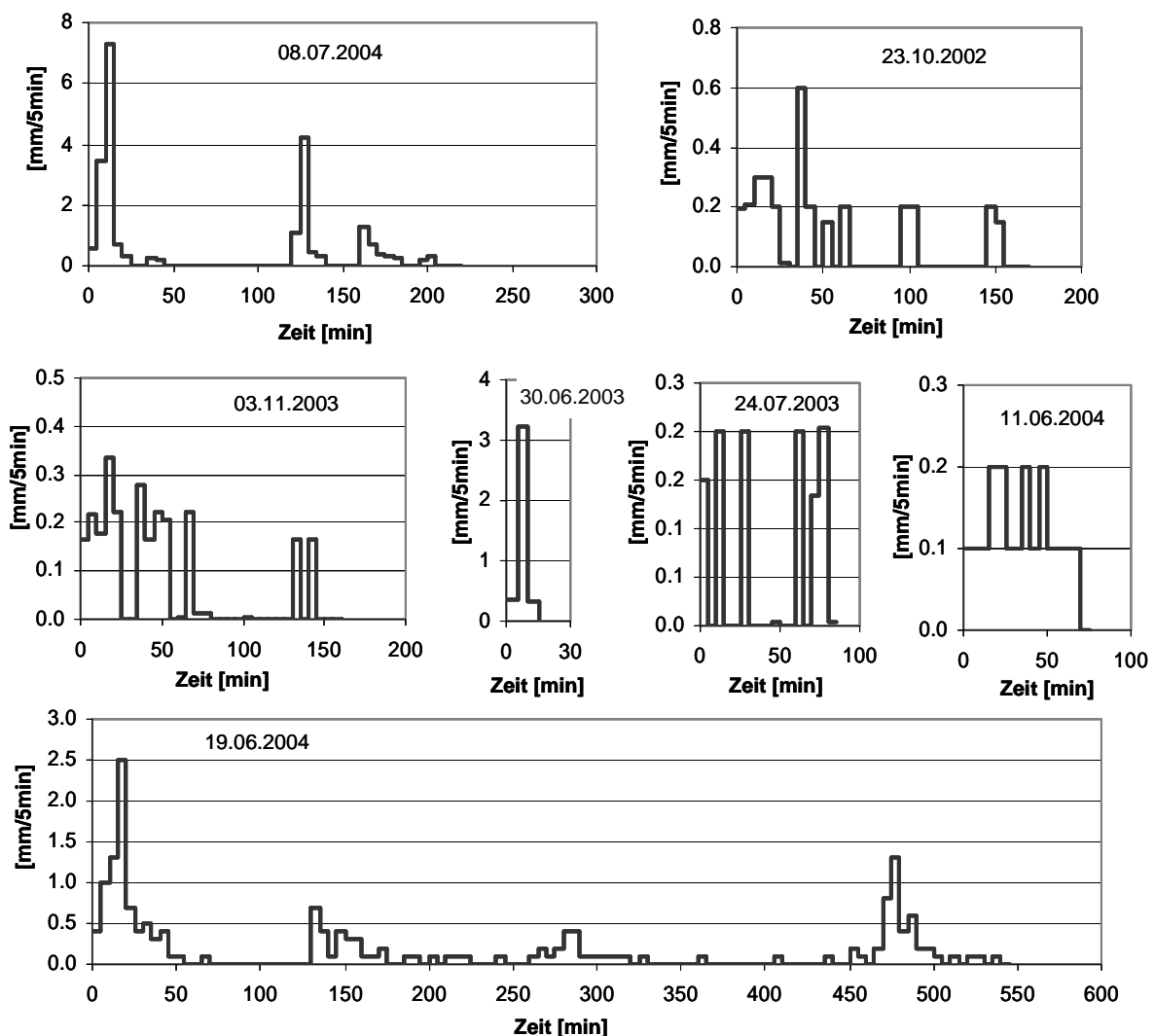


Abbildung 11: Verlauf der Regenintensitäten während der 7 beobachteten Regenereignisse

Die Regenintensitäten wurden mit Hilfe des Programms CODEAU (CODEAU, 1998) in Intensitätskurven umgerechnet, die es ermöglichen, die Regen in Bezug auf ihre Jährlichkeit einzuordnen. Die Intensitäten sind in stündliche Intensitäten umgerechnet, um sie mit statistischen Intensitätsangaben über die in der Gegend von Burgdorf auftretenden Regen zu vergleichen. Ein Vergleich mit den Regenintensitätskurven des Schweizer Mittellandes (VSS,

2000) zu verschiedenen Jährlichkeiten T in Abbildung 12 zeigt, dass der Regen vom 8. Juli 2004 zeitweise eine Intensität eines 1-2-jährlichen Regens erreichte. Die beiden Ereignisse vom 30. Juni 2003 und 19. Juni 2004 bleiben in den beprobten ersten 60 Minuten deutlich unter der 0.5 Jährlichkeitskurve und treten daher mehrmals pro Jahr, aber eher selten auf. Die anderen vier Regen sind sehr häufigen Regenereignissen zuzuordnen und können praktisch jeden Tag auftreten.

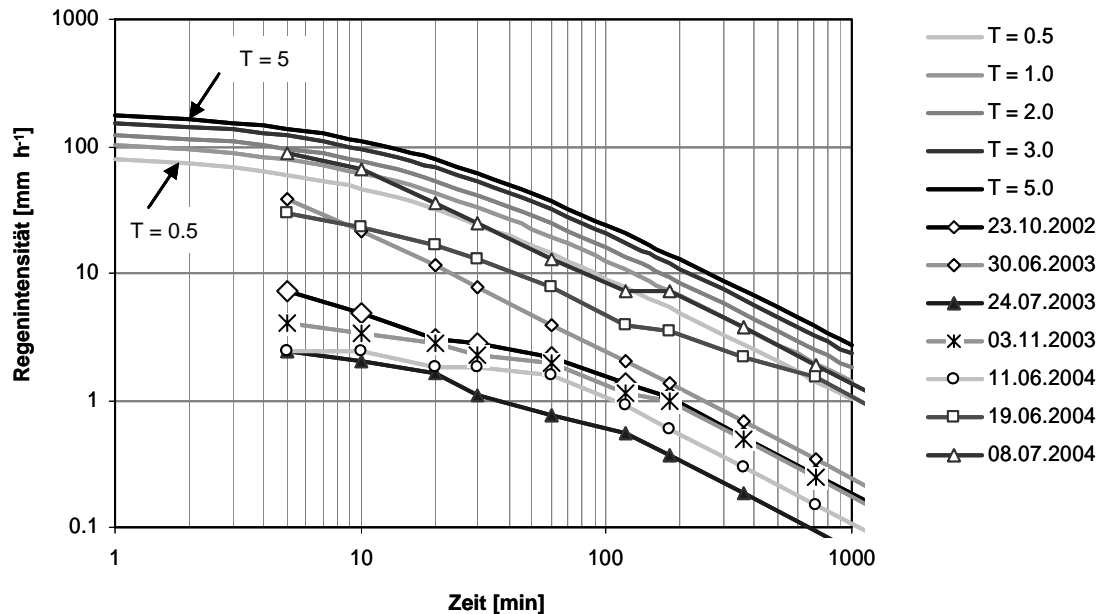


Abbildung 12: Regenintensitätskurven des Schweizer Mittellandes bei Jährlichkeiten von 0.5 bis 5 Jahren und Intensitätsverläufe der gemessenen und beprobten Regenereignisse in Burgdorf

4.4 Darstellung der qualitativen Untersuchungen

Bei den dynamischen Ereignissen wurde das analytische Programm gegenüber den Sammelpunkten erweitert. Die frischen Proben ermöglichten zusätzlich die Analyse der Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Alkalinität, DOC und die Unterscheidung der Schmutzstoffparameter in gelöst ($0.45 \mu\text{m}$ filtriert) und total. Zudem wurden die Parameter polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Methyl-tertiäre Butylether (MTBE) während der Abflussereignisse untersucht. Es zeigte sich durch Doppelanalyse des Strassenabwassers, dass die Probenahme im Pumpschacht bezüglich partikulärer Parameter tiefe Werte ergab. Die Parallelanalyse aus Proben im Messcontainer der Pilotanlage (gepumptes Wasser) zeigten höhere Konzentrationen und eine grössere Dynamik. Leider liegen nicht für alle Ereignisse Doppelbestimmungen vor. Einige Ereignisse wurden nur im Pumpschacht beprobt. Aus den erheblichen Unterschieden der beiden Probenahmestellen ist zu schliessen, dass die Konzentrationen im Pumpschacht wegen Ablagerungen eher zu tief und die Werte im Messcontainer momentan zu hoch sind, weil durch das Pumpen abgelagertes Material zusätzlich aufgewirbelt wurde. Solche Situationen treten jedoch realistischerweise auf, wenn die Ablagerungen in Schlammfassern durch Starkregen aufgewirbelt werden.

4.4.1 Darstellung des Regenereignisses vom 19. Juni 2004

Als Beispiel werden die Auswertungen des Ereignisses vom 19.6.2004 im Detail dargestellt. Alle anderen Ereignisse wurden in gleicher Weise ausgewertet, können jedoch wegen der Datenfülle hier nicht dargestellt werden.

Die gemessenen Regenintensitäten und die Summe der Regenmenge im Verlaufe des Regens sind in Abbildung 13 dargestellt. Insgesamt ergab der Regen vom 19.6.04 eine Abflusssumme von 7.7 Litern je Quadratmeter.

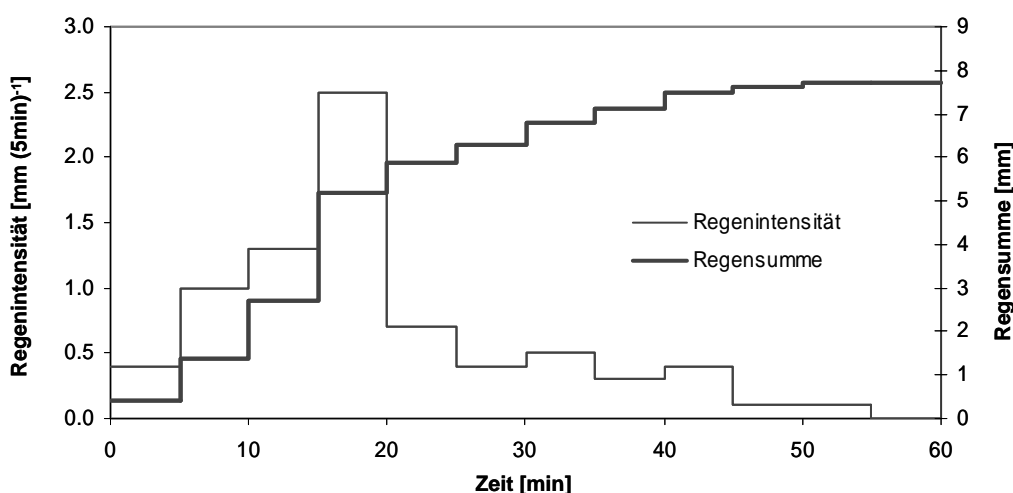


Abbildung 13: Verlauf der Regenintensität, der Regensumme und der Abflusssumme am 19.6.04

Das Ereignis vom 19.6.04 ist geprägt von einem Starkregen, der einen typischen first-flush bewirkt hat. Praktisch alle Parameter zeigen in den ersten 20 Minuten des Abflusses ausgeprägte Konzentrationsspitzen, die im Laufe des Abflussereignisses abgeklungen sind. Auch bei den gelösten Stoffen konnte im Allgemeinen dasselbe, allerdings stärker gedämpfte Verhalten beobachtet werden.

4.4.1.1 Verlauf der Stoffkonzentrationen

Leitfähigkeit, Alkalinität und pH (Abbildung 14)

Die Leitfähigkeit zeigt entsprechend dem Salzgehalt des Abwassers den Verlauf gelöster Stoffe mit einem moderat ausgebildeten first-flush. Zu Beginn erreicht das Abwasser eine hohe Alkalinität und ist auch noch nach Abklingen des Regens gut gepuffert. Es ist deshalb nicht erstaunlich, dass der pH-Wert auf einem praktisch konstanten Wert von ca. 7.3 über den ganzen Abflussvorgang verbleibt.

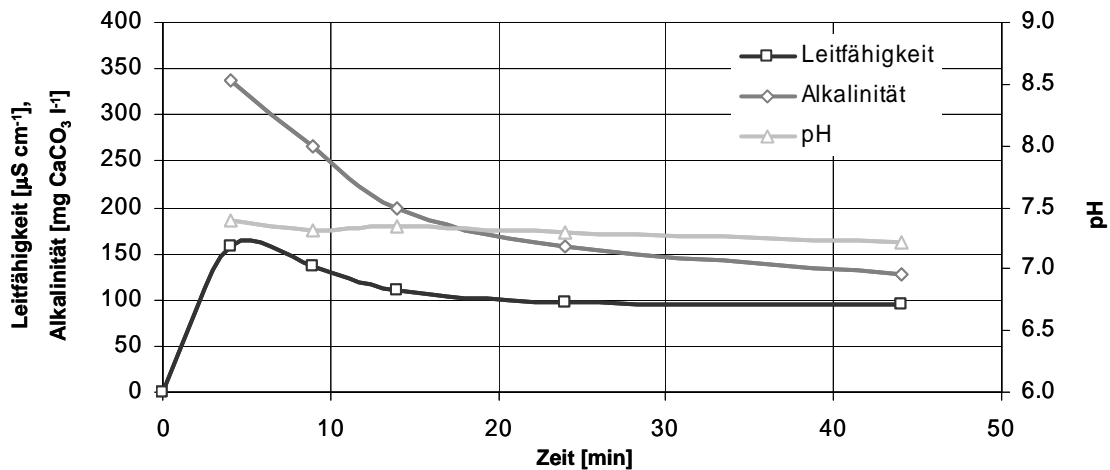


Abbildung 14: Verlauf von Leitfähigkeit, Alkalinität und pH.

Gesamte ungelöste Stoffe (GUS) und Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

GUS ist ein für Strassenabwasser wichtiger Parameter, weil in den GUS alle partikulären Inhaltsstoffe enthalten sind. Da dieser Anteil im Strassenabwasser sehr hoch ist, ist der Verlauf von partikelassoziierten Schwermetallen und PAKs mit dem Verlauf der GUS stark korreliert.

Wie zu erwarten, ist die Abwaschung partikulärer Stoffe von der Strassenoberfläche in einem deutlich ausgeprägten first-flush sichtbar (Abbildung 15).

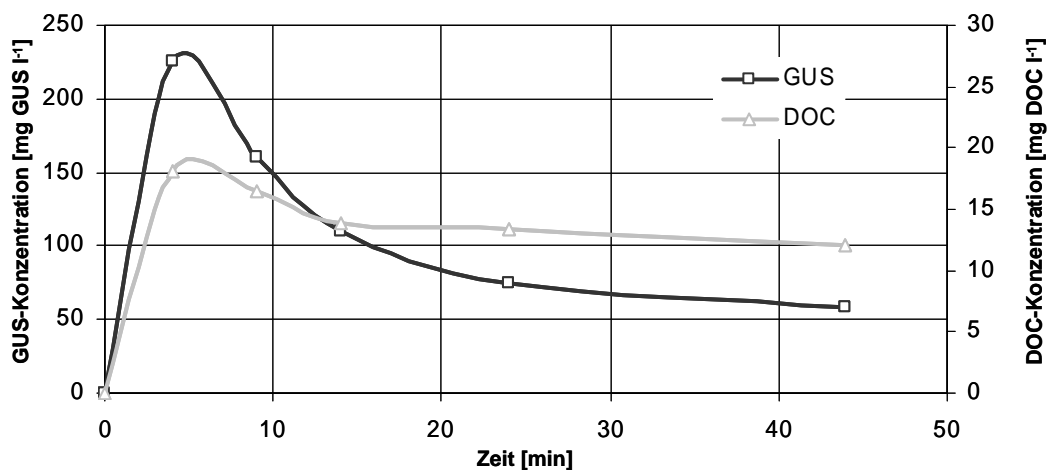


Abbildung 15: Verlauf von GUS und DOC.

Es wird eine Spitzenkonzentration von ca. 230 mg GUS/l erreicht. Am Ende des Regens liegen die GUS-Konzentrationen noch immer über 50 mg GUS/l. Auch der DOC als gelöster Abwasserparameter zeigt ähnlich der Leitfähigkeit einen moderaten first-flush mit Spitzenkonzentrationen von knapp 20 mg C/l.

Verlauf der Schwermetalle (Abbildung 16 - Abbildung 20)

Grundsätzlich zeigen alle Schwermetalle den gleichen Konzentrationsverlauf der totalen und gelösten Fraktionen, nämlich einen ausgeprägten first-flush bei den Total-Konzentrationen und eher geringe Konzentrationsüberhöhungen bei den gelösten Metallen. Es wird nach Auswertung und Diskussion der Frachtverläufe von Interesse sein, die Spitzenwerte mit den frachtgemittelten Ereigniskonzentrationen zu vergleichen und die gelösten, respektive partikulären Anteile im Lauf eines Ereignisses zu verfolgen.

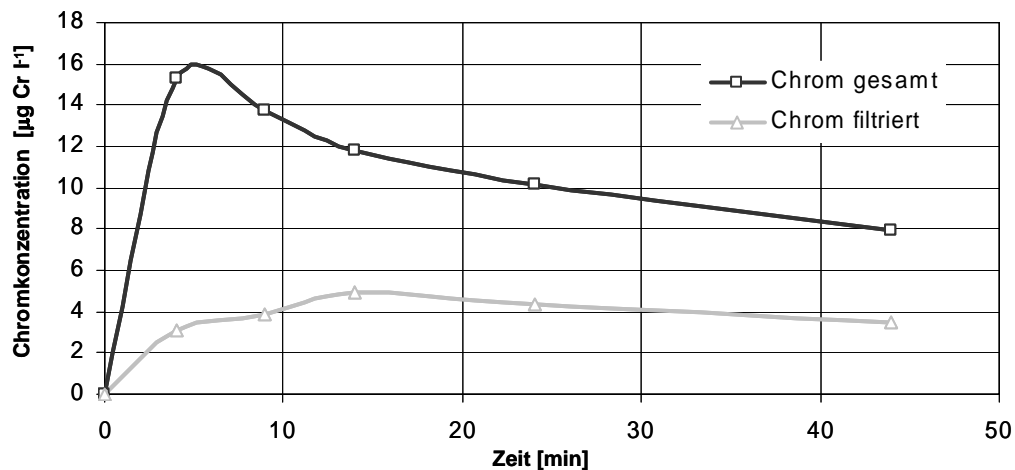


Abbildung 16: Verlauf von totalem und gelöstem Chrom

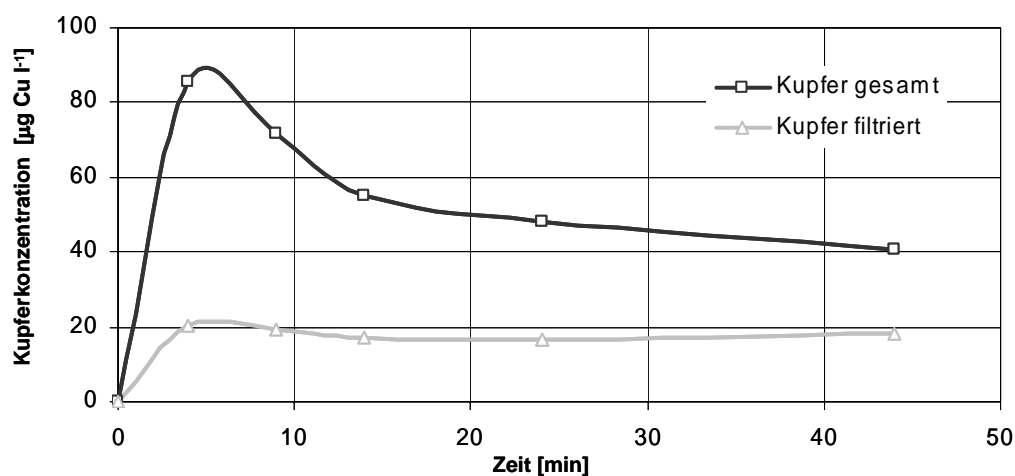


Abbildung 17: Verlauf von Totalem und gelöstem Kupfer

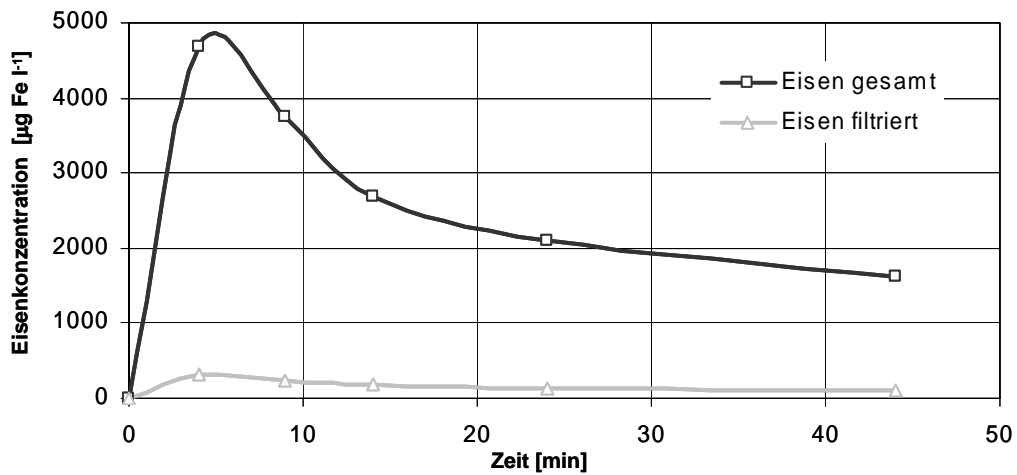


Abbildung 18: Verlauf von totalem und gelöstem Eisen

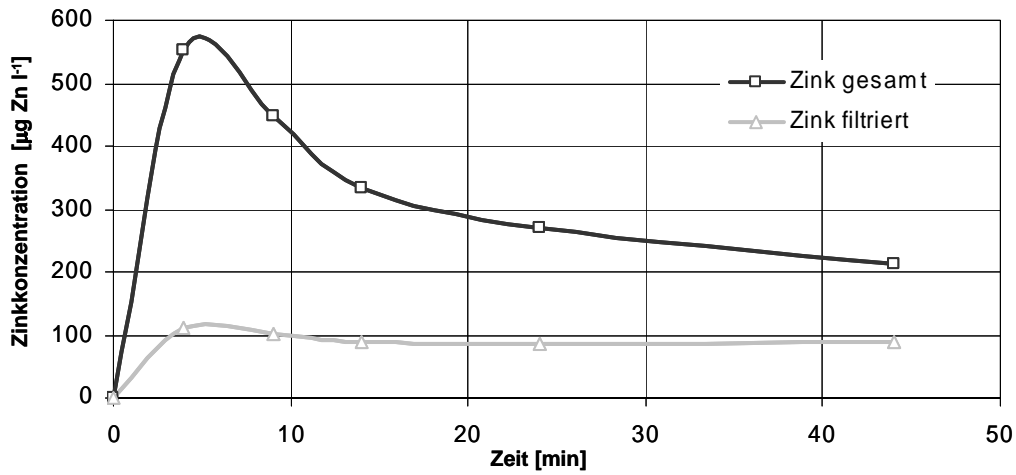


Abbildung 19: Verlauf von totalem und gelöstem Zink

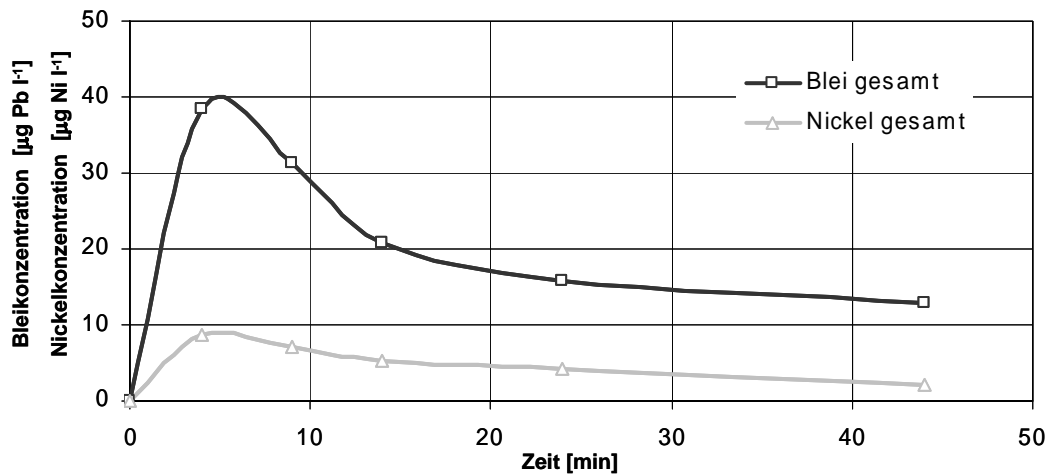


Abbildung 20: Verlauf von totalem und gelöstem Blei

Nährstoffe Phosphor und Stickstoff (Abbildung 21)

Auch die Nährstoffe zeigen dasselbe Bild wie die meisten übrigen Parameter. Phosphor und Stickstoff verlaufen dabei praktisch parallel. Die gelösten Anteile wurden bei diesen Untersuchungen von P und N nicht gemessen.

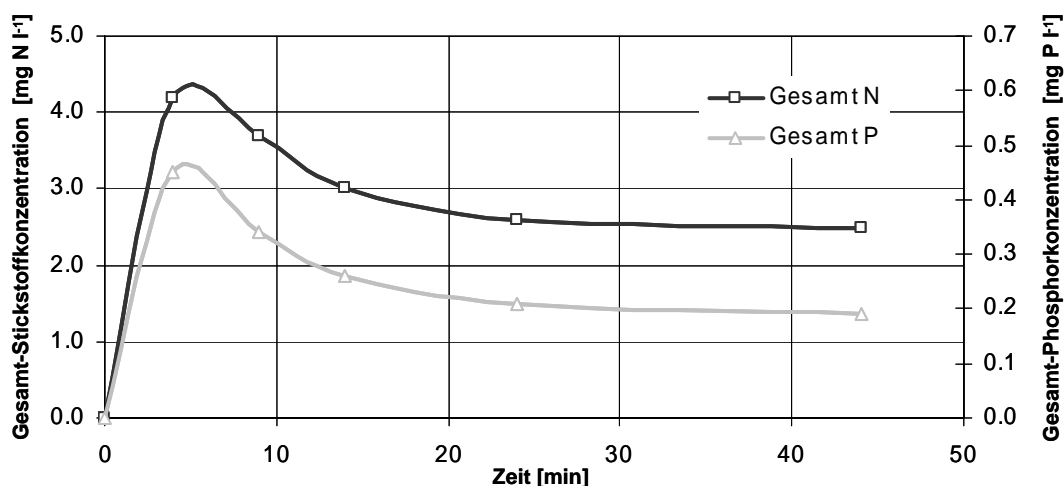


Abbildung 21: Verlauf der Gesamt-Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff

Kohlenwasserstoffe (KW), Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Methyl-tertiäre Butylether (MTBE) (Abbildung 22, Abbildung 23)

Die Konzentrationen und ihr Verlauf sind bei den dynamischen Ereignissen von besonderem Interesse, weil sie in den Sammelproben nicht gemessen wurden. PAKs sind stark in partikulärer Phase vorhanden und zeigen den deutlichsten first-flush. Es werden Spitzenkonzentrationen von 3.2 µg PAK/l erreicht. Demgegenüber weisen die andern organischen Parameter einen etwas abweichenden Verlauf auf. MTBE zeigt einen breiter ausgeformten first-flush als die PAKs, während die Kohlenwasserstoffe keine ausgeprägte first-flush-Form zeigen.

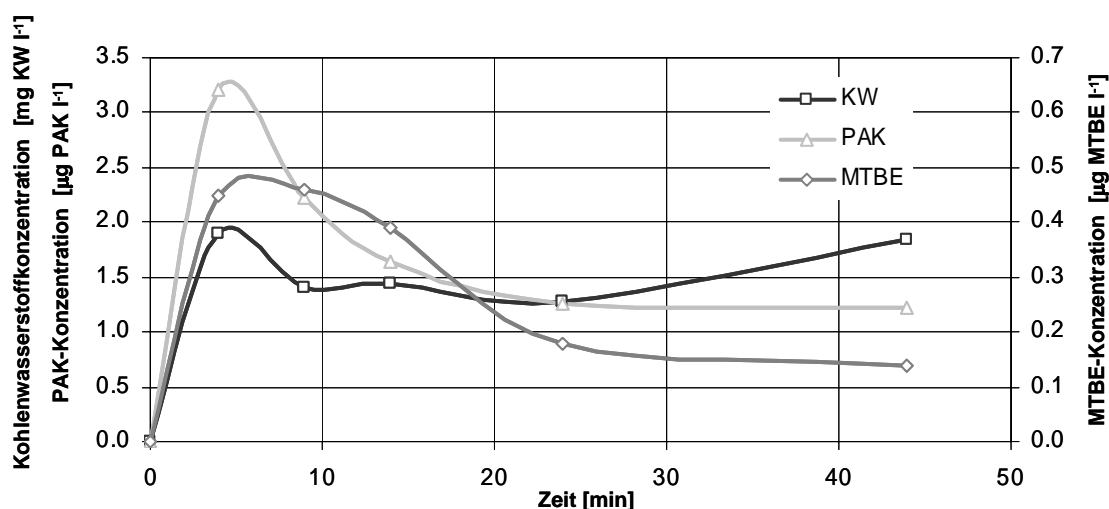


Abbildung 22: Verlauf von Kohlenwasserstoffen, PAKs und MTBE

Die Feinanalyse der PAKs unterteilt in die 16 bekannten PAK-Einzelverbindungen im Laufe des Regenereignisses zeigt, dass sich mit Ausnahme von Chrysen, Fluoranthen, Pyren und Phenanthren, welche eine deutliche Dynamik während des Ereignisses zeigen, die Verteilung der Zusammensetzung der PAKs nicht gross ändert.

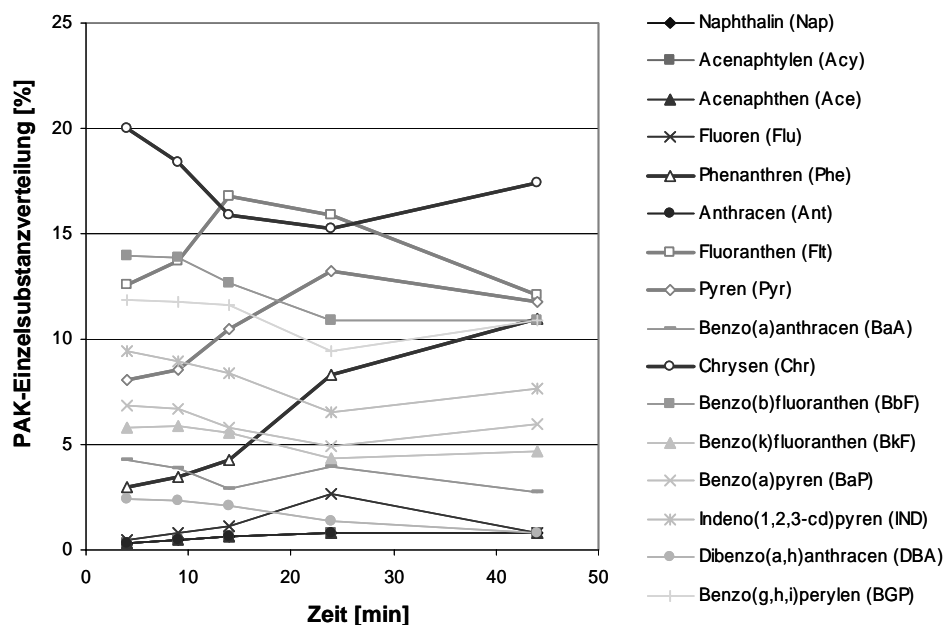


Abbildung 23: Konzentrationen einzelner PAK-Verbindungen im Strassenabwasser zu verschiedenen Zeitpunkten des Abflussereignisses (Zeit in Min.)

4.4.1.2 Verlauf der Stofffrachten

Die Multiplikation der Konzentrationen mit den entsprechenden Wassermengen führen zum Verlauf der Stofffrachten. Im Folgenden werden einige der Stofffrachtverläufe dargestellt. Sie dienen schliesslich zur Berechnung der frachtgemittelten Konzentrationen der Stoffe sowie zur Ermittlung flächenspezifischer Emissionswerte während Regenereignissen. Prinzipiell ist der Frachtverlauf ein Abbild des Stoffanfalls während des Abflussvorgangs. Die Momentanfrachten zeigen deshalb durchwegs die während der Abflussspitze auftretenden maximalen Frachtwerte. Anschaulicher sind die Verläufe der Frachtsummen, die den akkumulierten Stoffanfall darstellen. Aus ihnen kann am Ende des Ereignisses direkt die Ereignisfracht abgelesen werden. Wiederum zeigen natürlicherweise die totalen oder partikulären Parameter einen grössere Dynamik als die gelösten Fraktionen der untersuchten Stoffe.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Frachtverläufe der interessantesten Parameter GUS und DOC (Abbildung 24), gelöstes und totales Kupfer (Abbildung 25), Eisen (Abbildung 26) und Zink (Abbildung 27) sowie die organischen Parameter Kohlenwasserstoffe, PAK und MTBE (Abbildung 28).

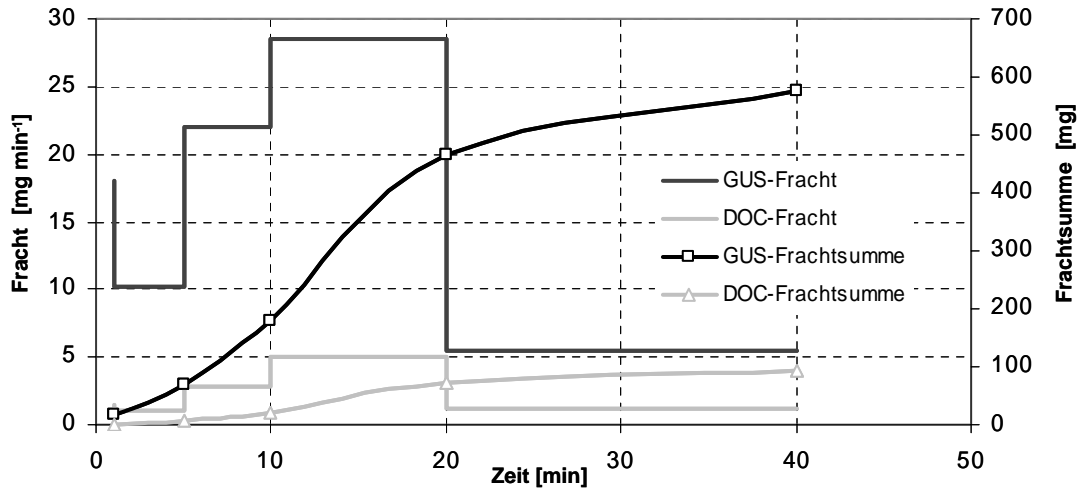


Abbildung 24: Verlauf und Summe der Frachten von GUS und DOC

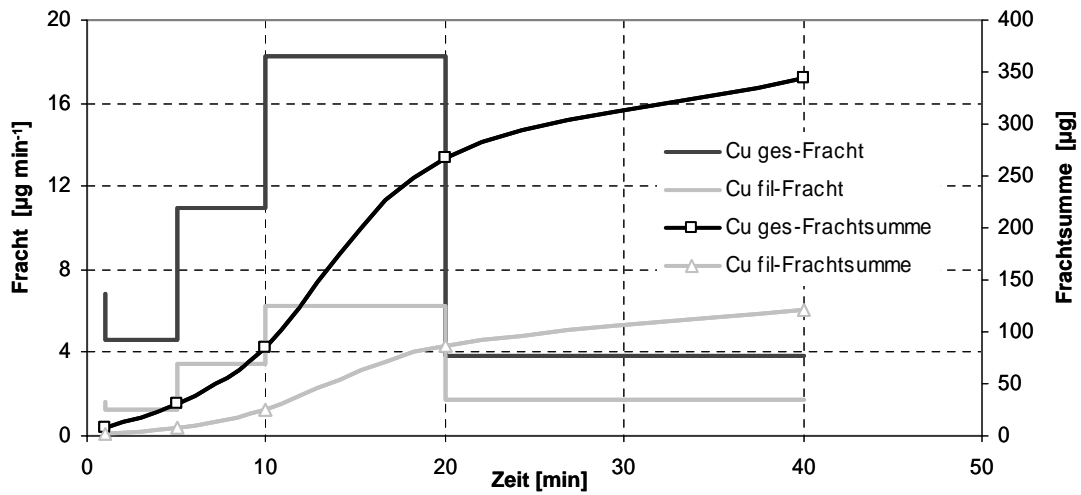


Abbildung 25: Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Kupfer

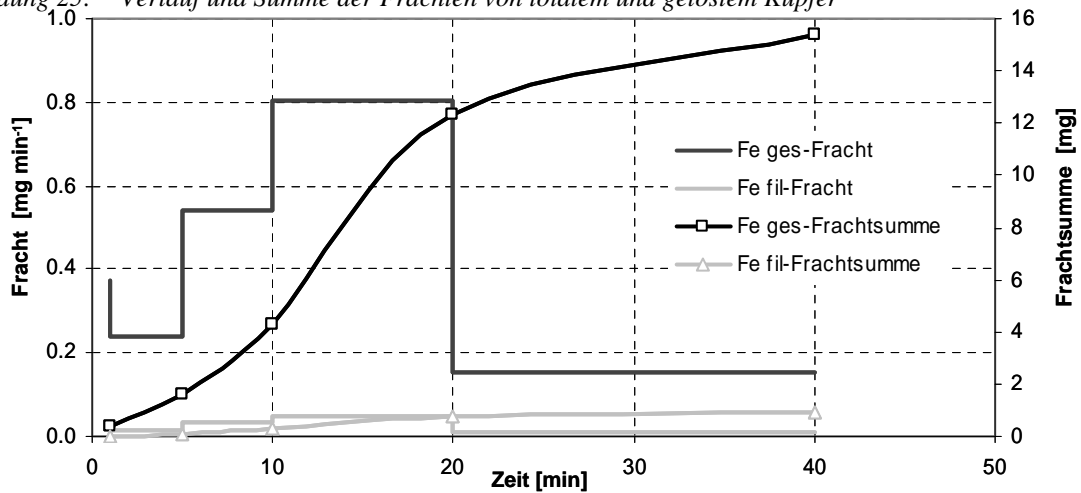


Abbildung 26: Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Eisen

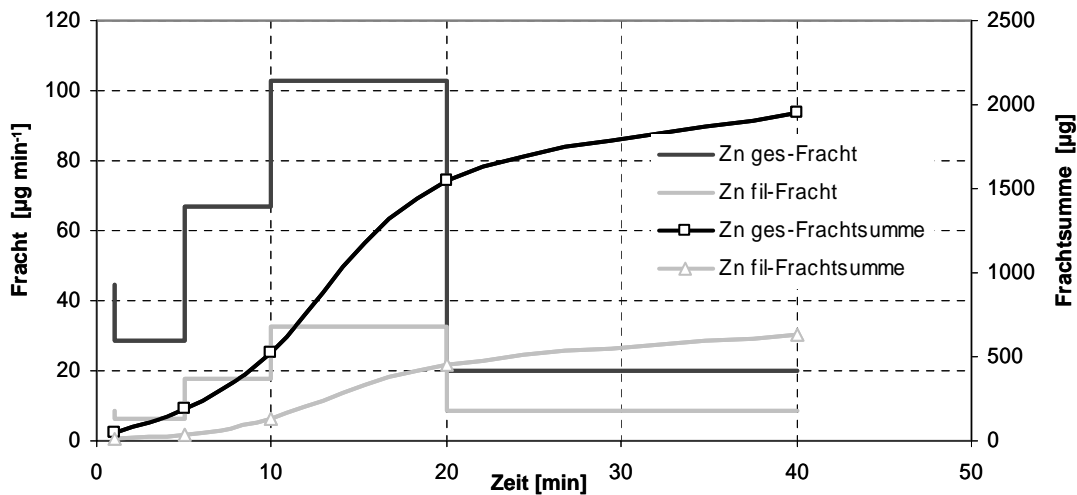


Abbildung 27: Verlauf und Summe der Frachten von totalem und gelöstem Zink

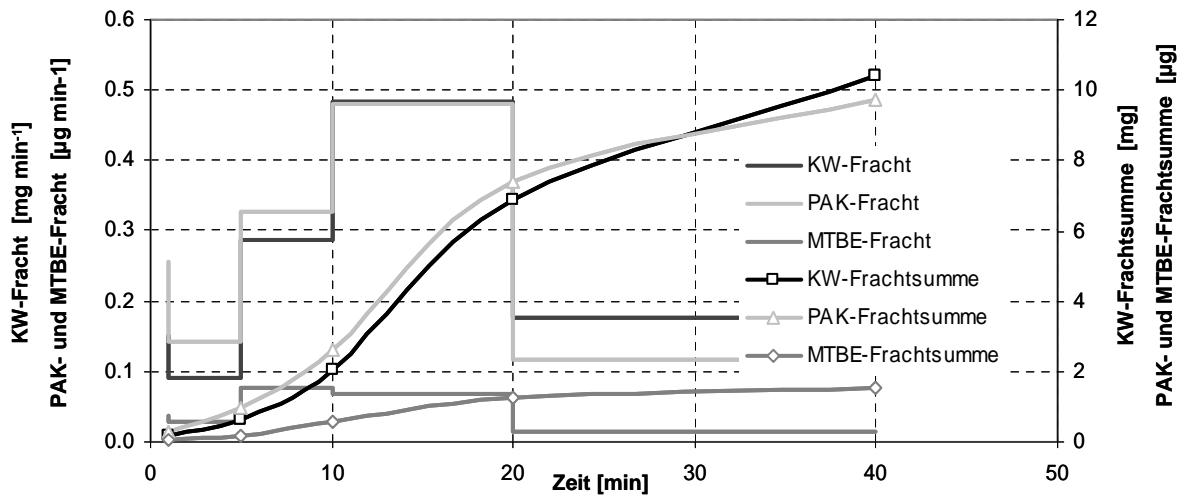


Abbildung 28: Verlauf und Summe der Frachten der Kohlenwasserstoffe, PAK und MTBE

Aus den Ergebnissen der Frachtberechnungen lassen sich die frachtgemittelten Konzentrationen des Ereignisses berechnen und als Anhaltspunkt zum first-flush-Verhalten den Spitzenkonzentrationen gegenüberstellen. Tabelle 9 gibt diese Werte zusammen mit den Konzentrationsverhältnissen der Spitzen- zu den Mittelwerten. Bei den Schwermetallen liegt dieses Verhältnis bei den Totalparametern im Bereich von 2, für gelöste Metalle bei ca. 1.2. Das nur partikuläre Material GUS zeigt mit 2.8 das höchste Verhältnis.

Tabelle 9: Frachtgemittelte Konzentrationen und Spitzenkonzentrationen während des Regenereignisses vom 19.6.04

Parameter	Einheit	Frachtgemittelte Konzentration	Spitzenkonzentration	Verhältnis Spitze/Mittel
LF	µS/cm	100.6	158.3	1.6
Alk.	mV/l	0.82	1.70	2.1
pH		7.3	7.4	1.0
GUS	mg/l	81	225	2.8
DOC	mg/l	13.3	18.1	1.4
Tot. P	mg/l	0.23	0.45	2.0
Tot. N	mg/l	2.7	4.2	1.6
Ca ges	mg/l	17.4	34.1	2.0
Ca gel	mg/l	14.0	22.3	1.6
Fe ges	mg/l	2.2	4.7	2.1
Fe gel	mg/l	0.13	0.33	2.5
Cd	µg/l	0.127	1.00	7.9
Cr ges	µg/l	10.0	15.3	1.5
Cr gel	µg/l	4.19	4.9	1.2
Cu ges	µg/l	48.6	85.5	1.8
Cu gel	µg/l	17.2	20.2	1.2
Ni	µg/l	3.4	8.7	2.6
Zn ges	µg/l	275.2	553.7	2.0
Zn gel	µg/l	88.7	109.6	1.2
KW	mg/l	1.46	1.90	1.3
PAK	µg/l	1.37	3.21	2.3
MTBE	µg/l	0.21	0.46	2.2

Bei den Stoffen, die sowohl hinsichtlich gesamter wie gelöster Anteile untersucht wurden, lassen sich aus den Frachten oder gemittelten Konzentrationen diese Anteile berechnen. Tabelle 10 zeigt, dass Calcium hauptsächlich gelöst und Eisen partikulär vorliegt, während die Metalle Chrom, Kupfer und Zink einen gegenüber Literaturwerten relativ niedrigen Anteil an partikulären Fraktionen von unter 70 % aufweisen. Frühere Untersuchungen der Eawag an einer Autobahn (SUTER, 1998) zeigten allerdings, dass die Filtration mit 0.45 µm-Filtern partikuläres Material im Nanometerbereich fälschlicherweise als gelöst einstuft.

Tabelle 10: Gelöste und partikuläre Anteile von Calcium und Schwermetallen im Strassenwasserabfluss des Regenereignisses vom 19.6.04

Schwermetall	Anteil gelöst [%]	Anteil partikulär [%]
Ca	80.6	19.4
Cr	41.7	58.3
Cu	35.3	64.7
Fe	6.2	93.8
Zn	32.2	67.8

Abbildung 29 zeigt den Verlauf des gelösten resp. partikulären Anteils der Schwermetalle Chrom, Kupfer, Eisen und Zink im Laufe des Abflussvorganges. Während beim praktisch

ausschliesslich partikulär vorliegenden Eisen keine Dynamik zu beobachten ist, zeigen Kupfer und Zink einen stetigen Anstieg der gelösten Fraktion von anfänglich 20 - 25 % bis auf 40 - 45 % am Ende der Messreihe. Demgegenüber steigt das gelöste Chrom ebenfalls während des Abflussvorganges an, der Anstieg ist jedoch nicht stetig, sondern spielt sich während des first-flushs ab.

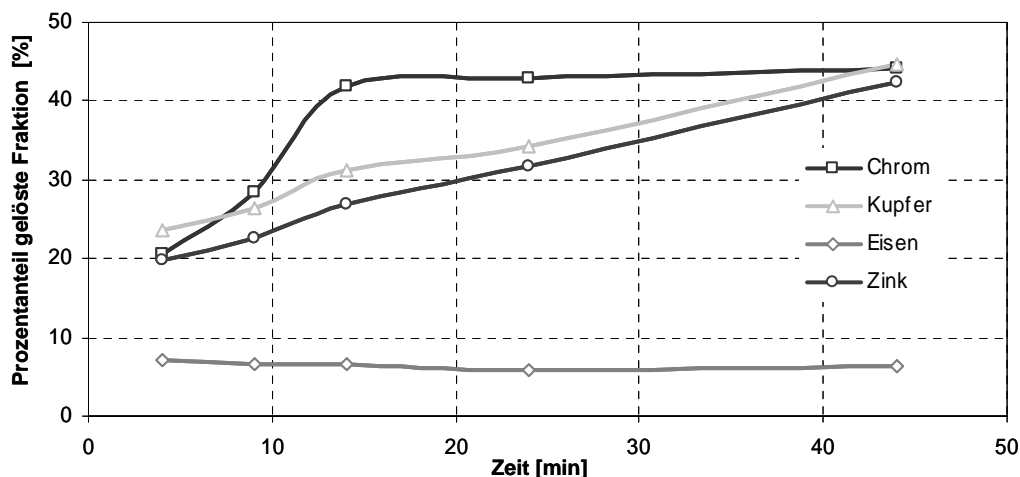


Abbildung 29: Verlauf des gelösten Anteils an Chrom, Kupfer, Zink und Eisen im Laufe des Regenereignisses

Tabelle 11 zeigt die während des Regenereignisses vom 19.6.04 angefallenen Stofffrachten bezogen auf 1 m² Oberfläche der Strasse.

Tabelle 11: Emissionsfrachten im Strassenabwasser bezogen auf 1 m² Strassenfläche

Parameter	Einheit	Fracht je m ²
GUS	mg	574.9
DOC	mg	94.2
Tot. P	mg	1.6
Tot. N	mg	19.2
Ca ges	mg	123.5
Ca gel	mg	99.5
Fe ges	mg	15.4
Fe gel	mg	1.0
Cd	µg	0.9
Cr ges	µg	71.3
Cr gel	µg	29.7
Cu ges	µg	344.9
Cu gel	µg	121.8
Ni	µg	24.3
Zn ges	µg	1953.6
Zn gel	µg	629.5
KW	mg	10.4
PAK	µg	9.7
MTBE	µg	1.5

Es ist anzunehmen, dass diese spezifischen Frachten von Ereignis zu Ereignis stark variieren und von Regenintensität, Regendauer, Anzahl Trockentagen etc. abhängig sind. Es wird deshalb von Interesse sein, diese Daten mit denjenigen anderer Ereignisse zu vergleichen, um einen Einblick in die mittleren Abschwemmfrachten und ihre Variation zu erhalten.

4.5 Diskussion aller Regenereignisse

Entsprechend den sehr unterschiedlichen Regenereignissen sind auch die Konzentrationsganglinien sowie der Frachtanfall der untersuchten Stoffe sehr unterschiedlich ausgefallen. Eine summarische Darstellung über typische Formen des first-flush ist deshalb schwierig. Vielmehr kann aufgrund der Resultate die grosse Variation der von Ereignis zu Ereignis schwankenden Dynamik des Stoffanfalls aufgezeigt werden. Dies kann aus Platzgründen grafisch nicht von allen gemessenen Parametern in diesem Bericht gezeigt werden. Hingegen geben die ausgewerteten Mittelwerte der Konzentrationen sowie die spezifischen Frachtsummen, wie sie für das Ereignis vom 19.6.04 ausgewertet wurden (vgl. Kap. 4.4.1), Einsicht in die enorme Variationsbreite. Unter den Regenereignissen ragt der Regen vom 8.7.04 als Extremereignis besonders hervor. Es zeigt, dass das Abschwemmpotenzial bei herausragenden Starkregen mit mehrjähriger Häufigkeit gegenüber den „Normalregen“ um ein Mehrfaches erhöht ist.

4.5.1 Konzentrations- und Frachtganglinien

4.5.1.1 Gesamte ungelöste Stoffe

GUS ist ein sehr wichtiger Parameter, da wie bereits gezeigt ein Grossteil der Schwermetalle und PAKs aus partikulärem Material bestehen oder an dieses adsorbiert sind. Das erwähnte Abflussverhalten am 8.7.04 wird deutlich aus den Ganglinien der GUS in Abbildung 30 ersichtlich. Die enorm hohen Konzentrationen bis über 1400 mg/l dürften hauptsächlich durch Ausspülung der Sedimente in Strassenschächten und Kanalisationsrohren verursacht worden sein. Starkregen erreichen sonst üblicherweise Spitzen-Konzentrationen im Bereich von 200 – 400 mg GUS/l.

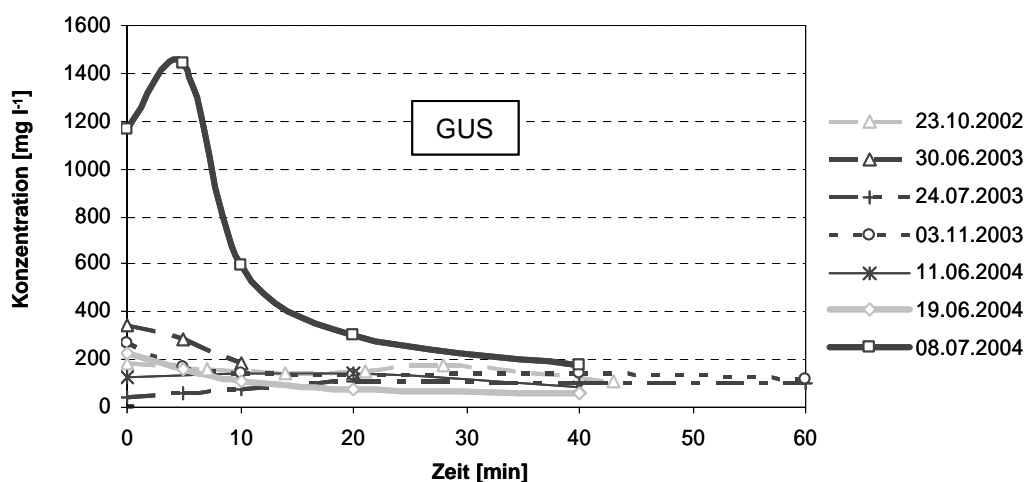


Abbildung 30: First-flush Kurven der GUS-Konzentration aller beobachteten Regenereignisse

Abbildung 31 zeigt ohne das Ereignis vom 8.7.04, dass es bei schwächeren Regen nicht zu einem first-flush kommen muss. Typischerweise zeigen die Regen vom 24.7.03 und 11.6.04 keine ausgeprägte Abflussdynamik. Dies ist ein Beweis dafür, dass für das Auftreten von first-flush-Effekten bei Strassen eine gewisse Minimalintensität vorhanden sein muss, um partikuläre Stoffe in grösserem Ausmass in Bewegung zu bringen. Abbildung 32 zeigt die Frachtsummenlinien aller Ereignisse. Es zeigt sich, dass die Frachten am 8.7.04 um ca. einen Faktor 10 höher waren als während der übrigen Starkregen.

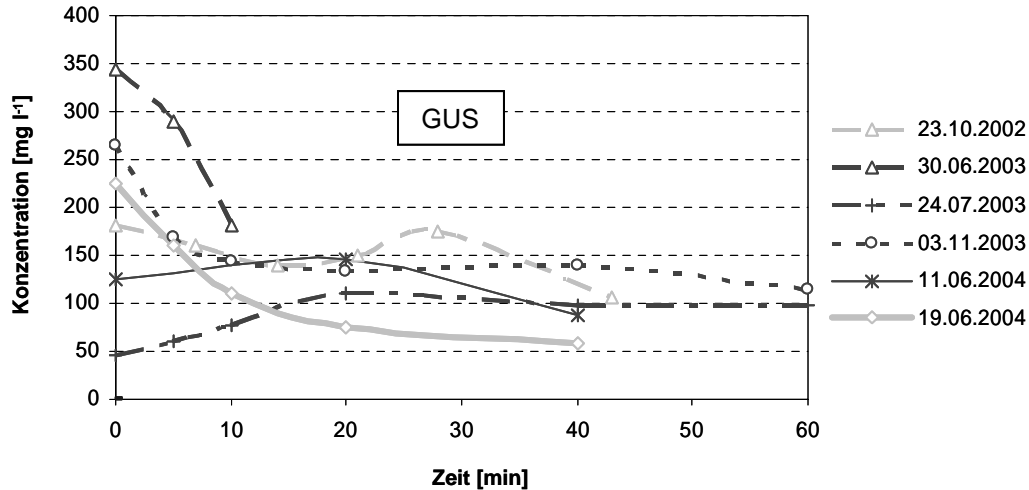


Abbildung 31: First-flush Kurven der GUS-Konzentration aller beobachteten Regenereignisse ohne das Extremereignis vom 8.7.04.

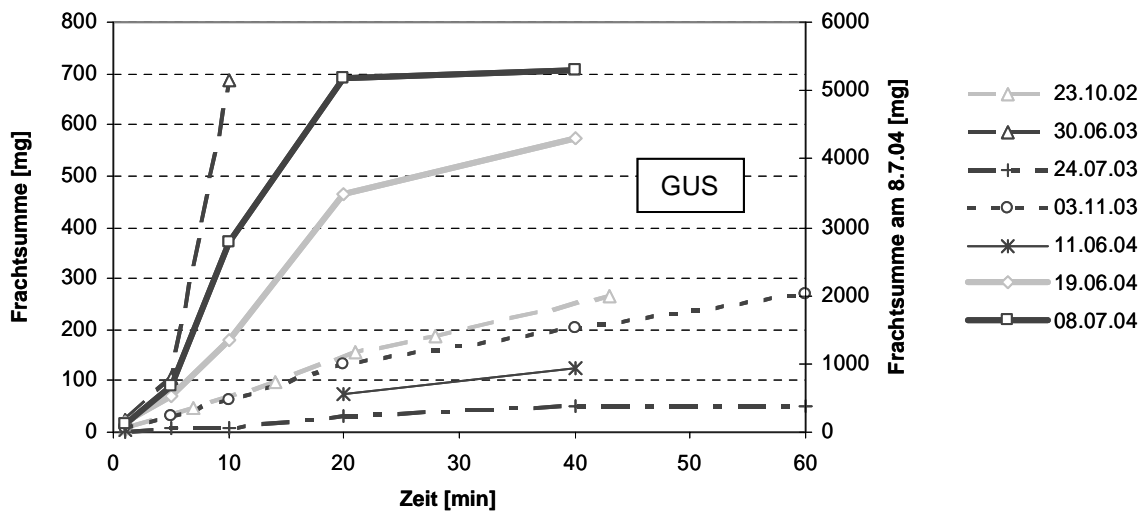


Abbildung 32: Frachtsummen der GUS im Laufe der untersuchten Regenereignisse. Für das Extremereignis vom 8.7.04 gilt die Skala rechts.

4.5.1.2 Leitfähigkeit, pH, Alkalinität und DOC

Das beschriebene Bild ändert sich vollkommen, wenn gelöste Stoffe zur Diskussion stehen. Abbildung 33 bis Abbildung 36 zeigen die Ganglinien des DOC, der Leitfähigkeit, der Alkalinität und des pH-Wertes. Das Ereignis vom 8.7.04 führt für gelöste Parameter zu einer starken Verdünnung. Auch frachtmässig sticht dieses Ereignis nicht aus den andern hervor. Dies bestätigt die Interpretation der GUS-Resultate, nach welcher es sich bei den partikulären Stoffen um über die Zeit angesammeltes Material in den Entwässerungseinrichtungen der

Strasse handelt. Gelöste Stoffe werden in diesem System nicht gespeichert. Die DOC-Konzentrationen (Abbildung 33) zeigen deshalb einen ähnlichen Verlauf wie die Leitfähigkeit mit Verdünnung bei stärkeren Regenen und höheren Konzentrationen bei schwachen Regenen. Die langsameren Abflussvorgänge erlauben eine engere Wechselwirkung zwischen den Partikel- und Strassenoberflächen, die zu einer erhöhten Auflösung der kohlenstoffhaltigen Bestandteile in gelöstes und feinkolloidales Material führen.

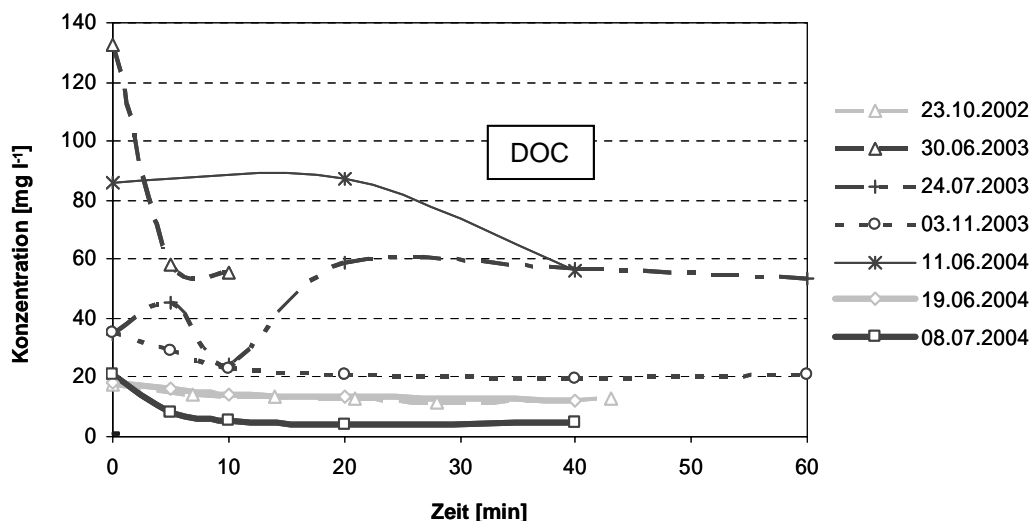


Abbildung 33: Verlauf des DOC während der untersuchten Regenereignisse

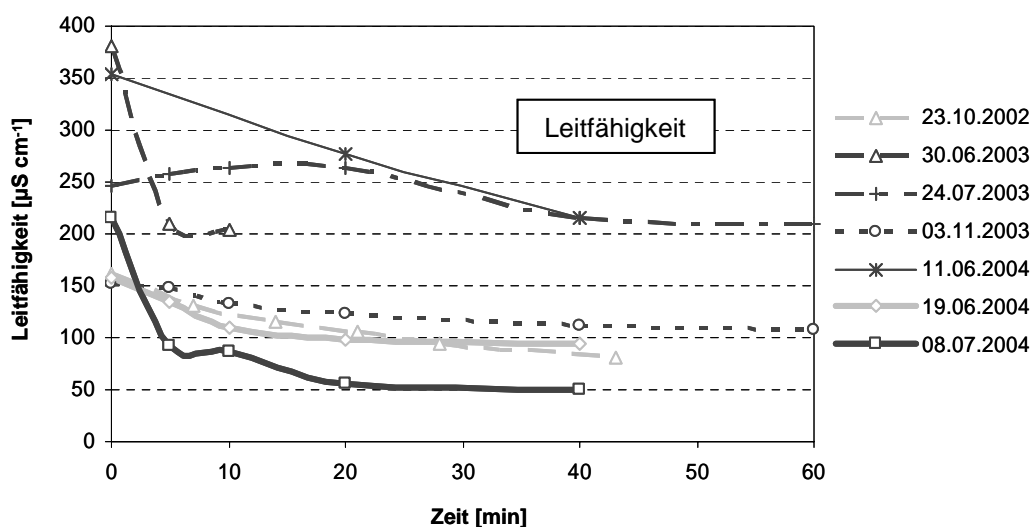


Abbildung 34: Verlauf der Leitfähigkeit während der untersuchten Regenereignisse

Etwas anders ist die Sachlage bei der Alkalinität (Abbildung 35). Die Auflösung wird beeinflusst durch Wechselwirkungen zwischen dem sauren Regenwasser und den karbonathaltigen Partikeln im Strassenabfluss. Es ist deshalb verständlich, dass die Alkalinität bei stärkeren Regenen mit typischem first-flush der partikulären Stoffe (Ereignis vom 8.7.04) während der Partikelabschwemmung erhöht ist und im späteren Verlauf stark absinkt.

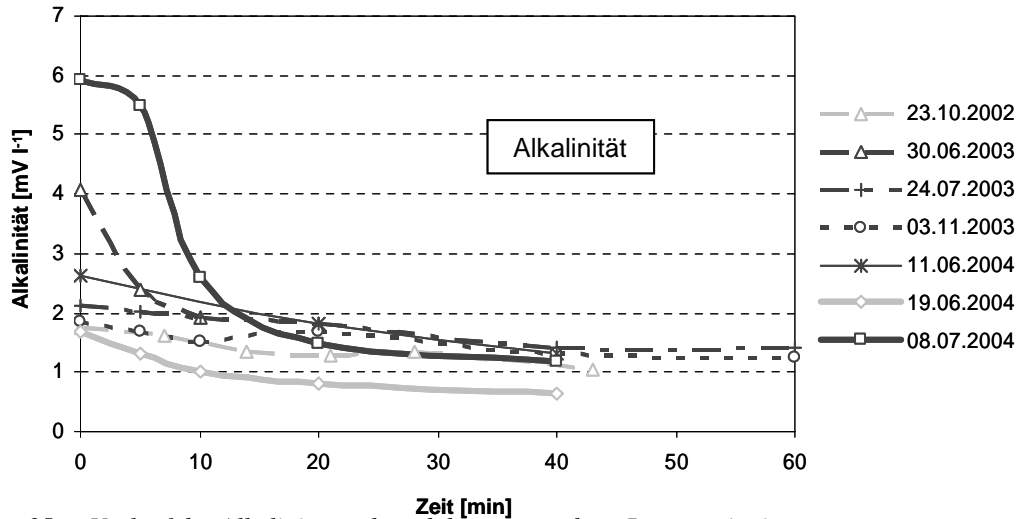


Abbildung 35: Verlauf der Alkalinität während der untersuchten Regenereignisse

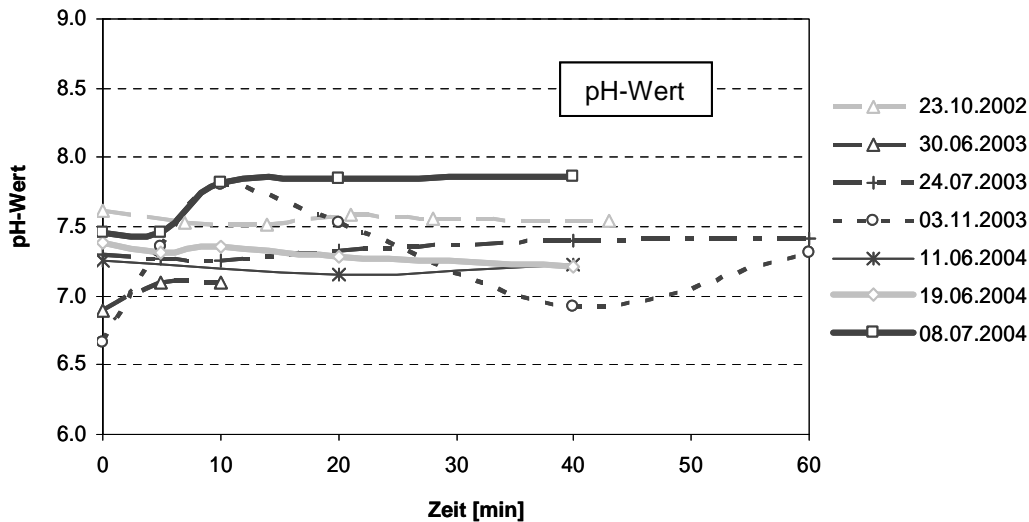


Abbildung 36: Verlauf des pH-Wertes während der untersuchten Regenereignisse

4.5.1.3 Schwermetalle

Wiederum erweist sich das Ereignis vom 8.7.04 auch bei den Gesamt-Schwermetallen als extrem konzentriert. Die Ergebnisse werden deshalb hier separat dargestellt. Die Konzentrationsverläufe sind aus Abbildung 37 ersichtlich. Im Gegensatz dazu bewegen sich die Konzentrationen der übrigen Ereignisse in einem jeweils breiten Band, in dem die Abflussganglinien bei stärkeren Regen durch erhöhte Konzentrationen zu Regenbeginn und bei schwachen Regen durch einen stetigen Anstieg während des Abflussvorganges gekennzeichnet sind. Die Konzentrationsganglinien sind beispielsweise für Kupfer, Blei und Zink in den Abbildung 38 bis Abbildung 40 grafisch aufgezeichnet. Zum Vergleich sind anschliessend dazu die gelösten Schwermetalle in Abbildung 41 und Abbildung 42 für die Metalle Kupfer und Zink dargestellt. Blei weist praktisch keine messbaren Konzentrationen unter einem Grössenbereich von 0.45 µm auf.

Wie bereits bei den übrigen gelösten Stoffen (Leitfähigkeit, DOC) weist das schwächste Ereignis die höchsten Konzentrationen auf. Ausser am 30.6.03 werden die andern Metallganglinien durch die grösseren Abflussmengen stärker verdünnt. Allerdings

überwiegen die grösseren Abflussmengen bei grösseren Regenen die Frachtberechnung, sodass in allen Fällen ausser dem 11.6.04 die Starkregen die Abflussfrachten der Gesamt- wie auch der gelösten Metalle dominieren (vgl. Abbildung 43 bis Abbildung 47).

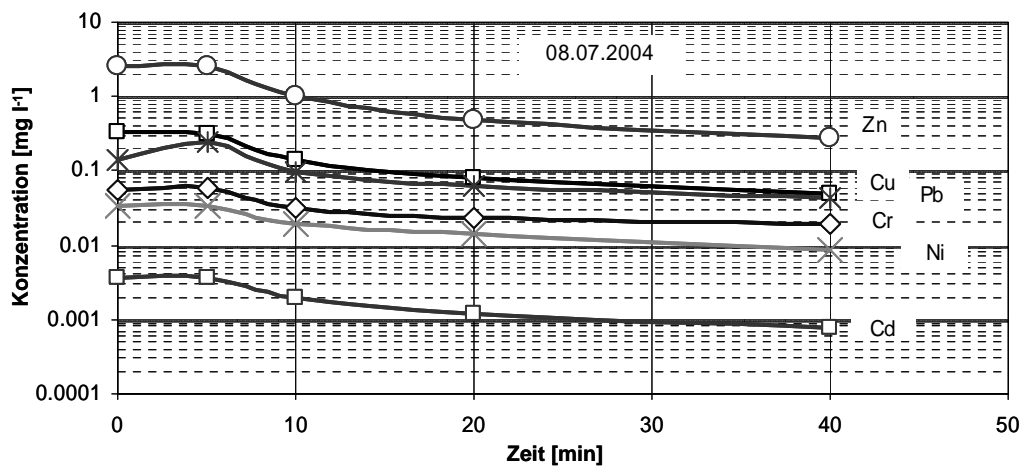


Abbildung 37: Verlauf der Gesamt-Schwermetalle während des Ereignisses vom 8.7.04

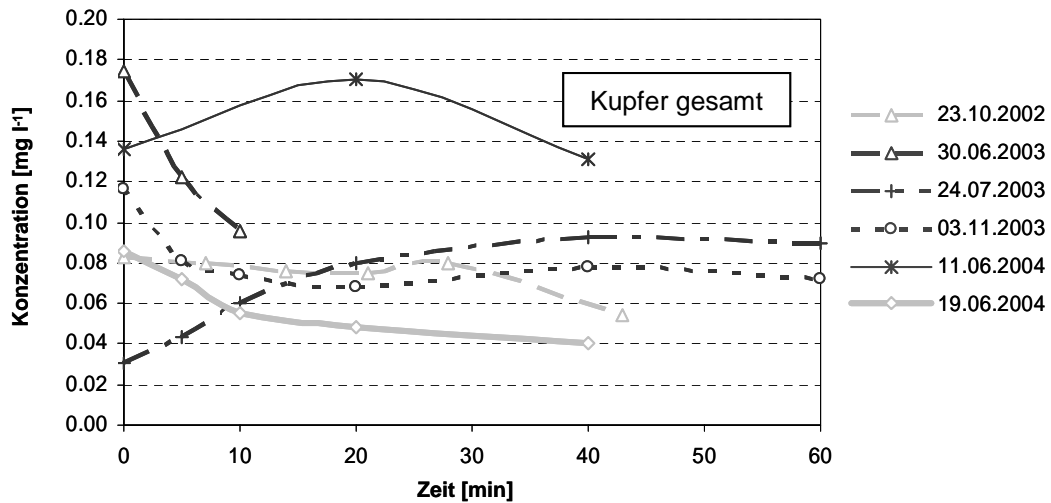


Abbildung 38: Verlauf der Gesamt-Kupferkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04

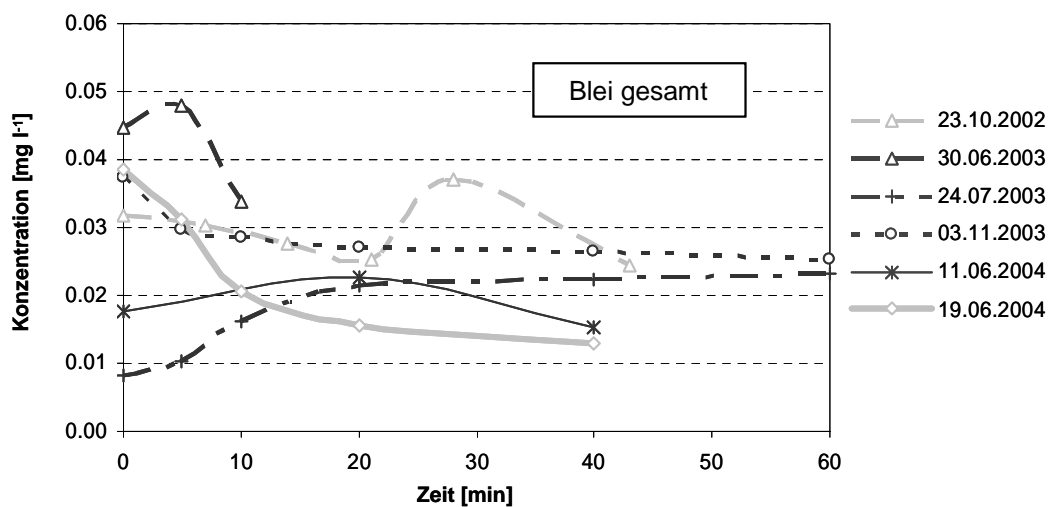


Abbildung 39: Verlauf der Gesamt-Bleikonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04

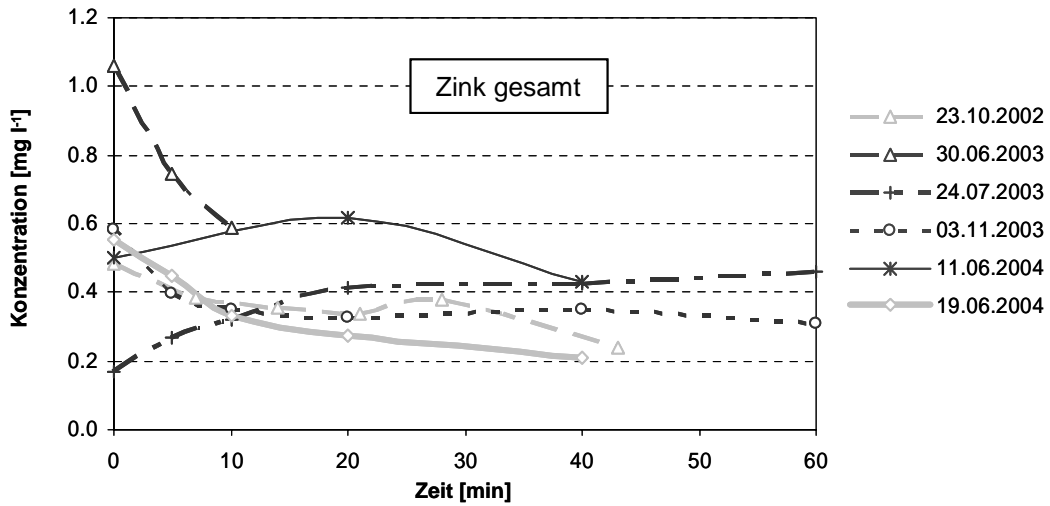


Abbildung 40: Verlauf der Gesamt-Zinkkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse ausser 8.7.04

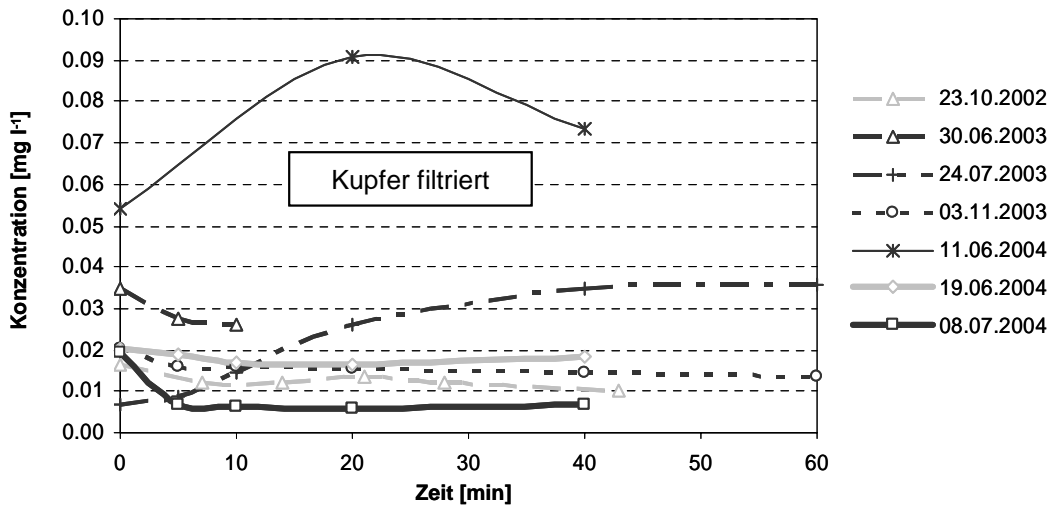


Abbildung 41: Verlauf der Gelöst-Kupferkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse

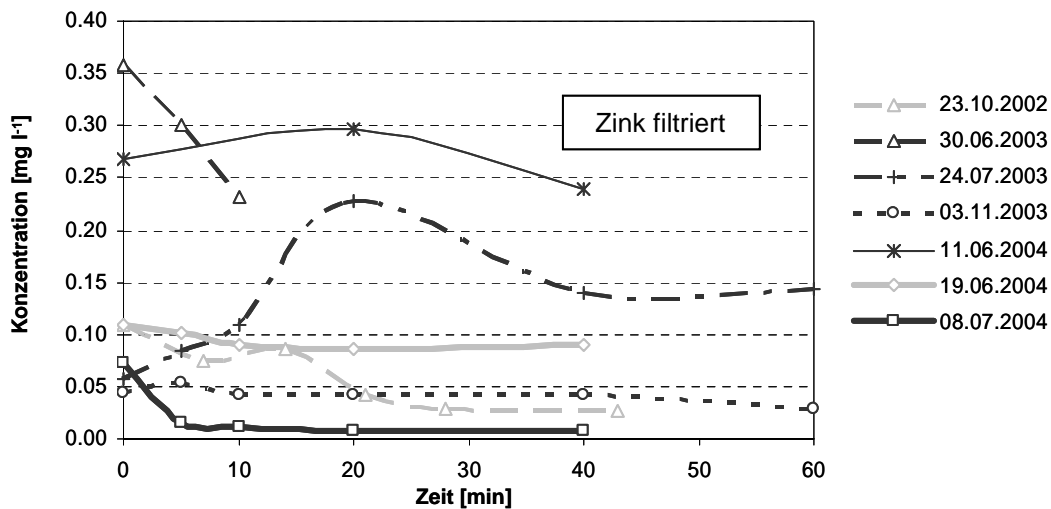


Abbildung 42: Verlauf der Gelöst-Zinkkonzentrationen während der untersuchten Regenereignisse

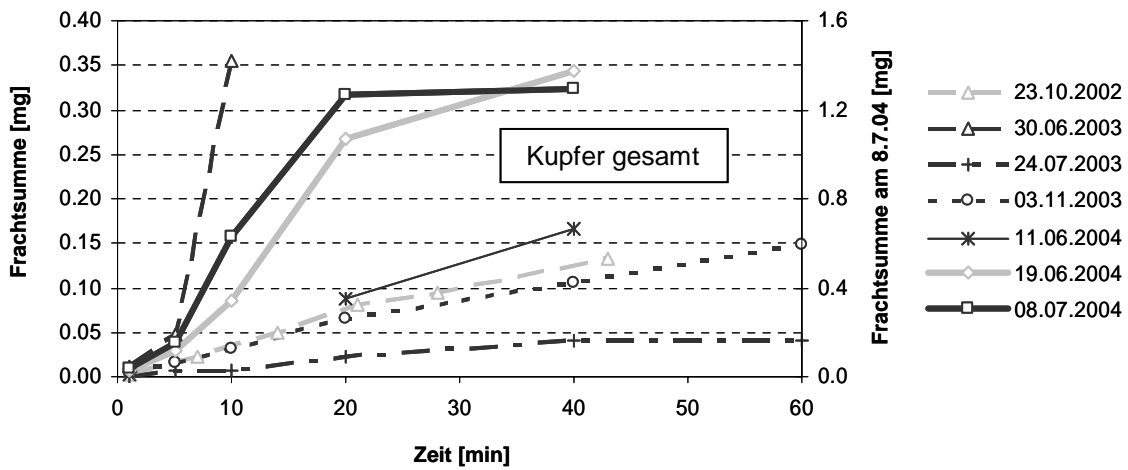


Abbildung 43: Verlauf der Gesamt-Kupferfracht während der untersuchten Regenereignisse

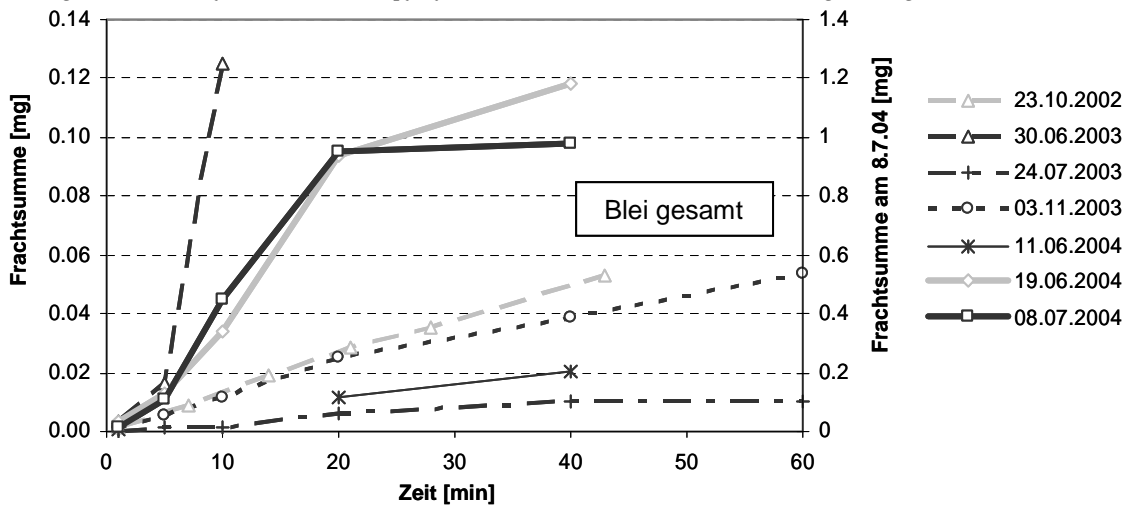


Abbildung 44: Verlauf der Gesamt-Bleifracht während der untersuchten Regenereignisse

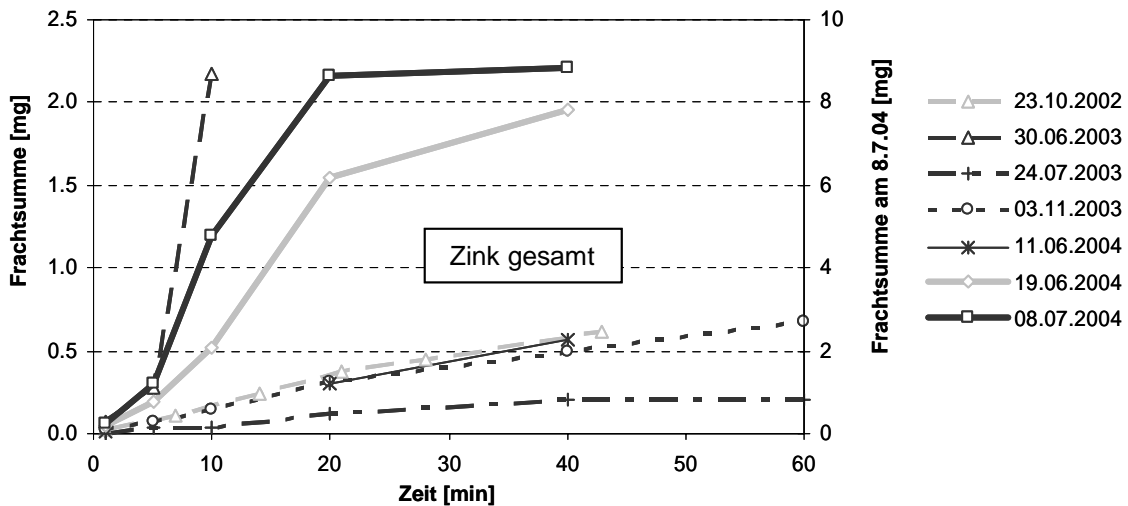


Abbildung 45: Verlauf der Gesamt-Zinkfracht während der untersuchten Regenereignisse

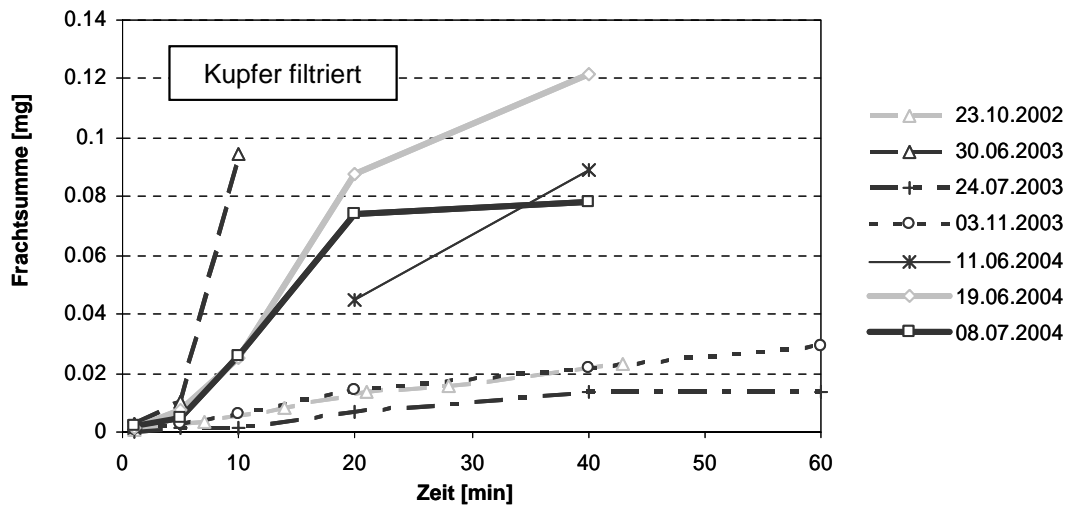


Abbildung 46: Verlauf der Gelöst-Kupferfracht während der untersuchten Regenereignisse

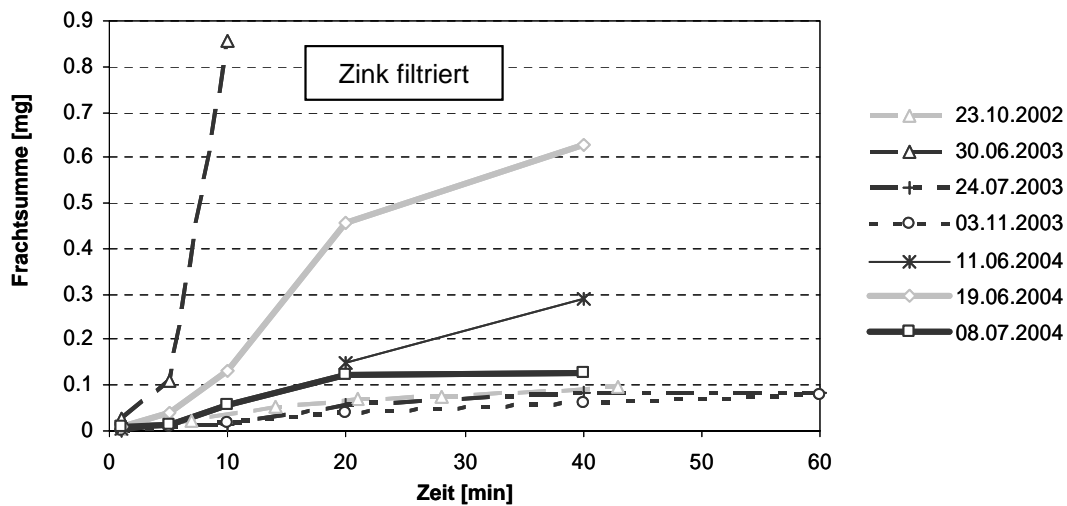


Abbildung 47: Verlauf der Gelöst-Zinkfracht während der untersuchten Regenereignisse

4.5.1.4 Kohlenwasserstoffe, PAKs und MTBE

Bei allen drei organischen Parametern können keine typischen Abflussmuster herausgelesen werden, die Rückschlüsse auf ihre Mobilisierungsvorgänge erlauben würden (vgl. Abbildung 48 bis Abbildung 50). Auffällig ist lediglich, dass bei allen drei Parametern das Ereignis vom 3.11.03 überdurchschnittlich hohe Konzentrationen aufweist. Vermutlich sind diese Parameter durch Zufallsereignisse wie Tropfverluste und dergleichen beeinflusst. Auch bei den Frachten können für die Gesamt-Kohlenwasserstoffe keine ereignistypischen Verläufe identifiziert werden (Abbildung 51 bis Abbildung 53). Hingegen zeigen die Parameter PAK und MTBE in den beiden Starkregenereignissen vom 8.7.04 und vom 19.6.04 klar die höchsten Ablauffrachten. Insbesondere ergab das Starkregenereignis vom 8.7.04 gegenüber den andern Ereignissen mehrfach erhöhte Frachten der stark partikelgebundenen PAKs.

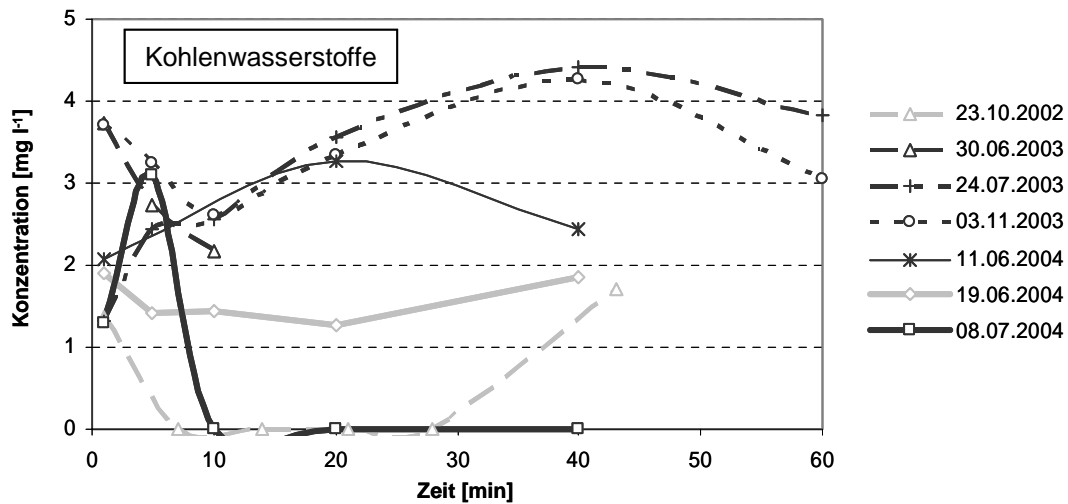


Abbildung 48: Verlauf der Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse

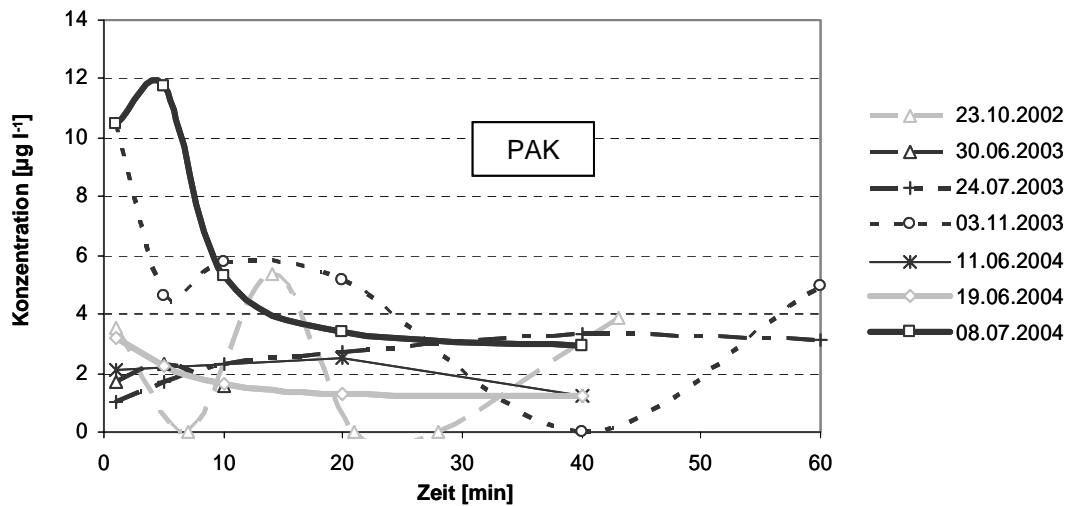


Abbildung 49: Verlauf der PAK-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse

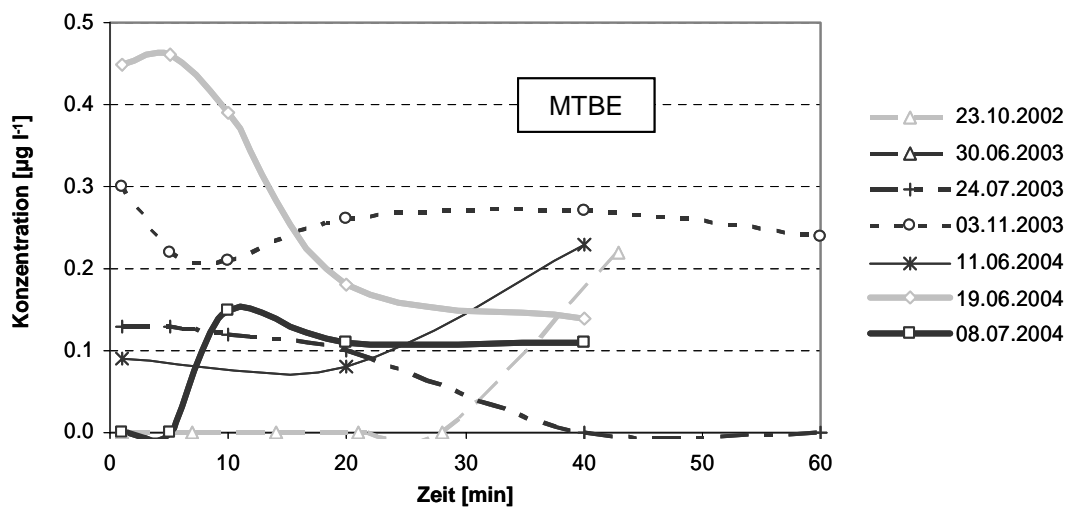


Abbildung 50: Verlauf der MTBE-Konzentrationen während der untersuchten Regenereignisse

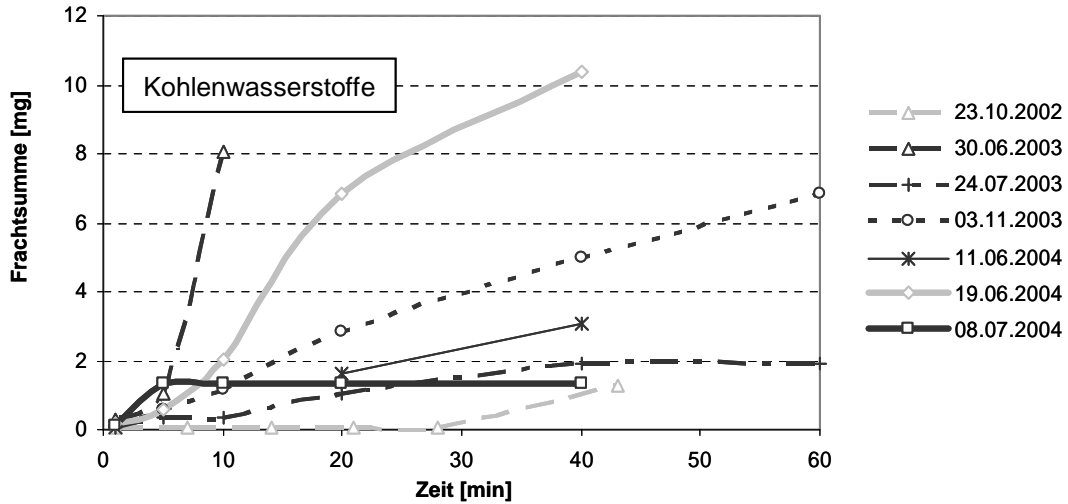


Abbildung 51: Verlauf der Kohlenwasserstoff-Frachten während der untersuchten Regenereignisse

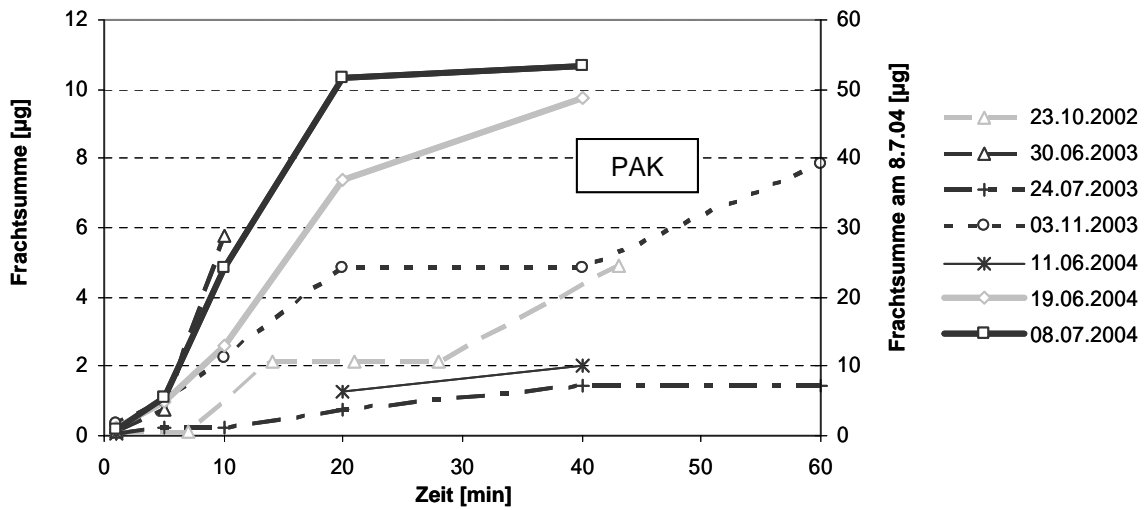


Abbildung 52: Verlauf der PAK-Frachten während der untersuchten Regenereignisse

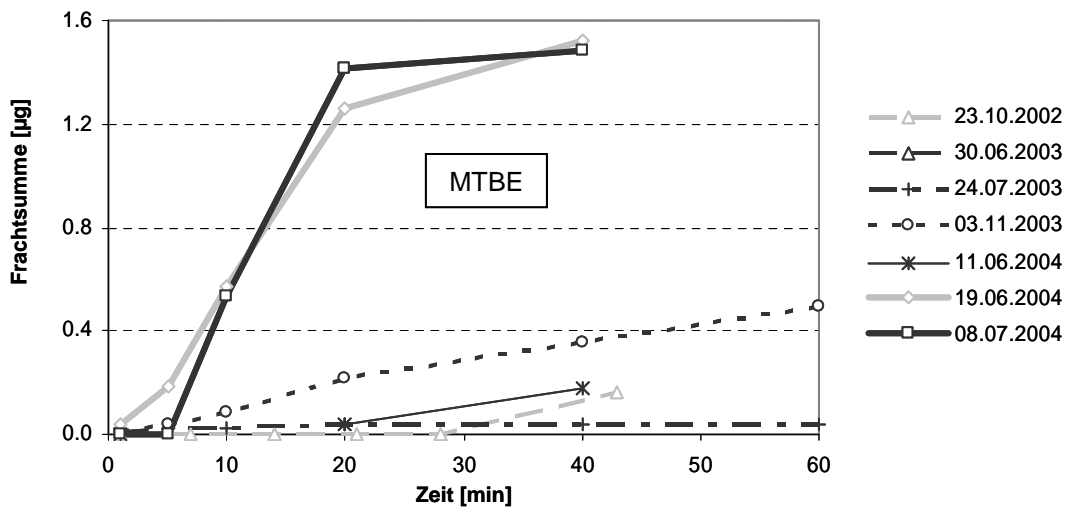


Abbildung 53: Verlauf der MTBE-Frachten während der untersuchten Regenereignisse

4.5.2 Zusammenfassende Darstellung der Resultate der dynamischen Einzelregen-Untersuchungen

4.5.2.1 Frachtgewogene Mittelwerte und Spitzenkonzentrationen

Die Resultate der Einzelregen-Untersuchungen werden im Folgenden tabellarisch zusammengefasst. Tabelle 12 zeigt die in jedem Ereignis ermittelten frachtgewogenen Mittelwerte und die über alle Ereignisse gemittelten Werte. Eine Unterteilung in Starkregen und schwache Regen weist nach, dass in Bezug auf Mittelwerte keine grossen Unterschiede vorhanden sind. Auch in Schwachregen werden über die Regendauer mittlere Konzentrationen erreicht, wie sie in Gewitterregen auftreten können. Zum Vergleich sind in der Tabelle auch die Mittelwerte der Sammelproben-Untersuchungen angegeben. Die Mittelwerte der Einzelregen erweisen sich meist als etwas stärker konzentriert als die Mittelwerte der Sammelproben.

Aus Tabelle 13 sind die Spitzenkonzentrationen der Einzelregen ersichtlich. Natürlicherweise liegen die Spitzenkonzentrationen wesentlich über den Mittelwerten. Die Ereignisspitzen der Starkregen und der schwachen Regen unterscheiden sich nun im Gegensatz zu den Mittelwerten beträchtlich. Starkregenspitzen sind im Durchschnitt rund 50 % höher konzentriert.

Tabelle 12: Frachtgemittelte Konzentrationen der untersuchten Einzelregen-Ereignisse

Parameter	Einheit	23.10.02	30.06.03	24.07.03	03.11.03	11.06.04	19.06.04	08.07.04	alle Ereignisse		Sammelproben	
		Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Frachtgemittelte Konz.	Strasse Mittelwert	Bankett Mittelwert
LF	µS/cm	101.80	207.00	243.00	119.00	244.00	100.60	67.10	154.64			
Alk	mV/l	1.25	1.99	1.73	1.45	1.56	0.82	1.94	1.53			
pH		7.55	7.10	7.36	7.32	7.19	7.30	7.82	7.38			
GUS	mg/l	135.90	192.70	91.10	135.00	113.00	81.00	417.70	166.63	101.5	142.1	
DOC	mg/l	13.00	57.10	53.80	21.65	70.00	13.30	4.80	33.38			
totP	mg/l	0.31	0.35	0.40	0.31	0.53	0.22	0.61	0.39	0.27	0.30	
totN	mg/l	2.15	7.88	6.40	2.07	8.14	2.70	3.22	4.65	2.41	2.31	
Ca tot	mg/l	26.90	41.90	39.36	29.27	32.89	17.40	56.30	34.86	28.1	21.5	
Ca gel	mg/l	21.90	23.70	35.56	21.16	25.97	14.00	8.50	21.54			
Fe tot	mg/l	4.17	4.87	3.09	4.18	3.11	2.17	9.10	4.38	3.1	3.8	
Fe gel	mg/l	0.58	0.80	0.25	0.16	0.30	0.13	1.00	0.46			
Cd	µg/l	0.41	0.73	-	0.59	0.68	0.13	1.47	0.67	0.87	0.70	
Cr tot	µg/l	13.10	12.94	9.09	12.56	11.87	10.00	27.00	13.79	11.1	16.1	
Cr gel	µg/l	-	0.22	-	-	3.14	4.20	4.27	2.96			
Cu tot	µg/l	68.40	99.60	73.62	73.89	148.56	48.60	102.50	87.88	61.9	66.2	
Cu gel	µg/l	11.80	26.50	24.35	14.80	80.91	17.20	6.20	25.97			
Ni	µg/l	8.51	11.10	6.96	8.04	8.45	3.40	16.00	8.92	7.1	7.2	
Pb tot	µg/l	27.20	35.10	18.64	26.89	18.64	16.60	77.10	31.45	23.7	24.6	
Zn tot	µg/l	316.50	608.40	372.80	338.20	515.59	275.20	697.20	446.27	319.3	440.3	
Zn gel	µg/l	48.90	239.30	155.47	38.90	264.90	88.70	10.10	120.90			
KW	mg/l	0.67	2.26	3.51	3.41	2.81	1.46	0.10	2.03			
PAK	µg/l	2.54	1.62	2.62	3.93	1.81	1.37	4.22	2.59			
MTBE	µg/l	0.08		0.07	0.25	0.16	0.21	0.12	0.15			

Tabelle 13: Spitzenkonzentrationen während der untersuchten Einzelregen-Ereignisse

Parameter	Einheit	23.10.02		30.06.03		24.07.03		03.11.03		11.06.04		19.06.04		08.07.04		
		Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.	Spitzenkonz.
LF	µS/cm	161.00	380.00	263.00	151.00	354.00	158.30	216.00	240.47	95.34	232.25	95.65	240.47	95.34	232.25	95.65
Alk	mV/l	1.74	4.06	2.14	1.84	2.63	1.70	5.91	2.86	1.58	2.09	0.40	2.86	1.58	2.09	0.40
pH		7.62	7.10	7.41	7.80	7.25	7.40	7.86	7.49	0.28	7.52	0.24	7.49	0.28	7.52	0.24
GUS	mg/l	182.00	344.00	110.00	264.00	146.00	225.60	1442.00	387.66	471.33	175.50	65.92	387.66	471.33	175.50	65.92
DOC	mg/l	17.61	132.70	58.79	35.18	87.00	18.10	20.80	52.88	43.52	49.65	30.08	52.88	43.52	49.65	30.08
totP	mg/l	0.45	0.72	0.46	0.50	0.58	0.45	1.37	0.65	0.33	0.50	0.06	0.65	0.33	0.50	0.06
totN	mg/l	3.15	14.01	7.57	3.50	10.00	4.20	7.30	7.10	3.95	6.06	3.31	7.10	3.95	6.06	3.31
Ca tot	mg/l	38.60	71.60	43.11	41.63	47.83	34.10	164.70	63.08	46.42	42.79	3.85	63.08	46.42	42.79	3.85
Ca gel	mg/l	35.50	39.10	40.25	27.82	41.93	22.30	34.20	34.44	7.12	36.38	6.32	34.44	7.12	36.38	6.32
Fe tot	mg/l	5.22	8.74	3.46	7.06	3.83	4.68	26.50	8.50	8.15	4.89	1.63	8.50	8.15	4.89	1.63
Fe gel	mg/l	71.60	2.27	0.38	0.21	0.81	0.33	600.50	96.58	223.77	18.25	35.57	96.58	223.77	18.25	35.57
Cd	µg/l	0.73	1.29	-	1.05	0.82	1.00	3.72	1.44	1.14	0.87	0.17	1.44	1.14	0.87	0.17
Cr tot	µg/l	15.90	18.30	11.77	20.32	13.87	15.30	85.13	25.80	26.31	15.47	3.65	25.80	26.31	15.47	3.65
Cr gel	µg/l	-	3.00	-	-	3.28	4.90	6.16	4.34	1.48	3.28	0.00	4.34	1.48	3.28	0.00
Cu tot	µg/l	82.40	174.80	92.14	116.58	170.63	85.50	336.20	151.18	90.27	115.44	39.50	151.18	90.27	115.44	39.50
Cu gel	µg/l	16.40	34.80	35.77	20.12	90.97	20.20	19.10	33.91	26.34	40.82	34.47	33.91	26.34	40.82	34.47
Ni	µg/l	10.70	15.74	8.08	13.91	10.13	8.70	34.70	14.57	9.29	10.71	2.41	14.57	9.29	10.71	2.41
Pb tot	µg/l	37.10	48.00	23.36	37.48	22.70	38.50	240.20	63.91	78.25	30.16	8.24	63.91	78.25	30.16	8.24
Zn tot	µg/l	481.60	1061.00	457.60	580.20	618.76	553.70	2508.20	894.44	739.83	534.54	77.24	894.44	739.83	534.54	77.24
Zn gel	µg/l	109.80	357.70	227.66	52.82	296.78	109.60	72.10	175.21	119.04	171.77	110.67	175.21	119.04	171.77	110.67
KW	mg/l	1.71	3.74	4.41	4.28	3.28	1.90	3.10	3.20	1.07	3.42	1.25	3.20	1.07	3.42	1.25
PAK	µg/l	5.35	2.33	3.33	10.45	2.52	3.21	11.75	5.56	3.93	5.41	3.56	5.56	3.93	5.41	3.56
MTBE	µg/l	0.22	-	0.13	0.30	0.23	0.46	0.15	0.25	0.12	0.22	0.07	0.25	0.12	0.22	0.07

Von Interesse sind auch die Verhältnisse der Spitzenkonzentrationen zu den Ereignismittelwerten. Sie geben einen Anhaltspunkt über das Auftreten und die Ausmasse des first-flush-Phänomens. Bei Starkregen liegt dieses Verhältnis im Durchschnitt der gemessenen Parameter bei rund 2.0 und bei den schwächeren Regen bei 1.4. Beim Extrem-Ereignis vom 8.7.04 lagen die Spitzenkonzentrationen der meisten Parameter über dem 3-fachen der Mittelwerte.

4.5.2.2 Gesamtstofffrachten der Ereignisse (innerhalb 1 Stunde)

Um ein Gesamtbild aller gemessenen Ereignisse zu erhalten, wurden die Frachtsummen innerhalb der ersten Stunde jedes Abflussereignisses ausgewertet. Sie geben für jeden gemessenen Parameter eine Bandbreite der abgeschwemmten Frachten, die in Abbildung 54 als Emission pro Quadratmeter Strassenfläche aufgetragen ist. Als Vergleich sind die Frachten vom eingehender diskutierten Ereignis vom 19.6.04 ebenfalls eingetragen. Die Maximalwerte stammen praktisch ausschliesslich vom Starkregenereignis vom 8.7.05. Sie liegen erheblich über den Frachten vom 19.6.04 (beachte logarithmische Darstellung) und diese wiederum über denen der meisten andern Ereignisse.

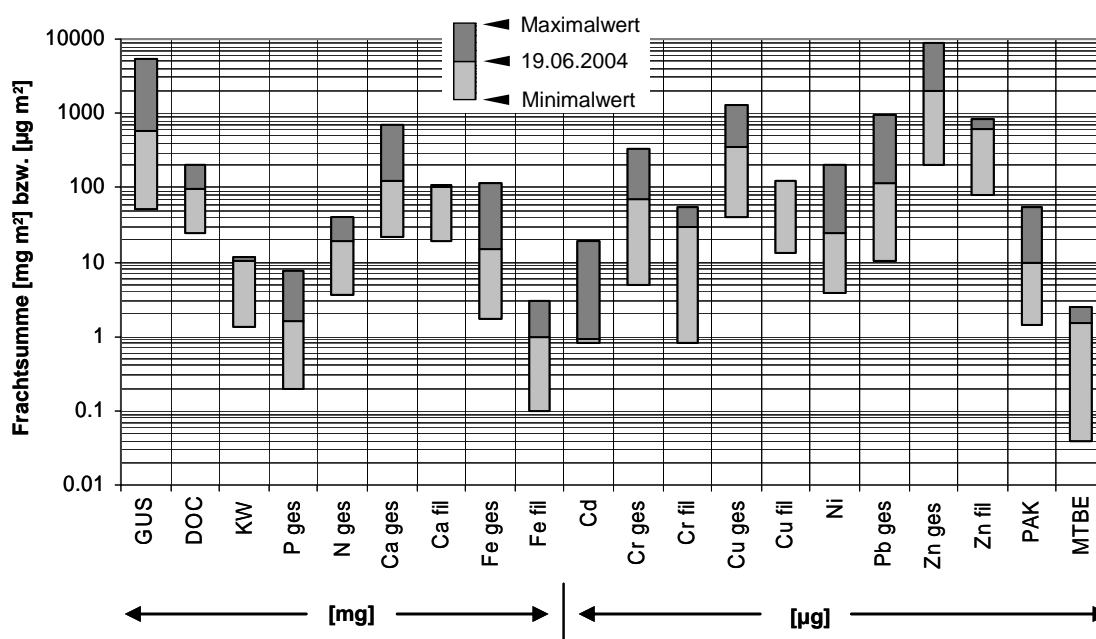


Abbildung 54: Maximale und minimale Stofffrachtsummen je Quadratmeter eine Stunde nach Regenbeginn aller untersuchten Ereignisse sowie diejenige vom 19.06.2004 als Vergleich

4.5.2.3 Fraktionierung der Schwermetalle in gesamte, gelöste und partikuläre Anteile

Die aus den Frachtsummen der Ereignis-Untersuchungen ermittelte Fraktionierung ist für die Schwermetalle Calcium, Chrom, Kupfer, Eisen und Zink in Tabelle 14 zusammengestellt. Die Anteile an partikulären, resp. gelösten Metallen variierten stark zwischen den einzelnen Ereignissen. Besonders hohe Anteile an partikulären Fraktionen waren während des Extremereignisses vom 8.7.04 zu verzeichnen. Abbildung 55 fasst die Ergebnisse übersichtlich zusammen. Es wird offensichtlich, dass Calcium die höchste Löslichkeit aufweist, während Eisen am wenigsten löslich vorliegt. Auch die Metalle Chrom, Kupfer und Zink zeigen hohe partikuläre Anteile im Bereich von 80 – 85 %. Es sei an dieser Stelle darauf

hingewiesen, dass der gelöste Anteil nicht notwendigerweise echt gelöst vorliegen muss. Bekanntlich sind auch partikuläre Fraktionen im Grössenbereich unter $0.45\ \mu\text{m}$ im Strassenabwasser vorhanden.

Tabelle 14: Mittelwerte der Frachten der untersuchten Regenereignisse und ihre Fraktionierung gelöste und partikuläre Anteile

		gesamt	gelöst	partikulär	% partikulär	% gelöst
Ca	g	73.6	52.8	20.8	28.2	71.8
Cr	mg	118.0	22.0	96.0	81.3	18.7
Cu	mg	354.7	64.2	290.5	81.9	18.1
Fe	mg	24211	851	23360	96.5	3.5
Zn	mg	2145	309	1836	85.6	14.4

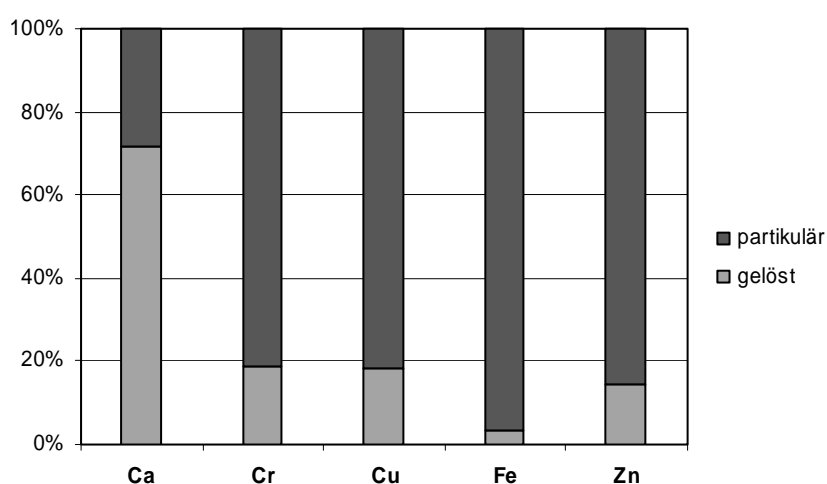


Abbildung 55: Anteile an gelösten und partikulären Metall-Fractionen

Die Messungen erlauben im weiteren über die GUS-Frachten und entsprechenden Metallfrachten Anhaltspunkte über den Gehalt der Metalle in den GUS zu erfahren. Tabelle 15 gibt die Mittelwerte und Standardabweichungen der Gehalte an Calcium, Kupfer, Eisen, Zink und Chrom in den GUS in mg/g und in Abbildung 56 sind die Ergebnisse grafisch dargestellt. Die Ergebnisse sind für Kupfer und Zink etwas niedriger und für Chrom bedeutend höher als sie bei Staubuntersuchungen an einer Autobahn gemessen wurden (BOLLER, 2002).

Tabelle 15: Gehalte an Metallen in den gesamten ungelösten Stoffen

mg/g	Ca	Cu	Fe	Zn	Cr
Mittelwert	64.2	0.427	26.2	2.09	0.07
Standartabweichung	29.6	0.118	4.1	0.26	0.01

Innerhalb der Abflussereignisse können sich die Anteile der Fraktionen ändern. In Kap. 4.4.1.2 wurde anhand des Ereignisses vom 19.6.04 gezeigt, dass insbesondere Kupfer und Zink im Laufe der Abflussvorgänge zunehmend erhöhte Anteile an gelösten Metallen aufweisen können. Es stellt sich die Frage, ob sich diese Beobachtung allgemein bestätigen lässt. Abbildung 57 zeigt den Verlauf der gelösten Anteile von Kupfer für alle Ereignisse und

Abbildung 58 dasselbe für Zink. Während für Zink ausser am 19.6.04 kein Einfluss der Abflussdauer oder Regenmenge abgeleitet werden kann, weist Kupfer bei der Mehrzahl der Ereignisse einen Trend zu erhöhten gelösten Anteilen im Zuge der Abflussdauer auf.

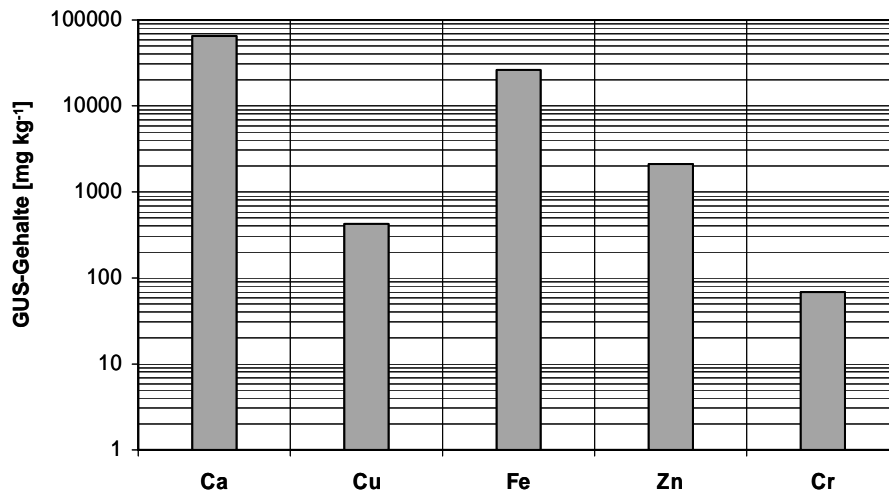


Abbildung 56: Gehalte an Schwermetallen in den gesamten ungelösten Stoffen (GUS)

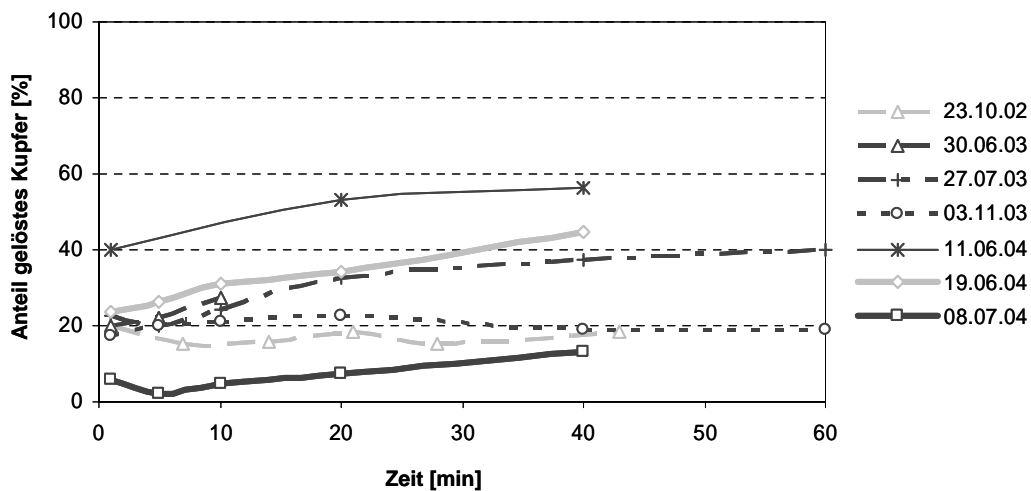


Abbildung 57: Anteil gelöstes Kupfer im Strassenwasserabfluss in Funktion der Regendauer

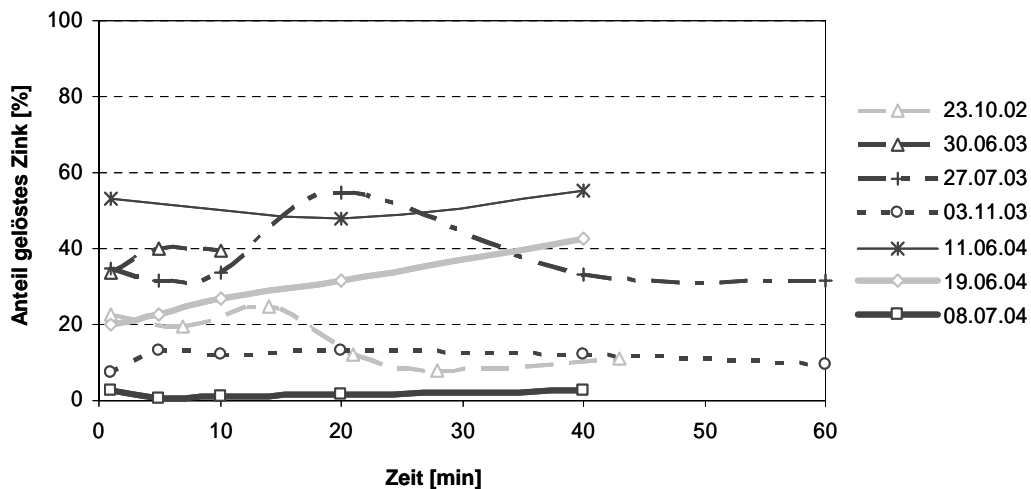


Abbildung 58: Anteil gelöstes Zink im Strassenwasserabfluss in Funktion der Regendauer

4.5.3 Beziehung zwischen Abflussintensität und Stoffabschwemmung

Es wurden unterschiedliche statistische Auswertungen der Regenereignisse vorgenommen, um gewisse Gesetzmässigkeiten und Abhängigkeiten aus den Daten abzuleiten. In der Regel streuen die Messresultate so stark, dass aus der limitierten Anzahl von Untersuchungen keine klaren Aussagen gemacht werden können. Die höchsten Korrelationen konnten aus der Beziehung zwischen der Abflussintensität und der Frachtintensität abgeleitet werden. Abbildung 59 bis Abbildung 63 zeigen die Korrelationen bei häufig auftretenden, relativ niedrigen Regenintensitäten für eine limitierte Auswahl von Parametern, bei denen eine lineare Beziehung besonders hohe Korrelationskoeffizienten ergab.

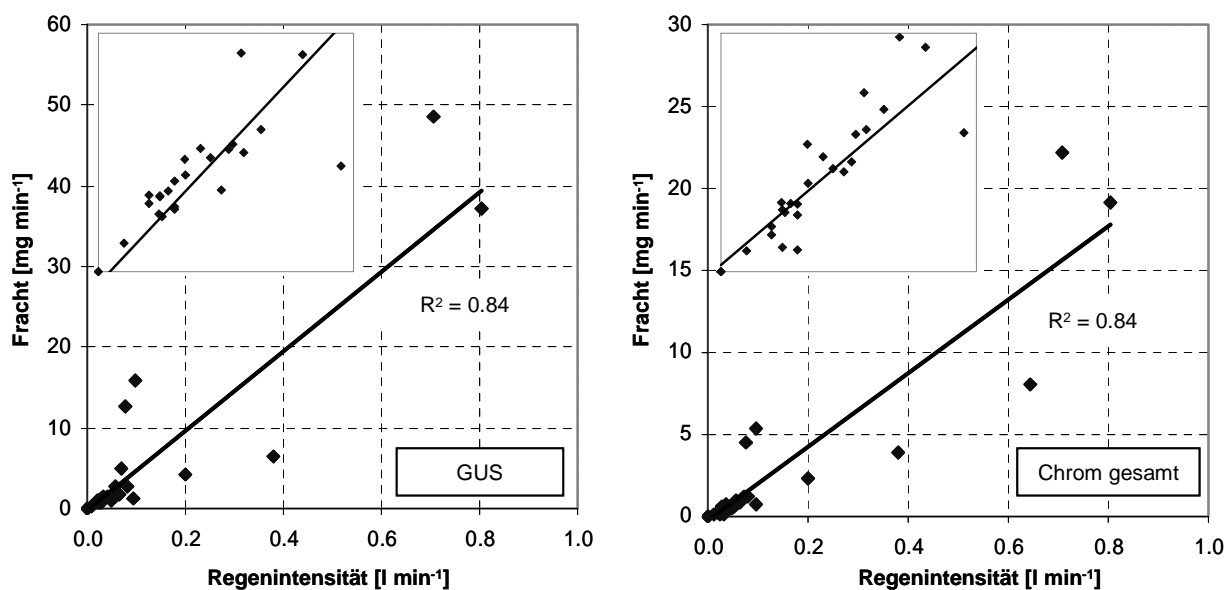


Abbildung 59 und Abbildung 60: GUS- und Chromfrachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.

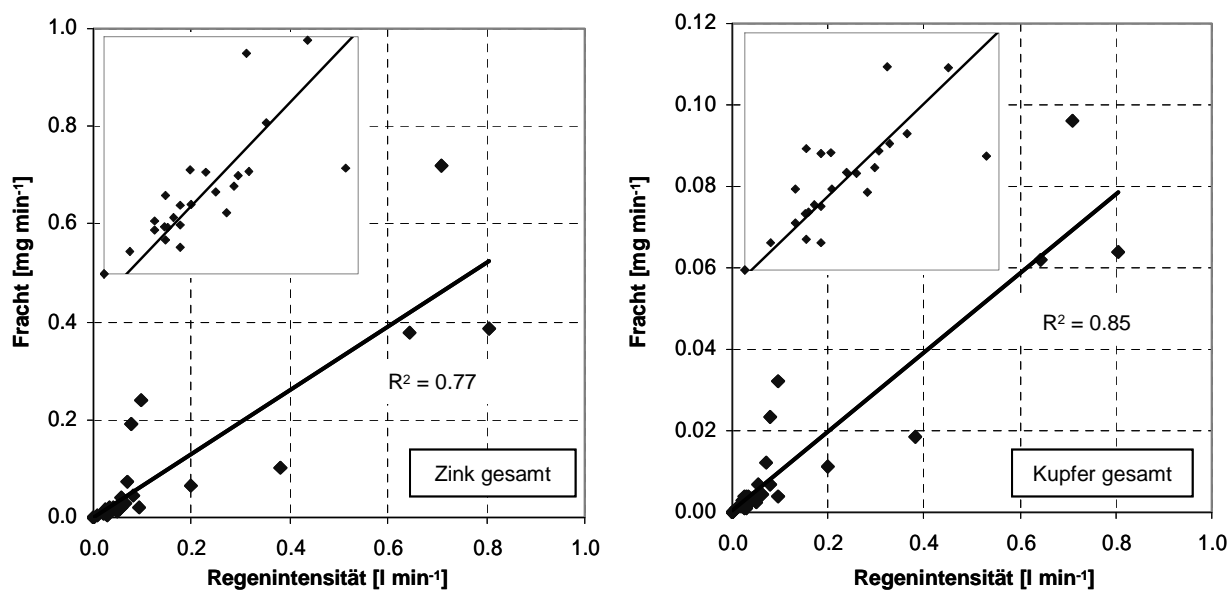


Abbildung 61 und Abbildung 62: Kupfer- und Zinkfrachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.

Es ist plausibel erklärbar, dass vor allem partikuläres Material bei stärkerer Regenintensität in erhöhtem Masse mobilisiert wird. Im Gegensatz dazu zeigt dieselbe Auswertung für den DOC in Abbildung 634, dass für gelöste organische Stoffe ein solcher Zusammenhang nicht existiert.

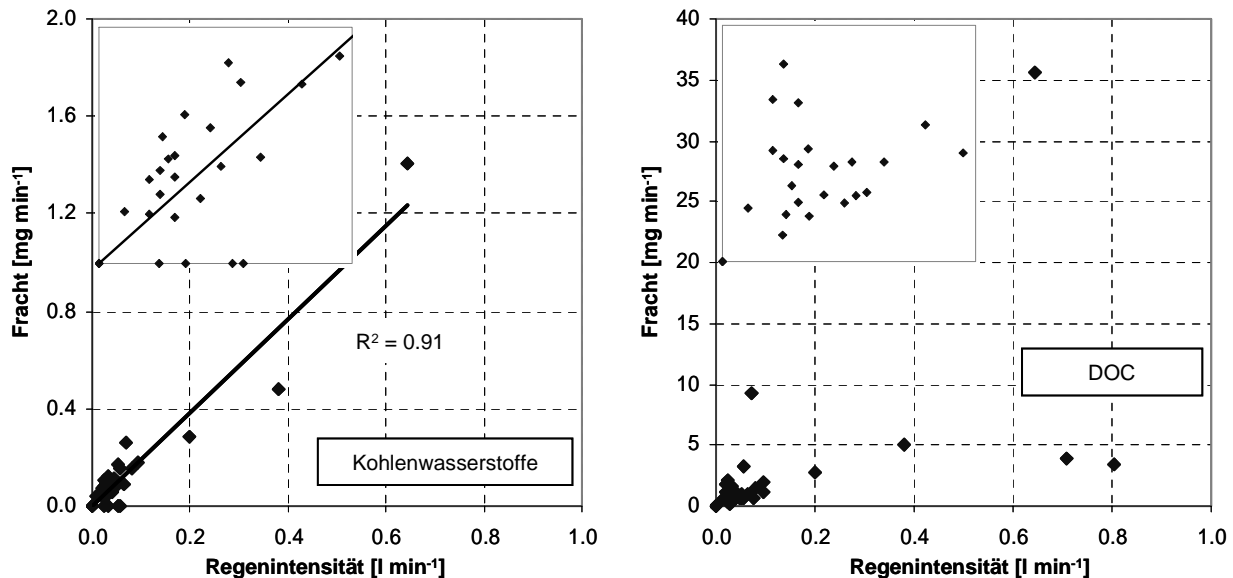


Abbildung 63 und Abbildung 64: KW- und DOC-Frachtintensitäten in Abhängigkeit von den jeweiligen Regenintensitäten während der sieben untersuchten Ereignisse. Im Fenster sind jeweils Details der linken, unteren Achsenabschnitte dargestellt.

4.5.4 Abschwemmfracht in Abhängigkeit der vorangehenden Trockentage

Es ist leicht einzusehen, dass die einem Regenereignis vorausgehende Anzahl trockener Tage ohne nennenswerte Abflüsse einen Einfluss auf die Menge der vor allem bei Regenbeginn abgeschwemmten Stoffe hat. Die Ansammlung von vor allem partikulärem Material sollte direkt in den Abschwemmfrachten bemerkbar sein. Je länger die Trockenzeit vor dem Regen andauert, desto grössere Frachten sind zu erwarten. In Wirklichkeit werden diese Abhängigkeiten von einer Vielzahl nicht näher bekannter Parameter beeinflusst. Dazu gehören die Verkehrsfrequenz, die Windverhältnisse, die Verteilung der Regenintensitäten, die Stoffcharakteristiken, etc. Die erhobenen Daten sind deshalb in dieser Hinsicht nur beschränkt aussagekräftig. Es ist nicht ohne weiteres erklärbar, dass nur gelöste Parameter eine mehr oder weniger eindeutige Korrelation zeigen. Abbildung 65 bis Abbildung 67 zeigen die Ergebnisse der Einzelereignisse mit den Frachtsummen in Funktion der Trockentage für gelöstes Eisen, gelöstes Kupfer, gelöstes Zink und für DOC. Im Gegensatz dazu waren bei den Gesamtparametern keinerlei Abhängigkeiten diesbezüglich feststellbar.

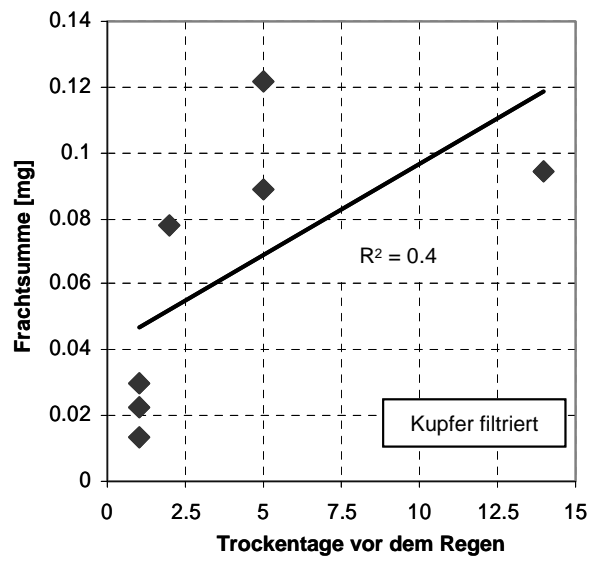
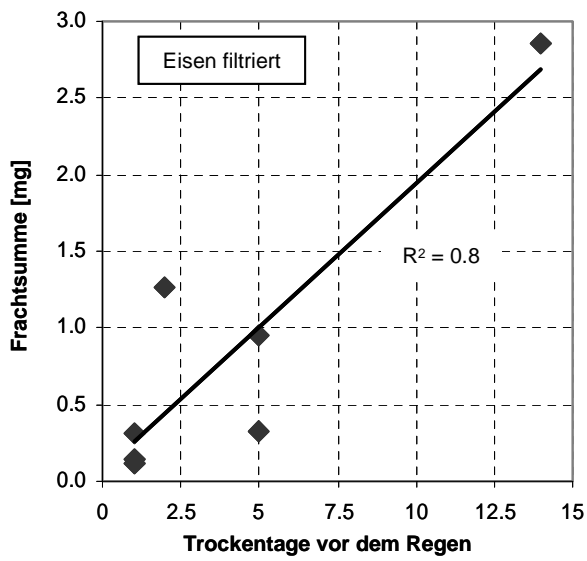


Abbildung 65 und Abbildung 66: Die filtrierte Eisen- und Kupferfrachtsummen in Abhängigkeit von der jeweiligen Anzahl der Trockentage vor dem Regen aller sieben untersuchten Ereignisse

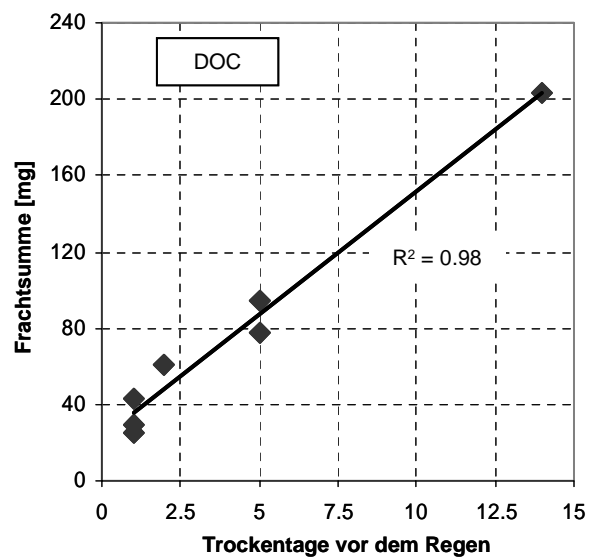
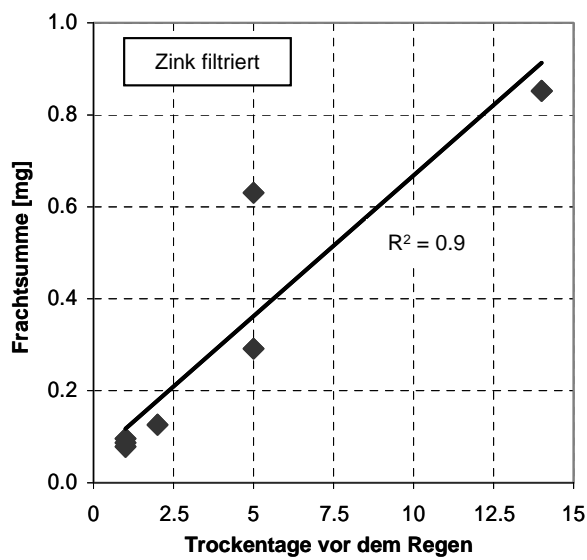


Abbildung 67 und Abbildung 68: Die filtrierte Zink- und DOC-Frachtsummen in Abhängigkeit von der jeweiligen Anzahl der Trockentage vor dem Regen aller sieben untersuchten Ereignisse

5 Die Behandlung des Strassenwasserabflusses

Einen Überblick über den Versuchsplan und die in den fünf verschiedenen Versuchsphasen eingesetzten Behandlungsmethoden ist im Kapitel 3.2 (Versuchsplan) zu finden. Im Folgenden wird auf die einzelnen Versuchsphasen detailliert eingegangen und die jeweiligen Ergebnisse präsentiert.

5.1 Versuchsphase mit Filtervlies und GEH-Adsorber (Versuchsphase 1)

Die in Abbildung 69 dargestellten drei Filterkolonnen mit Filtersack und 30 cm Adsorber in Kolonne 1, mit Filtersack und 10 cm Adsorber in Kolonne 2 und nur einem Filtersack in Kolonne 3 wurden über 55 Tage mit einer konstanten Filtergeschwindigkeit von 2 m/h (während Regenwetter) betrieben. Die in dieser Zeit durchschnittlichen Konzentrationen im Strassenabfluss, respektive im Zulauf zur Filteranlage und die Ablaufkonzentrationen der geprüften Verfahrensstufen sind aus Tabelle 16 ersichtlich. Aus bereits erwähnten Gründen sind die Konzentrationen im Rohwasser für alle Parameter relativ niedrig. Vor allem Nickel und Chrom sind lediglich im Bereich der Erfassungsgrenze vorhanden. Zink liegt erwartungsgemäss in höheren Konzentrationen vor. Die Analysen frischer Proben bei den dynamischen Untersuchungen aus dieser Zeit zeigen, dass Zink zu 85 % - 90 % in partikulärer Phase vorliegt.

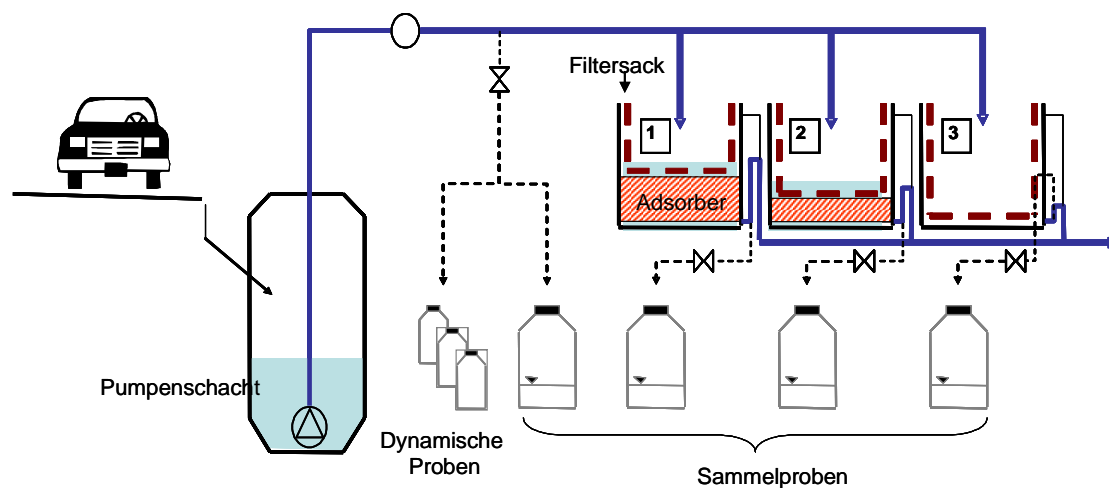


Abbildung 69 Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 1.

Tabelle 16 Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase I.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Ca
	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l
Strassenabwasser	93	7.6	38	2339	5	22	250	21.7
nach Filtervlies	18	3.0	16	790	<2	6	74	17.7
nach Filtervlies +10 cm GEH/Kalzit	< 10	< 2	7	323	< 2	3	29	20.7
nach Filtervlies + 30 cm GEH/Kalzit	< 10	< 2	3	151	< 2	2	16	24.4

In Abbildung 70 sind die Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Zuge der Abwasserbehandlung dargestellt. Sie macht deutlich, dass die vornehmlich partikelgebundenen Schwermetalle das gleiche Verhalten zeigen wie die Feststoffe. Es ergibt sich ein klarer Gradient in der Abtrennungswirkung, indem der Filtersack allein eine beträchtliche Reduktion der Konzentrationen bewirkt, jedoch die Adsorberschicht je nach Schichthöhe in der Lage ist, die Schwermetallelimination noch zu steigern.

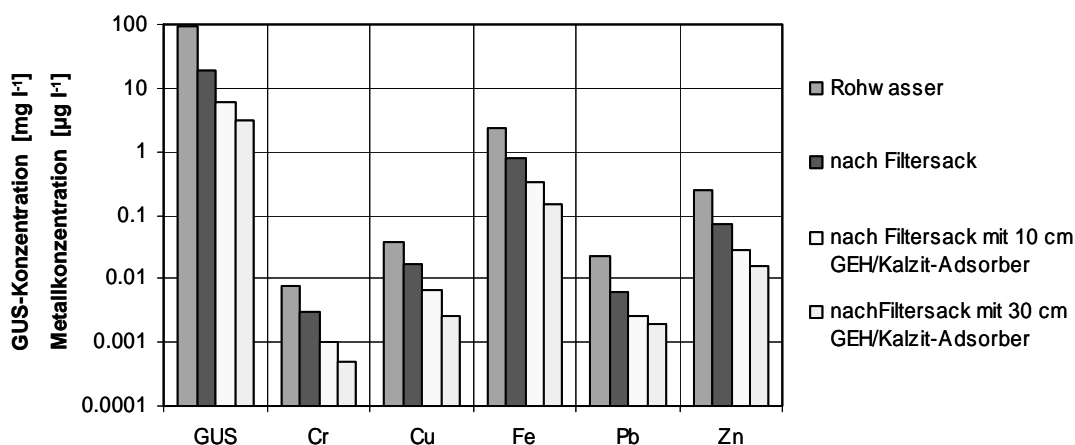


Abbildung 70 Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für verschiedene Alternativen der Abwasserbehandlung der Phase I.

Mit 80 % Feststoff-Elimination weist das Filtervlies eine unerwartet hohe Rückhalteleistung auf. Da die Schwermetalle zu einem Grossteil an die Partikel gebunden sind, werden gleichzeitig die Schwermetalle mit 57 % für Kupfer bis 72 % für Blei zu einem hohen Grade bereits im Filtersack zurückgehalten. Im Filtersack akkumulieren die Feststoffe und bewirken einerseits eine zunehmend bessere Rückhalteleistung, aber auch einen zunehmenden Druckverlust. Dies führte schliesslich zum Überlaufen des Filtersacks, was natürlich im praktischen Betrieb vermieden werden sollte. Die bei vollständiger Verstopfung auf dem Filtervlies zurückgehaltene Feststoffmenge berechnet sich zu ca. 22 kg TSS/m² Querschnittsfläche (ohne Seitenwände). Die gute Feststoffabscheidung im Filtersack ermöglichte, die darunter liegenden Adsorberschichten in den Filtern 2 und 3 mit sehr tiefen GUS-Konzentrationen zu beschicken. Im Vergleich zum reinen Filtersack steigern die Adsorberschichten je nach Schichtstärke die Elimination der Schwermetalle um weitere 16 %

bis 26 % in der 10 cm Schicht und 19 % bis 36 % in der 30 cm Schicht. Die hervorragende Affinität von GEH gegenüber Kupfer wird in den höchsten Eliminationsraten sichtbar. Die Gesamteliminationsraten sind in der Kombination Filtersack und 30 cm Adsorber am höchsten und betragen für GUS 97 %, für die Metalle Chrom, Kupfer, Eisen und Zink 93 % - 94 % und für Blei 91 % (Abbildung 71).

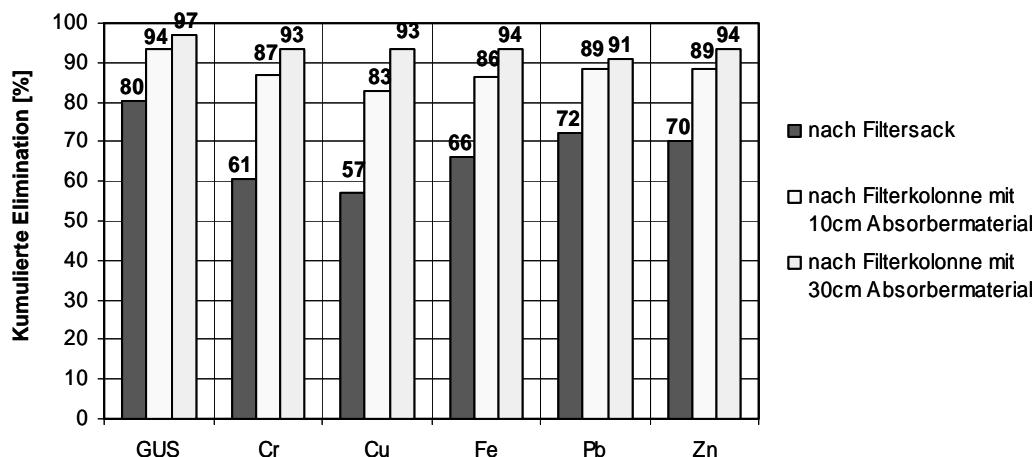


Abbildung 71 Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 1.

Insgesamt kann die Kombination Filtersack mit Adsorbenschicht als sehr effizient bezeichnet werden. Die Verfahrenstechnik könnte sowohl in zentralen Behandlungsanlagen wie auch dezentral in Form von Schächten konzipiert werden. Es ist allerdings zu beachten, dass Filtersäcke aus betrieblichen Gründen (Reinigung) nur in kleineren Einheiten eingesetzt werden können. Eine kritische Grösse ist der Zeitpunkt der Verstopfung. Um das Überlaufen des Filtersacks zu vermeiden, muss der Filtersack regelmässig kontrolliert werden und der geeignete Zeitpunkt für die Reinigung des Sacks oder dessen Ersatz gefunden werden. Die erste Versuchsphase musste aufgrund der Verstopfung der Filtersäcke und anschliessender Kolmation der Adsorber (als Folge des Überlaufens der Säcke) nach 55 Tagen Betriebszeit beendet werden. In dieser Zeit wurden pro Kolonne etwa 310 m³ Abwasser pro m² Filterquerschnittsfläche behandelt.

Aufgrund der vorliegenden Daten wurde die Laufzeit eines Filtersacks unter realistischen Betriebsbedingungen abgeschätzt. Unter der Annahme, dass in Burgdorf jährlich etwa 1000 mm Niederschlag fallen und davon ca. hohe 90 % zum Abfluss gelangen, berechnet sich die jährliche Abflussmenge eines entwässerten Strassenstücks von 100 m² pro 1 m² Filtersack (Verhältnis Abflussfläche/Filterfläche = 100 : 1) zu 90 m³. Unter den Belastungsverhältnissen der Strasse in Burgdorf mit einem Feststoffgehalt von durchschnittlich 90 mg GUS/l und einer Elimination von 80 % im Filtersack dürfte die Laufzeit bis zur vollständigen Verstopfung unter realen Verhältnissen 3 – 3.5 Jahre dauern. Dies wird für die relativ hohen Belastungen als ausreichend für einen technischen Einsatz gehalten. Für schwächer belastete Strassen ergeben sich entsprechend längere Laufzeiten und der Betriebsaufwand verringert sich. Für schwächer belastete Strassen kann die geprüfte Verfahrensvariante auch ohne Adsorbenschicht als wirksamer Schutz für Böden und Gewässer empfohlen werden.

Die Laufzeit der unter dem Filtersack angeordneten Adsorbierschicht hängt von der Schichtdicke und der Abwasserbelastung ab. Auch hier können überschlägig die Laufzeiten eines Adsorbiers abgeschätzt werden. Mit einer Sorptionskapazität von 1 mmol Metall/g GEH berechnet sich die theoretische Laufzeit selbst eines 10 cm Adsorbiers zu weit mehr als 50 Jahren. Diese Laufzeiten werden unter praktischen Bedingungen durch schwer prognostizierbare Kriterien wie Haltbarkeit, Anaerobie und Kolmation weit unterboten. Eine Schichtstärke von kleiner 20 cm ist für praktische Anwendungen aus adsorptions-kinetischen Gründen allerdings nicht zu empfehlen.

Im Übrigen muss betont werden, dass der in den Burgdorfer Untersuchungen aus versuchstechnischen Gründen angeordnete Betrieb im Aufstau unter wassergesättigten Bedingungen in der Praxis nicht angewandt werden soll. Da der Filter nur bei Regenwetter in Betrieb steht, besteht während der Stagnation bei trockenem Wetter die Gefahr des Sauerstoffschwunds und der Anaerobie im Adsorber-Medium, was die teilweise Auflösung von GEH zur Folge haben kann. GEH Adsorber sollen immer ungesättigt und mit Luftzutritt betrieben werden.

Die lange Trockenzeit im Sommer 2003 und die Verstopfung der Filtersäcke hatte eine längere Stillstandzeit der Pilotfilter ohne Abwasserdurchsatz zur Folge. In dieser Zeit wurde durch den Abbau organischer Stoffe auf den Filtersäcken und im Adsorberfilter der Sauerstoff aufgebraucht und es kam zu anaeroben Bedingungen. Das GEH wurde chemisch reduziert und änderte seine Eigenschaften.

5.2 Versuchsphase mit vorgeschaltetem Absetzbecken, Filtervlies und GEH-Adsorber (Versuchsphase 2)

Um die Laufzeit der Filtersäcke zu verlängern, wurde den Filtersack/Adsorber-Kolonnen ein Absetzbecken vorgeschaltet (vgl. Abbildung 72).

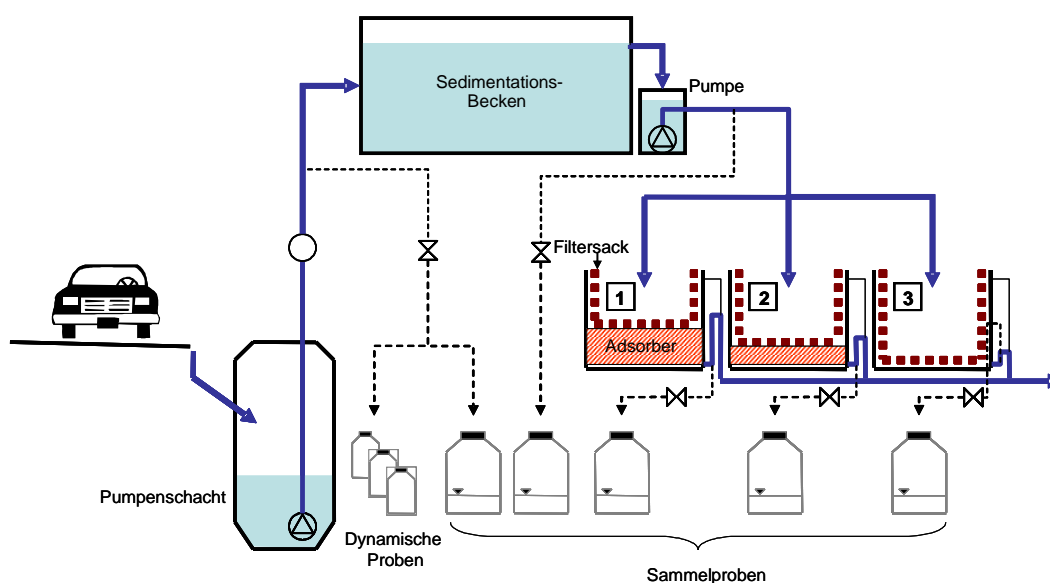


Abbildung 72 Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 2 mit Absetzbecken.

Die Oberflächenbelastung des Beckens betrug bei Regenwetter 0.65 m/h und die Aufenthaltszeit 1.7 Stunden. Aus den analytischen Ergebnissen in Tabelle 17 und der grafischen Darstellung in Abbildung 73 kann gefolgert werden, dass das Sedimentationsbecken lediglich 37 % der suspendierten Stoffe (GUS) abzuscheiden vermochte. Da die Schwermetalle hauptsächlich an Feinkolloide gebunden und diese nicht absetzbar sind, ergeben sich für die Schwermetalle Abscheidegrade von kleiner 30 %. Beispielsweise wird Zink nur zu 20 % und Kupfer zu 28 % abgetrennt. Die Feststoffbelastung auf die Filtersäcke wurde zwar gegenüber der ersten Versuchsphase um die Hälfte reduziert, die Abtrennungsleistung der Säcke hat sich jedoch prozentual vermindert (vgl. Abbildung 74). Die von den Filtersäcken nicht zurückgehaltene Partikelfraktion bleibt sich etwa gleich, sodass die Ablaufqualität nach Absetzbecken und Filtervlies sehr ähnlich derjenigen nach dem Filtervlies allein ist.

Der einzige Vorteil der sich aus der geprüften Verfahrenskombination ergibt, ist die verlängerte Laufzeit der Filtersäcke. Gegenüber der Belastung ohne Absetzbecken resultiert mit der Vorschaltung der Sedimentation rund eine Verdoppelung der Laufzeiten. Dies würde unter praktischen Bedingungen ähnlich denjenigen in Burgdorf Laufzeiten in Bereich von 6 Jahren bedeuten.

Tabelle 17 Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 2.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Ca
	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l
Strassenabwasser	78	8	45	2200	5	19	216	25.6
nach Absetzbecken	49	6	32	1720	5	13	173	28.3
nach Filtervlies	20	3	21	910	2	7	94	25.7
nach Filtervlies +10 cm GEH/Kalzit	6	2	14	480	<2	<2	42	29.2
nach Filtervlies + 30 cm GEH/Kalzit	4	1	3	430	<2	<2	16	39.6

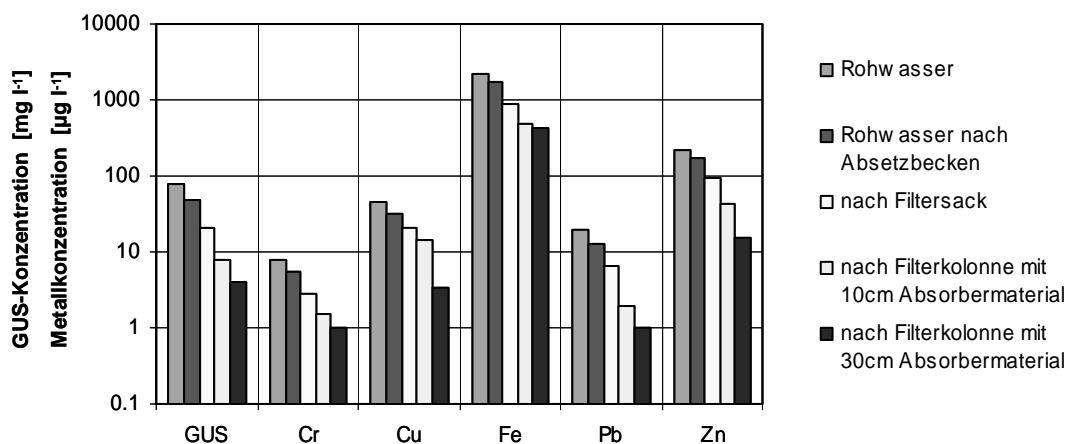


Abbildung 73 Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für verschiedene Alternativen der Abwasserbehandlung der Phase 2.

Ingesamt resultieren Abtrennungsleistungen für GUS und Schwermetalle, die ähnlich oder etwas geringer sind als diejenigen in der Phase 1 ohne Absetzbecken. Es ergeben sich Eliminationsraten für GUS von 95 %, für die Metalle Kupfer, Blei und Zink von 92 - 95 %. Chrom und Eisen wurden mit 88 % respektive 81 % schlechter eliminiert als in der Phase 1. Die genauere Betrachtung der Kombination Absetzbecken/Filtersack in der Phase 2 im Vergleich mit dem Filtersack allein in der Phase 1 in Tabelle 18 zeigt, dass die Summe der Eliminationsraten von Absetzbecken und Filtersack ausser für Zink im gleichen Bereich liegen wie für den Filtersack allein. Die etwas geringeren Leistungen von Absetzbecken und Filtersack in Phase 2 werden von den nachfolgenden Adsorbenschichten grösstenteils noch aufgefangen (vor allem Blei und Zink).

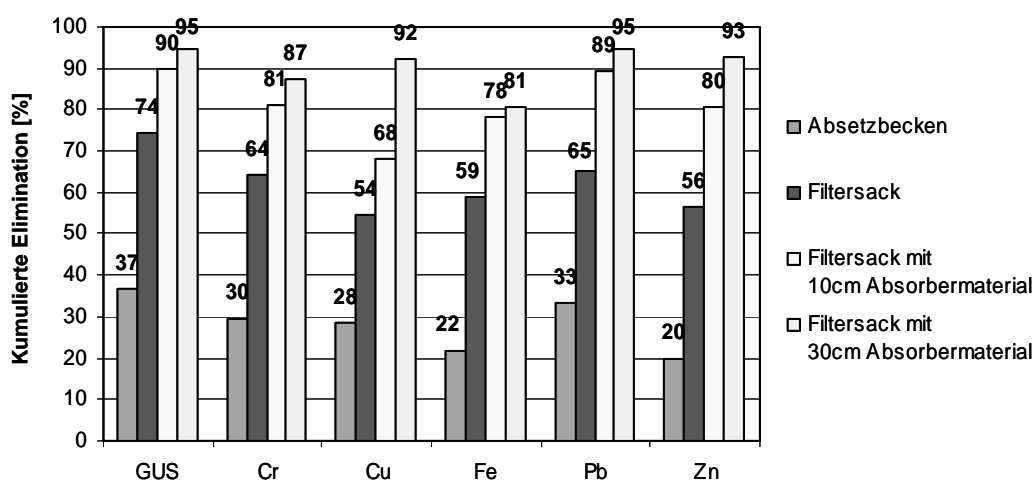


Abbildung 74 Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 2.

Tabelle 18 Eliminationsgrade im Filtersack in % während Phase 1 im Vergleich mit der Kombination Absetzbecken und Filtersack in Phase 2.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
Phase 1 Filtersack	80	61	57	66	72	70
Phase 2 Absetzbecken	37	30	28	22	33	20
Phase 2 Filtersack	37	34	26	37	32	36
Phase 2 Summe	74	64	54	59	65	56

Der Einsatz eines Absetzbeckens als Vorreinigungsstufe muss als wenig vorteilhaft beurteilt werden. Die damit erreichte Verlängerung der Laufzeiten der Filtersäcke ist zwar erheblich, aber die Laufzeiten ohne Absetzbecken werden bereits als nicht kritisch für den Betrieb von Filtersäcken betrachtet. Die Vorschaltung eines Absetzbeckens ist deshalb nicht zwingend. Zudem wird mit dieser Verfahrenstechnik präjudiziert, dass dezentrale Lösungen beispielsweise in Form von Schächten nicht möglich sind. Absetzbecken benötigen eine gewisse Grösse und können nur in zentralen Behandlungsanlagen eingesetzt werden.

Absetzverfahren werden immer wieder zur Behandlung von Strassenabwasser eingesetzt. Die Wirkung erweist sich häufig als sehr beschränkt. Dies steht in engem Zusammenhang mit den

Eigenschaften der Partikel im Strassenabwasser. Um diesen Sachverhalt zu belegen und Bemessungsgrundlagen für Absetzverfahren für Strassenabwasser zu erarbeiten, wurden Spezialuntersuchungen zu den Partikeleigenschaften durchgeführt. Die Ergebnisse werden im Folgenden erläutert.

5.2.1 Sedimentationseigenschaften von Partikeln im Strassenabwasser

Frühere Untersuchungen der EAWAG von Strassenabwasser an einer Autobahn zeigten, dass die relevanten Schwermetalle in unterschiedlichen Partikelgrössenfraktionen gebunden sind (BOLLER, 2002). Die Resultate der Schwermetallgehalte in unterschiedlichen Grössenfraktionen sind in Abbildung 75 dargestellt und weisen nach, dass Cadmium und Blei an grössere Partikel ($> 14 \mu\text{m}$) gebunden sind als Kupfer und Zink, die zu 50 % respektive 70 % in Teilchen $< 10 \mu\text{m}$ vorkommen. Dies zeigt, dass ein erheblicher Teil der Schwermetalle Kupfer und Zink in einer technisch schwer oder nicht absetzbaren Fraktion vorliegen.

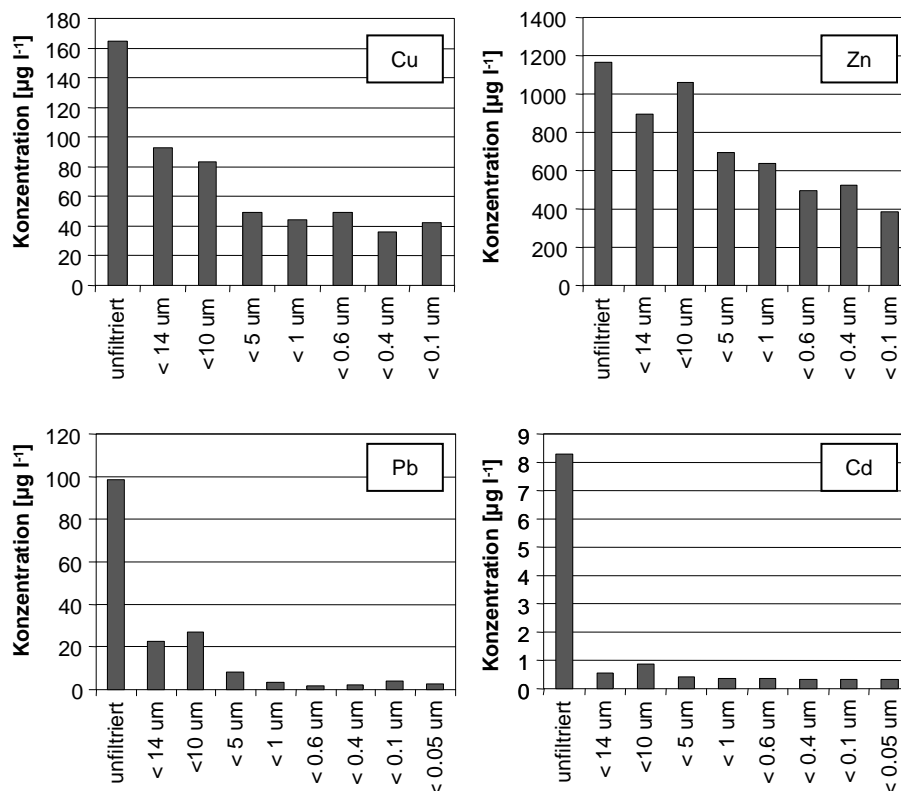


Abbildung 75 Schwermetallsorption an unterschiedlichen Partikelfraktionen im Abfluss einer Autobahn.

In weiteren Versuchen wurden die Absetzgeschwindigkeitsverteilungen von Partikeln von Strassenstaub und von Strassenabwasser ermittelt. Die Versuche wurden an der Eawag in 2 m hohen Sedimentiersäulen ($\varnothing 30 \text{ cm}$) durchgeführt. Die Partikelkonzentrationen wurden der Einfachheit halber als Trübung gemessen. Die eine Partikelprobe wurde durch Absaugen von Strassenstaub auf einer stark befahrenen Strasse in Dübendorf erhoben. Die andere Probe stammte aus Strassenabwasser der Kirchbergstrasse in Burgdorf. Die Ergebnisse der Sedimentationsgeschwindigkeits-Analysen sind in Abbildung 76 aufgezeichnet.

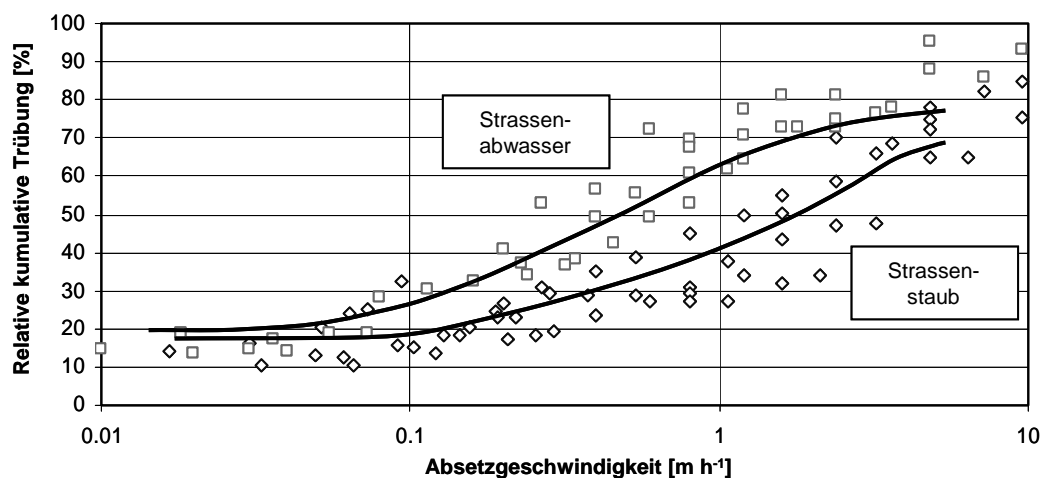


Abbildung 76 Verteilung der Absetzgeschwindigkeit von Partikeln in Strassenabwasser und in Strassenstaub.

Die Absetzgeschwindigkeitsverteilungen zeigen, dass im Strassenstaub etwa 30 % der Feststoffe eine Absetzgeschwindigkeit aufweisen, die kleiner ist als 0,5 m/h. Im Strassenabwasser beträgt dieser Anteil ca. 50 %. Wie den Geschwindigkeitsverteilungen zu entnehmen ist, weist der abgesaugte Strassenstaub grössere Partikel auf als das Strassenabwasser. Durch das Absaugen gelangen offenbar Partikel in die Probe, die bei üblichen Regenereignissen nicht abgeschwemmt werden. Die Proben des Strassenstaubs sind deshalb nicht repräsentativ für Strassenabwasser.

Die Kurven lassen sich dahingehend interpretieren, dass durch Absetzen von Strassenabwasser in konventionellen Sedimentationsbecken nur etwa 50 % der Feststoffe abgesetzt werden können. Die Messungen in Phase 2 zeigen, dass im Pilotversuch nicht einmal dieser Abscheidegrad erreicht werden konnte. Wenn Absetzanlagen eingesetzt werden, sollten sehr geringe Oberflächenbelastungen und lange Aufenthaltszeiten dafür garantieren, dass auch Partikel mit Absetzgeschwindigkeiten im Bereich von 0,07 m/h noch sedimentieren können. Absetzteiche erfüllen diese Bedingungen und haben sich deshalb, allerdings mit entsprechendem Platzbedarf, für Strassenabwasser als wirksame Vorbehandlung erwiesen.

5.3 Versuchsphase mit rotierendem Textil-Trommelfilter und Filtersack (Versuchsphase 3)

Die guten Erfahrungen mit dem Textil-Filtersack in Phase 1 gaben Anlass zur Idee, Textilfilter in automatisch spülbarer Ausführung erstmals für die Behandlung von Strassenabwasser zu prüfen. Die seit Jahrzehnten in der kommunalen Abwasserreinigung bekannten rotierbaren Trommelfilter sind seit einiger Zeit mit einem neuen Filtertuch auf dem Markt, das eine Steigerung der Filtrationsleistung erwarten lässt. Das Filtertuch „Polstoff“ der Firma MECANA besteht an der Oberfläche aus Fasern, die während der Filtrationsphase durch den Wasserstrom abgelegt werden und Teil des Filters bilden und während der Spülphase durch den Spülstrom in umgekehrter Richtung aufgestellt werden. Die Fasern sind in ein gewobenes Trägergewebe eingearbeitet.

In Versuchsphase 3 wurde ein Trommelfilter als Vorbehandlung der bereits verwendeten Filtersäcke geprüft. In einer ersten Versuchsphase 3a wurde ein gröberes Filtertuch Feinfaserpolstoff mit einer Polfaserstärke von 20 μm verwendet. Dieses Tuch erwies sich als zu grobmaschig. Das Tuch wurde deshalb in einer zweiten Versuchsphase 3b durch ein neues engmaschigeres Filtertuch (Mikrofaserpolstoff) mit einer Polstofffaser von ca. 7.5 μm ersetzt. Die Adsorberkolonnen wurden in dieser Phase ausser Betrieb genommen, da primär die Eliminationsleistung des Trommelfilters interessierte. Neben dem Ablauf des Trommelfilters wurde auch das beim Trommelfilter anfallende Spülwasser in einem Filtersack gereinigt. Dies sollte zeigen, ob die Spülwasserbehandlung mit Textilfiltersäcken eine gangbare Lösung zur Entsorgung des Waschwassers darstellt. Die schematische Darstellung der Verfahrensführung in Phase 3 ist in Abbildung 77 dargestellt.

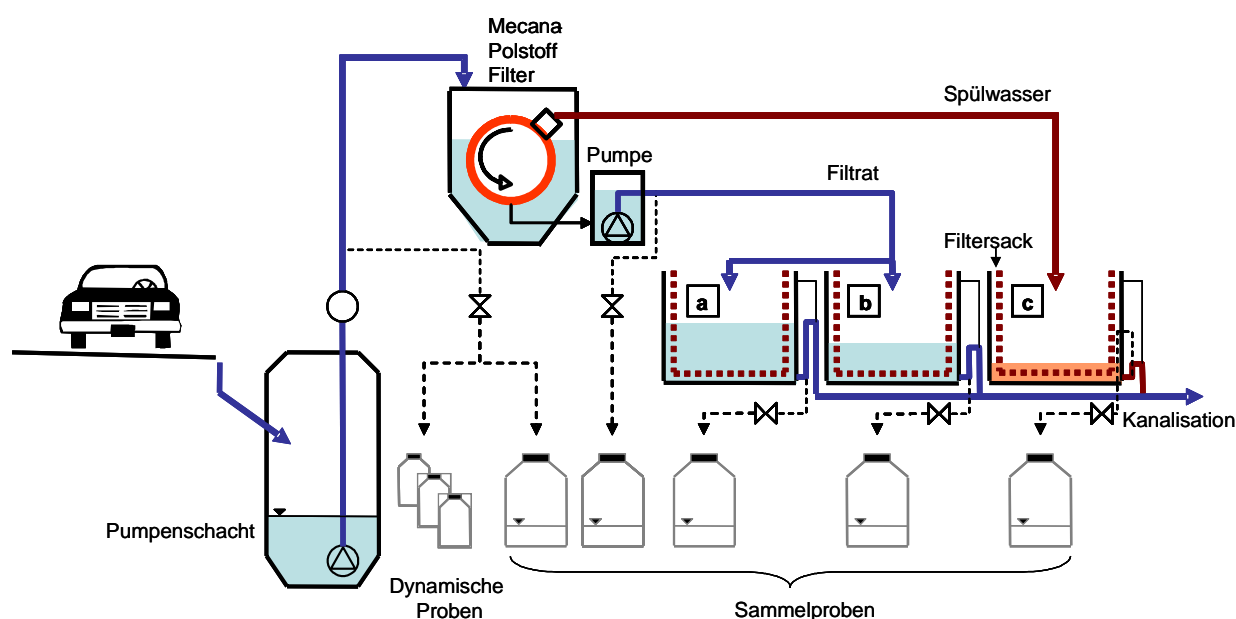


Abbildung 77 Verfahrensführung der Pilotanlage in Versuchsphase 3 mit Trommelfilter und Filtersäcken und Behandlung des Spülwassers.

5.3.1 Filtertuch mit grösserer Porenweite (Versuchsphase 3a)

In der Versuchsphase 3a wurden nach dem Trommelfilter zwei Filtersäcke parallel betrieben. Die analytischen Ergebnisse sind als Mittelwerte über die ganze vier Monate dauernde Versuchsphase 3a aus Tabelle 19 und aus Abbildung 78 und Abbildung 79 ersichtlich. Es fällt auf, dass der Trommelfilter eine Elimination an Feststoffen von knapp 50 % erreicht und die darauf folgenden Filtersäcke entgegen der vorangehenden Versuche enttäuschend geringe Abscheideraten aufweisen. Insbesondere Zink wurde in dieser Phase in den Filtersäcken nur sehr bescheiden zurückgehalten. Es muss daraus gefolgert werden, dass Zink in sehr feinkolloidaler oder gelöster Form vorlag. Dies ist ein Indiz dafür, dass ein nachfolgender Adsorber durchaus seine Berechtigung zur Erzielung hoher Wirkungsgrade bei variierender Speziierung der Schwermetalle haben kann. Interessant ist auch die recht unterschiedliche Abtrennungsleistung der beiden parallel betriebenen und identischen Filtersäcke. Vermutlich

spielt der Kolmationsgrad der Filtervliese, der möglicherweise unterschiedlich war, eine entscheidende Rolle.

Tabelle 19 Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 3a.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Rohwasser	109	11.6	73.6	3170	24.3	371.5
nach Trommelfilter	57	7.5	45.8	2059	14.1	276.8
nach Filtervlies 1	40	6.4	36.4	1839	12.7	262.4
nach Filtervlies 2	48	7.0	42.6	1970	12.2	273.6
Spülwasser nach Filtersack	19	2.2	9.8	1936	4.3	169.0

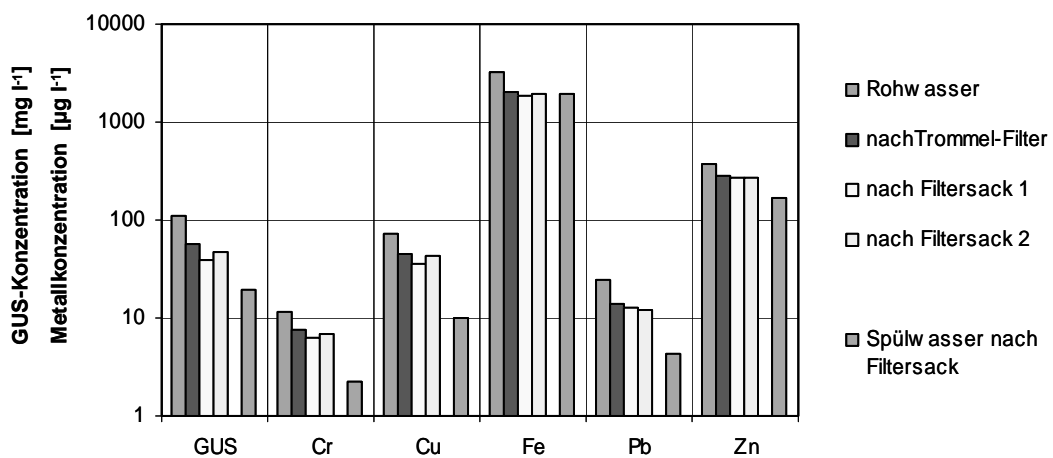


Abbildung 78 Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für die Strassenabwasserbehandlung mit der Kombination Trommelfilter - Filtersack in der Phase 3a.

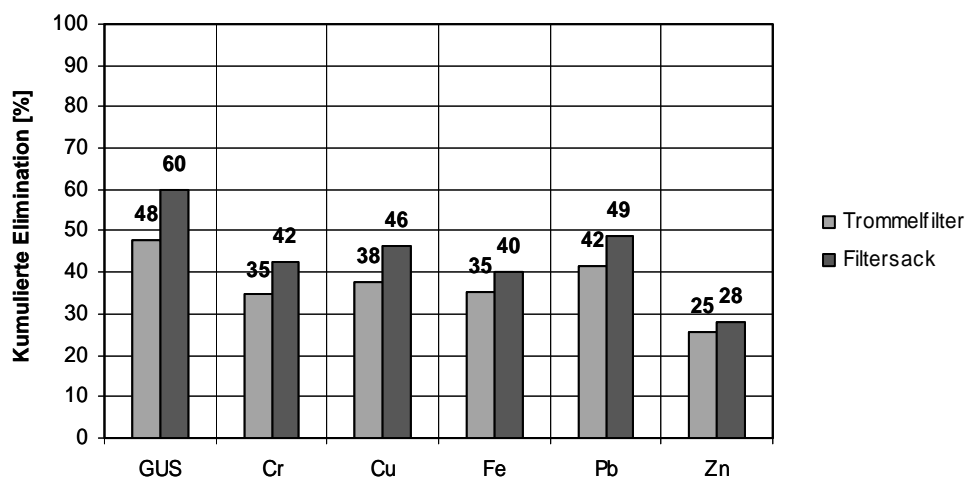


Abbildung 79 Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 3a.

Die weit bessere Leistung des Filtervlieses bei der Behandlung des Spülwassers aus dem Trommelfilter zeigt, dass eine höhere Feststoffbelastung mit vermutlich auch grösseren Partikeln zu einer Steigerung der Filtrationsleistung führt. Die Leistung des Trommelfilters

als Vorbehandlungsverfahren wird in Kapitel 5.6 im Vergleich mit den andern geprüften Verfahren eingehender diskutiert.

5.3.2 Filtertuch mit geringerer Porenweite (Versuchsphase 3b)

Die Versuchsphase 3b mit dem feineren Polstofffilter dauerte ebenfalls vier Monate. Die Rohwasserkonzentrationen sind ähnlich derjenigen in der Phase 3a. Die Resultate in Tabelle 20 und in Abbildung 80 veranschaulichen die deutlich bessere Leistung des feineren Filtertuches. Mit nahezu 80 % Feststoffelimination ist der Trommelfilter dem direkt beschickten Filtervlies (Phase 1) ebenbürtig. Auch die zwei parallel betriebenen Filtervliese im Anschluss an den Trommelfilter arbeiteten besser als in Phase 3a, sodass die Gesamtelimination der partikulären Stoffe und Schwermetalle erheblich besser ausfiel als in Phase 3a. Die Eliminationsgrade in Abbildung 81 zeigen bessere Werte als sie mit der Kombination Absetzbecken – Filtersack erreicht wurden.

Tabelle 20 Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 3b.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Rohabwasser	94	12.1	51.2	3097	24.4	269
nach Trommelfilter	21	5.5	21.1	914	7.4	210
nach Filtervlies 1	12	3.5	14.7	1055	3	146.1
nach Filtervlies 2	8	3.7	15.3	755	3	181.6
Spülwasser nach Filtersack	28	4.3	15.3	5295	8.3	103

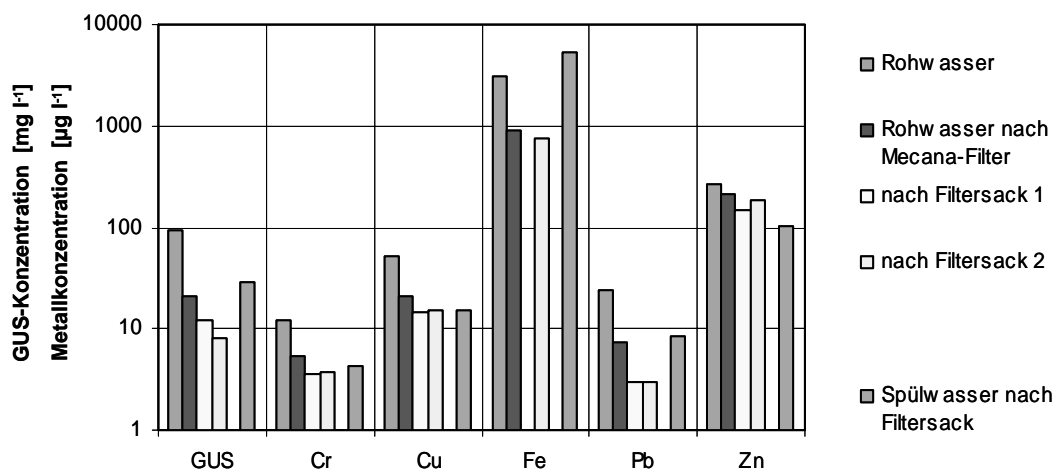


Abbildung 80 Frachtgewogene Mittelwerte der Konzentrationen für die Strassenabwasserbehandlung mit der Kombination Trommelfilter - Filtersack in der Phase 3b.

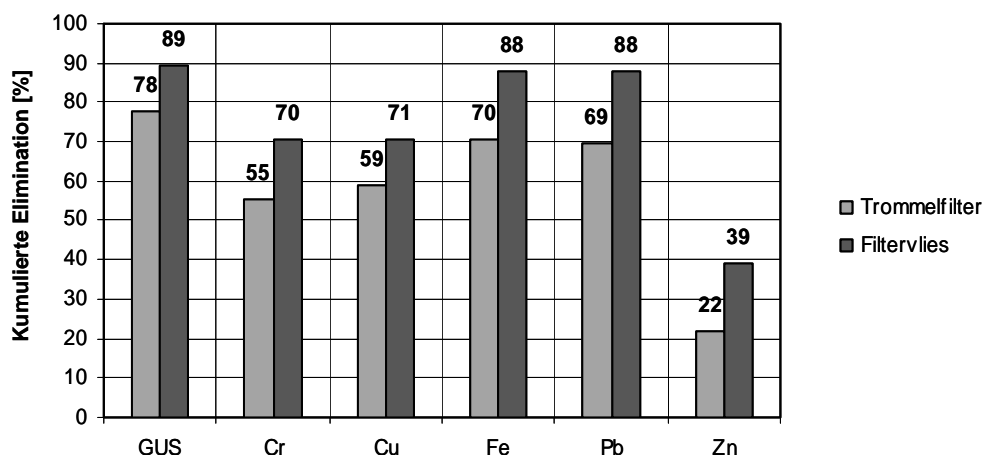


Abbildung 81 Elimination der wichtigsten Schadstoffparameter in alternativen Behandlungsverfahren der Phase 3b.

Die Analysendaten erlauben einen direkten Vergleich der beiden Filtertücher des Trommelfilters. Die Eliminationsgrade der beiden Textilfilter sind in Abbildung 82 dargestellt und zeigen die um 20 % - 30 % bessere Abtrennung des feineren Filtertuches. Einzig Zink ist nach wie vor in einer Spezierung vorhanden, die eine effiziente Abtrennung auch mit dem feineren Tuch verhindert. Beide Tücher erreichen lediglich eine Elimination von Zink von 20 % - 25 %. Immerhin vermag das nachfolgende Filtervlies die Elimination noch auf rund 40 % zu steigern.

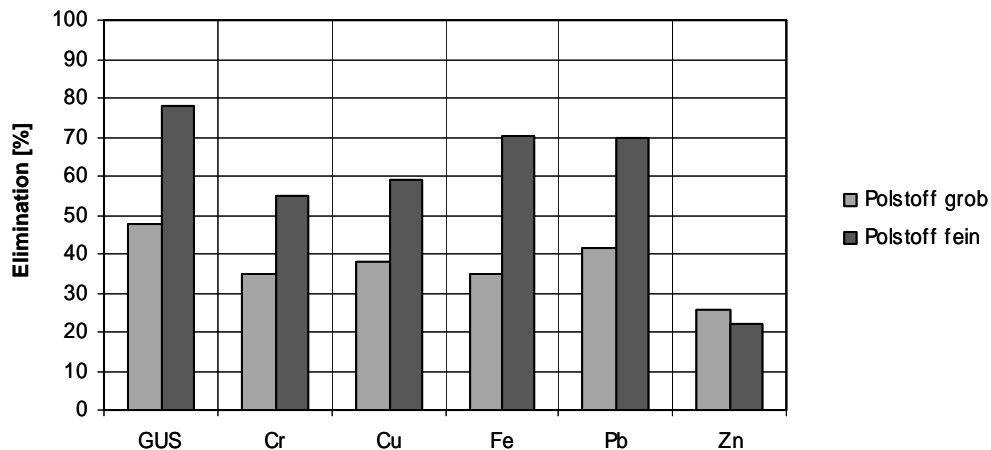


Abbildung 82 Vergleich der Eliminationsraten zwischen dem gröberen und feineren Polstofffilter.

5.3.3 Untersuchung der Partikelgrößenverteilung bei der Polstofffiltration

Am 8. Juli 2004 wurden im Zu- und Ablauf des Trommelfilters Proben zur Partikelanalyse erhoben. Die Resultate in Abbildung 83 zeigen, dass eine deutliche Abnahme der am häufigsten auftretenden Fraktion um 10 μm durch den Trommelfilter erfolgt. Die im Ablauf beobachtete Verteilung weist das Maximum bei 5 μm auf. Es findet demnach eine starke Abnahme der grösseren Partikel oberhalb von 5 μm statt. Wie dies Untersuchungen zur Fraktionierung von Schwermetallen gezeigt haben, würde dies noch nicht ausreichen, um an Feinkolloide unterhalb von 5 μm gebundenes Zink und Kupfer zu eliminieren, was durch die

Pilotversuche bestätigt wurde. Leider gibt die Partikel-Analyse keine Partikelkonzentrationen, sondern lediglich die prozentuale Verteilung der Grössenklassen in der jeweiligen Probe. Es können deshalb daraus keine Daten über die Effizienz als Funktion der Partikelgrösse abgeleitet werden.

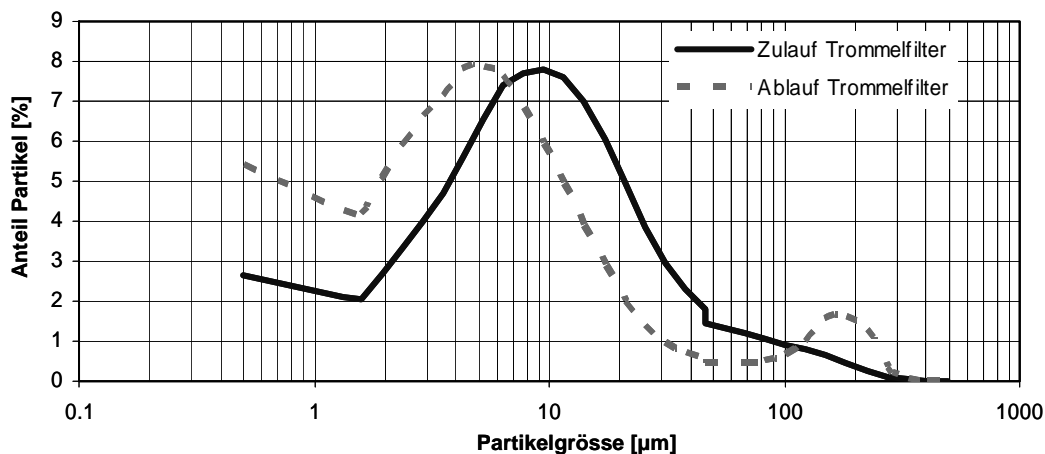


Abbildung 83 Partikelgrössenverteilung im Zu- und Ablauf des Trommelfilters am 8. Juli 2004.

5.4 Versuche mit Polymer-Einsatz in Kombination mit Trommelfilter und Filtervlies sowie Adsorberfilter (Versuchsphase 4)

Bekanntlich lassen sich oberflächenchemisch stabile Kolloide durch Flockungsmittel derart beeinflussen, dass sie entstabilisiert werden und zu grösseren Agglomeraten zusammenwachsen. Diese sind dann einfacher abtrennbar als die ursprünglichen Feinpartikel. Dieser Vorgang der Flockung lässt sich insbesondere mit künstlich hergestellten organischen Polymeren, vielfach in Form von Polyacrylamiden mit Ladungen, die denjenigen der Partikel im Wasser entgegengesetzt sind, schnell und effizient herbeiführen. Die Partikel im Strassenabwasser sind vornehmlich negativ geladen, sodass mit einem kationischen Polyelektrolyten die beste Wirkung zu erwarten ist. Die Dosierung von Polyacrylamidlösungen in für Strassenabwasser geeigneter Konzentration erfordert allerdings eine entsprechende automatische Dosierstation mit Steuerung und elektrischem Anschluss. In vielen Situationen sind solche Dosierstationen zu aufwendig und unter praktischen Verhältnissen schwer zu betreiben. Es wurde deshalb in der Versuchsphase 4 eine neue Möglichkeit der Dosierung mit so genannten Polymerblöcken untersucht. Ein Polyelektrolyt in Form gelförmig eingebundener kationischer Polyacrylamide wurde in dieser Art zum ersten Mal zur Behandlung von Strassenabwasser erprobt. Natürlich können bei dieser Verfahrensweise keine ladungsäquivalenten Dosierungen des Polymers erreicht werden. Beim Überspülen des Polymerblocks gelangen stets nicht genau kontrollierbare Mengen des Polyacrylamids ins Abwasser und bewirken die entsprechende Entstabilisierung. Mit Unter- sowie Überdosierungen verbunden mit einem gewissen Grad an Restabilisierung der Partikel muss gerechnet werden. Dafür entfallen die Installationen der ganzen Dosiereinrichtung und deren aufwändiger Betrieb. Abbildung 84 zeigt schematisch die Versuchsanordnung bei der Dosierung mit Polymeren.

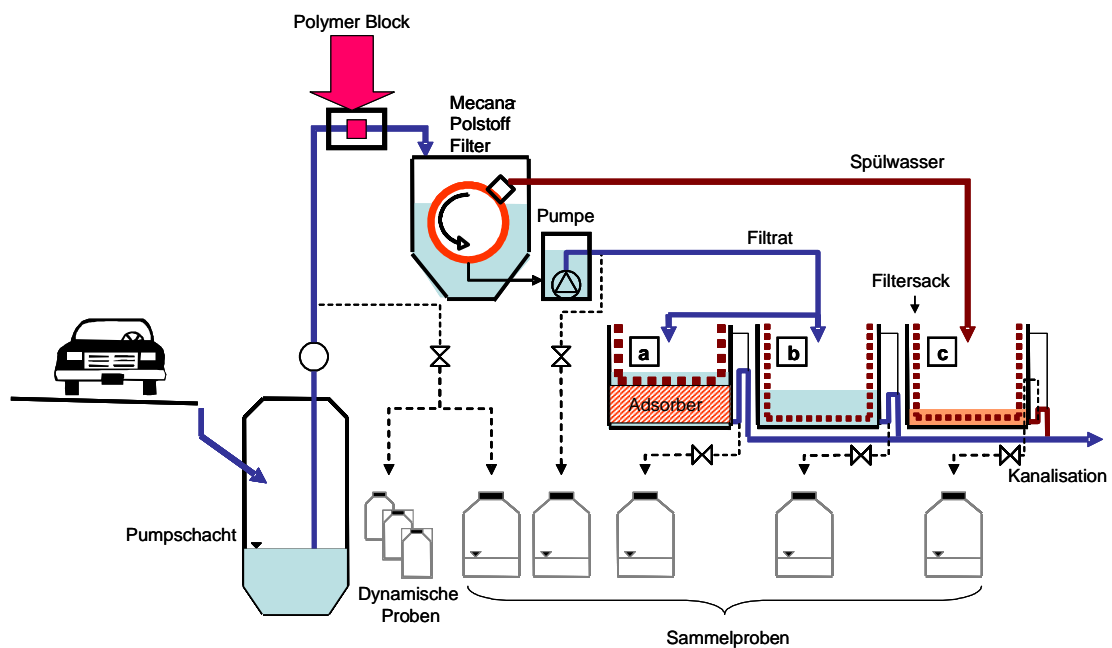


Abbildung 84 Verfahrensführung der Pilotanlage in der Versuchsphase 4 mit Polymerblock-Dosierung, Polstofffilter, Filtersäcken und Adsorber und Behandlung des Spülwassers.

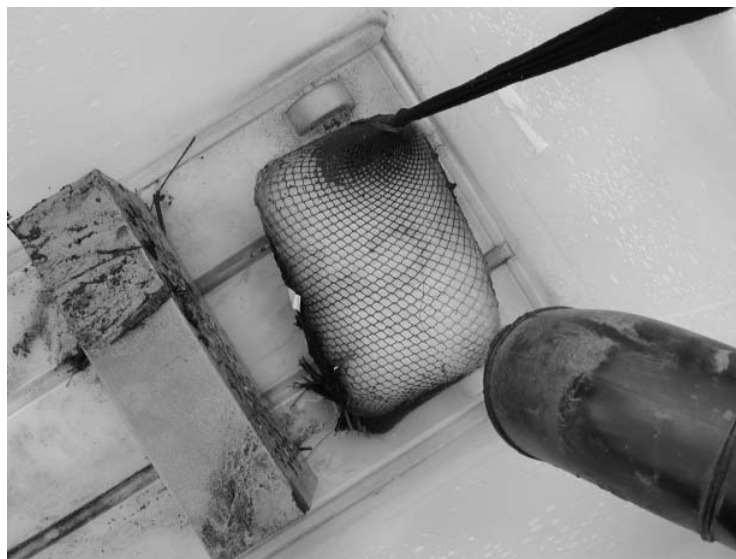


Abbildung 85 Hydratisierter Polyacrylamid-Gel-Block, eingepackt in ein Netz.

5.4.1 Jar-Test Untersuchungen

Um die Wirkung des Polymerblocks vor seinem technischen Einsatz zu prüfen, wurden Jartest-Versuche im Labor durchgeführt. Sie sollten zeigen in welchem Masse mit der Lösung geringer Mengen des Polymergels eine Flockungswirkung erzielt werden kann. Hierzu wurde ein kleines Stück des Polymerblocks während der Schnellmischphase (hohe Rührwerkdrehzahlen) für einige Sekunden in ein Becherglas von 1 Liter eingetaucht. Dies sollte den Kontakt des Strassenabwassers beim Überströmen des Polymerblocks unter

praktischen Bedingungen simulieren. In den Jarrest-Versuchen wurde diese Kontaktzeit variiert und die zugehörige Flockungswirkung gemessen. In Abbildung 86 ist der Aggregationsgrad der Feststoffe in den Jars nach einigen Minuten Flockungszeit bei zwei unterschiedlichen Kontaktzeiten mit dem Polymer ersichtlich. Abbildung 87 zeigt die Ergebnisse der Trübungsreduktion nach 10-minütiger Flockung bei niedriger Drehzahl und einer Absetzzeit von 20 Minuten. Die Resultate zeigen, dass bereits eine Kontaktzeit von 10 – 15 Sekunden ausreicht, um bei der Behandlung von Strassenstaub eine Trübungsreduktion von 50 - 60 % und von Strassenabwasser aus Burgdorf von 30 – 40 % zu bewirken. Es erstaunt, dass Kontaktzeiten über 20 Sekunden hinaus keine Verbesserung der Flockungswirkung mehr ergeben und die Endtrübungen konstant bleiben. Daraus wurde gefolgert, dass das einfache Überströmen des Polymerblocks für die praktische Anwendung im Pilotversuch genügen dürfte.

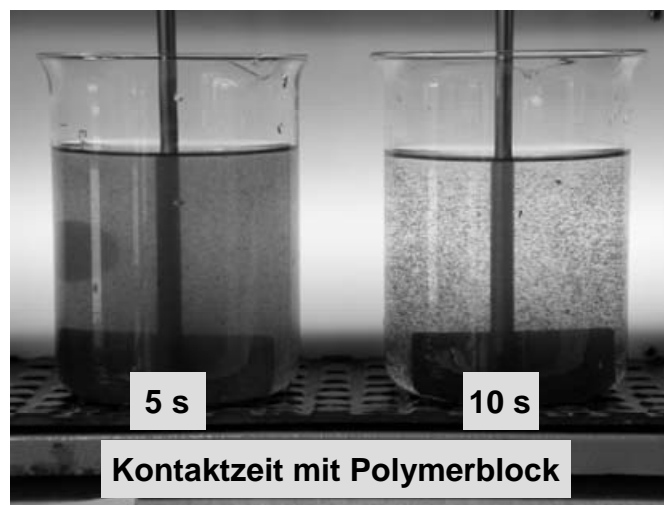


Abbildung 86 Jar Test Versuche mit unterschiedlichen Kontaktzeiten zwischen Strassenabwasser und Polymerblock

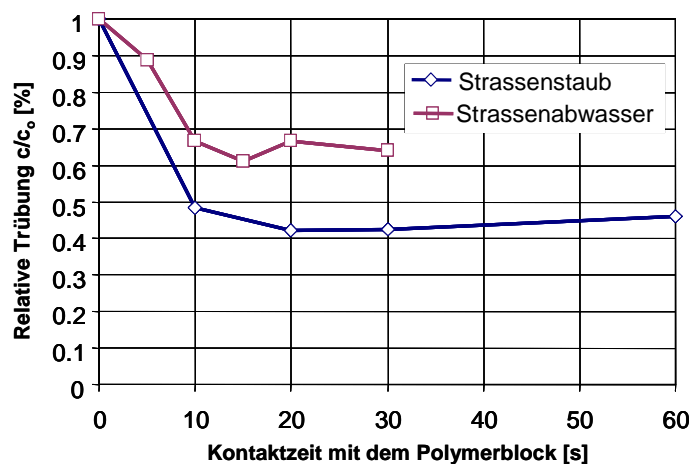


Abbildung 87 Flockungswirkung in Jarrest-Versuchen bei unterschiedlichen Kontaktzeiten mit einem kationischen Gel-Polymerblock.

5.4.2 Pilotversuche mit dem Polymerblock

In dieser Versuchsphase mit Polymerdosierung wurde die Pilotanlage zweistrassig gefahren, indem einerseits der MECANA-Polstofffilter mit einem nachgeschalteten Adsorberfilter (30 cm GEH/Kalk) gefahren und andererseits dem MECANA-Polstofffilter ein Filtersack ohne Adsorber nachgeschaltet wurde.

Der technische Betrieb der Polymerdosierung in der Pilotanlage erwies sich im Wesentlichen als ungeeignet. Nach kurzer Betriebszeit wurde das Gel-Polymer stark aufgeweicht und grössere Klumpen des Polymers lösten sich im überströmenden Wasser. Die dadurch erheblich zu hohe Dosierung des Polymers führte unweigerlich zur schnellen Verstopfung der nachgeschalteten Tuchfilter. Die Filter mussten ausser Betrieb genommen und gereinigt werden. Durch die Unterbrüche waren die Sammelproben inhomogen belastet, sodass für diese Versuchsphase keine klare Aussage bezüglich Eliminationswirkung verschiedener Stoffe, namentlich Blei und Zink, gemacht werden kann. Abbildung 88 zeigt die Eliminationsgrade der untersuchten Parameter in den einzelnen Verfahrensstufen. Die Untersuchungen mit den gleichen Verfahrenskombinationen wurden nachfolgend in der Versuchsphase 5 ohne Polymerdosierung fortgesetzt.

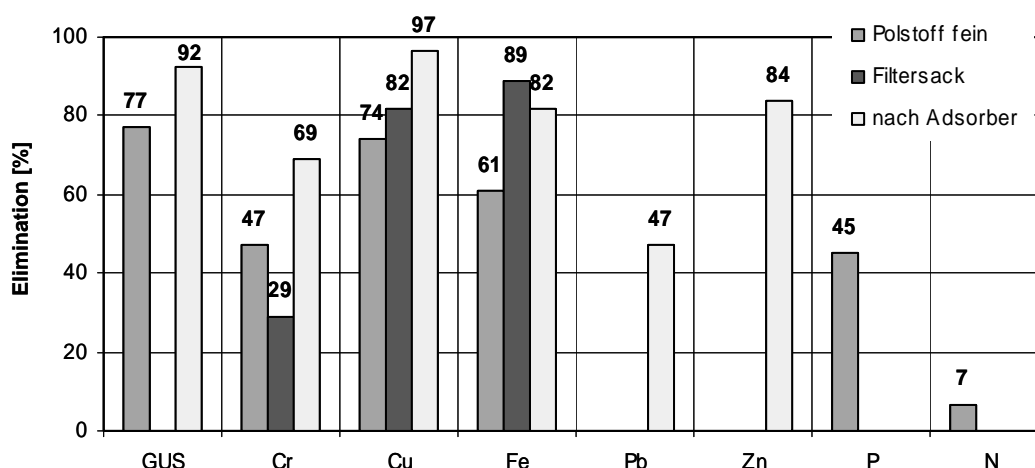


Abbildung 88 Vergleich der Eliminationsraten zwischen Polstoff-Filter mit Filtersack einerseits sowie mit Adsorber andererseits.

5.5 Versuche mit Trommelfilter und Filtervlies sowie Adsorberfilter (Versuchsphase 5)

Die Pilotanlage wurde in Phase 5 über weitere vier Monate derart betrieben, dass einerseits Trommelfilter (Polstoff fein) und Filtervlies als zweistufige mechanische Reinigung betrieben wurden. Andererseits wurde dem Polstofffilter eine Adsorbersäule mit 30 cm GEH/Kalk nachgeschaltet (wie Phase 4, aber ohne Polymerflockung). Der Trommelfilter wurde je nach Verstopfungsgrad automatisch gespült und das Spülwasser in einem Filtervlies (Filtersack) gereinigt. Auch über das gereinigte Spülwasser wurden qualitative Untersuchungen durchgeführt. Die Anlage konnte in dieser Phase ohne Polymerdosierung wesentlich stabiler gefahren werden. Das Schema der Verfahrensführung in Phase 5 ist aus Abbildung 89 ersichtlich.

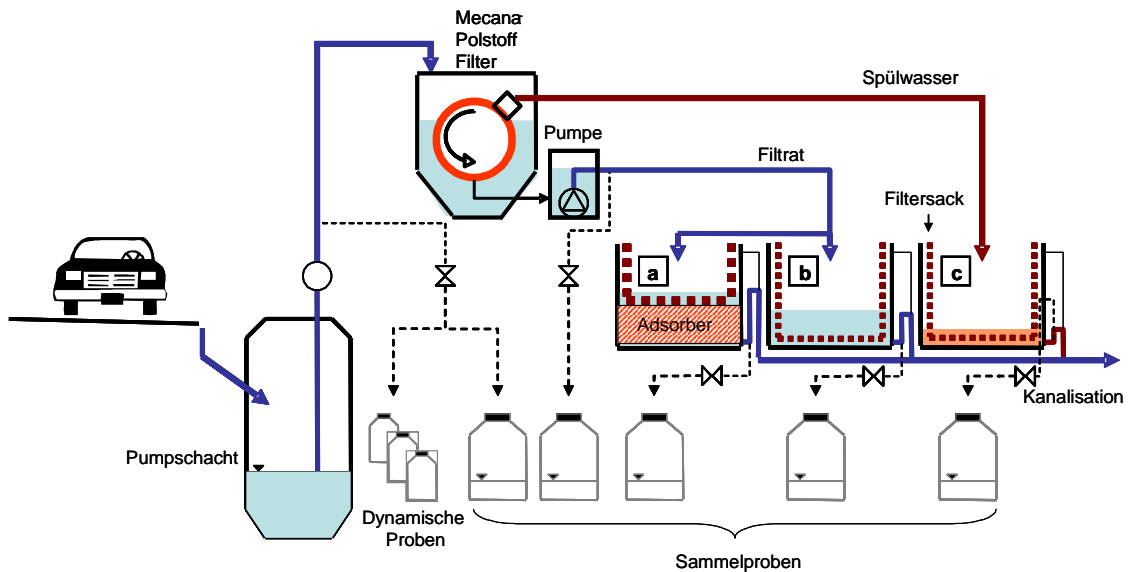


Abbildung 89 Verfahrensführung der Pilotanlage in der Versuchsphase 5 mit Polstofffilter, Adsorber und Filtersack und Behandlung des Spülwassers.

Tabelle 21 zeigt die mittleren Konzentrationen dieser Versuchsphase, welche in Abbildung 90 grafisch dargestellt sind.

Tabelle 21 Frachtgemittelte Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der verschiedenen Verfahrensstufen in der Versuchsphase 5.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Rohabwasser	101	9.2	51.7	2900	18.4	265.5
nach Trommelfilter	21	3.9	13.0	569	4.9	206.9
nach Filtervlies 2	10	3.2	12.0	455	<2	223.9
Nach Adsorber	5	2.9	6.5	420	<1	59.9
Spülwasser nach Filtersack	16	2.1	8.8	2280	-	82

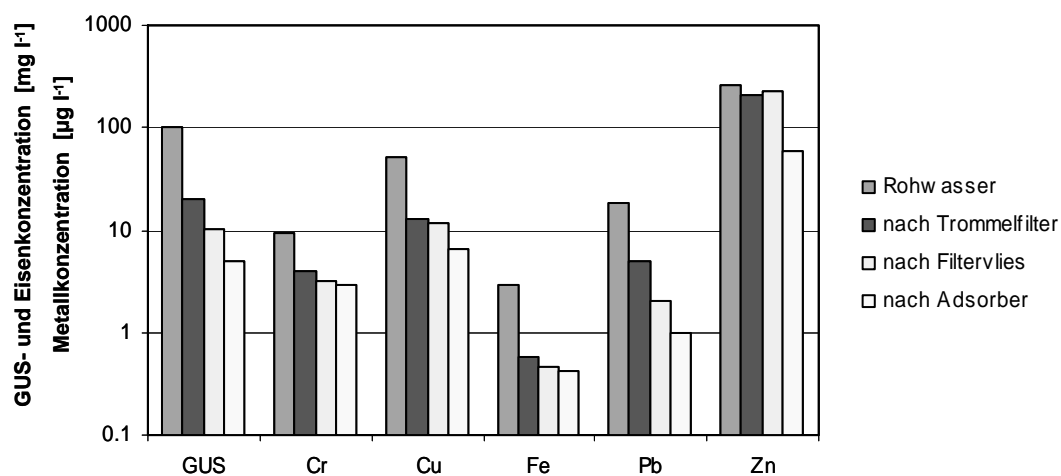


Abbildung 90: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zuge verschiedener Verfahrensstufen in der Versuchsphase 5.

Die erreichten Eliminationsgrade der verschiedenen Verfahrensstufen sind in Abbildung 91 dargestellt. Der Beitrag des Filtersacks an der Gesamt-Elimination ist, wie bereits früher gesehen, eher bescheiden. Der dem Trommelfilter nachgeschaltete Adsorber bringt ebenfalls keine enorme Leistungssteigerung, ausser für Zink. Wie bereits in früheren Versuchsphasen (Phase 2, 3 und 4) beobachtet, wird Zink von den Tuchfiltern nur in geringem Ausmass zurückgehalten, hingegen werden dank Adsorber schliesslich noch Eliminationsgrade von nahezu 80 % erreicht.

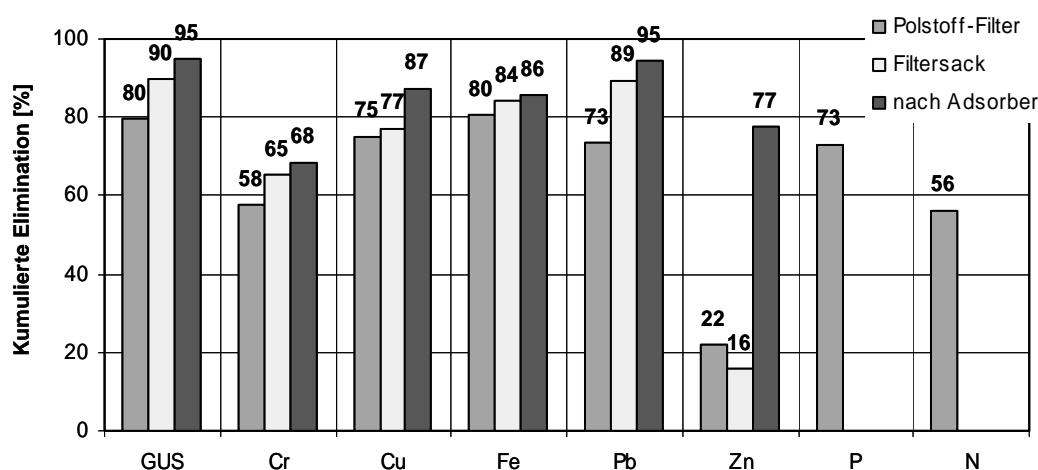


Abbildung 91 Eliminationsraten über die in Versuchsphase 5 geprüften Verfahrensstufen.

5.6 Vergleich der Verfahrensalternativen

Die erhobenen Daten lassen einen Vergleich der unterschiedlichen Verfahrensvarianten in Bezug auf ihre Eignung zur Behandlung von Strassenabwasser zu. Insbesondere konzentrieren sich die Vergleiche auf die Abtrennung partikulärer Inhaltsstoffe durch die verschiedenen Arten von Textilfiltern als eigenständige Verfahren, als zweistufige Varianten oder als Vorreinigungsstufen nachfolgender Schwermetall-Adsorber in Form von GEH/Kalk-Schichten.

5.6.1 Textilfilter und Sedimentation als einstufige Reinigungsverfahren

Das Filtervlies in Form von Filtersäcken, das Absetzbecken und der Trommelfilter in zwei Polstoff-Varianten sowie die mit Flockungsmittel unterstützte Polstofffiltration stehen einander gegenüber. Die erzielten Eliminationsgrade dieser ersten Verfahrensstufen sind als Vergleich aus Tabelle 22 ersichtlich. Aufgrund der Daten lässt sich eine klare Klassierung der Verfahrensvarianten vornehmen. Das direkt mit Rohabwasser beschickte Filtervlies zeigt die beste Abtrennungswirkung. Die bessere Wirkung geht einher mit einer beschleunigten Verstopfung des Vlieses. Als nächst beste Variante erweist sich der Trommelfilter mit dem feineren Polstoff. Diese Verfahrenstechnik erweist sich als nahezu gleichwertig mit dem Vorteil, dass dieser Filter automatisch gespült werden kann, aber mit dem Nachteil, dass Rückspülwasser anfällt, das behandelt und entsorgt werden muss. Als weniger wirksame Variante zeigt sich der Trommelfilter mit dem gröberen Polstoff. Die Eliminationsgrade sämtlicher Parameter liegen unter 50 %, was eine Nachbehandlung des Abwassers erforderlich macht. Schliesslich offenbart sich die reine Sedimentation des Strassenabwassers

als am wenigsten wirksam. Das Absetzen der feinkolloidalen Suspension erfordert lange Aufenthaltszeiten und somit grosse Absetzbecken und bietet im Bereich üblicher Oberflächenbelastungen (0.5 – 2 m/h) keine Gewähr für eine ausreichende Feststoffelimination. Als Vorbehandlungsverfahren ist die Sedimentation zwar möglich aber ineffizient. Die guten Resultate des Filtervlieses und des Polstofffilters wurden in der Versuchsphase 5 bestätigt. Es zeigte sich allerdings, dass ausser in Versuchsphase 1 das Schwermetall Zink durch die Textilfilter nur im Bereich von 20 % zurückgehalten wird, was auch in der Phase 5 bestätigt wurde.

Tabelle 22 Eliminationsraten in % bei einstufiger Abwasserbehandlung.

		GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
Filtervlies	Phase 1	80	61	57	66	72	70
Absetzbecken	Phase 2	37	30	28	22	33	20
Polstofffilter grob	Phase 3a	48	35	38	35	42	26
Polstofffilter fein	Phase 3b	78	55	59	70	70	22
Polstofffilter fein mit Polymerflockung	Phase 4	77	47	74	61	-	-
Polstofffilter fein	Phase 5	80	58	75	80	73	22

Abbildung 92 resümiert die Ergebnisse der Stoffelimination für die wichtigsten Qualitätsparameter. Es geht daraus klar hervor, dass Absetzbecken und grober Polstoff eine wesentlich geringere Abtrennungsleistung aufweisen als der feine Polstoff und das Filtervlies. Zur Darstellung der Zink-Werte wurden die anfangs guten Resultate mit dem Filtervlies nicht mit berücksichtigt, weil im Laufe der restlichen Versuchszeit diese Ergebnisse nicht mehr bestätigt wurden. Es ist offensichtlich, dass das in den höchsten Schwermetallkonzentrationen auftretende Zink durch keines der mechanischen Verfahren genügend eliminiert wird.

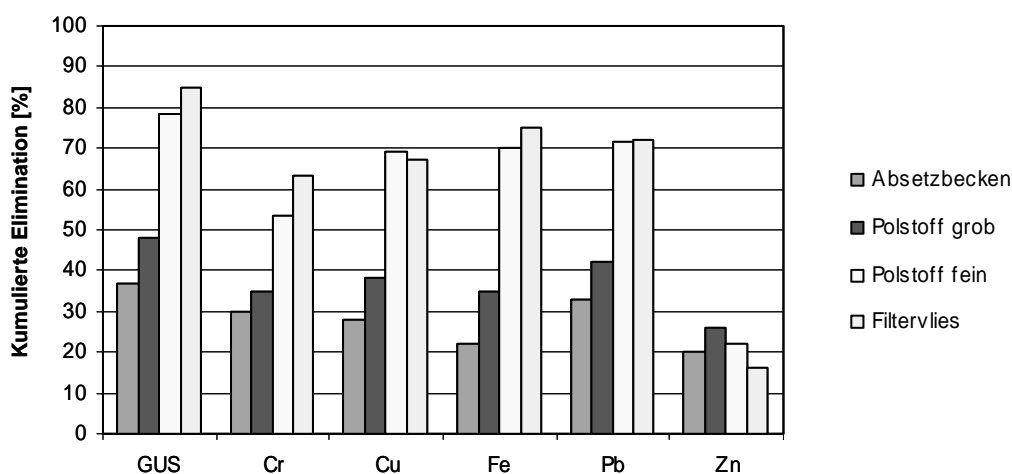


Abbildung 92 Eliminationsraten der einstufigen Eliminationsverfahren im Vergleich.

5.6.2 Zweistufige mechanische Abwasserbehandlung

Die zweistufige Abwasserbehandlung beinhaltet

- die Feststoffabtrennung im Absetzbecken gefolgt von einem Filtervlies

- die Polstofffiltration mittels Trommelfilter in grobfaseriger Ausführung in Kombination mit einem Filtervlies
- die Polstofffiltration mittels Trommelfilter in feinfaseriger Ausführung in Kombination mit einem Filtervlies
- die Polymerflockung und nachfolgende Polstofffiltration in feinfaseriger Ausführung in Kombination mit einem Filtervlies.

Die geprüften Verfahrensvarianten können als eigenständige Behandlungsstufen oder bei höheren Anforderungen an die Ablaufqualität als Vorbehandlung für nachfolgende Adsorberanlagen eingesetzt werden. Wie sich zeigen wird, stehen diese zweistufigen Anordnungen auch in Konkurrenz mit der einstufigen Vliesfiltration. Die Ergebnisse der ermittelten Eliminationsgrade sind für die zweistufigen Verfahrenskombinationen im Vergleich mit dem einfachen Filtervlies in Tabelle 23 und Tabelle 24 und grafisch in Abbildung 93 dargestellt.

Tabelle 23 Eliminationsleistung in % verschiedener Varianten der zweistufigen Feststoffelimination

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
Absetzbecken + Filtervlies	74	64	54	59	65	56
Polstoff grob + Filtervlies	60	42	46	40	49	28
Polstoff fein + Filtervlies (Phase 3)	89	70	71	88	88	39
Polstoff fein + Filtervlies (Phase 5)	90	65	77	84	89	16

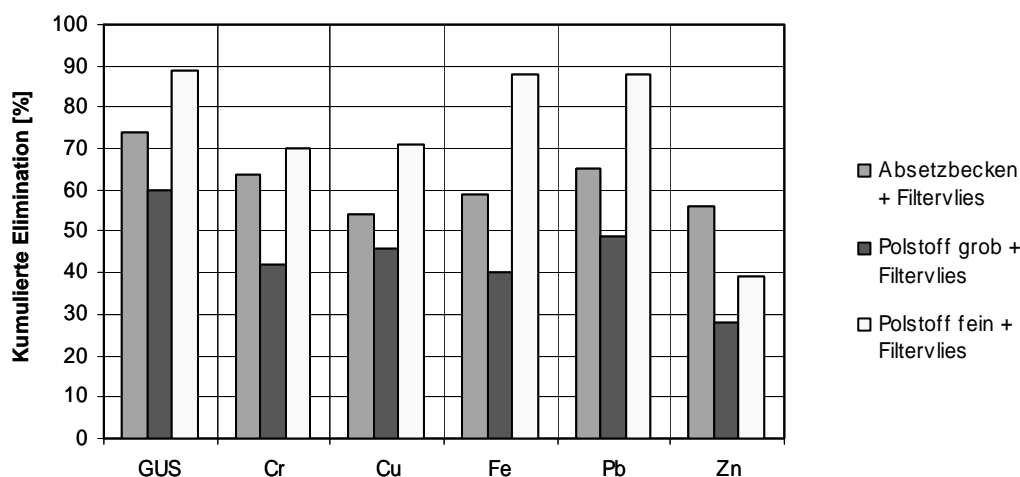


Abbildung 93 Eliminationsgrade bei zweistufiger Behandlung des Strassenabwassers.

Es ist offensichtlich, dass die Polstofffiltration mit feinen Fasern in Kombination mit einem Filtervlies die beste Eliminationswirkung für alle Parameter zeigt ausser für Zink. Sie ist dem einfachen Filtersack in Phase 1 (vgl. Tabelle 22) überlegen, erfordert jedoch naturgemäss einen höheren Aufwand. Dann folgt die Kombination Absetzbecken und Filtervlies und schliesslich der grobfaserige Polstofffilter in Kombination mit einem Filtervlies. Das schlechte Abschneiden des grobfaserigen Polstofffilters gefolgt von einem Filtervlies ist hauptsächlich auf die erstaunlich geringe Abtrennungsleistung des Vlieses in dieser

Versuchsphase zurückzuführen. Die Gegenüberstellung der Abscheidegrade des Filtervlieses in seinem unterschiedlichen Einsatz als erste oder zweite Verfahrensstufe in Tabelle 24 weist darauf hin, dass die beiden Polstoff-Versuchsphasen geprägt sind von einer sehr bescheidenen Abtrennungsleistung des Vlieses und insbesondere die ungenügende Abtrennung von Zink. Die Resultate mit Polymerflockung können wegen betriebstechnischer Probleme nicht als repräsentativ beurteilt werden.

Tabelle 24 Eliminationswirkung des Filtervlieses in % als erste oder zweite Verfahrensstufe.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
Filtervlies einstufig	80	61	57	66	72	70
Filtervlies nach Sedimentation	37	34	26	37	32	36
Filtervlies nach Polstoff grob	12	7	8	5	7	2
Filtervlies nach Polstoff fein	11	15	12	18	18	17
Filtervlies nach Polstofffilter (Phase 5)	10	8	2	4	16	0

5.6.3 Verfahrenskombinationen mit Adsorber-Einsatz

Der Einsatz von GEH als Adsorbermedium bringt als letzte Verfahrensstufe die Elimination von GUS und Schwermetallen auf ein hohes Niveau. Die Abtrennung der wichtigsten Schwermetalle liegt in Kombinationen mit Adsorber meist über 85 %, oft über 90 %. Der wichtigste Beitrag des Adsorbers an die Reinigung des Strassenabwassers liegt in der guten Eliminationsleistung für Zink, das in den Textilfiltern ungenügend abgetrennt wird. Tabelle 25 und Abbildung 94 geben die Eliminationsgrade über die gesamten Verfahrenskombinationen wieder, in denen der Adsorber zum Einsatz gelangte und Tabelle 26 zeigt den Beitrag des Adsorbers an der Gesamt-Elimination. Im Gegensatz zu Adsorbereinsätzen für Dachabwasser, ist der Beitrag des Adsorbers an der Eliminationsleistung von GUS und Schwermetallen relativ bescheiden.

Tabelle 25 Vergleich der Eliminationsleistung in % von Verfahrenskombinationen mit Vorbehandlung und Adsorber.

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
Filtervlies + Adsorber	97	93	93	94	91	94
Sedimentation + Filtervlies + Adsorber	95	88	92	81	95	93
Polymerflockung + Polstofffilter fein + Adsorber	92	69	97	82	-	-
Polstofffilter fein + Adsorber	95	68	87	86	-	77

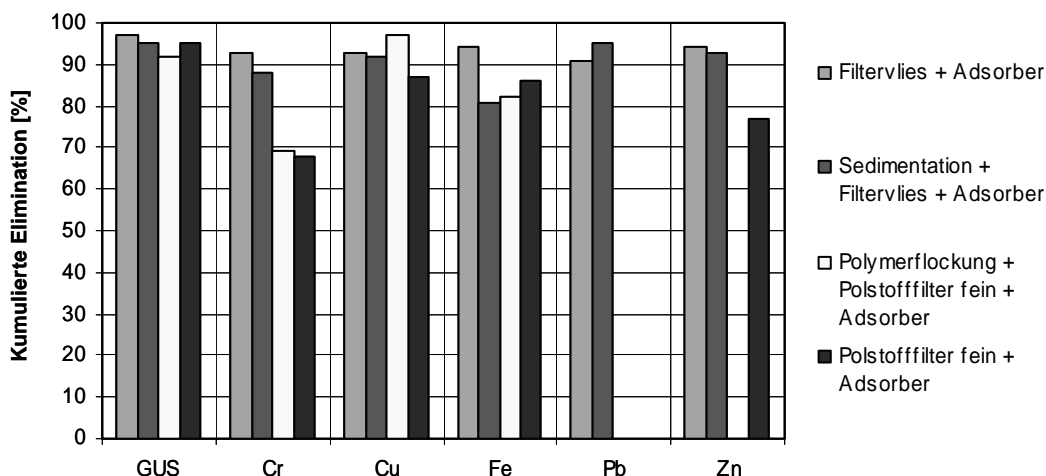


Abbildung 94 Eliminationsleistung der Verfahrenskombinationen mit Adsorberfiltern.

Tabelle 26 Beitrag des Adsorbers zur Gesamt-Elimination in %

	GUS	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
(Filtervlies +) Adsorber 10 cm	14	26	26	20	17	19
(Filtervlies +) Adsorber 30 cm	17	32	36	36	19	24
(Sedimentation + Filtervlies +) Adsorber 10 cm	16	17	14	19	24	25
(Sedimentation + Filtervlies +) Adsorber 30 cm	21	24	38	22	30	37
(Polymerflockung + Polstofffilter fein+) Adsorber 10 cm	15	22	22	21	-	-
(Polstofffilter fein + Filtervlies +) Adsorber 10 cm	15	10	12	6	-	55

5.6.4 Spülwasserbehandlung mittels Filtervlies

In den Verfahrenskombinationen, bei denen Polstofffilter zum Einsatz gelangten, wurde das Spülwasser, das zur Reinigung des Polstoffs diente, in einem Filtersack behandelt. Dies sollte Anhaltspunkte geben, ob sich dadurch die Problematik der Spülwasserentsorgung auf einfache Art lösen liess. Dies betraf die Versuchsphasen 3, 4 und 5. Das Spülwasser selbst wurde ebenfalls beprobt, was die Berechnung der Eliminationsleistung des Filtersacks für diesen Anwendungsfall ermöglicht. Tabelle 27 zeigt die Messwerte im Zu- und Ablauf des Filtersacks und die zugehörigen Eliminationsgrade. Mit meist über 97 % Elimination von GUS und Schwermetallen eignet sich der Filtersack hervorragend für die Behandlung der Spülwässer. Die Abflusswerte der Filtersäcke geben zudem einen Eindruck über die Belastung des Restwassers und Hinweise auf Möglichkeiten zur weiteren Entsorgung des Spülwassers.

Tabelle 27 Konzentrationen von GUS und Schwermetallen im Spülwasser des Polstofffilters nach der Filtersackbehandlung.

	GUS	Ca	Fe	Cr	Cu	Pb	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Spülwasser	2062.0	156.8	40.7	120.2	727.9	300.9	6688.7
Behandeltes Spülwasser	19.2	35.1	2.6	3.2	12.4	6.3	165.3
Elimination im Filtersack	99.1	77.6	93.7	97.3	98.3	97.9	97.5

Aufgrund der Analysen kann das behandelte Spülwasser als gering belastetes Abwasser beurteilt werden. Der Filtersack erweist sich auch in dieser Anwendung zur Reinigung des weit stärker belasteten Spülwassers als sehr wirksam. Die Rezirkulation des behandelten Spülwassers in die Strassenabwasserbehandlung ist ohne weiters möglich, ebenso die Ableitung in einen Mischkanal.

Die Feststoffrückstände des Filtersacks wurden analysiert und mit der Schlammzusammensetzung aus dem Absetzbecken verglichen. Abbildung 95 zeigt die entsprechenden Schlammkonzentrationen im Vergleich. Wie die Abbildung zeigt, ergeben sich bezüglich Schlammzusammensetzung keine Unterschiede. Hohe Gehalte an Zink, Kupfer und Blei zeichnen die Schlämme aus.

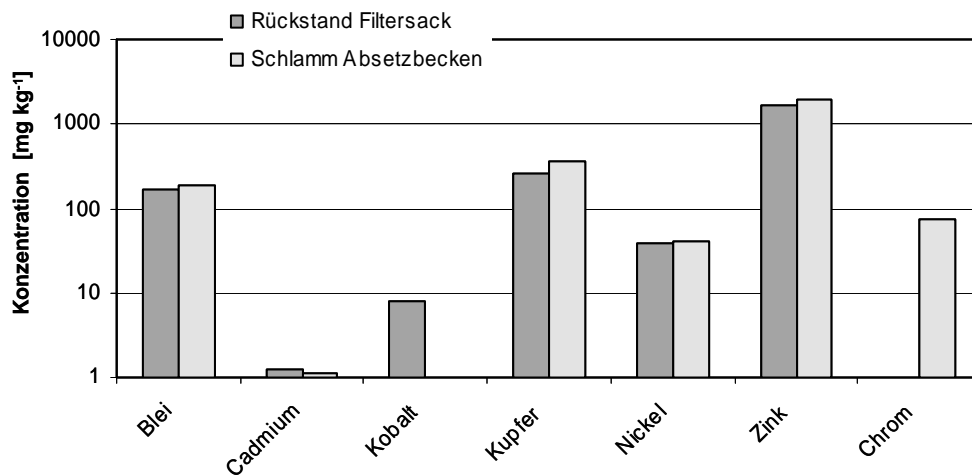


Abbildung 95 Schwermetallgehalte des Schlammes aus dem Absetzbecken und der Rückstände aus den Filtersäcken.

6 Folgerungen/Ausblick

Die vorliegenden Untersuchungen des Strassenabwassers einer stark belasteten Strasse (17'000 DTV) in Burgdorf haben bestätigt, dass das bei Regenwetter abfliessende Strassenwasser erhebliche Mengen an ungelösten Stoffen, Schwermetallen und organischen Verbindungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und MTBE enthält. Bereits bei mittleren Belastungskonzentrationen muss das Strassenabwasser eindeutig als verschmutzt klassiert werden. Insbesondere bei direkter Einleitung in kleinere Gewässer werden die Anforderungen an den Einleitstellen auch nach vollständiger Durchmischung nicht erreicht. In Bezug auf die für Abwassereinleitungen aus kommunalen Kläranlagen gesetzlich geregelten Parameter ungelöste Stoffe und DOC wäre eine Einleitung gar nicht zulässig. Aus Sicht der Gewässer gelten die Qualitätsanforderungen wie sie in der Gewässerschutzverordnung (GSchV, 1998) festgelegt sind. Um die entsprechenden Anforderungen einzuhalten, müssten für die Bewilligung einer direkten Einleitung des Burgdorfer Strassenabwassers die in Tabelle 28 berechneten Verdünnungsraten vorhanden sein. Zieht man in Betracht, dass die Schadstoffe während des Abflussvorganges einer grossen Dynamik unterworfen sind und stark erhöhte Konzentrationen während des so genannten first-flush auftreten, so verschärfen sich die Anforderungen an die Verdünnung, falls die Qualitätsziele jederzeit einzuhalten sind. Die entsprechenden Verdünnungsfaktoren während first-flush Ereignissen sind ebenfalls aus Tabelle 28 ersichtlich. Diese Anforderungen dürften für viele Direkt-Einleitungen (ohne Behandlung) in kleinere Fliessgewässer nicht einzuhalten sein.

Tabelle 28: Erforderliche Verdünnungsfaktoren bei direkter Einleitung des Burgdorfer Strassenabwassers in ein Fliessgewässer

Parameter	Erforderlicher Verdünnungsfaktor	
	Mittelwerte	first-flush Werte
DOC	ca. 30	ca. 60
Blei	3	7
Cadmium	4	7
Chrom	2	5
Kupfer	12	30
Zink	15	45

Neben den Betrachtungen über geregelte Schadstoffe ist zu beachten, dass

- zahlreiche nicht geregelte Schadstoffe im Strassenabwasser vorhanden sind (Bsp. PAK, MTBE) und
- im Strassenabwasser stets eine Mischung ökotoxisch relevanter Schadstoffe vorhanden ist, deren synergistische Wirkungen insbesondere unter den dynamischen Stossbelastungen weitgehend unbekannt sind.

Tatsache ist, dass heute in der Schweiz unzählige Einleitungen von Strassenabwasser stark befahrener Strassen und von wesentlich stärker belasteten Autobahnen vorhanden sind, die

aus gewässerschützerischer Sicht nicht zulässig sind. In diesem Sinne besteht ein erheblicher Handlungsbedarf, entsprechende Sanierungsmassnahmen einzuleiten.

Die parallel zu den hier dargestellten Untersuchungen durchgeführte Studie über die Belastung von Seitenrandstreifen der gleichen Strasse hat gezeigt, dass im Ausserortsbereich nur ein geringer Anteil von 20 - 30 % der Verkehrsemissionen ins Strassenabwasser gelangen. Der grösste Teil wird in die strassennahen Böden verfrachtet. Es ist deshalb in solchen Fällen nicht angezeigt, das Strassenabwasser zu kanalisieren und separat abzuleiten. Es müsste dadurch zusätzlich zur ohnehin stattfindenden Bodenbelastung das Problem einer Strassenabwasserableitung gelöst werden, auch wenn dieses nur einen geringen Anteil der Emissionen enthält. Die gezielte und kontrollierte Entwässerung über das Bankett und der Stoffrückhalt im ausgewählten Bodenmaterial ist hier die anzustrebende Lösung. Das Bankett ist dann als Versickerungsanlage einzustufen. Anders verhält es sich Innerorts. Die vorliegenden Untersuchungen haben gezeigt, dass mindestens 50 % der gesamten Schadstoffemissionen mit dem Strassenabwasser abgeschwemmt werden. Vermutlich ist der effektive Anteil noch höher, weil partikulär vorliegende Depots an Strassenrändern, Schlammsammler, usw. nur bei Starkregen abgeschwemmt oder ausgespült werden und hier nur teilweise erfasst wurden. Von Bedeutung ist im Weiteren innerorts die Strassenreinigung, die je nach Reinigungsfrequenz erhebliche Schadstoff-Frachten von der Oberfläche zu entfernen vermag. Es ist jedoch offensichtlich, dass in vielen Fällen das separat abgeleitete Strassenabwasser stark befahrener Strassen innerorts gereinigt werden muss, bevor es in ein Gewässer eingeleitet oder versickert wird.

Die vorliegenden experimentellen Untersuchungen zur Reinigung des Strassenabwassers in Burgdorf hatten zum Ziel, innovative verfahrenstechnische Lösungen zur Reinigung des Abwassers aufzuzeigen. Als Vorgabe sollten unter Berücksichtigung der Eigenheiten von Strassenabwasser die Stoffabtrennverfahren technisch möglichst einfach einzusetzen sein und kostengünstige Lösungen im dezentralen und zentralen Einsatz ermöglichen. Die vorliegenden Untersuchungen haben bestätigt, dass im Strassenabwasser im Durchschnitt über 80 % der relevanten Schwermetalle partikelgebunden vorliegen. Gelingt es, die Feststoffe weitestgehend aus dem Abwasser abzutrennen, kann gleichzeitig die Hauptfracht der Schwermetalle und die hier nicht gemessenen PAKs eliminiert werden. Die Kombination von Feststoffabtrennverfahren mit Festbett-Adsorbentien ermöglicht, auch die gelösten Anteile zu entfernen und damit Abscheideraten für Schwermetalle von über 95 % zu erzielen. Die modularartig einzusetzenden Verfahrenskomponenten erlauben, ein- oder mehrstufig massgeschneiderte Lösungen für die jeweiligen Gewässerschutzprobleme anzubieten.

Untersuchungen zur einfachen Sedimentation der im Strassenstaub vorhandenen Kolloide haben gezeigt, dass Behälter wie Schlammsammler, Ölrückhaltebecken und traditionell bemessene Absetzbecken zur Feststoffabtrennung unzureichend sind. Erst teichartige Absetzanlagen mit langen Aufenthaltszeiten ergeben befriedigende Resultate. Bei den vorliegenden Pilotversuchen in Burgdorf wurde deshalb die Möglichkeit des Einsatzes von dezentral oder zentral einsetzbaren Textilfiltern zur Feststoffabtrennung untersucht. Einerseits handelt es sich dabei um ein als Filtersack in Schächten einsetzbares doppellagiges Filtervlies und andererseits um einen automatisch spülbaren Pol-Stoff Trommelfilter, der in zentralen oder semizentralen Behandlungsanlagen eingesetzt werden kann. Beide

Verfahrensmöglichkeiten haben sich im Zuge der zweijährigen Untersuchungen und Optimierungen unter verschiedenen Betriebsbedingungen als sehr wirksam und betriebstechnisch geeignet erwiesen. Damit sind einstufige Verfahrensschritte realisierbar, mit denen es gelingt, 55 - 80 % der Schwermetalle (Ausnahme Zink) und vermutlich auch der PAK aus dem Strassenabwasser zu eliminieren. Da die Filter unter den Pilotierungsbedingungen dauernd hohen Belastungen ausgesetzt werden mussten, sind die Betriebsergebnisse bezüglich Kolmation der Textilfilter nicht repräsentativ. Die Laufzeiten der Filtersäcke waren entsprechend kurz (einige Monate), dürften jedoch unter realistischen Bedingungen erheblich länger im Bereich von 1-3 Jahren liegen. Bei den Trommelfiltern dürften sich entsprechend die Spülfrequenzen verringern und die Spülwassermengen entsprechend abnehmen. Es ist unumgänglich, diese neuen Möglichkeiten der Strassenabwasserreinigung im grosstechnischen Einsatz zu überprüfen, um praxisbezogene Ergebnisse zur Abtrennleistung sowie zu Betrieb und Unterhalt zu erhalten. Entsprechende Anstrengungen zur Überprüfung in grosstechnischen Versuchen sind im Gange.

Wie die weiteren Versuche mit granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalksand in Form von Festbett-Adsorbentien gezeigt haben, kann mit dieser Verfahrenstechnik der nach der Feststoffabtrennung verbleibende gelöste Anteil der Schwermetalle effizient entfernt werden. Dieser Verfahrensschritt hat sich vor allem bei der Abtrennung von Zink als sehr vorteilhaft erwiesen, weil Zink über lange Phasen der Untersuchungszeit von den Textilfiltern relativ schlecht eliminiert wurde. Allgemein kann festgestellt werden, dass mit der Nachschaltung eines GEH-Adsorbentien ein gereinigtes Strassenabwasser produziert wird, das unter Umständen auch ohne Bodenpassage versickert werden kann. Die Möglichkeiten des dezentralen Einsatzes von Filterschächten mit Filtersack und GEH-Adsorbentien und direkter Versickerung sind grosstechnisch zu prüfen.

In zentralen und semi-zentralen Behandlungsanlagen eignen sich Filtersäcke weniger, hier kommen spülbare Textilfilter wie beispielsweise der hier untersuchte feinporige Pol-Stoff Trommelfilter zum Einsatz. Wie sich gezeigt hat, eignen sich hingegen für die Spülwasserbehandlung spülbarer Filter wiederum Textil-Filtersäcke ausgezeichnet. In welcher Weise die Anlagen technisch gestaltet und eventuell mit Adsorbentien kombiniert werden, hängt unter anderem von den Örtlichkeiten ab. Es werden konkrete Bauprojekte angestrebt, bei denen diese Verfahrenstechnik erstmals in die Praxis umgesetzt werden. Hierzu gehört auch das Studium technischer Möglichkeiten für den Umbau vorhandener und meist unwirksamer Ölabscheider in kompakte und effiziente Behandlungsanlagen.

Das Projektteam hofft, dass die hier aufgezeigten und geprüften Verfahrensmöglichkeiten zur Strassenabwasserreinigung von den Fachleuten im Strassenbau und im Gewässerschutz aufgegriffen und nach Möglichkeit in die Praxis umgesetzt werden. Verbesserungen, Weiterentwicklungen und neuen Ideen sind dabei keine Grenzen gesetzt.

7 Literatur

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2004): 3. Zwischenbericht, Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Bericht. München.
- Boller, M. (2004): Neue Strategien der Regenwasserentsorgung. Eawag PEAK Kurs A25/04, 15.- 16. Juni 2004. Eawag, Dübendorf.
- Boller, M.(2002)a: Stoffflüsse und Massenbilanzen von Strassenabschnitten. VSA-Fortbildungskurs 2002 - Strassenentwässerung der Zukunft.
- Boller, M.(2002)b: Charakterisierung von Strassenabwasser - Emissionen und Immissionen. VSA-Fortbildungskurs 2002 - Strassenentwässerung der Zukunft.
- BUWAL (2002): Gewässerschutzmassnahmen bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Wegleitung, BUWAL.
- CODEAU: Programm zur Verarbeitung hydrologischer Daten. Benutzerhandbuch, Modul I (Datenaufbereitung und -verarbeitung) und II (Datenanalyse), AIC Association d'ingénieurs conseils SA Lasusanne, B+C Ingénieurs SA Montreux und École Polytechnique Fédérale de Lausanne, 1998.
- Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2005)a: Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern. Bericht. Eawag, Dübendorf.
- Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2005)b: Bankette bestehender Strassen - Untersuchung der Versickerung von Strassenabwasser über Strassenrandstreifen an einer bestehenden Strasse. Bericht. Eawag, Dübendorf.
- GschV. Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (Stand am 23. August 2005).
- Steiner, M. (2003). Adsorption von Kupfer aus Niederschlagsabflüssen an granuliertes Eisenhydroxid. Dissertation ETH Zürich Nr. 14878.
<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=14878>
- Steiner, M. (2004): Dimensionierung von GEH-Adsorbersystemen zur Kupferentfernung aus Dachwasser. Eawag PEAK Kurs A25/04, 15.- 16. Juni 2004. Eawag, Dübendorf.
- Suter, J. (2000): Schwermetallbilanz eines Autobahnabschnittes und die Behandlung des Strassenabwassers. Diplomarbeit ETHZ/Eawag
- VSA (2002): Regenwasserentsorgung – Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten. VSA.
- VSS (2000): Oberflächenentwässerung von Strassen; Regenintensitäten (SN 640 350). VSS, Zürich.

8 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, Oberingenieurkreis IV, Burgdorf

Kanton Bern, Strasseninspektorat, Oberingenieurkreis 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

Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL)

Kanton Uri, Amt für Umweltschutz

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 (Betonelemente für Pumpenschacht)

GEH Wasserchemie GmbH, Osnabrück (Eisenhydroxid)

Carlo Bernasconi AG, Bärwil (Kalksand)

Stämpfli AG, Bauunternehmung, Langnau (Messcontainer)

Lötscher Richard AG, Sägewerk, Burgdorf

Schoellkopf AG, Zürich (Filtersäcke aus Geotextil-Filtermatte)

Marti AG, Bauunternehmung, Bern (Absetzbecken)