



Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen

Abschlussbericht
Entwicklungsvorhaben
Oktober 1996 – Oktober 2005





Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen

**Abschlussbericht
Entwicklungsvorhaben
Oktober 1996 – Oktober 2005**

Impressum

Abschlussbericht Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen

ISBN (Druck-Version): 978-3-940009-84-5

ISBN (Online-Version): 978-3-940009-85-2

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: (0821) 90 71 - 0

Fax: (0821) 90 71 - 55 56

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung

Ref. 66/ Dipl.-Ing.(FH) Angela Nadler, Dr.-Ing. Erhard Meißner

Bildnachweis:

Abbildung 25, Seite 69: Stadt Augsburg, Abwasserbetrieb

Druck:

Eigendruck Bayer. Landesamt für Umwelt

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

Dezember, 2007

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Vorwort

Neue Wege für das Regenwasser – so kann das Motto der Siedlungsentwässerung umschrieben werden, welches sich in den letzten Jahren immer mehr durchgesetzt hat. Niederschlagswasser sollte möglichst nicht mehr in Kanälen verschwinden und direkt in Kläranlagen oder Gewässer geleitet werden, sondern - soweit vertretbar - naturnah in den Wasserkreislauf zurück gelangen. Zur breitflächigen Versickerung des auf Straßen anfallenden Niederschlagswassers fehlt leider gerade in Städten oftmals der Platz. Zudem stellt sich die Frage nach der Verschmutzung des abfließenden Wassers und der Reinigungswirkung von Mulden und Gräben. Eine Gefährdung des Grundwassers ist schließlich zu vermeiden.

Das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Versickerung von Niederschlagswasser von befestigten Verkehrsflächen“ stellt einen maßgeblichen Beitrag zur Erforschung geeigneter Versickerungsmöglichkeiten für Straßenablaufwasser dar. Nach dem Bau der Versuchsanlage an der Derchinger Straße im Jahr 1996 durch die Stadt Augsburg wurden im anschließenden Praxisbetrieb wertvolle Erkenntnisse über die Reinigungsleistung von Filteranlagen und die erforderlichen Randbedingungen sowie die Speicherkapazität natürlicher Böden gesammelt. Dank der für ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben außergewöhnlich langen Beprobungs- und Betreuungszeit von neun Jahren liegen sehr fundierte und belastbare Ergebnisse vor. Damit konnten auch Forderungen der technischen Regelwerke zum Umgang mit Regenwasser und zur Versickerung gestützt und begründet werden.

Ohne die enorme Eigenleistung der Stadt Augsburg und das besondere Engagement aller am Betrieb und Unterhalt der Versuchsanlage beteiligten Mitarbeiter wäre es nicht möglich gewesen, das Vorhaben erfolgreich durchzuführen.

Vielen Dank an die Stadt Augsburg für die tatkräftige Unterstützung sowie die gute Zusammenarbeit.

Bayerisches Landesamt für Umwelt



Prof. Dr.-Ing. A. Göttle
Präsident

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	7
2	Beschreibung der Versuchsanlage	8
2.1	Konzeption der Anlage und Verkehrsbelastung	8
2.2	Aufbau der Bodenfilter und der weiteren Filteranlagen	11
2.2.1	Seit Oktober 1996 betriebene Bodenfilter	11
2.2.2	Seit April 1999 betriebene Filteranlagen	13
2.2.3	Seit Oktober 2001 betriebene Filteranlagen	14
2.3	Beprobung und Analytik	16
2.4	Quantitative Bestimmung des Niederschlags und des Sickerwassers	18
3	Auswertung der Niederschlags-, Straßen- und Sickerwasseruntersuchungen	21
3.1	Probleme bei der Datenerhebung	21
3.2	Konzentrationen im Niederschlag und im Straßenabfluss	22
3.3	Frachteintrag in den Seitenraum der Straße	24
3.4	Berechnung des Frachtrückhaltes der Filteranlagen	26
3.5	Zeitliche Entwicklung des Frachtrückhalts für ausgewählte Stoffe	26
3.5.1	Jahreszeitlich bedingte Konzentrationsschwankungen im Straßenabfluss	26
3.5.2	Frachtrückhalt der Schwermetalle Zink, Cadmium, Blei, und Kupfer	28
3.5.3	Frachtrückhalt an AFS, Eisen, Chlorid, TOC und Antimon	29
4	Sonderuntersuchungen	35
4.1	Untersuchung von Stichproben aus Zufluss und Sickerwasser	35
4.1.1	„First-Flush“-Effekt aufgezeigt am PAK-Gehalt im Ablaufwasser der Straße	35
4.1.2	Absetzwirkung des Leichtstoffabscheiders und der Betonsammelrinne	37
4.2	Biologische Testverfahren	38
4.2.1	Leuchtbakterien- und Daphnientest	38
4.2.2	Phyto- und Gentoxizität	38
4.3	Tropfbildmethode	39

5	Bodenuntersuchungen	41
5.1	Kennwerte der eingebauten Böden	41
5.2	Schwermetallanreicherung im Bodenprofil	43
5.3	Untersuchungen zur Stoffanreicherung	45
5.3.1	Untersuchungsumfang	45
5.3.2	Stoffanreicherung im Sediment der Bodenfilter	46
5.3.3	Stoffanreicherung im Sediment des Geotextilfiltersackes	48
5.3.4	Stoffanreicherung im Boden der Freilandlysimeter	50
6	Folgerungen für Bodenfilter	52
6.1	Anforderungen an das Filtersubstrat	52
6.2	Standzeit der Filteranlagen	52
6.3	Übertragbarkeit	53
7	Wertung der Ergebnisse	54
7.1	Vergleich mit Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen	54
7.2	Beurteilung der Sickerwasserqualität anhand von Werten aus dem Boden- und Grundwasserschutz	55
7.3	Vergleich der Reinigungsleistung mit den Durchgangswerten im DWA-Merkblatt 153	56
8	Wesentliche Erkenntnisse aus dem Vorhaben	59
8.1	Stoffströme im Straßenabfluss	59
8.2	Filteranlagen mit bewachsenem Oberboden	59
8.3	Unterirdische Filteranlagen	60
8.4	Pflasterbelag mit offenen Fugen	60
8.5	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte in Bayern	60
8.6	Empfehlungen	61
	Literatur	63
	Anlagen	65

1 Einleitung

„Wohin mit dem ganzen Wasser?“ – Diese Fragestellung und die Suche nach geeigneten Ableitungsmöglichkeiten für den Oberflächenabfluss von Straßen war 1995 für die Stadt Augsburg der Anlass, zusammen mit dem damaligen Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft das Entwicklungsvorhaben „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“ zu beginnen. In diesem Rahmen wurden an einer eigens für das Projekt erstellten Versuchsanlage umfangreiche Untersuchungen und Auswertungen durchgeführt.

Zwar lagen zu Beginn des Vorhabens zahlreiche Erhebungen zur Schadstoffbelastung von Straßenoberflächenwasser vor, die sich jedoch entweder auf Straßen mit sehr hohem Verkehrsaufkommen oder auf Straßen in Wohngebieten mit sehr geringem Verkehrsaufkommen bezogen. Für die in Bayern klar überwiegenden Straßen mit einem Verkehrsaufkommen von um die 5000 Kraftfahrzeugen pro Tag lagen praktisch keine Erkenntnisse zur Verkehrsimmission vor.

Nachdem in vielen Siedlungsgebieten, so auch in Augsburg, selten Flächen für breite, begrünte Randstreifen zur Verfügung gestellt werden können, war die wesentliche Zielsetzung des Vorhabens, praxisgerechte und Platz sparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung zu finden. Als Maßstab für die angestrebte Reinigungsleistung diente die „breitflächige Versickerung“ über den belebten Oberboden.

1996 errichtete die Stadt Augsburg die Versuchsanlage an einer stark befahrenen Gemeindeverbindungsstraße. Auf einem rund 240 m² großen Gelände entlang der Derchinger Straße im Nord-Osten Augsburgs wurden zwölf Betonwannen als Lysimeter sowie eine Station zur Sammlung von Straßen- und Sickerwasser gebaut. In einem zunächst für fünf Jahre geplanten Beprobungszeitraum, der anschließend auf neun Jahre verlängert wurde, sollten Erkenntnisse über die Reinigungswirkung verschiedener Filteranlagen und die Restbelastung des Sickerwassers gewonnen werden. Darüber hinaus war vorgesehen, durch die langjährige Beobachtung der Schadstoffanreicherung im Boden Aussagen über das mögliche Belastungspotenzial zu erhalten. Dazu wurde eine gesonderte bodenkundliche Untersuchung in Auftrag gegeben, bei der u. a. folgende Fragen geklärt werden sollten:

- In welchem Umfang unterscheiden sich die stofflichen Rückhalteleistungen der verschiedenen Filteranlagen?
- Für welche Betriebszeit kann eine hohe stoffliche Rückhalteleistung erwartet werden?
- Können die an der Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse auf andere Standorte in Bayern übertragen werden?

Die Betreuung der Anlage, Probenahme und Analytik wurden durch den Abwasserbetrieb der Stadt Augsburg sichergestellt; die wissenschaftliche Begleitung, Auswertung der Analytik und deren Bewertung oblagen dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (vorher Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft). An den Gesamtkosten in Höhe von einer Million Euro beteiligte sich die Stadt Augsburg zur Hälfte.

Erste Ergebnisse wurden bereits in drei Zwischenberichten veröffentlicht und werden nun im Schlussbericht zusammengefasst. Dieser Schlussbericht sowie ein Anhang mit allen Analyseergebnissen wird auf der Internetseite des Bayer. Landesamtes für Umwelt zur Verfügung gestellt.

2 Beschreibung der Versuchsanlage

2.1 Konzeption der Anlage und Verkehrsbelastung

Ausgehend von den genannten Untersuchungszielen waren bei der Standortauswahl der Versuchsanlage eine Reihe von Kriterien wie Aspekte von Eigentum an Grund und Boden, Erschließung, Betrieb und Wartung der Anlage, Verkehr, Wirtschaftlichkeit sowie versuchs- und bautechnische Belange zu berücksichtigen.

Die Versuchsanlage befindet sich auf Augsburger Gemarkung an der Derchinger Straße. Die Derchinger Straße ist eine Kreisstraße mit der Funktion einer Erschließungs- und Sammelstraße für die umliegenden Gewerbegebiete. Im Zuge des ohnehin anstehenden Straßenausbaus konnte kostengünstig eine für die Versuchsanlage optimale Straßenform geschaffen werden. Auf einer Länge von ca. 40 m wurde das ursprünglich geplante Dachprofil in ein 3 %-iges gleichmäßiges Quergefälle zur Versuchsanlage und einem Längsgefälle von 0,5 % hin geändert. Parkstreifen und Geh-/Radwege sind durch Längsrinnen hydraulisch abgekoppelt. Damit sollte eine gleichmäßige Anströmung aller Versuchsfelder gewährleistet werden. Ober- und unterhalb der 28 m langen Versuchsstrecke wurde im Zug des Straßenneubaus eine beidseitige Baumallee angelegt. Aufgrund der noch jungen Bäume ist der Vegetationseinfluss auf den Fahrbahnabfluss noch nicht relevant (BIOPLAN, 2007).

Die Straßendecke besteht aus Asphalt mit einem sehr hohen Carbonatgehalt des mineralischen Kornanteiles (BIOPLAN, 2007).

An die 7,5 m breite Fahrbahn grenzt unmittelbar ein 1,3 m breites, betoniertes Bankett, das als Zuleitung zu den einzelnen Becken der Anlage diente. Die Anlage selbst besteht aus einer Sickerwasser-sammelstation und zwölf Stahlbetonbecken mit 2,0 m Breite und 1,10 m Tiefe, die vom Straßenrand aus bis zu 4 m weit in das Gelände reichen (Abbildung 1). Abwechselnd sind die Becken mit V 4A-Edelstahlblech (Werkstoff-Nr. 1.4571) und mit PVC-Platten verkleidet. Auch die Dränrohre zum Sammeln des Sickerwassers, die Ableitungsrohre und die Abflussteiler für die Probenahme sind jeweils in diesen Werkstoffen ausgeführt.

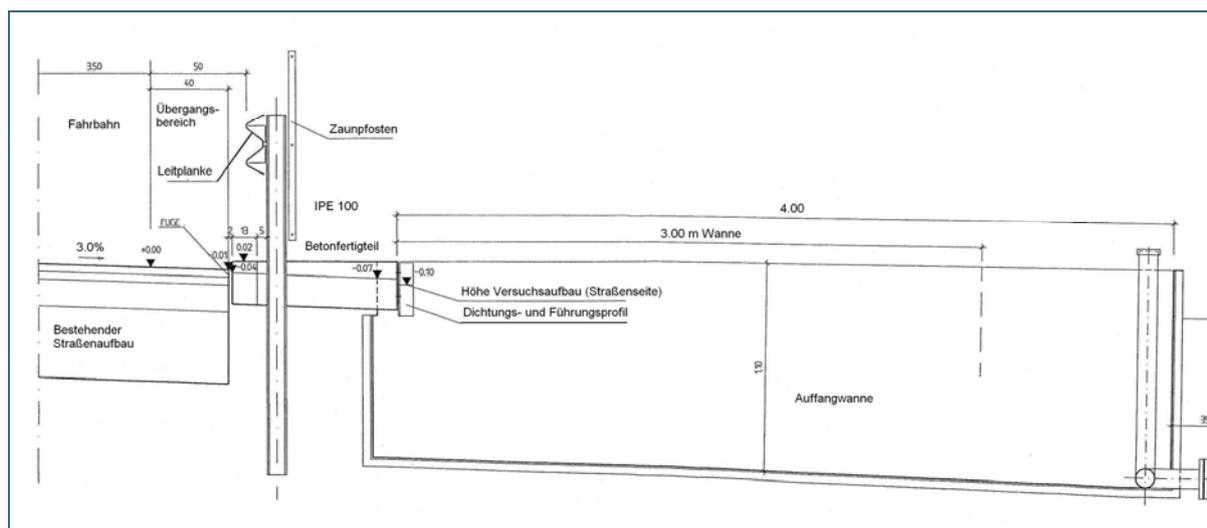


Abb. 1: Schnitt durch Lysimeteranlage

Die Anordnung der Bodenfilter kann der Lageskizze (Abbildung 2) entnommen werden. Weitere Informationen zur Konzeption und Ausführung der Versuchsanlage wurden in HALLER (1999) veröffentlicht.

Um Materialeinflüsse bei der Analyse von organischen und anorganischen Parametern auszuschließen, wurden zunächst jeweils zwei identische Bodenfilter in ein Edelstahlbecken als auch in ein PVC-Becken eingebaut. Das Sickerwasser aus dem Edelstahlbereich wurde in den ersten beiden Betriebsjahren auf organische Stoffe, das Sickerwasser aus dem Kunststoffbereich auf anorganische Stoffe untersucht. Nach zwei Betriebsjahren konnte aufgrund von Vergleichsmessungen die differenzierte Probennahme entfallen, da bis auf Nickel keine Beeinflussung des Auskleidungs- und Rohrmaterials festgestellt werden konnte.

Die Verkehrsbelastung der Straße wurde durch Verkehrszählungen zu Betriebsbeginn 1996, im 3. Betriebsjahr 1999, 5. Betriebsjahr 2001 und im 8. Betriebsjahr 2004 ermittelt (Tabelle 1). Aufgrund des Verkehrsaufkommens kann dieser Straßenabschnitt nach dem DWA-Merkblatt M 153 (DWA, 2007) als Fläche mit mittlerer Verschmutzung eingestuft werden. Mit mehr als 5000 Kfz/d zählt der Abschnitt nicht mehr zu den Straßen mit geringer Verkehrsbelastung. Das anfallende Straßenwasser darf breitflächig über den Fahrbahnrand versickern, bei einer Sammlung und Versickerung in Mulden oder Gräben ist jedoch nach der Niederschlagswasserfreistellungsverordnung (STMLU, 2000) eine Erlaubnis zu beantragen.

Tab. 1: Ergebnisse der Verkehrszählungen

Verkehrszählung	Kfz/d	Lkw-Anteil
November 1996	6100	15 %
Juli 1999	6800	18 %
Juni 2001	7500	20 %
Oktober 2004	6800	17 %

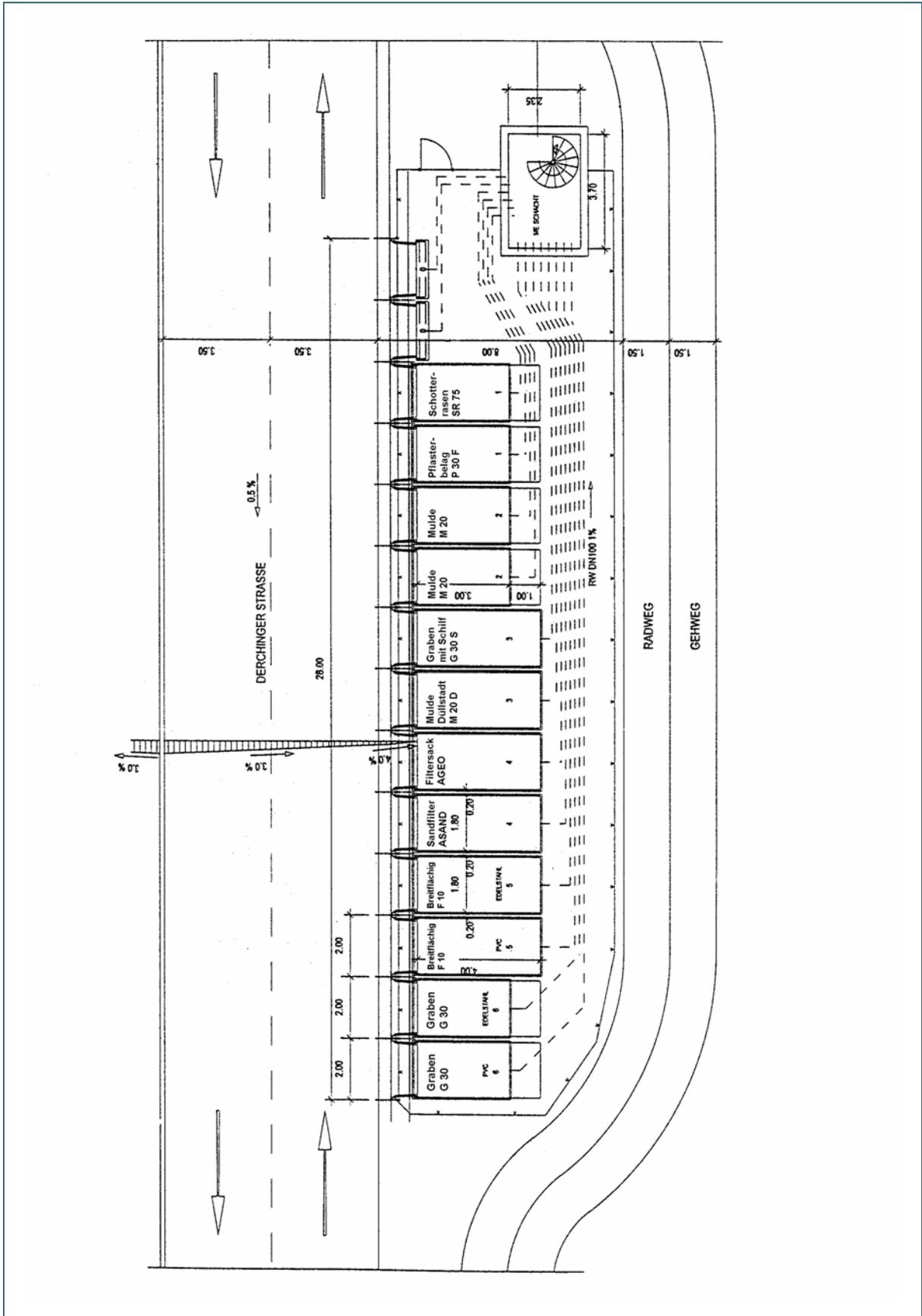


Abb. 2: Aufbau der Versuchsanlage (Lageplanausschnitt aktualisiert) (HALLER, 1999)

2.2 Aufbau der Bodenfilter und der weiteren Filteranlagen

Eine wesentliche Forderung für die Konzeption der Versuchsanlage war die direkte Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse in die gängige Entwässerungspraxis. Maßstabeffekte sollten ohne Belang sein. Das erforderte eine entsprechende Mindestgröße der Anlage, und die verschiedenen Bodenfilterarten mussten für einen späteren Einsatz in der Praxis mit normaler Bautechnik herstellbar sein.

2.2.1 Seit Oktober 1996 betriebene Bodenfilter

Flächenversickerung

Eine wasserrechtlich zulässige Art der dezentralen Versickerung von Straßenwasser ist die breitflächige Versickerung über den Straßenrand durch eine belebte Bodenzone mit Bewuchs. In Bezug auf den Grundwasserschutz wird ihre Reinigungsleistung als Maßstab für die qualitative Beurteilung der einzelnen Bodenfilter verwendet.

Die breitflächige Versickerung, **Feld F 10**, wurde hier in einem Doppel-Lysimeter von 4 m Länge untersucht. Die Einzelfläche betrug demnach $1,80 \times 4,0 \text{ m}^2$. Zur Verwendung kam örtlich anstehender Kies (bei natürlicher Lagerungsdichte $k_f = 1,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$), auf den 10 cm Mutterboden aufgebracht und mit einer Rasenmischung aus dem Straßenbau begrünt wurde ($k_f = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$).

Der befahrbare Randstreifen, **Feld SR 75**, wurde mit einer Einzelfläche von $1,80 \times 3,0 \text{ m}^2$ angelegt und mit einer Schotter/Oberboden-Mischung mit einer Mächtigkeit von 75 cm ausgeführt. Einjährige Risppe und Weidelgras, eine besonders widerstandsfähige Grassorte gegen mechanische Beanspruchung, wurden zur Begrünung ausgebracht.

Muldenversickerung

Um eine erste Flächenreduzierung zu erreichen, wurde der Randstreifen neben der Fahrbahn von 4 auf 2 m reduziert. Die Versickerung erfolgte über Mulden mit 25 cm Tiefe und allseitiger Böschung.

Ein Doppel-Lysimeter erhielt zwei Mulden mit einer Abdeckung von 20 cm Oberboden (**Feld M 20**), bestehend aus 1 Teil Mutterboden wie im Bodenfilter F 10 für die breitflächige Versickerung, gemischt mit 1 Teil Sand. In einem zweiten Doppel-Lysimeter wurden die Mulden mit 30 cm Oberboden aus 1 Teil Mutterboden und 2 Teilen Sand abgedeckt (**Feld M 30**). Der Mutterbodengehalt (Ton- und Humusgehalt) ist somit in beiden Mulden gleich und nur auf unterschiedliche Schichtdicken verteilt. Von Interesse war, ob hierbei eine Auswirkung auf den Stoffrückhalt erkennbar wird.

Grabenversickerung

Die schmalste Randstreifenausführung zur Versickerung des gesamten Straßenwassers war mit einem 1 m breiten und 30 cm tiefen Graben möglich (**Feld G 30**). Die Gräben wurden mit 30 cm Oberboden aus 1 Teil Mutterboden wie im Bodenfilter F 10 und 1 Teil Sand abgedeckt. Der Bodenfilter **Feld G 30 S** unterschied sich vom einfachen Graben G 30 dadurch, dass zur Beeinflussung der Verdunstung neben dem Graben ein 1 m breiter Kiesstreifen mit Schilf, Sumpffirnis, Blutweiderich und Rohrkolben bepflanzt wurde.

Um den Wasserbedarf des Schilfs auch im Sommer sicherzustellen, befand sich unter dem Graben und Schilfstreifen eine etwa 30 cm tiefe Wanne aus tertiärem Tonmergel. Erst wenn diese Wanne mit Sickerwasser gefüllt war, lief weiteres Wasser in das Sammelsystem zur Probenahme. Dadurch wurde im Untergrund zusätzlich zur vertikalen Versickerung auch noch über etwa 2 m eine horizontale Versickerung erzwungen.

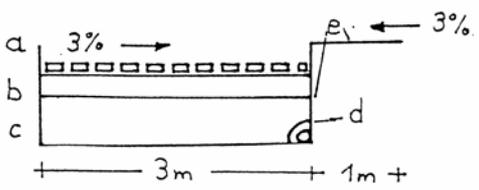
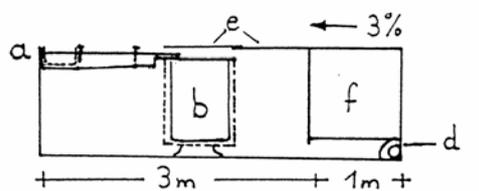
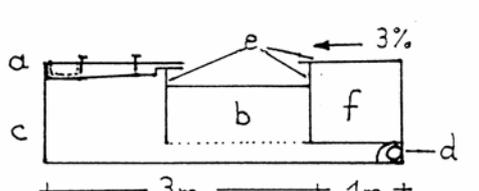
Tab. 2: Bezeichnung und Aufbau der seit Oktober 1996 bestehenden Versuchsfelder

Nr	Skizze	Aufbau und Bepflanzung
0		Rinnenablauf zur Nullmessung
SR 75		<p>Schotterrasenversickerung (befahrbar)</p> <p>b: ca. 75 cm Schotter 8/46 – Oberboden – Gemisch (ca. 3:1), mit Stampfer leicht verdichtet</p> <p>c, d und e wie Feld 2</p> <p>Bepflanzung Weidelgras und einjährige Rispe</p>
M 20		<p>Muldenversickerung</p> <p>a: 20 cm Oberboden-Sand-Gemisch (1:1)</p> <p>b: örtlich anstehender Kies</p> <p>c: 25 cm Dränkies 4/16</p> <p>d: mit ca.25 cm Kies 8/16 Rohr umhüllt</p> <p>e: dichte Abdeckung aus Edelstahl bzw. PVC</p> <p>f: tertiärer Tonmergel</p> <p>Bepflanzung RSM 7.1.1 (Landschaftsrasen-Standard ohne Kräuter)</p>
G 30 S		<p>Grabenversickerung mit Schilfgürtel und horizontalem Filter</p> <p>a: 30 cm Oberboden-Sand-Gemisch (1:1)</p> <p>b: örtlich anstehender Kies</p> <p>d bis f wie Feld 2</p> <p>Bepflanzung Graben: RSM 7.1.1 ebene Fläche: 8 Stück Phragmites australis (Schilf) 2 Stück Iris poendacorus (Sumpfris) 3 Stück Lythrum salicif (Blutweiderich) 1 Stück Thypha angustif (Rohrkolben)</p>
M 30		<p>Muldenversickerung</p> <p>a: 30 cm Oberboden-Sand-Gemisch (1:2)</p> <p>b bis f wie Feld 2</p> <p>Bepflanzung RSM 7.1.1</p>
F 10		<p>breitflächige Versickerung</p> <p>a: 10 cm Oberboden</p> <p>b bis d wie Feld 2</p> <p>Bepflanzung RSM 7.1.1</p>
G 30		<p>Grabenversickerung</p> <p>a: 30 cm Oberboden-Sand-Gemisch (1:1)</p> <p>b bis f wie Feld 2</p> <p>Bepflanzung RSM 7.1.1</p>

2.2.2 Seit April 1999 betriebene Filteranlagen

Nach der Beprobung des Winterquartals 1998/99 wurden drei Felder aufgelöst, um weitere Anlagen zur Reinigung von Straßenwasser zu untersuchen. Diese sind in Tabelle 3 dargestellt und wurden seit Abschluss der Umbauarbeiten am 06.04.1999 (Quartal 2/99) zusätzlich beprobt.

Tab. 3: Bezeichnung und Aufbau der seit April 1999 beprobten Versuchsfelder

Nr	Skizze	Aufbau und Bepflanzung
0 K		Rinnenablauf mit Leichtstoffabscheider nach RiStWag
1 K P 30 F		Pflasterbelag mit 30% Fugenanteil a: Pflastersteine 8x20x20 cm auf ~3 cm Splitt-Bettung 1/3 mit 30 % Fugenanteil, gefüllt mit Splitt 1/3 b: Tragschicht ca. 29 cm Kies 0/32 c, d und e wie Feld 2 Fugen nicht begrünt
4 M AGEO		Schachtversickerung mit Geotextilsack a: Leichtstoffabscheider nach RiStWag b: gelochter Edelstahlzylinder mit Geotextilsack c: örtlich anstehender Kies d: mit ca. 25 cm Kies 8/16 Rohr umhüllt e: dichte Abdeckung aus Edelstahl bzw. PVC f: tertiärer Tonmergel
4 K ASAND		Sandfilter Körnung 0/4 a: Leichtstoffabscheider nach RiStWag b: 60 cm Sand 0/4 c: örtlich anstehender Kies d bis f wie Feld 2 Filter unbepflanzt

Leichtstoffabscheider (Feld LSTA)

Zur Abtrennung von absetzbaren Stoffen wurden Abscheider für mineralische Leichtflüssigkeiten nach den Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten (RiStWag) im passenden Größenverhältnis bemessen und aus Edelstahl oder Kunststoff gebaut. Um ihre Reinigungsleistung zu messen, wurde in eine Rinne des Straßenablaufs ein Leichtstoffabscheider aus Kunststoff eingebaut.

Pflasterbelag mit 30 % Fugenanteil (Feld P 30 F)

Auf einen 50 cm mächtigen Kiesunterbau und einer ca. 30 cm starken Kiestragschicht wurde eine Bettung aus Splitt der Körnung 1/3 mm eingebaut und verdichtet. Die wasserundurchlässigen Pflastersteine aus Beton mit 20 x 20 x 8 cm Kantenlänge wurden mit 4 cm Fugenbreite versetzt verlegt. Die Fugen wurden mit Splitt 1/3 verfüllt und nicht begrünt. Da das Feld weder befahren noch begangen wurde erschien nach kurzer Zeit Bewuchs in den Fugen.

Geotextil-Filtersack (Feld AGEO)

In ein weiteres freies Feld wurde ein Schacht aus Edelstahl-Lochblech (Werkstoff-Nr. 1.4571) mit 60 cm Durchmesser und 90 cm Höhe gestellt, in dem ein Filtersack gleicher Größe eingespannt wurde.

Der Filtersack war aus Geotextil gefertigt, das aus einem zweischichtigen Vliesstoff besteht. Der geotextile Filtersack bestand wasserseitig aus einem grobfaserigen mechanisch-verfestigten bunten Polypropylen-Vliesstoff, der schachtwandig mit einem feinfaserigen mechanisch-verfestigten weißen Polyester-Vliesstoff vernadelt ist. Er entspricht den Vorgaben des DWA-Arbeitsblattes A 138, Kapitel 4. Laut Herstellerangaben liegt der Durchlässigkeitsbeiwert eines neuen Filters bei mindestens $5 \cdot 10^{-3}$ m/s. Der Schacht war mit Kies 8/16 umgeben. Der gesamte auf dem Feld anfallende Niederschlag wurde dem Sickerschacht über Edelstahlplatten zugeführt. Der Schachtdeckel war aus Edelstahl-Lochblech durchlässig gestaltet. Der Straßenabfluss wurde durch eine Absetzeinrichtung aus Edelstahl (siehe Feld LSTA) vorgereinigt.

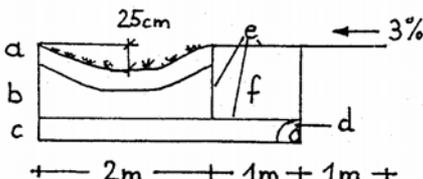
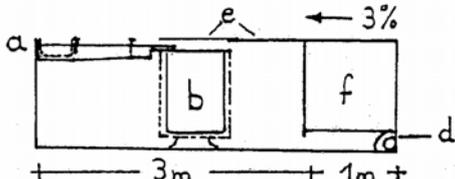
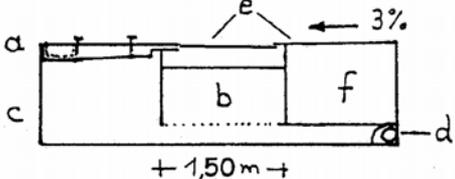
Sandfilter (Feld ASAND)

In einem weiteren Feld wurde ein Sandfilter mit Körnung 0/4 und 2,9 m² Oberfläche eingebaut. Der Sandfilter hatte eine Mächtigkeit von 60 cm und war nicht abgedeckt und nicht begrünt. Wie in den Richtlinien für die Anlage von Straßen - Teil: Entwässerung (RAS-Ew) (FGSV, 1987) vorgesehen, wurde als vorgeschaltete Absetzeinrichtung ein Leichtstoffabscheider (siehe Feld LSTA) eingesetzt.

2.2.3 Seit Oktober 2001 betriebene Filteranlagen

Die im April 1999 eingebauten Anlagen (siehe Kap. 2.2.2) wurden 2 ½ Jahre betrieben und bis zum 19.09.01 beprobt. Um den Anforderungen an Schachtversickerungen Typ A und Typ B gemäß dem im Januar 2002 erschienenen, überarbeiteten ATV-DVWK-Arbeitsblatt 138 „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“ (DWA, 2002) gerecht zu werden, wurde eine Modifizierung der Felder mit Geotextil und Sand nötig. Bezeichnung und Aufbau der Felder sind in Tabelle 4 ersichtlich.

Tab. 4: Bezeichnung und Aufbau der im Oktober 2001 eingebauten Felder

Nr	Skizze	Aufbau und Bepflanzung
OK		Rinnenablauf mit Leichtstoffabscheider nach RiStWag
M 20 D		Muldenversickerung mit Boden aus Düllstadt a: 20 cm Oberboden aus Düllstadt b: örtlich anstehender Kies c: 25 cm Dränkies 4/16 d: mit ca. 25 cm Kies 8/16 Rohr umhüllt e: dichte Abdeckung aus PVC f: tertiärer Tonmergel Bepflanzung RSM 1.1.1 (Landschaftrasen-Standard ohne Kräuter)
4 M AGEOU		Schachtversickerung mit Geotextilsack a: Leichtstoffabscheider nach RiStWag b: gelochter Edelstahlzylinder mit Geotextilsack c: örtlich anstehender Kies d: mit ca. 25 cm Kies 8/16 Rohr umhüllt e: Lichtundurchlässige Abdeckung f: tertiärer Tonmergel
4 K ASANDU		Sandfilter Körnung 0/4 a: Leichtstoffabscheider nach RiStWag b: 50 cm Sand 0/4 c: örtlich anstehender Kies d bis f wie Feld 2 Filter unbepflanzt

Geotextil-Filtersack mit lichtundurchlässiger Abdeckung (Feld AGEOU)

In dem Schacht aus Edelstahl-Lochblech (Werkstoff-Nr. 1.4571) mit 60 cm Durchmesser und 90 cm Höhe wurde ein neuer Filtersack des gleichen Herstellers eingespannt. Der Geotextilsack wurde ausgetauscht, da es aufgrund der lichtdurchlässigen Schachtabdeckung zu starkem Moosaufwuchs auf dem Vliesstoff kam. Der Schachtdeckel aus Edelstahl war nun lichtundurchlässig gestaltet.

Sandfilter mit lichtundurchlässiger Abdeckung (Feld ASANDU)

Der Sandfilter wurde hinsichtlich des Aufbaus und der Abdeckung an die Vorgaben im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 138 angepasst. Es wurden 2 Sickerschachtringe DN 1500 mit Höhe 0,50 und 0,25 m vermörtelt und auf 4 Klinkersteine in 20 cm Abstand zum Beckenboden eingesetzt. Auf die Drainage-schicht von 20 cm Kies 4/8 wurde 2 cm Splitt 1/2 und anschließend 50 cm Sand 0/4 (gewaschen) gefüllt (Bodenkennwerte in Kapitel 5.1).

Für den nicht verdichteten kiesigen Sand wurde im Labor ein Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 5 \cdot 10^{-4}$ m/s gemessen, eine Ermittlung aus der Kornverteilung bestätigt diesen Wert. Als vorgeschaltete Absetzeinrichtung wurde der Leichtstoffabscheider (siehe Feld LSTA) beibehalten.

Muldenversickerungen mit Boden aus Düllstadt (Feld M 20 D)

Ein mit PVC-Platten ausgekleidetes Betonbecken des Feldes G 30 S wurde geräumt. In das frei gewordenen Lysimeter wurde eine Mulde mit 20 cm Oberboden aus überwiegend sandigen Anteilen eingebaut. Zur Modellierung der belebten Bodenzone wurde Boden aus Düllstadt (Raum Würzburg) verwendet, der aufgrund seiner Zusammensetzung auf ein schlechteres Rückhaltevermögen an Schadstoffen schließen lässt (siehe Bodenkennwerte in Kapitel 5.1). Im Labor wurde für den nicht verdichteten schluffigen Sand ein k_f – Wert von $7 \cdot 10^{-5}$ m/s ermittelt, die Bestimmung aus der Kornverteilung ergab einen k_f – Wert von $4 \cdot 10^{-5}$ m/s. Der Boden wurde auf nicht verdichteten, örtlich anstehenden Kies mit einer Mächtigkeit von 20 cm aufgebracht. Die modellierte Mulde M 20 D entspricht in ihren Abmessungen der Mulde M 20, um eine Vergleichbarkeit herzustellen. Damit wurde nun auch ein Boden aus Nordbayern untersucht, um die Reinigungsleistung der bisher eingebauten Augsburger Böden vergleichen und beurteilen zu können.

Die umgebauten bzw. neu aufgebauten Felder ASANDU und M 20 D wurden ab 19.12.01 beprobt, das Feld AGEOU und alle anderen nicht umgebauten Felder ab 01.10.01.

Eine Zusammenstellung aller untersuchten Filteranlagen und Angaben zu den Bodenaufbauten und Betriebszeiten liefert Tabelle 5.

Tab. 5: Filterstärken und Betriebszeiten der Varianten

Variante	Beschreibung	Oberboden in m	Unterboden in m	Betriebszeit in Jahren
F 10	Breitflächige Versickerung	0,10	0,65	9
SR 75	Schotterrasen	0,75	0,0	9
P 30 F	Pflasterbelag mit durchlässigen Fugen	-	0,80	2,5
M 20	Muldenversickerung	0,20	0,30	9
M 30	Muldenversickerung	0,30	0,20	2,5
M 20 D	Muldenversickerung	0,20	0,30	4
G 30	Grabenversickerung	0,30	0,15	9
G 30 S	Grabenversickerung mit Schilfrand	0,30	0,15	9
AGEO	Geotextilsack ohne Abdeckung	-	-	2,5
AGEOU	Geotextilsack m. lichtundurchlässiger Abdeckung	-	-	4
ASAND	Sandfilter ohne Abdeckung	0,60	0,00	2,5
ASANDU	Sandfilter mit Abdeckung	0,50	0,00	4

2.3 Beprobung und Analytik

Das von den Versuchsfeldern zur Sammelstation hin abgeleitete Sickerwasser wurde über einen Zeitraum von rund drei Monaten gesammelt. Die Sammelstation befand sich unterirdisch in einem Kellerraum aus Beton mit darüber liegendem Holzaufbau und Ziegeldach. Um das Probenvolumen zu reduzieren, lief das Wasser über spezielle Abflussteiler, die bei jedem Regenereignis nur einen kleinen abflussproportionalen Teil in die bereitgestellten Probenahmeflaschen gelangen ließen. Wie bei den Becken sind Abflussteiler bzw. Probenahmeflaschen aus Edelstahl oder PVC bzw. Glas oder HDPE, um störende Materialeinflüsse zu vermeiden. Die Abflussteiler in der Sickerwassersammelstation (Anlage, Abbildung 27) arbeiteten wie folgt.

Das Sickerwasser floss direkt in die Kippe des Abflussteilers, die sich nach Vollenfüllung schlagartig entleerte. Durch die beiden hintereinander liegenden Schützöffnungen verteilte sich der Wasserschwall und strömte gleichmäßig über die Überfallkante des Abflussteilers. Mit einer schmalen Rinne wurden etwa 5 % des Wassers aus dem Überfallstrahl abgezweigt und in die Kippe eines zweiten Abflussteilers geleitet. Das restliche Wasser floss über eine Hebeanlage zur Kanalisation. Der zweite baugleiche Abflussteiler war notwendig, da vom ankommenden Dränwasser nur ca. 2,5 Promille in einer Probenahmeflasche aufgefangen werden konnten. Die Abflussteiler wurden einmal jährlich kalibriert, um mit dem ermittelten prozentualen Anteil des gesammelten Wassers auf die gesamte Sickerwassermenge rückrechnen zu können.

Alle Parameter wurden aus unfiltrierten Proben bestimmt. Für die Schwermetalle wurde eine Bestimmung des Gesamtgehalts nach einem Aufschluss mit Salpetersäure nach DIN 38406-E-22 durchgeführt. Einen Überblick über die gemessenen Parameter und Bestimmungsmethoden gibt Tabelle 6.

Tab.6: Parameterliste und Bestimmungsmethoden

Parameter	Chem. Zeichen / Abk.	Probenart	Analysenmethode
Blei	Pb	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	Flammen - AAS DIN 38406-E6-1
		Boden	ICP-OES DIN 38406-E22
Cadmium	Cd	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	ISO 5961-2
		Boden	ICP-MS DIN 38406-E29 Entwurf
Chrom	Cr	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E10-1
		Boden	ICP-OES DIN 38406-E22
Kupfer	Cu	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E22
		Boden	ICP-OES DIN 38406-E22
Zink	Zn	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E22
		Boden	ICP-OES DIN 38406-E22
Eisen	Fe	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E22
Calcium	Ca	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E22
Natrium	Na	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38406-E14
Antimon	Sb	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	ICP-MS DIN 38406-E29 Entwurf
		Boden	
Gesamter organischer Kohlenstoff	TOC	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38409-3
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38409-3
Kohlenwasserstoffe	KW	Straßen-, Regen-, Sickerwasser, Stichproben, Boden	DIN H 53
Polizyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	PAK	Straßen-, Regen-, Sickerwasser, Stichproben	DIN 38 407-18
		Boden	Extraktion analog LUFA-Verfahren, Messung analog DIN 38 407-18
Benzol und Derivate	BTEX	Straßen-, Regen-, Sickerwasser, Stichproben	DIN 38407-F9-1
Nitrat	NO ₃	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38405-20
Sulfat	SO ₄	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38405-20
Chlorid	Cl	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38405-20
pH-Wert		Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38404-5
		Boden	
Leitfähigkeit		Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38404-8
Abfiltrierbare Stoffe	AFS	Straßen-, Regen-, Sickerwasser	DIN 38409
Färbung		Straßen-, Regen-, Sickerwasser	ISO 7887 (436 nm)
Trübung		Straßen-, Regen-, Sickerwasser	EN 27027
Austauschbare Kationen	Ca, Mg, K, Na	Boden	Extraktion mit BaCl ₂ -Lösung
Carbonate		Boden	nach Scheibler

Zur Sammlung des anfallenden Straßenwassers wurden am Straßenrand zwei Betonrinnen angebracht. Der Straßenabfluss wurde lediglich grob gefiltert (Maschenweite 1 mm) und über ein PVC- bzw. Edelstahlrohr direkt in die Sickerwassersammelstation geleitet.

Das Niederschlagswasser wurde in 6 m Entfernung von der Straße in einem Regensammler mit Glasflasche und zusätzlich in einem Regenschreiber mit Kunststoffgefäß gesammelt.

Das Sickerwasser aus dem Edelstahlbereich wurde auf organische Schadstoffe, das Wasser aus dem Kunststoffbereich auf anorganische Schadstoffe untersucht. Dieses Konzept wurde bis zum Umbau der Anlage am 09. März 1999 beibehalten. Vergleichsmessungen zeigten, dass durch das verwendete Material keine Kontamination des Sickerwassers erfolgte und daher auf eine weiterhin getrennte Beprobung verzichtet werden konnte. Eine Ausnahme bildete lediglich bei den Edelstahlfeldern der Parameter Nickel. Hier kam es zu signifikanten Erhöhungen, so dass auf weitere Nickelanalysen verzichtet wurde.

Bei den nicht vom Umbau betroffenen Feldern wurde das ursprüngliche Beprobungsschema fortgesetzt. Nach dem Umbau ab 01.10.1999 wurde beim Schotterrasenfeld und dem Graben mit Schilf nur das Sickerwasser aus dem Edelstahlfeld beprobt. Der Pflasterbelag wurde nicht weiter beprobt, da aus Kostengründen die Probenzahl verringert werden musste. Die Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Reinigungsleistung von wasserdurchlässigen Pflasterbelägen wurde im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umwelt (damals noch Landesamt für Wasserwirtschaft) in einem Vorhaben der Universität Essen durchgeführt (FACH, 2006).

2.4 Quantitative Bestimmung des Niederschlags und des Sickerwassers

Im Beprobungszeitraum von 01. Oktober 1996 bis 08. September 2005 wurden pro Jahr, d.h. von Herbstquartal (4/aa) bis Sommerquartal (3/aa), 4 Sammelproben und mindestens eine Stichprobe entnommen. Die Untersuchungszeiträume wurden dabei so eingeteilt, dass sie ungefähr den kalendrischen Jahreszeiten entsprachen. Aus Tabelle 7 können die Messzeiträume, Tage und Regenhöhen pro Quartal entnommen werden.

Die quantitative Bestimmung des Niederschlags erfolgte durch Wiegen der Auffanggefäße und zusätzlich durch Auswertung der Aufzeichnungen des Regenschreibers.

In Augsburg beträgt das langjährige Mittel der Regenhöhen 822 mm/a. Im Jahr 1997 wurden an der Versuchsanlage nur 513 mm/a, in den anderen Jahren Werte zwischen 791 und 877 mm/a gemessen.

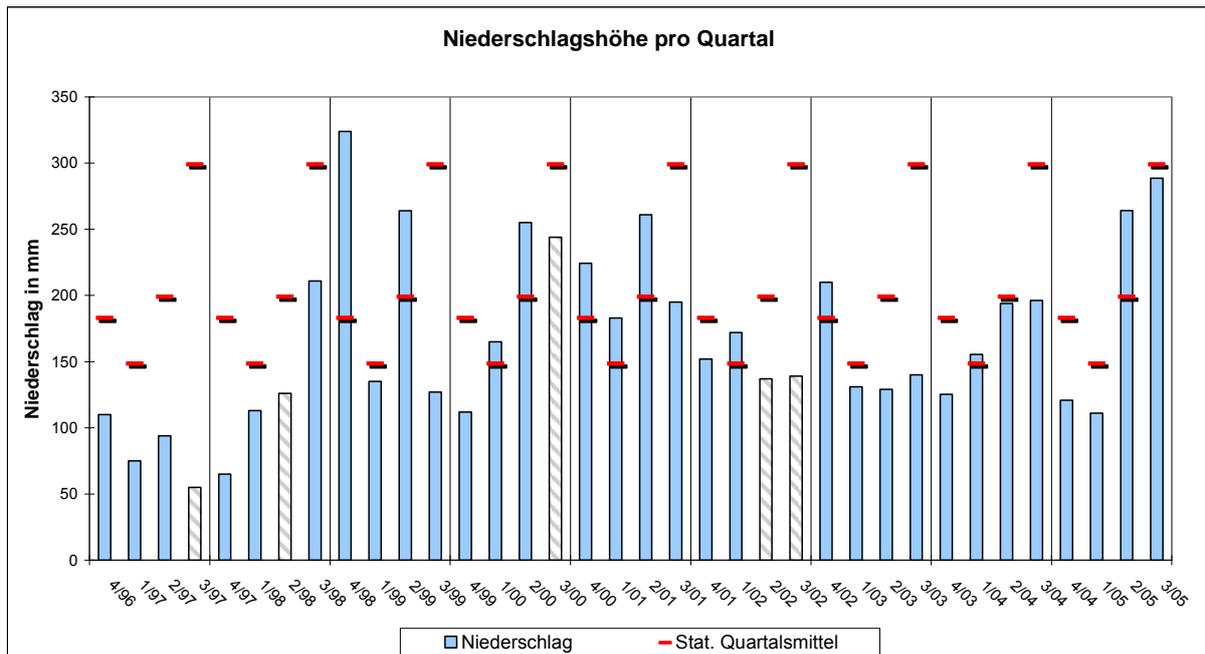


Abb. 3: Niederschlagshöhen an der Derchinger Str. im Vergleich mit den langjährigen Mittelwerten für Augsburg

In Abbildung 3 werden die gemessenen Niederschlagsmengen mit der langjährigen Quartalsstatistik (1960-1983) für Augsburg unter Berücksichtigung der Anzahl der Tage verglichen. Bei den schraffierten Säulen war der Messzeitraum stark verkürzt (siehe Tabelle 7). Besonders die Herbst (4/aa) und Winterquartale (1/aa) zeigten sich niederschlagsreich, in den Sommerquartalen (3/aa) wurde nur im letzten Betriebsjahr annähernd das statistische Mittel erreicht. Extrem niederschlagsarm waren Frühjahr und Sommer 2003 (2/03 und 3/03).

Zur quantitativen Bestimmung des Sickerwassers wurden die Probesammelgefäße in regelmäßigen Zeitabschnitten gewogen. Nach Ablauf eines Quartals wurden die gesammelten Probenmengen ermittelt. Durch den einmal jährlich festgestellten prozentualen Anteil der Probenmenge am Gesamtzufluss (Promillewert) konnte auf die Gesamtzuflussmenge und unter Berücksichtigung des Abflussbeiwertes auf die Niederschlagsmenge rückgerechnet werden (s. Kapitel 3.4). Im Anhang im Internet (LFU, 2007) sind die zur Berechnung verwendeten Promillewerte und die zugehörigen Sickerwassermengen aller Quartale für die einzelnen Felder aufgeführt.

Tab. 7: Beprobungszeiträume und dazugehörige Niederschlagsdaten und Abflussbeiwerte
 * erhöhte Werte siehe Kapitel 3.4

Jahreszeit	Quartal	Zeitraum	Tage / Quartal	Regenhöhe in mm	Abflussbeiwert
Frühling	2/97	20.03.97 - 19.06.97	92	94	0,6
	2/98	04.05.98 - 25.06.98	53	126	0,7
	2/99	07.04.99 - 16.06.99	71	264	0,9
	2/00	03.03.01 - 07.06.00	97	255	0,93
	2/01	21.03.01 - 20.06.01	92	261	0,77
	2/02	06.06.02 - 26.07.02	51	137	0,75
	2/03	19.03.03 - 24.06.03	98	129	0,86
	2/04	18.03.04 - 29.06.04	104	194	0,78
	2/05	17.03.05 - 16.06.05	91	264	0,87
	Mittelwerte Versuchsanlage:			84	192
Langjährige Mittelwerte:			92	180	-
Sommer	3/97	28.07.97 - 15.09.97	54	55	0,53
	3/98	26.06.98 - 11.09.98	78	211	0,68
	3/99	22.07.99 - 04.10.99	74	127	0,73
	3/00	10.07.00 - 12.09.00	65	244	0,86
	3/01	21.06.01 - 19.09.01	91	195	0,63
	3/02	12.08.02 - 30.09.02	50	139	0,73
	3/03	25.06.03 - 11.09.03	90	140	0,71
	3/04	30.06.04 - 15.09.04	78	196	0,54
	3/05	17.06.05 - 08.09.05	83	289	0,89
	Mittelwerte Versuchsanlage:			75	177
Langjährige Mittelwerte:			92	300	-
Herbst	4/96	01.10.96 - 17.12.96	77	110	0,87
	4/97	16.09.97 - 14.12.97	79	65	0,79
	4/98	15.09.98 - 14.12.98	94	324	0,95
	4/99	05.10.99 - 14.12.99	71	112	0,87
	4/00	13.09.00 - 14.12.00	93	224	0,87
	4/01	01.10.01 - 18.12.01	79	152	0,89
	4/02	01.10.02 - 12.12.02	73	210	0,95 *
	4/03	12.09.03 - 10.12.03	91	125	0,89
	4/04	16.09.04 - 09.12.04	86	121	0,82
	Mittelwerte Versuchsanlage:			83	160
Langjährige Mittelwerte:			91	183	-
Winter	1/97	17.12.96 - 19.03.97	93	75	0,91
	1/98	15.12.97 - 11.03.98	97	113	0,94
	1/99	15.12.98 - 08.03.99	82	135	0,96
	1/00	15.12.99 - 02.03.00	79	165	0,93
	1/01	15.12.00 - 20.03.01	96	183	0,91
	1/02	19.12.01 - 27.03.02	98	172	0,97*
	1/03	13.12.02 - 18.03.03	95	131	1,12*
	1/04	11.12.03 - 17.03.04	98	156	1,18*
	1/05	10.12.04 - 16.03.05	97	111	1,35*
	Mittelwerte Versuchsanlage:			93	138
Langjährige Mittelwerte:			90	150	-

3 Auswertung der Niederschlags-, Straßen- und Sickerwasseruntersuchungen

3.1 Probleme bei der Datenerhebung

Wie bei jeder Versuchsanlage mussten auch am Versuchsfeld an der Derchinger Straße theoretische Überlegungen den in der Praxis vorhandenen Gegebenheiten weichen. Aufgetretene Schwierigkeiten sollen hier aufgeführt werden, denn eine Interpretation der Messwerte ist nur dann möglich, wenn man auch die Randbedingungen und die Unwägbarkeiten, mit denen die Messergebnisse behaftet sind, kennt.

Ermittlung der Einzugsflächen

Jedem Lysimeter ist theoretisch eine Einzugsfläche von 17,3 m² (Lysimeterbreite mal Straßenbreite) zugeteilt. Die aus den Sickerwassermengen errechneten Einzugsflächen liegen bei den meisten Feldern über der theoretischen Fläche. Die Abkopplung einer der Versuchsanlage gegenüberliegenden Bushaltestelle mit Haltebuch durch eine offene Pflasterrinne war bei Starkregenereignissen nicht ausreichend. Mit zunehmendem Alter des Straßenbelages wurden auch immer größere Schwankungen der spezifischen Einzugsflächen durch beginnende Spurrillenausbildung ermittelt. Dies wurde jedoch in der Berechnung des Wirkungsgrades der einzelnen Lysimeter berücksichtigt.

Erhöhte Zuflussmengen und Frachteintrag

Beim Randfeld G 30 (Grabenversickerung) kam es in den ersten drei Versuchsjahren durch zusätzlichen Zufluss aus dem oberhalb liegenden Straßenbereich zu erhöhten Sickerwassermengen und damit zu einer hydraulischen Überlastung, welche sich negativ auf den Wirkungsgrad auswirkte. Durch den Einbau einer Barriere konnte seit 2000 der zusätzliche Zufluss gestoppt und damit im Lysimeter ein Überstau unterbunden werden.

Am unterhalb liegenden Ende der Versuchsanlage befand sich eine Einfahrt in einen Feldweg. Vermutlich gelangte bei starken Regenereignissen Wasser aus diesem Bereich in das Randfeld 0 M (Straßenabfluss). Im Frühjahrsquartal 2005 kam es zusätzlich zum Eintrag von Bodenmaterial, der zu stark erhöhten Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS), Blei, Cadmium, Kupfer und gesamtem organischen Kohlenstoff (TOC) führte.

Bevorzugte Fließwege

In den Sommermonaten konnten Risse zwischen Bodenfiltern und Betonwannen in Feld G 30 festgestellt werden. Durch die Südausrichtung der Felder wurde die Austrocknung der Böschungen und damit die Rissbildung begünstigt. Bis in welche Tiefen sich die Risse fortsetzten, konnte ohne Zerstörung des Filteraufbaus nicht festgestellt werden.

In den Spätsommern siedelten sich bereits in den ersten Betriebsjahren Feldmäuse in einigen Bodenfiltern an. Der Einsatz von Mausefallen und Ultraschallsendern konnte die Mäuse nicht davon abhalten, Mäuselöcher zu graben. Um verkürzte Sickerwege zu vermeiden, wurden die Löcher nach dem Auffinden sofort mit Sand verfüllt und nach Rückgang der Aktivität mit Oberboden. Als Schutz vor weiterem Befall wurde der schmale Graben G 30 im Winter 1998 mit einem Edelstahl- bzw. Kunststoffrost abgedeckt. Diese wurden im Frühsommer jedoch wieder entfernt, um die Vegetation nicht zu stören. Im Zuge der Bodenuntersuchungen im November 2005 wurde besonders bei den Feldern M 20 D und G 30 S Mäusebefall festgestellt. Beim sandigen Boden (Feld M 20 D) konnte jedoch keine Beeinträchtigung der Rückhalteleistung festgestellt werden.

Sammlung der Proben

Ein Pumpenausfall im Keller der Sickerwassersammelstation setzte im Juli 1997 den Keller der Sammelstation unter Wasser. Dadurch kam es zu einem Aufschwimmen der Probenahmeflaschen und Verlust der Proben. Eine daraufhin eingebaute zusätzliche Pumpe versagte zusammen mit der 1. Pumpe während eines Starkregens im Mai 1998. Um ein nochmaliges Aufschwimmen der Flaschen zu vermeiden, wurde nun eine Flaschenhalterung angefertigt und in den Keller montiert. Im Juli 1999 und 2000, sowie im Juni und August 2002 gelangten durch Starkregenereignisse solche Wassermengen in den Keller, dass die Pumpen überfordert waren und die nun am Boden befestigten Sammelflaschen eingestaut wurden. Die bis dahin gesammelten Proben gingen dabei immer verloren, die Messzeiträume mussten dementsprechend gekürzt werden.

Untersuchung der Bodenproben

Im Laufe der neun Betriebsjahre kam es zu Veränderungen in den Aufbereitungs- und Analysemethoden zur Untersuchung des Bodens. Dadurch wurde bei vielen Parametern, jedoch nicht bei Zink, ein Vergleich der Proben nach mehreren Betriebsjahren mit dem ursprünglichen Boden erschwert.

Messtechnisch nicht erfassbare Eintragungen durch Sprühfahnen und Verwehungen

Der Stoffeintrag durch Sprühfahnen und Verwehungen konnte aufgrund der Konzeption der Versuchsanlage nicht getrennt erfasst werden. Wie weit der Eintrag in den Randbereich der Straße reicht, konnte im Winter anhand der erhöhten Chloridkonzentrationen in den 6 m von der Straße entfernten Regensammler festgestellt werden. Der Stoffeintrag durch Verfrachtung ist somit eine nicht zu unterschätzende Größe, die jedoch mit dem vorhandenen Versuchsaufbau nicht zu ermitteln war. Darauf wird auch nochmals bei der Betrachtung des Frachteintrags in den Seitenraum der Straße hingewiesen (Kapitel 3.3).

3.2 Konzentrationen im Niederschlag und im Straßenabfluss

Um den Eintrag von Stoffen in die einzelnen Felder bestimmen zu können, war es notwendig, neben der Quantität des Niederschlags und damit des Sickerwassers auch die Qualität des Zuflusses zu kennen. Dazu wurden quartalsweise Regenwasser- und Straßenabflussproben gesammelt und ihre Schadstoffkonzentrationen gemessen. Zur Überprüfung der Sammelproben dienten Stichproben, die einmal jährlich entnommen wurden.

Der Niederschlag wurde in 6 m Entfernung vom Fahrbahnrand gesammelt. Erhöhte Chloridkonzentrationen in den Winterquartalen lassen vermuten, dass sich der Regenschreiber sowie der Regensammler noch im Einflussbereich der Straße befanden. Die Auswertung der Quartalsproben ist in Tabelle 8 zusammengefasst.

Tab. 8: Extreme und mittlere Konzentrationen im Niederschlagswasser in 6 m Abstand zur Straße

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimum	25% Quantil	Median	75% Quantil	Maximum
pH-Wert	-	36	5,5	6,9	7,2	7,5	8,0
AFS	mg/l	35	1,1	3,2	6,4	11,8	21
Blei	µg/l	36	0,2	1,0	2,0	3,0	9,8
Cadmium	µg/l	34*	<0,01	0,03	0,06	0,10	0,25
Chrom	µg/l	36	0,20	0,4	0,9	2,3	8,3
Kupfer	µg/l	30	2	2,9	4,2	7,0	11
Zink	µg/l	35	23	34	56	82	170
Pges.	mg/l	27*	<0,01	0,02	0,03	0,05	0,14
Chlorid	mg/l	35	0,34	1,05	1,6	5,8	20

* Für die statistische Auswertung wurden Werte unter der Nachweisgrenze mit dem Wert der Nachweisgrenze ersetzt

Der Straßenabfluss vom Rand der Asphaltdecke wurde nach Passage eines 1,3 m langen und ca. 1,5 m breiten betonierten Randstreifens in einer Betonrinne aufgefangen und direkt in die Sickerwassersammelstation geleitet. Bevor das Straßenwasser auf die Abflussteiler gelangte wurde es durch ein Sieb (Maschenweite 1 mm) grob filtriert. Auf dem Betonbankett fand eine erste Sedimentation statt, die zu ca. 75 % aus groben Feststoffen (Sand und Kies) bestand (BIOPLAN, 2007)

Die Analyseergebnisse der über ein Quartal gesammelten Proben des Straßenabflusses wurden für den Zeitraum von neun Jahren ausgewertet. Für eine Auswahl der wesentlichen Parameter sind die Extrem- und Mittelwerte in Tabelle 9 dargestellt.

Tab. 9: Extrem- und Mittelwerte im Straßenabfluss der Derchinger Str. im Messzeitraum von 9 Jahren

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimum	25% Quantil	Median	75% Quantil	Maximum
pH-Wert	-	36	6,4	7,0	7,3	7,4	7,8
AFS	mg/l	35	4,0	39	74	138	1378
Blei	µg/l	35	1,2	7,9	12	15	36
Cadmium	µg/l	36	0,03	0,09	0,22	0,31	0,81
Chrom	µg/l	36	1,0	3,0	4,9	8,6	18
Kupfer	µg/l	36	7,5	20	30	46	116
Zink	µg/l	36	136	264	335	476	836
Eisen	µg/l	25	38	770	1735	2806	8006
Pges.	mg/l	29	0,06	0,14	0,19	0,23	0,6
Chlorid	mg/l	36	1,0	2,7	22	723	4100
PAK (EPA)	µg/l	13	0,13	0,47	1,11	1,76	3,02

Zur Berechnung der abflussgewichteten mittleren Konzentrationen im Straßenabfluss wird je Quartal die abgeschwemmte Fracht als Produkt aus Konzentration und Abflussmenge errechnet. Daraus wird von vier Quartalen eines Jahres die Summe gebildet und durch die Jahresabflussmenge geteilt.

In nachfolgender Tabelle 10 sind die derart abflussgewichteten mittleren Konzentrationen für jedes Betriebsjahr und in der letzten Spalte für den gesamten Messzeitraum von neun Jahren aufgeführt.

Tab. 10: Abflussgewichtete mittlere Konzentrationen im Straßenabfluss der Derchinger Straße über 9 Jahre

Konzentration in		4/96 - 3/97	4/97 - 3/98	4/98 - 3/99	4/99 - 3/00	4/00 - 3/01	4/01 - 3/02	4/02 - 3/03	4/03 - 3/04	4/04 - 3/05	Abflussgew. Mittel
Blei	µg/l	26	11	11	17	14	9	9	6	11	13
Cadmium	µg/l	0,5	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Chrom	µg/l	10	6	8	9	5	5	4	3	5	6
Kupfer	µg/l	47	26	31	37	32	33	28	23	56	35
Nickel	µg/l	5	4	6	5	-	-	-	-	-	5
Zink	µg/l	480	328	372	427	358	405	341	299	417	381
Eisen	mg/l	-	-	-	3,38	2,16	1,61	1,26	1,00	3,12	2,09
Calcium	mg/l	57	31	49	56	36	35	41	32	55	43
AFS	mg/l	176	66	113	223	132	98	92	92	429	158

3.3 Frachteintrag in den Seitenraum der Straße

Der Frachteintrag in ein Feld wurde als Summe aus dem Produkt der Konzentration im Straßenablauf mit der Ablaufmenge aus dem zugehörigen Einzugsbereich der Straße und dem Produkt der Konzentration im Regenwasser mit der Feldfläche errechnet. Bei dieser Form der Berechnung musste ein einheitlicher Verdunstungsgrad der Felder angenommen werden, da eine Differenzierung messtechnisch nicht möglich ist. Auch ist zu berücksichtigen, dass sich die 0,3 m breite Betonrinne in 1,3 m Entfernung vom Straßenrand befindet und somit Stoffeinträge durch nasse und trockene Deposition (Spritzwasserfahnen, Windverfrachtung) nur bis zu einem geringen Teil mit aufgenommen werden.

Eine Schweizer Untersuchung an einer zweispurigen Straße zeigte, dass ausgehend von einem Benetzungs- und Muldenverlust der Straße von 20% nur 25% – 32% des Niederschlags in den Abfluss gelangen. Entsprechend sind 48 – 55 % als Spritzwasserverfrachtung und lokale sowie weiträumige Verwehungen zu betrachten (EAWAG, 2006). Weitere Untersuchungen in diesem Projekt haben gezeigt, dass rund 25 % der emittierten Schwermetallfracht in den Abfluss gelangt. Die im Spritzwasser enthaltenen Stoffe werden hauptsächlich ab einem Fahrbahnabstand von 0,4 m und bis zu einer Distanz von der Fahrbahn von 4 m im Bankett verteilt. Der maximale Eintrag durch Spritzwasser erfolgt zwischen 0,6 und 0,8 m Abstand von der Fahrbahn und verringert sich danach kontinuierlich. Die in Tabelle 11 angegebenen Werte betragen daher nur rund 80 % der gesamten in die Umwelt emittierten Schwermetallfracht.

Um den in Tabelle 11 dargestellten jährlichen Frachteintrag zu ermitteln wurden die unterschiedlichen Messzeiträume durch lineare Inter- oder Extrapolation korrigiert.

Tab. 11: Frachteintrag in den Seitenraum der Derchinger Str. (DTV ca. 7000Kfz/d) pro km und Jahr

Stoff	4/96 - 3/97	4/97 - 3/98	4/98 - 3/99	4/99 - 3/00	4/00 - 3/01	4/01 - 3/02	4/02 - 3/03	4/03 - 3/04	4/04 - 3/05
Blei [g]	71	83	76	107	75	44	34	21	48
Cadmium [g]	1,4	2,3	2,3	1,7	1,1	0,5	0,4	0,8	0,9
Chrom [g]	28	40	51	57	26	24	14	13	22
Kupfer [g]	129	191	208	230	168	159	102	87	243
Nickel [g]	15	26	37	45	-	-	-	-	-
Zink [g]	1340	2390	2522	2662	1867	1972	1252	1145	1803
Eisen [kg]	-	-	-	8,53	11,3	4,63	1,89	1,60	3,76
Antimon [g]	7,4	8,2	16,9	15,6	11,6	13,3	11,1	12,5	16,7
Chlorid [kg]	1360	951	4712	3606	1164	2532	1747	1995	4640
TOC [kg]	128	192	135	146	115	86	60	42	153
AFS [kg]	482	373	760	1387	688	479	190	350	1854

Die zeitliche Entwicklung der Frachteinträge in den Straßenabfluss der Derchinger Straße seit Betriebsbeginn ist in Abbildung 4 dargestellt. Eine Abhängigkeit zur Jahresniederschlagsmenge ist für keine der dargestellten Stofffrachten festzustellen.

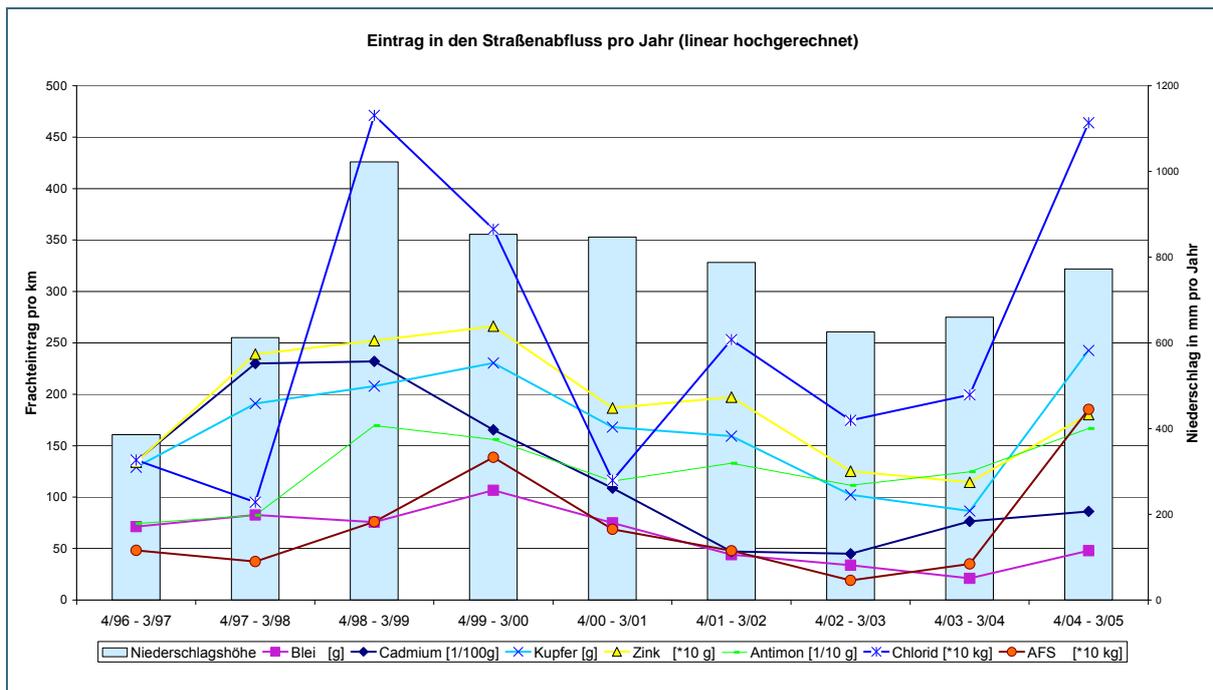


Abb. 4: Jährlicher Eintrag in den Straßenabfluss der Derchinger Straße pro Kilometer

Im Jahr 2003 (4/02-3/03) wurden im Frühjahr/Sommer sehr geringe Stoffmengen im Straßenabfluss gemessen. Wahrscheinlich wurde hier aufgrund der lang anhaltenden Trockenwetterperiode ein hoher Prozentsatz der Stoffe durch trockene Deposition verfrachtet.

Die Betriebsjahre 4/98-3/99 und 4/04-3/05 sind durch extrem hohe Chlorideinträge gekennzeichnet. Im letzten Betriebsjahr kam es im Frühjahr zum Eintrag von Bodenmaterial. Dadurch gelangten, wie in Kapitel 3.1 bereits erwähnt, größere Mengen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS), organischem Material (TOC), Chrom, Kupfer und Blei in den Straßenabfluss.

3.4 Berechnung des Frachtrückhaltes der Filteranlagen

Der Frachtaustrag ergab sich aus dem Produkt der Konzentration im Sickerwasser mit der Sickerwassermenge. Aus der Differenz zwischen Frachteintrag und -austrag konnte der Frachtrückhalt berechnet werden.

Jedes Feld (Lysimeter) hatte eine gleich große Oberfläche von 8 m², so dass der unmittelbare Schadstoffeintrag aus dem Niederschlag in jedes Feld gleich groß war. Der weitere Schadstoffeintrag in ein Feld war somit direkt von der angeschlossenen Straßenfläche abhängig. Um diese zu ermitteln wurde das Sickerwasservolumen der Felder mit Flächen-, Mulden- und Grabenversickerung summiert und mit der gemessenen Regenhöhe ins Verhältnis gesetzt. Mit diesem mittleren „Abflussbeiwert“ (siehe Kap. 2.4 Tabelle 7) wurde die effektive Niederschlagshöhe ermittelt und daraus mit der an jedem einzelnen Feld gemessenen Sickerwassermenge die effektiv an dieses Feld angeschlossene Straßenfläche berechnet. Da bei dieser Methode eine ungefähr gleich hohe Verdunstungsrate aller Felder vorausgesetzt werden musste, wurde auf die Einbeziehung der Felder AGEO und ASAND verzichtet.

Die in Tabelle 7 mit * gekennzeichneten Abflussbeiwerte in den Herbst- und Winterquartalen sind erhöht, da es in schneereichen Zeiten zu Schneeverwehungen in den Feldern kommt und sich damit zu viel Niederschlag ansammelt. Die realen Einzugsflächen wurden auch größer, wenn z.B. durch Vereisung der Abflussrinne zwischen Straße und gegenüberliegender Bushaldebucht die hydraulische Abkopplung nicht mehr voll wirksam war. Auch ist nicht auszuschließen, dass durch Ausbildung von Spurrillen aus dem oberhalb liegenden Straßenbereich bei dem 0,5 % - igen Längsgefälle zusätzlicher Abfluss in die Felder gelangte.

3.5 Zeitliche Entwicklung des Frachtrückhalts für ausgewählte Stoffe

Im Folgenden werden die Reinigungsleistungen der einzelnen Filter miteinander verglichen. Dabei wurde der Frachtrückhalt über die jeweiligen Betriebsjahre ausgewertet. Es wurden auch die Felder mit einbezogen, die in den nachfolgenden Abbildungen 5 – 12 aus Platzgründen nicht dargestellt sind, wie z.B. das Schotterrasenfeld SR 75. Die Analysenergebnisse für alle Felder können dem Anhang im Internet entnommen werden.

3.5.1 Jahreszeitlich bedingte Konzentrationsschwankungen im Straßenabfluss

Bedingt durch den winterlichen Streusalzeinsatz kam es in den Sammelproben des Winterquartals (Quartal 1/aa) zu Chlorid-Konzentrationen zwischen 555 und 4100 mg/l. Die Natriumgehalte des Straßenabflusses schwanken bezogen auf die Quartalsmittel während des Jahres um den Faktor 514 (Quartal 1: 1285 mg Na/l, Quartal 3: 2,5 mg Na/l). Diese sehr starke Schwankung der Ionengehalte kann zur Dispergierung mineralischer, filterbodenbürtiger Feinpartikel führen (BIOPLAN, 2007). Dies ist jedoch bei den Augsburger Verhältnissen mit hohem Ca-Gehalt der mineralischen Feinpartikel und des Straßenabflusses nicht gegeben.

Die korrosionsfördernde Wirkung des Salzes erhöht die Eisenkonzentration im Straßenabfluss und damit die Bindefähigkeit gegenüber Schwermetallen wie z.B. Zink. In Abbildung 9 bzw. 10 sind die Konzentrationen von Eisen und Chlorid im Straßenabfluss dargestellt (durchgezogene Linien). Eine Korrelation ist gut erkennbar. Identische Konzentrationsspitzen finden sich auch bei Zink in Abbildung 5.

Tab. 12: Abflussgewichtete mittlere Konzentrationen in den Quartals-Sammelproben des Straßenabflusses (Quartale vergleiche Tab. 7)

		Quartale			
		Herbst (4)	Winter (1)	Frühling (2)	Sommer (3)
AFS	in mg/l	49,7	120	378	56,7
Leitfähigkeit	in $\mu\text{S/cm}$	1146	6103	186	111
Natrium	in mg/l	187	1285	12,8	2,5
Calcium	in mg/l ¹⁾	28,4	65,4	56,7	22,6
Eisen	in $\mu\text{g/l}$	1090	2240	2548	591
Zink	in $\mu\text{g/l}$	282	615	409	218
1) gelöst und partikulär					

Zur Wertung der Schwermetallbelastung im Straßenabfluss der Derchinger Straße wurde in den Abbildungen 5 bis 8 für Zink, Cadmium, Blei und Kupfer die in der Bundesbodenschutzverordnung BBodSchV (BMU, 1999) festgelegten Prüfwerte für den Pfad Boden/Grundwasser eingezeichnet. Die Prüfwerte gelten am Übergang von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone und betragen für Zink 500 $\mu\text{g/l}$, Cadmium 5 $\mu\text{g/l}$, Blei 25 $\mu\text{g/l}$ und Kupfer 50 $\mu\text{g/l}$.

Bei Kupfer und Zink kommt es in den Sammelproben zu einer Annäherung bzw. Überschreitung der Prüfwerte. Bei einer Einleitung in den Untergrund ohne geeignete Reinigung ist bei einer Überschreitung des Prüfwertes eine Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu erwarten.

Der sehr stark ausgeprägte Jahregang der Feststoffe bzw. abfiltrierbare Stoffe (AFS) ist unter Einbezug der Kornfraktion > 1 mm noch deutlich größer als in Tabelle 12 aufgeführt, da die AFS-Bestimmung nur die Partikel < 1 mm erfasst hat. Andererseits geben die AFS-Gehalte in Abbildung 11 den Jahregang der schadstoffbeladenen und kolmationswirksamen Feinpartikel (T+U, <0,06 mm) annähernd wieder.

Im Quartal 2/05 kam es zu einem stoßartigen Eintrag von feinputikulären Feststoffen. Dadurch kam es zu einer starken Trübung der Probe, so dass zu vermuten ist, dass ein massiver Eintrag von Oberboden durch landwirtschaftliche Verschmutzung der Fahrbahn maximale Konzentrationen bei AFS, TOC, Phosphor, Eisen, Blei und Kupfer verursachte.

Aufgrund der geringen Glühverluste in den Sedimenten von ca. 8 % (bezogen auf Kornfraktion < 2,0 mm) besteht in Augsburg bisher kein relevanter Vegetationseinfluss auf die Stoffbelastung im Straßenabfluss und somit ist auch kein vegetationsbürtiger Jahregang z.B. der gelösten (DOC) und festen organischen Substanz (TOC) zu erwarten (siehe Abbildung 12, Quartale 1: Winter, 2: Frühling, 3: Sommer, 4: Herbst).

3.5.2 Frachtrückhalt der Schwermetalle Zink, Cadmium, Blei, und Kupfer

Zink ist das im Straßenabfluss mengenmäßig am höchsten vertretene Schwermetall und stammt vor allem aus Brems- und Reifenabrieb. Eine wesentliche Zinkquelle an der Versuchsanlage ist auch eine verzinkte Leitplanke sowie ein verzinkter Drahtzaun, die die Versuchsanlage zur Straße hin abgrenzen.

Bei Untersuchungen an Autobahnabflüssen wurde festgestellt, dass Zink zu ca. 55 % in partikulärer Form vorliegt und sich häufig an feinere Kolloide (bis ca. 0,1 µm) adsorbiert (BOLLER, 2002). Die Zink-Mobilität im Straßenabfluss bzw. die feinstpartikuläre oder gelöste Phase (< 0,45 µm) scheint von der Anwesenheit von komplexbildenden bzw. gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) abhängig zu sein (BIOPLAN, 2007). Der Rückhalt dieser feinstpartikulären Stoffe stellt eine hohe Anforderung an die mechanische Filtration.

Zink kann als Leitparameter zur Beurteilung der Reinigungsleistung herangezogen werden, denn wird Zink aus dem Straßenabfluss entfernt, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Blei wie auch die organischen Summenparameter MKW und PAK entfernt werden (BIOPLAN, 2007).

Zink wird in allen Filteranlagen kontinuierlich sehr gut zurückgehalten. Der Frachtrückhalt liegt in den jeweiligen Betriebsjahren im Jahresmittel zwischen 84% für das Schotterrasenfeld und 94 % für den Sandfilter.

Cadmium ist aufgrund seiner hochtoxischen Wirkung als Parameter in Verkehrsabflüssen interessant. Es tritt oft als Verunreinigung in Zinkprodukten auf. Im Boden gilt Cadmium bereits ab pH-Werten kleiner als 6,5 als hoch mobil. Auch durch hohe Chloridgehalte im Sickerwasser kann Cadmium remobilisiert werden (GOLWER, 1995).

Für Cadmium lag das langfristigen Mittel des Frachtrückhalts bei den Bodenfiltern zwischen 34% (Feld SR 75) und 56% (Feld M 20). Aufgrund der geringen Cadmumeinträge in die Felder wirken sich bereits leicht erhöhte Konzentrationen im Sickerwasser übermäßig auf den rechnerischen Frachtrückhalt aus. Eine Remobilisierung von Cadmium konnte in den beiden letzten Winterquartalen (1/04 und 1/05) festgestellt werden, der wahrscheinlich durch die hohen Chlorideinträge bedingt ist. Trotzdem liegen die Konzentrationen im Sickerwasser noch um ein vielfaches unter dem Prüfwert der BBodSchV.

Der Anteil an Blei in Verkehrsflächenabflüssen hat sich nach der Einführung bleifreien Kraftstoffs wesentlich verringert. Trotz seiner hohen human- und ökotoxikologischen Relevanz wird Blei nicht mehr als Leitparameter für Verkehrsbelastungen verwendet. Blei liegt im Straßenabfluss hauptsächlich an Partikel gebunden vor und kann dadurch durch Filtration sehr gut zurückgehalten werden. Ein biologischer Abbau findet wie bei allen Schwermetallen nicht statt.

Der Frachtrückhalt an Blei ist aufgrund des geringen Eintrags stärkeren Schwankungen unterworfen und liegt im langjährigen Mittel bei 63% für die Mulde mit sandigem Oberboden und 90 % für den Sandfilter.

Kupfer stammt in Verkehrsabflüssen überwiegend aus Bremsabrieb. In Gewässern wirken lösliche Kupferverbindungen auf Bakterien und Algen bereits ab 100 µg/l extrem toxisch. Im Straßenabfluss tritt Kupfer überwiegend partikulär auf und kann durch die Filterwirkung des Bodens aber auch durch Bindung an Tonmineralien im Boden festgelegt werden. Bei pH-Werten unter 5 kann es jedoch auch zu Rücklösungseffekten kommen.

Den besten Frachtrückhalt an Kupfer findet man bei dem zuletzt eingebauten Sandfilter nach A 138 Typ B. Der Rückhalt beträgt hier im Mittel 87%. Der Geotextilsack hat einen mittleren Rückhalt von 71%, bei den übrigen Feldern liegt er zwischen 37% (Feld SR 75) und 68% (Feld G 30 S).

Aufgrund des extrem trockenen Frühjahrs und Sommers des Jahres 2003 (Quartal 02/03 und 03/03) war der Boden sehr ausgetrocknet. Dies und evtl. vorhandene Mäuselöcher führten bei den starken Sommerregenereignissen zu einem Austrag an Boden und damit zu einem Austrag u.a. an Blei, Kupfer, Cadmium und Eisen. Der Frachtrückhalt in den oberbodenlosen Filtern SAND und GEO blieb stabil.

3.5.3 Frachtrückhalt an AFS, Eisen, Chlorid, TOC und Antimon

Unter dem Begriff Abfiltrierbare Stoffe (AFS) wird die Summe der Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe verstanden, die durch Filtration über einen Feinfilter abgetrennt werden können. Untersuchungen haben gezeigt, dass ein Grossteil der im Straßenabfluss vorkommenden Schadstoffe an Partikel gebunden ist. Der Rückhalt an Abfiltrierbaren Stoffen ist daher ein wichtiges Maß zur Beurteilung einer Filteranlage.

Abfiltrierbare Stoffe werden in allen Feldern sehr gut zurückgehalten. Der mittlere Frachtrückhalt für liegt zwischen 89 % und 93%. Es ist bei keinem Filter eine abnehmende Tendenz festzustellen.

Die Eisenkonzentrationen im Straßenabfluss verschiedener Straßen schwanken wenig. Dies dürfte an der konstanten Quelle, der Fahrzeugkorrosion liegen. Eisen kann als straßenbürtiger Marker angesehen werden (BIOPLAN, 2007). So vergleichsweise gering die Schwankungen zwischen den Einzugsgebieten sind, sind diese im Jahresverlauf besonders groß, wie in Abbildung 8 zu sehen ist.

Es ist davon auszugehen, dass Streusalz als Korrosionsagens wirkt. Die Herkunft des Eisens als Korrosionsprodukt bestimmt dessen Kornverteilung. Das frisch korrodierte Eisen besteht zu einem hohen Anteil noch aus groben Partikeln, die in Sandkorngröße (Fraktion S+G) vorliegen. Dieses Eisen ist sehr leicht sedimentierbar (BIOPLAN, 2007).

Daher wurde Eisen auch gut in den Filtern zurückgehalten. Der mittlere Frachtrückhalt lag bei der breitflächigen Versickerung (Feld F 10) bei 59 % und beim Sandfilter (Feld ASANDU) bei 87%.

Aufgrund des winterlichen Streusalzeintrags kommt es in den Winterquartalen zu extrem hohen Chloridgehalten in Straßenabfluss. Chlorid wird unspezifisch und daher relativ locker gebunden (SCHEFFER, 1992) und dadurch auch wieder leicht aus dem Boden ausgespült.

Anhand der negativen Frachtrückhalte in Abbildung 10 lässt sich erkennen, dass bei allen aufgezeigten Feldern in den letzten drei Betriebsjahren ganzjährig Chlorid ausgewaschen wird. Besonders bei Feld G 30 S ist der Austrag verzögert. Auch wenn der Rückhalt in den Winterquartalen überwiegt, kommt es hier doch zu den höchsten Chlorid-Konzentrationen im Sickerwasser.

Der TOC-Wert ist ein Summenparameter, er erfasst den gesamten organischen Kohlenstoff. Das schließt Mineralölkohlenwasserstoffe, aber auch Huminstoffe mit ein. Im Unterschied dazu wird beim DOC-Gehalt nur der gelöste organische Kohlenstoff, d.h. Partikel < 0,45 µm, erfasst. Beide Gehalte im Straßenabfluss sind in Abbildung 12 dargestellt. Der Anteil an gelöstem organischem Kohlenstoff ist relativ konstant und vergleichsweise gering. Da aus den Bodenfiltern natürlicherweise organische Bestandteile ausgetragen werden ist der Frachtrückhalt als Maßstab nicht aussagekräftig. Im Sandfilter (Feld ASANDU) beträgt der mittlere Frachtrückhalt 77 %, beim Geotextilsack (Feld AGEOU) 72 %.

Antimon ist mit Arsen verwandt und um ein vielfaches giftiger als Blei. In den Aerosolen der Stadtluft findet sich heutzutage mehr Antimon als jedes andere Spurenelement (KRACHLER, 2006). Als Quelle für Antimon im Straßenverkehr sind die Bremsbeläge bekannt, denen es als Gleitmittel zugesetzt wird. Neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass Antimon, neben Zink, als neuer Leitparameter für verkehrsbedingte Emissionen in Frage kommt.

Analytisch lässt sich Antimon wesentlich schwieriger bestimmen als Arsen oder Blei, daher ist über sein Verhalten im Boden noch wenig bekannt. Aufgrund der geringen Konzentrationen im Straßenabfluss und im Sickerwasser sind starke Schwankungen im Frachtrückhalt aufgetreten. Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, dass Antimon wesentlich schlechter zurückgehalten werden kann als Blei. Dies lässt vermuten, dass Antimon weniger an Partikel gebunden vorliegt als Blei. Der Frachtrückhalt lag beim Sandfilter zwischen 34% und 61% und bei der breitflächigen Versickerung zwischen -19% (Auswaschungseffekt) und 49%. Bei den über neun Jahre betriebenen Bodenfiltern ist eine Abnahme der Rückhalteleistung festzustellen. Aus Platzgründen ist Antimon in den folgenden Abbildungen nicht dargestellt, die Analysenwerte können jedoch dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

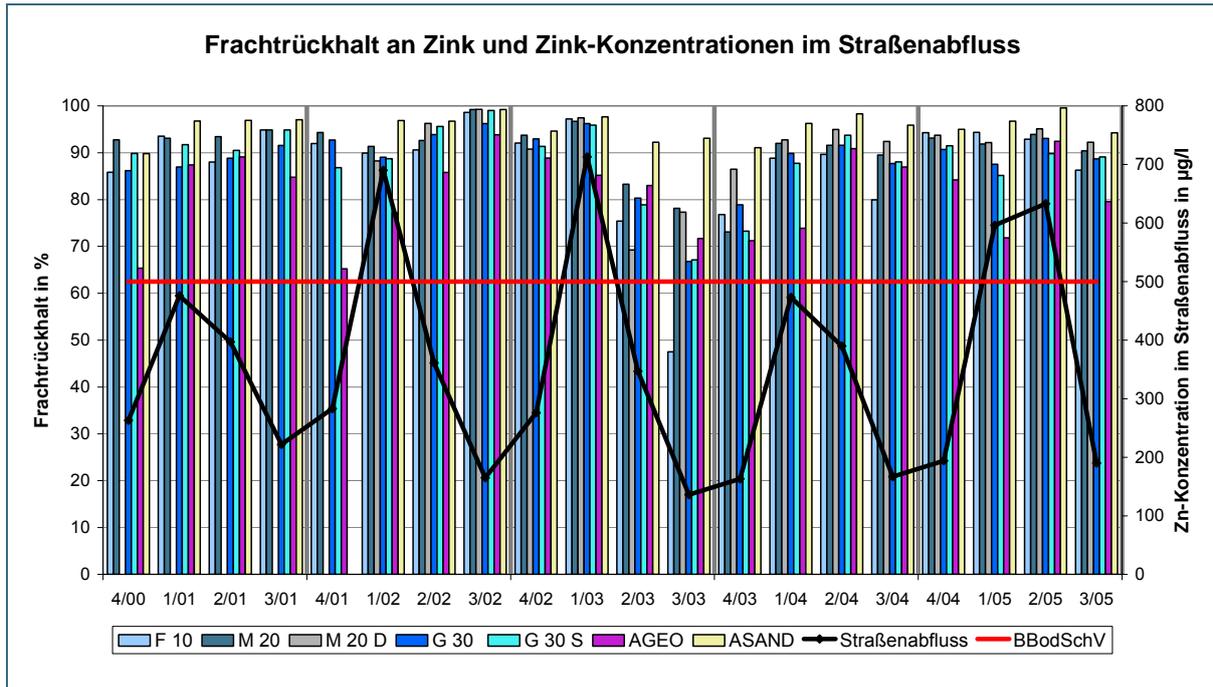


Abb. 5: Verlauf des Frachtrückhalts an Zink bei verschiedenen Feldaufbauten (Säulen) sowie Zink-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses und Prüfwert der BbodSchV (Linien)¹⁾

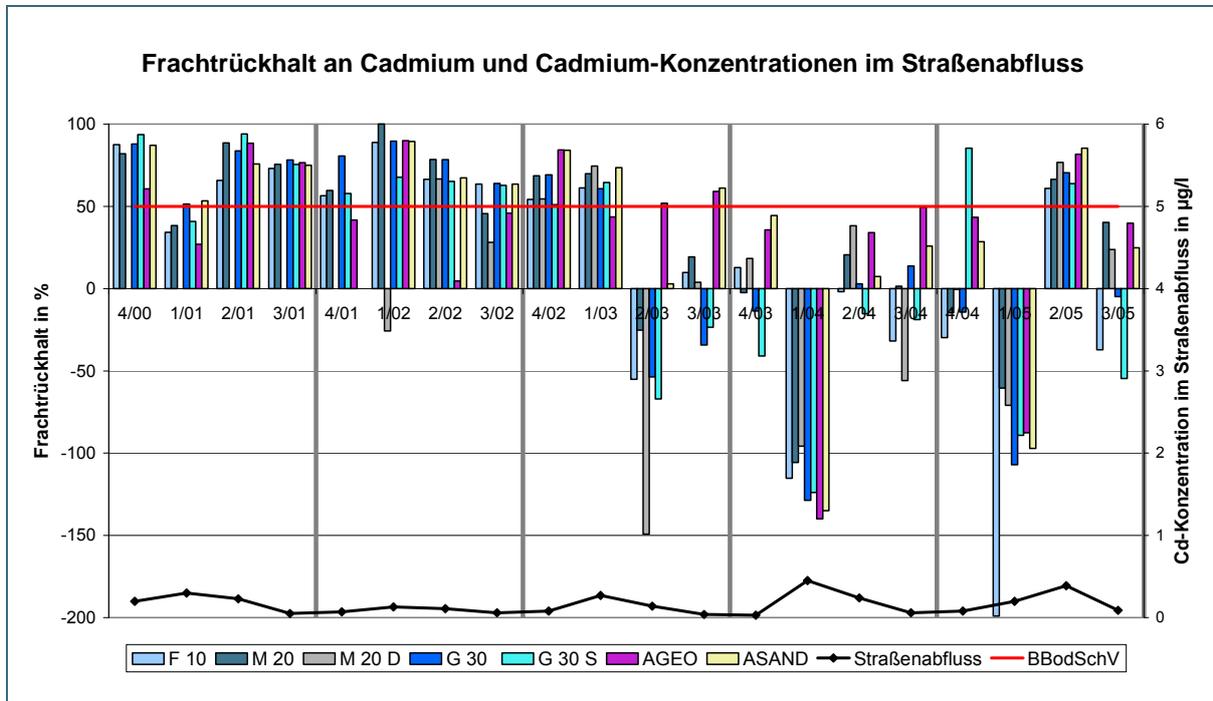


Abb. 6: Verlauf des Frachtrückhalts an Cadmium bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Cadmium-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses und Prüfwert der BbodSchV (Linien)¹⁾

1) Feldaufbau der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4

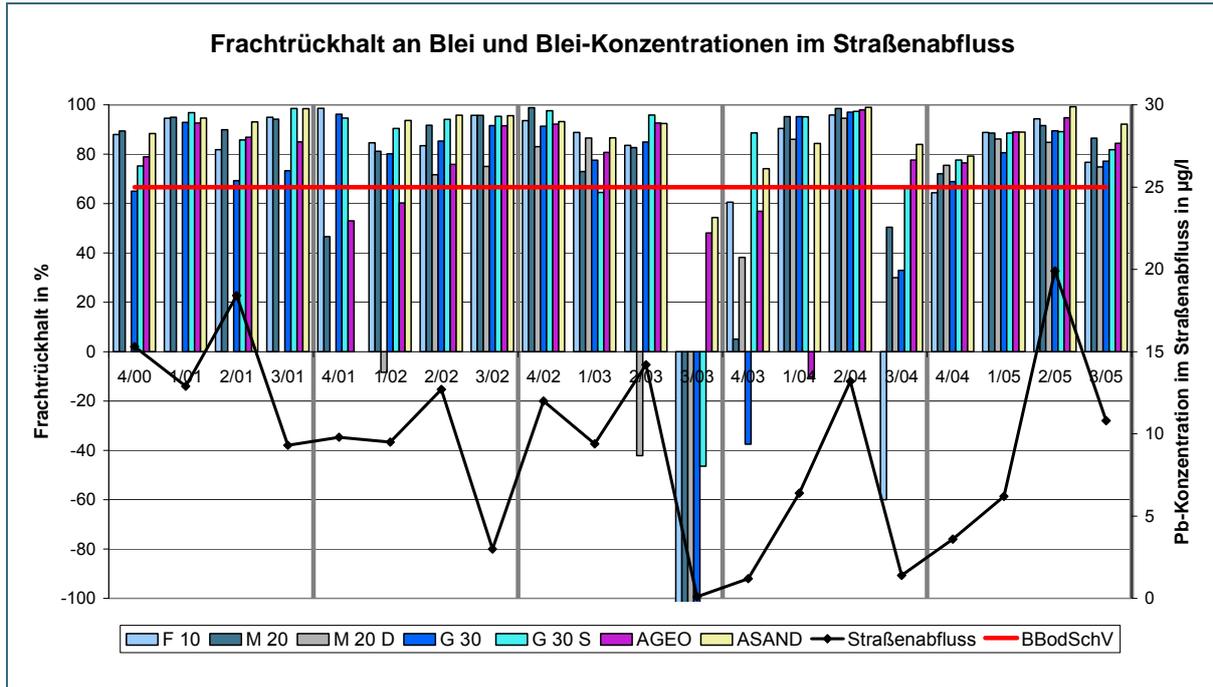


Abb. 7: Verlauf des Frachtrückhalts an Blei bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Blei-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses und Prüfwert der BBodSchV (Linien)¹⁾

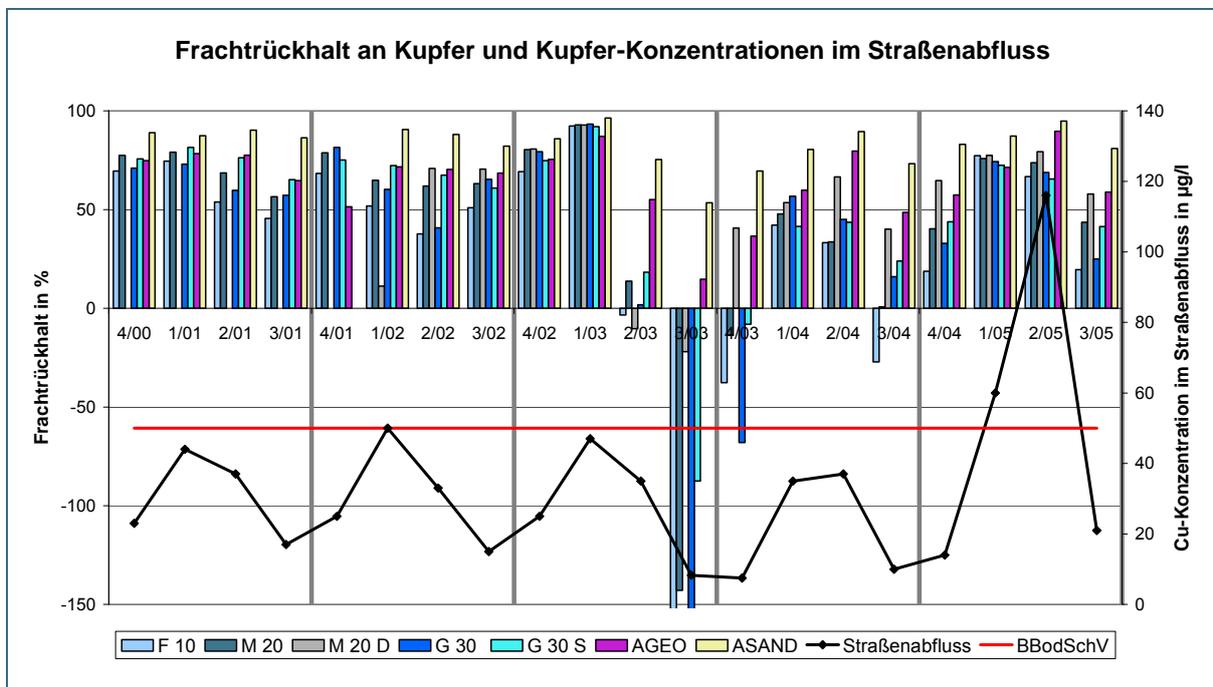


Abb. 8: Verlauf des Frachtrückhalts an Kupfer bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Kupfer-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses und Prüfwert der BBodSchV (Linien)¹⁾

1) Feldaufbau der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4

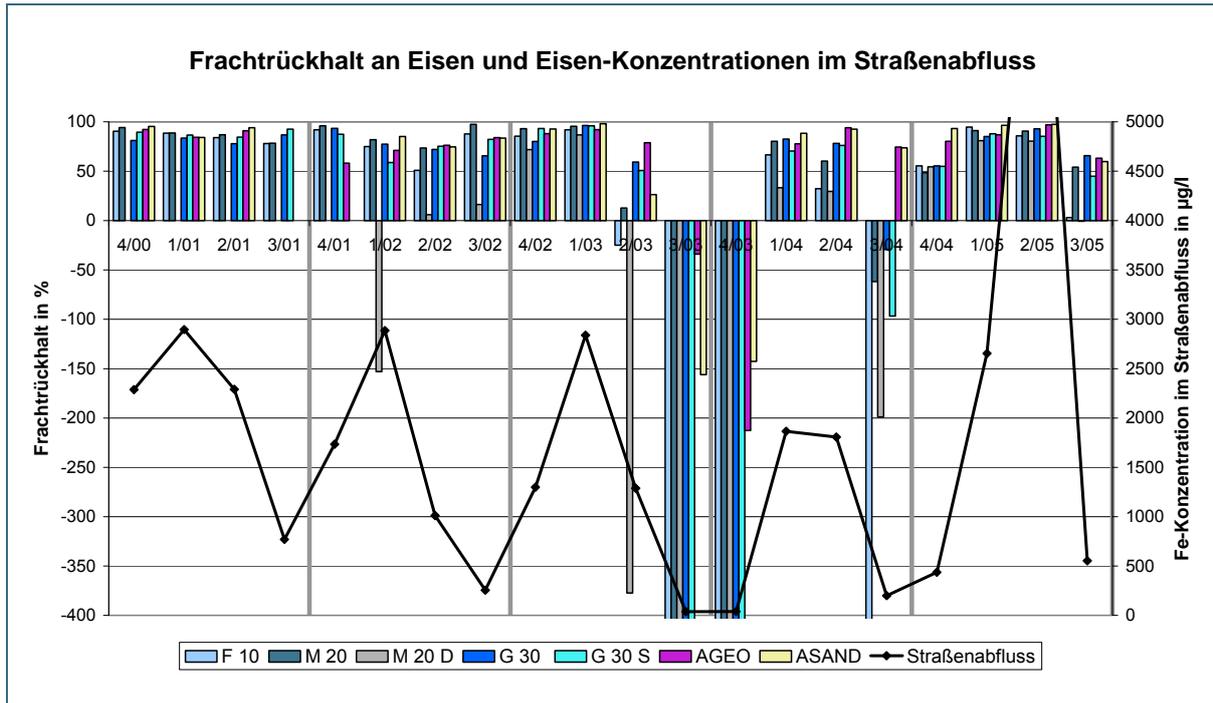


Abb. 9: Verlauf des Frachtrückhalts an Eisen bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Eisenkonzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses (Linie)¹⁾

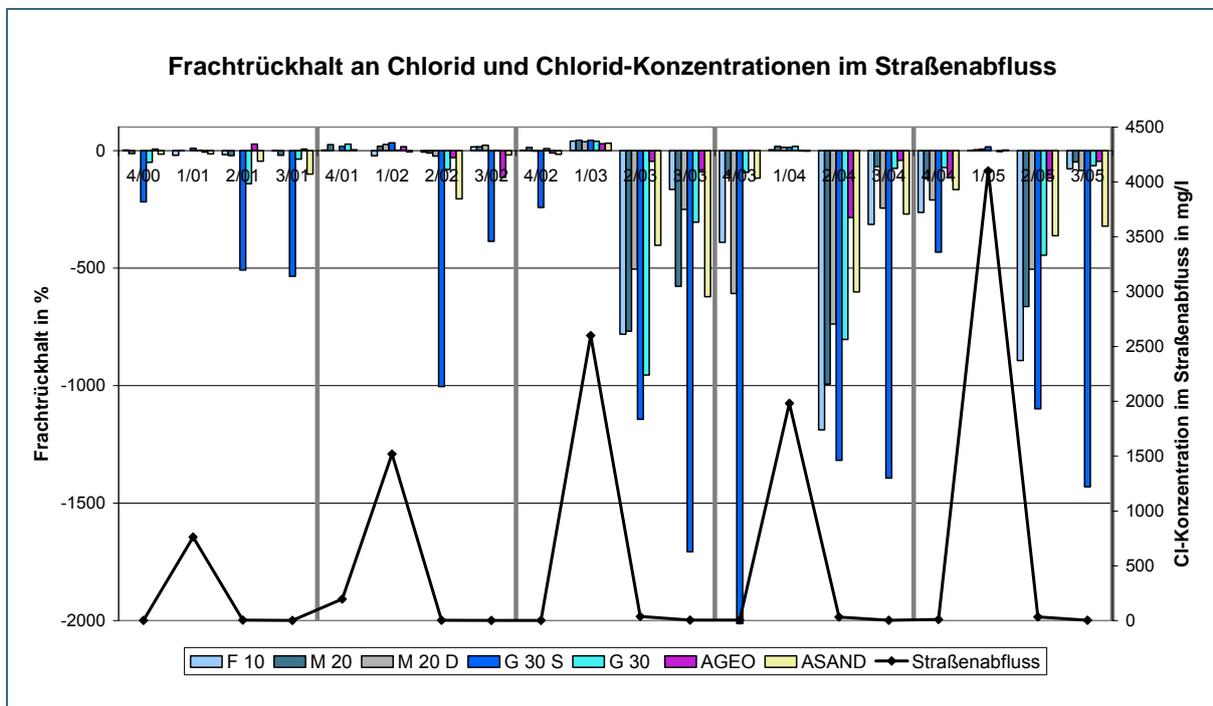


Abb. 10: Verlauf des Frachtrückhalts an Chlorid bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Chlorid-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses (Linie)¹⁾

1) Feldaufbau der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4

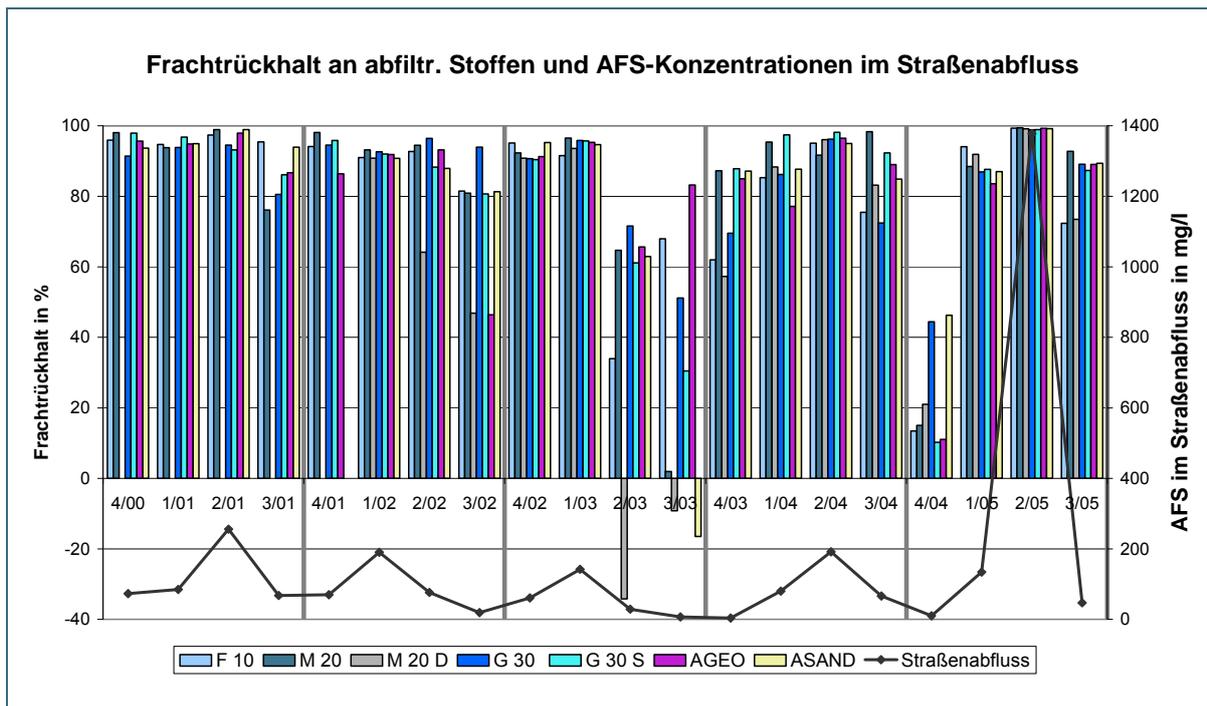


Abb. 11: Verlauf des Frachtrückhalts an abfiltrierbaren Stoffen bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie AFS-Konzentrationen in der Sammelprobe des Straßenabflusses (Linie)¹⁾

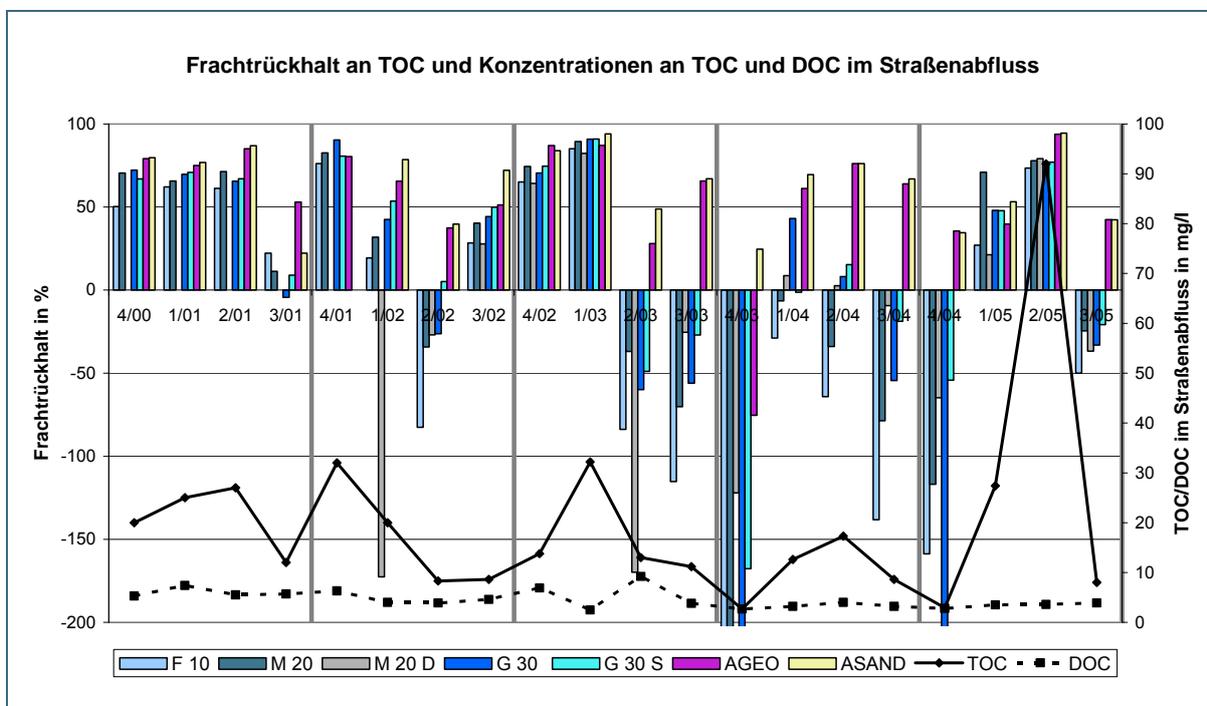


Abb. 12: Verlauf des Frachtrückhalts an gesamtem org. Kohlenstoff bei verschiedenen Feldaufbauten (positive Säulen = Rückhalt, negative Säulen = Austrag) sowie Konzentrationen an TOC und DOC in der Sammelprobe des Straßenabflusses (Linien)¹⁾

1) Feldaufbau der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4

4 Sonderuntersuchungen

4.1 Untersuchung von Stichproben aus Zufluss und Sickerwasser

Die Untersuchung von Sammelproben über ein Quartal lässt Rückschlüsse auf den Stoffeintrag in die Felder und den Frachtrückhalt über einen längeren Zeitraum zu. Welcher Stoffdurchgang bei einem einzelnen Regenereignis zu erwarten ist, konnte mit der verwendeten Probenahmemethodik jedoch nicht ermittelt werden. Um die Konzentrationen im Sickerwasser bei einem einzelnen Regenereignis zu ermitteln wurden deshalb mindestens einmal jährlich Stichproben während eines Regenereignisses aus allen Feldern entnommen. Tabelle 13 gibt für die letzten fünf Betriebsjahre einen Überblick über die Probenahmen und die Regenhöhen vor dem Tag der Probenahme, um mögliche vorausgegangene Abspülungen von der Straße beurteilen zu können.

Tab. 13: Daten der jährlichen Stichprobennahme

Datum	Regenhöhe am Tag vor der Probenahme	Probenahme
17.09.2001	9 mm	alle Felder
20.03.2002	14 mm	alle Felder
21.10.2003	2 mm	alle Felder
05.11.2004	0 mm (1 Tag trocken)	alle Felder
05.07.2005	9 mm	alle Felder

In den entnommenen Stichproben sind neben den Gehalten an Schwermetallen die organischen Bestandteile wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) von großem Interesse, da diese in den Sammelproben über ein Quartal bereits Abbauprozessen unterliegen können.

4.1.1 „First-Flush“-Effekt aufgezeigt am PAK-Gehalt im Ablaufwasser der Straße

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) werden bei Verbrennungsvorgängen zunächst gasförmig an die Luft abgegeben, dann aber zum größten Teil an Schwebstaub gebunden und mit diesem verbreitet. Durch den Niederschlag werden die Partikel in den Straßenablauf gespült. Sie weisen lipophile bzw. hydrophobe Eigenschaften auf und adsorbieren leicht an Bodenpartikel. Die Mobilität nimmt mit steigender Ringzahl ab. PAK können in das Grundwasser gelangen, wenn sie – adsorbiert an Kolloiden – mit dem Sickerwasser verfrachtet werden oder wenn Tenside bzw. Lösungsvermittler im Boden vorliegen.

In Abhängigkeit der vorangegangenen Trockenperiode, der Niederschlagsintensität und Dauer variiert der Schadstoffgehalt im Straßenabfluss. Auf den rauen Oberflächen von Asphalt und Beton sowie in Spalten und Fugen sammeln sich Partikel an, die durch den ersten Spülstoß ganz oder teilweise in den Straßenabfluss gelangen. An Partikel gebundene Schadstoffe wie Blei oder PAK unterliegen daher einem deutlichen „First-Flush“-Effekt.

Dieser Effekt kann nur durch Auswertung der ersten Liter des von der Straße abfließenden Wassers ermittelt werden. Um dies in der Augsburgener Anlage zu ermöglichen wurde am 26.11.2002, 08.08.05 und 02.09.05 eine Spezialapparatur eingesetzt, die nur den ersten Liter des in der Sickerwassersammelstation ankommenden Abflusses entnimmt. Das Straßenwasser hat dabei bereits die Auffangrinne und einen Grobfilter passiert.

Tab. 14: Daten der Spülstoßmessungen

Datum	Regenhöhe am Tag vor der Probenahme	Probenahme
26.11.2002	0 mm (3 Tage trocken)	Straßenabfluss in der Sammelstation (first-flush)
21.10.2003	2 mm	direkter Straßenabfluss
08.08.2005	1,3 mm	Straßenabfluss in der Sammelstation (first-flush)
02.09.2005	0 mm (6 Tage trocken)	Straßenabfluss in der Sammelstation (first-flush)

In allen Proben wurden die 15 Einzelstoffe nach der US-amerikanischen EPA-Liste sowie Naphthalin und Methylnaphthalin ermittelt. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Untersuchung der über das gesamte Regenereignis gesammelten Stichproben der letzten drei Betriebsjahre und den ersten Liter des Straßenabflusses zeigt den deutlichen „first-flush“-Effekt bei PAK (Abbildung 13).

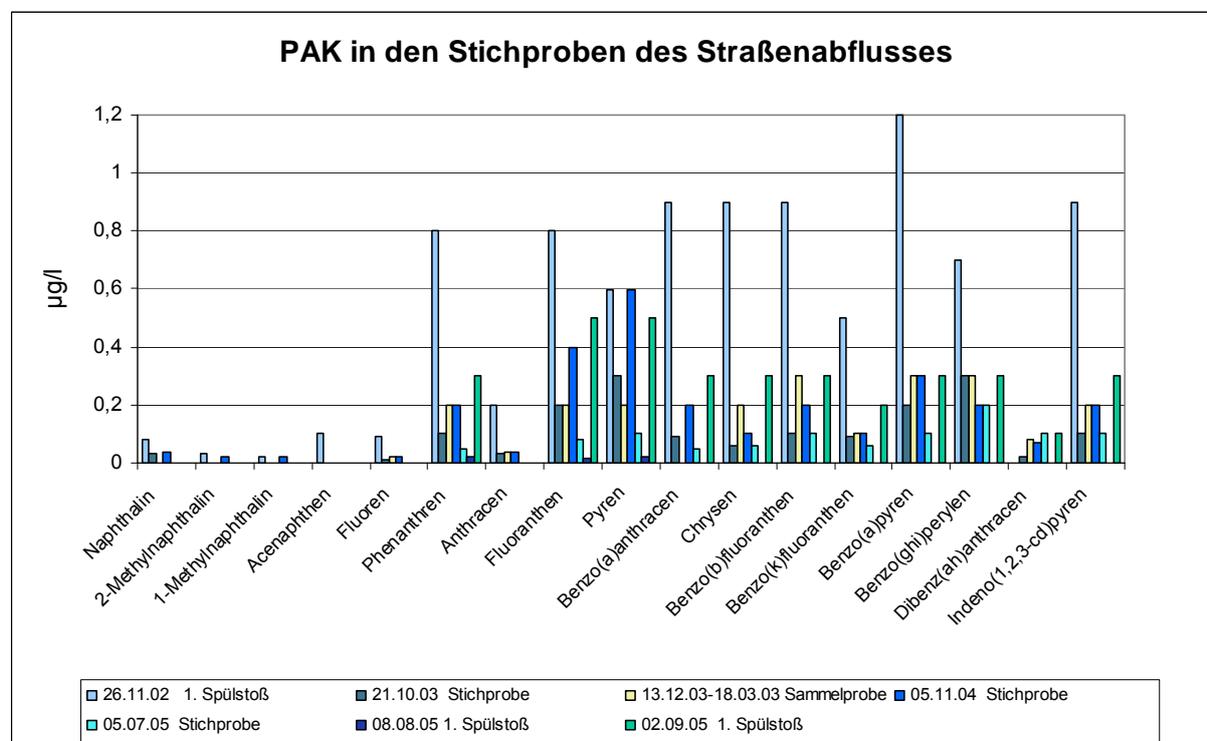


Abb. 13: Konzentrationen an PAK in verschiedenen Proben des Straßenabflusses

Die mäßig abbaubaren Verbindungen Naphthalin, 1- und 2-Methylnaphthalin und Acenaphthen sind im 1. Spülstoß vorhanden, in der Stichprobe vom 21.10.03 und 05.11.04 kann Naphthalin noch nachgewiesen werden, in der Sammelprobe ist hingegen keiner dieser Stoffe mehr nachweisbar. Bei Phenanthren und den Verbindungen mit 4 bis 5 Benzolringen (z.B. Chrysen, Benz(b)fluoranthren) kann hingegen eine Anreicherung in der Sammelprobe gegenüber der Stichprobe festgestellt werden. Diese Verbindungen sind stark an organische Substanzen gebunden, biologisch schwer abbaubar und für Mensch und Umwelt schädlich.

Im 1. Spülstoß wurden am 08.08.05 ungewöhnlich niedrige Mengen an PAK festgestellt. Dies kann zum einen mit der sommerlichen Jahreszeit und zum anderen mit vorausgegangenen Regentagen begründet werden.

In der Probe vom 26.11.05 ist der Gehalt an PAK-Gesamt mit 8,72 µg/l wesentlich höher als in den anderen Proben. Bei Untersuchungen an einer Schweizer Autobahn ergaben sich frachtgemittelte Konzentrationen an PAK von 1 – 5 µg/l. In first-flush-Messungen wurden kurzfristig bis zu 30 µg/l und mehr gemessen (BOLLER, 2002).

Die PAK-Gehalte im Straßenwasser der Sammel- und Stichproben können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

4.1.2 Absetzwirkung des Leichtstoffabscheiders und der Betonsammelrinne

Am 20. März 02 und am 21. Oktober 03 wurden neben der routinemäßigen Stichprobe auch Proben von Zu- und Ablauf des Leichtstoffabscheiders in Feld ASAND genommen. Mit einem Auffanggefäß wurde hier direkt das ablaufende Straßenwasser entnommen, wohingegen bei der herkömmlichen Stichprobe das Straßenwasser im Keller der Sickerwassersammelstation aufgefangen wird. Das Wasser hat dann bereits einen Grob- und einen feinmaschigen (1 mm) Edelstahlfilter passiert. Im Labor wurden die in Abbildung 14 und 15 dargestellten Schwermetallgehalte gemessen.

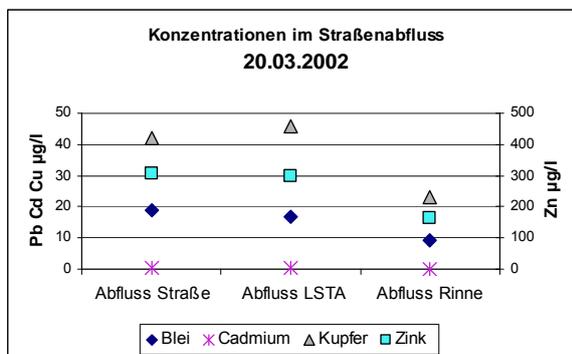


Abb. 14: Absetzwirkung am 20.03.02

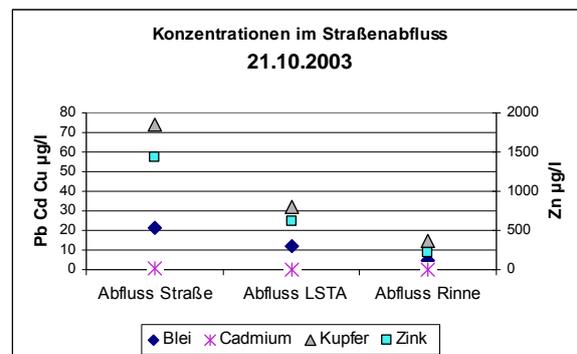


Abb. 15: Absetzwirkung am 21.10.03

Bemerkenswert ist die hohe Konzentration an Zink im Abfluss der Straße am 21.10.03 von 1435 µg/l im Vergleich zu 308 µg/l am 20.03.02.

Offensichtlich bewirkt der Leichtstoffabscheider im Modellmaßstab keine kontinuierliche Rückhaltung von Schwermetallen. Je nach Durchströmungsgeschwindigkeit werden mehr oder weniger Teilchen verschiedener Größe abgesetzt. Der Rückhalt an Blei beträgt am 20.03.02 nur 10 % am 21.10.03 jedoch 43 %.

In der Betonrinne des Straßenablaufs können sich bereits während eines Regenereignisses Partikel absetzen. Am 20.03.02 reduzierte sich der Anteil an Blei, Kupfer und Zink zwischen Ablauf Straße und Ablauf der Rinne um rund 50 %, am 21.10.03 konnte sogar eine Reduzierung der untersuchten Schwermetalle von rund 80 % festgestellt werden. Durch regelmäßige Reinigung der Ablaufrinne wird so ein Teil der Schadstoffe im Straßenkehricht zurückgehalten.

In den Auswertungen zur Reinigungsleistung der Filtersysteme werden die unmittelbar auftretenden Konzentrationen im Straßenabfluss nicht berücksichtigt. Bei der Berechnung des Stoffeintrags in die Felder wird von den gemessenen Konzentrationen nach Passage der Betonrinne ausgegangen, so wie sie in den Sammelflaschen des Straßenabflusses vorliegen. Der tatsächliche Stoffrückhalt in den Filtersystemen ist daher höher als der berechnete Wert.

4.2 Biologische Testverfahren

Chemische Analysen liefern Gehalte an Schadstoffen in Umweltmedien, aber in vielen Fällen sagt der Gehalt nicht viel über die tatsächliche wirksame Menge aus, denn viele Stoffe sind je nach Umständen für Organismen unterschiedlich verfügbar. Man kann die Verfügbarkeit zwar über chemische Methoden charakterisieren, viel aussagekräftiger sind jedoch oft Biotests, weil in ihnen die tatsächliche Toxizität des Schadstoffs in der realen Probe untersucht wird. Ein weiterer Aspekt ist, dass in Biotesten auch Synergismen erkannt werden können, die beim heutigen Wissensstand im Regelfall für Stoffkombinationen nicht bekannt sind und somit nicht in eine Bewertung, die ausschließlich auf einer chemischen Analyse beruht, einfließen können (HAMBURG, 1993).

4.2.1 Leuchtbakterien- und Daphnientest

Am Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft wurden mit den Sammelproben des Sicker- und Straßenwassers des Zeitraumes 22.07. - 04.10.1999 (entspricht Quartal 3/99), sowie einer Stichprobe vom 10.11.1999, für alle Felder toxikologische Untersuchungen mit Leuchtbakterien und Daphnien durchgeführt. Die Analysenergebnisse für das Quartal 3/99 und die Stichprobe können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

Im Leuchtbakterientest wird als Testorganismus das marine Photobacterium phosphoreum eingesetzt, das einen Teil seiner in Stoffwechselreaktionen gewonnenen Energie in Form von Licht abgibt. Hemmen Stoffe oder Milieubedingungen die Stoffwechselreaktionen der Leuchtbakterien, so führt dies zu einem verminderten Leuchten. Die Leuchtintensität wird als Testkriterium in einem Luminometer gemessen und im Vergleich zu Kontrollansätzen gemäß DIN ausgewertet.

Die Testdurchführung des Daphnientests erfolgt nach DIN 38 412 Teil 30. Der Kleinkrebs Daphnia magna ist Vertreter des Zooplanktons und ernährt sich als Filtrierer von partikulären organischen Stoffen im Wasser. Als Maß für die summarische Wirkung von Wasserinhaltsstoffen dient die Angabe derjenigen Verdünnungsstufe, in der nach 24-stündiger Testzeit keine Daphnien schwimmunfähig geworden sind.

Weder für die unverdünnten Proben des Straßenabflusses, noch für die unverdünnten Sickerwasserproben konnte eine toxikologische Wirkung auf Leuchtbakterien und Daphnien festgestellt werden.

4.2.2 Phyto- und Gentoxizität

Für die gesammelten Proben des Straßen- und Sickerwassers von allen Feldern des Zeitraumes 22.07. - 04.10.1999 wurde durch ausgewählte biologische Testverfahren eine öko-toxikologische Bewertung der Phyto- und Gentoxizität (Stoffwechsel- und Erbgutschädigung) vorgenommen. Die Untersuchungen wurden durch Ökotox, Institut für biologische Testverfahren in Stuttgart, durchgeführt. Folgendes wurde dem Untersuchungsbericht entnommen:

Zum Nachweis physiologischer Wirkungen kamen der Lemna-Test (Wasserlinsen) in Anlehnung an die OECD-Richtlinie mit Lemna minor und einer sensitiveren Lemna-Art (Spirodela polyrhiza) zum Einsatz. Die hierbei erfassten Wirkungskriterien waren die Wachstumsparameter Frondzahl und Frondfläche in Abhängigkeit der Expositionszeit.

Zum Nachweis gentoxischer Wirkungen wurde der umu- und der Tradescantia-Kleinkern-Test eingesetzt. Der bakterielle umu-Test wurde nach DIN-Vorschrift durchgeführt, ausgewertet wurden hierbei die Wachstumsrate der Bakterien, sowie die Induktionsrate der β -Galaktosidase. Das Wirkungskriterium im Tradescantia-Kleinkern-Test war die Anzahl von Kleinkernen im Tetradenstadium.

Die Testdurchführung erfolgte in allen Testverfahren ohne eine Modifikation des Proben-pH-Wertes, lediglich im umu-Test war eine Einstellung auf einen pH-Wert von 7,0 (\pm 0,2) erforderlich.

Als Ergebnis der Untersuchungen kann zusammenfassend festgestellt werden, dass in keinem der durchgeführten Testverfahren eine signifikante Schädigung der untersuchten Proben ermittelt werden konnte. Dieses Ergebnis bezieht sich jedoch nur auf die untersuchten Sammelproben. Aufgrund des relativ langen Sammelzeitraumes können mögliche Spitzenbelastungen nicht erfasst werden. Eine Probenveränderung während der Standzeit der Sammelgefäße ist möglich, dies gilt vor allem für die organischen Belastungen, die nachgewiesenermaßen über eine hohe Sorptions- und Umwandlungsfähigkeit verfügen.

4.3 Tropfbildmethode

Das Institut für Strömungswissenschaften in Herrschried wurde beauftragt, den Straßenabfluss sowie das Sickerwasser aus Feld G 30 S (Graben mit Schilf) und Feld AGEO (Geotextilfiltersack in einem Sickerschacht) mit Hilfe der Tropfbildmethode (WILKENS, 2000) zu untersuchen. Verwendet wurden die Sammelproben aus dem Zeitraum 07.04. - 16.06.99 (Quartal 2/99). Die zugehörigen chemischen Analysenwerte können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

Bei der Tropfbildmethode wird die Wasserprobe unter standardisierten Bedingungen zur Bewegung angeregt, und die entstehenden Strömungsmuster werden sichtbar gemacht und dokumentiert. Dabei kommt bildhaft zum Ausdruck, inwieweit die biologisch wichtige Beweglichkeit eines Wassers intakt oder beeinträchtigt ist. Es handelt sich nicht um ein analytisches Testverfahren, sondern um ein diagnostisches Hilfsmittel zur Ergänzung der Analytik, das das komplexe Zusammenspiel der Faktoren und Komponenten im Systemzusammenhang bildhaft zeigt. Bewertungsmaßstab ist das Strömungsverhalten natürlich reiner Grundwässer, die das Leitbild guten Trinkwassers nach DIN 2000 bilden. Sie zeigen durch ein Maximum an Intensität und Vielfalt der Gestaltbildungen ein Optimum der Beweglichkeit (Abb.16).

Folgende Ergebnisse wurden dem Untersuchungsbericht entnommen:

Die Versuche weisen bei der Probe G 30 S (Abb. 17) einen annähernd vielgestaltigen Entwicklungstyp, bei der Probe AGEO (Abb. 18) den einfachblättrigen Entwicklungstyp und bei der Probe des Straßenabflusses (Abb. 19) den innenverstrahlten Entwicklungstyp auf.

Die Probe G 30 S kommt hinsichtlich ihres annähernd vielgestaltigen Strömungsverhaltens einem reinen Grundwasser relativ am nächsten, erreicht aber, wie ihre Bildkerne und Dendriten zeigen, dessen Eigenschaften noch nicht ganz.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die drei Wasserproben in ihrem Strömungsverhalten mit der Tropfbildmethode deutlich unterscheidbar sind. Die Strömungen deuten in der Reihenfolge der Proben aus Feld G 30 S, Feld AGEO und Straßenabfluss auf eine Rangfolge zunehmender Belastung hin.

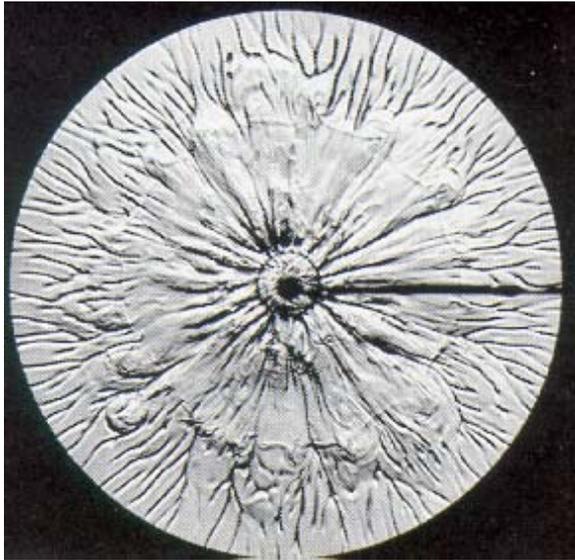


Abb. 16: Beispiel für Tropfbild reinen Quellwassers (37. Tropfen) (WILKENS, 2000)

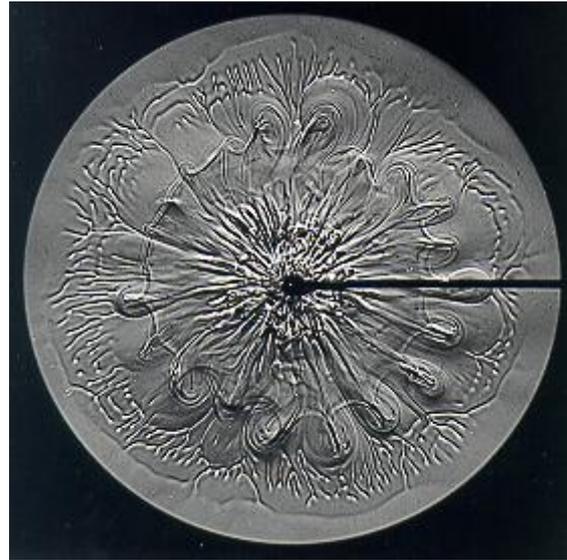


Abb. 17: Tropfbild der Probe von Feld G 30 S (37. Tropfen)

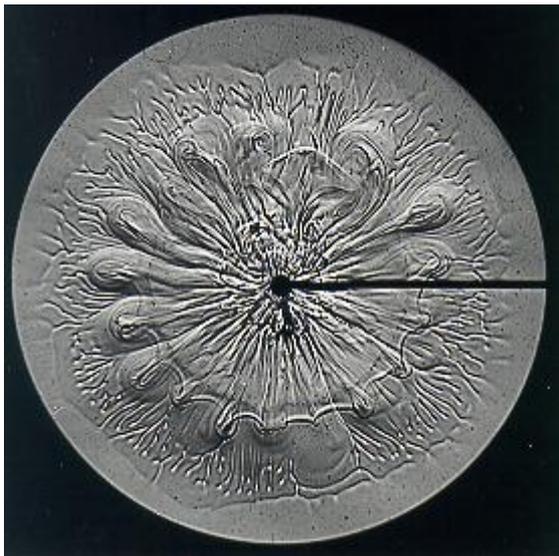


Abb. 18: Tropfbild der Proben von Feld AGEO (37. Tropfen)

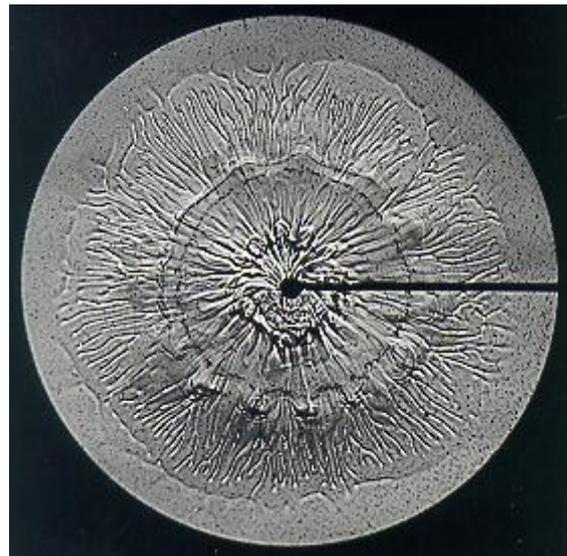


Abb. 19: Tropfbild des Straßenabflusses (37. Tropfen)

5 Bodenuntersuchungen

Die langjährige Beobachtung der Schadstoffanreicherung im Boden ermöglicht Aussagen über das Bodenbelastungspotenzial. Daher wurden in regelmäßigen Abständen Bodenproben entnommen und analysiert. Ergänzend dazu wurde eine bodenkundliche Untersuchung in Auftrag gegeben, deren Ziel es war unterschiedliche stoffliche Rückhalteleistungen in den Bodenfiltern festzustellen und daraus zulässige Betriebszeiten für diese Anlagen festzulegen. Zudem sollte untersucht werden, ob und in welchem Umfang die an der Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse verallgemeinert werden können. Die wesentlichen Erkenntnisse dieses zusätzlichen Vorhabens wurden in den Abschlussbericht eingearbeitet. Der bodenkundliche Untersuchungsbericht steht zusätzlich als Ergänzung zum Abschlussbericht auf der Internetseite des Bayer. Landesamtes für Umwelt zur Verfügung.

5.1 Kennwerte der eingebauten Böden

Zum Aufbau der verschiedenen Bodenfilter wurde 1996 bewusst örtlich vorhandenes Material verwendet, weil dies dem praktischen Vorgehen beim Bau von Filteranlagen entspricht. Der Kies stammt aus einer Augsburgener Kiesgrube, der verwendete Oberboden von einem brach liegenden Feld unmittelbar neben der Versickerungsanlage. Die Sieblinien der verwendeten Böden sind in der Anlage, Abbildung 29 dargestellt.

Für den Vergleich der breitflächigen Versickerung mit den alternativen Versickerungsmethoden wurde der Oberboden vor Einbau in die Mulden und Gräben so mit Sand gemischt, dass ein konstanter Humus- und Schluff/Tongehalt in den unterschiedlich mächtigen Oberbodenschichten vorliegt. Der pH-Wert der Oberböden lag zwischen 7,5 und 7,8.

Um einen Vergleich der bisher eingebauten Böden mit einem Boden mit schlechten Voraussetzungen zum Schadstoffrückhalt zu ermöglichen, wurde im Oktober 2001 eine Mulde mit einer 20 cm mächtigen Oberbodenschicht aus schwach podsoliger Braunerde eingebaut (Feld M 20 D). Der Boden stammt von einem Grünstreifen am Rande eines Fischteichs in der Nähe von Düllstadt in Unterfranken. Das Substrat ist (fast) rein sandig mit sehr schwach krümeligem Gefüge, i. d. R. jedoch mit Einzelkorngefüge. Der Humusgehalt mit 1 – 3 % ist als gering einzustufen. Der pH-Wert des Bodens von 7,3 wurde als schwach basisch bestimmt, der Kalkgehalt liegt mit 0,9 – 1,8 % TM sehr niedrig. Die Kornverteilung des schluffigen Sandes (Bodengruppe SU) kann der Anlage, Abbildung 30 entnommen werden.

Tab. 15: Korngrößenverteilung der 7 Lysimetervarianten im Ausgangszustand

Varianten	Boden	T	U	fS	mS	gS	fG ¹⁾
Kurzzeichen siehe Tab. 2, 3 u. 4	Korngrößen in mm	> 0,002	0,002-0,063	0,063-0,2	0,2-0,63	0,63-2	2-63
		in Massen-%					
F 10	OB	4	49	24	10	5	8
M 20, G 30 S, G 30	50 % OB	3	24	20	33	2	18
M 20 D	Düllstadt	0	10	3	48	36	3
ASANDU	Sand 0/4	0	1	7	33	29	30
SR 75	25 % OB	1	12	6	2	1	78
Unterboden	Kies	0,5	8,5	3,0	6,0	3,0	82

1) >2,0 mm, insbesondere bei SR 75 auch mG und gG
OB örtlicher Oberboden

Für den in Feld ASANDU eingebauten Sandfilter mit 50 cm Mächtigkeit wurde gewaschener Sand 0/4 eines Augsburgs Kieswerkes verwendet. Der Sand hat Laboruntersuchungen zu Folge einen Kalkgehalt (Carbonat) von 25,8 – 40,4 % TM und einen pH-Wert von 8,0 – 8,2. Der Anteil an organischer Substanz (Humusgehalt) liegt unter 0,2 %. Die Sieblinie des kiesigen Sandes (Bodengruppe SI) ist in der Anlage, Abbildung 31 aufgetragen.

Der Boden aus Düllstadt ist im Gegensatz zu dem 1996 verwendeten Oberboden nicht mit Blei oder Kupfer vorbelastet. Der neu eingebaute Sand 0/4 ist im Gegensatz zu dem vorher verwendeten Sand nicht mit Chrom vorbelastet. Die Hintergrundbelastung an Schwermetallen ist für beide verwendete Böden sehr gering. Die Schwermetallgehalte für den Boden aus Düllstadt und den Sand 0/4 zu Betriebsbeginn und nach einem Betriebsjahr können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

Die Korngrößenverteilung bei den Lysimetervarianten deckt eine sehr große Spannweite von sehr fein (Oberboden: T+U = 53 %) bis sehr grob (SR 75: Kiesfraktion = 78 %) ab.

Die primärkornbedingte sehr geringe hydraulische Leitfähigkeit des feinkornreichen Oberbodens (53 % T+U) wird durch die Besonderheiten des Lechauebodens (Humus = 11,6 %, Carbonat = 28,0%) über die Sekundärstrukturierung stark erhöht. Ohne die hohen Humus- und Carbonatgehalte würde der hohe bindige Kornanteil k_f -Werte verursachen, die unter der kritischen Grenze von $0,5 \cdot 10^{-5}$ m/s liegen. Die hydraulische Leitfähigkeit wäre für eine Filtration zu gering; im Laufe der Betriebszeit würde es zur Filterkolmation kommen.

Der sehr hohe Kiesanteil der Variante SR 75 (78 %) wie auch des kiesigen Unterbodens (82 %) verursacht im Gegensatz zum Oberboden eine sehr hohe primärkornbedingte hydraulische Leitfähigkeit, die bei freiem Dränablauf sehr geringe Aufenthaltszeiten des Sickerwassers erwarten lassen. Zwischen den genannten Extremen liegen die 3 Varianten M 20, G 30 S, G 30, bei denen der Oberboden mit 50 % Sand, vermutlich der Körnung 0/4, gemischt wurde, und die beiden Sandvarianten M 20 D und ASANDU (BIOPLAN, 2007).

Vor dem Einbau der Böden wurden Bodenuntersuchungen durchgeführt. Die Ermittlung der Durchlässigkeitsbeiwerte für die seit Oktober 1996 betriebenen Felder ergab für den ungestörten Oberboden einschließlich Grasbewuchs einen k_f -Wert von $5 \cdot 10^{-4}$ m/s und den darunter liegenden Kies einen k_f -Wert von $1,6 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Die in Tabelle 16 angeführten Analysen beziehen sich auf den sogenannten Feinboden (Kornfraktion < 2,0 mm). Die tatsächlichen Gehalte bezogen auf den Gesamtboden sind somit insbesondere bei SR 75 mit einem Feinbodenanteil von 22 % deutlich geringer.

Tab. 16: Chemische Kenngrößen der 7 Lysimetervarianten im Ausgangszustand

Varianten (siehe Tab. 2, 3 u. 4)	Boden	Humus in %	KAK ²⁾ in mmol/100 g	Fe in %	CaCO ₃ in %
F 10	OB	11,6	30,4	1,60	28,0
M 20, G 30 S, G 30	50 % OB	5,8	15,2	1,19	28,0
M 20 D	Düllstadt	1)	1)	0,37	1,1
ASANDU	Sand 0/4	0,2	< 1	0,29	37,8
SR 75	25 % OB	9,4	32,0	1,60	28,0
Unterboden	Kies	0,2	< 1	0,51	50,7

1) Es liegen keine Analysen zum Ausgangszustand vor

2) Kationenaustauschkapazität

Bis auf die Varianten M 20 D und ASANDU sind die restlichen Varianten durch den Chemismus des örtlichen Oberbodens geprägt. Dies zeigt sich vor allem am hohen Humusgehalt und der hohen Kationenaustauschkapazität (KAK).

Die Carbonatgehalte sind mit Ausnahme des ortsfremden Bodens aus Düllstadt mit 28 - 50 % extrem hoch; sie sind eine Folge der natürlicherweise hohen Carbonatgehalte der Lechau (BIOPLAN, 2007).

Im Merkblatt DWA-M 153 (DWA, 2007) werden für Bodenpassagen folgende Eigenschaften gefordert

- pH-Wert 6 – 8
- Humusgehalt 1 – 3 % und
- Tongehalt unter 10 %.

Die verwendeten Oberböden haben einen für den Schwermetallrückhalt günstigen pH-Wert und besitzen alle einen relativ hohen Humusgehalt. Der Tongehalt des "unverdünnten" Oberbodens bei der breitflächigen Versickerung übersteigt die Anforderungen des Merkblattes M 153 von 2007. Er ist bei allen verwendeten Oberböden höher, als für Versickerungsanlagen empfehlenswert ist. Insgesamt kann bei den verwendeten Oberböden aber von Böden mit sehr guten Voraussetzungen für die Reinigung von Straßenwasser gesprochen werden.

5.2 Schwermetallanreicherung im Bodenprofil

Alle eingebauten Böden wurden regelmäßig auf den Gehalt an Schwermetallen (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn), Antimon, Vanadium, PAK, MKW, pH-Wert und verschiedene Bodenkennwerte hin untersucht. Die in den Bodenuntersuchungen 1996, 2000, 2002 und 2005 gemessenen Werte können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

In Abbildung 20 wird die Anreicherung in den oberen Bodenschichten exemplarisch für Zink dargestellt, da Zink von allen Schwermetallen quantitativ am meisten in die Felder eingetragen wird, die Anreicherung deutlich zu erkennen ist und Zink als Leitparameter zur Beurteilung der Reinigungsleistung von Filteranlagen herangezogen werden kann. Durch die Beprobung mit einem Stechzylinder wurde auch auf dem Oberboden abgelagertes Sediment beprobt. Die Art der Beprobung wurde bewusst beibehalten um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Zu Betriebsbeginn im Jahr 1996 enthielt der verwendete Oberboden (F 10) 76 mg/kg TS Zink und war somit kaum mit Zink vorbelastet.

Im Feld F 10 (breitflächige Versickerung) wird in 0,15 m Abstand zum straßenseitigen Feldrand am meisten Zink in den oberen 10 cm angereichert. Die Zunahme im Vergleich zur letzten Untersuchung im Jahr 2003 beträgt 31%. Mit zunehmenden Abstand zur Straße (Mitte: 1,90 m, hinten: 3,50 m) kann keine Anreicherung von Zink festgestellt werden.

Die Proben aus den Mulden- und Grabenversickerungen wurden immer im Tiefpunkt entnommen. Bei den Mulden mit 20 cm Oberboden und bei Graben ist eine deutliche Zunahme der Zinkkonzentrationen in den obersten 10 cm zu sehen. Beim Graben mit Schilf ist diese Zunahme erst in der Schicht 10-20 cm zu erkennen. Ursache hierfür ist möglicherweise die aufgetretene Bioturbation, das Durchwühlen und Durchmischen von Böden oder Sedimenten durch kleine Lebewesen.

Der Eintrag an Zink in den Sandfilter ist rund ein Drittel geringer als in die Mulde (M 20 D) wohl aufgrund der vorgeschalteten Absetzeinrichtung. Eine Anreicherung kann im Sandfilter nur in den oberen 10 cm festgestellt werden.

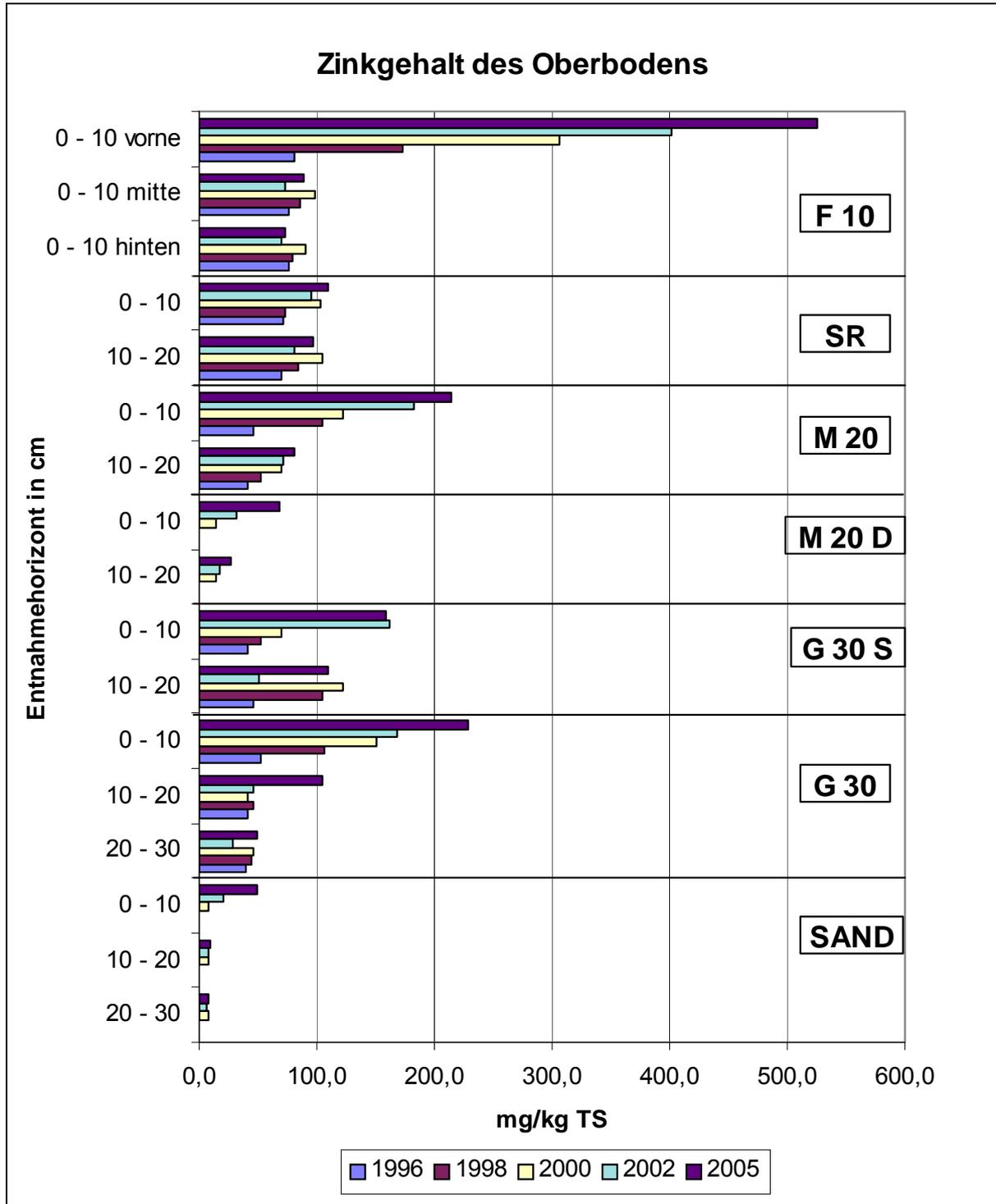


Abb. 20: Anreicherung von Zink in den oberen Bodenschichten verschiedener Filteranlagen

5.3 Untersuchungen zur Stoffanreicherung

5.3.1 Untersuchungsumfang

Vom 11.-16.11.2005 wurde der Hauptteil der Vor-Ort-Untersuchungen vorgenommen. Ergänzend wurden am 13.05.2007 nochmals Bankettsedimentproben bezogen.

Sedimentprobenahme

Insgesamt wurden 17 Sedimentproben entnommen (S1 - S17).

Hierbei wurde zwischen dem Bankettsediment und der keilförmigen Sedimentation unmittelbar am Übergang von Betonbankett zum Lysimeter differenziert. Da bei der 1. Sedimentprobenahme am 16.11.2005 die Betonbankette von Sediment befreit wurden, konnten am 13.03.07, nach ca. 16 Monaten, nochmals Bankettsedimentproben entnommen werden, um die Sedimentmenge des Bankettes und damit auch den Gesamtanfall an Feststoffen differenziert nach T+U und S+G zu quantifizieren.

Die Lokalisierung der Sedimentprobenahme ist aus Abbildung 21 ersichtlich.

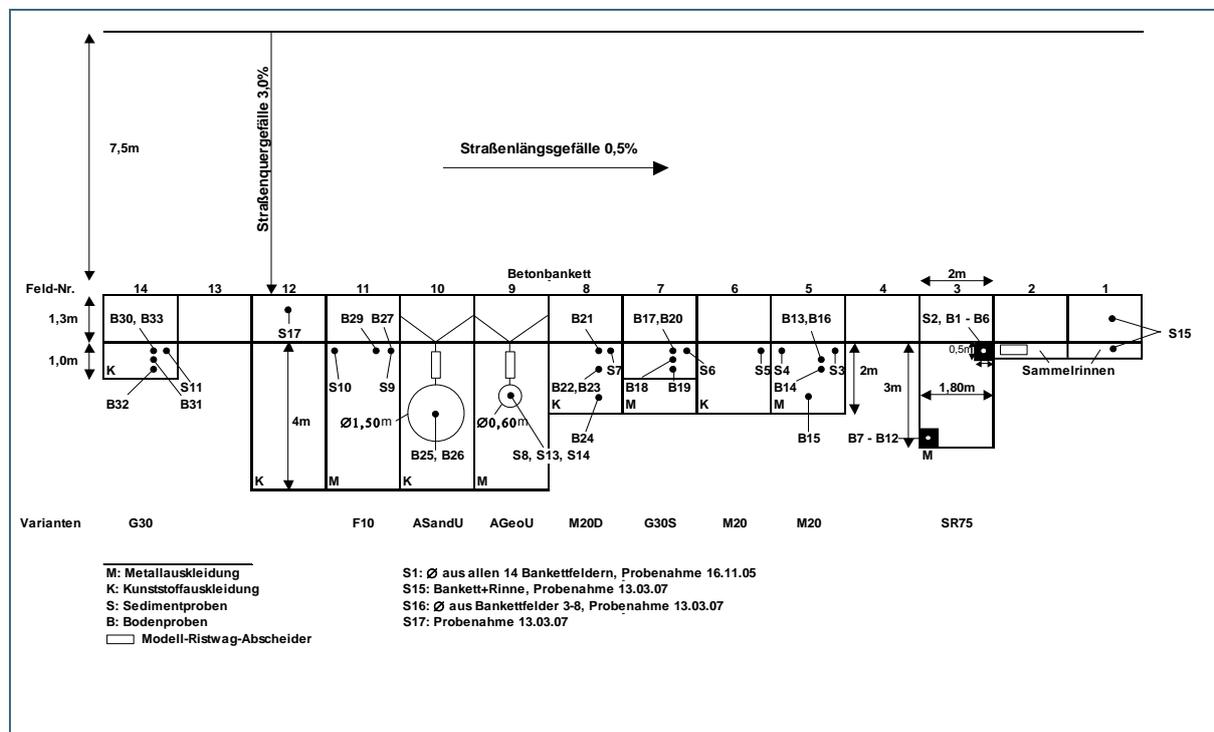


Abb. 21: Skizze zur Sediment- und Bodenprobenahme durch BIOPLAN

Die Sedimentproben aus dem Filtersack AGEU wurden differenziert nach Bodenauflage (S8) sowie Sediment im Boden (S13) und in der Wand (S14) untersucht. Weiterhin wurde die Sedimentmenge in Abhängigkeit zur Wandhöhe erfasst.

Die optische Differenzierung der Freilandsedimente vom unterliegenden Boden war aufgrund der schwarzen Färbung des örtlichen Bodens und des ebenfalls hohen Carbonatgehaltes nur bei der Variante M 20 D (Düllstadt) möglich.

Bodenprobennahme

Es wurden insgesamt 41 Bodenproben gezogen, davon sind die Proben der Versuchsanlage (B1 - B33) in Abbildung 21 lokalisiert.

Die Bodenprobennahme erfolgte ausschließlich über Profilgrubenwände. Dadurch wurden zwangsläufig die beprobten Varianten für spätere Versuche unbrauchbar.

Bei der Variante SR 75 wurde zulaufnah und zulauffern eine 50 cm x 50 cm große Profilgrube bis zum Dränkies angelegt. Die beiden Gruben wurden diagonal angelegt, um hierdurch die beiden Extreme der Flächenbelastung zu erfassen.

Zulaufnah bildet sich entsprechend dem Straßenlängsgefälle am Tiefpunkt ein deutlich sichtbarer Sedimentkeil aus, der gleichzeitig die Stelle der höchsten hydraulischen Belastung anzeigt.

Die Bodenprobe B28 wurde bei der Homogenisierung versehentlich ausgeschüttet und konnte nicht mehr verwendet werden. Da eine Aussage zur stofflichen Depotbildung auch ohne diese Probe vorgenommen werden konnte, wurde diese Probe nicht nochmals beprobt.

5.3.2 Stoffanreicherung im Sediment der Bodenfilter

Die Versuchsanlage Augsburg besitzt die Besonderheit, dass der Straßenabfluss ohne Kanal und Gully nur vermittelt über das 1,3 m breite Betonbankett direkt den Versuchsvarianten zugeführt wird. Aus dem Anfall von Bankettsediment über den Depositionszeitraum November 2005 bis März 2007 lässt sich folgendes errechnen:

Die Gesamtfeststofffracht liegt bei über 5000 kg/ha_{Au}/a. Sie ist um ca. Faktor 10 höher als die in Gebietsauslässen größerer Einzugsgebiete gemessenen Frachten. Dort werden häufig Frachten von weniger als 500 kg/ha_{Au}/a gemessen.

Die T+U-Frachten dürften am Standort Derchinger Straße bei ca. 1600 kg/ha_{Au}/a liegen und sind somit um Faktor 4 höher als in größeren Einzugsgebieten.

Diese genannten Differenzen dürften primär durch die Korngrößendifferenzierte Sedimentation entlang des Fließweges entstehen. Die Ablagerung der Grobpartikel ist höher als die der Feinpartikel.

Der Feststoffverlust durch die Sedimentation auf dem 1,3 m breiten Betonbankett beträgt für Feinpartikel (T+U) ca. 10 % und für Grobpartikel (S+G) ca. 20 %. Die spezifische auf die Einzugsgebietsfläche bezogene Feststoffbelastung der Versuchsvarianten ist für beide Korngrößengruppen aufgrund des kurzen Fließweges besonders hoch.

Der Zufluss zu den Freilandlysometern lag einseitig am Tiefpunkt des Straßenlängsgefälles. Durch den einseitigen Zufluss kombiniert mit der hohen hydraulischen Leitfähigkeit von Filterboden und der sich bildenden Sedimente wurde die Hauptmasse der Sedimente nur über maximal 1/3 der Lysimeterbreite abgelagert.

Aufgrund der nur geringen Sedimentation auf dem Betonbankett und der fehlenden mechanischen Vorstufe ist das gebildete Sediment auf den Lysimeter mit ca. 38 % T+U noch sehr grob. Hingegen ist es beim Filtersack AGEOU mit mechanischer Vorstufe deutlich feiner (ca. 77 % T+U).

Tab. 17: Vergleich der Sedimenteigenschaften in Fließrichtung

		Sediment auf Bankett	Sediment auf Lysimeter
T+U	in %	33,0 / 24,9	38,3 / 38,3
GV	in %	7,30	8,73
CaCO ₃	in %	28,2	28,4
Fe	in %	1,92	1,67
KAK	in mval/100 g	16,9	15,8
Zn	in mg/kg	559	988
MKW	in mg/kg	160	130
PAK	in mg/kg	3,17	1,63

Bankett: Mittelwert aus allen Banketten

Lysimeter: Mittelwert aus M 20, F 10, jeweils rechts, links (n=4)

Alle Analysen aus Kornfraktion < 2,0 mm. Zweite Zahl bei T+U hingegen bezogen auf die Gesamtprobe

Die Sedimentschicht der Freilandlysimeter kann mit der Kornzusammensetzung mit Bankettschlägüt bzw. dem Bankettsediment an Überlandstraßen verglichen werden. Stotz/Quadt (2001) fanden in Abhängigkeit von der Anwesenheit einer Standspur bzw. einer zusätzlichen Sedimentationsstrecke für Grobpartikel im Mittel ohne Standspur 16,9 % und mit Standspur 31,1 % T+U. Die Kornverteilung des Lysimetersedimentes ist hiernach dem Bankettsediment von Überlandstraßen mit Standspur vergleichbar.

Der vergleichsweise geringe T+U-Gehalt von ca. 38 % der Lysimetersedimente bewirkt auch geringe Gehalte bei den chemischen Parametern.

Die Zinkgehaltszunahme vom Bankett (559 mg/kg) zu den Lysimetern (988 mg/kg, Tabelle 17) lässt sich allerdings nicht alleine aus der T+U-Zunahme erklären. Der Vergleich der separat ermittelten Schwermetallgehalte in der T+U-Fraktion zeigt, dass das Lysimetersediment durch die Infiltration des Straßenabflusses eine Schwermetallanreicherung erfahren hat. Dieser Befund belegt, dass das Sediment als Sekundärfilter wirken kann.

Diese Sedimentfilterwirkung wird wesentlich durch die chemischen Kenngrößen organische Substanz bzw. Glühverlust, CaCO₃ und Eisen beeinflusst.

Der geringe Glühverlust der Lysimetersedimente mit 8,7 % ist eine Folge des geringen Vegetationseinflusses und des geringen T+U-Gehaltes von ca. 38 %.

Im Gegensatz zu dem GV gibt es beim Carbonat keinen systematischen Zusammenhang zum T+U-Gehalt. Bei hohen Gesamtcarbonatgehalten, wie dem Augsburgs Straßensediment, finden sich in allen Kornfraktionen eine weitgehende Gleichverteilung des Carbonates.

Die dritte Größe, die die Schadstoffbindefähigkeit der Sedimente stark beeinflusst, ist das Eisen. Dieses besitzt bezüglich der Kornabhängigkeit der Sedimentgehalte eine wichtige Besonderheit. Wie bei der vegetationsbürtigen organischen Substanz, liegt das Eisen anfangs zu einem hohem Anteil noch in der Grobkornfraktion vor. Erst mit zunehmenden Alter bzw. Lagerungszeit wird das grobkörnige, metallische Eisen zu feineren Oxidpartikeln oxidiert. So zeigt das ältere Lysimetersediment geringere Gesamteisengehalte als das jüngere Bankettsediment (Tabelle 17). Erst in älteren, stärker aufoxidierten Sedimenten zeigt sich eine enge Korngrößenabhängigkeit der Eisengehalte. In jüngeren Sedimenten zeigen die Eisengehalte deshalb nur eine im Vergleich zu T+U bzw. GV geringe Gehaltszunahme in Fließrichtung an.

Die Zufuhr von grobpartikulärem, noch metallischem Eisen bewirkt eine hohe Schadstoffbindekapa- zität. Eine mechanische Vorstufe, auch wenn sie nur primär die Sandkornfraktion zurückhält, wie z.B. die Modell-Ristwag-Abscheider, senkt die langfristige Schwermetallbindekapa- zität der Filtersedimente. Die Lysimeter-Sedimente mit geringer Vorsedimentation, die mit Bankettsedimenten von Überland- straßen vergleichbar sind, besitzen somit die höchste potenzielle Flächenbindekapa- zität, da längerfris- tig auch das metallische Eisen für die Bindung genutzt werden kann.

5.3.3 Stoffanreicherung im Sediment des Geotextilfiltersackes

Dem Filtersack war eine mechanische Vorreinigung vorgeschaltet. Das Sediment war deshalb deutlich feiner und die Sedimentgesamtmasse war hierdurch geringer als bei den Freilandlysimetern. Im Ge- gensatz zu den Freilandlysimetern kann die Sedimentmenge aufgrund der eindeutigen räumlichen Abgrenzung gut bilanziert werden.

Die in den Filtersack AGEOU eingetragenen Feststoffe (Trockenmasse TM) teilen sich nach vier Be- tribsjahren wie folgt auf:

	TM (g)	(%)
Sediment auf dem Boden des Filtersackes (Bodenauflage)	2849	55,7
Sediment im Gewebe des Filtersackbodens (Bodeneinlagerung)	260	5,1
Sediment im Gewebe der Filtersackwände (Wandeinlagerung)	2003	39,2
Gesamtmasse im Filtersack	5112	100

Die Bodenauflage hatte im feuchten Ausgangszustand (50,1 % TS) eine Höhe von 2 cm, ein Volumen von 5,65 l und eine Lagerungsdichte von 0,50 kg TM/l.

Wie Untersuchungen zur hydraulischen Durchströmung gezeigt haben, kommt der Filtersackwand die hydraulische Schlüsselrolle zu.

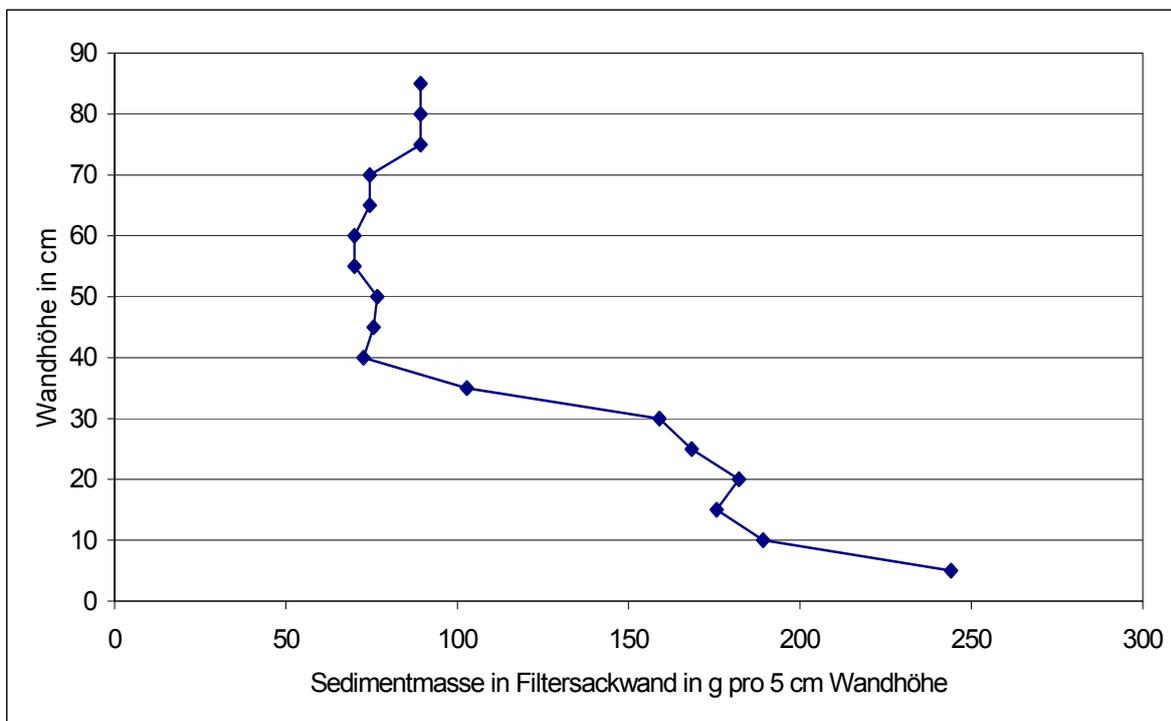


Abb. 22: Höhenverteilung der Sedimente in der Filtersackwand nach vier Betriebsjahren

In Abbildung 22 ist die Verteilung der insgesamt 2003 g in den Filtersackwänden eingelagerten Sedimenttrockenmasse in 5 cm Schritten aufgeführt. In den unteren 35 cm ist die größte Einlagerung festzustellen, die Ursache für die Minderung der hydraulischen Leitfähigkeit ist. In den obersten 20 cm nimmt die Sedimenteinträgerung wieder leicht zu, dies ist auf das zulaufseitige Hinabfließen an der Sackwandung bei kleinen Ereignissen zu erklären.

Tab. 18: Besonderheiten der Sedimenteigenschaften im Filtersack (Bodenauflage)

	Filtersack	Lysimeter
T+U in %	77,2	38,3
GV in %	12,9	8,73
CaCO ₃ in %	31,7	28,4
Fe in %	2,08	1,67
KAK in mval/100 g	17,0	15,8
Zn in mg/kg	1559	988
MKW in mg/kg	1700	130
PAK in mg/kg	7,41	1,63

Filtersack AGEOU mit vorgeschalteter LSTA-Absetzstufe (s. Tabelle 4)

Lysimeter: Mittelwert aus M 20, F20, jeweils links, rechts (n = 4)

Alle Proben enthielten kein Kieskorn. Analyse in Kornfraktion < 2 mm entspricht Gesamtprobe

Die im Vergleich zu den Lysimetern geringe hydraulische Durchlässigkeit des Filtersackes mit langen Überstauzeiten, insbesondere der bodennahen Sedimente, hat deutliche Auswirkungen auf die Mineralisierung der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW). Die Gehaltsdifferenz zwischen Filtersack (1700 mg MKW/kg) und den Lysimetern (130 mg MKW/kg) kann als Abbauehemmung durch den langen Sedimentüberstau erklärt werden. Die ebenfalls große Differenz bei PAK kann hingegen nicht auf Abbauehemmung zurückgeführt werden, da die PAK-Verbindungen mit der größten Ringzahl im Filtersack am häufigsten vertreten sind (Tabelle 18). Der Überstau der Sedimente im Filtersack führte allerdings nicht zu tiefen Redoxpotenzialen im Sediment.

Die hohe Reinigungsleistung des Filtersackes AGEOU lässt sich durch eine Sedimentfiltration erklären. Nach den hydraulischen Untersuchungen fällt das Sediment der Bodenfläche für die Filtration weitgehend aus, da dieses kolmatiert ist. Die Sedimentfiltration muss deshalb hauptsächlich über die Wandfläche stattgefunden haben. Durch die getrennte Untersuchung der Boden- und Wandsedimente konnte geklärt werden, in welchem Umfang eine Sedimentfiltration stattgefunden hat.

Es lassen sich folgende Aussagen ableiten:

1. 42 % der dem Filtersack zugeführten und für die Schadstoffbindung maßgeblichen Feinkornfraktion (T+U) wurden in die Filtersackwand eingelagert. Der optische Eindruck hätte einen deutlich geringeren Anteil vermuten lassen.
2. Die Zn-Gehaltserhöhung in der Filtersackwand ist mit 52 % (Bezug Ausgangsgehalt) deutlich messbar. Verrechnet mit den Sedimentmassen ergibt sich ein Depotanteil von 18 %, der über die Sedimentfiltration verursacht wurde. Hingegen sind 82 % des Zn-Depots durch mechanische Partikelabtrennung verursacht.

18 % des Zinkdepots im Filtersacksediment sind hiernach durch Bindung des Sedimentes aus der gelösten Phase entstanden. Ordnet man dem Filterablauf 13 % und dem zurückgehaltenen Teil (Vorstu-

fe und Filtersack) 87 % der Zn-Zulaufkraft zu, so beträgt die Phasenverteilung partikulär / gelöst des Augsburger Straßenabflusses hiernach 71/29. Der gelöste Anteil von 29 % dürfte allerdings als Obergrenze anzusehen sein, da ein Teil des Zn-Filtersackablaufes, insbesondere während des salzbelasteten Quartals, partikelgebunden war.

Aufgrund der Kolmation des Bodensedimentes wird im Filtersack nur 42 % der Schadstoffbindkapazität des eingetragenen Sedimentes genutzt (Wandanteil).

5.3.4 Stoffanreicherung im Boden der Freilandlysimeter

Die Probenentnahmen zur Bestimmung der vertikalen Verteilung erfolgten sowohl im zulaufnahen als auch im zulauffernen Bereich. Die Bodenproben der Felder F 10 und SR 75 stammen aus dem Zentrum des Hauptinfiltrationsbereichs unterhalb des Sedimentkeils.

Tab. 19: Oberflächennahe Zink-Akkumulation im Filterboden

Lysimeter ¹⁾	Betriebsjahre	zulaufnah		zulauffern	
		in m ²⁾	in mg Zn/kg ³⁾	in m ²⁾	in mg Zn/kg ³⁾
SR 75	9	0,25	280	2,75	39
M 20	9	0,25	499	1,75	64
M 20 D	4	0,25	226	1,75	4
G 30 S	9	0,25	686	0,75	96
G 30	9	0,25	566	0,75	91

1) Kurzbezeichnung der Varianten siehe Tabelle 2 und 4

2) Abstand vom straßenseitigen Bankettrand

3) Messwert minus Ausgangsgehalte

Zulaufnah konnte an der Oberfläche (0 - 5 cm) in allen Varianten eine deutlich messbare Zinkanreicherung festgestellt werden. Die höhere Anreicherung bei M 20, G 30 S und G 30 von durchschnittlich 304 mg Zn/kg gegenüber SR 75 dürfte auf die Probenahme außerhalb des Sedimentzentrums zurückzuführen sein. Bei der Bodenprobe von SR 75 hat das überlagerte Sediment durch die Sedimentfiltration gehaltsmindernd gewirkt. In allen Fällen dürften die Bodenproben aber auch Sedimentpartikel enthalten, die u.a. durch Bioturbation eingemischt wurden. Die Zink-Akkumulation der obersten Bodenschicht ist somit ein Ergebnis aus Sedimenteinklagerung und Bindung aus der gelösten Phase, wobei der Großteil der Akkumulation durch Sedimenteinklagerung entstanden sein dürfte.

Die vergleichsweise geringere Zn-Anreicherung zulauffern bestätigt die aus den hydraulischen Untersuchungen gefolgerten sehr geringen ablaufseitigen Belastungen. Die zulaufferne Zinkakkumulation dürfte daher primär spritzwasserbedingt sein.

Tab. 20: Zulaufnahme, vertikale Zinkakkumulation nach neun Betriebsjahren

	Tiefe	SR 75 ¹⁾	M 20 ¹⁾	G 30 S ¹⁾	F 10 ¹⁾	G 30 ¹⁾
	in m	in mg Zn/kg				
Sediment	- ²⁾	460	695	737	859	972
Oberboden	0 - 5	280	499	686	242	566
Unterboden	30 - 60	101	13,2	1,4	9,6	6,5

Analysen beziehen sich auf Kornfraktionen < 2,0 mm

1) Kurzbezeichnung der Varianten siehe Tabelle 2

2) Die Sedimentmächtigkeit schwankte zwischen 5 - 15 cm. Die Grenze zum Oberboden konnte nicht exakt festgestellt werden.

Die vertikale Verteilung soll anhand der zulaufnahen Position beurteilt werden, da hier aufgrund der hohen hydraulischen Belastung am ehesten eine Tiefenverlagerung zu erwarten ist. Der Vergleich der neunjährigen Freilandlysimeter zeigt, dass bis auf SR 75 eine geringe Unterbodenanreicherung (30 - 60 cm Tiefe) vorhanden ist. SR 75 besitzt den höchsten Unterbodenwert wie auch die höchste Sickerwasserkonzentration (z.B. 9. Beprobungsjahr: 59,9 µg Zn/l). Bei den restlichen vier Varianten zeigen die Einzelwerte der Unterböden keinen Zusammenhang zu den Sickerwasserwerten. Das Mittel der vier Varianten (M 20, G 30 S, F 10, G 30) hingegen setzt sich deutlich von SR 75 ab:

Tab. 21: Zinkakkumulation im Vergleich zum Zinkgehalt im mittleren Dränablauf

	Anreicherung im Unterboden (mg Zn/kg)	Dränablauf 9. Betriebs- jahr (µg Zn/l)
Durchschnitt M 20, G 30 S, F 10, G 30	7,6	22,2
SR 75	101,0	59,9

Individuelle Eigenschaften der einzelnen Lysimeter wie z. B. hohe Anzahl an Mäusegängen bei G 30F, Kurzschlüssigkeit entlang der Lysimetereinfassungen bei G 30 oder die geringe Oberbodenmächtigkeit und hohe zulaufseitige Durchwurzelung des Unterbodens bei F 10 stehen nicht mit der Unterbodenakkumulation in Zusammenhang.

Die mit Abstand geringste Zn-Rückhalteleistung des Lysimeters SR 75 zeigt sich im sehr flachen Akkumulationsgradienten (Tabelle 21), der primär durch die sehr kurzschlüssige Filterdurchströmung bedingt sein dürfte.

6 Folgerungen für Bodenfilter

6.1 Anforderungen an das Filtersubstrat

Korngrößenverteilung

Die primäre Aufgabe des Filtersubstrates von Straßenabflüssen besteht in der mechanischen Abtrennung der Feinpartikel (Ton und Schluff). Diese Aufgabe erfüllt sandiges Substrat besser als bindiges. Es wird deshalb vorgeschlagen, generell sandiges Filtersubstrat zu verwenden, wobei der Feinkiesanteil nicht größer als 10 %, besser weniger, betragen sollte.

Humus

Da sandiges Filtersubstrat vorgeschlagen wird, ist die organische Substanz aus hydraulischer Sicht, im Gegensatz zu bindigem Substrat, entbehrlich, in Einzelfällen sogar schädlich. Bei der vorgeschlagenen Verwendung von handelsüblichen Sanden 0/2 ist der organische Anteil < 0,5 %. Bei solchen Sanden ist im Gegensatz zu humosen Substraten nicht mit einer Mineralisierung zu rechnen, die die Tiefenverlagerung oder sogar den Austrag von Schadstoffen bewirken kann.

Eisen

Der Eisengehalt des Filtersubstrates muss nicht künstlich z. B. durch Zumischen von technischen Eisenhydroxiden erhöht werden, da nach bisherigen Erkenntnissen die sich auf dem Filtersubstrat ausbildende, feinputikuläre Sedimentschicht die Kapazität besitzt, die gelösten Schwermetalle zu binden.

Carbonat

Das Filtersubstrat sollte aus Gründen der sicheren pH-Pufferung mindestens einen Kalkgehalt von 5 % besitzen. Sind die Carbonatgehalte der natürlichen Sande geringer als 5 % sollten sie durch Zumischung von Carbonatbrechsand 0/2 auf 10 - 20 % Carbonat erhöht werden.

6.2 Standzeit der Filteranlagen

Unter der Bedingung weitgehender Sedimentfiltration und Augsburger Sedimenteigenschaften (Gesamtprobe: ~ 45 % Ton- und Schluffgehalt, ~ 10 % organischer Anteil ~ 2 % Eisengehalt, ~ 30 % Kalkgehalt) ist keine betriebsdauerabhängige Änderung der Filterwirkung zu erwarten. Bei starkem Vegetationseinfluss (Baumallee) und fehlendem Carbonat in der Fahrbahndecke ist eine durch Dränaufmessungen abgesicherte Beurteilung derzeit nicht möglich.

Wird gedanklich eine ausschließliche Filtration über das Filtersubstrat angenommen, was z. B. eine sehr große mechanische Vorstufe voraussetzen würde, errechnet sich unter den folgenden Augsburger Bedingungen beim Oberboden eine theoretische Standzeit von 335 Jahren und beim Filtersand ASANDU eine solche von zehn Jahren.

Randbedingungen:

Filterfläche (Mulde mit 30 cm Einstauhöhe): ca. 3-4 % der undurchlässigen Fläche

Filtermächtigkeit: 0,30 m bzw. 1125 kg TM/m²

Zn-Belastung: 5,61 Zn_{ges}/a bzw. 1,68 g Zn_{gel}/a

3,36 g Zn_{gel}/(m² · a) bzw. 2,98 mg Zn_{gel}/(kg · a)

Durch Säulenversuche, in denen ausschließlich der Rückhalt der gelösten Schwermetalle geprüft wurde, ergab sich eine den Berechnungen zugrunde liegende Zink-Bindefähigkeit des Oberbodens von rund 1000 mg/kg und des Filtersands von rund 30 mg/kg.

6.3 Übertragbarkeit

Die angeführten Schlussfolgerungen beziehen sich ausschließlich auf Straßenabflüsse. Für feststoffarme Dachabflüsse treffen die getroffenen Aussagen nicht zu. Die Straßenabflüsse können nach bisherigem Kenntnisstand vor allem bezogen auf die Gehalte an organischer Substanz (Vegetationseinfluss) und Carbonat (Fahrbahndecke) voneinander abweichen. Da die Filtration durch angeschwemmte Sedimente als zwangsläufige und leistungsbestimmende Randbedingung angenommen wird, können insbesondere die beiden genannten Sedimenteigenschaften das Leistungsvermögen der Filtration beeinflussen. Der Umfang dieser Größen auf das Leistungsvermögen der Filtration ist nur unzureichend bekannt. Es wird bisher davon ausgegangen, dass auch bei hohem organischem Anteil und geringem Kalkgehalt im Sediment keine weiteren Kriterien wie optimale Feinpartikelabtrennung (sandiger Kornaufbau) und pH-Stabilisierung (Mindestgehalt 5 % CaCO_3) für das Filtersubstrat gelten müssen. Insbesondere mit hohem organischem Anteil und geringem Kalkgehalt im Sediment sollten noch weitere Erkenntnisse erworben werden.

7 Wertung der Ergebnisse

Eine qualitative Beurteilung des Straßenoberflächenwassers und des Sickerwassers an der Augsburger Versuchsanlage kann nur durch einen Vergleich mit vorhandenen Grenzwerten, Empfehlungen und anderen Messwerten vorgenommen werden. Bei einem Vergleich mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen muss beachtet werden, dass die Art der Probenahme und Analysenmethoden die Ergebnisse beeinflussen.

7.1 Vergleich mit Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen

In einer Schweizer Studie (EAWAG, 2006) wurde das gesammelte Straßenwasser einer stark befahrenen Straße (17000 Kfz/Tag) über zwei Jahre untersucht. Ein Vergleich der Konzentrationen im Straßenabfluss bestätigt die an der Derchinger Straße gemessenen Werte. Sie sind in Tabelle 22 dargestellt.

Tab. 22: Konzentrationen im Straßenabfluss der Derchinger Straße im Vergleich mit Ergebnissen einer Schweizer Untersuchung (EAWAG, 2006)

Konzentration in mg/l	Abflussgewichtetes Mittel Derchinger Straße	Burgdorf/Schweiz
Blei	0,013	0,023
Cadmium	0,0002	0,0001
Chrom	0,006	0,010
Kupfer	0,035	0,057
Nickel	0,005	0,007
Zink	0,381	0,299
Calcium	43	27
AFS	157,9	100

Ein Vergleich mit einer 20-wöchigen Untersuchung an Autobahnen (DIERKES, 1999) in Tabelle 23 zeigt, dass die an der Versuchsanlage anfallenden Konzentrationen in den Sammelproben des Straßenabflusses mit 14-tägigen Sammelproben an stark befahrenen Straßen vergleichbar sind.

Tab. 23: Konzentrationen in den Sammelproben an der Derchinger Straße und an drei stark befahrenen Straßen

Parameter	Augsburg	A 31	A 42	B 224
DTV	7000	78000	79900	52000
Zeitraum	Okt. 96 - Sept. 05	März 1997	April 1997	März 1997
Blei [µg/l]	1 - 36	4 - 60	10 - 40	n.n. - 4
Cadmium [µg/l]	0,03 - 0,81	0,5 - 1,0	1,7 - 3,3	0,7 - 7,6
Kupfer [µg/l]	8 - 116	40 - 150	60 - 70	60 - 160
Zink [µg/l]	136 - 836	-	-	200 - 800

Offensichtlich sind nicht alleine die Verkehrsbelastung für die Schwermetallkonzentrationen maßgebend, sondern auch die lokalen Begebenheiten wie z. B. Bremsstrecken und Windverhältnisse. Die vorliegenden allgemein anerkannten Regeln der Technik unterscheiden daher auch nur Belastungsklassen von 0-300, 300 - 5000, 5000 - 15000 und über 15000 DTV. Stärkerer Verkehr erhöht die Schadstoffe im unmittelbaren Abfluss von der Straße nicht mehr signifikant.

7.2 Beurteilung der Sickerwasserqualität anhand von Werten aus dem Boden- und Grundwasserschutz

Als Maßstab zur Beurteilung der Reinigungsleistung der einzelnen Filtersysteme eignen sich die in der Bundesbodenschutzverordnung BBodSchV (BMU, 1999) festgelegten Prüfwerte für den Pfad Boden/Grundwasser und die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegebenen Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) für Grundwasser. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte stellen die Grenze zwischen einer geringfügig veränderten chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers (einem Grundwasserschaden) dar. Sie dürfen nicht als Qualitätsziele für das Grundwasser missbraucht werden, da sie als Maßstab für die Beurteilung lokal begrenzter Schadstoffeinträge abgeleitet wurden und deshalb eine andere Zweckbestimmung haben (LAWA, 2004).

Betriebsbedingt können in Tabelle 24 nicht die Extremwerte einzelner Ereignisse, sondern die maximalen Konzentrationen in den Sammelproben einzelner Quartale den Prüfwerten gegenübergestellt werden. Beim Geotextilsack wurde nur die Variante AGEOU mit lichtundurchlässiger Schachtabdeckung und beim Sandfilter nur die Variante ASANDU im Schachtring mit Abdeckung ausgewertet.

Tab. 24: Maximale Konzentrationen in den Sammelproben aller Betriebsjahre im Vergleich mit den Werten der BBodSchV und den Geringfügigkeitsschwellenwerten (GFS) der LAWA

Parameter	Prüfwert BBodSchV	GFS	F 10 ²⁾	M 20 ²⁾	G 30 S ²⁾	AGEOU ²⁾	ASANDU ²⁾
	in µg/l	in µg/l	01.10.96- 08.09.05	01.10.96- 08.09.05	01.10.96- 08.09.05	01.10.96- 08.09.05	01.10.96- 08.09.05
Blei	25	7	7	7	3	4	2
Cadmium	5	0,5	0,61	0,59	0,63	0,7	0,7
Chrom	50	7	18	5	12	2	2
Kupfer	50	14	29	35	24	13	7
Zink	500	58	74	59	56	122	20
Antimon	10	5	4	3	3	3	2
PAK-Gesamt ¹⁾	0,2	0,2	0,08	0,12	0,06	0,57	n.n.

1) Der Gesamtgehalt an PAK wird durch die Summe von 15 Einzelstoffen nach der US-amerikanischen EPA-Liste ermittelt

2) Kurzbezeichnungen der Varianten siehe Tabelle 2 und 4

Während der neun Betriebsjahre der Felder F 10, M 20 und G 30 S und während der vier Betriebsjahre der beiden unterirdischen Versickerungsanlagen AGEOU und ASANDU kam es in den Quartalsammelproben zu keiner Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV, mit Ausnahme des Geotextilfilters AGEOU. Hier kam es in zwei Winterquartalen zu Überschreitungen des Prüfwertes für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), resultierend aus einem Überstau des Filters mit unmittelbarem Zulauf in die Probenahmeflaschen. Nach Auswertung der Regendaten können keine Starkregenereignisse einen Überstau verursacht haben. Es ist vorstellbar, dass es durch den hohen Anteil an Ton und Schluff in der Wandung des Geotextilsacks zu einer Reaktion mit den Natrium-Ionen kam und dadurch eine temporäre Destabilisierung des Filtergefüges und damit eine Verringerung der Wasserdurchlässigkeit aufgetreten ist, wie dies schon bei Laborversuchen an stark ton- und schluffhaltigen Böden festgestellt wurde (KASTING, 2007).

In den letzten vier Betriebsjahren wurden neun PAK-Untersuchungen an Quartalsproben durchgeführt. Die Konzentrationen der Einzelstoffe können dem Anhang im Internet (LFU, 2007) entnommen werden.

In Abbildung 23 sind alle gemessenen PAK-Werte der Quartalsproben des Straßenabflusses und des Sickerwassers der Felder im Verhältnis zum Prüfwert der BBodSchV dargestellt.

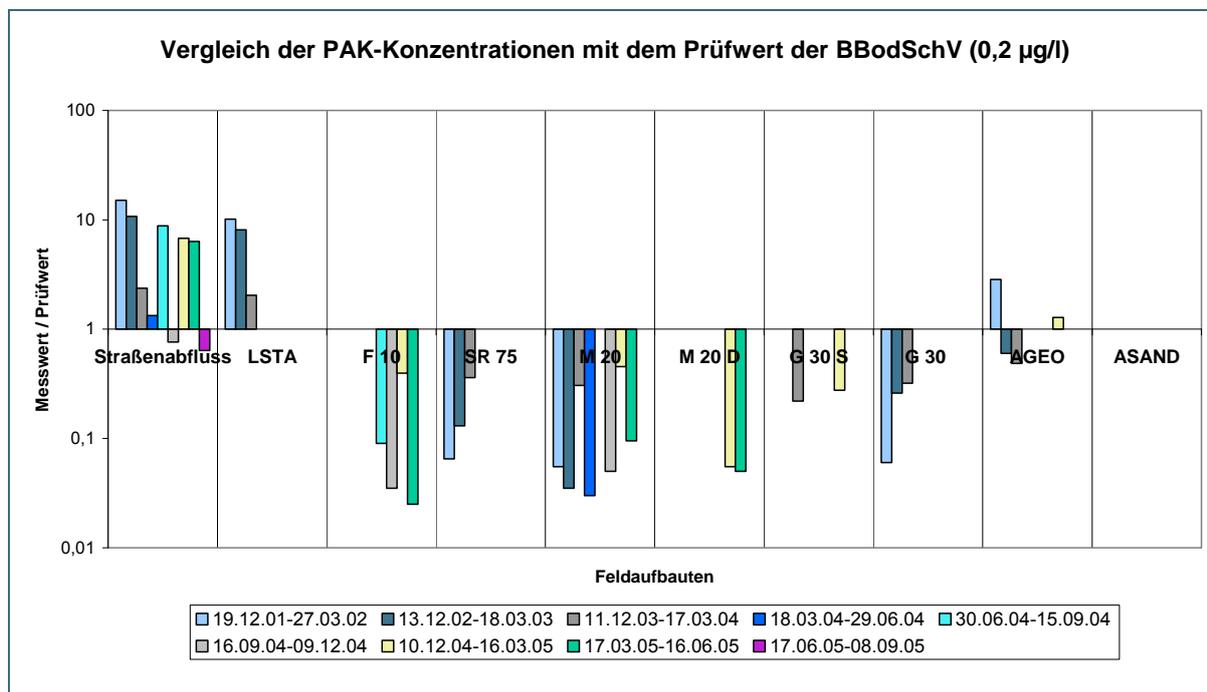


Abb. 23: Verhältnis der PAK-Konzentrationen im Straßenabfluss und im Sickerwasser der Felder zum Prüfwert der BBodSchV (Kurzzeichen der Filteranlagen siehe Tab. 5)

Fehlende Säulen im Diagramm, wie z.B. beim Sandfilter, resultieren aus PAK-Gehalten unter der Nachweisgrenze (ca. < 0,08 µg/l).

Deutlich zu sehen ist, dass der Leichtstoffabscheider alleine nicht in der Lage ist, PAKs in ausreichendem Maße zurückzuhalten. Im Sickerwasser der einzelnen Felder kam es bei der breitflächigen Versickerung (Feld F 10), bei der Muldenversickerung (M 20) und bei der Grabenversickerung (G 30) zu keiner Überschreitung des Prüfwertes. Bei der Quartalsprobe des Geotextilsacks wurde aus oben genannten Grund in den Winterquartalen zweimal der Prüfwert überschritten.

7.3 Vergleich der Reinigungsleistung mit den Durchgangswerten im DWA-Merkblatt 153

Im Februar 2000 erschien das Merkblatt ATV-DVWK-M 153 "Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser". Darin enthalten ist ein Bewertungsverfahren zur Ermittlung geeigneter Behandlungsmaßnahmen vor der Einleitung in das Grundwasser oder oberirdische Gewässer. Für die einzelnen Behandlungsmaßnahmen wurden in pauschaler Vereinfachung Durchgangswerte festgelegt. Sie haben keine physikalische oder chemisch-biologische Grundlage, mit der auf eine messbare Reinigungsleistung einer Behandlungsanlage geschlossen werden könnte. Die Durchgangswerte sollen Kenngrößen sein, mit deren Hilfe eine vergleichende Wertung einzelner Behandlungsmaßnahmen möglich wird. Im Jahr 2007 wurde das Merkblatt redaktionell überarbeitet und in einigen Punkten dem aktuellen Stand des Wissens angepasst und als DWA-M 153 herausgegeben (DWA, 2007).

Um einen Vergleich der in der Versuchsanlage untersuchten Versickerungsanlagen untereinander und mit den Durchgangswerten des Merkblattes zu ermöglichen, wurden die Jahresbilanzen des Fracht-

rückhalts von acht Parametern aufsummiert und daraus der Mittelwert gebildet. Als Parameter wurden abfiltrierbare Stoffe (AFS), Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Zink, Antimon und der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) ausgewählt. Die Werte für die letzten sieben Betriebsjahre sind in Abbildung 24 dargestellt.

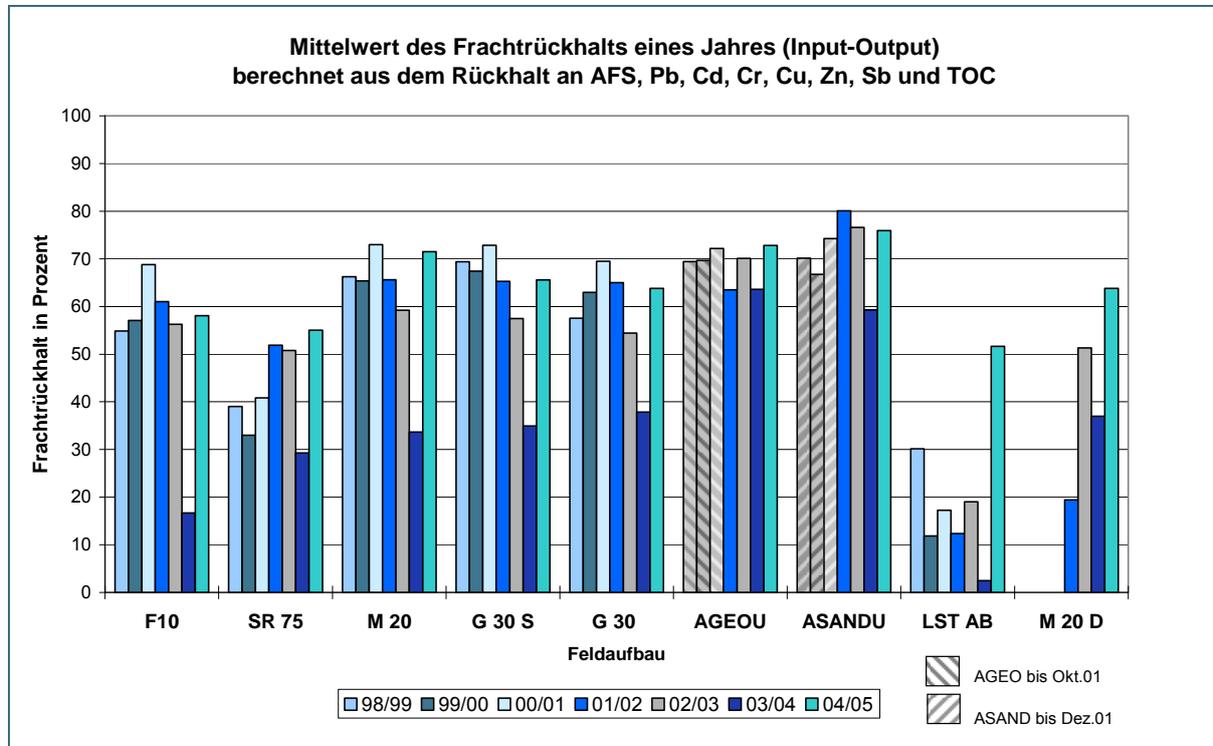


Abb. 24: Mittlerer Jährlicher Frachtrückhalt errechnet aus 8 Parametern (Kurzbezeichnungen der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4)

Der jährliche Frachtrückhalt in den bodenhaltigen Versickerungsanlagen F 10, M 20, G 30 S und G 30 unterliegen geringeren Schwankungen wie die Anlage mit Schotterrasen SR 75. Bei allen bodenhaltigen Anlagen kam im Jahr 03/04 zu einem Rückgang der Filterleistung aufgrund von Austragungen an Cadmium und TOC, die möglicherweise mit der vorangegangene Trockenperiode und einer Schädigung des Bewuchses zu erklären sind. Der Geotextil- und der Sandfilter zeigen geringe Schwankungen des Rückhaltes auf hohem Niveau.

Bei einem Vergleich der verschiedenen Versickerungsarten muss auch die hydraulische Belastung mit einbezogen werden. Bei der breitflächigen Versickerung Feld F 10 beträgt das Verhältnis der undurchlässigen Fläche zur Sickerfläche 2,5 : 1, beim Schotterrasenfeld (Feld SR 75) 3,5 : 1.

Die Mulden M 20 und M 20 D haben eine Böschungsneigung von 1:1,5. Sie werden dadurch auf der Sohle hydraulisch höher belastet, als die Fläche im Feld F 10. Das Verhältnis der angeschlossenen undurchlässigen Fläche zur Sohlenfläche der Mulden beträgt etwa 16 : 1 und bei halber Füllung der Mulde unter Einbeziehung der Böschungen etwa 8 : 1.

Die hydraulische Belastung des Grabens G 30 S ist im Vergleich zum Graben G 30 etwas niedriger, da das Niederschlagswasser von der Abdeckung der Filteranlage im Schilfstreifen versickert, ohne den Graben zu belasten. Das Flächenverhältnis von undurchlässiger Fläche zur Sickerfläche liegt auf der Sohle bei 90 : 1 und bei halber Grabenfüllung bei etwa 17 : 1. Beim Graben G 30 steigt durch die schmale Grabensohle mit etwa 10 cm Breite die hydraulische Belastung stark an. Das Flächenver-

hältnis von undurchlässiger Fläche zur Sickerfläche liegt auf der Sohle bei 130 : 1 und bei halber Grabenfüllung bei etwa 25 : 1.

Für den Geotextilsack wird eine maximale Einstauhöhe von 50 cm angenommen und die Versickerung über die Sohle eingerechnet. Es ergibt sich eine Versickerungsfläche von rund 1 m². Das Verhältnis ist somit rund 24 : 1.

Die Oberfläche des Sandfilters ohne Abdeckung (Feld ASAND) beträgt 2,9 m², damit ergibt sich ein Flächenverhältnis von rund 8 : 1. Der in Betonringe eingebaute Sandfilter mit Abdeckung (Feld ASANDU) hat eine Oberfläche von 1,8 m² und damit ein Verhältnis von undurchlässiger Fläche zur Sickerfläche von 13:1.

Aus den jährlichen mittleren Frachtrückhalten wurde ein „Durchgangswert“ (Frachtdurchgang) über sieben Jahre für die Felder F 10, SR 75, M 20, G 30, G 30 S bzw. bei den umgebauten Feldern über fünf Jahre (Feld AGEOU u. ASANDU) und vier Jahre (Feld M 20 D) ermittelt und in Tabelle 25 den Werten aus dem DWA-M 153 gegenübergestellt.

Tab. 25: Vergleich der Durchgangswerte aus dem Merkblatt DWA-M 153 mit dem mittleren jährlichen Frachtdurchgang der Versuchsfelder

Bodenfilter-Art ¹⁾	Flächenverhältnis A _U : A _S	Oberboden / Filterschicht in cm	DWA-M 153			Versuchsfelder
			Typ	Spalte	D-Wert	Mittlerer jährlicher Frachtdurchgang
F 10	2,5	10	D 3	a	0,45	0,47
SR 75	3,5	75	-	-	-	0,56
M 20	8 - 16	20	D 2	b	0,35	0,38
M 20 D	8 - 16	20	D 2	b	0,35	0,57
G 30 S	17 - 90	30	D 1	c	0,45	0,38
G 30	25 - 130	30	D 1	c	0,45	0,41
AGEOU	24	Textil	-	-	-	0,32
ASANDU	8	60	D 13		0,3	0,27

1) Kurzbezeichnungen der Varianten siehe Tabelle 2, 3 und 4

Durch Zerstörung der Bodenstruktur und Abbauprozesse nach dem Einbau des sandigen Bodens in Feld M 20 D kam es im ersten Betriebsjahr zu geringen Rückhalteleistungen. Im vierten Betriebsjahr erreicht dieser Feldaufbau auch annähernd den dieser Anlage entsprechenden Durchgangswert im DWA-M 153 (D = 0,35).

Über sieben Betriebsjahre gemittelt ergeben sich insgesamt Durchgangswerte für die Bodenfilter, die sehr gut mit den im DWA-M 153 enthaltenen Werten übereinstimmen.

8 Wesentliche Erkenntnisse aus dem Vorhaben

8.1 Stoffströme im Straßenabfluss

Die im Vorhaben über neun Jahre gemessenen Stoffkonzentrationen im Straßenabfluss zeigen, dass sowohl von Jahr zu Jahr (Abbildung 4) als auch innerhalb eines Jahres (Tabelle 12) erhebliche Schwankungen zu erwarten sind. Zum Beispiel schwankten die Mittelwerte der Natriumkonzentrationen aller Winterquartale und Sommerquartale wegen des Streusalzeinsatzes im Winter um mehr als das 500-fache (Abbildung 10). Als Folge des Winterdienstes schwankten auch die Abflusskonzentrationen z. B. von Zink, Eisen und Feststoffen erheblich (Abbildung 5, 9 und 11). Diese Erkenntnis macht bewusst, dass die große Streubreite von Literaturdaten unter anderem durch Zeitpunkt und Dauer der jeweiligen Probenahme begründet sein kann.

Zink kann als Leitparameter zur Beurteilung der Reinigungsleistung herangezogen werden. Blei sollte dagegen nicht mehr als Leitparameter für Verkehrsbelastungen verwendet werden, da die Bleikonzentration in Verkehrsflächenabflüssen nach der Einführung bleifreier Kraftstoffe sehr niedrig ist. Wird Zink durch eine Behandlungsanlage aus dem Straßenabfluss entfernt, so kann davon ausgegangen werden, dass auch die Schwermetalle Blei, Cadmium und Kupfer sowie auch die organischen Summenparameter MKW und PAK entfernt werden.

In der 1 m langen Betonsammelrinne (Nr. 0 in Tabelle 2), die das Wasser von der Straße direkt in die Probenahmestation leitete, konnten sich gröbere Partikel absetzen. In Stichproben wurde festgestellt, dass beachtliche Konzentrationsunterschiede zwischen dem unmittelbaren Ablauf am Straßenrand und dem Ablauf nach dem Passieren der Betonrinne vorhanden sind. Bei der Berechnung des Stoffeintrags in die Felder musste allerdings von den gemessenen Konzentrationen in der Probenahmestation nach Passage der Betonsammelrinne ausgegangen werden. Der tatsächliche Stoffeintrag und -rückhalt in den Filtersystemen ist daher höher als die berechneten Werte.

Für den Betrieb der Straßenreinigung wurde damit bestätigt, dass durch regelmäßige Reinigung der Straßenrinnen ein beachtlicher Teil der Schadstoffe im Straßenkehricht zurückgehalten werden kann. Andererseits haben sich die von der Straße abgeschwemmten partikulären Stoffe, die dann auf und in den Filteranlagen sedimentierten, als hervorragende Schadstoffsenske herausgestellt. Diese Sedimente beinhalten grobpartikuläres, noch metallisches Eisen und weisen langfristig eine sehr hohe Schadstoffbindekapazität bei gleichzeitig hoher hydraulischer Durchlässigkeit auf.

8.2 Filteranlagen mit bewachsenem Oberboden

Ein Ziel des Vorhabens war es, Platz sparende Versickerungsanlagen mit bewachsenem Oberboden zu entwickeln, die die gleiche Reinigungsleistung erzielen, wie die breitflächige Versickerung über 10 cm bewachsenen Oberboden. Dazu wurde die Dicke der Oberbodenschicht erhöht, wenn die Sickerfläche verkleinert wurde. Diese Vorgehensweise hat sich bewährt, das Ziel wurde erreicht. Erkenntnisse über bautechnische Vorgaben haben bereits Eingang in das DWA-Regelwerk M 153 „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ gefunden.

Als wesentliches Merkmal einer guten Reinigungsleistung hat sich der Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) herausgestellt. Diese Stoffe werden in allen Feldern sehr gut zurückgehalten. Der mittlere Frachtrückhalt liegt bei 90 %. Bei keinem Filter war dabei innerhalb der neun Untersuchungsjahre eine abnehmende Tendenz festzustellen.

8.3 Unterirdische Filteranlagen

In Siedlungen können nicht immer oberirdische Versickerungsanlagen verwirklicht werden. Aus diesem Grunde wurden im Laufe der neun Betriebsjahre auch unterirdischen Anlagen gebaut und beprobt. Ihre Reinigungsleistung entsprach den Erwartungen an die bewachsenen Bodenfilter. Allerdings ist die zu erwartende Standzeit dieser Anlagen bis zum erforderlichen Austausch der Filter deutlich kürzer als in den Bodenfiltern (etwa drei bis zehn Jahre gegenüber mehreren Jahrzehnten bei bewachsenen Bodenfiltern).

Der beste Frachtrückhalt im Vergleich zu allen Anlagen wurde bei dem Sandfilter nach DWA - Arbeitsblatt A 138 Typ B (Sickerschacht mit dichten Wandungen und offenem Boden) gemessen.

Eine hohe Reinigungsleistung zeigte auch der Geotextil-Filtersack nach DWA-A 138 Kap. 4 Abs. 11. Das zweilagige Geotextil ermöglicht den Aufbau eines Filterkuchens aus dem Straßenabrieb, durch den das Wasser filtriert wird. Der gute Frachtrückhalt im Filtersack lässt sich insbesondere durch diese Sedimentfiltration in den Wandungen des Sackes erklären.

8.4 Pflasterbelag mit offenen Fugen

Der im April 1999 eingebaute Pflasterbelag mit offenen Fugen (Feld P 30 F) wurde zweieinhalb Jahre lang betrieben. Auf den örtlich anstehenden Kies wurden eine 29 cm mächtige Tragschicht der Körnung 0/32, eine 3 cm starke Splittbettung der Körnung 1/3 und darauf wasserundurchlässige Betonsteine mit 30 % Fugenanteil aufgebracht. Die Fugen waren ebenfalls mit Splitt der Körnung 1/3 gefüllt.

Über diesen Belag wurde der Zufluss der Straße versickert. Das Rückhaltevermögen in Fugen, Bettung und Tragschicht war unerwartet hoch. Es mag sein, dass der Kontakt mit den Betonsteinen und die dadurch bedingte starke pH-Wert-Erhöhung die Fällung gelöster Stoffe begünstigt hat. Der Frachtrückhalt lag in der gleichen Größenordnung, wie beim Sandfilter ASANDU (Analyseergebnisse siehe Anhang im Internet LFU, 2007). Nach diesen Untersuchungsergebnissen können Pflasterbeläge mit offenen Fugen deutlich besser Schadstoffe zurückhalten, als im DWA-Merkblatt M 153 mit einem Durchgangswert von $D = 0,80$ berücksichtigt wird. Pflasterbeläge mit dem oben genannten Aufbau können demnach in Bezug auf ihre Reinigungsleistung wie Rasengittersteine mit bewachsenem Oberboden eingestuft werden. Zu beachten ist jedoch, dass die Wasserdurchlässigkeit im Laufe der Jahre durch Bewuchs stark abnehmen kann.

8.5 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte in Bayern

Die Augsburger Versickerungsanlagen weisen einige Randbedingungen auf, die bei einer Übertragung auf andere Standorte zu bedenken sind:

- Die Besonderheiten des verwendeten Augsburger Lechauebodens haben einen für den Schwermetallrückhalt günstigen pH-Wert. Insgesamt kann von Böden mit sehr guten Voraussetzungen für die Reinigung von Straßenwasser ausgegangen werden.
- Allerdings würde ohne die hohen Humus- und Carbonatgehalte (Humus = 11,6 %, Carbonat = 28,0 %) der hohe bindige Kornanteil im Augsburger Oberboden (53 % Ton und Schluff) Durchlässigkeitsbeiwerte verursachen, die unter der kritischen Grenze von $k_f = 0,5 \cdot 10^{-5}$ m/s liegen. Die hydraulische Leitfähigkeit wäre für eine Filtration zu gering; im Laufe der Betriebszeit würde es zur Filterkolmation kommen.
- Bedingt durch den winterlichen Streusalzeinsatz kam es in den Sammelproben der Winterquartale zu Chlorid-Konzentrationen zwischen 555 und 4100 mg/l. Diese sehr starke Schwankung

der Ionengehalte kann zur Dispergierung mineralischer Feinpartikel im Oberboden führen. Dies ist jedoch bei den Augsburger Verhältnissen mit hohem Kalkgehalt in den mineralischen Feinpartikeln und im Straßenabfluss nicht gegeben.

- Im Straßenabfluss der Versuchsanlage ist wenig organisches Material enthalten. Die vorhandene Baumreihe wurde erst zu Beginn der Versuche gepflanzt. Dadurch kam es in den Lysimetern nur zu geringem Eintrag von mineralisierungsfähigem Material, welches eine Erhöhung von gelöstem CSB, Phosphor und PAK im Sickerwasser bewirken könnte.
- Die carbonathaltigen Zuschlagstoffe in der Asphaltdecke begünstigten den Schadstoffrückhalt in den Filteranlagen. Der Straßenabrieb, der als Sediment in die Filteranlagen eingetragen wird, verstärkt u. a. wegen des grobpartikulären, noch metallischen Eisens die Schadstoffbindekapazität. Dies führt dazu, dass mit den Augsburger Sedimenteigenschaften (Gesamtprobe: ~ 45 % Ton- und Schluffgehalt, ~ 10 % organischer Anteil, ~ 2 % Eisengehalt, ~ 30 % Kalkgehalt) langfristig keine Änderung der Filterwirkung zu erwarten ist.
- Für andere Standorte mit starkem Vegetationseinfluss (z. B. durch Baumalleen) und fehlendem Carbonat in der Fahrbahndecke ist eine abgesicherte Beurteilung der Reinigungsleistung von Bodenfilteranlagen derzeit nicht möglich. Auch beziehen sich die obigen Anmerkungen ausschließlich auf Straßenabflüsse, für feststoffarme Dachabflüsse treffen sie nicht zu.

8.6 Empfehlungen

Durch regelmäßige Reinigung der Straßenrinnen kann ein beachtlicher Teil der Schadstoffe im Straßenkehricht entfernt werden.

Eine mechanische Absetzanlage vor bewachsenen Bodenfiltern senkt, auch wenn sie nur primär die Sandkornfraktion zurückhält, die langfristige Schwermetallbindekapazität der Filtersedimente. Die Zufuhr abfiltrierbarer Stoffe mit grobpartikulärem, noch metallischem Eisen in die Filteranlage bewirkt eine dauernde hohe Schadstoffbindekapazität.

Die primäre Aufgabe des Filtersubstrates bei der Reinigung von Straßenabflüssen besteht in der mechanischen Abtrennung der Feinpartikel (Ton- und Schluffkorngröße). Diese Aufgabe erfüllt sandiges Substrat besser als bindiges. Es wird deshalb vorgeschlagen, generell sandiges Filtersubstrat zu verwenden. Bei natürlich anstehenden Böden mit höheren Feinanteilen wird empfohlen, die unter Kapitel 8.5 genannten weitergehenden Randbedingungen wie z. B. Carbonatgehalt der Asphaltdecke zu beachten.

Die Variation der Mächtigkeit der Oberbodenschichten in Abhängigkeit vom Verhältnis der angeschlossenen abflusswirksamen Fläche zur Sickerfläche einer Versickerungsanlage nach dem DWA-Merkblatt M 153 hat sich bewährt.

Fehlt der Platz für begrünte Versickerungsanlagen, bietet der Geotextil-Filtersack nach DWA-A 138 Kap. 4 Abs. 11 für Straßen bis zu einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsbelastung (DTV) von 5000 Kraftfahrzeugen in 24 Stunden eine gute Alternative. Er ist nach den Ergebnissen der Untersuchungen in Augsburg auch zur Sanierung bestehender Sickerschächte geeignet. Allerdings ist bei der Bemessung der Sickerleistung folgendes zu beachten:

- Es ist zu erwarten, dass der Boden des Filtersackes allmählich kolmatisiert und nicht mehr zur Versickerung beiträgt. Die Versickerungsrate wird dann nur durch die Größe der Wandfläche des Filtersackes bestimmt.

- Eine nennenswerte Durchsickerung der Sackwand ist nur möglich, wenn Abstandshalter zwischen Sack und Schachtwand angebracht werden (z. B. großflächiges, hartes Wirrgewebe). Andernfalls kann bei eng anliegendem Filtersack für die Bemessung nur die Lochfläche der Sickerschachtwand als aktive Sickerfläche angesetzt werden.
- In die Sackwände werden mit der Zeit Sedimente eingelagert, die zu einer Herabsetzung der Durchlässigkeit führen. Es empfiehlt sich, den Durchlässigkeitsbeiwert bei der Bemessung der Schachtgröße um etwa eine Zehnerpotenz niedriger anzusetzen, als ein sauberer Filtersack aufweist.
- Eine regelmäßige Kontrolle und Wartung der Anlage ist Voraussetzung für einen sicheren Betrieb. Zeigt sich eine deutliche Verschlammung oder eine erhöhte Anzahl von Rückstauereignissen, muss der Sack gereinigt oder ausgetauscht werden. Der ausgespülte Schlamm muss entsprechend den eingelagerten Schadstoffen ordnungsgemäß entsorgt werden.

Die beste Reinigungsleistung lässt eine Kombination der beiden Filterschächte aus dem Arbeitsblatt DWA-A 138 erwarten, wenn der Geotextilsack in den Sickerschacht mit dichten Wandungen und offenem Boden (Typ B) eingehängt wird. Dabei sind für die Bemessung des Schachtes die oben genannten Hinweise zu beachten und zudem sind Abstandshalter zwischen Geotextilsack und Schachtwand zwingend erforderlich.

Literatur

- ATV-DVWK, 2000: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Merkblatt M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Hennef.
- ATV-DVWK, 2002: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Arbeitsblatt A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hennef.
- BIOPLAN, 2007: Bioplan Landeskulturgesellschaft und Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“, http://www.lfu.bayern.de/wasser/fachinformationen/niederschlagswasser_versickerung/verkehrsflaechen/index.htm
- BMU, 1999: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung - BBodSchV). Bonn.
- BMVBW, 2003: Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser, Forschungsbericht aus dem Forschungsprogramm des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V., Bonn.
- BOLLER, 2002: Boller, M., Charakterisierung von Straßenabwasser – Emissionen und Immisionen in VSA-Fortbildungskurs 2002 – Straßenentwässerung der Zukunft.
- BUWAL, 1996: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Gewässerschutzmaßnahmen beim Straßenbau. - Schriftenreihe Umwelt Nr. 263, Bern.
- DIERKES, 1999: Dierkes, C. und Geiger, W. F., Pollution Retention Capabilities of Roadside Soils. Water Science Technology, 39(2), 201-208.
- DWA, 2005: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Arbeitsblatt A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hennef.
- DWA, 2007: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Merkblatt M 153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Hennef.
- EAWAG, 2006: Bankette bestehender Straßen – Untersuchung der Versickerung von Straßenwasser über Straßenrandstreifen an einer bestehenden Straße. Dübendorf
- FACH, 2006: Fach, S., Retentionswirkung und Stoffrückhalt von ausgewählten wasserdurchlässig befestigten Verkehrsflächen. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 28, Shaker Verlag Aachen.
- FGSV, 1987: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen: Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS Teil: Entwässerung RAS-Ew. Köln.
- GOLWER, 1995: Golwer, A., Verkehrswege und ihr Grundwasserrisiko. Ecoglae geol. Helv. 88/2, Se. 403-419.
- HALLER, 1999: Haller, P., Mix-Spagl, K., Neumayer, H., Versuchsanlage zur Versickerung des Oberflächenwassers von Straßen. Korrespondenz Abwasser, (46) Nr. 1, 47-51.

- HAMBURG, 1993: Umweltbehörde Hamburg: Erfahrungen mit biologischen Wirkungstesten bei der Untersuchung von Wasser- und Bodenverunreinigungen, Hamburger Umweltberichte 43/93.
- KASTING, 2007: U. Kasting u. d. Grothhusmann, Bodenfilteranlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen. Korrespondenz Abwasser, (54) Nr. 8, 789-797.
- KRACHLER, 2006: Krachler, M., Zheng, J., Zdanowicz, C., Koerner, R., Fisher, D. und Shotyk, W.: Increasing enrichments of antimony in the Arctic atmosphere. Journal of Environmental Monitoring, http://www.rsc.org/Publishing/Journals/em/sb_Sl.asp
- LAWA, 2004: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, www.LAWA.de.
- LFU, 2007: Bayer. Landesamt für Umwelt, Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen Anhang Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 bis Oktober 2005, www.lfu.bayern.de/wasser/fachinformationen/niederschlagswasser_versickerung/verkehrsflaechen/index.htm
- LFW, 1999: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen Bericht über die Betriebsjahre Oktober 1996 bis Oktober 1998. Eigendruck.
- LFW, 2001: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 2. Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen Bericht über die Betriebsjahre Oktober 1998 bis Oktober 2000. Eigendruck.
- LFW, 2004: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 3. Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen Bericht über die Betriebsjahre Oktober 2000 bis Oktober 2003. Eigendruck.
- NADLER, 2001: Nadler, A. und Meißner, E., Ergebnisse einer Versuchsanlage zur Versickerung des Niederschlagswassers von Straßen. Korrespondenz Abwasser, (48) Nr.5, 624-638.
- STMLU, 2000: Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Verordnung über die erlaubnisfreie schadhlose Versickerung von gesammeltem Niederschlagswasser (Niederschlagswasserfreistellungsverordnung - NWFreiV). Bayer. Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 3/2000.
- STMLU, 2000: Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Einführung von Technische Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser (TRENGW). Allgemeines Ministerialblatt Nr. 3/2000.
- SCHEFFER, 1992: Scheffer/Schachtschnabel, Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- WILKENS, 2000: Wilkens, A., Jacobi, M., Schwenk, W.: Die Versuchstechnik der Tropfbildmethode. Sensibles Wasser 5, Verein für Bewegungsforschung e. V., Institut für Strömungswissenschaften, Herrischried.

Anlagen



Abb. 25: Blick auf die Lysimeteranlage an der Derchinger Straße in Augsburg zu Betriebsbeginn



Abb. 26: Felder der Versuchsanlage, im Vordergrund Einlauf in den Leichtstoffabscheider Feld LSTA



Abb. 27: Sickerwassersammelstation im Keller des Versorgungshäuschens



Abb. 28: Geotextilfiltersack in einem Sickerschacht aus Edelstahl-Lochblech (Feld AGEO)

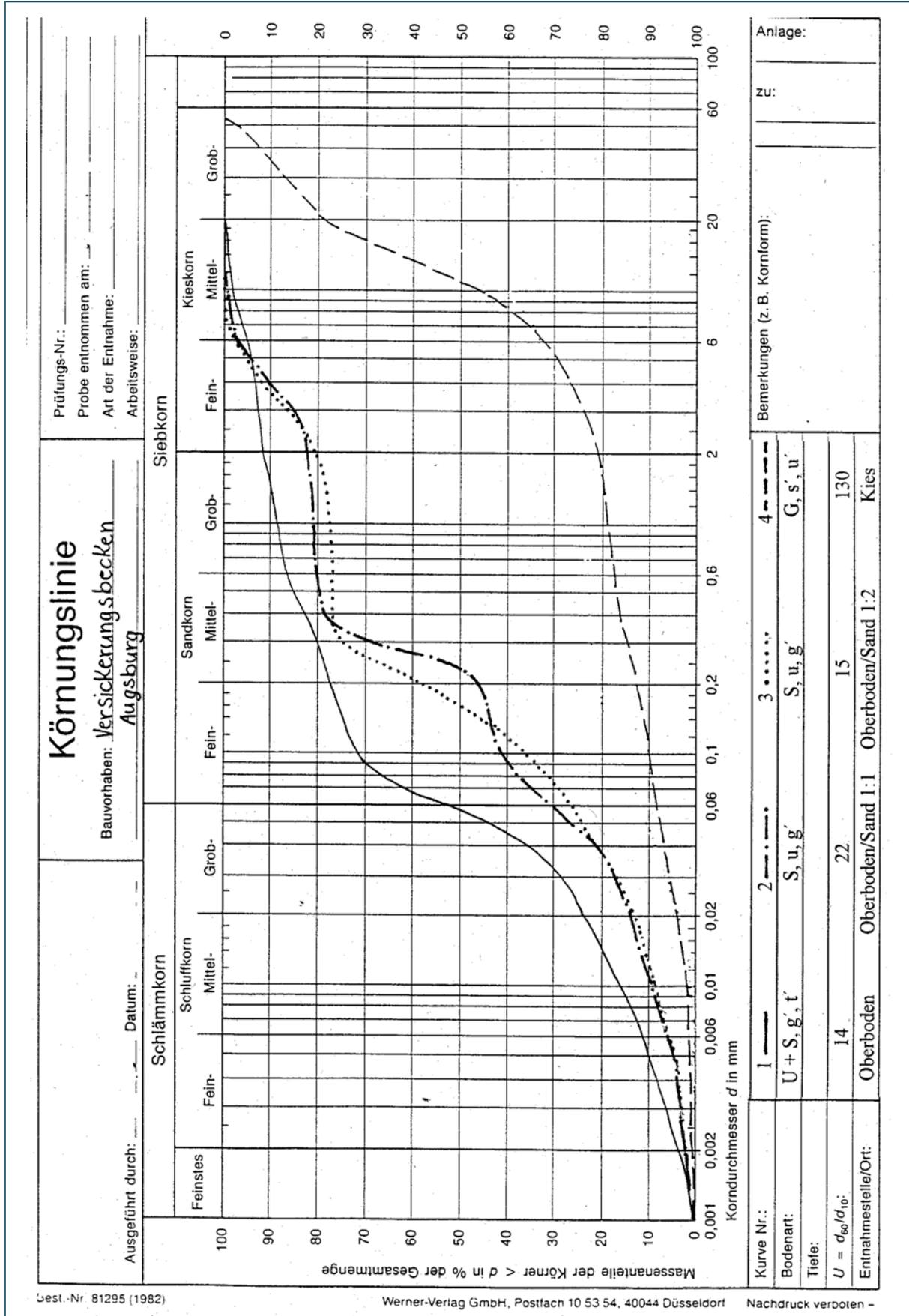


Abb. 29: Siebkurven der 1996 eingebauten Böden

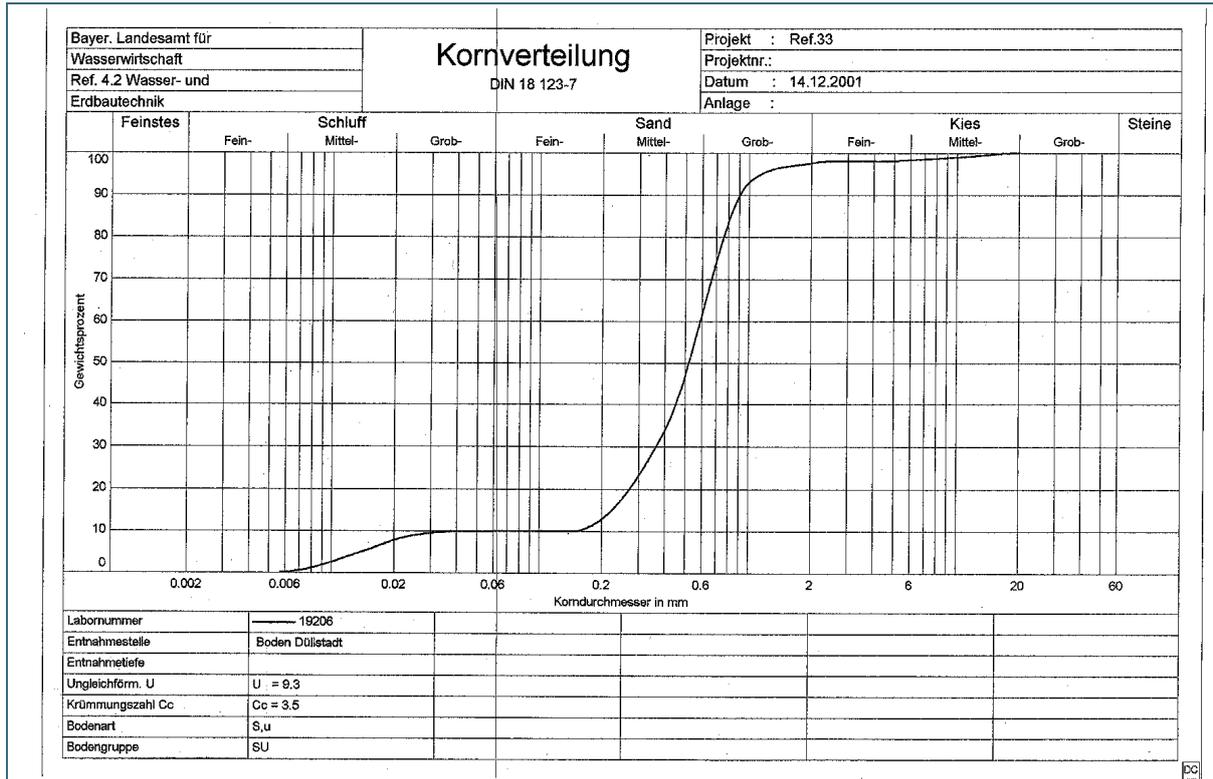


Abb. 30: Siebkurven für den in Feld M 20 D eingebauten sandigen Oberboden aus Düllstadt

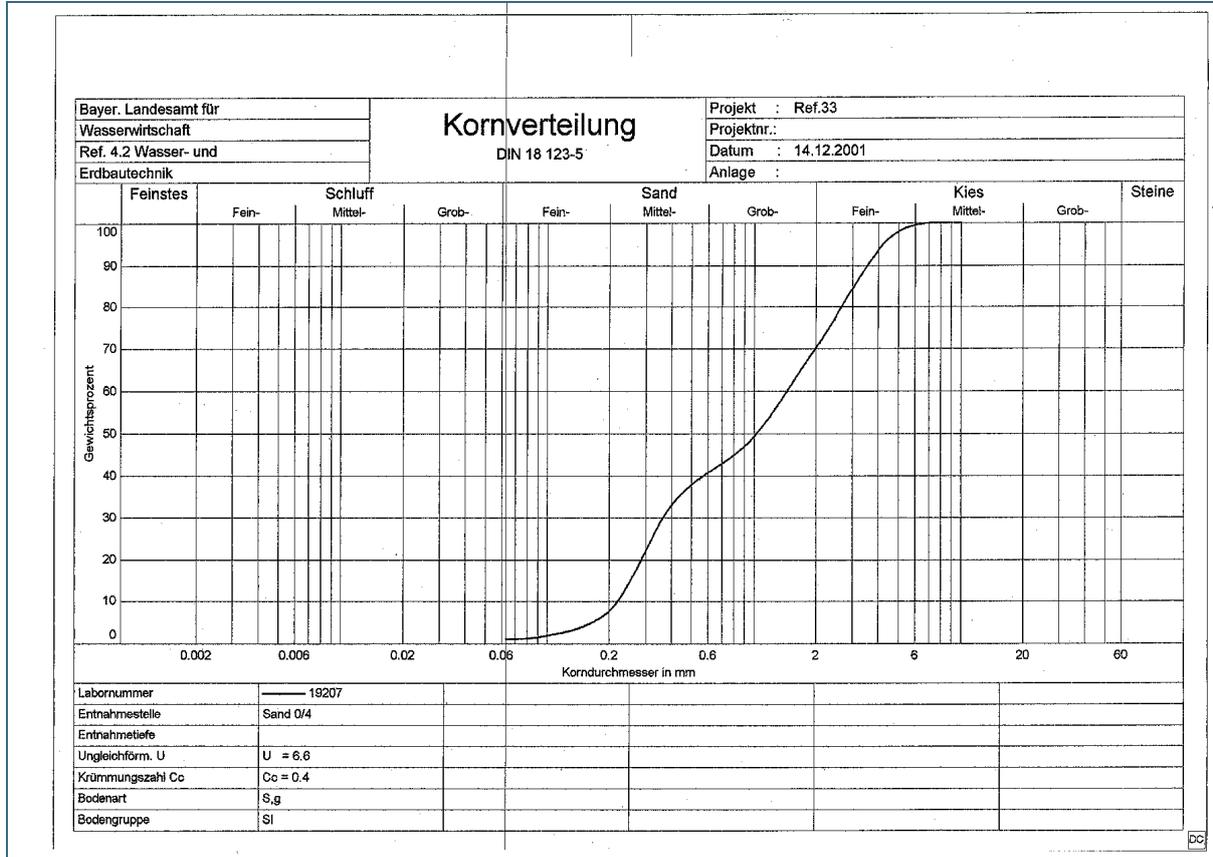


Abb. 31: Siebkurven für den in Feld ASANDU eingebauten Sand 0/4

