

Kurzfassung
des
Abschlußberichtes

**Dezentrale Behandlung
des gefaßten Niederschlagswassers
von Verkehrsflächen
in Schachtanlagen**

Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Raumplanung
und Landwirtschaft
Schwannstraße 3
40476 Düsseldorf

Bearbeiter: Westfälisches Umwelt Zentrum
An der Wilhelmshöhe 44
37671 Höxter

Dezember 2000

Prof. Dr. Joachim Fettig
Prof. Ing. Manfred Miethe
Dipl.-Ing. Volker Pick

INHALT

1	Problemstellung und Veranlassung.....	1
2	Standort und Aufbau der Versuchsanlage	1
3	Hydrologische und hydraulische Bedingungen.....	2
4	Rückhaltevermögen des Absetzschachtes	3
5	Rückhaltevermögen der Filteranlage.....	6
6	Diskussion der Anlagenwirksamkeit.....	9
6.1	Rückhaltevermögen der Gesamtanlage.....	9
6.2	Beurteilung der Ablaufwerte im Hinblick auf eine Versickerung	11
7	Betriebliche Erfahrungen und Planungshinweise.....	14
8	Literatur.....	16

1 Problemstellung und Veranlassung

Im Land Nordrhein-Westfalen besteht seit 1996 u.a. in Neubaugebieten die Pflicht, das auf Grundstücken und Verkehrsflächen anfallende Regenwasser gemäß § 51a LWG vor Ort zu versickern, zu verrieseln oder ortsnah in ein Gewässer einzuleiten. Da das von Verkehrsflächen abfließende Wasser mit Schadstoffen belastet ist, wird dafür bislang nur eine Versickerung über Flächen oder Mulden durch die belebte Bodenzone zugelassen. Um eine platzsparende unterirdische Versickerung über Schächte oder Rigolen einsetzen zu können, wäre die Entfernung der Schadstoffe durch eine vorgeschaltete dezentrale Behandlung des Wassers erforderlich.

Im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens für das Ministerium für Umwelt, Raumplanung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen wurde eine mehrstufige Behandlungsanlage für das von einer Verkehrsfläche abfließende Niederschlagswasser konzipiert, gebaut und mit kontinuierlicher Durchflußmessung und mengenproportionaler Probenahme betrieben. Ziel der Untersuchungen war es, die Reinigungsleistung der Versuchsanlage für die maßgeblichen Belastungsparameter Schwermetalle und organische Stoffe zu ermitteln, Erfahrungen mit ihrem Betriebsverhalten zu sammeln und Hinweise auf planerische und betriebliche Optimierungsmöglichkeiten zu geben.

2 Standort und Aufbau der Versuchsanlage

Die im Zulaufbereich der Versuchsanlage liegende Verkehrsfläche umfaßt einen ca. 300 m² großen, tagsüber stark frequentierten Teil des Parkplatzes auf dem Gelände der Hochschulabteilung Höxter. Dieser Standort bot die Möglichkeit einer guten baulichen Integration und einer effektiven Betreuung und Überwachung der Anlage sowie einer geregelten Ableitung des behandelten Wassers in die Kanalisation. Die Betriebszeit erstreckte sich in zwei Phasen über insgesamt fast 21 Monate.

Die Versuchsanlage bestand aus einem Absetzschacht und einem nachgeschalteten Filterschacht, in dem das Wasser durch zwei in auswechselbaren Siebkörben eingebrachte Kiesfilterschichten von ca. 1 m Durchmesser und insgesamt 40 cm Höhe und zwei Aktivkohleschichten gleicher Abmessungen hindurchfließen mußte. In Vorversuchen erwiesen sich Weserkiesfraktionen der Körnung 0,5 – 4 mm bzw. 0,5 – 8 mm als gleichwertig zu handelsüblichem Filtersand bezüglich des Rückhaltes von Trübstoffen. Daher wurden diese Produkte in der Versuchsanlage eingesetzt. Als Adsorbens wurde eine handelsübliche Poolkohle (Reaktivat) verwendet, die in entsprechenden Vorversuchen eine hohe Kapazität für die im Niederschlagsabfluß vorliegenden organischen Inhaltsstoffe zeigte. Der Aufbau der Versuchsanlage ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt.

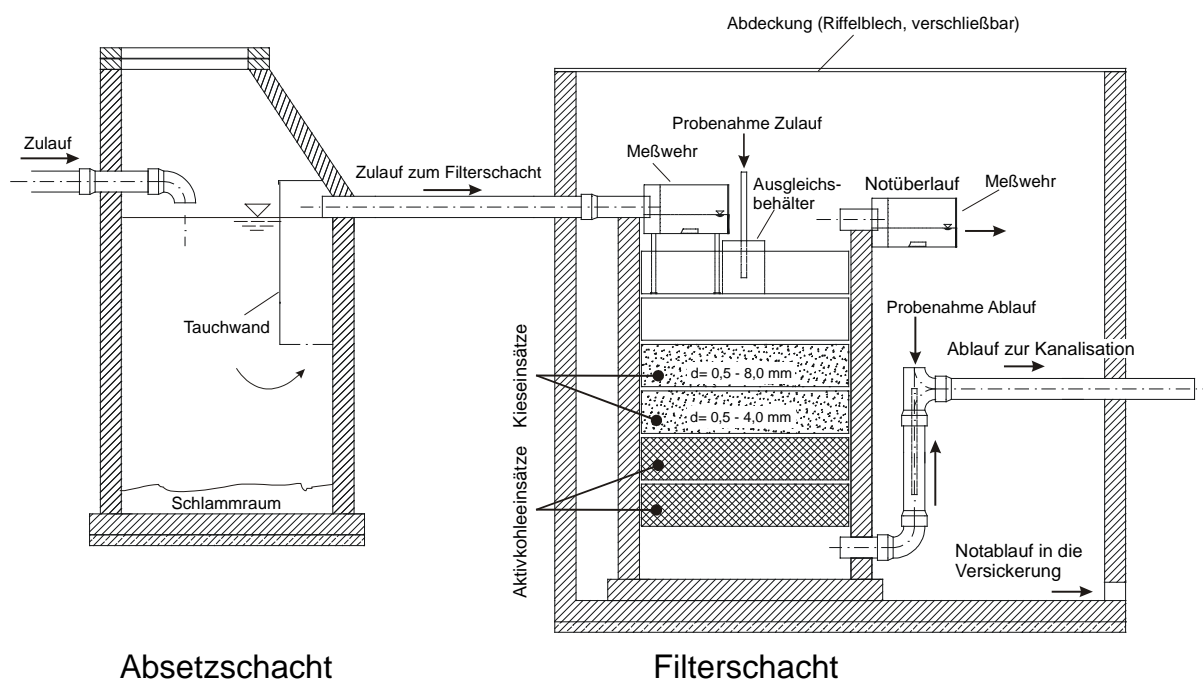


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Versuchsanlage

3 Hydrologische und hydraulische Bedingungen

Die Regendaten wurden mit einem Datenlogger der hochschuleigenen Wetterstation kontinuierlich aufgezeichnet. Die Niederschlagsabflüsse wurden im Zulauf zum Filterschacht über ein Meßwehr erfaßt und ebenfalls kontinuierlich registriert. Für die beprobte Fläche wurde als Mittelwert für die 21 Betriebsmonate ein Gesamtabflußbeiwert von

47,4 % ermittelt. Dieser relativ geringe Wert, der auf die Beschaffenheit der Verkehrsfläche (dichte Betonpflastersteine mit einem nicht unerheblichen Muldenanteil) zurückzuführen ist, sollte hinsichtlich der Frachten im Niederschlagsabfluß aber keine Auswirkungen haben.

Sowohl der Absetzschacht als auch die Filterschichten wurden im Normalfall mit einer Oberflächenbeschickung von < 1 m/h beaufschlagt. Bei Starkregen erreichten die Stundenmittelwerte rund 4,5 m/h, während die maximal 4 Minuten andauernde hydraulische Spitzenbelastung 23 m/h betrug. In allen Fällen erwies sich die Anlage als hydraulisch ausreichend dimensioniert.

4 Rückhaltevermögen des Absetzschachtes

Im Zu- und Ablauf des Filterschachtes wurden mengenproportional Wochenmischproben entnommen. Während einer kurzen Unterbrechung nach dem ersten Betriebsjahr (Betriebsphase I) wurde eine Revision vorgenommen und u.a. die Menge der im Absetzschacht abgetrennten Stoffe ermittelt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Im Absetzschacht zurückgehaltene Stoffmengen während der Betriebsphase I

TS	oTS	Zink	Kupfer	Chrom	Nickel	Blei	Cadmium
(kg)	(kg)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
74,4	16,8	15,11	3,03	1,54	1,94	4,04	< 0,04

Die Mengen der Stoffe, die während der Betriebsphase I den Absetzschacht passierten, wurde durch Berechnung der Gesamtfrachten im Zulauf zur Filteranlage bestimmt. Die dabei ermittelten Werte sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2: Stoffmengen, die während der Betriebsphase I den Absetzschacht passiert haben.

AFS	Zink	Kupfer	Chrom	Nickel	Blei	Cadmium
(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
970	11,69	3,04	0,033	0,52	0,62	< 0,04

Die Summen der in den Tabellen 1 und 2 für jeden Parameter angegebenen Werte entsprechen den Jahresfrachten des erfaßten Niederschlagsabflusses. Bezogen auf die in diesem Zeitraum durch die Versuchsanlage durchgeflossene Wassermenge ergeben sich frachtgemittelte Konzentrationswerte. Sie sind zusammen mit den mittleren Ablaufkonzentrationen des Absetzschachtes und den daraus berechneten mittleren Wirkungsgraden in Abbildung 2 dargestellt.

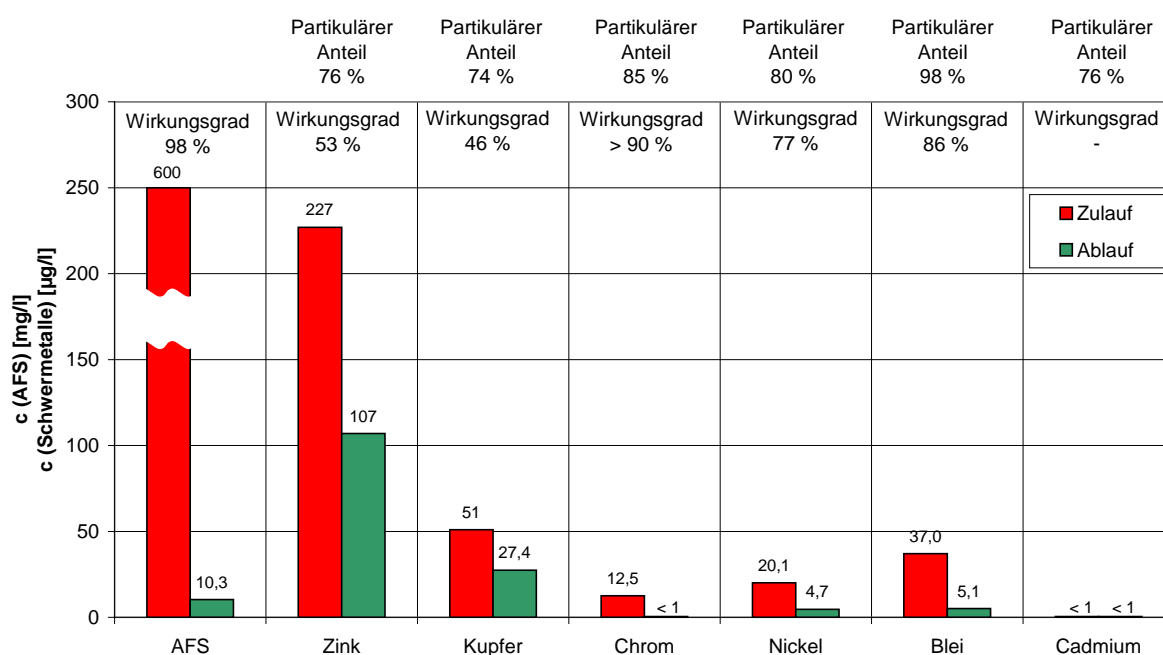


Abbildung 2: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Absetzschachtes während der Betriebsphase I und Vergleich des Wirkungsgrades mit einer Abschätzung der partikulären Schwermetallanteile [1]

Für die stoffliche Belastung des von Straßen und Autobahnen abfließenden Wassers liegen eine Reihe von Literaturdaten vor. Parkplatzflächen sind hingegen bislang kaum gezielt untersucht worden, und hinsichtlich der Beurteilung der Niederschlagsabflüsse wird fast das gesamte Spektrum von gering bis stark belastet genannt [2]. Als Einflußgrößen werden neben der Frequentierung und der Belegungsdauer der Parkflächen auch der Verschmutzungsgrad der Fahrzeuge angesehen.

Verglichen mit den Literaturwerten für Fahrstraßen sind die gemessenen Parameter und Belastungsdaten im Ablauf der untersuchten Verkehrsfläche wie folgt einzuordnen:

- Sowohl der mittlere pH-Wert als auch die Leitfähigkeit stimmen mit den an anderer Stelle gemessenen Werten gut überein. Die pH-Werte liegen im Neutralbereich, und die Leitfähigkeit deutet auf einen insgesamt nur geringen Salzgehalt hin.
- Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen liegt mit 600 mg/l an der oberen Grenze der Literaturwerte. Rund 77 % dieser Stoffe sind mineralischer Art. Dies kann durch die örtlichen Gegebenheiten (Baumbestand, Hanglage, Pflasterung der Verkehrsfläche) bedingt sein.
- Als organische Summenparameter wurden CSB- und TOC-Werte nur im Zulauf zur Filteranlage, nicht aber im Zulauf zum Absetzschacht gemessen. Wird der im abgesetzten Schlamm ermittelte oTS-Wert vereinfacht dem zweifachen TOC-Wert gleichgesetzt (entsprechend einem Anteil von 50 % Kohlenstoff in den organischen Molekülen), so läßt sich für die erste Betriebsphase ein TOC-Gehalt im Niederschlagsabfluß von rund 69 mg/l abschätzen. Dieser Wert ist deutlich höher als die Literaturdaten, allerdings führt die vorgenommene Abschätzung des TOC-Wertes über den Glühverlust auch zu Maximalwerten. Darüber hinaus können die örtlichen Gegebenheiten mit einem relativ dichten Baumbestand im Bereich der Parkplatzfläche für eine erhöhte organische Belastung des Ablaufwassers verantwortlich sein, die nicht anthropogen bedingt ist.
- Bei den Schwermetallen hat Zink mengenmäßig die größte Bedeutung. Der gefundene Wert von 227 µg/l liegt in der Größenordnung der Literaturdaten, jedoch eher im unteren Bereich der angegebenen Bandbreite. Die gleiche Feststellung gilt für den Kupferwert von 51 µg/l.
- Die ermittelten Gehalte an Chrom (12,5 µg/l), Nickel (20,1 µg/l) und Blei (37 µg/l) zeigen ebenfalls eine Belastung, die größenordnungsmäßig mit den Literaturangaben übereinstimmt. Eine genauere Beurteilung ist wegen der starken Streuung der angegebenen Werte jedoch nicht möglich.
- Der Cadmiumgehalt liegt mit < 1 µg/l unterhalb der Literaturdaten, deren Maximalwert allerdings auch nur rund 6 µg/l beträgt. Für die beprobte Verkehrsfläche ist daher weder Cadmium noch Quecksilber als ein relevanter Parameter anzusehen.
- Die Parameter Mineralölkohlenwasserstoffe, PAK und AOX wurden nur im Zulauf zur Filteranlage, nicht aber im Zulauf zum Absetzschacht gemessen. Ein Vergleich mit den Literaturwerten ist nicht möglich, da diese organischen Stoffgruppen teilweise sehr

stark an partikuläre Stoffe gebunden vorliegen und mit diesen durch Sedimentation abgetrennt werden können.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die untersuchte Verkehrsfläche zumindest von der Schwermetallbelastung und von der Gesamtkonzentration an organischen Stoffen her einen mittleren Belastungsgrad aufweist.

Für den Absetzschacht ergaben sich sehr hohe Wirkungsgrade für die Parameter abfiltrierbare Stoffe (98 %), Chrom (> 90 %), Nickel (77 %) und Blei (86 %). Die Befunde korrelieren mit Literaturangaben, die das überwiegende Vorkommen dieser Metalle in partikulärer Form belegen. Auch die Abscheidung partikulärer organischer Stoffe gelang sehr gut. Das Rückhaltevermögen der Absetzstufe war insgesamt deutlich besser als die mit Regenklärbecken erhaltenen Wirkungsgrade für die Regenwasserbehandlung aus Wohngebieten [3].

5 Rückhaltevermögen der Filteranlage

Während der Passage des Wassers durch die Filterschichten wurde der pH-Wert geringfügig auf im Mittel $\text{pH} = 7,2$ angehoben, da überschüssiges Kohlenstoffdioxid mit Karbonatverbindungen aus dem Material des Filterschachtes umgesetzt wird. Dadurch wurde auch die Leitfähigkeit auf etwas mehr als $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ erhöht.

Das Rückhaltevermögen der Kiesfilterschichten für Trübstoffe betrug rund 50 % und erscheint damit auf den ersten Blick unbefriedigend. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die aus dem Absetzschacht ausgetragenen Teilchen einer Korngrößenanalyse zufolge sehr fein sind. Auch in der konventionellen Wasseraufbereitung sind solche Teilchen sehr schwierig abzufiltrieren, so daß dort in der Regel Flockungsmittel zugegeben werden, um die Teilchen vor der Filtration in Aggregate zu überführen. Ferner wirkt sich die Betriebsart der Filteranlage beeinträchtigend auf den Rückhalt von Partikeln aus, zum einen, weil häufiger starke Durchsatzschwankungen auftreten, und zum anderen, weil die Kiesschichten als Trockenfilter konzipiert waren, um die Bildung anoxischer Zonen im Porenwasser durch Zersetzungsprozesse bei langen Stillstandszeiten zu vermeiden.

Ein wichtiges Ziel des Einsatzes der Kiesfilterschichten, der Schutz der Aktivkohle vor der Belegung mit Trübstoffen, konnte der optischen Inspektion der Filterkörbe bei der Revision nach dem ersten Betriebsjahr zufolge auf jeden Fall erreicht werden. In Anbetracht des im Mittel sehr niedrigen Ablaufwertes für abfiltrierbare Stoffe von rund 5 mg/l wird die Abscheideleistung der Kiesfilterschichten für Trübstoffe insgesamt als ausreichend beurteilt.

Zink läßt sich in der Filteranlage um rund 50 % weiter eliminieren, wobei dies vermutlich auf die Abtrennung von Zinkspezies zurückzuführen ist, die feinpartikulär oder an feine Partikeln gebunden vorkommen. Die gemessenen Werte der Zinkkonzentrationen im Zu- und Ablauf sowie die aus jeweils vier Einzelwerten berechneten gleitenden Mittelwerte sind als Ganglinien in Abbildung 3 dargestellt. Die frachtgemittelte Ablaufkonzentration für den gesamten Betriebszeitraum lag bei 52 µg/l.

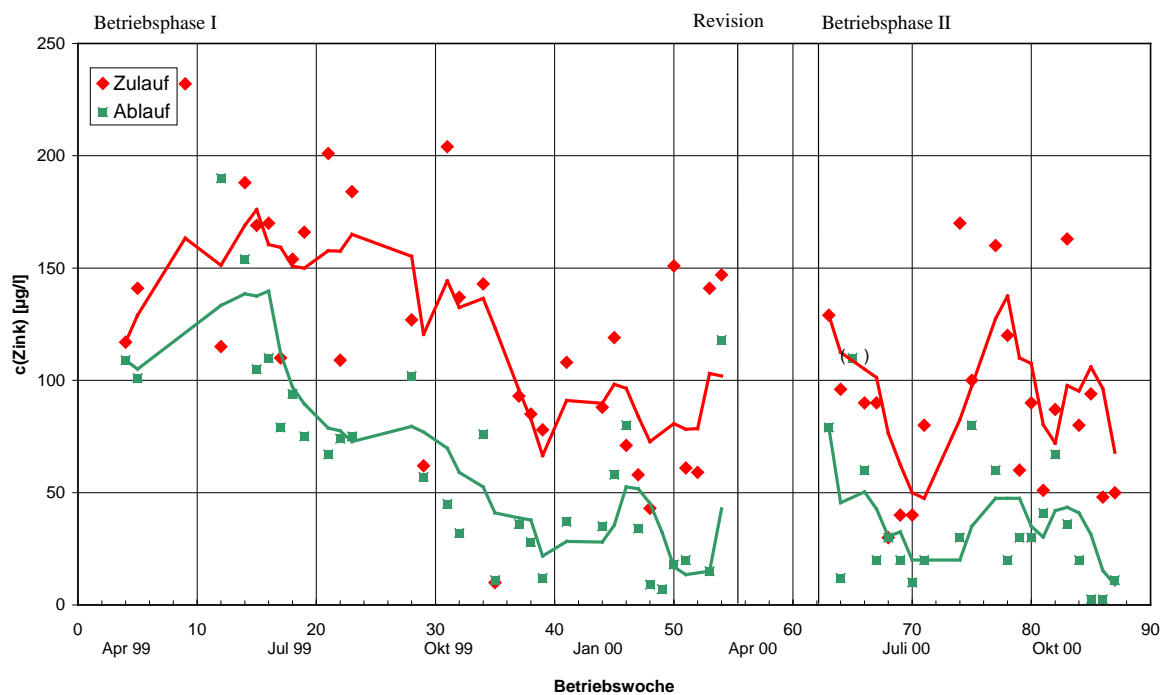


Abbildung 3: Zinkkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Ein ähnlicher Wirkungsgrad der Filteranlage wie für Zink wurde für Blei gefunden, wobei der gemittelte Ablaufwert nur bei 2,1 µg/l lag. Demgegenüber wurden die Schwermetalle Kupfer, Chrom und Nickel in der Filtrationsstufe nur in geringem Umfang entfernt, da sie offensichtlich weitgehend in gelöster Form vorliegen. Abbildung 4 zeigt beispielhaft die für Nickel gefundenen Zu- und Ablaufwerte während der beiden Betriebsphasen.

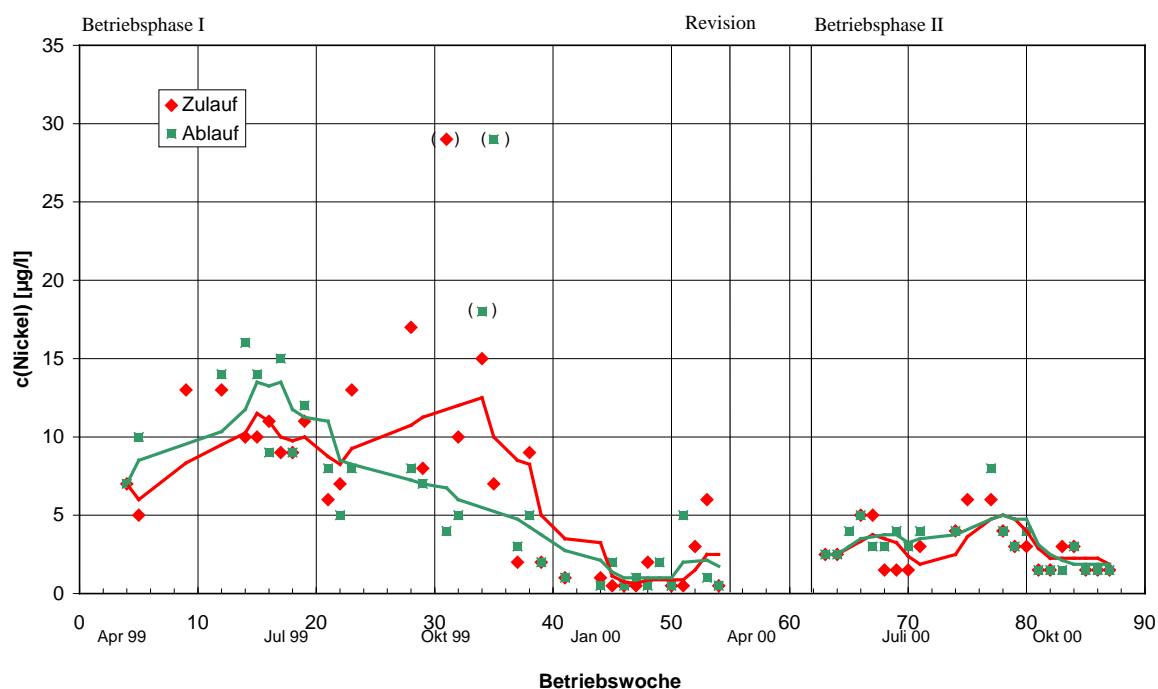


Abbildung 4: Nickelkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Für die Gesamtheit der organischen Stoffe war die Eliminationsleistung der Filteranlage mit im Mittel 27 % unerwartet gering. Die mittlere Beladung der Aktivkohle nach der Betriebsphase I betrug nur wenige Prozent der zu erwartenden Maximalbeladung, wie auch ein Kontrollversuch mit vorbeladener Aktivkohle und einer Modellsubstanz bewies. Das geringe Rückhaltevermögen wird in erster Linie auf kinetische Effekte, d.h. eine zu kurze Kontaktzeit des hindurchströmenden Wassers mit der Kohle, zurückgeführt. Allerdings ist für niedermolekulare Stoffe, zu denen auch die mit den Gruppenparametern MKW und PAK erfaßten Substanzen zählen, eine raschere Adsorptionskinetik und damit auch eine höhere Eliminationsleistung zu erwarten.

Die organischen Gruppenparameter MKW, PAK und AOX konnten im Zulauf zur Filteranlage nicht in signifikanten Mengen nachgewiesen werden, vermutlich auch aufgrund einer entsprechenden Rückhaltewirkung des Absetzschachtes. Daher kann das Rückhaltevermögen der Filteranlage für diese Stoffe nicht quantifiziert werden.

6 Diskussion der Anlagenwirksamkeit

6.1 Rückhaltevermögen der Gesamtanlage

Die zuvor dargestellten Wirksamkeiten der beiden Behandlungsstufen Sedimentation und Filtration sind in der Abbildung 5 zusammengefaßt dargestellt. Dabei wurde, sofern es die Daten erlaubten, ein mittlerer Ablaufwert für die Filterstufe aus dem mittleren Wirkungsgrad für die beiden Betriebsphasen berechnet.

Die Darstellung veranschaulicht den wesentlichen Beitrag des Absetzschachtes zum Stoffrückhalt insbesondere bei den abfiltrierbaren Stoffen (AFS). Der gefundene hohe Wirkungsgrad läßt den Schluß zu, daß eine Verbesserung der Trübstoffabscheidung im Absetzschacht kaum noch möglich ist. Trotz des unvollständigen Rückhaltes der verbleibenden Trübstoffe in den Kiesfilterschichten stellen diese aber eine wichtige Barriere dar, falls höhere Trübstoffgehalte aus dem Absetzschacht ausgetragen werden. Wie sowohl die Vorversuche als auch die Ergebnisse der Betriebsphase I zeigten, erhöht sich dann der Wirkungsgrad der Filtration, so daß keine ausgeprägten Trübstoffspitzen im Ablauf auftreten.

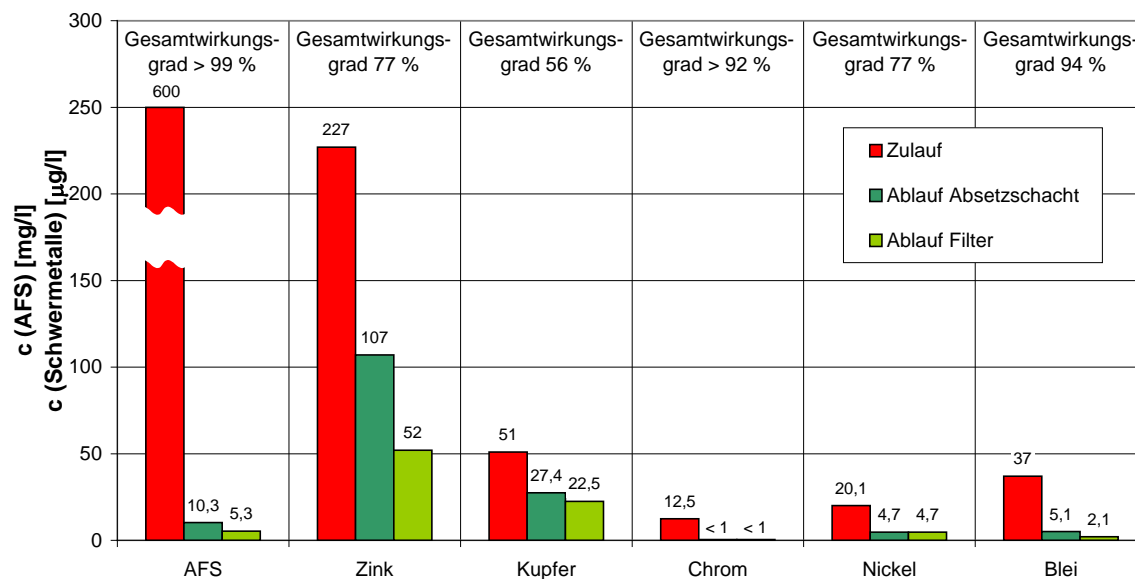


Abbildung 5: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Behandlungsanlage und daraus berechnete Gesamtwirkungsgrade

Die Metalle Chrom, Nickel und Blei wurden im Absetzschacht sehr wirksam entfernt, während bei den Metallen Zink und Kupfer Anteile von 47 % bzw. 54 % durch die Sedimentationsstufe hindurch in die Filteranlage gelangten. Für gelöste anorganische Metallverbindungen ist unter der hier maßgeblichen Randbedingungen aber weder Filterkies noch Aktivkohle ein geeignetes Rückhaltmedium. Lediglich bei organischen Metallkomplexen wäre eine Adsorption an Aktivkohle zu erwarten, doch die Frage nach dem Vorkommen solcher Verbindungen im Niederschlagsabfluß konnte im Rahmen dieses Projektes nicht weiter untersucht werden.

Der Rückhalt partikulärer organischer Stoffe im Absetzschacht war nach der zuvor beschriebenen Abschätzung ebenfalls sehr gut. Bei aeroben oder anaeroben Umsetzungen können daraus gelöste organische Abbauprodukte entstehen, welche den TOC-Gehalt im Zulauf zur Filteranlage erhöhen. Im Mittel waren die dort gefundenen TOC-Konzentrationen aber relativ niedrig. Analog zur Kiesfilterstufe sollte die Aktivkohle jedoch bei plötzlich auftretenden Belastungsspitzen, wie sie beispielsweise bei einer unfallbedingten Freisetzung anthropogener organischer Stoffe auftreten könnten, eine wirksame Barriere darstellen. Es wäre wünschenswert, eine solche Situation an der Versuchsanlage unter kontrollierten Bedingungen genauer zu untersuchen.

6.2 Beurteilung der Ablaufwerte im Hinblick auf eine Versickerung

Für belastete Niederschlagsabflüsse ist in Deutschland bisher nur eine Versickerung über die obere bewachsene Bodenzone zulässig, um einen ausreichenden Schutz des Grundwassers zu gewährleisten [4]. Als maßgebliche Belastungsparameter gelten dabei schwer abbaubare bzw. persistente anthropogene organische Stoffe und Schwermetalle. Bei der Passage des Wassers durch die obere Bodenzone werden diese Stoffgruppen durch physikalische, chemische und ggf. biologische Prozesse zurückgehalten, umgewandelt oder abgebaut [5].

Zu den wirksamen Mechanismen für den Schwermetallrückhalt zählen die Haftung feindisperser Metallverbindungen an Bodenpartikeln, die Sorption, der Ionenaustausch oder die Fällung gelöster Metallspezies an anorganischen Bodenbestandteilen sowie die Bildung von organischen Metallkomplexen mit Humusanteilen des Bodens. Dafür sind hohe Ton- und Humusgehalte des Bodens und pH-Werte größer $\text{pH} = 6$ vorteilhaft [6].

Die Eliminationsleistung für organische Substanzen beruht sowohl auf einer Fixierung durch die Sorption an Huminstoffen und anorganischen Bodenbestandteilen als auch auf einem weitergehenden biologischen Abbau unter den spezifischen Milieubedingungen in der belebten Bodenzone. Hierfür ist es wichtig, die natürliche biologische Aktivität im Boden so wenig wie möglich zu beeinträchtigen [4].

Systematische Untersuchungen zur Ermittlung der Reinigungswirkung der bewachsenen Bodenzone bei der Versickerung von belastetem Niederschlagswasser sind bislang erst vereinzelt durchgeführt worden. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über dabei erhaltene Ergebnisse. Sie zeigen, daß weder bei den Schwermetallen noch bei den untersuchten PAK ein vollständiger Rückhalt durch eine Bodenpassage möglich ist. Im Vergleich zu den Ergebnissen dieser Untersuchung (vgl. Abbildung 5) ist festzustellen, daß mit Ausnahme des Parameters Zink mit der Versuchsanlage stets vergleichbare oder sogar höhere Wirkungsgrade erreicht werden konnten. Demnach könnte die Wirksamkeit einer solchen Behandlungsanlage in wesentlichen Belangen das Rückhaltevermögen der belebten Bodenzone ersetzen.

Tabelle 3: Ermitteltes Rückhaltevermögen der oberen Bodenzone für Inhaltsstoffe von Niederschlagsabflüssen

Parameter	Konzentration vor der Bodenpassage	Konzentration nach der Bodenpassage	Wirkungsgrad	Anmerkung	Quelle
Zink	930 µg/l	< 50 µg/l	> 94 %	Dachablauf, Mittelwert aus 16 Proben	[6]
Nickel	12,2 µg/l	9,5 µg/l	22 %	Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben	[6]
Cadmium	0,7 µg/l	0,3 µg/l	57 %	Dachablauf, Mittelwert aus 16 Proben	[6]
Phenanthren	90 ng/l	15 ng/l	83 %	Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben	[7]
Flouranthren	85 ng/l	30 ng/l	65 %	Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben	[7]
AFS	n.a.	n.a.	56 – 91 %	Straßenabfluß	[8]
Zink	n.a.	n.a.	87 – 96 %	Straßenabfluß	[8]
Blei	n.a.	n.a.	49 – 94 %	Straßenabfluß	[8]

n.a. = nicht angegeben

Ein Nachteil der Versickerung durch die obere Bodenzone ist darin zu sehen, daß es nach längerem Betrieb nachweislich zur Akkumulation von Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen in der Bodenmatrix kommt. Dies ist an verschiedenen Standorten sowohl für Zink als auch für den Gruppenparameter PAK nachgewiesen worden [6, 7, 9].

Bei einer praktischen Anwendung des untersuchten Behandlungskonzeptes für die Reinigung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen wäre eine solche Belastung des Oberbodens nicht gegeben. Die Restgehalte an Schadstoffen gelangten allerdings direkt in das Grundwasser. Es ist daher zu fragen, inwieweit die gefundenen Ablaufwerte dessen Qualität negativ verändern könnten. Hierfür gibt es bisher noch keine verbindlichen Festlegungen. Aus diesem Grund sind in Tabelle 4 die gemessenen mittleren Ablaufwerte den LAWA-Prüfwerten für Grundwassersanierungen sowie den Grenz- und Richtwerten der novellierten Trinkwasserverordnung zur Orientierung gegenübergestellt.

Tabelle 4: Ablaufwerte der Versuchsanlage, LAWA-Prüfwerte [10] und Grenz- bzw. Richtwerte der neuen Trinkwasserverordnung (TVO) [11]

Parameter	Mittlere Ablaufwerte der Versuchsanlage	LAWA-Prüfwerte	TVO-Grenz- oder Richtwerte
pH-Wert	7,2 – 7,4	max. 1 Einheit Abweichung vom Basiswert	6,5 – 9,5
Leitfähigkeit	206 – 241 µS/cm	max. 200 µS/cm über dem Basiswert	2.500 µS/cm
Trübung	4,4 TE/F	-	1,0 TE/F
Zink	52 µg/l	100 – 300 µg/l	-
Kupfer	22,5 µg/l	20 – 50 µg/l	2.000 µg/l
Chrom	< 1 µg/l	10 – 50 µg/l	50 µg/l
Nickel	4,7 µg/l	15 – 50 µg/l	20 µg/l
Blei	2,1 µg/l	10 – 40 µg/l	10 µg/l
Cadmium	< 1 µg/l	1 – 5 µg/l	5 µg/l
Quecksilber	< 1 µg/l	0,5 – 1 µg/l	1 µg/l
TOC	ca. 3,0 mg/l	max. 4 mg/l über dem Basiswert	ohne auffallende Veränderung
PAK (16 Stoffe)	< 100 ng/l	100 – 200 ng/l	100 ng/l (6 Stoffe)

Aus diesen Vergleichen ergibt sich, daß alle gemessenen Parameterwerte unterhalb der LAWA-Prüfwerte liegen. Mit Ausnahme des Parameters Trübung, der jedoch keine direktes Maß für ein Schadstoffpotential darstellt, werden auch die Anforderungen der Trinkwasserverordnung eingehalten. Es wird daraus abgeleitet, daß die Ablaufkonzentrationen der Behandlungsanlage, sofern sie die gemessenen Wertebereiche nicht nennenswert überschreiten, sich nicht nachteilig auf die Grundwasserqualität auswirken sollten. Allerdings müßte, sofern besondere Schutzanforderungen wie beispielsweise in Wasserschutzgebieten bestehen, diese Beurteilung noch durch eine immissionsbezogene Betrachtung ergänzt werden.

Daher wäre ein in einer solchen Reinigungsanlage vorbehandelter Niederschlagsabfluß für die unterirdische Versickerung als geeignet anzusehen, sofern die gleichen Bedingungen bezüglich seiner stofflichen Zusammensetzung gegeben sind und die gleichen Anlagenwirkungsgrade wie in dieser Untersuchung erreicht werden. Hierfür sollten allerdings noch weiterführende Untersuchungen an anderen Verkehrsflächen durchgeführt werden.

7 Betriebliche Erfahrungen und Planungshinweise

Bei kontinuierlichem Betrieb der Behandlungsanlage sind nach den Erfahrungen aus dem Versuchsbetrieb regelmäßig die folgenden Revisionen durchzuführen:

- Entschlammung des Absetzschachtes: 1 x jährlich
- Wäsche des Filterkieses: 2 x jährlich
- Austausch der Aktivkohle: 1 x 2jährlich, ggf. 1 x 4jährlich

Die Schadstoffe fallen dabei in Form gezielt zu erfassender Reststoffe an, und zwar als

- Schlamm aus dem Absetzschacht
- Feststoffe im Waschwasser für den Filterkies
- Beladene Aktivkohle.

Für alle Reststoffe sind Entsorgungswege über die lokale Abfall- und Abwasserbeseitigung bzw. durch die etablierten Rücknahmesysteme für beladene Aktivkohle vorhanden.

Optimierungsmöglichkeiten für das untersuchte Behandlungskonzept werden derzeit nicht im grundsätzlichen Anlagenaufbau, sondern lediglich in der Spezifikation der Filtermaterialien gesehen. Ein schwermetallselektives Filtergranulat [12] erwies sich unter den vorliegenden Randbedingungen in Vorversuchen aber weder als ausreichend wirksam noch als praktikabel infolge der Veränderungen von pH-Wert und Salzgehalt im behandelten Wasser.

Für einen angenommenen Anwendungsfall wurde die Dimensionierung der Behandlungsanlage zusammen mit angeschlossenen unterirdischen Versickerungssystemen vorgenommen. Dabei zeigte es sich, daß eine Schachtversickerung nur in Sonderfällen, d.h. bei sehr großen Grundwasserflurabständen, gebaut werden könnte. Demgegenüber wäre die Kombination mit einer Rigolenversickerung unter technischen Gesichtspunkten unkritisch.

Die Reinigung von belastetem Niederschlagsabfluß in der konzipierten Behandlungsanlage in Kombination mit einer unterirdischen Versickerung wäre auch dann die einzige Möglichkeit für eine dezentrale Versickerung, wenn die Fläche für eine oberirdische Versickerung wegen der örtlichen Verhältnisse (vorhandene Bebauung oder andere Art der Versiegelung) nicht zur Verfügung steht. Eine Kostenvergleichsrechnung zu einer oberirdischen Muldenversickerungsanlage läßt erkennen, daß die spezifischen Jahreskosten bei etwa dem Achtfachen liegen würden. Die Kombination aus Behandlungsanlage und Rigolenversickerung kann aus Kostengesichtspunkten vorteilhaft sein, wenn belastetes Niederschlagswasser in Regionen mit sehr hohen Grundstückskosten versickert werden soll.

8 Literatur

- [1] Berbee, R., et al.: Characterization and Treatment of Runoff from Highways in the Netherlands Paved with Impervious and Pervious Asphalt. *Water Environm. Res.* 71 (1999) 2, 183-190.
- [2] ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. KA 43 (1996) 8, 1445-1454.
- [3] Pfeifer, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe Bd. 92, Oldenbourg, München 1998.
- [4] ATV-DVWK Merkblatt M 153: Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser. GFA, Hennef, Februar 2000.
- [5] ATV Arbeitsblatt A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Gelbdruck, GFA, Hennef, November 1999.
- [6] Remmler, F.: Regenwasserversickerung und Grundwasserschutz. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 39 (1998), 272-279.
- [7] Hütter, U., Remmler, F.: Niederschlagswasserversickerung unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes. Vortrag, 32. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Aachen 1999.
- [8] Kasting, U.: Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung. KA 47 (2000) 10, 1481-1490.
- [9] Mikkelsen, P.S., et al.: Pollution of Soil and Groundwater from Infiltration of Highly Contaminated Stormwater – a Case Study. In: *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hannover, 1996, S. 707.
- [10] LAWA (Hrsg.): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart 1994.
- [11] Entwurf der novellierten Trinkwasserverordnung, Stand 1. November 2000 (vom Bundeskabinett verabschiedet). *EnergieWasserPraxis* 51 (2000) 11, 10-15.
- [12] Produktübersicht Regen-Ressourcen. *gwf Wasser/Abwasser* 141 (2000) 2, 80-85.