

# Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser

- Stickstoff, Abwasserdesinfektion, Spurenstoffe –

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Sabine Rühmland

aus Ballenstedt

von der Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt

der Technischen Universität Berlin

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktorin der Ingenieurwissenschaften

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr.-Ing. Reinhard Hinkelmann

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch

Univ. Prof. Dr. Raimund Haberl

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 23.07.2015

Berlin 2015

Nachts auf der Landstraße begegnete mir die Weisheit  
in Gestalt einer Füchsin. Ihre Augen leuchteten  
mich an und schon war sie verschwunden.

## Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung .....	6
Abstract .....	9
Abkürzungsverzeichnis.....	12
1 Einleitung.....	15
2 Stand der Wissenschaft.....	17
2.1 Gründe für die Abwassernachreinigung .....	17
2.1.1 Stickstoff und Phosphor .....	18
2.1.2 Hygienische Anforderungen.....	20
2.1.3 Spurenstoffe .....	24
2.2 Abwassernachreinigung mit technischen Feuchtgebieten.....	26
2.2.1 Technische Feuchtgebiete .....	26
2.2.2 Durchlaufverhalten und Durchlässigkeit.....	28
2.2.3 Stickstoffentfernung .....	34
2.2.4 Phosphor .....	40
2.2.5 Abwasserdesinfektion.....	42
2.2.6 Spurenstoffe .....	49
2.2.7 Behandlung von Belastungsspitzen in Folge großer Regenereignisse.....	51
2.2.8 Klimaauswirkungen.....	52
2.2.9 Nachgeschaltete technische Feuchtgebiete in Deutschland .....	55
2.2.10 Kosten technischer Feuchtgebiete.....	56
3 Material, Methoden und Vorgehensweise .....	59
3.1 Beschreibung der technischen Feuchtgebiete Berlin .....	59
3.1.1 Bewachsene Bodenfilter .....	61
3.1.2 Teiche.....	63
3.2 Messprogramm und Zulaufvolumenströme.....	66
3.3 Zulaufbeschaffenheit .....	69
3.4 Durchlaufverhalten.....	70
3.4.1 Auswahl des Markierungsmittels.....	70
3.4.2 Zugabe, Probenahme und Messung der Tracer.....	71

3.5	Wasserdurchlässigkeit des Filtersubstrats und der bewachsenen Bodenfilter .....	72
3.5.1	Indirekte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten über die Auswertung der Siebkurve .....	73
3.5.2	Direkte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten in Stechzylinderproben .....	73
3.5.3	Direkte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten mit dem Open-End-Test .....	74
3.5.4	Bestimmung des organischen Trockenrückstands .....	75
3.6	Untersuchung der Standardparameter .....	75
3.7	Untersuchung hygienischer Parameter .....	77
3.8	Spurenstoffuntersuchungen .....	79
3.9	Regenereignissimulation .....	81
4	Ergebnisse und Diskussion .....	83
4.1	Durchlaufverhalten und Wasserdurchlässigkeit .....	83
4.1.1	Durchlaufverhalten .....	83
4.1.2	Wasserdurchlässigkeit der bewachsenen Bodenfilter und ihrer Substrate .....	88
4.1.3	Schlussfolgerungen für die hydraulische Belastbarkeit der Versuchsanlagen und Designhinweise für ein optimiertes Durchlaufverhalten .....	93
4.2	Allgemeine Standardparameter .....	95
4.2.1	Temperatur und pH-Wert .....	95
4.2.2	Sauerstoff und Redoxpotenzial .....	96
4.2.3	CSB, BSB <sub>5</sub> und AFS .....	99
4.2.4	Phosphor .....	100
4.2.5	Gesamtstickstoff, Ammonium und Nitrit .....	104
4.3	Denitrifikation .....	106
4.3.1	Konzentrationsverlauf im Jahresverlauf .....	106
4.3.2	Temperaturabhängigkeit .....	107
4.3.3	Verhältnisse zu Redoxpotenzial und Sauerstoff .....	110
4.3.4	Einfluss von Aufenthaltszeit und Zulaufvolumenstrom .....	112
4.3.5	BSB <sub>5</sub> /N-Verhältnis .....	114

4.3.6	Regenereignissimulationen – kurze Volumenstromspitzen .....	117
4.3.7	Flächenabbauleistung.....	119
4.3.8	Anlagenaufbau und Bemessung zur Denitrifikation.....	122
4.4	Abwasserdesinfektion.....	124
4.4.1	<i>E. coli</i> - und Enterokokken-Zahlen in Zu- und Abläufen .....	124
4.4.2	Hydraulische Belastung .....	125
4.4.3	Dimensionierung.....	128
4.4.4	Der Einfluss von Pflanzen und Licht .....	129
4.4.5	Korrelation der <i>E. coli</i> -Zahl mit der Sauerstoffkonzentration .....	131
4.4.6	Coliphagen als weiterer Hygieneindikator .....	133
4.4.7	Verwendbarkeit der Abläufe unter dem hygienischen Gesichtspunkt .....	135
4.5	Spurenstoffentfernung .....	137
4.5.1	Spurenstoffe in Zu- und Abläufen.....	137
4.5.2	Photoabbauexperiment in situ .....	146
4.5.3	Schlussfolgerungen für die nachgeschaltete Spurenstoffentfernung .....	150
4.6	Bewertung der Klimaauswirkungen.....	154
4.7	Kostenvergleich mit anderen Nachreinigungsverfahren .....	157
4.7.1	Kosten der technischen Feuchtgebiete Hobrechtsfelde .....	158
4.7.2	Vergleich mit technischen Verfahren.....	160
4.8	Allgemeine Empfehlungen zum Anlagenaufbau für die Nachreinigung .....	161
5	Zusammenfassung und Ausblick .....	163
6	Literaturverzeichnis.....	167
7	Anhang .....	178
	Danksagung .....	199

## Kurzfassung

Stickstoff, Spurenstoffe und Krankheitserreger können auch in geringen Mengen Schäden in Gewässern bzw. beim Menschen verursachen. In dieser Arbeit soll geklärt werden, inwieweit das naturnahe Abwasserreinigungsverfahren der technischen Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser geeignet ist.

Dafür wurden in Berlin sieben **bewachsene Bodenfilter und Abwasserteiche** im technischen Maßstab einer Kläranlage mit Nährstoffelimination nachgeschaltet. Ein Sandfilter, ein Sandfilter mit Lehm und ein Sandfilter mit Längsgräben wurden überstaut und auf diese Weise vertikal kontinuierlich beschickt. Bei den Teichen handelte es sich um einen flachen bepflanzten Teich, einen Teich mit Pflanzenschwimmatten, einen unbepflanzten Teich und einen am Ufer bepflanzten Graben. Mit Tracertests und Messungen zur Wasserdurchlässigkeit der Filter wurden die Aufenthaltszeiten exemplarisch bestimmt und das Durchlaufverhalten der einzelnen Anlagen charakterisiert. Der Zulauf und die Abläufe wurden über einen Zeitraum von sieben Jahren bei bestimmten Volumenströmen zwischen 25 und 200 mm/d regelmäßig auf Stickstoff, Phosphor und andere Abwasserstandardparameter hin analysiert. Die hygienisch-mikrobiologische Qualität wurde in 11 Messkampagnen bestimmt anhand der bakteriellen Indikatoren *E. coli* und Enterokokken sowie dreimal anhand des Virenindikators somatische Coliphagen. Das Puffervermögen bei kurzzeitigen Volumenstößen, wie sie kommunale Kläranlagen nach Starkregenereignissen belasten, wurde getestet. Die Abbauleistung des Sandfilters mit Längsgräben, des Teiches mit Pflanzenschwimmatten und des unbepflanzten Teiches für 18 Pharmaka verschiedener Zusammensetzung und 11 Metabolite wurde in zwei Messkampagnen untersucht. Diese Feldstudie war begleitet von einem Photoabbauexperiment in situ.

Die geringen **Stickstoff**zulaufkonzentrationen von  $_{\text{ges}}\text{N} = 11 \text{ mg/l}$  wurden von allen Anlagen ganzjährig durch **Denitrifikation** vermindert, im Mittel um 35 % (Bepflanzter Teich) bis 70 % (Sandfilter mit Lehm). Der Sandfilter mit Längsgräben und der Graben erreichten die besten Flächenabbauleistungen ( $0,53 \text{ NO}_3^- \text{-N g/(m}^2 \cdot \text{d)}$ ) durch ihre höhere hydraulische Belastbarkeit. Die bewachsenen Bodenfilter zeichneten sich besonders im Winter durch geringere Redoxpotenziale in den Abläufen aus. Das dämpfte den temperaturbedingten Leistungsabfall der Denitrifikation und führte zu einer stabileren Leistung im Vergleich mit den Teichanlagen. Ermöglicht wurde die nachgeschaltete Denitrifikation ohne externe Kohlenstoffquelle durch die Eigenversorgung mit leichtabbaubaren Kohlenstoffen aus der Photosynthese der Pflanzen in den technischen Feuchtgebieten.

In der **Abwasserdesinfektion** wurde die *E. coli*-Zahl im Zulauf von  $10^{3,9} / 100 \text{ ml}$  durch die technischen Feuchtgebiete um 1,7 Zehnerpotenzen (Graben und unbepflanzter Teich) bis 2,3 Zehnerpotenzen (Sandfilter mit Lehm) gesenkt. Wider Erwarten wirkten sich Anlagentyp,

Zulaufvolumenstrom und Temperatur nicht signifikant auf die hygienisch-mikrobiologische Ablaufqualität aus. Die Abläufe des Teichs mit Pflanzenschwimmatten und des Bepflanzten Teiches entsprachen ausgezeichneter Badegewässerqualität gemäß EU-Badegewässerrichtlinie [2006] und waren, wie auch der Ablauf des Sandfilters mit Längsgräben, zur Bewässerung von Obst und Gemüse zur Konservierung geeignet [DIN 19650 1999]. Sowohl die Filterpassage als auch die Wasserphase trugen zur Hygienisierung bei. Ein Einfluss des Pflanzenbewuchses konnte nicht festgestellt werden.

Die Höhe des Volumenstroms wirkte sich in den getesteten Bereichen nicht auf die Ablaufkonzentrationen aus. Doch die Anlagentypen unterschieden sich eindeutig in ihrem Durchlaufverhalten und ihrer **hydraulischen Belastbarkeit**: Sandfilter, Sandfilter mit Lehm und Bepflanzter Teich nutzten ihr Wasservolumen zu weniger als 20 % aus. Im Gegensatz dazu lag der hydraulische Wirkungsgrad des Sandfilters mit Längsgräben bei über 90 %. Seine Längsgräben wirkten sich günstig aus und ermöglichen eine dauerhafte hydraulische Belastung dieses Bodenfilters von 100 mm/d. Dagegen war der Sandfilter mit Lehm zu wenig wasserdurchlässig für den dauerhaften Betrieb.

**Kurzzeitige Volumenstöße** zwischen 160 mm/8 h und 200 mm/6,5 h wurden von den technischen Feuchtgebieten hydraulisch, stofflich und hygienisch gut abgepuffert. Der Sandfilter mit Längsgräben und der Graben hielten sogar der höchsten getesteten Belastung von 240 mm/8h bzw. 250 mm/6,5h stand. Erst bei der drastischen langfristigeren Überlastung mit 1.300 mm/d verschlechterte sich die Abwasserdesinfektionsleistung des Sandfilters mit Längsgräben auf 0,9 Zehnerpotenzen *E. coli*-Reduktion.

Von den untersuchten **Arzneimitteln** und Arzneimittelrückständen wurden 13 Substanzen (Diclofenac, 3-Hydroxycarbamazepin (3-OH-CBZ), Venlafaxin (VLX), O-Desmethylvenlafaxin (O-DM-VLX), Tramadol (TMD), Trimethoprim, Erythromycin, Clarithromycin, Metoprolol, Atenolol, Bezafibrat, Acyclovir und Codein) in wenigstens einer der drei getesteten Anlagen um mehr als 70 % entfernt. Das Photoabbauexperiment in situ zeigte, dass der lichtinduzierte Abbau ein wichtiger Eliminationsmechanismus für Diclofenac, O-DM-TMD, O-DM-VLX und 2-Hydroxycarbamazepin (2-OH-CBZ) und 3-OH-CBZ war. Dabei wurde kein biologischer Abbau beobachtet außer für Metoprolol. Folglich sind Teichboden und Filtermaterial wichtige Aufwuchsflächen für Biofilme, die den mikrobiologischen Pharmakaabbau fördern. Die geringen Redoxbedingungen des Sandfilters mit Längsgräben und des Teiches mit Pflanzenschwimmatten ermöglichten den anaeroben Abbau von Diatrizoat und Sulfametoxazol, welche sich unter aeroben Bedingungen persistent verhalten. Andererseits war in diesen Anlagen der aerobe Abbau limitiert. Deshalb wird für den Spurenstoffabbau eine Hybridanlage empfohlen, die das Abwasser verschiedenen Umgebungsbedingungen in Folge aussetzt.

Die von nachgeschalteten technischen Feuchtgebieten verursachten Klimagase und Kosten liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie die anderer Abwasserreinigungsverfahren.

Technische Feuchtgebiete erbringen als Nachreinigungsschritt robuste Leistungen in der Nitratentfernung, Abwasserdesinfektion und partiellen Spurenstoffentfernung. Für die Auslegung ist die hydraulische Belastbarkeit das Schlüsselkriterium der Reinigungsleistung.

## Abstract

Nitrogen, micropollutants and pathogens, even in small amounts, may cause damage to the aquatic environment and even to humans. This thesis reveals the feasibility of constructed wetlands as a post treatment step.

For this purpose, seven **constructed wetlands and ponds** were installed at a technical scale following the conventional biological wastewater treatment at a municipal wastewater treatment plant equipped for nutrient removal. A sandy subsurface flow constructed wetland (sandy SSF), a sandy loamy SSF, and a sandy SSF with longitudinal ditches were operated at water levels higher than the filter bed, providing vertical flow conditions. The aquatic systems were: a surface flow wetland (SF), a pond with floating plants, an unplanted pond and a ditch planted at the banks. Tracer tests and measurements of the water permeability characterized the flow regimes and the actual retention times for each system. For seven years, influent and effluents were analysed regularly for nitrogen, phosphorus and other wastewater standard parameters for flows ranging between 25 und 200 mm/d. The hygienic water quality was determined through the bacterial indicators *E. coli* and enterococci over 11 measurement phases. Occasional analyses of the viral indicator somatic coliphages completed the picture. The ability to buffer short hydraulic overloads of the type that strain municipal wastewater treatment plants after heavy storm events was examined. Removal and fate of 18 pharmaceuticals of different compound classes and 11 human metabolites were investigated in the sandy SSF with ditches, the unplanted pond and the pond with floating plants during two measurement phases. This field-site study was accompanied by an in situ photo-degradation experiment.

The low **nitrogen** concentrations of  $N_{\text{tot}} = 11 \text{ mg/l}$  were reduced by **denitrification** throughout the year by an average value of 35 % (SF) and even up to 70 % (sandy loamy SSF). The sandy SSF with ditches and the ditch achieved the best areal nitrate removal rate ( $0.53 \text{ NO}_3^- \text{-N g/(m}^2 \cdot \text{d)}$ ) because of their higher hydraulic loading capacity. The SSFs were characterized by lower redox potentials in the effluents, especially during winter. These favourable conditions curbed the decrease of performance caused by lower temperatures, thereby stabilizing the performance of the SSFs in comparison with the SF and the ponds. The CW's litter provided the carbon necessary for downstream denitrification, indicating an advantage compared to the technical treatment systems.

In the field of **wastewater disinfection**, the influent ( $10^{3.9} / 100 \text{ mL } E. coli$ ) underwent a reduction of 1.7 (ditch) to 2.3 (sandy loamy SSF) orders of magnitude. Contrary to expectations, neither type of treatment, loading or temperature affected the count of *E. coli* significantly. The effluents of the pond with floating plants and of the SF comply with the threshold values of the European Union [2006] for excellent bathing water quality. Together with the

effluent of the sandy SSF, they are suitable for the irrigation of fruits or vegetables for conservation according to the German standard DIN 19650 [1999]. According to the WHO guideline [2006] all effluents can be reused as irrigation water, if drip irrigation is applied or the products are washed after harvesting. The processes of disinfection occurred during the passage through the filter medium as well as through the water phase. An influence of the plant cover could not be observed.

The magnitude of the flow rate did not show any effect on the effluent concentrations within the tested range. However, the designs clearly differed in terms of flow regime and **hydraulic loading capacity**: the sandy SSF, the sandy loamy SSF and the SF used less than 20 % of their water volume. In contrast, the sandy SSF with ditches was characterized by a hydraulic efficiency of more than 90 %. Its longitudinal ditches provided favourable conditions allowing a long-lasting hydraulic loading of 100 mm/d. By contrast, the water permeability of the sandy loamy SSF is too low to even recommend its design for permanent operation.

**Short term overloads** between 160 mm / 8 h and 200 mm / 6.5 h were well buffered with regard to hydraulic conditions, nitrogen concentrations and hygienic indicators. The sandy SSF with ditches and the ditch withstood even the highest loading of 240 mm / 8 h and 250 mm / 6.5 h, respectively. Only the drastic and longer overloading of 1,300 mm/d decreased the *E. coli* reduction capacity of the sandy SSF with ditches to 0.9 orders of magnitude.

Thirteen of the analysed **pharmaceuticals** and transformation products (diclofenac, 3-hydroxycarbamazepine (3-OH-CBZ), venlafaxine (VLX), O-desmethylvenlafaxine (O-DM-VLX), tramadol (TMD), trimethoprim, erythromycin, clarithromycin, metoprolol, atenolol, bezafibrate, acyclovir and codeine) were consistently removed by more than 70 % in at least one of the three treatment systems during summer. In the open water pond, photodegradation was found to be an important process for the removal of diclofenac, O-desmethyltramadol (O-DM-TMD), O-DM-VLX as well as 2-hydroxycarbamazepine (2-OH-CBZ) and 3-OH-CBZ. In contrast to the field-site study, no removal of target compounds by biodegradation was observed in the in situ degradation experiments without sediment additions except for metoprolol. This suggests that biodegradation of most substances is improved by the presence of microbially active surfaces such as those provided by the sediment in the pond, and, to a higher extent, by the filter passage in the SSF. Low redox conditions (absence of nitrate) within the SSF and the pond with floating plants were favourable for the anaerobic degradation of some compounds that are aerobically quite persistent, such as sulfamethoxazole (SMX) and diatrizoate. In contrast, the results indicated that at least during summer months, the prevailing low redox conditions can limit the aerobic biodegradation in the SSF. As a conclusion, a hybrid treatment-sequence of various constructed wetland designs is suggested to provide suitable degradation conditions for micropollutants.

The greenhouse gases and costs associated with downstream constructed wetlands are in the same range as other wastewater treatment technologies.

Constructed wetlands perform well as post-treatment steps for denitrification, wastewater disinfection and partial elimination of micropollutants. For the dimensioning of constructed wetlands as a post treatment, the hydraulic loading capacity is the key parameter for its removal capacity.

### Abkürzungsverzeichnis

2-OH-CBZ	.....	2-Hydroxycarbamazepin
3-OH-CBZ	.....	3-Hydroxycarbamazepin
B1	.....	Sandfilter
B2	.....	Sandfilter mit Lehm
B3	.....	Sandfilter mit Längsgräben
B4	.....	Bepflanzter Teich
B5	.....	Teich mit Pflanzenschwimmatten
B6	.....	Unbepflanzter Teich
BG	.....	Bestimmungsgrenze
BSB <sub>x</sub>	.....	Biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von x Tagen
BWB	.....	Berliner Wasserbetriebe
CBZ	.....	Carbamazepin
CH <sub>4</sub>	.....	Methan
CO <sub>2</sub>	.....	Kohlenstoffdioxid
•CO <sub>3</sub>	.....	Karbonatradikal
CSB	.....	Chemischer Sauerstoffbedarf
CW	.....	constructed wetland, technisches Feuchtgebiet
DHDH-CBZ	.....	0,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin
DHH-CBZ	.....	10,11-Dihydro-10-Hydroxycarbamazepin
D <sub>l</sub>	.....	longitudinaler Dispersionskoeffizient
DOC	.....	Dissolved organic carbon – gelöster Kohlenstoff
EPS	.....	extrazelluläre polymere Substanzen
G	.....	Graben
G 1	.....	Graben, 1. Hälfte
HF	.....	Horizontalfilter
HRT	.....	hydraulic retention time – mittlere theoretische Verweilzeit
KW	.....	Klärwerk
N-DM-TMD	.....	N-Desmethyltramadol

N-DM-VLX.....	N-Desmethylvenlafaxin
N,O-DDM-TMD...	N,O-Didesmethyltramadol
N,O-DDM-VLX ...	N,O-Didesmethylvenlafaxin
$^1\text{O}_2$ .....	Singulärer Sauerstoff
O-DM-TMD.....	O-Desmethyltramadol
O-DM-VLX.....	O-Desmethylvenlafaxine
Pe .....	Pecletzahl
Perc.....	Percentil
pK <sub>s</sub> .....	negative dekadischer Logarithmus der Säurekonstante
PNEC .....	predicted no effect concentration
s .....	Standardabweichung
SF .....	Surface flow constructed wetland, oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet
SL .....	Kläranlage Schönerlinde bei Berlin
SMX .....	Sulfamethoxazol
SSF .....	Subsurface flow constructed wetland, bewachsener Bodenfilter
$\tau$ .....	mittlere theoretische Verweilzeit
$t_{1/2}$ .....	Halbwertszeit
$t_{50\%}$ .....	Zeit nach der 50 % des zugegebenen Tracers gemessen wurden
$t_c$ .....	Zeitpunkt des Konzentrationsschwerpunktes
TF .....	Technisches Feuchtgebiet
TMD .....	Tramadol
$t_{\min}$ .....	Zeitpunkt des ersten Auftretens des Tracers
TOC .....	gesamter organischer Kohlenstoff
TPs.....	Transformationsprodukte
$t_{\text{peak}}$ .....	Zeitpunkt der höchsten Tracerkonzentration
TR .....	mittlere theoretische Verweilzeit
UBA.....	Umweltbundesamt
UQN .....	Umweltqualitätsnorm der EU
$v_a$ .....	Abstandsgeschwindigkeit

14

VF .....Vertikalfilter

VLX .....Venlafaxin

Zu .....Zulauf

---

## 1 Einleitung

Technische Feuchtgebiete sind energiesparsame, flächenintensive, naturnahe Verfahren mit denen organische Kohlenstoffverbindungen sicher aus dem Abwasser entfernt werden. Darüber hinaus haben sie Potenziale zur nachgeschalteten Abwasserreinigung [KADLEC & WALLACE 2008, BARJENBRUCH et al. 2008]. Doch technische Verfahren (s. Kap. 2.2.3.3, 2.2.5.4, 2.2.6) kommen häufiger zum Einsatz. Ein Grund liegt darin, dass Untersuchungen zur Entwicklung von Bemessungsvorgaben für technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser fehlen [NOWAK et al. 2009].

Deshalb wird in dieser Arbeit die Leistung von sieben technischen Feuchtgebieten im technischen Maßstab untersucht. Die Anlagen sind in Lage, Größe, Zulaufqualität und Alter identisch. Kap. 3.1 beschreibt, wie sich ihr Aufbau unterscheidet in:

- Einsatz und Art des Filtermaterials
- Wassertiefe der Teiche
- Zonierungen quer und senkrecht zur Fließrichtung
- Länge-Breite-Verhältnis der Teichanlagen oder
- Pflanzenbewuchs.

Insbesondere für die Anlagentypen „überstauter Vertikalfilter“ und Teich mit Pflanzenschwimmatten sind bisher keine Untersuchungsergebnisse in größerem Umfang bekannt. Das hydraulische Verhalten wird mit Tracerexperimenten und Wasserdurchlässigkeitstests in Kap. 4.1 charakterisiert. Die Reinigungsleistungen werden in Abhängigkeit von variablen Parametern wie hydraulische Belastung, Jahreszeit und Temperatur bestimmt (Kap. 3.2). Die sich einstellenden physikalischen Milieubedingungen wie Sauerstoffkonzentration und Redoxpotenzial werden gemessen und zur Interpretation der Prozesse in den Anlagen herangezogen (Kap. 4.2).

KADLEC & WALLACE [2008] gaben an, dass Ablaufkonzentrationen von 5 bis 15 mg/l **Nitratstickstoff** erreicht werden können. Doch laut dem Arbeitsblatt 262 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. [DWA 2006] ist „eine gesicherte Bemessung zur Einhaltung eines Grenzwertes für Gesamtstickstoff von 18 mg/l nach heutigem Wissensstand nicht möglich“. Diese Diskrepanz zwischen Stand der Wissenschaft und Vorgaben für Planer soll verkleinert werden. Für belastbare allgemeingültige Ergebnisse und den Nachweis eines robusten Leistungsbildes ist die Studie über mehrere Jahre angelegt. Das ist auch der Verfahrenseigenschaft der technischen Feuchtgebiete geschuldet, dass die wenigen Regelmöglichkeiten nachträgliche Eingriffe in den Prozess erschweren. Für die Denitrifikation werden folgende limitierende Faktoren untersucht:

- Temperaturabhängigkeit: Die Großflächigkeit der naturnahen Verfahren sorgt für eine stärkere Auskühlung. Deshalb wird ihnen unterstellt, ihre Stickstoffentfernungsleistung komme im Winter zum Erliegen. Der Leistungsabfall wird in Kap. 4.3.2 quantifiziert.
- Sauerstofffreiheit: Kap. 4.3.3 zeigt Zusammenhänge zwischen Redoxpotenzial und Nitratkonzentrationen in den Anlagenabläufen.
- Leichtabbaubare Kohlenstoffverbindungen: Kap. 4.3.5 stellt dar, inwieweit die Eigenversorgung aus Pflanzenbestandsabfall zur Kohlenstoffbereitstellung beiträgt.

Technische Feuchtgebiete sind in der Lage, die **hygienische Qualität** von Abwasser zu verbessern [HAGENDORF et al. 2002; BARJENBRUCH et al. 2008]. Doch die Einhaltung von Hygieneanforderungen kann erst für bereits bestehende Anlagen durch aufwendige Beprobungskampagnen nachgewiesen werden. Eine gezielte Bemessung zur Abwasserdesinfektion ist bisher nicht möglich [DWA-A 262 2006]. Deshalb werden im Kap. 4.4 folgende Fragestellungen beantwortet:

- Wie groß ist der Einfluss der Faktoren hydraulische Belastung und Aufenthaltszeit, Filtermaterial, Jahreszeit sowie anderer Abwasserparameter?
- Mit welchem Anlagentyp sind welche Grenzwerte zur Wiederverwendung des Wassers für Bewässerungs- und Badezwecke sicher einhaltbar?

Plötzliche **hydraulische Überlastungen in Folge von Starkregenereignissen** sind neben geringen Temperaturen die kritischen Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von konventionellen Kläranlagen. Technische Feuchtgebiete mit freier Wasseroberfläche sind als „Sicherheitsfilter“ zur Abwasserbehandlung im Regenwetterfall besonders geeignet, da sie mit kurzzeitigen Durchflusserhöhungen umgehen können. Der Wasserstand erhöht sich und puffert so die hydraulische Belastung ab [KADLEC & WALLACE 2008]. Unklar ist jedoch:

- welchem Volumenstrom überstaute Vertikalfilter ohne Schäden am Filterkörper (wie Ausspülungen) standhalten und
- inwieweit die Reinigungsleistung erhalten bleibt (s. Kap. 4.3.6 und 4.4.2).

**Pharmaka** und ihre Transformationsprodukte können bereits in Spuren Wasserorganismen beeinflussen. Technische Feuchtgebiete haben das Potenzial verschiedene Spurenstoffe partiell zu entfernen, wobei jedoch Kenntnisse über günstige Abbaubedingungen und das Leistungsbild bestimmter Anlagendesigns fehlen [ZHANG et al. 2014]. In Voruntersuchungen deutete sich für die Versuchsanlagen ein Potenzial zur Entfernung des polaren und relativ persistenten Schmerzmittels Phenazon sowie seiner Metabolite Formyl-amino-antipyrin und Acetyl-amino-antipyrin an [RÜHMLAND 2007]. Das Ziel der Spurenstoffversuche war es, die Reinigungsleistung des Sandfilters mit Längsgräben, des Teiches mit Pflanzenschwimmatten und des Unbepflanzten Teiches für ein breites Stoffspektrum an Pharmaka und

Pharmakametaboliten zu ermitteln. Die Reinigungsleistung wird in Kap. 4.5.1 im Zusammenhang mit den Umgebungsparametern (Sauerstoffkonzentration, Redoxpotenzial, Sonneneinstrahlung) interpretiert. Darüber hinaus wird in Kap. 4.5.2 ein in situ Experiment vorgestellt, um den Beitrag des Photoabbaus zu bewerten.

Sowohl Abwasserreinigungsverfahren als auch natürliche Feuchtgebiete verursachen **Klimagasemissionen**. Mit Hilfe von Literaturangaben werden die Klimagasemissionen der Versuchsanlagen abgeschätzt und diskutiert in Kap. 4.6.

Die Leistungen von bewachsenen Bodenfiltern und oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten sowie Teichanlagen werden traditionell von unterschiedlichen Autoren in separaten Studien untersucht [KADLEC & WALLACE 2008] bzw. [SHILTON 2005], so dass ein objektiver Vergleich schwierig ist. Eine vergleichende Studie der oben genannten Reinigungsaufgaben im technischen Maßstab fehlt bisher für den Nachreinigungsschritt. Deshalb vergleicht diese Dissertation **bewachsene Bodenfilter und Teiche** unter gleichen Randbedingungen. Damit ermöglicht sie dem Planer eine Abwägung, ob der größere bautechnische Aufwand (s. Kap. 4.7.1) der bewachsenen Bodenfilter durch ihre höhere Leistung gerechtfertigt ist. Daran schließt Kap. 4.7.2 mit der **Kostengegenüberstellung** alternativer Nachreinigungsstufen an. Schließlich wird in Kap 4.8 zusammengetragen, welche Anlagendesigns günstig und welche Konstruktionsmerkmale vorteilhaft sind.

## 2 Stand der Wissenschaft

### 2.1 Gründe für die Abwassernachreinigung

Die allgemeinen Anforderungen an die Qualität von geklärtem Abwasser sind vom Europarat in der „Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser“ [1991] und in Deutschland durch die Überwachungswerte der Abwasserverordnung festgelegt [AbwV 2009]. Nach dem Immissionsprinzip werden für sensible Wasserkörper lokal strengere Anforderungen aufgestellt. Diese Anforderungen umfassen die Elimination von Pflanzennährstoffen (Stickstoff und Phosphor), organischer Belastung, Schwebstoffen sowie die Verbesserung der hygienischen Qualität und Senkung der Toxizität. Erstmals wurden in der Oberflächengewässerverordnung Grenzwerte auch für anthropogene Spurenstoffe eingeführt [OGEWV 2011]. Die dort getroffene Stoffauswahl kommt im kommunalen Abwasser jedoch normalerweise nicht vor.

Bei der Wasserwiederverwendung muss das Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal, die Wassernutzer, die Verbraucher von bewässerten Agrarprodukten und die Bevölkerung minimiert werden. Das betrifft in erster Linie Humanpathogene (s. Kap. 2.1.2) und schwer entfernbare Spurenstoffe (s. Kap. 2.1.3) [FUHRMANN et al. 2012].

Die notwendigen Qualitätsverbesserungen des bereits biologisch behandelten Abwassers können durch Nachreinigung erreicht werden. Da technische Feuchtgebiete vor allem für die Stickstoffentfernung, Abwasserdesinfektion und eventuell auch für die Spurenstoffentfernung Potenziale aufweisen, liegt darauf der Fokus der folgenden Ausführungen.

### 2.1.1 Stickstoff und Phosphor

Stickstoff und Phosphor sind Pflanzennährstoffe. Ihr massenhafter Eintrag ist der Grund für die Überdüngung (anthropogene Eutrophierung) der Gewässer. Zum Gewässerschutz werden sie in den Kläranlagen weitgehend aus dem Abwasser entfernt.

In Meeren und Fließgewässern ist eher **Stickstoff** als Phosphor der limitierende Faktor, und zwar nicht in erster Linie zur Primärproduktion, sondern zur Aufbereitung des organischen Materials [UHLMANN & HORN 2001]. Die Eutrophierung der Ökosysteme führt zu einem Verlust an Biodiversität. In der Natur wie in der biologischen Abwasserreinigung werden Stickstoffverbindungen veratmet (z.B. zu  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ), zum Zellaufbau verwendet (bevorzugt  $\text{NH}_4^+$ ) oder ausgegast ( $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ). Im Wasser wird Stickstoff in organischer Form oder als Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oxidiert. Das zehrt den im Wasser gelösten Sauerstoff. Als Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) oder Nitrit wirkt er fischtoxisch, als Nitrat eutrophiert er Gewässer [BEVER 2002]. Neben der chemolithoautotrophen Nitrifikation und der anoxischen Denitrifikation beschreibt HELMER-MADHOK [2004] zusammenfassend auch heterotrophe Nitrifikation, aerobe Denitrifikation, gleichzeitige Nitrifikation und Denitrifikation von Ammonium- bzw. Nitritoxidierern und anaerobe Ammoniumoxidation. Diverse Bakterienspezies sind folglich je nach umgebenden Bedingungen wie pH-Wert, Temperatur und Sauerstoffkonzentration zu verschiedenen Reaktionen mit Stickstoff zur selben Zeit fähig [HELMER-MADHOK 2004].

In stehenden Gewässern und vielen Feuchtgebieten ist **Phosphor** limitierend, d.h. er ist wachstumsbegrenzend für Pflanzen [UHLMANN & HORN 2001]. Der anthropogene Phosphor-eintrag beschleunigt daher die Eutrophierung. Um sie zu vermeiden geben [UHLMANN & HORN 2001] den Zielwert von 0,01 mg/l für die Einleitung in oligotrophe stehende bis langsam fließende Gewässer vor (vgl. Tab. 2-1).

WIEDNER & SCHLIEF [2013] ermittelten für verschiedene norddeutsche Seentypen Zielwerte zum Erreichen der oberen Grenze der ökologischen Zustandsklasse „gut“. Sie reichten von 0,41 bis 0,80 mg/l Stickstoff und von 0,02 bis 0,07 mg/l Phosphor. Die aktuellen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen übersteigen diese Zielwerte meist deutlich, besonders die Stickstoffwerte. Trotzdem wiesen WIEDNER & SCHLIEF [2013] nach, dass die Stickstofflimitation fast genauso häufig auftritt wie die Phosphorlimitation. Dabei beobachteten sie seentyp-spezifische und saisonale Limitationsmuster. Für bestimmte verbreitete Seentypen war die Stickstofflimitation im Sommer typisch. Als **Grenzverhältnis für N- bzw. P-Limitation** geben WIEDNER & SCHLIEF [2013] ein  $N_{\text{anorg}} : \text{P}$  - Massenverhältnis von 1,6 an. Dagegen geben

deutsche Kläranlagen  $N_{\text{anorg}}$  und  $_{\text{ges}}P$  in einem mittleren Verhältnis von 10 ab [DWA 2013]. Nach der Einspeisung in ein Gewässer dieser Art wird folglich Phosphor wesentlich eher limitierend wirken als Stickstoff.

Tab. 2-1: Nährstoffkonzentration zur Einordnung des Trophiegrades stehender Gewässer sowie nach Gewässergüteklassen für Fließgewässer [LAWA 1998]

Trophiegrad	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph
Nährstoffe	sehr arm	mäßig arm	reich	meist Überschuss	im Überschuss
$_{\text{ges}}P$	< 0,015	< 0,025 – 0,045	< 0,04 – 0,3	< 0,06 – 1,5	> 0,06 – 1,5
$N_{\text{anorg}}$	< 0,3	< 0,5	< 1,0	< 1,5	> 1,5

Gewässergüteklasse	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
$_{\text{ges}}P$ [mg/l]	≤ 0,05 <sup>a)</sup>	≤ 0,08	≤ 0,15 <sup>b)</sup>	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
$PO_4^{3-}-P$ [mg/l]	≤ 0,02 <sup>a)</sup>	≤ 0,04	≤ 0,1 <sup>b)</sup>	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
$NO_3^- - N$ [mg/l]	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5,0	≤ 10	≤ 20	> 20

a) entspricht etwa dem sehr guten ökologischen Zustand nach OgewV [2011]

b) die Orientierungswerte der RAKON-Studie [LAWA 2015] für den guten Zustand liegen zwischen Gewässergüteklasse I – II und II, für einzelne Gewässertypgruppen bei Gewässergüteklasse II – III

Mehr als die Hälfte aller reaktiven **Stickstoff**verbindungen in den Umweltmedien stammen aus der **Landwirtschaft**, wohingegen Punktquellen wie Kläranlagenabläufe nur knapp 16 % ausmachen (Bilanzzeitraum 2006 – 2011) [UMWELTBUNDESAMT 2014c]. Als im Boden bewegliches  $NO_3^-$  gelangt Stickstoff leicht ins Grundwasser über das heute 45 % des Stickstoffs in die Oberflächengewässer gelangt [UMWELTBUNDESAMT 2011]. Auf der einen Seite ist der Sektor Landwirtschaft fruchtbezogen der kosteneffektivste Ansatzpunkt zur Minderung der überregional wirksamen Stickstoffemissionen. Auf der anderen Seite lässt sich das Minderungspotenzial vieler Instrumente und Maßnahmen (Management, Beratung, Düngereffizienz) nicht festlegen [UMWELTBUNDESAMT April 2009]. Im Gegensatz dazu bietet die End-of-Pipe-Behandlung einer Kläranlage eine leicht festlegbare und überprüfbare Punktquelle zur Verminderung der Stickstoffimmissionen. Kommunales Abwasser enthält in Deutschland 40 - 85 mg/l Stickstoff, der um etwa 80 % in Kläranlagen eliminiert wird [DWA 2013].

Als **Grenzwerte** zum Gewässerschutz fordert die deutsche Abwasserverordnung (AbwV) für große Kläranlagen (tägliche  $BSB_5$ -Fracht größer als 6.000 kg) eine Ablaufkonzentration von weniger als 10 mg/l Ammoniumstickstoff ( $NH_4^+ - N$ ) und weniger als 13 mg/l anorganischem Stickstoff ( $N_{\text{anorg}}$ ) [AbwV 2009]. Das schleswig-holsteinische Dringlichkeitsprogramm zum Schutz der Nord- und Ostsee forderte bereits 1989  $N_{\text{anorg}}$ -Ablaufwerte < 10 mg/l bei Abwassertemperaturen > 12 °C [MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG

SCHLESWIG-HOLSTEIN 1990]. Die FAO empfiehlt für die uneingeschränkte Abwasserwiederverwendung zur ackerbaulichen Bewässerung eine Nitratkonzentration  $< 5 \text{ mg/l}$  [FAO 1985].

Bei **Phosphor** ist das **Abwasser** mit 28 % eine größere anthropogene Quelle für die Umwelt [UMWELTBUNDESAMT 2014c]. Diffuse Eintragungen aus der Landwirtschaft (hierbei v.a. durch Erosion) spielen eine kleinere Rolle [UHLMANN & HORN 2001]. Mit der Senkung der Fracht aus den Kläranlagen wäre es also möglich, die Eutrophierung maßgebend zu verlangsamen.

Der **Phosphorgrenzwert** liegt für große Kläranlagen bei  $1 \text{ mg/l}$  [AbwV 2009]. Das Dringlichkeitsprogramm für Nord- und Ostsee hat  $< 0,5 \text{ mg/l}$  festgeschrieben [MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN 1990] und die Bodenseerichtlinien fordern  $_{\text{ges}}\text{P} < 0,3 \text{ mg/l}$  in der 24-h-Mischprobe für Kläranlagen  $> 40.000\text{EW}$  [Bodensee-Richtlinien 2005].

### 2.1.2 Hygienische Anforderungen

Die hygienische Qualität des Abwassers ist von Interesse, wenn es in der Landwirtschaft verwendet wird oder das aufnehmende Gewässer als Badegewässer, dem Wassersport oder der Fischerei dient. Die Abwasserdesinfektion hat die Aufgabe, die Krankheitserreger soweit zu reduzieren, dass eine Gesundheitsgefährdung nicht zu befürchten ist. Desinfektionsverfahren dürfen die Beschaffenheit des behandelten Wassers nicht nachteilig verändern [ATV-M 205 1998].

#### Bewässerungswasser

Die Bewässerung ist in Wassermangelgebieten häufig die einzige Möglichkeit, überhaupt Ackerbau zu betreiben. Auch in Deutschland wird sich durch den Klimawandel z.B. im Nordosten der Bedarf an Bewässerungswasser erhöhen. Behandeltes Abwasser kann für die Bewässerung eingesetzt werden, darf aber nicht durch Desinfektionsmittel wie Chlor hygienisiert worden sein [DIN 19650 1999]. Diese DIN zu „Hygienischen Belangen von Bewässerungswasser“ legt fest, welche hygienisch-mikrobiologischen Kriterien Bewässerungswasser für die jeweilige Anwendung zu erfüllen hat (s. Tab. 2-2). Gleichzeitig sollte es keine weiteren Anzeichen (z.B.  $\text{BSB}_5 > 10 \text{ mg/l}$ ) auf eine Belastung mit unzureichend behandeltem Abwasser geben [DIN 19650 1999]. Nach einer Behandlung mit Nährsalzentfernung enthält das Abwasser ca.  $10^4 \text{ E. coli} / 100 \text{ ml}$ , kann also nur die Anforderungen für die Bewässerung von Forstkulturen erfüllen. Anders als das Deutsche Institut für Normung erlaubt die WHO die Desinfektion mit Chlor. Ihre Anforderungen an die Qualität des Bewässerungswassers sind geringer (s. Tab. 2-3), bedürfen aber auch eines zusätzlichen Desinfektionsschrittes (außer bei Tröpfchenbewässerung hochwachsender Früchte).

Tab. 2-2: Hygienische Grenzwerte bei der Nutzung von gereinigtem Abwasser

Anwendungsgebiet (Regelwerk)	Art des Wertes	Kategorie	Grenz- / Orientierungswert			
			<i>E. coli</i> / 100 ml	Enterokokken / 100 ml	Fäkalstrepto- kokken / 100 ml	Salmonellen / 1000 ml
Badegewässer-binnen (EU-Badegewässer- richtlinie 2006/7/EG)	Grenz- wert	ausgezeichnete Qualität	500 <sup>a)</sup>	200 <sup>a)</sup>		
		gute Qualität	1000 <sup>a)</sup>	400 <sup>a)</sup>		
		ausreichende Qualität	900 <sup>b)</sup>	330 <sup>b)</sup>		
Bewässerung  (DIN 19650 Hygieni- sche Belange von Bewässerungswasser)	Grenz- wert	geeignet für alle Gewächshaus und Freiland- kulturen ohne Einschränkung	nicht nach- weisbar		nicht nachweisbar	nicht nach- weisbar
		Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen	≤ 200		≤ 100	nicht nach- weisbar
		Obst und Gemüse zur Konservierung Grünland bzw. Grünfütterpflanzen bis 2 Wo- chen vor dem Schnitt oder der Beweidung	≤ 2000		≤ 400	nicht nach- weisbar
Viehtränkekwasser HOFFMANN 2011	Orien- tierungs- wert	unbedenklich	0			
		erhöht	1 - 10			
		bedenklich	10 - 100			
		unbrauchbar	> 100			

a) auf der Grundlage einer 95-Perzentilbewertung

b) auf der Grundlage einer 90-Perzentilbewertung

Tab. 2-3: Nach WHO [2006] berechnete *E. coli*-Grenzwerte bei der Nutzung von gereinigtem Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft

Anwendungsgebiet	Anmerkung	Prozesse nach Abwasserbehandlung	Überwachungswert <i>E. coli</i> /100 ml
Uneingeschränkte Bewässerung in der Landwirtschaft	Hackfrüchte	natürliches Absterben und Waschen des Produkts	$\leq 10^3$
	Blattfrüchte		$\leq 10^4$
	hochwachsende Früchte	Tropfenbewässerung	$\leq 10^5$
	niedrigwachsende Früchte	Tropfenbewässerung	$\leq 10^4$
	Überwachungswert abhängig von lokaler Behörde	keine	$\leq 10^1$ oder $10^0$

### Badegewässer

Badegewässer müssen seit 2011 die Gütekriterien der EU-Richtlinie 2006/7/EG einhalten deren Qualitätsanforderungen in Tab. 2-2 für Binnengewässer dargestellt sind. In besiedelten Gebieten ohne intensive Landwirtschaft sind Kläranlagen die wesentlichen Einträger von Infektionskeimen. Dort kann die Desinfektion von Abwasser sinnvoll sein, um das Risiko für die Übertragung von Krankheiten zu verringern [DWA-M 205 2013]. Beispielhaft wurden deshalb Kläranlagen der Isar vor und in München mit Abwasserdesinfektionsanlagen ausgestattet. Im Rahmen der Sonderprogramme „Obere Isar“, „Mittlere Isar“ und „Würm“ wurden auf allen Kläranlagen UV-Bestrahlungsanlagen installiert, teilweise in Kombination mit Sandfiltern [BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2003; MÜLLER 2008]. Dass das Baden im Fluss jetzt meistens unbedenklich ist, erhöht die Lebensqualität der Anwohner.

### Eignung von Fäkalindikatoren

Abwasser kann Krankheiten übertragen. Der direkte Nachweis von Krankheitserregern wäre sehr aufwendig. Deshalb werden Indikatoren verwendet, um einzuschätzen, welche Verwendungsarten von gereinigtem Abwasser (landwirtschaftliche Bewässerung, Badegewässer) mit hinnehmbarem Risiko möglich sind. Diese Leitparameter zeigen die hygienische Belastung an. Die Elimination der Indikatorarten zeigt über die Verminderung der Krankheitserreger hinaus auch die Verringerung antibiotika-resistenter Mikroorganismen an [TERNES 2008]. Der *ideale* Indikator würde folgende Kriterien erfüllen. Er

- gehört zur natürlichen Darmflora des Menschen und vermehrt sich nur dort.
- kommt in wesentlich größerer Anzahl als Pathogene vor und lässt sich schnell, sicher und kostengünstig quantifizieren.
- ist resistenter gegenüber Umweltbedingungen als Krankheitserreger.
- reagiert auf alle Desinfektionsverfahren so empfindlich wie die Krankheitserreger.

---

Dem Anwender des Indikatorprinzips sollte bewusst sein, dass es sowohl falsch negative (Krankheitserreger vorhanden, aber nicht als Indikator kultivierbar) als auch falsch positive (harmlose Indikatoren quantifizierbar, aber keine Krankheitserreger im Abwasser) Ergebnisse liefern kann [BEHLE 2011]. Deshalb entwickelte ALEXANDRINO [2006] in ihrer Dissertation eine PCR-Methode, mit der sie in Labor-Bodenfiltern gezielt *Y. enterocolitica* analysierte. Diese Methode zeigte zwar ein hohes Potenzial, die bestehenden auf Kultivierung basierenden Methoden zu ergänzen oder zu ersetzen, doch *Y. enterocolitica* kam in ihren Analysen kommunalen Abwassers nicht vor. Folglich greift die Praxis in Ermangelung einer Alternative auf das Indikatorprinzip zurück.

Je nach Art sind Pathogene verschieden resistent. Die Elimination von Viren (bis 2 log-Stufen; laut REED et al. 1988 bis 3 log-Stufen) ist in technischen Feuchtgebieten geringer als die von Bakterien, Wurmeiern und Oozysten von Protozoen (bis 3 log-Stufen) [RIVERA 1995]. Für die jeweiligen Indikatororganismen trifft das auch zu. Laut SALGOT & HUERTAS [2006] sind in Europa Fäkalcoliforme die am meisten verbreiteten Bakterienindikatoren und werden langsam von *E. coli* ersetzt. Für *E. coli* sind die meisten Grenzwerte festgelegt. Enterokokken sind gegenüber Umweltbedingungen resistenter als *E. coli*, sie können noch nach längerer Zeit Fäkalienverunreinigungen nachweisen. Beide werden in der EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG geführt.

Für Viren gibt es noch keinen allgemein akzeptierten Indikator und mit Virenindikatoren gibt es erst wenige Untersuchungen [SALGOT & HUERTAS 2006, TORRENS et al. 2009]. Bakteriophagen sind Viren, die z.B. Darmbakterien infizieren. Sie zeigen die Existenz von Darmbakterien an und dienen darüber hinaus als Modellorganismen für humanpathogene Viren, denn ihre Konzentrationen korrelieren besser mit der Konzentration anderer Viren als bakterielle Indikatoren. Zwei Gruppen von ihnen können ohne großen Aufwand quantifiziert werden: Die somatischen Coliphagen und die FRNA-Phagen (f-spezifische Phagen). Sie befallen *E. coli* und andere Coliforme. Im Allgemeinen sind sie widerstandsfähiger als Bakterien gegen Umwelteinflüsse und Desinfektionsmaßnahmen. Kritisch zu betrachten ist die Tatsache, dass die Phagen auch Coliforme befallen, die nicht menschlichen Ursprungs sind. Außerdem können sie nur aktive Wirtszellen infizieren, ruhende Wirtszellen werden nicht infiziert [FEUERPFIL & BOTZENHART 2008].

Welcher Indikator für die Entfernung von Krankheitserregern in bewachsenen Bodenfilter repräsentativ ist, haben HAGENDORF et al. [2002] anhand eines umfangreichen Untersuchungsprogramms mit sechs Indikatoren und neun potentiell pathogenen Mikroorganismen (darunter Dauerstadien) getestet. Sie kamen zu dem Schluss, dass *E. coli* bei geeigneter Probenahmestrategie (s. Kap. 3.7) der geeignete Indikator für die Leistungsbeurteilung ist.

### 2.1.3 Spurenstoffe

Spurenstoffe sind Substanzen die in Konzentrationen „von wenigen µg/l oder darunter in Wässern aller Art beobachtet werden“ [DWA 2014]. Sie werden immer mehr als Schadstoffe wahrgenommen. Das liegt an der besseren Messbarkeit der Stoffe und ihrer Umweltfolgen und bei Arzneimitteln auch an ihrem ständig steigenden Verbrauch [UMWELTBUNDESAMT 2014a]. Ihr ubiquitäres Auftreten in Gewässern hat die Besorgnis hervorgerufen, ob sie sich negativ auf Metabolismen und Verhalten von Tieren auswirken. An mehreren Beispielen wurden bereits Effekte nachgewiesen (s. Stoffbeschreibungen unten). Kläranlagen entfernen einige Spurenstoffe sehr gut, andere verbleiben größtenteils im Ablauf und gelangen so in die natürlichen Gewässer [ABEGGLEN et al. 2009]. Wie in Kap. 4.5.1.2 erläutert wurden Pharmaka aus verschiedenen Wirkstoffgruppen zur Untersuchung ausgewählt von denen einige Vertreter im Folgenden vorgestellt werden:

#### Diclofenac

Diclofenac wird als Schmerzmittel bei rheumatischen Erkrankungen gegeben. Beispielsweise ist es der Wirkstoff des Medikamentes Voltaren. 2012 wurden laut der Fa. IMS Health in UMWELTBUNDESAMT [2014a] etwa 80 t/a Diclofenac in Deutschland verkauft. Es kann Nierengewebe von Regenbogenforellen pathologisch verändern [TRIEBSKORN et al. 2004]. Seine geringste bekannte ökotoxikologische Wirkkonzentration liegt bei 1 µg/l. Daraus wird mit dem spezifischen Sicherheitsfaktor von 10 abgeschätzt, welches die höchste Konzentration ist bei der noch keine Wirkung auftritt (predicted no effect concentration – PNEC = 0,1 µg/l Diclofenac). Die tatsächlich in deutschen Oberflächengewässern gemessene Höchstkonzentration betrug 3,1 µg/l und lag damit weit über dem PNEC. Folglich hat Diclofenac in wenigstens einem deutschen Gewässerabschnitt schädliche Auswirkungen [BERGMANN et al. 2011]. Diclofenac ist persistent, so dass es von konventionellen Kläranlagen fast unberührt bleibt. Photolytisch kann es abgebaut werden und teilweise auch aerob [JEKEL & DOTT 2013].

Diclofenac gehört zu den fünf in der Schweiz geplanten Indikatorsubstanzen zur Spurenstoffentfernungsleistung von Kläranlagen [DWA 2014]. In der EU wurde für Diclofenac eine Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,1 µg/l im Jahresmittel vorgeschlagen; jetzt steht es auf der Watch List und soll an 223 europäischen Messstellen untersucht werden [EU-Richtlinie 2013/39].

#### Carbamazepin

Carbamazepin (CBZ) ist ein Medikament, das gegen epileptische Anfälle und zur Stimmungsaufhellung eingesetzt wird. Im Jahr 2001 wurden 88 t davon in Deutschland verkauft [BLAC 2003]. Es ist mobil, persistent und ubiquitär vorhanden. So akkumuliert es beispielsweise die Zebrauschel im Muskelgewebe und reagiert mit Stress, sobald sie Carbamaze-

pin in umwelttypischen Konzentrationen ausgesetzt ist [CONTARDA-JARA et al. 2011]. Sein PNEC wird mit 2,5 µg/l angegeben und wurde in deutschen Oberflächengewässern bereits übertroffen [BERGMANN et al. 2011]. Biologisch ist es nur unter anaeroben Bedingungen wie bei der Uferfiltration teilweise abbaubar, so dass es von konventionellen Kläranlagen [BLAC 2003] kaum entfernt wird. Es bildet u.a. die Metabolite 2-Hydroxy-Carbamazepin (2-OH-CBZ) und 3-OH-CBZ über die wenig Daten vorliegen [BERGMANN et al. 2011].

In der Schweiz ist Carbamazepin als eine Indikatorsubstanz für die Leistungsfähigkeit von Kläranlagen zur Entfernung von Spurenstoffen geplant [DWA 2014]. Die vorgeschlagene jedoch nicht eingeführte UQN lag bei 0,5 µg/l.

#### Fluconazol

Fluconazol ist ein Fungizid und wird beispielsweise bei Pilzkrankungen der Haut und Schleimhaut eingesetzt. Es ist persistent und polar, so dass es wie Carbamazepin als Indikator für kommunales Abwasser verwendet wird. Bisher gibt es keine Hinweise auf biologischen Abbau [LISCHEID et al. 2015]. Außerhalb des medizinischen Bereichs ist die Datenlage zu Fluconazol schlecht.

#### Venlafaxin

Venlafaxin (VLX) wird gegen Depressionen verabreicht. Es kann das Fangverhalten von Barschen beeinflussen [BISESI JR et al. 2014]. VLX ist ein bityklisches Phenylethylamin auf dessen Struktur und Abbauwege in Kap. 4.5.1.2 eingegangen wird (s. auch Abb. 4-11). Die Verbrauchsmengen verdreifachten sich von 2002 bis 2009 auf 12 t/a. Daten zu Umwelt- und Wirkkonzentration liegen nicht vor [BERGMANN et al. 2011].

#### Tramadol

Tramadol (TMD) ist ein Schmerzmittel. Seine Struktur ähnelt der von Venlafaxin. Die Verkaufsmenge in Deutschland betrug 2009 33 t. Seine niedrigste bekannte ökotoxikologische Wirkkonzentration liegt bei 16 µg/l und der PNEC bei 0,32 µg/l [BERGMANN et al. 2011].

#### Sulfamethoxazol

Sulfamethoxazol (SMX) ist ein Antibiotikum aus der Gruppe der Sulfonamide. Sein Einsatz ist rückläufig mit 35 t in 2009 [BERGMANN et al. 2011]. Bereits in geringen Konzentrationen von 1,3 µg/l kann es die Zusammensetzung mikrobiologischer Lebensgemeinschaften im Grundwasser ändern und ihre Nitratreduktionsfähigkeit herabsetzen [UNDERWOOD et al. 2011]. Sein PNEC wird mit 0,59 µg/l angegeben und wurde in einigen Gewässern übertroffen [BERGMANN et al. 2011]. Der biologische Abbau von SMX erfolgt anaerob oder durch Licht [RYAN et al. 2011]. Da sein Photoabbau jedoch von Sauerstoff behindert wird und Licht mit Sauerstoff in natürlichen Gewässern gleichzeitig vorkommt, ist der anaerobe Abbauweg erfolversprechender. Die vorgeschlagene UQN betrug 0,15 µg/l. SMX ist ein weiterer in der Schweiz geplanter Spurenstoffindikator [DWA 2014].

### Metoprolol

Metoprolol ist ein Betablocker und wird neben der Behandlung von Bluthochdruck auch zur Vorbeugung von Migräne eingesetzt. Er gehört zu den am meisten eingesetzten Wirkstoffen (160 t in 2012 laut IMS in UMWELTBUNDESAMT [2014a]) und sein Verbrauch steigt weiter an. Sein PNEC liegt bei 3,2 µg/l und wurde in Proben aus deutschen Oberflächengewässern beinahe erreicht [BERGMANN et al. 2011].

### Diatrizoat, Iopromid und Iomeprol

Diatrizoat (Amidotrioesäure), Iopromid und Iomeprol sind Röntgenkontrastmittel. Sie werden in großen Mengen eingesetzt (2009: 64 t, 47 t bzw. 176 t steigend), sind jedoch erst in sehr hohen Konzentrationen toxisch [BERGMANN et al. 2011]. Sie sind im Allgemeinen sehr gut wasserlöslich und in der konventionellen Kläranlage nicht oder (wie Iopromid) langsam eliminerbar. Deshalb werden sie in allen Arten von Wassern gefunden [BERGMANN et al. 2011]. Diatrizoat verhält sich unter aeroben Bedingungen persistent und beginnt in anaerobem Milieu seinen Abbau [REDEKER et al. 2014].

Von den dargestellten Stoffen wurden Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Metoprolol, Venlafaxin und die genannten Röntgenkontrastmittel vom Umweltbundesamt als so wichtig eingestuft, dass sie in Oberflächengewässern beobachtet werden sollen [BERGMANN et al. 2011]. Für sie und einige ergänzende Substanzen soll exemplarisch getestet werden, ob, wie und von welchen technischen Feuchtgebieten sie entfernt werden können.

## **2.2 Abwassernachreinigung mit technischen Feuchtgebieten**

### **2.2.1 Technische Feuchtgebiete**

Feuchtgebiete sind wassergeprägte Ökosysteme. In der Natur entwickeln sie sich im Übergangsbereich zwischen trockenen terrestrischen Ökosystemen und ständig nassen aquatischen Systemen [WISSING & HOFMANN 2002].

Technische Feuchtgebiete sind zum Zweck der Abwasserreinigung angelegte Feuchtgebiete. Der Begriff „technisches Feuchtgebiet“ ist an das englischsprachige „constructed wetland“ angelehnt. Im Einzelnen werden folgende Definitionen zu Grunde gelegt:

- Bewachsene Bodenfilter (englisch: subsurface flow constructed wetlands s. Abb. 2-1) sind mit ausgewählten Sumpfpflanzen bestandene Bodenkörper, die mit Abwasser durchströmt werden [ATV 1989]. Sie weisen die für Feuchtgebiete typischen chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften auf und die spezifische Pflanzengesellschaft ist wassergerecht [KADLEC & KNIGHT 1996]. Nach der dominierenden Fließrichtung wird unterschieden in Horizontalfilter und Vertikalfilter. Letztere werden zur besseren Sauerstoffversorgung meist intermittierend beschickt. In dieser Arbeit werden u.a. kontinuierlich beschickte, überstaute Vertikalfilter betrachtet, die so bisher nicht gebaut wurden.

- Pflanzenkläranlagen bestehen aus einem bewachsenen Bodenfilter sowie Vorklärung und peripheren Einrichtungen [DWA 2006].

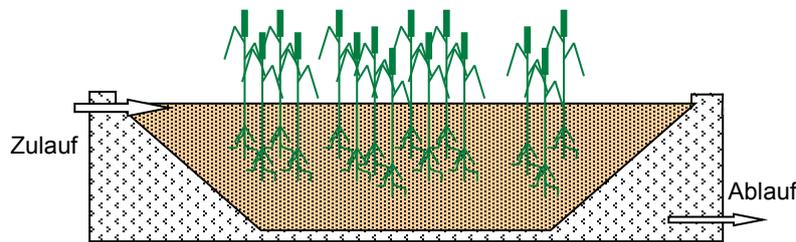


Abb. 2-1: Schema eines bewachsenen Bodenfilters

- Oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete (englisch: free water surface wetlands oder surface flow constructed wetlands s. Abb. 2-2) sind flache Feuchtgebiete, die mit emersenen Pflanzen bewachsen sind und offene Wasserflächen enthalten. Sie ähneln natürlichen Sumpfgebieten und sehen keine Filterpassage vor [KADLEC & WALLACE 2008].

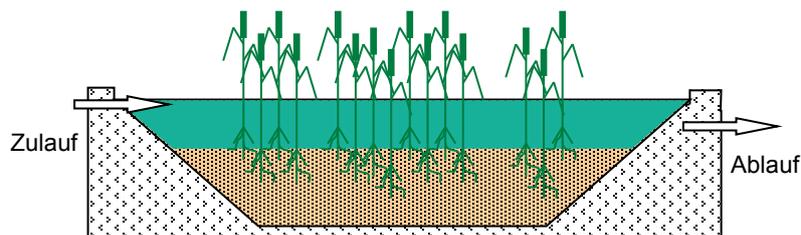


Abb. 2-2: Schema eines oberflächlich durchströmten Feuchtgebietes

- Abwasserteiche werden in der vorliegenden Arbeit auch zu den technischen Feuchtgebieten gezählt. Im Unterschied zu bewachsenen Bodenfiltern sind die Teichflächen zu tief für Sumpfpflanzen. Abwasserteiche mit einer Tiefe von 1,5 – 2,5 m (facultative lagoons, oxidation ponds, stabilisation lagoons) sind weltweit am weitesten verbreitet [CRITES & TCHOBANOGLOUS 1998]. Die Anwendung des unbepflanzten unbelüfteten Teiches zur nachgeschalteten weitergehenden Abwasserreinigung als Schönungsteich ist üblich und gut erforscht. Deshalb bietet er sich zum parallelen Leistungsvergleich mit komplexeren Anlagen an.
- Teiche mit Pflanzenschwimmatten (floating treatment wetlands, floating macrophyte CWs, floating mat CWs) sind Abwasserteiche auf deren Wasseroberfläche künstliche Matten mit emersenen Pflanzen schwimmen. Das dichte Wurzelgeflecht, das theoretisch bis zu einem Meter in den Wasserkörper hineinragen kann, dient dabei als Aufwuchsfläche für Bakterien und verbessert die Abscheidung von Schwebstoffen [HEADLEY & TAN-

NER 2008]. Gleichzeitig wird der Algenbewuchs durch die Beschattung minimiert [WIS-SING & HOFMANN 2002, RUSTIGE 2003]. GÜNTER [2013] empfahl eine flexible Befestigung der Pflanzenschwimmatten mit Ankern und selbststraffenden Seilen. Die flexible Befestigung erlaubt jedoch keine totale Abdeckung der Teichfläche. Über Teiche mit Pflanzenschwimmatten zur Abwasserreinigung gibt es bisher kaum Forschungsergebnisse.

Ein Vorläufer der technischen Feuchtgebiete sind die Rieselfelder. Dabei handelt es sich um eine Landbehandlung. Dazu wurde das kaum vorbehandelte Abwasser auf ungedichteten Ackerbauflächen versickert und diente der Düngung und Bewässerung. Böden und Grundwasser wurden dadurch mit Schadstoffen belastet, so dass dieses Verfahren in Deutschland eingestellt wurde. Auch die in Hobrechtsfelde untersuchten Anlagen befinden sich auf ehemaligen bis Mitte der 80er Jahre betriebenen Rieselfeldern Berlins, die heute eine Altlast sind.

Gegenüber den technischen Verfahren haben technische Feuchtgebiete den Nachteil, mehr Platz zu benötigen und folgende prinzipielle Vorteile:

- wenige mechanische Teile, die verschleifen
- keine oder wenig zusätzliche Energie notwendig
- zusätzliche Nutzen: wertvolles Biotop, verbessertes Kleinklima.

### 2.2.2 Durchlaufverhalten und Durchlässigkeit

Die hydraulischen Bedingungen werden von Volumenstrom (Beschickungsrate) und Durchlaufverhalten (auch Fließregime SCHUDEL 1991) definiert. Um über die potenzielle Leistungsfähigkeit und die Effektivität eines technischen Feuchtgebietes Aussagen treffen zu können, müssen die hydraulischen Bedingungen bekannt sein [ATV 1997, NETTER 1995, KLOVE et al. 2005].

Erfahrungen, Normen und theoretische Ansätze sind Grundlage für die Planung technischer Feuchtgebiete. Im Betrieb ist jedoch eine große Bandbreite an Durchlaufverhalten beobachtet worden [CHAZARENC et al. 2002]. Deshalb ist eine praktische Untersuchung der konkreten Anlage notwendig, um sichere Aussagen über das Durchlaufverhalten zu treffen. Mit Wassermarkierungsversuchen (Tracerexperimenten) wird das Durchlaufverhalten einer Anlage beschrieben. Über die Verweilzeitenverteilung kann auf die Strömungsvorgänge geschlossen werden [SCHUDEL 1991]. Sie gibt ein wesentlich exakteres Bild, als die mittlere theoretische Verweilzeit  $\tau$  [HEADLEY et al. 2002]. Die tatsächliche Verweilzeit ist gleichzeitig die Reaktionszeit des Reaktors und weist bei geschwindigkeitsbedingten Abbaureaktionen auf die potenzielle Reinigungsleistung hin.

### 2.2.2.1 Mechanismen und Einflussfaktoren des Durchlaufverhaltens

In technischen Feuchtgebieten wirken Transportmechanismen, die die Ausbildung bestimmter Strömungsarten nach sich ziehen und damit das Durchlaufverhalten bedingen. Prinzipiell geht man von einer Mischung aus Pfropfenströmung (Kolbenströmung) und vollständiger Durchmischung aus. Im Folgenden sind die Transportmechanismen beschrieben, die zur Abweichung von der Pfropfenströmung führen:

- Die Advektion beschreibt die Bewegung von Wasser und gelösten Inhaltsstoffen mit der Geschwindigkeit in Fließrichtung (Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ ) [NETTER 1995]. In bewachsenen Bodenfiltern mit typischer hydraulischer Belastung ist Advektion der dominierende Transportmechanismus.
- Die Diffusion bezeichnet die molekulare Stoffbewegung durch ein Medium entlang eines Stoffgradienten [BAHADIR et al. 2000] vom Bereich höherer in den Bereich geringerer Konzentration.
- Die hydromechanische Dispersion  $D_i$  ist neben der Diffusion der Grund für die Verbreiterung der Konzentrationsspitze (Fronting und Tailing, Schlepp). Dabei handelt es sich um einen Vermischungsprozess. Das Substrat kann als poröse Matrix betrachtet werden, das bevorzugte Gefüge- oder Lagerungsformationen aufweist. Dadurch wird das Wasser in einer Richtung bevorzugt transportiert und einzelne Wasserteilchen weisen Geschwindigkeiten auf, die von der Abstandsgeschwindigkeit abweichen. Mit der Dispersion wird die Dichte des Verweilzeitspektrums beschrieben. Ein kleiner Dispersionskoeffizient steht für ein kleines Verweilzeitspektrum (kurzzeitiger Durchbruch des Markierungsstoßes), das der Pfropfenströmung näher kommt als der vollständigen Durchmischung [SCHUDEL 1991].

Auf Stoffe, die nicht wie Wasser oder ideale Tracer die Anlage durchströmen, wirken darüber hinaus Sedimentation, Interzeption, Adsorption sowie Stoffumwandlungen [NETTER 1995]. Inwieweit die Transportmechanismen wirksam werden hängt von folgenden Faktoren ab, auf die der Planer Einfluss hat:

- Der Volumenstrom erhöht bei Zunahme neben der Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  auch die Dispersion der Wasserteilchen [NETTER 1995].
- Die Durchlässigkeit des Substrats ist für Bodenfilter entscheidend. Das Wasser bewegt sich in den frei dränenden Bodenporen, die das hydraulisch wirksame Porenvolumen bilden. Dieses Porenvolumen ist in sandigen Böden größer als in bindigen [z.B. WISSING & HOFMANN 2002]. Darcys Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  beschreibt die hydraulische Leitfähigkeit eines Porensystems:

$$v_f = -k_f * \frac{\partial h}{\partial x}$$

- $v_f$ : Filtergeschwindigkeit [m/s]  
 $v_f$ :  $q/A$   
 $q$ : Volumenstrom [m<sup>3</sup>/h] oder [l/s]  
 $A$ : durchflossener Filterquerschnitt [m<sup>2</sup>]  
 $k_f$ : Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]  
 $\partial h$ : hydrostatische Druck [m]  
 $\partial x$ : Fließweg [m]

Grundsätzlich ist die Wasserdurchlässigkeit umso schlechter, je kleiner der  $k_f$ -Wert ist. Tab. 2-4 zeigt eine grobe Einteilung nach der Durchlässigkeit. Veränderliche Größen von denen der  $k_f$  abhängig ist, sind Dichte und Viskosität des Wassers. Besonders letztere ist ihrerseits temperaturabhängig. Wird der  $k_f$ -Wert als Maß für die prinzipielle Eignung eines Substrats verwendet, ist seine Normierung auf 10° C gebräuchlich.

Tab. 2-4: Beschreibung der  $k_f$ -Werte von Böden [LANG 2008]

$k_f$ -Wert [m/s]	Beschreibung
<10 <sup>-8</sup>	sehr schwach durchlässig
10 <sup>-8</sup> - 10 <sup>-6</sup>	schwach durchlässig
10 <sup>-6</sup> - 10 <sup>-4</sup>	durchlässig
10 <sup>-4</sup> - 10 <sup>-2</sup>	stark durchlässig
>10 <sup>-2</sup>	sehr stark durchlässig

- Art und Position der Zulaufkonstruktion [SHILTON & HARRISON 2002, KLOVE et al. 2005] sind für das Erreichen der gewünschten gleichmäßigen Durchströmung wichtig. Über diffuse oder Mehrfacheinlässe wird die Querverteilung in Teichen verbessert. Bei Bodenfiltern sollte die Durchlässigkeit der Zulaufkonstruktion wesentlich höher als die des Filters sein (Faktor 1000) [NETTER 1995].
- Die Geometrie (Verhältnis zwischen Länge und Breite sowie Fläche und Volumen) wird kontrovers diskutiert [RUSTIGE 2003]. Ab einer Filterfläche von 500 bis 600 m<sup>2</sup> empfiehlt NETTER [1995] eine Unterteilung in mehrere Bodenfilter. RUSTIGE [2003] führt zu diesem Zweck den Wasserstrom an mehreren Punkten innerhalb einer Anlage immer wieder zusammen.

Die **Strömungsart** bildet sich auf Grundlage der beschriebenen Transportmechanismen und deren Einflussfaktoren aus. In realen Anlagen liegt sie zwischen den Extremen der Pfropfenströmung und der vollständigen Durchmischung (s. Abb. 2-3).

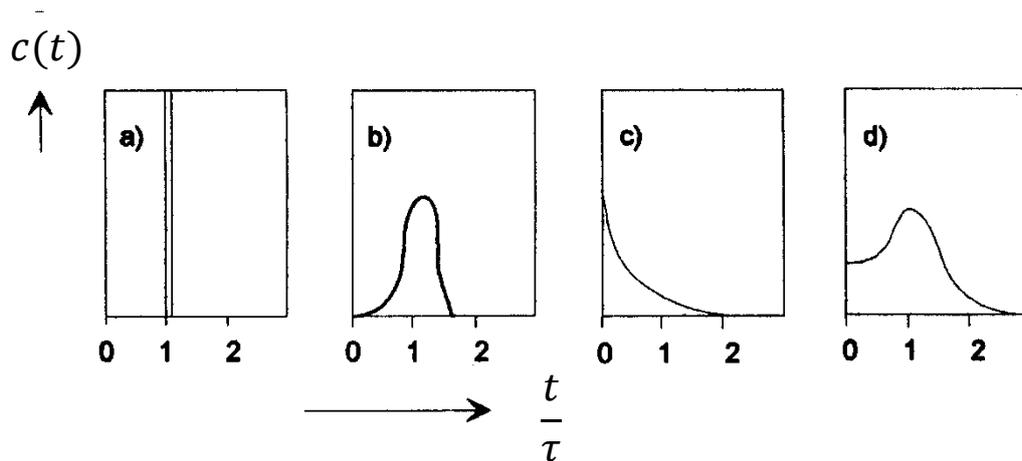


Abb. 2-3: Tracerdurchgangskurven für typische Strömungsarten nach [DANKWERTS 1953]

- a) Pfropfenströmung
- b) Pfropfenströmung mit longitudinaler und transversaler Dispersion
- c) vollständige Durchmischung
- d) Durchströmung mit Totwasserzonen

Die **Kurzschlussströmung** ist ein Phänomen der Heterogenität. Dabei durchläuft ein Teil des Wassers die Anlage verhältnismäßig schnell. Es nutzt dafür präferenzielle Fließwege [SIMI & MITCHELL 1999] wodurch es nur kleine Bereiche der Anlage berührt. Das verringert die Aufenthaltszeit dieses Wasserteils [HEADLEY et al. 2002, KLOVE et al. 2005]. Das Gros des Volumenstroms passiert die Anlage relativ langsam. In den **Stagnations- und Totzonen** verläuft der Austausch besonders schleppend. Es besteht Einigkeit darüber, dass bereits ein kleiner im Kurzschlussstrom abfließender Anteil eine starke Verschlechterung der Abflussqualität hervorruft, denn die Reaktionszeit ist verkürzt. Das wird durch die längere Kontaktzeit in den Stagnationszonen nicht kompensiert, weil der Stoffabbau meist nach einer Reaktion erster Ordnung exponentiell abläuft [SHILTON & HARRISON 2002, KADLEC & KNIGHT 1996]. Deshalb sind Kurzschlussströmungen, Stagnationszonen und Totzonen unerwünscht.

#### 2.2.2.2 Kolmation – Ursachen und Einflussfaktoren

Kolmation ist „die Verstopfung der dränenden Poren“ [WINTER 2003] der Filterschicht. Die Sickerrate geht dadurch zurück. In bewachsenen Bodenfiltern, die im Allgemeinen nicht mit Überstau geplant sind, wird der Filter dann nicht mehr durchflossen, sondern überströmt. Dadurch fehlt der Kontakt zum Reaktionsraum Filter. Durch den geringeren Fließwiderstand an der Oberfläche als im Porenraum kann sich die Aufenthaltszeit extrem verkürzen (Kurzschlüsse). Um die Pfützenbildung zu verringern und die beabsichtigten Fließwege einzuhalten ist nur ein geringer Durchsatz möglich bzw. die Betriebsdauer der Anlage wird stark eingeschränkt. LÖFFLER [1969], MAUCH [1996] und TESCHNER et al.[2004] beobachteten, dass die Kolmation in den oberen Zentimetern des Bodenfilters auftritt. Darüber bildet sich eine

Kolmationsschicht, die wie ein Filterkuchen über dem Bodenfilter liegt TESCHNER et al.[2004]. Je weiter die Kolmation voran schreitet, desto weniger Einfluss hat das ursprüngliche Filtersubstrat auf die Durchlässigkeit.

Als **Ursache für Kolmation** gilt die Akkumulation von Feststoffen [KADLEC & WALLACE 2008]. Ob und wie schnell diese Anreicherung vor sich geht, hängt von mehreren Parametern ab und wird im Folgenden beschrieben. Einige von ihnen können bei Planung oder Betrieb beeinflusst werden.

Das eingebaute **Filtermaterial** hat in erster Linie Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit. Mit der Korngröße sinkt die Porosität und damit der Durchfluss. Prinzipiell erlaubt gröberes Material eine schnellere Versickerung (also einen höheren Durchsatz) und feineres Material bietet eine größere Reaktionsoberfläche. Das Filtersubstrat ist die Grundlage für die Milieubedingungen: ein hoher Tonanteil stellt eine große Kationenaustauschkapazität an der z.B. mehr Ammonium adsorbieren kann. Je kleiner die Körnung ist, desto größer ist die Summe ihrer Oberflächen bei gleichbleibendem Porenvolumen. Damit wächst die für Mikroorganismen potenziell besiedelbare Fläche [WISSING & HOFMANN 2002]. Andererseits stellte bei ROBRA & STUHLBACHER [1997] bei nichtbindigen Bodenfiltern die kleinere Aufwuchsfläche keine Begrenzung für die Bakterienpopulationen dar. In Nordamerika und Großbritannien werden kiesige Substrate für bewachsene Bodenfilter empfohlen (s. Tab. 2-5). Im Gegensatz dazu wurden in Deutschland früher Filtermaterialien mit hohem bindigem Anteil (z.B. von KICKUTH und LÖFFLER) verwendet und heute wird immerhin zu sandigen Substraten geraten [DWA 2006] (s. Tab. 2-5). Ist die hydraulische Leitfähigkeit des Substrats zu gering oder inhomogen, kann es zur Kolmation in Verbindung mit der Ausbildung präferenzialer Fließwege (Kanalbildung) kommen, die eine Ursache für Kurzschlussströmungen und Stagnationszonen sind [KLOVE et al. 2005, SHILTON & HARRISON 2002]. KRETZSCHMAR et al. [1988] schildern beeindruckend, wie ungünstig sich das bindige Bodensubstrat (Geschiebemergel, -lehm) einer nach KICKUTH konstruierten Anlage auf die Durchströmung auswirkte: Das Wasser floss oberflächlich in weniger als 1 h ab, so dass der Beitrag des Bodenkörpers auf die Behandlung gering war. Trotzdem wurde eine Reinigung gemessen (CSB-Senkung von 700 auf 120 mg/l und Verringerung des Gesamtstickstoffs von 60 auf 40 mg/l).

Um Verlagerung von feinem Material in den Zwischenräumen des groben Materials (Suffusion) zu verhindern, soll die Körnung möglichst einheitlich sein. Das wird ausgedrückt in einem Ungleichförmigkeitsgrad  $U$  der kleiner als 5 sein soll [DWA 2006]:

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

$d_x$ : Korndurchmesser der von  $x$  Massenprozent unterschritten wird

Insgesamt betrachtet können die Einlagerungen **anorganischer Partikel und Setzungen** nur ein Auslöser für den Kolmationsprozess sein, da sich die Kolmation durch längere Beschickungspausen fast vollständig rückgängig machen lässt [SIEKER & HARMS 1987, PLATZER 1998, WINTER 2003, KADLEC & WALLACE 2008].

Tab. 2-5: Für verschiedene Anlagentypen empfohlene Korngrößen und Durchlässigkeitsbeiwerte

Autor	Anlagentyp	Korngröße [mm]	$k_f$ [m/s]
DWA-A 262 2006	Bepflanzte Bodenfilter	$d_{10} = 0,2 - 0,4$ ; bindiger Anteil < 2%	$10^{-4} - 10^{-3}$ a)
DWA-A 138	Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser	k.A.	$10^{-6}$ bis $10^{-3}$
ÖN B 2505	Horizontalfilter	4 – 8	k.A.
ÖN B 2505	Horizontalfilter zur Nachbe- handlung	1 – 4	k.A.
KADLEC et al. 2000	Horizontalfilter	8 – 16	k.A.
KADLEC & WALLACE	SSF	( $d_{10} > 4$ )	k.A.
US EPA 2000	SSF	20 – 30	1,16

a) beim Einbau

Der **Eintrag von organischen Abwasserinhaltsstoffen** soll den entscheidenden Einfluss auf die Kolmation haben. Doch für die Belastung mit organischen Stoffen (ausgedrückt als CSB oder abfiltrierbare Stoffe AFS) gibt es sehr verschiedene Richtwerte: Das DWA-Arbeitsblatt 262 setzt für Horizontalfilter 16 und für Vertikalfilter 20 g/(m<sup>2</sup>·d) CSB an [DWA 2006]. KADLEC & WALLACE [2008] geben an, dass Vertikalfilter AFS von 5 g/(m<sup>2</sup>·d) tolerieren, bei längeren Beschickungspausen auch wesentlich mehr. PLATZER [1998] hat maximale Flächenbelastungen für CSB von 20 – 30 g/(m<sup>2</sup>·d) formuliert, die einen weitgehend kolmationsfreien Betrieb gewährleisten sollen. TESCHNER et al.[2004] beobachteten jedoch in diesem CSB-Bereich trotzdem Kolmation. Die organische Belastung allein kann nicht das ausschließliche Kriterium sein, denn GELLER et al. [2002] zeigten in einem Vertikalfiltervergleich: „Etwa 25 % der Vertikalfilter wiesen CSB-Flächenbelastungen über 20 g/(m<sup>2</sup>·d) auf. Von diesen 5 höher belasteten Anlagen liefen 3 ohne Betriebsprobleme, während die anderen 2 Anlagen Kolmationsprobleme aufwiesen.“ Auch die Zusammensetzung des Abwassers könnte einen Einfluss haben: Hohe C/N-Verhältnisse führen zu einer relativ lang-anhaltenden Kolmation, während geringe C/N-Verhältnisse nur kurzzeitige Kolmation verursachen [AVNIMELECH & NEVO 1964 in PELL 1991].

**Biomasse** wird in den Substratporen aufgebaut und trägt zur Verstopfung bei. Bakterien bilden Biofilm in den Poren und geben organische Stoffe ab [KADLEC & WALLACE 2008]. PLATZER [1998] fand keinen Zusammenhang zwischen Kolmationsgrad und dem Massenanteil der Organik am Substrat, weil nicht die Menge sondern die Art der angereicherten organischen Substanz und ihre Verteilung im Porenraum ausschlaggebend sind. PELL [1991] Messung von Bakterienzahlen während der Ruhephase unterstützt diese Aussage: „Die Bakterienzahl in einem ruhenden Filter nimmt wegen der guten Sauerstoffversorgung zunächst

zu [ANDERSSON & NYBERG 1982; NEVO & MITCHELL 1967]. Danach, wenn der akkumulierte Pool organischen Materials abgebaut ist und der Austrocknungsprozess anfängt, sinkt die Bakterienzahl. Dieser Prozess führt zu einer Wiederöffnung der Poren... Die Verringerung der Bakterienzahl ist anfangs schnell und nach 1 – 2 Wochen bleibt die Bakterienzahl konstant.“ [PELL 1991]. KRISTIANSEN [1982] stellte fest, dass das Volumen und die räumliche Struktur der Biomasse für die Kolmationswirkung wesentlich entscheidender als die Masse an organischen Bestandteilen sind. **Extrazellulären polymeren Substanzen** (EPS) mit ihrem hohen Wassergehalt und ihren langkettigen Strukturen wird einige Bedeutung beim Soil Clogging zugemessen. WINTER [2003] zeigte, „dass vor allem Biofilme für die Verstopfung des Porenraums und die damit einhergehende verminderte Sickerleistung verantwortlich sind. In den Aufnahmen war ein hoher Gehalt an EPS zu erkennen.“ WINTER [2003] und TESCHNER et al.[2004] verfolgten die Mengen unterschiedlicher organischer Stoffe über mehrere Zyklen eines intermittierend beschickten Vertikalfilters. Dabei fanden sie die größte EPS-Menge unter kolmatierten Bedingungen.

Den **Redoxbedingungen** werden unterschiedliche indirekte Kolmationswirkungen zugeschrieben. Besonders geringe Redoxpotenziale herrschen in überstauten Anlagen. Unabhängig vom Redoxpotenzial verstärkt der Einstau die Setzungen im Filter. Das heißt, die über der Anlage lagernde Wassermasse führt zur allmählichen Senkung und Verdichtung des Substrats [WINTER 2003]. Auch die biologischen Vorgänge bei geringen Redoxpotenzialen werden in den meisten Studien als kolmationsfördernd beschrieben: Mikroorganismen bilden mehr EPS [WINTER 2003] und die Fähigkeit organisches Material abzubauen verringert sich oder fluktuiert [PELL 1991].

Weitere Ursachen für Kolmation können chemische Ausfällungen sein. Dazu gehört die Oxidation von Eisen(II). Weiterhin quellen Tonminerale durch Wasser und bestimmte Salze auf [BÖRNER 1992].

Inwieweit die geringbelasteten nachgeschalteten technischen Feuchtgebiete von Kolmation betroffen sind und wie sich der permanente Überstau auswirkt, soll hier untersucht werden.

### 2.2.3 Stickstoffentfernung

Für Stickstoff stellt die Nitrifikation gefolgt von der Denitrifikation die wichtigsten Prozesse in technischen Feuchtgebieten dar. Seit den 1990ern wurden in Europa vermehrt mehrstufige technische Feuchtgebiete gebaut. Ein Grundkonzept, das ohne die energetisch und technisch aufwendige Rückführung auskommt [BOLLER 2001], wurde von Seidel in den 1960er Jahren als „Krefelder System“ entwickelt. Die ersten Stufen sind Vertikalfilter, die intermittierend beschickt werden, in denen durch die gute Sauerstoffversorgung Kohlenstoffverbindungen abgebaut werden und die Nitrifikation überwiegt. Darauf folgen Horizontalfilter, in denen vor allem Denitrifikationsprozesse ablaufen [VYMAZAL 2005].

Diese letzte Stufe zur Denitrifikation ließe sich auch hinter konventionelle technische Kläranlagen schalten. Erfahrungen aus den nachgeschalteten Denitrifikationsstufen der mehrstufigen Pflanzenkläranlagen lassen sich auf diese Weise nutzen.

### 2.2.3.1 Entfernungseistung von technischen Feuchtgebieten

**Bewachsene Bodenfilter** gelten als effektivere Reinigungsverfahren als Teiche, da sie einen intensiveren Biofilmkontakt herstellen. Vergleichbar sind natürliche Seesedimente, die durch ihre hohe Zellzahl ein wesentlich höheres Potenzial zur Denitrifikation als das Freiwasser haben [NIXDORF et al. 2011, BÖLLMANN et al. 2011]. Nachgeschaltete Horizontalfilter senken Nitratkonzentrationen um 50 bis 80 % auf 5 bis 15 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  [PLATZER 1998, KADLEC & WALLACE 2008]. HELMERS et al. [2009] fanden in 18 gering belasteten Feuchtgebieten (Zulaufmedian 12 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) eine Reduktion um nur 37 % Nitratstickstoff im Median. PLATZER [1998] beobachtete vollständige Denitrifikation in nachgeschalteten Horizontalfiltern, deren Stickstoff im Zulauf zu bis zu 15 % nitrifiziert war. In Zeiten in denen der Zulauf zu mehr als 15 % nitrifiziert war, lag die Nitratverminderung bei ca. 80 %. Da die Denitrifikation so weitgehend war, konnten weder Wassertemperatur noch C/N-Zulaufverhältnis als Einflussfaktoren ausgemacht werden.

Technische Feuchtgebiete können prinzipiell sehr niedrige Nitratkonzentrationen erreichen. So geben KADLEC & WALLACE [2008] 0 mg/l als beste Näherung zur Hintergrundkonzentration an. Wenn es eine natürliche Konzentrationsuntergrenze für technische Feuchtgebiete gibt, könnte sie zwischen 0,1 und 1 mg/l liegen. [CHAVAN et al. [2008] beispielsweise erzielten mit oberflächlich durchströmten technischen Feuchtgebieten eine unwesentliche Nitratstickstoffverringerung in behandeltem Abwasser von 0,10 mg/l auf 0,10 bis 0,08 mg/l und eine etwas höhere bei der Flusswasserreinigung von 0,15 mg/l auf 0,07 bis 0,09 mg/l (Gesamtstickstoffreduktion: von 1,6 mg/l auf 1,7 bis 1,0 mg/l bzw. von 2,7 mg/l auf 1,6 bis 2,4 mg/l). In natürlichen brandenburger und Berliner Seen war die Denitrifikation im Konzentrationsbereich von 0 – 1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  verlangsamt, was NIXDORF et al. [2011] auf DOC-Limitierung (0 – 10 mg/l) zurückführen (vgl. auch Kap. Kohlenstoffversorgung in Kap. 2.2.3.2). Einen Anhaltspunkt bietet auch der Nährstoffbedarf von Wasser- und Sumpfpflanzen. In den Untersuchungen von POLOMSKI et al. [2008] zeigten Vertreter der Pflanzengattungen *Pistia*, *Myriophyllum* und *Eichhornia* bei 0,4 mg/l Stickstoff und 0,07 mg/l Phosphor Nährstoffmangelsymptome. Nur die Wasserhyazinthen blühten, weil sie auch eine geringe Nährstoffversorgung aushalten [POLOMSKI et al. 2008]. Häufig wurde beobachtet, dass höhere Zulaufkonzentrationen eine bessere prozentuale Stickstoffentfernung zur Folge hatten [CHAVAN et al. 2008, KADLEC & WALLACE 2008] (s. Kap. Aufenthaltszeit und Kinetik in Kap. 2.2.3.2). Die Flächenabbauraten können abhängig von den Umgebungsbedingungen sehr verschieden sein (s. Kap. 2.2.3.2). So geben SPIELES & MITSCH [2000] 30 – 40 % an, wogegen PHIPPS & CRUMPTON [1994] 78 – 95 % maßen.

Die meisten Studien an nachgeschalteten **Teichen** (Schönungsteichen) legen den Schwerpunkt auf die erfolgreiche weitere Reduzierung des Sauerstoffbedarfs und weisen wenn überhaupt, dann nur eine geringe Nährstoffelimination nach [KRAUTH & STAAB 1986]. Im Detail bescheinigten KRAUTH & STAAB einem Schönungsteich eine gute Nitrifikation (von 3,0 mg/l auf 0,9 mg/l  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) und eine unwesentliche  $\text{gesN}$ -Reduktion (von 15,0 mg/l auf 14,5 mg/l). Bei anderen Anlagen liegt der Schwerpunkt auf der Denitrifikation. SÜRDER [1992] gibt eine mittlere Elimination von 17 % für anorganische Stickstoffverbindungen an.

### 2.2.3.2 Einflussgrößen für die Denitrifikation

Die Temperatur und die Aufenthaltszeit gelten als wichtigste Einflussfaktoren für die Denitrifikation. Deshalb werden diese beiden Faktoren im Folgenden erläutert. Auch für die Sauerstoffkonzentration und die Kohlenstoffversorgung werden die günstigen Bereiche dargestellt. Der pH-Wert ist im Allgemeinen unproblematisch, da eine weite Spanne im neutralen Bereich zwischen 6,5 und 8,5 als günstig gilt [LEE et al. 2009].

#### Temperatur

Die Stickstoffentfernung läuft am besten zwischen 20 und 25 °C [PHIPPS & CRUMPTON 1994]. Laut KUSCHK et al. [2003] nehmen mikrobielle Vorgänge, die mit der Nitrifikation und Denitrifikation zu tun haben, jenseits der Spanne zwischen 15 und 30 °C eindeutig ab und BITTON [1994] beschreibt Temperaturen über 10 °C als optimal in CRAGGS [2005]. Die Denitrifikation gilt als weniger temperaturempfindlich als die Nitrifikation. Im Allgemeinen geht man davon aus, dass unter einer Temperatur von 5 °C keine Denitrifikation mehr stattfindet. Doch manche Studien stellen auch unter 4 °C noch Denitrifikationsprozesse fest, wenn auch bei niedrigeren Umsatzraten [LEE et al. 2009].

#### Sauerstoffkonzentration und Redoxpotenzial

Die meisten Denitrifikanten sind fakultativ anaerob und bevorzugen **Sauerstoff** statt Nitrat als Elektronenakzeptor wegen der höheren Energieausbeute. Deshalb hemmt Sauerstoff die Denitrifikation und bringt sie zum Erliegen. Eine Sauerstoffkonzentration < 1 mg/l gilt als optimal [BITTON 1994 in CRAGGS 2005].

Die typischerweise kontinuierlich beschickten **Horizontalfilter** stellen weniger Sauerstoff bereit als intermittierend beschickte Vertikalfilter, weshalb Horizontalfilter zur nachgeschalteten Denitrifikation eingesetzt werden. Ohne die intermittierende Beschickung gelten Sumpfpflanzen als der wichtigste Sauerstoffeintragungspfad [WISSING & HOFMANN 2002]. Sie bilden an den Wurzeloberflächen eine oxidierende Schutzschicht, aus der Sauerstoff austritt [LEE et al. 2009]. Die tatsächliche Sauerstoffabgabe in die Wasserphase ist umstritten und es werden sehr breite Spannen angegeben, z.B. 0,02 – 12 g/(m<sup>2</sup>·d) für *Phragmites australis* [BRIX 1994 in PLATZER 1998]. Der pflanzenbürtige Sauerstoff lässt sich experimentell schwierig trennen

von Sauerstoff der aus der Atmosphäre in die Wasserphase diffundiert. Für beide zusammen ermittelte PLATZER [1999] eine Sauerstofftransferrate von  $1 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ .

**Abwasserteiche** werden danach eingeteilt, ob Sauerstoff vorhanden ist. Demnach ist ein aerober Teich vollständig v.a. durch Photosynthese mit Sauerstoff versorgt, deshalb wird er mit geringer Wassertiefe gebaut (0,3 – 0,6 m). Er wird auch als high-rate-lagoon bezeichnet. Aerobe Abwasserteiche werden typischerweise auf 5 d Aufenthaltszeit ausgelegt. Ihr Einsatz ist auf warme sonnige Gegenden begrenzt. Dagegen weist ein anaerober Teich fast keinen Sauerstoff auf, ist 5 - 10 m tief und wird im Allgemeinen für hochkonzentriertes, meist industrielles Abwasser gebaut. Weltweit am häufigsten eingesetzt werden Abwasserteiche einer Tiefe von 1,5 – 2,5 m [CRITES & TCHOBANOGLIOUS 1998]. Ihre obere Schicht ist aerob und die unteren sind anoxisch bis anaerob.

Das **Redoxpotenzial** (Eh) beschreibt das Konzentrationsverhältnis von oxidierten und reduzierten Stoffen zueinander und damit die elektrochemischen Bedingungen im Wasser. Die Potenziale können zwischen 800 mV (stark oxidierendes Milieu) und -300 mV (stark reduzierendes Milieu) liegen. In einem sauerstoffreichen Milieu liegen viele oxidierte Verbindungen (Eisen- und Manganoxide, Nitrat, Sulfat) vor [BAIER 2009]. Ab Redoxpotenzialen von  $> 550 \text{ mV}$  sprechen SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL [2002] von aeroben Bedingungen. Dagegen zeigt ein geringes Redoxpotenzial Sauerstoffmangel an, verbunden mit dem Auftreten reduzierter Verbindungen wie  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen und organischer Substanz [BAIER 2009]. Als anaerob gelten Redoxpotenziale unter 330 mV. Die Denitrifikation setzt bei anoxischen Bedingungen (550 bis 220 mV) ein [SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002]. Neben der direkten Redoxpotenzialmessung kann das Auftreten bestimmter Oxidationsstufen einzelner Stoffe als Anzeiger verwendet werden. Dafür ermittelte BRÜMMER [1974] experimentell in wassergesättigten Böden das Auftreten von  $\text{Mn}^{2+}$  und  $\text{Fe}^{2+}$  - Ionen und die Sulfidbildung in Abhängigkeit von Redoxpotenzialen und pH-Werten (s. Tab. 2-6).

Tab. 2-6: Auftreten von reduzierten Verbindungen in wassergesättigten Böden aus [BRÜMMER 1974] in [DAFNER 1988]

Reaktion	Redoxpotenzial [mV]	pH
Beginn der $\text{Mn}^{2+}$ -Bildung	$< 450$	6,1
Beginn der $\text{Fe}^{2+}$ -Bildung	$< 220$	6,0
Verstärkte $\text{Fe}^{2+}$ -Bildung	$< 125$	5,8
Beginn der Sulfid-Bildung	$< 10$	6,1
Verstärkte Sulfid-Bildung	$< -145$	6,3

#### Aufenthaltszeit und Kinetik

Stickstoff in Nitratform wird im Allgemeinen schnell und komplett abgebaut. KADLEC & WALLACE [2008] geben an, dass wenige Tage Aufenthaltszeit dafür genügen. Bei Aufenthaltszeiten von 8 h sinkt die Nitratkonzentration weiter als bei Aufenthaltszeiten von 4 oder

nur 0,5 h [CHAVAN et al. 2008]. Eine Ursache ist, dass Denitrifikanten schnell wachsen, anders als Nitrifikanten. In den von PELL [1991] untersuchten Sandfiltern nahm ihre Anzahl ähnlich schnell zu wie die Gesamtzahl heterotropher Bakterien. Der Anteil denitrifizierender Bakterien an allen heterotrophen Bakterien betrug bis zu 100 % und war bei Gleichgewichtsbedingungen (weder Inbetriebnahme noch Betriebspause, also eher reduktiven Bedingungen) am höchsten.

Die notwendige Aufenthaltszeit ist auch vom zeitlichen Ablauf des Abbaus (Kinetik) abhängig. Dabei wird in Reaktionen verschiedener Ordnungen unterschieden. SEIDEL [1966] sowie HORNE [1995 u. a. in KADLEC & WALLACE 2008] gehen davon aus, dass der Stoffabbau in technischen Feuchtgebieten als Reaktion nullter Ordnung abläuft. D.h. die Abbaurrate (J) ist unabhängig von den Konzentrationen jedweder Stoffe.

$$J = \text{konst.}$$

KADLEC & WALLACE [2008] argumentieren, dass sich die Annahme einer Reaktion erster Ordnung mit Messergebnissen diverser Anlagen am besten in Übereinstimmung bringen ließen:

$$J = k \cdot c$$

J – Abbaurrate, beispielsweise flächenbezogen [g/(m<sup>2</sup> · d)]

k – Koeffizient der Abbaurrate [m/a]

c – Zulaufkonzentration des Stoffes [mg/l]

Die in der Abwasserreinigung häufig verwendete Michaelis-Menten-Gleichung:

$$J = J_{\max} \cdot \frac{c}{(K_m + c)}$$

J<sub>max</sub> – maximale Abbaurrate

K<sub>m</sub> – Michaeliskonstante oder Halbsättigungskonstante in mg/l

läuft mit ihren geringen K<sub>m</sub>-Werten (0,1 bis 0,2 mg/l NO<sub>3</sub>-N nach EPA [1983] bzw. 0,5 mg/l NO<sub>3</sub>-N nach HENZE [2000] und MINO et al. [1995]) in den abwassertechnisch relevanten Konzentrationen auch auf eine Reaktion 0. Ordnung hinaus.

### Kohlenstoffversorgung

Denitrifizierende Mikroorganismen sind meist heterotroph. Sie verwenden insbesondere leichtabbaubare Kohlenstoffquellen, deshalb ist der BSB<sub>5</sub> der geeignete Kohlenstoffparameter. Der C-Bedarf ist nicht genau definiert und abhängig vom Denitrifikationsverfahren. Für die Bemessung beziehen sich die Angaben auf das Verhältnis BSB<sub>5</sub> im Zulauf : Menge an zu denitrifizierendem Nitrat. Der BSB<sub>5</sub> muss während der Reaktion im Überschuss vorliegen, deshalb lassen die folgenden Angaben keine Rückschlüsse auf den tatsächlich verbrauchten

BSB<sub>5</sub> zu [BEVER 2002]. Allgemein hält BEVER [2002] ein Verhältnis BSB<sub>5</sub> : N  $\geq$  5 für günstig. KADLEC & WALLACE [2008] schlagen basierend auf dem US EPA Nitrogen Control Manual [1993] 5 - 9 g BSB<sub>5</sub> je g Nitratstickstoff vor. NARKIS et al. [1979] berichten von einem BSB<sub>5</sub> : NO<sub>3</sub>-N-Verhältnis von 2,3 für die komplette Denitrifikation, wenn Methanol, Acetat oder chemisch gefällttes Rohabwasser als Energiequelle verwendet werden. Die DWA gibt Empfehlungen zur vorgeschalteten Denitrifikation ab einem Verhältnis von BSB<sub>5</sub> : zu denitrifizierendem Nitrat von 6,7 [ATV 2000], das *nach* einem Belebungsverfahren normalerweise weit unterschritten wird.

KADLEC & WALLACE [2008] geben an, dass die **Vegetation** im Allgemeinen in der Lage ist, den für die Denitrifikation notwendigen Kohlenstoff bereitzustellen. Andererseits wird bei Horizontalfiltern mit geringem BSB<sub>5</sub> im Zulauf häufig ein Kohlenstoffmangel beobachtet, der durch Molasse oder Mulch gedeckt werden kann [KADLEC & WALLACE 2008]. Der anlageneigene, pflanzliche Kohlenstoff stammt einerseits von abgestorbenen, hydrolysierten Pflanzenteilen (Blätter, Stängel, Wurzeln, Rhizome) und andererseits von den Wurzelexudaten. Außerdem führen die für die Denitrifikation förderlichen anaeroben Bedingungen gleichzeitig zu einer nur teilweisen Zersetzung des organischen Materials zu Säuren und Alkoholen, die eine brauchbare Kohlenstoffquelle darstellen [ATV 1997]. STENGEL [1985] gibt in PLATZER [1998] eine C-Produktion von 4 g/(m<sup>2</sup>·d) an, wovon 0,7 – 1,3 g/(m<sup>2</sup>·d) für die Denitrifikation verwertbar sind. Die Freisetzung beschränkt sich auf den Sommer [STENGEL 1991].

Alternativ zur heterotrophen Denitrifikation gibt es auch den Weg der autolithotrophen Denitrifikation. So beobachteten KLUDTH et al. [2014] in Grundwasserkörpern die Verwendung von Eisensulfid, wie es auch in Teichsedimenten vorkommt, als Elektronendonator.

### 2.2.3.3 Andere Verfahren zur weitergehenden Stickstoffentfernung

Der ATV-Fachausschuss „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“ stellte Maßnahmen zusammen, die vor, innerhalb und nach der bestehenden Kläranlage sinnvoll sein können [ATV 1997]. Dafür fallen Investitionen zwischen 8,1 bis 26,1 €/E für die Erweiterung des Belebungsverfahrens zur Restdenitrifikation an [BARJENBRUCH 2007 auf Grundlage von Daten BÄUMERS 2000]. Zur nachgeschalteten Denitrifikation sind folgende Verfahren bekannt:

- Festbettreaktoren: getauchtes Festbett, aktivierter Raumfilter und Biofilter.
- Fließbettverfahren: Schwebebett und Wirbelbett.
- Belebungsverfahren: nachgeschaltetes Denitrifikationsbecken.

Das gebräuchlichste unter den Festbettverfahren ist der **Biofilter**. BARJENBRUCH et al. [2002] stellten die Investitionen von 7 und die Betriebskosten von 4 nachgeschalteten Biofiltern zur

Denitrifikation zusammen. Demnach liegen die Investitionen bei 9 bis 84 €/E und die Betriebskosten bei 0,15 bis 4,8 €/(E·a). Daraus sind die Werte in Tab. 2-7 abgeleitet.

Das **Schwebebettverfahren** mit Trägermaterial (z.B. von Kaldnes oder Linde) wird in Deutschland selten angewandt. Mögliche Gründe dafür sind, dass im Betrieb die optimale Durchmischung und Durchströmung der Teilchen oft eine große Herausforderung darstellen [MAURER 1998]. In der kommunalen Abwasserreinigung ist keine größere Anlage mit der Aufgabe der nachgeschalteten Denitrifikation bekannt. ZORYCHTA [2013] zeigt, dass die Kosten breit streuen. So geben ROSENWINKEL et al. [2004] für eine Schlammwasserdeammonifikationsanlage sehr geringe Betriebskosten (0,5 ct/m<sup>3</sup>) und Investitionen (0,5 ct/m<sup>3</sup>) an. Hingegen fielen für eine Pilotanlage der biologischen Hauptstufe in Moosburg hohe Kosten in Höhe von 47 ct/m<sup>3</sup> (Betrieb) und 41 ct/m<sup>3</sup> (Investition) an [STRUNKHEIDE & LITTMANN 2012 in ZORYCHTA 2013].

Tab. 2-7: Kosten der Biofilter zur nachgeschalteten Denitrifikation, nach BARJENBRUCH et al. [2002] geä.

Kosten [ct/m <sup>3</sup> ]	Min	Max	Mittel
Investition	0,8 <sup>a)</sup>	7,9 <sup>a)</sup>	3,7 <sup>a)</sup>
Betrieb	0,1	4,9	2,3
Gesamt			6,0

a) Annahmen: mittlere Nutzungsdauer von Bautechnik 30 a, Maschinen- und MSR-technik 15 a; Wassernutzung von 130 l/(E·d)

## 2.2.4 Phosphor

NAIRN et al. [2000] zeigten, dass Teiche auch niedrige Phosphorkonzentrationen von 0,169 mg/l Gesamtphosphor (0,017 mg/l o-PO<sub>3</sub><sup>4-</sup>-P) signifikant verringern können. Es handelte sich um bepflanzte und unbepflanzte neu angelegte Teiche mit hohen Sauerstoffkonzentrationen (9 – 11 mg/l) zur Flusswasserbehandlung. Andere Belege für die Phosphorentfernungsleistung von technischen Feuchtgebieten finden sich bei REED et al. [1989] und KADLEC & WALLACE [2008].

Phosphor kann nicht wie Stickstoff oder Kohlenstoff in eine gasförmige Spezies umgewandelt werden und in die Atmosphäre entweichen. Deshalb haben technische Feuchtgebiete nur die Möglichkeit der Festlegung im System selbst. In Teichen tritt bei pH-Werten oberhalb von 8 biogene Fällung von Kalziumphosphat auf, das dann sedimentiert [UHLMANN & HORN 2001]. Sorption geschieht in allen Organismen, denn sie assimilieren ortho-Phosphat zu organisch gebundenem Phosphat [WISSING & HOFMANN 2002]. Besonders während ihrer Wachstumsphase zu Beginn der Vegetationsperiode nehmen **Pflanzen** Phosphor auf. Die langfristige Bedeutung der Pflanzen für die P-Eliminierung ist umstritten. RUSTIGE [2003] hält ihre Rolle in der Jahresbilanz selbst bei Ernte für untergeordnet, wohingegen KADLEC [1996] zeigt, dass bewachsene Feuchtgebiete mehr Phosphor fixieren als unbewachsene.

Die verbleibende Senke für Phosphor ist das **Bodenfiltermaterial**. Am aeroben Sediment wird Phosphor gebunden [UHLMANN & HORN 2001]. Es sorbiert fest an hydroxylierten Mineraloberflächen. Wegen ihrer Häufigkeit spielen v.a. Eisen- und Aluminiumoxide eine Rolle, in sauren Böden auch Metallhuminkomplexe. Außerdem bieten amorphes Eisen, Tonminerale und Huminstoffe [ATV 1997] viele Sorptionsplätze [RUSTIGE 2003, WISSING & HOFMANN 2002]. Die Löslichkeit der Eisen- und Aluminiumphosphate sinkt mit fallendem pH-Wert. Im Gegensatz dazu nimmt die Löslichkeit von Calcium- und Magnesiumphosphat mit sinkendem pH zu. Doch auch diese immobilisierten P-Fraktionen können im Boden durch Mikroorganismen und Pflanzen (und deren Wurzelexudate) wieder mobilisiert werden. Das heißt, die Festlegung im Boden ist wie die in Pflanzen und Mikroorganismen reversibel und Phosphor wird nicht entfernt, sondern rezirkuliert [WISSING & HOFMANN 2002]. Bei stationären Bedingungen ohne Spezialsubstrate ist der Boden technischer Feuchtgebiete nach etwa einem Jahr gesättigt [KADLEC & KNIGHT 1996].

Günstig für die Festlegung und damit die Entfernung aus dem Abwasser sind aerobe Bedingungen [BÖRNER 1992]. Für natürliche Gewässer geben SCHWOERBEL & BRENDENBERGER [2012] an, dass Redoxpotenziale > 200 mV notwendig sind, um die aufnehmende oxidierte Oberflächengrenzschicht aufrecht zu erhalten. Bei einer Sauerstoffsättigung unter 10 % setzt die **P-Mobilisierung** ein und unter 0,5 mg/l Sauerstoff wird sie schneller. Wenn die Bindungskapazität unter den aktuellen Bedingungen (Redoxpotenzial, pH, P-Belastung) überschritten ist, wird Phosphor aus Böden ausgetragen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL [2002] geben an, dass aus Lehm- und Tonböden weniger als 1 kg P/(ha · a) ausgewaschen werden, wohingegen Sande mehr als 6,5 kg P/(ha · a) abgeben können. Die Sorptionskapazität bzw. die Desorptionskapazität eines Substrats kann aus der Masse an Sorptionspartnern abgeschätzt werden. Da der Hauptanteil bei mineralischem Substrat und typischen mittleren pH-Werten an Eisen- und Aluminiumoxide sowie -hydroxide gebunden ist, bietet sich deren Bestimmung an [REDDY & D'ANGELO 1997]. Das durch einen Oxalat-Aufschluss in Lösung gebrachte Phosphor ( $P_{ox}$ ) und sein Verhältnis zu den oxalataufgeschlossenen Sorptionspartnern Eisen ( $Fe_{ox}$ ) und Aluminium ( $Al_{ox}$ ) geben Auskunft über den Sättigungsgrad der Bodensorptionskapazität. VAN DER ZEE & VAN RIEMSDIJK [1988 in SIEMENS et al. 2004] geben für saure, sandige Böden an, dass Eisen- und Aluminiumoxide und -hydroxide die Hälfte ihrer Masse an Phosphor adsorbieren können. SIEMENS et al. [2004] stellen diesen Sättigungsgrad als Sättigungsindex Z dar:

$$Z = \frac{[P_{ox}]}{0,5([Fe_{ox}] + [Al_{ox}])}$$

Z:	Sättigungsindex [-]
$[P_{ox}]$ :	mit Oxalataufschluss extrahierter Phosphorgehalt [mmol/kg]
$[Fe_{ox}]$ :	mit Oxalataufschluss extrahierter Eisengehalt [mmol/kg]
$[Al_{ox}]$ :	mit Oxalataufschluss extrahierter Aluminiumgehalt [mmol/kg]

Ein Teil des so gebundenen Phosphors kann wieder desorbiert werden. SIEMENS et al. [2004] geben an, dass bei  $Z \geq 0,25$  mit erhöhten Phosphorkonzentrationen im Abfluss zu rechnen ist.

Die Versuchsanlagen (s. Kap. 3.1) befanden sich auf früheren **Riesefeldern**, deren Substrat in manchen von ihnen verwendet wurde. Die Phosphoremissionen aus diesen ehemaligen Riesefeldern sind die problematischste Stoffbelastung für stromabwärts liegende Gewässer wie die Panke. Bei der Frage, welcher Phosphoraustrag aus dem Gebiet zu erwarten ist, können die Versuchsanlagen als Beispiel im Pilotmaßstab dienen.

## 2.2.5 Abwasserdesinfektion

### 2.2.5.1 Wirksamkeit von technischen Feuchtgebieten zur *Abwasserdesinfektion*

Einstufige bepflanzte Bodenfilter reduzieren die Zahl von Fäkalindikatoren um 1,5 bis 2,5 Zehnerpotenzen [DWA 2006]. KADLEC & WALLACE [2008] geben einen mittleren Reduktionsfaktor von  $10^{2,3}$  für Horizontalfilter und  $10^{2,4}$  für Vertikalfilter an. Die Indikatorreduktion mehrstufiger Anlagen ist insgesamt wesentlich höher. So fanden HAGENDORF et al. [2002] in zwei-stufigen Bodenfiltern in der Regel Eliminationsraten von 3 bis 5 log-Stufen. REED et al. zeigten bereits 1988 in ihrer Literaturschau, dass Bakterienindikatoren um 1,7 bis 2,7 Zehnerpotenzen verringert werden (s. Tab. 2-8). Für Teiche gaben sie eine größere Spannweite von 1 – 5,2 log-Stufen Reduktion an (s. Tab. 2-9).

Tab. 2-8: Indikatorreduktion bewachsener Bodenfilter und eines oberflächlich durchströmten Feuchtgebietes [REED et al. 1988]

	<b>Zulauf</b>	<b>Ablauf</b>	<b>Reduktion</b>
	<b>[lg (n/100 ml)]</b>	<b>[lg (n/100 ml)]</b>	<b>[lg (C<sub>zu</sub>/C<sub>ab</sub>)]</b>
<u>Santee, Calif., Rohrkolben a)</u>			
Winter (Okt. – März)			
Gesamtcoliforme	7,7	5,0	2,7
Coliphagen	3,3	2,2	1,1
Sommer			
Gesamtcoliforme	7,8	5,5	2,3
Coliphagen	3,4	1,4	2,0
<u>Iselin, Pa., Rohrkolben &amp; Gräser b)</u>			
Winter (Okt. – März)			
Fäkalcoliforme	6,2	3,8	2,4
Sommer			
Fäkalcoliforme	6,0	3,9	2,1
<u>Listowel, Ont., Rohrkolben c)</u>			
Winter (Okt. – März)			
Gesamtcoliforme	5,7	3,1	2,6
Sommer			
Gesamtcoliforme	5,3	3,6	1,7

a) Bewachsener Bodenfilter aus Kies

c) Oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet

b) Bewachsener Bodenfilter aus Sand

Tab. 2-9: Entfernung von Fäkalcoliformen, Anzahl der hintereinander geschalteten Teiche und theoretische Aufenthaltszeit  $\tau$  in fakultativen Teichanlagen [EPA 1983 in REED et al. 1988]

	Anzahl Teiche	$\tau$ [d]	Fäkalcoliforme [lg (n/100ml)]		
			Zulauf	Ablauf	Reduktion
Corinne, Utah	7	180	6	0,8	5,2
Eudora, Kansas	3	47	6,4	2,3	4,1
Kilmichael, Mississippi	3	79	7,1	4,4	2,7
Peterborough, New Hampshire	3	57	6,6	5,6	1,0

Zum näheren Vergleich sind in Tab. 2-10 nachgeschaltete Feuchtgebiete und Teiche herangezogen worden, die wie die Hobrechtsfelder Anlagen (s. Kap.3.1) hinsichtlich der Zulaufkonzentrationen der Standardparameter sowie ihrer Position im Behandlungsprozess als nachgeschaltete Reinigungsstufen angesehen werden können. Auch im Hinblick auf die Zahl der *E. coli* im Zulauf sind sie als vergleichbar einzustufen. Die Desinfektionsleistung nachgeschalteter Stufen ist im Allgemeinen etwas geringer als die von Hauptreinigungsstufen, aufgrund der geringeren Zulaufkonzentration [HAGENDORF et al. 2002] (s. Tab. 2-10).

Tab. 2-10: *E. coli*-Elimination nachgeschalteter bewachsener Bodenfilter und Teiche, sortiert nach absteigender Zulaufkonzentration

Autor	Anlage	Zulauf Ablauf Reduktion <i>E. coli</i> [lg (n/100 ml)] [lg (c <sub>zu</sub> /c <sub>ab</sub> )]		
		Zulauf	Ablauf	Reduktion
HAGENDORF & HAHN 1994	Sandfilter	4,78	2,30	2,48
SPERLING et al. 2004	Teich	4,68	3,2	1,48
SPERLING et al. 2004	Teich	3,27	1,19	2,08
JIN et al. 2002	Bewachsener Teich	3,18	0	3,18
JIN et al. 2002	Bewachsener Bodenfilter	3,18	1,76	1,42
JIN et al. 2002	Surface flow CW	3,18	2	1,18
[GARCIA ET AL. 2003] <sup>a)</sup>	HF - Sand und Kies	3 - 6	1 - 4	0,7 - 3,4
[GARCIA ET AL. 2003] <sup>a)</sup>	HF - Kies	3 - 6	2 - 5	0,1 - 2,7
PENG et al. 2004 <sup>a)</sup>	Bewachsener Bodenfilter	2,61	2,26	0,35

a) Fäkalcoliforme

HF – Horizontalfilter

Die Literaturübersicht von GHERMANDI et al. [2007] über 22 nachgeschaltete oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete gibt als Median 2 Zehnerpotenzen Elimination für Fäkalcoliforme an und weist auf die hohe Streuung auch für ein und dieselbe Anlage hin. Die Übersicht gibt Aufenthaltszeiten (2,4 – 15 d) und die Anzahl der hintereinandergeschalteten Zellen (2 – 91) an, ohne dass ein Zusammenhang erkennbar wäre. Um Anlagen gezielt für die Abwasserdesinfektion auslegen zu können, folgt ein Überblick über systematische Untersuchungen zu Mechanismen und Einflussgrößen.

### 2.2.5.2 Einflussgrößen für die Abwasserdesinfektion

In diesem Kapitel werden die Mechanismen der Abwasserdesinfektion und ihre Einflussfaktoren beschrieben und prinzipiell geeignete Designs abgeleitet. Die mit dem Zulaufwasser ankommenden Pathogene werden durch Rückhalt und Elimination teilweise entfernt [WALDHOFF 2008] wie das auch in Oberflächengewässern, der gesättigten Bodenzone, Langsandsandfiltern oder der Landbehandlung der Fall ist. Als Mechanismen sind bekannt: Sedimentation, Filtration und Adsorption sowie „natürliches“ Absterben [REED et al. 1988] und Fraß [REED et al. 1988 sowie ACEA et al. 1988; STEVIK et al. 2004 in ALEXANDRINO 2006]. Den Ablauf der Pathogenelimination kann man sich vereinfacht so vorstellen: Wenn eine Wasserphase vorhanden ist, können die Keime dort zunächst der UV-Strahlung ausgesetzt sein. Dann sorbieren sie an Partikeln mit denen sie zu Boden sinken oder adsorbieren direkt an biofilmbewachsenen Oberflächen (Bodenfilter). In diesem Biofilm akkumulieren die Keime erst, sterben dann aufgrund unwirtlicher Umweltbedingungen ab oder werden aktiv eliminiert [BEHLE 2011]. Als Einflussfaktoren werden genannt: Speziespezifische Überlebensfähigkeit (Lebenserwartung) [KARAPINAR & GÖNUL 1991; STENSTRÖM & CARLANDER 2001 in ALEXANDRINO 2006] antagonistische Beziehungen [GELLER & HÖNER 2003] und [RUDOLFS et al. 1950 in ALEXANDRINO 2006] sowie abiotische Faktoren wie Temperatur, pH, Feuchtigkeit, Zusammensetzung des Filtermaterials und sein organischer Anteil [CAMPBELL et al. 1976; REDDY et al. 1981 in ALEXANDRINO 2006] sowie Sonneneinstrahlung [BEHLE 2011]. BEHLE [2011], ALEXANDRINO [2006] und WALDHOFF [2008] stellen in ihren Literaturrecherchen fest, dass über die Wichtigkeit, die Rangordnung und den quantitativen Anteil der einzelnen Mechanismen sehr verschiedene Angaben gemacht werden. In komplexen Systemen wie technischen Feuchtgebieten wirken mehrere Faktoren, die sich verstärken oder abmildern können, so dass ein einzelner Faktor nicht aussagekräftig für das gesamte Verfahren wäre. Deshalb werden in dieser Arbeit direkt die Auswirkungen bestimmter Designs auf die Entfernungsleistung betrachtet.

Von den Einflussfaktoren lassen sich manche Größen direkt mit der Verfahrensauswahl und dem Anlagenaufbau konfigurieren (Reaktionszeit über die Aufenthaltszeit). Andere Größen sind in bestimmten Grenzen steuerbar (Temperatur über Isolierung). Schließlich ist der wichtige Faktor der Überlebensfähigkeit ein der einzelnen Spezies eigenes Merkmal, das nicht von Desinfektionsverfahren abhängt.

#### Aufenthaltszeit und hydraulische Belastung

Eine längere Aufenthaltszeit verbessert die Abwasserdesinfektionsleistung [KADLEC & WALLACE 2008, HAGENDORF et al. 2002, AUSLAND et al. 2002, HÖNER & SPRINGE-ELDAGSEN 1996, TORRENS et al. 2009]. Die Aufenthaltszeit ist abhängig vom Zulaufvolumenstrom und vom Anlagenaufbau. Dabei ist zwischen der theoretischen (Quotient aus Volumen und Zufluss) und der tatsächlichen Aufenthaltszeit (Bestimmung mit Tracerexperiment) zu

unterscheiden. So führten bei HAGENDORF et al. [2002] Störungen in der Betriebsführung, die eine Verringerung der tatsächlichen Aufenthaltszeit mit sich brachten, wie z.B. Verstopfungserscheinungen oder hydraulische Kurzschlüsse, zur Verringerung der Leistung oder sogar bis zum Zusammenbruch der Keimelimination. TORRENS et al. [2009] und STEVIK et al. [1999] erachten die minimale Aufenthaltszeit oder die Zeit bis 10 % des Volumenstroms die Anlage passiert haben für entscheidend. Das lässt sich damit erklären, dass über die Angabe der Reduktion in Zehnerpotenzen implizit von einer exponentiellen Reduktion ausgegangen wird. Damit genügt bereits ein sehr kleiner Wasseranteil, der nur kurz behandelt wird, um die Entfernungsleistung für das Gros des Wasseranteils zu überdecken und drastisch zu mindern.

Über die erforderliche Aufenthaltsdauer existieren sehr unterschiedliche Angaben, was auf die Querbeziehungen zu anderen Faktoren zurück zu führen ist. GARCIA et al. [2003] wiesen für somatische Coliphagen in Horizontalfiltern nach, dass bei feinerem Material (Sand und Kies:  $d_{10}$  ca. 1,2 mm;  $d_{60}$  = 9,5 mm) eine Verlängerung der theoretischen Aufenthaltszeit von 3 auf 5 d eine Leistungssteigerung bringt, bei gröberem ( $d_{10}$  ca. 8 mm;  $d_{60}$  = 17 mm) jedoch die höchstmögliche Eliminationsrate bereits nach drei Tagen erreicht ist, denn der gröbere Kies hielte das Wasser nicht lang genug, um in den Poren Rückhalt und Elimination eintreten zu lassen. Auch TORRENS et al. [2010] fanden heraus, dass „die Erhöhung der theoretischen Aufenthaltszeit ab einer bestimmten Obergrenze nicht zur signifikant besseren Reduktion“ der Indikatororganismen führt.

Die Spannbreite betrachteter Zulaufvolumenströme ist groß, das zeigt sich an zwei Beispielen:

- TORRENS et al. [2009] variierten die Zulaufvolumenströme (für Vertikalfilter aus Sand,  $d_{10}$  = 0,2 mm) zwischen 200 und 800 mm/d und wiesen für Fäkalcoliforme, *E. coli* und somatische Coliphagen (nicht jedoch für die kaum entfernten F-spezifischen Coliphagen) eine signifikante Verschlechterung bei großem Volumenstrom nach. Für *E. coli* lag die Verschlechterung bei 0,5 bis 1,2 Zehnerpotenzen auf 0,5 bzw. 1 Zehnerpotenz. Im Extremfall betrug die minimale Aufenthaltszeit < 1 h und die mittlere Aufenthaltszeit nur 2,5 h.
- HAGENDORF et al. [2002] zeigen, dass sich durch die Verringerung des Zulaufvolumenstroms von 90 auf 20 - 30 mm/d die Indikatorreduktion auf stabile 4 Zehnerpotenzen erhöhte (Versuchsanlage Wiedersberg). Dagegen hatten kurzzeitige hydraulische Spitzen bis zu 250 mm/d keinen negativen Einfluss.

#### Korngröße des Bodenfiltermaterials

Als Faustregel wird davon ausgegangen, dass die Reinigungsleistung mit kleinerer Körnung höher ist [BUUREN et al. 1999 in WALDHOFF 2008]. HAGENDORF et al. [2002] stellten fest, dass die Versuchsanlagen mit kiesigem Substrat eine geringere Indikatorverminderung aufwiesen

als die mit fein- bis mittelsandigem Boden. Die grobe Bodenmatrix war nicht in der Lage, die Keime zurück zu halten und bot keinen Reaktionsraum für die Abbaumechanismen. International sind grobkörnigere Anlagen verbreiteter, weshalb für diesen Bereich auch ein breiterer Erfahrungsschatz vorliegt. AUSLAND et al. [2002] ermittelten, dass ein Korngrößenmedian von 0,65 mm besser für die Keimelimination war als 2,8 mm. Laut GARCIA et al. [2003] legt die Korngröße die maximal erreichbare Eliminationsrate fest. Bei Variation der theoretischen Aufenthaltszeit wurden mit dem feineren Material (Sand und Kies:  $d_{10} = 1,2$  mm;  $d_{60} = 9,5$  mm) bis zu 3 log-Stufen Elimination erreicht und mit dem gröberen Material (Kies:  $d_{10} = 8$  mm;  $d_{60} = 17$  mm) nur bis zu 1,5 log-Stufen für Fäkalcoliforme in Horizontalfiltern. Die hohe Ungleichförmigkeit des Sand-Kies-Gemisches ( $U = 8,1$ ) erwies sich folglich nicht als nachteilig.

Auch WALDHOFF [2008] machte bei Retentionsbodenfiltern die Feststellung, dass die Abwasserdesinfektion bei feinerem Substrat besser läuft. Er empfiehlt, sich an das DWA-Merkblatt für Retentionsbodenfilter 178 [2005] zu halten. Um auf der anderen Seite die notwendige Durchlässigkeit zu gewähren, empfiehlt das M 178 [2005] einen  $k_f$  beim Einbau von  $> 10^{-4}$  m/s, der mit einem  $d_{10}$  von 0,06 bis 0,2 mm erreicht werden soll. Im Gegensatz dazu empfiehlt das DWA-Arbeitsblatt für bepflanzte Bodenfilter 262 [2006] explizit einen größeren  $d_{10}$  von 0,2 bis 0,4 mm. Im Widerspruch dazu gibt es gleichzeitig folgende an HAZEN angelehnte Berechnungsformel an:

$$k_f \left[ \frac{m}{s} \right] = \frac{(d_{10} [mm])^2}{100}$$

Demnach wäre für die Erreichung eines  $k_f$  beim Einbau zwischen  $10^{-3}$  und  $10^{-4}$  m/s ein  $d_{10}$  von nur 0,32 bis 0,1 mm notwendig.

#### Temperatur und Jahreszeit

AUSLAND et al. [2002] fanden keine Temperaturabhängigkeit der Indikatorelimination. Auch die Sommer-Winter-Vergleiche für Bodenfilter in Tab. 2-8 [REED et al. 1988] ergeben keinen einheitlichen Trend, trotzdem ist in ihrer Bemessungsgleichung eine Temperaturkomponente enthalten (s. Kap. 2.2.5.3). Wenn, dann wurde von einer besseren Elimination bei höherer Abwassertemperatur im Sommer berichtet [HAGENDORF et al. 2002, BUUREN et al. 1999]. TORRENS et al. [2009] beobachteten die bessere Elimination im Sommer nur für den Teich, nicht aber für die Vertikalfilter (Wassertemperaturen zwischen 28 und 4°C).

#### Sauerstoffversorgung

Es wird vermutet, dass eine gute Sauerstoffversorgung ein entscheidender Faktor für eine effektive Abwasserdesinfektion ist [BUUREN et al. 1999]. Der Nachweis erfolgte bisher meist indirekt. So beobachteten GARCIA et al. [2003] und MORATO et al. [2014] bei flacheren Horizontalfiltern eine höhere Indikatorelimination und führten diese auf höhere Redoxpotenziale

durch eine wahrscheinlich bessere Durchlüftung zurück. TORRENS et al. [2009] gehen davon aus, dass sich in ihren tieferen Vertikalfiltern (65 cm im Vergleich zu 25 cm Sand) eine ständig ungesättigte Zone hält, die für eine höhere Aufenthaltszeit und Sauerstoffversorgung sorgt, was sich günstig auf die Leistung auswirkt. Auch MARAIS [1974] führt die schlechtere Eliminationsrate im Sommer auf die anaeroberen Bedingungen in Teichen zurück. Anders verhält es sich mit künstlich belüfteten Bodenfiltern, deren ständig sehr hohe Sauerstoffkonzentrationen erwiesenermaßen eine bessere Abwasserdesinfektion hervorbringen [NIVALA 2012].

#### Makrophyten

Es bestehen Theorien, dass Makrophyten durch die Aufwuchsfläche an den Rhizomen, Sauerstoffeintrag oder antibakterielle Wurzelexudate zur Hygienisierung beitragen können. TORRENS et al. [2009] konnten keinen Unterschied zwischen mit *Phragmites* bepflanzen gegenüber unbepflanzten Vertikalfiltern feststellen.

#### Weitere Einflussfaktoren

Die Abwasserzusammensetzung kann sich folgendermaßen auswirken:

- Eine schlechtere hygienische Ausgangsqualität hatte eine höhere Reduktion zur Folge [HAGENDORF et al. 2002, ALEXANDRINO 2006].
- Eine höhere Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen ist ungünstig bei der Behandlung in aquatischen Systemen. An größere Partikel gebundene Coliforme, Fäkalcoliforme und Enterokokken haben eine größere Chance im benthischen Biofilm zu akkumulieren, weil sie schneller absinken und eine geringere Inaktivierung durch Sonnenlicht in der Wasserphase erfahren [BEHLE 2011].
- Bei höherem BSB<sub>5</sub> (Zunahme von 3 auf 7 mg/l) wurden die Indikatorkeime schlechter durch Sonnenlicht inaktiviert [BEHLE 2011].
- Über die günstigste Bodenfiltertiefe gibt es widersprüchliche Angaben [TORRENS et al. 2009, GARCIA et al. 2003] oder die Aussage, dass sie keinen Effekt hat [NIVALA 2012]. Vermutlich handelt es sich um eine vermittelnde Variable.
- VAN BUUREN et al. [1999] geben an, dass neben höherer Temperatur, feinerem Substrat, aeroben Bedingungen auch ein höherer pH zu einer gesteigerten Entfernungsleistung beiträgt.

### *2.2.5.3 Aufbau und Bemessung*

#### Abwasserteiche

Abwasserteiche, die aus wenigstens 3 Einzelteichen bestehen und etwa 20 d Aufenthaltszeit bereitstellen, entfernen Bakterien, Parasiten und Viren sehr effektiv [REED et al. 1988].

CRITES & TCHOBANOGLOUS [1998] fügen hinzu, dass auch belüftete Teiche mit separatem Absetzbecken gut funktionieren und konkretisieren, dass Helminthen und Protozoen ausreichend entfernt werden.

MARAIS [1974] hat in Südafrika Bemessungsregeln zur Desinfektion hergeleitet. Darin geht er davon aus, dass die Hygienisierung wie eine Reaktion erster Ordnung abläuft und Teiche volldurchmischte Reaktoren sind. Folglich erhöht die Hintereinanderschaltung von Abwasserteichen die Elimination beträchtlich. Die abgeleitete Formel lautet (gültig für Temperaturen von 5 bis 21°C):

$$N_n = \frac{N_0}{(k \cdot HRT_1 + 1)(k \cdot HRT_2 + 1) \dots (k \cdot HRT_n + 1)}$$

- N – Ablaufkonzentration der Fäkalcoliformen
- n – Anzahl der Teiche
- N<sub>0</sub> – Zulaufkonzentration der Fäkalcoliformen
- k – Ratenkonstante =  $k_T = 2,6(1,19)^{T-20}$
- HRT<sub>x</sub> – mittlere theoretische Verweilzeit im Teich x
- T – Wassertemperatur im Teich [°C]

In REED et al. [1988] ist die Formel vereinfacht zu:

$$N_n = \frac{N_0}{(k \cdot t + 1)^n}$$

- t – tatsächliche Aufenthaltszeit im Teich oder Hälfte der mittleren theoretischen Verweilzeit [d]

REEDS Gleichung geht davon aus, dass alle Zellen gleich groß sind. Die Formel gilt auch für Viren sowie Pflanzenschwimmteiche und oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete [REED et al. 1988]. Je besser es Teichen gelingt, die Durchströmung der Pfropfenströmung anzunähern, desto besser ist die Volumenausnutzung. Für diesen Fall gelte dann [MARAIS 1974]:

$$N = N_0 e^{-kt}$$

#### 2.2.5.4 Andere Abwasserdesinfektionsverfahren

Die Tab. 2-11 zeigt die gebräuchlichsten Abwasserdesinfektionsverfahren. Sie ist im Wesentlichen dem ATV-Merkblatt 205 [1998] entnommen und mit in CORNEL [23.10.2012] und MÜLLER [2008] zitierten Quellen sowie dem DWA-M 205 [2013] ergänzt und aktualisiert worden. Im DWA-Merkblatt 205 werden die Verfahren zur „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ ausführlich beschrieben. Insgesamt ist die schlechte und unsichere Bewertung für Leistung und Betrieb naturnaher Verfahren auffällig, die häufig nicht mit betrachtet werden.

Tab. 2-11: Abwasserdesinfektionsverfahren mit ihren Leistungsparametern [ATV-M 205 1998] geä.

Verfahren	Desinfektions- wirkung	Betriebs- erfahrungen	Umweltverträglichkeit	Kosten [ct / m <sup>3</sup> ]
UV-Bestrahlung	++	++	+	3-6 <sup>d)</sup> 1,5-5 <sup>e)</sup> 0,5-5 <sup>g)</sup>
Membranfiltration <sup>a)</sup>	++	+ <sup>c)</sup>	++	20-40 <sup>d)</sup> 5-75 <sup>c)</sup>
Ozonung	+ / ++	+	-	1-5 <sup>d)</sup> 5-18 <sup>e)</sup>
Chlorung <sup>b)</sup>	++	++	-	4-6
Perameisensäure <sup>f)</sup>	+	+	+	1-4
Naturnahe Verfahren <sup>c)</sup>	+/-	+/-	++	1-3 <sup>c)</sup>

- a) zusätzlich können andere wirtschaftl. Vorteile im Betrieb der Kläranlage erreicht werden  
b) sollte nur im Notfall angewandt werden  
c) zitiert in [CORNEL 23.10.2012]  
d) DWA-M 205 [2013]  
e) MÜLLER [2008]  
f) GNIRSS et al. [2015]  
g) HORSTMEYER [2014] Annahme: Q = 120 l/(E·d), Lebensdauer = 30 a

## 2.2.6 Spurenstoffe

Kommunale Kläranlagen wirken als Punktquellen für Humanpharmaka sowie Biozide aus Industriechemikalien und deren Metabolite. Deshalb ist ein gezielter Behandlungsschritt vielversprechend, um aquatische Ökosysteme und die Trinkwasserressourcen vor ihnen zu schützen [TERNES et al. 2004]. Die weitergehende Entfernung ist entweder durch Oxidation oder Sorption möglich. Folgende **andere Verfahren** sind bereits erprobt [DWA 2014]:

- Oxidation mit Ozon ggfs. gefolgt von biologischer Filtration

Ozon (O<sub>3</sub>) ist ein sehr starkes Oxidationsmittel das biologisch schwer abbaubare in leichter abbaubare Stoffe umwandelt und den CSB reduziert. Dabei wird der BSB<sub>5</sub> erhöht und Transformationsprodukte (TPs) gebildet, deren Verhalten und Toxizität weitgehend unbekannt sind. Deshalb wird das Nachschalten einer biologischen Stufe empfohlen. Spurenstoffe werden durch die Ozonung sehr gut oxidiert. ABEGGLEN et al. [2009] maßen Restkonzentrationen von Atenolol, Diatrizoat und Iopromid nach einer Behandlung mit mittlerer Ozondosierung von > 0,1 µg/l und Iopromid konnte auch bei hoher Ozondosierung maximal zu 50 % entfernt werden.

- Adsorption an Aktivkohle gefolgt von Abtrennung

Aktivkohle kann an ihrer großen spezifischen Oberfläche aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaft nicht-polare, organische Stoffe physikalisch adsorbieren. Wird Pulveraktivkohle (PAK) eingesetzt, erhöht sich die Klärschlammmenge um 10 – 15 %.

- Kombination Ozonung und Aktivkohle
- Uferfiltration bzw. Grundwasserpassage [GNIRSS et al. 2013]

GNIRSS et al. [2013] stellten in ihren Versuchen fest, dass bei ausreichender Kontaktzeit der Aktivkohle bzw. genügend hohen Ozonverbräuchen die meisten Stoffe (außer Benzotriazol und Iomeprol bei Ozonung) zufriedenstellend entfernt werden. Diese technischen Verfahren sind bezüglich des Einsatzes von Energie, Rohstoffen (Pulveraktivkohle) und Betriebstechnik aufwendig.

Technische Feuchtgebiete sind dagegen bisher unzureichend untersucht [DWA 2014]. Sie könnten in Frage kommen, wenn eine Teilreduktion oder die Entfernung bestimmter Stoffe (z.B. durch zukünftige Umweltqualitätsnormen für Einzelstoffe) als ausreichend betrachtet wird.

Die **Kosten** von ca. 50 Anlagen zur PAK-Behandlung, Ozonung und Behandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK) sind im DWA-Arbeitsbericht [2014] für Deutschland und die Schweiz zusammengestellt. Die Gesamtkosten hängen vor allem von den Betriebskosten ab, wobei das Verbrauchsmaterial (Aktivkohle bzw. Ozon) den größten Posten stellt. Für kleine Anlagen <10.000 E tritt eine breite Streuung der Kosten auf (12 – 75 ct/m<sup>3</sup>). Für Anlagen zwischen 10.000 und 50.000 E liegen die Kosten bei < 40 ct/m<sup>3</sup> und betragen bei größeren nur noch < 10 bis 25 ct/m<sup>3</sup> Abwasser [DWA 2014].

Technische Feuchtgebiete können Spurenstoffe prinzipiell durch Bioabbau, photolytischen Abbau (Photoabbau) und/oder Sorption zurückhalten [WICKE 2013]. ZHANG et al. [2014] zeigten in ihrer Literaturübersicht über 18 Anlagen, dass technische Feuchtgebiete in der Lage sind, die Frachten diverser Spurenstoffe signifikant zu verringern. Aus diesen Gründen kann davon ausgegangen werden, dass technische Feuchtgebiete eine ernstzunehmende Alternative zur Ozonung und zur Aktivkohlebehandlung sind.

Bestimmte technische Feuchtgebiete können die **Sonnenstrahlungsenergie** nutzen. Bei der direkten Photolyse absorbieren bestimmte funktionelle Gruppen Photonen und wandeln sich mit Hilfe dieser Energie in Transformationsprodukte um (z.B. Diclofenac BOREEN et al. 2003). Für die indirekte Photolyse entstehen durch die Strahlung reaktive Spezies, welche die Spurenstoffe angreifen und zersetzen (z.B. Carbamazepin und Sulfamethoxazol, JASPER & SEDLAK 2013). Für diese reaktiven Spezies sind Nitrat und bestimmte Anteile des DOC die wesentlichen Ausgangsstoffe [ZEPP et al. 1987]. Dadurch ist die Reaktionsgeschwindigkeit der indirekten Photolyse sehr stark von Umgebungsbedingungen wie der DOC-Konzentration und der Nitratkonzentration sowie dem pH-Wert abhängig [LAURENTIIS et al. 2012]. In diesem Zusammenhang zeigen RYAN et al. [2011], dass Kläranlagenablauf förderlicher für den Photoabbau ist als Oberflächenwasser.

Welche Spurenstoffe abgebaut werden, hängt auch von anderen Umweltbedingungen ab wie dem leichtabbaubaren DOC, den **Redoxbedingungen**, der Temperatur sowie der Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaft. Im Allgemeinen läuft der Abbau von Spurenstoffen unter oxidischen Bedingungen am effektivsten ab [ZHANG et al. 2014]. Doch MOHATT et al. [2011] und GNIRSS et al. [2013] zeigen, dass gerade anaerobe Bedingungen günstig für unter aeroben Bedingungen recht persistente Stoffe wie Sulfamethoxazol sind. Bisher gibt es kaum Studien, die den besseren Abbau solcher Stoffe in Verbindung mit den Redoxbedingungen untersuchen.

Die geschilderten Umgebungsparameter lassen sich durch den Anlagenaufbau beeinflussen. Die Auswahl eines geeigneten Anlagendesigns kann die Entfernung bestimmter Spurenstoffe ermöglichen. So bestätigen beispielsweise HIJOSA-VALSERO et al. [2011] in einem Experiment mit kleinen technischen Feuchtgebieten, dass Designcharakteristika wie die Durchströmungsweise, die Anwesenheit von Pflanzen sowie die Pflanzenspezies Einfluss auf die Entfernung von Antibiotika haben.

Während technische Feuchtgebiete mit freien Wasserflächen günstig für die Entfernung photosensitiver Verbindungen sind [ZHANG et al. 2014], können Systeme mit intensivem Kontakt zu biofilmbewachsenen Oberflächen (Sediment, Pflanzenwurzeln) vorteilhaft für biologische Abbauprozesse sein [HIJOSA-VALSERO et al. 2011]. Die hier eingesetzten überstauten Bodenfilter (s. Kap. 3.1.1) lassen das Wasser durch Filtersand passieren. Diese Passage ist vergleichbar mit der Filtration durch eine wassergesättigte Bodenschicht. Dabei durchläuft das Wasser einen Gradienten von hohem zu geringem Redoxpotenzial. Der Aufenthalt in aeroben, anoxischen sowie strikt anaeroben Reaktionsräumen erweitert das Spektrum abbaubarer Stoffe. Doch im Gegensatz zu Teichen und oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten [MATAMOROS et al. 2008, PARK et al. 2009] existieren erst wenige Studien über nachgeschaltete bewachsene Bodenfilter.

**2.2.7 Behandlung von Belastungsspitzen in Folge großer Regenereignisse**  
Plötzliche hydraulische Überlastungen sind neben geringen Temperaturen die kritischen Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von konventionellen Kläranlagen. Sie reagieren im schlechtesten Fall mit Leistungseinbußen bei der Nitrifikation und Feststoffabtrieb aus der Nachklärung. Um das zu verhindern, wird bei sehr großen Regenereignissen ein Teil des Mischwassers unbehandelt in natürliche Gewässer entlastet. Diese Mischwasserentlastungen machen z.B. in Berlin einen erheblichen Teil der Gewässerbelastung aus. Hier wird die alternative Strategie vorgeschlagen, die kommunale Kläranlage höher zu belasten und ihr technische Feuchtgebiete nachzuschalten, welche die stoffliche und hydraulische Belastungsspitze abpuffern.

Schönungsteiche werden traditionell zum Ausgleich von Zulaufspitzen eingesetzt. Wie Retentionsbodenfilter besitzen die Berliner Versuchsanlagen einen Speicherraum oberhalb des Filterkörpers. Im Gegensatz zu dem im Arbeitsblatt 178 der DWA [2005] behandelten „Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ sind sie der kommunalen Kläranlage nachgeschaltet. Deshalb ist der Zulauf kein teilweise vorgeklärtes Rohabwasser, sondern geklärtes Abwasser, das im schlechtesten Fall erhöhte Ammoniumwerte durch zu kurze Aufenthaltszeiten in der Nitrifikationsstufe und mehr Feststoffe durch Schlammabtrieb aufweist. Dadurch sind die technischen Feuchtgebiete hydraulisch höher belastbar.

In der Literatur sind kurzzeitige Hochlastversuche mit Kläranlagenabläufen rar. Die von EL HAFIANE & EL HAMOURI [2004] innerhalb von 2,5 d, 1,25 d und 0,83 d mit 65 bis 190 mm/d beschickten Horizontalfilter verhielten sich stabil. Nach Erfahrungen von HELMERS et al. [2009] spiegelten sich plötzliche Volumenstromerhöhungen ohne Verdünnung erst verzögert und abgeschwächt in erhöhten Nitratblaufkonzentrationen wider. Das lag einerseits an der hydraulischen Pufferung durch das natürliche Feuchtgebiet und andererseits möglicherweise an der höheren Abbaurate bei höherer Zulaufkonzentration. Bei SPIELES et al. [2000] waren extreme hydraulische Überlastungen durch vier Flussüberschwemmungen eines nachgeschalteten oberflächlich durchströmten Feuchtgebietes für 14 % des gesamten Nitrat austrages innerhalb von zwei Jahren verantwortlich. Die Elimination verschlechterte sich durch diese Extremereignisse von 60 auf 30 %. HAGENDORF et al. [2002] beobachteten keine Verschlechterung der Abwasserdesinfektionsleistung durch kurzzeitige hydraulische Spitzen bis zu 250 mm/d.

Die Folgen eines Starkregenereignisses hängen neben den lokalen Gegebenheiten stark vom jeweiligen Regenereignis und der vorangehenden Trockenperiode ab. Ob und wie stark Leistungseinbußen auf der Kläranlage eintreten werden, ist deshalb selbst mit meteorologischen Informationen schwer prognostizierbar [SPERING 2009]. Zur Vereinfachung wird in dieser Arbeit exemplarisch die Situation der vorgeschalteten kommunalen Kläranlage ausgewertet (s. Kap. 3.9), um eine Lösung für diesen Fall vorzuschlagen.

### 2.2.8 Klimaauswirkungen

Klimaauswirkungen, Reinigungsleistung und Kosten eines konkreten Vertikalfilters bezogen PAN et al. [2011] in den Vergleich mit anderen Verfahren zur kommunalen Abwasserreinigung ein. Dabei stellte sich der Vertikalfilter als das optimale Verfahren heraus.

Klimaauswirkungen sind gerade für *denitrifizierende* technische Feuchtgebiete ein differenziert zu betrachtender Gesichtspunkt. Das UMWELTBUNDESAMT [2009] geht davon aus, dass der Großteil des in der biologischen Abwasserbehandlung abgebauten Nitrats in molekularen

---

Stickstoff umgesetzt wird und schätzt den Anteil des abgegebenen  $\text{N}_2\text{O}$ s auf immerhin 3,5 % der Gesamtlachgasemissionen in Deutschland.

Der anthropogene Klimawandel wird verursacht von Gasen. Das Prinzip der biologischen Abwasserreinigung beruht gerade darauf, gelöste und feste Organik abzubauen und gasförmig abzugeben. Namentlich Methan ( $\text{CH}_4$ ), Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) entstehen bei der Abwasserreinigung.

Parallel dazu fungiert das Abwasserreinigungsverfahren „technisches Feuchtgebiet“ auch als natürliches Feuchtgebiet mit seinen eigenen klimarelevanten Prozessen. Bei Mooren ist der mittlere Wasserpegel über oder unter Flur ausschlaggebend dafür, welche und wieviel von den Klimagasen abgegeben werden [TANNEBERGER et al. 2009]. Grob vereinfacht gilt, dass Moore  $\text{CO}_2$  festlegen und Methan abgeben, wodurch sie insgesamt die Klimaerwärmung etwas fördern [HÖPER 2007]. Ein dauerhaft betriebenes technisches Feuchtgebiet würde sich wie ein Moor verhalten. Allerdings wird der auf diese Weise festgelegte Kohlenstoff bei Wasserspiegelsenkung oder Betriebsende zeitlich verzögert wieder zu  $\text{CO}_2$  oxidiert. Der Anteil der Klimaschädlichkeit eines technischen Feuchtgebietes, der aus seinem Wesen als natürliches Feuchtgebiet rührt, kann nicht seiner Funktion als Abwasserreinigungsverfahren zugeschlagen werden, sondern ist seinem ökologischen Zusatznutzen (Habitat, günstiges Kleinklima) gegenüberzustellen. Unter bestimmten Bedingungen wirken technische Feuchtgebiete sogar als Klimagassenke [KLEIN & WERF 2013].

Prinzipiell ist in der Abwasserreinigung die Abschätzung der Menge abgegebener Klimagase schwierig.  $\text{N}_2\text{O}$  beispielsweise ist gut löslich, so dass der Ort des Ausgasens weit nach dem Ort der verursachenden Reaktion liegen kann [XU et al. 2014, YOSHIDA et al. 2014], z.B. nach der landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlamm aus Belebungsanlagen. In technischen Feuchtgebieten ist bereits die Lage der Gasmessstelle entscheidend, denn in der Nähe des Zulaufs werden höhere Gasemissionen gemessen als in der Nähe des Ablaufs [MANDER et al. 2014].

#### Kohlendioxid

Kohlendioxidausgasungen sind bisher kaum untersucht worden. Das mag daran liegen, dass  $\text{CO}_2$  aus der Abwasserreinigung vom INTERGOVERNAL PANEL FOR CLIMATE CHANGE [IPCC 2006] nicht betrachtet wird, weil es klimagünstiger ist als die alternative Kohlenstoffform Methan. Oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete geben signifikant weniger  $\text{CO}_2$  ab als Horizontalfilter. Die Emissionsfaktoren ( $\text{CO}_2\text{-C}/\text{TOC}_{\text{in}}$ ) liegen meist über 100 % und sind am geringsten in Anlagen mit wenig Sumpfpflanzen [MANDER et al. 2014].

#### Methan

Methan ( $\text{CH}_4$ ) scheint das Gas aus technischen Feuchtgebieten in der Hauptreinigungsstufe zu sein, dessen Emission am meisten zum anthropogen verursachten Klimawandel beiträgt

[MANDER et al. 2014]. Sein Treibhauspotenzial beträgt 25 CO<sub>2</sub>-Äquivalente im Zeithorizont von 100 Jahren [IPCC 2007]. Es wird unter Sauerstoffabschluss in Filtermaterial oder Sedimenten aus organischem Material gebildet. Der Kohlenstoff dafür stammt entweder aus dem Abwasser oder aus der Photosynthese der Pflanzen in der Anlage selbst (s. Kohlenstoffversorgung in Kap. 2.2.3.2). Für die Abwasserreinigung im Allgemeinen gilt: Je anaerober ein System ist, desto höher ist sein CH<sub>4</sub>-Ausstoß [IPCC 2006]. Entsprechend sind die Methanemissionen von Vertikalfiltern signifikant geringer als die von oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten und Horizontalfiltern (Emissionsfaktoren CH<sub>4</sub>-C/TOC<sub>in</sub>: 1,3 %; 17 % bzw. 3,8 % MANDER et al. 2014). MANDER et al. [2014] stellten bei ihrer Literaturschau fest, dass zwischen der TOC-Zulaufbelastung und der Höhe der Methanemissionen signifikante Zusammenhänge bestehen. In Abb. 2-4 ist beispielhaft der lineare Zusammenhang für oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete dargestellt.

### Lachgas

Sein Treibhauspotenzial beträgt 296 CO<sub>2</sub>-Äquivalente im Zeitrahmen von 100 Jahren [IPCC 2007]. Lachgas ist das letzte Zwischenprodukt im Reaktionsverlauf der Denitrifikation. Das Enzym Distickstoffmonoxid-Reduktase katalysiert die Reaktion von N<sub>2</sub>O zu N<sub>2</sub>. Es ist das sauerstoffempfindlichste aller beteiligten Enzyme. Wenn also die Sauerstoffkonzentration nicht tief genug ist, läuft der letzte Reaktionsschritt von N<sub>2</sub>O zu N<sub>2</sub> nicht ab. Auch bei optimaler Betriebsführung lässt sich die Lachgasemission nicht komplett vermeiden, da einige Denitrifikanten das genannte Enzym nicht produzieren und die Denitrifikation nur bis zum Lachgas durchführen. Eine Folge ist, dass die Denitrifikation derjenige Stickstoffprozess in der Abwasserreinigung ist, der am meisten N<sub>2</sub>O freisetzt [HUANG et al. 2013].

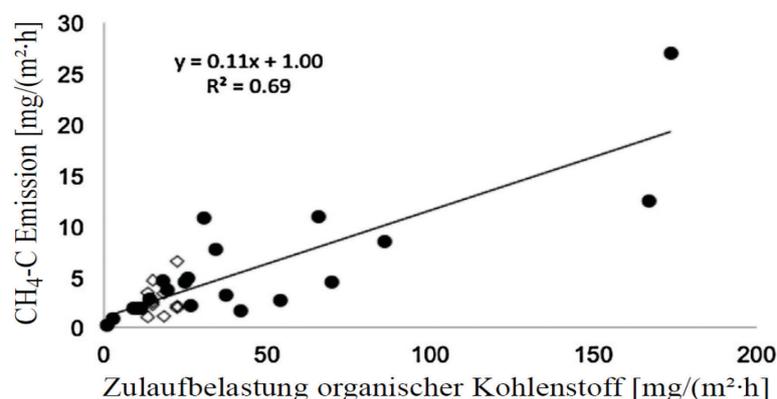


Abb. 2-4: Verhältnis zwischen der Zulaufbelastung an organischem Kohlenstoff und Methan-Emission in oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten [MANDER et al. 2014]

MANDER et al. [2014] stellten eine signifikante, wenn auch schwache Korrelation zwischen dem eingebrachten Gesamtstickstoff (in mg/(m²·h)) und dem Lachgasausstoß fest. Die Medi-

ane der Emissionsfaktoren ( $N_2O-N_{ab} / N_{ges}$ ) lagen für oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete bei 0,11 % und für Horizontalfilter bei 0,34 % [MANDER et al. 2014].

#### Einflussfaktoren für den Ausstoß von Methan und Lachgas

Je höher die zugeführte **Belastung mit Kohlenstoff und Stickstoff** ist, desto mehr  $CH_4$  bzw.  $N_2O$  wird ausgestoßen (s. Abb. 2-4). Darüber herrscht in der Literatur Einigkeit, s. z.B. [HUANG et al. 2013, MANDER et al. 2014]. Darüber hinaus stellen HUANG et al. [2013] fest, dass die Lachgasemissionen mit der jeweils abgebauten Stickstoffmenge steigen.

Der Anstieg der **Temperatur** führt immer zu höheren Methanemissionen, für Lachgas ist der Zusammenhang nicht eindeutig [MANDER et al. 2014]. Die meisten Autoren halten fest, dass im Sommer höhere Emissionen mit größeren Schwankungen auftreten [HUANG et al. 2013].

MANDER et al. [2011] und YANG et al. [2013] stellen fest, dass ein höherer **Anteil wassergefüllter Poren** durch eine höhere **Einstauhöhe** in Horizontalfiltern zu höherem  $CH_4$ -Ausstoß führt. Gleichzeitig sinkt der  $N_2O$ -Ausstoß. Wassersättigung unterbindet im Allgemeinen die **Sauerstoffversorgung** aus der Luft, sodass das **Redoxpotenzial** sinkt. Im Gegensatz dazu zieht die gute Belüftung durch **intermittierende Beschickung** von Vertikalfiltern und oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten (manchmal auch bei Horizontalfiltern) eine geringere  $CH_4$ -Ausgasung nach sich [MANDER et al. 2014].

Die Lachgasemissionen werden auch vom **Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N)** beeinflusst. Geringe C/N-Verhältnisse stören die vollständige Denitrifikation und vermehren den Lachgasausstoß [HUANG et al. 2013]. Auch für andere Verfahren wie das Belebungsverfahren gilt, dass grenzwertige Sauerstoffkonzentrationen und Nitrit auf Probleme in der Denitrifikation und/oder Nitrifikation hindeuten, die hohe  $N_2O$ -Emissionen nach sich ziehen [AHN et al. 2010].

**Sumpfpflanzen** können einen Einfluss haben. Die emittierten Gasmengen können auch von der Spezies oder der Pflanzenvielfalt abhängen [MANDER et al. 2014]. Dass Methanemissionen aus Flächen *mit* Sumpfpflanzen höher sind, wurde mehrfach gezeigt z.B. von INAMORI et al. [2007] und KLEIN & WERF [2013].

Es fehlt eine Zusammenstellung, wieviel Klimagase speziell aus denitrifizierenden nachgeschalteten technischen Feuchtgebieten verschiedener Bautypen emittiert werden. Für eine Bewertung ist darüber hinaus eine Gegenüberstellung mit anderen Nachreinigungsverfahren erforderlich.

### 2.2.9 Nachgeschaltete technische Feuchtgebiete in Deutschland

Die Abwassernachreinigung mit technischen Feuchtgebieten ist in Deutschland nicht verbreitet. Es finden sich vereinzelt Rieselfelder (Braunschweig - 220 ha, Neuruppin - 8,6 ha) und Abwasserteiche (Hattorf bei Wolfsburg – 0,79 ha) sowie bewachsene Bodenfilter (Lobetal –

0,35 ha), die früher als Hauptreinigungsschritt fungierten und denen inzwischen ein technisches Reinigungsverfahren vorgeschaltet wurde. In Braunschweig und Hattorf wird der in den Jahren als Hauptreinigungsstufe akkumulierte Phosphor ausgespült und / oder im Sommer rückgelöst [PETERSEN 2014]. Die Konzentrationen der Stickstoffspezies werden weiter gesenkt auf 3 mg/l NO<sub>3</sub>-N (Braunschweig) bis 5 mg/l NO<sub>3</sub>-N (Neuruppin s. Tab. 7-1), wodurch die Gesamtstickstoffkonzentration verringert wird. Der CSB sowie der BSB<sub>5</sub> bleiben gleich oder werden etwas vermindert. Im Allgemeinen wirken die nachgeschalteten Anlagen als Puffer und vergleichmäßigen die Ablaufwerte. Aufbau und Dimensionierung von Schönungs- teichen sind im Arbeitsblatt 201 [DWA 2005] beschrieben und werden hier nicht näher betrachtet. Die Leistungsfähigkeit solcher Systeme hinsichtlich der Abwasserdesinfektion und Spurenstoffentfernung wurde in Deutschland bisher kaum untersucht.

### 2.2.10 Kosten technischer Feuchtgebiete

Der Einsatz technischer Feuchtgebiete gehört zu den „low technologies“, deshalb gelten Investitions- und Betriebskosten besonders bei den oberflächlich durchströmten Anlagen als gering [WISSING & HOFMANN 2002].

Für die Prognose der **Investition** von abwassertechnischen Anlagen ist die Verwendung und Mischung von Preisindizes des Statistischen Bundesamtes üblich [ATV 1996]. BORN [2002] verwendete den Preisindex „Kanal“ für Retentionsbodenfilter. Davon wird an dieser Stelle abgesehen, da die Baukosten nur zu etwa der Hälfte aus Aufwendungen bestehen, wie sie beim Kanalbau anfallen [BORN 2002]. Deshalb wird für diese Arbeit auf Erfahrungswerte für Gesamtanlagen zurückgegriffen. Sie streuen breit, weil sie sehr verschiedenen Bedingungen unterliegen (Region, Aufgabe, Ausstattung, Baujahr).

Investitionen sind einmalige Aufwendungen für die Herstellung der Anlage und die Standortuntersuchung. Baukosten fallen konkret an für: Abdichtung, Erdarbeiten (Aushub und Deposition), Filtermaterial, Zu- und Ablaufbauwerk, Verrohrung, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Pflanzen, Erschließung und Baustelleneinrichtung. Indirekte Kosten für Planung, Genehmigung, Finanzierung und Kapitalbereitstellung sowie Bauüberwachung kommen hinzu. Kosten für Grund und Boden werden in der Literatur häufig nicht mit ausgewertet, die großen regionalen Unterschiede würden das Gesamtbild verzerren.

Für Teiche entfallen die Posten Filtermaterial und dessen Transport sowie die Verrohrung innerhalb der Anlagen. Somit sind sie günstiger. KADLEC & WALLACE [2008] geben an, dass die Investitionen für Horizontalfilter etwa 3,3mal so hoch sind wie für oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete.

Die Literaturangaben über Investitionen in Deutschland streuen sehr breit (s. Tab. 2-12). Deshalb blieb hier die zeitliche Kostenentwicklung unberücksichtigt und auf die Umrechnung auf ein bestimmtes Bezugsjahr wurde verzichtet. Die flächenbezogenen Kosten liegen laut

GELLER & HÖNER [2003] bei 35 bis 175 € / m<sup>2</sup> für Horizontalfilter bzw. 50 bis 250 € / m<sup>2</sup> für Vertikalfilter. Für die bauähnlichen Retentionsbodenfilter gibt HORSTMAYER [2014] einen höheren Median von 232 €/m<sup>2</sup> für das Bezugsjahr 2005 an. Laut KADLEC & WALLACE [2008] sowie WAGNER [2003] sinkt der spezifische Preis, je größer das Vorhaben ist. Dieser Größeneffekt wird oft von Unterschieden in Auslegung und Ausstattung überdeckt [GELLER & HÖNER 2003].

Zu den **Betriebskosten** gehören alle Aufwendungen für Betrieb, Unterhaltung und Überwachung [HORSTMAYER 2014]. Bei technischen Feuchtgebieten fallen Kosten an für: Personal, gegebenenfalls Pumpenergie, Qualitätsüberwachung des Ablaufs, Instandhaltung der Dämme, Böschungen und Zugangswege sowie Reparatur mechanischer Teile und Material. Ein weiterer Posten ist die Abwasserabgabe. Tritt bei Bodenfiltern Kolmation auf, die soweit geht, dass der Betrieb unterbrochen werden muss, kommt das einer Havarie gleich und es kommen beträchtliche Kosten für Gegenmaßnahmen hinzu. Verglichen mit technischen Verfahren fallen die Kosten für Wartung und Betrieb um Faktor 2 bis 10 geringer aus [KADLEC & WALLACE 2008]. GELLER & HÖNER [2003] werteten die jährlichen Betriebskosten von 13 Anlagen (77 bis 1.860 EW) im deutschsprachigen Raum aus. Deren Betriebskosten lagen zwischen 13 und 50 € / (EW · a) mit einem Median bei 17,5 € / (EW · a). Beim Entsorgungsverband Saar fallen hingegen nur 4 € / (EW · a) an [WAGNER 2003].

Tab. 2-12: Investitionen [€ / E] für technische Feuchtgebiete als Hauptreinigungsstufe im deutschsprachigen Raum

Autor	Anlagentyp	Größe	€ / E
WAGNER 2006	Vertikalfilter	< 300 EW <sup>a)</sup>	1.304
		300 EW	545
		> 300 EW <sup>b)</sup>	375
GELLER & HÖNER 2003	Bewachsene Bodenfilter		200 – 1.000
RUSTIGE 2006	Horizontalfilter		400 <sup>c)</sup>
	Vertikalfilter		480 <sup>d)</sup>

a) Ungünstige Bedingungen

b) Günstige Bedingungen

c) Annahme: 5 m<sup>2</sup>/E

d) Annahme: 4 m<sup>2</sup>/E

Für technische Feuchtgebiete als Hauptreinigungsstufe wurde in der Literatur festgestellt, dass die Investitionen ähnlich hoch wie für technische Verfahren waren [KADLEC & WALLACE 2008]. Verglichen mit den Mittelwerten, die GUJER [2007] für Abwasserreinigungsanlagen in der Schweiz, Deutschland und Frankreich von BUWAL [2003] zitiert, liegen die einwohnerspezifischen Investitionen (s. Tab. 2-12) in der unteren Hälfte. Gleichzeitig gelten die Betriebskosten [KADLEC & WALLACE 2008] und die Gesamtkosten als geringer. So zeigt SHILTON [2005], dass die Jahreskosten für Abwasserteiche zur BSB<sub>5</sub>- und Stickstoffentfernung um den Faktor 5 bis 10 unter denen des Belebungsverfahrens liegen. Bewachsene Bodenfilter

und oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete kommen demnach auf doppelt so hohe Jahreskosten wie Abwasserteiche. Allgemein gilt, dass technische Feuchtgebiete bei hohen Energiepreisen und geringen Bodenpreisen vorteilhaft sind [KADLEC & WALLACE 2008]. GELLER & HÖNER [2003] sehen die Wirtschaftlichkeitsgrenze bewachsener Bodenfilter bei ca. 1.000 EW im deutschsprachigen Raum. Für technische Feuchtgebiete als Nachreinigungsstufe liegt in der Literatur kein detaillierter Kostenvergleich mit anderen Verfahren vor.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass technische Feuchtgebiete bei vergleichsweise geringem Rohstoffverbrauch hohe Potenziale zur Abwasserdesinfektion, zur Restdenitrifikation und möglicherweise zur Spurenstoffentfernung aufweisen. Um diese Potenziale zu quantifizieren, wurden folgende Untersuchungen durchgeführt.

### 3 Material, Methoden und Vorgehensweise

#### 3.1 Beschreibung der technischen Feuchtgebiete Berlin

Das gesamte Projektgebiet der Wiedervernässung umfasst eine Fläche von 450 ha der Revierförsterei Buch im Landschaftsschutzgebiet und Naturpark Barnim im Norden von Berlin westlich der Siedlung Hobrechtsfelde. Zwischen 1878 bis 1985 wurde hier nur mechanisch vorbehandeltes Abwasser verrieselt, erst in der Form von Rieselfeldern, die später als „Intensivfilter“ einer sehr hohen Beschickung ausgesetzt waren [AKUT 2005].

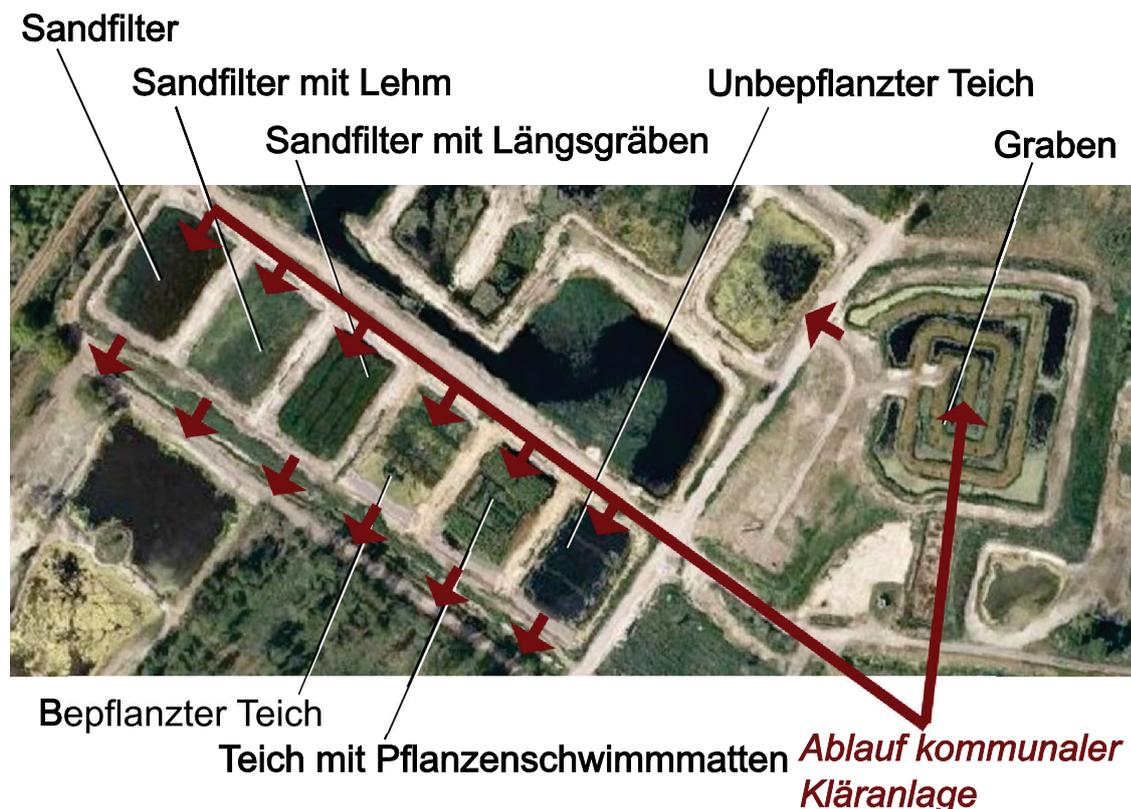


Abb. 3-1: Satellitenaufnahme der untersuchten technischen Feuchtgebiete mit Zu- und Abläufen [GOOGLE EARTH 2006]

Abb. 3-1 und Abb. 7-2 geben einen Überblick zur Lage der Versuchsanlagen. Bei den sieben technischen Feuchtgebieten handelte es sich um drei bewachsene Bodenfilter (Sandfilter, Sandfilter mit Lehm, Sandfilter mit Längsgräben) und vier Abwasserteiche (Bepflanzter Teich, Teich mit Pflanzenschwimmatten, Unbepflanzter Teich, Graben). Unter den Becken befand sich zur Dichtung eine 60 cm dicke Schicht tonigen Schluffes. Toniger Schluff hat laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL [2002] einen Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  von  $10^{-7}$  bis  $10^{-8}$  m/s der so gering ist, dass Sickerverluste vernachlässigbar sind. Die Becken hatten die Form von umgekehrten Pyramidenstümpfen. Ihr Aufbau variierte und ist in Abb. 3-2 dargestellt, ihre geometrischen Maße in Tab. 3-1. Beschickt wurden sie durch ein geschlitztes Rohr (DN 200), das auf einer kurzen Anlagenseite quer zur Strömungsrichtung in eine Kiesschicht eingebet-

tet war. Bei den Teichanlagen befand sich auf der gegenüberliegenden Seite ein ebensolcher Auslass.

Tab. 3-1: Geometrische Maße und mittlere Einstauhöhen der technischen Feuchtgebiete

	$A_F$ [m <sup>2</sup> ]	$A_w$ [m <sup>2</sup> ]	$h_w$ [m]	$h_F$ [m]
Sandfilter	1.454		0,3	0,55
Sandfilter mit Lehm	1.436		1,3	0,55
Sandfilter mit Längsgräben	1.319		0,6 bzw. 0,2	0,2 bzw. 0,6
Bepflanzter Teich		1.300	0,6 bzw. 0,3	
Teich mit Schwimmmatten		1.520	1,1	
Unbepflanzter Teich		1.550	1,1	
Gaben, erste Hälfte		1.610	0,4	
Gaben		3.240	0,4	

$A_F$  Oberfläche des Filters

$A_w$  benetzte Wasserfläche

$h_w$  mittlere Einstauhöhe

$h_F$  Mächtigkeit des Filters

Die Beschickung begann ein Jahr vor den ersten Versuchen (Kap. 3.2) im Juni 2005, so dass die Anlagen eingefahren waren. Es fand keine Mahd oder Pflanzenentnahme statt, so dass auf diesem Wege nicht mit einer Stoffentfernung zu rechnen war.

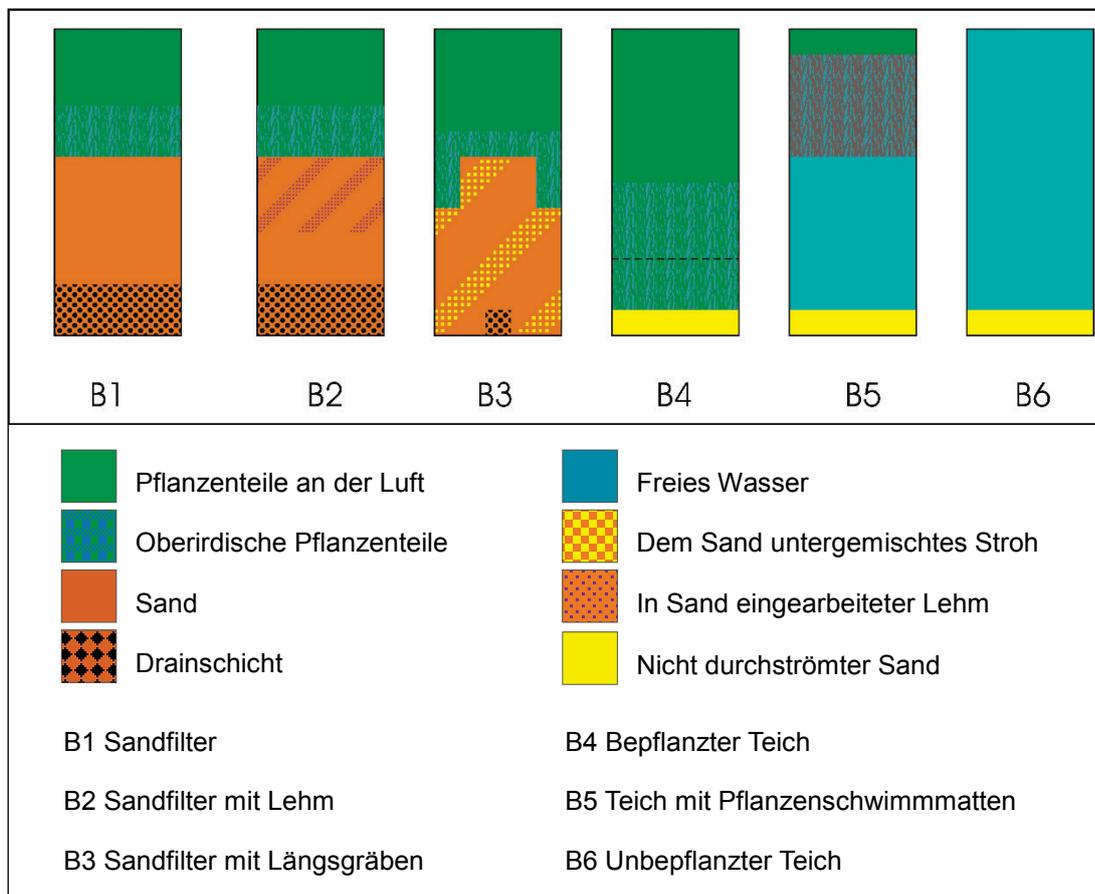


Abb. 3-2: Skizze des Aufbaus der technischen Feuchtgebiete im Querschnitt [AKUT]

### 3.1.1 Bewachsene Bodenfilter

Die hier untersuchten bewachsenen Bodenfilter waren permanent überstaute, vornehmlich vertikal durchströmte Sandkörper. Darüber hinaus bestanden die bewachsenen Bodenfilter aus Wurzeln, abgestorbenen Pflanzenbestandteilen und deren Abbauprodukten (Humus). Das hydraulische Porenvolumen (wirksames Porenvolumen) dieses Sandes (s. Kap. 4.1.2) macht laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL [2002] etwa 30 % des Sandfiltervolumens aus. Die Herkunft des Sandes waren tiefere Schichten der ehemaligen Rieselfelder. Sie wurden auf Schwermetalle geprüft und für den uneingeschränkten Einbau (Z0) zugelassen [Auskunft ZEUSCHNER 2008).



Abb. 3-3: Sandfilter im September (links) und im Winter

#### Sandfilter und Sandfilter mit Lehm

Der Sandfilter (s. Abb. 3-3) und der Sandfilter mit Lehm (s. Abb. 3-4) waren bewachsene Bodenfilter (s. Kap. 2.2.1) und können auch als „Pflanzenbeete mit überwiegend sandigem Bodenkörper“ [BÖRNER 1992] eingeordnet werden. Die Mächtigkeit der Filterschicht betrug etwa 55 cm. In das Filtermaterial des Sandfilters mit Lehm war in die oberen 30 cm Lehm eingefräst worden. Deshalb sind sie vergleichbar mit „einstufigen Anlagen mit drei Filterschichten nach dem System ‚Phytofit-MS‘ mit vertikaler Durchströmung“ [NETTER 1995]. Das Wasser floss aus dem Zulaufrohr durch ein Kiesbett in die Wasserphase über dem Filterkörper. In diesem Überstau sollte es sich gleichmäßig über dem Filter verteilen. Diese Bauweise spart die Verrohrung über dem Filterkörper und ermöglicht großflächige Anlagen. Das Wasser durchströmte den Filter vertikal in die vier (bzw. fünf im Sandfilter mit Lehm) in Kies gepackten Drainagerohre, die unter der gesamten Länge des Filterkörpers lagen. Beide Bodenfilter waren mit Schilf (*Phragmites australis*, Familie der Poaceae) bewachsen. Schilf gilt als „Nährstofffresser“ und ist „auch an natürlichen Standorten ausgesprochen nitrophil“ [WISSING

& HOFMANN 2002]. Während der Wachstumsphase entnimmt Schilf dem Wasser also Stickstoff, welchen es mit dem Laubfall wieder abgibt.



Abb. 3-4: Sandfilter mit Lehm im Winter (links) und im September

### Sandfilter mit Längsgräben

Der Sandfilter mit Längsgräben (s. Abb. 3-6) war ein „mit Aufstau betriebenes Sickerbeet mit vertikal durchflossenem, dräniertem Feinsand“ nach BÖRNER [1992]. Aufgrund des Überstaus war die Hauptströmungsrichtung vertikal. Vor dem Filterkörper lag eine tiefe Einlaufzone die sich über die gesamte Beetbreite erstreckte. Daran schlossen sich vier etwa 6 m breite Tafeln an, die längs durch Gräben voneinander getrennt waren. Unter den Gräben betrug die Filtermächtigkeit mindestens 20 cm. Unter jeder Tafel lag ein in Kies (2/8) gebettetes Drainagerohre (DN 100 VS PE-HD). In dieses strömte das Wasser auch seitlich, so dass die Strömungsrichtung eine horizontale Komponente beinhaltete (s. Abb. 3-5). Der gewählte Aufbau bot eine große Infiltrationsfläche. Dieser ausgeprägte Kontakt mit der mikrobiell besonders aktiven Oberfläche des Sediments sollte die Reinigungsleistung steigern. In den Filtersand wurde beim Bau Stroh als Ersatz für den später einsetzenden Pflanzenbestandsabfall eingearbeitet (s. Abb. 3-5). Diese organische Kohlenstoffquelle kann die Denitrifikationsleistung verbessern [WISSING & HOFMANN 2002]. Bepflanzt war der Sandfilter mit Längsgräben mit Seggen (*Carex acutiformis*, Familie der Cyperaceae).

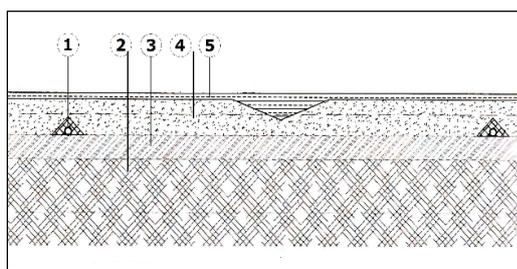


Abb. 3-5: Teil des Querschnittes des Sandfilters mit Längsgräben

- (1) Drainageleitung DN 100 in Kiespackung
- (2) Baugrund
- (3) Lehmadichtung (H = 60 cm)
- (4) Filter aus Sand mit Stroh (H = 60 cm)
- (5) Gereinigtes Abwasser



Abb. 3-6: Sandfilter mit Längsgräben im Winter (links) und im Sommer

### 3.1.2 Teiche

Die Anlagen Bepflanzter Teich und Teich mit Pflanzenschwimmatten waren „abwasser-durchflossene mit Sumpfpflanzen bewachsene Becken“ [BÖRNER 1992]. Gemeinsam mit dem Unbepflanzten Teich und dem Graben lassen sie sich zu den Abwasserteichen zählen, die hier als Schönungsteiche eingesetzt waren. Der Unbepflanzte und der Teich mit Schwimmatten waren durch zwei flache Sohlschwellen senkrecht zur Hauptfließrichtung ansatzweise in drei hydraulische Zonen aufgeteilt (s. Abb. 3-1). Die Einstauhöhen des Unbepflanzten Teichs und des Teiches mit Schwimmatten lagen im vom Arbeitsblatt 201 [DWA 2005] empfohlenen Bereich von 1 - 2 m.

#### Bepflanzter Teich

Der bepflanzte Teich (s. Abb. 3-7) war ein oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet. Solche Anlagen kommen in der Regel zur biologischen Nachbehandlung zum Einsatz [DWA 2006]. Für die Bepflanzung wurde eine 30 cm mächtige Substratschicht angelegt. Unter dieser Substratschicht befand sich keine Drainage wie in den Filtern. Die Anlage war quer zoniert: Das vom Einlass aus erste, dritte und fünfte Fünftel waren 30 cm tiefer. HAMMER & KNIGHT [1992 in SIMI & MITCHELL 1999] empfehlen das, um die Wasserverteilung zu verbessern, indem sie die in flach überstauten Feuchtgebieten unvermeidlichen Kurzschlussströmungen unterbinden. Bepflanzte war die Anlage in den tiefen Bereichen des ersten und fünften Fünftels mit Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*, Typhaceae). Er wurzelt flach und trägt relativ viel Sauerstoff in den Wurzelbereich. Besonders bei ihm kann es nachteilig sein, dass der auf der Oberfläche einer Anlage faulende Bestandsabfall zu einer Sekundärverschmutzung führt [WISSING & HOFMANN 2002]. Das zweite Fünftel wurde mit Seggen (*Carex acutiformis*) und das vierte Fünftel mit Simsen (*Scirpus*, Cyperaceae) bepflanzte. Den Abschluss bildete die letzte Tiefzone mit *Phragmites australis*. In den tiefen Bereichen funktionierten die Halme und Blätter statt der Wurzeln und unterirdischen Sprosse der Pflanzen als Aufwuchsflächen für Mikroorganismen [RUSTIGE 2003].



Abb. 3-7: Bepflanzter Teich im Winter (links) und im Sommer [SALAZAR-CHAVEZ 2008]

#### Teich mit Pflanzenschwimmatten

Der Teich mit Pflanzenschwimmatten ist ein „System mit selbst schwimmenden Pflanzen“ nach BÖRNER [1992]. Mit Hilfe von Auftriebskörpern wurde der Teich so mit *Carex*, *Scirpus* und *Iris pseudacorus* (Iridaceae) versehen, dass sie flotierten.



Abb. 3-8: Teich mit Pflanzenschwimmatten im April (links) und Pflanzenschwimmatten von unten im August 2008

Die Pflanzenschwimmatten bestanden aus schwarzen Folien mit 1 mm weiten Löchern. Darüber befand sich eine mit Draht durchflochtene Kokosmatte. Diese Matte war an rohrförmigen Auftriebskörpern befestigt. Die Folie wurde durch die kleinen Löcher nur schwach durchwurzelt (s. Abb. 3-8). Das Trägermaterial befand sich ca. 30 cm unter dem Wasserspiegel. Die untersuchte Fläche war zu meist zu 2/3 bedeckt. In diesem Anlagentyp hat die

Dichte der Pflanzen und deren Wurzeln besonderen Einfluss. KADLEC & KNIGHT [1996] schreiben, dass die Pflanzenbedeckung den Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche verhindert, was zu anaeroben Bedingungen in allen Wassertiefen führt. Bestätigt wurde das durch schwarze Ablagerungen an den Aufwuchsfolien im Wurzelraum.

### Unbepflanzter Teich

Der Unbepflanzte Teich war ein typischer unbelüfteter Abwasserteich, wie er zur Schönung nachgeschaltet wird (s. Abb. 3-9). Während der Vegetationszeit wurde in manchen Jahren starker Algenbewuchs u.a. mit Fadenalgen (2006) oder mit Wasserlinsen (2008, 2010 und 2011) beobachtet.



Abb. 3-9: Unbepflanzter Teich im Herbst (links) und Ende April 2008

### Graben

Der Graben war ein langgezogener unbepflanzter Teich und kann auch als Oxidationsgraben bezeichnet werden (s. Abb. 3-10). Er unterschied sich von den anderen Anlagen durch sein großes Länge-Breite-Verhältnis. Er war an den Ufern mit einer Vielzahl verschiedener Sumpfpflanzen bepflanzte worden. Seine Wasserfläche war in der Vegetationszeit mit Wasserlinsen bedeckt. Seine Fläche war mit 3.240 m<sup>2</sup> größer als die der anderen Anlagen. Die Probenahmestelle für die Teilfläche „Graben, erste Hälfte“ befand sich hinter einem kurzen Rohr nach der Hälfte der Anlagenfläche. Die Wasserproben wurden hier, im Gegensatz zu allen anderen Probenahmepunkten, ohne vorherige Kiesbett passage gezogen.



Abb. 3-10: Graben am Sommeranfang (links) und im Winter

### 3.2 Messprogramm und Zulaufvolumenströme

In Tab. 3-2 ist das Messprogramm mit den angestrebten Zulaufvolumenströmen dargestellt. Prinzipiell wurden für die verschiedenen Anlagentypen gleiche Flächenbelastungen anvisiert, um die Reinigungsleistungen vergleichen zu können. Da insbesondere der Sandfilter und der Sandfilter mit Lehm bis auf die Lehmbeimischung identisch aufgebaut waren, wurde angestrebt, sie beide mit der für den Sandfilter mit Lehm maximalen Menge zu beschicken. 2006 und 2008 wurden Tracerversuche mit 50 bzw. 100 mm/d durchgeführt (genauer s. Tab. 7-2). Im Juli 2007 wurde in einem einmonatigen Versuch die hydraulische Belastbarkeit getestet. In den Jahren 2012 und 2013 wurden in den einzelnen Anlagen noch nicht getestete Volumenströme gefahren (s. Tab. 3-2). Die Spurenstoffbeprobungen 2012 und 2013 fanden bei gleichen Zulaufvolumenströmen von 50 mm/d statt.

Die limitierte Durchlässigkeit, insbesondere des Sandfilters mit Lehm, des Sandfilters und des Teiches mit Pflanzenschwimmatten, begrenzte die möglichen Zulaufvolumenströme (s. Kap. 4.1.2). Der Sandfilter mit Lehm musste wegen Kolmation (s. ebd.) in folgenden Zeiträumen außer Betrieb genommen werden (28.8. - 28.9.07; 19.12.08 - 4.2.09; 7.1. - 11.11.10; 13.3. - 24.7.12). Der Sandfilter wurde deshalb ebenfalls regeneriert (19.5. - 19.8.10). Der Graben wurde von September 2007 bis Juni 2010 wegen der fehlerhaften Übernahme einer zu hohen Angabe des Flächeninhaltes in den Planungsunterlagen mit der 1,25-fachen Menge beschickt (s. Diagr. 3-2). Anfang 2011 geschah eine viermonatige hydraulische Höchstbelastung des Sandfilters mit Längsgräben durch einen Schieberausfall. Diese Höchstlastphase wurde genutzt, um die Auswirkungen auf Standardparameter und die

Hygienisierung zu dokumentieren. Gezielt wurde dieser Versuch bei allen Anlagen von Mai bis Dezember 2011 mit Zulaufvolumenströme bis 250 mm/d durchgeführt.

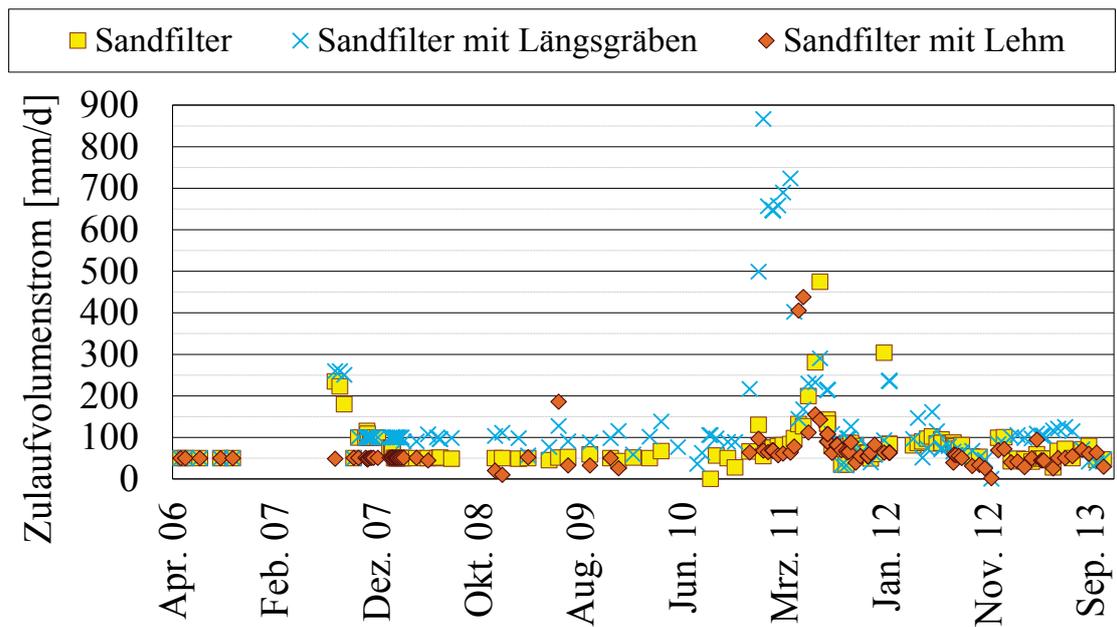
Tab. 3-2: Chronik der Versuche, Beschickungsstrategien und angestrebten Zulaufvolumenströme im Routinebetrieb der einzelnen Anlagen

Zeitraum	Versuche und analysierte Parameter	Beschickungsstrategie	Anlagen	Zufluss [mm/d]
Mai–Okt. 06	Standardparameter, Tracer	gleicher Volumenstrom	alle	50
Aug. 07	-	einmonatiger Hydrauliktest	alle außer Sandfilter mit Lehm	200-250
Sept. 07– Apr. 11	Standardparameter, Hygiene, Regenereignissimulationen	gleicher Volumenstrom	Sandfilter <sup>a)</sup> und Sandfilter mit Lehm <sup>b)</sup>	50
			alle anderen	100
Jul.–Sept. 08	Tracer, Standardparameter	gleicher Volumenstrom	Sandfilter und Sandfilter mit Lehm	50
			alle anderen	100
Jan.–Apr. 11	Standardparameter, Hygiene	Höchstlast	Sandfilter mit Längsgräben	400-850
Mai–Dez. 11	Standardparameter, Hygiene	Abbauleistung bei Hochlast	alle	150
				200
				250
2012–2013	Standardparameter, Hygiene Regenereignissimulation	geeigneter Volumenstrom geeignete noch fehlende Volumenströme	Sandfilter und Sandfilter mit Lehm <sup>a)</sup>	50-75
			Sandfilter mit Längsgräben	50-125
			Bepflanzter Teich	50-150
			Unbepflanzter Teich	25-125
			Graben	25-100
Aug. 12	Spurenstoffe,		Sandfilter mit Längsgräben	
Aug–Sept. 13	Standardparameter		Teich mit Schwimmmatten	50
			Unbepflanzter Teich	

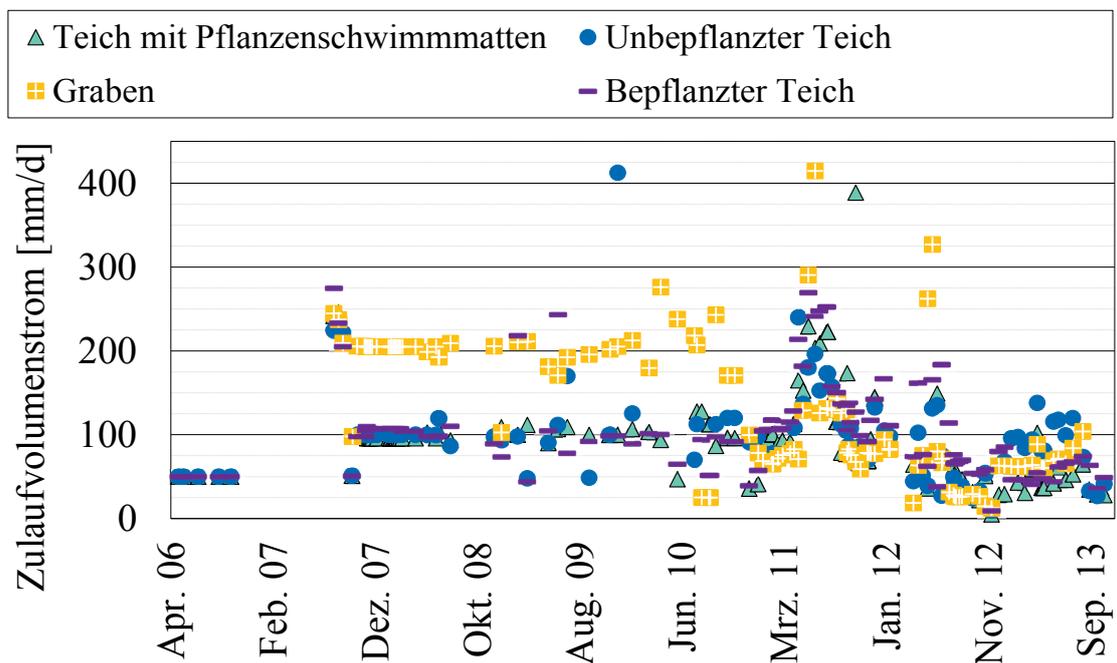
a) Der Sandfilter wurde 2010 für 3 Monate durch Beschickungsstopp regeneriert.

b) Der Sandfilter mit Lehm wurde mehrmals durch Beschickungsstopp regeneriert für insgesamt 17 Monate.

Die an den Schiebern eingestellten Durchflüsse änderten sich z.T. drastisch, da es sich nicht um Steuerungsschieber handelte (s. folgendes Kapitel). Deshalb wurde ab 2008 der tatsächliche Volumenstrom als Mittel aus letztmalig eingestelltem und aktuell gemessenem Volumenstrom dokumentiert. Die Chronik der Volumenströme ist in den Diagr. 3-1 und 3-2 dargestellt, sofern sie für die durchgeführten Abwasseranalysen relevant waren. Im Ergebnis waren alle Jahreszeiten und Temperaturbereiche gleichmäßig von den verschiedenen Volumenströmen abgedeckt.



Diagr. 3-1: Zulaufvolumenströme [mm/d] der bewachsenen Bodenfilter während der Probenahmezeiten



Diagr. 3-2: Zulaufvolumenströme [mm/d] der Teiche

### Volumenstrommessung

Gesteuert wurden die Volumenströme mit Schiebern (Schützen). Dafür wurden die Volumenströme mit jeweils einem Thomsonwehr (auch Dreieckswehr oder Wehr nach Gouley genannt) gemessen, das sich für die Messung von kleinen Volumenströmen (0,05 bis 30 l/s)

bewährt hat. Seine Genauigkeit liegt bei  $\pm 15\%$  [NÜTZMANN 2006]. Der Volumenstrom hängt proportional mit der Wasserspiegelhöhe über der Dreiecksspitze zusammen wie folgende Formel zeigt:

$$q = 0,0146 \cdot f \cdot h^{\frac{5}{2}}$$

q: Volumenstrom in l/s

f: Korrekturfaktor aus Kalibrierung

h: Wasserhöhe über der Dreiecksspitze s. Abb. 3-11 in cm

Basierend auf dieser Formel wurden die Wasserspiegel mit einem Zollstock gemessen und mit den Reguliern eingestellt. Die Korrekturfaktoren f wurden durch Kalibrierung der Wehre ermittelt.

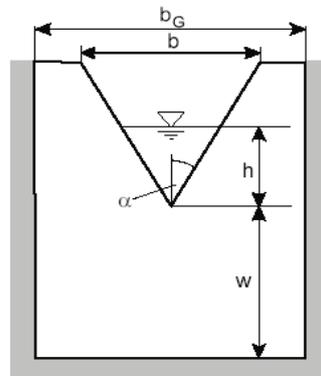


Abb. 3-11: Dreieckswehre zur Messung von Volumenströmen [NÜTZMANN 2006]

### 3.3 Zulaufbeschaffenheit

Bevor das Wasser zu den technischen Feuchtgebieten gelangte, wurde es im Berliner Klärwerk (KW) Schönerlinde durch Rechen, Sandfang, Fettfang, Vorklärung, Belebungsstufe mit Nitrifikation, Denitrifikation, biologischer Phosphatelimination, Eisen-II-Sulfat-Fällung und Nachklärung behandelt. Das Schlammalter betrug nach persönlicher Auskunft des technischen Leiters Herrn SCHWIEGER in der Regel 25 d und die theoretische Aufenthaltszeit in der gesamten Kläranlage bis zu 40 h (bei Ansatz der gesamten vorhandenen Beckenvolumina ohne Berücksichtigung der Füllhöhe). Für eine Kläranlage mit 800.000 EW kann dieses Schlammalter als außergewöhnlich hoch bezeichnet werden. Das gereinigte Abwasser erreichte die Versuchsanlagen mit der in Tab. 4-3 und Tab. 4-7 beschriebenen Belastung. Die Ergebnisse der Zulaufanalysen wurden mit den Ablaufergebnissen der Eigenanalyse der Kläranlage Schönerlinde validiert (s. Kap. 3.6 unten).

### 3.4 Durchlaufverhalten

#### 3.4.1 Auswahl des Markierungsmittels

Das ideale Markierungsmittel (Tracer) sollte folgende Eigenschaften aufweisen:

- konservativ, d.h. es unterliegt keiner Umwandlung oder Sorption im Reaktor und unterliegt den gleichen Prozessen wie das Wasser [SCHUDEL 1991]
- preiswert
- geringe Hintergrundkonzentration im Reaktor
- leicht zu analysieren und
- in angewandten Konzentrationen nicht toxisch.

Weil es ideal konservative Tracer nicht gibt, verwendet man quasi-konservative Stoffe, bei denen die unerwünschten Prozesse hinreichend langsam ablaufen im Vergleich zum betrachteten Zeitraum [KÄSS 1992]. Wegen dieser Kriterien wurden folgende Stoffe als Tracer verwendet.

##### Fluoreszierender Farbtracer: Sulforhodamin B

Fluoreszierende Farbstoffe können leicht und zu geringen Kosten in geringen Konzentrationen mit Fluorometern analysiert werden [EVERTS et al. 1989]. Wenn sie zudem gut wasserlöslich sind, eignen sie sich gut für Tracerversuche [KÄSS 1992]. Sulforhodamin B (CAS: 3520-42-1) ist laut KÄSS [1992] gut zum Tracern von Porengrundwasserleitern geeignet, wird aber selten verwendet. Es ist wenig sorptiv, pH-stabil, lichtbeständig und wird auch sonst sehr langsam abgebaut. Abwasser birgt im Allgemeinen keine Grundlast an Sulforhodamin B [BRIESE 2004]. Das untersuchte Wasser wies keine störende Trübung oder Eigenfärbung auf.

##### Salztracer: Lithium

Lithium wird als Salz zum Tracern verwendet. Salzwasser hat eine höhere Dichte als Wasser, so dass Salzwasser absinkt [KÄSS 1992; CHAZARENC 2002]. Doch geringe Konzentrationen wie z.B. 4 g/l LiCl zeigen keine Dichteverschiebung [HOBUS 2007]. Ionen können prinzipiell an Bodenmaterial ausgetauscht werden. Das einwertige Lithium wird unter den Kationen am schwächsten sorbiert [KÄSS 1992; EVERTS et al. 1989].

Sulforhodamin B hat gegenüber LiCl die Vorteile, dass es leichter zu analysieren und sichtbar ist. Dadurch lassen sich in Teichen Fließwege mit dem bloßen Auge erkennen, weil sie dort nicht von Filtermaterial verdeckt sind. Nachteile des Sulforhodamin B sind die etwas höhere Sorption an Bodenmaterial und der höhere Preis [KÄSS 1992]. Aus diesen Gründen fiel die Entscheidung auf Sulforhodamin B für die großvolumigeren filtermaterialfreien Teichanlagen und auf Lithiumchlorid als Tracer für die Bodenfilter.

### 3.4.2 Zugabe, Probenahme und Messung der Tracer

Die vollkommene Durchmischungskonzentration des Tracers in der jeweiligen Anlage sollte im mittleren Messbereich liegen [PERSSON 2000]. Deswegen wurden, entsprechend den Volumina an freiem und Porenwasser 0,1 mg/l Lithium in den Bodenfiltern und 0,25 mg/l Sulforhodamin B als Tracer eingesetzt. Vor Ort wurden die pulverförmigen Tracer gelöst und innerhalb von maximal 10 min in einem Puls zugegeben.

#### Probenahme

Zur Untersuchung des Durchlaufverhaltens wurden die Wasserproben im Ablaufschacht mit Hilfe der Probenehmer Hach Bühler 1029 gezogen. Jede der Mischproben setzte sich aus fünf gleich großen Teilmengen zusammen, welche in gleichen Abständen genommen wurden. Darauf wurden die Proben in Polyethylenflaschen bis zur Analyse im Kühlschrank aufbewahrt. Häufigkeit und Zeitrahmen der Tracermessung deckten den Konzentrationsverlauf möglichst lückenlos ab. Die Probenahmeintervalle bewegten sich zwischen 4 h und 2 d. Sobald die Tracerkonzentration unter die Hintergrundkonzentration absank oder wenn nach Verstreichen der dreifachen theoretischen Verweilzeit keine beträchtlichen Frachten mehr gefunden wurden, wurde die Probenahme beendet.

#### Messung Lithiumchlorid

Die Lithiumkonzentration wurde nach Senkung des pH-Wertes unter 3 mit konzentrierter Salpetersäure mit einem Flammenatomabsorptionsspektrometer der Fa. GBC Typ 906AA gemessen. Als Wellenlänge wurde die empfindlichste bei 670,8 nm gewählt. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,01 mg/l.

#### Messung Sulforhodamin

Die Bestimmung der Sulforhodaminkonzentrationen erfolgte relativ über die Fluoreszenzmessung mit mobilen Lichtleiterfluorometern der Fa. Hermes Messtechnik Stuttgart. Die Kalibrierung erfolgte im Labor in abgedunkelten Flaschen. Die Messung wurde in den Ablaufschächten durchgeführt. Zur Abdunklung wurde der Sensor quer in halbierte PE-Rohrstücke gesteckt (s. Abb. 7-1) und mit Beschwerung abgesenkt. Trotzdem bereitete das Umgebungslicht Probleme und geringfügige Bewegungen änderten das Messergebnis. Deshalb waren die absoluten Konzentrationen nicht verlässlich, so dass keine Wiederfindungsraten bestimmt werden konnten.

### 3.5 Wasserdurchlässigkeit des Filtersubstrats und der bewachsenen Bodenfilter

Es gibt eine Reihe von Methoden zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit. Vor dem Einbau ist die Auswertung der Siebkurve die gebräuchlichste Möglichkeit, die Eignung des Substrats zu prüfen, da Vorversuche aufwendig sind. SIEKER & HARMS [1987] stellten jedoch für in Feldversuchen ermittelte Sickerraten bei Fein- und Mittelsanden um eine Zehnerpotenz niedrigere Werte gegenüber den durch Sieblinienanalysen ermittelten  $k_f$ -Werten fest. Deshalb wurden in dieser Arbeit mehrere Methoden verwendet und einander gegenübergestellt (s. Tab. 3-3). Man unterscheidet zwischen direkten und indirekten Methoden zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit. Bei den direkten Methoden wird der Boden im Feld (s. Kap. 3.5.3) oder im Labor (s. Kap. 3.5.2) laminar mit Wasser durchströmt und daraus die Durchlässigkeit ermittelt. Dagegen wird bei den indirekten Methoden die Kornverteilungskurve bestimmt und daraus die Wasserdurchlässigkeit errechnet (s. Kap. 3.5.1). Darüber hinaus wurde die Wasserdurchlässigkeit der gesamten Anlage aus dem Beschickungsstrom, der Einstauhöhe und der Filtermächtigkeit nach Darcy über mehrere Jahre bestimmt.

Da die untersuchten Bodenfilter überstaut waren, konnte davon ausgegangen werden, dass das Substrat wassergesättigt war und der Anteil von Gasbläschen am Porenraum (z.B. Methan) vernachlässigbar war. Deshalb beschränkt sich diese Arbeit auf die Untersuchung der *gesättigten* Wasserleitfähigkeit.

Tab. 3-3: Durchgeführte Durchlässigkeitstests an den bewachsenen Bodenfiltern

Messmethode	Beschreibung in Kapitel	Sandfilter	Sandfilter mit Lehm	Sandfilter mit Längsgräben
Siebanalyse	3.5.1	X		
Stechzylinder	3.5.2	X		X
Open-End-Test	3.5.3	X	X	X
Gesamte Anlage	3.5 oben	X	X	X
Trockenrückstand	3.5.4	X	X	

Die Durchlässigkeitsversuche fanden im Juli 2010 statt. Für die Probenahmen und Versuche wurden jeweils mehrere Punkte im Zulaufbereich und im Ablaufbereich ausgewählt (s. Abb. 7-3). Die Tiefen der Filtratuntersuchungen (s. Kap. 3.5.1 und 3.5.2) betrugen 0 - 5 cm, 10 - 15 cm und 40 - 45 cm. Im Sandfilter wurde der Open-End-Test eine Woche nach der Wiederaufnahme der Beschickung durchgeführt. Da der Sandfilter mit Lehm zum Probenahmezeitpunkt überstaut war, wurden die Bodenproben für die Glühverlustbestimmung (s. Kap. 3.5.4) mit Hilfe eines Moorkammerbohrers genommen (s. Abb. 7-4). Auf dem Sandfilter mit Längsgräben wurde der Open-End-Test auf drei der vier Tafeln durchgeführt. Die Stechzylinderproben (s. Kap. 3.5.2) des Sandfilters mit Längsgräben konnten nur auf den Hochflächen

in der Nähe des Zulaufs genommen werden, wo der Wasserspiegel zu dem Zeitpunkt etwa auf der Höhe der Geländeoberkante war. Im Ablaufbereich war der Wasserspiegel zu hoch.

### 3.5.1 Indirekte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten über die Auswertung der Siebkurve

Die Siebanalyse wurde nach DIN 18123 [2010] durchgeführt, um die Anteile der Kornfraktionen zu bestimmen. LANGGUTH & VOIGT [1980] trugen mehrere Bestimmungsmethoden zusammen, die in Tab. 3-4 zusammengefasst sind.

Tab. 3-4: Empirische Formeln zur indirekten Bestimmung des  $k_f$ -Wertes nach [LANGGUTH & VOIGT 1980] und [HERTH & ARNDTS 1994]

Autor	Formel	C
HAZEN 1892	$k_f = C \cdot d_{10}^2$	0,0116
DWA 2006	$k_{fA} = C \cdot d_{10}^2$	0,01
ZIESCHANG 1961	$k_f = C \cdot d_{10}^2 (0,7 + 0,03 \cdot \Theta)$	0,0139 für $d_{10} = 0,1$ bis $0,6$ mm $U = 1$ bis $3$
BEYER 1964	$k_f = C \cdot d_{10}^2 (0,7 + 0,03 \cdot \Theta)$	0,008 - dichte Lagerung 0,01 - mittlere Lagerung 0,013 - lockere Lagerung

$k_{fA}$  – Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  des Materials vor dem Einbau

$\Theta$  – Temperatur [°C]

C – Faktor

### 3.5.2 Direkte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten in Stechzylinderproben

Die Laborbestimmung wurde nach DIN 19683-9 [1998] durchgeführt. Für die Probenahme wurde ein hohler Metallzylinder (Durchmesser = 10 cm) an der zu untersuchenden Stelle so eingeschlagen, dass sich im Zylinder eine ungestörte Bodenprobe befand. Anschließend wurde der Zylinder mit der eingeschlossenen Bodenprobe entfernt, ohne dabei die Struktur der Bodenprobe zu verändern. Im Sandfilter erschwerten Schilf und seine Wurzeln die Entnahme einer homogenen und trotzdem repräsentativen Probe (s. Abb. 3-12). Deshalb wurden jeweils an einer Stelle drei benachbarte Proben in den jeweiligen Tiefen genommen. Anschließend wurde der Zylinder mit Plastikdeckeln und Klebeband verschlossen und möglichst erschütterungsfrei transportiert. Der Durchlässigkeitstest im Labor erfolgte meist am nächsten Tag, maximal zwei Tage später. Dafür wurde der Zylinder mit der Bodenprobe auf ein Kiesbett gestellt, das mit einem feinmaschigen Drahtnetz bedeckt war. Anschließend wurde ein weiterer leerer Zylinder mit einem Gummischlauch auf dem Zylinder mit der Bodenprobe befestigt und mit Wasser gefüllt bis der Boden sicher mit Wasser gesättigt war (s. Abb. 3-12). Die Änderung der Wasserspiegelhöhe wurde über die Zeit gemessen. Aus etwa

fünf Messungen wurde der  $k_f$ -Wert ermittelt. Mithilfe der Wassertemperatur wurde der  $k_f$ -Wert auf die Temperatur von 10°C normiert.



Abb. 3-12: Ausgraben des Stechzylinders (links) und Durchlässigkeitsmessung im Labor

### 3.5.3 Direkte Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitskoeffizienten mit dem Open-End-Test

Mit dem Open-End-Test bestimmt man in situ die Wasserleitfähigkeit des Bodens. Er ist beschrieben in „Open-End-Test als Feldmethode zur  $k_f$ -Wert-Bestimmung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR] und von PLATZER [1998]. Je drei Messpunkte wurden auf der Zulauf- und der Ablaufseite ausgewählt (Sandfilter nur je ein Messpunkt s. Abb. 7-3). Dort wurde in den Filter ein Rohr (DN 150) eingeschlagen, sodass sich der zu untersuchende Boden im Rohr befand (s. Abb. 3-13).



Abb. 3-13: Rohr des Open-End-Tests auf dem Sandfilter mit Lehm

Die Wasserdurchlässigkeit wurde in jeweils zwei Tiefen bei ca. 10 cm und 40 cm bestimmt. Dafür wurde das Rohr bis zur Oberkante mit Wasser befüllt. Da der Boden bereits wassergesättigt war, wurde sofort mit dem Versuch begonnen: Mit einem Rollbandmaß wurde das Sinken des Wasserspiegels über die Zeit gemessen. Jede Messung wurde dreimal wiederholt.

#### 3.5.4 Bestimmung des organischen Trockenrückstands

Die Bodenprobe wurde homogenisiert und zügig repräsentativ geteilt. Anschließend wurde die Teilprobe in einem Tontiegel eingewogen und für 48 h in einen Trockenofen ( $T = 105^{\circ}\text{C}$ ) gestellt. Entsprechend der DIN 18128 [2002] wurde der Glühverlust bestimmt.

### 3.6 Untersuchung der Standardparameter

#### Untersuchung der Vor-Ort-Parameter

Im Zulauf- und in den Ablaufschächten wurden Vor-Ort-Parameter wie folgt bestimmt. Dabei strömte das Ablaufwasser unterhalb des Wasserspiegels in den Schacht ein, sodass die Messergebnisse nicht durch Luftberührung verfälscht wurden.

Die Konzentration des gelösten **Sauerstoffs** wurde mit der Lumineszenzsonde LDO 10105 der Fa. Hach Lange bestimmt. Sie maß in einem Bereich zwischen 0,1 und 20,0 mg/l (bzw. 1 bis 200 % Sättigung) der meistens ausreichte. Die Messgenauigkeit lag bei  $\pm 0,1$  mg/l für 0 bis 8 mg/l.

Das **Redoxpotenzial** wurde mit einer gelgefüllten MTC101-Sonde der Fa. Hach Lange bestimmt. Das Redoxpotenzial benötigt bei geringen Konzentrationen der potenzialbildenden Substanzen und großen Wechsellagen des Messbereichs Einstellzeiten von mehr als einer Stunde zur Stabilisierung. Nach der Empfehlung von BAIER [2009] wurde der Messwert dann als stabil angesehen, wenn die Drift weniger als 1 mV pro Minute betrug. Die Redoxspannung wurde auf die Normal-Wasserstoffelektrode als Bezugselektrode umgerechnet. Der Hersteller gibt keine Messgenauigkeit an, doch nach BAIER [2009] kann von etwa  $\pm 50$  mV ausgegangen werden. Die Bestimmung des **ph-Werts** wurde mit der Sonde PHC 10105 der Fa. Hach Lange durchgeführt.

#### Probenahme und Konservierung für die Standardparameter

Die Wasserproben wurden im Zulauf vor einer Anlage und in den Ablaufschächten an den Überfällen der Dreieckswehre genommen. Von Juni 2006 bis 2009 wurden die Proben als gemischte Stichproben gezogen. Jede setzte sich aus fünf Stichproben zusammen, die in einem Zeitraum von zwei Stunden im Abstand von ca. 20 min entnommen wurden. Das entspricht in etwa der „qualifizierten Stichproben“ laut ABWASSERVERORDNUNG [AbwV §2 Nr. 3]. Die Stundenschwankungen in den Abläufen waren gering, so dass nach 2009 zur Entnahme von Stichproben übergegangen wurde. Auch die Schwankungen der Zulaufkonzentrationen

(außer Nitrat) sind im Laufe des Tages im Vergleich zu den Schwankungen über mehrere Monate gering (s. u.), so dass diese Art der Probenahme Ergebnisse mit einer Repräsentativität für mehrere Tage produziert. Die Probenahmeintervalle betragen 2 Wochen (Aug. 07 – Aug. 08, Jul 10 – Jan. 12), 3 Wochen (Apr.12– Okt. 13) und 1 Monat (Nov. 08 – Jun. 10). Die Proben wurden in PE-Flaschen bei passiver Kühlung ins Labor transportiert. Nitrit wurde am selben Tag analysiert. Für die anderen Parameter erfolgte eine Lagerung bei 4°C gelagert und Bestimmung innerhalb eines Tages.

#### Analyse der Stoff- und Summenparameter

Ammonium, Nitrit, Nitrat und ortho-Phosphat wurden aus durch 0,45 µm Membranfilter gefilterten Proben bestimmt. Die in Tab. 3-5 aufgeführten Parameter wurden mit den dort genannten Hach Lange Küvettentests analysiert. CSB und Gesamtphosphat wurden zur Hydrolyse im Thermostaten HT 200S von Hach Lange 15 min auf 170°C erhitzt. Nach der jeweils vorgegebenen Reaktionszeit wurde das Ausmaß der Farbreaktion in der entsprechenden Wellenlänge im UV/VIS Photometer DR5000 der Fa. Hach Lange gemessen.

Tab. 3-5: Küvettentests der Firma Hach Lange mit Messbereichen und Vertrauensbereichen für ein Konfidenzintervall von 95% [HACH LANGE GMBH 2014]

Parameter	Küvettentest	Messbereich	Proben- vorbereitung	Vertrauens- bereich ±	Vertrauens- bereich ±
		[mg/l]		[mg/l]	[%]
NH <sub>4</sub> -N	LCK 304	0,015 bis 2,0	filtriert	0,00 bis 0,20	10
NO <sub>3</sub> -N	LCK 339	0,23 bis 13,50	filtriert	0,02 bis 0,90	10 bis 6,7
NO <sub>2</sub> -N	LCK 342	0,6 bis 6	nicht filtriert	bis 0,6	10
gesN	LCK 138	1 bis 16	nicht filtriert	0,15 bis 2,4	15
o-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	LCK 349	0,05 bis 1,5	filtriert	0,005 bis 0,150	10
	LCK 348	0,5 bis 5,0	filtriert	0,05 bis 0,5	10
gesP	LCK 349	0,05 bis 1,5	nicht filtriert	0,005 bis 0,150	10
	LCK 348	0,5 bis 5,0	nicht filtriert	0,05 bis 0,5	10
CSB	LCK 414	5 bis 60	nicht filtriert	1 bis 6	20 bis 10

Die Feststoffe wurden mit Hilfe des Summenparameters "**Abfiltrierbare Stoffe**" (AFS) gemäß DIN 38409-H 2 erfasst. Hier entsprechen sie den nicht löslichen Stoffen, da definitionsgemäß alle in Lösung vorliegenden Stoffe Membranfilter der Porenweite 0,45 µm passieren können. Dafür wurde ein definiertes Volumen von 500 bis 1000 ml Probe durch einen zuvor ausgewogenen Membranfilter ME aus Cellulosemischester der Firma Whatman gesaugt. Nach Trocknung bei 105°C wurde durch Wägung die Massendifferenz bestimmt. Die Analyseergebnisse befanden sich meistens nah der Bestimmungsgrenze von 1 mg/l, so dass die in der Norm geforderte Mindestbeladung jedes Filters mit 20 mg praktisch nicht erreichbar war.

Der **Biochemische Sauerstoffbedarf** (BSB) wurde mit einer respirometrischen Methode bestimmt. Dafür wurden die Messgeräte „System OxiTop® Control“ der Firma WTW mit Druckmessköpfen verwendet. Zur Unterbindung der Nitrifikation wurden 5 mg/l Nitrifikationshemmstoff N-Allylthioharnstoff von WTW zugegeben. Laut Herstellerangabe liegt die Bestimmungsgrenze bei 3 mg/l und die analytische Standardabweichung beträgt im unteren Messbereich 15 %. Durch Aufstockungsversuche wurde festgestellt, dass die Bestimmungsgrenze im vorliegenden Fall bei 2 mg/l lag.

#### Validierung der Analyseergebnisse durch Vergleich mit der Kläranlage Schönerlinde

Der Ablauf des Klärwerkes Schönerlinde wird zur Eigenüberwachung ständig analysiert. Die alle zwei Tage genommenen (ab Aug. 2012 nur noch wöchentlich) 24-h-Mischproben wurden herangezogen, um die eigenen Zulaufmessungen aus Stichproben zu validieren. Diese Qualitätskontrolle ergab, dass die Ergebnisse im Allgemeinen übereinstimmen. Der CSB und die abfiltrierbaren Stoffe waren in den Zulaufstichproben der Versuchsanlagen etwas geringer (2,0 mg/l AFS, 3 mg/l CSB) als in den 24-h-Mischproben des Kläranlagenablaufs. Grund war der höhere CSB-Ablaufwert nachts, wenn die Versuchsanlagen nicht beschickt wurden. Die Temperatur war am Einlauf der Versuchsanlagen etwas geringer, da das Wasser während des Transportes durch eine ca. 6 km lange Druckrohrleitung abkühlte.

Die Nitratkonzentration schwankte bei den Zulaufmessungen stärker, was auf den Tagesgang- und andere Schwankungen der kommunalen Kläranlage zurückgeführt werden kann. Deshalb wurden für Nitrat und  $_{\text{ges}}\text{N}$  die mittleren Ablaufwerte der letzten fünf Tage als Zulaufwerte zu Grunde gelegt. Die Sauerstoffkonzentration war durch mehrere Überfälle in Hobrechtsfelde höher. Insgesamt kann geschlussfolgert werden, dass die durchgeführten Untersuchungen der Standardparameter repräsentative Ergebnisse hervorbrachten.

### **3.7 Untersuchung hygienischer Parameter**

#### Probenahme und Konservierung für die hygienischen Parameter

Die Proben zur Analyse der Abwasserdesinfektion wurden an den Abläufen per Hand in sterile Flaschen aus Glas oder PE gefüllt. Aufgrund der hohen Streuung wurden sechs Proben verteilt über zwei aufeinander folgende Tage genommen, gemäß der Empfehlung von Dr. Hagendorf und Dr. Szewczyk des UBA [HAGENDORF et al. 2002]. Die Beprobungszahl im Nachgang der Regenereignissimulationen lag bei 6 bis 10 Proben.

Die Probenahmekampagnen fanden in folgenden Monaten statt: 2007 (November), 2008 (Januar, Juni, August), 2010 (August), 2011 (Februar, August, September, November) und 2012 (Januar, Juli, August) (s. auch Tab. 3-2). Für die Längsprofile wurden Mitte Juni und Anfang Juli 2013 je sechs Stichproben in etwa 80 cm Wassertiefe genommen. Für somatische Coliphagen wurden nur einmal in der Kampagne im Januar 2012 und für die

Längsprofile im Juni und im Juli 2013 Proben gezogen. Die Proben wurden bis zu 42 h bei  $< 4^{\circ}\text{C}$  aufbewahrt. Laut HAGENDORF et al. (2002) ist bis dahin das natürliche Absterben der Indikatoren unerheblich.

#### Analyse der hygienischen Parameter

Laut Maßgabe der EU-Badegewässerrichtlinie wurden *E. coli* mit der Methode der Most Probable Number (MPN) nach ISO 9308-3 analysiert. Während der externen Analysen durch die Labors uabg und Labor 28 bis 2008 lag die Bestimmungsgrenze bei 15 *E. coli* / 100 ml.

Die intestinalen Enterokokken wurden mit dem Verfahren der Membranfiltration in den Jahren 2007 und 2008 nach ISO 7899-2 bestimmt. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 Enterokokke / 100ml.

Ab 2010 wurden die Analysen selbst am Fachgebiet Mikrobiologie durchgeführt, um flexibler agieren zu können. Um die Vergleichbarkeit der bisherigen mit den zukünftigen Ergebnissen sicherzustellen, wurden Ende Februar 2011 parallele Messungen der gleichen Proben durchgeführt. Für *E. coli* betrug die Abweichung bei den Einzelstichproben -0,7 bis 0,9 Zehnerpotenzen. Das lässt sich auf die Streuung zurückführen, da die Ergebnisabweichungen im Mittel nur bei 0,07 Zehnerpotenzen lagen. Ein wesentlicher Vorteil der Analyse in Eigenregie lag darin, dass durch die Verwendung nur einer Verdünnungsstufe (1:1), die Bestimmungsgrenze von 15 auf 10 *E. coli* MPN / 100 ml verringert werden konnte.

Für Enterokokken wurde eine an die ISO 7899-2 angelehnte einstufige Verfahrensweise gewählt. Die Bestimmung der Enterokokkenzahl wurde mit dem rapid´enterococcus-Agar der Fa. biorad durchgeführt. Der Vergleich mit den Enterokokkenergebnissen des Labors 28 ergab Abweichungen zur Eigenanalyse zwischen -0,8 und 0,4 Zehnerpotenzen. Durch den geringen Mittelwert der Abweichungen (0,2 Zehnerpotenzen) lässt sich nicht ausschließen, dass die eigenen Analysen mit dem rapid´enterococcus-Agar die Enterokokkenzahlen im Vergleich zum ISO-konformen Test des Fremdlabors unterschätzten. Trotzdem fiel die Wahl auf die selbst durchgeführte Analyse, weil sie besser beeinflussbar und kostengünstiger war. So konnten beispielsweise durch mehrere Membranfilter verschiedene Filtrationsvolumina geschickt werden, um die ideale Koloniezahl auf den Filtern abzudecken.

Für somatische Coliphagen und f-spezifische Coliphagen wurde im August 2010 ein Screening vom Umweltbundesamt durchgeführt mit dem Ergebnis, dass die Anzahl f-spezifischer Coliphagen bereits im Zulauf unter der Bestimmungsgrenze lag. Bei den eigentlichen Probenahmekampagnen (s. o. Probenahme und Konservierung) wurden folglich nur somatische Coliphagen vom Zentrallabor der Berliner Wasserbetriebe mit der Einschichttechnik nach DIN EN ISO 10705-2 [2000] untersucht. Das Labor hielt sich dabei an die interne Arbeitsvorschrift von Hrn. Dietzer des Umweltbundesamtes von 2010. Dafür wird die Wasserprobe mit der Nährlösung und dem Wirtsstamm *E. coli* K13 auf einer

Agarplatte ausplattiert. Während der Inkubation befällt und lysiert jede Coliphage *E. coli*, wodurch je ein Loch auf der Platte entsteht. Diese Löcher repräsentieren je eine Coliphage. Sie werden als sichtbare Plaques ausgezählt und in der Einheit der plaque-forming-units (pfu) angegeben.

### **3.8 Spurenstoffuntersuchungen**

#### Probenahme von Zu- und Abläufen für die Feldstudie zu Spurenstoffen

Die Feldstudie wurde 2012 (Kampagne I) durchgeführt und 2013 (Kampagne II) wiederholt. Es wurden jeweils sieben Stichproben der Anlagenabläufe im Zeitraum 13. bis 31. August 2012 und 20. August bis 12. September 2013 genommen. Die Zulaufproben wurden als 24-h-Mischproben zeitproportional im Klärwerk Schönerlinde genommen (4 Proben 2012 und 6 Proben 2013). Alle Proben wurden in braune Glasflaschen gefüllt und bis zur Analyse eingefroren.

#### Aufbau und Probenahme des Photoabbauexperimentes

Große Reagenzgläser aus Quarz ( $V = 32 \text{ ml}$ ) wurden mit Anlagenwasser unmittelbar im Zulaufbereich des Unbepflanzten Teiches gefüllt und mit einem Silikonstopfen bis zum Versuchsende verschlossen. Sie wurden an Gestellen befestigt (s. Abb. 3-14). Jedes Gestell bestand aus in den Boden geramnten Moniereisen an denen über Ketten beschwerte Brotkastenböden befestigt waren. Über die Ketten konnten die Tiefe eingestellt und die Böden zur Reagenzglasentnahme herauf gezogen werden. Die Reagenzgläser wurden waagrecht auf den Böden mit Kabelbindern befestigt. Die Gestelle standen nebeneinander, um ein gegenseitiges Beschatten zu vermeiden. Die obersten Reagenzgläser wurden direkt unter der Wasseroberfläche befestigt. Die weiteren Röhrchen lagen in den Tiefen 10, 20 und 40 cm. Die Dunkelkontrollen wurden in Aluminiumfolie eingewickelt und in einer Tiefe von 10 cm positioniert. Autoklavierte Proben wurden als Sterilkontrollen verwendet und auch direkt unter der Wasseroberfläche angebracht. Alle Probenröhrchen wurden am 26. September 2013 eingesetzt und nacheinander nach 3 h; 8,6 h; 24 h; 48 h; 72 h sowie 6 d entnommen. Die Proben wurden bis zur Analyse eingefroren. Die Sauerstoffkonzentration und der pH wurden in separaten Plastikflaschen in den jeweiligen Höhen gemessen. Die Wassertemperatur betrug  $12 \pm 1^\circ\text{C}$  und die lokale mittlere Tagestemperatur  $8,6 \pm 1^\circ\text{C}$ . Die Sonne schien 1,6 h am ersten Tag und  $9 \pm 1 \text{ h}$  an den folgenden Tagen. Die Globalstrahlung wurde am Ufer mit dem Pyranometer SP-110 der Fa. Apogee Instruments Inc. gemessen und die Messdaten mit dem Datenlogger CR800 der Fa. Campbell Scientific Ltd gespeichert.

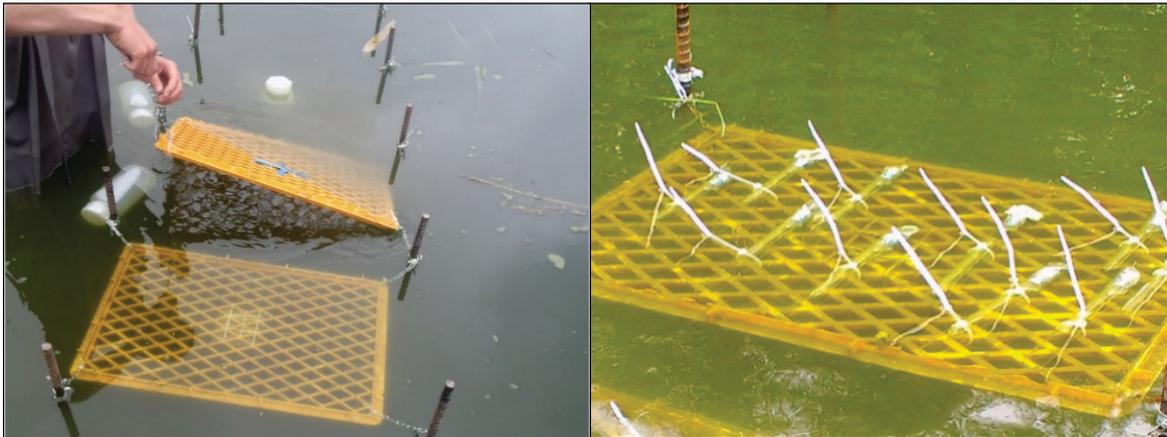


Abb. 3-14: Einbau der Gestelle (links) und befestigte Röhrrchen an der Wasseroberfläche (rechts) für das Photoabbauexperiment

### Spurenstoffanalyse

Die Analyse wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Gewässerchemie, durchgeführt. Die Proben wurden gefiltert, indem sie mit Filterspritzen durch 0,45 µm Zellulosefilter gegeben wurden. Dafür wurde ein Surrogatmix mit einer Zielkonzentration von 200 ng/l zugefügt. Die Proben wurden per Direktinjektion mit einem LC-MS/MS-System (QTrap® 5500, AB Sciex, Darmstadt) gemessen. Das Injektionsvolumen betrug 80 µL und die chromatographische Trennung wurde mit einer Zorbax Eclipse Plus C-18 (2,1 x 150 mm, 3,5 µm, Agilent Technologies, Waldbronn) durchgeführt.

Alle Zielsubstanzen wurden in einem chromatographischen Durchgang bestimmt mit Hilfe von Scheduled multiple Reaction Monitoring und Elektrospray-Ionisation, beide im negativen und positiven Modus. Zur Qualitätssicherung wurden die Proben mit den Zielsubstanzen um 200 ng/l und 1000 ng/l angereichert. Als gültige Ergebnisse wurden nur die weiterverwertet, deren Wiederfindungsraten zwischen 75 und 125 % lagen. Die beiden anaeroben Transformationsprodukte von Diatrizoat (TP 488 and TP 362) wurden nur qualitativ gemessen, da es keine Referenzstandards zur Quantifizierung gab. Die Peakflächen des Chromatogramms wurden anhand der Peakfläche des deuterierten Surrogate-Standards von Diatrizoat-d6 normiert. Die diskutierten Zielsubstanzen und ihre Bestimmungsgrenzen [ng/l] waren: 2-Hydroxy-CBZ (5), 3-Hydroxy-CBZ (5), Acyclovir (20), Atenolol (10), Bezafibrat (5), Carbamazepin (10), Clarithromycin (10), Codein (20), DHDH-CBZ (20), DHH-CBZ (20), Diatrizoat (200), Diclofenac (20), Erythromycin (5), Fluconazol (5), Iomeprol (100), Iopromid (50), Metoprolol (5), N-DM-TMD (20), N-DM-VLX (5), N,O-DDM-TMD (20), N,O-DDM-VLX (10), O-DM-TMD (20), O-DM-VLX (20), Oxazepam (20), Sulfamethoxazol (100), Tramadol (10), Trimethoprim (10) und Venlafaxin (5). Darüber hinaus wurden in der ersten Feldstudie 75 weitere Stoffe analysiert jedoch wegen Unterschreitung der Bestimmungsgrenze und anderer Gründen nicht weiter ausgewertet (Tab. 7-6). Die Genauigkeit der Messergebnisse

---

wird über das 95%-Konfidenzintervall angegeben mit dem fehlerbedingte und tatsächliche Schwankungen erfasst werden.

### **3.9 Regenereignissimulation**

#### Analyse des Regenwetterverhaltens des Klärwerks Schönerlinde

Starke Regenereignisse führen in Berlin durch die relativ langen Druckrohrleitungen zu einem Anstieg des Volumenstroms bei gleichbleibender Zulaufkonzentration für mehrere Stunden. Im Klärwerk Schönerlinde setzt die Verdünnung erst nach 8 h ein [KELLER 2004], so dass innerhalb dieses Zeitraumes die Anlage mit erheblich erhöhten Frachten beaufschlagt wird. Während dieser Phase müssen jedoch die behördlich geforderten Überwachungswerte eingehalten werden. Für die aufnehmenden Gewässer hingegen ist auch die Höhe der Frachtbelastung maßgeblich. Deshalb wurden die von den BWB (Herr Schwieger, technischer Leiter des Klärwerks Schönerlinde) zur Verfügung gestellten Daten daraufhin geprüft, wie sich an Tagen mit hohem Volumenstrom die ablaufenden Frachten und Konzentrationen verhalten.

Der mittlere Zufluss des Klärwerks Schönerlinde an regenfreien Tagen betrug seit 2004 95.900 m<sup>3</sup>. In nur 17 % der Tage überschritt der Zulaufvolumenstrom 120.000 m<sup>3</sup>. Während des erhöhten Volumenstroms blieben die Ammoniumablauffrachten überwiegend trotzdem im normalen Bereich (0 – 300 kg NH<sub>4</sub>-N/d s. Diagr. 7-7). Zwischen 2004 und Mitte 2007 gab es weniger als 10 Ereignisse bei denen die Ammoniumkonzentration über 2 mg/l anstieg (s. Diagr. 7-8). Eine Überschreitung des NH<sub>4</sub>-N-Überwachungswertes von 10 mg/l konnte im Tagesmittel im Beobachtungszeitraum nicht registriert werden. Entsprechende Resultate brachte die statistische Analyse der BSB<sub>5</sub>-Ablaufrachten und –Konzentrationen. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass das Klärwerk Schönerlinde selbst bei großen Regenereignissen nur in seltenen Ausnahmefällen erhöhte Ablaufwerte hatte. Die vermuteten Ammoniumspitzen traten folglich nicht oder nur kurzzeitig auf, was allerdings keine vergrößerten Tagesablauffrachten verursachte. Für die Versuchsdurchführung bedeutet das, dass nur die erhöhte hydraulische Belastung betrachtet wird und nicht die sehr seltene, kurzzeitig höhere Konzentrationsbelastung.

#### Durchführung der Regenereignissimulationen

Es wurden zwei Regenereignissimulationen im Winter, zwei im Sommer und eine im Herbst durchgeführt. Die Dauer orientierte sich an der Zeit hydraulischer Hochlast ohne Verdünnung in Schönerlinde von 8 h. Der Volumenstrom wurde auf die in Tab. 3-6 dargestellten Mengen erhöht. Bei der ersten Regenereignissimulation geschah die Zulaufeinstellung in Anlehnung an das Belastungsprofil Schönerlindes von KELLER [2004] stufenweise: 2 h – 250 mm/d, 4 h – 400 mm/d, 2 h – 250 mm/d. Da die Resultate der ersten Regenereignissimulation den Anlagen eine hohe Widerstandsfähigkeit beschieden, wurden die folgenden Simulationen mit

der Spitzenlast über den gesamten Zeitraum gefahren. Im Nachgang wurde die Qualität des Ablaufs bestimmt. Um die Folgen der Regenereignissimulation sicher zu erfassen, wurden der Zeitraum und die Intervalle der Probenahme in Anlehnung an die in Tracerversuchen ermittelten Aufenthaltszeiten (s. RÜHMLAND 2007 und Kap. 4.1.1) festgelegt.

Tab. 3-6: Zulaufvolumenströme während der Regenereignissimulationen

Anlage	Nov 07		Feb 08		Jun 08		Sep 11		Aug 12	
	mm/ 8h	mm/d	mm/ 8h	mm/d	mm/ 6,5h	mm/d	mm/ 8h	mm/d	mm/ 8h	mm/d
Sandfilter	163	212	163	192	200	225	166	195	266	307
Sandfilter mit Lehm	163	169	163	193	--	--	183	254	230	255
Sandfilter mit Längsgräben	163	175	163	222	200	250	141	185	238	268
Bepflanzter Teich	163	175	163	226	200	249	155	218	256	291
Teich mit Schwimmmatten	163	175	163	219	200	248	127	177	246	274
Unbepflanzter Teich	163	175	163	222	200	250	121	169	209	231
Graben	206	221	206	280	253	316	37	90	102	115

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Durchlaufverhalten und Wasserdurchlässigkeit

#### 4.1.1 Durchlaufverhalten

Tab. 4-1 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Tracerversuche. Der Zeitpunkt des Konzentrationsschwerpunktes  $t_c$  ergibt sich aus Pecletzahl, Abstandsgeschwindigkeit und Dispersion, wie in KÄSS [1992] beschrieben. Im Anhang sind die Eingangsdaten für die Bestimmung des Durchlaufverhaltens 2008 zu finden (s. Tab. 7-2).

Tab. 4-1: Abstandsgeschwindigkeiten  $v_a$ , longitudinale Dispersion  $D_l$ , erstmalige Auftreten des Tracers  $t_{min}$ , Zeitpunkt der Höchstkonzentration  $t_{peak}$ , Zeitpunkt des Konzentrationsschwerpunktes  $t_c$ , mittlere theoretische Verweilzeit  $\tau$  und hydraulischer Wirkungsgrad  $t_c/\tau$

Anlage	$v_a$ [m/d]	$D_l$ [m <sup>2</sup> /d]	$t_{min}$ [d]	$t_{peak}$ [d]	$t_{peak}/\tau$	$t_c$ [d]	$\tau$ [d]	$t_c/\tau$
Sandfilter	63	1.339	0,17	0,50	0,02	0,75	25	0,03
Sandfilter mit Lehm	13	127	0,33	3,0	0,09	3,6	35	0,11
Sandfilter mit Längsgräben	5,6	44	0,42	7,0	0,78	8,4	9,0	0,94
Bepflanzter Teich	31	421	0,20	0,95	0,10	1,3	9,2	0,15
Teich mit Schwimmmatten	13	174		2,9	0,27	3,2	11	0,30
Unbepflanzter Teich	19	262	0,12	1,5	0,16	2,1	10	0,22
Graben							3,7	

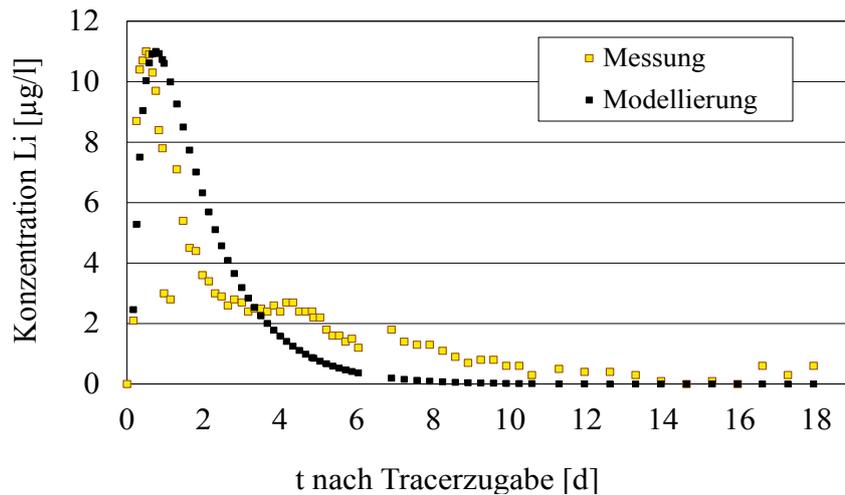
Die Konzentrationsverläufe zeigten bei den meisten Anlagen nach der Hauptspitze und einem Absinken ein Plateau. Dieses kann mit der verwendeten Modellierung nicht nachgebildet werden. Der relevante Zeitpunkt des Konzentrationsschwerpunktes konnte trotzdem ermittelt werden, indem genauso viele der relevanten Konzentrationen für frühere und spätere Zeitpunkte nachmodelliert wurden.

#### Sandfilter

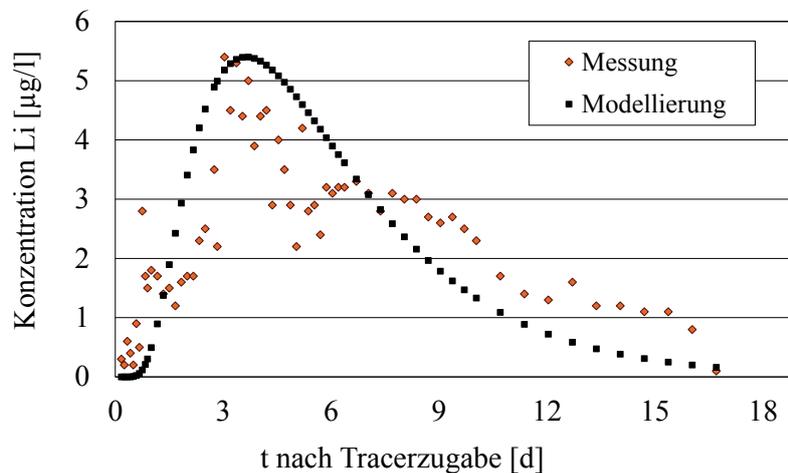
Der Sandfilter hatte eine hohe theoretische Verweilzeit von 25 d. Doch bereits nach einem halben Tag erreichte der Tracer seine höchste Konzentration (s. Diagr. 4-1). Nach einem ebenso schnellen Konzentrationsabfall hielt sich die Konzentration zwei Tage auf einem Plateau, um dann noch weitere 10 d langsam abzusinken. Trotz des großen Wasservolumens (1.850 m<sup>3</sup>) dieser Anlage passierte der Konzentrationsschwerpunkt bereits nach 0,75 d den Ablauf, so dass der hydraulische Wirkungsgrad nur 3 % betrug (s. Tab. 4-1). Das heißt der Tracer passierte nur 3 % des vorhandenen Wasservolumens.

#### Sandfilter mit Lehm

Der Tracer war bereits nach 0,3 d im Ablauf des Sandfilters mit Lehm nachweisbar. Der Anstieg vollzog sich jedoch langsamer als beim Sandfilter und erreichte die Spitze erst nach drei Tagen (Diagr. 4-2). Das Plateau erstreckte sich vom 6. bis zum 9. Tag. Die hydraulische Wirksamkeit war mit 11 % auch sehr gering.



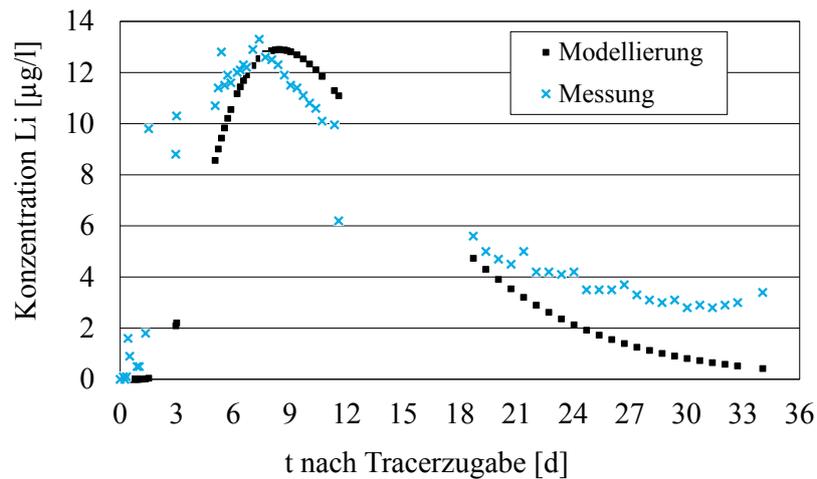
Diagr. 4-1: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten des Sandfilters



Diagr. 4-2: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten des Sandfilters mit Lehm

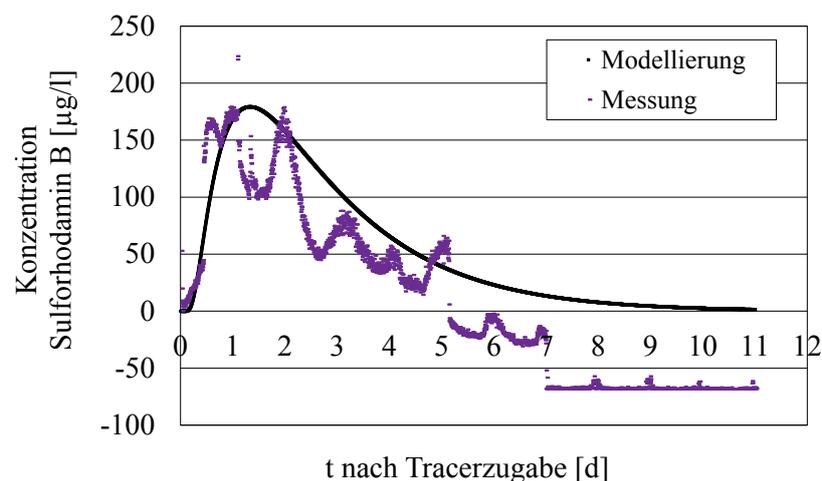
### Sandfilter mit Längsgräben

Das Durchlaufverhalten des Sandfilters mit Längsgräben unterschied sich von dem der anderen Sandfilter. Messausfälle verbergen die Zeiträume des Anstiegs und eines möglichen Plateaus. Die Konzentrationsspitze wurde erfasst, so dass sichere Aussagen über das Fließregime möglich sind. Nach 0,4 d wurde der Tracer zum ersten Mal gemessen. Die Konzentrationsspitze zeigte sich erst nach 7 d und der Konzentrationsschwerpunkt passierte den Ablauf erst nach 8,4 d. Die Anlage besaß zwar eine ähnliche Fläche wie die anderen Sandfilter, war jedoch weniger mächtig und nicht so hoch eingestaut, so dass die mittlere theoretische Verweilzeit nur 9 d betrug. Das kleine Anlagenvolumen von 1.090 m<sup>3</sup> wurde hydraulisch zu 94 % ausgenutzt. Das genutzte Volumen ist somit größer als das der anderen Sandfilter. Ein Grund für diesen hohen Wirkungsgrad könnte in einer gleichmäßigen Verteilung durch die tiefe Zone im Einlaufbereich liegen.



Diagr. 4-3: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten des Sandfilters mit Längsgräben

#### Bepflanzter Teich



Diagr. 4-4: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten des Bepflanzten Teiches

Der bepflanzte Teich hatte ein ähnlich kleines Wasservolumen wie der Sandfilter mit Längsgräben (s. Tab. 7-2). Die Konzentration stieg steiler an und erreichte bereits nach einem halben Tag eine Spitze. Die insgesamt drei Spitzen wurden als eine Spitze betrachtet, so dass sich der Konzentrationsschwerpunkt bei 1,3 d befand. Ab dem 5. Tag unterschritt das Fluoreszenzsignal die Konzentration von 0 µg/l. Statt einer Neukalibrierung wurde es vorgezogen, die Platzierung der Sonde beizubehalten. Es wird davon ausgegangen, dass der wesentliche Zeitraum erfasst wurde. Der hydraulische Wirkungsgrad war mit nur 15 % gering, obwohl der bepflanzte Teich quer zur Fließrichtung zoniert war. Folglich bewirkte diese Unterteilung in zwei flache und drei tiefe Zonen keine hydraulische Trennung wie sie KRAUTH & STAAB [1986] sowie die DWA [2005] fordern. Die von der DWA zur Bemessung von Schö-

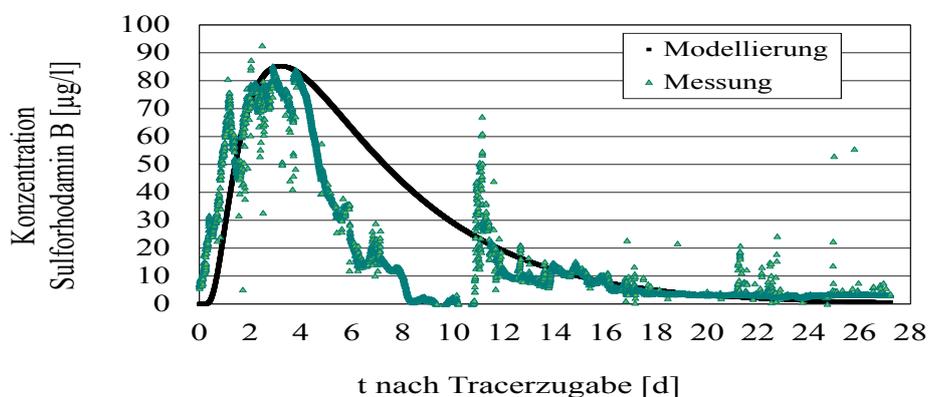
nungsteichen empfohlene Durchflusszeit von ein bis zwei Tagen [A-201 DWA 2005] hielt er ein.

#### Teich mit Pflanzenschwimmatten

Die Tracerkurve des Teiches mit Pflanzenschwimmatten in Diagr. 4-5 zeigte einen steilen Anstieg zum Maximum und bereits am fünften Tag einen steilen Abfall. Darauf folgt eine weitere Spitze am 11. Tag. Am achten Tag wurde visuell eine deutliche Rotfärbung des Ablaufwassers wahrgenommen (s. Abb. 4-1). Trotzdem war die gemessene Konzentration gering, was möglicherweise auf das Wachstum eines Belages am Sensor zurückzuführen ist. Aus diesem Grunde wird der steile Abfall und Anstieg zwischen dem fünften und elften Tag ignoriert. Die täglichen Schwankungen sind wie im Bepflanzten Teich auf die nächtliche Beschiekungsunterbrechung zurück zu führen. Die sich daraus ergebenden Parameter Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ , Dispersions-Koeffizient  $D_l$  und hydraulischer Wirkungsgrad lagen im mittleren Bereich (s. Tab. 4-1).



Abb. 4-1: Letztes Viertel des Teiches mit Schwimmatten am 8. Tag nach der Tracerzugabe

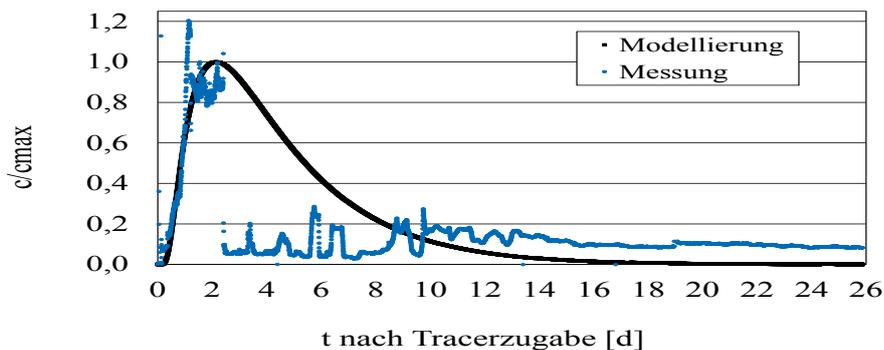


Diagr. 4-5: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten der Pflanzenschilfmatten

#### Unbepflanzter Teich

Die Ausgabe des Datenloggers zeigte einen steilen Anstieg innerhalb des ersten Tages auf eine unplausibel hohe Konzentration und einen plötzlichen Abbruch am zweiten Tag (s. Di-

agr. 4-6). Die Größenordnung der gemessenen Fluoreszenz ließ sich mit keiner Kalibrierung nachvollziehen. Möglicherweise war die Fluoreszenz für den Photomultiplier anfangs zu stark. Visuell wurde eine sehr starke Rotfärbung des Ablaufwassers am ersten Tracertag beobachtet. Am fünften und siebten Tag war die Färbung stark, am elften schwächer und am 19. nicht mehr sichtbar. Auf dieser Grundlage ist eine ungefähre Abschätzung des Durchlaufverhaltens möglich und es ergibt sich ein hydraulischer Wirkungsgrad von etwa 0,2.



Diagr. 4-6: Gemessene und modellierte Tracerkurven zeigen das Durchlaufverhalten des Unbepflanzten Teiches

### Graben

Die Datenausgabe des Tracerversuches am Graben war aufgrund eines Geräteausfalls nicht verwendbar, sodass nur die visuelle Beobachtung ausgewertet werden konnte. Am ersten Tag war am Zulauf keine Färbung mehr erkennbar, die rote Fahne reichte bis zu  $1\frac{1}{4}$  der drei Spiralwindungen. Am fünften Tag war das Wasser in der Mitte kräftig rot, im Ablauf jedoch nicht wahrnehmbar. Am siebten und 11. Tag zeigte sich eine leichte rote Färbung im Ablauf und am 19. Tag war nur noch bei direktem Lichteinfall ein rötlicher Schimmer erkennbar. Aus den Beobachtungen lässt sich schlussfolgern, dass der Konzentrationsschwerpunkt etwa sechs Tage vom Zulauf bis zum Ablauf benötigte.

### Diskussion des Durchlaufverhaltens

Sandfilter, Sandfilter mit Lehm und bepflanzter Teich zeigten ein schnelles Durchlaufverhalten mit hoher Dispersion. Der hydraulische Wirkungsgrad wies darauf hin, dass weniger als 20 % des Wasservolumens genutzt wurden (s. Tab. 4-1). Die Durchlaufverhalten der Teiche ähnelten sich untereinander. Ihre Aufenthaltszeiten lagen zwischen 1,3 und 3,2 Tagen. Damit wurde ein hydraulischer Wirkungsgrad von 15 bis 30 % erreicht. Unter den Teichanlagen wies der Teich mit Pflanzenschwimmatten die günstigsten Durchlaufparameter auf. Im Gegensatz zu allen anderen Feuchtgebieten passierte der Tracer den Sandfilter mit Längsräben langsamer und nutzte das Wasservolumen zu 94 % aus. Die Art der Strömung kann als Pfropfenströmung mit Dispersion und Diffusion charakterisiert werden.

Im Vergleich mit der Untersuchung aus dem Jahr 2006 [RÜHMLAND 2007] sind die hydraulischen Wirkungsgrade der Anlagen, trotz teilweise doppeltem Volumenstrom konstant geblieben. Ausschließlich beim bepflanzten Teich wurde ein kleinerer und beim Sandfilter mit Längsgräben ein größerer Wirkungsgrad bestimmt. Die Diffusion-Dispersion war in allen Anlagen (außer den Sandfiltern mit Lehm und mit Längsgräben) höher als zwei Jahre früher. Mögliche Gründe sind der höhere Zulaufvolumenstrom (s. Kap. 3.2) und der dichtere Bewuchs 2008.

Verglichen mit Literaturdaten ist das Verhältnis der Konzentrationsspitze zur theoretischen Aufenthaltszeit des Sandfilters, des Sandfilters mit Lehm und des bepflanzten Teiches mit bis zu 0,1 sehr gering (vgl. Tab. 4-2). Die Lage des Konzentrationsschwerpunktes in Relation zur theoretischen Aufenthaltszeit  $\tau$  ist beim Sandfilter mit Längsgräben sehr spät, in den anderen Anlagen jedoch mit weniger als 0,3 sehr früh.

Tab. 4-2: Charakteristische Verweilzeiten der Tracer und der hydraulische Wirkungsgrad  $t_c/\tau$

Anlagentyp [Autor]	$t_{\min}$ [d]	$t_{\text{peak}}$ [d]	$t_{50\%}$ [d]	$t_c$ [d]	$\tau$ [d]	$t_{\min}/\tau$	$t_{\text{peak}}/\tau$	$t_{50\%}/\tau$	$t_c/\tau$
Teich [ATV 1995]	0,13	0,16	1,50		2,46	0,05	0,06		0,61
Bepflanzter Teich [SIMI & MITCHELL 1999]		0,9		2,1	2,9		0,3		0,71
Vertikalfilter [KLOVE 2005]	2,3	3,7			7,5	0,31	0,49		
4 Horizontale Kiesfilter [HEADLEY et al. 2002]		2,2- 2,9	3,2- 4,1	3,1- 4,9	2,2-6		1,0- 1,3	1,4- 1,8	1,4- 2,2
Horizontalfilter [HAZARENC et al. 2002]		1,4- 3,1		1,3- 4,3			0,47- 0,96		

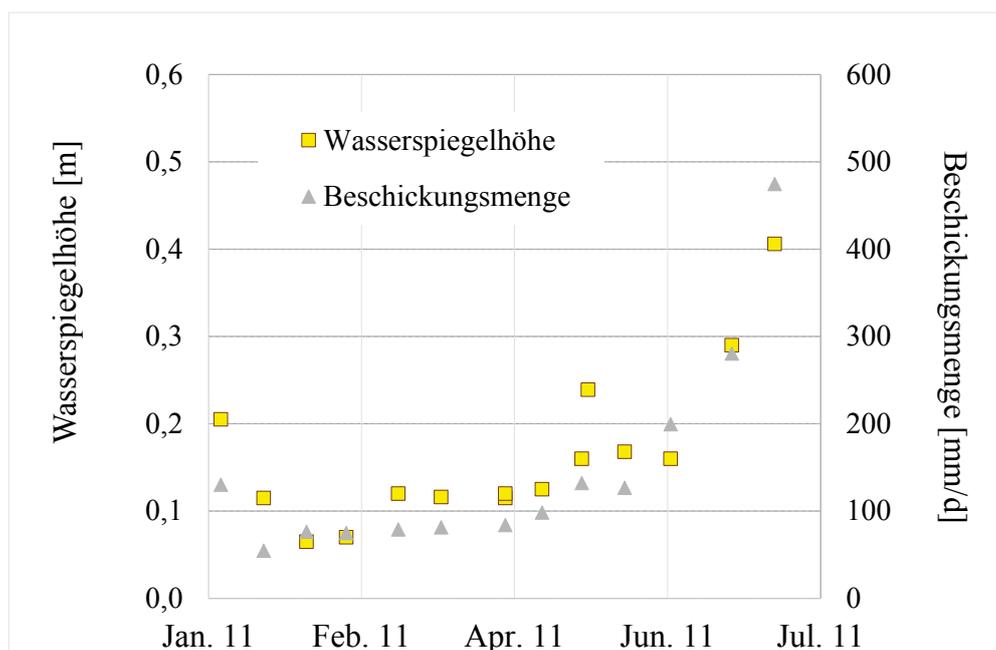
Eine Hauptursache für den schlechten hydraulischen Wirkungsgrad des Sandfilters mit Lehm und des Sandfilters wird im eingesetzten Filtermaterial gesehen, deshalb wurde die Wasserdurchlässigkeit der Anlagen und der Substrate untersucht und im Folgenden beschrieben.

#### 4.1.2 Wasserdurchlässigkeit der bewachsenen Bodenfilter und ihrer Substrate

Diagr. 7-1 gibt einen langfristigen Überblick der Anlagendurchlässigkeiten. Die absoluten Zahlen können nicht mit dem substratspezifischen  $k_f$ -Wert gleichgesetzt werden; trotzdem wurden sie hier verwendet, um die Anlagendurchlässigkeiten im Zeitverlauf darzustellen und miteinander zu vergleichen. Die mittlere Anlagendurchlässigkeit des **Sandfilters** war mit  $3,0 \cdot 10^{-6}$  m/s um Faktor 15 höher als die des **Sandfilters mit Lehm** ( $2,0 \cdot 10^{-7}$  m/s). Der Vergleich des Sandfilters mit Längsgräben mit den anderen beiden Anlagen ist nur eingeschränkt möglich, da er eine andere Geometrie aufwies und sich die Fließwege plötzlich änderten, sobald die Tafeln zeitweise aus dem Wasser ragten (Wegfall der vertikalen zugunsten der horizontalen Durchströmung). Seine Durchlässigkeit schwankte mit Faktor 40 doppelt so stark wie die

der anderen Filteranlagen (s. Diagr. 7-1). Im Mittel befand sich die Durchlässigkeit des **Sandfilters mit Längsgräben** ( $1,2 \cdot 10^{-6}$  m/s) in derselben Größenordnung wie die des Sandfilters. Trotzdem musste der Sandfilter mehrmals wegen Rückstau außer Betrieb genommen werden, was beim Sandfilter mit Längsgräben nicht notwendig war. Das kann einerseits daran liegen, dass die Anlagendurchlässigkeit ein Mittelwert aus den Zeiträumen darstellt, in denen die Anlage auch betrieben werden konnte. Auf der anderen Seite zeigten schon die Tracerergebnisse (s. Kap. 4.1.1) die Existenz von präferenziellen Fließwegen. Das Wasser konnte in den schlecht durchlässigen Anlagen das Gros des Filtersubstrats über Kurzschlusswege umgehen. Folglich lässt die Anlagendurchlässigkeit keine Aussage über die Wasserdurchlässigkeit und Eignung des Substrates zu. Dafür wurde die Substratdurchlässigkeit separat mit verschiedenen Methoden getestet (s. u.).

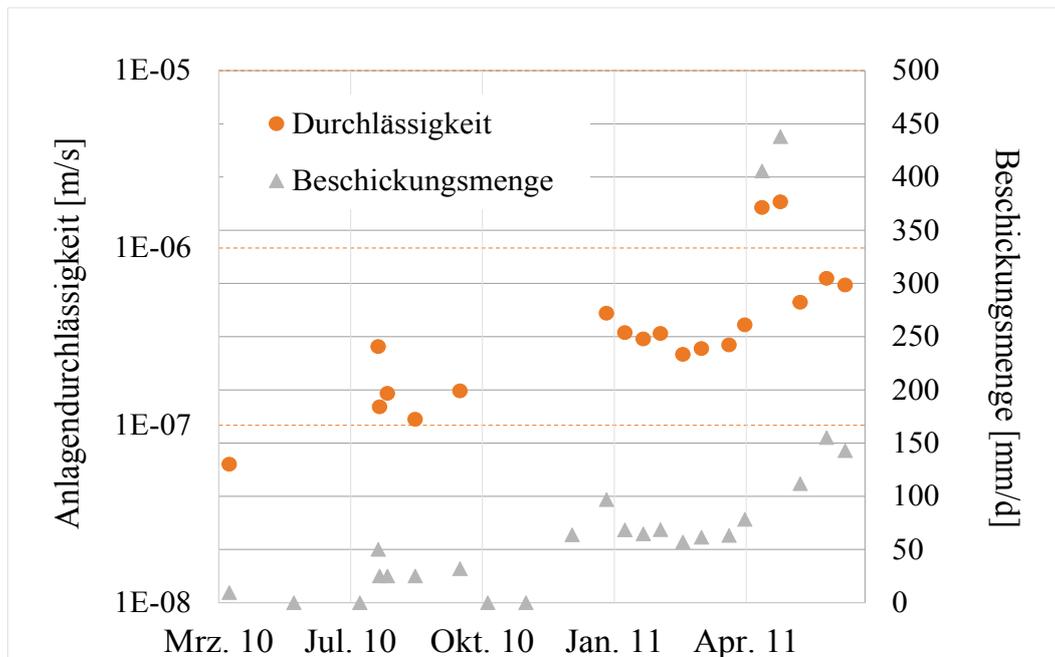
Ein Zusammenhang zwischen den Wasserdurchlässigkeiten und den Wasserspiegelhöhen oder Zulaufvolumenströmen ist bei Betrachtung des gesamten Messzeitraums nicht eindeutig erkennbar. Der Ausschnitt der ersten Jahreshälfte 2011 mit seiner Steigerung der Zulaufvolumenströme weist auf verschiedene Trends hin:



Diagr. 4-7: Wasserspiegelhöhe und Zulaufvolumenstrom des Sandfilters in der ersten Jahreshälfte 2011

Im Sandfilter stieg wie erwartet die Wasserspiegelhöhe mit dem Zulaufvolumenstrom (bei trendloser Anlagendurchlässigkeit zwischen  $3$  und  $8 \cdot 10^{-6}$  m/s s. Diagr. 7-1) von  $10$  auf  $40$  cm an (s. Diagr. 4-7). Im Gegensatz dazu verhielt sich die Wasserspiegelhöhe im Sandfilter mit Lehm nicht direkt proportional zum Zulaufvolumenstrom sondern die Wasserdurchlässigkeit stieg bei höherem Zulaufvolumenstrom (s. Diagr. 4-8). Daraus kann geschlussfolgert

werden, dass das Wasser im Sandfilter mit Lehm bei höherem Zulaufvolumenstrom leichter passierbare Passagen nahm. Denkbar ist das Überlaufen in ein Spülrohr auf der Ablaufseite des Filters. Durch solch einen präferenziellen Fließweg mit daraus folgendem Kurzschluss würde die Aufenthaltszeit verkürzt, was sich sehr ungünstig auf die Reinigungsleistung auswirken kann.



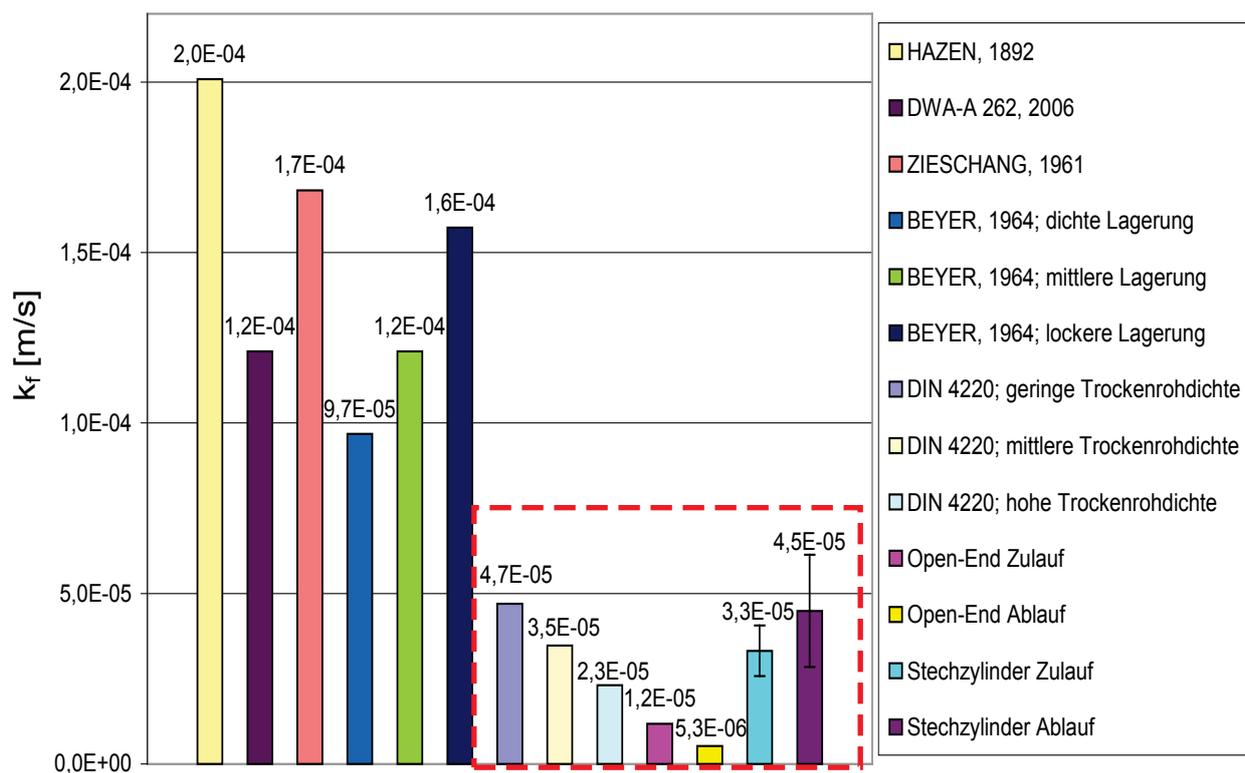
Diagr. 4-8: Wasserdurchlässigkeit und Zulaufvolumenstrom des Sandfilters mit Lehm von März 2010 bis Mitte 2011

Für den Sandfilter und den Sandfilter mit Lehm wurden Beschickungspausen eingelegt, um die Kolmation durch Oxidation der EPS so weit wie möglich rückgängig zu machen. In Diagr. 4-8 sind die Beschickungspausen vom 31.3. bis 22.7.10 und vom 22.9. bis 11.11.10 zu sehen. Die Durchlässigkeit stieg in Folge der Ruhephasen um den Faktor 3 bzw. 2 an. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass der Zulaufvolumenstrom einen höheren Einfluss auf die Durchlässigkeit hatte (s.o.).

#### Methodenvergleich am Beispiel des Sandfilters

Die Durchlässigkeit des Substrats wurde indirekt über die Siebkurve und direkt mit Stechzylinder und Open-End-Test ermittelt. Anhand der **Siebkurve** (s. Diagr. 7-2) ließ sich das Substrat als reiner mittelsandiger Feinsand charakterisieren nach DIN 4220 [2008]. Der Ungleichförmigkeitsgrad  $U$  lag bei 2,2. Am Ablauf war die bindige Fraktion mit 2,3 % etwas größer als in der Zulaufregion (1,5 %). Darüber hinaus unterschieden sich die Zu- und Ablaufregion sowie die diversen Tiefen kaum. Über das Zulaufwasser wurden auch vernachlässigbar wenig abfiltrierbare Stoffe (AFS) eingetragen (s. Kap. 4.2.3). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass sich die mineralische Bodenzusammensetzung innerhalb der 7 Jahre Betriebszeit nicht geändert hatte.

Der für die indirekte Bestimmung des  $k_f$ -Werts genutzte wirksame Korndurchmesser  $d_{10}$  betrug in Zu- wie Ablaufregion 0,1 mm. Der  $d_{60}$  war im Zulauf 0,20 und im Ablauf 0,21 mm. Daraus ergeben sich die Ungleichförmigkeitsgrade  $U_{\text{Zulauf}} = 1,8$  und  $U_{\text{Ablauf}} = 1,9$ . Das heißt die Sieblinie fiel eng aus. Aus dem wirksamen Korndurchmesser  $d_{10}$  wurde der  $k_f$ -Wert mit den in Tab. 3-4 beschriebenen Formeln berechnet bzw. nach den Kategorisierungen von ZIESCHANG [1961] und DIN 4220 eingeordnet. Im Ergebnis zeigt Diagr. 4-9 eine Bandbreite von etwa 1 Zehnerpotenz ( $2,0 \cdot 10^{-4}$  m/s nach HAZEN bis  $2,3 \cdot 10^{-5}$  m/s nach DIN 4220).



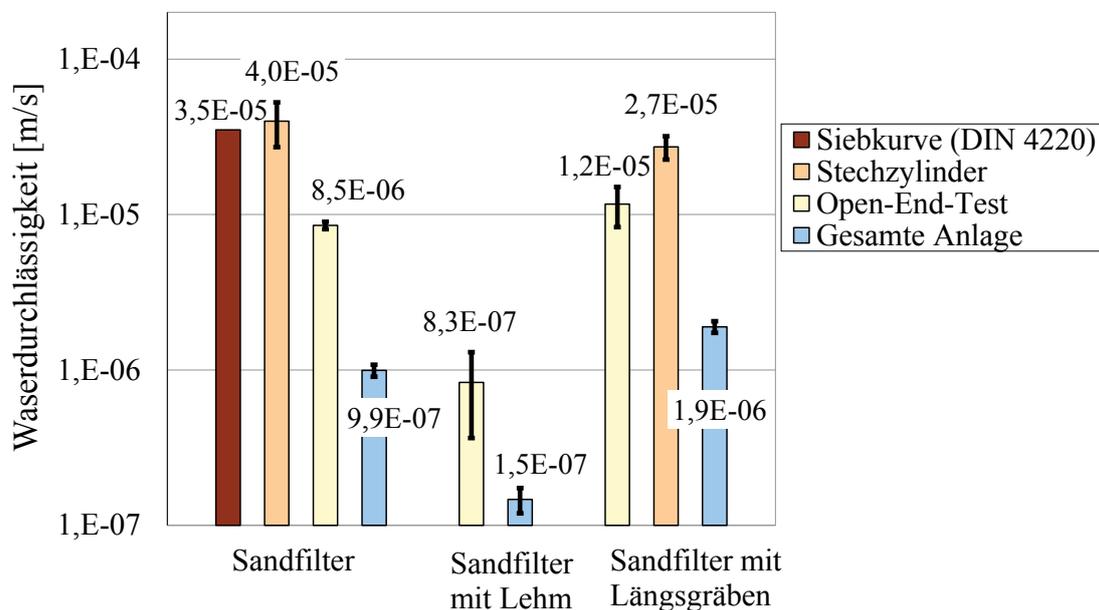
Diagr. 4-9: Für den Sandfilter mit verschiedenen Methoden ermittelte  $k_f$ -Werte

Aus Diagr. 4-9 lässt sich ablesen, dass nur die DIN 4220 das Substrat mittelsandiger Feinsand in die  $k_f$ -Größenordnung einordnet, die auch in den direkten Durchlässigkeitsmessungen wiedergefunden wurde. Da sich die DIN 4220 nicht auf den  $d_{10}$  sondern auf die Korngröße mit dem größten Massenanteil bezieht, ist die Eignung dieser Norm wahrscheinlich auf ähnlich eng gestufte Korngemische begrenzt. Der Methodenvergleich zeigt, je näher das Messverfahren dem tatsächlichen Maßstab kommt, desto geringer ist die ermittelte Durchlässigkeit. Die Ergebnisse lassen sich nach dem Grad der Störung der Proben ordnen: demnach ist die Substratentnahme und –siegung der indirekten Methode ein größerer Eingriff als die Entnahme einer „ungestörten“ Probe mit dem Stechzylinder. Die Stechzylinder-methode wiederum bringt kurzzeitigen Luftkontakt und Transporterschütterungen mit sich,

die der in-situ-Versuch Open-End-Test vermeidet. Schließlich betragen die tatsächlichen Wasserdurchlässigkeiten der gesamten Anlagen (s.o.) nur 12 % (Sandfilter) bis 18 % (Sandfilter mit Längsgräben) der mit dem Open-End-Test ermittelten  $k_f$ -Werte (s. Diagr. 4-10).

#### Einordnung und Vergleich der Bodenfilter

Das Filtermaterial des **Sandfilters** war zu fein. Es verfehlte mit  $d_{10} = 0,1$  mm (s. Diagr. 7-2) die Hauptforderung des DWA-A 262, dass der  $d_{10}$  zwischen 0,2 und 0,4 mm zu liegen hat, eindeutig. Im Widerspruch dazu lag der aus diesem  $d_{10}$  nach dem Arbeitsblatt berechnete  $k_f$ -Wert mit  $10^{-4}$  m/s noch im Bereich der geforderten  $10^{-3}$  bis  $10^{-4}$  m/s. Auch der maximale bindige Anteil von 2 % wurde in Ablaufnähe überschritten. Das Korngemisch war wie gewünscht enggestuft, so dass der Ungleichförmigkeitsgrad wesentlich kleiner war als 5.



Diagr. 4-10: Mit verschiedenen Methoden ermittelte Durchlässigkeiten der Bodenfilter im Juli 2010

Alle Methoden ergaben, dass das Filtermaterial des **Sandfilters mit Lehm** wesentlich weniger durchlässig war als das der beiden anderen Anlagen (s. Diagr. 4-10). Das war aufgrund der Beimischung von Lehm in diese Anlage zu erwarten. Die eingebauten Materialien des Sandfilters mit Längsgräben unterschieden sich nur durch die Untermischung von Stroh zu dem des Sandfilters. Der Stechzylinderversuch ergab eine etwas bessere Durchlässigkeit (Faktor 1,5) des Sandfilters im Vergleich zum Sandfilter mit Längsgräben. Dafür muss in Betracht gezogen werden, dass der Sandfilter während der Probenahme mit Stechzylindern bereits für einen Zeitraum von 4 Wochen nicht beschickt wurde (wasserungesättigt), wohingegen die Stechzylinderproben des Sandfilters mit Längsgräben Wasseranschluss nach unten hatten (wassergesättigt). Das könnte der Grund für die hohen  $k_f$ -Werte mit dieser Metho-

de im Sandfilter sein. Daran schloss sich die Wiederaufnahme der Beschickung an und nach einer Woche wurden die Open-End-Tests durchgeführt. Die ergaben die beste, wenn auch variabelste Durchlässigkeit für den **Sandfilter mit Längsgräben** und eine etwas schlechtere (Faktor 1,5) Durchlässigkeit des Sandfilters. Auf Grundlage des Methodenvergleichs im Sandfilter (s.o.) werden die Ergebnisse des Open-End-Tests als jene eingeschätzt, welche der Realität am nächsten kommen. Folglich ist das Substrat des Sandfilters mit Lehm eindeutig ungeeignet wegen zu geringer Wasserdurchlässigkeit. Auch die Filtermaterialien des Sandfilters und des Sandfilters mit Längsgräben erreichen nicht die für bepflanzte Bodenfilter notwendigen Durchlässigkeiten von mindestens  $10^{-4}$  m/s.

#### Ursachen für die Kolmation

Trotz der geringen Belastung mit organischen und mineralischen Stoffen (s. Kap. 4.2.3) wurde im Sandfilter und im Sandfilter mit Lehm Kolmation festgestellt, die durch zeitweise Außerbetriebnahme rückgängig gemacht wurde. Der organische Massenanteil im Filtersubstrat lag während der Durchlässigkeitsversuche unter 2 %, deshalb wird der Grund für die reversible Kolmation in Aufbau und Struktur der Biofilme gesehen. Die geringen Redoxpotenziale wirkten sich vermutlich auch ungünstig aus (s. Kap. 2.2.2.2). Wie diese kolmatierenden Anlagen betrieben werden können, wird im folgenden Kapitel beschrieben.

#### 4.1.3 Schlussfolgerungen für die hydraulische Belastbarkeit der Versuchsanlagen und Designhinweise für ein optimiertes Durchlaufverhalten

Aus dem langjährigen Betrieb sowie den dargelegten Ergebnissen zu Durchlaufverhalten und Wasserdurchlässigkeit wird die hydraulische Belastbarkeit als ein Kriterium der Reinigungsleistung abgeleitet. Technische Feuchtgebiete des Typs Sandfilter und Sandfilter mit Lehm können langfristig nur mit einem Volumenstrom von 50 bzw. 25 mm/d belastet werden. Alternativ böte sich eine höhere Belastung von 100 mm/d mit Ausweichanlagen für den intermittierenden Betrieb an. Grundsätzlich wird zu einem gröberem Filtermaterial geraten. Trotz ähnlichem Substrat können Anlagen in der Bauweise des Sandfilters mit Längsgräben dauerhaft mit 100 mm/d belastet werden, deshalb ist sein Aufbau (tiefe Einlaufzone, Längsgräben, nur teilweiser Einstau zur Verkleinerung der anaeroben Zonen) der empfehlenswerteste der Bodenfilter. Daraus folgt, dass Anlagen wie der Sandfilter und der Sandfilter mit Längsgräben hydraulisch höher belastbar sind, als im A-262 für die kontinuierlich beschickten Horizontalfilter ( $Q \leq 40$  mm/d) empfohlen wird.

Für den Betrieb des Bepflanzten, des Unbepflanzten und des Teiches mit Pflanzenschwimmatten wird zu einem Zulaufvolumenstrom von 100 mm/d geraten. Das ist ein üblicher Volumenstrom; so geben auch KADLEC & KNIGHT [1996] an, dass Teiche mit Pflanzenschwimmatten typischerweise mit 20 bis 150 mm/d beschickt werden. Bei den

---

Versuchsanlagen könnte diese Menge durch andere Zu- und besonders Ablaufkonstruktionen erhöht werden, denn die geschlitzten Rohre in Kiesbetten führten wiederholt zu einem Rückstau vor und in der Anlage. Die Lösung ist ein Kompromiss zwischen angestrebter gleichmäßiger Durchströmung und hoher Durchlässigkeit. Da der Einfluss der Ablaufkonstruktion auf die Reinigungsleistung als nachrangig gilt [PERSSON 2000], wird zu einem einfachen Teichmönch geraten.

## 4.2 Allgemeine Standardparameter

Die Tab. 4-3 gibt einen Überblick über die mittleren physikalischen Bedingungen und Stoffkonzentrationen entsprechend dem Messprogramm in Kap. 3.2. Diese Ergebnisse werden im Folgenden erläutert.

Tab. 4-3: Überblick der durchschnittlichen Zu- und Ablaufwerte (2006 bis 2013)

	<b>T</b> [°C]	<b>Redoxpotenzial</b> [mV]	<b>O<sub>2</sub></b> [mg/l]	<b>O<sub>2</sub></b> [%]	<b>CSB</b> [mg/l]	<b>BSB<sub>5</sub></b> [mg/l]
Zulauf	16,1	310	6,9	70	31	3,2
Sandfilter	11,2	80	0,6	5	25	2,8
Sandfilter mit Lehm	11,6	-40	0,4	3	30	2,1
Sandfilter mit Längsgräben	12,0	60	1,6	13	28	2,2
Bepflanzter Teich	11,3	130	2,2	18	32	3,2
Teich mit Schwimmmatten	11,8	170	1,9	17	28	2,2
Unbepflanzter Teich	12,2	220	7,5	68	35	2,3
Graben, erste Hälfte	12,0	240	5,0	43	31	2,9
Graben	11,0	220	5,6	46	30	2,6
Anzahl der Messungen	60-69	46-52	57-65	55-60	57-69	5-9

Fortsetzung Tab. 4-3: Überblick der durchschnittlichen Zu- und Ablaufwerte (2006 bis 2013)

	<b>AFS</b> [mg/l] *	<b>gesN</b> [mg/l]	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b> [mg/l]	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b> [mg/l]	<b>gesP</b> [mg/l]	<b>o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> [mg/l]
Zulauf	2,0	11,0	8,5	0,18	0,44	0,29
Sandfilter	1,3	3,6	2,5	0,12	0,71	0,36
Sandfilter mit Lehm	1,4	3,4	1,5	0,81	0,82	0,53
Sandfilter mit Längsgräben	0,9	5,5	3,7	0,39	0,47	0,33
Bepflanzter Teich	1,1	7,0	5,0	0,29	0,36	0,29
Teich mit Schwimmmatten	0,7	5,6	4,0	0,18	0,36	0,21
Unbepflanzter Teich	2,5	6,6	4,4	0,23	0,34	0,21
Graben, erste Hälfte	0,9	7,8	6,0	0,16	0,38	0,27
Graben	1,1	6,0	4,4	0,16	0,32	0,26
Anzahl der Messungen	33-44	57-65	58-69	58-69	58-69	58-69

\*Verwendung des Medians, da Bestimmungsgrenze sehr häufig unterschritten

### 4.2.1 Temperatur und pH-Wert

Die **Ablauftemperaturen** verliefen parallel zu den Zulauftemperaturen (s. Diagr. 7-3 und Diagr. 7-4). Insgesamt fand eine Abkühlung statt. Der Unbepflanzte Teich erwärmte das Wasser im Juni und Juli regelmäßig über das Zulaufniveau. Bei den anderen Teiche war das nur in 2008, 2011 und 2012 der Fall. Außer 2012 erreichten alle Teiche Ablauftemperaturen über 20°C, während die Filterablauftemperaturen darunter blieben. Im Herbst sank die Temperatur in den Teichen eher ab. So wurde die Temperatur von 10°C zwischen Ende September und Anfang November unterschritten, wobei die Filterabläufe etwa zwei Wochen später unter

diese Grenze fielen. Die Teichabläufe unterschritten jeden Winter die Temperatur größter Dichte von 4°C. Folglich stellte sich auch keine winterliche Temperaturschichtung ein. Anhand der Tiefsttemperaturen und der Dauer der 4°C-Unterschreitung lässt sich folgende Tiefemperaturenrangfolge der Anlagen festlegen: Graben < Unbepflanzter Teich < Bepflanzter Teich < Teich mit Schwimmmatten < Sandfilter mit Längsgräben < Sandfilter < Sandfilter mit Lehm. Im April stiegen die Ablauftemperaturen wieder über 10°C (Ausnahme Graben 2010 bereits am 25.2. > 10°C), in den Filtern manchmal etwas früher. Die längere Wärmespeicherung ist neben der Wärmekapazität des Filtermaterials auf die Isolierung durch die Pflanzen bzw. durch deren Bestandsabfall zurück zu führen [WISSING & HOFMANN 2001].

Stichprobenhafte Profilmessungen zeigten im Juni 2013 keine und Mitte Juli 2013 nur eine leichte Schichtung (19°C am Grund des Teiches mit Schwimmmatten und in der Wasserphase des Sandfilters mit Lehm gegenüber einer Oberflächentemperatur von 23°C bzw. 21°C). Der Abzug des Ablaufes befand sich bei allen Anlagen am tiefsten Punkt. Falls es also im Sommer und Winter zu einer Schichtung kam, kann davon ausgegangen werden, dass die mittleren Wassertemperaturen *in* den Anlagen extremer waren (im Sommer etwas höher und im Winter etwas geringer als die hier diskutierten Ablauftemperaturen).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Extremtemperaturen in den Teichen stärker und länger ausgeprägt waren als in den Bodenfiltern und die längere Wärmespeicherung der Filter im Winter eine günstige Voraussetzung für biologische Abbauprozesse sein kann.

Der **pH-Wert** des Zulaufs war fast neutral bei 7,2 (s. Tab. 7-4). Er wurde durch die Behandlung in den Teichanlagen leicht angehoben. Das fiel besonders beim Unbepflanzten Teich im Frühjahr auf (Mittelwert Mai 7,9). Im Gegensatz dazu sank der pH in Sandfilter und Sandfilter mit Lehm leicht und erreichte die geringsten Monatsmittelwerte von 6,9 im Sommer (s. Tab. 7-4).

#### 4.2.2 Sauerstoff und Redoxpotenzial

Das Zulaufwasser war aufgrund mehrerer Überfälle fast **sauerstoffgesättigt** (70 % s. Tab. 4-3) als es die technischen Feuchtgebiete Hobrechtsfelde erreichte. Aus allen Anlagen wurde das Wasser unterhalb des Wasserspiegels abgezogen und in den Ablaufschächten gemessen. Folglich zeigen die Messergebnisse die Sauerstoffbedingungen im letzten unteren Teil der Anlagen. Es ist davon auszugehen, dass sich in den Anlagen aerobe, anoxische und anaerobe Zonen befanden, deren Ausdehnung und Position sich mit den Jahreszeiten änderte. Wenn im Ablauf also eine hohe O<sub>2</sub>-Konzentration gemessen wurde, schließt das nicht aus, dass innerhalb der Anlage auch reduzierende Bereiche existierten und umgekehrt.

Die Sandfilter zeigten geringere Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf als die Teiche (s. Tab. 4-3). Besonders niedrig waren die Sauerstoffkonzentrationen im Sandfilter mit Lehm und im Sandfilter. Die Monatsmittel (s. Abb. 4-2) zeigen, dass die Abläufe des Sandfilters und des

Sandfilters mit Lehm weniger als 1 mg/l Sauerstoff aufwiesen, mit knapper Überschreitung im Mai. Diese geringe Sauerstoffkonzentration war eine begünstigende Voraussetzung für die Denitrifikation. Der Sandfilter und der Sandfilter mit Lehm zeigten keinen jahreszeitlichen Einfluss (s. Abb. 4-2), änderten ihre Sauerstoffverhältnisse jedoch über die Jahre mehrmals (s. Diagr. 7-5 im Anhang). In den Jahren 2007 bis 2010 lag die Sandfilterablaufkonzentration wie die des Sandfilters mit Lehm fast immer unter 1 mg/l. Der Sandfilter mit Längsgräben zeigte dagegen bereits einzelne Spitzen > 1 mg/l. Zeitweise brach hier also Sauerstoff aus einer aeroben Zone durch. Im Jahr 2011 hingegen pendelte die Sauerstoffkonzentration des Sandfilters um 1 mg/l und sank nur im Juli und August zeitweilig ab (s. Diagr. 7-5 im Anhang).

Unter den Teichen wiesen der Teich mit Pflanzenschwimmatten die niedrigste (1,9 mg/l) und der Unbepflanzte Teich die höchste Konzentration (7,5 mg/l) im Jahresmittel auf (s. Tab. 4-3). Die Teiche zeigten einen eindeutigen Jahresverlauf mit Maxima im Monat März und Minima im August. Besonders die Teiche mit freier Wasseroberfläche reicherten das Abwasser von Herbst bis Frühling bis über die Sättigungsgrenze mit Sauerstoff an. Der Teich mit Pflanzenschwimmatten und der Bepflanzte Teich hingegen erreichten weniger hohe Werte, was auf die Abschirmung der Atmosphäre durch die Pflanzen zurückgeführt werden kann. In manchen Jahren wurde Übersättigung im Ablauf des Unbepflanzten Teiches auch bis in den Juli hinein beobachtet, was auf die vermehrte Entwicklung submerser Algen zurückgeführt werden kann. Im Sommer brachen die Sauerstoffkonzentrationen der Teichabläufe aufgrund wärmebeschleunigter Zehrungsprozesse ein, wie es auch für natürliche Gewässer typisch ist. Die besonders hohen Sauerstoffkonzentrationen auch im Winter in den Anlagen mit freiem Wasserspiegel sind ein weiteres Indiz dafür, dass es nicht zur winterlichen Temperaturschichtung kam, sondern der Wind das Wasser weiter zirkulierte.

Anhand ihrer Sauerstoffverhältnisse lässt sich folgende Gruppierung der Anlagen vornehmen:

- sehr gering: Sandfilter und Sandfilter mit Lehm
- meistens gering: Sandfilter mit Längsgräben, Teich mit Pflanzenschwimmatten, Bepflanzter Teich
- ausgeprägtester Jahresgang: Graben
- hoch: Unbepflanzter Teich

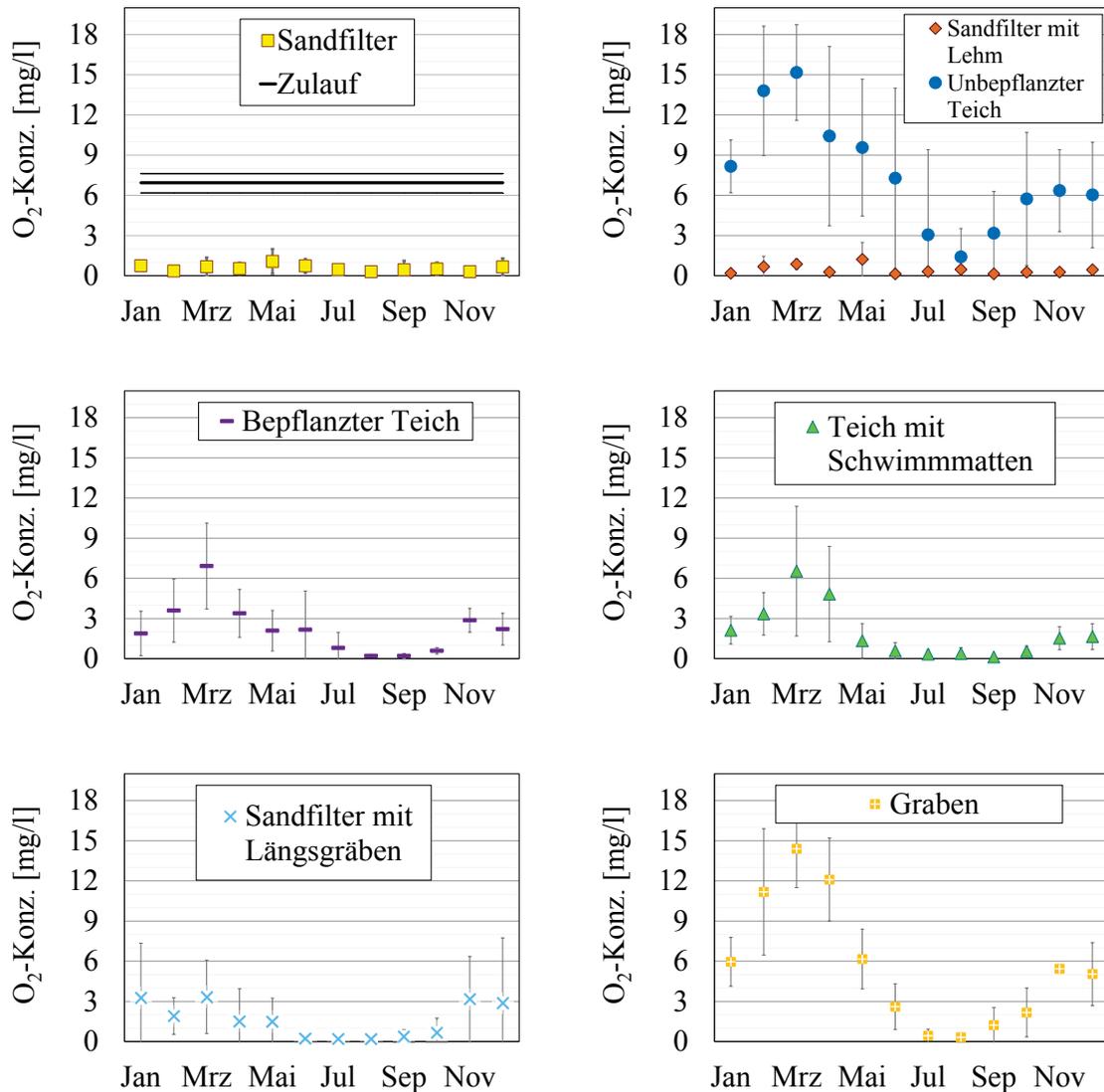


Abb. 4-2: Mittlere Sauerstoffkonzentrationen und Standardabweichungen [mg/l] in den Abläufen der Versuchsanlagen und im Zulauf (n = 55 bis 65)

Der Parameter **Redoxpotenzial** charakterisiert bei Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l die Redoxbedingungen besser. Er hat gegenüber dem Parameter Sauerstoffkonzentration den Vorteil, dass er stabiler ist, denn Sauerstoff könnte im ungünstigen Fall auch noch im Ablaufbereich oder im Ablaufschacht über die Wasseroberfläche eingetragen worden sein.

Das mittlere Redoxpotenzial befand sich in Zu- und Abläufen im Bereich der Denitrifikation < 550 mV (s. Kap. 2.2.3.2). Die Bodenfilter wiesen mit -40 bis 80 mV geringere Redoxspannungen auf als die Teiche (s. Tab. 4-3). In den Bodenfilterabläufen war das Redoxpotenzial die längste Zeit des Jahres < 125 mV, dem Bereich der starken Eisenreduktion zu Eisen(II) [BRÜMMER 1974].

Redoxpotenzial und Sauerstoffkonzentration verhielten sich im Jahresgang in den Teichanlagen und dem Sandfilter mit Längsgräben ähnlich, so dass die Monatsmittel korrelierten (k =

0,8). Dagegen zeigten der Sandfilter sowie der Sandfilter mit Lehm einen ausgeprägteren Jahresgang als beim Sauerstoff (s. Abb. 7-5). Das lässt sich darauf zurückführen, dass anaerobe Zustände mit diesem Parameter darstellbar sind, wogegen die Sauerstoffmessung nah oder unter der Bestimmungsgrenze lag.

#### 4.2.3 CSB, BSB<sub>5</sub> und AFS

Der Zulauf-**CSB** lag im Mittel bei 31 mg/l (s. Tab. 4-3). Leicht verringert wurde der CSB im Sandfilter (21 %), im Sandfilter mit Längsgräben (11 %) und im Teich mit Pflanzenschwimm-matten (11 %). Im Bepflanzten Teich und im Graben blieb der CSB konstant und im Unbe-pflanzten Teich, wo auch am meisten abfiltrierbare Stoffe (AFS) gefunden wurden, stieg er leicht an (12 %). Der Jahresgang war wenig ausgeprägt. Am höchsten lagen die Monatsmit-tel aller Anlagen im Frühjahr oder Sommer, also in der Vegetationszeit. Diese geringen Ände-rungen entsprechen den Erwartungen, denn organische Kohlenstoffverbindungen, die eine Kläranlage mit Nährstoffelimination verlassen, werden als relativ inert eingestuft. Beispiels-weise Huminstoffe machen einen großen Anteil aus. Ein weiterer Abbau des refraktären CSB ohne starke Oxidationsvorgänge ist unwahrscheinlich. Eliminations- und Wachstumsprozes-se können die Zusammensetzung des CSB trotzdem verändert haben (s. Spurenstoffe Kap. 0). Der brandenburgische Überwachungswert für die Versickerung in Grundwasser von 30 mg/l [MLUR 2001] konnte vom Sandfilter ständig eingehalten werden, von den anderen Sandfiltern in den meisten Monaten des Jahres und von den Teichen nur sehr selten. Der Grenzwert der Bodenseerichtlinien [2005] von 15 bzw. 20 mg/l und der Schwellenwert der Abwasserabgabe (20 mg/l) konnten nicht eingehalten werden.

Der biologisch-chemische Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 d (**BSB<sub>5</sub>**) lag bereits im Zulauf bei nur 3 mg/l und wurde durch die Passage der Anlagen verringert (häufigere Unterschrei-tung der Bestimmungsgrenze). Spitzenwerte um 6 mg/l erreichten einige Anlagen im Juli und August (2006 und 2007) zeitgleich mit Spitzenwerten beim CSB. In RÜHMLAND [2007] war einmalig im Mai der BSB<sub>20</sub> ermittelt worden. Er lag in allen Proben niedrig zwischen 4 mg/l im Zulauf und 7 mg/l im Ablauf des Bepflanzten Teiches. Die Sauerstoffzehrungskurve ergab, dass die Unterteilung in den primären Abbau leicht abbaubaren Kohlenstoffs gefolgt von der endogenen Atmung in den Abläufen stärker ausgeprägt war als im Zulauf. Folglich produzier-ten die Anlagen etwas leicht abbaubares Material (Sekundärverschmutzung). Dazu ist an-zumerken, dass die Prozesse natürlicher Feuchtgebiete Hintergrundkonzentrationen von 1 bis 6 mg/l BSB<sub>5</sub> bedingen. Deshalb können Feuchtgebiete den Sauerstoffbedarf nicht be-trächtlich darunter reduzieren [KADLEC & KNIGHT 1996]. Bei der guten Nährstoffversorgung (s. Kap. 4.2.4 und 4.2.5) sind die absoluten BSB-Ablaufwerte als sehr gering einzustufen. Da von 2006 bis 2007 nur 5 bis 8 BSB<sub>5</sub>-Messergebnisse von 14 Probenahmen je Anlage über der Bestimmungsgrenze von 2 mg/l lagen, wurde die Analyse hernach eingestellt.

Das **CSB-BSB<sub>5</sub>-Verhältnis** war schon im Zulauf mit 10:1 so hoch, dass kein biologischer Abbau mehr möglich ist. Durch die Behandlung blieb es konstant oder stieg (aufgrund der BSB<sub>5</sub>-Verringerung) leicht an.

Die abfiltrierbaren Stoffe (**AFS**) waren häufig unter der Bestimmungsgrenze. Deshalb ist der Median der geeigneteren Mittelwert und wurde in der Übersicht in Tab. 4-3 dargestellt. Der Zulauf enthielt 2 mg/l AFS. Diese geringe Konzentration kann auf die Eisenfällung zur Phosphorentfernung im letzten Teil des Belebungsbeckens des KWs Schönerlinde zurückgeführt werden. Trotzdem verringerten alle Anlagen außer dem Unbepflanzten Teich (2,5 mg/l) die Feststoffe weiter (s. Tab. 4-3). Die Menge der AFS korrelierte nicht mit dem CSB. Auch die Färbung der verwendeten Membranfilter ließ darauf schließen, dass sich die Feststoffe verschieden zusammensetzten. So waren die Filtrerrückstände der Ablaufproben des Sandfilters und des Sandfilters mit Lehm meist orange-braun, was auf die Oxidation und Ausfällung von Eisen- und Eisenhydroxidverbindungen hindeutet. Grüne Feststoffe wiesen der Unbepflanzte Teich und der Graben im Frühjahr und Sommer oft auf, was auf Algenbildung schließen lässt. Demzufolge bestanden die AFS der Sandfilter eher aus anorganischen und die AFS der Teiche mit offenen Wasserflächen eher aus organischem Material, das mit dem CSB mit erfasst wurde. Die Ausfällung von anorganischen Verbindungen wird auch dazu geführt haben, dass die Filteranlagen nicht durchgängig geringere AFS-Konzentrationen lieferten als die Teichanlagen wie es KADLEC & KNIGHT [1996] angeben.

Einzig der Probenahmestelle nach der ersten Grabenhälfte war keine Kiesbettpassage vorgeschaltet wie allen anderen Anlagen (s. Kap. 3.1). Trotzdem wurden dort nicht mehr AFS gefunden. Folglich verbesserte das Kiesbett im Abzug der Anlagen die Feststoffabscheidung nicht, was auf das insgesamt geringe Niveau dieses Parameters zurückgeführt werden kann. Der Teich mit Pflanzenschwimmatten wies tendenziell die geringsten Feststoffkonzentrationen auf, besonders im Vergleich mit dem Unbepflanzten Teich. Das bestätigt die Resultate von HEADLY & TANNER [2008], dass Pflanzenschwimmattenteiche gut zur Feststoffentfernung geeignet sind. Ein Versuchsaufbau mit feststoffreicherem Zulauf könnte die Potenziale dieses Anlagentyps besser zeigen.

#### 4.2.4 Phosphor

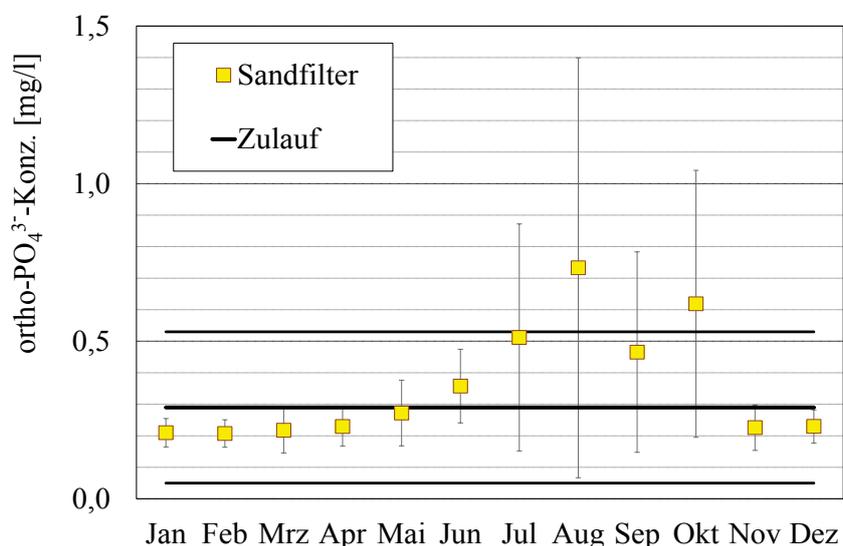
Der Zulauf hatte im Mittel eine Gesamtphosphorkonzentration von 0,44 mg/l. Davon waren 0,29 mg/l ortho-Phosphat. In den Teichanlagen wurden die Konzentrationen leicht verringert ( $\text{P}_{\text{ges}}$  um 28 % im Graben und 19 % im Teich mit Pflanzenschwimmatten und im Bepflanzten Teich) oder blieben gleich ( $\text{o-PO}_3^{4-}\text{-P}$  im Bepflanzten Teich). Die mittlere Flächenabbauleistung der Teiche lag zwischen 0,6 g  $\text{o-PO}_3^{4-}\text{-P} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$  (Bepflanzter Teich) und 4,8 g  $\text{o-PO}_3^{4-}\text{-P} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$  (Unbepflanzter Teich). In den bewachsenen Bodenfiltern hingegen wurde die ortho-Phosphatkonzentration angehoben auf 0,33 mg/l (Sandfilter mit Längsgrä-

ben) bis 0,53 mg/l (Sandfilter mit Lehm). Der Anteil des partikulären Phosphors lag bei 18 % (Bepflanzter Teich) bis 50 % (Sandfilter).

Wenn die die Abläufe wie am Versuchsstandort unverdünnt ein natürliches Gewässer speisen würden, würde ein Standgewässer als hypereutroph eingestuft und einem Fließgewässer die Güteklasse III bzw. III-IV zugeordnet (vgl. Tab. 2-1). Aus Gewässersicht lag Phosphor also in Zu- wie Abläufen in sehr hoher Konzentration vor.

Über alle Anlagentypen hinweg korrelierten die Ablaufkonzentrationen negativ mit dem mittleren Redoxpotenzial (-0,9) und der Sauerstoffkonzentration (-0,7). Das heißt, Anlagen in denen geringere Redoxpotenziale herrschten gaben mehr Phosphor ab als Anlagen, die oxidativere Bedingungen zur Verfügung stellten. Auch der etwas höhere pH-Wert der Teichanlagen wird die Phosphorfestlegung durch Kalzium-Phosphat-Fällung gefördert haben (s. Kap. 4.2.1, Tab. 7-4 und Kap. 4.5.2.1).

Es trat in allen Anlagen ein Jahresverlauf auf, der die höchsten Ablaufkonzentrationen und Schwankungsbreiten im Sommer aufwies (s. Abb. 7-6 und beispielhaft Diagr. 4-11). Das lässt sich auf Rücklöseprozesse zurückführen, die im Sommer von geringen Redoxpotenzialen begünstigt wurden. Die Teiche legten wenigstens für die Zeit von November bis April Phosphor fest. Dass die Ablaufkonzentrationen gerade in der Vegetationszeit besonders hoch waren, ist ungünstig für das aufnehmende Gewässer. Der Ablauf des Sandfilters mit Lehm beispielweise wechselte im Juli sogar in die schlechteste Gewässergüteklasse IV.



Diagr. 4-11: Jahresverlauf der mittleren ortho-Phosphatkonzentrationen im Ablauf des Sandfilters sowie die mittlere Zulaufkonzentration mit den Standardabweichungen

Der Grenzwert der Bodenseerichtlinien [2005] und der brandenburger Überwachungswert für die Abwasserversickerung ins Grundwasser von 0,3 mg/l<sub>gesP</sub> konnte im Mittel nicht eingehalten werden. Der im Dringlichkeitsprogramms Schleswig-Holstein [1990] angegebene Grenz-

wert von 0,5 mg/l für  $\text{gesP}$  wurde im Mittel eingehalten außer im Ablauf des Sandfilters und des Sandfilters mit Lehm. Der Grenzwert für Kläranlagen der Größe 1.000 bis 40.000 EW von 1 mg/l wurde in Zu- wie Abläufen eingehalten (außer Sandfilter und Sandfilter mit Lehm im Sommer).

Tab. 4-4: Mittlere  $k(\text{gesP})$ -Werte, Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich mit Literaturwerten

Anlagentyp	Zulauf	Ablauf	$k(\text{gesP})$
	[mg/l]	[mg/l]	[m/a]
Sandfilter	0,44	0,71	-20
Sandfilter mit Lehm	„	0,85	-22
Sandfilter mit Längsgräben	„	0,47	-9
Bepflanzter Teich	„	0,36	5
Teich mit Schwimmmatten	„	0,39	9
Unbepflanzter Teich	„	0,34	8
Graben, erste Hälfte	„	0,38	10
Graben	„	0,32	11
Oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete [KADLEC & KNIGHT 1996] n=21	3,75	1,60	12,1
		Standardabweichung	$\pm 6,1$
Bewachsene Bodenfilter [KADLEC & KNIGHT 1996]	k.A.	k.A.	11,7
		Standardabweichung	$\pm 4,2$

Bei KADLEC & KNIGHT [1996] gelten flache Teiche ohne Vegetation als leistungsschwächer im Vergleich zu bepflanzten Teichen. Das kann hier nicht bestätigt werden, da der Unbepflanzte Teich (im Winter fast pflanzenfrei) ähnlich viel Phosphor eliminierte wie der Bepflanzte. Für den Vergleich der Leistungsfähigkeit der Phosphorentfernung mit anderen Anlagen bietet sich der Parameter  $k(P)$  an, da er die Belastung einbezieht. Er ergibt sich aus einer Reaktion erster Ordnung, das heißt die Eliminierungsgeschwindigkeit ist von der Phosphorkonzentration abhängig:

$$k(P) = q \ln \left( \frac{C_{zu}}{C_{ab}} \right)$$

$k(P)$  - flächenbezogene Phosphoreliminationsratenkonstante [m/a]

$q$  - Zulaufstrom [m/a]

$C_{zu}$  - Zulaufkonzentration [mg/l]

$C_{ab}$  - Ablaufkonzentration [mg/l]

Die berechneten  $k(P)$ -Werte waren für die Sandfilter erwartungsgemäß negativ (s. Tab. 2-1 und Tab. 4-4) und streuten breit. Für die Teiche lagen sie im Bereich der von KADLEC & KNIGHT [1996] zusammengestellten Durchschnittswerte.

### Einfluss der Bodengehalte

KLOMFAß [2014] ermittelte die mittlere jährliche Auswaschung aus den Bodenfiltern für August 2007 bis Oktober 2013. Sie betrug im Sandfilter 44 kg/(ha·a), im Sandfilter mit Lehm 61 kg/(ha·a) und im Sandfilter mit Längsgräben 9 kg/(ha·a)<sub>gesP</sub>. Der Grund waren die hohen Phosphorgehalte im Filtersubstrat. Sie lagen bei 220 mg/kg im Sandfilter mit Lehm und 90 mg/kg im Sandfilter mit Längsgräben. Der residual gebundene Anteil betrug bei beiden etwa 40 mg/kg. Der im Oxalataufschluss ermittelte Anteil (also an Eisen- und Aluminiumoxide sowie -hydroxide gebundener Phosphor) betrug im Sandfilter mit Lehm 80 % und im Sandfilter mit Längsgräben nur 50 %. Auch die Eisen- und Aluminiumgehalte waren wesentlich höher (Faktor 5) im Sandfilter mit Lehm, so dass der Sättigungswert bei 16 bis 21 mmol/kg lag (Sandfilter mit Längsgräben 3 bis 5 mmol/kg) [KLOMFAß 2014]. GELLER & HÖNER [2003] empfehlen eine Sorptionskapazität von > 30 mmol/kg, damit wäre das Substrat des Sandfilters mit Lehm grundsätzlich geeigneter für die Phosphorelimination. Allerdings war es bereits beladen und lag auf dem Endniveau des von DAFNER [1988] beschriebenen bewachsenen Bodenfilters, dessen P-Gehalte nach neunjähriger Beschickung von 70 auf > 160 mg/kg gestiegen waren. Warum der Sandfilter mit Lehm wesentlich mehr Phosphor enthielt, kann nicht sicher beurteilt werden. Am naheliegendsten ist, dass der Lehm die Phosphorauswaschung aus dem Rieselfeldsand vorläufig gespeichert hatte und langsamer abgibt. Im Gegensatz dazu könnte der Sandfilter mit Längsgräben die mobile P-Fraktion nach der Inbetriebnahme schnell abgegeben haben bevor er von den hier dargestellten Messungen erfasst werden konnte. Dieses Phänomen wurde in den Wasserproben des Sandfilters (für den keine Bodenproben vorlagen) im Betriebsjahr 2 beobachtet: Der Sandfilter gab 2006 und 2007 wesentlich mehr Phosphor ab als in den Folgejahren. Deshalb kann angenommen werden, dass dort seit der Inbetriebnahme für zwei Jahre der leicht auswaschbare Phosphor ausgespült und rückgelöst wurde. Danach, sowie für die beiden anderen Bodenfilter, war kein zeitlicher Trend erkennbar. KLOMFAß [2014] schätzte ab, dass der Auswaschprozess in der aktuellen Intensität mit 15 bis 20 Jahren noch sehr lange dauern würde.

Die Phosphorgehalte aller untersuchten Bindungsformen waren in der Zulaufregion von Sandfilter mit Lehm und Sandfilter mit Längsgräben höher als in der Mitte und in der Ablaufregion [KLOMFAß 2014]. Besonders deutlich war der Unterschied für den mobileren pflanzenverfügbaren Anteil (Calcium-Lactat-Acetat-Aufschluss) im Sandfilter mit Längsgräben. Der Sättigungsindex Z (s. Kap. 2.2.4) zeigte im Sandfilter mit Längsgräben einen klaren Verlauf von 0,6 in der Zulaufregion auf 0,2 in der Ablaufregion, wogegen er im Sandfilter mit Lehm recht einheitlich hoch (0,29 – 0,34) lag. Beides deutet darauf hin, dass die Sorptionskapazität des Sandfilters mit Längsgräben in der Zulaufregion stärker ausgeschöpft wurde und in der Ablaufregion ein größerer des desorbierbaren Anteils bereits ausgewaschen war. Dagegen

beweist der hohe Sättigungsindex  $> 0,25$  [SIEMENS et al. 2004] im gesamten Sandfilter mit Lehm, dass Phosphor in leicht desorbierbarer Form vorlag. Folglich lassen sich die höheren Ablaufkonzentrationen des Sandfilters mit Lehm damit erklären, dass das Substrat mehr Phosphor enthielt. Zudem war der leichtlösliche Gehalt und Anteil in der Ablaufregion höher und das Redoxpotenzial geringer als im Sandfilter mit Längsgräben.

Letztlich lässt sich feststellen, dass phosphorbelastetes Substrat, auch mit Lehm als Bindungskomponente, sich nicht für den Bau von bewachsenen Bodenfiltern eignet. Teichanlagen besitzen ein, wenn auch geringes, Rückhaltevermögen für Phosphor aus gereinigtem Abwasser.

#### 4.2.5 Gesamtstickstoff, Ammonium und Nitrit

Die mittlere Zulaufkonzentration der Stickstoffverbindungen betrug  $11 \text{ mg/l}$  **Gesamtstickstoff** ( $_{\text{ges}}\text{N}$ ) inklusive organischem Stickstoff. Sie wurde durch die Behandlung in den Anlagen auf  $3,4$  (Sandfilter mit Lehm) bis  $7,0 \text{ mg/l}$  (Bepflanzter Teich) gesenkt. Das entspricht einer Elimination um  $70$  bis  $35 \%$ . Der Stickstoff im Zulauf lag fast vollständig ( $80 \%$ ) in Nitratform vor, da das Abwasser bereits in der Belebungsanlage Schönerlinde mit Nitrifikation und Denitrifikation behandelt worden war. Folglich sind die Erfolge der Stickstoffentfernung der weitergehenden Denitrifikation zu zuschreiben auf der mit dem Kap. 4.3 ein Schwerpunkt der Arbeit liegt.

Das DWA-Arbeitsblatt 262 [2006] traut nachgeschalteten Bodenfiltern ( $\text{CSB}_{\text{zu}} < 45 \text{ mg/l}$ ) bisher eine weitergehende Stickstoffentfernung von nur  $10 - 20 \%$   $_{\text{ges}}\text{N}$  zu. Durch die Rückführung eines Teilstroms in den Bodenfilter der Hauptreinigungsstufe könnten Reduktionen um  $50 - 70 \%$  (bei  $T \geq 12^\circ\text{C}$ ) erreicht werden [DWA 2006]. Die vorliegende Untersuchung zeigte, dass das DWA-A 262 damit die Stickstoffsenkung für alle Anlagentypen wesentlich unterschätzt, insbesondere für die Bodenfilter. Bei Temperaturen ab  $12^\circ\text{C}$  erzielten die Bodenfilter sogar  $70$  (Sandfilter) bis  $80 \%$  (Sandfilter mit Lehm)  $_{\text{ges}}\text{N}$ -Elimination, ohne die empfohlene Rückführung.

**Ammoniumstickstoff** erreichte die technischen Feuchtgebiete mit einer mittleren Konzentration von  $0,18 \text{ mg/l}$  und machte weniger als  $2 \%$  des Gesamtstickstoffs aus (s. Tab. 4-3). Die meisten Anlagen veränderten die Ammoniumkonzentration unwesentlich. Außer dem Sandfilter mit Lehm blieben alle Anlagen erwartungsgemäß ständig unter dem deutschlandweiten Ablaufmittel von  $1,2 \text{ mg/l}$  [DWA 2013]. Der Sandfilter verringerte die Konzentration leicht aber stabil auf  $0,13 \text{ mg/l}$ . Der Sandfilter mit Lehm stach durch eine Anreicherung auf  $0,81 \text{ mg/l}$   $\text{NH}_4^+\text{-N}$  heraus. Lagen seine Ammoniumkonzentrationen bis 2008 noch unter den Zulaufwerten, so waren sie besonders hoch seit der Beschickungspause im Jahr 2010 und lagen seit Juni 2011 bis 2013 fast durchgängig über  $1 \text{ mg/l}$  (s. Diagr. 7-9). Ein Grund könnte sein, dass die Adsorptionskapazität des Sand-Lehm-Substrats ausgeschöpft war (s. Kap. 2.2.2.2 und

WISSING & HOFMANN [2002]. Außerdem fehlte für die Nitrifikation im Sandfilter mit Lehm der Sauerstoff (vgl. Kap. 4.2.2).

Alle anderen Anlagen zeigten einen Jahresgang mit Maxima in den Monaten Mai bis September und dem Minimum im März (s. Abb. 7-7). Diese jahreszeitliche Dynamik kann mit der Stickstoffaufnahme (hier v.a. Nitrat) durch Pflanzen im Frühjahr und der zeitversetzten Freigabe nach dem Abbau der in den Anlagen produzierten, abgestorbenen Biomasse (Sekundärverschmutzung) als organischem Stickstoff und dann nach Hydrolyse als Ammonium begründet werden. Zu bestimmten Jahreszeiten kann diese Stickstoffmobilisierung erheblich sein [KADLEC & WALLACE 2008]. Im Allgemeinen wird jedoch nur ein kleiner Anteil der Stickstoffbelastung in der Biomasse gespeichert ( $< 11\%$  in technischen Feuchtgebieten zur Hauptreinigung laut VYMAZAL & KRÖPFLOVA [2008]), so dass sich dieser Rückreaktionsweg vernachlässigen lässt. In den Anlagen niedriger Redoxpotenziale und hoher ortho-Phosphat-Konzentrationen waren auch die  $\text{NH}_4^+$ -Ablaufkonzentrationen am höchsten (s. Tab. 4-3, Korrelationsfaktoren -0,8 bzw. 0,8). Auch RUSTIGE [2003] schreibt, dass Sauerstoffdefizite den Ammoniumwert ansteigen lassen. Ferner kann Ammonium durch Nitratammonifikation gebildet worden sein [ATV 1997].

Die **Nitrit**konzentration wurde zwischen Mai 2006 und März 2008 von 0,12 mg/l im Zulaufmittel auf 0,04 (Sandfilter) bis 0,07 (Bepflanzter Teich) gesenkt ( $n = 19$  bis 24). Der Anteil am Gesamtstickstoff betrug weniger als 2 %. Da in keiner Anlage die Nitritkonzentration dauerhaft anstieg, wurden die Messungen eingestellt und der Nitritanteil bei den weiteren Betrachtungen vernachlässigt. Eine Nitritanreicherung durch unvollständige Denitrifikation wie sie CRAGGS [2005] beschreibt, trat also nicht auf.

**Stickstoffgrenzwerte** wie im Dringlichkeitsprogramm Schleswig-Holstein [1990] von 10 mg/l für  $N_{\text{anorg}}$  wurden bereits im Zulauf im Mittel und in den Abläufen ständig eingehalten. Trotz der für Abwasserbehandlungsanlagen geringen Ablaufkonzentrationen, lagen sie aus der Sicht eines natürlichen Gewässers hoch (vgl. Tab. 2-1). Das Verhältnis  $N_{\text{anorg}}/\text{gesP}$  lag im Zulauf bei 20 und wurde gesenkt auf 15 (Bepflanzter Teich) bis 2 (Sandfilter mit Lehm). Da die Grenze zwischen N- und P- Limitation in norddeutschen Seen bei 1,6 (s. Kap. 2.1.1) liegt, kann festgestellt werden, dass Stickstoff auch nach der Behandlung im Überschuss für das Pflanzenwachstum zur Verfügung stand, Phosphor hingegen den am ehesten limitierenden Faktor darstellte. Allein die Phosphoremittenten Sandfilter mit Lehm und Sandfilter gaben von Juni bis September (bzw. August bis Oktober) Wasser ab, das ein stickstofflimitiertes Verhältnis aufwies. Das Minimum lag beim Sandfilter mit Lehm bei  $N_{\text{anorg}}/\text{gesP} = 0,7$  (Mittel der Septembermessungen). ROLF [2002] erreichte mit dem auch extensiven Verfahren getauchter Strohballen für die nachgeschaltete Denitrifikation eine ähnliche mittlere  $\text{gesN}$ -Ablaufkonzentration (3,8 mg/l) wie der Sandfilter und der Sandfilter mit Lehm.

### 4.3 Denitrifikation

Die mittlere Zulaufkonzentration lag bei 8,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  und wurde auf ein Niveau zwischen 5 mg/l (Bepflanzter Teich) und 1,5 mg/l (Sandfilter mit Lehm) gesenkt (s. Tab. 4-3). Das entspricht 59 % bis 15 % der Ausgangskonzentration und deckt sich mit den Ergebnissen PLATZERS [1998], der eine Denitrifikation auf ca. 20 % der Ausgangskonzentration in nachgeschalteten Horizontalfiltern maß, wenn der Stickstoff sich im Zulauf zu mehr als 15 % aus Nitrat zusammensetzte. Das DWA-A 262 unterschätzt mit einer Reduktion auf 80 - 90 % bisher das Stickstoffentfernungspotenzial einfach nachgeschalteter Bodenfilter erheblich (s. Kap. 4.2.5).

#### 4.3.1 Konzentrationsverlauf im Jahresverlauf

Abb. 4-3 stellt die über den Versuchszeitraum erfassten Monatsmittel dar. Sie zeigen, dass in allen Anlagen übers ganze Jahr denitrifiziert wurde. In den Teichen ist der kurvenförmige Jahresverlauf mit Minima im Sommer und Maxima im Winter am gleichmäßigsten ausgeprägt. Im Juli und August erreichten sie die geringsten Ablaufkonzentrationen (0,9 mg/l Graben; 2,1 mg/l Bepflanzter Teich). Im Winter ging erwartungsgemäß die Leistung zurück, besonders in den Teichen. Im Monatsmittel Dezember und Februar betrug sie im Bepflanzten Teich weniger als 1 mg/l Nitratverringerung (s. Abb. 4-3 und Tab. 7-4). Die Bodenfilter arbeiteten stabiler. Unter den Filtern war der Sandfilter mit Lehm die am schwächsten (Minimum Juni 0,3 mg/l; Maximum November 3,3 mg/l) und der Sandfilter mit Längsgräben (Minimum August 0,4 mg/l; Maximum Dezember 6,9 mg/l) die am stärksten jahreszeitlich geprägte Anlage.

Die Gewässergüteklasse II (2,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) wurde zeitweise von den Anlagenabläufen erreicht: vom Sandfilter mit Lehm in 10 Monaten pro Jahr und vom Unbepflanzten Teich nur im Juli und August. In den für die Eutrophierung und das „Umkippen“ natürlicher Gewässer kritischen Monaten denitrifizierten alle Anlagentypen effektiv. Der Nitratgrenzwert der FAO [1985] für unbeschränkte Bewässerung von 5 mg/l wurde von allen Anlagen in den typischen Bewässerungsmonaten (April bis September) im Mittel eingehalten.

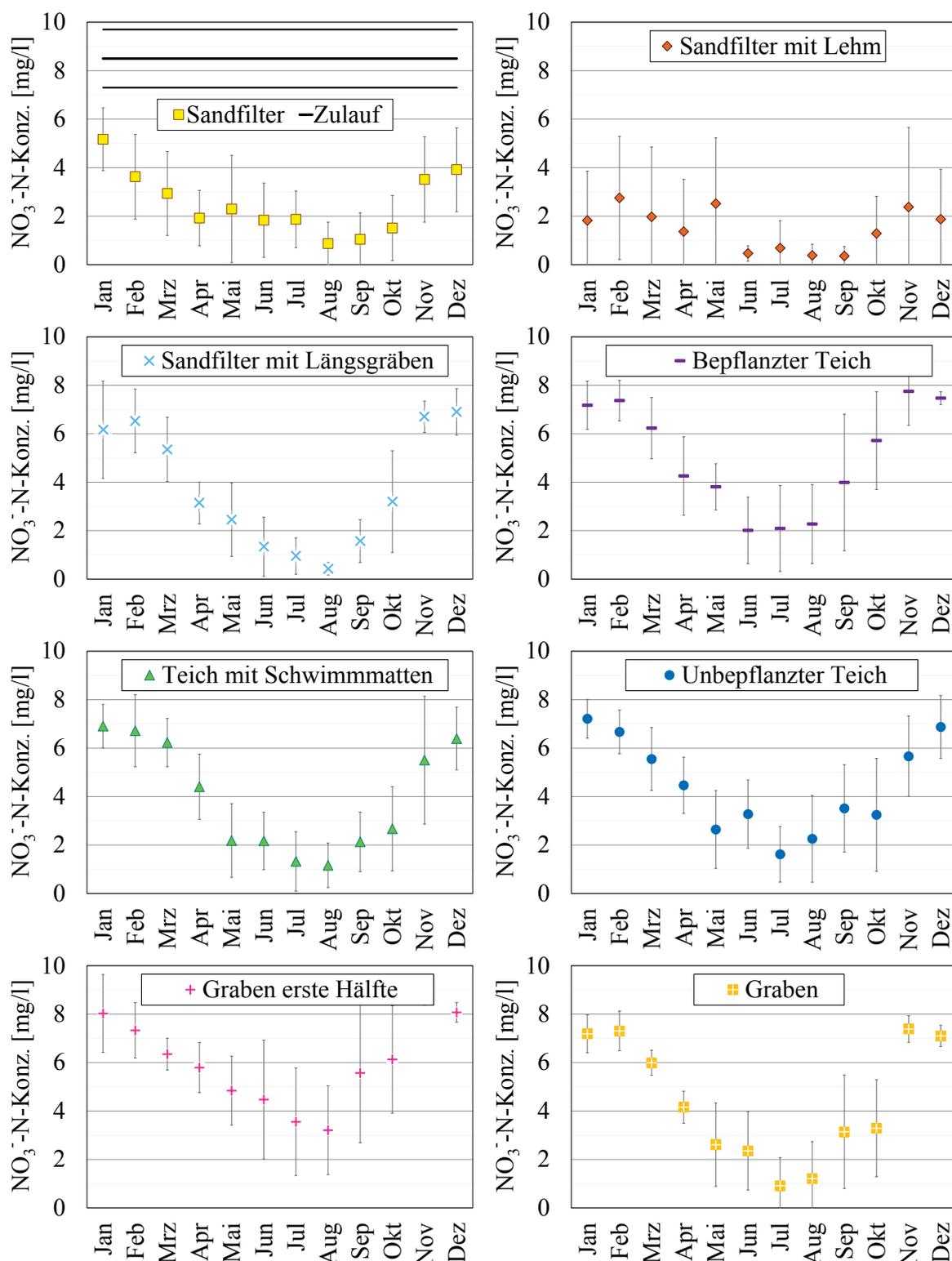


Abb. 4-3: Nitratkonzentrationen im Jahresverlauf (Mittelwerte und Standardabweichungen) n = 58 - 69

#### 4.3.2 Temperaturabhängigkeit

Die Wassertemperatur beeinflusst alle Reaktionen des Stickstoffkreislaufs. In den **Teichen** war die erwartete Abhängigkeit zu erkennen: je geringer die Wassertemperatur war, desto höher waren die Nitratlaufkonzentrationen (s. Abb. 4-4 b). Auch der Sandfilter mit Längs-

gräben zeigte einen linearen Zusammenhang ( $R^2 = 0,76$ ). Für alle genannten Anlagen war der Anstieg der Geradengleichung etwa gleich ( $c(\text{NO}_3\text{-N}) = -0,4 \cdot T + b$ ). Die bewachsenen Teiche (Bepflanzter Teich und Teich mit Pflanzenschwimmatten) und die unbewachsenen ähnelten sich darüber hinaus jeweils in der Lage der Geraden ( $c(\text{NO}_3\text{-N}) = -0,4 \cdot T + 9 \text{ mg/l}$  bzw.  $c(\text{NO}_3\text{-N}) = a \cdot T + 8 \text{ mg/l}$  s. Abb. 4-4 b und Diagr. 7-10).

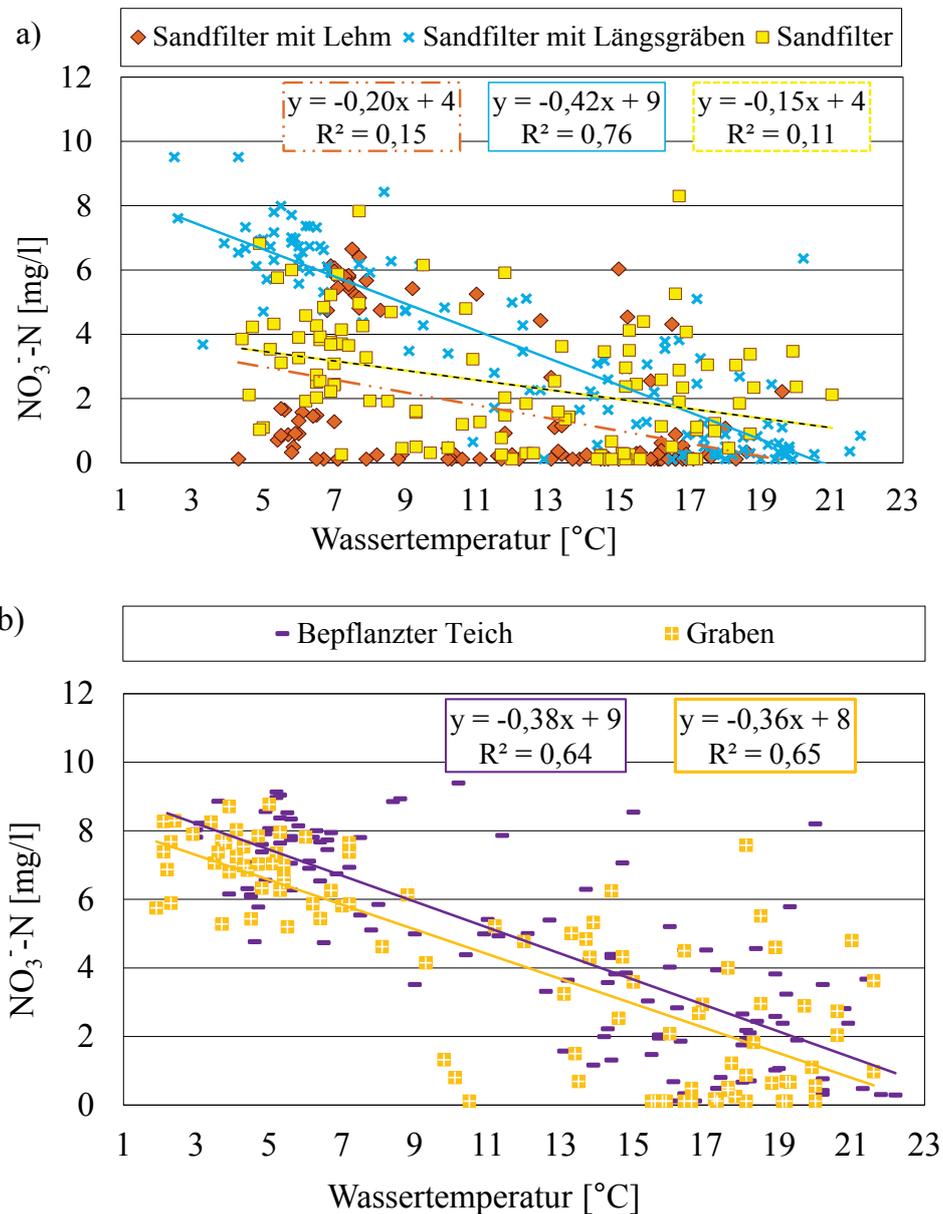


Abb. 4-4: Verhältnis der Temperaturen und der Nitratkonzentrationen in den Abläufen a) der Bodenfilter sowie b) des Bepflanzten Teiches und des Grabens

Augenscheinlich bildete die 10°C-Grenze eine Trennlinie sowohl in den Nitrat-Temperatur- als auch in den Temperatur-Zeit-Diagrammen. Deshalb sind in Abb. 4-5 zur weiteren Veranschaulichung die Nitratkonzentrationen bei Ablauftemperaturen unter 10°C (April bis Oktober) denen über 10°C (Oktober bis April) gegenübergestellt. In der warmen Jahreshälfte la-

gen die Ablaufkonzentrationen aller Anlagen in der gleichen Größenordnung. In der kalten Jahreshälfte hingegen verschlechterten sich die Ablaufwerte am stärksten in den Teichanlagen sowie im Sandfilter mit Längsgräben.

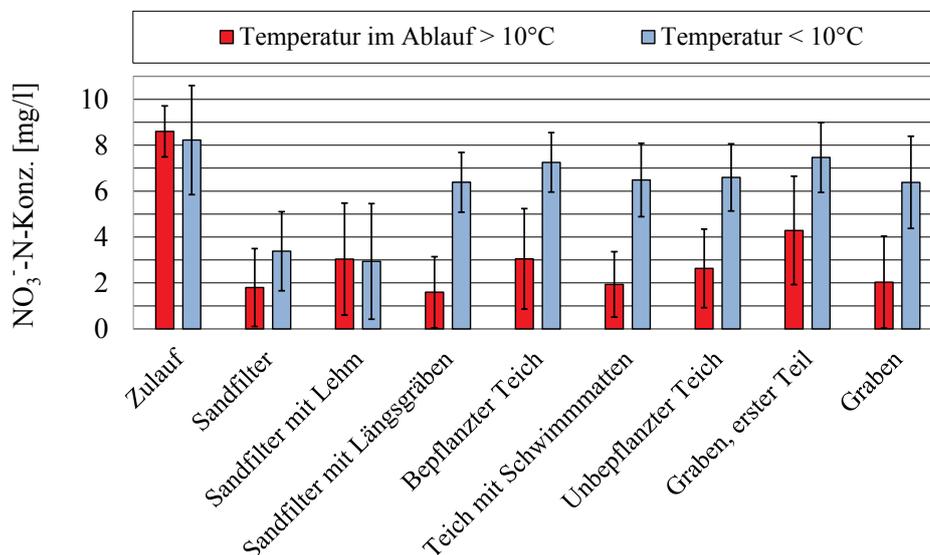


Abb. 4-5: Mittlere Nitratstickstoffkonzentrationen des Zulaufs und der Abläufe in Abhängigkeit von der Ablauftemperatur (n = 40 bis 70)

Für den **Sandfilter** und den **Sandfilter mit Lehm** war die Temperaturabhängigkeit wesentlich schwächer ausgeprägt (s. Abb. 4-4a und Abb. 4-5), wie es sich bereits im Jahresverlauf der Nitratlaufwerte (s. Kap. 4.3.1) andeutete. Im Gegensatz dazu gab es im Jahr 2007/2008 (einem Jahr mit konstant niedrigen Redoxbedingungen s. Kap. 4.2.2 und Diagr. 7-5) einen klaren Zusammenhang (s. Abb. 4-6), wohingegen das Jahr 2011 gar keinen Zusammenhang zeigte. Folglich müssen andere Parameter wie das Redoxpotenzial einen stärkeren, überlagernden Einfluss gehabt haben (s. Kap. 4.3.3).

Ein Grund liegt in der schwächeren Auskühlung der Bodenfilter (s. Kap. 4.2.1). Von Oktober bis Januar lag die Ablauftemperatur der meisten Teiche zwischen 2 und 4°C, wohingegen die Bodenfilterabläufe im Mittel 2°C wärmer waren. Diese etwas höheren Temperaturen sorgten dafür, dass die Temperatur für die Denitrifikationsleistung im Sandfilter und im Sandfilter mit Lehm nicht den limitierenden Faktor darstellte.

Auch in der Literatur gilt die Denitrifikation als weniger temperatursensitiv als andere Reaktionen des Stickstoffkreislaufs. PHIPPS & CRUMPTON [1994] stellten in ihren mit niedrigen Nitratkonzentrationen (0 – 6 mg/l) beschickten Miniatur-Feuchtgebieten auch fest, dass die Temperatur nicht immer einen Einfluss auf die Denitrifikation ausübte. SCHULTZ-HOCK [1991

in PLATZER 1998] beobachtete noch bei Temperaturen von 2°C eine vollständige Denitrifikation in einer Pflanzenkläranlage, die mit nitrathaltigem Grundwasser beschickt wurde. Ursachen für die Temperaturabhängigkeit kann neben der herabgesetzten biologischen Aktivität die bessere Löslichkeit von Sauerstoff bei geringen Temperaturen sein. Auch die von den tieferen Temperaturen mitverursachte höhere Sauerstoffkonzentration könnte die Denitrifikation im Winter in den Teichen behindert haben.

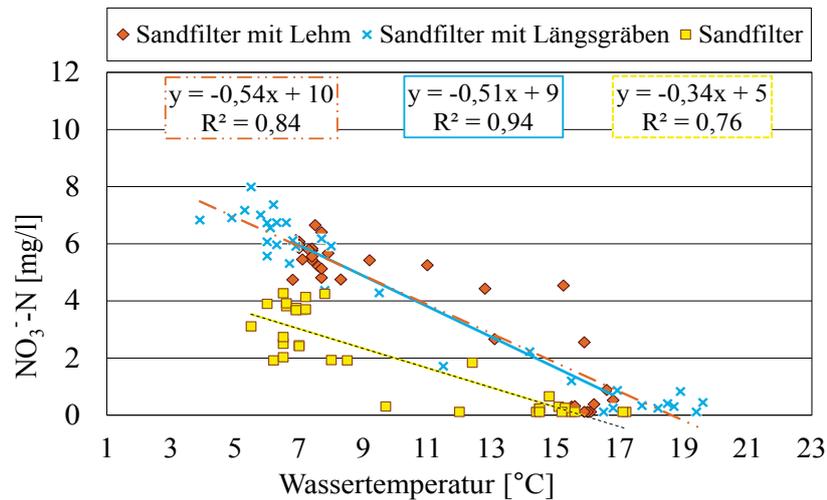


Abb. 4-6: Verhältnis der Temperaturen und der Nitratkonzentrationen in den Abläufen der Bodenfilter von August 2007 bis Juli 2008

Für die Versuchsanlagen lässt sich feststellen, dass in allen Teichanlagen und dem aquatischsten der terrestrischen Systeme (Sandfilter mit Längsgräben) eine deutliche, ähnliche Temperaturabhängigkeit auftrat. Im Sandfilter und im Sandfilter mit Lehm war sie nur in einzelnen Jahren klar erkennbar.

#### 4.3.3 Verhältnisse zu Redoxpotenzial und Sauerstoff

Die drei Sandfilter hatten tendenziell niedrigere Redoxpotenziale, Sauerstoffkonzentrationen und Nitratblaufwerte als die Teichanlagen. Je nach Parameter überlappten sich jedoch die Wertebereiche (s. Tab. 4-3). Zwischen der Sauerstoff- und der Nitratkonzentration konnten in keiner Anlage Korrelationen festgestellt werden (s. Diagr. 7-11 bis Diagr. 7-13). Auch die Unterschreitung einer bestimmten Sauerstoffkonzentration im Ablauf (z.B. 1 mg/l s. Kap. 2.2.3.2) ließ nicht sicher auf das Einhalten einer definitiven Nitratkonzentration schließen. Aus den in Kap. 4.2.2 beschriebenen Gründen erwies sich das Redoxpotenzial als geeigneter Parameter. So wie die Jahresverläufe sich ähnelten, korrelierten auch die Monatsmittelwerte der Nitratblaufkonzentrationen mit den Redoxpotenzialen ( $k = 0,61$  bis  $0,88$ ; außer beim Sandfilter mit Lehm). Die Verhältnisse zwischen Redoxpotenzial und Nitratblaufkonzentration sind in Abb. 4-7 dargestellt. Es lässt sich schlussfolgern, dass ein niedriges Redoxpotenzial eine günstige Voraussetzung für die Denitrifikation war.

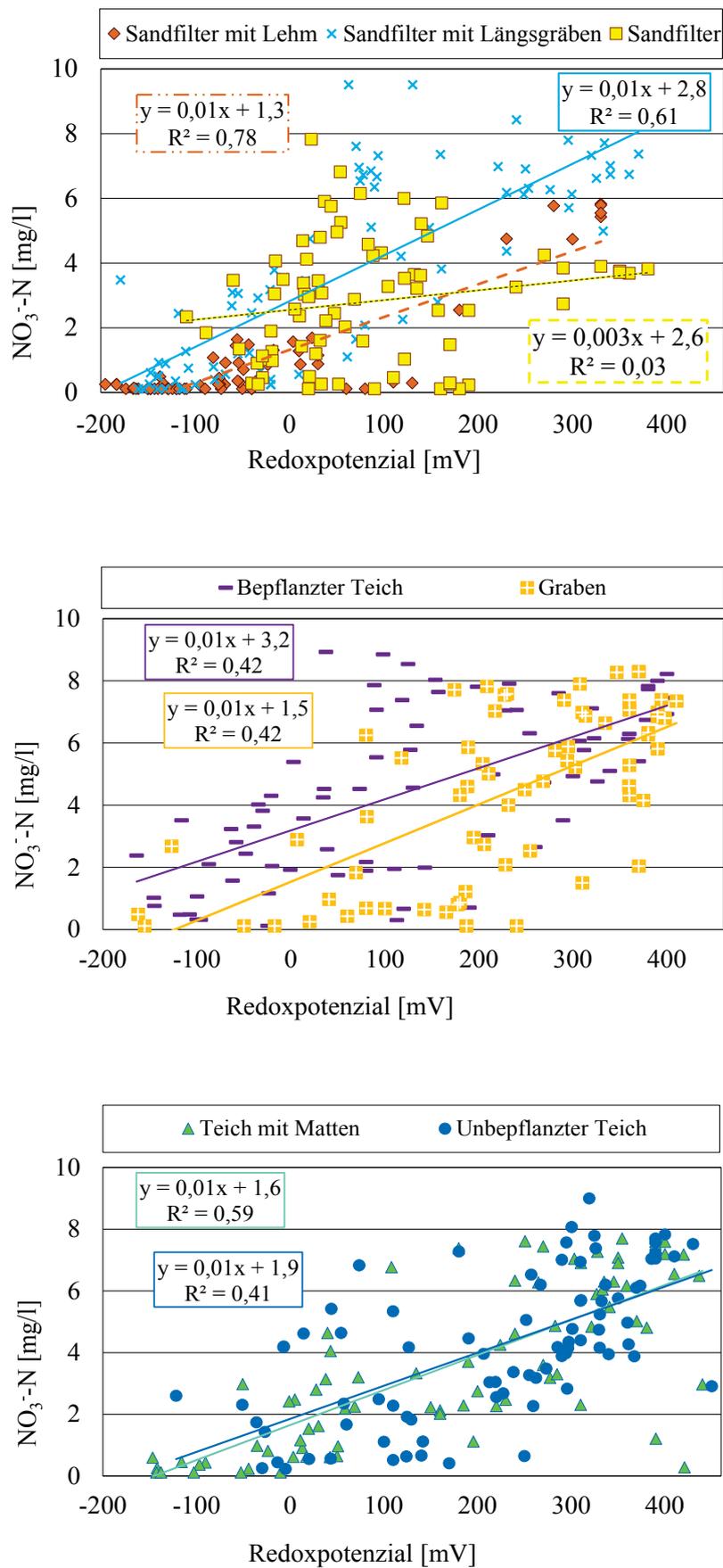


Abb. 4-7: Nitratkonzentration in Abhängigkeit vom Redoxpotential in den Anlagenabläufen

#### 4.3.4 Einfluss von Aufenthaltszeit und Zulaufvolumenstrom

##### Theoretische Abschätzung der notwendigen Aufenthaltszeit

Eine Beispielrechnung soll die theoretisch notwendige Aufenthaltszeit abschätzen. Das Ergebnis wurde für die Auswahl der Zulaufvolumenströme verwendet. Die Michaelis-Menten-Gleichung aus Kap. 2.2.3.2 lässt sich nach  $dc$  und  $dt$  integrieren:

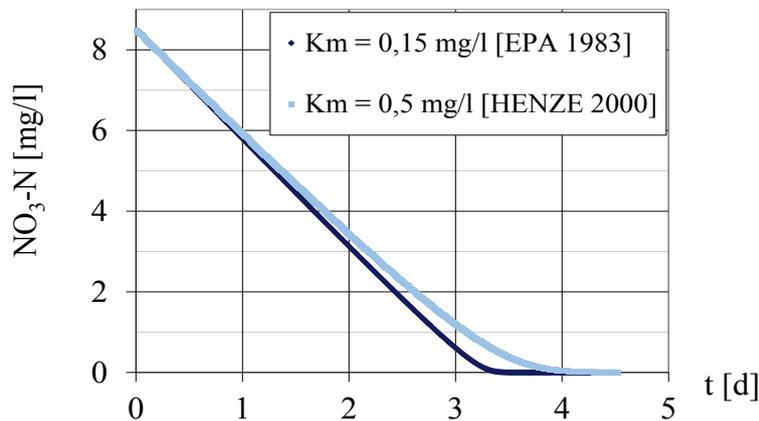
$$K_m \cdot \ln \frac{C_{zu}}{C_{ab}} + (C_{zu} - C_{ab}) = J_{max} \cdot (t_{ab} - t_{zu}) \cdot A_{spezif}$$

$K_m$  - Michaelis-Menten-Konstante, hier 0,15 mg/l [EPA 1983] bzw. 0,5 mg/l [HENZE 2000]

$J_{NN}$  - flächenbezogene Nitrateliminationsrate in  $g/(m^2 \cdot d)$

$A_{spezif.}$  - durchströmte Fläche in  $m^2$

Iterativ ergeben sich aus dieser Gleichung die Ablaufkonzentrationen zu den jeweiligen Zeitpunkten (Diagr. 4-12).



Diagr. 4-12: Nitratlaufkonzentration in Abhängigkeit von der Reaktionszeit nach Michaelis-Menten-Gleichung mit  $J_{NN \max} = 0,92 \text{ g}/(m^2 \cdot d)$  (0,9 Perzentil von oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten nach KADLEC & WALLACE [2008]) sowie  $Q = 100 \text{ mm}/d$  auf Modellanlage mit  $1.500 \text{ m}^2$  und  $0,5 \text{ m}$  Tiefe

In Diagr. 4-12 wird sichtbar, dass Nitratstickstoff bei einer Ausgangskonzentration von  $8,5 \text{ mg}/l$  in weniger als 4 Tagen vollständig abgebaut werden kann. Die Annahme einer anderen Michaelis-Menten-Konstante wirkt sich erst bei Konzentrationen unter  $4 \text{ mg}/l$  aus. Eine Verringerung der Abbaugeschwindigkeit wird erst unter  $0,1 \text{ mg}/l$  sichtbar (s. Diagr. 4-12). Für höhere Konzentrationen ist also die Abbaugeschwindigkeit unabhängig von der Konzentration. Das stimmt auch mit der Beobachtung von PHIPPS & CRUMPTON [1994] überein, die bei ihren Nitratkonzentrationen zwischen fast  $0$  und  $6 \text{ mg}/l$  keine Limitierung der Abbaurates feststellten. Die für die Abwassertechnik geringe Nitratstickstoff-Zulaufkonzentration von  $8,5 \text{ mg}/l$  hemmt die Abbaugeschwindigkeit nicht, weshalb andere limitierende Faktoren wie das Redoxpotenzial und die Temperatur betrachtet werden müssen. Die Beispielrechnung ergibt, dass für den Nitratabbau von  $8,5$  auf  $3 \text{ mg}/l$  eine Reaktionszeit von etwa zwei Tagen benötigt

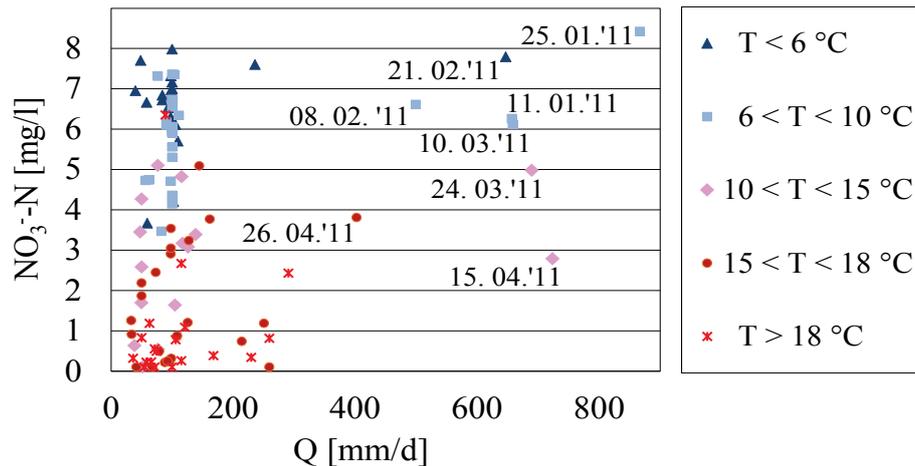
wird. Die mit den Tracerversuchen bestimmten tatsächlichen Aufenthaltszeiten lagen also in einer für die Denitrifikation sensiblen Größenordnung (Sandfilter 0,75 d, Sandfilter mit Lehm 3,6 d, Sandfilter mit Längsgräben 8,4 d, Bepflanzter Teich 1,3 d, Teich mit Pflanzenschwimmatten 3,2 d und Unbepflanzter Teich 2,1 d s. Kap. 4.1.1).

#### Einfluss des Zulaufvolumenstroms

Die Variation des Zulaufvolumenstroms in den praktischen Versuchen beeinflusste die Ablaufkonzentrationen nicht. Der lineare Zusammenhang zwischen Zulaufvolumenstrom ( $Q$  in mm/d) und Nitratlaufkonzentration (in mg/l) war in allen Anlagen kleiner als 0,02 bei Korrelationskoeffizienten unter 0,2. So wirkten sich beispielsweise die systematische Steigerung des Zulaufvolumenstroms 2011 und der für den Sandfilter mit Lehm vermutete Kurzschluss (s. Kap. 4.1.2) nicht ungünstig auf die Nitratlaufwerte aus. Eine Überlagerung oder ein gegenseitiges Aufheben mit anderen Einflussparametern wie der Temperatur oder der Sauerstoffkonzentration kann ausgeschlossen werden, da die Volumenstromereinstellungen alle Bereiche dieser Parameter abdeckten. Da die Zulaufkonzentrationen relativ konstant waren, wurde die Flächenbelastung mit dem Zufluss linear variiert und hatte folglich auch keinen Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen.

Zur Illustration wird das extreme Beispiel der viermonatigen Hochlastphase des Sandfilters mit Längsgräben qualitativ beschrieben und näher beleuchtet. Der Sandfilter mit Längsgräben unterlag wegen eines defekten Zulaufschiebers einer sehr hohen Beschickung ( $Q$  bei 400 bis 850 mm/d) über einen längeren Zeitraum von Januar bis April 2011. Trotzdem setzte die Denitrifikation nach dem Wintertief wieder ein (s. Diagr. 4-13). Gegenläufig zum jahreszeitlich bedingten Temperaturanstieg von 5 auf 17 °C sanken die Nitratkonzentrationen. Diagr. 4-13 zeigt, dass die Ablaufwerte sich in ihre jeweilige Temperaturklasse aller Versuchsjahre einordneten.

In der Literatur gibt es eine breite Streuung an empfohlenen Aufenthaltszeiten für die Denitrifikation. AKATROS & TSIHRINTZIS [2007] in [LEE et al. 2009] stellten bei einem bewachsenen Bodenfilter fest, dass bei einer Temperatur von 15 °C eine Aufenthaltszeit von 8 d notwendig war und 14 – 20 d stellten sich als optimal heraus. Dagegen beobachteten WANG et al. [1996 in PLATZER 1998] erst bei Aufenthaltszeiten von weniger als einem Tag eine Zeitlimitierung. In der vorliegenden Untersuchung stand auch die geringe Aufenthaltszeit im Sandfilter der Denitrifikation offensichtlich nicht im Wege. Die getracerte Aufenthaltszeit betrug dort 2008 nur 0,75 d bei einem für diese Arbeit typischen Volumenstrom von 70 mm/d.

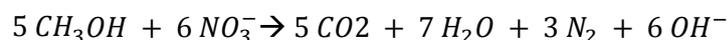


Diagr. 4-13: Nitratlaufkonzentrationen des Sandfilters mit Längsgräben bei normalen und extrem hohen Zulaufvolumenströmen in verschiedenen Temperaturklassen

#### 4.3.5 BSB<sub>5</sub>/N-Verhältnis

Je nach Verfahren muss zur Denitrifikation die 2,3 bis 9-fache Masse BSB<sub>5</sub> des umzusetzenden Nitratstickstoffs vorliegen (s. Kap. 2.2.3.2). Das Beschickungswasser der Versuchsanlagen wies nur ein BSB<sub>5</sub> : Nitrat-Verhältnis von 0,35 auf. Demzufolge wurde der zur Denitrifikation erforderliche leicht abbaubare Kohlenstoff durch den Zulauf nicht ausreichend geliefert, denn sein BSB<sub>5</sub> lag bei nur 3 mg/l (s. Kap. 4.2.3). Die Kohlenstoffversorgung erfolgte höchstwahrscheinlich aus den Feuchtgebieten selbst. Deren Pflanzen fixieren mittels Photosynthese CO<sub>2</sub> in organischen Verbindungen, die durch Hydrolyse des Bestandsabfalls oder direkt als Wurzelexudate als leichtabbaubare Kohlenstoffquelle zur Verfügung stehen [WISSING & HOFMANN 2002]. Diese Sekundärverschmutzung tritt im Wurzelraum und Sediment auf, dem Ort wo die Denitrifikanten in größter Dichte leben [KADLEC & WALLACE 2008]. Filteranlagen forcieren die Durchströmung dieser Zone und verschaffen sich damit einen Vorteil gegenüber den Teichen, wo das Wasser nur am Sediment entlang strömt.

Der leicht abbaubare Kohlenstoff muss innerhalb der Anlage im Überschuss vorgelegen haben (s. Kap. 2.2.3.2). Davon zu unterscheiden ist die Masse BSB<sub>5</sub>, welche für die Denitrifikation tatsächlich verbraucht worden sein muss. Sie wird im Folgenden abgeschätzt: Der Kohlenstoff wird in Form eines Substratgemisches produziert. Um die für die Denitrifikation bereitgestellten Kohlenstoffmengen abzuschätzen, wurde das technisch häufig eingesetzte, leicht abbaubare Substrat Methanol als Vergleichssubstanz gewählt. Der stöchiometrische Kohlenstoffbedarf für die Denitrifikation mit Methanol liegt bei 5 C-Atomen für 6 N-Atome.



Daraus ergibt sich das Massenverhältnis von 0,71 g C / g N. Methanol hat laut NARKIS et al. [1979] einen BSB<sub>5</sub> von 0,85 g / g Methanol. Es sind also 1,62 g BSB<sub>5</sub> aus Methanol für die Denitrifikation von 1 g NO<sub>3</sub>-N notwendig. Dieses theoretische Minimum wurde zu Grunde

gelegt, um die  $BSB_5$  – Menge zu berechnen, die für die beobachtete Denitrifikation von den Anlagen zur Verfügung gestellt *und verbraucht* worden sein muss. Die  $BSB_5$ -Bilanz ist in folgenden Formeln dargestellt:

$$BSB_{5\text{ Zulauf}} + BSB_{5\text{ produziert}} = BSB_{5\text{ Denitrifikation}} + BSB_{5\text{ Ablauf}}$$

$$BSB_{5\text{ produziert}} = 1,62 \frac{g\ BSB_5}{g\ NO_3-N_{eli}} \cdot NO_3-N_{eli} + BSB_{5\text{ Ablauf}} - BSB_{5\text{ Zulauf}}$$

Da die  $BSB$ -Ergebnisse häufig unter der Bestimmungsgrenze lagen (s. Kap. 4.2.3), konnte der mittlere in den Anlagen produzierte  $BSB_5$  nur anhand von je 5 bis 8 Messwerten für den Zeitraum Juli bis November abgeschätzt werden (s. Tab. 4-5). Der zeitliche Verlauf ist in Abb. 7-8 im Anhang dargestellt. Von Mitte August bis Mitte September 2007 war die  $BSB_5$ -Produktion in allen Anlagen am höchsten. Der Sandfilter und der Sandfilter mit Längsgräben erzielten 2,5 und der Graben 3  $g/(m^2 \cdot d)$  zusätzlichen  $BSB_5$ . Von Oktober bis Dezember 2007 war bei allen Anlagen ein Rückgang zu verzeichnen, der bei den Teichen (auf  $< 0,5\ g/(m^2 \cdot d)$ ) ausgeprägter war als bei den Filtern. In diesem Zeitraum fand in den Teichen kaum Denitrifikation statt und der geringe Zulauf- $BSB$  wurde in den Anlagen nicht verändert. Das ist auf die geringere mikrobiologische Aktivität im Winter zurückzuführen. Der weiterhin denitrifizierende Sandfilter wies auch im Herbst eine  $BSB_5$ -Produktion um 1  $g/(m^2 \cdot d)$  auf.

Alternativ kann Nitrat insbesondere bei niedrigen C/N-Verhältnissen autotroph abgebaut werden z.B. mit Eisensulfid statt Kohlenstoff als Elektronendonator in Grundwasserleitern [KLUDT et al. 2014]. Dieser Reaktionsweg kann vor allem bei sehr niedrigen Redoxpotenzialen  $< 10\ mV$  (vgl. Tab. 2-6) nicht vollkommen ausgeschlossen werden, wird hier jedoch nicht separat betrachtet. Darüber hinaus zeigt der Jahresgang der Redoxpotenziale in den aquatischen Systemen (Abb. 7-5), dass sich die geringen Redoxpotenziale nur durch den mikrobiologischen Abbau der anlageneigenen leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen einstellen konnten.

Es lässt sich festhalten, dass die beobachtete Nitratverringerung nicht vollständig mit dem vom zulaufenden Abwasser bereitgestellten  $BSB_5$  ( $0,7\ g/(m^2 \cdot d)$ ) als C-Quelle ablaufen konnte. In Abb. 4-8 ist beispielhaft für den Sandfilter mit Längsgräben eine vereinfachte Bilanz dargestellt, welche die  $BSB_5$ - und Stickstoffströme in Zulauf, Ablauf und Atmosphäre darstellt. Von Juli bis November entsprach die Kohlenstoffproduktion  $0,6 \pm 0,6\ g/(m^2 \cdot d)$   $BSB_5$  im Bepflanzten Teich bis  $1,7 \pm 1,1\ g/(m^2 \cdot d)$   $BSB_5$  im Sandfilter (s. Tab. 4-5). Umgerechnet mit den Methanäquivalenten entspricht das einem Eintrag von 0,2 bis 0,7  $g/(m^2 \cdot d)$  leichtabbaubarem Kohlenstoff. Dieser Wert liegt im Bereich der Angaben von PLATZER [1998]. Er ermittelte aus der Gesamtstickstoffentfernung zweier nachgeschalteter Horizontalfilter eine Kohlenstoffproduktion zwischen 0,1 und 1  $g/(m^2 \cdot d)$  DOC.

Tab. 4-5: Nitratflächenabbauraten und berechnete BSB<sub>5</sub>-Produktion (Mittelwerte und Standardabweichung s) der Anlagen im Zeitraum Juli bis November 2006 und 2007 (n = 5 bis 8)

	NO <sub>3</sub> -N Elimination		BSB <sub>5</sub> -Produktion	
	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	s
	[g/(m <sup>2</sup> ·d)]			
Sandfilter	1,2	1,7	1,1	
Sandfilter mit Längsgräben	1,0	1,2	1,0	
Bepflanzter Teich	0,4	0,6	0,6	
Teich mit Schwimmmatten	0,6	1,0	0,9	
Unbepflanzter Teich	0,5	0,7	0,5	

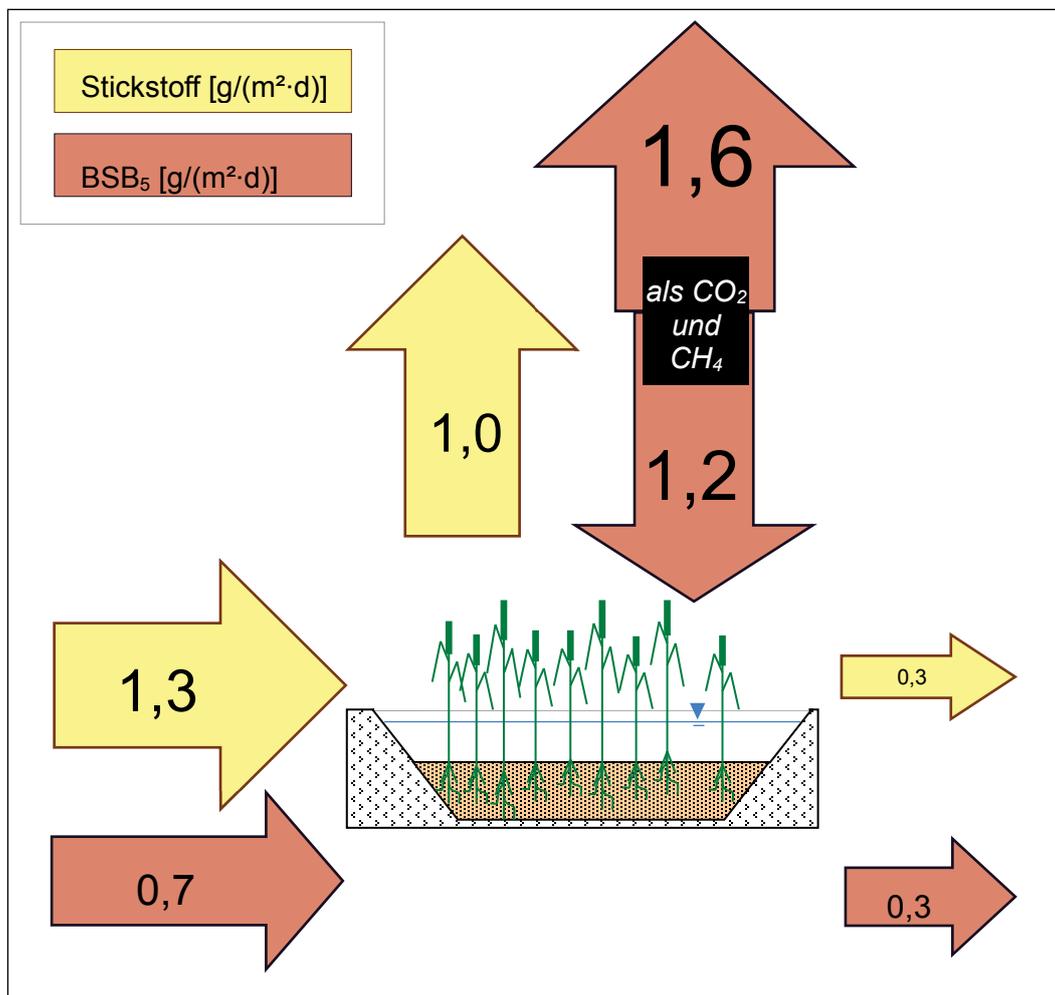


Abb. 4-8: Bilanz der mittleren BSB<sub>5</sub>- und Stickstoffströme des Sandfilters mit Längsgräben von Juli bis November

Der Sandfilter mit Längsgräben nahm eine mittlere Position ein. Folglich wirkte sich das in den Sandfilter mit Längsgräben eingearbeitete Stroh ein bzw. zwei Jahre nach Inbetriebnahme nicht positiv auf die BSB<sub>5</sub> – Produktion aus. Das von KADLEC & WALLACE [2008] empfohlene Mulchen verspricht also keinen Extranutzen. Auf der anderen Seite trug der Unbepflanzte Teich, der im Gegensatz zu den anderen Anlagen nur am Ufer mit Helophyten

bestanden waren, nicht weniger  $BSB_5$  ein. Folglich kann der leichtabbaubare Kohlenstoff auch von anderen Pflanzen (Algen, Lemna) bereitgestellt werden. Die  $BSB_5$  – Produktion wirkte sich nicht nachteilig auf die CSB- und  $BSB_5$  – Ablaufwerte aus (s. Kap. 4.2.3). Im Gegensatz zu technischen Verfahren besteht kein Risiko der Überdosierung. Aus dieser adäquaten natürlichen Kohlenstoffversorgung ergibt sich der bauliche, betriebstechnische und finanzielle Vorteil gegenüber technischen nachgeschalteten Denitrifikationsstufen, dass Feuchtgebiete keiner Dosierung externer Kohlenstoffquellen bedürfen.

#### 4.3.6 Regenereignissimulationen – kurze Volumenstromspitzen

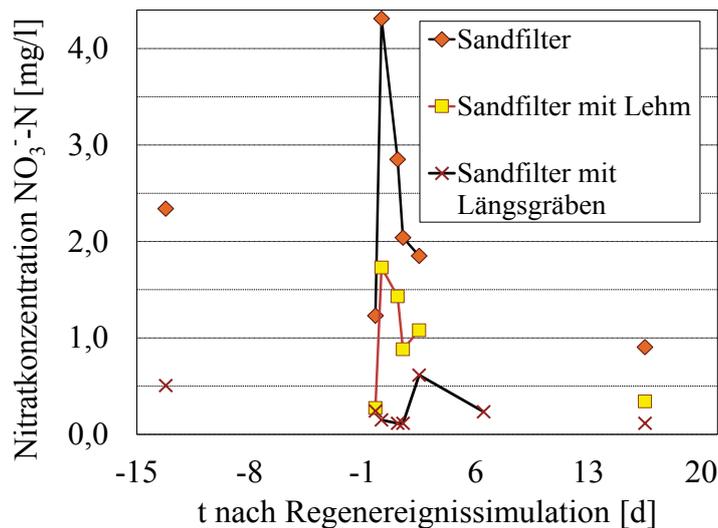
Es wurde der Frage nachgegangen, welchen Volumenströmen (s. Kap. 3.9) die Anlagen kurzfristig standhalten und ob sich die Ablaufkonzentrationen verändern. Der Wasserspiegel stieg in allen Anlagen erwartungsgemäß an. Bereits am nächsten Tag hatte er sich normalisiert, die hydraulische Welle passierte die Feuchtgebiete demnach schnell und sie arbeiteten nicht wie Retentionsbodenfilter, die das aufgenommene Wasser wesentlich langsamer wieder abgeben.

Die höchste und stabilste Reinigungswirkung im Routinebetrieb erreichten die Hobrechtsfelder Feuchtgebiete beim Parameter Nitrat im Sommer (s. Kap. 4.3.1). Wenn durch eine hydraulische Hochlastphase eine Verschlechterung der Ablaufwerte eintreten sollte, wäre sie folglich am besten an der Nitratkonzentration erkennbar.

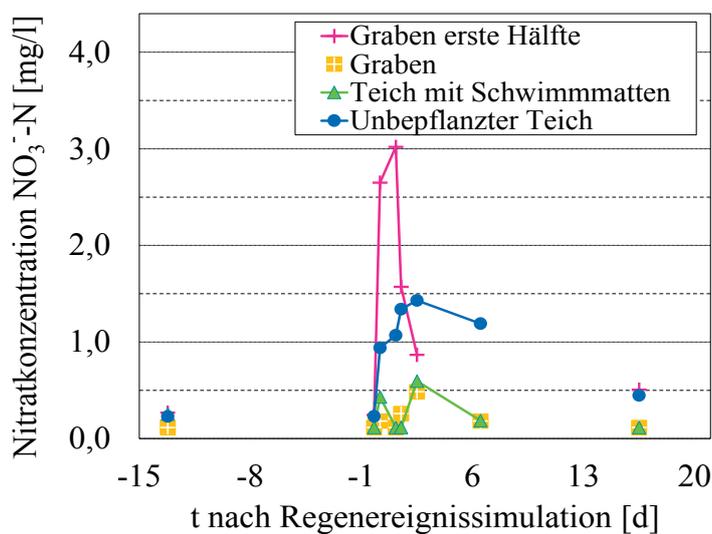
Die Regenereignissimulationen in den leistungsschwachen Monaten November 2007 und Februar 2008 sowie im September 2011 zeigten keinen Konzentrationsanstieg in den Anlagenabläufen, der sich auf die hydraulische Hochlast zurückführen ließe (s. Tab. 7-5 im Anhang). Im Juni 2008, bei jahreszeitlich bedingt ständig geringen Ablaufkonzentrationen aus allen Anlagen ( $< 1 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$  außer Sandfilter), reagierten einige Anlagen mit einer kaum merklichen Konzentrationserhöhung um weniger als  $1 \text{ mg/l}$  (s. Diagr. 7-14 und Diagr. 7-15).

Erst der stärkste durchgeführte Beschickungsstoß im August 2012 hatte einen deutlichen Einfluss auf drei der sieben Anlagen und wird hier näher erläutert. Die Zulaufkonzentration betrug  $10$  bis  $11 \text{ mg/l}$  und wurde im Routinebetrieb auf weniger als  $0,7 \text{ mg/l}$  denitrifiziert (außer im Sandfilter und im Bepflanzten Teich, letzterer wurde deshalb nicht ausgewertet). Diagr. 4-14 und Diagr. 4-15 stellen dar, dass in den Anlagen mit den kürzesten tatsächlichen Aufenthaltszeiten im Routinebetrieb (Sandfilter und Sandfilter mit Lehm s. Kap. 4.1.1) bereits  $9 \text{ h}$  nach Beginn der Hochlastphase ein Nitratdurchbruch mit dem maximalen Konzentrationsanstieg um  $1,5$  bis  $3 \text{ mg/l}$  gemessen wurde. Auch der für seine Verhältnisse relativ schwache Belastungsstoß auf die erste Hälfte des Grabens ( $210 \text{ mm/8 h}$ ) zeigte diese Wirkung, was mit dem sehr geringen Routinevolumenstrom in diesem Zeitraum ( $60 \text{ mm/d}$ ) begründet werden kann. Das Abklingen dauerte beim Sandfilter einen Tag und währte bei den

Anlagen geringer Ausgangskonzentrationen (Sandfilter mit Lehm, erste Hälfte des Grabens) bis zu 17 d. Der Unbepflanzte Teich erreichte ein geringeres Maximum von 1,4 mg/l erst nach drei Tagen und das Ausgangsniveau wurde auch nach 17 d gemessen. Der Sandfilter mit Längsgräben verhielt sich mit einem kurzzeitigen Anstieg um weniger als 0,5 mg/l stabil und auch der Graben konnte den nach seiner ersten Hälfte noch messbaren Konzentrationsanstieg abpuffern.



Diagr. 4-14: Nitratlaufkonzentrationen der Bodenfilter im Zuge der Regenereignissimulation im August 2012



Diagr. 4-15: Nitratlaufkonzentrationen der Teiche im Zuge der Regenereignissimulation im August 2012

Die Konzentrationen der anderen wie im Routinebetrieb bestimmten Parameter änderten sich nicht wesentlich. Zum Beispiel bewies die Konstanz der AFS- und CSB-Konzentrationen, dass es keine erhöhte Ausschwemmung von Feststoffen gab.

Es existieren nur wenige Untersuchungen von technischen Feuchtgebieten zur Nachreinigung, die den Einfluss kurzzeitiger hydraulischer Hochlast bei einem solch geringen Zulaufkonzentrationsniveau analysierten. EL HAFIANE & EL HAMOURI [2004] beschickten in Marokko kurzzeitig (2,5 d, 1,25 d und 0,83 d) sechs Horizontalbodenfilter mit drei verschiedenen Flächenbeschickungen (65 mm/d, 130 mm/d und 190 mm/d). Sie stellten ebenso fest, dass sich die Anlagen bei den hydraulischen Spitzenbelastungen ähnlich wie im Normalbetrieb verhielten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Hochlastphasen, wie sie in Folge von starken Regenereignissen auf Kläranlagen auftreten, von technischen Feuchtgebieten hydraulisch und stofflich gut abgepuffert werden. Die untersuchten Anlagen liefen bei Belastungen zwischen 160 mm/8 h und 200 mm/6,5 h stabil. Folglich sind alle untersuchten Anlagentypen bis zu dieser Belastung für das Abpuffern großer Regenereignisse geeignet. Ausschließlich die höchste Belastung von 210 bis 270 mm/8 h in einer Sommerphase stabil niedriger Ablaufwerte wirkte sich auf die Nitratlaufkonzentrationen dreier Anlagen aus. Die Ablaufverschlechterung stellte sich beim Sandfilter und beim Sandfilter mit Lehm schnell und beim Unbepflanzten Teich verzögert ein. Nach etwa 6 bis 17 d war das niedrige Ausgangskonzentrationsniveau wieder erreicht. Demnach ist der Aufbau des Sandfilters mit Längsgräben, des Teichs mit Pflanzenschwimmatten und des Grabens am besten für diese Aufgabe geeignet.

#### 4.3.7 Flächenabbauleistung

Da sich die Bedingungen der Flächenbelastung unterschieden und der Graben einen größeren Flächeninhalt aufwies, kann die Anlagenleistung nicht nur mit Hilfe der erzielten Konzentrationsänderung verglichen werden. Die Flächenbelastung lag im Mittel zwischen 0,6 g/(m<sup>2</sup>·d) im Sandfilter mit Lehm und 1,8 g/(m<sup>2</sup>·d) NO<sub>3</sub>-N in der ersten Hälfte des Grabens. Der Bepflanzte Teich, der Unbepflanzte Teich, der Teich mit Pflanzenschwimmatten sowie der Graben wurden alle mit 0,9 g/(m<sup>2</sup>·d) NO<sub>3</sub>-N belastet. Die flächenbezogene Nitrateliminationsrate  $J_{NN}$  berücksichtigt Flächenbelastung und Flächeninhalt. Sie lag zwischen 0,35 g/(m<sup>2</sup>·d) im Bepflanzten Teich und 0,53 g/(m<sup>2</sup>·d) Nitratstickstoff im Sandfilter mit Längsgräben sowie im ersten Teil des Grabens (s. Tab. 4-6). JACINTHE et al. [2008] dosierten 10 mg/l NO<sub>3</sub>-N in vertikale Versuchssandfilter und erhielten in den schilfbepflanzten ähnliche Eliminationsleistungen von 0,6 g/(m<sup>2</sup>·d) und 57 %. Darüber hinaus eignet sich die flächenbezogene Denitrifikationsratenkonstante  $k_{NN}$  für die Einordnung der erreichten Leistung in die Erfahrungen mit anderen Anlagen [KADLEC & KNIGHT 1996], denn sie berücksichtigt zusätzlich die verhältnismäßig geringe Zulaufkonzentration wie die folgende Formel zeigt:

$$J_{NN} = k_{NN} \cdot C_{zu}$$

- $J_{NN}$  – flächenbezogene Nitrateliminationsrate in  $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$   
 $k_{NN}$  – flächenbezogene Denitrifikationsratenkonstante in  $\text{m}/\text{a}$   
 $C_{zu}$  – Zulaufkonzentration von Nitratstickstoff in  $\text{mg}/\text{l}$

Der Vergleich der Sandfilter zeigt, dass der Sandfilter mit Längsgräben trotz seiner relativ hohen mittleren Ablaufkonzentration von  $3,7 \text{ mg}/\text{l}$   $\text{NO}_3\text{-N}$  und einer Reduktion der Flächenbelastung von nur 40 %, frachtbezogen den höchsten Stickstoffumsatz aufwies (s. Tab. 4-6). Insbesondere der Sandfilter mit Lehm war wegen seiner kleineren Korngröße (s. Kap. 4.1.2) nur mit geringen Zulaufvolumenströmen beschickbar, wodurch seine frachtbezogene Abbauleistung am geringsten war, obwohl er die sehr geringe Ablaufkonzentration von  $1,4 \text{ mg}/\text{l}$  produzierte und genau wie der Sandfilter 65 % der Flächenbelastung abbaute. Auch GELLER et al. [2008] stellten heraus, dass für die Reinigung von nährstoffbelastetem Oberflächenwasser (geringe Konzentrationen im Vergleich zu Abwasser) die hydraulische Belastbarkeit die kritische Größe darstellt.

Bei den Teichanlagen erbrachten der Unbepflanzte und der Bepflanzte Teich unterdurchschnittliche Abbauleistungen ( $k_{nn} = 15 \text{ m}/\text{a}$ ). Die hydraulisch am höchsten belastete Anlage (Graben, erster Hälfte) baute nur 30 % der Flächenbelastung ab, konnte jedoch frachtbezogen ein genauso gutes Ergebnis liefern wie der Sandfilter mit Längsgräben ( $k_{nn} = 23 \text{ m}/\text{a}$ ).

Im Literaturvergleich befinden sich die untersuchten Anlagen im typischen Bereich (s. Tab. 4-6). Die von KADLEC & KNIGHT [1996] beschriebene höhere Leistungsfähigkeit von bewachsenen Bodenfiltern gegenüber den oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten kann hier nicht bestätigt werden. Die bisherige bloße Annahme, dass Teiche mit Pflanzenschwimmatten in mittleren Breiten Nitrat gut denitrifizieren [KADLEC & KNIGHT 1996] wird mit dieser Studie bestätigt.

Tab. 4-6: Denitrifikationsratenkonstante  $k_{NN}$  (mit Standardabweichung  $s$ ), flächenbezogene Nitrateliminationsrate  $J_{NN}$ , Nitratzulaufkonzentration, Nitratblaufkonzentration und Wassertemperatur aus Literatur und eigener Untersuchung

Anlagentyp	Autor	T [°C]	NO <sub>3</sub> -N <sub>Zu</sub> [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N <sub>Ab</sub> [mg/l]	Q <sub>Zu</sub> [mm/d]	J <sub>NN</sub> [g/(m <sup>2</sup> ·d)]	k <sub>NN</sub> (s) [m/a]
44 Schilfbeetbodenfilter	SCHIERUP et al. 1990	6,5	4,1	2,0	45		11,9
11 bewachsene Bodenfilter, Schilfbeete	GREEN & UPTON 1993	9,5	18,95	13,15	183		31,3
Oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete	SPIELES & MITSCH 2000	a)	12,5	7,7	95		13 c)
Mittel oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete	KADLEC & KNIGHT 1996						15
Mittel bewachsene Bodenfilter	KADLEC & KNIGHT 1996						29
Mittel oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete	KADLEC & WALLACE 2008		12,8	5,9	114	0,14	26,5
Mittel Horizontalfilter	KADLEC & WALLACE 2008		18,7	10,0	129	0,12	41,8
Teich mit Pflanzenschwimmatten	In REED et al. 1988	b)	22,4	1,0	38	0,81	13 c)
Sandfilter		11,2		2,5	80	0,46	19 (15)
Sandfilter mit Lehm		11,6		1,5	65	0,35	15 (24)
Sandfilter mit Längsgräben		12,0		3,7	140	0,53	24 (25)
Bepflanzter Teich	Diese Arbeit	11,3	8,5	5,0	100	0,35	15 (16)
Teich mit Schwimmatten		11,8		4,0	90	0,42	18 (21)
Unbepflanzter Teich		12,2		4,4	100	0,36	15 (13)
Graben, erste Hälfte		12,0		6,0	210	0,53	23 (26)
Graben		11,0		4,4	110	0,45	19 (16)

a) Gemäßigtes Klima (Ohio, USA)

b) Tropen (Florida, USA)

c) selbst berechnet

#### 4.3.8 Anlagenaufbau und Bemessung zur Denitrifikation

Alle untersuchten Systeme kommen prinzipiell für die nachgeschaltete Denitrifikation in Frage außer dem Sandfilter mit Lehm (s. Kap. 4.8). Mit den Untersuchungen zur weitergehenden Stickstoffentfernung durch Denitrifikation konnten die relevanten Einflussfaktoren nachgewiesen werden. Die Einflussfaktoren werden im Folgenden gemäß ihrer Relevanz aufgeführt und daraus werden Konstruktionsmerkmale abgeleitet, die sich als günstig herausstellten:

- Hohe Wasserdurchlässigkeit (s. Kap. 4.1.3 und 4.8)
  - Teichanlagen sind günstiger als die substratgebundenen Bodenfilter.
  - Bei den Bodenfiltern hat sich der Sandfilter mit Längsgräben mit seiner großen Infiltrationsfläche als vorteilhaft erwiesen.
- Reduzierende Redoxbedingungen (s. Kap. 4.2.2 und 4.3.3)
  - Ständig überstaute Bodenfilter sorgen für tiefere Redoxpotenziale über einen längeren Zeitraum im Jahr als Teiche.
  - Bei Teichanlagen ist die Abdeckung mit Pflanzenschwimmatten günstig.
- Hohe Temperaturen (s. Kap. 4.2.1 und 4.3.2)
  - Bodenfilter kühlen im Winter später und weniger stark aus als Teiche.
  - Pflanzenschwimmatten isolieren Teichanlagen.

Der Aufbau eines technischen Feuchtgebietes sollte sich nach den Anforderungen und Aufgaben richten. Prinzipiell lassen sich zwei Fälle unterscheiden:

- a) Die Reduzierung der Stickstofffracht steht im Vordergrund, um indirekt beeinflusste Wasserkörper (z.B. die Nordsee) zu schützen. Dafür bietet sich ein hydraulisch hoch belastbares System an wie die erste Hälfte des Grabens ohne durchflusshemmende Ablaufeinrichtung bzw. der Sandfilter mit Längsgräben.
- b) Das direkt aufnehmende Gewässer ist so empfindlich, dass es eine immissionsbezogene Betrachtungsweise verlangt und Stickstoff ist der meist limitierende Faktor. Folglich wird ein Verfahren mit niedrigen Ablaufwerten (Sandfilter) empfohlen, das wegen des geringen möglichen Zulaufvolumenstroms einer großen Fläche bedarf.

Eine weitere Anwendungsmöglichkeit wäre, ein technisches Feuchtgebiete einer Kläranlage im Teilstrom nachzuschalten, um so die Gesamtstickstofffracht zu verringern oder Überwachungswerte sicher einzuhalten. Der Einsatz zur Nitratverringern in Oberflächenabflüssen aus der Landwirtschaft [JACINTHE et al. 2008], Oberflächengewässern [CHAVAN et al. 2008] und Grundwasser ist auch denkbar.

### Dimensionierung

Ist die Entscheidung für den Anlagentyp getroffen, erlauben die Ergebnisse dieser Arbeit die Dimensionierung der Anlagen. In Anlehnung an KADLEC et al. [2008] ergibt sich die benötigte Fläche für die Nitratentfernung aus:

$$k = \frac{J}{C_{zu}}$$

$$k = \frac{(C_{zu} - C_{ab}) \cdot q}{C_{zu} \cdot A}$$

$$A = \left(1 - \frac{C_{zu}}{C_{ab}}\right) \cdot \frac{q}{k}$$

k	-	flächenbezogene Eliminationsratenkonstante in m/a
J	-	flächenbezogene Eliminationsrate in g/(m <sup>2</sup> ·a)
C <sub>zu</sub>	-	Zulaufkonzentration in mg/l
C <sub>ab</sub>	-	Ablaufkonzentration in mg/l
q	-	Volumenstrom in m <sup>3</sup> /d
A	-	Fläche des technischen Feuchtgebietes in m <sup>2</sup>

Der flächenspezifische Zulaufstrom Q kann entsprechend den Erfahrungen auf 50 mm/d für den Sandfilter, 200 mm/d für die erste Hälfte des Grabens und 100 mm/d für die anderen Anlagen festgelegt werden (s. Kap. 4.1.3). Die Zulaufkonzentration C<sub>zu</sub> sollte bekannt sein, der Anlagentyp wird entsprechend der gewünschten Ablaufkonzentration C<sub>ab</sub> in Tab. 4-6 gewählt. Ebenso wird der Wert k gemäß der Ergebnisse in Tab. 4-6 eingesetzt. Dabei ist zu beachten, dass der Wert k niedriger ausfällt, wenn der Volumenstrom der hier gefahrenen Versuche unterschritten wird.

PLATZER [1998] gibt mit einem Sicherheitsfaktor von 0,9 für die Bemessung eine Nitrat-Eliminationsleistung von 0,65 g/(m<sup>2</sup>·d) für Belastungen bis 1 g/(m<sup>2</sup>·d) an. Obwohl die Flächenbelastungen der vorliegenden Arbeit in diesem Bereich waren, konnte keine der Anlagen diese Flächenabbauleistung erbringen (s. Tab. 4-6).

Die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau e.V. und die Ingenieurökologische Vereinigung geben parallel zur DWA Bemessungsempfehlungen heraus. Darin empfehlen sie für die Denitrifikation nachgeschaltete Horizontalfilter mit einer Bemessungsfläche von mindestens 2 - 3 m<sup>2</sup>/EW, ohne jedoch die erreichten Ablaufwerte zu benennen [GELLER et al. 2008]. Bei der Annahme eines Volumenstroms von 120 l/(EW · d) entspräche das einer hydraulischen Belastung von 40 bis 60 mm/d die für den hier getesteten Sandfilter günstig sind, die Potenziale des Sandfilters mit Längsgräben jedoch nicht ausschöpfen würden.

## 4.4 Abwasserdesinfektion<sup>1</sup>

### 4.4.1 *E. coli*- und Enterokokken-Zahlen in Zu- und Abläufen

Der Zulauf enthielt im Median  $10^{3,9}$  *E. coli*/100 ml (s. Tab. 4-7). Trotz dieser geringen *E. coli*-Zahl im Zulauf wurden 1,7 bis 2,3 Zehnerpotenzen *E. coli* im Median entfernt. Das entsprach einer Ablaufkonzentration von  $10^{2,1}$  (Graben und Unbepflanzter Teich) bis  $10^{1,5}$  *E. coli*/100 ml (Sandfilter mit Lehm). Obwohl jeder Datenpunkt als Median aus sechs Stichproben gebildet wurde (s. Kap. 3.7), ist die Varianz hoch zwischen 0,8 im Zulauf bis 1,6 im Ablauf des Sandfilters mit Längsgräben. Dabei waren die Änderungen in den Abläufen unabhängig von denen im Zulauf. So wurde dort beispielsweise im August 2011 eine relativ geringe Zulaufkonzentration von 3,6 Zehnerpotenzen *E. coli*/100 ml am Monatsanfang und eine hohe Konzentration von 4,4 Zehnerpotenzen am Ende des Monats gefunden. Die Ablaufkonzentrationen hingegen reagierten überhaupt nicht auf diesen Anstieg (s. Diagr. 4-16). Das beweist, dass die Anlagen robust waren gegenüber Schwankungen im Zulauf und insgesamt eine stabile Leistung erbrachten. HAGENDORF et al. [2002] fanden solch hohe Eliminationen von 1 - 2 Zehnerpotenzen in erster Linie bei hohen bis sehr hohen Zulaufkonzentrationen.

Tab. 4-7: Mediane und Standardabweichung für *E. coli* und Enterokokken in 100 ml und Zehnerpotenzen der Reduktion in den Abläufen der technischen Feuchtgebiete; n = 65

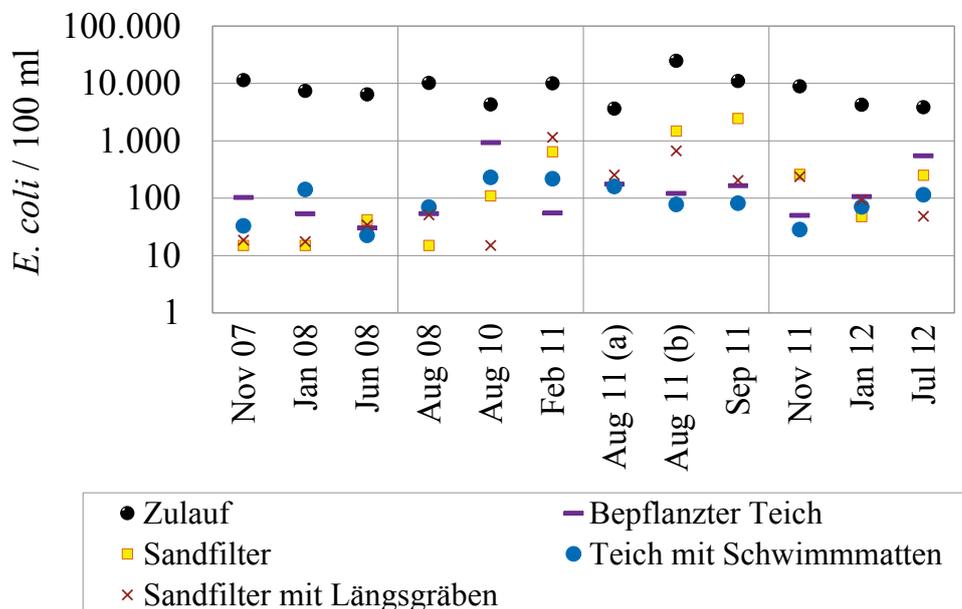
Anlagen Probenahmestelle	<i>E. coli</i> [MPN/100 ml]			Enterokokken [kbE/100 ml]		
	Median	s	Red.raten	Median	s	Red.raten
Zulauf in alle Anlagen	3,9	3,9		3,0	3,2	
Sandfilter	2,0	2,9	1,8	1,0	2,2	2,0
Sandfilter mit Lehm	1,5	2,5	2,3	0,3	1,1	2,7
Sandfilter mit Längsgräben	1,8	2,6	2,0	0,8	2,2	2,3
Bepflanzter Teich	1,9	2,2	2,0	1,0	1,2	2,0
Teich mit Schwimmmatten	1,9	2,1	2,0	1,1	1,6	1,9
Unbepflanzter Teich	2,1	2,5	1,7	1,0	1,5	2,0
Graben	2,1	3,1	1,7	1,5	1,6	1,6

Obwohl in sämtlichen Anlagen Wasservögel beobachtet wurden, waren alle technischen Feuchtgebiete in der Lage die hygienische Qualität des Abwassers zu verbessern.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Anlagen sind, über den gesamten Messzeitraum betrachtet, eher gering. Die Varianzanalyse zeigt, dass es keine signifikanten Unterschiede der *E. coli*-Werte zwischen den Abläufen der sieben Versuchsanlagen gab [F (6; 84) = 0,348;

<sup>1</sup> Teile dieses Kapitels wurden veröffentlicht in: Rühmland, S., Barjenbruch, M. (2013): Disinfection capacity of seven constructed wetlands and ponds. Water Science and Technology 68 (10): 2111–2117.

$p=0,909$  [RICHTER 2013]]. Die Standardabweichungen der Anlagen sind auch ähnlich, so dass die Stabilität und Robustheit der Reinigungswirkung der verschiedenen Verfahrenstypen vergleichbar gut ist.



Diagr. 4-16: Mediane *E. coli*-Zahlen aller Probenahmekampagnen in Zulauf und Abläufen einer Auswahl von Anlagen

Die Ergebnisse der Analysen auf intestinale Enterokokken untermauern die vorangegangenen Schlussfolgerungen: Die Rangfolge der Anlagen bezüglich der Eliminationsraten entsprachen fast der für *E. coli*. Die Anzahl der Enterokokken war etwa 1 Zehnerpotenz geringer als die der *E. coli* (s. Tab. 4-7). Der Sandfilter mit Lehm zeigte eine extrem niedrige Ablaufkonzentration von 0,3 Zehnerpotenzen / 100 ml. Diese Zahl ist statistisch unsicher, da bei der Analyse in einigen Fällen tatsächlich nur 100 ml filtriert wurden und weniger als 5 Kolonien je Membranfilter ( $10^{0.7}$ ) zu wenig für eine gesicherte Auswertung sind. Trotzdem kann qualitativ festgehalten werden, dass der Sandfilter mit Lehm am wenigsten Enterokokken abgab.

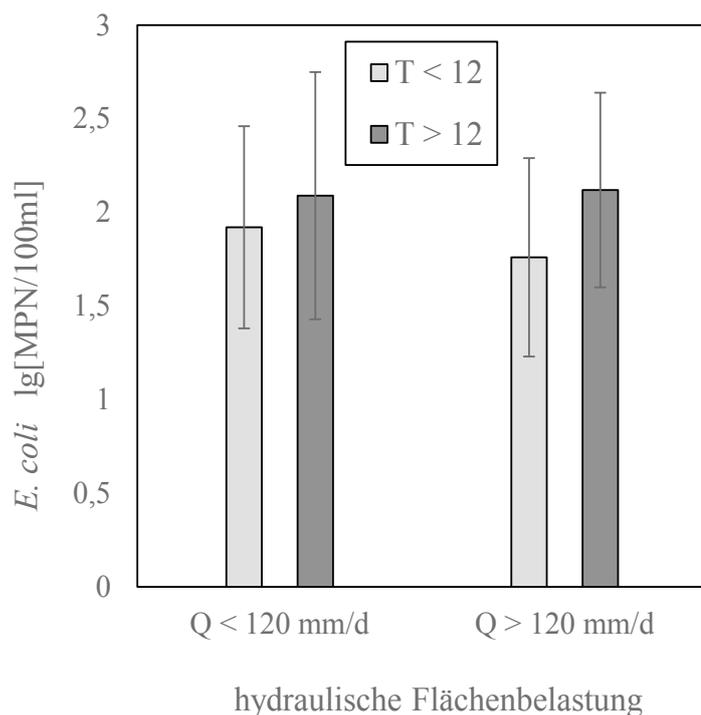
KADLEC & WALLACE [2008] zeigen mehrere Beispiele bei denen höhere Temperaturen die Entfernung von Pathogenen und Indikatoren verbessern. In diesem Projekt konnte kein genereller Effekt der Temperatur oder der Jahreszeit ausgemacht werden (s. Diagr. 4-17 bzw. Diagr. 4-16).

#### 4.4.2 Hydraulische Belastung

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass eine längere Aufenthaltszeit die Hygienisierungsleistung verbessert (s. Kap. 2.2.5.2). TORRENS et al. [2010] fanden heraus,

dass „die Erhöhung der theoretischen Aufenthaltszeit ab einer bestimmten Obergrenze nicht zu signifikant besserer Reduktion“ der Indikatororganismen führt. In der vorliegenden Arbeit wirkte sich die Anhebung der hydraulischen Belastung von etwa 50 auf 150 mm/d (einige Anlagen bis 250 mm/d s. Tab. 3-2) nicht auf die Ablaufkonzentrationen der *E. coli* und Enterokokken aus. Dafür wurde von RICHTER [2013] in seiner Diplomarbeit eine zweifaktorielle Varianzanalyse für die hydraulische Belastung und die Temperatur durchgeführt. Sie ergab  $F(1, 87) = 0,64$ ;  $p = 0,43$ ;  $\text{partial } \eta^2 = 0,007$ . Folglich gab es statistisch keinen Einfluss der Temperatur und der hydraulischen Belastung auf die Ablaufkonzentrationen der Anlagen (s. Diagr. 4-17). Nur die drastische Überlastung des Sandfilters mit Längsgräben von 1.300 mm/d Anfang 2011 führte zu einem Abfall der *E. coli*-Reduktion auf nur noch 0,9 Zehnerpotenzen (s. Diagr. 4-16).

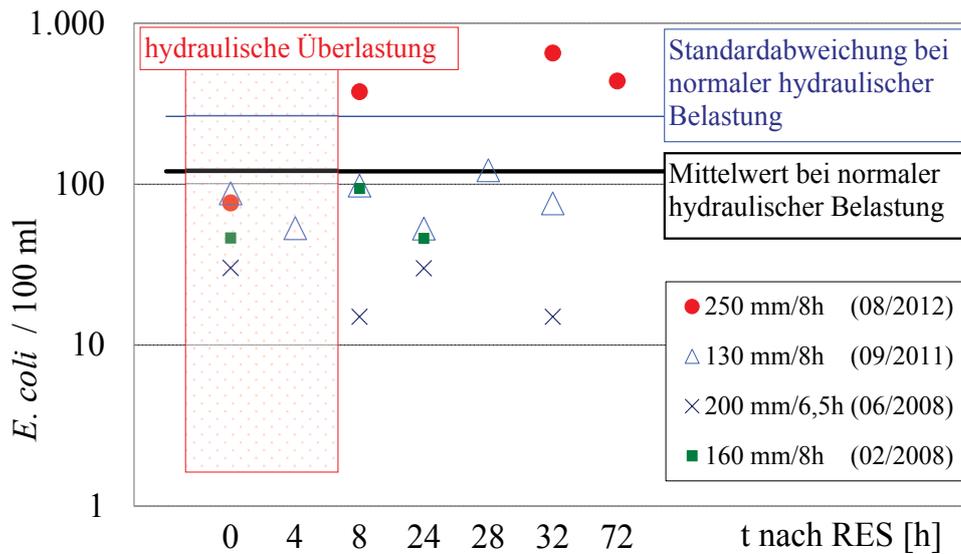
Manche der untersuchten Anlagen wiesen zeitweise Trends auf. So änderte sich beispielsweise die Wirksamkeit des Sandfilters im Laufe der Jahre. Die mittlere Reduktion verringerte sich von 2,5 Zehnerpotenzen *E. coli* (2007 und 2008) auf nur noch 1,2 im September 2011 und erhöhte sich wieder ab November 2011 (s. Diagr. 4-16). Eine Ursache für dieses Phänomen konnte nicht ermittelt werden. Es wird teilweise von der Korrelation mit der höheren Sauerstoffkonzentration (s. Kap. 4.2.2 und 4.4.5) und den zeitgleich höheren Nitratlaufwerten abgebildet. Das sind alles Anzeichen für die Etablierung einer Kurzschlussströmung, welche die bereits geringste aller Aufenthaltszeiten (s. Tab. 4-1) von 0,75 d weiter verkürzt haben wird. Folglich kann als Richtwert für eine tatsächliche Mindestaufenthaltszeit ein Tag angenommen werden. Wenn man dazu die *E. coli*- und Enterokokkenreduktionen in Tab. 4-7 gemeinsam betrachtet, lässt sich schlussfolgern: Die bewachsenen Bodenfilter hygienisierten zeitweise wesentlich besser als die Teichanlagen, konnten diese Spitzenposition jedoch nicht alle im langjährigen Betrieb robust aufrecht erhalten. Folglich kann keine generelle Empfehlung für Anlagen *mit* Filterpassage ausgesprochen werden (vgl. Kap. 4.4.3). Darüber hinaus wurde das Gesamtleistungsbild der Bodenfilter durch die geringere hydraulische Belastbarkeit geschmälert (s. Kap 4.1.3). So war der Sandfilter mit Lehm nicht einmal dauerhaft einsatzfähig (s. Kap. 4.8). Andererseits erreichte er die beste Indikatorreduktion aller Anlagen ( $10^{2,3}$  für *E. coli* und  $10^{2,7}$  für Enterokokken). Das lässt sich mit der besonders feinen Körnung erklären, denn das Sand-Lehm-Gemisch bietet eine besonders große Oberfläche für Adsorption. Auch WALDHOFF [2008] beobachtete geringere Ablaufwerte bei feinerem Filtermaterial.



Diagr. 4-17: Unterschiede der *E. coli* – Konzentrationen aller Abläufe in Abhängigkeit von Temperatur und Zulaufvolumenstrom [RICHTER 2013]

Aus diesem Ergebnis lässt sich die Forschungsfrage ableiten, ob eine gröbere als die hier getesteten Körnungen eine stabilere und damit im langjährigen Mittel bessere Hygienisierung verspricht. Auch über niedrigere Belastungsmengen kann mit den gesammelten Daten keine Aussage getroffen werden. Beispielsweise zeigen HAGENDORF et al. [2002], dass eine Verringerung des Zulaufvolumenstroms von 90 auf 20 - 30 mm/d die Reduktion auf stabile 4 Zehnerpotenzen steigerte (Versuchsanlage Wiedersberg).

Die kurzzeitige Hochlast der Regenereignissimulation zeitigte kaum einen Effekt auf die Indikatorzahlen der Bodenfilter- und Teichabläufe. Am Teich mit Pflanzenschwimmatten soll das beispielhaft am Diagr. 4-18 verdeutlicht werden. Die Ablaufkonzentrationen stiegen nicht im Nachlauf der Hochlastversuche mit 130 mm/8 h bis 200 mm/6,5 h. Erst die sehr hohe Belastung von 250 mm/8 h ließ die Ablaufkonzentrationen im Teich mit Pflanzenschwimmatten bzw. im Sandfilter durch 270 mm/8 h ansteigen. Sämtliche anderen Anlagen reagierten gar nicht auf die Hochlast.



Diagr. 4-18: *E. coli* – Konzentrationen im Ablauf des Teiches mit Pflanzenschwimmatten während und nach den Regenereignissimulationen

#### 4.4.3 Dimensionierung

Wie groß muss eine Anlage sein, um eine bestimmte hygienische Anforderung zu erfüllen? Die getesteten hydraulischen Belastungen entsprechen einer erforderlichen Fläche von 2,4 bis 0,8 m<sup>2</sup>/E (bei 120 l/(E·d) und 50 bis 150 mm/d Beschickung). Das liegt im Rahmen von GARCIA et al.s [2003] Ergebnissen, die für eine Reduktion um 3 log-Stufen in der Hauptreinigungsstufe einen Flächenbedarf von 3 m<sup>2</sup>/E angeben.

Wendet man die Bemessungsgleichungen von MARAIS [1974] und REED [1988] aus Kap. 2.2.5.3 an, würde der Abwasserteich eine Ablaufkonzentration von 10<sup>3,1</sup> *E. coli* /100 ml (bei 6,6 d Aufenthaltszeit) erreichen. Im Umkehrschluss bräuchte er für die hier gemessene Ablaufkonzentration von 10<sup>2,1</sup> *E. coli* /100 ml eine Aufenthaltszeit von 83 d. Folglich ist MARAIS' Bemessungsgleichung für diesen Fall ungeeignet.

Um im vorliegenden Fall zu klären, ob auch eine kleinere spezifische Fläche genügt hätte, wurden Längsprofile der Indikatorkonzentrationen aufgenommen. Dafür wurden in der Wasserphase in Zulaufnähe, Mitte sowie Ablaufnähe der Anlagen Proben genommen (s. Kap. 3.7). Die Indikatorzahlen nahmen über die Probenahmestrecke vom Zulauf bis zum Ablauf stetig ab (s. Abb. 4-9). Der Teich mit Pflanzenschwimmatten erreichte bereits in der Mitte „ausgezeichnete Badegewässerqualität“ (500 *E. coli*/100 ml vgl. Kap. 4.4.7). Der Sandfilter mit Lehm zeigte schon im Überstau eine signifikante Reduktion von 5.500 im Zulauf auf 300 *E. coli*/100 ml im hinteren Viertel der Anlage. Das entspricht einer Verringerung um 1,3 Zehnerpotenzen. Die Filterpassage erreichte noch einmal die gleiche Reduktion um weitere 1,3 Zehnerpotenzen. Obwohl dieses Experiment nur in zwei

Kampagnen im Juni und Juli 2013 durchgeführt wurde und vereinfachend eine gleichförmige Durchströmung ohne Kurzschlüsse angenommen wurde, können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die Abwasserdesinfektion fand über die gesamte Länge der Anlagen statt. Die Versuchsanlagen waren nicht per se überdimensioniert.
- Wenn die Aufgabe der Anlage darin besteht, ausgezeichnete Badegewässerqualität zu produzieren, könnte ein Teich mit Pflanzenschwimmatten der halben Länge (23 m) genügen.
- Im Sandfilter mit Lehm trugen die Passage durch die Wasserphase und die durch das Filtermaterial zu gleichen Teilen an der Gesamtreduktion bei.
- Die Filtration durch Sand war nicht der dominierende Mechanismus der Abwasserdesinfektion in bewachsenen Bodenfiltern.

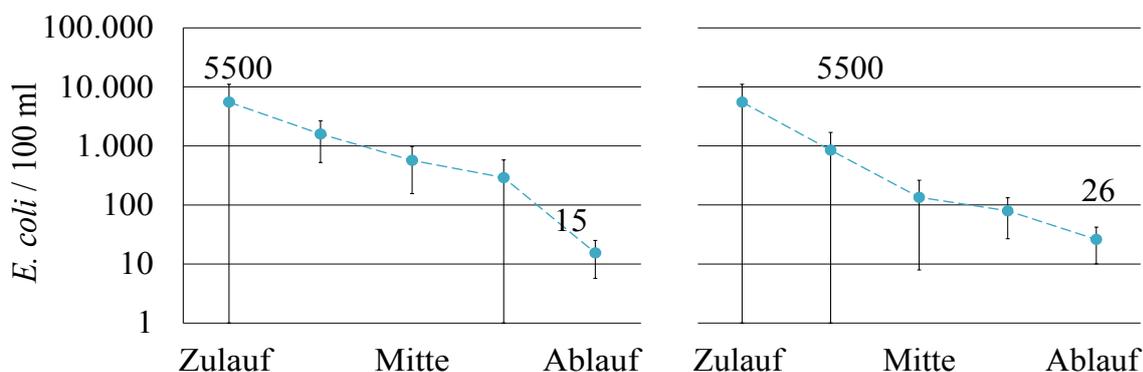


Abb. 4-9: Mittlere *E. coli* – Zahlen der Längsprofile des Sandfilters mit Lehm (links) und des Teichs mit Pflanzenschwimmatten (n = 12)

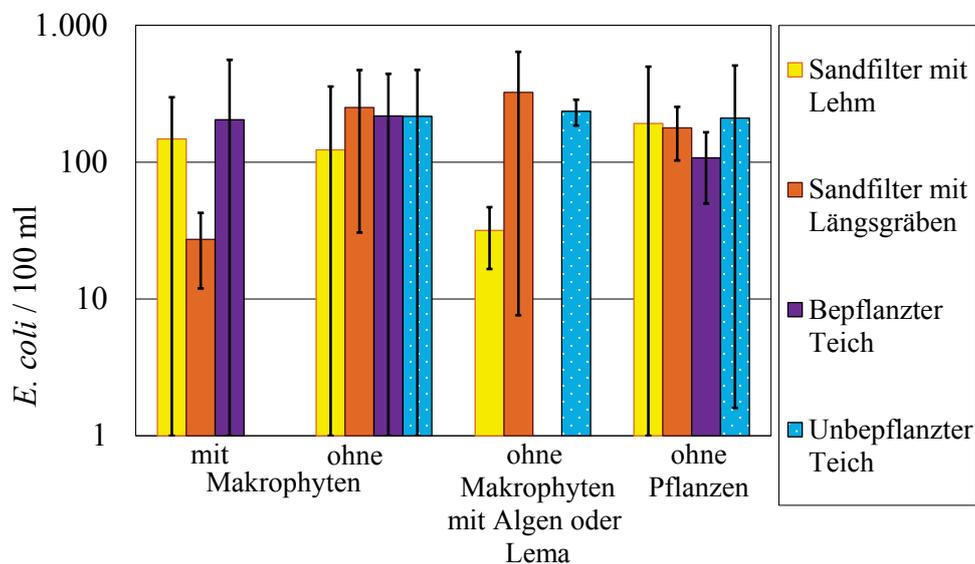
#### 4.4.4 Der Einfluss von Pflanzen und Licht

Alle Versuchsanlagen wurden 2005 bepflanzt (außer der Unbepflanzte Teich). 2011 wuchsen sehr wenig Makrophyten im Sandfilter mit Lehm, im Sandfilter mit Längsgräben und im Bepflanzten Teich. Von September 2011 bis Juli 2012 waren der Sandfilter und der Sandfilter mit Längsgräben nur zu 5 % mit Sumpfpflanzen bedeckt. Zu dieser Zeit war die Bedeckung im Bepflanzten Teich bei nur 20 % mit sinkendem Trend. Auf Grundlage dieser unbeabsichtigten Änderungen des Makrophytenbestandes soll der Frage nachgegangen werden, ob Sumpfpflanzen Auswirkungen auf die Hygienisierung haben. Ohne oder bei sehr dünnem Bestand mit Sumpfpflanzen bedeckten Wasserlinsen (2011) oder aufschwimmende Algen (2012) im Sommer den Sandfilter mit Lehm, den Sandfilter mit Längsgräben und den Bepflanzten Teich. In Diagr. 4-19 werden die verschiedenen Bewuchszustände den *E. coli*-Ablaufwerten gegenübergestellt. Der Vergleich erlaubt keine klaren Schlussfolgerungen.

Auffällig ist der **Sandfilter mit Längsgräben**, wo weniger *E. coli* gemessen wurden, solange die Makrophyten dominierten. In diesem Fall jedoch wurde das Absterben bzw. das fehlende Austreiben sehr wahrscheinlich durch die massive hydraulische Überlastung mit sehr hohen Wasserspiegeln im Winter und Frühling 2011 verursacht. Deshalb ist ein direkter Zusammenhang zwischen Überlastung und höheren Ablaufkonzentrationen anzunehmen.

Der Unbepflanzte **Teich** zeigte durchweg mit den bepflanzten Anlagen vergleichbare Ergebnisse. Der Graben, der durch seine flache Bauweise mit geringer Wassertiefe die beste Lichteinwirkung aufweisen musste, hatte im Median sogar die schlechteste Entfernungsrates. Die Desinfektion durch Sonnenlicht mit UV-Strahlung, wie ihn BEHLE [2011] beschreibt (s. Kap.2.2.5.2), kann folglich kein entscheidender Mechanismus in Teichen sein. Auch die Schwimmalgen und die Wasserlinsen hatten keinen Einfluss auf die Ablaufwerte. Die Enterokokkenergebnisse unterstützen diese Aussagen.

Es kann geschlussfolgert werden, dass der Rückgang von Makrophyten oder die Besiedlung mit Wasserlinsen und Algen die Reinigungsleistung naturnaher Verfahren nicht beeinträchtigt. Dass Sumpfpflanzen jedoch während der Einfahrphase von Bodenfiltern eine gewisse Bedeutung zukommt, kann nicht ausgeschlossen werden. Deshalb wird über die Abwasserdesinfektionsleistung von *vornherein* nicht bepflanzte Bodenfilter hier keine Aussage getroffen.



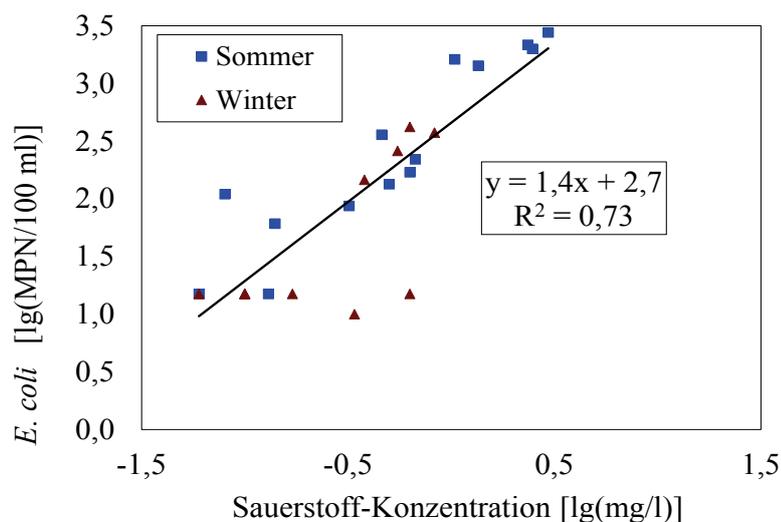
Diagr. 4-19: Mittlere *E. coli* – Zahl in den Abläufen dreier Bodenfilter und eines Teiches in Abhängigkeit vom Bewuchs (n = 18 bis 72 jeweils)

Dem Betreiber kann mitgegeben werden, dass die Pflanzen keine Pflege benötigen. Einerseits ist es also nicht nötig, zurückgegangene Bestände nachzupflanzen. Auf der anderen Seite ist das Entfernen der Algenteppiche aus reinigungstechnischer Sicht nicht erforderlich.

#### 4.4.5 Korrelation der *E. coli*-Zahl mit der Sauerstoffkonzentration

Für zwei Anlagen konnten Korrelationen zwischen den logarithmierten Sauerstoffkonzentrationen und den logarithmierten *E. coli*-Ablaufwerten ausgemacht werden. Korrelationen mit anderen Standardparametern waren nicht erkennbar, wie es auch WALDHOFF [2008] für Retentionsbodenfilter feststellte. Das lässt sich darauf zurückführen, dass bei der Abwasserdesinfektion in naturnahen Verfahren vollkommen andere Prozesse ablaufen als beispielsweise für die Denitrifikation.

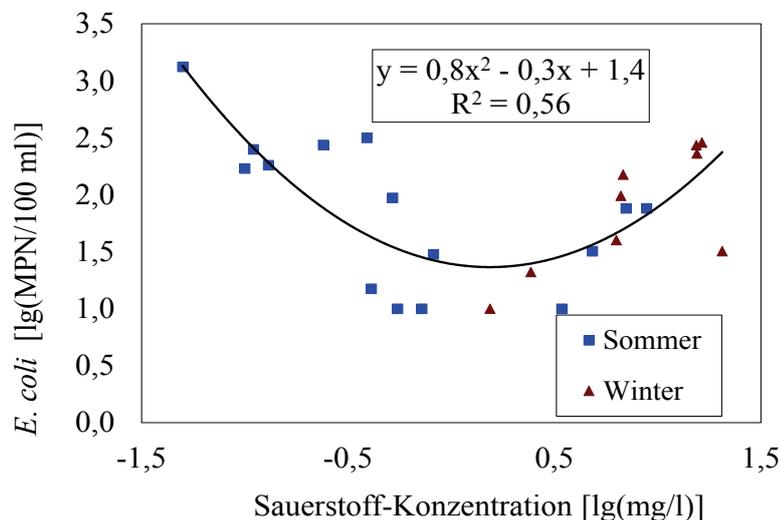
Die Korrelationen mit Sauerstoff traten bei der Anlage mit den höchsten (Unbepflanzter Teich) und derjenigen mit den stabil geringsten (Sandfilter) Sauerstoffablaufkonzentrationen auf. Der Sandfilter zeigte in Zeiträumen mit konstant niedriger Sauerstoffkonzentration (2007-2010 s. Kap. 4.2.2) bessere *E. coli*-Ablaufwerte als bei jahreszeitunabhängig höheren Sauerstoffkonzentrationen in den Folgejahren. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen > 0,7 mg/l bis zu Maximalwerten von 3 mg/l, die außerhalb der Standardabweichung lagen (s. Abb. 4-2) waren sehr untypisch für den Sandfilter. Sie können ein Indikator für Kurzschlüsse sein, die eine schlechtere Abwasserdesinfektion zur Folge hatten (s. Diagr. 4-20).



Diagr. 4-20: Verhältnis zwischen Sauerstoffkonzentration und *E. coli*-Zahl im Ablauf des Sandfilters

Der Unbepflanzte Teich mit seinen eher aeroben Bedingungen (mittlere Sauerstoffablaufkonzentration = 7,5 mg/l) zeigte bei mittleren Sauerstoffkonzentrationen geringere *E. coli*-Zahlen (s. Diagr. 4-21). In Diagr. 4-21 lässt sich ein optimaler Sauerstoffbereich erkennen: lag die Sauerstoffkonzentration zwischen 0,4 und 5 mg/l (entspricht  $10^{-0,4}$  bis  $10^{0,7}$ ), so blieben die *E. coli*-Werte unter 32 /100 ml im Ablauf. Diese Ergebnisse widersprechen denen von SCHREIJER et al. [1997], dass Sauerstoffkonzentrationen über 5 mg/l die Pathogenentfernung fördern.

Andere Parameter wie die Nitratkonzentration zeigten auch positive Korrelationen mit der *E. coli*-Zahl, besonders im Sommer (Sandfilter:  $\log E. coli = 0,4 \cdot \text{Nitratkonzentration} + 1,6$ ;  $R^2 = 0,92$ ). Für den Unbepflanzten Teich wurde jedoch kein ähnliches Verhältnis gefunden.



Diagr. 4-21: Verhältnis zwischen Sauerstoffkonzentration und *E. coli*-Zahl im Unbepflanzten Teich

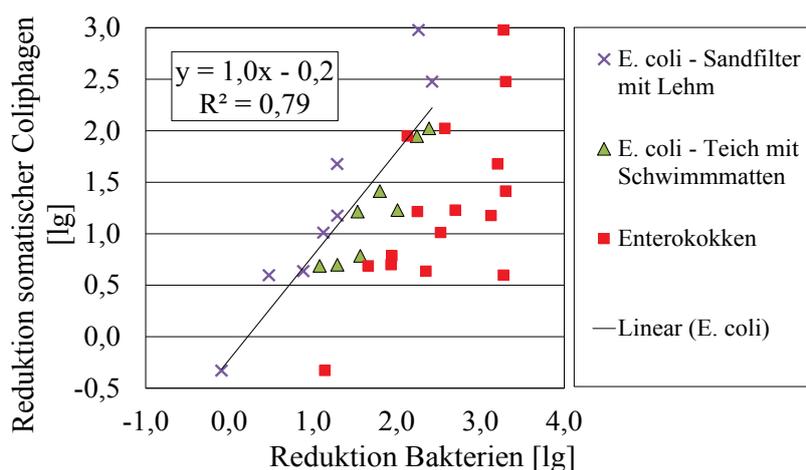
Daraus wird abgeleitet, dass die beiden Anlagen am besten in ihrem normalen Betriebszustand hygienisiert wurden. Abweichungen von der optimalen Hygienisierung wurden von der Sauerstoffkonzentration indiziert. In den zwei unterschiedlichen Anlagen gingen verschiedene Sauerstoffkonzentrationen mit einer ähnlich guten Hygienisierung einher. Das erlaubt zwei alternative Schlussfolgerungen:

- Die Eliminationsmechanismen im Unbepflanzten Teich funktionierten besser bei mittleren Sauerstoffkonzentrationen. Folglich handelte es sich beim Sandfilter um andere Eliminationsmechanismen für die geringe Sauerstoffkonzentrationen am günstigsten waren. Ein Mechanismus wie das Abgrasen des Biofilms durch Protozoen, die von einer guten Sauerstoffversorgung profitieren, wäre in beiden Fällen also unbedeutend.
- Es gibt keinen kausalen Zusammenhang zwischen Sauerstoff und *E. coli*-Zahl. Die Sauerstoffkonzentration im Ablauf spiegelte nur die aktuellen Betriebsbedingungen wider.

Da die dargestellten Sauerstoff-*E. coli*-Korrelationen nur bei zwei Anlagen beobachtet wurden, lässt sich die Sauerstoffkonzentration nicht als allgemeingültiger Indikator für die Abwasserdesinfektionsleistung verwenden. Auch welche der in Kap. 2.2.5.2 dargestellten Mechanismen für die gemessene Abwasserdesinfektion verantwortlich waren, ließ sich mit dem gewählten Versuchsaufbau nicht feststellen.

#### 4.4.6 Coliphagen als weiterer Hygieneindikator

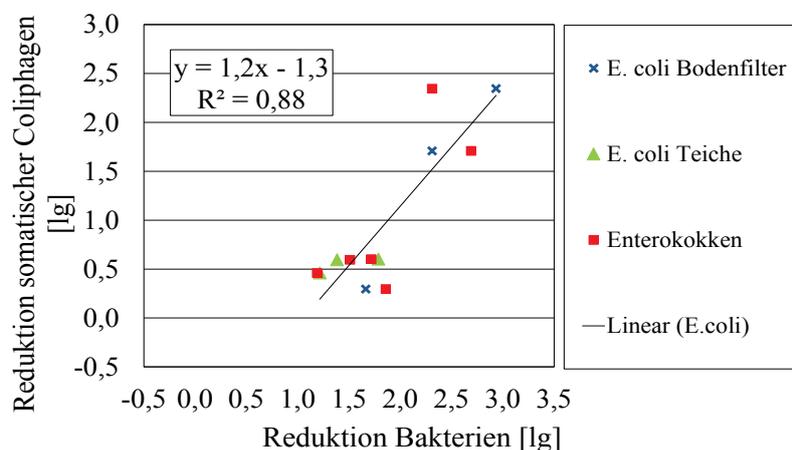
Im Zulauf wurden  $10^{3,1}$  bis  $10^{3,6}$  somatische Coliphagen/100 ml gefunden. In den Anlagen wurden sie um 0,3 bis 3,0 Zehnerpotenzen verringert. Wenn man das von HAGENDORF et al. [2002] verwendete Verhältnis enteraler Virus/Coliphage von 1/1.000 zu Grunde legt, kann das Auftreten von enteralen Viren in den Abläufen fast ausgeschlossen werden. Es ist ein Trend erkennbar, dass die Sandfilter (Median der Reduktion = 2,3) somatische Coliphagen besser entfernten als Teiche (Median der Reduktion = 0,6). Das Verhältnis Phagen/Bakterien nahm nicht wie erwartet vom Zulauf zum Ablauf hin ab. Erst die Ablaufmessungen zeigten, dass die Phagen meistens etwas schlechter als die *E. coli* entfernt wurden. Bemerkbar machte sich die geringere Reduktion für die Phagen vor allem im Januar 2012 (besonders für den Teich mit Pflanzenschwimmatten, den Unbepflanzten Teich, den Graben und den Sandfilter mit Längsgräben mit nur 0,3 bis 0,6 log-Stufen Reduktion) und im Sommer 2013 im Längsprofil des Teiches mit Pflanzenschwimmatten. Die Ergebnisse sind in Diagr. 4-22 und Diagr. 4-23 beispielhaft aufgetragen.



Diagr. 4-22: Verhältnis der Reduktionen zwischen somatischen Coliphagen und *E. coli* sowie Enterokokken in den Längsprofilen des Teichs mit Pflanzenschwimmatten und des Sandfilters mit Lehm im Sommer (n = 2 für Phagen, n = 12 für Bakterien)

Der Literaturvergleich deutet an, dass die Coliphagen-Reduktion der untersuchten Anlagen eher hoch war (s. Tab. 4-8). Das könnte an den relativ geringen Zulaufvolumenströmen gelegen haben. Die in Tab. 4-8 zum Vergleich herangezogenen Untersuchungen stellten beide fest, dass somatische Coliphagen stets schlechter entfernt werden als Bakterienindikatoren. TORRENS et al. [2009] geben einen Unterschied von 0,5 log-Stufen gegenüber *E. coli* und Fäkalcoliformen an und GARCIA et al. [2003] sprechen von 0,2 bis 1 log-Stufe Differenz. In dieser Arbeit lag die Differenz *E. coli*-Reduktion – Phagen-Reduktion zwischen -0,7 und +1,4 Zehnerpotenzen. *E. coli* sind folglich nicht unter allen Umständen empfindlicher als Coliphagen.

gen. TORRENS et al. und GARCIA et al. gehen von grundsätzlich anderen Eliminationsmechanismen für Bakterien als für Viren aus ohne näher auf diese einzugehen. Im Gegensatz dazu stellte die hiesige Arbeit fest, dass die Reduktion der *E. coli* gut mit der Reduktion der Coliphagen korrelierte ( $R^2 = 0,8$  und  $0,9$  s. Diagr. 4-22 bzw. Diagr. 4-23). Für Enterokokken traf das weniger zu ( $R^2 = 0,5$  bis  $0,7$ ).



Diagr. 4-23: Verhältnis der Reduktionen zwischen somatischen Coliphagen und *E. coli* sowie Enterokokken der Anlagenabläufe im Winter ohne den Bepflanzten Teich ( $n = 1$  für Phagen,  $n = 6$  für Bakterien)

Tab. 4-8: Anzahl und Reduktion von somatischen Coliphagen in technischen Feuchtgebieten, die zur Nachreinigung eingesetzt werden ( $n=3$  für diese Arbeit)

Anlage	Q [mm/d]	Zulauf [lg/100 ml]	Ablauf [lg/100 ml]	Reduktion [lg ( $c_{zu}/c_{ab}$ )]	Autor
Sandfilter mit Lehm	50	3,1-3,6	0,3-1,1	2,3-3,0	Diese Arbeit
Teich mit Pflanzenschwimmatten	50	3,1-3,6	1,3-2,5	0,6-2,0	
Vertikalfilter - Sand	200-800	4-5	2,9-3,5 <sup>a)</sup>	0,4-1,5	TORRENS et al. 2009
Horizontalfilter - Sand und Kies	$\geq 34$	4-5	2-5	0,9-2,6	GARCIA et al. 2003 <sup>a)</sup>
Horizontalfilter – Kies	$\leq 520$	4-5	3-5	0,5-1,7	GARCIA et al. 2003 <sup>a)</sup>

a) Mittelwerte für Anlagen verschiedener Filtermaterialien und Beschickungsfrequenzen

Schlussfolgernd lässt sich trotz eingeschränkter Probenzahl sagen, dass der Virenindikator somatische Coliphagen etwas schlechter entfernt wurde als die bakteriellen Indikatoren. Durch die gute Korrelation mit dem althergebrachten Hygieneindikator *E. coli* wird jedoch keine Notwendigkeit des zusätzlichen Indikators Coliphagen gesehen.

#### 4.4.7 Verwendbarkeit der Abläufe unter dem hygienischen Gesichtspunkt

Die Einleitung in natürliche Gewässer ist in Deutschland unter dem hygienischen Aspekt nicht einheitlich geregelt. Nur wenn Teile des Kläranlagenablaufs einer sensiblen Nutzung unterliegen, regelt die wasserrechtliche Genehmigung die einzuhaltenden Überwachungswerte. Beispielsweise dürfte der Ablauf des Klärwerks Schönerlinde unter diesem Aspekt zur Bewässerung von Forstkulturen, Nichtnahrungspflanzen zur industriellen Verarbeitung sowie Feuchtbiotopen verwendet werden [DIN 19650 1999]. Das nachgereinigte Abwasser ist wesentlich vielseitiger einsetzbar wie Tab. 4-9 zeigt.

Tab. 4-9: Hygienische Grenzwerte, die von den Anlagenabläufen eingehalten werden

Qualität	Grenzwerte <i>E. coli</i> [MPN/100 ml]	Perzentil	Anlage, die den Grenzwert einhält (Perzentilwert)
<b>Richtlinie 2006/7/EG - EU Badegewässerrichtlinie für Binnengewässer</b>			
Ausgezeichnet	500	95	Teich mit Pflanzenmatten (406) Bepflanzter Teich (474)
Gut	1.000	95	Sandfilter mit Lehm (687) Unbepflanzter Teich (817)
Ausreichend	900	90	Sandfilter mit Längsgräben (440) Graben(633)
Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser [DIN 19650 1999]			
Kategorie 3*	2.000	100	Teich mit Schwimmmatten (715) Bepflanzter Teich (930) Sandfilter mit Längsgräben (1792)

\* geeignet z.B. zur Bewässerung von Obst und Gemüse zur Konservierung, Grünfutterpflanzen bis 2 Wochen vor dem Schnitt und sonstige Sportplätze

Im Gegensatz zum Ablauf der Klärwerks Schönerlinde genügte seine Qualität nach der Behandlung in den Feuchtgebieten zur Bewässerung von Obst und Gemüse zur Konservierung, Grünfutterpflanzen und allgemeinen Sportplätzen (s. Tab. 4-9). Die Badegewässerrichtlinie [2006] verlangt die Einhaltung von 500 *E. coli*/100 ml (200 für Enterokokken) im 95-Perzentil für die Einstufung als „ausgezeichnete Badegewässerqualität“ in Binnengewässern. Durch die naturnahe Behandlung hoben der Teich mit Pflanzenschwimmmatten und der Bepflanzte Teich die Badegewässerqualität auf „ausgezeichnetes“ Niveau. Der Sandfilter mit Lehm und der Unbepflanzte Teich erreichten „gute“ und der Sandfilter mit Längsgräben sowie der Graben „ausreichende“ Qualität. Der Ablauf des Sandfilters musste als ungeeignet zum Baden eingestuft werden. Der Orientierungswert für die Brauchbarkeit als Viehtränkewasser (100 *E. coli*/100 ml) wurde vom Sandfilter mit Lehm von nur 10 % der Messungen überschritten. Das Ablaufwasser des Sandfilters, des Bepflanzten Teiches und des Teiches mit Pflanzenschwimmmatten wäre nur während der Hälfte des

---

Versuchszeitraums zur Viehtränke geeignet gewesen. Nach dem WHO-Leitfaden von 2006 sind die Anlagenabläufe für die Bewässerung aller Fruchtarten geeignet, wenn Tropfbewässerung eingesetzt wird oder die Früchte nach der Ernte gewaschen werden.

## 4.5 Spurenstoffentfernung<sup>2</sup>

### 4.5.1 Spurenstoffe in Zu- und Abläufen

#### 4.5.1.1 Umgebungsbedingungen der Feldstudie

Die beiden Kampagnen der Feldstudie fanden unter ähnlichen Umgebungsbedingungen statt. Während der Kampagne I war das Wetter im Allgemeinen trocken und die Lufttemperatur lag bei  $19 \pm 3$  °C am Tag [Wetterkontor 2014]. Die Wassertemperatur der Abläufe lag bei  $19 \pm 1$  °C (Sandfilter mit Längsgräben),  $19,5 \pm 1$  °C (Teich mit Pflanzenschwimmatten) und  $21 \pm 1$  °C (Unbepflanzter Teich). Während der Kampagne II zur Wiederholung im Folgejahr betrug die mittlere Tagestemperatur der Luft  $17 \pm 2$  °C [Wetterkontor 2014].

Die Globalstrahlung ist die gesamte auf der Erde auftreffende Strahlungsleistung der Sonne in  $W/m^2$ . In Deutschland lagen die Monatsmittel beispielsweise 2013 zwischen  $0,6$  kWh/( $m^2 \cdot d$ ) im Januar und Dezember und  $6,4$  kWh/( $m^2 \cdot d$ ) [DWD 2014]. In der Kampagne I betrug die mittlere Globalstrahlung  $190 \pm 60$   $W/m^2$  ( $4,5 \pm 1,7$  kWh/d) und in der Kampagne II  $160 \pm 70$   $W/m^2$  ( $3,7 \pm 1,8$  kWh/( $m^2 \cdot d$ )). Die Redoxbedingungen waren im Unbepflanzten Teich grundsätzlich höher als in den beiden anderen Anlagen. Die Werte des Redoxpotenzials wurden darin von den Sauerstoff- und den Nitratkonzentrationen bestätigt (s. Tab. 4-10).

Tab. 4-10: Sauerstoffsättigung [%], Redoxpotenzial [mV] und Nitratstickstoffkonzentration [mg/l] der Anlagen an denen Spurenstoffe untersucht wurden (n=2 oder 3) während der Kampagnen I und II sowie im Juli 2013

Probenahmeort	Sauerstoff [%]			Redoxpotenzial [mV]			NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	
	Ablauf	10 cm unter Oberfläche	10 cm unter Oberfläche	Ablauf	10 cm unter Oberfläche	10 cm unter Oberfläche	Ablauf	Ablauf
Zeitpunkt	I	II	Juli 2013	I	II	Juli 2013	I	II
Sandfilter mit Längsgräben	3	< 1	n.a.	-150	-120	n.a.	<0,23	<0,23
Teich mit Schwimmatten	3	< 1	20	-140	-80	-30	<0,23	<0,23
Unbepflanzter Teich	38	70	110	-30	210	30	0,4	3,0

n.a. – nicht anwendbar

<sup>2</sup> Teile dieses Kapitels sind in Kooperation entstanden und wurden mit weiteren Messergebnissen veröffentlicht in: Rühmland, S., Wick, A., Ternes, T., Barjenbruch, M. (2015): Fate of Pharmaceuticals in a Subsurface Flow Constructed Wetland and Two Ponds. Ecological Engineering 80C: 125–139.

#### 4.5.1.2 Einfluss des Anlagenaufbaus auf die Spurenstoffentfernung

Die Feldstudie in den Sommern 2012 und 2013 zeigte den Einfluss des Anlagenaufbaus auf die Spurenstoffentfernung. Die bekanntlich persistenten Verbindungen Carbamazepin (CBZ) [MATAMOROS & SALVADÓ 2012] und Fluconazol [LINDBERG et al. 2010] wurden von keiner der drei untersuchten Anlagen signifikant entfernt (< 25 %). Alle anderen in Tab. 4-11 dargestellten Substanzen wurden von wenigstens einer Anlage um mindestens 25 % in ihrer Konzentration verringert. Für die meisten Substanzen waren die Konzentrationsvermindierungen in den Kampagnen I und II in der gleichen Höhe (s. Tab. 4-11 und Abb. 4-10). Auf die Auswertung einer Reihe von Spurenstoffen wurde nach der Kampagne I verzichtet, meist weil ihre Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze lagen (s. Stoffe und Begründungen im Anhang Tab. 7-6).

Die Entfernung der verschiedenen Zielsubstanzen hing stark von dem jeweiligen Verfahren ab. Die sechs Stoffe, die im in situ Experiment schnell abgebaut wurden (s. Kap. 4.5.2.2 Diclofenac; O-Desmethylvenlafaxin (O-DM-VLX); N,O-Didesmethylvenlafaxin (N,O-DDM-VLX); O-Desmethyltramadol (O-DM-TMD); 2-Hydroxycarbamazepin (2-OH-CBZ) und 3-Hydroxycarbamazepin (3-OH-CBZ)) zeigten die schlechtesten Abbauraten im Sandfilter mit Längsgräben und die besten im Unbepflanzten Teich. Diclofenac beispielsweise wurde in der Kampagne I im Unbepflanzten Teich um  $84 \pm 4$  % verringert und im Teich mit Pflanzenschwimmatten nur um  $65 \pm 8$  %, so dass es die geringste bekannte ökotoxikologische Wirkkonzentration von 1 µg/l unterschritt (s. Kap. 2.1.3). Im Sandfilter mit Längsgräben dagegen, wo trotz Überstau insgesamt weniger Licht auf dem Behandlungsweg zur Verfügung stand, konnte die Konzentrationsverminderung vernachlässigt werden ( $20 \pm 19$  %). LAHTI & OIKARI [2011] beobachteten die Persistenz Diclofenacs bei aeroben und anaeroben Abbaubedingungen und obwohl der aerobe Abbau nicht ausgeschlossen werden kann, scheint der **Photoabbau** für den Unbepflanzten Teich der bevorzugte Abbauweg gewesen zu sein. Die Ergebnisse der Kampagne I wurden von der Kampagne II bestätigt und die anderen eben erwähnten Verbindungen zeigten ein ähnliches Muster (s. Tab. 4-11). Gemeinsam mit den Ergebnissen des in situ Experimentes lässt sich schlussfolgern, dass der Photoabbau (obwohl begrenzt auf die obere Wasserschicht bis 20 cm Tiefe) für diese Stoffe den wesentlichen Eliminationsweg im Unbepflanzten Teich darstellte.

Die Entfernung der weiteren Verbindungen wird fast ausschließlich dem **biologischen Abbau** zugeschrieben. Die Entfernung über den Mechanismus der Sorption kann vernachlässigt werden, da die Zielsubstanzen auf der einen Seite relativ polar sind und die Anlagen auf der anderen Seite nach über sieben Jahren Beschickungszeit einen Gleichgewichtszustand erreicht haben sollten. Atenolol wurde fast völlig abgebaut (s. Tab. 4-11) wie es auch

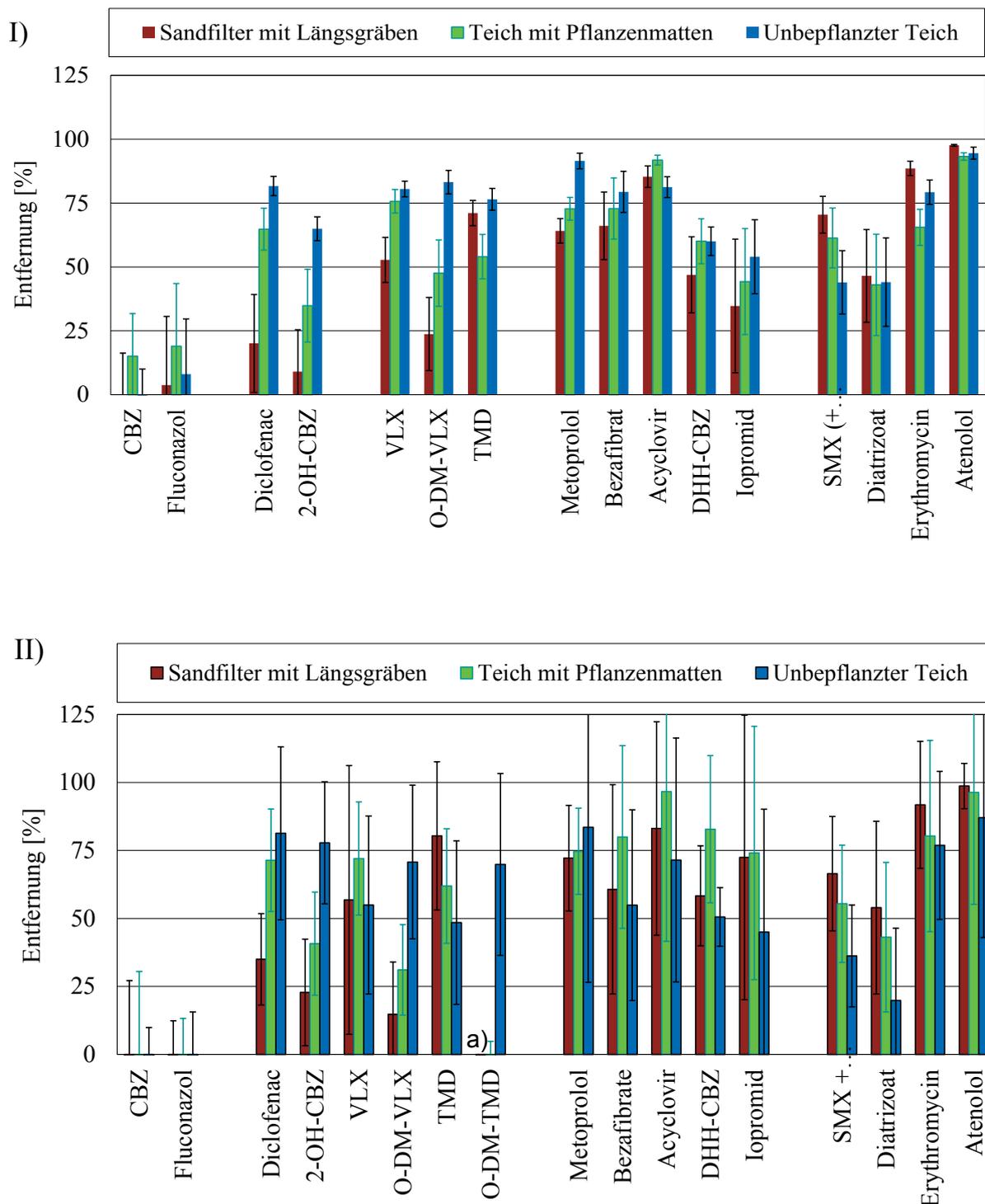
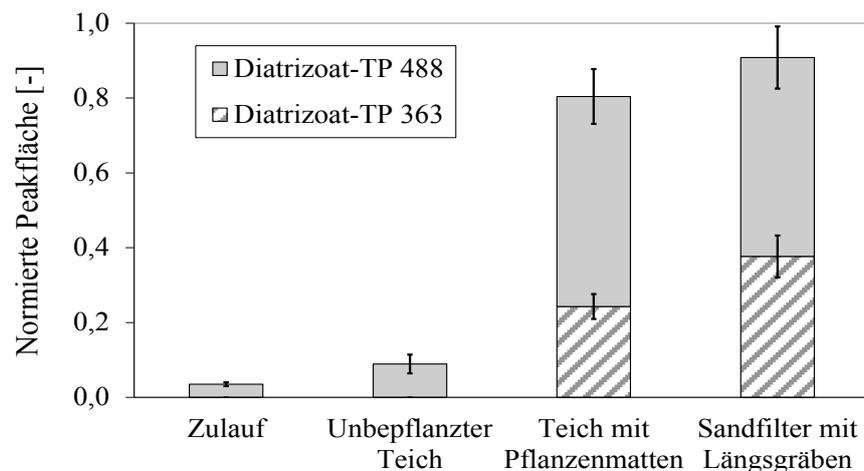


Abb. 4-10: Entfernung [%] der Pharmaka durch den Sandfilter mit Längsgräben, den Teich mit Pflanzenschwimmatten und den Unbepflanzten Teich I) in Kampagne I (2012) und II) in Kampagne II (2013) - a) Bildung von O-DM-TMD s. Tab. 4-11

von PARK et al. [2009] in einer vergleichbaren Studie (oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet, beschickt mit Kläranlagenablauf, Zulaufkonzentration bei 0,04 - 0,2 µg/L) und von SCHUEHMACHER et al. [2013] für Sommerbedingungen beschrieben wird. Metoprolol wurde in beiden Kampagnen am stärksten im Unbepflanzten Teich abgebaut, dessen Ablauf ein

höheres Redoxpotenzial und eine höhere Sauerstoffkonzentration aufwies. Der Vorzug oxidischerer Bedingungen stimmt mit Studien überein, die eine moderate Metoprolol-Abbaubarkeit unter oxidischen Bedingungen [RAMIL et al. 2010] und Metoprololpersistenz unter nitratreduzierenden Bedingungen [BARBIERI et al. 2012] feststellen.

Im Gegensatz zu den licht- und aerob abbaubaren Verbindungen wurde das Antibiotikum Sulfamethoxazol (SMX + Acetyl-SMX) am besten im Sandfilter mit Längsgräben abgebaut, vom Teich mit Pflanzenschwimmatten etwas schlechter und vom Unbepflanzten Teich noch wesentlich weniger (s. Abb. 4-10). Mit dem Vorwissen, dass SMX in stark **anaeroben** (eisenreduzierenden) Batchexperimenten von MOHATT et al. [2011] sehr schnell abbaubar war, kann festgestellt werden, dass die geringeren Redoxbedingungen im Sandfilter mit Längsgräben und im Teich mit Pflanzenschwimmatten vorteilhaft für den SMX-Abbau waren. Ähnliche Ergebnisse erzielte Erythromycin (s. Tab. 4-11 und Abb. 4-10). Diese Resultate sind auch stimmig mit denen von HIJOSA-VALSERO et al. [2011], die herausstellten, dass alle Bodenfilter oder Teiche mit Pflanzenschwimmatten SMX zu einem hohen Maße ( $87\% \pm 41\%$ ) abbauten. Ihre Phragmites-Horizontalfilter-Versuchsanlage war erfolgreicher im SMX- und Erythromycinabbau als ihr oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet. Die Dominanz anaerober Abbauprozesse im Sandfilter mit Längsgräben sowie im Teich mit Pflanzenschwimmatten im Gegensatz zum Unbepflanzten Teich konnte darüber hinaus von einer zur Kampagne II parallel laufenden Studie REDEKER et al.s [2014] an der Bundesanstalt für Gewässerkunde bestätigt werden. Darin wurden anaerobe Abbauprodukte des iodierten Röntgenkontrastmittels Diatrizoat quantifiziert. Die höchsten Konzentrationen dieser Transformationsprodukte konnten im Ablauf des Sandfilters mit Längsgräben und etwas geringere im Pflanzenschwimmattenteichablauf detektiert werden (siehe Diagr. 4-24).



Diagr. 4-24: Mittlere normierte Peakfläche von zwei anaeroben Transformationsprodukten des Diatrizoats im Zulauf und den Abläufen dreier Anlagen (Kampagne II). Die Fehlerbalken stehen für das 95 % Konfidenzintervall [REDEKER et al. 2014].

Im Gegensatz dazu fanden sich im Ablauf des Unbepflanzten Teiches nur Spuren der Transformationsprodukte. Dieses Bild passt auch zur besseren Elimination des Sandfilters mit Längsgräben für die Muttersubstanz Diatrizoat, die in Kampagne II zu sehen war.

Die Ergebnisse der II. Kampagne lieferten auch neue Erkenntnisse darüber, was mit Tramadol (TMD) und seinen Human- und Umweltmetaboliten geschieht. Tramadol und Venlafaxin sind ähnlich aufgebaute Stoffe (s. Abb. 4-11). Der Abbau beginnt an den äußersten Methylgruppen ( $\text{CH}_3$ ). Die Entfernung der  $\text{CH}_3$ -Gruppe am Sauerstoffatom wird O-Demethylierung genannt. Entsprechend wird die Elimination einer Methylgruppe am N-Atom als N-Demethylierung bezeichnet. Durch die Entfernung dieser zwei Methylgruppen entsteht der N,O-Didesmethyl-Metabolit. Der nächste Abbauschritt zum dreifach demethylierten N,N,O-Tridesmethyl-Metaboliten wurde nicht untersucht.

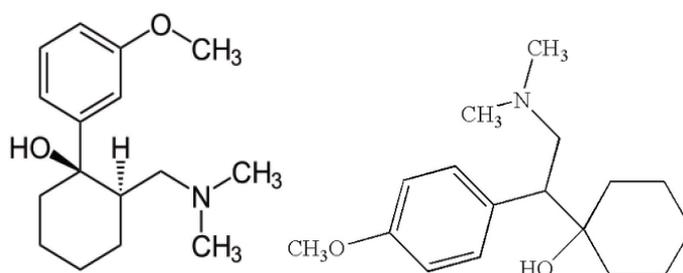


Abb. 4-11: Strukturformeln der Muttersubstanzen Tramadol (links) und Venlafaxin [WIKIPEDIA]

Für die Erstellung der Bilanzen von den Muttersubstanzen und ihren Transformationsprodukten wurden die Stoffmengenkonzentrationen in  $\text{nmol/l}$  in Abb. 4-12 dargestellt. Abb. 4-12 a) zeigt für den Sandfilter mit Längsgräben, dass die Stoffkonzentration an Tramadol und N-DM-Tramadol abnahm, während O-DM-TMD und N,O-Didesmethyltramadol (N,O-DDM-TMD) zunahm, die gesamte Stoffmenge jedoch etwa gleich blieb. Das heißt, TMD und N-DM-TMD wurden unter den vorwiegend anaeroben Bedingungen O-demethyliert, dann jedoch nicht weiter umgesetzt, so dass die Stoffbilanz geschlossen war. Ähnliche Ergebnisse erzielten GASSER et al. [2012] für die Verbindung Venlafaxin (VLX) und seine Metabolite. In der vorliegenden Arbeit wies die Stoffbilanz für VLX mit seinen Metaboliten jedoch ein Defizit von 30 % auf. Daraus wird abgeleitet, dass die O-demethylierten Metabolite von VLX nicht so persistent sind wie die von TMD.

Die Massenbilanzen für TMD und VLX mit ihren Metaboliten wiesen im Unbepflanzten Teich und (weniger ausgeprägt) im Teich mit Pflanzenschwimmatten Lücken auf (s. Abb. 4-12). Das kann auf den weiteren Abbau der O-demethylierten Verbindungen zurückgeführt werden. Das Photoabbauexperiment (s. Kap. 4.5.2.2) zeigte, dass der Abbau dieser Verbindungen vor allem auf den Lichteinfluss zurückgeht. Das würde auch die bessere Entfernung im Unbepflanzten Teich erklären. Auf der anderen Seite zeigen GASSER et al. [2012] wenigstens

für O-DM-VLX, dass es unter aeroben Bedingungen weiter transformiert wird. Deshalb kann auch in der aktuellen Arbeit ein gewisser Beitrag biologischer Abbauvorgänge an der Reinigungsleistung der Teiche für die O-demethylierten Venlafaxin- und Tramadolverbindungen nicht ausgeschlossen werden.

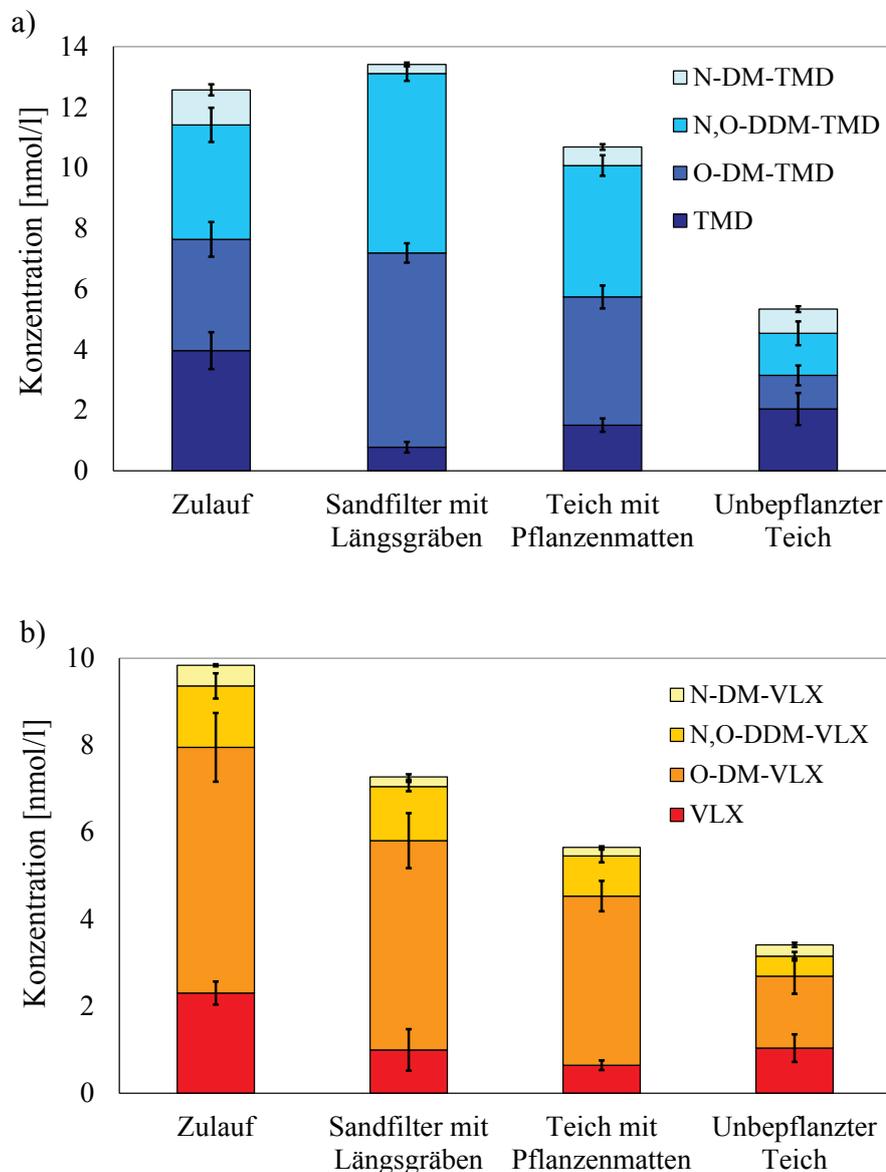


Abb. 4-12: Mittlere Konzentrationen [nmol/l] von a) Tramadol (TMD) und TMD-Metaboliten sowie b) Venlafaxin (VLX) und VLX-Metaboliten in Zulauf und Abläufen dreier Anlagen (Kampagne II). Die Fehlerbalken stehen für das 95 % Konfidenzintervall.

#### Vergleich der beiden Kampagnen

Die Entfernungsleistungen während der beiden Kampagnen I und II bewegten sich in einem ähnlichen Rahmen. Nur für ein paar Stoffe wurden Unterschiede für die Kampagne II im Vergleich zur Kampagne I festgestellt: Der Teich mit Pflanzschwimmatten war die leistungsfähigste Anlage für 10,11-Dihydro-10-Hydroxycarbamazepin (DHH-CBZ) und Bezafibrat. Für Iopromid und Iomeprol waren der Teich mit Pflanzschwimmatten und der Sandfilter mit

Längsgräben gleichermaßen besser als der Unbepflanzte Teich (s. Tab. 4-11). Das könnte an aeroberen Bedingungen in diesen Anlagen während der Kampagne II gelegen haben, denn die Anlagen zeigten leicht erhöhte Redoxpotenziale und Sauerstoffkonzentrationen (s. Tab. 4-10). Dabei muss im Auge behalten werden, dass die Ablaufmessungen nur eingeschränkte Rückschlüsse auf die Ausdehnung der aeroben, anoxischen und anaeroben Zonen zulassen. Bei einem naturnahen System ist davon auszugehen, dass die Größe dieser Zonen variabel ist und von Umgebungsbedingungen (Jahreszeit, Temperatur, Wasserdurchmischung durch Wind, Aktivität der Algen und Mikroorganismen) abhängt.

Einerseits kann angenommen werden, dass der längere und intensivere Kontakt mit mikrobiologisch aktiven Oberflächen im Teich mit Pflanzenschwimmatten (Biofilm an Wurzeln der Pflanzen) und dem Sandfilter mit Längsgräben (Sediment und Filtersand) günstigere Bioabbaubedingungen bot als der oberflächenärmere Unbepflanzte Teich (s. Kap. 4.5.2.3). Andererseits begrenzt die saisonale Limitierung an Sauerstoff und/oder Nitrat als Elektronenakzeptoren den Abbau aerob abbaubarer Stoffe zeitweise. Entsprechend wurde auch die Notwendigkeit des Sedimentkontakts für den Abbau von Bezafibrat von KUNDEL & RADKE [2008] sowie RADKE & MAIER [2014] berichtet. Die redoxabhängigen Veränderungen der Reinigungsleistungen wurden in [RÜHMLAND et al. 2015] näher untersucht.

Tab. 4-11: Mittlere Zulaufkonzentrationen mit 95 % Konfidenzintervallen [ $\mu\text{g/l}$ ] und Entfernung [%] des Sandfilters mit Längsgräben (SSF), des Teiches mit Pflanzenschwimmatten (Teich Pfl.schw.) und des Unbepflanzten Teiches (Unbepfl. Teich)

Verbindung -Abkürzung- (Beschreibung)	Anlage	Kampagne I (2012)		Kampagne II (2013)	
		Mittlere Zulaufkonz. (n = 4) [ $\mu\text{g/l}$ ]	Entfernung (n = 7) [%]	Mittlere Zulaufkonz. (n = 6) [ $\mu\text{g/l}$ ]	Entfernung (n = 7) [%]
		Fluconazol	SSF	0,17 $\pm$ 0,04	4 $\pm$ 27 k.E.
	Teich Pfl.schw.		19 $\pm$ 25 k.E.		$\leq$ 0 $\pm$ 21 k.E.
	Unbepfl. Teich		8 $\pm$ 22 k.E.		$\leq$ 0 $\pm$ 20 k.E.
Carbamazepin -CBZ- (Antiepileptikum)	SSF	2,2 $\pm$ 0,19	$\leq$ 0 $\pm$ 16 k.E.	2,6 $\pm$ 0,85	$\leq$ 0 $\pm$ 50 k.E.
	Teich Pfl.schw.		15 $\pm$ 17 k.E.		$\leq$ 0 $\pm$ 35 k.E.
	Unbepfl. Teich		$\leq$ 0 $\pm$ 11 k.E.		$\leq$ 0 $\pm$ 45 k.E.
DHDH-CBZ <sup>b)</sup> (CBZ-Metabolit)	SSF	2,6 $\pm$ 0,16	11 $\pm$ 13 k.E.	2,7 $\pm$ 0,5	18 $\pm$ 17 k.E.
	Teich Pfl.schw.		28 $\pm$ 15		7 $\pm$ 18 k.E.
	Unbepfl. Teich		21 $\pm$ 6 k.E.		19 $\pm$ 17 k.E.
DHH-CBZ (CBZ-Metabolit)	SSF	1,1 $\pm$ 0,13	47 $\pm$ 15	1,2 $\pm$ 0,07	58 $\pm$ 8
	Teich Pfl.schw.		60 $\pm$ 9		83 $\pm$ 5
	Unbepfl. Teich		60 $\pm$ 6		51 $\pm$ 5
2-Hydroxy-CBZ (CBZ-Metabolit)	SSF	0,21 $\pm$ 0,02	9 $\pm$ 16 k.E.	0,33 $\pm$ 0,045	23 $\pm$ 15 k.E.
	Teich Pfl.schw.		35 $\pm$ 14		41 $\pm$ 11
	Unbepfl. Teich		65 $\pm$ 5		78 $\pm$ 5

Verbindung -Abkürzung- (Beschreibung)	Anlage	Kampagne I (2012)		Kampagne II (2013)	
		Mittlere Zulaufkonz. (n = 4) [µg/l]	Entfernung (n = 7) [%]	Mittlere Zulaufkonz. (n = 6) [µg/l]	Entfernung (n = 7) [%]
		3-Hydroxy-CBZ (CBZ-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,27 ± 0,04	≤0 ± 27 k.E. 34 ± 16 79 ± 4
Diclofenac (Nichtopioid- Analgetikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	2,2 ± 0,44	20 ± 19 k.E. 65 ± 8 82 ± 4	1,9 ± 0,21	35 ± 11 71 ± 5 81 ± 6
Venlafaxin -VLX- (Antidepressivum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,50 ± 0,05	53 ± 9 76 ± 5 81 ± 3	0,64 ± 0,07	57 ± 21 72 ± 6 55 ± 15
O-DM-VLX (VLX-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	1,7 ± 0,23	24 ± 14 k.E. 48 ± 13 83 ± 5	1,49 ± 0,21	15 ± 16 k.E. 31 ± 11 71 ± 8
N-DM-VLX (VLX-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,12 ± 0,015	49 ± 9 60 ± 9 72 ± 4	0,13 ± 0,01	53 ± 14 58 ± 5 45 ± 11
N,O-DDM-VLX (VLX-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,33 ± 0,05	15 ± 17 k.E. 39 ± 15 75 ± 7	0,36 ± 0,07	12 ± 20 k.E. 35 ± 17 67 ± 10
Tramadol -TMD- (Opioid- Analgetikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	1,2 ± 0,11	71 ± 5 54 ± 9 76 ± 4	1,0 ± 0,2	80 ± 5 62 ± 8 48 ± 15
O-DM-TMD (TMD-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	-	-	0,92 ± 0,14	-43 <sup>a)</sup> ± 29 -15 <sup>a)</sup> ± 21 70 ± 10
N-DM-TMD (TMD-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	-	-	0,29 ± 0,05	74 ± 7 47 ± 12 31 ± 14
N,O-DDM-TMD (TMD-Metabolit)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	-	-	0,89 ± 0,13	-57 <sup>a)</sup> ± 24 -13 <sup>a)</sup> ± 19 63 ± 12
Oxazepam (Antidepressivum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,09 ± 0,07	22 ± 61 27 ± 58 36 ± 50	0,09 ± 0,006	34 ± 11 37 ± 8 35 ± 10
Sulfamethoxazol -SMX- (Antibiotikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,32 ± 0,11	60 ± 15 53 ± 20 30 ± 26	0,38 ± 0,06	63 ± 8 49 ± 11 28 ± 12
ΣSMX+Acetyl- SMX	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,46 ± 0,10	70 ± 7 61 ± 12 44 ± 12	0,49 ± 0,08	66 ± 7 55 ± 10 36 ± 12

Verbindung -Abkürzung- (Beschreibung)	Anlage	Kampagne I (2012)		Kampagne II (2013)	
		Mittlere Zulaufkonz. (n = 4) [µg/l]	Entfernung (n = 7) [%]	Mittlere Zulaufkonz. (n = 6) [µg/l]	Entfernung (n = 7) [%]
		Trimethoprim (Antibiotikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,093 ± 0,011	> 95 > 95 93 ± 4
Erythromycin (Makrolid- antibiotikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,13 ± 0,02	89 ± 3 66 ± 7 79 ± 5	0,12 ± 0,03	>92 80 ± 7 77 ± 6
Clarithromycin (Makrolid- antibiotikum)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,08 ± 0,02	≤0 ± 42 k.E. 51 ± 13 > 93	0,07 ± 0,02	17 ± 28 k.E. 70 ± 10 >87
Metoprolol (Betablocker)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	2,0 ± 0,14	64 ± 5 73 ± 4 92 ± 3	1,8 ± 0,2	72 ± 5 75 ± 4 84 ± 9
Atenolol (Betablocker)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,21 ± 0,03	> 98 93 ± 1 95 ± 2	0,19 ± 0,02	> 99 96 ± 2 87 ± 6
Bezafibrat (Blutfettsenker)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,27 ± 0,10	66 ± 13 73 ± 12 79 ± 8	0,21 ± 0,07	61 ± 15 80 ± 7 55 ± 16
Acyclovir (Medikament gegen Viren)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,33 ± 0,06	85 ± 4 92 ± 2 81 ± 4	0,36 ± 0,12	83 ± 7 >97 71 ± 13
Codein (Opiat)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	0,12 ± 0,02	> 92 > 92 > 92	0,10 ± 0,01	>95 >95 82 ± 7
Diatrizoat (Röntgen- kontrastmittel)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	3,4 ± 1,0	47 ± 18 43 ± 20 44 ± 17	7,44 ± 1,97	54 ± 15 43 ± 16 20 ± 21 k.E.
Iomeprol (Röntgen- kontrastmittel)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	6,3 ± 5,8	47 ± 52 44 ± 54 45 ± 52	10,8 ± 5,9	65 ± 23 66 ± 20 25 ± 42
Iopromid (Röntgen- kontrastmittel)	SSF Teich Pfl.schw. Unbepfl. Teich	3,3 ± 1,0	35 ± 26 44 ± 21 54 ± 14	11,1 ± 4,9	72 ± 14 74 ± 12 45 ± 25

a) Bildung

b) als CBZ-Metabolit der Vollständigkeit halber aufgeführt trotz geringer oder keiner Entfernung  
k.E. – keine Entfernung

## 4.5.2 Photoabbauexperiment in situ

Lichtdurchlässige Reagenzgläser wurden mit Wasser aus der Zulaufnähe des Unbepflanzten Teiches befüllt, in Tiefen zwischen 0 und 40 cm an Gestellen im Unbepflanzten Teich befestigt und nacheinander innerhalb von 7 d entnommen. Dunkelkontrollen und autoklavierte Sterilkontrollen wurden parallel geführt (s. Kap. 3.8).

### 4.5.2.1 Einstrahlung, Sauerstoffkonzentration und pH-Wert

Am ersten Versuchstag war die Globalstrahlung mit  $1,15 \text{ kWh/m}^2$  gering. Im Laufe der nächsten Tage blieb sie gleichmäßig bei  $2,4 \pm 0,2 \text{ kWh}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ . Das entspricht einer mittleren Strahlungsleistung von  $50$  bzw.  $104 \pm 9 \text{ W/m}^2$ . Diese Messwerte sind typisch für September in Berlin [DWD 2014]. Die Wassertemperatur betrug etwa  $11^\circ\text{C}$  in allen Tiefen. Die in den jeweiligen Tiefen angeordneten Flaschen wiesen ständig Sauerstoffübersättigung auf mit den höchsten Werten zu Versuchsbeginn an der Oberfläche ( $22 \text{ mg/l}$ ) und den geringsten Konzentrationen nach 7 d in der unteren Tiefe ( $14 \text{ mg/l}$ ). Das ist typisch für die oberen Wasserschichten (s. Tab. 4-10) und zeigt eine Photosyntheseaktivität der Algen bis in die unterste Tiefe von 40 cm an. Durch die gleichzeitige  $\text{CO}_2$ -Aufnahme verschob sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu einem basischeren pH-Wert. Der pH-Wert stieg von anfangs 8,8 an und erreichte am Ende der sechstägigen Versuchszeit sein Maximum (zwischen 10,9 direkt unter der Wasseroberfläche und 9,5 in 40 cm Tiefe).

### 4.5.2.2 Spurenstoffentfernung durch Photoabbau

Im Laufe des Photoabbauexperimentes wurde in den lichtdurchlässigen Reagenzgläsern für 10 Verbindungen eine Entfernung von über 60 % beobachtet (s. Tab. 4-12). Abgesehen vom Betablocker Metoprolol (s. Abb. 4-13) trat in den Dunkelkontrollen keine vergleichbare Entfernung auf, so dass der Abbau eindeutig auf die Lichteinwirkung zurückgeführt werden kann. Nach einer Expositionszeit von 6 d wurde direkt unter der Wasseroberfläche eine sehr hohe Entfernung für Diclofenac ( $> 97 \%$ ) und die Metabolite O-DM-TMD ( $> 96 \%$ ), O-DM-VLX ( $94 \%$ ) sowie N,O-DDM-VLX ( $> 93 \%$ ) gemessen. Für 3-OH-CBZ kann auch von einer Konzentrationsverminderung um  $> 90 \%$  ausgegangen werden, da seine Konzentration bereits nach zwei Tagen unter der Bestimmungsgrenze lag. Innerhalb der ersten 24 h waren die genannten Verbindungen relativ stabil (s. Abb. 4-13). Das lässt sich durch eine nur etwa halb so hohe Globalstrahlung am ersten Tag erklären (s. Kap. 4.5.2.1.) Wegen der begrenzten Lichtdurchlässigkeit des Teichwassers verringerte sich der Abbau mit zunehmender Tiefe. Bei einer Tiefe von 40 cm waren die Zielsubstanzen genauso stabil wie in der Dunkelkontrolle (s. Tab. 4-12). Das zeigt, dass die Photoabbauprozesse im Unbepflanzten Teich auf die oberen 20 cm begrenzt waren.

Diclofenac war eine der lichtempfindlichsten untersuchten Substanzen. Das stimmt mit den Ergebnissen früherer Studien überein, so wiesen KUNKEL & RADKE [2012] sowie RADKE et al.

[2010] seinen schnellen Abbau durch direkte Photolyse in Flusswasser nach und MATAMOROS et al. [2008] beobachteten seinen Photoabbau in oberflächlich durchströmten Feuchtgebieten bei hoher bis mittlerer Sonneneinstrahlung. Nach drei Tagen betrug die Diclofenackonzentration an der Wasseroberfläche nur noch gut 10 % der ursprünglichen (s. Tab. 4-12 und Abb. 4-13). Wenn man die obersten beiden Proben zu Grunde legt, kann man die Halbwertszeit von Diclofenac auf 1 bis 2 Tage abschätzen für eine Globalstrahlung von  $200 \text{ W/m}^2$  (Mittel der ersten beiden Tage von 10 bis 16 Uhr). Das ist wesentlich geringer als die von KUNKEL & RADKE [2012] berechnete Halbwertszeit von nur einem Vierteltag. Die Abweichung lässt sich durch die höhere Einstrahlung in KUNKEL & RADKES Experiment von etwa  $800 \text{ W/m}^2$  erklären (s. Diagr. 7-17 und Diagr. 7-16).

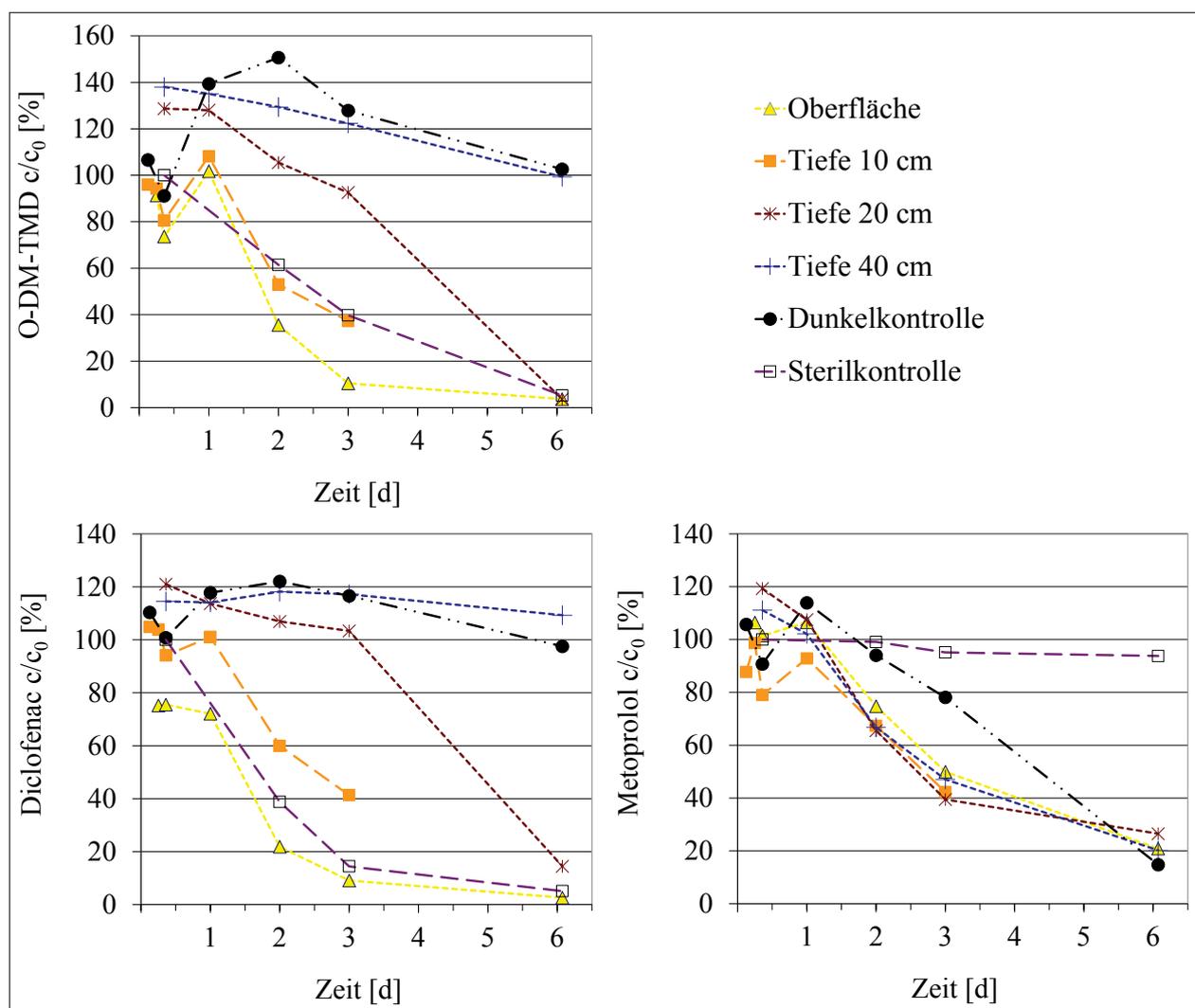


Abb. 4-13: Entfernung [%] von Diclofenac, O-Desmethyltramadol (O-DM-TMD) und Metoprolol im in situ Photoabbauexperiment

Für O-DM-TMD wurde in der oberen Wasserschicht (0 - 10 cm) auch ein schneller Abbau festgestellt. Die Halbwertszeit wird anhand des Verlaufes in Abb. 4-13 auf 1 bis 2,5 d geschätzt und ist damit fast so kurz wie die für Diclofenac (s. Tab. 4-12 und Abb. 4-13). Ein etwas langsamerer Abbau ( $t_{1/2} \sim 2 - 3$  d) wurde für die Venlafaxinmetabolite O-DM-VLX und N,O-DDM-VLX dokumentiert. Die Ergebnisse zeigen auch, dass die Muttersubstanzen TMD und VLX sowie der Metabolit N-Desmethylvenlafaxin (N-DM-VLX) wesentlich lichtunempfindlicher waren ( $t_{1/2} \sim 4$  d). Die O-Demethylierung scheint den Photoabbau der VLX- und TMD-Verbindungen zu erleichtern. Dieses Ergebnis entspricht den Erfahrungen von RÚA-GÓMEZ & PÜTTMANN [2013], die Flusswasser in Flaschen mit VLX, TMD und deren O-demethylierten Metaboliten in Sonnenlicht inkubierten. Auch in ihrer Studie waren die Halbwertszeiten wesentlich kürzer. Das wird mit der höheren Globalstrahlung ( $\sim 280$  W/m<sup>2</sup>) im Vergleich zu der im hier durchgeführten Versuch (50 W/m<sup>2</sup> am ersten und 100 W/m<sup>2</sup> ab dem 2. Tag) erklärt (s. Diagr. 7-16).

2-OH-CBZ und 3-OH-CBZ wurden auch unter Lichteinfluss abgebaut, während sie in der Dunkelkontrolle stabil blieben (s. Tab. 4-12). Soweit bekannt, ist es das erste Mal, dass der Photoabbau dieser Verbindungen dokumentiert wird.

Tab. 4-12: Startkonzentration [ $\mu\text{g/l}$ ] und Anteil der Restkonzentration  $c/c_0$  [-] der lichtempfindlichen Verbindungen und Metoprolol im Photoabbauexperiment nach 2, 3 und 6 Tagen

Spurenstoff (pK <sub>s</sub> )	Tiefe [cm]	Startkonz. [ $\mu\text{g/l}$ ]	relative Restkonzentration $c/c_0$ nach Expositionszeit		
			2 d	3 d	6 d
Diclofenac (4,2)	0,5	0,20	0,22	0,09	0,03
	10		0,6	0,41	ND
	20		1,07 k.E.	1,03 k.E.	0,14
	40		1,18 k.E.	1,17 k.E.	1,09 k.E.
	Dunkelkontrolle		1,22 k.E.	1,17 k.E.	0,97 k.E.
2-OH-CBZ (10,3)	0,5	0,08	0,66	0,32	0,31
	10		0,68	0,51	ND
	20		0,94	0,92	0,40
	40		1,08 k.E.	1,12 k.E.	0,83
	Dunkelkontrolle		1,03 k.E.	0,87	0,92
3-OH-CBZ (10,0)	0,5	0,03	0,16 <sup>b)</sup>	0,16 <sup>a)</sup>	0,16 <sup>a)</sup>
	10		0,16 <sup>a)</sup>	0,16 <sup>a)</sup>	ND
	20		1,2 k.E.	1,05 k.E.	0,16 <sup>a)</sup>
	40		1,43 k.E.	1,33 k.E.	1,08 k.E.
	Dunkelkontrolle		1,41 k.E.	1,19 k.E.	1,26 k.E.
VLX (9,3)	0,5	0,15	0,81	0,81	0,18
	10		0,93	0,80	ND
	20		1,19 k.E.	0,89	0,22
	40		0,95	0,85	0,81
	Dunkelkontrolle		1,12 k.E.	1,03 k.E.	0,71

Spurenstoff (pK <sub>s</sub> )	Tiefe [cm]	Startkonz. [µg/l]	relative Restkonzentration c/c <sub>0</sub> nach Expositionszeit		
			2 d	3 d	6 d
O-DM-VLX (9,3 - Amin) 10,0 - Phenol)	0,5	0,33	0,77	0,48	0,07
	10		0,92	0,80	ND
	20		1,31 k.E.	1,11 k.E.	0,22
	40		1,36 k.E.	1,31 k.E.	1,0
	Dunkelkontrolle		1,45 k.E.	1,35 k.E.	0,93
N-DM-VLX (10,4)	0,5	0,05	0,94	0,90	0,35
	10		0,93	0,91	ND
	20		1,0	0,86	0,41
	40		0,92	0,92	0,76
	Dunkelkontrolle		1,21 k.E.	1,03 k.E.	0,74
N -O-DDM-VLX (9,8 - Amin) (10,6 - Phenol)	0,5	0,08	0,90	0,71	0,07
	10		1,07 k.E.	1,0	ND
	20		1,36 k.E.	1,19 k.E.	0,34
	40		1,37 k.E.	1,32 k.E.	0,96
	Dunkelkontrolle		1,42 k.E.	1,40 k.E.	0,95
TMD (9,6)	0,5	0,28	0,84	0,85	0,27
	10		0,86	0,81	ND
	20		1,13 k.E.	0,84	0,34
	40		0,90	0,89	0,83
	Dunkelkontrolle		1,12 k.E.	0,95	0,77
O-DM-TMD (9,6 - Amin) (10,0 - Phenol)	0,5	0,14	0,36	0,10	0,04
	10		0,53	0,37	ND
	20		1,05 k.E.	0,93	0,04
	40		1,29 k.E.	1,22 k.E.	0,99
	Dunkelkontrolle		1,51 k.E.	1,28 k.E.	1,03 k.E.
N-DM-TMD (10,6)	0,5	0,19	0,92	0,88	0,31
	10		0,84	0,85	ND
	20		0,99	0,80	0,38
	40		0,87	0,97	0,83
	Dunkelkontrolle		1,14 k.E.	0,94	0,80
Metoprolol (14,1)	0,5	0,10	0,75	0,50	0,21
	10		0,67	0,42	ND
	20		0,66	0,39	0,27
	40		0,67	0,47	0,20
	Dunkelkontrolle		0,94	0,78	0,15

a) < Bestimmungsgrenze

k.E. – keine Entfernung

ND – nicht bestimmt

Die Wege des Photoabbaus wurden, außer dem direkten Photoabbau von Diclofenac [PACKER et al. 2003], bisher nicht beschrieben. RÚA-GÓMEZ & PÜTTMANN [2013] berichteten von einer wesentlich höheren Abbaurrate für VLX, TMD und ihren O-demethylierten

Metaboliten in Wasser aus natürlichen Oberflächengewässern als in destilliertem Wasser. Das deutet auf einen starken Einfluss der indirekten Photolyse hin (s. Kap. 2.2.6).

Bei dem Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien muss auch der hohe pH-Wert (bis zu 10,9) des Photoabbauxperimentes berücksichtigt werden. Einerseits ändert ein hoher pH die Speziierung ionisierbarer Verbindungen (s.  $pK_S$ -Wert in Tab. 4-12), was die direkte und indirekte Photolyse beeinflussen kann. Das heißt bei dem hier gemessenen alkalischen pH lagen die Phenolverbindungen TMD und VLX sowie 2-OH-CBZ und 3-OH-CBZ teilweise deprotoniert vor. Dadurch werden sie vorzugsweise von singulärem Sauerstoff ( $^1O_2$ ) und Karbonatradikalen ( $\bullet CO_3$ ) abgebaut. Andererseits führt ein hoher pH-Wert zur Abnahme von Hydroxylradikalen ( $\bullet OH$ ) und einer Zunahme von  $\bullet CO_3$ . Das kann z.B. die Abbaurate von Verbindungen wie Atenolol und CBZ, die vor allem mit  $\bullet OH$ , aber nur langsam mit  $\bullet CO_3$  reagieren, verringern [JASPER & SEDLAK 2013]. Darin kann auch ein Grund liegen, warum hier kein signifikanter Abbau von CBZ und Atenolol wie in den Studien von JASPER & SEDLAK [2013] und YAMAMOTO et al. [2009] beobachtet wurde.

#### 4.5.2.3 Spurenstoffentfernung durch biologischen Abbau

Metoprolol war die einzige Verbindung, deren Abbau in allen Tiefen sowie der Dunkelkontrolle ähnlich ablief wogegen seine Konzentration in der Sterilkontrolle fast konstant blieb (s. Abb. 4-13). Das verdeutlicht, dass Metoprolol durch Bioabbau eliminiert wurde und nicht durch Photoabbau. Interessanterweise sind auch Verbindungen, die als schnell abbaubar gelten wie Acyclovir [PRASSE et al. 2011] und Iopromid [SCHULZ et al. 2008] in den Dunkelkontrollen nicht abgebaut worden. Nur für die O-demethylierten Metabolite von VLX und TMD wurde ein leichter Abbau beobachtet: in den Proben aus 40 cm Tiefe sowie in den Dunkelkontrollen wurde ein zwischenzeitlicher Konzentrationsanstieg festgestellt. Dem folgte eine Konzentrationsabnahme bis etwa auf das Ausgangsniveau zurück (s. Tab. 4-12 und Abb. 4-13). Der zwischenzeitliche Anstieg kann, wie von GASSER et al. [2012] erwähnt, durch die Spaltung von Humanmetaboliten erklärt werden. Die darauffolgende Abnahme in den dunkleren Proben weist jedoch darauf hin, dass die O-demethylierten Metabolite von VLX und TMD in begrenztem Umfang auch biologisch abgebaut wurden. Das passt auch zu den Beobachtungen GASSER et al.s [2012], die den Bioabbau von O-DM-VLX unter aeroben Bedingungen beschrieben. Insgesamt kann festgestellt werden, dass im Photoabbauxperiment der Bioabbau in geringerem Umfang stattfand als erwartet, was die Autorin auf das Fehlen von Oberflächen mit etablierten aktiven Biofilmen zurückführt.

#### 4.5.3 Schlussfolgerungen für die nachgeschaltete Spurenstoffentfernung

Alle drei untersuchten Anlagen führten zu einer signifikanten Verringerung eines breiten Spektrums von Pharmaka, die normalerweise im Ablauf kommunaler Kläranlagen vorhanden sind. Beispielsweise wurden die Konzentrationen der ökotoxikologisch relevanten Verbindungen

dungen Diclofenac, VLX und SMX um bis zu 82 %, 81 % bzw. 70 % verringert. Darüber hinaus bestätigten die Ergebnisse, dass die verschiedenen Anlagendesigns, in Abhängigkeit vom bevorzugten Entfernungsmechanismus (aerober Bioabbau, anaerober Bioabbau und Photoabbau), sowohl das Spektrum als auch die Entfernungsleistung für die abgebauten Stoffe beeinflussten. Abb. 4-14 zeigt welche Stoffe auf welchem Abbauweg mit welchem Anlagentyp vermindert werden können. Diese orientierende Einteilung basiert auf Literaturinformationen sowie experimentellen und theoretischen Ergebnissen dieser Arbeit.

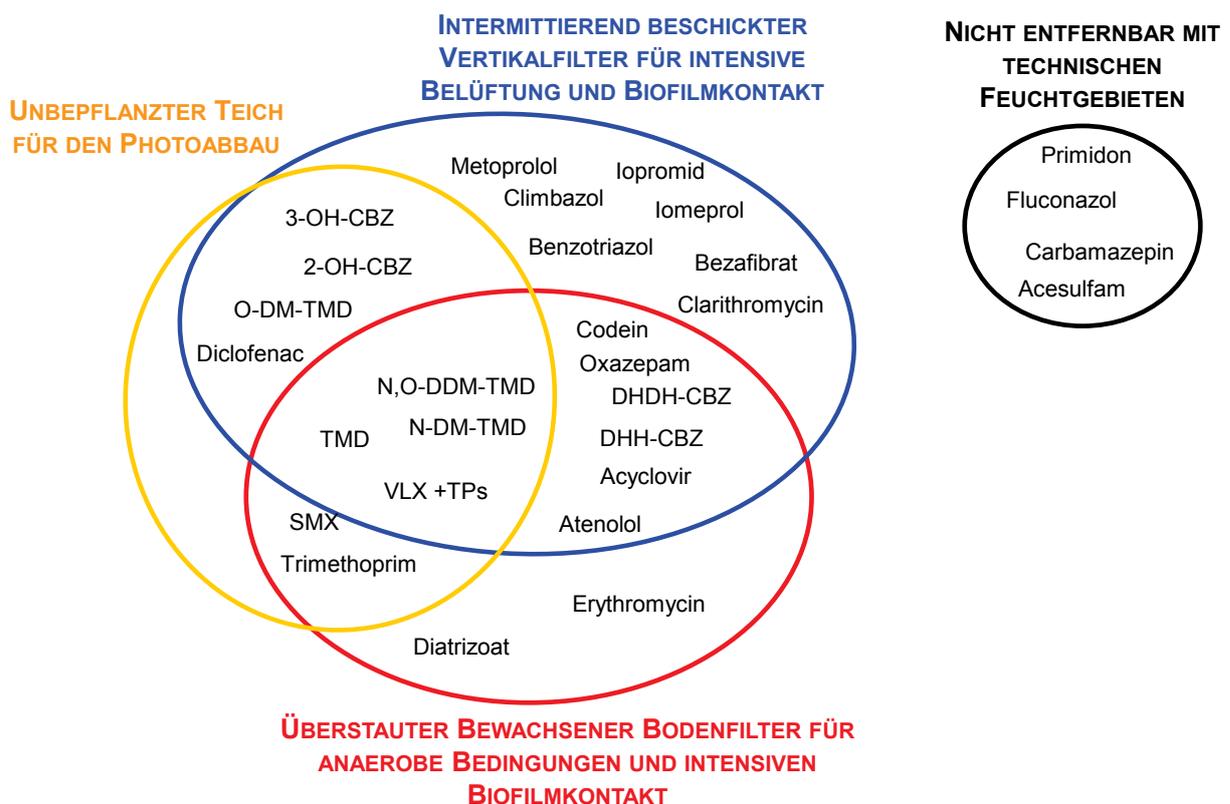


Abb. 4-14: Orientierende Einteilung der untersuchten Stoffe nach geeigneten naturnahen Behandlungsverfahren

Diese Resultate führen zu den folgenden Erwägungen und Empfehlungen für eine optimierte Spurenstoffentfernung mit technischen Feuchtgebieten.

#### Überlegungen zur Konfiguration technischer Feuchtgebiete zum Spurenstoffabbau

Da die Ergebnisse zeigten, dass bestimmte Anlagenaufbauweisen spezifische Stoffe entfernen, kann davon ausgegangen werden, dass eine Abfolge verschiedener technischer Feuchtgebiete Spurenstoffe am besten entfernt. Das Hintereinanderschalten mehrerer Reaktoren hat auch den prinzipiellen Vorteil, dass der Wasserstrom immer wieder zusammengeführt wird, was den hydraulischen Wirkungsgrad und damit die tatsächliche Aufenthaltszeit

maximiert. Ein Beispiel für eine vielversprechende dreistufige Hybridanlage wird in den nächsten Absätzen vorgestellt und in Abb. 4-15 illustriert.

- Als Erstes sorgt ein **überstauter bewachsener Bodenfilter** für die Entfernung vornehmlich **anaerob** abbaubarer Verbindungen wie Diatrizoat, Sulfamethoxazol und Tramadol sowie eine weitergehende Denitrifikation. Hier wird das Abwasser gezwungen, durch biofilmbewachsenes Filtersubstrat einen Redoxgradienten von aeroben bis zu anaeroben Bedingungen zu passieren. Alternativ kann auch ein Teich mit Pflanzenschwimmatten für diesen Schritt gewählt werden, wie die vorhergehenden Kapitel zeigen.

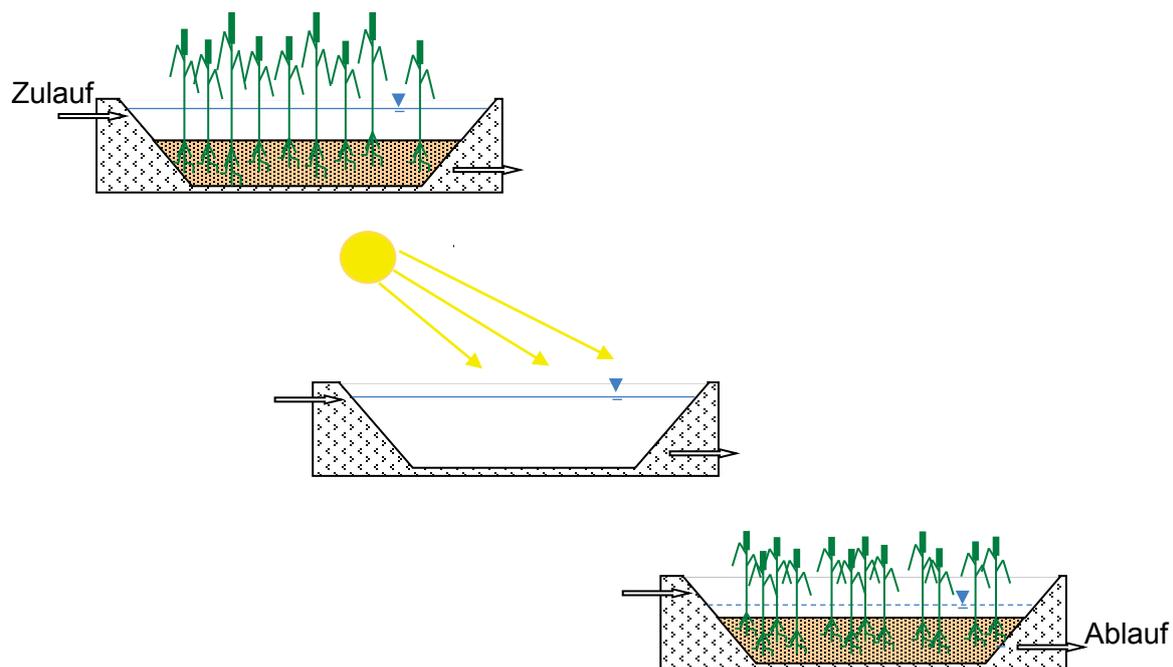


Abb. 4-15: Schema der vorgeschlagenen Kopplung technischer Feuchtgebiete zur Spurenstoffentfernung bestehend aus überstautem bewachsenem Bodenfilter, Teich und intermittierend beschicktem Vertikalfilter

- Ein **Unbepflanzter Teich** oder ein oberflächlich durchströmtes technisches Feuchtgebiet mit pflanzenfreien Flächen sollte als zweiter Schritt folgen, um **Photoabbau** und weiteren aeroben Abbau zu ermöglichen. Letzteres ist besonders wichtig, wenn im überstauten Bodenfilter im Sommer die aerobe und die anoxische Zone sehr zurückgedrängt sind. Um die Photoabbauleistung zu erhöhen, sollte die Aufenthaltszeit in der lichtdurchfluteten oberen Wasserschicht am größten sein. Beispielsweise zeigten die Ergebnisse, dass in unseren Breiten eine Aufenthaltszeit von mehreren Tagen in den oberen 20 cm der Wassersäule nötig ist, um auch in den strahlungsschwächeren Jahreszeiten Herbst und Frühling weitestgehenden Photoabbau zu erzielen. Über die Einstrahlungsleistung hinaus müssen auch die Trübung und chemische Wassereigenschaften beachtet werden. Z.B. können höhere Nitratkonzentrationen die indirekte Photolyse durch  $\cdot\text{OH}$  and  $\cdot\text{CO}_3$  steigern. Der Photoabbau wird auch behindert durch die Abschattung mit schwimmenden

Pflanzen wie Lemna oder Algen. Wenn diese Algen- oder Lemnateppiche auftreten, muss die Oberfläche aufwendig gesäubert werden. Dem kann mit einer flachen Bauweise und Makrophyten, die mit den schwimmenden Pflanzen um Licht und Nährstoffe konkurrieren, vorgebeugt werden. Aerobe Bedingungen werden in der oberen Wasserschicht durch die Photosynthese submerser Algen hergestellt, so dass eine Reihe von Substanzen effektiv abgebaut werden könnten. Außerdem benötigen die meisten Stoffe für ihren Bioabbau außerdem den Kontakt mit Sediment, wie sich herausstellte. So wurden beispielsweise Bezafibrat, Acyclovir, Atenolol, Trimethoprim und Erythromycin in den Anlagen selbst abgebaut, blieben jedoch im Photoabbauexperiment in situ stabil. Dem Photoabbauexperiment fehlte es, abgesehen von Partikeln in der Wasserphase, an Oberflächen mit etablierten Biofilmlebensgemeinschaften. Teiche bieten solch ein Habitat an ihren Sedimenten auf dem Grund. Technische Lösungen für einen intensiven Kontakt zum Sediment sowie eine lange Aufenthaltszeit in der oberen Wasserschicht sind: eine geringe Tiefe, Umlenkkräfte, Bodenschwellen sowie eine gleichmäßige Verteilung und Abzug des Wasserstroms (s. Kap. 2.2.2.1).

- Ein dritter Schritt könnte aus einer intensiven natürlichen Belüftung mit einem **intermittierend beschickten Vertikalfilter** bestehen. In diesem Prozess wird der Filter für eine kurze Periode vollständig überflutet. Darauf stoppt die Beschickung, das Wasser läuft durch die Drainage ab und die Filterporen füllen sich mit Luft. So entsteht eine Abfolge wassergesättigter und –ungesättigter Bedingungen mit einer guten Sauerstoffversorgung. Im Gegensatz zum ständig überstauten bewachsenen Bodenfilter, wie er für den ersten Schritt vorgeschlagen wird, bietet der Vertikalfilter den intensiven Kontakt mit mikrobiologisch aktiven Oberflächen *und* eine Sauerstoffversorgung. Ein im unteren Bereich eingestauter Vertikalfilter könnte den aeroben mit dem anaeroben Verfahrensschritt in einer Anlage kombinieren, so dass sich der erste Bodenfilter erübrigte.

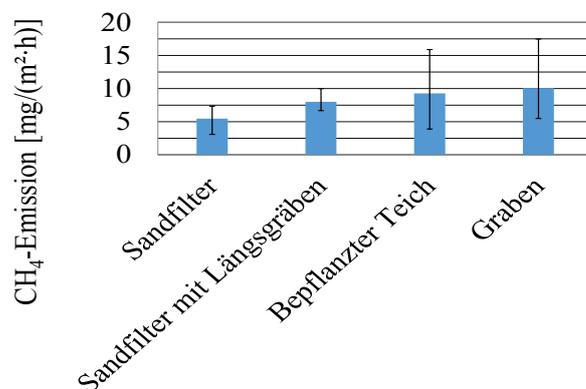
Für eine letztgültige Schlussfolgerung wäre es wichtig, ein noch breiteres Spurenstoffspektrum zu erfassen sowie die Bildung weiterer biotischer und abiotischer Transformationsprodukte mit einzubeziehen. Weiterhin wäre es mit einem Messnetz im Filter möglich, den im Gegensatz zur Nitratkonzentration oder Sauerstoffkonzentration irreversiblen Abbau der einzelnen Spurenstoffe im Jahresverlauf zu erklären. Durch eine zeitlich und räumlich differenzierte Erfassung würde die Ausbreitung der aeroben Zone bzw. der Rückzug der anaeroben Zone in der kalten Jahreszeit erfasst. So könnte man die redoxabhängigen Veränderungen der Reinigungsleistungen näher untersuchen. Die genauen Photoabbauwege wären zu untersuchen, um möglicherweise hemmende Veränderungen der Wasserbeschaffenheit (z.B. Verringerung der Nitratkonzentration s. Kap. 4.5.3) durch ein passendes Design zu verhindern.

## 4.6 Bewertung der Klimaauswirkungen

Die Menge der abgegebenen Klimagase wurde für die Hobrechtsfelder Versuchsanlagen auf Grundlage der umfangreichen Datensammlung im Review von MANDER et al. [2014] abgeschätzt. Dafür wurden die untersuchten Bodenfilter als Horizontalfilter kategorisiert, da sie durch den Einstau großräumig anaerob sind. Die Teichanlagen wurden als oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete betrachtet. Weil der Einfluss der Sumpfpflanzen umstritten ist, wurde auch der Unbepflanzte Teich als oberflächlich durchströmtes Feuchtgebiet eingeordnet.

Für die Bildung von **Methan** gibt die Literatur sehr geringe Redoxpotenziale an (-250 bis -350 mV [MITSCH & GOSELINK 2007] bzw. < -150 mV [WANG et al. 1993]. In keinem Anlagenablauf wurden so tiefe Redoxpotenziale gemessen (s. Tab. 7-4), trotzdem wird innerhalb bestimmter Zonen der Anlagen (s. Diskussion in Kap. 4.5.1.2) Methan entstanden sein. Da über den TOC im Zulauf keine Daten vorlagen, wurde er mit Hilfe des CSB (31 mg/l), der AFS (2 mg/l) und des orientierend bestimmten DOC (12 mg/l) auf 13 mg/l geschätzt. Demnach lag die Flächenbelastung je nach Beschickung bei 35 mg/(m<sup>2</sup>·h) TOC (Sandfilter mit Lehm) bis 76 mg/(m<sup>2</sup>·h) TOC (Sandfilter mit Längsgräben). MANDER et al. [2014] stellten bei der Auswertung von mehr als 30 Literaturquellen signifikante Zusammenhänge zwischen dem TOC des Zulaufs und der CH<sub>4</sub>-C-Emission fest (s. Abb. 2-4). Daraus ließ sich die Methanemission für die Teichanlagen auf Werte zwischen 8,5 und 10,1 mg/(m<sup>2</sup>·h) CH<sub>4</sub> abschätzen (s. Tab. 7-7 und Diagr. 4-25).

Für die Sandfilter ergaben sich nach MANDER et al. [2014] Emissionsmengen von 4,7 bis 8,0 mg/(m<sup>2</sup>·h) CH<sub>4</sub> (s. Tab. 7-7). Aufgrund der geringen organischen Belastung der Anlagen waren ihre CH<sub>4</sub>-Emissionen relativ niedrig. Das Diagr. 4-25 zeigt die großen Spannbreiten, die sich aus den weit gestreuten Literaturdaten ergeben.



Diagr. 4-25: Flächenbezogene Methanemissionen aus zwei Filtern und zwei Teichanlagen, geschätzt nach MANDER et al. [2014]

Ein Teil des Methans aus den Versuchsanlagen ist ihrer Eigenschaft als „natürliche Feuchtgebiete“ mit eigenem Kohlenstoffkreislauf (Atmosphäre  $\leftrightarrow$  Pflanzen) geschuldet. Bei technischen Feuchtgebieten zur Nachreinigung wird dieser Methananteil höher sein als bei hoch belasteten Anlagen in der Hauptreinigungsstufe.

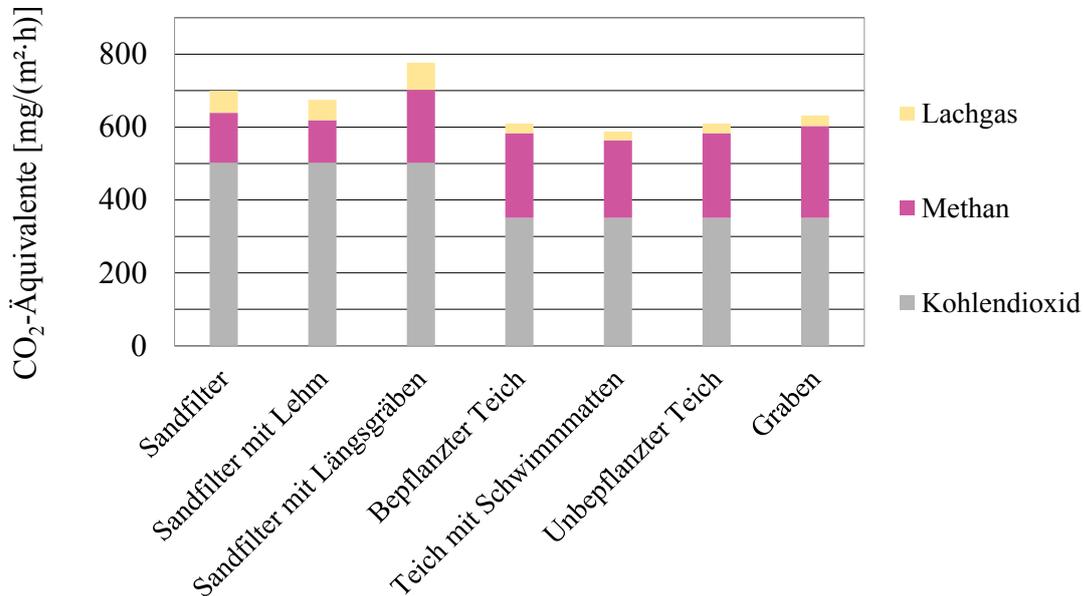
Die **Lachgasemissionen** wurden aus MANDER et al.s [2014] positiver Korrelation mit dem zugeführten Gesamtstickstoff abgeschätzt. Aus den Teichanlagen waren die Lachgasemissionen geringer (0,1 mg/(m<sup>2</sup>·h)) als aus den Sandfiltern (0,2; bzw. 0,25 aus dem Sandfilter mit Längsgräben). Auch bei diesem Klimagas fanden MANDER et al. [2014] große Spannbreiten (s. Tab. 7-7).

Da wenige **CO<sub>2</sub>**-Messungen für technische Feuchtgebiete veröffentlicht worden sind, ist die Abschätzung schwierig. Die Mediane der von MANDER et al. [2014] durchgeschauten Literatur liegen für oberflächlich durchströmte Feuchtgebiete bei 96 g/(m<sup>2</sup>·h) und für Bodenfilter bei 137 g/(m<sup>2</sup>·h) CO<sub>2</sub>-C bzw. 351 und 502 g/(m<sup>2</sup>·h) CO<sub>2</sub> (s. Diagr. 4-26). Das entspricht bei den Hobrechtsfelder Anlagen je nach Beschickungsstrom 20 bis 50 mg/l CO<sub>2</sub>-C und liegt damit wesentlich höher als der zugeführte TOC von etwa 13 mg/l. Dieser hohe Emissionsfaktor > 100 % wurde von mehreren Autoren beobachtet (s. Kap. 2.2.8). Der Grund ist, dass die Kohlenstoffdynamik der Pflanzen selbst (Photosynthese, Wachstum, Absterben, Abbau) größere Kohlenstoffströme bewegt und damit die abwasserbürtige Bilanz des organischen Kohlenstoffs überlagert.

In **CO<sub>2</sub>-Äquivalenten** betrachtet, lagen die Klimagasemissionen der Bodenfilter in der gleichen Größenordnung wie die der Teiche zwischen 550 und 800 mg/(m<sup>2</sup>·h) (s. Diagr. 4-26). Das entspricht 130 g CO<sub>2</sub>-Äquivalente/m<sup>3</sup> Abwasser für den Sandfilter mit Längsgräben bis 250 g CO<sub>2</sub>-Äquivalente /m<sup>3</sup> Abwasser für den Sandfilter mit Lehm (s. Tab. 7-7). Da gerade für die Hauptkomponente Kohlendioxid die Datenlage in der Literatur schlecht ist, sind auch die absoluten Emissionswerte in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten mit Vorsicht zu interpretieren.

An der Klimaschädlichkeit der technischen Feuchtgebiete Hobrechtsfelde hat (nach aktueller Datenlage) das Gas Kohlendioxid den größten Anteil (s. Diagr. 4-26). Ein Grund für den kleinen Methan- und Lachgasanteil im Vergleich mit Mittelwerten von MANDER et al. [2014] oder KLEIN & WERF [2013] liegt in der geringen Belastung mit Organik und Stickstoff. In den Teichanlagen machte Methan immerhin 40 % der Klimaschädlichkeit aus, sodass Maßnahmen zur Reduzierung des CH<sub>4</sub>-Ausstoßes die Klimabilanz der Teiche verbessern würden. Beispielsweise kann eine intermittierende Beschickungsweise zur besseren Belüftung beitragen [MANDER et al. 2014], muss aber mit dem Reinigungsziel der Denitrifikation abgewogen werden. Da in den hier betrachteten Bodenfiltern der CO<sub>2</sub>-Anteil höher zu sein scheint, gleichzeitig aber die Datenlage zur CO<sub>2</sub>-Emission schwach ist, lassen sich keine Empfehlungen für

die klimafreundliche Gestaltung von nachgeschalteten Bodenfiltern aussprechen. Dafür wären weitere Untersuchungen zur Höhe der Kohlendioxidausgasungen und den zugehörigen Einflussfaktoren hilfreich.



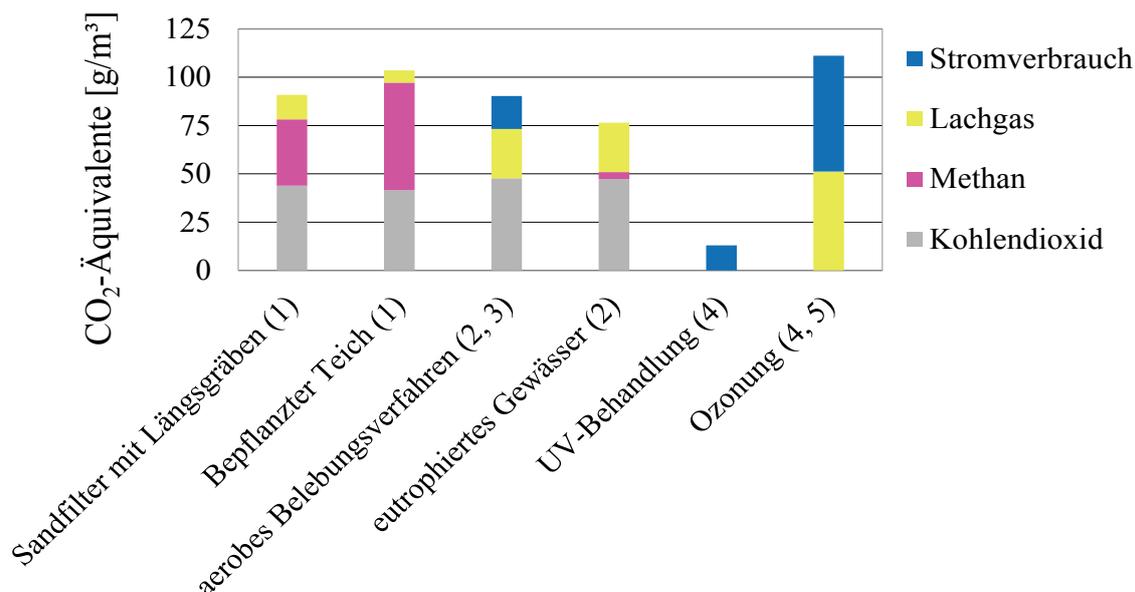
Diagr. 4-26: Emissionsmengen der Klimagase Kohlendioxid, Methan und Lachgas in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten [mg/(m<sup>2</sup>·h)], abgeschätzt nach MANDER et al. [2014] für die Versuchsanlagen

#### Vergleich der Klimaauswirkungen mit anderen Verfahren

Diagr. 4-27 vergleicht die Klimaschädlichkeit sehr verschiedener Abwasserprozesse in g CO<sub>2</sub>-Äquivalenten je m<sup>3</sup> Abwasser. Auch die Klimagasemissionen anderer Verfahren sind durch große Spannbreiten innerhalb der zeitlichen Auflösung einer Anlage [YOSHIDA et al. 2014] und beim Vergleich verschiedener Anlagen gleichen Typs [AHN et al. 2010] gekennzeichnet, hier jedoch vernachlässigt. Um den Vergleich mit den Hobrechtsfelder Anlagen zu ermöglichen, wurde die Belastung der Versuchsanlagen mit Kohlenstoff und Stickstoff auf die übrigen Prozesse übertragen (außer UV-Behandlung und Ozonung). Weiterhin wurde angenommen, dass die organischen Bestandteile des Abwassers als CO<sub>2</sub> abgegeben wurden, sofern sie nicht bereits über die wie oben abgeschätzte Methanemission erfasst waren. Da diese Methanemission der technischen Feuchtgebiete auch den Anteil aus dem Kohlenstoffkreislauf der natürlichen Seite des Feuchtgebietes beinhaltet, wurden sie eher überschätzt als unterschätzt.

Das optimal betriebene Belebungsverfahren mit Nitrifikation ohne Denitrifikation emittiert laut IPCC [2006] kein Methan (s. Diagr. 4-27). Für die Lachgasemissionen nimmt das IPCC [2006] für alle Prozesse (hier Belebungsverfahren und eutrophiertes Gewässer) den gleichen Emissionsfaktor von 0,5 % an, ähnlich wie WICHT & BEIER [1995] und mehr als AHN et al.

[2010] (0,6 % bzw. 0,24 %). Anders als bei den naturnahen Verfahren, muss für das Belebungsverfahren elektrischer Strom zum Betrieb eingesetzt werden. Er ist mit  $558 \text{ g CO}_2/\text{m}^3$  berücksichtigt [UMWELTBUNDESAMT 2014b]; ebenso für die UV-Behandlung zur Hygienisierung, die mit  $13 \text{ g CO}_2/\text{m}^3$  am klimafreundlichsten abschneidet. Die Ozonung zur Spurenstoffentfernung oder Hygienisierung benötigt am meisten Strom und produziert zusätzlich Lachgas im Ozongenerator und im Kontakt mit dem Abwasser [PINNEKAMP & GENZOWSKY 2012].



Diagr. 4-27: Abschätzung der Klimaschädlichkeit von diversen Abwasserverfahren zur Nachreinigung und von eutrophierten Gewässern nach (1 - Anlagen Hobrechtsfelde), (2 - [IPCC 2006], (3 - [DWA 2013], (4 - [BARJENBRUCH et al. 24.11.2010], (5 - [PINNEKAMP 2012])

Insgesamt liegen die von den Versuchsanlagen verursachten Klimagasemissionen in der gleichen Größenordnung wie die anderer Abwasserreinigungsverfahren und die eutrophierten Gewässer (jedoch geringer als die UV-Behandlung s. Diagr. 4-27). Auf der anderen Seite haben die technischen Feuchtgebiete ein breiteres Leistungsspektrum. Beispielsweise fehlt der UV-Behandlung die Fähigkeit der Denitrifikation und Spurenstoffentfernung, das Belebungsverfahren hygienisiert schlechter und die Ozonung erreicht keine Denitrifikation. Aus Sicht des Klimaschutzes wären technische Feuchtgebiete dann die geeignete Verfahrenswahl, wenn wenigstens zwei ihrer Leistungsmerkmale gewünscht sind.

#### 4.7 Kostenvergleich mit anderen Nachreinigungsverfahren

Zur Nachreinigung gebaute und betriebene technische Feuchtgebiete kosten, auf die Fläche bezogen, fast genauso viel wie als Hauptreinigungsstufe. Nachgeschaltete technische

Feuchtgebiete werden in Deutschland meist nicht komplett neu gebaut, sondern sind angepasste frühere Hauptreinigungsstufen (s. Kap. 2.2.9). Deshalb gibt es kaum vergleichbare Angaben über die Kosten nachgeschalteter bewachsener Bodenfilter, so dass die Versuchsanlagen im Folgenden mit den Anlagen zur Hauptreinigung gemeinsam diskutiert werden.

#### 4.7.1 Kosten der technischen Feuchtgebiete Hobrechtsfelde

Tab. 4-13 listet die **Baukosten der Versuchsanlagen** aus dem Jahre 2004 auf. Diese Angaben wurden freundlicherweise so vom Hersteller gemacht, deshalb war eine nachträgliche Einteilung entsprechend der Kostengruppenbezeichnungen der DIN 276-4 nicht möglich. Kosten für Grund und Boden fielen nicht an und wurden nicht einbezogen.

Tab. 4-13: Mittlere Baukosten der untersuchten Anlagen in Hobrechtsfelde [AKUT – persönliche Auskunft - 2012]

Kosten [€ / m <sup>2</sup> ]							
	Sandfilter	Sandfilter mit Lehm	Sandfilter mit Längsgräben	Bepflanzter Teich	Teich mit Schwimmatten	Unbepflanzter Teich	Graben
Erdbecken (gedichtet)	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	11,8
Zu- und Ablaufschächte	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1
Ausrüstung (Filtermaterial, Verrohrung, Schwimmatten)	12,0	12,0	15,9	6,5	4,1	1,0	-
Bepflanzung	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	-	3,0
Zu- und Ableitung (Kanalrohr)	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Planung, 10 %	4,0	4,0	4,6	3,4	3,2	2,4	2,9
UsSt. 19 %*	8,3	8,3	9,1	7,1	6,7	5,0	6,0
Bruttobaukosten	52,0	52,0	57,0	44,7	41,7	31,3	37,5

\* Angabe des Herstellers

Die Baukosten aus Tab. 4-13 lassen erkennen, dass Filtersand, Verrohrung und Bepflanzung die Bodenfilter gegenüber dem Unbepflanzten Teich verteuern. Verglichen mit der von GELLER & HÖNER [2003] angegebenen Spanne (s. Kap. 2.2.10) lagen im unteren Bereich. Gründe dafür waren der große Umfang des Gesamtprojektes (> 5 ha), das Vorhandensein des Dichtungsmaterials für die Erdbecken und die Wasserverteilung auf dem Filter im Überstau ohne Rohre.

Da die empfehlenswerte hydraulische Belastung 50 mm/d für den Sandfilter und 100 mm/d für die übrigen Anlagen beträgt (s. Kap. 4.1.3), werden bei einer für Nordostdeutschland typischen Wassernutzung von 100 l/(E · d), 1 m<sup>2</sup> Anlage (bzw. 2 m<sup>2</sup> Sandfilter) je Einwohnerwert benötigt. Unter Verwendung der Baukosten der Versuchsanlagen aus Tab. 4-13 ergeben sich einwohnerspezifische Investitionen von 32 € / E (Unbepflanzter Teich) bis 104 € / E (Sandfilter). Aufgrund des geringeren Platzbedarfes ist der Bau nachgeschalteter technischer

Feuchtgebiete folglich wesentlich günstiger als in der Literatur (s. Tab. 2-12) für Hauptreinigungsstufen angegeben.

Für die Ermittlung der **spezifischen Investitionen und der Gesamtkosten** ist die Nutzungsdauer oder Lebenserwartung entscheidend. Die LAWA [1998] geht von nur 10 bis 15 Jahren, die AfA-Tabelle [1995] von 20 und KADLEC & WALLACE [2008] von einer Lebensdauer der Gesamtanlage von 40 bis 50 Jahren aus. Diversen Pumpwerken werden Nutzungsdauern zwischen 25 und 40 Jahren zugeschrieben [ATV 1996]. In dieser Arbeit wurden als mittlerer Wert 30 Jahre Nutzungsdauer zu Grunde gelegt.

Die einzelnen Posten der **Betriebskosten** sind in Kap. 2.2.10 beschrieben. Für die besonderen Zulaufdrainagen fiel ein Mehraufwand für die alle drei Jahre notwendigen Spülungen an. Die im Forschungszeitraum angefallenen regulären Arbeiten für Wartung und Betrieb der Anlagen werden auf nur 5.000 €/a geschätzt (s. Tab. 7-8). Demnach kostete der Betrieb im vorliegenden Projekt zwischen 0,4 ct/m<sup>3</sup> (Graben) und 1,8 ct/m<sup>3</sup> (Sandfilter s. Tab. 4-14). Nach den bisherigen Erfahrungen von GELLER & HÖNER [2003] für Anlagen in der Hauptreinigungsstufe wären die Betriebskosten auf das Zehn- bis Zwanzigfache (10 bis 19 ct / m<sup>3</sup> aus 17,50 € / (E · a) entsprechend 3,50 €/m<sup>2</sup> bei 5 m<sup>2</sup>/E)) geschätzt worden. Gründe für diese Diskrepanz sind, dass im vorliegenden Projekt:

- Bodenfilter und Teiche isoliert ohne Pumpen und Betriebsgebäude betrachtet wurden.
- bereits gereinigtes Abwasser weniger Störungen verursacht.
- die betrachteten Anlagen größer waren und sich der Skaleneffekt bemerkbar macht.

Tab. 4-14: Spezifische Investitionen [ct / m<sup>3</sup> Abwasser] und [ct / g denitrifiziertem N], Betriebskosten und Gesamtkosten der Versuchsanlagen

Kosten	Invest	Invest	Betrieb	Gesamt
	ct / m <sup>3</sup>	ct / g N	ct / m <sup>3</sup>	ct / m <sup>3</sup>
Sandfilter	9,5	1,0	1,8	11,3
Sandfilter mit Längsgräben	5,2	1,0	1,0	6,2
Bepflanzter Teich	4,1	1,2	1,0	5,1
Teich mit Schwimmmatten	3,8	0,9	0,9	4,7
Unbepflanzter Teich	2,9	0,8	0,8	3,7
Graben	3,4	0,8	0,4	3,8

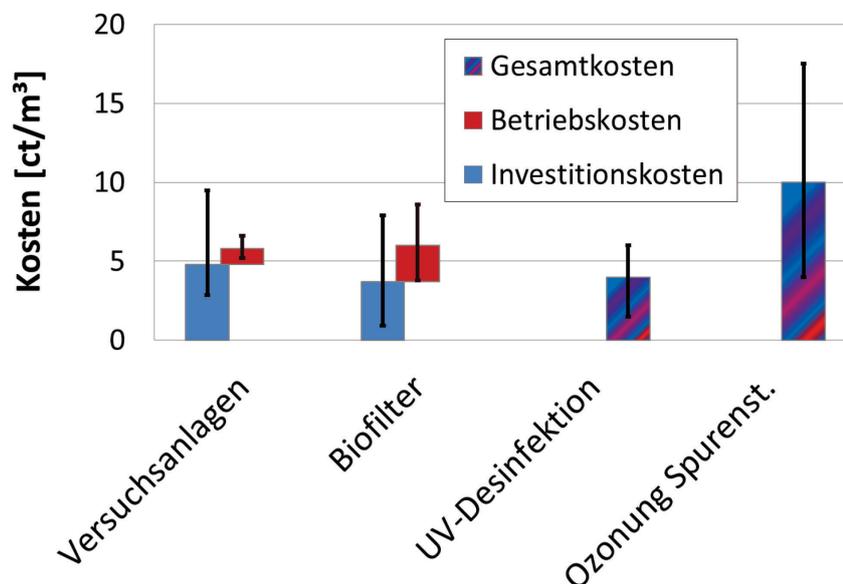
Die allgemeine Feststellung, dass der Betrieb technischer Feuchtgebiete prinzipiell weniger aufwendig ist als der technischer Anlagen, kann für die Nachreinigung nicht bestätigt werden. Beispielsweise weist GRÄGEL [2005] nur 1,3 bis 1,8 ct/m<sup>3</sup> für den Betrieb von UV-Anlagen aus.

Zu den **Gesamtkosten** (Jahreskosten) wurden nur Investitions- und Betriebskosten gezählt. Kapital- und Versicherungskosten fielen nicht an; aufgrund der breiten Streuung hätten sie die Gesamtkosten nicht wesentlich verändert. Die Gesamtkosten der technischen Feuchtgebiete Hobrechtsfelde lagen bei 4 ct je m<sup>3</sup> (Graben und Unbepflanzter Teich) bis 11 (Sandfilter) ct je m<sup>3</sup> gereinigten Abwassers (Tab. 4-14). Die günstigsten Anlagen Graben und Unbepflanzter Teich waren die mit dem einfachsten Aufbau. Der Sandfilter war beträchtlich teurer als die anderen Anlagen auf Grund der geringen hydraulischen Belastbarkeit. Betrachtet man hingegen die spezifischen Kosten zur Stickstoffentfernung, lag der Sandfilter gleichauf mit den anderen Anlagen.

#### 4.7.2 Vergleich mit technischen Verfahren

Wie oben beschrieben sind auch andere Abwasserverfahren zur nachgeschalteten Denitrifikation (Biofilter Kap. 2.2.3.3), Desinfektion (UV-Behandlung, Ozonung 2.2.5.4) und Spurenstoffentfernung (Aktivkohle und Ozonung Kap. 2.2.6) üblich. Sie werden gezielt auf ihre jeweilige Aufgabe ausgelegt und erfüllen sie in Abhängigkeit von der dosierten Menge an Kohlenstoff, Ozon, UV-Licht bzw. Aktivkohle und der richtigen Betriebsweise.

Als Hauptreinigungsstufe sind technische Feuchtgebiete anderen Verfahren hinsichtlich der Betriebs- und der Gesamtkosten überlegen (s. Kap. 2.2.10). Im Gegensatz dazu zeigt die Kostengegenüberstellung in Diagr. 4-28, dass gezielte Nachreinigungsverfahren ähnlich viel kosten.



Diagr. 4-28: Kostenüberblick (Mittel, Minimum und Maximum) für die technischen Feuchtgebiete von Hobrechtsfelde, Biofilter [BARJENBRUCH et al. 2002], UV-Desinfektion [DWA 2013 und Müller 2008] sowie Ozonung zur Spurenstoffentfernung [DWA 2014]

Dabei hat jede Behandlung ihre spezifischen Nachteile (z.B. UV-Licht erhöht die Mutationsrate, Ozonung produziert leichtabbaubare Stoffe und entfernt einzelne Spurenstoffe schlecht),

die sich nicht in den Kosten widerspiegeln. Im Gegensatz zu den technischen Verfahren erfüllen die technischen Feuchtgebiete einen weitergefächerten Katalog an Anforderungen. Wenn also der Kläranlagenablauf sowohl denitrifiziert als auch hygienisiert oder um bestimmte Spurenstoffe reduziert werden sollen, bieten technische Feuchtgebiete ein besseres Preis-Leistungs-Verhältnis.

#### **4.8 Allgemeine Empfehlungen zum Anlagenaufbau für die Nachreinigung**

Die in den bisherigen Ergebniskapiteln gegebenen Empfehlungen zum Anlagenaufbau sind in Tab. 4-15 zusammengeführt. Alle vorgestellten Anlagentypen erwiesen sich als geeignet zur Abwassernachreinigung außer dem Sandfilter mit Lehm. Er kann maximal für den alternierenden Betrieb empfohlen werden, mit Ruhephasen zum Abbau der Kolmation. Soll die Anlage zur Denitrifikation eingesetzt werden, ist nach jeder Ruhephase eine Einfahrphase einzuplanen, um das Redoxpotenzial zu verringern (s. Kap.4.3.3). Insgesamt wären Flächen- und Steuerungsaufwand unverhältnismäßig hoch, so dass der Sandfilter mit Lehm kein geeignetes Abwasserreinigungsverfahren darstellt.

In dieser Arbeit stellte sich die hydraulische Flächenbelastbarkeit als der limitierende Faktor für die Abbauleistung heraus wie es auch GELLER et al. [2002] für bewachsene Bodenfilter schildern. Deshalb ist sie die Größe nach der technische Feuchtgebiete ausgelegt werden sollten.

Tab. 4-15: Überblick zur empfohlenen Ausführung bestimmter Konstruktionsmerkmale und zum Anlagenaufbau

Anlagentyp	Konstruktionsmerkmal	Gestaltung	Vorteile	Näheres in Kap.
Bewachsener Bodenfilter	Wasserverteilung	a) im Überstau b) mit Längsgräben	Im Winter geringere Nitratlaufwerte als bei Teichen Spart Verrohrung und ermöglicht großflächige Anlagen Große biologisch aktive Infiltrationsfläche Bessere Wasserdurchlässigkeit Höchster hydraulischer Wirkungsgrad Robusteste Anlage bei kurzzeitiger hydraulischer Hochlast	4.3.1 und 4.3.2 4.1.2 4.1.1 4.3.6 und 4.4.2
Teich	Unbepflanzter Teich Ablauf	kein geschlitztes Rohr im Kiesbett sondern Teichmönch	Geringste Baukosten bei etwas höheren Ablaufkonzentrationen (Nitrat, <i>E. coli</i> und Enterokokken) Bessere Wasserdurchlässigkeit	4.7.1, Tab. 4-6 und 4.4.1 4.1.3
<b>Hier nicht getestet aber vielversprechend</b>				
Bewachsener Bodenfilter	Filtersubstratkörnung	$d_{10}$ etwas größer als 0,1 mm	Bessere Wasserdurchlässigkeit Gleichmäßigeres Durchlaufverhalten verbessert hydraulischen Wirkungsgrad Etwas höhere, aber stabilere Redoxbedingungen und Ablaufwerte	4.1.2 4.1.1 4.2.2, 4.4.2 und 4.4.5
Kopplung diverser Anlagentypen			Partielle Entfernung eines vielseitigeren Spurenstoffspektrums	4.5.3

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel der Arbeit war es, die Reinigungsleistung technischer Feuchtgebiete als nachgeschaltetes Abwasserreinigungsverfahren zu bestimmen. Insbesondere ihre Fähigkeit zur weitergehenden Stickstoffentfernung, Abwasserdesinfektion und Spurenstoffentfernung sollte untersucht werden.

Nachgeschaltete technische Feuchtgebiete sind geeignet, auch geringe Zulaufkonzentrationen an **Stickstoff** zu vermindern. Die Anlagen verringerten die Gesamtstickstoffkonzentration von 11 mg/l im Mittel um 70 % (Sandfilter mit Lehm) bis 35 % (Bepflanzter Teich). Damit übertrafen alle Anlagentypen die im DWA-Arbeitsblatt 262 zum Bau von bepflanzten Bodenfiltern [2006] angegebene Konzentrationssenkung um 10 – 20 %  $_{\text{gesN}}$ . Die technischen Feuchtgebiete erreichten den Stickstoffumsatz im Wesentlichen durch **Denitrifikation** von 8,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  auf 5 mg/l (Bepflanzter Teich) bis 1,5 mg/l (Sandfilter mit Lehm). Auf die Fläche bezogen erreichten der Sandfilter mit Längsgräben und der erste Teil des Grabens die höchste mittlere Nitrateliminationsrate (0,53 g/(m<sup>2</sup>·d)), weil sie hydraulisch am höchsten belastbar waren. Anhand der ermittelten Flächenabbauleistungen, können die Anlagen ausgelegt werden. In den wärmeren Monaten des Jahres, die für die Eutrophierung natürlicher Gewässer kritisch sind, denitrifizierten alle Anlagentypen effektiv. Im Winter nahm die Denitrifikationsleistung besonders in den Teichanlagen ab, weil sie stärker auskühlten. Die Bodenfilter zeigten nur in einzelnen Jahren eine Temperaturabhängigkeit und lieferten insgesamt eine stabilere Leistung. Förderlich dafür waren ihre geringeren Redoxpotenziale. Die Denitrifikation war nur möglich mit Hilfe der Eigenversorgung mit leichtabbaubaren organischen Kohlenstoffen durch die Photosynthese der Pflanzen auf den technischen Feuchtgebieten. Daraus ergibt sich der Vorteil gegenüber *technischen* nachgeschalteten Denitrifikationsstufen, dass Feuchtgebiete keiner Dosierung externer Kohlenstoffquellen bedürfen. Das Leistungsprofil der untersuchten Anlagen eröffnet die Möglichkeit, technische Feuchtgebiete einer Kläranlage im Teilstrom nachzuschalten, um so die Gesamtstickstofffracht zu verringern oder Überwachungswerte verlässlich einzuhalten. Die untersuchten Anlagentypen können grundsätzlich auch für die Behandlung nitratkontaminierten Grundwassers sowie zur Nitratverringerung von Oberflächengewässern und Oberflächenabflüssen aus der Landwirtschaft eingesetzt werden.

Die **hygienisch-mikrobiologische Qualität** wurde von den technischen Feuchtgebieten um 1,7 Zehnerpotenzen (Graben und Unbepflanzter Teich) bis 2,3 Zehnerpotenzen *E. coli*/100 ml (Sandfilter mit Lehm) verbessert. Die Indikatorzahlen der einzelnen Anlagenabläufe unterschieden sich nicht signifikant. Der Virenindikator somatische Coliphagen wurde etwas schlechter entfernt als die bakteriellen Indikatoren. Durch die Behandlung tun sich neue Einsatzmöglichkeiten zur Wasserwiederverwendung auf. Beispielsweise

genügten die Abläufe des Teichs mit Pflanzenschwimmatten, des Bepflanzten Teichs und des Sandfilters mit Längsgräben den Anforderungen der DIN 19650 zur Bewässerung von Obst und Gemüse zur Konservierung sowie zur Bewässerung von Sportplätzen. Zur Viehtränke waren die Anlagenabläufe nur vorübergehend brauchbar. Ausgezeichnete Badegewässerqualität nach EU-Verordnung [Directive 2006/7/EU] lieferten der Teich mit Pflanzenschwimmatten und der Bepflanzte Teich. Die Abwasserdesinfektionsleistung war unabhängig von Jahreszeiten und Temperaturen. Die Indikatorreduktion fand sowohl in der Wasserphase als auch in der Filterpassage statt. Die Zu- oder Abnahme des Pflanzenbewuchses wirkte sich nicht auf die Abwasserdesinfektionsleistung aus.

Das **hydraulisch genutzte Wasservolumen** betrug im Sandfilter, Sandfilter mit Lehm und Bepflanzten Teich weniger als 20 %. Im Gegensatz dazu stach der Sandfilter mit Längsgräben durch einen hohen hydraulischen Wirkungsgrad von > 90 % heraus. Die getracerten **Aufenthaltszeiten** lagen zwischen 0,75 d beim Sandfilter ( $Q = 70 \text{ mm/d}$ ) und 11 d beim Teich mit Schwimmatten ( $Q = 100 \text{ mm/d}$ ). Trotz dieser großen Spanne gab es keinen anlagenübergreifenden Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeiten und Ablaufkonzentrationen. Auch die Anhebung des Volumenstroms der einzelnen Anlagen von 50 auf 150 mm/d wirkte sich nicht auf die Hygieneparameter oder die stofflichen Abwasserparameter aus.

Dagegen unterschieden sich die Anlagentypen in ihrer dauerhaften **hydraulischen Belastbarkeit** deutlich, was auf ihren Aufbau zurückgeführt werden kann: Der Sandfilter mit Lehm ist für den dauerhaften Betrieb ungeeignet, da er nicht wasserdurchlässig genug ist. Das Filtermaterial mittelfeiner Feinsand der beiden anderen bewachsenen Bodenfilter ist relativ feinkörnig, deshalb kann der Sandfilter dauerhaft nur mit 50 mm/d beschickt werden. Demgegenüber erreichte der Sandfilter mit Längsgräben aufgrund seiner Gestaltung die beste Wasserdurchlässigkeit unter den Bodenfiltern, so dass er einer hydraulischen Dauerlast von 100 mm/d standhält. Das übertrifft die Empfehlungen des DWA-A 262 und der Ingenieurökologischen Vereinigung [GELLER et al. 2008] bei weitem. Langfristig sind auch die hier untersuchten Teichanlagen durch die Kiesbetten der Zu- und Ablaufkonstruktionen hydraulisch auf 100 mm/d begrenzt.

**Kurzzeitige Volumenstöße**, wie sie in Folge von starken Regenereignissen auf Kläranlagen auftreten, wurden von den technischen Feuchtgebieten hydraulisch, stofflich und hygienisch gut abgepuffert. Sämtliche untersuchten Anlagen liefen beim bis zu 5- bis 9-fachen der üblichen Belastung (zwischen 160 mm/8 h und 200 mm/6,5 h) stabil. Darüber hinaus verhielten sich der Sandfilter mit Längsgräben und der Graben bis zur höchsten getesteten Belastung von 240 mm/8 h bzw. 250 mm/6,5 h robust. Erst die langfristige drastische Überlastung mit 1.300 mm/d führte beim Sandfilter mit Längsgräben zu einer schlechteren *E. coli*-Reduktion von 0,9 Zehnerpotenzen während sich der Nitratabbau normal verhielt.

Für die **Spurenstoffentfernung** wird eine mehrstufige Anlage empfohlen, in der das Abwasser nacheinander verschiedenen Behandlungsbedingungen ausgesetzt ist. So war Photoabbau im Unbepflanzten Teich ein wichtiger Abbaumechanismus für Diclofenac, O-Desmethyltramadol (O-DM-TMD), O-Desmethylvenlafaxin (O-DM-VLX) sowie 2-Hydroxycarbamazepin (2-OH-CBZ) und 3-Hydroxycarbamazepin (3-OH-CBZ). Die genauen Photoabbauwege und Wechselwirkungen mit der Wasserzusammensetzung wären zu untersuchen. Im Photoabbauexperiment wurde kein biologischer Abbau beobachtet außer für Metoprolol. Folglich fördern mikrobiologisch aktive Oberflächen, wie sie Teichboden und Filtermaterial bieten, den mikrobiologischen Pharmakaabbau. Im Sandfilter mit Längsgräben ermöglichten die geringen Redoxbedingungen den anaeroben Abbau der Substanzen Sulfamethoxazol (SMX) und Diatrizoat, welche unter aeroben Bedingungen als persistent gelten. Der *aerobe* Abbau der Spurenstoffe dagegen, war im Sandfilter mit Längsgräben limitiert. Insgesamt konnte in den zwei Messkampagnen am Unbepflanzten Teich, am Teich mit Pflanzenschwimmatten sowie am Sandfilter mit Längsgräben gezeigt werden, dass 13 Arzneimittel- und Arzneimittelrückstände (Diclofenac, 3-OH-CBZ, VLX, O-DM-VLX, Tramadol (TMD), Trimethoprim, Erythromycin, Clarithromycin, Metoprolol, Atenolol, Bezafibrat, Acyclovir und Codein) von wenigstens einer Anlage um mehr als 70 % entfernt wurden. Folglich haben technische Feuchtgebiete die Fähigkeit, ein breites Spektrum von Spurenstoffen zu verringern, wenn auch nicht vollständig zu entfernen. Dazu gehören auch Pharmaka wie Diclofenac, die vom Belebungsverfahren der kommunalen Kläranlagen kaum abgebaut werden.

Mit einem Messnetz *in* einem bewachsenen Bodenfilter könnten die Zusammenhänge der zeitlichen und räumlichen Veränderungen der Redoxbedingungen mit dem Abbau bestimmter Stoffe untersucht werden. Die Kopplung diverser Anlagentypen verspricht die partielle Entfernung eines noch vielseitigeren Spurenstoffspektrums. Grundsätzlich wäre es wünschenswert weitere Spurenstoffe und Transformationsprodukte zu erfassen.

**Phosphor** wurde von den Teichanlagen geringfügig verringert. Ihre mittlere Flächenabbauleistung betrug  $0,6 \text{ g o-PO}_3^{4-}\text{P} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$  (Bepflanzter Teich) bis  $4,8 \text{ g o-PO}_3^{4-}\text{P} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$  (Unbepflanzter Teich). Dadurch wurde die zulaufende Gesamtposphorkonzentration von  $0,44 \text{ mg/l}$  nicht genug gesenkt, um den Trophiegrad oder die Güteklasse des Wassers zu verbessern. Demgegenüber wurde Phosphor aus dem vorbelasteten Filtersubstrat Rieselfeldsand der bewachsenen Bodenfilter rückgelöst und emittiert. Der Anlagenaufbau wirkte sich auf die Bodengehalte, die Ablaufkonzentrationen und den zeitlichen Verlauf der Phosphoremissionen aus. Folglich könnten Szenarien für die Phosphoremission aus wiederbewässerten Rieselfeldern im Zeitraffer an den bewachsenen Bodenfiltern durchgespielt werden.

Der Beitrag nachgeschalteter technischer Feuchtgebiete zur anthropogenen **Klimaerwärmung** ist geringer als wenn sie als Hauptreinigungsschritt eingesetzt würden. Grund ist die geringere stoffliche Belastung, die zu niederen Methan- und Lachgasemissionen führt. Auf der anderen Seite ist der pflanzenbürtige Anteil der Methan- und Kohlendioxidemissionen, wie sie auch natürliche Feuchtgebiete abgeben, relativ hoch. Für Empfehlungen zur klimafreundlichen Gestaltung von nachgeschalteten Bodenfiltern sind weitere Untersuchung der Kohlendioxidausgasungen und deren Einflussfaktoren notwendig. Im Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren verursachen nachgeschaltete technische Feuchtgebiete einen Klimaschaden in derselben Größenordnung oder geringer.

Die **Kosten** für die Behandlung mit den technischen Feuchtgebieten Hobrechtsfelde lagen zwischen 4 ct je m<sup>3</sup> gereinigten Abwassers (Graben und Unbepflanzter Teich) und 11 ct je m<sup>3</sup> (Sandfilter). Der einfachere Aufbau bewirkte den Preisvorteil für den Graben und den Unbepflanzten Teich. Im Vergleich mit anderen Verfahren lohnen sich technische Feuchtgebiete, wenn der gesamte oben beschriebene Leistungsumfang gewünscht ist.

Als **Auslegungsgröße** wird die hydraulische Belastbarkeit empfohlen, denn sie stellte die kritischste Größe dar und entschied über die Reinigungseffektivität des Systems. Für das Erreichen geringer Nitratlaufkonzentrationen war darüber hinaus das niedrigere Redoxpotential der bewachsenen Bodenfilter vorteilhaft. Bei allen untersuchten Parametern traten bestimmte Zustände nur zeitweise auf. Demzufolge hat sich die Langfristigkeit der Versuche für eine umfassende belastbare Leistungsbeschreibung als notwendig erwiesen. Der untersuchte Anlagentyp des überstauten, kontinuierlich betriebenen Vertikalfilters stellte eine neuartige Bauweise dar. Einer von ihnen, der **Sandfilter mit Längsgräben**, verband die Vorteile der relativ hohen Wasserdurchlässigkeit mit der stabileren Denitrifikation der Bodenfilter. Er zeichnete sich aus durch eine tiefe Einlaufzone über die gesamte Anlagenbreite und Längsgräben zwischen den Abzugsdrainagen.

Für weitere Untersuchungen an nachgeschalteten bewachsenen Bodenfiltern versprechen etwas gröbere Körnungen ( $d_{10} > 0,1$  mm) eine bessere Wasserdurchlässigkeit mit gleichmäßigerem Durchlaufverhalten und höherem hydraulischen Wirkungsgrad. Etwas höhere aber stabilere Redoxbedingungen und Ablaufwerte würden damit einhergehen. Der **Teich mit Pflanzschwimmatten** zeigte den Trend zur besten Feststoffabscheidung. Dieses Potenzial könnte mit feststoffreicherem Zulaufwasser untersucht werden. Dabei sollten die Pflanzschwimmatten mit Ankern und selbststraffenden Seilen flexibel befestigt werden.

Insgesamt war das Leistungsspektrum der untersuchten Anlagentypen recht ähnlich, deshalb können sie alle (bis auf den Sandfilter mit Lehm) für eine robuste vielseitige Nachreinigung des Abwassers empfohlen werden.

## 6 Literaturverzeichnis

- ABEGGLEN, C., ESCHER, B., HOLLENDER, J., KOEPKE, S., ORT, C., PETER, A., SIEGRIST, H. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf.
- AbwV (2009) BUNDESREGIERUNG DEUTSCHLAND: Abwasserverordnung - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer.
- AfA-Tabelle (1995) BMF: AfA-Tabelle für den Wirtschaftszweig "Energie- und Wasserversorgung", [http://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Steuern/Weitere\\_Steuerthemen/Betriebspruefung/AfA-Tabellen/1995-01-24-afa-24.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=1](http://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Steuern/Weitere_Steuerthemen/Betriebspruefung/AfA-Tabellen/1995-01-24-afa-24.pdf?__blob=publicationFile&v=1). Zuletzt geprüft am 14.05.2015.
- AHN, J., KIM, S., PARK, J., RAHM, B., PAGILLA, K., CHANDRAN, K. (2010): N<sub>2</sub>O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008–2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. *Environmental Science & Technology* 44 12, 4505–4511.
- ALEXANDRINO, M. (2006): Studies on the processes of bacteria elimination in constructed wetlands, Technische Universität Berlin, Department Microbiology.
- ATV (1989): Hinweisblatt H-262, Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenbeeten., St. Augustin.
- ATV (1996): Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung, Ernst & Sohn, Berlin. 4. Aufl. ISBN: 3433009104.
- ATV (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung (Biological and advanced Wastewater treatment), Ernst & Sohn, Berlin.
- ATV-M 205 (1998) DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.: ATV-Merkblatt 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser.
- ATV (2000): Arbeitsblatt 131, Bemessung einstufiger Belebungsanlagen, Berlin.
- AUSLAND, G., STEVIK, T., HANSEN, J., KOHLER, J., JENSSEN, P. (2002): Intermittent filtration of wastewater-removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Research* 36, 3507–3516.
- BAHADIR, M., PARLAR, H., SPITELLER, M. (2000): Umweltlexikon, Springer, Berlin.
- BAIER, A. (2009): Parameter zur Beurteilung einer Wasserprobe. GEOZENTRUM NORDBAYERN, F., Hrsg., <http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/paramete.htm>.
- BARBIERI, M., LICHA, T., NÖDLER, K., CARRERA, J., AYORA, C., SANCHEZ-VILA, X. (2012): Fate of  $\beta$ -blockers in aquifer material under nitrate reducing conditions: Batch experiments. *Chemosphere* 89, 1272–1277.
- BARJENBRUCH, M., BOLLE, F.-W., FIRK, W. (24.11.2010): Anthropogene Spurenstoffe: Auswirkungen der 4. Reinigungsstufe auf die Energie- und Klimagas-Bilanz. DWA Bundestagung, Bonn.
- BARJENBRUCH, M., RÜHMLAND, S., RUSTIGE, H., DÜNNBIER, U., HEINZMANN, B. (21. und 22. Mai 2008): Vergleich sieben naturnaher Systeme zur nachgeschalteten Abwasserbehandlung. 20. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung, Lübeck.
- BARJENBRUCH, M., STÄHLKE, H., KAGEL, A. (2002): Ermittlung von aktuellen Betriebserfahrungen von Biofiltern zur Bildung von Kennzahlen: Abschlußbericht zum ATV-DVWK Forschungsvorhaben, Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock.
- BEHLE, C. (2011): Sonnenlichtabhängige Inaktivierung und Akkumulation fäkaler Indikatorbakterien in Fließgewässern. Dissertation, Technische Universität München.
- BERGMANN, A., FOHRMANN, R., WEBER, F.-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. ISBN: 18624804.
- BEVER, J. (2002): Weitergehende Abwasserreinigung, Oldenbourg-Industrieverl., München. 4. Aufl. ISBN: 3835665278.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 14, 165–168.

- BISESI JR, J., BRIDGES, W., KLAINE, J. (2014): Effects of the antidepressant venlafaxine on fish brain serotonin and predation behavior. *Aquatic Toxicology* 148, 130–138.
- BITTON, G. (1994): Wastewater microbiology. In: MITCHELL, R., Hrsg., *Ecological and applied microbiology*, Wiley-Liss, New York.
- BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse (Pharmaceuticals in the environment. Evaluation of the investigation results), Hamburg.
- Bodensee-Richtlinien (2005) INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE, [http://www.gaa.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/19586/4\\_3\\_02.pdf](http://www.gaa.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/19586/4_3_02.pdf). Zuletzt geprüft am 14.05.2015.
- BOLLER (2001): Weiterentwicklung des Denitrifikationsverfahrens für bewachsene Bodenfilter am Beispiel der Pflanzenkläranlage Balde der Gemeinde Erndtebrück/NRW, <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-18241.pdf>. Zuletzt geprüft am 12.06.2009.
- BÖLLMANN, J., MARTIENSSEN, M., NIXDORF, B. (2011): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE, Hrsg., *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)*, 234–238.
- BOREEN, A., ARNOLD, W., MCNEILL, K. (2003): Photodegradation of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Aquatic Sciences* 65 4, 320–341.
- BORN, W. (2002): Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. Dissertation, Universität Kassel.
- BÖRNER, T. (1992): Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation., TH, Darmstadt.
- BRIESE, C. (2004): Abwasserteichanlagen - Temperatureinfluss, Verweilzeitverhalten und Optimierungsmaßnahmen. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- BRÜMMER, G. (1974): Redoxpotential und Redoxprozess von Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen in hydromorphen Böden und Sedimenten. *Geoderma* 12, 207–222.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, B.: Open-End-Test als Feldmethode zur kf -Wert-Bestimmung. <http://www.arbeitshilfen-abwasser.de/html/kapitel/a5-6OpenEndtest.html>. Zuletzt geprüft am 05.08.2013.
- BUUREN, J. VAN, ABUSAM, A., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. (1999): Primary effluent filtration in small-scale installations. *Water Science and Technology* 39, 195–202.
- BUWAL (2003): Kosten der Abwasserentsorgung. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* 42.
- CHAVAN, P., DENNETT, K., MARCHAND, E. (2008): Behavior of Pilot-Scale Constructed Wetlands in Removing Nutrients and Sediments Under Varying Environmental Conditions. *Water Air, & Soil Pollution* 192 1-4, 239–250.
- CHAZARENC, F., MERLIN, G., GONTHIER, Y. (2002): Hydrodynamics of horizontal flow in constructed wetlands, first approach of a reactor analysis. 8th international conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 3, 200–213.
- CONTARDA-JARA, V., LORENZ, C., PFLUGMACHER, S., NÜTZMANN, G., KLOAS, W., WIEGAND, C. (2011): Exposure to human pharmaceuticals Carbamazepine, Ibuprofen and Bezafibrate causes molecular effects in *Dreissena polymorpha*. *Aquatic Toxicology* 105, 428–437.
- CORNEL, P. (23.10.2012): Hygieneaspekte bei der Abwasserwiederverwendung. 9. BMBF Forum für Nachhaltigkeit, Berlin, [http://www.fona.de/mediathek/forum/2012/beitrag/b4\\_cornel\\_peter\\_01\\_presentation\\_forum\\_2012.pdf](http://www.fona.de/mediathek/forum/2012/beitrag/b4_cornel_peter_01_presentation_forum_2012.pdf). Zuletzt geprüft am 22.04.2015.
- CRAGGS, R. (2005): Nutrients. In: SHILTON, A., Hrsg., *Pond treatment technology*, IWA, London, 77–98.
- CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. (1998): *Small and decentralized wastewater management systems*, McGraw-Hill; McGraw Hill, Boston. ISBN: 0072890878.
- DAFNER, G. (1988): Erprobung der Leistungsfähigkeit eines mit Röhricht bestandenen Bodenfilters bei der Abwasserreinigung. Dissertation, Universität Erlangen-Nürnberg.
- DANKWERTS, P. (1953): Continuous Flow Systems - Distribution of Residence Times. *Chemical Engineering Science* 2, 1–13.
- DIN 38409-2 (1987) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; , Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen; Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes.

- DIN 19683-9 (1998) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Bodenbeschaffenheit - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wasser-gesättigten Stechzylinderbodenproben.
- DIN 19650 (1999) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Hygienische Belange von Bewässerungswasser.
- DIN EN ISO 10705-2 (2000) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Bakteriophagen - Teil 2: Zählung von somatischen Coliphagen.
- DIN 18128 (2002) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Baugrund – Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung des Glühverlustes.
- DIN 276-4 (2009) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Kosten im Bauwesen – Teil 4: Ingenieurbau.
- DIN 18123 (2010) DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V.: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN 4220 (2008) DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.: Bodenkundliche Standortbeurteilung - Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominative Skalierungen).
- Directive 2006/7/EU (2006) EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL: Concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EC.
- DWA (2005): A 201 - Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen.
- DWA (2006): Arbeitsblatt 262, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers.
- DWA (2013): 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2012, [http://de.dwa.de/tl\\_files/\\_media/content/PDFs/Abteilung\\_WAW/mj/Leistungsvergleich\\_2012\\_klein.pdf](http://de.dwa.de/tl_files/_media/content/PDFs/Abteilung_WAW/mj/Leistungsvergleich_2012_klein.pdf). Zuletzt geprüft am 26.11.2013.
- DWA-M 205 (2013) DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.: DWA-Merkblatt 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser.
- DWA (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen, Hennef.
- DWD (2014): Globalstrahlung in der Bundesrepublik Deutschland - Monatssummen 2013., [http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU1/KU12/Klimagutachten/Solarenergie/Globalkarten\\_\\_entgeltfrei/Monatssummen/2013,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/2013.pdf](http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU1/KU12/Klimagutachten/Solarenergie/Globalkarten__entgeltfrei/Monatssummen/2013,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/2013.pdf). Zuletzt geprüft am 22.06.2014.
- EL HAFIANE, EL HAMOURI (2004): Subsurface-horizontal flow constructed wetland for polishing high rate ponds effluent, 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems, 26th Sep.–1st of October 2004, Avignon, France.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1983): Design Manual Municipal Wastewater Stabilization Ponds – EPA 62571-83-015, EPA Center for Environmental Research Information, Cincinnati.
- EVERTS, C., KANWAR, R., ALEXANDER, E., ALEXANDER, S. (1989): Comparison of Tracer Mobilities under Laboratory and Field Conditions. *Journal Environmental Quality* 18, 491–498.
- FAO (1985) FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION: Water quality for agriculture - FAO irrigation and drainage paper, 29, Rev. 1.
- FEUERPFIL, I., BOTZENHART, K., Hrsg. (2008): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis – Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen, WILEY-VCH-Verl.; Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-31569-7.
- FUHRMANN, T., SCHEER, H., CORNEL, P. (2012): Hinweise zur Wasserwiederverwendung. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 59 1, 52–56.

- GARCIA, J., VIVAR, J., AROMIR, M., MUJERIEGO, R. (2003): Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research* 37, 2645–2653.
- GASSER, G., PANKRATOV, I., ELHANANY, S., WERNER, P., GUN, J., GELMAN, F., LEV, O. (2012): Field and laboratory studies of the fate and enantiomeric enrichment of venlafaxine and O-desmethylvenlafaxine under aerobic and anaerobic conditions. *Chemosphere* 88, 98–105.
- GELLER, G., BLUMBERG, M., ESSER, D., HENZE, D., HERMANN, T., HÖNER, G., LENZ, A., RAUSCH, W., WISSING, F., WITTMANN, B. (2008): Empfehlungen für Planung, Bau Pflege und Betrieb von Pflanzenkläranlagen (naturnahe Klärverfahren mit Pflanzenwuchs), Ingenieur-ökologische Vereinigung e. V. , IÖV, Bonn.
- GELLER, G., HÖNER, G. (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen – Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb, Springer, Berlin. ISBN: 3540401350.
- GHERMANDI, A., BIXIO, D., THOEYE, C. (2007): The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. *Science of The Total Environment* 380, 247–258.
- GNIRSS, R., LÜDICKE, C., BERAKTSCHJAN, M., RENNER, P., FEUERPFIL, I., DIZER, H., SZEZYK, R., SELINKA, H.-C. (2015): Abwasserdesinfektion - Verfahrensvergleich in Bezug auf Indikatororganismen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 62 3, 225–238.
- GNIRSS, R., SPERLICH, A., ALTMANN, J., RUHL, A., MIEHE, U., DÜNNEBIER, U., JEKEL, M. (2013): Anthropogene Spurenstoffe im urbanen Wasserkreislauf: Das Beispiel Tegeler See in Berlin. In: DWA, Hrsg., Spurenstoffelimination auf Kläranlagen - Notwendigkeit, Verfahren, Kosten.
- GRÄGEL, W. (2005): Einsatzfelder und Kosten der Abwasserdesinfektion durch UV-Bestrahlung. *Wasserwirtschaft Wassertechnik Sonderheft 1 - 2*, 36–38.
- GREEN, M., UPTON, J. (1993): *Reed Bed Treatment for Small Communities: U.K. Experience*, Lewis Publishers, Chelsea.
- GUJER, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft – Mit 84 Tabellen*, Springer, Berlin. 3. Aufl. ISBN: 3540343296.
- GÜNTER, H. (2013): *Lebende Inseln – selbstschwimmende Pflanzengesellschaften für urbane Gewässer*. Dissertation, Technische Universität Berlin. <http://opus4.kobv.de/opus4-tuberlin/frontdoor/index/index/docId/4191>. Zuletzt geprüft am 20.12.2013.
- HACH LANGE GMBH (2014): Analytische Qualitätssicherung, [http://www.dwa-hrps.de/tl\\_files/\\_media/content/PDFs/LV\\_Hessen\\_Rheinland-Pfalz\\_Saarland/LV-HRPS-Kleinklaeranlagen/03%20Analytische%20Qualitaetssicherung,%20Hach%20Lange.pdf](http://www.dwa-hrps.de/tl_files/_media/content/PDFs/LV_Hessen_Rheinland-Pfalz_Saarland/LV-HRPS-Kleinklaeranlagen/03%20Analytische%20Qualitaetssicherung,%20Hach%20Lange.pdf). Zuletzt geprüft am 16.03.2015.
- HAGENDORF, U., BARTOCHA, W., DIEHL, K., FEUERPFIL, I., HUMMEL, A., LOPEZ-PILA, J., SZEZYK, R. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen (Microbiological Investigations for the hygienic assessment of near-natural wastewater treatment plants), Umweltbundesamt, Berlin.
- HAZEN, A. (1892): Some physical properties of sands and gravels with special reference to their use in filtration. *Twenty-fourth annual report state board of health Mass.*, 541–556.
- HEADLEY, T., BAYLEY, M., DAVISON, L., HUETT, D. (2002): A comparison of lithium, bromide and rhodamine-b as tracers in gravel-based reed beds. *8th international conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 2, 266–272.
- HEADLEY, T., TANNER, C. (2008): Floating Treatment Wetlands: an Innovative Option for Stormwater Quality Applications, 11th International Conference on Wetland Systems, November 1-7, 2008, 1101–1106. Zuletzt geprüft am 29.04.2011.
- HELMER-MADHOK, C. (2004): Stickstoffelimination in Kläranlagen – Neue und bewährte Wege. Univ., Habil.-Schr. u.d.T.: Helmer-Madhok, Christine: Mischbiozönosen in Struktur und Funktion am Beispiel der Deammonifikation in Abwasserreinigungsanlagen--Hannover, 2003., Ökom-Verl., München. ISBN: 3936581525.
- HELMERS, M., CRUMPTON, W., LAWLOR, P., PEDERSON, C., STENBECK, G., CHRISTIANSON, R., GREEN, D. (2009): *Water and Nutrient Research: In-field and Offsite Strategies, for Iowa Department of Agriculture and Land Stewardship*, <http://www.abe.iastate.edu/research/facilities/ag-drainage/research-program/adw-project.html>.

- HENZE, M. (2000): Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publ.; IWA Pub., London. ISBN: 1-900222-24-8.
- HERTH, W., ARNDTS, E. (1994): Theorie und Praxis der Grundwasserabsenkung, Ernst, Berlin. 3. Aufl. ISBN: 3433012857.
- HIJOSA-VALSERO, M., MATAMOROS, V., SIDRACH-CARDONA, R., PEDESCOLL, A., MARTIN-VILLACORTA, J., GARCIA, J. (2011): Influence of design, physico-chemical and environmental parameters on pharmaceuticals and fragrances removal by constructed wetlands. *Water Science and Technology* 63 11, 2527–2534.
- HOBUS, I. (2007): Dynamische Simulation von Abwasserteichen zur Beurteilung des Einflusses schwankender Umweltbedingungen auf die Reinigungsleistung. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- HOFFMANN, T. (2011): Tränkewasser - wichtiges Einzelfuttermittel. *Landwirtschaft im Braunschweiger Land*, 65–67.
- HÖNER, G., SPRINGE-ELDAGSEN, K. (1996): Keimelimination bei der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern. *Wasser & Boden* 48 9.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *TELMA* 37, 85–116.
- HORSTMAYER, N. (2014): Kosten der Abwasserbehandlung – Finanzierung, Kostenstrukturen und Kostenkennndaten der Bereiche Kanal, Sonderbauwerke und Kläranlagen, Deutscher Industrieverlag, München. 1. Aufl. ISBN: 9783835672581.
- HUANG, L., GAO, X., GUO, J., MA, X., LIU, M. (2013): A review on the mechanism and affecting factors of nitrous oxide emission in constructed wetlands. *Environmental Earth Sciences* 68, 2171–2180.
- INAMORI, R., GUI, P., DASS, P., MATSUMURA, M., XU, K.-Q., KONDO, T., EBIE, Y., INAMORI, Y. (2007): Investigating CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from eco-engineering wastewater treatment processes using constructed wetland microcosms. *Process Biochemistry* 42, 363–373.
- IPCC (2006): Wastewater treatment and discharge - IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5\\_Volume5/V5\\_6\\_Ch6\\_Wastewater.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf).
- IPCC (2007): *Climate Change: The Physical Science Basis*, Cambridge University Press, Cambridge.
- JACINTHE, P., VIDON, P., TEDESCO, L., KRAUSE, B., WEIGERT, A., LITZ, N. (2008): Effects on Denitrification in Constructed Wetlands y Vegetation and Glyphosate, Projectreport AQUIS-AFE 1, in preparation, Berlin.
- JASPER, J., SEDLAK, D. (2013): Phototransformation of Wastewater-Derived Trace Organic Contaminants in Open-Water Unit Process Treatment Wetlands. *Environmental Science & Technology* 47, 10781–10790.
- JEKEL, M., DOTT, W. (2013): Leitfaden: Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf. *gwf Wasser Abwasser* 154, 1334–1346.
- KADLEC, R., KNIGHT, R. (1996): *Treatment wetlands*, Lewis Publishers, New York.
- KADLEC, R., WALLACE, S. (2008): *Treatment Wetlands*, CRC Press, Boca Raton. 2. Aufl.
- KÄSS, W. (1992): *Geohydrologische Markierungstechnik*. Band 9, Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart.
- KELLER, S. (2004): Regenwetterbeprobung 2003 Auswertung und Beprobung – Interner Bericht, BWB, Berlin.
- KLEIN, J. DE, WERF, A. VAN DER (2013): Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. *Ecological Engineering* 66, 36–42.
- KLOMFAß, J. (2014): Verhalten von Phosphor in bepflanzten Bodenfiltern - Betrachtung dreier Anlagen zur Abwassernachklärung auf dem Gebiet der ehemaligen Rieselfelder Hobrechtsfelde im Norden Berlins. Studienarbeit, Technische Universität Berlin.
- KLOVE, B., XU, S., LINDAHL, A., WÖRMAN, A., SOVIK, A. (2005): A Study of K Variability and Its Effect on Solute Transport in Subsurface-Flow Sand Filters by Measurement and Modeling. *Journal of Environmental Science and Health A* 40, 1123–1132.

- KLUDT, C., WEBER, F.-A., BERGMANN, A., KNÖLLER, K., SCHÜTH, C.: Prozessorientierte Untersuchung zum Nitratabbauvermögen der Grundwasserkörper im Hessischen Ried als Grundlage für die Umsetzung von Maßnahmenprogrammen in der Wasserrahmenrichtlinie, Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der DGG, 28.-31.5.2014, Bayreuth, [http://www.bayceer.uni-bayreuth.de/fhdgg2014/de/prog/bayconf/beitrag\\_detail.php?id\\_obj=11612](http://www.bayceer.uni-bayreuth.de/fhdgg2014/de/prog/bayconf/beitrag_detail.php?id_obj=11612). Zuletzt geprüft am 28.06.2014.
- KRAUTH, K., STAAB, K. (1986): Bau von Schönungsteichen als dritte Reinigungsstufe, Schriftreihe des Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- KRETZSCHMAR, R., GRIES, C., RAMBOW, J., VOLLBRECHT, M., WEGNER, M. (1988): Wurzelraum-Entsorgungs-Anlage Zarpfen - System nach Prof. Dr. Reinhold Kickuth, Kassel-Witzenhausen.
- KUNKEL, U., RADKE, M. (2008): Biodegradation of Acidic Pharmaceuticals in Bed Sediments: Insight from a Laboratory Experiment. *Environmental Science & Technology* 42 19, 7273–7279.
- KUNKEL, U., RADKE, M. (2012): Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favourable attenuation conditions. *Water Research* 46, 5551–5565.
- LAHTI, M., OIKARI, A. (2011): Microbial Transformation of Pharmaceuticals Naproxen, Bisoprolol, and Diclofenac in Aerobic and Anaerobic Environments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61, 202–210.
- LANG, D. (2008): Durchlässigkeit von Böden – Übliche Verfahren und deren Überprüfung im Labor. Friedberg, Fachhochschule, Diplomarbeit-Gießen, Diplomica Verl., Hamburg. ISBN: 978 3 8366 6627 5.
- LANGGUTH, H.-R., VOIGT, R. (1980): *Hydrogeologische Methoden*, Springer, Berlin. ISBN: 3540101748.
- LAURENTIIS, E. DE, CHIRON, S., KOURAS-HADEF, S., RICHARD, C., MINELLA, M., MAURINO, V. (2012): Photometrical Fate of Carbamazepine in Surface Freshwater: Laboratory Measures and Modeling. *Environmental Science & Technology* 46, 8164–8173.
- LAWA (1998): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. ISBN: 3889618484.
- LAWA (2015): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. [http://www.wasserblick.net/servlet/is/142684/RaKon%20B%20-%20Arbeitspapier-II\\_Stand\\_09012015.pdf?command=downloadContent&filename=RaKon%20B%20-%20Arbeitspapier-II\\_Stand\\_09012015.pdf](http://www.wasserblick.net/servlet/is/142684/RaKon%20B%20-%20Arbeitspapier-II_Stand_09012015.pdf?command=downloadContent&filename=RaKon%20B%20-%20Arbeitspapier-II_Stand_09012015.pdf). Zuletzt geprüft am 08.09.2015.
- LEE, C.-G., FLETCHER, T., SUN, G. (2009): Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 9 1, 11–22.
- LINDBERG, H., FICK, J., TYSKLIND, M. (2010): Screening of antimycotics in Swedish sewage treatment plants - Waters and sludge. *Water Research* 44, 649–657.
- LISCHEID, G., BALLA, D., BARJENBRUCH, M., COORS, A., DÜNNBIER, U., GNIRß, R., HECHT, F., KADE, N., MAAßEN, S., MÖLLER, K., NÜTZMANN, G., RICHTER, E., RUDNICK, S., RÜHMLAND, S., TAUTE, T., WICK, A., WODE, F. (2015): Empfehlungen zur Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser in der Landschaft.
- LÖFFLER, H. (1969): Zur Technologie und Bemessung offener Infiltrationsanlagen für die Grundwasseranreicherung. Dissertation, TU, Dresden.
- MANDER, Ü., DOTRO, G., EBIE, Y., TOWPRAYOON, S., CHIEMCHAI SRI, C., FURLAN NOGUEIRA, S., JAMSRANJAV BAASANSUREN, KASAK, K., TRUU, J., TOURNEBIZE, J., MITSCH, W. (2014): Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering* 66, 19–35.
- MARAIS, G. v. (1974): Faecal bacteria kinetics in stabilisation ponds. *Journal of Environmental Engineering Division* 100, 119–139.

- MATAMOROS, V., GARCIA, J., BAYONA, J. (2008): Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research* 42, 653–660.
- MATAMOROS, V., SALVADÓ, V. (2012): Evaluation of the seasonal performance of a water reclamation pond-constructed wetland system for removing emerging contaminants. *Chemosphere* 86 2, 111–117.
- MAUCH, K. (1996): Untersuchung der Einflußfaktoren auf die hydraulische Leistungsfähigkeit vertikal durchströmter Pflanzenkläranlagen. Diplomarbeit, TU, Berlin.
- MAURER, M. (1998): Nitrifikation und Denitrifikation im Wirbelbettverfahren. 208. Mitgliederversammlung des Schweizer Verbandes der Abwasser- und Gewässerfachleute, Zürich.
- MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (1990): Neue Maßnahmen zum Schutz unserer Meere. ISSN: 0935-4697.
- MINO, T., LIU, W.-T., KURISU, F., MATSUO, T. (1995): Modelling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes. *Water Science and Technology* 31 2, 25–34.
- MITSCH, W., GOSSELINK, J. (2007): *Wetlands*, Wiley, Hoboken, N.J. 4. Aufl. ISBN: 978-0-471-69967-5.
- MLUR (2001): Verwaltungsvorschrift zur Einleitung gereinigter Abwässer in das Grundwasser, MLUR-Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, [http://www.mugv.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/einl\\_gw.pdf](http://www.mugv.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/einl_gw.pdf). Zuletzt geprüft am 30.09.2013.
- MOHATT, J., HU, L., FINNERAN, K., STRATHMANN, T. (2011): Microbially Mediated Abiotic Transformation of the Antimicrobial Agent Sulfamethoxazole under Iron-Reducing Soil Conditions. *Environment Science and Technology* 45, 4793–4801.
- MÜLLER, K. (2008): Vortrag: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, Symposium: Herausforderungen für die Siedlungswasserwirtschaft, SWW TUB. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 26, 25 -26 September, Berlin.
- NAIRN, R., MITSCH, W. (2000): Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. *Environmental Engineering*, 107–126.
- NETTER, R. (1995): Strömung in horizontal durchflossenen, bewachsenen Bodenfiltern und deren Einfluss auf die Abwasserreinigung, TU, München.
- NIVALA, J. (2012): Effect of Design on Treatment Performance, Plant Nutrition and Clogging in Subsurface Flow Treatment Wetlands. Dissertation, Aarhus University.
- NIXDORF, B., BECKER, K., GRÜNEBERG, B., BÖLLMANN, J., MARTIENSSEN, M. (2011): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE, Hrsg., *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)*, 239–244.
- NOWAK, J., ALBOLD, A., BÖNING, T., FEHR, G., GALANDER, C., HEISE, B., KUNST, S., RUSTIGE, H., SCHÜRIG, C. (2009): Aktueller Untersuchungsbedarf bei bepflanzten Bodenfiltern zur Behandlung von kommunalem Abwasser – Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-10.1 "Abwasserbehandlung in bepflanzten Bodenfiltern". *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 1, 38–43.
- NÜTZMANN, G. (2006): Hydrologie. Abfluss und Oberflächengewässer, [www.igb-berlin.de/abt1/mitarbeiter/nuetzmann/skript/kap4.pdf](http://www.igb-berlin.de/abt1/mitarbeiter/nuetzmann/skript/kap4.pdf). Zuletzt geprüft am 01.05.2013.
- OGEVV (2011) BUNDESREGIERUNG DEUTSCHLAND: Oberflächengewässerverordnung.
- PACKER, J., WERNER, J., LATCH, D., MCNEILL, K., ARNOLD, W. (2003): Photochemical fate of pharmaceuticals in the environment: Naproxen, diclofenac clofibric acid, and ibuprofen. *Aquatic Sciences* 65, 343–351.
- PAN, T., ZHU, X., YE, Y. (2011): Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: a case study in China. *Ecological Engineering* 37, 248–254.

- PARK, N., VANDERFORD, B., SNYDER, S., SARP, S., KIM, S., CHO, J. (2009): Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetlands under anoxic condition. *Ecological Engineering* 35 3, 418–423.
- PELL, M. (1991): Microbiology and nitrogen transformations in sand-filter systems for treatment of household septic-tank effluents. Dissertation, Dept. Univ., Uppsala. ISBN: 9157641730.
- PERSSON, J. (2000): The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2, 243–250.
- PETERSEN, S. (2014): Naturnahe Behandlungsverfahren zur Nachreinigung kommunalen Abwassers anhand von Beispielen in Deutschland. Bachelorarbeit, Technische Universität Berlin.
- PHIPPS, R., CRUMPTON, W. (1994): Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering* 3, 399–408.
- PINNEKAMP, J., Hrsg. (2012): 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft - "Wasserwirtschaft und Energiewende" : 14. bis 16. März 2012 230, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen. ISBN: 9783938996362.
- PINNEKAMP, J., GENZOWSKY, K. (2012): Treibhausgasemissionen aus Abwasseranlagen. In: PINNEKAMP, J., Hrsg., 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft - "Wasserwirtschaft und Energiewende" : 14. bis 16. März 2012, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen, 4/1-4/14.
- PLATZER, C. (1998): Entwicklung eines Bemessungsansatzes zu Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. Dissertation, TU Berlin.
- PLATZER, C. (1999): Design Recommendations for Subsurface flow constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification. *Water Science and Technology* 40, 257–263.
- POLOMSKI, R., TAYLOR, M., BIELENBERG, D., BRIDGES, W., KLAINE, S., WHITWELL, T. (2008): Nitrogen and Phosphorus Remediation by Three Floating Aquatic Macrophytes in Greenhouse-Based Laboratory-Scale Subsurface Constructed Wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 197 1, 223–232.
- PRASSE, C., WAGNER, M., SCHULZ, R., TERNES, T. (2011): Biotransformation of the antiviral drugs acyclovir and penciclovir in activated sludge treatment. *Environmental Science and Technology* 45, 2761–2769.
- RADKE, M., MAIER, M. (2014): Lessons learned from water/sediment-testing of pharmaceuticals. *Water Research* 55, 63–73.
- RAMIL, M., EL AREF, T., FINK, G., SCHEURER, M., TERNES, T. (2010): Fate of beta blockers in aquatic-sediment systems: Sorption and biotransformation. *Environmental Science and Technology* 44, 962–970.
- REDDY, K., D'ANGELO, E. (1997): Biogeochemical Indicators to evaluate Pollutant Removal Efficiency in Constructed Wetlands. *Water Science and Technology* 35 5, 1–10.
- REDEKER, M., WICK, A., MEERMANN, B., TERNES, T. (2014): Removal of the iodinated X-ray contrast medium diatrizoate by anaerobic transformation. *Environmental Science & Technology* 48, 10145–10154.
- REED, S., MIDDLEBROOKS, E., CRITES, R. (1988): Natural systems for waste management and treatment, McGraw-Hill, New York. ISBN: 0070515212.
- RICHTER, R. (2013): Abwasserdesinfektion mit technischen Feuchtgebieten. Diplomarbeit, TU Berlin.
- RIVERA, F. (1995): Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology* 32 3, 211–218.
- ROBRA, K.-H., STUHLBACHER, A. (1997): Pflanzenkläranlagen. In: SCHNEIDER, M., Hrsg., Umweltbiotechnologie in Österreich, Umweltbundesamt, Wien, 611–665.
- ROLF, F. (2002): Abwasserreinigung in kleinen Kläranlagen. Dissertation, BTU Cottbus.
- ROSENWINKEL, K.-H., THÖLE, C. (2004): Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben "Großtechnisches Untersuchungsvorhaben zur Deammonifikation von Stickstoff in hochbelasteten Teilströmen mit Hilfe eines Schwebebettverfahrens.

- RÚA-GÓMEZ, P., PÜTTMANN, W. (2013): Degradation of lidocaine, tramadol, venlafaxine and the metabolites O-desmethyltramadol and O-desmethylvenlafaxine in surface waters. *Chemosphere* 90, 1952–1959.
- RÜHMLAND, S. (2007): Vergleich sechs naturnaher Systeme zur nachgeschalteten Abwasserbehandlung unter besonderer Berücksichtigung der hydraulischen Bedingungen. Diplomarbeit, TU Berlin.
- RÜHMLAND, S., WICK, A., TERNES, T., BARJENBRUCH, M. (2015): Fate of Pharmaceuticals in a Subsurface Flow Constructed Wetland and Two Ponds. *Ecological Engineering* 80C: 125–139.
- RUSTIGE, H. (2003): Dezentrale Wasserver- und Abwasserentsorgung; Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen, Manuscript of the lecture, Bauhaus-Universität, Weimar.
- RYAN, C., TAN, D., ARNOLD, W. (2011): Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. *Water Research* 45 3, 1280–1286.
- SALAZAR-CHAVEZ, J. (2008): Einfluss der Jahreszeiten auf die Leistungsfähigkeit von Teichen und bewachsenen Bodenfiltern zur Nachreinigung von Abwasser. Diplomarbeit, TU, Berlin.
- SALGOT, M., HUERTAS, E. (2006): Guideline for Quality Standards for Water Reuse in Europe – AQUAREC EVK1-CT-2002-00130.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHIERUP, H., BRIX, H., LORENZEN, B. (1990): Spildevansrensning i rodzoneanlog, Botanical Institute, Aarhus University, Denmark.
- SCHREIJER, M., KAMPF, R., TOET, S., VERHOEVEN, J. (1997): The Use of Constructed Wetlands to upgrade Treated Sewage Effluents before Discharge to Natural Surface Water in Texel Island, The Netherlands - Pilot Study. *Water Science and Technology* 35 5, 231–237.
- SCHUDEL, B. (1991): Einsatz tracerhydrologischer Methoden im Abwasser. *gwa* 71, 441–448.
- SCHUEHMACHER, J., BLIN, E., JORDI, J., PAOLETTI, E. (2013): Rapport d'étude: Zone Libellule du SIVOM La Palus (34): Evaluation des capacités épuratrices et étude de l'évolution de la biodiversité du site, <http://www.lyonnaise-des-eaux.com/Offres-et-services/Collectivites#cycle-eau>. Zuletzt geprüft am 04.03.2014.
- SCHULZ, M., LÖFFLER, D., WAGNER, M., TERNES, T. (2008): Transformation of the X-ray contrast media iopromide in soil and biological wastewater treatment. *Environmental Science & Technology* 42, 7207–7217.
- SCHWOERBEL, J., BRENDLBERGER, H. (2012): Einführung in die Limnologie – Stoffhaushalt - Lebensgemeinschaften - Technologie, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Neckar. 10. Aufl. ISBN: 9783827421531.
- SEIDEL, K. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften* 53, 289–297.
- SHILTON, A., Hrsg. (2005): Pond treatment technology. Integrated environmental technology series, IWA, London. ISBN: 1843390205.
- SHILTON A., HARRISON J. (2002): Guidelines for the Hydraulic Design of Waste Stabilisation Ponds, Massey University, Palmerston North New Zealand.
- SIEKER, F., HARMS, R. (1987): Entwässerungstechnische Versickerung von Regenwasserabflüssen. Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis 14, St. Augustin.
- SIEMENS, J., ILG, K., LANG, F., KAUPENJOHANN, M. (2004): Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European Journal of Soil Science* 55, 253–263.
- SIMI, A., MITCHELL, C. (1999): Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater. *Water Science and Technology* 40 3, 301–307.
- SPERING, V. (2009): Entwicklung von Modellen und Methoden zur Abbildung gekoppelter Abwasserreinigungsprozesse - Plant Wide Modelling. Dissertation, Universität Hannover.
- SPIELES, D., MITSCH, W. (2000): The effects of season and Hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: A comparison of low- and high nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14, 77–91.

- STENGEL, E. (1985): Perspektiven der Nitratelimination in künstlichen Feuchtgebieten, Grundlagen und Praxis naturnaher Klärverfahren, Verlagsgruppe Witzhausen.
- STENGEL, E. (1991): Wasserreinigung mit Hilfe höherer grüner Pflanzen. In: SCHINDLER, R., Hrsg., Deniplant - ein naturnahes Wasseraufbereitungsverfahren, Viersen.
- STEVIK, T., AUSLAND, G., HANSEN, J., JENSEN, P. (1999): The influence of physical and chemical factors on the transport of *E. coli* through biological filters for wastewater purification. *Water Research* 33 18, 3701–3706.
- TANNEBERGER, F., THIELE, S., MINKE, M., COUWENBERG, J., AUGUSTIN, J., WICHTMANN, W., JOOSTEN, H. (20. bis 24. Mai 2009): Climate and biodiversity benefits of peatland restoration in Belarus, 4th Annual Meeting of the European Chapter of the Society of Wetland Scientists, Erkner.
- TERNES, T. (2008): Anthropogene Spurenstoffe: eine Herausforderung für die Kläranlage, DWA-Bundestagung, 17.-18. September 2008, Mannheim.
- TERNES, T., JOSS, A., SIEGRIST, H. (2004): Scrutinizing pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology* 38, 393A-399A.
- TESCHNER, K., MACIEL, N., HEGEMANN, W. (2004): Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen. *GWf-Wasser/Abwasser* 145 1, 26–35.
- TORRENS, A., FOLCH, M., SASA, J., LUCERO, M., HUERTAS, E., MOLLE, P., BOUTIN, C., SALGOT, M. (2010): Removal of bacterial and viral indicators in horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands. In: INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, Hrsg., 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 4 - 8 October 2010, Venedig, 985–987.
- TORRENS, A., MOLLE, M., BOUTIN, C., SALGOT, M. (2009): Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination* 246, 168–178.
- TRIEBSKORN, R., CASPER, H., HEYD, A., EIKEMPER, R., KÖHLER, H., SCHWAIGER, J. (2004): Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac Part II. Cytological effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 68(2), 151–166.
- UHLMANN, D., HORN, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- UMWELTBUNDESAMT (April 2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie, <http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/emissionen/hg-stickstoffemissionsminderungsstrategie.pdf>. Zuletzt geprüft am 12.06.2009.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Stickstoff - zuviel des Guten?, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4058.pdf>. Zuletzt geprüft am 22.04.2015.
- UMWELTBUNDESAMT (2014a): Arzneimittel in der Umwelt - vermeiden, reduzieren, überwachen, [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/01.08.2014\\_hintergrundpapier\\_arzneimittel\\_final\\_.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/01.08.2014_hintergrundpapier_arzneimittel_final_.pdf). Zuletzt geprüft am 28.04.2015.
- UMWELTBUNDESAMT (2014b): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013, [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate\\_change\\_23\\_2014\\_komplett.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate_change_23_2014_komplett.pdf).
- UMWELTBUNDESAMT (2014c): Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Punktquellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland, [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2\\_abb\\_n-p-eintraege\\_2014-09-23\\_1.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2_abb_n-p-eintraege_2014-09-23_1.pdf). Zuletzt geprüft am 24.04.2015.
- UNDERWOOD, J., HARVEY, R., METGE, D., REPERT, D., BAUMGARTNER, L., SMITH, R., ROANE, T., BARBER, L. (2011): Effects of the Antimicrobial Sulfamethoxazole on Groundwater Bacterial Enrichment. *Environment Science and Technology* 45, 3096–3101.
- VYMAZAL, J. (2005): Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478–490.

- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVA, L. (2008): Nitrogen and Phosphorus standing stock in *Phalaris arundinacea* and *Phragmites australis* in a constructed treatment wetland: 2-year study. *Archives of Agronomy and Soil Science* 54 3, 297–308.
- WAGNER, W. (2003): Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zum Einsatz von Pflanzenkläranlagen, [http://www.evs.saarland/fileadmin/evs\\_web/images/Infomaterial/tagungsunterlagen\\_vortraege/fachkolloquium\\_bew\\_bodenf\\_2003/Vortrag-Dr.Wagner.pdf](http://www.evs.saarland/fileadmin/evs_web/images/Infomaterial/tagungsunterlagen_vortraege/fachkolloquium_bew_bodenf_2003/Vortrag-Dr.Wagner.pdf). Zuletzt geprüft am 03.05.2015.
- WALDHOFF, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern – Dissertation, kassel university press.
- WANG, Z., DELAUNE, R., PATRICK JR., W. H., MASSCHELEYN, P. (1993): Soil redox and pH effects on methane production in flooded rice soils. *Soil Science Society of America Journal* 57, 382–385.
- WICHT, H., BEIER, M. (1995): N<sub>2</sub>O-Emissionen aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 42 3, 404–413.
- WICKE, D. (2013): Eco-engineered systems for removal of micropollutants from WWTP effluents – existing knowledge, [http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user\\_upload/pdf/forschung/EcoTreat/Report\\_EcoTreat\\_D\\_1\\_1\\_final\\_public\\_version.pdf](http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/EcoTreat/Report_EcoTreat_D_1_1_final_public_version.pdf). Zuletzt geprüft am 28.03.2014.
- WIEDNER, C., SCHLIEF, J. (2013): Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen, Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Universität Cottbus, [www.nitrolimit.de](http://www.nitrolimit.de). Zuletzt geprüft am 21.05.2013.
- WINTER, K.-J. (2003): Bodenkundliche Untersuchung der Kolmation bewachsener Bodenfilter, Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg. *Hamburger bodenkundliche Arbeiten* 52, Hamburg, <http://www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/dipldiss/pzkw2003.htm>. Zuletzt geprüft am 13.04.2010.
- WISSING, F., HOFMANN, K. (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- XU, Y., LIN, L., JUNXIN, L. (2014): Characteristics of greenhouse gas emission in three full-scale wastewater processes. *Journal of Environmental Sciences* 26, 256–263.
- YAMAMOTO, H., NAKAMURA, Y., MORIGUCHI, S., NAKAMURA, Y., HONDA, Y., TAMURA, I., HIRATA, Y., HAYASHI, A., SEKIZAWA, J. (2009): Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: Laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. *Water Research* 43, 351–362.
- YOSHIDA, H., MONSTER, J., SCHEUTZ, C. (2014): Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research* 61, 108–118.
- ZEPP, R., HOIGNE, J., BADER, H. (1987): Nitrate-induced photooxidation of trace organic chemicals in water. *Environmental Science & Technology* 21, 443–450.
- ZHANG, D., GERSBERG, R., NG, W., TAN, S. (2014): Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. *Environmental Pollution* 184, 620–639.
- ZIESCHANG, J. (1961): Zur zuverlässigen Höchstbelastung eines Brunnens. *Zeitschrift für Angewandte Geologie* 7, 580–582.
- ZORYCHTA, L. (2013): Leistungs- und Kostenvergleich verschiedener Verfahren zur Hygienisierung und weitergehenden Stickstoffentfernung von gereinigtem Abwasser. Bachelorarbeit, Technische Universität Berlin.

## 7 Anhang

Tab. 7-1: Durchschnittliche Zu- und Ablaufwerte der nachgeschalteten Oxidationsteiche Neuruppin (n = 7 bis 22). Die zugrunde liegenden Daten wurden übermittelt von Hrn. Dzasokhov der Stadtwerke Neuruppin.

	<b>T</b> [°C]	<b>CSB</b> [mg/l]	<b>BSB<sub>5</sub></b> [mg/l]	<b>ges P</b> [mg/l]
Zulauf	11,4	31	3,2	1,02
Ablauf	10,9	25	2,8	0,99

	<b>N<sub>anorg</sub></b> [mg/l]	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b> [mg/l]	<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</b> [mg/l]	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b> [mg/l]
Zulauf	7,6	7,29	0,11	0,21
Ablauf	6,0	4,85	0,10	0,75



Abb. 7-1: Messvorrichtung mit Sensor des Lichtleiterfluorometers in Rohrstück und Beschwerung

Tab. 7-2: Eingangsdaten für die Bestimmung des Durchlaufverhaltens 2008 und Wiederfindungsraten (WFR)

<b>Anlage</b>	<b>h<sub>w</sub></b> m	<b>V<sub>H<sub>2</sub>O</sub></b> m <sup>3</sup>	<b>x</b> m	<b>Q</b> mm/d	<b>τ</b> d	<b>WFR</b> %
Sandfilter	0,93	1845	48	70	25	60
Sandfilter mit Lehm	1,42	2486	48	50	35	70
Sandfilter mit Längsgräben	0,80	1090	47	110	9,0	110
Bepflanzter Teich	1,00	1190	41	110	9,2	
Teich mit Schwimmmatten	1,17	1628	54	100	11	
Unbepflanzter Teich	1,05	1491	55	110	10	
Graben	0,40	1505		100	3,7	

h<sub>w</sub> Einstauhöhe

V<sub>H<sub>2</sub>O</sub> Wasservolumen

x Anlagenlänge

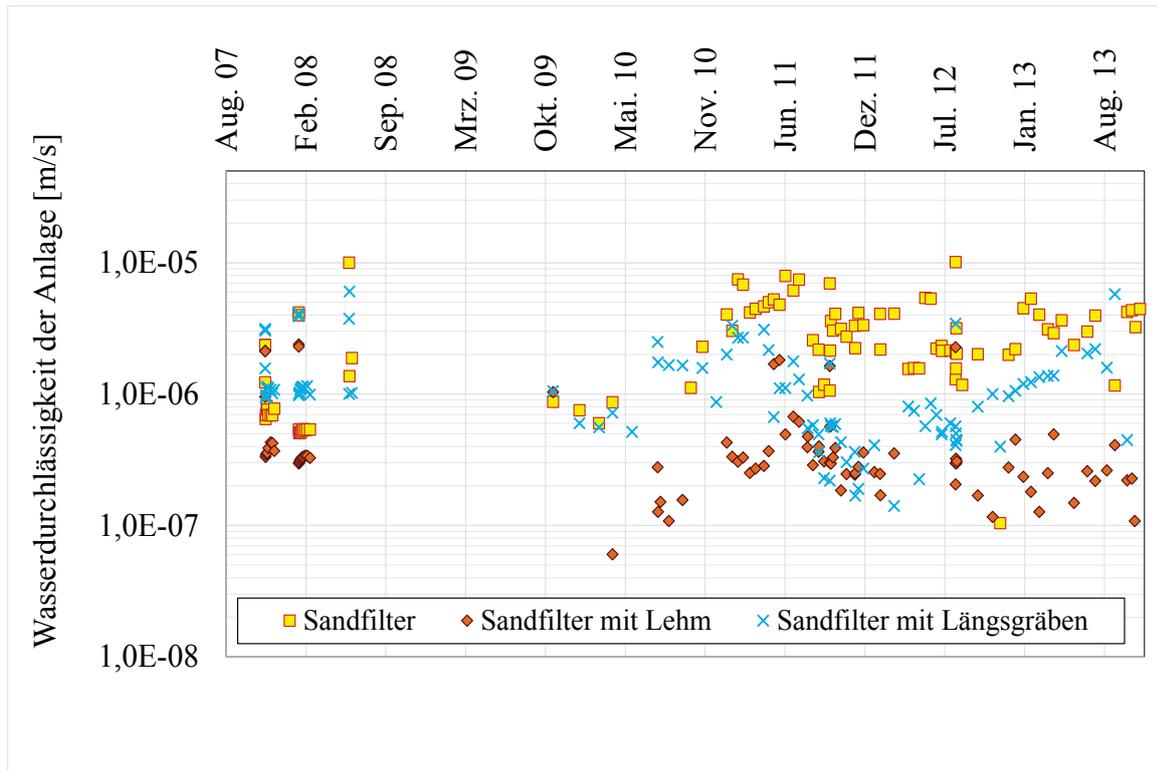
τ mittlere theoretische Aufenthaltszeit



Abb. 7-2: Ausschnitt des Übersichtsplans der Versuchsanlagen: 13 B1 – Sandfilter, 13 B2 – Sandfilter mit Lehm, 13 B3 – Sandfilter mit Längsgräben, 13 B4 – Bepflanzter Teich, 13 B5 – Teich mit Pflanzenschwimmatten, 13 B6 – Unbepflanzter Teich, 13 A – Graben [AKUT 2004]

Tab. 7-3: Abstandsgeschwindigkeiten  $v_a$ , longitudinale Dispersion  $D_l$ , Zeitpunkt des Konzentrationsschwerpunktes  $t_c$ , mittlere theoretische Verweilzeit und hydraulischer Wirkungsgrad  $t_c/\tau(q)$  des Tracerversuchs 2006 [RÜHMLAND 2007]

Anlage	$v_a$ [m/d]	$D_l$ [m <sup>2</sup> /d]	$t_{min}$ [d]	$t_{peak}$ [d]	$t_{peak}/\tau(q)$	$t_c$ [d]	$\tau(q)$ [d]	$t_c/\tau(q)$
Sandfilter	11	90	0,25	0,25 bzw. 3,6	0,02 bzw. 0,3	4,3	10,7	0,40
Sandfilter mit Lehm	81	776	0,26	0,4	0,06	0,6	6,9	0,09
Sandfilter mit Längsgräben	18	85	>0,3	2,3	0,61	2,6	3,8	0,68
Bepflanzter Teich	13	91		3,4	0,3	3,1	8,1	0,38
Teich mit Schwimmatten	9	97	0,92	4,9	0,1	6,2	26,1	0,24
Unbepflanzter Teich	8	44		6,0	0,2	6,6	29,1	0,23



Diagr. 7-1: Überblick über die Wasserdurchlässigkeiten der Anlagen Sandfilter, Sandfilter mit Lehm und Sandfilter mit Längsgräben

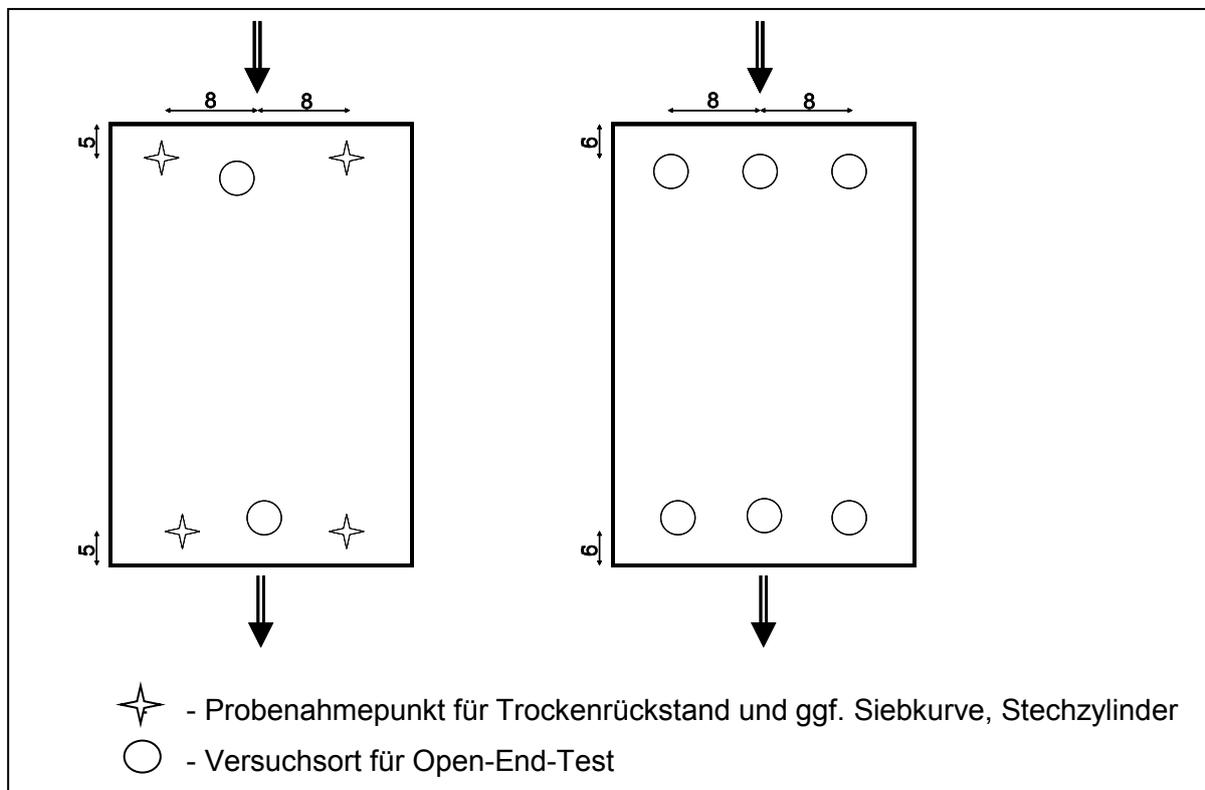


Abb. 7-3: Schema des Sandfilters (links) und des Sandfilters mit Lehm mit den Punkten der Probenahmen für die Siebkurve und die Orte der Open-End-Tests





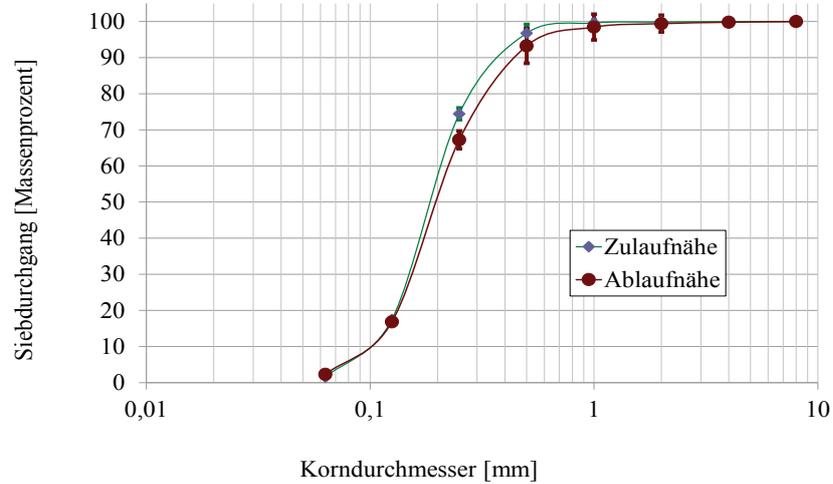
Abb. 7-4: Moorkammerbohrer mit Bodenprobe aus dem Sandfilter mit Lehm

Tab. 7-4: Monatsmittelwerte des Zulaufs und der Anlagenabläufe über den gesamten Messzeitraum

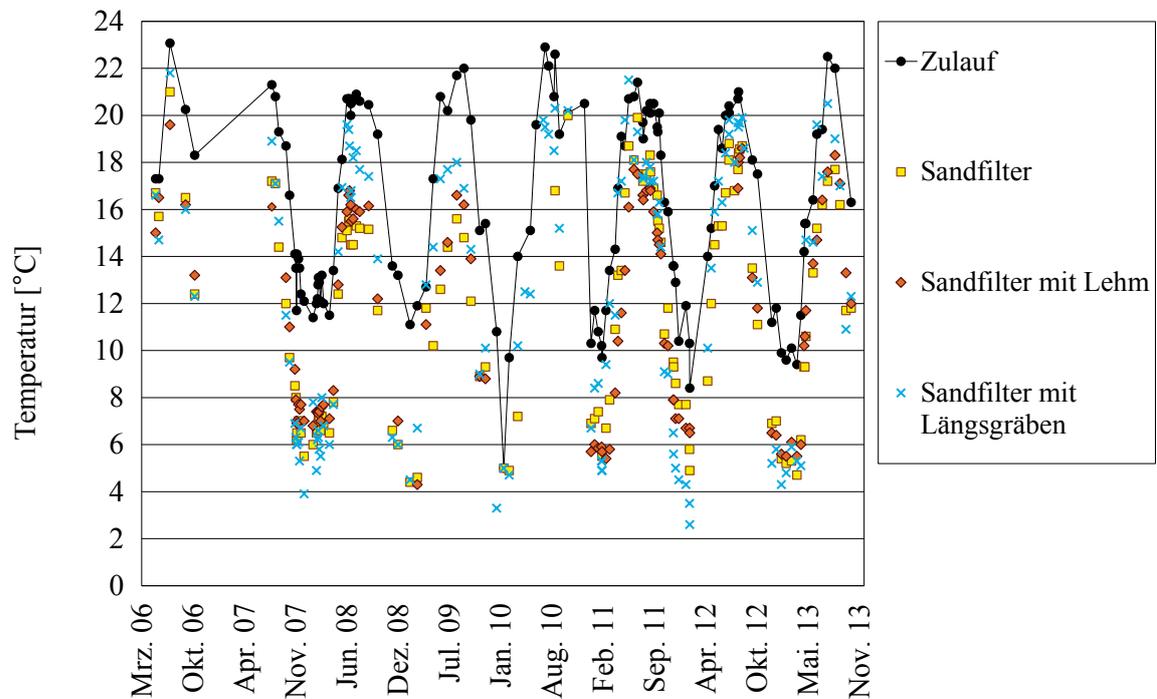
Anlage	Monat	AFS	BSB <sub>5</sub>	CSB	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	ges.N	o-P	ges.P	T	pH	Redox.
					mg/l	%								
Zulauf	Jan	1,8	--	29	7,6	68	0,17	9,1	11,0	0,17	0,27	11	7,2	370
	Feb	2,5	--	35	6,5	59	0,08	8,1	11,3	0,17	0,36	10	7,1	360
	Mrz	2,8	--	31	7,3	62	0,08	7,5	10,6	0,15	0,32	12	7,0	330
	Apr	2,2	--	34	7,8	78	0,04	8,4	10,9	0,14	0,26	14	7,2	320
	Mai	1,8	1,2	30	7,5	79	0,16	8,2	10,1	0,32	0,45	17	7,2	310
	Jun	1,5	--	30	6,6	73	0,25	8,2	10,3	0,37	0,52	20	7,1	320
	Jul	0,9	5,4	29	6,9	72	0,44	8,2	10,8	0,49	0,75	21	7,3	260
	Aug	1,2	5,0	28	6,5	73	0,18	8,8	11,4	0,38	0,52	21	7,2	250
	Sep	2,2	2,4	34	6,1	68	0,12	8,8	--	0,46	0,57	20	7,4	290
	Okt	2,8	2,9	32	5,9	63	0,13	8,6	11,5	0,39	0,60	18	7,3	270
	Nov	3,1	0,9	32	7,0	69	0,47	9,7	11,4	0,26	0,38	14	7,2	340
	Dez	0,5	4,9	30	7,5	70	0,06	8,6	11,4	0,17	0,31	14	7,2	280
	Mit- telwert	2,0	3,2	31	6,9	70	0,18	8,5	11,0	0,29	0,44	16	7,2	310
Sandfilter	Jan	0,5	--	23	0,7	4	0,08	5,2	6,5	0,21	0,27	6,1	7,2	140
	Feb	0,8	--	24	0,3	3	0,10	3,6	4,3	0,21	0,27	5,4	7,2	200
	Mrz	0,5	--	24	0,7	5	0,16	2,9	4,2	0,22	0,42	6,2	7,1	80
	Apr	1,7	--	28	0,5	6	0,11	1,9	3,3	0,23	0,37	10	7,0	130
	Mai	0,8	1,3	27	1,1	8	0,21	2,3	2,8	0,27	0,60	13	7,3	60
	Jun	7,6	--	25	0,7	8	0,12	1,8	3,5	0,36	0,80	16	7,0	70
	Jul	5,1	3,6	25	0,5	3	0,11	1,9	2,5	0,51	0,93	18	7,0	20
	Aug	8,1	4,2	25	0,3	3	0,23	0,9	1,5	0,73	1,82	17	6,9	-40
	Sep	5,1	2,0	25	0,4	4	0,10	1,0	1,8	0,47	1,03	15	7,2	20
	Okt	4,0	0,9	24	0,5	5	0,10	1,5	2,8	0,62	1,15	13	7,1	20
	Nov	1,0	1,8	24	0,3	3	0,11	3,5	4,8	0,23	0,39	8,0	7,2	120
	Dez	0,9	6,1	23	0,7	6	0,12	3,9	5,5	0,23	0,43	6,8	7,4	100
	Mit- telwert	1,3	2,8	25	0,6	5	0,13	2,5	3,6	0,36	0,71	11	7,1	80
Sandfilter mit Lehm	Jan	0,5	--	25	0,2	1	0,77	1,8	4,2	0,45	0,55	6,2	7,1	30
	Feb	0,9	--	24	0,7	5	0,54	2,8	4,1	0,32	0,43	6,2	7,0	100
	Mrz	1,2	--	23	0,9	5	0,44	2,0	3,3	0,27	0,62	5,8	7,0	-30
	Apr	1,4	--	25	0,3	2	0,62	1,4	3,2	0,32	0,55	10	7,0	30
	Mai	2,9	0,9	37	1,2	3	0,86	2,5	4,1	0,50	0,75	15	7,1	-140
	Jun	2,5	--	35	0,1	1	1,03	0,5	2,4	0,81	1,02	15	6,9	-20
	Jul	4,8	4,1	31	0,3	1	0,98	0,7	2,6	0,99	1,46	17	6,9	-30
	Aug	2,8	--	37	0,5	5	1,39	0,4	2,6	0,74	1,31	17	7,1	-110
	Sep	3,4	0,3	32	0,1	2	0,83	0,4	2,1	0,72	1,16	16	7,0	-70
	Okt	0,9	--	32	0,3	3	0,91	1,3	3,4	0,49	0,77	13	7,1	-100
	Nov	1,5	--	35	0,3	2	0,77	2,4	4,5	0,39	0,68	8,3	7,1	
	Dez	0,5	3,2	25	0,4	4	0,62	1,9	3,7	0,40	0,58	7,0	7,3	-60
	Mit- telwert	1,4	2,1	30	0,4	3	0,81	1,5	3,4	0,53	0,82	12	7,1	-40

Anlage	Monat	AFS	BSB <sub>5</sub>	CSB	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	gesN	o-P	gesP	T	pH	Redox
					mg/l	%			mg/l		°C			
Sandfilter mit Längsgräben	Jan	0,8	--	26	3,3	25	0,14	6,2	8,3	0,17	0,22	5,4	7,2	170
	Feb	0,8	--	26	1,9	15	0,13	6,5	7,5	0,17	0,22	5,1	7,2	250
	Mrz	0,5	--	26	3,3	23	0,10	5,4	6,7	0,17	0,29	7,9	7,2	280
	Apr	0,5	--	29	1,5	15	0,13	3,1	4,7	0,18	0,31	12	7,2	140
	Mai	6,3	1,3	29	1,5	13	0,45	2,5	4,3	0,35	0,65	16	7,2	10
	Jun	4,9	--	29	0,2	2	0,51	1,3	3,0	0,56	0,76	19	7,1	-30
	Jul	1,6	5,7	28	0,2	1	0,58	0,9	3,1	0,52	0,67	19	7,3	-70
	Aug	1,0	2,4	32	0,2	2	0,98	0,4	2,4	0,58	0,80	18	7,0	-120
	Sep	1,3	1,6	30	0,4	4	0,88	1,6	3,4	0,46	0,57	16	7,3	-60
	Okt	1,0	--	26	0,7	8	0,54	3,2	5,0	0,40	0,49	14	7,2	-70
	Nov	0,8	1,5	28	3,2	26	0,15	6,7	8,5	0,24	0,33	7,2	7,3	110
	Dez	0,5	0,8	29	2,9	22	0,11	6,9	8,7	0,17	0,29	5,3	7,4	90
	Mit- telwert	0,9	2,2	28	1,6	13	0,39	3,7	5,5	0,33	0,47	12	7,2	60
Bepflanzter Teich	Jan	1,2	--	29	1,9	15	0,13	7,2	9,1	0,19	0,25	3,8	7,5	250
	Feb	2,0	--	31	3,6	28	0,18	7,4	8,7	0,17	0,24	4,6	7,2	340
	Mrz	0,5	--	32	6,9	52	0,06	6,2	7,6	0,13	0,25	6,6	7,3	330
	Apr	2,2	--	37	3,4	31	0,09	4,3	5,9	0,13	0,20	12	7,3	240
	Mai	3,6	2,5	35	2,1	16	0,35	3,8	5,9	0,22	0,30	14	7,4	130
	Jun	2,0	--	34	2,2	17	0,42	2,0	5,4	0,45	0,51	19	7,2	70
	Jul	1,1	6,2	35	0,8	10	0,57	2,1	4,8	0,50	0,60	20	7,1	-30
	Aug	0,5	2,3	33	0,2	2	0,60	2,3	4,3	0,43	0,52	18	7,0	-40
	Sep	1,1	3,0	31	0,2	2	0,51	4,0	6,4	0,42	0,35	15	7,3	60
	Okt	0,6	0,8	29	0,6	7	0,26	5,7	7,7	0,37	0,43	12	7,3	10
	Nov	2,0	1,3	31	2,9	23	0,10	7,7	9,2	0,28	0,34	6,1	7,3	110
	Dez	0,5	6,3	30	2,2	18	0,24	7,5	9,4	0,23	0,32	5,0	7,5	120
	Mit- telwert	1,1	3,2	32	2,2	18	0,29	5,0	7,0	0,29	0,36	11	7,3	130
Teich mit Schwimm- matten	Jan	0,5	--	26	2,1	17	0,07	6,9	8,5	0,10	0,21	5,1	7,2	270
	Feb	0,8	--	27	3,3	26	0,10	6,7	9,1	0,09	0,19	4,8	7,3	310
	Mrz	0,5	--	27	6,5	58	0,04	6,2	7,7	0,13	0,19	7,0	7,3	340
	Apr	1,0	--	30	4,8	44	0,06	4,4	5,2	0,12	0,16	11	7,2	310
	Mai	2,1	1,3	32	1,3	12	0,43	2,2	4,3	0,32	0,71	14	7,4	220
	Jun	0,5	--	29	0,6	6	0,30	2,2	3,9	0,37	0,49	19	7,2	100
	Jul	0,9	6,4	30	0,3	3	0,43	1,3	3,3	0,36	0,69	20	7,3	10
	Aug	0,5	2,5	28	0,4	4	0,40	1,2	2,7	0,31	0,50	19	7,1	20
	Sep	0,6	2,5	26	0,1	1	0,17	2,1	4,4	0,22	0,31	16	7,3	20
	Okt	0,8	0,7	25	0,6	2	0,12	2,7	3,7	0,18	0,29	13	7,2	-10
	Nov	0,9	1,2	25	1,5	12	0,05	5,5	6,9	0,15	0,22	6,8	7,2	230
	Dez	0,5	0,8	27	1,6	13	0,06	6,4	7,9	0,17	0,34	5,6	7,4	240
	Mit- telwert	0,7	2,2	28	1,9	17	0,18	4,0	5,6	0,21	0,36	12	7,3	170

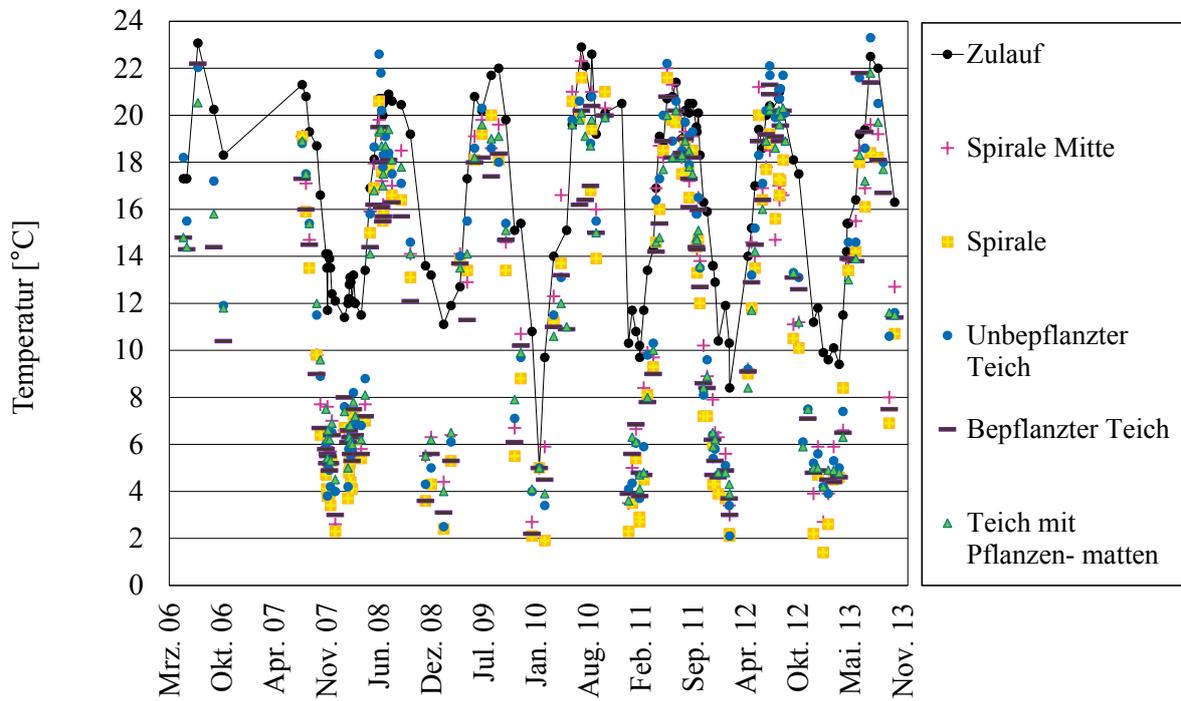
Anlage	Monat	AFS	BSB <sub>5</sub>	CSB	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	gesN	o-P	gesP	T	pH	Redox.
					mg/l	%			mg/l		°C			
Unbepflanzter Teich	Jan	1,6	--	27	8,2	64	0,07	7,2	8,9	0,12	0,17	4,9	7,4	350
	Feb	6,3	--	34	14	117	0,09	6,7	8,6	0,08	0,16	4,1	7,8	350
	Mrz	0,5	--	36	15	139	0,06	5,6	7,5	0,09	0,25	7,5	7,7	310
	Apr	2,4	--	44	10	99	0,23	4,5	8,1	0,13	0,32	12	7,6	310
	Mai	2,6	0,5	38	9,6	63	0,26	2,6	4,8	0,19	0,36	17	7,9	230
	Jun	1,4	--	36	7,3	81	0,24	3,3	4,8	0,21	0,33	20	7,4	210
	Jul	0,7	5,9	39	3,1	42	0,52	1,6	4,2	0,40	0,58	21	7,5	80
	Aug	2,8	3,1	34	1,4	15	0,66	2,3	4,6	0,43	0,60	19	7,4	40
	Sep	2,8	2,2	35	3,2	38	0,32	3,5	6,1	0,27	0,44	16	7,7	100
	Okt	5,1	0,8	33	5,7	63	0,14	3,2	5,7	0,24	0,37	13	7,7	140
	Nov	3,0	1,3	29	6,3	47	0,07	5,7	7,4	0,16	0,27	6,3	7,5	310
	Dez	0,5	2,4	29	6,0	48	0,14	6,9	9,0	0,14	0,27	5,2	7,6	270
	Mit- telwert	2,5	2,3	34	7,5	68	0,23	4,4	6,6	0,21	0,34	12	7,6	220
Graben erste Hälfte	Jan	0,5	--	28	6,1	47	0,09	8,0	10,1	0,17	0,22	4,4	7,2	310
	Feb	12,0	--	32	8,0	62	0,26	7,3	9,5	0,14	0,26	4,4	7,4	240
	Mrz	0,5	--	35	13	110	0,03	6,4	6,5	0,06	0,18	7,8	7,3	300
	Apr	1,1	--	33	11	103	0,05	5,8	7,3	0,12	0,26	13	7,3	290
	Mai	2,0	--	31	5,7	58	0,19	4,8	6,4	0,22	0,31	16	7,4	250
	Jun	0,6	--	34	2,8	41	0,17	4,5	6,5	0,37	0,44	19	7,2	220
	Jul	1,9	--	31	0,3	4	0,29	3,6	5,8	0,61	0,70	20	7,3	170
	Aug	9,7	4,6	32	0,4	5	0,30	3,2	5,4	0,45	0,68	19	7,0	60
	Sep	2,9	--	32	0,9	9	0,19	5,6	7,2	0,30	0,37	16	7,4	200
	Okt	0,5	2,2	28	2,7	10	0,17	6,1	8,0	0,39	0,45	13	7,2	280
	Nov	0,7	1,0	28	4,4	36	0,09	8,7	10,7	0,27	0,33	7,0	7,2	290
	Dez	0,5	3,6	28	4,3	35	0,09	8,1	9,9	0,18	0,31	5,4	7,3	330
	Mit- telwert	0,9	2,9	31	5,0	43	0,16	6,0	7,8	0,27	0,38	12	7,3	240
Graben Ab- lauf	Jan	0,9	--	27	6,0	45	0,08	7,2	8,8	0,19	0,21	3,5	7,3	320
	Feb	1,9	--	29	11	75	0,06	7,3	8,7	0,15	0,19	3,2	7,4	320
	Mrz	0,5	--	30	14	110	0,04	6,0	7,2	0,10	0,20	6,6	7,4	300
	Apr	1,8	--	35	12	113	0,03	4,2	5,8	0,07	0,14	12	7,4	300
	Mai	1,6	--	32	6,2	59	0,13	2,6	4,0	0,10	0,15	16	7,4	250
	Jun	2,0	--	30	2,6	28	0,18	2,4	4,5	0,23	0,29	19	7,2	160
	Jul	0,5	--	26	0,4	4	0,28	0,9	2,8	0,41	0,39	19	7,3	30
	Aug	1,3	5,6	38	0,3	3	0,37	1,2	2,8	0,57	0,78	18	7,0	0
	Sep	1,7	5,1	30	1,2	12	0,24	3,1	4,7	0,26	0,31	14	7,5	190
	Okt	0,5	0,8	29	2,2	19	0,26	3,3	4,9	0,42	0,49	12	7,2	160
	Nov	0,7	1,1	28	5,4	42	0,08	7,4	8,8	0,27	0,33	5,2	7,4	310
	Dez	0,5	0,5	30	5,0	39	0,13	7,1	9,3	0,22	0,36	3,6	7,4	310
	Mit- telwert	1,1	2,6	30	5,6	46	0,16	4,4	6,0	0,25	0,32	11	7,3	220



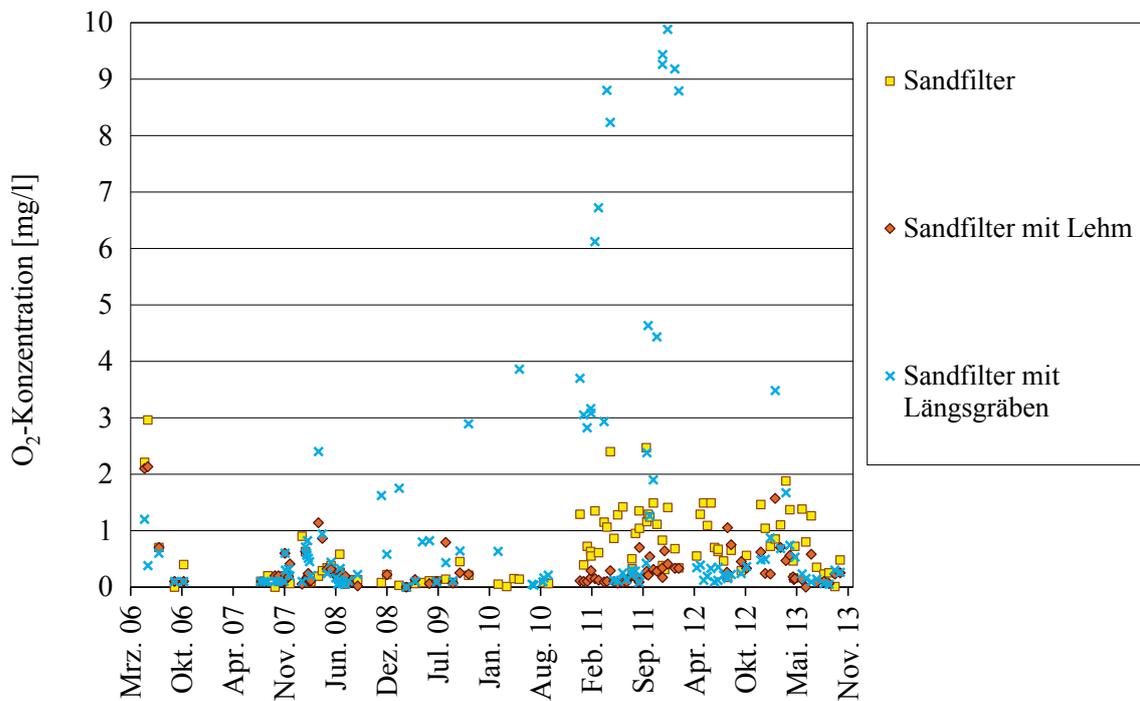
Diagr. 7-2: Sieblinien des Sandfilters in Zulaufnähe und in Ablaufnähe als Mittelwert aus den Tiefen 0 – 5 cm, 10 – 15 cm und 40 – 45 cm (n = 12)



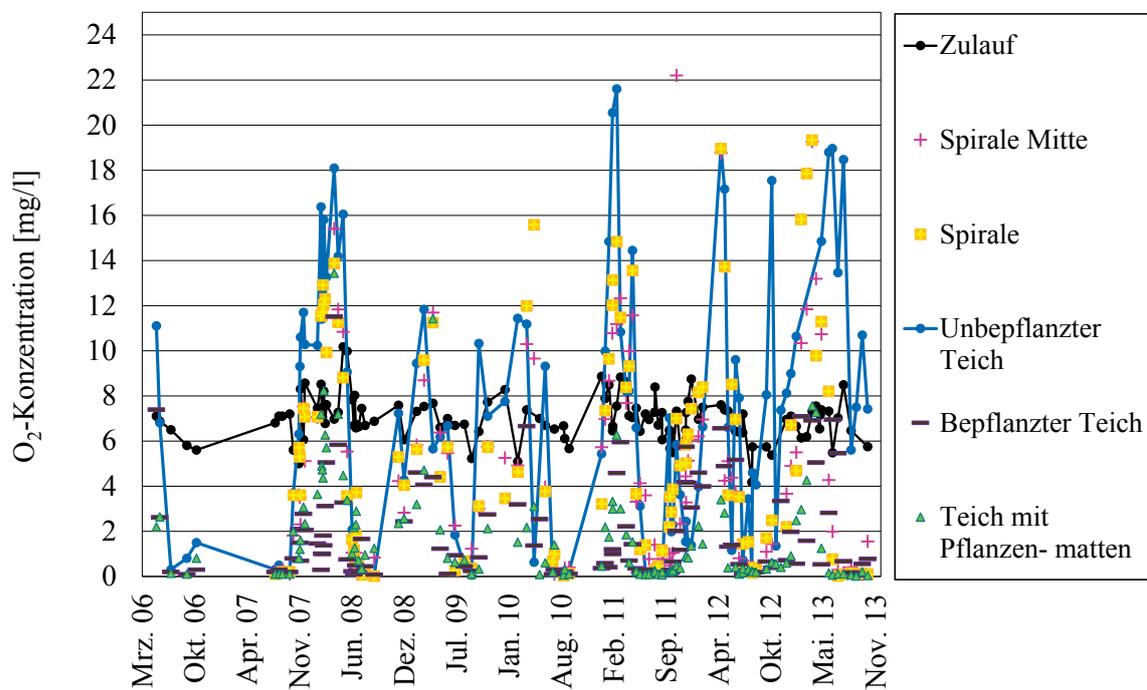
Diagr. 7-3: Temperaturverläufe des Zulaufes und der Abläufe der Bodenfilter



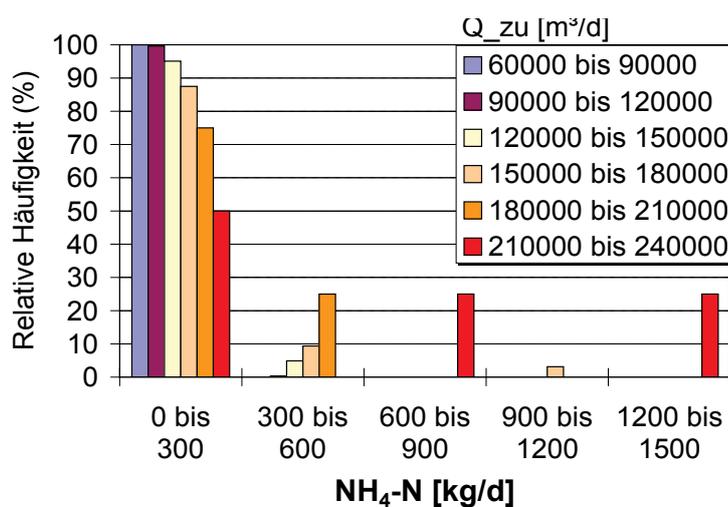
Diagr. 7-4: Temperaturverläufe des Zulaufes und Abläufe der Teiche



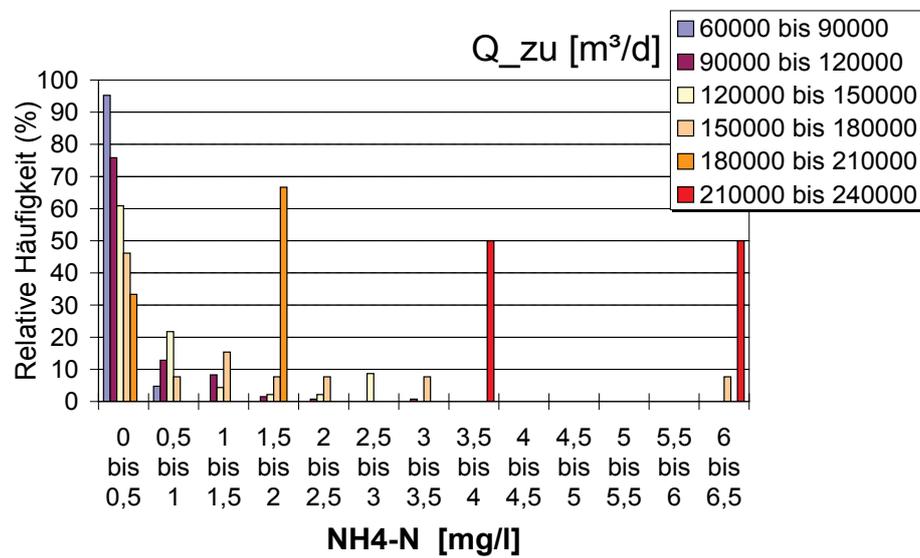
Diagr. 7-5: Sauerstoffkonzentrationen in den Abläufen der Bodenfilter



Diagr. 7-6: Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf und den Abläufen der Teichanlagen



Diagr. 7-7: Relative Häufigkeit der Ammoniumablauffrachten des Klärwerkes Schönerrinde in Abhängigkeit vom Zulaufvolumenstrom (24-h-Mischproben der Eigenüberwachung im Zeitraum Januar 2004 bis Juli 2007)



Diagr. 7-8: Relative Häufigkeit der NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen des KWs Schönerlinde in Abhängigkeit vom Zulaufvolumenstrom (24-h-Mischproben der Eigenüberwachung im Zeitraum 2004 bis Juli 2007)

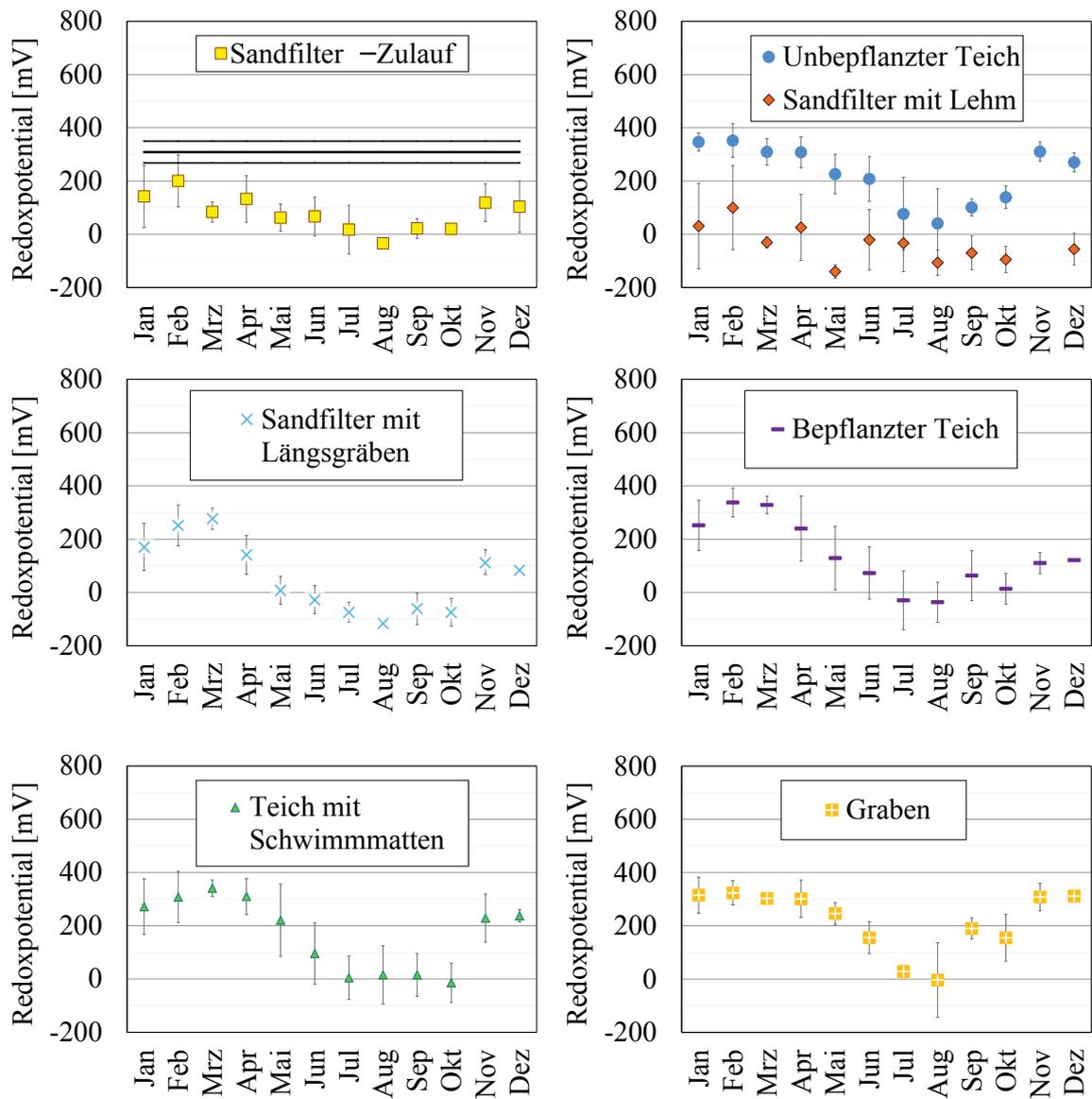


Abb. 7-5: Monatsmittel der Redoxpotentiale im Zulauf und den Anlagenabläufen (n = 40 – 50)

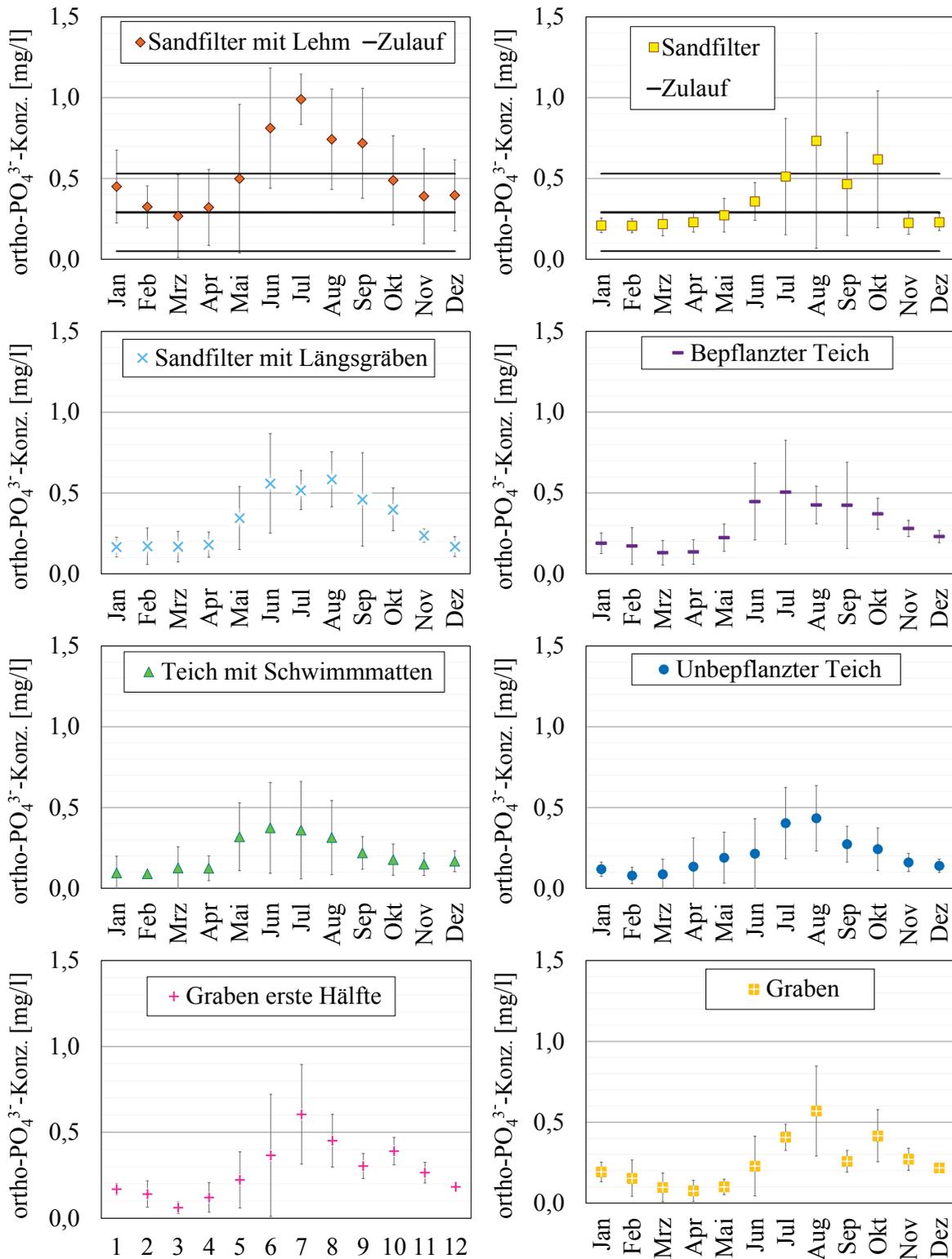


Abb. 7-6: Monatsmittel der o-Phosphatkonzentrationen der Anlagenabläufe und ihrer Standardabweichungen in mg/l (n = 58 – 69)

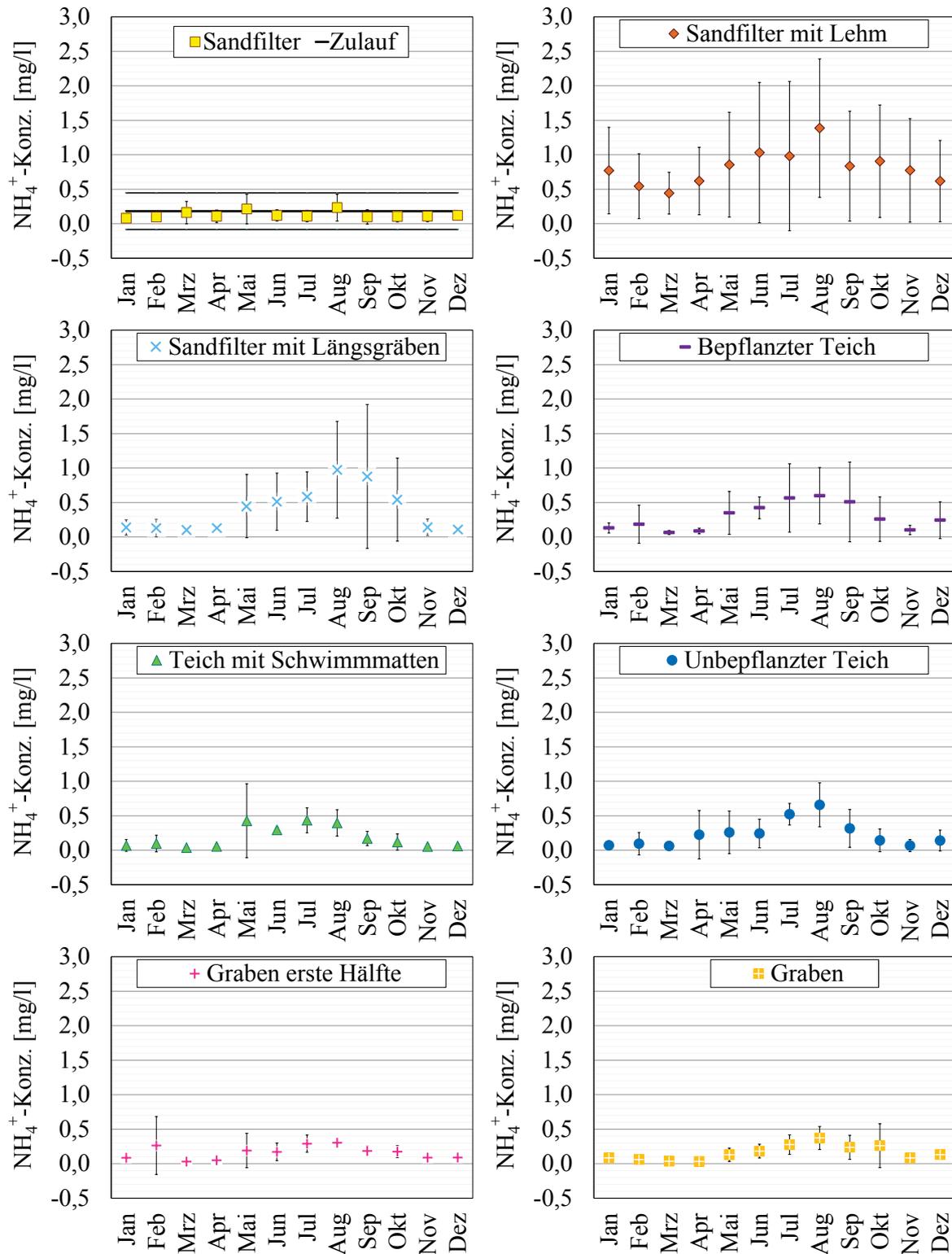
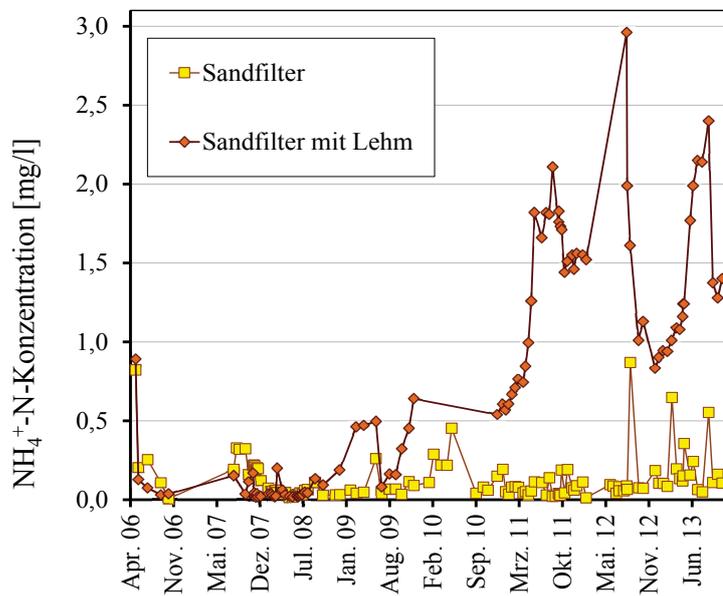
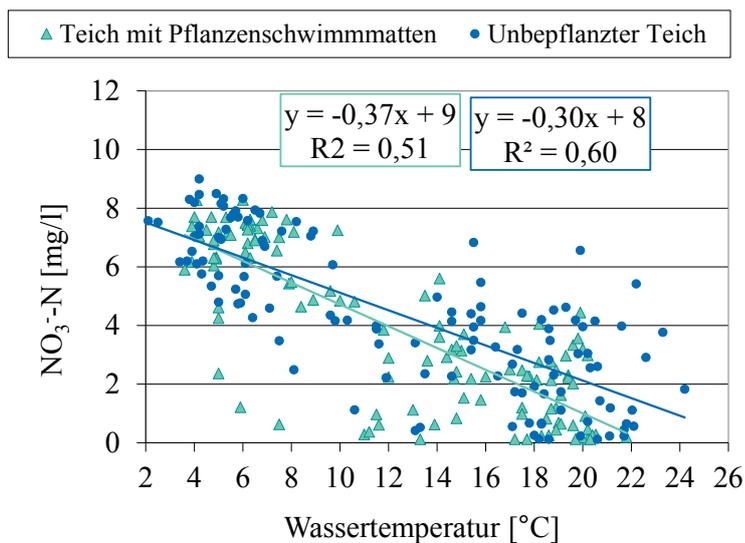


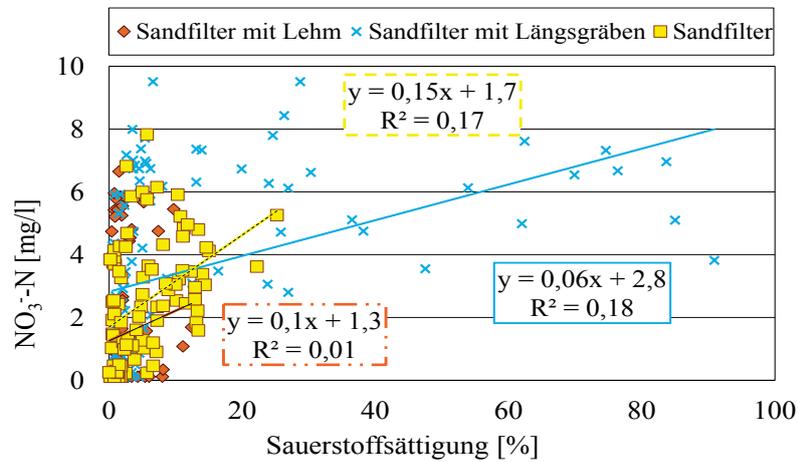
Abb. 7-7: Monatsmittel der Ammoniumablaufkonzentrationen und Standardabweichungen in mg/l (n = 60 – 70)



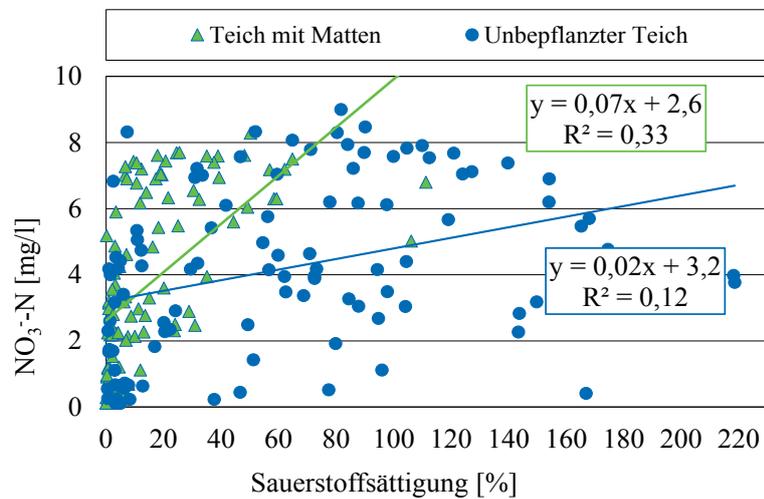
Diagr. 7-9: Konzentrationsverlauf des Ammoniumstickstoffs in den Abläufen des Sandfilters und des Sandfilters mit Lehm



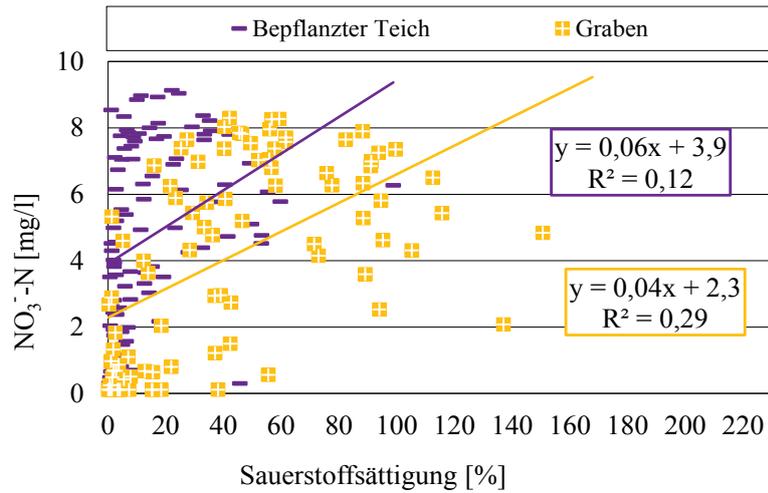
Diagr. 7-10: Nitratblaufkonzentrationen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Abläufen des Teiches mit Pflanzenschwimmatten und des Unbepflanzten Teiches



Diagr. 7-11: Nitratbleufkonzentration in Abhängigkeit von der Sauerstoffsättigung in den Abläufen der Bodenfilter



Diagr. 7-12: Nitratbleufkonzentration in Abhängigkeit von der Sauerstoffsättigung in den Abläufen des Teiches mit Pflanzschwimmatten und des Unbepflanzten Teichs



Diagr. 7-13: Nitratblaufkonzentration in Abhängigkeit von der Sauerstoffsättigung in den Abläufen des Bepflanzten Teiches und des Grabens

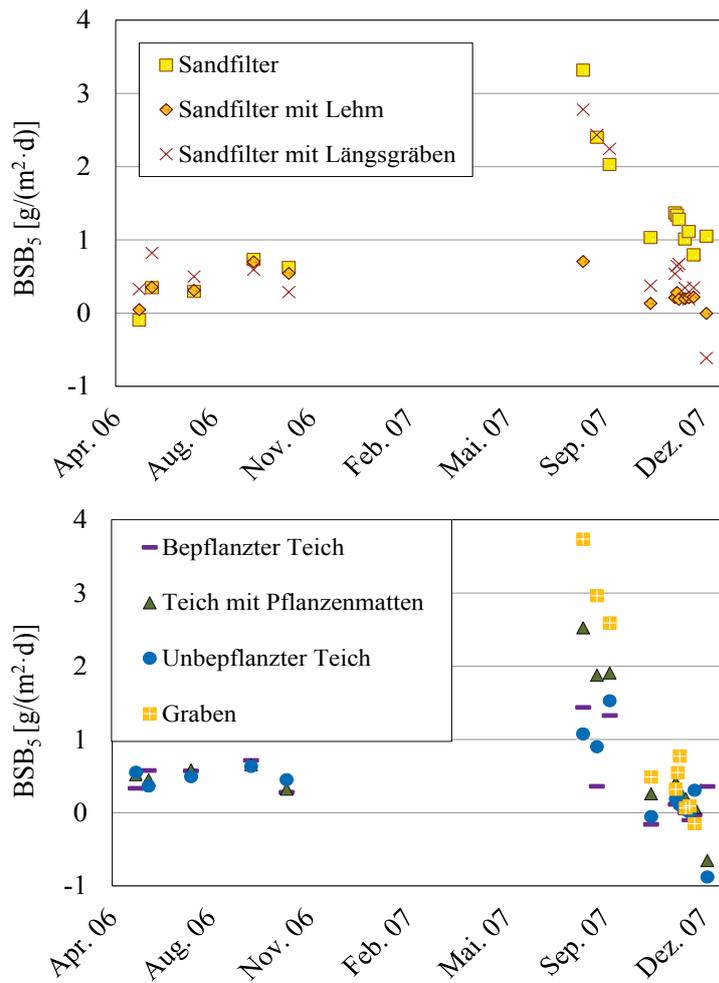
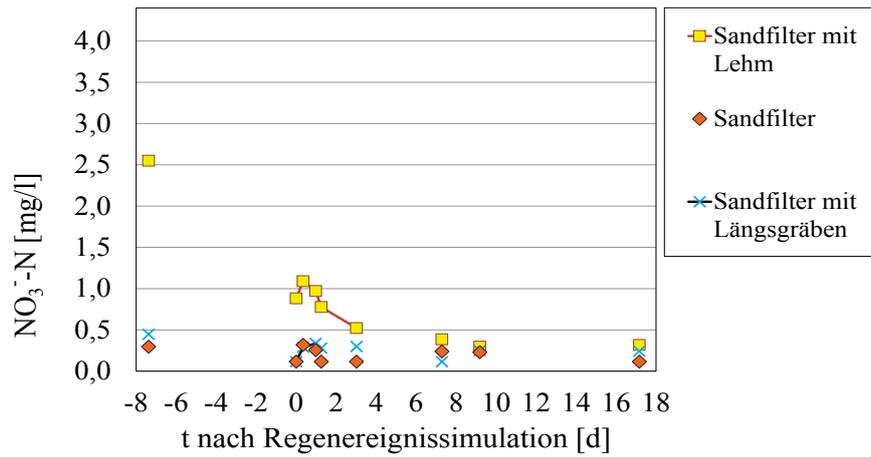


Abb. 7-8: In den Bodenfiltern und Teichanlagen für die Denitrifikation produzierter BSB<sub>5</sub> (Abschätzung)

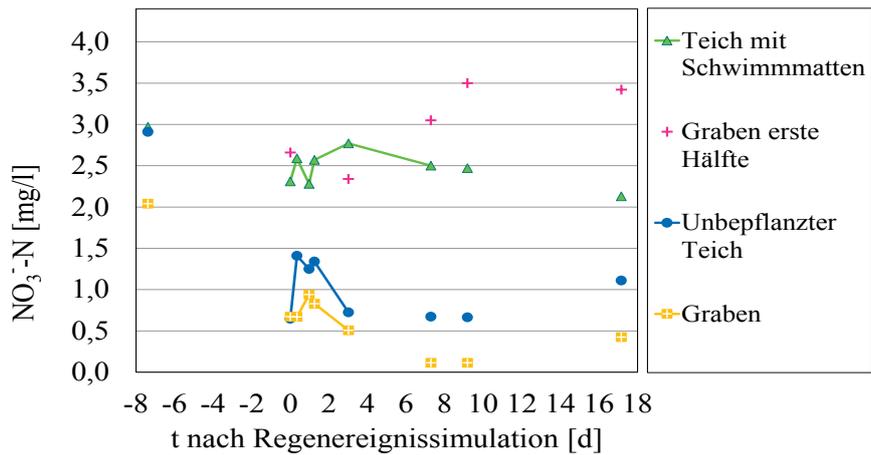
Tab. 7-5: Nitratkonzentrationen des Zulaufs und der Anlagenabläufe im Zuge der Regenereignissimulationen

<b>Datum</b>	<b>Zu</b>	<b>B1</b>	<b>B2</b>	<b>B3</b>	<b>B4</b>	<b>B5</b>	<b>B6</b>	<b>G</b>	<b>G 1</b>
<b>Uhrzeit</b>	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N [mg/l]</b>								
12.11.07 7:30	7,25	1,92	5,42	5,91	8,14	7,01	8,33	7,85	9,11
12.11.07 12:00	7,25	1,54	5,21	5,85	7,07	6,53	8,03	7,40	7,71
13.11.07 12:00	7,51	1,55	5,18	5,99	8,68	7,00	8,16	8,24	9,05
14.11.07	7,36	1,49	5,20	4,16	5,58	6,91	7,09	5,30	6,19
16.11.07	9,19	1,93	5,67	5,96	8,97	7,43	8,32	8,03	8,08
18.11.07	9,51	1,92	5,85	5,57	8,34	7,20	8,30	7,65	8,53
20.11.07	8,80	2,03	6,13	6,07	8,52	7,31	8,16	7,04	8,77
4.2.08 9:30	8,40	2,74	5,77	6,91	7,11	7,18	7,12	5,28	--
4.2.08 12:30	8,40	2,89	2,85	6,85	6,88	6,86	7,31	5,29	--
4.2.08 15:30	8,40	2,90	6,09	6,92	7,00	6,94	7,39	5,02	--
5.2.08 9:30	8,40	3,02	6,07	7,39	8,13	7,41	7,45	5,70	--
6.2.08	8,80	3,63	6,16	7,61	8,69	7,42	7,81	5,92	--
8.2.08	8,91	3,82	5,83	7,37	7,45	7,59	7,70	6,33	--
10.2.08	9,76	3,76	5,43	6,74	7,73	7,40	7,58	6,99	--
12.2.08	9,86	3,69	5,79	6,74	8,00	7,59	7,83	7,35	--
9.6.08 9:10	8,96	0,12	0,88	0,12	0,66	2,31	0,65	0,67	2,66
9.6.08 17:30	7,73	0,32	1,09	0,29	1,06	2,59	1,41	0,67	--
10.6.08 8:30	9,75	0,26	0,97	0,34	1,82	2,28	1,25	0,94	--
10.6.08 15:15	6,18	0,12	0,78	0,28	1,56	2,57	1,34	0,83	--
12.6.08 9:30	8,23	0,12	0,52	0,30	0,68	2,77	0,73	0,51	2,34
16.6.08 16:05	9,05	0,24	0,39	0,12	1,47	2,50	0,67	0,12	3,05
26.9.11 8:00	8,87	5,26	0,12	1,27	4,30	2,42	4,64	6,25	7,29
26.9.11 16:00	8,87	5,10	0,12	1,55	4,31	2,42	4,66	--	--
27.9.11 8:00	9,63	5,62	0,12	1,95	6,33	2,16	4,73	6,12	7,11
29.9.11	9,69	2,45	0,12	3,06	3,57	2,19	4,17	5,01	7,16
4.10.11	7,77	2,96	0,12	3,55	4,02	1,53	2,28	4,32	6,02
6.8.12 7:00	10,10	1,23	0,27	0,24	0,42	0,12	0,23	0,12	0,24
6.8.12 16:00	11,20	4,31	1,73	0,15	0,62	0,43	0,94	0,18	2,65
7.8.12	10,40	2,85	1,43	0,12	1,03	0,12	1,07	0,12	3,02

Datum	Zu	B1	B2	B3	B4	B5	B6	G	G 1
8.8.12	10,70	2,04	0,88	0,12	0,61	0,12	1,34	0,26	1,57
9.8.12	9,80	1,85	1,08	0,62	1,02	0,60	1,43	0,49	0,87
13.8.12	9,80	--	--	0,23	--	0,19	1,19	0,18	--



Diagr. 7-14: Nitratkonzentrationen der Sandfilter im Zuge der Regenereignissimulation Juni 2008



Diagr. 7-15: Nitratkonzentrationen der Teiche im Zuge der Regenereignissimulation Juni 2008

Tab. 7-6: Ergebnisse und Ausschlussgründe von weiteren Spurenstoffen der ersten Messkampagne 2012

---

**Elimination über 70 %**

BZP4, Climbazol, Irgarol (B5, B6), Propiconazol (B6), TBEP (B6)

---

**Elimination unter 40 % und im Bereich der Schwankungsbreite**

Acesulfam, Benzotriazol, Carbendazim, Primidon, TBEP, TCPP, TCEP

---

**Kein Arzneimittel**

Climbazol, Irgarol

---

**Anreicherung oder Bildung**

Diuron (B3, B5), mehrere TPs von Iopromid, Mecoprop, Terbutryn (B3)

---

**Unter der Bestimmungsgrenze**

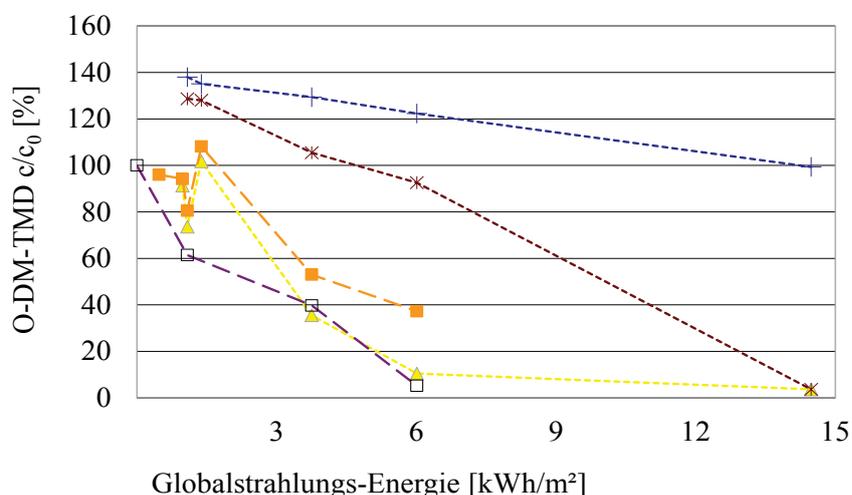
2,6-Dichlorbenzamid, 10,11-DH-CBZ, Acetaminophen, Alachlor, Atrazin, Bentazon, Bromacil, Bromoxynil, Chlorfenvinphos, Chlorophen, Chloridazon, Chlorpyrifos, Chlortoluron, Clofibrinsäure, Desethylatrazin, Diazepam, Dichlorprop, Dimethylaminophenazon, Ethofumesat, Fenuron, Fluazifop, Haloxypop, Joxynil, Isoproturon, Lenacil, Meprobamat, Metalaxyl, Metamitron, Metazachlor, Methylphenacetin, Metolachlor, Metribuzin, N,N-Didesmethyl-VLX, PFOA, Phenacetin, pp-DDA, Propyphenazon, PFOA, PFOS, pTSA, Pyriithyldion, Quinmerac, Quinoxifen, Roxithromycin, Sulfamerazin, Terbutylazin, Tolbutamid, Triclocarban, Triclosan, TCP, TDCPP

---

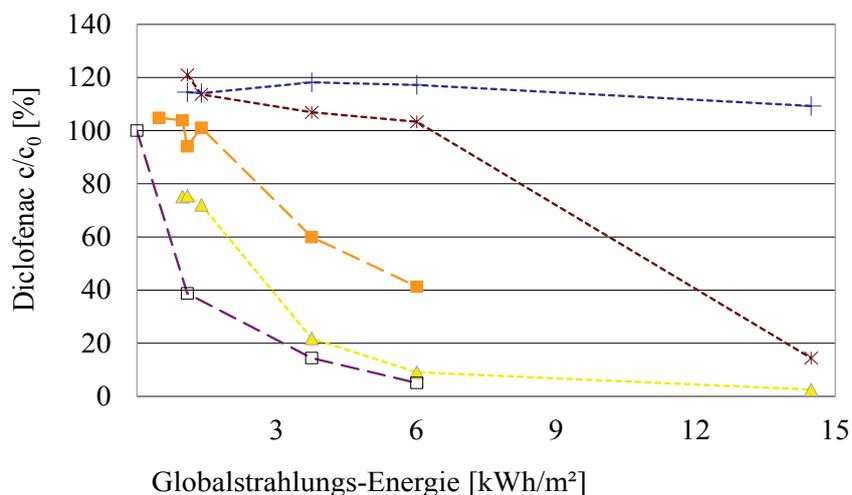
B3 – Sandfilter mit Längsgräben

B5 – Teich mit Pflanzenschwimmatten

B6 – Unbepflanzter Teich



Diagr. 7-16: O-Desmethyl-Tramadol-Konzentration relativ zur Ausgangskonzentration in Abhängigkeit von der Globalstrahlungsenergie während des in situ Photoabbauexperimentes



Diagr. 7-17: Diclofenackonzentration relativ zur Ausgangskonzentration in Abhängigkeit von der Globalstrahlungsenergie während des in situ Photoabbauxperimentes

Tab. 7-7: Ausstoß der Klimagase Kohlendioxid, Methan und Lachgas aus den Versuchsanlagen, abgeschätzt nach MANDER et al. (2014)

Anlage	CO <sub>2</sub>		CH <sub>4</sub>		N <sub>2</sub> O			CO <sub>2</sub> + CH <sub>4</sub> + N <sub>2</sub> O	
	mg/(m <sup>2</sup> ·h)		mg/(m <sup>2</sup> ·h)		mg/(m <sup>2</sup> ·h)			mg/(m <sup>2</sup> ·h)	g/m <sup>3</sup>
	Median	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	CO <sub>2</sub> -Äquivalente	
Sandfilter	502	5,5	3,6	7,9	0,21	0,00	0,22	700	210
Sandfilter mit Lehm	502	4,7	3,6	7,9	0,19	0,00	0,22	675	249
Sandfilter mit Längsgräben	502	8,0	6,0	9,3	0,25	0,00	0,31	776	133
Bepflanzter Teich	351	9,3	2,7	14,7	0,09	0,02	0,24	610	146
Teich mit Schwimmmatten	351	8,5	2,7	14,7	0,08	0,02	0,24	588	157
Unbepflanzter Teich	351	9,3	2,7	14,7	0,09	0,02	0,24	610	146
Graben	351	10,1	2,7	14,7	0,10	0,02	0,24	632	138

Tab. 7-8: Abschätzung der jährlichen Betriebskosten der Hobrechtsfelder technischen Feuchtgebiete

Aufgaben	Turnus	Arbeiter	Dauer	Arbeitszeit	Material	Kosten
		[n]		[h/a]	[€/a]	[€/a]
Instandhaltung Damm, Böschung, Zugangsweg	jährlich	2	1 d je Anlage	112		1.646
Instandhaltung und Reparatur mechanischer Teile und Werkzeuge	Schütz 1x in 7 a	2	1 d je Schütz	16	2000	2.235
Rundgang, Bewegung der Schütze	monatlich	1	3,2 h	39		570
Spülung der Drainagen	alle 3 a	2	1 d je Anlage	37		549
Summe						5.000

---

## Danksagung

Menschen haben dieses Promotionsprojekt voran gebracht und mich begleitet. Besonders herzlich bedanken möchte ich mich bei:

Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin für die hilfreiche Begleitung dieser Promotion, Ratschläge, Akzeptanz und Optimismus;

Univ. Prof. Dr. Raimund Haberl für das Gutachten;

Prof. Dr.-Ing. Reinhard Hinkelmann für den Prüfungsvorsitz;

Der DBU und dem BMBF für die Finanzierung und Knüpfung wertvoller Kontakte;

Heribert Rustige und dem AKUT-Team für die Planung der Versuchsanlagen und die andauernde Begeisterung dafür;

Meinen Kolleginnen und Kollegen des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft deren kleine und große Hilfen unzählbar sind: Dr. Alexander Wriege-Bechtold, Carsten Riechelmann, Cathrin Hinz, Christian Berbig, Christian Försterling, Daniel Geisler, Daniel Venghaus, Elke Dalmann, Eva Exner, Matthias Barjenbruch, Oscar Yemba Sassy, Pamela Geyer, Paul Kober, Stefan Rettig, Rosemarie Rehausen-Scherer, Sinan Ünlügil, Dr. Taoha Binh, Tosca Piotrowski, Dr. Ute Bracklow;

Sämtlichen Diplom- und Studienarbeitsschreibern, studentischen Mitarbeitern und Praktikanten, die sich für das Projekt weit über die Arbeitszeit hinaus eingesetzt haben: Amare Argaw, Assia Saidi, Benedikt Litschko, Camille Fong, Daniel Sauter, Daniel Swanson, Florian Kambach, Jorge Salazar, Kara Nerenheim, Kirsten Pannenbecker, Lina Tyroller, Lukas Zorychta, Roland Richter;

Dr. Arne Wick, Dr. Uwe Kunke und Dr. Ternes der BfG für die rückhaltlose Unterstützung bei der Untersuchung der Spurenstoffe;

Vikram Notay für die Korrektur englischsprachiger Texte;

Herrn Schwieger und Herrn Kristan und ihren Teams bei den Berliner Wasserbetrieben;

Herrn Kappel, Herrn Muchalla, Herrn Schott und Herrn Zeuschner von den Berliner Forsten.

Für die guten Gaben auf meinem Lebensweg danke ich meiner Familie und meinen Freunden. Diese Arbeit wäre nicht entstanden ohne die tagtägliche Unterstützung meines Mannes Olivier Pimi.