

**ENTWICKLUNG EINES DEZENTRALEN HOCHLEISTUNGS-BODENFILTERS ZUR
REINIGUNG ZINKHALTIGER DACHABFLÜSSE IN GARTENBAUBETRIEBEN UND
SCHAFFUNG LOKALER WASSERKREISLÄUFE (PROJEKTPHASE 1)**

**Abschlussbericht des unter Az 27859-23 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten FuE-Projektes
- Projektlaufzeit: 01.12.2010 bis 31.11.2012 -**

PROJEKTBEARBEITER:

DR. JENS-UWE HOLTHUIS

PROJEKTLEITUNG:

PROF. DR. BERND MAHRO

**Hochschule Bremen
Fakultät 2
Institut für Umwelt- und Biotechnik
Neustadtswall 30
28199 Bremen**

**@:
jens-uwe.holthuis@hs-bremen.de
bernd.mahro@hs-bremen.de**

AZ	27859	Referat	23	Fördersumme	122.494 €
----	--------------	---------	-----------	-------------	------------------

Antragstitel Entwicklung eines dezentralen Hochleistungs-Bodenfilters zur Reinigung zinkhaltiger Dachabflüsse in Gartenbaubetrieben und Schaffung lokaler Wasserkreisläufe

Stichworte Wasser, Filter, Zink, Gartenbau, Regenwasser

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
2 Jahre	01.12.2010	30.11.2012	1

Zwischenberichte
1

Bewilligungsempfänger	Hochschule Bremen Fakultät 2 Institut für Umwelt- und Biotechnik Neustadtswall 30 28199 Bremen	Tel	0421-59052305
		Fax	0421-59054250
		Projektleitung	Prof. Dr. Bernd Mahro
		Bearbeiter	Dr. Jens-Uwe Holthuis

Kooperationspartner Stiftung Bremer Rhododendronpark
Deliusweg 40, 28359 Bremen

h₂oresearch GmbH
Nordplatz 1, 48149 Münster

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Im Gartenbau wird bei verzinkten Stahlbaukonstruktionen älterer Gewächshäuser (Dachfläche: >2800 ha) auf Grund des phytotoxischen Potenzials zinkhaltiger Dachabschwemmungen häufig auf ein Dachwasser-Recycling in der Pflanzenproduktion verzichtet. Der zinkhaltige Abfluss wird mangels kostengünstiger Aufbereitungstechnologien stattdessen ungenutzt in die Kanalisation eingeleitet. Da diese und vergleichbare diffuse Metallemissionen heute die wichtigsten Schwermetall-Eintragspfade in Gewässer darstellen, ist es *Ziel des Vorhabens* durch die Entwicklung eines hocheffektiven, dezentralisierten Filtersystems zur Minderung solcher Emissionen beizutragen. Durch eine entsprechende Nachrüstung verzinkter Gewächshäuser soll zugleich im Gartenbau eine rationellere Nutzung verfügbarer Wasserressourcen ermöglicht werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Die Untersuchungen erfolgten im Rhododendronpark Bremen an einem repräsentativen Gewächshaus mit feuerverzinktem Stahlskelett und verzinkten Dachsprossen und -rinnen unter den ortsüblichen meteorologischen Bedingungen. Von einer Teildachfläche wurde der zinkhaltige Abfluss auf drei Varianten eines bioaktivierten Mehr-Komponenten-Filtersystem mit zinkadsorbierenden Substratkomponenten abgeleitet. Die als Volumenfilter vorgesehenen Kompositfilter ermöglichen auf Grund ihrer kolmationshemmenden Vegetation eine intensivierete Infiltration. In einem eineinhalbjährigen Beobachtungsintervall wurden unter Praxis-Bedingungen die Systemleistungen qualitativ (Zinkkonzentrationen), quantitativ (Zu-/Abflussvolumen) und in gärtnerischer Hinsicht (Eignung als Gießwasser von Kulturpflanzen) überprüft.

Ergebnisse und Diskussion

Der halbtechnische Test der substratoptimierten Kompositfilter wurde an einem repräsentativen Gewächshaus in feuerverzinkter Stahlbauweise durchgeführt. Hierfür wurden drei unterschiedlich ausgestattete Substratfilter unter standorttypischen meteorologischen Bedingungen 16 Monate lang mit zinkhaltigem Dachablauf beschickt.

Die Sekundärbelastung des zinkhaltigen Gewächshausablaufes überstieg bereits unter einer mäßig korrosiven Atmosphäre sowohl rechtliche Prüfwerte als auch gartenbauliche Empfehlungen, was in den Wasser- und Pflanzenuntersuchungen bestätigt wurde. Die Behandlung von Abläufen auch nur teilverzinkter Dachflächen ist demnach erforderlich.

Die Versuche zeigten, dass eine mechanische Filtration mit reinem Sandsubstrat zur dauerhaften Reinigung solcher zinkbelasteter Wässer ungeeignet ist. Nur physiko-chemisch wirkende Filter wie der hier erprobte, bioaktivierte Kompositfilter leisteten bei zinkbelasteten Dachabläufen eine verlässliche und effiziente Reinigung. Optimale Ergebnisse erzielte das bepflanzte, 30 cm starke Kies/Sandsubstrat mit einer dünnen Reaktivbarriere aus sorptionsstarken Substratadditiven (4 M-% Kompost und 0,2 M-% Silikatkolloid). Zink wurde hier mit einem Wirkungsgrad von >90% der Eingangskonzentration verlässlich und effizient zurückgehalten. Sowohl die Zinkelimination als auch die in Batchversuchen ermittelte Stoffbindungskapazität und Standzeit von >20 a waren sehr hoch und überstiegen vielfach Angaben zu anderen Substraten. Gleichzeitig wurde eine weitestgehende Reduktion der emittierten Jahresfrachten erreicht.

Die getesteten Kompositfiltersubstrate waren unter Praxisbedingungen bei anhaltend hoher Infiltration strukturstabil. Im Gegensatz zu anderen Substraten fand eine stetige, substratbürtige Bereitstellung von Pflanzennährstoffen statt, so dass der gereinigte Dachablauf hohe Gießwassereignung besaß.

Die Reduktion des Sickerwasservolumens durch die eingesetzte Bepflanzung war aus vorangehenden Arbeiten bekannt. Für die optimale Funktion der Bepflanzung waren geringe Anschlussverhältnisse ($A_{\text{red}} \cdot A_s \leq 1$) wichtig. Die Bepflanzung förderte die Filterleistungen in vielfältiger und selbstoptimierender Weise (Kolmationsschutz, Phytostabilisierung, Rhizofiltration, Transpiration, ggf. Phytoextraktion).

Die nährstoffhaltigen, phytohygienisch einwandfreien Filtrate hatten Gießwasserqualität und entsprachen durch geringe Zinkgehalte den Zielvorgaben der BBODSCHV, Daher kann der gereinigte Gewächshausablauf zur Herstellung von qualitativ hochwertigem Sekundärrohwater für die Produktion herangezogen werden, oder ggf. auch schadlos versickert werden und so zukünftig zur Schließung des lokalen Wasserkreislaufes genutzt werden.

Auf Grundlage der Versuchsergebnisse und in Kenntnis der konstruktiven Anforderungen wird für die vorgesehene konstruktive Umsetzung ein oberflächliches Rinnensystem vorgeschlagen, welches auch für Anlagen nach DIN 1989 adaptierbar ist. Damit steht dem Gartenbau ein platz- und energiesparendes, leistungsfähiges und robustes Schnellfiltersystem für zinkbelastete Gewächshausabläufe zur Verfügung.

Die angestrebten Ziele des Vorhabens wurden vollständig erreicht.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentationen

Teilergebnisse dieses Vorhabens wurden auf Fachmessen und Tagungen (DWA-Regenwassertagung 2012 Berlin; IFAT 2012 München) mit der interessierten Fachöffentlichkeit diskutiert und das Verfahren potenziellen Vertriebspartnern mündlich vorgestellt. Die umfangreiche Veröffentlichung der Projektergebnisse sowie ein Ausblick auf die technische Umsetzung erfolgt in Form des vorliegenden Berichtes.

Eine Veröffentlichung der relevanten Projektergebnisse und -ideen in den Organen der FACHVEREINIGUNG BETRIEBS- UND REGENWASSERNUTZUNG E.V. ist geplant.

Die Versuchsanlage wurde im Rahmen einer Exkursion zum Thema „Wasseraufbereitungstechnologien“ Studenten des Int. Studiengangs Umwelttechnik der Hochschule Bremen am 25.03.2011 vorgestellt. Gleichzeitig wurde das Projekt und deren Inhalte in der Lehrveranstaltung „Ökologie“ vorgestellt.

Fazit

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass bewachsene Bodenfilter sich zur Reinigung zinkhaltiger Gewächshausabläufe und Herstellung qualitativ hochwertigen Gießwassers für die gärtnerische Produktion eignen. Die Untersuchungen zeigen ein stabiles Erreichen der angestrebten Reinigungswirkung. Durch Verbindung mit vor- und nachgeschalteten, modularisierbaren Anlagenkomponenten ist das System flexibel und kann wirtschaftlich in der gärtnerischen Produktion eingesetzt werden. Die Bioaktivierung gewährt eine Selbstoptimierung des Systems und senkt die Intervalle für Wartung und Unterhalt.

GLIEDERUNG

	Seite
1	ZUSAMMENFASSUNG1
2	EINLEITUNG2
3	HINTERGRUND5
3.1	Zink als Baumaterial5
3.1.1	Zinkbleche.....5
3.1.2	Zink als Korrosionsschutzmittel6
3.1.2.1	Normen und Regelwerke.....6
3.1.2.2	Korrosionsschutzwirkung von Zinküberzügen.....6
3.1.3.1	Abtrag von Zinkschutzschichten.....8
3.1.3.2	Niederschlagsabflüsse: atmosphärische Primärbelastung mit Zink.....9
3.1.3.3	Dachabläufe: Zinkabträge und Konzentrationen.....10
3.2	Gartenbau11
3.2.1	Gewächshausflächen.....11
3.2.2	Gewächshausabläufe: Sekundärbelastung mit Zink.....13
3.3	Bewässerungswasser: technische, hygienische und chemische Anforderungen14
3.4	Bedeutung von Zink in der gärtnerischen Produktion16
3.4.1	Zink in Böden.....16
3.4.2	Zink in der Pflanze.....17
3.4.2.1	Zinkmangel in Pflanzen.....18
3.4.2.2	Zinktoxizität auf Pflanzen.....18
3.4.3	Gießwasserqualität.....21
3.4.4	Ökotoxizität von Zink.....21
4	MATERIAL UND METHODEN23
4.1	Chemikalien23
4.2	Geräte23
4.3	Methoden (Freilandversuche)24
4.3.1	Probennahme.....24
4.3.2	Analytik und Bestimmungsmethoden.....25
4.3.3	Instrumentelle Analytik.....26
4.3.4	Versuchsanlage27
4.3.4.1	Lage und Klima.....27
4.3.4.2	Gewächshaus.....28
4.3.4.3	VersuchsfILTER.....29
4.3.4.3.1	Filtercorpus.....29
4.3.4.3.2	Filtermaterialien.....29
4.3.4.3.3	Pflanzenmaterial.....31
4.3.4.4	Aufbau der Filterkörper.....32
4.3.4.4.1	Substrataufbau.....32
4.3.4.4.2	Bepflanzung der Filterkörper.....32
4.3.4.5	Bewässerungsmimik.....32
4.3.4.6	Wasserspeicher.....34
4.3.4.7	Filtervarianten.....35
4.3.4.8	Untersuchungszeitraum.....35

GLIEDERUNG

	Seite
4.4	Ergänzende Laboruntersuchungen..... 36
4.4.1	Material..... 36
4.4.2	Methoden..... 37
4.4.2.1	Stoffbindung der Substrate..... 37
4.4.2.2	Gießwassereignung der Filtrate..... 37
4.4.2.2.1	P-Düngung..... 37
4.4.2.2.2	Schadwirkung von Zink: Kulturversuche..... 37
4.4.2.3	Schadwirkung von Zink: Kressehemmteste..... 38
5	ERGEBNISSE..... 39
5.1	Witterung und Niederschläge..... 39
5.1.1	Witterungsverlauf 2011..... 39
5.1.2	Witterungsverlauf 2012..... 41
5.1.3	Abflusswirksamer Niederschlag – Abflussbeiwert..... 42
5.1.4	Stapelhöhen und effektiver Niederschlag..... 43
5.2	Feststoffuntersuchungen – Labor..... 43
5.2.1	Charakterisierung der Komponenten der eingebauten Filtersubstrate..... 43
5.2.2	Batchversuche..... 44
5.3	Feststoffuntersuchungen – Versuchsfiler..... 46
5.3.1	Entwicklung der Filtermatrices..... 46
5.3.2	Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte..... 48
5.3.3	Zinkanreicherungen in Substraten..... 49
5.3.4	Erforderlicher Silikatkolloidzuschlag..... 49
5.3.5	Ergänzende Untersuchung: diffuse Punktbelastung durch Drainageablauf..... 50
5.4	Wasseruntersuchungen..... 50
5.4.1	Durchschnittliche Reinigungsleistung - Konzentrationsbezogene Auswertung -..... 50
5.4.2	Durchschnittliche Reinigungsleistung - Frachtenbezogene Auswertung -..... 54
5.4.3	Quantifizierung der Filtratvolumina..... 55
5.5	Filterbepflanzung..... 56
5.5.1	Beiträge der Filtervegetation zur Sickerwasserreduktion..... 56
5.5.2	Monitoring der Filtervegetation..... 56
5.5.3	Spontane Begleitvegetation..... 59
5.5.4	Zn-Akkumulation <i>in situ</i> im Pflanzengewebe..... 60
5.6	Gießwassereignung..... 61
5.6.1	Bewässerung ausdauernder, sensibler Kulturpflanzen mit aufgefangenen Filtraten und dem Dachabfluss..... 61
5.6.2	Kultivierung ausdauernder, sensibler Zierpflanzen in zinkdotierten Anzuchtmedien..... 62
5.6.3	Kressehemmtest mit zinkhaltigen Substraten..... 63

GLIEDERUNG

	Seite
6	DISKUSSION 65
6.1	Filtersubstrate 65
6.1.1	Charakterisierung der Komponenten der eingebauten Filtersubstrate..... 65
6.1.2	Entwicklungsdynamik der Filtersubstrate..... 66
6.1.3	Stoffverhalten in den Filtersubstraten..... 68
6.1.4	Stoffbindung..... 70
6.1.5	Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert..... 70
6.2	Filtrate 71
6.2.1	Wasserqualität der Filtrate..... 71
6.2.1.1	Konzentrationsbezogene Auswertungen..... 71
6.2.1.2	Frachtenbezogene Auswertungen..... 78
6.3	Pflanzenuntersuchungen 78
6.3.1	Freilanduntersuchungen..... 78
6.3.1.1	Etablierung und Stabilität der Bepflanzung..... 78
6.3.1.2	Sickerwasserreduktion durch die Filterbepflanzung..... 79
6.3.1.3	Beitrag der Bepflanzung zur Filterleistung..... 82
6.3.2	Laboruntersuchungen 83
6.3.2.1	Gießwassereignung der Filtrate und des Dachablaufes..... 83
6.3.2.2	Zinktoxizität bei <i>Primula vulgaris</i> 84
6.3.2.3	Kressehemmteste..... 84
6.4	Diffuse Punktbelastung des Drainageablaufes 85
7	FAZIT 86
7.1	Umweltentlastung..... 86
7.2	Vergleich mit anderen Filtersubstraten..... 86
7.3	Kosten..... 87
7.4	Ausblick..... 87
8	FILTERMODUL:
	FUNKTION, KONSTRUKTION UND BETRIEBSHINWEISE 88
8.1	Funktionsweise 88
8.2	Konstruktionsweise 88
8.2.1	Zentrale Anlagenbestandteile..... 89
8.2.2	Periphere Anlagenbestandteile..... 91
8.3	Betrieb, Inspektion und Wartung 93
9	LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS 96

- Anhang A -

DIN 1989: Regenwasseraufbereitung und -nutzung

- Anhang B -

Marktübersicht Regenwassernutzungsanlagen

- Anhang C -

Regenwasserreinigung - Konstruktive Lösungen

- Anhang D -

Gewächshäuser in Stahlskelettbauweise

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

Abbildung		Seite
1	Verwendung von Zinkblechen in der Hausbedachung.....	5
2	Auswirkungen der Schwermetallgehalte im Boden auf das Wachstum der WINTERGERSTE.....	19
3	Lage des Versuchsstandortes „Azaleenhaus“.....	27
4	Versuchsgewächshaus „Azaleenhaus“ und Versuchs- filteranlage im Betrieb.....	28
5	Sieblinie des in den Filtern eingebauten Sandes.....	30
6	Pflanzware von <i>Phalaris arundinacea</i>	32
7	Einbau basale Kiesdrainage, fertiggestellte Filtersubstrate.....	33
8	Zustand der Bepflanzung im April 2011.....	33
9	Anschluss des geschlitzten Stirnrohrs (Grobverteiler); Überlauf vom Stirnrohr in Feinverteiler mit Bewässerungsrohren.....	34
10	Versuchsfilteranlage mit etablierter Bepflanzung nach einem halben Betriebsjahr.....	34
11	Schematischer Aufbau der Filtervarianten „S“, „1F“ und „2F“.....	35
12	Niederschlagsmengen 2011.....	39
13	Temperaturmaxima 2011.....	39
14	Prozentuale Verteilung der Regenereignisse 2011.....	40
15	Niederschlagsmengen I - VIII/2012.....	41
16	Temperaturmaxima I - VIII/2012.....	41
17	Prozentuale Verteilung der Regenereignisse I - VIII/2012.....	42
18	Adsorptionsisothermen von Zink mit verschiedenen Substrat- Mischungen.....	45
19	Zn ²⁺ -Desorptionsisothermen verschiedener Sorbentien.....	45
20	Entwicklung der Filtersubstrate nach 1½ Jahren.....	46
21	Langjährige Drainageausmündung des „Azaleenhaus“.....	50
22	Initiale Abnahme der Leitfähigkeit der Filtrate („Einfahreffekt“).	53
23	Starke Wassererosionsschäden im unbepflanzten Filter „S“ und einsetzende Einwanderung durch <i>Phalaris</i> rhizome.....	58
24	Feinwurzelwerk von <i>P. arundinacea</i>	58
25	Vegetative Ausbreitung von <i>P. arundinacea</i>	58
26	Versuche zur Gießwassereignung - arttypische Entwicklung von <i>Primula vulgaris</i> und Phosphatinduktion junger Blätter.....	62
27	Abnahme der Transpiration von <i>P. vulgaris</i> bei verschiedenen Zinkgehalten.....	62
28	Zinkinduzierte Xeromorphie bei <i>P. vulgaris</i>	63
29	Größenverteilung Kressekeimlinge bei verschiedener Zinkbelastung.....	64
30	Bildung oberflächlicher Algenteppiche, abfiltrierte Algenbiomasse.....	75
31	Bewässerungsstränge: Verstopfte Auslassöffnung und Veralgung des Schutzgitters.....	81
32	Erosionsschäden im sandigen Substrat nach Verstopfung.....	81

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle		Seite
1	Physikochemische Eigenschaften von Zink.....	5
2	Schichtdicken verschiedener Verfahren zur Verzinkung.....	7
3	Korrosionsbelastung nach DIN EN ISO 12944-2.....	8
4	Primärbelastung von Niederschlägen mit Zink.....	9
5	Sekundärbelastung von Niederschlägen mit Zink durch teil- und flächig verzinkte Dächer.....	9
6	Abtragsraten von Zink.....	10
7	Zinkeintrag in Wasser und Boden durch feuerverzinkte Produkte.....	11
8	Gewächshausflächen einzelner Gartenbaubranchen.....	12
9	Bedachung von Unterglaskulturen.....	12
10	Regionale Verteilung niedersächsischer Gartenbaubetriebe.....	13
11	Übersicht über die Zinkbelastung gartenbaulicher Gewächs- hausabflüsse und Regenwasserspeicher.....	13
12	Mikrobiologische Anforderungen an Bewässerungswasser.....	15
13	Unkritische Toleranzbereiche für Inhaltsstoffe von Gießwässern.....	16
14	Physiologischer Schadsymptome zinkbelasteter Pflanzen.....	20
15	Ökotoxikologische Effekte von Zink.....	22
16	Ökotoxikologische Bewertung der Zinkbelastung von Fließ- Gewässern.....	22
17	Jahresmittelwerte ausgewählter Klimaparameter der DWD-Referenzstation Bremen-Flughafen.....	27
18	Mittlere Niederschlagssumme und Anzahl der Regentage.....	28
19	Eigensiebung des eingebauten Filtersands und des Komposts.....	30
20	Eigenschaften des Filtersands.....	30
21	Bodendichten und Porenvolumen von Mineralböden.....	30
22	Eigenschaften des eingebauten Fertigkompostes.....	31
23	Eigenschaften des eingebauten Na-Silikatkolloids AGROSIL LR®.....	31
24	Zeigerwerte von <i>Phalaris arundinacea</i> und <i>Primula vulgaris</i>	32
25	Chronologie erfolgter Bau-, Wartungs- und Reparaturarbeiten.....	36
26	Berechnete Stapelhöhen und angefallene Filtratvolumen.....	43
27	Entwicklung der Korngrößenzusammensetzung.....	47
28	Entwicklung der Gehalte organischer Substanz.....	47
29	Entwicklung der Bodenreaktion.....	48
30	Tiefendifferenzierte Wassergehalte der Filtersubstrate.....	48
31	Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte.....	49
32	Durchschnittliche Zinkgehalte in den Filtersubstraten.....	49
33	Anzahl quantifizierbarer Zinkkonzentrationen in den Filtraten.....	51
34	Zusammenfassung der Filtratwerte 01.05.- 31.12.2011.....	51
35	Zusammenfassung der Filtratwerte 01.01.- 31.08.2012.....	51
36	Zinkbefrachtung der Filter und mittlere Filtratkonzentrationen.....	55
37	Saisonal differenzierte Wasserbilanz (2011).....	55
38	Saisonal differenzierte Wasserbilanz (2012).....	56

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle		Seite
39	Prozentuale Aufteilung der Filtratvolumen bzw. der Dachabläufe.....	56
40	Entwicklung der Sprosslängen von <i>P. arundinacea</i>	57
41	Trockenmassen und Wassergehalte von <i>P. arundinacea</i>	57
42	Aufnahme des Pflanzenbestandes auf den Filtersegmenten.....	59
43	Zinkkonzentrationen in Pflanzen.....	61
44	Keimhemmung von <i>L. sativum</i> bei verschiedener Zinkbelastung.....	64
45	Vorschriften, Normen und Genehmigungsverfahren zu Bau und Betrieb von Regenwassernutzungsanlagen (Auswahl).....	94
46	Inspektions- und Wartungsintervalle nach DIN 1989-1.....	95

VERZEICHNIS VON ABKÜRZUNGEN UND DEFINITIONEN

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
BBodSchV	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung
BG	Bestimmungsgrenze
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BLU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
BLW	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
BSU	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg
DAS	Deutscher Ausschuss für Stahlbau
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
DIN	Deutsches Institut für Normung
DWD	Deutscher Wetterdienst
FBR	Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V.
FG	Frischgewicht
h	hour (Stunde)
HD-PE	hochdichtes Polyethylen
KAK	Kationenaustauschkapazität
KbE	Koloniebildende Einheiten
kg	Kilogramm
KG	Kanalgrundrohr
l	Liter
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LBC	liquid bulk container
LFU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MWK	max. Wasserhaltekapazität
n	Stichprobenumfang
N _{eff.}	abflusswirksamer Niederschlag
PU	Polyurethan
RBF	Retentionsbodenfilter
rpm	revolutions per minute (Umdrehungen / Minute)
SK	Sand-Kompost
SKA	Sand-Kompost-Agrosil
SUBV	Senator für Umwelt, Bau und Verkehr Bremen
t	Tonne (10 ³ kg)
TS	Trockensubstanz
w/v	weight per volume (Gew.-%)
ZV	Zielvorgabe (LAWA)

Filter:	poröses Medium zur Partikel- und Stoffabtrennung aus Lösungen
Gewächshaus:	lichtdurchlässige, glaseingedeckte Gebäudekonstruktion zur geschützten, kontrollierten Pflanzenproduktion im Gartenbau
Niederschlagswasser:	nach §54(1) WHG Regenwasser, das von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließt; behandlungsbedürftiges Abwasser
Gießwasser:	Wasser, welches durch ausgewogene chemische Zusammensetzung (Salzgehalt, Härte, Ionen) für die Pflanzenanzucht geeignet ist

1 ZUSAMMENFASSUNG

Es wurde ein hocheffektives, dezentral-modularisierbares und biologisch selbstoptimierendes Filtersystem zur Reinigung zinkhaltiger Gewächshausabflüsse unter Praxisbedingungen erprobt. Im Fokus der Untersuchungen standen die Filterleistungen (Reinigungsleistung, Einhaltung rechtlicher und produktionsbiologischer Vorgaben, Stoffbindekapazität, Gießwassereignung, Retentionsfunktion, Vegetationsleistungen) sowie die Entwicklung eines darauf aufbauenden Filtersystems (Konstruktion, Anordnung, Einbau, Betrieb, Service).

➤ Erzielte Ergebnisse

Der zinkhaltige Dachablauf eines Gewächshauses mit feuerverzinkten Dachkomponenten überstieg bereits unter einer mäßig korrosiven Atmosphäre rechtliche Prüfwerte wie auch produktionsbiologische Empfehlungen, was in den Wasser- und Pflanzenuntersuchungen bestätigt wurde. Die Behandlung von Abläufen auch nur teilverzinkter Dachflächen ist demnach erforderlich.

Die Versuche zeigten, dass eine mechanische Filtration mit Sandsubstraten zur dauerhaften Reinigung solcher zinkbelasteter Wässer ungeeignet ist. Nur physiko-chemische wirkende Filter wie der hier erprobte, bioaktivierte Kompositfilter ermöglichen bei zinkbelasteten Dachabläufen eine verlässliche und effiziente Reinigung. Primär mit einer 10 cm mächtigen Reaktivbarriere aus sorptionsstarken Substratadditiven wurde hier ein Wirkungsgrad von >90% c_0 erzielt, was den Vorgaben der BBODSCHV und biologischen Wirkschwellen entspricht. Gleichzeitig wurde eine weitestgehende Reduktion der emittierten Jahresfrachten erreicht.

Der getestete Kompositfilter war unter Praxisbedingungen strukturstabil mit anhaltend hoher Infiltration. Seine Zinkelimination und die Stoffbindungskapazität entsprachen oder übertrafen Angaben zu anderen Substraten. Die bioaktivierende Bepflanzung förderte die Filterleistungen in vielfältiger Weise (Kolmationsschutz, Phytostabilisierung, Rhizofiltration, Transpiration, ggf. Phytoextraktion). Im Gegensatz zu anderen Substraten fand eine stetige, substratbürtige Bereitstellung von Pflanzennährstoffen statt, so dass der gereinigte Dachablauf hohe Gießwassereignung besitzt.

Ein gleich- oder höherwertiger Reinigungskomfort bei geringerem Flächen- und Tiefenbedarf bietet Potenziale zur Miniaturisierung von Filteranlagen und zur Sekundärnutzung von Flächen. Zukünftig kann dem Gartenbau in Form eines modularisierten Baukastensystems ein platzsparendes, leistungsfähiges und robustes Schnellfiltersystem für zinkbelastete Gewächshausabläufe angeboten werden.

➤ Empfehlungen für das weitere Vorgehen

Die Projektergebnisse bilden die Grundlagen zur erfolgreichen Produktentwicklung eines bioaktivierten, modularisierten Hochleistungs-Kompositfilters mit hohen hydraulischen und stofflichen Belastbarkeiten und geringem Flächen- und Tiefenbedarf. Diese sollte in einer zweiten Projektphase mit KMU-Partnern ingenieurwissenschaftlich realisiert werden.

➤ Kooperationspartner

STIFTUNG BREMER RHODODENDRONPARK (Bremen)

H₂ORESEARCH GMBH (Münster)

➤ Projektförderung

DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (Az: 27859)

2 EINLEITUNG

Die heutige Siedlungswasserwirtschaft ist dadurch charakterisiert, dass das flächenhaft aus versiegelten oder bebauten Gebieten gefasste Niederschlagswasser durch großdimensionierte Kanalisationen weitestgehend dem natürlichen Wasserkreislauf entzogen wird. Dieses vorherrschende Ableitungsprinzip führt zu gravierenden Problemen im Wasserhaushalt:

- Verschärfung von Abflussspitzen, überlastete Entwässerungssysteme
- Verringerung der Basisabflüsse in Trockenzeiten
- Verringerung von Grundwasserbildung und Verdunstung
- Hohe Schadstoffbelastung der Vorflut [HIE08; SIE09].

Gefragt sind alternative, nachhaltig orientierte Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung, die lokale Wasserkreisläufe weitestgehend erhalten (Wasserhaushaltsgesetz §§54 - 61) [WHG02]: Regenwasser ist zukünftig nicht mehr problematisches Entsorgungsprodukt der Kanalisation, sondern zunehmend ein rezyklierbarer, hochwertiger Rohstoff. In der Konsequenz findet aktuell in der Wasserwirtschaft eine grundsätzliche Umstellung der Teilsysteme „Ver-/Entsorgung“ als auch des Subsystems „Nutzung“ statt. Dies betrifft

1. ressourceneffizientere Technologien
2. Regen- und Abwasser als Ressource; Teilstrombehandlung
3. bedarfsgerechte Wasserqualitäten
4. Nutzungskaskaden; multiple Nutzung
5. Dezentralisierte „Point of use“-Technologien
6. Intersektorielle Synergien der urbanen Versorgungsinfrastruktur [HIE08].

In diesem Umfeld gewinnen dezentrale Verfahren wie Regenwasserbehandlung, -nutzung, -versickerung, gedrosselte Ableitung oder Verdunstung hohe Priorität.

Wenn schadstoffbelastete Auffangflächen (z.B. Straßen, Industrieflächen, metallgedeckte Dächer) an Regenwassernutzungsanlagen angeschlossen werden oder erhöhte Anforderungen an die Qualität des Betriebswassers gestellt werden, ist oft die Reinigung des Niederschlagswassers erforderlich. Hierfür wurden in jüngster Zeit unterschiedliche Verfahren entwickelt, die z.T. der Schadstoffelimination dienen und das gereinigte Regenwasser dem natürlichen Wasserkreislauf oder anderweitiger Nutzung zuführen. Besondere Eignung haben solche Anlagen, die wirkungsvoll den Gebietsabfluss reduzieren. Einer Studie des Umweltbundesamtes sind einige dieser derzeit verfügbaren dezentralen Behandlungsanlagen zu entnehmen [HILB05, FUC10].

Auch im Gartenbau kann eine rationelle Nutzung verfügbarer Wasserressourcen zur Umweltentlastung beitragen und zugleich die Produktions- und Betriebskosten senken. Ein wesentlicher Einsparfaktor würde erreicht, wenn aufgefangenes Regenwasser großflächiger Gewächshausanlagen vor Ort gereinigt und als Betriebswasser genutzt würde. Dies wird in Gartenbaubetrieben jedoch nur eingeschränkt realisiert, da bei >80% des Treibhausbestandes feuerverzinkte Stahlbaukonstruktionen (s. Kap. 3.1.2) sowie verzinkte Zubehörteile der Dachentwässerung phytotoxische Zinkbelastungen verursachen können. Die Nutzung dieser Dachabflüsse zur Bewässerung der Pflanzenproduktion ist problematisch, da sie aufgrund löslicher und partikulärer Zinkbestandteile als hochbelastet gelten [ATV04], wie u.a. Studien des Umweltbundesamtes [STO99] belegen. Häufig überschreiten die Abflusskonzentrationen die Zielvorgaben aquatischer Schutzgüter [OBE03, FÖR98] oder bestehende Toxizitäts- und Richtwerte (s. Kap. 3.4.3 [LAWA98, BBOD99, MOL88, PFL09]), so dass die hohen pflanzenhygienischen Anforderungen von Bewässerungsverfahren nicht gewährt sind.

Stattdessen wird in Ermangelung kostengünstiger Aufbereitungstechnologien Niederschlagswasser großer Dachflächen ungenutzt der Kanalisation zugeführt [TAN08, GRA08, NOL08]. Diese Ableitungspraxis ist betriebswirtschaftlich (vermeidbare Kosten für Stadtwasser und Kanalbenutzungsgebühren) wie volkswirtschaftlich (stoffliche und hydraulische Belastung kommunaler Abwasseranlagen) unökonomisch und widerspricht umweltpolitischen Konzepten, Wasserkreisläufe lokal nachhaltig zu bewirtschaften und „Abwässer“ weitestgehend zu verringern. Wird der Dachablauf dennoch in den Betriebswasserkreislauf eingespeist, widerspricht die häufig praktizierte Vermischung und Verdünnung der in Zisternen gesammelten Gewächshausabflüsse dem Quellenreduktionsprinzip („source control“) [GAN02].

Da Dachentwässerungen heute 76% der Zinkfrachten in Oberflächengewässer verursachen [KAY99], sieht das Umweltbundesamt insbesondere bei diesen diffusen Einleitern (wie z.B. dem Gartenbau) prinzipiellen Handlungsbedarf, um die erheblichen Schwermetallbelastungen der Gewässer zu reduzieren, was u.a. die Erprobung geeigneter Filtersysteme zur Nachrüstung des Gewächshaus-Altbestandes erfordert [STO99, UBA01].

In Deutschland bildet das Bundes-Bodenschutzgesetz die gesetzliche Grundlage zum Schutz von Boden und Grundwasser vor unerwünschten Einflüssen bei der Versickerung von Niederschlagsabläufen. Rechtlich bindend sind die Prüfwerte für Sickerwasser der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung [BBOD99], die an der Grenze von der ungesättigten zur gesättigten Zone gelten. Diese sieht für Zink eine max. Konzentration von $500 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$ im Sickerwasser vor, die von Behandlungsanlagen einzuhalten ist.

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz [WHG02] ist auf abflusswirksamen Flächen anfallendes, gesammeltes und abfließendes Niederschlagswasser Abwasser im Sinne des Wasserrechts und unterliegt grundsätzlich der gesetzlich geregelten Pflicht zur Abwasserbeseitigung. Bei punktuellen Schadstoffeinträgen ist das Abwasser auf einen bestimmten Qualitätszustand zu bringen, bevor es in ein Gewässer eingeleitet werden kann (§ 7a). Diese emissionsbezogenen Standards sind in der Abwasserverordnung festgelegt. Sie definieren den Stand der Technik unabhängig von der jeweiligen Gewässerqualität als das technisch Machbare.

Einen Überblick zu Verfahren und Trends der aktuellen Regenwassernutzung gibt BULLERMANN [BUL09]. Der „Stand der Technik“ ist in der DIN-Reihe 1989 (Regenwassernutzungsanlagen; vgl. Anhang A) [DIN4], dem Regelwerk „ATV-A 138“ (Versickerungsanlagen) [ATV03] sowie der „ATV-M 153“ (Umgang mit Regenwasser) [ATV04] definiert. Dabei wird explizit auf starke Belastungen des Regenablaufs von Metaldachflächen abgehoben („Flächentyp 6: 35 Punkte“) [ATV04].

Neben der Kanalisation solcher Dachabflüsse ist unter bestimmten Bedingungen ihre dezentrale Versickerung möglich. Diese erfordert eine reinigende Bodenpassage von >30 cm Oberboden (Typ D1b) oder den Durchgang durch eine bewachsene Filteranlage mit Vorreinigung und Retentionsraum (Typ D12: Sedimentationsanlage mit nachgeschaltetem Filterbecken mit >60 cm Sand 0/2 mm) [ATV04]. Die Folgen sind hohe Kosten oder hoher Flächenbedarf. Da unterirdische Behandlungsformen kategorisch ausgeschlossen sind und gleichzeitig Bagatellgrenzen der Dachflächen [ATV04] oft überschritten werden, ist die Versickerung für Gartenbaubetriebe unattraktiv.

Der Prävention von Zink-Abschwemmungen dienen Beschichtungssysteme nach DIN 12944/5 [DIN6], die aber technisch aufwändig und im Alt-Bestand kaum praktiziert sind [GRA08, HILB05]. Eine nachträgliche Entfernung von Schwermetallen aus dem Dachablauf

wurde mit verschiedenen Adsorbentien wie Zeolithe [ATH03, NOL08, HYD06, HUB08, NAS01, BOL06, CUR97], Montmorillonit [NAS01, CHAK02], Calcium-Silikat-Hydrat [NOL08, HYD06], granuliertes Eisenhydroxid (GEH) [STE03], GEH / Kalksand [BOL06], Porenbeton [BOL06], Polypropylen-Flocken [HILL05] oder carbonathaltiger Sand [STR04] erprobt.

Teilweise auf Basis dieser Substrate werden einige Regenwasserbehandlungsanlagen angeboten, die Schwermetalle entfernen und gleichzeitig eine Ableitung des Wassers vermeiden [ATV04, HILB05, STR04]. Systeme auf Basis vorgefertigter, substrathaltiger Ableitelemente [MAL08, KME10, 3P1] oder Filtrationsanlagen und kombinierte Systeme [DIE05, MAL08, DBU08, HILB04, 3P2, ELG08, PUR10] tragen nicht zur hydraulischen Entlastung der Kanalisationen bei und widersprechen dem Abkopplungsgebot. Beispiele aus dem Sortiment dieser kommerziell angebotenen Filterprodukte sind in Anhang C abgebildet, eine aktuelle Marktübersicht zu technischen Komponenten und Verfahren der Regenwassernutzung findet sich in [FBR11] sowie in Anhang B.

Die Reinigungsleistungen der genannten Verfahren sind oftmals suboptimal (z.B. [TEG09]), da kurze Kontaktzeiten sowie die punktuelle Nutzung das theoretische Sorptionspotenzial einschränken.

Das **Ziel des Vorhabens** ist die Entwicklung eines hocheffektiven, dezentral-modularisierbaren und biologisch selbstoptimierenden Filtersystems für eine qualitativ hochwertige Reinigung zinkhaltiger Abschwemmungen großflächige Treibhäuser. Experimentell wird hierfür der zinkhaltige Dachabfluss eines alters- und bautypischen Gewächshauses unter normalen meteorologischen Bedingungen in einen bioaktivierten, praxisbewährtem Kompositfilter aus Substrat und Bepflanzung [DOB07, DOB11, HOL12] geleitet, der als Volumenfilter mit gedrosselter Wasserabgabe fungiert.

Die mit einer schadstoffadaptierten Bepflanzung versehenen Substratfilter mit schwermetallfixierenden Additiven kombinieren die Vorteile des Schwermetallrückhaltes mit dem Retentionseffekt einer reduzierten Wasserbewegung („Dezentrale Retention mit Reduktion“ [GAN02]). Hierdurch verlängern sich Kontaktzeiten, was speziell die oberflächliche Sorption von Schwermetallen verbessert.

Die Bepflanzung erhöht durch kontinuierliche Streuzufuhr selbstoptimierend die Sorptions- und Filterkapazität [DOB07], die Wurzelaktivität verhindert die Kolmation des Filtersubstrates und senkt die Erosionsanfälligkeit. Nach Filterpassage gelangt das Wasser in Speicher, die der Volumenbestimmungen und der Beprobung dienen. Die Filterwirkung wird durch den Vergleich mit einem konventionellen Sand-Filter ermittelt. Die Versuche gelten als erfolgreich, wenn die Reinigung dauerhaft den Anforderungen der BBODSCHV ($<0,5 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$) [BBOD99] entspricht und das Filtrat somit als Gießwasser nutzbar ist.

Ökologisch ermöglicht die Nachrüstung des Gewächshaus-Altbestandes mit diesem Filtersystem dem Gartenbau eine umweltgerechtere Produktionsweise, da die multiple Nutzung von Regenabflüssen zur Schließung lokaler Wasserkreisläufe beiträgt. Ökonomisch günstig ist die rationellere Nutzung der Dachwasserressource zur Substitution des Betriebswasserverbrauchs. Da gleichzeitig Kanalnutzungsgebühren gesenkt werden, erhöht die Bereitstellung hochwertig aufbereiteten Sekundärrohwassers die Akzeptanz der Regenwassernutzung.

In Verbindung mit der Miniaturisierung des Filtersystems in servicefreundlicher Modulbauweise stehen flexibel adaptierbare Anwendungsformen zur Verfügung, was die bauliche Integration in Betriebsflächen sowie die Nachrüstung im gartenbaulichen Bestand oder den Einsatz in urbanen Verdichtungsgebieten erleichtert.

3 HINTERGRÜNDE

3.1 Zink als Baumaterial

Zink ist ein silberweiß glänzendes Übergangsmetall, das chemisch als unedel gilt (physikochemische Eigenschaften: s. Tab. 1). An der Luft überzieht es sich schnell mit einer bläulich-grauen Oxid- und/oder Carbonatschicht („Patina“), die es gegen Atmosphärrillen und Wasser beständig macht. Im Bauwesen ist Zink ein traditioneller Werkstoff, da es eine hohe Materialbeständigkeit hat und bei mechanischer Belastung plastisch stark verformbar („duktil“) und somit leicht zu verarbeiten ist.

Tabelle 1: Physikochemische Eigenschaften von Zink [MER84, STR94].

Zink	
Aussehen	bläulich - grau
Atommasse	65,38 u
Dichte	7,1 g x cm ⁻³
Schmelzpunkt	419,5 °C
Siedepunkt	907 °C
Oxidationszustände	2
Normalpotenzial	- 0,79 V
Elektronegativität	1,65 (Pauling)

3.1.1 Zinkbleche

Haupteinsatzgebiete flächiger Zinkbleche sind Dacheindeckungen (Abb. 1), Regenrinnen, Fallrohre, Dacheinbauten, Anschlüsse und Dachkehlen sowie Fassadenelemente und Abdeckungen z.B. von Gesimsen oder Außenfensterbänken [HEL10]. Zunehmend werden auch verzinkte Stahlelemente in der Fassadengestaltung eingesetzt. Die Bekleidung erfolgt dabei in Form von Gitterrost-, Blech-, Streckmetall oder Lamellenfassaden.

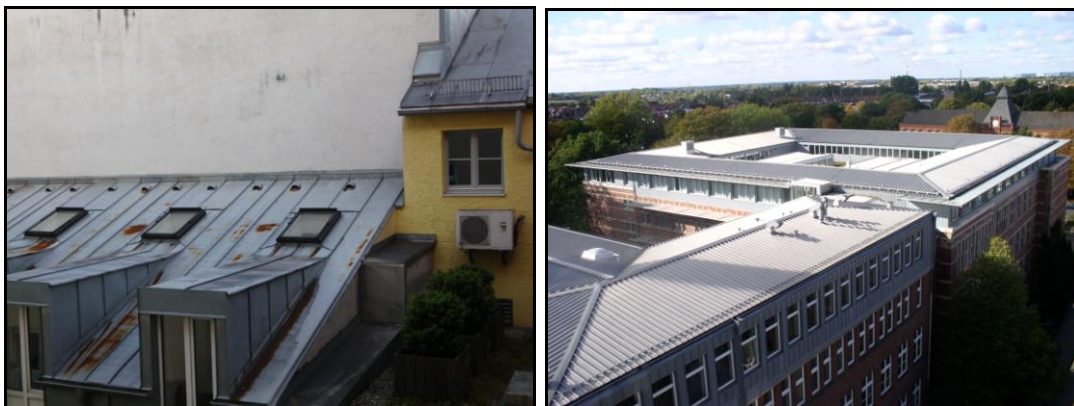


Abbildung 1: Verwendung von Zinkblechen in der Hausbedachung.

2001 lag der gesamte deutsche Zink-Verbrauch bei 640000 t [HILB05]. Im Bereich des Bauzinks entfielen etwa 50% des Marktvolumens auf die Dachentwässerung, 30% auf Dach- und Fassadenanwendungen und 20% auf Kleinteile wie Traufen, Kehlen und Mauerabdeckungen. Angaben zu der gesamten, in Deutschland in der Außenhaut von Gebäuden montierten Zinkoberfläche schwanken zwischen 430 Mio m² [ANS98] und 260 Mio m² [HUL03B] bzw. 227 Mio m² [HUL03A]. Ursache dieser starken Flächendiskrepanz ist die Berücksichtigung von Flächenanteilen für Verschnitt, Falze, Abkantungen, Überdeckungen

etc. Diese Abzüge betragen für Regenrinnen und Kleinteile jeweils 10%, für Dachflächen 25% [HUL01].

Aufgrund der langen Lebensdauer und der Zunahme bedeckter Flächen ist mit einem weiteren Anwachsen zinkgedeckter Oberflächen zu rechnen.

3.1.2 Zink als Korrosionsschutzmittel

Der mengenmäßig bedeutendste Verwendungszweck von Zink ist der Korrosionsschutz von Eisenteilen („Rostschutz“). Dieser ist erforderlich, da „Korrosion, die Reaktion eines metallischen Werkstoffes mit seiner Umgebung, ... eine messbare Veränderung des Werkstoffes bewirkt und zu einer Beeinträchtigung der Funktion eines metallischen Bauteils oder eines ganzen Systems führen kann“ [DIN12].

2006 entfielen von über 11×10^6 t Zink 47% auf die Verwendung im Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten [HTTP://WWW.ILZSG.ORG/STATIC/STATISTICS].

Beim Korrosionsschutz unterscheidet man üblicherweise drei Verfahren:

- a) metallische Überzüge, z.B. Feuerverzinkung
- b) Beschichtung (Grundbeschichtung - früher Zinkchromat oder Bleimennige, heute oft zinkhaltige Kunstharzbeschichtungen - und Deckbeschichtung)
- c) sog. Duplex-Systeme (Kombination aus Feuerverzinkung und Beschichtung)

3.1.2.1 Normen und Regelwerke

Technische Regelwerke zum Korrosionsschutz für Stahl sind die Normen DIN EN ISO 1461 (Feuerverzinken / Stückverzinken) [DIN7] sowie die DIN-Familie EN ISO 14713 (Zinküberzüge) [DIN9]. Weitere Hinweise zur Feuerverzinkung sind der DAST-Richtlinie 022 („Feuerverzinken von tragenden Konstruktionen“) zu entnehmen.

Der Korrosionsschutz durch flüssige Beschichtungsstoffe wird in der Normenreihe DIN EN ISO 12944 [DIN6] geregelt.

Korrosionsschützende Beschichtungssysteme (Duplex-Verfahren) werden durch die DIN 55633 [DIN8] normiert und ergänzt durch das praxisorientierte Arbeitsblatt K20 „Korrosionsschutz durch Duplex-Systeme“ der Arbeitsgemeinschaft Industriebau.

Den Bereich der Fassadengestaltung normiert die DIN 18516-1 „Außenwandbekleidungen“ feuerverzinkte Tragkonstruktionen, Fassadenteile und Verbindungselemente [DIN10].

3.1.2.2 Korrosionsschutzwirkung von Zinküberzügen

Eisen- und Stahlprodukte erfahren durch Zinküberzüge einen Schutz gegen atmosphärische Korrosion, da sie sowohl eine

- Barrierewirkung durch Deckschichten („passiver Korrosionsschutz“) als auch einen
- kathodischen Schutz („aktiver Korrosionsschutz“)

bieten.

➤ Barrierewirkung

Aufgebrachte Schutzschichten trennen den metallischen Werkstoff vom korrosiven Mittel und verhindern bzw. verzögern die Korrosion. Zu diesen Verfahren des „passiven Korrosionsschutzes“ zählen metallische Zinküberzüge (s. Tab. 2). Zu den wichtigsten, auf Zinküberzug basierende Korrosionsschutzverfahren für Stahlbauteile zählt das diskontinuierliche Feuerverzinken, bei dem vorgefertigte (Stahl)erzeugnisse „am Stück“ mit einem Zinküberzug versehen werden („Stückverzinkung“). In Abhängigkeit von der Materialdicke be-

trägt die vorgeschriebene Zinkschicht 45 - 85 µm (nach [DIN7], s.u.), kann aber in Abhängigkeit vom Auftragsverfahren und den Anforderungen an das verzinkte Produkt bis 150 µm und darüber variieren (Tab. 2) [MAA08]. Solche feuerverzinkten Werkstücke sind je nach Bedingungen über Jahrzehnte vor Korrosion geschützt. Durch eine Kombination mehrerer Schichten („Duplex-System“, s.u.) kann der Schutz weiter gesteigert werden.

Tabelle 2: Schichtdicken verschiedener Verfahren zur Verzinkung [MAA08].

metallische Zinküberzüge	Verfahren	Schichtdicke Zink (µm)
	Vakuum-Aufdampfung	1 - 20
Feuerverzinkung	> 20	
galvanische Überzüge	< 50	
aufgespritzte Überzüge	80 - 200	
Diffusions-Überzüge	< 200	
plattierte Überzüge	5000 - 20000	

Besondere Eignung haben feuerverzinkte Konstruktionselemente u.a. beim Gewächshausbau. Hier ist der Einsatz verzinkter Stahlbaukonstruktionen sinnvoll, da in Gewächshäusern bei großen Spannweiten schlanke Tragkonstruktionen mit minimaler Beschattung erforderlich sind.

➤ **kathodischer Korrosionsschutz**

Das gute Korrosionsschutzverhalten von Zink basiert auf einer selbstständigen Ausbildung fest haftender und relativ wasserunlöslicher Deckschichten aus Zink-Korrosionsprodukten, die sich üblicherweise auch selbsttätig regenerieren. Sie verlangsamen die anodische Bildung freier Zinkionen („passive Korrosion“). Durch diese Passivierung nimmt die Korrosionsgeschwindigkeit ab, bis sie bei lange bewitterten Schutzschichten eine stationäre Korrosionsgeschwindigkeit erreichen. Hierdurch wird der Korrosionsprozess des Eisens erheblich verzögert.

Die Korrosion von Zink in Wasser oder anderen Elektrolytlösungen ist eine Oxidationsreaktion aus zwei parallel laufenden elektrochemischen Teilreaktionen:

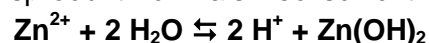
- anodische Oxidation unter Bildung von Metallionen:

$$\text{Zn} \rightleftharpoons \text{Zn}^{2+} + 2\text{e}^- \quad (U^0 = - 0,79 \text{ V})$$
- kathodische Reduktion eines Oxidationsmittels (elektrolytische Redoxreaktion)

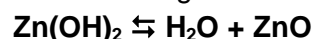
$$\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{e}^- \rightleftharpoons 4\text{OH}^-$$

Das Standardpotenzial von Zink liegt wesentlich unter dem des Eisens (U^0 : - 0,44 V). Daraus folgt, dass der Zinküberzug bis zur Bildung einer stabilen Deckschicht eine stärkere Korrosionstendenz hat als das Eisen und dieses gegen Korrosion schützt („kathodischer Korrosionsschutz“).

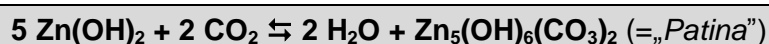
Als primäres, festes Korrosionsprodukt - d.h. als Deckschicht - entsteht Zinkhydroxid:



Das primäre Korrosionsprodukt Zinkhydroxid stellt eine nur mäßig schützende Schicht dar und kann unter Wasserabgabe zu Zinkoxid reagieren:

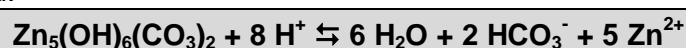


Sowohl Zinkhydroxid als auch Zinkoxid reagieren an der Atmosphäre mit Kohlendioxid weiter zu basischem, schwer wasserlöslichem Zinkcarbonat:



Dieses basische Zinkcarbonat ähnelt dem natürlichen Mineral *Hydrozinkit* und ist als schützende *Patina* verantwortlich für den Korrosionswiderstand des Zinks. Unter Einfluss salzhaltiger Meeresluft enthält die Deckschicht überwiegend basische Zinkchloride wie $\text{Zn}_5(\text{OH})_8\text{Cl}_2$. Die Ausbildung der Schutzschicht schwankt in Abhängigkeit von der Luftfeuchte zwischen einigen Tagen bis etwa $\frac{1}{3}$ Jahr [HUC11].

Unter Einwirkung von Säuren kann sich diese Deckschicht jedoch auflösen, wobei gelöstes Zink freigesetzt wird:



Die teilweise auf- bzw. abgelöste Patina kann von der Oberfläche abgeschwemmt werden und findet sich in zinkhaltigen Abflüssen befestigter Metallflächen wieder.

3.1.3.1 Abtrag von Zinkschutzschichten

Durch die oben skizzierten Prozesse wird die Schutzschicht abgetragen und muss aus dem Zinkuntergrund nachgebildet werden, was letztlich als Massenverlust bilanzierbar ist. Dieser Massenverlust steigt bei Freibewitterung mit

- zunehmender Luftfeuchte
- Kondenswasserbildung
- Niederschlagswasser
- atmosphärischen Schadgasen (SO_2) und Salzen (Chloride, Sulfate)

Daneben sind klimatische Faktoren maßgebend:

- Klimazone (kalt, gemäßigt, trocken, feuchtwarm, maritim),
- Atmosphärentyp (ländlich, urban, industriell, maritim),
- Lokalklima (näheres Einzugsgebiet) und
- Mikroklima (Bauteilumgebung)

Weitere relevante Einflussfaktoren für die Höhe der Abschwemmrate sind Dachneigung und das Alter der Einbauten [ODN98; ODN00].

Diese Korrosion kann als Masseverlust ($\text{g} \times \text{m}^{-2}$) oder als Geschwindigkeit ($\mu\text{m} \times \text{a}^{-1}$) angegeben werden. Anhaltspunkte für die Geschwindigkeit der Materialabnahme und die Korrosivität atmosphärischer Umgebungsbedingungen werden in der DIN EN ISO 12944-2 angegeben [DIN6] (Tab. 3).

Tabelle 3: Korrosionsbelastung: Umgebungsbedingungen nach DIN EN ISO 12944-2.

Korrosivitäts-kategorie	Dickenverlust 1. Jahr Zink (μm)	Umgebung Freiluft
C1	< 0,1	-
C2 (gering)	> 0,1 - 0,7	ländlicher Bereich, trocken S- und I-Atmosphäre mit mäßiger SO_2 -Belastung; gemäßigttes Küstenklima
C3 (mäßig)	> 0,7 - 2,1	I-Atmosphäre; Küstenatmosphäre mit mäßiger Salzbelastung
C4 (stark)	> 2,1 - 4,2	I-Atmosphäre mit hoher Luftfeuchte und aggressiver Atmosphäre
C5 (sehr stark)	> 4,2 - 8,4	

Bei Zink bildet sich nach etwa 10 Jahren ein Gleichgewicht zwischen Korrosionsrate und Abschwemmung [HEL10], aus der bei idealen Atmosphärenbedingungen ein moderater,

zeitlich konstanter Flächenabtrag von 2 - 3 $\mu\text{m} \times \text{a}^{-1}$ resultiert, der unter aggressiver Industriemosphäre aber auf etwa 15 $\mu\text{m} \times \text{a}^{-1}$ steigen kann [MAA08].

3.1.3.2 Niederschlagsabflüsse: atmosphärische Primärbelastung mit Zink

Die chemische Zusammensetzung von Dachabflüsse resultiert aus einer Primär-, einer Sekundärbelastung sowie aus lokalen Einflüssen.

Die **Primärbelastung** entspricht dem Schwermetallgehalt der Niederschläge (sog. „nasse Deposition“) sowie dem in der Luft transportierten, schwermetallhaltigen Schwebstaub („trockene Deposition“). Tab. 4 gibt für das Schwermetall Zink die Spannbreite dieser atmosphärischen Niederschlagsbelastung an.

Tabelle 4: Übersicht der Primärbelastung von Niederschlägen mit Zink.

Ort	Primärbelastung	
	Zn ($\mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$)	
Durchschnitt Deutschland	10 - 50	[UBA01]
Recklinghausen	5 - 235	[COL04]
Dresden	7 - 406	zit. in: [HEL10]
München	10 - 230	
Garching	bis 700	
Hude (2011)	max. 91	[NLW12]
Ovelgönne (2011)	max. 58	
Osterholz-Scharmbeck (2011)	<30	
Bremen-Neustadt (2011/12)	<500	EIGENE MESSUNGEN (2012)
Zn ($\mu\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{d}^{-1}$)		
Wilhelmshaven	28	[SGH12]
Hannover	44	

Die **Sekundärbelastung** des Niederschlagabflusses ergibt sich nach Oberflächenkontakt aus der Beschaffenheit der abflussbildenden Fläche. Im Falle von Metalldächern können Kupfer oder Zink aus dem Material in Lösung gehen und die Konzentration im Abfluss entscheidend erhöhen. Ähnliches kann durch metallische Fassaden oder schwermetallhaltige Überzüge erfolgen [SCHM10]. Bereits verzinkte Regenrinnen oder randliche Einfassungen mit Zinkblech führen zu problematischen Zinkbelastungen, die aber unter denen reiner Zinkdächer bleiben (Tab. 5) (Zur Sekundärbelastung von Gewächshausabflüssen: Kap. 3.2.2).

Tabelle 5: Übersicht über die Sekundärbelastung von Niederschlägen mit Zink durch teil- und flächig verzinkte Dächer [BLW98, ergänzt].

	Sekundärbelastung		
	Zn ($\text{mg} \times \text{l}^{-1}$)		
Zinkdach	(#1) 43,4 \pm 26,7	QUEK und FÖRSTER (1993)	
	(#2) 43,9 \pm 138		
	4,7 - 730		
	0,07 - 9,2 ($\varnothing = 1,73$)		
	3,3 - 32,7		
nur Zinkdächerrinnen	(#1) 9,48 \pm 7,13	QUEK und FÖRSTER (1993)	
	(#2) 8,8 \pm 10,5		
	0,65 - 26 ($\varnothing = 3,92$)		
	0,71 - 6,5		FÖRSTER (1996)
			BULLERMANN ET AL. (1989)

3.1.3.3 Dachabläufe: Zinkabträge und Konzentrationen

Die zu erwartende Belastung des Niederschlagswassers hängt entscheidend von der Herkunftsfläche ab. Im Entwurf „Anhang Niederschlagswasser (Anhang NW)“ der Bundesländer-Arbeitsgruppe „Regenwasser“ werden Herkunftsflächen für Niederschlagswasser in die drei Kategorien „gering“, „mäßig“ und „hoch“ belastet eingeteilt [BLA08], wobei Dachflächen mit unbeschichteten Eindeckungen aus Zink als „mäßig belastet“ gelten [SCHM10].

Literaturdaten zum Abtrag und zu Durchschnittskonzentrationen sind sehr heterogen. Ursachen sind die o.g. atmosphärischen Bedingungen, vor allem die Gehalte der sauren Gase SO₂ und SO₃ oder hohe Konzentrationen an NO_x, NH₃ und O₃. Hinzutreten u.a. Dachneigung und das Alter der Einbauten.

Der Schwefeldioxidgehalt hat sein saisonales Maximum in der winterlichen Heizperiode. Parallel hierzu verläuft die jahreszeitabhängigen Zinkkorrosion: im Winter korrodiert Zink am stärksten, im Sommer am geringsten [MAA08].

Allgemein gilt, dass

- der Abtrag im urbanen Raum etwa 2 - 3x höher als im ländlichen Bereich ist
- die anthropogene Versauerung der Atmosphäre den Zinkabtrag verdreifacht
- galvanische Verbindungen den Abtrag auf das 5 - 8fache steigern [BLW98].

Tabelle 6: Abtragsraten von Zink (aus: [BLW98]).

Abtragungsraten [g x m ⁻² x a ⁻¹]	Zinkblech				verzinkter Stahl
	PORTER (1994)	MORCILLO ET AL. (1995)	JOHANSSON U. GULLMANN (1995)		SCHUNCK ET AL. (1991)
			1. Jahr	Ø 1. - 5. Jahr	SCHUNCK ET AL. (1991)
ländliche Gebiete	1 - 24		10	5	7 - 29
urbane Gebiete	1 - 60	9 - 14	10	6	14 - 43
Industriatmosphäre	5 - 140	18 - 36	25	21	40 - 100
galvan. Verbindung	320 - 500				

Durch sinkende SO₂-Gehalte in der Luft und angestiegene pH-Werte im Niederschlag ist die Korrosionsrate in Deutschland in den letzten beiden Jahrzehnten stark rückläufig. Daher sind die genannten Daten des BLW in Tab. 6 eher als Maximalwerte anzusehen. Mitte 1990 werden durchschnittliche Zink-Korrosionsraten von 6,6 g x m⁻² x a⁻¹ angegeben (Min.: 4,2 g x m⁻²; Max.: 17,6 g x m⁻²) [ANS98]. 2008 liegt der Zinkabtrag bei 0,7 g x m⁻² (ØSO₂: 10 µg x m⁻³) [MAA08].

Die hypothetische Zinkabschwemmung in Gewässer und Böden schwankt in Anhängigkeit der verzinkten Wohngebäudeaußenflächen und der durchschnittlichen Zinkabschwemmung. Nach HULLMANN [HUL03A] beträgt die gesamte bewitterte Fläche 227 Mio. m², woraus bei einer (deutlich geringeren) Abschwemmrage von 3,0 g x m⁻² x a⁻¹ eine Gesamtemission von 682 t x a⁻¹ resultiert. Vergleichbar geben Schätzungen von HULLMAN UND KRAFT [HULO3B] für jetzige atmosphärische Bedingungen und der gleichen Abschwemmrage für die in Deutschland bewitterte Zink-Oberfläche (260 Mio m², s.o.) eine mittlere Zinkabschwemmung von 780 t x a⁻¹ an. ANSHELM ET AL. [ANS98] schätzen dagegen für den deutschen Bestand verzinkter Wohngebäudeaußenflächen (430 Mio m²; Korrosionsrate 6,6 g x m⁻² x a⁻¹, s.o.) die Zinkkorrosion auf maximal 2850 t x a⁻¹.

Dies führt bei Einleitung in Kanalnetze oder Gewässern zu nicht unerheblich Belastungen. So bilanzieren HULLMANN UND KRAFT [HUL03B] deutschlandweit den Eintrag zinkhaltiger Dachabschwemmungen in die Trennkanalisation auf $308 \text{ t} \times \text{a}^{-1} \text{ Zn}$, in die Mischkanalisation gelangen $71 \text{ t} \times \text{a}^{-1} \text{ Zn}$. Vergleichbare Daten werden von einer Studie des Umweltbundesamtes genannt [HILB05] (Tab. 7).

Tabelle 7: Zinkeinträge in Wasser und Boden (Inlandsproduktion und Importe) durch feuerverzinkte Produkte (aus: [HILB05]).

Anwendungsbereich	Zinkabtrag (t/a)	Anteil Kanalisation ¹⁾ (%)	Eintrag Kanalisation (t/a)	Anteil Boden (%)	Direkteintrag Boden (t/a)
Bauwesen	238	40	95	60	143
Straßenausrüstung	296	30	89	70	207
Ver-/Entsorgung	33	30	10	70	23
Landwirtschaft	90	20	18	80	72
Transportwesen	35	30	11	70	25
Befestigungsteile	8	50	4	50	4
Industrieausrüstung	60	60	36	40	24
Sonstiges	23	50	12	50	12
Summe	784		274		510

¹⁾ Unter dem Eintragspfad Kanalisation wird verstanden, dass das Regenwasser mit dem abgetragenen Zink gefasst wird und auf direktem Weg oder über ein Kanalsystem und ggf. eine Behandlungsanlage in ein Gewässer eingetragen wird.

3.2 Gartenbau

3.2.1 Gewächshausflächen

Die Ermittlung der aktuellen deutschen Fläche mit Stahlbau-Gewächshäusern aus amtlichen Erhebungen gestaltet sich schwierig. Gründe sind u.a. vereinfachende Zusammenfassungen von Gewächshäusern und Folientunneln als „Unterglaskultur“, Diskrepanzen der Erfassungszeiträume u.ä.

So gibt die Gartenbauerhebung 2005 [STAB06] insgesamt 11457 Gartenbaubetriebe an, von denen 5646 Betriebe dem Blumen- und Zierpflanzenbau („BluZi“) und 1469 Betriebe dem Gemüsebau angehören. Diese beiden Sparten produzieren auf 2833 ha Gewächshausfläche anspruchsvolle und sensible Kulturpflanzen (Blumen, Zierpflanzen und Fruchtgemüse) (Tab. 8).

Wie die Erhebung weiterhin zeigt, ist davon auszugehen, dass von den insgesamt 2833 ha Gewächshausfläche aufgrund des Alters >20a rund 2300 ha Altbestand (= 81%) in feuerverzinkter Stahlbaukonstruktion errichtet wurde (s. Kap. 3.1.2). Typische Beispiele solcher Stahlskelett-Gewächshäuser sind Anhang D zu entnehmen.

Tabelle 8: Gewächshausflächen einzelner Gartenbaubranchen (Erhebung: 2005).

		Betriebssparten				
Betriebstypen	Insgesamt	BluZi	Gemüse	Baumschule	Sonstige	
Anzahl Betriebe	n	11457	5646	1569	940	Rest
Gewächshausflächen	ha	3699	2184	701	213	Rest
	Baujahr		vor 1982	1982 - 1990	1991 - 2000	2001 u. später
	ha	3699	1594	749	962	394
	Eindeckung		Glas		Folie / Platte	
	ha	3699	2833		866	

[STATB06]

Die Zierpflanzenbauerhebung 2008 gibt eine deutlich größere „Unterglasfläche“ von etwas über 3700 ha an (BluZi: 2256 ha, Gemüsebau: 1500 ha). Der Anteil der tatsächlichen Glasgewächshäuser an der „Unterglaskultur“ beträgt 85% der Fläche von „Unterglaskulturen“ (Tab. 9). Diese „echten“ Gewächshäuser erfordern stabile, tragende Unterkonstruktionen. Hier kann allgemein Stahlbauweise vermutet werden, was einer Fläche von 3150 ha entspricht [STAB12].

Tabelle 9: Bedachung von Unterglaskulturen (Erhebung: 2008).

Bedachungs- material	Glas		Folie		Kunststoffplatte	
	Einfach	Doppel	Einfach	Doppel	Einfach	Doppel
%	82	3	4	8	1	2

[ZIERPFL.ERH.2008]

Demzufolge kann anhand dieser beiden Datenquellen die Fläche feuerverzinkter Stahl-Gewächshäuser in Deutschland auf mindestens 2800 ha abgeschätzt werden, wobei in der Schätzung potenzielle Flächenbeiträge der Altersklasse „10 - 25 a“ und zusätzliche Gewächshausareale von Baumschulen oder Sonderkulturen noch nicht berücksichtigt sind.

Bezogen auf die Zahl der Betriebe liegen regionale Produktionszentren in Nordrhein-Westfalen mit einem Anteil von rd. 23% der Betriebe in Deutschland, gefolgt von Bayern (14,4%), Niedersachsen (13,8%) und Baden-Württemberg mit 13% [STAB06].

Wie Tab. 10 exemplarisch für den Produktionsschwerpunkt Niedersachsen darstellt, ist der Gartenbau überproportional auf einige wenige, klimatisch begünstigte Regionen wie z.B. den Weser-Ems-Bezirk konzentriert. Ähnliche gärtnerische Ballungszentren finden sich in Schleswig-Holstein (Pinneberg: Baumschulen) oder Nordrhein-Westfalen (rheinische Tiefebene: Gemüseproduktion).

Auffällig ist, dass sowohl das Alter der Konstruktion als auch der Eindeckungen bei Gemüsebetrieben im Vergleich zu den Zierpflanzenbetrieben im Durchschnitt höher ist. Hierdurch besteht bei Nutzung des Niederschlagswassers auch ein höheres Risiko quantitativer und qualitativer Einbußen bei der Produktion wichtiger Unterglaskulturen (Tomaten, Gurken und Salatpflanzen).

Tabelle 10: Regionale Verteilung niedersächsischer Gartenbaubetriebe (Erhebung 2005).

Gewächshausfläche (ha)	Niedersachsen Σ	davon			
		Braunschweig	Hannover	Lüneburg	Bez. Weser-Ems
Blumen und Zierpflanzen	265,84	28,54	52,82	60,11	124,37
Baumschulen	118,65	0,37	6,47	4,85	106,96
Gemüsebau	60,37	2,30	5,28	12,81	39,98
Obstbau	6,87	k.A.	k.A.	5,56	k.A.
Sonstige Erzeuger	31,84	k.A.	k.A.	4,59	k.A.
ha (Σ)	483,57	31,21	64,57	87,92	271,31
ha (% von total)	100,00	6,5	13,4	18,20	56,1
Bundesland Niedersachsen		davon			
		Braunschweig	Hannover	Lüneburg	Bez. Weser-Ems
km ²	47615	8098	9046	15506	14965
%	100	17	19	32,6	31,4

[LSK05]

3.2.2 Gewächshausabläufe: Sekundärbelastung mit Zink

Bei Gewächshäusern in feuerverzinkter Stahlskelettwweise ist aufgrund der Verwitterung exponierter Oberflächen und der Abschwemmung löslicher und partikulärer Zinkbestandteile mit einer deutlichen Sekundärbelastung des Niederschlagswassers zu rechnen. In der Regel liegt diese Sekundärbelastung $>1 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$, was bereits für Dächer mit lediglich verzinkten Regenrinnen oder Fallrohren gilt (vgl. Tab. 11). In herabtropfendem Regenwasser von Gewächshäusern konnten Zinkgehalte von $5 - 80 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ gefunden werden [HOC95]. Bei aggressivem, saurem Wasser konnten in einzelnen Betrieben bis zu $10 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$ gemessen werden [MOL88].

Tabelle 11: Übersicht über die Zinkbelastung gartenbaulicher Gewächshausabflüsse und Regenwasserspeicher (Literaturdaten, ergänzt durch z.T. eigene Messungen).

Zn [$\mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$]	Gewächshaus			
		Uni Bremen	Rh.park HB	Rh.park HB
	Norm-Gew.hs	Azaleenhaus	Westbau	
	1640 / 1490	2230	9240	5000 - 80000
Zisternenwasser				
	Martinhof HB	LVG Bad Zw'ahn	Botanika HB	
	Norm-Gew.hs (alt)	Venlo-Block (alt)	Neubau	
	880	5800 - 6300	220	
	[SAE94]	[BUL89].	[MOLL90]	[ROT94]
	130 - 1440	1600	420 - 1200	< 100 - 285

Beim vorherrschenden pH des Niederschlags (pH 6 - 7) liegt dieses abgeschwemmte Zink überwiegend gelöst als Zn^{2+} bzw. $\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_6$ vor, der partikuläre Anteil liegt allgemein $<10 - 20\%$. In dieser gelösten Form ist Zink vollständig bioverfügbar [BLW98, HEL10].

3.3 Bewässerungswasser: technische, hygienische und chemische Anforderungen

In Gärtnereien sind oft große Flächen mit Gewächshäusern überbaut und die kommunalen Satzungen verlangen die Verwertung des Regenwassers auf den Betriebsgrundstücken. Dies liefert eine sehr kostensparende Möglichkeit zur Regenwassernutzung, da hierdurch gleichzeitig die Ressource zur Bewässerung der Kulturen geliefert wird [RUC08].

Bewässerungsmaßnahmen sind in der gärtnerischen Produktion in vielen Kulturen feste Bestandteil des Anbauverfahrens, die als Wachstumsfaktor eine hochwertige Pflanzenqualität sichern. In Abhängigkeit vom Anbauprogramm sowie den Kultur- und Bewässerungsverfahren bestimmt die chemische Beschaffenheit des Wassers dessen Eignung zur Bewässerung, zur Gesunderhaltung des Bodens und zur Vermeidung von Grundwasserbelastungen [PFL09].

Die Anforderungen an die Wasserqualität steigen mit der Länge der Kulturdauer und bei geschlossenen Bewässerungssystemen. Allgemeine Anforderungen an die Gießwasserqualität hat die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft formuliert, die neben chemischen und mikrobiologischen Kenngrößen auch Anforderungen des Bodenschutzes und von Nutzpflanzen berücksichtigen [ALB04].

➤ Technische Kriterien

Aus technischer Sicht ist die Qualität des Bewässerungswassers u.a. abhängig von den Anforderungen der eingesetzten Bewässerungssysteme. Zu unterscheiden sind die konventionelle Verregnung (hoher Druck: Regner; mittlerer Druck: Düsen) und die Tropfbewässerung (niedriger Druck: Tropfschläuche).

In technischer Hinsicht sind folgende Stoffgruppen bedeutungsvoll [ALB04]:

- Grobstoffe oder Beimengungen (Treibgut, Steine, Rohrisolierung) sind bei der Wasserentnahme z.B. durch Rechensiebe, Filterkörbe oder schwimmende Entnahme fernzuhalten.
- mineralische Bestandteile (Sand, Schwebstoffe) verursachen bei erhöhter Sedimentaufnahme einen verstärkten Pumpenverschleiß.
- organische Bestandteile (Pollen, Algen, Falllaub u.a.) bewirken bei Tropfbewässerung zu schnelle Durchsatzverringering bzw. Totalausfall.
- chemische Inhaltsstoffe (Carbonate, Calcium, Mangan) führen durch Auskristallisierung in längeren Bewässerungspausen zu Verstopfungen von Tropfern. Eisen liegt gewöhnlich im Wasser in zweiwertiger Form vor und oxidiert bei Berührung mit Sauerstoff in die unlösliche dreiwertige Form, wodurch Leitungen verockern und Düsen verstopfen.

Um den Wasserverbrauch zu senken, wird in vielen Gärtnereien nicht von Pflanzen aufgenommenes Überschusswasser aufgefangen und zur Wiederverwendung aufbereitet. Die Aufbereitung ist teuer und erfordert je nach Problem verschiedene technische Lösungen:

- | <u>Problem</u> | <u>technische Lösung</u> |
|--------------------------------|--------------------------------|
| • hoher Salzgehalt | Ionenaustauscher, Umkehrosmose |
| • hohe Carbonathärte | Ionenaustauscher, Säurezugabe |
| • hoher Fe- und/oder Mn-Gehalt | Belüftung |
| • hoher Zn-Gehalt | Kationenaustauscher |

Aus diesem Grund ist es von Interesse, die aufwändige und teure Wasseraufbereitung oder –gewinnung durch Regenwassernutzung zu ersetzen. Prinzipiell eignet sich aufgefangenes Regenwasser gut für die Pflanzenbewässerung. Es ist salzarm ($<100 \text{ mg x l}^{-1}$), weich (Was-

serhärte 2 - 4 °dH) und schwach sauer (pH 4 - 6) [HTTP://WWW.HORTIPENDIUM.DE/ GIEßWASSER]. Im mitteleuropäischen Klima ist es in ausreichender Menge vorhanden und das Sammeln bereitet auf Gewächshausflächen keine technischen Probleme.

➤ *Hygienische Kriterien*

Hygienisch-mikrobiologische Qualitätsanforderungen für Bewässerungswasser im Gartenbau sind in DIN 19650 [DIN3] geregelt und betreffen hauptsächlich Ernteprodukte, die zum Verzehr bestimmt sind (Tab. 12). Daher sind die Anforderungen sehr hoch, so dass allgemein eine keimreduzierende Aufbereitung des Gießwassers durch geeignete Verfahren unabdingbar ist.

Die bakteriologische Bewertung des Wassers erfolgt anhand der Konzentration von Indikatorbakterien in vier Kategorien. Aus den jeweiligen Eignungsklassen geht hervor, welche Kulturen ohne oder mit Einschränkungen (z.B. Karenzzeiten) beregnet werden können.

Tabelle 12: Mikrobiologische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19650 (FS: Fäkalstreptokokken; FC: Fäkalcoliforme).

Eignungs- klasse	Anwendung	Parameter			
		E. coli x 100 ml ⁻¹	FS x 100 ml ⁻¹	Salmonellen x 1000 ml ⁻¹	FC x 100 ml ⁻¹
1 (Trinkw.)	alle Gewächshaus- kulturen uneingeschränkt	n.n.	n.n.	n.n.	-
2	Gewächshauskulturen für Rohverzehr	≤ 200	≤ 100	n.n.	-
3	nicht zum Verzehr best. Ge- wächshauskulturen	≤ 2000	≤ 400	n.n.	-
4	Abwasser, das mind. eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat				-

Neben der Hygienisierung verzehrbare Ernteprodukte ist für die Produktion weiterhin entscheidend, dass im betrieblichen Wasserkreislauf eine maximale Elimination phytopathogener Keime (z.B. *Phytophthora spp.*) erreicht wird, um diese nicht auf Produktionsflächen zu verbreiten [UFE08].

➤ *Chemische Kriterien*

Die Hauptkriterien zur Beurteilung der Gießwasserqualität sind der über die Leitfähigkeit gemessene Gesamtsalzgehalt, die Wasserhärte (Ca, Mg) sowie der Gehalt einzelner Ionen (z.B. Schwermetalle). Hohe Konzentrationen einzelner Inhaltsstoffe wirken sich generell nachteilig auf Pflanzen und Böden aus. Abhängig vom Volumen und Anzahl jährlicher Bewässerungsgaben am gleichen Standort können sich insbesondere Schwermetalle oder Salze anreichern.

Tab. 13 nennt für relevante chemische Parameter Toleranzbereiche, deren Unterschreitung eine Bodenkontamination ausschließen, die sonst über den Wirkungspfad Boden - Grundwasser - Nutzpflanze - Mensch wirksam werden könnten. Dabei ist eine jährliche Zusatzwassermenge von mindestens 200 mm auf der gleichen Fläche unterstellt.

Darüber hinaus können die im Niederschlagsabfluss enthaltenen Nährstoffe z.T. den Einsatz von Düngemitteln reduzieren oder substituieren.

Tabelle 13: Unkritische Toleranzbereiche für Inhaltsstoffe von Gießwässern (Werte in Klammern: salzsensible Kulturen) (verändert nach: [PFL09]).

Parameter	Einheit	Toleranzbereich	Parameter	Einheit	Toleranzbereich
Cl ⁻	mg x l ⁻¹	500 (250)	K ⁺	mg x l ⁻¹	≤ 200
SO ₄ ²⁻	mg x l ⁻¹	≤1200	Na ⁺	mg x l ⁻¹	≤ 100
NO ₃ ⁻	mg x l ⁻¹	≤300	Fe ²⁺	mg x l ⁻¹	≤ 1,5
pH	-	5,0 - 9,5	Zn ²⁺	mg x l ⁻¹	≤ 0,3
Wasserhärte	°dH	60 (30)			
Leitfähigkeit	µS x cm ⁻¹	3000 (2000)			

3.4 Bedeutung von Zink in der gärtnerischen Produktion

3.4.1 Zink in Böden

In Böden ist der Zinkgehalt abhängig vom Bodentyp, dem Mineral- und Tonbestand und der Mineralverwitterungsrate, der Bodenfeuchte, dem Gehalt organischer Substanz, dem Anteil der Bodenlebewesen, der Diffusionsrate sowie der Pflanzenaufnahme. Etwa 90% des Zinks sind unlöslich und daher einer Pflanzenaufnahme unzugänglich. Zink findet sich in zahlreichen Sulfiden (ZnS SPHALERIT, WURTZIT), Sulfaten (ZnSO₄ ZINCOSIT, ZnSO₄ x 2H₂O GOSLARIT), Oxiden (ZnO ZINKIT, ZnFe₂O₄ FRANKLINIT, ZnAl₂O₄ GAHNIT), Carbonaten (ZnCO₃ SMITHONIT; Zn₅(OH)₆(CO₃)₂), Phosphaten (Zn₃(PO₄)₂ x 4H₂O HOPEIT) und Silikaten (ZnSiO₄ WILLEMIT, Zn₄Si₂O₇(OH)₂ x 2H₂O HEMIMORPHIT).

Rund die Hälfte dieser Fraktion liegt organisch gebunden vor. Der Gehalt an austauschbarem Zink ist bei pH-Werten >6 generell gering und schwankt typischerweise von 1 - 4 µg x g⁻¹ Boden. Zink wird durch Kationenaustausch (elektrostatische oder Coulomb-Kräfte) gebunden, wobei die Adsorption von Zink Protonen freisetzt (Boden-H₂ + Zn²⁺ ⇌ Zn-Boden + 2H⁺). Ein geringer Zinkanteil wird über funktionelle Gruppen hochmolekularer Huminstoffe (-COOH, alkohol., phenol., enol. -OH; -C=O sowie N- und S-haltige Gruppen) kovalent gebunden. Die dominierende pflanzenverfügbare Fraktion stellt Zn²⁺ dar [BAR93, SUS92].

Nur wenige natürliche Böden enthalten hohe Zink-Konzentrationen, unbelastete Böden weisen häufig einen Gesamt-Zinkgehalt zwischen 10 und 80 mg x kg⁻¹ auf. Dieses geogene Schwermetallinventar wird durch anthropogene Einträge von Industrie, Bergbau, Landwirtschaft und Siedlungsaktivitäten erhöht. So weisen industriell belastete Böden Zinkgehalte bis 5000 mg x kg⁻¹ auf [SUS92].

Neben industriellen Quellen kann bereits die Freisetzung galvanisierter Produkte eine phytotoxische Zinkkontamination der Böden verursachen. So belegten verschiedene Studien (zit. in: [BROK11]) für das Umfeld von Stahlbauwerken häufig deutlich erhöhte Zinkgehalte. Galvanisierte Elektrozäune oder verzinkter Vogelschutzkäfige [RAU64] bewirkten durch die Zn-Akkumulation Phytotoxizität und sogar die Selektion toleranter Ökotypen. Ebenfalls wurden im Tropfbereich verzinkter Freileitungsmasten erhöhte Gehalte pflanzenverfügbaren Zinks festgestellt [HEU12], die durchschnittlich 149 mg x kg⁻¹ betragen (Max.: 587 mg x kg⁻¹ TS) [HEUCHTKÖTTER, A., 2012; schriftl. Mittlg.]. Auch im Bereich verzinkter Leitplanken fanden sich z.T. deutlich erhöhte Zinkkonzentrationen. HELMREICH UND HORSTMAYER [HEL11] konnten im Boden unter einer 34 Jahre alten Autobahnleitplanke Konzentrationen von 1700 mg x kg⁻¹ TS (0 - 7,5 cm) bis >2500 mg x kg⁻¹ (15 - 22,5 cm) feststellen. Sie gaben für verzinkte Verkehrsschilder und Leitplanken einen Jahreseintrag von 300 t x a⁻¹ an [HEL11].

3.4.2 Zink in der Pflanze

Zink ist nach Eisen das zweithäufigste Übergangsmetall in Organismen. Als essentielles Mikronährelement kommt es in Pflanzen entweder als freies Ion oder komplexiert vor. Bei optimaler Versorgung sind in Pflanzengewebe typischerweise 10 - 100 mg x kg⁻¹ TS Zn enthalten.

Zink wird von Pflanzen als Zn²⁺ und vermutlich auch als ZnOH⁺ sowie als gelöster Organo-Zink-Komplex aufgenommen. Bei der Translokation innerhalb der Pflanze zeigt es eine mittlere Mobilität. Nur ein geringer Prozentsatz des löslichen Zinks liegt in der Pflanzenzelle als freies Ion vor, der überwiegende Teil ist an negativ geladene Zellwandbestandteile (Lignin, Cellulose, Hemicellulose) oder niedermolekulare anionische Komplexe (z.B. Aminosäuren) gebunden. Diese niedermolekularen Verbindungen spielen als „Phytochelatine“ (Metallothioneine) eine wichtige Rolle bei der Entgiftung überschüssigen Zinks.

Als einziges Metall ist es in allen sechs Enzymklassen (Oxidoreduktasen, Transferasen, Hydrolasen, Lyasen, Isomerasen, Ligasen) enthalten. Die enzymatische Zinkwirkungen sind strukturell (z.B. ADH: Interaktionen mit Cys), katalytisch (z.B. Anhydrasen: Interaktion mit His) oder cokatalytisch (z.B. Superoxid-Dismutase). Mehr als 70 Zn-haltige Enzyme konnten identifiziert werden, bei denen das Zinkatom i.d.R. eng über Imidazol und Cystein an das Apoenzym gebunden ist.

Daneben finden sich Bindungsstellen an Proteinen, Membranlipiden oder RNA-Molekülen. Dadurch spielt Zink eine wichtige Rolle in der Proteinsynthese sowie dem Kohlenhydrat- und Fettstoffwechsel und hat eine Schlüsselrolle in der Genexpression (Stabilisierung der DNA und RNA-Strukturen) [BER89, BROAD07, BRO93].

3.4.2.1 Zinkmangel in Pflanzen

Weltweit ist Zinkmangel bei Kulturpflanzen ein weitverbreitetes Phänomen, speziell bei hohem pH der Bodenlösung. Auch ein Überangebot der Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ schränkt die Zinkaufnahme ein. Eine Mangelversorgung von Zink tritt bei Gehalten $<15 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Pflanzengewebe auf. Morphologisch sind sublethale Mangelsymptome wie Blattflächenchlorosen, gestauchtes Wachstum / pathologische Verzweigung, Wurzelspitzennekrosen, reduzierte und deformierte Blattflächen, rötlich oder bräunliche Blattverfärbungen sowie Epinastie lange bekannt.

Eine der ersten physiologischen Reaktionen auf Zinkmangel ist ein schnelles Sinken der RNA-Konzentration und der Ribosomenzahl, was primär auf der stabilisierenden Wirkung von Zink auf die Nukleinsäuren RNA und DNA beruht (s.o.). Dadurch spielt Zink auch eine fundamentale Rolle bei der Proteinsynthese. In der Konsequenz sinkt die Proteinmasse (bei konstanter Zusammensetzung) unter Zinkmangel erheblich.

Biochemisch sind Zinkdefizite speziell im Kohlenhydratstoffwechsel durch Effekte auf die Photosynthese und Zucker-Transformationen erkennbar. Zinkmangel kann die Photosynthese um 50 - 70% senken, wobei vermutlich die Aktivität zinkhaltiger Carboanhydrasen sowie die Ribulose-1,5-Bisphosphat-Carboxylase betroffen sind. Zinkmangel senkt in Pflanzengewebe auch stark die Aldolaseaktivität (Spaltung von Fructose-1,6-Bisphosphat), wodurch deren Kohlenhydratmetabolismus (Saccharose- und Stärkebildung) beeinträchtigt ist. Auch das Sprosswachstum ist von Zinkmangel betroffen, da Zink für die Biosynthese von Tryptophan erforderlich ist und damit indirekt für die Bildung wachstumsfördernder Auxine. Die typischen Internodialstauchungen werden auf diese Änderungen des Auxin-Metabolismus zurückgeführt. Da Zink auch für die Integrität interzellulärer Membranen sowie die funktionelle Anordnung von Membranmolekülen von Bedeutung scheint, verursacht sein Mangel eine erhöhte Membranpermeabilität mit nachfolgenden biochemischen Veränderungen [BER89, BROAD07, BRO93].

3.4.2.2 Zinktoxizität auf Pflanzen

Bei der Phytotoxizität von Spurenelementen hat Zink noch vor Cu, Ni oder Cd die höchste Bedeutung. Zusammenfassende Literatur findet sich in [CHAN93, HOC95, MOL88, KHU04]:

Obwohl Zink von Pflanzen leicht aufgenommen wird, wird bei Kulturpflanzen Zinktoxizität selten beobachtet. Sie tritt unter anderem auf in anthropogen zinkangereicherten Böden, speziell bei niedrigem pH. So zeigten bei Weizen bereits Bodengehalte von $7 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ Zn (DTPA-Extr.) und bei Mais $11 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ (DTPA-Extr.) Toxizität [LEP81]. Ähnlich berichten [GOU80] von toxischen Bodengehalten ab $12 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ Zn.

Die Phytotoxizität von Zink ist ein Ergebnis der Anreicherung im Gewebe und damit indirekt abhängig von der Konzentration in der Nährlösung (Aufnahmerate der Pflanzen). Zinkeffekte sind nichtlinear, d.h. es existieren Schwellenwerte der Wirkung. Aufgrund komplexer Wechselwirkungen zwischen dem toxischen Schwermetall, Nährelementen und biologischen und physikalischen Umweltfaktoren ist es jedoch schwierig, solche Schadschwellen zu bestimmen. Einige phytopathologische Schwellenwerte landwirtschaftlicher Nutzpflanzen finden sich in [GOU80].

Auf zinkreichen Böden wurde in Gräsern bis zu $400 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Zn bestimmt, in der Nähe von Zinkhütten wurde Zink im Pflanzengewebe mit bis zu $6500 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS gemessen. Allgemein werden bei sensitiven Pflanzen Schadsymptome bei $150 - 200 \text{ mg} \text{ Zn} \times \text{kg}^{-1}$ Blatt-trockensubstanz beobachtet [KLO84], seltener bereits bei Gehalten $<100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Diese Werte übereinstimmen mit älteren Angaben von [GOU80], nach denen ab $220 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Pflanzensubstanz Toxizität zu erwarten ist.

In der gärtnerischen Praxis treten Zinkschäden erfahrungsgemäß bei Bodengehalten über $100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS auf.

Breitblättrige, dikotyle Nutzpflanzen wie SALAT, SENF, RÜBEN und viele LEGUMINOSEN sind besonders anfällig für toxische Effekte. So liegt bei Feldsalat (*LACTUCA SATIVA* cv. Climax) der Schwellenwert latenter Gewebeschäden bei Langzeitexposition bei $5 \mu\text{M}$ ($= 0,3 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ Zn). Schädigungen landwirtschaftlichen Kulturen durch phytotoxische Zinkgehalte im Boden sind u.a. bei BAUMWOLLE, SOYA und ERDNUSS bekannt. Die monokotylen Gramineen zeigen dagegen generell größere Toleranz gegenüber Zink.

Innerhalb einer Art und in verschiedenen Entwicklungsstadien können Schwellenwerte der Toxizität stark schwanken. Auch einige Ökotypen zeigen eine vererbte höhere Toleranz gegenüber Zink, was auf Kompartimentierung in der Vakuole, starke Chelatisierung (Malat, Citrat, Glutathion oder Phytochelatine) sowie Wurzelausschluss beruht. Da Schwermetallgehalte in Pflanzen in hohem Grade von der Höhe ihres Zuwachses („Verdünnung“ aufgenommener Ionen) abhängig sind, werden allgemein die stärksten Anreicherungen (und damit Wirkungen) in Phasen der Vegetationsruhe ermittelt.

Morphologisch manifestiert sich eine Zinktoxizität primär durch gehemmtes Wurzelwachstum (Abb. 2), was visuell oberirdisch oft schwer zu diagnostizieren ist. So reagiert die Wurzelbiomasse verschiedener Grasarten bereits bei „moderaten“ Zinkkonzentrationen ($100 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) hochempfindlich [PAS00].



Abbildung 2: Auswirkungen der Schwermetallgehalte im Boden (vor allem Zink) auf das Wachstum der WINTERGERSTE (Foto aus [COU00]).

Im oberirdischen Sprosssystem induzieren toxische Zinkgehalte Missbildungen und Wachstumsdepressionen (Rosettenwachstum) (Abb. 2), die z.T. auf Störungen des Enzymsystems und einer verringerten Wasseraufnahme geschädigter Wurzeln beruhen. Auch die Bildung xerophytischer Strukturen (i.e. verdickte Lamina, Epidermis, Pallisadenparenchym) oder von Nekrosen sind Reaktionen auf eine „physiologische Dürre“. Typisch für ein überhöhtes Zink-

Angebot sind Blattchlorosen und rotbraune Pigmentierungen im Bereich der Blattadern, was darauf hindeutet, dass Zink bei der Eisenaufnahme oder -translokation eine Rolle spielt („zinkinduzierte Eisenmangel-Chlorose“), von der insbesondere Dikotyle stark betroffen sein können.

Zinküberschuss verursacht auf Grund einer veränderten Wasserversorgung eine Umorientierung der Blätter von der Horizontale in die Vertikale. Die morphologische Verzweigung oder eingeschränktes Wurzelwachstum sind nicht nur als Reaktion auf Zinktoxizität zu verstehen, sondern auch als Schutzmechanismus.

Spezifische physiologische Wirkungen sind dokumentiert, wobei häufig noch der Mechanismus unklar ist und ob die Wirkung direkt oder indirekt erfolgt (vgl. Tab. 14).

Tabelle 14: Auswahl physiologischer Schadsymptome bei zinkbelasteten Pflanzen (zusammengestellt aus: [PRA99]).

	Wirkort	Referenz
Hemmungen Photosynthese (Lichtreaktion)	Photosystem I	z.B. RADMER U. KOK (1974)
	Photosystem II	z.B. DRAZKIEWICZ (1994)
	Sauerstoffbildender Komplex	KRUPA U. BASZYNSKI (1995)
	Plastochinon Pool	BASZINSKY ET AL. (1982)
	Ferredoxin NADP ⁺ Oxidoreduktase	SIEDLEKA U. BASZYNSKI (1993)
Hemmungen Enzyme	Ribulose-1,5-bisphosphat Carboxylase / Oxgenase	VAN ASSCHE U. CLIJSTERS (1986)
	PEP-Carboxylase	VAN ASSCHE U. CLIJSTERS (1990)
	Peroxisomale Enzyme	VAN ASSCHE U. CLIJSTERS (1990)

Zink limitiert die Photosynthese direkt durch Substitution des zentralen Mg-Atoms im Chlorophyll oder durch Verdrängung katalytisch wirkenden Mangans. In der Folge toxischer Zinkexpositionen sinkt die Chlorophyllsynthese und die Chloroplasten degradieren. Indirekt hemmen Zinkkonzentrationen >100 µM auf biochemischer Ebene den photosynthetischen Elektronentransport in den Thylakoidmembranen zwischen Wasserspaltung und Photosystem II, was auch die CO₂-Fixierung beeinflusst [ASS86A, ASS86B]. Bekannt ist auch eine zinkbedingte Erhöhung der Membranpermeabilität.

Weitere biochemische Effekte von Zinküberschuss sind Enzyminhibierungen. So hemmen bereits sublethale Konzentrationen die Carboxylaseaktivität der Rubisco. Bei supraoptimaler Zn-Konzentration sinkt (reversibel) auch die pflanzliche Respiration. Nachgewiesen ist eine zinkspezifische Hemmung der Oxidation von Succinat (vermutlich spezifische Bindung von Zink zwischen UQ und Cyt.c).

Ein überhöhtes Zink-Angebot hemmt biochemische Synthesewege (Zn-SH-Reaktion), u.a. von Chlorophyll wie auch von Tryptophan, dem Vorläufer der wachstumssteigernden Indoleessigsäure, wodurch das Pflanzenwachstum gehemmt wird. Gleichzeitig sinkt unter Zinkstress der pflanzliche Proteingehalt.

Einige Schwermetalle - vor allem Cd, aber auch Zn - reduzieren in Abhängigkeit von Konzentration und Inkubationsdauer die pflanzliche Transpiration [BAZ74]. Dieser Effekt ist Folge einer nicht-osmotischen Erhöhung des Stomawiderstands. Hiervon ist die Wasserdiffusion stärker betroffen als die CO₂-Aufnahme, so dass die Transpiration stärker sinkt als die Photosyntheserate.

Zinküberschuss hemmt den Phloem-Transport bzw. die Translokation gebildeter Assimilate, wodurch sich Saccharose, reduzierende Zucker und Stärke in den Blättern akkumulieren.

Die Reduktion der Photosynthese, Atmungsaktivität und weitere Effekte bewirken Ertragsdepressionen, die je nach Pflanzenart von 5-10% variieren. Daneben führt der beschleunigte Katabolismus von Schlüsselmetaboliten wie Chlorophyll, Protein und RNA zu einer vorzeitigen Seneszenz und bewirkt möglicherweise das Absterben der schwermetallkontaminierten Pflanzen.

3.4.3 Gießwasserqualität

Die für die gartenbauliche Produktion anzustrebende Wasserqualität ist abhängig vom gewählten Endverbleib oder von der jeweiligen Verwendung (Kultur, Bewässerungsverfahren). Bei Nutzung des Dachwassers ist bedeutsam, dass exzessives Zink phytotoxisch ist und starke Ertragseinbußen bewirkt [KLE179] (s. Kap. 3.4.2.2).

Zink kann in nennenswerter Menge im gärtnerischen Gießwasser vorkommen (Tab. 11) und zu problematischen Anreicherungen in Substraten und Kulturpflanzen führen. Neben der Empfindlichkeit einzelner Kulturen steigen die Anforderungen an die Gießwasserqualität mit der Kulturdauer und bei geschlossenen Topfkulturverfahren [MOL99]. Getopfte Gewächshauskulturen reagieren stärker auf Zinkexposition als Freilandpflanzen, da in geschlossenen Kulturgefäßen die Gesamtheit der Wurzeln dem kontaminierten Substrat ausgesetzt ist und zusätzlich in dem begrenzten Wurzelraum die Nährstoffnachlieferung eingeschränkt ist. Zusätzlich ist in Gewächshäusern die pflanzliche Transpiration allgemein höher als im Freiland, was zu einer verstärkten Zink-Aufnahme von führt.

In der gartenbaulichen Praxis korrigieren zusätzliche Düngekomensationen diese sublethalen Zn-Pflanzenschäden, die jedoch Produktionskosten entsprechend erhöhen [MOL88].

Angaben zu unkritischen Zinkbelastungen des Wassers schwanken über einen weiten Bereich. Bezüglich der Wasserqualität ist aus bodenkundlicher Sicht bei verschiedenen Kulturen ab 2 mg x l⁻¹ mit einer einsetzenden Wirkung von Zink zu rechnen [SUS93] (vgl. Tab. 15). In der Landwirtschaft ist für das Element Zink und das Schutzgut „Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen“ ZV LAWA (t) 1 mg x l⁻¹ anzustreben [LAWA98]. Dagegen werden bei den empfindlicheren Kulturen des Gartenbaus Zinkgehalte >1 mg x l⁻¹ bereits kritisch bewertet [MOL88]. Um bei gartenbaulicher Nutzung Schadwirkungen zu vermeiden, sind nach MOLITOR Zinkkonzentrationen <0,5 mg x l⁻¹ anzustreben [MOL88], was auch dem rechtlich bindenden Prüfwert für Sickerwasser der BBODSCHV [BBOD99] entspricht. PFLEGER [PFL09] empfiehlt für Gießwasser ≤0,3 mg x l⁻¹ Zn.

3.4.4 Ökotoxizität von Zink

Toxische Effekte von Chemikalien auf lebende Organismen, speziell Populationen und Gemeinschaften in definierten Ökosystemen, sind Inhalt der Ökotoxikologie [FRÄ93]. Diese ermittelt substanz- als auch medienbezogene Wirkungen von Stoffen auf Organismen in

den Umweltkompartimenten als Basis für das Erkennen und Bewerten von Risiken für Lebewesen, Lebensgemeinschaften und der Umwelt.

Tab. 15 bietet eine Zusammenstellung ökotoxikologischer Wirkungen von Zink auf Testorganismen und Böden, in Tab. 16 erfolgt eine entsprechende Ökobewertung der Zinkbelastung in Fließgewässern.

Tabelle 15: Ökotoxikologische Effekte von Zink (aus: [BLW98]).

Index	Zn (mg x l ⁻¹)	Referenz
Pflanzenwachstum	Phytoplanktontoxizität	0,004 - 0,007 WACHS (1986)
	<i>Allium cepa</i> (IC ₅₀)	26 ARAMBASIC ET AL. (1995)
	<i>Lepidium sativum</i> (IC ₅₀)	550 ARAMBASIC ET AL. (1995)
Fließgewässer	starke - überm. Belastung	> 0,08 WACHS (1986)
	<i>Daphnia magna</i> (LD ₅₀)	0,1 – 0,75 HENKIN (1984) / ARAMBASIC ET AL. (1995)
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1 HENKIN (1984)
	Fischtoxizität (LD ₅₀)	1 - 5
Boden	erkennbare Belastung in Bodenlösung	> 2 - 5 SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL (1989)

Tabelle 16: Ökotoxikologische Bewertung der Zinkbelastung von Fließgewässern (aus: [WAC98]).

Belastungs-klasse	Belastung	Zn [µg x l ⁻¹]
I	keine / sehr gering	< 2
	gering	< 2 - 5
II	mäßig	5 - 20
	kritisch	20 - 50
III	stark	50 - 120
	sehr stark	120 - 250
IV	übermäßig	> 250

Zur Vermeidung einer ökotoxikologischen Gefährdung hat der nationale Fachverband LAWA für Schwermetalle fachlich begründete Zielvorgaben (ZV) festgelegt, die nach Möglichkeit nicht überschritten werden sollen [LAWA98]. Diese ZV variieren bei Zink in Abhängigkeit vom betrachteten Schutzgut (z.B. Bewässerung, Fischerei, ...) z.T. extrem. So überwiegen bei Zink die ökotoxikologischen Effekte im Vergleich zu humantoxikologischen Wirkungen. Entsprechend ist die tolerierbare Zielvorgabe beim Schutzziel „aquatische Organismen“ (ZV: 14 µg x l⁻¹) wesentlich niedriger als in der „Trinkwasserversorgung“ (ZV: 500 µg x l⁻¹). Da die ökotoxikologischen Effekte zur Beurteilung von Niederschlagsabflüssen bedeutsam sind, sollten aus Besorgnisgründen die niedrigeren ZV in Betracht gezogen werden.

4 MATERIAL UND METHODEN

Für die vorgenommenen Labor- und Freilanduntersuchungen wurden die im Folgenden beschriebenen Chemikalien und Materialien, Analytik- und Messgeräte, technischen Einrichtungen und Verfahren verwendet.

4.1 Chemikalien

Analytische Standards

Zn(NO₃)₂ (1 mg x l⁻¹) Merck (Darmstadt)

Chemikalien

- Aqua deion. Institutsversorgung
- Na-EDTA x 2 H₂O Merck (Darmstadt)
- Salzsäure (25%) Merck (Darmstadt)

Gase

- Brenngas (Acetylen 99,9%) Westfalen (Münster)
- Pressluft (gereinigt) Institutsversorgung

4.2 Geräte

Laborgerät

➤ <u>pH-Messgerät</u>	WTW pH 91	WTW (Weilheim)
➤ <u>Leitfähigkeitsmesser</u>	WTW LF 92	WTW (Weilheim)
➤ <u>Analysenwaage</u>	Sartorius LC 6200 S Sartorius BL 120S	Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen)
➤ <u>Magnetrührer</u>	Omnilab MR 3001 K	Jürgens (Bremen)
➤ <u>Schütteltisch</u>	GFL 3050	GFL (Burgwedel)
➤ <u>Überkopfschüttler</u>	Heidolph Reax 20/B	Heidolph Instruments (Schwabach)
➤ <u>Trockenschrank</u>	Memmert Tv 29 u	Memmert (Schwabach)
➤ <u>Muffelofen</u>	Naber N3R	Naber Industriebau (Lilienthal)
➤ <u>Siebmaschine</u>	Retsch Vibrio mit Siebturm DIN 4188	Retsch (Haan)
➤ <u>Vakuumpumpe</u>	Laboport	LNF Neuberger
➤ <u>Vakuumflasche</u> (1000 ml)		Schott
➤ <u>Filternutsche</u> (250 ml)		Sartorius (Göttingen)
➤ <u>Glasfaserfilter</u>	GF9	Sartorius (Göttingen)
➤ <u>Faltenfilter</u>	Nr. 595	Schleicher und Schüll
➤ <u>PE-/Glasflaschen</u>	(500 ml, 1000 ml)	
➤ <u>Erlenmeyerkolben</u>	(100 ml, 250 ml)	
➤ <u>Messkolben</u>	(10 ml, 100 ml)	
➤ <u>Messzylinder</u>	(100 ml, 250 ml, 1000ml)	
➤ <u>Petrischalen</u> (steril)		
➤ <u>Exsikkatoren</u>		
➤ <u>Bechergläser</u>		
➤ <u>Porzellantiegel</u>		

- Glas-/ PE-trichter
- allg. Laborgerät

Freilandgerät

- Doppelring-Infiltrrometer Eijkelkamp Agriresearch
Equipment (Giesbeek, NL)
- Hohlmeißelbohrer Pürckhauer Bohrstock
- Probeflaschen PE / Glas (500 ml, 1000 ml)
- allg. Gartengerät

4.3 Methoden (Freilandversuche)

4.3.1 Probennahme

➤ **Filtrate**

Die Wasserproben der Freilanduntersuchungen wurden ab Versuchsbeginn im monatlichen Intervall als qualifizierte Stichprobe gezogen (2011: 9x; 2012: 10x). Die reguläre Entnahme erfolgte manuell nach Ablauf von ca. 20 Litern aus den geöffneten Bodenablassventilen der LBC-Speichertanks des unbehandelten Dachablaufes („D“) sowie der Filtrate („S“, „1F“, „2F“). „First flush-“(2x) oder Nachlaufereignisse (5x) wurden unmittelbar aus der Dachrinne entnommen.

Jeweils ein 1-Liter Aliquot wurde in gereinigten PE-Flaschen ohne Konservierung zum Labor transportiert, zeitnah aufgearbeitet und der Analytik zugeführt (s.u.). Alle Bestimmungen erfolgten an unkonservierten, nicht filtrierten Wasserproben.

Zur Auswertung wurden die Einzelresultate der Wasseruntersuchungen jahresweise arithmetisch gemittelt, Einzelereignisse sind gesondert dargestellt.

➤ **Filtersubstrate**

Um über die pedologische Entwicklung und das Verhalten einzelner Analyte in den bewachsenen Bodenfiltern Informationen zu erhalten, wurden die Filtersubstrate einmal im Labor (April 2011: Einbaumaterial, Referenz t_0) und zweimal im laufenden Betrieb untersucht:

- nach sechsmonatiger Bewässerung (24.10.2011, t_6)
- bei Ende der Bewässerungsexperimente (13.08.2012, t_{End})

Die Substratbeprobungen *in situ* erfolgten mit dem Ziel, minimalinvasiv chemische oder mineralogische Tiefen- oder Entfernungsgradienten zu erfassen. Hierfür wurden mit einem Pürckhauer-Bohrstock (2 cm Rille) in steigendem Abstand vom Stirnrohr in den Filterbeeten tiefendifferenzierte Mischproben entnommen:

- 0/5 cm: neu eingebaute Reaktivschicht, intensiv durchwurzelt
- 20/30 cm: basale Sandfilterschicht (Abb. 11)

Bodenschürfe zur Profilaufnahme erfolgten nur einmalig bei t_{End} , da diese Eingriffe die etablierte Filterhydraulik zerstört hätten.

Das Material der Bodensondierungen wurde entsprechend gleicher Entfernung zum Zulauf sowie gleicher Tiefenzonierung zu Mischproben vereint (ca. 200 g FG) und bis zur Aufarbeitung in PE-Beuteln bei 6°C gelagert.

Die zeitliche Anreicherung mit Zn wurde durch zwei tiefen- und entfernungs-differenzierte Beprobungen der Filter quantitativ durch einen Vergleich der Einbaukonzentrationen (t_0), nach halbjähriger Beschickung (t_6) und bei Abschluss der Versuche (t_{End}) untersucht.

➤ **Filterbepflanzung**

Bei Versuchsende (02.08.2012) erfolgte nach 16monatiger Standzeit einmalig eine quantitative und artenreine Beerntung des „standing crop“ von *Phalaris*. Das unmittelbar über der Filteroberfläche geschnittene Erntegut umfasste dabei die aktive oberirdische Biomasse zzgl. der überjährigen Nekromasse. Beerntet wurden die gesamten Filterflächen „1F“ und „2F“, wobei das Erntegut zur Erkennung von Gradienten nach Beetanfang / -ende differenziert wurde. Das Pflanzenmaterial wurde bis zur Aufarbeitung offen und trocken bei Raumtemperatur gelagert.

Die Wurzelbiomasse wurde nicht quantitativ erfasst und nur visuell im Rahmen der Bodenschürfe (t_{End} , s.o.) charakterisiert.

4.3.2 Analytik und Bestimmungsmethoden

➤ **Filtrate**

Wasseranalytische Parameter

- „Küvetteste“ (Fa. HACH-LANGE, Berlin)

Nitrat	LCK 339	1 - 60 mg x l ⁻¹ NO ₃ ⁻
Chlorid	LCK 311	1 - 1000 mg x l ⁻¹ Cl ⁻
Phosphat	LCK 349	0,15 - 4,5 mg x l ⁻¹ PO ₄ ³⁻

- Schwermetalle (Zn)

- Überführung von 20 ml unfiltrierter Wasserprobe direkt in Probegefäß, Ansäuerung (1 ml HNO₃ konz.) und verschließen.

- Abfiltrierbare Stoffe

- Vakuumfiltration von 0,5 l homogenisierter Wasserprobe über Glasfaserfilter GF9, Trocknung bei 105 °C / 24h, Differenzwägung nach Abkühlung (Exsikkator)

- pH-Werte; elektrische Leitfähigkeit

- pH: potentiometrisch nach DIN EN 12176-S5

- el. Leitfähigkeit: konduktometrisch (Einstab-Elektrode)

- Gesamtkeimzahl (KbE)

- Plattenverfahren: Verdünnungsreihe des unfiltrierten Rohwassers (1:10 - 1:100), sterile Ausplattierung auf R₂A-Agar, Inkubation (48 h, 35°C) und anschl. mikroskopische Auswertung der koloniebildenden Einheiten (KbE)

- Volumenbilanzen

- Anlagenzufluss: der Zufluss zu den Bodenfiltern wurde pro Zeiteinheit auf Basis meteorologischer Aufzeichnungen (Kap. 5.1) und der abflussbildenden Dachfläche geschätzt.

- Drainageabflüsse: die tatsächlichen Abflussvolumen der Filterbeete wurden unregelmäßig nach Filtratanfall anhand der Füllstände der einzelnen LBC-Tanks ausgelitert (Kap. 4.3.4.6) und pro Zeiteinheit summiert.

➤ **Filtersubstrate**

- Substratcharakterisierung

- visuelle und pedologische Ansprachen nach „KA 4“ [BGR94]

- Korngrößen

Siebung nach DIN 4188; Trockenmaterial (105°)

- Wassergehalt

- gravimetrische Differenzmessung Feucht- vs. Trockensubstrat (105°C, 24h)

- hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert

- 1 x Abschätzung des k_f -Wert nach HAZEN (Einbaumaterial, t_0)[DIN1]
 - 2 x in situ Doppelring-Infiltration „S“, „2F“ (11.04.2011: t_0 ; 29.08.2012: t_{End})[DIN2]
 - organischer Kohlenstoff
 - gravimetrischer Glühverlust (800°C, >5 h) vorgetrockneten Bodens (105°)
 - Bodenreaktion
- potentiometrisch in 1 : 5 (w/v) Sand/A. deion.-Aufschlammung
- Schwermetalle (Zn)
 1. 20 g Boden (TS) in verschraubbare PE-Flasche (500 ml) einwiegen
 2. Zugabe von 200 ml 0.05 m Na-EDTA
 3. Extraktion: Überkopfschüttler (15 rpm, 2h)
- Filtration des Überstands; Entnahme von 20 ml, Ansäuerung (1 ml HNO₃ konz.).

➤ **Filterbepflanzung**

- Bonitierungen
 - laufende visuelle Bonitierung der oberirdischen Vegetation (Wuchsqualität, Vitalität / Mortalität, Proliferation; Änderungen der Pflanzenmorphologie), Beachtung fanden auch potenzieller Schädlingsbefall sowie das Aufkommen einer Spontanvegetation.
- Schwermetallgehalt (Zn)
 1. Reinigung Pflanzenmaterial, Entfernung anhaftender Erdpartikel (A. demin.)
 2. Zerkleinerung in ca. 1 cm große Stücke, Trocknung (105°C)
 3. Pulverisierung und Lösung in *A. regia* (Fremdlabor: WESSLING, Hannover)
- Biomassetrockensubstanz
 - Differenzmessung Frischmaterial vs. Trockenmaterial (105°C, 24h)

4.3.3 Instrumentelle Analytik

Abwasserparameter („Küvetteste“)		
Spektral-Photometer mit programmierter Datenbank	Dr. Lange Cadas 200	HACH LANGE (Düsseldorf)
Thermostatblock	Dr. Lange LT 1 W	HACH LANGE (Düsseldorf)

Schwermetall (Zn)		
Graphitrohr-AAS	Perkin Elmer AAnalyst 400 Atomic Absorption Spectrometer Elementlampe Zn $\lambda = 213,9 \text{ nm}$	PERKIN ELMER (USA) BG: 0,05 mg x l ⁻¹ Zn

4.3.4 Versuchsanlage

4.3.4.1 Lage und Klima

Die Freiland-Experimente wurden im Rhododendronpark im Bremer Stadtteil Horn-Lehe (geogr. Lage: N 53°5'30, O 08°53'10) durchgeführt (s. Abb. 3).



Abbildung 3: Lage des Versuchsstandortes „Azaleenhaus“ im Rhododendronpark Bremen.

Das Klima am Versuchsstandort ist durch die Nähe zur Nordsee stark atlantisch geprägt mit moderat warmen Sommern und relativ milden Wintern (vgl. Tab. 17).

Tabelle 17: Jahresmittelwerte ausgewählter Klimaparameter der DWD-Referenzstation Bremen-Flughafen [DWD12].

Bremen (1971 - 2000)			
Jahresmitteltemperatur	9,28°C	Gesamtniederschlag	672 mm
Frühling	8,16°C	Frühling	146 mm
Sommer	16,41°C	Sommer	200 mm
Herbst	9,83°C	Herbst	173 mm
Winter	2,83°C	Winter	152 mm
Sommertage ($T_{\max.} \geq 25^{\circ}\text{C}$)	25,7	Regentage (> 1mm)	122,33
Eistage ($T_{\max.} \leq 0^{\circ}\text{C}$)	14,17	Starkregentage (> 20 mm)	2,3

Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,3°C. Etwa ein Drittel des Jahres sind Regentage mit Niederschlägen $>1\text{mm} \times \text{d}^{-1}$, die sich ganzjährig auf durchschnittlich 673 mm summieren. Pro Jahr gibt es etwa zwei bis drei Starkregentage ($>20\text{mm} \times \text{d}^{-1}$). Allgemein sind Sommer und Herbst feuchter, Winter und Frühjahr dagegen etwas trockener (Maximum Juni: 73,4 mm; Minimum Februar: 35,6 mm) (Tab. 18).

Neben saisonalen Unterschieden treten im Stadtgebiet Bremen starke Niederschlagsgradienten auf. So fielen zwischen 1961 und 1990 im Ortsteil HB-Farge 638,8 mm, in HB-Strom hingegen 753,2 mm pro Jahr.

Tabelle 18: Mittlere Niederschlagssumme und Anzahl der Regentage (Klimastation Bremen-Flughafen) [DWD12].

Monat	Ø 1971 - 2000		2011 (I - XII)		2012 (I - VIII)	
	Σ mm	Regen-tage	Σ mm	Regen-tage	Σ mm	Regen-tage
Jan	55,1	11,3	36,7	19	108,7	23
Feb	35,6	8,6	34,8	8	15,8	15
Mar	51,2	11	5,5	5	10,6	8
Apr	40,8	9	18	4	25,3	15
Mai	54,2	9,5	30,8	13	34,1	13
Jun	73,4	11,1	78,3	16	68,2	16
Jul	65	10,8	41,9	17	82,6	18
Aug	61,2	10,1	117,9	25	46,6	13
Sep	60,1	10,6	55,6	8	-	-
Okt	55,4	10,5	75,4	11	-	-
Nov	57,7	11,5	2,6	3	-	-
Dez	61,60	12	130,3	27	-	-
Jahr	671,3	10,5	627,8	13	381,9	15

4.3.4.2 Gewächshaus

Die Versuche wurden mit dem Dachablauf des „Azaleenhaus“ (Bj. 1950) durchgeführt. Mit einer Gebäudelänge von 25 m, einer Firsthöhe von 6 m und einer Traufhöhe von 2 m war dessen Bauweise repräsentativ für ältere Gewächshäuser, bei denen das tragende Stahlskelett zum Korrosionsschutz feuerverzinkt ist (vgl. Kap. 3.1.2) und auch Zubehörteile (Dachsprossen, –rinnen) verzinkt sind (Abb. 4).



Abbildung 4: Versuchsgewächshaus „Azaleenhaus“ (li.), längsseitige Dachrinne und VersuchsfILTERanlage im Betrieb (re.).

Der Versuchsbetrieb erfolgte unter den ortsüblichen meteorologischen Bedingungen und - soweit vegetationstechnisch möglich - ohne künstliche Zusatzbewässerungen. Die Filter wurden ausschließlich mit den Abflüssen des Versuchs-Modelldachs (Dachfläche: 120 m², 20° Inklination) beschickt, der von einer längsseitig montierten, 12 m langen Dachrinne aufgefangen wurden. Eine gewächshaustypische Zinkbelastung des Ablaufs resultierte aus 20 verzinkten Dachsprossen, dem halben Dachfirst sowie der verzinkten Dachrinne. Eine ortspezifische Besonderheit des Einzugsgebietes war der starke, saisonale Eintrag von Laub und Blütenstaub sowie die beruhigte Luftzirkulation durch den umgebenden Altbaumbestand.

stand. Für den Rückhalt von Laub oder kleinen Ästen wurde die Rinne mit einem Maschendrahtgitter überspannt (Abb. 4).

Da das abflussspendende Dachmaterial überwiegend aus Glas mit einem Abflussbeiwert ψ_m : 0,9 - 1,0 [ATV04] bestand, war davon auszugehen, dass der meteorologische Niederschlag fast ohne Benetzungsverluste auf die zu erprobenden Bodenfiltersysteme gelangte. Hierdurch boten sich repräsentative Wässer mit typischen Ganglinien (Konzentrationen, Frachten, Volumen), die sich im Labor nicht exakt nachbilden liessen.

4.3.4.3 VersuchsfILTER

4.3.4.3.1 Filtercorpus

Die Versuchsanlage basierte auf einer 3,5 m³-LKW-Mulde (LxBxH: 3,80 x 2,25 x 0,5 m), die parallel zum Gewächshaus am Fallrohrende der Regenrinne aufgebaut wurde. Durch eine stabile Kantholz-Stellage wurde diese Mulde 80 cm hoch aufgebockt, so dass die das Drainagefiltrat auffangenden Wasserreservoirs ebenerdig angeordnet konnten. Ein geringer Höhenunterschied der Kanthölzer gewährleistete ein für den freien Drainageablauf erforderliches Freigefälle von 2,5% (Abb. 10).

Für die drei Filtervarianten wurde die Containermulde mittels Betonwinkelsteinen und einer Auskleidung mit einer durchgehend verschweißten HD-PE-Folie (0,5 mm) in drei hydraulisch getrennte Einzelsegmente à 3,80 x 0,7 x 0,5m (LxBxH) entsprechend einem Filtervolumen von 1,3 m³ untergliedert (Abb. 7, Abb. 8). Eine Flutungskontrolle zeigte keine Leckagen von Folienverschweißungen oder der PU-gedichteten Drainagedurchlässe.

Auf die Verwendung von zusätzlichem Geotextil als mechanisches Schutzvlies, Überdachung oder Kälteisolation der Filteranlage wurde verzichtet.

4.3.4.3.2 Filtermaterialien

Die Bestückung der VersuchsfILTER erfolgte mit Substraten und Pflanzen lokaler Lieferanten, deren Qualität und Eignung vor Einbau durch Prüfzeugnisse der Eigenüberwachungen, Kontrollmessungen und Bonitierungen der Forschungsstelle nachgewiesen wurde (Tab. 19 – 24).

Filtersand (①)

Als Basis des Filtermaterials wurde ein gewaschener, nassgebaggerter Saugersand 0/2 mm der Kiesgrube „Stolzenau“ vom Lieferanten HEIDELBERGER WESERKIES GMBH & CO KG (Bremen) verwendet (Prüfzeugnis Nr. 31078StB/10 vom 29.04.2010) (Tab. 19 – 21; Abb. 5).

Drainagekies (②)

Der basal eingebaute Weserkies 2/8 mm (gem. HSV nGGK 2/8mm (E1) wurde vom Lieferanten HEIDELBERGER WESERKIES GMBH & CO KG (Bremen) bezogen.

Tabelle 19: Eigensiebung des eingebauten Filtersands und des Komposts (Korngrößenverteilung: [DIN1]; Ansprache der Bodenarten: [BGR94]).

Bodenart	T + U	fS		mS	gS		fG
Prüfsieb (mm)	< 0,063	0,063 - 0,125	0,125 - 0,25	0,25 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 2,0	> 2,0
Wesersand (M.-%)	0,01	0,02	3,65	42,32	34,26	13,12	6,36
Kompost (M.-%)	0,7	2,9	16,93	23,81	16,44	14,78	24,48

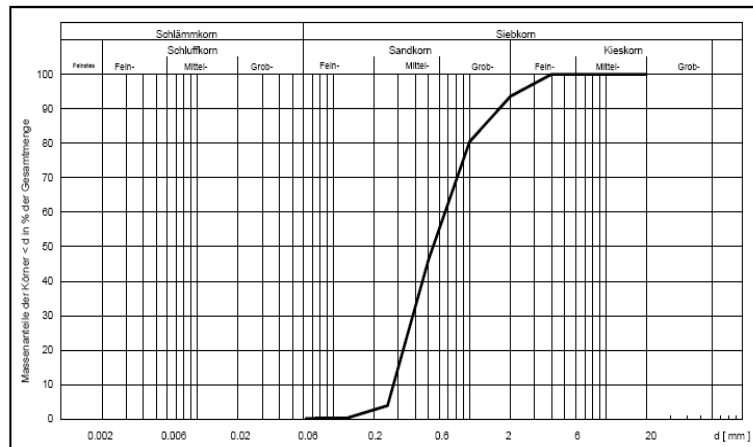


Abbildung 5: Sieblinie des in den Filtern eingebauten Sandes 0/2mm.

Tabelle 20: Physikalisch-chemische Eigenschaften des Filtersands 0/2 mm (Daten der eigenen Qualitätssicherung; ergänzt).

Wesersand	
k_f (DIN 18130)	$4,7 \times 10^{-4} \text{ m x sec}^{-1}$
k_f (DIN 18123)	$7,5 \times 10^{-4} \text{ m x sec}^{-1}$
k_f (DIN 19682)	$6,1 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$
Porenvolumen	37,8%
MWK (TS)	22,2%
CaCO ₃ (M-%)	2 - 4
C _{org}	1,1
pH _{H2O}	7,3
ρ (g x cm ⁻³)	1,6

Tabelle 21: Bodendichten und Porenvolumen von Mineralböden [SuS92].

Bodenart	Bodendichte (dB) (g x cm ⁻³)	Porenvolumen (PV) (%)
S (Sand)	1,16 - 1,7	36 - 56
U (Schluff)	1,17 - 1,63	38 - 56
L (Lehm)	1,2 - 1,8	30 - 55
T (Ton)	0,93 - 1,72	35 - 65

Strukturkompost (③)

Die oberen Filterschichten 0 - 10 cm der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ wurden durch Einmischung von mittelkörnigem Fertigkompost auf durchschnittlich 4 M-% organische Substanz angereichert. Der Kompost war qualitätsgesichert (Prüfzeugnis Nr. 108-1007-001 vom 29.04.2010; RAL-GZ 251), hygienisiert und biologisch stabilisiert (Tab. 22). Ausgangsstoffe des Komposts waren ausschließlich Pflanzenmaterialien aus dem Garten- und Landschaftsbau, schadstoffhaltiger Straßenkehricht wurde bei der Einmischung der Charge 09/04 (02.07. - 01.09.2010) nicht verarbeitet (KNO, MÜNDL. INFORMATION). Bezugsquelle war der Hersteller KOMPOSTIERUNG NORD GMBH (Bremen).

Tabelle 22: Physikalisch-chemische Eigenschaften des eingebauten Fertigkompostes (Daten der eigenen Qualitätssicherung).

Fertigkompost	
Körnung (mm)	0 - 20
C _{org} (M-%)	21
CaCO ₃ (M-%)	0,5 - 2
C/N	10
Rottegrad	V
pH	7,95
ρ (g x cm ⁻³)	0,65

Na-Silikatkolloid (AGROSIL LR®) (④)

Der humusangereicherten Sandschicht 0 - 10 cm wurde synthetisches Na-Silikatkolloid mit einem Anteil von 1,2 M-% („1F“) bzw. 0,2 M-% („2F“) zur Schwermetallbindung zugemischt (Tab. 23). Das Na-Silikatkolloid wird kommerziell von der Fa. COMPO, Münster, als „AGROSIL® LR“ vertrieben.

Tabelle 23: Physikalisch-chemische Eigenschaften des eingebauten Na-Silikatkolloids AGROSIL LR® (Daten der eigenen Qualitätssicherung, ergänzt: Produktinformation Fa. COMPO).

Na-Silikatkolloid („Agrosil LR®“)	
Körnung (mm)	0,2 - 4
MWK (TS)	136%
pH _{H2O}	8,1
ρ (g x cm ⁻³)	0,68
P ₂ O ₅ (M-%)	20
SiO ₂ (M-%)	45

4.3.4.3.3 Pflanzenmaterial

ROHRGLANZGRAS

Die Bepflanzung der Bodenfilter „1F“ und „2F“ erfolgte mit ROHRGLANZGRAS (*Phalaris arundinacea* L.; Klasse: Monocotyledonae; Familie: Phalarideae; Tab. 24), das als Wildform von der STAUDENGÄRTNEREI WICHMAN GMBH & CO. KG (Wiefelstede) bezogen wurde. Die zur Qualitätssicherung durchgeführte visuelle Bonitierung der in 9cm-Töpfen gelieferten Jungware zeigt vitale, intensiv durchwurzelte *Phalaris*stauden (s. Abb. 6).



Abbildung 6: Qualitativ hochwertige, gutdurchwurzelte Pflanzware von *Phalaris arundinacea*.

Tabelle 24: Zeigerwerte von *Phalaris arundinacea* und *Primula vulgaris* (nach [ELL91]).

	Ökologisches Verhalten						Lebensform
	Licht	Temperatur	Feuchte	pH	Stickstoff	Salz	
<i>Phalaris arundinacea</i>	7	5	8~	7	7	0	wintergrüner Geophyt
<i>Primula vulgaris</i>	6	5	5	7	5	0	vorsommergrüner Hemikryptophyt

4.3.4.4 Aufbau der Filterkörper

4.3.4.4.1 Substrataufbau

In die drei Filterbecken (s.o.) wurde basal einheitlich eine 10 cm starke, einlagige Schüttung aus gereinigtem Kies (2/8 mm) ② eingebaut (Abb. 7 li.). Die Kiesschüttung diente der Filterdrainage und fixierte gleichzeitig einen nicht ummantelten, geschlitzten DN80-Drainagestrang aus PVC. Dieser verlief parallel zur Filterlängsachse auf der Filtersohle in einem Gefälle von etwa 1% und führte die segmentweise gefassten Filtrate am Beetende in die Speicherelemente ab.

Der Drainageschicht einheitlich aufgelagert war etwa 30 cm kantengerundeter Sand 0/2 mm ①, der gefälleparallel eingebaut wurde. Dem identischen sandigen Grundkörper wurden manuell die drei zu testenden Hauptfilterschichten mit unterschiedlichen Anteilen der Adsorbentien Sand, Kompost (4 M.-%) ③ und Silikatkolloid (0,2; 1,2 M.-%) ④ in einer Mächtigkeit von 10 cm homogen aufgetragen (Abb. 7 re.).

4.3.4.4.2 Bepflanzung der Filterkörper

Die Filter „1F“ und „2F“ erhielten nach einwöchiger Substratsetzung eine Monospezies-Bepflanzung mit vitalen, intensiv bewurzelten Jungpflanzen von *Phalaris arundinacea* L. (ROHRGLANZGRAS). Die Setztiefe der Topfballen war etwa 10 cm, das engmaschige Pflanzraster (9 Ind. x m² = 30 Ind. pro Filter) (Abb. 8) war auf eine rasche und intensive Durchwurzelung der Filterkörper ausgerichtet.

Nach Befüllung und Bepflanzung ruhte die Filteranlage 14 Wochen. In dieser Ruhephase sollten sich Substratstruktur und Bodenchemie stabilisieren, mobile Feinpartikel auswaschen und sich ein hydraulisches Kontinuum ausbilden. Gleichzeitig setzte die Durchwurzelung der Substratkörper ein.



Abbildung 7: Einbau basale Kiesdrainage (2/8 mm) mit DN-80 Drainrohren (li.), fertiggestellte und nivellierte Filtersubstrate „S“, „1F“ und „2F“ (v.l.n.r.) vor Bepflanzung (27.01.2011) (re.).



Abbildung 8: Zustand der Bepflanzung im April 2011 (10 Wochen Etablierung; Varianten v.l.n.r.: „S“, bepflanzt: „1F“, „2F“).

4.3.4.5 Bewässerungsmimik

Im experimentellen Anlagenbetrieb erfolgte eine witterungsabhängige Beschickung der drei Filtersegmente durch die angeschlossene Gewächshausdachfläche (s. Kap. 4.3.4.2). Zur gleichmäßigen Beschickung der Filterbeete mit dem zinkhaltigen Dachablauf wurde eine zweiteilige Bewässerungskulisse aus metallfreien Kunststoffkomponenten konstruiert.

Der gesamte, in der verzinkten Dachrinne gefasste Dachabfluss gelangte über ein Fallrohr ungedrosselt in ein geschlitztes KG-Rohr ($\varnothing 100$ mm), welches mittels Wasserwaage genau horizontal nivelliert am Stirnende der Filterbeete montiert war. Dieses dämpfte die Zulaufenergie und fungierte als homogenisierende Überlaufschwelle, von der das Wasser durch sechs Ablaufspalten in eine parallel darunter verlaufende, ebenfalls horizontal nivellierte PVC-Dachrinne (RG 125 mit Endstücken) überströmen konnte (Abb. 9 li.). An diese Rinne waren über silikongedichtete Bohrungen vier weitlumige Spiralsaugschläuche ($1\frac{1}{4}$ ") gleichmäßig angeschlossen, die durch feinmaschige Gitter vor Verstopfungen durch Laub oder andere Grobstoffe geschützt wurden. Durch diese Bewässerungsstränge erfolgte die Wasserzufuhr direkt in den Speichertank (Var. „D“) oder auf die Filterflächen (Var. „S“, „1F“, „2F“) (Abb. 9 re.). Die Rohrenden wurden mit PU-Schaum gedichtet.

Zur Ermöglichung der Filterbewässerung wurden die Schläuche in Abständen von ca. 15 cm unterseitig jeweils 3x perforiert. Um bei der Schlauchlänge von 3,70 m (= Beetlänge) einen inhomogenen Wasseraustritt durch Druckverluste zu vermeiden, wurde der Durchmesser der Rohrperforation zum Schlauchende schrittweise vergrößert (5 - 6 - 7 - 8 -

10mm). Zusätzlich wurden alle Schläuche an der Oberseite mit 4 x 13 mm Notentlastungen versehen.

Die Bewässerungsstränge waren durch Schlauchführungen über den Filteroberflächen gelagert und zusätzlich durch Rundstäbe gegen durchhängen fixiert.



Abbildung 9: Anschluss des geschlitzten Stirnrohrs (Grobverteiler) an die Gewächshausdachrinne (li.), Überlauf des Dachablaufs vom Stirnrohr in die darunter liegende PVC-Rinne (Feinverteiler) mit angeschlossenen Bewässerungsrohren der Filter (re.).

4.3.4.6 Wasserspeicher

Das aus den Filterdrainagen austretende Sickerwasser sowie der ungereinigte Dachablauf wurde in vier HD-PE-LBC-Tanks (LxBxH: 1,2 x 1,0 x 1,16 m; V= 1060 l) aufgefangen (Abb. 10). Aufgrund der Containerhöhe musste der Freigefällezufluss aus den Filterdrainagen (ca. 0,9 m) über seitliche Zuläufe in die Tanks erfolgen.

Um einen Rückstau in die Filtereinheiten zu verhindern, wurde bei Starkregen ein Teil des Speichervolumens über Notüberläufe entlastet (effektiv nutzbares Speichervolumen: ca. 4 x 750 l). Die Container hatten keine Frostisolation oder lichtundurchlässige Folienverkleidung gegen Besonnung erhalten.



Abbildung 10: Versuchsfilteranlage mit etablierter Bepflanzung nach einem halben Betriebsjahr (28.07.2011); erkennbar ist das Gefälle der Filteranlage und im Vordergrund die Bewässerungskulisse mit LBC-Container für ungefilterten Dachablauf (Var. „D“), im Hintergrund LBC-Behälter für Filtervarianten „S“, „1F“, „2F“.

4.3.4.7 Filtervarianten

Für das Versuchsdesign ergaben sich die vier Varianten (Abb. 11):

Kontrolle „D“: zinkhaltiges Dachabflusswasser (unfiltriert)

Filter-Variante „S“: unbepflanzter, „konventioneller“ Sandfilter (= Referenz)

Filter-Variante „F1“: Hochleistungs-Filtersubstrat (1,2% Silik.koll. / 4% Kompost)
+ Bepflanzung

Filter-Variante „F2“: Hochleistungs-Filtersubstrat (0,2% Silik.koll. / 4% Kompost)
+ Bepflanzung

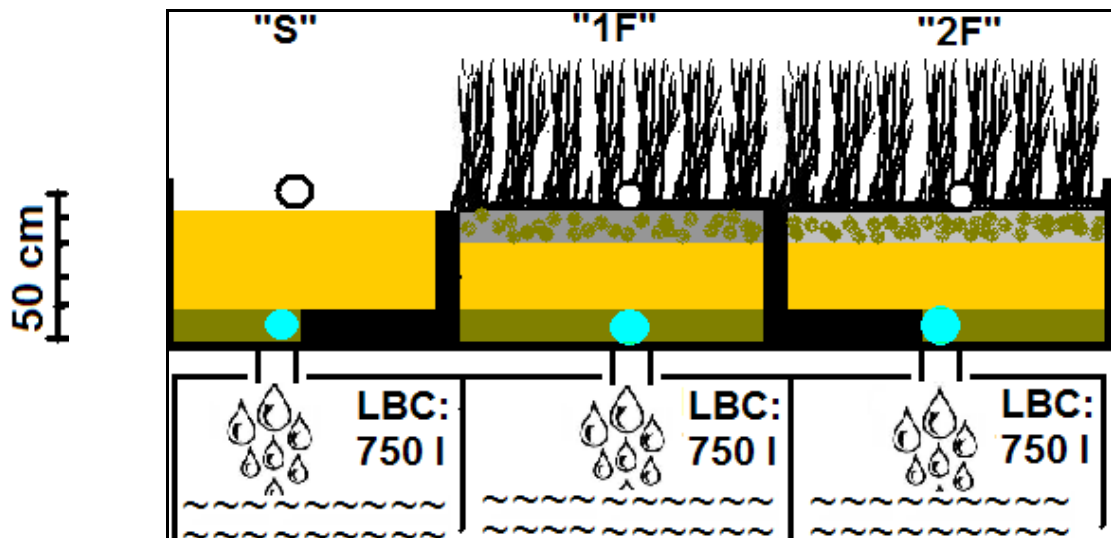


Abbildung 11: Schematischer Aufbau der Filtervarianten „S“ (Sandfilter ohne Vegetation = Referenz), „1F“ (bepfl. Hauptfilterschicht mit 4 M.-% Kompost + 1,2 M.-% Silikat koll.) und „2F“ (bepfl. Hauptfilterschicht mit 4 M.-% Kompost + 0,2 M.-% Silikat koll.); vgl. Text.

4.3.4.8 Untersuchungszeitraum

Nach Abschluss der Einbau- und Installationsarbeiten sowie notwendiger Funktionsteste (Bewässerungskomponenten, Dichtheitsprüfungen, ...) startete mit dem Anschluss der Filter an die Dachentwässerung im Mai 2011 die Experimentalphase, die bis August 2012 lief. In diesen 16 Monaten arbeiteten die Filter unter Praxisbedingungen (natürliche Niederschlagsintensitäten und Temperaturgänge, Schnee- und Frostperiode, herbstlicher Laubeintrag, Pollenflug im Frühjahr, ...). Die Versuchslänge gestattete es, die langfristige Entwicklungen von Filterleistungen und die Vegetation differenziert zu erfassen (s. Tab. 34 - 35 und Tab. 40 - 43).

Regelmäßige Anlageninspektionen zeigten einen zuverlässigen Betrieb, der nur „kosmetische“ Wartungs- und Reinigungsmaßnahmen erforderte. Über Routineinspektionen hinausgehende Wartungstätigkeiten (Tab. 25) waren Reinigungs- und Nivellierungsarbeiten, die an der Grob- und Feinverteilung sowie an den Bewässerungssträngen erforderlich wurden.

Tabelle 25: Chronologie erfolgter Bau-, Wartungs- und Reparaturarbeiten.

Datum	ausführende Institution	Arbeitsschritte	
Dez. 2010	Eigenleistung	Baustellenkoordination Fa. Heitmann / Rh.park	fortlaufend visuelle Anlagenkontrollen
Dez. 2010	Eigenleistung	Material- u. Lieferantenrecherche; Qualitätssicherung Material u. Pflanzen	
Dez. 2010	Personal Rh.park	Installation Dachrinnen am Gewächshaus	
21.01.2011	Fa. Wichmann	Pflanzenlieferung	
24.01.2011	Fa. Heitmann	Aufbau Containermulde (Filtercorpus), Filterbeckentrennbauwerk u. LBC-Container;	
25.01.2011	Eigenleistung	Containermulde: Folieneinbau u. Dichtheitsprüfungen	
27.01.2011	Eigenleistung; Fa. Mibau; Personal Rh.park	Substratanlieferung; Einbau Substrate und Drainagen	
03.02.2011	Eigenleistung	Filterbepflanzung	
April 2011	Eigenleistung	3 x Zusatzbewässerung Filterbepflanzung	
11.04.2011	Eigenleistung	Spülung Drainagen und LBC-Container	
28.04.2011	Eigenleistung; Personal Rh.park	Einbau Bewässerungskulisse (Haupt- u. Feinverteiler), Anschluss Bewässerungsrohre	
04.05.2011	Eigenleistung	Fertigstellung Bewässerungsmimik, Anschluss an Dachrinne	
10.05.2011	Eigenleistung	Nachpflanzungen Filter; Rückstausicherung und Anschluss LBC-Container an Filter: Versuchsbeginn	
23.05.2011	Eigenleistung	Nachjustierung Feinverteilung	
01.06.2011	Eigenleistung	Ventildichtung LBC-Container Dach	
04.08.2011	Eigenleistung	Beseitigung Erosionsschäden in "S"	
06.09.2011	Eigenleistung	Einbau Laubfang in Dachrinne u. vor Zulauf Bew.rohre	
25.11.2011	Eigenleistung	Grundreinigung Laubfang	
22.12.2011	Eigenleistung	Nachjustierung Feinverteilung	
29.01.2012	Eigenleistung	Frostschutzentleerungen LBC-Container	
05.04.2012	Eigenleistung	Kleinreparatur (Foliensicherung)	
03.05.2012	Eigenleistung	Beseitigung von Erosionsschäden in "S"; Reinigung Haupt- / Feinverteilung u. Laubschutzgitter	
16.05.2012	Eigenleistung	Reinigung Grob- und Feinverteilung	
21.05.2012	Eigenleistung	Nachjustierung Grobverteilung	
07.08.2012	Eigenleistung	Wasseruntersuchungen: Versuchsende	
Nov. 2012	Fa. Heitmann / Eigenleistungen	Anlagenrückbau	

4.4 Ergänzende Laboruntersuchungen

4.4.1 Material

Testsubstrate

Getestet wurden die Sorbentien Sand; Sand/Kompost 4% (SK); Sand/Kompost 4% /AGROSIL 1,2% (SKA1,2) und Sand/Kompost 4% /AGROSIL 0,2% (SKA0,2)(s. Kap. 4.3.4.3.2).

Testpflanzen

STÄNGELLOSE SCHLÜSSELBLUME

Die Gefäßversuche zur ökophysiologischen Schädigung von Zink sowie zur Phosphat-substitution erfolgten mit der STÄNGELLOSEN SCHLÜSSELBLUME (*Primula vulgaris* HUDS., Klasse: Dicotyle, Familie: Primulaceae) (vgl. Tab. 24). Mit einem Marktanteil von 5% (~ 100 Mio €) [AMI-Berechnung, März 2011] hat sie als Zierpflanze hohe ökonomische Bedeutung. Getopfte, vitale Jungpflanzen dieser ausdauernden, rosettenbildenden Staude wurden von der STAUDENGÄRTNEREI WICHMAN GMBH & CO. KG (Wiefelstede) bezogen.

GARTENKRESSE

Der ökotoxikologische Biotest zur Keimhemmung durch Zink erfolgte mit handelsüblichem, schnell keimendem Saatgut der GARTENKRESSE (*Lepidium sativum* L.) (Bezug: REWE-Handelsgruppe, Köln).

4.4.2 Methoden

4.4.2.1 Stoffbindung der Substrate

Die Stoffbindungskapazität der Testsubstrate (Kap. 4.4.1) wurde in Batchversuchen ermittelt [OECD81]. Als Sorptiv wurden entsprechend den unter Realbedingungen zu erwartenden Konzentrationen vier Zink-Lösungen (c_0 : 100; 10; 1,0; 0,5 mg x l⁻¹ Zn) in CaCl₂ (0,01 m) angesetzt.

Von diesen c_0 -Lösungen wurden 100 ml mit jeweils 20 g (TS) Sorbens versetzt (Boden/Lösungsverhältnis 1:5 w/v). Die Gleichgewichtseinstellung erfolgte in 500-ml-PE-Weithalsflaschen im Überkopfschüttler (15 rpm, 24 h, Raumtemperatur). Anschließend wurde die überstehende Lösung durch langsamfiltrierende Filterpapiere separiert.

Die viermalige Desorption wurde analog in schwermetallfreier CaCl₂ (0,01 m) durchgeführt.

4.4.2.2 Gießwassereignung der Filtrate

4.4.2.2.1 P-Düngung

Parallel zu den Freilandversuchen (t_0 : VI/11; t_{End} : VI/12) wurde die Düngewirkung aufgefangener Filtrate (s. Kap. 4.3.1, Kap. 4.3.4.7) bei kontrollierten Laborbedingungen (20±2°C) untersucht. Hierfür wurden vier Topfpflanzen *Primula vulgaris* mit je 30 ml x d⁻¹ x lnd⁻¹ in den Versuchsvarianten

- **Var. „D“**, **„S“** (phosphatarm)
- **Var. „1F“**, **„2F“** (phosphathaltig) gewässert.

Die Pflanzen wurden kontinuierlich visuell oberirdisch begutachtet (fördernde Effekte: Blattfärbung, Blühinduktion, Neuaustrieb, Größenwachstum; nachteilige Effekte: Chlorosen, Xeromorphie, Mortalität).

4.4.2.2.2 Schädigung von Zink: Kulturversuche

Die ökophysiologische Schädigung von Zink wurde mit *Primula vulgaris* bei kontrollierten Laborbedingungen (20±2°C) untersucht. Jeweils vier Topfpflanzen wurden in Parallelansätzen durch mehrtägige, sättigende Anstaubewässerungen verschiedenen Zinkacetat-Lösungen (C₄H₆O₄Zn x 2 H₂O) exponiert:

- **Var. 0:** Kontrolle - zinkfreies Leitungswasser
- **Var. 1:** Zn 0,5 mg x l⁻¹ ([BBOD99] = Entwicklungsziel)
- **Var. 2:** Zn 1 mg x l⁻¹ (ZV LAWA (t))
- **Var. 3:** Zn 2 mg x l⁻¹ (unterer Durchschnitt Dachablauf)

Bei Kapillarsättigung wurde überschüssige Zinklösung abgegossen und die Pflanzen anschließend 9 - 10 Tage inkubiert. Insgesamt wurden 23 Gießzyklen durchgeführt, die mit einer gesamten Expositionsdauer von >9 Monate der üblichen Kulturdauer in der Primelproduktion entsprechen.

4.4.2.3 Schadwirkung von Zink: Kressehemmteste

Mit den abgeernteten, zinkhaltigen Substraten aus Kap. 4.4.2.2.2 wurden „KRESSE-Hemmteste“ (Methode in Anlehnung an *International Seed Testing Association*) zur Untersuchung nachteiliger Bodenbeeinflussungen durch die zinkhaltigen Substrate durchgeführt. Für die Versuche wurden die vier Substrate der Primelversuche (Var. 0 – Var. 3, s.o.) auf 2 mm gesiebt und ohne Grobwurzeln getrocknet (105°C). Anschließend wurden in offene Kulturgefäßen (Petrischalen Ø 12 cm) jeweils 10 g Substrat eingebracht, die

- **Var. 0:** 2,9 mg x kg⁻¹ TS Zn
- **Var. 1:** 3,1 mg x kg⁻¹ TS Zn
- **Var. 2:** 5 mg x kg⁻¹ TS Zn
- **Var. 3:** 9,5 mg x kg⁻¹ TS Zn

enthielten.

Nach intensiver Befeuchtung erfolgte eine gleichmäßige Direkteinsaat mit je 50 Samen Gartenkresse pro Ansatz, die anschließend 10 Tage inkubiert wurden. Die Anzucht erfolgte auf der Laborfensterbank bei kontrollierten Laborbedingungen (20±2°C) und bedarfsgerechten Wiederbefeuchtungen durch Leitungswasser.

Die Kressekultivierung erfolgte in Parallelansätzen. Die Auswertung erfolgte über die Mittelwerte der zwei Wiederholungen. Verglichen wurden die Keimerfolge, die Frischmassen, die Sprosshöhen sowie die Wurzelbildungen unter den verschiedenen Zinkbelastungen des Substrates.

5 ERGEBNISSE

5.1 Witterung und Niederschläge

In der vorliegenden Studie wurden meteorologische Tagesaufzeichnungen (Niederschlagshöhen und Lufttemperatur) der Klimastation „Flughafen Bremen“ (N 53°02'51, O 08°47'12; 4 m ü. N.N.) als Referenz verwendet. Da sich diese Wetterstation etwa 5 km westlich der Versuchsanlage befindet, waren durch kleinräumige Abweichungen der Niederschlagsmuster Diskrepanzen zu den tatsächlich im Rhododendronpark gemessenen Filtratanfällen zu erwarten, die auch in Realität häufiger beobachtet wurden.

5.1.1 Witterungsverlauf 2011

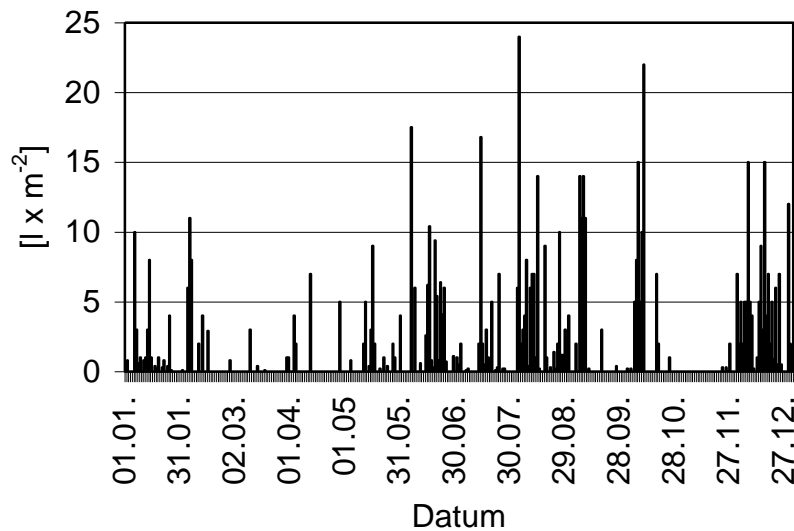


Abbildung 12: Niederschlagsmengen im Zeitraum 2011 (Klimastation: Bremen - Flughafen)

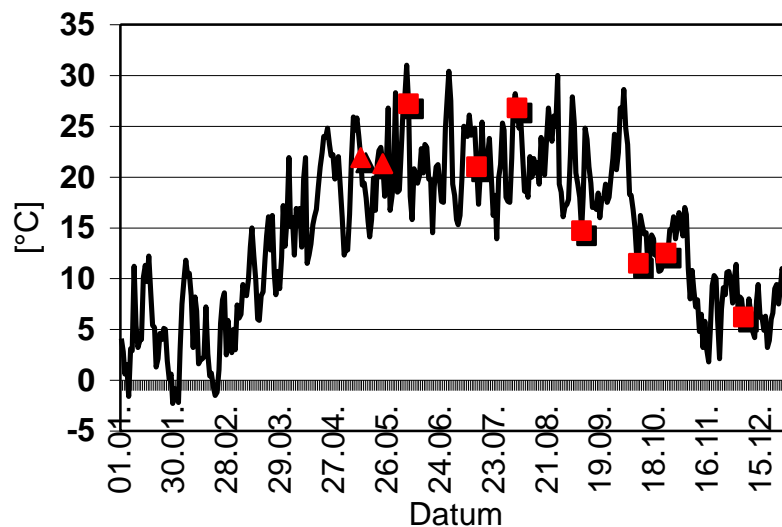


Abbildung 13: Temperaturmaxima im Zeitraum 2011 (Klimastation Bremen – Flughafen) (▲: unvollständige Probenahmen; ■: vollständige Probenahmen).

Abb. 12 und Abb. 13 stellen den Verlauf von Niederschlägen und Temperatur im Jahr 2011 dar. Eine ungewöhnlich niederschlagsarme Phase mit relativ hohen Temperaturen zeichnete das Frühjahr 2011 aus - speziell den März - was den Austrieb der Vegetation verzögerte und mehrfach Zusatzbewässerungen erforderte (s. Kap. 5.5.2). Erst ab Juni stellte sich eine feuchtere Witterung ein. Die Phase ab Mitte Oktober bis Ende November war wiederum extrem niederschlagsarm, was jedoch aufgrund der einsetzenden Vegetationsruhe ohne nachteilige Effekte auf die Filterbepflanzung war.

In der Summe wurden 2011 am Flughafen Bremen 627 l x m^{-2} Niederschlag gemessen, was rund 7% unter dem langjährigen Mittel von 673 l x m^{-2} liegt. Insgesamt wurden 2011 156 Regentage gezählt, die einen gemittelten Monatsniederschlag $52,3 \text{ l x m}^{-2}$ ergaben. Die tatsächliche Niederschlagsverteilung zeichnete sich aber durch extreme Schwankungen der Monatssummen auf, wobei das Maximum im Dezember (130 l x m^{-2}) und das Minimum im November ($2,6 \text{ l x m}^{-2}$) lagen. Entsprechend wurden die häufigsten Regentage im Dezember verzeichnet ($n = 27$), die wenigsten Regentage waren im November ($n = 3$).

Die Differenzierung der Niederschläge ergab, dass die Mehrzahl der Ereignisse von mittlerer bis geringer Höhe geprägt war. Von der Gesamtheit der Regenereignisse waren 83,3% $\leq 7,5 \text{ l x m}^{-2}$, der Anteil der Starkregen $>20 \text{ l x m}^{-2}$ beträgt 1,3% (zwei Ereignisse), was dem Bremer Klimamittel entspricht (Abb. 14). Bedeutsam war die Fraktion $\leq 0,5 \text{ mm}$, die als Benetzungsverluste nicht zur Abflussbildung beiträgt [ATV01] (Kap. 5.1.3). Hierdurch reduzierte sich der Niederschlagsdurchschnitt (673 mm) um etwa 20% auf einen abflusswirksamen Niederschlag ($N_{\text{eff.}}$) von etwa 540 mm .

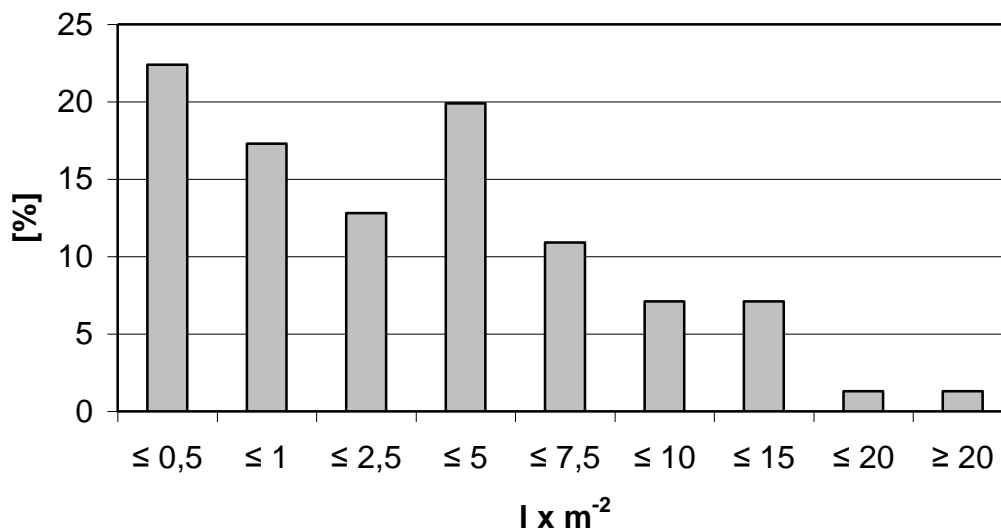


Abbildung 14: Prozentuale Verteilung der Regenereignisse 2011 (Klimastation Bremen - Flughafen).

Die im Beobachtungszeitraum 2011 ermittelte saisonale Verteilung der Niederschläge auf Phasen mit hoher Vegetationsaktivität (Mai – September) und Zeiten der Vegetationsruhe (Oktober – April) zeigt eine gleichmäßige Verteilung (52% Niederschlag in Phasen mit starker Vegetationsaktivität, 48% Niederschlag in Vegetationsruhe). Da etwa die Hälfte der Niederschlagsmenge in transpirationsarmen Zeiten anfällt, kommt in dieser Sickerphase der Sorptionskapazität der Substrate eine entsprechend höhere Bedeutung zu.

Das Jahresmittel der Lufttemperatur betrug 14,4°C und lag damit rund 5 Grad über dem langjährigen Mittel. Die Tagesmittel der Temperaturen folgten dem jahreszeitlichen Gang mit Minimaltemperaturen im Januar (-2,3°C) und Maxima im Juni (31°C) (Abb. 13).

5.1.2 Witterungsverlauf 2012 (bis Ende VIII)

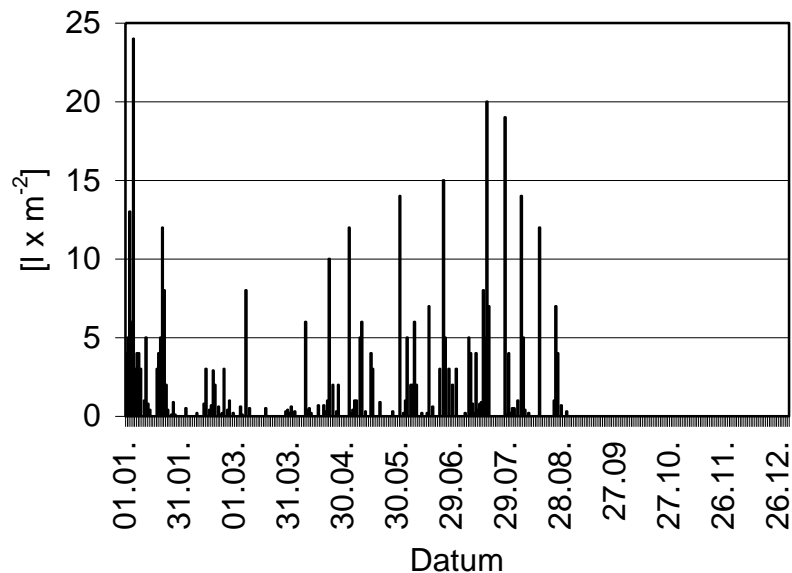


Abbildung 15: Niederschlagsmengen im Zeitraum I - VIII/2012 (Klimastation: Bremen – Flughafen).

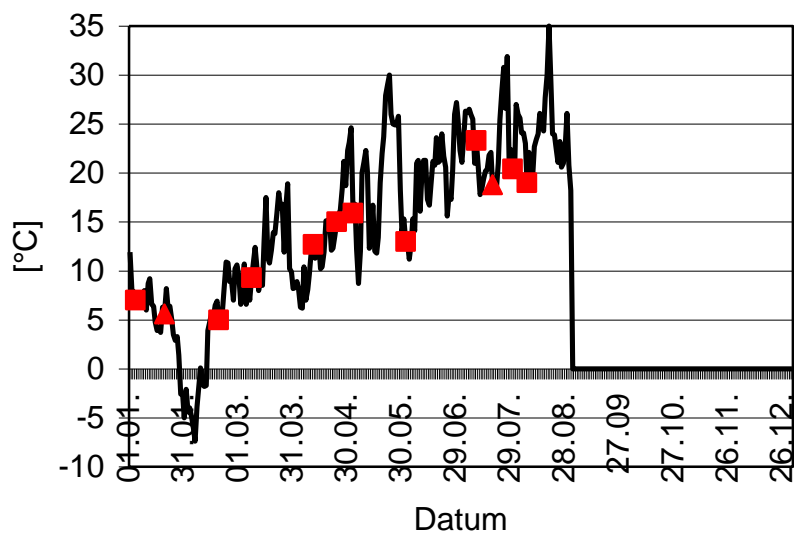


Abbildung 16: Temperaturmaxima im Zeitraum I - VIII/2012 (Klimastation Bremen – Flughafen) (▲: unvollständige Probenahmen; ■: vollständige Probenahmen).

Der Hochwinter 2011/12 war bis Ende Januar und ab zweiter Februarhälfte mild und durch häufige Starkregenfälle etwa doppelt feucht wie der langjährige Durchschnitt (Tab. 18). Eine Unterbrechung dieser Phase war eine strenge Kältewelle Anfang Februar, die zur Verei-

sung von Gewässern führte. Aus Frostschutzgründen waren die LBC-Tanks der Versuchsanlage in dieser Phase entleert.

Bis Juni folgten fünf Monate, die für Bremer Verhältnisse zu trocken ausfielen, die wenigen Starkregen konnten das Niederschlagsdefizit zu Beginn der Vegetationsphase nicht ausgleichen. Erst ab Juli normalisierte sich das Niederschlagsgeschehen auf Höhe des 30-jährigen Mittels (Tab. 18). Der August als letzter Monat der Freilandversuche brachte eine heiß-trockene Witterungsphase. Die Regenspende blieb 33% unter dem langjährigen Mittel. Bemerkenswert an den letzten beiden Monaten war weniger die Regensumme selbst, sondern dass jeweils fast 50% der Niederschlagssumme auf einzelne Starkregen von 10-20mm beruhten, während sonst nur geringe Niederschläge fielen.

Bis Versuchsende August 2012 betrug die durchschnittliche Lufttemperatur 14,8°C mit einem Tagesminimum Anfang Februar (-7,4°C) und einem Maximum Mitte August (35°C) (Abb. 16).

In den ersten acht Monaten 2012 wurden am Flughafen Bremen 120 Regenereignisse mit 391 l x m⁻² Regen erfasst. Dies ergab einen mittleren Monatsniederschlag von 48,9 l x m⁻², der aber in Realität zwischen 109 l x m⁻² (Januar) und 11 l x m⁻² (März) schwankte. Entsprechend hatte der Januar die häufigsten Regentage (n = 23), die wenigsten Regentage waren im März (n = 8).

Die Mehrzahl der Niederschläge war von mittlerer bis geringer Höhe. Insgesamt waren 88,4% ≤7,5 l x m⁻², der Anteil der Starkregen >20 l x m⁻² betrug 0,8% (ein Ereignis) (Abb. 17). Bedeutsam war etwa ein Drittel abflussunwirksame Niederschläge ≤0,5 mm [ATV01] (Kap. 5.1.3), wodurch 2012 ein tatsächlicher Dachablauf (N_{eff.}) von etwa 450 mm resultieren würde.

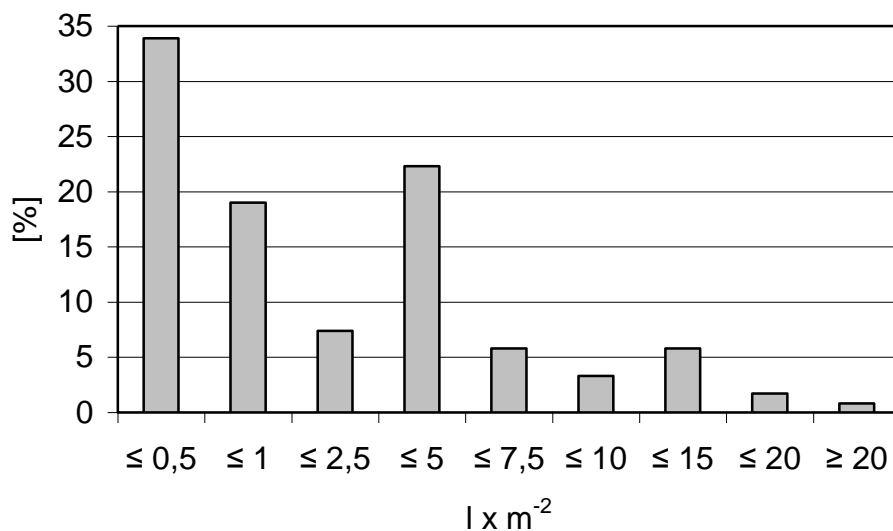


Abbildung 17: Prozentuale Verteilung der Regenereignisse im Zeitraum I - VIII/2012 (Klimastation Bremen - Flughafen).

5.1.3 Abflusswirksamer Niederschlag - Abflussbeiwert

Neben dem Niederschlagsvolumen und der Einzugsfläche wird die Abflusscharakteristik entscheidend vom „mittleren Abflussbeiwert“ (ψ_m) geprägt. Dieser resultiert aus dem Quotienten von Abflussvolumen und Niederschlagsvolumen pro Zeiteinheit und ermöglicht eine Einschätzung der Abflussbildung unterschiedlicher Entwässerungsflächen [ATV02].

Verschiedene nicht exakt vorhersehbare Einzelverluste (Benetzung abgetrockneter Oberflächen, Muldenverluste, Oberflächenrauigkeit, Interzeption) reduzieren den oberflächennah registrierten Niederschlag (s.o.) vor Ort zum „Abflusswirksamen Niederschlag“ ($N_{\text{eff.}}$). Bei Metall- und Glasdächern kann von einem $\psi_m = 0,9 - 1,0$ ausgegangen werden [ATV04]. In dieser Arbeit wurde zur Berechnung von Wasserbilanzen ein mittlerer Abflussbeiwert $\psi_m = 0,9$ angenommen.

5.1.4 Stapelhöhen und effektiver Niederschlag ($N_{\text{eff.}}$)

Aus der Dachabflussfläche ($A_{\text{red.}}$), den Filterflächen (A_s) und dem gemittelten effektiven Jahresniederschlägen 2011 und 2012 ($\bar{N}_{\text{eff.}}$, = ca. 500 mm; s.o.) konnte die maximale hydraulische Flächenbelastung der Filtereinheiten („Stapelhöhe“) auf 5,6 m abgeschätzt werden (Tab. 26).

Tabelle 26: Berechnete Stapelhöhen und angefallene Filtratvolumen der Filter.

Filter	"S"	"1F"	"2F"
	m		
Stapelhöhe ($N_{\text{eff.}} = 500 \text{ mm}$)	5,6	5,6	5,6
Stapelhöhe ($N_{\text{eff.}} = 620 \text{ mm}$)	6,9	6,9	6,9
Filtrate	2011	6	6,5
	2012	2,5	4
		7,7	7

Da die Filtratvolumina teilweise über der hypothetischen Stapelhöhe lagen, schienen die angesetzten Benetzungsverluste geringer gewesen zu sein als nach [ATV01] geschätzt. Nach Berechnungen auf Basis der Filtrate erforderte das Filtratvolumen von etwa 7 m (2011) einen abflusswirksamen Niederschlag von etwa $620 \text{ l} \times \text{m}^{-2} A_{\text{red.}} \times \text{a}^{-1}$ (Tab. 26), was der Höhe des Jahresniederschlags 2011 entsprechen hätte (Kap. 4.3.4.1).

5.2 Feststoffuntersuchungen - Labor

5.2.1 Charakterisierung der Komponenten der eingebauten Filtersubstrate

Zur Eignungsprüfung und zur Feststellung von Referenzwerten (t_0) wurden die einzelnen Filtermaterialien vor Einbau in die Versuchsanlage im Labor bodenkundlich charakterisiert. Die Ergebnisse sind im Folgenden dargestellt.

➤ *Filtersand*

Der in die VersuchsfILTER eingebaute gewaschene Saugersand 0/2 mm fungiert als Basismaterial, der durch Zuschlagstoffe (Silikatkolloid, Kompost, s.u.) in seiner Adsorptionsleistung gezielt verbessert wird. Seine Auswahl erfolgte nach den Ergebnissen der Eigensiebung (Korngrößenverteilung nach DIN 18123 [DIN1]), aus denen der k_f -Wert rechnerisch bestimmt wurde. An den Kalkgehalt wurde keine Anforderung gestellt.

Das Einbaumaterial zeigte visuell ein Einzelkorngefüge. Aus Tab. 19 ist ersichtlich, dass das Körnungsband innerhalb der drei Sandfraktionen lag. Granulometrisch überwogen Grobsand (47,4%) und Mittelsande (42,2%). Der Anteil von Feinsand oder Schluff lag unter 3,7% M-%. Die Körnung des eingebauten Filtersands entsprach damit einem mittelsandigen Grobsand (gSms) [BGR94]. Der wirksame Durchmesser (d_{10}) war 0,26 mm, der mittlere Durchmesser (d_{50}) betrug 0,54 mm. Die Kornverteilungskurve des eingebauten Filtersands hatte einen Ungleichförmigkeitsgrad $U (d_{50}/d_{10}) = 2,1$.

Die Kornfraktionen bedingten die Bodendichte und das Porenvolumen (Tab. 21). Insbesondere die Anteile von Grobsand (gS: 13,1%) und Bodenskelett (fG: 6,7%) schufen einen hohen Porenanteil. Das Wasserspeichervermögen des Substrats war mit 22% als „gering“ (FK2) zu bezeichnen [BGR94].

Der pH-Bereich des eingebauten Sandes ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$: 7,3) war „sehr schwach alkalisch“ (a1). Mit 1,1 M.-% organischen Kohlenstoff-Gehalt (C_{org}) war der Sand als „schwach humos“ (h2) zu klassifizieren. Der Carbonatgehalt galt mit 2 - 4 M.-% als „schwach carbonathaltig“ (c 3.2).

➤ *Silikatkolloid*

Das synthetische Na-Silikatkolloid war relativ grobkörnig und hatte eine sehr hohe Wasserspeicherung, die mehr als das doppelte seiner Trockenmasse beträgt. Bei Kontakt mit Wasser ist es vollständig löslich, so dass es sich im Boden mit der Wasserphase bewegen kann, bis es sich an Bodenoberflächen anlagert. Die chemischen Eigenschaften des Silikatkolloids werden durch den hohen Gehalt an P_2O_5 („Phosphorpentoxid“) geprägt.

➤ *Fertigkompost*

Durch werksseitige Siebung wies der Kompost eine mittelkörnige Partikelgröße von 0 – 20 mm auf. 96,5 M.-% der Partikeldurchmesser lagen im Bereich 0,125 mm bis >20 mm und waren relativ homogen verteilt. Mobile Teilchen <0,063 mm traten mengenmäßig stark zurück (0,7 M.-%). Etwa 25% des Kompostes bestand aus Vegetationsresten >2mm.

➤ *Drainagekies*

Der basal eingebaute grobkörnige, gereinigte Kies 2/8 mm trug nicht zur Wasserreinigung bei, sondern gewährleistete als drainwirksame Schicht den freien Ablauf des Sickerwassers und verhinderte grobpartikuläre Ausschwemmungen. Gleichzeitig fungierte das Kiesplanum als mechanisches Widerlager der Drainagerohre.

5.2.2 Batchversuche

Die für den sicheren Filterbetrieb erforderliche Prognose der maximalen Stoffbindungskapazität und des Desorptionsverhaltens von Zink wurde für die Filterkomponenten in Labor mit Batchversuchen ermittelt.

Aus Abb. 18 geht hervor, dass im eingesetzten Konzentrationsbereich keine lineare Beziehung zwischen Eingangskonzentration c_0 und der relativen Sorption, ausgedrückt als Gleichgewichtslösung c_{eq} , bestand. Bei allen Varianten fand bei niedrigen c_0 (0,5 - 1 $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$ Zn) eine nahezu quantitative Fixierung (100% Sorption) statt. Bei höheren c_0 zeigte dagegen der Anstieg der Zink-Fixierung vom Sand über Sand-Kompost bis zu den beiden SK-AGROSILvarianten deutliche Unterschiede im Stoffbindungsvermögen. Die Bindungsaffinität des AGROSIL zu Zn lag deutlich über den verglichenen Additiva. Da Kompost gegenüber Zn nur geringere Adsorption zeigte, scheint AGROSIL ein sehr wirksames Additiv gegen starke Zn-Belastungen.

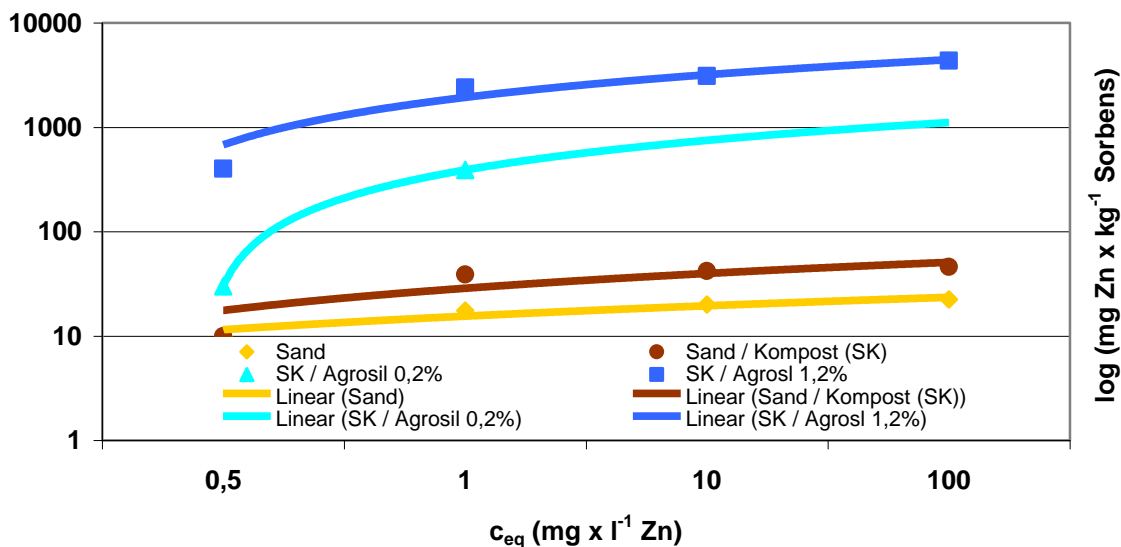


Abbildung 18: Adsorptionsisothermen von Zink mit verschiedenen Substratmischungen.

Die viermalige Desorption der Zn-beladenen Substrate ergab tendenziell ein ähnliches Bild (Abb. 19). Der logarithmierten Darstellung ist zu entnehmen, dass die Variante Sand im ersten Desorptionsschritt das vorher adsorbierte Zn fast vollständig freisetzte und auch in der zweiten Desorption noch erkennbar Zn emittierte. Die optimierten Sorbenten zeigten dagegen nur im ersten Schritt eine Zink-Desorption, die deutlich unter der des Sandes lag. Die optimale Zn-Fixierung gelang mit der Substratmischung SK-AGROSIL 1,2%, bei der im ersten Desorptionsschritt nur noch 7% der Variante „Sand“ desorbierbar sind und keine weitere Desorption möglich war. Die beiden anderen Substrate SK und SK-AGROSIL 0,2% banden die Schwermetalle vergleichbar gut (Desorption: 19% der Variante Sand).

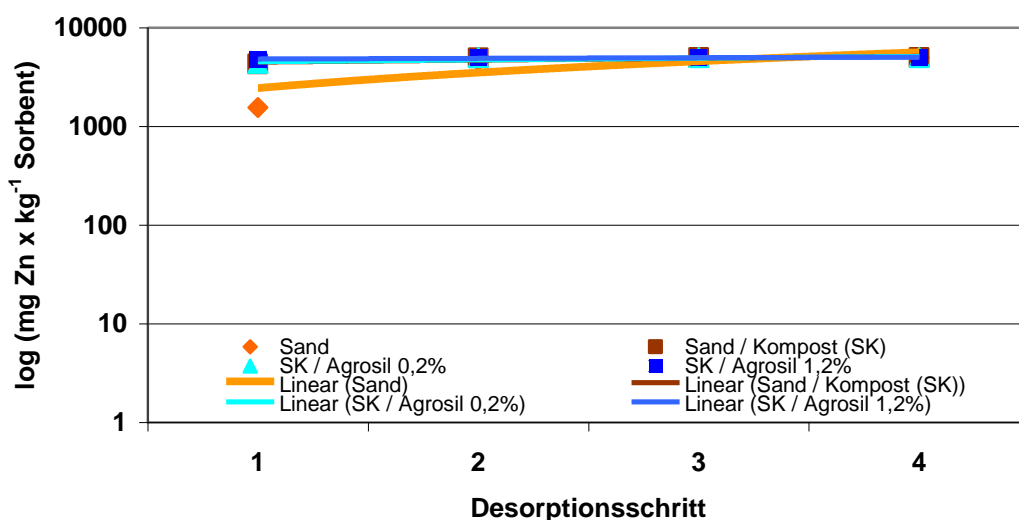


Abbildung 19: Zn²⁺-Desorptionsisothermen (vierfache Desorption: 1 - 4) verschiedener Sorbentien.

5.3 Feststoffuntersuchungen - Versuchsfilter

5.3.1 Entwicklung der Filtermatrices

Nach rund eineinhalb Betriebsjahren hatte in dem Sandsubstrat des Filter „S“ keine Bodenentwicklung stattgefunden (Abb. 20 li.), der ursprüngliche Aufbau aus Sandschicht und Kiesdrainage war visuell unverändert.

Die beiden bepflanzten, substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ zeigten dagegen eine erkennbare Ausbildung eines initialen Bodenprofils (Abb. 20 re.).



Abbildung 20: Entwicklung der Filtersubstrate nach etwa 1½ Jahren Versuchsbetrieb: links Filter „S“ ohne Bodenentwicklung, rechts „2F“ mit intensiver Durchwurzelung und erkennbarer Humusanreicherung.

Bodensystematisch war die Entwicklungen der Filterprofile nur eingeschränkt zu klassifizieren, da das Filtersubstrat keiner natürlichen Bodengenese entstammte. Der Sandfilter „S“ entsprach bodensystematisch dem Initialstadium eines Norm-Lockersyrosems (Profilfolge: A_i/C) mit tiefem potenziellem Wurzelraum [BGR94].

Die beiden Filter „1F“ und „2F“ entsprachen nach den einwirkenden Faktoren (Sohl-Einstau von Niederschlagswasser, passageres Sauerstoffdefizit, redoximorphe Prozesse) Varianten eines Humus-Pseudogley mit einem $A_h/A_h-S_w/IIS_d$ -Profil [BGR94]. Dem Filterkörper aufgelagert fand sich eine einem schwach ausgeprägten L-Horizont entsprechende Schicht, die überwiegend aus schwach zersetzten Pflanzenresten bestand. Der obere Filterkörper bestand aus dem ursprünglichen Mineralsubstrat mit schwachzersetzter organischer Anreicherung. Diese etwa 10 cm mächtige Zone war durchwurzelt und einem A_h -Horizont vergleichbar. Das aufgestreute Silikatkolloid war visuell nicht mehr erkennbar. Dieser Hauptwurzelzone folgte ein heller gefärbter, wasserleitender Bereich, der einem S_w -Horizont ähnelte. Die teilgestaute Kiesohe entsprach einem wasserstauenden S_d -Horizont, der von Feinwurzeln durchzogen war.

Im Oberboden hatte sich das Bodengefüge bei den bepflanzten Filtern „1F“ und „2F“ durch intensive bodenbiologische Prozesse zu einem Aggregatgefüge herausgebildet, bei dem sich Gruppen von mineralischen und organischen Bodeneinzelteilchen erkennbar vereinen. Unter der humusangereicherten Schicht fand sich dann das unveränderte Einzelkorngefüge des sandigen Einbaumaterials, wie es auch den kompletten Gefügebau des Filter „S“ auszeichnete. Trockenbedingte, schnelldrainende Schrumpfrisse oder undurchlässige Verkrustungen wurden in den grobkörnigen Substraten zu keinem Zeitpunkt beobachtet. Auch bei langanhaltendem Frost trat keine stauend wirkende, oberflächliche Eisbildung auf. Der

Großteil der Beschickung konnte weiterhin unmittelbar in tiefere, frostfreie Bodenbereiche versickern (vgl. Kap. 5.3.2).

Tabelle 27: Entwicklung der Korngrößenzusammensetzung im Untersuchungszeitraum, Durchschnittswerte über alle beprobten Tiefen.

Tiefe (cm)	Körnung (mm)	Start (t ₀) M.-% Einbau- sand	6 Monate (t ₆) M.-%			16 Monate (t _{End}) M.-%		
			Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"
0 - 5	> 2	6,36	3,8	3,3	3,9	3,5	4,2	4,6
	1 - 2	13,12	12,6	11,4	10,4	13	12,5	12,9
	0,5 - 1	34,26	33,5	29,8	29,7	34,6	32,2	33,7
	0,25 - 0,5	42,32	45,8	44,6	45,5	44,8	41,9	40,9
	0,125 - 0,25	3,65	4	7,4	7,7	3,7	6,1	4,9
	0,063 - 0,125	0,02	0,14	2,3	1,9	0,26	2,1	1,6
	< 0,063	0,01	0,1	1	0,8	0,1	1	0,6
20 - 30	> 2	6,36	3,5	3,6	3,6	3,3	7,8	3,2
	1 - 2	13,12	12,4	12,2	12,4	12,2	12,3	23,3
	0,5 - 1	34,26	33,1	32,6	31,9	33,4	31,8	28,8
	0,25 - 0,5	42,32	46,4	46,7	46,4	46,7	43,8	40,6
	0,125 - 0,25	3,65	4,3	4,5	4,5	4	3,8	3,7
	0,063 - 0,125	0,02	0,1	0,15	0,6	0,27	0,31	0,27
	< 0,063	0,01	0,1	0,04	0,5	0,1	0,1	0,1

Da in allen drei Filtersubstraten die Kornfraktionen >0,063 mm mit 99% Masseanteil dominierten (Tab. 27), entsprachen die Substrate der Bodenartenuntergruppe „reiner Sand“ (Ss) [BGR94]. Bei der zeitlich differenzierten Betrachtung der Bodenarten war erkennbar, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum über 80% und damit der dominierende Anteil der Filtermatrix weiterhin filterstabile Feinsande der Körnung 0,125 mm - 1 mm (fS) blieben. Auffällig war aber bei den Filtern „1F“ und „2F“ ein deutlicher Anstieg der Fraktion <0,063 mm in der Schicht 0 - 5 cm. Der prozentuale Anteil dieser Feinstpartikel hatte sich bei Filter „1F“ in kurzer Verzehnfacht, bei Filter „2F“ war eine Zunahme um Faktor 7x zu beobachten (Tab. 27). In der darunter liegenden Schicht 20 - 30 cm setzte sich diese Zunahme der Feinstpartikel in abgeschwächter Form fort.

Tabelle 28: Entwicklung der Gehalte organischer Substanz (C_{org}) in den Filtersubstraten, Durchschnittswerte über alle beprobten Tiefen.

Tiefe (cm)	Start (t ₀) C _{org} (M.-%)	6 Monate (t ₆) C _{org} (M.-%)			16 Monate (t _{End}) C _{org} M.-%		
		Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"
0 - 5	0,4 / 3,33	0,4	3,4	5	0,5	3	4,8
20 - 30	0,4	0,4	0,4	0,5	0,3	0,4	0,5

Die organische Substanz (C_{org}) im Sandfilter „S“ blieb dem ursprünglichen Einbaumaterial und blieb mangels Zufuhr oder endogener Bildung durch Bewuchs konstant (Tab. 28). Bei den beiden bepflanzen, humushaltigen Filtersubstraten „1F“ und „2F“ hatte die obere Filterschicht über 16 Monate den ursprünglich eingebauten Masseanteil organischer Substanz gehalten (Tab. 28), nun visuell als dunkle Färbung der obersten 5 cm erkennbar (Abb. 20

re.). Der C_{org} -Gehalt war als mittel - stark humos (h3 - h4) zu klassifizieren [BGR94]. Die darunter befindlichen tieferen Filterschichten zeigten dagegen weiterhin den ursprünglichen C_{org} -Gehalt des sandigen Einbaumaterials.

Tabelle 29: Entwicklung der Bodenreaktion der Filtersubstrate, Durchschnittswerte über alle beprobten Tiefen.

Tiefe (cm)	6 Monate (t_6)			16 Monate (t_{End})		
	pH _{H2O}			pH _{H2O}		
	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"
0 - 5	5,2	6,3	6,2	4,6	6,5	5,7
20 - 30	5,7	6,5	6,2	4,4	6	5,7

Die Bodenreaktion der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ lag von Beginn konstant und in allen Tiefen im mittel bis sehr schwach sauren Bereich (s1 - s3) (Tab. 29). Dagegen zeigte der Sandfilter „S“ eine Versauerung der Bodenreaktion vom mittel sauren Bereich (s3) in den stark sauren Bereich (s4) [BGR94].

Tabelle 30: Tiefendifferenzierte Wassergehalte der Filtersubstrate.

Tiefe (cm)	6 Monate (t_6)			16 Monate (t_{End})		
	% H ₂ O			% H ₂ O		
	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"	Ø "S"	Ø "1F"	Ø "2F"
0 - 5	4,7	10,7	12	1,1	4,1	3,3
20 - 30	4,5	3,9	12,9	1,1	3,5	3,4

Die aktuelle Bodenfeuchte unterliegt als Resultat von Wasserzufuhr, Speicherung und Abgabe kurzfristig starken Schwankungen. Deutlich erkennbar war, dass zu beiden Zeitpunkten trotz unterschiedlicher Witterungen in den Vorwochen (t_6 : Ø12°C, 9 mm; t_{End} : Ø22°C, 22 mm) die Schicht 0 - 5 cm in den Kompositfiltern „1F“ und „2F“ zwei- bis dreimal höhere Wassergehalte aufwies als das reine Sandsubstrat mit hoher Wasserzügigkeit und geringem Wasserspeichervermögen (Kap. 6.1.1) (Tab. 30). Erkennbar war weiterhin, dass die substratoptimierten Filtersubstrate auch bei höheren Temperaturen (t_{16}) eine sohlnahe Restwassermenge speicherten, wogegen das Sandsubstrat tiefgründig austrocknete.

5.3.2 Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte

Der aus der Sieblinie errechnete k_f -Wert ([DIN1]) des eingebauten Wesersands betrug $7,5 \times 10^{-4} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$. Die nach der zweieinhalbmonatiger Substratkonsolidierung mittels Doppelring-Infiltrationen *in situ* bestimmten Infiltrationskapazitäten der Filteroberflächen betragen $6,1 \times 10^{-5} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$ (Sandfilter „S“) bzw. $6,6 \times 10^{-5} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$ (bepflanzter Filter „2F“) (Tab. 31).

Eine zweite Untersuchung der Sickerleistung am Ende des 16monatigen Versuchszeitraums ergab etwa konstante k_f -Werte von $8,6$ („S“) bzw. $6,0 \times 10^{-5} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$ („2F“). Die hydraulische Durchlässigkeit hat sich weder bei der bepflanzten noch bei der unbepflanzten Filtervariante verändert.

Durch die anhaltend gute Substratdurchlässigkeit konnten alle Filter den Regenzulauf ohne längeren oberflächlichen Aufstau problemlos versickern. Nach Starkregenereignissen konnten jedoch auf dem unbepflanzten Sandfilter mehrfach stärkere Erosionsschäden beobachtet werden (Abb. 32).

Auch in länger anhaltenden Trockenphasen wurden in den feinkornfreien, einzelkorndominierten Substraten keine Schrumpfspalten beobachtet, die die Reinigungsleistung durch schnell drainende Kurzschlussströmungen herabsetzen.

Tabelle 31: Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte.

	Wesersand	"S"	"2F"
Methoden	[DIN1]	[DIN2]	[DIN2]
k_f (m x sec ⁻¹) t_0	$7,5 \times 10^{-4}$	$6,1 \times 10^{-5}$	$6,6 \times 10^{-5}$
t_{End}		$8,6 \times 10^{-5}$	$6,0 \times 10^{-5}$

5.3.3 Zinkanreicherungen in Substraten

Trotz der z.T. geringen Konzentrationen im Dachwasser (Kap. 5.4.1) war im Beobachtungszeitraum in den Filtersubstraten eine deutliche Schwermetallakkumulation festzustellen. Dies beruhte darauf, dass die Filtermatrix während der Passage großer Wasservolumina auch Spuren von Zink über die analytische Bestimmungsgrenze anreicherte. Darüber hinaus zeigten die tiefengestaffelten Beprobungen bei den Filtermaterialien „S“, „1“ und „2F“ aber deutliche Entwicklungsunterschiede der durchschnittlichen Zinkgehalte (Tab. 32).

Im Vergleich mit dem Einbaumaterial (t_0) ließ der EDTA-Extrakt bei den AGROSILhaltigen Filtern „1F“ und „2F“ bereits nach sechsmonatigem Betrieb in der Hauptfilterschicht 0 - 5 cm eine Verdoppelung der Zinkgehalte erkennen, nach 16 Monaten betragen hier die Anreicherungsfaktoren 9x („1F“) bis 17x („2F“). Dagegen trat die Depotbildung im reinen Sandsubstrat „S“ stark zurück und war scheinbar auch rückläufig.

Deutlich erkennbar war, dass in allen Substraten die Anreicherung ausschließlich oberflächennah lokalisiert ist. Entfernungsgradienten zwischen Zu- und Ablaufbereichen der einzelnen Filterbeete waren dagegen nicht auszumachen.

Tabelle 32: Tiefen- und zeitdifferenzierte, durchschnittliche Zinkgehalte in den Filtersubstraten (Mischproben; unterstrichen: Sand, **fett kursiv**: Sand-Kompost).

Tiefe (cm)	April 2011 Start (t_0) (1)	24.10.2011 6 Monate (t_6) (2)			13.08.2012 16 Monate (t_{End}) (3)			Anreicherung (3) : (1)			
	(Einbaumaterial) (\varnothing mg x kg ⁻¹ TS)	"S"	"1F"	"2F"	"S"	"1F"	"2F"	"S"	"1F"	"2F"	
Konzentration	0 - 5	<u>1,6</u> / 15,5	<u>13,8</u>	37,3	34,7	<u>11,1</u>	131	266	<u>7</u>	8,5	17
	20 - 30	<u>1,6</u>	<u>2,9</u>	<u>2,8</u>	<u>1,4</u>	<u>3,4</u>	<u>2,4</u>	<u>4,2</u>	<u>2</u>	<u>1,5</u>	<u>2,5</u>
Anreicherung	0 - 5 (a)	0	<u>12,2</u>	21,8	19,2	<u>9,5</u>	115,5	251,5			
	20 - 30 (b)	0	<u>1,3</u>	<u>1,2</u>	<u>0</u>	<u>1,8</u>	<u>0,8</u>	<u>2,6</u>			
(b) : (a)			1 : 10	1 : 20	1 : 20	1 : 5	1 : 140	1 : 100			

5.3.4 Erforderlicher Silikatkolloidzuschlag

In den Freilandversuchen erfolgte die Zudosierung des Silikatkolloids nach Herstellerangaben („2F“: 0,2 M-%) und in mehrfach erhöhter Zugabe („1F“: 1,2 M-%), um den für die Zinkimmobilisierung günstigen Substratanteil zu ermitteln. Die Schwermetallelution bei veränderlichen Silikatkolloidanteilen ist den Tab. 34 und Tab. 35 (Kap. 5.4.1) zu entnehmen.

Aus den Tabellen geht deutlich hervor, dass die effiziente Zinkelimination bereits mit geringer Silikatkolloidbeimischung möglich war. Die Freilandversuche zeigten, dass der Anteil

des Silikatkolloids in der Hauptfilterschicht 0 – 10 cm bei gleicher Reinigungsleistung problemlos auf 0,2 M-% begrenzt werden kann. Dieser experimentell ermittelte Bedarf bestätigte gleichzeitig die Herstellerempfehlungen zur Aufwandmenge ($2 \text{ kg} \times 1000 \text{ kg}^{-1}$ Boden). Auch der für die Düngersubstitution erwünschte Phosphataustrag war bei dieser Konzentration langfristig stabilisiert (ca. $3 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$, Tab. 34, Tab. 35) und kann somit verlässlich in der Düngerplanung einkalkuliert werden. Die hochdosierte Variante „1F“ war dagegen durch extrem schwankende (sinkende) Phosphatfreisetzung nicht zur sicheren Düngerherstellung einzusetzen.

5.3.5 Ergänzende Untersuchung: diffuse Punktbelastung durch Drainageablauf

In Erweiterung des Untersuchungsprogramms wurde die Zinkbelastung an der Einmündung der ursprünglichen Gewächshaus-Drainage in einen Graben gemessen (s. Abb. 21), die als ein typisches Beispiel einer diffusen Punktbelastung von Böden und Gewässern gelten kann.



Abbildung 21: Langjährige Drainageausmündung des Gewächshausablaufs „Azaleenhaus“ in den Entwässerungsgraben als Beispiel einer diffusen Zinkbelastung von Gewässern.

Am Ort der Drainageausmündung betrug die Zinkkonzentration im Oberboden (0 - 5 cm) $650 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS. Der lokale Kontaminationsherd ist aber vermutlich in Fläche und Tiefe eng begrenzt.

5.4 Wasseruntersuchungen

Im Fokus des Hauptabschnitts dieser Studie stand der Leistungsvergleich der Bodenfiltersubstrate, wie er sich in den Filtraten aus den jeweiligen Differenzen zwischen „Zink-Input“ (Dachablauf „D“) und „Zink-Output“ (Filterabläufe „S“, „1F“, „2F“) darstellte. Eine weitere Fragestellung der Freilandversuche betraf das Potenzial zur hydraulischen Entlastung der Kanalisation durch Einsatz wasserspeichernder Substrate und pflanzlicher Transpiration („Retentionseffekt“).

5.4.1 Durchschnittliche Reinigungsleistung - Konzentrationsbezogene Auswertung -

In den Tab. 34 und Tab. 35 erfolgt die Datenauswertung für die meisten regelmäßig untersuchten Parameter in Form arithmetischer Mittelwerte mit Standardabweichungen ($n = 9; 10$). Beim Parameter Zink konnte dieses Verfahren nur für die Kollektive „D“ und „S“ angewandt werden, da nur sie die für eine Mittelwertbildung erforderliche Anzahl quantifizierbarer Stichproben (gerätetechnische Bestimmungsgrenze: $0,05 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) erreichten. Die Zink-

konzentrationen der Filter „1F“ und „2F“ lagen zu >90% unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 33), so dass die Angabe von Durchschnittswerten in diesen Fällen nicht möglich war.

Tabelle 33: Anzahl quantifizierbarer Zinkkonzentrationen in den Filtraten (Bestimmungsgrenze Zink: 0,05 mg x l⁻¹).

	n	"S"	"1F"	"2F"
2011	9	4	1	0
2012	10	10	2	1

Nachfolgend werden die Ergebnisse detailliert dargestellt und vergleichend diskutiert.

Tabelle 34: Zusammenfassung der Filtratwerte im Zeitraum 01.05. - 31.12.2011 (arithmet. Mittelwerte ± Standardabweichungen; Werte gerundet).

Beprobungen; n=	9	9	9	9	9	9	5	1
Parameter	Zn ²⁺ mg x l ⁻¹	AfS mg x l ⁻¹	Lfg. µS x cm ⁻¹	pH -	NO ₃ ⁻ mg x l ⁻¹	PO ₄ ³⁻ mg x l ⁻¹	Cl ⁻ mg x l ⁻¹	KbE n x 10 ³
"Dachablauf" (Ø)	0,5 ± 0,15	1,8 ± 2,0	58 ± 54	6,1 ± 0,5	1,6 ± 1,0	0,4 ± 0,6	3,5 ± 0,9	3,8
" - "first flush"	3,9 *							
" - Nachlauf"	4,8; 7,9 *							
"S"	0,07 ± 0,01	1,6 ± 3,4	205 ± 299	6,8 ± 1,5	1,6 ± 1,3	0,5 ± 0,3	3,6 ± 1,3	7,1
"1F"	<0,05(*)	10,9 ± 13,1	324 ± 502	6,9 ± 0,6	5,4 ± 8,8	40,1 ± 26,6	4,9 ± 1,9	10,8
"2F"	<0,05(*)	3,9 ± 3,4	229 ± 254	7,2 ± 0,9	1,9 ± 2,0	2,9 ± 1,7	5,6 ± 3,2	8,7
Regenwasser	<0,05							

AfS: abfiltr. Stoffe; Lfg: el. Leitfähigkeit; KbE: koloniebild. Einheiten * : Einzelwert

Tabelle 35: Zusammenfassung der Filtratwerte im Zeitraum 01.01. - 31.08.2012 (arithmet. Mittelwerte ± Standardabweichungen; Werte gerundet).

Beprobungen; n=	10	10	10	10	10	10	1	2
Parameter	Zn ²⁺ mg x l ⁻¹	AfS mg x l ⁻¹	Lfg. µS x cm ⁻¹	pH -	NO ₃ ⁻ mg x l ⁻¹	PO ₄ ³⁻ mg x l ⁻¹	Cl ⁻ mg x l ⁻¹	KbE n x 10 ³
"Dachablauf" (Ø)	0,57 ± 0,21	4,0 ± 6,7	35,7 ± 18,3	5,5 ± 0,3	2,2 ± 0,9	0,19 ± 0,17	6,9	79,3 *; 4,8 *
" - "first flush"	0,78 *							
" - Nachlauf"	1,84 *; 3,32 *; 0,83 *							
"S"	0,1 ± 0,08	6,8 ± 10,6	69 ± 37	6,3 ± 0,4	2,6 ± 1,4	2,2 ± 1,4	6,7	4,3 *; 54,9 *
"1F"	<0,05(*)	4,6 ± 5,5	84 ± 34	6,6 ± 0,5	3,6 ± 2,7	8,7 ± 2,8	15,8	84,5 *; 127 *
"2F"	<0,05(*)	7,1 ± 8,9	103 ± 57	7,1 ± 0,9	3,6 ± 2,6	2,8 ± 0,9	26,9	43,2 *; 13,8 *
Regenwasser	<0,05 *							

AfS: abfiltr. Stoffe; Lfg: el. Leitfähigkeit; KbE: koloniebild. Einheiten * : Einzelwert

➤ *Zink: meteorologische Deposition*

Zwei eigene Messungen des Zinkgehaltes von Regenwasser vom freixponierten Dach des Institutsgebäudes ergaben $<0,05 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$. Die für die Zinkkorrosion bedeutende atmosphärische SO_2 -Konzentration betrug im Jahr 2011 rund $3 \mu\text{g x m}^{-3}$ (Messstation: Bremen-Ost [SUBV, Feb. 2012]).

➤ *Zink: durchschnittlicher Dachablauf*

Im Dachablauf des Azaleenhauses konnte eine mittlere Zinkkonzentration von $0,5 - 0,6 \text{ mg x l}^{-1}$ nachgewiesen werden.

➤ *Zink: „first flush“- und Nachlauf-Konzentration*

Die höchste „first-flush“-Konzentration fand sich nach einer etwa einmonatigen Trockenwetterphase (25.11.2011: $3,9 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$), ein zweites, niedriger konzentriertes Ereignis (19.07.2012: $0,78 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$) wurde im Anschluss an eine einwöchige, intensive Regenphase beobachtet.

Mehrere ausgeprägte Belastungsspeaks waren auch im abklingenden Nachlauf zu erkennen, die ebenfalls mehrfach über der mittleren Ablaufkonzentration lagen (Max.: $7,9 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$)(Tab. 34, Tab. 35).

➤ *Zink: Filterabläufe*

Der Zinkrückhalt der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ war unmittelbar von Versuchsbeginn an wirksam. Die Reinigungsleistung beider Filter war stabil, die Filterpassage reduzierte über 90% des durchschnittlichen Zinkeintrags, wie die regelmäßige Unterschreitung der Bestimmungsgrenze (BG) $0,05 \text{ mg x l}^{-1}$ zeigte. Die wenigen quantifizierbaren Zinknachweise in den Filtraten lagen stets im Bereich der BG („1F“: $0,055; 0,063 \text{ mg x l}^{-1}$; „2F“: $0,06 \text{ mg x l}^{-1}$).

2011 war Zink nach Passage des Sandfilters „S“ unregelmäßig in einer durchschnittlichen Konzentration von $0,07 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$ nachzuweisen. Im zweiten Betriebsjahr (2012) war das Schwermetall im Ablauf „S“ regelmäßig in Konzentrationen von $0,07$ (Min.) - $0,25 \text{ mg x l}^{-1}$ (Max.) nachzuweisen, wodurch die Filtratbelastung auf durchschnittlich $0,1 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$ anstieg (Tab. 34 und Tab. 35).

➤ *Elektrische Leitfähigkeit*

Die Leitfähigkeiten des Gewächshausablaufes schwankten von $40 - 60 \mu\text{S x cm}^{-1}$ (Tab. 34, Tab. 35). Gegenüber dem Dachablauf zeigten die Filterabläufe stets erhöhte Leitfähigkeiten von $200 - 300 \mu\text{S x cm}^{-1}$ (2011) bzw. $70 - 100 \mu\text{S x cm}^{-1}$ (2012).

Bei der Entwicklung der Leitfähigkeit waren deutlich zwei Phasen zu erkennen: 2011 lagen die Leitfähigkeiten der Filtrate um Faktor $4x - 5x$ über der des Dachablaufs, in 2012 nur etwa um Faktor $2x$ (Tab. 34, Tab. 35). Dieser Effekt war temporär und klang schnell fast exponentiell ab (Abb. 22). Ähnliche, aber schwächer ausgeprägte Elutionsmuster waren bei den Nährstoffparametern NO_3^- und PO_4^{3-} zu beobachten (nicht dargestellt).

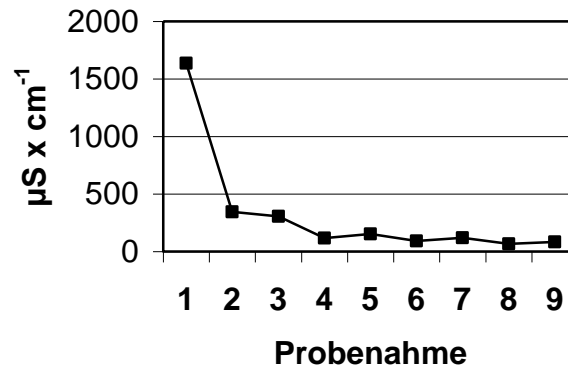


Abbildung 22: Initiale Abnahme der Leitfähigkeit der Filtrate von „1F“ mit nachfolgend stabilisierender Ablaufqualität („Einfahreffekt“).

➤ *pH-Werte*

Der durchschnittliche Dachablauf war mit einem pH 5,5 - 6 mäßig sauer. Ähnlich der Leitfähigkeit, erhöhte sich nach Passage der Filter auch der pH-Wert der Filtrate identisch um jeweils etwa 0,5 - 1 Einheiten auf pH 6,5 - 7,0.

➤ *Abfiltrierbare Stoffe*

Bezüglich des über den Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ bestimmten mechanischen Partikelrückhalts der Filter ist festzustellen, dass die Filtrate allgemein höhere AfS-Konzentrationen aufwiesen als der Dachablauf. Gleichzeitig nahm der Gehalt der Suspensa im Lauf der Zeit zu (Tab. 34, Tab. 35).

Beide Effekte waren experimentelle Artefakte, die keine Schlüsse auf den Rückhalt unlöslicher Inhaltsstoffe des Dachablaufs zulassen. Aussagen zum tatsächlichen Partikelrückhalt der eingesetzten Filtersubstrate sind daher aus methodischen Gründen nicht möglich (vgl. Kap. 6.2.1.1).

➤ *Phosphatelution*

Der durchschnittliche Phosphatgehalt im Dachablauf schwankte von 0,2 bis 0,4 mg x l⁻¹ PO₄³⁻ (Tab. 34, Tab. 35).

Die Abläufe des Sandfilter „S“ und der beiden Kompositfilter „1F“ und „2F“ zeigten Phosphatgehalte, die sich erwartungsgemäß in Höhe, aber auch in der Emissionsart unterschieden. So war der Filterablauf des Sandfilter „S“ im ersten Jahr unverändert und identisch mit dem Dachablauf, wogegen sich die Filtratkonzentration im zweiten Jahr auf rund 2 mg x l⁻¹ PO₄³⁻ vervierfachte.

Die beiden AGROSILhaltigen Filter zeigten dagegen anfänglich hohe Phosphatmissionen, die anschließend sanken („1F“) bzw. konstant blieben („2F“). Vor allem das hochdosierte Filtersubstrat „1F“ (1,2 M.-% AGROSIL) zeigte zu Beginn sehr hohe Phosphatfreisetzungen (2011: 40 mg x l⁻¹ PO₄³⁻), die aber im zweiten Jahr um fast 80% sanken (2012: ~9 mg x l⁻¹) (Tab. 35). Das nach Produzentenangaben hergestellte Substrat „2F“ (0,2 M.-% AGROSIL) zeigte dagegen in beiden Jahren entsprechend geringere, aber stabile Freisetzungen um 3 mg x l⁻¹ PO₄³⁻.

➤ *Nitratelution*

Der mittlere Nitratgehalt des Dachablaufs pendelte um $2 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ und war vergleichbar mit den NO_3^- -Konzentrationen im Ablauf des Sandfilters „S“ (Tab. 34, Tab. 35). Im Gegensatz hierzu erhöhten sich speziell im zweiten Betriebsjahr die Nitratgehalte im Ablauf der beiden biologisch aktivierten Filter „1F“ und „2F“ deutlich auf $>3,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$.

➤ *Chlorid*

Die ausschließlich in der Wintermonaten bestimmten Chloridwerte zeigten im Dachablauf des Gewächshauses $4 - 7 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Cl}^-$ (Tab. 34, Tab. 35). In allen Filtraten fanden sich ähnliche Konzentrationen von 4 bis $6 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Cl}^-$.

➤ *Hygienisierung*

Die hierfür vorgenommenen Stichprobenuntersuchungen ($n = 3$) der Gesamtkeimzahl ergaben eine weite Amplitude der Keimbelastung von 10^3 bis $>10^5 \text{ KbE} \times \text{ml}^{-1}$ (Tab. 34, Tab. 35). Im Dachablauf schwankte die Anzahl der KbE um $4 \times 10^3 \text{ KbE} \times \text{ml}^{-1}$. Im Ablauf der Filter lagen die absoluten Keimzahlen zwischen $1,3 \times 10^4$ und $1,3 \times 10^5 \text{ KbE} \times \text{ml}^{-1}$ und somit um ein mehrfaches über den Werten des Dachablaufs. Ähnlich dem Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ (s.o.) entsprach jedoch die hier ermittelte Anzahl der KbE durch unvermeidliches Keimwachstum unter Idealkonditionen nicht der ursprünglich eluierten Anzahl. Somit gestatten die KbE-Messwerte keine Aussage zur Hygienisierung.

5.4.2 Durchschnittliche Reinigungsleistung - Frachtenbezogene Auswertung -

Für eine realistische und vollständige Bewertung der Filterwirkungen ist es aus zwei Gründen erforderlich, zusätzlich die pro Zeiteinheit zugeführten oder abfließenden Wassermengen mit ihren Stoffgehalten (= „Frachten“) zu berücksichtigen:

- a) Filterzulauf: unterschiedliche Bewässerungsvolumen bewirkten unterschiedliche stoffliche Befruchtungen der Filter
- b) Filterablauf: bei bepflanzten Bodenfiltern ist durch Verdunstungsprozesse die ablaufende Wassermenge kleiner als der Zufluss, wodurch Inhaltsstoffe aufkonzentriert werden

Aus dieser Kombination von veränderter Stoffbelastung und unterschiedlicher Sickerwasserbildung disproportionieren die Schadstoffkonzentrationen, die potenziell die Filter passieren. In der Konsequenz unterschätzen konzentrationsbezogene Auswertungen tatsächliche Filterleistungen [GRO09], so dass eine ausreichende Beschreibung der Reinigungsleistung nur über eine Frachtenbewertung möglich war [NAM06].

Daher wurde auf Basis der mittleren Zinkgehalte im Dachablauf (Kap. 5.4.1) die Filterbefruchtung für die 16-monatige Bewässerungsphase überschläglich bilanziert. Die Abschätzung der Frachten in Tab. 36 erfolgte dabei alternativ über den volumenproportionalen Idealzufluss („Zulauf theoret.“; vgl. Kap. 5.4.3) oder anhand der bekannten, unterschiedlichen Ablaufvolumen.

Unabhängig von der Berechnungsvariante der Befruchtung (Zulauf, Ablauf) zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen dem Sandfilter „S“ und den beiden substratorientierten Filtern. Im Kap. 5.4.3 ist dargestellt, dass die Beetbewässerung ungleichmäßig war. Dadurch sank der hydraulische Durchsatz in der Reihe „2F“ $>$ „1F“ $>$ „S“, weshalb der Filter „S“ 20% (\Leftrightarrow „1F“) bis 40% (\Leftrightarrow „2F“) niedriger befrachtet wurde. Trotz der niedrigsten Befruchtung hatte der Filterablauf „S“ die höchste Zinkkonzentration (t_{End}) der verglichenen Varianten.

Dagegen waren die mittleren Ablaufkonzentrationen (t_{End}) der beiden substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ vergleichbar und lagen mindestens 50% unter der des Sandfilters.

Tabelle 36: Abschätzung der Zinkbefrachtung der Filter in 16 Monaten und mittlere Filtratkonzentrationen (t_{End}).

	"S"	"1F"	"2F"
Zulauf Zn \varnothing (mg x l⁻¹)	0,55	0,55	0,55
Zulauf (l; Σ 2011 + 2012) (theoret.)	27846	27846	27846
Fracht (mg)	15315	15315	15315
Ablauf (l; Σ 2011 + 2012)	15346	18666	26649
Fracht (mg)	8440	10266	14657
Zn Ablauf t_{End} (mg x l⁻¹)	0,1	< 0,05	< 0,05

5.4.3 Quantifizierung der Filtratvolumina

Die Volumenbilanzierung beruhte auf der Differenz zwischen kumulierten Dachabläufen (= Input“; Basis: Niederschlagsdaten der Klimastation „Flughafen Bremen“; vgl. Kap. 5.1) und den im gleichen Zeitraum kontinuierlich erfassten Speichervolumen der Auffangtanks „D“, „S“, „1F“ und „2F“ (= „Output“). In den Tab. 37 und Tab. 38 sind die Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Anlage differenziert nach Jahren (2011 und 2012) und nach sommerlicher Transpirationsphase (01.05. - 30.09.) und winterlicher Sickerphase (01.10. - 30.04.) zusammengefasst. Im Gesamtzeitraum summierten sich die Niederschlagswasserzuflüsse auf 111,4 m³ (Tab. 37, Tab 38).

Es ist erkennbar, dass sich die jährlichen Zuflussvolumen witterungsbedingt deutlich unterschieden und eine ausgeprägte Bilanzlücke zwischen Zufluss und Ablauf bestand.

So wurden im Zeitraum 01.05. - 31.12.2011 120 Tage mit Niederschlägen verzeichnet, die auf der Dachfläche rechnerisch 63,9 m³ Niederschlagsabfluss erzeugten, ergänzt um 4,5 m³ Regen von der Filteroberfläche (Σ 2011: \approx 70 m³). Von Januar - Ende August 2012 (t_{End}) ergab die gleiche Anzahl Regentage (n=121) mit 47,5 m³ rund 25% weniger Dachablauf (Tab. 38).

Tabelle 37: Saisonal differenzierte Wasserbilanz der Filteranlage (2011).

Phänologie	Eluat	Zufluss (l)	Σ 4 IBC (l)	"D" (l)	"S" (l)	"1F" (l)	"2F" (l)	Σ Total (%)
$\Sigma\Sigma$ (01.05. - 31.12.2011)		63924	> 46050	9916	> 10761	> 11456	> 13917	> 72
Veg.per. '11	Σ (01.05. - 30.09.)	38890	29475	6743	8088	6241	8403	> 76
Veg.ruhe '11 / '12	Σ (01.10 - 31.12.)	25034	16575	3173	2673	5215	5514	> 66
		Total (%)		(%)	(%)	(%)	(%)	Σ (%)
Veg.per. '11	Σ (01.05. - 30.09.)	100		17,3	20,8	16	21,6	75,7
Veg.ruhe '11 / '12	Σ (01.10 - 31.12.)	100		12,7	10,7	20,8	22	66,2

Tabelle 38: Saisonal differenzierte Wasserbilanz der Filteranlage (2012).

Phänologie	Eluat	Zufluss (l)	Σ 4 IBC (l)	"D" (l)	"S" (l)	"1F" (l)	"2F" (l)	Σ Total (%)
ΣΣ (01.01. - 31.08.2012)		47458	> 29652	> 5121	4589	7210	> 12732	62,5
Veg.per. '12	Σ (01.05. - 31.08.)	28381	> 16871	> 2818	2028	4029	> 7996	> 59
Veg.ruhe '12	Σ (01.01. - 30.04.)	19077	> 12781	2303	2561	3181	> 4736	> 67
		Total (%)		(%)	(%)	(%)	(%)	Σ (%)
Veg.per. '12	Σ (01.05. - 31.08.)	100		9,9	7,1	14,2	28,2	59,4
Veg.ruhe '12	Σ (01.01. - 30.04.)	100		12,1	13,4	16,7	24,8	67

In 59 Volumenbestimmungen wurden insgesamt ca. 76 m³ Filtrat in den vier LBC-Containern (2011: 46 m³; 2012: 30 m³) erfasst. Durch nicht quantifizierbare Notüberläufe („S“: 2x; „1F“: 5x; „2F“: 10x) war das tatsächliche Filtratvolumen aber etwas höher, so dass die Behandlungsquote 2011 mehr als 70% des Zulaufvolumens, im Jahr 2012 über 60% erreichte.

Bei den ermittelten Filtratvolumen trat deutlich ein Gradient vom gewächshausnahen Tank „2F“ zum gewächshausfernen Speicher „S“ hervor. Dieser Effekt war auch in den Jahresbilanzen erkennbar und verstärkte sich im Jahr 2012 (Tab. 39).

Tabelle 39: Prozentuale Aufteilung der Filtratvolumen bzw. der Dachabläufe.

Jahr	Σ 4 IBC (l)	Σ 4 IBC (%)	"D" (%)	"S" (%)	"1F" (%)	"2F" (%)
2011	> 46050	100	21,5	23,4	24,8	30,2
2012	> 29652	100	17,3	15,5	23,9	42,9

5.5 Filterbepflanzung

5.5.1 Beiträge der Filtervegetation zur Sickerwasserreduktion

In der vorliegenden Studie hat die Grasvegetation nicht die erwarteten Beiträge zur Sickerwasserreduktion geleistet (Tab. 37, Tab. 38). So zeigte im Vergleich mit den bepflanzten Varianten die unbepflanzte Filtervariante „S“ prozentual die geringste Sickerwasserbildung statt der höchsten. Gleichzeitig zeigten die bepflanzten Varianten kaum Unterschiede der Sickerwasserbildung zwischen den Vegetationsperioden und den Ruhephasen der Vegetation.

Der Wasserhaushalt der Filteranlage wurde von anderen Faktoren dominiert (s. Kap. 6.3.1.2), unmittelbare Aussagen zum Einfluss pflanzlicher Transpiration sind nicht möglich.

5.5.2 Monitoring der Filtervegetation

Die beim Setzen 5 cm hohen *Phalaris* kamen generell sehr gut mit den vorherrschenden Lebensbedingungen auf dem Filter zu recht. Für die Wasserversorgung der noch ruhenden Pflanzen war der standörtliche Niederschlag ausreichend. Erst nach anhaltender Trockenheit im April 2011 waren bei einsetzendem Pflanzenwachstum Zusatzbewässerungen er-

forderlich. Bei Austrieb waren auf dem Filter „1F“ 40% Lethalschäden, die Nachpflanzungen erforderlich machten. Der Filter „2F“ blieb ohne Ausfälle.

Messungen der Wuchshöhen ergaben anfänglich ein etwas stärkeres Längenwachstum auf der Filtervariante „1F“. Die Wuchshöhen glichen sich jedoch bei Ende der ersten Vegetationsperiode an (Tab. 40). Bei Ende der ersten Vegetationsperiode hatte *Phalaris* trotz längerer Trockenphasen auf den Filtern einen vitalen, deckenden Dominanzbestand von etwa 60 cm Höhe entwickelt, der keine Mangelsymptome oder Schädlingsbefall aufwies. Gleichzeitig zeigte sich *Phalaris* unempfindlich gegen mechanische Beanspruchungen, da die Stängel oberhalb der Knoten zu einem Wiederaufrichten befähigt sind.

Tabelle 40: Entwicklung der durchschnittlichen Sprosslängen von *P. arundinacea* (Jungpflanzen) auf den Filtersegmenten.

	04.02.2011	26.05.2011	28.07.2011	06.09.2011
	[↑ cm]	[↑ cm]	[↑ cm]	[↑ cm]
"1F"	5	39,4	64	71,5
"2F"	5	31,5	56	68,6

Da die Pflanzendecke zwischenzeitlich nicht gemäht wurde, war die Filteroberfläche in den Wintermonaten gegen starke Frosteinwirkungen geschützt. Die Ausbildung einer physikalisch und chemisch wirksamen Sekundärfilterschicht durch abgestorbenes Pflanzenmaterial (s. Kap. 5.3.1: „L-Horizont“) war nur schwach ausgeprägt. Anfang April 2012 erfolgte aus dem überwinterten Bestand der Neuaustrieb aus unterirdischen Dauerorganen. Dabei erwies sich die eingebrachte Bepflanzung als vital.

Am Ende der zweiten Vegetationsperiode (VIII/2012; t_{End}) erfolgte einmalig die Bestimmung der oberirdischen Biomasse. Nach dieser Mahd bewiesen die Pflanzen durch rasches Nachwachsen aus den Interkalarmertemen der Blattscheiden und aus den oftmals bodennah verzweigten Halmtrieben ein hohes Regenerationspotenzial und hohe mechanische Belastbarkeit.

Die oberirdische Trockenmasse von *Phalaris* vom Filter „2F“ lag rund 40% unter der des phosphatreicheren Filters „1F“ (Tab. 41). Dazu enthielten die *Phalaris*-Stauden des Filters „1F“ rund $\frac{1}{3}$ mehr Feuchtigkeit, was bereits visuell durch einen höheren Anteil vitaler, grüner Pflanzenteile erkennbar war (Tab. 41). Die Biomasse des Filter „2F“ zeichnete sich dagegen durch einen höheren Anteil trockenerer Nekromasse aus.

Tabelle 41: Trockenmassen pro Fläche und Wassergehalte von *P. arundinacea* bei Versuchsende.

Filter	TS ($\text{g} \times \text{m}^{-2}$)	Wassergehalt (% FG)
1F	231,3	33,4
2F	136,7	22,6
Bodenfilter	380	

Die Ausprägung des etablierten Wurzelsystems im Filterkörper wurde im Rahmen der Bodenaufnahmen (t_{End}) (s. Kap. 4.3.1) beobachtet. Ende der zweiten Vegetationsperiode war die Filteroberfläche durch ein sekundär homorrhizes Wurzelsystem mit vielen sprossbürtigen Nebenwurzeln durchzogen. Dieses dichte Narben- und Wurzelgeflecht strukturierte und festigte die Substratoberfläche, so dass nach Starkregen bei den durch-

wurzeln Substraten im Gegensatz zum unbepflanzten Sandfilter keine Erosionsschäden beobachtet wurden (s. Abb. 23, Abb. 32).



Abbildung 23: Starke Wassererosionsschäden im unbepflanzten Filter „S“ und einsetzende Einwanderung durch *Phalaris*rhizome (Pfeil re.).

Der darunterliegende, dauerhaft feuchtere Filterkörper wurde durch Büschelwurzeln intensiv erschlossen (Abb. 24).



Abbildung 24: Ausgebildetes Feinwurzelwerk (Büschelwurzeln) von *P. arundinacea*.

Oberirdisch sichtbar war die einsetzende vegetative Ausbreitung der *Phalaris*stauden durch Rhizome, die zu einer Einwanderung in Randbereiche des unbepflanzten Sandfilters führte (Abb. 23, Abb. 25) und auch selbsttätig Fehlstellen der Pflanzendecke besiedelte.



Abbildung 25: Vegetative Ausbreitung von *P. arundinacea* durch rhizombürtige Sprosse.

5.5.3 Spontane Begleitvegetation

Die geschlossene Vegetationsdecke bildete im ersten Jahr nahezu einen Reinbestand, der Spontanbewuchs stammte im Wesentlichen aus der Pflanzware.

Auch in der zweiten Vegetationsperiode war auf dem Sandfilter „S“ keine nennenswerte Spontanbesiedlung festzustellen.

In der zweiten Vegetationsperiode etablierte sich auf den bepflanzten Varianten eine annuelle Begleitvegetation von frische- und nährstoffzeigenden Ruderalpflanzen aus der unmittelbaren Nachbarschaft (Tab. 42). Diese nachstehend aufgeführten invasiven Arten wurden ohne Anspruch auf Vollständigkeit dokumentiert.

Tabelle 42: Aufnahme des Pflanzenbestandes auf den Filtersegmenten bei Versuchsende (Individuenanzahl: ++: flächige Bepflanzung; +: zahlreich; ★: horstartig; o: vereinzelt; Z: Zulauf; A: Beetende).

Pflanzenart		Filter					
		S		1F		2F	
Botan. Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Z	A	Z	A	Z	A
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	ROHRGLANZGRAS	○		++	++	++	++
<i>Sonchus asper</i> (L.) HILL.	RAUE GÄNSEDISTEL			○	○	+	+
<i>Epilobium parviflorum</i> SCHREB.	KLEINBL. WEIDENRÖSCHEN			+		+	
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	KLEINES SPRINGKRAUT				+		+
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	KNICK-FUCHSSCHWANZGRAS		○		★		
<i>Cardamine pratensis</i> L.	WIESEN-SCHAUMKRAUT				○		
<i>Galium aparine</i> L.	KLETTEN-LABKRAUT				○		
<i>Oxalis corniculata</i> L.	HORN-SAUERKLEE			○			
<i>Stellaria media</i> (L.) VILL.	GEWÖHNLICHE VOGELMIERE						○
<i>Veronica agrestis</i> L.	ACKER-EHRENPREIS						○
<i>Poa pratensis</i> L.	WIESEN-RISPENGRAS						○
<i>Acer campestre</i> L.	FELDAHORN		○				○
<i>Betula pendula</i> ROTH.	HÄNGE-BIRKE						○
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	GEM. ESCHE						○
<i>Populus alba</i> L.	SILBERPAPPEL					○	
Moos					+		.
<i>Grimmia pulvinata</i> Hedw. & SM.	GEM. KISSENMOOS						○
<i>Polytrichum spec.</i> (vermutl. <i>commune</i> HEDW.)	GOLDENES FRAUENHAAR- MOOS						○
	KONIFEREN-SÄMLING		○				○

Auf dem bepflanzten Filter „2F“ hatte sich GÄNSEDISTEL (*Sonchus asper*) flächig und in höherer Individuenzahl ausgebreitet, während sie auf dem bepflanzten Filter „1F“ bis auf das randliche Beetende weitestgehend fehlte.

Von speziellen Interesse war ein zwischenzeitlich auf dem Filter „1F“ horstartig ausgebildeter Bestand von KNICK-FUCHSSCHWANZGRAS (*Alopecurus geniculatus*; POACEAE). Als Lichtpflanze ist es ein Vertreter offener Pioniergesellschaften und ein Indikator wechselfeuchter, humoser und nährstoffreicher Böden mit neutraler bis mäßig saurer Bodenreaktion. Mit diesen ökologischen Ansprüchen ähnelt es *Phalaris* stark (vgl. Tab. 24). Fraglich war, ob diese perennierende Pflanze durch ihre kurzen unterirdische Ausläufer und niederliegende Vegetationsdecke eine Verdrängung von ROHRGLANZGRAS bewirken könnte. Gegen Ende des Sommers war dieser FUCHSSCHWANZ-Bestand aber zusammengebrochen und konnte somit das ausdauernde *Phalaris* nicht bedrängen.

Weitere Spontanansiedler besetzten die Filter schwerpunktmäßig entsprechend der Bodenfeuchte. So siedelte im höher gelegenen, schneller abtrocknenden Beetzulauf bevorzugt *Epilobium parviflorum*, während die feuchteren Beetenden stark von *Impatiens parviflora* durchdrungen war. Die weiteren Arten traten nur sporadisch oder als Einzelpflanzen auf. Moose waren nur in geringer Arten- und Individuenzahl vorhanden.

5.5.4 Zn-Akkumulation *in situ* im Pflanzengewebe

Die pflanzliche Zinkakkumulation aus dem Filtersubstrat konnte nur einmalig bei Ende der zweiten Vegetationsperiode (VIII/2012, t_{End}) vorgenommen werden, um störende Eingriffe in die Vegetationsdecke zu vermeiden.

Untersuchung des Zinkgehaltes unbelasteter *Phalaris*-Stauden

a) Freiland-*Phalaris* („unbelastet“)

Vorbereitend wurde 2011 im Freiland eine Mischprobe mehrjähriger *Phalaris* von einem Grabenrand genommen. Diese von einem unbelasteten Standort stammende Biomasse enthielt $73 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Zn (vgl. Tab. 43).

ba) Referenz-*Phalaris* (unbelastet)

Um eine mögliche Zinkvorbelastung der im Filter gesetzten Pflanzware zu ermitteln, wurden in der beginnenden Vegetationsperiode 2012 vier getopfte *Phalaris* (Bezug: s. Kap. 4.3.4.3.3) kontrolliert über 2,5 mon. unter meteorologischen Freilandbedingungen angezogen. Der Versuchsstandort befand sich unter freiem Himmel auf dem Institutsdach, so dass die Bewässerung bis auf wenige Zusatzbewässerungen durch atmosphärischen Niederschlag (= zinkfrei, vgl. Kap. 3.1.3.2) erfolgte. Die Zinkkonzentration des Substrats bei Versuchsbeginn betrug $3,1 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS, was einem unbelasteten Boden entspricht (mittlere Zinkgehalte unbelasteter Böden: $10 - 80 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ [SUS92]). Am Ende der Kulturzeit wurde in der Mischprobe der oberirdischen Biomasse $100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Zn gemessen.

bb) Referenz-*Phalaris* (zinkexponiert)

Aufschlussreich war der Vergleich der unbelasteten Referenzproben (ba) mit einer parallel kultivierten Charge *Phalaris*, die in unmittelbarer Nachbarschaft unter einer verzinkten Außentreppe angezogen wurde. Bei Ende der Vegetationsperiode zeigte sich in diesen Pflanzenproben eine erheblich über den Normalbereich hinausgehende Zinkakkumulation von $640 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS Zn (vgl. Tab. 43). Die entsprechende Zinkbelastung im Substrat war $34,1 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS, d.h. der Zinkgehalt des Substrates hatte sich gegenüber der unbelasteten Referenz (s.o.) in acht Monaten mehr als verzehnfacht.

Messungen des ursächlichen Tropfwassers der Zinktreppe ergaben eine Zinkkonzentration von $19 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$, während die Zinkkonzentration des Niederschlags oberhalb der Treppe $0,34 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ betrug. Durch den Kontakt mit den verzinkten Oberflächen stieg der Zinkgehalt des Niederschlagswassers um Faktor $>50x$.

c) Filter-*Phalaris*

In der Filterbepflanzung lagen die Zinkgehalte nach 16 monatiger Zinkexposition innerhalb einer Spanne von $50 - 100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ TS oberirdischer Pflanzenteile (Tab. 43).

Tab. 43 zeigt weiterhin, dass zwischen den Proben vom Beetzulauf („Zu“) und Beetende („Ab“) nur auf dem Filter „2F“ ein mit der Bewässerung korrelierend Belastungsgradient erkennbar schien.

Tabelle 43: Zinkkonzentrationen in Pflanzen.

	Zn (mg x kg ⁻¹ TS)	Quelle
∅ Pflanze	5 - 100	[Sus92]
<i>Phalaris arundinacea</i> (ROHRGLANZGRAS)		
mehrfährig; unbelastet	73	[EIGENE DATEN]
2,5 mon.; unbelastete Referenz	100	[EIGENE DATEN]
2 a; belastet	123	[DOB11]
8 mon.; unter verzinkter Feuerleiter	640	[EIGENE DATEN]
Filter "1F" t _{End} (16 mon)	Zu: 80 / Ab: 100	[EIGENE DATEN]
Filter "2F" t _{End} (16 mon)	Zu: 76 / Ab: 52	[EIGENE DATEN]
<i>Phragmites australis</i> (SCHILF)		
5 a; belastet	-	[SCHI97]
7 a (Seg. I); belastet	50	[BSU03]
7 a (Seg. II); belastet	38	[BSU03]
2 a; belastet	96,7	[UIT02]
Grenzwert I (20t)	400	
BioAbfV II (30t)	300	

Eine überschlägige Berechnung der in der oberirdischen Biomasse vorhandenen Zinkmasse ergab für den Filter „1F“ 20,8 g Zn x m⁻², für den Filter „2F“ 9,4 g Zn x m⁻².

5.6 Gießwassereignung

5.6.1 Bewässerung ausdauernder, sensibler Kulturpflanzen mit aufgefangenen Filtraten und dem Dachabfluss

Parallel zu den Freilandversuchen erfolgten mit dem aktuell aufgefangenen (bzw. „filtrierten“) Dachablauf Laborversuche, um die Eignung als Gießwasser in der Anzucht sensibler Kulturpflanzen wie z.B. *Primula vulgaris* zu prüfen.

Nach rund dreimonatiger Kultur in den verschiedenen Bewässerungsvarianten zeigte sich bei den phosphathaltigen Varianten „2F“ und - geringer ausgeprägt - „1F“ ein deutlich vermehrter Austrieb junger Blätter. Diese ausgeprägte Bildung junger Blätter wurde in den Varianten „S“ und „D“ nicht beobachtet, obwohl diese vital waren (Abb. 26).

Dagegen setzte Anf. 2012 bei den Gießvariante „D“ und - etwas verzögert - „S“ der Übergang von der vegetativen zur reproduktiven Phase ein, wobei der Blühansatz schwach ausgeprägt war. Dagegen zeigten die beiden phosphatgedüngten Varianten einen späteren, aber stärkeren Blütenansatz, wobei Variante „2F“ (Abb. 26 re.) blühfreudiger war als „1F“. Dieser Effekt setzte sich in der Gießvariante „2F“ bis Versuchsende fort, wogegen die Variante „1F“ stark xeromorphe und teilweise abgestorbene Altblätter ausbildete.



Abbildung 26: Versuche zur Gießwassereignung - arttypische Entwicklung von *Primula vulgaris* mit Blütenbildung (Gießwasservar. „S“(li.) und Phosphatinduktion junger Blätter (Gießwasservar. „2F“)(re.).

5.6.2 Kultivierung ausdauernder, sensibler Zierpflanzen in zinkdotierten Anzuchtmedien

Als Versuchsobjekt diente die STÄNGELLOSE SCHLÜSSELBLUME (*Primula vulgaris* HUDS.). Diese gilt als salzempfindliche Unterglaskultur, bei der bereits gering erhöhte Salzkonzentrationen im Substrat zu Schadbildern führen (starke Wachstumsdepression, weniger und kleinere Blätter, Blattrandnekrosen älterer Blätter) [HTTP://WWW.HORTIPENDIUM.DE/PRIMULA_VULGARIS].

Als quantifizierbarer Indikator einer Schadwirkung bei Zinkexposition wurde die durchschnittliche Transpiration gewählt, da Zink u.a. auch die pflanzliche Transpiration senkt (s. Kap. 3.4.2.2 [BAZ74]). Als rein qualitativer Indikator von Zinkbelastungen wurde die Pflanzenmorphologie beobachtet.

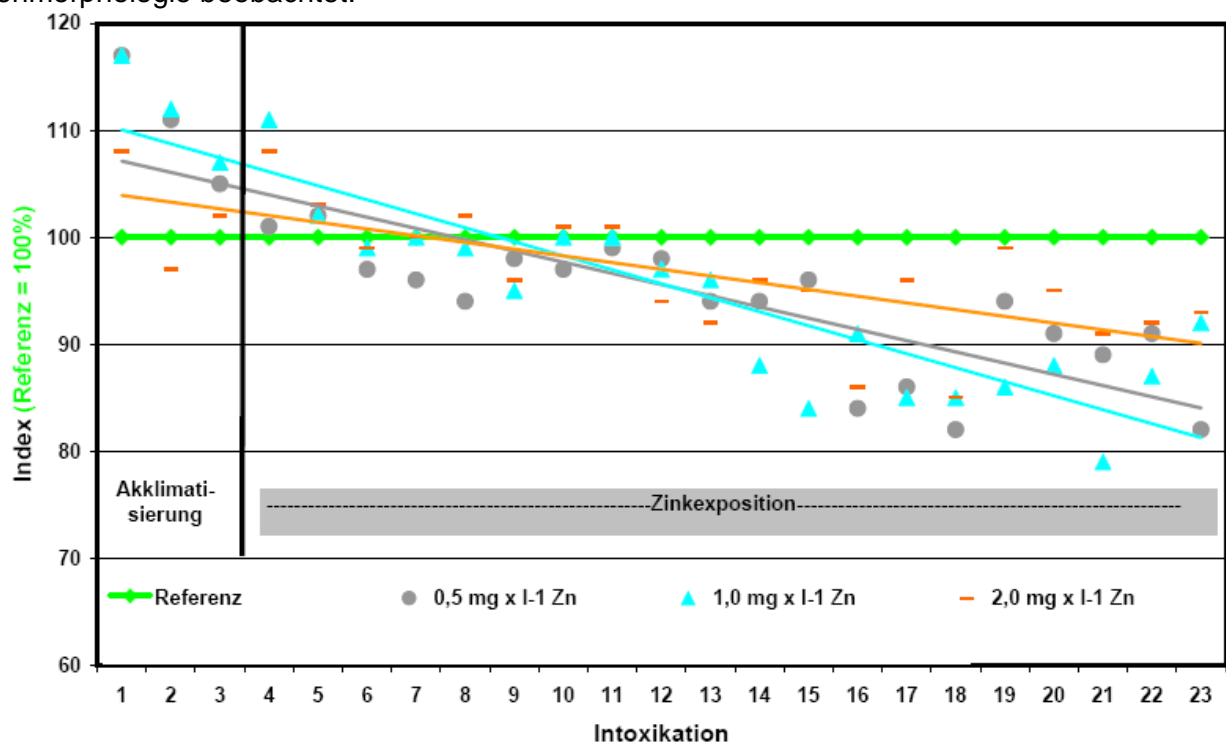


Abbildung 27: Abnahme der Transpiration von *P. vulgaris* bei verschiedenen Zinkgehalten der Anstaulösung.

➤ *Transpiration*

Die Veränderungen der Durchschnittstranspirationen von *Primula vulgaris* bei Zinkexposition im Vergleich zum Index der unbelasteten Referenz (= 100% Transpiration) ist in Abb. 27 als Trendauswertung dargestellt.

Die durchschnittliche Transpiration der Referenzgruppe betrug während des gesamten Untersuchungszeitraums $30,2 \text{ ml} \times \text{d}^{-1} \times \text{Ind.}$ ($n = 23$). Aus Abb. 27 geht hervor, dass die Transpiration der Var. 1 - 3 in der Akklimatisationsphase vor Versuchsbeginn etwa 5 - 10% über der unbelasteten Kontrollgruppe lag. Nach Zn-Exposition sank etwa ab der fünften Exposition (ca. 2 Monate) die Verdunstung der belasteten Var. 1 - 3 erstmals auf das Niveau der unbelasteten Referenz und unterschritt dieses bei Ende des Berichtszeitraums um 10 - 20%.

➤ *Physiologische und morphologische Symptome*

Pflanzenmortalität konnte nicht beobachtet werden. Die höher belasteten Varianten 2 und 3 wiesen nach 10-monatiger Exposition im Frühjahr 2012 xeromorphe Blätter und die hochbelastete Var. 3 zeigte einen verlangsamten Neuaustrieb.

Auch die in der zweiten Märzhälfte 2012 bei Var. 2 und 3 einsetzende Blüte war im Vergleich mit unbelasteten Gießwasserpflanzen um mindestens 1 Monat verzögert und die Anzahl der Blüten pro Individuum deutlich geringer. Allgemein erschien die unbelastete Variante 0 juveniler.

Die Entwicklung des unterirdischen Wurzelwerks bei Zinkexposition konnte nur einmalig bei Versuchsende (t_{End} : 29.05.) untersucht werden. Die Wurzelballen der drei Varianten 0, 1 und 2 waren identisch stark und ohne erkennbare Schädigungen durchwurzelt, nur in der höchstbelasteten Variante 3 schien eine Ausdünnung des Wurzelwerk einzusetzen.



Abbildung 28: Zinkinduzierte Xeromorphie bei *P. vulgaris* (oben: zinkexponierte Ansätze, unten unbelastete Kontrolle).

5.6.3 Kressehemmtest mit zinkhaltigen Substraten

Tab. 44 stellt die Keimraten der Kresse in zinkhaltigen Substraten dar. Hemmende oder fördernde Effekte wurden dabei auf den Keimerfolg der Referenz (=100%) bezogen (-% = Hemmung; +% = Förderung). Aufgrund des geringen Untersuchungsumfangs sind die Aussagen zur Keimhemmung nur eingeschränkt möglich und sind daher nur als Tendenz zu werten.

Der Keimerfolg der unbelasteten Var. 0 betrug nach zehn Tagen 91% (Tab. 44), der Test war daher aussagekräftig.

Tabelle 44: Keimhemmung von *L. sativum* bei verschiedener Zinkbelastung im Substrat.

Var.	Zn ²⁺ (mg x kg ⁻¹ TS)	Keimung (%)	Keimung (%Ref.)	Δ (%)
0	2,9	91	100	-
1	3,1	89	97,8	-2,2
2	5	77	84,6	-15,4
3	9,5	47	51,6	-49,4

Die ökotoxikologischen Tests zur Keimbeeinflussung durch Zink ergaben, dass keiner der zinkbelasteten Varianten 1 – 3 fördernde Effekte zuzuweisen war. Deutlich erkennbar waren aber relevante Beeinträchtigungen der eingesetzten Testorganismen. So nahm die Keimrate bei steigendem Zinkeinfluss deutlich ab: im Vergleich zur Kontrolle reduzierte ein Zinkgehalt von 5 mg x kg⁻¹ TS die Keimung um etwa 15%, bei etwa 10 mg x kg⁻¹ fielen bereits 50% der Sämlinge aus (Tab. 44).

Ähnlich deutliche Effekte waren beim Sprosswachstum zu beobachten. Erreichte bei der unbelasteten Kontrollvariante etwa jeder vierte Keimling eine Sprosshöhe von 4 - 5 cm, so sank dieser Anteil bei einer Zinkbelastung von 5 mg x kg⁻¹ auf 10%, um bei Konzentrationen von etwa 10 mg x kg⁻¹ vollständig auszufallen. In dieser höchsten Belastungsstufe wurden nur noch Keimlinge <2 cm beobachtet. Ähnliche Hemmeffekte wurden in der Größengruppe 2 - 4 cm festgestellt (Abb. 29). In der höchstbelasteten Variante 3 wurde ein stark reduziertes und deformiertes Wurzelsystem festgestellt, das bei den Varianten 0 - 2 nicht auftrat. Diese Beobachtung erhärtete die Beobachtung von Wurzelschädigungen bei den Belastungs-Experimenten mit Primeln (Kap. 5.6.2).

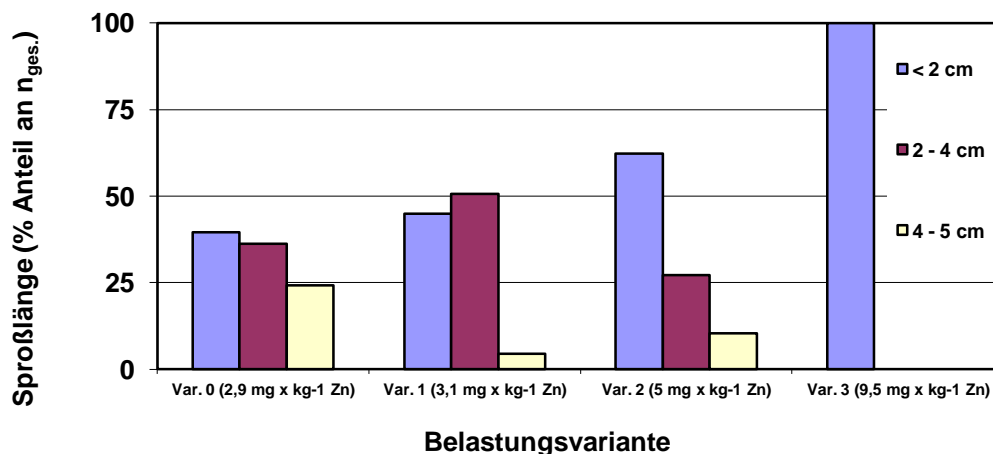


Abbildung 29: Größenverteilung der Kressekeimlinge bei verschiedener Zinkbelastung im Substrat.

Im Gegensatz zu den eindeutigen Ergebnissen bei Sprosslänge und Keimrate reagierte der Kresstest beim mittleren Frischgewicht der Keimlinge indifferent: während in den drei Varianten 0, 1 und 2 der „Durchschnittskeimling“ ein Frischgewicht um 25 mg hatte, hatte die höchstbelastete Variante 3 ein Durchschnittsgewicht von 42 mg pro Keimling.

6 DISKUSSION

6.1 Filtersubstrate

6.1.1 Charakterisierung der Komponenten der eingebauten Filtersubstrate

➤ *Filtersand*

Für Bodenfilter werden als physikalisches Filtermaterial überwiegend gewaschene Mittelsande (Körnung 0/2 mm) aus standortnahen fluviatilen Sedimenten bevorzugt [REM98]. Ihre überwiegend abgerundete Kornform bewirkt eine hohe hydraulische Durchlässigkeit und strömungsmechanische Stabilität des Filterkörpers und unterstützt die Durchwurzelung. Hierbei weisen Substrate der Körnung 0/2 mm höhere Wirkungsgrade auf als die der Körnung 0/4 mm gleicher Herkunft [UHL04].

Die Kationenaustauschkapazität von Sanden ist relativ gering ($<5 \text{ meq} \times 100\text{g}^{-1}$) und sie verfügen im Wesentlichen nur über die biotische Sorptionskapazität mikrobieller Biofilme. Im Gegensatz zu Lehmböden können Sande jedoch gezielt melioriert werden, um bestimmte Eigenschaften zu erreichen [LFU03].

Die enggestufte Körnungslinie gewährleistet eine homogene Durchströmung und günstige mechanische Filterfunktionen [BLU08]. Durch die Nassbaggerung ist die Feinsandfraktion bereits effektiv abgetrennt worden. Dies ist vorteilhaft, da sich ein hoher Feinsandanteil negativ auf die hydraulische Durchlässigkeit auswirkt. Somit ist die Gefahr äußerer Kolmation gering. Das Einzelkorngefüge ist strukturstabil und zeigt selbst bei Austrocknung keine Schrumpfrisse, die durch Makroporenfluß das Risiko einer schnellen Tiefenverlagerung partikulär gebundener Schadstoffe bergen. Das wirkt sich auch positiv auf die Entfernung von Keimen und Bakterien aus [LFU01].

Bodendichte und das Porenvolumen entsprechen der üblichen Schwankungsbreite sandiger Substrate [SUS92]. Der hohe Porenanteil von Grobsand- und Bodenskelettanteilen bewirkt eine anhaltend hohe Wasserzügigkeit und eine gute Durchlüftung der Filtermatrix. Gleichzeitig kann dieses Grobporenvolumen bei der Dimensionierung als zusätzliches Retentionsvolumen angerechnet werden [MUNLV03]. Andererseits ist der hohe Anteil wasserzügiger Grobporen Ursache des geringen Wasserspeichervermögens des Substrates.

Wie für Sedimente zu erwarten, zeigt der Sand eine geringe Ausstattung mit wirksamen Beimischungen (C_{org} ; CaCO_3). Dem CaCO_3 sind die Funktionen carbonatische Schwermetallfixierung und die pH-Stabilisierung zuzuschreiben [BLU08]. Der pH-Stabilisierung kommt dabei eine Schlüsselrolle zu, da der Carbonatvorrat langfristig das Schwermetalldepot immobilisiert. Daher werden für Bodenfilter ein CaCO_3 -Gehalt von 10 – 15 M.-% empfohlen [MUNLV03], was von dem eingebauten schwach carbonathaltige Sand nicht erreicht wird.

Jedoch weist der Einbausand auch ohne nennenswerten Carbonatanteil eine fast neutrale Bodenreaktion auf, die günstig für den Schwermetallrückhalt und (mikro)biologische Bodenaktivität ist.

➤ *Silikatkolloid*

Das wasserlösliche Na-Silikat bindet Schwermetalle in Böden extrem schnell und effektiv durch Bildung unlöslicher Silikate [CRO93]. Zusätzlich wird gelöstes Zink durch das enthaltene P_2O_5 (Phosphorpentoxid, s. Tab. 23) in Form von Zn-Phosphat chemisch immobilisiert. Dies senkt die physiologische Verfügbarkeit und somit die Zinkaufnahme der Pflanzen. Im Gegensatz zu Filtersubstraten, welche Zink über reversible Ionenaustauschprozesse adsorptiv entfernen, ist die Bindung Zink irreversibel, so dass keine spätere Umweltgefähr-

dung durch Remobilisierung besteht. Durch eine oberflächenreiche, feinporige Struktur besitzt das Na-Silikat sehr hohe Nährstoffspeicherung und Wasserhaltefähigkeit [RAS81], die ebenfalls auf dem hohen Anteil des stark hygroskopischen Phosphorpentoxids beruht. Silikat-Sole bewirken die Bildung einer bodenphysikalisch günstigen, stabilen Krümelstruktur. Diese Mehrfachwirkungen üben einen starken Wachstumsreiz auf Wurzeln aus und erschließen der Vegetation einen größeren Horizont zur Wasser- und Nährstoffversorgung. Dies fördert Anwuchsraten bei Neuanpflanzungen bzw. das Regenerationswachstum auf ungünstigen Standorten [RAS81, CRO93].

➤ *Fertigkompost*

Bestimmte Qualitäten von Fertigkomposten können nach Herkunft des Ausgangsmaterials (Landwirtschaft, Straßengrün, ...) Schadstoffe enthalten. Da das verwendete Produkt sich aus wenig belastetem sommerlichen Grünschnitt zusammensetzt und es gütegesichert (RALGütezeichen Kompost, DÜMV, BIOABFV) ist, wurde es ohne weitere chemische Überwachung eingebaut.

Durch werksseitige Siebung ist der Kompost mittelkörnig. Kleine mobile Teilchen <0,063 mm, die im Grobporensystem des Bodenfilters zu Kolmation führen können, sind kaum enthalten. Dagegen enthält der Kompost viele grobe Vegetationsreste, die zur Filterstabilität beitragen und gleichzeitig günstige Eigenschaften zur Etablierung eines weitmaschigen „Raumfilters“ einbringen.

Die Einarbeitung dieser organischen Substanz in die überwiegend sandige Filtermatrix fördert die Wasserhaltekapazität im stark durchwurzelteten Oberboden. Dies begünstigt auf dem eher trockenen Standort die Etablierung und das Wachstum speziell junger Pflanzen. Gleichzeitig ist durch eine langsamere und umfänglichere Durchströmung die Kontaktzeit für die Schadstoffsorption erhöht. Bodenphysikalisch wird der Anteil sorbierender, hydrophober Oberflächen erhöht und gleichzeitig die strukturstabilisierende Aggregation sowie der Scherwiderstand der mineralischen Filtermatrix verbessert. Der Kompost dient zusätzlich als langsamfließende „Starterdüngung“ der sich etablierenden Filtervegetation, so dass eine zusätzliche Mineral-Düngung unterbleiben kann. Das vorliegende C/N-Verhältnis unterstützt mikrobielle Umsetzungen im Filtersubstrat [LAR84].

6.1.2 Entwicklungsdynamik der Filtersubstrate

Das mineralische Filtergerüst erwies sich als strukturstabil, da es am Ende des Untersuchungszeitraums mengenproportional und nach seinen hydraulischen Fähigkeiten dem Einbaumaterial entspricht, wesentliche Veränderungen sind nicht erkennbar.

Eine gewisse Ausnahme bildet der Partikelbereich <0,063 mm, wo bereits nach 6 Monaten oberflächennah eine deutliche Verschiebung der Partikelgrößen stattgefunden hat. Da durch den Dachablauf kein wesentlicher Feinstoffeintrag erfolgte, dürfte diese Zunahme zersetzter organischer Substanz geschuldet sein. Die Anreicherung mit diesen organischen, oberflächenaktiven Feinstpartikeln ist ein Hinweis auf die Ausbildung eines Sekundärfilters. Die Partikelinvasion erreicht auch die tiefe Filterschicht 20 - 30 cm, wodurch die Filterleistung auch dieser Zone erhöht wird. Aus methodischen Gründen (s. Kap. 6.2.1) kann keine Aussage getroffen werden, ob die Partikelmigration die Drainagen belastet und zu einem Anstieg der Schwebstoffgehalte des Speicherwassers führt (Tab. 34, Tab. 35).

Die Untersuchungen zur Entwicklung des k_f -Wertes (Kap. 6.1.5) zeigen aber, dass die Zunahme kolmationswirksamer Feinstpartikel [BLU08] in den Filterkörpern „S“ und „2F“ bisher

keine hydraulische Sperre bewirkt hat. Die hydraulische Filterleistung bleibt auf den Filtern konstant hoch, was auch die gute und stabile Wasserleitfähigkeit der primärkorngeprägten Substrate unter Frostbedingungen unterstreicht (s. Kap. 5.3.1).

Da durch den Dachablauf kaum partikuläre organische Substanz auf die Filteroberflächen gelangte, beruht deren C_{org} -Gehalt auf dem des Einbaumaterials. Im sandigen Filter „S“ kann daher auch bei Versuchsende keine Humusbildung beobachtet werden, während die C_{org} -Gehalte der humusangereicherten Filtersubstrate „1F“ und „2F“ langfristig stabil sind. Die beobachtete leichte C_{org} -Abnahme dürfte auf einer intensiven Mineralisierung leicht abbaubarer Kompostbestandteile beruhen, die unter den herrschenden Bedingungen an der Filteroberfläche (Sauerstoffreichtum, Wasser, Temperatur, Krümelstruktur) mikrobiell optimal abgebaut werden können. Insgesamt scheint sich aber im Oberboden ein Gleichgewicht zwischen biologischem Abbau und Nachbildung organischer Substanz aus organischen Bestandsabfällen und Streuresten der Filtervegetation eingestellt zu haben. Der beobachtete, steile Tiefengradient der organischen Substanz entspricht Angaben einer maximalen Eindringtiefe von 5 cm bei sandigen Substraten [BLU08].

Da das eingebrachte synthetische Silikatcolloid überwiegend wasserlöslich ist, dürfte es sich im Laufe der Bewässerung bis zur Filtersohle verteilt haben (erkennbar auch an den phosphathaltigen Filtraten, Kap. 5.4.1). Dadurch bildet es für Zink eine tiefe Reaktivbarriere, die Schwermetalle fest einlagert. Die Schwermetallfixierung ist so stark, dass der Schwermetalltransfer Boden - Pflanze bei Zn bis 25% sinkt [CRO93], so dass die *Phalaris*-Bepflanzung trotz Zinkexposition Normalgehalte aufweist (Kap. 5.5.4, Kap. 6.3.1.3). Ein positiver Begleiteffekt ist das alkalische pH des Silikatkolloids (pH: 7,5 - 8), welches im Filtersubstrat einer Versauerung und damit der Gefahr einer Schwermetallmobilisierung zusätzlich entgegenwirkt. Bezüglich der Standortqualität für Pflanzen dürfte die verbesserte Phosphatversorgung (Agrosil LR[®]: 20% P₂O₅, s. Kap. 4.3.4.3.2) in Verbindung mit einer länger anhaltende Bodenfeuchte Ursache einer verlängerten Vegetationsphase sein [SKI82]. Über die Humusakkumulation stabilisiert sich die Bodenreaktion bereits früh auf >pH 6. Ursache ist die angereicherte organische Substanz, die eingetragene Wasserstoffionen durch Protonierung kationenbesetzter, variabler Ladungen von Huminstoffen puffert ($-\text{[COO]}_2\text{Ca} + 2\text{H}^+ \Leftrightarrow (-\text{[COOH]}_2 + \text{Ca}^{2+})$). Der Pufferbereich dieser Reaktion erstreckt sich von pH 3 - 8 [SUS92]. Die dadurch erreichte Wasserstoffionenkonzentration liegt bei den beiden substratoptimierten Filter im Optimalbereich, da der Grenz-pH-Wert für eine beginnende Mobilisierung von Zink <pH 5,5 - 6 liegt, was eine geringe Auswaschungstendenz erwarten lässt [SUS92].

Bei dem sandigen Filter „S“ fehlt diese Pufferung, so dass durch den anhaltenden Zufluss schwach sauren Niederschlagswassers (\emptyset pH: 5,8) der zunehmende Protonenaustrag eine Versauerung des Substrates anzeigt. In dem stark sauren Bodenmilieu (pH 4,5) steigt gleichzeitig das Risiko der Mobilisierung austauschbaren Zinks auf über 10 - 30% [SUS92], was durch den starken Anstieg der Zinkkonzentrationen im Filtrat (Kap. 5.4.1) bestätigt wird. Die in den Filtern „1F“ und „2F“ beobachtete Ausbildung einer organischen Auflage modifiziert deren Filtereigenschaften, wobei noch ungenügende Erkenntnisse über deren Einfluss auf den Stoffrückhalt bestehen [GRO09]. Sie kann als Sekundärfilter wirken, der (mikro)biologisch hoch aktiv ist und hohe Stoffbindungskapazitäten bei gleichzeitig hoher hydraulischer Belastbarkeit aufweist. Ein nicht zu unterschätzender Faktor ist die damit verbundene höhere Wasserspeicherkapazität, die auch für die Pflanzenversorgung bedeutsam ist [BLE03; STE09].

Die Emission von Nitrat ist bodenfiltertypisch und ein Indikator hoher mikrobiologischer Aktivität im Substrat. Die neueingebauten Filtermatrices benötigen zur Erreichung eines hohen Leistungspotenzials eine Etablierungsphase, in der sich die biologischen Interaktionen der Matrixstruktur optimieren. Wie die Angleichung der NO_3 -Gehalte der beiden bioaktivierten Filter zeigt (Tab. 34, Tab. 35), scheint sich nach Ablauf eines einjährigen Zeitraums auch die mikrobiologische Leistung stabilisiert zu haben. Ein optimaler Filterbetrieb ist daher nach einer Etablierungsphase von rund einem Jahr zu erwarten.

Die Wasserspeicherung im Substrat kann bis 20% der Beaufschlagung betragen [DOB07]. Damit sinkt die Möglichkeit einer Tiefenverlagerung gelöster Schwermetalle, was speziell bei starker hydraulischer Belastung durch Starkregenereignisse von Bedeutung ist. Die verlängerte Kontaktzeit verstärkt physiko-chemische Wechselwirkungen mit der Filtermatrix und erhöht so die Reinigungsleistungen der Filtersubstrate, was von den Filtratdaten (Kap. 5.4.1) unterstützt wird. Die unterschiedlichen Wasserspeicherkapazität der Filtersubstrate beruht auf der maximalen Wasserhaltekapazität der in „1F“ und „2F“ eingebauten bzw. autochthon gebildeten wasserspeichernden Additiva (MWK Silikatkolloid: 136% TS; MWK Kompost: 101% TS) bzw. dem geringen Wasserhaltevermögen und hohem k_f -Wert des reinen Sandfilters ($6,1 \times 10^{-5} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$, Tab. 31)[SCHR84].

6.1.3 Stoffverhalten in den Filtersubstraten

Die Bodenmatrix beeinflusst durch die mechanische Filtration partikulärer Wasserinhaltsstoffe im Porensystem sowie chemisch-physikalische (Adsorption, KAK, Fällung, Komplexierung) und biologische Prozesse (Aufnahme) die Reinigungskapazität gegenüber Schwermetallen. Zusätzlich erfolgt eine „indirekte Bindung“ von Wasserinhaltsstoffen durch die Wasserspeicherkapazität des Bodenkörpers, wodurch sich die Kontaktzeit verlängert und Sorption sowie Aufnahme begünstigt werden (s. Kap. 6.1.2).

Da Zink biologisch nicht abbaubar ist, wird sein Verhalten durch die o.g. physiko-chemischen Prozesse dominiert. Der Rückhalt von Zink hängt primär von der endogenen Sorptionskapazität des Substrates ab. Diese ist bei den beiden Kompositfiltern „1F“ und „2F“ hoch (s. Kap. 6.1.4) und daher wird von Beginn an kaum Zink emittiert. Dadurch bildet sich in diesen Filtermatrices ein kontinuierlich anwachsendes Depot unterschiedlich stark gebundener Zinkspecies. Die für Bodenfilter oft beschriebene Schwermetallanreicherung (z.B. zitiert in: [HILL01]) ist auch in der vorliegenden Arbeit nachzuweisen. So steigen in den substratoptimierten Filtern die Substratgehalte bei Zink in kurzer Zeit um Faktor 10x - 20x (Tab. 32) und überschreiten auch die natürlichen Hintergrundwerte unbelasteter Böden um ein mehrfaches (s. Kap. 3.4.1).

Bemerkenswert ist dabei der gesteigerte Wirkungsgrad gegenüber Zn^{2+} bei den silikat-kolloidhaltigen Filtern im Vergleich mit dem sandigen Filtersubstrat ohne reaktive Additiva. Da die hydraulische (= stoffliche) Belastung der bepflanzten Filter 2011 nur etwa 10 - 20%, im Jahr 2012 etwa 40 - 60% über dem des Sandfilters lag (Tab. 59), zeigen die überproportionalen Anreicherungen eindeutig eine höhere Zinkfixierung durch die optimierten Filtersubstrate (Kap. 5.4.1). Ursache scheint die Bildung unlöslicher Verbindungen wie Zn-Phosphate (Kap. 6.1.1) und Zn-Silikate zu sein, wodurch Zn^{2+} zusätzlich zur KAK inaktiviert wird. Diese physikochemischen Prozesse sind für den Rückhalt von Zn^{2+} umso bedeutsamer, als Zink überwiegend gelöst vorliegt und somit durch Filtration oder Sedimentation kaum aus dem Wasser entfernt wird. Nur der Einsatz geeigneter Reaktivmaterialien ermöglicht den Rückhalt gelöster Zinkbestandteile [BLW98, NAD09].

Die Batchversuche (Kap. 6.1.4) zeigen, dass pro Filterbeet bis zur Erschöpfung der Sorptionskapazität bei der durchschnittlichen Zinkkonzentration des Dachablaufs (ca. $0,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) in der Variante „1F“ (10 kg / Beet) 1200 m^3 Wasser gereinigt werden können, in der Variante „2F“ (1,2 kg / Beet) 144 m^3 . Bei der aktuellen Stapelhöhe von $<7 \text{ m}$ (Kap. 5.1.4) scheinen Standzeiten von über 20 Jahren ohne Substrataustausch möglich.

Somit liegt die Standzeit über der anderer günstiger Misch-Substrate (Zeolith / Sand: 12,5 Jahre [KRA07]) bzw. ist bei einer Standzeit von 20 Jahren die Einhaltung der Zinkprüfwerte nur bei hohem und somit teurem Zeolitheinsatz ($3,8 \text{ kg Zeolith} \times \text{m}^2 A_{\text{red}}$) gewährleistet (in: [HAR09]). Dabei haben die hier getesteten bioaktivierten Substrate den Vorteil, dass durch kontinuierliche Humusnachbildung selbstoptimierend Sorptionsflächen hinzutreten. Hierdurch senken sich die Intervalle für den Austausch erschöpfter Substrate weiter.

Dagegen ist die Bindekapazität des Sandes gering. Hierdurch bricht nicht mehr adsorbierbares Zink durch, was beim Sandfilter „S“ im zweiten Betriebsjahr den Anstieg der Zinkemission bewirkt (Tab. 35, Kap. 5.4.1). Die aus der Literatur bekannte und in den Desorptionsversuchen bestätigte geringe Sorptionskapazität des Sandes (Kap. 6.1.1, Kap. 6.1.4) scheint bereits nach weniger als 16 Betriebsmonaten erschöpft, die erforderliche Reinigungsleistung ($0,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) sowie eine langanhaltend stabile Zinkrückhaltung werden ohne sorptionssteigernde Filteradditive nicht erreicht (Tab. 34, Tab. 35).

Die allgemein höhere Belastung der Filteroberfläche ist primär auf oberflächennahe Sorption gelöster Stoffe sowie Filtration feinpartikulärer Stoffe zurückzuführen [GRO09]. So zeigen auch hier die Substratuntersuchungen kaum Tiefenmigrationen unter Einfluss der Bewässerung. Das Zink befindet sich weit überwiegend im Bereich der Hauptwurzelzone (0 - 5 cm), darunter finden sich Zinkkonzentrationen, die noch weitestgehend dem Einbaumaterial (t_0) entsprechen (Tab. 32). Dies entspricht Angaben zum RBF Ensheim, wo auch nach 4 Betriebsjahren etwa ab einer Tiefe von 10 cm die Konzentrationen von Zn dem sandigen Ausgangssubstrat entsprachen [SCHM05].

Da die Zinkgehalte an der Filtersohle im Versuchszeitraum kaum ansteigen, bildet sich durch die oberflächliche Akkumulation ein steiler Stoffgradient aus: Beträgt das Konzentrationsverhältnis zwischen Sohle und Hauptfilterschicht (Tab. 32: b:a) nach sechs Monaten noch 1 : 10 - 1 : 20, steigt das Verhältnis bei den substratoptimierten Varianten bei t_{End} auf über 1 : 100. Dagegen sinkt diese Relation im sandigen Filtersubstrat „S“ von 1 : 10 (t_0) auf 1 : 5 (t_{End}), was bei gleichzeitig abnehmenden Zinkgehalten in der Schicht 0 - 5 cm auf Verluste durch Auswaschung hindeutet. Dies unterstreicht die oben gemachte Aussage einer mangelhaften Eignung rein sandiger Filtermaterialien.

Der positive Effekt des in den Filtern eingebauten AGROSIL als schwermetallaffines Agens zeigt sich in einer relativ erhöhten Depotbildung der substratoptimierten Oberbodenschichten. Während sich bei einem sandigen Filter in 48 Betriebsmonaten in der Invasionsschicht (0 - 5 cm) die Zinkkonzentration von etwa $8 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ auf $162 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ um Faktor 20x steigern [LAM09], ist in der vorliegenden Studie bei Filter „2F“ eine vergleichbare Anreicherung bereits nach 16 Monaten, d.h. in einem Drittel der Zeit erreicht (Tab. 32).

Auf den Filteroberflächen sind die gefundenen Verteilungsmuster der Zinkgehalte unsystematisch und korrelieren nicht mit der Nähe zum Beetzulauf. Dominierend scheinen punktuelle Konzentrationen in Senkenlagen oder Inhomogenitäten der hydraulischen Belastung (verstopfte Rohrauslässe, s. Abb. 31) zu sein, die kleinräumig stark variierende Zinkkonzentrationen verursachen.

6.1.4 Stoffbindung

Die Stoffbindungskapazität von AGROSIL ($60000 \text{ mg Zn}^{2+} \times \text{kg}^{-1}$, Kap. 5.2.2) ist anderen Sorbenten überlegen. So lagern Zeolithe oder Zeolith-Gemische im Konzentrationsbereich zwischen $1 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ bis $10 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ Zn zwischen $60 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ und $300 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ an, Klinoptilolithe weisen ein Anlagerungsvermögen von $300 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ - $1100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ auf, Mixturen von Klinoptilolith und Aktivkoks binden zwischen $2000 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ und $8000 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ Zn. Nur das dem AGROSIL (Natriumhydrosilikat) chemisch verwandte BIOCALITH K (Calciumhydrosilikat) zeigt eine ähnlich hohe Sorptionskapazität bis zu $80000 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ [NOL08].

Die Desorptionsversuche unterstreichen die schlechte Zink-Bindung des Sandes, was in gutem Einklang mit der bekannterweise geringen KAK dieser Matrix (Kap. 6.1.1) steht. Dagegen zeigt speziell bei Beimischung von Silikatkolloid ein hysteretischer Verlauf der Isothermen, dass in diesem Fall ein hoher Zinkanteil durch Ausbildung energiereicher Bindungen langanhaltend und irreversibel fixiert wurde.

Rechnerisch können pro Filter bis zur Erschöpfung der Sorptionskapazität bei der durchschnittlichen Zinkkonzentration des Dachablaufs (ca. $0,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) in der Variante 1 ($10 \text{ kg} / \text{Beet}$) 1200 m^3 Wasser gereinigt werden, in der Variante 2 ($1,2 \text{ kg} / \text{Beet}$) 144 m^3 (= $120 \text{ m}^3 \times \text{kg}^{-1}$). Nicht berücksichtigt sind dabei zusätzliche Bindungskapazitäten durch die organische Substanz und eines möglichen biogen-partikulären Sekundärfilters.

6.1.5 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert

Die Wasserdurchlässigkeit des Sickerraumes ist eine wesentliche quantitative und qualitative Anforderung für die Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern. Der versickerungstechnisch relevante k_f -Bereich liegt zwischen $1,5 \times 10^{-4} - 1 \times 10^{-5} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$ [MUNLV03] bzw. $1 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-6} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$ [ATV03].

Entsprechend ist das eingebaute Filtermaterial schnelldrainend am oberen Optimum des empfohlenen k_f -Bereichs. Diese sehr hohe primärkornbedingte hydraulische Leitfähigkeit kann für die Anlagendimensionierung vorteilhaft sein, da bei gleichem Infiltrationsvolumen der Flächenbedarf reduziert werden kann. Somit sind selbst bei Starkregenereignissen die notwendigen Voraussetzungen für eine unbedenkliche Oberflächenentwässerung gewährleistet.

Die *in situ* ermittelten k_f liegen etwa eine Zehnerpotenz unter dem HAZEN-Wert der Sieblinie, Das ist einerseits methodisch bedingt, da die Durchlässigkeit des Einbausandes nach HAZEN geschätzt worden ist, wobei die Lagerungsdichte nicht berücksichtigt ist. Andererseits ist die Abnahme der Permeabilität in der Einfahrphase von Lysimetern bekannt [KAS03]: sie beruht auf baubedingten Verdichtungen, den Zuschlagsstoffen, einbaubedingten Verdichtungen und Substratstrukturierungen, der Ausbildung oberflächlicher Sedimente oder porrenverengender Biofilme [FEH03]. Auch visuell nicht wahrnehmbare Sackungen können die anfänglich locker-grobporigen Substrate zu feinporigeren Strukturen verdichten, die aufgrund der Kapillarkräfte eine höhere Wasserspeicherkapazität besitzen. Für solche Setzungen sind bis zu 15% angegeben [LFU03].

Ob diese natürliche Verdichtung durch nachträgliche Bildung potenziell sorbierender Substratoberflächen zu einer langfristigen Erhöhung der Filterleistungen führt, kann in dem kurzen Messzeitraum nicht beantwortet werden.

Die beiden Untersuchungen der Sickerleistung ergaben eine gleichbleibend gute hydraulische Durchlässigkeit. Demnach sind die Filter im Dauerbetrieb strukturstabil und zeigen gleichbleibende Infiltrationen ohne Anzeichen von Kolmation.

So entsprechen die bei Versuchsende ermittelten K_f -Werte weiterhin einem gut durchlässigen Substrat und bieten ausreichend Toleranz gegenüber hydraulisch nachteilig wirkenden Setzungserscheinungen.

Allgemein ist die hier beobachtete Permeabilität typisch für Bodenfilter, wie Vergleiche mit den Bodenfiltern Halenreie (ca. $2,5 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$) [DOB11], Geilenkirchen-Flahstrasse ($2 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$) sowie Sinsheim-Waldangelloch und Fulda-Fellenweg ($3 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$) (zit. in: [LIE01]) belegen. Es ist von Pflanzenkläranlagen bekannt, dass sich bei ihnen unabhängig vom Filtersubstrat aufgrund von mikrobiellem und Wurzelwachstum ein mittlerer $k_f \approx 5 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$ einstellt [MUNLV03]. Unter Praxisbedingungen scheint demnach aus einer Selbstoptimierung mineralischer und biologischer Faktoren ein günstiger k_f -Bereich zu resultieren, der auch als Indikator für die hydraulische Funktionsfähigkeit geeignet ist. Dies unterstreicht weiterhin die Bedeutung einer leistungsfähigen Bepflanzung als substratlockernde Komponente.

Bei den aktuellen Stapelhöhen (Kap. 5.1.4) beträgt die hydraulische Flächenbelastung des Filter „2F“ $2,4 \times 10^{-7} \text{ m x sec}^{-1}$. Der Vergleich mit dem k_f -Wert dieses Filtermaterials (ca. $6 \times 10^{-5} \text{ m x sec}^{-1}$, Tab. 31) zeigt noch große hydraulische Kapazitäten des Filtersubstrates. Ähnlich zeigt aktuell auch die spezifische Filterfläche A_s mit einem Anteil von 6,8% der abflusswirksam angeschlossenen Fläche $A_{red.}$ eine Überdimensionierung um Faktor 7x [BRU95] (vgl. Kap. 6.3.1). Unter Berücksichtigung notwendiger Stillstandzeiten und Trockenphasen des Filters ist davon auszugehen, dass er die 10-fache Wassermenge problemlos infiltrieren könnte.

Daher ist auch eine mögliche 30%ige Abnahme der Durchlässigkeit im Winter aufgrund von Bodenfrost [STE09] vernachlässigbar.

6.2 Filtrate

6.2.1 Wasserqualität der Filtrate

6.2.1.1 Konzentrationsbezogene Auswertungen

➤ *Dachablauf: Konzentrationsverlauf*

In Tab. 34 und Tab. 35 sind starke Datenstreuungen erkennbar, die verschiedene Ursachen haben. Für den Filterzufluss ist dabei die zeitliche Dynamik des Dachablaufes mit ihrem charakteristischen Konzentrationsverlauf bedeutsam.

Idealisiert gesehen, tritt zu Beginn eines abflusswirksamen Niederschlags durch einen kurzfristigen Spülstoß eine - je nach vorangehender Depositions- und Akkumulationsphase unterschiedlich ausgeprägte – hochkonzentriertes Abflussmaximum („first flush“) auf. Anschließend sinken bei längerem oder stärkerem Niederschlag die Kontaktdauer und -zone des ablaufenden Wasser mit verzinkten Oberflächen. Entsprechend sinkt die initiale Spülstoß-Belastung mit zunehmendem Niederschlagsvolumen steil ab [HEL10]. Parallel senken Verdünnungseffekte und die Abnahme akkumulierter Stoffe die Konzentration, so dass sich die Qualität des Dachablaufs auf einer mittleren Konzentration stabilisiert. Der Nachlauf von Regenereignissen kann dagegen durch Abspülung stofflich deutlich verarmt sein, evtl. erhöht sich die Stoffkonzentration aber auch wieder durch intensivierten Oberflächenkontakt.

Andererseits schwankt die stoffliche Belastung der Dachabläufe durch akkumulierende Trockenwetterperioden sowie saisonale Belastungsspitzen wie z.B. Pollen- oder Laubeinträge.

➤ *Zink: Primärbelastung (Atmosphäre)*

Ein Vergleich mit der typischen Spannweite der Primärbelastung des Regenwassers aus Industrie, Verkehr oder Energieerzeugung in der Region (Tab. 4: Hude, Ovelgönne, Osterholz-Scharmbeck, Bremen-Neustadt) zeigt, dass die „nasse Deposition“ am Institutsstandort mit $<0,1 \text{ mg Zn} \times \text{l}^{-1}$ (bzw. $<\text{BG}$) von einer geringen atmosphärischen Zink-Hintergrundbelastung zeugt, die deutlich unter der urban-industrieller Ballungsgebiete lag. Dieser Background ist auf den Versuchsstandort im Rhododendronpark übertragbar. Klimatisch zeichnet sich der Versuchsstandort durch den Einfluss der nahen Küste sowie einen ländlichen Atmosphärentyp ohne großflächige Industrie-Emittenten aus (Tab. 3: Korrosivitätskategorie c3).

➤ *Zink: Sekundärbelastung (Gewächshausablauf)*

Die gemessenen Zinkgehalte des Dachablaufes reflektieren eine niedrige atmosphärische Primärbelastung des Regenwassers, die nach Kontakt mit zinkhaltigen Dachkomponenten auf durchschnittlich $0,5 - 0,6 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ Zn anstiegen. Da die atmosphärische SO_2 -Konzentration in der Region mit $3 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3}$ unter dem Durchschnitt von $10 \mu\text{g} \text{SO}_2 \times \text{m}^{-3}$ [MAA08] lag und auch die Chloridbelastung vernachlässigbar war (s.u.), erfolgte bereits unter moderat korrosiven Umweltbedingungen (Tab. 3) eine starke Sekundärbelastung, die mindestens um Faktor 5x über der Primärbelastung liegt.

Da die Höhe der Zinkbelastung im Dachablauf dem üblichen Bereich aufgefangenen Zisternenwassers entspricht (Tab. 11), kann der Ablauf als repräsentativ für den Gewächshaus-Altbestand gelten. Seine Konzentration übersteigt sowohl gartenbauliche Empfehlungen (vgl. Kap 3.4.3, [MOL88], [PFL09]) als auch rechtlich bindende Prüfwerte der BBODSCHV [BBOD99], was die Behandlungserfordernis von Abläufen auch nur teilverzinkter Dachflächen unterstreicht. Da Zink aus Dachabläufen überwiegend gelöst vorliegt, kann die erforderliche Zinkelimination dabei nicht durch einfache Sedimentation in Speicherelementen (z.B. Zisternen) oder mechanische Filtration erfolgen (zit. in: [KAY99]), sondern erfordert physiko-chemische Prozesse wie Sorption oder Ionenaustausch.

➤ *Zink: „first flush“- und Nachlaufereignisse*

Bereits die wenigen beprobten „first-flush“-Ereignisse am Azaleenhaus zeigten das gerade bei Metalldächern bekannte Spülstoß-Phänomen [DIE05] deutlich. Die „first-flush“-Gehalte lagen mehrfach über der „Durchschnittsbelastung“ des Dachablaufes. Interessanterweise entsprachen die hier ermittelten Konzentrationen der „first flush“- und Nachlaufereignisse den Wertebereichen „normaler“ Gewächshausabläufe (Tab. 11). Dies zeigt nochmals, dass das „Azaleenhaus“ durch günstige atmosphärische Konditionen (s.o.) eine relativ geringe Zinkabschwemmung erfährt.

Ursächlich für die Höhe des Spülstoßes scheint die Dauer des vorangehenden abflussfreien Zeitraums. Durch lange Trockenheit in Verbindung mit hohen Temperaturen bilden sich Risse in der Patina verzinkter Oberflächen, welche die Lösung von Korrosionsprodukten fördern [HEL10]. Gleichzeitig erfolgt auf allen abflussbildenden Oberflächen eine Akkumulation trocken deponierten (atmosphärischen) Zinks, die jedoch aufgrund der geringen lokalen Primärbelastung (Tab. 4) nachrangig ist. Anschließende Regenfälle schwemmen somit ei-

nen erhöhten Anteil mobilisierter Korrosionsprodukte ab, was eine ausgeprägte Stossbelastung bewirkt.

Der zweite Konzentrationsanstieg bei abklingenden Niederschlagsgeschehen beruht auf einer Intensivierung der Kontaktfläche und -dauer bei sinkendem Ablaufvolumen.

Sowohl beim „first flush“ wie auch im Nachlauf lagen die Zinkkonzentrationen deutlich über den ökotoxikologisch begründeten Zielvorgaben der LAWA (Kap. 3.4.3). Durch die effiziente Zinkelimination der Kompositfilter „1F“ und „2F“ sowie eine ausgeprägte Homogenisierung und Verdünnung des Dachablaufs in den Speichertanks war die Anlage aber in der Lage, solche kurzzeitigen Konzentrationsspitzen abzuf puffern und zu glätten und somit die geforderte Gießwasserqualität zu erreichen.

Durch die unvermeidliche Vermischung mit nachfolgendem Wasser ist über die Effektivität der „first flush“-Behandlung an dieser Stelle keine Aussage möglich, da der frühe, „first flush“-bürtige Filterablauf in den Speicherelementen verändert wird. Anlagentechnisch ist aber die effiziente Behandlung solcher einsetzenden oder abklingenden Dachabläufe von speziellem Interesse, da zu diesen Zeitpunkten geringe Volumen hohe Anteile der Schadstoffmasse transportieren [SAG96]. Eine gezielte Teilstrombehandlung der Belastungsspeaks bei gleichzeitiger Nutzung gering belasteter Abläufe ist eine ökonomische Alternative, da hierdurch die Standzeit des Filtermaterials erhöht werden kann.

➤ *Zink: Filterabläufe*

Die Gehalte von Zink lagen in den Filtraten „1F“ und „2F“ zu >80% unterhalb der BG ($0,05 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$) (Tab. 33). Bezüglich der Zielgröße „Einleitkonzentration“ hielt die chemische Qualität der Filtrate „1F“ und „2F“ gewässerverträgliche und phytomedizinische Grenzkonzentration sicher ein (Kap. 3.4.3) und entsprach den Vorgaben der BBODSCHV ($<0,5 \text{ mg x l}^{-1} \text{ Zn}$). Die Zinkgehalte dieser Filtrate ermöglichen eine Gießwassernutzung. Auf Betrachtungsebene durchschnittlicher Zinkkonzentrationen zeichnet sich dabei kein systematischer Unterschied der Zinkelimination der beiden Kompositfilter ab. Bezüglich der Zinkgehalte der substratoptimierten Filter ist damit das formulierte Projektziel erreicht.

Dagegen war die Zinkbelastung in den Filtraten des Sandfilters „S“ bei t_{End} mindestens doppelt so hoch wie die der Kompositfilter „1F“ und „2F“ mit ansteigender Tendenz (Tab. 34, Tab. 35). Der prozentuale Zinkrückhalt der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ war stabil >90% c_0 , beim Filter „S“ betrug der Wirkungsgrad t_{End} 80% c_0 mit sinkender Tendenz.

Dieser Vergleich unterstreicht die Bedeutung bindungsstarker, physiko-chemisch wirkender Substratbestandteile wie Silikatkolloid oder Humuskomponenten (vgl. Kap. 6.1.1). Daher korrespondieren hohe Zinkgehalten in den Filtersubstraten sehr gut mit niedrigen Eluatkonzentrationen (Kap. 5.3.3).

Dagegen sind die rein mechanischen Prozesse des Sandfilter „S“ für die dauerhafte Entfernung unzureichend, da durch Filtration oder Sedimentation die im vorherrschenden pH-Bereich (pH 6 - 7, s.o.) überwiegend gelösten Zinkspecies Zn^{2+} und $\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_6$ nicht aus dem Dachablauf entfernt werden können [BLW98, HEL10]. Das Sorptionspotenzial dieses Substrates scheint bereits nach etwa einem Jahr erschöpft, was Durchbrüche bzw. Remobilisierungen von Zink und in deren Folge eine ansteigende Zinkemission ermöglichte. Vergleichbar haben KRAFT ET AL. [KRA07] beobachtet, dass bei einer zinkbeaufschlagten Sandsäule die Ablaufkonzentrationen zu Beginn nahezu konstant $<0,5 \text{ mg x l}^{-1}$ lagen, worauf aber nach 1,5 simulierten Versuchsjahren ein vollständiger Durchbruch von Zink erfolgte.

Diese sinkende Reinigungsleistung beim Sandfilter „S“ ist gravierender zu bewerten, da der Stoffeintrag mit der geringen hydraulischen Belastung im zweiten Betriebsjahr sogar gesunken ist (Kap. 5.4.1).

Eine Gegenüberstellung der erzielten Zinkrückhaltung der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ mit Untersuchungen von NOLTING [NOL08] zeigt gleichwertige (Zeolith: 88%, Aktivkoks-Zeolith: 97%) oder überlegene Reinigungsleistungen (Ca-Silikathydrat: 67%). Auch Substratmischungen aus granuliertem Eisenhydroxid mit Bruchbeton sind mit einem Reinigungsvermögen <70 % weniger effektiv [DIE05].

Die hohe Qualität der Filterleistung von „1F“ und „2F“ ist auch daran ersichtlich, dass die Vergleichsdaten auf Vorreinigungen [NOL08] bzw. reaktiven Baustoffen [DIE05] beruhen und dass die Filterstrecken „1F“ und „2F“ (<0,5 m) nur der Hälfte der in der ATV-A 138 [ATV03] geforderten minimalen Sickerstrecke entspricht.

➤ *Elektrische Leitfähigkeit*

Die elektrische Leitfähigkeit ist der Summenparameter für gelöste Ionen. Untersuchungen von FÖRSTER [FÖR98] zeigten für Regenwasser eine mittlere Leitfähigkeit von etwa $13 \mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$, die sich nach Kontakt mit Dachflächen auf durchschnittlich $43 \mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$ vervierfachen. Dies entspricht exakt der hier ermittelten Leitfähigkeit des Gewächshausablaufs. Ursachen der gegenüber dem atmosphärischen Niederschlag erhöhten Leitfähigkeit im Dachablauf sind gelöste Ionen der Dachmaterialien oder deponierte Stoffe.

Die dagegen stets erhöhte Leitfähigkeit der Filtrate beruhen auf einer Ionenanreicherung des perkolierenden Wassers aus dem Mineralbestand der Filtermatrix (Ca^{2+} , K^+ , ...) sowie die Ausspülung elektrolytisch wirkender Nitrat- und Phosphationen (s.u.). Generell weisen die Leitfähigkeiten aber auf eine elektrolytarme Ablaufqualität hin. Die Leitfähigkeiten entsprechen den Qualitätsanforderungen von Gießwasser (Tab. 13).

Die biphasische Entwicklung der Filtratleitfähigkeit hat ihre Ursache in einem „Einfahreffekt“ der zu Bewässerungsbeginn noch unvollständig konsolidierten und durchwurzelter Filtermatrices, wodurch in der Anfangsphase noch verstärkte Ausspülungen nichtfixierter, substratbürtiger Elektrolyte erfolgen. Im zweiten Betriebsjahr ist in den gereiften Substraten der Auswaschungsprozess weitgehend abgeschlossen, wodurch auch die Leitfähigkeiten sinken.

Für den technischen Anlagenbetrieb ist aus dieser Einfahrphase zu folgern, dass die Filtersubstrate erst nach einer Karenzzeit an Bewässerungssysteme angeschlossen werden können oder werksseitig eine intensive Substratspülung und Vorverdichtung erfolgen muss.

➤ *pH-Werte*

Der durchschnittlich mäßig saure Dachablauf entspricht unbelastetem Regenwasser, welches durch gelöstes HCO_3^- einen pH von 5,6 hat.

Der Anstieg der pH-Werte nach Filterpassage in den neutralen Bereich reflektiert den Einfluss der alkalisch reagierenden Einbaumaterialien (vgl. Kap. 4.3.4.3.2) auf das Sickerwasser. Da die Löslichkeit von Zink mit sinkendem Boden-pH steigt ($\text{Zn-Boden} + 2\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{Boden-H}_2 + \text{Zn}^{2+}$), ist allgemein ab einem Boden-pH <5 eine kritische Zinkmobilisierung mit gesteigerter Phytotoxizität zu verzeichnen [SUS92]. Demnach liegt die ermittelte Wasserstoffionenkonzentration nach Filterpassage im Optimalbereich: eine Schwermetallremobilisierung ist in diesem neutralen Milieu unwahrscheinlich, die Qualität aufnehmender Gewässer wird

nicht nachteilig beeinflusst. Nach Tab. 13 entspricht der pH der Filtrate den Qualitätsanforderungen von Gießwasser.

➤ *Abfiltrierbare Stoffe*

Die Bestimmung des Schwebstoffgehaltes als „abfiltrierbare Stoffe“ erlaubt keine Schlüsse auf den Rückhalt ungelöster Inhaltsstoffe des Dachablaufs. Die Art der AfS-Bestimmung erfasste neben Schwebstoffen auch Algen, Chironomidenlarven u.ä. Wasserorganismen. Letztere fanden in den lichtdurchfluteten Tanks mit ihrem stagnierenden, sommerlich warmen und nährstoffhaltigem Filtrat ein ideales Wachstumsmedium (Abb. 30). Daher sind aus methodischen Gründen sowohl die Schwebstoff- und Keimzahlbestimmungen als stark überhöht anzusehen. Da die Tanks zwischenzeitlich nicht gereinigt werden konnten, erklärt dies auch den von 2011 auf 2012 erfolgten Anstieg der vermeintlichen „AfS“-Gehalte durch eine zunehmende Veralgung (Abb. 30).

In der Folge sind aus methodischen Gründen bei den Parametern AfS und KbE (s.u., Hygienisierung) keine Aussagen zur tatsächlichen Leistung der Filtersubstrate möglich.

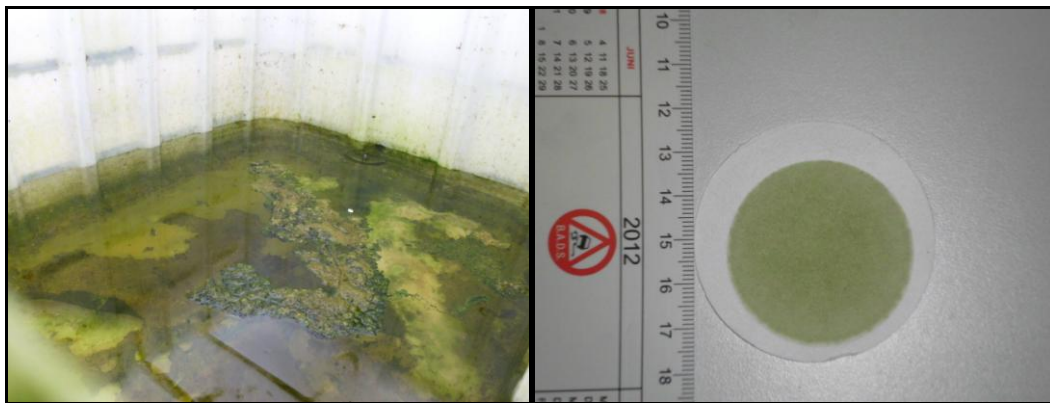


Abbildung 30: Algenwachstum im Filtrat des Filter „2F“: Bildung oberflächlicher Algenteppeiche (links), abfiltrierte Algenbiomasse aus Tank „2F“ (rechts).

Aus vorhergehende Lysimeterstudien ist jedoch bekannt, dass generell im Porensystem ähnlicher Filtermatrices eine hocheffektive Schwebstoffentfernung erfolgt ($\varnothing 15 \mu\text{m}$: $>99,9\%c_0$), wogegen der Schwebstoffrückhalt in unbewachsenen Sandlysimetern geringfügig schlechter ist [DOB07, DOB08]. Für den Anlagenbetrieb ist daher zu folgern, dass bei den Filtern „1F und „2F“ unter geeigneten Bedingungen von einem ausgesprochen effektiven Partikelrückhalt ausgegangen werden kann. Im Praxisbetrieb kann die Algenproduktion und somit auch weitestgehend der AfS-Gehalt durch Lichtabschirmung, unterirdischer Einbau oder apparative Lösungen wie Ultraschallsonden, UV-Lampen o.ä. (s. Kap. 7.2.2) wirksam reduziert werden.

Die mechanische Schwebstoffentfernung der Filter hat aber kaum praktische Bedeutung für die Zinkelimination, da das überwiegend gelöste Zink primär durch Sorptionsprozesse entfernt wird (s.o.).

➤ *Phosphatelimination*

Bei den Untersuchungen wurde dem Phosphatgehalt der Filtrate große Aufmerksamkeit gewidmet, da die Hauptfilterschichten der substratoptimierten Filter zur Schwermetallbindung das phosphathaltige Adsorbens „AGROSIL“ (20% P_2O_5) enthalten („1F“: 1,2 M.-%; „2F“:

0,2 M.-%) (s. Kap. 4.3.4.3.2., Kap. 4.3.4.7). Da eine gezielte Düngesubstitution des Gießwassers angestrebt ist, wird bei den Filtern eine substratbürtige Phosphatmission toleriert und beabsichtigt, eine Reinigungsleistung ist bei diesem wachstumslimitierenden Faktor nicht angestrebt.

Die beiden AGROSILhaltigen Filter „1F“ und „2F“ zeigen anfänglich die erwarteten hohen Phosphatmissionen. Anschließend unterscheidet sich die Emissionsverhalten jedoch deutlich: während bei Filter „1F“ die hohen PO_4^{3-} -Konzentrationen deutlich einbrechen, ist in dem nach Produzentenangaben hergestellten Substrat „2F“ von Beginn eine entsprechend geringere, aber stabile Freisetzung um $3 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ zu beobachten (Tab. 35). Diese stabile Phosphatmission des Filters „2F“ kann beim angestrebten Einsatz zur Gießwassersubstitution verlässlich in die Düngekalkulation einbezogen werden. Bei Einsatz zur Nährstoffanreicherung von Gießwasser ist damit das angestrebte Projektziel der Düngesubstitution erreicht.

Der Sandfilter „S“ zeigt wie bei Zink auch bei Phosphat einen Anstieg der Filtratwerte. Dieses Verhalten entspricht nicht den Erwartungen, da Bodenfilter Phosphatreduktionen von über 60% erreichen [MUNLV03] und nicht zusätzliches Phosphat freisetzen. Die Ursache für die aktuelle Phosphoremission scheint - ähnlich dem Parameter Zink - in einer bereits nach einem Jahr erschöpften Sorptionskapazität. Da Phosphorverbindungen im Gegensatz zu Stickstoffverbindungen in Bodenfiltern nicht mikrobiell abgebaut werden, ist für das Phosphat-Anion der Anionenaustausch an die Bodenmatrix entscheidend. Diese spezifische Anionensorption beruht auf der starken Affinität von Phosphat zu mineralischen Oxiden und Hydroxiden. Nach Erschöpfung der Adsorptionsplätze erfolgt kein weiterer Rückhalt und es steigt das Risiko der Phosphatauswaschung [WOZ08].

Auch beim Phosphat scheint die Stoffbindekapazität des Sandfilters bereits nach einem Jahr erschöpft. Beim Filtrat „S“ ist der Anstieg der Phosphatkonzentration daher abhängig vom langfristigen Input durch den Dachablauf, der Sandfilter somit nicht für die angestrebte selbstständige Phosphatnachlieferung geeignet.

➤ *Nitratelution*

Der Sandfilter hat offensichtlich keinen Einfluss auf den Nitratelution, da der Nitratgehalt des Filtrates dem Dachablauf entspricht. Dies beruht darauf, dass in diesem Fall eingetragenes Nitrat als Anion durch die Bodenoberflächen des Sandfilters nicht gebunden wird und unverändert auswäscht.

Die erhöhten Nitratgehalte im Ablauf der beiden biologisch aktivierten Filter „1F“ und „2F“ sind charakteristisch für Bodenfilter. Ursachen sind proteolytische Freisetzung von Ammonium aus der organischen Substanz, das anschließend bei gut durchlüfteten Substraten mikrobiell zu Nitrat oxidiert wird („Nitrifikation“: $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightleftharpoons \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$). Das Nitrat wird als Anion von den Bodenoberflächen nicht gebunden und wäscht aus [UHL04]. Somit zeigt der beobachtete Anstieg der Nitratmission eine gute und tiefreichende Sauerstoffversorgung der substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ und ist ein Hinweis auf eine fortschreitende Entwicklung mikrobiologischer Anlagenleistungen.

Nach Tab. 13 entsprechen die Nitratkonzentrationen den Qualitätsanforderungen von Gießwasser, wobei die Nitratmission der Filter „1F“ und „2F“ grundsätzlich positiv zu bewerten sind, da es als Düngesubstitution Gießwasser qualitativ aufwertet.

➤ *Chlorid*

In Küstennähe können Niederschläge durch atmosphärische Seesalz-Aerosole einen Chlorid-Hintergrund von 10 - 15 mg x l⁻¹ Cl⁻ aufweisen [BÜC89]. Im Einzugsgebiet von Straßen kann saisonal auch windverfrachtetes Streusalz durch Gischt lokal erhöhte Chlorid-Konzentrationen im Niederschlag bewirken [HEL10]. Die am Gewächshausablauf ermittelten Chloridwerte zeigen, dass kein relevanter atmosphärischer Chlorideintrag in die Filter erfolgte. Gleiches gilt für einen Verkehrseinfluss, da der Gewächshausstandort geschützt und fernab von salzgestreuten Strassenflächen liegt.

Nach Passage der Filter ist die Konzentration unverändert, da das negativ geladene Chlorid-Ion von Bodenfiltern nicht abgereichert wird und auch kein biologischer Abbau bzw. Aufnahme erfolgt. Die Gründe des im Jahr 2012 zu beobachtenden Anstiegs der Cl⁻-Konzentrationen bei den Filtern „1F“ und „2F“ sind unklar. Nach Tab. 13 entsprechen die Chloridwerte der Filtrate den Qualitätsanforderungen von Gießwasser.

Die Einwirkung von Streusalz hat hohe Relevanz auf die Stabilität von Filterhydraulik. So dispergieren feinkörnige Bodenaggregate durch eingetragene Na⁺-Ionen, wodurch der Porenraum verschlammte und die Wasserdurchlässigkeit sinkt („Kolmation“) [SUS92]. Gleichzeitig erhöhen mobilisierte Feinpartikel den Schwebstoffgehalt der Drainagen, wodurch auch die Gefahr des Austrags mineralisch gebundener Schadstoffe steigt [NAD09, GRO09]. Da das eingebaute Substrat grobkörnig und fast schluff- und tonfrei ist (Tab. 27) und kaum atmosphärischen Salzeintrag erfolgt, ist eine solche Gefügedestabilisierung nicht zu erwarten. Auch die eingesetzten Filteradditiva (Silikatkolloid, Kompost) sind unter Salzbelastung unanfällig für Desaggregation [DOB07].

Geringe Auswirkungen haben die Chloride dagegen auf die Zinkkorrosion [MAA08]. Daher ist aus den Messwerten keine chloridkatalysierte Zn-Mobilisierung [DIE99] abzuleiten, was auch von anderen Untersuchungen (zit. in: [HEL10]) bestätigt wird.

➤ *Hygienisierung*

Neben der stofflichen Reinigung ist für die Filterleistung auch die mikrobielle Hygienisierung bedeutsam, damit das Filtrat unbedenklich in der Pflanzenproduktion eingesetzt werden kann.

Die mittlere Keimbelastung von Regenwasser wird mit 3,7 x 10³ x ml⁻¹ angegeben [WAL08]. Da die KbE-Konzentrationen im Dachablauf diesen Werten entsprechen ist die Keimbelastung des Filterzuflusses typisch und unauffällig.

Die Keimzahlen der Filtrate lagen um ein mehrfaches über den Werten des Dachablaufs. Aus der KbE-Differenz zwischen Filterzulauf und -ablauf kann aber an dieser Stelle kein Wirkungsgrad der Hygienisierung abgeleitet werden, da die Anzahl ursprünglich eluierter Mikroorganismen durch unvermeidlichen Zuwachs unter Idealkonditionen nicht zu ermitteln ist (vgl. Diskussion „Abfiltrierbare Stoffe“)

In der Literatur werden aber für die Wirkungsgrade der Hygienisierung bewachsener Bodenfilter Durchschnittsreduktionen um 90% (1 log-Stufe) genannt [WAL08]. Eigene Untersuchungen konnten für die Keimelimination eines großtechnischen Bodenfiltern ebenfalls sehr gute Wirkungsgrade von >95%_{c₀} nachweisen [DOB11].

In der Anlagenpraxis kann daher bei Einsatz der Substratfilter in Kombination geeigneten Speicherbedingungen (niedrige Temperatur, geringe Standzeiten, regelmäßige Entnahme, ...) von einer effektiven Keimelimination ausgegangen werden, die wesentlich zur Pflanzenhygiene beiträgt. Werden weitergehende Anforderungen an die Hygienisierung gestellt,

können mehrstufige, in Reihe betriebene Konstruktionen die Eliminationen um 3 - 5 Zehnerpotenzen erhöhen [FEH03, WAL08].

6.2.1.2 Frachtenbezogene Auswertungen

Die kalkulierten Zulauf-Frachten entsprechen einer Untergrenze, da ihre Berechnung auf einem reduzierten Anlagenzufluss basiert. Trotz dieser Einschränkung war deutlich eine ungleichmäßige Schadstoffbelastung der Filterbeete erkennbar, die auf dem in Kap. 5.4.3 nachgewiesenen Gradienten des Bewässerungssystems zurückzuführen war.

Bezüglich des Ziels einer Frachtminderung ist festzustellen, dass die Filter mit den höchsten Ablaufvolumen die geringsten Konzentrationen aufweisen. Durch diese Disproportionierung reduzieren sich die emittierten Jahresfrachten wirkungsvoll. Trotz dem mit höherer Wasserpassage verbundenen höheren Stoffinput sind die als Konzentration bestimmten Zinkausträge der beiden Kompositfilter deutlich unter der des Sandfilters „S“. Da die Vegetation keine relevante Reduktion der Sickerwasserbildung bewirkt hat (Kap. 6.3.1.2), hat auch keine Aufkonzentrierung gelöster Inhaltsstoffe zur Erhöhung der Ablaufwerte beigetragen. Dies demonstriert effiziente Eliminationsprozesse der optimierten Filtersubstrate „1F“ und „2F“. Da die Befrachtung von „1F“ jedoch rund 30% unter der von „2F“ liegt (Tab. 36), zeichnet sich auf Ebene der Frachten die nach Herstellerangaben dosierte Variante „2F“ als überlegen aus.

6.3 Pflanzenuntersuchungen

6.3.1 Freilanduntersuchungen

6.3.1.1 Etablierung und Stabilität der Bepflanzung

Zur Vermeidung von Kolmation und zur Senkung des Sickerwasseranfalls erhielten die beiden substratoptimierten Filter „1F“ und „2F“ eine Bepflanzung mit robustem, perennierendem ROHRGLANZGRAS. Das schilfähnliche, blattreiche ROHRGLANZGRAS bevorzugt wechselfeuchte Standorte (Zeigerwert F8~ „Wechselnässezeiger“) und zählt zu den lichtliebenden bis Halbschatten vertragenden Arten (Zeigerwert L7 „Halblichtpflanze“). Bezüglich der Nährstoffansprüche gilt es als nitrophil (Zeigerwert N7: „stickstoffreiche Standorte“)(s. Tab. 24). Diese weite ökologische Amplitude ermöglicht stabile Bestandsentwicklungen in einem breiten Spektrum von Umweltbedingungen. Aus eigenen Studien war bekannt, dass es durch Wechselfeuchtetoleranz, Transpirationsleistung, mechanische Belastbarkeit und intensiver Durchwurzelung gute Eignung für Filtersubstrate aufweist [DOB07, DOB11].

Die vegetationskundlichen Untersuchungen konzentrierten sich auf die Etablierung, Wachstumsleistungen und das Ausbreitungsverhalten der „Zielart“ *P. arundinacea*.

Die Bestandsetablierung war erfolgreich. Der anfängliche Ausfall von Jungpflanzen beruhte auf der Kombination von anhaltender Trockenheit mit unvollständig ausgebildeter Filterdurchwurzelung, so dass ein Teil der Setzlinge vertrocknete. Dies ist aber durch rechtzeitige und ausreichende Wasserversorgung der Jungpflanzen zu verhindern. Nach der erforderlichen Nachpflanzung, Zusatzwässerungen und einsetzender feucht-warmer Witterung setzte anschließend eine zügige und umfassende Entwicklung von *Phalaris* ein, die bis zum Versuchsende anhielt. In der zweiten Vegetationsperiode trug die einsetzende Ausbreitung durch unterirdische Rhizome zur selbsttätigen Bestandsverdichtung bei. Dabei lockern die Rhizome Substratoberflächen und wirken damit einer kolmationswirksamen Filterverkrustung entgegen (Abb. 25). Gleichzeitig trägt die Rhizomtätigkeit zur dauerhaften Erhaltung

und Vergrößerung des Porenraumes bei und somit auch indirekt zur Sauerstoffversorgung bei [AMB88, HUBB85, ELL91, PAN10, STR83, ZEH11].

Das Sprosswachstum sprach anfangs deutlich auf den höheren Phosphatgehalt der Filtervariante „1“ an. Ähnlich reagierte auch die Biomasseproduktion positiv auf die höheren P-Gehalte im Filter „1F“ (Tab. 41). Dass die Habitatbedingungen für ROHRGLANZGRAS aber auf beiden Filtern trotz guter Nährstoffversorgung suboptimal sind, belegt ein Vergleich mit einem großtechnischen Bodenfilter [DOB11] (Tab. 41). Im Vergleich liegt die *Phalaris*-Biomasse der flachgründigen, schnell abtrocknenden Filter um rund 40% („1F“) bzw. 65% („2F“) unter der des tiefgründigen, sommerlich eingestauten Bodenfilters. Demnach scheint das Wachstum von *Phalaris* auf den Filtern „1F“ und „2F“ wesentlich durch Wassermangel gehemmt zu sein.

Im Jahr 2011 ist die Stapelhöhe der Filter „1F“ und „2F“ mit ~6,9 m anzunehmen (Tab. 26). Diese hydraulische Belastung liegt deutlich unter der im Trennsystem empfohlenen Beschickung von 40 - 50 m x a⁻¹ [MUNLV03], was zu sehr trockenen Standortverhältnissen führt und die Wasserlimitierung des ROHRGLANZGRASES bestätigt. Aus diesen Beobachtungen kann gefolgert werden, dass die Filterflächen „1F“ und „2F“ überdimensioniert sind. Unterstützt wird dieses Potenzial zur Reduktion der Filterflächen auch aus der Bemessung der spezifischen Filterfläche. Aktuell beträgt die spezifische Filterfläche A_s 6,8% der abflusswirksam angeschlossenen Fläche A_{red} . Empfohlen werden jedoch spezifische Filterflächen von 1% A_{red} [BRU95]: danach ist die Filterfläche um Faktor 7x überdimensioniert.

Die Profilaufnahme t_{End} (Kap. 4.3.1) zeigt, dass nach 16 Monaten der gesamte Filterkörper durch Büschelwurzeln intensiv erschlossen ist, was eine effektive Aufnahme von Wasser und Mineralien ermöglicht (Abb. 24). Dies ermöglicht auch bei längeren, bodenfiltertypischen Trockenperioden (z.B. V/2012) eine gewisse Trockenresistenz, die Zusatzbewässerungen erspart.

Im Gegensatz zu SCHILF (*Phragmites australis*) sind jedoch die *Phalaris*wurzeln nicht in der Lage, Folienteile zu zerstören.

Spontane Begleitvegetation

Das Aufkommen einer Begleitvegetation zeigt, dass die Bepflanzung der Filter „1F“ und „2F“ auf die einwirkende Umgebung mit flexiblen Veränderungen und Sukzessionen reagiert. Die Ansiedlung von Diasporen wird gefördert durch die humushaltigen, wasserspeichernden Bodensubstrate in Verbindung mit der dauerhaften Vegetationsdecke, die durch Temperaturisolation ein ausgeglichenes Bodenmikroklima verursacht. Dagegen zeigt die fehlende Spontanbesiedlung des Sandfilters „S“ die ungünstigen Habitatbedingungen eines Trockenstandortes mit extremen oberflächennahen Temperaturamplituden.

Ob und wie stark sich diese Spontanvegetation etabliert und ob sie als Ergänzung oder Konkurrenz zu *Phalaris* auftritt, kann nur nach längerer Beobachtung der Sukzession beantwortet werden. Vermieden werden muss jedoch die Etablierung keimstarker Pioniergehölze, die bei Entfernung den Filterkörper zerstören können.

6.3.1.2 Sickerwasserreduktion durch die Filterbepflanzung

Filtervegetation kann durch Transpiration das Filtratvolumen reduzieren und die Wasserrückhaltung erhöhen. Eigene Studien mit vergleichbar bepflanzten Lysimetern belegten Filtratreduktionen von >40% [DOB07, EPP03].

Erwartet wurde, dass in der Vegetationsruhe (d.h. ohne aktiven Einfluss der Bepflanzung) bei identischer Wasserzufuhr eine relativ gleichmäßige Aufteilung (Viertelung) der Ablaufvolumen eintreten sollte. Dagegen sollte in den Vegetationsperioden bei den bepflanzten Filtern „1F“ und „2F“ durch Transpirationseffekte eine deutliche Reduktion der Sickerwasserbildung erkennbar sein. Da der unbepflanzte Sandfilter eine niedrigere Sickerwasserbildung zeigt als die beiden bepflanzten Filtervarianten (Tab. 37 – 39), können die makroskopischen Bilanzlücken von etwa 30 - 40% nicht auf Verluste durch pflanzliche Transpiration beruhen. Die Wasserbilanzen der einzelnen Filter werden offensichtlich entscheidend von anderen Faktoren geprägt:

➤ *Konstruktive Ursachen*

Aus Tab. 39 wird deutlich, dass die Viertelung des Zulaufs nicht erreicht wurde. Die beiden bepflanzten Filter erfahren einen wesentlich höheren hydraulischen Durchsatz als der Sandfilter.

Maßgeblich für die unterschiedlichen Zisternenvolumen (und damit für die Wasserbilanzen) scheinen konstruktive Merkmale der Zulaufgestaltung und des eingesetzten Materials (PVC). Die präzise Nivellierung der Feinverteilung am Stirnende ist für die homogene Bewässerung der Beete entscheidend, damit alle Bewässerungsstränge gleichzeitig und gleichmäßig anspringen und so die exakte Viertelung der Beetzuläufe erfolgt. Dies konnte nicht dauerhaft gewährleistet werden, da sich durch Materialermüdung der Mittelteil der Verteilerrinne langsam mit etwa 0,5% Gefälle Richtung Gewächshaus (Abläufe „1F“ und „2F“) absenkte. Dadurch wurde der Zulauf nicht mehr in identische Teilströme aufgeteilt, sondern es erfolgte speziell bei geringen Niederschlägen mit langsamen Fließgeschwindigkeiten eine ungleichförmige Längsdurchströmung, die aufgrund des Fließweges die am Rinnenanfang liegenden Beete „2F“ und „1F“ bevorzugt beaufschlagt hat. Bei intensiven, ergiebigen Niederschlägen (vollständig gefüllte Rinne) sprangen dagegen auch anteilig die hintere Beetbewässerung „S“ sowie der Containerzulauf „D“ an. Mehrfache Nachjustierungen der Feinverteilung blieben ohne messbare Effekte. Bedingt durch die Zulaufmimik konnten im laufenden Anlagenbetrieb keine wirksamen konstruktiven Verbesserungen oder Rückspülungen vorgenommen werden, da nur mit hohem Aufwand und neuen Installationen eine vollständig gleichmäßige, viertelige Beaufschlagung realisierbar gewesen wäre.

Weiterhin führten geringe, baubedingte Höhenunterschiede der Anschlüsse der Bewässerungsstränge dazu, dass aus tiefer liegenden Abläufen der Verteilerrinne ein vorzeitiger Abfluss erfolgte. Auch hierdurch wird die Wasserbilanz verfälscht.

➤ *Verstopfungen*

Eine weitere - jedoch wohl untergeordnete - Verfälschung der Wasserbilanzen erfolgte durch Verstopfungen der Bewässerungsstränge. Laufende Zufuhr feinputikulären Materials bewirkt eine zunehmende Verstopfung der basalen Perforationen der Bewässerungsstränge bis hin zu deren vollständigen Ausfall (12.05.2012: „1F“ kein Speicherzulauf trotz vorangehender Starkregenphase).

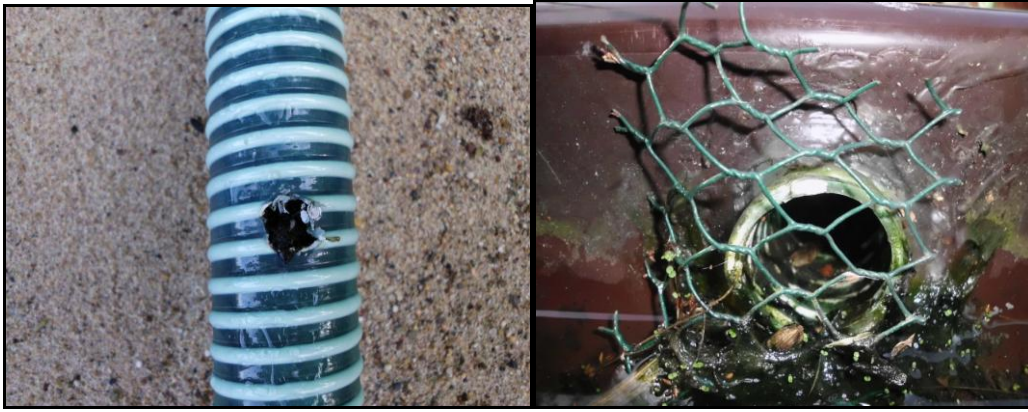


Abbildung 31: Bewässerungsstränge: Verstopfte Auslassöffnung (li.) und Veralgung des Schutzgitters an der Verteilerrinne.

Nachteilig erwies sich auch ein relativ starker Grobstoffeintrag, vor allem durch Falllaub, der speziell die hinteren Ablaufschlitze des Hauptverteilers zusetzte und gewissermaßen „Totzonen“ bildete (Bereich der Abläufe „D“ und „S“). Ähnliches gilt für die Ausbildung flächiger Algenfilme, welche die Maschen vom Filtergitter in der Feinverteilung zusetzten (Abb. 31). Diese Verstopfung der Rinnenabläufe führte bei Extremereignissen zu unkontrolliertem Überschwappen mit nachfolgender Auskolkung der Filteroberfläche. Hiervon war jedoch nur der unbepflanzte Sandfilter „S“ betroffen (Abb. 32), während die durch Pflanzenwurzeln stabilisierten Beete „1F“ und „2F“ keine Erosionsschäden aufwiesen (s. Kap. 5.5.2). Aus diesen Gründen waren regelmäßige Reinigung der Feinverteilung (Fanggitter) sowie der Grobverteilung (Ablaufschlitze) erforderlich.

➤ *Wasserspeicherung in Substraten*

In der vorliegenden Arbeit wurde die Wasserbindung der Substrate *in situ* nicht bestimmt, doch ist aus vorhergehenden Lysimeterstudien bekannt, dass die Bodenfilterpassage die Sickerwasserbildung um durchschnittlich 10 – 20% reduzieren kann. Die geringste Zwischenspeicherung ist bei sandigen Filtern ohne wasserspeichernde Humusanteile zu erwarten, die höchste Wasserbindung von 20% zeigen den Filtern „1F“ und „2F“ ähnelnde Lysimeter [DOB07].



Abbildung 32: Erosionsschäden im sandigen Substrat des Filters „S“ nach Verstopfung des Schutzgitters.

➤ *Meteorologische Ursachen*

Da der Dachablauf nicht gemessen, sondern abgeschätzt wurde (Kap. 5.1), weichen die tatsächlichen Niederschlagsmengen am Standort von den kalkulierten Mengen ab. Dies betrifft einerseits die pauschalisierte Kalkulation des Abflussbeiwertes ($\psi_m = 0,9$, Kap. 5.1.3), obwohl dieser bei konkreten Regenereignisse in Abhängigkeit von der Ereignisvorgeschichte sowie Niederschlagsintensität und –dauer variiert: speziell Niederschläge geringer und mittlerer Intensität bilden durch stärker ins Gewicht fallende Anfangsverluste deutlich geringere Abflussvolumina als nach dem mittleren Abflussbeiwert ψ_m prognostiziert.

Daneben zeigten die Filtratsummen mehrfach kleinräumige meteorologischen Unterschiede, welche die berechneten Regenmengen deutlich überstiegen (z.B. 06.09.2011: 251%; 29.01.2012: 288%). Daneben wird ein wechselnder Anteil des Niederschlags in der Kiessohle (ca. 0,15 m³ pro Filterbeet) zur Versorgung der Pflanzen gespeichert und nicht von der Drainage erfasst. Dieser potenzielle Speicherraum ist abhängig von der vorherigen Befüllung und dem zwischenzeitlichen Pflanzenentzug, was nicht quantifizierbar war. Daneben kann bei sommerlichen Temperaturen physikalische Evaporation zu nicht unerheblichen Niederschlagsverlusten beitragen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Verteilung der zuströmenden Niederschlagswässer auf die drei Filtersysteme bzw. -einheiten den ursprünglichen Planungen nicht gerecht wurde. Die ungleichmäßige Zulaufsituation beeinflusst die Bewässerung so stark, dass die verursachten Kurzschluss- und Fehlströmungen den Einfluss der Vegetation deutlich überwiegen. Aus der Kombination von Konstruktion und Verstopfung resultiert eine unkontrollierte Veränderung der Filterzuläufe und in der Konsequenz eine Verfälschung der Wasserbilanzen.

6.3.1.3 Beiträge der Bepflanzung zur Filterleistung

Phalaris arundinacea wurde u.a. als Filterbepflanzung gewählt, da ROHRGLANZGRAS Zink stärker anreichert als z.T. deutlich länger exponiertes *Phragmites australis* (SCHILF) (Tab. 43), weshalb es als Repositions-pflanze schwermetallbelasteter Standorte besser geeignet scheint. Daneben sind Gramineen wie *Phalaris* allgemein weniger anfällig für Zinktoxizität als die meisten breitblättrigen Dikotylen [CHAN93, BROA07] (vgl. Kap. 3.4.2.2).

Entsprechend lässt auch die visuelle Ansprache der Filter-*Phalaris* nach 16-monatiger Zinkexposition keine morphologischen Symptome erkennen, die eindeutig auf bekannten Zinkwirkungen beruhen. Dies kann jedoch auf der wirksamen Zinkbindung im Filtersubstrat beruhen, wie im Folgenden erläutert wird. Die Biomasse des Pflanzgutes der Freilandversuche zeigt zu Versuchsbeginn Zinkkonzentrationen von 100 mg x kg⁻¹ TS (Tab. 43), was optimal versorgtem Pflanzengewebe entspricht (15 - 100 mg x kg⁻¹ Zn [HOC95, LEP81]). Am Ende der 16 monatigen Freilandversuche liegen die Zinkgehalte der Filterbepflanzung weiterhin innerhalb der üblichen Spannweite optimal versorgter Pflanzen, so dass trotz Zinkexposition keine erhöhten Gehalte im oberirdischen Gewebe von *Phalaris* festzustellen sind (Tab. 43).

Da sich die Zinkgehalte der *Phalaris*bepflanzung bei Ende der Freilandversuche nicht von denen der ursprünglich gesetzten Stauden unterscheiden, ist in diesem Fall keine Bioakkumulation nachzuweisen. Ursache scheint die effektive Festlegung gelösten (= pflanzenverfügbaren) Zinks durch die Substratadditiva (Kap. 6.1.3, Kap. 6.1.4) zu sein, die eine reduzierte Verfügbarkeit und folglich verringerte Pflanzenaufnahme von Zink bewirkt. Aus der

Literatur ist eine Abnahme des Zink-Transfers Boden - Pflanze bis 25% bekannt [CRO93] (s. Kap. 6.1.2). Hierbei sind ober- wie unterirdische Pflanzenteile gleich betroffen, so dass auch eine denkbare Akkumulation in der (hier aus methodischen Gründen nicht erfasste) Wurzelbiomasse zu vernachlässigen sein dürfte.

Da eine Phytoextraktion hier nicht nachweisbar war, ist die Rolle der Bepflanzung für die unmittelbare Reinigungsleistung von untergeordneter Bedeutung. Die primäre Reinigungsleistung beruht weit überwiegend auf den Wechselwirkungen des Schwermetalls mit der hochreaktiven Filtermatrix. (*Anm.*: *Phalaris* hat unter bestimmten Bedingungen ausgeprägtes Potenzial zur Phytoextraktion, wie die Ergebnisse aus Kap. 5.5.4 - Var. bb „Referenz exponiert“: 640 mg x kg⁻¹ Zn – und Lysimeterstudien [DOB07] zeigen.)

Die Filterleistungen profitieren jedoch von indirekten Effekten der Filterbepflanzung. Bedeutend ist die Aktivität von Wurzeln und Rhizomen, die die Kolmation des Substrates verhindern. Das intensive oberflächliche Wurzelgeflecht ergänzt als biologisches Filternetz die mechanische Filtration im Porensystem des Substratfilters und bietet zusätzliche Oberflächen für Absorption und Akkumulation auf den Wurzeloberflächen („Rhizofiltration“). Mit seiner oberflächennahen Narben- und Wurzeldichte strukturiert und festigt ROHRGLANZGRAS das Filtersubstrat und hat dadurch eine aktive Rolle für den vegetativen Erosions- und Kolmationsschutz („Phytostabilisierung“). So konnten bei Starkregenereignissen im unbepflanzten Sandfilter mehrfach z.T. starke Erosionsschäden beobachtet werden (s. Abb. 23, Abb. 32), die bei den durchwurzelter Substraten nicht auftraten.

Relevanz hat auch die pflanzliche Transpiration, die eine Abwärtsbewegung von Schadstoffen und das Wasservolumen reduziert und ein günstiges Mikroklima schafft. Da die *Phalaris*wurzeln ein luftleitendes Aerenchym besitzen, können die Pflanzen auch aktiv Sauerstoff in anoxische Rhizospärenbereiche transportieren. Als Begleiteffekt kann eine *Phalaris*bepflanzung somit auch einer Schwermetallmobilisierung entgegenwirken [AMB88, ZEH11].

6.3.2 Laboruntersuchungen

6.3.2.1 Gießwassereignung der Filtrate und des Dachablaufes

Aufgrund des geringen Untersuchungsumfanges sind Aussagen zur Gießwassereignung nur tendenziell möglich. Jedoch zeigten die Gießwasserversuche (Kap. 5.6.1) bei *Primula vulgaris* eine offensichtliche Förderung des vegetativen Wachstums durch die phosphathaltigen Filtrate „1F“ und „2F“. Der hier erkennbare Zuwachs von junger Blattmasse kann als direkter, phosphatinduzierter Effekt verstanden werden. Dagegen zeigten die phosphatfreien Varianten „D“ und „S“ einen verfrühten Übergang in die generative Phase mit schwach ausgeprägtem Blütenansatz. Der frühe Zeitpunkt und die geringe Blühfreude der phosphatfreien Gießvarianten sind vermutlich als „Notblüte“ in Folge von Nährstoffarmut zu interpretieren.

Die bei der stärker phosphathaltigen Variante „1F“ am Versuchsende sich manifestierenden „negativen“ Effekte (Xeromorphie, Seneszenz) scheinen auf einer Silikat- und/oder Phosphat-Überdosierung zu beruhen.

Somit ist der angestrebte Nachweis gelungen, das phosphatemittierende Filtermaterialien AGROSIL zur gärtnerischen Düngesubstitution einzusetzen. Eine 0,2 M.-%ige Konzentration des Silikatkolloids AGROSIL in der Hauptfilterschicht ist sowohl von der Höhe wie der Homogenität der substratbürtigen Phosphatmission günstig (vgl. Kap. 6.2.1.1), höhere Dosierungen bewirken unerwünschte Effekte wie Mastwuchs oder Überdüngung.

6.3.2.2 Zinktoxizität bei *Primula vulgaris*

Bei den Gefäßversuchen zur ökophysiologischen Schädigung von Zink auf sensible *Primula vulgaris* (Kap. 4.4.2.2) reichte sich Zink mit zunehmender Kulturdauer, konstanter Dotierung und „geschlossener Kultur“ im Topfsubstrat allmählich bis zur phytotoxischen Wirkschwelle an, was sich in den gewählten Vitalitätsmerkmalen manifestierte. Entsprechend waren sublethale, auf Zinktoxizität zurückzuführende Schadsymptome (z.B. „Transpiration/Turgeszenz“ und „morphologischen Schäden“) erst bei fortgeschrittener Kulturdauer erkennbar (vgl. Abb. 28 oben).

Neben direkten Schadeffekten der Zinkionen (Kap. 3.4.2.2) ist für die verzögert einsetzende Wirkung vermutlich auch eine Störung der Nährstoffhomöostase ursächlich. Diese beruht darauf, dass sich die Pflanzen zu Versuchsbeginn noch optimal aus einem ausgewogenen Nährstoffdepot des Topfsubstrates ernähren können. Im Lauf der Exposition nimmt der Gehalt toxisch wirkenden Zinks zu, während mangels Nachlieferung aus dem Gießwasser der Anteil vitalitätsstärkender Nährelemente entsprechend sinkt.

Das verzögerte Auftreten von Schäden beruht auch darauf, dass die Wirkung aufgenommener Schwermetalle in den Pflanzen in hohem Grade von der Höhe ihres Zuwachses abhängig ist („Verdünnung“ aufgenommener Ionen) und daher die stärksten Anreicherungen erst in der Vegetationsruhe eintreten, was der letzten Experimentierphase entspricht. Hinzukommt, dass ein latenter Zink-Überschuss gerade bei schwach ausgeprägten Symptomen oft schwer zu identifizieren ist, obwohl das Wachstum bereits beeinträchtigt ist [MOL88].

In den Versuchen erschien allgemein die unbelastete Variante 0 juveniler. Bei den zinkbelasteten Ansätzen wurde keine Mortalität von *P. vulgaris* beobachtet, aber speziell die höher zinkbelasteten Var. 2 und 3 zeigten durch die sinkende Transpiration eine deutliche physiologische Reaktion. Auffällig ist die unsystematische Korrelation zwischen der Höhe der Zn-Konzentration und der Hemmung der Transpiration (0,5 mg x l⁻¹ Zn: stärkste Reaktion; 2 mg x l⁻¹ Zn: geringste Reaktion). Vermutlich entsprachen die eingesetzten Konzentrationen noch einer identischen Wirkschwelle. Dies würde Angaben entsprechen, nach denen bei verschiedenen Kulturen eine Zinktoxizität ab etwa 2 mg x l⁻¹ einsetzt [SUS93]. Ähnlich gelten bei gärtnerischer Nutzung des Dachwassers Zinkgehalte >1 mg x l⁻¹ bereits als kritisch [MOL88].

Die in den zinkbelasteten Ansätzen identifizierten morphologischen Schäden (Xeromorphie, verzögerter Neuaustrieb, reduzierte Blütenbildung) stehen im Einklang mit der Literatur (s. Kap. 3.4.2.2).

Hinweise auf die nach Literatur (z.B. [PAS00]) zu erwartende Wurzeldegeneration waren in der höchstbelasteten Var. 3 als einsetzende Wurzelverdünnung des Wurzelwerks angedeutet erkennbar. Dies würde wiederum Angaben über eine Schadschwelle ab etwa 2 mg x l⁻¹ bestätigen [SUS93] (vgl. hierzu Kap. 6.3.2.2).

6.3.2.3 Kressehemmteste

Deutlicher als die *Primula*-Versuche (Kap. 6.3.2.2) stützen die Befunde der Kressteste den bisherigen Kenntnisstand (s. Kap. 3.4.2.2), wobei nach Zinkexposition bei empfindlichen Pflanzen akute toxische Effekte zu diagnostizieren sind. Eine deutlich von der Kontrolle abweichende Schädigung trat dabei ab einer Zinkkonzentration von etwa 5 mg x kg⁻¹ (Var. 2) auf. Dies scheint die Wirkschwelle bei der GARTENKRESSE zu sein, was Angaben zur Zinktoxizität bei Weizen (7 mg x kg⁻¹ Zn) entspricht [LEP81].

Auch die morphologischen Schadbilder an oberirdischen und unterirdischen Pflanzenteilen (Wachstumsdepressionen, verkümmerte Wurzeln) entsprechen bekannten Wirkungen einer Zinktoxizität (Kap. 3.4.2.2).

Die Ergebnisse zeigen eine ausgesprochene Keimhemmung ab Var. 2 (d.h. Bewässerung nach ZV LAWA t: $1 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$), während die nach Vorgaben der BBODSCHV bewässerte Var. 1 ($0,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$) keine Keiminhibition hat. Da die ökotoxikologische Bewertung einer Zinkbelastung wesentlich vom betrachteten Schutzgut (z.B. Humantoxikologie, Trinkwasserschutz, Phytotoxizität, aquatische oder Bodenorganismen,...) abhängt (s. Kap. 3.4.4), ist entsprechend des Vorsorgeprinzips die deutlich niedrigere Zielkonzentration der BBODSCHV ($<0,5 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$) [BBOD99] anzustreben, was auch durch gärtnerische Praxiserfahrungen bestätigt wird [MOL88]. Die in den Primelversuchen (Kap. 6.3.2.2) ermittelte höhere Wirkschwelle ($2 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$) ist als Bewertungsrahmen bei anhaltender Exposition aus Besorgnisgründen abzulehnen.

6.4 Diffuse Punktbelastung des Drainageablaufes

Es ist bekannt, dass bei der Versickerung zinkhaltiger Dachabläufe in Mulden ($A_{\text{red}}:A_{\text{s}}: 10:1$) die Bodenrichtwerte in kurzer Zeit (2 - 13 Jahre) und bei flächiger Versickerung ($A_{\text{red}}:A_{\text{s}} 1:1$) nach 25 bis 30 Jahren erreicht werden [STO98]. So ist auch in dem Fall des Gewächshausablaufes zu vermuten, dass bei langjähriger, punktueller Einleitung ($A_{\text{red}}:A_{\text{s}} \gg 10:1$) schwach zinkhaltiger Gewächshausabläufe ($0,5 - 0,6 \text{ mg} \times \text{l}^{-1} \text{ Zn}$, s. Kap. 5.4.1) eine starke Anreicherung durch die Bodenmatrix erfolgte. Die beobachtete Bodenbelastung durch einen gartenbaulichen Gewächshausablauf liegt z.T. deutlich über derer von langjährig gespeisten urbanen Versickerungsflächen von Zinkdächern (allg. <500 ; max.: $1551 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ Zn}$) [GIE00].

Die Höhe der Zinkkontamination überschreitet mehrfach den Vorsorgewerte der BBODSCHV ($150 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ Zn}$) [BBOD99] und entspricht der höchsten LAGA-Einbauklasse Z2 ($<1500 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ Zn}$), was eine uneingeschränkte, gefahrlose Nutzung ausschließt. Auch nach ABFKLÄRV wäre das Material in gärtnerischer Produktion nicht mehr zu nutzen (Aufbringungsverbot nach §4(8): $150 - 200 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ Zn}$).

Aus diesen Ergebnissen ist zu folgern, dass bereits bei schwach zinkbelasteten Oberflächenabläufen mit teilverzinkter Dachinstallationen (z.B. Dachrinnen, Fallrohre) eine Versickerung nicht ohne reinigende Vorbehandlung erfolgen sollte. Ähnliches gilt für diffuse Langzeit-Emittenten (z.B. feuerverzinkte Straßenleitplanken [HEL11], Hochspannungsmasten [HEU12], exponierte Stadtmöblierungen), deren Abschwemmungen bisher ohne gezielte Behandlung abfließen.

7. FAZIT

Resumierend werden nachfolgend die Ergebnisse dieses Projektes vergleichend bewertet und ökologische wie ökonomische Vorteile erläutert.

7.1 Umweltentlastung

Die Versuche zeigen, dass konventionelle Sandfilter zur dauerhaften Reinigung zinkbelasteter Wässer ungeeignet sind. Dagegen ermöglicht das bioaktivierte Kompositmaterial für typisch zinkbelastete Dachabläufe selbst bei kurzer Filterstrecke eine verlässliche und effiziente Zinkrückhaltung mit einem Wirkungsgrad von $>90\% c_0$. Bei der Zielgröße „Einleitkonzentration“ entspricht der Reinigungsgrad den Prüfwerten der BBODSCHV und unterschreitet sowohl ökotoxikologische wie produktionsbiologische Wirkschwellen. Auch bei der Zielgröße „Frachtenreduktion“ wird eine weitestgehende Reduktion der emittierten Jahresfrachten erreicht. Auf diese Weise sind Zinkemissionen am Ort ihres Entstehens zu unterbinden, was zu einer Umweltentlastung entsprechend des Quellenreduktionsprinzips beiträgt.

Der gartenbauliche Betriebswasserkreislauf profitiert von dem gereinigten Dachablauf, welcher durch die substratbürtige Phosphatnachlieferung eine ökonomische Herstellung von qualitativ hochwertigem Sekundärrohwater für die Produktion ermöglicht.

Da das gereinigte Dachwasser den Anforderungen der BBODSCHV entspricht, kann es ggf. auch schadlos versickert werden und so zur Grundwasseranreicherung genutzt werden. Auf Ebene der Siedlungswasserwirtschaft können die Filter durch Retention und Drosselung von Abflussspitzen des Dachablaufes zur hydraulischen Entlastung nachfolgender Kompartimente (Regenwasserspeicher, Kanalisation, Vorfluten, ...) beitragen. Daher kann das Filtersystem in der Praxis auch der Urbanhydrologie als dezentrales „Mini-Rückhaltebecken“ eine kosteneffiziente Alternative bieten. Auf diese Weise hilft das neue System, zinkbelastete Dachflächen ohne nachteilige Wirkungen auf weitere Nutzungen von Kanalisationen dezentral abzukoppeln, was gleichzeitig der angestrebten Schließung lokaler Wasserkreisläufe dient.

7.2 Vergleich mit anderen Filtersubstraten

Die nachgewiesene langfristige Zinkelimination des getesteten Kompositmaterials entspricht oder übersteigt das Reinigungsvermögen anderer Substrate. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die hier ermittelte Wirkung primär von einer geringmächtigen Reaktivbarriere ausgeht und die Gesamtfilterstrecke deutlich unter denen vergleichbarer Anlagen liegt. Ein gleich- oder höherwertiger Reinigungskomfort bei geringerem Flächen- und Tiefenbedarf bietet Potenziale zur Miniaturisierung von Filteranlagen und zur Sekundärnutzung von Verkehrsflächen, was die Attraktivität und den angestrebten Einsatz in Gartenbaubetrieben oder flächenlimitierten Innenstädten steigert.

Die Bepflanzung des Filtersubstrates mit einem schadstofftoleranten Gras ist ein Alleinstellungsmerkmal. Die Bioaktivierung fördert die Filterleistungen in vielfältiger Weise (Kolmattonsschutz, Phytostabilisierung, Rhizofiltration, Transpiration, ggf. Phytoextraktion). Im Gegensatz zu anderen Substraten findet eine stetige, substratbürtige Bereitstellung von Pflanzennährstoffen statt. Die Laborversuche erweisen einen erhöhten Düngewert und die Gießwassereignung der Filtrate. Auch der Partikelrückhalt und die Hygienisierung dürften effizient sein und Gießwasseranforderungen entsprechen.

Die mit einem durchschnittlich belasteten Gewächshausablauf ermittelte Standzeit $>20a$ liegt deutlich über der anderer preisgünstiger Misch-Substrate. Im Gegensatz zu einer breit-

flächigen Versickerung über die belebte Bodenzone [ATV04] senkt die Konzentrierung der Schadstoffe im Filterbett diffuse Umweltbelastungen und erleichtert die Beseitigung von Kontaminationen.

7.3 Kosten

Für die ökonomische Akzeptanz eines Dachwasserreinigungssystems sind die Kosten für Investition und laufenden Betrieb von großer Bedeutung, die bei gleicher Qualität nicht über denen anderer Wasseraufbereitungstechnologien (ca. 0,5 - 7 € x m⁻³) [MOL99] liegen dürfen.

Da das Filtersystem weitestgehend auf Sand mit geringen Anteilen von Filteradditiven beruht, ist auch ein ökonomischer Vorteil gegenüber anderen Substraten erkennbar. Die Kosten der Befüllung eines Basis-Filtermoduls (0,15 m³; vgl. Kap. 7.2) sind auf etwa 5 € zu schätzen (Sand / Kies: 4,5 €, Kompost 4 M.-%: 0,4 €, Silikatkolloid 0,2 M.-%: 0,1€). Auf Basis der Projektergebnisse fallen für die Substrate pro Quadratmeter Dachfläche Kosten von 1,50 € an, wobei in diesem Fall die Filter hydraulisch stark unterlastet waren. Da in der Praxis die Infiltration wesentlich größerer Wassermengen möglich und anzustreben ist (vgl. Kap. 6.1.5), sind überschlägige Substratkosten <0,5 € x m² A_{red.} realistisch.

Für die Filtervegetation sind bei Verwendung getopfter Ware zusätzlich etwa 2,5 € pro Modul zu kalkulieren. Geeignete Saat-Techniken (Hydroseeding, Saatbänder / -matten) können jedoch in diesem Fall wirksam zur Kostensenkung beitragen.

Für die vollständige Kostenberechnung müssen weiterhin die konstruktiven Elemente, die Entsorgung erschöpfter Substrate etc. berücksichtigt werden, die jedoch weitestgehend identisch mit anderen Systemanbietern sind.

7.4 Ausblick

Das hier erprobte Filterverfahren ermöglicht als kostengünstige und robuste Alternative einen Lückenschluss zur Optimierung der innerbetrieblichen Brauchwassernutzung im gartenbaulichen Gewächshausaltbestand. Damit steht dem Gartenbau ein platzsparendes, leistungsfähiges und servicefreundliches Schnellfiltersystem für zinkbelastete Gewächshausabläufe zur Verfügung, welches der Entwässerungsphilosophie der WRRL und vieler Landeswassergesetze entspricht.

Ein flexibles Baukastensystem aus standardisierten, normkombinierbaren Filtermodulen ermöglicht auch nachträglich die bauliche Integration bei schwierigen Bauformen oder begrenzten Freiflächen, woraus auch ein enormes Anwendungspotenzial für urbane Verdichtungsgebiete resultiert. Auch der Trend zu metallischen Fassadenbestandteilen im privaten wie gewerblichen Sektor ist ein expandierendes Einsatzgebiet.

Somit ist das angestrebte Primärziel im halbtechnischen Anwendungsmaßstab erreicht. Die Ergebnisse dieser Optimierungsstudien bilden die Grundlagen zur erfolgreichen Produktentwicklung eines bioaktivierten Hochleistungs-Kompositfilter mit hohen hydraulischen und stofflichen Belastbarkeiten und geringem Flächenbedarf (s. Kap.8). Dieses soll in einer aufbauenden, zweiten Projektphase in Kooperation mit einer mittelständischen Firma und dem bisherigem KMU-Partner ingenieurtechnisch realisiert werden.

8 FILTERMODUL: FUNKTION, KONSTRUKTION UND BETRIEBSHINWEISE

8.1 Funktionsweise

Das grundlegende Prinzip beruht auf der Einleitung des aufgefangenen Dachabflusses in den hier erfolgreich getesteten bioaktivierten Substratfilter, der als Volumenfilter mit gedrosselter Wasserabgabe fungiert.

Die Reinigung zinkhaltiger Dachabläufe beruht auf den Teilprozessen:

- mechanische Flächenfiltration suspendierter, nicht sedimentierender Stoffe,
- physikalische Adsorption und chemische Präzipitation,
- biologische Aufnahme und ggf. Abbau gelöster Stoffe,
- Sedimentation absetzbarer Partikel

Wasserspeichernde Hochleistungsadsorber entfernen Zinkverunreinigungen zuverlässig aus dem Wasser, eine verzögerte Infiltration verbessert Sorptionsprozesse. Gleichzeitig fungiert das Filtersystem als hydraulischer Puffer mit verzögerter Ableitung. Eine schadstoffadaptierte, mechanisch belastbare Bepflanzung lockert und strukturiert die Filterschicht durch ihre Wurzel- und Rhizomaktivität dauerhaft und vermeidet so die Filterkolmation. Anfallende Streu bildet zusätzliche Sorptionsoberflächen und erhöht so selbstoptimierend die Betriebszeit des Filters.

Die intermittierende Beschickung des Filters mit zwischenzeitlich vollständiger Abtrocknung und Wiederbelüftung auch tieferer Filterschichten wirkt einer Porenverstopfung entgegen.

Nach Passage des bioaktiven Substratfilters kann das gereinigte Wasser schadlos genutzt oder abgeleitet werden.

Durch wenige technische Komponenten ist ein außergewöhnlich energie- und kosteneffizienter Betrieb möglich.

8.2 Konstruktionsweise

Der dezentrale, bioaktivierte Kompakt-Bodenfilter ist als ebenerdig einzubauendes, oberirdisches Rinnensystem konzipiert (s. Anhang A, „Rinnensysteme“ ⑦ - ⑩). Die allgemein zu berücksichtigenden Anforderungen für Planung und Systemauswahl sind der DIN 1989-2 (Regenwassernutzungsanlagen / Filter) [DIN4] zu entnehmen (vgl. Anhang A). Durch normierte Anschlüsse können periphere Systemkomponenten kommerzieller Anbieter (Pumpen, Speicher, Regenwasserzentralen, vgl. Anhang B) adaptiert werden.

Standardisierte, aufeinander folgende Basisbauteile aus wasserdicht montierten Elementen bilden über hydraulische Verbindungen einen zusammenhängenden, gemeinsamen Behandlungsraum für den gefassten Dachablauf. Die Kopplung mehrerer Filtereinheiten gestattet durch Modifikationen individuelle Adaptationen an problematische Situationen (z.B. Grundstücksgeometrie) und ermöglicht eine bedarfsgerechte Anpassung der Filter an geänderte Rahmenbedingungen (z.B. Erhöhung der Anschlussflächen; erhöhter Bemessungsregen durch Klimawandel, ...). Aufgrund einer niedrigen Feststoffbelastung des Dachabflusses kann ein niedriges Anschlussverhältnis ($A_{red}/A_s:1\%$), besser noch eine geringere hydraulische Dimensionierung, gewählt werden.

Vorteile dieser normierten Bauausführung sind Kostensenkungen und erleichterter Einbau. Die Standardisierung führt zu sehr geringen baulichen Aufwendungen vor Ort, da alle Aufstellungs- und Betriebsbedingungen ohne höheren Planungsaufwand durch das Modul-Konzept vorbereitet sind.

Die Standard-Baugruppe aus zentralen Filtermodulen, peripheren Bauteilen für Zu- und Ablauf sowie betrieblichen Aggregaten der MSR-Technik verfügt über alle erforderlichen Bedingungen zur Reinigung und anschließender Nutzung von Dachabflüssen. Im Falle einer Bauartzulassung durch das DIBt beschleunigt sich gleichzeitig die behördliche Genehmigungsphase.

Im Folgenden werden Grundzüge zu Bau und Betrieb einer solchen Anlage dargestellt.

8.2.1 Zentrale Anlagenbestandteile

Das Herzstück der Filteranlage sind modularisierte Standard-Filterkästen, ergänzt durch periphere Einrichtungen (Zulaufbauwerk, Speicherkomponenten, Entnahme- und Regeltechnik).

Eine kostengünstige, vorgefertigte Kastenausführung ist auf Basis von glasfaserverstärktem Kunststoff (GfK) oder form- und verwitterungsbeständigen HD-PE (10 mm Wandstärke) möglich. Beide Baustoffe ermöglichen aufgrund ihres geringeren Gewichtes günstigen Transport und leichte Montage.

Diese Kästen sind als Produktfamilie mit den zentralen Baueinheiten „Filtermodul“ und „Zu-/Ablaufmodul“ und optionalen Zubehörkomponenten konzipiert.

Als Basis-Filterelement dient eine U-förmige Wannenkonstruktion mit den Abmessungen 1m x 0,3m x 0,5m (L x B x T), die über hydraulische Verbindungen zu einem durchgehenden Rinnenstrang gekoppelt werden kann.

Der Filterkörper hat von unten nach oben folgenden Aufbau und Funktionen:

Der Behältersohle auflagernd ist basal eine 10 cm starke Schüttung aus grobkörnigem, gereinigtem Drainagekies (2/8 mm). Dieses Kiesplanum ist nicht reinigungsrelevant, sondern dient als Bestandteil des Drainagesystems. Als Widerlager fixiert es ein geschlitztes, nicht ummanteltes DN80-Drainrohr, das parallel zur Längsachse auf der Filtersohle in einem Gefälle von etwa 1% verläuft. Um der Bepflanzung in Trockenperioden ein Wasserrestvolumen dauerhaft zu erhalten, ist unterhalb des Drainagesystems ein nichtentwässernder Stauraum von 5 cm über Filtersohle einzuhalten. Die Drainage kann sowohl vertikal als auch horizontal angeströmt werden und entleert das gefasste Filtrat gedrosselt und gleichmäßig. Zur Vermeidung von Wurzeleinwuchs können Teilsickerrohre verwendet werden, deren geschlossener Sohlbereich nach oben weist.

Da ein Drainagerohr mehrere gekoppelte Filtermodule entwässert, sind die einzelnen Filterwannen basal mit genormten Bohrungen zur Durchführung der Drainagerohre versehen. Am Ende solcher Modulkopplungen entwässern die gefassten Filtrate in einen rückstaugeicherten, rückspülbaren Hauptsammler an der Beckensohle, der das perkolierte Filtrat aufnimmt und der Speicherzisterne im Freigefälle zuleitet.

Über der Drainageschicht liegt eine etwa 20 cm starke Schicht kantengerundeten, schnell drainierenden Filtersands (0/2 mm, K_f : ca. $5 \times 10^{-4} \text{ m} \times \text{sec}^{-1}$). Die Herkunft des Filtersubstrates mit der geforderten Sieblinie ist in der Ausschreibung vorzugeben, gleichfalls eine mögliche Melioration des Materials mit Angabe der Zuschlagstoffe und der Mischtoleranzen. Die Substratqualität muss eine „uneingeschränkte Verwendung in bodenähnlicher Verwendung“ ermöglichen (d.h. LAGA Z0).

Diese Sandschicht wird oben mit einer wasserdurchlässigen, reißfesten Geotextilmatte aus synthetischen Polymeren von der Hauptfilterschicht getrennt. Die Matte ermöglicht einen zerstörungsfreien Austausch der 10 cm starken, homogenisierten Hauptfilterschicht aus

Sand (0/2mm) und den Adsorbentien Kompost (4 M.-%) und Silikatkolloid (0,2 M.-%), die den Filterkörper oberflächlich abschließt. Dessen hohes Sorptionspotenzial ermöglicht die Begrenzung des eigentlichen Filterkörper auf 30 cm. Da nach der Befüllung Substratkonsolidierung und Bepflanzung diese Soll-Filterstärke verringern, ist etwa 3 cm mehr Substrat einzubauen.

Zur Gewährleistung eines Überlaufschutzes bei Schlagregen, welche die Infiltrationsleistung des Filterkörpers kurzzeitig überschreiten, ist oberhalb der Filteroberfläche noch ein oberirdisches Retentionsvolumen von 10 cm Höhe, der gleichzeitig der Pflanzendecke Raum bietet. Ist dieser Zwischenspeicher erschöpft, wird das überschüssige, stark verdünnte Wasser ohne weitere Reinigungsschritte durch einen Notüberlauf in den Hauptsammler entlastet.

Entsorgung erschöpfter Filtersubstrate

Ist eine Entsorgung des Substrates oder darauf abgelagerter Stoffe notwendig, kann die obere Hauptfilterschicht mittels der darunter befindlichen, zugfesten Geotextilmatte modulweise abgezogen werden. Da nur die belasteten Hauptfilterschichten von einigen Modulen ausgetauscht werden, sinken die Betriebskosten erheblich. Das Entnahmegut ist zu untersuchen und entsprechend gesetzlicher Regelungen ordnungsgemäß zu entsorgen.

Filterbewässerung

Die Zulaufkulisse stellt einen bedeutenden Faktor der Konstruktion dar. Grundsätzlich ist eine homogene, flächige Zuströmung anzustreben, wobei auf die Verstopfungsempfindlichkeit bzw. Reinigungsmöglichkeiten zu achten ist. Der Eintrag herbizidhaltiger Spritzbrühreste in die bepflanzten Filter ist zwingend auszuschließen (lokale Nutzungsausschlüsse, flache Hochborde o.ä.).

Beiderseits der Filterwannen-Oberkante verlaufen offene, horizontal nivellierte Zulaufgerinne aus HD-PE, die das zu behandelnde Wasser auf die Filteroberfläche verteilen. Ähnlich dem Drainagesystem sind auch diese lateralen Bewässerungsrinnen durch endseitige Durchlässe der Filterwannen hydraulisch gekoppelt, jedoch über die gesamte Länge der Rinne.

Die linienförmige Zuführung ermöglicht, dass die Fließgeschwindigkeit des Dachablaufs verstetigt und beruhigt wird und der Zulauf breitflächig und gleichmäßig auf die Filteroberfläche verteilt wird, was eine unerwünschte Erosion der Filteroberfläche durch hohe Schleppspannungen vermeidet.

Die Rinnen sind für Sichtinspektionen leicht einsehbar und können durch Entfernung des Gitterrostes bedarfsgerecht und mit vertretbarem Aufwand geräumt werden.

Rinnenabdeckung

Die Filterwanne wird durch ein grobmaschiges Gitterrost (schwarztauchlackiert oder Kunststoff) abgedeckt, dass wegen der Filterbepflanzung maximal lichtdurchlässig zu gestalten ist. Da das Rinnensystem in Arbeits- oder Transportflächen integriert werden soll, ist ein schwerlastfähig befahrbares Rost (Klasse D, 400 kN Belastung [DIN5]) zu verwenden. Auch die unmittelbare Umgebungsfläche ist entsprechend tragfähig zu gestalten.

Bepflanzung

Die Oberfläche des Filters erhält zur Vermeidung von Kolmation eine engmaschige Mono-spezies-Bepflanzung mit ROHRGLANZGRAS (4 Individuen pro Modul).

Für ein optimales Wachstum der Pflanzen ist speziell in der Anwuchsphase eine gute Wasserversorgung ($A_{\text{red.}}/A_s$: <1%) sowie eine unbeschattete Einbaufläche günstig. Durch hohe mechanische Belastbarkeit und Regenerationsfähigkeit ist das Überfahren von Spross- oder Blattteilen möglich, welche aus der Rinnenabdeckung herausragen, so dass keine Mahd erforderlich ist. Eine regelmäßige Sichtüberwachung gilt spontan auftretenden Gehölzkeimlingen (*Alnus*, *Salix*) auf der Filterfläche, die frühzeitig manuell zu entfernen sind.

Das ROHRGLANZGRAS ist als pflegeleicht zu bezeichnen und benötigt kaum Pflanzenschutz. Ist die Vegetation etabliert und die Anlage an das Leitungssystem angeschlossen, ist die Anlage funktionsbereit.

Alternativ zur Bepflanzung mit Containerware kann *Phalaris* durch verschiedene Saatverfahren eingebracht werden (Hydroseed; Saatbänder/ -matten). Eine kostengünstige Direktein-saat mit kommerziellem, sortenreinen Saatgut kann von März - September erfolgen (Aufwandmenge: $1 \text{ g} \times \text{m}^{-2}$, Aussaat nur leicht abdecken und gleichmäßig feucht halten). Nachteilig wirkt sich aber die langsame Entwicklung von *Phalaris* aus, die erst im zweiten Jahr zu einer ausreichenden Bestandsdichte führt.

Installation / Aufbau

Die einzelnen Filtermodule werden als leere Fertig-Bauteile zum Einsatzort transportiert und hier ebenerdig in die vorbereitete, nivellierte Grundfläche eingebaut. Die Befüllung des Filtermoduls mit den einzelnen Substratkomponenten geschieht am Einbauort und ist einfach und kostengünstig mit standortnahen Materialien herzustellen. Alternativ kann durch kommerzielle Systemanbieter vorgefertigtes Filtersubstrat eingesetzt werden.

8.2.2 Periphere Anlagenbestandteile

Zur Funktion des zentralen Rinnensystems gehören die peripheren Ergänzungsmodule für die modularisierbare Zisterne als Speicher- und Entnahmebauteil für das Verteilernetz sowie für den Anlagenzulauf.

Zisterne

Kommerziell werden eine Vielzahl werksseitig vorgefertigter, modularer Speichertanks mit verwirbelungsarmen Einstromzonen (z.B. Zulauftopf), Entnahmebauteilen und -leitungen, Entlüftung und Überlaufsicherung Filter vertrieben (vgl. Anhang B). Bauteile wie Inspektionsöffnungen, Einstiegsdome / -öffnungen sowie Installationen sind nach DIN 1989/3 genormt [DIN4], die ggf. an das Rinnensystem angeschlossen werden können.

Das von den Hauptsammlern im Freigefälle zugeführte Filtrat wird über eine rückstaugesicherte Ablaufeinrichtung in einer modular erweiterbaren Zisterne aufgefangen und gespeichert. Von hieraus besteht die Möglichkeit der bedarfsgerechte Einspeisung als Sekundärroh-wasser, der Versickerung oder der Ableitung in die Kanalisation (auch im Fall eines Notüberlaufs).

Der Tank ist entsprechend der Anschlussfläche und der zu erwartenden Belastungen (nach DIN 1989/1) [DIN4] zu dimensionieren. Für die Betriebssicherheit der Zisterne ist eine automatisierte, füllstandsgesteuerte Nachspeisemöglichkeit aus dem Stadtwassernetz sowie ein

automatischer Notüberlauf zur Versickerung (s.u.) oder in den Ablaufkanal erforderlich, wobei ableitende Rohrsysteme keine drosselnden Querschnittsverengungen aufweisen dürfen. Direkte Verbindungen zwischen Trinkwasserleitungen und Betriebswasserleitungen sind dabei nicht zulässig.

Manuelle Absperrarmaturen ermöglichen temporäre Ausserbetriebnahmen (z.B. Reinigungsarbeiten) und leiten in diesem Fall anfallenden Filtrats in den Notüberlauf um. Für Abpumpen und Ausräumen des Sediments sollte die Absetzzone des Tanks gut zugänglich sein.

Die Entnahme des Nutzwassers erfolgt bedarfsgerecht durch geeignete Pumpensysteme (vgl. Anhang B), die manuell oder automatisiert gesteuert werden. Da das Zisternenwasser schwebstoffarm ist, kann die Entnahme durch schwimmende Ansaugfilter kurz unter der Wasseroberfläche oder durch ein Standrohr mit geringer Ansauggeschwindigkeit erfolgen. Gleichzeitig sind gut zugängliche Entnahmemöglichkeiten für Proben der Wasserqualität vorzusehen.

Als Baumaterial eignet sich Beton, da es auftriebssicher ist und das Inhalt gleich bleibend kühl und dunkel gespeichert wird. Aufgrund geringen Gewichtes sollten aber Produkte aus HD-PE bevorzugt werden. Wie die Filter erfolgt der Einbau unterirdisch als Außenspeicher. In diesem Fall ist auf schwerlastfähige Gründung [DIN5] und Auftriebssicherheit zu achten. Als Tiefbehälter kann auf eine lichtundurchlässige Verkleidung zur Vermeidung von Algenaufwuchs verzichtet werden. Ist eine oberirdische Anordnung erforderlich, sind die Tanks gegen starke Wärmeeinwirkung oder Frost zu schützen. Die Aufstellung sollte so erfolgen, dass eine modulare Vergrößerung des Speichervolumens durch Erweiterungsmodule räumlich möglich bleibt.

Bei oberirdischer Aufstellung ist zur Algenprävention lichtdichtes Baumaterial zu verwenden. Alternativ kann Algenwachstum im Bassin auch durch Ultraschallgeräte unterdrückt werden (z.B. ALGA STOP, Fa. LUYKX ULTRASOUND, De Goorn/NL). Zur Entkeimung des Gießwassers ist kurzzeitiges Erhitzen geeignet (z.B. PASTEURISATOR, Fa. HORTICOOP, De Lier/NL). Eine leistungsfähige Hygienisierung durch UV-Strahlung wird von Fa. SENMATIC (Søndersø/DK) angeboten [FISC09].

Überlauf

Das gereinigte Überlaufwasser der Zisterne kann über erlaubnisbedürftige Versickerungsanlagen (§7 WHG) unmittelbar zur Grundwasserspeisung herangezogen werden. Geeignete Versickerungsverfahren wie eine nachgeschaltete unterirdische Rigolen- oder oberirdische Muldenversickerung sind der A 138 [ATV03] zu entnehmen. Alternativ kann der gereinigte Zisternenüberlauf schadlos über das Kanalnetz abgeführt werden.

Zulaufbauteile

Der stoßweise auftretende Niederschlagsabfluss wird über die Dachentwässerung gefasst und gelangt ungedrosselt über das Fallrohr in das Bewässerungssystem der ebenerdig angeordneten Filterrinnen. Vor Einleitung auf die Bodenfilter-Rinnen wird der Dachabfluss durch eine mechanische Vorreinigung von Laub- und Grobschmutzeintrag befreit. Hier zu dienen selbstreinigende, wartungsarme Fallrohrfilter oder Laubabscheider, die an zentraler, gut zugänglicher Stelle in das Fallrohr integriert sind. Konstruktiv sind sie so ausgelegt, dass sie als Regenklappe alternativ in den Anlagennotüberlauf entwässern können. In dieser Betriebsform dienen sie der vollständigen Abkopplung der Filteranlage und Zisterne und

ermöglichen so die planmäßige, komplette Ausserbetriebnahme der Anlage für Wartungszwecke.

Bei starker partikulärer Belastung des Dachablaufs kann zusätzlich im unmittelbaren Zulauf der Filterrinnen ein Rechen oder ein entnehmbarer, engmaschiger Filterkorb grobe Fremdstoffe in einem eingegrenzten Bereich zurückhalten.

8.3 Betrieb, Inspektion und Wartung

Allgemeine Hinweise zum Umgang mit Regenwasser und der empfohlenen Vorbehandlung sind dem Merkblatt DWA-M 153 [ATV04] zu entnehmen. Im Bereich der Regenwassernutzung sind Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung in der DIN-Reihe 1989 [DIN4] geregelt (vgl. Anhang A).

Die DIN 1989/1 beschreibt Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung. Die Produktnormen DIN 1989/2 - 4 untergliedern Regenwassernutzungsanlagen konstruktiv in die Komponenten

1. Zulauf mit Filtereinheit
2. Speicher und Trinkwasser-Nachspeisung
3. Pumpen
4. Steuereinheit / Systemzentrale

Eine Zusammenfassung der DIN 1989, auf die sich auch die nachfolgenden Abschnitte beziehen, findet sich bei GRÜTER [GRÜ02A, GRÜ02B].

Bau und Betrieb von dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen sind meldepflichtig und bedürfen einer wasserrechtlichen Genehmigung. Ausnahmen bilden landesrechtliche Bauartzulassung oder Bauprodukte mit einer DIBt-Zulassung. Die Prüfverfahren des DIBt werden von SCHMITT ET AL. [SCHM10] dargestellt.

Generell sind Regenwassernutzungsanlagen so zu planen und zu betreiben, dass ihre ganzjährige Betriebssicherheit - auch bei Frost - gewährleistet ist. Mögliche Trinkwasserbeeinträchtigungen sind zwingend auszuschließen.

Die Funktionsfähigkeit und anhaltende Betriebssicherheit der Bestandteile der Regenwassernutzungsanlage sind dauerhaft nur zu gewährleisten, wenn regelmäßige Inspektionen, außerplanmäßige Überprüfungen (Funktionskontrollen) und sachgerechte Pflege- und Servicemaßnahmen nach festgelegten Bestimmungen erfolgt. Hierfür ist das Wartungspersonal über Wirkungsweise, Pflege und Schutz der Anlagen zu informieren. Inspektionen und Wartung müssen von qualifiziertem Personal einer Wartungsfirma durchgeführt werden.

Im Folgenden werden allgemeine Grundzüge für die Anlagenwartung aufgeführt [GRÜ02A, GRÜ02B].

Bei der Installation und Inbetriebnahme von Regenwasser-Nutzungsanlage sind neben der DIN-Normenreihe 1989 weitere Vorschriften, Normen und Genehmigungsverfahren aus folgenden Regelungsbereichen betroffen:

- Trinkwasser- und Gesundheitsschutz
- Wasserrecht (Abwassersatzung, Grundwasser- / Gewässerschutz)
- Gebühren / Kommunalrecht (kommunale Satzungen, gesplitteter Maßstab)
- Baurecht (landesrechtlichen Bauvorschriften, Bauleitplanung, LBO, Bebauungspläne)

Ergänzend wirken weitere Normen (z.B. DIN 1986-100 „Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke“). Zusätzlich sind Bestimmungen der Hersteller zu Art und Umfang von

Wartungs- und Kontrollmaßnahmen einzuhalten. Tab. 45 führt – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – relevante Vorschriften an.

Tabelle 45: Vorschriften, Normen und Genehmigungsverfahren zu Bau und Betrieb von Regenwassernutzungsanlagen (Auswahl) [KLEB08].

Gesetzlich verankerte Vorschriften	
Bedarfsdeckung, Mitteilungspflicht und Sicherheit öff. Netz	AVBWasserV §3(2)
Kundenanlagen, wesentl. Änderungen Trinkwasser	AVBWasserV §12
Überprüfung der Kundenanlage nach Inbetriebnahme durch komm. Wasserversorger	AVBWasserV § 14
Sicherheit öff. Netz, Kenzeichnung Rohrleitungen, Mittlg. Gesundheitsamt	TrinkWV
Technische Ausführungsvorschriften	
Regenwassernutzungsanlagen, fr. Auslauf, Frischwassernachspeisung	EN 1717, DIN 1988, DIN 1989
Kennzeichnung Entnahmestellen	DIN 1988-2
Überlauf Rückstau	EN 12056, EN 476, DIN 1986-100
Entwässerung ausserh. Gebäuden	DIN EN 752
Kennzeichnung Regenwasserinstallationsnetz	DIN 2403
Örtliche Vorschriften	
Überlauf-Versickerung	Wasserrechtsbehörde, Landkreis, Wasserwirtschaftsamt
Ablauf/gebühren	komm. Satzung
Anlagengröße, Baugenehmigungen	Landesbauordnung

Die Beantragung und Errichtung der Regenwassernutzungsanlage sind detailliert zu protokollieren und dem Anlagenbetreiber gemeinsam mit einer Betriebs-, Wartungs- und Bedienungsanleitung zu übergeben (DIN 18381 [DIN11]).

Die Betriebsanleitung muss folgende Hinweise für den Anlagenbetreiber enthalten:

- Hinweis auf die Norm DIN 18381 [DIN11]
- Treten an Entnahmestellen Veränderungen des Wassers hinsichtlich Geruch, Farbe oder Schwebstoffen auf, ist eine fachkundige Inspektion erforderlich
- Bei Inspektions- oder Wartungsarbeiten im Regenwasserspeicher gelten Richtlinien der Berufsgenossenschaften (ZH 1/77: „Arbeiten in Behältern und engen Räumen“).
- Bei Innenspeichern ist auf Vermeidung starker Wärmeeinwirkung hinzuweisen.
- Das Eindringen von Schmutzteilen und Oberflächenwasser in Revisions- oder Einstiegsöffnungen von Regenwasserspeichern ist zu vermeiden.
- Regelmäßige Kontrolle des Speicherpegels.
- Bei Betrieb und Reinigung der Regenwassernutzungsanlage dürfen keine Chemikalien oder Zusatzstoffe verwendet werden.
- Verbindungen zwischen Trinkwasserleitungen und Betriebswasserleitungen sind unzulässig.
- Entnahmestellen und Betriebswasserleitungen, die nicht frostfrei sind, müssen rechtzeitig abgesperrt und entleert werden.

- Eine zusätzliche statische Belastung aller Zulauf-, Überlauf-, Entleerungs- und Entnahmeleitungen ist zu vermeiden (z.B. durch Anhängen von Gegenständen).
- Armaturen und Anlagenteile, die regelmäßig kontrolliert und gewartet werden, müssen jederzeit zugänglich sein.
- Durch regelmäßiges Ablesen der evtl. installierten Wasserzähler können Wasserverluste erkannt werden (z.B. Leckagen, Verstopfung). Gleichzeitig wird so die Wassernachspeisung und ggf. der Betriebswasserverbrauch kontrolliert.
- Zur besseren Kontrolle und Überprüfung der Funktion der Regenwassernutzungsanlage sollte ein Betriebsbuch mit der monatlichen Wasserentnahme und ggf. Wassernachspeisung geführt werden.

Welche Anlagenteile in welchen Zeitintervallen und in welchem Umfang inspiziert bzw. gewartet werden müssen, sind Tab. 46 und der DIN 1989-1 [DIN4] zu entnehmen.

Tabelle 46: Inspektions- und Wartungsintervalle nach DIN 1989-1 [KLEB08].

Anlagenteil, Apparat	Inspektion		Wartung	
	monatl.	jährl.	monatl.	jährl.
Speicher, Zisterne	3		alle 10 Jahre	
Kontroll-/ Reinigungsschacht	3		6	1
Filtersysteme	3		6	1
Pumpen, Regenwasserzentrale				1
freier Auslauf		1		1
Wasserstandszeiger	1			1
Wasserzähler - Nachspeisung	1			alle 6 Jahre
Wasserzähler - Regenwasserentnahme	1			alle 6 Jahre
Rückstauverhinderer		1		1
Hebeanlage	1		3	1
Geruchsverschluss, Bodenablauf	3/6			1
Regenwassereinlauf	6			1
Dachrinnen, Fallrohre	6			1
Reinigungsöffnungen		1		1
Rückstauverschlüsse	1		6	
Druck- / Ablaufschläuche	6			1
Rohrleitungen		1		1
Entnahmearmaturen		1		1

9. LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

- ATV01** **ATV (1994):** ATV-M 165: Anforderungen an Niederschlags-Abfluß-Berechnungen in der Stadtentwässerung. Vertrieb: GFA, Hennef
- ATV02** **ATV (2003):** ATV-M 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Vertrieb: GFA, Hennef.
- ATV03** **ATV (2005):** ATV-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Vertrieb: GFA, Hennef.
- ATV04** **ATV (2007):** ATV-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Vertrieb: GFA, Hennef.
- ALB04** **ALBRECHT, M., PFLEGER, I. (2004):** Empfehlungen für die Untersuchung und Bewertung von Wasser zur Bewässerung von gärtnerischen und landwirtschaftlichen Fruchtarten in Thüringen. 3., überarb. Aufl. Jena. 21 S.
- AMB88** **AMBERGER, A. (1988):** Pflanzenernährung (3. Aufl.). UTB, Ulmer. Stuttgart. 264 S.
- ANS98** **ANSHELM, F., GAUGER, T., KÖBLE, R. (1998):** Kartierung von Toleranzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. – Endbericht zum Forschungsvorhaben 108 07 034 des Umweltbundesamtes.
- Ass86A** **v. ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. (1986):** Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentrations of zinc: effect on Ribulose-1,5-bisphosphate Carboxylase/Oxygenase. J. Plant Physiol. 125: 355 - 360.
- Ass86B** **v. ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. (1986):** Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentrations of zinc: effects on electron transport and photophosphorylation. Physiol. Plant. 66/4: 717 - 721.
- ATH03** **ATHANASIADIS, K., HELMREICH, B., WILDERER, P.A. (2003):** Entfernung von Zink aus Dachabläufen eines Zinkdachs durch Klinoptilolith. Ber. Wassergüte Abfallwirtschaft TU München 175: 205 – 219.
- BAR93** **BARAK, P., HELMKE, P.A. (1993):** The chemistry of zinc. In: ROBSON, A.D. (HRSG.): Zinc in soil and plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 1 - 14.
- BAZ74** **BAZZAZ, F.A., ROLFE, G.L., CARLSON, R.W. (1974):** Effect of Cd on Photosynthesis and Transpiration of Excised Leaves of Corn and Sunflower. Physiol. Plant. 32/4: 373–376.
- BSU03** **BSU HU42 - Inst. f. Hygiene und Umwelt (2003):** Untersuchung Pflanzenmaterial Bodenfilter Halenreie, Projektnr.: F2003A0090.
- BER89** **BERRY, B.L., WALLACE, A. (1989):** Zinc Phytotoxicity: Physiological responses and diagnostic criteria for tissues and solutions. Soil Sci. 147/6: 390 - 397.
- BGR94** **BGR (HRSG.) (1994):** Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (4. Aufl.). Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 392 S.
- BLA08** **BLAG (BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE) REGENWASSER (2008):** „Entwürfe für einen „Anhang Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung“ vom 04.06.2008, 21.02.2008, 19.09.2007.
- BLE03** **BLEIF, A. (2003):** EVS-Betriebserfahrungen mit Bewachsenen Bodenfiltern. Entsorgungsverband Saar (Hrsg.). 43 S.
- BLU08** **BLU (Hrsg.) (2008):** Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“. München. 105 S.
- BLW98** **BLW (HRSG.) (1998):** Materialien Nr. 75 Dezentrale Versickerung - Niederschlagswasser von Metalldächern. Bayreuth. 66 S.
- BOL06** **BOLLER, M., KAUFMANN, P., OCHSENBEIN, U. (2006):** Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern. Schlussbericht der EAWAG. Dübendorf (Schweiz). 84 S.
- BROA07** **BROADLEY, M.R., WHITE, P.J., HAMMOND, J.P., ZELKO, I., LUX, A. (2007):** Zinc in plants. New Phytolog. 173: 677 - 702.
- BROK11** **BROKBARTHOLD, M., MARSCHNER, B. (2011):** Bodenbelastungen durch bleihaltige Korrosionsschutzfarbe: eine Pb-Quelle mit außergewöhnlicher Mobilitätscharakteristik. Bodenschutz 4 / 11: 86 - 101.
- BRO93** **BROWN, P.H., CAKMAK, I., ZHANG, Q. (1993):** Form and function of zinc in plants. In: ROBSON, A.D. (HRSG.): Zinc in soil and plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 79 - 92.
- BRU95** **BRUNNER, P.G. (1995):** Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. Wasserwirtschaft 3: 134 - 138.

- BÜc89** **BÜCHNER, H., OPFERMANN, B. (1989):** Belastung des Abflusses von Dachflächen im Bereich der Freien und Hansestadt Hamburg. Bericht Umweltbehörde Hamburg, Fachamt für Gewässer- und Bodenschutz - W11. 43 S.
- BUL89** **BULLERMANN, M., KLEIN, B., BUSWEILER, U., REXROTH, R., SELL-FORO, W. (1989):** Regenwassernutzung in öffentlichen und privaten Gebäuden - Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung TH Darmstadt.
- BUL09** **BULLERMANN, M. (2009):** Stand der Technik Regenwassernutzung und Kombination mit Versickerung. In: Regenwasserbewirtschaftung - Synergien mit der Regenwassernutzung. Schriftenreihe fbr13. (HRSG.: FBR): 55 - 75.
- BBod99** **BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV)** vom 12.07.1999. BGBl. Teil 1.
- CHAK02** **CHAKIR, A., BESSIERE, J., EL KACEMI, K., MAROUF, B. (2002):** A comparative study the removal of trivalent chromium from aqueous solutions by bentonite and expanded perlite. J. Hazardous Materials 2800: 1 – 18.
- CHAN93** **CHANEY, R.L. (1993):** Zinc phytotoxicity. In: ROBSON, A.D. (HRSG.): Zinc in soil and plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 135 - 150.
- COL04** **COLDEWEY, W.G., GEIGER, W.F. (2004):** Pilotstudie zum Einfluss der Versickerung auf den Wasserhaushalt eines Stadtteils - Abschlussbericht Phase III. AZ IV-9-042234) MUNLV NRW. Münster / Essen.
- COU00** **COUTALIDES, R. (2000):** Metallbaustoffe - vom Dach in den Boden. Umweltpraxis 24: 21 - 24.
- CRO93** **CRONJÄGER, J., HARDT, A., BERNHARD, H. (1993):** Einfluß eines silikatischen Bodenhilfsstoffes (AGROSIL LR) auf Bindungsformen und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. Gesunde Pflanze 45/7: 255 – 259.
- CUR97** **CURKOVIC, L., CERJAN-STEVANOVIC, S., FILIPAN, T. (1997):** Metal ion exchange by natural and modified zeolithes. Wat. Res. 31: 1379 – 1382.
- DBU08** **DBU (2008):** Projektkennblatt 22338 - Entwicklung und Optimierung eines mehrstufigen Reinigungssystems für Straßen- und Parkplatzabläufe in urbanen Gebieten zur Abflussdämpfung (Hochwasserschutz). Osnabrück. 2 S.
- DIE99** **DIERKES, C. (1999):** Wirkung von Schwermetallen im Regenabfluß von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbeläge. Diss. Universität-GH Essen, FG Siedlungswasserwirtschaft. 216 S.
- DIE05** **DIERKES, C., GÖBEL, P., COLDEWEY, W.G. (2005):** Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser. Abschlussbericht DBU Az 18622. Osnabrück. 130 S.
- DIN1** **DIN (1996):** DIN 18123 - Baugrund, Untersuchung von Bodenproben- Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN2** **DIN (1997):** DIN 19682 - 7 Bestimmung der Infiltrationsrate mit dem Doppelzylinder-Infiltrimeter.
- DIN3** **DIN (1999):** DIN 19650 Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser.
- DIN4** **DIN (2002):** DIN 1989-1: Regenwassernutzungsanlagen - Teil 1: Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung.
- DIN5** **DIN (2005):** DIN EN 1433: Entwässerungsrinnen für Verkehrsflächen.
- DIN6** **DIN (2008):** DIN EN ISO 12944/5 - Beschichtungsstoffe - Korrosionsschutz von Stahlbauten durch Beschichtungssysteme - Teil 5: Beschichtungssysteme.
- DIN7** **DIN (2009):** DIN EN ISO 1461 - Durch Feuerverzinken auf Stahl aufgebraute Zinküberzüge (Stückverzinken) - Anforderungen und Prüfungen.
- DIN8** **DIN (2009):** DIN 55633 – Beschichtungsstoffe - Korrosionsschutz von Stahlbauten durch Pulver-Beschichtungssysteme.
- DIN9** **DIN (2010A):** DIN EN ISO 14713 - Zinküberzüge - Leitfäden und Empfehlungen zum Schutz von Eisen- und Stahlkonstruktionen vor Korrosion.
- DIN10** **DIN (2010B):** DIN 18516-1 Außenwandbekleidungen, hinterlüftet.
- DIN11** **DIN (2012):** DIN 18381 - VOB Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen.
- DIN12** **DIN (1999):** DIN EN ISO 8044 – Korrosion von Metallen und Legierungen - Grundbegriffe und Definitionen.

- DOB07** **DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U. (2007):** Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen. Gemeinsamer Abschlussbericht der AiF-Vorhaben 13601 N/1 und N/2. Bremen.
- DOB08** **DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U., WARRELMANN, J., MAHRO, B., HEYSER, W. (2008):** Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil 2: Lysimeterstudien. KA Korrespondenz Abwasser Abfall 55/11: 1198 - 1206.
- DOB11** **DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U. (2011):** Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer. Gemeinsamer Abschlussbericht der AiF-Vorhaben 15508 N/1 und N/2. Bremen. 159 S.
- DWD12** **DWD (o.J.):** Klimadaten Wetterstation Bremen-Flughafen (<http://www.wetteronline.de/Bremen/Bremen.htm>)
- ELG08** **ELGA BERKEFELD GMBH (2008):** Firmeninformationsschrift „Wasseraufbereitung ohne Festbettfilter mit modernster Membrantechnik Ultrafiltration von ELGA BERKEFELD.“ Celle. 2 S.
- ELL91** **ELLENBERG, H., WEBER, E. H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISEN, D. (1991):** Scripta Geobotanica XVIII Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Erich Goltze.
- EPP03** **EPPEL, J. (2003):** Versickerungsfaktor Pflanze. Stadt+Grün 8/2003: 14 - 18.
- FAC07** **FACH, F.G. (2007):** Die EG-Wasserrahmenrichtlinie mit ihren Auswirkungen auf die Regenwasser- und Betriebswassernutzung. fbr-wasserspiegel 3/07: 8 - 9.
- FBR11** **FBR (2011) (HRSG.):** Marktübersicht Regenwassernutzung und Regenwasserversickerung 2011/2012. Darmstadt. 47 S.
- FEH03** **FEHR, G., GELLER, G., GOETZ, D., HAGENDORF, U., KUNST, S., RUSTIGE, H., WELKER, B. (2003):** Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. UMWELTBUNDESAMT 05/03 (Hrsg.). 282 S.
- FIS09** **FISCHER-KLÜVER, G. (2009):** Was tun gegen Erreger und Algen im Gießwasser? Gemüse 3/2009: 21.
- FÖR98** **FÖRSTER, J. (1998):** Wasser aus Dachabflüssen: saubere Ressource oder belastetes Abwasser? 27. Abwassertechnisches Seminar: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft 138: 173 - 195.
- FRÄ93** **FRÄNZLE, O. (1993):** Contaminants in terrestrial environments. Springer. Berlin, Heidelberg, New York.
- FUC10** **FUCHS, S. (2010):** Studie zur Effizienz von Maßnahmen der Regenwasserbehandlung in Berlin. 59 S. (HRSG.: BERLINER WASSERBETRIEBE).
- GAN02** **GANTNER, K. (2002):** Nachhaltigkeit urbaner Regenwasserbewirtschaftungs-methoden. Diss. TU Berlin. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 20. 277 S.
- GIE00** **GIESKA, M., TANNEBERG, H., v.D.PLOEG, R. (2000):** Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden durch Versickerung von Dachabflüssen. Wasser und Boden 52: 31 – 45.
- GOU80** **GOUGH, L.P., SHACKLETTE, H.T., CASE, A.A. (1980):** Element concentrations toxic to plants, animals, and man. United States Geological Survey Bulletin 1466. Washington. 80 S.
- GRA08** **GRADE, G. (GARTENBAUZENTRALE PAPPENBURG, ABTL. GEWÄCHSHAUSBAU) (2008):** mündl. Mittlg. 29.12.2008.
- GRO09** **GROTEHUSMANN, D., KASTING, U. (2009):** Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen. BMVBS - Fb - 1024. 96 S.
- GRÜ02A** **GRÜTER, T. (2002):** Regenwassernutzung nach DIN 1989 - Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung Teil 1. sbz 6: 34 - 39.
- GRÜ02B** **GRÜTER, T. (2002):** Regenwassernutzung nach DIN 1989 - Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung Teil 2. sbz 7: 52 - 61.
- HAR09:** **HARMS, R. (2009):** Stand der Technik Regenwasserversickerung. Schriftenreihe fbr 13 (HRSG.: FBR). 23 – 54.
- HEI94** **HEINZMANN, B. (1994):** Beschaffenheit und Bedeutung städtischer Regenabflüsse im Trennsystem. gwf Wasser-Abwasser 135/7: 381-390.
- HEL10** **HELMREICH, B. (2010):** Stoffliche Betrachtungen der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung. Ber. SiWaWi TU München 199. 164 S.

- HEL11** **HELMREICH, B., HORSTMAYER, N. (2011):** Einfluss der Verkehrsstärke auf die stoffliche Belastung von Versickerungsanlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben AZ 1527/08. TU München. 120 S.
- HEU12** **HEUCHTKÖTTER, A., BARKOWSKI, D., HELL, S. (2012):** Bodenbelastung im Bereich von Höchstspannungs-Freileitungsmasten der Amprion GmbH: Von der Pilotstudie zur Sanierung. Bodenschutz 1/12: 6 - 12.
- HIE08** **HISSL, H. (2008):** Zukünftiger Umgang mit Wasser in Gebäuden - Anpassungen an geänderte Randbedingungen. In: Innovative Wasserkonzepte in Gewerbe und Industrie sowie im Gebäudebestand. Schriftenreihe fbr 11 (HRSG.: FBR). 15 - 36.
- HILB04** **HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D. (2004):** Maßnahmen zur Minderung der Einträge in die Gewässer für Kupfer, Zink und Blei. Abschlussfachgespräch „Freisetzung von Schwermetallen aus Materialien in die Umwelt“. Umweltbundesamt Deutschland, Berlin.
- HILB05** **HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A., HOFFMANN, M. (2005):** Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. UBA-Texte 19/05. UBA-FB 000824. Dessau. 303 S.
- HILL01** **HILLER, D.A., WINZIG, G., DORNAUF, C. (2001):** Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes. Forschungsbericht im Auftrag des MUNLV NRW. AZ IV B 6 - 042232. Abschlussbericht. 94 S.
- HILL05** **HILLIGES, R., SCHRIEWER, A., WILDERER, P.A., HORN, H. (2005):** Entwicklung eines neuartigen Behandlungssystems für Straßenabflüsse zur Einhaltung der EG-WRRL. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 51: 49 – 60.
- Hoc95** **HOCK, B., ELSTNER, E.F. (HRSG.) (1995):** Schadwirkungen auf Pflanzen 3. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag (Heidelberg, Berlin, Oxford).
- Hol12** **HOLTHUIS, J.U., DOBNER, I., TEGGE, K.T., WARRELMANN, J. MAHRO, B. (2012):** Praxistest eines neuartigen, bepflanzten Bodenfilters zur Behandlung von Straßenabflüssen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 59/11: 1030 – 1050.
- HUBB85** **HUBBARD, C.E. (1985):** Gräser. Stuttgart. Ulmer. 475 S.
- HUB08** **HUBER TECHNOLOGY (2008):** Firmeninformationsschrift „Huber Hydro Filt“. Berching. 4 S.
- HUC11** **HUCKSHOLD, M., THIELE, M. (2011):** Korrosionsschutz Feuerverzinken. Beuth Verlag. Berlin.
- HUL01** **HULLMANN, H., KRAFT, U., LICHTNECKER, H (2001):** Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren. Sachstandsbericht im Auftrag der wvm. 42 S.
- HUL03A** **HULLMANN, H. (HRSG.) (2003):** Natürlich oxidierende Metalloberflächen. Fraunhofer IRB Verlag. Stuttgart.
- HUL03B** **HULLMANN, H., KRAFT, U. (2003):** Kupfer und Zink - Die Bedeutung der Abschwemmungen von Metaldächern. Gwf Wasser Abwasser 144(2): 127 - 133.
- HYD06** **HYDROCON GMBH (2006):** Gutachten über den Rückhalt von Bleiverbindungen aus dem Regenabfluss eines Bleidachs am Wikingermuseum Haithabu in Busdorf bei Schleswig. Münster. 20 S.
- KAS03** **KASTING, U., JANICZEK, M., GROTEHUSMANN, D. (2003):** Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Halbtechnische Bodenfilterversuche. KA Abwasser, Abfall 50/11: 1428 – 1433.
- KAY99** **KAYSER, K. (1999):** Bilanzierung des Stoffeintrags aus Niederschlagsabflüssen in Entwässerungssysteme. In: Schriftenreihe 4: Betriebswassernutzung (HRSG.: FBR). S. 5 - 66.
- KHU04** **KHUDSAR, T., MAHMOODUZZAFAR, IQBAL, M., SAIRAM, R.K. (2004):** Zinc-induced changes in morphophysiological and biochemical parameters in *Artemisia annua*. Biol. Plant. 48/2: 255 - 260.
- KLEI79** **KLEIN, H., JENSCH, U.E., JÄGER, H.J. (1979):** Die Schwermetallaufnahme von Maispflanzen aus Zink-, Cadmium- und Kupferoxidkontaminierten Böden. Angew. Botanik 53: 19-30.
- KLEB08** **KLEINE-BENNE, F., GERBERT, R., GICK, O., KÖHLER, M., MILLIES, A., MINSCHKE, D., STOLPMANN, T., WIESEMANN, T (2008):** Regenwassernutzungstechnik Planungshandbuch. WILO AG (Hrsg.). Dortmund. 70 S.
- KLO84** **KLOKE, A. (1984):** Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, Richtwerte '80. In: Rosenkranz, Einsele, Harreß (Hrsg.): Bodenschutz, Ergänzbares Handbuch, Erich Schmidt Verlag.

- KME10** **KM EUROPE METAL AG (KME) (o.J.):** Firmeninformation „TECU Filtersysteme Dachentwässerung“. Osnabrück. 12 S.
- KÖN11** **KÖNIG, K.W. (2011):** Filter für Metaldächer und Verkehrsflächen. Entsorgungsmagazin 8/9: 37 - 39.
- KRA07** **KRAFT, U., GOLDSCHMIDT, R., FREESE, D. (2007):** Eintrag von Kupfer und Zink in die Umwelt. Wlb 9: 40 - 42.
- LAM09** **LAMBERT, B. (2009):** Langzeitverhalten von Retentionsbodenfiltern - Manuskript 20 Jahre Retentionsbodenfilter 01.10.2009. (Hrsg. DWA LV Bayern). 23 S.
- LFU01** **LFU (HRSG.) (2001):** Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. 1. Aufl. Karlsruhe. 237 S.
- LFU03** **LFU (HRSG.) (2003):** Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Karlsruhe. 114 S.
- LSK05** **LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN (2005):** Gemüsebauerhebung 2005.
- LAR84** **LARCHER, W. (1984):** Ökologie der Pflanzen. 4. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- LAWA98** **LAWA (1998):** Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III. Kulturbuch Verlag. Berlin.
- LEP81** **LEPP, N.W. (HRSG.)(1981):** Zinc. In: Effect of heavy metal pollution on plants 1 - Effect of trace metals on plant function. Applied Science Publishers. London. 145 - 169.
- LIE01** **LIEBESKIND, M. (2001):** Untersuchung der Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern in NRW. Abschließender Forschungsbericht (Hrsg.: LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW). 56 S.
- LUD07** **LUDWIG, T., JEKEL, M. (2007):** Kupfer- und Zinkentfernung aus Dachablauf in einem Eisen-Korrosionssystem. Vom Wasser 105/1: 15 - 19.
- MAA08** **MAAß, P., PEIBKER, P. (HRSG.) (2008):** Handbuch Feuerverzinken. 3. Aufl. Wiley-VCH. Weinheim.
- MAL08** **MALL UMWELTSYSTEME (2008):** Firmeninformation „Regenwasserbewirtschaftung“. Donaueschingen. 53 S.
- MAR95** **MARSCHNER, H. (1995):** Mineral Nutrition of Higher Plants (second ed.). Academic Press. Amsterdam.
- MER84** **MERIAN, M. (HRSG.)(1984):** Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie. Weinheim. 722 S.
- MUNLV03** **MUNLV (HRSG.) (2003):** Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb (1. Aufl.). Düsseldorf. 233 S.
- MOL88** **MOLITOR, H.D. (1988):** Pflanzenschäden durch Zink - Ursachen, Wirkung und Abhilfe. Gärtnerbörse +Gartenwelt 37: 1579 - 1582.
- MOL99** **MOLITOR, H.D. (1999):** Gießwasseraufbereitung. DeGa 52/19: 28 - 31.
- MOLL90** **MOLL, B. (1990):** Regenwassernutzung. Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke 2/90.
- NAD09** **NADLER, A., MEIBNER, E. (2009):** Platzsparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung -Ergebnisse langjähriger Untersuchungen an einer Versuchsanlage. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56/09: 769 - 776.
- NAM06** **NAMUTH, M. (2006):** Pilotprojekt „Retentionsbodenfilter Hartum“ im Auftrag des MUNLV NRW, AZ IV-9-0422400010. Endbericht. 95 S.
- NAS01** **NASSEM, R., TAHIR, S.S. (2001):** Removal of Pb(II) from aqueous/acidic solutions by using bentonite as an adsorbent. Wat. Res. 36: 3982 – 3986.
- NLW12** **NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ NLWKN Betriebsstelle Hannover/Hildesheim, Aufgabenbereich III.1 Grundwasser (2012):** Zinkdeposition Region Bremen (SCHRIFTL. MITTEILUNG).
- NoI08** **NOLTING, B. (2008):** Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid). Unveröff. Abschlussbericht Hochschule Bochum, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. 125 S.
- OBE03** **OBERNOSTERER, R., REINER, I., SMUTNY, R. (2003):** Urbanes Ressourcenmanagement - Fallstudie Wien. Teilbereich Schadstoffmanagement diffuser Metallemissionen. Ökopolis Endbericht. Wien / Villach (Österreich). 255 S.
- ODN98** **ODNEVALL-WALLINDER, I., VERBIEST, P., HE, W., LEGRAF, C. (1998):** The Influence of patina age and pollutant levels on runoff rate of zinc from roofing materials. Corrosion Science 40/11: 1977 - 1982.

- ODN00** **ODNEVALL-WALLINDER, I., VERBIEST, P., HE, W., LEYGRAF, C. (2000):** Effects of exposure direction and inclination on the runoff rates of zinc and copper roofs. *Corrosion Science* 42: 1471 - 1487.
- ODN05** **ODNEVALL-WALLINDER, I., BERTLING, S., LEYGRAF, C. (2005):** Kupfer- und Zinkabschwemmungen von Metalldächern. *wlb* 1 - 2/2005: 15 - 18.
- OECD81** **OECD (HRSG.) (1981):** OECD-guideline 106 for testing of chemicals: Adsorption/Desorption. Ohne Ortsangabe. 1-23.
- ÖZG01** **ÖZGEN, A. GANTNER, K., HEGEMANN, W. (2001):** Schadstoffrückhalt im Regenwasserschacht. *gwf Wasser Abwasser* 142 (7): 474 - 478.
- 3P1** **3P TECHNIK FILTERSYSTEME GMBH (O.J.):** Datenblatt „3P Fallrohrfilter“. Donzdorf. 2 S.
- 3P2** **3P TECHNIK FILTERSYSTEME GMBH (O.J.):** Datenblatt „3P Volumenfilter VF1“. Donzdorf. 2 S.
- PAN10** **PANKRATIUS, M. (2010):** Rohrglanzgras - *Phalaris arundinacea* L. - reed canary grass - Havelmielitz. [HTTP://WWW.NACHWACHSENDE-ROHSTOFFE.BIZ/GLOSSAR/ROHRGLANZGRAS-%E2%80%93-PHALARIS-ARUNDINACEA-L-%E2%80%93-REED-CANARY-GRASS-%E2%80%93-HAVELMIELITZ/](http://www.nachwachsende-rohstoffe.biz/glossar/rohrglanzgras-%E2%80%93-phalaris-arundinacea-l-%E2%80%93-reed-canary-grass-%E2%80%93-havelmielitz/)
- PAS00** **PASCHKE, M.W., REDENTE, E.F., LEVY, D.B. (2000):** Zinc toxicity thresholds for important reclamation grass species of the western United States. *Environ. Toxicol. Chem.* 19/11: 2751-2756.
- PFL09** **PFLÉGER, I. (2009):** Bewässerungswasserqualität – Hygienische und chemische Belange. *Landbauforschung Sh* 328: 49 - 58.
- PRA99** **PRASAD, M.N.V., HAGEMeyer, J. (HRSG.) (1999):** Heavy metal stress in plants: 117-138. Springer (Heidelberg).
- PRI99** **PRIGGEMEIER S., PRIGGEMEIER, S. (1999):** Metallkonzentrationen in Dachablaufwässern. *Metall* 4: 204 - 205.
- PUR10** **PURATOR UMWELTECHNIK GMBH (O.J.):** Firmeninformationsschrift „Purasorp Adsorptionsfilteranlage“. Wien (Österreich). 4 S.
- RAS81** **RASP, H. (1981):** Der Einfluß von Natriumhydrosilikatkolloid auf Gesamtporenvolumen, Luftdurchlässigkeit sowie auf den Ertrag und den Nährstoffgehalt von *Lolium perenne* im Modellversuch. *Landwirtsch. Forsch., SH* 38: 278 – 287.
- RAU64** **RAUTERBERG, E., BUSSLER, W. (1964):** Anreicherung von Zink im Boden und Schäden durch Zink an Pflanzen in einem Drahthaus. *Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk.* 106/1: 35-38.
- Rem98** **REMMER, F., SCHÖTTLER, U. (1998):** Qualitative Anforderungen an eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes. In: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung* (SIEKER, F., HRSG.). Berlin: Analytica. 104 - 125.
- ROT94** **ROTT, U., SCHLICHTIG, B. (1994):** Regenwassernutzung - Ein Beitrag zum Gewässerschutz oder eine Gefährdung unserer Wasserversorgung? *Wasser und Boden* 11/94: 14 - 21.
- RUC08** **RUCK, C. (2008):** Querschnitt der Nutzungsmöglichkeiten für Betriebswasser in Deutschland. In: *Innovative Wasserkonzepte in Gewerbe und Industrie sowie im Gebäudebestand*. Schriftenreihe fbr 11 (HRSG.: FBR). 61 - 66.
- SAE94** **SÄMANN, U., FÜSSEL, M., DOHM, H., TER FEHN, U. (1994):** Gutachterliche Betreuung von neun Pilotanlagen zur Regenwassernutzung mit doppelten Wasserversorgungsnetzen in Hannover. Bericht IngenieurGmbH agwa (Hannover).
- SAG96** **SAGET, A., CHEBBO, G., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L. (1996):** The first flush in sewer systems. *Wat. Sci. Tech.* 39/2: 101 - 108.
- SUS92** **SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F. (1992):** Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Stuttgart: Enke. 491 S.
- SCHI94** **SCHIRMER, M., LORENZ, U. (1994):** Bepflanzte Kiesfilter zur weitergehenden Niederschlagsbehandlung (Forschungsvorhaben des Landes Bremen). *Berichte der ATV* 44: 873 – 897.
- SCHM05** **SCHMITT, T.G., DITTMER, U., WELKER, A. (2005):** Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen. Abschlussbericht BMBF Förderkennzeichen 02WA0084. TU Kaiserslautern. 90 S.
- SCHM10** **SCHMITT, T.G., WELKER, A., DIERSCHKE, M., UHL, M., MAUS, C., REMMLER, F. (2010):** Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbe-

- handlung im Trennverfahren. Abschlussbericht Az: 26840-23 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. 236 S.
- SCHR84** **SCHRÖDER, D. (1984):** Bodenkunde in Stichworten (4. Aufl.). Zug. Hirt. 161 S.
- SHI09** **SHI, G.R., CAI, Q.S. (2009):** Photosynthetic and anatomic responses of peanut leaves to zinc stress. *Biol. Plant.* 53/2: 391 - 394.
- SIE09** **SIEKER, H. (2009):** Anforderungen an den Umgang mit Regenwasser. In: Regenwasserbewirtschaftung - Synergien mit der Regenwassernutzung. Schriftenreihe fbr13. (HRSG.: FBR): 77 - 93.
- SKI82** **SKIRDE, W. (1982):** Nachwirkungen von Zuschlagstoffen in oberbodenlosen Vegetationsschichten. *Z. f. Vegetationstechnik* 5: 1 – 6.
- SGH12** **STAATLICHES GEWERBEAUFICHTSAMT HILDESHEIM, ABTLG 4 ZUS LLG (2012):** Zink-Deposition nördliches Niedersachsen 2011 (schriftl. Mitteilung)
- STAB06** **STATISTISCHES BUNDESAMT (2006):** Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Gartenbau-erhebung 2005. Wiesbaden. 183 S.
- STE03** **STEINER, M. (2003):** Adsorption von Kupfer aus Niederschlagsabflüssen an granuliertes Eisenhydroxid. Dissertation ETH Zürich Nr. 14878. 159 S.
- STE09** **STEINER, M., GOOSSE, P. (2009):** Monitoring SABA Attinghausen - Schlussbericht. 46 S. Dübendorf (Schweiz). www.wst21.ch.
- STO98** **STOTZ, G., KRAUTH, K. (1998):** Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 45/9: 1689 – 1699.
- STO99** **STOTZ, U., KNOCH, G. (1999):** Herkunft und Auswirkungen von Cu, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf Oberflächengewässer Teil A. Schlussbericht UBA Forschungsvorhaben 29724519. 156 S.
- STR83** **STRASBURGER, E. ET AL. (1983):** Lehrbuch der Botanik. 32, Aufl. Stuttgart. Fischer. 1162 S.
- STR94** **STREIT, B. (1994):** Zink. In: Lexikon der Umweltchemie. 868 - 870.
- STR04** **STROBEL, P. (2004):** Kupfer- und Zinkdachflächen. SBZ 23: 58 - 60.
- STR09** **STROBEL, P., ZEBE, H.C. (2009):** Umweltgerechte Regenwasserversickerung von Kupfer- und Zinkdachflächen. Initiative PRO METALLDACH. 2 S.
- TAN08** **TANTAU, H.-J. (LEIBNIZ UNIVERSITÄT HANNOVER, FG BIOSYSTEM- UND GARTENBAUTECHNIK) (2008):** mündl. Mittlg. 21.05.2008.
- TEG09** **TEGGE, K.T. (2009):** Vortrag „Praxiserfahrungen in Hamburg“. 2. Workshop „Einsatz von Bodenfiltern zur Reinigung belasteter Straßenabflüsse. Bremen, 26.08.2009
- TOS01** **TOSTMANN, K.-H. (2001):** Korrosion - Ursachen und Vermeidung. Wiley-VCH. Weinheim.
- UFE08** **UFER, T, POSNER, M., WESSELS, H.-P., WERRES, S. (2008):** Untersuchungen zur Eliminierung von *Phytophthora* spp. aus Recyclingwasser in Baumschulen mit Hilfe von Filtrationsverfahren. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 60 (3): 45 - 61.
- UHL04** **UHL, M., JÜBNER, M. (2004):** Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung. KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall 51/3: 261 – 270.
- UBA01** **UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2001):** Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Sachstandsbericht. 13 S.
- UIT02** **UMWELT- UND INDUSTRIELLE TECHNIK (2002):** Umbau NVA am Bornmühlenbach. Berichtsnummer U16/300/02. 15 S.
- WAC98** **WACHS, B. (1998):** Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern mittels Pflanzen- und Zoobenthon-Arten. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie* 51: 534-585.
- WAL08** **WALDHOFF, A. (2008):** Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). *Schr.reihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel* 30. Kassel. 282 S.
- WHG02** **WHG WASSERHAUSHALTSGESETZ (GESETZ ZUR ORDNUNG DES WASSERHAUSHALTS) (2002):** BGBl. I S. 3245.
- Woz08** **WOZNIAK, R. (2008):** Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. *Schriftenreihe SIWAWI TU Kaiserslautern* 24. 152 S.
- ZEH11** **ZEHNSDORF, A., HOFFMANN, P., SEIDEL, H, SCHLEMKER, U, MÜLLER, R.A. (2011):** Reinigung schwermetallhaltiger Sedimente mithilfe von Pflanzen und Mikroorganismen. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 4/10: 558 - 563.

- ANHANG A - DIN 1989: REGENWASSERAUFBEREITUNG UND -NUTZUNG

Filtersysteme

Ein wesentlicher Bestandteil von Einrichtungen zur Nutzung von Niederschlagswasser sind Filterelemente, die der Qualitätsverbesserung des Niederschlagswassers dienen und Funktionsstörungen verhindern. Laubfänge in Dachrinnen zählen nicht zu den Filtern i.S. DIN 1989-1. Filter sind nach ihrer Reinigungsleistung zu wählen (z.B. Wirkungsgrad, Standzeit, Durchlassweite) und im Zulauf der Anlage zu installieren. Da Filter das Herzstück von Regenwassernutzungsanlagen sind, ist für erforderliche Wartungen und Reinigungen eine leichte Zugänglichkeit sehr wichtig.

Kommerziell wird eine Vielzahl spezieller Filter vertrieben, die sich hinsichtlich Bauart, Einbauort und Funktionsprinzip unterscheiden. Weitergehende Aufarbeitungsschritte wie Membranverfahren, Desinfektion oder Fällungen müssen erfolgen bei belasteten Auffangflächen und / oder hohen Anforderungen an die Betriebswasserqualitäten. Die für höchste Qualitätsanforderungen dienenden Feinfilter nach DIN 19632 erfordern regelmäßige Inspektionen und Wartungen.

Generelle Anforderungen an den Filter sind:

- Ausreichende hydraulische Dimensionierung
- Rückstaufreiheit (keine Verengungen des Fließquerschnitts, Notüberlauf)
- Langfristig ausreichende und stabile Filterwirkung
- Ganzjähriger, frostsicherer Betrieb
- Wartungsarmut

In der Regel haben sich für mittlere Dachflächen bis etwa 400 m² neben der Sedimentation im Speicherelement mechanische Filtersysteme zur Vorreinigung bewährt. Diese Filterelemente können in das Fallrohr integriert sein oder finden sich an zentraler Stelle im Speicherzulauf oder im Speicher.

Die Anforderungen für Planung und Auswahl geeigneter Systeme sind in der DIN 1989-2 (Regenwassernutzungsanlagen / Filter) [DIN4] definiert.

Regenwasserspeicher

Vor Eintritt in den Regenwasserspeicher sind grobpartikuläre Verunreinigungen (Blätter, Blüten, Samen, ...) aus dem Dachablauf zu separieren. Geeignet sind hierfür z.B. ausreichend dimensionierte Fallrohrfilter. Die DIN 1989/2 [DIN4] empfiehlt zusätzliche Einrichtungen zum Erstverwurf. Die Speicherelemente für aufgefangenes Regenwasser ermöglichen eine weitergehende Entfernung von Schwebstoffen durch Sedimentation und dienen der Bevorratung gereinigten Wassers. In begrenztem Ausmaß erfolgt auch eine biologische Selbstreinigung.

Speicher sind entsprechend der Anschlussfläche und der zu erwartenden Belastungen (nach DIN 1989-1 [DIN4]) zu dimensionieren und an die betrieblichen Verbrauchsstrukturen zu optimieren. Für die quantitative Bemessung sind tägliche Angaben zum Betriebswasserbedarf und zur lokalen Niederschlagscharakteristik zu nutzen, die in iterativen Speichermodellen die optimale Speichergröße abbilden.

Allgemein reinigen werksgefertigte Speicher auch das Regenwasser. Der Aufstellungsort sollte den Speichertank gegen starke Wärmeeinwirkung oder Frost schützen und lichtdicht sein. Der Einbau kann in Gebäuden (Innenspeicher) oder unterirdisch im Erdreich (Außenspeicher) erfolgen. Innenspeicher werden allgemein nur zur Nachrüstung im Bestand

eingebaut, der überwiegende Teil kommt heute als monolithische Erdspeicher zum Einsatz. Als Baumaterial von Innenspeichern hat sich allgemein Polyethylen (HD-PE) durchgesetzt. Außentanks werden aus PE, glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) oder Beton (B45 oder B65) angeboten. Die Anlagen sind auf Dichtheit zu prüfen (DIN 1989-3) [DIN4]. Bei unterirdischen Zisternen ist die Auftriebssicherheit zu beachten, Tank, Revisionsschacht und Abdeckung müssen allgemein der Belastungsklasse SLW 30 (max. Achslast 11,5 t) entsprechen.

Werksgefertigte Speicher werden allgemein als modular aufgebaute Einheiten aus Zulauf, Überlauf und Entnahmeeinbauten angeboten. Moderne Anlagen fassen Filter und Speicher konstruktiv zusammen. Die DIN 1989/3 [DIN4] normt Bauteile wie Inspektionsöffnungen, Einstiegsdome / -öffnungen sowie Installationen.

Bei Innenspeichern erlaubt der modulare Aufbau eine problemlose Vergrößerung des Speichervolumens durch Erweiterungstanks. Erdspeicher sind i.d.R. vormontiert mit integrierten Filterelementen und können bei entsprechender Drosselung der Rückhalte-speicherung dienen. Bedeutsam für die Anlagenfunktion sind verwirbelungsfreie oder diffus-breitflächige Zuläufe zur Gewährleistung der dauerhaften Sedimentation, die primär durch Gestaltung und Anordnung von Zu- und Überlauf sowie der Wasserentnahme bestimmt wird. Auf ergänzende Feinfilter im Speicherablauf kann allgemein verzichtet werden, da das Zisternenwasser schwebstoffarm ist. Besteht ein regelmäßiges Risiko eines hohen Eintrags von Blütenpollen, ist ein häufiger Überlauf zur Abscheidung der Schwimmschicht sicherzustellen. Der Überlauf muss mindestens der Größe des Zulaufs entsprechen und unterhalb der Zulaufleitung liegen. Die Wasserentnahme kann mit einer schwimmenden Leitung oder durch ein Standrohr erfolgen. Sie ist darauf abzustimmen, dass kein Sediment oder Schwimmstoffe angesaugt werden und die Ansauggeschwindigkeit gering ist.

Um die Betriebssicherheit auch bei nicht ausreichender Regenspende in Trockenperioden zu gewähren, ist nach DIN 1989/1 [DIN4] eine Nachspeisemöglichkeit aus dem Stadtwassernetz erforderlich. Zum Schutz des Trinkwassernetzes ist für die Nachspeisung gemäß EN 1717 ein freier Auslauf zur Vermeidung eines Rückflusses vorzusehen.

Überlaufwasser

Der Überlauf von Speichern kann in Abwassersysteme oder über Versickerungsanlagen abgeleitet werden: In beiden Fällen dürfen ableitende Rohrsysteme keine Querschnittsverengungen aufweisen. Bei Einleitung in das Kanalsystem sind Überlaufleitungen mit Geruchsverschlüssen zu versehen und gegen Eindringen von Kleintieren oder Kanalgasen zu schützen. Generell ist bei sickerfähigem Untergrund eine Versickerung im Boden anzustreben, für die nach §7 WHG grundsätzlich eine Erlaubnis einzuholen ist und bei Metall-dächern die länderspezifischen Regelungen zu beachten sind. Geeignete Versickerungs-verfahren sind der ATV-A 138 [ATV03] zu entnehmen, wobei bei der Anlagendimensionierung die Retentionswirkung der Speicher berücksichtigt werden kann.

Pumpen und Leitungen

Zentrales Element der Regenwassernutzungsanlage ist eine zuverlässige, optimal dimensionierte Betriebswasserpumpe. Handelsübliche Pumpen haben zuverlässige, automatisierte Steuerungssysteme, die bedarfsorientiert ein- bzw. abschalten und auch ggf. die automatische Nachspeisung sicherstellen. Sie müssen auf Handbetrieb umstellbar sein. Gemeinsam mit der MSR-Technik sind Pumpen oft bereits vollständig in Regenwasser-zentralen integriert.

Pumpensysteme sind so auszulegen, zu betreiben und zu warten, dass die ständige Betriebssicherheit der Regenwassernutzungsanlage gegeben ist. Saugleitungen sind möglichst kurz zu halten sowie vakuumdicht und stetig ansteigend zur Pumpe auszuführen. Bei den Pumpen wird zwischen trocken aufgestellten Pumpen und Tauchpumpen unterschieden. Bevorzugt sind Kreiselpumpen mit stabiler Kennlinie zu verwenden, die als Mehrfachpumpen-Anlage auch stärkerer hydraulischer Beanspruchung und hohen Anforderungen an die Versorgungssicherheit genügen. Bei diesen Mehrpumpensystemen ist je Pumpe eine separate Saugleitung erforderlich. Membranausdehnungsgefäße verhindern Druckschläge und Flatterschaltungen. Die Pumpen müssen einen Trockenlaufschutz sowie einen Motorschutzschalter gegen thermische oder elektrische Überlast haben.

Tauchpumpen werden direkt im Speicher eingebaut und sind daher etwas teurer. Die höheren Investitionskosten amortisieren sich aber durch günstigere Ansaugverhältnisse. Für die einwandfreie Funktion der Tauchpumpen ist ein Mindestwasserstand erforderlich und es dürfen weder Sediment noch Schwimmstoffe angesaugt werden. Die Druckleitung ist gegen Rückfluss zu sichern.

Die Pumpen sollten für Wartungsarbeiten leicht demontierbar sein. Leitungen sind servicefreundlich zu installieren, frostsicher zu verlegen oder bei Frostrisiko zu entleeren.

Regenwasserzentralen

Die heute überwiegend komplett anschlussfertig eingesetzten Regenwasserzentralen haben bereits werksseitig die Einzelkomponenten Pumpe, Trinkwassernachspeisung und MSR-Technik integriert. Sie folgen den Anforderungen der DIN 1989/4 („Steuerung und Überwachung von Regenwasserzentralen“) [DIN4]. In automatisierter Form sorgt die Steuerungstechnik für ein intelligentes Regenwasser-Management. Sie steuert den Pumpeneinsatz, erfasst den Füllstand der Speicher und schaltet bedarfsgerechte Nachspeisungen zu. Daneben sind weitere Funktionen optional (Rückstauüberwachung, Störmeldung, Verbrauchsmessung, Datenerfassung, Gebäudeleittechnik). In einigen Varianten wird der Tankinhalt der Nachspeisung automatisch in Intervallen ausgetauscht, um eine Verkeimung zu vermeiden.

- Anhang B -

Filter zur Regenwassernutzung [FBR11]

Produkt	Rakoma- und Versenkungsfilter	Twinfilter	Kompactfilter KF	Rainus	VF2	VF3	VF6	UWC-Zaunfontänenfilter	UWC-HT 250	GEP-Filter	GEP-Trident 150
Hersteller	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	3 P Technik Filter Systeme GmbH	ASP GmbH & Co KG	ASP GmbH & Co KG	Dehoust GmbH	Dehoust
Einbauort	Vorschaicht od. Regenspeicher	Vorschaicht	Regenwasserspeicher	Fallrohr	Vorschaicht	Vorschaicht	Vorschaicht	Erdreich	Regenspeicher	Erdreich	Domschaicht
abgeschieden Korngröße (mm)	0,55	0,65	0,70	0,55	1,00	1,00	1,00	0,20	0,20	0,35	0,35
Abmessungen (L x B x H; mm)	380, 515	660 x 660 x 873	405 x 175 x 320	215 x 120 x 5054	390 x 540 x 670	960 x 540 x 670	960 x 540 x 670	630, 900 optional	250, 220	430 x 700 x 510	540 x 154 x 356
Befahrbarkeit	-	x	-	-	x	x	x	-	-	-	-
Reinigungsintervall (empf.)	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	2-3 Mon.	2-3 Mon.	2 x a ¹	2 x a ¹
DIN 1989	x	x	x	x	x	x	x	k.A.	k.A.	x	x

Produkt	HS-Reinigungs-schicht	Filter C-Klasse	Minimax-Filter Extrem	Minimax-Filter Intern	Optimax-Filter extern	Optimax-Pro Filter Intern	Universal-Filter 3 Extrem	Universal-Filter 3 intern	Tankvorbaufilter	Erdbebaufilter	Biofilter
Hersteller	Funke Kunststoffe GmbH	GSP Industrie-Systeme GmbH	Olto Graf GmbH	Olto Graf GmbH	Olto Graf GmbH	Olto Graf GmbH	Olto Graf GmbH	Olto Graf GmbH	GreenLife GmbH	GreenLife GmbH	GreenLife GmbH
Einbauort	Erdreich	Zielene, Gebäude, Schacht	Erdreich	Dom	Erdreich	Dom	Erdreich	Dom	Speicher, Schacht	Erdreich	Speicher
abgeschieden Korngröße (mm)	0,60	0,60	0,50	0,50	0,35	0,35	0,35	0,35	0,50	0,50	k.A.
Abmessungen (L x B x H; mm)	900 x 500	k.A.	550 x 465 (+55)	495 x 260 x 370	550 x 580 (+1050)	480 x 260 x 320	550 x 600 (+1050)	570 x 465	260 x 280 x 185	260 x 280 x 185	480 x 480 x 720
Befahrbarkeit	x (bis Kl. D)	-	x	k.A.	x	k.A.	x	-	-	-	-
Reinigungsintervall (empf.)	1 - 2 x a ¹	selbstreinigend	1 - 2 x a ¹	1 - 2 x a ¹	1 - 2 x a ¹	1 - 2 x a ¹	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	1 - 2 x a ¹	1 - 2 x a ¹	5 a
DIN 1989	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-

Produkt	Wechselungsfilter DN 100	Wechselungsfilter WSP 150 - WSP 400	Filterkorn	Metallsiebfilter Tecto M/S 300	Spaltfilter	Gartenfilter	ZF	MAXI Plus	Wirbel-Fall-Filter Kombifilter	Wirbel-Fall-Filter WFF 300	Standrohr-Filter	Filter-sammel
Hersteller	Inlewa GmbH	Inlewa GmbH	Mai GmbH	Mai GmbH	Mai GmbH	Mai GmbH	Nau GmbH / 3 P	REWATEC GmbH	WISY AG	WISY AG	WISY AG	WISY AG
Einbauort	Speicher, Schacht	Speicher, Schacht	Speicher	Erdreich	Speicher	Speicher	Dom	Erdreich	Erdreich, Speicher	Erdreich, oberid.	Erdreich, oberid.	Fallrohr
abgeschieden Korngröße (mm)	0,80	0,80	0,40	k.A.	0,80	1,00	1,00	0,50	0,28 / 0,44	0,38	0,28 / 0,44	> 0,28 / > 0,44
Abmessungen (L x B x H; mm)	604 x 180 x 290	305 x 200	305 x 200	2000 - 3380	2 x 110 x 150	400 x 250 x 250	402 x 120 x 305	350 x 350 x 625	315 x 541 / 779 / 600	700 x 1067	120 x 960	120 x 352
Befahrbarkeit	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	entfall
Reinigungsintervall (empf.)	nahezu reinigungsfrei	nahezu reinigungsfrei	2 x a ¹	1 x 25 a ¹	2 x a ¹	2 x a ¹	k.A.	6 x a ¹	2 x a ¹	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung	nach Verschmutzung
DIN 1989	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x

- Anhang B -

Speicherelemente [FBR11]

Produkt	Hersteller	UWC-Multiflex	UWC-Clastic IT 5500	REP-Regenwasserzähler	GARANTIA Columbuus-Erdtank	GARANTIA Cristall-Erdtank	Regenwasser-Erdtank Carat	Regenwasser-Erdtank Carat XL	Regenwasser-Fischtank Platin	GreenLife System / GreenLife Kontakt	HeiterBloc-Gartenspeicher
Gesamt- / Nutzvolumen (l)	ASP GmbH & Co KG	6000	3500	6500 / 6350	3700	1600	2700	6500	1500	4700 / 4500	variabel
Befüllbarkeit	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(x)	x
Abmessungen (L x B x H mm)	ASP GmbH & Co KG	1850 x 2400	1850 x 2400	2440 x 2220 x 2500	2440 x 1650 x 1950	2100 x 1050 x 1220	2080 x 1565 x 2010	3500 x 2040 x 2700	2100 x 1250 x 1015	2300 x 1800 x 1940	6000 x 400 x var.
Domechacht (Ø / H mm)	ASP GmbH & Co KG	630 / 1950 - 900	630 / 400	600 / 700	600 / 370	600 / 100	650 / 610	650 / 610	650 / 315	700 / 450 - 695	630 / 200
Einheligsöffn. (Ø mm)	600	600	600	600	600	600	600	600	650	600	630
DIN 1985	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Produkt	Hersteller	Fliechspeicher SLW (S)	Blue Rain	Atlantis 4000	RAURAIN Regenwasserlank	Flachlank	Blue Line	Aqua Terme 112	Aqua Terme 122	Aqua Terme 135	Aqua Terme 204 / RAIS 204
Gesamt- / Nutzvolumen (l)	Heiter GmbH	750	4000	4000	5000 / 4700	3200 / 3000	5200 / 5000	5000	4000	5000	5000
Befüllbarkeit	x	x	x	x	x	x	x	bis 2,2 l	bis 2,2 l	(x)	x
Abmessungen (L x B x H mm)	750 x 1200 x 1200	2000 x 1800 x 2500	DN 1950	2395 x 1980 x 2375	2450 x 1700 x 1700	2400 x 2400 x 735	2400 x 2010 x 2250	2375 x 2355 x 2220	3155 x 1220 x 2235	2375 x 1350 x 2940	2330 x 2024 x 2850
Domechacht (Ø / H mm)	800 / 200	600 / 450	k.A.	620 / 514	600 / 570 - 740	600 / 200	600 / 270	756 / 875	756 / 875	756 / 875	756 / 875
Einheligsöffn. (Ø mm)	800	600	600	600	600	600	600	626	626	626	626
DIN 1985	x	x	x	x	x	x	x	x	k.A.	k.A.	x

Produkt	Hersteller	Fliechspeicher Twinbloc	WISY-Speicher mit WFF
Gesamt- / Nutzvolumen (l)	Roth Umweltechnik	3500	WISY AG
Befüllbarkeit	x	x	4500
Abmessungen (L x B x H mm)	2350 x 2300 x 975	2350 x 2510 x (2770 / 3020)	x
Domechacht (Ø / H mm)	600 / var.	700 / 820	700
Einheligsöffn. (Ø mm)	600	700	700
DIN 1985	x	x	x

- Anhang B -

Speicherelemente [FBR11]

Produkt	Hersteller	Filterstämme	Combi-Zisteme	RET-Paket	RAINKEEPER Regenwasserzisteme Typ M	RAINKEEPER Volumax Regenwasserzisteme 10/15/20 l	MONITEC MTA 5	Combi Max	DUO-PLUS Zisteme	Construct 3	Regenpfeicher Comfort Filterkoro	Regenpfeicher spaltlehter
Beton Speicher Gesamt- / Nutzvolumen (l) Behälterart Filter (abgeschiedene Korngröße mm) Reinigungsintervall Abmessungen (L x B x H; mm) Domschacht (Ø / H mm) Einleiteöffn. (Ø mm) DN 1999	GEP Umweltechnik GmbH	6000 x 0,35 2 x a ⁻¹ ⊙ 2200 x 2860 625 / 450 600 x	Finger Baustoffe GmbH 6200 / 5700 x 0,55 2 x a ⁻¹ ⊙ 2200 x 2750 625 / var. 625 x	H&W Regenwasserzisteme 3000 k.A. 0,55 2 x a ⁻¹ k.A. k.A. x	Hacon Betonwerke GmbH 300 (X) k.A. n. Verschmutzung ⊙ 2000 x 1580 625 k.A.	Hacon Betonwerke GmbH 10500 x k.A. n. Verschmutzung ⊙ 2500 x 3050 625 k.A.	Häfe GmbH 5000 x 0,55 2 x a ⁻¹ ⊙ 2000 x 3050 1000 / var. 625 x	Kelther Umweltechnik GmbH Co. KG 7000 x 0,26 1 x a ⁻¹ ⊙ 2600 x 2660 625 / var. 625 k.A.	KLARO GmbH 4600 x 0,5-0,8 2 x a ⁻¹ ⊙ 2200 x 1900 625 k.A.	Kreisel & Sohn GmbH 2400 x 0,44 4 x a ⁻¹ ⊙ 2000 x 3050 ⊙ 1000 / var. 625 x	Mall GmbH 5500 / 5000 x 0,8 2 x a ⁻¹ ⊙ 2000 x 2500 625 / 400 600 x	Mall GmbH 4700 x 0,8 2 x a ⁻¹ ⊙ 2000 x 2500 625 / 400 600 x

Produkt	Hersteller	Öko-Regenpfeicher	Reva Kompakt System	RHEBAU GmbH	Kubus Combi-Zisteme Typ C	RZM Siegfried Röser GmbH	RMA/200 - RN 18/250
Beton Speicher Gesamt- / Nutzvolumen (l) Behälterart Filter (abgeschiedene Korngröße mm) Reinigungsintervall Abmessungen (L x B x H; mm) Domschacht (Ø / H mm) Einleiteöffn. (Ø mm) DN 1999	ECO GR200 mit Ablaufdrossel B Müller GmbH 6300 x k.A. n. Verschmutzung ⊙ 2000 x 3000 600 / 300 625 x	Reva / Awouters 3000 (X) 0,3-0,8 k.A. ⊙ 2800 x 2800 800 / 700 625 x	1100 x 2 x a ⁻¹ ⊙ 1200 - 3300 x 4000 625 / var. 625 x	Karl Röser & Sohn GmbH 4700 / 4100 x 0,65 2 x a ⁻¹ ⊙ 2240 x 2350 625 / var. 625 x	Siegfried Röser GmbH 6300 x k.A. 2 x a ⁻¹ ⊙ 2000 x 2300 k.A. 625 x	Zink GmbH 4000 x k.A. n. Verschmutzung ⊙ 2000 x 4300 625 / 380 625 k.A.	

Produkt	Hersteller	Herkuless-Tank	Hausspeicher	VILLO-RW1500 AU-MAXIM/ROSEM
Innenpeicher Gesamt- / Nutzvolumen (l) Abmessungen (L x B x H mm) Reinigungsöffnung (Ø mm) DN 1999	GEP-RW1500 1500 B Derouet GmbH 1500 / 1425 1560 x 820 x 1640 400 x	Oljo Graf GmbH 1600 1350 x 1350 x 1600 200 x	Roth Umweltechnik 1100 1450 x 720 x 1375 400 x	WILLO SE 1550 / 1500 1730 x 820 x 1700 440 x

- Anhang B - Pumpen [FBR11]

Produkt Nennleistung (kW) Nennleistung (CV) Nennleistung (HP)	Modell	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]		Anzahl 12000 l [HP]	
										max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)	max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	0,1	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	12,8	25,6	51,2	102,4	204,8	409,6
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Produkt Nennleistung (kW) Nennleistung (CV) Nennleistung (HP)	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [CV]		Anzahl 12000 l [HP]	
										max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)	max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	12,8	25,6	51,2	102,4	204,8	409,6	819,2
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Produkt Nennleistung (kW) Nennleistung (CV) Nennleistung (HP)	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [CV]		Anzahl 12000 l [HP]	
										max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)	max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	12,8	25,6	51,2	102,4	204,8	409,6	819,2
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Produkt Nennleistung (kW) Nennleistung (CV) Nennleistung (HP)	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [HP]	Anzahl 12000 l [CV]	Anzahl 12000 l [CV]		Anzahl 12000 l [HP]	
										max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)	max. Durchfluss (m³/h)	max. Förderhöhe (m)
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	12,8	25,6	51,2	102,4	204,8	409,6	819,2
max. Förderhöhe (m) max. Durchfluss (m³/h)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

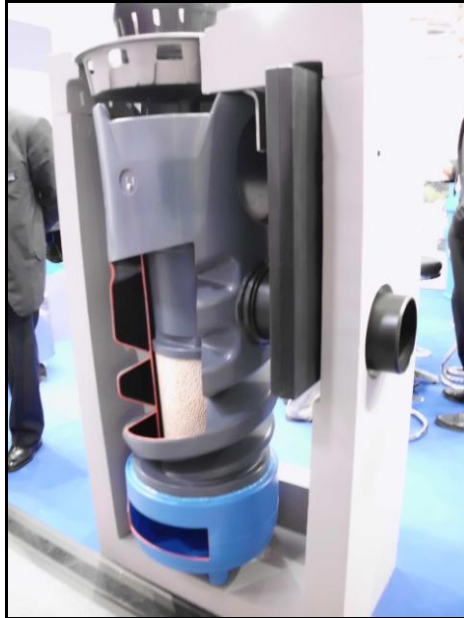
- Anhang B -

Dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen [FBR11]

FBR11 Hendel Brennereich Astrawerkfläche Bäume Parklandschaft Wohnpark Bühnen Wohngebiet Bühnen	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter phys., chem., mechan. i.A. i.A. 3,34 3,34	3-Fach-Produkt 1300 3-Fach-Produkt 1300 Funktions, Stripes, Individualität 100 - 115 m ² / Filter chem. + mechan. physikal., chem. 2x: 100 Chem.-10%, 400 95 - 98%, 1000: 100% 2,14 3,14	3-Fach-Produkt 1300 3-Fach-Produkt 1300 Funktions, Stripes, Individualität 100 - 115 m ² / Filter chem. + mechan. physikal., chem. 2x: 100 Chem.-10%, 400 95 - 98%, 1000: 100% 2,14 3,14	3-Fach-Produkt 1300 3-Fach-Produkt 1300 Funktions, Stripes, Individualität 100 - 115 m ² / Filter chem. + mechan. physikal., chem. 2x: 100 Chem.-10%, 400 95 - 98%, 1000: 100% 2,14 3,14	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34
FBR11 Hendel Brennereich Astrawerkfläche Bäume Parklandschaft Wohnpark Bühnen Wohngebiet Bühnen	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34
FBR11 Hendel Brennereich Astrawerkfläche Bäume Parklandschaft Wohnpark Bühnen Wohngebiet Bühnen	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34
FBR11 Hendel Brennereich Astrawerkfläche Bäume Parklandschaft Wohnpark Bühnen Wohngebiet Bühnen	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34
FBR11 Hendel Brennereich Astrawerkfläche Bäume Parklandschaft Wohnpark Bühnen Wohngebiet Bühnen	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34	BRUNNEN KOLLEKTOR Kollektor Funktions, Stripes, Individualität 30 m ² / Filter 30 m ² / Filter physikal. "Vorgefertig" i.A. i.A. 3,34 3,34

- ANHANG C -

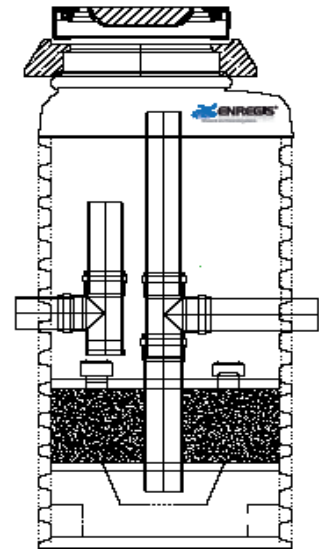
Schachtanlagen mit Filtersubstraten



① Budovinci Straßeneinlauf
(3P-TECHNIK)



① ESAF Schwermetalladsorptionsfilterschacht
(ENREGIS)

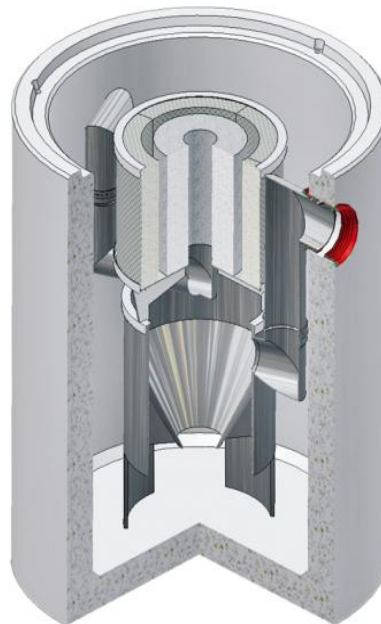


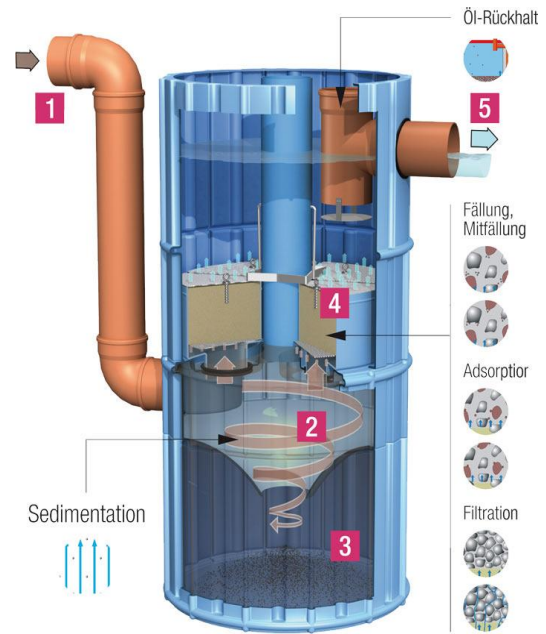


② **Sedipipe**
(FRÄNKISCHE ROHRWERKE)



③ **Viaplus Substratfilter**
(MALL GMBH)





④ Rausikko Hydroclean (REHAU)

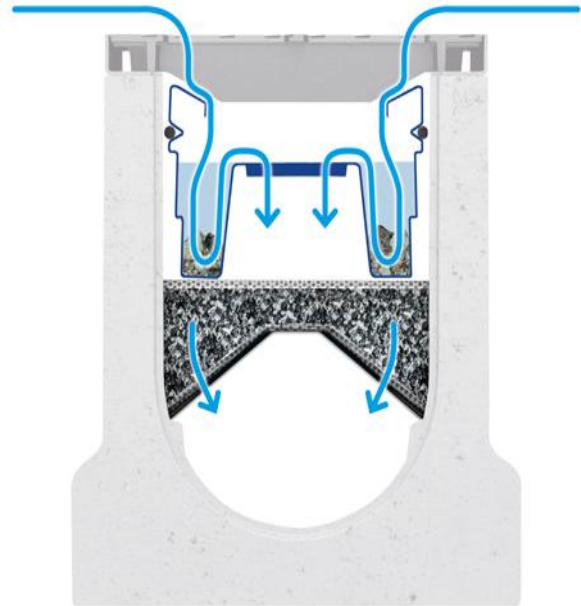


⑤ Substratfilter Certaro (WAVIN)

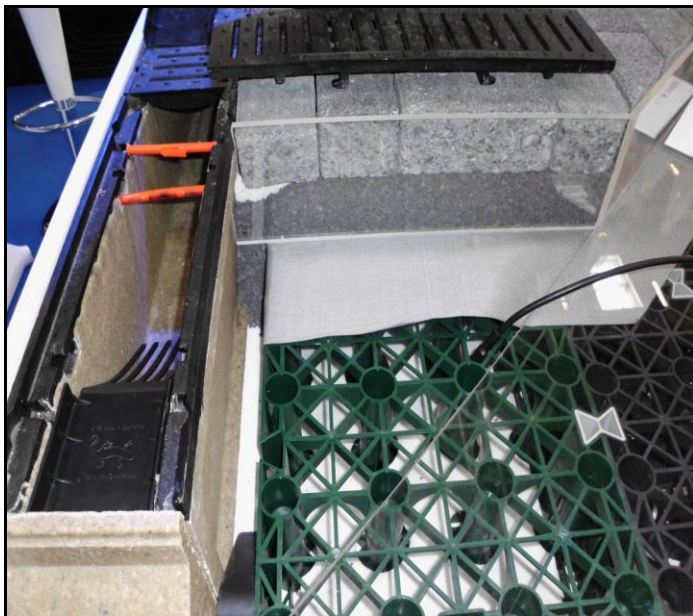


⑥ **STOPPOL® 10CKF**
(SAINT DIZIER)

Rinnensysteme mit Filtersubstraten



⑦ **Bircopur Filtrationsrinne**
(BIRCO)



⑧ **Permachannel**
(ENREGIS)



© D-Rainclean®
(FUNKE KUNSTSTOFFE)



⑩ Drainfix Clean
(HAURATON)

- ANHANG D -
GEWÄCHSHÄUSER IN STAHLSCHELETTBAUWEISE



Ort, Datum

**Unterschrift des Projektleiters
der Forschungsstelle
Hochschule Bremen
Institut für Umwelt- und Biotechnik**