

Optimierung gartenbaulich genutzter Versickerungsmulden zur Minimie- rung nachteiliger Beeinflussungen von Grund- und Oberflächenwässern

- Az 17-02.04.01-11/2011 -

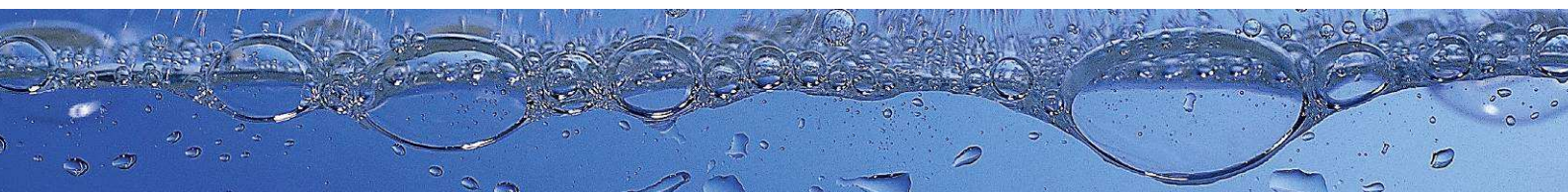
Abschlussbericht zum Projektantrag Nr. 10291/2011/21728

Projektbearbeitung gemeinsam mit: Wasserschutzkooperation
Kevelaer-Keylaer

November 2014

gefördert durch:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Geschäftsführung:
Dr.-Ing. Wolf Merkel

Wissenschaftliches Direktorium:
Prof. Dr. Torsten C. Schmidt (Sprecher), Prof. Dr. Hans-Curt Flemming
Prof. Dr. Andreas Hoffjan, Prof. Dr. Christoph Schüth



Amtsgericht Duisburg HRB Nr. 14699
Sparkasse Mülheim an der Ruhr IBAN DE73 3625 0000 0300 0930 19
SWIFT BIC SPMHDE3E
Commerzbank AG Mülheim an der Ruhr IBAN DE30 3624 0045 0762 6310 00
SWIFT BIC COBADEFFXX
Internet: www.iww-online.de

Bearbeitung

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH

Moritzstraße 26
45476 Mülheim an der Ruhr

www.iww-online.de

Dr. Reinhard Fohrmann (Projektleiter)

Telefon: 0208 40303-250

r.fohrmann@iww-online.de

Wissenschaftlicher Direktor: Prof. Dr. Ch. Schüth

Wasserschutzkooperation Kevelaer-Keylaer

Dipl.-Ing. Gartenbau (FH) Elke Mattheus-Staack
Landwirtschaftskammer NRW
Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler
Beraterin Zierpflanzenbau & Wasserschutz
Hans-Tenhaeff-Str. 40-42
47638 Straelen
Telefon: 02834 704189
Elke.mattheus-staack@lwk.nrw.de

Bearbeitungszeitraum: September 2011 bis Oktober 2014

Zur besseren Lesbarkeit wird nicht zwischen weiblichen und männlichen Berufsbezeichnungen unterschieden; es sind immer beide Geschlechter gleichberechtigt angesprochen.

[IWW\14-11-27-Abschlussbericht.docx](#)

Geschäftsführung:
Dr.-Ing. Wolf Merkel

Wissenschaftliches Direktorium:
Prof. Dr. Torsten C. Schmidt (Sprecher), Prof. Dr. Hans-Curt Flemming
Prof. Dr. Andreas Hoffjan, Prof. Dr. Christoph Schüth



Amtsgericht Duisburg HRB Nr. 14699
Sparkasse Mülheim an der Ruhr IBAN DE73 3625 0000 0300 0930 19
SWIFT BIC SPMHDE3E
Commerzbank AG Mülheim an der Ruhr IBAN DE30 3624 0045 0762 6310 00
SWIFT BIC COBADEFFXX
Internet: www.iww-online.de

Danksagung

Wir bedanken uns für die finanzielle Förderung der hier vorgelegten Untersuchung durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Für die Unterstützung bei der konzeptionellen Entwicklung der Versuchsanlage sowie dem Aufbau der verwendeten Messtechnik bedanken wir uns bei den Kollegen der Landwirtschaftskammer NRW vom Versuchszentrum Gartenbau Straelen / Köln-Auweiler sowie vom Pflanzenschutzdienst, namentlich den Herrn Otto Domke, Herrn Harald Kramer, Herrn Michael Stuch.

Für die inhaltliche und organisatorische Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen danken wir den Stadtwerken Kevelaer, namentlich Herrn Hans-Josef Thönnissen.

Unser ganz besonderer Dank gilt den Gärtnern und Gärtnerinnen der Wasserschutzkooperation Kevelaer-Keylaer, durch deren Initiative und tatkräftige Unterstützung diese Untersuchung erst möglich wurde.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Am Beispiel einer gartenbaulich als Container-Stellfläche überwiegend für die Produktion von *Calluna vulgaris* (Besenheide) genutzten Fläche sollte in dem hier beschriebenen Untersuchungsvorhaben geprüft werden, welche Dränwassermengen unter den gegebenen Bewirtschaftungs- und Witterungsbedingungen von der ca. 1 ha großen Versuchsfläche im Zeitverlauf anfallen, sowie welche Nitrat- und PSM-Frachten bzw. -konzentrationen darin enthalten sind. Da die anfallenden Dränwässer ursprünglich direkt in eine neben der Versuchsfläche liegende Versickerungsmulde eingeleitet wurden, sollte weiterhin geprüft werden, wie durch eine Umgestaltung der Versickerungsmulde die mit dem Dränwasser eingeleiteten Schadstofffrachten (Nitrat, PSM-Rückstände) vor ihrer Versickerung möglichst weitgehend vermindert werden können.

Zu diesem Zweck wurde im Herbst/Winter 2011 die ursprüngliche Versickerungsmulde (ca. 240 m²) zu einem Mehrkammersystem aus Vorlagespeicher (ca. 120 m³), Biobed (ca. 150 m²) und Pflanzbeet (ca. 90 m²) umgestaltet. Zur Vermeidung von Verzerrungen der Messergebnisse durch Austrocknung und/oder Niederschlagszufluss wurde das Biobed im Frühsommer 2012 überdacht. Das Biobed wurde zu diesem Zweck im Frühjahr 2012 mit einem organischen Substrat aus Stroh-, Holzhackschnitzeln und Weisstorf sowie (zur biologischen Aktivierung) aus Mutterboden aufgefüllt (ca. 80 m³). Im Dezember 2013 wurde dieses Substrat nach Setzungs- und Mineralisierungsprozessen einmal ergänzt. Das Pflanzbeet wurde in 2012 angelegt und nach Entwicklungsproblemen vor allem des Chinaschilfs im Juni 2012 und Juli 2013 nachgepflanzt. Anschließend entwickelte sich der Pflanzenbewuchs plangemäß und üppig.

Die Untersuchungen begannen im November 2011 und wurden im Juli 2014 abgeschlossen. Kontinuierliche Messungen zu den anfallenden Dränwassermengen sowie zu den relevanten Qualitätsparametern an verschiedenen Beprobungspunkten der Versickerungsanlage konnten jedoch erst ab Mai 2014 durchgeführt werden, da die Witterung im Winter 2011/12 die abschließende Installation der benötigten Messtechnik verzögerte.

Die Betriebsbedingungen der Anlage (v.a. der eingeleiteten Dränwassermengen) wechselten, z. T. um sukzessive optimierte Bedingungen zu erarbeiten, z. T. auch durch technisch und/oder witterungsbedingte Ausfallzeiten. Unter den gegebenen Betriebsbedingungen lag die mittlere Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes bei ca. 6,5 m³/d, die maximale Aufnahmekapazität bei ca. 11,5 m³/d.

Vor allem das Versuchsjahr 2012 war geprägt durch überdurchschnittlich hohe Niederschläge in den Monaten Juni und Juli, in deren Folge es einerseits zu untypisch hohem Dränwasseranfall kam. Die feuchte Witterung führte darüber hinaus auch zu erhöhtem Schaderregerdruck, in der Folge zu intensiveren Pflanzenschutzmaßnahmen und wegen der hohen Niederschläge sowohl zu höheren PSM- als auch Stickstofffrachten und -konzentrationen im Dränwasser.

Insgesamt fielen im gesamten Messzeitraum (Mai 2012 - Juli 2014) ca. 20.600 m³ Niederschlag auf die Versuchsfläche, weitere ca. 12.800 m³ wurden auf der Fläche verregnet. In der Folge flossen im Messzeitraum ca. 18.800 m³ Dränwasser von der Fläche ab. Hiervon konnten 5.100 m³ über die Versickerungsanlage geleitet werden, der verbleibende Anteil von 13.700 m³ musste mangels Aufnahmekapazitäten der Versickerungsanlage direkt abgeschlagen werden (in einen kleinen Vorfluter). Es kommt innerhalb des Messzeitraumes vor allem wegen der unregelmäßigen Niederschlagsereignisse zu großen (absoluten) Schwankungen im Dränwasserabfluss, insgesamt ist ein zunehmender Anteil von über die Anlage geleiteten Dränwässern (ca. 21 % im hydrologischen Jahr 2012/13, 32 % im hydrologischen Jahr 2013/14, sowie 37 % in der ersten Hälfte des hydrologischen Sommerhalbjahres 2014 (nur bis Juli) zu verzeichnen.

Die Messungen zur Entwicklung der (Drän-)Wasserbeschaffenheit an den verschiedenen Beprobungspunkten der Anlage erfolgten im ca. 5-wöchentlichen Rhythmus. Zur Abschätzung der transportierten Nitrat- und PSM-Frachten wurden die Werte zwischen den Beprobungszeitpunkten als Tageswerte linear interpoliert.

Die Nitratkonzentrationen im abfließenden Dränwasser schwankten stark in Abhängigkeit von den praktizierten Bewirtschaftungsmaßnahmen. Es wurden Spitzenwerte von 600 mg NO₃ pro Liter im Dränabfluss gemessen. In den Wintermonaten gingen die Werte gegen Null zurück. Mit dem relativ hohen Dränwasseranteil, der direkt in die Vorflut abgeschlagen werden musste, wurden auch vergleichsweise hohe N-Frachten in die Vorflut eingeleitet. Dies gilt insbesondere für das hydrologische Sommerhalbjahr 2012, v. a. auf Grund der ungünstigen Witterungsbedingungen, aber auch wg. eingeschränkter Betriebsmöglichkeiten auf Grund von Pflege- bzw. Nachpflanzarbeiten am Pflanzbeet. In 2013 und 2014 fielen insgesamt deutlich geringere N-Frachten an. Der Nitratabbau in der Versickerungsanlage nahm im Untersuchungszeitraum zu. So konnten die mit dem Dränwasser ins Biobed eingeleiteten N-Frachten bis zum Pflanzbeet im hydrologischen Sommerhalbjahr (hShj) 2012 bis auf 40 % abgebaut werden, im hShj 2013 auf 32 % und in der ersten Hälfte des hShj 2014 auf 12 %. Analog dazu kam es zu einem entsprechenden Rückgang der Nitratkonzentrationen, die im

Mittel der einzelnen hydrologischen Halbjahre im Pflanzbeet überwiegend unter 50 mg/l Nitrat lagen.

Mit Ausnahme des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes lambda-Cyhalothrin wurden alle PSM-Wirkstoffe, die im Versuchszeitraum auf der Versuchsfläche zum Einsatz kamen und vom untersuchten Parameterspektrum „PSM Gartenbau“ abgedeckt waren (insgesamt 17 Wirkstoffe), mindestens einmal, z. T. auch regelmäßig in den von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässern nachgewiesen. Die in den Dränwässern nachgewiesenen Konzentrationen wiesen sowohl zwischen den einzelnen Messungen als auch den einzelnen Wirkstoffen große Schwankungen auf. Konzentrationsspitzen wurden jeweils zeitnah nach der Anwendung des betreffenden Wirkstoffes gemessen. In Abhängigkeit vom jeweiligen Wirkstoff lagen diese Konzentrationsspitzen bei Werten von $< 1 \mu\text{g/l}$ (Prochloraz) bis hin zu Werten von $> 200 \mu\text{g/l}$ (Metribuzin). Diese zeitnah nach der Anwendung in den Dränwässern nachgewiesenen Konzentrationen gingen anschließend aber auch relativ schnell wieder zurück. Da die Beprobungen lediglich mit einem Zeitabstand von ca. fünf Wochen durchgeführt werden konnten, wurden zur Berechnung der PSM-Frachten die gemessenen Konzentrationswerte zwischen den einzelnen Beprobungsterminen als Tageswerte lineare interpoliert. Da die genaue Dynamik der Konzentrationsentwicklung zwischen den Beprobungsterminen nicht eindeutig bekannt ist, können diese Angaben der ermittelten PSM-Frachten mit Unsicherheiten versehen sein.

Im hShj 2012 wurden auf Grund der feuchten Witterung von der Versuchsfläche insgesamt ca. 530 g PSM-Fracht ausgetragen. Im hShj 2013 und der ersten Hälfte des hShj 2014 lagen die ausgetragenen PSM-Frachten mit ca. 340 g bzw. ca. 125 g deutlich geringer. Auch in den hydrologischen Winterhalbjahren (hWhj) 2012/13 und 2013/14 fielen mit ca. 175 g bzw. ca. 80 g noch relevante PSM-Frachten an, die im Wesentlichen aber auf frühe PSM-Anwendungen im März/April zurückzuführen waren. Insgesamt gingen die PSM-Konzentrationen in den Dränwässern in den Wintermonaten deutlich zurück. In den einzelnen hydrologischen Halbjahren konnten 25 - 40 % der von der Versuchsfläche ausgetragenen PSM-Frachten mit dem entsprechenden Dränwasservolumen über die Versickerungsanlage geleitet werden. Während der Passage durch die Versickerungsanlage erfolgt praktisch ein vollständiger Rückhalt der mit den Dränwässern eingeleiteten PSM-Wirkstoffe (Ausnahme: Metribuzin), vor allem im Biobed. Im Mittel der einzelnen hydrologischen Halbjahre liegen die durchschnittlichen PSM-Konzentrationen der von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer zwischen 30 und 90 $\mu\text{g/l}$ (Mittel aller Wirkstoffe). Am Ende des Pflanzbeets errechnet sich für die hydrologischen Halbjahre eine mittlere Konzentration von 5 - 18 $\mu\text{g/l}$ (über alle Wirkstoffe) bzw. 0,7 bis 1,5 $\mu\text{g/l}$ ohne Berücksichtigung des Wirkstoffes Metribu-

zin. Die Versuchsergebnisse zeigen somit einen sehr guten PSM-Rückhalt in der Versickerungsanlage (vor allem im Biobed) von ca. 80 % (inkl. Metribuzin) bzw. bis zu 98 % (ohne Metribuzin). Die mittleren PSM-Konzentrationen konnten im Pflanzbeet im Vergleich zur Vorlauf-Konzentration in den einzelnen hydrologischen Halbjahren um den Faktor 20 bis 60 reduziert werden.

Die Antworten der wesentlichen 5 Versuchsfragen werden somit wie folgt zusammengefasst:

- 1. Umgestaltung der Versickerungsmulde:** Die Umgestaltung der Versickerungsmulde war insgesamt erfolgreich. Sowohl im Ausbau als auch Betrieb liegen jedoch noch Optimierungspotenziale. Das Pflanzbeet als alleiniger Versickerungsbereich ist im derzeitigen Ausbau mit ca. 90 m² deutlich zu klein um die von der Versuchsfläche abfließende Dränwassermenge aufzunehmen und zu versickern. Das Biobed scheint für die angeschlossene Fläche hinreichend groß. Das Volumen des Vorlagespeichers könnte grundsätzlich größer sein. Die während des Anlagenbetriebs regelmäßig durch eine Spitzenlast (in Folge von Starkregenereignissen) auftretenden Engpässe bei der Aufnahmekapazität der Anlage können (unter Praxisbedingungen) aber nur sehr begrenzt durch erhöhtes Speichervolumen abgepuffert werden.
- 2. Kennzahlen zur Dimensionierung einer Versickerungsanlage:** Der Dränwasseranfall erfolgt zu 90 - 95 % als Folge von Niederschlagsereignissen und nur sehr begrenzt als Folge einer Beregnungsmaßnahme. Die Auswertungen haben gezeigt, dass die Leistungsfähigkeit der Anlage nur eingeschränkt durch eine Vergrößerung des Vorlagespeichers, v. a. aber durch Vergrößerung der Aufnahmekapazität des Pflanzbeets durch erhöht werden kann. Insgesamt kann die Aufnahmekapazität der hier untersuchten Anlage vermutlich noch durch einen optimierten Betrieb weiter erhöht werden. Die Projektergebnisse zeigen, dass das Pflanzbeet unter den bisherigen Betriebsbedingungen eine maximale Aufnahmekapazität von 11,5 m³/d hatte. Die in Abbildung 44 dargestellten Zusammenhänge zeigen, dass bei dieser Aufnahmekapazität im bisherigen Versuchszeitraum unter den gegebenen Rahmenbedingungen (123 m³ Vorlagespeicher, 90 m² Pflanzbeet) ca. 65 % des angefallenen Dränwassers hätten abgeschlagen werden müssen. Eine Vergrößerung der Grundfläche des Pflanzbeetes z. B. um den Faktor 3 (und damit eine Erhöhung der Aufnahmekapazität auf ca. 35 m³/d) und eine Vergrößerung des Vorlagespeichervolumens auf 200 m³ würde den Anteil des abzuschlagenden Dränwassers auf ca. 30 % reduzieren. Allerdings könnte grundsätzlich die gesamte anfallende Dränwassermenge über das Biobed geschickt und hier zumindest die PSM-Fracht reduziert werden. Der nicht vom Pflanzbeet aufzunehmende Dränwasseranteil von ca. 30 % wird dann nach Durchlauf des Biobeds abgeschlagen. Auf Basis dieser

Kalkulationen könnten ca. 70 % des anfallenden Dränwassers vollständig über die Versickerungsanlage und die verbleibenden 30 % zumindest über das Biobed geleitet werden. Allerdings kann auf Basis der bisherigen Untersuchungen noch nicht abschließend festgestellt werden, wie deutlich erhöhte Beaufschlagungsraten und Durchflusgeschwindigkeiten die Abbauleistung des Biobeds für PSM-Wirkstoffe beeinflussen. Generell ist jedoch zu berücksichtigen, dass

- die durchgeführten Kalkulationen sich auf die standörtlichen Bedingungen (ungünstige Versickerungseignung) sowie Bewirtschaftungsbedingungen der Versuchsfläche beziehen;
- der Messzeitraum wegen schwankender bzw. wechselnder Witterungs- und Bewirtschaftungsdaten, Anlaufschwierigkeiten des Anlagenbetriebs zu Versuchsbeginn sowie witterungs- und technisch bedingter Ausfallzeiten noch als vergleichsweise kurz einzuschätzen ist;
- die errechneten Frachten und mittleren Konzentrationen auf Basis eines vier bis fünf wöchentlichen Beprobungsrhythmus kalkuliert sind; die dazwischen liegenden Werte wurden als Tageswerte linear interpoliert; eine deutlich andere Dynamik der Konzentrationsentwicklungen - vor allem der PSM-Konzentrationen - zwischen den PN-Terminen (z. B. exponentiell abnehmend) würde die Fracht- und mittleren Konzentrationskalkulationen deutlich beeinflussen; die Nitratganglinien korrelieren hingegen sehr gut mit den zeitlich höher aufgelösten Ganglinien der Leitfähigkeit, so dass diese als valide angesehen werden;
- die Leistungsdauer des Biobeds, aber auch die Versickerungsleistung des Pflanzbeetes im Zeitverlauf noch durch längerfristige Untersuchungen ermittelt werden muss.

3. **Erfassung der N-Frachten und -konzentrationen:** Die Erfassung der N-Frachten gelang mit Versuchsaufbau und Messkonzept gut. Insgesamt waren erhebliche N-Frachten und -konzentrationen im von der Versuchsfläche abfließenden Dränwasser festzustellen. Die hohen N-Frachten des hShj 2012 von ca. 200 kg N waren jedoch v. a. durch ungünstige Witterungsbedingungen geprägt. Der N-Austrag aus der Produktionsfläche erfolgt sehr zeitnah nach der jeweiligen Düngung, da der Flächenaufbau (sorptionsschwache Granulatschicht) praktisch keine N-Speicherung zulässt. Der N-Austrag erfolgt somit praktisch ausschließlich während der Bewirtschaftungs-/Vegetationsperiode. Während der Passage der Dränwässer durch die Versickerungsanlage konnten die eingeleiteten N-Frachten auf ca. 15 - 40 % reduziert werden, so

dass die über die hydrologischen Halbjahre gemittelten Nitratkonzentrationen im Pflanzbeet überwiegend unter 50 mg/l lagen.

4. **Erfassung PSM-Frachten und -konzentrationen:** Die Erfassung der von der Versuchsfläche abfließenden PSM-Frachten und -Konzentrationen gelang mit dem Versuchsaufbau und Messkonzept gut. Die hohen PSM-Frachten des Jahres 2012 und die vergleichsweise große Zahl an nachgewiesenen Wirkstoffen waren vor allem auf die feuchte Witterung, sowie dem daraus resultierenden erhöhten Schaderregerdruck und erhöhten PSM-Einsatz zurückzuführen. Die Anzahl nachzuweisender PSM-Wirkstoffe als auch die angefallenen PSM-Frachten waren in 2013 und 2014 deutlich reduziert. Ca. 80 - 98 % der über die Anlage geleiteten Wirkstofffracht wurden (v. a. im Biobed) zurückgehalten. Der herbizide Wirkstoff Metribuzin war sowohl in Konzentration, Fracht als auch Eliminationsgrad in der Anlage der Problemwirkstoff; ohne Berücksichtigung des Wirkstoffs Metribuzin konnte die PSM-Konzentration im Pflanzbeet vor Versickerung auf mittlere Werte von 0,5 - 1,5 µg/l reduziert werden. Während der Versickerung durch die Bodenschicht des Pflanzbeetes erfolgt vermutlich noch eine weitere Reduzierung der Konzentration.
5. **Alternative, technische Aufbereitungsverfahren:** Sowohl zur Entfernung von Nitrat als auch von Pflanzenschutzmitteln aus Wässern stehen grundsätzlich eine Reihe von technischen Aufbereitungsverfahren zur Verfügung. Zur Entfernung von Pflanzenschutzmitteln aus den Dränwässern ist vermutlich der Einsatz von Aktivkohlefiltern das am ehesten einsetzbare Verfahren, während für die Nitratentfernung eine Reihe von Verfahren zur Verfügung stehen, deren Praktikabilität (und Wirtschaftlichkeit) bisher aber vor allem im Zusammenhang mit Fragen der Trinkwasseraufbereitung erprobt wurde. Auch eine Kreislaufführung der anfallenden Dränwässer durch ihre Verwendung als Beregnungswässer ist denkbar, zunächst jedoch zumindest potenziell problematisch durch die im Kreislauf mitgeführten PSM und die Kulturen schädigende Krankheitserreger. Auch hier bestehen grundsätzlich technische Aufbereitungsmöglichkeiten. Allen hier angesprochenen Alternativen ist jedoch zu Eigen, dass für ihre Verwendung in den hier diskutierten Zusammenhängen keine oder nur geringe Erfahrungen vorliegen und/oder praxisrelevante Lösungen zur Verfügung stehen. Die Einsatzmöglichkeiten vor Ort unter den gegebenen Rahmenbedingungen müssten daher für die Entwicklung praxisrelevanter Lösungen zunächst noch weiter untersucht werden.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zu Betrieb und Effizienz der Versickerungsanlage lassen jedoch erwarten, dass mit dem hier untersuchten Verfahren eine entwicklungsfähige, praxisrelevante Lösung gefunden wurde.

Mülheim an der Ruhr, den 20.11.2014

**IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für
Wasserforschung gemeinnützige GmbH**

i.V.

Dr.-Ing. W. Merkel

Dr. R. Fohrmann

Wasserschutzkooperation Kevelaer - Keylaer

Heinrich Hiep
(Sprecher der Wasserschutzkooperation
Kevelaer-Keylaer))

Elke Mattheus-Staack
(Beraterin Zierpflanzenbau/Wasserschutz)



Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Hintergrund	1
1.1	Projektziele	3
1.2	Auftrag und Projektdurchführung	4
2	Material und Methoden	5
2.1	Beschreibung des Projektbetriebes	5
2.2	Standortbedingungen	8
2.3	Aufbau der Versuchsanlage	12
2.3.1	Umbau der Versickerungsmulde	14
2.3.2	Datenerfassung / Messkonzept	18
2.3.2.1	Klimaparameter	18
2.3.2.2	Volumen(teil-)ströme	18
2.3.2.3	Dränwasserbeschaffenheit	19
3	Ergebnisse	22
3.1	Witterung	22
3.2	Bewirtschaftung der Versuchsfläche	24
3.3	Bewirtschaftung Biobed	27
3.4	Bestandsentwicklung im Pflanzbeet	28
3.5	Quantitative Entwicklung der Volumen(teil)-Ströme	31
3.6	Qualitative Entwicklung der Teilströme	39
3.6.1	Beschaffenheit des Beregnungswassers	40
3.6.2	Nitratkonzentrationen und -frachten	41
3.6.3	Pflanzenschutzmittelwirkstoffkonzentrationen und -frachten	49
3.6.4	Risiken für die Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit	65
4	Projektziele - Ergebnisse	68
4.1	Optimierter Aus- bzw. Umbau und Gestaltung der Versickerungsmulde	68
4.2	Erarbeitung von Kennzahlen zur Dimensionierung des Fassungsvermögen der Versickerungsmulde in Abhängigkeit der Größe der zu entwässernden Flächen ⁷³	
4.3	Erfassung der N-Frachten im Eintrag bzw. Überlauf der Versickerungsmulde	79
4.4	Erfassung der PBSM-Frachten im Eintrag bzw. Überlauf der Versickerungsmulde	81
4.5	Diskussion zu alternativen Behandlungsverfahren der Dränwässer	82
4.5.1	Pflanzenschutzmittelrückstände	82
4.5.2	Nitrat	87



4.5.3	Kreislaufführung	89
5	Literatur	91
6	Anhang	93

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Blumen- und Zierpflanzenproduktion im Kreis Kleve 2010 (IT.NRW 2010).	2
Abbildung 2: Blick auf die teilweise vorbereitete Stellfläche.....	6
Abbildung 3: Versickerungsmulde im ursprünglichen Zustand (Sommer 2011).....	6
Abbildung 4: Zur Einleitung von Dränwässern genutzte Vorflut.	7
Abbildung 5: Jährliche Niederschlagsmengen in Kevelaer-Keylaer von 1999 bis 2014 (Mittel aus 4 Standorten, Stadtwerke Kevelaer 2014).	10
Abbildung 6: Kevelaer-Keylaer: Summe der monatlichen Niederschläge von 1999 bis 2014 (Mittel aus 4 Standorten, Stadtwerke Kevelaer 2014).	10
Abbildung 7: Entwicklung der Lufttemperaturen im Projektgebiet von Juni 2011 bis September 2014 (Stadtwerke Kevelaer 2014).	12
Abbildung 8: Schemazeichnung des Versuchsaufbaus (L1 bis L6: Literzähler/Wasseruhren, EC1 bis EC6: EC-Sensoren, R1: Regenmesser, P1 bis P5: Pumpen, F1 bis F4: Füllstandssensoren, BF1 bis BF6: Bodenfeuchtefühler, V1 bis V4: Ventile).	16
Abbildung 9: Schema der Wasserflüsse durch die Versuchsanlage.....	17
Abbildung 10: Niederschläge (mm/d) bzw. Tagesmitteltemperatur (°C) am Versuchsstandort von Mai 2012 - Juli 2014.	23
Abbildung 11: Monatliche Niederschlagssummen am Versuchsstandort (Mai 2012 bis Juli 2014).....	23
Abbildung 12: Schema zum Besatz der Versuchsfläche (5/2012 - 7/2014).	25
Abbildung 13: Nachpflanzung von Chinaschilf Ende Juni 2012 im Pflanzbeet.....	28
Abbildung 14: Die Pflanzung von Rohrkolben, Blutweiderich und Schwertlilie im August 2012.	29
Abbildung 15: Die Ersatzpflanzung im Pflanzbereich Anfang August 2013.	30
Abbildung 16: Die Entwicklung der Bepflanzung in 2014, hier im Juli 2014.	31
Abbildung 17: Volumensteilströme (kumuliert pro Kalenderjahr) im Versuchszeitraum (5/2012 - 7/2014).	32
Abbildung 18: Volumensteilströme (kumuliert pro hydrologisches Halbjahr hHj) im Versuchszeitraum (5/2012 - 7/2014).....	33
Abbildung 19: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche von Juni bis Dezember 2012.	34
Abbildung 20: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche in 2013.	35

Abbildung 21: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche von Januar bis Juli 2014.	36
Abbildung 22: Füllstand im Pflanzbeet in 2013.	38
Abbildung 23: Füllstand im Pflanzbeet von Januar bis Ende Juli 2014.	39
Abbildung 24: Entwicklung der Nitratkonzentration im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).	42
Abbildung 25: NO ₃ - und EC-Wert-Ganglinien am Messpunkt „Vorlaufschacht“.....	44
Abbildung 26: NO ₃ - und EC-Wert-Ganglinien am Messpunkt „Biobed“.....	45
Abbildung 27: N-Frachten in den hydrologischen Halbjahren 2012 - 2014.	47
Abbildung 28: Prozentuale Verringerung der über die hHj gemittelten Nitratkonzentrationen im Pflanzbeet im Vergleich zum Vorlagebecken.	48
Abbildung 29: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Azoxystrobin (oben) und Boscalid (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	53
Abbildung 30: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Carbendazim (oben) und Cyprodinil (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	54
Abbildung 31: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Fenhexamid(oben) und Flonicamid (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	55
Abbildung 32: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Fluazinam (oben) und Fludioxonil (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	56
Abbildung 33: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Iprodion (oben) und Kresoximmethyl (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	57
Abbildung 34: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe lambda-Cyhalothrin (oben) und Metribuzin (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	58
Abbildung 35: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Pencycuron (oben) und Prochloraz (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	59
Abbildung 36: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Pyraclostrobin (oben) und Dithiocarbamate (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).....	60

Abbildung 37: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2012 und hWhj 2012/13.	61
Abbildung 38: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2013 und hWhj 2013/14.	62
Abbildung 39: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2014 (nur Mai bis Juli).	63
Abbildung 40: PSM-Reduzierungsleistung der Versuchsanlage.	65
Abbildung 41: Perzentilwerte des täglichen Dränwasserabflusses von der Versuchsfäche (m ³ /d).	70
Abbildung 42: Wöchentlicher Dränabfluss von der Versuchsfäche in Abhängigkeit vom Niederschlag (Mai 2012 - Juli 2014).	74
Abbildung 43: Errechneter Abschlag (m ³ /d) in Abhängigkeit von (gemessenem) Dränwasseranfall, angenommener Aufnahmekapazität Pflanzbeet sowie angenommenem Volumen und resultierender Befüllung des Vorlagespeichers (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).	76
Abbildung 44: Abschlagsmenge (in % des gemessene Dränwasseranfalls) in Abhängigkeit von Vorlagenspeichervolumen und der Aufnahmekapazität des Pflanzbeets (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).	77
Abbildung 45: Gesamtspektrum an Aufbereitungsverfahren für die Entfernung organischer Spurenstoffe.	83
Abbildung 46: Im Bäderbereich genutzter spülbarer Kleinfliterkessel.	86

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bodenkundliche Kennwerte des Versuchsstandortes (Informationssystem BK50 des Geologischen Dienstes NRW (http://www.tim-online.nrw.de)).	9
Tabelle 2: Untersuchte Parameterumfänge.	21
Tabelle 3: Häufigkeitsverteilung und Mittelwerte der täglichen Niederschlagsmengen (Mai 2012 - Juli 2014; 822 Tage).	24
Tabelle 4: Übersicht der durchgeführten Düngemaßnahmen.	26
Tabelle 5: Anzahl untersuchter Proben und Beprobungsumfänge im Untersuchungszeitraum Nov. 2011 - Jul. 2014.	40
Tabelle 6: Summe der N-Frachten, gepumpten Wassermengen und mittleren Nitratkonzentrationen, bezogen auf das hydrologische Halbjahr (hHj) und Anlagenkompartiment.	46
Tabelle 7: Auf der Versuchsfläche im Untersuchungszeitraum ausgebrachte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (nach Bewirtschafterangaben).	50
Tabelle 8: Mittlere PSM-Konzentrationen in den hydrologischen Halbjahren.	64
Tabelle 9: Häufigkeitsverteilung der Wochenanzahl bei klassifiziertem Drän-abfluss von der Versuchsfläche (5/2012 - 7/2014).	69
Tabelle 10: Entwicklung der Abschlagsmenge (in % des gemessenen Dränwasseranfall) in Abhängigkeit von Vorlagenspeichervolumen und der Aufnahmekapazität des Pflanzbeets (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).	76

1 Einleitung und Hintergrund

Beeinträchtigungen der Güte von Grund- und Oberflächengewässern sind nach wie vor eins der gravierenden aktuellen Umweltprobleme. Ursächlich wird insbesondere die landwirtschaftliche Flächennutzung für den Eintrag von Schadstoffen, insbesondere von Nitrat, PSM-Rückständen, Phosphate etc., in Grund- und Oberflächenwässer verantwortlich gemacht. Die landwirtschaftliche Flächennutzung prägt das Landschaftsbild in Nordrhein-Westfalen. So wurden im Jahre 2011 49% (= 16.335 km²) der Landesfläche landwirtschaftlich genutzt, hiervon 34,4 % ackerbaulich und 14,6 % als Grünland (LANUV NRW).

Weit überwiegend werden die aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung resultierenden Schadstoffeinträge in die Gewässer mit den klassischen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsverfahren des Ackerbaus, der Ausbringung organischer Wirtschaftsdünger und des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auf diesen Flächen in Verbindung gebracht.

Zur landwirtschaftlichen Flächennutzung zählen aber auch der Anbau bzw. die Kultivierung verschiedener Sonderkulturen und betriebliche Spezialisierungen, wie z. B. der Erwerbsgartenbau.

Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in NRW spielt die gartenbauliche Produktion von Zierpflanzen nur eine sehr untergeordnete Rolle. Entsprechend der Landwirtschaftszählung aus dem Jahr 2010 werden in NRW lediglich auf 3.434 ha Blumen und Zierpflanzen angebaut und davon ca. 812 ha unter Glas.

In der regionalen Verteilung kommt es aber durchaus zu Häufungen der gartenbaulichen Produktion. So liegen mehr als 40 % (= 1.441 ha) dieser Produktionsflächen für Blumen und Zierpflanzen allein im Kreis Kleve und hier wiederum insbesondere in den Gebieten der Gemeinden bzw. Städte Straelen, Kevelaer, Goch und Geldern (Abbildung 1).

Die angebauten bzw. produzierten Kulturen von Blumen und Zierpflanzen sind ebenso wie die Produktionsverfahren vielfältig. Insgesamt handelt es sich aber um intensive Produktionsverfahren mit einem vergleichsweise hohen Einsatz von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln. Sofern die entsprechenden Produktionssysteme nicht als geschlossenes System betrieben werden, d. h. mit einer Kreislaufführung der verwendeten Betriebsmittel, ist davon auszugehen, dass ein mehr oder weniger großer Teil dieser Betriebsmittel aus der gartenbaulichen Produktion in die Umwelt austritt und hier zu potenziellen Schäden führt. Als besonders sensibel sind in diesem Zusammenhang die Grund- und Oberflächenwasserressourcen zu betrachten, v. a. wenn sie zur Trinkwassergewinnung genutzt werden.

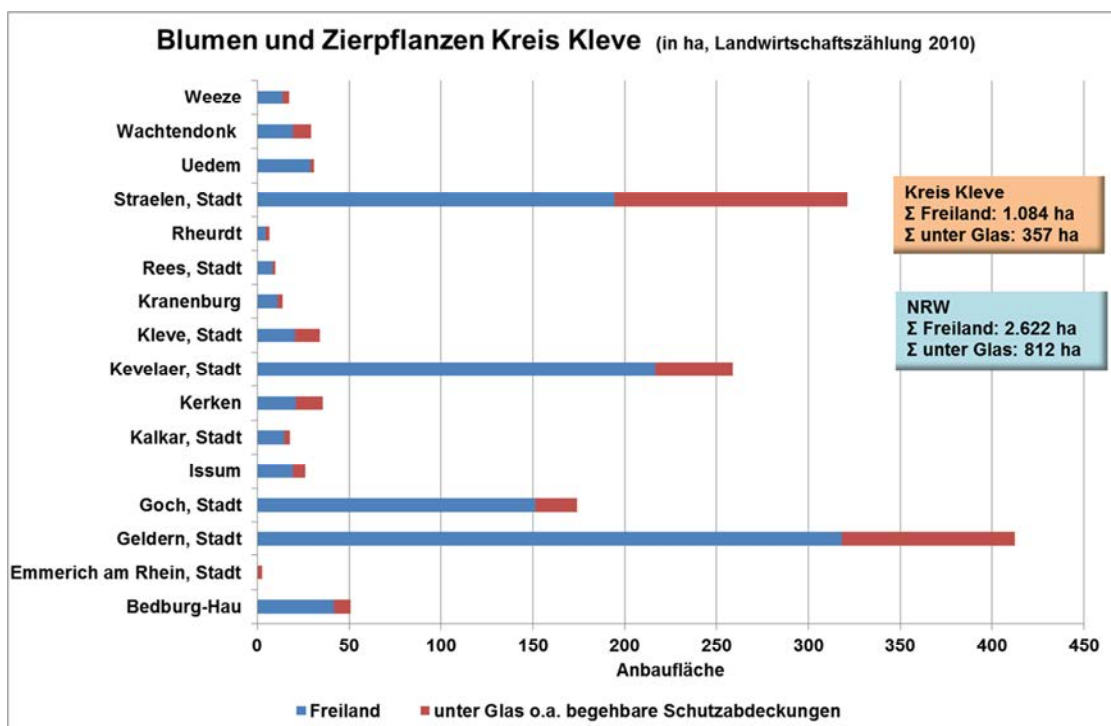


Abbildung 1: Blumen- und Zierpflanzenproduktion im Kreis Kleve 2010 (IT.NRW 2010).

Ein besonderes Verfahren zur Produktion von Callunen und Ericaceen ist deren Kultivierung auf sogenannten Containerstellflächen. Hierbei handelt es sich um gartenbauliche Produktionsflächen im Freiland, die ausschließlich als Stellflächen für Topfpflanzen dienen.

Zur Vermeidung von Staunässeproblemen unter diesen Containerstellflächen sind fallweise Dränagerohre zur Ableitung überschüssigen Dränagewassers in den gewachsenen Boden eingefräst. Eine darauf aufliegende, ca. 10 cm mächtige Granulatschicht wird nach oben durch ein durchlässiges Gewebetuch abgedeckt und die getopften Zierpflanzen werden auf diesem Tuch aufgestellt. Über Beregnungswagen erfolgt sowohl eine Steuerung des Wasserhaushaltes dieser Stellpflanzen als auch die Zufuhr benötigter Nährsalze sowie über ein zusätzliches Spritzgestänge die notwendigen Pflanzenschutzmaßnahmen.

Das überschüssige Niederschlags- und/oder Beregnungswasser wird über diese Dränagestränge in eine Versickerungsmulde abgeführt. Mit den Dränagewässern werden derzeit nicht quantifizierbare Frachten an mineralischen Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$) sowie Pflanzenschutzmittelrückständen in die Versickerungsmulde eingeleitet. Sofern diese Stofffrachten in der Versickerungsmulde nicht weiter abgebaut oder zurückgehalten werden, geht durch ihre Versickerung in den Untergrund eine Gefährdung für die Grundwasserressourcen aus. Darüber hinaus besteht ein Gefährdungspotenzial für Oberflächengewässer, wenn - z. B. in Folge von Starkregenereignissen - das Fassungsvermögen der Versickerungsmulde

überschritten wird und es zu einer direkten Einleitung der belasteten Dränwässer in abführende Vorfluter kommt.

Nach Angaben der Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler (2013) werden derzeit im Kreis Kleve bei zunehmendem Trend ca. 500 ha Container-Stellflächen betrieben (die jedoch nicht alle mit einer Dränage versehen sind). Ca. 16 ha dieser Containerstellflächen liegen im Wasserschutzgebiet Kevelaer, so dass von diesen Flächen bei entsprechender Bewirtschaftung eine punktuelle Belastung der für die Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasserressourcen zu befürchten ist.

1.1 Projektziele

Die Bewirtschaftungsbedingungen der Containerstellflächen im Kreis Kleve im allgemeinen und die der Versuchsfläche im Besonderen ließen erwarten, dass durch die intensive Bewirtschaftung der Stellflächen (intensive Zusatzbewässerung während der Vegetationsperiode, Ausbringung von Düngern mit den Beregnungswässern und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Ableitung der anfallenden Dränwässer über eine Sammelleitung in eine Versickerungsmulde bzw. direkter Abschlag in einen kleinen Vorfluter) wasserwirtschaftliche Risiken für die Beschaffenheit der Grund- und Oberflächengewässer entstehen.

Genauere Kenntnisse zu den anfallenden Dränwassermengen, die von diesen als Containerstellflächen gartenbaulich genutzten Produktionsflächen abgeführt werden, sowie zu den darin enthaltenen Stofffrachten und -konzentrationen waren zu Beginn des hier vorgestellten Untersuchungsvorhabens nicht bekannt.

Das wesentliche Ziel des Untersuchungsvorhabens war es daher, ein höheres Maß an Transparenz in Bezug auf das quantitative und qualitative Abflussgeschehen der Dränwässer zu erarbeiten. Dabei ging es zum Einen darum, weitere Datengrundlagen zu den Stofffrachten, die von entsprechend bewirtschafteten Flächen ausgetragen werden, zu erarbeiten, um letztlich deren Gewässergefährdungspotenzial besser einstufen zu können. Weiterhin ging es aber auch darum, eine Datengrundlage zum quantitativen Abflussgeschehen von der Dränfläche zu erarbeiten. Auf dieser Grundlage sollten belastbare Kalkulationsgrundlagen aufgebaut werden, mit denen in Abhängigkeit von der Größe der jeweiligen Produktionsfläche auch die notwendige Größe bzw. das notwendige Fassungsvermögen der angeschlossenen Versickerungsmulde festzulegen ist.

Im Rahmen der hier vorgestellten Studie galt es daher folgende fünf Kernfragen zu beantworten:

1. Wie ist die Versickerungsmulde zu gestalten und auszubauen, um (potenzielle) Gefährdungen von Grund- und Oberflächenwässern durch eingetragene Schadstofffrachten zu vermeiden bzw. zu minimieren?
2. Wie ist das Volumen einer Versickerungsmulde in Bezug auf die Größe der zu entwässernden gartenbaulich genutzten Produktionsflächen zu bemessen, um im Falle eines Abschlages überschüssiger Wässer in einen Vorfluter nachteilige Beeinträchtigungen durch Schadstofffrachten zu vermeiden bzw. zu minimieren?
3. Welche **Stickstofffrachten bzw. –konzentrationen** werden unter Berücksichtigung der Bewirtschaftungsbedingungen der Produktionsflächen sowie der Witterungseinflüsse im Zeitverlauf in die Versickerungsmulde eingetragen bzw. beim Überlauf der Mulde in einen Vorfluter abgegeben?
4. Welche **Frachten bzw. Konzentrationen von Pflanzenschutzmittelrückständen** werden unter Berücksichtigung der Bewirtschaftungsbedingungen der Produktionsflächen sowie der Witterungseinflüsse im Zeitverlauf in die Versickerungsmulde eingetragen bzw. beim Überlauf der Mulde in einen Vorfluter in diesen abgegeben?
5. Diskussion zu Alternativen der Behandlung des aufgefangenen Dränagewassers.

1.2 Auftrag und Projektdurchführung

Zur Untersuchung dieser Fragestellungen stellte das IWW Rheinisch-Westfälische Institut für Wasserforschung gGmbH am 5.9.2011 einen Antrag an das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW auf finanzielle Förderung eines entsprechenden Untersuchungsvorhabens. Mit Bewilligung dieses Förderantrages vom 8.9.2011 (Az 17-02.04.01-11/2011) durch das LANUV NRW konnten die Untersuchungen im Herbst 2011 aufgenommen und entsprechend des geplanten Projektzeitraumes im Juli 2014 abgeschlossen werden.

Wenngleich IWW federführender Projektantragsteller war, wurden sowohl die Projektplanungen als auch die anfallenden Arbeiten in enger Zusammenarbeit und Abstimmung mit der Wasserschutzkooperation Kevelaer-Keylaer und mit fachlicher Unterstützung der Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler, durchgeführt.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden durchgeführt auf einem Gartenbaubetrieb im Wasserschutzgebiet Kevelaer-Keylaer. Die Versuchsplanung erfolgte in gemeinsamer Abstimmung zwischen IWW, Kooperation Gartenbau im WSG Kevelaer-Keylaer sowie Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler. Die Arbeiten zum Umbau der vorhandenen Versickerungsmulde sowie die Installation der Pump- und Messtechnik erfolgten nach Ausschreibung durch Fremdunternehmer.

2.1 Beschreibung des Projektbetriebes

Der Projektbetrieb liegt am südlichen Rand des Wasserschutzgebietes Kevelaer-Keylaer im Südkreis Kleve. Auf ca. 2 ha Gewächshausfläche und ca. 10 ha Freilandfläche werden Beet- und Balkonpflanzen (u.a. Cuphea) und Azercakulturen (im Schwerpunkt Calluna vulgaris) produziert. Von den Betriebsflächen befinden sich 8,6 ha Freilandflächen und ca. 1 ha Gewächshausfläche im Wasserschutzgebiet. Ca. 2 ha der Freilandflächen sind als sogenannte Container-Stellflächen für Topfkulturen errichtet, auf den übrigen Freilandflächen wird in Palette auf gewachsenem Boden kultiviert.

Die Container-Stellflächen wurden bei der Anlage zunächst nivelliert, bevor dann eine Granulatschicht aus Lavagestein mit einer Schichtstärke von ca. 10 cm aufgebracht wurde. Diese Lavaschicht wurde mit einem Maypex-Bändchengewebe abgedeckt (Abbildung 2).

Die in die Untersuchungen eingebundene Containerfläche wurde in einem ersten Schritt mit einer Größe von ca. 0,6 ha errichtet und später auf 1,2 ha erweitert. Die Nettofläche (Gesamtfläche abzüglich mit Platten ausgelegten Bewirtschaftungswegen bzw. Fahrgassen für die Beregnungswagen) beträgt ca. 10.500 m². Die Projektfläche wird vorzugsweise für die Callunen-Jungpflanzenkultur genutzt. Zur Vermeidung von Staunässeschäden wurden in der Fläche Drainagestränge verlegt, die in einer Sammelleitung münden, über die anfallendes Dränwasser in eine in unmittelbarer Nachbarschaft liegende ca. 30 cm tiefe und ca. 240 m² umfassende Mulde zur Versickerung geführt wird (Abbildung 3). Zu diesem Zweck wird das von der Produktionsfläche abfließende Dränwasser in einen der Versickerungsmulde vorgeschalteten Sammelschacht geleitet. Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. und von hier in die Versickerungsmulde eingebracht.



Abbildung 2: Blick auf die teilweise vorbereitete Stellfläche.



Abbildung 3: Versickerungsmulde im ursprünglichen Zustand (Sommer 2011).

Beabsichtigter Sinn und Zweck dieser Versickerungsmulde war es, die mit den Dränwässern eingebrachten Stofffrachten (insbesondere Nitrat und PBSM-Rückstände) während des

Versickerungsvorganges durch Sorption und/oder Abbauprozesse in den Bodenschichten der Mulde zu reduzieren. Allerdings hatte der bisherige Betrieb der Versickerungsmulde bereits gezeigt, dass das Fassungsvermögen der Versickerungsmulde nicht zu jedem Zeitpunkt - insbesondere nicht nach ergiebigeren Niederschlägen - ausreichte, um den vollständigen Dränwasseranfall aufzunehmen und zu versickern. Überschüssige Dränwassermengen wurden direkt in einen kleineren Vorfluter eingeleitet bzw. abgeschlagen (Abbildung 4).

Bezüglich des Betriebs bzw. der Dimensionierung dieser (oder vergleichbarer) Versickerungsmulden lagen jedoch keine detaillierteren Informationen oder Kenntnisse zur Größenordnung des von der angeschlossenen Produktionsfläche abfließenden Dränwassers, der darin enthaltenen Stofffrachten und-konzentrationen, der Aufnahmekapazität bzw. Versickerungsleistung der Mulde noch der direkt in die Vorflut abgeschlagenen Dränwassermengen vor, ebenso wenig wie über deren Schwankungsamplituden im zeitlichen Verlauf.



Abbildung 4: Zur Einleitung von Dränwässern genutzte Vorflut.

Die mangelnde Informationslage zu diesen Aspekten und die daraus resultierenden Schwierigkeiten, derartige Versickerungsmulden in Abhängigkeit von der Größe und Bewirtschaftung der angeschlossenen Produktionsfläche planen, betreiben und hinsichtlich potenzieller Umweltgefährdungen auch bewerten zu können, führte zu den hier vorgestellten Untersuchungen.

2.2 Standortbedingungen

Bodenkundlich wird das Wasserschutzgebiet Kevelaer im Wesentlichen von fünf verschiedenen Bodentypen geprägt, die sich in die Hauptbodentypen der Braunerden und Parabraunerden einerseits und der Gleye andererseits unterteilen lassen. Diese Unterteilung ist bedingt durch den unterschiedlichen Flurabstand des Grundwassers, der auf den morphologisch etwas höher gelegenen Braunerde- und Podsol-Gleystandorten zunimmt, sowie durch die lithologisch uneinheitlich aufgebauten geologischen Einheiten an der Geländeoberfläche (sandig bis lehmige Niederterasse und schluffig-sandige Auenlehme (Fohrmann 2002)). Im Süd-Westen des Wasserschutzgebietes dominieren die Gleyböden (G7) mit 3 bis 6 bzw. 6 bis 10 dm mächtigen, sandig-lehmigen Deckschichten, gefolgt von den Gleyen (G5) mit stark sandig-lehmigen Deckschichten (6 bis 10 dm) und den Podsol-Gleyen (PG83) mit einer 6 bis 10 dm starken, sandigen obersten Bodenschicht.

Beim Standort der Versickerungsmulde handelt es sich nach der BK 50 Bodenkarte 1:50.000 des Geologischen Dienstes NRW (<http://www.tim-online.nrw.de>) um einen Podsol-Gley (P-G831GA3) mit 6 bis 12 dm mächtigen, sandigen Deckschichten (Jungpleistozän, Holozän) über grobsandigen, kiesigen Anlagerungen des Jungpleistozäns.

Die weiteren bodenkundlichen Kennwerte des Standortes sind Tabelle 1 zu entnehmen. Von wesentlicher Bedeutung für die weitere Erhebung und Interpretation der im Rahmen des angelegten Versuches erhobenen Messwerte sind in Tabelle 1 die Angaben zum Wasserhaushalt. Vor allem die Einstufung der Versickerungseignung des Standortes im 2-Meter-Raum als zu nass ist bei der späteren Interpretation zur Leistungsfähigkeit der Anlage zu berücksichtigen.

Tabelle 1: Bodenkundliche Kennwerte des Versuchsstandortes (Informationssystem BK50 des Geologischen Dienstes NRW (<http://www.tim-online.nrw.de>)).

Bodeneinheit	L4502 P-G831GA3		
analoge Kennung der Bodeneinheit auf der gedruckten Karte	pG83		
Grundwasser	8 bis 13	dm	Stufe 3
Stauwasser	---		Stufe 0
Wertzahlen Bodenschätzung	25 bis 35		gering
Schutzwürdigkeit der Böden	nicht bewertet		
Erodierbarkeit im Oberboden	0,11		gering
Wasserversorgung von Kulturpflanzen	geringe nutzbare Feldkapazität und geringer Grundwassereinfluss		
Durchwurzelungstiefe	6	dm	gering
nutzbare Feldkapazität	60	mm	gering
Feldkapazität	78	mm	sehr gering
Luftkapazität	142	mm	hoch
Kationaustauschkapazität	35	mol+/m ²	sehr gering
gesättigte Wasserleitfähigkeit	250	cm/d	sehr hoch
kapillare Aufstiegsrate	5	mm/d	sehr hoch
Grenzflurabstand	10	dm	gering
Versickerungseignung im 2-Meter-Raum			zu nass
Ökologische Feuchtestufe			maessig grundfeucht
Gesamtfilterfähigkeit im 2-Meter-Raum			gering

Die klimatischen Verhältnisse im Projektgebiet sind grundsätzlich gekennzeichnet durch einen milden, maritimen Witterungsverlauf, der sich durch relativ hohe Winter- und niedrige Sommertemperaturen auszeichnet. Messdaten der Stadtwerke Kevelaer zum Niederschlag aus den Jahren 1999 bis 2013 zeigen, dass im Mittel dieses Zeitraumes die jährlichen Niederschläge bei ca. 770 mm lagen und insgesamt zwischen ca. 660 mm (2003) und 940 mm (2007) schwankten. In den Projektjahren betrug der Niederschlag in Kevelaer in 2012 812 mm und in 2013 709 mm (Abbildung 5).

Die mittleren monatlichen Niederschläge der Jahre 1999 bis 2013 sowie die der Jahre 2010 bis Juli 2014 sind der Abbildung 6 zu entnehmen. Demnach waren in 2012 die Monate Juni und Juli, in 2013 der September die Monate mit den jeweils höchsten Niederschlägen.

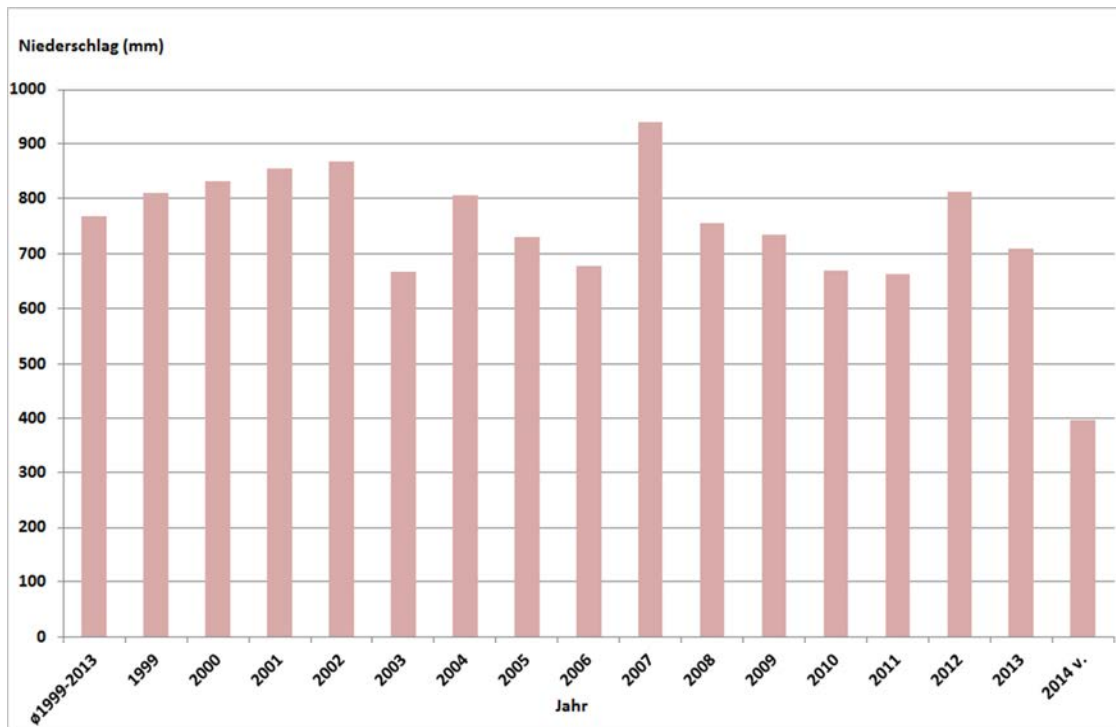


Abbildung 5: Jährliche Niederschlagsmengen in Kevelaer-Keylaer von 1999 bis 2014 (Mittel aus 4 Standorten, Stadtwerke Kevelaer 2014).

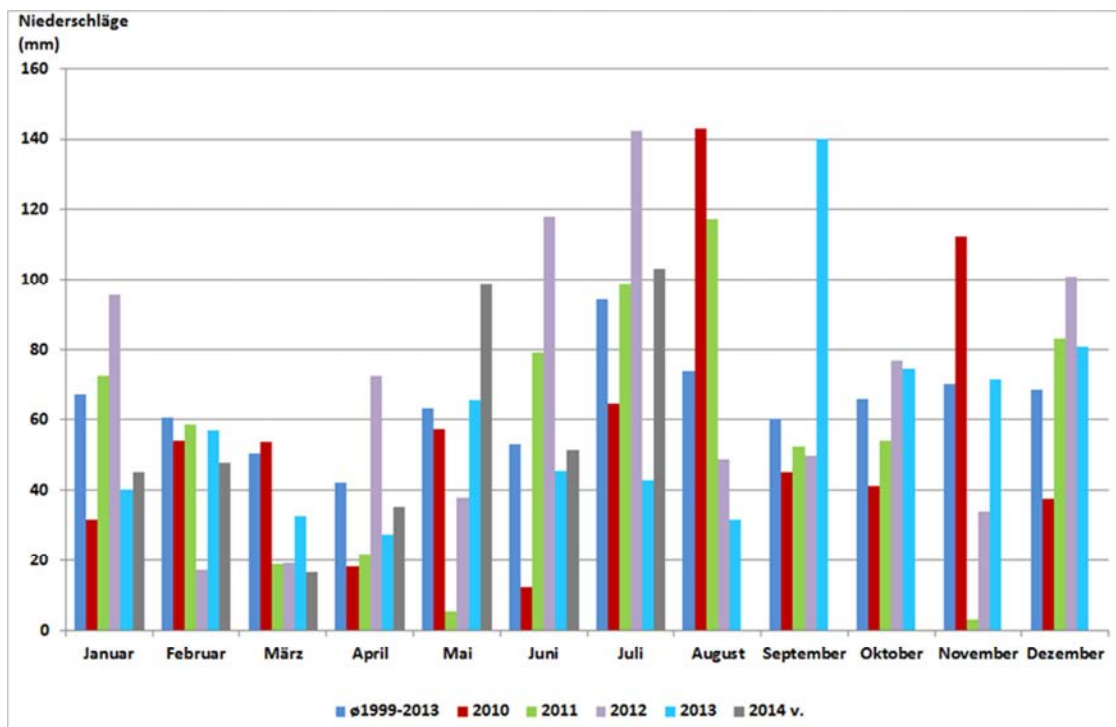


Abbildung 6: Kevelaer-Keylaer: Summe der monatlichen Niederschläge von 1999 bis 2014 (Mittel aus 4 Standorten, Stadtwerke Kevelaer 2014).

Eine kurze Charakterisierung der Temperaturentwicklung der Jahre 2011 bis 2014 im Wasserschutzgebiet Kevelaer gestaltet sich somit wie folgt (siehe auch Abbildung 7):

Sommer 2011: Juni mit den wärmsten Tagen

Im Sommer 2011 wurden im Tagesmittel im Juni die höchsten Temperaturen gemessen mit Werten um die 23 °C zu Monatsbeginn und über 27 °C zum Monatsende. Der Juli war kühler mit Tagesmittelwerten von 11° bis 20 °C. Im August wurden wieder höhere Temperaturen mit Werten zwischen 15° und 22 °C gemessen.

Sommer 2012: Zweite Augushälfte mit höchsten Temperaturen

In 2012 konnten im Mai bereits die ersten Tage mit Temperaturen über 23 °C ermittelt werden. Der Juni war zu Beginn kühler mit Temperaturen um die 8 °C zum Monatsanfang und an die 23 °C zum Monatsende. Im Juli lagen die Werte zwischen 14 und 24 °C. Erst in der zweiten Augushälfte konnte ein Mittelwert über 28 °C ermittelt werden.

Sommer 2013: hohe Temperaturen um den 20. Juni und dem 20. Juli bis Anfang August

Im 2013 wurden bereits im Juni Werte bis fast 25 °C gemessen. Daran schloss sich ein relativ warmer Juli mit Tagesmittelwerten zwischen 15 °C und 27 °C an. Die höchsten Temperaturen betragen Anfang August ca. 29 °C, fielen aber dann zum Monatsende wieder ab auf 17 °C ab.

Sommer 2014: hohe Temperaturen Anfang Juni und im Juli

Der Mai 2014 hielt zu Beginn kühle Tage mit Temperaturen von 9 bis 15 °C bereit, bevor dann um den 20. Mai die 21 °C erstmals überschritten wurden. In der ersten Junihälfte wurden Werte bis knapp 24 °C gemessen, wobei 13 °C nicht unterschritten wurden.

Im Juli 2014 stiegen die Messwerte auf knapp 28 °C an. Die erste Augushälfte schloss sich mit Temperaturen um die 22 °C an, bevor dann die Temperaturen im weiteren Monatsverlauf kontinuierlich zurückgingen.

Winter 2011/12 bis 2013/14

Im Winter 2011/2012 konnten die niedrigsten Temperaturen um Mitte Januar mit -2 °C und zwischen dem 29.1. und dem 12.2. mit Tagesmittelwerten von -1,4 bis rd. -9,5 °C gemessen werden.

Im darauf folgenden Winter 2012/2013 wurden mit Temperaturen um -5 °C in der ersten Dezemberhälfte und in der zweiten Januarhälfte die niedrigsten Tagesmittelwerte ermittelt.

Mild war der Winter 2013/2014. Mit Werten um 10 °C am 24. Dezember und zum Ende der ersten Januarwoche waren diese eher frühlingshaft. Die niedrigsten Mittelwerte lagen am 3. Dezember und am 29. Januar um den Nullpunkt.

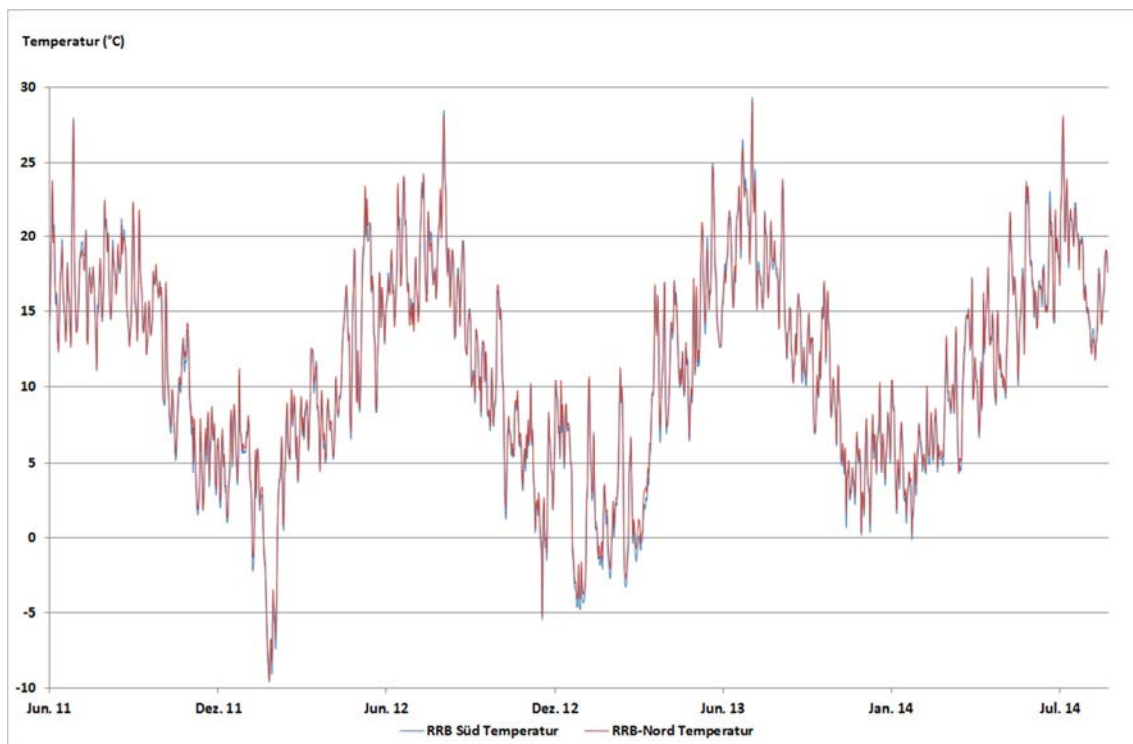


Abbildung 7: Entwicklung der Lufttemperaturen im Projektgebiet von Juni 2011 bis September 2014 (Stadtwerke Kevelaer 2014).

Die niedrigsten Temperaturen im Untersuchungsgebiet mit Tagesmittelwerten um $-9,5\text{ °C}$ wurden im Projektzeitraum somit im Winter 20 11/2012 gemessen, während in den Sommermonaten in allen drei Versuchsjahren vergleichbare hohe Maximaltemperaturen von ca. 29 °C gemessen wurden.

2.3 Aufbau der Versuchsanlage

Bei der weiteren Versuchsplanung wurde neben der Entwicklung eines differenzierten Messkonzeptes zur Erfassung der qualitativen und quantitativen Beschaffenheit der anfallenden Dränwässer gleichzeitig ein von der Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler entwickeltes Konzept zum Umbau der Versickerungsmulde erarbeitet. Entsprechend dieses Konzeptes sollte die Versickerungsmulde in ein Mehrkammersystem umgebaut werden, bestehend aus einem Speicherbecken, einem Biobed und einem Pflanzbeet. Das Speicherbecken sollte dabei als Puffer eine Zwischenspeicherung im Überschuss anfallender Dränwassermengen ermöglichen und damit einer kontinuierlichen Beschickung der Versickerungsanlage dienen. Ziel des Biobeds sollte es sein, durch Einbringung eines organischen Substrates Sorptionsflächen für organische Stofffrachten im Dränwasser bereitzustellen, um entsprechende Stofffrachten während des Durchflusses

durch das Biobed durch Sorption und/oder Abbau zu reduzieren. Die eigentliche Versickerung der Dränwässer sollte abschließend im Pflanzbeet erfolgen.

Bei dem Pflanzbeet handelt es sich im Grunde um einen bepflanzten Bodenfilter. Zu bepflanzten Bodenfiltern (Aufbau, Wirksamkeit und Leistungsvermögen) liegen aus einer Reihe von Untersuchungsvorhaben Kenntnisse und Erfahrungen vor, die sich u. a. in dem DWA-Arbeitsblatt DWA-A 262 (2006) zu Grundsätzen zur Bemessung sowie zum Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen niedergeschlagen haben. Bei den Wirkungsmechanismen der Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen, zu denen die bepflanzten Bodenfilter zu zählen sind, handelt es sich um komplexe physikalische, chemische und biologische Prozesse, die sich aus dem Zusammenwirken von Boden, Pflanze und Abwasser ergeben (IÖV 1994). Letztlich handelt es sich um künstliche Feuchtgebiete, in denen die Wechselwirkungen von biotischen und abiotischen Kräften genutzt werden (Kern 1997). Die Reinigungsleistung der Anlage erfolgt dabei aus einem funktionalen Zusammenspiel von Boden, Pflanze und Mikrobiologie. Beim Durchfluss des Bodenkörpers kommt es zu den Reinigungsprozessen durch Filtration, Sorption, Ionenaustausch und durch biologische Prozesse (IÖV 1994, LANUV 2013, LAU 2007). Eine breite Palette von Aufgaben kommt dem pflanzlichen Bewuchs in derartigen Anlagen zu: Eine der wichtigsten Aufgaben der Pflanzen ist es, durch die Durchwurzelung für eine Lockerung des Filterkörpers zu sorgen, hierdurch dessen Kolmation zu verhindern und seine Durchlässigkeit aufrecht zu erhalten (Kern 1997). Gleichzeitig schaffen die Pflanzen ein günstiges Milieu für Mikroorganismen und vergrößern die benötigten Aufwuchs- und Besiedlungsflächen. Der Pflanzenbewuchs stellt eine Kohlenstoff-Quelle für den mikrobiologischen Besatz dar, dient dem mechanischen Schutz der Filteroberfläche, schützt im Winter vor zu starker Auskühlung und im Sommer vor zu starker Einstrahlung. Durch Verdunstung über die Pflanzen kommt es zu einem reduzierten Abfluss (Versickerung) aus dem Pflanzbeet. Grundsätzlich erfolgt über den pflanzlichen Besatz auch ein Nährstoffentzug von Stickstoff und Phosphor, der quantitativ im Vergleich zu den eingeleiteten Frachten jedoch von geringer Bedeutung ist (IÖV 1994, LAU 2007, LfU 2005, Kern 1997, LANUV 2013).

Der eigentliche stoffliche Abbau erfolgt für Stickstoffverbindungen insbesondere auf mikrobiellem Weg und zwar durch Nitrifikation und Denitrifikation (LAU 2007, Kern 1997).

Biobeds werden seit einigen Jahren u. a. eingerichtet um die Befüllung, Reinigung, Pflege und Wartung von Pflanzenschutzspritzen ohne die Gefahr einer Gewässerkontamination durchzuführen. Dabei handelt es sich um speziell eingerichtete Plätze, in der Regel um Gruben, die mit einer biologisch aktiven Matrix (z. B. aus Stroh, Torf, Kompost und/oder Mutterboden) gefüllt werden und - entsprechend ihres Zwecks, die Pflege und Reinigung von PSM-

Spritzen zu unterstützen - befahrbar sind (Blarr et al. 2009). Unter diesen Nutzungsbedingungen werden Biobeds in aller Regel von einer mit Gras bewachsenen Mutterbodenschicht abgedeckt. Blarr et al. (2009) zitieren eine Reihe von Untersuchungen zu den getesteten Füllmaterialien von Biobeds, ihrer Leistungsfähigkeit zur Sorption bzw. zum Abbau von Pflanzenschutzmittelrückständen sowie ihrer Funktionsdauer (z. B. De Wilde et al. 2007, Fogg et al. 2003, Rose et al. 2001). So berichten z. B. De Wilde et al. (2007) oder Fogg et al. (2004) von Abbauraten von PSM-Rückständen von 95 % bis >99 %. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die in der Literatur beschriebenen Biobeds gänzlich anders betrieben werden, als das Biobed in den hier vorgestellten Untersuchungen, da sie insbesondere Gefährdungspotenziale im Umgang mit Pflanzenschutzspritzen (Befüllung, Pflege und Wartung) reduzieren sollen. Die Inanspruchnahme des Biobeds dürfte unter diesen Nutzungsbedingungen deutlich seltener sein als die im hier beschriebenen Versuch, die dabei anfallenden Wassermengen und damit die Durchflussraten durch das Biobed deutlich geringer bzw. die Aufenthaltszeiten der Wässer im Biobed deutlich höher. Die Konzentrationen an PSM-Rückständen in den in das Biobed eingeleiteten Wässern können wiederum deutlich höher sein, da es sich um direkte Rückstände von Spritzbrühresten handelt bzw. handeln kann.

Der detaillierte Versuchsaufbau wird in den folgenden Kapiteln beschrieben.

2.3.1 Umbau der Versickerungsmulde

Der Umbau erfolgte nach den Plänen des Pflanzenschutzdienstes sowie des Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler der Landwirtschaftskammer NRW. Angepasst an die räumlichen Bedingungen am Projektstandort und mit Unterstützung der Technikberatung der Landwirtschaftskammer NRW wurde ein dreistufiges System aus Vorlagespeicher, Biobed und Pflanzbeet entwickelt (Abbildung 8).

Der Umbau der rd. 240 m² umfassenden Versickerungsmulde erfolgte im Winter 2011/12 im Wesentlichen in drei Schritten.

Zunächst wurde an den bereits vorhandenen Sammelschacht, in welchem das von der Fläche kommende Dränagerohr mündete, ein Speicherbehälter (auch Vorlagespeicher, Vorlagebehälter) mit einem Fassungsvermögen von rd. 123 m³ angeschlossen und weiterhin ein (Not-)Überlauf, über den im Überschuss anfallendes Dränwasser direkt in ein kleineres Fließgewässer in der Nachbarschaft geleitet werden kann (Abbildung 8).

An die Vorlage schließt sich das Biobed mit einer Fläche von ca. 150 m² und einem Substratfassungsvolumen von ca. 80 m³ an. Das eingebrachte, biologisch aktive Substrat setzt sich

zusammen aus Holzhackschnitzeln, gehäckseltem Stroh, Weisstorf und Mutterboden. An das Biobed schließt sich das Pflanzbeet an.

Entsprechend der Anlagenübersicht in Abbildung 8 wurden die erforderlichen Pumpen (P1 bis P5) sowie zwei EC-Sensoren (EC2, EC3) und zwei Wasseruhren (L2, L3) im Vorlaufschacht installiert und eine Wetterstation zur Erfassung der relevanten Klimadaten am Standort (u.a. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung) errichtet.

Im Frühjahr 2012 erfolgten im 2. Schritt die Installationen der Bewässerungstechnik auf Biobed (Düsenrohre) und Pflanzbeet (Tropfschläuche).

An den Übergängen von der Vorlage zum Biobed, vom Biobed zum Pflanzbeet und vom Pflanzbeet zum Schacht wurden die weiteren Wasseruhren (L4, L5, L6) und EC-Sensoren (EC4, EC5, EC6) installiert. Je drei Bodenfeuchtefühler wurden im Biobed und im Pflanzbeet angebracht und angeschlossen.

Alle über die Pumpen, EC-Sensoren, Wasseruhren, Feuchtefühler sowie die Klima-station gemessenen Daten werden elektronisch mit hoher zeitlicher Auflösung (Minutenwerte) erfasst und über eine entsprechende Software auf einem Computer am Betriebsstandort abgelegt. Die hier abgelegten Daten können per Fernwartung abgefragt und ausgewertet werden.

Zudem erfolgte Ende April die Bepflanzung des Pflanzbereiches mit Chinaschilf (*Miscanthus sinensis*), schmalblättrigem Rohrkolben (*Typha angustifolia*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) und gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*). Im Mai 2012 wurde ergänzend das Biobed überdacht sowie die Fernwartung und die Langzeitdatenspeicherung eingerichtet. Ein kontinuierlicher Messbetrieb konnte ab Anfang Mai 2012 aufgenommen werden, für die Bewässerung der Versuchsfläche ab Anfang Juli (L1, EC1).

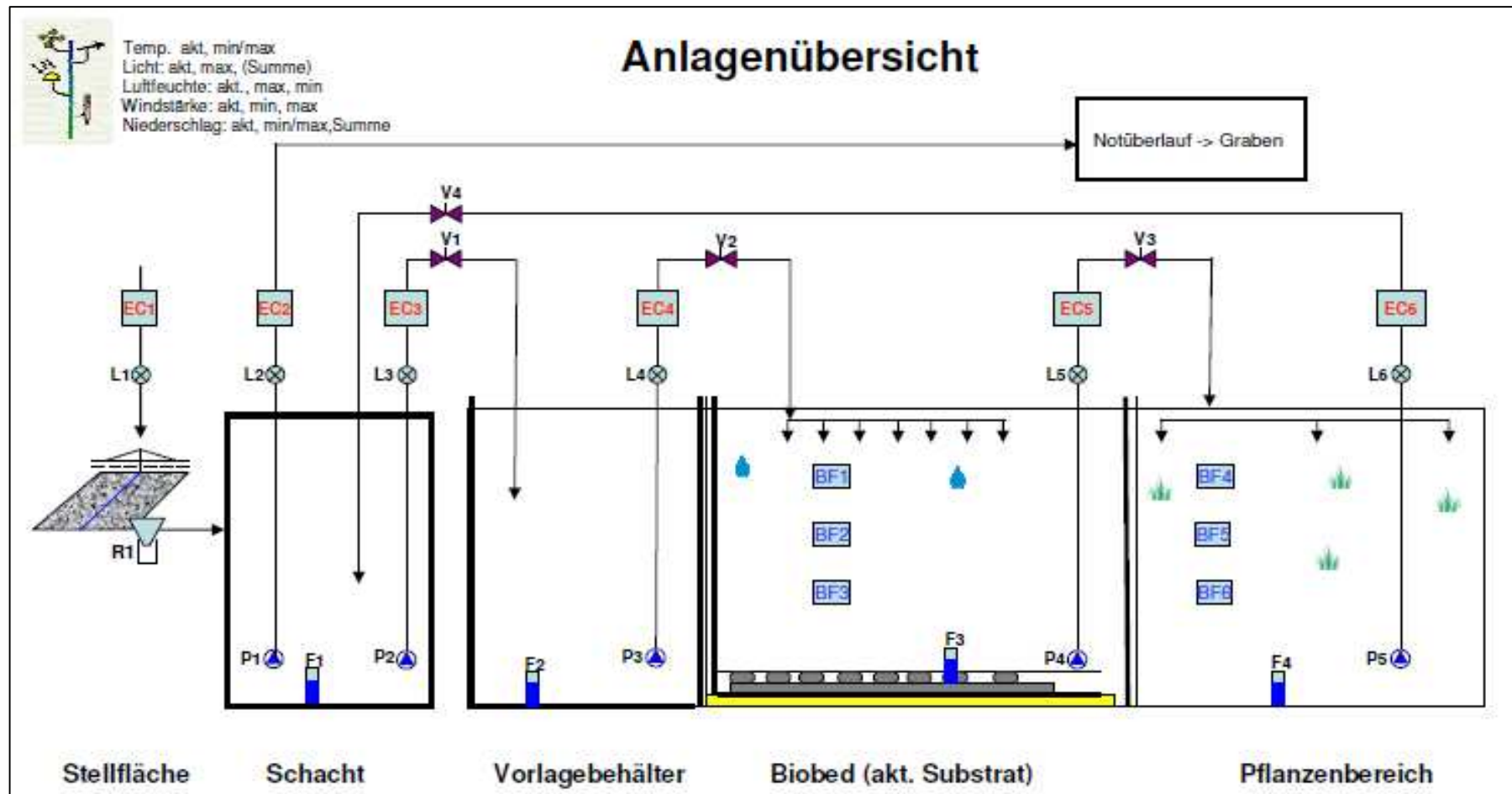


Abbildung 8: Schemazeichnung des Versuchsaufbaus (L1 bis L6: Literzähler/Wasseruhren, EC1 bis EC6: EC-Sensoren, R1: Regenschirm, P1 bis P5: Pumpen, F1 bis F4: Füllstandssensoren, BF1 bis BF6: Bodenfeuchtefühler, V1 bis V4: Ventile).

Entsprechend den vorhergehenden Ausführungen ergibt sich somit das in Abbildung 9 im Überblick dargestellte Schema der Wasserflüsse in der Versuchsanlage.

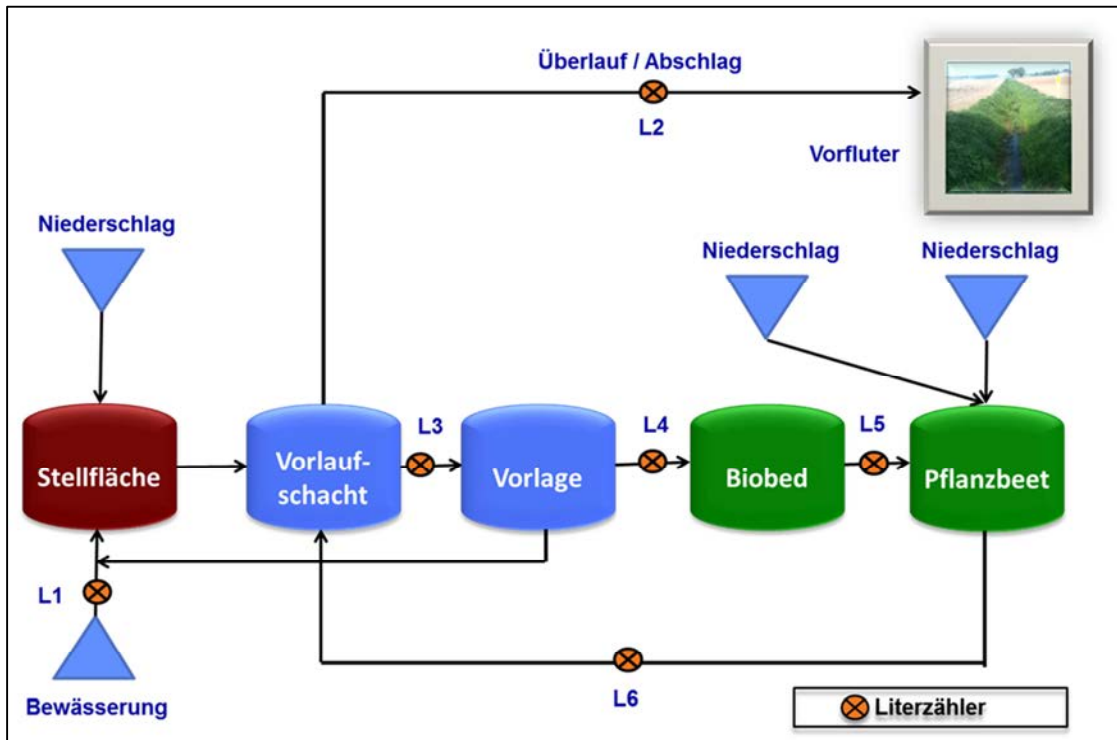


Abbildung 9: Schema der Wasserflüsse durch die Versuchsanlage.

Von der Stellfläche werden die auf Niederschlag und Bewässerung zurückzuführenden Dränwässer über Dränagestränge zum Vorlaufschacht geführt und von hier über eine Pumpe in das Vorlagebecken als Zwischenspeicher. Soweit der Vorlagespeicher keine Aufnahmekapazitäten mehr hat, werden die Dränwässer aus dem Vorlaufschacht über den Notüberlauf direkt in den Vorfluter abgeschlagen. Aus dem Vorlagebehälter werden die Dränwässer kontinuierlich in das Biobed gepumpt und von hier in das Pflanzbeet. Die in das Pflanzbeet eingeleiteten Wassermengen erhöhen sich weiterhin um die direkt über dem Pflanzbeet niedergehenden Niederschläge. Da das Biobed überdacht wurde, werden die hier niedergehenden Niederschläge über eine Regenrinne ebenfalls direkt ins Pflanzbeet eingeleitet. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, vom Pflanzbeet Wasser in den Vorlaufschacht zurück zu pumpen, um es entweder von hier in den Überlauf/Vorfluter abzuschlagen oder es noch einmal über die Versuchsanlage zu schicken. Von dieser Möglichkeit wurde im bisherigen Versuchszeitraum aber praktisch kein Gebrauch gemacht.

2.3.2 Datenerfassung / Messkonzept

Das im Versuch umgesetzte Messkonzept erstreckt sich damit im Wesentlichen auf die drei zu erfassenden Datengruppen:

- Entwicklung der Klimaparameter,
- Erfassung der Dränwassermengen an den verschiedenen Kompartimenten der Versuchsanlage sowie
- Erfassung der qualitativen Beschaffenheit des Dränwassers an bzw. in den verschiedenen Anlagenkompartimenten.

Die Angaben zur Bewirtschaftung der Versuchsfläche (Besatz der Stellflächen, Bewässerung, Düngung, Pflanzenschutz) wurden beim Betriebsleiter abgefragt.

Die Details zu den Messkonzepten werden im Folgenden erläutert.

2.3.2.1 Klimaparameter

Zur Erfassung des Witterungsgeschehens wurde vor Ort eine kleinere Klimastation aufgebaut, über die u. a. Niederschlag, Temperatur und relative Luftfeuchte (14:00 Uhr) erfasst werden.

2.3.2.2 Volumen(teil-)ströme

Die Erfassung der Wassermengen (und Salzkonzentrationen) erfolgt mittels Wasseruhren (und EC-Sensoren), die an den verschiedenen relevanten Messpunkten im Anlagenaufbau installiert waren (siehe Abbildung 8, Abbildung 9). Die elektronisch erfassten Messwerte werden als Minuten-Werte auf einen PC am Projektbetrieb abgelegt und können von hier per Fernwartung zur weiteren Bearbeitung übertragen werden. Die in den Wintermonaten in das Biobed und anschließend in das Pflanzbeet eingeleiteten Wassermengen wurden über die Füllstandsänderungen in der Vorlage berechnet.

Nach der Prüfung auf Plausibilität werden die auf Minutenbasis erfassten Messwerte zu Tagessummen bzw. -mittelwerten aggregiert und bilden in dieser Form die Basis für weitergehende Auswertungen und Berechnungen.

2.3.2.3 Dränwasserbeschaffenheit

Im Versuchsverlauf wurde die qualitative Entwicklung der Dränwasserbeschaffenheiten in den verschiedenen Anlagenkompartimenten kontinuierlich untersucht.

Zu diesem Zweck waren einerseits bereits im technischen Aufbau der Anlage an verschiedenen relevanten Anlagenpunkten EC-Messfühler zur kontinuierlichen Messung der elektrischen Leitfähigkeit und damit der Salzkonzentrationen im jeweiligen Teilstrom integriert (siehe Abbildung 8). Die Messwerte wurden ebenfalls online an die Fernwarte weitergeleitet und standen von hier für die weitere Auswertung zur Verfügung.

Weiterhin wurden in ca. monatlichen Abständen an verschiedenen Beprobungspunkten Wasserproben entnommen und auf ihre Beschaffenheit hin untersucht. Die Wasseranalysen wurden durchgeführt durch das IWW Rheinisch-Westfälische Institut für Wasserforschung gGmbH.

An folgenden Punkten der Versuchsanlage wurden regelmäßig Proben entnommen:

- Vorlaufschacht („Vorlauf“): zur Ermittlung der Wasserbeschaffenheit der unmittelbar von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer;
- Vorlagebehälter („Vorlage“): Da der Vorlagebehälter unmittelbar mit dem Dränwasser aus dem Vorlageschacht gespeist wird, ist hier grundsätzlich auch die gleiche Wasserbeschaffenheit zu erwarten. Aufgrund seiner Speicherfunktion kommt es hier allerdings zu Mischungsprozessen, die die Wasserbeschaffenheit modifizieren. Zum Teil wurde die Mischwasserbeschaffenheit des Vorlagebehälters daher aus den Beschaffenheitsdaten des Vorlageschachtes und den in die Vorlage eingeleiteten Wassermengen errechnet, teilweise wurden auch direkt Wasserproben aus der Vorlage entnommen und analysiert;
- Biobed („Biobed“): zur Erfassung der Wasserbeschaffenheit am „Ende“ des Biobeds bevor es ins Pflanzbeet gepumpt wird;
- Pflanzbeet („Pflanzbeet“): Entnahmepunkt im Pflanzbeet zur Erfassung der durchschnittlichen Wasserbeschaffenheit vor der Versickerung.
- Beregnungsbrunnen („Bereg.-Br.“): An ein bis zwei Terminen pro Untersuchungsjahr wurde weiterhin auch das (aus dem Grundwasser) entnommene Beregnungswasser untersucht, um zumindest größenordnungsmäßig auch die grundwasserbürtigen und über das Beregnungswasser ausgebrachten Stofffrachten auf die Versuchsfläche berücksichtigen zu können.

Entsprechend der Versuchsfrage lag der Schwerpunkt der Untersuchungen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Abstrom der Untersuchungsfläche und im weiteren Fließverlauf durch die Anlage auf der Konzentrationsentwicklung der Stickstoff-Parameter (insbesondere Nitrat), sowie auf der Konzentrationsentwicklung der verschiedenen PSM-Wirkstoffe, die auf der Versuchsfläche zum Einsatz kamen. Insgesamt wurden die Wasserproben jedoch auch entsprechend der nachfolgenden Auflistung mit unterschiedlicher Häufigkeit auf weitere Parameterumfänge untersucht (siehe Tabelle 2):

- AC_{Standard} : Umfang von überwiegend anorganischen Parametern zur allgemeinen Charakterisierung der physikochemischen Wasserbeschaffenheit;
- N-Parameter: Umfang von N-Parametern, insbesondere zur Beschreibung der Nitratentwicklung in den Wasserproben;
- PSM-Wirkstoffe „22er-Liste“: Umfang von PSM-Wirkstoffen, die vereinzelt im Beregnungswasser und teilweise in der Versuchsanlage gemessen wurden, um bereits mit dem Beregnungswasser ausgebrachte PSM-Frachten im Fließverlauf durch die Anlage verfolgen zu können;
- PSM-Wirkstoffe „Gartenbau“: Umfang von PSM-Wirkstoffen, die nach einer Zusammenstellung der Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen (2011) auf dem Versuchsbetrieb in den betrachteten Kulturen im Bedarfsfall zum Einsatz kommen können.

Tabelle 2: Untersuchte Parameterumfänge.

AC_{Standard}	N-Param.	PSM "22er-Liste"	PSM "Gartenbau"
Temperatur	Nitrat	Aldicarb	Azoxystrobin
elekt. Leitfähigkeit	Nitrit	Atrazin	Boscalid
pH-Wert	Ammonium	Bentazon	Carbendazim
SAK254		Bromacil	Cyprodinil
Redox-Potenzial		Chloridazon	Fenhexamid
Sauerstoff		Chlortoluron	Flonicamid
Calcium		Clopyralid	Fluazinam
Magnesium		Diuron	Fludioxonil
Natrium		Endosulfan	Iprodion
Kalium		Isoproturon	Kresoximmethyl
Chlorid		MCPA	lambda-Cyhalothrin
Nitrat		Mecoprop	Metribuzin
Nitrit		Metazachlor	Pencycuron
Ammonium		Methabenzthiazuron	Prochloraz
Sulfat		Metobromuron	Pyraclostrobin
Phosphat, ges.		Metolachlor	Mancozeb/Metiram (Summe)
Eisen		Metoxuron	
DOC		Propazin	
Ionenbilanz		Simazin	
Säurekapazität		Terbuthylazin	
		+ Metalaxyl	
		+ DMS	

Bei den Wirkstoffen des Parameterumfanges PSM „Gartenbau“ handelt es sich im Wesentlichen um Fungizide, die gegen verschiedene pilzliche Erkrankungen zum Einsatz kommen, mit Ausnahme der Wirkstoffe Flonicamid und lambda-Cyhalothrin (Insektizide) sowie des herbiziden Wirkstoffes Metribuzin.

3 Ergebnisse

3.1 Witterung

Die Ergebnisse zu den am Versuchsstandort gemessenen Witterungsparametern 14:00-Uhr-Temperatur und Tagesniederschlag sind im Verlauf des Zeitraumes Mai 2012 bis Juli 2014 in Abbildung 10 dargestellt. Insgesamt ist festzuhalten, dass in den Vegetationsperioden der Jahre 2012, 2013 sowie 2014 (nur bis Juli) weitgehend vergleichbare Temperaturentwicklungen am Versuchsstandort mit vereinzelt Spitzenwerten von $> 30\text{ °C}$ festzustellen waren. Die Winter der Jahre 2012/13 und 2013/14 waren vergleichsweise mild ausgeprägt, lediglich im Dezember 2013 kam es vereinzelt zu Nachtfrost mit Tiefsttemperaturen von -4 °C .

Die am Versuchsstandort gemessenen Jahresniederschläge des Jahres 2012 übertrafen mit 812 mm den langjährigen Durchschnitt (1999 - 2013) von 770 mm (vergleiche Abbildung 5), während sie in 2013 mit ca. 710 mm deutlich unterhalb dieses Mittelwertes lagen.

In Abbildung 11 sind die am Projektstandort ermittelten monatlichen Niederschlagssummen des Messzeitraumes Mai 2012 bis Juli 2014 dargestellt. Im Vergleich dieser Monatswerte fallen insbesondere die Monate Juni und Juli 2012, September 2013 sowie Mai und Juli 2014 mit deutlich erhöhten Niederschlagssummen auf. Vor allem die Niederschläge dieser Monate haben einen erheblichen Einfluss auf das in der Folge auftretende Dränwassergeschehen und damit auch Stoffaustragsverhalten von der Versuchsfläche. Die vergleichsweise feuchte Witterung der Sommermonate 2012 führte darüber hinaus auch zu einem erhöhten Schaderregerdruck durch Pilzbefall in den auf der Versuchsfläche aufgestellten Kulturen und in der Folge auch zu einem intensivierten Pflanzenschutz.

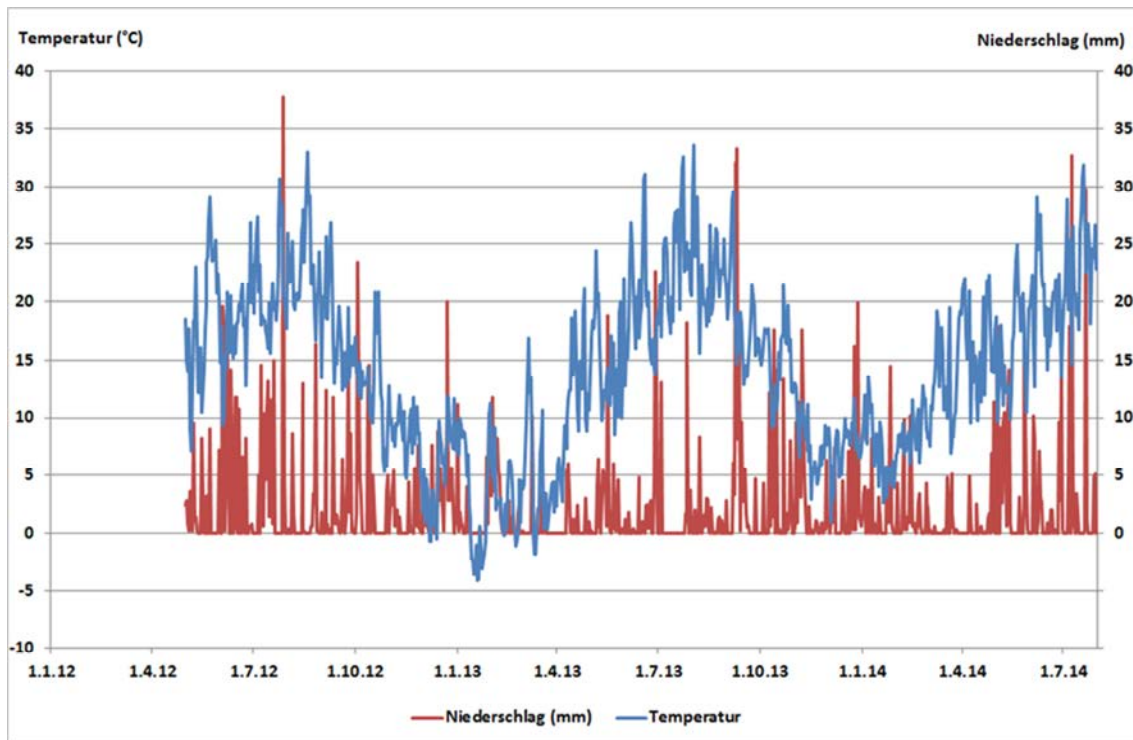


Abbildung 10: Niederschläge (mm/d) bzw. Tagesmitteltemperatur (°C) am Versuchsstandort von Mai 2012 - Juli 2014.

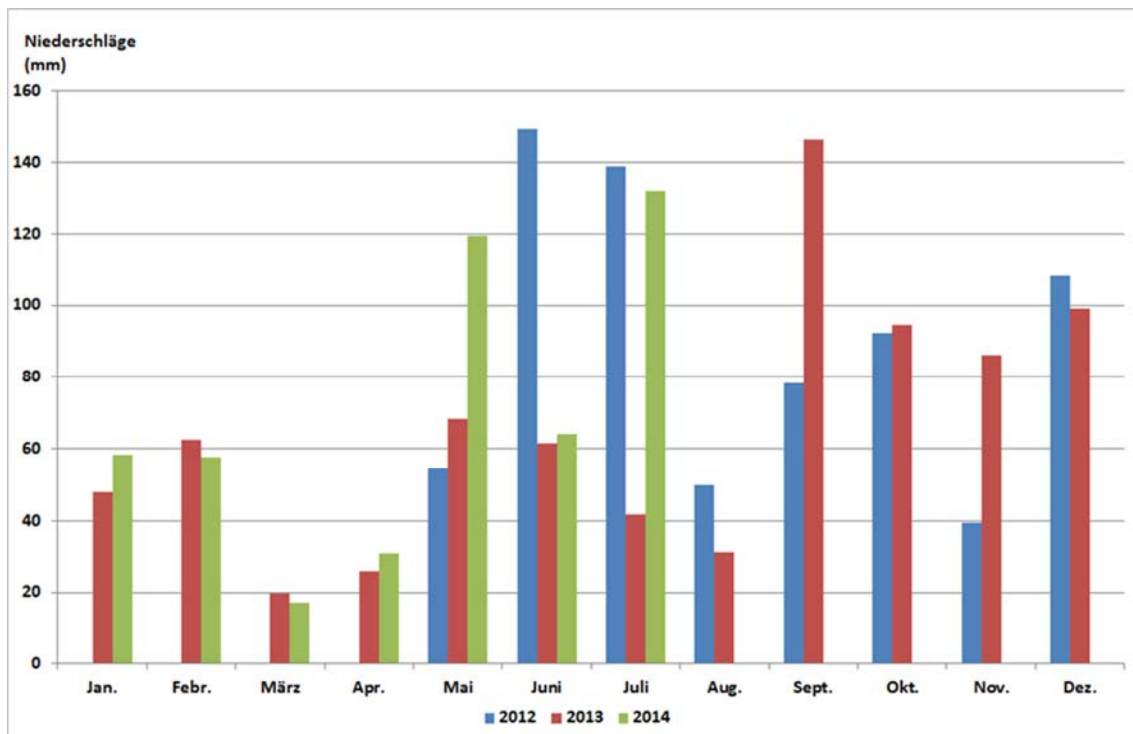


Abbildung 11: Monatliche Niederschlagssummen am Versuchsstandort (Mai 2012 bis Juli 2014).

In Tabelle 3 sind die täglichen Niederschlagssummen klassifiziert entsprechend ihrer Häufigkeit im Messzeitraum zusammengefasst. Der Tabelle ist zu entnehmen, dass an 698 der 822 (=85 %) berücksichtigten Tage der Niederschlag zwischen 0 und 5 mm/d lag. Das entspricht einer Wassermenge von 0 bis 50 m³/ha. An den verbleibenden 127 Tagen kam es stärkeren Niederschlägen von > 5 mm/d bis hin zu Starkniederschlägen von bis zu 40 mm/d (= 400 m³/ha)

Tabelle 3: Häufigkeitsverteilung und Mittelwerte der täglichen Niederschlagsmengen (Mai 2012 - Juli 2014; 822 Tage).

Niederschlag (mm)	Anzahl (n) (n=822)	Mittel (mm)
0	388	0,00
0-1	153	0,46
1,1-5	157	2,72
5,1-10	61	7,05
10,1-15	40	12,45
15,1-20	15	18,19
20,1-25	2	23,00
25,1-30	2	27,70
30,1-35	3	32,70
35,1-40	1	37,80

3.2 Bewirtschaftung der Versuchsfläche

Auf der Projektfläche wird überwiegend die Kultur *Calluna vulgaris* (Besenheide) kultiviert.

Die mehrjährigen Pflanzen werden im Juli eines Jahres als Jungpflanzen mit ca. 80 Töpfen/m² auf der Versuchsfläche aufgestellt (Topfdurchmesser 12 cm). Im Juni des Folgejahres werden sie dann in Paletten auf andere Freilandflächen (gewachsener Boden, ohne Granulatschicht und Drainage) gerückt und bis zum Verkaufsbeginn, der sortenabhängig ab Mitte August bis Anfang Oktober erfolgt, weiter kultiviert. Während der Kultur auf der Containerstellfläche werden die Pflanzen bis zum Rücken mehrmals gestutzt.

Davon abweichend wurden im Winter 2011 auf einem Teil der Beete der Versuchsfläche *Erica darleyensis* getopft und Sommer 2012 ein Teil der Callunen in Endabstand mit rd. 20 Töpfen/m² gerückt und dort bis zum Verkauf kultiviert. Mit der Topfung der Jungpflanzen wurde erst zu einem späteren Zeitpunkt begonnen.

Im Zeitraum November 2011 bis Juni 2012, August 2012 bis Juni 2013 und Juli 2013 bis Juni 2014 waren alle Beete mit Jungpflanzenkulturen belegt (Abbildung 12). Durch den en-

gen Stand der Töpfe mit rd. 80 Töpfe/m² konnte auf den Beeten eine hohe Flächenausnutzung erreicht werden. Im Sommer 2012 kam es zu einer deutlich reduzierten Flächennutzung, lediglich ca. 70 % aller Beete waren belegt. Durch den relativ weiten Topfabstand der Pflanzen auf den Beeten (ca. 19-20 Töpfe/m²) konnte auf den belegten Beeten ein insgesamt deutlich geringerer Anteil an bedeckter Fläche realisiert werden.

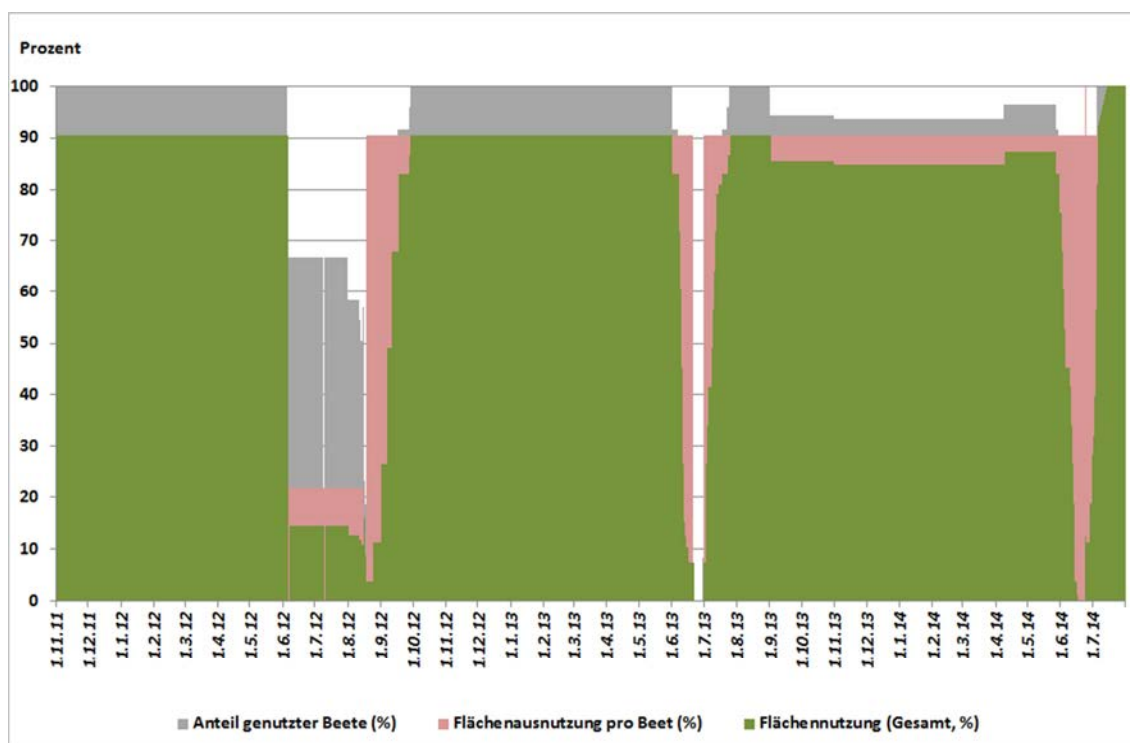


Abbildung 12: Schema zum Besatz der Versuchsfläche (5/2012 - 7/2014).

Die Beregnung der Fläche erfolgt über zwei Gießwagen mittels Brauserohr bzw. über Tülle. Das Beregnungswasser wird auf dem Betrieb über einen Förderbrunnen aus dem Grundwasser entnommen, das einen Nitratgehalt von ca. 46 mg/l hat.

Die Jungpflanzenkulturen wurden in 2012/13 mit ca. 360 mm und in 2013/14 mit ca. 380 mm beregnet. Die Kultur im Endabstand (Sommer 2012) wurde im Aufzeichnungsraum mit 263 mm beregnet.

In allen Kulturabschnitten werden der Entwicklung angepasste Düngemaßnahmen durchgeführt, die neben einer Grunddüngung des Pflanzsubstrates vor allem mit dem Beregnungswasser ausgebracht wird. Der Betrieb führt eine Grunddüngung des Substrates mit 0,5 kg/m³ eines Mehrnährstoff-Depotdünger (MND) (N-P-K = 11-11-18) durch. Dazu erfolgt eine Startdüngung mit einem Phosphor betonten MND (N-P-K = 10-52-10). Im Herbst erfolgen witterungs- und entwicklungsabhängig noch 1-2 Gaben mit einem Stickstoff betonten MND (N-P-K = 24-6-12) bevor zum Winter die Düngung eingestellt wird. Im Frühjahr erfolgt eine

regelmäßige Düngung ab März bis in die zweite Maihälfte. Tabelle 4 ist ein Überblick der durchgeführten Düngemaßnahmen zu entnehmen.

Tabelle 4: Übersicht der durchgeführten Düngemaßnahmen.

Jahr	Kultur	Düngemittel	Menge (g/l)	Häufigkeit
				Zeitraum der Maßnahme
2012	Fertigware 1.7.12 -	NKP (24-6-12)	1	10 (2.7. - 18.8.12)
2012/2013	Jungpflanzen kultur 2012/2013 19.8.-20.6.13	NPK (10-52-10)	1,5	2 (26.7/ 27.7., 29.9.12)
		NPK (24-6-12)	1	13 (9.9.12– 16.6.13)
2013/2014	Jungpflanzen kultur 2013/2014 2.7.13 - 26.6.14	NPK (10-52-10)	1	2 (6.7.13-24.7.13)
		NPK (24-6-12)	1	14 (2.8.13– 21.5.14)

Aus den Angaben des Betriebsleiters zur Menge der dem Beregnungswasser zugesetzten Nährstoffe, den Daten zu der bereits im Beregnungswasser enthaltenen Nitratkonzentration und den ermittelten Beregnungsmengen lassen sich nun die auf der Versuchsfläche ausgebrachten N-Mengen errechnen. Insgesamt errechnet sich so eine ausgebrachte N-Menge von ca. 188 kg N für die die Kultur im Endstand (Juli/August 2012) sowie rd. 331 bzw. 221 kg N für die beiden Jungpflanzenkulturen in 2012/13 bzw. 2013/14. In der Summe entspricht dies einem N- Eintrag von ca. 740 kg für den Zeitraum vom 1.Juli 2012 bis zum 1. Juli 2014. Die über die auf der Fläche kultivierten Pflanzen erfolgte N-Aufnahme in diesem Zeitraum wurde überschlägig abgeschätzt und insgesamt mit ca. 500 kg kalkuliert (über gebildete Frischmassen und deren Nährstoffgehalte). Insgesamt errechnet sich somit für den Versuchszeitraum ein auf der Versuchsfläche ausgebrachter N-Überschuss von ca. 240 kg N.

Bezüglich des Pflanzenschutzes sind insbesondere *Botrytis cinerea* (der Erreger der Grauschimmelfäule) und *Glomerella cingulata* (Verursacher des Triebsterbens an Callunen) die Hauptschaderreger, gegen die im Projektbetrieb regelmäßig Fungizidbehandlungen durchgeführt werden.

Im ersten Projektjahr gab es witterungsbedingt und durch die für den dichten Stand großen Pflanzen einen gegenüber anderen Betrieben unverhältnismäßig hohen Botrytisdruck, der zusätzliche Fungizidbehandlungen erforderte.

Zudem wurden im Jahresverlauf einzelne Behandlungen gegen *Rhizoctonia solani* (Erreger der Stängelgrundfäule) durchgeführt. Mit 1-2 Herbizidbehandlungen/Jahr wurden auflaufenden Unkräuter und Gräser bekämpft. Weitere Angaben zu ausgebrachten Pflanzenschutzmitteln werden in Kapitel 3.6.3 in Zusammenhang mit den PSM-Befunden in den verschiedenen Dränwasserproben gemacht.

3.3 Bewirtschaftung Biobed

Nach Fertigstellung der Erdarbeiten zum Umbau der ursprünglichen Versickerungsmulde wurde Ende 2011 das biologisch aktive Substrat ins Biobed eingebracht. Um einerseits unkontrollierten Wasserzufluss ins Biobed durch Niederschlag, andererseits Austrocknungseffekte durch direkte Sonneneinstrahlung zu vermeiden, wurde das Biobed im Mai 2012 mit einem Dach überdeckt. Im Herbst 2013 war das Substrat durch Mineralisierungs- und Setzungsprozesse soweit gesackt, dass es mit einer frischen Substratmischung aufgefüllt wurde. Einschränkungen hinsichtlich seiner Filtereigenschaften für den Rückhalt von PSM-Wirkstoffen waren zu diesem Zeitpunkt zwar noch nicht festzustellen. Die Auffüllung mit frischem Substrat (in Form einer aufgetragenen Schicht von 20 - 30 cm) sollte jedoch die Leistungsfähigkeit des Biobeds erhalten und prophylaktisch einen potenziellen PSM-Durchbruch während des Versuchszeitraumes verhindern.

Die von der Versuchsfläche anfallenden Dränwässer wurden über Düsen gleichmäßig über das Biobed versprüht. Die auf diesem Wege ausgebrachten Wassermengen pro Zeiteinheit variierten im Laufe des Versuchszeitraumes. Optimale Ausbringungsmengen wurden in Abhängigkeit von weiteren die Aufnahmekapazität der Versickerungsanlage steuernden Parametern sukzessive untersucht. Ziel war es letztlich, das Biobed mit einer permanenten Wassermenge von 600 l/h (= 14,4 m³/d) zu beaufschlagen. Da in den frostgefährdeten Wintermonaten eine Verdüsung von Wasser über dem Biobed aber nur begrenzt möglich war und es weiterhin auf Grund verschiedener technisch und/oder wartungsbedingter Reparatur- und Pflegearbeiten der Anlage zu Ausfallzeiten bei der Beaufschlagung des Biobeds kam, lag die tatsächlich dem Biobed zugeführte Wassermenge im Mittel des Messzeitraumes (Mai 2012 bis Juli 2014) bei 6,5 m³/d.

3.4 Bestandsentwicklung im Pflanzbeet

Im Frühjahr 2012 wurde die Bepflanzung durchgeführt. Nach dem harten Winter trieben im weiteren Jahresverlauf die Miscanthus-Pflanzen, das Chinaschilf, nur unzureichend aus, so dass eine Nachpflanzung beschlossen wurde. Im Juni 2012 wurde dann das Chinaschilf ersetzt, mit der Folge, dass anschließend die Einstauhöhe im Pflanzbeet deutlich reduziert werden musste, um den Pflanzen das Anwachsen zu erleichtern (s. Abbildung 13).



Abbildung 13: Nachpflanzung von Chinaschilf Ende Juni 2012 im Pflanzbeet.

Daher konnte in den niederschlagsreichen Monaten Juni/Juli des Jahres 2012 die Versickerungsanlage insgesamt nur mit deutlich reduzierten Wassermengen beaufschlagt werden. Bis Jahresende entwickelte sich der Pflanzenbestand dann erwartungsgemäß (Abbildung 14).



Abbildung 14: Die Pflanzung von Rohrkolben, Blutweiderich und Schwertlilie im August 2012.

In 2013 erfolgte Ende März ein erster Rückschnitt in der Pflanzmulde. Zu dem Zeitpunkt waren die ersten Austriebe beim Rohrkolben und bei der Iris zu beobachten. Anfang Mai trieb der erste Blutweiderich aus. Ab diesem Zeitpunkt wurde die Projektfläche wieder regelmäßig bewässert und entsprechende Mengen über die Anlage geleitet. Dabei wurde im Mai eine Einstauhöhe im Pflanzbeet von ca. 14 cm nicht überschritten. Ab Mitte Mai erfolgte der Austrieb beim Chinaschilf, der in der weiteren Entwicklung vermutlich noch durch den Einstau gestört wurde. Insbesondere im vorderen Bereich wurde daher Ende Juli 2013 die Ersatzpflanzung des Chinaschilfs durch Rohrkolben und Schwertlilie erforderlich und durchgeführt (Abbildung 15).



Abbildung 15: Die Ersatzpflanzung im Pflanzbereich Anfang August 2013.

Aufgrund des milden Winters 2013/2014 trieben in 2014 die ersten Pflanzen bereits Mitte Februar aus, so dass um diese Zeit der Rückschnitt erfolgte. Danach entwickelte sich der Bewuchs erwartungsgemäß (Abbildung 16). Ca. 10 Tage vor dem geplanten Rückschnitt wurde die Ableitung des Dränwassers über die Anlage ausgesetzt, damit das Pflanzbeet abtrocknen konnte und begehbar wurde.



Abbildung 16: Die Entwicklung der Bepflanzung in 2014, hier im Juli 2014.

3.5 Quantitative Entwicklung der Volumen(teil)-Ströme

Die Entwicklung der quantitativen Dränwassermengen, die im Zeitraum von Mai 2012 bis Juli 2014 von der Versuchsfläche abfließen und über die Versickerungsanlage geleitet bzw. in die Vorflut abgeschlagen wurden, sind als über das jeweilige Kalenderjahr kumulierte Kurven in Abbildung 17 dargestellt. Dargestellt sind die der Versuchsfläche über Niederschlag und Beregnung zugeführten Wassermengen. Die Menge des von der Versuchsfläche abfließenden Dränwassers ergibt sich aus der Summe der beiden Teilströme, die in den Überlauf (= Vorflut; „von Vorlauf in Überlauf“) und in den Vorlagespeicher („von Vorlauf in Vorlage“) geleitet werden. Aus dem Vorlagespeicher wird die Versickerungsanlage beaufschlagt mit dem Teilstrom „von Vorlage ins Biobed“, der von hier ins Pflanzbeet weitergeleitet wird („von Biobed ins Pflanzbeet“). Die beiden letzten dargestellten Teilströme („von Pflanzbeet in Vorlauf“ und „von der Vorlage in den Bewässerungsvorrat“) wurden im Versuchszeitraum nur sehr nachgeordnet in Anspruch genommen und sind quantitativ bei den weiteren Auswertungen zu vernachlässigen.

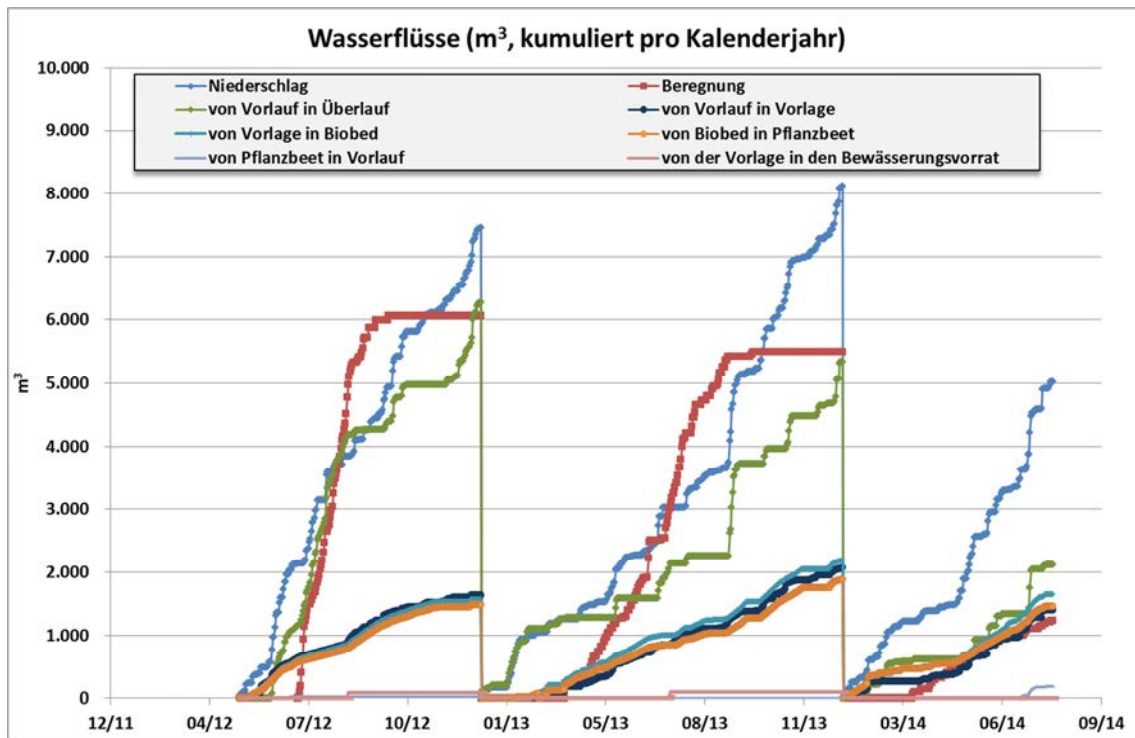


Abbildung 17: Volumensteilströme (kumuliert pro Kalenderjahr) im Versuchszeitraum (5/2012 - 7/2014).

In 2012 kam es somit auf der Versuchsfläche bei einer Größe von ca. 10.500 m² ab Mai zu einem niederschlagsbedingten Wasserzufluss von 7.461 m³. Weitere 6.070 m³ Wasser wurden über die Bewässerung auf die Fläche ausgebracht. Diesem „Zustrom“ der Versuchsfläche von 13.531 m³ stand im selben Zeitraum ein Dränwasserabfluss von 7.912 m³ gegenüber. Von diesen 7.912 m³ angefallenem Dränwasser konnten 1.638 m³ (20 %) über die Versickerungsanlage geführt werden, 6.274 m³ (80 %) mussten direkt in die Vorflut abgeschlagen werden.

Für das (vollständige) Jahr 2013 ergaben sich folgende Verhältnisse: Bei einem Niederschlag von 773 mm betrug die auf diesem Weg der Versuchsfläche zugeführte Wassermenge 8.120 m³. Dazu kommen Bewässerungsgaben, die insgesamt 5.501 m³ betragen. Mit 13.621 m³ liegt damit die in 2013 der Versuchsfläche zugeführte Wassermenge in ähnlicher Größenordnung wie im vier Monate kürzeren Auswertungszeitraum des Jahres 2012. Auch der Dränwasseranfall in 2013 ist mit 7.411 m³ ähnlich hoch wie der des Auswertungszeitraumes 2012. Der Dränwasseranteil, der in 2013 über die Versickerungsanlage geführt werden konnte, ist jedoch mit 2.068 m³ (= 27%) deutlich größer als in 2012. Entsprechend war der Anteil des unmittelbar in die Vorflut abzuschlagenden Dränwasser mit 5.343 m³ (= 73 %) deutlich geringer als in 2012.

Bis zum Ende des Auswertungszeitraumes im Juli betrug der niederschlagsbedingte Wasserzufluss der Versuchsfläche bei einem Niederschlag von 468 mm 5.023 m³. Bei weiteren 1.231 m³ Beregnungswasser fielen bis Ende Juli 3.512 m³ von der Fläche abfließendes Dränwasser an, von denen 1.395 m³ (= 40 %) über die Anlage geführt werden konnten und 2.117 m³ (= 60%) abgeschlagen werden mussten. Dass die bis Ende Juli 2014 über die Anlage geleitete Wassermenge bereits nahezu so groß ist wie die Menge des gesamten Jahres 2013 weist darauf hin, dass die Aufnahmeleistung der Anlage durch die sukzessive Optimierung der Betriebsbedingungen weiter gesteigert werden konnte. Die relative Steigerung des über die Anlage geführten Dränwasserteilstromes ist darüber hinaus jedoch auch ein Effekt einer im zeitlichen Verlauf günstigeren Verteilung des Dränwasseranfalles.

Da in Abbildung 17 die Auswertungen auf das jeweilige Kalenderjahr bezogen sind und wegen der unvollständigen Messzeiträume in 2012 und 2014 nur begrenzt vergleichbar sind, werden die selben Zusammenhänge in Abbildung 18 noch einmal am Beispiel der hydrologischen Halbjahre des Versuchszeitraumes dargestellt.

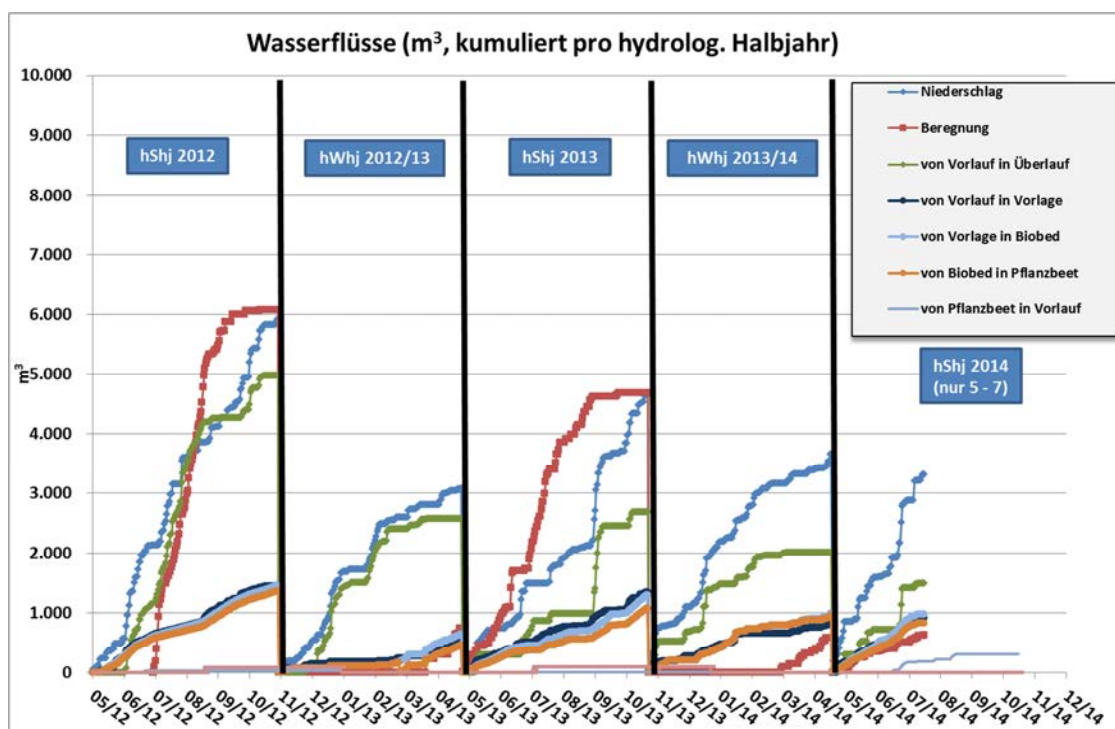


Abbildung 18: Volumenanteilströme (kumuliert pro hydrologisches Halbjahr hHj) im Versuchszeitraum (5/2012 - 7/2014).

In Abbildung 19 bis Abbildung 21 werden nun für den Versuchszeitraum die Relationen von Niederschlag, Beregnung, Dränwasseranfall und Zufluss zum Vorlagespeicher auf Tagesbasis beleuchtet.

In Abbildung 19 sind diese Daten für den Zeitraum Juni bis Dezember 2012 einander gegenübergestellt.

Betrachtet man die Mengenströme für 2012 (Abbildung 19) stellt man fest, dass nahezu jedes Mal, wenn der Versuchsfläche Wasser über Niederschlag oder Beregnung zugeführt wurde, unmittelbar auch Dränwasser anfiel. Insbesondere in den Monaten Juni und Juli, in denen im Messzeitraum 2012 die wesentliche Beregnung (und damit auch Dünger- und PSM-Ausbringung erfolgte) konnten durch die Arbeiten der Ersatzpflanzung im Pflanzenbeet nur geringe Dränwassermengen über die Anlage geführt werden. Die Relationen der der Versuchsfläche durch Niederschlag und Beregnung zugeführten Wassermengen zu abfließenden Dränwassermengen gleichen sich zum Jahresende an. Während z. B. im Juli überschlägig ca. 4 mm/d auf der Versuchsfläche durch Evapotranspiration „verbraucht“ werden, fließt der Niederschlag in den Wintermonaten praktisch vollständig in den Dränwasserabfluss.

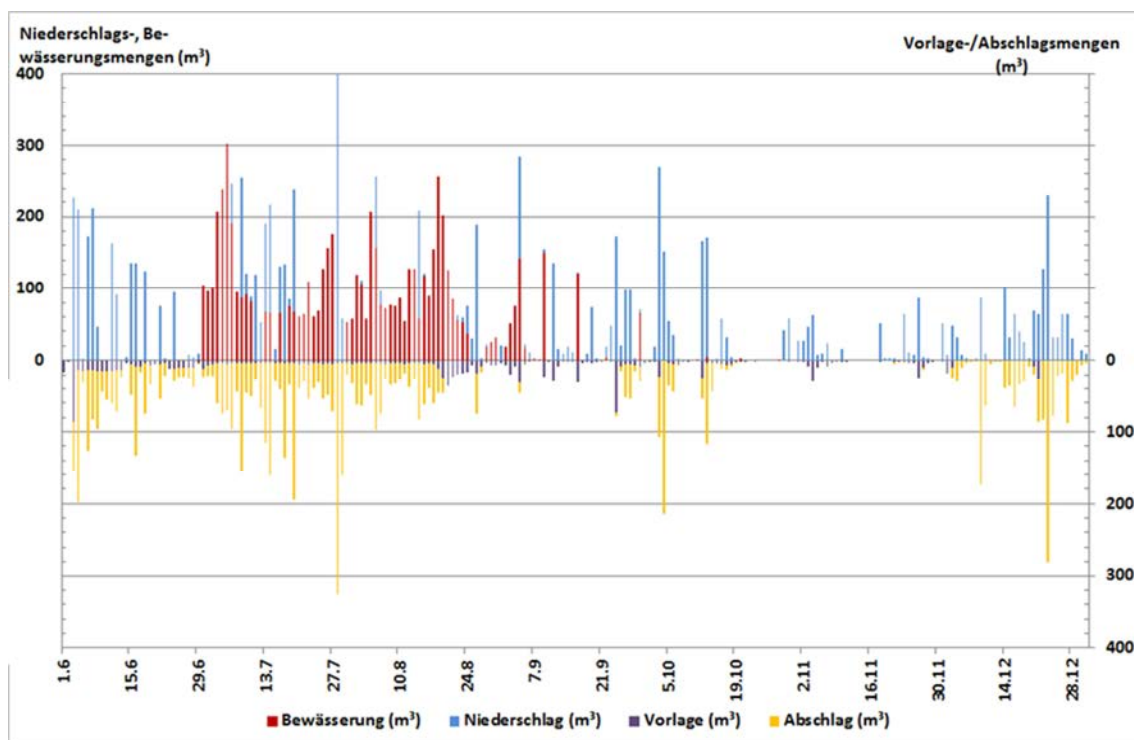


Abbildung 19: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche von Juni bis Dezember 2012.

Nicht näher quantifiziert werden kann allerdings der Wasseranteil, der im Speicher der auf der Versuchsfläche aufgetragenen Granulatschicht verbleibt oder ggfs. auch im darunter anstehenden Boden versickert. Insgesamt werden diese beiden Größen aber als eher gering eingeschätzt.

In Winter 2012/2013 (Abbildung 20) anfallende Dränwassermengen wurden weit überwiegend direkt abgeschlagen. Ab Anfang Februar 2013 wurden wieder Dränwassermengen über die Anlage geführt. Nach dem Rückschnitt der Bepflanzung im Pflanzbeet wurde die Anlage ab April wieder stärker belastet. Die Dränwassermengen in Höhe von 319 m³ vom 12. April bis 15. Mai 2013 (Niederschlag und Beregnung im selben Zeitraum von 1.360 m³) konnten vollständig über die Anlage geführt werden. Erst als Folge eines Niederschlagsereignisses von ca. 20 mm (= ca. 210 m³) mussten größere Dränwassermengen abgeschlagen werden.

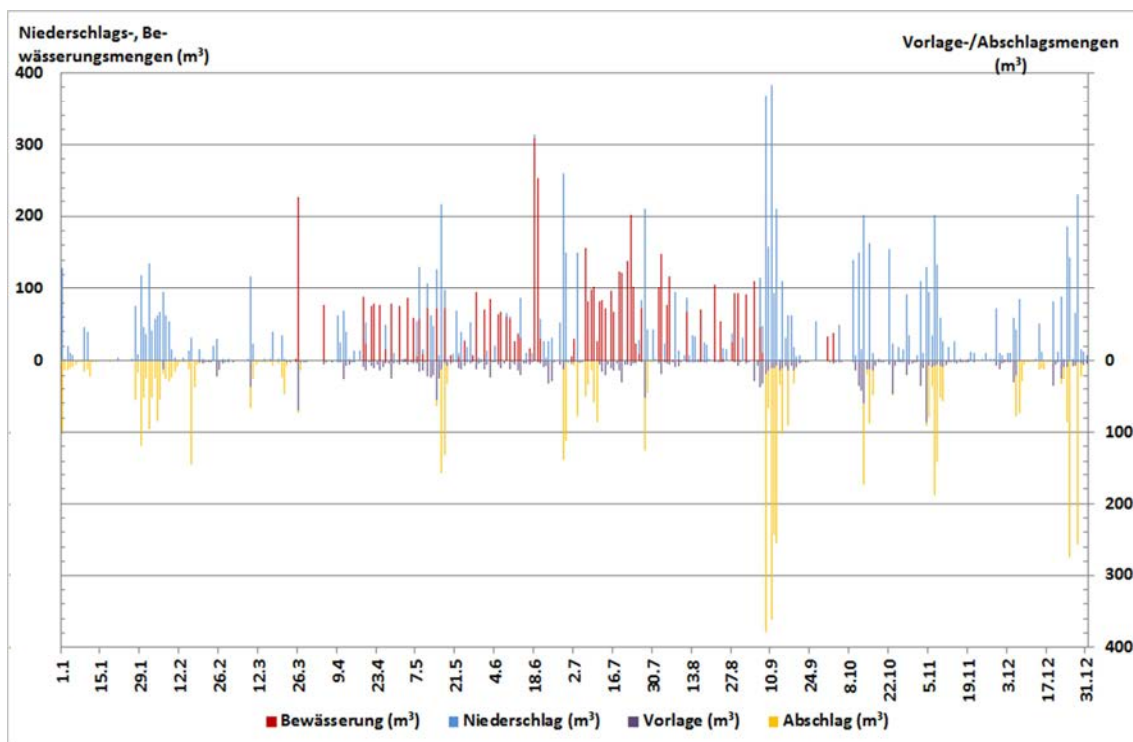


Abbildung 20: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche in 2013.

Im milden Winter 2013/2014 konnten bereits im Januar kleinere Wassermengen über die Anlage geführt werden. Ca. 10 bis 14 Tage vor dem geplanten Rückschnitt des Bewuchses im Pflanzbeet musste die Beaufschlagung der Anlage mit Dränwasser jedoch eingestellt werden, um den Wasserspiegel im Pflanzbeet zu senken und die geplanten Arbeiten zu ermöglichen. Ab Mitte März bis Mitte Mai konnten die anfallenden Dränwassermengen dann weitgehend vollständig über die Anlage geführt werden, bevor größere Niederschlagsereignisse dann fallweise auch wieder einen Abschlag erforderten (Abbildung 21).

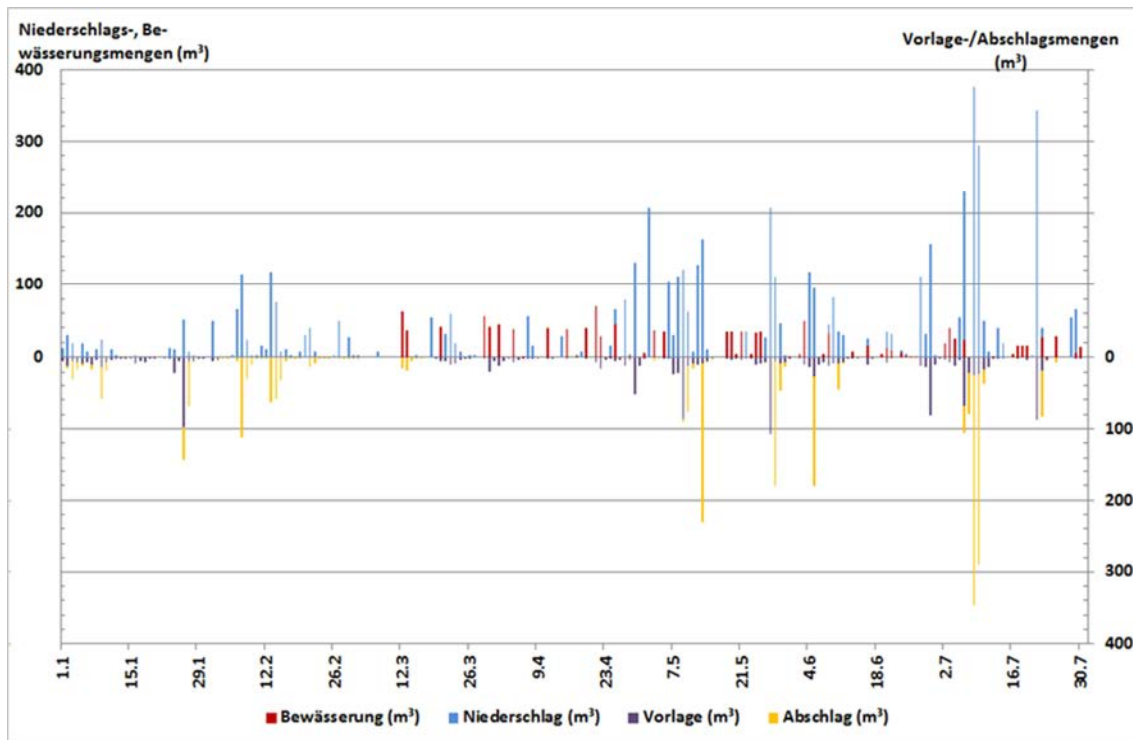


Abbildung 21: Mengenströme als Tagessummenwerte der Versuchsfläche von Januar bis Juli 2014.

Insgesamt zeigte sich in der Bewertung der in Abbildung 19 bis Abbildung 21 dargestellten Zusammenhänge, dass eine eindeutige Zuordnung des Dränwasseranfalles als direkte Folge entweder des Niederschlags oder der Beregnung zunächst nur begrenzt möglich war, da der Dränwasserabfluss als Folge der Speicherkapazitäten der Granulatschicht sich nach Wasserzufuhr u.U. über einige Tage erstreckt und Niederschlags- und Beregnungsereignisse sich innerhalb dieser Zeitspanne immer wieder überschneiden. Soweit hier eine klarere Trennung möglich war, zeigte sich aber, dass der Dränwasseranfall, der weitgehend auf Beregnungsereignisse zurückgeführt werden konnte, eher moderat war und unter diesen Bedingungen nahezu vollständig über die Versickerungsanlage geführt werden konnte. Vor allem als Folge intensiverer Niederschlagsereignisse kam es jedoch regelmäßig zu Dränwassermengen, die die Aufnahmekapazität der Versickerungsanlage pro Zeiteinheit deutlich überstiegen und daher großen Teils abgeschlagen werden mussten. So kam es z. B. in 2013 allein im Zeitraum vom 8. bis 12. September zu Niederschlägen von 106 mm, die - unterstützt durch regelmäßige Bewässerungsgaben und kleinere Niederschläge in den vorausgehenden Tagen - zu einem Dränwasserabschlag von 1.248 m³ führten.

Die tatsächliche Leistungsfähigkeit der Versickerungsanlage ergibt sich somit aus der zeitlichen Verteilung des Dränwasseranfalles, der - ggf. unterstützt durch entsprechende Speicherkapazitäten - im Idealfall zu einer permanenten und kontinuierlichen Beaufschlagung

der Anlage mit Dränwasser führt. Die Menge, die über die Anlage geführt werden kann, hängt wiederum von der Größe des Pflanzbeetes und seinen Versickerungseigenschaften ab sowie von der Leistungsfähigkeit der verwendeten Technik zur Beaufschlagung der Anlage (Pumpen, Düsen, etc...). Im Versuch wurde die Leistungsfähigkeit der Anlage jedoch auch durch die Witterung eingeschränkt, da zumindest in den frostgefährdeten Wintermonaten kein Wasser über die Anlage geleitet werden konnte. Darüber hinaus kam es zu verschiedenen Ausfallzeiten im Betrieb der Anlage durch technische Defekte und/oder Pflege- und Wartungsarbeiten (z. B. Rückschnitt des Pflanzbeetes). Es wurde angestrebt die Anlage bzw. das Biobed im Regelbetrieb mit einer Wassermenge von 600 l/h zu beaufschlagen, was einer Tagesmenge von 14,4 m³/d entspricht. Insgesamt ergab sich der Eindruck, dass die Leistungsfähigkeit des Biobeds im Hinblick auf seine Filtereigenschaften für Schadstoffe mit dieser Beaufschlagungsmenge von 14,4 m³/d noch nicht erschöpft ist. Tatsächlich konnten im Mittel des Versuchszeitraumes jedoch nur ca. 6,5 m³/d in das Biobed eingeleitet werden.

Bei der Annahme, dass das Biobed 350 Tage/Jahr über jeweils 24 Stunden mit 600 l/h Dränwasser beaufschlagt werden könnte, errechnet sich eine pro Jahr über die Anlage zu leitende Wassermenge von 5.040 m³. Neben einer kontinuierlichen Verfügbarkeit von Dränwässern in entsprechender Größenordnung bedarf es hierzu jedoch weiterhin einer entsprechenden Aufnahmekapazität bzw. Versickerungsleistung des Pflanzbeetes. Bei der bestehenden Größe des Pflanzbeetes von 90 m² wurden im Versuchszeitraum jedoch nur Versickerungsleistungen von max. 11,5 m³/d erzielt.

In Abbildung 22 und Abbildung 23 ist die Entwicklung der Füllstandshöhe im Pflanzbeet in den Jahren 2013 und 2014 dargestellt.

Erfasst werden die Füllstände mittels Füllstandssensor, der im Schacht neben dem Pflanzbeet installiert ist. Ein Füllstandsmesswert von rd. 620 mm im Schacht bedeutet in Bezug auf den Wasserstand in der Pflanzmulde, dass nur eine Pfützenbildung zu beobachten ist (rote Linie). Bei einem Messwert von z.B. rd. 820 mm im Schacht beträgt der Wasserstand bzw. die Einstauhöhe im Pflanzbeet rd. 20 cm (s. Füllstand am roten Pfeil rechts in der Abbildung 22). Bei einem relativ konstanten Einstau von 20 cm wird im Zeitraum vom 13.10.13 bis zum 22.11.13 im Mittel (M) eine Wassermenge von 11,5 m³/Tag (T) durch Versickerung und/oder Verdunstung/Transpiration verbraucht.

An den mit grünen Pfeilen markierten Stellen ist punktuell der Entwicklungsstatus der Pflanzen dargestellt. In Abbildung 22 ist hier zum Zeitpunkt des Austriebes vom Chinaschilf eine Einstauhöhe im Pflanzbeet von rd. 14 cm zu beobachten. In 2014 ist die Mulde zu diesem Zeitpunkt trocken gefallen (Abbildung 23). Zudem ist der Zeitpunkt des Rückschnitts der

Bepflanzung, dargestellt. Diesem geht ca. eine Woche voraus, in der kein Wasser ins Pflanzbeet gepumpt wird, damit dieses abtrocknen kann. Zudem ist der Start der Bewässerung- und Düngemaßnahmen auf der Fläche in beiden Grafiken markiert, der zu einem steigenden Einstau im Pflanzbeet führt.

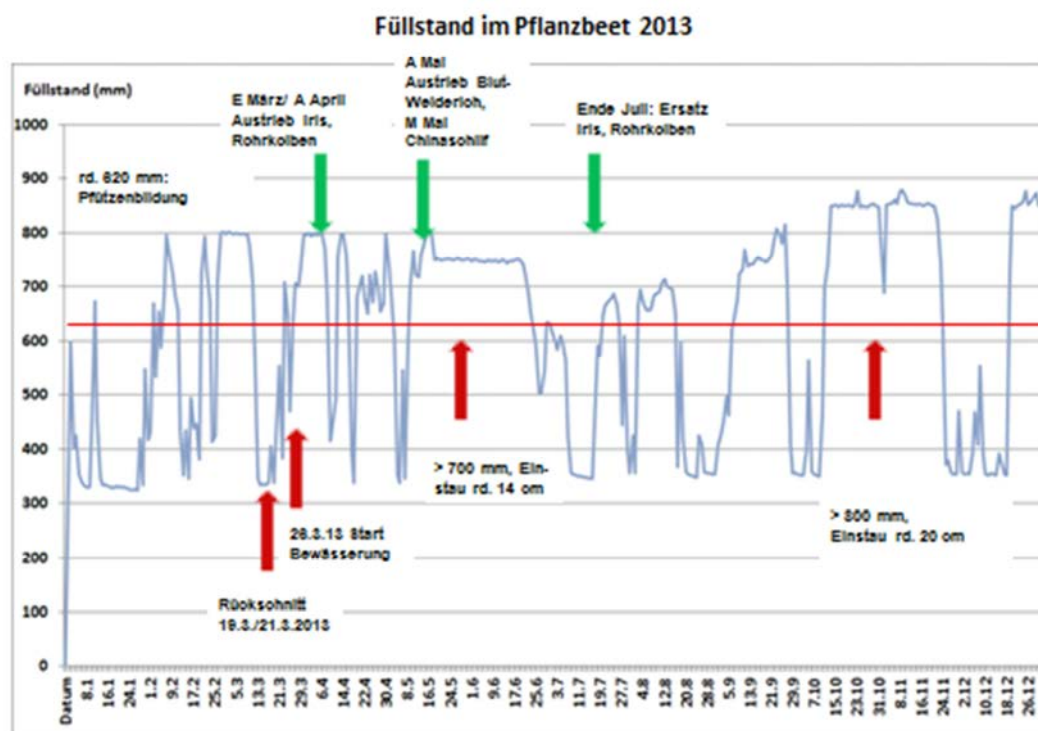


Abbildung 22: Füllstand im Pflanzbeet in 2013.

Während das Pflanzbeet im ersten Jahr noch nicht maximal beaufschlagt werden konnte, um die Erstbepflanzung (bzw. die notwendige Ersatzpflanzung) nicht zu beeinträchtigen) konnte in 2013 zeitweise ein Einstau von rd. 18 bis 20 cm realisiert werden (Abbildung 22).

Aus den Vorjahreserfahrungen wurde in 2013 während des Austriebes des Chinaschilfs der Einstau reduziert. In Abhängigkeit der Einstauhöhe lassen sich unterschiedliche Verdunstungs- bzw. Versickerungsraten beobachten. Beim Einstau von rd. 14 cm beträgt die tägliche Verdunstungs- und Versickerungsrate rd. $7,7 \text{ m}^3$ (rd. 87 l/m^2). Beim Einstau von rd. 20 cm steigt diese im Mittel auf $11,5 \text{ m}^3/\text{Tag}$ (rd. 130 l/qm und Tag).

In 2014 konnte vom 8. Mai bis zum 8. Juli mit wenigen Ausnahmen mit einem Füllstand von bis zu 850 mm ein Einstau von über 20 cm realisiert werden (Abbildung 23). In dieser Zeit wurden insgesamt rd. 651 m^3 Wasser in das im Pflanzbeet geleitet. Das entspricht einer durchschnittlichen täglichen Versickerungs- und Verdunstungsleistung des Pflanzbeetes von ca. $10,5 \text{ m}^3$ bzw. 119 l/m^2 .

Neben den Zeiten, in denen ein maximaler Einstau des Pflanzbeckens erzielt werden konnte sind jedoch auch immer wieder Zeiten zu beobachten, in welchen das Pflanzbeet aus Mangel an zugeführtem Dränwasser trockenfiel.

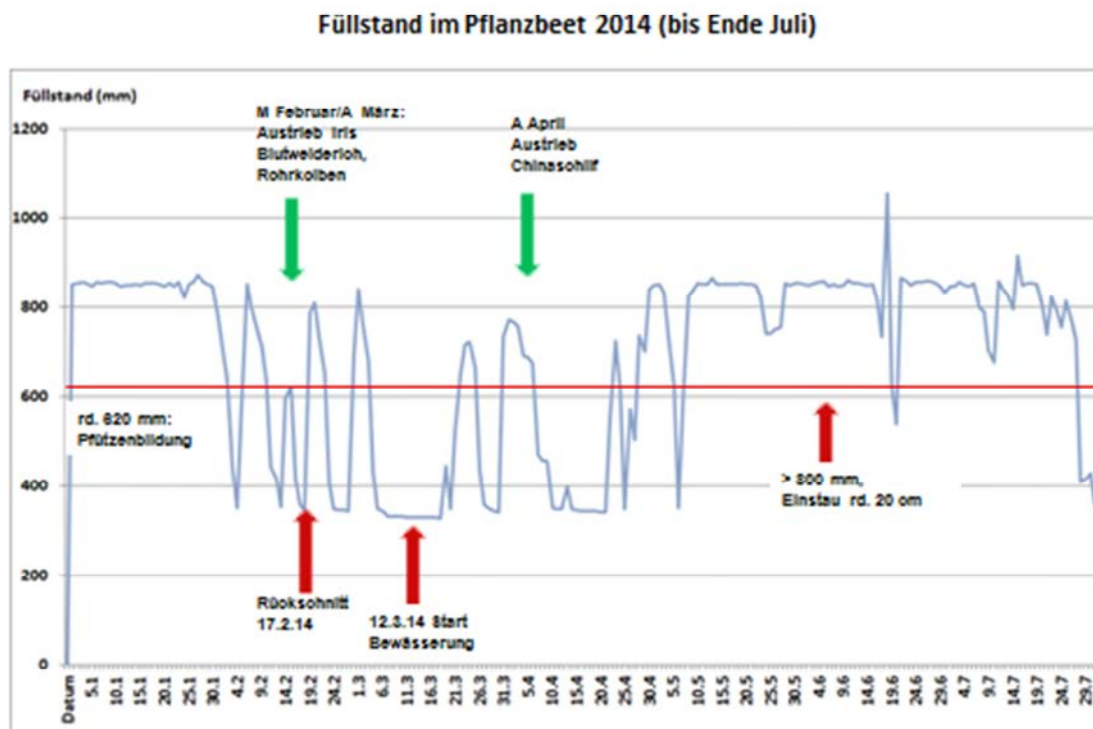


Abbildung 23: Füllstand im Pflanzbeet von Januar bis Ende Juli 2014.

3.6 Qualitative Entwicklung der Teilströme

Entsprechend des in Kapitel 2.3.2.3 beschriebenen Messkonzeptes zur Beschreibung der qualitativen (Drän-)Wasserbeschaffenheit im Abstrom von der Versuchsfläche bzw. im Durchfluss der Versickerungsanlage wurden insgesamt die in Tabelle 5 aufgelisteten Proben- und Parameterumfänge untersucht. Die erste Beprobung im Versuchszeitraum fand statt am 8.12.2011, die letzte Probenahme im hier berücksichtigten Auswertungszeitraum am 24.7.2014. Da der Parameterumfang AC_{Standard} (Tabelle 2) auch die N-Parameter (NO_3 , NH_4 , NO_2) umfasst, wurden diese in der Spalte „ Σ N-Param.“ noch einmal zusammengefasst.

Tabelle 5: Anzahl untersuchter Proben und Beprobungsumfänge im Untersuchungszeitraum Nov. 2011 - Jul. 2014.

PNS	AC _{Standard}	N-Param.	Σ N-Param.	PSM "22er-Liste"	PSM "Gartenbau"
Beregnungsbrunnen	7	5	12	6	3
Vorlage	2	10	12	2	11
Vorlauf	6	20	26	6	25
Biobed	6	17	23	6	22
Pflanzbeet	6	18	24	8	20
Summe	27	70	97	28	81

Die Gesamtzahl der Proben zu den einzelnen Parameterumfängen spiegelt mit insgesamt 97 Analysen der Parameterliste „N-Parameter“ und 81 Analysen der Parameterliste „PSM-Gartenbau“ den thematischen Schwerpunkt der Versuchsfrage wieder. Mit erhöhter Frequenz wurden dabei vor allem die Beprobungspunkte „Vorlauf“, „Biobed“ und „Pflanzbeet“ untersucht, da vor allem diese Beprobungspunkte die Dynamik des Stoffabtrages von der Versuchsfläche und die weitere Konzentrationsentwicklung im Durchfluss durch die Versickerungsanlage repräsentieren.

Die in den folgenden Grafiken dargestellten Konzentrationsentwicklungen der verschiedenen untersuchten Parameter berücksichtigen jedoch nur den Zeitraum Ende April 2012 bis Juli 2014. Zwei Beprobungstermine aus Dezember 2011 und Januar 2012 (mit eingeschränktem Beprobungsumfang) wurden in den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt, da der Umbau der Versickerungsmulde bzw. die Installation der Messtechnik zur Erfassung der Wasserflüsse noch nicht abgeschlossen war und zudem über die Wintermonate potenziell abfließende Schadstofffrachten mangels Daten nicht mit der vorhergehenden Bewirtschaftungsperiode in Zusammenhang zu bringen waren. Die vollständigen Analysenergebnisse sind in den Anh.-Tabellen 1 - 3 im Anhang aufgelistet.

3.6.1 Beschaffenheit des Beregnungswassers

Ca. 2 Mal pro Jahr wurde das vor Ort aus dem Grundwasser entnommene Beregnungswasser beprobt und auf seine allgemeine Beschaffenheit (Tabelle 2, Parameterumfang AC-Standard und N-Param.) sowie auf bereits im Grundwasser enthaltene PSM-Wirkstoffe (Tabelle 2, PSM „22er-Liste“) untersucht. Die Nitratkonzentrationen dieser mäßig mineralisierten Grundwässer schwankten im Untersuchungszeitraum im Wesentlichen zwischen ca. 40 und 50 mg NO₃/l. Damit ist die grundwasserbürtige Nitratfracht, die mit dem Beregnungswasser ausgebracht wird, bei den praktizierten Beregnungsmengen ein durchaus relevanter Düngungsfaktor. So werden bei der im Versuchszeitraum praktizierten Bereg-

nungsmenge von 500 mm und mehr mit diesem Wasser Nitrat-Stickstofffrachten von ca. 50 kg N/ha ausgebracht.

Weiterhin wurde im untersuchten Beregnungswasser regelmäßig der fungizide PSM-Wirkstoff Metalaxyl (in Konzentrationen um 0,3 µg/l) und vereinzelt in Spuren der herbizide Wirkstoff Simazin. In deutlich höheren Konzentrationen wird weiterhin im Grundwasser der Metabolit DMS (N,N-. Dimethylsulfamid) des PSM-Wirkstoffes Tolyfluanid nachgewiesen (zw. 20 und 60 µg/l). Zu vereinzelt Terminen werden diese Wirkstoffe auch an verschiedenen Probenahmestellen in der Versickerungsanlage untersucht. Da der Wirkstoff Metalaxyl im Versuchszeitraum auch auf der Versuchsfläche zum Einsatz kam, liegen die im Dränwasser gemessenen Konzentrationen höher als im Beregnungswasser, gehen im weiteren Fließverlauf durch die Versickerungsanlage aber zurück. Der Tolyfluanid-Metabolit DMS durchläuft die Versickerungsanlage jedoch weitgehend ohne nennenswerte Konzentrationsänderungen.

3.6.2 Nitratkonzentrationen und -frachten

Die Entwicklung der Nitratkonzentration im von der Versuchsfläche abfließenden Dränwasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage ist in Abbildung 24 dargestellt.

Wie vorhergehend bereits erläutert wurde, erfolgte eine Beprobung der Wässer an den verschiedenen Beprobungspunkten v. a. während der Vegetationsperiode mit einem ca. vier- bis fünf-wöchentlichem Rhythmus, in den Wintermonaten mit gröberer zeitlicher Auflösung. Die eigentlichen Messwerte werden somit in Abbildung 24 durch die Wendepunkte der Ganglinien dargestellt, die Werte zwischen den jeweiligen Messzeitpunkten wurden durch eine lineare Interpolation ermittelt. Die Nitratkonzentration im Vorlagespeicher (Beprobungspunkt „Vorlage“) wurde bis März 2013 nur über eine Mischungsrechnung der im Vorlaufschacht gemessenen Nitratkonzentration sowie der von hier in das Vorlagebecken eingeleiteten Wassermengen und der aus dem Vorlagebecken entnommenen Wassermengen (zur Aufbringung auf das Biobed) kalkuliert. Ab März 2013 wurde die Nitratkonzentration im Vorlagebecken auch regelmäßig analytisch ermittelt.

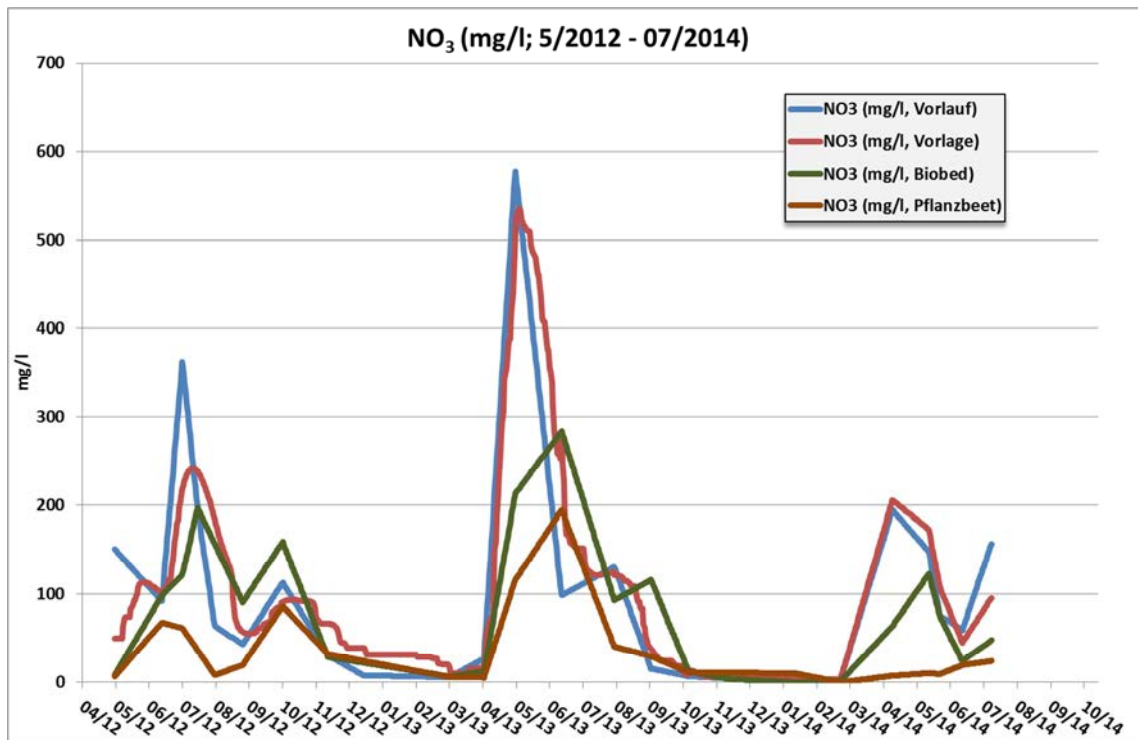


Abbildung 24: Entwicklung der Nitratkonzentration im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

Insgesamt zeigt sich somit in Abbildung 24 bezüglich der Konzentrationsentwicklung von Nitrat im Dränwasser folgender Zusammenhang:

Im unmittelbar von der Versuchsfläche abfließenden Dränwasser (blaue Ganglinie, Beprobungspunkt „Vorlauf“) werden zum Ausgang der Winterperiode Nitratkonzentrationen von wenigen Milligramm pro Liter gemessen, wie die Ergebnisse jeweils zum Jahresbeginn 2013 und 2014 zeigen. Gleiches gilt auch für den Jahresbeginn 2012, wurde hier aber aus den vorhergehend erwähnten Gründen (noch nicht fertiggestellte Umbauarbeiten der Versuchsanlage) nicht mehr dargestellt. Mit Beginn der Bewirtschaftungsperiode auf der Versuchsfläche und den über die Bewässerung einsetzenden Düngemaßnahmen steigen die Nitratkonzentrationen im Dränwasser auf Spitzenwerte von 360 mg/l (Juli 2012) bzw. fast 600 mg/l (Mai 2013) an, um danach grundsätzlich wieder zurückzugehen. Mit erneuten Düngeperioden im Zuge der Bewirtschaftung können pro Bewirtschaftungsjahr aber grundsätzlich durchaus mehrere Spitzen der Nitratkonzentration im abfließenden Dränwasser auftauchen. In den auf die Vegetationsperiode folgenden Wintermonaten wäscht sich die auf die Versuchsfläche ausgebrachte Nitrat-Fracht relativ schnell aus, so dass die Nitratkonzentrationen wieder auf wenige Milligramm pro Liter zurückgehen.

Die Ganglinie zur Nitratkonzentration im Vorlagebecken (rote Linie, Beprobungspunkt „Vorlage“) müsste im Verlauf grundsätzlich identisch sein mit der Ganglinie „Vorlauf“ (und ist es über weite Bereiche auch). Abweichungen zwischen diesen beiden Ganglinien vor allem in 2012 haben ihre Ursachen in den kalkulatorischen Mischwasserberechnungen des Vorlagebeckens.

Die Spitzen der Nitrat-Ganglinie „Vorlauf“ sind grundsätzlich auch in den im Biobed und im Pflanzbeet gemessenen Nitratganglinien festzustellen (mit geringer zeitlicher Verzögerung), allerdings auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Zudem sind die Nitratkonzentrationen im Pflanzbeet noch einmal deutlich geringer als im Biobed. Somit ist bereits im Biobed ein Rückgang der eingeleiteten Nitratkonzentrationen festzustellen, der im Wesentlichen auf Denitrifikation unter den sich zumindest in den unteren Schichten des Biobeds einstellenden anoxischen Bedingungen zurückgeführt wird. Der weitere Rückgang der Nitratkonzentration im Pflanzbeet wird ebenfalls überwiegend auf Denitrifikation im Sediment des Pflanzbeetes und nur zu einem geringen Teil auf Entzug durch die hier aufwachsende Vegetation zurückgeführt.

Grundsätzlich stellt sich beim Verlauf der in Abbildung 24 dargestellten Ganglinien und den Probenahmerhythmen von ca. 5 und mehr Wochen jedoch die Frage, ob diese die Dynamik des N-Austrages aus der Versuchsfläche hinreichend präzise beschreiben oder sich nicht zwischen den einzelnen Beprobungsterminen weitere Spitzen der Nitratkonzentration ergeben.

Zur Beantwortung dieser Frage wurde die Entwicklung der Nitratganglinien an den verschiedenen Messpunkten mit der Entwicklung der EC-Werte verglichen. Der EC-Wert (=elektrischen Leitfähigkeit im Wasser) gibt die elektrolytische Stromleitfähigkeit wässriger Lösungen wieder und ist ein Summenparameter für die in der Lösung enthaltenen Wasserinhaltsstoffe. Seine Größenordnung (1 EC-Wert = 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) hängt u. a. ab von der Konzentration der einzelnen Inhaltsstoffe, deren Dissoziationsgrad (Ionenleitfähigkeit), der Wertigkeit der Ionen sowie der Temperatur. Als Summenparameter gibt der EC-Wert bzw. die elektrische Leitfähigkeit keinen Aufschluss über die einzelnen enthaltenen Spezieskonzentrationen, und er ist somit kein unmittelbares Maß für die in der Lösung enthaltene Nitratkonzentration. Da unter den Bewirtschaftungsbedingungen im Versuch Nitrat aber zumindest ein wesentlicher Bestandteil der in den Dränwässern gelösten Salzfracht sein wird, erlaubt die Analyse im Verlauf der EC-Ganglinie zumindest einen qualitativen Rückschluss auf die Entwicklung der Nitratkonzentration.

Da die EC-Werte an verschiedenen Messpunkten im Versuchsaufbau online (Abbildung 8) und mit hoher zeitlicher Auflösung (Minutentakt) gemessen werden, kann die entsprechende

EC-Ganglinie auch als Indikator für die Zuverlässigkeit der mit deutlich größerer zeitlicher Auflösung gemessenen Nitratganglinie dienen. In Abbildung 25 und Abbildung 26 ist an zwei Beispielen der Vergleich von Nitrat- und EC-Ganglinie dargestellt. Unabhängig von der Größenordnung des jeweils gemessenen EC-Wertes (in den Abbildungen dargestellt als 10-Tagesmittel) zeigt sich an diesen Beispielen deutlich, dass die jeweiligen EC- und Nitratganglinien überwiegend den gleichen Verlauf aufweisen.

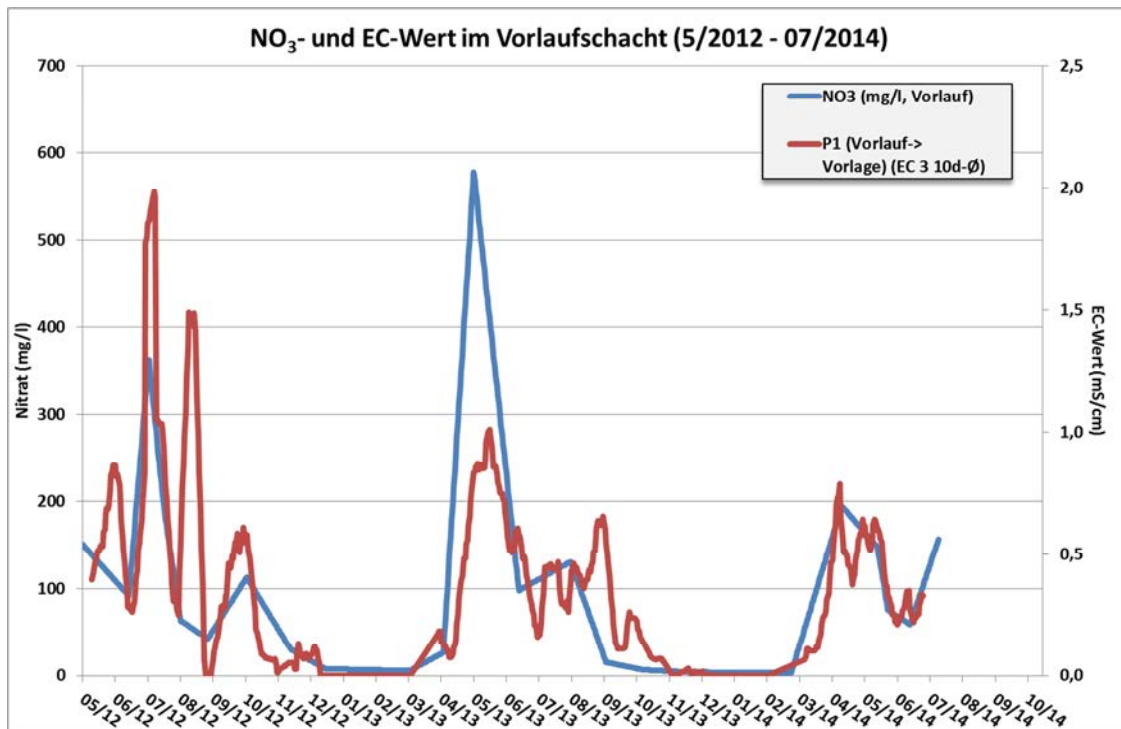


Abbildung 25: NO₃- und EC-Wert-Ganglinien am Messpunkt „Vorlaufschacht“.

Die Darstellungen belegen damit, dass der Beprobungsrhythmus zur Messung der Nitratkonzentrationen ausreichend eng war, um die Nitratdynamik an den verschiedenen Beprobungspunkten hinreichend präzise abzubilden.

Mit den in Kap. 3.5 beschriebenen Mengenangaben zu den quantitativen Teilströmen durch die Versuchsanlage und den gemessenen Nitratkonzentrationen wurden anschließend die Nitratfrachten und abflussgewichteten mittleren Nitratkonzentrationen ermittelt. In Tabelle 6 sind die entsprechenden Angaben jeweils bezogen auf die hydrologischen Sommer- (hShj) und Winterhalbjahre (hWhj) und für die einzelnen Beprobungspunkte im Fließverlauf der Versuchsanlage zusammengefasst (gekennzeichnet durch die Pumpen-Nr. im jeweiligen Anlagenkompartiment, siehe Abbildung 8). Zu berücksichtigen ist, dass das hydrologische Sommerhalbjahr 2014 nur den Zeitraum von Mai bis Juli umfasst.

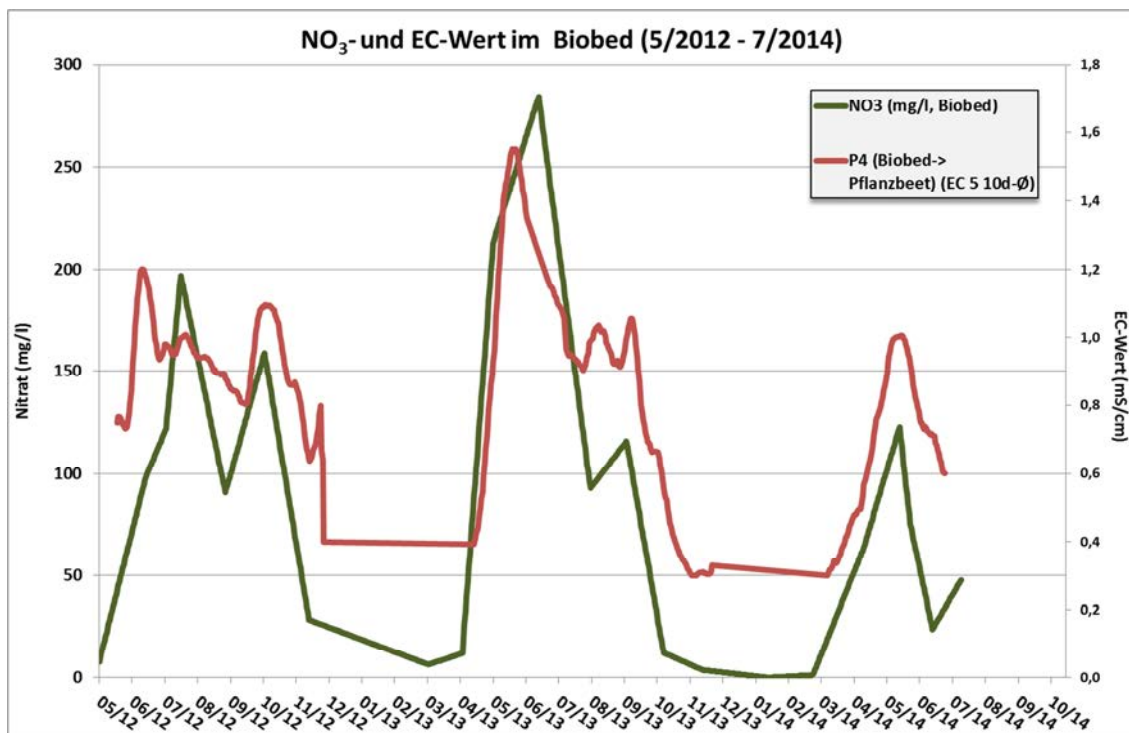


Abbildung 26: NO₃- und EC-Wert-Ganglinien am Messpunkt „Biobed“.

Die N-Frachten, die im jeweiligen hydrologischen Halbjahr durch die jeweiligen Messpunkte bzw. Anlagenkompartimente flossen, sind auch in Abbildung 27 dargestellt.

Es fällt auf, dass vor allem im hydrologischen Sommerhalbjahr 2012 (hShj2012) mit ca. 160 kg N sehr hohe N-Frachten direkt in den Vorfluter abgeschlagen wurden. Im Vergleichszeitraum der hydrologischen Sommerhalbjahre 2013 und 2014 (nur Mai - Juli) lagen die direkt abgeschlagenen N-Frachten mit knapp 60 kg N bzw. 40 kg N deutlich niedriger. Die wesentliche Ursache für diese hohen und direkt abgeschlagenen N-Frachten liegen in der ungünstigen und in den Monaten Juni und Juli des Jahres 2012 überproportional hohen Niederschlagsverteilung (siehe Abbildung 6 und Abbildung 24), die einerseits dazu geführt hat, dass die im hShj2012 von der Versuchsfläche abfließende Dränwassermenge um ca. 40 % höher lag als im hShj2013 (siehe auch Tabelle 6). Darüber hinaus kann angenommen werden, dass bei der Bewirtschaftung der Versuchsfläche auf die durch Auswaschung zu erwartenden erhöhten N-Verlusten auch mit einer erhöhten N-Düngung reagiert wurde. Mit ca. 35 kg blieben im hShj2012 die N-Frachten, die ins Vorlagebecken, ins Biobed bzw. ins Pflanzbeet eingeleitet wurden, weitgehend konstant, d. h. auf dieser „Fließstrecke“ fand innerhalb dieses Zeitraumes kein nennenswerter Nitrat Abbau statt.

Tabelle 6: Summe der N-Frachten, gepumpten Wassermengen und mittleren Nitratkonzentrationen, bezogen auf das hydrologische Halbjahr (hHj) und Anlagenkompartiment.

	L2 (von Vorlauf in Überlauf)	L3 (von Vorlauf in Vorlage)	L4 (von Vorlage in Biobed)	L5 (von Biobed in Pflanzbeet)	Pflanzbeet (L5)
N-Fracht in den hydrolog. Halbjahren (g)					
hSHj2012	164.728,6	35.891,3	35.834,5	32.773,2	14.436,4
hWHj2012/13	5.152,6	9.174,7	9.435,2	4.654,8	2.950,6
hSHj2013	57.292,3	57.171,9	50.641,7	32.545,7	18.196,4
hWHj2013/14	2.102,9	8.110,2	7.458,1	2.208,6	1.913,0
hSHj2014 (5-7)	40.157,0	23.962,6	24.469,7	11.930,8	2.878,1
Pumpmengen in den hydrolog. Halbjahren (m3)					
hSHj2012	4.976,7	1.451,7	1.461,1	1.373,4	1373,4
hWHj2012/13	2.571,9	515,1	652,7	644,9	644,9
hSHj2013	2.685,3	1.349,7	1.301,6	1.081,3	1081,3
hWHj 2013/14	2.004,4	872,4	1.000,6	961,1	961,1
hSHj2014 (5-7)	1.495,7	912,7	983,5	835,5	835,5
Ø NO₃-Konz. im hHj (mg/l)					
hSHj2012	146,6	109,5	108,6	105,7	46,6
hWHj2012/13	8,9	78,9	64,0	32,0	20,3
hSHj2013	94,5	187,7	172,4	133,3	74,6
hWHj 2013/14	4,6	41,2	33,0	10,2	8,8
hSHj2014 (5-7)	118,9	116,3	110,2	63,3	15,3

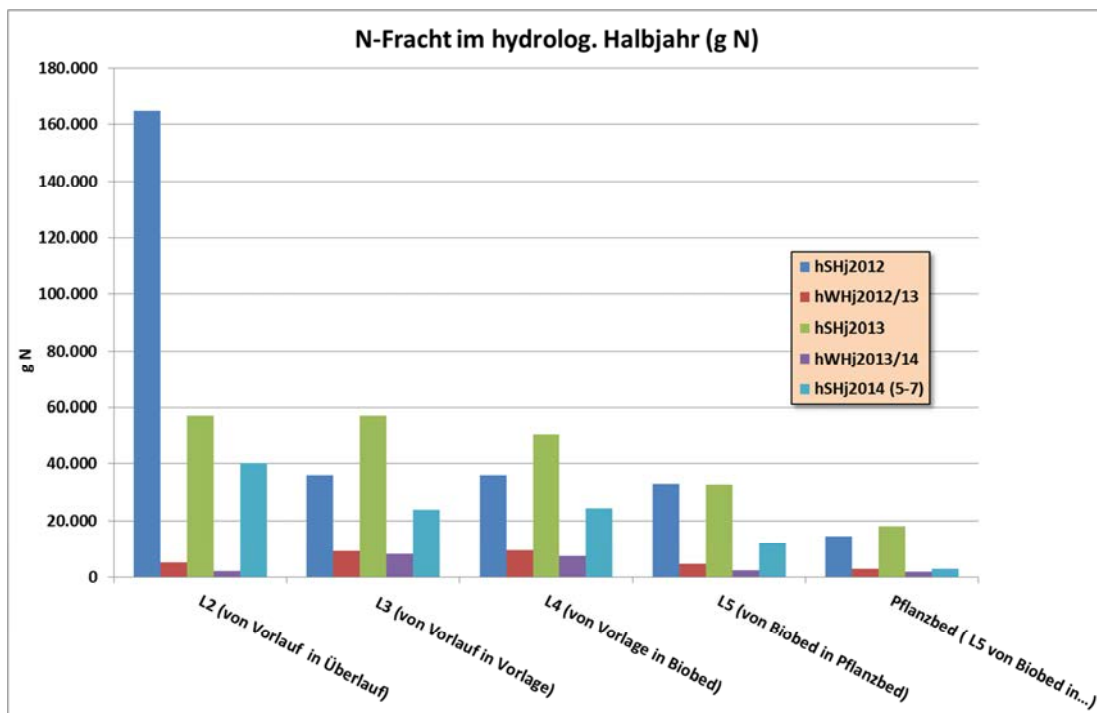


Abbildung 27: N-Frachten in den hydrologischen Halbjahren 2012 - 2014.

Lediglich im Pflanzbeet konnte die Nitratfracht von ca. 32 auf 14 kg N verringert werden. In den hydrologischen Sommerhalbjahren der Jahre 2013 und 2014 (2014: nur Mai bis Juli) gestaltete sich das auf die N-Frachten bezogene Abflussgeschehen wesentlich günstiger. So lag die direkt in den Vorfluter abgeschlagene N-Fracht bei lediglich ca. 30 % der des hShj 2012, und es fand sowohl im hShj2013 als auch hShj2014 bereits im Biobed eine deutliche Reduzierung der N-Fracht statt, die sich in beiden hHj auch im Pflanzbeet fortsetzte. Im Vergleich zu den in das Biobed eingeleiteten N-Frachten konnte die N-Fracht im Pflanzbeet im hSHj2012 auf 40 %, im hSHj2013 auf 36 % und im hSHj2014(nur Mai - Juli) auf 12 % gesenkt werden. Auch in den hydrologischen Winterhalbjahren 2012/13 und 2013/14 konnten deutliche Reduzierungen der N-Fracht im Biobed und Pflanzbeet nachgewiesen werden. Vor allem aber lag die innerhalb dieser Zeiträume von der Versuchsfläche abfließende N-Fracht bei lediglich 7 bis 8 % der vorhergehenden hydrologischen Sommerhalbjahre (Tabelle 6). Die Ergebnisse zeigen somit, dass das N-Austragsgeschehen aus der Versuchsfläche sehr zeitnah zu den N-Düngungsmaßnahmen erfolgt und damit im Wesentlichen ein Problem der Vegetations- bzw. Bewirtschaftungsperiode ist.

Analog zu den deutlichen Unterschieden bezüglich der ermittelten N-Frachten verhalten sich auch die über die hydrologischen Halbjahre gemittelten Nitratkonzentrationen an den verschiedenen Beprobungspunkten. Lagen diese im Abschlag in die Vorflut in den hShj 2012 - 2014 zwischen ca. 95 und 145 mg/l, waren sie hier in den hWHj 2012/13 und 2013/14 mit 5 -

9 mg/l nahezu zu vernachlässigen. In den Dränwässern, die über die Versuchsanlage geleitet wurden, gingen die Nitratkonzentrationen in den hShj vom Vorlagebecken bis zum Pflanzbeet kontinuierlich zurück, und zwar von ca. 110 - 190 mg/l (Vorlage) auf ca. 15 - 75 mg/l (Pflanzbeet). Gleiches galt für die hWhj (Vorlauf: 41 - 79 mg/l NO₃; Pflanzbeet: 9 - 20 mg/l NO₃). Insgesamt gelang es somit die über das hHj gemittelten Nitratkonzentrationen der in die Versuchsanlage eingeleiteten Wässer, die v. a. in den hShj deutlich oberhalb von 100 mg/l NO₃ lagen, bis zum Pflanzbeet auf Werte von überwiegend < 50 mg/l zu reduzieren. Eine Ausnahme stellt hier das hSHj 2013 mit mittleren Nitratkonzentrationen von ca. 75 mg/l im Pflanzbeet dar. Insgesamt war die Nitrat-Abbauleistung der Versuchsanlage in diesem Halbjahr aber mit am größten, da die mittleren Nitratkonzentrationen der in das Vorlagebecken eingeleiteten Wässer bei ca. 190 mg/l lagen (Tabelle 6).

Insgesamt gelang es somit in der Versuchsanlage die (über die hydrologischen Halbjahre) gemittelten Nitratkonzentrationen der in das Vorlagebecken eingeleiteten Wässer im Pflanzbeet auf 13 - 43 % zu reduzieren (Abbildung 28).

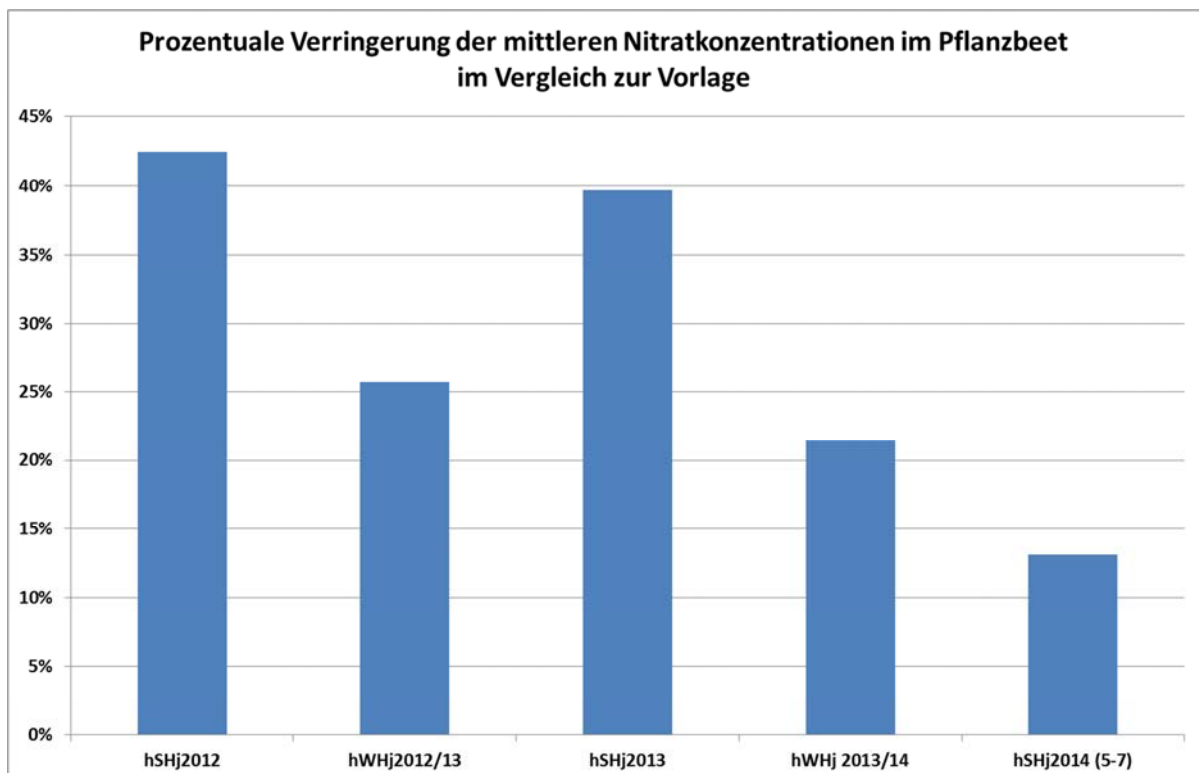


Abbildung 28: Prozentuale Verringerung der über die hHj gemittelten Nitratkonzentrationen im Pflanzbeet im Vergleich zum Vorlagebecken.

3.6.3 Pflanzenschutzmittelwirkstoffkonzentrationen und -frachten

Analog den Erläuterungen zur Entwicklung der Nitratkonzentrationen und -frachten werden im Folgenden die Ergebnisse zu den Konzentrationen und Frachten der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe vorgestellt, die im Versuchszeitraum auf der Versuchsfläche ausgebracht und in der Folge in den Dränwässern an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage untersucht wurden.

Auf das untersuchte Parameterspektrum und die Beprobungshäufigkeit wurde bereits in Kapitel 2.3.2.3 hingewiesen.

In Abbildung 29 bis Abbildung 36 sind für die einzelnen an den jeweiligen Beprobungspunkten analysierten Wirkstoffe die entsprechenden Konzentrationsganglinien dargestellt. Bei der Interpretation der Abbildungen ist folgendes zu berücksichtigen:

Der Grafik-Aufbau ist grundsätzlich gleich dem zur Darstellung der Nitratkonzentrationsganglinien in Abbildung 24. Es wurden dieselben Beprobungspunkte untersucht und auch der Beprobungsrhythmus (ca. 4 - 5 Wochen in der Vegetationsperiode) ist größtenteils identisch. Wie bei den Nitratganglinien werden die tatsächlichen Messwerte in den nachfolgenden Grafiken durch die Wendepunkte der jeweiligen Ganglinie beschrieben. Die dazwischen liegenden Werte wurden auf Tagesbasis linear interpoliert. Es stellt sich daher auch bei diesen Werten die Frage, ob es gelungen ist mit dem gewählten Beprobungsrhythmus die Abflussdynamik von PSM-Wirkstoffen von der Versuchsfläche hinreichend präzise zu beschreiben oder ob es auch zwischen den Beprobungsterminen zu weiteren Konzentrationspitzen gekommen sein könnte.

Tabelle 7: Auf der Versuchsfläche im Untersuchungszeitraum ausgebrachte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (nach Bewirtschafterangaben).

Kultur	Jahr	Anwendungsdatum	Wirkstoff	Wirkstoff g/ha
(Fertig-)Ware 2013	2012	20.06.2012	Fluazinam	160,0
		30.06.2012	Boscalid	120,0
		30.06.2012	Kresoxim-methyl	60,0
		05.07.2012	Azoxystrobin	187,5
		21.07.2012	Prochloraz	468,0
		31.07.2012	lambda-Cyhalothrin	7,5
		08.08.2012	Fluodoxinil	225,0
		08.08.2012	Cyprodinil	337,5
		10.08.2012	Pyraclostrobin	16,8
		10.08.2012	Boscalid	66,8
		10.08.2012	Fluazinam	160,0
		10.08.2012	Iprodion	525,0
		20.08.2012	Fonicamid	300,0
Jungpflanzenkultur 2012/13	2013	05.11.2012	Metribuzin	210,0
		01.04.2013	Fluazinam	160,0
		01.04.2013	Metalxyl-M	77,4
		26.04.2013	Metribuzin	280,0
		01.05.2013	Fluodoxinil	225,0
		01.05.2013	Cyprodinil	337,5
		04.05.2013	Pyraclostrobin	100,5
		04.05.2013	Boscalid	400,5
		09.05.2013	Iprodion	525,0
		18.05.2013	Fluazinam	160,0
		18.05.2013	Metalaxyl-M	77,4
		28.05.2013	Pyraclostrobin	100,5
		28.05.2013	Boscalid	400,5
Jungpflanzenkultur 2014	2014	24.07.2013	Fluazinam	160,0
		24.07.2013	Metalxyl-M	77,4
		30.09.2013	Metribuzin	210,0
		16.04.2014	Boscalid	120,0
		16.04.2014	Kresoxim-methyl	60,0
		28.04.2014	Fluazinam	160,0
05.05.2014	Metribuzin	315,0		
20.05.2014	Fluazinam	160,0		
20.05.2014	Metalaxyl-M	77,4		

Allerdings zeigen die Daten zur Pflanzenschutzmittelausbringung auf der Versuchsfläche, dass in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle nachgewiesene PSM-Konzentrationsspitzen auf wenige Tage vorher erfolgte PSM-Anwendungen zurückzuführen waren. Das deutet

darauf hin, dass auf der Versuchsfläche ausgebrachte Pflanzenschutzmittel bzw. die darin enthaltenen Wirkstoffe sich innerhalb kurzer Zeit (wenige Tage) mit Spitzenkonzentrationen im abfließenden Dränwasser wiederfinden. Die Konzentrationen gehen dann bis zur nächsten PSM-Anwendung auch relativ schnell wieder zurück. Allerdings konnten im Rahmen der hier durchgeführten Versuche die tatsächlichen Reaktionszeiten, innerhalb derer ein Wirkstoff nach seiner Ausbringung im Dränwasser zu finden ist sowie seine weitere Konzentrationsentwicklung, nicht genauer spezifiziert werden. Da zwischen der jeweiligen PSM-Ausbringung und dem nächsten Beprobungstermin der Dränwässer häufig noch mehrere Tage lagen, ist es möglich, dass die tatsächlichen PSM-Konzentrationspeaks in den von der Versuchsfläche abfließenden Wässern höher lagen, als in Abbildung 29 bis Abbildung 36 dargestellt. Weiterhin muss darauf hingewiesen werden, dass zu einzelnen Wirkstoffbefunden bzw. Konzentrationspeaks in Abbildung 29 bis Abbildung 36 keine Angaben zu ausgebrachten Pflanzenschutzmitteln vorlagen.

Bei der vergleichenden Bewertung der in den nachfolgenden Grafiken dargestellten Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe (in alphabetischer Reihenfolge) ist weiterhin zu berücksichtigen, dass die Einzelgrafiken eine abweichende Skalierung der Y-Achse aufweisen. Eine gleiche Skalierung hätte dazu geführt, dass eine differenzierte Darstellung der Belastungsentwicklung einzelner PSM-Wirkstoffe im unteren Konzentrationsbereich nicht mehr möglich gewesen wäre.

Zunächst ist bei der Interpretation der Befunde zu den PSM-Konzentrationen in den beprobten Wässern festzuhalten, dass mit Ausnahme des Wirkstoffes lambda-Cyhalothrin jeder der untersuchten PSM-Wirkstoffe, der nach Tabelle 7 im Untersuchungszeitraum auf der Versuchsfläche zur Anwendung kam, mindestens einmal nachgewiesen wurde. Die Spannweite der Nachweiskonzentrationen vor allem in den Wässern der Beprobungspunkte „Vorlauf“ und „Vorlage“ war jedoch sehr groß. Während einzelne Wirkstoffe nur im unteren μg -Bereich pro Liter und nur in Einzelfällen nachzuweisen waren (Cypridonil, Fenhexamid, Flonicamid, Pencycuron, Prochloraz), wurden andere Wirkstoffe zeitnah nach ihrer Ausbringung im zwei-, teilweise dreistelligen μg -Bereich pro Liter nachgewiesen. Entsprechend ihrer Anwendungshäufigkeit gestaltete sich auch die Befundhäufigkeit der Wirkstoffnachweise. Besonders hingewiesen werden soll an dieser Stelle auf die Wirkstoffe Boscalid (Abbildung 29), Fluazinam (Abbildung 32) und Metribuzin (Abbildung 34), die nach Tabelle 7 in allen Untersuchungsjahren und teilweise mehrfach zur Anwendung kamen und in der Folge permanent in den Wässern der Beprobungspunkte „Vorlage“ und „Vorlauf“ in überwiegend hohen Konzentrationen nachzuweisen waren. So wurde der Wirkstoff Fluazinam in einer Spitzenkon-

zentration von 20 µg/l, Boscalid mit einer Spitzenkonzentration von 98 µg/l und der Wirkstoff Metribuzin in einer Maximalkonzentration von 210 µg/l nachgewiesen.

Besonders auffällig ist jedoch bei den Untersuchungsergebnissen praktisch aller untersuchten Wirkstoffe, dass die Konzentrationen in den Wässern der Beprobungspunkte Biobed und Pflanzbeet um mehrere Größenordnungen zurückgegangen bzw. die Wirkstoffe überhaupt nicht mehr nachweisbar waren. Für diese Beprobungspunkte verlaufen die Konzentrationsganglinien praktisch aller untersuchten Wirkstoffe auf oder nahe bei der Null-Linie. Lediglich der Wirkstoff Metribuzin ist sowohl im Biobed als auch Pflanzbeet noch im µg-Bereich pro Liter nachzuweisen.

Insgesamt ist damit festzuhalten, dass die PSM-Konzentrationen der von der Versuchsfläche abströmenden Wässer vor allem im Biobed (mit Ausnahme des Wirkstoffes Metribuzin) fast auf Null gesenkt werden können. Die Eliminationsleistung des Biobeds wird dabei primär auf Sorptions- und sekundär auf (mikrobiologisch gesteuerte) Abbauprozesse zurückgeführt. In welchem Maß das Pflanzbeet potenziell auch noch zu einer weiteren Reduzierung von PSM-Konzentrationen beitragen könnte, lässt sich bei den vorliegenden Ergebnissen somit nicht weiter abschätzen, da es auf Grund der hohen Eliminationsleistung des Biobeds praktisch nicht mehr nennenswert mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen beaufschlagt wurde.

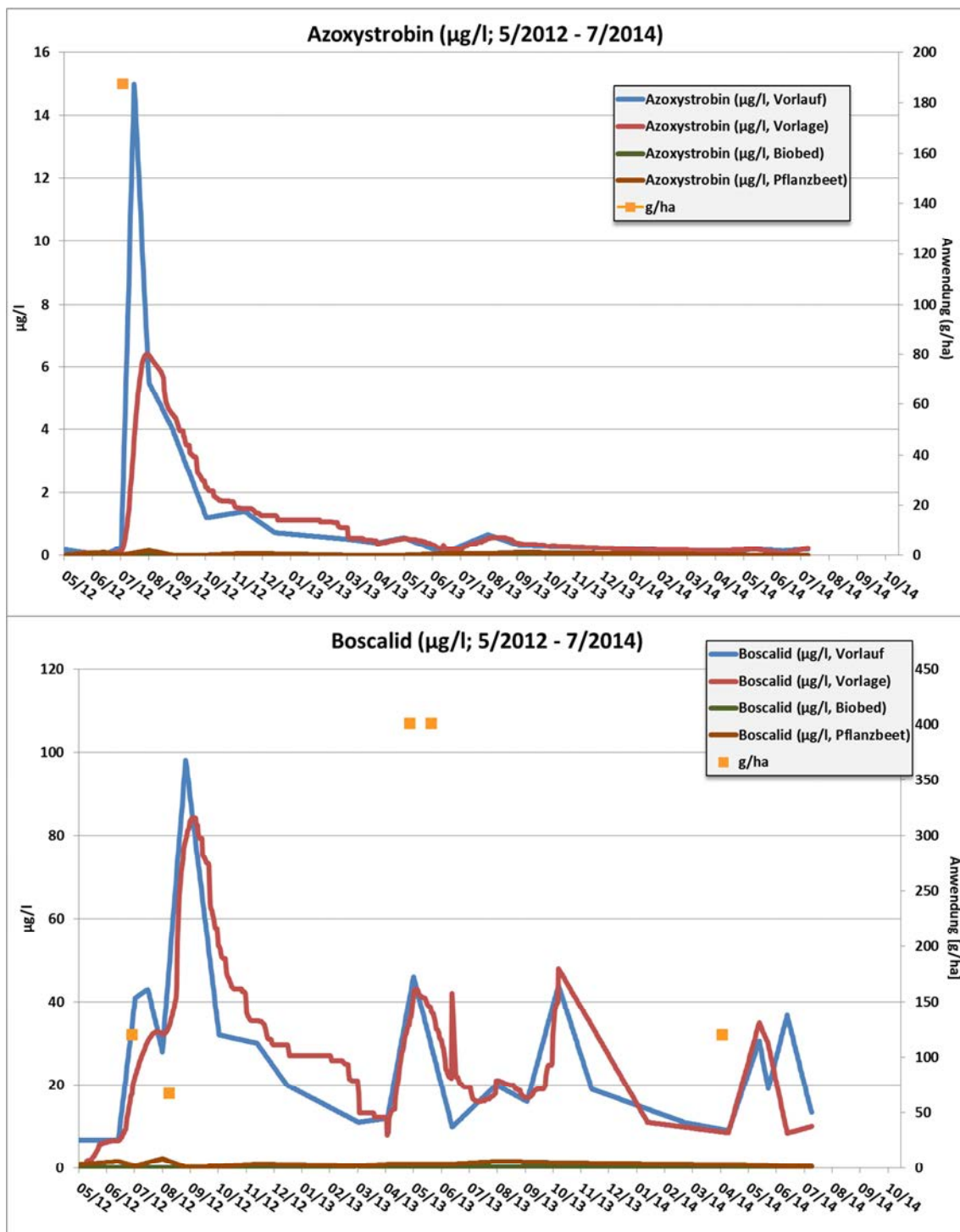


Abbildung 29: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Azoxytrobin (oben) und Boscalid (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

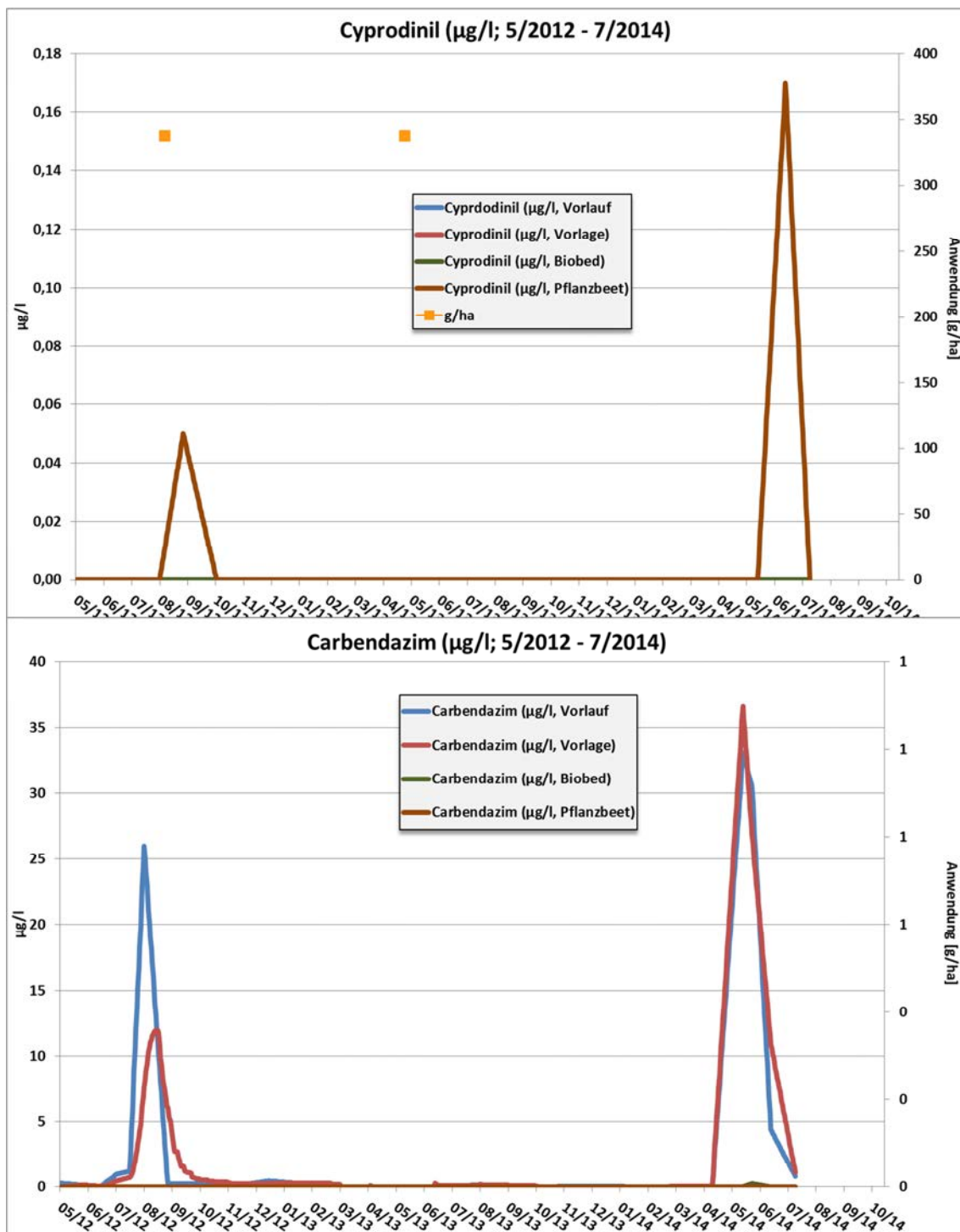


Abbildung 30: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Carbendazim (oben) und Cyprodinil (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Bepflanzungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

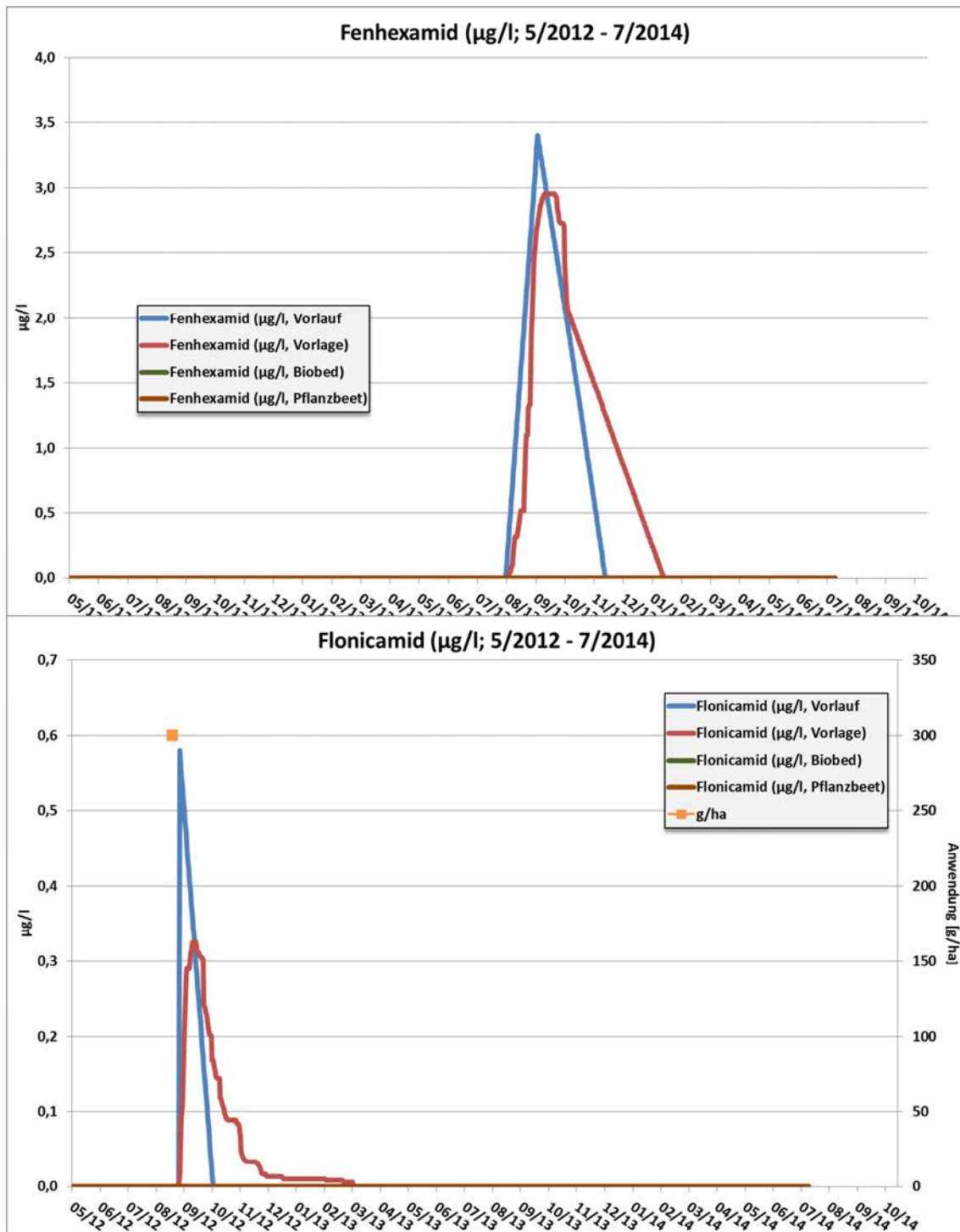


Abbildung 31: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Fenhexamid(oben) und Flonicamid (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

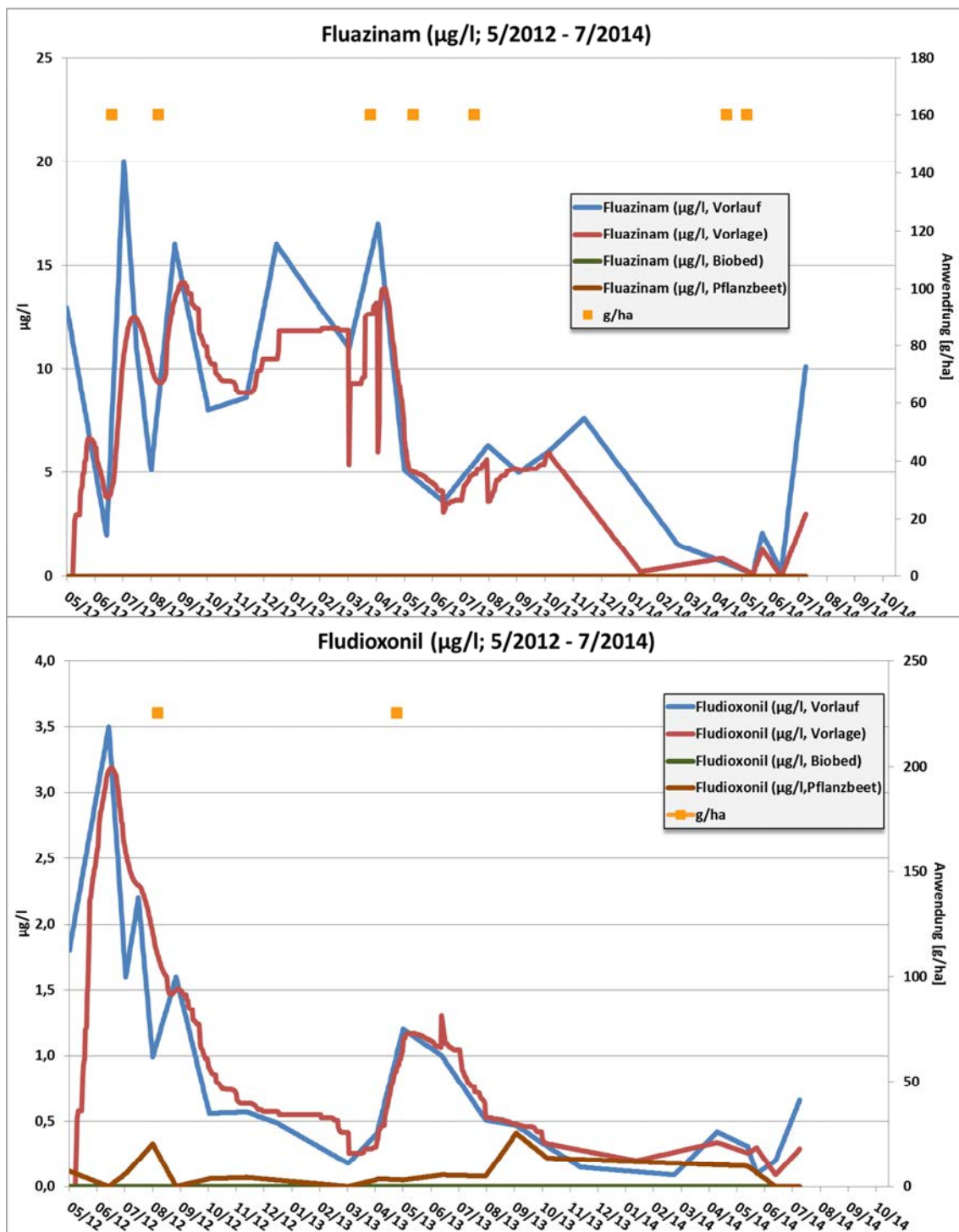


Abbildung 32: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Fluazinam (oben) und Fludioxonil (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

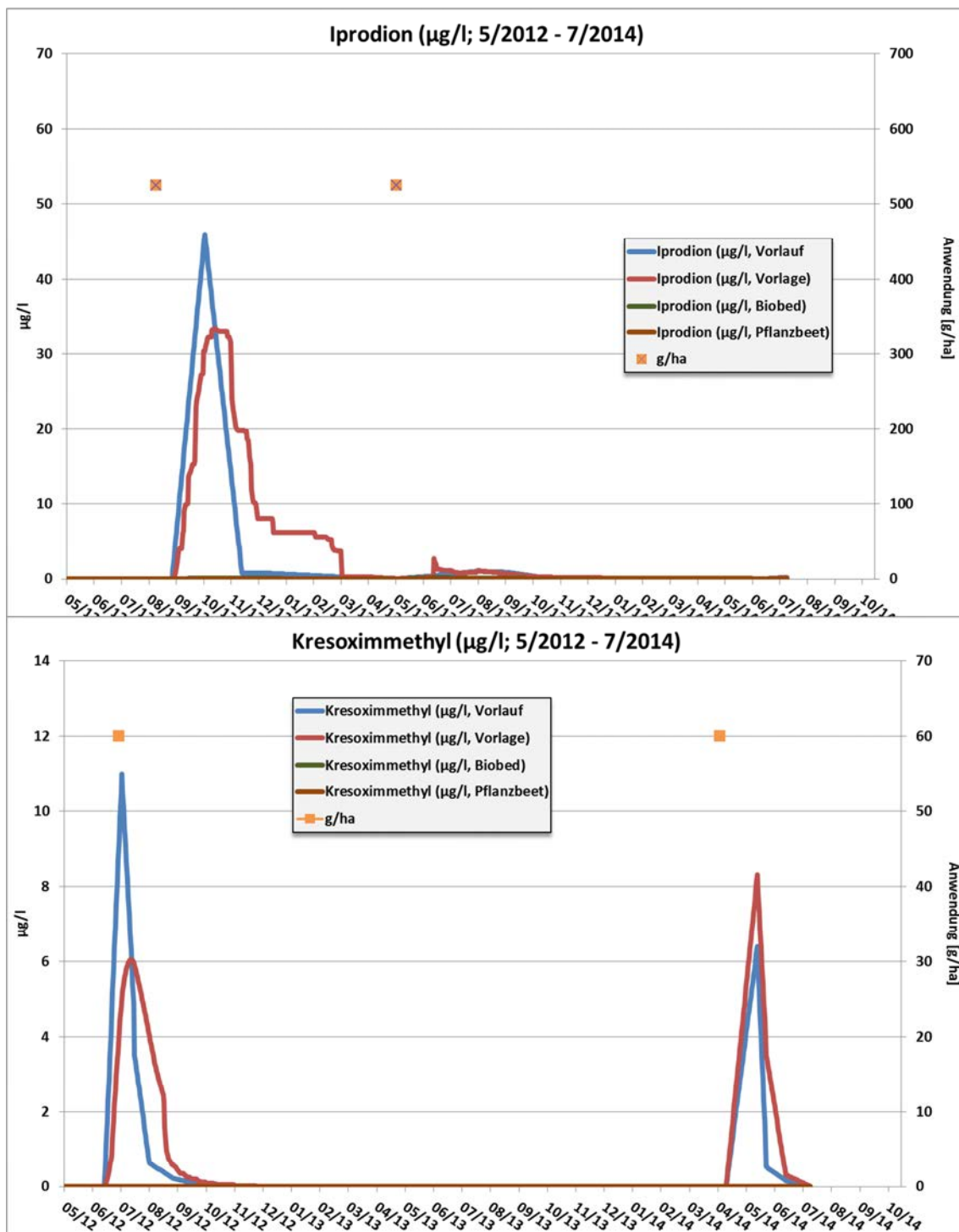


Abbildung 33: Konzentrationsganlinien der PSM-Wirkstoffe Iprodion (oben) und Kresoximmethyl (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Be-
probungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

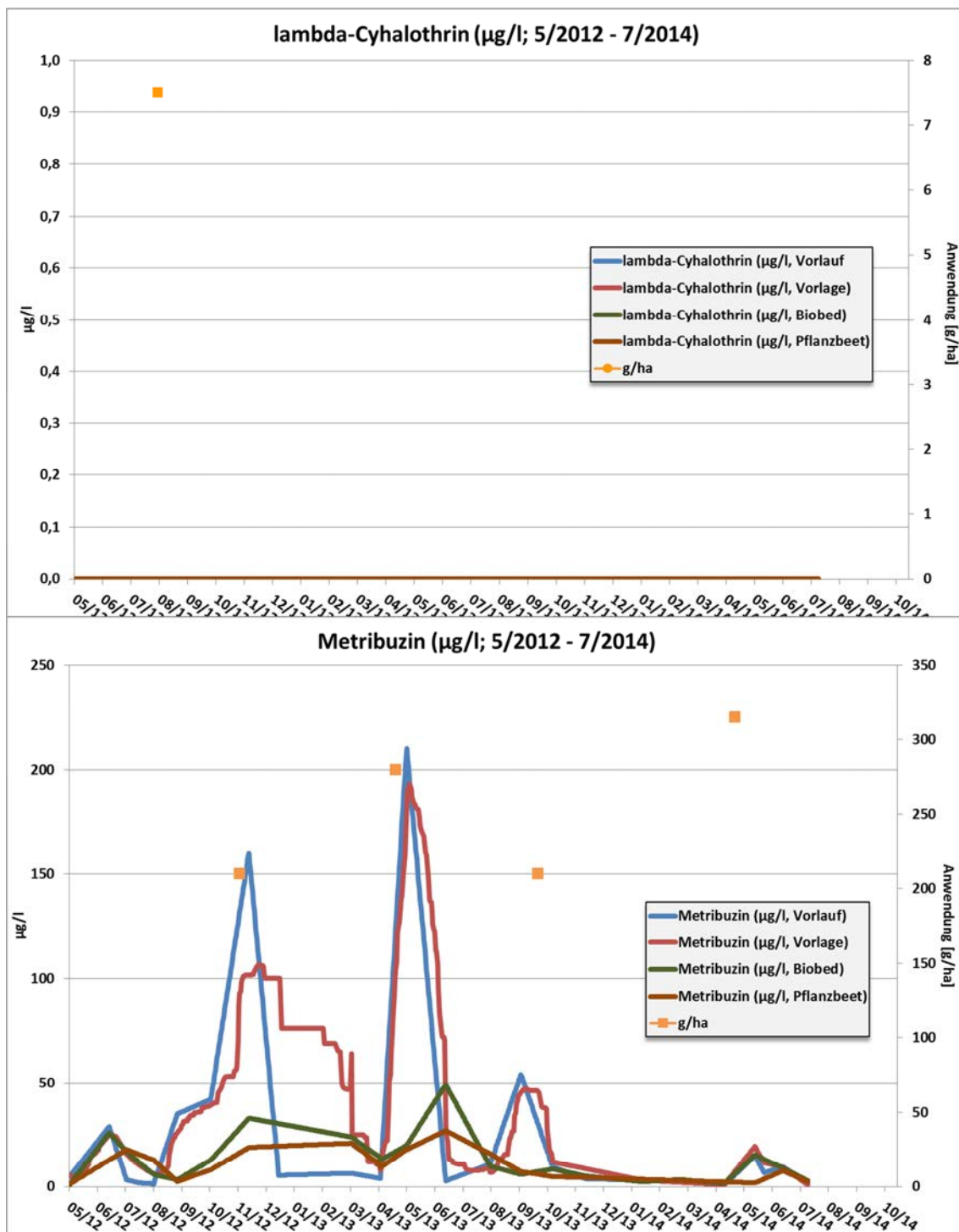


Abbildung 34: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe lambda-Cyhalothrin (oben) und Metribuzin (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

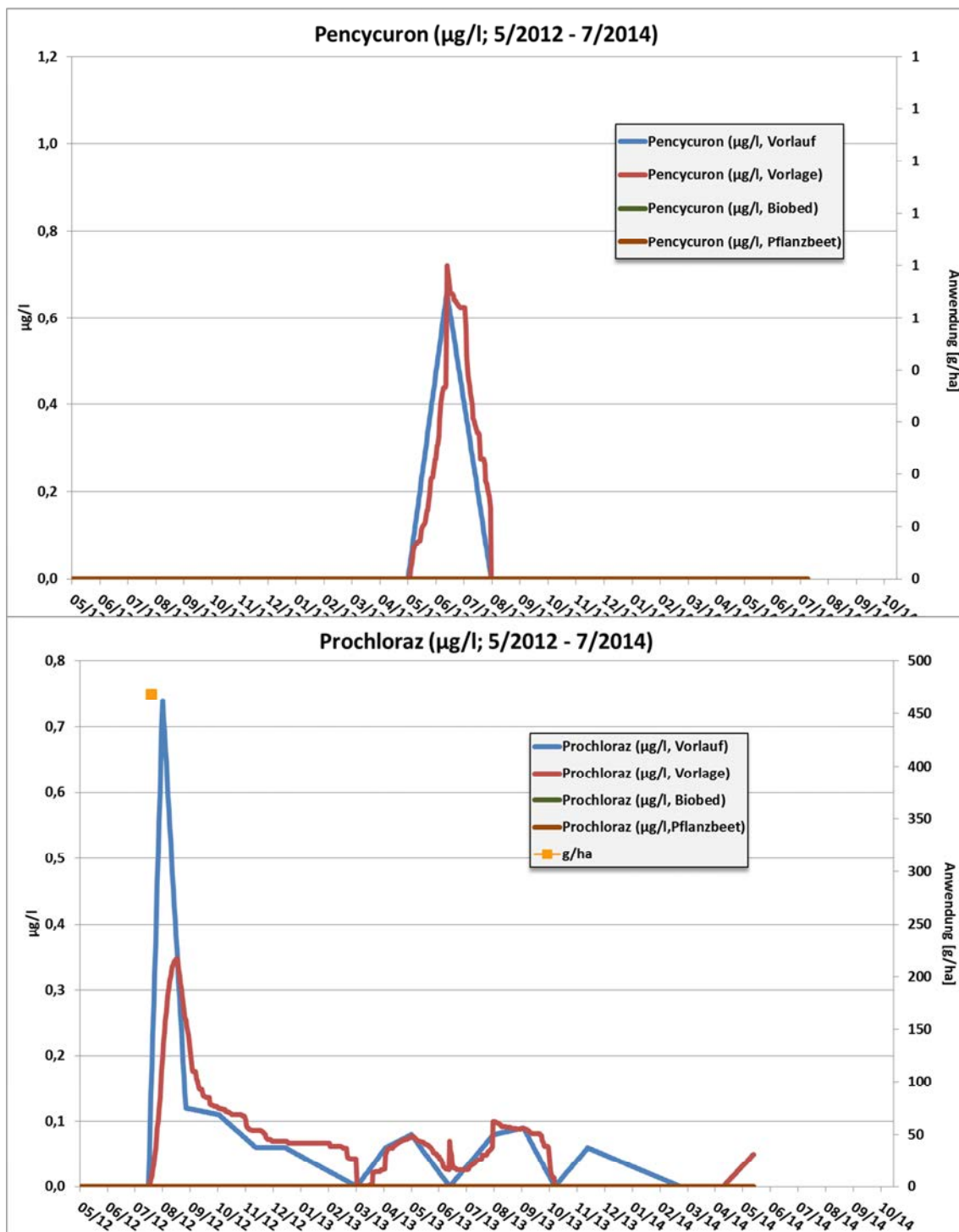


Abbildung 35: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Pencycuron (oben) und Prochloraz (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

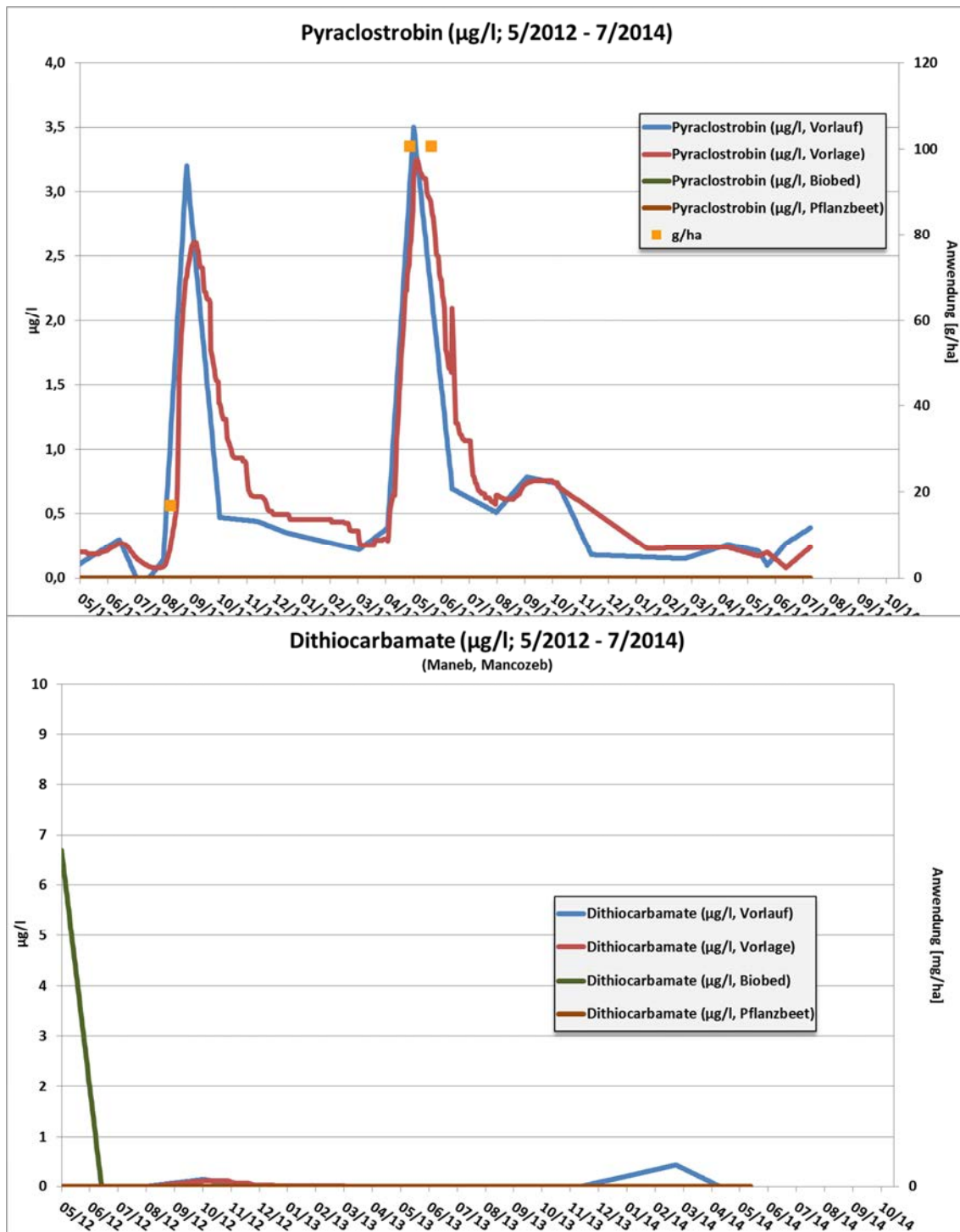


Abbildung 36: Konzentrationsganglinien der PSM-Wirkstoffe Pyraclostrobin (oben) und Dithiocarbamate (unten) im (Drän-)Wasser an den verschiedenen Beprobungspunkten der Versuchsanlage (Mai 2012 - Juli 2014).

Mit den in Tabelle 6 aufgelisteten Pumpmengen der verschiedenen Volumenteilströme lassen sich nun auch für die Pflanzenschutzmittelkonzentrationen und, bezogen auf die hydro-

logischen Halbjahre, die sich ergebenden PSM-Frachten errechnen. Die entsprechenden Ergebnisse sind in den Abbildung 37 bis Abbildung 39 dargestellt.

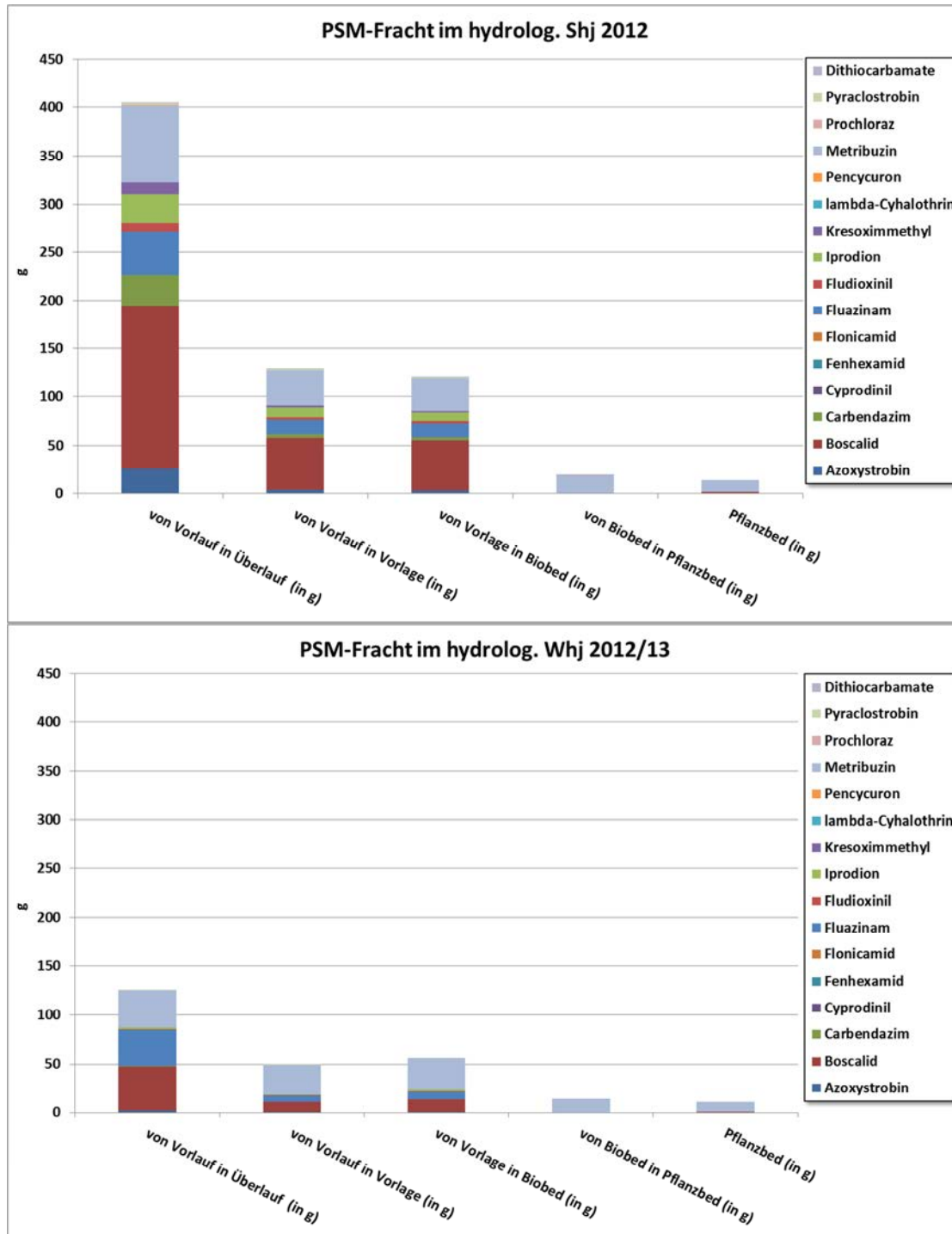


Abbildung 37: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2012 und hWhj 2012/13.

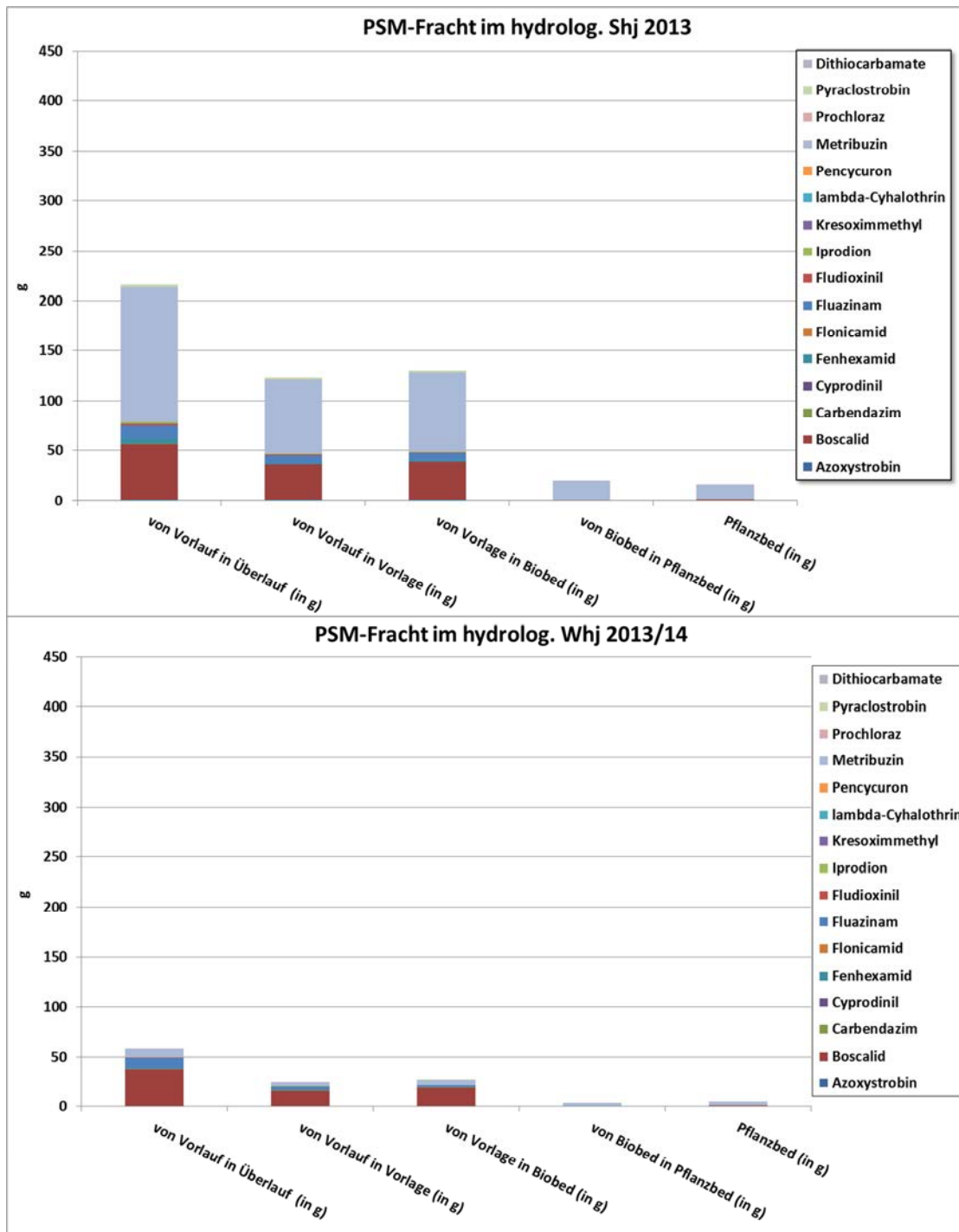


Abbildung 38: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2013 und hWhj 2013/14.

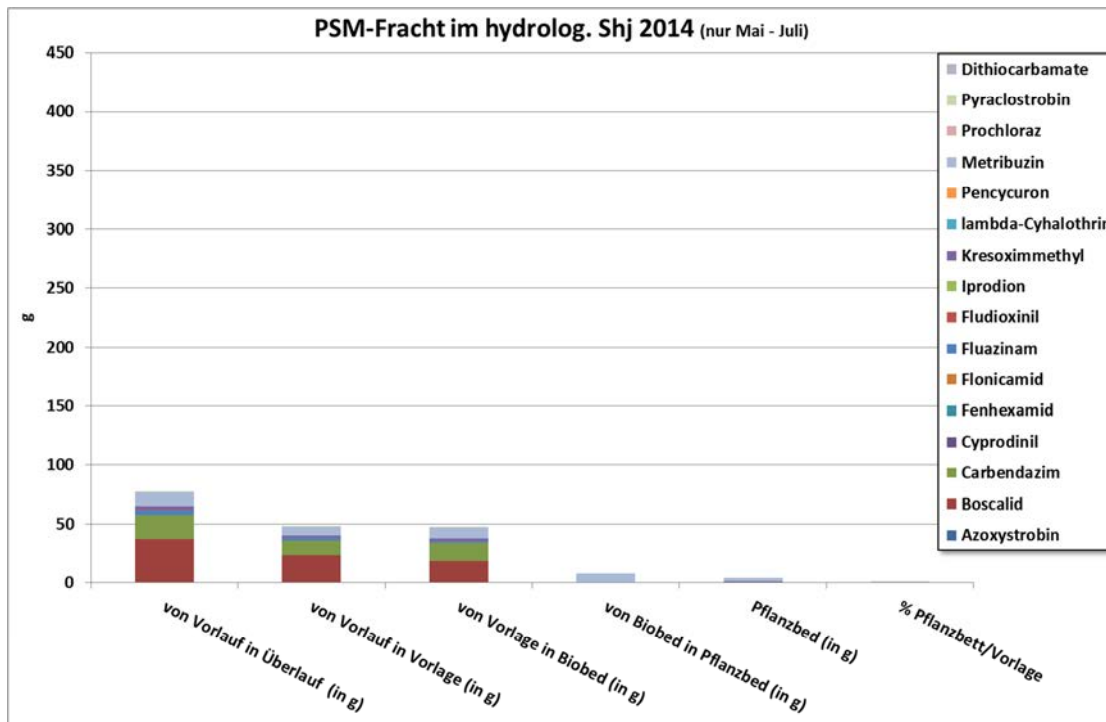


Abbildung 39: PSM-Frachten in den Volumenteilströmen im Fließverlauf durch die Versuchsanlage im hShj 2014 (nur Mai bis Juli).

Die in Abbildung 37 bis Abbildung 39 dargestellten Ergebnisse bestätigen, dass von der Versuchsfläche - vor allem in den hydrologischen Sommerhalbjahren - erhebliche PSM-Frachten ausgetragen werden. Entsprechend des vergleichsweise hohen Anteils von direkt in die Vorflut abgeschlagenem Dränwasser ergeben sich damit auch hohe in die Vorflut eingetragene PSM-Frachten. Im Vergleich der bisher berücksichtigten drei hydrologischen Sommerhalbjahre waren diese jedoch rückläufig. Vor allem die hohen Abschlagsmengen und die hohen Frachten des hShj 2012 werden auf Grund der feuchten Witterungsverhältnisse als nicht typisch angesehen. Einerseits führte die feuchte Witterung zu einem erhöhten Dränwasseranfall und andererseits auf Grund eines witterungsbedingten erhöhten Schaderregerdruckes zu einem erhöhten PSM-Einsatz und in der Folge erhöhten PSM-Austrägen.

Im weiteren Fließweg der Dränwässer durch die Versuchsanlage zeigt sich auch am Beispiel der PSM-Frachten, dass diese im Biobed weitgehend bis vollständig zurückgehalten werden. Die in das Pflanzbett eingeleiteten PSM-Frachten haben sich im Vergleich zu den in der Vorlage ermittelten erheblich reduziert und setzen sich im Grunde nur noch aus den Wirkstoffen Metribuzin und Boscalid zusammen. Deutlich herauszustellen ist auch, dass - vergleichbar den Nitratkonzentrationen bzw. -frachten - auch die PSM-Konzentrationen und -frachten im hydrologischen Winterhalbjahr deutlich zurückgehen. Die mit den Dränwässern aus der Versuchsfläche ausgetragenen Schadstofffrachten erfolgen also überwiegend zeitnah nach ihrer Ausbringung.

In Tabelle 8 ist für die Beprobungspunkte „Vorlauf“ und „Pflanzbeet“ noch einmal zusammenfassend dargestellt, welche mittleren Wirkstoffkonzentrationen sich in den einzelnen hydrologischen Halbjahren und den in diesen Zeiträumen erfassten Durchflussmengen ergeben. Für die am Beprobungspunkt „Vorlauf“ untersuchten Wässer, die sowohl die Qualität der von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer als auch die Beschaffenheit der in den Vorfluter sowie in die Versuchsanlage eingeleiteten Wässer repräsentieren, zeigt sich, dass diese im Mittel der hydrologischen Halbjahre PSM-Konzentrationen ca. 27 - 96 µg/l enthalten. Bildet man diese Mittelwerte ohne den Wirkstoff Metribuzin, zeigt sich, dass diese mit Werten von ca. 23 - 64 µg/l schon deutlich niedriger, insgesamt aber immer noch sehr hoch sind. Betrachtet man die entsprechenden Mittelwerte der Wasserbeschaffenheit im Pflanzbeet, so finden sich im Mittel über alle untersuchten Wirkstoffe noch Konzentrationen von ca. 5 - 17 µg/l. Die Betrachtung dieser Mittelwerte ohne den Wirkstoff Metribuzin (ca. 0,7 - 1,5 µg/l) zeigt, dass es weit überwiegend Rückstände des Wirkstoffes Metribuzin sind, die auch nach dem Biobed noch in nennenswerten Konzentrationen in das Pflanzbeet eingeleitet werden und hier zur Versickerung kommen. Diese Wirkstoffkonzentration wird sich auf der weiteren Sickerpassage vom Pflanzbeet zum Grundwasser noch weiter verringern, zur Größenordnung dieser Verringerung können derzeit jedoch keine Aussagen gemacht werden.

Tabelle 8: Mittlere PSM-Konzentrationen in den hydrologischen Halbjahren.

mittlere PSM-Konzentrationen µg/l)				
Zeitraum	Vorlauf		Pflanzbeet	
	alle	ohne Metribuzin	alle	ohne Metribuzin
hShj2012	88,91	63,57	10,33	1,04
hWhj2012/13	95,88	36,93	17,31	0,80
hShj2013	91,24	35,90	15,23	1,49
hWhj2013/14	27,67	23,94	4,90	1,30
hShj2014 (5-7)	52,84	44,57	4,94	0,68

Abschließend wird in Abbildung 40 auf Basis der Zahlen in Abbildung 6 die Reduzierungsleistung der Versuchsanlage für PSM-Wirkstoffe dargestellt (in Prozent der mittleren PSM-Konzentrationen im Pflanzbeet im Vergleich zum Vorlauf, mit und ohne den Wirkstoff Metribuzin).

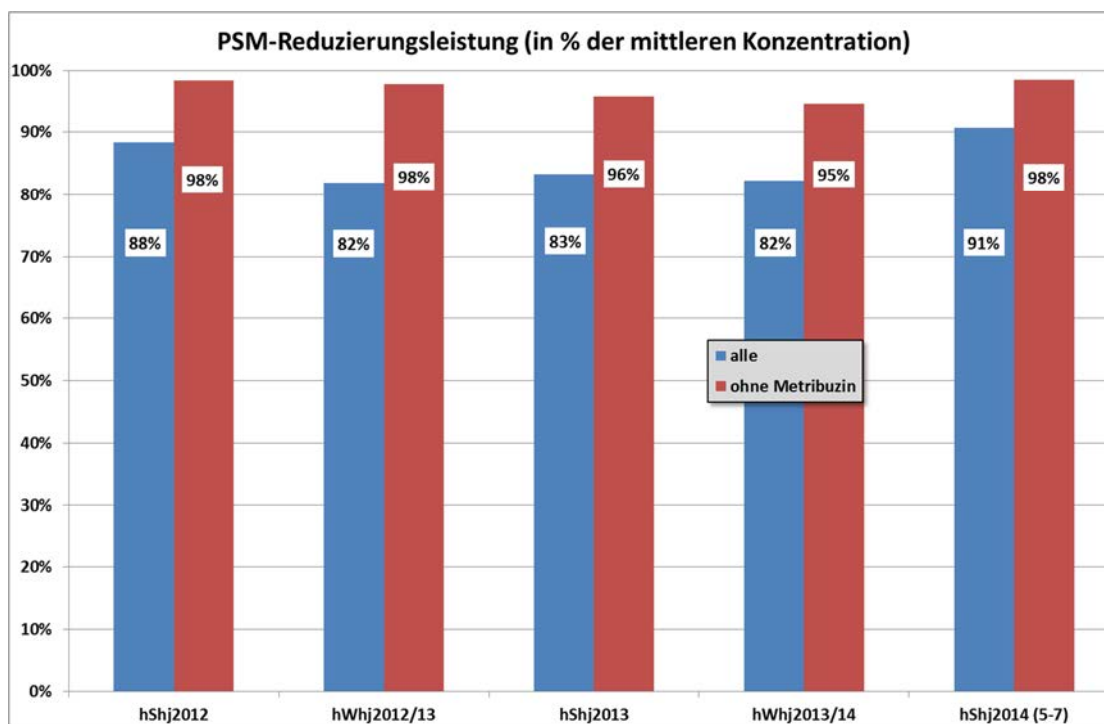


Abbildung 40: PSM-Reduzierungsleistung der Versuchsanlage.

Die Darstellung belegt recht eindrucksvoll, dass es durch den aktuellen Ausbau der Versickerungsanlage gelang, die mittleren PSM-Konzentrationen in den hydrologischen Halbjahren bis zum Pflanzbeet über alle untersuchten Wirkstoffe um 82 - 91 % zu reduzieren. Ohne den Wirkstoff Metribuzin reduzierten sich die Konzentrationen sogar um 95 - 98 %.

3.6.4 Risiken für die Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit

Bis zu einem gewissen Grad werden die durch die Versickerungsanlage geleiteten Dränwässermengen vor allem im Pflanzbeet noch durch Evapotranspiration vermindert, der wesentliche Anteil wird aber durch Versickerung dem Grundwasser zugeleitet. Die vorhergehend dargestellten Ergebnisse zur Leistungsfähigkeit der Versickerungsanlage im Hinblick auf ihr Potenzial zur Elimination von Pflanzenschutzmittelrückständen (durch Sorption und/Abbau) belegen deutlich, dass hierdurch die durch die Versickerung grundsätzlich bestehenden Gefährdungspotenziale der Kontamination des Grundwassers mit PSM-Rückständen in erheblichem Maße gesenkt werden konnten. Eine weitere Reduzierung von PSM-Konzentrationen ist darüber hinaus auch noch während der Sickerwasserpassage Richtung Grundwasserkörper zu erwarten (durch Sorption und Abbau v. a. im Sediment des Pflanzbeets).

Da zum gegenwärtigen Stand des Ausbaus der Versickerungsanlage aber auch ein erheblicher Teil der anfallenden Dränwässer (ohne weitere Reduzierung der darin enthaltenen

(Schad-)Stofffrachten) direkt in einen kleinen Graben abgeschlagen werden, können nachteilige Beeinflussungen der Gewässerbeschaffenheit bzw. der Ökologie dieses kleinen Vorfluters nicht ausgeschlossen werden.

Grundsätzlich sind Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) hochwirksame Stoffe, die schon in sehr geringen Konzentrationen die aquatische Lebensgemeinschaft schädigen können (LUA 2001). Allerdings weisen Liess et al. (2001) darauf hin, dass die potentiellen negativen Auswirkung von PSM auf die Biozönose generell schwer zu beurteilen sind, da sich noch viele andere Faktoren in stark veränderten Gewässern als störend erweisen. Entsprechend der EU-WRRL ist die Einstufung der Fließgewässer in einen guten chemischen und/oder ökologischen Zustand gefährdet, wenn bestimmte Zielkriterien nicht erreicht werden. Zur Bewertung des chemischen Zustandes eines Fließgewässers wurde 2001 eine Liste mit 33 prioritären Stoffen festgesetzt, die 2013 überarbeitet und um 12 weitere Stoffe ergänzt wurde (Europäisches Parlament 2013). Für diese prioritären Stoffe wurden Umweltqualitätsnormen (UQN) definiert, bei deren Überschreitung die Einstufung eines Gewässers in den guten chemischen Zustand gefährdet ist. Unter diesen 33 prioritären Stoffen befinden sich 14 Pflanzenschutzmittel (plus sechs weitere nach Überarbeitung 2013), für die individuelle Umweltqualitätsziele von 0,005 - 4 µg/l festgesetzt wurden (als Jahresdurchschnittswerte bzw. zulässige Höchstkonzentrationen). Auf Grund ihrer spezifischen Wirksamkeit liegen diese UQN für insektizide Wirkstoffe besonders niedrig (z. B. Endosulfan = 0,005 µg/l) während für Herbizide höhere Werte akzeptiert werden (z. B. Simazin = 1 - 4 µg/l). Für weitere PBSM-Wirkstoffe sind UQN in der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer - Oberflächengewässerverordnung - OGewV vom 20.7.2011 festgesetzt. Von den im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen eingesetzten bzw. untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen steht zwar keiner auf dieser Liste der prioritären Stoffe. Allerdings liegend zumindest die direkt in den Dränwässern nachgewiesenen Maximalkonzentrationen für einige der hier untersuchten Wirkstoffe zum Teil erheblich oberhalb der vorhergehend erwähnten Umweltqualitätsnormen. Im Zuge ihrer Einleitung in den Vorfluter werden diese Werte zwar durch Vermischung mit dem bereits im Vorfluter enthaltenen unbelasteten Wasser zurückgehen. Da es sich aber bei diesem Gewässer eher um einen Graben mit überwiegend geringer Wasserführung handelt, ist auch im Mischwasser dieses Vorfluters nach Einleitung der Dränwässer zumindest fallweise noch von PSM-Konzentrationen auszugehen, die oberhalb der Größenordnung der o. g. UQN liegen.

Eine differenzierte Bewertung der (potenziellen) ökotoxikologischen Auswirkungen dieser PSM-Konzentrationen in dem Vorfluter ist im Rahmen der hier vorgelegten Arbeit nicht möglich. In einem überschlägigen Vergleich wurden die in den Dränwässern nachgewiesenen

PSM-Konzentrationen mit Ergebnissen verschiedener ökotoxikologischer Tests zu den einzelnen Wirkstoffen verglichen (z. B. akute 96 h LC50 für Fische, aquatische Crustaceae, sedimentbewohnende Organismen; chronische 96 h oder 21 d, 28 d NOEC für Fische, aquatische Invertebraten; sedimentbewohnende Organismen, Algen; akute 48 h, 72 h oder 7 d EC50 für aquatische Invertebraten, Wasserpflanzen, Algen) (Pesticide Properties Database, <http://www.eu-footprint.org/ppdb.html>). Der Vergleich zeigt, dass die entsprechenden Wirkkonzentrationen der ökotoxikologischen Testergebnisse vor allem für die fungiziden Wirkstoffe der hier vorgelegten Untersuchung im zwei- bis dreistelligen, teilweise vierstelligen Mikrogrammbereich pro Liter liegen. Damit liegen diese Testergebnisse überwiegend oberhalb der in den Dränwässern nachgewiesenen Konzentrationen. Die Wirkkonzentrationen für insektizide Wirkstoffe liegen für die verschiedenen ökotoxikologischen Testverfahren teilweise deutlich niedriger (v. a. für lambda-Cyhalothrin). Allerdings wurden insektizide Wirkstoffe in den Dränwässern auch nur in geringen Konzentrationen (z. B. Flonicamid) oder gar nicht (z. B. lambda-Cyhalothrin) nachgewiesen.

4 Projektziele - Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse zu den eingangs formulierten Kernfragen der Untersuchung zusammengefasst.

4.1 Optimierter Aus- bzw. Umbau und Gestaltung der Versickerungsmulde

Der Umbau der Versickerungsmulde zu einem kombinierten Mehrkammersystem aus Vorlagespeicher, Biobed und Pflanzbeet hat sich v. a. im Hinblick auf die Reduzierung eingeleiteter Schadstofffrachten (NO_3 , PSM-Rückstände) als sehr erfolgreich erwiesen (siehe auch Kapitel 3.6., 4.3 und 4.4). Ein Großteil der eingeleiteten Schadstofffrachten- bzw. -konzentrationen konnte durch den gewählten Ausbau in der Anlage zurückgehalten bzw. abgebaut werden. Es zeigte sich allerdings auch, dass die Dimensionierung der Anlage, vor allem die Größe des Pflanzbeetes, zu klein war, um zu jedem Zeitpunkt sämtliche von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer aufzunehmen (siehe auch Kap. 3.5 und 4.2). Das war jedoch nicht weiter überraschend, da der Grundriss der ursprünglichen Versickerungsmulde (ca. 240 m^2) nicht verändert wurde, sondern zwischen den Flächensprüchen von Vorlagespeicher, Biobed und Pflanzbeet aufzuteilen war. Bei einer Größe von ca. 150 m^2 für das Biobed verblieben für das Pflanzbeet, in welchem durch Verdunstung, vor allem aber durch Versickerung die eigentliche „Entsorgung“ der eingeleiteten Dränwässer erfolgte, lediglich noch ca. 90 m^2 . Ein Großteil der von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer konnte daher nicht über die Versickerungsanlage geleitet werden.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass sich bezüglich der einzelnen Ausbaustufen noch eine Reihe von Optimierungspotenzialen ergeben, die allerdings mit den vorliegenden Daten noch nicht alle hinreichend präzisiert werden können.

- **Vorlagespeicher:**

Im aktuellen Ausbau der Versickerungsanlage umfasst der Vorlagespeicher ein Volumen von ca. 123 m^3 . Ein größeres Volumen des Vorlagespeichers würde als Puffer grundsätzlich eine erhöhte Zwischenspeicherung von Dränwässern erlauben und damit den Anteil von direkt in die Vorflut abzuschlagenden Wässern entsprechend verringern. Dies gilt vor allem für Dränsituationen im Nachgang von Starkregenereignissen. So flossen im Versuchszeitraum von Mai 2012 bis Juli 2014 insgesamt ca. 19.000 m^3 Dränwasser von der Versuchsfläche ab.

In Tabelle 9 ist in einer Häufigkeitsverteilung die Anzahl von Wochen des Versuchszeitraumes aufgelistet, innerhalb derer eine bestimmte Dränwassermenge von der Versuchsfläche abfließt und auf welche Gesamtabflussmenge sich das über den entsprechenden Wochenzeitraum addiert.

Geht man nun von dem aktuellen Volumen des Vorlagenspeichers von 123 m^3 aus plus der Wassermenge, die unter den aktuellen Betriebsbedingungen ($\varnothing 600 \text{ l/h}$) in das Bio-bed eingeleitet werden kann, so ergibt sich daraus bei gleichmäßigem Abfluss von der Versuchsfläche und geleertem Vorlagenspeicher zum Wochenbeginn eine maximale Wassermenge von 223 m^3 , die innerhalb einer Woche von der Anlage aufgenommen werden kann. Nach Tabelle 9 ergibt sich daraus, dass unter den genannten Bedingungen diese Aufnahmekapazität der Anlage von $223 \text{ m}^3/\text{Woche}$ in ca. 96 der 118 Versuchswochen ausreichend gewesen wäre, um das von der Versuchsfläche abfließende Dränwasser aufzunehmen. Innerhalb dieser 96 Wochen sind aber lediglich ca. 8.000 m^3 Dränwasser von der Fläche abgeflossen. In den verbleibenden 22 Wochen sind insgesamt ca. 11.000 m^3 Dränwasser angefallen, von denen unter den aktuellen Ausbau- und Betriebsbedingungen maximal ca. 5.000 m^3 ($22 \text{ Wochen} * 223 \text{ m}^3$) von der Anlage hätten aufgenommen werden können. Damit hätten unter den aktuellen Betriebs- und Ausbaubedingungen der Anlage und bei gleichmäßigen Abflussbedingungen von der Versuchsfläche innerhalb des Versuchszeitraumes mindestens 6.000 m^3 Dränwasser direkt in den Vorfluter abgeschlagen werden müssen.

Tabelle 9: Häufigkeitsverteilung der Wochenanzahl bei klassifiziertem Drän-abfluss von der Versuchsfläche (5/2012 - 7/2014).

Abfluss (m ³ /w)	n Wochen	Σ m ³
0 - 50	44	934
50 - 100	23	1.743
100 - 150	6	763
150 - 200	13	2.238
200 - 250	10	2.237
250 - 300	3	834
300 - 350	1	349
350 - 400	3	1.140
400 - 450	3	1.243
450 - 500	3	1.446
500 - 600	5	2.779
600 - 700	2	1.351
700 - 800	1	713
> 800	1	1.098
Summe	118	18.868

Kalkuliert man die maximal von der Anlage aufzunehmende Dränwassermenge nun auf der Basis der vorhergehend genannten Rahmenbedingungen, aber mit einem Vorlagespeichervolumen von z. B. 200 m^3 , so errechnet sich eine auch im günstigsten Falle mindestens direkt in die Vorflut abzuschlagende Wassermenge von ca. 5.000 m^3 .

Die vorhergehenden Berechnungen sollen zunächst nur verdeutlichen, inwieweit die Aufnahmekapazität der Anlage durch eine Vergrößerung des Vorlagespeichers erhöht werden kann. Die tatsächlichen im Versuchszeitraum gemessenen und in die Vorflut abgeschlagenen Wassermengen zeigen, dass diese deutlich größer waren als in den vorhergehenden Berechnungen kalkuliert. Neben verschiedenen technisch und/oder wartungsbedingten Ausfallszeiten der Versuchsanlage liegt die wesentliche Ursache für diese deutlich höheren Abschlagsmengen in den vergleichsweise sehr unregelmäßigen und, da im Wesentlichen niederschlagsbedingt, nicht planbaren Dränwasserzuflüssen. Abbildung 41 verdeutlicht den gleichen Zusammenhang noch einmal auf der Basis von täglichen Abflussereignissen.

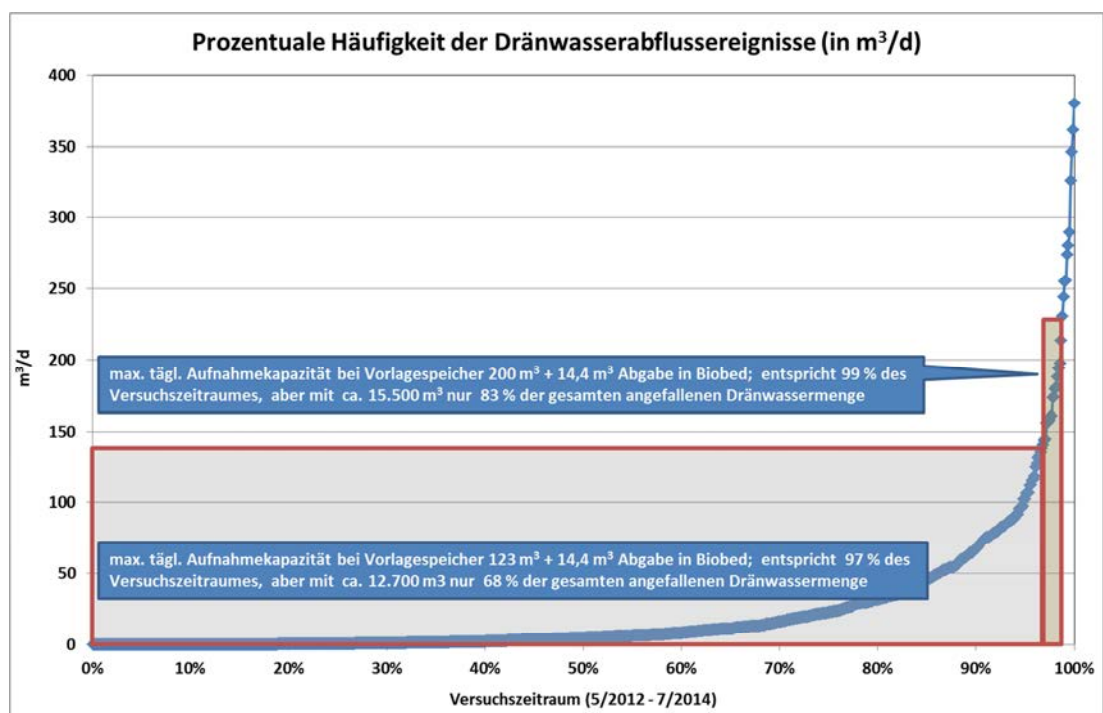


Abbildung 41: Perzentilwerte des täglichen Dränwasserabflusses von der Versuchsfläche (m^3/d).

Die Darstellung zeigt, dass selbst unter optimalen Aufnahmebedingungen des Vorlagespeichers im Versuchszeitraum mindestens 32 % (Vorlagespeichervolumen = 123 m^3) bzw. 13 % (Vorlagespeichervolumen = 200 m^3) der anfallenden Dränwassermenge hätten abgeschlagen werden müssen. Tatsächlich wäre die direkt abzuschlagende Dränwas-

sermenge aber deutlich größer gewesen, da man nur in Ausnahmefällen von optimalen Aufnahmekapazitäten des Vorlagespeichers (= Speicher vollständig geleert) ausgehen kann.

- **Biobed:**

Für die bisherigen Betriebsbedingungen hat sich das Biobed zunächst als ausreichend dimensioniert erwiesen. Mit dem eingebrachten biologisch aktivem Substrat gelang es über den Versuchszeitraum die Sorptions- bzw. Abbauleistung des Biobeds für PSM-Rückstände konstant hoch zu halten. Insgesamt war zwar durchaus ein Setzungsprozess im Biobedkörper festzustellen, der mindestens zum Teil auf Mineralisierung des organischen Materials zurückzuführen war, eine reduzierte Sorptions- bzw. Abbauleistung war in diesem Zusammenhang jedoch nicht erkennbar. Dennoch wurde im Herbst 2013 das Biobed wieder mit frischem organischem Substrat aufgefüllt, um seine Leistungsfähigkeit aufrecht zu erhalten und einen potenziellen Durchbruch von PSM-Rückständen durch das Biobed innerhalb des geplanten Versuchszeitraumes zu vermeiden. Insgesamt hat sich die Dimensionierung des Biobeds als praktikabel erwiesen. Abschließend lässt sich derzeit mit den vorliegenden Daten jedoch keine Bewertung abgeben zur tatsächlich notwendigen Größe eines Biobeds, seines Fassungsvermögens für organisches Sorptionsmaterial oder der Dauer seiner Sorptionsleistung in Abhängigkeit von der Größe der angeschlossenen Produktionsfläche bzw. der eingeleiteten Dränwassermengen und PSM-Frachten.

- **Pflanzbeet**

Der Ausbau des Pflanzbeetes hat sich grundsätzlich ebenfalls als erfolgreich erwiesen, wenngleich es nach der Erstpflanzung auch einige Probleme mit dem Anwachsen des Chinaschilfs gab, das daraufhin im Juni 2012 und Juli 2013 nachgepflanzt wurde. Insgesamt hat sich der Pflanzenbesatz im Pflanzbeet jedoch gut und üppig entwickelt. Die Beibehaltung einer weitgehend konstanten Versickerungsleistung zeigt auch, dass zumindest für den Versuchszeitraum das wesentliche Ziel der Bepflanzung, die Freihaltung der Versickerungspfade durch die Sohle des Pflanzbeckens erreicht wurde. Insgesamt ist die Größe bzw. Versickerungsleistung des Pflanzbeetes mit im Versuchszeitraum maximal erreichten $11,5 \text{ m}^3/\text{Tag}$ jedoch der Flaschenhals der Gesamtanlage, die die derzeitige Gesamtleistung bestimmt. Erhöhte Durchsatzleistungen durch das Biobed, die durchaus möglich erscheinen, können somit nur erfolgen, wenn entsprechende Durchflussmengen am Ende des Biobeds aus der Anlage geleitet werden.

- **Verwendete Mess- und Pumptechnik**

Die im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen benötigte und installierte Mess- und Pumptechnik hat sich insgesamt als praktikabel und zielführend erwiesen, wenngleich es insbesondere zu Beginn des geplanten Versuchszeitraumes Verzögerungen bei der Installation und Einrichtung gab. Fallweise fielen bei den erfassten Daten zu Durchflussraten und EC-Werten Abweichungen auf, die Plausibilitätsprüfungen und Korrekturen erforderten. Insgesamt lieferten die Messdaten jedoch ein schlüssiges, plausibles Bild. Über die Wintermonate musste zur Vermeidung von Frostschäden ein Teil der Wasseruhren und EC-Sensoren ausgebaut werden. Die Ermittlung der Mengenströme, die während dieser Zeiträume über die Anlage geführt wurden, ließen sich jedoch über Füllstandsveränderungen des Vorlagespeichers hinreichend präzise nachvollziehen.

Letztlich wurde der weitaus größte Teil der eingebauten Mess- und Regeltechnik jedoch nur zur Erfassung, Auswertung und Dokumentation der hier anstehenden Versuchsfragen benötigt und ist für den Ausbau einer entsprechenden Anlage für den Praxisbetrieb nicht notwendig.

4.2 Erarbeitung von Kennzahlen zur Dimensionierung des Fassungs- volumen der Versickerungsmulde in Abhängigkeit der Größe der zu entwässernden Flächen

Die Erarbeitung von Kennzahlen zur Dimensionierung des Fassungsvermögens der Versickerungsanlage in Abhängigkeit von der Größe der entwässernden Flächen ist eine der Kernfragen des Untersuchungsvorhabens.

Die vorliegenden Messwerte haben gezeigt, dass von den innerhalb des Versuchszeitraumes von der Versuchsfläche abfließenden ca. 19.000 m³ Dränwässern nur ca. 5.500 m³ (= ca. 30 %) über die Versickerungsanlage geleitet werden konnten. Die verbleibenden ca. 13.500 m³ mussten direkt in die Vorflut abgeschlagen werden. Bei der Dimensionierung der notwendigen Größe einer Versickerungsanlage sind jedoch weitere Faktoren zu berücksichtigen, wie die jahreszeitliche Verteilung der anfallenden Dränwassermengen und das damit einhergehende deutlich variierende Belastungsbild. Die Ausführungen in Kapitel 3.5 haben gezeigt, dass Dränwasserabfluss von der Versuchsfläche überwiegend von Niederschlagsereignissen erzeugt wird, da die Bewässerungsgaben für die aufgestellten Kulturen weitgehend bedarfsgerecht gegeben werden können. Im Hinblick auf das Dränwassergeschehen haben sie zwar vor allem durch Befeuchtung des Bodens einen Einfluss, produzieren zunächst aber nur sehr nachgeordnet einen Dränwasserfluss. Niederschlagsmengen oberhalb des Speichervermögens des Bodens - insbesondere zeitnah nach einer Bewässerung - führen aber in erheblichem Umfang zu Dränwasserfluss.

Die in Abbildung 42 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass der wöchentliche Dränabfluss von der Versuchsfläche weit überwiegend vom Niederschlag geprägt wird. Erfasst man diesen Zusammenhang über den kompletten relevanten Versuchszeitraum (5/2012 - 7/2014) zeigt die Formel der Regressionsgeraden, dass bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,794 % des Niederschlages in den Dränabfluss gehen.

Berechnungen zum Zusammenhang des wöchentlichen Dränabflusses und der Summe aus Niederschlag und Beregnung zeigen, dass dieser mit einer Regressionsgleichung von $y = 0,5664x - 0,4345$ (bei einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,5547$) deutlich schlechter ist und bestätigen somit den wesentlichen Einfluss des Niederschlages auf den von der Produktionsfläche abfließenden Dränwasseranfall.

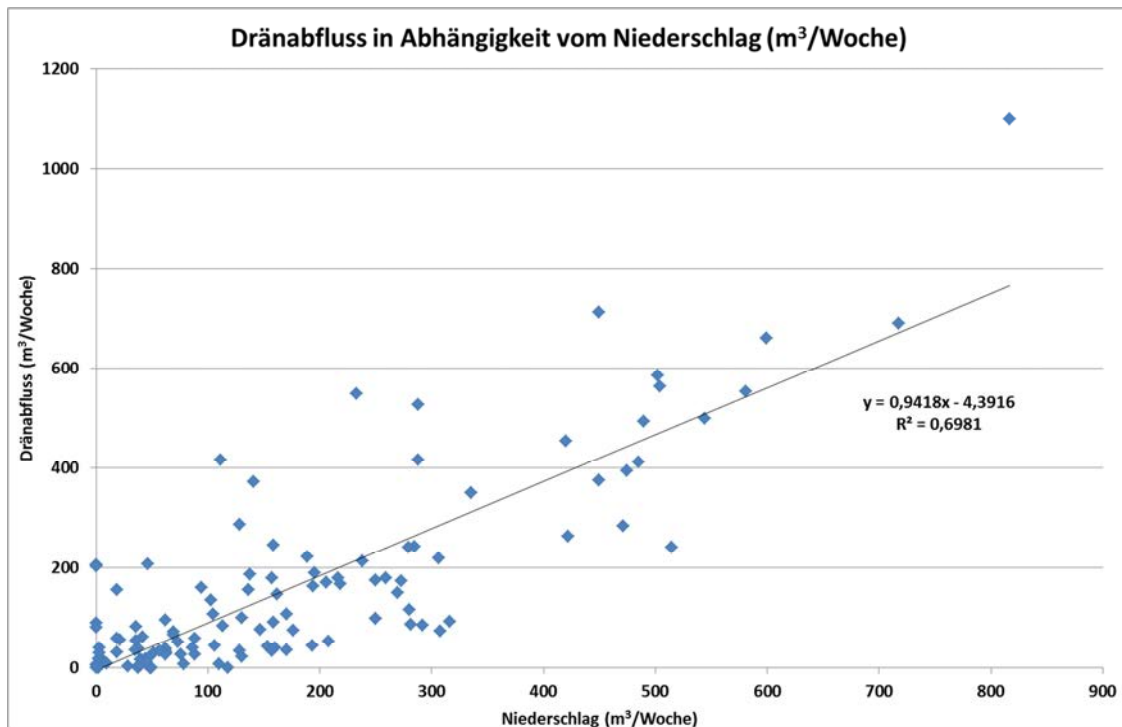


Abbildung 42: Wöchentlicher Dränabfluss von der Versuchsfläche in Abhängigkeit vom Niederschlag (Mai 2012 - Juli 2014).

Auf der Basis dieses sehr engen Zusammenhanges von Niederschlag und Dränwasseranfall kann sich eine Dimensionierung der Versickerungsanlage also grundsätzlich an die Höhe und vor allem zeitliche Verteilung des Niederschlages in der Region orientieren.

Den Ausführungen in Kapitel 3.5 zur quantitativen bzw. in Kapitel 3.6 zur qualitativen Bewertung der Wasserflüsse ist zu entnehmen, dass die Bewirtschaftungsperiode der Versuchsfläche im Untersuchungszeitraum bzw. die Zeiträume mit wesentlichem Anfall von Nitrat- und PSM-Frachten im bisherigen Versuchszeitraum in etwa in der Zeitspanne zwischen dem 15.3 und 15.11 des jeweiligen Jahres lagen. Der Zusammenhang von wöchentlichem Dränwasseranfall und Niederschlag ist für diesen Zeitraum etwas weniger eng als bei der Betrachtung in Abbildung 42, mit einer Regressionsgleichung von $y = 0,9121x + 0,0711$ ($R^2 = 0,6597$) aber immer noch sehr hoch.

In der Summe betragen die Niederschläge dieses Zeitraumes (15.3. bis 15.11.) in den Versuchsjahren 2012 (nur 1.5. - 15.11.) 581 mm (=ca. 6.100 m³), 2013 550 mm (= 5775 m³) und 2014 (nur bis 31.7.) 5.355 m³. Im Durchschnitt dürften somit die Niederschläge innerhalb dieses Zeitraumes vom 15.3. bis 15.11 eines Kalenderjahres (= ca. 245 Tage) für den Standort Kevelaer bei schätzungsweise ca. 6.000 m³ liegen, von denen nach den vorhergehenden Ausführungen ca. 90 % also ca. 5.400 m³ als Dränwasser anfallen würden. Innerhalb des bisherigen Versuchszeitraumes konnte im Pflanzbeet eine maximale tägliche Auf-

nahmekapazität (die letztlich in Versickerung und Verdunstung umgesetzt wird) von $11,5 \text{ m}^3$ realisiert werden. Unterstellt man, dass diese $11,5 \text{ m}^3/\text{d}$ während des gesamten Zeitraumes (vom 15.3. - 15.11.) in das Pflanzbeet eingeleitet werden können, ergibt sich daraus eine theoretische Gesamtmenge von ca. 2.820 m^3 , die unter diesen Bedingungen maximal über die Versickerungsanlage geleitet werden könnten, also ca. 50 % der von der Versuchsfläche anfallenden Dränwässer. Diese überschlägige Berechnung geht aber von einem weitgehend gleichmäßigen Dränwasseranfall bzw. gleichbleibender Pumpleistung ins Pflanzbeet aus. Tatsächlich ist diese nicht konstant zu halten, da immer wieder mehr oder weniger lange Zeiträume ohne Niederschläge und damit ohne Dränwasseranfall vorkommen, in denen eine kontinuierliche Beschickung des Biobeds bzw. Pflanzbeetes nur aus entsprechend dimensionierten Vorlagespeichern erfolgen könnte. Darüber hinaus kommt es immer wieder auf Grund von Starkniederschlägen zu stoßartigen Abflussspitzen von Dränwässern, die weder über die vorhandenen Aufnahmekapazitäten von Biobed - bzw. Pflanzbeet noch Vorlagespeicher aufgefangen werden können.

Insgesamt stellt sich die Aufnahme- bzw. Verarbeitungsleistung der Versickerungsanlage derzeit als eine Funktion der Parameter von Dränwasseranfall, Volumen des Vorlagespeichers und Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes dar.

Die in Abbildung 43, Abbildung 44 sowie Tabelle 10 dargestellten Zusammenhänge verdeutlichen die Abhängigkeiten, die sich aus den Beziehungen dieser drei Einflussgrößen ergeben.

In Abbildung 43 ist die Entwicklung des Dränwasserabschlages in den Vorfluter sowie der Befüllungsgrad des Vorlagespeichers im Zeitverlauf dargestellt. Die Grafik verdeutlicht zunächst noch einmal sehr anschaulich die im Grunde triviale Tatsache, dass ein Abschlag in die Vorflut naturgemäß dann erfolgt, wenn der Vorlagespeicher gefüllt ist. Es wird aber weiterhin deutlich, dass längere und intensivere Niederschlagsphasen (wie sie sich z. B. in 2012 ereignet haben) zu Dränwasseranfall in einer Größenordnung führen, dessen Zwischenspeicherung unter Praxisbedingungen kaum zu realisieren sein wird.

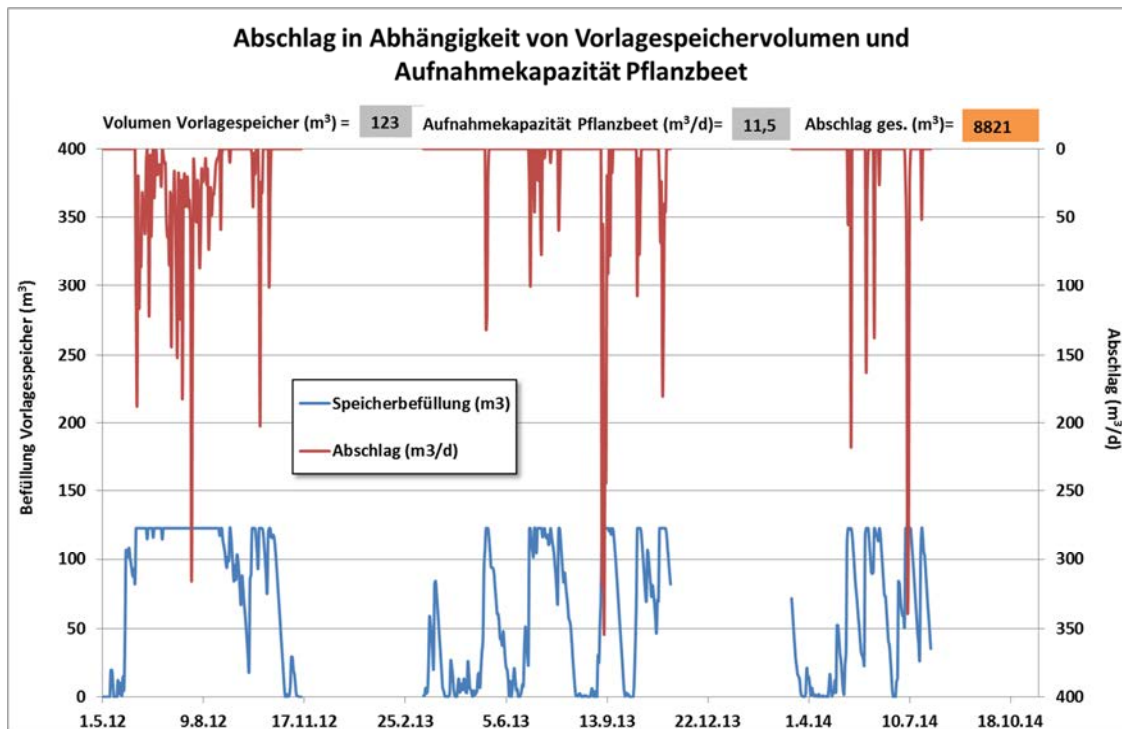


Abbildung 43: Errechneter Abschlag (m^3/d) in Abhängigkeit von (gemessenem) Dränwasseranfall, angenommener Aufnahmekapazität Pflanzbeet sowie angenommenem Volumen und resultierender Befüllung des Vorlagespeichers (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).

Tabelle 10: Entwicklung der Abschlagsmenge (in % des gemessenen Dränwasseranfall) in Abhängigkeit von Vorlagespeichervolumen und der Aufnahmekapazität des Pflanzbeets (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).

		Aufnahmekapazität Pflanzbeet (m^3/d)							
		5	11,5	20	30	40	60	80	100
Volumen Vorlagespeicher (m^3)	123	86%	62%	49%	39%	31%	21%	16%	13%
	150	86%	61%	47%	37%	29%	19%	14%	11%
	200	85%	59%	44%	33%	25%	16%	11%	9%
	250	85%	57%	41%	30%	22%	13%	9%	7%
	300	85%	56%	38%	27%	20%	11%	7%	6%
	400	84%	55%	34%	24%	17%	9%	5%	5%
	500	83%	54%	32%	21%	15%	7%	4%	3%

In Tabelle 10 sind Berechnungsergebnisse zusammengefasst, wie sich, bezogen auf die Summe der vorhergehend definierten Bewirtschaftungsperioden, der prozentuale Anteil der

abzuschlagenden Dränwässer vom gesamten Dränwasseranfall in Abhängigkeit vom Volumen des Vorlagespeichers sowie von der Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes entwickelt. In Abbildung 44 sind diese Ergebnisse grafisch dargestellt.

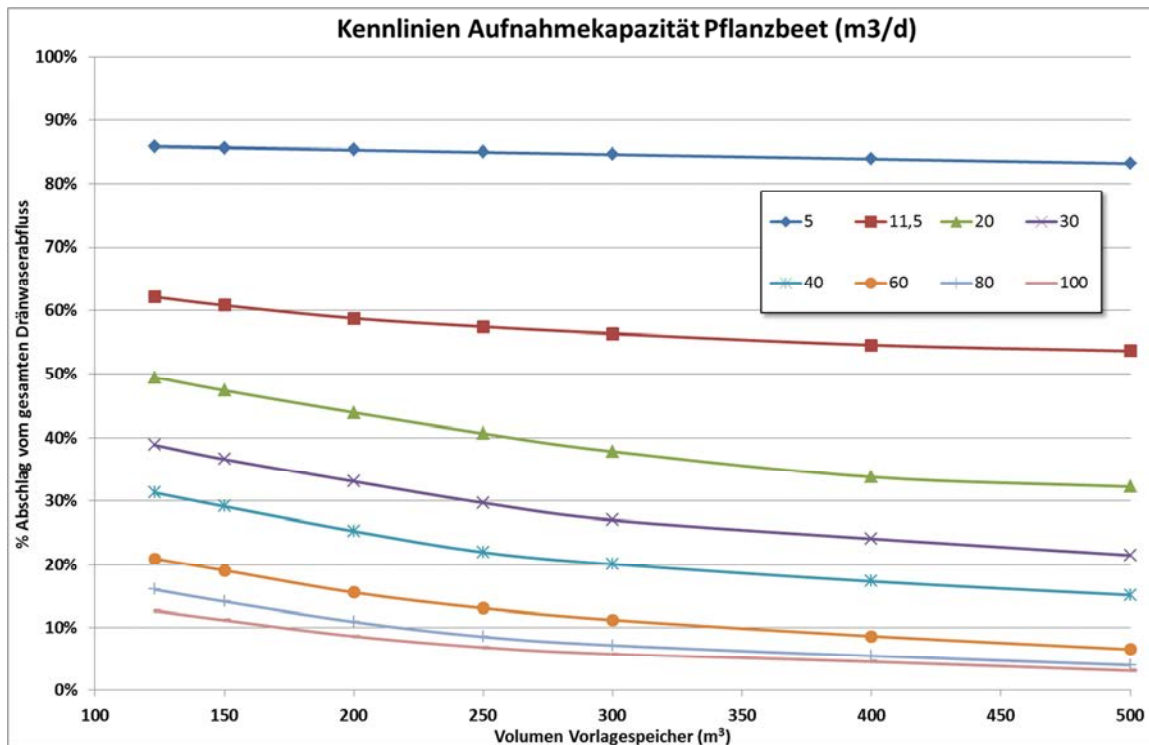


Abbildung 44: Abschlagsmenge (in % des gemessene Dränwasseranfalls) in Abhängigkeit von Vorlagespeichervolumen und der Aufnahmekapazität des Pflanzbeets (für Bewirtschaftungszeiträume 15.3. - 15.11. der Jahre 2012 - 2014 (2014 nur bis 31.7.)).

Es zeigt sich, dass bei den tatsächlich im Versuchszeitraum gemessenen Dränwasserabflüssen von der Versuchsfläche der in die Vorflut eingeleitete Anteil vergleichsweise nur geringfügig durch ein erhöhtes Volumen des Vorlagespeichers hätte erhöht werden können. Die Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes hat diesbezüglich einen wesentlich größeren Einfluss. In den einzelnen Versuchsjahren bzw. hydrologischen Halbjahren variieren diese Relationen in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen und deren Verteilung. Insgesamt wird die Leistung einer Versickerungsanlage aber vor allem von der Größe des Pflanzbeetes geprägt und kann nur begrenzt durch ein vergrößertes Speichervolumen der Vorlage erhöht werden.

Auf der Basis der vorhergehenden Zahlen und Zusammenhänge sind nun erste Kalkulationen zur Dimensionierung der Anlagenkompartimente von Versickerungsanlagen möglich. Ein Kalkulationsbeispiel soll dies verdeutlichen: Im Mittel des bisherigen Versuchszeitraumes konnte das Pflanzbeet bei einer Grundfläche von ca. 90 m² mit ca. 6,5 m³/d beaufschlagt

werden. Unter diesen Betriebsbedingungen mussten ca. 75 % der anfallenden Dränwässer abgeschlagen werden. Bei einer unter optimalen Betriebsbedingungen erreichbaren Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes von $11,5 \text{ m}^3/\text{d}$ und einem Volumen des Vorlagespeichers von 123 m^3 hätte die in die Vorflut abgeschlagene Dränwassermenge im bisherigen Versuchszeitraum nach Abbildung 44 bei ca. 65 % der insgesamt angefallenen Dränwässer gelegen. Eine Erhöhung der Grundfläche des Pflanzbeetes um den Faktor 3 auf ca. 270 m^2 (und damit der Aufnahmekapazität auf ca. $35 \text{ m}^3/\text{d}$ ($3 * 11,5$)) und des Vorlagespeichervolumens auf 200 m^3 senkt den Anteil des abzuschlagenden Dränwassers nach Abbildung 44 auf ca. 30 %.

Bei diesen Kalkulationen ist jedoch Folgendes zu berücksichtigen:

Die aufgeführten Zusammenhänge von Witterung und Dränwasseranfall, Anlagenbetrieb, Aufnahmekapazität Pflanzbeet, Volumen Vorlagespeicher und Dränwasserabschlag in die Vorflut basieren auf einem ca. 2 ½ -jährigem Datenmaterial, das naturgemäß von erheblichen Schwankungen geprägt ist. So war insbesondere das Jahr 2012 mit den hohen Niederschlägen im Juni/Juli untypisch. In dessen Folge kam es aber nicht nur zu einem erhöhten Dränwasseranfall, sondern wegen eines erhöhten Schaderregerdrucks sowie erhöhter Nährstoffauswaschung auch zu umfangreicheren Pflanzenschutzmaßnahmen und erhöhter N-Düngung. Entsprechend kam es auch zu einem deutlich erhöhten Schadstoffdruck im Dränwasser.

Für die Dimensionierung einer Versickerungsanlage stellt sich bei dem bisher vorliegenden Datenmaterial allerdings auch die Frage, ob sowohl die Notwendigkeit als auch die (die Bedingungen der gartenbaulichen Praxis berücksichtigende) Möglichkeit besteht, sämtliche von einer Produktionsfläche anfallenden Dränwässer über die Anlage zu leiten. So zeigen die bisherigen Ergebnisse zum Belastungsbild der Dränwässer, dass (Schad-)Stoffkonzentrationen vor allem innerhalb der Bewirtschaftungsperiode relevant sind. Während der Winterperiode gehen die mit dem Dränwasser transportierten Schadstofffrachten deutlich zurück. Die in Abbildung 44 dargestellten Zusammenhänge deuten weiterhin darauf hin, dass der linear zurückgehende Dränwasserabschlag von einem tendenziell exponentiell zunehmenden Aufwand geprägt ist. So reduziert eine Erhöhung der Aufnahmekapazität des Pflanzbeetes von $11,5$ auf z. B. $35 \text{ m}^3/\text{d}$ ($= > \text{ca. } 25 \text{ m}^3/\text{d}$ Differenz) den Dränwasserabschlag von 62 auf 31 %, während eine Erhöhung der Aufnahmekapazität von 60 auf $100 \text{ m}^3/\text{d}$ ($= 40 \text{ m}^3/\text{d}$ Differenz) den Dränwasserabschlag „nur“ von 21 auf 13 % senkt. Die Dimensionierung einer Versickerungsanlage sollte sich daher, nicht zuletzt um auch eine entsprechende Akzeptanz für die Einführung entsprechender Anlagen in die gartenbaulichen Praxis zu erzielen, an einem Optimum von erzielbarer Aufbereitungsleistung und (techni-

schem und finanziellem) Aufwand orientieren. So könnte z. B. (zumindest bezüglich der PSM-Frachten) die Dimensionierung des Pflanzbeetes unterhalb einer maximal notwendigen Aufnahmekapazität liegen, wenn ein entsprechender Überhang an Dränwasser bereits nach dem Biobed abgeschlagen werden kann, da v. a. hier Pflanzenschutzmittel zurückgehalten werden. Für die maximal möglichen Durchsatzmengen und -geschwindigkeiten von Dränwässern durch das Biobed liegen allerdings noch keine Zahlen vor. Eine betriebliche Steuerung des Abschlaggeschehens von Dränwässern kann weiterhin möglicherweise auch über die Konzentrationsentwicklung von enthaltenen Schadstoffen erfolgen. So wurden die bisherigen Beschaffenheitsmessungen der Dränwässer in ca. vier- bis fünf-wöchentlichen Abständen durchgeführt und der Konzentrationsverlauf zwischen diesen Messungen linear interpoliert. Insbesondere in der Folge von Starkregenereignissen und stoßartigem Dränwasseranfall ist aber ein exponentieller Rückgang von Schadstofffrachten im Dränwasser nicht auszuschließen, so dass gegen Ende des jeweiligen Abflussereignisses ein gefahrloser Abschlag möglich wäre.

4.3 Erfassung der N-Frachten im Eintrag bzw. Überlauf der Versickerungsmulde

Die Erfassung der mit dem Dränwasser von der Versuchsfläche ausgetragenen N-Frachten bzw. die darin enthaltenen Konzentrationen und ihre Entwicklung in den verschiedenen Kompartimenten der Versickerungsanlage gelangen mit dem gewählten Versuchsaufbau und Messkonzept gut. Insgesamt muss festgestellt werden (siehe auch Kap. 3.6.2), dass von der Versuchsfläche erhebliche N-Frachten ausgetragen wurden, die in den bisherigen Versuchsjahren aber deutlich rückläufig waren (hSHj2012: ca. 200 kg N; hSHj2013: ca. 115 kg N; hSHj 2014 (nur bis 31.7.): ca. 65 kg N). Die Topfpflanzen standen auf grobporiger Granulatschicht, die nur über geringe Speicherkapazitäten verfügt, wurden relativ intensiv kultiviert und breitflächig über Beregnung gedüngt. Im Sommer 2012 standen sie in weiterem Abstand, ansonsten „Topf an Topf“. Grundsätzlich ist bei diesem beschriebenen Aufbau der Produktionsfläche und den praktizierten Bewirtschaftungsverfahren ein schneller Dränfluss mit den darin enthaltenen vergleichsweise hohen Stoffkonzentrationen bzw. -frachten nicht überraschend. Die Schwankungsbreite der bisher vorliegenden Werte weist jedoch auch auf den gravierenden Einfluss von Witterung und Bewirtschaftung auf die Ausprägung dieser Werte hin. So liegen insbesondere die Werte des hSHj2012 auf Grund der ungünstigen Witterungsverhältnisse und der in der Folge angepassten Bewirtschaftungsmaßnahmen vermutlich deutlich oberhalb der mittleren zu erwartenden Werte. Ob dieses mittlere Ausdragsniveau mit den Ergebnissen der Jahre 2013 und 2014 hinreichend exakt beschrieben

ist, kann noch nicht abschließend festgestellt werden, da hierfür die zur Verfügung stehende Zeitreihe von Messwerten noch zu kurz ist. Andererseits weisen die Ergebnisse aus dem Jahr 2012 durchaus darauf hin, welchen Einfluss Witterungsanomalien, mit denen zukünftig im Zuge des Klimawandels häufiger zu rechnen ist, auf das Stoffaustragsgeschehen haben können.

Der schnelle Dränwasserfluss im Nachgang von Niederschlagsereignissen und der Mangel von Sorptionsplätzen innerhalb des Granulatkörpers führt auch dazu, dass der Stickstoffaus-
trag und -abfluss zeitnah nach seiner Ausbringung auf die Produktionsfläche erfolgt und damit vor allem ein Problem für die Beschaffenheit der Dränwässer in der Vegetations- bzw. Bewirtschaftungsperiode der Fläche darstellt. Die in Kap. 3.6.2 zusammengefassten Werte zeigen die deutlich geringeren Frachten und Konzentrationen in den hydrologischen Winterhalbjahren. Wenn hier immer noch N-Frachten von 10 - 20 kg bzw. Nitratkonzentrationen von 10 - 20 mg festzustellen sind, dann ist das im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der Beginn und/oder das Ende des hydrologischen Winterhalbjahres (1.11. - 31.4.) fallweise noch in die Bewirtschaftungsperiode hineinragen. Von ca. Mitte November bis ca. Mitte März gehen die Nitratkonzentrationen und damit die ausgetragenen N-Frachten gegen Null zurück. Innerhalb dieser Zeiträume ist daher - zumindest bezogen auf eine N-Belastung - der Abschlag von Dränwässern in die Vorflut weitgehend unkritisch.

Der Abgleich mit den Ganglinien der mit hoher zeitlicher Auflösung (Minutentakt) erfassten EC-Messwerte hat gezeigt, dass grundsätzlich auch der gewählte Beprobungsrhythmus von 4 - 5 Wochen das N-Austrags- bzw. Verlagerungsgeschehen hinreichend präzise beschreibt. Die bisherigen Messwerte zur Entwicklung der Nitratkonzentrationen an den verschiedenen Messpunkten bzw. Kompartimenten der Versickerungsanlage deuten darauf hin, dass die Leistungsfähigkeit der Versickerungsanlage zum Nitratabbau, die überwiegend auf Denitrifikationsprozesse im Biobed bzw. im Pflanzbeet zurückgeführt wird, im Zeitverlauf tendenziell zugenommen hat. Hier bedarf es vermutlich eines gewissen zeitlichen Vorlaufs nach Inbetriebnahme einer derartigen Anlage, bis sich die für die Denitrifikation notwendigen hydrochemischen und mikrobiellen Zustände optimal eingestellt haben. Ob dieser optimale Zustand innerhalb des derzeitigen Versuchszeitraumes und damit die maximale Denitrifikationsleistung bereits erreicht wurde oder zukünftig noch gesteigert werden kann, kann derzeit nicht abschließend festgestellt werden.

4.4 Erfassung der PSM-Frachten im Eintrag bzw. Überlauf der Versickerungsmulde

Ebenso wie die Erfassung der mit den Dränwässern transportierten N-Frachten bzw. -konzentrationen sowie deren Entwicklung im Durchfluss der Versickerungsanlage gelang auch die Erfassung der PSM-Frachten und -konzentrationen mit dem Versuchsaufbau und Messkonzept gut. Wie in Kap. 3.6.3 dargestellt zeigte sich, dass alle Wirkstoffe im untersuchten Parameterspektrum, soweit entsprechende Pflanzenschutzmittel auf der Versuchsfläche zur Anwendung gekommen waren, auch mindestens einmal in den abfließenden Dränwässern nachgewiesen werden konnten. Während einzelne Wirkstoffe nur einmalig oder lediglich vereinzelt in vergleichsweise geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden, wurden andere Wirkstoffe regelmäßig bis dauerhaft und oft in deutlich höheren Konzentrationen (v. a. Metribuzin, Boscalid) nachgewiesen. Die Konzentrationsspitzen der nachgewiesenen PSM-Wirkstoffe lagen zeitnah zu ihrer jeweiligen Ausbringung und gingen anschließend auch wiederum schnell zurück. Die genaue Dynamik der Konzentrationsentwicklung konnte mit dem 4 - 5 wöchentlichen Beprobungsrhythmus jedoch nicht festgestellt werden. Die wirkstoffbezogenen Konzentrationen im von der Versuchsfläche abfließenden Dränwasser unterlagen dementsprechend großen Schwankungen. Die über alle Wirkstoffe für die einzelnen hydrologischen Halbjahre summierten Frachten bzw. gemittelten Konzentrationen im von der Versuchsfläche abfließenden Dränwasser waren mit Werten von ca. 80 bis > 500 g bzw. 20 und 95 µg/l hoch. Im über die Versickerungsanlage geleiteten Dränwasser, und hier vor allem im Biobed, konnten die PSM-Konzentrationen jedoch um mindestens 80 % reduziert werden. Betrachtet man die Aufbereitungsleistung der Versickerungsanlage über alle PSM-Wirkstoffe mit Ausnahme des Wirkstoffes Metribuzin, liegt die Reduzierungsleistung sogar bei 95 - 98 %. Die Versickerungsanlage, v. a. das Biobed, hat somit ihr hohes Potenzial zur Reduzierung von PSM-Wirkstoffen gezeigt. Der Wirkmechanismus im Biobed wird in einem ersten Schritt v. a. in der Anlagerung von PSM-Wirkstoffen an Sorptionsplätze des eingelagerten organischen Materials gesehen. In einem zweiten Schritt werden die Wirkstoffe vermutlich physiko-chemisch oder biologisch abgebaut. Die Aussagen zur Reduzierungsleistung der Anlage haben zunächst jedoch nur Gültigkeit für die PSM-Wirkstoffe, die im Rahmen dieser Untersuchung berücksichtigt werden konnten. Aus Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von PSM-Wirkstoffen, z. B. im Zusammenhang mit Aufbereitungsfragen von Aktivkohleanlagen, ist bekannt, dass andere Wirkstoffe nicht oder nur mäßig in entsprechenden Anlagen sorbiert werden. Ob derartige Wirkstoffe ohne großen Konzentrationsrückgang auch ein Biobed wie das der hier untersuchten Versickerungsanlage durch-

strömen würden oder ggf. doch durch biotische und/oder abiotische Abbauprozesse reduziert würden, kann derzeit nicht abschließend festgestellt werden. Die vorliegenden Ergebnisse belegen jedoch, dass unter den vorliegenden Standort-, Witterungs- und Bewirtschaftungsbedingungen ausgebrachte PSM-Wirkstoffe sehr schnell und mindestens teilweise in hohen Konzentrationen ausgewaschen werden, im Biobed der Versickerungsanlage jedoch fast vollständig (Ausnahme: Metribuzin) zurückgehalten werden. Ob darüber hinaus auch noch eine nennenswerte Elimination von PSM-Wirkstoffen im Pflanzbeet stattfindet, konnte im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen nicht festgestellt werden, da wegen des vorgeschalteten Biobeds nur noch Wasser ohne bzw. nur mit geringen PSM-Konzentrationen eingeleitet wurden. Zumindest eine begrenzte weitere Reduzierung ist noch durch Sorption und Abbau während der Sickerpassage durch das Sediment des Pflanzbeetes zu erwarten.

4.5 Diskussion zu alternativen Behandlungsverfahren der Dränwässer

Für eine überschlägige Bewertung alternativer, technischer Aufbereitungsverfahren müssen die beiden wesentlichen Parametergruppen Pflanzenschutzmittelrückstände und Nitrat separat voneinander betrachtet werden.

4.5.1 Pflanzenschutzmittelrückstände

Alternativ zur Leitung der anfallenden Dränwässer über die Versickerungsanlage wie vorhergehend beschrieben, sollen im Folgenden überschlägig Möglichkeiten einer technischen Aufbereitung der anfallenden Dränwässer angesprochen werden.

Zur Elimination / Transformation organischer Spurenstoffe aus wässrigen Lösungen eignen sich grundsätzlich die nachfolgend aufgeführten Aufbereitungsverfahren (siehe auch Abbildung 45):

- **Adsorptionsverfahren mit Aktivkohle**
- **Oxidationsverfahren**
 - Ozonung
 - weitergehende Oxidationsverfahren mit OH-Radikalen (Peroxon-Prozess mit Ozon und H₂O₂, Ozon + UV, ...) oder Sulfat-Radikalen
- **Membranverfahren**
 - Umkehrosmose
 - Nanofiltration

- Ionenaustausch
- Strippverfahren / Gasaustausch

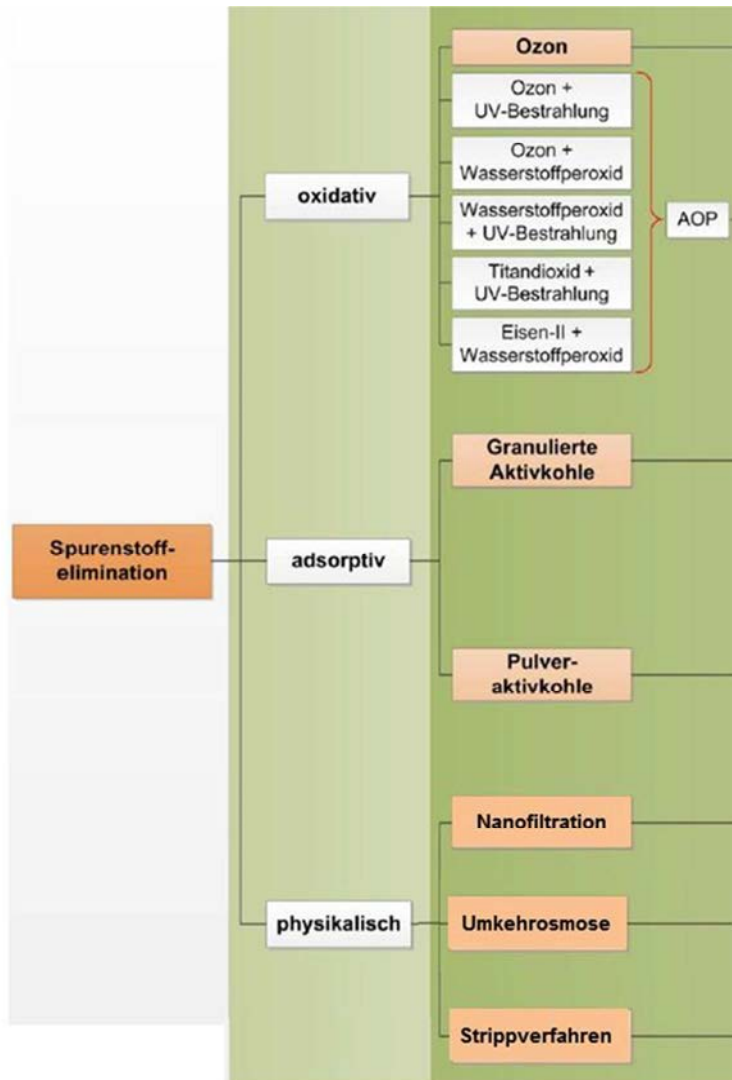


Abbildung 45: Gesamtspektrum an Aufbereitungsverfahren für die Entfernung organischer Spurenstoffe.

Im Kontext der hier diskutierten Wasserinhaltsstoffe werden die Aufbereitungsverfahren durch Ionenaustausch (unzureichender Eliminationsgrad, ungenügende Selektivität und hohe Stoffkonkurrenz durch DOC) sowie Strippverfahren (unzureichende Flüchtigkeit der Wasserinhaltsstoffe, gemessen als Henry-Koeffizient (Bächle et al. 1995)) nicht die notwendige Verfahrenseffektivität sicherstellen können. Beim Ionenaustausch fallen außerdem im Zuge der Regeneration der eingesetzten Austauscherharze Lösungen mit den aufkonzentrierten Spurenstoffen an (Höll 2004), die anschließend durch einen qualifizierten Dienstleister unter hohen Kosten nachbehandelt und entsorgt werden müssen. Bei den Strippverfahren verlagert man hingegen die Emission von der aquatischen Umwelt in die Atmosphäre.

Membranverfahren kommen unter den vorliegenden Randbedingungen - unabhängig von einer Wirtschaftlichkeit der Investitionssumme - nicht in Betracht, da auch sie Separationsverfahren darstellen, die beachtliche Volumenströme an Retentat (Konzentrat) erzeugen (Loi-Brügger et al. 2007). In der Gesamtbilanz enthalten diese die vollständigen Spurenstoff-Frachten, so dass eine fachgerechte Nachbehandlung unumgänglich wird.

Die Oxidationsverfahren sind wirkungsvolle Prozesse, um organische Spurenstoffe oxidativ zu verändern. Dabei werden sogenannte Transformationsprodukte (Metabolite) erzeugt, die z. B. aus oxidativen Bruchstücken der Ursubstanzen bestehen. Beim derzeitigen Stand der Wissenschaft kann nicht vorhergesagt werden, ob die resultierende Vielfalt an chemischen Verbindungen insbesondere durch synergistische Effekte entweder öko- oder humantoxisch wirkt.

Die vorhergehend genannten negativen Begleiteffekte der erwähnten Aufbereitungsverfahren treten bei der Aufbereitung durch den Einsatz granulierter Aktivkohle in Festbettfiltern nicht auf.

Die Wirkungsweise der Aufbereitung durch Aktivkohle auf die Wasserbeschaffenheit beruht im Wesentlichen auf drei Effekten (Sontheimer et al. 1985):

- Elimination gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe durch deren Adsorption (Anlagerung) an der Oberfläche des Kapillarsystems im Aktivkohlekorn,
- Tiefenfiltration durch die Ausscheidung von Partikeln und Kolloiden,
- Biofiltration, d. h. mikrobiologischer Abbau von Wasserinhaltsstoffen (z. B. Nitrifikation oder Abbau einer DOC-Fraktion) unter Sauerstoffzehrung.

Gegenüber anderen Technologien hat der Einsatz von Aktivkohle den Vorteil, dass die mit der beladenen Aktivkohle ausgebauten Stoffe nicht nur aus dem Wasserstrom, sondern durch die thermische Nachbehandlung der Kohle (Reaktivierung) aus allen zukünftigen Stoffkreisläufen eliminiert werden. Bei der Reaktivierung der beladenen Aktivkohle werden die adsorbierte Stoffe durch Hochtemperaturbehandlung in die Gasphase ausgetrieben und darin verbrannt. Die reaktivierte Aktivkohle kann anschließend wieder im Aufbereitungsprozess eingesetzt werden. Es ergibt sich somit eine Betriebsweise mit zyklischem Aktivkohleaustausch (erschöpft / reaktiviert) nach einem bestimmten durchgesetztem Wasservolumen. Dieses wird gemessen als Vielfaches des eingesetzten Bettvolumens (BVT = bed volumes treated)

Die Effektivität einer Adsorption ist abhängig von verschiedenen Eigenschaften des Spurenstoffes (u. a. Molekülgröße, Hydrophobizität, Polarität), dem verwendeten Aktivkohleprodukt und der Filterauslegung.

Aktivkohle wird aus verschiedenen organischen Rohstoffen (Holz, Torf, Stein-/Braunkohle, Kokosnussschalen, Olivenkernen, synthetischen Polymeren) mittels Verkokung und Wasserdampfaktivierung hergestellt. Daher liegt es auf der Hand, dass auch deren Eignung für ein bestimmtes Aufbereitungsziel von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt wird. Grundsätzlich gilt dabei: Je größer die zu entfernenden organischen Moleküle, desto weniger eignen sich Aktivkohlen mit mikroporöser und desto mehr solche mit mesoporiger Struktur, die den Stoffzugang ins Korninnere ermöglichen und somit die gesamte innere Kornoberfläche ausnutzen.

Als Charakterisierungsparameter für die Adsorbierbarkeit eines organischen Wasserinhaltsstoffs dient der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (Sontheimer et al., 1985). Derartige Verteilungsgleichgewichte lassen sich mittels Laborversuch ermitteln. Hierzu wird ein definiertes Rohwasservolumen mit verschiedenen Aktivkohlemengen in Kontakt gebracht und nach 24 Stunden Verweilzeit die im Wasser verbliebene Restkonzentration ermittelt. Die Aktivkohlebeladung ergibt sich dann rechnerisch aus einer Stoffmengenbilanz.

Neben der Lage des Gleichgewichts ist aber auch die Geschwindigkeit des Stoffaustausches (Kinetik) maßgeblich für die Dimensionierung eines Aktivkohleadsorbers. Maßgeblich ist hierbei der Parameter Leerbettkontaktzeit, d. h. die theoretische Verweilzeit in einem Raum, dessen Größe dem Filterbett entspricht. Aus grob vergleichbaren Aufgabenstellungen bei der Trinkwasseraufbereitung aber auch bei der weitergehenden Abwasserbehandlung (Nahrstedt et al. 2011) kann abgeleitet werden, dass dieser Parameter mindestens 30 Minuten betragen sollte. Die Filtrationsfläche sollte hingegen so bemessen werden, dass die Filtrationsgeschwindigkeit nicht über 15 m/h liegt, um höhere Druckverluste zu vermeiden.

Ein Adsorber sollte dann mit der Option einer Wasserspülung ausgelegt werden, wenn zu erwarten ist, dass das Rohwasser entweder Trübstoffe - bei der hier diskutierten Applikation Trübungen bis zu 10 FNU - enthält, die im Aktivkohlebett abgeschieden werden, oder biologisch abbaubare Stoffe enthält, die ein maßgebliches Wachstum von Bakterien im Aktivkohlebett forcieren. In beiden Fällen werden sich auf dem Aktivkohlekorn Beläge ausbilden, die den Stofftransfer behindern und somit die Kinetik verlangsamen (Folge: frühzeitiger Aktivkohleaustausch). Zudem verringert sich der freie Strömungsquerschnitt im Bett mit der Konsequenz höherer Druckverluste.

Kann beides ausgeschlossen werden, so kann ggf. auf eine spülbare Verfahreseinheit (siehe Abbildung 46) verzichtet werden. Im einfachsten Falle könnte der Prozess ggf. sogar in einer ausgekofferten und mit dichter Teichfolie ausgelegten Erdmulde betrieben werden. Hier sollte nur konstruktiv für die ideale Anströmung des Aktivkohlebetts mit Rohwassers und einen idealen Auslass für das Filtrat sowie ein Schutz vor Schmutzeintrag von oben gesorgt werden. Ideale Strömungsbedingungen erhöhen den Nutzungsgrad (Speicherkapazität) der Aktivkohle und verringern somit die Betriebskosten.



Abbildung 46: Im Bäderbereich genutzter spülbarer KleinfILTERKessel.

Der Stand des Wissens zu dieser Technologie lässt ohne eine Pilotierung keine verlässlichen Aussagen über die Standzeit der Aktivkohle in einem solchen Prozess zu. Damit sind auch belastbare Aussagen zu den Betriebskosten nur mit einer erheblichen Unschärfe möglich. Grob überschlägige Schätzungen haben unter den gegebenen Rahmenbedingungen auf dem Versuchsbetrieb (ca. 6.000 m³ Dränwasseranfall pro Jahr, eine anfallende PSM-Fracht von 600 g/a mit Spitzenkonzentrationen von 200 µg/l) vor allem den stark schwankenden Dränwasseranfall zu berücksichtigen. So fielen nach Abbildung 41 an ca. 90 % der Tage des Versuchszeitraumes lediglich ca. 40 % des insgesamt anfallenden Dränwassers an (mit Mengen von 0 - ca. 65 m³/d). Der verbleibende Dränwasseranteil von 60 % erfolgte an den verbleibenden 10 % des Versuchszeitraumes mit Tagesmengen von 65 - 380 m³/d. Die Dimensionierung einer A-Kohle-Anlage hätte sich daher an diese Größenordnungen zu orientieren und wäre grundsätzlich für ca. 90 % ihrer Betriebszeit überdimensioniert. Ein A-Kohle-Filter mit einer Filterfläche von 1,6 m² und einer Filterlänge bzw. -höhe von 2,4 m (= 4 m³ Aktivkohle) ließe sich unter diesen Bedingungen betreiben. Ein Austausch der erschöpf-

ten Aktivkohle gegen frische hätte unter den angenommenen Bedingungen ca. alle 3,3 Jahre zu erfolgen, die Betriebskosten allein für die Aktivkohle werden grob überschlägig mit ca. 1.200 - bis 1.400 € pro Jahr geschätzt. Weitere Kosten (Investition, Energie, Wartung, Analysen etc.) sind hierbei noch nicht berücksichtigt.

4.5.2 Nitrat

Grundsätzlich besteht auch beim Parameter Nitrat die Möglichkeit die von der Versuchsfläche abfließenden Dränwässer einer technischen Aufbereitung zu unterziehen. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf eine interne IWW-Studie (IWW 2010) und sollen die verfügbaren Verfahren im hier betrachteten Zusammenhang nur grob vorstellen.

Derzeit können folgende Verfahren zum Stand der Technik bei der Nitratentfernung gezählt werden:

- Biologische Denitrifikation (heterotroph oder autotroph)
- Niederdruck-Umkehrosmose (LPRO)
- Anionenaustausch mit Chlorid-Regeneration
- Anionen- und Kationenaustausch mit CO₂-Regeneration (CARIX)
- Elektrodialyse.

Biologische Denitrifikation

Technische Aufbereitungsanlagen, die nach dem Prinzip der Biologischen Denitrifikation arbeiten, nutzen grundsätzlich dieselben physikochemischen Prozesse, über die auch derzeit in der Versickerungsanlage (im Biobed und Pflanzbeet) das Nitrat abgebaut wird. Der biologische Abbau von Nitrat zu elementarem Stickstoff (Denitrifikation) ist dabei eine biochemische Redoxreaktion, bei der Nitrat als Oxidationsmittel fungiert, für dessen Reduktion entsprechende Bakterien (Denitrifikanten) ein organisches (heterotrophe Denitrifikation) oder anorganisches (autotrophe Denitrifikation) Reduktionsmittel benötigen. Bei den in technischen Verfahren als Reduktionsmittel zugeführten Substraten handelt es sich z. B. um Ethanol oder Essigsäure (heterotroph) oder CO₂ und HCO₃⁻. Die bis heute entwickelten Verfahrensstufen zur biologischen Denitrifikation („Reaktoren“) unterscheiden sich in der Art der verwendeten Trägermaterialien, der Bereitstellung des Substrates sowie der Betriebsweise der Reaktoren. Die wesentlichen Vorteile der biologischen

Niederdruck-Umkehrosmose (LPRO)

Das Aufbereitungsverfahren der Niederdruck-Umkehrosmose gehört zu den druckbetriebenen Membranverfahren. Die Abtrennung von Wasserinhaltsstoffen findet bei diesen Verfahren rein physikalisch statt, in dem Wasser mit Hilfe eines äußeren Druckes durch eine semipermeable Wand gedrückt wird. Diese ist zwar für Wasser, aber nicht für darin enthaltene Salze durchlässig. Bei diesem Verfahren kommt es zu keiner chemischen Veränderung der Wasserinhaltsstoffe, allerdings zu einer aufkonzentrierten Salzlösung auf der einen Seite der Membran, die je nach Qualität zwischen 10 und 35 % des aufzubereitenden Wassers liegen kann und grundsätzlich als Abwasser zu betrachten ist. Da es sich hier v. a. um eine Aufkonzentrierung von Stoffen handelt, die bereits in der Ausgangslösung enthalten sind, u. a. Nitrat, wäre grundsätzlich eine Aufbringung dieses Konzentrats auf die Versuchsfläche denkbar, soweit während des Aufbereitungsprozesses keine anderen, diese Wiederverwendung hemmenden Chemikalien zum Einsatz gekommen sind.

Ionenaustausch

Ionenaustauscher sind Stoffe, die in der Lage sind, aus einer Elektrolytlösung Kationen oder Anionen aufzunehmen und durch eine äquivalente Menge anderer Ionen gleicher Ladung zu ersetzen. Überwiegend handelt es sich heutzutage bei Ionenaustauschern um synthetische Polymere, die aus einem organischen Gerüst als Matrix und funktionellen Gruppen bestehen. Für die Nitratentfernung aus Wasser werden heute fast ausschließlich stark basische Anionenaustauscher mit quartären Ammoniumgruppen als funktionelle Gruppe genutzt. Bei der Nitratentfernung werden am Austauscher sorbierte Chlorid- oder Hydrogencarbonat-Ionen durch Nitrat-Ionen eingetauscht. Nach Erschöpfen der Austauscherkapazität wird der Ionenaustauscher durch Spülung mit z. B. einer hochkonzentrierten Chlorid-Lösung wieder regeneriert. Für die Nitratentfernung werden verschiedene Verfahren unterschieden (z. B. CARIX- oder MIEX-Verfahren). Allen Verfahren ist jedoch grundsätzlich gemeinsam, dass in der Regenerationslösung die aus dem aufbereiteten Wasser entfernten Salze enthalten sind. Damit handelt es sich bei diesem Regenerat zunächst um Abwasser.

Elektrodialyse

Die Elektrodialyse (ED) zählt ebenso wie die Umkehrosmose (UO) zu den Membranverfahren. Bei der ED bewegen sich jedoch durch das Anlegen einer elektrischen Spannung die Ionen durch die Membran (Kationen zur Kathode, Anionen zur Anode) während das Wasser und darin enthaltene ungeladene Stoffe an der Membran lediglich vorbeiströmen. Auch bei diesem Aufbereitungsverfahren fällt - in einer Größenordnung von 5 - 15 % des aufzuberei-

tenden Wassers - ein Konzentrat mit den entfernten Salzen an, das einer weiteren Verwertung bedarf.

Die Vorteile bei dem Verfahren der biologischen Denitrifikation - zumindest bei einer Aufbereitung zur Trinkwassergewinnung liegen grundsätzlich darin, dass das enthaltene Nitrat tatsächlich abgebaut, und nicht wie bei den anderen Verfahren nur abgetrennt wird. Im Zusammenhang mit den hier betrachteten Fragestellungen böte die Abtrennung der Nitratfracht aus dem Dränwasserstrom und ihre Aufkonzentrierung in einem Eluat oder Regenerat aber grundsätzlich die Möglichkeit ihrer Wiederverwendung auf der Versuchsfläche, sofern keine anderen Inhaltsstoffe dagegen sprächen. Insofern wäre die Möglichkeit einer Wiederverwendung eher als Vorteil zu sehen. Andererseits bedürfte es unter der Prämisse einer Rückführung auf die Versuchsfläche eines Zwischenspeichers für diese aufkonzentrierten Lösungen von nicht unerheblicher Größenordnung (je nach Verfahren). Während die Verfahren der biologischen Denitrifikation potenziell störanfällig sind und möglichst kontinuierlich betrieben werden sollten (problematisch für den Versuchsstandort), werden die anderen Verfahren als eher robust eingeschätzt. Mit dem Verfahren der Umkehrosmose werden auch andere (Schad-)Stoffe, z. B. PSM-Rückstände aus dem Wasser entfernt, wodurch grundsätzlich die Leistungsbreite der Aufbereitung erhöht, die Wiederverwendung der anfallenden aufkonzentrierten Lösungen aber erschwert wird.

Allen Verfahren sind darüber hinaus - je nach geplantem Einsatzzweck - weitere Vor- und Nachteile zu Eigen, die an dieser Stelle aber nicht in der Gänze diskutiert werden können.

Eine abschließende Bewertung, ob die vorgenannten technischen Verfahren zur Nitratentfernung auch für die Aufbereitung von Dränwassermengen, wie sie im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen angefallen sind, ist nicht möglich. Die vorhergehenden Ausführungen basieren sämtlich auf Erfahrungen zum Einsatz dieser Verfahren in der Trinkwasseraufbereitung mit Aufbereitungsmengen, die u. a. um ein Vielfaches oberhalb der hier im Versuch anfallenden Wassermengen liegen und zudem auch weitgehend kontinuierlich betrieben werden können. Gleiches gilt auch für die zu erwartenden Betriebs- und Investitionskosten. Unter gewissen Annahmen (u. a. Aufbereitungsmenge von 1,5 Mio m³/a) werden diese für die genannten Aufbereitungsverfahren zwischen ca. 10 und 50 Ct/m³ kalkuliert, es ist aber anzunehmen, dass diese bei den hier relevanten Aufbereitungsmengen von ca. 6.000 m³/a deutlich höher liegen werden.

4.5.3 Kreislaufführung

Eine auf den ersten Blick naheliegende Möglichkeit alternativer Behandlungsverfahren der anfallenden Dränwässer, wäre darüber hinaus ihre Rückführung auf die Versuchsfläche als

Beregnungswasser. Im Hinblick auf die mit dem Dränwasser ausgetragenen N-Frachten wäre deren Rückführung und Wiederverwendung auf der Versuchsfläche auch wünschenswert. Die im Versuchszeitraum anfallende Dränwassermenge pro Jahr lag in etwa in der gleichen Größenordnung wie die auf der Versuchsfläche jährlich ausgebrachte Beregnungsmenge. Für eine Kreislaufführung der Wässer wären zunächst nur entsprechend große Speicherkapazitäten zur Zwischenspeicherung von Dränwässern notwendig. Kompliziert bzw. begrenzt wird die Wiederverwendung der Dränwässer jedoch durch die darin enthaltenen PSM-Konzentrationen, die zumindest potenziell nachteilige Effekte auf die auf der Fläche produzierten Kulturen haben könnten. Ein größeres Risiko geht jedoch vermutlich von hygienischen Beeinträchtigungen der Dränwasserqualität aus, wenn nicht ausgeschlossen werden kann, dass von der Fläche ausgetragene Schaderreger über das Beregnungswasser zurückgeführt werden und hier zu einer Neuinfektion der produzierten Kulturen führen (können). Grundsätzlich stehen zwar verschiedene Aufbereitungsverfahren zur Hygienisierung von Wässern zur Verfügung (z. B. UV-Behandlung, Ozonung...) die aber für Anwendungen im hier besprochenen Zusammenhang noch nicht erprobt wurden.

5 Literatur

- Bächle, A., Baldauf, G., Brumel, F., Nahrstedt, A., Schredelseker, F. (1995): Entfernung von flüchtigen Schadstoffen aus Wasser durch Strippverfahren. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 87, wvgw, Bonn.
- Blarr, A. S., Eyring, J., Bach, M., Frede, H.-G. (2009): Identifizierung und Vermeidung der hot spots von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer - Erkennung und Quantifizierung punktueller Einträge. Abschlussbericht zum BMELV - BLE-Projekt 05HS022. <http://download.ble.de/05HS022.pdf> (Stand 5/2014).
- De Wilde, T., Spanoghe, P., Debaer, C., Ryckeboer, J., Springael, D., Jaeken, P., (2007): Review - Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point-source contamination. In: Pest Management Science 63, 111- 128. Zitiert in Blarr et al. (2009).
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2006): Arbeitsblatt DWA-A 262 - Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Hennef.
- Europäisches Parlament und der rat der Europäischen Union (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rats vom 12.8.2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L226 vom 24.8.2013.
- Fogg, P., Boxall, A. (2004): Leaching of pesticides from biobeds: effect of biobed depth and water loading. In: Journal of Agricultural and Food Chemistry 52, 6217- 6227. Zitiert in Blarr et al. (2009).
- Fogg, P., Boxall, A., Walker, A., Jukes, A. (2003): Pesticide degradation in a "biobed" composting substrate. Pest Management Science 59, 527-537. Zitiert in Blarr et al. (2009).
- Fohrmann, R. (2002): Auswirkungen des Kooperativen Gewässerschutzes in Nordrhein-Westfalen auf die Entwicklung des Nitrateintrages in das Grundwasser - Differenzierung von natürlichen und nutzungsbedingten Einflussfaktoren. Essener Ökologische Schriften Bd. 18. Westarp-Wissenschaften-Verlags GmbH, Hohenwarsleben.
- Höll, W. (2004): Ionenaustausch. In: Gimbel, R., Jekel, M.; Ließfeld, R. (2004): Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren. Oldenbourg, München.
- Landesamt für Wasser und Abfall NRW (1982): Mittlere jährliche Niederschlagssummen (mm) der periode 1931 bis 1960 im Lande Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- LANUV NRW: Flächenbewirtschaftung in NRW 2001; <http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/flaechenbewirt/flaechenbewirt.htm> (Download am 12.8.2014).
- LAU Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2007): Pflanzenkläranlagen zur kommunalen Abwasserreinigung (Hinweise zu Planung, Bau, Betrieb und wartung). Halle.
- Loi-Brügger, A., Panglisch, S., Hoffmann, G., Buchta, P., Nacke, P. C.-J., Gimbel, R. (2007): Umkehrosmose und Nanofiltration zur Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe aus Uferfiltrat. In: 40. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 14.3. - 16.3.2007 in Aachen. TH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft -ISA- (Herausgeber), Selbstverlag.

- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser - Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH (2010): Interne Studie zu Verfahren der Nitratentfernung. unveröffentlicht.
- IÖV Ingenieurökologische Vereinigung Deutschland (1994): IÖV-Hinweisblatt W1/94 „Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenkläranlagen“. Augsburg.
- IT.NRW Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2011). Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010. Persönliche Mitteilung.
- Kern, Jürgen (1997): Abwasserreinigung durch Pflanzenkläranlagen. In BMELV (1997): Forschungsreport - Zeitschrift des Senats der Bundesforschungsanstalten 1/1997.
- LUA Landesumweltamt NRW (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen - Berichtszeitraum 1995 - 2000. Essen. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/gewgue01/gewgue01.pdf> (Stand: 14.7.2014)
- Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler (2011): Persönliche Mitteilung zu im Versuchsbetrieb verwendeten Pflanzenschutzmitteln.
- Landwirtschaftskammer NRW, Versuchszentrum Gartenbau Straelen/Köln-Auweiler (2013): Angaben zur gartenbaulichen Produktionsfläche im Kreis Kleve. Persönliche Mitteilung.
- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J., Wogram, J. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. UBA-Texte 65/01. Forschungsbericht 296 24 511, UBA-FB 000197. Berlin. <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2039.pdf> (Stand: 12.8.2014)
- Nahrstedt, A., Alt, K., Fritzsche, J., Sürder, T., Burbaum, H. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett beim Abwasserverband „Obere Lutter“. IWW-Abschlussbericht.
- Pinnekamp, J., Koenen, S., Stappert, U., Tondera, K., Dahmen, H., Baxpehler, H., Kiese-wski, R. (2013): Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem. Forschungsvorhaben im Auftrag des MKULNV NRW, Vergabe-Nr. 08/058.2, Einzelauftrag 11.2. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Retention_sbodenfilter.pdf (Download: 06/2014)
- LfU Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Leitfaden zur Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum. Band 9/2005. www.lfu.baden-wuerttemberg.de
- Rose, S., Mason, P., Foster, I., Walker, A., Carter, A. (2001): The design of a pesticide handling and washdown facility. In: BCPC Symposium Proceedings Nr. 78: Pesticide Behaviour in Soils and Water, 397 - 384. Zitiert in Blarr et al. (2009).
- Sontheimer, H., Frick, J., Fettig, J., Hörner, G., Hubele, C., Zimmer, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Eigenverlag DVGW-Forschungsstelle Karlsruhe.
- Stadtwerke Kevelaer (2014):r: Witterungsdaten der Jahre 1999 bis 2014; persönliche Mitteilung.

6 Anhang

Anh.-Tabelle 1: Analysenergebnisse „AC_{standard}“ plus „N-Parameter“

Probenahme-Datum (PN-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	Analyseparameter																		
		Temperatur vor Ort (°C)	LF25 (µS/cm)	Trübung (NTU)	pH	Redoxpot. (mV)	O ₂ (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NO ₂ (mg/l)	KS ₄ ,3	SO ₄ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	PO ₄ ges (mg/l)	Fe (mg/l)	DOC (mg/l)
8.12.11	X-Bereg.brunnen	11,8	560		6,2		3,1	75,1	9,5	18,2	21,3	11,3	56,1	0,079	0,7	185	0,028	0	0,29	5,5
8.12.11	X-Vorlaufschach	6	457		6,85		13	42,8	14,1	24,6	21,8	7,3	48,8	0	0,65	150	0	9,4	0,38	8,8
8.12.11	X-LANUV-Probe							55,5	21,4	38,5	91,9	42,1	89,5	0,53	2,61	161	1	4,2	0,38	50
30.1.12	X-Vorlaufschach	4,1	256		7,03								4,6	0			0			
30.1.12	X-Abi.schacht	2,7	243		7,39								2,5	0			0			
25.4.12	X-Bereg.brunnen	21,1	621		7,62			80,4	10,4	17,6	17	13	24,8	0,083	1	210	0,02	0,42	0,61	6,4
25.4.12	X-Vorlaufschach	20,8	621		7,33			54,7	16,3	23,2	21,5	8,6	151	0	0,5	122	0,044	5,7	0,46	6,2
25.4.12	X-MuldeBio	21,3	710		6,83			55,1	11,2	17,3	83,1	8,7	8,1	0,15	4,82	82,6	0,04	4,2	0,47	30
25.4.12	X-MuldePflanzbe	21,4	936		7,29			85,4	12,4	22,8	79,7	58,9	6,6	0,13	6,39	46,3	0,039	2,6	0,41	84
25.4.12	X-Abi.schacht	21	657		7,27			56,6	15,3	21,9	38,7	8,1	115	0,17	1,6	114	0,068	6	0,45	14
14.6.12	X-Vorlaufschach	16,1	440		6,83	520	8,8						91,9	0			0			
14.6.12	X-AbiBio	16,4	1073		6,52		2,4						98,5	0,14			0,17			
14.6.12	X-AbiPflanzbett	16,2	849		7,23	490	4,4						67,7	0,33			0,22			
14.6.12	X-MuldePflanzbe	20,4	1070		7,11	510	11						83,6	0,11			0,45			
3.7.12	X-Vorlaufschach	20,2	1198		5,84	350							363	0,098			4,9			
3.7.12	X-AbiBio	19,2	1035		6,46	370							122	0,11			0,29			
3.7.12	X-AbiPflanzbett	19,5	880		7,36	380							61,3	0,17			0,14			
17.7.12	X-Vorlaufschach	17,7	607		5,87		8,3						197	0,041			3,1			
2.8.12	X-Vorlaufschach	19,2	562		6,34	550	8,8						63,7	0			0			
2.8.12	X-AbiBio	19,1	1090		6,59	490	2,8						90,6	0,03			0			
2.8.12	X-AbiPflanzbett	18,8	1034		7,35	440	3,3						8,1	0			0,09			
28.8.12	X-Vorlaufschach	19,8	572		6,39	460	13						43	0			0			
28.8.12	X-AbiBio	19,7	1169		7,45	450	5						21,8	0			0,026			
28.8.12	X-AbiPflanzbett	18,5	1028		6,92	430	5,1						19,6	0,3			0,12			
4.10.12	X-Vorlaufschach	13,4	621		6,48	370	9,3						113	0,039			0,37			
4.10.12	X-AbiBio	13,2	995		6,2	570	6,1						159	0,037			0,047			
4.10.12	X-AbiPflanzbett	12	620		6,75	540	5,4						86,3	0,11			0,14			
15.11.12	X-Vorlaufschach	11	303		7,84		9,7	22,7	6	16,6	16,5	5,1	30,6	0	1,02	49,1	0,025	12	0,33	9,4
15.11.12	X-AbiBio	11	510		6,17		5,4	54,3	11,1	21,5	25	8,4	28,6	0	2,57	80,5	0	13	1,03	22
15.11.12	X-AbiPflanzbett	9,5	889		7,06		2,4	106	21,2	28,3	34	14,8	31,9	0,051	5,17	150	0,033	3,7	0,58	19
18.12.12	Vorlaufschacht	6,5	146		7,31	460	12						7,8	0			0,02			
8.3.13	X-Bereg.brunnen	5,8	549		8,79	370	12						47,2	0,052			0,12			
8.3.13	X-Vorlage	6,4	177		7,2	380	10						17	0,036			0,038			
8.3.13	X-Vorlaufschach	5,8	144		7,67	390	11						5,7	0			0			
8.3.13	X-AbiBio	6,6	242		6,27	390	6,7						6,5	0,035			0,022			
8.3.13	X-AbiPflanzbett	8,2	256		6,48	450	6,4						5,7	0,042			0,089			
9.4.13	X-Bereg.brunnen	8,8	618		5,97	390	12						18,4	0,053			0,046			
9.4.13	X-Vorlage	6,1	211		7,33	410	11						21,2	0			0,093			
9.4.13	X-Vorlaufschach	7,1	386		7,76	410	11						26,9	0			0,042			
9.4.13	X-AbiBio	5,2	277		6,29	400	7,9						12,2	0			0,023			
9.4.13	X-AbiPflanzbett	6,2	222		6,77	400	4,1						5,4	0,069			0,22			
8.5.13	X-Vorlaufschach	16,1	1515		6,17		8,4						578	0,2			11			
8.5.13	X-AbiBio	11,4	915		5,98		4,2						213	0,077			0,16			
8.5.13	X-AbiPflanzbett	14,8	688		6,64		2,9						116	0,29			0,46			
20.6.13	X-Bereg.brunnen	12,5	657		5,94		2	70,6	9,3	16,5	18,7	12,1	48,8	0,045	1	182	0,025	0	1,75	5,5
20.6.13	X-Vorlage	19,8	1270		6,35		6,3	80,3	23,4	35	61	12,9	284	0,42	0,23	206	2,4	17	0,64	8,3
20.6.13	X-Vorlaufschach	22,3	718		6,85		7,6	69,8	11,8	20,1	31	13	98,3	0,18	0,51	181	1,2	3,9	0,56	5,6
20.6.13	X-AbiBio	18,6	1170		5,97		4,2	111	27,3	37,8	63	13,6	284	0,035	1,34	210	0,12	13	0,56	17
20.6.13	X-AbiPflanzbett	19,9	1030		6,85		3,5	120	22	29,1	40	8,5	195	0,27	2,89	181	0,12	2,5	0,29	13
8.8.13	X-Bereg.brunnen	15,3	575		6,2		3,7						45,7	0,028			0,03			
8.8.13	X-Vorlage	20,6	833		6,59		7						121	1,1			0			
8.8.13	X-Vorlaufschach	19,7	849		7,03		8,4						131	0			0			
8.8.13	X-AbiBio	19,1	957		6,09		9						92,9	0			0			
8.8.13	X-AbiPflanzbett	19,1	940		6,88		4,4						40,3	0,079			0,073			
11.9.13	X-Bereg.brunnen	16,3	587		6,57	400	8,4													
11.9.13	X-Vorlaufschach	15,5	453		6,74	440	8,9	27,6	11,6	21,9	25	8,4	15,5	0	0,34	148	0	7	0,22	12
11.9.13	X-AbiBio	17,1	964		5,99	420	5,3	91,1	23	37	44	24,7	116	0	1,25	263	0,06	8,3	0,3	19
11.9.13	X-AbiPflanzbett	15,4	1060		6,85	360	2,6	123	23,4	39,5	44,8	22,8	29,5	0,024	4,43	272	0,058	1,3	0,26	23
16.10.13	X-Bereg.brunnen	11,9	584		6,63	550	8,3	64,4	8,6	16	19,3	13,9	45,7	0,028	1,08	162	0,047	0	0,39	4,9
16.10.13	X-Vorlage	11,5	317		7,33	530	9,7						13,6	0			0,042			
16.10.13	X-Vorlaufschach	12,4	248		7,36	500	10						6,8	0			0			
16.10.13	X-AbiBio	11,3	368		6,04	520	5,8						12,4	0			0,025			
16.10.13	X-AbiPflanzbett	11,2	827		6,92	570	3						11,2	0			0,042			
22.11.13	X-Vorlage	9	162		7,45	480	9,4						4,6	0			0			
22.11.13	X-Vorlaufschach	9	205		7,84	460	9,5						4,4	0			0			
22.11.13	X-AbiBio	8,2	180		6,21	570	5,4						3,8	0			0			
22.11.13	X-AbiPflanzbett	7,2	440		6,89	360	8,4													

Anh.-Tabelle 1: Analysenergebnisse „AC_{standard}“ plus „N-Parameter“ (Fortsetzung)

Probenahme-Datum (P-N-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	Analyseparameter																		
		Temperatur vor Ort (°C)	LF25 (µS/cm)	Trübung (NTU)	pH	Redoxpot. (mV)	O ₂ (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NO ₂ (mg/l)	KS _{4,3}	SO ₄ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	PO ₄ _{ppm} (mg/l)	Fe (mg/l)	DOC (mg/l)
23.1.14	X-Bereg.brunnen	4,7	556		7,86	390	12						41,9	0			0			
23.1.14	X-Vorlage	6	133		7,66	420	14						3,3	0			0			
23.1.14	X-Vorlaufschach	7	157		7,78	420	14						3,1	0			0			
23.1.14	X-AbIBio	6,3	183		6,2	430	4,6						0	0			0			
23.1.14	X-AbIPflanzbett	4,7	#NV		7,23	400	8,6						10,1	0			0,29			
6.3.14	X-Bereg.brunnen	10,1	544	2,18	8,25	284		64,4	8,51	15,6	18,5	13,8	42,8	0,04	0,89	156	0,037	0	0,08	5,4
6.3.14	X-Vorlage	8,7	123	4,55	7,09	410							3,02	0			0,025			
6.3.14	X-Vorlaufschach	9,2	208	0,93	7,99	415							3,58	0			0			
6.3.14	X-AbIBio	8,8	212	1,58	6,22	408							1,28	0			0			
6.3.14	X-AbIPflanzbett	9	558	13,1	7,44	124							0	0			1,3			
23.4.14	X-Vorlage	15	833	1,56	6,97	430	9						206	0,46			0,93			
23.4.14	X-Vorlaufschach	14,9	848	0,81	7,01	406	9,5						195	0,21			0,22			
23.4.14	X-AbIBio	13,2	597	1,01	5,97	388	4,4						63,5	0,22			0			
23.4.14	X-AbIPflanzbett	14,4	510	4,45	6,87	370	6,7						7,44	0			0,066			
27.5.14	X-Vorlage	15,6	698	3,46	7,02	418	9,1						173	0,076			0,45			
27.5.14	X-Vorlaufschach	16,3	710	2,26	6,89	426	9,4						148	0			0,067			
27.5.14	X-AbIBio	15,3	846	0,55	6,16	429	2,6						123	0			0,088			
27.5.14	X-AbIPflanzbett	15,9	640	1,52	7,05	406	1,7						10,2	0,061			0,48			
6.6.14	X-Bereg.brunnen	18,8	580		6,49	361	8,9	70,1	9,19	16,8	19,2	12	42	0,04	0,97	176	0	0	0,56	4,9
6.6.14	X-Vorlage	18,6	613	3,07	6,81	297	7,9						108	0,04			0,04			
6.6.14	X-Vorlaufschach	19,1	510	1,2	7,03	325	8,7						76,1	0			0			
6.6.14	X-AbIBio	16,7	780	0,64	6,15	336	4,2						75,3	0			0,02			
6.6.14	X-AbIPflanzbett	18,6	760	2,73	7,29	333	4,5						9,35	0,28			0,07			
27.6.14	X-Bereg.brunnen	12,3	568	2,2	6,03	363	6	67,1	8,49	14,9	18,6	14,3	51,2	0	0,86	164	0,037	0	2,37	4,9
27.6.14	X-Vorlage	17,4	617	9,5	6,96	444	10	61,7	14,6	20,7	30	7,74	45	0,28	1,99	151	0,5	3,23	0,48	19
27.6.14	X-Vorlaufschach	16,8	556	2,7	7,51	376	9,7	56,9	9,83	17,9	26	12,1	59	0	0,89	146	0	3,11	0,15	8,2
27.6.14	X-AbIBio	16,2	651	4,2	6,23	352	1,9	72,8	16,1	20,8	28	7,97	24	0,048	3,08	153	0,086	3,25	0,65	25
27.6.14	X-AbIPflanzbett	16,1	709	6,7	6,65	286	2,3	79,7	17,8	22	33	7,54	19,5	0,049	3,73	153	0,53	3,79	0,55	26
24.7.14	X-Bereg.brunnen	18	550		6,23	244	7,1						47,2	0,037			0			
24.7.14	X-Vorlage	22,6	407		6,63	348	7,7						95,4	0,33			0,3			
24.7.14	X-Vorlaufschach	23	528		6,71	400	7,8						157	0,045			0,087			
24.7.14	X-AbIBio	21,1	580		6,3	305	2,5						47,6	0,06			0,084			
24.7.14	X-AbIPflanzbett	20,6	598		6,6	243	3,2						24	0,14			0,064			

Anh.-Tabelle 2: Analyseergebnisse „PSM Gartenbau“ (in µg/l)

Probenahme-Datum (PN-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	PBSM_Gb																
		Azoxystrobin	Boscalid	Carbendazim	Cyprodinil	Fenhexamid	Flonicamid	Fluzinam	Fludioxonil	Iprodion	Kresoximmethyl	Imidacloprid	Metribuzin	Pencycuron	Prochloraz	Pyraclostrobin	Mancozeb	Metiram
8.12.11	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,27	0	0	0	XYZ	XYZ	0
8.12.11	X-Vorlaufschach	0,15	13	6,3	0	0	0	17	2,9	0	0	52	0	0	0,32			0,1
8.12.11	X-LANUV-Probe																	
30.1.12	X-Vorlaufschach	0,17	6	0,16	0	0	0	14	1,9	0	0	8,9	0	0	0,25	0	0	
30.1.12	X-Abi.schacht	0	2,2	0,37	0	0	0	0	0	0	0	9,1	0	0	0	0	0	
25.4.12	X-Bereg.brunnen	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0			0
25.4.12	X-Vorlaufschach	0,18	6,8	0,29	0	0	0	13	1,8	0	0	4,8	0	0	0,11			0
25.4.12	X-MuldeBio	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0,74	0	0	0			6,7
25.4.12	X-MuldePflanzbe	0	0,89	0	0	0	0	0	0,12	0	0	1,2	0	0	0			0
25.4.12	X-Abi.schacht	0,12	4,7	0,15	0	0	0	6,4	1,4	0	0	3,9	0	0	0,11			0
14.6.12	X-Vorlaufschach	0	6,7	0	0	0	0	2	3,5	0	0	29	0	0	0,3			0
14.6.12	X-AbiBio	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0			0
14.6.12	X-AbiPflanzbett	0,09	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0			0
14.6.12	X-MuldePflanzbe	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0			0
3.7.12	X-Vorlaufschach	0,27	41	1	0	0	0	20	1,6	0	11	3,4	0	0	0			
3.7.12	X-AbiBio	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0			
3.7.12	X-AbiPflanzbett	0	0,5	0	0	0	0	0	0,1	0	0	18	0	0	0			
17.7.12	X-Vorlaufschach	15	43	1,2	0	0	0	11	2,2	0	3,5	1,8	0	0	0			0
2.8.12	X-Vorlaufschach	5,5	28	26	0	0	0	5,1	0,99	0	0,64	1,3	0	0,74	0,14			0
2.8.12	X-AbiBio	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	5,9	0	0	0			0
2.8.12	X-AbiPflanzbett	0,15	2,3	0	0	0	0	0	0,33	0	0	13	0	0	0			0
28.8.12	X-Vorlaufschach	4	98	0,23	0	0	0,58	16	1,6	0	0,22	35	0	0,12	3,2			0
28.8.12	X-AbiBio	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	3,3	0	0	0			0
28.8.12	X-AbiPflanzbett	0	0,2	0	0,05	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0	0			0
4.10.12	X-Vorlaufschach	1,2	32	0,27	0	0	0	8	0,56	46	0	42	0	0,11	0,47			0,14
4.10.12	X-AbiBio	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0,1	0	19	0	0	0			0
4.10.12	X-AbiPflanzbett	0	0,36	0	0	0	0	0	0,06	0	0	8,3	0	0	0			0
15.11.12	X-Vorlaufschach	1,4	30	0,12	0	0	0	8,6	0,57	0,77	0	160	0	0,06	0,44			0
15.11.12	X-AbiBio	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0,08	0	33	0	0	0			0
15.11.12	X-AbiPflanzbett	0,06	1	0	0	0	0	0	0,07	0	0	19	0	0	0			0
18.12.12	Vorlaufschacht	0,73	20	0,46	0	0	0	16	0,49	0,72	0	5,5	0	0,06	0,35			0
8.3.13	X-Bereg.brunnen																	
8.3.13	X-Vorlage	0,61	18	0	0	0	0	5,4	0,41	0,3	0	64	0	0	0,31			0
8.3.13	X-Vorlaufschach	0,52	11	0	0	0	0	11	0,18	0,25	0	6,5	0	0	0,22			0
8.3.13	X-AbiBio	0	0,46	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0			0
8.3.13	X-AbiPflanzbett	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0			0
9.4.13	X-Bereg.brunnen																	
9.4.13	X-Vorlage	0,35	8	0,09	0	0	0	6	0,36	0,27	0	7,9	0	0,05	0,29			0
9.4.13	X-Vorlaufschach	0,4	12	0	0	0	0	17	0,41	0,22	0	4	0	0,06	0,39			0
9.4.13	X-AbiBio	0	0,24	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0			0
9.4.13	X-AbiPflanzbett	0	0,96	0	0	0	0	0	0,06	0	0	9,4	0	0	0			0
8.5.13	X-Vorlaufschach	0,57	46	0	0	0	0	5,1	1,2	0	0	210	0	0,08	3,5			0
8.5.13	X-AbiBio	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0			0
8.5.13	X-AbiPflanzbett	0	0,91	0	0	0	0	0	0,05	0	0	18	0	0	0			0
20.6.13	X-Bereg.brunnen																	
20.6.13	X-Vorlage	0,34	42	0,28	0	0	0	3,1	1,3	2,7	0	30	0,72	0,07	2,1			0
20.6.13	X-Vorlaufschach	0,07	9,9	0	0	0	0	3,6	1	0,41	0	2,8	0,66	0	0,69			0
20.6.13	X-AbiBio	0	0,23	0	0	0	0	0	0	0,14	0	49	0	0	0			0
20.6.13	X-AbiPflanzbett	0,05	1	0	0	0	0	0	0,09	0	0	27	0	0	0			0
8.8.13	X-Bereg.brunnen																	
8.8.13	X-Vorlage	0,56	21	0,17	0	0	0	3,6	0,53	1,1	0	7	0	0,1	0,64			0
8.8.13	X-Vorlaufschach	0,67	20	0,15	0	0	0	6,3	0,51	1	0	11	0	0,08	0,51			0
8.8.13	X-AbiBio	0	0,18	0	0	0	0	0	0	0,12	0	10	0	0	0			0
8.8.13	X-AbiPflanzbett	0,05	1,6	0	0	0	0	0	0,08	0	0	16	0	0	0			0
11.9.13	X-Bereg.brunnen																	
11.9.13	X-Vorlaufschach	0,32	16	0,11	0	3,4	0	5	0,47	0,87	0	54	0	0,09	0,78			0
11.9.13	X-AbiBio	0	0,23	0	0	0	0	0	0	0,13	0	5,9	0	0	0			0
11.9.13	X-AbiPflanzbett	0,09	1,5	0	0	0	0	0	0,41	0	0	7,3	0	0	0			0
16.10.13	X-Bereg.brunnen																	
16.10.13	X-Vorlage	0,31	48	0	0	2	0	5,8	0,33	0,24	0	12	0	0	0,71			0
16.10.13	X-Vorlaufschach	0,28	44	0	0	1,8	0	6,1	0,31	0,26	0	9,6	0	0	0,73			0
16.10.13	X-AbiBio	0	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0	8,6	0	0	0			0
16.10.13	X-AbiPflanzbett	0,08	1,3	0	0	0	0	0	0,22	0	0	4,9	0	0	0			0
22.11.13	X-Vorlage																	
22.11.13	X-Vorlaufschach	0,25	19	0,05	0	0	0	7,6	0,15	0,07	0	3,7	0	0,06	0,18			0
22.11.13	X-AbiBio	0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	5,1	0	0	0			0
22.11.13	X-AbiPflanzbett																	

Anh.-Tabelle 2: Analysenergebnisse „PSM Gartenbau“ (in µg/l) (Forstsetzung)

Probenahme-Datum (PN-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	PBSM_Gb																	
		Azoxystrobin	Boscalid	Carbendazim	Cyprodinil	Fenhexamid	Flonicamid	Fluazinam	Fludioxonil	Iprodion	Kresoximmethyl	lambda-cyhalothr	Metribuzin	Pencycuron	Prochloraz	Pyraclostrobin	Mancozeb	Metiram	dithiocarbama-s
23.1.14	X-Bereg.brunnen																		
23.1.14	X-Vorlage	0,18	11	0	0	0	0	0,22	0,2	0,09	0	0	3,1	0	0	0,23			0
23.1.14	X-Vorlaufschach																		
23.1.14	X-AbIBio	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0			0
23.1.14	X-AbIPflanzbett																		
6.3.14	X-Bereg.brunnen																		
6.3.14	X-Vorlage																		
6.3.14	X-Vorlaufschach	0,16	10,9	0	0	0	0	1,5	0,09	0	0	0	2,8	0	0	0,15			0,43
6.3.14	X-AbIBio	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,4	0	0	0			0
6.3.14	X-AbIPflanzbett																		
23.4.14	X-Vorlage	0,15	8,5	0,05	0	0	0	0,86	0,34	0,12	0	0	0,85	0	0	0,24			0
23.4.14	X-Vorlaufschach	0,15	9	0	0	0	0	0,71	0,42	0,11	0	0	0,74	0	0	0,26			0
23.4.14	X-AbIBio	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0			0
23.4.14	X-AbIPflanzbett																		
27.5.14	X-Vorlage	0,2	34,9	36,6	0	0	0	1,1	0,26	0,09	8,3	0	19,6	0	0,05	0,17			0
27.5.14	X-Vorlaufschach	0,19	30,5	33,1	0	0	0	1,2	0,31	0,11	6,4	0	15,1	0	0,05	0,21			0
27.5.14	X-AbIBio	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15,5	0	0	0			0
27.5.14	X-AbIPflanzbett	0	0,72	0	0	0	0	0	0,16	0	0	0	1,8	0	0	0			0
6.6.14	X-Bereg.brunnen																		
6.6.14	X-Vorlage	0,16	29,8	26,9	0	0	0	1,3	0,3	0,08	3,5	0	11,7	0		0,2			
6.6.14	X-Vorlaufschach	0,18	19,1	30,5	0	0	0	2,1	0,1	0	0,53	0	6,8	0		0,1			
6.6.14	X-AbIBio	0	0,16	0,24	0	0	0	0	0	0	0	0	13,3	0		0			
6.6.14	X-AbIPflanzbett																		
27.6.14	X-Bereg.brunnen	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28	0		0			
27.6.14	X-Vorlage	0,06	8,4	10,9	0	0	0	0	0,09	0	0,32	0	9,4	0		0,08			
27.6.14	X-Vorlaufschach	0,14	36,7	4,4	0	0	0	0,2	0,2	0	0,16	0	9,6	0		0,27			
27.6.14	X-AbIBio	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0		0			
27.6.14	X-AbIPflanzbett	0	0,34	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0	7,8	0		0			
24.7.14	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0			
24.7.14	X-Vorlage	0,23	10	1,1	0	0	0	3	0,29	0,16	0	0	1	0		0,24			
24.7.14	X-Vorlaufschach	0,2	13,4	0,83	0	0	0	10,1	0,66	0,2	0	0	1,9	0		0,39			
24.7.14	X-AbIBio	0	0,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0		0			
24.7.14	X-AbIPflanzbett	0	0,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0		0			

Anh.-Tabelle 3: Analysenergebnisse „PSM 22er-Liste“ (in µg/l)

Probenahme-Datum (PN-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	PBSM_Standard																					
		Aldicarb	Atrazin	Bentazon	Bromacil	Chloridazon	Chlortoluron	Clopyralid	Diuron	Endosulfan	Isoproturon	MCPA	Mecoprop	Metazachlor	methabenzthiazu	Metobromuron	Metolachlor	Metoxuron	Propazin	Simazin	Terbutylazin	Metaxyl	DWS
8.12.11	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,35	61
8.12.11	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31
8.12.11	X-LANUV-Probe																						
30.1.12	X-Vorlaufschach																						
30.1.12	X-AbI.schacht																						
25.4.12	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44
25.4.12	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22
25.4.12	X-MuldeBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
25.4.12	X-MuldePflanzbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,8
25.4.12	X-AbI.schacht	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
14.6.12	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	2,4	22
14.6.12	X-AbIBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	28
14.6.12	X-AbIPflanzbett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	1,9	23
14.6.12	X-MuldePflanzbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	2,3	28	
3.7.12	X-Vorlaufschach																						
3.7.12	X-AbIBio																						
3.7.12	X-AbIPflanzbett																						
17.7.12	X-Vorlaufschach																						
2.8.12	X-Vorlaufschach																						
2.8.12	X-AbIBio																						
2.8.12	X-AbIPflanzbett																						
28.8.12	X-Vorlaufschach																						
28.8.12	X-AbIBio																						
28.8.12	X-AbIPflanzbett																						
4.10.12	X-Vorlaufschach																						
4.10.12	X-AbIBio																						
4.10.12	X-AbIPflanzbett																						
15.11.12	X-Vorlaufschach																						
15.11.12	X-AbIBio																						
15.11.12	X-AbIPflanzbett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	25	
18.12.12	Vorlaufschacht																						
8.3.13	X-Bereg.brunnen																						
8.3.13	X-Vorlage																						
8.3.13	X-Vorlaufschach																						
8.3.13	X-AbIBio																						
8.3.13	X-AbIPflanzbett																						
9.4.13	X-Bereg.brunnen																						
9.4.13	X-Vorlage																						
9.4.13	X-Vorlaufschach																						
9.4.13	X-AbIBio																						
9.4.13	X-AbIPflanzbett																						
8.5.13	X-Vorlaufschach																						
8.5.13	X-AbIBio																						
8.5.13	X-AbIPflanzbett																						
20.6.13	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	38
20.6.13	X-Vorlage	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	7,7	33
20.6.13	X-Vorlaufschach																						
20.6.13	X-AbIBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,9	33
20.6.13	X-AbIPflanzbett																						
8.8.13	X-Bereg.brunnen																						
8.8.13	X-Vorlage																						
8.8.13	X-Vorlaufschach																						
8.8.13	X-AbIBio																						
8.8.13	X-AbIPflanzbett																						
11.9.13	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,33	29
11.9.13	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,4	14
11.9.13	X-AbIBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	33
11.9.13	X-AbIPflanzbett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	1,5	33
16.10.13	X-Bereg.brunnen																						
16.10.13	X-Vorlage																						
16.10.13	X-Vorlaufschach																						
16.10.13	X-AbIBio																						
16.10.13	X-AbIPflanzbett																						
22.11.13	X-Vorlage																						
22.11.13	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,65	2,2	
22.11.13	X-AbIBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,66	3	
22.11.13	X-AbIPflanzbett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,65	5,4	

Anh.-Tabelle 3: Analysenergebnisse „PSM 22er-Liste“ (in µg/l) (Fortsetzung)

Probenahme-Datum (PN-Dat)	Probenahme-stelle (PNS)	PBSM_Standard																					
		Aldicarb	Atrazin	Bentazon	Bromacil	Chloridazon	Chlortoluron	Clopyralid	Diuron	Endosulfan	Isoproturon	MCPA	Mecoprop	Metazachlor	methabenzthiazu	Metobromuron	Metolachlor	Metoxuron	Propazin	Simazin	Terbutylazin	Metaxyl	DWS
23.1.14	X-Bereg.brunnen																						
23.1.14	X-Vorlage																						
23.1.14	X-Vorlaufschach																						
23.1.14	X-AbIBio																						
23.1.14	X-AbIPflanzbett																						
6.3.14	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0,26	23,6	
6.3.14	X-Vorlage																						
6.3.14	X-Vorlaufschach																						
6.3.14	X-AbIBio																						
6.3.14	X-AbIPflanzbett																						
23.4.14	X-Vorlage																						
23.4.14	X-Vorlaufschach																						
23.4.14	X-AbIBio																						
23.4.14	X-AbIPflanzbett																						
27.5.14	X-Vorlage																						
27.5.14	X-Vorlaufschach																						
27.5.14	X-AbIBio																						
27.5.14	X-AbIPflanzbett																						
6.6.14	X-Bereg.brunnen																						
6.6.14	X-Vorlage																						
6.6.14	X-Vorlaufschach																						
6.6.14	X-AbIBio																						
6.6.14	X-AbIPflanzbett																						
27.6.14	X-Bereg.brunnen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	20,8	
27.6.14	X-Vorlage	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	7,5	21,1	
27.6.14	X-Vorlaufschach	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	2,9	21,5	
27.6.14	X-AbIBio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	20	
27.6.14	X-AbIPflanzbett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	20,6	
24.7.14	X-Bereg.brunnen																						
24.7.14	X-Vorlage																						
24.7.14	X-Vorlaufschach																						
24.7.14	X-AbIBio																						
24.7.14	X-AbIPflanzbett																						