
Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik

14. April 2015

Projektbearbeitende Institutionen:

Karlsruhe Institut für Technologie
Institut für Wasser und
Gewässerentwicklung (IWG)
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und
Wassergütewirtschaft (SWW)

Fachhochschule Münster
Institut für Wasser · Ressourcen ·
Umwelt (IWARU)

Dahlem Beratende Ingenieure GmbH &
Co. Wasserwirtschaft KG

UFT Umwelt und Fluid-Technik
Dr. H. Brombach GmbH

AV Aggerwasser GmbH

Institut für Unterirdische Infrastruktur
gGmbH

Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für
Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen

Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen mit dem Titel „Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen“

Laufzeit: 10/2012 – 06/2014

Der vorliegende Teil 1 des Abschlussberichtes trägt den Titel: „**Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online-Messtechnik**“

Teil 2 des Abschlussberichtes trägt den Titel: „Optimierung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken mittels Schrägklärertechnologie“

Projektbearbeitung:

Karlsruher Institut für Technologie

Dipl.-Geoökol. Mike Kemper

Dipl.-Ing. Rebecca Eyckmanns-Wolters

Dr.-Ing. Stephan Fuchs

Fachhochschule Münster

M. Sc. Simon Ebbert

M. Sc. Christian Maus

Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl

UFT Umwelt und Fluid- Technik Dr. H. Brombach GmbH

Dr.-Ing. Gebhard Weiß

Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG

Dipl.-Ing. Thomas Nichler

Institut für Unterirdische Infrastruktur gGmbH

Dipl.-Ing., Dipl.-Wirt.-Ing. (FH) Markus Engelberg

Dipl.-Ing. Markus Gillar

AV Aggerwasser GmbH

Dipl.-Ing. Kai Gehrke

Inhalt

ZUSAMMENFASSUNG	1
1 EINLEITUNG	4
2 BESTANDSANALYSE ZU REGENBECKEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN UND BADEN-WÜRTTEMBERG	6
2.1 Regenüberlaufbecken in NRW und BW	6
2.2 Begehung und Dokumentation von ausgewählten RÜB in NRW und BW	12
2.3 Bewertung der vorhandenen konstruktiven Lösungen.....	18
2.3.1 Rechteckbecken	19
2.3.2 Rundbecken	29
2.3.3 Zusammenfassende Aussagen und Schlussfolgerungen für Rechteck- und Rundbauweisen.....	33
2.4 Überwachung von Regenbecken.....	34
2.4.1 Stand und Funktion vorhandener Messtechnik	38
3 BESTIMMUNG DES FESTSTOFFRÜCKHALTS VON REGENÜBERLAUFBECKEN	42
3.1 Untersuchungsobjekte.....	42
3.1.1 RÜB Eggenstein-Leopoldshafen (Landkreis Karlsruhe, Baden-Württemberg) ...	42
3.1.2 RÜB Wahlscheid (Rhein-Sieg Kreis, Nordrhein-Westfalen)	44
3.1.3 RÜB Kolbingen (Landkreis Tuttlingen, Baden-Württemberg)	45
3.1.4 RÜB Rodt-Müllenbach (Oberbergischer Kreis, Nordrhein-Westfalen)	46
3.1.5 RÜB Kürten-Sülze (Rheinisch-Bergischer Kreis, Nordrhein-Westfalen)	47
3.1.6 RÜB Grunbach (Enzkreis, Baden-Württemberg).....	48
3.2 Methoden	50
3.2.1 Messkonzept und Messausstattung.....	50
3.2.2 Laboruntersuchungen.....	52
3.2.3 Auswertemethoden zur Berechnung der Wirksamkeit.....	52
3.3 Auswertung	57
3.3.1 Feststoffverteilung	57
3.3.2 Feststoffkonzentrationen.....	58
3.3.3 Oberflächenbeschickungen	61

3.3.4	Frachtwirkungsgrade	63
3.3.5	Ereignisspezifische Wirkungsgrade der Feinfraktion	65
3.3.6	Ergebnisse.....	70
3.4	Zusammenhang zwischen Bauart und Sedimentationsleistung von Regenbecken.....	73
3.5	Glühverlust und Stoffkonzentrationen.....	75
3.5.1	Glühverlust	75
3.5.2	Phosphor gesamt.....	76
3.5.3	Übersicht Schwermetallgehalte in der Feststofffracht	78
3.5.4	Kupfer (Cu)	79
3.5.5	Zink (Zn)	80
3.5.6	Zusammenfassung der Ergebnisse	82
4	EINSATZ VON QUALITÄTSSONDEN	83
4.1	Zielsetzung	83
4.2	Durchführung.....	83
4.3	Einrichtung und Betrieb der Messstellen	85
Aufbau / Inbetriebnahme	85
Konfiguration / Einstellungen	87
Vergleichsmessung /Kalibrierung	88
4.4	Messergebnisse	88
4.5	Schlussfolgerungen	92
5	ÜBERWACHUNGSKONZEPT VON MISCHWASSERBEHANDLUNGSANLAGEN – HEUTE UND MORGEN	95
5.1	Anforderungen an die Überwachung	95
5.2	Technische und betriebliche Umsetzung.....	96
5.2.1	Wasserstandsmessung.....	96
5.2.2	Entlastungsschwellen	97
5.2.3	Datenspeicherung / Datenübertragung	98
5.2.4	Auswertung / Hydraulische Kenngrößen.....	99
5.3	Hinweise für ein weitergehendes Überwachungskonzept zur Bewertung von Mischwasserbehandlungsanlagen	102
5.3.1	Betriebliche Umsetzung und behördliche Überwachung	102
5.3.2	Technische Umsetzung / Ausrüstungsstand	103
5.3.3	Erweitertes Überwachungskonzept.....	104

6	KONSTRUKTIVE OPTIMIERUNG VON REGENBECKEN	106
6.1	Vorschlagskatalog zur Verbesserung der Sedimentationsleistung für verschiedene Typen und Bauformen von Durchlaufbecken.....	106
6.2	Abschätzung des Optimierungsbedarfs für Durchlaufbecken in NRW.....	110
7	LITERATURVERZEICHNIS.....	113
8	ANHANG	117
8.1	Zulaufbedingungen der Becken aus dem orientierenden Monitoring.....	120
8.2	Aggregierte Daten zu Phosphor und Schwermetallen	121
8.3	Standortbezogene Ergebnisse zu Blei und Cadmium	124
8.3.1	Blei (Pb).....	124
8.3.2	Cadmium (Cd)	125
8.4	Einsatz von Qualitätssonden	126
8.4.1	Wartung.....	126
8.4.2	Kalibrierung mittels Kalibrierfunktion	128
8.4.3	Vorversuche zur Überprüfung der globalen Kalibrierung der Sonden (KIT).....	131
8.4.4	Kalibrierung mittels lokaler Kalibrierung (KIT)	131
8.4.5	Ergebnisse der Online-Messung.....	136
8.4.6	Messergebnisse (tabellarisch)	139
8.5	Wasserstands- Abfluss Beziehung.....	143

Abkürzungsverzeichnis

η	Gesamtwirkungsgrad (Speicher- und Sedimentationswirkungsgrad)
η_{Sed}	Sedimentationswirkungsgrad
η_{Speicher}	Speicherwirkungsgrad
Ab_KÜ	Entnahmestelle der Proben im Ablauf während der Entlastungsphase
A_{EK}	Fläche des kanalisierten Einzugsgebietes
A_{u}	undurchlässige Fläche des Einzugsgebietes
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS_{eq}	äquivalent der abfiltrierbaren Stoffe
B_{E}	ereignisspezifische Zulaufkraft
$B_{\text{Ab_Kü}}$	Ereignisspezifische Ablaufkraft
BÜ	Beckenüberlauf
C_{Speicher}	Konzentration
$C_{\text{Ab_KÜ}}$	Ablaufkonzentration (mg/l)
$C_{\text{Zu_Füll}}$	Zulaufkonzentration (mg/l)
$C_{\text{Zu_KÜ}}$	Zulaufkonzentration während der Entlastungsphase (mg/l)
CSB	Chemischer Sauerstoffverbrauch
CSB_{eq}	äquivalent des $\text{CSB}_{\text{gesamt}}$ über eine UV/VIS Spektrometersonde ermittelt
CSB_{feq}	äquivalent des $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ über eine UV/VIS Spektrometersonde ermittelt
DB	Durchlaufbecken
EZG	Einzugsgebiet
FB	Fangbecken
FSS	Feststoffsammler
GV	Glühverlust
HS	Hauptschluss
KA	Kläranlage
KÜ	Klärüberlauf
MID	magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MWBA	Mischwasserbehandlungsanlagen
n	Anzahl
n_{e}	Anzahl der Entlastungsereignisse
NS	Nebenschluss
P_{spez}	Spezifische Zulaufleistung bei Rundbecken
q_{A}	Oberflächenbeschickung
$q_{\text{A,max}}$	maximale Oberflächenbeschickung
$q_{\text{A,mittel}}$	mittlere Oberflächenbeschickung
Q_{Dr}	Drosselabfluss
Q_{krit}	kritischer Mischwasserabfluss
$Q_{\text{KÜ}}$	Abfluss über Klärüberlauf
$Q_{\text{r,krit}}$	kritischer Regenabfluss
RBF	Retentionsbodenfilter
RÜB	Regenüberlaufbecken
SM	Schwermetalle
TB	Trennbauwerk
TR	Trockenrückstand (Anteil in %)
TS	Trockensubstanz (Masse nach Filtration bezogen auf Volumen)
V_{B}	Volumen des Regenbeckens
V_{e}	ereignisspezifisches Volumen
$V_{\text{RÜB}}$	Gesamtvolumen des Bauwerks
V_{S}	flächenspezifisches Beckenvolumen bezogen auf Fläche A_{u}
V_{Stat}	anrechenbare statische Kanalvolumen
V_{SK}	Stauraumvolumen
Zu_Füll	Entnahmestelle der Proben im Zulauf während der Füllphase des Beckens
Zu_KÜ	Entnahmestelle der Proben im Zulauf während der Entlastung des Beckens

Zusammenfassung

Der Ausbau von Durchlaufbecken in Nordrhein-Westfalen wurde von 1975 bis etwa 2005 sehr stark forciert. Heute erfolgen nur noch vereinzelt Inbetriebnahmen. Die jährlichen Inbetriebnahmen in Baden-Württemberg übersteigen seit dem Jahr 2000 die von NRW, sodass der Ausbau von RÜB in BW noch nicht abgeschlossen zu sein scheint.

Aus der Altersstruktur der Regenbecken in NRW geht hervor das 70 Prozent der Anlagen bereits älter als 20 Jahre sind. Viele der Anlagen entsprechen daher nicht dem aktuellen Stand der Technik, u.a. weil Empfehlungen zur konstruktiven Gestaltung erst zu einem späteren Zeitpunkt formuliert wurden. Um zu identifizieren, welche Defizite bei den 36 besichtigten Anlagen vorhanden sind, wurde ein punktebasiertes Bewertungssystem erarbeitet. Die Bewertungskriterien stellen konstruktive Faktoren dar, die in einem Zusammenhang mit dem Strömungsverhalten in der Sedimentationskammer stehen. In Folge dessen sind sie für den Sedimentationsprozess und damit für den Wirkungsgrad der Anlage von Bedeutung.

Rechteckbecken weichen hinsichtlich der Geometrie (Länge : Breite : Höhe) häufig von den Empfehlungen der DWA ab. Eine Unterschreitung des Länge zu Breite-Verhältnisses ist zu vermeiden, um die Sedimentationsstrecke nicht zu verkürzen. Auch bei der Zulaufgestaltung sind Rechteckbecken oft nicht so konzipiert, dass die gewünschte Strömungsverteilung über den Beckenquerschnitt sowie eine hohe Energiedissipation erreicht wird. Da sich die Zulaufgestaltung auf den Sedimentationswirkungsgrad auswirkt, besteht hier ein hohes Potential zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit der Rechteckbecken. Bei Rundbecken wurden die Empfehlungen zur Geometrie (Durchmesser : Höhe) weniger häufig überschritten. Die Zulaufgestaltung ist bei Rundbecken über den tangentialen Zulauf klar definiert, wodurch es seltener als bei Rechteckbecken zu Abweichungen kommt. Die Anlagenbegehung zeigte weiterhin für beide Bauformen Defizite bei der Gestaltung der Ablaufsituation auf. Die Schwellen werden häufig nicht der Anforderung eines gleichmäßigen Klarwasserabzugs gerecht und bieten häufig nicht die Voraussetzungen, um belastbare Entlastungsmessungen durchführen zu können.

Aus den Erhebungen leitet sich ein Sanierungsbedarf, insbesondere für Rechteckbecken ab. Das höchste Potential zur Steigerung der Sedimentationswirksamkeit wird der Optimierung der Zulaufsituation zugesprochen.

Um die Wirksamkeit von Regenbecken zu ermitteln, wurde an 6 Regenüberlaufbecken ein einjähriges Monitoring durchgeführt. Es wurden Rechteck- und Rundbauweisen untersucht, bei denen möglichst günstige konstruktive und hydraulische Bedingungen vorhanden waren. Folgende Ergebnisse sind aus dem Monitoring hervorgegangen:

- Die Feinfraktion (<63 µm) nimmt den höchsten Trockensubstanzanteile an der Gesamtfracht ein (siehe Abbildung 26). Die Mediane der Feinfraktion betragen in der Füllphase 71 %, im Zulauf während der Entlastungsphase 76 % und im Ablauf 88 %. Die Verfügbarkeit von Feinmaterial ist permanent vorhanden.
- Die vier Rechteckbecken erzielen für die Feinfraktion einen mittleren Wirkungsgrad von 54% (Median). Dieser setzt sich aus einem Speicherwirkungsgrad von 22% und

einem Sedimentationswirkungsgrad von 29% zusammen. Die beiden Rundbecken erzielen für die Feinfraktion einen Wirkungsgrad von 46%. Er setzt sich aus einem Speicherwirkungsgrad von 20% und einem Sedimentationswirkungsgrad von 21% zusammen.

Angesichts der geringen Beckenanzahl und der geringen Unterschiede zwischen den Becken kann aus der vorliegenden Untersuchung keine Schlussfolgerung für eine Bauform mit systematisch höheren Wirkungsgraden gezogen werden.

- Bei Rechteckbecken lässt sich ein tendenzieller, jedoch von starken Streuungen geprägter Zusammenhang des Wirkungsgrades von der Oberflächenbeschickung erkennen. Die Daten geben lediglich einen Hinweis darauf, dass ein Zusammenhang zwischen einer geringen hydraulischen Belastung und einem hohen Wirkungsgrad besteht. Die hohe Streuung der Daten schließt jedoch einen monokausalen Zusammenhang aus. Als Hypothese für die offenkundig weiteren Einflussgrößen können die Sinkgeschwindigkeit der Partikel, die Strömungsturbulenz in den Becken sowie die hydraulische und stoffliche Belastungsdynamik gelten. Weder die mittlere noch die maximale Oberflächenbeschickung vermögen diese Größen hinreichend abzubilden.
- Die Sedimentationswirksamkeit von Regenüberlaufbecken steht im Zusammenhang mit ihrer hydraulischen Oberflächenbeschickung. Um einen höheren Wirkungsgrad für den Rückhalt der Feinfraktion zu erzielen, kann die Reduktion der Oberflächenbeschickung von derzeit 10 m/h zur künftigen Bemessung als zielführend gelten. Die Befunde verdeutlichen zudem, dass Überschreitungen des Bemessungswertes vermieden werden müssen.
- Konstruktive Mängel an Regenbecken setzen deren Sedimentationswirksamkeit herab. In der Nachrüstung und Optimierung von Durchlaufbecken liegt daher ein hohes Potential zur Verringerung der Einträge von Feststoffen und partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen.
- Die Entlastungskonzentrationen der Feinfraktion (<63 µm) liegen bei etwa der Hälfte der erfassten Entlastungsereignisse unter 40 mg/l, 70 % der Ereignisse weisen im Mittel Konzentrationen unter 60 mg/l auf und bei ca. 80 % der Entlastungsereignisse lagen die Klärüberlaufkonzentrationen im Mittel unter 80 mg/l.

Im Zuge des Vorhabens wurde der Großteil, der an den Regenbecken gezogenen Proben, in der Grob- und Feinfraktion auf die Parameter Glühverlust, Phosphor, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei untersucht (Kapitel 3.5).

Der Glühverlust ist fraktionsgebunden. In der Feinfraktion liegt der organische Anteil mit 35 % bis 40 % deutlich unterhalb des GV in der Grobfraktion (0,063 mm bis 2,0 mm) mit 60% - 70%. Partikulärer Phosphor ist ebenfalls vorwiegend in der Feinfraktion gebunden und erreicht im Mischsystem mittlere Zulaufkonzentrationen von 7600 mg/kg. Die Mediane von Cu, Zn, und Cd weisen in der Feinfraktion etwa 50% höhere Konzentration gegenüber der Grobfraktion auf.

Online Monitoring

In diesem Vorhaben wurden vor dem Hintergrund eines breiten Einsatzgebietes von Online-Konzentrationsmessungen UV/VIS-Spektrometersonden eingesetzt. Sie ermöglichen die Aufzeichnung stofflicher Parameter an Mischwasserentlastungen in hoher zeitlicher Auflösung. Die Sonden wurden primär eingesetzt, um Betriebserfahrungen zu sammeln.

Die Qualität der Messergebnisse ist stark von der Kalibrierung der Sonden abhängig. Voraussetzung für eine Etablierung von UV/VIS Sonden an Regenbecken wäre daher, dass Hersteller eine globale Kalibrierung zur Verfügung stellen mit der die Sonden betrieben werden können. Eine lokale, an den Standort angepasste Kalibrierung wie es im Vorhaben durchgeführt wurde stellt einen hohen Aufwand dar, den Betreiber im Normalfall nicht leisten können.

Unter Einsatz von ausgebildetem Fachpersonal und guten Randbedingungen können UV/VIS Spektrometersonden lückenlose Datenaufzeichnungen über die Emissionen zahlreicher Parameter liefern und somit einen neuen Erkenntnisgewinn erbringen. Demgegenüber stehen jedoch sehr hohe Anschaffungskosten (UV/VIS Messsystem incl. Peripherie ca. 20.000,- €, Stand: 2011) sowie hohe Zeit- und Kostenaufwendungen für Installation, Kalibrierung, Wartung sowie Datenauswertung (Kapitel 4.5 und 8.4). Diese Faktoren machen Spektrometersonden für einen Dauereinsatz an Regenbecken aktuell noch uninteressant.

Die Messkampagnen in NRW und BW zeigten, dass die Ermittlung von Frachten auf Basis erfasster Messdaten teils große Unsicherheiten aufweisen.

Überwachung von Regenbecken

In diesem Vorhaben wurden Begehungen an 36 Regenbecken in NRW und BW durchgeführt. Insbesondere die Ablaufsituation und Messtechnik wurden dabei genauer In Augenschein genommen und bewertet. Mehrfach wurde festgestellt, dass die Anordnung und Anströmung der Entlastungsschwelle konstruktive Mängel aufweist und auch die Messtechnik zum Teil fehlerhaft installiert ist. Überwiegend handelt es sich um Problemstellungen, die auch aus der Überwachungspraxis bereits bekannt sind und in der Fachwelt vielfach diskutiert werden.

Nach einer Stellungnahme der Behördenvertreter 2011 zeichnet sich rückblickend auf die letzten zehn Jahre jedoch eine zunehmende Verbesserung der Situation im Hinblick auf die Qualität der Messtechnik an Mischwasserbehandlungsanlagen ab (IKT-Behördenworkshop (2011)). Nach wie vor ist jedoch verstärkt darauf hinzuwirken, dass Messeinrichtungen gewartet, Messdaten systematisch ausgewertet und ggf. erforderliche Maßnahmen zur Optimierung des Einstau- und Entlastungsverhaltens umgesetzt werden. Entsprechende Hinweise und Auswertemethoden sind in der Fachliteratur in Kapitel 5.2.4 beschrieben.

Die Weiterentwicklung hin zu einer soliden messtechnischen Ausstattung von Regenbecken und einer Überwachung des Betriebsverhaltens wird in NRW insbesondere mit der 2013 in Kraft getretenen Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen (SüwVO Abw) noch einmal unterstützt. Soll zukünftig auch eine systematische Auswertung und betriebliche Verwertung der aufgezeichneten Messdaten sichergestellt werden, so wird empfohlen, regelmäßig entsprechende Auswertungen durch die zuständige Aufsichtsbehörde abzufragen. Rechtliche Vorgaben für eine zusätzliche verpflichtende Fremdüberwachung (Erst- / Folgeprüfung) für Wasserstandsmesseinrichtungen sollte in Erwägung gezogen werden.

1 Einleitung

Im § 57 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) wird für Abwassereinleitungen grundsätzlich eine Reduzierung der Schadstofffrachten nach dem Stand der Technik gefordert. Für Abwasserbehandlungsanlagen werden Anforderungen nach dem Stand der Technik bundesweit einheitlich in der Abwasserverordnung (AbwV) konkretisiert.

Entsprechende Anforderungen an die Behandlung und Einleitung von Niederschlagswasser findet man bisher ausschließlich auf Länderebene. Die Überwachung und betriebliche Bewertung von bestehenden Mischwasserbehandlungsanlagen (MWBA) basierte bis zum Oktober 2013 im Wesentlichen auf den Anforderungen der für NRW eingeführten Selbstüberwachungsverordnung Kanal (SüwV Kan, 1995). Ab Oktober 2013 trat an dessen Stelle die Selbstüberwachungsverordnung Abwasser (SüwVO Abw, 2013) in Kraft und regelt in § 3, dass *„grundsätzlich bei Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen eines Kanalisationsnetzes ... zur Überwachung kontinuierlich aufzeichnende Wasserstandsmessgeräte einzubauen sind. Durch geeignete Auswertungen der Füllstände und Benutzungszeiten sind Überlaufmengen, -dauer und -häufigkeit und bei Bedarf die zur Abwasserbehandlungsanlage weitergeleiteten Abwassermengen zu ermitteln“*. Vor diesem Hintergrund wurden bereits und werden weiterhin Regenbecken in Nordrhein-Westfalen mit Durchfluss- und Wasserstandsmessgeräten ausgerüstet. Eine Überwachung der Qualität des Überlaufes aus Mischwasserbehandlungsanlagen wird nach dem derzeitigen Diskussionsstand, u. a. auf Grund von fehlenden bzw. unzureichenden Überwachungsmöglichkeiten nicht durchgeführt (Mertsch, 2006) und ist bislang auch nicht gefordert.

Die übergeordnete Zielsetzung der Mischwasserbehandlung ist die bestmögliche Reduzierung der Gesamtemissionen aus Mischwasserüberlauf und Kläranlagenablauf.

In Nordrhein-Westfalen standen bei der praktischen Umsetzung die Bauwerkstypen Durchlaufbecken (DB) und Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung (SKU) im Vordergrund. DWA-A 166 (2013) definiert für Durchlaufbecken eine Reihe von einzuhaltenden Entwurfskriterien (Klärbedingungen), so z.B. bei Rechteckbecken eine Oberflächenbeschickung von $q_A = 10 \text{ m/h}$ beim kritischen Zufluss (in der Regel mit einer Regenspende von $15 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ berechnet), eine maximale Längsdurchströmungsgeschwindigkeit und Wehrschwellenbelastung sowie bestimmte Verhältnisse von Länge:Breite:Höhe. Einige andere Kriterien gelten für Durchlaufbecken als Rundbecken sowie für Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung. Diese Kriterien werden bei der Beurteilung von Beckenentwürfen als Regel der Technik betrachtet. Eine Sonderbauart von Regenbecken sind hydrodynamische Abscheider, die vorzugsweise als Ersatz an Stelle kleiner Fangbecken eingesetzt werden und für die spezielle Bemessungsverfahren existieren (LFU, 1997). Diese Bauart hat in NRW jedoch keine weite Verbreitung gefunden. Die in NRW sehr häufigen Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung wirken nur bei geringen Zuflüssen als Sedimentationsanlagen, bei größeren Zuflüssen befürchtet man eine Remobilisierung der bereits abgelagerten Sedimente. Wegen dieser besonderen Problematik wurde diese Beckenbauart für dieses Vorhaben ausgeklammert.

In der Summe werden in Nordrhein-Westfalen ca. 3.500 Regenüberlaufbecken betrieben, die im Regenbeckenkataster REBEKA getrennt nach Bauwerkstypen erfasst sind. Die verfügbaren Datensätze enthalten folgende Angaben: Stammdaten der Anlage, Art und Kenndaten des Bauwerks, Planungsdaten und ggfs. auch Daten zu Durchflüssen und Wasserständen. Dieser Datensatz bildet die Grundlage zur Bearbeitung der nachfolgend

skizzierten Ziele und war Ausgangspunkt für die Untersuchungen. Eine weitere, ähnlich aufgebaute Datenbasis liegt für Baden-Württemberg vor, wo weitere 6.600 Regenüberlaufbecken betrieben werden (WIBAS).

Der erste Teil dieses Vorhabens widmet sich der Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenbecken. In einem abgestuften Verfahren wurden zunächst die Regenüberlaufbecken beider Länder kategorisiert. Anschließend wurde im Rahmen einer Erhebungsuntersuchung ein Abgleich zwischen der Datenlage und den realen Bedingungen an einer Stichprobe von 36 Regenüberlaufbecken durchgeführt. Die gewonnenen Daten dienen darüber hinaus einer Beurteilung der Anlagen hinsichtlich ihrer konstruktiven Bedingungen.

Aus der Auswahl der besichtigten Anlagen wurden insgesamt 6 Durchlaufbecken für ein Monitoringprogramm ausgewählt. An diesen Becken wurden Sedimentationswirkungsgrade anhand von Wasserproben sowie die qualitative Belastung der Entlastungsabflüsse mittels online-Messungen erfasst.

Ein weiterer Aspekt des Vorhabens zeigt auf, welche technische Ausrüstung von Regenbecken unter Berücksichtigung derzeitiger und zukünftiger Anforderungen erforderlich ist und welche Auswertemethoden grundsätzlich geeignet sind, um die Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen anhand von betrieblichen Kenngrößen zuverlässig und nach einheitlichen Grundsätzen zu bewerten.

Auf Grundlage der Ergebnisse des Monitorings wurde das Ertüchtigungspotenzial für Mischwasserbehandlungsanlagen quantitativ erarbeitet. Ferner sind Vorschläge für ein zukunftsfähiges Konzept zur betrieblichen Überwachung und Bewertung von Mischwasserbehandlungsanlagen entstanden.

Der zweite Teil des Forschungsprojektes widmet sich Möglichkeiten zur Verbesserung der Sedimentationsleistung. Im Hinblick auf eine Anwendbarkeit bei möglichst vielen bestehenden und noch zu bauenden Becken ist hier insbesondere an den Einsatz von Schrägklärern gedacht, auch als Lamellenabscheider bezeichnet. Hier wurden theoretische Untersuchungen (CFD-Modellierung), halbtechnische Modellversuche und auch großtechnische Versuche vorgenommen. Ziel war es, die erreichbare Leistungssteigerung zu bewerten und Vorschläge für die künftige Bemessung und die betriebssichere Gestaltung zu erarbeiten.

2 Bestandsanalyse zu Regenbecken in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg

von Mike Kemper, Thomas Nichler, Markus Gillar und Markus Engelberg

2.1 Regenüberlaufbecken in NRW und BW

Sowohl in NRW als auch in BW werden wesentliche Betriebs- und Bestandskenndaten für den größten Teil der bestehenden Regenüberlaufbecken in Umweltinformationssystemen verzeichnet. In NRW ist dies das Regenbeckenkataster REBEKA; in BW ist es das Informationssystem Wasser, Immissionsschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz (WIBAS). Ausgewählte Informationen aus diesen Datenbanken wurden im Rahmen des Vorhabens ausgewertet und analysiert.

Auswertung des REBEKA

Das Regenbeckenkataster REBEKA diene der bauwerksspezifischen Erfassung der Sonderbauwerke der Kanalisation in NRW. REBEKA wurde vor allem von den Bezirksregierungen gepflegt. Den Umweltbehörden stand NIEWA für Regenwassereinleitungen und –anlagen zur Verfügung. Mittlerweile wurden die abwasserbezogenen Datenbanken zu einem Einleitungskataster ELKA zusammengefasst und seit 11.2014 vorerst nur von den Bezirksregierungen gepflegt.

Für die unterschiedlichen Bauwerkstypen Regenklärbecken, Regenrückhaltebecken, Regenüberläufe, Stauraumkanäle und Regenüberlaufbecken sind im Wesentlichen folgende Daten zu den einzelnen Bauwerken enthalten:

- Stammdaten
(Betreiber, Lage, Gewässer, Verwaltungsdaten, zugehörige Kläranlage, Verknüpfung mit anderen Becken - Netzbezug, Trennkanalisation/Mischwasserkanalisation).
- Art und Kenndaten des Bauwerks
(Durchlaufbecken, Hauptschluss, Volumen, befestigte Fläche etc.).
- Planungsdaten (Auslegung),
Technik (Durchflussmessungen, Pumpwerk, Regenbecken, Ausgleichsbecken).
- Berechnungsverfahren.
- Bauweise (Massiv, Erdbecken, offen...); Reinigungseinrichtung, Drosseleinrichtung, Ausrichtung des Überlaufs, Beckensteuerung, Messeinrichtungen, Behandlung des Abwassers, Hochwassersicherung,

Im Rahmen des Vorhabens wurde von IT.NRW eine Kopie der REBEKA-Datenbank des Landes NRW (Stand: 13.01.2011) zur Verfügung gestellt.

Eine erste Auswertung der im Verzeichnis geführten Beckentypen zeigte, dass gemäß der Datenbank der überwiegende Teil – 1.245 der insgesamt 1.975 Regenüberlaufbecken in NRW – als Durchlaufbecken betrieben werden. Bei der weiteren Unterscheidung in offene und geschlossene Durchlaufbecken zeigte sich annähernd eine Aufteilung in gleiche Anteile.

Insgesamt wird mit den in REBEKA aktuell verzeichneten Regenüberlaufbecken ein Gesamtbehandlungsvolumen in Höhe von ca. 3,34 Mio. m³ zur Verfügung gestellt. Davon entfällt ein Speichervolumen von ca. 2,38 Mio. m³, d.h. rd. 71 % auf die in NRW vorhandenen Durchlaufbecken. Damit stellen Durchlaufbecken nicht nur zahlenmäßig, sondern auch hinsichtlich des Speichervolumens den mit Abstand größten Anteil der RÜB in NRW dar.

Auswertung WIBAS

WIBAS ist ein Teil des Umweltinformationssystems Baden-Württemberg (UIS BW), worin unter anderem auch die Informationen zu den Regenbecken verwaltet werden. Das Ministerium steuert und koordiniert die Entwicklung des Systems mit Unterstützung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) sowie der Datenzentrale Baden-Württemberg. Von den etwa 2.000 Anwendern bei Ämtern und Kommunen werden die Informationen direkt in das System eingepflegt, unter anderem die der Regenbecken. Die LUBW hat einen Auszug des Systems über alle gespeicherten Mischwasserbehandlungsanlagen für dieses Projekt zur Verfügung gestellt. In diesem Datenbestand werden 6.392 Regenüberlaufbecken geführt (Stand: März 2011). Die 6.392 Datensätze beinhalten private, kommunale, stillgelegte, betriebene und geplante Anlagen. Unter Betrachtung der betriebenen Becken verbleiben 5.871 Mischwasserbehandlungsanlagen. Abbildung 1 zeigt die Verteilung der Anlagen auf Fangbecken (FB), Durchlaufbecken (DB), Stauraumkanäle (SK) und Verbundbecken (VB) sowie das umgesetzte Beckenvolumen in Baden Württemberg. Die Fangbecken sind mit 3.000 Becken und einem prozentualen Anteil von 53 % die häufigsten Anlagentypen. Durchlaufbecken gibt es im Bestand ca. 934, was einem Anteil von etwa 17% entspricht.

Das Speichervolumen der gesamten Anlagen beträgt in der Summe 3,11 Mio.m³. Bedingt durch den hohen Anteil erbringen FB mit 41% (1,28 Mio.m³) und Durchlaufbecken mit 31% den Großteil des Speichervolumens.

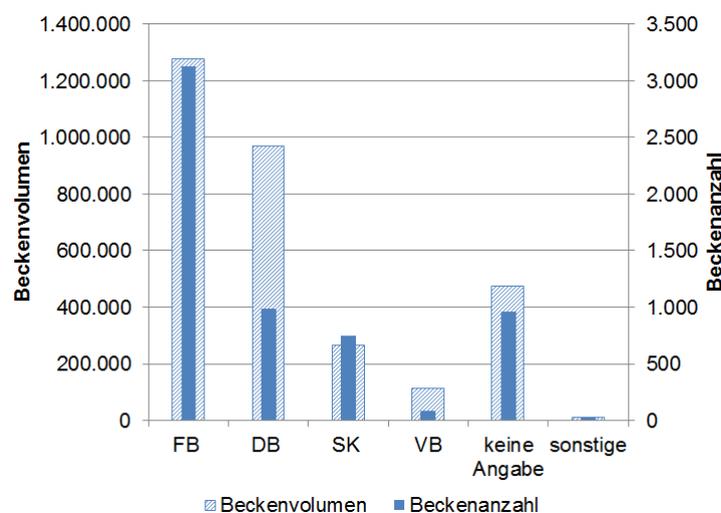


Abbildung 1: Häufigkeit der Bauarten von Mischwasserbehandlungsanlagen in Baden-Württemberg

Die historische Entwicklung des Bestandes an Regenbecken in NRW und BW geht aus der Auswertung der Inbetriebnahmen für Durchlaufbecken hervor (Abbildung 2). Das erste Regenbecken in NRW wurde 1915 erbaut (Brombach et al., 2014). In der REBEKA Datenbank gehen die ersten Inbetriebnahmen auf das Jahr 1928 zurück und gehen damit deutlich weiter zurück, als die Daten von Baden-Württemberg, die erst ab dem Jahr 1971 eingepflegt sind.

Bis Ende der 70er Jahre wurden in NRW eher vereinzelt Durchlaufbecken errichtet. Erst Mitte der 80er Jahre ist es in NRW und BW zu einem markanten Anstieg von Neubauten gekommen. Entsprechend ist eine Vielzahl der heute vorhandenen RÜB in der Zeit von Beginn der 80er- bis zum Ende der 90er-Jahre entstanden.

Betrachtet man die Verteilung der Inbetriebnahmen in NRW wird deutlich, dass zwischen 1975 und 2005 der Großteil des Bestandes an Regenbecken gebaut wurde und die Anzahl der Neubauten in den letzten Jahren gegen Null geht. Herausragend in der Entwicklung sind die Jahre 1985 und 1992 mit 61 bzw. 76 Inbetriebnahmen. Anzunehmen ist, dass diese Entwicklung u.a. auch entscheidend von dem im Jahr 1977 erstmals aufgelegten und 1992 novellierten Arbeitsblatt ATV-A 128 geprägt ist. Erst 1999 wurde das Arbeitsblatt ATV-A 166 zusammen mit dem Merkblatt M 176 erstmals publiziert, die u.a. wichtige Hinweise zur konstruktiven Gestaltung beinhalten, auch in diesem Jahr ist ein Peak zu erkennen. Seit dem Jahr 2000 ist ein steter Rückgang der Neubauten zu verzeichnen. Der zeitliche Verlauf der Inbetriebnahmen zeigt, dass die DWA Empfehlungen in NRW deutliche Impulse für den Neubau von Becken nach dem Stand der Technik gesetzt haben.

Der Verlauf der Inbetriebnahmen von Durchlaufbecken zeigt in BW eine andere Entwicklung gegenüber NRW. Der Verlauf des Säulendiagramms zeigt einen konstanteren Ausbau dadurch dass bis 2010 noch Inbetriebnahmen erfolgen, wohingegen in NRW nur noch vereinzelt Inbetriebnahmen stattfanden.

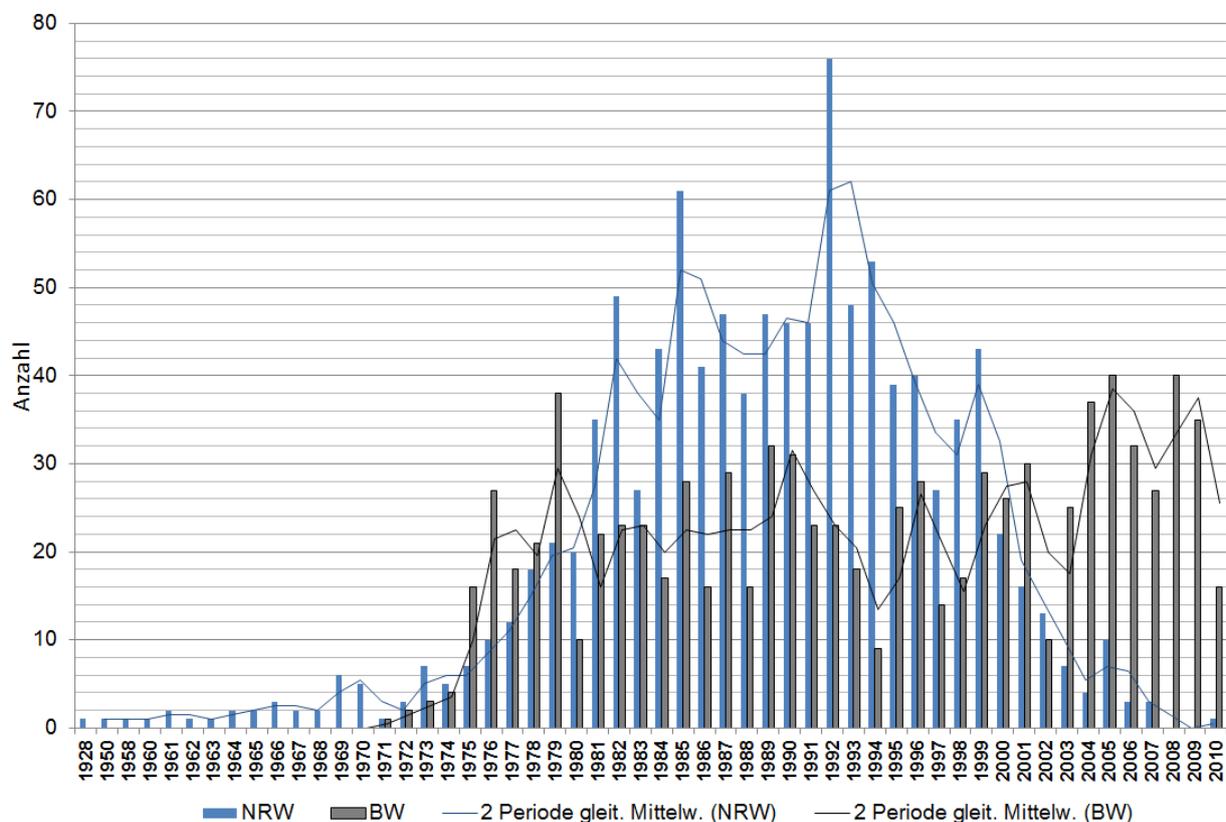


Abbildung 2: Inbetriebnahme der Durchlaufbecken in NRW und BW (Quellen: REBEKA 01/2011 und WIBAS Stand 03/2011)

In Abbildung 3 sind die in NRW und BW vorhandenen Durchlaufbecken entsprechend ihres Beckenvolumens aggregiert in 100 m³-Schritten dargestellt. Das Diagramm zeigt, dass Becken mit geringerem Volumen wesentlich häufiger gebaut wurden als großvolumige Becken. In NRW als auch BW weisen die meisten Becken ein Volumen zwischen 200 und 300 m³ auf. Die Trendlinien des Balkendiagramms beider Länder zeigen, dass in Baden-Württemberg in der Summe mehr Becken bis zu einem Volumen von 600 m³ gebaut wurden als in Nordrhein-Westfalen. In NRW sind hingegen in der Summe mehr Becken größer 600 m³. Es gibt auch vereinzelte Becken mit einem höheren Speichervolumen als 4.100 m³.

In NRW beträgt dieser Anteil sogar ~10% wohingegen es in BW nur ~3% sind. Das größte eingetragene Speichervolumen liegt in NRW bei bemerkenswerten 40.000 m³ (spez. Speichervolumen nach REBEKA 64 m³/ha).

Ein Interpretationsansatz für die in NRW häufiger vorkommenden größeren Beckenvolumen liegt in der hohen Flächenversiegelung in NRW. Mit 22,7 % ist der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche in NRW bundesweit am höchsten (IT.NRW, 2013). BW liegt mit 14,2 % knapp über dem Bundesdurchschnitt (StLaBW, 2013). Ein anderer möglicher Grund ist die stärkere Urbanisierung in NRW mit tendenziell größeren Teileinzugsgebieten, verbunden mit der Verwaltungsstruktur mit großen Abwasserverbänden, deren Gebiet eine Reihe von Städten umfasst und die auch schon in der Vergangenheit über Gemeindegrenzen hinausgehende Planungen durchgeführt haben.

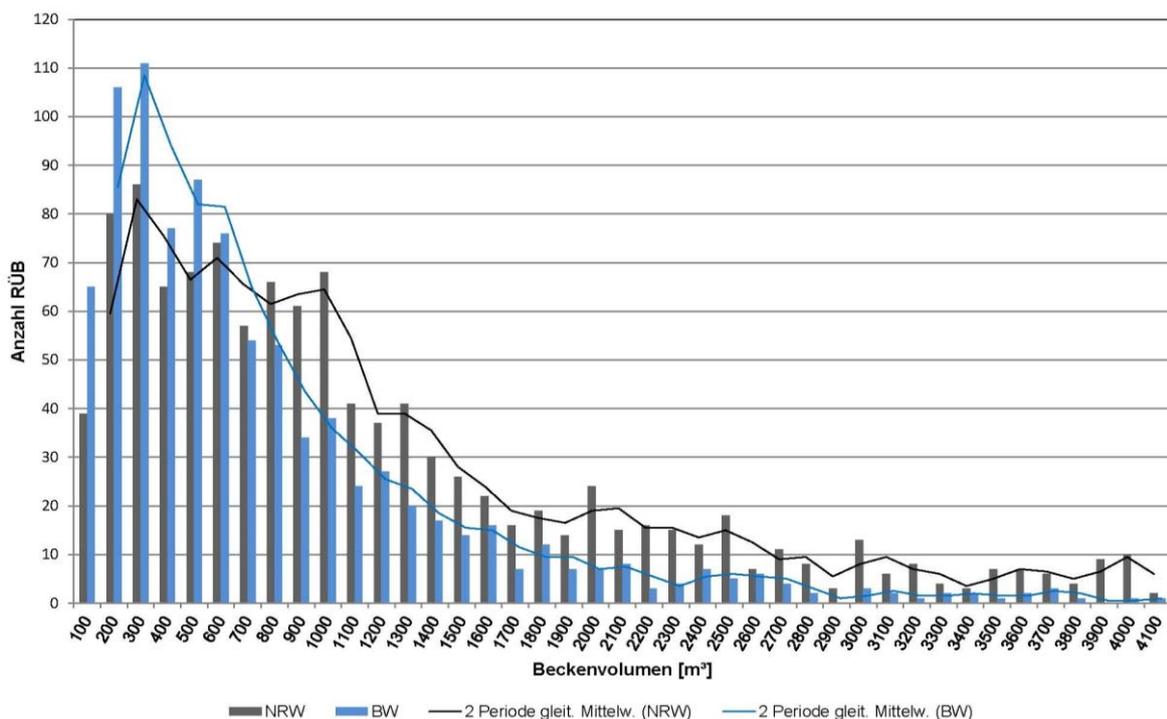


Abbildung 3: Behandlungsvolumina der Durchlaufbecken in NRW und BW, Auswertung REBEKA / WIBAS

Aus Abbildung 4 geht die prozentuale Verteilung der Becken hervor. Liegt der prozentuale Anteil der Becken von ca. 50 % in BW bei einem Volumen von 600 m³, liegt der 50 % Anteil in NRW erst bei 1000 m³. 90 % der Becken in BW haben ein Volumen bis 1800 m³ und in NRW liegt die 90 % Marke bei einem Volumen von 4.100 m³. Darin begründet sich letztlich auch die Darstellung der Daten in der Abbildung.

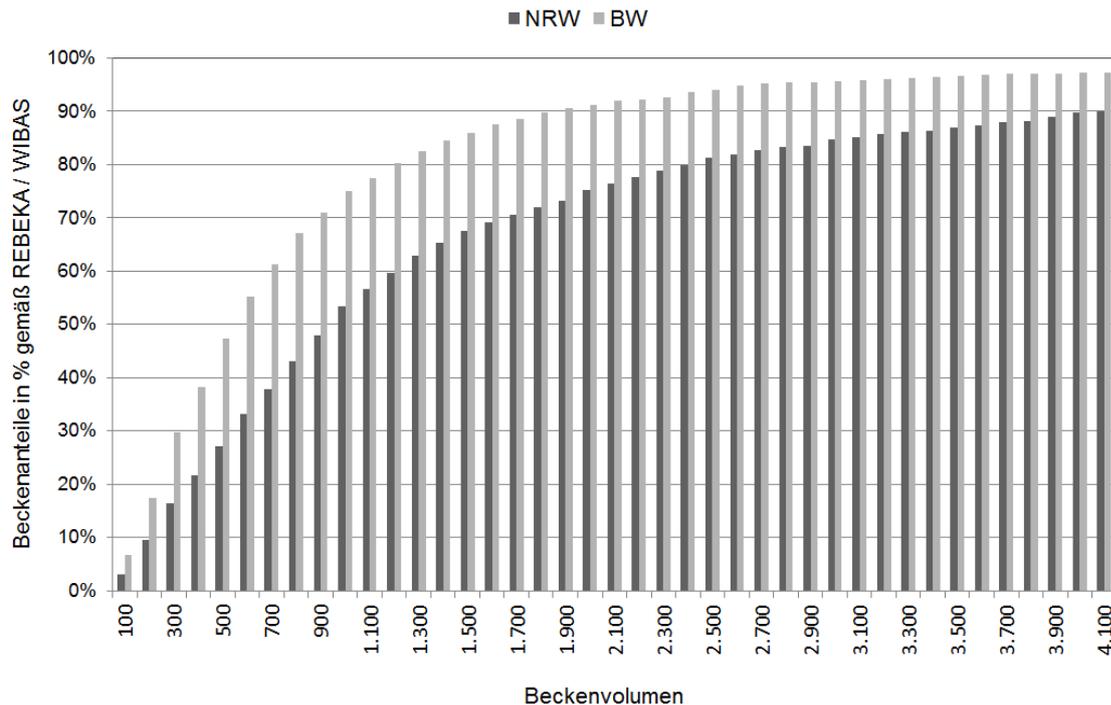


Abbildung 4: Prozentuale Verteilung der Volumen von Durchlaufbecken in NRW und BW, Auswertung REBEKA / WIBAS

Ein weiteres Kriterium für die Charakterisierung von Regenbecken ist die Bauform, d.h. die Ausführung als Rund- oder Rechteckbecken. Die REBEKA-Datenbank enthält keine Informationen über die Beckenform. Sowohl Rund- als auch Rechteckbecken sind in NRW erfahrungsgemäß vorhanden, ihre Häufigkeit kann auf der Grundlage der vorliegenden Daten jedoch nicht beziffert werden.

Dem UIS WIBAS hingegen kann diese Information entnommen werden. In Abbildung 5 ist die Verteilung der Durchlaufbecken in Baden Württemberg in Bezug auf deren Bauform (Rechteck-/Rundbauweise) und Bauweise (geschlossen/offen) dargestellt. Um die Informationen zu verdichten und die Aussage klarer darstellen zu können, wurden die Datensätze, zu denen in WIBAS keine Angabe bestehen, nach einer prozentualen Gewichtung auf die Bauform und Bauweise verteilt. Der aktuelle Datenbestand zeigt, dass Rechteckbecken mit ca. 74 % deutlich häufiger vorkommen als Becken in Rundbauweise mit 26 % und das insgesamt mehr geschlossene als offene Bauweisen vorhanden sind.

Für die Häufigkeitsverteilung von Rund- und Rechteckbauweisen sind die lange Zeit geltenden Patentrechte auf Wirbelschachtbecken und Regenzyklonbecken verantwortlich sowie Grundstücksvorgaben, Gründe der Beckenreinigung sowie das limitierte Beckenvolumen bei Rundbauweisen (LfU, 1997). Ein wichtiger Nachteil bei Rundbecken, zumindest bei der einfacheren Bauform im Hauptschluss, ist auch der Umstand, dass der Drosselablauf wegen des mittigen Sumpfes deutlich tiefer zu liegen kommt als der Zulauf. In vorhandene Kanäle kann der Planer Rundbecken daher weniger gut „einschleifen“ als Rechteckbecken.

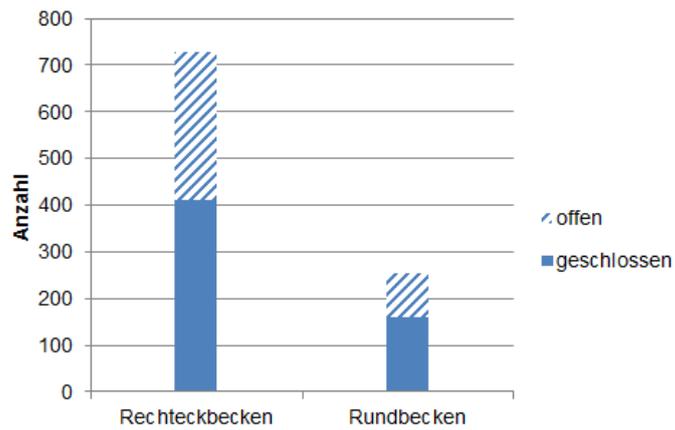


Abbildung 5: Bauform und Bauweise der Durchlaufbecken in Baden-Württemberg

Hinsichtlich einer Optimierung von Regenbecken sind die Bauform und Bauweise von Relevanz für die technische Umsetzbarkeit von Maßnahmen und wird sich in Folge dessen auch bei den Kostenaufwendungen bemerkbar machen.

2.2 Begehung und Dokumentation von ausgewählten RÜB in NRW und BW

Auf Grundlage der in Kapitel 2 ausgewerteten Bestandsdaten (Umweltinformationssysteme & Bestandsdaten) wurde eine Vorauswahl von etwa 20 Regenbecken in jedem der beiden Bundesländer getroffen, die im Rahmen einer Anlagenbegehung besichtigt wurden. Die Begehung diente zum einen der Bewertung der Anlagen hinsichtlich ihrer konstruktiven Bedingungen und darüber hinaus der Auswahl von Durchlaufbecken, die im Rahmen des orientierenden Monitorings auf Ihre Wirksamkeit untersucht wurden.

In Nordrhein-Westfalen wurden die Regenbecken des Projektpartners Aggerverband in die engere Auswahl genommen. Insgesamt werden von dem Verband 95 Durchlaufbecken betrieben, aus denen die Anlagen für die Begehung ausgewählt wurden. In Baden-Württemberg wurden aus dem landesweiten Bestand Regenüberlaufbecken ausgewählt und besichtigt.

Um eine Auswahl von Anlagen aus den Datenbeständen treffen zu können, wurden im Rahmen einer Projektbesprechung Kriterien abgestimmt, die für die Auswahl der Regenbecken zu Grunde gelegt wurden. Die Kriterien sind zum Teil aus REBEKA und WIBAS abrufbar. Ergänzend wurde in NRW auf die Kenntnisse des Aggerverbandes zu seinen Anlagen zurückgegriffen und in BW auf Planungsunterlagen des Projektpartners UFT.

Die Auswahl der Regenbecken welche besichtigt werden sollten, wurde anhand folgender Kriterien getroffen:

- **Stand der Technik / Inbetriebnahme**
Die Becken sollten entsprechend dem DWA Arbeitsblatt A 166 und dem Merkblatt M 176 konstruiert sein. Ausgefallene, ungewöhnliche Konstruktionen sollten von der Auswahl ausgeschlossen werden. Um dieses Kriterium berücksichtigen zu können, blieben Anlagen, die vor 1970 in Betrieb genommen wurden, generell unberücksichtigt.
- **Messausstattung**
Anlagen, welche über eine gut funktionierende Messausrüstung und Fernmeldetechnik verfügen und von denen es plausible Daten zur Entlastungsaktivität gibt, waren von höherem Interesse, da diese Ausstattung im Monitoring von Vorteil ist.
- **Entlastungsdauer**
Soweit Daten verfügbar waren, wurden Becken mit einer langen Entlastungsdauer ausgewählt, wobei Extreme unberücksichtigt blieben. Hintergrund für dieses Kriterium ist, dass ein Untersuchungsprogramm nur dann innerhalb eines kurzen Zeitraumes durchgeführt werden kann, wenn mit einer ausreichenden Anzahl an Entlastungsereignissen gerechnet werden kann.
- **Beckenvolumen**
Es wurden vorrangig Anlagen vorausgewählt, deren Speichervolumen nicht größer als 2.000 m³ ist, da aus der Bestandanalyse hervorgegangen ist, dass größere Anlagen weniger häufig vorkommen.
- **Bauweise – offen / geschlossen**
Vorrangig wurden offene Bauweisen besichtigt, da geschlossenen Anlagen aufgrund des Explosionsschutzes grundsätzlich einen deutlich höheren Aufwand beim Monitoring mit sich bringen, jedoch keine Vorteile. Im Vorhinein war die Bauweise jedoch nicht immer bekannt.

- **Beckenform – Rechteck-/ Rundbecken**
Beide Bauweisen waren für die Begehung und nachfolgenden Untersuchungen relevant und wurden besichtigt. Da im Gesamtbestand der Regenbecken mehr Rechteck- als Rundbecken bestehen, wurden 4 Rechteckbecken und 2 Rundbecken in das Monitoring aufgenommen.
- **Hauptschluss / Nebenschluss**
Im Monitoring sollte die Sedimentationsleistungsfähigkeit von Durchlaufbecken im Nebenschluss untersucht werden, weshalb Hauptschlussbecken nach Möglichkeit ausgeschlossen wurden.
- **Folgebauwerke**
Anlagen mit nachgeschaltetem Rückhalteraum oder Retentionsbodenfilter wurden verstärkt berücksichtigt, weil sich darüber Hinweise auf die Belastung der Anlage ableiten ließen.
- **Lage**
Sofern repräsentative Becken eine gute Erreichbarkeit aufwiesen, wurden diese bevorzugt ausgewählt, weil sich dadurch Vorteile für das Untersuchungsprogramm ergaben.

Nach Festlegung der Kriterien starteten die Begehungen im April 2011 mit einem gemeinsamen Auftaktermin in NRW. Zusätzlich zu den o.a. Kriterien wurden weitere Randbedingungen abgestimmt und festgelegt, damit ein Monitoring erfolgreich durchgeführt werden konnte. Zu diesen Randbedingungen zählten unter anderem geeignete Installationsbedingungen für die Pumpen zur Entnahme der Wasserproben sowie geeignete Installationsbedingungen für die UV-Spektrometersonden. Darüber hinaus war ein wesentliches Kriterium für die Anlagenauswahl die Zugänglichkeit zu den Regenüberlaufbecken, insbesondere vor dem Hintergrund, dass regelmäßige Wartungs- und Kontrolleinsätze zum Betrieb der Messstellen für das orientierende Monitoring durchgeführt werden mussten. Die weiteren Anlagenbegehungen sind in Nordrhein-Westfalen durch den Aggerverband, IKT und Dahlem und in Baden-Württemberg durch das KIT durchgeführt worden.

Besichtigt wurden die in Tabelle 1 aufgeführten Durchlaufbecken. Bei den Außenterminen wurden die genauen Bestandsdaten der Anlagen dokumentiert, sowie Informationen vom Betreiber zum Entlastungsverhalten, dem Fremdwassereinfluss, der Verfügbarkeit von Planunterlagen etc. abgefragt. Alle begangenen Anlagen wurden anschließend einer Bewertung unterzogen, die in Kapitel 2.3 erfolgt.

Darüber hinaus wurden die Anlagen auf Ihre Eignung für ein orientierendes Monitoring überprüft indem die Regenbecken auf ihre Wirksamkeit untersucht wurden. Anhand der festgelegten Kriterien und den Vor-Ort-Terminen wurden jeweils drei Anlagen in Nordrhein-Westfalen und in Baden-Württemberg für das orientierende Monitoring festgelegt.

Tabelle 1: Liste der begangenen Anlagen

Objekt	Volumen [m³]	Spez.Vol. [m³/ha]	Betriebsart (HS, NS)	Folgebauwerk	Bauweise	Bauform
Nordrhein-Westfalen REBEKA (Stand 01/2011)						
Bechen	929	42	NS	RBF	offen	Rechteckbecken
Flaberg	540	37	HS	RRB	offen	Rechteckbecken
Hallenbad	2.000	12	HS	RBF	geschlossen	Rechteckbecken
Homburg-Bröl	940	30	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Hüttengarten	800	42	NS	nein	geschlossen	Rechteckbecken
Lindlar	3.750	57	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Rodt-Müllenbach	660	26	NS	RRB	offen	Rechteckbecken
Ruppichteroth	3.100	70	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Talstraße	504	56	NS	RRB	geschlossen	Rechteckbecken
Wahlscheid	500	26	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Weershagen	1.500	53	NS	nein	geschlossen	Rechteckbecken
Brenzingen	1.414	39	NS	nein	geschlossen	Rundbecken
Brüchermühle	1.200	42	NS	nein	offen	Rundbecken
Kothausen	1.603	56	HS	nein	geschlossen	Rundbecken
Kürten-Sülze	1.558	59	NS	nein	offen	Rundbecken
Strombach ALDI / Im Tal	600	43	NS	RBF	geschlossen	Rundbecken
Wiehl	750	33	NS	nein	offen	Rundbecken
Baden-Württemberg WIBAS (Stand 02/2011)						
Dettenheim KA	3.700	-	NS	nein	offen*	Rechteckbecken**
Dettenheim Rußheim	-	-	HS	nein	offen	Rechteckbecken
Egg.-Leo. KA	1.896	-	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Egg.-Leop. Pfinzkanal	1.358	36	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Ettlingen-Bruchhausen	607	-	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Kolbingen	580	27	NS	RBF	offen	Rechteckbecken
Linkenh.-Hochst. KA	1.464	-	NS	nein	offen	Rechteckbecken
Malsch	2.100	-	NS	nein	geschlossen*	Rechteckbecken**
Möhringen	525	28	NS**	nein	offen	Rechteckbecken
MOS-Diedesheim	1.430	43	NS	RBF	offen	Rechteckbecken
Spielberg	350	-	NS**	RBF	offen**	Rechteckbecken**
Unterdiebach	754	17	HS*	nein	offen	Rechteckbecken
Wurmlingen	1.000	-	NS	nein	offen	Rechteckbecken**
Auerbach	603	-	NS	nein	offen	Rundbecken
Ettlingen Erlenwiesen	7.857	-	NS*	nein	offen	Rundbecken
Grunbach KA	600	25	NS	nein	offen	Rundbecken
Linkenh.-Hochst. 8	905	40	NS	nein	geschlossen	Rundbecken
Tiefenbronn KA	495	-	NS	nein	offen	Rundbecken
Turmfeld	175	25	NS	RBF	offen	Rundbecken

*nach der Begehung korrigierte Daten; ** ergänzte Daten

Auf Basis der definierten Kriterien wurden die Durchlaufbecken in

Tabelle 1 ausgewählt und besichtigt, um Informationen zur Betriebsführung zu erhalten und die Eignung der Becken für das orientierende Monitoring festzustellen. Nachfolgend wurden einige Ergebnisse aus den Anlagenbegehungen zusammengefasst:

- **Reinigungseinrichtungen:** Der überwiegende Anteil der begangenen Durchlaufbecken ist mit automatischen Reinigungseinrichtungen wie z.B. Wirbeljet, Spülkippen und Schildräumer ausgestattet. Diese Reinigungseinrichtungen werden unabhängig von der Anordnung des Beckens (Haupt- oder Nebenschluss) bzw. der Zugänglichkeit zum Becken (offenes/geschlossenes Becken) eingesetzt.

Hinsichtlich des Verschmutzungsgrads der Sedimentations- und Speicherkammer zeigten sich nur geringe Unterschiede bei den Reinigungseinrichtungen. Überwiegend lagen keine bis geringe Verschmutzungen auf der Beckensohle vor. Die Verschmutzungen beschränkten sich größtenteils auf die Randbereiche der Beckensohle und kleine Teilflächen mit angetrocknetem Sedimentationsgut bzw. Schlammablagerungen.

Die Becken mit aufgelöster Sohle haben keine Reinigungseinrichtungen. Zwei Regenbecken waren mit sogenannten Höckerrinnen ausgestattet. Diese wurden jedoch vor der Begehung von den Betreibern gesäubert, so dass der übliche betriebsbedingte Zustand nicht erfasst werden konnte. Nach Auskunft der Betreiber waren diese jedoch stark verschlammt.

- **Drosselorgane:** Der überwiegende Teil der besichtigten Anlagen des Aggerverbandes (11 von 17) ist mit durchflussgeregelten Drosselorganen mit Fremdenergie ausgestattet. Es werden magnetisch-induktive Durchflussmesser (MID) in Kombination mit elektrischen Stellschiebern eingesetzt. Bei dieser Art von Drosselorganen sind Drossel- und Messeinrichtung in einem eigens dafür vorgesehenen Drosselschacht installiert. Der Durchflussmesswert wird vor Ort angezeigt, weiterverarbeitet, registriert und fernübertragen. Zudem besteht theoretisch (vorbehaltlich der wasserrechtlichen Genehmigung) die Möglichkeit, den Drosselabfluss durch Vorgabe eines neuen Sollwertes stufenlos zu ändern. Bei den übrigen sechs begangenen Regenüberlaufbecken wird der Drosselabfluss mittels eines hydraulisch-mechanischen Drosselorgans (passive Abflusssteuerung), z. B. mittels einer Wirbeldrossel begrenzt. Für die Anlagen in BW ist keine Aussage möglich.
- **Messausrüstungen:** Für die Messausrüstung an Regenbecken gibt es keine verbindlichen Vorgaben hinsichtlich Sondenart, Installation und Positionierung der Sonden. Empfehlungen zur Messung von Wasserstand und Durchfluss enthält das Merkblatt DWA - M 181 oder der Praxisratgeber Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken, Praxisratgeber für Planung Bau und Betrieb des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft. Die Messausrüstung sollte stets unter Berücksichtigung der Messaufgabe ausgewählt werden. Qualitätseinflüsse auf die Genauigkeit einer Messsonde resultieren insbesondere aus den hydraulischen Randbedingungen am Messort, Wartung und Überprüfung im Betrieb, Datenübertragung und Datenprüfung.
- In BW wurde ein breiter Querschnitt vorgefunden. Etwa 75 % der Anlagen waren mit nur einer Ultraschallsonde oder einer Drucksonde ausgestattet. In Becken mit nur einer Sonde hat diese zumeist primär die Aufgabe, für den Betrieb die Beckenfüllung zu überwachen. Oft wird dieselbe Sonde aber auch zur Messung der

Entlastungsaktivität herangezogen. Diese hat dann aber den Nachteil einer verminderten Genauigkeit durch ihren großen Messbereich, der ja die gesamte Beckentiefe umfassen muss. Für präzise Entlastungsmessungen ist daher eine weitere Beckensonde nahe der Klärüberlaufschwelle sinnvoll, die einen nur geringen Messbereich hat und entsprechend genauer ist. In BW waren nur 25 % der Anlagen entsprechend ausgestattet.

Die Anlagen des Aggerverbands sind einheitlich mit separaten Wasserstandsmesseinrichtungen zur Messung der Beckenfüllstände und Entlastungshöhe ausgerüstet. Die Beckenfüllstände werden bei allen begangenen RÜB's mittels hydrostatischer Drucksonde erfasst, die Entlastungsmessung wird mittels Ultraschall-Echolot durchgeführt (siehe Kapitel 2.4).

- **Entlastungsmessungen:** Von den Betreibern in BW konnten 35 % Angaben zur einer konkreten Entlastungsdauer bzw. Häufigkeit machen. Weitere 35 % konnten eine Einschätzung abgeben, ob das Becken „häufig“ oder „selten“ entlastet und 30% haben zur Entlastungshäufigkeit keine Aussage machen können.

Die Steuerungstechnik wird häufig von externen Dienstleistern betreut. Insofern konnten die Betreiber oftmals nur mitteilen, ob ein Wasserstandssignal übertragen wird, aber sich nicht zu Messeinstellungen und Datenqualität äußern. Gerade diese ist wichtig, um die Genauigkeit von Entlastungsmessungen zu beurteilen. Für die meisten Betreiber liegt die primäre Funktion der Wasserstandssonden darin, über den Füllstand die Entleerung der Speicherkammer zu regulieren. Genaue Informationen zur Entlastungshäufigkeit bzw. -dauer haben in BW nur diejenigen mitteilen können, welche dazu aufgefordert sind die Entlastungsdaten an das zuständige Landratsamt weiter zu leiten. Teilweise waren diese Daten jedoch nicht plausibel.

Der Aggerverband misst an allen Regenbecken die Entlastungsaktivität.

- **Datenverfügbarkeit:** Für das orientierende Monitoring sind Konstruktions- und Lagepläne, Dokumente der Genehmigungsplanung, Erläuterungsberichte, Schmutzfrachtberechnungen sowie vorliegende Daten über die Entlastungsdauer für die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse von Bedeutung. Angesichts des hohen Informationsgehaltes zur Bemessung und zur Einzugsgebietscharakteristik sind besonders Unterlagen zur Genehmigungsplanung bzw. Erläuterungsberichte relevant.

In BW konnten auf Nachfrage 84% der Betreiber ohne größeren Aufwand Konstruktions- oder Lagepläne zur Verfügung stellen. Nur 25% konnten eine Genehmigungsplanung bzw. Erläuterungsberichte zur Verfügung stellen, dies liegt u.a. daran, dass die Unterlagen der älteren Anlagen nicht digitalisiert wurden.

Für die beim Aggerverband ausgewählten Regenüberlaufbecken konnten durch den Aggerverband alle benötigten Daten und Pläne zur Verfügung gestellt werden. Hierzu zählten insbesondere Konstruktions- und Lagepläne, Dokumente der Genehmigungsplanung und Auszüge aus den Netzanzeigen der Regenbecken. Darüber hinaus konnten vom Aggerverband aufgezeichnete und archivierte Messdaten wie beispielweise Drosselabflüsse, Wasserfüllstände in den Regenbecken, Entlastungsabflüsse am Klär- und Beckenüberlauf zur Beurteilung der Becken genutzt werden. Ebenso wurden Angaben zur installierten Messausrüstung an den Regenbecken gemacht. Dies betraf im Wesentlichen Angaben zur

verwendeten Drosseleinrichtung, der eingesetzten Beckenfüllstands- und Entlastungsmessung, der installierten Reinigungseinrichtungen sowie zur Steuerung von Pumpen und Aggregaten. Des Weiteren betreibt der Aggerverband im Einzugsgebiet zahlreiche Niederschlagsmessstellen, deren Messdaten ebenfalls zur Verfügung gestellt wurden.

2.3 Bewertung der vorhandenen konstruktiven Lösungen

Die Sedimentationsleistung von Durchlaufbecken wird durch mehrere Einflussfaktoren bestimmt. Diese Einflussfaktoren können in variable und konstante Randbedingungen unterschieden werden. Zu den variablen Bedingungen gehören z.B. die Charakteristik der Feststoffe (Partikeleigenschaften), Sedimentationsgeschwindigkeiten, Fließgeschwindigkeiten, Feststoffkonzentrationen oder der Gehalt organischer Materie.

Zu den konstanten Randbedingungen auf die Einfluss genommen werden kann, gehört die konstruktive Gestaltung der Bauwerke. Für die Sicherstellung der Funktion sowie einer angemessenen Wirksamkeit von Durchlaufbecken werden im DWA-A 128, DWA-A 166 und DWA-M 176 Empfehlungen für die Konstruktion von Regenbecken formuliert. In diesem Vorhaben wurden die konstruktiven Lösungen der besichtigten Regenbecken bewertet. Für eine solche Bewertung können unterschiedliche Ansätze herangezogen werden.

Messtechnische Methoden, die Aussagen zum Strömungsverhalten von Regenbecken ermöglicht, wurde im BMBF Projekt REBEWI entwickelt, siehe Uhl (2009). Hier erfolgt die Bewertung auf Basis von Strömungsindikatoren (Kurzschlussströmung, Rückvermischung und hydraulische Effizienz) in Kombination mit der Anwendung von CFD-Strömungssimulationen. Aufgrund der Anzahl und Vielfalt der in der Begehung von 38 Anlagen vorgefundenen Konstruktionen konnte diese aufwendige Methoden nicht angewendet werden.

In diesem Vorhaben wurden die besichtigten Regenbecken hinsichtlich ihres theoretischen Strömungsverhaltens in Anlehnung an die erarbeiteten Erkenntnisse von Muth (1992), Hunze (1996), Jörissen (2009), DWA-A 166 (2013), DWA-M 176 (2013) und DWA (2013) bewertet.

Die Bewertung erfolgt anhand der nachfolgend genannten Bauwerkskomponenten und ergänzenden Kriterien.

- Geometrie der Sedimentationskammer und Sohlgestaltung
- Gestaltung der Einlaufsituation
- Gestaltung der Ablaufsituation

Die Bauwerkskomponenten und Kriterien werden mit einem einfachen Punktesystem bewertet. Grundlage für die Bewertung ist die Funktionalität und Wirkung der Kriterien auf das Durchströmungsverhalten in Regenbecken. Diese Methode ermöglicht es, Regenbecken auf Basis von Bauwerksplänen und Begehungen einer orientierenden Bewertung zu unterziehen. Die einfache Anwendbarkeit dieser Methode ermöglicht Verbänden und Betreibern eine relativ schnelle und unkomplizierte Einordnung ihres Anlagenbestandes.

Die Bewertung der konstruktiven Bedingungen erfolgt für Rechteck- und Rundbauweisen. Die Kriterien zur Bewertung werden nachfolgend genannt und diskutiert. In Kapitel 2.3.3 folgt die Gesamtauswertung der besichtigten Regenüberlaufbecken. Anhand dieser werden orientierende Aussagen zu den vorhandenen Defiziten an Regenüberlaufbecken aufgezeigt, welche für das Durchströmungsverhalten und den Sedimentationsprozess ungünstig erscheinen. Gleichzeitig weisen die Defizite auf ein Optimierungspotential für Regenbecken hin und zeigen Ansatzpunkte für Nachbesserungen auf.

Eine wesentliche Auswirkung auf die Sedimentationsleistung eines Durchlaufbeckens dürfte weiterhin das Einhalten der Klärbedingungen nach A 166 haben, und zwar ist für Rund- wie für Rechteckbecken beim kritischen Zufluss (normalerweise mit einer Regenspende von 15 l/(s·ha) berechnet) eine Oberflächenbeschickung von $q_A < 10 \text{ m/h}$ einzuhalten, während bei Rundbecken außerdem die eingetragene spezifische Zulaufleistung $P_{\text{spez}} < 0,08 \text{ W/m}^3$ nachzuweisen ist. Diese Kriterien – obwohl sehr wesentlich – konnten im Folgenden bei den untersuchten Bauwerken leider nicht überprüft werden, da die für die Berechnung des kritischen Zuflusses erforderlichen hydrologischen Daten (Größe des direkten Einzugsgebietes und Drosselabflüsse vorgeschalteter Becken) nicht überall greifbar waren.

2.3.1 Rechteckbecken

2.3.1.1 Geometrie der Sedimentationskammer und Sohlgestaltung

Die Geometrie des Beckens ist eine wichtige Bedingung für den Sedimentationsprozess. Für rechteckige Durchlaufbecken werden daher von Muth (1992) relative Abmessungen vorgeschlagen, unter deren Berücksichtigung eine gute Sedimentationsleistung zu erwarten ist. Diese wurden ins ATV-A 166 (1999) übernommen und lauten wie folgt:

$10 < L:T < 15$ (in der neuen Ausgabe DWA-A 166 (2013) $6 < L:T < 15$, hier wurde jedoch das ältere strengere Kriterium weiterverwendet)

$$3 < L:B < 4,5$$

$$2 < B:T < 4$$

Als erstes Kriterium zur Bewertung der in diesem Vorhaben begutachteten RÜB wurden deshalb die Abmessungen der Sedimentationskammern ausgewertet und unter Berücksichtigung der allgemein anerkannten Regeln der Technik bewertet. Die Auswertung der Geometrien ist in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 2: Geometrie der Rechteckbecken

	Bezeichnung	(V)olumen	(B)reite	(L)änge	(T)iefe	L:T	L:B	B:T
NRW	Bechen	929	9,3	23	4,3	5	2,5	2
NRW	Flaberg	540	5,7	38	2,5	15	6,7	2
NRW	Hallenbad	2000	14	32	2,3	14	2,3	6
NRW	Homburg-Bröl	940	4,7	29	2,3	13	6,2	2
NRW	Hüttengarten	800	9	21	4,2	5	2,3	2
NRW	Lindlar	3750	5,5	22,5	k.A.	k.A.	4,1	k.A.
NRW	Rodt-Müllenbach	466	4,2	35	3	12	8,3	1
NRW	Ruppichteroth	3100	1	6,2	k.A.	k.A.	6,2	k.A.
NRW	Talstr.	504	8	11,3	5,6	2	1,4	1
NRW	Wahlscheid	486	8,3	27	2,3	12	3,3	4
NRW	Weiershagen	1500	14	22	5	4	1,6	3
BW	Dettenheim KA	3697	10	50	2,2	23	5,0	5
BW	Dettenheim Rußheim	k.A.	5	25	3	8	5,0	2
BW	Egg.-Leop. KA	1896	12,2	48	2,18	22	3,9	6
BW	Egg.-Leop. Pfinzkanal	1358	6	21	10,7	2	3,5	1
BW	Ettlingen-Bruchhausen	607	8	20	k.A.	k.A.	2,5	k.A.
BW	Kolbingen	580	8,7	26,2	2,54	10	3,0	3

BW	Linkenh.-Hochst. KA	1464	10	26,1	1,93	14	2,6	5
BW	Malsch	2100	20	22	4,78	5	1,1	4
BW	Möhringen	525	8,5	28	k.A.	k.A.	3,3	k.A.
BW	MOS-Diedesheim 8	1430	4	60	2	30	15,0	2
BW	Spielberg	350	8	16	k.A.	k.A.	2,0	k.A.
BW	Unterdiebach	604	12,5	20	k.A.	k.A.	1,6	k.A.
BW	Wurmlingen	1000	17	29	2,03	14	1,7	8
					Anzahl	18	24	18
DWA-A166 erfüllt zu						44 %	25 %	50 %

Anmerkung: grüne Felder = Empfehlung eingehalten; graue Felder = lange und schmale Sedimentationskammer

Es ist festzustellen, dass die Konstruktion der begutachteten Beckenkammern in der Praxis nur selten den Abmessungen für eine optimale Sedimentationsleistung entspricht. Lediglich die Rechteckbecken Wahlscheid und Kolbingen erfüllen in allen geometrischen Verhältnissen die Empfehlungen.

Insbesondere das L:B Verhältnis ist für den Sedimentationsprozess von hoher Bedeutung, da ein langer Fließweg den Sedimentationsprozess begünstigt. Auf den ersten Blick werden für dieses Verhältnis die Vorgaben mit 25% am geringsten eingehalten. In der Praxis wurden die Vorgaben jedoch häufig überschritten, was zu schmalen und langen Sedimentationskammern führt. Diese Verhältnisse wirken sich durch den längeren Fließweg eher positiv auf die Sedimentationsbedingungen aus. Werden nur die L:B Verhältnisse > 3 betrachtet, weisen immerhin knapp 60% der Kammern eine theoretische gute Eignung für die Sedimentation auf.

Es ist davon auszugehen, dass bei der Planung der RÜB oftmals bauliche Zwangspunkte und Flächenverfügbarkeiten im Vordergrund stehen, die dazu führen, dass die Vorgaben nicht eingehalten wurden.

In der Gesamtbewertung Kapitel 2.3.1.4 wird dieses Kriterium danach bewertet, wie viele der Geometrieverhältnisse erfüllt werden.

Tabelle 3: Bewertungsskala der Geometrie

Anzahl erfüllter Geometrieverhältnisse nach DWA-A 166	Punkte
0 oder 1 Geometrieverhältnis erfüllt	0
2 Geometrieverhältnisse erfüllt	1
3 Geometrieverhältnisse erfüllt	2

Beckensohle

Die Sohlausbildung von Rechteckbecken kann wahlweise flach, geneigt oder aufgelöst sein. Die Entscheidung zur Ausbildung einer bestimmten Sohlstruktur erfolgt in der Regel im Rahmen der Planung unter Berücksichtigung von strömungs- oder reinigungstechnischen Aspekten. Insgesamt wurden 3 Sonderbauweisen angetroffen (Abbildung 6).

Unter den besichtigten Regenbecken wiesen 6 Anlagen solche Sonderbauweisen in der Sohlgestaltung auf. Darunter waren vier Anlagen mit aufgelösten Sohlen wie Trapezform, Höckerrinnen und Schlangenrinnen. Diese Gestaltungen haben das Ziel, die Sohle des Beckens frei von Ablagerungen zu halten. Abbildung 6 zeigt im rechten Foto eine Sohlgestaltung bei der der Trockenwetterabfluss in Schlangenlinien durch die Kammer geleitet wird. Durch die Rinnen wird der Abflussquerschnitt gegenüber einer flachen Beckensohle verringert. In Folge einer entstehenden höheren Schleppspannung soll die

Selbstreinigung der Sohle verbessert werden. Das mittlere Foto in Abbildung 6 zeigt eine Sohlgestaltung mit Höckerrinnen. Auch hier wird der Trockenwetterabfluss kanalisiert, um damit Ablagerungen auf der Sohle zu vermeiden. Diese Gestaltungen beeinflussen in unterschiedlichem Maße die gleichmäßige und parallele Durchströmung der Sedimentationskammer. Da sich im DWA-A 166 keine Hinweise auf die genannten und dargestellten Sohlgestaltungen finden, wird davon ausgegangen das sie nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen.



Abbildung 6: Sonderbauweisen von Sohlengestaltungen (links: Trapezförmige Sohle; mittig: Höckerrinnen; rechts: Schlangengrinnenprofil)

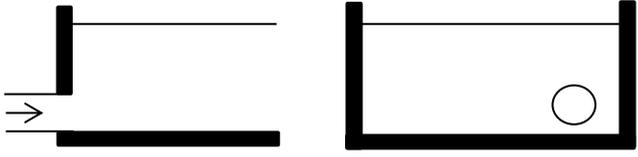
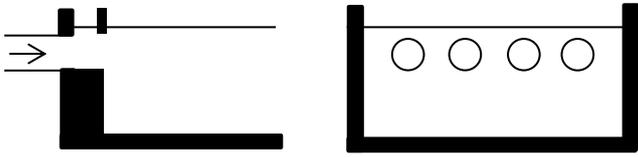
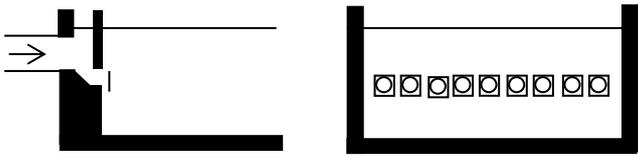
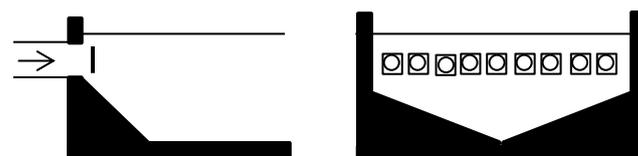
2.3.1.2 Gestaltung der Einlaufsituation

Basierend auf den Ergebnissen von Muth (1992) wurde im DWA-A 166 die Empfehlung formuliert, dass *„rechteckige Durchlaufbecken so zu gestalten sind, dass sich für das durchfließende Abwasser eine den gesamten Beckenquerschnitt nutzende, richtungsstabile und gleichförmige Strömung einstellt“*. Zudem werden in dem Arbeitsblatt sechs Varianten für die Zulaufgestaltung von rechteckigen Durchlaufbecken vorgestellt und in ihrer Eignung unterschieden. Gemäß dem Regelwerk bringen die beispielhaft genannten Konstruktionen *„in der Reihenfolge ihrer Aufzählung bessere Ergebnisse“* im Hinblick auf die Sedimentationsleistung.

Die Auswertung der Inbetriebnahme der Regenbecken in Abbildung 2 zeigt, dass 70% der Regenbecken vor 1993 gebaut wurde. Empfehlungen für die Konstruktion nach allgemein anerkannten Regeln der Technik sind aus dieser Zeit nicht bekannt. Die Vielzahl der in dem Vorhaben besichtigten Ausführungsformen ist enorm hoch. In Anlehnung an die Illustration des DWA-A 166 werden die festgestellten Ausführungsformen in Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt.

Die Bewertung der in Tabelle 4 dargestellten Einlaufvarianten erfolgte anhand der Kriterien **Energiedissipation (E)** und **Strömungsverteilung (S)**. Aus Sicht der Autoren sind beide Faktoren von gleicher Gewichtung um günstige Sedimentationsbedingungen zu erreichen. Beide Kriterien gehen jeweils mit 0 bis 2 Punkten in die Gesamtauswertung ein (Kapitel 2.3.1.4)

Tabelle 4: Zulaufgestaltung bei rechteckigen Durchlaufbecken (Bestandsaufnahme und Bewertung)

Nr:	Zulaufgestaltung	RÜB	E	S
1	Rohreinlauf (außermittig) 	Dettenheim- Rußheim, Weiershagen	0	0
	Rohreinlauf (zentral) 	Spielberg, Lindlar, Unterdiebach	0	0
2	Rohreinlauf mit Prallblech 	Linkenheim- Hochstetten KA, Moßbach- Diedesheim	1	1
3	Verteilerbauwerk mit hoch liegenden Rohreinläufen, ohne Prallbleche 	Rodt- Müllenbach	1	2
4	Verteilerbauwerk mit Rohreinläufen und Prallblechen (ebene Sohlgestaltung) 	Dettenheim, Egg. Leopoldshafen	2	2
5	Verteilerbauwerk mit Rohreinläufen und Prallblechen bei trapezförmiger Sohlgestaltung 	Möhringen Ettlingen.- Bruchhausen	2	2
6	Verteilerbauwerk (seitlich) mit Lamellenwand 	Malsch, Bechen	2	1

7	Rohreinlauf (zentral) mit einer Wand aus Säulen 	Eggenstein-Pfinzkanal	2	1
8	Einlauf niedrig liegend mit niedriger Schwelle 	Wurmlingen	1	1
	Einlauf niedrig liegend mit hoher Schwelle 	Talstr	2	1
9	Einlauf hoch liegend mit niedriger Schwelle 	Linkenheim, Homburg-Bröl, Wahlscheid, Hüttengarten, Hallenbad	1	1
10	Einlauf niedrig liegend mit hoher Schwelle und Tauchwand 	Kolbingen	2	1

2.3.1.3 Ausführungen von Klärüberlaufschwellen und Tauchwänden

Die konstruktive Bewertung der Ablaufsituation erfolgt in diesem Vorhaben anhand von vier Kriterien:

- Anordnung/ gleichmäßige Anströmung
- bauliche Ausführung und Zustand
- Eignung der Wehrschwelle zur Abflusskontrolle
- Ausführung der Tauchwand

Klärüberläufe und Entlastungsschwellen werden vorwiegend im Kontext mit der messtechnischen Erfassung von Entlastungsaktivitäten diskutiert und weniger unter dem Aspekt der Durchströmung und der Sedimentationswirksamkeit von Regenbecken.

Die Art und Anordnung der Klärüberlaufschwellen nehmen jedoch in vergleichbarer Weise Einfluss auf das Durchströmungsverhalten der Sedimentationskammern wie die Zulaufgestaltung (s.o.). Auch wenn davon auszugehen ist, dass die Ablaufsituation den Sedimentationswirkungsgrad in einem geringeren Maße beeinflusst als die Einlaufsituation ist sie doch ein wichtiges Steuerungselement für die gleichmäßige Durchströmung der Kammer über den Beckenquerschnitt. Die Art und Anordnung der Schwellen rückt in diesem

Vorhaben auch durch die Thematik der Schrägklärer in den Vordergrund, da hier der Fokus auch auf einem gleichmäßigen Abzug liegt (siehe Teil 2).

Abbildung 7 zeigt zwei Schwellen, welche über die gesamte Breite des Beckens verlaufen und somit günstige Voraussetzungen für eine parallele Durchströmung der Sedimentationskammer bieten. Abbildung 8 zeigt zwei Rechteckbecken deren Ablaufsituationen nicht den Empfehlungen entsprechen. Das linke Foto zeigt eine Schwelle, die über die Breite hinaus auch seitlich angeordnet ist. Das rechte Foto zeigt einen Klärüberlauf, der nur ca. 2/3 der Beckenbreite erfasst. Insbesondere bei verkürzten Schwellen ist von einem negativen Einfluss auszugehen. Je kürzer die Schwelle im Verhältnis zur Beckenbreite ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich „Totzonen“ bilden, in denen ein Teil der Absetzfläche nicht durchströmt wird und dort Wirbel entstehen, die sich am Flüssigkeitsaustausch nicht beteiligen und von der Strömung als „hydraulischer Kurzschluss“ umflossen werden. In der Bewertung der Ablaufsituation werden diese Konstruktionen daher als Mängel betrachtet.

Die bauliche Ausführung und der Zustand der Schwelle gehen ebenfalls in die Bewertung der Abflusssituation ein. Als Mängel werden sichtbare Ungleichmäßigkeiten (verzogene Bleche), Betonkorrosion (Abplatzungen) und undichte Wehrschwellen betrachtet, welche das Abflussverhalten besonders bei geringen Abflüssen oder sehr langen Schwellen beeinflussen können.

Als ein weiteres Kriterium geht die Funktionalität der Schwelle ein, um das Abflussverhalten des RÜB zu regulieren und einen gleichmäßigen, rückstaufreien Abfluss zu erzeugen.

Bauwerke, bei denen der KÜ eine Drosselfunktion besitzt, z.B. als Schlitz oder als selbstregulierender KÜ (Abbildung 7 rechts) werden diesen Anforderungen am besten gerecht. Auch bei Starkregenereignissen mit impulsartigen Zuflüssen wird ein Wiederaufwirbeln von Schlamm unterbunden und es erfolgt ein gleichmäßiger rückstaufreier Abfluss. Entsprechend wurden solche Klärüberlaufkonstruktionen am besten bewertet.

Scharfkantige (belüftete) Schwellen oder Zahnschwellen übernehmen keine Drosselfunktion sodass ein Rückstau nicht ausgeschlossen werden kann. Dennoch sind sie konstruktiv optimal waagrecht justierbar und bieten Betreibern die Möglichkeit, die Ausrichtung und damit das Abflussverhalten zu optimieren. Auch die messtechnische Erfassung ist für diese Schwellen relativ günstig.

Fixe rechteckige Betonschwellen bieten keine der genannten Vorteile und schneiden daher in der Bewertung am schlechtesten ab.

Sowohl in NRW als auch in BW ist ein breites Spektrum an Wehrformen vorgefunden worden, darunter: Zahnschwellen, Wehre mit eckiger und rundkroniger Schwelle, Rohrausläufe sowie selbstregulierende Klärüberlaufschlitze. Die Becken des Aggerverbands sind zum Großteil mit scharfkantigen Schwellen ausgebildet.



Abbildung 7: Anordnung von Entlastungsschwellen über die Beckenbreite



Abbildung 8: Anordnung von Entlastungsschwellen: länger als die Beckenbreite (links) und kürzer als die Beckenbreite (rechts)

Tauchwände sind ein weiteres Kriterium für die Bewertung der Abflusssituation, da sie bei falscher Installation durch ihre Sogwirkung Einfluss auf das Abflussverhalten nehmen. Darüber hinaus können sie die Erfassung der Entlastungsaktivität beeinflussen.

„Ein zu geringer Abstand zwischen beiden Bauelementen beeinflusst das hydraulische Verhalten $Q(h)$ des Wehres. Es kommt zu einem Höhenverlust an der Tauchwand, der vor allem bei großen Abflüssen zu Messfehlern führt. Nach Arbeitsblatt ATV-A 166 müssen Tauchwände einen Abstand von mindestens der doppelten Überfallhöhe $h_{Ü}$ aufweisen“ (LfU, 2001). Das DWA 111 betont darüber hinaus, dass der Abstand der Schwelle zum Klärüberlauf mindestens 0,30 m betragen soll.

Insgesamt liegen an 29% der Rechteckbecken ungünstige Bedingungen vor, wovon zwei Beispiele in Abbildung 9 dargestellt sind.



Abbildung 9: Tauchwände mit konstruktiven Defiziten (zu nah an der Klärüberlaufschwelle)

2.3.1.4 Auswertung

Die zuvor diskutierten Kriterien gehen in die Gesamtbewertung der Rechteckbecken in Tabelle 5 ein. Ein Vergleich der Kriterien gibt Aufschluss darüber, an welchen konstruktiven Merkmalen hohe bzw. geringe Mängel vorliegen.

Die höchsten Defizite an den Rechteckbecken liegen in den Geometrieverhältnissen vor. Es werden lediglich 5 von 48 Punkten erreicht. Das Defizit beträgt damit 90%. Die Sohlgestaltung der Anlagen ist mit 36 von 48 Punkten (25%) im Vergleich zu den Defiziten anderer Kriterien eher ein untergeordnetes Problem.

Bei der Zulaufsituation deuten beide aufgestellten Kriterien, sowohl die Strömungsverteilung mit 45% als auch die Energiedissipation mit 36%, auf hohe Defizite hin. Insbesondere weil diesen Kriterien eine bedeutende Steuerungsfunktion zukommt, zeigen diese Ergebnisse einen hohen Sanierungsbedarf auf.

Die Defizite der Ablaufsituation wirken sich darüber hinaus auf die Datenaufzeichnungen der Entlastungsaktivität aus, worunter die Datenqualität erheblich leidet.

In der Gesamtauswertung aller Rechteckbecken werden 40% der Punkte erreicht, womit ein Defizit von 60% vorliegt. Dieses Ergebnis ist im zum Großteil auf die Defizite in der Geometrie und der Zulaufgestaltung zurückzuführen.

Anhand der Einzelbewertungen der Bewertungsmatrix können Anlagen untereinander verglichen werden. Die Auswertung zeigt, dass die Anlagen zwischen 25% und 92% der Punkte erreichen. Becken mit hohen Defiziten sollten hinsichtlich ihrer konstruktiven Bedingungen für Sedimentationsanlagen genauer überprüft werden. Diese Form der Bewertung dient der Orientierung des Zustandes der Becken. Zur detaillierteren und genaueren Betrachtung fehlen zu viele Planungs- und Bemessungsdaten.

Tabelle 5: Bewertungsverfahren der konstruktiven Bedingungen an Rechteckbecken

	Rechteckbecken Durchlaufbecken:	Bauweise		Zulaufsituation		
	Bauwerks-komponenten und Bewertungskriterien:	Geometrie	Sohl- gestaltung	Typ	Energie- dissipation	Strömungs- verteilung über Becken- breite
	Bewertung:	Anzahl erfüllter Geometriever- hältnisse von L:B:T nach DWA 166	ungeeignet (0) ungünstig (1) DWA konform (2)		nicht vorhanden (0) vorhanden (1) sehr gut (2)	keine (0) ungünstig (1) günstig (2)
	Bewertungsskala (Punkte):	0 bis 2	0 bis 2	0 bis 2		0 bis 2
NRW	Bechen	0	2	LW	2	1
NRW	Flaberg	1	0	R	0	0
NRW	Hallenbad	0	2	RhSn	1	1
NRW	Homburg-Bröl	1	2	VRP	2	2
NRW	Hüttengarten	0	2	RhSn	1	1
NRW	Lindlar	0	2	k.A.	k.A.	k.A.
NRW	Rodt-Müllenbach	0	2	VR	1	2
NRW	Ruppichteroth	0	2	k.A.	k.A.	k.A.
NRW	Talstraße	0	2	RnSh	2	1
NRW	Wahlscheid	2	2	RnSn	1	1
NRW	Weiershagen	0	2	R	0	0
BW	Dettenheim KA	0	2	VRP	2	2
BW	Dettenheim Rußheim	0	2	R	0	0
BW	Egg.-Leo. KA	0	2	VRP	2	2
BW	Egg.-Leop. Pfinzkanal	0	2	SW	2	1
BW	Ettlingen-Bruchhausen	0	0	VRP	2	2
BW	Kolbingen	1	2	RhSh	2	1
BW	Linkenh.-Hochst. KA	0	2	RP	1	1
BW	Malsch	0	1	LW	2	1
BW	Möhringen	0	0	VRP	2	2
BW	MOS-Diedesheim	0	1	RP	1	1
BW	Spielberg	0	2	RZ	0	0
BW	Unterdiefbach (HS)	0	0	RZ	0	0
BW	Wurmlingen	0	0	RnSn	1	1
	Erreichbare Punktzahl aller Anlagen:	48	48		42	42
	Erreichte Summe:	5	36		27	23
	Prozentuale Betrachtung:					
	Erreichte Summe in %	10%	75%		64%	55%
	Defizit:	90%	25%		36%	45%

Legende:

Typ	Zulaufsituation
R	Rohreinlauf - nicht zentral
RZ	Rohreinlauf - zentral
RP	Rohreinlauf - zentral mit Prallblech
VR	Verteilerbauwerk - hoch liegende Rohreinläufe, ohne Prallblech
VRP	Verteilerbauwerk - hoch liegende Rohreinläufe, mit Prallblechen
LW	Lamellenwand
SW	Säulenwand
RnSn	Rohreinlauf – seitlich, niedrig liegend, niedrige Schwelle
RhSn	Rohreinlauf – seitlich, hoch liegend, niedrige Schwelle
RnSh	Rohreinlauf – seitlich, niedriger Zulauf, hoch liegende Schwelle
RhShT	Rohreinlauf – seitlich niedriger Zulauf, hoch liegende Schwelle mit Tauchw

Rechteckbecken Durchlaufbecken:		Ablaufsituation					Auswertung		
Bauwerks-komponenten und Bewertungskriterien:		Typ	Wehrschwelle	Anordnung/ gleichmäßige Anströmung	bauliche Ausführung und Zustand:	Abfluss- kontrolle	Ausführung der Tauchwand	Erreichte Punktzahl der Anlage:	Anteil in %
Bewertung:				Defizite (0) keine Defizite (1)	Mängel (0) ohne Mängel (1)	nicht justierbar (0) justierbar (1)	Mängel (0) DWA konform (1)		
Bewertungsskala (Punkte):				0 bis 1	0 bis 1	0 bis 1	0 bis 1	Σ 12	
NRW	Bechen	Re	rechteckige Schw	1	0	0	0	7	58%
NRW	Flaberg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.		
NRW	Hallenbad	Re	rechteckige Schw	1	1	0	1	8	67%
NRW	Homburg-Bröl	Z	Zahnschwelle	1	1	1	1	11	92%
NRW	Hüttengarten	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.		
NRW	Lindlar	Schl	Schlitzbauweise d	1	1	1	1		
NRW	Rodt-Müllerbach	S	scharfkantige Schw	1	1	1	1	9	75%
NRW	Ruppichteroth	Ru	Rundkronige Schw	1	1	0	0		
NRW	Talstraße	Ru	Rundkronige Schw	1	1	0	0	8	67%
NRW	Wahlscheid	Ru	Rundkronige Schw	1	1	0	1	10	83%
NRW	Weershagen	GsS	Gerinne mit schar	0	1	1	1	4	33%
BW	Dettenheim KA	S	scharfkantige Schw	1	1	1	1	10	83%
BW	Dettenheim Rußheim	Re	rechteckige Schw	0	1	0	0	3	25%
BW	Egg.-Leo. KA	Z	Zahnschwelle	1	0	1	1	9	75%
BW	Egg.-Leop. Pfinzkanal	Ro	Rohrklärüberlauf	1	1	0	1	9	75%
BW	Ettlingen-Bruchhausen	Z	Zahnschwelle	1	1	1	0	7	58%
BW	Kolbingen	Sr	selbstregulierend	1	1	2	1	10	83%
BW	Linkenh.-Hochst. KA	S	scharfkantige Schw	1	1	1	1	8	67%
BW	Malsch	Re	rechteckige Schw	1	1	0	1	8	67%
BW	Möhringen	Z	Zahnschwelle	1	1	1	1	8	67%
BW	MOS-Diedesheim	S	scharfkantige Schw	1	1	1	1	7	58%
BW	Spielberg	Sr	selbstregulierend	0	1	2	1	4	33%
BW	Unterdiebach (HS)	Re	rechteckige Schw	1	1	0	1	4	33%
BW	Wurmlingen	S	scharfkantige Schw	1	1	1	0	5	42%
Erreichbare Punktzahl aller Anlagen:				24	24	24	24	240	
Erreichte Summe:				19	20	15	16	149	
Prozentual:									
Erreichte Summe in %				79%	83%	63%	67%	38%	
Defizit in %:				21%	17%	38%	33%	62%	

Legende:

Typ	Wehrform:
Re	Rechteckige Schwelle
Ru	Rundkronige Schwelle
Ro	Rohrklärüberlauf
S	Scharfkantige Schwelle
GsS	Gerinne mit scharfkantiger Schwellen
Z	Zahnschwelle
Schl	Schlitzbauweise ohne Bleche
SchlB	Schlitzbauweise mit Blechen
Sr	Selbstregulierende Federstauklappen
B*	Bestonschwelle, * nicht identifiziert

2.3.2 Rundbecken

2.3.2.1 Geometrie der Sedimentationskammer und Gestaltung der Einlaufsituation

Im Zuge des Vorhabens wurden 13 Rundbecken besichtigt. In Nordrhein-Westfalen handelte es sich ausschließlich um Bauweisen der klassischen Wirbelschachtbecken. In Baden-Württemberg wurden weitere Konstruktionsvarianten eines Wirbelschachtbeckens sowie ein Regenzyklonbecken vorgefunden.

Das Spektrum unterschiedlicher Bauweisen ist gegenüber den Rechteckbecken deutlich geringer, was mit den langjährigen Patentrechten¹ der Rundbecken zu begründen ist (LfU, 1992).

Wirbelschachtbecken haben einen tangentialen Zulauf, infolgedessen sich eine stabile Rotationsströmung ausbildet, die nach DWA-A 166 eine verbesserte Feststoffabtrennung erzielen soll. Die Beckensohle ist flach geneigt (2 % - 5 %) und der Durchmesser sollte nicht größer als 15 m sein. Das Verhältnis Durchmesser zu Stauhöhe sollte ca. 4:1 betragen, LfU (1992) (nach DWA-A 166 nicht gefordert). Bei den neueren Wirbelschachtbecken wird oft eine Mittelsäule eingebaut, bei geschlossenen Becken als Deckenstütze wie auch zur Aufnahme eines innenliegenden Pumpenschachtes. Auch wird postuliert, dass eine Mittelsäule die Strömung stabilisiert.

Für diese Wirbelschachtbecken wurde mehrfach eine alternative Einlaufvariante vorgefunden, bei der der Einlauf über eine innenliegende Strömungsleitwand in das Becken einströmt (Abbildung 10 rechtes Foto). Entsprechend wird sich ein anderes Strömungsbild als in der Standardbauweise einstellen. Es konnte keine Literatur ermittelt werden, in der diese Strömungscharakteristik untersucht und beschrieben wurde.

Bei Regenzyklonbecken ist der Zulauf exzentrisch und läuft tangential an eine gedachte Innenkreisbahn von ca. $\frac{1}{2} r$ bis $\frac{3}{4} r$, vorzugsweise $\frac{2}{3} r$ zu. Die Sohle ist gegliedert mit einem Außenkreisring ($5^\circ - 12^\circ$), einem steil geneigten Mitteltrichter ($> 25^\circ$) und einem steilen Innenkegel ($35^\circ - 45^\circ$). Das Verhältnis von Durchmesser zur Stauhöhe sollte ca. 5:1 betragen (LfU, 1997). Der Nachweis der Klärwirkung von Regenzyklonbecken ist erbracht, wenn die Zulaufleistung kleiner $0,08 \text{ W/m}^3$ beträgt.

Im Zentrum der Speicherkammer ist eine Mittelsäule angeordnet, die in DWA-A 166 auch für offene Becken empfohlen wird. Vermutlich gehen diese Empfehlungen auf die Untersuchungen von Hutarew, Irmscher (1986) zurück, wo Regenzyklonbecken untersucht wurden. Die Wirkung der Mittelsäule wurde in deren Untersuchungen als strömungsbegünstigend angesehen, weil sie u.a. eine Wirbelbildung verhindert. Die Strömungsprozesse in Rundbecken sind mit diesen Untersuchungen sicher nicht abschließend geklärt, hier besteht Forschungsbedarf.

Genauso wie die Bauweise der Wirbelschachtbecken war auch diese Konstruktion lange Zeit durch ein Patent geschützt. Tabelle 6 ist zu entnehmen, dass bei Rundbecken die Empfehlungen für das Verhältnis von Durchmesser und Höhe nur bei 3 Becken eingehalten wurden. Unter Berücksichtigung einer Toleranz sind die Empfehlungen zu etwa 54% aufgenommen worden.

¹ Patent der Weber Ingenieure Anmelde Nummer DE19904025463 oder Vogelsberger Umwelttechnik GmbH Anmelde Nummer DE1999156022

Tabelle 6: Geometrie der Rundbecken

	Bezeichnung	Typ	Volumen [m³]	Durchmesser [m]	Höhe [m]	Verhältnis D:H
NRW	Brenzingen	Wirbelschachtbecken	1.414	15,80	3,70	4,3
NRW	Brüchermühle	Wirbelschachtbecken	1.200	22,00	2,80	7,9
NRW	Kotthausen (HS)	Wirbelschachtbecken	1.603	25,00	3,30	7,6
NRW	Kürten-Sülze	Wirbelschachtbecken	1.558	20,00	2,50	8,0
NRW	Strombach ALDI	Wirbelschachtbecken	600	16,50	3,60	4,6
NRW	Wiehl	Wirbelschachtbecken	750	15,00	3,80	3,9
BW	Auerbach	Wirbelschachtbecken	603	12,80	2,75	4,7
BW	Ettlingen Erlenwiesen	Wirbelschachtbecken	7.857	49,50	4,10	12,1
BW	Grunbach KA	Zyklonbecken	600	15,00	6,60	2,3
BW	Linkenh.-Hochst. RÜB 8 **	Wirbelschachtbecken	905	18,50	4,00	4,6
BW	Tiefenbronn KA	Wirbelschachtbecken	495	22,00	3,00	7,3
BW	Turmfeld	Wirbelschachtbecken	175	8,00	3,00	2,7
BW	Zwingenberg	Wirbelschachtbecken	210	15,00	2,40	6,3
						54%

**Abbildung 10: Einlaufsituation an Rundbecken (links: Wirbelschachtbecken; rechts: Zulaufgestaltung mit einem innenliegenden Zulauf in Form einer Strömungsleitwand)**

Die Bewertung der Geometrien und auch der Zulaufgestaltung erfolgt anhand der Kriterien **Durchmesser**, dem Vorhandensein einer **Mittelsäule** und der **Einlaufsituation**. Eine positive Bewertung erfolgt, wenn die Empfehlungen der DWA eingehalten werden. Wenn die Becken ungünstig angeströmt werden oder Strömungshindernisse in der Kammer bestehen, fließt dies negativ in die Bewertung ein (Kapitel 2.3.2.3). Das Kriterium des Abstandes zwischen Scheitel des Zulaufrohres und dem Klärüberlauf wurde nicht bewertet, genauso wie die Zulaufleistung. Hierzu liegen keine Informationen vor.

2.3.2.2 Anordnung und Ausführung der Klärüberlaufschwelle

Für Rundbecken gilt nach DWA-A 166 grundsätzlich die Empfehlung, dass der Klärüberlauf vom Zulauf ausgehend im vierten Quadranten anzuordnen ist, um eine möglichst hohe Sedimentationswirkung zu erzielen. Der Klärüberlauf kann innen oder außen liegend konzipiert werden, wobei die außen liegende Anordnung im DWA-A 166 als hydraulisch günstiger beurteilt wird.

Für die Bewertung der Anordnung und Ausführung der Ablaufsituation von Rundbecken wurden dieselben Kriterien wie bei den Rechteckbecken zu Grunde gelegt. Diese sind:

- Anordnung des Entlastungsschwelle im 4. Quadranten
- Abflusskontrolle
- Baulicher Zustand
- Ausführung der Tauchwand

Bei den im Vorhaben begangenen Regenbecken sind 70 % der Klärüberläufe in der empfohlenen Position im vierten Quadranten angeordnet. Bei 30 % der Regenbecken liegen Mängel in der Anordnung vor.



Abbildung 11: Ausführung von Wehrschwällen bei Rundbecken. Schlitzwehr (links), scharfkantige Wehrschwelle (rechts)

2.3.2.3 Auswertung

Die Rundbecken werden anhand von 8 Kriterien in Abbildung 12 bewertet. Drei Kriterien sind durch verstärkte Defizite aufgefallen.

Die größten „Mängel“ sind bei der Bauweise aufgefallen. Es zeigte sich, dass nur 38% der Wirbelschachtbecken nach den Empfehlungen der DWA errichtet sind und einen Durchmesser von 15 m und darunter aufweisen. Die Empfehlungen zur Geometrie (D:H) nach LfU, (1992) wurden zu 46% eingehalten. Hinsichtlich der Geometrie bestehen demnach auch bei einem Großteil der Rundbecken deutliche Abweichungen zu den Empfehlungen.

Eine Mittelsäule ist bei 69 % der Regenbecken vorhanden.

Die Anordnung der Entlastungsschwelle im 4. Quadranten ist ein weiteres Kriterium, welches bei 31 % der Rundbecken nicht korrekt ausgeführt wurde.

Abbildung 12: Bewertungsverfahren der konstruktiven Bedingungen an Rundbecken

Rundbecken (Durchlaufbecken):				Zulaufsituation		
Bauwerkskomponenten und Bewertungskriterien:	DWA Empfehlung Durchmesser für Wirbel- schachtbecken (15 m)	Geometrie Empfehlung der LfU (1992) D:H (4:1 bzw. 5:1)	strömungs- begünstigende Mittelsäule	Typ	Zulaufsituation	Strömungs- verteilung
Bewertung:	eingehalten (0) nicht eingehalten (1)	eingehalten (0) nicht eingehalten (1)	nicht vorhanden (0) vorhanden (1)			keine (0) ungünstig (1) günstig (2)
Bewertungsskala	0 bis 1	0 bis 2	0 bis 1	0 bis 2		
Brenzingen	0	2	1	TAu	Tangential Einlauf	2
Brüchermühle	0	0	0	TAu	Tangential Einlauf	2
Kotthausen (HS)	0	0	1	TAu	Tangential Einlauf	2
Kürten-Sülze	0	0	0	TAu	Tangential Einlauf	2
Strombach ALDI / Im Tal	0	2	1	TAu	Tangential Einlauf	2
Wiehl	1	2	0	TAu	Tangential Einlauf	2
Auerbach	1	2	0	TAu	Tangential Einlauf	2
Ettlingen Erlenwiesen	0	0	1	TIn	Tangential Einlauf	1
Grunbach KA	1	2	1	TAu	Tangential Einlauf	2
Linkenh.-Hochst. RÜB 8 **	0	0	1	TAu	Tangential Einlauf	2
Tiefenbronn KA	0	0	1	Z	Zentral	1
Turmfeld	1	2	1	TIn	Tangential Einlauf	1
Zwingenberg	1	0	1	TIn	Tangential Einlauf	1
Erreichbare Punktzahl aller Anlagen:	13	26	13			26
Erreichte Summe:	5	12	9			22
Prozentual						
Erreichte Summe in %	38%	46%	69%			85%
Defizit in %:	62%	54%	31%			15%

Rundbecken (Durchlaufbecken):		Ablaufsituation					Auswertung	
Bauwerkskomponenten und Bewertungskriterien:	Typ	Wehr- schwelle	Anordnung der Entlastungs- schwelle	baulicher Zustand (Mängel):	Abfluss- kontrolle	Tauchwand		
Bewertung:			nicht erfüllt (0) erfüllt (2)	Mängel (0) keine Mängel (1)	nicht einstellbar (0) einstellbar (1)	Mängel (0) DWA konform (1)	Erreichte Punktzahl der Anlage:	Anteil in %
Bewertungsskala			0 bis 2	0 bis 1	0 bis 1	0 bis 1	Σ 11	
Brenzingen	Ru	Rundkronige S	2	1	0	0	7	64%
Brüchermühle	S	scharfkantige S	0	1	1	1	4	36%
Kotthausen (HS)	S	scharfkantige S	0	1	1	1	5	45%
Kürten-Sülze	S	scharfkantige S	2	1	1	1	6	55%
Strombach ALDI / Im Tal	S	scharfkantige S	0	1	1	1	7	64%
Wiehl	S	scharfkantige S	0	1	1	1	7	64%
Auerbach	Schl	Schlitzbauweis	2	1	1	1	9	82%
Ettlingen Erlenwiesen	Z	Zahnschwelle	2	1	1	1	6	55%
Grunbach KA	Schl	Schlitzbauweis	2	1	1	1	10	91%
Linkenh.-Hochst. RÜB 8 **	Sr	selbstreguliere	2	1	2	1	8	73%
Tiefenbronn KA	Z	Zahnschwelle	2	1	1	1	6	55%
Turmfeld	Ro	Rohrklärüberla	2	1	0	1	8	73%
Zwingenberg	Ro	Rohrklärüberla	2	1	0	1	6	55%
Erreichbare Punktzahl aller Anlagen:			26	13	13	13	143	
Erreichte Summe:			18	13	11	12	89	62%
Prozentual								
Erreichte Summe in %			69%	100%	85%	92%	62%	
Defizit in %:			31%	0%	15%	8%	38%	

Legende

Typ	Wehrform:
Re	Rechteckige Schwelle
Ru	Rundkronige Schwelle
Ro	Rohrklärüberlauf
S	Scharfkantige Schwelle
Z	Zahnschwelle
Schl	Schlitzbauweise ohne Bleche
SchlB	Schlitzbauweise mit Blechen
Sr	Selbstregulierende Federstauklappen

2.3.3 Zusammenfassende Aussagen und Schlussfolgerungen für Rechteck- und Rundbauweisen

In der durchgeführten Bewertung zur konstruktiven Gestaltung von Rundbecken wird anhand einer Stichprobe von 36 Regenbecken die Häufigkeit der Umsetzung des Standes der Technik überprüft. Die konstruktiven Bedingungen steuern den Strömungsprozess und wirken sich damit auf die Wirksamkeit der Sedimentationsanlage aus. Bei dem Großteil der Anlagen waren die Planungs- und Bemessungsgrundlagen lückenhaft.

Die für das Einhalten der Klärbedingungen nach DWA-A 166 relevanten Kriterien Oberflächenbeschickung und kritischer Zufluss konnten bei den begangenen Bauwerken aufgrund fehlender Datengrundlage nicht überprüft werden.

Auch bei der Anlagenbegehung wurden nicht alle konstruktiven Bedingungen im Detail dokumentiert, da zu Beginn des Projektes eine Bewertung in ihrer jetzigen Form gemäß Antrag nicht vorgesehen war. Diese Bewertung hat daher einen orientierenden Charakter.

Es gibt bisher nur wenige Aussagen, welchen Einfluss bestimmte Konstruktionselemente auf die Sedimentationswirksamkeit nehmen. Hier besteht noch ein enormes Wissensdefizit. Um Aussagen zu erarbeiten sind Feldversuche nur bedingt geeignet. Die Ursache liegt darin, dass die Wirksamkeit einer Anlage von mehreren sich überlagernden Faktoren abhängt und die Relevanz von Einzelfaktoren nur sehr schwierig herausgefiltert werden kann.

Anhand der Bewertungsmatrix wurden die an den Regenbecken bestehenden Defizite und Mängel aufgezeigt und auf Basis einer Punkteskala quantifiziert. Das Gesamtergebnis zeigt, dass an Rechteckbecken höhere konstruktive Defizite vorliegen als bei Rundbecken. **Rechteckbecken haben lediglich 36 % und Rundbecken 62% der möglichen Gesamtpunktzahl erreichen können.**

Hinsichtlich der **Geometrie** ist festzustellen, dass beide Bauformen zum Großteil nicht den Empfehlungen der DWA entsprechen. Rechteckbecken entsprechen deutlich seltener den Empfehlungen als Regenbecken in Rundbauweise.

Hinsichtlich der **Zulaufgestaltung** sind die bei Rechteckbecken vorkommenden Konstruktionsvarianten enorm hoch. Die Auswertung zeigt, dass 64 % der Punkte für die Energiedissipation und 55 % der Punkte der Strömungsverteilung erreicht werden. Somit wurden häufig Zulaufvarianten gebaut, die für Sedimentationsanlagen nicht oder nicht optimal geeignet sind. Die Anforderungen für Rundbecken mit tangentialem Zulauf und Abstand sind deutlich einfacher zu erfüllen sodass 85% der Punkte erreicht werden.

Bei der Gestaltung der **Ablaufsituation** liegt bei Rundbecken ein Defizit bei der Anordnung und Anströmung der Schwellen von 31% vor, was auf die nicht exakte Anordnung der Entlastungsschwellen zurückzuführen ist. Bei den Rechteckbecken sind die Mängel mit 21% geringer.

Die Art und Ausführung der Schwellen sowie die Voraussetzungen eines gleichmäßigen Abflusses sind bei den Rundbecken mit 85% gegenüber den Rechteckbecken mit 58% deutlich besser gegeben. Dies begründet sich in der Ausführung von Schwellen mit regulierbaren, anpassbaren und gedrosselten Schwellen.

Das Kapitel 6 zeigt eine Auswahl möglicher Optimierungsmaßnahmen für Regenbecken auf.

2.4 Überwachung von Regenbecken

Abwasseranlagen - wie u. a. Regenüberlaufbecken (RÜB) - stehen in direkter Wechselwirkung mit dem Gewässer vor Ort. In der Folge zählen der Betrieb und die Überwachung dieser Abwasseranlagen zu den wesentlichen Aufgaben ihrer Betreiber. Empfehlungen zum Betrieb, zur messtechnischen Ausrüstung und zur Überprüfung von Regenbecken sind in zahlreichen technischen Regelwerken aufgeführt. Eine Zusammenstellung von Anforderungen an die Messtechnik und Entlastungsbauwerke konnte bereits Bosseler et al. (2001) entnommen werden. Hier sind im Wesentlichen die einschlägigen Arbeits- und Merkblätter des DWA-Regelwerks dargestellt. Hinsichtlich ihrer Gültigkeit muss konstatiert werden, dass lediglich das Arbeitsblatt A 128 (1992) der DWA noch unverändert ist und Gültigkeit besitzt. Alle weiteren Arbeits- und Merkblätter sind entweder unlängst überarbeitet worden oder aber zurückgezogen und in anderen Datenblättern aufgegangen. Darüber hinaus finden sich Hinweise aus Normung und von Verbänden bzgl. der anzuwendenden Messtechnik.

Mit Blick auf die messtechnische Ausrüstung von Regenbecken sind hier zwei unterschiedliche Messorte bzw. Messgrößen zu berücksichtigen. Zum einen sind dies die

Drosseleinrichtungen der Anlagen, die gemäß Eigenkontroll- oder Selbstüberwachungsverordnung in regelmäßigen Abständen überprüft werden müssen. Zum anderen sind diejenigen Messeinrichtungen zur Ermittlung von Beckenfüllständen und Entlastungshöhen zu nennen. Insbesondere unter Berücksichtigung der im Oktober 2013 in Nordrhein-Westfalen eingeführten SÜwVO Abw (2013), welche die SÜwV Kan (1995) ersetzt, sind nunmehr *„grundsätzlich bei Regenüberlaufbecken ... kontinuierlich aufzeichnende Wasserstandsmessgeräte einzubauen. Durch geeignete Auswertungen der Füllstände und Benutzungszeiten sind Überlaufmengen, -dauer und -häufigkeit ... zu ermitteln“*. Gemäß DWA-M 181 (2011) werden die Messungen zur Überprüfung von Drosseln als Kurzzeitmessungen eingestuft, die Messungen zum Entlastungsverhalten von Regenüberlaufbecken hingegen als Dauermessungen, dessen Daten darüber hinaus kontinuierlich aufgezeichnet werden.

Einheitliche Gestaltungsgrundsätze und Hinweise für die Planung, Überprüfung und Auswertung entsprechender Messeinrichtungen, vergleichbar den Anforderungen nach LUA-NRW (2003-2) an Drosseleinrichtungen von Regenbecken und Kläranlagen, existieren in Nordrhein-Westfalen bisher nicht. Die regelmäßige Überprüfung von Drosseleinrichtungen hat entsprechend der meisten Eigenkontroll- und Selbstüberwachungsverordnungen durch den Betreiber oder ein von ihm beauftragtes Unternehmen (z. B. anerkannte Prüfstellen für Durchflussmessungen) zu erfolgen. Unabhängig vom eingesetzten Drosselorgan sind alle Drosseleinrichtungen erstmalig und anschließend in der Regel in einem 5-jährigen Turnus zu überprüfen. Ausnahmen bilden z. B. in Nordrhein-Westfalen Drosselorgane ohne bewegliche Teile (passive Drosseln). Bei diesen kann gemäß den Vorgaben des LUA-NRW (2003-1) ggf. die Folgeprüfung entfallen, sofern keine relevanten Veränderungen an der Drosselanlage vorgenommen wurden.

Ein Konzept zur Überwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen ist vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz in Nordrhein-Westfalen seit dem Jahr 2010 verfügbar, vgl. LANUV (2010). Hier ist insbesondere vor dem Hintergrund des Schutzes von Gewässern und des Trinkwassers vor Verunreinigung von Bedeutung, dass Einleitungen überprüft und die Funktionstüchtigkeit technischer Einrichtungen stets sichergestellt werden. Mit Blick auf wasserwirtschaftliche Notwendigkeiten und gesetzliche Regelungen zeigt das Konzept Grundlagen für die Organisation der Überwachung von Direkt- und Indirekteinleitungen in angemessener Intensität auf.

Für Bayern wurde ein Praxisratgeber für Planung, Bau und Betrieb von Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken im Auftrag des BayLfW (2001) vom Projektpartner UFT erarbeitet. Darüber hinaus existiert vom bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU Bayern) ein Merkblatt für die Prüfung und Wertung von Messdaten an Regenbecken LfUBay (2012).

Zusätzlich zu den technischen Regelwerken sind für Anlagenbetreiber die in dem jeweiligen Bundesland eingeführten Eigenkontroll- und Selbstüberwachungsverordnungen von Bedeutung. Diese beinhalten Anforderungen zur Ausstattung von Regenbecken mit Messeinrichtungen bzw. deren Überprüfung, bspw. durch Sicht- und Funktionskontrollen. Jedoch unterscheiden sich die Eigenkontroll- und Selbstüberwachungsverordnungen der Bundesländer hinsichtlich der an die Anlagenbetreiber gestellten Anforderungen.

Der Stand der vorhandenen Messtechnik und der Umgang mit den erhobenen (Wasserstands-) Messdaten können sich von Betreiber zu Betreiber aufgrund unterschiedlicher Betriebs- und Überwachungskonzepte unterscheiden. Dies zeigten bereits Bosseler, Birkner et al. (2003) in der betreffenden Umfrage: In NRW sind derzeit von den

1.896 registrierten Regenüberlaufbecken ca. 61 % mit Wasserstandsmesseinrichtungen ausgerüstet. Ca. 71 % der vorhandenen Messdaten wurden nach Angaben der Betreiber ausgewertet.

In diesem Zusammenhang stellt sich weiter die Frage, ob sich bei der Auswertung der vorhandenen Messdaten Unterschiede feststellen lassen, die ggf. zu nicht vergleichbaren Ergebnissen führen könnten. Ggf. kann die Auswertung der Anlagenbegehungen erste Hinweise geben. Hierzu wurden die in Nordrhein-Westfalen zuständigen fünf Bezirksregierungen im Rahmen des IKT-Behördenworkshops zum Stand der Umsetzung der Selbstüberwachung bei den Anlagenbetreibern befragt. Der Fokus lag insbesondere auf der Auswertung von Messdaten und der Ausrüstung der Becken mit Wasserstandsmesseinrichtungen.

Hierzu konnten die Behördenvertreter subjektive Einschätzungen liefern, deren Grundlage die von den Anlagenbetreibern in einem festen Turnus an die Bezirksregierungen zu richtenden SüwV Kan-Abfragebögen bilden; eine gesonderte Abfrage bzw. Auswertung zum Stand und zur Funktionsfähigkeit der Messausrüstungen an Regenbecken findet hier jedoch nicht statt.

Des Weiteren wurde berichtet, dass innerhalb der vergangenen zehn Jahre die Anzahl der mit Messtechnik versehenen Becken gestiegen und ebenso eine vermehrte Auswertung von Messdaten zu verzeichnen ist. Somit kann unterstellt werden, dass sich für einen sicheren Anlagenbetrieb die Ausrüstung von Regenbecken mit der entsprechenden Messtechnik bereits etabliert hat. Lediglich bei älteren Anlagen und bei Kommunen mit wenig Personal werden Defizite bei der messtechnischen Ausrüstung bzw. der Auswertung von Messdaten festgestellt.

Inwieweit die Messausrüstung an einer geeigneten Stelle im Regenbecken installiert und für die vorgesehene Messaufgabe geeignet ist, kann auf Basis der von den Anlagenbetreibern gemeldeten Daten jedoch nicht verifiziert werden. Nach Einschätzung der Vertreter der Bezirksregierungen bietet ein erheblicher Teil an Regenbecken aufgrund der baulichen und hydraulischen Randbedingungen an der Entlastungsschwelle nicht die Voraussetzungen, um eine Messeinrichtung zuverlässig und mit ausreichender Genauigkeit zu betreiben. Zudem findet in der Praxis trotz vergleichsweise einfacher Durchführung häufig keine regelmäßige Überprüfung (Kalibrierung und Justierung) der Wasserstandsmesseinrichtungen statt. In der Folge ist die Qualität der von den Betreibern übermittelten Daten bzgl. Wasserstand, Entlastungsmenge, Überlaufdauer und -häufigkeit, zu hinterfragen.

Zuzüglich zu Wasserstandsmessungen werden ggf. noch weitere Messstellen an Regenbecken betrieben, um wichtige betriebliche Parameter zu erfassen. Das Merkblatt DWA-M 181 (2011) enthält dazu Empfehlungen und Hinweise. In Tabelle 7 sind die maßgeblichen Kenngrößen, die derzeit an Regenbecken messtechnisch erfasst werden, sowie dafür erforderliche Messausrüstungen bzw. -verfahren aufgeführt.

Tabelle 7: Messausrüstung und -verfahren an Regenbecken

Parameter:	Messausrüstung:	Messverfahren:	Messgröße:
Drosselabfluss	Drosselanlagen zur Abflussbegrenzung	Passive Steuerung ohne bewegliche Teile und ohne Fremdenergie	Drosselabfluss
		Aktive Steuerung ohne bewegliche Teile und ohne Fremdenergie	
		Aktive Steuerungen und Regelungen mit beweglichen Teilen und ohne Fremdenergie	
		Oberwassergesteuerte Drosselorgane mit Fremdenergie	Drosselabfluss
		Durchflussgeregelter Drosselorgane mit Fremdenergie	Durchfluss*, Drosselabfluss (kontinuierlich)
Wasserstand (Trennbauwerk, Speicherkammer)	Wasserstandsmessungen	Pegellatte	Beckenfüllstand (<i>durch Ablesen</i>)
		Drucksonden	Beckenfüllstand (kontinuierlich)
		Ultraschallsonden	
		Luftinperlung und Tauchglocke	
Wasserstand (vor Überlaufschwelle)	Wasserstandsmessungen	Ultraschallsonde	Überfallhöhe (kontinuierlich)
		Radarmessung	
Entlastungsabfluss	Durchflussmessungen	kombinierte Wasserstands-Geschwindigkeits-Sonden	Durchfluss**
		Messwehre, Messgerinne (z. B. Venturi-Kanal)	
	Qualitätsmessungen***	z. B. UV-Spektrometersonden	z. B: CSB, AFS

* nur bei kombiniertem Einsatz von Drosselorgan und Durchflussmessgerät

** direkte Ermittlung der Überfallmenge bei Einsatz von Durchflussmessgeräten im Entlastungskanal; indirekte Ermittlung der Überfallmenge aus Q/h-Beziehung

*** Einsatz beschränkt sich bisher auf einzelne Forschungsvorhaben

Grundsätzlich sollten die in Tabelle 7 aufgeführten Geräte eine möglichst hohe Messgenauigkeit aufweisen und mechanisch robust sein. Die Qualität der gemessenen Daten hängt nicht allein von der Auswahl und Genauigkeit der Messgeräte ab. Vielmehr können deren Wartung und Kalibrierung im Betrieb sowie die hydraulischen Randbedingungen hierfür von entscheidender Bedeutung sein. Gemäß DWA-A 166 (2013) sind regelmäßige Funktionskontrollen und Plausibilitätsprüfungen unerlässlich und daraus resultierende Folgekosten bereits bei der Planung der Messausrüstung zu berücksichtigen.

2.4.1 Stand und Funktion vorhandener Messtechnik

Im Rahmen des Projektes wurden 36 Regenüberlaufbecken besichtigt, um primär die Rand- bzw. Auswahlbedingungen für ein weitergehendes Monitoring aufzunehmen. Im Zuge dieser Besichtigungen wurden somit auch diverse Anlagenteile - wie z. B. Zu- und Ablauf, Ausbildung der Speicherkammern u. v. m. - dokumentiert. Ebenfalls sind für die meisten dieser Becken deren messtechnische Ausrüstung zur Füllstands- und ggf. auch Entlastungsmessung sowie die Montageorte festgestellt worden. Im Ergebnis liegen für einzelne Becken zusätzlich Informationen vor über

- Anzahl und Art der vorhandenen Messsonden (Druck- und/oder Ultraschall),
- deren Lage bzw. Positionierung (strömungsbeeinflusster oder gestörter Bereich),
- deren Messbereich bzw. -aufgabe (*eine Sonde: Füllstandsmessung; zweite Sonde: zusätzliche Entlastungsmessung*).

Wie schon in Kapitel 2.2 erläutert, können mit Blick auf die im Rahmen des Projektes besichtigten Anlagen in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen deutliche Unterschiede bei der messtechnischen Ausrüstung festgestellt werden: Die Messtechnik an den Becken in BW besteht überwiegend aus Ultraschallsonden - lediglich zwei Becken verfügen zusätzlich über eine Drucksonde in der Beckenkammer.

Die beim Aggerverband in NRW standardmäßig eingesetzte Technik misst Wasserstände überwiegend mittels Drucksonden und Entlastungshöhen zusätzlich mit Ultraschallsonden. Abbildung 13 zeigt jeweils ein Beispiel für eine Druck- und Ultraschallsonde einschließlich ihrer schematischen Darstellung. Via Fernübertragung werden die Messdaten der meisten Regenbecken in die Leitwarte gesendet als Zustandsanzeige oder aber zur Weiterverarbeitung bzw. Archivierung.

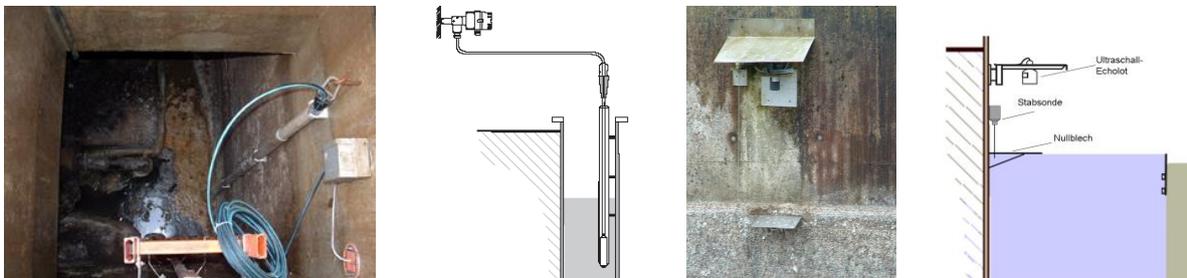


Abbildung 13 (v.l.n.r.): Drucksonde im Hüllrohr; Schemazeichnung Drucksonde (Quelle: Endress und Hauser Messtechnik GmbH); Ultraschallsonde mit Nullblech; Schemazeichnung Ultraschallsonde

Inwieweit die gewonnenen Messdaten eine hinreichende Genauigkeit besitzen, war nicht Gegenstand einer Überprüfung im Rahmen des Projektes. Jedoch sei an dieser Stelle angemerkt, dass Messwerte nur so genau bzw. gut sein können, wie es die Technik selbst, aber auch die vor Ort herrschenden Randbedingungen erlauben. Mit anderen Worten sollte seitens der Betreiber sichergestellt sein, dass die Sonden einwandfrei im Rahmen ihrer Genauigkeit arbeiten und dementsprechende Erwartungswerte liefern. So wurde bereits in Birkner (2006) die Überprüfung einer Entlastungsmessstelle bzw. -sonde durch Mitarbeiter des Aggerverbands dokumentiert. Auf diese Weise können die Betreiber mit vergleichsweise geringem Aufwand die Funktionsfähigkeit der Messeinrichtung überprüfen und die weitgehende Plausibilität der Messdaten sicherstellen. Zur Messgenauigkeit der

vorhandenen Technik liefert diese Überprüfung hingegen keine Aussage - diese müsste ggf. durch den Hersteller getroffen werden.

Weiter ist zu hinterfragen, ob die Messdaten das Geschehen (z. B. bei einer Entlastungsmessung) realitätsnah wiedergeben. Sofern die Messdaten mehr als nur die Zeitdauer der Ereignisse (durch Messung der Wasserstands- bzw. Entlastungshöhen über die Zeit) wiedergeben sollen, sind weitere Randbedingungen - insbesondere auch der bauliche Zustand der Anlagen - zu berücksichtigen (vgl. dazu auch Tabelle 6). Dieser kann die Qualität der Messdaten ggf. deutlich beeinflussen. Wird beispielsweise die Poleni-Formel zur Abflussermittlung zugrunde gelegt, werden die Wehrform und Überfallart mit den Koeffizienten μ und c erfasst. Gemäß DWA-A 111 (2010) ist zu berücksichtigen: „Soll bei der Überwachung der Entlastungsaktivität von Regenentlastungsanlagen neben der Entladungsdauer und -häufigkeit auch der Entlastungsabfluss ermittelt werden, kann theoretisch die Überlaufschwelle (Klär- oder Beckenüberlauf) als Messwehr verwendet werden. Allerdings ist dies wegen mehrerer Effekte (ungenau belegte formabhängige μ -Werte für die Wehrschwelle, Hysterese, Spiegelschrägstellung, begrenzte Genauigkeit der Wasserstandsmessung) sehr fehleranfällig. Die hier angegebenen μ -Werte dienen jedoch ausschließlich zur hydraulischen Bemessung einer Wehranlage und eignen sich nicht für Zwecke der Abflussermittlung aus einer gemessenen Überfallhöhe“.

Während der Anlagenbegehungen konnte festgestellt werden, dass die Messtechnik an einzelnen Rechteck- und Rundbecken, sofern überhaupt in ausreichender Anzahl vorhanden, offensichtlich nicht entsprechend üblicher Empfehlungen installiert wurde (vgl. Abbildung 14). Eine Anordnung der Messtechnik zwischen Tauchwand und Wehrschwelle - bei den Begehungen z. T. bei Rechteckbecken vorzufinden - ist gemäß Praxisratgeber des BayLfW (2001) aus folgenden Gründen nicht zu empfehlen: „Wird ein Wehr überströmt, senkt sich der Wasserspiegel in Folge der Beschleunigung zum Wehr hin ab. Um die Wehrformel zur Berechnung des Abflusses anwenden zu können, muss in ausreichendem Abstand zum Wehr an einer Stelle gemessen werden, an der noch keine Wasserspiegelabsenkung eintritt.“



Abbildung 14: Defizite bei der Messausstattung in Rechteckbecken

Ebenso wie bei den Rechteckbecken konnten bei den Anlagenbegehungen suboptimale Montageorte der Messtechnik - insbesondere für die Entlastungsmessung - vereinzelt bei Rundbecken festgestellt werden. Beispiele dafür sind in Abbildung 15 dargestellt. In der linken Abbildung ist deutlich zu erkennen, dass die Ultraschall-Sonde mit Blick auf die

Strömung im Becken vor dem Klärüberlauf montiert ist (vgl. BayLfW (2001)), jedoch unmittelbar im Einstiegsbereich des geschlossenen Beckens wenige Zentimeter von der Einsteigleiter entfernt. Inwieweit an diesem Becken ein besser geeigneter Montageort - der auch unproblematisch durchführbare Kalibrier- und Sichtkontrollen zulässt - gefunden werden kann, muss ggf. untersucht werden. Festgehalten werden kann somit, dass die erhobenen Messdaten der Überfallhöhe am Klärüberlauf die tatsächliche Überfallhöhe mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht zutreffend darstellen. Ebenso kann davon ausgegangen werden, dass die Lage der Ultraschall-Sonde in der rechten Abbildung ebenfalls Messdaten der Überfallhöhe liefert, die die Verhältnisse an der Entlastung nur unzureichend wiedergibt.

In beiden exemplarisch dargestellten Fällen können ggf. weiterführende Messungen der Abflussmengen im Entlastungskanal (z. B. mittels Kanalmaus) und Vergleich der Messdaten mit denjenigen der errechneten Abflussmengen aus den gemessenen Überfallhöhen erfolgen. Eine Kalibrierung der vorhandenen Entlastungsmessstellen könnte sodann vorgenommen werden mit dem Ziel, die Validität der Messdaten zu verbessern.



Abbildung 15: Defizite bei der Messausstattung von Rundbecken

Fazit:

Die Begehung von Anlagen zur Mischwasserentlastung offenbart mit Blick auf deren messtechnische Ausrüstung zum Teil deutliche Unterschiede, die, so muss unterstellt werden, aufgrund unterschiedlicher Anforderungen an das Messziele diesen Status quo bedingen. Es ist in einzelnen Fällen nachvollziehbar, dass Becken mit nur einer Sonde und nicht mit weiterer kostenintensiver Messtechnik ausgerüstet werden, sofern lediglich Füllstände und Benutzungszeiten ermittelt werden sollen.

Ist der Bedarf für einen höheren Aufwand bzgl. der messtechnischen Ausrüstung an den Anlagen gegeben, um Entlastungsdauern zu ermitteln, sind die auf diesem Weg in der Regel errechneten Daten zu Entlastungsmengen durchaus kritisch zu bewerten. Viele Störeinflüsse können diese Daten beeinflussen mit dem Ergebnis, dass ein hoher Aufwand für die Ermittlung von Messdaten getrieben wird, die Qualität dieser Daten jedoch fraglich ist. Die Art der Messtechnik, die Installationsweise bzw. der Montageort, die Konfiguration und die Prüfung der Technik sind daher für die Aufzeichnung der Entlastungsaktivität von Regenbecken von großer Bedeutung. Des Weiteren verbergen sich dahinter vielfältige und hohe Ansprüche, für die das Personal einer Kläranlage oder Gemeinde mitunter nicht ausgebildet ist. Auch wenn externe Fachleute mit den Installationen der Messeinrichtungen beauftragt werden, ist nicht zwingend sichergestellt, dass auch entsprechende Wartungsverträge abgeschlossen werden. Ein Teil der Betreiber verlässt sich also dauerhaft auf die eingebauten und ggf. erstmalig kalibrierten Messsysteme und diese werden dann nur

auf Veranlassung - z. B. bei einem Totalausfall - überprüft. Die Qualität der bis dahin ermittelten Messdaten ist daher fraglich. Wollte man ernsthaft die Entlastungsaktivität erheben, müssten bei sehr vielen Anlagen zusätzlich die Klärüberlaufschwelle nachgebessert (vgl. Kapitel 2.3) und mit zusätzlicher Messtechnik ausgestattet werden. Darüber hinaus erscheint es notwendig, klare Zuständigkeiten für die Auswertung und Wartung zu übergeben.

Auf diese Weise könnte zumindest ein vergleichbarer Ausrüstungszustand im Land erreicht werden, der ansatzweise die Vergleichbarkeit erhobener Messdaten zulassen könnte. Dies kann jedoch nur sukzessive umgesetzt werden, Hinweise dafür finden sich in Kapitel 5.

3 Bestimmung des Feststoffrückhalts von Regenüberlaufbecken

von Mike Kemper, Simon Ebbert, Mathias Uhl und Stephan Fuchs

Auf Grundlage der Bestandsanalyse und der Kriterien für die Beckenauswahl wurden für das orientierende Monitoring 6 Regenüberlaufbecken ausgewählt. Bei der Auswahl geeigneter Regenüberlaufbecken wurden ergänzend zu den in Kapitel 2.2 aufgeführten Kriterien auch arbeitssicherheitstechnische Aspekte für den Betrieb und die Wartung der angestrebten Messstellen berücksichtigt.

Bei den Regenbecken handelt es sich um 4 Rechteckbecken und 2 Rundbecken. Nicht alle Becken erfüllen die konstruktiven Vorgaben des aktuellen DWA-A 166. Das begründet sich u.a. mit dem Alter der jeweiligen Anlage oder in der Umnutzung. So wurde das Becken in Rodt-Müllenbach von einem Vorklärbecken zu einem RÜB umgebaut.

Kapitel 3.1 beinhaltet eine kurze Beschreibung zu jeder Anlage mit Beckenskizzen. Diese sind nicht maßstäblich, berücksichtigen aber das Längen/Breiten Verhältnis. Ergänzend werden Besonderheiten hinsichtlich der konstruktiven Bedingungen und der Betriebsweise der Regenbecken erläutert sowie einige elementare Daten genannt. Eine Fotodokumentation der Zulaufbedingungen ist dem Anhang 8.1 zu entnehmen.

Unter den ausgewählten Becken gibt es keine identischen Bauweisen. Die Rechteckbecken Wahlscheid und Kolbingen sind sich konstruktiv ähnlich, so dass ein Vergleich der Effizienz möglich ist.

Die folgenden Anlagen wurden von Juli 2011 bis August 2012 mit einer Mess- und Steuerungstechnik ausgestattet und in einem orientierenden Monitoring auf die Effizienz des Feststoffrückhaltes untersucht.

Nordrhein-Westfalen:

- ▶ Rodt-Müllenbach (Rechteckbecken, $V_{RÜB} = 466 \text{ m}^3 + V_{SK} = 194 \text{ m}^3$, $V_S = 30 \text{ m}^3/\text{ha}$)
- ▶ Kürten-Sülze (Rundbecken, $V_{RÜB} = 724 \text{ m}^3 + V_{SK} = 834 \text{ m}^3$, $V_S = 59 \text{ m}^3/\text{ha}$)
- ▶ Wahlscheid (Rechteckbecken, $V_{RÜB} = 486 \text{ m}^3 + V_{SK} = 683 \text{ m}^3$; $V_S = 74 \text{ m}^3/\text{ha}$)

Baden-Württemberg:

- ▶ Kolbingen (Rechteckbecken, $V_{RÜB} = 659 \text{ m}^3$, $V_S = 27 \text{ m}^3/\text{ha}$)
- ▶ Grunbach (Rundbecken, $V_{RÜB} = 600 \text{ m}^3$, $V_S = 25 \text{ m}^3/\text{ha}$)
- ▶ Eggenstein-Leopoldshafen (Rechteckbecken, $V_{RÜB} = 1.280 \text{ m}^3$, $V_S = 10 \text{ m}^3/\text{ha}$)

3.1 Untersuchungsobjekte

3.1.1 RÜB Eggenstein-Leopoldshafen (Landkreis Karlsruhe, Baden-Württemberg)

Das offene Rechteckbecken in Eggenstein-Leopoldshafen ist ein RÜB direkt vor der Kläranlage. Der Anlage sind im EZG 5 RÜB, 1 RKB und 1 SK vorgeschaltet, die im Niederschlagsfall die Kläranlage vorentlasten. An den vorgelagerten Becken ist eine Fläche von 123 ha A_U angeschlossen. Die direkt an das Becken angeschlossene Fläche beträgt 5,6 ha. Wird der Drosselzufluss zur Kläranlage (139 l/s) überschritten, wird das RÜB über 2 Regenwasserschnecken aus dem Hebewerk mit einem Zufluss von max. 1000 l/s beschickt. Ein Beckenüberlauf ist weder im Hebewerk noch in der RÜB Konzeption vorhanden, der maximale Durchfluss durch die Sedimentationskammer wird hier jedoch durch die Leistungsfähigkeit der Beschickungspumpen begrenzt. Ein gedrosselter Klärüberlauf ist bei diesem Becken daher nicht erforderlich.

Die Schnecken fördern das Wasser in ein Verteilerbauwerk mit 12 Rohröffnungen die mit Prallblechen ausgestattet sind. Durch diese Zulaufgestaltung wird eine gleichmäßige Anströmung des Beckens und eine Energiedissipation erreicht. Die Entlastung des Beckens erfolgt über eine Zahnschwelle in den Rheinniederungskanal.

Die messtechnische Ausstattung des Beckens beschränkt sich auf eine Ultraschallsonde im Zulaufbereich, die den Füllstand misst. Das Entlastungsvolumen wird nach Bedarf über die Laufzeit der Regenwetterschnecken und deren gepumpten Abfluss abgeschätzt.

Bei diesem Becken ist insbesondere auf die Betriebsweise hinzuweisen. Während des Monitorings ist aufgefallen, dass die Schnecken häufig nicht kontinuierlich arbeiten, sondern nach Zeitintervallen zwischen 0,5 bis 2 Stunden immer wieder aussetzen, nachdem eine bestimmte Wassermenge im Kanal „abgearbeitet“ wurde. Somit ergeben sich für das gefüllte Regenbecken sehr lange Absetzzeiten und die Betriebsweise ähnelt eher einem Batch-Betrieb. Des Weiteren erfolgt die Entleerung des Beckens erst nach Entleerung der im EZG vorgeschalteten Zwischenspeicher, so dass das Becken im Vergleich zu anderen RÜB länger eingestaut bleibt und damit sehr lange Aufenthaltszeiten aufweist. Es ist zu vermuten das auch andere Becken vor der Kläranlage, welche mit Schnecken beschickt werden in ähnlicher Weise betrieben werden.

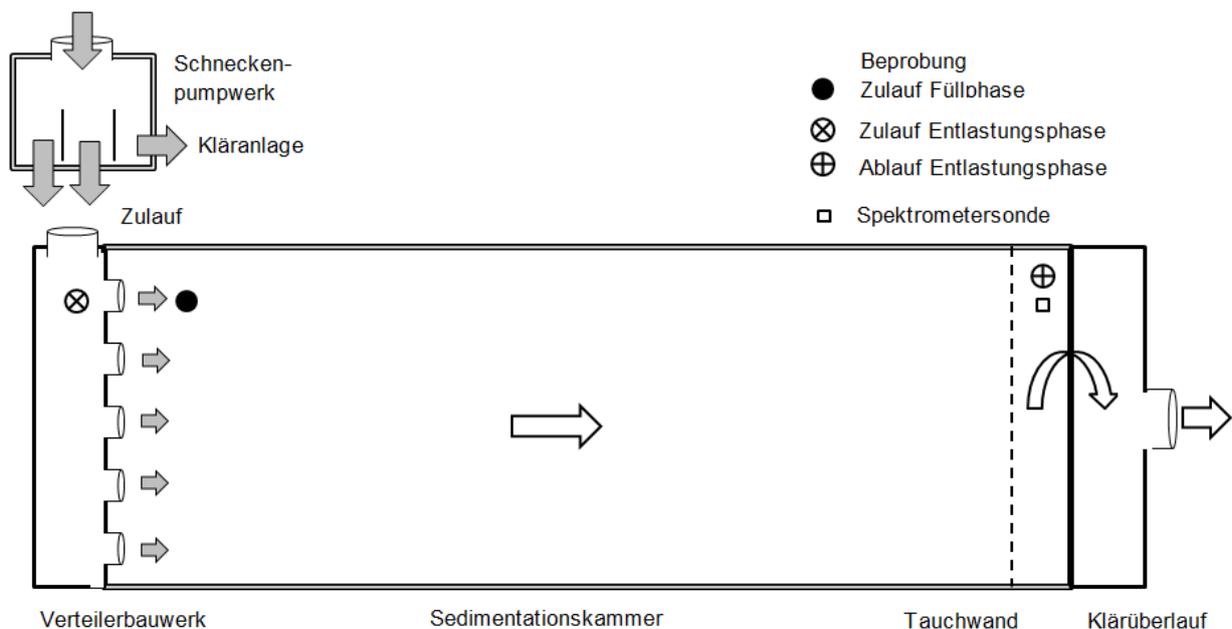


Abbildung 16: Bauwerkskizze RÜB Leopoldshafen

Tabelle 8: Daten RÜB Leopoldshafen

A_{EK}	123 ha
A_u	-
V_B	1280 m ³
Abmessungen	B: 12,2 m * L: 48,0 m * H: 2,50 m
V_{Stat}^*	616 m ³
V_S	-
Q_{Dr}	135 l/s

*anrechenbare statische Kanalvolumen

3.1.2 RÜB Wahlscheid (Rhein-Sieg Kreis, Nordrhein-Westfalen)

Das RÜB Wahlscheid ist ein offenes Rechteckbecken und als Durchlaufbecken im Nebenschluss konzipiert. Bezogen auf das Kläranlageneinzugsgebiet ist das RÜB das letzte Regenbecken vor der Kläranlage. Dem Becken ist ein RÜB vorgeschaltet, der Zulaufsammler hat ein sehr großes Volumen und wirkt als Stauraumkanal zusammen mit dem Beckenvolumen.

Die Anlage wird anhand des Fließschemas in Abbildung 17 erläutert. Der Trockenwetterabfluss wird über den Zulaufkanal am Becken vorbei durch das Trennbauwerk zur Kläranlage geleitet. Schneckenpumpen auf der Kläranlage regeln die Drosselwassermenge.

Übersteigt der Mischwasserzulauf die Drosselwassermenge, staut das Wasser zurück und läuft über eine Schwelle im Trennbauwerk in das Regenüberlaufbecken. Der Zulauf ist seitlich und hoch angeordnet mit einer niedrigen Schwelle. Nach Vollenfüllung des Beckens beginnt die Entlastung über die Klärüberlaufschwelle in den Vorfluter.

Falls die Zulaufmenge weiter ansteigt, entlastet zusätzlich der Beckenüberlauf. Unterschreitet die Zulaufmenge den Drosselwasserabfluss, wird die Beckenbeschickung beendet. Das Becken wird durch Pumpen entleert und der Beckeninhalte zurück in den Zulaufkanal geleitet. Die Einstauhöhe wird kontinuierlich über die Drucksonde gemessen. Eine Ultraschallsonde erfasst bei einem Entlastungsereignis die Überlaufhöhen.

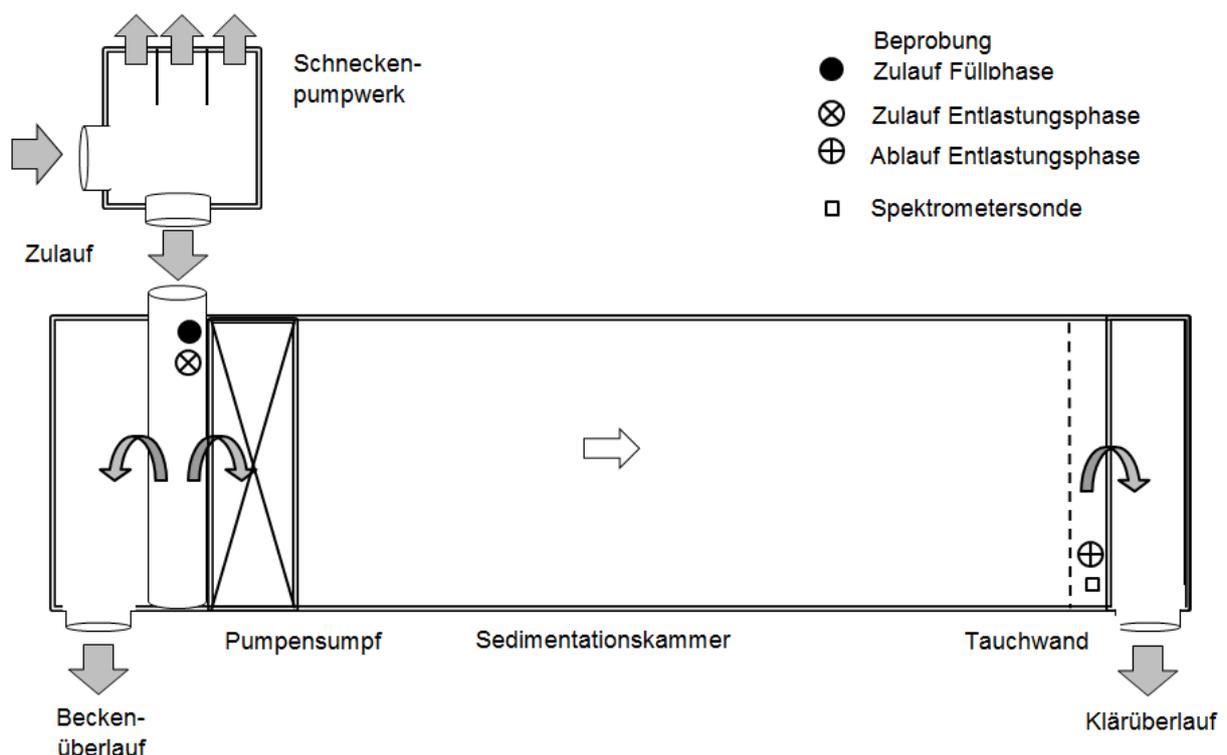


Abbildung 17: Bauwerkskizze RÜB Wahlscheid

Tabelle 9: Daten des RÜB Wahlscheid

A_{EK}	41 ha
A_U	21 ha
V_B	486 m ³
Abmessungen	B: 8,3 m * L: 27 m * H: 2,3 m
V_{Stat}	683 m ³
V_S	26 m ³ /ha
Q_{Dr}	70 l/s

3.1.3 RÜB Kolbingen (Landkreis Tuttlingen, Baden-Württemberg)

Die Gemeinde Kolbingen liegt im Naturraum Schwäbische Alb und leitet das Abwasser zur Behandlung an die Kläranlage Mühlheim weiter. Zur Entlastung des Entwässerungssystems wurde ein offenes Rechteckbecken gebaut, das die konstruktiven Vorgaben des DWA-A 166 erfüllt. Die Anlage ist in Abbildung 18 dargestellt.

Der Abfluss strömt sohnah in eine Kammer ein, die dem Regenbecken vorgelagert ist. Bei Überschreitung des Drosselabflusses (15 l/s) wird diese bis zu einem Volumen von 76 m³ eingestaut. Eine Vorsedimentation des Abflusses ist dadurch gegeben. Die Akkumulation von Geröll wurde vom Klärmeister bestätigt. Nach Vollenfüllung der Kammer wird das Mischwasser über eine hoch liegende Schwelle in das Regenbecken abgeschlagen. Hinter der Zulaufschwelle befindet sich mit geringem Abstand eine Tauchwand und entspricht damit einer Zulaufvariante des DWA-A 166. Am Ende des Regenbeckens wird das Wasser über einen selbstregulierenden Klärüberlauf in einen RBF geleitet. Diese zweite Behandlungseinheit ist notwendig, da dort als lokale Besonderheit auf der Schwäbischen Alb kein Vorfluter zur Verfügung steht. Der Entlastungsabfluss wird im RBF behandelt und anschließend in einen Karstspalt eingeleitet. Übersteigt der Zulauf ein Q_{krit} von 730 l/s, mit ca. 31 l/(s·ha) offenbar gegenüber den genannten 15 l/(s·ha) ein erhöhter Wert und damit seltener der Fall, springt der Beckenüberlauf an, über den dieser Entlastungsabfluss unbehandelt ebenfalls in den Karstspalt eingeleitet wird.

Die Messausrüstung besteht aus einer Drucksonde zur Erfassung des Beckenfüllstandes sowie einer US-Sonde zur Aufzeichnung der Entlastungsaktivität. Die Anlage wird über Fernmeldetechnik von der KA überwacht.

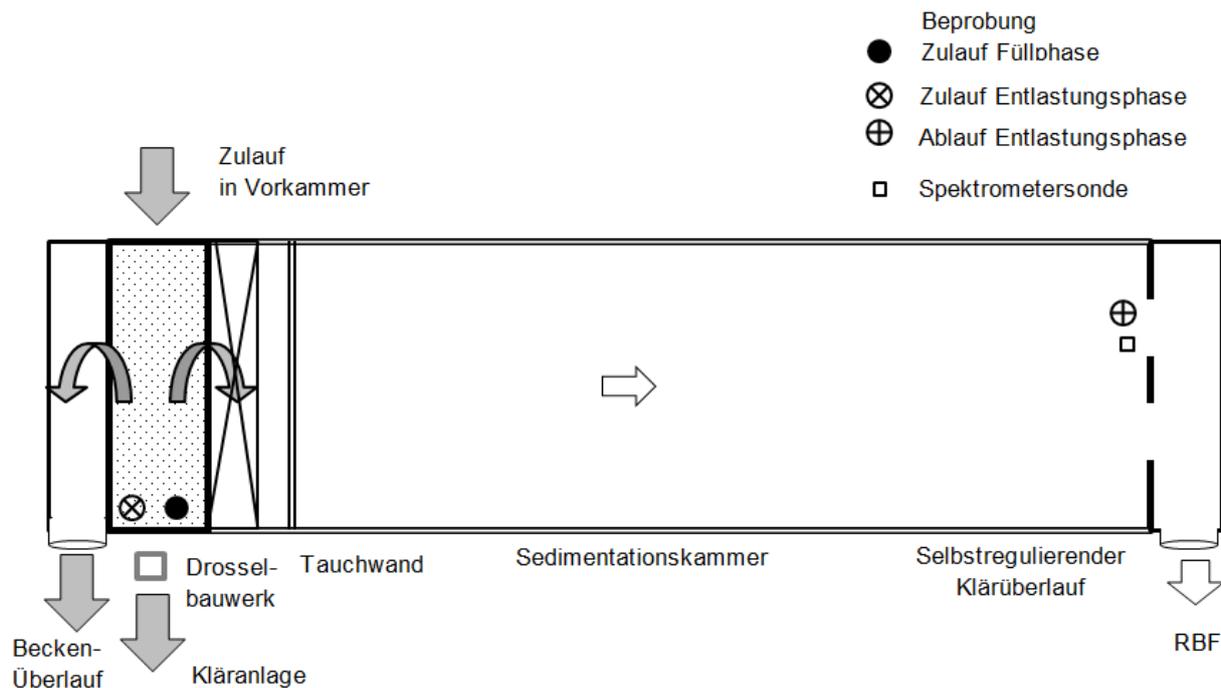


Abbildung 18: Bauwerkskizze Kolbingen

Tabelle 10: Daten des RÜB Kolbingen

A_{EK}	46 ha
A_u	22 ha
V_B	580 m ³
Abmessungen	B: 8,7 m * L: 26,2 m * H: 2,5 m
$V_{Vorkammer}$	76 m ³
V_S	27 m ³ /ha
Q_{Dr}	15 l/s

3.1.4 RÜB Rodt-Müllenbach (Oberbergischer Kreis, Nordrhein-Westfalen)

Das RÜB Rodt-Müllenbach war ursprünglich Teil einer Kläranlage und wurde 1995 zu einem Durchlaufbecken im Nebenschluss umgebaut. Das Rechteckbecken weist eine sehr lange und schmale Geometrie der Sedimentationskammer auf und entspricht mit einem L:B Verhältnis von 8,3 formal nicht den Vorgaben des DWA-A 166. Das Becken wurde dennoch für das Monitoring ausgewählt, weil die Geometrie und Zulaufbedingungen nicht auf schlechte Sedimentationsbedingungen schließen lassen.

Abbildung 19 stellt das Fließschema der Anlage dar. Der Trockenwetterabfluss wird über den Zulaufkanal und das Trennbauwerk zur Kläranlage geleitet. Übersteigt der Mischwasserzulauf die Drosselwassermenge, staut das Wasser zurück und füllt über die Schwelle im Trennbauwerk das RÜB. An dem Becken münden zwei Zulaufleitungen aus dem EZG die im Verteilerbauwerk zusammengeführt werden. Der Einlauf in das Becken erfolgt über 4 hochliegende Rohreinläufe mit DN 500 ohne eine Form der Energiedissipation.

Nach Vollfüllung entlastet das Becken über den Klärüberlauf in ein nachgeschaltetes RRB. Steigt der Zufluss weiter an, entlastet der im Trennbauwerk gelegene Beckenüberlauf zusätzlich. Unterschreitet die Zulaufmenge den Drosselwasserabfluss, wird die Beckenbeschickung beendet. Das Becken wird über Pumpen entleert. Auf der Beckensohle sind zwei Wirbeljets angeordnet. Diese Strömungserzeuger reduzieren Verschmutzungen und Ablagerungen auf der Beckensohle. Eine im Pumpensumpf angeordnete Drucksonde erfasst kontinuierlich die Einstauhöhe des Beckens. Die Entlastungshöhen werden über jeweils eine am Becken- und am Klärüberlauf angeordnete Ultraschallsonde gemessen.

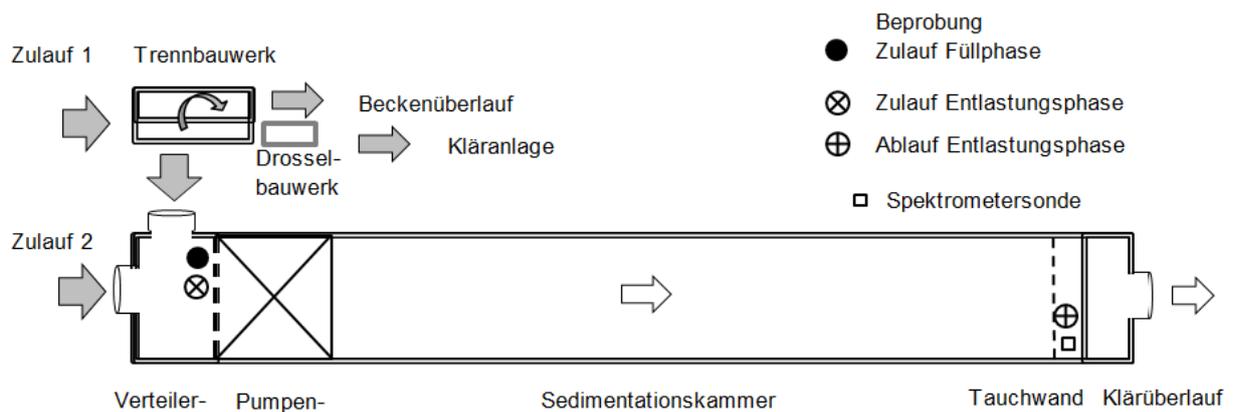


Abbildung 19: Beckenskizze RÜB Rodt-Müllenbach

Tabelle 11: Daten des RÜB Rodt-Müllenbach

A_{EK}	
A_u	28 ha
V_B	466 m ³
Abmessungen	B: 4,2 m * L: 35 m * H: 3 m
V_{Stat}	194 m ³
V_S	30 m ³ /ha
Q_{Dr}	75 l/s

3.1.5 RÜB Kürten-Sülze (Rheinisch-Bergischer Kreis, Nordrhein-Westfalen)

Das RÜB in Kürten-Sülze ist als Durchlaufbecken im Nebenschluss konzipiert. Es handelt sich um ein offenes Rundbecken, genauer um ein Wirbelschachtbecken, und ist das letzte RÜB vor der Kläranlage. Dem Becken sind insgesamt 5 RÜB`s vorgeschaltet. Auch hier gibt es einen relativ großvolumigen, bei Regen zusammen mit dem RÜB eingestauten Zulaufkanal.

Der Trockenwetterabfluss wird durch einen Zulaufkanal am Becken vorbei und weiter zur Kläranlage geleitet. Übersteigt der Mischwasserzulauf die Drosselwassermenge, staut das Wasser zurück und wird über ein Trennbauwerk in das Regenbecken abgeschlagen. Das Rundbecken wird über ein DN 2000 Rohr tangential angeströmt. Die Entlastung erfolgt über eine Klärüberlaufschwelle mit vorgeschalteter Tauchwand im 4. Quadranten.

Unterschreitet die Zulaufmenge den Drosselwasserabfluss, wird die Beschickung beendet. Das Becken wird aufgrund günstiger hydraulischer Verhältnisse im freien Gefälle entleert.

Die Einstauhöhen werden kontinuierlich über eine im Trennbauwerk angeordnete Drucksonde gemessen. Die Wasserstände am Klärüberlauf werden über eine Ultraschallsonde erfasst. Zur Reinigung der Beckensohle wird ein Spülräumer eingesetzt.

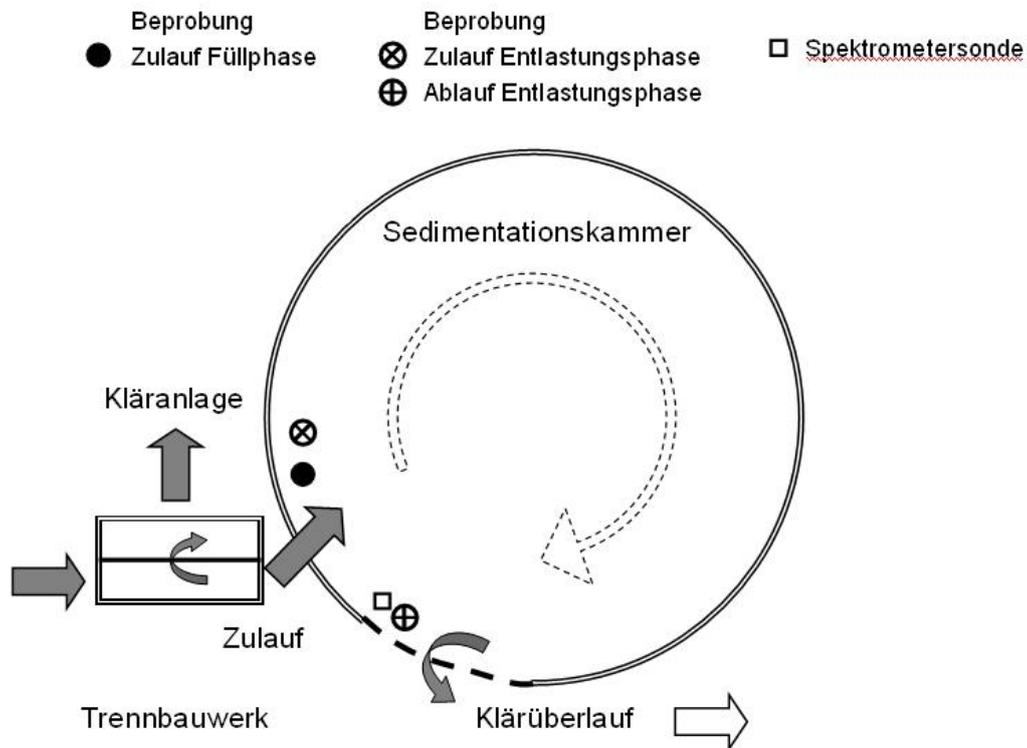


Abbildung 20: Bauwerkskizze Kürten-Sülze

Tabelle 12: Daten des RÜB Kürten-Sülze

A_{EK}	
A_u	17 ha
V_B	723 m ³
Durchmesser	20 m
V_{Stat}	835 m ³
V_S	59 m ³ /ha
Q_{Dr}	160 l/s

3.1.6 RÜB Grunbach (Enzkreis, Baden-Württemberg)

Das RÜB Grunbach ist ein offenes Rundbecken, das ebenfalls direkt vor der Kläranlage liegt. Dem RÜB ist im Einzugsgebiet lediglich ein Regenüberlauf vorgeschaltet. Von der angeschlossenen Fläche, die größtenteils Wohnbaufläche ist, sind 13 % ohne Vorentlastung an das RÜB angeschlossen. Im Zufluss der Kläranlage ist ein Geschiebeschacht angeordnet, auf den das Trennbauwerk folgt. Bei Überschreitung des Bemessungszuflusses von 25 l/s wird der Zufluss in das Regenbecken abgeschlagen.

Das Regenzyklonbecken hat eine nach innen geneigte Trichterform, in deren Zentrum sich eine hohle Mittelstütze befindet, die als Pumpenschacht dient. Die Zulaufströmung erfolgt bei dem Becken tangential nahe der Beckensohle und erzeugt eine starke Rotationsströmung im äußeren Beckenbereich um die mittig gelegene Mittelstütze.

Im äußeren Bereich findet die eigentliche Energiedissipation statt und der innere (zentrale) Bereich des Beckens ist strömungsberuhigt. Entsprechend der absinkenden Strömungsenergie von außen nach innen erfolgt der Feststofftransport in den zentralen Mitteltrichter (LfU, 1997).

Der Nachweis der Klärwirkung von Regenzyklonbecken ist erbracht, wenn die Zulaufleistung kleiner $0,08 \text{ W/m}^3$ beträgt. In Grunbach liegt diese bei $0,065 \text{ W/m}^3$, womit die Vorgaben erfüllt sind. Das Becken entlastet über einen Klärüberlauf, der nach Vorgabe des DWA-A 166 im vierten Segment angeordnet ist.

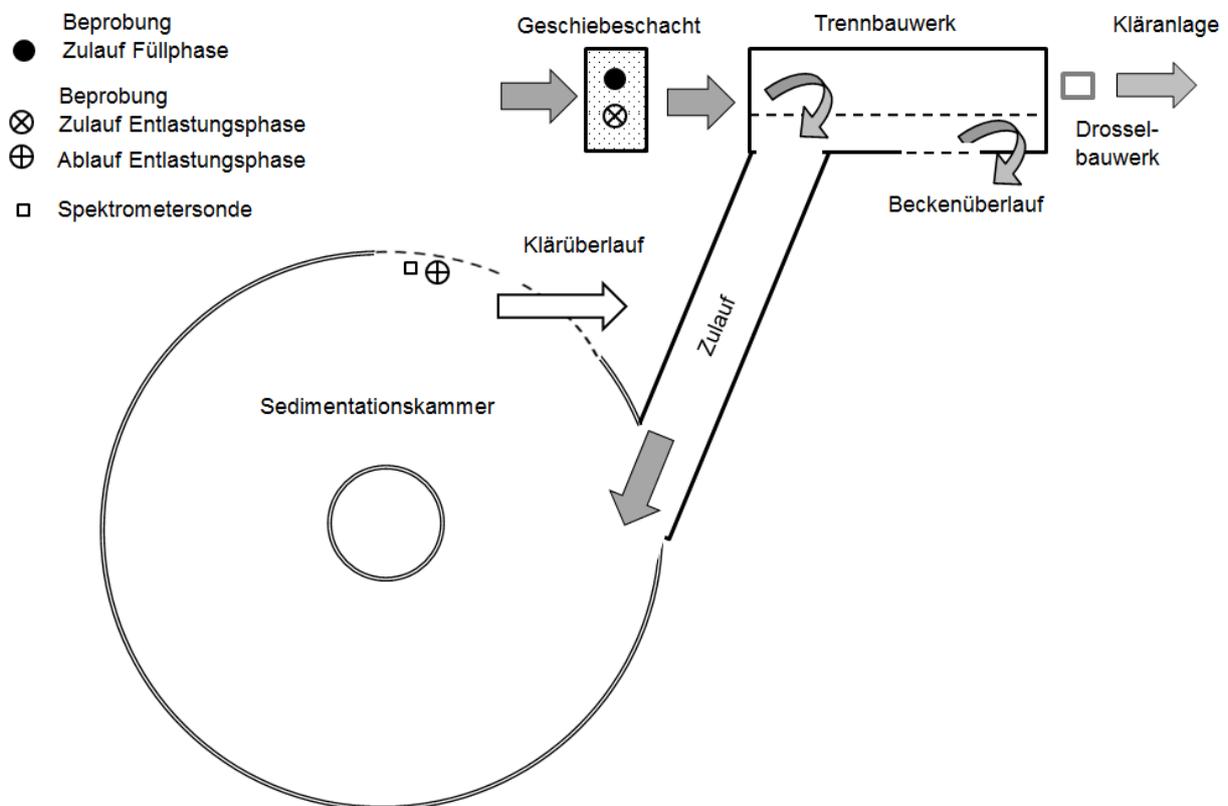


Abbildung 21: Bauwerkskizze Grunbach

Tabelle 13: Daten RÜB Grunbach

A_{EK}	84 ha
A_u	24 ha
V_B	600 m ³
Durchmesser	15 m
V_{Stat}	-
V_S	25 m ³ /ha
Q_{Dr}	25 l/s

3.2 Methoden

3.2.1 Messkonzept und Messausstattung

Die Wirksamkeit des Feststoffrückhalts in den oben beschriebenen RÜB wird über die Gegenüberstellung von Feststoffmischproben aus dem Zulauf und dem Klärüberlauf abgeleitet. Die Beprobung wird in Abhängigkeit des Wasserstandes über das Steuerungsmodul AQUA gesteuert, welches in Zusammenarbeit mit der Firma DDTEC entwickelt wurde. Das Modul zeichnet gleichzeitig auch Daten zu Wasserständen und Steuerungssignalen auf.

Die Messung des Wasserstandes erfolgt über Druck- bzw. Ultraschallsonden. Hierbei wurde meist auf das Signal der bereits an den Becken installierten Sonden zurückgegriffen. Über den Wasserstand im Becken errechnet das Steuerungsmodul den Pegel an der Klärüberlaufschwelle. Auf Basis der Überfallhöhe und der Wehrform wird nach der Formel von Poleni der Abfluss abgeschätzt (Kapitel 8.5 im Anhang). Neben den Wasserständen und dem Abfluss in l/s wird das kumulierte Abflussvolumen in m³ berechnet.

Die Beprobung erfolgt zum einen während der Füllphase der Sedimentationskammer (wasserstandsabhängig) und zum anderen während der Entlastungsphase zeitgleich im Zulauf und im Klärüberlauf (volumenproportional) über die Ansteuerung von Schmutzwassertauchpumpen, die Teilproben in großvolumige Probenahmesammler - sogenannte Feststoffsammler (FSS) - mit ca. 1000 l Fassungsvermögen fördern.

Die Mischprobe des Feststoffsammlers während der Beckenfüllung hatte ein Volumen zwischen 120 und 160 Litern. Die Intervalle (in m³) für die volumenproportionale Beprobung im Zulauf und Klärüberlauf wurden so eingestellt, dass die Entlastungsereignisse vollständig beprobt werden konnten und die Sammler mit ca. 1000 l gefüllt waren. Sobald die Behälter gefüllt sind, schaltet die Beprobung automatisch über einen Schwimmerschalter ab.

Das große Volumen der Feststoffsammler ermöglicht repräsentative und aussagekräftige Mischproben des Feststoffes über das gesamte Entlastungsereignis. Es werden ausreichend Feststoffe gewonnen, um weitreichende Laboruntersuchungen durchzuführen.

Die Entnahmestellen (Positionen) der Pumpen wurden sorgfältig ausgewählt, um das gesamte Feststoffspektrum im Zufluss und im Klärüberlauf zu erfassen. Die Zulaufprobe der Füllphase wurde möglichst vor dem Zufluss in die Sedimentationskammer aus einem Bereich mit hoch turbulenter Strömung gezogen. Die Installation der Zulaufpumpen erfolgte daher im Trennbauwerk, in einem vorgelagerten Verteilerbauwerk, Geröllschacht bzw. im Zulaufkanal. In einem Fall musste die Pumpe in der Sedimentationskammer installiert werden. Das mineralische Grobmaterial mit einer Korngröße >2 mm wird ausschließlich sohnlah transportiert. Diese Fraktion wird durch vorgelagerte Geröllschächte, hoch liegende Schwellen oder ähnlichem zurückgehalten und erreicht die Sedimentationskammern oftmals nicht. Da zudem die Pumpen das Grobmaterial von der Sohle nicht zuverlässig einsaugen und befördern können sind die Messwerte der Grobfraktion mit Unsicherheiten behaftet. Da in dem Vorhaben der Rückhalt der Feinfraktion im Fokus steht, wird dieser Unsicherheit jedoch keine hohe Bedeutung zugesprochen.

Die zwei Pumpen zur Beprobung des Zuflusses (Beckenfüllphase und Zufluss während Entlastung) wurden falls möglich nebeneinander installiert. Die Pumpe, die den Entlastungsabfluss beprobt, wurde im Becken unmittelbar vor dem Klärüberlauf positioniert. Es wird angenommen, dass das Wasser, welches kurz unterhalb des Klärüberlaufschlitzes

fließt, die gleiche Zusammensetzung aufweist wie das Wasser, welches über die Klärüberlaufschwelle fließt.

Zur Ableitung ereignisbezogener Wirksamkeiten ist die Beprobung einzelner Niederschlagsereignisse notwendig. Es handelt sich um zwei unterschiedliche Ereignisse, sobald sich zwischen zwei Regenabflüssen wieder Trockenwetterabfluss einstellt.

Das linke Bild in Abbildung 22 zeigt eine gelungene ereignisscharfe Beprobung. Das hohe Abflussvolumen eines Sommergewitters führt zu einer Vollfüllung des Durchlaufbeckens und zu einer Entlastung über den Klärüberlauf (rote Linie). Das rechte Bild in Abbildung 22 zeigt ein kurzes Niederschlagsereignis, das früh morgens stattfindet und zu einem Teileinstau des Durchlaufbeckens von 1 m führt. Dieser Teileinstau wird beprobt (Beckenfüllung). Das Becken leert sich wieder und wird durch ein weiteres Regenereignis gegen 18:00 Uhr wieder gefüllt, es kommt zur Entlastung. Während der erneuten Beckenfüllung werden Teilproben in den bereits vom morgendlichen Ereignis gefüllten Feststoffsammler gezogen, so dass sich eine Mischprobe aus Teileinstau und der Füllphase des Entlastungsereignisses ergibt. Das Entlastungsereignis selbst wurde ereignisscharf beprobt.

Ereignisscharfe Beprobung eines Entlastungsereignisses im Juli

Beprobung eines Entlastungsereignisses mit vorherigem Teileinstauereignis im August

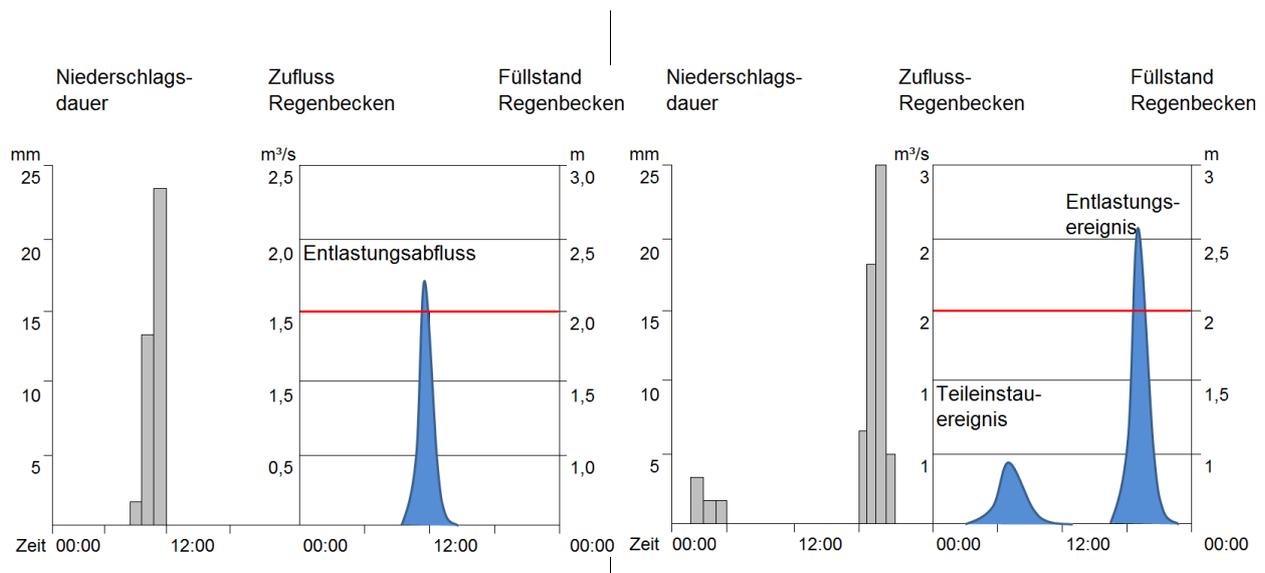


Abbildung 22: Ereignisscharfe Probenahme (links) und mit Teileinstauereignis (rechts)

Während des Monitorings sind zum Teil auch ereignisunscharfe Mischproben aus mehreren meist geringen Entlastungsereignissen entstanden. Es war aufgrund der Entfernung zu den Anlagen nicht immer möglich, den FSS vor dem nächsten Regenereignis zu leeren.

3.2.2 Laboruntersuchungen

In den Feststoffsammlern ist in der Regel eine Mischprobe von mehreren hundert Litern Mischwasser enthalten. Nach einer Absetzzeit von wenigen Tagen konnten die in dem FSS enthaltenen Sedimente geborgen werden, indem die Klarwasserzone dekantiert, das zurückbleibende Feststoffgemisch entnommen, im Labor des IWG-SWW aufbereitet und entsprechend der Abbildung 23 bearbeitet wurde.

Zur Untersuchung der Korngrößenverteilung wurde eine Nasssiegung der Sedimente für die Kornfraktionen < 63 µm, 63 µm - 2,0 mm und > 2 mm durchgeführt. Für alle 3 Kornfraktionen wurde anschließend das Trockengewicht bestimmt. Die Trockensubstanz ist Ausgangsmaterial für die Bestimmung des Glühverlustes. Dieser Parameter spiegelt näherungsweise den Gehalt an organischer Materie wider.

Nach einer Homogenisierung des Probenmaterials erfolgt die Bestimmung des Phosphorgehaltes und der Schwermetalle Kupfer, Zink, Blei und Cadmium.

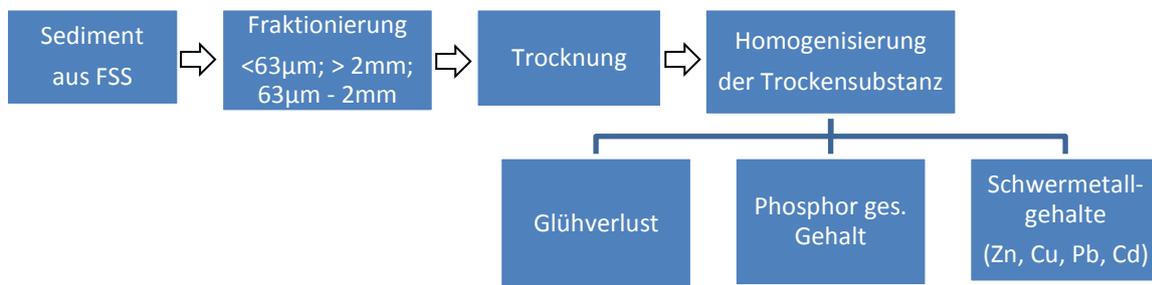


Abbildung 23: Behandlung der Proben aus den Feststoffsammlern

Alle Analysen wurden entsprechend der in Tabelle 14 angegebenen DIN Normen durchgeführt.

Tabelle 14: Bestimmungsmethoden für die untersuchten Parameter

Parameter	Methode
Trockensubstanz (TS)	DIN 38414: 2001
Glühverlust (GV)	DIN 38414: 2001
Partikelgrößenanalyse bzw. Siebanalyse	DIN 66165-1:1987, DIN 66165-2:1987
Gesamt Phosphor (Pges)	DIN EN 1189:1996
Schwermetalle (Cd, Cu, Pb)	EN ISO 15586: 2003
Schwermetalle (Zn)	DIN 38406-8: 1960-10

3.2.3 Auswertemethoden zur Berechnung der Wirksamkeit

Die angestrebte ereignisscharfe Beprobung der RÜB konnte nicht bei allen Ereignissen erreicht werden.

Der Volumenstrom und die Fracht der beprobten Teileinstauereignisse müssen in die Berechnung der Frachtwirkungsgrade eingehen, um ereignisspezifische Aussagen zu treffen. Daher wurde der folgende Rechenansatz entwickelt.

Ermittlung der Zu- und Klärüberlauffrachten

Die Ermittlung der Frachten (B) während der Zulauf- und Klärüberlaufphase ergibt sich aus dem Produkt der ermittelten Zu- bzw. Klärüberlaufkonzentration und dem jeweiligen Volumen des RÜB bzw. dem Entlastungsvolumen.

$$B_{Zu_Füll} = C_{Zu_Füll} \cdot V_B / 1000 \quad (1)$$

für die Zulauffracht in der Füllphase, bzw.

$$B_{Zu_KÜ} = C_{Zu_KÜ} \cdot V_e / 1000 \quad (2)$$

für die Zulauffracht in der Entlastungsphase, bzw.

$$B_{Ab_Kü} = C_{Ab_KÜ} \cdot V_e / 1000 \quad (3)$$

für die Entlastungsfracht

$C_{Zu_Füll}$	= Zulaufkonzentration während der Füllphase (mg/l)
$C_{Zu_KÜ}$	= Zulaufkonzentration während der Entlastungsphase (mg/l)
$C_{Ab_KÜ}$	= Ablaufkonzentration (mg/l)
V_B	= Volumen des Regenbeckens (m ³)
V_e	= ereignisspezifisches Volumen (m ³)

Frachtanteil von Teileinstauereignissen und Teilentleerungen (kg)

Über Teileinstauereignisse sowie durch die Vollenfüllung der Becken nach Teilentleerungen geht dem Becken ein Volumenstrom zu, welcher in der Berechnung ereignisscharfer Wirkungsgrade berücksichtigt wird. Als Konzentration für diese Phasen wird näherungsweise die mittlere Konzentration $c_{Zu_Füll}$ in der Füllphase angenommen. Die Berechnung wird in Gleichung 4 dargestellt.

$$B_{Teil} = \frac{C_{Zu_Füll} \cdot \sum V_{Teileinstau}}{1000} + \frac{V_{Teilentleerung} \cdot C_{Zu_Füll}}{1000} \quad (4)$$

$V_{Teileinstau}$	= \sum der Volumen der Teileinstauereignisse (m ³)
$V_{Teilentleerung}$	= \sum der Volumen der Teilentleerungen (m ³)

Gesamtfracht ins Becken (kg)

In Gleichung 5 wird die Gesamtfracht ermittelt, die dem Becken während der Probenahme zukommt, inkl. der Teileinstauereignisse und der Teilentleerungen.

$$B_{Gesamt} = B_{Teil} + B_{Zu_KÜ} + n_e \cdot B_{Zu_Füll} \quad (5)$$

n_e	= Anzahl der Entlastungsereignisse (-)
-------	--

Rechnerische ereignisbezogene Fracht (kg)

Aus Gleichung 4 und 5 geht die rechnerisch ereignisbezogene Fracht hervor, abzüglich der Frachten aus Teileinstauereignissen und Teilentleerungen.

$$B_E = B_{Gesamt} - B_{Teil} \quad (6)$$

Gesamtwirkungsgrad η

In Abbildung 24 sind die Zu- und Klärüberlaufkonzentrationen dargestellt. Auf Basis dieser rechnerisch ermittelten ereignisbezogenen Frachten erfolgt die Berechnung der Wirkungsgrade. Bis zur Vollenfüllung des Beckens (V_B) wird die Konzentration während der Füllphase ($C_{Zu_Füll}$) des Beckens herangezogen. Ab dem Zeitpunkt V_B wird die Zulaufkonzentration während der KÜ-Phase ($C_{Zu_KÜ}$) zur Berechnung der Fracht herangezogen. Zur Berechnung der Fracht, die sich aus den Teilfüllungen und den Teilentleerungen ergibt, wird die Konzentration ($C_{Zu_Füll}$) angesetzt.

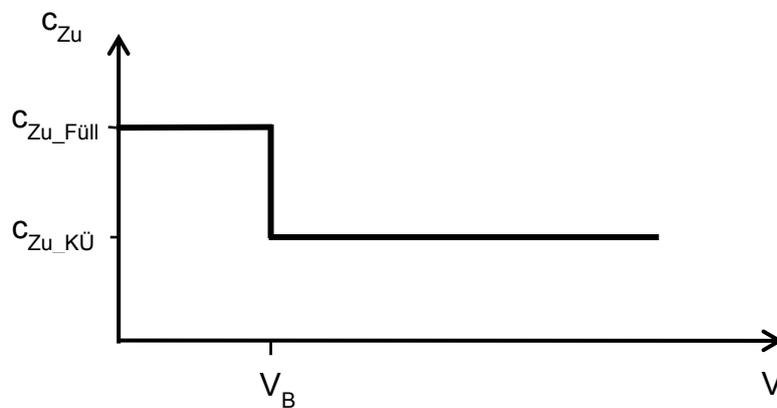


Abbildung 24: Zusammensetzung der Zulaufkonzentration

Gesamtwirkungsgrad

$$\eta = \frac{B_E - B_{Ab_KÜ}}{B_E} \quad (7)$$

Die Gesamtwirksamkeit des Regenbeckens geht auf die Speicherwirkung und die Sedimentationswirkung zurück. Diese Wirkungsgrade können rechnerisch ermittelt werden wobei die Ergebnisse in Abhängigkeit des gewählten Rechenansatzes stehen.

Speicherwirkungsgrad η_{Speicher}

Die Zusammensetzung der Fracht, die zur Berechnung der Speicherwirkung herangezogen wird, ist in Abbildung 25 gezeigt. Bis zur Vollenfüllung des Beckens (V_B) wird, analog zur Zusammensetzung der Zulaufkonzentration, die Konzentration $C_{Zu_Füll}$ verwendet. Sobald das Becken entlastet, wird in Abhängigkeit des entlasteten Volumens die Konzentration $C_{Zu_KÜ}$ mit in die Berechnung einbezogen. Die Ermittlung der daraus resultierenden Mischkonzentration erfolgt über lineare Interpolation. Ab dem Zeitpunkt, an dem das Beckenvolumen theoretisch n_A mal ausgetauscht ist, wird nur noch die Konzentration $C_{Zu_KÜ}$ zur Frachtberechnung verwendet. Demnach ist bei sehr langen Entlastungsereignissen

($> n_A \cdot V_B$) die Konzentration, die dem Becken während der Entlastungsphase zufließt ($C_{Zu_KÜ}$), gleich der Konzentration die am Ende des Ereignisses im Becken vorliegt. Bei Ereignissen $< n_A \cdot V_B$ wird eine Mischkonzentration ermittelt.

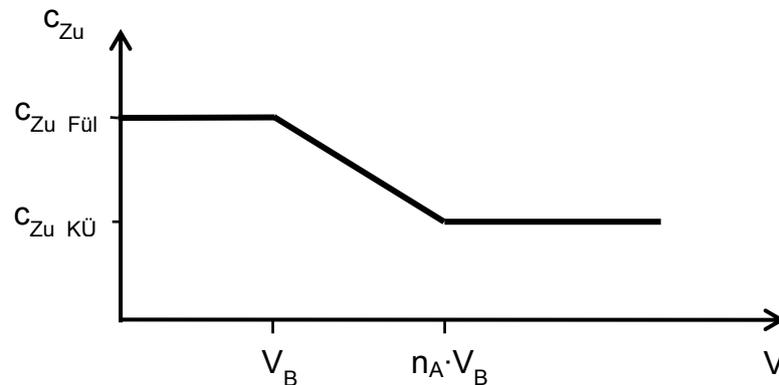


Abbildung 25: Zusammensetzung der am Ende eines Ereignisses gespeicherten Fracht

Konzentration der gespeicherten Fracht am Ereignisende (für $n_A > 1$)

$$C_{Speicher} = \sum_{i=1}^{n_E} \left(C_{Zu_Füll} - \frac{C_{Zu_Füll} - C_{Zu_KÜ}}{n_A * V_B - V_B} * (V_{KÜ,i} - V_B) \right) * \left(\frac{V_{KÜ,i}}{V_{KÜ,ges}} \right) \quad (8)$$

$C_{Speicher}$	= Konzentration im Becken am Ereignisende (mg/l)
V_B	= Volumen des Regenbeckens (m ³)
$V_{KÜ,i}$	= Entlastetes Volumen des i-ten Entlastungsereignisses (m ³)
$V_{KÜ,ges}$	= Entlastetes Volumen aller beprobten Ereignisse (m ³)
n_E	= Anzahl der Entlastungsereignisse (-)
n_A	= Austauschrate des Beckeninhalts (-)

Gespeicherter Frachtanteil zum Ereignisende

$$B_{Speicher} = \frac{C_{Speicher} * V_B * n_E}{1000} \quad (9)$$

Speicherwirkungsgrad (abzüglich des Teileinstaus und der Teilentleerungen)

Der Speicherwirkungsgrad berechnet sich über den Anteil der Fracht, der über die Zeit der Füllphase in das Becken eingetragen wird, zu der Fracht, die dem Becken während der gesamten Beschickungszeit zukommt.

$$\eta_{\text{Speicher},E} = \frac{B_{\text{Speicher}}}{B_E} \quad (10)$$

Sedimentationswirkungsgrad η_{Sed}

$$\eta_{\text{Sed}} = \eta - \eta_{\text{Speicher}} \quad (11)$$

Der Sedimentationswirkungsgrad wird aus der Differenz des Wirkungsgrades zu dem Speicherwirkungsgrad ermittelt. Der rechnerische Wirkungsgrad sollte als Annäherung an die stattfindenden Prozesse betrachtet werden.

3.3 Auswertung

Die RÜB wurden in NRW und BW von August 2011 bis Oktober 2012 mit Messgeräten und Probenehmern ausgestattet. Während dieser Zeit erfolgten insgesamt 83 Probenahmen. Es wurden hauptsächlich Proben von Entlastungsereignissen genommen. Ein kleinerer Teil umfasst die Beprobung des Beckeneinstaus ohne Entlastungsereignis (Teileinstau).

Bedingt durch unvollständige Probenahmen oder technische Schwierigkeiten konnten nicht alle Proben für die Berechnung der Wirksamkeiten herangezogen werden. Aus der Tabelle 15 geht die Selektion der Proben hervor.

Die Daten der Teileinstauereignisse wurden verwendet, um die Datenbasis der Zulauffracht zu verbessern und um die Belastung der Anlagen besser abschätzen zu können.

Tabelle 15: Übersicht der beprobten Ereignisse

Nr.	Anlage	Anzahl Probenahmen	Teileinstau	Entlastungsereignisse gesamt	Entlastungsereignisse mit berechnetem Wirkungsgrad
1	Kürten-Sülze	11	1	10	5
2	Rodt-Müllenbach	12	0	12	11
3	Wahlscheid	10	1	9	4
4	Kolbingen	15	2	13	6
5	Grunbach	20	6	14	6
6	Leopoldshafen	15	7	8	5
	Summe	83	17	66	32

In den nachfolgenden Auswertungen werden die an den Regenbecken gezogenen Proben hinsichtlich der Entnahmestelle und der Kornfraktionen differenziert:

Entnahmestelle:

- Zulauf Füllphase (Zu Füll)
- Zulauf Entlastungsphase (Zu KÜ)
- Ablauf Entlastungsphase (Ab KÜ)

Kornfraktionen:

- Feinfraktion: < 63 μm^2
- Grobfraktion: 63 μm – 2,0 mm und > 2,0 mm

3.3.1 Feststoffverteilung

In Abbildung 26 sind die standortübergreifenden Gewichtsanteile der Grob- und Feinfraktion für die Proben der Füllphase und der Entlastungsphase dargestellt. Die Gewichtsanteile beziehen sich auf den Trockensubstanzgehalt. Aus der Grafik wird deutlich, dass die Feinfraktion an allen Entnahmestellen der dominierende Anteil ist.

Während der Füllphase beträgt der Median der Feinfraktion 71 %, während die Grobfraktionen 24 % (0,063 mm – 2,0 mm) und 5 % (> 2,0 mm) betragen. Ein Vergleich der Gewichtsanteile der Zulaufproben aus der Füllphase (Zu_Füll) und der Entlastungsphase (Zu_KÜ) zeigt, dass der Anteil der Grobfraktion leicht abnimmt und die Feinfraktion von 71 % auf 76 % zunimmt.

² Diese Fraktion wird in dem neuen Arbeitsblatt DWA-A 102 als AFS_{fein} bezeichnet.

Ein Vergleich der Zulauf- mit den Ablaufproben der Klärüberlaufphase zeigt hingegen eine deutliche Verschiebung der Anteile der Kornfraktionen hin zur Feinfraktion. Dieser steigt auf über 85 % an, wohingegen der Anteil der Fraktion 0,063 – 2,0mm um ca. 10 % abnimmt. Die Fraktion > 2,0 mm bleibt beinahe unverändert.

Die Verlagerung der Gewichtsanteile resultiert aus der Abscheideleistung des Regenbeckens. Es wird deutlich, dass aufgrund höherer Sinkgeschwindigkeiten die Grobfraktion deutlich reduziert wird, wohingegen die Feinfraktion mit deutlich geringeren Sinkgeschwindigkeiten als Schwebstoff weiter transportiert wird.

Der Gewichtsanteil der Fraktion > 2,0 mm ist in den Proben auffällig gering, worauf in Kapitel 3.2 bereits eingegangen wurde. Der Großteil der Fraktion > 2,0 mm setzt sich aus leichter organischer Materie wie Zellulose, Speisereste und Holz zusammen, die in Schwebelagerung transportiert und durch die Probenahme erfasst wird.

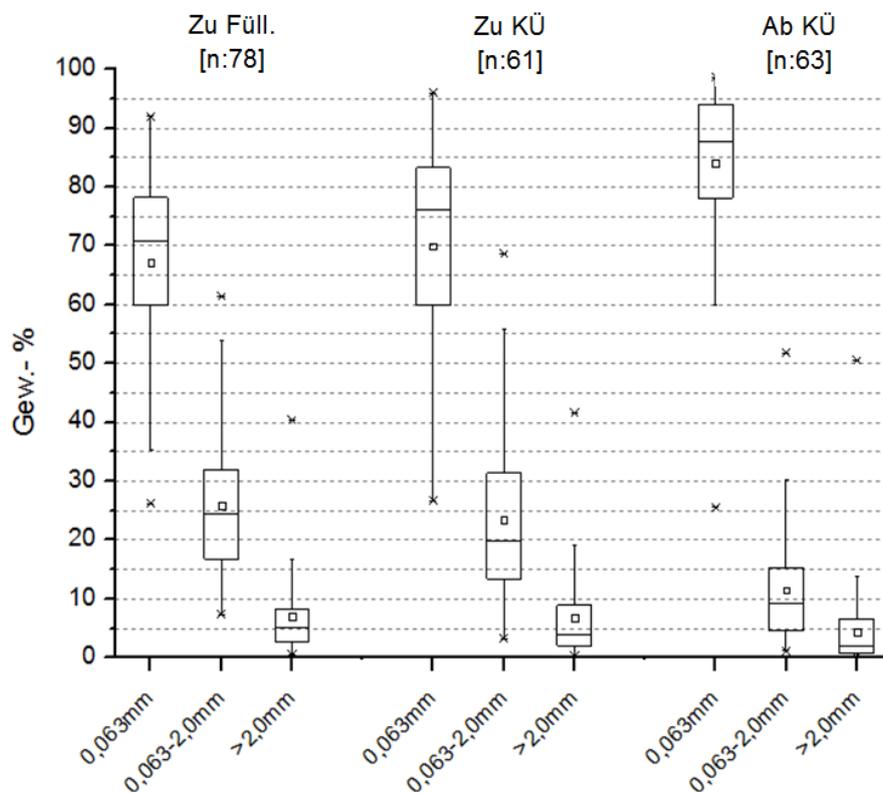


Abbildung 26: Trockensubstanzanteile in Gew.-% für den Zulauf der Füllphase (Zu Füll), dem Zulauf während der Entlastungsphase (Zu KÜ) und dem Ablauf während der Entlastungsphase

3.3.2 Feststoffkonzentrationen

In Abbildung 27 wurden die Feststoffkonzentrationen der einzelnen Standorte differenziert nach Entnahmestelle und Feststofffraktion ausgewertet. Eine starke Heterogenität der Feststoffe kommt zum Ausdruck. Sie wird unter anderem durch folgende Faktoren beeinflusst:

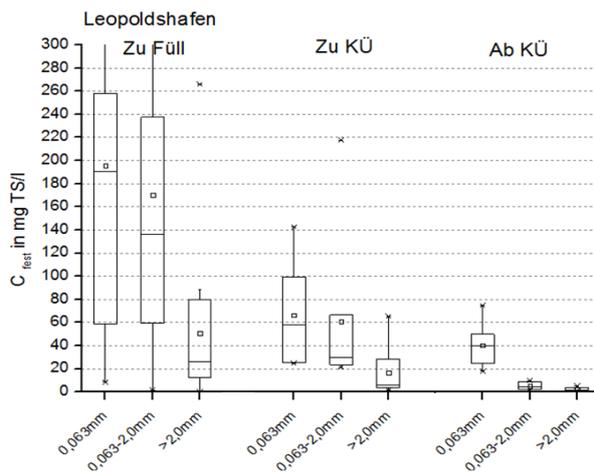
- Schmutzwasserabfluss
- Feststoffdepots (Oberflächendepots, Kanalablagerungen)
- Niederschlagsintensitäten und Feststofftransportkapazität auf den Oberflächen
- Schubspannungen und Feststofftransportkapazität im Kanalnetz

- Größe des Einzugsgebietes (EZG) und Verfügbarkeit von Feststoffen
- Einzugsgebietspezifische Feststoffzusammensetzung und Art des Materials
- Vorgelagerte Bauwerke (Stauraumkanäle, Geschiebeschächte)

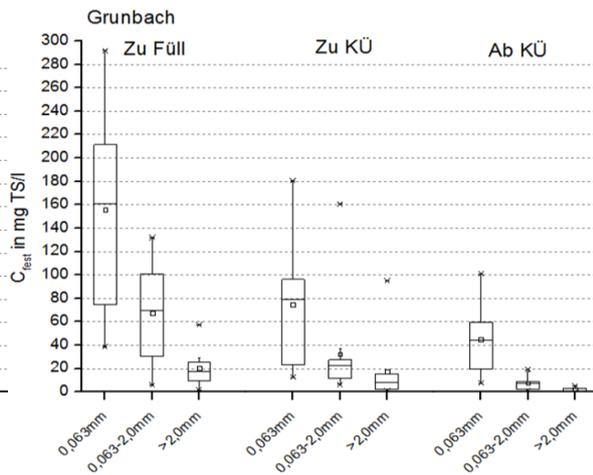
Neben den Faktoren des Einzugsgebietes und des Kanalsystems sind der Abfluss, das Kanalgefälle sowie der Kanaldurchmesser von Relevanz für den Transportprozess und für die Voredimentation im Entwässerungsnetz.

Analog der Betrachtung der Gewichtsanteile zeigt sich, dass die Konzentrationen der Feinfraktion (<63 µm) immer deutlich höher als die Konzentrationen der Grobfraktionen (>63 µm) sind. Die Grobfraktion zeigt eine höhere Variabilität.

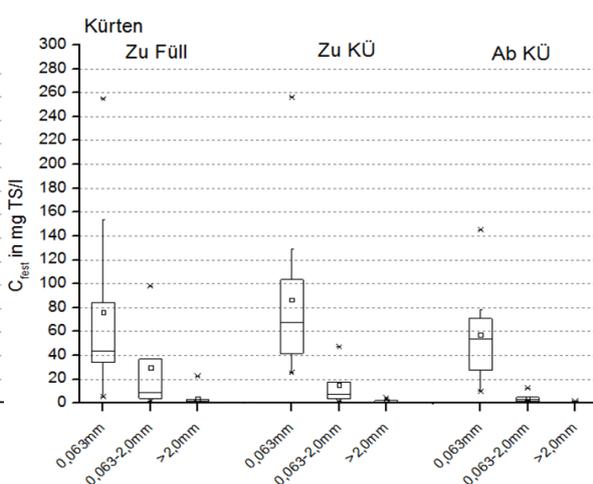
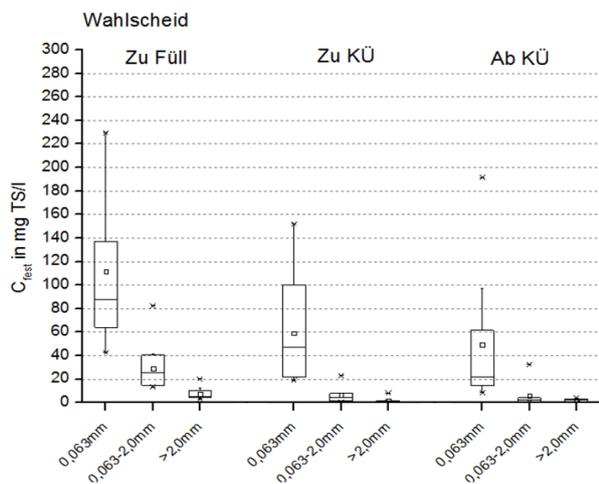
Ein Vergleich der Regenbecken für die Füllphase (Zu_Füll) zeigt, dass die Becken Grunbach und Leopoldshafen in der Fein- und Grobfraktion deutlich höhere Feststoffkonzentrationen aufweisen als die anderen Becken. Für die Feinfraktion wurden Mediane von 160 mg/l bzw. 190 mg/l berechnet. Dies unterscheidet sich deutlich von den Konzentrationen der übrigen Becken, die zwischen 40 und 90 mg/l liegen. Die Zulaufkonzentrationen während der Entlastungsphase (Zu_KÜ) liegen für die Feinfraktion im Median zwischen 26 mg/l (Kolbingen) und 80 mg/l (Grunbach). Nicht bei allen Standorten sind die Zulaufkonzentrationen in der Entlastungsphase geringer als in der Füllphase.



Vorentlastungen: 2 FB, 2 DB, 4 RÜ, 1 RKB, 1 Sk
 A_U : ca. 123 ha, t_f : ca. 50 min

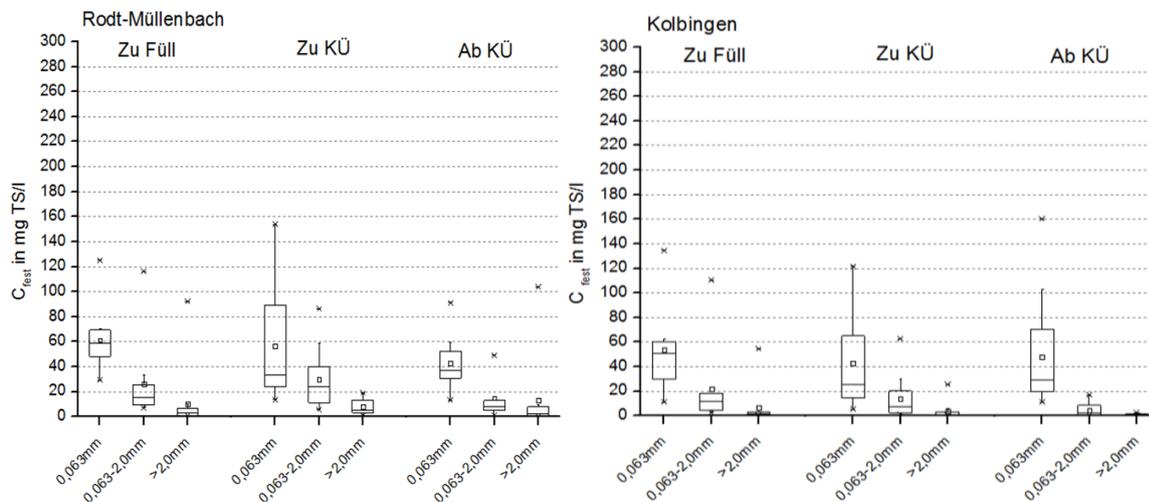


Vorentlastungen: 1 RÜ
 A_U : ca. 24 ha, t_f : ca. 12 min



Vorentlastungen: 1 RÜB, 1 Sko
 A_q: ca. 16 ha, t_f: unbekannt

Vorentlastungen: 4 RÜB
 A_q: ca. 25 ha, t_f: ca. 50 min



Vorentlastungen: 1 RÜB
 A_q: ca. 24 ha, t_f: ca. 30 min

Vorentlastungen: 1 RÜ
 A_q: ca. 21 ha, t_f: ca. 24 min

Abbildung 27: Feststoffkonzentrationen der Durchlaufbecken im Zulauf der Füllphase (Zu Füll), im Zulauf während der Entlastungsphase (Zu KÜ) und im Ablauf während der Entlastungsphase

Aus der Betrachtung der Ablaufkonzentrationen wird deutlich, dass bei allen Anlagen die Grobfraktionen sehr stark reduziert wurden. Die Mediane liegen in der Fraktion 0,063 mm bis 2,0 mm zwischen 2 mg/l und 7 mg/l.

Bei den Feinfraktionen kommt es nur sehr eingeschränkt zu einer Abreicherung des Materials. Dies kann multifaktoriell durch die geringen Sedimentationsgeschwindigkeiten infolge der Kornform und -dichte sowie höhere Einflüsse der Turbulenz auf die Kornbewegung bedingt sein. Die Mediankonzentrationen der Feinfraktion im Ablauf betragen zwischen 22 mg/l und 54 mg/l. Damit ist offensichtlich, dass Defizite in dem Rückhalt der Feinfraktion bestehen.

Zusammenfassend können aus den Ergebnissen folgende Aussagen getroffen werden:

- Während der Füllphase beträgt der Median der Feinfraktion 71 %, während die Grobfraktionen 24 % (0,063 mm – 2,0 mm) und 5 % (> 2,0 mm) betragen.
- Die Klärüberlaufkonzentrationen der Grobfraktionen liegen bei allen Anlagen unterhalb von 14 mg/l.
- Bei den untersuchten Anlagen bewegt sich die Zulaufkonzentrationen der Feinfraktion in einem breiten Spektrum zwischen 44 mg/l und 191 mg/l und die Klärüberlaufkonzentration zwischen 22 mg/l und 54 mg/l (Mediane).

3.3.3 Oberflächenbeschickungen

Nach dem Arbeitsblatt DWA-A 128 sind rechteckige als auch runde Durchlaufbecken so zu bemessen, dass bei einer kritischen Regenspende von $q_{\text{krit}} = 15 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ eine Oberflächenbeschickung von $q_A = 10 \text{ m}/\text{h}$ nicht überschritten wird.

Abbildung 28 stellt eine Auswertung der bei den Entlastungsereignissen ermittelten Oberflächenbeschickung an den Regenbecken dar. Die Grafik visualisiert die kumulierte Häufigkeit (Summenhäufigkeit) der ermittelten Oberflächenbeschickungen, bei den sechs Anlagen über den Zeitraum des Monitorings. Jeder Punkt repräsentiert jeweils die mittlere bzw. maximale Oberflächenbeschickung eines Ereignisses.

Aus dem Verlauf der hellen Punkte wird ersichtlich, dass ca. 50 % der Entlastungsereignisse eine mittlere Oberflächenbeschickung $q_{A,\text{mittel}}$ unter $2 \text{ m}/\text{h}$ aufweisen und ca. 90% der Ereignisse ein $q_{A,\text{mittel}}$ von $7 \text{ m}/\text{h}$ unterschritten haben.

Die dunklen Punkte stellen die ermittelten maximalen Oberflächenbeschickung da, die laut der Bemessungsvorgabe einen Wert von $q_{A,\text{max}} 10 \text{ m}/\text{h}$ nicht überschreiten dürfte. Die Bemessungsvorgabe wird bei 70 % der Entlastungsereignisse eingehalten. 30 % der Ereignisse überschreiten die Bemessungsvorgaben bis zu Werten von $q_{A,\text{max}} 61 \text{ m}/\text{h}$. Der steilste Anstieg der Kurve markiert die größte Dichte von Entlastungsereignissen und liegt zwischen 2 und $19 \text{ m}/\text{h}$.

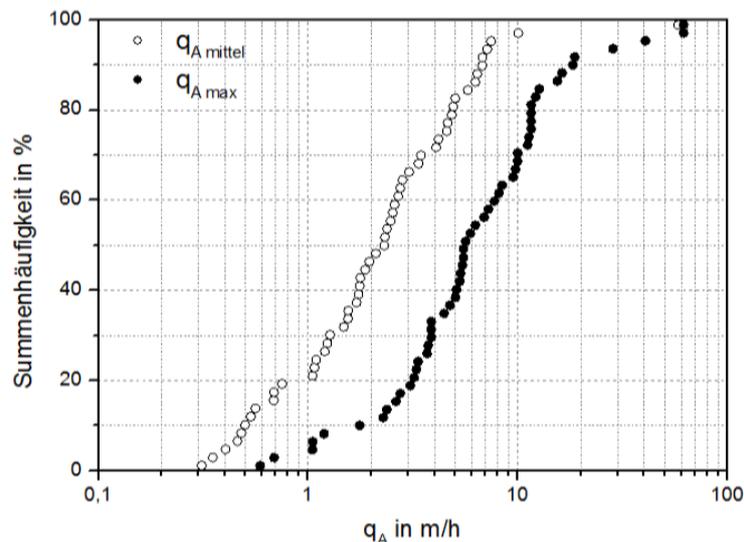


Abbildung 28: Oberflächenbeschickungen im Gesamtdatenbestand

In Abbildung 29 und Abbildung 30 sind die Summenhäufigkeiten der mittleren und maximalen Oberflächenbeschickungen differenziert für die Regenbecken dargestellt, um die hydraulische Belastung der Anlagen aufzuzeigen.

In Rodt-Müllenbach wurden die höchsten maximalen Oberflächenbeschickungen gemessen, die weit über den empfohlenen $10 \text{ m}/\text{h}$ liegen. Der Betreiber hat die Bemessung und die konstruktiven Bedingungen geprüft. Ursache ist, dass die Anlage zu spät durch den Beckenüberlauf entlastet wird und daraus die enorm hohen Oberflächenbeschickungen resultieren.

Einen gedrosselten Zulauf weist die Anlage Leopoldshafen (1.000 l/s) auf. Dieses wird über Schneckenpumpen beschickt, die das $q_{A \max}$ begrenzen. Die übrigen Anlagen sind ablaufseitig gedrosselt.

Aus Abbildung 30 ist klar erkennbar, dass der Klärüberlauf in Kolbingen in 70 % der Ereignisse auf eine maximale Oberflächenbeschickung von ca. 10 m/h gedrosselt wird. Eine funktionierende Drosselung unter 10 m/h ist auch in Wahlscheid und Grunbach erkennbar.

Die Anlagen Grunbach und Kolbingen besitzen eine Abflussdrosselung. Grunbach wurde mit einem Schlitzwehr und Kolbingen mit einem selbstregulierenden Klärüberlauf (*FluidClari* der Fa. UFT) ausgestattet. Durch diese konstruktiven Bedingungen ist der Abfluss begrenzt, so dass keine erheblichen Überschreitungen des $q_{A \max}$ von 10 m/h möglich sind.

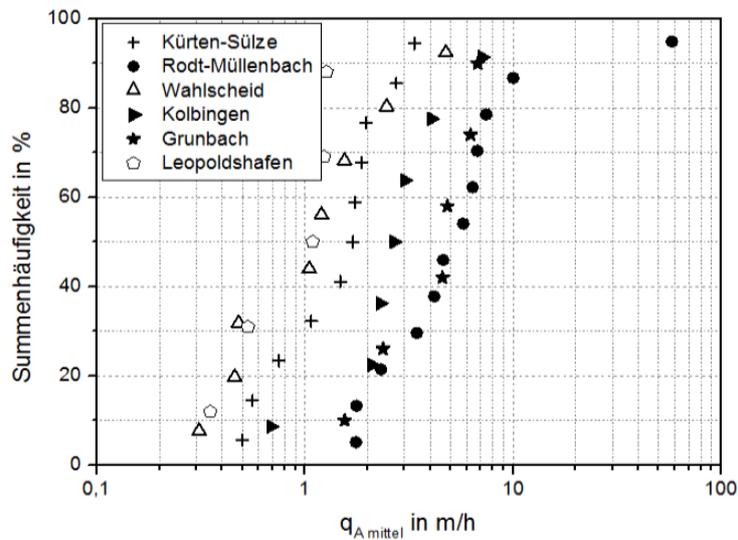


Abbildung 29: Mittlere Oberflächenbeschickungen (q_A in m/h)

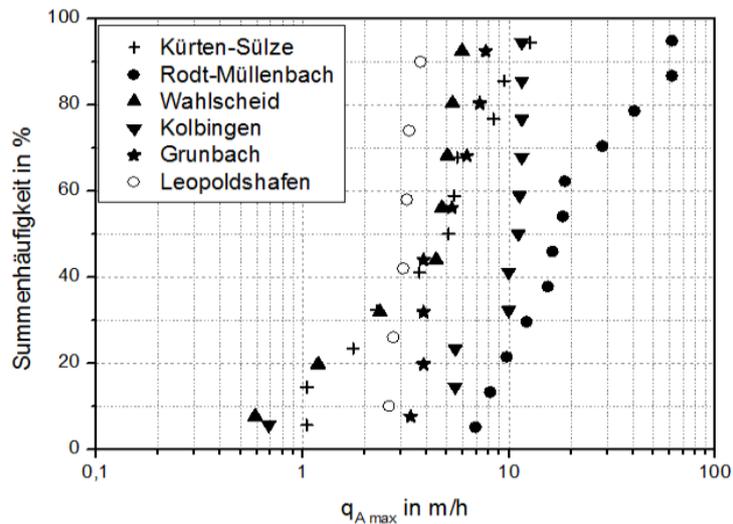


Abbildung 30: Maximale Oberflächenbeschickungen (q_A in m/h)

Tabelle 16: Bemessungsoberflächenbeschickung

Standort	$q_{A \text{ max}}$	$q_{A \text{ max}}$	$q_{A \text{ mittel}}$	Anmerkung
	Bemessung	aufgezeichnet		
Kürten:	Keine Angaben	12,6 m/h	1,6 m/h	
Rodt-Müllenbach:	Keine Angaben	61,6 m/h	9,4 m/h	Höheniveau der Klärüberlaufschwelle war nicht korrekt angesetzt.
Wahlscheid:	Keine Angaben	5,9 m/h	4,9 m/h	
Kolbingen:	10 m/h*	11,5 m/h	3,2 m/h	Drossel ablaufseitig durch selbstregulierende Klärüberlaufbleche begrenzt. Die geringen Überschreitungen sind evtl. auf Rechenfehler zurückzuführen
Grunbach:	6,4 m/h*	7,7 m/h	4,0 m/h	Drossel ablaufseitig durch Schlitzwehr
Leopoldshafen:	6,3 m/h*	3,7 m/h	0,9 m/h	Zuflussdrosselung durch Leistung der Schnecken im Hebewerk
*Rechnerisch nachgewiesene max. Oberflächenbeschickung der Schmutzfrachtberechnung				

In Leopoldshafen übersteigen die gemessenen Oberflächenbeschickungen nicht die aus der Bemessung. In Kolbingen und Grunbach wird die bemessene Oberflächenbeschickung gering überschritten.

Ursachen für eine geringe Überschreitung sind ggf.:

- Überschreitung des Bemessungsregens
- Nicht korrekte hydraulische Abstimmung von Klär- und Beckenüberlaufschwelle
- Ungenauigkeiten der Messaufzeichnungen

3.3.4 Frachtwirkungsgrade

Die Frachtwirkungsgrade werden anhand der im Kapitel 3.2 erläuterten Rechenansätze berechnet. Die folgenden Tabellen beinhalten mittlere Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für die auf Validität geprüften ausgewählten Entlastungsereignisse. Die RÜB wurden nach Rechteck- und Rundbauweise differenziert und nach zunehmendem Wirkungsgrad sortiert.

Die Rechteckbecken weisen im Median für die Feinfraktion einen Gesamtwirkungsgrad von 54% auf und für die Grobfraktion 80% (Tabelle 17). Auffällig ist, dass jeweils zwei Anlagen eine hohe bzw. niedrige Effizienz erbringen und damit deutlich hinter den Erwartungen zurück bleiben. Unter den Anlagen weisen die Bauwerke Wahlscheid und Kolbingen sehr ähnliche Konstruktionen auf, die jedoch in Ihrer Wirksamkeit sehr unterschiedlich abschneiden.

Die Rundbecken erreichen in der Feinfraktion einen Rückhalt von 46% und einen mittleren Gesamtwirkungsgrad der Grobfraktion von 85% (Tabelle 18).

Die im Monitoring untersuchten Rechteck- und Rundbecken erreichen damit Wirksamkeiten die sich im Mittel nur gering unterscheiden. Aufgrund der geringen Datenlage sind diese Ergebnisse nicht auf den Gesamtbestand der Regenbecken übertragbar.

Tabelle 17: Mediane der Konzentrationen, Frachten und Gesamtwirkungsgrade der Rechteckbecken

<u>Rechteckbecken</u>	n	C _{Zu_Füll} mg/l	C _{Zu_Kü} mg/l	C _{Ab_Kü} mg/l	B _E * (kg)	B _{Ab_Kü} (kg)	η
Feinfraktion (< 0,063 mm)							
Kolbingen	6	54	34	34	172	96	29%
Rodt-Müllenbach	11	59	30	35	103	64	38%
Wahlscheid	4	75	22	15	86	26	70%
Leopoldshafen	4	232	79	29	606	163	74%
Median							54%
Grobfraktion (0,063 mm - 2,0 mm)							
Kolbingen	6	15	8	3	37	10	77%
Rodt-Müllenbach	11	15	22	8	54	14	79%
Wahlscheid	8	16	3	2	11	3	80%
Leopoldshafen	4	186	44	3	583	22	97%
Median							80%

*Rechnerische ereignisbezogene Fracht (Fracht ohne Teileinstauereignisse)

Tabelle 18: Mediane der Konzentrationen, Frachten und Gesamtwirkungsgrade der Rundbecken

<u>Rundbecken</u>	n	C _{Zu_Füll} mg/l	C _{Zu_Kü} mg/l	C _{Ab_Kü} mg/l	B _E (kg)	B _{Ab_Kü} (kg)	η
Feinfraktion (< 0,063 mm)							
Kuerten-Sülze	5	61	79	55	302	156	37%
Grunbach	5	158	79	59	167	68	55%
Median							46%
Grobfraktion (0,063 mm - 2,0 mm)							
Kuerten-Sülze	5	20	17	3	57	11	81%
Grunbach	5	74	22	7	75	10	90%
Median							85%

Der Gesamtwirkungsgrad der Entlastungsereignisse geht auf die Speicherwirkung und die Sedimentationswirkung der Regenbecken zurück. Die durchschnittlichen Ergebnisse und deren Anteil an der Gesamtwirksamkeit wurde in Tabelle 17 für Rechteck- und Tabelle 18 für Rundbecken zusammengefasst.

Der Gesamtwirkungsgrad der Feinfraktion von 54% ist bei den **Rechteckbecken** zu 22% auf den Speicherwirkungsgrad und zu 29% auf den Sedimentationswirkungsgrad zurückzuführen. Anhand der Einzelereignisse wird deutlich, dass die geringe Gesamtwirksamkeit der Rechteckbecken Kolbingen und Rodt-Müllenbach auf einen geringen Sedimentationswirkungsgrad zurückzuführen ist. In der Grobfraktion (63 µm-2 mm) liegen der Speicherwirkungsgrad bei 18% und der Sedimentationswirkungsgrad bei 52%.

Die untersuchten **Rundbecken** erreichen ähnliche Wirkungsgrade in der Feinfraktion, wobei die Sedimentationswirkung etwas unter der von Rechteckbecken liegt. Die Wirkung geht zu 20% auf den Speicher- und zu 21% auf den Sedimentationswirkungsgrad zurück. Der Wirkungsgrad der Grobfraktion (63 µm-2 mm) geht zu 17% auf den Speicher und 65% auf

den Sedimentationswirkungsgrad zurück. Die Ergebnisse der beiden Regenbecken weichen nur gering voneinander ab. Das Regenzyklonbecken Grunbach erreicht noch etwas höhere Abscheidegrade als das Wirbelschachtbecken in Kürten-Sülze.

Tabelle 19: Mediane des Speicher- und Sedimentationswirkungsgrades der Rechteckbecken

Rechteckbecken	Anzahl	η	η_{Speicher}	η_{Sed}
Feinfraktion <0,063mm				
Kolbingen	6	29%	26%	2%
Rodt-Müllenbach	11	38%	28%	10%
Wahlscheid	4	70%	18%	47%
Leopoldshafen	4	74%	10%	58%
Median		54%	22%	29%
Grobfraktion 0,063mm bis 2,0mm				
Kolbingen	6	77%	23%	51%
Rodt-Müllenbach	11	79%	27%	52%
Wahlscheid	4	80%	12%	49%
Leopoldshafen	4	97%	11%	81%
Median		80%	18%	52%

Tabelle 20: Mediane des Speicher- und Sedimentationswirkungsgrades der Rundbecken

Rundbecken	Anzahl	η	η_{Speicher}	η_{Sed}
Feinfraktion <0,063mm				
Kuerten-Sülze	5	37%	21%	15%
Grunbach	5	55%	19%	27%
Median		46%	20%	21%
Grobfraktion 0,063mm bis 2,0mm				
Kuerten-Sülze	5	81%	22%	59%
Grunbach	5	90%	13%	70%
Median		85%	17%	65%

3.3.5 Ereignisspezifische Wirkungsgrade der Feinfraktion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Entlastungsereignisse standortbezogen dargestellt.

RÜB Eggenstein-Leopoldshafen

Das Rechteckbecken Leopoldshafen ist konstruktiv mit einer günstigen Zulaufsituation ausgestattet (siehe Anhang 8.1). Der Zustrom erfolgt über die gesamte Breite des Beckens gleichmäßig und eine Energiedissipation wird über Prallbleche erreicht. Diese Konzeption wirkt sich positiv auf den Sedimentationsprozess aus.

Für die Auswertung der Anlage konnten von 14 Probenahmen 5 Ereignisse für die Auswertung herangezogen werden (Tabelle 21). Hauptgrund für die hohe Datenselektion waren Störfälle im Betriebsverhalten des RÜB als auch in der Messtechnik³.

Mit einer maximalen Oberflächenbeschickung unter 4 m/h und mittleren Oberflächenbeschickungen von <1 m/h erreicht diese Anlage einen Gesamtwirkungsgrad von 74 % für die Feinfraktion. Damit zeigt diese Anlage den höchsten Gesamtwirkungsgrad aller Becken. Der Speicherwirkungsgrad der Anlage bleibt mit 10 % hinter dem Durchschnitt zurück, der für alle Anlagen im Mittel bei 25 % liegt. Der mittlere Sedimentationswirkungsgrad der Anlage ist mit 58% hoch und kann auf die geringen Oberflächenbeschickungen zurückgeführt werden.

Tabelle 21: RÜB Leopoldshafen – Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E^* (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
21. Dez 11	60%	8%	52%	1,1	2,8	144	25	18	408	163
09. Jan 12	71%	8%	63%	0,5	3,3	232	36	20	606	176
26. Jan 12	76%	12%	64%	0,4	2,6	233	79	29	839	198
13. Dez 11	84%	35%	50%	1,2	3,7	270	143	47	659	104
Median	74%	10%	58%	0,8	3,1	233	58	25	633	170

RÜB Wahlscheid

Die Zulaufgestaltung des RÜB Wahlscheid ist hoch liegend und erfolgt über eine seitlich angeströmte Schwelle. Eine Energiedissipation ist daher nur in geringem Maße gegeben.

In die Auswertung der Anlage Wahlscheid sind 4 von 10 beprobten Entlastungsereignissen eingeflossen. Mit einem Gesamtwirkungsgrad der Feinfraktion von 70 % weist Wahlscheid nach Leopoldshafen den höchsten Gesamtwirkungsgrad der Feinfraktion auf. Die Wirksamkeit der Anlage drückt sich zudem in einem hohen Sedimentationsgrad aus und kann ähnlich wie Leopoldshafen mit durchweg niedrigen mittleren Oberflächenbeschickungen in Verbindung gebracht werden.

Tabelle 22: RÜB Wahlscheid - Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
04-Jan-12	58%	11%	48%	0,5	1,2	87	19	15	87	37
20-Dez-11	60%	13%	47%	0,5	2,4	64	22	14	84	34
16-Sep-11	79%	24%	55%	1,2	5,0	43	23	9	46	9
22-Aug-11	81%	53%	29%	1,1	4,7	137	48	26	102	19
Median	70%	18%	47%	0,8	3,6	75	22	15	86	26

³ Im Frühling 2012 ist die Entleerungspumpe des RÜB, welche das Durchlaufbecken Richtung Kläranlage entleert, ausgefallen. Dadurch war die Betriebsweise des Beckens über lange Zeit gestört. Im März 2012 hat die Ultraschallsonde zur Messung des Wasserstandes durch einen Blitzschlag einen Defekt erlitten. Das führte dazu, dass bis zum Ende des Projektes keine Daten zum Feststoffrückhalt mehr erhoben werden konnten.

RÜB Rodt-Müllenbach

Die Anlage Rodt-Müllenbach verfügt über eine Zulaufgestaltung, welche das Becken hoch liegend durch 5 Rohrzuläufe über die gesamte Breite beschickt. Eine gezielte Energiedissipation findet nicht statt. Das Becken hat eine recht schmale, tiefe und lange (B: 4,2 m * L: 35 m * H: 3 m) Geometrie, die eine Besonderheit darstellt. Bedingt durch die zu niedrig angeordnete Entlastungsschwelle wurden im Vergleich zu den übrigen Anlagen enorm hohe maximale Oberflächenbeschickungen erreicht.

Die Wirksamkeit dieser Anlage unterliegt sehr starken Schwankungen. Die Ergebnisse zeigen, dass bei hohen maximalen Oberflächenbeschickungen sowohl hohe als auch geringe Sedimentationswirkungsgrade auftreten.

Diese Ergebnisse widersprechen der These, dass insbesondere hohe Abflussspitzen den Gesamtwirkungsgrad bzw. den Sedimentationswirkungsgrad dominieren. Die stark schwankenden Sedimentationswirkungsgrade können folgende Ursachen haben:

- An dem Regenbecken sind zwei Einzugsgebiete angeschlossen. Die stark schwankenden Sedimentationswirkungsgrade können mit der Feststoffcharakteristik der unterschiedlichen Einzugsgebiete in Verbindung stehen.
- Die Feststoffe weisen ereignisbezogen unterschiedliche Absetzeigenschaften auf.
- Hohe Oberflächenbeschickungen führen nur dann zu Remobilisierungsprozessen, wenn die Sohlschubspannung höher ist als die molekularen Bindungskräfte kohäsiver Sedimente mit hohem Feinanteil.
- Fehler bei der Datenerhebung oder Datenaufbereitung

Tabelle 23: RÜB Rodt-Müllenbach - Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
20-Dez-11	-36%	16%	-51%	7,4	12,2	29	14	28	41	56
01-Okt-12	-16%	27%	-43%	4,2	16,2	59	22	59	97	112
16-Sep-11	16%	32%	-17%	6,8	40,6	70	75	91	214	180
04-Jan-12	30%	32%	-2%	1,8	8,1	54	18	31	84	59
14-Sep-12	36%	46%	-10%	3,5	9,7	69	30	47	108	70
17-Okt-11	38%	28%	10%	1,8	18,3	54	25	31	103	64
26-Jan-12	60%	19%	41%	4,6	6,9	32	25	13	63	25
08-Okt-12	62%	18%	44%	10,0	15,4	60	37	20	94	36
12-Dez-11	68%	32%	36%	2,3	18,7	31	109	40	227	73
Median	36%	28%	-2%	4,2	15,4	54	25	31	97	64

RÜB Kolbingen

Dieses Regenbecken ähnelt der Zulaufgestaltung des RÜB Wahlscheid, da die Sedimentationskammer ebenfalls über eine hoch liegende Schwelle beschickt wird. Bedingt durch die vorgelagerte Toskammer wird jedoch eine höhere Energiedissipation erreicht.

Die Gesamtwirksamkeit des RÜB Kolbingen liegt im Mittel bei 30 %. Die Speicherwirksamkeit der Anlage entspricht mit 26% dem Durchschnittswert aller Anlagen, allerdings ist die Sedimentationsleistungsfähigkeit von 2 % sehr gering. Teilweise ist der Sedimentationswirkungsgrad rechnerisch negativ, welches auf eine Remobilisierung von Material hindeutet. Ursache für den geringen Sedimentationswirkungsgrad sind mit hoher Wahrscheinlichkeit die hohen mittleren und maximalen Oberflächenbeschickungen. Bei 5 von 6 Entlastungsereignissen treten Abflussspitzen zwischen $q_A = 10$ und 11,5 m/h auf.

Ein eindeutiger Hinweis für den Einflussfaktor der Oberflächenbeschickung lässt sich nicht ableiten. Das Ereignis vom 25. Sept. `2012 zeigt bei einer geringen Oberflächenbeschickung keinen verbesserten Wirkungsgrad. Umgekehrt zeigt das Entlastungsereignis vom 04. Juli `2012 hohe Wirkungsgrade trotz hoher maximaler und mittlerer Oberflächenbeschickung.

Tabelle 24: Kolbingen - Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
25. Sep 12	8%	8%	1%	2,7	5,5	54	6	20	42	39
13. Jul 12	12%	14%	-2%	4,0	11,0	41	11	20	45	39
15. Jun 12	27%	24%	3%	2,3	11,5	49	24	31	200	146
06. Mrz 12	32%	50%	-18%	0,7	10,0	62	65	88	146	99
04. Jul 12	40%	28%	11%	7,1	11,5	135	115	103	482	291
17. Aug 12	54%	39%	14%	2,2	11,5	54	43	38	199	92
Median	30%	26%	2%	2,5	11,3	54	34	35	173	96

3.3.5.1 Rundbecken

RÜB Grunbach (Regenzyklonbecken)

Das Durchlaufbecken in Grunbach ist als Regenzyklonbecken konzipiert. Anhand der Ergebnisse in Tabelle 25 zeigt sich, dass der Gesamtwirkungsgrad der Feinfraktion im Median bei 55 % liegt, womit diese Anlage als drittbeste abschneidet. Der Feststoffrückhalt geht zu 24% auf den Speicherwirkungsgrad und zu 27% auf den Sedimentationswirkungsgrad zurück.

Die Ereignisse weisen ein recht ähnliches hydraulisches Verhalten auf, was sich aus der geringen Differenz der mittleren und maximalen Oberflächenbeschickung ableiten lässt. Von den 5 Ereignissen sticht dasjenige vom 25. Jan. `2012 durch den besonders hohen Sedimentationswirkungsgrad heraus. Die übrigen Ereignisse zeigen für die recht hohen mittleren und maximalen q_A eine gute Abscheideleistung. Beachtenswert ist die hohe Verfügbarkeit an Feinmaterial aus dem EZG, die sich in hohen Zulaufkonzentrationen im Juli 2012 gezeigt hat.

Tabelle 25: Grunbach - Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
25. Apr 12	37%	11%	26%	2,37	3,86	158	42	45	216	135
03. Jul 12	46%	19%	27%	4,84	6,25	245	79	101	242	131
10. Jul 12	55%	40%	15%	6,25	7,22	126	88	77	150	68
25. Jan 12	68%	9%	60%	4,58	5,28	166	23	19	152	48
06. Jul 12	71%	44%	27%	6,77	7,72	158	95	59	167	48
Median	55%	19%	27%	4,8	6,3	158	79	59	167	68

RÜB Kürten-Sülze (Wirbelschachtbecken)

Bei der Anlage Kürten-Sülze sind insgesamt 5 von 11 Probenahmen in die Auswertung eingeflossen. Bei mittleren Oberflächenbeschickungen von 1,9 m/h und maximalen Oberflächenbeschickungen von 5,7 m/h erreicht das Becken einen Gesamtwirkungsgrad von 37 %. Darin gehen ein mittlerer Speicherwirkungsgrad von 21 % und ein Sedimentationswirkungsgrad von 15 % ein.

Vergleicht man die Ereignisse vom 20 Juli `2012 und 16. Sept. `2011, so fällt auf, dass bei sehr ähnlichen hydraulischen Bedingungen eine hohe Variabilität bei dem Speicher- und Sedimentationswirkungsgrad vorliegt. Es ist anzunehmen, dass die physikalisch chemischen Bedingungen oder die Mischwasserzusammensetzung dafür verantwortlich sind.

Tabelle 26: RÜB Kürten-Sülze - Ergebnisse der Fraktion <63 µm

Probenahme	η	η_{Speicher}	η_{Sed}	q_A mittel [m/h]	q_A max [m/h]	$C_{\text{Zu_Füll}}$ mg/l	$C_{\text{Zu_Kü}}$ mg/l	$C_{\text{Ab_Kü}}$ mg/l	B_E (kg)	$B_{\text{Ab_Kü}}$ (kg)
26-Jan-12	23%	21%	2%	1,5	5,6	36	94	78	317	244
20-Dez-11	29%	13%	15%	2,8	3,7	154	56	63	302	215
20-Jul-12	37%	32%	5%	1,7	5,1	61	54	52	249	156
16-Sep-11	65%	49%	17%	1,9	5,4	44	79	38	226	78
22-Aug-11	72%	19%	53%	1,7	8,4	255	129	55	546	155
Median	37%	21%	15%	1,7	5,4	61	79	55	302	156

3.3.6 Ergebnisse

Im Folgenden werden die bisherigen Erkenntnisse in Stichpunkten zusammengefasst:

- Die Feinfraktion (<63 µm) nimmt den höchsten Trockensubstanzanteile an der Gesamtfracht ein (siehe Abbildung 26). Die Mediane der Feinfraktion betragen in der Füllphase 71 %, im Zulauf während der Entlastungsphase 76 % und im Ablauf 88 %. Die Verfügbarkeit von Feinmaterial ist permanent vorhanden.
- Die vier Rechteckbecken erzielen für die Feinfraktion einen mittleren Wirkungsgrad von 54%. Dieser setzt sich aus einem Speicherwirkungsgrad von 22% und einem Sedimentationswirkungsgrad von 29% zusammen. Die beiden Rundbecken erzielen für die Feinfraktion einen Wirkungsgrad von 46%. Er setzt sich aus einem Speicherwirkungsgrad von 20% und einem Sedimentationswirkungsgrad von 21% zusammen.

Angesichts der geringen Beckenanzahl und der geringen Unterschiede zwischen den Becken kann aus der vorliegenden Untersuchung keine Schlussfolgerung für eine Bauform mit systematisch höheren Wirkungsgraden gezogen werden.

- Der Rückhalt der Feinfraktion wird mit Einführung des neuen Arbeitsblattes DWA-A 102 die wesentliche Zielgröße der Behandlung darstellen. Die Speicherwirkungsgrade weisen gegenüber den Sedimentationswirkungsgraden eine geringere Varianz auf. Allein über die Speicherwirkung kann ein hoher Rückhalt der Feinfraktion jedoch nicht erreicht werden, daher ist die Sedimentationsleistung eine entscheidende Größe.
- Für Rechteckbecken, bei denen Ereignisse mit geringen Oberflächenbeschickungen aufgezeichnet wurden, konnten hohe Sedimentationsleistungen nachgewiesen werden (Leopoldshafen, Wahlscheid), wohingegen die Anlage mit hohen Oberflächenbeschickungen (Kolbingen) im Allgemeinen geringe Wirkungsgrade aufweist. Die Ergebnisse des RÜB Rodt-Müllenbach können diesem Schema nicht zugeordnet werden, da sich bei diesem Standort kein einheitliches Verhalten zeigt (Tabelle 21 bis Tabelle 24).

Bei Rechteckbecken lässt sich ein tendenzieller, jedoch von starken Streuungen geprägter Zusammenhang des Wirkungsgrades von der Oberflächenbeschickung erkennen. Die Daten geben lediglich einen Hinweis darauf, dass ein Zusammenhang zwischen einer geringen hydraulischen Belastung und einem hohen Wirkungsgrad besteht. Die hohe Streuung der Daten schließt jedoch einen monokausalen Zusammenhang aus. Als Hypothese für die offenkundig weiteren Einflussgrößen können die Sinkgeschwindigkeit der Partikel, die Strömungsturbulenz in den Becken sowie die hydraulische und stoffliche Belastungsdynamik gelten. Weder die mittlere noch die maximale Oberflächenbeschickung vermögen diese Größen hinreichend abzubilden.

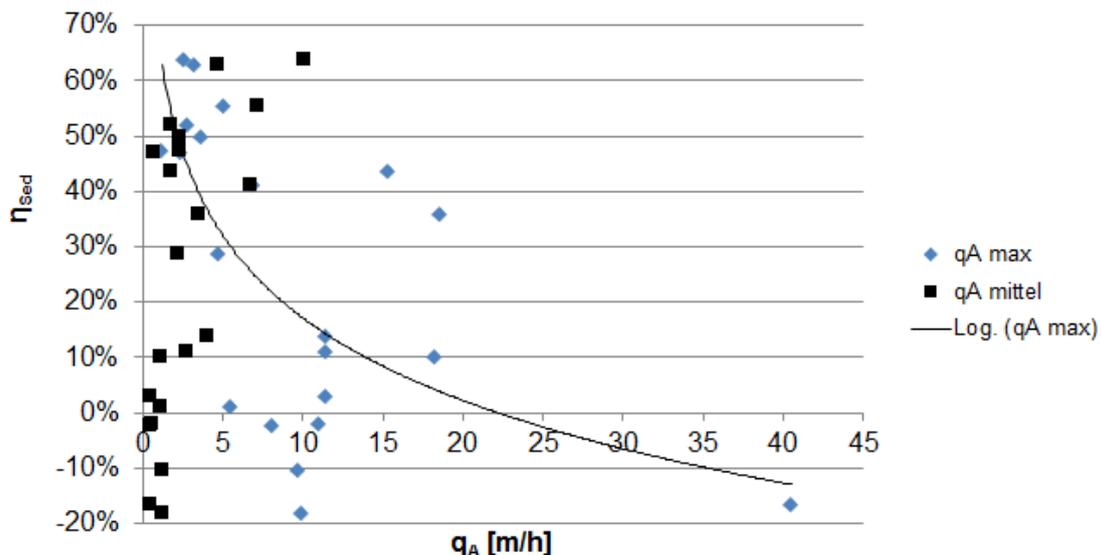


Abbildung 31: Sedimentationswirkungsgrad und Oberflächenbeschickung der Feinfraktion (<63 μm) bei Rechteckbecken

- Bei den Rechteckbecken Eggenstein-Leopoldshafen und Rodt-Mühlenbach sind konstruktive und technische Mängel aufgetreten, wodurch die hydraulische Belastung der Anlage stark beeinflusst wurde.
- Beide Rundbecken (Regenzyklon- und Wirbelschachtbecken) weisen stabile Speicher- und Sedimentationswirkungsgrade auf. Das Regenzyklonbecken erbrachte eine etwas höhere Sedimentationsleistung als das Wirbelschachtbecken, was ggf. auf die Sedimenteigenschaften und nicht unbedingt auf die Beckenbauart zurückzuführen ist.
- Die Sedimentationswirksamkeit von Regenüberlaufbecken steht im Zusammenhang mit ihrer hydraulischen Oberflächenbeschickung. Um einen höheren Wirkungsgrad für den Rückhalt der Feinfraktion zu erzielen, kann die Reduktion der Oberflächenbeschickung von derzeit 10 m/h zur künftigen Bemessung als zielführend gelten. Die Befunde verdeutlichen zudem, dass Überschreitungen des Bemessungswertes vermieden werden müssen.
- Hohe Wirkungsgrade führen nicht immer zu geringen Feststoffkonzentrationen im Klärüberlauf, analog geht ein niedriger Wirkungsgrad nicht zwangsläufig mit hohen Feststoffkonzentrationen im Klärüberlauf einher.
Aus der Auswertung geht hervor, dass in mehr als der Hälfte aller beprobten Entlastungsereignisse geringere Klärüberlaufkonzentrationen als 40 mg/l emittiert werden. 70 % der Ereignisse weisen im Mittel Konzentrationen < 60 mg/l auf und bei ca. 80 % der Entlastungsereignisse lagen die Klärüberlaufkonzentrationen im Mittel < 80 mg/l. Insgesamt lässt sich jedoch die Tendenz erkennen, dass die Anlagen mit hohem Wirkungsgrad eher geringere Überlaufkonzentrationen zeigen. Die Streuung ist jedoch extrem groß.

Beispielsweise zeigt sich der Trend, dass hohe Zulaufkonzentrationen während der Entlastung zu höheren Ablaufkonzentrationen führen. Gleichzeitig können aber auch trotz geringer Zulaufkonzentrationen während der Entlastung deutlich höhere

Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Dies kann mit Remobilisierungsprozessen oder hohen Zulaufkonzentrationen während der Füllphase zusammenhängen.

Es wird darauf hingewiesen, dass die für das Monitoring ausgewählten Anlagen im Vorhinein durch Ihre konstruktiven Bedingungen als positive Anlagen eingestuft wurden. Insofern ist die Abbildung 32 nicht übertragbar auf den Gesamtbestand von RÜB's.

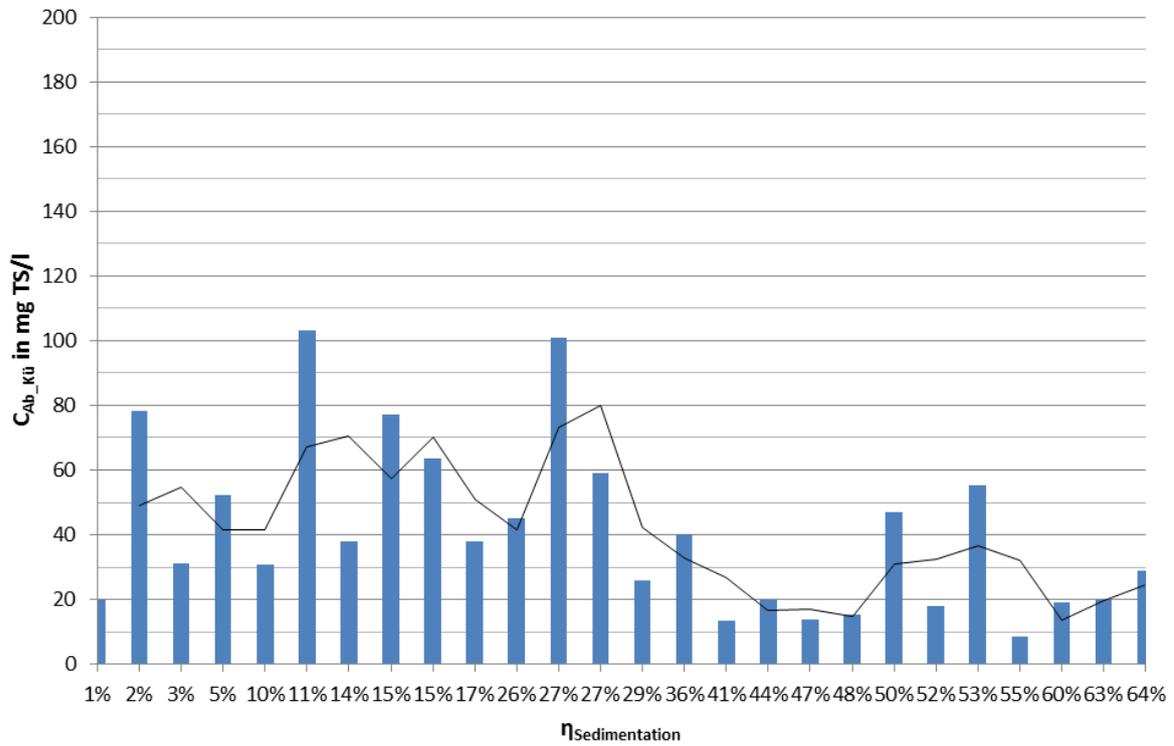


Abbildung 32: Entlastungskonzentration und Sedimentationswirkungsgrad der Feinfraktion mit gleitendem Durchschnitt

3.4 Zusammenhang zwischen Bauart und Sedimentationsleistung von Regenbecken

In dem orientierenden Monitoring wurde die Bauart „Durchlaufbecken im Nebenschluss“ untersucht. Die für das Monitoring ausgewählten Regenbecken bieten durch ihre konstruktiven Bedingungen günstige Voraussetzungen für Sedimentationsanlagen.

Anhand der vorliegenden sechs Fallstudien sollte auch der vermutete Zusammenhang zwischen Bauart von Regenbecken und deren Sedimentationsleistung abgeleitet werden. Aufgrund der geringen Fallzahl und der Art des Übersichtsmonitorings können keine allgemeingültigen oder gar statistische abgesicherten Schlussfolgerungen erwartet werden.

Der Vergleich der beiden sehr ähnlich konstruierten Rechteckbecken Wahlscheid (Kapitel 3.1.2) und Kolbingen (Kapitel 3.1.3) verdeutlicht den Einfluss der Belastungsgrößen auf die Sedimentationswirkung. Das Becken Wahlscheid weist eine durchweg geringere mittlere und maximale Oberflächenbeschickung (Abbildung 29 und Abbildung 30) als das Becken Kolbingen auf. Die geringeren und weniger streuenden Glühverluste der Feinfraktion (Abbildung 35) am Becken Wahlscheid lassen ein eher mineralisches, homogeneres Material als am Becken Kolbingen vermuten. Beide Faktoren begünstigen offensichtlich die Sedimentation des Feinmaterials wie der mit 47% deutlich höhere Sedimentationswirkungsgrad (Tabelle 19) des Beckens Wahlscheid im Vergleich zum Becken Kolbingen mit 2 % indiziert. In der Mittelfraktion haben beide Becken ähnliche Wirkungsgrade von 47% bzw. 49 %. Das Beispiel belegt, dass die Bauart des Beckens nur eine von mehreren Einflussgrößen sein kann.

Um den Einfluss der Bauart und Konstruktionsweise auf die Sedimentationswirkung von Regenbecken zu quantifizieren, müssen die hydraulische und stoffliche Beschickung gleichartig sein. Dies gelingt nur in numerischen Modellen oder kontrollierten Versuchen an großtechnischen Anlagen oder maßstäblich verkleinerten Modellanlagen.

Ein möglicher Einfluss der Beckenproportionen kann durch den Vergleich des sehr langen und schmalen Beckens Rodt-Müllbach (Kapitel 3.1.4) mit einem konventionell proportionierten Becken erkannt werden. Ausgewählt wurde das Becken Kolbingen, das eine etwas geringere hydraulische Belastung (Abbildung 29 und Abbildung 30) und Material mit höheren organischen Anteil aufweist. Kein anderes Becken verfügt über eine ähnlichere Belastungssituation. Die Sedimentationswirkungsgrade (Tabelle 19) beider Becken sind für die Mittelfraktion mit 51 % und 52 % gleich. Für die Feinfraktion wurden beim Becken Rodt-Müllbach mit 10 % geringfügig höhere Werte als beim Becken Kolbingen mit 2 % ermittelt. Die Gesamtwirkungsgrade beider Becken (Tabelle 23 und Tabelle 24 belegen einen nur sehr geringen Unterschied und zeigen zudem, dass beim Becken Rodt-Müllbach mindestens zweimal eine ausgeprägte Resuspension von Material mit höherem Frachtaustrag im Vergleich zum Eintrag beobachtet wurden. Ein derartiger Effekt ist erklärbar, wenn nicht geräumtes Material aus Vorereignissen aufgrund hoher Schubspannungen im schmalen Durchflussquerschnitt bei höheren Beschickungen erodiert und ausgetragen wird. Bei langen schmalen Sedimentationskammern ist offenbar eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Resuspension zu vermuten.

Der höchste Sedimentationswirkungsgrad wurde am Becken Leopoldshafen (Kapitel 3.1.1) beobachtet. Das Becken wird durch ein Schneckenpumpwerk annähernd gleichmäßig mit Energiedissipation beschickt. Die mittlere Oberflächenbeschickung (Abbildung 29) liegt durchweg unter 1,5 m/h und die maximale Oberflächenbeschickung (Abbildung 30) liegt

bedingt durch die Leistungsfähigkeit des Schneckenpumpwerks bei etwa 3 m/h. Der mit um die 55 % hohe Glühverlust weist auf eher organisches Material hin von dem auch geringere Sinkgeschwindigkeit zu erwarten sind. Die ermittelten Sedimentationswirkungsgrade bewegen sich im engen Bereich und liegen im Median bei 58% für die Feinfraktion und bei 81 % für die Grobfraktion (Tabelle 21).

Trotz des stärker organisch geprägten Materials im Zulauf verfügt das Becken über sehr hohe und stabile Sedimentationswirkungsgrade. Hierfür sind turbulenzarme und wenig variable Strömungsverhältnisse günstig. Sie dürften sich bei der relativ geringen und konstanten Oberflächenbeschickung mit gut strömungsberuhigtem Zulauf einstellen.

Der Vergleich der Sedimentationswirkungsgrade der vier Rechteckbecken (Tabelle 19) mit den zwei Rundbecken (Tabelle 20) lässt weder für die Fein- noch für die Mittelfraktion erkennbare Vorteile einer der beiden Bauarten offenbar werden.

Die bislang vorliegenden Indizien lassen für die Weiterentwicklung von Regenbecken mit hohen Sedimentationsleistungen folgende Empfehlungen zu:

- deutliche Minderung der maximalen Oberflächenbeschickung unter den bisherigen Wert von $q_A = 10 \text{ m/h}$
- möglichst gleichmäßige Beschickung der Sedimentationskammer mit nur geringen Schwankungen des Volumenstroms
- Einlaufbauwerke mit schneller gleichmäßiger Verteilung über den Fließquerschnitt
- derzeit keine Präferenz für Rund- oder Rechteckbecken

3.5 Glühverlust und Stoffkonzentrationen

3.5.1 Glühverlust

Der Anteil organischer Substanz wird durch den Parameter Glühverlust wiedergegeben. Aus den Ergebnissen in Abbildung 33 wird deutlich, dass der Glühverlust fraktionsbezogen ist. In der Feinfraktion liegt der organische Anteil mit 35 % bis 40 % am geringsten. Mit zunehmender Korngröße nimmt der organische Anteil zu. Die Grobfraktion 63 µm bis 2,0 mm hat einen GV von 60 % bis 67 % und die Grobfraktion > 2,0 mm einen Anteil von ca. 85 %.

Ein Vergleich der Zulauf- und Ablaufproben zeigt, dass die Glühverluste der Fraktionen sich nur um wenige Prozent unterscheiden.

Aus den Glühverlusten sowie aus den optischen Untersuchungen des getrockneten Probenmaterials wird deutlich, dass es sich bei den Kornfraktion > 2,0 mm zum Großteil um organische Feststoffe wie z.B. Vegetationsreste, Kunststoffe oder Papier handelt. Aufgrund der geringen Dichte der organischen Feststoffe weisen sie nur eine sehr geringe Sedimentationsgeschwindigkeit auf, was sich letztlich auch in der Abbildung 26 widerspiegelt. Dort zeigt sich, dass die Grobfraktion in der Ablaufprobe nur unwesentlich reduziert ist gegenüber den Zulaufproben. Nur ein geringer Anteil von 15 % besteht aus mineralischen Bestandteilen, die sedimentierbar sind und im Becken verbleiben.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung basieren auf mehr als 60 Proben von 6 Standorten. Ein Vergleich mit Daten aus anderen Forschungsprojekten belegt die Repräsentativität der Ergebnisse. So haben zum Beispiel Fuchs, Meyer (2012) für das RÜB Göbrichen für die Fraktion < 63 µm einen GV von 38 % ermittelt.

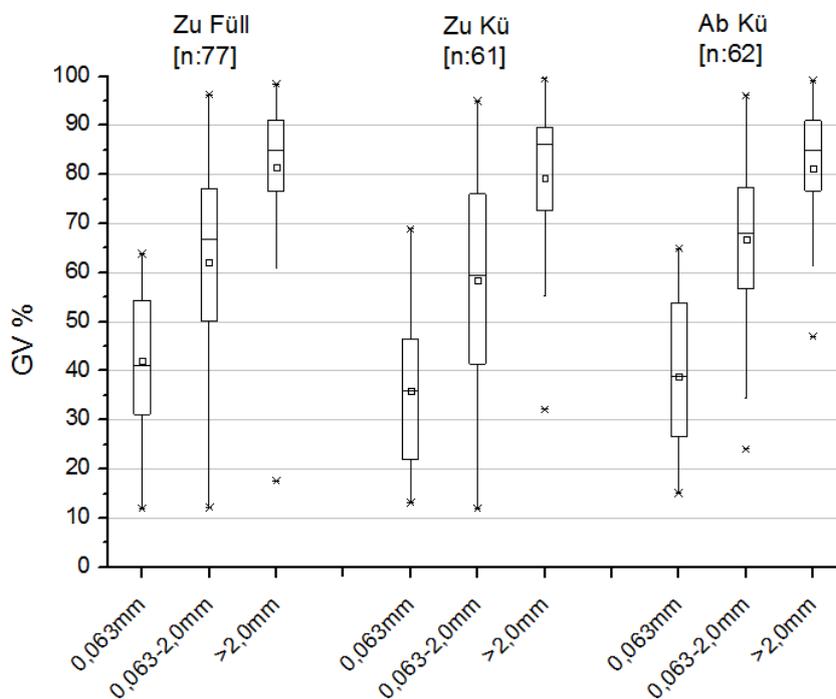


Abbildung 33: Glühverluste im Zulauf der Füllphase (Zu Füll), im Zulauf während der Entlastungsphase (Zu KÜ) und im Ablauf (Ab Kü)

In Abbildung 34 ist eine standortbezogene Betrachtung der Glühverluste in der Feinfraktion dargestellt. Die Mediane sind für die Standorte aus Baden-Württemberg um ca. 10% höher

als für die Standorte in NRW. Eine mögliche Ursache für diese Werteververschiebung ist die unterschiedliche Lagerzeit der Proben. Die Proben aus NRW wurden in Münster gesammelt und zur Analyse ins Labor nach Karlsruhe gesendet. Die längere Standzeit der Proben hat den Abbau der Zellulose des Toilettenpapiers gefördert. Die GV der Proben aus BW scheinen daher repräsentativer zu sein. Der Tatbestand das der GV in der Feinfraktion am geringsten ist, bleibt davon unbeeinflusst.

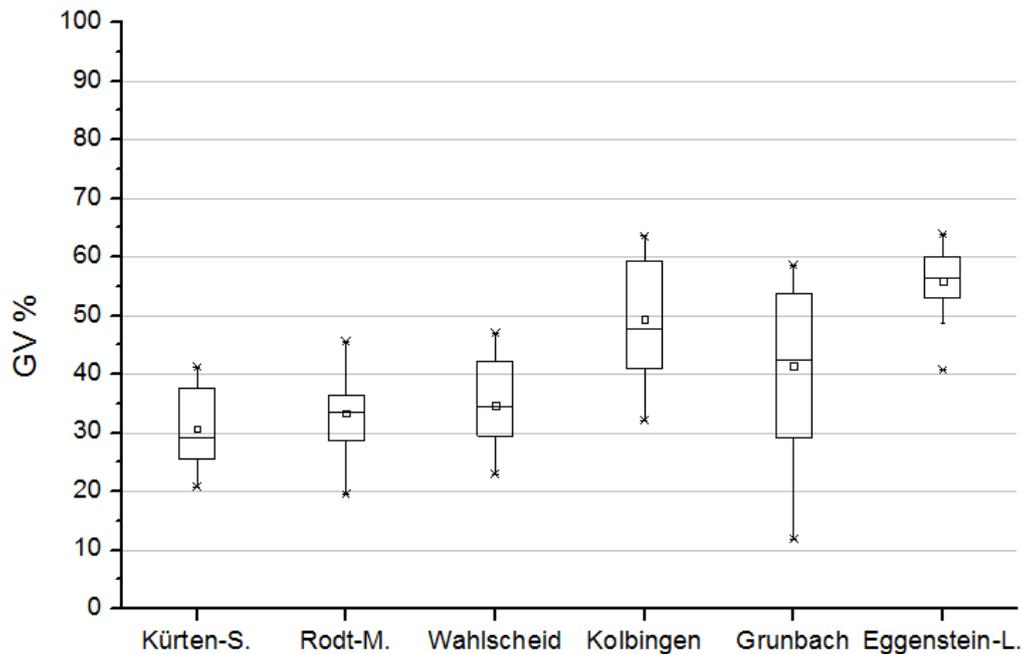


Abbildung 34: Standortbezogene Glühverluste in der Fraktion < 63 µm

3.5.2 Phosphor gesamt

Abbildung 35 zeigt, dass Phosphor vorwiegend in der Fraktion < 63 µm gebunden wird und Konzentrationen im Feststoff von 7600 mg/kg (Median) erreichen kann. Demgegenüber ist die Konzentration in den Grobfraktionen um mehr als 50% geringer. Phosphor wird nicht in der Grobfraktion transportiert, in dem der höchste Organik Anteil vorhanden ist, sondern liegt in der Feinmatrix vor.

Eisenoxide weisen ein hohes Sorptionspotential auf und können Schwermetalle und auch Phosphor in hohem Maße binden. Der Eisengehalt in der Feinfraktion (18 g/kg) ist um 35% höher ist als in der Grobfraktion (12 g/kg) (n=34). Statistische Zusammenhänge gibt es in diesen Daten nicht.

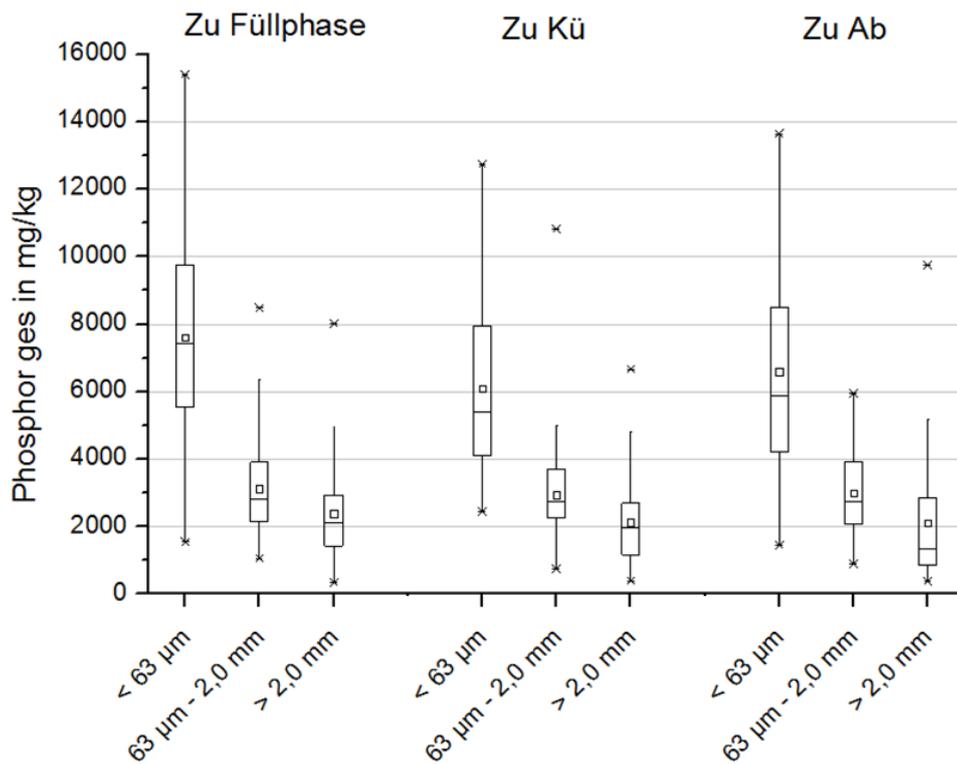


Abbildung 35: Verteilung von P_{ges} in der gesamten Datenbasis

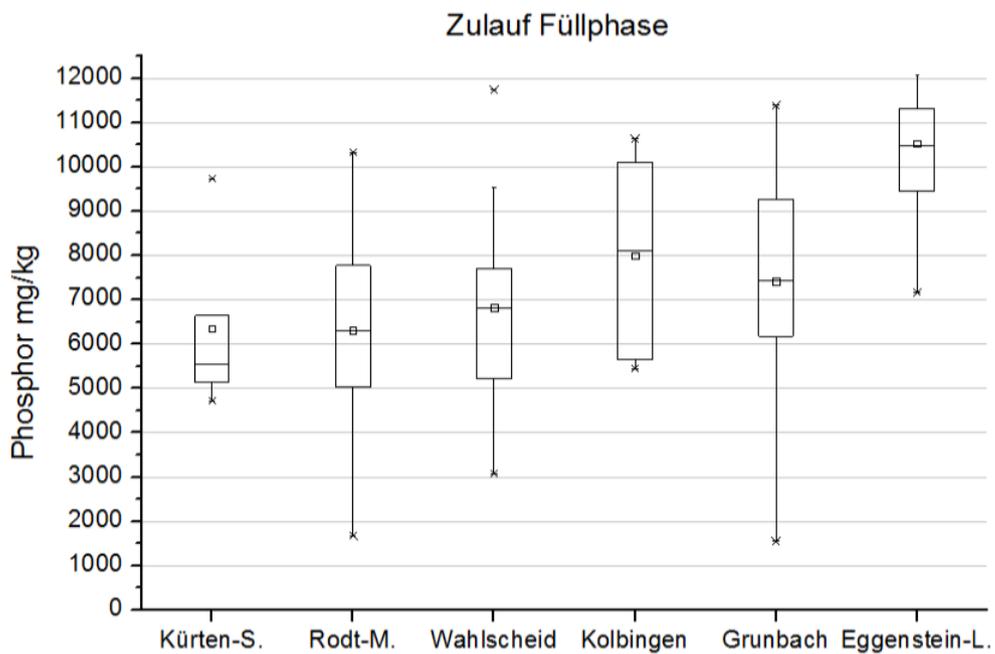


Abbildung 36: Standortbezogene Konzentrationen von P_{ges} in mg/kg in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ der Füllphase

Tabelle 27: Konzentration von P_{ges} in mg/kg in der Fraktion < 63 μ m in der Füllphase

	Kürten-S.	Rodt-M.	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Eggenstein-L.
Anzahl	9	13	11	14	17	12
Min	4.717	1.667	3.077	5.446	1.548	7.166
25 Quartil	5.143	5.027	5.570	5.706	6.176	9.634
Median	5.558	6.305	6.821	8.116	7.421	10.476
75 Quartil	6.642	7.780	7.699	9.991	9.265	11.249
Max	9.730	10.322	11.742	10.639	11.386	15.386

3.5.3 Übersicht Schwermetallgehalte in der Feststofffracht

In Abbildung 37 sind die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle in Box-Diagrammen für die Fraktion < 63 μ m (rechts) und 63 μ m - 2,0 mm (links) dargestellt. Die zugehörigen Daten sind in Tabelle 28 enthalten. Ein Vergleich der Fraktionen zeigt, dass die Stoffkonzentrationen bei allen Parametern von der Feinfraktion zu Grobfraktion deutlich abnehmen. Die Mediane von Cu, Zn, und Cd weisen in der Grobfraktion nur etwa 50% der Feststoffkonzentration der Feinfraktion auf. Lediglich der Median des Bleigehaltes nimmt in der Grobfraktion nur um 30% gegenüber der Feinfraktion ab. Anhand dieser Ergebnisse drückt sich die hohe Affinität von Schwermetallen gegenüber Feinmaterial aus.

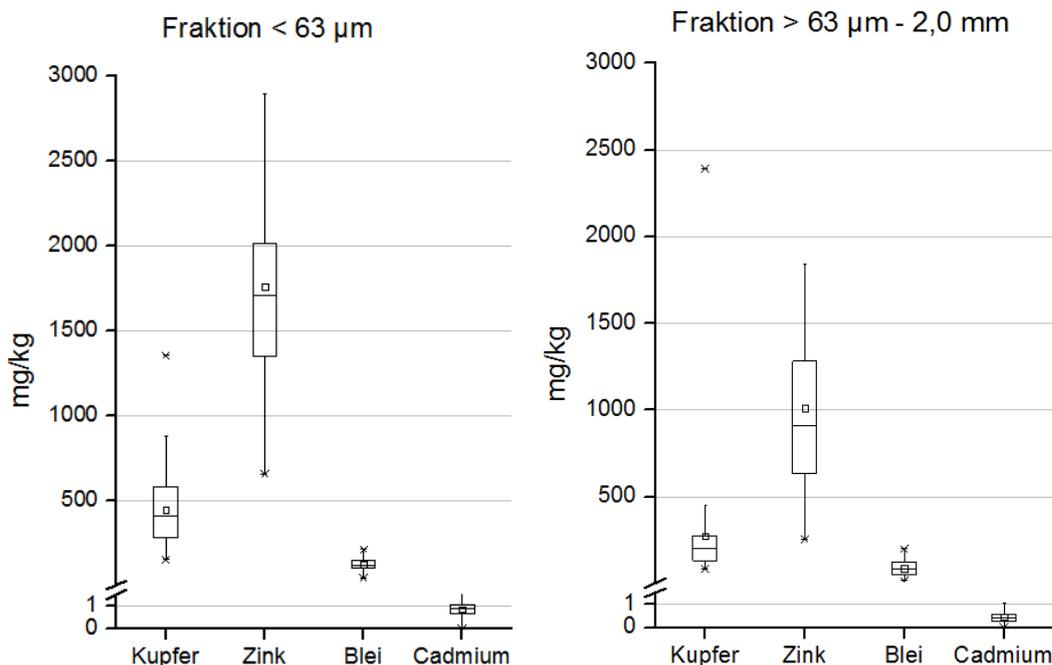


Abbildung 37: Schwermetallkonzentrationen im Zulauf der Fraktion < 63 μ m (links) und 63 μ m bis 2,0 mm (rechts) in mg/kg

Tabelle 28: Schwermetallkonzentrationen der Fraktion < 63 µm und 63 µm bis 2,0 mm in mg/kg

Fraktion	< 63 µm				63 µm bis 2,0 mm				
Parameter	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium	Einheit
Anzahl	60	60	60	54	47	57	47	39	mg/kg
Min	154	657	48	0,010	84	256	17	0,010	mg/kg
25 Quartil	287	1.354	105	0,663	140	635	52	0,249	mg/kg
Median	409	1.708	122	0,910	202	908	87	0,430	mg/kg
75 Quartil	582	2.005	151	1,080	276	1282	122	0,571	mg/kg
Max	1.355	3.986	215	2,360	2392	3347	201	1,760	mg/kg

Im Anhang 8.2 sind darüber hinaus für jeden Parameter, die fraktionsbezogenen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der Regenbecken in Box Diagrammen dargestellt. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen unterscheiden sich in der Feinfraktion nur gering, wohingegen die Konzentrationen in der Fraktion 63 µm bis 2,0 mm bei allen Parametern im Klärüberlauf leicht ansteigen.

Der zuvor dargestellte Gesamtdatensatz wird im Folgenden auf die Standorte aufgeschlüsselt, um zu veranschaulichen wie unterschiedlich die Schwermetallbelastung der Feststoffmatrix an den Standorten ist und woraus die zuvor dargestellten aggregierten Daten resultieren.

Eine Analyse bei welchen Standorten welche Emissionsquellen von Relevanz sind, kann im Zuge des Projektes nicht durchgeführt werden. Die Interpretationsmöglichkeiten der Daten ist daher eingeschränkt. Es sind lediglich Aussagen möglich, welche Emissionen als hoch oder niedrig gelten können. Die weitere Auswertung erfolgt nur für die hoch belastete Feinfraktion.

Aus den Abbildung 34 und Abbildung 37 geht hervor das die Standorte Kolbingen, Grunbach und Leopoldshafen einen hohen Glühverlust und einen hohen Kupfergehalt aufweisen. Demzufolge wurden für die Parameter Kupfer und Zink geprüft, ob statistische Zusammenhänge mit dem Auftreten organischer Materie bestehen.

3.5.4 Kupfer (Cu)

In Abbildung 38 und der zugehörigen Tabelle 29 wurden die Daten der Kupferkonzentrationen ausgewertet. Anhand des Diagramms wird ersichtlich, dass sich die Konzentrationen von Kupfer je nach Einzugsgebiet sehr stark unterscheiden. So liegen die Konzentrationen in Kürten-Sülze und Wahlscheid etwa 40% unterhalb der in Kolbingen gemessenen Konzentrationen. Die höchsten Kupferemissionen erreichen kaum die in den anderen Einzugsgebieten gemessenen Konzentrationen.

Erhöhte Kupferkonzentrationen sind nicht pauschal mit der Größe des Einzugsgebietes in Verbindung zu bringen. Das wird aus dem Vergleich der Einzugsgebietsgrößen der Regenbecken deutlich (Eggenstein 125 ha und Kolbingen 46 ha).

Aus einem anderen Forschungsprojekt mit gleicher Probenahmestrategie (RÜB Göbrichen) wurden gemittelte Konzentrationen von 573 mg/kg erfasst. Der Mittelwert liegt im gleichen Größenbereich wie die in diesem Projekt gemessenen Konzentrationen. Typische Kupferkonzentrationen im Sediment liegen zwischen 200 mg/kg und 600 mg/kg.

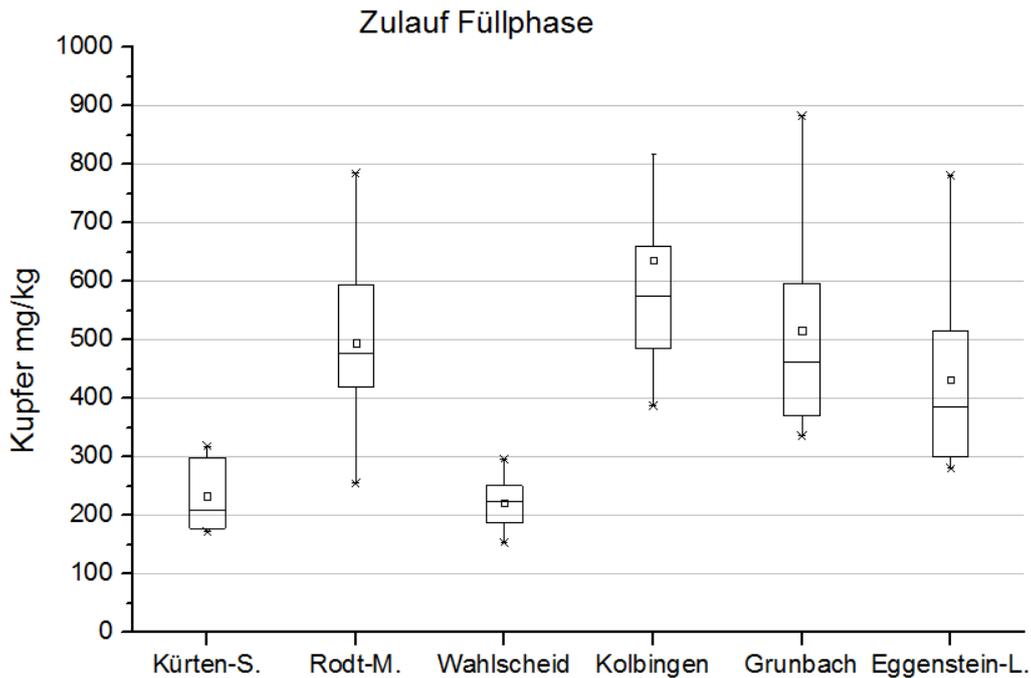


Abbildung 38: Standortbezogene Konzentrationen von Kupfer in mg/kg in der Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> der Füllphase

Tabelle 29: Konzentration von Kupfer in mg/kg in der Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> in der Füllphase

	Kürten-S.	Rodt-M.	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Eggenstein-L.
Anzahl	7	13	9	12	11	8
Min	172	255	154	388	336	281
25 Quartil	188	419	187	498	383	306
Median	208	478	223	576	461	385
75 Quartil	280	594	251	645	588	457
Max	318	784	296	1.355	883	782

3.5.5 Zink (Zn)

Für den Parameter Zink resultieren aus den Einzugsgebieten naturgemäß unterschiedliche Konzentrationen. Der Standort Kolbingen hebt sich wie bereits für den Parameter Kupfer deutlich von den übrigen Standorten ab.

Zu erwartende Emissionen aus EZG können entsprechend der vorliegenden Daten im Mittel durchaus zwischen 1.200 und 2.040 mg/kg liegen. Andere untersuchte RÜB wie Göbrichen finden sich mit 1402 mg/kg in diesem Spektrum wieder.

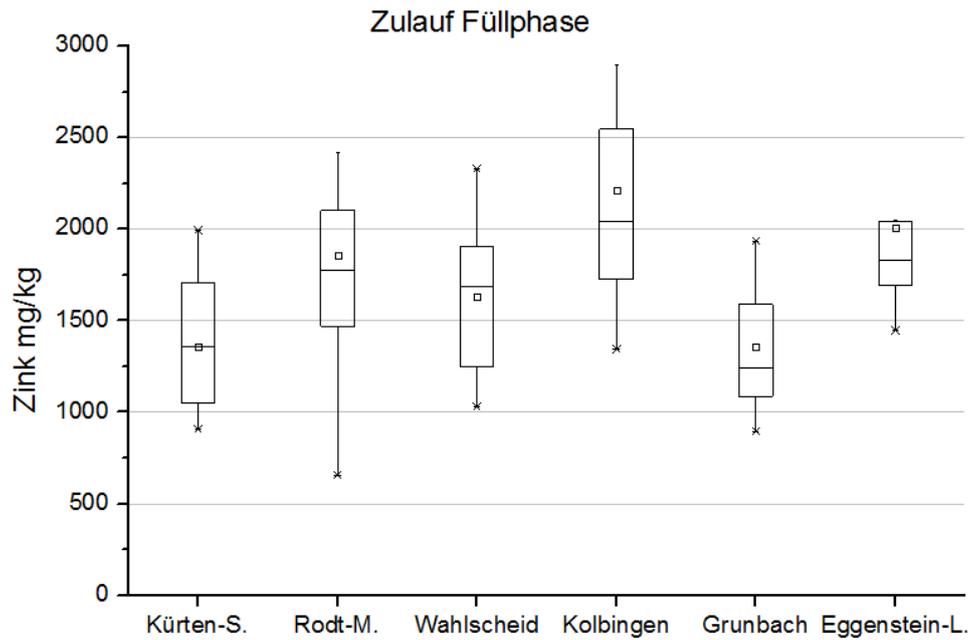


Abbildung 39: Standortbezogene Konzentrationen von Zink in mg/kg in der Fraktion < 63 µm in der Füllphase

Tabelle 30: Konzentration von Zink in mg/kg in der Fraktion < 63 µm in der Füllphase

	Kürten-S.	Rodt-M.	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Eggenstein-L.
Anzahl	7	12	9	12	11	8
Min	905	657	1.032	1.343	895	1.444
25 Quartil	1.061	1.521	1.247	1.734	1.100	1.700
Median	1.357	1.774	1.686	2.042	1.240	1.831
75 Quartil	1.572	2.089	1.908	2.403	1.571	2.035
Max	1.997	3.826	2.330	3.986	1.934	3.501

3.5.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Zuge des Vorhabens wurden an 6 Regenüberlaufbecken Proben gezogen und die Feststoffe in mehreren Fraktionen auf die Parameter Glühverlust, Phosphor, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei untersucht. Durch das Monitoring konnten für die Fein und Grobfraktion ca. 50 - 60 Datensätze für jeden Parameter im Zulauf und die gleiche Anzahl Datensätze im Ablauf ermittelt und ausgewertet werden.

Aus der Auswertung geht hervor, dass der Glühverlust fraktionsgebunden ist. In der Feinfraktion liegt der organische Anteil mit 35 % bis 40 % deutlich unterhalb des GV in der Grobfraktion.

Phosphor ist vorwiegend in der Feinfraktion gebunden und erreicht im Mischsystem mittlere Zulaufkonzentrationen von 7600 mg/kg. Demgegenüber ist die Konzentration der Grobfraktionen um mehr als 50% geringer. Phosphor ist zum Großteil an Eisen gebunden. Stichproben zeigen, dass der Eisengehalte in der Feinfraktion bei 18 g/kg liegt und damit um 35% höher ist als in der Grobfraktion mit im Mittel 12 g/kg. Die Eisengehalte liegen deutlich unter den Werten, die im Trennsystem in dem Vorhaben REFENI (DWA, 2013) ermittelt wurden. Im Trennsystem lagen die Eisengehalten in der Feinfraktion zwischen 11 - 64 g/kg und in der Grobfraktion zwischen 11 - 35 g/kg.

Schwermetalle sind ebenfalls dominierend in der Feinfraktion gebunden. Die Mediane von Cu, Zn, und Cd weisen in der Feinfraktion etwa 50% höhere Konzentration gegenüber der Grobfraktion auf. Der Bleigehalt zeigt ebenfalls eine höhere Affinität zur Feinfraktion als zur Grobfraktion. Die für das Sediment ermittelten Kupferkonzentrationen lagen zwischen 200 mg/kg und 600 mg/kg und für Zink zwischen 1.200 und 2.040 mg/kg. Blei zeigt ein Spektrum zwischen 111 – 152 mg/kg und Cadmium zwischen 0,77 bis 0,98 mg/kg.

4 Einsatz von Qualitätssonden

von Thomas Nichler und Mike Kemper

4.1 Zielsetzung

Im Rahmen des geplanten Messprogramms sollten ausgewählte Anlagen u.a. mit Messsystemen zur Erfassung der Abwasserqualität ausgerüstet und überwacht werden, um damit zusätzliche Informationen zur Leistungsfähigkeit der betrachteten Anlagen zu gewinnen und zudem die grundsätzlichen Einsatzmöglichkeiten solcher Systeme im Rahmen eines Überwachungskonzeptes zu eruieren. Mit Beginn des Monitorings kamen deshalb, ergänzend zur Beprobung der Regenbecken durch Feststoffsammler, so genannte UV/VIS-Spektrometersonden zum Einsatz. Hinsichtlich der Messdatenerfassung und der Betriebsstabilität hat sich dieses Messverfahren für die Online-Konzentrationsmessung bereits mehrfach bewährt (vgl. u.a. Dittmer, 2009). Im Vergleich zur herkömmlichen Analyse von Mischproben ermöglichen entsprechende Online-Messsysteme eine kontinuierliche Bewertung der stofflichen Belastung von Entlastungsabflüssen.

An den für das orientierende Monitoring ausgewählten Regenbecken wurde jeweils eine UV-Spektrometersonde an der Entlastungsschwelle des Klärüberlaufs installiert. Ziel dieser Online-Messung war es, den in der Bemessung derzeit noch als Leitwert verwendeten Qualitätsparameter CSB unmittelbar an der Einleitungsstelle ins Gewässer zu erfassen, um damit u.a. Aussagen zu den von der jeweiligen Mischwasserbehandlungsanlage ausgehenden Gewässerbelastungen abzuleiten. Der Praxiseinsatz dieser, an Mischwasserentlastungen bislang nur vereinzelt eingesetzten Messtechnik, sollte ferner dazu beitragen, grundsätzliche Aussagen zur Handhabbarkeit sowie zur Betriebsstabilität und Verwendung der aufgezeichneten Messdaten abzuleiten. Mit dem neuen Regelwerk DWA-A 102 wird künftig als neuer Leitwert der feinpartikuläre Anteil der abfiltrierbaren Stoffe (AFS_{fein}) eingeführt.

4.2 Durchführung

Unter anderem mit Blick auf die beim Aggerverband bereits vorliegenden praktischen Erfahrungen mit entsprechenden Online-Messsystemen, fiel im Vorhaben die Entscheidung zum Einsatz von Sonden der Firma s::can.

Diese arbeiten nach dem Prinzip der UV-VIS-Spektrometrie. Hierbei wird das Messmedium (hier: Mischwasser) mit einem Lichtstrahl durchleuchtet, dessen Intensität je nach Inhaltsstoffen in unterschiedlichen Wellenbereichen abgeschwächt wird. Der eigentliche Messwertaufnehmer besteht somit im Wesentlichen aus der Sende- und Empfangseinheit zum Aussenden und Auswerten des Lichtsignals sowie der Messstrecke / dem Messfenster, welches vom Abwasser durchflossen wird. Für die Online-Messungen wurden Messsonden vom Typ Spectro::lyser™ eingesetzt. Je nach Anwendungszweck misst die Sonde bis zu 8 Parameter darunter Trübung, NO₃-N, BSB, TOC, DOC, UV254, Farbe, BTX, O₃, H₂S oder AOC.

Die Messsonden wurden in allen Fällen im Regenbecken unmittelbar vor der Schwelle des Klärüberlaufs, z.B. zwischen Tauchwand und Überfallschwelle montiert, um eine möglichst günstige Anströmung sicherzustellen und das Ergebnis der Messung nicht durch die vor der

Tauchwand zurückgehaltenen Schwimmstoffe zu verfälschen. Im Ergebnis wurde somit ausschließlich die im Entlastungsabfluss enthaltene CSB-Konzentration erfasst. Abbildung 40 zeigt exemplarisch eine für das durchgeführte Vorhaben typische Einbausituation.



Abbildung 40: Typische Einbausituation einer UV/VIS-Spektrometersonde am Klärüberlauf

Zur Begrenzung der Anzahl erforderlicher Messsonden wurden jeweils drei Messgeräte zeitgleich eingesetzt. Nach einem Messzeitraum von sechs Monaten wurden die Messstellen gewechselt. Die Messsonden wurden jeweils am Klärüberlauf der Anlagen installiert, die auch im Orientierenden Monitoring beprobt wurden. Dies sind

in NRW:

- ▶ RÜB Kürten-Sülze
- ▶ RÜB Rodt-Müllenbach
- ▶ RÜB Wahlscheid

In BW:

- ▶ RÜB Kolbingen
- ▶ RÜB Grunbach
- ▶ RÜB Leopoldshafen

Eine Funktionsbeschreibung sowie wesentliche Eckdaten der RÜB und die jeweils gewählten Einbauorte für die installierte Messtechnik können Kapitel 2.2.2 entnommen werden.

Die Messsonden wurden in der Zeit von Oktober 2011 bis März 2012 an den drei in NRW befindlichen RÜB eingesetzt. Im April 2012 wurde die Messtechnik vom Aggerverband an das KIT (Bereich Siedlungswasserwirtschaft) übergeben. Die Sonden waren daraufhin ab Juli an drei Regenbecken in Baden-Württemberg installiert (vgl. Abbildung 41).



Abbildung 41: Durchführung der Online-Messungen

Im Laufe der ersten Messphase (NRW-RÜB) wurden zwei der verwendeten Messsonden auf Grund technischer Mängel ausgetauscht und durch neue, vom Hersteller gelieferte Sonden ersetzt. Die zuvor von diesen Messsonden (Sonden 14, 26) aufgezeichneten Messdaten waren fehlerhaft und wurden von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. In der Folge verkürzt sich der Messzeitraum am RÜB Rodt-Müllenbach auf vier Monate und am RÜB Wahlscheid auf zwei Monate. Auf Grund ausbleibender Niederschläge in den Monaten Februar und März konnten in der Folge am RÜB Wahlscheid keine auswertbaren Messergebnisse erzielt werden. Das RÜB Wahlscheid bleibt somit bei der weiteren Darstellung unberücksichtigt. Mit Beginn der zweiten Messphase konnten die ursprünglichen Sonden nach einer Instandsetzung durch den Hersteller wieder in Betrieb genommen werden (RÜB Baden-Württemberg).

Parallel zu den für das Monitoring installierten Konzentrationsmessungen wurden an allen ausgewählten Regenbecken Entlastungshöhen aufgezeichnet. Entsprechende Wasserstandsmesssonden werden vom Aggerverband bereits seit mehreren Jahren vorgehalten und z.T. regelmäßig überprüft, um Beckenfüllstände und Entlastungshöhen aufzuzeichnen. Bei den Messungen in Baden-Württemberg wurden eigene Wasserstandsmessgeräte eingesetzt.

4.3 Einrichtung und Betrieb der Messstellen

Aufbau / Inbetriebnahme

Im Rahmen des Monitorings wurden alle Spektrometersonden unmittelbar am Klärüberlauf der Regenüberlaufbecken vorzugsweise zwischen Tauchwand und Überlaufschwelle installiert. Für die Befestigung der Spektrometersonden an den Regenüberlaufbecken wurde im Vorfeld eine Haltevorrichtung konzipiert, die sich bei vergleichbaren Messaufgaben in der Handhabung bewährt hatte.

Die Montage der Messsonde erfolgte dabei in horizontaler Ausrichtung zwischen Tauchwand und Klärüberlauf. Die Messsonde wurde jeweils kurz unterhalb des Niveaus der Oberkante der Überlaufschwelle des Klärüberlaufs montiert. Durch diese Anordnung konnte sichergestellt werden, dass Schwimm- und Schwebstoffe nicht im Bereich der Messsonden auftraten (siehe Abbildung 42).



Abbildung 42: Positionierung an Rechteckbecken zwischen Klärüberlaufschwelle und Tauchwand (links: Rodt-Müllenbach; rechts Kürten-Sülze)

Abbildung 43 links zeigt, welche Bedeutung die Einbausituation vor Ort hat. Hier wurde die Befestigung einer Messsonde gezielt nicht in der vorgegebenen Position eingebaut. Das Bild zeigt die nach ca. vier Wochen aufgetretene Verschmutzung, wenn auf eine Reinigung vollends verzichtet wird. Das rechte Bild der Abbildung 43 zeigt die Sonde in der empfohlenen Position. Aus diesem Testlauf wird die Notwendigkeit einer richtigen Positionierung sowie regelmäßiger Wartungsarbeiten deutlich und zeigt das Verschmutzungspotential auf.



Abbildung 43: Positionierung der Halterung (links: bei nicht sachgemäßer Positionierung und rechts: nach Empfehlung)

Insbesondere im Mischsystem ist das Verschmutzungspotential der Sonden hoch und daher der Wartungsaufwand entsprechend hoch. In Abbildung 44 ist eine Sonde nach einer mehrwöchigen Betriebszeit abgebildet. Über diese Zeit war die automatische Reinigungseinrichtung aktiv, jedoch wurde gezielt keine manuelle Reinigung durchgeführt. Das linke Foto zeigt die stark verschmutzte Sonde. Der eigentlich relevante Messschlitz der Sonde (rechtes Foto) ist durch die automatische Druckluftreinigung augenscheinlich sauber geblieben.



Abbildung 44: Sonde nach mehrwöchigem Einsatz ohne manuelle Reinigung (links) und der Messschlitz der Sonde mit Reinigungsdüsen (rechts)

Konfiguration / Einstellungen

Im Vorhaben wurden die in Tabelle 31 aufgeführten Spektrometersonden des Herstellers s:can eingesetzt. Je nach Einsatzbereich (z.B. Industrieabwasser oder Kläranlagen) verfügt die Sonde über mehrere voreingestellte Globale Kalibrierungen. Für die Messung von Mischwasserentlastungsanlagen stellt der Hersteller keine Globale Kalibrierung zur Verfügung.

Im Vorhaben wurde daher die Kalibrierung INFLUENTV160 ausgewählt die für den Kläranlagenzufluss entwickelt wurde. Aufgrund eines Defektes bei Sonde 14 wurde in NRW die Ersatzsonde 40 eingesetzt. Bei dieser Sonde konnte INFLUENT 160 nicht eingestellt werden. Die Sonde wurde bei Übergabe an das KIT im April, d.h. vor Beginn der Messungen in Baden-Württemberg zurückgetauscht.

Tabelle 31: Verwendete Spektrometersonden

Spectro::lyser Nr.:	Standorte:	Globale Kalibrierung:	Einsatzbereich
102300 14	Kolbingen (BW)	INFLUENTV160	Kläranlagenzulauf
102300 25	Kürten (NRW) Grunbach (BW)	INFLUENTV160	Kläranlagenzulauf
102300 26	Rodt-Müllenbach (NRW) Leopoldshafen (BW)	INFLUENTV160	Kläranlagenzulauf
112800 40	Wahlscheid (NRW) Ersatzsonde	EFFLUENTV150	Kläranlagenablauf

Die Online-Messungen in der ersten Messphase konzentrierten sich zunächst ausschließlich auf die Aufzeichnung und Auswertung der Messparameter

- CSB eq (eq = Äquivalent CSB gesamt)
- CSB feq (feq = Äquivalent CSB gelöst)
- Temperatur

Auf Grund der parallel dazu durchgeführten Untersuchungen zum Feststoffrückhalt kommt außerdem dem Parameter AFS eine besondere Bedeutung zu. Für die zweite Messphase wurde das Messprogramm deshalb um den, mit den verwendeten Messsystemen ebenfalls online bestimmbaren Parameter AFS eq ergänzt.

Vergleichsmessung /Kalibrierung

In der ersten Messphase wurden die Aufzeichnungen der UV/VIS-Spektrometersonden in Anlehnung an Gamerith, (2011) mittels linearer Regression nachträglich im Rahmen der Datenauswertung angepasst. Während der zweiten Messphase erfolgte die Kalibrierung der Spektrometersonden parallel zur Durchführung der Messung unmittelbar am integrierten Controller (moni::tool).

Die Ergebnisse der Vergleichsmessungen zeigen teilweise erhebliche Differenzen zwischen den von der UV/VIS-Messsonde ausgegebenen CSB-Äquivalenzmesswerten und den aus den Vergleichsmessungen bestimmten tatsächlichen CSB-Werten. Zur Bereinigung dieser Differenzen wurde für jede Messstelle unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Vergleichsmessungen jeweils eine lokale Kalibrierung durchgeführt (siehe Anhang Kapitel 8.4.3 bis 8.4.3).

Im hier beschriebenen Vorhaben wurden die Onlinemessungen der eingesetzten UV/VIS-Spektrometersonden während des gesamten Messzeitraums wiederholt durch Vergleichsmessungen sowohl im „Null-„Zustand (Nullpunktüberprüfung) als auch während ausgewählter Entlastungsereignisse (Kalibriermessung) überprüft (siehe Anhang Kapitel 8.4.3 bis 8.4.3).

Nach Abschluss der ersten und vor Beginn der zweiten Messphase wurde die globale Kalibrierung der Messsonden im Labor überprüft. Dabei wurden mit den Messsonden jeweils vier unterschiedliche CSB-Standardlösungen gemessen. Im Ergebnis zeigte sich, dass von Sonden der gleichen Bauart bei gleichem Medium ggf. sehr unterschiedliche Messergebnisse erzeugt werden.

Eine nachträgliche Datenaufbereitung über eine Kalibrierfunktion oder eine lokale Kalibrierung der Sonden ist in jedem Messprogramm unbedingt durchzuführen.

4.4 Messergebnisse

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens mittels Online-Messung gewonnenen Daten beschreiben die Qualität von insgesamt 39 unabhängigen Entlastungsereignissen an vier unterschiedlichen Regenüberlaufbecken. Ausgewertet wurden die dabei jeweils am Klärüberlauf aufgezeichneten CSB-Konzentrationen. In der zweiten Messphase wurden außerdem Messwerte für AFS_{eq} ausgewertet.

Unter Verwendung von zusätzlich ermittelten Entlastungsmengen wurden aus den gemessenen Konzentrationswerten Entlastungsfrachten berechnet. Eine Standort und Ereignisbezogene Darstellung der Messergebnisse ist dem vorliegenden Bericht als Anhang beigefügt (siehe Kapitel 8.4.6). Einen Überblick über die wesentlichen Messergebnisse gibt die nachfolgende Tabelle.

Tabelle 32: Zusammenfassung Messergebnisse Online-Messung NRW/BW

	Ereignisse	QEmin / QEmax	QE mittel	VQE	AFS	CSBeq	CSBeq min	CSBeq max	CSBeq mittel
	Anz.	h	h	m ³	kg	kg	mg/l	mg/l	mg/l
RÜB Kolbingen	10			33.700	3.270	732			
RÜB Kürten-Sülze	13	0,6 - 115	32	80.000	-	3.300	14 - 75	33 - 103	65
RÜB Grunbach	1 (4)			370	22	27			
RÜB Rodt-Müllenbach	15	0,9 - 96	16	50.000	-	1.870	13 - 130	17 - 250	82
RÜB Leopoldshafen	<i>keine Auswertung der Qualitätsmessung möglich, da die Wasserstandssonde ausgefallen ist</i>								
RÜB Wahlscheid	<i>keine Qualitätsmessung auf Grund fehlerhafter Messsonde</i>								

Die wesentlichen Erkenntnisse lassen sich in den folgenden Thesen zusammenfassen:

- Erhöhte Schmutzfrachtemission zu Beginn von Mischwasserentlastung

Bei verschiedenen Entlastungsereignissen konnten zu Beginn erhöhte Schmutzfrachtemissionen beobachtet werden. Insbesondere an den RÜB Kolbingen und Kürten-Sülze, wurden zu Beginn der Entlastung erhöhte Konzentrationen von CSB_{eq} und AFS_{eq} aufgezeichnet. So wurden bei dem am 16.08.2012 am RÜB Kolbingen aufgezeichneten Entlastungsereignis Spitzenabflüsse von maximal 730 l/s mit AFS_{eq}-Konzentrationen von bis zu 500 mg/l registriert (im Ereignismittel 125 mg/l). 75 % der AFS_{eq}-Fracht werden damit bereits innerhalb des ersten Viertels des Entlastungsereignisses emittiert (vgl. Abbildung 45). Die erhöhten Feststoffkonzentrationen zu Beginn des Ereignisses könnten zum einen auf einen Spülstoß aus dem angeschlossenen Einzugsgebiet hinweisen. Die eigentlichen Spitzenwerte von AFS_{eq} und CSB_{eq} werden erst gegen 4:48 Uhr nach der Füllphase erreicht. Ein möglicher Erklärungsansatz ist, dass die hohen Konzentrationen durch die Verdrängung des im Becken bereits befindlichen höher konzentrierten Wassers aus der ersten Füllphase resultieren.

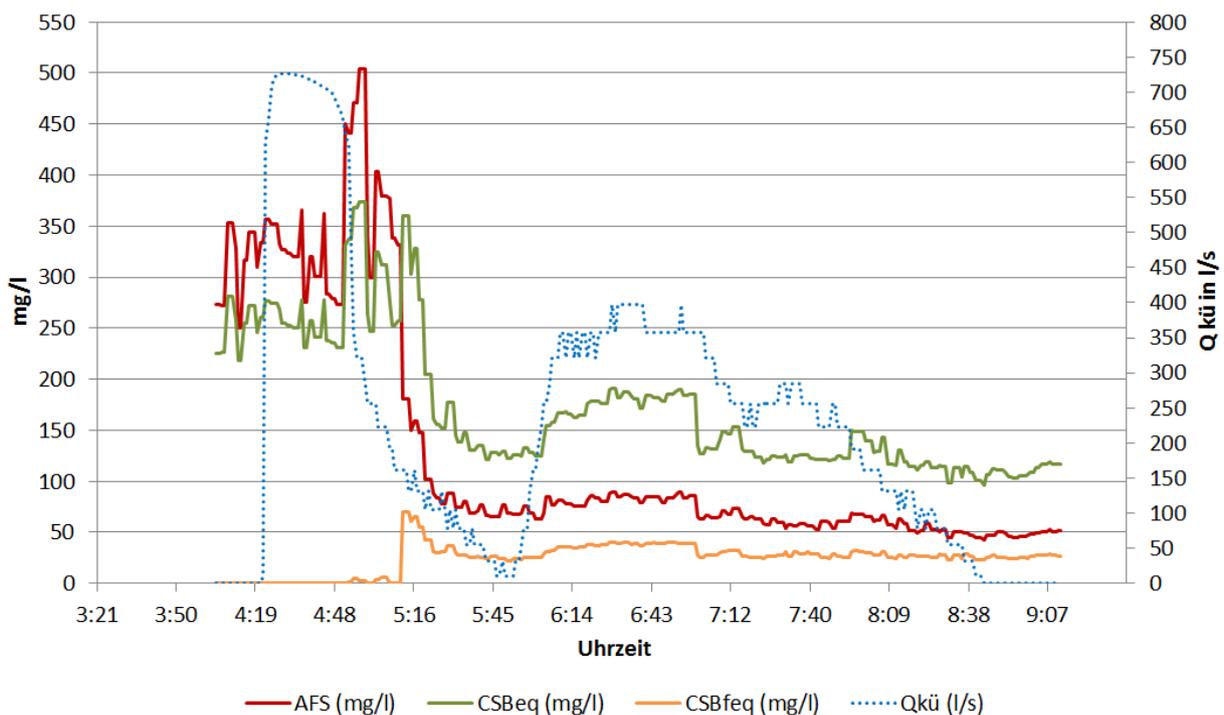


Abbildung 45: RÜB Kolbingen – hohe Anfangskonzentrationen

- Mit zunehmender hydraulischer Belastung des RÜB werden verstärkt Schmutzfrachten bzw. Feststoffe entlastet.

Ein entsprechender Effekt konnte im Verlauf der zweiten Messphase am RÜB Grunbach beobachtet werden. An dem als Regenzyklonbecken ausgebildeten Rundbecken wurden bei einem Ereignis am 15.07.2012 mit zunehmendem Entlastungsabfluss erhöhte AFS_{eq} -Konzentrationen am Klärüberlauf aufgezeichnet (vgl. Abbildung 46).

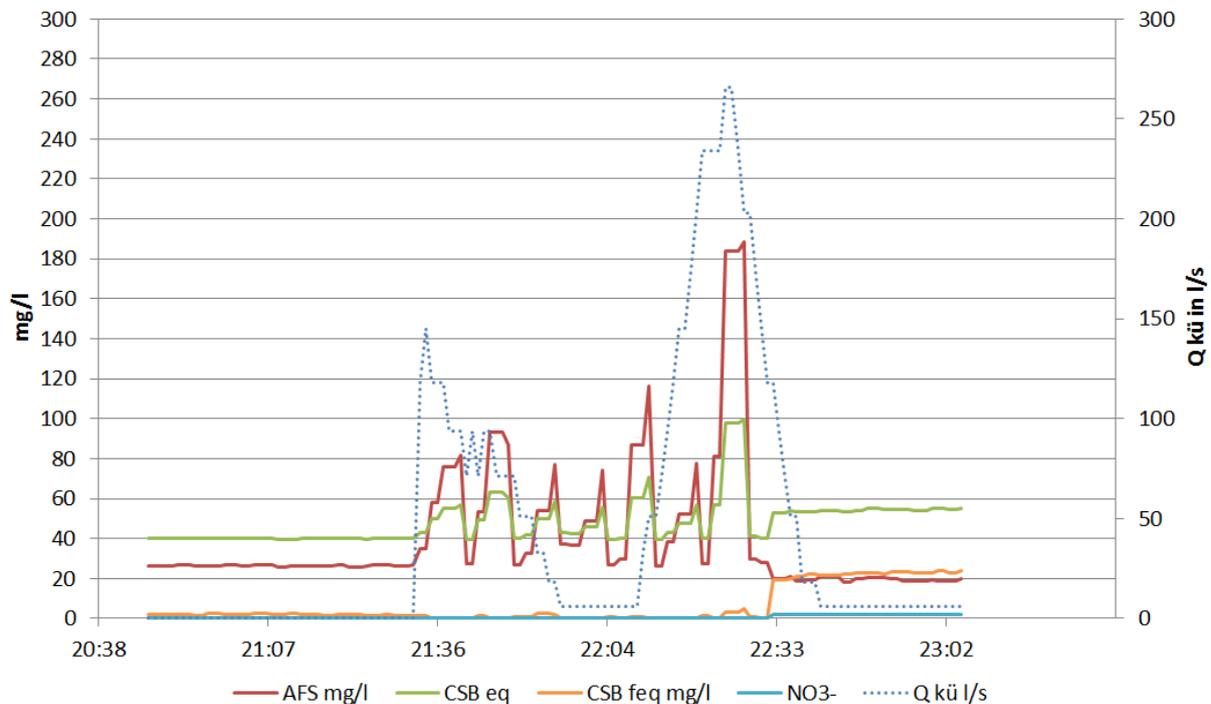


Abbildung 46: RÜB Grunbach – mehr AFS_{eq} bei zunehmender hydraulischer Belastung

Das Ereignis kann als Indiz dafür gewertet werden, dass mit steigender hydraulischer Belastung und höheren Fließgeschwindigkeiten der Feststoffrückhalt in dem als Regenzyklonbecken ausgebildeten RÜB abnimmt.

Eine weitere Ursache für die hohen Emissionen könnte darin liegen, dass die Entlastungsspitze eine Remobilisierung von Feststoffen bewirkte, die zu einem Sprunghaften Anstieg der AFS_{eq} Konzentrationen geführt hat. Bei der Beobachtung handelt es sich jedoch um ein einzelnes Ereignis, aus dem keine gesicherte Erkenntnis abgeleitet werden kann.

- Entlastungszeiten und Schmutzkonzentrationen erlauben Rückschlüsse auf das Fremdwasseraufkommen.

Insbesondere an den in der ersten Messphase betrachteten RÜB wurden überwiegend lange Entlastungszeiten beobachtet (bis 115 Stunden RÜB Kürten-Sülze). Dies sowie die überwiegend sehr geringen CSB-Konzentrationen im Entlastungsabfluss deuten auf einen erhöhten Fremdwasserzufluss aus dem Einzugsgebiet hin. Eine Analyse der Zuflüsse zur Kläranlage anhand des 21-Tage-Gleitenden-Minimums bestätigt die Vermutung eines erhöhten Fremdwasserabflusses während der Messphase.

Setzt man die Ergebnisse der Online-Messungen im Vorhaben in Bezug zu anderen, aus der Literatur bekannten Daten (Brombach, Fuchs, 2003), (Dittmer, 2009), so bestätigt sich, dass die gemessenen Verschmutzungskonzentrationen überwiegend als sehr gering zu bewerten sind. In den v.g. Literaturstellen werden mittlere CSB-Konzentrationen von 172 – 193 mg/l bzw. 70 – 380 mg/l genannt. Mittlere AFS-Werte wären nach Brombach, Fuchs (2003) mit rd. 230 mg/l anzunehmen. Die für NRW häufig herangezogene Referenzkonzentration für die Mischwasserentlastung beträgt 110 mg-CSB/l (Haußmann, Mertsch, 2005).

Im Vergleich dazu wurden im Vorhaben in der ersten Messphase deutlich geringere mittlere Ereigniskonzentrationen (MEK) von 65 mg/l (CSB) registriert. Als Ursache hierfür sind die im Messzeitraum vergleichsweise hohen Fremdwasserabflüsse zu vermuten. In der zweiten Messphase wurden deutlich höhere MEK ermittelt. Am RÜB Leopoldshafen wurden für den CSB beispielweise 206 mg/l ermittelt. Dies entspricht somit grundsätzlich den aus der Literatur bekannten Entlastungskonzentrationen.

4.5 Schlussfolgerungen

Im Vorhaben wurden insgesamt sechs Regenüberlaufbecken mit UV/VIS-Spektrometersonden ausgerüstet. Die Messsonden wurden dabei jeweils über drei Monate an einem Regenbecken betrieben. In der Summe ergeben sich somit 36 Messmonate, in denen die qualitativen und quantitativen Messdaten zu 45 unabhängigen Entlastungsereignissen registriert und ausgewertet wurden. Die Erfahrungen hieraus lassen sich wie folgt zusammenfassen.

Installation

Die Positionierung der Sonde ist so zu wählen, dass Ablagerung von Schwimmstoffen möglichst verhindert werden z.B. hinter einer Tauchwand (die Entlastungsmessung sollten möglichst unbeeinflusst bleiben).

Um einen wartungsfreundlichen Betrieb zu ermöglichen ist die Halterung der Sonde an einer gut zugänglichen Stelle anzubringen, um einen schnellen und einfachen Aus,- und Einbau der Sonde zu ermöglichen.

Wartung

Bei einem Einsatz der Messsonden im Mischsystem muss mit einem hohen Wartungsaufwand gerechnet werden (siehe 8.4.1). Die selbsttätige Druckluftreinigung der Messsonden erreichen visuell eine gute Reinigungsleistung. Eine zusätzliche manuelle Reinigung der Messfenster mit Säure (Zitronensäure oder 3% Salzsäure) ist unerlässlich, um auch die schlecht sichtbaren Beläge zu entfernen die, da diese das Messergebnis beeinflussen.

Der für die Wartung der Sonde insgesamt anzusetzende Zeitaufwand wird auf ca. 1 Stunde je Wartung (z.B. wöchentlich) geschätzt, je nach Reinigungsaufwand und ob eine Nullpunktmessung problemlos erfolgt. Das entspricht den Angaben des Herstellers. Bei einer wöchentlichen Wartung sumiert sich der Personalaufwand damit auf rd. 52 h/Jahr, entsprechen etwa 3.500 €/a zzgl. An- und Abfahrt zur Messstelle.

Messtechnik / Datenvalidität

Die Ergebnisse des vorliegenden Vorhabens zeigen, dass mit dem Einsatz von UV/VIS-Spektrometersonden grundsätzlich gute Messergebnisse erzeugt werden können, der Betrieb der Sonden sowie die Auswertung der Messdaten jedoch zeit- und arbeitsintensiv sind. Diesbezüglich wird empfohlen, bereits bei der frühen Planung einer Messkampagne zu bewerten, ob die Erkenntnisse aus der Messung einen entsprechend hohen Aufwand rechtfertigen. Darüber hinaus ist festzustellen, dass

- der Einsatz von UV/VIS Spektrometersonden nur in Verbindung mit einer zuverlässigen Füllstandsmessung sinnvoll ist.
- die Datenauswertung durch eine sehr exakte zeitliche Abstimmung der Spektrometersonde mit den Messgeräten der Wasserstandsmessungen deutlich erleichtert wird. Für die Berechnung von Frachten muss die exakte Zeitspanne bekannt sein, während der über den Klärüberlauf entlastet wird.
- die Sonde vorzugsweise unterhalb der Klärüberlaufschwelle installiert werden sollte, damit sich die Sonde vor Entlastungsbeginn auf die Stoffkonzentrationen einpendeln kann. Die Einbauhöhe sollte exakt eingemessen werden, damit Einstau- und Entlastungsdaten getrennt betrachtet werden können.

- die Aufzeichnung von Messdaten möglichst erst kurz vor dem Beginn eines Entlastungsereignisse aktiviert werden sollte, um den Datenumfang und damit den Aufwand für die Datenauswertung maßgeblich zu reduzieren. Ggf. kann bei Aktivierung im Entlastungsfall auf eine Auswertung von Wasserstandsmessdaten verzichtet werden.
- für den Umgang mit den Sonden und ebenso für die digitale Nachbearbeitung der Daten, grundlegende Kenntnisse im Umgang mit Messtechnik und Messdaten unverzichtbar sind.
- die häufig empfohlene Aufzeichnung der Spektraldaten als Rohdaten nur bedingt sinnvoll ist, da der Datenumfang damit enorm anwächst und eine Auswertung als sehr aufwändig und fachlich äußerst anspruchsvoll zu bewerten ist.

Kalibrierung

Die Erfahrungen im Umgang mit den hier verwendeten UV/VIS-Spektrometersonden haben gezeigt, dass zwischen den aufgezeichneten Messwerten und den tatsächlichen Stoffkonzentrationen (z.B. aus Küvettentest) ggf. erhebliche Differenzen bestehen können. Bei alleiniger Verwendung der vom Hersteller vorgegebenen globalen Kalibrierung traten regelmäßig Abweichungen von mehr als 100% – im Einzelfall bis zu 200% auf.

Die Durchführung von Vergleichsmessungen zur Erstellung einer Kalibrierfunktion oder alternativ eine auf die Sonde angepasste lokale Kalibrierung ist daher für die Qualität der Messergebnisse unerlässlich. Beide Methoden sind in der Regel sehr aufwendig, da hierfür mehrere Entlastungsereignisse beprobt werden müssen. Um eine hohe Genauigkeit bei der Kalibrierfunktion zu erreichen sollten möglichst viele Messungen, in einem breiten Wertebereich zu Grunde gelegt. Weiteres zur Vorgehensweise und Bedeutung der Kalibrierung ist im Anhang 8.4 enthalten.

Fazit

UV/VIS-Spektrometersonden finden zunehmend Anwendung im Bereich der Siedlungsentwässerung. Mit entsprechenden Online-Messsystemen ist es inzwischen auch möglich innerhalb des Kanalnetzes oder an Entlastungsbauwerken Schmutzkonzentrationen zu erfassen und auszuwerten. Auf diese Weise können z.B. wertvolle Informationen darüber gewonnen werden, welche Gewässerbelastung von Mischwasserentlastungsbauwerken ausgeht bzw. welche Wirksamkeit den als Behandlungsanlage vorgeschalteten Regenüberlaufbecken zugesprochen werden kann.

In der vorliegenden Untersuchung wurden UV/VIS-Spektrometersonden an den Entlastungsschwellen von sechs Durchlaufbecken eingesetzt. Die Erfahrungen aus dem insgesamt 12 monatigen Messprojekt zeigen, dass es mit entsprechenden Messsystemen grundsätzlich möglich ist eine kontinuierliche Überwachung der Qualität der Entlastungsabflüsse sicherzustellen. Die hohe zeitliche Auflösung der Datenerfassung mittels Spektrometersonden ist dabei ein deutlicher Vorteil gegenüber anderen Methoden / Probenahmen. Zudem lassen sich mit einer Messeinrichtung zeitgleich verschiedene Qualitätsparameter im Abwasser erfassen. Während in der vorliegenden Untersuchung im Wesentlichen die Parameter CSB-gesamt, CSB-gelöst und AFS erfasst wurden, bietet die Messtechnik darüber hinaus die Möglichkeit, auch Trübung, NO₃-N, BSB, TOC, DOC, UV₂₅₄, Farbe, BTX, O₃, H₂S oder AOC zu erfassen.

Die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Datenerfassung hängt in hohem Maße von der Qualität der Kalibrierung der Messsysteme ab. Für diesen Einsatzzweck muss der Anwender eine lokale Kalibrierung durchzuführen.

Der Hersteller bietet bislang keine geeignete globale Kalibrierung für den Einsatz an Regenbecken an. Die Erarbeitung einer globalen Kalibrierung wäre wünschenswert, um den Einsatz der Messsonden zu vereinfachen. Für die Vergleichsmessung und Kalibrierung muss aktuell noch mit einem erheblichen Aufwand gerechnet werden.

Neben dem betrieblichen Aufwand für die Aufrechterhaltung einer UV/VIS-Messstelle (Reinigung, Vergleichsmessung, Kalibrierung, Datenauswertung etc.) stellen die derzeit vergleichsweise hohen Anschaffungskosten für das Messsystem eine ernstzunehmende Hürde dar. Der Kauf eines Messsystems einschließlich der zusätzlich erforderlichen Peripherie (Befestigung, Kompressor, Datenlogger & Auswerteeinheit) ist mit Kosten in Höhe von rd. 20.000 € zu rechnen. Dem gegenüber steht ein, wenngleich interessanter, so jedoch für den Betrieb von Mischwasserbehandlungsanlagen derzeit verzichtbarer Erkenntnisgewinn. Der Einsatz von Online-Qualitätsmessungen an Mischwasserentlastungen konzentriert sich daher bislang auf wenige Pilot- und Forschungsprojekte. Sollte die Messtechnik zu einem festen Bestandteil der technischen Ausrüstung an Regenbecken werden, so ist davon auszugehen, dass zuvor der Betrieb der Messsysteme gegenüber dem heutigen Stand noch einmal stark vereinfacht, die Auswertung weitgehend automatisiert und die Anschaffungskosten reduziert werden müssten. Darüber hinaus wären Fachplaner und Behörden gefordert, den betrieblichen Nutzen entsprechender Messungen hervorzuheben, um Betreiber zu motivieren, entsprechende Messsysteme einzusetzen.

5 Überwachungskonzept von Mischwasserbehandlungsanlagen – heute und morgen

von Thomas Nichler, Markus Gillar und Gebhard Weiß

5.1 Anforderungen an die Überwachung

Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde im Jahr 2000 der Grundstein für zahlreiche ökologische Maßnahmenprogramme in den Mitgliedsstaaten gelegt. Ein wesentliches Ziel ist dabei die Verbesserung der Gewässergüte. Zahlreiche der initiierten Maßnahmenprogramme konzentrieren sich auf die ökologisch besonders sensiblen Schnittstellen zum Gewässersystem. Neben Kläranlagen zählen Mischwasserbehandlungsanlagen dabei zu den wesentlichen Anlagen der Abwasserbeseitigung, über die Nähr- und Zehr- sowie verschiedenste Schadstoffe ins Gewässer gelangen können. In der Regel kann jedem dieser Bauwerke eine direkte Abwassereinleitung ins Gewässer zugeordnet werden, über die je nach Funktion der Anlage unterschiedliche Abflüsse mit veränderlicher Qualität ins Gewässer eingeleitet werden. Nach Mertsch (2006) sind „viele Veränderungen des natürlichen Abflusses der Gewässer [...] auf große Abschlüsse bei der Mischwasserbeseitigung zurückzuführen“.

Aufgrund dieser betrieblichen und wasserwirtschaftlichen Bedeutung unterliegt die Überwachung von Regenbecken und Einleitungen aus Entlastungsbauwerken in zahlreichen Ländern der jeweiligen Eigenkontroll- bzw. Selbstüberwachungsverordnung (z.B. SüwVO Abw NRW, EKVO Hessen und Bayern). Darin wird vom Gesetzgeber u.a. gefordert, die Funktion dieser Anlagen anhand von Benutzungszeiten (Einstaudauer), Entlastungsmengen, -dauer und -häufigkeit zu überwachen. Diese ausschließlich hydraulischen Kennwerte werden derzeit im Rahmen der betrieblichen Anlagenüberwachung überwiegend aus den Aufzeichnungen von vor Ort installierten Wasserstandsmesseinrichtungen gewonnen.

Zu beachten ist, dass gemessene Einstau- und Überlaufdaten stets Bestandsdaten sind, die nicht ohne weiteres auf den Planungszustand übertragen werden können. Sofern entsprechende hydraulische Kennwerte vorhanden sind, so finden diese u.a. Verwendung

- bei der betrieblichen Bewertung der Funktion einer MWBA: Eine auffällige Veränderung der Einstaudauer kann beispielsweise auf fehlerhafte Drosseleinrichtungen oder auf wesentliche Veränderungen innerhalb des Einzugsgebietes hindeuten
- bei der Bewertung / Überprüfung von Emissionsbetrachtungen / Schmutzfrachtberechnungen oder hydraulischen Kanalnetzrechnungen: Ein Abgleich oder zumindest eine Plausibilitätskontrolle von Entlastungsdauer, -häufigkeit und -menge im Modell mit tatsächlich gemessenen Werten ist möglich.
- bei der optimalen Einstellung und Ausnutzung von einzelnen MWBA, um teure Ausbau- / Erweiterungsmaßnahmen (z.B. Volumenvergrößerung) zu vermeiden. Hier können Überlaufdaten die derzeitigen Emissionsschwerpunkte kennzeichnen.
- bei der Verbundsteuerung verschiedener MWBA innerhalb des Kanalnetzes mit dem Ziel, Retentionsvolumen möglichst optimal zu aktivieren, Emissionen zu begrenzen und die Reinigungsleistung der Kläranlage bestmöglich auszunutzen. Zum Betrieb der Verbundsteuerung sind Überlaufdaten wichtige Betriebsdaten.
- bei der Flussgebietsmodellierung: die Aufstellung einer Stoffbilanz für das Einzugsgebiet erfordert u.a. die Einbeziehung von tatsächlich gemessenen Entlastungsmengen.

- bei der immissionsorientierten Bewertung von ökologisch kritischen Gewässerbelastungen (hydraulischer Stress).

Die Notwendigkeit von Wasserstandsmesseinrichtungen an Regenbecken wurde jüngst noch einmal durch die in NRW neu in Kraft getretene SüwVO Abw (2013) bestätigt. Im Gegensatz zur alten SüwV Kan (1995) beschränkt der Gesetzgeber die Wasserstandsmessung mit der Neuauflage der Selbstüberwachungsverordnung nicht länger auf wichtige oder wasserwirtschaftlich bedeutende Anlagen sondern erweitert die Anforderung auf „grundsätzlich“ alle Regenüberlaufbecken und Stauraumkanäle.

Messungen zur Qualität – also nicht nur zur Menge - von Abwassereinleitungen finden bis heute nur am Kläranlagenablauf regelmäßig statt. Schadstoffe aus Mischwasserentlastungsanlagen werden in der Regel nicht gemessen. Eine rechtliche Grundlage für die Qualitätsmessung gibt es nicht. Die Einhaltung der nach EU-WRRL geltenden emissionsorientierten Mindeststandards wird derzeit ausschließlich über den theoretischen Ansatz der Schmutzfrachtberechnung für Kanalnetze nachgewiesen. Die Nachweisführung konzentriert sich dabei auf den Parameter CSB; andere Schadstoffeinträge wie z.B. Schwermetalle, Prioritäre Stoffe, Mikroschadstoffe oder pharmazeutische Stoffe bleiben – nicht zuletzt auf Grund von fehlenden technischen Überwachungsmöglichkeiten - weitgehend unberücksichtigt.

Ein Konzept zur Überwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen mit Blick auf Direkt- und Indirekteinleiter zum Schutz von Gewässern und des Trinkwassers ist bereits verfügbar (vgl. LANUV (2010)). Zukünftig ließe sich in Analogie zu diesem Konzept bei Verfügbarkeit und Verlässlichkeit entsprechender technischer Hilfsmittel eine Vorgehensweise zur Überwachung von Mischwasserbehandlungsanlagen entwickeln.

5.2 Technische und betriebliche Umsetzung

5.2.1 Wasserstandsmessung

Ein zentraler Bestandteil der betrieblichen Überwachung von MWBA sind fachgerecht installierte und funktionsfähige Messausrüstungen, speziell Wasserstandsmesseinrichtungen. Bei richtiger Funktion und Auswertung ermöglichen diese dem Betreiber eine Einschätzung des tatsächlichen Betriebsverhaltens eines Regenbeckens, anhand von Beckenfüllständen, Einstauhäufigkeiten, Entlastungsmengen und Entlastungsdauern sowie ggf. zusätzlich aufgezeichneten Weiterleitungsmengen. Da vom Gesetzgeber in den Selbst- bzw. Eigenkontrollverordnungen lediglich zielorientierte Anforderungen formuliert sind, findet sich an den bestehenden Regenbecken eine Vielzahl unterschiedlicher Ausrüstungsstände und Messsysteme (vgl. Bosseler et al., 2003). Einheitlichen Anforderungen an den Ausrüstungsstand und die zu verwendende Messausrüstung gibt es nicht. Der Umfang der technischen Ausrüstung wurde in der Vergangenheit oftmals an einer Einschätzung der wasserwirtschaftlichen Bedeutung der Anlage festgemacht. Das Spektrum der Ausrüstung reicht von gar keiner bis hin zu komplexen mess- und steuerungstechnischen Anlagen. Als Trend ist jedoch zu beobachten, dass Regenüberlaufbecken inzwischen zunehmend mit Wasserstandsmesseinrichtungen ausgerüstet werden. Waren es im Jahr 2001 noch 61% der Regenüberlaufbecken und 39% der Stauraumkanäle, die nach einer Umfrage in NRW mit kontinuierlich aufzeichnenden Wasserstandsmesseinrichtungen ausgestattet waren, so hat sich dieser Anteil nach einer aktuellen Einschätzung der zuständigen Aufsichtsbehörden in NRW in den letzten Jahren deutlich erhöht. Zwar werden neue Anforderungen an die

messtechnische Ausrüstung von Regenbecken im Kreis der Betreiber weiterhin intensiv unter Effizienzaspekten diskutiert; die Ausrüstung von Regenbecken mit entsprechender Messtechnik scheint sich aber dennoch zu etablieren (vgl. Behördenworkshop IKT, 2011).

Welche technische Ausrüstung an Regenüberlaufbecken konkret zum Einsatz kommen kann, wird inzwischen in verschiedenen Merkblättern und Leitfäden beschrieben. Entsprechende Hinweise hierzu finden sich u.a. im Merkblatt DWA-M 181 (DWA-M 181) sowie in der Veröffentlichung des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft zu „Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken - Praxisratgeber für Planung, Bau und Betrieb“ (LfWBay, 2001).

Die im Rahmen des hier dargestellten Projektes durchgeführte Begehung von Anlagen in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen hat gezeigt, dass für die Wasserstandsmessung in den besichtigten RÜB überwiegend Ultraschall-Echolote eingesetzt werden. Die Anlagen des Aggerverbandes in NRW zeichneten sich dabei insbesondere durch einen sehr einheitlichen Ausrüstungsstandard aus: Beckenfüllstände werden hier jeweils mittels Drucksonden erfasst, während Wasserstände an der Entlastungsschwelle mit Ultraschallsonden gemessen werden. Abbildung 47 zeigt jeweils ein Beispiel für eine Druck- und Ultraschallsonde.



Abbildung 47: Ausführungsbeispiel – Messung von Beckenfüllständen (Drucksonde, links) und Entlastungshöhen (Ultraschall-Echolot, rechts)

5.2.2 Entlastungsschwellen

Im Hinblick auf die Bewertung der Emissionen aus MWBA ist insbesondere die Wasserstandsmessung an der Entlastungsschwelle von großer Bedeutung. Zur Auswertung von Entlastungsmessungen wird darüber hinaus empfohlen, die Entlastungsschwelle mit einem definierten Abflussprofil auszuführen, so dass Entlastungsereignisse mit der erforderlichen Genauigkeit bestimmt werden können. Im einfachsten Fall eignet sich hierfür eine scharfkantige Wehrschwelle, die darüber hinaus als zur Abschätzung von Entlastungsmengen verwendet werden kann. Je nach Gestaltung der Wehrschwelle ist allerdings davon auszugehen, dass die Berechnung einer Entlastungsmenge wegen mehrerer Effekte (ungenau belegte formabhängige μ -Werte für die Wehrschwelle, Hysterese, Spiegelschrägstellung, begrenzte Genauigkeit der Wasserstandsmessung) sehr fehleranfällig ist. Soll der Entlastungsabfluss genauer bestimmt werden, könnte dies z.B.

durch die Installation von speziellen Messprofilen auf der Entlastungsschwelle erreicht werden (vgl. Abbildung 48).



Abbildung 48: Entlastungsschwellen mit Messprofilen: Vollmar-Messprofil (links), Tragflügelmesswehr nach UFT, Prof. Brombach (rechts, Foto: Withopf)

In der Praxis haben sich nach heutigem Stand überwiegend scharfkantige Wehrschwellen durchgesetzt. Vielfach wurden alte, breit- oder rundkronige Entlastungsschwellen nachgerüstet, indem eine entsprechend scharfkantig ausgebildete Edelstahlplatte wasserseitig vor diesen Schwellen montiert wurde.

Zusammenfassend ist unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus Anlagenbegehungen im Rahmen des Projektes in Verbindung mit der Einschätzung von Aufsichtsbehörden festzustellen, dass sich zunehmend ein einheitlicher Ausrüstungsstandard für die Wasserstandsmessung an Regenüberlaufbecken abzeichnet. Ausschlaggebend hierfür scheint sowohl die von Aufsichtsbehörden in den letzten Jahren forcierte Umsetzung der Anforderungen aus der Selbstüberwachungsverordnung, die Weiterentwicklung der Messtechnik, deren Anschaffungskosten zudem weiter rückläufig sind sowie die Anforderungen und Empfehlungen des technischen Regelwerks DWA-M 181.

Kritisch ist der betriebliche Umgang mit vorhandenen Messeinrichtungen zu bewerten. Nach Einschätzung der Autoren und der im Projekt befragten Aufsichtsbehörden verlässt sich derzeit ein unbestimmter Teil der Anlagenbetreiber dauerhaft auf die bei der Erstausrüstung eingebauten und einmalig konfigurierten Messsysteme. Diese werden nur auf Veranlassung - z. B. bei einem Totalausfall - überprüft. Die Qualität der bis dahin ermittelten Messdaten ist in einem solchen Fall fraglich. Um auch im Hinblick auf die Datenqualität einen einheitlichen Stand zu erreichen, ist in Zukunft weiterhin verstärkt Aufklärungsarbeit zu leisten. Ggf. sollten Aufsichtsbehörden dazu übergehen, regelmäßig Prüfprotokolle für die in Betrieb befindlichen Wasserstandsmesseinrichtungen abzufragen, vergleichbar der Überprüfung von Drosseleinrichtungen an Regenbecken. In Bayern wird eine solche regelmäßige Prüfung der Messeinrichtung gefordert. Umfangreiche Hinweise zur Überprüfung finden sich u.a. in LfWBay, 2001.

5.2.3 Datenspeicherung / Datenübertragung

Noch vor der Datenauswertung stellt sich zumeist bereits bei der Ausrüstung eines Regenbeckens die Frage, wie die erfassten Messdaten aufgezeichnet und verarbeitet

werden sollen. In der praktischen Umsetzung stehen grundsätzlich zur Auswahl: Speicherung auf Datenträger vor Ort (z.B. HDD- oder SD-Karte), Speicherung vor Ort in Verbindung mit automatischer oder manuell aktivierter Datenfernübertragung (Standleitung oder GSM-Modul), Datenübertragung online über eine Standleitung mit direkter Einspeisung in ein zentrales Fernüberwachungs- oder Fernwirkssystem. Der Weg der Datenübertragung richtet sich dabei nicht zuletzt nach dem Beckenstandort und der dort vorhandenen Infrastruktur. Ebenso entscheidend kann die Einschätzung der wasserwirtschaftlichen Bedeutung des Regenbeckens sein oder die beim Betreiber bereits für andere Anlagen praktizierte Prozessdatenverarbeitung. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Randbedingungen, die für jedes einzelne Regenbecken vor Ort angetroffen werden können, erscheint eine Vereinheitlichung im Hinblick auf die Datenübertragung und Prozessdatenverarbeitung kaum möglich und sollte nicht angestrebt werden.

Seitens der zuständigen Aufsichtsbehörden sollte jedoch verstärkt hinterfragt werden, welcher Weg der Datenübertragung vom Betreiber für das einzelne Regenbecken gewählt wird und ob die damit erreichte „Überwachungsdichte“ der wasserwirtschaftlichen Bedeutung der Anlage angemessen erscheint. Wird vom Betreiber die meist kostengünstigste Lösung einer Vor-Ort-Speicherung gewählt, so gilt es zu beachten, dass die Datenabfrage bzw. das Auslesen des Datenträgers vor Ort in angemessenen Zeitabständen erfolgt. Wird das Ausleseintervall zu groß, besteht grundsätzlich die Gefahr, dass Fehler in der Messtechnik zu spät erkannt werden und infolgedessen umfangreiche Messaufzeichnungen unbrauchbar sind.

5.2.4 Auswertung / Hydraulische Kenngrößen

Sind Regenüberlaufbecken erst einmal mit einer oder mehreren Wasserstandsmess-einrichtungen ausgerüstet, so stellt sich im Anschluss daran die Frage, wie mit den aufgezeichneten Messdaten umzugehen ist. Hinweise hierzu finden sich u.a. sowohl in den Merkblättern des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfWBay, 2001) und „Messdaten von Regenüberlaufbecken, Leitfaden für die Prüfung und Wertung (LfWBay, 2006), im DWA-M 181 „Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen“ sowie im DWA-M 151 „Messdatenmanagement in Entwässerungssystemen“ (DWA-M 151 Entwurf Juni 2013).

Demnach ist insbesondere die Auswertung vorhandener Wasserstandsmessdaten in so genannten Regenbeckenrankings ein erster wichtiger Schritt, um sich der tatsächlichen Funktion eines Regenbeckens zu nähern. Dabei wird aus den vorliegenden Messdaten zunächst beispielsweise die mittlere jährliche Entlastungsdauer des betrachteten Regenbeckens über einen definierten Zeitraum (z.B. ein Jahr, vorzugsweise aber mehrere Jahre) ermittelt. Anschließend wird dieser Wert mit einer aus der Literatur bekannten Rankingtabelle verglichen, die aus den Entlastungsdaten vieler anderer Regenbecken entstanden ist und entsprechend so etwas wie eine repräsentative Stichprobe darstellt (vgl. Abbildung 49).

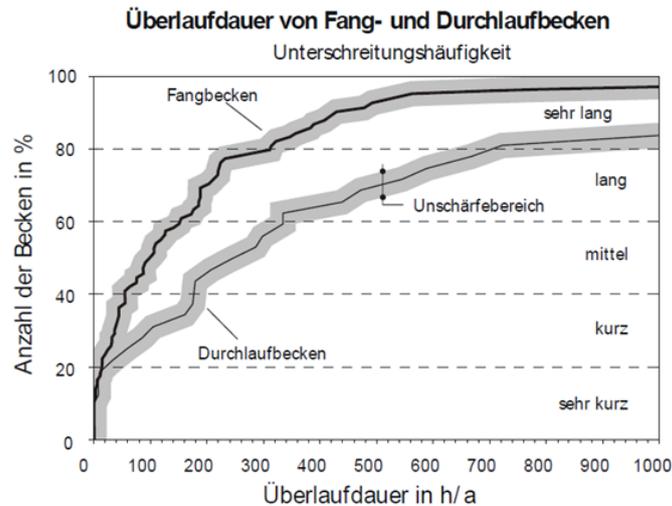


Abbildung 49: Ranking-Kurve für die Überlaufdauer in Std. p.a. nach LfUBay, 2012

Findet sich das betrachtete Regenbecken eher im oberen Bereich des Rankings wieder (lange bis sehr lange Entlastungsdauer) oder im unteren Bereich (kurze bis sehr kurze Entlastungsdauer), so handelt es sich gemäß der Auswertung zunächst einmal um eine auffällige Anlage, deren Betrieb und Funktion hinterfragt und ggf. überprüft werden sollte. Ursachen für ein auffälliges Entlastungsverhalten können nach LfUBay, (2012) u.a. in den Einstellungen der Abflussdrossel, im Niederschlagsgeschehen, in Veränderungen im Einzugsgebiet, in den Bemessungsansätzen für das RÜB oder im Fremdwasserabfluss zu suchen sein. In der Praxis hat sich gezeigt, dass bei der Auswertung von Wasserstandsmessungen an Regenbecken grundsätzlich die folgenden hydraulischen Kenngrößen hilfreich sein können, um den Betrieb eines Regenüberlaufbeckens zu bewerten:

➤ **Entlastungsdauer**

Bewertung im Rahmen eines Regenbeckenrankings für Fang- und Durchlaufbecken (s.oben), Kennwerte z.B. nach DWA-M 182 „Fremdwasser in Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden“ (DWA-M 182), Entlastungsdauer > 150 h/a bei Fangbecken und > 300 h/a bei Durchlaufbecken als Indiz für erhöhten Fremdwasserabfluss

➤ **Entlastungshäufigkeit**

Bewertung im Rahmen eines Regenbeckenrankings

➤ **Entlastungsmenge**

Aufgrund von Unsicherheiten bei der Messung und/oder Berechnung des Entlastungsvolumens wird vielfach von einer entsprechenden Auswertung abgeraten, zumal eine Auswertung aufwändig ist, weil dafür – anders als beim Ranking – stets zusätzliche Daten erforderlich sind und berücksichtigt werden müssen (z.B. Regenhöhe im Untersuchungszeitraum, Einzugsgebietsfläche, Beckengröße, Drosselabfluss usw.). Der Kennwert kann aber interessant werden, um Frachten zu berechnen und Stoffströme zu bilanzieren (z.B. Flussgebietsmodellierung oder als Kennwert für eine Immissionsbewertung)

➤ **Einstaudauer und Entleerungszeit**

Diese Kennwerte können ggf. zur Einschätzung der Fremdwasserbelastung genutzt werden (vgl. Ruß, Sürder, 2003); Kennwert für Speicherentleerungsdauer nach

Niederschlagsende: Entleerungsdauer > 24 h deutet nach DWA-M 182 auf Fremdwasser hin.

➤ **Einstauhäufigkeit**

Ggf. Abgleich mit Schmutzfrachtberechnung möglich, Kennwert zur Abschätzung der Fremdwasserbelastung nach Ruß, Sürder (2003).

Am Beispiel des im Projekt eingebundenen Aggerverbandes wird deutlich, wie eine systematische Auswertung von Wasserstandsmessungen an Regenüberlaufbecken aussehen kann und welche betrieblichen Informationen anhand der o.g. hydraulischen Kennwerte abgeleitet werden können. In den letzten Jahren wurden nahezu alle Regenüberlaufbecken des Verbandes mit Wasserstandsmesseinrichtungen nach weitgehend einheitlichen Standards ausgerüstet. Die erhobenen Messdaten werden bereits seit mehreren Jahren regelmäßig und systematisch durch den Aggerverband ausgewertet, um den Betrieb der Anlagen zu überwachen, ggf. Entlastungsschwerpunkte im Verbandsgebiet zu identifizieren und u. a. mit Blick auf den Fremdwasseranteil der Kläranlagen mögliche Ursachen und Wechselwirkungen zu erörtern. Der Umfang der erhobenen Daten beläuft sich inzwischen auf mehr als 500 Messjahre, die somit einen interessanten Datenpool zur Auswertung von hydraulischen Kenngrößen darstellen. In Abbildung 50 sind beispielhaft die jährlichen mittleren Entlastungsdauern der 95 vom Aggerverband betriebenen Durchlaufbecken für den Zeitraum 2005 bis 2009 dargestellt. Gemessen an der jeweils ermittelten Entlastungsdauer wurden die betrachteten Regenbecken vom Betreiber in einem Ranking zusammengefasst und grafisch dargestellt.

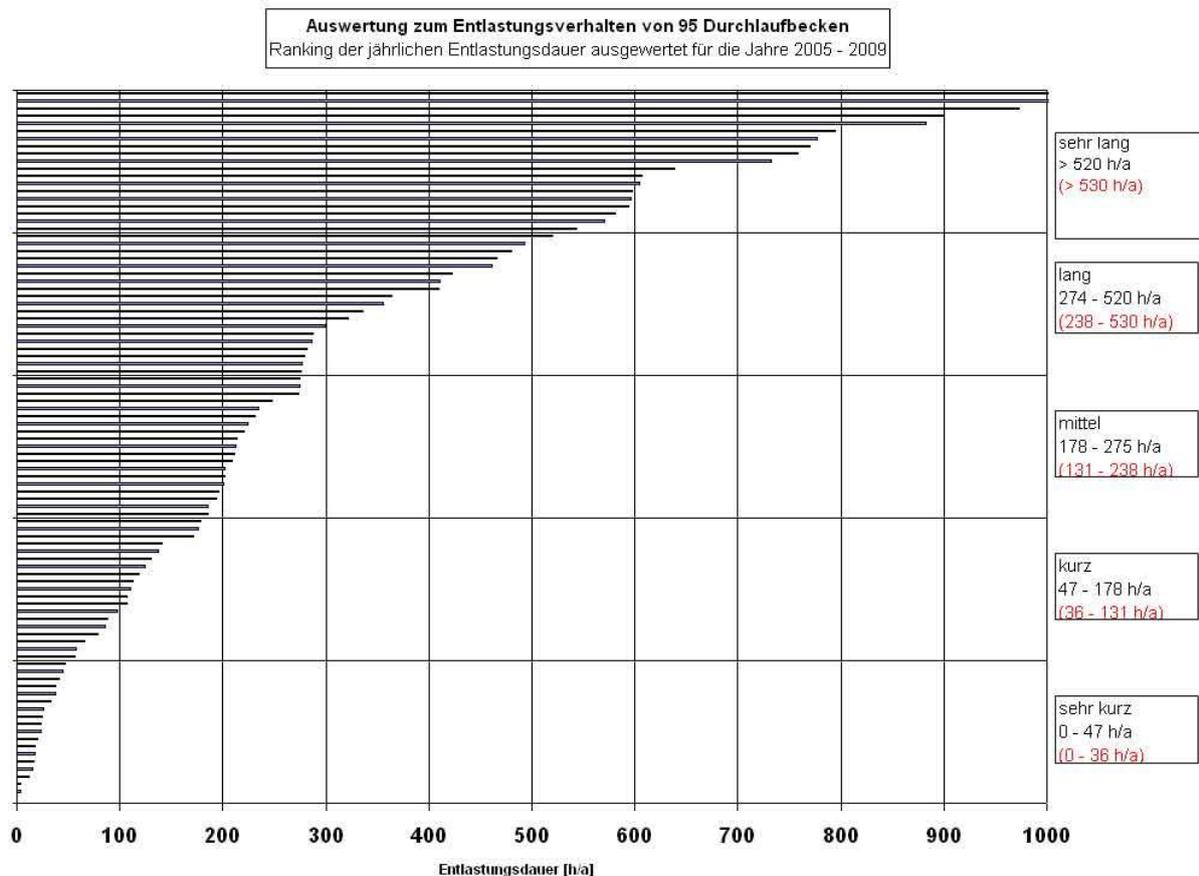


Abbildung 50: Rankingtabelle der Entlastungsdauern von Durchlaufbecken am Beispiel des Aggerverbandes

An der Spitze des Rankings stehen diejenigen Anlagen, die im betrachteten Zeitraum die jeweils längsten mittleren Entlastungsdauern aufweisen. Am Ende finden sich die Regenbecken, die im betrachteten Messzeitraum wenige bis gar keine Entlastungsereignisse zu verzeichnen hatten. Zur Bewertung der Entlastungsdauern wurden für das Ranking in Anlehnung an Brombach, Wöhrle (1997) fünf Klassen gebildet, in denen sich die ausgewerteten Regenbecken einordnen lassen. Die Einteilung der Klassen deckt sich dabei weitgehend mit den genannten Kennwerten, die überwiegend aus den Wasserstandsmessungen an RÜB in Baden-Württemberg abgeleitet wurden. Zur betrieblichen Bewertung von RÜB wird vom Aggerverband sowohl ein übergeordnetes Ranking (Abbildung 50) als auch lokale Rankings aufgestellt, in denen die Regenbecken innerhalb eines Kläranlageneinzugsgebietes miteinander verglichen und bewertet werden. Im Ergebnis können auf diesem Wege auch lokale Entlastungsschwerpunkte oder ggf. vorhandene Reserven in der Mischwasserbehandlung erkannt werden.

5.3 Hinweise für ein weitergehendes Überwachungskonzept zur Bewertung von Mischwasserbehandlungsanlagen

5.3.1 Betriebliche Umsetzung und behördliche Überwachung

Der Betrieb und die Auswertung von Messeinrichtungen an Regenbecken sind ein wesentliches Element der betrieblichen Überwachung von Mischwassereinleitungen. Bereits durch die systematische Auswertung von Wasserstandsmessungen lassen sich einfache hydraulische Kennwerte ermitteln, die eine erste Bewertung der Funktion und des Betriebes von Regenbecken ermöglichen. Entsprechende verbindliche Anforderungen finden sich in den Selbstkontroll- und Eigenüberwachungsverordnungen einiger Bundesländer (u.a. NRW, Bayern, Baden-Württemberg). Hilfestellung bei der betrieblichen Umsetzung bieten darüber hinaus verschiedenste Merkblätter und Berichte, in denen Anforderungen an die Messtechnik sowie geeignete Auswertemöglichkeiten und Kennwerte ausführlich beschrieben werden.

In zahlreichen Anwendungen haben sich die in den Merkblättern dargestellten Auswertemethoden etabliert. In der betrieblichen Praxis werden diese jedoch bisher scheinbar nur selten systematisch umgesetzt. Als mögliche Ursache hierfür ist zu vermuten, dass die betriebliche Bedeutung dieser Kenngrößen und die Möglichkeiten zur Verbesserung des Betriebes zahlreichen Betreibern bisher nicht ausreichend bekannt sind. Hinzu kommt, dass vielfach sicherlich der Aufwand für die Auswertung der aufgezeichneten Messdaten gescheut wird bzw. insbesondere bei kleineren Betreibern kein Personal für entsprechende Aufgaben zur Verfügung steht. Hier sind u.a. Aufsichtsbehörden gefordert, Verbindlichkeiten für die Auswertung und die Übermittlung von Kennwerten aufzustellen und den Vollzug dieser Vorgaben zukünftig verstärkt behördlich zu überwachen.

Gleiches gilt für den Betrieb der an Regenüberlaufbecken angeordneten Messtechnik. Überprüfung, Vergleichsmessung und Wartung sollten vom Betreiber regelmäßig und nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik durchgeführt werden, um Fehlern bei der Messung vorzubeugen oder diese rechtzeitig zu erkennen. Entsprechende Anforderungen sind in der Regel auch in den Selbst- und Eigenkontrollverordnungen formuliert. Am Beispiel der „Kalibrierung von Drosseleinrichtungen“ hat sich insbesondere in NRW in den zurückliegenden Jahren gezeigt, dass eine enge behördliche Überwachung des Vollzugs dieser Anforderungen dabei hilft, den Betrieb von Abwasseranlagen zu verbessern. Mit Blick

auf die Wasserstandsmessung an Regenbecken ist zu vermuten, dass diese vielfach ähnlich wie im Umgang mit Drosseleinrichtungen als Erstinstallation ohne weitere Funktionsprüfungen und Vergleichsmessungen betrieben werden. In der Folge besteht die Gefahr, dass von Betreibern häufig unwissentlich falsche Daten ausgewertet und somit ggf. falsche Kennwerte für die Bewertung des Betriebes herangezogen werden.

Abseits der Wasserstandsmessung erfordert die Eigenkontrolle von Regenüberlaufbecken außerdem die regelmäßige Sichtkontrolle. Dabei soll u.a. der Allgemeinzustand des Beckens und (nach einem Regenereignis) die Ablagerungssituation in der Beckenkammer bewertet werden. Ziel ist es u.a., Sedimenteinträge im Becken rechtzeitig zu erkennen und das Becken dann ggf. manuell zu reinigen, bevor diese Sedimente bei einem nächsten Entlastungsereignis als Schmutzstoß ins Gewässer ausgespült werden können. Im Zusammenhang mit der gewünschten und nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung tatsächlich vorhandenen Sedimentationswirkung von Durchlaufbecken, gewinnen entsprechende Sichtkontrollen noch einmal zusätzlich an Bedeutung.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung kann zusammenfassend festgestellt werden, dass mit den in NRW und Baden-Württemberg geltenden Anforderungen an die Selbst- und Eigenüberwachung von Regenüberlaufbecken grundsätzlich gute Voraussetzungen für die Überwachung von Entlastungsbauwerken geschaffen sind. Auch in der betrieblichen Überwachung haben entsprechende Anforderungen Eingang gefunden.

Im Hinblick auf die Einführung und betriebliche Umsetzung einer systematischen Überwachung wird im Rahmen der geltenden Anforderungen jedoch in folgenden Punkten grundsätzlich Handlungsbedarf gesehen:

- **Auswertung und Bewertung hydraulischer Kenngrößen:**
Betrieblichen Nutzen der Auswertung von Kenngrößen hervorheben (Experten)
über gängige Kenngrößen und Auswerteverfahren informieren
Messdaten einfordern, betriebliche Bewertung / Maßnahmen regelmäßig abfragen
(Betreiber / Aufsichtsbehörde)
- **Überprüfung von Wasserstandsmesseinrichtungen:**
Sensibilisierung für mögliche Fehlfunktionen (Experten / Hersteller),
Erstprüfung / Dokumentation der Installation (Betreiber) und ggf. Einführung einer
Prüfpflicht / Fristenregelung ähnlich Drosseleinrichtungen (Gesetzgeber)
regelmäßige Abfrage von Prüfberichten / Vergleichsmessungen (Aufsichtsbehörde)
- **Betriebliche Inaugenscheinnahme:**
Verstärkt Sichtprüfung und Bewertung von Ablagerungen (Betreiber), bedarfsweise
Reinigung und Bewertung der Funktion / Sedimentationswirkung (Betreiber /
Aufsichtsbehörde)

5.3.2 Technische Umsetzung / Ausrüstungsstand

Als Voraussetzung für die systematische Überwachung sollte angestrebt werden, für möglichst alle Mischwasserbehandlungsanlagen einen weitgehend einheitlichen technischen Ausrüstungsstand sicherzustellen. Im Sinne einer „best practice“ wären folgende Schwerpunkte zu setzen:

1. Kontrolle der baulichen Zustände von Schwellen und Tauchwänden
2. Kontrolle der Anströmung / Überprüfung des Montageortes der Messsonden. Sonden müssen so montiert werden, dass sie leicht zugänglich und regelmäßig prüfbar sind.

3. Ausrüstung der Becken mit mindestens zwei Wasserstandsmesseinrichtungen (Beckenfüllstand und -entlastung) sowie ggf. eine dritte im Trennbauwerk vor dem RÜB
4. Plausibilitätsprüfungen und Kontrolle des gleichmäßigen Abflusses über die Schwelle
5. Kontroll- / Vergleichsmessungen, Überprüfung Abflussformel / Überfallbeiwerte
6. Schwankungsbreite der „Messdaten“ und Abschätzung der Messunsicherheit

5.3.3 Erweitertes Überwachungskonzept

Nach dem derzeitigen Stand konzentriert sich die messtechnische Überwachung von Mischwasserbehandlungsanlagen in der Regel auf die Erfassung und Auswertung von hydraulischen Kennwerten (u.a. Einstau- und Entlastungshäufigkeit und –dauer). Grundlage hierfür sind zumeist Wasserstandsmesseinrichtungen im Becken bzw. an der Entlastungsschwelle, die technisch inzwischen vergleichsweise einfach und kostengünstig umzusetzen sind und deshalb vielfach bereits zum Ausrüstungsstandard entsprechender Anlagen gehören. Die Auswertung hydraulischer Kennwerte ermöglicht im Anschluss eine erste Bewertung der Funktion des betreffenden Entlastungsbauwerks und eine Abschätzung der von dieser Anlage ausgehenden hydraulischen Gewässerbelastung.

Qualitative Aussagen zur Emission, d.h. eine Abschätzung von Entlastungsfrachten ist mit dem derzeit verbreiteten Ausrüstungsstand nicht möglich. Auch der Wirkungsgrad der Mischwasserbehandlungsanlage (z.B. Sedimentationswirkung) kann anhand der bisher ausgewerteten Kenngrößen nicht abgeleitet werden. Mit Blick auf die Ziele der Mischwasserbehandlung ist die Qualität des Entlastungsabflusses in Verbindung mit der Sedimentationswirkung jedoch eine wesentliche Kenngröße für die Bemessung und die Funktion entsprechender Anlagen (Durchlaufbecken). Schmutzfrachtberechnungen, die bisher als einziges Instrument zur Abschätzung von Emissionen aus Mischwasserbehandlungsanlagen eingesetzt wurden, sind nur selten mit dem realen Verhalten eines Kanalnetzes abgeglichen. Oftmals weicht der tatsächliche Betrieb deutlich von diesen Planungsannahmen ab.

Die Ergebnisse des vorliegenden Vorhabens haben außerdem gezeigt, dass die Wirksamkeit von Regen- / Durchlaufbecken abhängig von zahlreichen sehr unterschiedlichen Faktoren ist. Von Anlage zu Anlage variiert der Wirkungsgrad, d.h. die Sedimentationswirkung u.U. sehr deutlich. Eine Bewertung der Wirksamkeit anhand von konstruktiven Merkmalen ist kaum möglich. Entsprechend erscheint es wünschenswert und betrieblich sinnvoll, entsprechende qualitative Kennwerte im Rahmen eines erweiterten Überwachungskonzeptes messtechnisch zu erfassen, um die Funktion eines Regenbeckens umfassend zu bewerten. Im vorliegenden Vorhaben wurden hierfür die in Kapitel 3 näher beschriebenen Feststoffsammler sowie die in Kapitel 4 dargestellte Online-Messtechnik eingesetzt. Die Anwendung hat bestätigt, dass beide Verfahren grundsätzlich geeignet sind, um die Konzentration verschiedener Stoffe im Entlastungsabfluss z.B. AFS zu erfassen. Zusammen mit den Ergebnissen der Mengenummessung lassen sich somit Entlastungsfrachten ausweisen, die ähnlich des Regenbeckenrankings für Entlastungshäufigkeiten und Entlastungsdauern auch für bestimmte Qualitätsparameter in einem Ranking zusammenfassen ließen, um damit Verschmutzungsschwerpunkte zu erkennen.

Wie die Erfahrungen der vorliegenden Untersuchung gezeigt haben, ist der Aufwand für die Durchführung von Qualitätsmessungen jedoch enorm und kaum zu vergleichen mit der

inzwischen weitgehend standardisierten Wasserstandsmessung. Insbesondere die regelmäßige Kalibrierung der Systeme, um plausible und belastbare Messdaten zu generieren ist hierbei besonders hervorzuheben. Die Messung qualitativer Parameter geht in der Regel über die einfache Anwendung eines Messsystems hinaus und erfordert ein sehr fachspezifisches Know-How und auch einen erheblichen Zeitaufwand, so dass eine breite Anwendung im Rahmen eines Überwachungskonzeptes durch den Betreiber unter Berücksichtigung der derzeit verfügbaren Messtechnik nicht realisierbar ist.

Die qualitative Überwachung von Entlastungsbauwerken bleibt entsprechend solchen Anlagen vorbehalten, die z.B.

- von herausragender wasserwirtschaftlicher Bedeutung sind.
- auf Grund von geplanten Erweiterungen bzw. geplanter nachgeschalteter Anlagen (z.B. Bodenfilter) eine weitergehende betriebliche Bewertung erforderlich machen.
- nach einer ersten konstruktiven Bewertung bzw. nach einer Überprüfung der Bemessungsansätze auch hinsichtlich ihrer Wirksamkeit bewertet werden sollen.
- auf Grund der angeschlossenen Flächen und/oder Indirekteinleiter als „Starkverschmutzer“ eingestuft werden.
- nach einer Auswertung von hydraulischen Kennwerten einer weitergehenden Prüfung unterzogen werden sollen.

Solche Fragestellungen gehören in den Bereich der spezialisierten Planung oder sogar der Wissenschaft im Zuge von Planungsaufträgen oder Forschungsvorhaben, können also in aller Regel nicht vom Betreiber im täglichen Betrieb durchgeführt werden.

Mit Blick auf den betrieblichen und wirtschaftlichen Aufwand für die qualitative Überwachung ist davon auszugehen, dass der Einsatz entsprechender Messtechnik zurzeit ausschließlich auf Anwendungsfälle mit temporären Messungen begrenzt bleibt. Inwiefern für einzelne Anlagen ggf. eine weitergehende qualitative Überwachung betrieblich erforderlich ist bzw. von der Behörde angeordnet wird, sollte vom Betreiber der Anlage in Zusammenarbeit mit der zuständigen Aufsichtsbehörde sorgsam bewertet werden.

6 Konstruktive Optimierung von Regenbecken

von Mike Kemper

6.1 Vorschlagskatalog zur Verbesserung der Sedimentationsleistung für verschiedene Typen und Bauformen von Durchlaufbecken

In Kapitel 2 wurde anhand des Bundeslandes NRW die historische Inbetriebnahme von Regenüberlaufbecken dargestellt. Aus der Abbildung 2 geht hervor, dass die Bautätigkeit im Jahr 1992 ihren Höchstpunkt erreichte und anschließend kontinuierlich zurückgegangen ist. Die Auswertung über den Zeitpunkt der Inbetriebnahme zeigt unter anderem, dass 70 % der Durchlaufbecken in NRW älter als 20 Jahre sind. Bedingt durch das Alter der Regenbecken nimmt die Relevanz der Ertüchtigung weiter zu. In der Auswertung der Anlagenbegehung wurde auf diverse Defizite hingewiesen, die eine Ertüchtigung von Regenbecken notwendig werden lassen.

Im DWA-A 166 (2013) wird der Begriff „Ertüchtigung“ als Instandsetzung, Erneuerung, Modernisierung und Erweiterung von Regenbecken beschrieben. Viele der Modernisierungsmaßnahmen an bestehenden Regenbecken betreffen die Bausubstanz und Instandsetzung bzw. Erneuerung der maschinellen Ausrüstungen (z.B. Austausch von Drosselorganen). Die Ertüchtigung der Regenbecken zur gezielten Verbesserung der Sedimentationsleistung durch konstruktive Maßnahmen wird weniger stark diskutiert. Zur Optimierung der Gestaltung wird der Hinweis gegeben, dass die Geometrie verbessert werden kann, indem Trennwände in der Sedimentationskammer nachgerüstet werden.

Die Optimierung der Zulaufgestaltung und die Energiedissipation (Umwandlung der Energie des Zulaufimpulses) werden von der DWA nicht als Ertüchtigungsmaßnahmen genannt. Diese haben jedoch eine hohe Relevanz für die gleichmäßige Durchströmung des Beckenquerschnitts, die Fließgeschwindigkeiten und damit auf die Absetzwirkung der Anlagen. Diese Erkenntnisse gehen aus den Labor- und Feldmessungen hervor, die im Zuge dieses Vorhabens mit den großtechnischen Untersuchungen erhoben wurden (siehe Berichtsteil 2).

Weitere Erkenntnisse liefern die CFD (Computational Fluid Dynamics) Simulationen von Hunze (2006), Jörissen (2009) die im Schlussbericht des BMBF Projektes REBEWI (Uhl, 2009) publiziert wurden sowie das REFENI Vorhaben (DWA, 2013). CFD-Untersuchungen bieten für Untersuchungen dieser Fragestellungen ein hohes Potential. Durch die Vielzahl möglicher Konzeptionen besteht auch weiterhin Forschungsbedarf. Im Zuge dieses Projektes waren keine CFD Simulationen für diesen Arbeitspunkt vorgesehen.

Im Folgenden wurden einige Zulaufvarianten herausgegriffen die bei der Begehung vorgefunden wurden und bei denen ein Potential zur Ertüchtigung gesehen wird. Einige Empfehlungen entstammen der genannten Literatur, andere beruhen auf theoretischen Überlegungen. Ein Nachweis oder eine Abschätzung zur Verbesserung des Sedimentationswirkungsgrades kann nicht erbracht werden. Für die bestehenden Konstruktionen werden Ertüchtigungsmaßnahmen vorgeschlagen, die darauf zielen, die Energiedissipation zu erhöhen und eine Verteilung des Zuflusses über den Beckenquerschnitt zu erbringen.

Die linke Abbildung zeigt jeweils den Ausgangszustand und die rechte Abbildung in Rot gekennzeichnet einen Vorschlag zur Nachbesserung der Konstruktion.

- Ertüchtigungsvorschlag 1: Nachrüstung von Prallblechen/Prallteller

Erläuterung: Bei der Anlagenbegehung wurden mehrere Anlagen mit dieser Zulaufvariante (Rohröffnungen ohne Prallteller) vorgefunden. Die Anzahl und Anordnung der Rohröffnungen variierte. Generell kann über eine ausreichende Anzahl von Rohrzuläufen eine gleichmäßige Anströmung über den Beckenquerschnitt erreicht werden. Eine sinnvolle Optimierung für diese Zulaufvariante scheint darüber hinaus die Anordnung von Prallblechen als Maßnahme zur Energiedissipation und zur Ablenkung und Auffächerung der sich in den Rohren bildenden Zulaufstrahlen. Diese Methode ist mindestens seit der Publikation von Muth (1992) bekannt. Prallbleche werden insbesondere bei hohen hydraulischen Belastungen sehr wirksam, da sie den Strömungsimpulsen in Richtung der Längsachse entgegen wirken und infolge Diffusorwirkung (Umlenkung des Strahls in radialer Richtung) die Fließgeschwindigkeiten reduzieren. Dadurch verbessern sich die Sedimentationsbedingungen, was zu einer höheren Abscheidewirkung von Feinpartikeln beitragen kann.

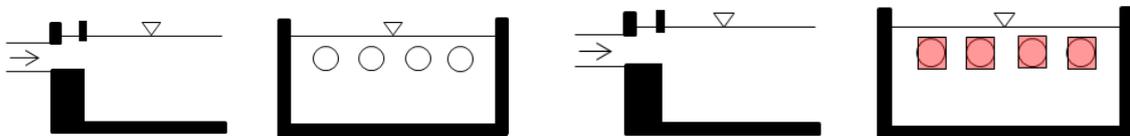


Abbildung 51: Situation 1 – Ertüchtigung mit Prallblechen

- Ertüchtigungsvorschlag 2: Vorkammer mit Schwelle

Erläuterung: Ein einfacher Rohrzulauf ist eine sehr ungünstige Einlaufgestaltung für Sedimentationsanlagen, die jedoch bei der Anlagenbegehung ebenfalls angetroffen wurde. Bedingt durch den starken Strömungsimpuls und hohe Fließgeschwindigkeiten kann die Sedimentationsleistung eines Beckens mit einem derartigen Einlauf insbesondere für Feinpartikel als gering angenommen werden. Durch die Trägheit und die Impulswirkung des einströmenden Fluids wird im Becken ein Rückströmungsmuster mit großen Walzen erzeugt, deren Abmessungen von der Beckengeometrie bestimmt sind. Das Fluid strömt zwischen diesen Walzen als hydraulischer Kurzschluss mit größerer Fließgeschwindigkeit und daher verminderter Aufenthaltszeit durch das Becken. Modelluntersuchungen von Ebbert (2012) zeigten darüber hinaus, dass sich auch oszillierende instabile Strömungsphänomene wie bei einer Kármánschen Wirbelstraße einstellen können. Durch die lokal und zeitweise hohen Strömungsgeschwindigkeiten besteht die Gefahr einer Resuspension bereits abgelagerter Sedimente von der Beckensohle.

Eine Verbesserung der Absetzbedingungen könnte durch den nachträglichen Einbau einer Betontrennwand erreicht werden, so dass eine Art „Toskammer“ entsteht. Denkbar ist ein freier oder eingestauter Überfall über diese Trennwand. Den ersteren Fall haben Marlow, Milke (2014) in einer CFD Simulation berechnet. Die Ausbildung von Wirbeln kann nicht unterbunden werden. Gegenüber einem Rohrzulauf wird bei dieser Konzeption jedoch eine deutliche höhere Energiedissipation und verbesserte Strömungsverteilung erreicht. Theoretisch sollten sich daher auch die Absetzbedingungen in der Sedimentationskammer verbessern.

Bei der Planung dieser Ertüchtigungsmaßnahme ist zu berücksichtigen, dass es zu einem erhöhten Rückstau in das Zuleitungssystem kommen kann. Ein Nachteil besteht darin, dass ankommende Sedimente vor der Trennwand gefangen werden. Die Beckenentleerung ist

daher so zu gestalten, dass diese Sedimente ebenso wie der abgelagerte Schlamm aus dem Becken selbst abgeführt werden können.

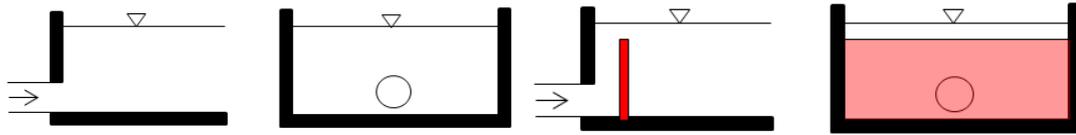


Abbildung 52: Situation 2 - Zulauf über eine hoch liegende Schwelle

- Ertüchtigungsvorschlag 3: Verteilerbauwerk mit Schlitzbauweise oder mehreren Einlaufrohren

Erläuterung: In diesem Ausgangszustand liegt der Einlauf quer zur Beckenachse, wodurch die Sedimentationskammer einseitig hydraulisch belastet wird und sich infolgedessen großräumige Wirbelstrukturen sowie ein ungleichförmiger Wasserspiegel ausbilden können.

Eine hoch liegende Schwelle wie im vorherigen Optimierungsvorschlag sollte zu einer Verbesserung der Strömungssituation beitragen, da das Volumen der Toskammer und damit die Energiedissipation etwas erhöht wird. Die höhere Schwelle verringert daher den seitlichen Zulaufimpuls in die Sedimentationskammer.

Eine Vergleichmäßigung des Zulaufs über den Querschnitt und des Wasserspiegels soll weiterhin durch die Anordnung eines geringen hydraulischen Widerstandes zwischen Zulauf- und der Sedimentationskammer unterstützt werden. Dazu kann eine Trennwand mit einem Schlitz oder gleichmäßig verteilten Rohren versehen werden (Abbildung 51). Beim Durchtritt des Zuflusses bildet sich eine Wasserspiegeldifferenz von einigen mm oder cm, die bei allen Rohren oder über die gesamte Schlitzlänge (= Beckenbreite) etwa gleich groß und über die bekannte Torricelli-Formel abhängig vom Durchfluss ist. Daher ist umgekehrt auch der durchtretende Zufluss in $l/(s \cdot m)$ über die Beckenbreite in erster Näherung gleich groß. Ein weiterer positiver Effekt wird von der hohen Schwelle erwartet, dadurch dass sich die Schubspannungskräfte welche auf Sohle wirken verringern und die Gefahr einer Remobilisierung von Sedimenten verringert wird.

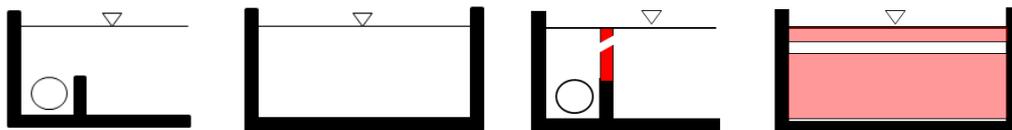


Abbildung 53: Situation 3 – Zulauf über eine geschlitzte Wand oder Rohröffnungen

- Ertüchtigungsvorschlag 4: Rückbau einer zulaufseitigen Tauchwand

Erläuterung: Anhand der Untersuchungsergebnisse im Vorhaben REFENI wurde in einer CFD Simulation die Anordnung einer Tauchwand hinter einer Schwelle als ungünstig beurteilt. Die Tauchwand bewirkt eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten in Sohlhöhe die dem Absetzprozess entgegen wirken und eine Remobilisierung von Sedimenten begünstigt (DWA, 2013). Der Rückbau einer solchen Tauchwand verbessert die Strömungssituation und führt vermutlich zu einer etwas höheren Absetzwirkung. Ein optimales Strömungsbild stellt sich jedoch nicht ein.

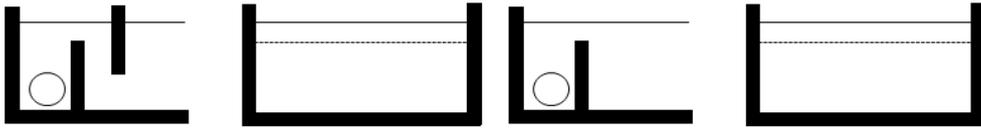


Abbildung 54: Situation 4 – Rückbau einer zulaufseitigen Tauchwand

- Ertüchtigungsvorschlag 5: Strömungsleitwand

Erläuterung: Das DWA-A 166 gibt für Regenbecken in Rundbauweise die Empfehlungen aus, dass der Einlauf in die Sedimentationskammer tangential und der Klärüberlauf im vierten Quadranten anzuordnen ist. Die Anlagenbegehung zeigte, dass die Anströmung nicht immer optimal ausgerichtet ist bis hin zu axial angeordneten Einläufen wie in Abbildung 55 links.

Aus dieser Einlaufsituation resultiert eine ungleichmäßige Durchströmung des Beckens sowie die Ausbildung von nicht durchströmten Totzonen, was einen negativen Einfluss auf die Absetzwirkung ausübt. Erkenntnisse über die sich ausbildenden Strömungsverhältnisse sind aus der CFD Modellierung von Jorissen (2009) bekannt.

Zur Ertüchtigung nicht tangential angeströmter Wirbelschachtbecken wird angeregt, den Zufluss in das Becken umzubauen und eine Strömungsleitwand nachzurüsten, sodass die empfohlene tangentielle Einlaufsituation gegeben ist (Abbildung 55, Mitte). Außerdem ist - wenn möglich - die Position des Klärüberlaufes anzupassen und dieser in den 4. Quadranten zu verlegen (Abbildung 55 rechts). Eine Ausführung aus mehreren einzelnen Rohren ist unproblematisch, da die 3-dimensionale Senkenwirkung eines einzelnen Rohreinlaufes erst in unmittelbarer Nähe wirksam ist, im Fernfeld einige Meter vor dem Überlauf die Rohrreihe aber wie ein durchgehendes Überlaufwehr mit linienförmigem Abzug des Überlaufwassers wirkt.

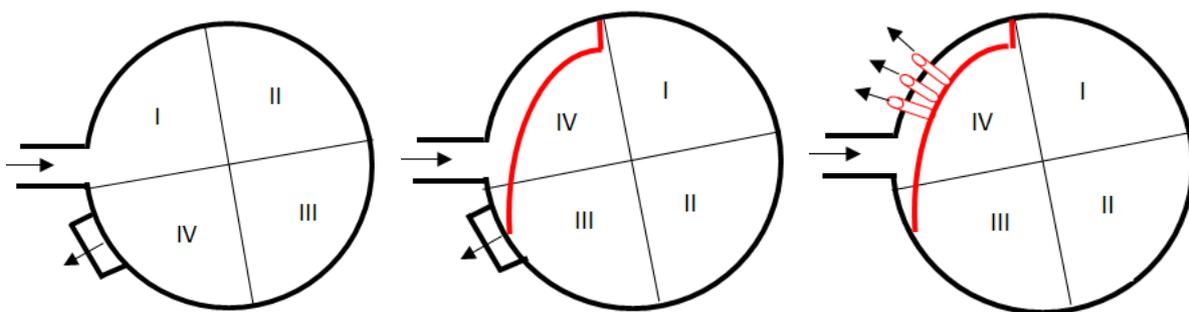


Abbildung 55: Situation 5 - Strömungsleitwand

Ertüchtigungsvorschlag 6: Optimierung der Sedimentationsleistung mittels Schrägklärern

Schrägklärer steigern die Sedimentationsleistungsfähigkeit von Regenbecken dadurch, dass sie die ursprüngliche Absetzfläche (Grundfläche) einer Anlage um ein Vielfaches erhöhen. Bei dieser Technologie ist die Optimierung der Einlauf- und Ablaufgestaltung ebenfalls von hoher Bedeutung für die Wirksamkeit.

Im Rahmen dieses Vorhabens sind praktische Untersuchungen zur konstruktiven Gestaltung von Schrägkläreranlagen durchgeführt worden. Darüber hinaus wurde der Zusammenhang zwischen der konstruktiven Gestaltung und der Wirksamkeit in Feldmessungen untersucht.

Die Ergebnisse und auch die konstruktiven Empfehlungen von Schrägklärern sind dem Berichtsteil 2 von diesem Vorhaben zu entnehmen.

Im Rahmen der Planung von konstruktiven Ertüchtigungsmaßnahmen ist eine Wirtschaftlichkeitsanalyse durchzuführen. Eine grobe Kostenschätzung für die Maßnahmen sind Tabelle 33 zu entnehmen. Darüber hinaus ist die Bemessung zu überprüfen und ggf. die Methodik zur Reinigung der Beckensohle anzupassen.

Tabelle 33: Kostenschätzung

Ertüchtigungsvorschlag			Kostenschätzung
1	Nachrüstung von Prallblechen/Prallteller	Prallbleche Edelstahl, Gesamtlänge z.B. 14m, H=0,7m Blechdicke 4mm	ca. 10.000 €
2	Vorkammer (Toskammer) mit Schwelle	Betonwand: H=2m, L=15m, d=0,3m, rundkronig	ca. 10.000 €
3	Verteilerbauwerk mit Loch-, Aussparungen/Schlitz	Betonwand: H=5m, L=15m, d =0,3m einschl. Aussparungen für Klärüberlauf	ca. 15.000 €
4	Rückbau Tauchwand	Abriss Tauchwand L=8m, d=0,3m (Durchtrennen, Sichern, Entfernen)	ca. 12.000 €
5	Strömungsleitwand	Edelstahl ca. 1.000 €/m ² , geschätzte Abmessungen H=1,5m, B=1,5m L= 6m	ca. 20.000 €

6.2 Abschätzung des Optimierungsbedarfs für Durchlaufbecken in NRW

Für die Ertüchtigung bestehender Regenbecken zeigt das DWA-A 166 eine Reihe von Veranlassungen auf. Einige dieser Gründe stehen im Kontext zu der Wirksamkeit der Anlage. Eine Veranlassung wird z.B. gesehen wenn

- Eine aktuelle Volumenberechnung eine hydraulische und oder volumenmäßige Anpassung erfordert
- Eine aktuelle Volumenberechnung eine hydraulische Anpassung der Erneuerung des Drosselorgans erfordert
- Eine aktuelle Volumenberechnung die Anpassung der Beckenart erfordert
- Die Beckengestaltung nicht den Anforderungen der jeweiligen Beckenart entspricht etc.

In Kapitel 2 wurde die konstruktive Gestaltung bereits diskutiert und in Kapitel 6.1 wurden Ertüchtigungsvorschläge erarbeitet. Im Folgenden wird der Bedarf zur Ertüchtigung von Regenbecken konkretisiert. Der Bedarf wird für die Zulaufgestaltung ermittelt da diesem eine hohe Bedeutung für die Sedimentationswirksamkeit zugeschrieben wird. Eine Abschätzung zur Wirkung genauer zur Frachtreduktion entsprechender Maßnahmen kann anhand der Ergebnisse des Monitorings nicht durchgeführt werden, da im Monitoring kein direkter Zusammenhang zwischen Konstruktionstypen und Ihrer Sedimentationsleistung nachgewiesen werden konnte.

Aus der Begehung der Regenbecken sind die groben konstruktiven Bedingungen von 23 Rechteckbecken und 13 Rundbecken in NRW und BW bekannt. Anhand von diesem Bestand wurde der Nachrüstbedarf überschlägig ermittelt.

Die Anlagen, welche besichtigt wurden, spiegeln nur bedingt den Querschnitt des Gesamtbestandes wieder, da die besichtigten Becken nach den in Kapitel 2.2 angegebenen Kriterien selektiert wurden. Eine Übertragung der Ergebnisse auf den Gesamtdatenbestand wäre wünschenswert, kann aber auf dieser Basis nicht ohne Vorbehalt erfolgen. Die Abschätzung des Ertüchtigungspotentials stellt nur eine grobe Orientierung dar.

Der Nachrüstbedarf von Rechteckbecken wurde in Tabelle 34 ermittelt. Bedingt durch die Defizite unterschiedlicher Art resultieren an den Regenbecken andere Dringlichkeiten für eine Nachrüstung. Um diesen Bedarf zu priorisieren wurden 3 Dringlichkeitsstufen aufgestellt, von hoch, mittel bis gering.

Rechteckbecken: Von den 23 dokumentierten Rechteckbecken weisen 12 RÜB (52 %) konstruktive Bedingungen auf, die aufgrund ihrer Zulaufsituation verbesserungsfähig sind bzw. ein Defizit aufweisen und eine Nachrüstung zu einer hydraulischen Verbesserung führt.

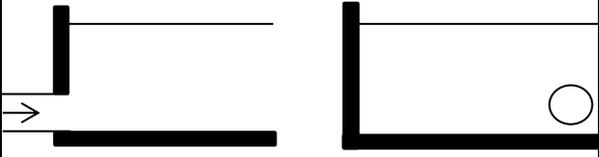
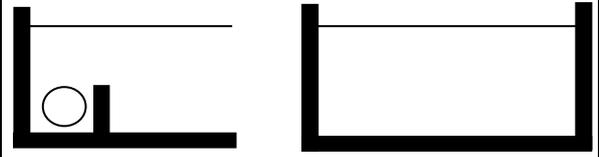
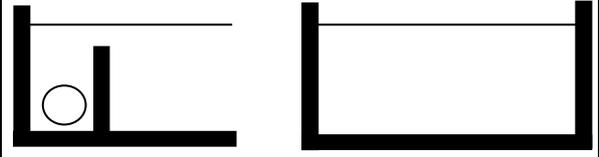
- 39% der Rechteckbecken (9 RÜB) weisen einen hohen Nachrüstbedarf auf, weil davon ausgegangen werden kann, dass die Sohl- oder Zulaufgestaltung keine bzw. keine optimale Strömungsverteilung über die Breite des Beckens zulässt und die Energiedissipation nicht vorhanden oder verbesserungsfähig ist.
- 13% der Rechteckbecken (3 RÜB) weisen nur einen geringen Nachrüstbedarf auf, da sie nur geringe Mängel aufweisen.

Rundbecken: Von den 13 besichtigten Rundbecken verfügen 12 über eine tangentielle Einlaufgestaltung. Eine Anlage ist mit einem zentral gelegenen Zulauf, in der Bauart eines Nachklärbeckens konzipiert. Der Ertüchtigungsbedarf für die Zulaufsituation bei Rundbecken ist offenbar gering.

Um gesicherte Aussagen für die Nachrüstung und Optimierung von Regenbecken treffen zu können, erscheint es erforderlich, die Zusammenhänge zwischen den Strömungsverhältnissen und dem Einfluss auf die Sedimentationswirksamkeit weiter zu ergründen. Als zielführend können gekoppelte Untersuchungen an physikalischen und numerischen Modellen betrachtet werden.

Die Nachrüstung von Regenbecken mit Schrägklärern ist eine weitere Maßnahme zur Ertüchtigung von Regenbecken. Diese wird im Berichtsteil 2 behandelt.

Tabelle 34: Ertüchtigungsvorschläge für die begangenen Rechteckbecken

Zulaufgestaltung im Bestand	Ertüchtigungsvorschlag	Anzahl RÜB	Nachrüstbedarf
<p>Rohreinlauf (außermittig)</p> 	3: Verteilerbauwerk	3	Hoch
<p>Rohreinlauf (zentral)</p> 	2: Vorkammer mit Schwelle oder 3: Verteilerbauwerk	3	Hoch
<p>Rohreinlauf mit Prallblech</p> 	2: Vorkammer mit Schwelle oder 3: Verteilerbauwerk	2	Hoch
<p>Einlauf niedrig liegend mit niedriger Schwelle</p> 	3: Verteilerbauwerk	1	Hoch
<p>Einlauf niedrig liegend mit hoher Schwelle</p> 	3: Verteilerbauwerk	1	Gering
<p>Verteilerbauwerk mit hoch liegenden Rohreinläufen, ohne Prallbleche</p> 	1: Prallblech	1	Gering
<p>Einlauf niedrig liegend mit hoher Schwelle und Tauchwand</p> 	4: Rückbau Tauchwand	1	Gering

7 Literaturverzeichnis

BayLfW (2001): Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken - Praxisratgeber für Planung, Bau und Betrieb; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Herausgeber und Verlag), München 2001

Birkner, T.: Wasserstandsmessungen an Regenbecken und Stauraumkanälen Auswertung und Analyse von Entlastungsereignissen am Beispiel des Aggerverbandes; Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, IKT – Institut für Unterirdische Infrastruktur, Gelsenkirchen, Mai 2006.

Bollrich, G. (2007): Technische Hydromechanik 1. 6 Auflage (2007), Huss-Medien GmbH, Berlin

Bosseler, B.; Birkner, T. Gronau, U. (2001): Erfassung und Auswertung von Erfahrungen mit der Umsetzung der Selbstüberwachungsverordnung Kanal (SüwV Kan); Endbericht zum Pilotprojekt am IKT – Institut für Unterirdische Infrastruktur in Zusammenarbeit mit dem Staatlichen Umweltamt Duisburg im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, Gelsenkirchen September 2001

Bosseler, B., Birkner, T., Cremer, S. (2001): Durchflussmesseinrichtungen von Regenentlastungsbauwerken – Abschlussbericht des IKT – Institut für Unterirdische Infrastruktur im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, Gelsenkirchen, Juli 2001

Brombach, H., Grün, E.; Becker, M. (2014): 100 Jahre Regenwasserbehandlung in Deutschland. KA – Abwasser, Abfall, 61. Jahrgang, Nr. 3, S. 188-195, März 2014

Brombach, H., Wöhrle, C. (1997): Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken, Messung, Auswertung und Bewertung; erschienen in Stoffströme in der Urbanhydrologie, Band II des BMFT-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG, Phase II. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Band 86, Oldenbourg-Verlag München, 1997

Dittmer, U. (2009): Erfassung von Qualitätsparametern im Regenwetterabfluss – Unsicherheiten und Aufwand, 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 18.03. bis 20.03.2009, in Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (Bd. 217), S. 28/1 bis 28/15, Aachen, 2009.

DWA (2013): REFENI - Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen, Abschlussbericht Phase 1. Beauftragt vom MKULNV NRW. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2013.

DWA-M 151 (2013): Messdatenmanagement in Entwässerungssystemen - Entwurf Juni 2013, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2013.

DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2013.

DWA-A 166 (2010): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung, Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2013.

DWA-M 181 (2011): Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2011

Ebbert, S. (2012): Hydraulische Modelle von Regenbecken. Wassertage Münster 2012. Münster: Fachhochschule Münster, IWARU.

Gamerith, V. (2011): Hoch aufgelöste Messdaten in der Schmutzfrachtmodellierung von Kanalsystemen, Dissertation Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Graz, Juni 2011.

Haußmann, R.; Mertsch, V.(2005): Gewässerbelastungen aus Punktquellen in NRW. aus: 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 09.03. - 11.03.2005

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., Kreißig, J., Kotz, C. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Hrsg. Umweltbundesamt

Hunze, M. Grotehusmann, D., Kasting, U. (2006): Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik - Optimierung von Absetzbecken. Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn

Hutarew, A. Irmischer, E. (1986): Simulation und Prüfung von Regenbecken in Rundbauweise mit verschiedener hydraulischer und konstruktiver Durchbildung. Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Bonn

IKT-Behördenworkshop (2011): Treffen der Teilnehmer zum Thema „Mischwasserentlastung“ im IKT am 23. November 2011; Teilnehmer: LANUV, Düsseldorf; Bezirksregierungen Arnsberg, Detmold, Düsseldorf, Köln, Münster; Fachhochschule Münster; IKT, Gelsenkirchen; KIT, Karlsruhe; Dahlem Beratende Ingenieure, Darmstadt

IT.NRW (2013): http://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2013/pres_156_13.html abgerufen am 24.10.2013

Jorissen, D. (2009): Untersuchung des Strömungs- und Stofftransportes in Regenbecken mit Hilfe von numerischen Simulationsstudien (unveröffentlicht). Fachhochschule, Münster, Fachbereich Bauingenieurwesen, LWW, Diplomarbeit.

Kemper, M., Fuchs, S., Vosswinkel, N., Mohn, R., Uhl., M., Rehtien, S. , Weiß, G. (2015): Optimierung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken mittels Schrägklärertechnologie. Im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Lentzer, L. (2014): Numerische Simulation und Analyse des Durchströmungsverhaltens eines Regenbeckens nach Konstruktionsvorgaben des Arbeitsblatts DWA-A 166 (unveröffentlicht); Karlsruher Institut für Technologie, Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Bachelorarbeit

LANUV (2010): Überwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

LfU (1997): Handbuch Wasser 4 „Wirtschaftlicher Aspekte bei Gestaltung, Konstruktion und Ausrüstung von Regenbecken. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

LfU Bayern (2012): Merkblatt Nr. 4.3/14 - Messdaten von Regenüberlaufbecken Leitfaden für ihre Prüfung und Wertung. Stand: 17.07.2012, http://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil4_oberirdische_gewaesser/doc/nr_4_314.pdf, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bayern

- LfWBayern (2001): Messeinrichtung an Regenüberlaufbecken – Praxisratgeber für die Planung, Bau und Betrieb, München 2001
- LUBW (2007): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen – Erkennen, bewerten und vermeiden. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Band 21, 2007
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band II (Schwermetalle). Kulturbuchverlag, Berlin
- LUA-NRW (2003-2): Fachberichte LUA NRW 6/2003, Technische Informationen zur Drosselkalibrierung – Teil 2 (Anlage): Praxisbezogener Überblick über Drosselanlagen und ihre technische Überprüfung - Abschlussbericht. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fach_2003_06/fab6_03teil2.pdf
- LUA-NRW (2003-1): Fachberichte LUA NRW 6/2003, Technische Informationen zur Drosselkalibrierung – Teil 1: Hydraulische Kalibrierung von Drosseleinrichtungen - Abschlussbericht. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fach_2003_06/fab6_03teil1.pdf
- LUBW (2007): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen – Erkennen, bewerten und vermeiden. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Band 21, 2007
- Marlow, F., Milke, H. (2014): Numerische Simulation der Strömung in Absetzbecken, Korrespondenz Abwasser, Abfall 9/2014
- Mertsch, V. (2006): Definition des Standes der Technik nach §7a WHG für die Niederschlagswasserbehandlung, 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.03. bis 31.03.2006, in Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (Bd. 202), S. 33/1 bis 33/9, Aachen, 2006.
- Muth, W. (1992): Regenüberlaufbecken – Strömungsuntersuchungen an Durchlaufbecken, Korrespondenz Abwasser, 6/1992
- Ruß, H.-J., Sürder, T. (2003): Allgemeine Grundsätze, Hinweise und Erläuterungen zur Wasserstandsmessung nach § 3 SÜwV Kan; IKT – Institut für Unterirdische Infrastruktur, Gelsenkirchen, unveröffentlichter Entwurf, August 2003.
- s::can Messtechnik GmbH (2007): Handbuch s::can Spektrometersonde Version 1.0
- StLaBW (2013): Statistische Berichte Baden-Württemberg 2013, Artikel-Nr. 3336 12001 Statistisches Landesamt Baden-Württemberg
- SÜwV Kan (1995): Verordnung zur Selbstüberwachung von Kanalisationen und Einleitungen von Abwasser aus Kanalisationen im Mischsystem und im Trennsystem (Selbstüberwachungsverordnung Kanal – SÜwV Kan), vom 16. Januar 1995 (GV. NRW. S. 64/ SGV NRW. 77)
- SÜwVO Abw (2013): Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen - Selbstüberwachungsverordnung Abwasser - SÜwVO Abw vom 17. Oktober 2013; (Gesetz- und Verordnungsblatt (GV. NRW.), Ausgabe 2013 Nr. 33 vom 8.11.2013 Seite 601 bis 612
- Uhl, M., Maus, C., Perrefort, T. (2009): REBEWI - Klartechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung, BMBF Programm FH3, Förderkennzeichen 1705X05

Weiss, G., Brombach, H., Wöhrle, C. (2005): Monitoring of combined Sewer Overflow Tanks: Results of 500 years of measurement records; Proceedings of the 10th international conference on urban drainage, Copenhagen, Denmark, August 2005

8 Anhang

Anlage	1	2	3	4	5	6
Standort:	Kürten-Sülze	Rodt-Müllenbach	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Leopoldshafen
A _{EK}	65,09 ha ** 69,70 ha	26,5 ha ** 93,00 ha		46,18 ha	84,00 ha	145,34 + 257,72
Au:	16,43 ha **25,79 ha	9,1 ha (*28ha) **23,25 ha	15,90	21,31 ha	24,00 ha	123,14 ha + ?
Vorentlastungen:	4 RÜB -> 1 RÜB	1 RÜB	2 RÜB, 1 StrK	1 Regenüberlauf	1 Regenüberlauf	3 RÜB, 1 RKB, 1 StrK
Bauart:	Rundbecken	Rechteckbecken	Rechteckbecken	Rechteckbecken	Regenzyklonbecken	Rechteckbecken
Volumen Beckenkammer:	724 m³	466 m³	486 m³	659 m³	600 m³	1.280 m³
Speichervolumen:	1558 m³	660 m³	1169 m³			
Geschiebeschacht:				Vorkammer (76 m³)	Ja	
Bauwerk:	Ø 20,86 m T: 2,12 m	L: 35,23 m B: 4,20 m T: 3,15 m	L: 27,00 m B: 7,50 m T: 2,30 m	L: 26,20 m B: 8,70 m T: 2,56 m	Ø 15 m T: 6,60 m	L: 48,00 m B: 12,00 m T: 2,30 m
Einlaufsituation:	keine klare Trennschwelle, Rohreinlauf	Trennschwelle, hochliegende Einlaufverteilung	Trennschwelle, seitlich angeströmtes Wehr	Trennschwelle, seitlich angeströmtes Wehr	Geschiebeschacht vor dem Trennbauwerk	Hebewerk führt zum Verteilerbauwerk mit 12 Zulaufrohren mit Prallblech
Spez. Speichervolumen Vs des Beckens	44 m³/ha ** 60 m³/ha	51 m³/ha (*16 m³/ha) ** 30 m³/ha	30 m³/ha	27 [m³/ha]	25 [m³/ha]	10,0 [m³/ha]
Vs mit vorgelagertem Speichervolumen			74 m³/ha			
Q _{Dr} (RÜB zur KA)	150 l/s	75 l/s	80 l/s	15 l/s	-	40 l/s
Q _{Kü}				730 l/s	314 l/s	1000 l/s

Schmutzwasserabfluss Q_{s24}				2,16 l/s	5 l/s	
Fremdwasser: $Q_{f 24}$:				1 l/s	2 l/s	1,1 l/s
Fließzeit: t_f	50 min	30 min		24 min	12 min	k.A.
Geländeneigungsgruppe	2	2		2	3	1
Niederschlagshöhe: h_n	1.200 mm/a	1.200 mm/a		945 mm/a	1110 mm/a	720 mm/a
Höhe ü NN:	200 m ü. NN	400 m ü. NN	100 m ü. NN	822 m ü. NN	506 m ü. NN	100 m ü. NN

*REBEKA entnommen

** Berechnung Hr. Nichler

8.1 Zulaufbedingungen der Becken aus dem orientierenden Monitoring



Rodt-Müllenbach (frontal angeströmt)



Eggenstein-Leopoldshafen (frontal)



Wahlscheid (seitlich angeströmt)



Kolbingen (seitlich)

Abbildung 56: Zulaufbedingungen der ausgewählten Durchlaufbecken in Rechteckbauweise



Kürten-Sülze (Wirbelschachtbecken)



Grunbach (Regenzyklonbecken)

Abbildung 57: Zulaufbedingungen der ausgewählten Durchlaufbecken in Rundbauweise

8.2 Aggregierte Daten zu Phosphor und Schwermetallen

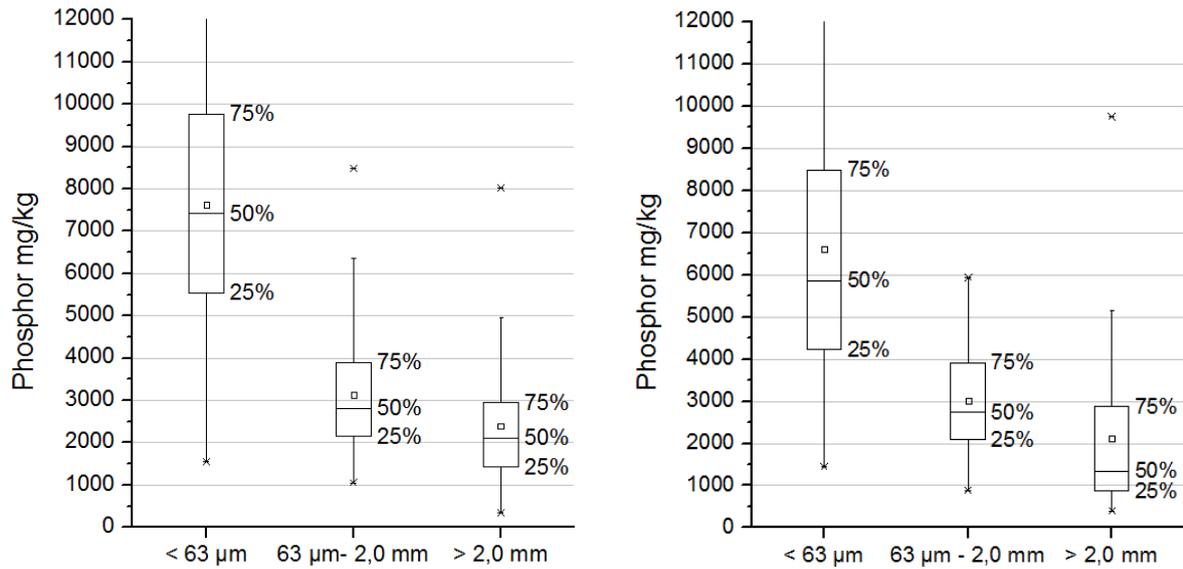


Abbildung 58: Aggregierte Daten zu Phosphor_{gesamt} in mg/kg im Zulauf und Ablauf der 6 Regenüberlaufbecken

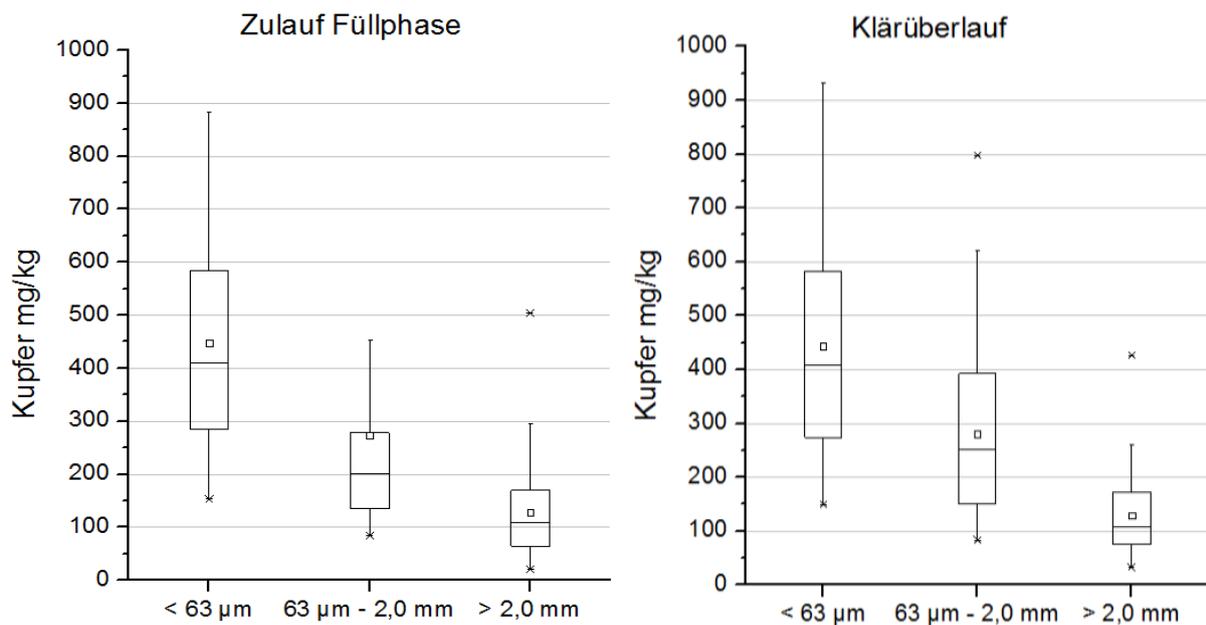


Abbildung 59: Aggregierte Daten zu Kupfer in mg/kg im Zulauf und Ablauf der 6 Regenüberlaufbecken

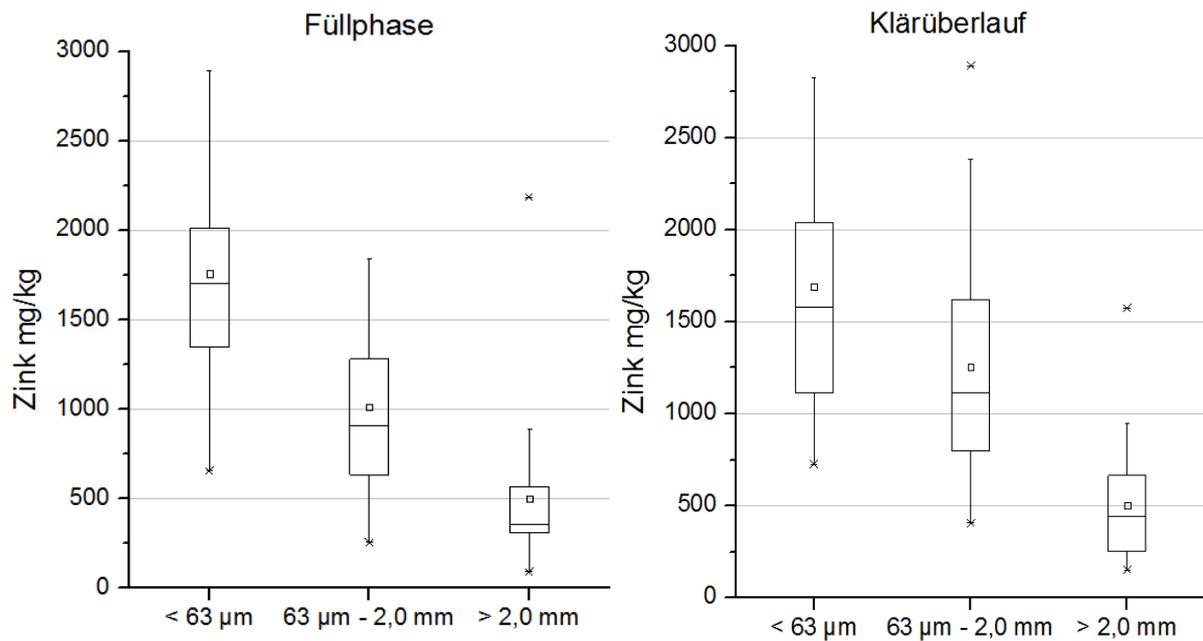


Abbildung 60: Aggregierte Daten zu Zink in mg/kg im Zulauf und Ablauf der 6 Regenüberlaufbecken

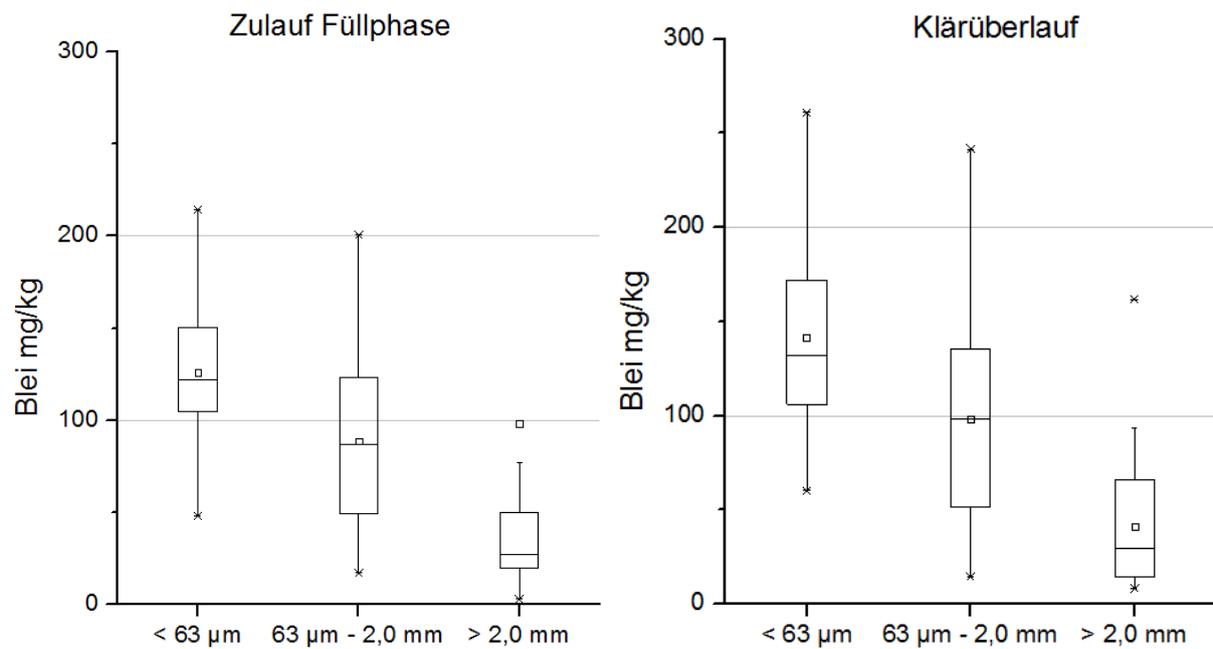


Abbildung 61: Aggregierte Daten zu Blei in mg/kg im Zulauf und Ablauf der 6 Regenüberlaufbecken

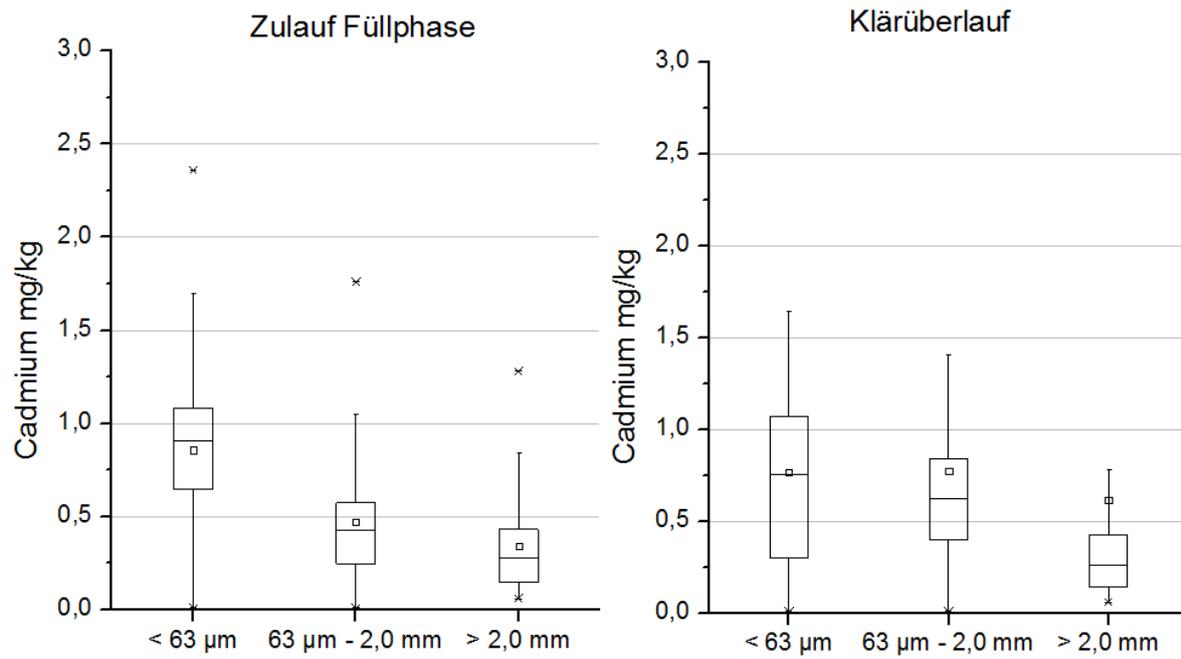


Abbildung 62: Aggregierte Daten zu Cadmium in mg/kg im Zulauf und Ablauf der 6 Regenüberlaufbecken

8.3 Standortbezogene Ergebnisse zu Blei und Cadmium

8.3.1 Blei (Pb)

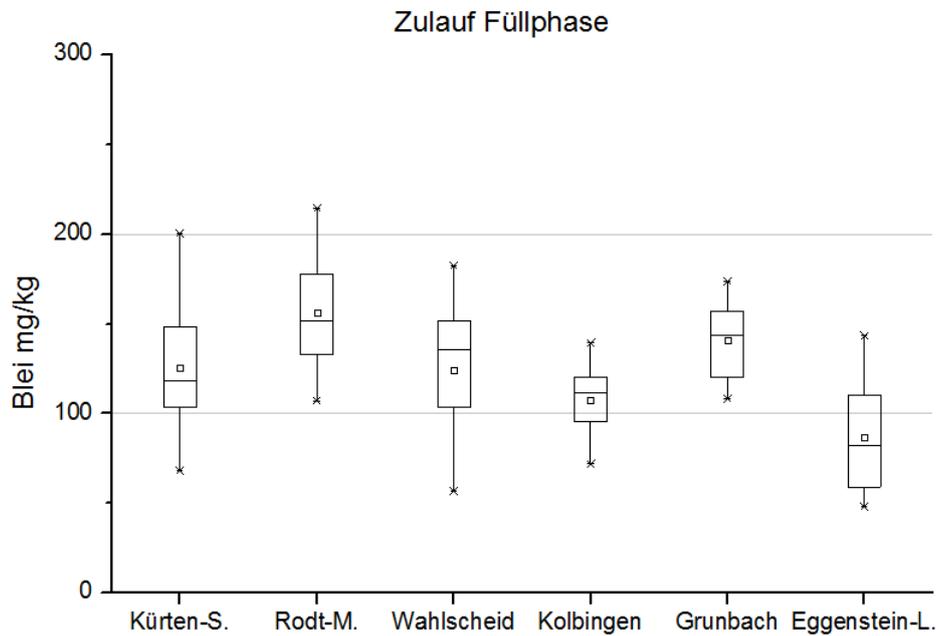


Abbildung 63: Standortbezogene Konzentrationen von Zink in mg/kg in der Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> in der Füllphase

Tabelle 35: Konzentration von Blei in mg/kg in der Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> in der Füllphase

	Kürten-S.	Rodt-M.	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Eggenstein-L.
Anzahl	7	13	9	12	11	8
Min	68	107	57	72	108	48
25 Quartil	109	133	103	100	125	61
Median	118	152	136	111	144	82
75 Quartil	137	178	152	119	154	106
Max	200	215	183	139	174	143

8.3.2 Cadmium (Cd)

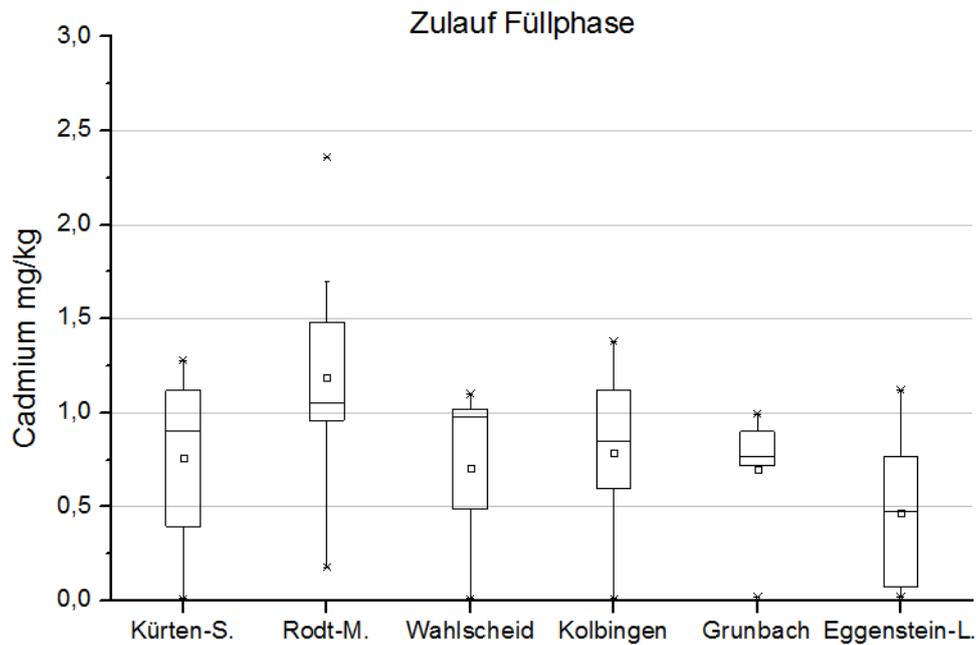


Abbildung 64: Standortbezogene Konzentrationen von Cadmium in mg/kg in der Fraktion < 63 µm in der Füllphase

Tabelle 36: Konzentration von Cadmium in mg/kg in der Fraktion < 63 µm in der Füllphase

	Kürten-S.	Rodt-M.	Wahlscheid	Kolbingen	Grunbach	Eggenstein-L.
Anzahl	7	13	9	12	11	8
Min	0,010	0,179	0,010	0,010	0,020	0,019
25 Quartil	0,444	0,960	0,489	0,625	0,725	0,103
Median	0,900	1,050	0,980	0,847	0,770	0,474
75 Quartil	1,110	1,481	1,020	1,100	0,890	0,698
Max	1,280	2,360	1,100	1,380	0,994	1,120

8.4 Einsatz von Qualitätssonden

8.4.1 Wartung

Der Aufwand für die Funktionskontrolle und die Wartungstätigkeiten hängen insbesondere von der Art der Applikation der Sonde ab, also u.a. in welchem Medium die Sonde zum Einsatz kommt. Auch hier zeigt sich, dass das Mischsystem insgesamt hohe Anforderungen stellt. Vom Hersteller werden, unabhängig vom Einsatzbereich der Sonde, umfangreiche Empfehlungen ausgesprochen, die den Handbüchern zu entnehmen sind. In der nachfolgenden Tabelle werden einige dieser Empfehlungen aufgegriffen und deren konkrete Umsetzung im vorliegenden Anwendungsfall beschrieben.

Tabelle 37: Überprüfungsintervalle der Spektrometersonden

Empfehlung Hersteller	:	Umsetzung im Projekt
Messsonde, Datenaufzeichnung & automatische Reinigung	wöchentlich	wöchentlich: visuelle Kontrolle Sonde & Controller
Plausibilität der Messdaten	wöchentlich	wöchentlich: Export v. Messdaten und Auswertung im Büro
Lückenlose Aufzeichnung der Messdaten	monatlich / halbjährlich	
Kontrolle der Sondenhalterung auf Beschädigung und Verzopfungen	monatlich / halbjährlich	wöchentlich: visuelle Kontrolle & Beseitigung v. Verzopfungen
Funktionscheck Messsonde (visuell & softwareunterstützt)	monatlich / halbjährlich	monatlich: Kontrolle mit destilliertem Wasser
Gegebenenfalls manuelle Reinigung des Messfensters im Zuge der Funktionskontrolle	monatlich / halbjährlich	wöchentlich: Ausbau Sonde und Reinigung mit Wasser monatlich: Ausbau Sonde, Reinigung Messfenster mit Zitronensäure

Im Mischsystem ist grundsätzlich mit starken Ablagerungen und Verzopfungen zu rechnen. Zur Sicherstellung eines langfristig sicheren und insbesondere messgenauen Betriebs der verwendeten Spektrometersonden ist es zwingend erforderlich, Verschmutzungen auf dem Messfenster der Sonde zu vermeiden bzw. zu beseitigen. Daher wurde die automatische

Reinigungseinrichtung installiert. Die Reinigung des Messfensters erfolgt mittels Druckluft. Im Minutentakt werden Luftstöße auf das Messfenster gerichtet und dadurch die Ablagerungen beseitigt.

Eine manuelle Reinigung der Messsonde (Messfenster) wird vom Hersteller bedarfsweise empfohlen, z.B. bei sichtbaren Verschmutzungen (Verzopfung) oder im Rahmen des Funktionschecks, wenn eine entsprechende Fehlfunktion festgestellt wird. Auf Grund des im Vorhaben eng begrenzten Messzeitraums von sechs Monaten je Becken war es wichtig, eine durchgehend zuverlässige Messeinrichtung zu betreiben und Messausfälle und grobe Messfehler möglichst vollständig zu vermeiden. In der Folge wurden während des Messzeitraumes in NRW die Sonden einer routinemäßigen wöchentlichen Funktionskontrolle unterzogen. Je nach Verschmutzungsgrad wurde die Sonde wöchentlich mit Wasser oder Spülmittel sowie das Messfenster mindestens monatlich und nach Bedarf gezielt mit Zitronensäure gesäubert.

Diese zunächst nur präventiv durchgeführten Reinigungstätigkeiten sowie die ebenfalls im Rahmen der Wartung regelmäßig vorgenommenen Vergleichsmessungen bzw. Nullpunktüberprüfungen mit destilliertem Wasser haben sich im laufenden Betrieb und für den vorliegenden Anwendungsfall als grundsätzlich erforderlich erwiesen, um Fehlmessungen vorzubeugen.

So wurde bei der Nullpunktüberprüfung u.a. festgestellt, dass bereits dünne, kaum sichtbare Beläge auf dem Glas des Messfensters zu deutlichen Nullpunktabweichungen bei der Messung führen können. Diese Ablagerungen ließen sich teilweise nur durch den Einsatz von säurehaltigen Reinigungsmitteln beseitigen. Die Nullpunktüberprüfung erfolgte grundsätzlich nach den Vorgaben des Herstellers (Handbuch S::can)). Einzelheiten zu den darüber hinaus durchgeführten Vergleichsmessung und Messwertkorrekturen sind nachfolgend erläutert.

Vor dem Hintergrund der Anforderungen an die Messtechnik ist es notwendig, das Personal für Wartungs- und Reinigungsarbeiten in die Gerätetechnik von Sonde und Druckluftkompressor einzuweisen und zu schulen. Sofern die Wartung von mehreren Personen durchgeführt werden soll, scheinen Schulungen auch sinnvoll, um einheitliche Qualitätsstandards zu gewährleisten. Bezüglich der Wartung und Reinigung der Systeme müssen dem ausführenden Personal kurze Wartungsabläufe und Handlungsanweisungen gegeben werden. Dieser Bedarf hat sich vor allem durch die Erfahrungen beim Aggerverband gezeigt.

Für die Wartung der Sonden sind insbesondere manuelle Reinigungsarbeiten sehr wichtig und regelmäßig durchzuführen. Nur so können repräsentative aussagekräftige Daten gewonnen werden. Auch die Dokumentation der Verschmutzung ist sinnvoll, um bei der Datenauswertung nicht valide Daten auszusortieren.

Die Wartungsarbeiten an den Sonden sind wöchentlich durchzuführen. Der Reinigungsaufwand muss dem Bedarf, dem Verschmutzungsgrad, gerecht werden. Um starke Verschmutzungen zu lösen, sind fettlösliche Reinigungsmittel für das Gehäuse und säurehaltige Reinigungsmittel für das Messfenster nötig. Die Erfahrungen im vorliegenden Projekt zeigen, dass auch bei augenscheinlich sauberem Messfenster eine Reinigung mit Säure erforderlich sein kann. Bereits geringfügige, mit dem bloßen Auge schwer erkennbare Ablagerungen können zur Beeinträchtigung der Messung führen. Ein entsprechender Reinigungsbedarf kann z.B. durch eine Nullpunktüberprüfung mit destilliertem Wasser überprüft werden.

Für die Druckluftkompressoren empfiehlt sich ebenfalls eine regelmäßige Wartung, Der Hersteller macht allerdings keine genauen Angaben zu den Wartungsintervallen. Für den Einsatz an den Sonden ist die regelmäßige Entwässerung wichtig. Das eisenhaltige Kondensat muss entleert werden, da sich sonst Beläge auf dem Messfenster bilden können.

Nullpunktmessungen stellen ein Maß für die Sauberkeit des Messfensters dar. Da diese Messung jedoch hoch empfindlich ist, ist es schwierig oder gar unmöglich diese Sauberkeit zu gewährleisten. Schon vor der Inbetriebnahme einer neu ausgelieferten Sonde sind Fehlermeldungen aufgetreten.

Der für die Wartung insgesamt anzusetzende Zeitaufwand wird auf ca. 1 Stunde je Wartung (z.B. wöchentlich) geschätzt, je nach Reinigungsaufwand und ob eine Nullpunktmessung problemlos erfolgt. Das entspricht den Angaben des Herstellers. Bei einer wöchentlichen Wartung summiert sich der Personalaufwand damit auf rd. 52 h/Jahr, entsprechen etwa 3.500 €/a zzgl. An- und Abfahrt zur Messstelle.

8.4.2 Kalibrierung mittels Kalibrierfunktion

Für die Vergleichsmessung wurden Abwasserproben jeweils unmittelbar aus dem Entlastungsabfluss nahe der installierten Messsonde entnommen. Die Proben wurden manuell „abgeschöpft“. Die Probenahmen und Vergleichsmessungen wurden von Mitarbeitern des Aggerverbandes jeweils ereignisabhängig bzw. im Rahmen der regelmäßigen Wartung durchgeführt. Die Proben wurden anschließend zur CSB-Bestimmung unter Verwendung von Küvettentests analysiert. Je nach erwartetem Messergebnis wurden Küvettentests LCK 414 oder LCK 314 (Hach Lange) verwendet, deren Messbereiche vom Hersteller mit 5 - 60 bzw. 50 – 300 mg/l angegeben werden. Die Genauigkeit von Küvettentests kann je nach Hersteller mit etwa 1 – 2 mg/l (unterer Messbereich) und 8 – 10 mg/l (oberer Messbereich) abgeschätzt werden.

Insgesamt wurden während der ersten Hälfte des Messprogramms (RÜB in NRW) 18 Proben entnommen und analysiert. Für jedes der mit UV/VIS-Sonden ausgestatteten RÜB wurden dabei bis zu fünf verschiedene Entlastungsereignisse beprobt (vgl. Tabelle 38).

Tabelle 38: Ergebnisse der Vergleichsmessungen an Regenbecken in NRW

Datum	Uhrzeit	Messwert Spektrometersonde [mg CSB/l]	Ergebnis der Vergleichsmessung [mg CSB/l]	Abweichung in Prozent
Sonde 25 (RÜB Kürten-Sülze)				
16.12.2011	13:54	95,76	45,4	47%
16.12.2011	14:36	87,5	43,8	50%
02.01.2011	13:17	63,08	36,9	58%
09.01.2012	13:38	73,24	37,3	51%
19.01.2012	14:05	63,79	33,5	53%
Sonde 26 (RÜB Rodt-Müllenbach)				
16.12.2011	15:31	38,21	25,6	67%
02.01.2011	14:13	32,83	22,7	69%
05.01.2012	14:35	27,25	22,8	84%
19.01.2012	15:07	21,16	25,3	120%
Sonde 40 (RÜB Wahlscheid)				
16.12.2011	13:07	163,52	72,3	44%
16.12.2011	15:22	152,95	67,9	44%
02.01.2012	12:30	216,59	46,8	22%
05.01.2012	12:39	234,86	46,2	20%
06.01.2012	11:28	164,38	34,7	21%
09.01.2012	12:54	179,06	51,4	29%
19.01.2012	13:23	156,1	58,6	38%

Relative Abweichung zwischen UV/VIS und Vergleichsmessung (Küvettestest)

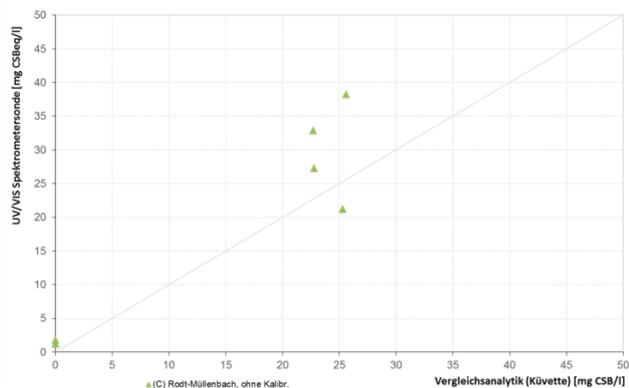
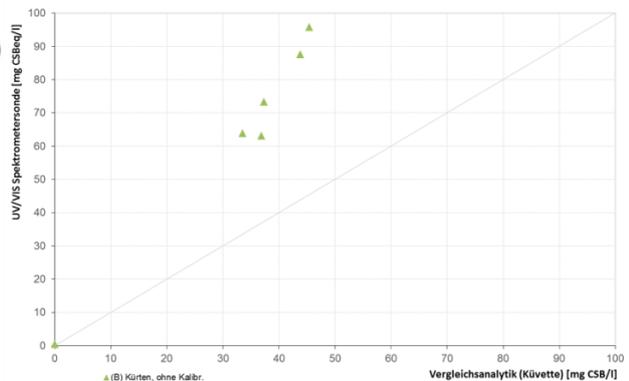
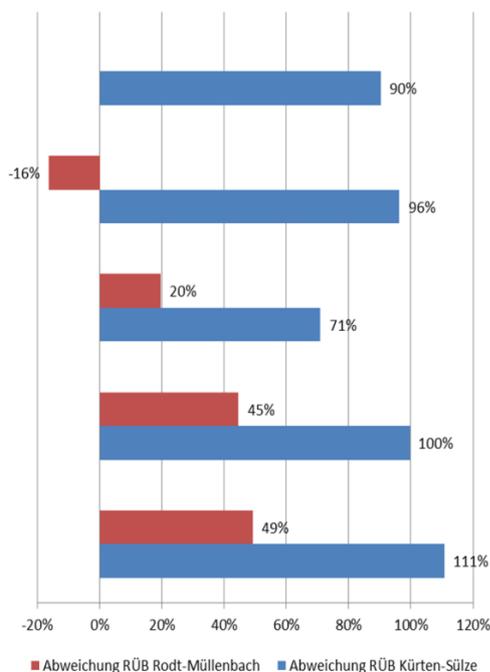


Abbildung 65: Abweichung der gemessenen CSB-Äquivalenzkonzentrationen vom Ergebnis der Vergleichsmessung

Eine entsprechende Messdatenkorrektur für das RÜB Kürten-Sülze ist nachfolgend in Abbildung 66 dargestellt.

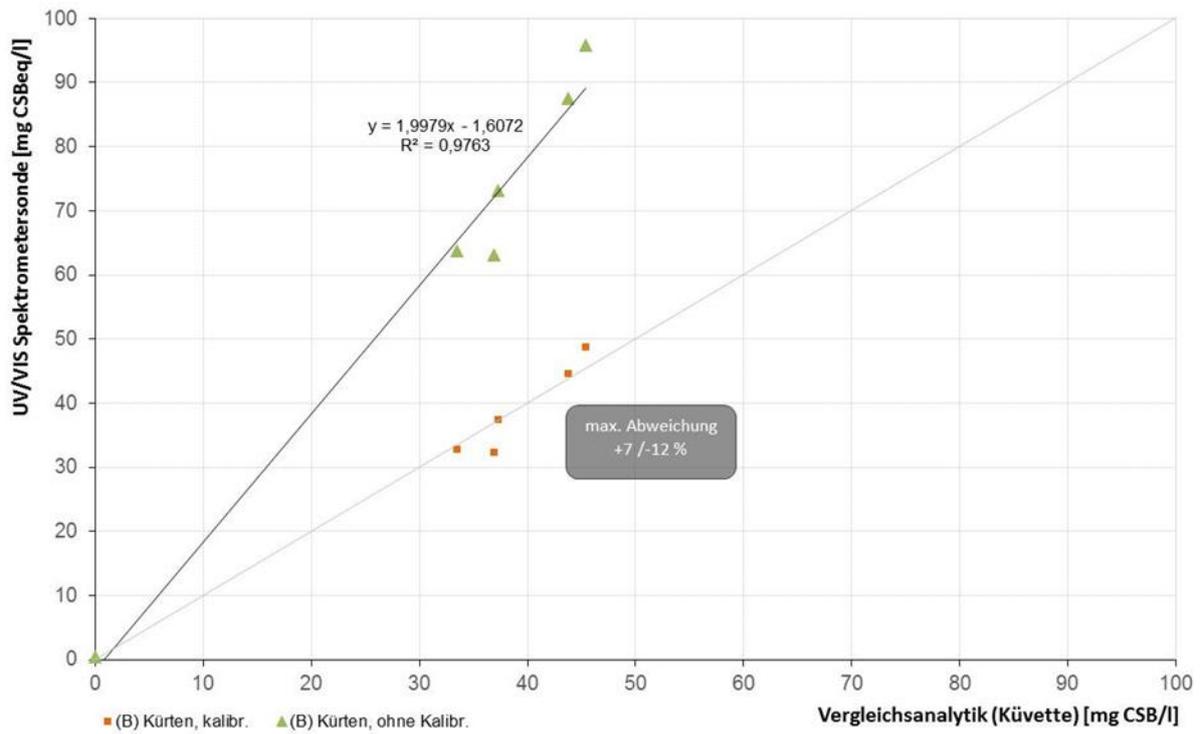


Abbildung 66: CSB-Äquivalenzkonzentrationen am RÜB Kürten-Sülze vor und nach der Durchführung einer Korrektur mittels linearer Regression

8.4.3 Vorversuche zur Überprüfung der globalen Kalibrierung der Sonden (KIT)

Vor dem Einbau der Sonden an den Regenbecken in Baden-Württemberg wurden die globalen Kalibrierung der Sonden überprüft. Das Ziel bestand darin die baugleichen Sonden auf ihre Messgenauigkeit zu überprüfen, bevor Sie an den Regenbecken installiert wurden.

Für die Versuche wurden 4 unterschiedliche CSB Standardlösungen hergestellt die von den Sonden gemessen wurden. Zur Zeit der Vorversuche wurde die Ersatzsonde mitgetestet, weil sich die defekt ausgelieferte Sonde 14 noch beim Hersteller in Reparatur befand. In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse zu den Untersuchungen dargestellt.

Die Voruntersuchungen mit Testmessung von CSB Standardlösungen zeigten, dass alle Sonden unterschiedliche Ergebnisse lieferten, unabhängig davon ob die globale Kalibrierung der Sonden gleich war oder unterschiedlich.

Langzeitmessungen (20 Messintervalle) zeigen, dass die Messergebnisse der Sonden sehr konstant sind. Das zeigt sich anhand der Standardabweichungen der Messergebnisse die gering sind (i.d.R. ~ 3 mg/l).

Tabelle 39: CSB Vergleichsmessungen der Sonde 25

Konzentration der Standardlösung	100 mg/l		200 mg/l		400 mg/l		600 mg/l	
Sonde 25 (INFLUET 160)	Mess- ergebnis	Abw.*	Mess- ergebnis	Abw.*	Mess- ergebnis	Abw.*	Mess- ergebnis	Abw.*
CSB eq	143 mg/l	143%	278 mg/l	139%	480 mg/l	120%	726 mg/l	121%
CSB feq	178 mg/l	178%	366 mg/l	183%	584 mg/l	146%	**	
Sonde 26 (INFLUET 160)								
CSB eq	160 mg/l	160%	294 mg/l	147%	536 mg/l	134%	750 mg/l	125%
CSB feq	208 mg/l	208%	378 mg/l	189%	624 mg/l	156%	**	
Sonde 40 (Ersatz) (EFFLUENT 150)								
CSB eq	45 mg/l	45%	83 mg/l	41%	146 mg/l	36%	238 mg/l	40%
CSB feq	50 mg/l	50%	97 mg/l	49%	173 mg/l	43%	281 mg/l	47%

* Abweichung von der Standardlösung in Prozent

** Außerhalb des Messbereiches

8.4.4 Kalibrierung mittels lokaler Kalibrierung (KIT)

Die Probenahme und Analytik in Baden-Württemberg ist vom KIT Bereich Siedlungswasserwirtschaft durchgeführt worden. Die Spektrometersonden wurden auf die Parameter CSB_{eq} , CSB_{feq} und AFS_{eq} kalibriert.

Gegenüber einer nachträglicher Umrechnung der Messwerte über eine Kalibrierfunktion wie es in NRW durch durchgeführt wurde besteht die Möglichkeit einer Kalibrierung der Sonde in der Steuerungs- und Auswerteeinheit moni:tool. Diese Kalibrierung hat den Vorteil, dass hier dem gemessenen Absorptionsspektrum, ein analytischer Messwert zugeordnet wird. Die Sonde wird mit der standortspezifischen Wassermatrix kalibriert, wodurch sich mit jedem weiteren Kalibrierpunkt die Qualität der Messergebnisse verbessert.

Für die Kalibrierung der Sonde stehen im moni:tool mehrere Optionen zur Auswahl darunter die Nullpunktkalibrierungen, 1-Punkt- Kalibrierung, 2-Punkt-Kalibrierung und eine Multi-Punkt-Kalibrierung (Mutli-Sample). Es wurde die Mutli-Sample Kalibrierung durchgeführt über die eine beliebige Anzahl von Kalibriermessungen durchgeführt werden kann. Je mehr

Messungen durchgeführt werden und je breiter das Spektrum an gemessenen Konzentrationen ausfällt, desto höher ist die Genauigkeit (Bestimmtheitsmaß) der Messergebnisse.

Bedingt durch die teilweise große Distanz zu den Regenbecken sowie die schlechte Vorhersehbarkeit eines Entlastungsereignisses war es nicht immer möglich, frische Proben eines Entlastungsabflusses für die Kalibrierung der Sonden abzuziehen. Um die Sonden kalibrieren zu können wurden Proben aus den Feststoffsammlern verwendet.

Das große Probenvolumen der Feststoffsammler wurde genutzt um für die Kalibrierung mehrere Teilproben unterschiedlicher Konzentration herzustellen. Dazu wurden vor Ort mehrere Teilproben aus dem FSS entnommen und teilweise aufkonzentriert sowie verdünnt. Die aus dem Feststoffsammler entnommenen Teilproben wurden in eine 2 Liter Weithalsflasche gefüllt. Die Öffnung dieser Flasche war ausreichend groß, damit die Spektrometersonden in die Flasche eingetaucht werden konnte. In diesem Milieu wurden mehrere Messintervalle durchgeführt mit dem Ziel, dass sich die Sonde auf die Stoffkonzentrationen einstellen kann. Sobald die Sonde konstante Messwerte erzeugte, wurde über das moni:tool die Kalibrierung eingeleitet, was zuerst einmal bedeutet, dass die Sonde die Messwerte abspeichert und für eine Kalibrierung zur Verfügung stellt. Die Kalibrierung der Messung wird erst über die manuelle Eingabe eines Laborwertes zu dem Messwert der Sonde im moni:tool abgeschlossen.

Jede zur Kalibrierung genutzte Probe wurde unmittelbar nach dem Einlesen der Sonde zur Konservierung in einem geschlossenen Behälter auf Eis gelegt und auf schnellstem Wege zur Analyse ins Labor gebracht. An dieser Stelle entscheidet eine gute Konservierung und schnelle Analyse über die Qualität der Kalibrierung. Die Laborergebnisse wurden anschließend in das moni:tool eingegeben, um die Multi-Sample Kalibrierung zu vervollständigen.

Die für die Kalibrierung genutzten Messwerte der Sonde und aus dem Labor sind in den Tabellen 43 bis 45 enthalten. In der Spalte „Kalibrierung“ wurde dokumentiert ob der Messwert für die Kalibrierung herangezogen oder verworfen wurde. Sofern Eingangsdaten in keiner sinnvollen Beziehung zu einander standen bzw. nicht zu einer guten Korrelation führten, wurden die Daten verworfen. Die aus den Messwerten der Kalibrierung errechneten Kalibrierfunktionen, wurden in den Diagrammen 67 bis 69 angegeben.

Sonde 14 (RÜB Kolbingen)

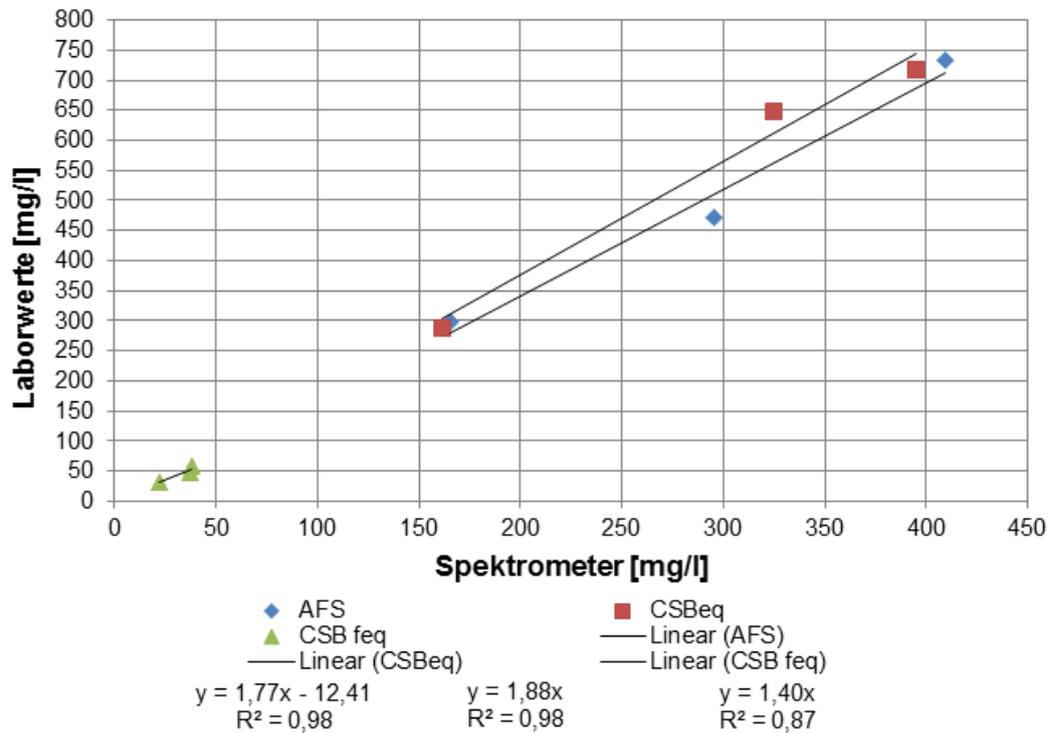


Abbildung 67: Kalibrierung der Sonde 14 (RÜB Kolbingen)

Tabelle 40: Datengrundlage der lokalen Kalibrierung der Sonde 14 (RÜB Kolbingen)

Parameter	Probe	Spektrometersonde [mg CSB/l]	Laborergebnis [mg CSB/l]	Abweichung in Prozent	Kalibrierung
CSB_{eq}	1	325	649	200%	*Kalibriert
	2	161	289	179%	Kalibriert
	3	395	718	182%	Kalibriert
Prüfung		18	16		Ok
Prüfung		12	13		Ok
CSB_{req}	1	38	57	149%	Kalibriert
	2	32	21	151%	Kalibriert
	3	37	47	127%	Kalibriert
Prüfung		12	13		Ok
Prüfung		19	15		Ok
AFS_{eq}	1	295	473	160%	Kalibriert
	2	165	298	180%	Kalibriert
	3	409	733	179%	Kalibriert
Prüfung		7	3		nicht OK
Prüfung		113	113		OK
NO₃⁻	1	-0,57	0,06	-10%	verworfen
	2	0,16	0,36	218%	verworfen
	3	-0,76	0,29	-39%	verworfen

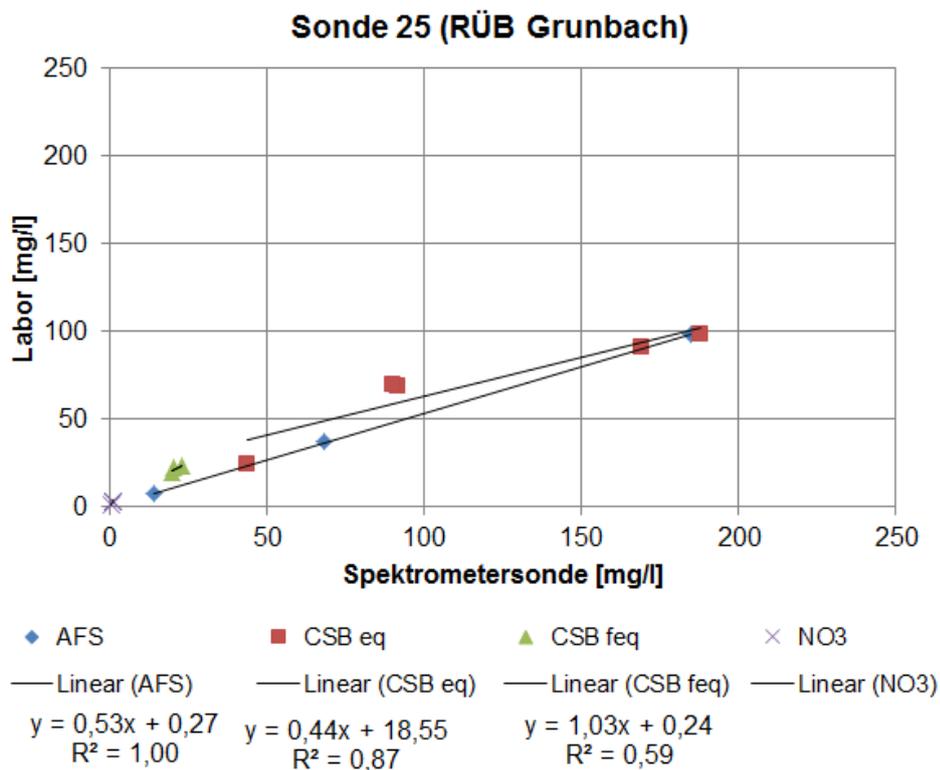


Abbildung 68: Kalibrierung der Sonde 25 (RÜB Grunbach)

Tabelle 41: Datengrundlage der lokalen Kalibrierung der Sonde 25 (RÜB Grunbach)

Parameter	Probe	Spektrometersonde [mg CSB/l]	Laborergebnis [mg CSB/l]	Abweichung in Prozent	Kalibrierung
CSB_{eq}	1	92	69	75%	Kalibriert
	2	169	91	54%	Kalibriert
	3	188	98	52%	Kalibriert
	5	43	24	56%	Kalibriert
	6	92	70	78%	Kalibriert
	7	69	70	101%	verworfen
	CSB_{feq}	1	23	-	
2		31	-		
3		27	-		
5		20	20	99%	Kalibriert
6		23	24	103%	Kalibriert
7		20	23	112%	Kalibriert
AFS_{eq}		1	68	37	54%
	2	185	99	53%	Kalibriert
	3	158	124	78%	verworfen
	5	14	7	53%	Kalibriert
	6	71	100	141%	verworfen
	7	37	60	162%	verworfen.
	NO₃⁻	1	0,400	0,76	190%
2		0,247	0,83	336%	Kalibriert
3		-0,134	0,19	-143%	verworfen
5		0,886	3,50	395%	Kalibriert
6		0,675	3,43	508%	Kalibriert
7		0,760	3,55	467%	Kalibriert

Sonde 26 (RÜB Eggenstein-Leopoldshafen)

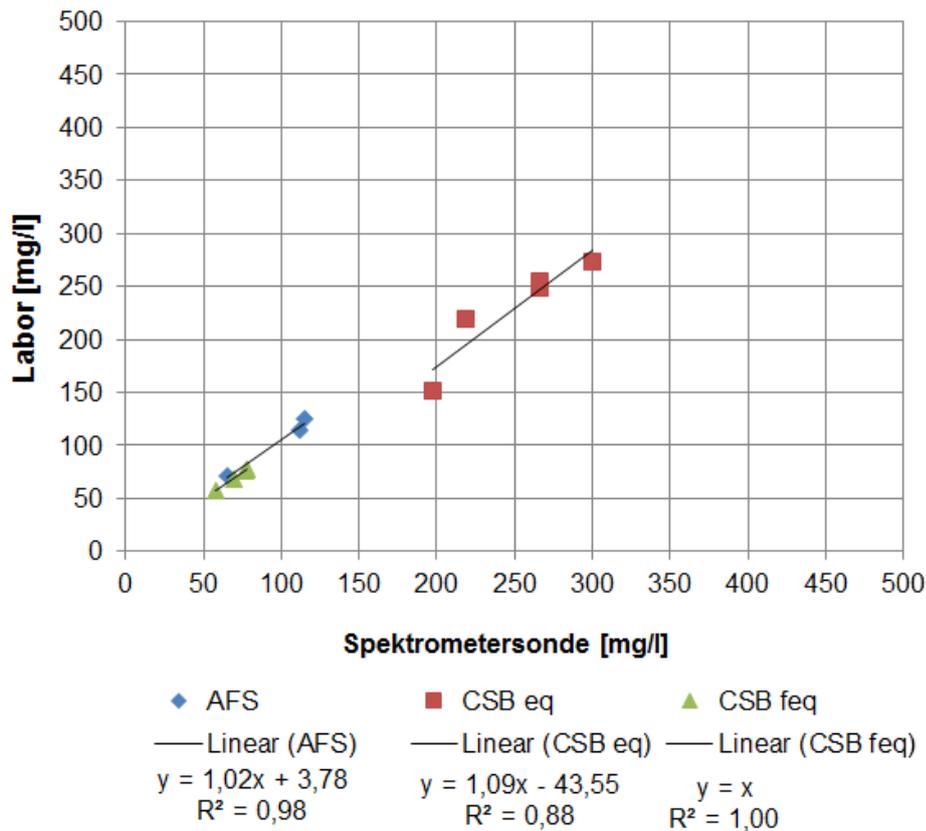


Abbildung 69: Kalibrierung der Sonde 26 (RÜB Eggenstein-Leopoldshafen)

Tabelle 42: Datengrundlage der lokalen Kalibrierung der Sonde 26 (RÜB Eggenstein-Leopoldshafen)

Parameter	Probe	Spektrometersonde [mg CSB/l]	Laboregebnis [mg CSB/l]	Abweichung in Prozent	Kalibrierung
CSB_{eq}	1	300	274	91%	Kalibriert
	2	197	151	77%	Kalibriert
	3	266	248	93%	Kalibriert
	4	266	255	96%	Kalibriert
	5	219	219	100%	Kalibriert
CSB_{feq}	1	-	-		
	2	69	66	96%	Kalibriert
	3	77	97	127%	Kalibriert
	4	78	99	127%	Kalibriert
	5	58	52	90%	Kalibriert
AFS_{eq}	1	-	-		
	2	65	71	109%	Kalibriert
	3	115	125	109%	Kalibriert
	4	111	114	102%	Kalibriert
	5	-	-		
NO₃⁻		0,358	0,16	44%	verworfen
		0,591	0,223	38%	verworfen

8.4.5 Ergebnisse der Online-Messung

8.4.5.1 Sonde 14 (Kolbingen)

Die Sonde 14 wurde am RÜB Kolbingen installiert. Von den Entlastungsereignissen des RÜB Kolbingen zwischen Juli und November 2012 konnten 10 Ereignisse erfasst werden. Die Ergebnisse sind in **Tabelle 43** aufgeführt.

8.4.5.2 Sonde 25 (Kürten-Sülze, Grunbach)

Die Spektrometersonde 25 wurde an den RÜB Kürten-Sülze (NRW) und RÜB Grunbach (BW) eingesetzt.

Kürten-Sülze

In der ersten Messphase von Oktober 2011 bis März 2012 wurde die Messsonde am Klärüberlauf des RÜB Kürten-Sülze eingesetzt. Innerhalb dieses Messzeitraums wurden am KÜ des RÜB 13 Entlastungsereignisse von unterschiedlicher Dauer aufgezeichnet. Die Ereignisse fanden überwiegend in den Monaten Dezember und Januar statt. Einzelne Ereignisse waren im Oktober zu verzeichnen. Die Messsonde bewies über den gesamten Messzeitraum eine hohe Betriebsstabilität, so dass die aufgezeichneten Messdaten zu 100% übernommen und ausgewertet werden konnten. Die Messsonde wurde im Laufe der Messung wie zuvor beschrieben regelmäßig durch Vergleichsmessungen (Küvettentests) überprüft. Eine Korrektur der Messdaten fand anschließend im Rahmen der Bearbeitung der Rohdaten im Büro statt.

Für die Kalibrierung wurden die Vergleichsmessungen von fünf Ereignissen ausgewertet. Aus der Regressionsanalyse errechnet sich für die Kalibrierung ein Bestimmtheitsmaß von 0,98 %. Die Abweichungen der auf diesem Weg korrigierten Messdaten liegen zwischen +7 und -12 % gegenüber den Vergleichsmesswerten. Im Vergleich zu den zuvor festgestellten Abweichungen von bis zu 111% bei alleiniger Anwendung der globalen Kalibrierung ergibt sich durch die lokale Kalibrierung eine deutliche und grundsätzlich akzeptable Verbesserung der Messwerte.

Insgesamt wurden am RÜB Kürten-Sülze 13 Einzelereignisse erfasst. Über den Klärüberlauf wurde dabei in der Summe ein Entlastungsvolumen von rd. 80.000 m³ und eine Fracht von rd. 3.300 kg CSBeq ins Gewässer abgeschlagen. Auf die befestigte Fläche des Direktinzugsgebietes bezogen errechnet sich daraus eine flächenspezifische Entlastungsfracht von etwa 197 kg CSBeq/ha.

Die Qualitätsmessung hat gezeigt, dass bei Entlastung am Klärüberlauf im Ereignismittel überwiegend sehr geringe Schmutzkonzentrationen von 30 bis 80 mg/l auftreten. Die stoffliche Gewässerbelastung kann damit zunächst als vergleichsweise gering eingestuft werden. Ginge man von einem vergleichbaren Entlastungsverhalten des RÜB in der zweiten Jahreshälfte aus, so ließe sich die jährliche Entlastungsschmutzfracht mit rd. 5.700 kg CSB/a abschätzen. Dies entspräche einer nicht unüblichen, spezifischen Schmutzfracht von rd. 220 kg/(ha*a).

Grunbach

Die Sonde 25 wurde von Juli bis November 2013 in Grunbach installiert. Über diesen Zeitraum ist die Entlastungsaktivität des Regenzyklonbeckens mit 4 Ereignissen sehr gering. Deutlich häufiger kam es zu einem Teileinstau des Beckens. Alle Entlastungsereignisse sind zu Beginn des Messzeitraumes Anfang Juli aufgetreten, wo es zu einem Ausfall der

Messtechnik gekommen ist. Daher konnte nur 1 Ereignis aufgezeichnet werden, was angesichts der aufwendig durchgeführten Kalibrierung ärgerlich war.

8.4.5.3 Sonde 26 (Rodt-Müllenbach, Leopoldshafen)

Die Spektrometersonde 26 wurde an dem RÜB Rodt-Müllenbach (NRW) und RÜB Leopoldshafen (BW) eingesetzt.

Rodt-Müllenbach

Das in NRW befindliche RÜB Rodt-Müllenbach war im Zeitraum von Oktober 2011 bis März 2012 mit einer UV/VIS-Sonde ausgerüstet. Schon kurz nach der Inbetriebnahme zeigten sich auffällige Messabweichungen, die auf eine Fehlfunktion der Sonde schließen ließen. Die Sonde wurde daraufhin im Dezember 2011 gegen eine Ersatzsonde getauscht. Entsprechend stehen für die Auswertung nur Messdaten ab Dezember 2011 zur Verfügung.

Auch die Messwerte am RÜB Rodt-Müllenbach (Sonde 26) wurden anhand der durchgeführten Vergleichsmessungen unter Verwendung einer linearen Regression korrigiert. Die Messwertkorrektur wurde ausschließlich für die Messwerte ab Dezember, d.h. nach Austausch der defekten Sonde, durchgeführt. Das Vorgehen entspricht dabei der zuvor beschriebenen Ableitung einer Kalibrierfunktion für das RÜB Kürten-Sülze. Das Ergebnis der Messwertkorrektur ist im nachfolgenden Diagramm dargestellt.

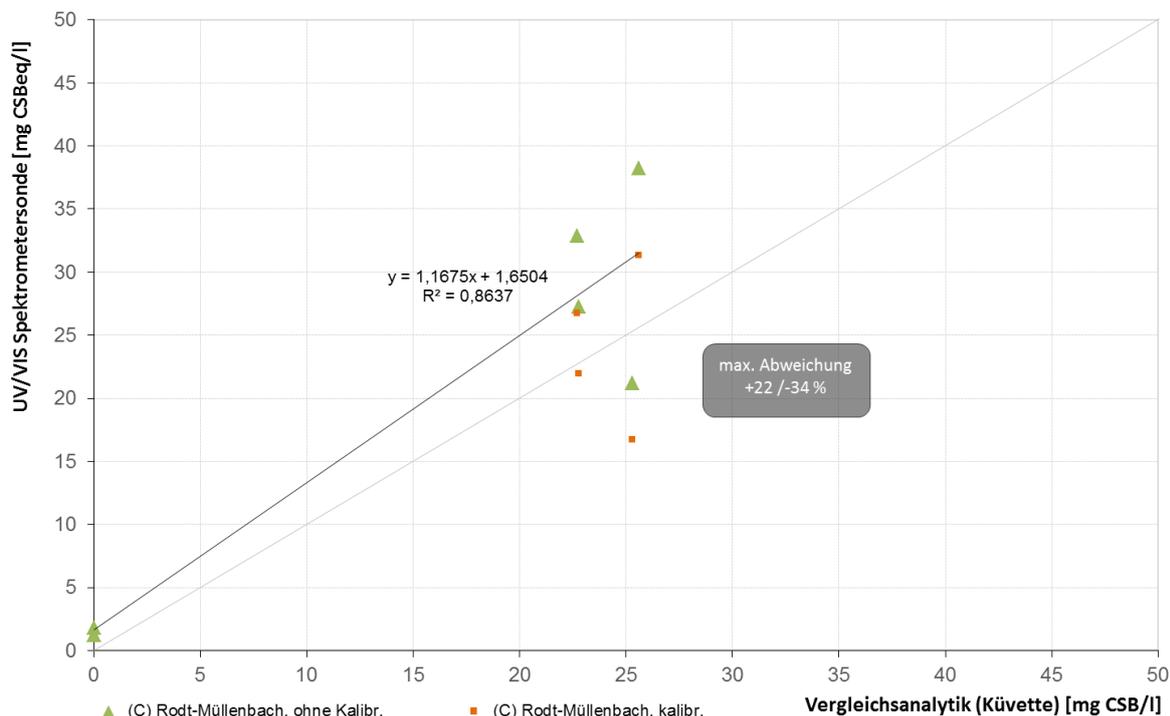


Abbildung 70: Rodt-Müllenbach Messwertkorrektur

Bei der Bewertung der durchgeführten linearen Regression ist grundsätzlich zu bedenken, dass die Ergebnisse der unterschiedlichen Vergleichsmessungen alle innerhalb einer Messspanne von nur etwa 2 mg/l liegen. Entsprechend ist davon auszugehen, dass die Messwertkorrektur nur eingeschränkt gültig ist. Da jedoch keine weiteren Vergleichsmessungen zur Verfügung stehen, wird die Korrekturfunktion für die weitere Auswertung unter Vorbehalt genutzt. Im Anschluss an den Austausch der Sonde wurden im Dezember 2011 und Januar 2012 insgesamt 15 Entlastungsereignisse registriert. Die

Monate Februar und März 2012 blieben bis zum Ende des Messzeitraums ohne Entlastung. Die in den zwei Monaten aufgezeichneten Entlastungen entsprechen in der Summe einem Entlastungsvolumen von rd. 50.000 m³. Dabei wurden nach UV/VIS-Messung 1.870 kg CSBeq ins Gewässer abgeschlagen. Die Entlastungskonzentrationen reichen von min. 13 mg/l bis max. 250 mg/l. Bezogen auf die befestigte Fläche im Einzugsgebiet entspricht dies einer flächenbezogenen Schmutzfracht von 80 kg CSBeq/ha.

Leopoldshafen

Die Sonde 26 wurde in Leopoldshafen installiert. Die Sonde 26 stammt aus derselben Baureihe und ist mit derselben globalen Kalibrierung eingestellt wie die Sonden 14 und 25. Während der Messung am RÜB Leopoldshafen ist über eine lange Zeit die Ultraschallsonde zur Wasserstandsdaten in der Sedimentationskammer ausgefallen. Somit sind für die Auswertung keine Füllstandsdaten verfügbar, d.h. es fehlen die Basisdaten nach denen die Messdaten der Spektrometersonde sauber differenziert werden könnten. Entsprechend sind keine exakten Aussagen über die emittierten Frachten möglich, worin letztlich ein bedeutendes Ziel der Messungen liegt.

Bis zum Ende des Projektes konnten die technischen Probleme nicht behoben werden. Einige Aussagen die von Relevanz sind, können jedoch am Beispiel eines Entlastungsereignisses vom 15. August 2012 getroffen werden (vgl. Abb).

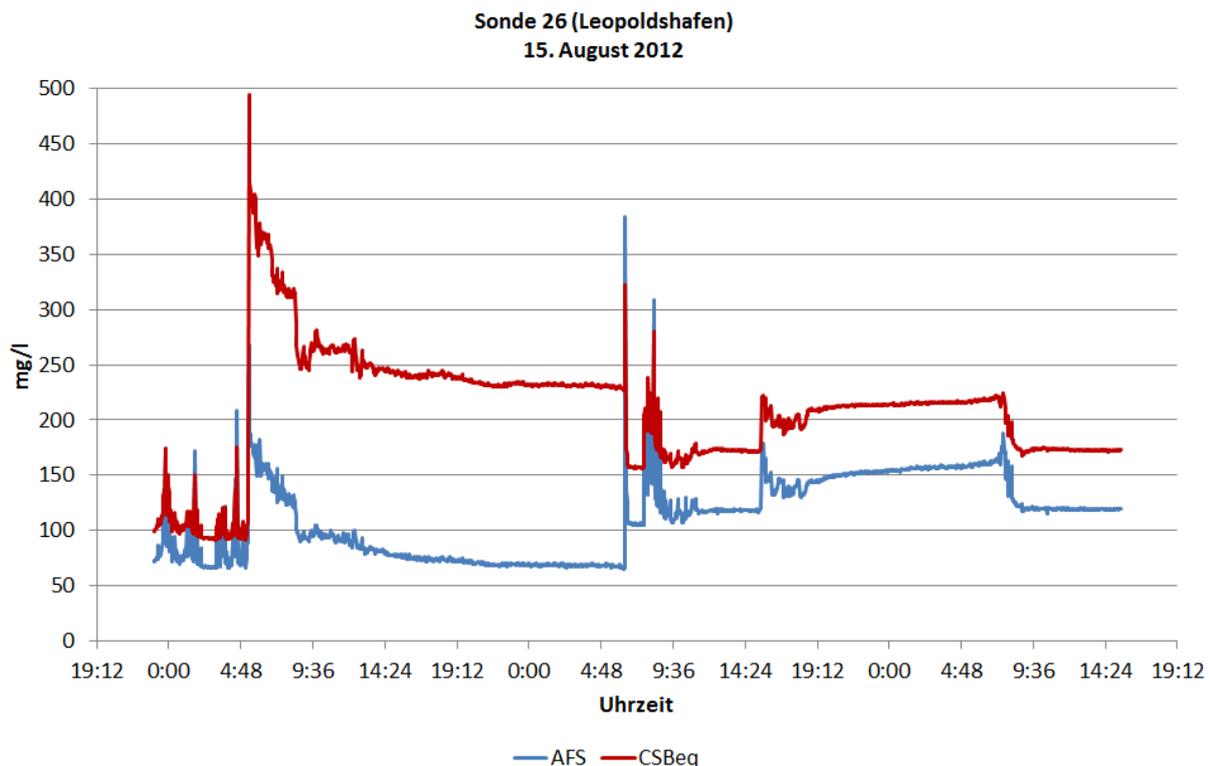


Abbildung 71: Online Messung mit UV/VIS Spektrometersonde am RÜB Leopoldshafen

Die Mittlere CSB Konzentration des Ereignisses liegt bei 208 mg/l, für AFS_{eq} bei 111 mg/l und NO₃⁻ bei 0,22 mg/l. Aus dem orientierenden Monitoring sind die Entlastungsvolumen von sechs Regenereignissen bekannt bei denen ein Volumen von rd. 28.335 m³ entlastet wurde. Setzt man die mittleren Konzentrationen aus der Qualitätsmessung an, um Frachten für die 6 Ereignisse aus dem Monitoring zu errechnen, so erhält man für CSB 5.838 kg und für AFS_{eq} 3.156 kg. Da die jährliche Entlastungshäufigkeit des RÜB Leopoldshafen tatsächlich mit etwa

30 Ereignissen abzuschätzen ist, kann auch von einer deutlich höheren Jahresfracht ausgegangen werden.

8.4.6 Messergebnisse (tabellarisch)

Tabelle 43: Messergebnisse der Spektrometersonden vom RÜB Kolbingen

Kolbingen	Start	29.07.2012 09:08	02.08.2012 23:02	16.08.2012 04:21	16.08.2012 11:20
	Ende	29.07.2012 09:58	03.08.2012 00:31	16.08.2012 08:45	16.08.2012 11:49
Q kü [l/s]	min	11,0	0,0	0,0	11,0
Q kü [l/s]	mittel	53,9	259,8	267,3	53,9
Q kü [l/s]	max	105,0	731,3	727,0	105,0
Q gesamt [m³]		92,2	1.403,1	4.249,3	97,0
CSBeq [mg/l]	min	53,6	243,1	96,3	113,0
CSBeq [mg/l]	mittel	56,2	340,9	173,4	249,5
CSBeq [mg/l]	max	57,5	657,4	374,2	352,4
CSB eqFracht [kg]		5,2	478,9	843,9	25,2
CSB eq [kg/ha]		0,2	22,5	39,6	1,2
CSBfeq [mg/l]	min	0,0	0,0	0,0	0,0
CSBfeq [mg/l]	mittel	9,0	18,2	25,6	1,8
CSBfeq [mg/l]	max	30,4	54,1	69,9	28,1
CSB feq Fracht [kg]		0,3	4,0	89,1	0,1
CSB feq Fracht [kg/ha]		0,0	0,2	4,2	0,0
AFSeq [mg/l]	min	85,7	152,7	42,0	0,0
AFSeq [mg/l]	mittel	89,2	336,3	125,5	294,7
AFSeq [mg/l]	max	91,2	863,4	504,0	469,8
AFS Fracht [kg]		8,2	503,4	738,2	30,4
AFS Fracht [kg/ha]		0,4	23,6	34,6	1,4

Kolbingen	Start	23.08.2012 23:10	24.08.2012 19:33	22.09.2012 01:28	27.09.2012 01:44
	Ende	24.08.2012 00:25	25.08.2012 00:36	22.09.2012 04:44	27.09.2012 03:45
Q kü [l/s]	min	0,0	0,0	0,0	0,0
Q kü [l/s]	mittel	178,7	284,0	197,1	293,8
Q kü [l/s]	max	479,0	714,0	397,0	713,6
Q gesamt [m³]		815,0	5.180,0	2.329,4	2.150,4
CSBeq [mg/l]	min	171,9	88,9	50,8	98,0
CSBeq [mg/l]	mittel	249,4	154,3	88,3	131,6
CSBeq [mg/l]	max	377,5	358,5	275,9	220,0
CSB eqFracht [kg]		176,2	937,4	233,6	270,4
CSB eq [kg/ha]		8,3	44,0	11,0	12,7
CSBfeq [mg/l]	min	0,0	0,0	15,8	24,1

CSBfeq [mg/l]	mittel	23,1	24,4	22,0	31,3
CSBfeq [mg/l]	max	66,6	49,4	46,6	50,1
CSB feq Fracht [kg]		7,3	147,7	54,7	64,2
CSB feq Fracht [kg/ha]		0,3	6,9	2,6	3,0
AFS _{eq} [mg/l]	min	160,1	48,9	24,4	48,8
AFS _{eq} [mg/l]	mittel	225,5	105,4	48,3	63,1
AFS _{eq} [mg/l]	max	377,0	481,8	150,0	97,3
AFS Fracht [kg]		189,1	625,6	129,4	134,4
AFS Fracht [kg/ha]		8,9	29,4	6,1	6,3

Kolbingen	Start	09.10.2012 05:50	10.11.2012 23:21		
	Ende	10.10.2012 16:08	11.11.2012 21:39		
Q kü [l/s]	min	0,0	15,4		
Q kü [l/s]	mittel	147,7	223,0		
Q kü [l/s]	max	701,1	698,0		
Q gesamt [m³]		8.464,6	8.899,5		
CSBeq [mg/l]	min	54,9	44,7		
CSBeq [mg/l]	mittel	92,8	74,4		
CSBeq [mg/l]	max	180,8	202,3		
CSB eqFracht [kg]		825,9	707,2		
CSB eq [kg/ha]		38,8	33,2		
CSBfeq [mg/l]	min	14,2	9,4		
CSBfeq [mg/l]	mittel	22,2	18,8		
CSBfeq [mg/l]	max	42,1	34,9		
CSB feq Fracht [kg]		195,6	167,9		
CSB feq Fracht [kg/ha]		9,2	7,9		
AFS _{eq} [mg/l]	min	26,8	25,7		
AFS _{eq} [mg/l]	mittel	52,5	42,9		
AFS _{eq} [mg/l]	max	91,0	131,2		
AFS Fracht [kg]		466,2	424,7		
AFS Fracht [kg/ha]		21,9	19,9		

Tabelle 44: Messergebnisse der Spektrometersonden vom RÜB Kürten-Sülze

Kürten-Sülze	Start	12.10.2011 13:57	03.12.2011 18:45	09.12.2011 04:48	16.12.2011 06:15
	Ende	13.10.2011 20:18	03.12.2011 19:21	09.12.2011 06:33	18.12.2011 20:51
Q kü	min	0,3	0,5	0,8	0,3
Q kü	mittel	38,5	34,9	26,7	58,5
Q kü	max	172,5	83,9	88,6	358,5
Q gesamt		183	75	165	13.365
CSB _{eq}	min	22,7	74,9	36,6	16,6
CSB _{eq}	mittel	37,2	77,5	38,8	35,7

CSB _{eq}	max	53,9	78,8	42,4	53,8
CSB _{eq} Fracht					

Kürten-Sülze	Start	22.12.2011 20:21	24.12.2011 04:42	29.12.2011 23:33	30.12.2011 09:45
	Ende	23.12.2011 01:48	24.12.2011 16:39	30.12.2011 00:45	30.12.2011 11:03
Q kü	min	0	0	1,3	0,3
Q kü	mittel	12,3	12,9	69,8	18,1
Q kü	max	26,8	64,2	172,5	26,2
Q gesamt		237	553	300	87
CSB _{eq}	min	39,4	26,6	49,1	29,3
CSB _{eq}	mittel	45,4	78,5	54,2	30,6
CSB _{eq}	max	48,4	102,9	62	32,9
CSB _{eq} Fracht					

Kürten-Sülze	Start	31.12.2011 15:51	01.01.2012 00:00	05.01.2012 05:24	19.01.2012 07:54	23.01.2012 2 16:48
	Ende	31.12.2011 23:57	04.01.2012 00:42	10.01.2012 00:18	23.01.2012 11:36	23.01.2012 2 17:45
Q kü	min	6,3	0	0	0	0,7
Q kü	mitte					
Q kü	l	50,7	51,2	56,5	78,7	27,3
Q kü	max	105,8	507,2	524,7	355,6	82,7
Q gesamt		1.473	11.952	23.351	28.263	92
CSB _{eq}	min	Messdaten	13,5	13,5	0,8	37,9
CSB _{eq}	mitte					
CSB _{eq}	l		32,3	32,5	40,5	49
CSB _{eq}	max	fehlen	59,6	52,2	99,2	88,3
CSB _{eq} Fracht						

Tabelle 45: Messergebnisse der Spektrometersonden vom RÜB Rodt-Müllenbach

Rodt-Müllenbach	Start	09.12.2011 04:48	16.12.2011 06:15	23.12.2011 00:31	24.12.2011 04:44
	Ende	09.12.2011 06:34	18.12.2011 21:37	23.12.2011 01:49	24.12.2011 16:23
Q kü	min	0,8			
Q kü	mittel	27,4	59	8	13
Q kü	max	88,6	358	15	64
Q gesamt		175	13364	213	536
CSB _{eq}	min	18	28	130	39
CSB _{eq}	mittel	25	108	132	116
CSB _{eq}	max	66	238	137	250
CSB _{eq} Fracht		4	987	28	27

Rodt-Müllенbach	Start	29.12.2011 23:34	30.12.2011 09:47	31.12.2011 15:52	01.01.2012 08:46
	Ende	30.12.2011 00:46	30.12.2011 11:04	01.01.2012 01:10	01.01.2012 16:46
Q kü	min				
Q kü	mittel	71	19	49	31
Q kü	max	172	26	106	110
Q gesamt		305	86	1491	531
CSB _{eq}	min	13	34	20	18
CSB _{eq}	mittel	15	37	31	21
CSB _{eq}	max	17	41	72	27
CSB_{eq} Fracht		4	3	47	11

Rodt-Müllенbach	Start	02.01.2012 02:54	03.01.2012 19:23	05.01.2012 02:00	12.01.2012 17:28
	Ende	02.01.2012 13:52	03.01.2012 21:16	09.01.2012 02:14	12.01.2012 18:20
Q kü	min				
Q kü	mittel	55	225	70	82
Q kü	max	133	968	687	245
Q gesamt		2162	1534	22152	255
CSB _{eq}	min	20	31	15	67
CSB _{eq}	mittel	28	39	22	69
CSB _{eq}	max	60	49	63	71
CSB_{eq} Fracht		57	64	470	18

Rodt-Müllенbach	Start	19.01.2012 09:10	21.01.2012 12:12	22.01.2012 14:22	19.01.2012 09:10
	Ende	19.01.2012 17:20	21.01.2012 19:56	22.01.2012 19:36	19.01.2012 17:20
Q kü	min				
Q kü	mittel	143	76	58	143
Q kü	max	315	254	164	315
Q gesamt		4227	2121	617	4227
CSB _{eq}	min	14	15	36	14
CSB _{eq}	mittel	19	18	47	19
CSB _{eq}	max	32	40	79	32
CSB_{eq} Fracht		81	39	28	81

8.5 Wasserstands- Abfluss Beziehung

Die Abflussberechnungen an den Regenbecken dient vorrangig dem Ziel eine Volumenproportional Beprobung an den Regenbecken zu ermöglichen. Die verwendeten Berechnungsansätze ermöglichen eine Abschätzung des Abflusses und können mit Unsicherheiten behaftet sein.

In NRW wurden die Wasserstands-Abfluss Beziehungen für die Klärüberlaufschwelle durch Fachpersonal des Projektpartners Aggerverband aufgestellt.

Das RÜB **Rodt-Müllenbach** ist mit einer scharfkantigen Wehrschwelle ausgestattet und wurde nach der Formel von Poleni berechnet.

$$Q = \frac{2}{3} \mu * b \sqrt{2g} * h\ddot{u}^{\frac{3}{2}} \text{ in } \left[\frac{m^3}{s}\right]$$

Mit: Beiwert $\mu = 0,62$, Wehrbreite $b = 4,20 \text{ m}$, Erdbeschleunigung $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, Überfallhöhe $h\ddot{u}$ 0 bis 170 mm.

Das RÜB **Wahlscheid** ist mit einem schmalkronigen, scharfkantigen Wehr ausgerüstet.

Mit: Beiwert $\mu = 0,5$, Wehrbreite $b = 7,53 \text{ m}$, Überfallhöhe $h\ddot{u}$ bis 400 mm.

Bei dem Rundbecken **Kürten-Sülze** ist die Klärüberlaufschelle ebenfalls mit einer scharfkantigen Wehrschwelle ausgestattet. Bei der Abflussberechnung nach Poleni wurden die bestehenden Pfeiler einbezogen. Deren Einfluss sind noch *Bollrich (2007)* wie folgt zu berücksichtigen:

$$Q = \sigma pf * \frac{2}{3} \mu * b \sqrt{2g} * b * h\ddot{u}^{\frac{3}{2}} \text{ in } \left[\frac{m^3}{s}\right]$$
$$\sigma pf = 1 - \frac{\sum b pf}{b} 2 * n * \xi * \frac{h\ddot{u}}{b}$$

Mit $\sum \sigma pf$ = Summe der Breite aller Pfeiler, Beiwert $\mu = 0,62$, Wehrbreite $b = 12,6 \text{ m}$ gesamte vorhandene Überfallbreite einschließlich Pfeiler, Überfallhöhe $h\ddot{u}$ 0 bis 230 mm, Einschnürungsbeiwert $\xi = 0,1$, Anzahl der Pfeiler $n = 2$.

In BW wurden die Ansätze zur Berechnung der Abflüsse soweit möglich den Erläuterungsberichten bzw. den Bemessungsunterlagen entnommen. Nach den ersten aufgezeichneten Entlastungsereignissen wurden die ermittelten Entlastungsvolumen mit den zuständigen Betreibern oder Ingenieurbüros abgeglichen, bei Bedarf korrigiert und damit auf Plausibilität überprüft. Aufgrund der zahlreichen potentiellen Fehlerquellen verbleiben Ungenauigkeiten, diese konnten jedoch nicht erfasst werden. So wurden die Entlastungsschwellen vor Projektbeginn nicht messtechnisch überprüft oder erneuert.

Das Regenzyklonbecken **Grunbach** (BW) verfügt über ein Schlitzdrosselwehr mit freiem Strahlaustritt. Die Abflussberechnung erfolgte nach DWA-A 111 über folgende Formel:

$$Q = \mu * e * l s \sqrt{2ghs} \text{ in } \left[\frac{m^3}{s}\right]$$

Für die Berechnung des Abflusses wurden die Eingangsdaten von der Bemessung des Schlitzwehres aus der Genehmigungsplanung verwendet. Diese sind: Beiwert $\mu = 0,63$, Schlitzhöhe $e = 0,04 \text{ m}$, Wehrlänge $l s = 6 \text{ m}$, Überstauhöhe $h s = 0,25 \text{ m}$

Die Wehrschwelle des RÜB **Eggenstein-Leopoldshafen** (BW) ist als Zahnschwelle ausgebildet. Für einen geringen Abfluss ($h < 0,05$ m) wurde die Formel eines Dreieckswehres angesetzt (pro Zacke) und bei höherem Wasserspiegel ($h > 0,05$ m) die Poleni-Formel verwendet.

Scharfkantig senkrecht Dreieckswehr, Thomsonwehr mit Öffnungswinkel 90°

$$Q = \frac{8}{15} * \mu * \tan \alpha \sqrt{2g} * h\ddot{u}^{\frac{5}{2}} \text{ in } \left[\frac{m^3}{s}\right]$$

mit: Beiwert $\mu = 0,59$, Öffnungswinkel $\tan \alpha = 90^\circ$, Überfallhöhe $h\ddot{u} = \text{bis } 0,05$ m

Poleni-Formel:

$$Q = \frac{2}{3} \mu * b \sqrt{2g} * h\ddot{u}^{\frac{3}{2}} \text{ in } \left[\frac{m^3}{s}\right]$$

mit: Beiwert $\mu = 0,64$, Wehrebite $b = 12$ m, Erdbeschleunigung $g = 9,81$ m/s², Überfallhöhe $h\ddot{u} > 0,05$ m.

Bei dem RÜB in **Kolbingen** ist ein Selbstregulierender Klärüberlauf der Bauart *FluidCluri* der Firma UFT verbaut. Die Bemessung des Wehres wurde vom Hersteller durchgeführt. Das Bemessungsverfahren und die darin enthaltenen Messwerte unterliegen Schutzrechten und dürfen hier nicht aufgeführt werden. Der Hersteller gewährleistet jedoch eine Genauigkeit der Abflusskurve von +/- 10%.

Die dargestellten Berechnungsansätze wurden als Exponential- bzw. Potenzfunktionen in das Steuerungsmodul übernommen.