

- **Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid)**

## Abschlussbericht



- Prof. Dr.-Ing. Bernd Nolting  
Januar 2008

---

Im Auftrag des



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



## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>ZIELSETZUNG UND RANDBEDINGUNGEN .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK.....</b>	<b>3</b>
2.1	Inhaltsstoffe im Niederschlagswasser von Metaldächern.....	3
2.2	Verfahren zum Schwermetallrückhalt .....	4
2.2.1	Ionenaustauschverfahren .....	4
2.2.2	Adsorption .....	5
2.2.3	Fällung .....	6
2.2.4	Prozesse im Boden (Bodenökologie).....	7
2.3	Das Schwermetall Zink.....	8
2.3.1	Allgemeine Eigenschaften .....	8
2.3.2	Biochemische Eigenschaften.....	8
2.3.3	Quellen für Zink .....	9
2.4	Das Verhalten der Schadstoffe im Boden und Bioverfügbarkeit.....	10
2.5	Das Verhalten der Schadstoffe im Wasser .....	14
2.6	Toxische Wirkung von Zink .....	15
2.7	Behördliche und gesetzliche Anforderungen an den Schwermetallrückhalt.....	16
2.8	Ergebnisse bisheriger Untersuchungen von Behandlungs- bzw. Versickerungsverfahren.....	18
2.8.1	Das Projekt „Filtration des Niederschlagswassers von Kupferdächern zum Schutz von Boden und Grundwasser“ der TU München .....	19
2.8.2	Begleitende Untersuchungen zum Projekt Urban Water Recycle der Stadt Hamburg .....	19
2.8.3	Untersuchungen zu Dachwasserabflüssen durch die EAWAG .....	20
<b>3</b>	<b>VORGEHENSWEISE.....</b>	<b>21</b>
3.1	Ziele und Randbedingungen des Projektes .....	21
3.2	Projekthinhalte und Methodik .....	23
3.2.1	Datenerhebung und Planung der Versickerungsanlage.....	23
3.2.2	Bau und Inbetriebnahme der Anlage .....	25
3.2.3	Versuchskonzeption und -durchführung .....	28
3.2.4	Durchführung von Laborversuchen (Ermittlung von Adsorptionsisothermen)...	30
3.2.5	Versuchsauswertung und Abschlußbericht.....	31
3.3	Beschreibung der Versuchsanlage im technischen Maßstab.....	32
3.3.1	Filteranlage.....	32
3.3.2	Versuchsmulde.....	36
3.3.3	Verwendete Filtermaterialien .....	39
3.4	Versuchs- und Analysenprogramm .....	44

<b>4</b>	<b>VERSUCHSERGEBNISSE .....</b>	<b>46</b>
4.1	Anlagenzufluss.....	46
4.1.1	Zuflusswassermengen.....	46
4.1.2	Aufteilung der Zuflusswassermengen auf die drei Filtereinheiten .....	47
4.1.3	Maximale Zuflüsse zu den Filterschächten und Überlaufereignisse.....	52
4.1.4	Zinkgehalte im Zufluss.....	54
4.2	Einteilung des Untersuchungszeitraums in Betriebsphasen .....	55
4.3	Untersuchungsergebnisse für das Filtersystem 1 .....	58
4.3.1	Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse .....	58
4.3.2	Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse .....	59
4.3.3	Zink-Eliminationsrate .....	60
4.3.4	Darstellung der Summenhäufigkeiten - Prozessstabilität .....	61
4.4	Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 2.....	62
4.4.1	Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse .....	62
4.4.2	Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse .....	63
4.4.3	Zink-Eliminationsrate .....	63
4.4.4	Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität .....	64
4.5	Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 3 in Phase 1 - 3.....	66
4.5.1	Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse .....	66
4.5.2	Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse .....	67
4.5.3	Zink-Eliminationsrate .....	68
4.5.4	Darstellung der Summenhäufigkeiten - Prozessstabilität .....	69
4.6	Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 3 in Phase 4 .....	70
4.6.1	Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse .....	70
4.6.2	Zink-Eliminationsrate .....	70
4.6.3	Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität .....	71
4.7	Untersuchungsergebnisse der Versickerungsmulde.....	72
4.7.1	Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse .....	72
4.7.2	Zink-Eliminationsrate, Leistungsgrad des Systems (monatlich) .....	72
4.7.3	Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität .....	73
4.7.4	Analyse des Bodens der Versuchsmulde .....	75
4.8	Untersuchungsergebnisse Metalle und Schwermetalle.....	76
4.9	Untersuchungsergebnisse organische Summenparameter .....	77
4.9.1	TOC .....	78
4.9.2	AOX .....	78
4.9.3	Abfiltrierbare Stoffe AFS.....	78
4.9.4	Analyse des Schlammes aus den Filterschächten.....	78
4.10	Überwachung der Anlage (Mischproben der Zisterne).....	79
4.11	Betriebsprobleme und Lösungsansätze zu deren Behebung.....	80
4.12	Untersuchungsergebnisse aus Betriebsphase 2.....	83

<b>5</b>	<b>UNTERSUCHUNG EINZELNER EINFLUSSPARAMETER .....</b>	<b>84</b>
5.1	Grundsätzliches .....	84
5.2	Hydraulische Belastung.....	84
5.2.1	First Flush .....	84
5.2.2	Spitzenbelastung.....	84
5.3	pH-Wert.....	86
5.4	Temperatur.....	87
<b>6</b>	<b>HYDROGEOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN DER FILTER- UND RIGOLENMATERIALIEN IM LABORMAßSTAB .....</b>	<b>88</b>
6.1	Durchführung der Batchversuche für die Filtermedien .....	88
6.1.1	Theorie der Batchversuche.....	88
6.2	Ergebnisse der Batchversuche für die Filtermedien.....	92
6.2.1	Auswertungen nach Henry .....	92
6.2.2	Auswertung nach Freundlich .....	93
6.2.3	Sorptionskinetik.....	95
6.3	Bewertung der Ergebnisse für die Filtermedien .....	97
6.4	Durchführung von Säulenversuchen zu verschiedenen Rigolenmaterialien.....	99
6.5	Aufbau der Versuchsanlage für die Untersuchung der Rigolenmaterialien .....	99
6.6	Ergebnisse der Säulenversuche.....	102
<b>7</b>	<b>ABSCHLIEßENDE BEWERTUNG DER ERGEBNISSE, HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN UND DIMENSIONIERUNGSHINWEISE.....</b>	<b>104</b>
7.1	Vergleich der Reinigungsleistung .....	104
7.2	Zusammenfassender Vergleich der Filtersysteme .....	105
7.3	Dimensionierungshinweise.....	107
7.3.1	Bemessungsgrundlagen für Filterschächte.....	107
7.3.2	Hydraulische Bemessung.....	107
7.3.3	Stoffliche Bemessung.....	109
7.3.4	Auslegung des Schlammfanges .....	110
7.3.5	Schlussfolgerungen.....	110
7.4	Handlungsempfehlungen für die Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage des Altenheims in Lohmar-Wahlscheid.....	111
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT .....</b>	<b>112</b>
8.1	Ausgangssituation und Aufbau der gewählten Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage.....	112
8.2	Versuchsaufbau und -ergebnisse .....	113
8.3	Fazit.....	115
<b>9</b>	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>116</b>
<b>10</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS.....</b>	<b>120</b>
<b>11</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>	<b>122</b>

## 1 Zielsetzung und Randbedingungen

Die möglichst weitgehende Versickerung des in Siedlungsgebieten anfallenden Niederschlagswassers ist ein umweltpolitisches Ziel der NRW-Landesregierung. Die Frage nach den im Niederschlagswasser enthaltenen Inhaltsstoffen und deren möglichen Umweltauswirkungen spielt dabei natürlich eine besondere Rolle. Das Niederschlagswasser wird diesbezüglich in drei Gruppen unterteilt [1]:

1. unbedenkliche Abflüsse,
2. tolerierbare Abflüsse und
3. nicht tolerierbare Abflüsse.

Unbedenkliche Niederschlagswasserabflüsse dürfen über alle Versickerungsanlagen eingeleitet werden. Tolerierbare Niederschlagswasserabflüsse dürfen in der Regel nur über die belebte Bodenzone versickert werden. Nicht tolerierbare Niederschlagswasserabflüsse dürfen nur in Ausnahmefällen über die belebte Bodenzone, in keinem Fall über unterirdische Versickerungsanlagen versickert werden. Eine besondere Umweltrelevanz haben aufgrund ihrer Schwermetallbelastung die Niederschlagsabflüsse von zink-, kupfer- oder bleigedeckten Dachflächen [1].

Wegen ihrer Umweltbelastung dürfen Niederschlagswässer von Metaldächern nicht ohne Behandlung (z.B. über die belebte Bodenzone oder andere Behandlungsanlagen) versickert werden. Für eine Einleitung sind die Prüfwerte für Sickerwasser der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [7], die an der Grenze von der ungesättigten zur gesättigten Zone gelten, rechtlich bindend. Diese sieht eine maximale Konzentration von 0,5 mg/l Zink im Sickerwasser vor, die von Behandlungsanlagen analog zur belebten Bodenzone eingehalten werden müssen. Den Überwachungsbehörden liegen allerdings noch keine ausreichenden Informationen über die Reinigungsleistung und den Betrieb geeigneter Behandlungssysteme vor. Bei größeren Dachflächen muss daher das Niederschlagswasser von diesen Dachflächen bis dato häufig in die Kanalisation abgeleitet werden. Diese Vorgehensweise ist für die Eigentümer mit entsprechenden Kosten (Kanalbenutzungsgebühren) verbunden. Hinzu kommt die Tatsache, dass auch die Ableitung des Regenabflusses von Metaldächern in den Mischwasserkanal und anschließend in die Kläranlage nicht unproblematisch ist, da sich hierdurch die Zink- und Kupferbelastung im Klärschlamm erhöhen kann. Möglicherweise sind Metaldächer ein Grund, warum der Klärschlamm regional nicht verwertet, sondern entsorgt werden muss.

Gegenstand dieses Pilotprojektes ist die Behandlung und anschließende Versickerung des Niederschlagswassers des Zinkdaches (Dachfläche 2.600 m<sup>2</sup>) eines Altenheims in Lohmar-Wahlscheid (vgl. Abb. 1). Vor der Installation der Behandlungs- und Versickerungsanlage musste das Niederschlagswasser der Dachflächen wegen der oben genannten Gründe in den Kanal abgeleitet werden.



Abb. 1: Luftbilder von Lohmar-Wahlscheid und vom Altenheim Wahlscheid [9]

Im Rahmen des Pilotprojektes wurde eine Behandlungs- und Versickerungsanlage für das Niederschlagswasser der Dachflächen errichtet und über einen Zeitraum von 20 Monaten betrieben. Es kamen unterirdische Schachtbauwerke zum Einsatz, die vor der eigentlichen Rigolen-Versickerung angeordnet und mit Filterkörpern ausgestattet sind. Die Untersuchungen haben das Ziel, verschiedene Filtermaterialien und unterschiedliche Filtersysteme hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung und Praxistauglichkeit zu untersuchen. Parallel erfolgte die Untersuchung der Rückhalteleistung in einer im Teilstrom angeordneten Versickerungsmulde. Ergänzend wurde im Labormaßstab das Sorptionsverhalten der Filter- und Rigolenmaterialien untersucht.

Die untersuchten Filterschächte und Filtermaterialien sowie die Versickerungsmulde werden hinsichtlich Reinigungsleistung, Prozessstabilität und Betriebssicherheit bewertet und miteinander verglichen. Es wird eine optimierte Verfahrensvariante herausgearbeitet. Aus den Untersuchungen werden Handlungsempfehlungen für die zukünftige Genehmigungspraxis in NRW abgeleitet.

## 2 Stand von Wissenschaft und Technik

### 2.1 Inhaltsstoffe im Niederschlagswasser von Metaldächern

Die Konzentrationen von Stoffen im Niederschlag und im Niederschlagswasserabfluss von Dachflächen sind auf trockene Depositionen (trockene Ablagerung), auf nasse Depositionen (in Wasser gelöst) und auf Emissionen der abflussliefernden Flächen selbst zurückzuführen. Die dritte Gruppe beinhaltet bei Metaldächern vorwiegend Stoffe, die aufgrund von Ablöseerscheinungen des Materials (Korrosionsprodukte) ins Niederschlagswasser gelangen.

Das Material von Dächern hat einen signifikanten Einfluss auf die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe von Dachabflüssen. Zum einen werden bestimmte Stoffe von den Dächern und den Regenrinnen und Fallrohren selbst emittiert. Zum anderen ist die Struktur des Werkstoffes für einen unterschiedlichen Rückhalt, ein unterschiedliches Abspülverhalten oder unterschiedliche Umwandlungsvorgänge von Stoffen verantwortlich (chemisches Milieu, Temperatur, Oberflächenrauheit, Ansiedlung von Mikroorganismen).

Von Metaldächern geht erwartungsgemäß der größte Einfluss auf die Schwermetallkonzentrationen im Dachabfluss aus (der Anteil der Schwermetalle im Niederschlag ist eher gering). Der abgeschwemmte Anteil der Metalle wird als „Abschwemmrate“ bezeichnet, die meistens in  $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  angegeben wird. Nach Auswertungen von Hullmann et al. (2001) liegen die Abschwemmraten bei Kupferdächern unter mitteleuropäischen Klimabedingungen bei etwa  $1,3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  entsprechend  $0,15 \text{ } \mu\text{m}/\text{a}$ . Dieser Wert liegt zwischen den von Priggemeyer et al. (1998) in Osnabrück (Deutschland) und Odnevall Wallinder et al. (1999) in Stockholm (Schweden) gemessenen Werten von  $1,1 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  und Faller (2001) in Dübendorf (Schweiz) ermittelten  $1,8 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ . Für Zink ergeben Auswertungen von Abschwemmraten aus Odnevall Wallinder et al. (1999) und Korenromp & Hollander (1999) Durchschnittswerte von  $3,0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  und  $0,4 \text{ } \mu\text{m}/\text{a}$ , wobei die Abschwemmraten nach 10 Jahren auf etwa  $2/3$  der anfänglichen Korrosionsraten zurückgehen.

Die Konzentrationen von Zink und Kupfer weisen ausgeprägte Spülstöße auf. Spitzenwerte zu Beginn von Niederschlagsereignissen enthielten bis zu  $18 \text{ mg/l}$  Kupfer und bis zu  $50 \text{ mg/l}$  Zink (Leuenberger-Minger et al. 2002). Länger anhaltende Regen erzielen Durchschnittswerte von  $4 \text{ mg/l}$  Zink und  $2 \text{ mg/l}$  Kupfer.

## 2.2 Verfahren zum Schwermetallrückhalt

Zur Elimination von Schwermetallen sind verschiedene Verfahren geeignet. Im Folgenden werden die grundsätzlichen Prozesse kurz erläutert.

### 2.2.1 Ionenaustauschverfahren

Als Ionenaustausch bezeichnet man die Eigenschaft bestimmter Feststoffe - so genannter Austauscher - Ionen stabil anzulagern, sodass sich diese nicht durch Waschen ablösen lassen. Dagegen lassen sich die angelagerten (sorbierten) Ionen durch andere gleichsinnig geladene Ionen verdrängen (austauschen). Der Ionenaustausch beruht auf elektrostatischer Wechselwirkung mit den in der Struktur der Feststoffe verankerten Ladungszentren. Diese Ladungen können positiv oder negativ sein, entsprechend werden Anionen oder Kationen ausgetauscht [13].

Beim Ionenaustauschverfahren werden bestimmte Ionen aus einer Lösung aufgenommen und dafür eine äquivalente Menge anderer Ionen an die Lösung wieder abgegeben. Die ausgetauschten Ionen können Kationen oder Anionen sein, entsprechend spricht man von Kationen- und Anionenaustauschern. Neben organischen Kunstharzaustauschern (Polymere mit im Polymergerüst eingebundenen funktionellen Gruppen) sind Austauscher auf anorganischer Basis, beispielsweise Zeolithe, erhältlich. Ähnlich der Adsorption bewirkt auch der Ionenaustausch die reversible Bindung der Wasserinhaltsstoffe an ein Hilfsmaterial, bei dessen Regenerierung eine konzentrierte Phase anfällt. Folgende Austauscher sind in der Abwasserreinigung gebräuchlich:

- Kationenaustauscher: Natürliche Zeolithe oder synthetische Harze mit Sulfonsäure- und Carboxylsäure-Gruppen ermöglichen den Austausch von Kationen. Sie binden z. B. Zink- und Kupferionen und geben im Austausch z. B. Natrium- oder Wasserstoffionen frei.
- Anionenaustauscher: z. B. Harze mit Aminogruppen. Sie binden z. B. Sulfate oder Cyanide im Austausch gegen Chlorid- oder Hydroxylionen.

Erfahrungsgemäß kann das Ionenaustausch-Verfahren zur Anreicherung von Schwermetallen dann eingesetzt werden, wenn die betreffenden Metalle in geringen Konzentrationen vorliegen. Im Allgemeinen sollen diese Konzentrationen niedriger als 3 g/l, vorzugsweise unter 500 mg/l, liegen [39]. Eine Regeneration der Ionenaustauscher ist technisch möglich, was den Vorteil mit sich bringt, dass die Filtermaterialien nicht ausgetauscht werden müssen. Kationenaustauscher können z. B. mit Natriumchlorid, Anionenaustauscher mit Natronlauge zurückgespült werden. Bei der Rückspülung fällt ein Regenerat an, das die ausgetauschten Wasserinhaltsstoffe in konzentrierter Form enthält [41].

## 2.2.2 Adsorption

Als Adsorption, einem chemisch-physikalischen Verfahren der Abwasserbehandlung, wird die Anlagerung von meist gelösten Stoffen (Adsorbat) an die Oberfläche eines Festkörpers (Adsorbens) bezeichnet. In der Abwasserreinigung bezieht sich dies vor allem auf die Anlagerung von gelösten Wasserinhaltsstoffen an die innere Oberfläche von z. B. Aktivkoks- oder Aktivkohle und somit die Entfernung aus dem zu reinigenden Abwasserstrom. Bei der physikalischen Sorption werden die angelagerten Substanzen durch Massenkräfte (van der Waals Kräfte) gebunden. Es besteht ein spezifisches Gleichgewicht mit der Desorption. Bei der Chemisorption wird die Bindung der Stoffe an der Adsorbensoberfläche durch chemische Reaktionen mit den Oberflächenmolekülen bewirkt (Valenzkräfte, „Coulombsche Kräfte“). Dieser Prozess ist daher meist irreversibel.

Aktivkohle und Aktivkoks sind die wichtigsten technischen Adsorbentien. Durch Steuerung des Herstellungsprozesses kann die Porenstruktur so beeinflusst werden, dass eine optimale Adsorption bestimmter Substanzen ermöglicht wird. Dabei wird das kohlenstoffhaltige Ausgangsmaterial (z. B. Anthrazit oder Holzkohle) zunächst verkohlt und anschließend bei hoher Temperatur ( $> 650^\circ$ ) „aktiviert“, d. h. die beim Verkohlen mit Teer gefüllten Hohlräume werden wieder freigelegt. Es entsteht eine Kohle mit sehr großer innerer Oberfläche. Die zur Verwendung kommenden Adsorbentien besitzen eine innere Oberfläche von ca.  $300 \text{ m}^2/\text{g}$  (Aktivkoks) bis zu ca.  $1.200 \text{ m}^2/\text{g}$  (Aktivkohle) (vgl. Abb. 2). Diese von Poren unterschiedlicher Größe (Makro-, Meso- und Mikroporen, letztere mit  $d = 4 - 5 \cdot 10^{-4} \mu\text{m}$ ) gebildeten Flächen bilden das sorptive Potential von Aktivkohle und Aktivkoks. Für die praktische Anwendung in der Abwasserreinigung ist die Herstellung in zwei Formen möglich:

- Pulverförmig ( $d = 50 - 70 \mu\text{m}$ ), womit eine direkte Dosierung in den Wasserstrom möglich ist, und
- Granulatförmig ( $d = 1 - 4 \text{ mm}$ ), geeignet als Füllmaterial für Filtersäulen und -einsätze.

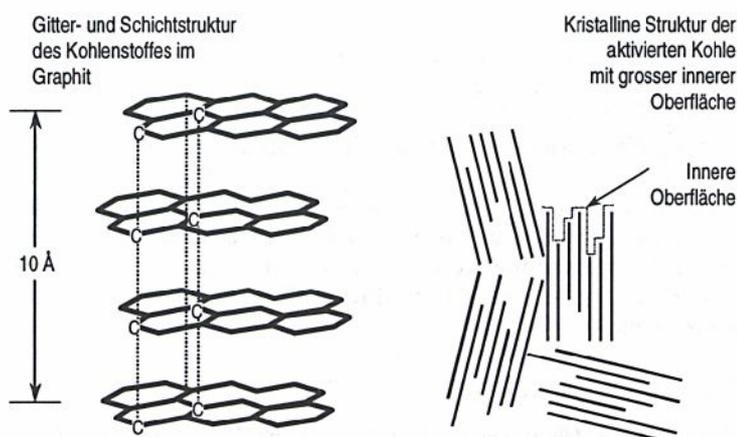


Abb. 2: Molekulare und kristalline Struktur der Aktivkohle [40]

Wenn die Adsorptionskapazität der Adsorbentien erschöpft ist, können diese gegebenenfalls regeneriert werden. Dies erfolgt i.d.R. nur für teure granulierten Aktivkohle. Hierbei wird durch Desorption die Adsorptionskapazität wieder hergestellt und das Regenrat kann wieder eingesetzt werden. Hierfür stehen verschiedene technische Verfahren zur Auswahl [39]. Eine Regeneration von Aktivkohle ist aufgrund des deutlich günstigeren Preises im Vergleich zu Aktivkohle nicht wirtschaftlich. An dieser Stelle bietet sich nach dem Betrieb von z. B. mehreren Jahren (je nach Anwendungsfall) ein Austausch gegen neues Filtermaterial an.

Kommen Aktivkohle und Aktivkohle zum Einsatz, so sind je nach Betriebsweise drei Eliminationsmechanismen von Bedeutung:

- Adsorption von gelösten Stoffen aus dem Wasser,
- Filtration suspendierter und kolloidaler Partikel und
- biologischer Abbau angelagerter organischer Substanzen.

Adsorptionsverfahren sind in der Wasserreinigung nur dann wirtschaftlich einsetzbar, wenn im Wasser nur geringe Mengen organische Verunreinigungen vorliegen, da einerseits Organika vorzugsweise adsorbieren und somit die Aktivkohle rasch beladen können und andererseits durch konkurrierende Adsorption die Adsorptionskapazität bezüglich der Zielsubstanz vermindern [39].

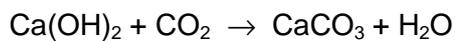
### 2.2.3 Fällung

Fällung ist ein chemisches Verfahren zur Überführung von gelösten Verbindungen in eine ungelöste Form durch Zugabe geeigneter Chemikalien. Das entstehende Fällungsprodukt kann dann durch physikalische Verfahren (z. B. Sedimentation, Flotation, Filtration) abgetrennt werden. Fällungsreaktionen werden u.a. zur Abtrennung von gelösten Metallionen angewandt. Eine häufige Fällungsform besteht in der Überführung von gelösten Schwermetallen in schwerlösliche Metallhydroxide, wobei die Löslichkeitsprodukte i.d.R. stark vom pH-abhängig sind. Neben dem Löslichkeitsprodukt der jeweiligen Metallverbindung sind auch deren Absetzbarkeit und Volumen (Wassergehalt) zu berücksichtigen. In einigen Fällen werden bessere Ergebnisse durch die Ausfällung als Carbonate erzielt. In manchen schwierigen Fällen, v. a. in Gegenwart von Komplexbildnern, kann eine Sulfidfällung erforderlich sein. Störende Anionen können oftmals in Form ihrer Calcium-, Eisen- oder Aluminiumsalze gefällt werden [42].

Auch Kalk ( $\text{CaO}$  bzw.  $\text{Ca(OH)}_2$ ) ist ein bei der Abwasserreinigung oft verwendetes Fällmittel. Bei der Zugabe von Kalziumhydroxid sind für den Fällungsprozess nicht die Kalziumionen, sondern die Hydroxylionen ( $\text{OH}^-$ ) entscheidend. Ein wesentliches Fällungsprodukt ist z. B. Kalziumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ). Dieser Fällungsprozess beginnt mit einem Enthärtungsprozess des Wassers, wobei ein Niederschlag von Kalziumkarbonat entsteht [39]. Des Weiteren findet eine pH-Wert Erhöhung des Wassers

statt. Nachdem sich das Kalziumkarbonat gebildet hat, ist z. B. eine Fällung von Schwermetallen wie Zink und Kupfer möglich.

Kalzium-Carbonat entsteht z. B. auch beim Aushärten von Beton. Dieser chemische Prozess wird Karbonatisierung genannt. Ein frischer Beton ist hochalkalisch (Lauge), bei der Karbonatisierung sinkt sein pH-Wert von ca. 12,5 auf etwa 8 - 9 ab. In die Kapillarporen des trockenen Betons kann Luft eindringen. Das in der Luft enthaltenen Kohlendioxid CO<sub>2</sub> wirkt auf den noch stark alkalischen Beton neutralisierend. Aus dem Calciumhydroxid Ca(OH)<sub>2</sub> wird durch das Einwirken von CO<sub>2</sub> Calciumcarbonat CaCO<sub>3</sub> [38]. Die chemische Reaktion lautet:



Die Karbonatisierungstiefe schreitet von außen nach innen fort. Durch z. B. eine Betonlasur oder abdichtende Anstriche kann die Karbonatisierung gebremst bzw. verhindert werden. Findet eine Fällung an Wandungen von Betonschächten statt (Oberflächenfällung), ist es möglich, dass die ausgefällten Komplexe dort verbleiben.

#### 2.2.4 Prozesse im Boden (Bodenökologie)

Im Boden können sowohl Adsorptions- als auch Ionenaustausch- und Fällungsprozesse stattfinden. Fast alle Bodenpartikel der mineralischen und organischen Bodensubstanz sind an ihren Ober- bzw. Grenzflächen elektrisch geladen. Besonders aktiv sind feine Bodenpartikel ( $\emptyset < 2 \mu\text{m}$ ), die eine hohe spezifische Oberfläche besitzen und auch als Bodenkolloide bezeichnet werden. Dazu zählen insbesondere Tonminerale und Huminstoffe, aber auch Oxide und Hydroxide im Boden. Bei Tonmineralen und Huminstoffen, die als wesentliche Ladungsträger und Ionenaustauscher gelten, überwiegen die negativen Ladungen. Aufgrund der elektrischen Ladungsverhältnisse können diese Bodenpartikel an ihren Ober- und Grenzflächen Ionen aus der Bodenlösung anlagern (adsorbieren) bzw. an die Bodenlösung abgeben (desorbieren). Die an den Bodenpartikeln sorbierten Ionen können durch Ionen aus der Bodenlösung verdrängt und ausgetauscht werden. Daher werden Bodenpartikel, die Ionen adsorbieren und austauschen können, als Austauscher bezeichnet [10] [11] [12].

Die wichtigsten austauschbaren Kationen im Boden sind Calcium- (Ca<sup>++</sup>), Magnesium- (Mg<sup>++</sup>), Kalium- (K<sup>+</sup>), Natrium- (Na<sup>+</sup>), Mangan- (Mn<sup>+++</sup>), Eisen- (Fe<sup>+++</sup>), Aluminiumionen (Al<sup>+++</sup>) und Protonen (Wasserstoffionen; H<sup>+</sup>). Diese Ionen spielen eine entscheidende Rolle für

- das Schadstoffaufnahmevermögen des Bodens,
- die Nährelementversorgung der Pflanzen und
- die Säurebelastung der Pflanzen im Wurzelraum.

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist die Fähigkeit des Bodens (oder eines Substrates bzw. Granulates), Kationen aus der Bodenlösung reversibel sorbieren zu

können. Die am Sorptionsprozess beteiligten Feststoffe werden Austauscher genannt. Die Kationenaustauschkapazität ist von den an der Oberfläche wirksamen Ladungen der Austauscher abhängig. Vor allem aufweitbare Tonminerale und Huminstoffe weisen zusätzlich zur äußeren eine innere Oberfläche von bis zu 1.000 m<sup>2</sup>/g auf [13].

## 2.3 Das Schwermetall Zink

### 2.3.1 Allgemeine Eigenschaften

Das Element Zink zählt mit seiner Dichte von 7,1 g/cm<sup>3</sup> zur Gruppe der Schwermetalle. Anders als die meisten organischen Schadstoffe treten Schwermetalle von Natur aus bei der Gesteinsbildung in Erzminerale auf. Daher ist in Böden, Gewässern und Sedimenten auch in Lebewesen eine natürliche Hintergrundkonzentration dieser Elemente vorhanden. Durch Verschmutzungen entstehen im Vergleich zu den normalen Hintergrundwerten hohe Konzentrationen dieser Metalle. Das alleinige Vorhandensein dieser Metalle reicht daher nicht als Hinweis für eine Verschmutzung oder Kontamination aus, sondern erst ihre relative Konzentration ist von Bedeutung. Schwermetalle gelangen nicht nur über natürliche geo-chemische Prozesse, sondern auch durch eine Vielzahl anthropogener Quellen in die Umwelt.

### 2.3.2 Biochemische Eigenschaften

Einige Elemente der Gruppe der Schwermetalle (u. a. Zink) sind für die meisten Organismen in geringen, aber entscheidenden Konzentrationen für ein normales und gesundes Wachstum notwendig. Diese Elemente werden als „Mikronährstoffe“ oder „essentielle Spurenelemente“ bezeichnet. In übermäßigen Konzentrationen wirken diese „Mikronährstoffe“ jedoch toxisch. Zu den essentiellen Metallen, deren Fehlen unter normalen Lebensbedingungen zu Mangelerscheinungen für Lebewesen und Pflanzen führt, gehören Zink, Kupfer, Mangan und Eisen. Für Tiere sind zusätzlich Chrom, Cobalt, Selen und Iod sowie für Pflanzen Bor und Molybdän aufzuführen. Die meisten essentiellen Spurenelemente sind als Bestandteile von Enzymen und anderen wichtigen Proteinen an entscheidenden Stoffwechselwegen beteiligt sind. Ihr Mangel führt zu Verknappungen der jeweiligen Enzyme und somit zur Dysfunktion des Stoffwechsels und gesundheitlichen Störungen. Abb. 3 zeigt eine typische Dosis-Wirkungs-Kurve für Mikronährstoffe. Man erkennt, dass aus zu geringen Mikronährstoffkonzentrationen ein Mangel für das Pflanzenwachstum resultiert. Der „normale“ natürliche Bereich liegt zwischen der unteren und oberen kritischen Konzentration; bei Metallkonzentrationen oberhalb der oberen kritischen Konzentration kommt es zu toxischen Wirkungen [3].

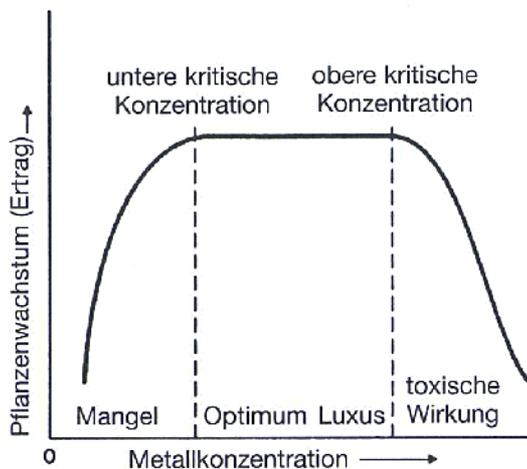


Abb. 3: Typische Dosis-Wirkungs-Kurve für Mikronährstoffe

### 2.3.3 Quellen für Zink

Aus geologischer Sicht gehören Schwermetalle zu jener Gruppe von Elementen, die als „Spurenelemente“ bezeichnet werden und zusammengenommen weniger als 1 % der Elemente der Erdkruste ausmachen. Typische Werte für Zink-Konzentrationen in der Erdkruste insgesamt und in verschiedenen wichtigen Gesteinstypen finden sich in der folgenden Tabelle 1:

Tabelle 1: Typische Konzentrationen (in mg/kg) des Schwermetalls Zink in der Erdkruste sowie in magmatischen und Sedimentgesteinen

Erdkruste	Magmatische Gesteine			Sedimentgesteine		
	ultrabasisch	mafisch	granitisch	Kalkstein	Sandstein	Schiefer/Tone
75 mg/kg	58 mg/kg	100 mg/kg	52 mg/kg	20 mg/kg	30 mg/kg	120 mg/kg

Augrund der erheblichen Unterschiede im Zinkgehalt der genannten Gesteine besteht die Möglichkeit, dass sich Böden an einem Ort, der im Verdacht einer Kontamination steht, aus Gesteinen mit abnormal hohen Konzentrationen entwickelt haben und somit keine Umweltverschmutzung im engeren Sinne stattgefunden hat. Dennoch kann sich die natürliche Anreicherung von Metallen im Boden nachteilig auf Lebewesen auswirken.

Tabelle 2 zeigt die Zink-Konzentration in der Atmosphäre in drei verschiedenen Bereichen sowie die typischen Konzentrationen in Süß- und Meerwasser. In einem von anthropogenen Einwirkungen entfernten Gebiet wie dem Südpol weist die Atmosphäre deutlich geringere Konzentrationen an Schwermetallen auf als beispielsweise in Europa mit zahlreichen industriellen und urbanen Emissionsquellen. In Europa wurden signifikant erhöhte Konzentrationen auch in relativ entlegenen ländlichen Gebieten gemessen. Süßwasserproben weisen generell eine größere

Schwankungsbreite auf als Meerwasser, da sich der höhere Salzgehalt auf die Löslichkeitsgleichgewichte auswirkt.

Tabelle 2: Zink in der Atmosphäre und Hydrosphäre

Atmosphäre (ng/m <sup>3</sup> )			Hydrosphäre (µg/l)	
Südpol	Europa	Nähe Vulkan	Süßwasser	Meerwasser
0,03 ng/m <sup>3</sup>	13-16.000 ng/m <sup>3</sup>	10.000 ng/m <sup>3</sup>	0,2-100 µg/l	0,2-48 µg/l

Schwermetalle sind in vielen natürlichen Materialien vorhanden. Folgende bedeutende anthropogene Quellen sind verantwortlich für erhöhte Zink-Konzentrationen [3]:

- Metallbergbau (Fertigungsindustrie, Abbau von Erzvorkommen (Zinksulfid ZnS), Wiederverarbeitung von Metallabfällen)
- Landwirtschaft (Begleitstoffe in Düngemitteln, Pestiziden, Kompost und Dung)
- Klärschlamm
- Korrosion von Metallgegenständen (z. B. galvanisierte Metaldächer und Drahtzäune)
- Verbrennung fossiler Brennstoffe
- Metallverarbeitende Industrie (spezielle Legierungen)
- Elektroindustrie (Herstellung von z. B. Halbleitern)
- Andere Quellen (u. a. Batterien, Farbstoffe, Druck und Graphik, Medizin)
- Abfallbeseitigung (z. B. Sickerlösungen von Mülldeponien)

## 2.4 Das Verhalten der Schadstoffe im Boden und Bioverfügbarkeit

Die Auswirkungen von Schadstoffen in Böden hängen von verschiedenen stofflichen und bodenspezifischen Einflussfaktoren ab. Sowohl die zu betrachtenden Stoffe als auch die Böden haben sehr unterschiedliche Eigenschaften, die mögliche Wirkungen prägen können. Von besonderer Bedeutung ist dabei zunächst die Mobilität oder Verfügbarkeit der Stoffe, denn nur der verfügbare Anteil des gesamten Stoffvorrates im Boden kann beispielsweise von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden oder in Richtung des Grundwassers verlagert werden. Stoffe verhalten sich diesbezüglich sehr unterschiedlich. So sind die Metalle Zink oder Cadmium um ein Vielfaches mobiler als z. B. Blei oder die meisten organischen Schadstoffe. Der wichtigste Einflussfaktor für die jeweilige Verfügbarkeit ist neben dem Gesamtgehalt des Stoffes im Boden jedoch der Säuregrad (pH-Wert) des Bodens. Je niedriger der pH-Wert, desto höher ist häufig die Schwermetallverfügbarkeit (vgl. Abb. 4). Auch andere Bodenfaktoren wie Ton- bzw. Sandgehalt oder Humusgehalt können die Mobilität von Stoffen beeinflussen.

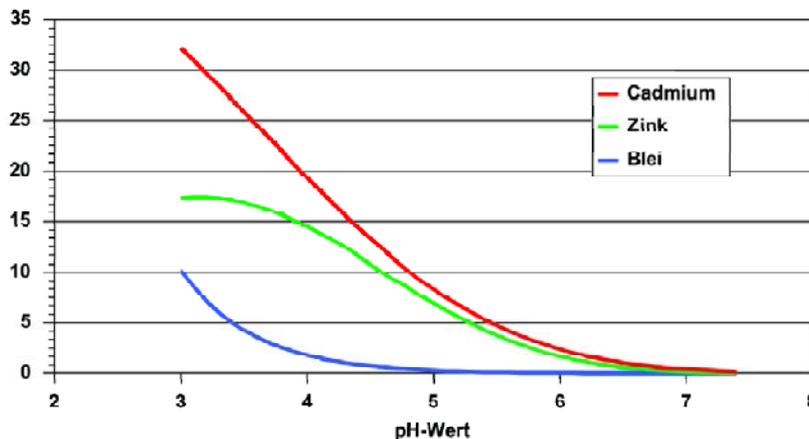


Abb. 4: Anteil der mobilen „verfügbaren“ Fraktion am Gesamt-Schwermetallgehalt (%) [6]

Die Bioverfügbarkeit beschreibt die komplexen Prozesse des Stofftransports und der Aufnahme von Schadstoffen durch Bodenorganismen. Diese Prozesse sind durch Substanz- und Bodeneigenschaften, die Biologie der Organismen und klimatische Einflussfaktoren bestimmt. Die bioverfügbare Schadstoffkonzentration im Boden stellt die für Bodenorganismen maßgebliche Expositionskonzentration (Risiko-Dosis) dar [47]. Selbst bei der maximalen Expositionskonzentration eines Stoffes werden noch keine feststellbaren Anzeichen einer Wirkung verursacht [48]. Abschätzungen der Bioverfügbarkeit basieren auf vier grundlegenden Messgrößen:

- Gesamtkonzentration im Boden
- Analytisch nachweisbare Konzentration
- Bioverfügbare Konzentration
- Biologisch wirksame Konzentration

Im Boden neigen viele Schadstoffe zur Anreicherung. Aufgrund der Adsorptionsprozesse, durch die sowohl anorganische als auch organische Schadstoffe unterschiedlich stark an die Oberflächen von Bodenkolloiden gebunden werden, wirken Böden als eine Art Auffangbecken für Schadstoffe. Die Adsorption verhindert oder verlangsamt zumindest das Aussickern von Schadstoffen durch das Bodenprofil in den Grundwasserkörper und verringert die biologische Verfügbarkeit für Pflanzen und Mikroorganismen. Huminstoffe, Tonminerale und Hydroxide sind auf verschiedene Weise untereinander im Boden gebunden und bilden gemeinsam den kolloidalen Adsorptionskomplex, der das Verhalten von Schadstoffen ganz entscheidend mitbestimmt.

Die in Wechselwirkung stehenden Prozesse der Oxidation, Reduktion, Adsorption, Desorption und Ausfällung bestimmen die Ionenkonzentrationen im Boden(-wasser). Gelangen Schadstoffe auf die Bodenoberfläche, werden diese entweder mit unterschiedlicher Stärke an die Kolloide an der Oberfläche der Bodenkrume (humoser Mineralboden, vgl. Abb. 5) gebunden (adsorbiert) oder durch Niederschlagswasser durch die Oberflächenschicht in das Bodenprofil ausgewaschen.

Lösliche Schadstoffe wandern in das Hohlraumsystem in der Bodenkrume, wo es zur Ionenadsorption kommt.

## Bodenhorizonte

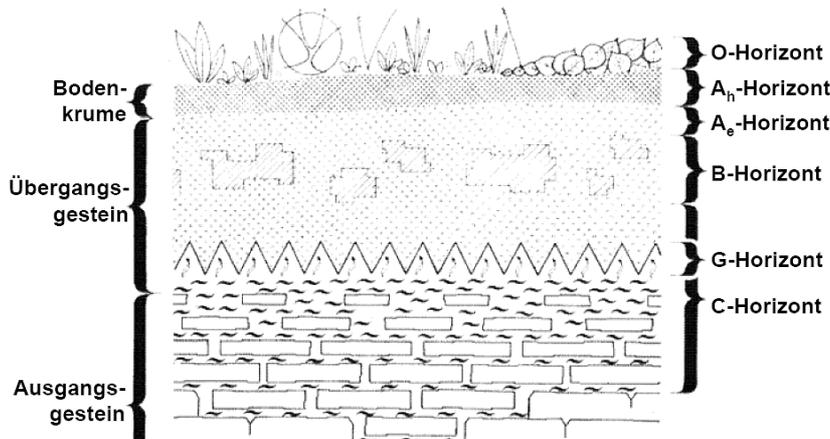


Abb. 5: Darstellung verschiedener Bodenhorizonte [8]

Zwischen den Oberflächen organischer und mineralischer Kolloide und den Schadstoffen können verschiedene Formen von Adsorptionsreaktionen auftreten. Das Ausmaß dieser Reaktionen hängt von der Zusammensetzung des Bodens, insbesondere Menge und Formen der Tonminerale, Hydroxide und organischen Materialien, seinem pH-Wert, dem Redoxzustand und der Natur der Schadstoffe ab. Je stärker die Schadstoffe adsorbiert werden, desto weniger wahrscheinlich sickern sie im Bodenprofil nach unten. Ebenso ist ihre Bioverfügbarkeit für Pflanzen und Mikroorganismen gering. Ionische Schadstoffe wie Metalle werden von den Bodenkolloiden adsorbiert.

Organische Bodenmaterialien sind bei Kationenaustauschreaktionen und bei der Bildung von Komplexen (meist Chelaten) mit Schwermetallen von großer Bedeutung. Lösliche organische Moleküle mit niedrigem Molekulargewicht können mit Metallen stabile Komplexe bilden, die im Boden(-wasser) beweglich und biologisch verfügbar sind, weil das Metall durch den organischen Liganden (ein meist negativ geladenes Ion oder ungeladenes Molekül) vor der Adsorption an die Kolloidoberflächen des Bodens geschützt ist. Die festen Huminstoffe fungieren jedoch durch die Bildung von (Chelat-)Komplexen als bedeutendes Adsorbens für Metalle und reduzieren so deren Mobilität und damit auch deren Bioverfügbarkeit. Die Versauerung eines Bodens hat zur Folge, dass weniger Metallkationen adsorbiert werden und die Konzentration dieser Kationen zunimmt, die im Bodenwasser gelöst durch das Bodenprofil nach unten sickern oder von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden können. [3]

Inwieweit Metallionen durch Kationenaustausch und nichtspezifische Adsorption gebunden werden, hängt von den spezifischen Eigenschaften der betreffenden Metalle ab:

- ihrem Oxidationszustand,
  - ihrem Radius,
  - dem Ausmaß der Hydrathülle und
  - der Bindung mit Sauerstoff,
- sowie
- vom pH-Wert,
  - den Redoxbedingungen,
  - der Natur des Adsorptionsmittels,
  - von den Konzentrationen und Eigenschaften anderer vorhandener Metalle und
  - vom Vorhandensein löslicher Liganden in den umgebenden Flüssigkeiten.

Die Selektivität von Tonmineralien und Hydroxiden als Adsorptionsmittel in Böden für 2-wertige Metalle folgt in der Regel der Reihenfolge

$Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$ ,

Bei veränderten pH-Werten kann sich diese Reihenfolge jedoch ändern. Tendenziell werden jedoch Blei und Kupfer am stärksten adsorbiert und Zink sowie Cadmium gewöhnlich schwächer gebunden. Das bedeutet, dass diese zuletzt genannten beiden Metalle mobiler und eher verfügbar sind [3].

## 2.5 Das Verhalten der Schadstoffe im Wasser

Der Transport und die Ausbreitung von Schadstoffen in wässriger Umgebung werden durch Advektion (Massenbewegung) und durch Vermischung oder Diffusion gesteuert. Aquifere sind poröse Gesteinsschichten unterhalb der Landoberfläche, die Grundwasser enthalten und weiterleiten (Grundwasserleiter). Gelangen lösliche Schadstoffe in einen Aquifer, können sie über beträchtliche Entfernungen transportiert werden. Grundsätzlich muss zwischen der „ungesättigten Bodenzone“ und der wassergesättigten Grundwasserzone unterschieden werden, in denen physikalische, chemische und biologische Vorgänge wirksam sind. Wie viel Wasser in einem Aquifer gespeichert ist, hängt vom Volumen und der Porosität des Materials ab. Folgende Parameter beeinflussen die Verteilung von Schadstoffen im Grundwasser:

- die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers,
- die Durchlässigkeit (Permeabilität) des Aquifermaterials,
- die Adsorptionseigenschaften des Aquifers und
- die chemischen Eigenschaften des Schadstoffes.

Ins (Grund-)Wasser gelangte Zinkpartikel – ob direkt oder von Oberflächen ins Wasserläufe ausgewaschen – reagieren entweder mit den von den Gewässern mitgeführten Begleitstoffen oder setzten sich ab, wo sie weitere Reaktionen (z. B. mit Sedimenten) eingehen. Die Löslichkeit von Zinkionen hängt von

- den Konzentrationen der im Wasser vorhandenen Anionen und Chelatliganden,
- vom pH-Wert und Redox-Potential sowie
- vom Vorhandensein adsorbierender Sedimente ab.

Einige Metallionen werden adsorbiert und lagern sich gemeinsam mit Hydroxiden von Eisen, Mangan und Aluminium auf Böden und Sedimenten ab. Zink wird zusammen mit Eisen- oder mit Manganoxiden ausgefällt.

Calciumkarbonat, das entweder aus Kalksteinfragmenten in Böden oder aus Ausfällungen des Bodenwassers in ariden oder semiariden Gebieten stammt, bindet ebenfalls eine Reihe von Metallen. Tonminerale in Böden und Sedimenten sind für die Adsorption und Mitfällung von Zink verantwortlich.

Metalle können im Wasser gelöst oder partikulär gebunden vorliegen. Die folgende Übersicht aus KERN (1997) [20] veranschaulicht die unterschiedlichen Formen und Bindungsprozesse:

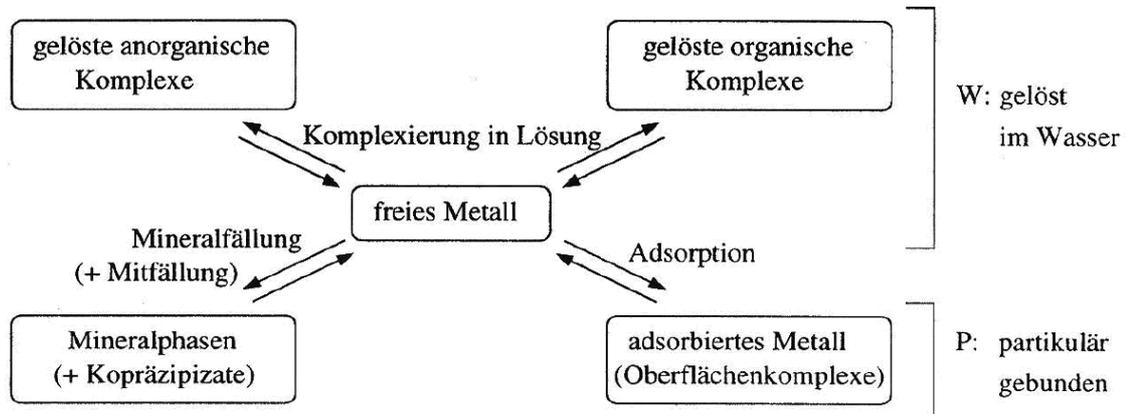


Abb. 6: Formen und Bindungsprozesse von gelösten und partikulär gebundenen Metallen

Gelöste Zinkionen können von aquatischen Pflanzen und Tieren aufgenommen werden und wirken in entsprechend hoher Konzentration toxisch.

## 2.6 Toxische Wirkung von Zink

Zink ist für Pflanzen ein essentielles Spurenelement. Unzureichende Verfügbarkeit führt bei Nutzpflanzen meist zu ernsthaften Mangelerscheinungen. Auch Menschen können von Zinkmangel betroffen sein. In Extremfällen führt dieser z. B. zu Kleinwuchs. In Hinblick auf die Umweltverschmutzung ist Zink vor allem die Ursache von Vergiftungen bei Pflanzen (Phytotoxizität) - für Menschen und Tiere ist die toxische Wirkung deutlich niedriger. Zinkverschmutzung geht oft mit seinem Abbau und der Verhüttung einher. Durch den Abbau werden Luft, Wasser und Boden mit feinen Abfallpartikeln verschmutzt, die letztendlich oxidiert werden und  $Zn^{2+}$  freisetzen.

Eine relativ weit verbreitete Quelle für Zink in der Umwelt ist galvanisierter Stahl, der allmählich durch Korrosion angegriffen wird. Im Falle von Zink-Blechdächern werden die Zinkionen in der Regel über Dachflächen und -rinnen weggespült. Das Regenwasser von solchen Dächern wäre in Gebieten mit saurem Niederschlag wohl nicht als Trinkwasser geeignet, weil es relativ hohe Zink- und Cadmiumkonzentrationen beinhalten könnte [3].

Die akute Toxizität für Fische und Wirbellose liegt in einem Bereich von 90 - 58.000  $\mu\text{g/l}$ . Als Schädlichkeitsgrenze von Zink für Phytoplankton werden Konzentrationen von 4 bis 7  $\mu\text{g/l}$  angesehen. Die Wirkungsschwelle (EC10) für die Hemmung der Zellvermehrung der empfindlichsten Blaualgen liegt bei 0,2  $\mu\text{g/l}$ . Im konkreten Einzelfall hängt die Toxizität vom pH-Wert des Wassers, vom Gehalt an Komplexbildnern (z.B. Huminstoffe) und von der chemischen Form des Schwermetalls (Bioverfügbarkeit) ab [43]. Auf den erwachsenen menschlichen Organismus hat Zink nach heutigem Kenntnisstand nur bei hohen Dosierungen eine negative Auswirkung. Zinksalze wie z. B. Zinkchlorid oder Zinksulfat können jedoch Entzündungen der Verdauungsorgane hervorrufen [37].

## 2.7 Behördliche und gesetzliche Anforderungen an den Schwermetallrückhalt

In Tabelle 3 sind die Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden-Grundwasser nach Paragraph 8, Absatz 1, Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes zu entnehmen.

Tabelle 3: Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden-Grundwasser nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des BBodSchG

Anorganische Stoffe	Prüfwert [ $\mu\text{g/l}$ ]
Antimon	10
Arsen (*)	10
Blei (*)	25
Cadmium (*)	5
Chrom, gesamt (*)	50
Chromat	8
Kobalt	50
Kupfer (*)	50
Molybdän	50
Nickel (*)	50
Quecksilber (*)	1
Selen	10
Zink (*)	500
Zinn (*)	40
Cyanid, gesamt	50
Cyanid, leicht freisetzbar	10
Fluorid	750

(\*) = Analyse im Versuchsprogramm

Die Wirkungsschwellenwerte der empfindlichsten Arten liegen für Kupfer und Zink im Schwankungsbereich der natürlichen Hintergrundkonzentration von Gewässern. Zum Schutz der aquatischen Ökosysteme soll langfristig der Bereich der regionalen Hintergrundkonzentration soweit wie möglich angestrebt werden. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat daher Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften festgelegt, die sich an der natürlichen Hintergrundbelastung orientieren [43].

Zink und Kupfer sind als chemische Elemente nicht biologisch abbaubar und akkumulieren in den Sedimenten. Bedingt durch die Einträge von Einleitern und diffusen Quellen werden deshalb häufig die Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften und anderer Schutzgüter für Kupfer und Zink in Gewässern überschritten (Tabelle 4) [36] [44] [45].

Tabelle 4: Zielvorgaben für Oberflächengewässer im Hinblick auf unterschiedliche Schutzgüter

Stoff	ZV LAWA					ZV IKSE		ZV IKSR
	A mg/kg TS	S mg/kg TS	T µg/l	F µg/l	B µg/l	A mg/kg TS	S mg/kg TS	mg/kg TS
Kupfer	80	60	20	--	50	80	80	50
Zink	400	200	500	--	1.000	400	200	200

Werte in mg/kg Trockensubstanz (TS) beziehen sich auf die Schwebstoffphase, bei der Angabe µg/l auf die Wasserphase; A = Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“, S = Schutzgut „Schwebstoffe und Sedimente“, T = Schutzgut „Trinkwasserversorgung“, F = Schutzgut „Fischerei“, B = Schutzgut „Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen“; LAWA = „Länderarbeitsgemeinschaft Wasser“, IKSE = „Internationale Kommission zum Schutz der Elbe“, IKSR die „Internationale Kommission zum Schutz des Rheins“ [46].

### Anwendung der Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Die Vorsorgewerte entsprechend Tabelle 5 [7] werden nach den Hauptbodenarten gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung unterschieden. Sie berücksichtigen den vorsorgenden Schutz der Bodenfunktionen bei empfindlichen Nutzungen. Für die landwirtschaftliche Bodennutzung gilt § 17 Abs. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Stark schluffige Sande sind entsprechend der Bodenart Lehm/Schluff zu bewerten.

Bei den Vorsorgewerten der Tabelle 5 ist der Säuregrad der Böden wie folgt zu berücksichtigen:

- Bei Böden der Bodenart Ton mit einem pH-Wert von < 6,0 gelten für Zink, Cadmium und Nickel die Vorsorgewerte der Bodenart Lehm/Schluff.
- Bei Böden der Bodenart Lehm/Schluff mit einem pH-Wert von < 6,0 gelten für Zink, Cadmium und Nickel die Vorsorgewerte der Bodenart Sand.

Bei Böden mit einem pH-Wert von < 5,0 sind die Vorsorgewerte für Blei entsprechend den ersten beiden Anstrichen herabzusetzen.

Die Vorsorgewerte der Tabelle 5 finden für Böden und Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von mehr als 8 % keine Anwendung. Für diese Böden können die zuständigen Behörden ggf. gebietsbezogene Festsetzungen treffen. Die zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade sind der Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 5: Vorsorgewerte für Metalle (in mg/kg TM, Feinboden, Königswasseraufschluss)

Böden	Cadmium	Blei	Chrom	Kupfer	Quecksilber	Nickel	Zink
Bodenart Ton	1,5	100	100	60	1,0	70	200
Bodenart Lehm/Schluff	1,0	70	60	40	0,5	50	150
Bodenart Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60
Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten	unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nach § 8 Abs. 2 und 3 BBodSchV keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen						

Tabelle 6: Zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 BBodSchG (in Gramm je Hektar und Jahr)

Element	Fracht [g/h a • a]
Blei	400,0
Cadmium	6,0
Chrom	300,0
Kupfer	360,0
Nickel	100,0
Quecksilber	1,5
Zink	1.200,0

## 2.8 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen von Behandlungs- bzw. Versickerungsverfahren

Nach der zurzeit vorherrschender Meinung sind Regenabflüsse mit wasser- und bodengefährdenden Inhaltsstoffen in hohen Konzentrationen vor allem über die belebte Bodenzone durch Versickerungsmulden zu behandeln. Untersuchungen des Institutes für Wasserforschung und der Universität Hannover zeigen aber deutlich, dass sich hierbei gewisse Stoffe in kritischen Konzentrationen im Bodenaufbau anlagern können. In diesem Falle steht den Anlagen in den nächsten Jahrzehnten im schlimmsten Falle ein großräumiger Bodenaustausch bevor.

Bei einer Vielzahl von Grundstücken müssen oberirdische Versickerungsmaßnahmen beispielsweise aufgrund der Gelände- und Grundstücksverhältnisse ausgeschlossen werden. Gerade hier ist durch eine geeignete Vorbehandlung des Regenwassers aber auch eine Versickerung möglich, selbst wenn höhere Konzentra-

tionen von Schadstoffen im Regenabfluss vorhanden sind. Auf dem Markt sind daher Anlagen verfügbar, die eine Regenwasserbehandlung auch bei dezentralen Anlagen ermöglichen. Neben Absetzschächten sind hier vor allem Edelstahlfiltereinsätze und Geotextileinsätze zu nennen. Diese Verfahren funktionieren bei Feststoffen in der Regel sehr gut, sie sind aber nicht geeignet, um gelöste Stoffe aus dem Regenabfluss zu entfernen. Aus diesem Grunde sind Volumenfilter mit Adsorbentien die einzige Möglichkeit, auch gelöste Stoffe wirkungsvoll zu eliminieren.

### **2.8.1 Das Projekt „Filtration des Niederschlagswassers von Kupferdächern zum Schutz von Boden und Grundwasser“ der TU München**

Aus den Ergebnissen des Forschungsprojektes „Filtration des Niederschlagswassers von Kupferdächern zum Schutz von Boden und Grundwasser“ geht hervor, dass alle vier beprobten Filteranlagen den für Kupfer festgelegten Ablaufwert von 50 µg/l nicht einhalten können. Es ist ein zusätzlicher Rückhalt beispielsweise durch eine Rigole notwendig. Bei allen Filteranlagen wurde Kupfer durch die noch nicht abgeschlossene Karbonatisierung des Betons ausgefällt. Folglich konnten die Ionenaustauscher ihre Funktion nicht mehr erfüllen (die Schwermetalle müssen in gelöster Form vorliegen). Bei einer Filteranlage führte Biofilmbildung zur Verstopfung. Bei diesem Filter lag Kupfer in partikulärer, nicht bioverfügbarer Form vor. Bei zwei anderen Filteranlagen lag Kupfer in gelöster Form vor und konnte von den Ionenaustauschern eliminiert werden. Verstopfungen wurden nicht festgestellt. Ein Vordruck von 0,5 m für alle Filteranlagen wird empfohlen [17].

### **2.8.2 Begleitende Untersuchungen zum Projekt Urban Water Recycle der Stadt Hamburg**

Untersuchungen an Bodenproben von Retentionsbodenfiltern (Versickerung von Autobahnabwässern) des Amtes für Umweltschutz der Stadt Hamburg führten zu folgenden Ergebnissen:

- Zink und Kupfer liegen in sämtlichen Zulauf-Proben erwartungsgemäß in hohen Konzentrationen vor. Die Werte entsprechen einer „übermäßigen Verschmutzung“.
- Die Analyse von Bodenmischproben ergab, dass die höchsten Schwermetallgehalte bei allen drei Untersuchten Sickerflächen jeweils im ersten Horizont (0-5 bzw. 13 cm) auftreten.
- Die Zink-Hintergrundwerte für die untersuchten Böden lagen bei ca. 160 mg/kg TM, die Zinkgehalte der Bodenmischproben aus dem 1. Horizont zwischen 222 und 351 mg/kg TM.

### 2.8.3 Untersuchungen zu Dachwasserabflüssen durch die EAWAG

Seit den 1990er Jahren fanden durch Boller et al. zahlreiche Untersuchungen zum Abschwemmung von Schwermetallen von Kupfer- und Zinkdächern in Labor-, Pilot- und Großmaßstab (z.B. Dachwasserprojekt Burgdorf 2001-2004) statt. Durch die umfangreichen Studien konnten einerseits typische Regenwasserkonzentrationen bestimmt werden, andererseits auch technische und natürliche Systeme zur dezentralen Regenwasserbehandlung vor der Versickerung getestet werden. Als mittlere Zink-Konzentrationen wurden bei einem 100%igen Zink-Dachanteil 4 bis 4,5 mg/l Zn und jährliche Abschwemmraten von 3.500 mg/m<sup>2</sup>-a Zn ermittelt. Boller [53] fasst den die Vor- und Nachteile der Adsorbersysteme wie folgt zusammen:

- "Natürliche Bodenpassage: Natürliche Böden mit ausreichender Durchlässigkeit weisen gute Eigenschaften zum Rückhalt von Schadstoffen auf. Das Bodenmaterial ist häufig vor Ort vorhanden und kann in Versickerungsanlagen eingesetzt werden. Zahlreiche Untersuchungen weisen nach, dass relevante Schadstoffe meist in den ersten 30—50 cm zurückgehalten werden. Da sie nicht abbaubar sind, werden sie über lange Zeiträume dort angereichert. Es kommt deshalb bei der Bodenpassage über kurz oder lang zu einer Überschreitung von Richt- und Grenzwerten der Bodenschutz und Abfallgesetzgebung. Der Nachteil der Bodenpassage ist, dass ein natürliches Gut zum Stoffrückhalt verwendet und zum Sondermüll umgewandelt wird. Eine Bodenbehandlung oder die Deponie solcher Böden wird spätestens beim Rückbau solcher Anlagen aktuell.
- Künstliche Adsorber: Der Einsatz spezieller Adsorbermedien hat den Vorteil, dass dank wesentlich höherer Rückhaltekapazitäten das verschmutzte Volumen verringert werden kann und ein noch besserer Wirkungsgrad als bei Böden erreicht wird. Verschiedene Labor- und Pilotstudien der EAWAG sowie erste Grossanlagen bestätigen die Tauglichkeit von Adsorbersystemen. Unter verschiedenen getesteten Adsorbermedien hat sich granuliertes Eisenhydroxid (GEH) als besonders effizientes Medium für die Abtrennung von Schwermetallen erwiesen. Es werden Zink-Eliminationsraten von 99% erzielt. Die erreichbaren Anreicherungen sind etwa 10-mal höher als in natürlichen Böden, was schließlich in einem entsprechend geringeren Volumen bei der Entsorgung resultiert.

Aufgrund der hervorragenden Leistung werden in den Richtlinien des Verbands Schweizer Abwasser- und Gewässerfachleute VSA für Dächer mit mehr als 50 m<sup>2</sup> bzw. 500 m<sup>2</sup> Kupfer-/Zinkflächen Adsorbersysteme verlangt, wenn das Dachwasser versickert bzw. direkt in ein Gewässer eingeleitet werden soll."

### 3 Vorgehensweise

#### 3.1 Ziele und Randbedingungen des Projektes

Im Rahmen von technischen Versuchen vor Ort wurden die Möglichkeiten zur Behandlung zinkhaltiger Dach-Niederschlagswässer untersucht. Es wurden folgende Ziele verfolgt:

- Ermittlung der Reinigungsleistung unterschiedlicher Reinigungsverfahren
- Vergleich mit einer konventionellen Versickerungsmulde
- Ermittlung von betrieblichen Rahmenbedingungen
- Ausarbeitung von Handlungsempfehlungen für die Versickerung von Niederschlagsabflüssen von Zinkdächern

Das Pilotprojekt beinhaltete in einen Gesamtzeitraum von 24 Monaten folgende Bearbeitungspunkte:

- Planung und Bau der Behandlungsanlage für das Altenheim Wahlscheid,
- Bau von drei Filterschächten, in denen verschiedene Filtersysteme parallel untersucht werden konnten
- Errichtung einer zusätzlichen Versuchsmulde mit geringerem prozentualem Zufluss
- Konzipierung der Versuchsdurchführung (Mess- und Überwachungstechnik/ Versuchsprogramm/ Probenahmeprogramm/ Analyseprogramm/ ergänzende Laboruntersuchungen)
- Versuchsdurchführung über einen Zeitraum von 18 Monaten
- Versuchsauswertung und Berichterstellung

Im Auftrag des Bayrischen Landesamtes wurden vergleichbare Untersuchungen an einem Kupferdach in München durchgeführt. Die dort gemachten Erfahrungen wurden in die Abwicklung des Pilotprojektes einbezogen. Diese Erfahrungen aus München konnten während der Planungsphase in Wahlscheid genutzt werden. So lieferte z. B. eine magnetisch induktive Durchflussmessung mit geeigneten Messgeräten von Beginn an zuverlässige Messwerte. Aufgrund der Erfahrungen aus München konnten einige Probleme vermieden, die Probenahmeinrichtungen in einer wesentlich kürzeren Zeit installiert und damit die Projektkosten gesenkt werden. Im Gegensatz zu dem Projekt in München wurden die Filtereinheiten gleichmäßig beschickt. Der gesamte Regenabfluss wurde an einer Stelle gesammelt und danach auf die verschiedenen Filtereinheiten verteilt.

Bisher ungeklärte Fragestellungen waren u. a., inwieweit sich der Rückhalt von Zink und Kupfer vergleichen lassen. Aus chemischer Sicht ist Zink in der Umwelt wesentlich mobiler als Kupfer und geht andere Verbindungen mit den Ionen im

Wasser ein. Vor allem der pH-Wert spielt eine deutlich größere Rolle als beim Kupfer. Außerdem neigt Zink dazu, lösliche Chlor-Zink-Komplexe zu bilden, die nur schwer aus dem Wasser zurückzuhalten sind, während Kupfer vor allem organische Verbindungen eingeht. Auch die maximale Beladung der Filtermaterialien und somit die Standzeit der Filter variiert bei den Metallen stark. Hierzu waren Untersuchungen im Labor und Vor-Ort notwendig.

Die hier vorliegenden Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen sollen dem Land Nordrhein-Westfalen als Grundlage für die künftige Genehmigungspraxis dienen. In Verbindung mit diesem Projekt können Empfehlungen für die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ausgesprochen werden.

Bei den Planungsleistungen, der Versuchskonzeptionierung und -durchführung sowie den Laboruntersuchungen fand eine Zusammenarbeit mit der Fa. HydroCon in Münster statt, die bereits an dem Projekt des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft in München beteiligt war, und folglich auf eingehende Erfahrungen in diesem Bereich verweisen kann. Das Architekturbüro amb Bruckner wurde in das Projekt eingebunden, um den Projektablauf sicherstellen und die örtlichen Rahmenbedingungen optimal bei der Planung berücksichtigen zu können.

## 3.2 Projektinhalte und Methodik

### 3.2.1 Datenerhebung und Planung der Versickerungsanlage

Als Grundlage für alle weiteren Arbeiten musste zunächst eine Datenerhebung durchgeführt werden. Neben der Ermittlung der relevanten Flächen (vgl. Abb. 7) war hier besonders eine detaillierte Untersuchung und Beurteilung der geohydrologischen Verhältnisse am geplanten Versickerungsstandort notwendig. Neben dem Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens im Bereich der Anlage sollte der Schichtaufbau genau bekannt sein.

In der ersten Projektphase wurden vorhandene Unterlagen gesichtet, ausgewertet und analysiert. Auf der Basis des aufgestellten Kriterienkatalogs wurden repräsentative Maßnahmen für ergänzende Grundlagenuntersuchungen ausgewählt. Anschließend erfolgte die detaillierte Planung der Gesamtanlage, sodass im direkten Anschluss der Bau erfolgen konnte.

Nähere Erläuterungen zur Datenerhebung und Bestandaufnahme (orientierende Untersuchung des Niederschlagswassers vom Zinkdach, Bodensondierungen, Vermessung des Geländes, Auswertung von Niederschlagsdaten) sowie zur Planung der gesamten Anlage und aller Anlagenteile sind dem 1. Zwischenbericht (Oktober 2005) [14] zu entnehmen.

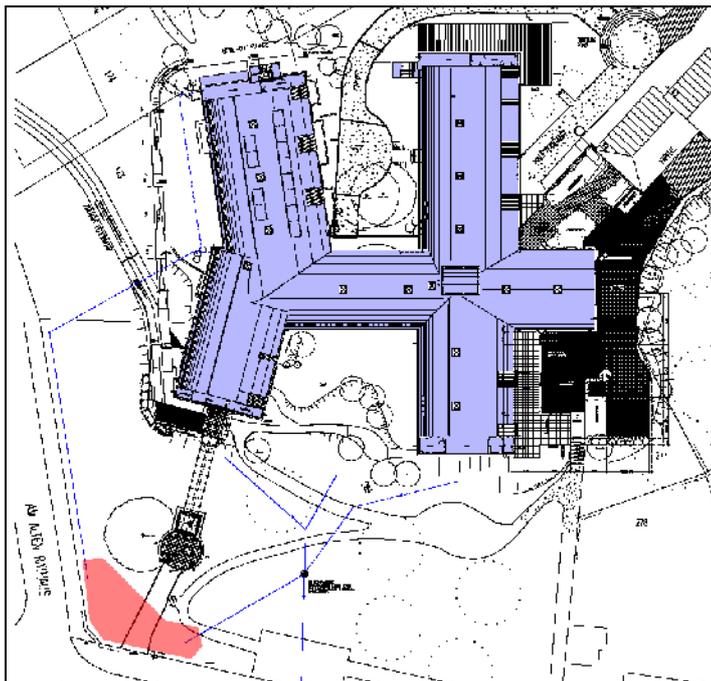


Abb. 7: Übersichtsplan der Niederschlagswasserbehandlungs- und -versickerungsanlage am Altenheim Wahlscheid (Dachflächen in blau, errichtete Anlage in rot)

Die Planung wurde unter Berücksichtigung folgender technischer Randbedingungen durchgeführt:

- Das Dach des Altenheims Wahlscheid besteht aus unbeschichtetem Zinkblech. Es war zu erwarten, dass hohe Zinkkonzentrationen und -jahresfrachten im Regenabfluss eine Gefährdung für Boden und Grundwasser darstellen.
- Der Bau der Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage fand unter beengten Platzverhältnissen statt. Mögliche Zukunftsbebauungen mussten bei der Realisierung der Anlage (u. a. Leitungsführung, Standort der Anlage) berücksichtigt werden.
- Rechtlich bindend sind die Prüfwerte für Sickerwasser der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [7], die an der Grenze von der ungesättigten zur gesättigten Zone gelten. Diese sieht eine max. Konzentration von 0,5 mg/l Zink im Sickerwasser vor, die von Behandlungsanlagen analog zur belebten Bodenzone eingehalten werden müssen.
- Rohrrigolen (Teilsickerrohre aus adsorbierendem Drainbeton) konnten zur Versickerung des bereits gereinigten Regenwassers zum Einsatz kommen. Das erforderliche Rückhaltevolumen wurde aus Kombination der Rigole mit einer Kiesfüllung der Baugrube erreicht.
- Die vor der Versickerungsanlage angeordneten „Filtereinheiten“ wurden auf ihre Wirksamkeit und Praxistauglichkeit geprüft, um eine Gefährdung des Grundwassers und des Bodens auszuschließen. Bei den zu untersuchenden Behandlungsanlagen handelt es sich um unterirdische Betonschächte, die mit verschiedenen Filtermedien gefüllt wurden.
- Zusätzlich ist eine Versuchmulde errichtet worden. Diese Mulde wurde mit zinkbelastetem Niederschlagswasser beschickt, sodass das Zinkrückhaltevermögen und die Schadstoffanreicherung im Boden dieser konventionellen Versickerungsanlage untersucht werden konnte.

Am 16. Juni 2005 erteilte die Untere Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises dem Evangelischen Altenheim Wahlscheid e.V. die wasserrechtlichen Genehmigung und Erlaubnis zur Einleitung von Niederschlagswasser ins Grundwasser mittels Rigolenversickerung sowie zur Errichtung und zum Betrieb von drei Filterschächten und einer Filtermulde mit belebter Bodenzone. Die Erlaubnis ist bis zum 30. Juni 2010 befristet.

Vor Einlauf in die Rigole (Sammelzisterne) werden folgende Mindestanforderungen an das abgeleitete behandelte Niederschlagswasser gestellt:

**Zink (Zn) in der Originalprobe höchstens: 0,5 mg/l**

Die Probe ist als qualifizierte Stichprobe zu nehmen. Im ersten Jahr war monatlich eine Probe (zwölf Proben pro Jahr) zu ziehen, nach Ablauf eines Jahres alle vier Monate (dreimal jährlich) eine Probe. Die Analysen wurden wie gefordert durchge-

führt und der Unteren Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises an folgenden Terminen zugesendet:

- 19.04.2006 (Probenahmen von Februar und März 2006)
- 14.06.2006 (Probenahmen von April und Mai 2006)
- 08.09.2006 (Probenahmen von Juni bis August 2006)
- 19.12.2006 (Probenahmen von September bis November 2006)
- 10.02.2007 (Probenahmen von Dezember 2006 bis Februar 2007)
- 28.07.2007 (Probenahmen von März 2007 bis Juli 2007)

Als weitere Auflagen wurde festgelegt, dass zum einen die Entwässerungsanlagen nach den allgemein anerkannten Regeln der Abwassertechnik zu errichten und betreiben sind. Unbrauchbare Teile der Anlage unverzüglich zu erneuern und die entsprechenden Vorschriften, DIN/EN-Normen und DWA-Richtlinien zu beachten sind. Zum anderen sind zum ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage und der Rigole regelmäßige Wartungsarbeiten, wie z.B. die Kontrolle aller Anlagenteile halbjährlich und ggf. nach Starkregenereignissen oder das Entfernen von Störstoffen und Laub, durchzuführen sowie ein Betriebsbuch (Eintragung der durchgeführten Arbeiten und besonderen Vorkommnisse) zu führen. Betriebsstörungen und sonstige Vorkommnisse, die zu erwarten lassen, dass gefährliche Stoffe in das Gewässer gelangen, sind unverzüglich der Unteren Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises anzuzeigen. Eine Inaugenscheinnahme und Kontrolle aller Anlagenteile erfolgte mindestens einmal pro Monat.

### 3.2.2 Bau und Inbetriebnahme der Anlage

Der Regenabfluss der Zinkdächer wird über ein mehrstufiges System zur Reinigung und Versickerung des Regenwassers in den Untergrund eingeleitet. In einem Verteilerschacht (DN 1500) erfolgt zunächst die Aufteilung des gesamten Volumens in drei Teilströme, die in die Filterschächte geleitet werden (siehe Abb. 8). Ein Teilstrom, durch eine Pumpe gesteuert, dient zur Beschickung der Versuchsmulde. An dieser Stelle sind Durchflussmessungen der einzelnen Teilströme und eine Probeentnahme installiert worden. Zunächst findet eine Abtrennung der Feststoffe über einen hydrodynamischen Abscheider statt. Das Sediment wird in einem strömungsberuhigten Raum unter dem Zyklon gesammelt und wird so bei Starkregenereignissen nicht wieder resuspendiert, wodurch eine deutlich verbesserte Abscheideleistung als bei herkömmlichen Sedimentationsschächten erzielt werden soll. Von dort gelangt das Wasser durch eine Filterpackung, die im Aufstromverfahren passiert wird. In diesen Filtern finden Prozesse wie z. B. Ionenaustausch, chemische Fällung und Adsorption der gelösten Metallanteile statt. Dadurch, dass der Filter von unten nach oben durchströmt wird, können Partikel nach den Regenereignissen durch die Erdanziehungskraft wieder aus dem Filter fallen und lagern sich dann auf der Zyklonplatte ab. Dies verlängert die Standzeit des Filters deutlich, da der Aufbau

eines Filterkuchens sehr langsam erfolgt. Aus den drei Filterschächten wird das gereinigte Wasser nach jeweiliger Probenahme in einem Schacht (DN 2000) wieder zusammengeführt und über Versickerungsrigolen DN 300 und 400 (Teilsickerrohre aus adsorbierendem Drainbeton mit pH-reaktiver Sohle) geleitet, aus denen es über die Wandung abschließend in den Untergrund gelangt. Ein Spül- / Kontrollschacht am Ende der Rigolen wurde nicht ausgeführt, weil vier Rigolenrohre nebeneinander verlegt wurden. Auf die zunächst geplante 10 cm starke Zeolith-Schicht unter den Versickerungselementen wurde wegen des Einbaus der Mittel- bis Grobsandpackung (0/32) verzichtet.

Für Vergleichszwecke war der Bau einer konventionellen Versickerungsmulde vorgesehen. Diese abgedichtete Mulde wurde mit geringeren Zuflüssen als die Filterschächte beschickt. Das Sickerwasser wurde über Drainageleitungen zu einem Mess- und Kontrollschacht geleitet und beprobt. Damit wurde es ermöglicht, die Wirkungsweise im direkten Vergleich zu den Filterschächten zu analysieren. Neben den Wasserproben wurden auch Bodenproben untersucht.

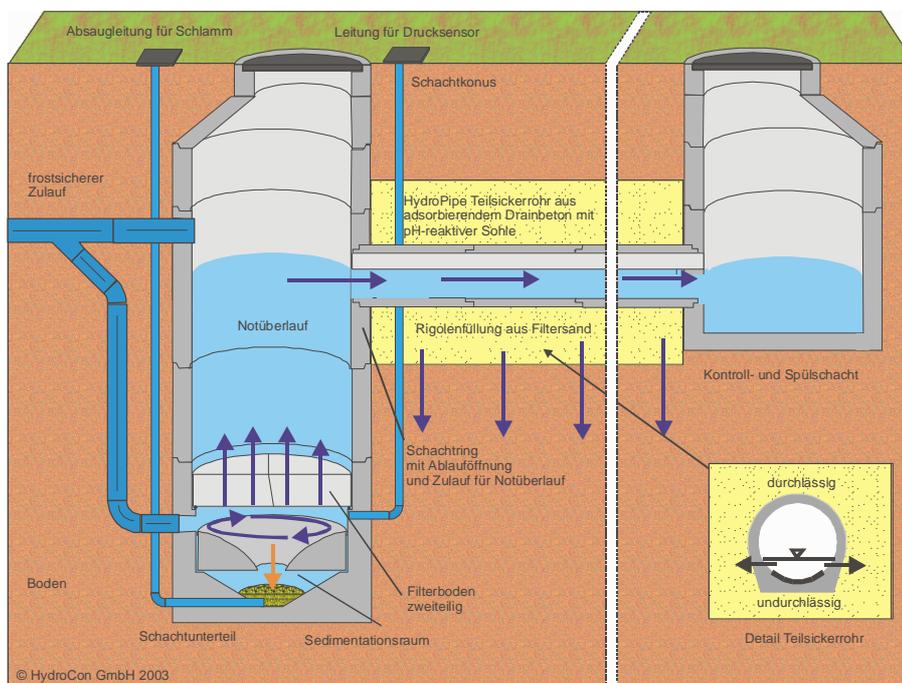


Abb. 8: Aufbau des Reinigungs- und Versickerungssystems

Die Festlegung des endgültigen Versickerungssystems erfolgte in der Planungsphase nach detaillierter Kenntnis der örtlichen Verhältnisse und in Abstimmung mit den Aufsichtsbehörden. Zur Planung der Filteranlagen wurden verfügbaren Filtermaterialien und -techniken verschiedener Firmen und Labore berücksichtigt (z.B. Vibra-Beton, GEH Wasserchemie, Huber, Deutsche Zeolith und Funke). Nicht alle auf dem Markt erhältlichen Filtermaterialien können in den hier vorgestellten Anordnungen der Schächte und Anschlussleitungen (Aufstromverfahren, Kontaktzeit mit dem Filtermaterial) eingesetzt werden.

Drei verschiedene Filtertypen sollten im Rahmen des Forschungsvorhabens untersucht und auf ihre Eignung überprüft werden. Zeigt ein Filtermaterial nicht die geforderten Leitungen, so ist es ohne großen Aufwand oder Probleme gegen ein geeignetes Filtermaterial auszutauschen.

Der Standort am Altenheim Wahlscheid bot vor allem den Vorteil, dass der Regenabfluss vom Großteil der Dachflächen an einem Übergabepunkt abgegriffen und in die Filterschächte eingeleitet werden konnte. Dazu musste lediglich ein Teil des vorhandenen Regenwasserkanalnetzes erneuert werden. Zusätzlich musste für die Anbindung der restlichen Dachflächen nur eine neue Regenwasserleitung im Spülbohrverfahren errichtet werden. Über den Verteilerschacht wurden die verschiedenen Filter mit identischem Wasser beaufschlagt. Somit war eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse unmittelbar gegeben. Einflüsse, wie z. B. die Lage und Ausrichtung der Flächen, konnten ausgeschlossen werden. Durch einen zentralen Standort aller Anlagen wurden außerdem die Kosten für die Probenahmeeinrichtungen minimiert, da sämtliche Proben in einem begrenzten räumlichen Radius anfallen und die Probenahmesteuerung von einem zentralen Punkt erfolgen konnte (Messstation).

Die mit an das Entwässerungssystem angeschlossenen Ziegeldächer (ca. 350 m<sup>2</sup>) wurden am 01.12.2005 für den Versuchsbetrieb abgekoppelt. Dies konnte dadurch erreicht werden, dass in einem vorhandenen Schmutz- und Regenwasserschacht das Regenwasser zum Schmutzwasserabfluss umgeleitet wurde. Über die betroffene Regenwasserleitung wird zudem der Niederschlag einer kleinen Zinkdachfläche (ca. 250 m<sup>2</sup>) abgeleitet. Die Gesamtfläche, die an die Niederschlagswasserbehandlungsanlage angeschlossen wurde, verringerte sich so von ursprünglich 2.600 m<sup>2</sup> auf ca. 2.000 m<sup>2</sup>.

Im Rahmen des Einbaus der Rigole wurden die aus dem „Open-End“-Versuch und den oberirdischen Infiltrationsmessungen ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte aus Sicherheitsgründen noch einmal überprüft. Dazu wurde am 29.11.2005 ein Infiltrationsmeterring auf der Sohle der Rigole aufzementiert, da in dem Kies eine Doppelring-Infiltrationsmessung (durchgeführt am 11.11.2005) unmöglich war. Ein Einbringen der Ringe in den Kies ließ sich schlecht realisieren. Der Ring wurde mit Wasser gefüllt und die Durchlässigkeit wurde abgeschätzt. Die überschlägig ermittelten Werte waren höher als die in der Bemessung verwendeten, damit ist die Rigole in jedem Fall ausreichend groß bemessen worden.

Weitere Informationen zur Umsetzung der Planung sowie zum Bau der Anlage und Installation der Anlagenteile können dem 2. Zwischenbericht (Juni 2006) [15] entnommen werden. Die Dichtheit der installierten Filteranlagen wurde anhand von Dichtheitsprüfungen, die nach *DIN EN 1610* und *DIN 4261-1* durchgeführt wurden und die Anforderungen erfüllten, nachgewiesen [50], [51].

### **3.2.3 Versuchskonzeption und -durchführung**

Nach der Inbetriebnahme wurden über einen Zeitraum von 20 Monaten die eigentlichen Untersuchungen durchgeführt. Das Untersuchungsprogramm gliedert sich in verschiedene Versuchsphasen, in denen folgende Aufgabenpunkte zu bearbeiten waren:

- Ermittlung der spezifischen Leistungsdaten bzw. Anpassung und Optimierung der Betriebseinstellungen
- Ermittlung leistungsmindernder Faktoren für die und Möglichkeiten zur Reduktion der Leistungsminderung
- Ermittlung geeigneter Reinigungsintervalle und Reinigungsmaßnahmen
- Ermittlung der Reinigungsleistung der untersuchten Filtersysteme und -materialien sowie Anpassung und Optimierung Einstellungen für den Betrieb der Anlagen
- Ermittlung, ob Spülstöße (First-Flush) von dem Zinkdach zu erwarten sind
- Ermittlung der Jahresfrachten an zurückgehaltenem Zink
- Ermittlung des Verhaltens der Anlagen bei Starkregenereignissen
- Untersuchung der Praxistauglichkeit durch einen halbjährigen Betrieb unter möglichst konstanten Betriebsbedingungen

#### **3.2.3.1 Probenahmeeinrichtungen und Analytik**

Es wurden fünf Probenahmestellen eingerichtet:

- im ersten Verteilerschacht DN 1500 (Zulauf),
- oberhalb von jedem der drei Reinigungsfilter (Ablauf 1 bis 3) und
- im Sammelschacht nach Versickerung durch die Mulde (Ablauf 4).

Zu Beginn der Untersuchungen wurden das belastete und gereinigte Niederschlagswasser „zeitproportional“ beprobt, um erste Erkenntnisse über die Leistungsfähigkeit der Anlage bzgl. Durchflussmengen zu erhalten. Im direkten Anschluss wurde die Probenahme auf „mengenproportionale Mischproben“ umgestellt, die Probenahmen nach je 500 Litern vorsieht. Die Schwelle, die dabei überschritten sein muss, beträgt 1 l/min. Diese Einstellung hat sich bzgl. der Zulaufwassermengen und Anzahl der Beprobungen als optimal herausgestellt und ist weiter verwendet worden.

Es waren Probenahmegeräte der Fa. Watersam (mit je 36 Flaschen bestückt) im Einsatz. Des Weiteren wurden der sich in den Schächten abgesetzte Schlamm und der Boden der Mulde auf Schwermetalle analysiert. Leitfähigkeit und pH-Wert wurden vor Ort bzw. im Labor durch die FH Bochum bestimmt, die Analytik bzgl. Schwermetalle im Wasser und im Boden sowie aller anderen Parameter übernahm die Dr. Weßling Laboratorien GmbH, Bochum.

Tabelle 7: Analytikprogramm des ersten Versuchsjahres

Parameter	Häufigkeit 1)	Zulauf	Ablauf 1,2 und 3	Schlamm 1,2 und 3	Summe Analysen
Zink	Möglichst alle Regenereignisse	156	468	**	676
Zink Ganglinien	Zu Beginn der Untersuchungen, dann Quartalsweise, $\Sigma$ 10 Regenereignisse	100	300		400
10 weitere Schwermetalle	Quartalsweise, als Stichproben	12	36	**	48
AOX	Zu Beginn der Untersuchungen, dann Quartalsweise	*	*		*
TOC	Zu Beginn der Untersuchungen, dann Quartalsweise	*	*		*
AFS	Zu Beginn der Untersuchungen, dann Quartalsweise	*	*		*

1) Die Probenahmen erfolgten in Abhängigkeit von den Regenereignissen. Für die zusätzliche Beprobung der Versuchsmulde wurden neben den Wasseranalysen auch Bodenproben analysiert.

\* Zu Beginn der Untersuchungen wurden die gezogenen Proben zunächst bzgl. der aufgeführten Parameter analysiert. Aus den Ergebnissen der Analysen und deren Relevanz wurden dann die weiteren Untersuchungshäufigkeiten festgelegt.

\*\* Die Häufigkeit der Schlamm-Analysen hängt von der anfallenden Schlamm-Menge ab. Zum einen wurde der Schlamm untersucht, der sich oberhalb der Filtereinheiten gebildet hatte, zum anderen sollte der abgesetzte Schlamm unter den hydrodynamischen Abscheidern untersucht werden.

Zur Überwachung der Anlagenleistung wurden dabei gemäß Tabelle 7 folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Standardbeprobung des Zu- und Ablaufs der einzelnen Anlagen zur Bestimmung / Überwachung der Reinigungsleistung hinsichtlich Zink; Probenahme in Abhängigkeit des Zuflusses mit automatischen Probenehmern
- Analytik des Regenwassers des Zu- und Ablaufs auf weitere Schwermetalle
- Untersuchungen des abgesetzten Schlammes auf Schwermetalle

Der Betrieb der Anlage, anfallende Umbauarbeiten sowie die begleitenden Probenahmen und analytischen Untersuchungen wurden durch die FH Bochum durchgeführt.

### 3.2.3.2 Steuerung, Regelung und Überwachung der Anlage

Zur Steuerung, Regelung und Überwachung der Anlage war eine speziell programmierte MSR-Software auf einem handelsüblichen PC im Einsatz, der in einer Mess-Station mit den Abmessungen 2,70 m x 3,60 m untergebracht war. Die fünf Probenahmeschränke sowie ein Schaltschrank und weitere Unterverteilungen waren

ebenfalls in dieser Mess-Station installiert. Der PC wurde über USB-Mess- und Steuerkarten mit den Steuersignalen versorgt, die Probenahmeschränke wurden über serielle Schnittstellen vom PC angesprochen. Via Internet / LAN war ein Fernzugriff auf den PC sowie eine Übermittlung aller relevanter Daten möglich (vgl. Abb. 9). Täglich sendete der PC aktuelle neue Daten via Email an die FH Bochum. Alle gemessenen Daten sowie die Zeitpunkte der Probenahme wurden minütlich von der Messwerterfassung aufgezeichnet. Das bedeutet, dass pro Monat zwischen 40.320 und 44.640 Datenzeilen gespeichert wurden. Diese konnten dann zur Auswertung in eine Datenbank eingelesen, bearbeitet, geprüft und visuell dargestellt werden.

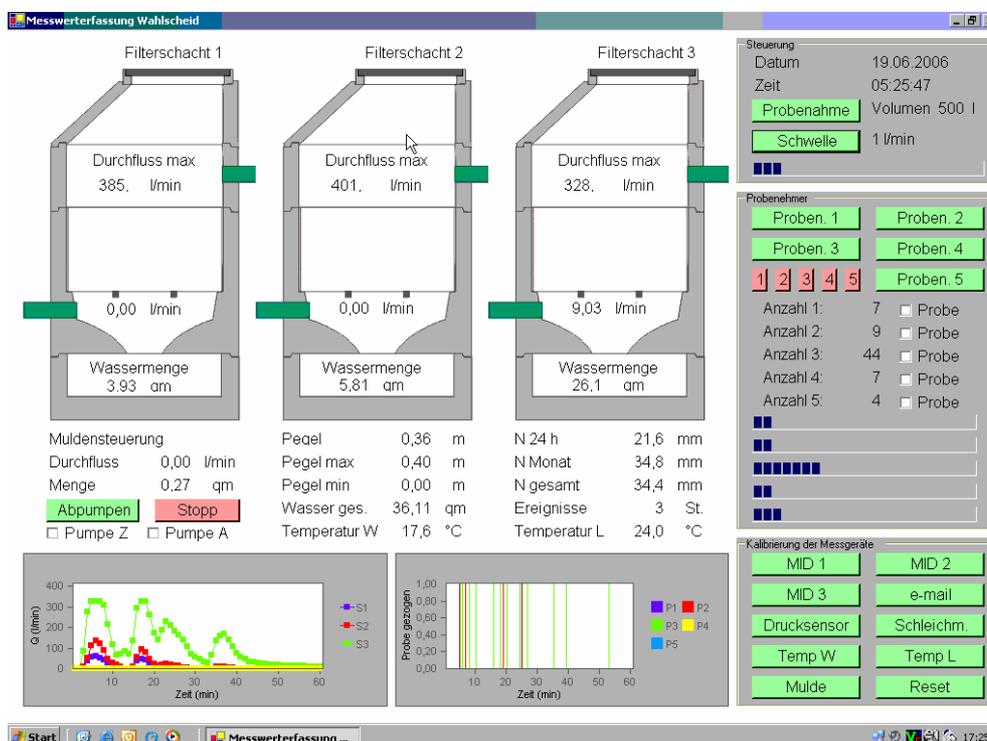


Abb. 9: Bildschirm-Foto der Eingabe- und Kontrollmaske der Messwerterfassung

### 3.2.4 Durchführung von Laborversuchen (Ermittlung von Adsorptionsisothermen)

Für die Bestimmung des Rückhaltes und der maximalen Aufnahmekapazität von Zink durch die verschiedenen Filtermaterialien war die Untersuchung der Sorptionseigenschaften mittels Batchversuchen (Schüttelversuchen) erforderlich. Zur Nachbildung des Zinkdachabflusses wurde hierfür eine Lösung angesetzt, die die vorkommenden charakteristischen Schwermetalle in repräsentativen Konzentrationsverhältnissen enthält. Bei der Zusammenstellung der Lösungsinhalte wurde darauf geachtet, dass Ionenkonkurrenzeffekte nachvollziehbar wirksam werden können.

Sorptionisothermen wurden bestimmt, indem Lösungen mit unterschiedlich hohen Konzentrationen eines gelösten Stoffes zu definierten Mengen der Sorbenten

gegeben und nach Einstellung eines „Gleichgewichtes“ die Restkonzentrationen (= Gleichgewichtskonzentrationen) in den Lösungen bestimmt werden. Hierbei war zu beachten, dass Gleichgewichtsbedingungen, welche z. B. durch Diffusionsvorgänge in das Innere von Mineralkomponenten beeinflusst werden, erst nach langen Kontaktzeiten von mehreren Wochen und mehr erreicht werden. Für die Filter ist dies jedoch nicht relevant, da die Kontaktzeiten des Wassers mit dem Filtermedium relativ kurz sind und an die Schüttelversuchszeiten angepasst werden. Nach einer Schüttelzeit (Schütteln der Suspension) zwischen 5 Minuten und einem Tag (Gleichgewichtseinstellung) wurde die Lösung vom Feststoff getrennt und analysiert. Die Menge des adsorbierten Stoffanteils war die Differenz zwischen der Ausgangskonzentration und der Gleichgewichtskonzentration der Lösung. Batchversuche haben den Vorteil

- des einfachen Aufbaus,
- einer kurzen Versuchsdauer,
- einer geringen Probenmenge und
- der guten Reproduzierbarkeit.

Leitfäden bezüglich der Versuchsplanung und Durchführung sind von der US-EPA und der OECD veröffentlicht worden. Die Versuche dienen vor allem der Ergänzung und Diskussion der Feldversuche, da die Austauschkapazitäten der Filter nach einem Jahr vermutlich nicht erschöpft waren und somit aufgrund der zeitlich begrenzten Pilotversuche keine belastbare Aussage über die Wartungs- bzw. Filterwechselintervalle hätten gemacht werden können.

Als Ergebnis der Versuche wurden Adsorptionsisothermen berechnet, die das Verhältnis von gelösten zu adsorbierten Stoffen bei einer Bandbreite von Konzentrationen zeigten. Die Isothermen streben in der Regel einem Höchstwert, der so genannten maximalen Beladung zu, die die Erschöpfung der Austauschkapazitäten des Materials angibt (s. Kapitel 6).

### **3.2.5 Versuchsauswertung und Abschlußbericht**

Abschließend werden die Untersuchungen ausgewertet und zusammenfassend bewertet. Hierzu werden Empfehlungen für Bemessung und Betrieb ausgesprochen.

### 3.3 Beschreibung der Versuchsanlage im technischen Maßstab

#### 3.3.1 Filteranlage

Da das belastete Niederschlagswasser bei der Rigolenversickerung keine belebte Bodenzone wie bei einer Mulde durchströmt, ist diese Art der Versickerung in den Arbeits- und Merkblättern der DWA [1] nicht vorgesehen. Daher ist eine vorherige Behandlung der Abflüsse zwingend nötig, mit der die Schadstoffkonzentrationen auf ein Mindestmaß verringert werden.

Zum Einsatz kommen dabei an der Versuchsanlage in Lohmar-Wahlscheid Reinigungsschächte mit Filterelementen, an die eine Rigole aus Beton-Teilsickerrohren angeschlossen wurde (siehe Abb. 10). Diese Sickerrohre bestehen aus einem Filterbeton, der über seinen erhöhten  $\text{CaCO}_3$ -Anteil Zink in Form von Zink-Carbonaten bindet und immobilisiert. Sollte sich eine Filteranlage als unzureichend erweisen, so besteht auch in diesem Fall keine akute Gefährdung für das Grundwasser, da die Rigole als zweite Reinigungsstufe fungiert.

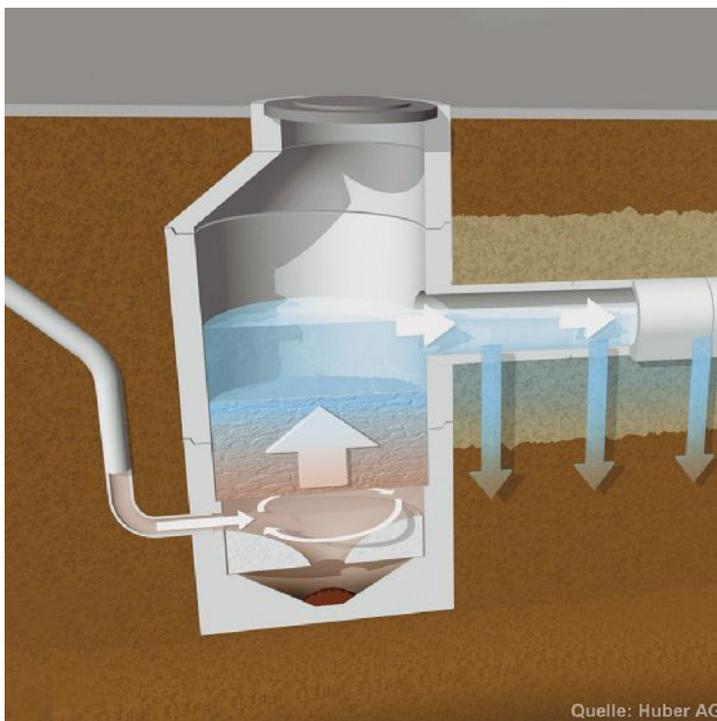


Abb. 10: Fließschema der Filterschächte

Im Aufstromverfahren passiert das belastete Niederschlagswasser das Filtermaterial. Zuvor strömt es tangential in den Schacht. Nach dem Regenereignis können sich Schmutzpartikel im Schlammfang absetzen. Zwischen Filterschacht und den Rigolen befindet sich in Wahlscheid eine Zisterne (auf der Abbildung nicht dargestellt).

Abb. 11 zeigt einen Übersichtsplan der gesamten Anlage (siehe auch Abb. 13 und Abb. 14). Es ist das Fließschema des Niederschlagswassers durch die Anlage zu erkennen. Im Systemsschnitt (Abb. 12) sind die Leitungsführung, die verschiedenen

Höhenlagen der Rohre sowie die Anschlüsse an die jeweiligen Schächte zu erkennen. Das Niederschlagswasser von den Dachflächen des Altenheims Wahlscheid sammelt sich im Verteilerschacht (Abb. 11 „V“), nachdem es über zwei Anschlussleitungen zugeflossen ist. An dieser Stelle findet die Beprobung des Zulaufs statt. Durch die Installation eines kleinen Behälters mit einem geringen Volumen von ca. 5 Litern, aus dem die Zulaufproben gezogen werden konnte die Zulaufbeprobung optimiert werden. Der Wasserstand im Verteilerschacht ohne Zufluss beträgt ca. 1,00 m. Daraus ergibt sich ein Wasservolumen von ca. 1,77 m<sup>3</sup>, das sich permanent im Verteilerschacht befindet.

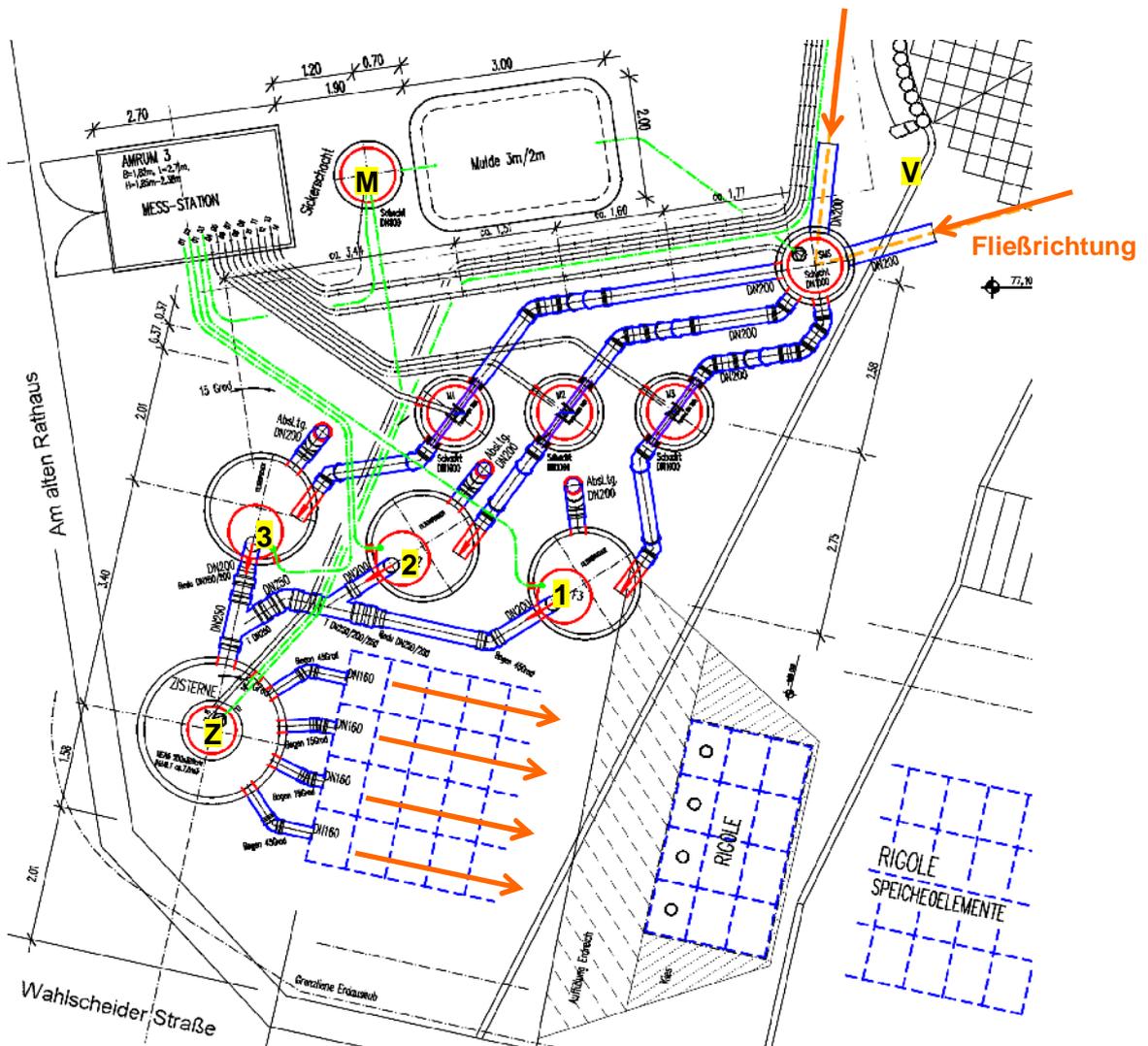


Abb. 11: Übersichtsplan der gesamten Anlage, Fließschema (Grundriss)

Ein Notüberlauf wird ab einer Einstauhöhe von 1,90 m aktiv, sodass ca. 1,6 m<sup>3</sup> „rückgestaut“ bzw. gespeichert werden können, bevor es zu einem Überlaufereignis kommt. Es ist zu beachten, dass sich bei höherem Wasserstand im Verteilerschacht ein größerer Vordruck auf die abgehenden Rohrleitungen ergibt. Folglich werden auch die Durchflussgeschwindigkeit und der Wassermengendurchsatz durch die Rohre und die Filter erhöht. Im Verteilerschacht wird der Wasserstand gemessen

sowie die Temperatur des Wassers bestimmt. Im Verteilerschacht befindet sich eine Tauchpumpe, die die Versuchsmulde mit zinkbelastetem Niederschlagswasser beschickt.

Circa 10 Zentimeter über dem Boden des Verteilerschachtes sind drei Abflussöffnungen angeordnet, durch die das Wasser in Rohrleitungen mit einem Außendurchmesser DN 200 weiter zu den drei Messschächten fließt. In den Messschächten findet vor der magnetisch-induktiven Durchflussmessung eine Querschnittsreduzierung statt. Des Weiteren sind für die Messtechnik notwendige Beruhigungsstrecken vor und nach den Messgeräten eingerichtet worden. Nach der Durchflussmessung wird das Wasser zu den Filterschächten geführt, wo es in einer Tiefe von 2,35 m GOK (Rohrunterkante) in die Schächte einläuft (s. Abb. 11 „1“, „2“ und „3“). Absetzbare Stoffe können sich im Schlammfang sammeln, der sich unter dem Zyklon befindet und die Schmutz- bzw. Störstoffe nicht wieder abgeben soll. An die Schlammfänge sind vertikale Rohre angeschlossen, durch die z. B. der angefallene Schlamm abgesaugt und mit Frischwasser gespült werden kann.

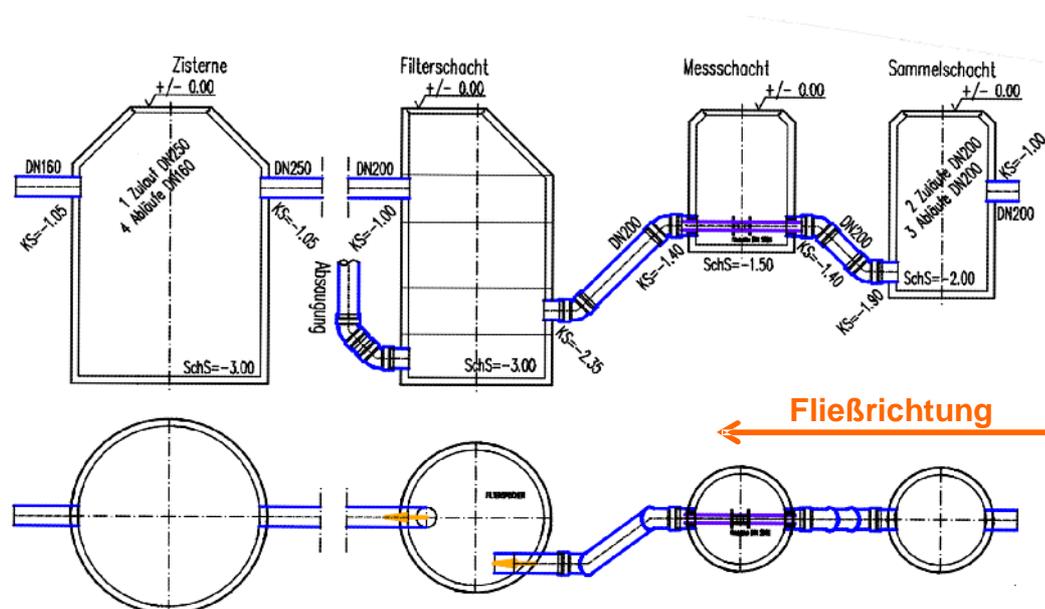


Abb. 12: Systemschnitt Sammel-, Mess-, und Filterschächte, Zisterne; Fließschema

Die Filtereinsätze mit den eingebrachten Filtermaterialien werden im nächsten Verfahrensschritt im Aufstromverfahren passiert. Oberhalb der Filter werden unmittelbar vor dem Abfluss in die Zisterne die Ablaufproben gezogen. Filter 3 verfügt über einen Notüberlauf, der mittig in den Porenbetonplatten angeordnet ist und durch den auch Schlamm aus dem Schlammfang abgesaugt und mit Frischwasser gespült werden kann. Dadurch dass alle drei Filterschächte mit identischen Unterteilen inkl. der vertikalen Absaugrohre ausgestattet sind, wird eine nachträgliche Umrüstung des Filtersystems 3 (Porenbetonplatten) technisch ermöglicht.

Abschließend erfolgt die erneute Mischung des gereinigten Niederschlagswassers in der Zisterne, von wo aus das Wasser über vier Ausläufe gleichmäßig auf die

Rohrrigolen verteilt wird (Abb. 11 „Z“). Über die Überfallkanten der teildurchlässigen Rohre aus haufwerksporigem Beton wird das Wasser in den Untergrund geleitet. Ein weiterer Schadstoffrückhalt ist zum einen durch die Rohrrigolen, zum anderen durch die Mittel- und Grobsandpackungen gegeben.



Abb. 13: Die Messstation am EAHW



Abb. 14: Übersicht der Gesamtanlage

Den Aufbau und die wichtigsten Dimensionen der Versuchsanlage zeigt Tabelle 8.

Tabelle 8: Aufbau der Versuchsanlage

Anlagenteil	Dimension
<b>Zulaufschacht</b>	Fertigschacht, beschichtet DN 1000, $V_{\text{eff.}} = 1,77 \text{ m}^3$ 2 Zuleitungen DN 200, 3 Abläufe DN 200
<b>Messschächte mit Durchflussmessung</b>	3 Messschächte mit jeweils 1 MID-Messung DN 80 Krohne Capaflux IFM 5080 K-Cap, je 1 Zu- u. Ableitung DN200
<b>Filterschacht 1-3</b>	Fertigteilschacht, DN 1500, $V = \text{ca. } 1,4 \text{ m}^3$ mit Filtereinsatz, je 1 Zu- u. Ableitung DN200 Filter 1: Zeolith-Füllung, ab 3/2007: Zeolith/Aktivkoks Filter 2: Zeolith/Aktivkoks-Füllung Filter 3: Calcium-Silikat-Hydrat, ab 3/2007: Zeolith/Aktivkoks
<b>Sammelschacht (Zisterne)</b>	Fertigschacht, DN 2000, mit 2 Zuleitungen DN 250/200 und 4 Ablaufleitungen DN 160
<b>Versickerungssystem</b>	Rigolensystem mit 4 Rigolensträngen DN 160 im Kiesbett
<b>Mulde</b>	Versuchsmulde mit belebter Bodenzone (2006) bzw. Aktivkoks/IAT-Substrat (ab 2/2007) $b = 2,0 \text{ m}$ , $l = 3,0 \text{ m}$ , $t = 0,8 \text{ m}$ Beschickung über Tauchmotorpumpe im Zulaufschacht
<b>Sickerschacht (f. Mulde)</b>	Fertigschacht DN 1000 mit Zufluss aus Drainagerohr unterhalb der Versickerungsmulde
<b>Anlagenüberwachung</b>	Mess-Station mit Schaltschrank Online-Messwerterfassung über PC mit Fernabfrage. 5 Automatische Probennehmer (WaterSam) mit Kühleinrichtung und je 36 x 1 L KS-Probenflaschen

### 3.3.2 Versuchsmulde

Parallel zu den „Filterschächten“ wurde eine Versuchsmulde mit den Abmessungen 2,00 x 3,00 m (Tiefe = 80 cm) eingerichtet, die nach unten hin durch Teich-Folie abgedichtet war (siehe Abb. 15). Die Mulde wurde aus dem Verteilerschacht durch eine Tauchpumpe beschickt. Da das Versuchsprogramm auch die Untersuchung und Beprobung der unbegrünten Mulde (Abb. 16) vorsah, wurde das durch die Mulde versickerte Wasser von Beginn an analysiert.

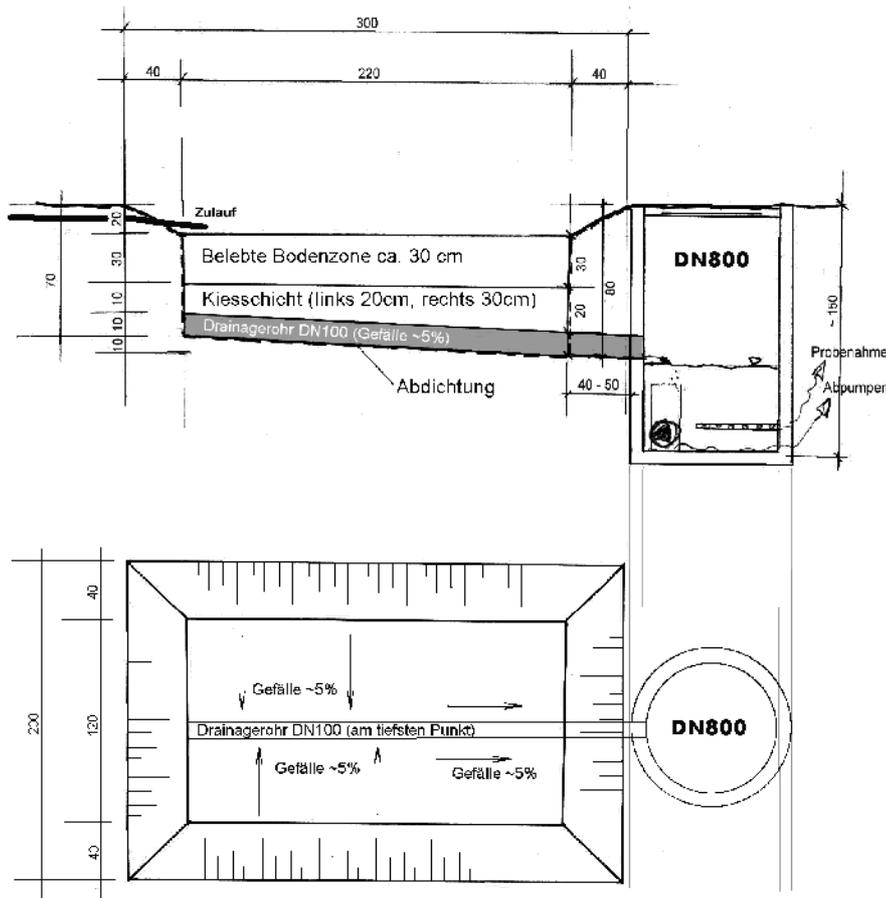


Abb. 15: Technische Zeichnung der Versuchsmulde

Im Frühjahr 2006 erfolgte die Rasensaat (Abb. 17), sodass wenige Wochen später die Geländeroberfläche und die Versickerungsmulde mit Gras bewachsen waren (vgl. Abb. 18). Nachdem das mit Zink belastete Niederschlagswasser in die Mulde eingelaufen war (siehe Abb. 19), staute es sich je nach Wassermenge für wenige Minuten ein und versickerte dann. Die Versickerung erfolgte gleichmäßig über die gesamte Fläche der Mulde. Dann passierte das Wasser die 30 cm starke „belebte Bodenzone“, die aus der bewachsenen Grasnarbe und dem Boden bestand (Abb. 20). Eine Laboranalyse charakterisierte den Boden als einen stark sandigen, schwach kiesigen Schluff mit einem  $k_f$ -Wert von ca.  $1 \cdot 10^{-5}$  m/s (vgl. Abb. 21). Unter der Bodenschicht war eine ca. 20 cm starke Kiesschicht angeordnet, durch die ein mit Gefälle verlegtes Drainagerohr verlief und das versickerte Wasser sammelte. Das

Wasser floss abschließend in den Sammel schacht, an den das Drainagerohr angeschlossen war, wo aus die Probenentnahme möglich war. Der Wasserstand im Sammel schacht konnte bis auf eine Höhe von ca. 80 cm ( $\cong$  400 l) ansteigen, bevor ein im Zulauf installierter Überlauf das Wasser in den Untergrund versickern ließ. Nachdem durch den „Probennehmer 5“ Mischproben gezogen wurden, konnte das Wasser im Sammel schacht durch eine Tauchpumpe abgepumpt werden.



Abb. 16: Unbegrünte Versuchsmulde (Anfang 2006)



Abb. 17: Versuchsmulde nach der Rasensaat im Frühjahr 2006



Abb. 18: Begrünte Versuchsmulde (Sommer 2006)



Abb. 19: Beschickung der Versuchsmulde durch eine Pumpe

In Ergänzung zur Analyse des durch die Mulde versickerten Niederschlagswassers wurde auch der Boden der Versuchsmulde analysiert. Dies wurde sowohl am „unbelasteten“, also im natürlichen Zustand, als auch im belasteten (nach Beschickung mit zinkbelastetem Niederschlagswasser) durchgeführt. So ist ein Vergleich der Bodenwerte vor und nach der Nutzung des Bodens als „Bodenfilter“ möglich. Abb. 20 zeigt eine für die Analyse entnommene Bodenprobe (links) und den Schichtaufbau der Versickerungsmulde (rechts). Die Grasnarbe, der schluffige Boden sowie die in einer Tiefe von ca. 30 cm liegende Kiesschicht sind zu erkennen.



Abb. 20: Untersuchung des Bodens der Versickerungsmulde

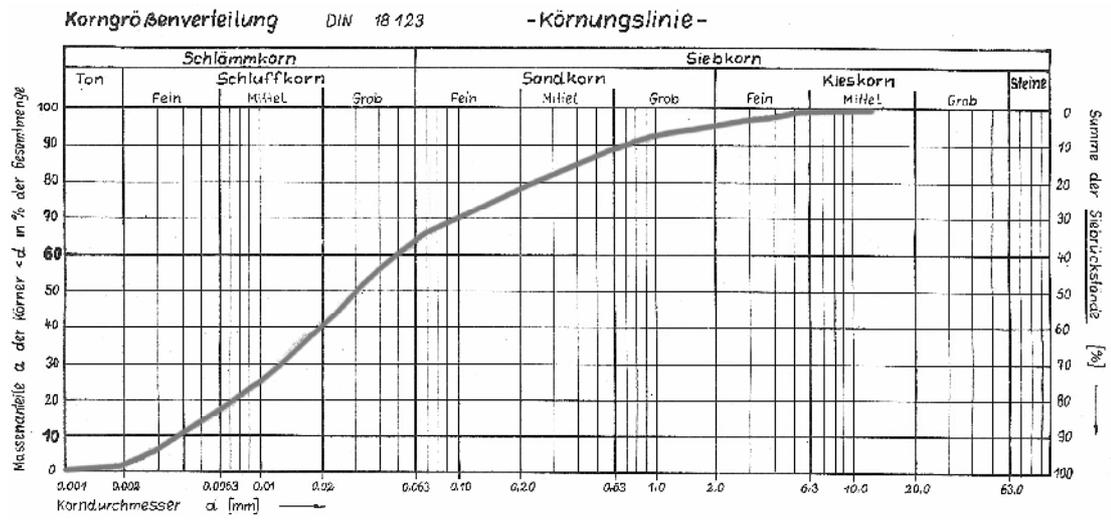


Abb. 21: Korngrößenverteilung des Bodens der Mulde (nach DIN 18123)

### 3.3.3 Verwendete Filtermaterialien

Tabelle 9 gibt eine Übersicht der Filtersysteme und -materialien, die im Einsatz waren und untersucht wurden.

Tabelle 9: Übersicht der zu untersuchenden Filter und der Versickerungsmulde

	Jan. `06 bis Juni `06	Juli `06 bis Jan. `07	Feb. '07 bis Aug. '07
<b>Filter 1</b>	Filteraufbau: Edelstahl-Lochblechplatten (Fabrikat Huber AG)		
	Filtermaterial: Zeogran® K 80 (reine Zeolithe (Ca-Clinoptilolith), Körnung 1-2,5 mm) Kationenaustauschkapazität: ca. 100 meq/100 g		Zeoclear ST, Zeolith-Aktivkoks-Gemisch
<b>Filter 2</b>	Filteraufbau: Edelstahl-Lochblechplatten (Fabrikat Huber AG)		
	Filtermaterial: Zeoclear ST, Zeolith-Aktivkoks-Gemisch 1/2,5 mm, Mischung: 50:50		Neufüllung mit Zeoclear ST, Zeolith-Aktivkoks-Gemisch
<b>Filter 3</b>	Porenbetonplatten (Fabrikat Eurofiltrator e. K)		Betonplatten mit aufgesetzten Kunststoff-Kartuschen
	Filtermaterial: Granulat „Biocalith K“ (Calcium-Silikat-Hydrat $\text{Ca}_5\text{Si}_5\text{O}_{22}\text{H}_{10}$ ), Körnung 1-3 mm		Zeoclear ST, Zeolith-Aktivkoks-Gemisch
<b>Versickerungsmulde</b>	„Belebte Bodenzone“, Mutterboden, 30 cm • unbegrünt	„Belebte Bodenzone“, Mutterboden, 30 cm • begrünt	Aktivkoks-Ionen-austauscher-Substrat (Zeosoil)

In Abb. 22 sind die drei Filtermaterialien „Biocalith K“, „Zeogran® K80“ und „Zeoclear ST (Zeolith-Aktivkoks)“ zu sehen. Das Granulat „Biocalith K“ ist weiß, hat eine geringe Schüttdichte von nur ca. 0,4 g/cm<sup>3</sup>. Die Materialien „Zeogran K 80“ und „Zeoclear ST“ sind mit Splitt zu vergleichen, wobei „Zeogran K 80“ eine hellgraue und „Zeoclear ST“ eine dunkelgraue Farbe hat. Die Schüttdichten sind mit 0,8 g/cm<sup>3</sup> etwa doppelt so groß wie bei „Biocalith K“.

In Filter 3 wurde ab März 2007 versuchsweise ein Kartuschensystem erprobt. Die Kartuschen wurden mit Zeoclear ST befüllt und in vier Öffnungen der Betonplatten eingesetzt. Damit ist ein einfacher Austausch der Filterkartuschen möglich. Die Versuche brachten jedoch in der Untersuchungszeit keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Für den Praxiseinsatz sind hierzu weitere Untersuchungen erforderlich:

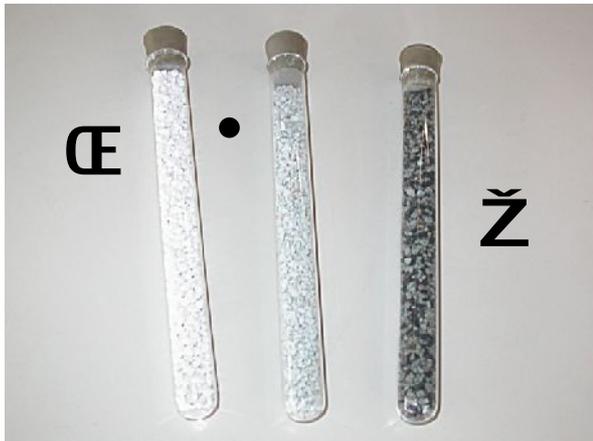


Abb. 22: Die Filtermaterialien Ⓔ Biocalith K, • Zeoeran® K80 und Ž Zeoclear ST

Die drei Filtergranulate bzw. -materialien werden im Folgenden in ihrer Verwendung und Wirkungsweise sowie ihren Filter- und Materialeigenschaften beschrieben:

### 3.3.3.1 Zeoeran K 80

Bei dem Material Zeoeran K 80 [27] handelt es sich um einen natürlichen Zeolith, Hauptbestandteil ist Klinoptilolith. Es verfügt über sehr hohe Kationenaustauschkapazität sowie über eine sehr große innere Oberfläche.

Tabelle 10: Physikalische Eigenschaften von Zeoeran K 80

Physikalische Eigenschaften	
Körnung	1 - 2,5 mm
Feuchtigkeitsgehalt	5 bis 10 %
Mohs-Härte	3 bis 3,5
Glührückstand (1.000 °C)	92,06 %
pH-Stabilität	pH 2 bis 11
Temperaturstabilität	bis 650 °C
spezifische äußere Oberfläche	ca. 35 m <sup>2</sup> /g
spezifische innere Oberfläche	ca. 350 m <sup>2</sup> /g
spezifisches Gewicht (Klinoptilolith)	2,2 bis 2,4 g/cm <sup>3</sup>
Gesamtporosität	32 bis 40 %

Tabelle 11: Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung von Zeoeran K 80

Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung	
Klinoptilolith	80 %
Quarz + Cristobalit	13 %
Feldspat	4 %
Illit	3 %

Tabelle 12: Chemische Eigenschaften von Zeo gran K 80

Chemische Eigenschaften		
Allgemeine chemische Zusammensetzung von Klinoptilolith	$(\text{Na}_2, \text{K}_2, \text{Ca}, \text{Mg})_4 \text{Al}_8 \text{Si}_{28} \text{O}_{72} \cdot 24 \text{H}_2\text{O}$	
Kationenaustauschkapazität	$\text{NH}_4^+$	109,3 meq / 100 g
Primäre Kationen	$\text{Ca}^{2+}$ $\text{Mg}^{2+}$ $\text{Na}^+$ $\text{K}^+$	75,1 meq / 100 g 5,3 meq / 100 g 1,9 meq / 100 g 41,6 meq / 100 g
Hauptelementzusammensetzung	$\text{SiO}_2$ $\text{Al}_2\text{O}_3$ $\text{Fe}_2\text{O}_3$ $\text{TiO}_2$ $\text{CaO}$ $\text{MgO}$ $\text{Na}_2\text{O}$ $\text{K}_2\text{O}$ $\text{MnO}$ $\text{P}_2\text{O}_5$	71,60 % 12,46 % 1,52 % 0,16 % 3,19 % 0,72 % 0,62 % 3,27 % 0,03 % 0,03 %
Si/Al-Verhältnis	ca. 5,5	
Selektivität des Ionentauschers	$\text{Cs}^+ > \text{Pb}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ $\text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+}$ $\text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	

### 3.3.3.2 Zeoclear ST 1/2,5

Es handelt sich bei diesem Filtermaterial [28] (50 % Aktivkoks, 50 % Zeolith) um ein Adsorptionssubstrat zum Rückhalt von Schadstoffen (Adsorption von Schwermetallen und org. Verbindungen). Die Basis des Filtermaterials sind natürliche Zeolithe. Zeoclear ST verfügt über ein mineralisches pH-Puffersystem sowie eine Sorptionsfähigkeit im wassergesättigten Zustand bei Durchströmung von unten nach oben.

Tabelle 13: Physikalische Eigenschaften von Zeoclear ST 1/2,5

Physikalische Eigenschaften	
Körnung	1 - 2,5 mm
Schüttdichte nach DIN 52110	~ 800 kg/m <sup>3</sup>
pH-Wert	7,5
Wasserdurchlässigkeit	~ $3 \cdot 10^{-4}$ m/s
Adsorptionskapazität (KAK)	600 mmol eq/l
Adsorptionsselektivität	$\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}, \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$

### 3.3.3.3 Biocalith K

Es handelt sich um ein Granulat zur Entfernung von Schwermetallen und anderen Verbindungen (z.B.  $\text{PO}_4^{3-}$ ) aus Wasser. Die Schwermetall-Entfernung durch Biocalith K unterliegt ähnlichen Prinzipien wie bei Flockungs- / Fällungsreaktionen mit dem Unterschied, dass das zu reinigende Wasser mit einer Festphase in Kontakt tritt, woraus eine irreversible Anhaftung der Metalle resultiert.

Tabelle 14: Filtereigenschaften des Materials Biocalith K [26]

Parameter/Eigenschaft	Angabe aus Laborberichten
Körnung	1 - 3 mm
Standzeit des Materials	≥ 25 Jahre
Zusammensetzung	Calcium-Silikat-Hydrat ( $\text{Ca}_5\text{Si}_5\text{O}_{22}\text{H}_{10}$ )
Petrographische Beschreibung	synthetisch-polyedrisches Granulat, weiß bis weißgrau
$k_f$ -Wert (nach Hazen):	$2,8 \times 10^{-3}$ m/sek.
Geruch	Ohne
Korndichte	2,42 bis 2,46 g/cm <sup>3</sup>
Schüttdichte	0,34 bis 0,49 g/cm <sup>3</sup>
Spezifische Oberfläche (BET)	65 m <sup>2</sup> /g
Adsorptionskapazität (KAK)	1 bis 3 Masse-% (je nach Wasserchemismus)
Schmelzpunkt/-bereich	> 1.000 °C
Löslichkeit im Wasser	unlöslich (20 °C), keine Zersetzung
Verhalten gegenüber Streusalz-Lösungen (NaCl)	keine Wechselwirkung; zudem keine Elution adsorbierter Metalle und kein Kapazitätsverlust
pH-Wert	9,5
Umweltverträglichkeit, Gefahrenhinweise	nicht kennzeichnungspflichtig

### 3.3.3.4 Muldensubstrat Zeosoil VS 0/5

Es handelt sich um ein Filtersubstrat auf Lava-Zeolith-Basis für belebte Bodenzonen und Bodenfilter zur Behandlung von verunreinigtem Niederschlagswasser. Es verfügt über ein mineralisches Puffersystem und erlaubt neben der Bindung von anorganischen Schadstoffen Bindung und Abbau der organischen Stoffe.

Tabelle 15: Physikalisch-chemische Eigenschaften von Zeosoil VS 0/5

<b>Physikalisch-chemische Eigenschaften</b>	
Körnung	0 - 5 mm
Abschlämmbare Bestandteile	~ 6 Gew.-%
Feinkies/Mittelkies (> 2 mm)	~ 50 Gew.-%
Proctordichte	1,98 g/cm <sup>3</sup>
Wassergehalt bei Proctordichte	~ 28 Gew.-%
Schüttgewicht (DIN EN 1097-3)	~ 1,10 kg/m <sup>3</sup>
Durchlässigkeitsbeiwert	~ 3,4 x 10 <sup>-4</sup> m/s
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	7,5
Gehalt an organischer Substanz	0,0 Gew.-%
Adsorptionskapazität	150-200 mmol eq/l

Tabelle 16: Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung von Zeosoil VS 0/5

<b>Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung</b>	
Lava	ca. 35 %
Basalt	ca. 15 %
Bims	ca. 15 %
Zeolith	ca. 25 %
Kalkstein	ca. 10 %

### 3.4 Versuchs- und Analysenprogramm

Das Versuchsprogramm der Versuchsanlage am Altenheim Wahlscheid wurde am 01.01.2006 begonnen und im August 2007 abgeschlossen. Um möglichst alle Regenereignisse beproben zu können, wurden die Probenehmer über die installierten Durchflussmessgeräte gesteuert. Es konnten sowohl Einzelproben als auch mengenproportionale Mischproben gezogen werden. Von Januar bis Mitte März 2006 waren die Zulaufprobenahme im Verteilerschacht und die Ablaufprobenahme der Filterschächte so programmiert, dass alle 500 Liter eine Probe gezogen wurde. Somit war es möglich, Ganglinien aufzuzeichnen und auszuwerten. Die Einstellung 1 l/min als Probenahmeschwelle wurde zu Beginn der Regenereignisse überschritten und löste die Probenahmen aus. Tabelle 17 zeigt exemplarisch, welche Niederschlagswassermengen bei einem Regenereignis am 07.02.2006 registriert wurden. Diese Werte schwanken bei diesem Ereignis zwischen 318,4 und 648 Liter bzgl. jeder Probenahme. Dies ist damit zu begründen, dass zum einen die Messwerte minütlich aufgezeichnet werden, zum anderen der Beginn und das Ende eines Regens (letzte Zeile der Tab.: 47,4 l) zu einer Abweichung des eingestellten 500 Liter Probenahmeintervalls führen können.

Tabelle 17: Beispiel: Zuflusswassermengen zum Filter 1 und Zink-Gehalte am 07.02.2006

Probe	Nr.	pH	Leitfähigkeit	Zeitpunkt der PN	Zn gelöst	Zn gesamt	Zufluss
		[-]	µs/cm		mg/l	mg/l	Liter
Filter 1	202	7,8	102	07.02.2006 05:08	0,018	0,14	366,1
Filter 1	203	7,8	127	07.02.2006 05:19	0,018	0,16	395,5
Filter 1	204	7,8	130	07.02.2006 05:40	0,015	0,14	552,5
Filter 1	205	7,8	131	07.02.2006 05:51	0,015	0,13	326,9
Filter 1	206	7,7	128	07.02.2006 06:02	0,015	0,15	402,4
Filter 1	207	7,8	121	07.02.2006 06:13	0,017	0,15	394,6
Filter 1	208	7,7	127	07.02.2006 06:24	0,040	0,19	468,1
Filter 1	209	7,7	128	07.02.2006 06:35	0,036	0,19	436,5
Filter 1	210	7,8	129	07.02.2006 06:46	0,036	0,14	415,8
Filter 1	211	7,6	137	07.02.2006 06:57	0,051	0,21	589,1
Filter 1	212	7,1	112	07.02.2006 07:08	0,060	0,18	645,0
Filter 1	213	7,7	135	07.02.2006 07:19	0,055	0,20	648,4
Filter 1	214	8,6	116	07.02.2006 07:30	0,052	0,21	621,3
Filter 1	215	7,7	129	07.02.2006 07:41	0,048	0,19	586,5
Filter 1	216	9,3	101	07.02.2006 07:52	0,042	0,21	483,4
Filter 1	217	3,3	890	07.02.2006 08:03	0,390	0,50	444,3
Filter 1	218	9,7	110	07.02.2006 08:14	0,040	0,20	459,9
Filter 1	219	7,6	113	07.02.2006 08:25	0,037	0,23	437,9
Filter 1	220	7,7	111	07.02.2006 08:36	0,024	0,20	333,6
Filter 1	221	5,5	103	07.02.2006 08:47	0,029	0,17	318,4
Filter 1	222	7,6	109	07.02.2006 09:27	0,020	0,16	580,8
Filter 1	223	3,4	450	07.02.2006 09:38	0,310	0,47	439,6
Filter 1	224	7,6	104	07.02.2006 09:49	0,026	0,15	448,4
Filter 1	225	7,6	83	07.02.2006 11:15	0,030	0,13	47,4

Von Mitte März bis Mitte Juni 2006 wurde die Probenahme auf „mengenproportionale Mischprobe“ eingestellt. Hierbei wurden ebenfalls alle 500 Liter eine Probe gezogen, wobei die Proben zuerst in den Probenahmeflaschen (4 Proben pro Flasche), dann von Hand im mengenmäßigen Verhältnis miteinander.

Von Mitte Mai bis Mitte August 2006 wurden wieder Einzelprobenahmen gezogen und auch einzeln analysiert, um Ganglinien aufzeichnen und diese exakt auswerten zu können. So können zum Beispiel Schwankungen der Zink-Ablaufkonzentrationen innerhalb eines Niederschlagsereignisses (vgl. Tabelle 21) erfasst und ausgewertet werden.

Tabelle 18: Beispiel: Zuflusswassermengen zum Filter 1 und Zink-Gehalte am 07.07.2006

Probe	Nr.	pH	Leitfähigkeit	Zeitpunkt der PN	Zn gelöst	Zn gesamt	Zufluss
		[-]	µs/cm		mg/l	mg/l	Liter
Filter 1	486	7,2	98	07.07.2006 22:58	<b>0,84</b>	<b>13</b>	560,7
Filter 1	487	7,2	86	07.07.2006 23:00	<b>0,88</b>	<b>13</b>	713,9
Filter 1	488	7,2	73	07.07.2006 23:03	<b>1,1</b>	<b>7,4</b>	692,9
Filter 1	489	7,4	61	07.07.2006 23:06	<b>1,5</b>	<b>4,4</b>	699,9
Filter 1	490	7,3	69	07.07.2006 23:09	<b>0,93</b>	<b>2,3</b>	660,4
Filter 1	491	7,3	44	07.07.2006 23:14	<b>0,83</b>	<b>0,97</b>	550,6

Im Zeitraum von Mitte August 2006 bis August 2007 wurde die Probenahme-Art erneut auf „mengenproportionale Mischprobe“ eingestellt. Bei Starkregenereignissen wurde pro Ereignis nicht nur eine Mischprobe zur Analyse gegeben. Das jeweilige Regenereignis wurde in verschiedene Phasen eingeteilt, wie z. B. Beginn des Regens mit maximalem Zufluss oder lang anhaltender Regen zum Ende des Ereignisses.

Die untersuchten Analysenparameter sowie das Untersuchungsprogramm sind in Kapitel 3.2.3, Tabelle 7 beschrieben. Die Versuchseinstellungen und die verwendeten Filtermaterialien im Untersuchungszeitraum können Kapitel 3.3.3, Tabelle 9 entnommen werden.

## 4 Versuchsergebnisse

### 4.1 Anlagenzufluss

#### 4.1.1 Zuflusswassermengen

In Abb. 23 sind die Zuflüsse zur Niederschlagswasserbehandlungs- und -versickerungsanlage am Altenheim Lohmar-Wahlscheid dargestellt. Dabei wurde jeder Monat von Januar 2006 bis August 2007 getrennt aufsummiert. Die Niederschlagswasserzuflüsse addieren sich im Untersuchungszeitraum auf ca. 2.400 m<sup>3</sup>. Es ist zu erkennen, dass sich die Zuflusswassermengen in den einzelnen Monaten deutlich unterscheiden. So sind z. B. in den Monaten Februar und März 2006 mit 327 und 312 m<sup>3</sup> die höchsten Wassermengen durch die Anlage geflossen. Monate, in denen der Zufluss zur Anlage niedriger war, sind z. B. Juli, September und Oktober 2006 sowie April 2007. In diesen Monaten liegt der Zufluss von den Dachflächen nur bei 16 bis 53 m<sup>3</sup>.

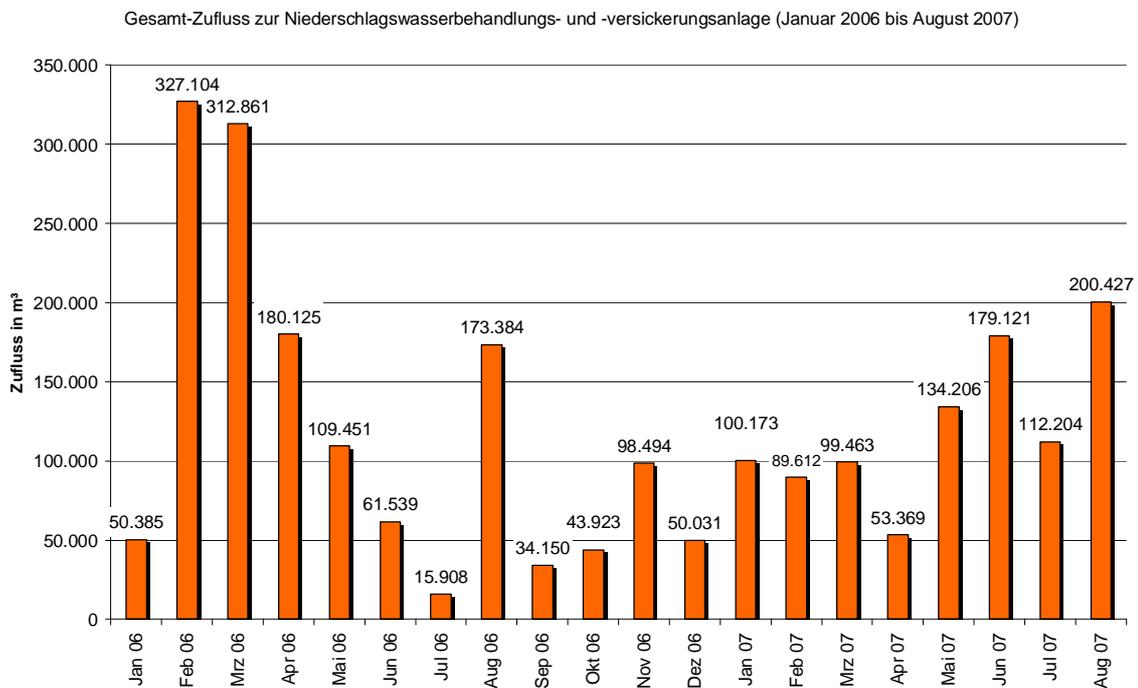


Abb. 23: Gesamt-Zufluss zur Niederschlagswasserbehandlungs- und -versickerungsanlage (im Zeitraum von Januar 2006 bis August 2007)

Von Januar 2006 bis August 2007 wurden ca. 2.400 m<sup>3</sup> Niederschlagswasser vom Zinkdach des Altenheims im Zulauf der Anlage von den Durchflussmessgeräten registriert. In dieser Zeit wurden insgesamt ca. 100 repräsentative Regenereignisse (ca 1.600 m<sup>3</sup>) beprobt.

#### 4.1.2 Aufteilung der Zuflusswassermengen auf die drei Filtereinheiten

Das Niederschlagswasser von den Dachflächen des Altenheims Wahlscheid wird im Verteilerschacht auf drei Teilströme aufgeteilt, die dann zu den jeweiligen Filterschächten geführt werden. Diese Aufteilung wird durch drei gleichgroße Abflussöffnungen, die sich auf gleicher Höhe (ca. 10 Zentimeter über dem Boden des Verteilerschachtes) befinden, realisiert. Folgende Randbedingungen können die Aufteilung (jeder Filterschacht sollte mit 1/3 der Zuflusswassermenge beschickt werden) beeinflussen:

- Rohrleitungsführung (45°- und 90°-Stücke, die nicht gleichhäufig verbaut werden konnten)
- Länge der Zufluss- und Anschlussleitungen an die Filterschächte
- Filterwiderstände der Filtersysteme (Edelstahlbleche oder Porenbetonplatten)
- Filterwiderstände der Filtermaterialien (z. B. verschiedene Schüttdichten oder Oberflächen)
- Höhenlagen der Anschlüsse (ggf. Änderungen durch Setzungen)

Die Aufteilung der Zuflusswassermenge auf die 3 Filtereinheiten im Zeitraum von Januar 2006 bis Januar 2007 ist Tabelle 19 zu entnehmen. Des Weiteren sind die Wassermengen dargestellt, mit denen die Versuchmulde ab März 2006 beschickt wurde. Die Gesamtbilanz für den Untersuchungszeitraum von Januar 2006 bis Januar 2007 ist der Tabelle 19 zu entnehmen. Es ist zu beachten, dass am 06. April 2006 Entlüftungen in die Rohrleitungen installiert werden mussten, um den Durchfluss durch alle Rohrleitungen sicherzustellen. Das Problem, dass sich in den Rohrleitungen Luftpolster gebildet so den Durchfluss blockiert hatten, konnte dadurch gelöst werden.

Am 08. Juni 2006 musste das Filtersystem 3 (Porenbetonplatten, Füllung: Biocalith K) ausgebaut und gereinigt werden (vgl. Abb. 59). Es konnte erst nach Installation der Entlüftungen und nach Auswertung der Messdaten vom April und Mai festgestellt werden, dass sich das Filtersystem 3 - vermutlich durch die extreme Belastung mit Blütenpollen (vgl. Abb. 55) - zugesetzt hatte. Ein Durchfluss war nicht mehr möglich. Die Filter 1 und 2 wurden durch die Blütenpollen nicht zugesetzt. Sie waren in der Lage, die sehr feinen Partikel weiterzuleiten. Als Folge dessen, bildete sich aber oberhalb der Edelstahlplatten ein dünner Schlammfilm (vgl. Abb. 58).

Tabelle 19: Aufteilung der Zuflusswassermenge auf die 3 Filtereinheiten

Monat	Zufluss Filter 1 [m <sup>3</sup> ]	Zufluss Filter 2 [m <sup>3</sup> ]	Zufluss Filter 3 [m <sup>3</sup> ]	Zufluss Mulde [m <sup>3</sup> ]
Jan. 2006	27,8	0,9	21,7	-
Feb. 2006	100,7	181,2	45,3	-
März 2006	123,9	186,6	2,4	0,3
April 2006	74,0	102,6	3,6	0,9
Mai 2006	19,5	89,9	0,0	2,3
Juni 2006	7,5	15,8	38,2	0,6
Juli 2006	5,6	3,8	6,5	0,5
Aug. 2006	50,5	43,3	79,6	2,8
Sep. 2006	15,5	6,8	11,9	0,9
Okt. 2006	13,7	5,5	24,8	0,7
Nov. 2006	24,0	11,4	63,1	2,5
Dez. 2006	20,0	4,4	25,6	2,3
Jan. 2007	22,7	12,1	53,1	1,9
Feb. 2007	41,3	30,2	30,4	-
März 2007	33,7	38,8	27,0	2,6
April 2007	1,1	0,9	51,3	0,0
Mai 2007	50,8	26,7	56,7	2,3
Juni 2007	44,7	20,3	114,2	0,6
Juli 2007	20,9	8,8	82,5	0,4
Aug. 2007	98,0	63,7	38,8	3,4

Es wird anhand der beschriebenen Randbedingungen und aufgetretenen Probleme deutlich, dass eine exakt gleichmäßige Aufteilung (Drittelerung) nicht immer erreicht werden konnte. Es konnte festgestellt werden, dass z. B. bei lang anhaltenden schwächeren Regenereignissen der Gesamt-Zufluss zu Filter 3 am größten war. Bei kurzen sehr intensiven Regen ließen Filter 2 und 1 den Großteil des Zuflusses durch. Bei Betrachtung der Volumenbilanz über den Untersuchungszeitraum von Januar 2006 bis August 2007 wird deutlich, dass die Aufteilung der Niederschlagswasserströme in der Summe aller Zuflüsse die Filterschächte gleichmäßig belastet wurden. Die Niederschlagswassermengen, die zu Filterschacht 1 und 3 geleitet wurden, liegen in der gleichen Größenordnung bei etwa 780 m<sup>3</sup>. Der Zufluss zu Filterschacht 1 geringfügig größer und betrug 853 m<sup>3</sup>.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Verteilung der zuströmenden Niederschlagswässer auf die drei Filtersysteme bzw. -einheiten den technischen Anforderungen aus der Planung gerecht wurde. So war im Untersuchungszeitraum von

Januar 2006 bis August 2007 die Vergleichbarkeit der verschiedenen Systeme gegeben.

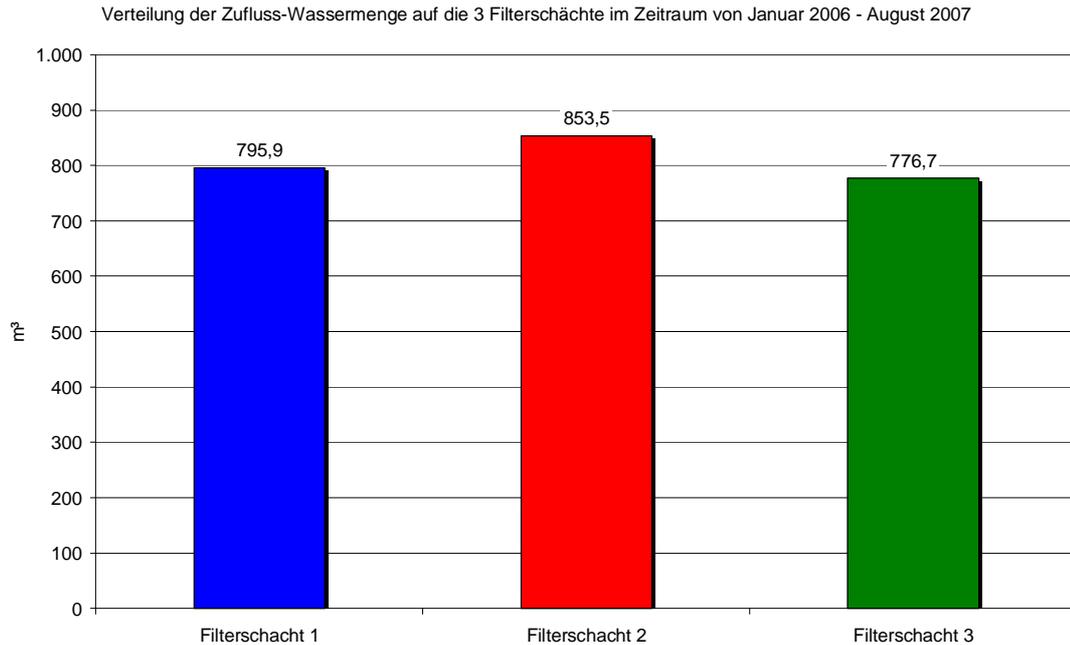


Abb. 24: Verteilung der Zufluss-Wassermenge auf die 3 Filterschächte im Zeitraum von Januar 2006 - August 2007

Die folgenden Diagramme (Abb. 25, Abb. 26 und Abb. 27) geben eine Übersicht bzgl. der Zuflusswassermengen zu den drei Filterschächten bei unterschiedlichen Regenintensitäten und -dauern. Dazu wurden typische Niederschlags- und -abflussereignisse ausgewählt, um die Unterschiede verdeutlichen zu können. Des Weiteren wird das Notüberlauf-Ereignis vom 24. August 2006 dargestellt. Auf der x-Achse ist die jeweilige Uhrzeit aufgetragen, auf der linken y-Achse der Zu- bzw. Durchfluss in Litern pro Minute und auf der rechten y-Achse (grau) der im Verteilerschacht ermittelte Wasserstand (grau im Diagramm dargestellt) in Metern über dem Ruhepegel.

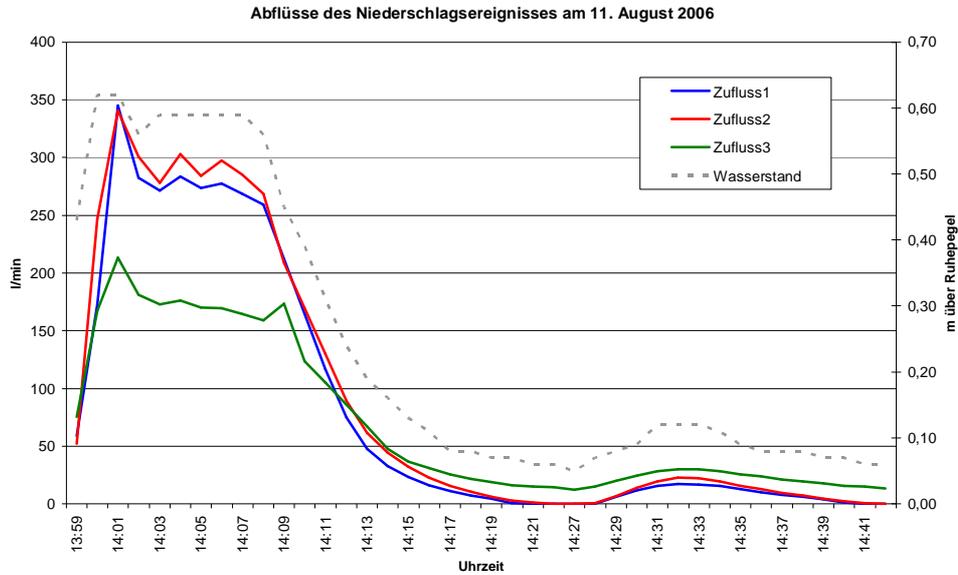


Abb. 25: Zuflussganglinien zu den 3 Filterschächten beim Regenereignis am 11. Aug. 2006

In Abb. 25 ist ein relativ kurzes, dafür jedoch intensives Regenereignis dargestellt, das am 11. August 2006 registriert wurde. In den ersten ca. 10 Minuten des Regens stieg der Zufluss von den Dachflächen des Altenheims von 0 auf ca. 350 l/min beim Filtersystem 1 und 2 und auf über 200 l/min beim Filtersystem 3 an. Nach diesen 10 Minuten fielen die gemessenen Durchflusswerte unter 50 l/min, wobei in diesem Bereich zu erkennen ist, dass der Zufluss zu Filter 3 über den Zuflüssen zu Filter 1 und 2 liegt.

Ist der maximale Durchsatz an Niederschlagswasser (die hydraulische Leitungsfähigkeit) durch die Filterschächte und -materialien erreicht, wird das Wasser im Verteilerschacht durch den Notüberlauf entlastet. Ein solches Ereignis wurde am 24. August 2006 aufgezeichnet. In der Abb. 26 ist zu erkennen, dass von ca. 16:11 bis 16:13 Uhr der maximale Zufluss zu den Filterschächten 1, 2 und 3 nicht weiter steigen konnte. An dieser Stelle war die hydraulische Leitungsfähigkeit der Systeme erreicht (vgl. Kapitel 4.1.3).

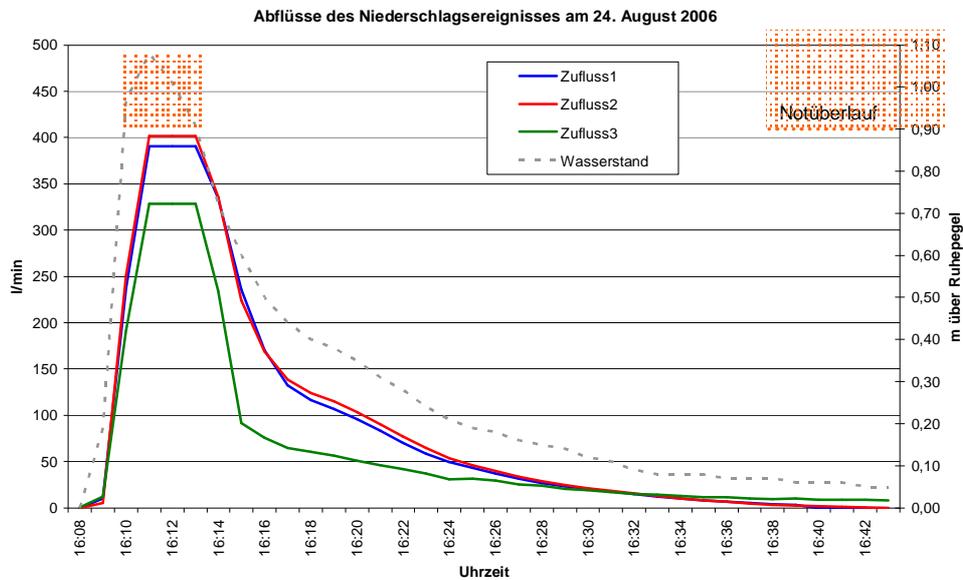


Abb. 26: Entlastung durch den Notüberlauf beim Regenereignis am 24. Aug. 2006

Die Abb. 27 verdeutlicht die Beobachtungen bzgl. der Verteilung der Durchflusswassermengen bei einem kurzen und kräftigen Niederschlag sowie bei lang dauernden, mäßigen Regenereignissen. Bei der zuletzt genannten Phase des Regenereignisses vom 23. Nov. 2006 weist der Filterschacht 1 den größten Wasserdurchsatz (ca. 30 - 50 l/min) auf, das Filtersystem 2 nur den geringsten. Die ermittelten Zuflusswerte für den Filterschacht 3 liegen in diesem Bereich stets zwischen den Werten von Filterschacht 1 und 2.

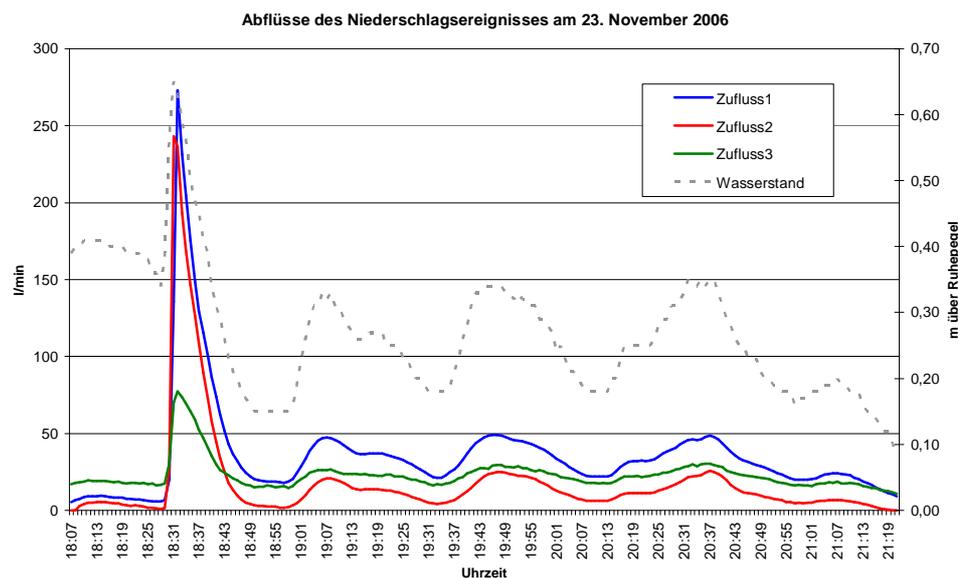


Abb. 27: Zuflussganglinien zu den 3 Filterschächten beim Regenereignis am 23. Nov. 2006

### 4.1.3 Maximale Zuflüsse zu den Filterschächten und Überlaufereignisse

Tabelle 20 gibt eine Übersicht über die maximalen Zuflüsse zu den Filterschächten 1, 2 und 3 sowie der Überlaufereignisse und der maximalen Wasserstände über dem Wasserspiegel, der sich bei Trockenwetter einstellt, im Zeitraum von Januar 2006 bis August 2007.

Tabelle 20: Maximale Zuflüsse zu den Filterschächten und Überlaufereignisse

Monat	Max. Zufluss Filter 1 [l/min]	Max. Zufluss Filter 2 [l/min]	Max. Zufluss Filter 3 [l/min]	Anzahl Überlauf-Ereignisse	Wasserstand <sub>max</sub> im Verteilerschacht
Jan. 2006	109,5	30,5	85,9	0	56 cm ü. WSP
Feb. 2006	67,6	73,1	48,3	0	67 cm ü. WSP
März 2006	199,4	66,1	15,9	0	84 cm ü. WSP
April 2006	263,6	85,4	13,7	0	81 cm ü. WSP
Mai 2006	306,2	395,4	5,5	0	63 cm ü. WSP
Juni 2006	385,5	401,6	328,2	Störung der Messwerterfassung	
Juli 2006	387,8	387,5	237,9	0	74 cm ü. WSP
Aug. 2006	390,3	401,6	328,21	1 (24.08)	115 cm ü. WSP
Sep. 2006	127,4	160,6	116,9	0	53 cm ü. WSP
Okt. 2006	46,9	35,4	43,0	0	39 cm ü. WSP
Nov. 2006	272,8	242,9	77,3	0	63 cm ü. WSP
Dez. 2006	64,0	56,8	43,7	0	44 cm ü. WSP
Jan. 2007	71,3	175,4	59,4	*	56 cm ü. WSP
März 2007	106,5	98,8	76,4	0	18 cm ü. WSP
April 2007	40,3	20,5	27,0	0	10 cm ü. WSP
Mai 2007	295,1	223,1	177,3	0	62 cm ü. WSP
Juni 2007	365,4	234,5	252,9	0	20 cm ü. WSP
Juli 2007	247,0	237,5	312,9	0	20 cm ü. WSP
Aug. 2007	390,3	382,1	379,8	2 (2./15.8.)	123 cm ü. WSP

\* Am 18.01.07 konnten aufgrund eines Stromausfalls (Orkan Kyrill) die Messwerte nicht aufgezeichnet werden. Anhand einer Niederschlagsmessung wurden ungefähre Durchflussmengen geschätzt. Eine Angabe des max. Zuflusses sowie des Wasserstandes ist jedoch nicht möglich.

Anhand der maximalen Zuflüsse zu den 3 Filterschächten ist zu erkennen, dass sich der Gesamt-Zuflusses bei mittleren bis großen Regenereignissen möglichst gleichmäßig auf die 3 verschiedenen Filtersysteme- und -materialien verteilt hat.

Besonders deutlich wird dies bei der Betrachtung von Extremereignissen, wie z. B. im Juni oder August 2006. Die Filtersysteme 1 und 2 scheinen unter den gegebenen baulichen Randbedingungen den gleichen maximalen Wasserdurchsatz (also die hydraulische Leistungsfähigkeit) zu haben. Dieser Wert liegt bei ca. 390 Liter pro Minute. Das Filtersystem 3 (Porenbetonplatten) weist im Vergleich zum anderen System (Edelstahleinsätze) einen etwas größeren Filterwiderstand auf, sodass der maximale Durchsatz ca. 330 l/min ( $\cong$  etwa 85 % der Filtersysteme 1 und 2) beträgt (vgl. Abb. 26).

Im ersten Versuchsjahr konnte ein Überlaufereignis (am 24.08.06) am Notüberlauf im Verteilerschacht festgestellt werden. Bei diesem Regenereignis flossen in einer halben Stunde ca. 8,5 m<sup>3</sup> Niederschlagswasser in die Anlage. Bei der Annahme, dass der gesamte Überstau oberhalb des Notüberlaufes entlastet wurde, liefen ca. 800 Liter direkt in den Untergrund. Der maximale Wasserstand dabei betrug ca. 115 cm über dem Wasserspiegel, der sich bei Trockenwetter einstellt. Der Notüberlauf ist in einer Höhe von 90 cm über dem Trockenwetter-Wasserspiegel installiert. Die maximalen Wasserstände der jeweiligen Monate sind der Tabelle 20 zu entnehmen.

#### 4.1.4 Zinkgehalte im Zufluss

Die Summenhäufigkeitslinie der Zulauf-Zink-Konzentrationen von Januar 2006 bis August 2007 (Abb. 28) veranschaulicht die Verteilung der Zulaufkonzentration. Die Ergebnisse liegen im Bereich anderer Untersuchungen (s. Kapitel 2.1 und 2.9). Der Unterschied zwischen dem gelösten und gesamten Zink wird nur bei Spitzenwerten bedeutsam. Bei hohen Konzentrationen kommt es demnach auch zu einem Eintrag von partikulär gebundenem Zink.

Die mittlere Zinkkonzentration betrug 4,6 mg/l, die jährliche Zinkabtragsrate lag in einer Größenordnung von 3.500 bis 4.000 g/m<sup>2</sup>. Dies entspricht einem jährlichen Zinkabtrag von 7,0 bis 8,0 kg.

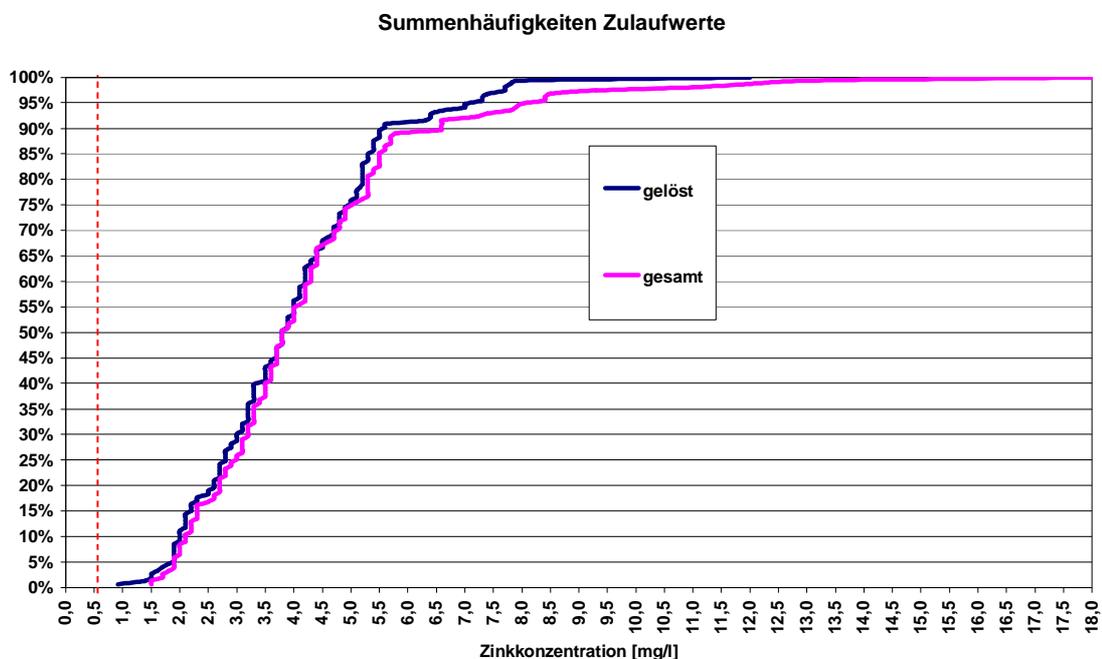


Abb. 28: Summenhäufigkeiten der Zulauf-Zink-Konzentrationen (Jan. 2006 - Aug. 2007)

## 4.2 Einteilung des Untersuchungszeitraums in Betriebsphasen

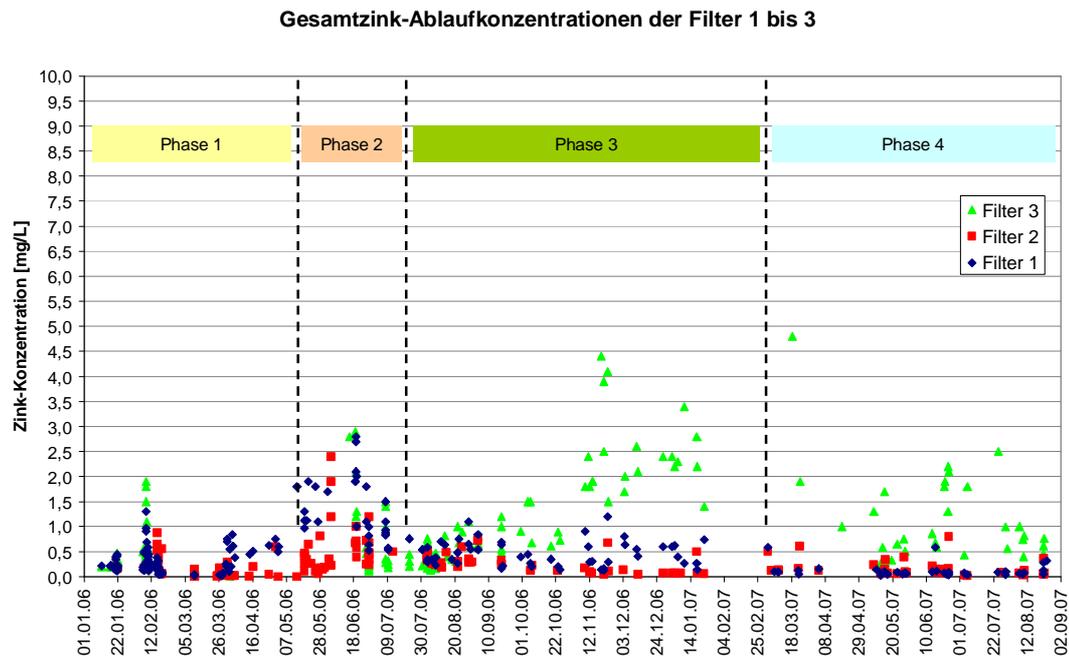


Abb. 29: Gesamtzink-Ablaufkonzentrationen der 3 Filtersysteme (Jan. 2006 - Aug. 2007)

In Abb. 29 sind die Gesamtzink-Ablaufkonzentrationen der 3 untersuchten Filtersysteme im Zeitraum von Januar 2006 bis August 2007 dargestellt. Dieser Untersuchungszeitraum lässt sich in folgende 4 Betriebsphasen einteilen:

**Phase 1: Januar bis Mitte Mai 2006:** Zu Beginn dieser Phase wurde die Niederschlagswasserbehandlungsanlage am Altenheim Wahlscheid in Betrieb genommen (Ende des Jahres 2005). Am 8. bzw. 15. Februar waren erhöhte Zinkkonzentrationen aller 3 Abläufe zu beobachten. Dies ist damit zu begründen, dass am 08. Februar Dichtigkeitsprüfungen der Filterschächte durchgeführt wurden. Nach dem Entfernen der Absperrblasen strömte die zur Prüfung aufgestaute Wassermasse schlagartig durch den Filter, sodass in den Filtern zurückgehaltene Zink-Partikel ausgespült wurden. Bei Niederschlagsereignissen am 14. und 26. April floss das Regenwasser zum größten Teil durch das Filtersystem 1.

**Phase 2: Mitte Mai bis Mitte Juli 2006:** Am 9. Mai und 10. Mai 2006 konnten sehr starke Blütenstaub-Konzentrationen beobachtet werden, die zum einen in der Luft, zum anderen auf vielen Oberflächen waren. Diese extreme Belastung durch den feinen Blütenstaub war auf den verstärkten Pollenflug von Birken (Mastjahr), Fichten und Kiefern zurückzuführen. Ursache dafür war eine Verzögerung der Blüte durch den langen Winter. Ein Transport der Pollen durch den Wind bis zu 300 Kilometern war möglich. Durch Niederschläge wurden die Pollen aus der Luft gewaschen. Diese sehr feinen Pollen-Stäube sind auch in die Filtereinheiten gelangt, was zur Verstopfung des Filtersystems 3 führte. Die Filtersysteme 1 und 2 waren in der Lage, die feinen Partikel durchzulassen, wobei sich oberhalb der Edelstahlfilterplatten

Schlämme bildeten, sie zinkhaltig waren, nachdem sie die Filterpassage passiert hatten. Eine Schlammanalyse bzgl. Zink-Konzentration vom September 2006 ergab, dass ca. 50 mg Zink pro Liter Schlamm enthalten waren. In der Phase 2 wurden erhöhte Zink-Konzentrationen der Ablaufwerte aller 3 Filtersysteme festgestellt, was auf den Austrag der zuvor beschriebenen Zink-Partikel im Schlamm zurückzuführen ist. Am 06. Juni 2006 wurde das Filtersystem 3 wieder instand gesetzt, indem die Porenbetonfilterplatten durch Hochdruckreinigung vom Schlamm befreit worden waren. Es konnte nicht festgestellt werden, dass der feine Schlamm in das Filtermaterial gelangt ist. Am 06. Juli 2006 wurde der Schlamm, der sich oberhalb der Filtersysteme 1 und 2 abgesetzt hatte, entfernt und zur Analyse ins Labor gegeben.

**Phase 3: Mitte Juli 2006 bis Januar 2007:** Nachdem der Schlamm, der sich oberhalb der Filtersysteme abgesetzt hatte, entfernt worden ist, konnte eine eindeutige Verbesserung der Ablaufwerte bzgl. ihrer Zink-Konzentration beobachtet werden. Die ermittelten Ablaufwerte vom August 2006 lagen zum Teil über dem geforderten Wert von 0,5 mg Zink pro Liter, was auf verschiedene Starkregenereignisse zurückzuführen ist, die sich im August 2006 registriert wurden. Es kann festgestellt werden, dass ab etwa Mitte / Ende September die Zink-Ablaufkonzentrationen des Filtersystems 2 unter der geforderten Grenze von 0,5 mg/l liegen; die entsprechenden Werte des Systems 1 reißen mit max. 1 mg/l aus, und die Ablaufwerte des Filtersystems 3 können die Anforderung von 0,5 mg/l bei keiner Mischprobe mehr einhalten.

**Phase 4: Februar 2007 bis August 2007:** Im Februar 2007 wurden die Filtermaterialien ausgetauscht. Alle Filter wurden mit der Zeolith-Aktivkohle-Mischung gefüllt, die sich in den vorherigen Versuchen als beste Füllung herausgestellt hatte, und die Versuche neu gestartet. Zudem wurde Filter 3 konstruktiv von Porenbetonplatten auf Filterkörbe umgebaut. Filter 1 und 2 zeigten nach dem Neustart ein sehr stabiles Betriebsverhalten. Bis auf einzelne geringe Überschreitungen im März 2007 (F2: 0,6 mg/l) und Juni 2007 (F1: 0,6 mg/l, F2: 0,8 mg/l) wurde der Grenzwert von 0,5 mg/l eingehalten. Filter 3, der mit dem neuen Filtersystem ausgerüstet wurde, fällt jedoch gegenüber den beiden anderen Filtern deutlich zurück. Teilweise kam es zum Austrag des Filtermaterials und des daran zurückgehaltenen Zinks. Es traten Maximalwerte von 40 mg/l auf, die in obiger Abbildung abgeschnitten wurden. Angesichts der mittleren Zulaufwerte von rd. 4,5 mg/l konnte somit bei Filtersystem 3 (Filterkörbe) nur ein mangelhafter Rückhalt beobachtet werden.

Tabelle 21 gibt eine kurze zusammenfassende Übersicht über die Analyseergebnisse.

Tabelle 21: Übersicht über die Ergebnisse der analysierten Proben (1/06 – 8/07)

Probenahme	Anzahl der Beprobungen	Zinkgehalt (gelöste Anteile) [mg/l]		Zinkgehalt (Gesamtgehalt) [mg/l]	
		Mittelwert*	Max.Wert	Mittelwert*	Max.Wert
Niederschlag	15	0,09	0,20	0,09	0,20
Zulauf Verteilerschacht	201	3,59	12,00	4,57	33,00
Ablauf Filter 1	285	0,28	5,40	0,38	17,00
Ablauf Filter 2	143	0,22	2,40	0,28	18,00
Ablauf Filter 3	178	0,76	4,30	1,37	44,00
Ablauf Mulde	90	0,09	0,50	0,67	22,00
Ablauf Zisterne	46	0,27	1,70	0,37	2,50

Anmerkung zur Tabelle: , ohne Berücksichtigung der Betriebsphase 2 (Betriebsprobleme). Nicht plausible Analyse-Werte wurden nicht berücksichtigt.

## 4.3 Untersuchungsergebnisse für das Filtersystem 1

Das Filtersystem 1 'Edelstahl-Lochblechplatten mit Zeolith-Füllung' wurde während der ersten drei Versuchsphasen von Januar 2006 bis Januar 2007 in Filter 1 untersucht. Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit des Filtersystems 'Edelstahlbleche mit Zeolith-Füllung' werden im Folgenden die Phasen 1 und 3 des Analysezeitraums von Januar 2006 bis Januar 2007 betrachtet. Die Betriebsstörungen, die sich in der Phase 2 durch den extremen Polleneintrag ergaben, werden nicht in diese Betrachtung einbezogen. Eine detaillierte Beurteilung der in Phase 2 ermittelten Werte erfolgt in einem separaten Kapitel (vgl. Kapitel 4.12).

### 4.3.1 Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse

Abb. 30 stellt die gemittelten Zinkablaufkonzentrationen des Filtersystems 1 aller erfassten Regenereignisse im Zeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 dar. Dabei wurde Phase 2 zwar dargestellt, wird in der Diskussion jedoch außer acht gelassen. Es ist zu erkennen, dass 2 Werte (3,0 und 5,4 mg Zink / l) deutlich über allen anderen Werten liegen. Bis auf diese beiden Ausreißer liegen die meisten Werte - sowohl für gelöste Zinkanteile, als auch für den Gesamtgehalt Zink - zwischen ca. 0,25 und 1 mg/l. Es ist jedoch festzustellen, dass der geforderte Grenzwert von 0,5 mg/l bei vielen Regenereignissen nicht eingehalten werden kann. Die mittleren Zink-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Phase 2) liegen bei 0,43 mg gelösten Zink / Liter und bei 0,50 mg/l für den Gesamtgehalt Zink.

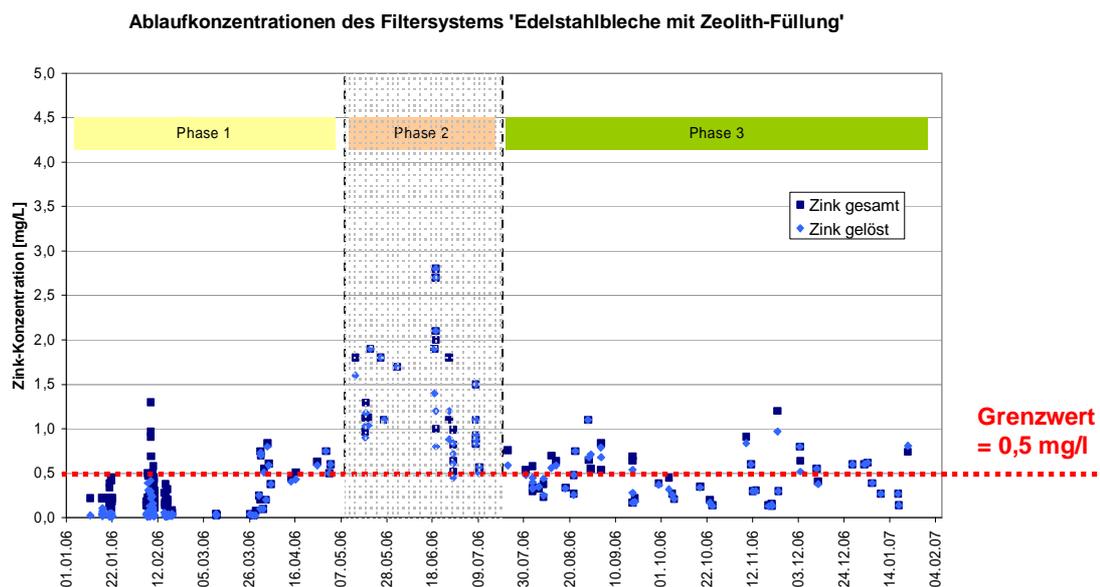


Abb. 30: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filtersystems 1 'Edelstahlbleche mit Zeolith-Füllung' im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 - Jan 2007

### 4.3.2 Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse

Abb. 31 gibt eine Übersicht über die Zink-Frachten, die bei den untersuchten Niederschlagsereignissen (von Jan. 2006 bis Jan. 2007) das Filtersystem 1 passiert haben bzw. die vom Filtersystem 1 ausgetragen worden sind. In Abhängigkeit von den jeweiligen Zink-Konzentrationen (Abb. 30) ergibt sich z. B. für den 14. April 2006 eine Fracht von ca. 25 Gramm Zink, wobei das Zink zu fast 100 % in gelöster Form vorliegt. Am 28.08.06 wurden ca. 15 Gramm Zink, ebenfalls fast 100 % in gelöster Form, ausgetragen. Bei den Analyseergebnissen vom 19.01.2007 kann ein Analysefehler bzw. eine -ungenauigkeit festgestellt werden, weil die gelöste Zink-Konzentration und -Fracht (21,5 Gramm) über den Werten der Gesamtgehalte (Fracht: ca. 19,5 Gramm) liegen. Fehler dieser Art können aufgrund der Analysemethodik und der damit verbundenen Messungenauigkeiten auftreten.

Bei einer Zuflusswassermenge von ca. 425 m<sup>3</sup> ergibt sich eine Zink-Zulauffracht von ca. 1.800 Gramm (gelöstes Zink) bei einer Gesamtmenge von rund 2.200 Gramm Zink. Die Ablaufrachten des Filtersystems 1 betragen rund 182 Gramm Zink (gelöst) bei einer Gesamtmenge (gelöste Zink-Anteile und partikulär gebundenes Zink) von ca. 211 Gramm.

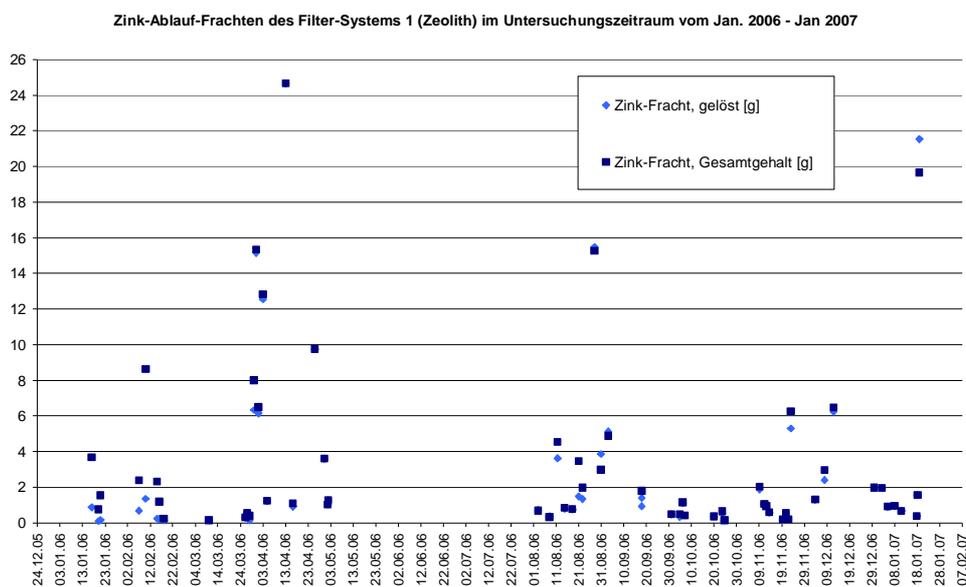


Abb. 31: Zink-Ablauf-Frachten des Filtersystems 1 (Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Jan. 2007

### 4.3.3 Zink-Eliminationsrate

Die Zink-Eliminationsraten im Monatsmittel des Filtersystems 1 sind in Abb. 32 dargestellt. Diese Werte liegen zwischen 72 % und 99 % bei Betrachtung der gelösten Zink-Anteile und zwischen 77,5 % und 97 % (Gesamtgehalte Zink). Die mittlere Zink-Eliminationsrate im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Phase 2) liegt bei ca. 90 %, sowohl für die gelösten Zink-Anteile als auch für den Gesamtgehalt Zink.

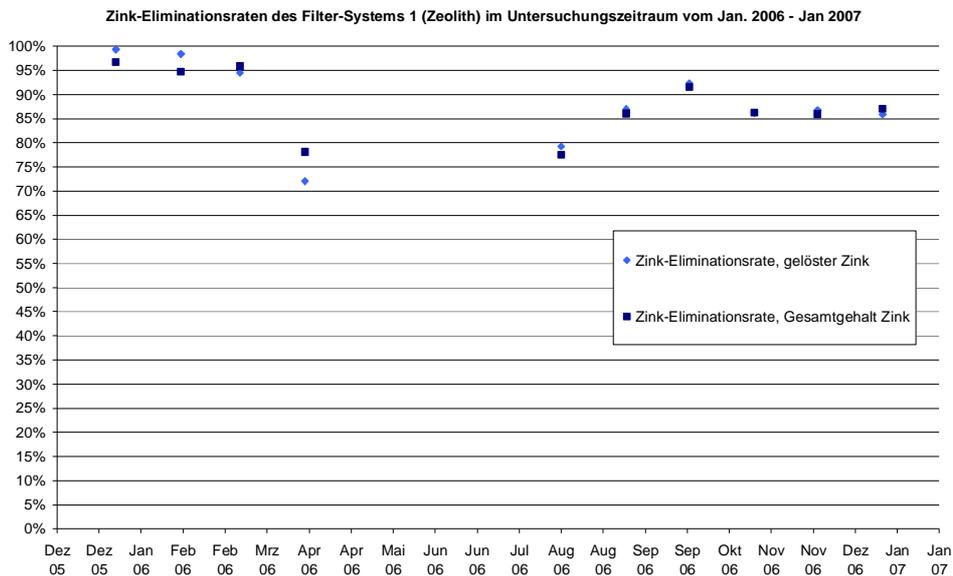


Abb. 32: Zink-Eliminationsraten des Filtersystems 1 (Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Jan. 2007

#### 4.3.4 Darstellung der Summenhäufigkeiten - Prozessstabilität

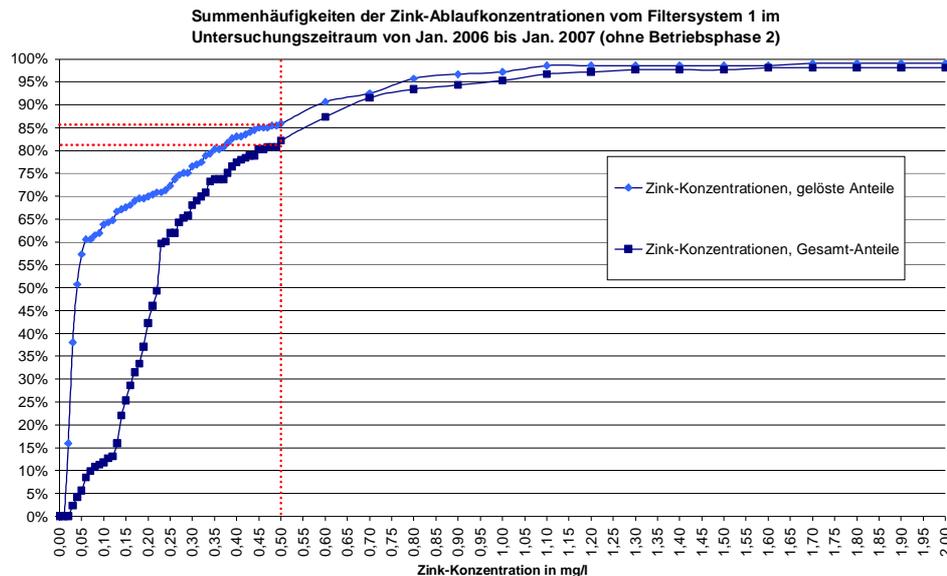


Abb. 33: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 1 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2)

Bei Betrachtung der Summenhäufigkeiten der ermittelten Einzelwerte bzgl. Zink-Ablaufkonzentrationen des Filtersystems 1 (Jan. 2006 bis Jan. 2007, ohne Phase 2) wird deutlich, dass ca. 82 % der Werte (Gesamt-Zink-Gehalte) und ca. 86 % der Werte (gelöste Zink-Konzentrationen) unter dem geforderten Grenzwert von 0,5 mg/l lagen (vgl. Abb. 33). Auf der Abszissenachse des Diagramms wurden die Zink-Konzentration im mg/l bis zu Werten von 2,0 mg/l abgetragen. Bis zu diesem Wert sind 98 % ( $Zn_{\text{gesamt}}$ ) bzw. 99 % ( $Zn_{\text{gelöst}}$ ) erfasst. Die Verteilung der Werte im Bereich von 0 bis 2 mg/l ist bei dieser Einteilung der Abszisse deutlicher zu erkennen. Im Bereich von 2 bis 6 mg/l liegen nur 6 Werte, die in diesem Diagramm nicht dargestellt sind.

## 4.4 Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 2

Filtersystem 2 'Edelstahl-Lochblechplatten mit Zeolith-Aktivkoks-Füllung' wurde von Januar 2006 bis Januar 2007 in Filter 2 untersucht und ab März 2007 parallel in Filter 1 und 2. Wie erwähnt werden nur Phase 1 und 3 des Untersuchungszeitraums von Januar 2006 bis Januar 2007 zur Beurteilung der herangezogen. Die Betriebsstörungen aus der Betriebsphase 2 werden separat in Kapitel 4.12 diskutiert.

### 4.4.1 Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse

In der folgenden Abb. 34 sind die Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse des Filtersystems 2 im Untersuchungszeitraum von Januar 2006 bis August 2007 sowie des Filtersystems 1 für März bis August 2007 zu sehen. Es ist zu erkennen, dass nur 2 Werte-Paare (=  $Zn_{\text{gesamt}}$  und  $Zn_{\text{gelöst}}$ ) mit Werten von 0,6 und 0,7 mg/l über der geforderten Grenze von 0,5 mg/l liegen. Zwei weitere Werte liegen im Gesamt-Zink-Gehalt bei 0,5 mg/l, die zugehörigen Zink-Konzentrationen bzgl. der gelösten Anteile liegen aber mit 0,16 und 0,39 mg/l unter der einzuhaltenden max. Ablaufkonzentration 0,5 mg/l. Es ist deutlich zu erkennen, dass der geforderte Grenzwert von 0,5 mg/l bei der Mehrzahl der Regenereignisse eingehalten werden kann. Die mittleren Zink-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Phase 2) liegen bei 0,10 mg/l Zn gelöst und bei 0,16 mg/l Gesamtzink. In Phase 4 zeigte sich mit 0,09 mg/l Zn gelöst und 0,17 mg/l Gesamtzink ein ähnliches Bild bei Filter 2. In Filter 1 wurden in Phase 4 sogar noch geringere Konzentrationen gemessen (0,09 mg/l  $Zn_{\text{gelöst}}$  und 0,11  $Zn_{\text{gesamt}}$ ).

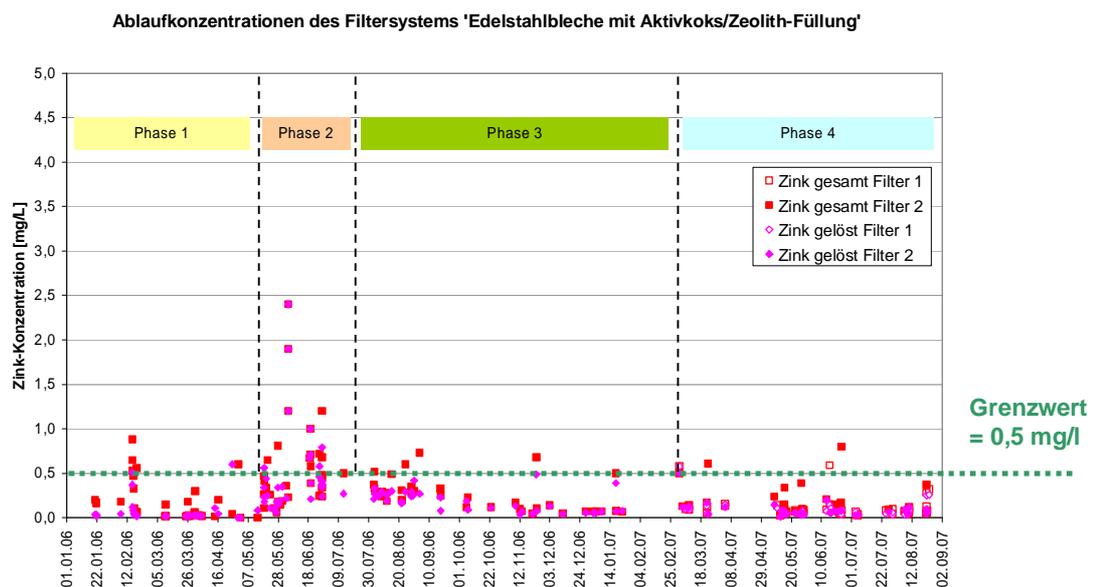


Abb. 34: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 2 (Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 – Aug. 2007

#### 4.4.2 Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse

Die folgende Abb. 35 zeigt die Zink-Frachten im Ablauf von Filtersystem 2. In Abhängigkeit von den jeweiligen Zink-Konzentrationen (vgl. Abb. 34) ergibt sich z. B. für zwei Regenereignisse von Ende März eine Ablaufracht in Höhe von 2,4 und 2,7 Gramm  $Zn_{gesamt}$ . Bis Ende August 2006 sind weiterhin leicht erhöhte Zink-Ablaufrachten zu beobachten, die durch Austrag von Partikel zu erklären sind, die in der 2. Betriebsphase in die Filtermaterialien gelangt sind und im Laufe der Zeit unter größeren hydraulischen Belastungen ausgespült werden konnten.

Die insgesamt etwas niedrigeren Frachten lassen vermuten, dass Frachtstöße, die bei Starkregenereignissen auftreten, besser gedämpft werden. Hier scheint sich die zusätzliche Adsorptionskapazität des Aktivkokes positiv bemerkbar zu machen.

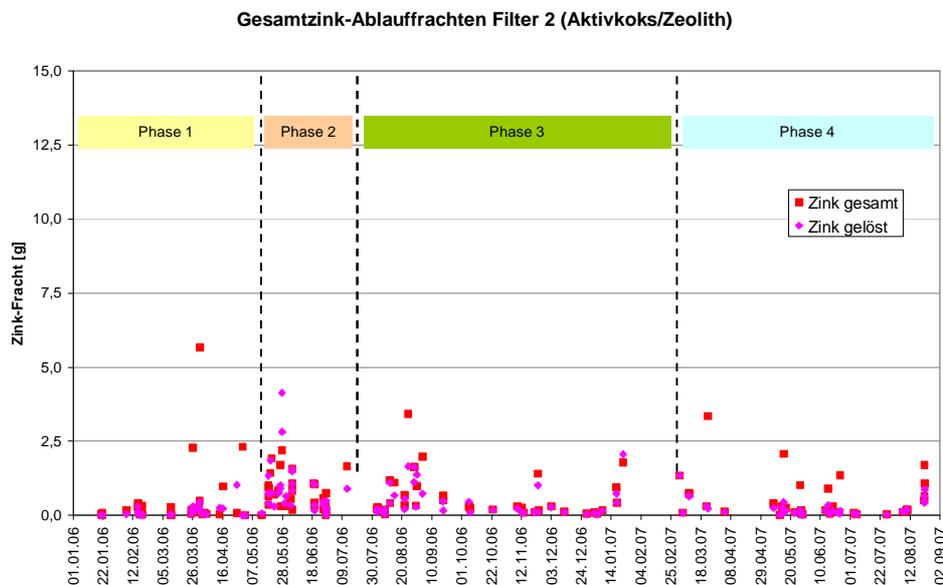


Abb. 35: Zink-Ablauf-Frachten des Filter-Systems 2 (Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 – Aug. 2007

#### 4.4.3 Zink-Eliminationsrate

Die mittleren monatlichen Zink-Eliminationsraten sind in Abb. 36 dargestellt. Die Werte liegen zwischen 92 und 99% für gelöstes Zink und zwischen 88 und 99% für Gesamtzink. Die mittlere Zink-Eliminationsrate im Untersuchungszeitraum von Januar 2006 bis Januar 2007 liegt (ohne Phase 2) bei 97 % für  $Zn_{gelöst}$  und 95 % für  $Zn_{gesamt}$ . Nach Austausch des Filtermaterials (Phase 4) wurden mit 97 % ( $Zn_{gesamt}$ ) und 96 % ( $Zn_{gelöst}$ ) geringfügig höhere Werte gemessen. Der Rückhalt lag demnach stabil bei über 95%.

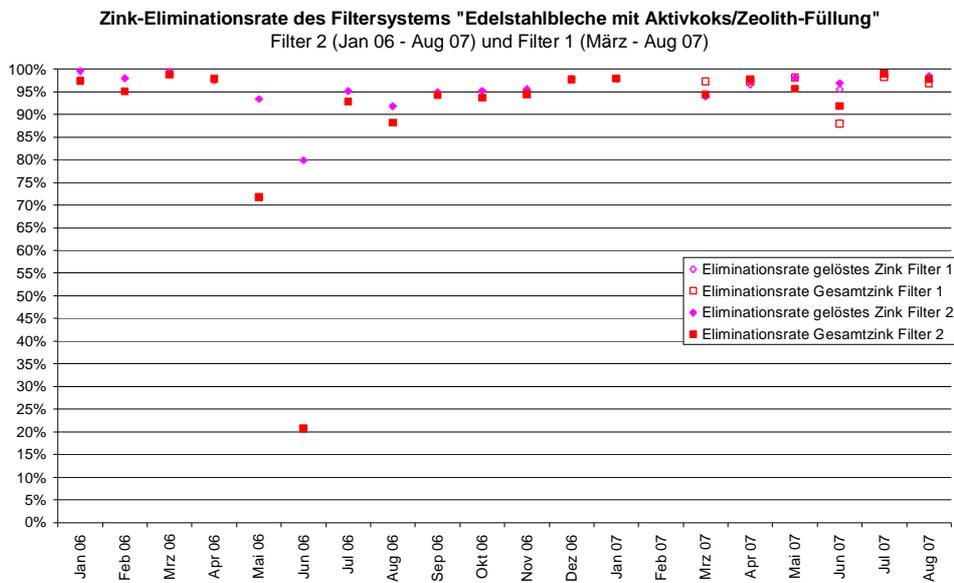


Abb. 36: Zink-Eliminationsraten des Filtersystems Edelstahlbleche mit Aktivkoks/Zeolith-Füllung im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007

#### 4.4.4 Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität

Bei Betrachtung der Summenhäufigkeiten der ermittelten Einzelwerte bzgl. der Zink-Ablaufkonzentrationen des Filtersystems 2 im Zeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne die Betriebsphase 2) wird deutlich, dass ca. 85 % der Werte ( $Zn_{gesamt}$ ) und ca. 96 % der Werte ( $Zn_{gelöst}$ ) unter der geforderten Grenze von 0,5 mg/l lagen (vgl. Abb. 37). Die maximalen Zink-Konzentrationen betragen 0,6 mg/l ( $Zn_{gelöst}$ ) bzw. 1,6 mg/l ( $Zn_{gesamt}$ ).

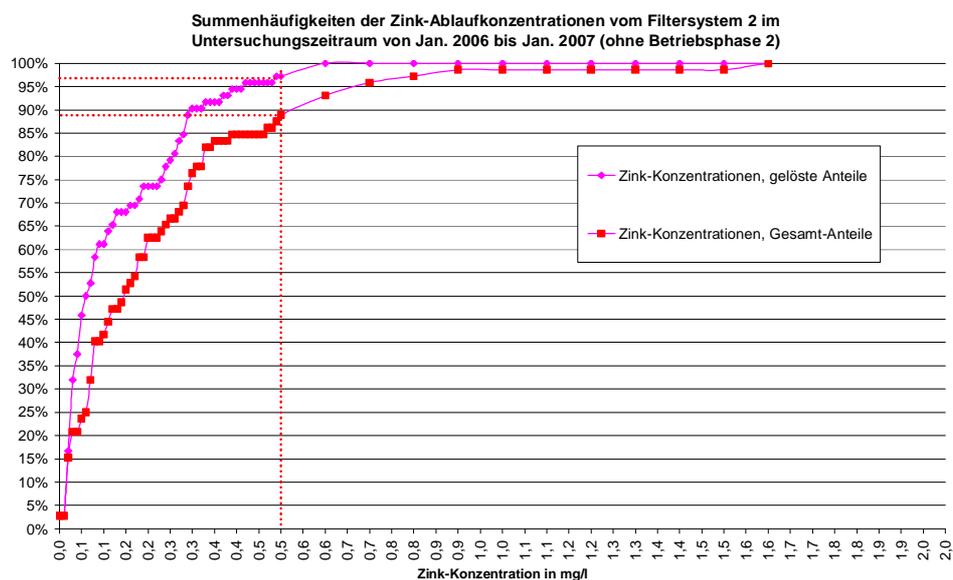


Abb. 37: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 2 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2)

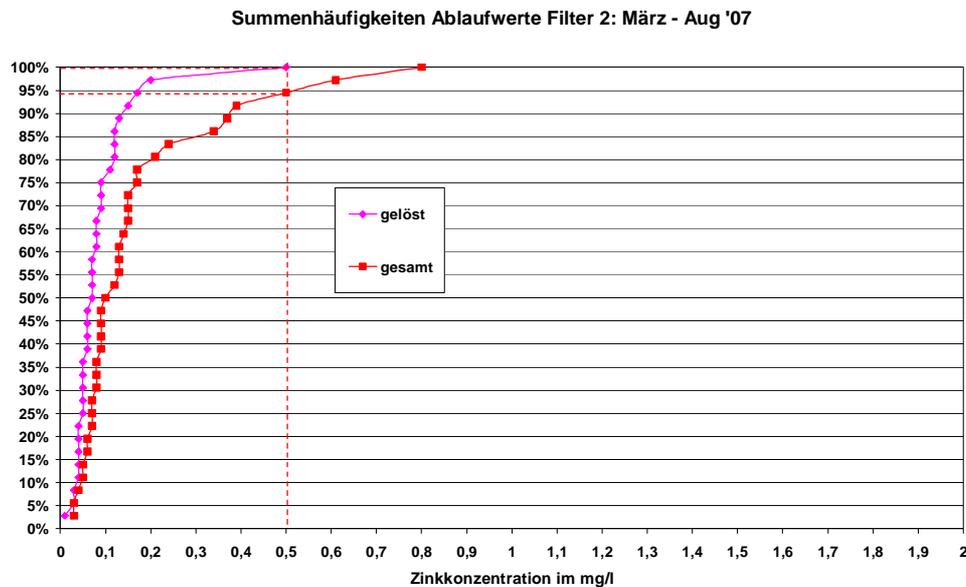


Abb. 38: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 2 im Untersuchungszeitraum von Februar bis August 2007

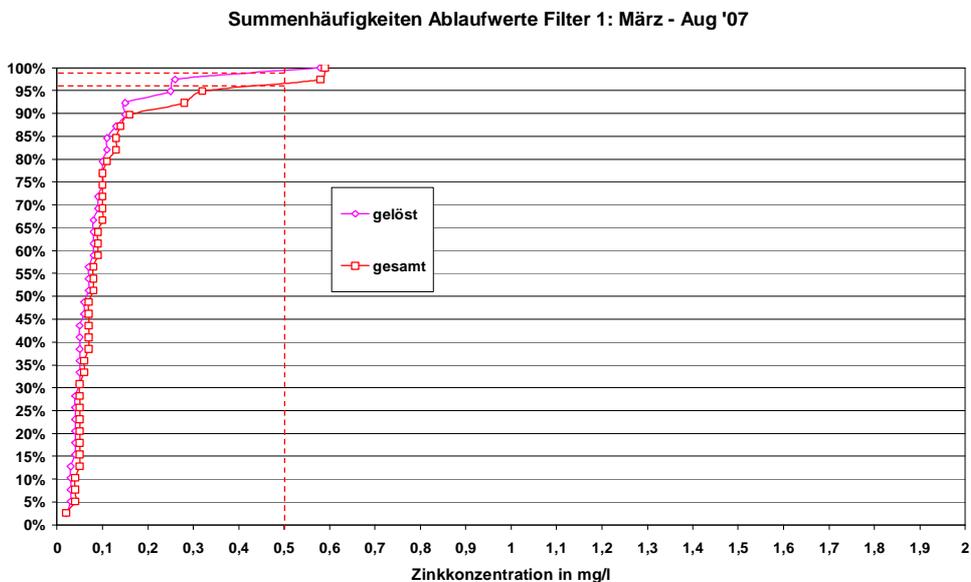


Abb. 39: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 1 im Untersuchungszeitraum von Februar bis August 2007

In Phase 4 wurde bei Filter 2 der Grenzwert von 0,5 mg/l bei gelöstem Zink nur einmal erreicht, d.h. es kam zu keiner Überschreitung. Bei Gesamtzink wurde der Grenzwert im 94%-Wert überschritten. Der Maximalwert lag bei 0,8 mg/l. Filter 1 zeigte sogar eine noch geringfügig bessere Eliminationsleistung mit Einhaltung des Grenzwertes im 96. Perzentil für Gesamtzink bzw. 99. Perzentil bei gelöstem Zink. Der 85%-Wert liegt bei beiden Filtern im Bereich von 0,1 bis 0,2 mg/l.

## 4.5 Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 3 in Phase 1 - 3

Nachfolgend werden die Ergebnisse von Filtersystem 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat-Hydrat-Füllung) dargestellt (Phase 1 und 3), das von Januar 2006 bis Januar 2007 betrieben wurde. Danach wurde Filter 3 ebenfalls mit zeolith-Aktivkoks befüllt und konstruktiv auf einen Kunststoff-Edelstahl-Filtereinsatz ("Filterkörbe") umgerüstet. Die Ergebnisse aus Phase 2 werden in einem separaten Kapitel erläutert (vgl. Kapitel 4.12).

### 4.5.1 Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse

Abb. 40 zeigt die gemittelten Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filtersystems 3 aller erfassten Regenereignisse im Untersuchungszeitraum. Man erkennt, dass ab August 2006 die Zink-Ablaufkonzentrationen sowohl bzgl.  $Zn_{\text{gesamt}}$  also auch für  $Zn_{\text{gelöst}}$ , deutlich über dem Grenzwert von 0,5 mg/l Zn liegen. Bereits in Phase 1 lagen einige Gesamtzinkwerte über dieser Grenze. In Betriebsphase 3, nachdem sich der Filter zugesetzt hatte und gereinigt werden musste, ist ein kontinuierlicher Anstieg der Ablaufwerte zu beobachten. Das Filtersystem 'Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat-Hydrat-Füllung' war nicht in der Lage, die Anforderungen einzuhalten. Eine mögliche Ursache dafür könnte sein, dass das Zink zum Zeitpunkt des Kontaktes mit dem Filtermaterial Calcium-Silikat-Hydrat (ein reiner Ionenaustauscher) nicht in gelöster Form vorlag. Ist das Zink partikulär gebunden, was z. B. durch Karbonatisierung und Fällung passieren kann, ist das Filtermaterial Calcium-Silikat-Hydrat als Ionenaustauscher nicht mehr in der Lage, das Zink aus dem Wasser zu entfernen.

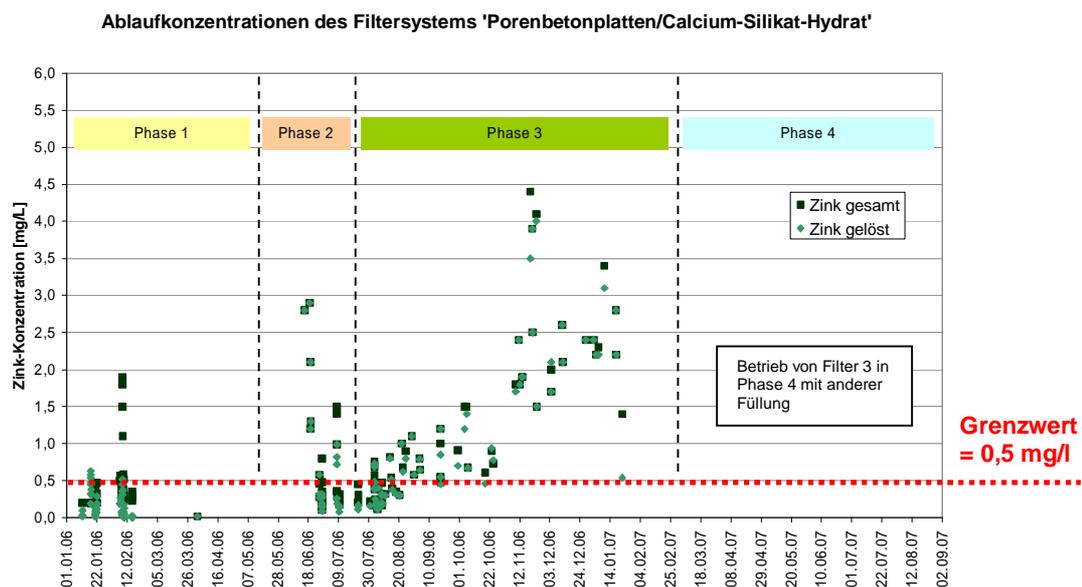


Abb. 40: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007

Die mittleren Zink-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Phase 2) lagen bei 1,48 mg/l  $Zn_{\text{gelöst}}$  und 1,64 mg/l  $Zn_{\text{gesamt}}$ .

#### 4.5.2 Zink-Ablauf-Frachten aller erfassten Regenereignisse

Abb. 41 gibt eine Übersicht über die Zink-Frachten, die in Phase 1 bis 3 aus Filtersystem 3 ausgetragen wurden. Die Ablauffrachten errechnen sich aus dem Produkt der jeweiligen Zink-Konzentrationen (vgl. Abb. 40) und den zugehörigen Zu- bzw. Abflüssen des Filtersystems 3.

Während in Phase 1 maximal 5 g Zink gemessen wurden, stiegen in Phase 3 die Ablauffrachten kontinuierlich an mit Maximalwerten von knapp 40 g Zink im Einzelergebnis.

Bei einer Zuflusswassermenge von ca. 298 m<sup>3</sup> ergibt sich eine Zink-Zulauffracht von ca. 1.175 g gelöstes Zink bzw. 1.250 g Gesamtzink. Die Ablauffrachten des Filtersystems 3 betragen rund 440 g Zink (gelöst) bzw. 490 g Gesamtzink.

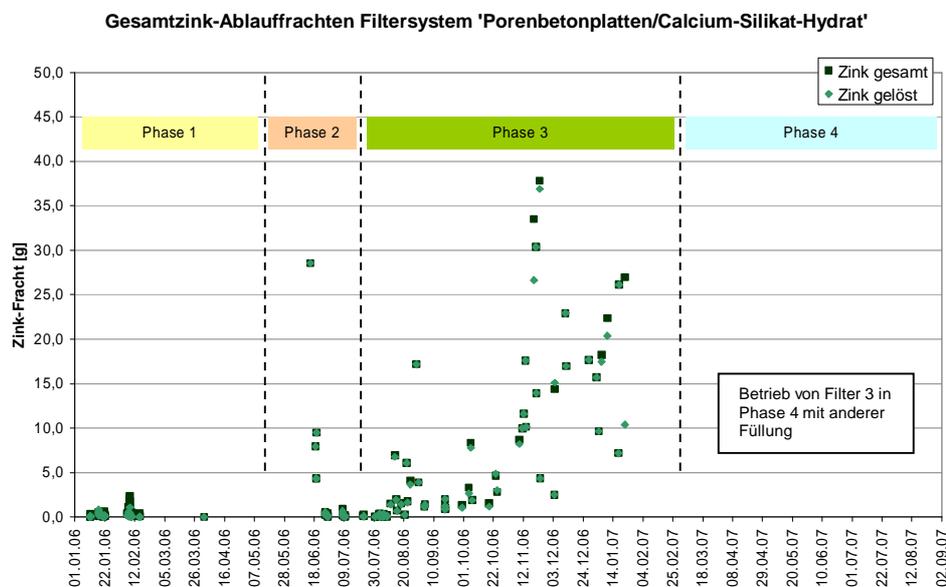


Abb. 41: Zink-Ablauf-Frachten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007

### 4.5.3 Zink-Eliminationsrate

Die monatlichen Zink-Eliminationsraten des Filtersystems 3 sind in der folgenden Abbildung dargestellt. Diese Werte liegen zwischen 17 und 97% für gelösten Zink und zwischen 22 und 94% für Gesamtzink. Die mittlere Zink-Eliminationsrate im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Phase 2) lag bei 63% für  $Zn_{\text{gelöst}}$  und 61 % für  $Zn_{\text{gesamt}}$ . Man erkennt, dass bereits zu Beginn der 3. Betriebsphase die Zink-Eliminationsraten abfallen und im November 2006 ihr Minimum mit 17% für  $Zn_{\text{gelöst}}$  und 22 % für  $Zn_{\text{gesamt}}$  erreichen. Danach ist eine leichte Verbesserung auf ca. 50 % zu beobachten, die jedoch nicht ausreicht, um die Anforderungen zu erfüllen.

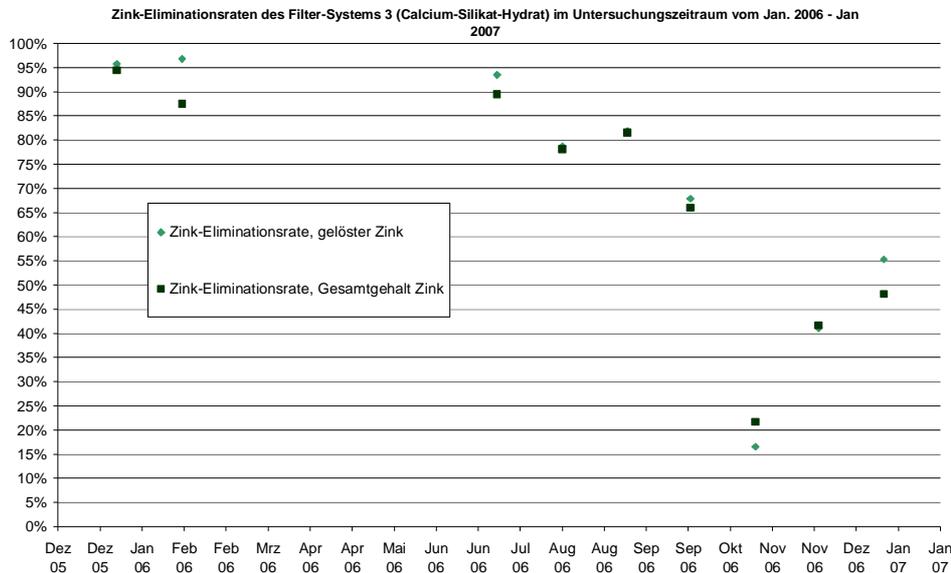


Abb. 42: Zink-Eliminationsraten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007

#### 4.5.4 Darstellung der Summenhäufigkeiten - Prozessstabilität

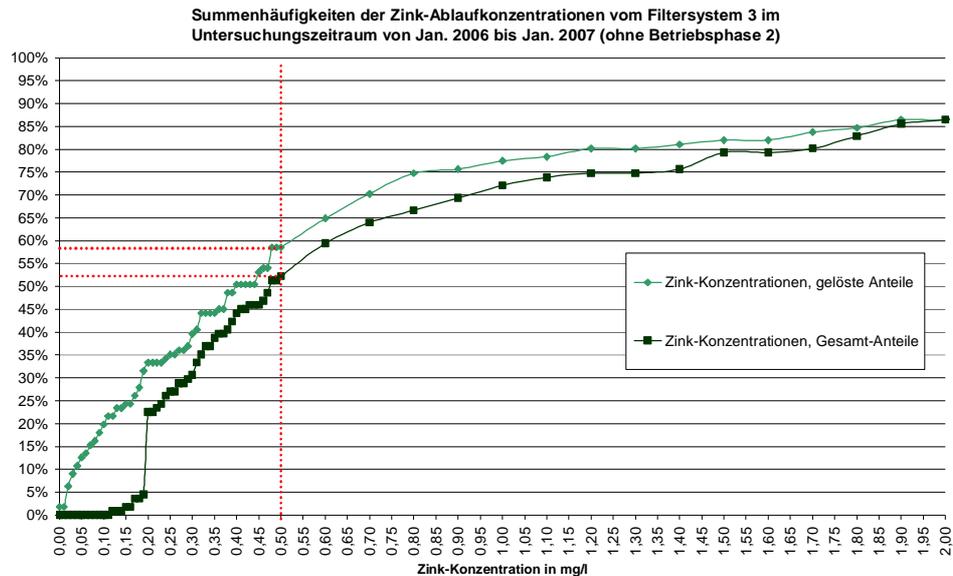


Abb. 43: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 3 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2)

Oben stehende Abbildung verdeutlicht, dass 52 % der Gesamtzinkwerte und 59 % der gelösten Zinkwerte unter der geforderten Grenze von 0,5 mg/l lagen. Auf der Abszisse des Diagramms wurden die Zink-Konzentration im mg/l zur besseren Vergleichbarkeit mit den beiden zuvor betrachteten Filtersystemen ebenfalls bis max. 2,0 mg/l aufgetragen. Ca. 13 % der Werte liegen im Bereich > 2,0 mg/l und sind deshalb nicht dargestellt, wobei die maximalen Werte für  $Zn_{\text{gelöst}}$  4,0 mg/l, für  $Zn_{\text{gesamt}}$  4,4 mg/l betragen.

## 4.6 Untersuchungsergebnisse für Filtersystem 3 in Phase 4

Nachfolgend werden die Ergebnisse von Filtersystem 3 in Phase 4 (Filterkartuschen mit Aktivkoks/Zeolith-Füllung) dargestellt. Filter 3 wurde zu Testzwecken mit einem wartungsfreundlichen Kartuschensystem ausgerüstet und mit dem Edelstahl-Lochblechplatten in Filter 1 und 2 verglichen.

### 4.6.1 Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse

In Abb. 44 sind die Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filtersystems 3 aller erfassten Regenereignisse im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007 dargestellt. Außerhalb der dargestellten Skala wurden zudem zweimal Konzentrationen um 45 mg/l Zn gemessen.

Trotz mehrfacher Optimierungsversuche konnte das neu eingebaute Filtersystem vermutlich aufgrund konstruktiver Schwächen nicht überzeugen.

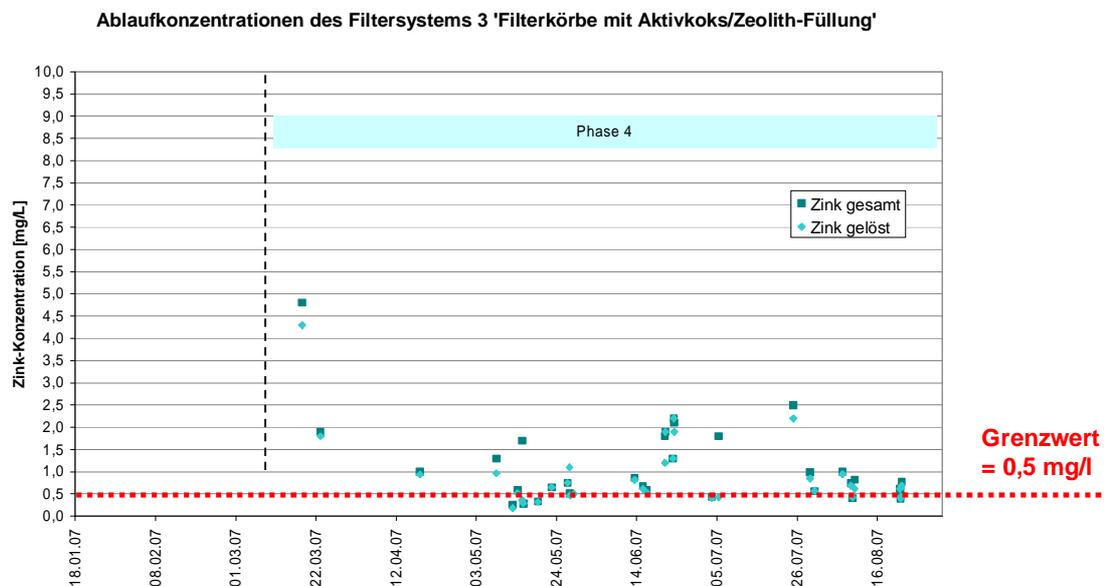


Abb. 44: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten/ Filterkartuschen mit Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom März 2007 - August 2007

### 4.6.2 Zink-Eliminationsrate

Die monatlich zusammengefassten Zink-Eliminationsraten des Filtersystems 3 zeigt Abb. 45. Diese Werte bewegten sich zwischen 30 % und 85 %. Eine ausreichende und Filter 1 und 2 vergleichbare Elimination wurde nicht beobachtet.

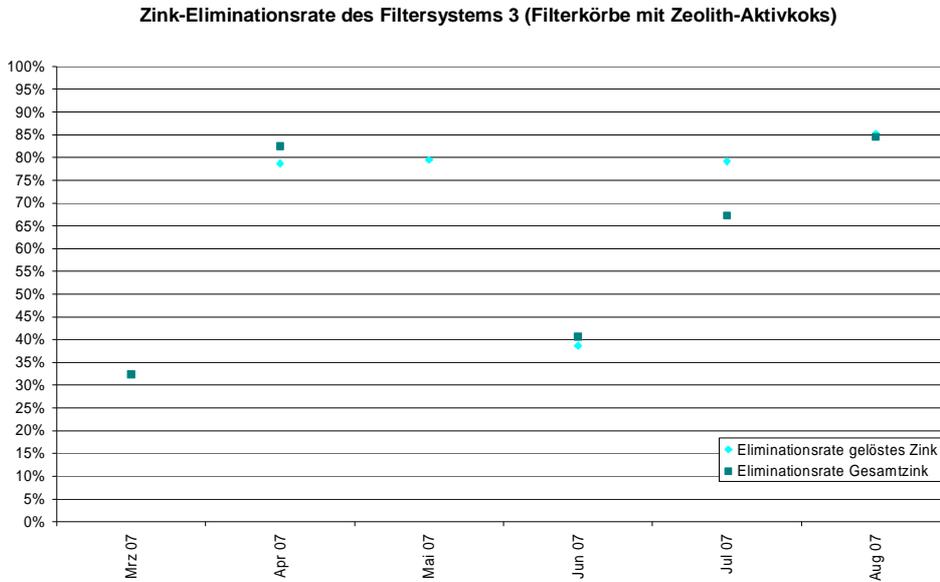


Abb. 45: Zink-Eliminationsraten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten/ Filterkartuschen mit Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom März 2007 - August 2007

### 4.6.3 Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität

In Phase 4 (Abb. 46) wurde gegenüber 2006 in Filter 3 nochmals ein deutlicher Rückgang des Rückhalts beobachtet. Der Grenzwert von 0,5 mg/l wurde nur in 32% (gelöst) bzw. 23 % (gesamtes Zink) der Messungen eingehalten.

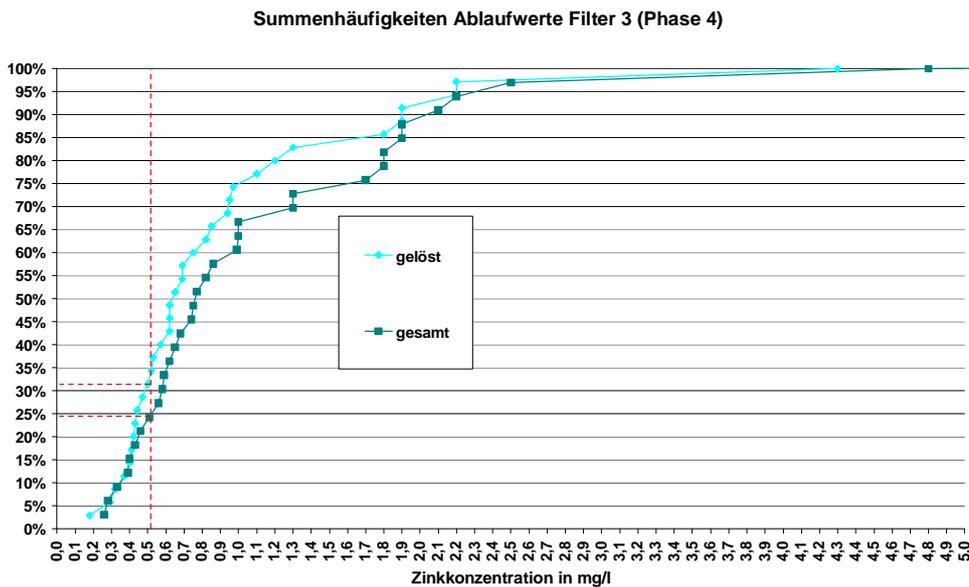


Abb. 46: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 3 im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007

## 4.7 Untersuchungsergebnisse der Versickerungsmulde

Die Versickerungsmulde wurde entsprechend der Auslegungsgröße wie beschrieben mit etwa einem Zehntel der jeweiligen Zuflüsse zu den Filtern beschickt. Neben den Wasserproben wurden auch Bodenproben untersucht.

### 4.7.1 Mittlere Zink-Ablauf-Konzentrationen aller erfassten Regenereignisse

In Abb. 44 sind die Zink-Ablauf-Konzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum von Januar 2006 bis August 2007 dargestellt. Es wird deutlich, dass die Mulde einen sehr stabilen und störungsunempfindlichen Betrieb erlaubte. Die Mulde reduzierte die Zinkkonzentrationen bis auf einen Ausreißer mit 22 mg/l stets bis auf Konzentrationen zwischen 0 und 1,5 mg/l. Nach Austausch des Muldensubstrates zu Beginn von Phase 4 wurde der Grenzwert stabil eingehalten. Der Ausreißer trat jedoch auch in Phase 4 auf und lässt auf den Austrag von Bodenmaterial schließen, da die Konzentration deutlich über dem Zulaufwert lag.

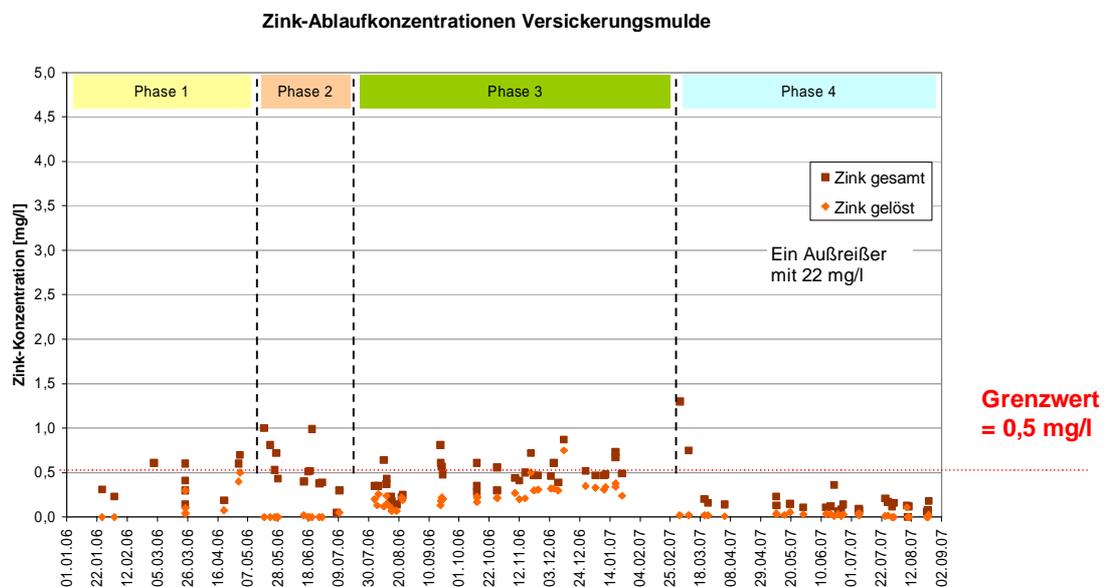


Abb. 47: Zink-Ablauf-Konzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum vom Januar 2006 – August 2007

### 4.7.2 Zink-Eliminationsrate, Leistungsgrad des Systems (monatlich)

Die monatlich zusammengefassten Zink-Eliminationsraten der Versickerungsmulde sind in Abb. 45 dargestellt. Diese Werte liegen zwischen 89,2% und 99,9% bei Betrachtung der gelösten Zink-Anteile und zwischen 84,9% und 98,5% (Gesamtgehalte Zink). Die mittlere Zink-Eliminationsrate im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Aug. 2007 lag nur bei rund 96,3 % für  $Zn_{\text{gelöst}}$  und bei nur 89,3 % für  $Zn_{\text{gesamt}}$ . Nach Austausch des Muldensubstrates zu Beginn von Versuchsphase 4 steigt der

Rückhalt von gelöstem Zink, während es andererseits immer wieder zu leicht erhöhtem Austrag von partikulär gebundenem Zink kommt.

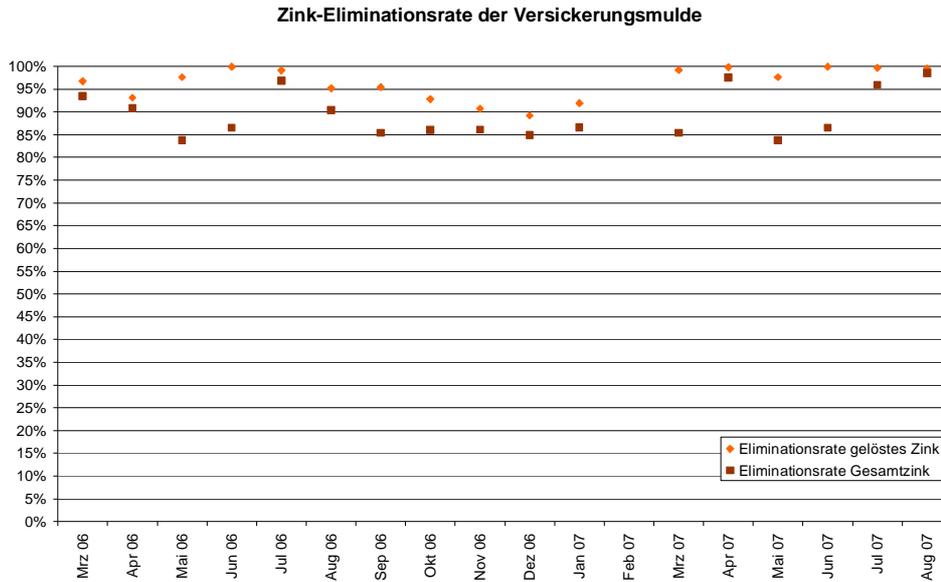


Abb. 48: Zink-Eliminationsraten der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Aug. 2007

### 4.7.3 Darstellung der Summenhäufigkeiten – Prozessstabilität

Die Summenhäufigkeiten der ermittelten Einzelwerte für die Zink-Ablaufkonzentrationen der Mulde im Zeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 zeigen, dass trotz der Störungen in Phase 2 über 95 % der gelösten Zinkwerte und ca. 60 % der Gesamtzinkwerte unter der geforderten Grenze von 0,5 mg/l lagen. Die Maxima lagen bei etwa 1 mg/l.

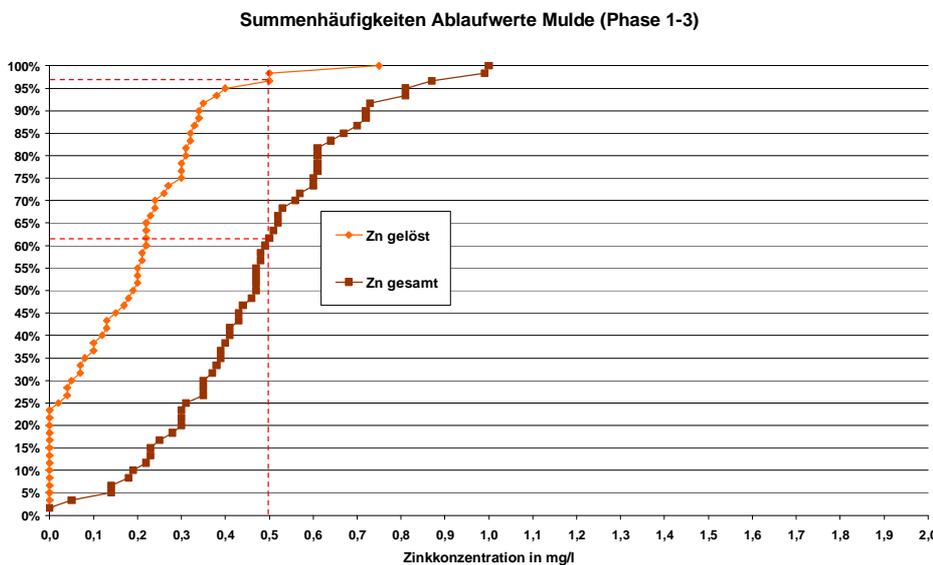


Abb. 49: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2)

In Phase 4 (Abb. 46) wurde gegenüber 2006 nochmals ein deutlicher Rückgang des Ablaufkonzentrationen beobachtet. Der Grenzwert von 0,5 mg/l wurde nur in 100% (gelöst) bzw. 93 % (gesamtes Zink) der Messungen eingehalten.

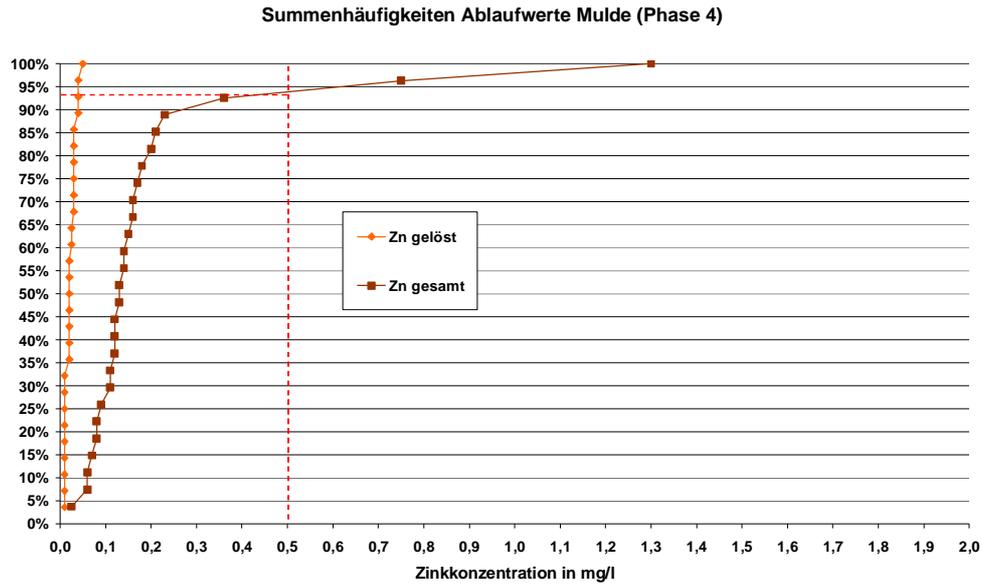


Abb. 50: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007

#### 4.7.4 Analyse des Bodens der Versuchsmulde

Der Boden wurde vor Beginn der Beschickung und nach der Beschickung mit Niederschlagswasser untersucht (s. Tabelle 22). Während einige Metallgehalte stiegen (Blei + 50%, Kupfer + 35%, Zink + 14%, Quecksilber + 365%), wurden andere Metalle ausgewaschen (Chrom – 23%, Nickel – 20%, Zinn > - 41%, Aluminium – 27%, Arsen – 23 %).

Dies deckt sich mit den Messergebnissen aus der wässrigen Phase, die ebenfalls einen Anstieg bestimmter Metalle zeigen (vgl. Kapitel 4.8).

Tabelle 22: Analyse-Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Parameter [mg/kg]	„unbelasteter“ Boden	„belasteter“ Boden
Blei	40	60
Cadmium	0,56	0,58
Chrom	22	17
Kupfer	17	23
Nickel	20	16
Zink	140	160
Zinn	8,5	< 5,0
Aluminium	9.500	6.900
Arsen	9,4	7,2
Quecksilber	0,2	0,93

Im November 2006 wurde zudem für Zink eine Beprobung unterschiedlicher Probepunkte innerhalb der Mulde durchgeführt:

Boden, Zulauf Grasnarbe      250 mg/kg Zink

Boden, Zulauf Kies/Boden      120 mg/kg Zink

Boden, Auslauf Grasnarbe      200 mg/kg Zink

Während es einen Anstieg in der Oberflächenschicht gibt mit etwas höheren Konzentrationen im Zulaufbereich, geht die Zinkkonzentration im Kies/Boden-Bereich leicht zurück. Die für die Speicherung des Zinks verantwortliche Schicht ist demnach wie aus der Literatur bekannt der Oberboden der Mulde.

## 4.8 Untersuchungsergebnisse Metalle und Schwermetalle

Im Jahr 2006 wurden von drei Mischproben im März, Juli und Dezember Analysen weiterer Spurenmetalle durchgeführt, um zu prüfen, ob diese Metalle zum einen relevant sind und zum anderen inwieweit diese Stoffe von den Systemen ggf. eliminiert werden. Es wurden folgende 10 Metalle untersucht: Aluminium, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink und Zinn (Tabelle 23).

Im Zulauf zur Anlage wurden neben Zink nur Aluminium, Blei, Kupfer und Zinn in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Die Konzentrationen bewegten sich für Blei, Kupfer und Zinn im niedrigen µg/l-Bereich. Wie der Vergleich mit den gelösten Metallen (vgl. Tabelle 24) zeigt, lagen außer Zink die Metalle vorwiegend in partikulärer Form vor.

Tabelle 23: Gesamtgehalte der untersuchten Metalle bzw. Schwermetalle im Zulauf und allen Abläufen

Parameter	Aluminium	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink	Zinn
Einheit	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]
NG*	0,01	0,005	0,005	0,0005	0,0005	0,003	0,005	0,0002		0,01
März 2006										
Zulauf	1,7	u. N.	0,034	u. N.	u. N.	0,006	u. N.	u. N.	5,7	0,01
Ablauf 1	0,25	u. N.	0,024	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,23	0,012
Ablauf 2	0,04	u. N.	0,024	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,22	u. N.
Ablauf 3	0,25	u. N.	0,014	u. N.	u. N.	0,16	u. N.	u. N.	0,23	0,012
Abl. Mulde	1,50	0,0074	0,100	0,00052	0,007	0,015	u. N.	u. N.	0,61	0,033
Zisterne	0,13	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,21	u. N.
Juli 2006										
Zulauf	u. N.	u. N.	0,006	u. N.	u. N.	0,006	u. N.	u. N.	4,6	u. N.
Ablauf 1	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,003	u. N.	u. N.	0,99	u. N.
Ablauf 2	u. N.	0,017	0,0023	u. N.	u. N.	0,32	u. N.	u. N.	0,52	u. N.
Ablauf 3	0,016	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,008	u. N.	u. N.	0,72	u. N.
Abl. Mulde	0,012	0,013	u. N.	u. N.	u. N.	0,011	u. N.	u. N.	0,047	0,033
Zisterne	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Dez 2006										
Zulauf	0,074	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,011	u. N.	u. N.	2,6	u. N.
Ablauf 1	0,270	u. N.	u. N.	u. N.	0,01	0,017	u. N.	u. N.	0,41	u. N.
Ablauf 2	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,051	u. N.
Ablauf 3	0,041	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,007	u. N.	u. N.	2,1	u. N.
Abl. Mulde	0,440	u. N.	0,024	u. N.	0,013	u. N.	u. N.	u. N.	0,87	u. N.
Regen	0,016	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,023	u. N.	u. N.	0,051	u. N.

\* NG = Nachweisgrenze / u. N. = unter der Nachweisgrenze

Tabelle 24: Konzentration der gelösten Metalle bzw. Schwermetalle im Zulauf und allen Abläufen

Parameter	Aluminium	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink	Zinn
Einheit	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]	[mg/]
NG*	0,01	0,005	0,005	0,0005	0,0005	0,003	0,005	0,0002		0,01
Dez 2006										
Zulauf	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,0033	u. N.	u. N.	2,6	u. N.
Ablauf 1	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,01	u. N.	u. N.	0,38	u. N.
Ablauf 2	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,045	u. N.
Ablauf 3	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	2,1	u. N.
Abl. Mulde	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,75	u. N.
Regen	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	0,0092	u. N.	u. N.	0,46	u. N.

u. N. = unter der Nachweisgrenze

Während die Filtersysteme 1 bis 3 in der Regel die Spurenmetalle gut eliminieren, kam es im Ablauf der Mulde zur Erhöhung der Konzentrationen, was vermuten lässt, dass die Substanzen aus dem Bodenmaterial ausgewaschen bzw. remobilisiert wurden. Bei Arsen wurde eine Probe mit einer umweltrelevanten Konzentration von 13 µg/l gemessen (Prüfwert BBSchG: 10 µg/l). Blei lag ebenfalls einmal mit 100 µg/l über dem Prüfwert von 25 µg/l. Alle anderen Konzentrationen im Ablauf der Versickerungsmulde lagen unterhalb der Prüfwerte.

#### 4.9 Untersuchungsergebnisse organische Summenparameter

Die Untersuchungsergebnisse für den gesamten organischen Kohlenstoff (TOC), adsorbierbare organische Halogenide (AOX) und abfiltrierbare Stoffe (AFS) sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Parameter AOX und TOC im Zulauf und allen Abläufen (März 2006)

Parameter	Zulauf	Ablauf 1	Ablauf 2	Ablauf 3	Ablauf Mulde	Zisterne
Einheit	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
März 2006						
TOC	2,7	7,4	5,6	6,1	15	2,7
AOX	0,26	0,14	0,17	0,11	0,7	< 0,01
Juli 2006						
TOC	4,1	3	34	8,1	17	—
AOX	< 0,033	< 0,033	0,21	< 0,033	0,52	—
Dez 2006						
TOC	1	0,9	1,1	2,7	5,3	2,5
AOX	—	—	—	—	—	—
AFS	270	240	270	250	490	200

#### **4.9.1 TOC**

Die Zulauf-TOC-Konzentration bewegte sich zwischen 1 und 4 mg/l. Durch die Filtersysteme erfolgt keine signifikante Elimination des TOC, obwohl Filter 2 mit dem Aktivkoks eine gewisse Adsorptionskapazität gegenüber Organika aufweisen sollte. Bei der Probe von Juli 2006 erkennt man noch den Einfluss der zurückliegenden Anlagenstörung in Phase 2 durch den Polleneintrag, der offensichtlich noch verzögert wieder abgegeben wurde. Der Ablauf der Versickerungsmulde ist gerade zu Beginn der Versuche um das 4 bis 5fache höher als der Zulauf und bestätigt die Vermutung, dass es durch die Versickerung zur Auswaschung von Bodenmaterial kommt, wie auch die Schwermetallanalysen zeigen.

#### **4.9.2 AOX**

Zu Versuchsbeginn im März 2006 wurden die höchsten AOX-Werte gemessen. Die Zulaufkonzentration betrug 260 µg/l. In den Filtersystemen wurde etwa die Hälfte des AOX eliminiert. In der Mulde sind die Werte wiederum leicht erhöht. In der Juli-Probe sind die Konzentrationen im Zulauf und im Ablauf der Filter 1 und 3 unter der Nachweisgrenze. Nur in Filter 2 und im Ablauf der Mulde wurden 210 bzw. 520 µg/l gemessen.

#### **4.9.3 Abfiltrierbare Stoffe AFS**

Die abfiltrierbaren Stoffe wurden während der Probenahme im Dezember gemessen. Man erkennt, dass die Zulaufkonzentration von rund 250 mg/l relativ unverändert die Filter passiert. Im Ablauf der Mulde sind die Werte mit knapp 500 mg/l um das zweifache höher.

Das Niederschlagswasser wurde ebenfalls untersucht. Mit 50 mg/l AFS wurde in etwa die aus der Literatur [49] bekannte Konzentration festgestellt. Die Zulaufkonzentration resultiert demnach zu etwa 80% aus den Ab- und Austrag von partikulären Substanzen von den Dachflächen und den Leitungen.

#### **4.9.4 Analyse des Schlamms aus den Filterschächten**

Im September/Oktober 2006 wurde der abgesetzte Schlamm aus den Filterschächten analysiert. Es wurde eine mittlere Konzentration von 53 mg/l festgestellt. Dies zeigt, dass Zink im Schlamm der Filterschächte angereichert wurde. Eine Messung der Korngrößenverteilung war nicht möglich.

## 4.10 Überwachung der Anlage (Mischproben der Zisterne)

Die Gesamtanlage wurde entsprechend der behördlichen Vorgaben regelmäßig durch Beprobung der Zisterne vor Versickerung im Rigolensystem überwacht.

Während im ersten Betriebsjahr aufgrund der oben beschriebenen Betriebsprobleme erhöhte Zinkwerte von bis zu 2,5 mg/l Gesamtzink auftraten, wurde im Jahr 2007 der geforderte Ablaufwert von 0,5 mg/l bis auf zwei Ausreißer von rund 1 bis 1,2 mg/l sicher eingehalten. Zudem ist vor der Einleitung ins Grundwasser eine weitere Reduktion in den Rigolen zu erwarten.

Bei Austausch der Filtrationseinheit 3 gegen ein den anderen Filtern vergleichbares System ist mit einer stabilen und noch besseren Einhaltung des Grenzwertes zu rechnen.

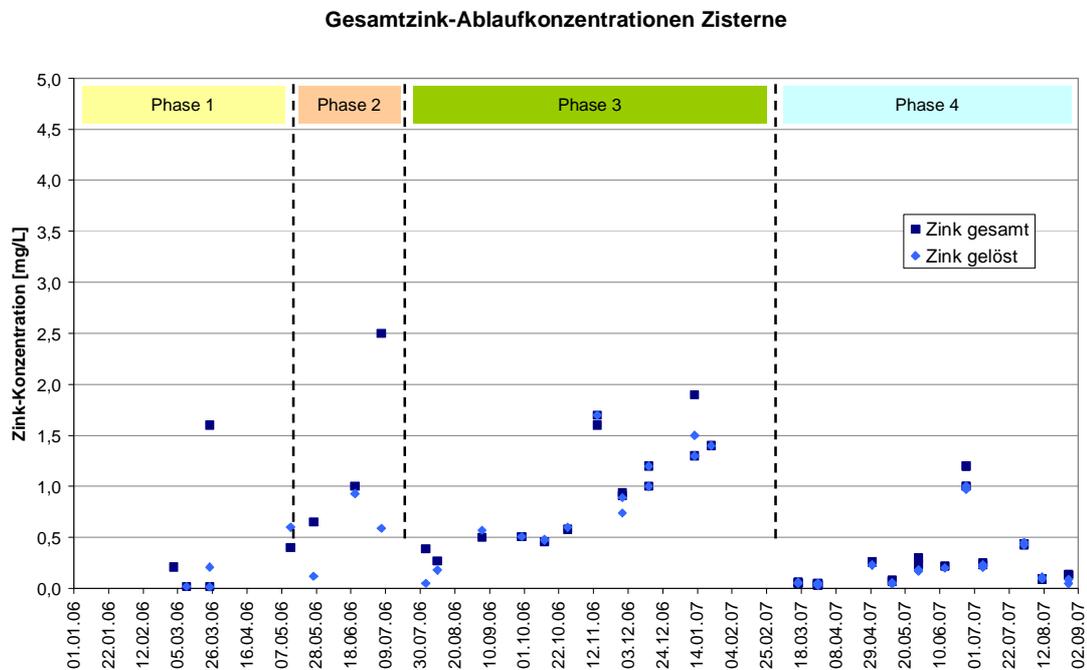


Abb. 51: Zink-Ablauf-Konzentrationen der Filtrationsanlage (Messpunkt Zisterne vor Versickerung in Rigolensystem) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Aug. 2007

## 4.11 Betriebsprobleme und Lösungsansätze zu deren Behebung

Am **8. Februar 2006** wurden abschließende Dichtigkeitsprüfungen gem. [50] und [51] am Verteilerschacht und an den drei Filterschächten durchgeführt. Die Zisterne ist ein monolithischer Baukörper, bei dem keine Dichtigkeitsprüfung durchgeführt wurde. Alle Schächte bestanden die Dichtigkeitsprüfungen. Es wurde beschlossen, den Verteilerschacht mit einem abdichtenden Anstrich zu versehen. Dies brachte zum einen den Vorteil einer zusätzlichen Abdichtung, zum anderen wurde der Kontakt des mit Zink belasteten Niederschlagswassers mit dem Beton des Verteilerschachtes verhindert. So konnte eine Karbonatisierung an dieser Stelle direkt vermieden werden. Beim Projekt der TU München an der Akademie der Bildenden Künste haben sich negative Auswirkungen auf die Funktion der Filtersysteme nach Auftreten von Karbonatisierung in den Betonschächten gezeigt.

Am **06. April 2006** wurden sechs Entlüftungseinrichtungen in die Rohrleitungen im Bereich der Mess-Schächte installiert (s. Abb. 52). Das Problem von Luftpolstern in der Rohrleitung war behoben, eine exakte Messung der Durchflüsse sichergestellt. Des Weiteren wurde die Zulauf-Beprobung optimiert: Direkt unter die Sammelleitung wurde ein Behälter mit ca. 5 Liter Fassungsvermögen montiert, aus dem die Zulaufproben gezogen werden. Dies ermöglichte eine exaktere Bestimmung der Zinkkonzentrationen im Zulauf, weil sich das Wasser im Behälter schneller austauschen und sich nicht im Verteilerschacht DN 1500 vermischen konnte (vgl. Abb. 53).



Abb. 52: Entlüftungsschläuche vor und nach den Messgeräten



Abb. 53: Optimierte Zulaufprobe im Verteilerschacht



Abb. 54: Feiner Blütenstaub / -pollen auf vielen Oberflächen



Abb. 55: In den Verteilerschacht gespülter Blütenstaub



Abb. 56: Zulaufprobe mit Blütenstaub an der Oberfläche



Abb. 57: Ablaufbeprobung oberhalb Filtersystem 1 und 2

Am **09./10. Mai 2006** wurde eine extreme Belastung durch Blütenpollen beobachtet werden. Die Auswirkungen auf die Niederschlagswasserbehandlungsanlage sind in Abb. 54, Abb. 55 und Abb. 56 dargestellt: Der feine Blütenstaub legte sich auf viele Oberflächen. Anschließend wurde er beim nächsten Regenereignis in die Anlage gespült und fand sich z. B. in den Beprobungen des Zulaufs wieder. Die direkten Auswirkungen auf die Filtereinheiten sind in Abb. 57, Abb. 58 und Abb. 59 zu erkennen: Es bildete sich sowohl unter den Filtereinheiten 1 und 2, als auch in der Filterpassage und oberhalb der Filtereinheiten 1 und 2 eine dünne Schlammschicht. Beim Filtersystem 3 führte der Aufbau durch die Porenbetonplatten dazu, dass sich die untere Platte zusetzte und so kein Schlamm in das Filtermaterial gelangen konnte (siehe Abb. 59 und Abb. 60).



Abb. 58: Eine dünne, feine Schlammschicht oberhalb Filtersystem 1 und 2

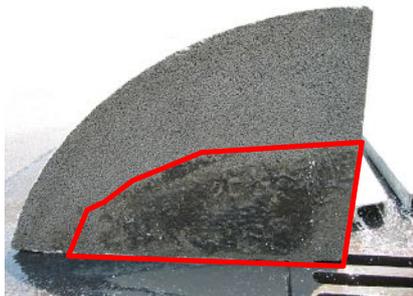


Abb. 59: Porenbeton-Filterplatte: Rechts mit Schlamm zugesetzt; links und oben gereinigt



Abb. 60: Filtermaterial Calcium-Silikat-Hydrat nicht zugesetzt durch den Schlamm

Am **08. Juni 2006** wurde der Filter 3 (2 Porenbetonplatten, Filtermaterial Calcium-Silikat-Hydrat) instand gesetzt. Nachdem anhand der Durchflussmessergebnisse festgestellt wurde, dass sich dieser zusetzt hatte. Es wurde beobachtet, dass Blütenstaub, Pollen, Blätter etc. in den Verteilerschacht gelangt sind. Des Weiteren wurde beobachtet, dass sich unter- und oberhalb der Filter eine zum Teil mehrere Millimeter dicke Schlammschicht gebildet hat. Diese Schicht bestand zum größten Teil, ca. 80 % (Glühverlust-Analyse durch FH Bochum) aus mineralischen Anteilen, erwies sich als „gel-artig“ unter Wasser, nachdem sie sich abgesetzt hatte. Bei Bewegung des Wassers wirbelten die Schlammteilchen direkt auf. Diese Teilchen konnten das Filtersystem 1 und 2 passieren, jedoch durch die Filterplatten von Filtersystem 3 nicht. Diese mineralischen Schlammteilchen könnten zum größten Teil (ca. 80 %) vom Einsatz von Bentonit aus der Bauphase beim Spülbohren stammen, das in geringen Mengen an den Wandungen der Rohrleitungen verblieben ist und nach und nach abgespült wurde. Ursache für den anderen Teil (ca. 20 %) könnte die Belastung durch die Blütenpollen sein. Am **06. Juli 2006** wurde der Schlamm, der sich oberhalb der Filtersysteme 1 und 2 gebildet hatte, durch ein Trocken-Nass-Saug-Gerät entfernt (vgl. Abb. 61 und Abb. 62).



Abb. 61: Absaugen des Schlammes durch einen Trocken-Nass-Sauger



Abb. 62: Feiner Schlamm im Behälter (Trocken-Nass-Sauger)



Abb. 63: Das im Filterschacht 3 installierte grüne Überlaufrohr

Weil festgestellt wurde, dass Blätter und Laub - unter anderem von den beiden Birken auf dem Innenhof des Altenheims (vgl. Abb. 64) - in den Verteilerschacht gespült worden sind, sind **Anfang Oktober** folgende Maßnahmen durchgeführt worden:

Die bereits vorhandenen Laub-Fang-Körbe, die über jedem Regenfallrohr des Altenheims Wahlscheid angeordnet sind, wurden überprüft und ggf. durch neue ersetzt (s. Abb. 65).

In vier Regenfallrohre der Dachflächen im Bereich der Birken wurden spezielle Laubabscheider installiert. Diese sind mit einem feinem Stabrechen ausgestattet, der Blätter und Laub aus dem Niederschlagswasser entfernt (s. Abb. 66).



Abb. 64: Zwei große Birken auf dem Innenhof des Altenheims



Abb. 65: In die Regenrinnen eingesetzte Laub-Fang-Körbe



Abb. 66: In die Regenfallrohre installierte Laubabscheider

## 4.12 Untersuchungsergebnisse aus Betriebsphase 2

Tabelle 26 zeigt die Ergebnisse aus Betriebsphase 2 (Mitte Mai bis Mitte Juli 2006), in der es durch massiven Pollenflug zu einer erheblichen Störung des Betriebs kam (vgl. Kap. 4.11)

In Filter 1 kam der Rückhalt von Gesamtzink komplett zum Erliegen. Im Mai wurde sogar etwas mehr  $Zn_{\text{gesamt}}$  aus dem Filter ausgetragen als dem Filter zufluss. Der Rückhalt von gelöstem Zink ging jedoch weniger stark zurück (43 - 84%). Dies bedeutet, dass Zink, das vom dem Filter zurückgehalten werden soll, durch z. B. große hydraulische Belastung rüchlösen und ausgespült werden kann.

Filter 2 erwies sich in der Phase der Störung als robuster und zeigte trotz höherer Zuflüsse immer noch einen Gesamtzink-Rückhalt von anfangs 72% und danach 21%. Die Elimination von gelöstem Zink lag zwischen 80 und 93%.

Filtersystem 3 konnte aufgrund der Verblockung mit feinem Schlamm im Zeitraum von März bis Mai 2006 nicht beschickt werden. Nach Wiederaufnahme der Beschickung wurde Rückhalte von ca. 50 % gemessen mit nur geringfügig besserem Rückhalt der gelösten Zinkfraktion.

Tabelle 26: Analyse-Ergebnisse der Betriebsphase 2

Filter	Monat	Zufluss	Zn gelöst, im Mittel	Zn gesamt, im Mittel	Zulauf Zn gelöst	Zulauf Zn gesamt	Ablauf Zn gelöst	Ablauf Zn gesamt	Eli-Rate Zn gelöst	Eli-Rate Zn gesamt
		Liter	mg/l	mg/l	Gramm	Gramm	Gramm	Gramm	%	%
1	Mai	15.484,1	1,98	4,40	53,42	66,58	30,66	68,08	42,6%	-2,2%
1	Jun	6.416,9	1,47	3,86	24,45	25,36	9,45	24,79	61,3%	2,3%
1	Jul	5.565,5	0,88	5,02	30,00	30,22	4,92	27,95	83,6%	7,5%
2	Mai	85.771,4	0,23	1,22	295,91	368,82	19,62	104,26	93,4%	71,7%
2	Jun	14.366,1	0,77	3,13	54,74	56,78	11,02	45,01	79,9%	20,7%
3	Apr	0,0	—	—	—	—	—	—	—	—
3	Mai	0,0	—	—	—	—	—	—	—	—
3	Jun	34.200,1	1,66	2,07	130,32	135,18	56,85	70,70	56,4%	47,7%

## 5 Untersuchung einzelner Einflussparameter

### 5.1 Grundsätzliches

Eine eindeutige Identifikation von Einzeleffekten ist bekanntermaßen bei einer großtechnischen Versuchsanlage selten möglich, da sich die Effekte überlagern können. Zu diesem Zweck sind Labor- bzw. halbtechnische Versuche im Pilotmaßstab vorzuziehen. Dennoch weist der Versuchsanlagenbetrieb im Großmaßstab, wie in Wahlscheid durchgeführt, entscheidende Vorteile auf:

- Direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse
- Direkter Vergleich typischer praxisrelevanter Anlagentechnik (inkl. aller Stärken und Schwächen) unter Realbedingungen
- Vermeidung typischer Pilotanlagenschwächen (Ausfälle, Defekte, Anwendung von Provisorien), die manchmal die Interpretation dieses Versuchsmaßstabs erschweren
- Verwendung repräsentativer Wässer mit typischen Ganglinien (Konzentrationen, Frachten, Wassermengen), die sich im Labor nicht darstellen lassen
- Zuverlässige Beobachtung von Langzeiteffekten (Alterung, Beladung von Filtermaterialien etc.) unter Realbedingungen

### 5.2 Hydraulische Belastung

#### 5.2.1 First Flush

Durch die ausgeprägte Vergleichmäßigung auf der Dachfläche und im Zulaufschacht konnte kein signifikanter Einfluss des so genannten First Flush festgestellt werden. Vielmehr ist die Anlage in der Lage kurzzeitige Konzentrationsspitzen gut abzupuffern und zu dämpfen.

#### 5.2.2 Spitzenbelastung

Kurzzeitige Spitzenbelastungen können, wie beispielhaft in Abb. 67 und Abb. 68 dargestellt, ebenso wie Starkregen zu einem Austrag von partikulär gebundenem Zink und einem Anstieg der gelösten Zinkkonzentration führen. Man erkennt an dieser Momentaufnahme, dass bei Filter 3 ein deutlich höherer partikulärer Austrag erfolgt, während bei Filter 1 erst bei dem zweiten hydraulischen Peak ein Anstieg vor allem des gelösten Zinks zu beobachten ist.

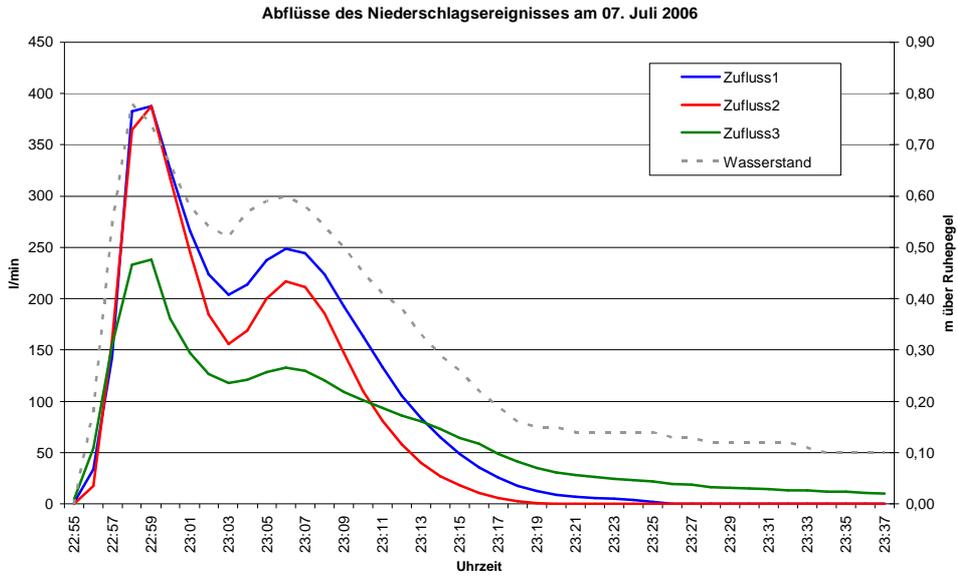


Abb. 67: Abflüsse des Niederschlagsereignisses am 7. Juli 2007

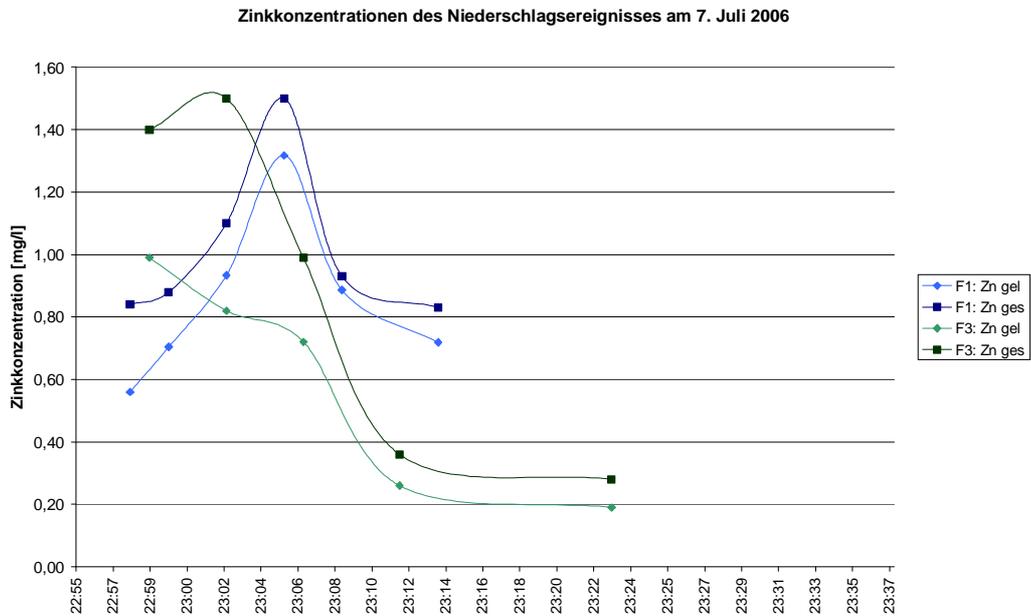


Abb. 68: Zinkkonzentrationen des Niederschlagsereignisses am 7. Juli 2007

Alle Systeme zeigten unter hydraulischen Belastungsbedingungen erhöhte Ablaufwerte, die bei Filter 3 den geforderten Grenzwert zum Teil deutlich überschritten. In Einzelfällen wurden Konzentrationen über 10 mg/l beobachtet, die bei Zulaufwerten im Bereich von 4,5 mg/l klar auf einen Austrag hinweisen.

Am deutlichsten zeigte sich dieser Effekt bei Filtersystem 3, das diesbezüglich als mangelhaft bezeichnet werden muss (vgl. Abb. 29). Hier gab es vor allem in Phase 3 und 4 (s. Abb. 69) einen ständigen Austrag von partikulären Substanzen mit jeweils steigender Tendenz. Die Streubreite ist hierbei sehr hoch, was darauf hinweist, dass die Wassermenge nicht der einzige relevante Einflussfaktor ist für erhöhte Ablaufkonzentrationen.

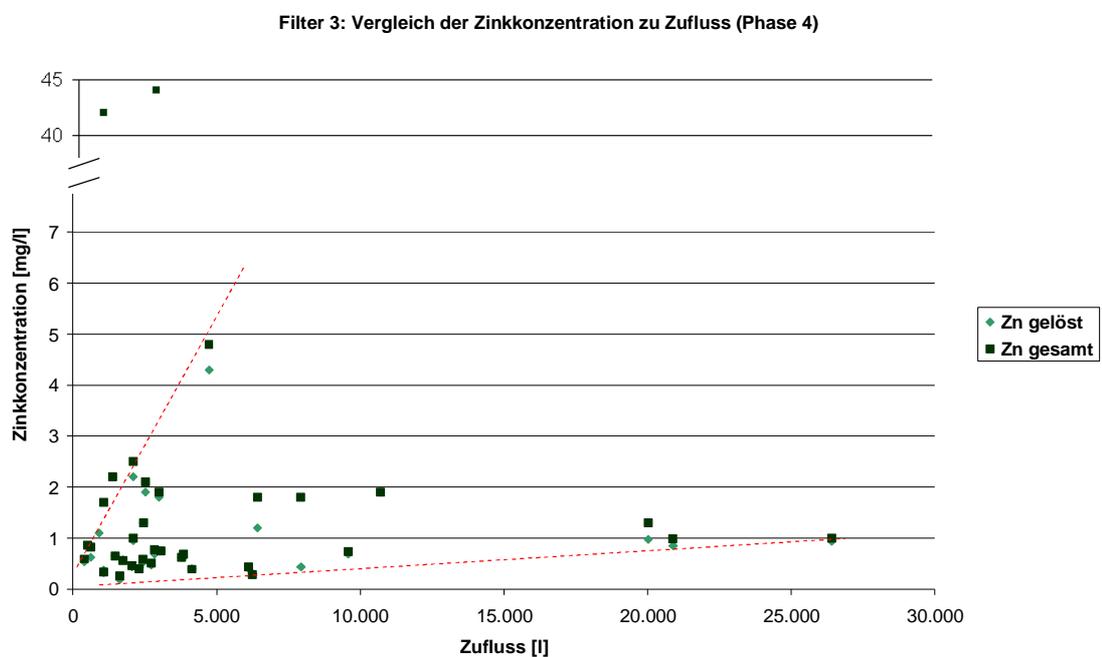


Abb. 69: Vergleich der Ablauf-Zinkkonzentration im Vergleich zum Zufluss (Filter 3/Phase 4)

Filter 1 und 2 zeigten in Phase 4 nur einmal bzw. zweimal bei Peakzuflüssen geringfügig erhöhte Konzentrationen zwischen 0,6 und 0,8 mg/l. Die Filtersysteme mit Edelstahlblechen sind sehr viel unempfindlicher gegenüber hydraulischen Spitzen.

### 5.3 pH-Wert

Relativ unabhängig von der Konzentration ist das Niederschlagswasser im Zulaufschacht tendenziell schwach sauer. Einige Proben weisen sogar pH-Werte bis 2 auf. Durch die Filtersysteme und die Mulde wird das Wasser schwach alkalisch mit dem Schwerpunkt der Werte im Bereich von pH = 7 – 8 (Filter 1, 2 und Mulde). Der Ablauf des Filters 3 (Calcium-Silikat-Hydrat) ist deutlich alkalischer mit Werten bis zu 10. Dies bedeutet jedoch nicht, dass dadurch Zink verstärkt ausgetragen wird, da die

Löslichkeit – wie vorne beschrieben – im alkalischen Bereich bis ca. pH = 11 eher abnimmt. Abb. 70 zeigt die Zulauf- und Ablaufkonzentration von zink über dem pH-Wert.

Man erkennt, dass die Ablaufwerte von Zink mit zunehmenden pH-Wert stark zurückgehen. Hierbei handelt es sich auch um Filter 3, der jedoch erhöhte Ablaufwerte und insgesamt einen unbefriedigenden Rückhalt zeigte. Der genaue Einfluss und die Ursache für die pH-Verschiebung sind ggf. im Labormaßstab zu untersuchen. Ob der pH-Shift bei Filter 3 für den unzureichenden Rückhalt verantwortlich ist, kann nicht abschließend beurteilt werden.

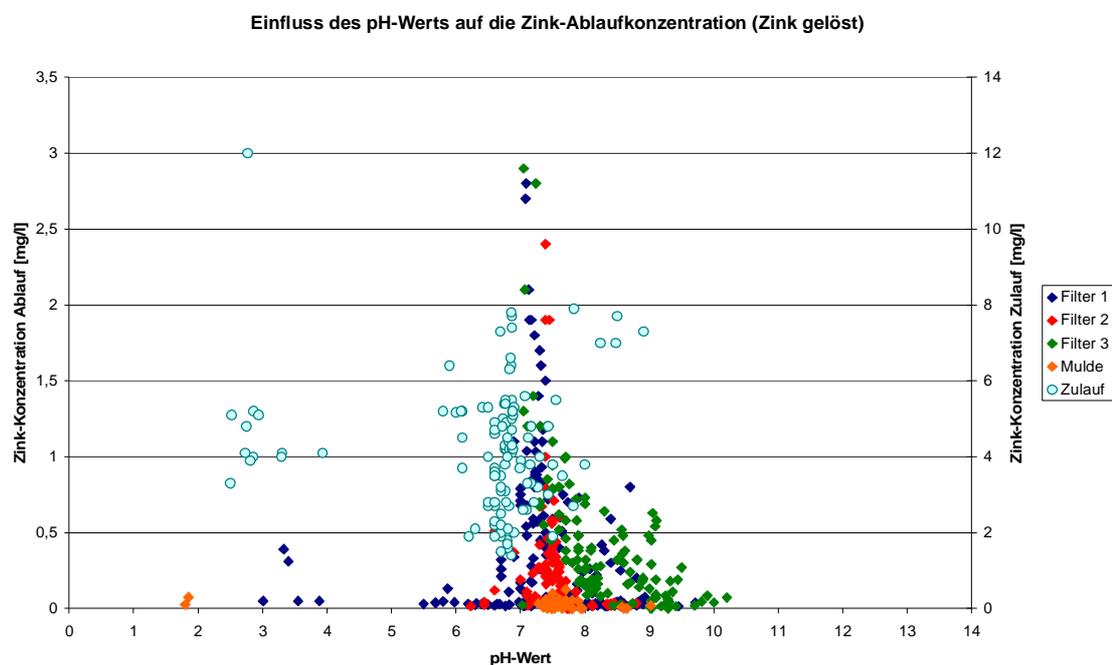


Abb. 70: Einfluss des pH-Werts auf die Zink-Ablaufkonzentration (Zink gelöst)

## 5.4 Temperatur

Es konnte keine signifikante Temperaturabhängigkeit oder Jahresganglinie beobachtet werden (vgl. Abb. 29).

Um hierzu eine genauere Aussage zu treffen, wären die Filtersysteme ggf. unter Laborbedingungen bei verschiedenen Temperaturen zu testen.

## 6 Hydrogeochemische Untersuchungen der Filter- und Rigolenmaterialien im Labormaßstab

### 6.1 Durchführung der Batchversuche für die Filtermedien

Die Wechselwirkungen zwischen in Wasser gelösten Inhaltsstoffen und den Feststoffen von Filtermedien können nach verschiedenen Verfahren ermittelt werden. Im Zuge dieses Projektes wurden Sorptionsreaktionen mit Hilfe empirischer Funktionen (Henry-Isothermen und Freundlich-Isothermen) benutzt, um die Rückhalteeigenschaften der Materialien abzuschätzen und zu vergleichen.

#### 6.1.1 Theorie der Batchversuche

Sorptionsisothermen beschreiben den empirisch ermittelten Zusammenhang zwischen gelöstem und sorbiertem Inhaltsstoff im Gleichgewichtszustand und definierten Feststoff-/Wassersystemen. Dabei geben sie keine direkten Informationen über die Art und den Mechanismus der Prozesse.

Aufgrund der Verfügbarkeit und der Vergleichbarkeit der Daten wurde für diese Untersuchungen die Anwendung von Sorptionsisothermen gewählt, die mittels Batchversuchen (Schüttelversuchen) für die Materialien ermittelt wurden.

Sorptionsisothermen werden bestimmt, indem Lösungen mit unterschiedlichen Konzentrationen eines gelösten Stoffes zu definierten Mengen der Sorbenten gegeben und nach Einstellung eines „Gleichgewichtes“ die Restkonzentrationen (= Gleichgewichtskonzentrationen) in den Lösungen bestimmt werden. Hierbei ist zu beachten, dass wirkliche Gleichgewichtsbedingungen, welche z.B. durch Diffusionsvorgänge in das Innere von Mineralkomponenten beeinflusst werden, erst nach sehr langen Kontaktzeiten von mehreren Wochen und mehr erreicht werden. Dies ist allerdings für die Auslegung von Regenwasserfiltern nicht von übergeordneter Bedeutung, da die Kontaktzeiten mit den Materialien bei Regenereignissen meist eher kurz sind. Die Konzentrationsbereiche und damit die Lösungsansätze sind jeweils so zu wählen, dass die Gleichgewichtskonzentrationen zuverlässige Werte innerhalb der minimalen und maximalen Konzentrationen der jeweiligen Flächenabflüsse aufweisen. Voraussetzung dafür ist eine ungefähre Kenntnis der Sorptionseigenschaften der untersuchten Materialien.

Nach dem Schütteln der Suspension von 24 h wird die Lösung vom Feststoff getrennt und analysiert. Die Menge des adsorbierten Stoffanteils ist die Differenz zwischen der Ausgangskonzentration und der Gleichgewichtskonzentration der Lösung. Da die Kontaktzeiten im Bereich der Filter nur kurz im Verhältnis zu der Wasserbewegung im Boden sind, wurde nicht bis zum Erreichen eines Gleichgewichtes geschüttelt, sondern lediglich über die Zeitdauer von 24 Stunden.

Ergänzend wurden Versuche mit verschiedenen Schüttelzeiten durchgeführt, die einen Einblick in die Sorptionskinetik der Materialien erlauben. Dabei wurde zu Grunde gelegt, dass die Aufenthaltszeiten des Regenwassers im Filter im Betriebszustand zwischen 5 Minuten und einer Stunde liegen. Nur zwischen den Regenereignissen verweilt ein Teil des Wassers im Filter und es stehen längere Kontaktzeiten zur Verfügung. Es wurden exemplarisch für ein Filtermedium Zeitstufen von 5 Minuten, 15 Minuten, 30 Minuten und einer Stunde durchgeführt.

Batchversuche haben den Vorteil des einfachen Aufbaus, einer kurzen Versuchsdauer, einer geringen Probenmenge und auch der guten Reproduzierbarkeit. Im Labor gemessene Sorptionskapazitäten hängen maßgeblich von methodischen Unterschieden bei der Versuchsdurchführung ab (Gerth 1985). Genormte Verfahren existieren bislang noch nicht. Leitfäden bezüglich der Versuchsplanung und Durchführung sind von der US-EPA und der OECD veröffentlicht worden (Roy et al. 1991).

Um die Rückhaltefähigkeit der Filtermedien für gewisse Stoffe abzuschätzen muss anschließend der funktionale Zusammenhang zwischen der Konzentration eines Schwermetalls in der Lösung und seiner Menge in der Festphase im Gleichgewicht abgeleitet werden.

Im Gegensatz zur Henry-Isotherme, die einen linearen Zusammenhang zwischen sorbierter Menge und Gleichgewichtskonzentration in der Lösung zeigt und nur für niedrige Konzentrationen (Matthess 1990) gilt, beschreibt die nichtlineare, empirisch gewonnene Freundlich-Isotherme einen mit zunehmender Gleichgewichtskonzentration exponentiell abnehmenden sorbierten Anteil (Abb. 71). Das bedeutet, dass mit fortschreitender Belegung der Sorptionsplätze eine weitere Sorption immer schwieriger wird, ohne dass ein Sorptionsmaximum erreicht wird.

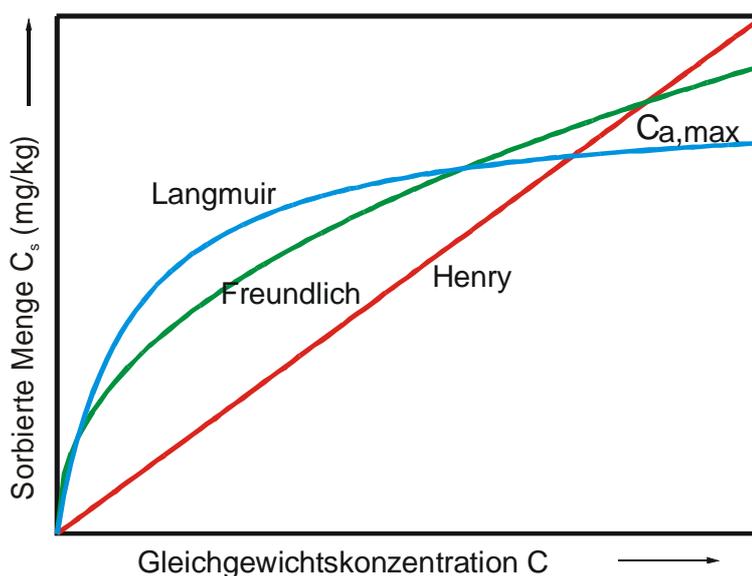


Abb. 71: Schematischer Verlauf der verschiedenen Sorptionsisothermen

Die Langmuir-Isotherme (Langmuir 1918) wurde nach der Vorstellung entwickelt, dass nur eine begrenzte Zahl an Sorptionsplätzen vorliegt. Falls diese belegt sind, können auch bei steigendem Angebot keine zusätzlichen Stoffe mehr sorbiert werden. Letztendlich kann als Modellvorstellung angenommen werden, dass die einzelnen Bindungspositionen sich entsprechend dem Langmuir-Modell verhalten, die ganze Isotherme jedoch mit der Freundlich-Isotherme approximiert werden kann. Daher werden in diesem Fall die Isothermen sowohl nach der Henry als auch nach der Freundlich-Methode ausgewertet.

Der lineare Lösungsansatz der Henry-Isotherme geht auf das 1803 für Gase aufgestellte Henrysche Gesetz (Henrysches Adsorptionsgesetz) zurück:

$$\frac{x}{m} = K_H \cdot C$$

mit  $\frac{x}{m}$  = sorbierte Menge Stoff pro Menge Adsorbent (mg/kg)  
 $K_H$  = Verteilungskoeffizient (l/kg)  
 $C$  = Konzentration in der Gleichgewichtslösung (mg/l).

Der Verteilungskoeffizient beschreibt die Verteilung des Stoffes zwischen den beiden Phasen bei der angegebenen Konzentration, es wird eine von der Konzentration unabhängige Adsorptionsrate angenommen. Dieser Ansatz ist allerdings nur bei sehr niedrigen Konzentrationen als allgemeingültig anzuwenden.

Einen nicht-linearen Lösungsansatz bietet die Freundlich-Isotherme:

$$\frac{x}{m} = K_{Fr} \cdot C^{1/n}$$

mit  $K_{Fr}$  = Konstante (l/kg)  
 $1/n$  = Konstante (-)

Der Adsorptionsexponent  $1/n$  der Freundlich-Isotherme hängt von der Natur des Adsorbenten und von der Temperatur ab (Freundlich 1923). Die Konstante  $K_{Fr}$  ist eine reine Proportionalitätsgröße. Es handelt sich auch hier um eine empirisch ermittelte Gleichung. Diese zeigt mit zunehmender Gleichgewichtskonzentration eine exponentiell abnehmende Adsorption, ohne dass ein Adsorptionsmaximum erreicht wird. In einer doppeltlogarithmischen Darstellung ergibt sich eine Gerade.

### Versuchsprogramm:

Zur Ermittlung der Sorptionsisothermen wurden Batchversuche mit 24 Stunden Dauer mit dem Zeolith, dem Zeolith-Aktivkoksgemisch, 3 Calciumhydrosilikaten und einer Mischung aus einem Eisenhydroxid, einem Zeolith und einem Blähschiefer durchgeführt. Dabei wurden die Proben im Originalzustand und nicht gemahlen eingesetzt,

um die Schaffung künstlicher Oberflächen zu vermeiden. Als Wasser-Feststoff-Verhältnis ist 25 l/kg ausgewählt worden. Bei einer Feststoffeinwaage von 8 g (Trockenmasse) wird somit ein Lösungsvolumen von 200 ml zugefügt.

Es wurden für eine Isotherme sieben Versuchslösungen angesetzt, deren Konzentrationen jeweils um den Faktor 3 steigen. Diese enge Staffelung erfolgte unter Berücksichtigung der insgesamt im Vergleich der zu anderen Umweltuntersuchungen begrenzter Spannweite. Jede der sieben Lösungen wurde zur Vermeidung von Schwankungen der Eingangskonzentrationen mit einem für mehrere Batchversuche ausreichenden Volumen angesetzt. Für das Ansetzen der Zinklösungen wurde destilliertes Wasser mit Zink(II)-Nitrat-Trihydrat ( $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ) versetzt.

Das Lösungsvolumen wurde zur Erhöhung der Messgenauigkeit mittels Waage bestimmt. Als Probenbehälter wurden 250 ml PE Flaschen mit Schraubverschluss verwendet.

Die Dauer der Versuche wurde zunächst auf 24 Stunden eingestellt. Viele Batchversuche werden mit der Zeitdauer von einer Woche durchgeführt. Da die Kontaktzeiten des Regenabflusses mit dem Filtermedium bei der Regenwasserbehandlung aber in der Regel nur gering sind, wurde die Zeit auch in den Batchversuchen herabgesetzt. Die kontinuierliche Bewegung wurde dabei mittels Horizontalkreisschüttler gewährleistet (Abb. 72).



Abb. 72: Horizontalkreisschüttler

Nach Abschluss der Versuchsdauer wurden die pH-Werte bestimmt, um Pufferungseffekte durch die jeweiligen Feststoffe ermitteln zu können.

Die Probenabtrennung erfolgte durch Filtration über einen Membranfilter mit 0,45  $\mu\text{m}$  Porenweite.

Die Analytik erfolgte mittels ICP-OES. Neben den Versuchslösungen (Gleichgewichtskonzentrationen) wurden innerhalb der gleichen Messreihen auch die jeweiligen Ausgangslösungen analysiert.

## 6.2 Ergebnisse der Batchversuche für die Filtermedien

Die Schüttelversuche wurden mit allen relevanten Materialien durchgeführt. Für das Calciumhydroosilikat wurden neben der Zeitdauer von 24 Stunden auch Versuche mit Schüttelzeiten zwischen 1 Minute und einer Stunde durchgeführt.

### 6.2.1 Auswertungen nach Henry

Die meisten ermittelten Isothermen zeigen über einen definierten Konzentrationsbereich einen nahezu linearen Verlauf. In diesem Falle kann mit einer Isotherme nach Henry gearbeitet werden, insofern die Konzentrationsbereiche den linearen Bereich bei den Abschätzungen nicht verlassen.

In Abb. 73 ist der Verlauf der Isotherme für das Zeolith-Aktivkoks-Gemisch dargestellt. Die rote Linie begrenzt den Bereich einer möglichen, linearen Anpassung. Da die Konzentrationen im Niederschlagswasserabfluss des Zinkdaches zwischen von 0,1 mg/l bis mehr als 20 mg/l abdecken, ist eine lineare Anpassung über den gesamten Bereich offensichtlich nicht möglich.

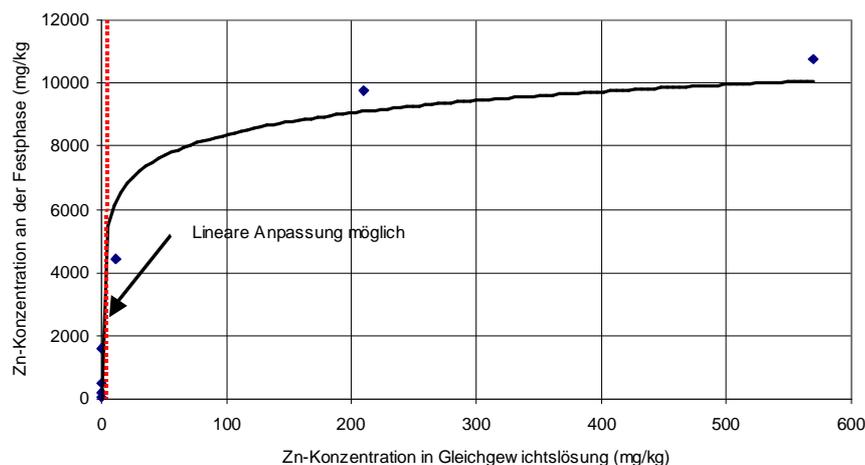


Abb. 73: Zink-Isotherme für das Zeolith-Aktivkoks-Gemisch mit linearem Bereich

Zur Verdeutlichung ist der Bereich bis 20 mg/l in Abb. 74 vergrößert dargestellt. Hier ist deutlich zu erkennen, dass eine lineare Anpassung nur einem sehr engen Konzentrationsbereich bis 0,5 mg/l möglich ist. Die Konzentrationen des Dachabflusses reichen aber von 0,1 mg/l bzw. bis 20,0 mg/l. Damit beinhaltet eine Abschätzung mit einer Isothermenanpassung nach Henry größere Unsicherheiten, die vermieden werden sollten.

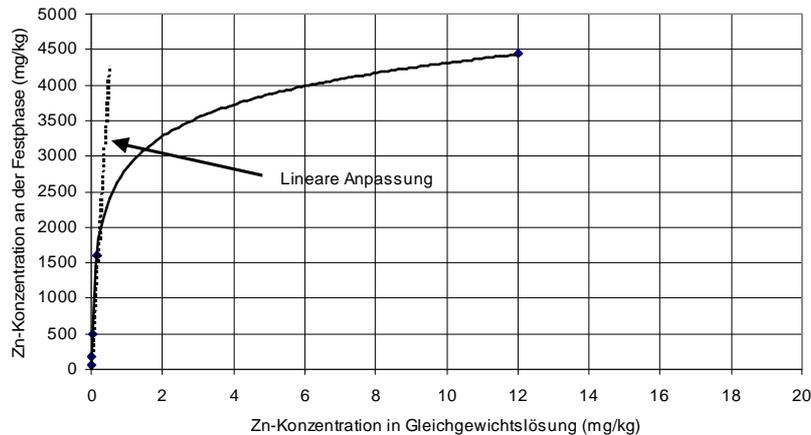


Abb. 74: Isothermen Anpassung nach Henry für Zink im Zeolith-Aktivkockgemisch von 0,0 mg/l bis 0,5 mg/l

## 6.2.2 Auswertung nach Freundlich

Um verlässlichere Werte als Abschätzungen für die Filterkapazitäten zu bekommen, bietet sich also die Auswertung der Isothermen nach Freundlich an. Eine solche Anpassung der Werte ist grafisch in einem doppelt logarithmischen Diagramm in Abb. 74 für die Zeolithe und Zeolith-Gemische dargestellt. Hier sind deutlich Unterschiede im Sorptionsverhalten des Zinks zu erkennen. Im relevanten Konzentrationsbereich zwischen 1 mg/l und 10 mg/l in der Lösung kann die Mischung zwischen 60 mg/kg und 300 mg/kg anlagern, der reine Klinoptilolith hat ein Anlagerungsvermögen zwischen 300 mg/kg und 1.100 mg/kg und die Mischung aus Klinoptilolith und Aktivkoks liegt zwischen 2.000 mg/kg und 8.000 mg/kg. Damit hat das Gemisch aus dem Zeolith und Aktivkoks die besten Sorptionseigenschaften für das Zink in den Schüttelversuchen. Von den reinen Ionentauschern scheint es für die Anwendung am besten geeignet zu sein.

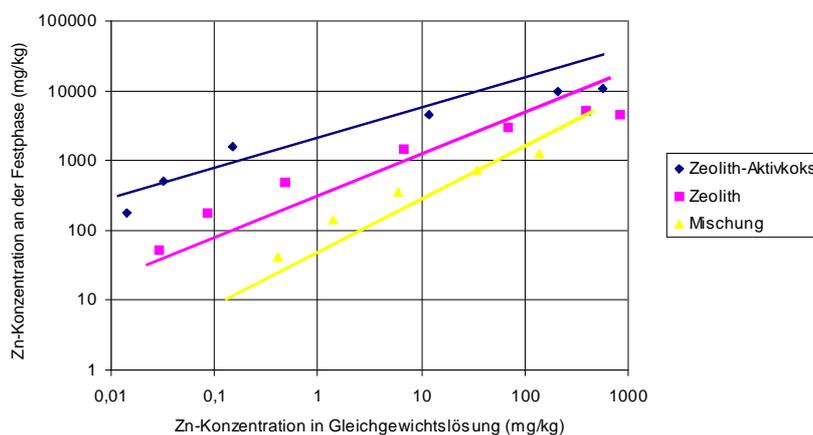


Abb. 75: Ergebnisse der Zeolithe und Zeolith-Gemische in der Auswertung nach Freundlich

Für die drei Calciumhydroxilikate ergibt sich ein abweichendes Bild (vgl. Abb. 76). Die Isothermen sind im doppelt-logarithmischen Diagramm nicht als Geraden zu erkennen. Vielmehr zeigen sie über eine Konzentration von etwa 0,005 mg/l bis 0,05 mg/l einen steilen, aufwärts gerichteten Bereich bis eine Region von über 10.000 mg/kg Sorptionsfähigkeit. Von dort an verlaufen sie wieder nahezu linear im doppelt-logarithmischen Diagramm flacher weiter. Damit zeigt die Isotherme einen Verlauf nach Lagmuir. Diese Isotherme wird auch als two-site-Langmuir-Isotherme bezeichnet, wenn sie sich im Diagramm als zwei Geraden approximieren lässt. Im Konzentrationsbereich von unter 0,1 mg/l liegen die sorbierten Anteile bei den Schüttelversuchen für alle drei Materialien bei über 99 %. Dies suggeriert eine hohe Sorptionskapazität gerade bei niedrigen Lösungskonzentrationen. Zwischen 1 mg/l und 10 mg/l, also im relevanten Bereich für die Behandlung von Zinkdachabflüssen zeigen die Materialien eine deutlich erhöhte Sorptionskapazität gegenüber den Zeolithen und Zeolith-Gemischen. Das schlechteste Material zeigt Konzentrationen an der Festphase zwischen 9.000 mg/kg und 80.000 mg/kg, und somit deutlich über den Konzentrationen der Zeolithe. Das zweite Material erreicht Werte zwischen 10.000 mg/kg und 90.000 mg/kg und das beste Material erzielt Wert von über 20.000 mg/kg. Damit übersteigt das Material um mindestens das Dreifache die vorhandenen Materialien, bezogen auf das Gewicht. Da die Dichten der Materialien allerdings stark unterschiedlich sind, müssen diese bei der Bewertung der Ergebnisse mit berücksichtigt werden.

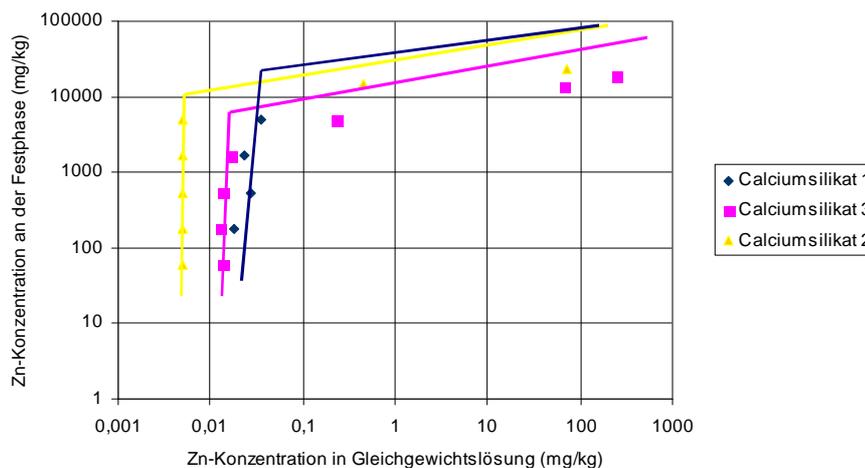


Abb. 76: Ergebnisse der Isothermen der Calciumhydroxilikate

Die höchsten Sorptionsfähigkeiten zeigen das Zeolith-Aktivkoksgemisch sowie die Calciumhydroxilikate. Da unter der Sorption allerdings neben der reinen Adsorption auch Fällungsreaktionen gefasst werden, muss sich die Eignung zwingend im Feldversuch bestätigen. Dies belegen die Gleichgewichts-pH-Werte der Versuche. Diese lagen bei den Zeolithen zwischen 5,5 und 7,0 (9,0 Aktivkoksgemisch) und bei den Calciumhydroxilikaten im Mittel bei etwa 9,5. Die Laborversuche können lediglich dem Vergleich verschiedener Materialien dienen.

### 6.2.3 Sorptionskinetik

Für die Regenwasserbehandlung ist neben der gesamten Sorptionsfähigkeit auch die Sorptionskinetik von besonderer Bedeutung. Daher wurde diese exemplarisch für ein Calciumhydrosilikat bestimmt. Die Ergebnisse für die Zeitstufen von 5, 15, 30 und 60 Minuten sind in Abb. 77 in einem linearen Diagramm dargestellt. Hieraus ist zu erkennen, dass die Kontaktdauer der Schwermetalllösung mit dem Filtermedium einen großen Einfluss auf das Sorptionsverhalten hat. Gerade bei einer Kontaktzeit von fünf Minuten wird wesentlich weniger Zink sorbiert, als bei den längeren Zeitdauern. Dies spiegelt sich nicht zuletzt in der maximalen Beladung der Filtermaterialien wider. Während bei einer Gleichgewichtskonzentration von 100 mg/l in der Lösung nach 5 Minuten nur ungefähr 1.000 mg/kg sorbiert vorliegen, so sind dies nach 15 Minuten schon etwa 2.000 mg/kg und nach 60 Minuten mehr als 4.000 mg/kg. Das unterstreicht die Bedeutung der Kontaktzeit des Wassers mit dem Filtermedium.

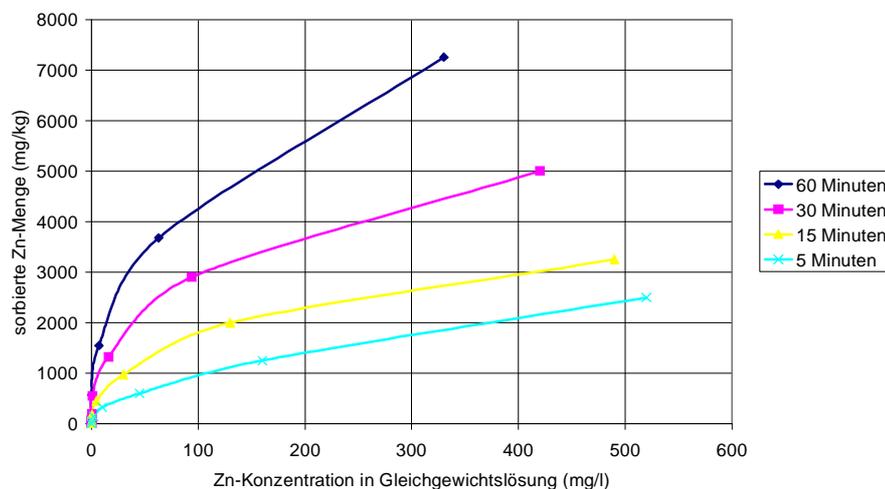


Abb. 77: Sorptionsisothermen bei verschiedenen Schütteldauern für das Calciumhydrosilikat 2

In Abb. 78 sind die Sorptionseffektivitäten für die unterschiedlichen Schüttelzeiten bei den unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen der Lösungen dargestellt. Hierbei fällt auf, dass der Effekt der Kinetik gerade bei hohen Lösungskonzentrationen stärker ist als bei niedrigen Konzentrationen. Bei einer Ausgangslösung von 2 mg/l, die im Bereich der erwarteten Zulaufkonzentrationen des Regenabflusses liegt, werden nach 5 Minuten Kontaktzeit schon etwa 80 % des Zinks sorbiert, nach 15 Minuten sind schon über 93 % sorbiert und nach 24 Stunden liegt die Sorptionsrate bei über 99 %. Bei einer Ausgangskonzentration von über 200 mg/l liegt die Sorptionsrate nach 5 Minuten noch bei etwa 25 %, nach 60 Minuten werden etwa 80 % erreicht, und nach 24 Stunden liegt der sorbierte Anteil bei über 99 %. Bei hohen Konzentrationen erweisen sich die Unterschiede als enorm groß. Ein Grund für diese Entwicklung ist in den Prozessen der Bindung des Zinks zu suchen. Gerade bei den niedrigen Konzentrationen spielt der Ionenaustausch eine entscheidende Rolle. Die

Anlagerung des ionisierten Zinks an das Material über Van-der-Waals Kräfte ist ein sehr schneller Prozess. Allerdings kann dadurch nur ein Teil des Zinks an das Material gebunden werden. Dieser Prozess ist reversibel, zum Beispiel durch niedrigere Ausgangskonzentrationen oder saure Wässer kann dieses Zink leicht wieder desorbieren und in Lösung gehen. Bei längeren Kontaktzeiten spielen andere Rückhalteprozesse vermutlich eine steigende Bedeutung. Hier sind Fällungs- und Mitfällungsreaktionen sowie der Einlagerung von Zink in die Mineralstrukturen zu nennen, die längere Zeiträume benötigen.

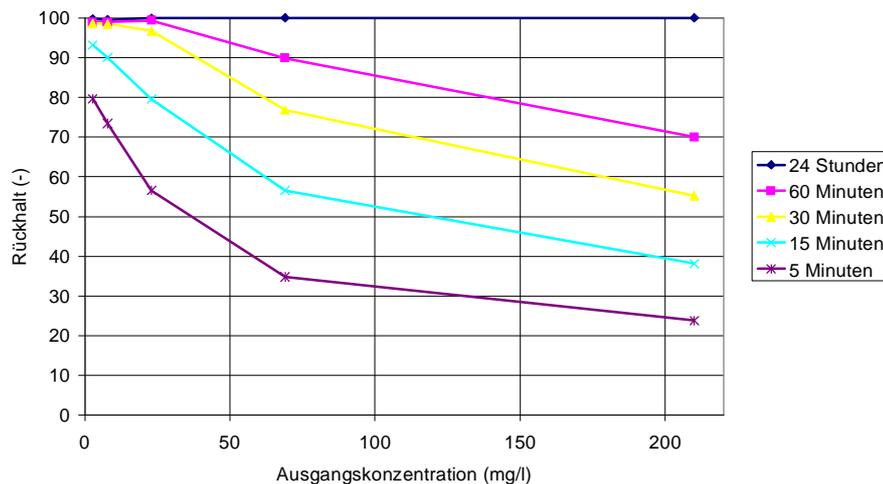


Abb. 78: Rückhalteeffektivitäten bei verschiedenen Ausgangskonzentrationen und Zeitdauern

Ähnliche Untersuchungen sind von Athanasiadis im Jahre 2005 an einem Klinoptilolith durchgeführt worden. Daher wurde im Rahmen dieser Untersuchung auf den Zeolith verzichtet. Hier ist ein ähnlicher Verlauf der Isothermen über die Zeit zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass gerade in dem relevanten Konzentrationsbereich der Ausgangslösung von unter 10 mg/l sowohl der Zeolith als auch das Calciumhydrosilikat ein schnelles Sorptionsverhalten gegenüber dem Zink zeigen. Bereits nach fünf Minuten Kontaktzeit können mehr als 80 % der Sorptionsfähigkeit erreicht sein. Für den Klinoptilolith kann von ähnlich hohen Sorptionsraten ausgegangen werden (Athanasiadis 2005). Lediglich bei sehr hohen Ausgangskonzentrationen von über 100 mg/l spielt die Kontaktzeit mit dem Material eine entscheidende Rolle.

Für die Regenwasserbehandlung bedeutet dies, dass alle hier untersuchten und im Forschungsprojekt eingesetzten Filtermaterialien gut geeignet sind, um die Zinkkonzentrationen wirkungsvoll im Wasser zu senken. Dies setzt allerdings eine Aufenthaltszeit des Regenabflusses im Filterkörper von mindestens fünf Minuten voraus.

### 6.3 Bewertung der Ergebnisse für die Filtermedien

Die Ergebnisse zeigen das unterschiedliche Sorptionsverhalten der untersuchten Filtermedien. Dabei ist grundsätzlich festzustellen, dass alle Materialien ein extrem hohes Sorptionsvermögen und eine schnelle Sorptionsfähigkeit aufweisen. Aufgrund der Erfahrungen mit ähnlichen Vorgängerprojekten war dies auch zu erwarten. Gerade für das mobile Schwermetall Zink sind die Sorptionskapazitäten hoch. Lediglich tonhaltige Böden kommen von Ihren Adsorptionsfähigkeiten in die Nähe der Zeolithe und Calciumhydrosilikate, Allerdings zeigen diese extrem niedrigere Durchlässigkeiten und sind als Filtermaterialien nicht geeignet.

Die Calciumhydrosilikate zeigen in den Untersuchungen die höchsten Sorptionskapazitäten. Hier muss aber im Verhältnis zu den Zeolithen und Gemischen die geringere Dichte berücksichtigt werden. Diese Materialien liegen in der Dichte zwischen  $0,35 \text{ g/cm}^3$  und  $0,40 \text{ g/cm}^3$ , während die Zeolithe und Eisenhydroxide zwischen  $1,00 \text{ g/cm}^3$  und  $1,10 \text{ g/cm}^3$  liegen. Damit erhöht sich das Volumen des Materials um mehr als den Faktor 2, um auf das gleiche Gewicht zu kommen. Andererseits bringt das gleiche Volumen weniger Gewicht und somit eine geringere Adsorptionsfähigkeit mit sich. Das relativiert zwar die Ergebnisse, ändert aber nichts an der Tatsache, dass die Calciumhydrosilikate eine höhere Sorptionsfähigkeit auch bei einer Korrektur der Dichteeinflüsse aufweisen.

Hinzu kommt eine unterschiedliche Gewichtung der Rückhalteprozesse am und im Filtermaterial. Während die Zeolithe als reine Ionenaustauscher fungieren und den pH-Wert der Lösung nicht signifikant ändern, beeinflussen die Calciumhydrosilikate auch den pH-Wert der Austauschlösung. Dadurch werden Fällungsreaktionen in Gang gesetzt. Das kann Auswirkungen auf die Bioverfügbarkeit der Restkonzentrationen im Wasser nach den Filteranlagen haben. So ist ein Großteil der Restkonzentrationen nach den Zeolithfiltern nach wie vor in Ionenform im Wasser zu finden und somit zu großen Teilen bioverfügbar. Bei den karbonathaltigen Filtern liegt ein Großteil des Zinks nach den Filtern partikulär als Zinkkarbonat vor und ist damit wesentlich geringer bioverfügbar, bzw. kann von nachfolgenden Reinigungsstufen besser über Filtrationsmechanismen entfernt werden. Nach einer Passage eines Kupferdachabflusses über haufwerksporige Betonfilter fanden Dierkes et al. (2005) weniger als 4 % des Kupfers in gelöster Form im Ablauf der Filter.

Als zweiter Faktor für die Wahl des Materials der Filter ist allerdings der Preis zu nennen. Dieser liegt bei den Calciumhydrosilikaten deutlich über dem der Zeolithe, und damit kann eine Mehrmenge von Zeolithen für die Filter kompensiert werden. Näheres hierzu ist im entsprechenden Kapitel dieses Berichtes nachzulesen.

Aus den Ergebnissen lassen sich für eine mittlere Konzentration von angenommenen  $5 \text{ mg/l}$  Zink im Dachflächenabfluss die maximalen Beladungen der Filter berechnen. Diese Größe wird allerdings in der Praxis nicht erreicht werden. Daher muss

realistisch diese Größe um etwa 25 % reduziert werden, da durch Effekte wie der Reaktionskinetik, Oberflächen die nicht mit dem durchströmenden Wasser in Kontakt kommen (tote Porenräume) und zum Beispiel einem Aufwuchs eines Biofilms auf den Körnern nicht die gesamte Sorptionskapazität bereitgestellt werden kann. Ein möglicher Biofilm kann die Sorptionsfähigkeit des Materials allerdings auch positiv beeinflussen. In der nachfolgenden Tabelle 27 sind daher auch die berechneten Werte für 75 % und für 50 % der Adsorptionskapazität angegeben. Dabei ergeben sich rechnerische Standzeiten für die Filter bei einer Beladung bis 75 % von 0,1 bis 1,8 Jahren.

Tabelle 27: Maximale Beladung der Filtermedien

Filtermaterial	Vol. m <sup>3</sup>	Gewicht t	Maximale Beladung			Standzeit		
			100% kg	75% kg	50% kg	100 % a	75 % a	50 % a
Zeolith, Eisenhydroxid, Ton	1,3	1,30	0,46	0,34	0,23	0,1	0,1	0,1
Klinoptilolith	1,3	1,43	1,72	1,29	0,86	0,5	0,3	0,2
Zeolith + Aktivkoks	1,3	1,30	3,90	2,93	1,95	1,0	0,8	0,5
Calciumhydrosilikat 1	1,0	0,40	8,80	6,60	4,40	2,3	1,8	1,2
Calciumhydrosilikat 2	1,0	0,45	8,10	6,08	4,05	2,2	1,6	1,1
Calciumhydrosilikat 3	1,0	0,45	7,20	5,40	3,60	1,9	1,4	1,0

Die Erfahrungen an anderen Anlagen insbesondere aus München von der Akademie der Bildenden Künste (Athanasiadis und Helmreich 2005) zeigen, dass diese Standzeiten viel zu gering sind. In der Praxis finden Absetzvorgänge von Zinkkarbonaten in die Schlammfänge der Filter, Sorption und Fällungsreaktionen in den Vorschächten an den Wandungen und weitere, nicht näher zu spezifizierende Rückhalteeffekte statt. Diese verlängern die Laufzeiten der Filtermaterialien deutlich. In der Praxis ist also von einem um mindestens einen Faktor 2 längeren Standzeiten auszugehen, die für die eingesetzten Materialien zwischen 2 und 3 Jahren liegen dürften.

## 6.4 Durchführung von Säulenversuchen zu verschiedenen Rigolenmaterialien

Säulenversuche wurden zur Ermittlung der Stoffrückhaltekapazitäten von verschiedenen Rigolenmaterialien durchgeführt. Es sollte geklärt werden, inwiefern ein weiterer Rückhalt des Zinks in verschiedenen Substraten stattfindet, nachdem das Wasser die Filtereinheiten passiert hat. Durch eine geeignete Wahl des Rigolenmaterials kann das Grundwasser noch besser geschützt werden.

## 6.5 Aufbau der Versuchsanlage für die Untersuchung der Rigolenmaterialien

Fünf runde Versuchssäulen mit einem Durchmesser von 100 mm und einer Höhe von 500 mm aus Polyethylen wurden verwendet (Abb. 79, Abb. 80). Diese bestehen im unteren Bereich aus einem Trichter, der durch ein gelochtes Edelstahlsieb abgedeckt ist. Oben auf der Säule befindet sich jeweils eine Beregnungseinheit mit einer Düse. Über diese Düse gelangt das Wasser in die Säule.

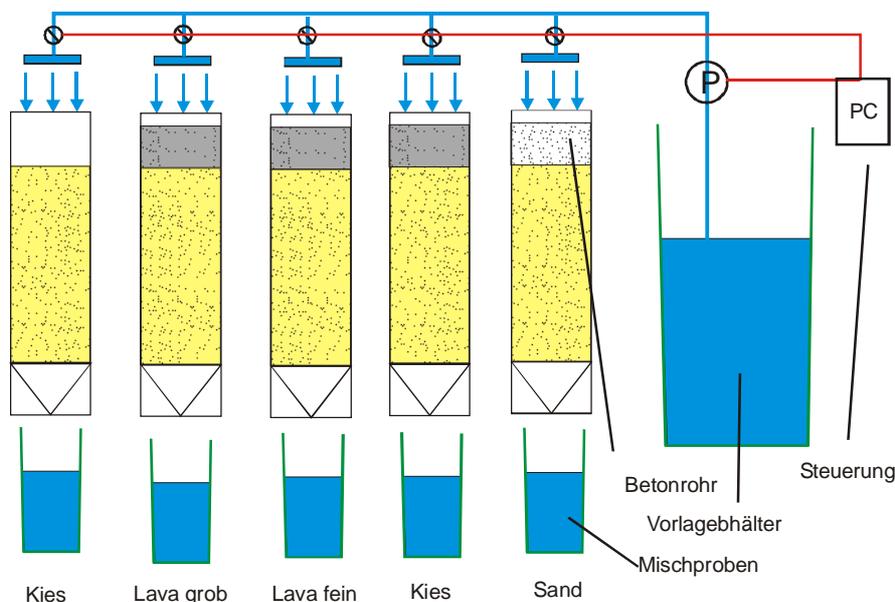


Abb. 79: Schematische Aufbau der Säulenversuche

Unter den Säulen wurden PE-Kanister angeordnet, über die das Sickerwasser aus den Säulen aufgefangen wurde. Jeweils das gesamte Wasser eines Versuchsdurchlaufs wurde aufgefangen und als Mischprobe analysiert. Um den Einfluss des in Wahlscheid verwendeten Beton-Teilsickerrohres mit zu berücksichtigen, wurde vier der fünf Säulen auf das Rigolenmaterial eine Schicht aus haufwerksporigem Beton angeordnet, durch den das Wasser zunächst fließen musste, bevor es in die Rigolenmaterialien gelangt.



Abb. 80: Fünf Versuchssäulen aus PE mit regelbarer Schlauchpumpe im Vordergrund

Tabelle 28: Aufbau der Versuchssäulen

Säule	1	2	3	4	5
Rohr	ohne	Beton	Beton	Beton	Beton
Füllung	Kies	Lava grob	Lava fein	Kies	Sand
Korn-abstufung	8/32 mm	4/8 mm	2/4 mm	8/32 mm	0/2 mm

Es wurden 5 verschiedene praxisnahe Aufbauten gewählt (Tabelle 28). Beim ersten Aufbau handelt es sich um einen Rigolenkies mit einer Kornabstufung von 8 mm bis 32 mm, wie er häufig aufgrund seines hohen Speichervolumens verwendet wird. Dieser wurde ohne das in Wahlscheid verwendete Betonrohr und in Säule 4 mit dem haufwerksporigen Betonrohr untersucht. Alternativ wurden übliche Rigolenmaterialien verwendet. In Säule 5 kam ein Sand mit der Kornabstufung von 0 mm bis 2 mm zum Einsatz, wie er in München bei den Kupferdächern verwendet wurde. Dieser ist in der Lage, auch feinste Partikel im Wasser durch die Filtration zurückzuhalten. Alternativ wurden 2 Lavamaterialien in verschiedenen Abstufungen (2 mm bis 4 mm und 4 mm bis 8 mm) in den Säulen 2 und 3 verwendet. Die Lava hat den Vorteil, dass sie ein hohes Speichervolumen durch ihre innere Porosität aufweist und somit das Volumen der Rigolen verkleinert. Daher stellt sie eine gute Alternative zu dem Kies dar.

Alle Materialien wurden vor dem Einbau homogenisiert, um Entmischungserscheinungen durch Transport und Lagerung vorzubeugen. Das Rigolenmaterial wurde lagenweise eingebaut und verdichtet.

Für die Beregnung wurde zunächst Wasser aus der Zisterne in Wahlscheid entnommen und im Labor in einem Edelstahltank mit einem Volumen von einem Kubikmeter aufbewahrt. Dieses Wasser wurde verwendet, da ein künstlicher Regenabfluss von seiner Matrix nicht mit einem natürlichen Abfluss zu vergleichen ist, und so bessere Ergebnisse erzielt werden. Das Wasser wurde über eine regelbare Schlauchpumpe in die Säulen gepumpt. Es wurde eine Beschickungsrate von 420 ml/min gewählt, was einer Beaufschlagung der Säulen mit 9 cm/min entspricht. Unter Berücksichtigung der Größe der Rigole in Wahlscheid entspricht dies einer Regenspende von 150 l/(s·ha). Diese hohe Regenspende wurde gewählt, da die Materialien unter extremen Bedingungen geprüft werden sollten, um mögliche Unterschiede im Stoffrückhalt besser zu erkennen. Die Beregnungen wurden jeweils über einen Zeitraum von 1 Stunde durchgeführt.

Da bei einer gleichzeitigen Beschickung aller fünf Säulen durch Druckunterschiede im System keine gleichmäßige Beregnung erzielt werden kann, wurden die Säulen zeitversetzt nacheinander beregnet. Hierfür wurde im Zulauf zu jeder Säule ein Magnetventil eingebaut, das die Beregnung startet oder stoppt. Die Magnetventile wurden über einen Messwertrechner gesteuert, für den eine Software zur Steuerung der Anlage geschrieben wurde. Insgesamt 20 Regenereignisse wurden intermittierend simuliert. Zwischen den Ereignissen durften die Säulen trocken fallen, wie es auch unter natürlichen Verhältnissen der Fall ist. Die Versuche wurden im Zeitraum vom 09. Mai 2007 bis zum 09. Juli 2007 durchgeführt. Von jedem 2. Ereignis wurden Proben des Sickerwassers entnommen, und zwar als Mischprobe vom gesamten Abfluss, der dafür in Kanistern gesammelt wurde.

Da die Konzentrationen in der Zisterne sehr niedrig waren, wurde eine zweite Versuchsreihe mit einem synthetischen Regenabfluss durchgeführt. Hierfür wurde eine deionisiertes Wasser mit einem flüssigen Zink-Standard auf eine Konzentration von 250 µg/l eingestellt. Es sollte geklärt werden, wie sich die unterschiedlichen Rigolenmaterialien bei höheren Zulaufkonzentrationen verhalten. Die Versuche wurden anlog zu den ersten Versuchen durchgeführt.

## 6.6 Ergebnisse der Säulenversuche

Zunächst wurden die Säulen mit dem realen Wasser aus der Zisterne in Wahlscheid beschickt.

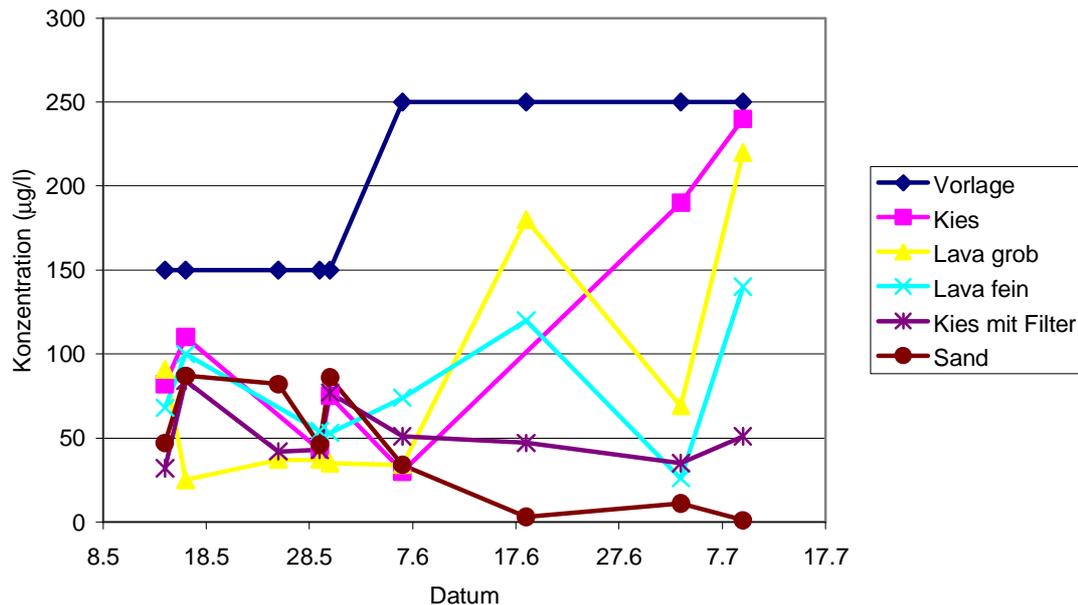


Abb. 81: Verlauf der Zink-Konzentrationen in der Vorlage und im Sickerwasser der Säulen

Die Ergebnisse der beiden Messphasen sind in Abb. 81. Grundsätzlich fällt auf, dass die Konzentrationen im Ablauf der Rigolen gering sind. Bereits die Nullproben mit einem deionisierten Wasser ohne Zinkgehalte (erste Probenahme) weisen Konzentrationen zwischen 30 µg/l und 90 µg/l auf, die allerdings weit unter dem Prüfwert für Sickerwasser der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser von 500 µg/l liegen. Dabei zeigte der Kies mit dem Filter die geringsten Werte, während der gleiche Kies ohne Filterrohr die höchsten Werte zeigte.

Bei der ersten Versuchsreihe mit dem realen Wasser aus der Zisterne zeigte sich bei allen Materialien bis auf die grobe Lava eine minimale Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen im Vergleich zur Nullprobe. Es ist also bei allen Materialien mit einer geringfügigen Erhöhung der Konzentrationen zu rechnen. Interessanter erweist sich die zweite Messphase mit den höheren Eintragswerten. Hier zeigen der Kies ohne das Sickerrohr und die grobe Lava einen deutlichen Anstieg der Konzentrationen im Sickerwasser. Die feine Lava und der Kies mit dem Sickerrohr zeigen nahezu keine Veränderung zur ersten Versuchsreihe. Niedrigere Werte als bei der ersten Versuchsreihe wurden von dem Sand erzielt.

Zur Verdeutlichung wurden die Mittelwerte der Sickerwasserkonzentrationen der einzelnen Säulen in Abb. 82 grafisch gegenübergestellt. Hier sind die Unterschiede zwischen den Materialien deutlich zu erkennen.

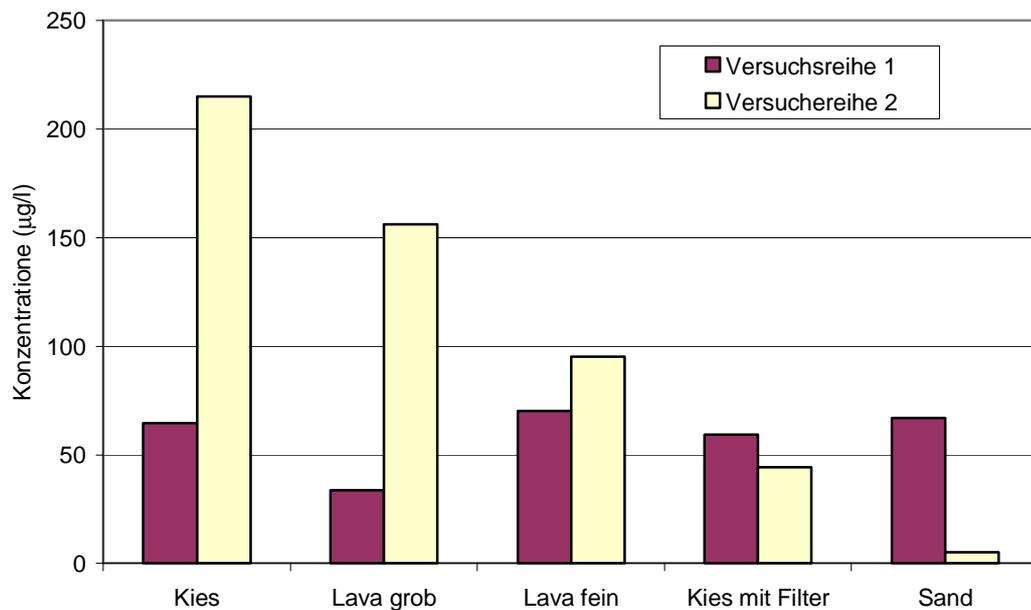


Abb. 82: Mittlere Zinkkonzentrationen der Sickerwässer, erste Versuchsreihe und zweite Versuchsreihe der Säulenversuche

Es zeigt sich, dass der Rückhalt bei den intermittierenden Versuchen extrem variabel war. Der Weg, welchen das Wasser zufällig durch das Material nimmt, hat einen großen Einfluss auf den Stoffrückhalt. Ebenfalls dürfte die Zeit eine Rolle spielen, in der die Rigole zwischen den Regenereignissen trocken gefallen ist. Daher schwanken die Konzentrationen der einzelnen Säulen sehr stark. Trotzdem lassen sich signifikante Tendenzen aus den Ergebnissen ableiten.

So wird erwartungsgemäß von dem Rigolensand in Kombination mit dem Sickerrohr das meiste Zink zurückgehalten. Der Kies ohne ein Filterrohr zeigt die schlechtesten Werte. Über die Wahl der Rigole kann also offensichtlich ein noch höherer Rückhalt als bei den reinen Filterschächten erzielt werden. Vorteilhaft scheint der Einsatz von Sand in der Rigole, aber auch die feine Lava und der Kies in Verbindung mit dem Teil-Sickerrohr zeigen hohe Rückhalteraten und können den Schutz für das Grundwasser deutlich erhöhen.

## 7 Abschließende Bewertung der Ergebnisse, Handlungsempfehlungen und Dimensionierungshinweise

### 7.1 Vergleich der Reinigungsleistung

In der Gegenüberstellung der unterschiedlichen Filtersysteme einschließlich der Versickerungsmulde wird die unterschiedliche Wirksamkeit besonders deutlich.

Während der Filter 3 sowohl mit Calcium-Silikat-Hydrat-Füllung sowie als Filter mit Filterkörben bei Rückhalten von 50% bis 65% zu keinem Zeitpunkt eine befriedigende Leistung aufwies, wurden bei den drei anderen Systemen durchweg hohe Rückhalte zwischen 85% und 99% gemessen. Die Edelstahlblech-Filter mit Aktivkoks/Zeolith-Füllung zeigten eine stabilere Eliminationsleistung als die Edelstahlblech-Filter mit der reinen Zeolith-Füllung. Es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren 2006 (hoher Eintrag organischer Stoffe durch starken Pollenflug) und 2007 (geringer organischer Eintrag) beobachtet. Die Versickerungsmulde erwies sich ebenfalls als sehr gut wirksam, wenn auch der Rückhalt der partikulären Substanzen erwartungsgemäß nicht ganz das Leistungsniveau der Filtersysteme 1 und 2 erreicht.

In der Mischungsrechnung der Gesamtanlage ergab sich über den gesamten Zeitraum ein Rückhalt im Bereich von 80%. Hierbei erwies sich Filter 3 als limitierender Faktor. Tabelle 29 zeigt zusammenfassend den Vergleich der prozentualen Reinigungsleistung bezogen auf Zink, gelöst und Gesamtzink.

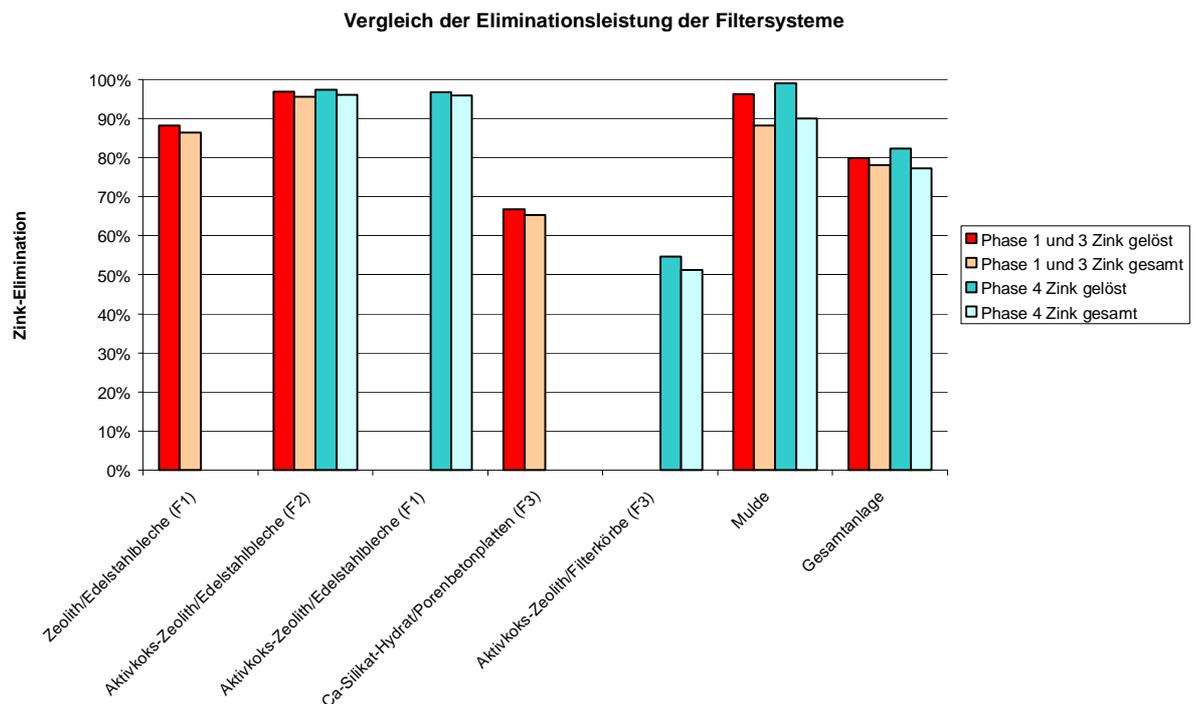


Abb. 83: Vergleich der Reinigungsleistung der Filtersysteme in 2006 und 2007

Tabelle 29: Zusammenfassung der Reinigungsleistung der Filtersysteme

	2006		2007	
	Zink gelöst	Zink gesamt	Zink gelöst	Zink gesamt
Zeolith/ Edelstahlbleche (F1)	88,1%	86,3%	0,0%	0,0%
Aktivkoks-Zeolith/ Edelstahlbleche (F2)	96,8%	95,5%	97,3%	96,1%
Aktivkoks-Zeolith/ Edelstahlbleche (F1)	-	-	96,6%	95,9%
Ca-Silikat-Hydrat/ Porenbetonplatten (F3)	66,7%	65,2%	-	-
Aktivkoks-Zeolith/ Filterkörbe (F3)	-	-	54,7%	51,2%
Mulde	96,1%	88,2%	99,0%	89,9%
Gesamtanlage	79,7%	78,0%	82,3%	77,2%

## 7.2 Zusammenfassender Vergleich der Filtersysteme

Durch die Versuchsanlage in Wahlscheid konnten verschiedene am Markt erhältliche Systeme getestet werden. Die Filtermaterialien basierten auf Zeolith bzw. Calcium-Silikat-Hydrat, zum Teil in Mischung mit anderen Adsorbentien wie Aktivkoks.

Tabelle 30 fasst die wesentlichen Beobachtungen der Labor- und großtechnischen Versuche zusammen.

Trotz sehr guter Ergebnisse in den parallel durchgeführten Laborversuchen zeigte das System mit Calcium-Silikat-Hydrat-Füllung (Filter 3) die schwächste Leistung.

Die Zeolith gefüllten Systeme wiesen ein sehr stabiles Zinkeliminationsverhalten auf. Unterschiede in der Leistung ergaben sich zum einen durch die gewählte Konstruktion – kompakte Filtersysteme gegenüber extensiven Mulden –, zum anderen durch beigemischten Adsorbentien und Substrate. Obwohl sich in der Reinigungsleistung kaum Unterschiede zeigten, kann durch die Beimischung von Aktivkoks offensichtlich der Eintrag von Organika (Baum-Pollen) deutlich besser abgepuffert werden. Auch das technisch weniger komplizierte Muldensystem erwies sich diesbezüglich als robuster.

Gegenüber der Filterkonstruktion mit Edelstahlblechen (Filter 1 und 2) zeigten die alternativen Konstruktionen in Filter 3 eine schlechte Leistung (1. Jahr: Poren-Beton-Platten, 2. Jahr: Filtereinsätze aus Kunststoff/Edelstahl).

Aufgrund der Einfachheit und guten Leistungsfähigkeit weist bei ausreichendem Platz ein Muldensystem deutliche Vorteile auf. Technisch leicht überlegen, aber auch aufwändiger, ist das Filtersystem mit Aktivkoks/Zeolith-Mischung in Filtern mit Edelstahlblechen. Bei großen Dachflächen und beengten Platzverhältnissen erscheint dies als System der Wahl.

Für einen stabilen Betrieb der Filter ist der Eintrag von Grob- und Feststoffen, z.B. Laub, durch geeignete Systeme wie Laubabscheider zu minimieren. Die Laborversuche konnten zudem zeigen, dass durch geeignete Auswahl des Rigolenmaterials (vorzugsweise Sand) ein zusätzlicher Zink-Rückhalt des behandelten Niederschlagswassers möglich ist.

Tabelle 30: Vergleich der Filtersysteme und Filtermaterialien

Anlagentyp	Filter 1	Filter 2	Filter 3	Mulde
Filtermaterial/ Filteraufbau	Zeolith / Edelstahl- bleche	Aktivkoks- Zeolith / Edelstahl- bleche	Calcium- Silikat- Hydrat / Porenbetonplatten	Lava, Basalt, Bims, Zeolith, Kalkstein
Reinigungsleistung				
Elimination Zink, gelöst	+++	+++	–	+++
Elimination Zink, gesamt	+++	+++	–	++
Rückhalt anderer Spurenschwermetalle	gut	mäßig bis gut	gut	gering, Auswaschung möglich
Weitere Aspekte				
Geschätzte Mindeststandzeit des Filtermaterials (Kap. 6.3)	2 - 3 Jahre	2 - 3 Jahre	2 - 3 Jahre	
Empfindlichkeit gegenüber partikulärem und organischen Eintrag	hoch	gering	sehr hoch	sehr gering
Platzbedarf	gering	gering	gering	sehr hoch
Wartungsaufwand	mittel	gering	hoch	sehr gering

+++ = > 95% / ++ = 90 - 95% / + = 75 - 90% / – = 50 - 75 %

## 7.3 Dimensionierungshinweise

### 7.3.1 Bemessungsgrundlagen für Filterschächte

Die Filterschächte müssen grundsätzlich nach drei Kriterien bemessen werden:

1. der **maximalen Durchflussmenge** pro Zeiteinheit, entscheidend für:
  - die Sedimentation im hydrodynamischen Abscheider und die Filterwirkung des Oberflächen- und Volumenfilters.
2. der nötigen **Kontaktzeit des Wasser mit dem Filtermedium**, entscheidend für:
  - die Sorption von gelösten Stoffen an der inneren Filteroberfläche.
3. der **Größe des Schlammfanges**, berechnet aus der zu erwartenden Fracht an Feststoffen.

### 7.3.2 Hydraulische Bemessung

Die hydraulische Bemessung wird nicht wie bei Regenwasserbehandlungsanlagen ortsspezifisch durchgeführt, da dies allein nicht ausreichend ist. Vielmehr spielt die Fracht an Stoffen eine ebenso große Rolle. Daher wurden die Schächte an einer Regenstation mit relativ hohen Niederschlägen im Voralpenland (Abb. 84) bemessen, und können damit auf alle Stationen mit niedrigeren Regenspenden übertragen werden. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurde eine Fläche von 1.000 m<sup>2</sup> als Maximum für einen Schacht DN 1500 zu Grunde gelegt.

T	a	1		2		5		10		20		50	
		h <sub>N</sub> mm	r <sub>N</sub> l/(s·ha)										
5 min		8,9	295,0	11,3	376,8	14,5	484,8	17,0	566,5	19,4	648,3	22,7	756,3
10 min		11,6	192,5	14,7	245,4	18,9	315,3	22,1	368,2	25,3	421,0	29,5	490,9
15 min		13,5	150,0	17,2	191,0	22,1	245,1	25,8	286,1	29,4	327,1	34,3	381,3
20 min		15,1	125,7	19,2	159,9	24,6	205,1	28,7	239,3	32,8	273,4	38,2	318,7
30 min		17,6	97,9	22,4	124,4	28,7	159,4	33,5	185,9	38,2	212,4	44,5	247,5
45 min		20,6	76,3	26,1	96,8	33,5	124,0	39,0	144,5	44,6	165,0	51,9	192,2
60 min		23,0	63,9	29,2	81,0	37,3	103,7	43,5	120,8	49,7	138,0	57,8	160,6
90 min		25,6	47,3	32,2	59,7	41,1	76,0	47,7	88,4	54,4	100,7	63,2	117,1
2 h		27,6	38,3	34,6	48,1	43,9	61,0	51,0	70,8	58,0	80,6	67,3	93,5
3 h		30,6	28,4	38,3	35,4	48,3	44,7	55,9	51,8	63,6	58,9	73,6	68,2
4 h		33,0	22,9	41,1	28,5	51,7	35,9	59,8	41,5	67,8	47,1	78,5	54,5
6 h		36,7	17,0	45,4	21,0	56,9	26,3	65,6	30,4	74,3	34,4	85,8	39,7
9 h		40,8	12,6	50,2	15,5	62,6	19,3	72,0	22,2	81,4	25,1	93,9	29,0
12 h		44,0	10,2	53,9	12,5	67,1	15,5	77,0	17,8	86,9	20,1	100,1	23,2
18 h		49,5	7,6	61,6	9,5	77,6	12,0	89,8	13,9	101,9	15,7	117,9	18,2
24 h		55,0	6,4	69,3	8,0	88,2	10,2	102,5	11,9	116,8	13,5	135,7	15,7
48 h		80,0	4,6	97,3	5,6	120,2	7,0	137,5	8,0	154,8	9,0	177,7	10,3
72 h		90,0	3,5	108,8	4,2	133,7	5,2	152,5	5,9	171,3	6,6	196,2	7,6

T - Wiederkehrzeit (in a): mittlere Zeitspanne, in der ein Ereignis einen Wert einmal erreicht oder überschreitet

D - Niederschlagsdauer einschließlich Unterbrechungen (in min, h)

h<sub>N</sub> - Niederschlagshöhe (in mm)

r<sub>N</sub> - Niederschlagsspende (in l/(s·ha))

Abb. 84: Niederschlagsstatistik Feld 56,96 KOSTRA-DWD

Für die zu erwartenden höchsten Durchflussraten bedeutet das bei einem zehnjährigen Wiederkehrintervall:

Tabelle 31: Maximale Durchflussraten durch einen Filterschacht DN 1500

Zeit min	Regenspende l/(sxha)	Durchfluss l/s	Filterleistung max l/s	Filterleistung min l/s
5	566,5	56,7	24,0	4,0
10	368,2	36,8	24,0	4,0
15	286,1	28,6	24,0	4,0
20	239,3	23,9	24,0	4,0
30	185,9	18,6	24,0	4,0
45	144,5	14,5	24,0	4,0
60	120,8	12,1	24,0	4,0

Die Filterleistung im Neuzustand beträgt bei 50 cm Überstau nach Messungen mindestens 24 l/s. Bei einer Leistung kleiner 4 l/s muss der Filter gespült oder gewechselt werden. Nach den bisherigen Erfahrungen ist dies frühestens nach 2 Jahren der Fall. Bei Dachabflüssen ohne hohen Sedimentanfall kann das Intervall größer sein.

Für die Wirkung des Filters und des hydrodynamischen Abscheiders sind vor allem Ereignisse mit mittlerer Intensität und nicht die Starkregenereignisse von Bedeutung. Für die Region Essen ergibt eine Auswertung der Niederschläge folgendes Bild.

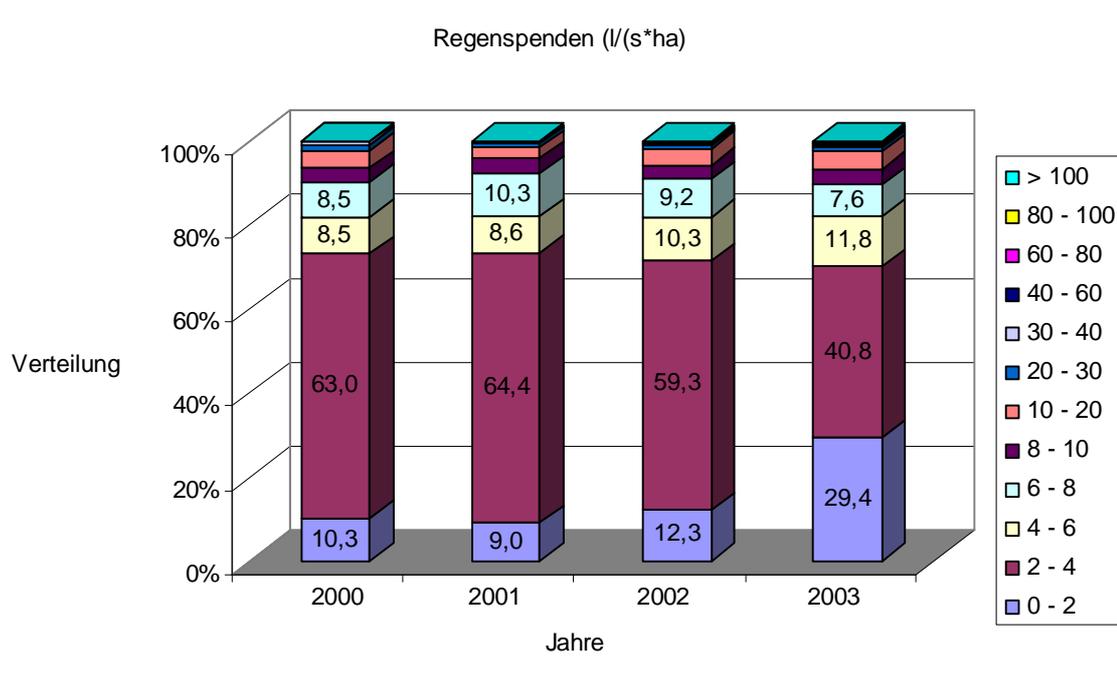


Abb. 85: Auswertung der Regenereignisse für den Raum Essen in l/(s\*ha)

Daraus geht hervor, dass die meisten Regenereignisse Regenspenden zwischen 2 und 4 l/(s\*ha) aufweisen. Wenn der Filterschacht Regenereignisse bis zu 40 l/(s\*ha)

ohne Überlauf behandeln kann, dann werden mehr als 98 % der Regenereignisse vollständig behandelt.

Tabelle 32: Durchflussraten bei verschiedenen Regenspenden durch einen Schacht DN 1500

Regenspende l/(sxha)	Durchfluss l/s
250	25,0
100	10,0
50	5,0
40	4,0
25	2,5
10	1,0

Die Tabelle zeigt, dass der Filter im Neuzustand 250 l/(s-ha) nahezu vollständig behandeln kann. Ab einer Durchlässigkeit von weniger als 4 l/s muss er gespült oder getauscht werden. Zu diesem Zeitpunkt kann er immer noch einen Regen mit 40l/(s-ha) vollständig behandeln. Es ist so gewährleistet, dass mehr als 98 % der Regenereignisse vollständig vom Filter behandelt werden. Nach einer statistischen Auswertung mit einer NA-Simulation kommt es zu maximal 3 Notüberläufen pro Jahr, die den Wirkungsgrad des Systems nicht signifikant beeinflussen.

### 7.3.3 Stoffliche Bemessung

Die stoffliche Bemessung richtet sich nach den zu erwartenden Schmutzstofffrachten im Regenabfluss. Hierzu wurden in den Forschungsprojekten Literaturdaten ausgewertet. Für die physikalische und chemische Funktion des Filters ist die Kontaktzeit des Wassers mit dem Filtermedium von Bedeutung. Bei sorptiven Prozessen wird in den ersten 5 Minuten in der Regel ein Wirkungsgrad von mehr als 90 % erzielt.

Tabelle 33: Kontaktzeiten des Wassers mit der Filteroberfläche für Filter DN 1000

Regenspende l/(sxha)	Durchfluss l/s	Kontaktzeit s	Kontaktzeit min
25	2,5	90	1,5
20	2,0	113	1,9
15	1,5	150	2,5
10	1,0	225	3,8
5	0,5	450	7,5
3	0,3	750	12,5
1	0,1	2250	37,5

Die Kontaktzeit für die Sorption sollte bei der großen Mehrzahl der Regenereignisse mindestens 5 Minuten betragen.

### 7.3.4 Auslegung des Schlammfanges

Der Schlammfang der Anlagen wird so ausgelegt, dass er mindestens über einen Zeitraum von 3 Jahren die ankommenden Feststofffrachten aufnehmen kann. Hierfür wurde für den Schacht DN 1500 eine angeschlossene Fläche von 1000 m<sup>2</sup>, ein abflusswirksamer Regen von 800 mm und eine AFS-Konzentration von 50 mg/l für Dachflächen angenommen. Eine Berechnung mit diesen Daten ist in Tabelle 34 angegeben. Der Sedimentanfall wurde sicherheitshalber noch um einen Faktor 1,5 erhöht. Für den Schacht DN 1500 bedeutet das, dass der Schlammfang 177,5 mm hoch sein müsste. Er wird aus Sicherheitsgründen verdoppelt, so dass er für diese Variante 500 mm ausreichend bemessen sind.

Tabelle 34: Auslegung der Schlammfänge unter dem Abscheider

Gesamtfläche	1000 m <sup>2</sup>
Abflusswirksamer Niederschlag	800 mm/a
Wasseranfall	800 m <sup>3</sup>
AFS im Regenabfluss	50 mg/l
Sedimentanfall	40 kg/a
Zuschlagfaktor	1,5 -
Sedimentanfall	60 kg/a
Schlammichte	1,3 kg/dm <sup>3</sup>
Schlammvolumen	46,2 dm <sup>3</sup>
Schlammhöhe	59 mm
Schlammhöhe 3 Jahre	177,5 mm
Schlammfang gewählt	500 mm

### 7.3.5 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend liegt nach den bisherigen Erkenntnissen der folgende Ansatz auf der sicheren Seite:

- 1 Schacht DN 1000 für maximal 500 m<sup>2</sup> angeschlossene Fläche
- 1 Schacht DN 1500 für maximal 1000 m<sup>2</sup> angeschlossene Fläche

## **7.4 Handlungsempfehlungen für die Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage des Altenheims in Lohmar-Wahlscheid**

Die Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage sollte für den weiteren Betrieb geringfügig angepasst werden.

Alle Filter sollten weiterhin mit Zeolith-Aktivkoks-Füllung betrieben werden.

Filter 3 (Filterkörbe mit Zeolith-Aktivkoks-Füllung) sollte konstruktiv an Filter 1 und 2 angepasst und frisch mit Zeolith-Aktivkoks befüllt werden.

Die Nutzung der Versickerungsmulde ist aus hydraulischer Sicht nicht erforderlich. Da eine weitere wissenschaftliche Begleitung des Projektes jedoch von Interesse ist, sollte auch die Versickerungsmulde weiterhin beschickt werden.

Es erscheint interessant, die weitere Beladung der Filter 1 und 2 zu beobachten, die im Frühjahr 2007 neu befüllt wurden, um einen Durchbruch von Zink zu erfassen. Im Versuchszeitraum konnte ein Filterdurchbruch ebenso wenig wie ein zeitlicher Anstieg der Zinkablaufkonzentrationen festgestellt werden. Das Filtermaterial ist daher noch nicht erschöpft bzw. beladen.

## 8 Zusammenfassung und Fazit

### 8.1 Ausgangssituation und Aufbau der gewählten Niederschlagswasserbehandlungs- und Versickerungsanlage

Aufgrund der Umweltbelastung dürfen Niederschlagswässer von Metalldächern nicht ohne vorhergehende Behandlung versickert werden. Bei größeren Dachflächen muss das Niederschlagswasser von diesen Dachflächen daher i. d. R. in der Kanalisation abgeleitet werden.

Zur Untersuchung geeigneter Behandlungsmöglichkeiten wurde im Rahmen des vorliegenden Pilotprojektes die Versickerung von Niederschlagswasser eines Zinkdaches (Dachfläche 2.600 m<sup>2</sup>) in Lohmar-Wahlscheid mit einer großtechnischen Versuchsanlage untersucht.

Im Rahmen des knapp drei Jahre dauernden Pilotprojektes wurden verschiedene Alternativen zur Elimination der kritischen Schwermetalle untersucht, um eine Gefährdung der relevanten Schutzgüter auszuschließen. Hieraus sollen Handlungsempfehlungen für die zukünftige Genehmigungspraxis in NRW abgeleitet werden.

Es kamen unterirdische Schachtbauwerke zum Einsatz, die vor der eigentlichen Rigolen-Versickerung angeordnet und mit Filterkörpern ausgestattet sind. Diese bieten den Vorteil, dass die anfallenden Schwermetalle konzentriert gesammelt und nicht diffus über eine große Fläche wie bei der Muldenversickerung verteilt werden. Des Weiteren konnten durch diese Verfahrensweise drei verschiedene Filtermaterialien und zwei unterschiedliche Filtersysteme untersucht werden.

Das Niederschlagswasser von den Dachflächen des Altenheims Wahlscheid wird seit Ende 2005 über eine Behandlungsanlage dem Grundwasser zugeführt, seit Januar 2006 kontinuierlich meßtechnisch erfasst und analysiert.

Rechtlich bindend sind die Prüfwerte für Sickerwasser der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [7], die an der Grenze von der ungesättigten zur gesättigten Zone gelten. Diese sieht eine maximale Konzentration von 0,5 mg/l Zink im Sickerwasser vor, die von Behandlungsanlagen analog zur belebten Bodenzone eingehalten werden müssen. Die gewählte Anlage besteht aus mehreren Komponenten:

- Rohrrigolen (Teilsickerrohre aus adsorbierendem Drainbeton) konnten zur Versickerung des bereits gereinigten Regenwassers zum Einsatz kommen. Das erforderliche Rückhaltevolumen wurde aus Kombination der Rigole mit einer Kies-Füllung der Baugrube erreicht.
- Die vor der Versickerungsanlage angeordneten „Filtereinheiten“ wurden auf ihre Wirksamkeit und Praxistauglichkeit geprüft, um eine Gefährdung des Grundwassers und des Bodens auszuschließen. Bei den zu untersuchenden Behandlungs-

anlagen handelt es sich um unterirdische Betonschächte, die mit verschiedenen Filtermedien gefüllt wurden.

- Zusätzlich wurde eine Versuchmulde errichtet. Diese Mulde wurde ebenfalls parallel mit zinkbelastetem Niederschlagswasser beschickt, um das Zinkrückhaltevermögen und die Schadstoffanreicherung im Boden dieser konventionellen Versickerungsanlage bewerten zu können.

## 8.2 Versuchsaufbau und -ergebnisse

Das Niederschlagswasser wies die aus der Literatur bekannte mittlere Zinkkonzentration von 4 bis 4,5 mg/l Zink auf. Dabei lag das Zink fast vollständig in gelöster Form vor. Entsprechend der Zulaufkonzentrationen ist eine Eliminationsleistung bzgl. Gesamtzink von rund 90% zu fordern.

Es wurden drei verschiedene Filtermaterialien und drei unterschiedliche Filtersysteme getestet. Die Filtermaterialien basierten auf Zeolith bzw. Calcium-Silikat-Hydrat, zum Teil in Mischung mit anderen Adsorbentien wie Aktivkoks.

Trotz sehr guter Zinkrückhalte in parallel durchgeführten Laborversuchen zeigte das System mit Calcium-Silikat-Hydrat-Füllung (Filter 3) die schwächste Leistung.

Gegenüber der Filterkonstruktion mit Edelstahl-Lochblechplatten (Filter 1 und 2) zeigten die alternativen Konstruktionen in Filter 3 eine schlechte Leistung (1. Jahr: Poren-Beton-Platten, 2. Jahr: Filtereinsätze aus Kunststoff/Edelstahl).

Die Zeolith gefüllten Systeme, installiert in den Filtern mit Edelstahl-Lochblechplatten bzw. in der Versickerungsmulde als Sohlsubstratbeimischung, wiesen ein sehr stabiles Zink-Eliminationsverhalten auf. Unterschiede in der Leistung ergaben sich zum einen durch die gewählte Konstruktion – kompakte Filtersysteme gegenüber extensiven Mulden –, zum anderen durch beigemischte Adsorbentien und Substrate. Obwohl sich in der Reinigungsleistung kaum Unterschiede zeigten, kann durch die Beimischung von Aktivkoks offensichtlich der Eintrag von Organika (Baum-Pollen) deutlich besser abgepuffert werden. Auch das technisch weniger komplizierte Muldensystem erwies sich diesbezüglich als robuster:

- Die Reinigungsleistung der Zeolith-Filterssysteme lag bzgl. Gesamtzink im Mittel bei über 95%.
- Während Filter 3 (Füllung mit Calcium-Silikat-Hydrat) mit Rückhalten um 65% zu keinem Zeitpunkt eine befriedigende Leistung aufwies, wurden bei allen drei anderen Systemen durchweg hohe Rückhalte zwischen 86% und 99% gemessen.
- Ein signifikanter Unterschied zwischen Filter 1 und 2 wurde vor allem im Jahr 2006, das durch einen extremen Pollenflug und daraus resultierend hohen

Organikeintrag gekennzeichnet war, deutlich. Filter 2 mit Aktivkoks/Zeolith-Füllung zeigte eine stabilere Eliminationsleistung als Filter 1 mit der reinen Zeolith-Füllung.

- Das Muldensystem erwies sich insbesondere nach Einsatz eines speziellen Substrates als ausgesprochen leistungsfähig (Rückhalt Gesamtzink 90% und gelöstes Zink 99%).

Aufgrund der Einfachheit und guten Leistungsfähigkeit sollte bei kleinen Dachflächen und ausreichendem Platz ein Muldensystem mit speziellem Substrat gewählt werden.

Technisch leicht überlegen, aber auch aufwändiger, ist das Filtersystem mit Aktivkoks/Zeolith-Mischung in Filtern mit Edelstahlblechen. Bei großen Dachflächen und beengten Platzverhältnissen erscheint dies als System der Wahl.

Für einen stabilen Betrieb der Filter ist der Eintrag von Grob- und Feststoffen, z.B. Laub, durch geeignete Systeme wie Laubabscheider zu minimieren.

Die Laborversuche konnten zeigen, dass durch geeignete Auswahl des Rigolenmaterials (vorzugsweise Sand) ein zusätzlicher Zink-Rückhalt des behandelten Niederschlagswassers möglich ist. Es kann zu einem Austrag von zinkbeladenen Partikeln aus den Filtern bzw. der Mulde kommen, die jedoch im Rigolensystem vermutlich zurückgehalten werden.

Bei den gut funktionierenden Systemen (Zeolith, Zeolith/Aktivkoks, Versickerungsmulde mit Zeolith-Bodensubstrat) wurde der Grenzwert von 0,5 mg/l Gesamtzink im 85%-Wert sicher eingehalten. Die Überschreitung des Grenzwertes von 0,5 mg/l wurde im 93. (Mulde) bis 96. Perzentil (Filter mit Zeolith-Aktivkoks-Füllung) beobachtet.

### 8.3 Fazit

Durch die untersuchten Filtersysteme und Versickerungsmulden ist bei geeigneter Auswahl und Anlagendimensionierung ein stabiler und sehr guter Rückhalt von Zink von bis zu 99% möglich. Hierdurch kann der geforderte Grenzwert von 0,5 mg/l Gesamtzink prozess-stabil eingehalten werden. Das Filtermaterial ist aufgrund einer vorläufigen Schätzung frühestens nach ca. 2 bis 3 Jahren zu erneuern. Dies wäre gegebenenfalls durch eine weitere Überwachung der Anlage in Wahlscheid zu verifizieren.

Das Niederschlagswasserleitungssystem ist auf die gewählte Technik auszulegen. Hierfür sollten Zulaufschächte beschichtet werden und Grobstoffe, wie Laub, sind vor der Filtration bzw. Versickerung durch Laubabscheider in den Fallrohren zurückzuhalten.

Bochum, im Januar 2008

Bearbeitung:

Prof. Dr.-Ing. Bernd Nolting  
Dr.-Ing. Carsten Dierkes  
Dipl.-Ing. (FH) Oliver Schönberger  
Dipl.-Ing. (FH) Pawel Gabryl  
Dipl.-Ing. Christian Kazner

Kontakt:

Prof. Dr.-Ing. Bernd Nolting  
Hochschule Bochum  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Lennershofstr. 140  
44801 Bochum  
e-Mail: [bernd.nolting@hs-bochum.de](mailto:bernd.nolting@hs-bochum.de)

## 9 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Luftbilder von Lohmar-Wahlscheid und vom Altenheim Wahlscheid [9].....	2
Abb. 2: Molekulare und kristalline Struktur der Aktivkohle [40].....	5
Abb. 3: Typische Dosis-Wirkungs-Kurve für Mikronährstoffe .....	9
Abb. 4: Anteil der mobilen „verfügbaren“ Fraktion am Gesamt-Schwermetallgehalt (%) [6]....	11
Abb. 5: Darstellung verschiedener Bodenhorizonte [8] .....	12
Abb. 6: Formen und Bindungsprozesse von gelösten und partikulär gebundenen Metallen.	15
Abb. 7: Übersichtsplan der Niederschlagswasserbehandlungs- und -versickerungsanlage am Altenheim Wahlscheid (Dachflächen in blau, errichtete Anlage in rot).....	23
Abb. 8: Aufbau des Reinigungs- und Versickerungssystems .....	26
Abb. 9: Bildschirm-Foto der Eingabe- und Kontrollmaske der Messwerterfassung .....	30
Abb. 10: Fließschema der Filterschächte.....	32
Abb. 11: Übersichtsplan der gesamten Anlage, Fließschema (Grundriss) .....	33
Abb. 12: Systemschnitt Sammel-, Mess-, und Filterschächte, Zisterne; Fließschema.....	34
Abb. 13: Die Messstation am EAHW .....	35
Abb. 14: Übersicht der Gesamtanlage.....	35
Abb. 15: Technische Zeichnung der Versuchsmulde .....	36
Abb. 16: Unbegrünte Versuchsmulde (Anfang 2006).....	37
Abb. 17: Versuchsmulde nach der Rasensaat im Frühjahr 2006 .....	37
Abb. 18: Begrünte Versuchsmulde (Sommer 2006).....	37
Abb. 19: Beschickung der Versuchsmulde durch eine Pumpe.....	37
Abb. 20: Untersuchung des Bodens der Versickerungsmulde .....	38
Abb. 21: Korngrößenverteilung des Bodens der Mulde (nach DIN 18123).....	38
Abb. 22: Die Filtermaterialien $\text{Æ}$ Biocalith K, • Zeogran® K80 und $\text{Ž}$ Zeoclear ST .....	40
Abb. 23: Gesamt-Zufluss zur Niederschlagswasserbehandlungs- und -versickerungsanlage (im Zeitraum von Januar 2006 bis August 2007).....	46
Abb. 24: Verteilung der Zufluss-Wassermenge auf die 3 Filterschächte im Zeitraum von Januar 2006 - August 2007 .....	49
Abb. 25: Zuflussganglinien zu den 3 Filterschächten beim Regenereignis am 11. Aug. 2006 .....	50
Abb. 26: Entlastung durch den Notüberlauf beim Regenereignis am 24. Aug. 2006.....	51
Abb. 27: Zuflussganglinien zu den 3 Filterschächten beim Regenereignis am 23. Nov. 2006 .....	51
Abb. 28: Summenhäufigkeiten der Zulauf-Zink-Konzentrationen (Jan. 2006 - Aug. 2007) ...	54

Abb. 29: Gesamtzink-Ablaufkonzentrationen der 3 Filtersysteme (Jan. 2006 - Aug. 2007)..	55
Abb. 30: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filtersystems 1 'Edelstahlbleche mit Zeolith- Füllung' im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 - Jan 2007 .....	58
Abb. 31: Zink-Ablauf-Frachten des Filtersystems 1 (Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Jan. 2007 .....	59
Abb. 32: Zink-Eliminationsraten des Filtersystems 1 (Zeolith) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Jan. 2007 .....	60
Abb. 33: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 1 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2) .....	61
Abb. 34: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 2 (Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 – Aug. 2007 .....	62
Abb. 35: Zink-Ablauf-Frachten des Filter-Systems 2 (Aktivkoks/Zeolith) im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 – Aug. 2007 .....	63
Abb. 36: Zink-Eliminationsraten des Filtersystems Edelstahlbleche mit Aktivkoks/Zeolith- Füllung im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007 .....	64
Abb. 37: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 2 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2) .....	64
Abb. 38: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 2 im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007 .....	65
Abb. 39: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen von Filtersystem 1 im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007 .....	65
Abb. 40: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium- Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007 .....	66
Abb. 41: Zink-Ablauf-Frachten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat- Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007 .....	67
Abb. 42: Zink-Eliminationsraten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten mit Calcium-Silikat- Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007 .....	68
Abb. 43: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 3 im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2) .....	69
Abb. 44: Zink-Ablauf-Konzentrationen des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten/Filtereinsatz mit Calcium-Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 - Jan 2007	70
Abb. 46: Zink-Eliminationsraten des Filter-Systems 3 (Porenbetonplatten/Filtereinsatz mit Calcium-Silikat-Hydrat) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Aug. 2007 ...	71
Abb. 47: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen vom Filtersystem 3 im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007 .....	71

Abb. 48: Zink-Ablauf-Konzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum vom Januar 2006 – August 2007 .....	72
Abb. 49: Zink-Eliminationsraten der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Aug. 2007.....	73
Abb. 50: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum von Jan. 2006 bis Jan. 2007 (ohne Betriebsphase 2) .....	73
Abb. 51: Summenhäufigkeiten der Zink-Ablaufkonzentrationen der Versickerungsmulde im Untersuchungszeitraum von März bis August 2007 .....	74
Abb. 67: Zink-Ablauf-Konzentrationen der Filtrationsanlage (Messpunkt Zisterne vor Versickerung in Rigolensystem) im Untersuchungszeitraum vom Jan. 2006 – Aug. 2007 .....	79
Abb. 52: Entlüftungsschläuche vor und nach den Messgeräten.....	80
Abb. 53: Optimierte Zulaufprobe im Verteilerschacht.....	80
Abb. 54: Feiner Blütenstaub / -pollen auf vielen Oberflächen .....	80
Abb. 55: In den Verteilerschacht gespülter Blütenstaub.....	80
Abb. 56: Zulaufprobe mit Blütenstaub an der Oberfläche .....	80
Abb. 57: Ablaufbeprobung oberhalb Filtersystem 1 und 2 .....	80
Abb. 58: Eine dünne, feine Schlammschicht oberhalb Filtersystem 1 und 2 .....	81
Abb. 59: Porenbeton-Filterplatte: Rechts mit Schlamm zugesetzt; links und oben gereinigt	81
Abb. 60: Filtermaterial Calcium-Silikat-Hydrat nicht zugesetzt durch den Schlamm.....	81
Abb. 61: Absaugen des Schlammes durch einen Trocken-Nass-Sauger.....	82
Abb. 62: Feiner Schlamm im Behälter (Trocken-Nass-Sauger) .....	82
Abb. 63: Das im Filterschacht 3 installierte grüne Überlaufrohr .....	82
Abb. 64: Zwei große Birken auf dem Innenhof des Altenheims.....	82
Abb. 65: In die Regenrinnen eingesetzte Laub-Fang-Körbe .....	82
Abb. 66: In die Regenfallrohre installierte Laubabscheider .....	82
Abb. 68: Abflüsse des Niederschlagsereignisses am 7. Juli 2007.....	85
Abb. 69: Zinkkonzentrationen des Niederschlagsereignisses am 7. Juli 2007 .....	85
Abb. 70: Vergleich der Ablauf-Zinkkonzentration im Vergleich zum Zufluss (Filter 3/Phase 4) .....	86
Abb. 71: Einfluss des pH-Werts auf die Zink-Ablaufkonzentration (Zink gelöst).....	87
Abb. 72: Schematischer Verlauf der verschiedenen Sorptionsisothermen.....	89
Abb. 73: Horizontalkreisschüttler .....	91
Abb. 74: Zink-Isotherme für das Zeolith-Aktivkoks-Gemisch mit linearem Bereich.....	92

Abb. 75: Isothermen Anpassung nach Henry für Zink im Zeolith-Aktivkohlegemisch von 0,0 mg/l bis 0,5 mg/l.....	93
Abb. 76: Ergebnisse der Zeolithe und Zeolith-Gemische in der Auswertung nach Freundlich .....	93
Abb. 77: Ergebnisse der Isothermen der Calciumhydrosilikate .....	94
Abb. 78: Sorptionsisothermen bei verschiedenen Schütteldauern für das Calciumhydrosilikat 2 .....	95
Abb. 79: Rückhalteeffektivitäten bei verschiedenen Ausgangskonzentrationen und Zeitdauern .....	96
Abb. 80: Schematische Aufbau der Säulenversuche .....	99
Abb. 81: Fünf Versuchssäulen aus PE mit regelbarer Schlauchpumpe im Vordergrund.....	100
Abb. 82: Verlauf der Zink-Konzentrationen in der Vorlage und im Sickerwasser der Säulen .....	102
Abb. 83: Mittlere Zinkkonzentrationen der Sickerwässer, erste Versuchsreihe und zweite Versuchsreihe der Säulenversuche .....	103
Abb. 84: Vergleich der Reinigungsleistung der Filtersysteme in 2006 und 2007 .....	104
Abb. 85: Niederschlagsstatistik Feld 56,96 KOSTRA-DWD .....	107
Abb. 86: Auswertung der Regenereignisse für den Raum Essen in l/(s•ha).....	108

## 10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Typische Konzentrationen (in mg/kg) des Schwermetalls Zink in der Erdkruste sowie in magmatischen und Sedimentgesteinen .....	9
Tabelle 2: Zink in der Atmosphäre und Hydrosphäre .....	10
Tabelle 3: Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden-Grundwasser nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des BBodSchG .....	16
Tabelle 4: Zielvorgaben für Oberflächengewässer im Hinblick auf unterschiedliche Schutzgüter .....	17
Tabelle 5: Vorsorgewerte für Metalle (in mg/kg TM, Feinboden, Königswasseraufschluss) .	18
Tabelle 6: Zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 BBodSchG (in Gramm je Hektar und Jahr) .....	18
Tabelle 7: Analytikprogramm des ersten Versuchsjahres .....	29
Tabelle 8: Aufbau der Versuchsanlage .....	35
Tabelle 9: Übersicht der zu untersuchenden Filter und der Versickerungsmulde .....	39
Tabelle 10: Physikalische Eigenschaften von Zeogran K 80 .....	40
Tabelle 11: Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung von Zeogran K 80 .....	40
Tabelle 12: Chemische Eigenschaften von Zeogran K 80 .....	41
Tabelle 13: Physikalische Eigenschaften von Zeoclear ST 1/2,5 .....	41
Tabelle 14: Filtereigenschaften des Materials Biocalith K [26] .....	42
Tabelle 15: Physikalisch-chemische Eigenschaften von Zeosoil VS 0/5 .....	43
Tabelle 16: Mineralogische Eigenschaften / Zusammensetzung von Zeosoil VS 0/5 .....	43
Tabelle 17: Beispiel: Zuflusswassermengen zum Filter 1 und Zink-Gehalte am 07.02.2006	44
Tabelle 18: Beispiel: Zuflusswassermengen zum Filter 1 und Zink-Gehalte am 07.07.2006	45
Tabelle 19: Aufteilung der Zuflusswassermenge auf die 3 Filtereinheiten .....	48
Tabelle 20: Maximale Zuflüsse zu den Filterschächten und Überlaufereignisse .....	52
Tabelle 21: Übersicht über die Ergebnisse der analysierten Proben (1/06 – 8/07) .....	57
Tabelle 22: Analyse-Ergebnisse der Bodenuntersuchungen .....	75
Tabelle 23: Gesamtgehalte der untersuchten Metalle bzw. Schwermetalle im Zulauf und allen Abläufen .....	76
Tabelle 24: Konzentration der gelösten Metalle bzw. Schwermetalle im Zulauf und allen Abläufen .....	77
Tabelle 25: Parameter AOX und TOC im Zulauf und allen Abläufen (März 2006) .....	77
Tabelle 26: Analyse-Ergebnisse der Betriebsphase 2 .....	83
Tabelle 27: Maximale Beladung der Filtermedien .....	98

---

	<b>121</b>
Tabelle 28: Aufbau der Versuchssäulen .....	100
Tabelle 29: Zusammenfassung der Reinigungsleistung der Filtersysteme.....	105
Tabelle 30: Vergleich der Filtersysteme und Filtermaterialien.....	106
Tabelle 31: Maximale Durchflussraten durch einen Filterschacht DN 1500 .....	108
Tabelle 32: Durchflussraten bei verschiedenen Regenspenden durch einen Schacht DN 1500 .....	109
Tabelle 33: Kontaktzeiten des Wassers mit der Filteroberfläche für Filter DN 1000.....	109
Tabelle 34: Auslegung der Schlammfänge unter dem Abscheider.....	110

## 11 Literaturverzeichnis

- [1] DWA-Regelwerk Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser; Hennef; April 2005
- [2] MARKUS FALLER: ABSCHWEMMUNGEN VON METALLFLÄCHEN AUS KUPFER UND ZINK; EMPA - Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Abt. Korrosion und Werkstoffintegrität; Dübendorf, Schweiz
- [3] B. J. Alloway und D. C. Ayres: Schadstoffe in der Umwelt, Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen; 1996 Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford
- [4] E. Merian, M. Anke, M. Ihnat, M. Stoepler: Elements and their Compounds, Volume 2: Metals and their Compounds, Occurrence, Analysis and Biological Relevance; 2004 Wiley-VCH Verlag Weinheim
- [5] Prof. Dr. A. Hackl: Schriftenreihe der Technischen Universität Wien: Schwermetalle in der Umwelt; 1983 Springer-Verlag Wien
- [6] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: LUA INFO 11: Schadstoffe im Boden, Teil 1: Ursachen – Wirkung – Bewertung; Essen; 2003
- [7] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999
- [8] Muth, W. (1991): Wasserbau: Landwirtschaftlicher Wasserbau, Bodenkultur; Düsseldorf; Werner Verlag
- [9] Geoinformationssystem Google Earth, <http://earth.google.de>, 2006
- [10] GISI, U./ SCHENKER, R./ SCHULIN, R./ STADELMANN, F.X./ STICHER, H. (1997): Bodenökologie - 2. Auflage - Stuttgart; New York: Thieme.
- [11] Scheffer, F./ Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde - 15. Auflage - Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.
- [12] Schroeder, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten - 5. Auflage - Berlin; Stuttgart: Borntraeger.
- [13] HULPKE, H. ; KOCH, H. A. ; WAGNER, R. (eds.) 1993, S. 83, S.367 f.
- [14] Nolting, B.; Schönberger, O.: „Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid) - 1. Zwischenbericht“, Okt. 2005
- [15] Nolting, B.; Schönberger, O.: „Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid) - 2. Zwischenbericht“, Juni 2006

- [16] Athanasiadis, K., Helmreich, B., (2005): 2. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben „Filtration des Niederschlagswassers von Kupferdächern zum Schutz von Boden und Grundwasser“, Geschäftszeichen: 33-4402.3, Technische Universität München (unveröffentlicht)
- [17] Athanasiadis, K., Helmreich, B., Horn, H. (2006): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Filtration des Niederschlagswassers von Kupferdächern zum Schutz von Boden und Grundwasser“, Geschäftszeichen: 33-4402.3, Technische Universität München
- [18] Athanasiadis, K. (2005): On-site Infiltration of Roof Copper by Using Clinoptilolite as an Artificial Barrier Material.- Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München; München
- [19] Dierkes, C., Göbel, P., Coldewey, W.G. (2005): Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser.- Abschlussbericht, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter Az. 18622
- [20] Kern, U. (1997): Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars; Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Heft 93
- [21] Freundlich, H. (1923): Kapillarchemie. – 1183 S.; Leipzig (Akad. Verlagsgesellschaft)
- [22] Gerth, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedene Bodenkomponenten.- 267 S, Diss. Univ. Kiel
- [23] Langmuir, I. (1918): The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. – J. Amer. Chem. Soc., 40: 1361-1403; Easton, Pa, USA
- [24] Matthes, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. – Lehrbuch der Hydrogeologie, 2: 498 S.; Stuttgart (Bornträger)
- [25] Roy, W.R.; Krapac, I.G.; Chou, S.F.J. & Griffin, R.A. (1991): Batch-type Procedures of Estimating Soil Adsorption of Chemicals. – Technical Resource Document, US Environmental Protection Agency US-EPA/530-SW-87-006-F: 100 S.; Washington, USA
- [26] „Filtereigenschaften von Biocalith MR-K“; AWIA Umwelt GmbH, Dr. A. Spreinat; Göttingen, 25.01.2006
- [27] „Produktbeschreibung Zeogran K 80“; Zeobon GmbH, Dr. M. Upmeier; Bad Honnef, Stand 01/2005

- [28] „Produktbeschreibung Zeoclear ST 1/2,5“; Zeobon GmbH, Dr. M. Up-meier; Bad Honnef, Stand 05/2006
- [29] ATV- DVWK (2002): Arbeitsblatt A 138: Planung, Bau und betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hennef (GFA)
- [30] FALLER, M. (2001): Metallabtrag und Metallabschwemmung von Metalldächern. – Baumetall, 4: 52 – 58; Stuttgart.
- [31] HULLMANN, H., KRAFT, U. & LICHTNECKER, H. (2001): Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren. – Sachstandsbericht von Hullmann, Willkom & Partner im Auftrag der Wirtschaftvereinigung Metalle; Erkrath.
- [32] PRIGGEMEYER, S. (1998): System zur Verbesserung der Umweltqualität von Dachablaufwässern. – Abschlussbericht über eine Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 10730 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt; Osnabrück.
- [33] ODNEVALL WALLINDER, I., VERBIEST, P., JANSSEN, C.R. & LEYGRAF, C. (1999): Environmental effects of zinc runoff from roofing materials of different age as a result of atmospheric corrosion. – 14th International Corrosion Congress, Cape Town, 1999; Cape Town, SA.
- [34] KORENROMP R.H.J., HOLLANDER J.C.TH. (1999): Diffuse Emissions of Zinc due to Atmospheric Corrosion of Zinc and Zinc Coated (Galvanised) Materials, TNO-MEP; Apeldoorn, Niederlande.
- [35] LEUENBERGER-MINGER, A.U., FALLER, M., RICHNER, P. (2002): Runoff of copper and zinc caused by atmospheric corrosion,- Materials and Corrosion, 53 (2002) 157 – 164
- [36] Umweltbundesamt: Sachstandsbericht: „Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge“, April 2001
- [37] Römpp Chemielexikon (1995), Thieme Verlag, CD-ROM
- [38] Skriptum zur Vorlesung "Werkstoffe im Bauwesen I", IWB, Universität Stuttgart
- [39] K. Pöppinghaus, W. Filla, S. Sensen: Abwassertechnologie - Entstehung, Ableitung, Behandlung, Analytik der Abwässer; 2. Auflage, 1994; Springer-Verlag
- [40] W. Gujer: Siedlungswasserwirtschaft; 1999; Springer-Verlag
- [41] Hosang / Bischof: Abwassertechnik; 11. Auflage; 1998; B. G. Teubner Verlag
- [42] Institut für Umweltverfahrenstechnik (IUV) der Universität Bremen: Online-Lexikon Wasser-Wissen; 2006

- [43] Schudoma, Dieter; Irmer, Ulrich; Markard, Christiane; Stix, Erika (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94
- [44] LAWA (1998a). Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer Band II. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink (Stand: 2. Juni 1997). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.)
- [45] Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und der Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft für den Zeitraum 1996 - 1998
- [46] Claussen, Ulrich et al. (1999): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz, Sachstand und Ausblick. UBA-Texte 91/99
- [47] Abt. Allgemeine und Theoretische Ökologie, Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT), Universität Bremen: Erfassung der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen in Böden, Literaturstudie zu aktuellen Konzepten, Sept. 2002
- [48] EISENBRAND, G. & SCHREIER, P. (Hrsg.) (1995): Römpp Lexikon Lebensmittelchemie. Thieme Verlag Stuttgart.
- [49] Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss; Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH)
- [50] DIN EN 1610 (2002) Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen und ATV-DVWK-A 139 Einbau und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen
- [51] DIN 4261-1, Ausgabe: 2002-12 Kleinkläranlagen - Teil 1: Anlagen zur Abwasservorbehandlung
- [52] Boller, Markus (2004) Neue Strategien der Regenwasserentsorgung, EAWAG/PEAK-Kurs A25/04, Dübendorf
- [53] Boller, Markus (2003) Nachhaltige Regenwasserentsorgung auf dem Weg in die Praxis. EAWAG News 57, Dübendorf