

---

# Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen Phase 1

Projektbericht

Auftraggeber  
MKULNV NRW

---

Deutscher Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA)

Karlsruher Institut für Technologie  
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung  
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft  
Dr.-Ing. Stephan Fuchs

Technische Universität Kaiserslautern,  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

Fachhochschule Münster  
Fachbereich Bauingenieurwesen  
Institut für Wasser Ressourcen Umwelt  
Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Mohn

---

Oktober 2013



# **Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen – Phase 1**

## **Projektbericht**

### **Projektbearbeitung**

#### **KIT**

Rebecca Eyckmanns-Wolters  
Dr.-Ing. Stephan Fuchs

#### **FH Münster**

Christian Maus  
Marc Sommer  
Nina Voßwinkel  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Mohn  
Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl

#### **TU Kaiserslautern**

Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

#### **DWA**

Christian Berger

### **Auftraggeber**

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



**Inhaltsverzeichnis**

<b>Kurzzusammenfassung</b>	<b>i</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Hintergrund	1
1.2 Zielsetzung	1
<b>2 Grundlagen</b>	<b>2</b>
2.1 Einsatz von Regenklärbecken	2
2.2 Grundlagen der Gestaltung und des Betriebs von Regenklärbecken	2
2.2.1 Definitionen	2
2.2.2 Technische Regeln zu Regenklärbecken	3
2.3 Stand der Wissenschaft und Forschung	5
2.3.1 Wirksamkeit	5
2.3.2 Feststoffuntersuchungen	6
2.3.3 Feststoffkonzentrationen	7
2.3.4 Feinfraktion	8
<b>3 Material und Methoden</b>	<b>9</b>
3.1 Anlagensondierung und Erhebungsuntersuchung	9
3.2 Messtechnik orientierendes Monitoring	10
3.3 Standorte orientierendes Monitoring	12
3.3.1 Regenklärbecken im Dauerstau	14
3.3.2 Regenklärbecken ohne Dauerstau	20
3.3.3 Regenklärbecken im unechten Nebenschluss	25
3.4 Vor-Ort Messungen	28
3.5 Analysemethoden	28
3.6 Auswertemethoden	30
3.6.1 Verwertbare Proben	30
3.6.2 Feststoffkonzentration $C_{\text{fest}}$	30
3.6.3 Feststofffrachten	31
3.6.4 Wirkungsgrade	32
3.6.5 Standortspezifische mittlere Konzentrationen (SMC)	33
3.7 Hinweise zur Methodik	34
3.7.1 Höhe der Probenahmepumpen	34
3.7.2 Zeitgleiche Beprobung und Mischprobe mehrerer Ereignisse	34
3.7.3 Beprobung des gesamten Klärüberlaufereignisses	34
3.7.4 Feststoffkonzentration $C_{\text{fest}}$	36
3.7.5 Nasssiebung statt Trockensiebung nach DIN	36
3.8 CFD-Simulation	37
3.8.1 Einführung	37

3.8.2	Untersuchungskonzept	37
3.8.3	Verwendete Software	42
3.8.4	CFD-Model Setup	42
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>46</b>
4.1	Sondierung des Anlagenbestandes	46
4.1.1	Gesamtdatenbestand	46
4.1.2	Selektion für die Anlagenbesichtigung	49
4.2	Ergebnisse der Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung	52
4.2.1	Technische Kenndaten	52
4.2.2	Einzugsgebiet	57
4.2.3	Abgleich der Daten aus der Begehung mit REBEKA und WIBAS	57
4.2.4	Betriebspraxis - Schlammräumung	58
4.2.5	Anlagenbelastung – Sedimentuntersuchung	58
4.2.6	Anlagenbelastung – Vor-Ort Parameter	62
4.3	Orientierendes Monitoring	62
4.3.1	Feststoffuntersuchungen	63
4.3.2	Oberflächenbeschickung	69
4.3.3	Frachtwirkungsgrad	71
4.3.4	Identifikation wirksamkeitsrelevanter Randbedingungen	73
4.3.5	Einzelfallbetrachtung	77
4.3.6	Sedimentstichproben im Zulauf	80
4.3.7	Stoffanalyse	82
4.3.8	Anlagen spezifische Stoffkonzentrationen	87
4.3.9	Jahresfrachten Feinfraktion Feststoffe	87
4.3.10	Spezifische Phosphor- und Zinkfrachten	88
4.3.11	Wasseranalytik – Überstandswasser	89
4.4	Ergebnisse Erhebungsuntersuchung und orientierendes Monitoring	90
4.4.1	Sachgerechte Ausführung und sachgerechter Betrieb	90
4.5	Numerische Modellierung von Regenklärbecken	92
4.5.1	Auswirkung der Einlaufgestaltung	92
4.5.2	Auswirkung der Abmessungen	98
<b>5</b>	<b>Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse</b>	<b>104</b>
5.1	Vorbemerkungen	104
5.2	Stand der Technik	105
5.2.1	Konstruktion	105
5.2.2	Klärbedingungen	106
5.2.3	Betrieb	107
5.3	In-Situ Untersuchung im Rahmen des orientierenden Monitorings	108
5.3.1	Feststoffeigenschaften	108

---

5.3.2	Oberflächenbeschickung	110
5.3.3	Bau- und Betriebsweise	110
5.3.4	Beckengeometrie	111
5.3.5	Stoffgehalte	111
5.3.6	Jahreszeitliche Einflüsse	112
5.4	Ergebnisse der CFD-Modellierung	112
5.4.1	Auswirkung der Partikelzusammensetzung	112
5.4.2	Auswirkung der Einlaufgestaltung	113
5.4.3	Auswirkung der Beckenabmessungen	114
5.5	Unterschiedliche Ansätze CFD-Modellierung und orientierendes Monitoring – Beispiel	115
<b>6</b>	<b>Schlussfolgerungen und Ausblick</b>	<b>118</b>
6.1	Stand der Technik	118
6.2	Identifikation wirksamkeitsrelevanter Randbedingungen	119
6.3	Einfluss der Feststoffeigenschaften auf die Wirksamkeit	119
6.4	Belastungssituation	120
6.5	Wirksamkeit der Becken als Sedimentationsanlagen	121
6.6	Wirksamkeit und Eignung der untersuchten Becken für weitere Untersuchungen	122
6.7	Modellierung und in-situ Untersuchung von Prozessen in Regenklärbecken	123
6.8	Optimierungspotential – Empfehlung	123
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>125</b>
<b>8</b>	<b>Anhang</b>	<b>129</b>

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1: Verteilung AFS-Konzentrationen aus Literaturdaten .....	8
Abbildung 3.1: Kescher mit Sediment.....	10
Abbildung 3.2: Sedimententnahme an einem RKB .....	10
Abbildung 3.3: Feststoffsammler .....	12
Abbildung 3.4: Schmutzwassertauchpumpe auf KÜ-Höhe.....	12
Abbildung 3.5: Schmutzwassertauchpumpe und Feststoffsammler im Zulauf.....	12
Abbildung 3.6: Schemaskizze RKB Daimlerstraße .....	14
Abbildung 3.7: Zulaufpumpe (links) und Klärüberlaufpumpe (rechts) Daimlerstraße.....	14
Abbildung 3.8: Zulauf (links) und Klärüberlauf (rechts) des RKB Haarstraße .....	15
Abbildung 3.9: Schemaskizze RKB Haarstraße.....	16
Abbildung 3.10: Schemaskizze RKB Ibbenbüren.....	16
Abbildung 3.11: Zulaufpumpe und Pumpe vor dem Klärüberlauf in Ibbenbüren .....	17
Abbildung 3.12: Schemaskizze Prozessionsweg .....	17
Abbildung 3.13: Zulauf- und Klärüberlaufpumpe Prozessionsweg, Wettringen .....	18
Abbildung 3.14: Schemaskizze Erlenstraße .....	19
Abbildung 3.15: Zulaufpumpe und Pumpe vor dem Klärüberlauf am RKB Erlenstraße.....	19
Abbildung 3.16: Zusammenfluss aus zwei Teileinzugsgebieten vor dem RKB Im Wöhr .....	20
Abbildung 3.17: Blick auf eine Beckenkammer des RKB Im Wöhr.....	20
Abbildung 3.18 Lageplan und Probenahmeorte Im Wöhr .....	21
Abbildung 3.19: Zulaufpumpe und Pumpe am Klärüberlauf Im Wöhr.....	21
Abbildung 3.20: Schemaskizze Lochfeld .....	22
Abbildung 3.21: Gesamtansicht in KÜ-Richtung RKB Lochfeld.....	22
Abbildung 3.22: Zulaufbereich mit Geschiebeschacht, Lochfeld .....	22
Abbildung 3.23: Zulaufpumpe und Klärüberlaufpumpe am RKB Lochfeld.....	23
Abbildung 3.24: RKB Bettringen, Zulaufbereich.....	24
Abbildung 3.25: RKB Bettringen, KÜ bei Beckenfüllung .....	24
Abbildung 3.26: Schemaskizze Bettringen.....	24
Abbildung 3.27: Zulaufpumpe (links) und Klärüberlaufpumpe (rechts) am RKB Bettringen...24	24
Abbildung 3.28: Schemaskizze Oberbruch .....	25
Abbildung 3.29: Zulaufpumpe Oberbruch mit Spülklappe .....	26
Abbildung 3.30: Klärüberlaufpumpe Oberbruch (später hinter der Tauchwand).....	26
Abbildung 3.31: Ablaufsumpf RKB Oberbruch .....	26
Abbildung 3.32: Schemaskizze Unna .....	27
Abbildung 3.33: Zulauf- und Klärüberlaufpumpe am RKB in Unna .....	28
Abbildung 3.34 Schema zur Behandlung der Proben aus den Feststoffsammlern.....	29
Abbildung 3.35: Pumpenlaufzeit und Entlastungsdauer.....	35
Abbildung 3.36: Verlauf der Feststoffkonzentration über Dauer des Klärüberlaufs .....	35

Abbildung 3.37: Einlaufgestaltung nach DWA-A 166, Entwurf (2010) .....	38
Abbildung 3.38: Einlaufvarianten .....	39
Abbildung 3.39: Abmessungen der Beckenvarianten zu Becken 2 .....	39
Abbildung 3.40: Untersuchungskonzept der CFD-Simulation .....	40
Abbildung 4.1: Anteile der kommunalen RKB nach spezifischem Volumen .....	47
Abbildung 4.2: Anzahl der kommunalen RKB in NRW und BW aufgeteilt nach Volumen.....	48
Abbildung 4.3: Selektion der Regenbecken aus dem vorhandenen Datenbestand .....	51
Abbildung 4.4: Anlagenbegehung: Feststoffverteilung zulaufnah.....	59
Abbildung 4.5: Anlagenbegehung: Feststoffverteilung ablaufnah .....	59
Abbildung 4.6: Fraktion größer 2 mm, Rieselfeld .....	60
Abbildung 4.7: Fraktion größer 2 mm, Ibbenbüren (links), Neuenburg (rechts).....	60
Abbildung 4.8: Trockensubstanzanteile in Gew.-% im Zulauf für alle Anlagen.....	64
Abbildung 4.9: Trockensubstanzanteile in Gew.-% im KÜ für alle Anlagen.....	64
Abbildung 4.10: Glühverluste im Zulauf .....	64
Abbildung 4.11: Glühverluste im KÜ .....	64
Abbildung 4.12: Trockensubstanzanteile KÜ in Gew.-% für Anlagen ohne Dauerstau .....	65
Abbildung 4.13: Trockensubstanzanteile KÜ in Gew.-% für Anlagen mit Dauerstau .....	65
Abbildung 4.14: Verteilung der Feststofffraktionen im Zulauf .....	66
Abbildung 4.15: Feststoffkonzentrationen im Zulauf, gesamter Datenbestand.....	66
Abbildung 4.16: Feststoffkonzentrationen im Klärüberlauf, gesamter Datenbestand .....	66
Abbildung 4.17: Häufigkeitsverteilung der Feinstoffkonzentrationen .....	69
Abbildung 4.18: Häufigkeit der Oberflächenbeschickungen im orientierenden Monitoring ....	70
Abbildung 4.19: Häufigkeit der Oberflächenbeschickungen differenziert nach Betriebsweise.....	70
Abbildung 4.20 Wirkungsgrad und mittlere Oberflächenbeschickung .....	74
Abbildung 4.21: Zusammenhang mittlere Oberflächenbeschickung und Frachtwirkungsgrad.....	75
Abbildung 4.22: Sedimente in der Fangkammer in Oberbruch.....	81
Abbildung 4.23: Sedimente im Beckenüberlauf Erlenstraße .....	81
Abbildung 4.24: Stoffgehalte der Feinfraktion im Zulauf- bzw. Klärüberlauf .....	82
Abbildung 4.25: Stoffgehalte in der Sand- und Kiesfraktion im Zulauf bzw. Klärüberlauf .....	83
Abbildung 4.26: Zusammenhang Zink (partikulär) und Glühverlust (n=94) .....	85
Abbildung 4.27: Zusammenhang Gesamtphosphor und Glühverlust (n=94) .....	86
Abbildung 4.28: Verteilung der Geschwindigkeiten in den Becken für unterschiedliche Oberflächenbeschickungen.....	92
Abbildung 4.29: Stromlinien in Becken 1 und Becken 2.....	93
Abbildung 4.30: Stromlinien in Becken 3 und Becken 4.....	94
Abbildung 4.31: Verteilung der Schubspannungen auf der Sohle für 2 m/h (links) und 10 m/h (rechts).....	95

---

Abbildung 4.32: Absetzbilder für die Oberflächenbeschickungen 2 m/h (oben) und 10 m/h (unten) .....	96
Abbildung 4.33: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 1 bis 4 bei 2 m/h Oberflächenbeschickung.....	97
Abbildung 4.34: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 1 bis 4 bei 6 m/h Oberflächenbeschickung.....	98
Abbildung 4.35: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 1 bis 4 bei 10 m/h Oberflächenbeschickung.....	98
Abbildung 4.36: Verteilung der Geschwindigkeiten im den Becken für unterschiedliche Oberflächenbeschickungen.....	99
Abbildung 4.37: Über die Breite gemittelte Fließgeschwindigkeiten im Becken .....	100
Abbildung 4.38: Absetzbilder für die Oberflächenbeschickungen 2 m/h (oben) und 10 m/h (unten) .....	101
Abbildung 4.39: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis 2c bei 2 m/h Oberflächenbeschickung.....	102
Abbildung 4.40: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis Becken 2c bei 6 m/h Oberflächenbeschickung.....	103
Abbildung 4.41: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis Becken 2c bei 10 m/h Oberflächenbeschickung.....	103

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 2.1: Konstruktive Vorgaben des ATV-A 166 (1999) für Durchlaufbecken	3
Tabelle 2.2: Literaturangaben zu Feststoffwirkungsgraden	6
Tabelle 3.1: Ausgewählte Anlagen für das orientierende Monitoring in NRW und BW	13
Tabelle 3.2: Verwendete Analysemethoden	30
Tabelle 3.3 Hydraulische Randbedingungen	41
Tabelle 3.4: Eigenschaften der Partikel	42
Tabelle 4.1: Anzahl der RKB aufgeteilt nach spezifischem Volumen	47
Tabelle 4.2: Anzahl der kommunalen RKB aufgeteilt nach Volumen Kategorien	48
Tabelle 4.3: Anteile RKB in NRW differenziert nach Bauart und Betriebsweise	49
Tabelle 4.4: Anteile RKB in BW differenziert nach Bauart	49
Tabelle 4.5: Übersicht der Eigenschaften der besichtigten Regenklärbecken in NRW	53
Tabelle 4.6: Übersicht der Eigenschaften der besichtigten Regenklärbecken in BW	54
Tabelle 4.7: Varianten der Zulaufgestaltung bei Massivbecken und Erdbecken im besichtigten Bestand	55
Tabelle 4.8: Varianten der Zulaufgestaltung im besichtigten Bestand – Einbauten der Strömungsverteilung	56
Tabelle 4.9: Stichprobe Anlagenbegehung - Konzentrationen in der Fraktion kleiner 63 µm	61
Tabelle 4.10: Stichprobe Anlagenbegehung – Konzentrationen in der Fraktion größer 63 µm bis 2 mm	61
Tabelle 4.11: Konzentrationen in der Wasserphase von Regenklärbecken mit Dauerstau	62
Tabelle 4.12: Anlagenspezifische Feststoffkonzentrationen und Glühverluste	67
Tabelle 4.13: Frachten und Wirkungsgrade Im Wöhr und Daimlerstraße (Feinfraktion)	72
Tabelle 4.14: Ergebnisse Sedimentstichproben im Zulauf	81
Tabelle 4.15: Stoffkonzentrationen im Zulauf der Feststoffe der Feinfraktion (orientierendes Monitoring)	83
Tabelle 4.16: Stoffkonzentrationen im Klärüberlauf der Feststoffe der Feinfraktion (orientierendes Monitoring)	83
Tabelle 4.17: Stoffkonzentrationen im Zulauf der Feststoffe der Sand- und Kiesfraktion (oM)	84
Tabelle 4.18: Stoffkonzentrationen im Klärüberlauf der Feststoffe der Sand- und Kiesfraktion (oM)	84
Tabelle 4.19: Anlagenspezifische P <sub>ges</sub> - und Zn- Konzentrationen in der Feinfraktion	87
Tabelle 4.20: Jährliche flächenspezifische Feststofffrachten für die Feinfraktion	88
Tabelle 4.21: Jährliche flächenspezifische Stofffrachten für die Feinfraktion	89
Tabelle 4.22: Konzentrationen im Überstandswasser der Feststoffsammler - Labordaten	89
Tabelle 4.23: Vor-Ort Parameter Feststoffsammler Überstandswasser	90

---

Tabelle 5.1: Anforderungen an Regenklärbecken (nach ATV-A 166, 1999)	105
Tabelle 5.2: Mittlere Konzentrationen und Glühverluste am Gebietsauslass vor Regenbecken	108
Tabelle 5.3: Ansätze CFD-Modellierung und orientierendes Monitoring	115

## Kurzzusammenfassung

Im Projekt „Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen (Phase 1)“ wurde der mit Regenklärbecken durch Sedimentation zu erzielende Rückhalt von Feststoffen mittels einer abgestuften Vorgehensweise aus Monitoring und Modellierung untersucht.

Zunächst erfolgte eine Durchsicht der Datenbanken REBEKA für das Land Nordrhein-Westfalen und des Umweltinformationssystems WIBAS für Baden-Württemberg, um den vorhandenen Anlagenbestand und Informationsgehalt in beiden Bundesländern zu ermitteln. Aus diesem Datenbestand wurden anschließend knapp 40 Becken für eine Vor-Ort Besichtigung ausgewählt, die den Bestand anhand ausgewählter Kriterien gut widerspiegeln.

Anschließend wurden aus den besichtigten Regenklärbecken jene ausgesucht, die sich für ein orientierendes Monitoring eigneten. Im orientierenden Monitoring wurden 10 Anlagen mit einer Messtechnik ausgestattet, die es erlaubt, die Anlagenbelastung und mittlere Wirksamkeit in einer zeitgleichen Untersuchung mit der gleichen Messausrüstung zu beurteilen.

Parallel zu den orientierenden Felduntersuchungen wurde eine Simulation von Becken nach dem Stand der Technik durchgeführt. Diese hatten das Ziel, aufzuzeigen, welche Sedimentationswirkungsgrade unter einer optimalen Betriebsweise von Becken nach Stand der Technik theoretisch erreichbar sind.

Ein Großteil der besichtigten Regenklärbecken weicht von den konstruktiven Vorgaben der gültigen allgemein anerkannten Regeln der Technik (u.a. ATV-A 166, 1999) teilweise erheblich ab. Die in NRW besichtigten Anlagen sind alle deutlich vor Einführung des ATV-A 166 im Jahr 1999 errichtet worden und zum Großteil nach dem Trennerlass aus dem Jahr 1988 bemessen. Rund 40 % der Becken sind auf eine Oberflächenbeschickung von 10 m/h bei einer kritischen Regenspende von 15 l/(s\*ha) ausgelegt. Die geforderte Mindestdiefe von 2 m sowie das spezifische Mindestvolumen von 10 m<sup>3</sup>/ha werden in den meisten Fällen eingehalten. Die Abmessungen des Längen- und Breitenverhältnisses für Rechteckbecken sind in nur 40 % der Fälle eingehalten. Die Zulaufgestaltung ist häufig so ausgeführt, dass eine gleichmäßige Durchströmung des gesamten Beckenvolumens nicht möglich und dadurch die realen Aufenthaltszeiten unter den für eine wirksame Sedimentation erforderlichen Werten liegen. Mehrfach fehlte die erforderliche Drosselung des Zuflusses bzw. des Klärüberlaufes, so dass die zulässigen Oberflächenbeschickungen bei Starkniederschlägen erheblich überschritten werden können. Die Drosselung von Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD) kann in der Regel manuell über einen Schieber eingestellt werden. Bei Regenklärbecken ohne Dauerstau (RKBoD) wurde ein gedrosselter Klärüberlauf nur in wenigen Fällen und meist bei neueren Anlagen vorgefunden. Erdbecken wiesen in der Regel keine Drosselungsmöglichkeit auf. Die Ergebnisse der orientierenden Monitorings zeigen, dass die Be-

messungsbeschickung von 10 m/h bei vielen Ereignissen deutlich überschritten wird, da keine Drosselung existiert.

Hinsichtlich der Beckenreinigung werden bei RKBoD alle Anforderungen erfüllt. Bei Becken im Dauerstau muss jedoch unabhängig von der Sedimentstärke eine regelmäßige Abreinigung des Sedimentes der Sohle stattfinden, um eine Remobilisierung mit erhöhtem Stoffaustausch zu verhindern.

Die Unterschiede der Becken in der Gestaltung von Geometrie, Zulauf und Klärüberlauf sind erheblich, daher konnten sowohl in der Erhebungsuntersuchung als auch im orientierenden Monitoring keine vorherrschenden Bauweisen identifiziert werden. Die Übertragung der Ergebnisse (geometrische Abmessungen und Zulauf- bzw. KÜ-Gestaltung) auf den gesamten Bestand von RKB ist sehr erschwert, zum einen weil Informationen zur Beurteilung in den Datenbanken nicht gepflegt werden und zum anderen ein nur kleiner Teil des sehr heterogenen Gesamtbestandes begutachtet wurde.

Das orientierende Monitoring ergab bei den meisten Anlagen eine geringe stoffliche Belastung mit Konzentrationen im Zulauf teilweise deutlich unter 50 mg/l. Einzelne Ereignisse und Anlagen zeigen jedoch auch Konzentrationen im bekannten Wertebereich (Zulaufkonzentrationen größer 100 mg TS/l). Insgesamt zeigt sich ein stark heterogenes Feststoffaufkommen im Verlauf der Untersuchung. Der Anteil der Feinfraktion liegt jedoch konstant hoch zwischen 70 und 90 Gew.-% der Gesamtmasse. Dies ist mit Ergebnissen von Studien aus Berlin und Baden-Württemberg vergleichbar. Die Feinfraktion ist Träger partikulär gebundener Schadstoffe, so dass sie eine wichtige Zielgröße der Behandlung ist. Der Glühverlust in der Feinfraktion als Größe für den organischen Gehalt liegt zwischen 20 und 30 %.

Für den Rückhalt der Feinfraktion wurden für die untersuchten Becken im frachtgewichteten Mittel Wirksamkeiten von etwa 30 % ermittelt. Eingeschlossen sind Ereignisse mit hohen hydraulischen Belastungen ( $q_{A,max} \gg 10$  m/h) und mit geringen Feststoffkonzentrationen im Zulauf. Bei günstigen Randbedingungen sind Wirksamkeiten bis zu 60 % für die Feinfraktion erreichbar. Als günstige Randbedingung kann eine maximale Oberflächenbeschickung erheblich unter 10 m/h, eine gleichmäßige Durchströmung des Beckens und eine Verhinderung des Sedimentaustrages von bereits abgelagerten Feststoffen angesehen werden.

Die Wirksamkeiten beziehen sich allein auf den Rückhalt der Feinfraktion ( $< 63 \mu\text{m}$ ). Gesamtwirksamkeiten können bei hohen Anteilen mineralischer Grobstoffe deutlich höher liegen. Die Geschiebeschächte vor zwei Becken zeigten einen wirksamen Rückhalt der Grobfraktion.

Bei den untersuchten Anlagen konnte zwischen Regenklärbecken mit Dauerstau und Regenklärbecken ohne Dauerstau kein signifikanter Unterschied im Rückhalt der Feinfraktion festgestellt werden. Dies ist bei RKBoD auf die Speicherwirkung und bei RKBmD auf die geringeren Oberflächenbeschickungen deutlich unterhalb der Bemessungsbeschickung von 10 m/h zurückzuführen. Weitere differenzierte Daten sind notwendig, um den Einfluss gerin-

ger Oberflächenbeschickungen bei RKBoD quantifizieren zu können. Dazu eignet sich eine detaillierte Betrachtung je Klärüberlaufereignis. Unabhängig vom im Projekt untersuchten Rückhalt der Feinfraktion haben RKBoD gegenüber RKBmD deutliche Vorteile im Hinblick auf den Gewässerschutz:

- kein Austrag von Algen und erwärmten Wasser im Sommer
- keine Sauerstoffzehrung im Becken
- keine Rücklösung partikelgebundener Schadstoffe
- keine Dichteschichtung bei Streusalzeinsatz im Winter
- Mitbehandlung des Beckeninhaltes auf der Kläranlage
- einfache automatische Reinigung nach Ereignisende.

Die numerische Modellierung wurde eingesetzt, um den unter optimalen Bedingungen möglichen Wirkungsgrad von Becken, die nach Stand der Technik konzipiert sind, zu bestimmen. Bei gleichbleibender Oberflächenbeschickung der Becken wurden unterschiedliche Abmessungen sowie Zulaufgestaltungen entworfen und hinsichtlich ihres Einflusses auf den Rückhaltewirkungsgrad unterschiedlicher Partikelfraktionen ereignisspezifisch untersucht. Es wurden zwei hochliegende, und zwei tiefliegende Zulaufgestaltungen berücksichtigt. Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass die Gestaltung des Zulaufes einen Einfluss auf die Strömung im Becken und somit auf die Wirksamkeit hat. Becken mit einfachem Rohrzufluss ohne zusätzliche Einbauten zur Energiedissipation (Prallplatte o.ä.) weisen den schlechtesten Wirkungsgrad auf. Die Ausstattung mit einer Prallplatte kann den Wirkungsgrad bis zu 30 %-Punkte steigern. Es zeigt sich zudem, dass Becken mit hochliegendem Zulauf etwas schlechtere Wirkungsgrade aufweisen als Becken mit Rohrzufluss und Prallplatte. Bei hochliegendem Zulauf führt eine Tauchwand hinter einem Wehr bei niedrigen Oberflächenbeschickungen zu einem besseren, bei hohen Oberflächenbeschickungen hingegen zu einem schlechteren Wirkungsgrad als ohne Tauchwand.

Die Abmessungen haben hingegen einen geringeren Einfluss auf die Wirksamkeit der Becken. Die Abmessungen wurden innerhalb der in DWA-A 166-Entwurf [2010] definierten Spannweiten bei jeweils gleicher Oberflächenbeschickung variiert. Kurze, schmale und tiefe Becken weisen für die Sedimentation und die Sicherung von Feinsediment gegen Resuspension die leicht günstigeren Bedingungen auf. Allerdings ist die hydraulische Belastung bei gleicher Oberflächenbeschickung hier geringer.

Hinweise für künftige Bemessungen und Konstruktionen konnten innerhalb des Projektes noch nicht abgeleitet werden. Jedoch konnten erste Hinweise erarbeitet werden, die eine Basis für künftige Untersuchungen darstellen und weiter entwickelt werden können.

Die durchgeführten Felduntersuchungen haben gezeigt, dass ein breites Spektrum an unterschiedlichen Lösungen für Regenklärbecken vorliegt. Die Eigenschaften des Zuflusses

(Feststoffkonzentrationen und Hydraulik) sind an den einzelnen Standorten sehr variabel. Beides erschwert eine Systematisierung der Befunde. Der Feststoffrückhalt der Feinfraktion ist in den untersuchten Anlagen gering und bleibt unter den Erwartungen bzw. den theoretisch möglichen Größenordnungen.

Folgende Ursachen für die geringen Wirkungsgrade der untersuchten Regenklärbecken für feinpartikuläre Feststoffe lassen sich aus den Befunden des orientierenden Monitorings und der numerischen Simulation ableiten:

- ungleichförmige Strömungsverhältnisse in der Sedimentationskammer durch ungünstige Konstruktionen des Zulaufes und der Sedimentationskammer
- Unterschreitungen der erforderlichen Aufenthaltszeit durch Kurzschlussströmungen und Totzonen
- Überschreitung der zulässigen Oberflächenbeschickung infolge fehlender Drosselung der Klärüberläufe oder des Zulaufes
- stoffliche Unterlastung der Anlage infolge sehr geringer Feststoffkonzentrationen im Zulauf

Um in Bezug auf die Durchströmung und hydraulische Anlagenbelastung Empfehlungen für eine effiziente Anlage formulieren zu können, bedarf es weiterer detaillierter Untersuchungen, die es erlauben, Einflussgrößen differenziert darzustellen und konstruktive und betrieblichen Optimierungsvorschläge zu erarbeiten. Dies erfordert, dass die CFD-Modellierung und in-situ Untersuchungen gut abgestimmt und sich ergänzend durchgeführt werden. In der Phase 1 wurden hierfür die Voraussetzungen geschaffen.

## **1 Einleitung**

### **1.1 Hintergrund**

Als Instrument der Regenwasserbehandlung sind Regenklärbecken seit vielen Jahren als zentrale Anlagen zur mechanischen Regenwasserbehandlung als Stand der Technik allgemein anerkannt und werden in länderspezifischen Regelungen als zentrale Behandlungsmaßnahme für Niederschlagswasser angeführt.

Ihre Wirksamkeit wird heute unter anderem vor dem Hintergrund der Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie diskutiert (Umsetzungsmaßnahmen). Die Effizienz von Regenklärbecken steht auch im Hinblick auf den Einsatz alternativer Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung (z.B. dezentrale Systeme) zur Diskussion.

Daher wurde vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen im Rahmen einer EU-weiten Ausschreibung dieses Untersuchungsprogramm (Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen (Phase 1) an das Konsortium aus KIT, FH Münster, TU Kaiserslautern und DWA vergeben.

### **1.2 Zielsetzung**

Mit 35 % liegen die meisten aller Regenklärbecken in Deutschland in Nordrhein-Westfalen (StaBu, 2009). Der Trennerlass führt ihren Einsatz als zentrale Behandlungsmaßnahme für Niederschlagswasser an.

Die Reinigungsleistung von Regenklärbecken beruht hauptsächlich auf dem Rückhalt von Feststoffen durch Sedimentation. Eine effiziente Reinigung findet nur dann statt, wenn die Randbedingungen am Standort bekannt sind, Bemessung, Konstruktion und Betrieb auf die Randbedingungen und aufeinander abgestimmt sind. Sachgerechte Konstruktion und funktionaler Betrieb sind dazu Grundvoraussetzungen.

Da die Effizienz von Regenklärbecken durch den Sedimentationsprozess gekennzeichnet ist, wird im vorliegenden Projekt der in Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau durch Sedimentation erreichbare Stoffrückhalt systematisch untersucht und hinsichtlich verschiedener Beurteilungskriterien respektive Stoffparameter quantifiziert.

Orientierende In-Situ-Untersuchungen und Modellierung von Bauwerken nach dem Stand der Technik sollen erste Erkenntnisse zur Sicherstellung und Verbesserung der Reinigungsleistung liefern.

## **2 Grundlagen**

### **2.1 Einsatz von Regenklärbecken**

Regenklärbecken werden als zentrale Behandlungsanlagen für verschmutzte Niederschlagsabflüsse aus Trenngebieten bzw. von Straßen vor Einleitung in oberirdische Gewässer angeordnet. Die Reinigungswirkung basiert auf der Sedimentation partikulärer und partikelgebundener Stoffe. Nach Zahlen des Statistischen Bundesamtes kommt Regenklärbecken nach wie vor große Bedeutung zu. So wurden im Jahr 2007 in Deutschland 3.194 Regenklärbecken betrieben (StaBu, 2009). Für Nordrhein-Westfalen nennt der Bericht zum Stand der Abwasserbeseitigung eine Anzahl von 763 Becken mit einem Speichervolumen von ca. 420.000 m<sup>3</sup> (MKULNV, 2011).

Es wird zwischen Regenklärbecken ohne Dauerstau (RKBoD) und Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD) unterschieden. Regenklärbecken werden in Betonbauweise oder als Erdbecken erstellt.

### **2.2 Grundlagen der Gestaltung und des Betriebs von Regenklärbecken**

#### **2.2.1 Definitionen**

Der Stand der Technik stellt den technisch und wirtschaftlich realisierbaren Fortschritt dar. Er unterscheidet sich von den allgemein anerkannten Regeln der Technik und dem Stand von Wissenschaft und Forschung durch die Qualität des angewandten technischen Wissens. Möglicherweise ist der Stand der Technik in der Praxis noch nicht langjährig und hinreichend erprobt und nur einer Handvoll ausgewählter Fachleute bekannt.

Während der Stand von Wissenschaft und Forschung die höchste Stufe des Wissens darstellt, in der Praxis jedoch nicht erprobt und ggf. auch noch nicht bekannt ist, werden die allgemein anerkannten Regeln der Technik von einer Mehrheit repräsentativer Fachleute angewendet und beschreiben die bewährte und konventionelle Technik.

Die allgemein anerkannten Regeln der Technik finden sich in normativen Dokumenten wieder, wenn diese in „Zusammenarbeit der betroffenen Interessen durch Umfrage- und Konsensverfahren erzielt“ wurden (DIN EN 45020).

Wichtig ist jeweils den Zeitpunkt des Wissens und der Erfahrung zu betrachten. So können Anlagen, die vor 20 Jahren nach dem Stand der Technik gebaut wurden, heute überholt sein und nicht mehr den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen.

Demnach ist der Stand der Technik nie in Richtlinien, Normen oder Regelwerken verankert, sondern ein Zwischenstand zwischen den Regeln der Technik und dem Stand von Wissenschaft und Forschung.

## 2.2.2 Technische Regeln zu Regenklärbecken

Als allgemein anerkannte Regeln der Technik werden im DWA-Regelwerk im Arbeitsblatt ATV-A 166 Vorgaben zur Anordnung und konstruktiven Gestaltung von Regenklärbecken eingeführt. Die Vorgaben sind Tabelle 2.1 zu entnehmen.

Tabelle 2.1: Konstruktive Vorgaben des ATV-A 166 (1999) für Durchlaufbecken

<u>Rundbecken</u>	<u>Rechteckbecken</u>
<ul style="list-style-type: none"> <li>tangentialer Zulauf: Abstand zw. Scheitel des Zulaufrohres und Klärüberlauf: <math>0,5 \cdot DN</math></li> <li>Nachweis der spezifischen Zulaufleistung <math>P_{\text{spez}} &lt; 0,08 \text{ W/m}^3</math></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verhältnis Länge:Breite zwischen 3 und 4,5</li> <li>Verhältnis Länge:Tiefe zwischen 10 und 15 (DWA-A 166 (neu): 6 bis 15)</li> <li>Verhältnis Breite:Tiefe zwischen 2 und 4</li> <li>horizontale Fließgeschwindigkeit <math>v_h \leq 0,05 \text{ m/s}</math></li> <li>Oberflächenbeschickung <math>q_A \leq 10 \text{ m/h}</math></li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Mindestwassertiefe der Sedimentationskammer: <math>h \geq 2 \text{ m}</math></li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>spezifische Schwellenbelastung des KÜ: <math>75 \text{ l/(s} \cdot \text{m)}</math></li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>gleichmäßige Verteilung und Durchströmung</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Anordnung einer Tauchwand vor dem KÜ</li> </ul>	

Zu den allgemein anerkannten Regeln der Technik gehört die regelmäßige Reinigung der Betonbecken sowie eine regelmäßige Kontrolle, Überwachung und Wartung der Anlagenkomponenten. Erfüllt ein RKB alle o.g. Vorgaben, ist es konstruktiv nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik errichtet worden.

Die Bemessungsvorschriften und Hinweise werden durch die Bundesländer vorgegeben und sind nicht einheitlich. Für Nordrhein-Westfalen ist der Erlass aus dem Jahr 2004 „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ verbindlich, der mit dem Namen „Trennerlass“ im Berufsalltag bezeichnet wird. Das Niederschlagswasser wird darin in drei Belastungskategorien eingeteilt (I: unbelastetes Niederschlagswasser, II: schwach belastetes Niederschlagswasser, III: stark belastetes Niederschlagswasser). Niederschlagswasser, welches den Kategorien II und III zugeordnet wird, ist grundsätzlich behandlungsbedürftig. Das erforderliche Nutzvolumen richtet sich nach der Belastungskategorie des Niederschlagswassers, mindestens  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  für Niederschlagswasser, welches der Kategorie II und III zugeordnet wird, plus  $5 \text{ m}^3/\text{ha}$  falls zusätzlich Flächen der Kategorie I angeschlossen sind. Die Fläche bezieht sich jeweils auf die befestigte Fläche des Einzugsgebietes.

Bezüglich der Oberflächenbeschickung sind (wie auch in der ATV-A 166 beschrieben) höchstens  $10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  erlaubt. Dies gilt für Niederschlagswasser der Flächenkategorien II und III und alle weiteren Zuflüsse (Fremdwasser). Es wird für diese Flächenkategorien eine kritische Regenspende  $r_{\text{krit}}$  von mindestens  $15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$  zugrunde gelegt. Für weitere Flächen und Flächen der Kategorie I sind mindestens  $5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$  zu berücksichtigen.

Die o.g. Regelungen des Trennerlasses gelten für Regenklärbecken ohne Dauerstau. Regenklärbecken mit Dauerstau sollten nach Trennerlass nur dann errichtet werden, wenn regelmäßige hohe Zuflüsse zu erwarten sind (nicht behandlungsbedürftig). Für Regenklärbecken mit Dauerstau gelten die gleichen oben genannten Bemessungsvorgaben wie für RKB ohne Dauerstau.

Vergleichbare Bemessungskriterien finden sich auch in den Vorschriften zur Behandlung von Straßenabflüssen RAS-Ew (FGSV, 2005) und RiStWag (FGSV, 2002).

Ist ein Regenklärbecken nach dem Stand der Technik errichtet und wird ebenso betrieben, erfüllt es die allgemein anerkannten Regeln der Technik sowie die entsprechenden Vorgaben der Länder. Darüber hinaus sind die folgenden Merkmale zu nennen:

- gedrosselter Klärüberlauf
- kein ein oder zweifacher Rohrzulauf ohne Energiedissipation
- Messausstattung (Wasserstandsmessung, Entlastungsmessung) und Auswertung
- automatische und effektive Reinigung nach jedem Regenereignis
- keine Erdbecken, da gedrosselter KÜ, Tauchwand und automatische Reinigung fehlen
- keine Becken mit Dauerstau
- spezifisches Volumen kleiner  $100 \text{ m}^3/\text{ha}$  ( $> 100 \text{ m}^3/\text{ha}$ : Reinigungswirkung beruht auf Speicherwirkung)

Welche Merkmale (z.B. der Zulaufgestaltung) darüber hinaus Stand der Technik sind, sollte in der 1. Untersuchungsphase dieses Projektes im Rahmen der Erhebungsuntersuchung (Anlagenbesichtigung) identifiziert werden. Dabei ist zu beachten, dass nicht jede Ausführung, die nicht in den aaRdT zu finden ist, Stand der Technik ist. Erst die Häufung und bestätigte Zweckmäßigkeit sind ein Indiz für Anlagenteile nach SdT.

Der Kenntnisstand hinsichtlich der Wirksamkeit und Reinigungsleistung von Regenklärbecken ist als begrenzt zu bezeichnen, da nur wenige systematische Untersuchungen zur Quantifizierung des Stoffrückhaltes vorliegen.

## 2.3 Stand der Wissenschaft und Forschung

### 2.3.1 Wirksamkeit

Im Trennerlass NRW (MUNLV, 2004) und im ESOG-Handbuch (Uhl et al., 2006) wird die Reinigungsleistung von Regenklärbecken für die drei Stoffgruppen (MKW - Sauerstoffzehrende Substanzen, Nährstoffe - Schwermetalle, organische Schadstoffe) jeweils als „gering“ charakterisiert. Weitergehende Differenzierungen oder allgemein quantifizierte Angaben zu Wirkungsgraden bezüglich einzelner Stoffe oder Stoffgruppen finden sich in normativen Vorgaben nicht.

In der Vergangenheit wurde im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte hauptsächlich die Wirksamkeit von Regenklärbecken zur Reinigung von Straßenoberflächenwasser betrachtet. Untersuchungen in Deutschland liegen teils mehrere Jahrzehnte zurück (Bsp. Krauth, Klein, 1982). Einige Vorhaben beschäftigten sich auch mit einzelnen Regenklärbecken in Wohn- und Mischgebieten (Terzioglu et al., 1989; Pfeifer, 1998). Neuere Untersuchungen befassen sich mit der Wirksamkeit von Regenbecken im Berliner Einzugsgebiet (Fuchs et al., 2010b, Grotehusmann et al., 2009). Die meisten der bisher untersuchten Regenklärbecken wurden im Dauerstau betrieben. Einige Becken sind Erdbecken (Kasting, 2003: Maarhäuser Weg, Krauth, Stotz, 1994: Singen) oder mit dem Drosselabfluss von Regenrückhaltebecken beschickt (Krauth, Klein, 1982: Obereisesheim; Krauth, Klein, 1981: Ulm West).

Meist fanden Untersuchungen an einzelnen Regenklärbecken über relativ kurze Zeiträume statt. Untersuchungen, die sich über ein Jahr erstreckten, fanden teils in Jahren mit unterdurchschnittlicher oder überdurchschnittlicher jährlicher Niederschlagsbelastung statt (z.B. Krauth, Stotz, 1994), so dass allgemeingültige Ableitungen von Wirksamkeiten nicht möglich sind.

In Tabelle 2.2 werden die in der Literatur beschriebenen Feststoffwirkungsgrade und spezifische Volumen für Mischflächen und Straßenflächen angegeben. Die Wirkungsgrade werden in der Regel konzentrationsbezogen angegeben, wobei die mittleren Konzentrationen teils frachtgewichtet bestimmt wurden.

Deutlich erkennbar ist, dass sich die Wirkungsgrade sehr stark voneinander unterscheiden. Dabei zeigen Anlagen mit hohen spezifischen Volumen generell gute Wirksamkeiten. Sehr geringe Wirksamkeiten werden auf einzelne starke Regenereignisse zurückgeführt, bei denen vermutet wird, dass bereits sedimentiertes Material wieder ausgetragen wurde. Aufgrund der entsprechend hohen ausgetragenen Frachten, wirken sich diese Ereignisse maßgebend auf den anlagenspezifischen Gesamtwirkungsgrad aus.

Untersuchungen an RÜBs und RKBs in Baden-Württemberg zeigen, dass die Bemessungsbeschickung von 10 m/h bei einer kritischen Regenspende von 15 l/(s\*ha) nur in seltenen Fällen erreicht wird. Untersuchungen in Berlin an großvolumigen Regenklärbecken zeigen ähnliche Ergebnisse.

Neben dem Einfluss des Niederschlagsgeschehens werden häufig einzugsgebietspezifische Eigenschaften als Erklärung für unterschiedliche Wirksamkeiten an Sedimentationsanlagen angeführt. So wurde zum Beispiel die vorangegangene Trockenwetterperiode in verschiedenen Projekten als Einflussgröße auf die Wirksamkeit der Sedimentation identifiziert. Weitere Eigenschaften werden in den nachfolgenden Kapiteln aufgeführt.

Die Zusammensetzung der Feststoffe (Korngrößenverteilung, Stoffbeladung, organischer Anteil) im Zufluss zur Sedimentationsanlage und ihr Einfluss auf die Wirksamkeit wurden bisher bis auf die Studien in Berlin selten untersucht.

Tabelle 2.2: Literaturangaben zu Feststoffwirkungsgraden

Literatur	Einsatzort	WG <sub>AFS</sub> in %	V <sub>s</sub> in m <sup>3</sup> /ha
<b><u>Mischflächen</u></b>			
Grotehusmann et al., 2009	Berlin Adlershof	7	14
Grotehusmann et al., 2005	Berlin Biesdorf	11	10
Pfeifer, 1998	Karlsruhe	43	12
Terzioglu et al., 1987	Berlin	62	55
<b><u>Straßenflächen</u></b>			
Krauth, Stotz, 1994	Singen	8	41
Kasting, 2003	Köln, Westh. Weg	13	50
Kasting, 2003	Köln, Maarh. Weg	82	202
Krauth, Klein, 1982	Pleidelsheim	85	149

### 2.3.2 Feststoffuntersuchungen

Verschiedene Untersuchungsprogramme zeigen, dass sich die Eigenschaften des Einzugsgebietes auf die Zulaufzusammensetzung und Wirksamkeit an Regenklärbecken auswirken. Dies sind zum Beispiel folgende Eigenschaften:

- Größe
- Neigung
- Vegetation (Baumbestand)
- Oberflächenstruktur (Kopfsteinpflaster, aufgebrochene Straßenoberflächen)
- Niederschlagswasserableitung (Bordsteine, bewachsene Seitenstreifen, Mulden)
- Straßenreinigung
- Nutzung (Parkflächen, Straßen, Hofflächen, Dächer).

Einfluss auf die Wirksamkeit haben zudem konstruktive Eigenschaften des Regenklärbeckens (Anströmung, Zulauf-, Klärüberlaufgestaltung, Einbauten) und der Betrieb (Becken mit Dauerstau/ ohne Dauerstau, Reinigung).

Kasting (2003) hat beispielsweise die Reinigungsleistung zentraler Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen untersucht und eine Abhängigkeit der Wirksamkeit des Stoffrückhaltes von den örtlichen Gegebenheiten und der hydraulischen und stofflichen Belastung festgestellt.

Studien in Berlin zeigen, dass die Wirksamkeit des Feststoffrückhaltes von der Korngrößenverteilung der Feststoffe im Zulauf abhängig ist. Die Feststoffkonzentration im Zulauf kann als Ersatzparameter für die Korngrößenverteilung herangezogen werden. Dabei stehen hohe Zulaufkonzentrationen für ein breites Korngrößenspektrum mit nennenswerten Grobanteilen. Geringe Feststoffkonzentrationen weisen auf ausgeprägte Klassierungseffekte hin, so dass vor allem Feinpartikel in Anlagenzulauf auftreten. Folgerichtig wurden mit sinkenden Zulaufkonzentrationen abnehmende Sedimentationswirkungsgrade festgestellt (Fuchs et al., 2010b).

### 2.3.3 Feststoffkonzentrationen

Die Feststoffkonzentration des Regenabflusses von Trennkanalisationen liegt im Median bei 133 mg AFS/l (Datenbank nach Brombach, H. und Fuchs, S. (2003), Fortführung) (Abbildung 2.1). AFS-Konzentrationen für Straßenabflüsse (zusammengestellt nach Kasting, 2003) liegen zwischen 85 bis 339 mg/l. Der Median der 10 verglichenen Messprogramme liegt bei 155 mg AFS/l. Feststoffkonzentrationen im urbanen Berliner Einzugsgebiet liegen zwischen 64 und 226 mg AFS/l, die Konzentrationen schwanken jedoch je Einzugsgebiet und Ereignis sehr stark (Fuchs et al., 2010b). Untersuchungen an einem Regenklärbecken in Pforzheim zeigen stark schwankende Konzentrationen zwischen 28 und 422 mg/l (n=24). Der Median liegt in diesen Untersuchungen bei 153 mg/l (Fuchs, Mayer, 2012). Untersuchungen am RKB Loddenbachsee (Uhl et al., 2009b) zeigen ebenfalls stark schwankende Konzentrationen im Zulauf zwischen 6 und 299 mg/l auf (n = 15). Der Median liegt bei 65 mg/l. Es bietet sich hinsichtlich der o.g. Größenordnung ein konsistentes Bild.

Es existieren wenige Veröffentlichungen zu gemessenen Konzentrationen direkt im Zulaufbereich von Regenklärbecken urbaner Einzugsgebiete. Terzioglu et al. (1989) nennen Zulaufkonzentrationen von 138,9 mg AFS/l, Pfeiffer (1998) nennt einen arithmetischen Mittelwert von 52,1 mg AFS/l. Die meisten Daten beziehen sich auf Messungen der Qualität des Niederschlagsabflusses im Kanalnetz oder direkt von Straßen (z.B. Stotz, Krauth, 1982 oder BLfU, 2006), Dächern oder Parkplätzen. Stofftransport und Senken innerhalb des urbanen Kanalnetzes werden in diesen Untersuchungen nicht mit erfasst.

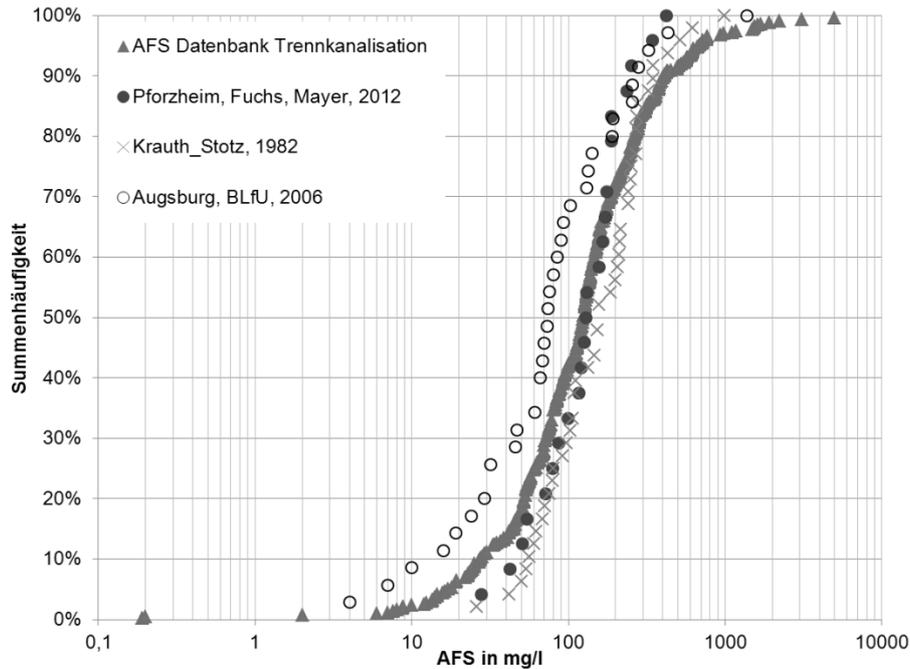


Abbildung 2.1: Verteilung AFS-Konzentrationen aus Literaturdaten

### 2.3.4 Feinfraktion

Als maßgebende Partikelgröße wurde die Fraktion kleiner  $63\ \mu\text{m}$  definiert. Der Schadstoffgehalt feinstpartikulärer Feststoffe ist u.a. aufgrund der größeren spezifischen Oberfläche am höchsten. Die Festlegung der Grenze  $63\ \mu\text{m}$  stammt aus zwei Betrachtungsansätzen. In der Praxis erfolgt die Abtrennung der Korngröße  $63\ \mu\text{m}$  mit handelsüblichen Sieben mit wenig Aufwand. Anteile kleiner  $63\ \mu\text{m}$  bestehen nach Definition der Bodenkunde aus Ton- und Schluff.

Weiterhin ergibt sich nach der Sinkgeschwindigkeitsverteilung nach Stokes für Partikel mit der Korngröße  $63\ \mu\text{m}$  und einer Dichte von  $2,65\ \text{g/cm}^3$  (mineralischen Ursprungs) eine Sinkgeschwindigkeit  $v_s$  von  $10\ \text{m/h}$ , welche der o.g. Bemessungsbeschickung  $q_A$  entspricht. Liegt die Sinkgeschwindigkeit über der Bemessungsbeschickung, können Partikel theoretisch gut abgetrennt werden.

Der Anteil der Feinfraktion im Zulauf zu Regenklärbecken bzw. am Gebietsauslass ist hoch. In Berlin wurden beispielsweise Gewichtsanteile zwischen 72 und 98 % festgestellt. Diese Anreicherung von Feinmaterial findet sich sehr häufig in größeren ( $> 10\ \text{ha}$ ) zusammenhängenden Einzugsgebieten (Fuchs et al., 2010b).

Eine systematische Untersuchung der Feinfraktion regenwasserbürtiger Feststoffe wurde bisher im deutschsprachigen Raum an mehreren Regenklärbecken gleichzeitig noch nicht durchgeführt.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Anlagensondierung und Erhebungsuntersuchung

Zu Beginn des Vorhabens wurde der Bestand der Regenklärbecken in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg sondiert. Die FH Münster hat für NRW in Abstimmung mit dem LANUV NRW eine Auswertung auf Grundlage der REBEKA-Datenbank (Stand 07.09.2010) vorgenommen. Das KIT führte eine Auswertung der RKB in Baden-Württemberg auf Grundlage des Umweltinformationssystems WIBAS (Informationssystem Wasser, Immissionschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz) durch (Stand 01.12.2010).

Bei der anschließenden Anlagenbegehung wurden die aus den Planunterlagen entnommenen Kennwerte geprüft und ergänzt. Darüber hinaus wurden Vorortuntersuchungen durchgeführt, die Auskunft über das Betriebsverhalten der Anlage geben.

Die folgenden Punkte wurden im Rahmen der Erhebungsuntersuchung bearbeitet:

- Größe und Art des tatsächlich angeschlossenen Einzugsgebietes
- Belastung der Anlage (z.B. Häufigkeit der Beschickung, hydraulische Belastung)
- Konstruktive Details der Zulauf- und Klärüberlaufelemente
- bei RKBmD Beprobung von Wasser und Sediment; letzteres zulaufnah und zulauffern
- bei Anlagen mit nachgeschalteten Retentionsbodenfilter (RBF) bzw. Regenrückhaltebecken (RRB), zusätzlich eine Beprobung von Sedimenten der nachgeschalteten Behandlungseinheit

Die Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung wurde in NRW im Dezember 2010 durchgeführt. Die erste Begehung fand am 7.12.2010 statt. An diesem Ortstermin wurden 3 Becken gemeinsam mit Vertretern des LANUV NRW, des KIT und der FH Münster besichtigt und die Vorgehensweise abgestimmt. Weitere 7 Becken wurden am 8.12.2010 gemeinsam vom KIT und der FH Münster begangen, so dass eine einheitliche Vorgehensweise sichergestellt werden konnte. Die restlichen Becken in NRW wurden anschließend von der FH Münster, die Becken in BW durch das KIT in der Zeit vom 04.11.2010 bis zum 03.03.2011 besichtigt.

Die Ergebnisse der Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung wurde für jede Anlage in einem Steckbrief dokumentiert. Die Steckbriefe können dem Anhang entnommen werden.

Die Beprobung der Sedimente am Grund der Becken im Dauerstau erfolgte mit einem Kescher bzw. einer Schaufel an einem Teleskopstab. Wenn möglich wurde eine Probe zulaufnah und ablaufnah entnommen. Bei Becken ohne Dauerstau wurde das abgetrocknete Sediment, falls vorhanden, untersucht.



Abbildung 3.1: Kescher mit Sediment



Abbildung 3.2: Sedimententnahme an einem RKB

Das Analysenspektrum der Proben umfasste Korngrößenverteilung der Feststoffe, Glühverlust der Feststoffe, Eisen- und Gesamtphosphatgehalte in Sediment und Freiwasser.

Die verwendeten Analysemethoden werden in Kapitel 3.5 beschrieben.

### 3.2 Messtechnik orientierendes Monitoring

Um den Zulauf und Klärüberlauf der Regenklärbecken zu beproben, wurden Feststoffsammler eingesetzt. Diese sind großvolumige Behälter mit ca. 1000 l Fassungsvermögen. An Zulauf und Klärüberlauf wurden Tauchpumpen positioniert.

Die Probenahme erfolgte volumenproportional zum Abfluss. Um dies zu realisieren, wurde in Zusammenarbeit mit der Firma DDTec die Pumpensteuerung AQUA entwickelt. Die Steuerung integriert errechnete oder gemessene Durchflüsse über die Zeit und aktiviert die Pumpen im Zulauf und Klärüberlauf gleichzeitig, wenn ein bestimmtes Abwasservolumen das Bauwerk durchströmt hat. Das durchflossene (zu integrierende) Klärüberlaufvolumen und das Pumpenvolumen werden durch den Anwender bestimmt. Beides muss so gewählt sein, dass ein vorgegebenes Ereignisvolumen vollständig beprobt werden kann. Ein Überlaufen wurde durch den Einsatz von Schwimmerschaltern, die durch Aufschwimmen bei Wasserkontakt aktiviert werden und das Gesamtsystem abschalten, verhindert.

Das orientierende Monitoring verfolgte nicht das Ziel einer ereignisscharfen Beprobung. Es sollte die mittlere Anlagenbelastung und ein mittlerer Wirkungsgrad abgeschätzt werden. Daher wurden in der Regel mehrere Ereignisse im Feststoffsammler akkumuliert.

Der Vorteil dieser Methode ist, dass Ereignisse in ihrer gesamten Länge beprobt werden können und somit die Gesamtfracht erfasst wird.

Die neuere Version der Steuerung besitzt eine SD-Karte, auf der Einstellungen, Wasserstände, Pumpen und Schalterzustände, Durchflüsse sowie das integrierte Volumen im Abstand von einer Minute aufgezeichnet werden. Anhand dieser Aufzeichnungen kann die Pro-

benahme hinsichtlich der Repräsentativität und hydraulischen Randbedingungen untersucht werden.

Es wurden Schmutzwassertauchpumpen zweier Marken eingesetzt, wobei darauf geachtet wurde, dass an einem Becken die gleiche Marke installiert wurde. Die Pumpen fördern nach Herstellerangaben Fremdstoffe bis zu einem Durchmesser von 20 mm bzw. bis 30 mm. Die maximale Förderhöhe der Pumpen beider Marken betrug 5 m.

Die in die Steuerung AQUA implementierte Abflussberechnung erfolgt standardmäßig nach der Formel nach Poleni:

$$Q_{KÜ} = \frac{2}{3} \mu b \sqrt{2g} h^{\frac{3}{2}} \quad \text{Gleichung 3.1}$$

---

$Q_{KÜ}$  = mittlerer Volumenstrom in m<sup>3</sup>/s

$\mu$  = Abflussbeiwert

$b$  = Länge der Wehrschwelle in m

$h$  = Überfallhöhe in m

---

Die Abflussberechnung verfolgte nicht das Ziel, präzise Abflüsse zu ermitteln, sondern der Steuerung AQUA ein Eingangssignal zu liefern. Wichtig ist, dass die korrekte Form der Abflusskurve nachgezeichnet wird und dementsprechend die Proben gezogen werden. Daher wurde bei allen Anlagen ein Überfallbeiwert  $\mu$  von 0,6 gewählt.

Die Entnahme der Feststoffe erfolgte nach einer Absetzzeit (3-5 Tage) bei gefüllten Feststoffsammlern bzw. nach einem Probenahmeintervall von einem Monat. Zunächst wurde eine Probe vom Überstandswasser entnommen, anschließend wurde das Überstandswasser dekantiert, die sedimentierten Feststoffe entnommen und in Eimern kühl zwischengelagert. Die Sediment- und Überstandswasserproben aus Nordrhein-Westfalen wurden gesammelt und an das Labor in Karlsruhe verschickt. Die Proben aus Baden-Württemberg wurden bis zur weiteren Verarbeitung in Kühlschränken gelagert.

Ein Vorteil dieser Messtechnik neben der Beprobung der gesamten Ereignisdauer besteht darin, dass größere Mengen an Feststoffen gewonnen werden können (bis zu 600 g). Dies bildet die Basis für eine zuverlässige Massenbestimmung und darüber hinaus für weitere Untersuchungen zur Charakterisierung der Feststoffe, wie z.B. die Korngrößenverteilung oder die Stoffgehalte einzelner Korngrößen.



Abbildung 3.3: Feststoffsammler



Abbildung 3.4: Schmutzwassertauchpumpe auf KÜ-Höhe



Abbildung 3.5: Schmutzwassertauchpumpe und Feststoffsammler im Zulauf

### 3.3 Standorte orientierendes Monitoring

Die Becken, welche orientierend untersucht werden sollten, wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- klare geometrische Abmessungen (hierdurch entfallen die meisten Erdbecken), keine Rundbecken im Dauerstau
- Abmessungen, Zu- und Klärüberlaufgestaltung entsprechen den als S.d.T. betrachteten Vorstellungen (nach DWA-A 166)
- Erschließung des Einzugsgebiet beträgt mindestens 50 %, erkennbare und nachweisbare Anlagenbelastung
- Kriterien, die für die Sondierung der begangenen Becken formuliert wurden (Mindestvolumen, maximales spezifisches Volumen, Anlagen mit Folgeelement, Zustimmung

des Betreibers, Datenverfügbarkeit in den Datenbanken REBEKA und WIBAS, Erreichbarkeit der Anlagen)

- Möglichkeit der Installation der notwendigen Messgeräte und sinnvolle Positionierung muss gegeben sein
- Verfügbarkeit eines Stromanschlusses (bei Erdbecken oft nicht der Fall)

Aufgrund dieser Kriterien wurden die in Tabelle 3.1 aufgelisteten Becken für das orientierende Monitoring ausgewählt. Das spezifische Volumen  $V_s$  bezieht sich auf das laut Planunterlagen ermittelte Volumen, da Einträge in der Datenbank oft fehlerhaft waren.

Tabelle 3.1: Ausgewählte Anlagen für das orientierende Monitoring in NRW und BW

Nr.	Bezeichnung	Abkürzung	Gemeinde	Betriebsweise	Bauform	$A_u$ ha	$V$ $m^3$	$V_s$ $m^3/ha$	Erschließungsgrad %	L:B -
<b>NRW_13</b>	Prozessionsweg	P	Wettringen	mD	Rechteck	15	162	10,8	80	2
<b>NRW_14</b>	Ibbenbüren	I	Ibbenbüren	mD	Rechteck	19	230	12,1	80	3
<b>NRW_15</b>	Daimlerstraße	D	Rheine	mD	Rechteck	22	234	10,6	60	2
<b>NRW_16</b>	Haarstraße	H	Recke	mD	Rechteck	20	239	12,0	75	3,8
<b>NRW_18</b>	Unna	U	Unna	oD	Rechteck	13	150	11,5	100	3
<b>BW_1</b>	Im Wöhr	IW	Rastatt	oD	Rechteck	75	474	6,4	100	3
<b>BW_8</b>	Lochfeld	L	Rastatt	oD	Rechteck	34	285	8,4	55	3
<b>BW_13</b>	Bettringen	B	Schwäb. Gmünd	oD	rund	13	200	15,4	65	-
<b>BW_16</b>	Oberbruch	O	Bühl	oD	Rechteck	7	186	26,6	100	3,6
<b>BW_17</b>	Erlenstraße	E	Bühl	mD	Rechteck	16	150	9,4	90	3

Im Folgenden werden die Becken, die in das orientierende Monitoring aufgenommen wurden, kurz charakterisiert. Auf den Schemaskizzen ist jeweils auch der Probenahmeort für die Zulauf- und Klärüberlaufpumpe eingezeichnet. Die Einzugsgebietscharakteristik und Besonderheiten der Becken werden kurz angesprochen. Für detaillierte Informationen sei auf die Dokumentationsbögen im Anhang verwiesen.

### 3.3.1 Regenklärbecken im Dauerstau

#### 3.3.1.1 RKB Daimlerstraße, Rheine

Das RKB Daimlerstraße in Rheine ist ein Rechteckbecken in Betonbauweise und wird im Dauerstau betrieben. Abbildung 3.6 stellt das Fließschema des RKB dar.

Das in der Planung angenommene befestigte Einzugsgebiet des Beckens beträgt 22 ha. Das Einzugsgebiet ist bisher zu etwa 60% erschlossen, so dass die tatsächliche Größe ca. 13,2 ha beträgt. Im Einzugsgebiet liegt das Industriegebiet Güterverkehrszentrum Rheine, mit überwiegend logistischer Nutzung. Eine Versickerung ist im Einzugsgebiet nicht möglich. Das Einzugsgebiet gliedert sich etwa zu gleichen Teilen in Straßen, Park- und Hofflächen sowie Dachflächen. Das Einzugsgebiet ist der Neigungsgruppe 1 zuzuordnen.

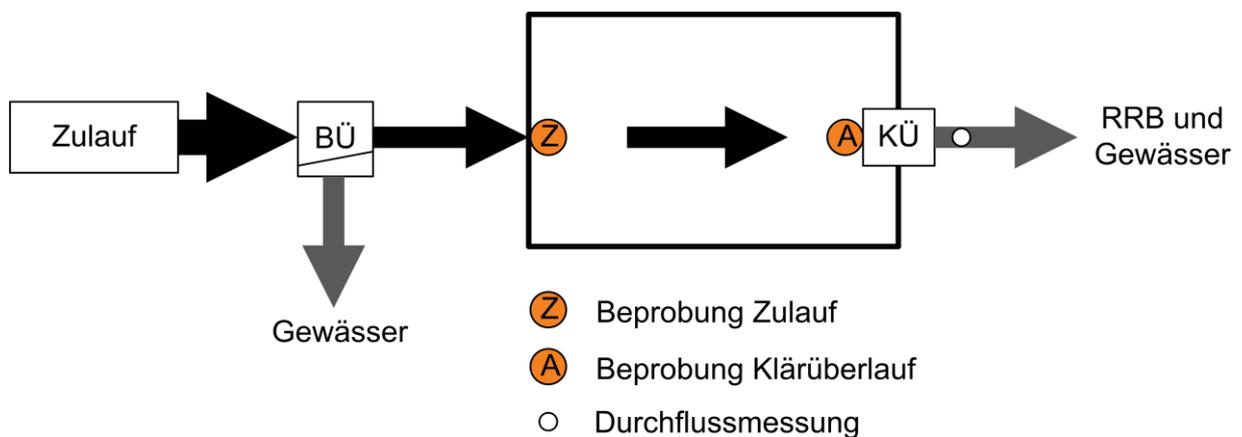


Abbildung 3.6: Schemaskizze RKB Daimlerstraße



Abbildung 3.7: Zulaufpumpe (links) und Klärüberlaufpumpe (rechts) Daimlerstraße

Der Beckenüberlauf ist als Streichwehr ausgeführt. Der Einlauf zum Becken ist als teileingetauchtes Zulaufrohr (DN 600) ausgeführt. Der Klärüberlauf ist über einen unterhalb des Was-

serspiegels liegenden Schlitz ausgeführt und kann über einen manuell zu bedienenden Drosselschieber begrenzt werden. Dem Klärüberlauf folgt ein Regenrückhaltebecken.

Die Klärüberlaufermittlung des RKB Daimlerstraße erfolgt im Ablaufrohr über eine Durchflussmessung der Firma Nivus (OCM pro). Eine Wasserspiegelmessung ist nicht vorhanden. Abbildung 3.7 zeigt die Standorte der Schmutzwassertauchpumpen.

### 3.3.1.2 RKB Haarstraße, Recke

Der Betrieb des RKB Haarstraße in Recke erfolgt im Dauerstau. Es ist als Rechteckbecken in Betonbauweise ausgeführt. Das Fließschema wird in Abbildung 3.9 ersichtlich.

Das abflusswirksame Einzugsgebiet ist laut Planung ca. 20 ha groß. Bisher ist diese Fläche zu etwa 75 % erschlossen. Im Einzugsgebiet liegt das Gewerbegebiet Haarstraße. Ein Großteil der Flächen im Einzugsgebiet sind Straßen und Hofflächen. Als potenziell emissionsträchtig können die Zufahrtstraßen zum Gewerbegebiet angesehen werden, die von Zulieferern einer Biogasanlage genutzt werden. Die Betriebsfläche der Biogasanlage selbst ist jedoch nicht an das Becken angeschlossen. Das Einzugsgebiet ist der Neigungsgruppe 1 zuzuordnen.

Der Beckenüberlauf ist als Streichwehr mit Tauchwand ausgebildet. Der Zulauf zum Becken wird über einen Schieber begrenzt. Der Zulauf zum Becken ist als Rohr (DN 700) ausgebildet. Die Rohrsohle liegt dabei geringfügig unterhalb des Dauerstauwasserspiegels. Der Zulaufbereich im Becken weitet sich anschließend konisch auf. Der Klärüberlauf ist als Wehr mit vorgeschalteter Tauchwand ausgeführt (Abbildung 3.8).

Vor Beginn des orientierenden Monitorings wurde das Becken entleert und gereinigt.

Die Abflussermittlung erfolgt indirekt über eine Wasserspiegelmessung. Die Berechnung des Abflusses erfolgt über die Formel nach Poleni mit einer Wehrbreite von 6,0 m.



Abbildung 3.8: Zulauf (links) und Klärüberlauf (rechts) des RKB Haarstraße in Recke

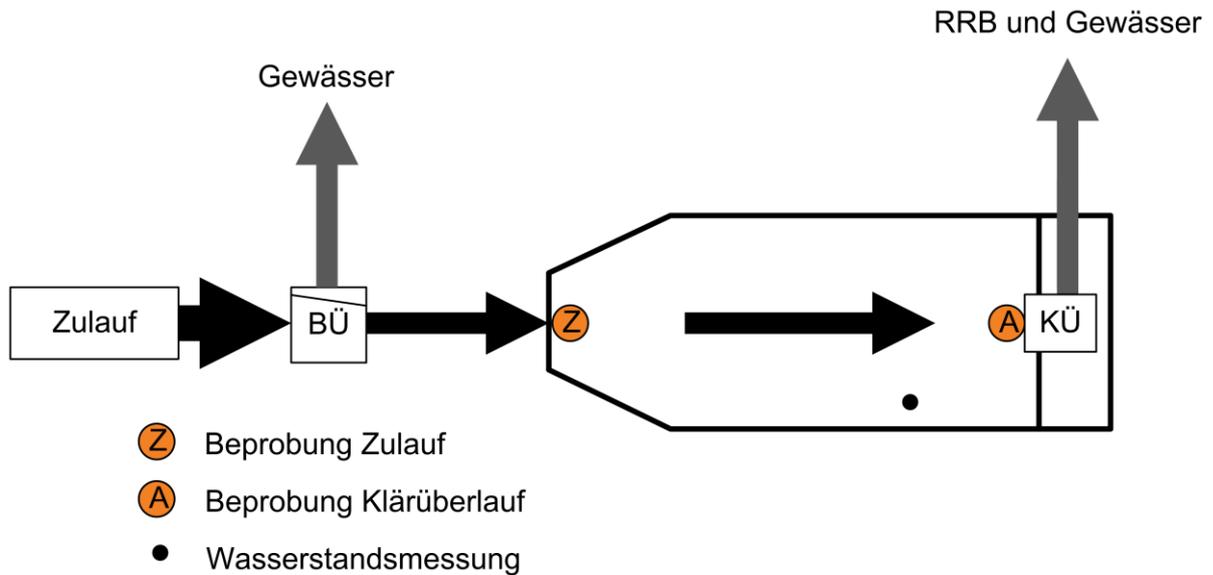


Abbildung 3.9: Schemaskizze RKB Haarstraße

### 3.3.1.3 RKB Ibbenbüren Süd

Das RKB Ibbenbüren Süd ist ein Rechteckbecken in Betonbauweise und wird im Dauerstau betrieben. Abbildung 3.10 zeigt das Fließschema des RKB.

Das Becken ist für eine abflusswirksame Fläche von 19 ha ausgelegt. Das Einzugsgebiet wird durch das Gewerbegebiet Ibbenbüren Süd gebildet, welches weitestgehend bebaut ist. Das Einzugsgebiet ist der Neigungsgruppe 1 zuzuordnen.

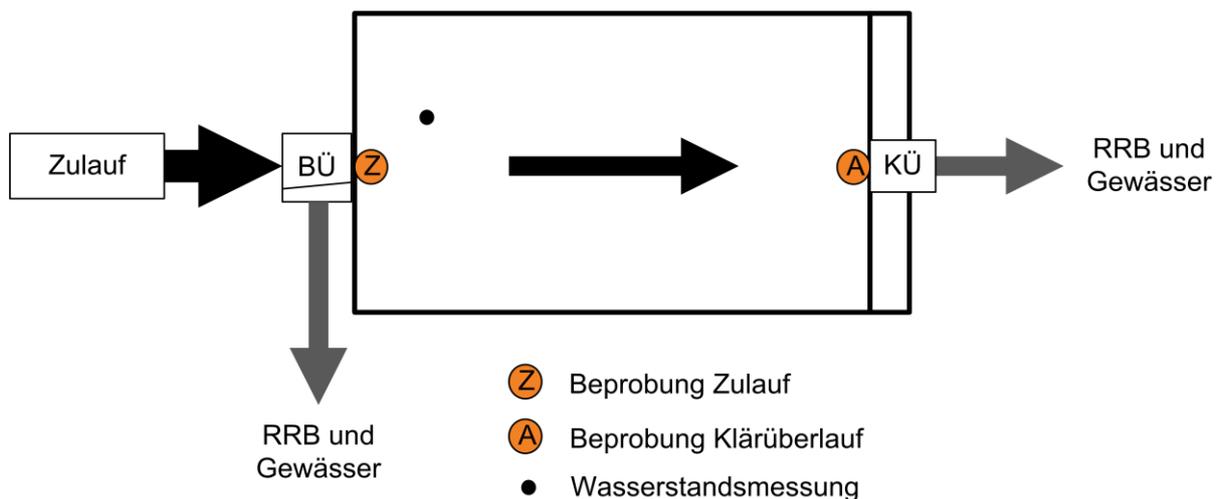


Abbildung 3.10: Schemaskizze RKB Ibbenbüren

Der Beckenüberlauf ist als Streichwehr ausgeführt. Der Zulauf zum Becken wird durch eine kreisförmige Drosselblende begrenzt. Der Zulauf ist ca. 15 cm über dem Dauerwasserspiegel angeordnet. Der Klärüberlauf ist mit schräggestellten Schlitzfenstern ausgebildet. Eine

Tauchwand ist vorgeschaltet. Ein Regenrückhaltebecken ist dem Regenklärbecken nachgeschaltet.

Die Abflussberechnung erfolgt angenähert über die Formel nach Poleni ( $b = 5,12 \text{ m}$ ). Der Wasserstand wird über eine Wasserspiegelmessung ermittelt. Die Orte der Probenahme im Zu- bzw. Klärüberlauf sind in Abbildung 3.11 ersichtlich.



Abbildung 3.11: Zulaufpumpe und Pumpe vor dem Klärüberlauf in Ibbenbüren

### 3.3.1.4 RKB Prozeptionsweg, Wettringen

Das RKB Prozeptionsweg in Wettringen ist als Rechteckbecken in Betonbauweise ausgeführt und wird im Dauerstau betrieben. Abbildung 3.12 verdeutlicht die Fließwege und Bestandteile der Anlage.

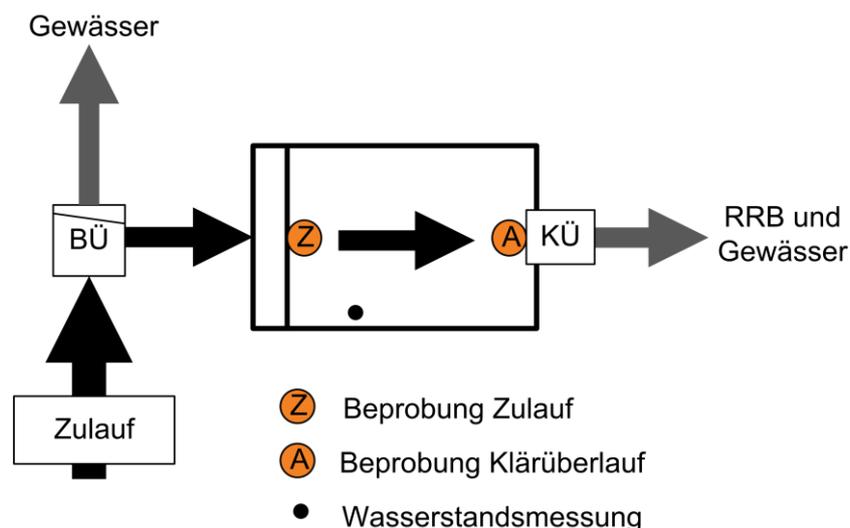


Abbildung 3.12: Schemaskizze Prozeptionsweg

Die Fläche des abflusswirksamen Einzugsgebiets beträgt 15 ha. Das Einzugsgebiet ist zu etwa 80 % bebaut. Die Flächen liegen im Gewerbegebiet Prozeptionsweg. Das Einzugsgebiet ist der Neigungsgruppe 2 zuzuordnen. Das Becken besitzt einen Beckenüberlauf. Der zu

behandelnde Volumenstrom fließt dem Becken über einen Rohreinlauf (DN 600) zu. Im Einlaufbereich des Beckens ist eine 40 cm hohe Schwelle zur Zulaufverteilung angeordnet. Der Ablauf erfolgt über einen unterhalb des Dauerwasserspiegels liegenden Schlitz.



Abbildung 3.13: Zulauf- und Klärüberlaufpumpe Prozeptionsweg, Wettringen

In Abbildung 3.13 sind die Orte der Probenahmepumpen zu erkennen. Die Abflussermittlung erfolgte über eine Wasserstands-Abfluss Kennlinie des Ablaufrohres. Als Maximalabfluss werden 200 l/s angenommen. Diese Kennlinie wurde in die Steuerung implementiert.

### 3.3.1.5 RKB Erlenstraße

Das Regenklärbecken Erlenstraße in Bühl ist ein Becken mit Rechteckgeometrie im Dauerstau. Der Zufluss erfolgt aus zwei getrennten Einzugsgebieten. Diese Einzugsgebiete weisen eine Fläche von ca. 14,4 ha (Ausbauzustand: 16 ha) auf. Die Fläche wird sowohl für Gewerbe (Dienstleistungen, Produktion) als auch als Wohngebiet genutzt wird.

Die Beschickung erfolgt über eine Wehrschwelle, die mit Entleerungsöffnungen versehen ist. Der Klärüberlauf ist ebenfalls als Wehrschwelle mit Öffnungen ausgebildet. Der Klärüberlauf erfolgt in ein Hochwasserrückhaltebecken.

Jedes Teileinzugsgebiet besitzt einen eigenen Beckenüberlauf, der in einem Fall als Streichwehr mit Drosselstrecke im anderen als Wehrüberfall ausgebildet ist. Das Anlagenschema ist in Abbildung 3.14 dargestellt.

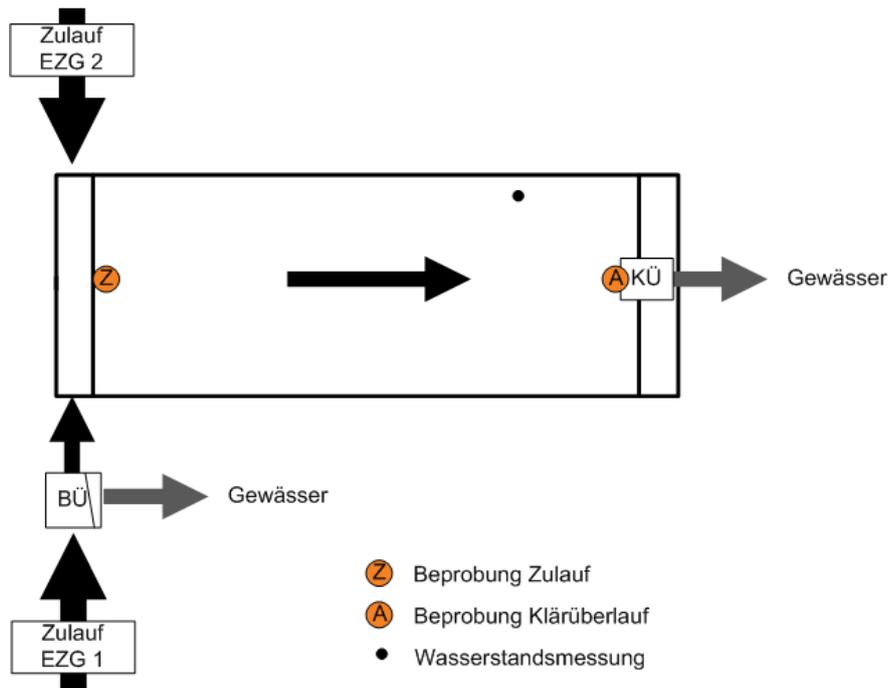


Abbildung 3.14: Schemaskizze Erlenstraße

Die Standorte der Probenahmepumpen sind aus Abbildung 3.15 ersichtlich. Die Berechnung des Abflussvolumens erfolgt über die Wasserstands-Abflussbeziehung nach Poleni nach Gleichung 3.1.



Abbildung 3.15: Zulaufpumpe und Pumpe vor dem Klärüberlauf am RKB Erlenstraße

### 3.3.2 Regenklärbecken ohne Dauerstau

#### 3.3.2.1 RKB Im Wöhr, Rastatt

An das RKB Im Wöhr sind ca. 75 ha zu entwässernde Fläche eines Gewerbegebietes angeschlossen. Die Einzugsgebiete sind in zwei Teilgebiete unterteilt, die Haltungen fließen kurz vor dem Becken in einem offenen Zulaufkanal zusammen (Abbildung 3.16).

Dieses Becken besitzt das größte angeschlossene Einzugsgebiet im orientierenden Monitoring. Es ist zu 100 % erschlossen. Das Regenklärbecken ist als Reckteckbecken in Betonbauweise ausgeführt. Es besteht aus 2 miteinander verbundenen Kammern (Abbildung 3.17). Der Zulauf zum Becken wird über 8 Zulaufrohre mit DN 300 gewährleistet. Der Klärüberlauf ist als scharfkantiges Wehr über die gesamte Beckenbreite ausgebildet. Der Beckenüberlauf wird über eine Holzschwelle abgeleitet.

In Abbildung 3.18 ist die Anordnung und Beckengeometrie dargestellt.

Es fiel in der Vergangenheit durch starke Geruchsbelästigungen auf. Ein Umbau fand im Jahr 2000 statt, seitdem wird das Becken ohne Dauerstau betrieben.

Für ca. einen Monat (Februar 2012) wurde das Becken aufgrund der Wartung einer Pumpe im Dauerstau betrieben, dieser Zeitraum wurde nicht beprobt.



Abbildung 3.16: Zusammenfluss aus zwei Teileinzugsgebieten vor dem RKB Im Wöhr



Abbildung 3.17: Blick auf eine Beckenkammer des RKB Im Wöhr

Die Schmutzwassertauchpumpen wurden im Zufluss und auf Höhe des Klärüberlaufs vor der Tauchwand installiert (Abbildung 3.19).

Die Berechnung des Abflussvolumens erfolgt über die Wasserstands-Abflussbeziehung nach Poleni nach Gleichung 3.1 mit einer Wehrbreite von 14 m.

Im Untersuchungszeitraum wurde das Becken zwei Mal gereinigt (Frühjahr 2011 und Herbst 2011).

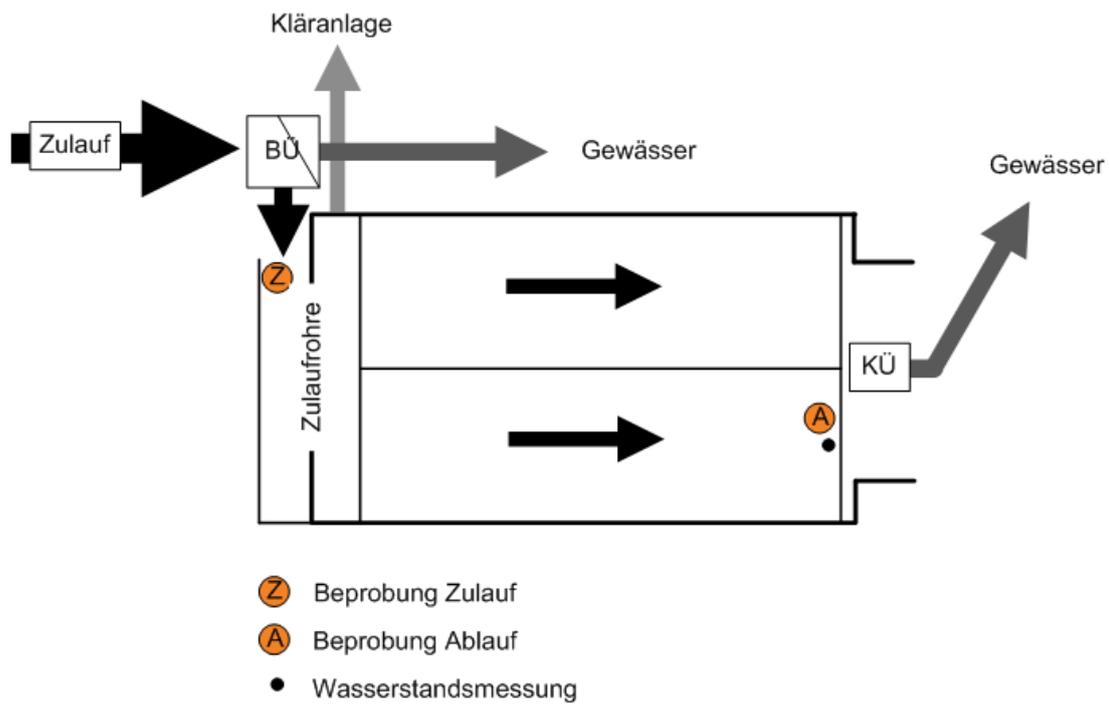


Abbildung 3.18 Lageplan und Probenahmeorte Im Wöhr



Abbildung 3.19: Zulaufpumpe und Pumpe am Klärüberlauf Im Wöhr

### 3.3.2.2 RKB Lochfeld, Rastatt

Das RKB Lochfeld ist das jüngste Becken, das im orientierenden Monitoring untersucht wurde. Es ist als Rechteckbecken in Betonbauweise errichtet und wird ohne Dauerstau betrieben.

Das Becken ist für ein Einzugsgebiet von 34 ha abflusswirksame Fläche ausgelegt. Das Einzugsgebiet ist jedoch nur zu ca. 55 % erschlossen, so dass die tatsächliche Fläche 18,7 ha beträgt. Ein Großteil der angeschlossenen Flächen im Einzugsgebiet sind Straßen.

Der Zulauf zum Regenklärbecken erfolgt über ein Zulaufrohr mit Kastenprofil. Im Zulaufbereich befindet sich ein Geschiebeschacht (Abbildung 3.22). Der Beckenüberlauf wird über Federstauklappen reguliert. Der Zulauf zur Sedimentationskammer erfolgt durch eine längs geschlitzte Betonwand (Lamellenwand) (Abbildung 3.21). Der Klärüberlauf zum nachgeschalteten Retentionsbodenfilter ist selbstregulierend. Das Klarwasser wird auf den Retentionsbodenfilter gepumpt. Das restliche Wasser in der Kammer wird mittels Wirbeljet aufgewirbelt und in den Schmutzwasserkanal gepumpt. Eine Schemaskizze ist in Abbildung 3.20 dargestellt.

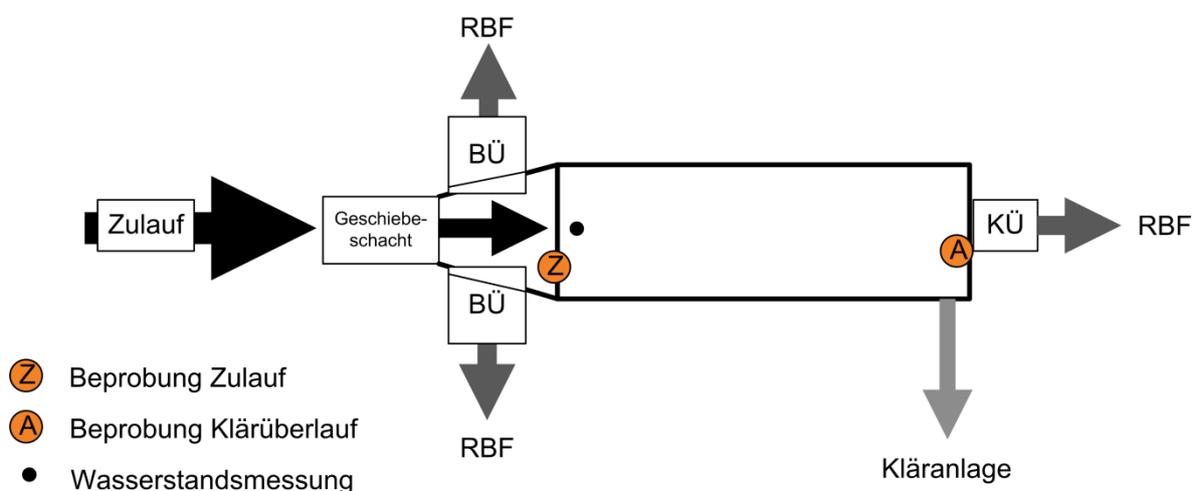


Abbildung 3.20: Schemaskizze Lochfeld



Abbildung 3.21: Gesamtansicht in KÜ-Richtung RKB Lochfeld



Abbildung 3.22: Zulaufbereich mit Geschiebeschacht, Lochfeld

Die automatische Beckenreinigung geschieht nach Ereignisende durch einen Wirbeljet. Die manuelle Reinigung des RKB erfolgte im Untersuchungszeitraum zwei Mal (Frühjahr 2011, Herbst 2011).

Die Abflussermittlung erfolgte über die vom Hersteller vorgegebene Wasserstand-Abflusskurve, die als Polynom in die Steuerung AQUA implementiert wurde. Die Orte der Probenahmepumpen sind in Abbildung 3.23 erkennbar.



Abbildung 3.23: Zulaufpumpe und Klärüberlaufpumpe am RKB Lochfeld

### 3.3.2.3 RKB Gügling Nord, Bettringen, Schwäbisch Gmünd

Das Regenklärbecken Gügling Nord im Schwäbisch Gmünder Ortsteil Bettringen ist als Rundbecken ohne Dauerstau ausgeführt. Der Zulauf erfolgt entlang einer Leitwand in den ersten Quadranten. Der Klärüberlauf ist mit sieben Rohrklärüberläufen ausgebildet, die sich im 4. Quadranten befinden. Ein Geschiebeschacht ist vorgeschaltet. Der Beckenüberlauf ist über eine Betonschwelle im Zulaufbereich ausgebildet (Abbildung 3.25). Abbildung 3.24 zeigt den Zufluss aus dem 1. Quadranten, Abbildung 3.26 das Fließschema der Anlage.

Das angeschlossene Einzugsgebiet wird überwiegend gewerblich genutzt, ist jedoch nicht vollständig ausgebaut. Von den geplanten 13 ha angeschlossene abflusswirksame Fläche tragen tatsächlich etwa 8,5 ha zum Abfluss bei.

Während des Untersuchungszeitraumes verkehrten auf der Zufahrtsstraße zum Gewerbegebiet LKWs, die Erdmaterial (Aushub eines Tunnelbaus) auf einen Lagerplatz im angrenzenden Gewerbegebiet transportierten. Die Oberfläche der Zufahrtsstraße war häufig mit Erdmaterial überzogen.

Die Positionen der Pumpen im Zulauf- und Klärüberlauf sind in Abbildung 3.27 erkennbar. Die Wasserstands-Abflussbeziehung wurde über Rohrkenlinien der Klärüberlaufrohre hergeleitet und in die Steuerung implementiert. Abbildung 3.27 zeigt die Probenahmeorte der Zulauf- und Klärüberlaufpumpen.



Abbildung 3.24: RKB Bettringen, Zulaufbereich



Abbildung 3.25: RKB Bettringen, KÜ bei Beckenfüllung

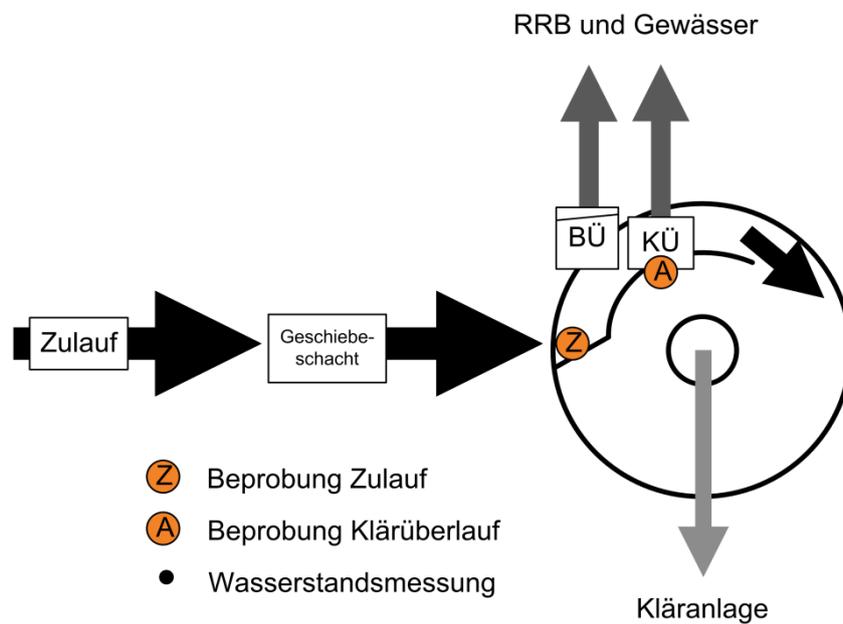


Abbildung 3.26: Schemaskizze Bettringen

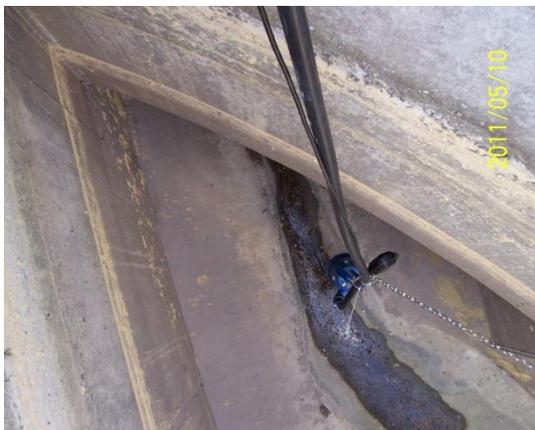


Abbildung 3.27: Zulaufpumpe (links) und Klärüberlaufpumpe (rechts) am RKB Bettringen

### 3.3.3 Regenklärbecken im unechten Nebenschluss

#### 3.3.3.1 RKB Oberbruch, Bühl

Das RKB Oberbruch in Bühl ist ein Regenklärbecken ohne Dauerstau im unechten Nebenschluss. Bei Ereignisbeginn erfolgt zunächst eine Beschickung der Schmutzfangkammer, die über Pumpen ins Schmutzwassernetz entleert wird. Die Beschickung der Sedimentationskammer erfolgt über ein Streichwehr. Es handelt sich folglich um einen hochliegenden Einlauf. Die Fließrichtung in Richtung Klärüberlauf ist orthogonal zur Anströmungsrichtung. Das Becken wird nach jedem Ereignis geleert und mittels Schwallspülung gereinigt. Die Schwallspülung wird über Spülklappen erzeugt, die zu Ereignisbeginn gefüllt werden. Zusätzlich wird die Beckensohle nach Ereignisende (nach ein bis zwei Tagen) manuell vom Personal abgespritzt.

Der Klärüberlauf ist mit Betonschlitzfenstern ausgeführt, die mit einer höher angeordneten Metallblende versehen sind. Der Beckenüberlauf ist als Betonschwelle ausgeführt. Das Fließschema ist in Abbildung 3.28 erkennbar.

An das Becken ist ein vollständig erschlossenes kleines Gewerbegebiet von 7 ha angeschlossen. Während des Untersuchungszeitraumes ergaben sich vermehrt Teileinstauungen, die jedoch nicht zu einer Aktivierung des Klärüberlaufs führten.

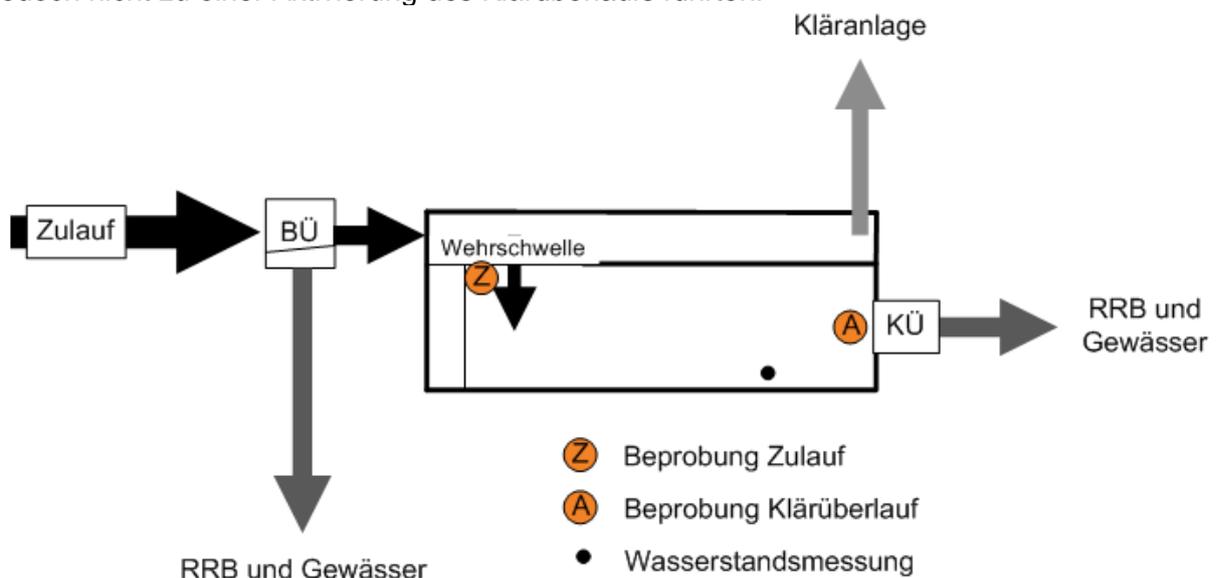


Abbildung 3.28: Schemaskizze Oberbruch

Die Berechnung des Abflussvolumens erfolgt über die Wasserstands-Abflussbeziehung nach Poleni nach Gleichung 3.1 mit einer Wehrbreite von 4,2 m.

Zulauf- und Klärüberlaufpumpe sind in Abbildung 3.29 und Abbildung 3.30 dargestellt. Die Zulaufpumpe wurde im Dezember 2011 auf Höhe der Mitte der Wehrschwelle gehängt. Die Klärüberlaufpumpe wurde im Juli 2011 hinter die Tauchwand gehängt. Alle Klärüberlaufbeprobungen beziehen sich auf diese Position.



Abbildung 3.29: Zulaufpumpe Oberbruch mit Spülklappe



Abbildung 3.30: Klärüberlaufpumpe Oberbruch (später hinter der Tauchwand)



Abbildung 3.31: Ablaufsumpf RKB Oberbruch

links ist ein Schieber, der den Abfluss zur Fangkammer wasserstandsabhängig steuert

### 3.3.3.2 RKB Werler Straße, Unna

Der Betrieb des RKB Werler Straße in Unna erfolgt ohne Dauerstau. Das Becken ist als Rechteckbecken in Betonbauweise ausgeführt. Das Fließschema der Anlage ist in Abbildung 3.32 dargestellt.

Laut Planung ist das Becken für eine befestigte Einzugsgebietsfläche von 12,9 ha ausgelegt. Das Einzugsgebiet wird überwiegend von Logistikunternehmen ohne Warenumsatz genutzt, es ist vollständig bebaut. Ein Teil des Einzugsgebiets wird aufgrund einer nachträglichen Erweiterungsmaßnahme durch einen Regenüberlauf vorentlastet. Das Einzugsgebiet ist der Neigungsgruppe 1 zuzuordnen.

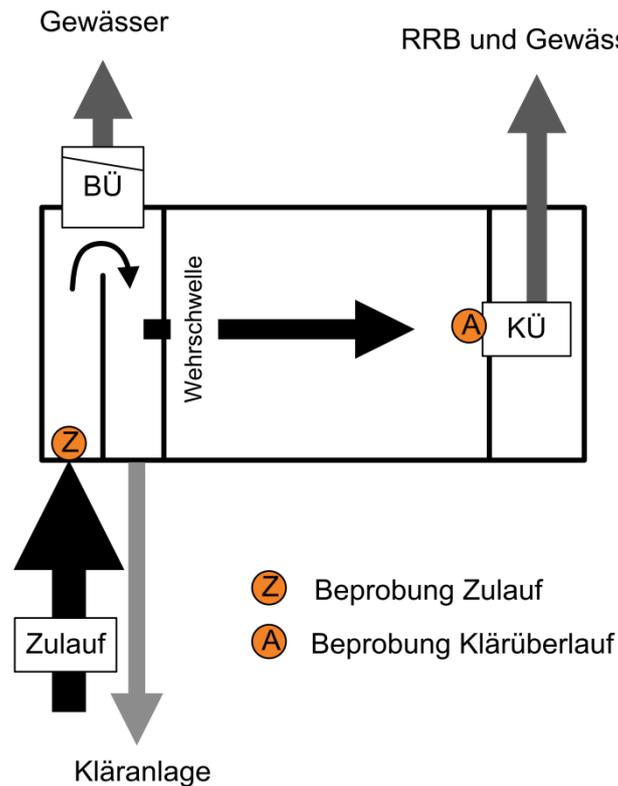


Abbildung 3.32: Schemaskizze Unna

Das Becken ist im unechten Nebenschluss angeordnet. Die Weiterleitung zur Kläranlage wird über einen Regelschieber begrenzt. Bei größeren Niederschlagswasserzuflüssen wird das Becken über eine Trennbauwerksschwelle beschickt. Der Beckenüberlauf ist als automatisch wirkende gewichtsgesteuerte Wehrklappe ausgeführt. Der Klärüberlauf ist als Wehr mit vorgeschalteter Tauchwand ausgebildet. Nach Ereignisende wird das Becken über eine mit einer Rückstauklappe versehene Öffnung, die in der Trennbauwerksschwelle einbaut ist, im Freigefälle entleert. Das Becken wird vom Betreiber regelmäßig manuell gereinigt. Eine automatische Beckenreinigung ist nicht vorhanden.

Abbildung 3.33 zeigt die Probenahmeorte der Zulauf- und Klärüberlaufpumpe.

Die Wasserspiegelmessung erfolgt über eine Ultraschallsonde. In die Abflussberechnung über die Formel nach Poleni die Wehrbreite mit  $b = 5,27$  m ein.



Abbildung 3.33: Zulauf- und Klärüberlaufpumpe am RKB in Unna

### 3.4 Vor-Ort Messungen

Ab September wurde in den Feststoffsammlern zusätzlich bei der Probenahme der Parameter Leitfähigkeit gemessen. Die Messung erfolgte mit einem mobilen Messgerät der Firma WTW. Bei einigen Probenahmen standen auch mobile Geräte zur Messung des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes zur Verfügung.

### 3.5 Analysemethoden

Alle Feststoffe wurden hinsichtlich der Korngrößenverteilung, des organischen Anteils sowie der Beladung mit den Stoffen Phosphor und dem Element Zink als Leitparameter für Schwermetalle untersucht.

In Abbildung 3.34 ist die Vorgehensweise der Probenaufbereitung im Labor dargestellt.

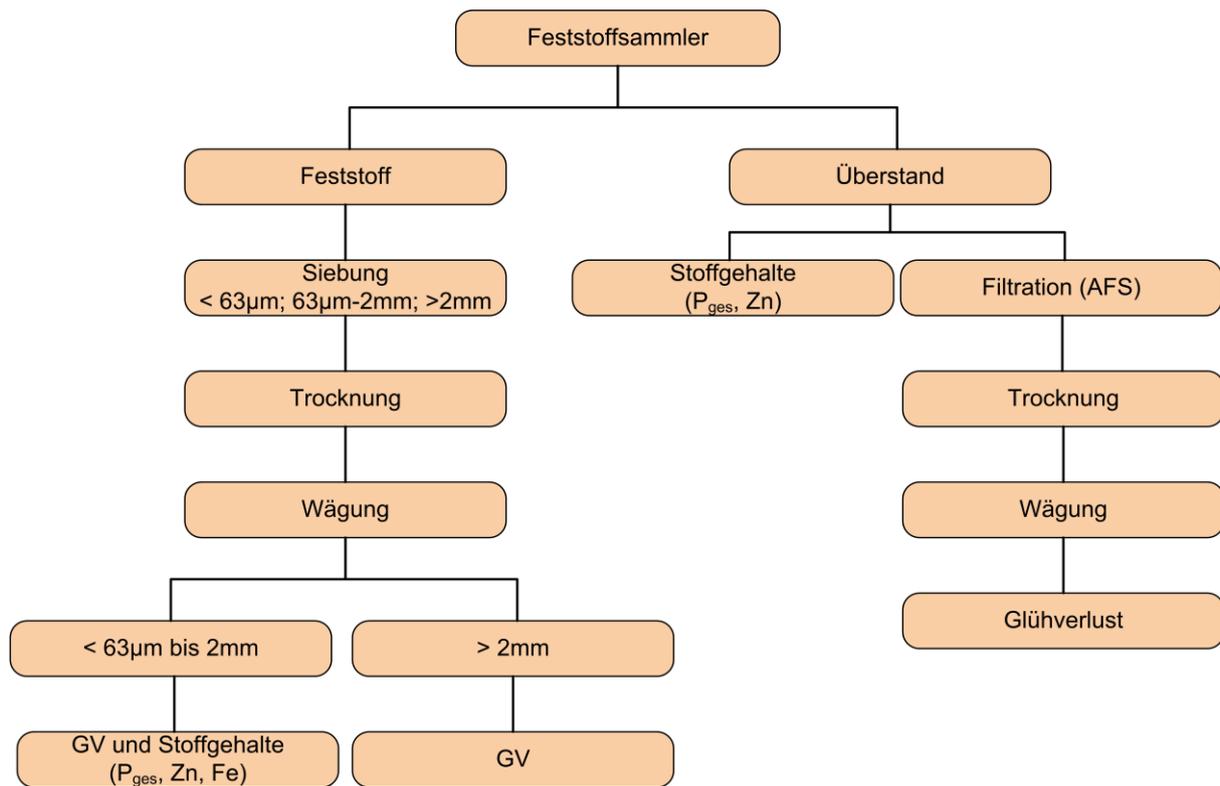


Abbildung 3.34 Schema zur Behandlung der Proben aus den Feststoffsammlern

Das Vorgehen der Aufbereitung der Sedimentproben, die bei der Anlagenbegehung entnommen wurden, entspricht dem Ast „Feststoff“ in Abbildung 3.34. Es wurden zusätzlich stichprobenartig insbesondere bei den Proben aus dem Winterhalbjahr die Schwermetalle Eisen, Blei und Kupfer untersucht.

Die abgelagerten Feststoffe der Feststoffsammler wurden im Labor zunächst über Nasssiebung mit den Maschenweiten 2 mm und 63 µm fraktioniert. Für die Nasssiebung wurde das überstehende Wasser der Probe verwendet. Wenn nicht genügend Wasser vorhanden war, wurde mit Leitungswasser nachgespült.

Die einzelnen Fraktionen wurden in Eimern aufgefangen. Im Labor sedimentierte die Probe ca. 24 h, bevor sie weiter verarbeitet wurde. Der Fraktion kleiner 63 µm wurde zusätzlich ein Flockungsmittel zugegeben (Polyaluminiumchlorid), um die Absetzbarkeit zu erhöhen.

Anschließend wurde das überstehende Wasser in den Eimern dekantiert, das verbliebene fraktionierte Sediment entnommen und im Trockenschrank bei 105°C getrocknet. Es folgte die Gewichtsbestimmung der getrockneten Sedimente und die Bestimmung des Glühverlustes (GV) je Fraktion.

Die entnommenen Proben des Überstandswassers wurden homogenisiert und auf abfiltrierbare Stoffe, GV,  $P_{\text{ges}}$  und Zink analysiert. Die Analyse des Überstandswassers auf AFS erfolgte, um sicherzustellen, dass sich die Sedimente im Feststoffsammler gut abgesetzt ha-

ben. Zusätzlich wurden zum Vergleich mit der Feststoffanalytik Gesamtphosphor und Zink (teilweise auch gelöst) bestimmt.

Die Stoffanalytik fand im Labor des KIT, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft statt.

Tabelle 3.2: Verwendete Analysemethoden

Parameter	Methode
Trockenrückstand (TR)	DEV S2, DIN 38414: 2001
Glühverlust (GV)	DEV S3, DIN 38414: 2001
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	DEV H2-3, DIN 38409: 1987
Glühverlust (GV)	DEV H2-3, DIN 38409: 1987
Phosphor - $P_{ges}$	DEV D11-7, DIN EN 1189: 1996
Phosphor - $P_{gel}$	DEV D11-3, DIN EN 1189: 1996
Schwermetalle (Cd, Cu, Pb)	DEV E4, EN ISO 15586: 2003
Schwermetalle (Zn)	DEV E8, DIN 38406-8: 1960-10

### 3.6 Auswertemethoden

#### 3.6.1 Verwertbare Proben

In die Ergebnisdarstellung und Auswertung wurden nur Proben aufgenommen, die folgende zwei Kriterien erfüllen:

Kriterium 1 Volumenproportionalität: Der Inhalt in den Feststoffsammlern korrespondiert zum integrierten Volumen, das von der Steuereinheit aufgezeichnet wurde.

Kriterium 2 Ereignisabhängigkeit: 75 % der Probe bezieht sich auf ein größeres Regenereignis. Gerade bei Regenklärbecken mit einem ständigen Wasserspiegel (RKBmD) ist es schwierig zu unterscheiden, ob es sich um eine Wasserstandsänderung aufgrund einer Wellenbewegung oder eines kleinen Regenereignisses handelt. Daher wurden die Logfiles dahingehend ausgewertet, dass sich in die Gesamtprobe mindestens 75 % Material aus größeren Regenereignissen befindet.

#### 3.6.2 Feststoffkonzentration $C_{fest}$

Die Ermittlung der Feststoffkonzentration  $C_{fest}$  in mg TS/l erfolgte nach folgendem Schema: Das Wasservolumen der Feststoffsammler wurde vor Ort ermittelt. Nach Probenfraktionie-

zung und -trocknung wurde die Feststoffmasse auf das Volumen des Feststoffsammlers bezogen.

Da die Beprobung volumenproportional erfolgte, ist die so ermittelte Konzentration der mittleren dem Becken zufließenden bzw. über den Klärüberlauf abfließenden Konzentration über den beprobten Zeitraum gleich zu setzen.

Die Ergebnisse sind nicht mit dem Parameter AFS (abfiltrierbare Stoffe) gleichzusetzen, da durch den Wasserentzug während der Trocknung ggf. gelöste Stoffe auskristallisieren und mit in die Gewichtsbestimmung einfließen.

### 3.6.3 Feststofffrachten

Allgemein ergibt sich die Fracht  $B$  aus dem Produkt der ermittelten Konzentration und dem jeweiligen Volumen  $V$  für einen entsprechenden Zeitabschnitt (Gleichung 3.2).

$$B_{\text{fest}} = C_{\text{fest}} \cdot V \quad \text{Gleichung 3.1}$$

---

$C_{\text{fest}}$  = mittlere Feststoffkonzentration in mg/l

$B_{\text{fest}}$  = Feststofffracht in g

$V$  = Volumen in m<sup>3</sup>

---

Für die Betriebsweisen mit Dauerstau und ohne Dauerstau werden Frachten für den Zulauf, den Klärüberlauf und die Beckenentleerung bestimmt.

**RKBmD** Fracht Zulauf  $B_{\text{Zu}} = C_{\text{Zu}} \cdot VQ_e$  Gleichung 3.1.1

Fracht Klärüberlauf  $B_{\text{Kü}} = C_{\text{Kü}} \cdot VQ_e$  Gleichung 3.1.2

**RKBoD** Fracht Zulauf  $B_{\text{Zu}} = c_{\text{Zu}} \cdot VQ_e$  Gleichung 3.1.3

Fracht Klärüberlauf  $B_{\text{Kü}} = c_{\text{Kü}} \cdot VQ_e - n \cdot V_B$  Gleichung 3.1.4

Fracht Beckenentleerung  $B_{\text{ent}} = c_{\text{Kü}} \cdot n \cdot 0,5 \cdot V_B$  Gleichung 3.1.5

---

$B_{\text{Zu}}$  = Feststofffracht im Zulauf

$B_{\text{Kü}}$  = Feststofffracht im Klärüberlauf

$B_{\text{ent}}$  = Feststofffracht Beckenentleerung (Fracht, die durch Abzug des Klarwassers nach einer bestimmten Absetzzeit in das Gewässer gelangt)

$C_{\text{Zu}}$  = Feststoffkonzentration im Zulauf

$C_{\text{Kü}}$  = Feststoffkonzentration im Klärüberlauf

$VQ_e$  = Klärüberlaufvolumen

$V_B$  = Beckenvolumen

$n$  = Anzahl der Klärüberlaufereignisse im Probenahmezeitraum

---

Anmerkung: bei den untersuchten RKB wird nur beim RKB Lochfeld etwa die obere Hälfte des Beckeninhaltes nach einer entsprechenden Absetzzeit nach Ende des Regenereignisses ohne weitere Behandlung weitergeleitet. Bei den anderen vier Becken ohne Dauerstau ist  $B_{ent}=0$ . Annahme: Konzentration entspricht  $c_{kü}$

### 3.6.4 Wirkungsgrade

Die Definition eines Wirkungsgrades ermöglicht die Gegenüberstellung von Zulauf- und Klärüberlaufkonzentrationen. Die Messtechnik in diesem Vorhaben ermöglicht die zeitgleiche Beprobung von Zulauf und Klärüberlauf. Die Probenahme beginnt, sobald der Klärüberlauf anspringt. Um Wirkungsgrade zuverlässig anzugeben, muss sichergestellt sein, dass sich Zulauf- und Klärüberlaufkonzentration voneinander unterscheiden. Bei der Probenahme, beim Transport und in der Weiterverarbeitung kann es zu Verlusten von Feststoffen kommen. Daher wurde definiert, dass sich Zulauf- und Klärüberlaufprobe nicht unterscheiden, wenn die Konzentrationen um weniger als 5 mg TS/l voneinander abweichen. Liegen die Konzentrationen generell unter 20 mg TS/l, sollte kein feststoffbezogener Wirkungsgrad angesetzt werden, weil die Unsicherheit in der Analyseverfahren für diese geringen Konzentrationen zu groß ist.

Der **Frachtwirkungsgrad** ergibt sich für die einzelnen Beprobungen und die Betriebsweisen mit Dauerstau und ohne Dauerstau wie folgt:

#### RKBmD

Wirkungsgrad	$\eta_B = 1 - (B_{KÜ} / B_{Zu}) * 100$	Gleichung 3.2.1
--------------	--	-----------------

#### RKBoD

Wirkungsgrad	$\eta_B = 1 - (B_{KÜ} + B_{ent}) / B_{Zu} * 100$	Gleichung 3.2.2
--------------	--	-----------------

---

$\eta_B$	= Frachtwirkungsgrad in %
$B_{Zu}$	= Feststofffracht im Zulauf in kg
$B_{KÜ}$	= Feststofffracht im Klärüberlauf in kg
$B_{ent}$	= Feststofffracht Beckenentleerung in kg (Fracht, die durch Abzug des Klarwassers nach einer bestimmten Absetzzeit in das Gewässer gelangt)

---

Der **anlagenspezifische Wirkungsgrad** wird nach Gleichung 3.3 ermittelt. Es gehen die Gesamtfracht der Klärüberlaufbeprobung und die Gesamtfracht der Zulaufbeprobung in die Berechnung ein.

$$\eta_{Anlage} = \left(1 - \frac{\sum B_{K\ddot{U}}}{\sum B_{Zu}}\right) \cdot 100 \quad \text{Gleichung 3.3}$$

---

$\eta_{Anlage}$	= anlagenspezifischer Wirkungsgrad in %
$B_{Zu}$	= Zulauffracht in kg
$B_{K\ddot{U}}$	= Fracht über Klärüberlauf in kg

---

Der **Konzentrationswirkungsgrad** für die einzelnen Beprobungen wird nach Gleichung 3.4 berechnet. Es gehen die Zulauf- und Klärüberlaufkonzentration mit ein.

$$\eta_C = \left(1 - \frac{C_{K\ddot{U}}}{C_{Zu}}\right) \cdot 100 \quad \text{Gleichung 3.4}$$

---

$\eta_C$	= Konzentrationswirkungsgrad in %
$C_{Zu}$	= Zulaufkonzentration in mg/l
$C_{K\ddot{U}}$	= Konzentration im Klärüberlauf in mg/l

---

### 3.6.5 Standortspezifische mittlere Konzentrationen (SMC)

Für einen Standort werden spezifische Zulauf- bzw. Klärüberlaufkonzentrationen SMC (*site-specific mean concentration*) ermittelt. Diese berücksichtigen die Summe aller einzelnen über einen Probenahmezeitraum ermittelten mittleren Konzentrationen und die entsprechenden Klärüberlaufvolumina. Die SMC ist eine standortabhängige, volumenproportional gewichtete Größe.

Die Berechnung erfolgt nach Gleichung 3.5 Mourad et al. (2005).

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad \text{Gleichung 3.5}$$

---

<b>SMC</b>	= standortspezifische Konzentration in mg/l
<b>C</b>	= standortspezifische mittlere Konzentration eines Probenahmezeitraums in mg/l
<b>V</b>	= Klärüberlaufvolumen im Probenahmezeitraum in m <sup>3</sup>

---

### **3.7 Hinweise zur Methodik**

#### **3.7.1 Höhe der Probenahmepumpen**

Die Probenahmepumpen wurden so installiert, dass sie im gut durchmischten Zulaufbereich bzw. in der Sedimentationskammer hingen. Bei geringen Ereignissen, die zu keiner guten Durchmischung im Zulauf führen, konnte sohnah transportiertes Material (Geschiebe) nicht mit erfasst werden. Dieses überwiegend mineralische Material weist in der Regel größere Partikel auf, welche deutlich über einer Korngröße von 63 µm liegen. Es ist gut absetzbar und somit für den Sedimentationsprozess keine kritische Größe. Bewusst werden daher in Kapitel 4 Wirksamkeiten für den Rückhalt der Feinfraktion angegeben.

#### **3.7.2 Zeitgleiche Beprobung und Mischprobe mehrerer Ereignisse**

Die Probenahme startet im Zulauf und Klärüberlauf gleichzeitig, sobald der Klärüberlauf anspringt. Daher läuft bei Regenklärbecken mit Dauerstau die Probenahme bereits bei sehr geringen Ereignissen an. Der Beckeninhalte wird bei kleinen Ereignissen nicht komplett ausgetauscht. Da die Zulaufpumpe in der Sedimentationskammer hängt, wird bei diesen Ereignissen eine Mischprobe aus Beckeninhalte und Zufluss gebildet. Dagegen besteht die Beckenfüllung bei trockenfallenden Regenklärbecken nur aus dem Zufluss des entsprechenden Ereignisses.

#### **3.7.3 Beprobung des gesamten Klärüberlaufereignisses**

Da die Probenahme volumenproportional erfolgt und nicht bei einer definierten Grenze des Durchflusses abgebrochen wird, wird bei langen Klärüberlaufereignissen, die Nachlaufzeit häufiger beprobt als bei kurzen Überlaufereignissen.

Abbildung 3.35 verdeutlicht exemplarisch eine Abflussganglinie. Die Punkte stellen eine Aktivierung der Pumpe dar. Erkennbar ist, dass die Abflussspitze häufig beprobt wurde (7-mal). Durch die lange Dauer des Ereignisses wurden mehr Teilproben der Nachlaufzeit gezogen (20 Stück) als vom Hauptereignis.

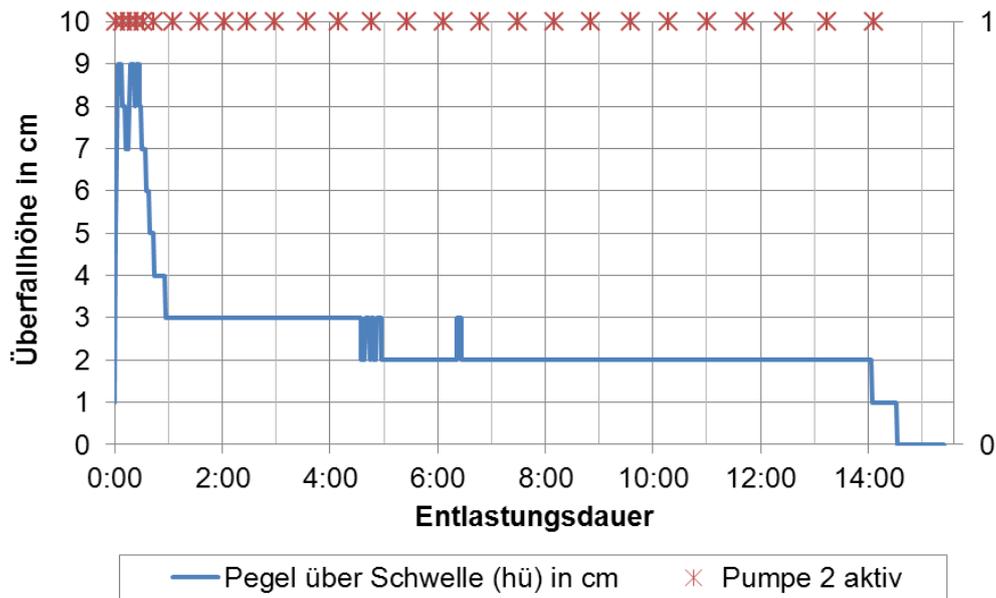


Abbildung 3.35: Pumpenlaufzeit und Entladungsdauer

Verschiedene Untersuchungen zeigen (z.B. Fuchs, Mayer (2012), dass die Feststoffkonzentration zu Ereignisbeginn am höchsten ist und mit dem Ereignisgang stark absinkt (Schemaskizze in Abbildung 3.36). Folglich kann die Feststoffkonzentration in der Nachlaufzeit wesentlich geringer sein als zu Ereignisbeginn. Werden mehr Teilproben aus der Nachlaufzeit mit geringen Konzentrationen entnommen, ergeben sich geringe Zulaufkonzentrationen, welche jedoch für die langfristige Frachtberechnung ausschlaggebend sind.

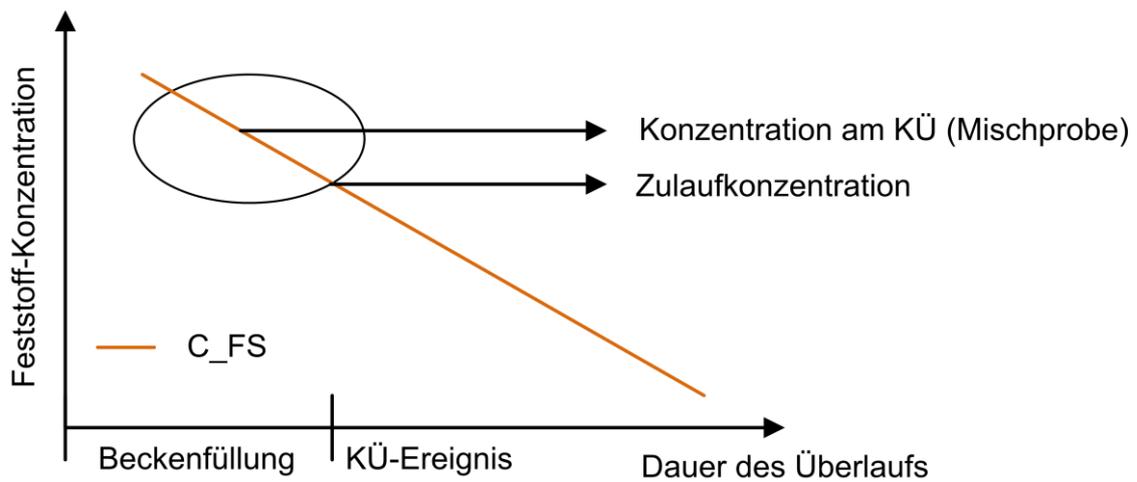


Abbildung 3.36: Verlauf der Feststoffkonzentration über Dauer des Klärüberlaufs

### **3.7.4 Feststoffkonzentration $C_{\text{fest}}$**

Die Feststoffkonzentrationen wurden über das Trockengewicht bezogen auf das abgeschlagene KÜ-Volumen bestimmt. Der Unterschied zur klassischen Bestimmung der AFS Analytik besteht darin, dass in letzterer Feststoffe über einen Filter (i.d.R. Porengröße 0,45  $\mu\text{m}$ ) abgetrennt werden. Die Methodik der Bestimmung der Feststoffkonzentrationen über Trocknung ergibt einen tendenziell höheren Anteil an Feststoffen.

### **3.7.5 Nasssiebung statt Trockensiebung nach DIN**

Um den Einfluss der Art der Siebung auf den Feinpartikelgehalt zu ermitteln, wurden von einer homogenisierten Sedimentprobe (07.03.2012) zwei gleichschwere Teilproben erstellt. Eine Probe wurde direkt nassgesiebt, die andere getrocknet, nochmals in zwei gleich schwere Teilproben aufgeteilt, eine Hälfte nassgesiebt und die andere trocken. Die zuvor nicht getrocknete Probe ergab bei der Nasssiebung einen Feinanteil von 65 %, während die beiden zuvor getrockneten Proben für die Nasssiebung bzw. die Trockensiebung einen Feinanteil von 38 bzw. 37 % aufwiesen. Der Anteil größer 2 mm lag bei beiden Methoden zwischen 1 und 3 %.

Bei Vergleichen mit Literaturdaten zu Korngrößenverteilungen muss also die Fraktionierungsmethode sehr sorgfältig analysiert werden.

### 3.8 CFD-Simulation

#### 3.8.1 Einführung

Durch die numerische Strömungssimulation (Computational Fluid Dynamik CFD) können komplexe dreidimensionale Strömungsverhältnisse realitätsnah abgebildet werden. Der Einsatz von CFD ermöglicht die Bereitstellung einer großen Menge an Informationen (z.B. Fließgeschwindigkeiten, Drücke usw.) an jeder beliebigen Stelle im System sowie eine einfache Anpassung oder Änderung von geometrischen Abmessungen und hydraulischen Parametern.

In diesem Vorhaben werden CFD-Verfahren eingesetzt, um Prozesse in Sedimentationsbecken durch ihre Visualisierung besser verstehen zu können sowie unterschiedliche Dimensionierungen der Becken sowie Einlaufgestaltungen vergleichen zu können. Hieraus soll das Potenzial der klärtechnischen Wirkung von Regenklärbecken gemäß Stand der Technik ermittelt und Vorgaben für ein Detailmessprogramm abgeleitet werden.

#### 3.8.2 Untersuchungskonzept

Hinweise zur Dimensionierung von Regenbecken sind in DWA-A 166, Entwurf (2010) und ATV-DVWK-M 176 (2001b) lediglich in Form von großen Spannweiten der zu wählenden Abmessungen definiert. Die dort definierten Hinweise gehen auf Untersuchungen von Muth (1992) zurück. Detaillierte Vorgaben zur Dimensionierung sind bislang jedoch nicht beschrieben. Studien zur Leistungsfähigkeit von Sedimentationsanlagen von Uhl et al. (2009) machen die Notwendigkeit deutlich, den Zusammenhang zwischen den Abmessungen und Einlaufgestaltung von Sedimentationsbecken und ihrer Effizienz in Bezug auf den Partikelrückhalt zu untersuchen. Folgende Hinweise ergeben sich aus den genannten Regelwerken zur Dimensionierung von Regenbecken:

- (i) **Abmessungen**  $(10 < L:D < 15)$  und  
 $(3 < L:W < 4.5)$  und  
 $(2 < W:D < 4)$   
 mit:  
 L, D, W m Länge, Tiefe und Breite des Beckens
- (ii) **mittlere Fließgeschwindigkeit**  
 $v_h = Q_{in}/(W \cdot D) \leq 0.05 \text{ m/s}$   
 mit:  
 $Q_{in}$  m<sup>3</sup> Durchfluss
- (iii) **Oberflächenbeschickung**  
 $q_A = Q_{in}/(W \cdot L) \leq 10 \text{ m/h (m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1})$

Zudem werden die in Abbildung 3.34 dargestellten Einlaufvarianten vorgegeben.

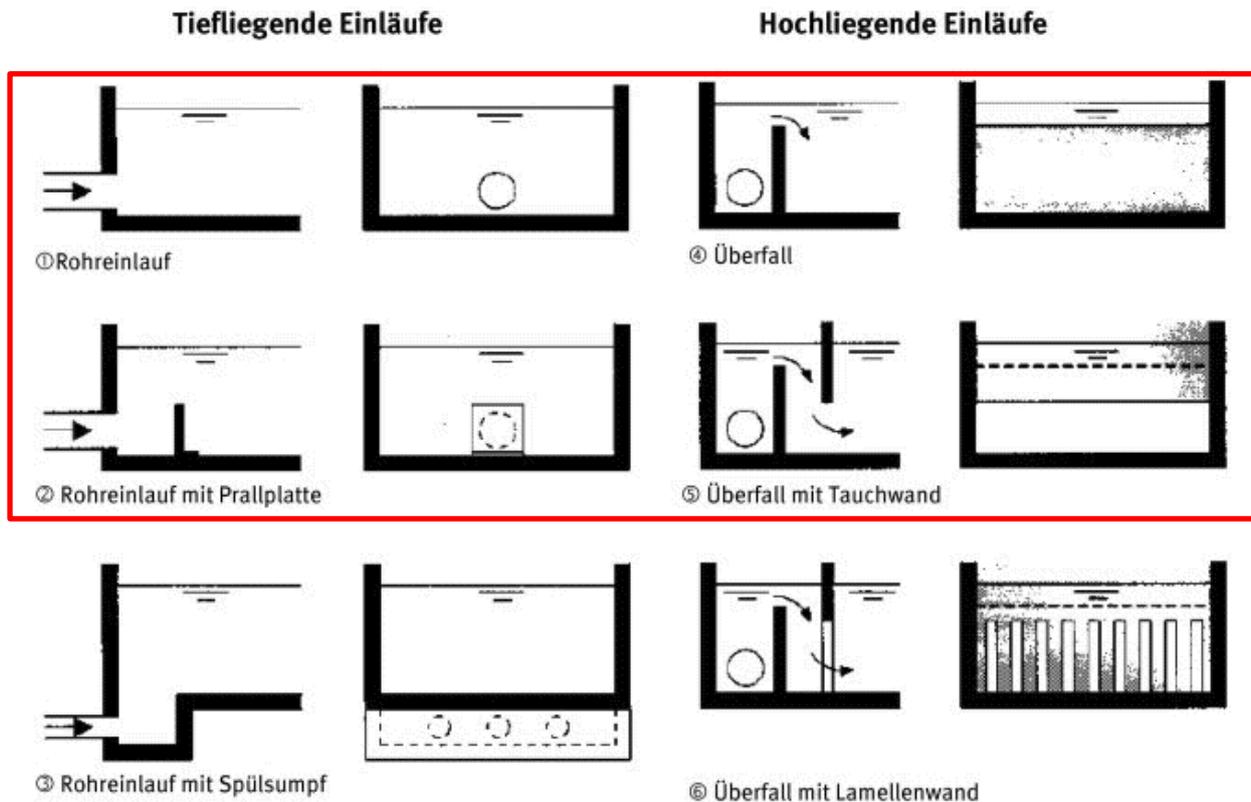


Abbildung 3.37: Einlaufgestaltung nach DWA-A 166, Entwurf (2010)

Folgende Punkte werden in diesem Vorhaben untersucht:

### 1. Auswirkung der Einlaufgestaltung auf den Sedimentationswirkungsgrad der Becken

Es werden drei unterschiedliche Einlaufvarianten (Abbildung 3.38) gemäß den Hinweisen in DWA-A 166, Entwurf (2010) und ATV-DVWK-M 176 (2001) ausgewählt (siehe Markierung in Abbildung 3.37):

*tiefliegende Einläufe:* Rohreinlauf (Becken 1), Rohreinlauf mit Prallplatte (Becken 2a)

*hochliegender Einläufe:* Überfall (Becken 3), Überfall mit Tauchwand (Becken 4)

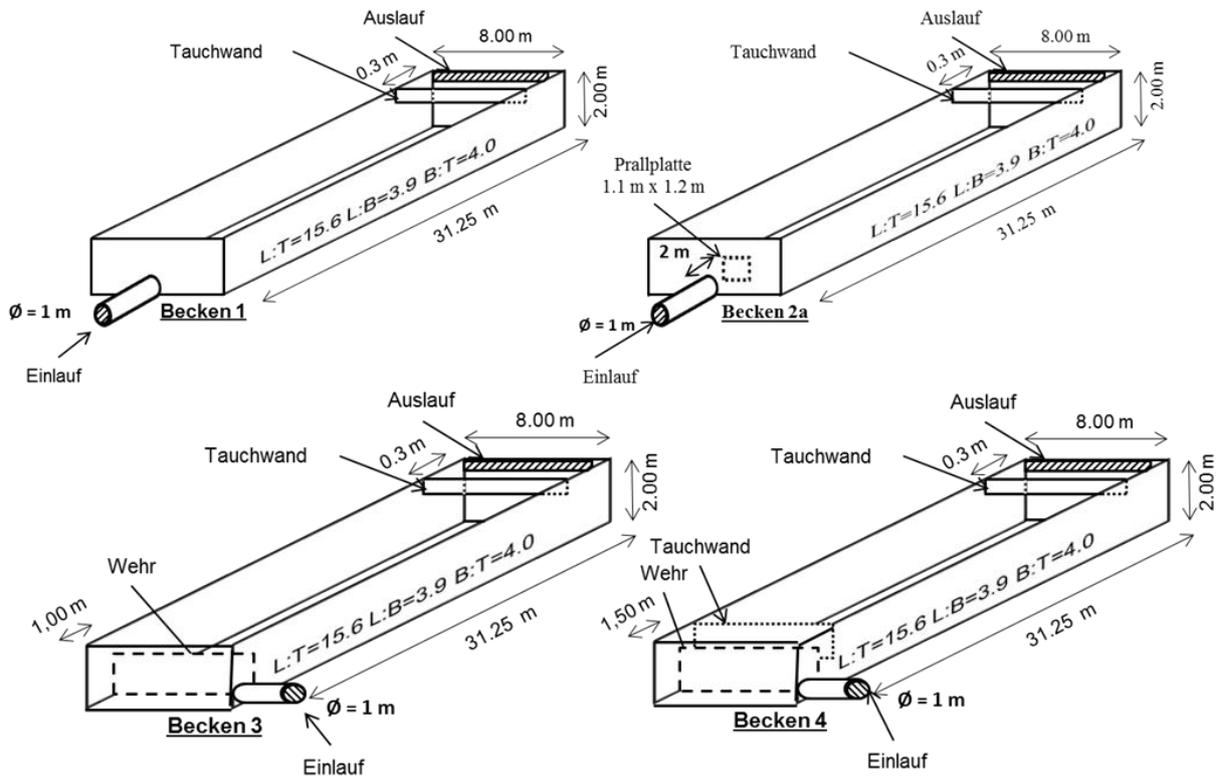


Abbildung 3.38: Einlaufvarianten

## 2. Auswirkung der Abmessungen auf den Sedimentationswirkungsgrad der Becken

Als Einlaufvariante wird ein Becken mit einem tief liegenden Rohreinlauf und einer Prallplatte gewählt. Es werden drei unterschiedliche Beckenabmessungen innerhalb der zulässigen Spannweiten (i) wie in Abbildung 3.39 dargestellt definiert.

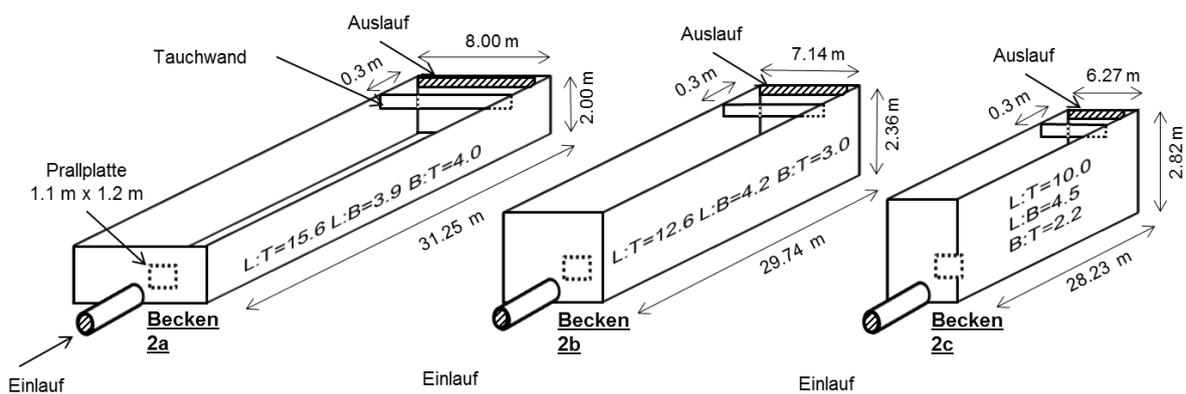


Abbildung 3.39: Abmessungen der Beckenvarianten zu Becken 2

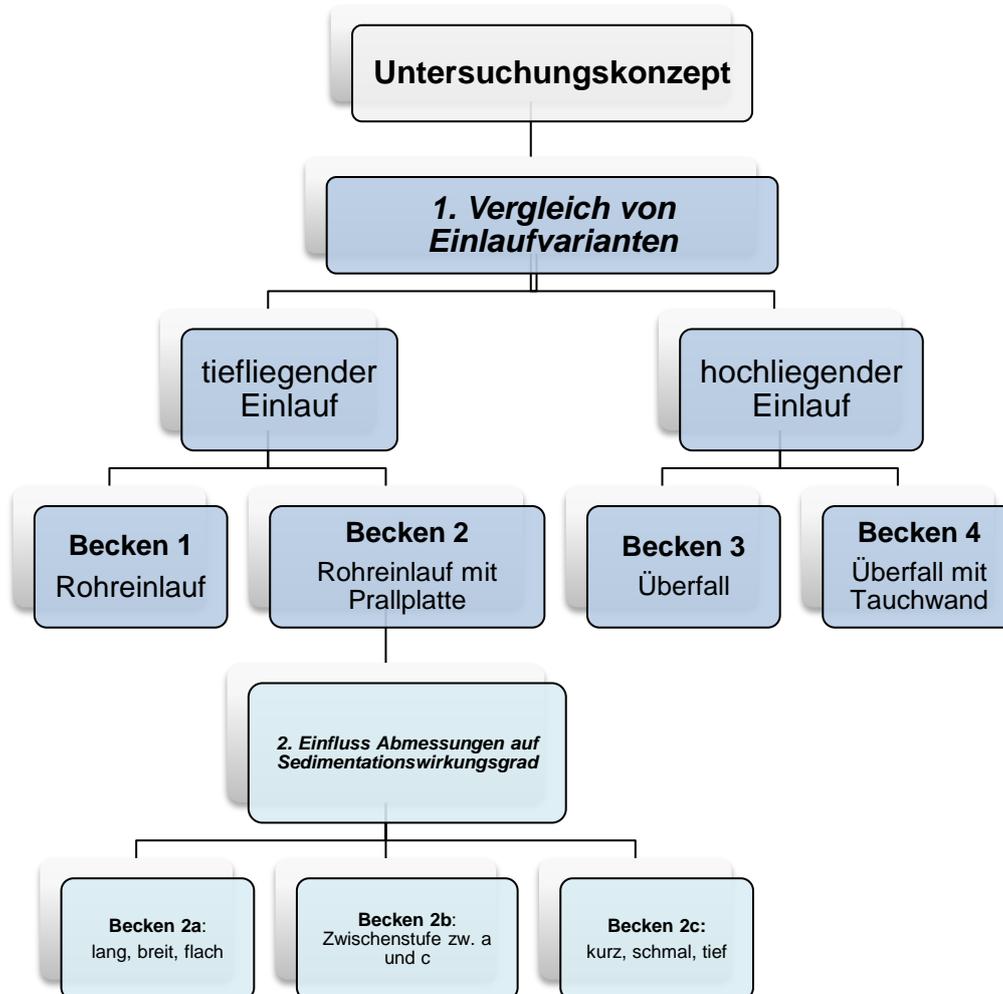


Abbildung 3.40: Untersuchungskonzept der CFD-Simulation

Vorausgesetzt wird ein vollständig gefülltes Becken, in dem sich eine auf Grund der stationär definierten hydraulischen Zuflussrandbedingungen eine stabile Durchströmungscharakteristik eingestellt hat. Die Füll- sowie auch die Entleerungsphase bleiben unberücksichtigt. Es befinden sich zu diesem Zeitpunkt keine Partikel im Becken.

Alle Becken verfügen über ein Volumen  $500 \text{ m}^3$ . (Das Volumen wird im Falle der Rohreinläufe ab Beginn Beckenkammer gerechnet. Im Falle des hochliegenden Einlaufes ab Wehrüberfall.) Die Sohle weist ein Gefälle von 2 % auf. Die Becken sind zudem mit einer Tauchwand zum Rückhalt von Schwimmstoffen im Auslaufbereich ausgestattet. Der Ablauf (Klärüberlauf) erfolgt über ein Wehr, welches am Ende des Beckens über die gesamte Breite angeordnet ist. Der Überfallbeiwert beträgt  $\mu = 0,62$  (nach ATV-DVWK-M 176 (2001a)). Dies entspricht einem scharfkantigen Wehr. Für die Simulation wird mit Hilfe des Überfallbeiwertes eine Überfallhöhe berechnet. Diese wird in der Simulation als Höhe des Wasserstandes über dem Auslauf definiert.

Die Becken sind mit einer Tauchwand ausgerüstet um Schwimmstoffe zurückzuhalten. Folgende Tabelle 3.3 zeigt die hydraulischen Randbedingungen der Simulationen.

Tabelle 3.3 Hydraulische Randbedingungen

	Becken 1	Becken 2a, 3,4			Becken 2b			Becken 2c		
$q_A$ (m/h)	2	2	6	10	2	6	10	2	6	10
$Q_{max}$ (l/s)	139	139	417	694	118	354	589	98	295	492
$v_h$ (m/s)	0,01	0,01	0,03	0,04	0,01	0,02	0,04	0,01	0,02	0,03
$v_{Zulauf}$ (m/s)	0,18	0,18	0,53	0,88	0,15	0,45	0,75	0,13	0,38	0,63

Die Oberflächenbeschickung  $q_A$  wurde von 2 m/h, 6 m/h und bis zum maximal erlaubten Wert von 10 m/h variiert. Daher ergeben sich für die Untersuchung der Abmessungen der Becken bei gleicher Oberflächenbeschickung unterschiedliche Zuflüsse zum Becken. Dies gilt es im Rahmen der Ergebnisinterpretation zu berücksichtigen.

Zur Ermittlung der Wirksamkeit der Becken wurde der Sedimentationswirkungsgrad für unterschiedliche Partikelfraktionen ermittelt. Um eine Dichteströmung im Becken zu vermeiden, wurden die Partikel in einer Konzentration von 0,1 kg/m<sup>3</sup> zu dosiert.

Die Feststoffzudosierung erfolgt mit der definierten Partikelkonzentration und -anzahl impulsartig. Jeder Partikel wird einzeln verfolgt (Tracking). Die Simulation wird beendet, wenn alle Partikel entweder im Auslauf des Beckens detektiert wurden oder sich aufgrund örtlich niedriger Schubspannungen auf der Sohle abgesetzt haben. Ein In-Situ zu berücksichtigender Speicherwirkungsgrad wird somit nicht modelliert.

Da die Zusammensetzung der Feststoffe im Niederschlagwasser sehr heterogen ist, wurden drei unterschiedliche Partikeldichten definiert, um eine möglichst große Spannweite von Partikeln abdecken zu können. Eine Dichte von 2650 kg/m<sup>3</sup> für mineralische Bestandteile, 1020 kg/m<sup>3</sup> für Partikel organischer Herkunft sowie 1460 kg/m<sup>3</sup> als mittlere Dichte gemäß den Untersuchungen von Geiger et al. (2002). Um einen Vergleich der Ergebnisse zu ermöglichen, wurden für jede der Dichten gleiche Sinkgeschwindigkeiten definiert (1 m/h, 2,3 m/h, 5 m/h und 10 m/h). Daher ergeben sich für Partikel mit gleicher Sinkgeschwindigkeit jedoch unterschiedlicher Dichte verschiedene Korndurchmesser (Tabelle 3.4). Zudem ist in Tabelle 2 die nach den Gleichungen (3), (4) und (5) berechnete kritische Kornschubspannung (critical bed shear stress BSS) angegeben.

Diese Partikel wurden insbesondere auf Grund der im Rahmen des orientierenden Monitorings festgestellten Zusammensetzung des Niederschlagswassers gewählt. Der Anteil von Partikeln mit einem Korndurchmesser kleiner 63 µm liegt im Median bei 85 %. Der Glühverlust beträgt 24,5 % (Median). Demnach besteht diese Kornfraktion zu einem hohen Anteil aus mineralischem Material. Die Kornfraktion größer 63 µm und kleiner 2 mm hingegen liegt nur mit einem Anteil von 10 % (Median) vor. Der Glühverlust von 46,9 % (Median) hingegen

weist auf organisches Material hin. Demnach wurden für die organischen Partikel in der Simulation mit einer Dichte von  $1020 \text{ kg/m}^3$  größere Korndurchmesser gewählt, für mineralische Partikel mit einer Dichte von  $2650 \text{ kg/m}^3$  hingegen Korndurchmesser kleiner  $63 \mu\text{m}$ .

Tabelle 3.4: Eigenschaften der Partikel

	leichte organische Partikel				Partikelgemisch (Mischwasser) nach Geiger				mineralische Partikel			
Dichte ( $\text{kg/m}^3$ )	1020				1460				2650			
d ( $\mu\text{m}$ )	181	275	405	573	38	58	85	120	20	30	45	64
$v_s$ (m/h)	1	2.3	5	10	1	2.3	5	10	1	2.3	5	10
$T_{\text{crit}}$ (Pa)	0,0089	0,0092	0,0096	0,0099	0,0674	0,0702	0,0730	0,0756	0,1545	0,1611	0,1675	0,1734

### 3.8.3 Verwendete Software

Im Rahmen dieser Arbeit wird das kommerzielle Softwarepaket von ANSYS, Inc.<sup>1</sup> in der Version 13.0 verwendet.

Der Solver **ANSYS FLUENT** basiert auf der Finite-Volumen-Methode. Grundlage der numerischen Simulation ist das Prinzip der Erhaltung von Masse und Impuls. Beide Größen - Masse und Impuls - werden in Bezug auf einen in der Regel ortsfesten, endlich oder infinitesimal kleinen Kontrollraum bilanziert. Sie können über die Kontrollraumgrenzen ein- und austreten jedoch innerhalb des Kontrollraumes weder vernichtet noch erzeugt werden (Herwig [2006]). Diese Erhaltungsgleichungen werden als Navier-Stokes-Gleichungen bezeichnet.

Das Rechenggebiet wird zur Berechnung der numerischen Lösung in sog. finite Volumen oder finite Differenzen diskretisiert.

### 3.8.4 CFD-Model Setup

Zur Modellierung der Turbulenz wurde das **k- $\epsilon$  RNG Modell** verwendet. Bei den hierbei zugrundeliegenden Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen werden die kleinskaligen Turbulenzen nicht separat aufgelöst, sondern durch die in den Programmen implementierten Turbulenzmodelle modelliert (Lecheler (2009)).

Es unterscheidet sich nach ANSYS (2010b) durch einige Verfeinerungen von dem Standard k- $\epsilon$ -Modell.

<sup>1</sup><http://www.ansys.com/>

- In der Gleichung für  $\epsilon$  ist ein weiterer Term vorhanden, der für eine höhere Genauigkeit bei der Berechnung von stark verzerrten Strömungen sorgt.
- Die Genauigkeit bei der Berechnung von Wirbelströmungen wird erhöht.
- Das RNG k- $\epsilon$ -Modell ist für Strömungen mit niedrigen Reynolds-Zahlen geeignet.

Dadurch ist dieses Modell für eine größere Anzahl von unterschiedlichen Strömungen anwendbar und weist eine höhere Genauigkeit auf.

Zur Berechnung der Strömung in unmittelbarer Wandnähe werden **Standard-Wandfunktionen** verwendet. Die Strömung in Wandnähe unterscheidet sich aufgrund von Haftbedingungen an der Wand von der freien Strömung. Diese Haftbedingungen sorgen dafür, dass die Geschwindigkeiten an der Wand gleich null sind. Ein Großteil der Turbulenzmodelle ist für hoch turbulente Strömungen geeignet, nicht aber für Strömungen im wandnahen Bereich. In der Numerik dienen deshalb Wandfunktionen zur Herstellung der Verbindung zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Wandschubspannung und ermöglichen auch hier die Anwendung der Turbulenzmodelle.

Um die Sedimentationswirkung in Regenklärbecken simulieren zu können, muss sowohl die Wasser- als auch Feststoffphase berücksichtigt werden. Für die Berechnung dieser Mehrphasenströmung mittels numerischer Strömungssimulation sind sogenannte Mehrphasenmodelle erforderlich. Insbesondere die Euler-Euler und die Euler-Lagrange-Modellierung sind von Bedeutung. Innerhalb dieses Projektes wurde das **DPM (Discrete Phase Model)** verwendet, welches auf der Lagrangeschen Beschreibungsweise beruht.

Bei der Lagrangeschen Beschreibungsweise wird das zugehörige Kontrollvolumen nicht durchströmt. Stattdessen wird die Bewegung des Fluidelementes beschrieben. Das Kontrollvolumen bewegt sich mit dem Partikel. Diese Methode findet vorwiegend Anwendung bei Strömungen, die Partikel mitbewegen und wenn die Bewegung einzelner Fluidteile von Interesse ist (z.B. bei der Simulation Tropfenströmungen oder Strömungen mit festen Partikeln). (Laurien/Oertel jr. (2009)) Weitere Ausführungen sind auch Schade/Kunz (2007) zu entnehmen. Das DPM löst für die Fluidphase als Kontinuum die Navier-Stokes-Gleichungen. Die disperse Phase wird berechnet indem die Wegstrecken der Partikel, Blasen oder Tropfen verfolgt werden (*Particle Tracking*). Es ist ein Impuls- und Energieaustausch zwischen der dispersen und der Fluidphase möglich. Die Wegstrecken der Partikel werden in, vom Benutzer festgelegten, Intervallen während der Berechnung der Fluidphase ermittelt. Weitere Ausführung zu den Mehrphasenmodellen können ANSYS (2010) entnommen werden.

Für die Genauigkeit der Berechnung ist die **Wandbehandlung der Partikel** von elementarer Bedeutung. Es gibt sechs verschiedene Bedingungen in der Software FLUENT. Von Bedeutung für Sedimentationsbecken sind jedoch nur die folgenden:

- *reflect*: Diese Randbedingung wird für die vertikalen Beckenwände ausgewählt. Die Partikel werden nach dem Auftreffen auf die Wand von dieser reflektiert und ins

Strömungsfeld zurückgeschickt. Die Koeffizienten zu dieser Bedingung werden auf 1 gesetzt, das bedeutet, dass sie mit demselben Impuls und Winkel wieder von der Wand abprallen, mit dem sie auch aufgetroffen sind. Für Symmetrieebenen ist diese Bedingung grundsätzlich voreingestellt.

- *trap*: Wird eine Wand durch die Randbedingung *trap* definiert, bedeutet dies, dass das Partikel, sobald es auf diese Wand trifft, aus dem System entfernt wird.

Aus bereits veröffentlichten Studien geht hervor, dass mit der Randbedingung *trap* der Sedimentationswirkungsgrad überschätzt wird, da die Partikel direkt beim ersten Auftreffen auf der Sohle aus dem System entfernt werden. Daher wird dieser Ansatz für die Studien in dieser Arbeit als nicht realitätsnah und nicht geeignet angesehen.

Stovin/Saul (1996) entwickelten hierfür einen Ansatz, der auf der Verteilung der örtlichen Schubspannung auf der Beckensohle beruht. Wie in Adamsson et al. (1999), Adamsson et al. (2001a), Adamsson et al. (2002b), Adamsson, Bergdahl (2004), Adamsson, Bergdahl (2006), Dufresne (2008) und Dufresne et al. (2009) wurde dieser Ansatz in der vorliegenden Untersuchung als Randbedingung für die Wände in einer *User Defined Function* (UDF) implementiert. Mit Hilfe dieser UDF wird die kritische Schubspannung als Grenzwert für das Absetzverhalten der Partikel festgelegt. Ist die Schubspannung auf der Beckensohle geringer, setzen sich die Partikel an dieser Stelle ab. Wenn die Schubspannung höher ist, setzen sich die Partikel nicht ab und werden reflektiert.

Die kritische Schubspannung kann entweder experimentell ermittelt oder, wie in der vorliegenden Studie, mit der folgenden Formel (Dufresne (2008)) basierend auf Shields berechnet werden:

$$\tau_{crit} = \tau_0^* \cdot (\rho_p - \rho) \cdot g \cdot d \quad (1)$$

$$\tau_0^* = 0.22 \cdot \beta + 0.06 \cdot 10^{-7.7 \cdot \beta} \quad (2)$$

$$\beta = \left[ \frac{\rho}{\mu} \cdot \sqrt{\left( \frac{(\rho_p - \rho)}{\rho} \right) \cdot g \cdot d^3} \right]^{-0.6} \quad (3)$$

$\tau_{crit}$	kritische Schubspannung	(Pa)
$\tau_0^*$	dimensionlose kritische Schubspannung	(-)
$\beta$	Parameter	(-)
$g$	Gravitation	(m/s <sup>2</sup> )
$\rho$	Dichte Fluid	(kg/m <sup>3</sup> )
$\rho_p$	Dichte Partikel	(kg/m <sup>3</sup> )
$\mu$	Viskosität Fluid	(kg/(m·s))
$d$	Durchmesser Partikel	(m)

Die Anwendung dieser UDF ist jedoch auf stationäre Simulationen begrenzt. Remobilisierungs- und Umlagerungseffekte sind somit nicht abbildbar.

Die Berechnungen erfolgen folglich **stationär** mit doppelter Genauigkeit. Als Solver wird der **Pressure-Based** Solver ausgewählt, da es sich bei den für die Simulationen relevanten Materialien um inkompressible Stoffe handelt. In einer vorangestellten Netzstudie wurde eine Zellanzahl von ca. 600 000 Zellen ausgewählt.

Für die **Solution Methods** werden aufgrund von Erfahrungswerten und Empfehlungen des ANSYS User`s Guide die folgenden Einstellung gewählt:

- Pressure Velocity Coupling: *SIMPLE (teilweise COUPLED)*
- Gradient: *Least Squares Cell Based*
- Pressure: *PRESTO!*
- Für Momentum, Turbulent Kinetic Energy und Turbulent Dissipation Rate wird zuerst als Diskretisierungsverfahren *First Order* ausgewählt und nach Erreichen der Konvergenz auf *Second Order* umgestellt, um eine höhere Genauigkeit der Lösung zu bewirken.

Zur Unterstützung des Konvergenzverhaltens wurde in einigen Fällen COUPLED als Pressure Velocity Coupling mit pseudo-transienten Zeitschritten gewählt.

#### **Boundary Conditions:**

1. **Zulauf:** Der Zulauf ist als mass flow inlet definiert.
2. **Wandbehandlung (Becken):** Für die festen Wände wird die Haftbedingung *No Slip* als physikalische Randbedingung gewählt. Die Geschwindigkeit an den Wänden ist null. Die Rauheit der Wände wurde mit 5 mm definiert.
3. **Wasserspiegel:** Der freie Wasserspiegel wird zur Vereinfachung und Beschleunigung des numerischen Lösungsprozesses als Symmetrieebene definiert. Dies bedeutet, dass die Gradienten und Geschwindigkeitskomponenten an dieser Oberfläche gleich null sind und die auftretende Reibung durch die Luft vernachlässigt wird. Nach Dufresne et al. (2009) kann diese Einstellung vorgenommen werden, wenn erwartet wird, dass die Wasserspiegeloberfläche sich nahezu horizontal ausbildet. Die Berechnung wird durch die Vernachlässigung der Interaktion zwischen Wasser- und Luftphase in Bezug auf die Rechendauer und -stabilität vereinfacht.
4. **Outlet:** Der Auslauf wird als pressure outlet definiert.
5. **Wandbehandlung (Sohle):** Wie bereits oben beschrieben, wird für die Sohle eine UDF basierend auf Dufresne (2008) definiert. Die kritische Schubspannung wird nach Shields berechnet (siehe hierzu Tabelle 3.4).

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Sondierung des Anlagenbestandes

#### 4.1.1 Gesamtdatenbestand

Insgesamt sind 1229 Regenklärbecken in den Informationssystemen in NRW und BW verzeichnet (NRW: 771, BW: 458). Das Statistische Bundesamt nennt für das Jahr 2007 einen Gesamtbestand von ca. 3.200 RKB in Deutschland (StaBu (2009)). Somit befinden sich gut ein Drittel aller Regenklärbecken in Deutschland in den Bundesländern NRW und BW. Weitere relevante Anteile befinden sich in Bayern und Schleswig-Holstein.

Die konstruktiven Kriterien, die ein Becken aufweisen muss, um den allgemein anerkannten Regeln der Technik (aaRdT) zu entsprechen, wurden in Kapitel 2 genannt. In der Datenbank REBEKA (NRW) und im Umweltinformationssystem WIBAS (BW) sind diese Angaben nicht in Summe gepflegt. Somit ist eine gänzliche Beurteilung aller Kriterien nicht möglich. Wird jedoch definiert, dass ein Becken ein spezifisches Mindestvolumen von  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  vorweisen muss, um den aaRdT zu entsprechen (erweiterte Anforderung der Länder), so kann anhand der Angaben zum spezifischen Volumen eine Beurteilung erfolgen.

Neben dem spezifischen Speichervolumen wurden die in beiden Systemen verfügbaren Angaben Volumen und Bauweise ausgewertet.

Es zeigt sich, dass ca. 90 % aller Becken das geforderte spezifische Mindestvolumen von  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  einhalten (Abbildung 4.1). Hinsichtlich der Abgrenzung von Regenklärbecken zu Regenrückhaltebecken ist zu beachten, dass ca. die Hälfte aller in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen verzeichneten RKB ein spezifisches Volumen von  $20 \text{ m}^3/\text{ha}$  überschreitet. 92 Becken (8 %) weisen ein spezifisches Volumen größer  $100 \text{ m}^3/\text{ha}$  auf (Tabelle 4.1). Davon sind 60 Becken in Erdbauweise und 32 in massiver Bauweise ausgeführt.

Die Wirkung dieser Becken beruht vor allem auf der Speicherung eines Großteils des Niederschlagsabflusses erreicht. Sie gehören daher in die Kategorie der Regenrückhaltebecken. Insbesondere die überdimensionalen 60 Erdbecken sollten eher der Kategorie Regenrückhaltebecken zugeordnet werden.

Werden die Anteile der einzelnen Bundesländer betrachtet, zeigt sich, dass der Anteil der Becken mit einem spezifischen Volumen zwischen  $10$  und  $20 \text{ m}^3/\text{ha}$  in NRW knapp 3-mal größer ist als in BW (bezogen auf den Gesamtbeckenbestand eines Landes). Allerdings fehlen von ca. 20 % der Anlagen in BW Angaben zur angeschlossenen Fläche, so dass eine Einordnung des spezifischen Volumens dieser Anlagen nicht möglich ist. Generell ist der Anteil der Anlagen mit einem spezifischen Volumen größer  $20 \text{ m}^3/\text{ha}$  in BW höher als in NRW.

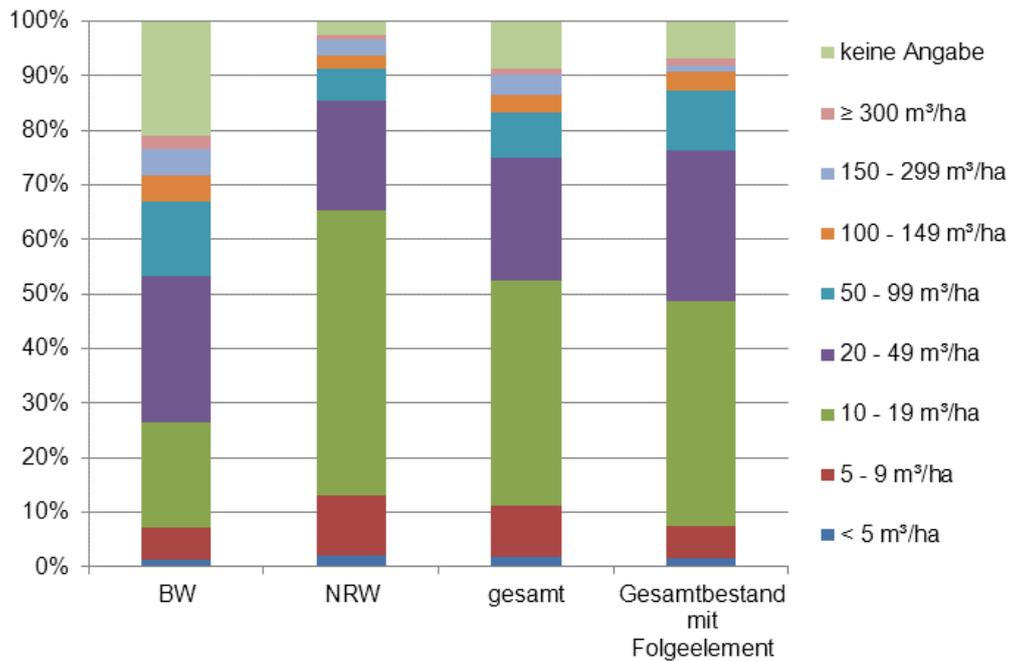


Abbildung 4.1: Anteile der kommunalen RKB nach spezifischem Volumen

Tabelle 4.1: Anzahl der RKB aufgeteilt nach spezifischem Volumen

$V_s$ (m³/ha)	BW gesamt	NRW gesamt	BW Folgebauwerk	NRW Folgebauwerk
< 5	5	16	2	1
5 - 10	22	86	4	6
10 - 20	72	401	17	55
20 - 50	100	156	18	30
50 - 100	51	45	13	6
100 - 150	18	18	2	4
150 - 300	18	24	0	2
≥ 300	9	5	0	2
keine Angabe	78	20	9	3
<b>Summe</b>	<b>373</b>	<b>771</b>	<b>65</b>	<b>109</b>

Abbildung 4.2 stellt die Volumenanteile aller Becken grafisch dar. Ein Drittel aller Becken weist ein Volumen zwischen 50 und 150 m³ auf. 77 % aller verzeichneten Becken besitzen ein Volumen kleiner als 500 m³ (Abbildung 4.2, Tabelle 4.2).

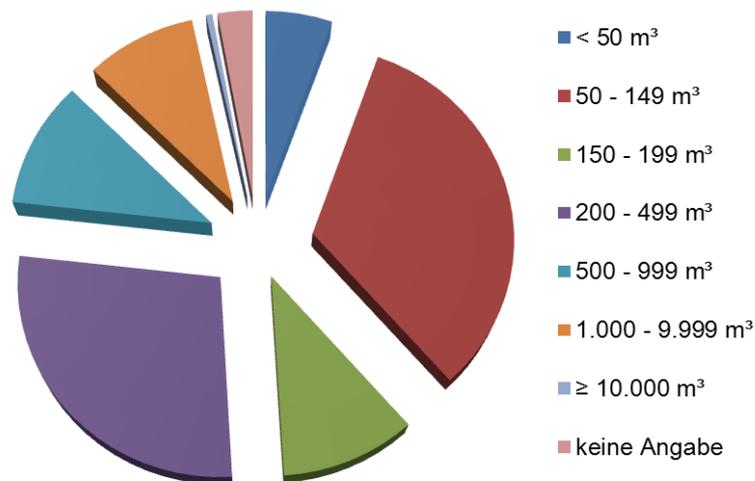


Abbildung 4.2: Anzahl der kommunalen RKB in NRW und BW aufgeteilt nach Volumen

Tabelle 4.2: Anzahl der kommunalen RKB aufgeteilt nach Volumenkategorien

V (m <sup>3</sup> )	BW gesamt	NRW gesamt	BW Folgebauwerk	NRW Folgebauwerk
< 50	30	33	5	4
50 - 150	128	249	22	27
150 - 200	43	78	11	10
200 - 500	92	225	18	34
500 - 1000	35	87	3	18
1000 - 10.000	18	87	2	12
≥ 10.000	0	6	0	2
keine Angabe	27	6	4	2
<b>Summe</b>	<b>373</b>	<b>771</b>	<b>65</b>	<b>109</b>

In Baden-Württemberg ist der Anteil der Becken mit einem Volumen kleiner 50 m<sup>3</sup> doppelt so hoch wie in NRW, in NRW liegt der Anteil der Becken mit einem Volumen größer 1000 m<sup>3</sup> mehr als doppelt so hoch wie in BW. Die Verteilung der mittleren Volumenkategorien ist in beiden Bundesländern ähnlich.

Das Umweltinformationssystem WIBAS enthält keine Information, ob ein Becken mit oder ohne Dauerstau betrieben wird. REBEKA enthält keine Informationen über die Beckengeometrie (Rechteck- oder Rundbecken). Tabelle 4.3 und Tabelle 4.4 zeigen daher die Verteilung der Betriebsweise und Bauart jeweils pro Bundesland.

Gut 60 % der Regenklärbecken in Nordrhein-Westfalen werden im Dauerstau betrieben (Tabelle 4.3). Gut ein Viertel aller Becken in NRW sind Erdbecken.

Tabelle 4.3: Anteile RKB in NRW differenziert nach Bauart und Betriebsweise

NRW	Massivbecken		Erdbecken	
	ohne Dauerstau	Dauerstau	ohne Dauerstau	Dauerstau
<b>gesamt</b>	35,5%	38,9%	3,0%	22,6%
<b>mit Folgeelement</b>	16,5%	46,8%	0,0%	36,7%
<b>Besichtigung</b>	16,7%	44,4%	0,0%	38,9%
<b>orient. Monitoring</b>	20,0%	80,0%	0,0%	0,0%

In Baden-Württemberg fällt knapp ein Fünftel aller Becken in die Bauart Sonstige (Tabelle 4.4). Die Erhebungsuntersuchung hat gezeigt, dass dies Erdbecken mit Dauerstau sind. Ca. 10 % der Regenklärbecken sind als Rundbecken ausgeführt, 42 % sind Rechteckbecken.

Tabelle 4.4: Anteile RKB in BW differenziert nach Bauart

BW	Massivbecken		Sonstige	Keine Angabe
	Rechteckbecken	Rundbecken		
<b>gesamt</b>	42,4%	9,7%	18,5%	29,5%
<b>mit Folgeelement</b>	39,7%	14,3%	31,7%	14,3%
<b>Besichtigung</b>	45,0%	15,0%	40,0%	0,0%
<b>orient. Monitoring</b>	80,0%	20,0%	0,0%	0,0%

#### 4.1.2 Selektion für die Anlagenbesichtigung

Ziel der Sondierung war eine ausreichend große Stichprobe von 30 Anlagen in NRW und BW für die nachfolgende Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung zu bilden, die den vorhandenen Bestand gut repräsentiert.

Allgemeine Grundvoraussetzung für die Auswahl war, dass die Anlagen aktuell **im Betrieb** sind. Zudem werden nur Becken berücksichtigt, die von einer **Kommune** betrieben werden. In der REBEKA-Datenbank sind bereits nur kommunale Becken enthalten, so dass keine weitere Selektion notwendig war. Die Datensätze aus BW enthalten auch RKB aus dem Bereich der Straße und von privaten Betreibern, die in der weiteren Auswertung nicht mehr berücksichtigt wurden. In Baden-Württemberg gingen 373 kommunale RKB mit in die Auswertung ein (Stand Dez. 2010).

Mit erster Priorität wurden Anlagen gewählt, denen eine **weitere Behandlungsstufe** – Retentionsbodenfilter (RBF), Versickerungsbecken oder Regenrückhaltebecken (RRB) - nachgeschaltet ist. Die akkumulierenden Eigenschaften dieser Anlagentypen erlauben im Rahmen der Begehung Schlussfolgerungen zur Belastung und zum Betriebsverhalten des Regenklärbeckens. Nach Anwendung dieser Kriterien verbleiben 174 RKB.

Anschließend erfolgte die **Prüfung der Datensätze auf Vollständigkeit**. Berücksichtigt wurden Datensätze, die mindestens eine Lageangabe des Beckens, Daten zur angeschlossene Fläche und den Namen des Betreibers beinhalten. In NRW waren für alle vorausgewählten Becken die Daten vorhanden. In BW lagen die Angaben für 58 RKB vor.

Aus praktischen Aspekten und Gründen der Arbeitssicherheit für die Erhebungsuntersuchung und das geplante orientierende Monitoring wurden für die weitere Betrachtung nur **offene Becken** berücksichtigt.

Gemäß Auftrag sollten Anlagen, die nach dem in den Arbeitsblättern der DWA dokumentierten Stand der Technik dimensioniert und konstruiert worden sind, berücksichtigt werden. Das **Jahr der Inbetriebnahme** gibt einen Hinweis, ob das Becken dem Stand der Technik entspricht. Es ist weder in der Fachanwendung REBEKA noch in WIBAS verzeichnet. Alternativ wurde die Angabe des Datums des wasserrechtlichen Bescheides herangezogen. Für die weitere Auswertung wurden alle Anlagen selektiert, deren wasserrechtlicher Bescheid nach 1990 erfolgte. Zu bemerken ist, dass dieses Kriterium nicht in allen Fällen das tatsächliche Alter der Anlagen angibt, da teilweise die Bescheide älterer Anlagen erneuert wurden.

In den Datenbanken sind teilweise Becken mit sehr kleinen Volumina gelistet, die bereits aus theoretischen Überlegungen die Mindestwassertiefe von 2 m und die vorgegebenen Abmessungsverhältnisse nach aaRdT nicht vorweisen können. Für die Selektion der Datenbanken wurde ein **Mindestvolumen** von 150 m<sup>3</sup> festgelegt. Um Anlagen zu beurteilen, die überdimensionierte Volumen besitzen, wurde als weiteres Kriterium ein maximal **spezifisches Anlagenvolumen** von 100 m<sup>3</sup>/ha A<sub>u</sub> gewählt.

Durch die angewendeten Kriterien wurde die Anzahl der Becken bereits deutlich reduziert (siehe Abbildung 4.3). Um die Auswahl für die Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung weiter einzugrenzen, mussten noch weitere **praktikable Kriterien** herangezogen werden. So sollte das Folgeelement nicht im Dauerstau betrieben werden, um eine Sedimententnahme zu erleichtern. Des Weiteren sollten möglichst alle Bauweisen (Erd- und Massivbecken, Rechteck- und Rundbecken) sowie Becken mit und ohne Dauerstau in der Auswahl vertreten sein, da in NRW beispielsweise 60 % der Anlagen im Dauerstau betrieben werden. Abschließend wurde die Entfernung der Becken von den zwei Hochschulen und die Lage der Becken untereinander bewertet, so dass sich 32 Becken für die erste Anfrage ergaben.

Im Anschluss an diese Auswahl wurden die Landratsämter/Regierungspräsidien in BW und das LANUV in NRW über die geplante Besichtigung informiert. Danach wurden die Betreiber angeschrieben, um Plangrundlagen der ausgewählten Becken zu erhalten und Besichtigungstermine abzusprechen. Bis auf eine Ausnahme stimmten alle Betreiber einer Anlagenbegehung zu. In einzelnen Gesprächen sowohl mit den Betreibern als auch den Behörden stellte sich heraus, dass Becken gelistet sind, die nicht in die Kategorie Regenklärbecken fallen und aus der Erstauswahl entfernt wurden.

Jedoch lagen gebietsweise weitere Becken im Zuständigkeitsgebiet, die zusätzlich besichtigt werden konnten. Auf diese Becken trafen die Auswahlkriterien teilweise nicht zu, so dass auch Becken mit sehr geringen Volumina (z. B. 25 m<sup>3</sup>) mit besichtigt wurden und ebenfalls dokumentiert werden.

In BW wurden zusätzlich noch 2 Becken ohne Folgeelement mit aufgenommen (Rastatt: Im Wöhr und Ottersweier). Dazu kamen 5 weitere Becken, die in der Umgebung der ausgewählten Becken lagen. In Baden-Württemberg wurden anhand der Selektion der Datenbank und Absprache mit den zuständigen Behörden 20 Becken für die Anlagenbegehung ausgewählt. In Nordrhein-Westfalen wurden jedoch 2 Becken aufgrund der Gespräche mit den Betreibern hinzugefügt und eins entfernt. Insgesamt wurden dort 18 Becken ausgewählt.

Die Vorgehensweise der gesamten Beckenauswahl und Beckenanzahl der Bundesländer sind in Abbildung 4.3 nochmals dargestellt.

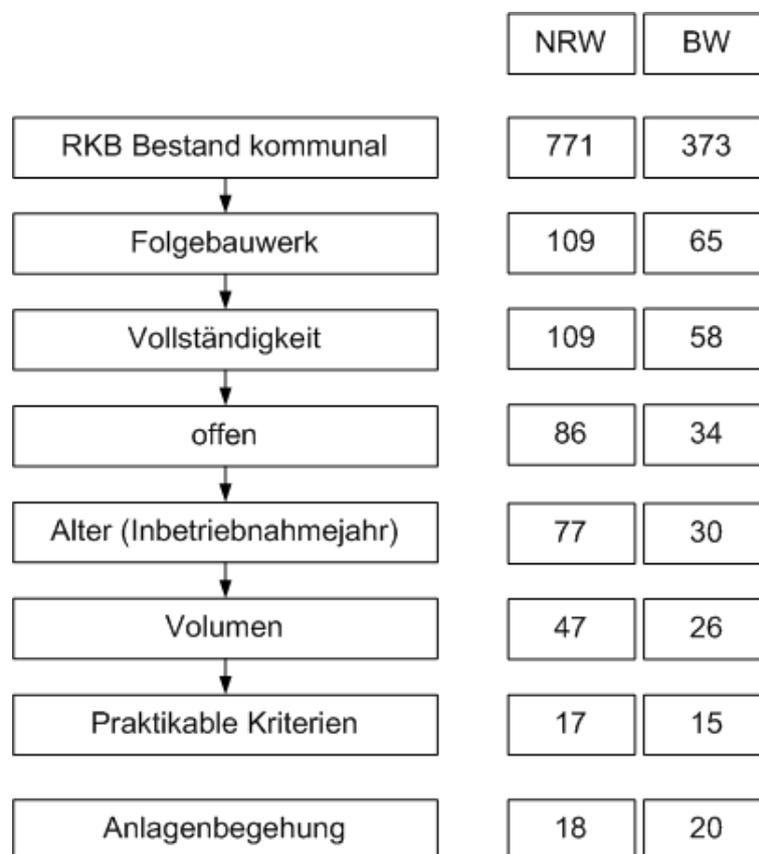


Abbildung 4.3: Selektion der Regenbecken aus dem vorhandenen Datenbestand

Abbildung 4.1 und Tabelle 4.2 zeigen, dass sich die Eingrenzung Folgeelement die Verteilung hinsichtlich Volumen und spezifischem Volumen nur geringfügig ändert. Durch die Eingrenzungen auf Anlagen mit  $V_s$  bis 100 m<sup>3</sup>/ha wurde im Rahmen der Anlagenbegehung ein um ca. 20 % höherer Anteil an Anlagen mit einem spezifischen Volumen zwischen 10 und 20 m<sup>3</sup>/ha besichtigt.

Eine deutliche Verschiebung der Anteile ergibt sich für das Auswahlkriterium Folgeelement in NRW. Der Anteil der Becken mit Dauerstau erhöht sich dadurch um 22 % (Erdbecken und Massivbecken) (Tabelle 4.3). Dies bestätigt sich auch für den Bestand in Baden-Württemberg. Der Anteil der Erdbecken mit Folgeelement im Dauerstaubetrieb ist 17 % höher (Tabelle 4.4).

## **4.2 Ergebnisse der Anlagenbegehung und Erhebungsuntersuchung**

Der besichtigte Anlagenbestand setzt sich zusammen aus 14 Erdbecken mit Dauerstau, 10 Rechteckbecken mit Dauerstau, 10 Rechteckbecken ohne Dauerstau und 3 Rundbecken ohne Dauerstau. Wie in Kapitel 4.1.2 erwähnt, ist der Anteil der besichtigten Dauerstaubecken in NRW aufgrund der getroffenen Selektionskriterien höher als in der Grundgesamtheit des Datenbestandes verzeichnet. Für BW kann aufgrund der fehlenden Angabe in der WIBAS Datenbank dazu keine Aussage getätigt werden. Der Anteil der Erdbecken ist jedoch erhöht, welches auch auf einen erhöhten Anteil der Dauerstaubecken schließen lässt.

Von den besichtigten 37 Anlagen verfügen 35 Anlagen über ein Folgeelement. Dieses ist entweder ein Retentionsbodenfilter (8 Becken), ein Regenrückhaltebecken in Erdbauweise (25 Becken) oder ein großvolumiges Versickerungsbecken (2 Becken). Ein RRB in Erdbauweise wurde ebenfalls besichtigt, da es in der Datenbank als RKB geführt wurde.

Die besichtigten Regenklärbecken sind hinsichtlich Geometrie und Betrieb sehr heterogen (Tabelle 4.5 und Tabelle 4.6.). Allgemein ähneln sich Becken in einer Gemeinde, die gleichen Baujahres sind.

Weitere Kenndaten der Anlagen wurden in Anlagendokumentationsbögen festgehalten. Diese sind im Anhang zu finden.

### **4.2.1 Technische Kenndaten**

Bei der Beckenauswahl für die Begehung wurden Becken berücksichtigt, die nach 1990 genehmigt wurden. Einige Becken waren jedoch deutlich älter und wurden nachträglich umgebaut. Der Datenbankeintrag zeigte das Datum des Umbaus, nicht das Datum der Inbetriebnahme an. Dieses ist weder in WIBAS noch in REBEKA eingepflegt.

Die Umbauten zeigten in der Regel keine den gültigen allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechenden Abmessungen sowie keine adäquate Zu- und Klärüberlaufgestaltung. Häufig wurden Fangbecken zu Durchlaufbecken mit Dauerstau umgebaut.

Bis auf 3 Anlagen, bei denen kein Hinweis zur Bemessungsgrundlage ermittelt werden konnte, sind alle Anlagen in NRW nach dem Trennerlass des Jahres 1988 geplant worden und vor Einführung des ATV-A 166 im Jahr 1999 in Betrieb gegangen. In Baden-Württemberg sind dagegen nur 5 der besichtigten Becken vor 1999 in Betrieb gegangen.

Tabelle 4.5: Übersicht der Eigenschaften der besichtigten Regenklärbecken in NRW

Nr.	Objektbezeichnung	Betrieb	Bauform	Kombi- nation	V <sub>s</sub> [m <sup>3</sup> /ha]
1	Daniel Goldbach Straße	oD	Rechteckbecken	RRA	10,7
2	Giesenberg	mD	Rechteckbecken	RRA	26,0
3	Baumberger Str.	mD	Rechteckbecken	RRA	37,0
4	Speefeld	mD	Erdbecken	RRA	19,2
5	Am Selder	mD	Erdbecken	RRA	69,8
6	In der Haag	mD	Erdbecken	RRA	4,7
7	Nordtangente	mD	Erdbecken	RRA	25,2
8	Pappelallee	mD	Erdbecken	RRA	34,8
9	Elserhütte	kein RKB, RRB	Erdbecken	RRA	20,8
10	Im Fonger	mD	Erdbecken	RRA	15,2
11	GG Nord	mD	Rechteckbecken	RRA	10,8
12	Ossenbach	mD	Rechteckbecken	RRA	10,2
13	Prozessionsweg	mD	Rechteckbecken	RRA	10,8
14	GG Ibbenbüren Süd	mD	Rechteckbecken	RRA	12,1
15	Haarstraße	mD	Rechteckbecken	RRA	12,0
16	Daimlerstraße	mD	Rechteckbecken	RRA	10,6
17	Eickhoffstraße	oD, FB	Rechteckbecken	RRA	12,9
18	Werler Straße	oD	Rechteckbecken	RRA	11,5

oD = ohne Dauerstau, mD = mit Dauerstau, FB = Fangbecken, RRA = Regenrückhalteanlage

Sechs Anlagen weisen ein spezifisches Volumen kleiner 10 m<sup>3</sup>/ha auf (16 %). Ca. 60 % liegen zwischen 10 und 20 m<sup>3</sup>/ha und 24 % verfügen über ein Volumen zwischen 20 m<sup>3</sup>/ha und 100 m<sup>3</sup>/ha.

Nach DWA-A 166 sollen Rechteckbecken ein Längen- zu Breitenverhältnis zwischen 3 und 4,5 aufweisen. Von den besichtigten Rechteckbecken weisen 40 % dieses Verhältnis auf. 60 % haben ein Längen- zu Breitenverhältnis kleiner 3.

30 % der Anlagen erfüllen die Vorschrift der Mindestbeckentiefe von 2 m nicht. Der Bemessungsregen  $r_{krit}$  beträgt bei 40 % der Becken 15 l/(s\*ha), bei 21 % 30 l/(s\*ha). Die restlichen Bemessungsregenspenden liegen zwischen 15 und 133 l/(s\*ha).

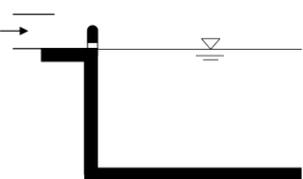
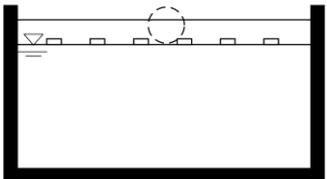
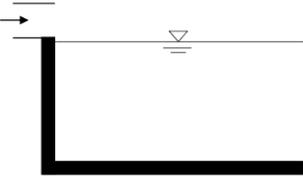
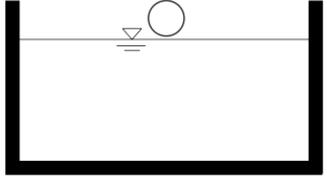
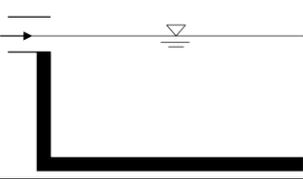
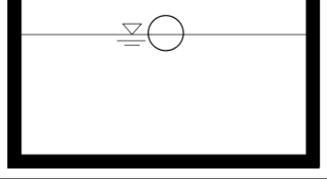
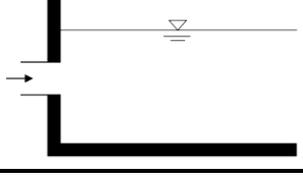
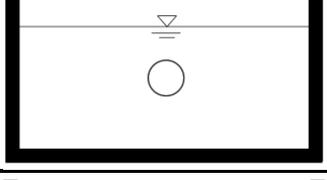
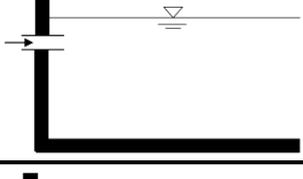
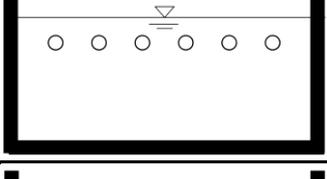
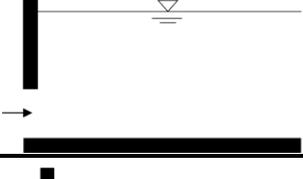
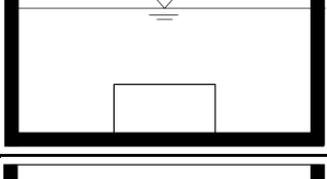
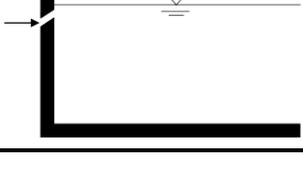
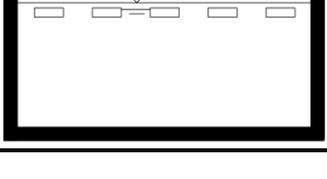
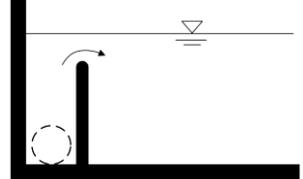
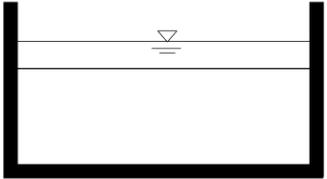
Werden die kritischen Bemessungsdurchflüsse ( $Q_{krit}$ ) mit den kritischen Regenspenden und angegebenen Flächengrößen verglichen, zeigt sich, dass die Daten in 57 % der Fälle voneinander abweichen. Dies deutet darauf hin, dass die Plandaten nicht aufeinander abgestimmt sind oder Becken auf höhere Volumen als  $Q_{krit}$  ausgelegt wurden. In einigen Fällen (17 %) ergibt sich statt der angegebenen kritischen Regenspende von 15 l/(s\*ha) eine zugrundeliegende Regenspende von 30 l/(s\*ha) bzw. umgekehrt.

Tabelle 4.6: Übersicht der Eigenschaften der besichtigten Regenklärbecken in BW

Nr.	Objektbezeichnung	Be- trieb	Bauform	Kombi- nation	V <sub>s</sub> [m <sup>3</sup> /ha]
1	RKB Im Wöhr	oD	Rechteckbecken	ohne	6,4
2	RKB VIP	oD	Rechteckbecken	RRA	8,3
3	GG "Stockmädle" -RKB und Bodenfilter - Auerbächle II	oD	Rundbecken	RRA+F	16,3
4	RKB 3 Windischbuch Seehof	mD	Erdbecken	RRA	18,9
5	RKB 4 Windischbuch IG Seehof	mD	Erdbecken	RRA	19,5
6	RKB GE Siegenwasen	mD	Erdbecken	RRA	11,4
7	RKB Holleräcker Boxberg- Bobstadt	mD	Erdbecken	RRA	14,9
8	RKB Rastatt, Lochfeld I	oD	Rechteckbecken	RRA+F	8,4
9	RKB Ottersweier Gewerbe- gebiet	oD	Rechteckbecken	ohne	9,4
10	RKB-RFBF Neuenburg Sand-roggen	mD	Erdbecken	RRA+F	11,1
11	RBK RFBF Hausen	mD	Erdbecken	RRA+F	40,0
12	RKB/RRB Energie- u. Tech- nologiepark - Marbach	oD, FB	Rechteckbecken	RRA	16,6
13	RKB und RRB GE Gügling- Nord, Bettringen, GD	oD	Rundbecken	RRA	15,4
14	RKB Interkommunaler Ge- werbepark Schwäbisch Alb	oD	Rechteckbecken	RRA+F	29,0
15	Egg.-Leop. "Hartes Bruch"	oD	Rundbecken	RRA+F	10,0
16	RKB Bühl-Oberbruch	oD	Rechteckbecken	RRA	26,6
17	RKB Froschbächle, Erlen- straße	mD	Rechteckbecken	RRA	9,4
18	Bodenfilter Rieselfeld	mD	Erdbecken	RRA+F	13,8
19	RKB RFBF Stegen	mD	Erdbecken	RRA+F	17,7
20	RKB RFBF Oberried	mD	Rechteckbecken	RRA	13,2

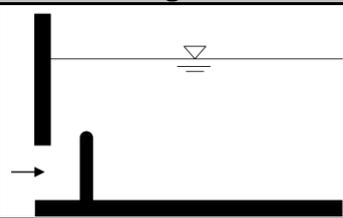
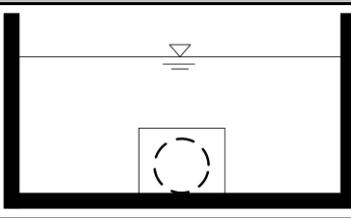
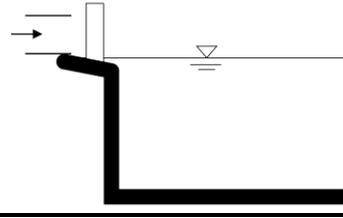
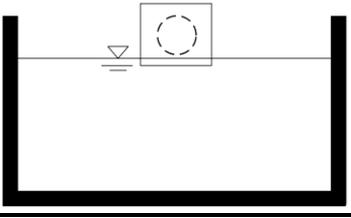
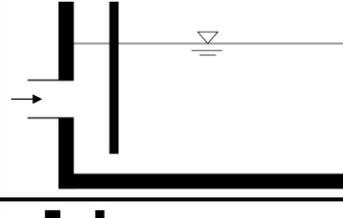
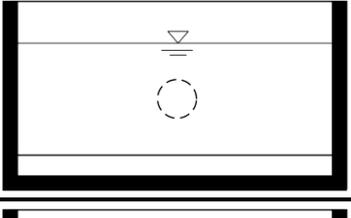
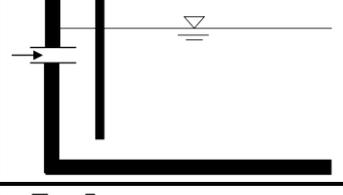
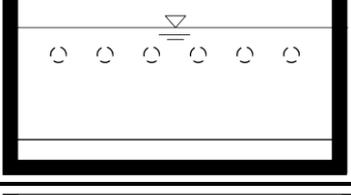
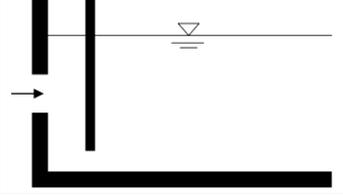
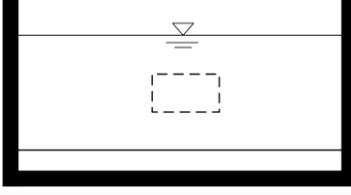
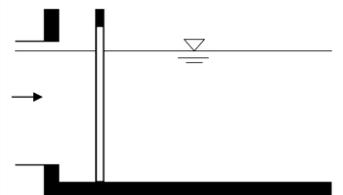
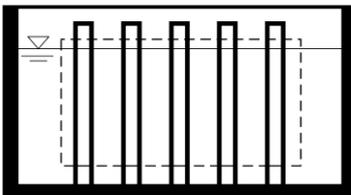
oD = ohne Dauerstau, mD = mit Dauerstau, FB = Fangbecken, RRA = Regenrückhalteanlage, F = Filteranlage z.B. Retentionsbodenfilter

Tabelle 4.7: Varianten der Zulaufgestaltung bei Massivbecken und Erdbecken im besichtigten Bestand

Bezeichnung	Längsschnitt	Querschnitt
<b>direkt (Hauptschluss)</b>		
Rohreinlauf und Überfallwehr		
ein oder mehrere Rohreinläufe oberhalb Wasserspiegel		
Rohreinlauf teilt- getaucht		
Rohreinlauf mittig		
mehrere Rohre		
Beckensohle, Bsp. Kastenprofil		
Geschlitzte Betonwand		
<b>indirekt (unechter Nebenschluss)</b>		
Überfallwehr		

Die im Rahmen der Anlagenbegehung vorgefundenen Zulauf- und Klärüberlaufgestaltungen unterscheiden sich stark. Die Zulaufhöhe kann grob in drei Kategorien eingeteilt werden: oberhalb des Wasserspiegels, getaucht zwischen Sohle und maximalem Wasserstand (bei Beckenfüllung auch teilgetaucht) und sohnlah. Die Zulaufgestaltung erfolgt entweder durch Rohrquerschnitte, Rechteckquerschnitte oder insbesondere bei Zuflüssen oberhalb des Wasserspiegels flächig über eine Wehrschwelle. Es gibt Zuläufe durch ein Rohr oder Kastenprofil oder durch mehrere dann jedoch kleinere Rohre (Tabelle 4.7).

Tabelle 4.8: Varianten der Zulaufgestaltung im besichtigten Bestand – Einbauten der Strömungsverteilung

Bezeichnung	Längsschnitt	Querschnitt
Rohreinlauf mit Prallplatte, sohnlah		
Rohreinlauf oberhalb mit Prallsteinen / Prallwand		
Rohreinlauf mit Prallwand		
Mehrere Rohreinläufe mit Prallwand		
Zulauf mit Prallwand		
Zulauf mit Lamellenwand		

Werden Becken nicht direkt angeströmt, erfolgt die Beschickung meist über einen hochliegenden Einlauf über eine Wehrschwelle.

Hinter den getauchten Zuläufen sind häufig Prallsteine, Prallwände oder Lamellenwände angeordnet.

Der Klärüberlauf erfolgt meist über Wehrschwellen (31 %) oder Rohrbläufe (31 %). Es gibt auch Becken mit selbstregulierenden Klärüberläufen und Klärschlitten.

Bei Erdbecken wird der Klärüberlauf häufig als breitkroniges Wehr oder getauchter Rohrblauf ausgeführt.

Der Zulauf der Becken mit Dauerstau kann teilweise über Schieber reguliert werden. An 3 von 9 besichtigten Massivbecken im Dauerstau sind Schieber im Zulauf angebracht. Die Zulaufdrosselung über Schlitz erfolgt in 2 Fällen. Der Klärüberlauf kann in 5 von 9 Fällen über einen Schieber reguliert werden. Von den Massivbecken ohne Dauerstau weisen nur 3 von 13 Becken einen gedrosselten Klärüberlauf auf (o.g. selbstregulierende Klärüberläufe). Der Zufluss wird bei 2 Becken ohne Dauerstau über ein Pumpwerk gesteuert.

Eine Klärüberlauf- bzw. Zuflussdrosselung war bei den meisten besichtigten trockenfallenden Regenklärbecken nicht zu finden.

#### **4.2.2 Einzugsgebiet**

Die Einzugsgebiete der begangenen RKB sind in der Regel Gewerbegebiete. In nur wenigen Fällen ist ein nennenswerter Anteil an Wohnflächen im Einzugsgebiet vorhanden (ca. 20 %). Zwei Einzugsgebiete sind reine Wohngebiete. Die erschlossene Einzugsgebietsfläche wurde durch die Betreiber abgeschätzt. Die Einzugsgebiete waren mindestens zu 60 % bebaut. Auffällig war in Baden-Württemberg, dass nur sieben der 20 betrachteten Regenklärbecken ein zu 100 % erschlossenes Einzugsgebiet vorweisen.

#### **4.2.3 Abgleich der Daten aus der Begehung mit REBEKA und WIBAS**

Der Abgleich zwischen den Ergebnissen aus der Anlagenbegehung und den Daten aus der REBEKA zeigte einige Abweichungen. Die erkannten Fehler in der Datenbank wurden dem LANUV mitgeteilt. Folgende Abweichungen konnten vor Ort festgestellt werden:

- 1 Fangbecken ist in REBEKA als Durchlaufbecken geführt. Zudem befindet sich das Becken im Nebenschluss statt im Hauptschluss.
- 1 RKB mit Dauerstau wird in REBEKA als RKB ohne Dauerstau geführt.
- 1 RRB ist in REBEKA fälschlicher Weise als RKB geführt.

Die Einzugsgebietsflächen aus WIBAS weichen von den vorliegenden Erläuterungsberichten hinsichtlich der undurchlässigen Fläche  $A_u$  häufig ab (Abweichungen zwischen 0,2 und 20 ha). Zwei Erdbecken waren in der Datenbank als Rund- bzw. Rechteckbecken verzeichnet. Der Eintrag „Ableitungsart“ in der WIBAS-Datenbank liefert keine Rückschlüsse auf die Betriebsweise des Regenklärbeckens (mit Dauerstau oder ohne Dauerstau).

#### 4.2.4 Betriebspraxis - Schlammräumung

Die Schlammräumung und Sedimententnahme erfolgt sowohl in NRW als auch in BW bei Becken mit Dauerstau entweder bei Bedarf nach Schlammspiegelmessung oder bei routinemäßiger Bauwerkskontrolle bzw. Funktionalitätskontrolle (Bauwerksmonitoring alle 6 Jahre). Bei Becken ohne Dauerstau erfolgt zusätzlich zur automatischen Reinigung nach Ereignisende zweimal jährlich eine Reinigung (Frühjahr und Herbst). Der Schlammtransport erfolgt entweder über Saugwagen oder Ableiten über einen vorhandenen Schmutzwasserkanal zur Kläranlage. An einer Anlage wurde das Schlammgut zur Entwässerung neben dem Regenklärbecken zwischengelagert und später abtransportiert.

Bei den Gesprächen mit den Betreibern von Erdbecken mit Dauerstau (kein Kanalnetzanschluss zur Kläranlage) stellte sich heraus, dass diese eine Reinigung der Becken oft scheuen. Als Gründe wurden die Auftriebssicherheit, Entsorgung des Materials und die schlechte Zugangsmöglichkeit zu den Becken mit Saugwagen genannt.

#### 4.2.5 Anlagenbelastung – Sedimentuntersuchung

Aufgrund des unterschiedlichen Erschließungsgrades der Einzugsgebiete variiert auch die Anlagenbelastung stark. In keinem Regenrückhalte- oder Versickerungsbecken konnte eine klar abgrenzbare Sedimentauflage unterhalb der Vegetationsoberfläche festgestellt werden. Daher wurde in Baden-Württemberg kein Sediment der 2. Behandlungseinheit beprobt. Dies weist auf eine durchweg geringe Belastung der betrachteten Anlagen hin.

In NRW zeigte sich bei trockenfallenden RRB das gleiche Bild, so dass in diesen Fällen kein Sediment beprobt wurde. Einige RRB in NRW wiesen bei der Begehung einen Teileinstau auf, wodurch eine Begehung nicht möglich war.

Aus den Regenklärbecken wurden zulaufnah und ablaufnah Sedimente entnommen, nass-gesiebt, getrocknet und auf Gesamtphosphor und Schwermetalle untersucht. An mehreren Regenklärbecken war kein Sediment im Becken zu finden. Weil die Sedimentmenge an fünf Becken nicht ausreichend war, konnten dort keine korrespondierenden zulauf- und ablaufnahen Proben entnommen werden.

In Abbildung 4.4 sind die Gewichtsanteile der aus den Regenklärbecken entnommenen getrockneten Sedimente der zulaufnahen Proben in den Fraktionen  $< 63 \mu\text{m}$ ,  $63 \mu\text{m}$  bis  $2 \text{ mm}$  und  $> 2 \text{ mm}$  dargestellt. Im Mittel bildet die Fraktion kleiner  $63 \mu\text{m}$  53,5 % an der fraktionierten getrockneten Gesamtprobenmenge. 43,3 % bestehen aus der Fraktion  $63 \mu\text{m}$  bis  $2 \text{ mm}$ . Lediglich 3,2 % macht die Fraktion größer  $2 \text{ mm}$  aus.

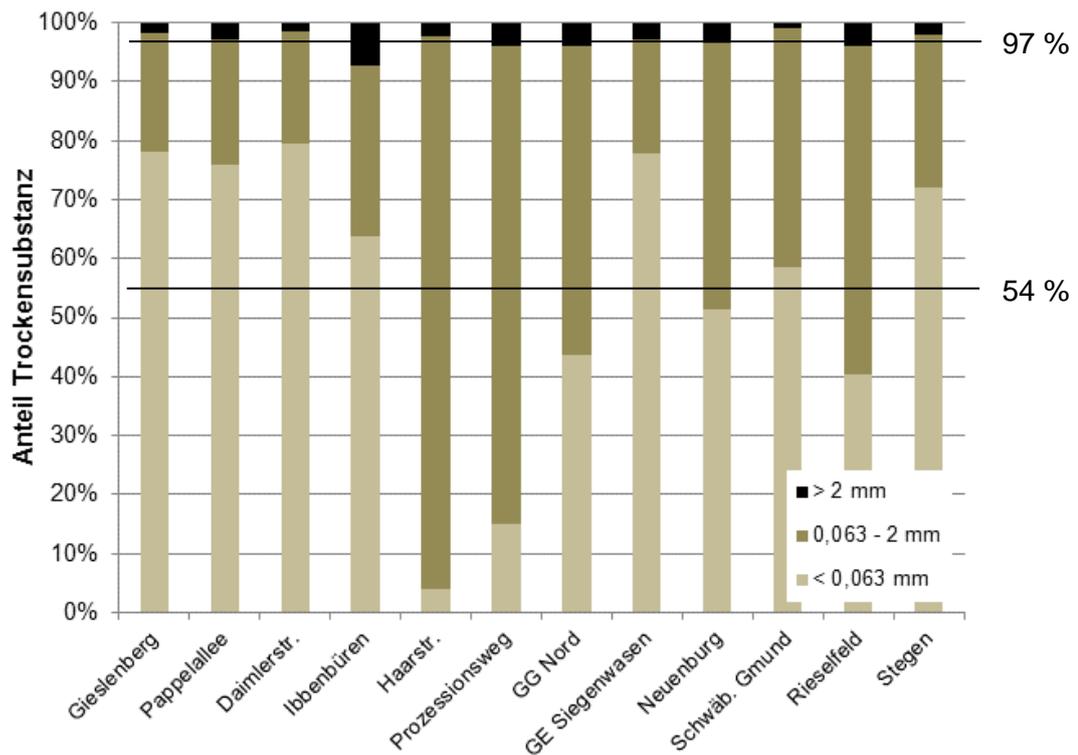


Abbildung 4.4: Anlagenbegehung: Feststoffverteilung zulaufnah

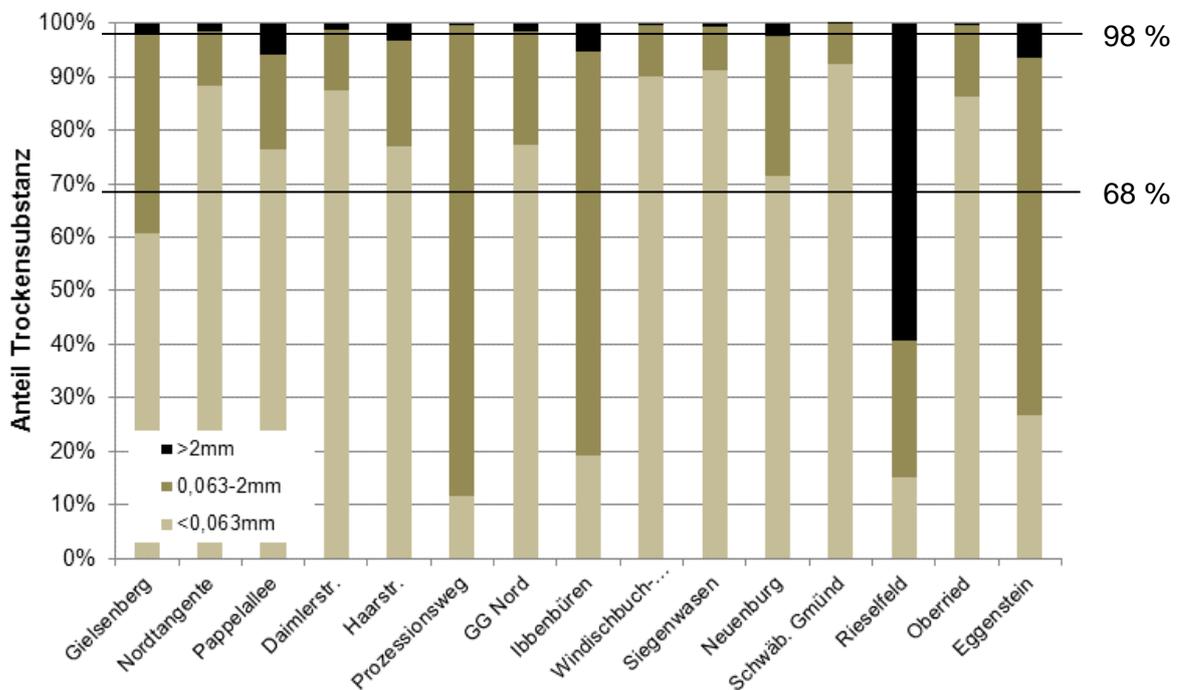


Abbildung 4.5: Anlagenbegehung: Feststoffverteilung ablaufnah

Beim Vergleich der Trockensubstanzgehalte im Ablauf sticht die Probe Rieselfeld hinsichtlich der Verteilung des Anteils > 2 mm deutlich hervor (Abbildung 4.5). Dieser hohe Anteil wird erklärbar, wenn die Probe „Rieselfeld“ (Abbildung 4.6) im Vergleich zu Sedimenten weiterer

RKB mit Dauerstau (Abbildung 4.7) betrachtet wird: Die Probe aus Rieselfeld enthält überwiegend Steine, wohingegen die Proben aus Ibbenbüren und Neuenburg zum größten Teil aus organischem (leichteren) Material besteht. In Rieselfeld wurde vermutlich ein größerer Teil der Böschungsbefestigung mit beprobt.

Wird dieser Ausreißer herausgehalten, ergibt sich im Mittel im ablaufnahen Bereich für die Fraktion  $< 63 \mu\text{m}$  ein Anteil von 68,4 %, für die Fraktion  $63 \mu\text{m}$  bis 2 mm ein Anteil von 29,4 % und für die Fraktion größer 2 mm ein Anteil von 2,2 % an der gesamten getrockneten Masse.

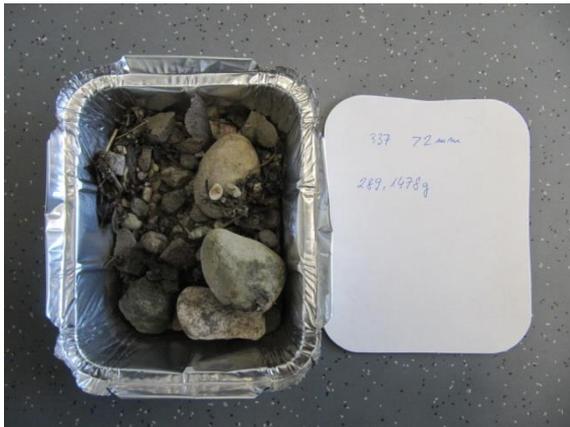


Abbildung 4.6: Fraktion größer 2 mm, Rieselfeld



Abbildung 4.7: Fraktion größer 2 mm, Ibbenbüren (links), Neuenburg (rechts)

Im Vergleich der zulaufnahen und ablaufnahen Verteilungen für die Fraktion kleiner  $63 \mu\text{m}$  zeigt sich, dass zum Klärüberlauf hin eine Erhöhung des Feinanteils stattfindet. Insbesondere die Probe Haarstraße zeigt eine deutliche Zunahme des Feinanteils. Ohne die Probe Haarstraße zeigt sich bei den Feinsedimenten im zulaufnahen Bereich ein Anteil von 58 %, der im Klärüberlauf auf 64 % ansteigt.

Die mittleren Gewichtsanteile aus zulaufnah und ablaufnah entnommenem Sediment verdeutlichen, dass vom Zulauf zum Klärüberlauf der Becken eine Fraktionierung des Feststoffes hin zu feinerem Material stattfindet. Dies deutet darauf hin, dass entlang des Fließweges Zulauf – KÜ hinsichtlich der mineralischen Kies- und Sandfraktion Sedimentation stattfindet. Bei Betrachtung der Sedimente ist keine Differenzierung zwischen Becken mit und ohne Dauerstau oder zwischen Erdbecken und Massivbecken hinsichtlich der Verteilung der Feststoffe erkennbar.

Aufgrund der sehr hohen Inhomogenität der Fraktion größer 2 mm, des geringen Anteils und der geringen frachtbezogenen Bedeutung wird im Folgenden nur auf die Stoffkonzentrationen in den Fraktionen kleiner  $63 \mu\text{m}$  und  $63 \mu\text{m}$  bis 2 mm eingegangen. Die Bezeichnung Feinfraktion bezieht sich daher auf die Korngröße kleiner  $63 \mu\text{m}$ , die Bezeichnung Grobfraktion auf den Bereich zwischen  $63 \mu\text{m}$  und 2 mm.

Bis auf Zink und Kupfer verändern sich die Konzentrationen vom zulaufnahen zum ablaufnahen Bereich in der Fraktion kleiner 63 µm im Median nicht. Der Glühverlust liegt bei ca. 20 %, der Gesamtphosphorgehalt bei ca. 2.050 mg/kg und der Eisengehalt bei etwa 26 g/kg. Die Zink- und Kupferkonzentrationen im zulaufnahen Bereich liegen etwas höher als im ablaufnahen Bereich. (Tabelle 4.9)

Da nicht an jeder Anlage eine Probe aus dem zulauf- und ablaufnahen Bereich entnommen wurde, korrespondieren die Daten in den Tabellen nicht zwangsläufig.

Tabelle 4.9: Stichprobe Anlagenbegehung - Konzentrationen in der Fraktion kleiner 63 µm

Parameter	Einheit	n	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max
		zulaufnah kleiner 63µm				ablaufnah kleiner 63µm			
<b>GV</b>	<b>%</b>	13	5,6	20,9	36,0	15	4,6	19,7	26,7
<b>P<sub>ges</sub></b>	<b>mg/kg</b>	13	582	2162	3675	15	714	1954	3305
<b>Zn</b>	<b>mg/kg</b>	13	576	2668	4577	15	463	2182	5604
<b>Cu</b>	<b>mg/kg</b>	10	28,2	222	453	15	32,0	159	411
<b>Fe</b>	<b>g/kg</b>	13	17,1	25,0	71,9	15	18,9	27,3	57,7

Die Mediane der Fraktion 63 µm bis 2 mm verhalten sich differenzierter. Glühverlust, Gesamtphosphor- und Zinkkonzentration liegen im ablaufnahen Bereich in der Grobfraction erhöht vor. Die Kupferkonzentration ist gleich (Median). Die erhöhten Konzentrationen im ablaufnahen Bereich der Grobfraction können auf den erhöhten organischen Anteil zurückgeführt werden.

Der Glühverlust ist in beiden Fraktionen ablaufnah ungefähr gleich hoch (19 bzw. 20 %). Im Zulauf unterscheiden sich die Werte (21 bzw. 14 %). (Tabelle 4.10)

Tabelle 4.10: Stichprobe Anlagenbegehung – Konzentrationen in der Fraktion größer 63 µm bis 2 mm

Parameter	Einheit	n	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max
		zulaufnah 63 µm bis 2 mm				ablaufnah 63 µm bis 2 mm			
<b>GV</b>	<b>%</b>	13	0,70	13,6	66,4	15	2,5	18,8	52,9
<b>P<sub>ges</sub></b>	<b>mg/kg</b>	13	115	742	2706	15	467	1149	2039
<b>Zn</b>	<b>mg/kg</b>	13	42,1	819	3482	15	51,1	1054	4499
<b>Cu</b>	<b>mg/kg</b>	10	17,1	81,0	241	15	10,1	82,6	1904
<b>Fe</b>	<b>g/kg</b>	13	3,30	19,2	30,6	15	1,60	15,6	31,6

Das Sediment der Feinfraktion weist im zulaufnahen Bereich einen wesentlich höheren Nährstoffgehalt auf als die grobe Fraktion (zum Beispiel P<sub>ges</sub>: 2162 mg/kg in der Feinfraktion, in der Grobfraction 742 mg/kg). Gleiches gilt für die Sedimente, die im ablaufnahen Bereich

entnommen wurden. Zink liegt zum Beispiel bei 2182 mg/kg in der Feinfraktion und bei 1054 mg/kg in der Grobfraktion.

Die Annahme, dass die Feinfraktion stärker mit Schadstoffen beladen ist, wird durch die Stichproben der Sedimententnahmen aus der Anlagenbegehung bestätigt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der einzelnen Becken sind in den Dokumentationsbögen im Anhang zu den jeweiligen Anlagen verzeichnet.

#### 4.2.6 Anlagenbelastung – Vor-Ort Parameter

Bei Becken im Dauerstau wurden zusätzlich die Vor-Ort Parameter Leitfähigkeit und pH-Wert gemessen. Wasserproben wurden entnommen und zur weiteren Untersuchung ins Labor gebracht. Die Wasserproben wurden an den Besichtigungstagen 7./8./9./13./15. Dezember 2010, 19. Januar 2011, 2./15./17. Februar 2011 und 02./03. März 2011 entnommen (Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11: Konzentrationen in der Wasserphase von Regenklärbecken mit Dauerstau

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Min	25% Quartil	Median	75% Quartil	Max
pH		4	6,9	7,4	7,7	7,8	7,9
Leitfähigkeit	µS/cm	22	104	175	410	763	1.420
P <sub>ges</sub>	µg/l	37	40	60	90	120	440
Zn	µg/l	37	-	100	140	200	510
Cu	µg/l	4	3,00	4,35	5,00	5,25	5,40
Fe	mg/l	25	-	0,24	0,58	2,08	7,96
Na	mg/l	25	0,94	3,16	11,7	95,3	236,5

Hohe Werte für Leitfähigkeit und Natrium sind mit der Probenahme im Besichtigungszeitraum Winter zu begründen. Alle weiteren Werte liegen in den für Regenabflüsse dokumentierten Bereich.

#### 4.3 Orientierendes Monitoring

Im Zeitraum von Juli 2011 bis April 2012 ergeben sich 49 Proben für den Zulauf und 47 Proben für den Klärüberlauf, die mit in die Auswertungen eingegangen sind. Insgesamt ergeben sich 188 Ereignisse mit einer Gesamtdauer von 1709 h, die an 10 RKB erfasst wurden und verwertbar sind. Im Schnitt errechnet sich damit, dass ca. 4 Ereignisse in einer Probe erfasst wurden.

Die restlichen Proben konnten aus verschiedenen Gründen (z.B. Einstellungsfehler bei der Messtechnik, Aufzeichnungsfehler der Steuerung, Undichtigkeit der Feststoffsammler) nicht mit in diese Auswertung aufgenommen werden (auch Kapitel 3).

Das Becken Haarstraße wird in der Betrachtung der Becken untereinander nicht mit aufgeführt, da es nur eine verwertbare Probe dieser Anlage gibt (Anlage wurde zwischenzeitlich vom Betreiber außer Betrieb genommen, Einstellungen der Steuerung waren anschließend nicht zutreffend, so dass Beckeninhalte mit beprobt wurde).

### **4.3.1 Feststoffuntersuchungen**

Im Folgenden werden die im orientierenden Monitoring mittels Feststoffsammlern ermittelten Feststoffkonzentrationen und Verteilungen für die drei Fraktionen kleiner 63 µm, 63 µm bis 2 mm und größer 2 mm sowie die Verteilungen innerhalb der Anlagen dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf Mischproben, die mehrere Ereignisse umfassen.

#### **4.3.1.1 Feststoffverteilung und Glühverlust**

Die im orientierenden Monitoring ermittelten Gewichtsanteile der Feststoffe der Fraktion größer 2 mm sind im Zulauf und im Klärüberlauf sehr gering (Zulauf und Ablauf jeweils 2 % im Median) (Abbildung 4.8 und Abbildung 4.9) und decken sich mit den geringen Anteilen aus der Anlagenbegehung für diese Fraktion. Treten erhöhte Anteile auf, so sind diese mit einem hohen Glühverlust verbunden. Meist handelt es sich bei diesen Stoffen um Schwimmstoffe (Samen, Holz). Die Fraktion größer 2 mm weist auch im orientierenden Monitoring stark heterogene Eigenschaften hinsichtlich des Glühverlusts auf (Abbildung 4.10 und Abbildung 4.11), die sich in dem großen Wertebereich zwischen 35 und 85 % Glühverlust widerspiegeln. Im Median liegen die Glühverluste für die Fraktion größer 2 mm bei 65 % im Zulauf und bei 60 % im Klärüberlauf.

Aufgrund der Heterogenität, der geringen Anteile dieser Fraktion und Schwierigkeit daraus eindeutige Aussagen ableiten zu können, wird die Fraktion größer 2 mm für weitere Auswertungen nicht betrachtet. Die mineralischen Anteile dieser Fraktion sind zudem sehr gut absetzbar und stellen keine kritische Größe für Sedimentationsprozesse dar.

Die Fraktion größer 63 µm bis 2 mm ist im orientierenden Monitoring ebenfalls mit einem sehr geringen Anteil vertreten. Im Zulauf beträgt der Gewichtsanteil im Median 4 % der Trockenmasse der Gesamtprobe (im Mittel 10 %), im Klärüberlauf 2 % (Mittelwert 7 %).

Aus Abbildung 4.8 und Abbildung 4.9 ist ebenfalls erkennbar, dass die Spannweite der Gewichtsanteile im Klärüberlauf für die Sand- und Kiesfraktion (63 µm bis 2 mm) geringer ist als im Zulauf. Dies gilt nicht für die Glühverluste (Abbildung 4.10 und Abbildung 4.11). Die Spannweiten der Glühverluste verhalten sich ähnlich im Zulauf und Klärüberlauf dieser Fraktion.

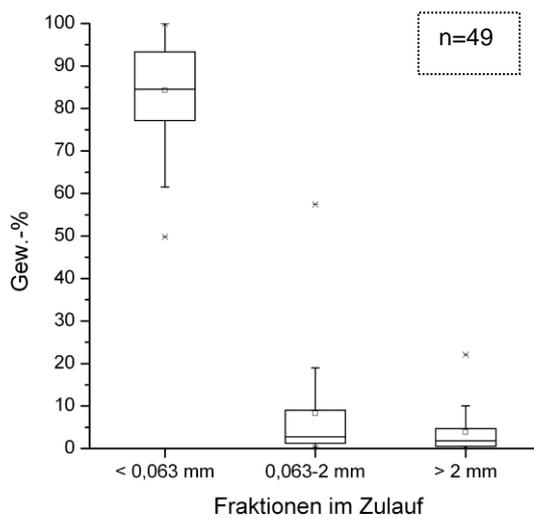


Abbildung 4.8: Trockensubstanzanteile in Gew.-% im Zulauf für alle Anlagen

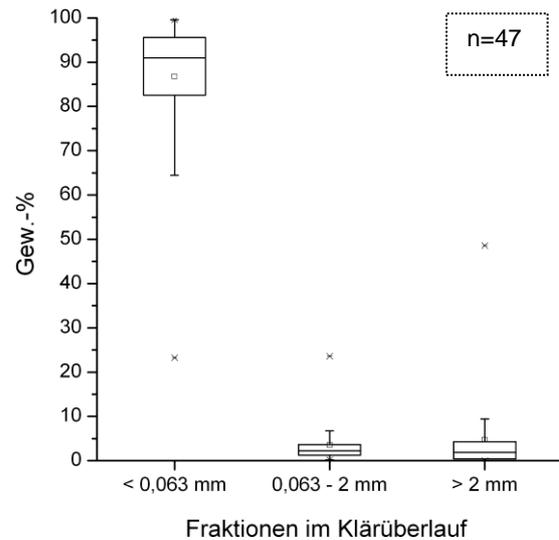


Abbildung 4.9: Trockensubstanzanteile in Gew.-% im KÜ für alle Anlagen

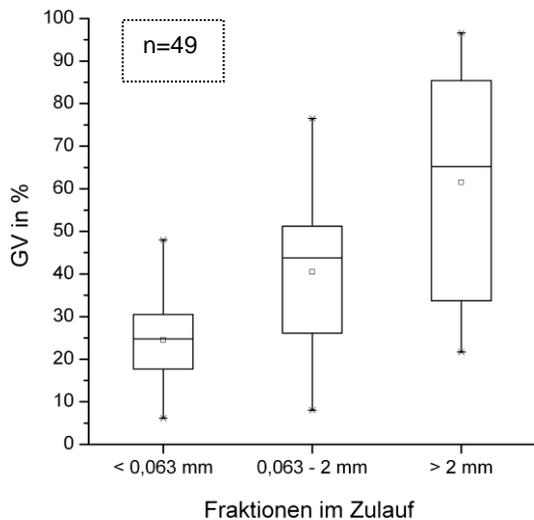


Abbildung 4.10: Glühverluste im Zulauf

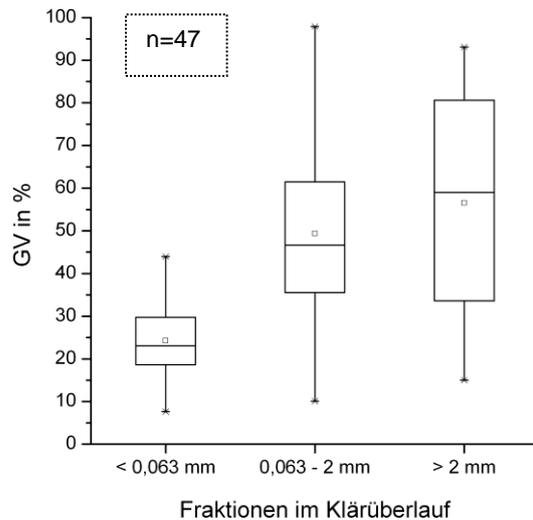


Abbildung 4.11: Glühverluste im KÜ

Der Gewichtsanteil der Feinfraktion ( $< 63 \mu\text{m}$ ) an der getrockneten Gesamtprobe beträgt im Zulauf 85 % im KÜ 91 %. Sie stellt damit sowohl im Zulauf als auch im KÜ mit Abstand die größte Fraktion dar. Die Daten der Glühverluste unterscheiden sich zwischen Zulauf und KÜ nicht (Abbildung 4.10 und Abbildung 4.11). Der Glühverlust liegt für die Fraktion kleiner  $63 \mu\text{m}$  im Zulauf und im KÜ im Median bei 25 %. In der Sand- und Kiesfraktion liegt er mit 45 % fast doppelt so hoch.

Die Zunahme des Feinanteils in Richtung Klärüberlauf kann darauf hinweisen, dass innerhalb der Sedimentationskammern eine Fraktionierung von grob nach fein stattfindet und grobes Material sedimentiert bzw. verkleinert wird und im Klärüberlauf nicht wiederzufinden ist. Werden die Anteile der Fraktionen im KÜ differenziert nach Betriebsweise betrachtet, um Hinweise zur Sedimentationsleistung zu erhalten, ergeben sich kaum Unterschiede in der Verteilung der Gewichtsanteile für Becken mit und ohne Dauerstau (Abbildung 4.12 und Abbildung 4.13). Die Spannweiten der Fraktionen kleiner 63 µm und 63 µm bis 2 mm sind bei Becken mit Dauerstau etwas geringer. Dies deutet auf vergleichbare Klärüberlaufkonzentrationen und ähnliche Vorgänge innerhalb der Becken dieser Betriebsweise hin.

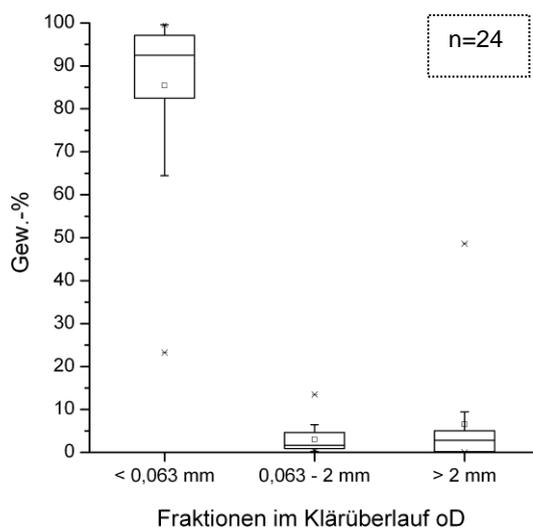


Abbildung 4.12: Trockensubstanzanteile KÜ in Gew.-% für Anlagen ohne Dauerstau

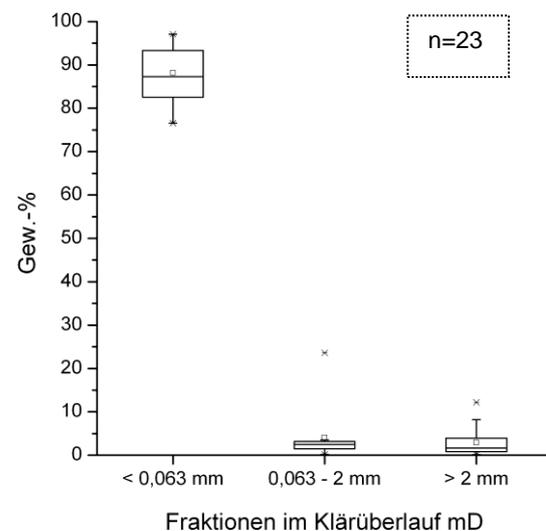


Abbildung 4.13: Trockensubstanzanteile KÜ in Gew.-% für Anlagen mit Dauerstau

Abbildung 4.14 zeigt die Gewichtsanteile der einzelnen Fraktionen in den Zulaufproben der Anlagen Bettringen (B), Oberbruch (O), Im Wöhr (IW) und Daimlerstraße (D). Diese detaillierte Betrachtung zeigt insbesondere für die Anlagen Im Wöhr und Daimlerstraße eine hohe Variabilität der Feststoffanteile. Auch innerhalb der Proben einer Anlage gibt es eine starke Variabilität. In dieser Abbildung wird auch ersichtlich, dass sich die Verteilungen von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet unterscheiden.

Die starke Dominanz der Feinfraktion geht auch aus Tabelle 4.12 hervor. Für alle Anlagen zeigen sich sehr geringe anlagenspezifische Konzentrationen für die Sand- und Kiesfraktion. Die berechneten anlagenspezifischen Konzentrationen setzen sich aus den einzelnen Mischproben eines Probenahmezeitraums zusammen. Insbesondere die Feststoffe der Anlagen Bettringen (B), Lochfeld (L) und Oberbruch (O) bestehen aus Feinanteil, die Grobfraktion ist quasi nicht vorhanden.

Der Einfluss der Probenahmetechnik auf das beprobte Partikelspektrum wird im Kapitel 3.7 erläutert.

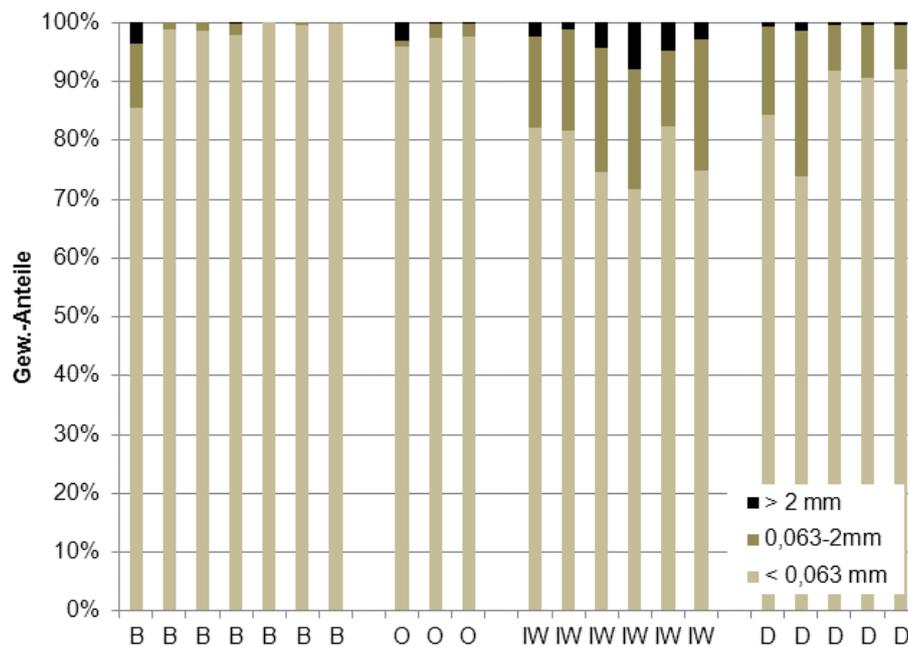


Abbildung 4.14: Verteilung der Feststofffraktionen im Zulauf

#### 4.3.1.2 Feststoffkonzentration

Die Verteilung der Feststoffkonzentration für die Feinfraktion und die Sand- und Kiesfraktion zeigt, dass die Zulaufkonzentrationen bei Betrachtung des gesamten Datenpools sehr gering sind (Feinfraktion: 38 mg TS/l, Sand- und Kiesfraktion: 3 mg TS/l im Median, Abbildung 4.15). Nicht dargestellt ist die Fraktion größer 2 mm. Hier liegt die Konzentration im Zulauf bei knapp 1 mg TS/l. Auch hier sei auf das Kapitel 3.7 verwiesen.

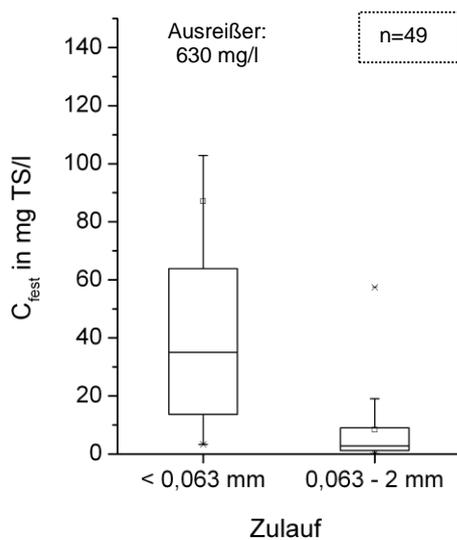


Abbildung 4.15: Feststoffkonzentrationen im Zulauf, gesamter Datenbestand

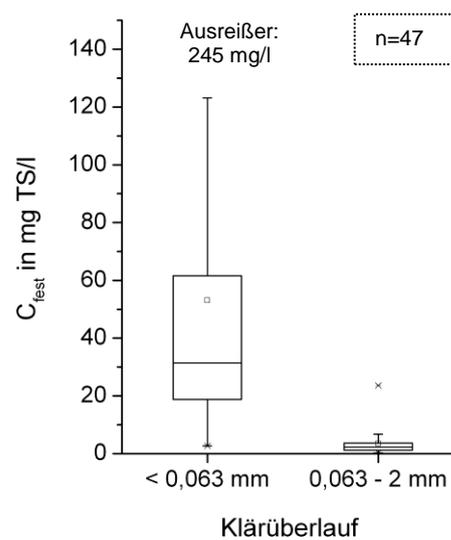


Abbildung 4.16: Feststoffkonzentrationen im Klärüberlauf, gesamter Datenbestand

Die Klärüberlaufkonzentrationen liegen für die Feinfraktion mit 35 mg TS/l im Median etwas geringer als die Zulaufkonzentrationen (Abbildung 4.16). Aus diesen Werten darf jedoch **kein Wirkungsgrad abgeleitet werden**. Eine detaillierte Betrachtung der Einzeldaten insbesondere der Extreme ist zwingend erforderlich. Aus Tabelle 4.12 wird deutlich, dass sich die im orientierenden Monitoring untersuchten Anlagen hinsichtlich der Feststoffkonzentrationen sehr stark voneinander unterscheiden. Auch Bauart, Betriebsweise und Beschickungsart weichen stark voneinander ab.

Tabelle 4.12 zeigt für die Fraktion zwischen 63 µm und 2 mm für Anlagen ohne Vorsedimentation im direkten Zulauf des Beckens (RKBoD ohne Geschiebeschacht, RKBmD) geringere Konzentrationen im Klärüberlauf als im Zulauf. Dies bestätigt die Wirksamkeit von Sedimentationsanlagen für diesen Korngrößenbereich. Die kritische Größe für Sedimentationsanlagen ist die Feinfraktion. Daher und aufgrund der geringen Konzentrationen und des geringen Anteils der Fraktion 63 µm bis 2 mm an der Gesamtprobe wird die Sand- und Kiesfraktion in der weiteren Betrachtung ausgeklammert.

Tabelle 4.12: Anlagenspezifische Feststoffkonzentrationen und Glühverluste

	<b>SMC<sub>TS_Zu</sub></b> <b>mg TS/l</b>	<b>SMC<sub>TS_KÜ</sub></b> <b>mg TS/l</b>	<b>GV<sub>Zu</sub></b> <b>%</b>	<b>GV<sub>KÜ</sub></b> <b>%</b>	<b>SMC<sub>TS_Zu</sub></b> <b>mg TS/l</b>	<b>SMC<sub>TS_KÜ</sub></b> <b>mg TS/l</b>	<b>GV<sub>Zu</sub></b> <b>%</b>	<b>GV<sub>KÜ</sub></b> <b>%</b>
	kleiner 63 µm				größer 63 µm bis 2 mm			
<b>RKBoD mit Geschiebeschacht</b>								
B	438	95,1	10,1	10,7	2,8	0,9	35,7	37,1
L	6,7	2,4	35,5	34	0,3	1,5	49,0	81,6
<b>RKBoD ohne Geschiebeschacht</b>								
IW	91,6	74,4	28,1	28,0	20,9	3,6	50,6	68,2
<b>RKBoD im Nebenschluss</b>								
O	106	145	15,7	16,1	0,5	0,6	27,7	18,5
U	17,4	24,1	23,4	23,2	2,1	2,3	50,1	54,1
<b>RKBmD</b>								
D	68,8	37,8	24,5	25,8	5,1	3,8	46,5	40,4
E	38,7	33,9	24,3	22,7	7,9	1,5	36,4	40,4
I	28,2	26,4	39,1	39,5	4,2	3,0	48,8	45,2
P	20,3	16,7	26,1	28,7	6,5	1,5	24,1	43,3

B= Bettringen, O = Oberbruch, IW = Im Wöhr, D = Daimlerstraße, E = Erlenstraße, I = Ibbenbüren, P = Prozessionsweg, U = Unna, L = Lochfeld

Die nähere Betrachtung der maximalen und minimalen Konzentrationen zeigt, dass diese meist zu jeweils einer Anlage gehören. Die höchsten Zuflusskonzentrationen mit den höchsten Feinanteilen wurden in Bettringen festgestellt (630 mg TS<sub>fein/l</sub>), die geringsten Konzentrationen am RKB Lochfeld (4,7 mg TS<sub>fein/l</sub>) (Abbildung 4.15, Tabelle 4.12).

Höhere Zuflusskonzentrationen wurden auch an den Anlagen in Oberbruch (O) und Im Wöhr (IW) festgestellt. Neben der Anlage Lochfeld sind die Feinstoffkonzentrationen der Anlagen Prozeptionsweg (P) und Unna (U) am geringsten (Tabelle 4.12). Mit dem Hintergrund der Unsicherheit geringer Konzentrationen werden die Daten der Anlage Lochfeld nicht weiter mit aufgenommen. Eine **Interpretation der Tabelle 4.12 hinsichtlich eines Wirkungsgrades für die Feinfraktion ist nicht zielführend**. Der Vergleich von Konzentrationen in Zulauf und Klärüberlauf ist mit der angewandten Probenahmetechnik nicht möglich. Vergleichbare Ergebnisse ergeben sich aus Frachtbetrachtungen.

Die Betrachtung des Gesamtkollektivs hinsichtlich der Häufigkeitsverteilung der Feinstoffe zeigt einen deutlichen Unterschied zwischen Anlagen mit Dauerstau und ohne Dauerstau (Abbildung 4.17). Wie auch Tabelle 4.12 zeigt, weisen Regenklärbecken mit Dauerstau durchweg ähnlich geringe anlagenspezifische Zulauf- und Klärüberlaufkonzentrationen auf. Dies ist kann nicht auf den Unterschied in der Betriebsweise, sondern auf einzugsgebietsspezifische Eigenschaften bei RKBmD zurückgeführt werden.

Zulaufkonzentrationen für Becken ohne Dauerstau sind nach Tabelle 4.12 über die Anlagen verteilt sehr unterschiedlich. Aus Abbildung 4.17 ist auch erkennbar, dass für RKB ohne Dauerstau in geringen Konzentrationsbereichen die Klärüberlaufkonzentration über der Zulaufkonzentration liegt. (Auf den Einfluss der zeitgleichen Probenahme auf den Vergleich von Zulauf und Klärüberlaufkonzentration wurde bereits in Kapitel 3.7 eingegangen.) Als Grenzwert kann 40 mg/l angesetzt werden. In den weiteren Auswertungen ist daher 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  als untere Grenze angesetzt worden. Proben, die im Zulauf unter diesem Wert liegen, wurden nicht weiter untersucht. Durch diese Einschränkung ist aus Abbildung 4.17 auch ablesbar, dass 40 % der Daten für RKB<sub>oD</sub> und ca. 65 % der Daten für RKB<sub>mD</sub> entfallen.

Ab einer Feststoffkonzentration von etwa 100 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  unterscheiden sich für RKB ohne Dauerstau Zulauf- und Klärüberlaufkonzentration deutlich.

Zu beachten ist, dass die unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen nicht mit der Betriebsweise der Becken (mit Dauerstau/ ohne Dauerstau) zusammenhängen. Einzugsgebietsspezifische Eigenschaften können den hier festgestellten Unterschied erklären.

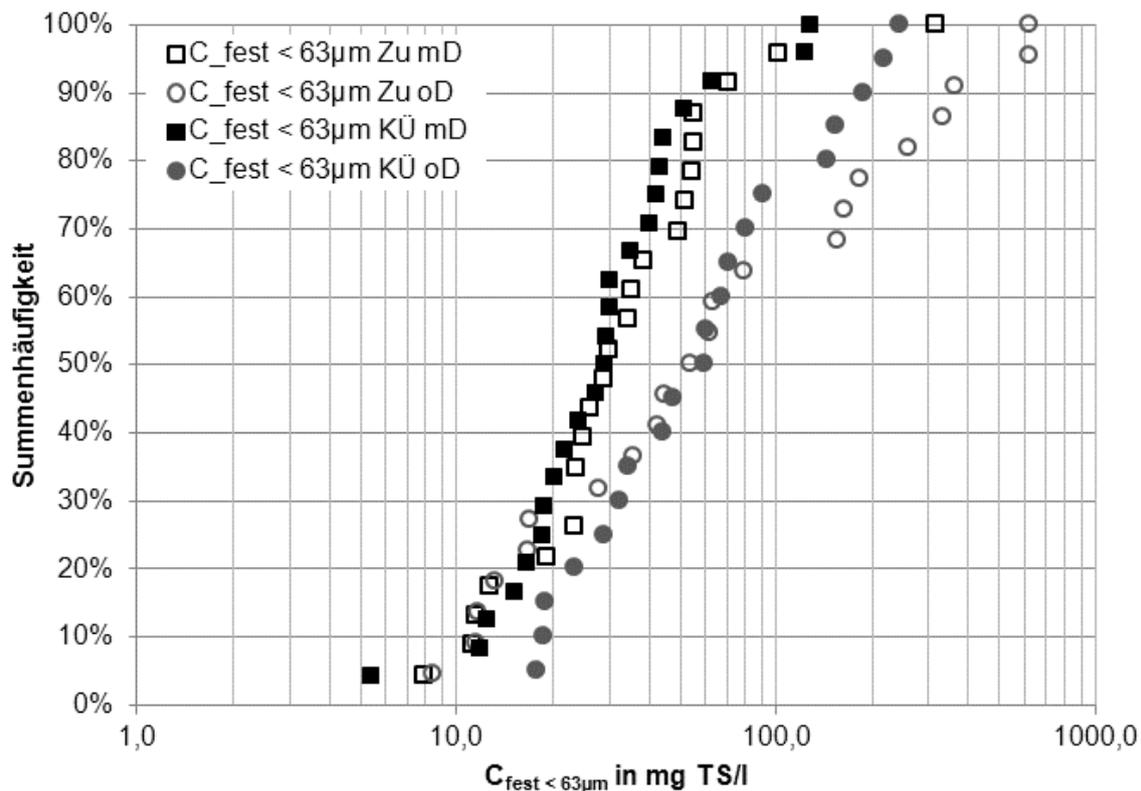


Abbildung 4.17: Häufigkeitsverteilung der Feinstoffkonzentrationen

#### Erkenntnisse der Betrachtung der Feststoffkonzentration der Fraktion kleiner 63 µm:

Unterhalb von 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  im Zulauf ist keine Bestimmung der Wirksamkeit mit der angewandten Untersuchungsmethode möglich. Zwischen 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  und 100 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  zeigt sich keine Wirksamkeit. Erst ab 100 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  ergibt sich eine Wirksamkeit für die Reduktion von Feststoffen.

#### 4.3.2 Oberflächenbeschickung

Die Oberflächenbeschickung wird als eine wesentliche Einflussgröße auf die Sedimentationswirksamkeit angesehen. Daher wurde auch eine maximale Oberflächenbeschickung von in der Regel 10 m/h als Richtwert in den landesweiten Vorgaben aufgenommen.

Abbildung 4.18 und Abbildung 4.19 zeigen die Häufigkeitsverteilungen der maximalen ( $q_{A,\text{max}}$ ) und mittleren Oberflächenbeschickung ( $q_{A,\text{mittel}}$ ) der über mehrere Ereignisse gemittelten Proben. 50 % der mittleren Oberflächenbeschickungen liegen unter 0,7 m/h. In 95 % der betrachteten Fälle liegt die mittlere Oberflächenbeschickung unter 10 m/h. 50 % der maximalen Oberflächenbeschickungen liegen unter 10 m/h. Dieser geringe Anteil zeigt, dass bei der Hälfte der untersuchten Ereignisse im Beprobungszeitraum die Bemessungsbeschickung von 10 m/h temporär nicht eingehalten wird. Dies zeigt, dass der Zufluss bzw. Klärüberlauf bei vielen der untersuchten Anlagen nicht gedrosselt erfolgt.

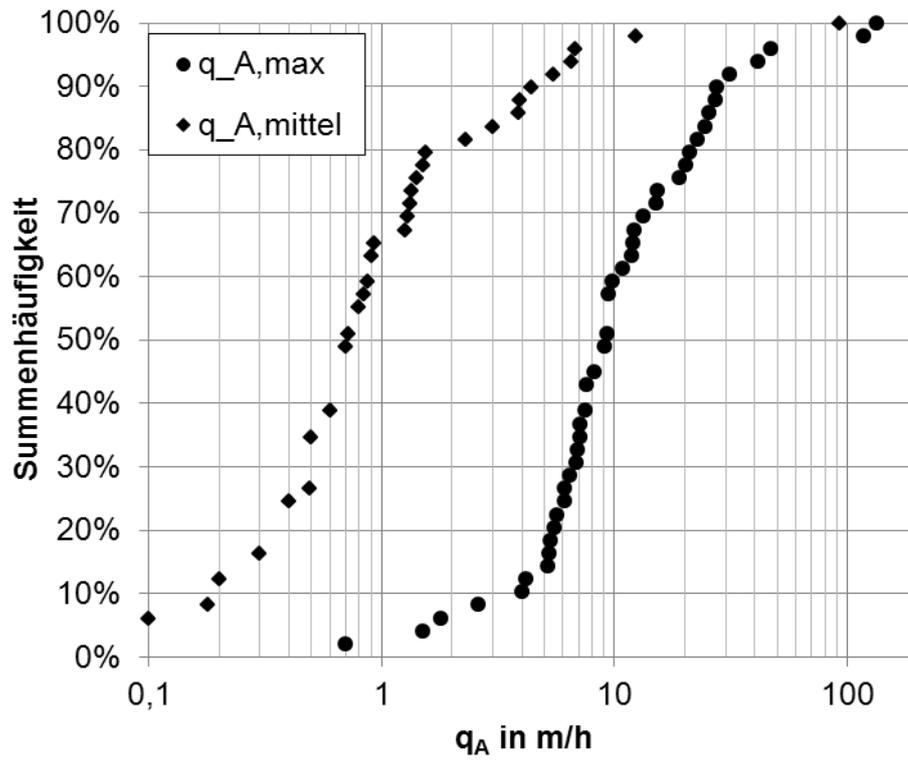


Abbildung 4.18: Häufigkeit der Oberflächenbeschickungen im orientierenden Monitoring

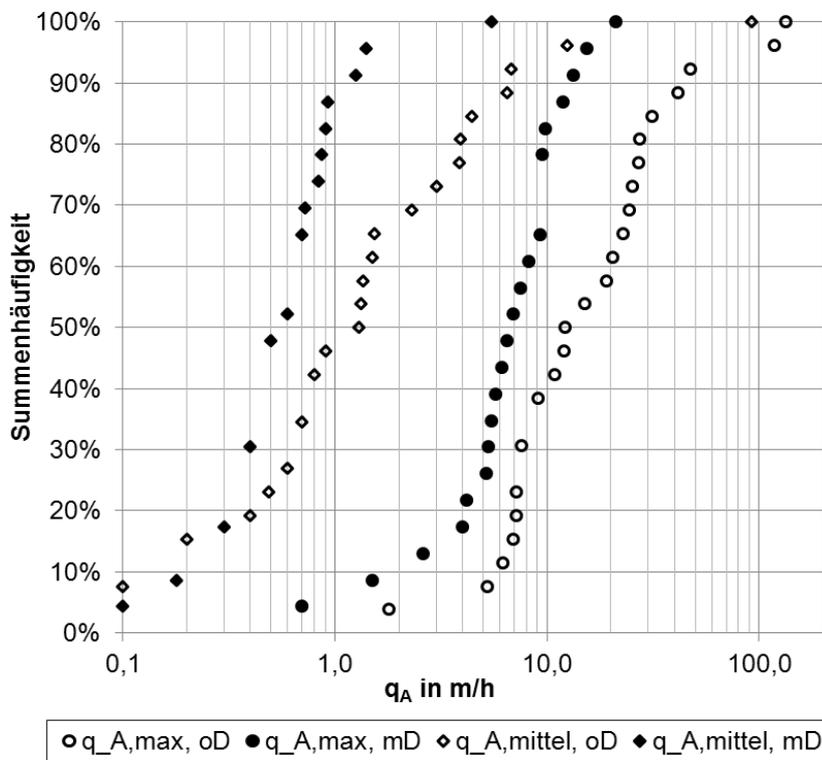


Abbildung 4.19: Häufigkeit der Oberflächenbeschickungen differenziert nach Betriebsweise

Wenn die Zuflussbegrenzung (Drosselung) nicht funktioniert, sind  $q_{A,max}$  über 100 m/h realistisch. Als Beispiel liegen der Oberflächenbeschickung von 134 m/h und 118 m/h jeweils Niederschlagsereignisse zugrunde, die in der Größenordnung eines 2 jährlichen Bemessungsabflusses liegen.

Die Aufteilung der Summenhäufigkeitsdaten auf die Betriebsweise (mit Dauerstau und ohne Dauerstau, Abbildung 4.19) zeigt, dass die mittleren und maximalen Oberflächenbeschickungen der Becken mit Dauerstau geringer sind als die der Becken ohne Dauerstau. Im Mittel scheint die Drosselung bei RKBmD besser zu funktionieren bzw. eingestellt zu sein. Dies kann mit ein Grund sein, warum Becken im Dauerstau sehr ähnliche mittlere Wirkungsgrade im Vergleich zu Becken ohne Dauerstau aufweisen.

### 4.3.3 Frachtwirkungsgrad

Emissionen aus dem Trennsystem werden im Wesentlichen an der Fracht gemessen. Daher ist die Angabe des Frachtwirkungsgrades im Rahmen dieser Untersuchung angemessen. Im Folgenden bezieht sich der Frachtwirkungsgrad immer auf die Feststoffe in der Feinfraktion (kleiner 63  $\mu\text{m}$ ) und wird nach Kapitel 3.6.4 berechnet. Frachtwirkungsgrade einzelner Proben werden im Anhang Einzelfallbetrachtung dargestellt. Für das RKB Bettringen ergibt sich ein frachtgewichteter Wirkungsgrad von 78 %, für das RKB Im Wöhr von 15 %, für das RKB Oberbruch von -36 % und für das RKB Daimlerstraße von 44 %. Die frachtgewichteten Wirkungsgrade der weiteren Regenklärbecken mit Dauerstau liegen zwischen 6 und 21 %.

RKBmD und RKBöD unterscheiden sich theoretisch hinsichtlich der Wirksamkeiten der Speicher- und Sedimentationswirkung. Als Beispiel können Daten des RKBöD Im Wöhr und RKBmD Daimlerstraße als Anlagen mit mittlerer Zulaufbelastung herangezogen werden. Verschiedene Gegenüberstellungen von Frachten sind möglich. Für RKBöD ergeben sich die folgenden Frachtgrößen:

$B_{\text{Füll}}$	Zulauffracht, die bei Beckenfüllung erreicht wird, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht quantifiziert werden.  Als erster Ansatz wird für die Füllphase die gemittelte Zulaufkonzentration während des Klärüberlaufereignisses verwendet.
$B_{\text{Zu,Ent}}$	Zulauffracht, die dem Becken während des Klärüberlaufereignisses zufließt
$B_{\text{Zu,ges}}$	rechnerische Zulauffracht: Summe aus Zulauffracht bei Beckenfüllung ( $B_{\text{Füll}}$ ) und Zulauffracht bei Klärüberlauf ( $B_{\text{Zu,Ent}}$ )
$B_{\text{Kü}}$	Fracht, die am Klärüberlauf entlastet wird

Für RKBmD entfällt die Größe  $B_{\text{Füll}}$ , da bei gefüllten Becken keine Speicherung möglich ist.  $B_{\text{Zu,ges}}$  ist somit mit  $B_{\text{Zu,Ent}}$  identisch.

Tabelle 4.13: Frachten und Wirkungsgrade Im Wöhr und Daimlerstraße (Feinfraktion)

	Dimension	Im Wöhr	Daimlerstraße
$B_{\text{Füll}}$	kg	229	0
$B_{\text{Zu,Ent}}$	kg	4880	663
$B_{\text{KÜ}}$	kg	3935	402
$B_{\text{Zu,ges}}$	kg	5109	663
$B_{\text{Becken}}$	kg	1174	261
$B_{\text{Speicher}}$	kg	56	0
$B_{\text{Sed}}$	kg	1118	261
1. $\eta_{\text{gesamt}}$	-	23%	39%
2a. $\eta_{\text{Speicher}}$	-	1%	0%
2b. $\eta_{\text{Sed}}$	-	22%	39%
4. $\eta_{\text{ohne\_Füll}}$	-	19%	39%

Der Frachtwirkungsgrad berechnet sich aus Zulauffracht und Klärüberlauffracht. Die KÜ-fracht bleibt bei den weiteren Betrachtungen gleich, die Zulauffracht variiert. Die im Folgenden genannten Wirkungsgrade beziehen sich auf die Feinfraktion.

#### 1) Gesamtwirkungsgrad:

Die gesamte Zulauffracht ( $\Sigma B_{\text{Füll}} + \Sigma B_{\text{Zu,Ent}} = \Sigma B_{\text{Zu,ges}}$ ) wird der KÜ-fracht ( $\Sigma B_{\text{KÜ}}$ ) gegenübergestellt. Für das RKB Im Wöhr ergibt sich ein anlagenspezifischer Frachtwirkungsgrad von 23 %. Für das RKB Daimlerstraße ergibt sich ein Gesamtwirkungsgrad von 39 %.

#### 2) Speicherwirkungsgrad und Sedimentationswirkungsgrad:

Der zweite Ansatz differenziert die zurückgehaltene Fracht  $B_{\text{Becken}}$  in Speicherfracht und Sedimentationsfracht und stellt diese der gesamten Zulauffracht ( $\Sigma B_{\text{Zu,ges}}$ ) gegenüber. Aus diesen Daten ergibt sich der Speicher- bzw. Sedimentationswirkungsgrad. Dieser Ansatz geht davon aus, dass 100 % der Zulauffracht bei Beckenfüllung gespeichert werden.

Für das RKB Im Wöhr ergibt sich ein Speicherwirkungsgrad von 1 %. Für das RKBmD Daimlerstraße ergibt sich ein Speicherwirkungsgrad von 0, weil das Becken zu Ereignisbeginn gefüllt ist und daher keinen Speicher zur Verfügung stellt. Der Sedimentationswirkungsgrad ergibt sich aus der Differenz der Gesamtwirkung zur Speicherwirkung. Da bei der Daimlerstraße keine Speicherwirkung vorhanden ist, entspricht er mit 39 % der Gesamtwirkung. Beim RKB Im Wöhr beträgt der Wirkungsgrad aufgrund der Sedimentation 22 %.

Die Speicherung der Fracht vor Klärüberlaufbeginn zu 100 % (Punkt 2) ist eine idealisierte Annahme. Tatsächlich wird sich jedoch eine Durchmischung innerhalb der Sedimentationskammer einstellen, die Speicherfunktion des Beckens geht dabei verloren und der gesamte Rückhalt ist auf Sedimentation zurückzuführen. Der Sedimentationsgrad entspricht in diesem Fall auch dem Gesamtwirkungsgrad.

### 3) Sedimentationsgrad bei gemittelter Zulauffracht

Er ergibt sich aus der Betrachtung der gemittelten rechnerischen Zulauffracht (entspricht in dieser Untersuchung  $B_{Zu,Ent}$ ) und der KÜ-Fracht ( $\Sigma B_{Kü}$ ). Für das RKB Im Wöhr liegt der Gesamtwirkungsgrad, der auf Sedimentation zurückzuführen ist, bei 19 %.

Dieser Sedimentationswirkungsgrad für das RKBoD liegt knapp unter dem Sedimentationswirkungsgrad von 22 % nach 2b). Wie stark sich die Sedimentationswirkungsgrade unterscheiden, hängt letztendlich davon ab, wie hoch das Klärüberlaufvolumen ist. Der Einfluss des Beckenvolumens und damit der Speicherung ist bei sehr großen KÜ-Volumina zu vernachlässigen. Dies ist beim RKB Im Wöhr der Fall.

Auch eine Erhöhung der angenommenen Zulaufkonzentration bei Beckenfüllung um den Faktor 2 zeigt, dass sich die Sedimentationswirkungsgrade kaum ändern. Er beträgt für das RKB Im Wöhr nach Punkt 2b) 25 % und nach Punkt 3) 23 %.

Die wesentlich höheren Wirkungsgrade der Daimlerstraße können durch die deutlich geringeren maximalen und mittleren Oberflächenbeschickungen erklärt werden ( $q_{A,max}$  ist ungefähr 20-mal höher beim RKB Im Wöhr;  $q_{A,mittel}$  gut 40-mal höher). Zudem weist das RKB Daimlerstraße ein höheres spezifisches Volumen auf, als das RKB Im Wöhr (10,6 zu 6,4 m<sup>3</sup>/ha).

## 4.3.4 Identifikation wirksamkeitsrelevanter Randbedingungen

### 4.3.4.1 Frachtwirkungsgrad und Oberflächenbeschickung

Als Parameter der Wirksamkeit wurde der Frachtwirkungsgrad gewählt.

Die Betrachtung des Gesamtdatenkollektivs zeigt in der Gegenüberstellung von Frachtwirkungsgrad und mittlerer Oberflächenbeschickung keinen Trend. Erkennbar ist jedoch, dass sich die Daten für RKBoD mit unechtem Nebenschluss (hochliegender Einlauf) anders verhalten als die Daten der Betriebsweisen mit Dauerstau und ohne Dauerstau ohne Nebenschluss (Abbildung 4.20). Regenklärbecken mit unechtem Nebenschluss weisen bei sehr geringen mittleren Oberflächenbeschickungen negative Wirkungsgrade auf. Diese Ergebnisse konnten im Rahmen des orientierenden Monitorings nicht quantifiziert werden. Weitere detaillierte Untersuchungen sind notwendig. RKBoD im unechten Nebenschluss werden daher in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

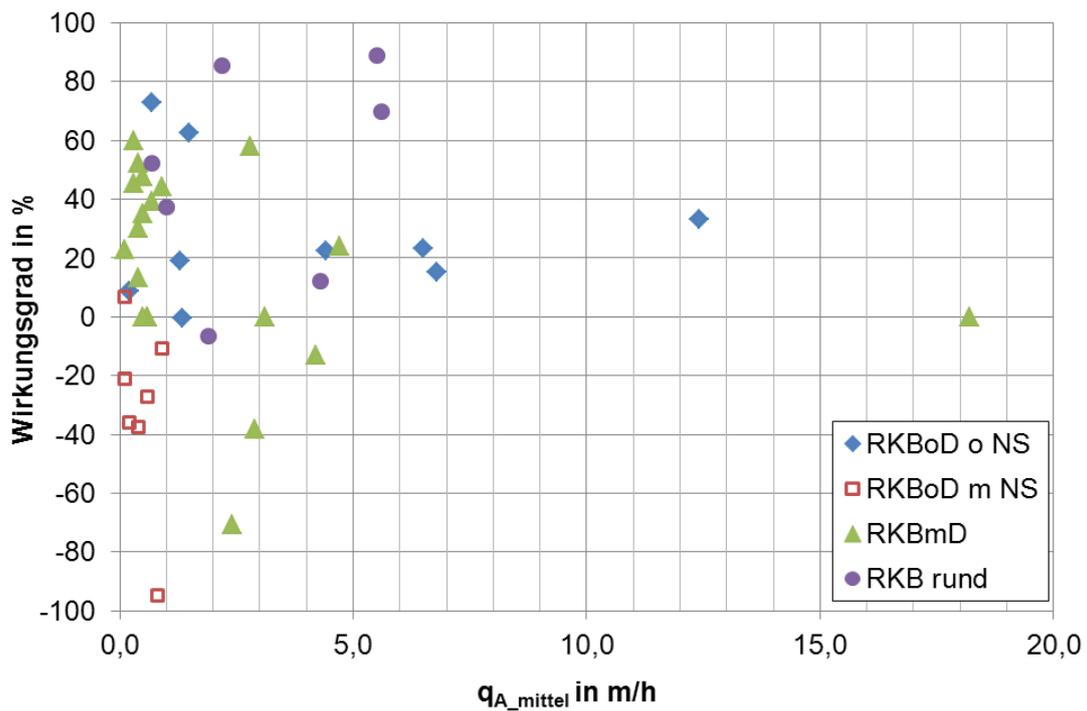


Abbildung 4.20 Wirkungsgrad und mittlere Oberflächenbeschickung

Weiterhin zeigen die Daten des Rundbeckens in Bettringen sehr hohe Wirkungsgrade auch bei höherer Oberflächenbeschickung. Dieses Becken wird aus Gründen der fehlenden Vergleichbarkeit in der weiteren Betrachtung außen vor gelassen.

Abbildung 4.17 zeigt, dass negative Wirkungsgrade insbesondere bei Zulaufkonzentrationen unter  $40 \text{ mg TS}_{\text{fein}}/\text{l}$  auftreten. Da diese geringen Konzentrationen gleichzeitig mit höheren Unsicherheiten seitens der Analyse verbunden sind, wurden Daten unterhalb von  $40 \text{ mg TS}_{\text{fein}}/\text{l}$  ausselektiert. Weiterhin sind mittlere Oberflächenbeschickungen über  $10 \text{ m/h}$  aussortiert worden. Unter Beachtung dieser Kriterien verbleiben 11 Datensätze. Diese sind in Abbildung 4.21 dargestellt. (Die Becken Bettringen und Oberbruch fallen aufgrund der o.g. Erläuterungen aus dem Datenkollektiv heraus.)

Abbildung 4.21 zeigt im Gegensatz zu Abbildung 4.20 einen Trend für den Zusammenhang zwischen mittlerer Oberflächenbeschickung und Frachtwirkungsgrad. Dieser bestätigt die Annahme, dass sich bei geringen mittleren Oberflächenbeschickung höhere Wirksamkeiten hinsichtlich der Sedimentation zeigen, als bei höheren mittleren Oberflächenbeschickungen. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) liegt jedoch nur bei  $0,642$ . Die hineingelegt Ausgleichsgerade  $\eta_B = -5,532 \cdot q_{A\_mittel} + 55,407$  ist somit mit einer großen Unsicherheit behaftet.

Weitere Daten sind erforderlich, um diesen Zusammenhang zu verifizieren. In diese Darstellung gehen Daten von drei RKB mit ein (ein RKB o NS, zwei RKBmD).

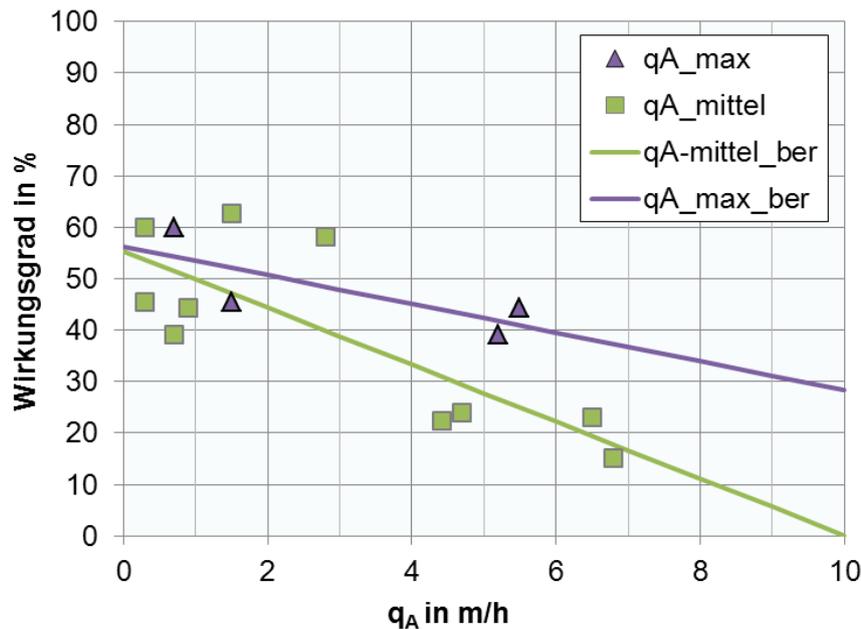


Abbildung 4.21: Zusammenhang mittlere Oberflächenbeschickung und Frachtwirkungsgrad

Die Geradengleichung für den Zusammenhang zwischen  $q_{A,max}$  und Frachtwirkungsgrad lautet:  $\eta_B = -2,799 \cdot q_{A,mittel} + 56,307$ . Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) liegt bei 0,607.

#### Erkenntnisse der Betrachtung von Oberflächenbeschickung und Frachtwirkungsgrad der Feststoffe der Fraktion kleiner 63 $\mu\text{m}$ :

Ein Zusammenhang zwischen mittlerer Oberflächenbeschickung und Frachtwirkungsgrad ist zu erkennen. Die ermittelten Frachtwirkungsgrade liegen zwischen -13 % und 63 % bei mittleren Oberflächenbeschickungen unter 10 m/h. Der frachtgewichtete mittlere Wirkungsgrad liegt bei 26 %.

Die maximale Oberflächenbeschickung legt fest, was im langfristigen Mittel zurückgehalten werden kann.

#### 4.3.4.2 Einfluss der Aufenthaltszeit

Oberflächenbeschickung und die damit verknüpfte Aufenthaltszeit spielen für eine wirksame Sedimentation eine entscheidende Rolle.

Bei den entnommenen Proben handelt es sich um über mehrere Ereignisse gesammelte Mischproben. Es ist nicht möglich, auf die Aufenthaltszeit einzelner Ereignisse zu schließen. Die mittlere Aufenthaltszeit wird daher aus dem Verhältnis der durchschnittlichen Klärüberlaufdauer  $D_{KÜ}$  und der Austauschrate gebildet. Dabei gibt die Austauschrate an, wie oft das Beckenvolumen während der Ereignisse im Probenahmezeitraum ausgetauscht wurde. Die durchschnittliche Klärüberlaufdauer berechnet sich aus der Dauer aller Klärüberlaufereignisse dividiert durch die Anzahl der Ereignisse pro Probenahmezeitraum.

Für RKBoD werden keine längeren Aufenthaltszeiten erreicht, so dass Aussagen zum Wirkungsgrad bei längeren Aufenthaltszeiten nicht möglich sind. Bei RKBmD sind bei Aufenthaltszeiten unter einer Stunde ebenfalls keine Aussagen möglich. Für höhere Aufenthaltszeiten zeigen sich Wirkungsgrade zwischen 40 und 60 %. Ein eindeutiger Trend ist jedoch nicht erkennbar.

---

#### **Erkenntnisse der Betrachtung von Aufenthaltszeit und Frachtwirkungsgrad der Feststoffe der Fraktion kleiner 63 $\mu\text{m}$ :**

Ein direkter Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeit und Frachtwirkungsgrad ist nicht ableitbar. Becken mit Aufenthaltszeiten unter einer Stunde zeigen sehr unterschiedliche Wirksamkeiten (zwischen -13 % und 63 %). Für Aufenthaltszeiten ab einer Stunde zeigen sich Frachtwirkungsgrade zwischen 40 % und 60 %.

---

Einen weiteren positiven Effekt auf die Wirksamkeit zeigt die Klärüberlaufdauer. Je länger die Klärüberlaufdauer ist, desto höher ist der Frachtwirkungsgrad insbesondere für Wirkungsgrade über 30 %. Die mittlere Klärüberlaufdauer errechnet sich aus der Summe aller einer Probe zugehörigen Ereignisse dividiert durch die Anzahl dieser Ereignisse. Sie ist eine Systemgröße, die vom Niederschlagsgeschehen abhängt und kaum beeinflusst werden kann. Eine hohe Klärüberlaufdauer bedeutet in der Regel eine längere Aufenthaltszeit und eine geringere mittlere Oberflächenbeschickung. Der hier positive Trend geht auch aus den zuvor festgestellten Betrachtungen der Oberflächenbeschickung und Aufenthaltszeit hervor.

#### **4.3.4.3 Einfluss der Einlaufkonstruktion**

Die Einlaufgestaltung der im orientierenden Monitoring betrachteten Rechteckbecken erfolgt wie folgt:

##### **RKBoD**

- mehrere Rohrzuläufe, getaucht mit unten durchströmter Prallwand
- flächige Anströmung durch Lamellenwand
- hochliegender Einlauf (RKB im unechten NS), seitlich und frontal angeströmt

##### **RKBmD**

- Rohrzulauf, teilgetaucht
- Rohrzulauf oberhalb des Wasserspiegels
- Rohrzulauf mit anschließender Verteilerrinne und Überfallschwelle

#### **RKBoD mit hochliegendem Einlauf**

Die Becken ohne Dauerstau mit hochliegendem Einlauf entsprechen den Becken im unechten Nebenschluss. Die Wirkungsgrade dieser Becken sind wie oben beschrieben negativ und

weichen deutlich von den Wirkungsgraden der Becken mit anderen Einlaufkonstruktionen ab. Die Durchströmungen unterscheiden sich wesentlich von denen mit Einlaufgestaltungen mit Rohrzulauf, wie die numerische Modellierung veranschaulicht. Eine Erklärung der negativen Wirksamkeiten ist im Rahmen der Modellierung mit standardisierten Eingangsdaten nicht möglich.

Anhand der Daten des orientierenden Monitorings kann durch die Beschickung der Sedimentationskammer über hochliegende Schwellen keine Verbesserung des Wirkungsgrads festgestellt werden (Becken Unna und Oberbruch).

#### RKBmD

Da sich die Daten der Regenklärbecken mit Dauerstau hinsichtlich des Frachtwirkungsgrades für die oben gewählte Datenselektion nicht stark unterscheiden, ist eine Aussage zum Einfluss der Einlaufkonstruktion auf den Wirkungsgrad nicht möglich.

Für die Daten außerhalb des oben genannten Selektionsbereiches ( $C_{Zu\_fein} > 40 \text{ mg TS/l}$ ,  $q_A < 10 \text{ m/h}$ ) ist eine Aussage ebenfalls nicht zielführend, weil die Zulaufkonzentrationen zu gering und mit größeren Unsicherheiten behaftet sind, um verlässliche Trends abzuleiten.

#### RKBoD

Es verbleiben die Becken Im Wöhr und Bettringen. Ein Vergleich der Zulaufgestaltung mit der Wirksamkeit ist aufgrund der unterschiedlichen Beckengeometrie (Rechteckbecken und Rundbecken) nicht zielführend.

Weitere Einlaufgestaltungen (Roheinlauf mit Prallplatte, hochliegender Einlauf mit Tauchwand) werden in Kapitel 4.5.1 mittels numerischer Simulation untersucht. Die Auswirkungen werden in Kapitel 5.4 diskutiert.

#### **4.3.4.4 Einfluss der Jahreszeit**

Die Jahreszeit hat im Untersuchungsprojekt keinen Einfluss auf das Feststoffaufkommen. Erhöhte Gesamtphosphor- und Zinkgehalte wurden jedoch im Dezember an zwei Anlagen festgestellt. Dies gilt jedoch nur für diese zwei Proben. Erhöhte Leitfähigkeiten wurden nicht registriert.

#### **4.3.5 Einzelfallbetrachtung**

##### **4.3.5.1 Wirksamkeit**

Die gesonderte Betrachtung einzelner Ereignisse je Anlage (siehe Anhang Einzelfallbetrachtung) zeigt, dass die Systembelastung (Niederschlagsgeschehen) einen bedeutenden Einfluss auf die Wirksamkeit hat. Es wurden Gruppen identifiziert, die nach o.g. Einflussgrößen gebildet wurden.

#### Gruppe 1 (schlechte Wirksamkeit):

Hohe maximale und mittlere Oberflächenbeschickungen, sehr geringe Aufenthaltszeiten und geringe durchschnittliche Ereignisdauern deuten darauf hin, dass es sich um Ereignisse mit einer hohen hydraulischen Belastung handelt. Die Konzentrationen liegen im Zulauf und Klärüberlauf in etwa auf dem gleichen Niveau. Feinpartikel werden unter diesen Randbedingungen nicht oder nur mit sehr geringen Wirkungsgraden zurückgehalten. In Bezug auf Jahresmittelwerte findet in diesen Anlagen kein bzw. ein minimaler Feinpartikel- und Schadstoffrückhalt statt.

#### Gruppe 2 (gute Wirksamkeit, RKBoD):

Hohe maximale Oberflächenbeschickungen und geringe mittlere Oberflächenbeschickungen deuten auf vereinzelt starke Ereignisse oder Abflusspeaks hin. In diesem Fall deutet die hohe maximale Oberflächenbeschickung auf hohe Zulaufkonzentrationen hin. Die höhere Aufenthaltszeit bedeutet, dass die Feststoffe mehr Zeit zum Sedimentieren besitzen. Es zeigen sich gute Sedimentationsleistungen.

Als Beurteilungsgröße der Gruppe 1 und 2 kann das Verhältnis der maximalen zur mittleren Oberflächenbeschickung verwendet werden. Geringe Unterschiede weisen dabei auf starke Ereignisse hin, hohe Werte auf einzelne starke Ereignisse.

#### Gruppe 3 (gute Wirksamkeit, RKBmD):

Bei RKBmD ist aufgrund der geringen maximalen Oberflächenbeschickung das Verhältnis  $q_{A,max}/q_{A,mittel}$  nicht so stark ausgeprägt wie bei RKBoD. Geringe Oberflächenbeschickungen und längere maximale Aufenthaltszeiten deuten daher auf gute Wirksamkeiten hin.

#### Gruppe 4 - restliche Daten:

Geringe Zulaufkonzentrationen sind immer mit geringen Klärüberlaufkonzentrationen gekoppelt (kleiner  $40 \text{ mg TS}_{\text{fein}}/\text{l}$ ). Hohe Aufenthaltszeiten und geringere maximale und mittlere Oberflächenbeschickungen deuten auf schwache Niederschläge hin, die häufig mit geringen Konzentrationen verbunden sind.

Sehr hohe Aufenthaltszeiten bei Becken im Dauerstau deuten darauf hin, dass das Beckenvolumen selten ausgetauscht wurde, für einige Ereignisse ggf. gar nicht. Die Konzentrationen im Zulauf und Klärüberlauf sind bei geringen maximalen Oberflächenbeschickungen ähnlich, da überwiegend vorhandenes Stauvolumen beprobt wird. Die Sedimentationsleistung kann in diesen Fällen nicht beurteilt werden.

Gruppe	Kennzeichen		Konzentrationen	$\eta_{\text{fein}}$
1 - schlecht	$q_{A,\text{max}}$	> 10 m/h	Zulauf = KÜ	Sedimentationswirkung: 0 %, RKBoD: Speicherwirkung bis 25 % RKBmD: negativ
	$q_{A,\text{max}}/q_{A,\text{mittel}}$	< 15	Zulauf < KÜ	
2 – gut RKBoD	$t_{\text{Aufenthalt}}$	--		
	$q_{A,\text{max}}$	++	Zulauf: ++	++
	$q_{A,\text{max}}/q_{A,\text{mittel}}$	$\geq 15$	(> 40 mg/l)	
$t_{\text{Aufenthalt}}$	+			
3 - gut RKBmD	$q_{A,\text{max}}$	< 10m/h	Zulauf: ++	++
	$q_{A,\text{max}}/q_{A,\text{mittel}}$	< 15	(> 40 mg/l)	
	$t_{\text{Aufenthalt}}$	+		

Neben den o.g. Kennzeichen spielt beim Vergleich innerhalb einer Anlage auch die Beckenaustauschrate eine bedeutende Rolle. Je häufiger das Volumen ausgetauscht wird, desto geringer ist die Wirksamkeit. Bei sehr hohen Austauschraten ergeben sich bei RKBmD negative Wirkungsgrade.

Die festgestellten Ereignisgruppen und Randbedingungen ermöglichen die Definition von Wirksamkeitsgrenzen.

#### 4.3.5.2 Feststoffzusammensetzung

Die Einzelfallbetrachtung zeigt weiterhin, dass Anlagen mit Geschiebeschacht einen sehr hohen Feinanteil (größer 96 %) aufweisen (Bettringen und Lochfeld). Die sehr geringen Anteile der groben Fraktion im Zufluss sind daher über die Vorsedimentation der Grobpartikel erklärbar.

Das RKB Oberbruch hat mit 7 ha das kleinste angeschlossene Einzugsgebiet und den geringsten Anteil Feinmaterial im Zulauf zur Fangkammer (Tabelle 4.14). In kleinen Einzugsgebieten ist die Schleppspannung geringer, weshalb ein größerer Anteil grober Feststoffe transportiert wird und im Zulauf zum RKB zu finden ist. Vorsedimentation oder Vorfraktionierungen können nicht in dem Maße stattfinden, wie es bei den anderen Anlagen der Fall ist.

#### wirksamkeitsrelevante Randbedingungen

- Zulaufkonzentration (größer 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$ )
- mittlere Oberflächenbeschickung (kleiner 10 m/h)
- Aufenthaltszeit (größer 0,8 h)
- Dauer des Klärüberlaufs
- konstruktive Elemente: Geschiebeschacht und hochliegende Zuläufe

Proben mit geringer mittlerer Oberflächenbeschickung, hoher Aufenthaltszeit und hoher Klärüberlaufdauer sowie einer hohen Zulaufkonzentration weisen demnach gute Wirksamkeiten auf.

#### 4.3.6 Sedimentstichproben im Zulauf

Die Ergebnisse der Erhebungsuntersuchung an sohlnah entnommenem Sediment im Zulaufbereich zeigten im Mittel 54 % Feinanteil. Auf der Sohle befindet sich ein erhöhter Anteil an Grobstoffen.

Als Beispiel können Ergebnisse des RKB Im Wöhr herangezogen werden. Zwei Proben aus dem zulaufnahen Sediment wiesen einen Feinanteil von 73 Gew.-% bzw. 40 Gew.-% Feinmaterial bei gleichem Glühverlust auf. Die Stichproben wurden im April und im Mai entnommen. Eine 3. Stichprobe aus dem Zulaufkanal zeigte einen Feinanteil von 99 % (Tabelle 4.14). Die Stichproben zeigen sehr heterogene Anteile. Die Anteile der Feinpartikel im orientierenden Monitoring zeigen im Gegensatz dazu sehr geringe Unterschiede (beim RKB Im Wöhr zwischen 72 und 82 –Gew.-%).

Der Unterschied der Feinanteile in der Erhebungsuntersuchung und im orientierenden Monitoring kann auf die Methodik der zeitgleichen Beprobung zurückgeführt werden. Dadurch, dass die Beprobung im Zulauf- und Klärüberlauf beginnt, sobald der Klärüberlauf einsetzt, wird der Spülstoß bei RKBoD im Zulauf nicht erfasst (Abbildung 3.36). Grobe Feststoffe können bereits in der Sedimentationskammer vorhanden oder sedimentiert sein, wenn der Klärüberlauf anspringt.

Feinanteile hinter Geschiebeschächten lagen bei 87 bis 97 Gew.-%. Ohne Geschiebeschacht ergaben sich Anteile zwischen 74 bis 87 %. Hinter Geschiebeschächten ist folglich ein bis zu 10 % höherer Feinanteil zu erwarten.

Von den Anlagen in Oberbruch (07.03.2012) und Im Wöhr (22.11.2011) wurden aus der Fangkammer bzw. aus dem Zulaufbereich Stichproben entnommen, im Labor mit Nasssiebung fraktioniert und der Glühverlust bestimmt. Ebenfalls wurden von den Anlagen Erlenstraße (24.04.2012) aus dem Bereich des Beckenüberlaufes und Lochfeld (26.04.2012) aus dem Bereich des vorgelagerten Kanals Sedimentstichproben entnommen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.14 dargestellt.

Die Gewichtsverteilung der Trockensubstanz zeigt für die Proben der Fangkammer in Oberbruch und des Beckenüberlaufs Erlenstraße einen deutlich höheren Anteil der Grobfraktion als für die Proben der Feststoffsammler aus der Sedimentationskammer (im orientierenden Monitoring) festgestellt wurde. Auch die Stichproben aus Lochfeld bestätigen diesen Trend. Die Glühverluste in Oberbruch und Erlenstraße in der Fraktion bis 2 mm und in der Feinfraktion deuten darauf hin, dass es sich überwiegend um mineralisches Material handelt. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass schweres Material an Engstellen und Stellen geringer Fließgeschwindigkeit abgelagert werden kann. Wenn es transportiert wird, wird es vermutlich als Geschiebe sohlnah transportiert. Sohlnah transportiertes Material kann mit der angewandten Probenahmetechnik bei geringen Fließgeschwindigkeiten und daraus resultierender geringer Vermischung nicht erfasst werden.

Tabelle 4.14: Ergebnisse Sedimentstichproben im Zulauf

Probe	< 63 µm	63 µm bis 2 mm	> 2 mm
<b>Oberbruch</b>			
TS in %	65,1	31,6	3,3
GV in %	11,3	13,0	85,0
<b>Im Wöhr</b>			
TS in %	99,3	0,7	0
GV in %	20,0	49,3	0
<b>Erlenstraße Beckenüberlauf</b>			
TS in %	2,3	87,5	10,7
GV in %	19,2	2,6	12,6
<b>Lochfeld vorgelagerter Kanal Sohle</b>			
TS in %	42,6	16,8	40,6
GV in %	24,6	45,4	78,0
<b>Lochfeld vorgelagerter Kanal Flanke</b>			
TS in %	63,4	28,7	7,8
GV in %	21,9	35,9	44,0

Abbildung 4.22 zeigt die Sedimente in der Fangkammer des Beckens in Oberbruch. Die Sedimentationskammer befindet sich rechts (hinter der Schwelle). Abbildung 4.23 stellt die Sedimente auf Höhe eines Beckenüberlaufs im Zulaufkanal zum RKB Erlenstraße dar.

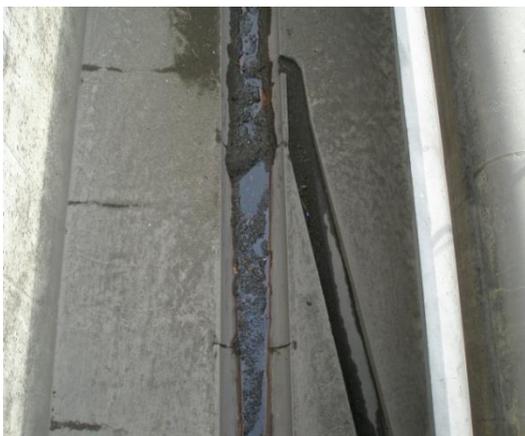


Abbildung 4.22: Sedimente in der Fangkammer in Oberbruch



Abbildung 4.23: Sedimente im Beckenüberlauf Erlenstraße

Die Proben aus Lochfeld zeigen zudem, dass der Anteil der Feinfraktion im sohnahen Bereich und dem Ablagerungswirksamen Flankenbereich sehr hoch sind. Der Eintrag feinpulverigen Materials ist in dieser Anlage im Vergleich zu den anderen Anlagen extrem hoch.

Der sehr hohe Feinanteil der Stichprobe Im Wöhr könnte eine temporäre Verunreinigung aus dem Einzugsgebiet sein. Dieser offensichtlich hohe Feinanteil im Zulauf wurde nur während einer Probenahme festgestellt. Nach Aussagen des Betreibers handelte es sich vermutlich um Gips. Da im Einzugsgebiet Baumärkte liegen, ist dies wahrscheinlich.

#### 4.3.7 Stoffanalyse

Da die meisten Daten nicht normalverteilt vorliegen, werden Median, 1. und 3. Quartil sowie Minimal- und Maximalwerte angegeben. Die Ergebnisse beziehen sich auf die 8 Regenklärbecken: Bettringen, Daimlerstraße, Erlenstraße, Ibbenbüren, Im Wöhr, Oberbruch, Prozessionsweg und Unna.

Der Glühverlust ändert sich vom Zulauf zum Klärüberlauf kaum und liegt bei 23,5 % (Tabelle 4.15, Tabelle 4.16). Auch die Konzentrationen für Kupfer, Zink und Eisen und  $P_{ges}$  weichen nur gering voneinander ab (ca. 10 %) (s.a. Abbildung 4.24). Glühverlust,  $P_{ges}$ , Cu- und Fe-Konzentrationen liegen im Klärüberlauf geringer als im Zulauf vor. Die Zinkkonzentration ist im Klärüberlauf erhöht.

Bemerkenswert sind die Maximalkonzentrationen an Gesamtphosphor und Zink sowohl im Zulauf als auch im Klärüberlauf in der Feinfraktion. Sie wurden an zwei Anlagen im Dezember 2011 festgestellt (Erlenstraße und RKB Im Wöhr).

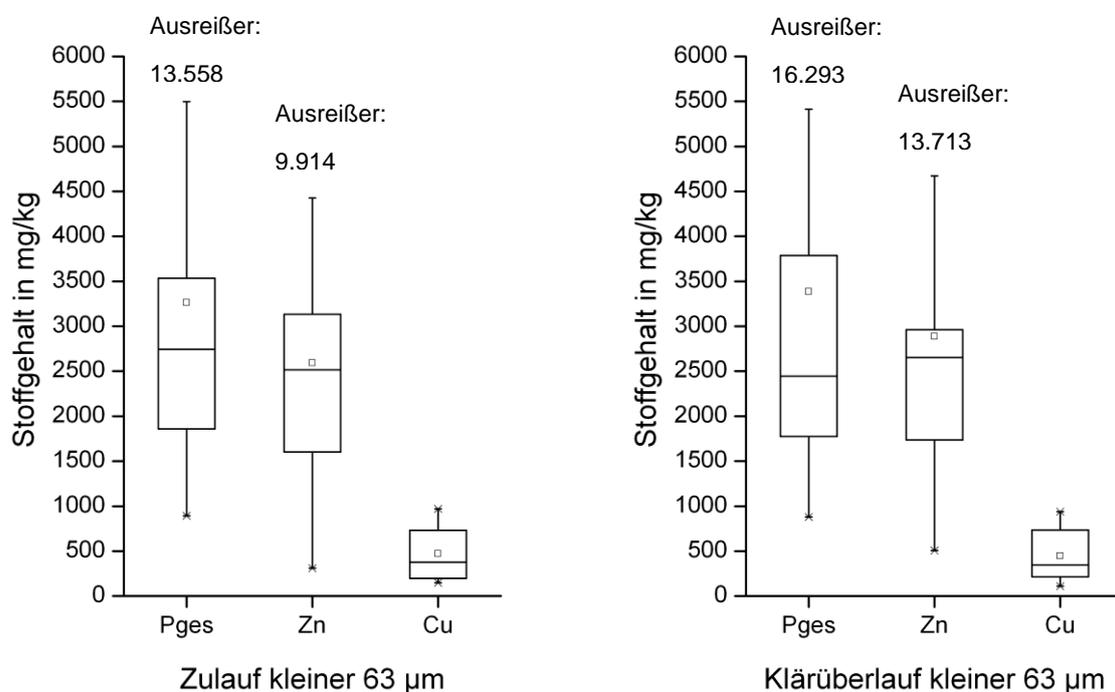


Abbildung 4.24: Stoffgehalte der Feinfraktion im Zulauf- bzw. Klärüberlauf

Tabelle 4.15: Stoffkonzentrationen im Zulauf der Feststoffe der Feinfraktion (orientierendes Monitoring)

Parameter	Anzahl Messwerte	Einheit	Min	25% Quartil	Median	75% Quartil	Max
GV	47	%	6,2	17,4	24,5	30,1	48,0
P <sub>ges</sub>	47	mg/kg	894	1.841	2.745	3.604	13.558
Zn	46	mg/kg	309	1.584	2.448	2.988	9.914
Cu	14	mg/kg	147	217	376	731	969
Fe	41	g/kg	11,1	31,0	35,5	41,9	64,2

Tabelle 4.16: Stoffkonzentrationen im Klärüberlauf der Feststoffe der Feinfraktion (orientierendes Monitoring)

Parameter	Anzahl Messwerte	Einheit	Min	25% Quartil	Median	75% Quartil	Max
GV	46	%	7,6	18,6	22,5	29,1	44,0
P <sub>ges</sub>	46	mg/kg	879	1.771	2.409	3.537	16.293
Zn	46	mg/kg	505	1.704	2.612	2.942	13.713
Cu	13	mg/kg	109	216	346	735	939
Fe	41	g/kg	18,7	29,6	34,8	43,4	54,7

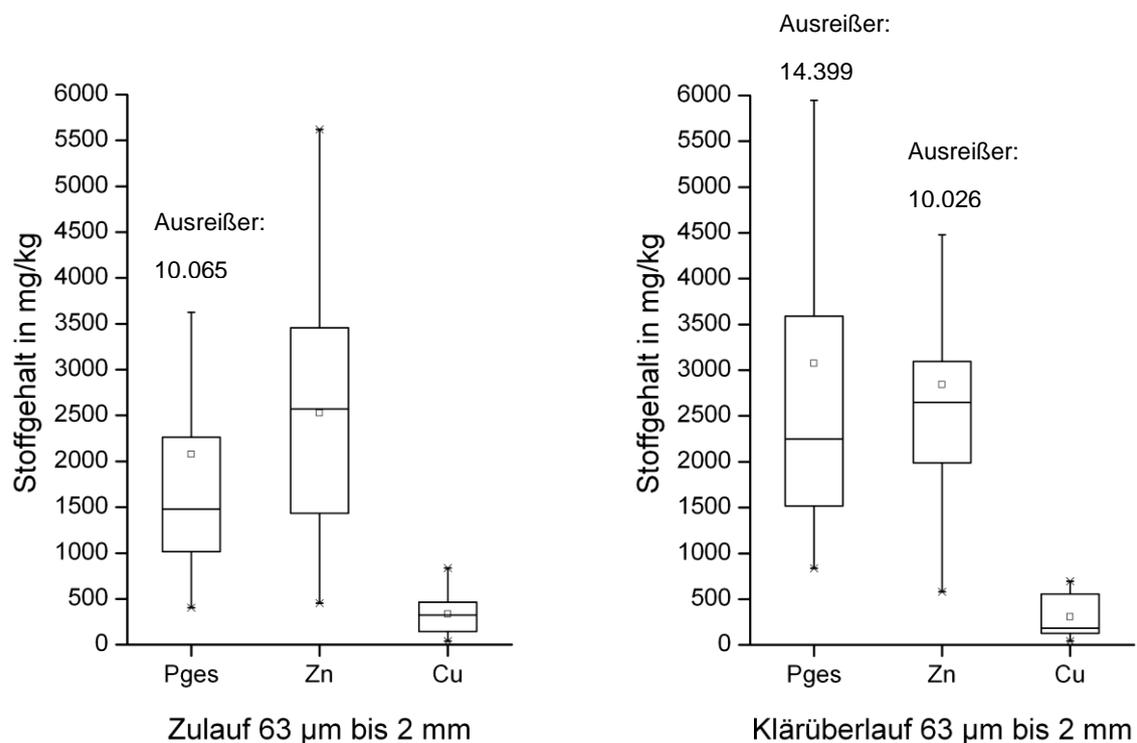


Abbildung 4.25: Stoffgehalte in der Sand- und Kiesfraktion im Zulauf bzw. Klärüberlauf

Der Glühverlust der Sand und Kiesfraktion ist in den KÜ-Proben leicht erhöht (Tabelle 4.17, Tabelle 4.18). Die Zink- und Eisenkonzentrationen der Grobfraktion liegen im Zulauf und KÜ etwa gleich (Zn: 2590 mg/kg, Fe: 22,7 mg/kg). Der Gesamtphosphorgehalt und der Kupfergehalt unterscheiden sich stark zwischen Zulauf und KÜ ( $P_{\text{ges}}$ : 1479 mg/kg im Zulauf zu 2618 mg/kg im KÜ, Cu: 324 mg/kg im Zulauf zu 184 mg/kg im KÜ) (Abbildung 4.25).

Im Klärüberlauf finden sich ebenfalls sehr hohe maximale Konzentrationen von Gesamtphosphor und Zink über 10.000 mg/kg. Diese stammen von einer Probe des RKB Er-lenstraße, die im Dezember genommen wurde.

Tabelle 4.17: Stoffkonzentrationen im Zulauf der Feststoffe der Sand- und Kiesfraktion (oM)

Parameter	Anzahl Messwerte	Einheit	Min	25% Quartil	Median	75% Quartil	Max
<b>GV</b>	47	%	8,0	26,9	43,8	52,1	76,5
<b>P<sub>ges</sub></b>	47	mg/kg	406	994	1.479	2.283	10.065
<b>Zn</b>	42	mg/kg	455	1.391	2.571	3.327	5.620
<b>Cu</b>	12	mg/kg	39,1	151	324	443	837
<b>Fe</b>	38	g/kg	6,2	18,0	22,1	25,7	37,7

Tabelle 4.18: Stoffkonzentrationen im Klärüberlauf der Feststoffe der Sand- und Kiesfraktion (oM)

Parameter	Anzahl Messwerte	Einheit	Min	25% Quartil	Median	75% Quartil	Max
<b>GV</b>	46	%	10,1	35,8	46,9	61,5	97,9
<b>P<sub>ges</sub></b>	46	mg/kg	837	1.510	2.181	3.455	14.399
<b>Zn</b>	42	mg/kg	580	2.002	2.618	3.088	10.026
<b>Cu</b>	10	mg/kg	42,3	139	184	503	696
<b>Fe</b>	37	g/kg	1,1	20,5	23,2	31,2	51,2

Der Glühverlust im KÜ ist in der groben Fraktion mit 47 % etwa doppelt so hoch wie in der Feinfraktion mit 23 %. Dies spiegelt sich auch in den Zulaufwerten beider Fraktionen wider (25 % in Feinfraktion und 44 % in der Grobfraktion).

Die Gesamtphosphorkonzentrationen im Zulauf sind in der Fraktion 63 µm bis 2 mm deutlich geringer als in der Feinfraktion (1479 mg/kg zu 2745 mg/kg). Dies kann für die Gesamtphosphorkonzentrationen aus dem Klärüberlauf nicht bestätigt werden. Die Konzentrationen in den beiden Fraktionen unterscheiden sich um ca. 230 mg/kg im Median und bei ähnlicher Verteilung der Daten.

Die Zinkkonzentrationen sind in der Fraktion größer 63 µm im Vergleich zur Feinfraktion sowohl im Zulauf als auch im KÜ sehr ähnlich (Abweichung Zulauf: 120 mg/kg, im KÜ keine Abweichung).

Die Konzentration des Kupfers liegt in der Feinfraktion im Zulauf und Klärüberlauf mit ca. 200 mg/kg deutlich höher als in der Grobfraktion.

Eine relevante Abweichung ergibt sich im Vergleich der Stoffgehalte in den Fraktionen auch hinsichtlich der Eisenkonzentration. Diese liegt im Zulauf deutlich höher.

Zu erwarten wäre, dass die Zinkkonzentrationen in der Feinfraktion geringer sind.

In Abbildung 4.26 sind die Konzentrationen der Fraktionen kleiner 63 µm und 63 µm bis 2 mm aus den Feststoffen des orientierenden Monitorings und der Anlagenbegehung dargestellt. Ersichtlich ist, dass es zwischen der Zinkkonzentration und dem Glühverlust als Indikator für den organischen Anteil einen Zusammenhang gibt (Maximalkonzentrationen wurden ausgeklammert).

Es ist erklärbar, dass bei höheren Glühverlusten, wie sie in der Grobfraktion vorhanden sind, auch höhere Zinkkonzentrationen ermittelt werden können.

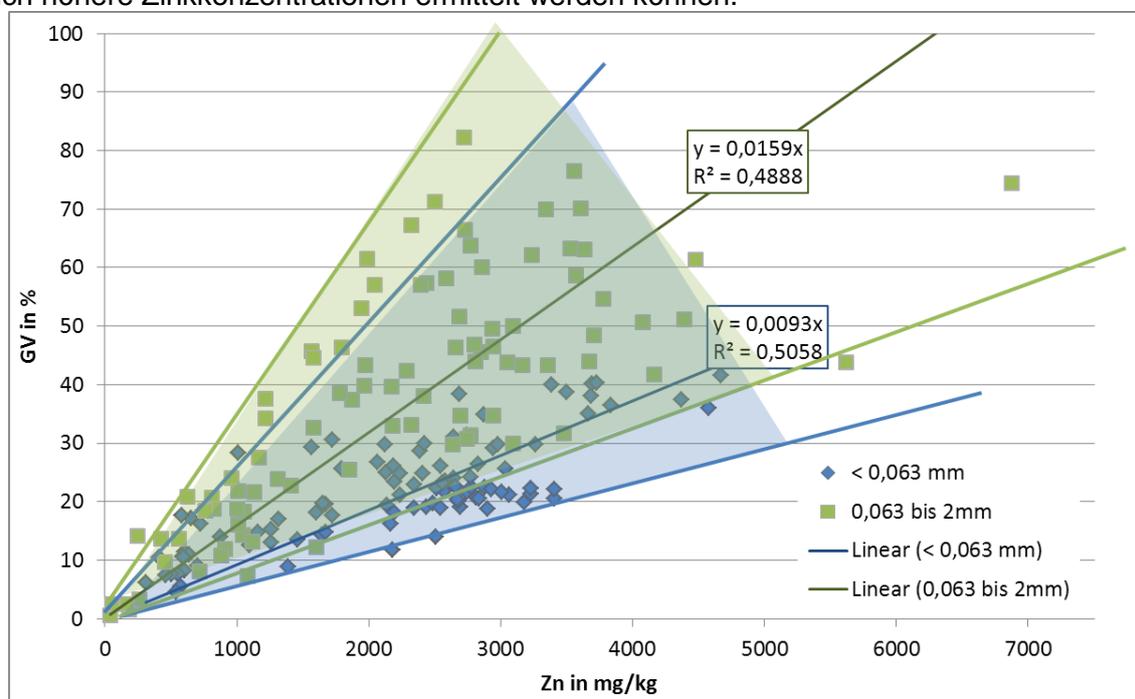


Abbildung 4.26: Zusammenhang Zink (partikulär) und Glühverlust (n=94)

### Unterschiede in den Konzentrationen im Zulauf und Klärüberlauf

Innerhalb einer Fraktion sollten die Konzentrationen einer Stoffgruppe zwischen Proben des Zulaufs und Klärüberlaufs bei gleichem organischen Anteil theoretisch konstant bleiben. Dies trifft grob auf alle betrachteten Stoffe in der Feinfraktion zu. Die Zinkkonzentration ist im KÜ der Feinfraktion etwas erhöht.

Die Fraktion kleiner 63 µm setzt sich aus Ton (kleiner 2 µm) und Schluff zusammen. Da die Fraktion kleiner 63 µm nicht weiter aufgetrennt wird, sind die einzelnen Anteile der Ton- und Schlufffraktion nicht bekannt.

Erhöhte Konzentrationen im Klärüberlauf können dadurch begründet werden, dass sich zum KÜ hin eine Umverteilung innerhalb der Feinfraktion hin zu einem erhöhten Tonanteil einstellt. Dadurch ergibt sich eine größere spezifische Oberfläche, die höher mit Stoffen belastet

ist. Die leicht erhöhten Zinkkonzentrationen der Feinfraktion im KÜ können so begründet werden.

Der Zusammenhang zwischen der Gesamtphosphorkonzentration und dem Glühverlust ist nicht so stark ausgeprägt wie beim Zink, aber für die Feinfraktion dennoch sehr gut erkennbar (Abbildung 4.27).

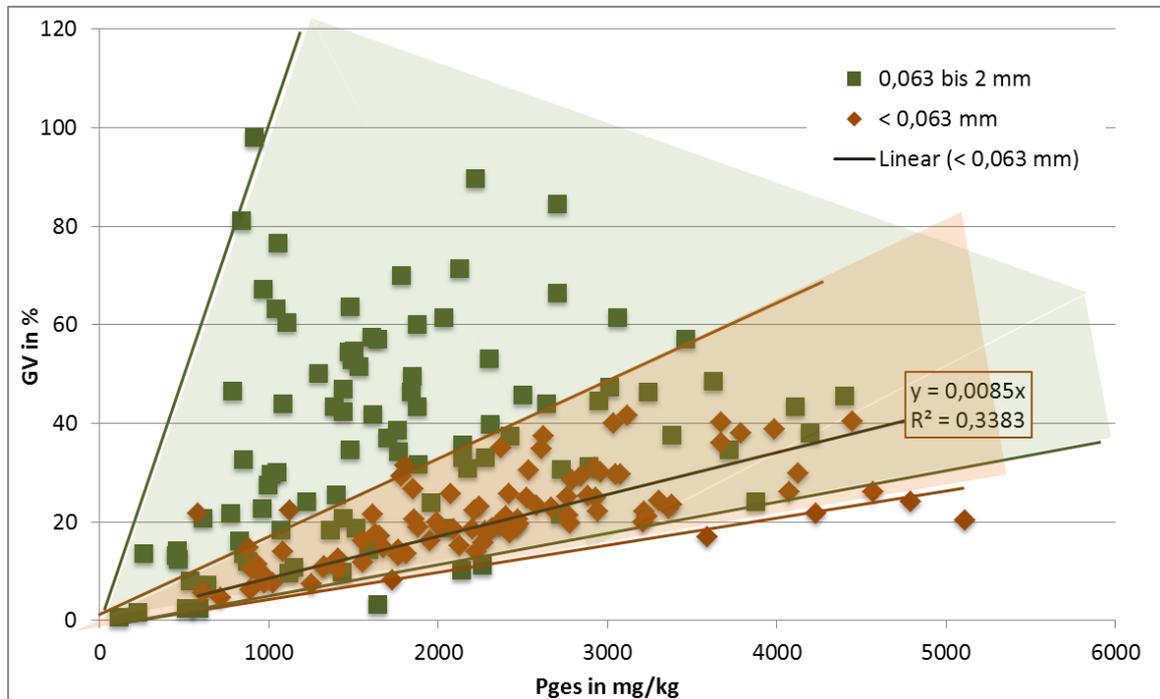


Abbildung 4.27: Zusammenhang Gesamtphosphor und Glühverlust (n=94)

### Maximale Konzentrationen

Hohe Zinkkonzentrationen der Feinfraktion treten meist mit hohen Phosphorkonzentrationen und entweder erhöhten Eisenkonzentrationen oder hohen Glühverlusten auf.

Oxidiertes Eisen bietet ebenfalls eine große spezifische Oberfläche für Schadstoffe an. Auf den Zusammenhang zwischen Zink und Glühverlust wurde bereits eingegangen.

Carbonat ist ebenfalls ein Indiz für hohe Gesamtphosphorkonzentrationen und Zinkkonzentrationen, da es ein hohes Sorptionspotential besitzt. Daher wurden einige Proben exemplarisch auf den Carbonatgehalt analysiert. Ergebnisse zeigen, dass hohe Carbonatgehalte meist mit erhöhten Eisengehalten auftreten. Die hohen Stoffgehalte sind folglich nicht allein auf erhöhte Carbonatgehalte zurückzuführen (Überlagerung).

Aus Abbildung 4.26 und Abbildung 4.27 ist ersichtlich, dass die Feinfraktion hinsichtlich des Zusammenhangs Glühverlust und Stoffgehalt das stabilste Signal liefert. Die Betrachtung von Gesamtphosphorkonzentration und Glühverlust zeigt eine starke Variabilität für die Grobfraktion. Diese spiegelt sich auch in der Betrachtung der Feststoffkonzentrationen wider.

### 4.3.8 Anlagenspezifische Stoffkonzentrationen

Tabelle 4.19 gibt die anlagenspezifischen Stoffkonzentrationen im Feststoff der Feinfraktion wieder. Zu beachten sind die teilweise geringe Anzahl der Proben (n), die angegebenen Konzentrationen können daher nur Anhaltswerte sein.

Tendenziell liegen die Konzentrationen für  $P_{ges}$  und Zn am Zulauf- und Klärüberlauf auf einem Niveau. Die Konzentration für  $P_{ges}$  liegt für das Becken Bettringen und das Becken Erlenstraße im KÜ leicht geringer als im Zulauf. Für das Becken Im Wöhr liegt die  $P_{ges}$ -Konzentration im KÜ höher als im Zulauf. Dies ist auf zwei Ereignisse im Winter zurückzuführen. Deutlich höhere Zn-Konzentrationen im KÜ zeigen die Becken Lochfeld und Daimlerstraße.

Tabelle 4.19: Anlagenspezifische  $P_{ges}$ - und Zn- Konzentrationen in der Feinfraktion

	$C_{P_{ges}} Zu$ mg/kg	$C_{P_{ges}} KÜ$ mg/kg	$C_{Zn} Zu$ mg/kg	$C_{Zn} KÜ$ mg/kg
<b>RKBoD</b>				
Bettringen	1.843	1.448	712	757
Im Wöhr	4.481	5.268	1.493	1.723
Lochfeld	2.807	2.841	1.493	2.969
<b>RKBoD im unechten Nebenschluss</b>				
Oberbruch	1.834	2.026	1.484	1.305
Unna	2.405	2.519	1.475	1.913
<b>RKBmD</b>				
Daimlerstraße	1.853	2.032	2.537	3.048
Erlenstraße	2.890	2.541	2.979	3.254
Ibbenbüren	3.477	3.666	3.434	3.277
Prozessionsweg	3.528	3.350	2.319	2.566

### 4.3.9 Jahresfrachten Feinfraktion Feststoffe

Das jährliche Zuflussvolumen wird auf Grundlage der festgestellten frachtgewichteten Konzentrationen, der jährlichen Niederschlagshöhe und der rechnerisch befestigten Fläche des aktuellen Zustandes ( $A_{u,Erschließung}$ ) der einzelnen Einzugsgebiete für die jeweiligen Anlagen ermittelt. Als mittlerer Jahresabflussbeiwert wird 0,7 angenommen. Die verwendeten Niederschlagshöhen entsprechen den Angaben, die der jeweilige Betreiber bei der Anlagenbesichtigung mitgeteilt hat.

Die spezifischen jährlichen Zulauffrachten ergeben sich aus den anlagenspezifischen Zulaufkonzentrationen  $SMC_{Zu,fein}$  (Tabelle 4.12). Die Klärüberlauffrachten berechnen sich aus den spezifischen frachtgewichteten Anlagenwirkungsgraden. Bei Zulaufkonzentrationen unter 40 mg  $TS_{fein}/l$  wird kein Wirkungsgrad bestimmt und entsprechend keine Klärüberlauf-

fracht angegeben. Für das Becken Oberbruch ist aufgrund der geringen Datenlage ebenfalls keine Angabe möglich.

Bei Vergleichen sind nur die Frachten innerhalb der gleichen Betriebsart ausschlaggebend. Die hohe Zulauffracht in Bettringen ist mit dem erhöhten Eintrag von Oberboden durch Bau-maßnahmen zu begründen und gibt keinen repräsentativen Wert wieder.

Die Frachten der anderen Becken liegen im Bereich der in Berlin ermittelten spezifischen Jahresfrachten (Fuchs et al., 2010b).

Tabelle 4.20: Jährliche flächenspezifische Feststofffrachten für die Feinfraktion

Becken	hN	A <sub>u,Erschließung</sub>	Zufluss- volumen	B <sub>Zu_fein</sub>	B <sub>KÜ_fein</sub>
	mm	ha	m <sup>3</sup> /(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)
<b>RKBoD</b>					
Bettringen	1.000	8,5	7.000	3.063	674
Im Wöhr	900	75	6.300	577	456
Lochfeld	900	19	6.300	42	k.A.
Oberbruch	1.000	7	7.000	744	k.A.
Unna	800	8,5	5.600	97	k.A.
<b>RKBmD</b>					
Daimlerstraße	700	13	4.900	337	199
Erlenstraße	1.000	14	7.000	271	217
Ibbenbüren	700	15	4.900	138	k.A.
Prozessionsweg	700	12	4.900	99	k.A.

#### 4.3.10 Spezifische Phosphor- und Zinkfrachten

Die anlagenspezifischen Phosphor- und Zinkfrachten (Tabelle 4.21) werden anhand der anlagenspezifischen Stofffracht, anlagenspezifischen Feststofffracht der Feinfraktion und des jährlichen Zuflussvolumens für jedes Regenbecken berechnet (vgl. Tabelle 4.20). Die Klärüberlauffrachten ergeben sich aus den entsprechenden frachtgewichteten Wirkungsgraden. Bei Feinstoffkonzentrationen im Zulauf unter 40 mg TS/l wird kein Wirkungsgrad ermittelt, daher sind keine Aussagen zur entsprechenden Klärüberlauffracht möglich.

Tabelle 4.21: Jährliche flächenspezifische Stofffrachten für die Feinfraktion

Becken	$P_{ges\_Zu\_fein}$ g/(ha*a)	$P_{ges\_KÜ\_fein}$ g/(ha*a)	$Zn\_Zu\_fein$ g/(ha*a)	$Zn\_KÜ\_fein$ g/(ha*a)
<b>RKBoD</b>				
Bettringen	5.645	954	2181	500
Im Wöhr	2.586	2.355	861	765
Lochfeld	118	k.A.	109	k.A.
Oberbruch	1.365	k.A.	1104	k.A.
Unna	234	k.A.	144	k.A.
<b>RKBmD</b>				
Daimlerstraße	625	410	855	615
Erlenstraße	783	563	807	622
Ibbenbüren	480	k.A.	475	k.A.
Prozessionsweg	351	k.A.	231	k.A.

#### 4.3.11 Wasseranalytik – Überstandswasser

Die Parameter pH, LF und O<sub>2</sub> wurden zur Kontrolle vor der Nasssiebung im Labor gemessen. Da die Werte keine Auffälligkeiten zeigten, wurde die Messung später eingestellt und nur die Leitfähigkeit vor Ort in den Feststoffsammlern bestimmt.

Die Werte für pH, Sauerstoff und Leitfähigkeit weisen im Median keine Unterschiede zwischen Zulauf und KÜ auf. Die Konzentrationen für  $P_{ges}$  sowie für Zink und Kupfer im Filtrat sind ebenfalls kaum unterschiedlich zwischen Zulauf- und KÜ-Probe.

Tabelle 4.22: Konzentrationen im Überstandswasser der Feststoffsammler - Labordaten

Parameter	Einheit	Zulauf				Klärüberlauf			
		n	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max
pH	-	22	5,9	6,8	8,7	23	5,5	6,8	8,2
LF	μS/cm	23	41,0	86,2	196	22	45,0	90,5	221
O <sub>2</sub>	mg/l	23	5,2	8,0	10,4	24	5,7	8,2	10,3
$P_{ges}$	mg/l	40	0,03	0,10	2,69	39	0,02	0,10	3,00
Zn <sub>Filtrat</sub>	μg/l	17	40	180	1500	16	70	160	610
Cu <sub>Filtrat</sub>	μg/l	12	8,7	13,7	22,8	11	5,3	17,1	29,7

Zusätzlich zu den oben genannten Parametern wurde zur Kontrolle der Sedimentationsleistung in der Überstandswasserprobe der Feststoffsammler der Parameter AFS bestimmt. Im Zulauf und Klärüberlauf liegen die Medianwerte bei 2,1 mg AFS/l. Damit sind die Partikel im Feststoffsammler innerhalb der Sedimentationszeit von 3 bis 5 Tagen gut sedimentiert.

Tabelle 4.23: Vor-Ort Parameter Feststoffsammler Überstandswasser

Parameter	Einheit	n	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max
		<b>Zulauf</b>				<b>Klärüberlauf</b>			
pH	-	19	6,2	7,2	8,9	16	6,7	7,2	8,1
LF	µS/cm	30	31,8	75,8	418	26	35,0	94,5	445
O <sub>2</sub>	mg/l	12	3,2	6,4	9,6	10	4,4	6,3	8,9

In Tabelle 4.23 sind die Ergebnisse der Vor-Ort Messungen im Überstandswasser der Feststoffsammler dargestellt. Sauerstoffverbrauch und pH-Wert sind im Zulauf und Klärüberlauf im Median gleich hoch. Im Winter 2011/2012 wurden in den ausgewerteten Proben keine stark erhöhten Leitfähigkeiten festgestellt.

#### 4.4 Ergebnisse Erhebungsuntersuchung und orientierendes Monitoring

##### 4.4.1 Sachgerechte Ausführung und sachgerechter Betrieb

Sachgerechte Ausführung und sachgerechter Betrieb können anhand der konstruktiven Ausführung und Reinigung erläutert werden.

Die Reinigung und Leerung der Becken mit Dauerstau erfolgt in sehr unterschiedlichen Zeitabständen. Ein massiver Austrag von Feststoffen aus den Becken in die Folgebauwerke konnte im Rahmen der Anlagenbegehung nicht festgestellt werden. Die nicht konsistente Reinigung wirkt sich nach diesen Ergebnissen nicht negativ aus.

Die Erkenntnisse aus der Anlagenbegehung sind jedoch nur Momentaufnahmen. Starke Niederschlagsereignisse treten selten auf, machen aber an der Gesamtjahresfracht einen großen Anteil aus. Die Auswirkungen dieser Ereignisse können in der Momentaufnahme nicht quantifiziert werden. Der Einfluss der regelmäßigen Beckenreinigung bei trockenfallenden Becken konnte nicht quantifiziert werden. Da alle Becken ohne Dauerstau nach Ereignisende gereinigt werden, die Becken nach Reinigung auch sauber sind, werden ein positiver Effekt und die Verhinderung des Austrags remobilisierten Materials vermutet.

Konstruktive Defizite sind aufgrund der Ergebnisse des orientierenden Monitorings nur hinsichtlich einer fehlenden Zufluss- bzw. Klärüberlaufdrosselung ableitbar. Werden Zulauf und Klärüberlauf als Rohrquerschnitt ausgeführt, sind die Randbedingungen für eine gleichmäßige und die gesamte Beckenfläche ausnutzende Durchströmung nicht gegeben. Der KÜ sollte über die gesamte ablaufseitige Beckenbreite angeordnet werden. Die Ergebnisse der CFD-Simulation zeigen, dass die untersuchten Abmessungen nur einen geringen Einfluss auf die Strömung im Becken haben. Es zeigt sich weiterhin, dass

- die Gestaltung des Zulaufes einen Einfluss auf die Strömung im Becken hat. Konkrete Hinweise zur Konstruktionsweise sind in den derzeitigen Arbeitsblätter der DWA nicht enthalten und können anhand der Ergebnisse der Simulation auch noch nicht abgeleitet werden.
- eine Prallplatte vor einem Rohreinlauf den Sedimentationswirkungsgrad erheblich erhöht.

Insgesamt sind Vorgaben zur konstruktiven Gestaltung des Zulaufes notwendig (Positionierung, Abmessungen etc. für Prallplatten oder Tauchwände), welche im Rahmen eines Merk- oder Arbeitsblattes der DWA der Fachwelt unterbreitet werden können.



In Becken 1 reichen die hohen Geschwindigkeiten im Zulaufstrahl bis hin zum Auslauf. Die Prallplatte in Becken 2 führt hingegen zu deutlich höheren Geschwindigkeiten im Zulaufbereich, im Gegenzug jedoch zu einer gleichmäßigeren Durchströmung der Beckenkammer. Für die Oberflächenbeschickung von 2 m/h weisen rot dargestellte Bereiche darauf hin, dass hier die nach DWA-A 166, Entwurf (2010) zulässige maximale horizontale Geschwindigkeit von 0,05 m/h überschritten werden. Bei einer Oberflächenbeschickung von 10 m/h wird dieser Grenzwert bereits bei einer von blau abweichenden Farbgebung überschritten (siehe eingezeichneter Grenzwert in Skala).

Die hohen und die niedrigen Oberflächenbeschickungen (2 und 10 m/h) zeigen im Vergleich ein ähnliches Durchströmungsverhalten.

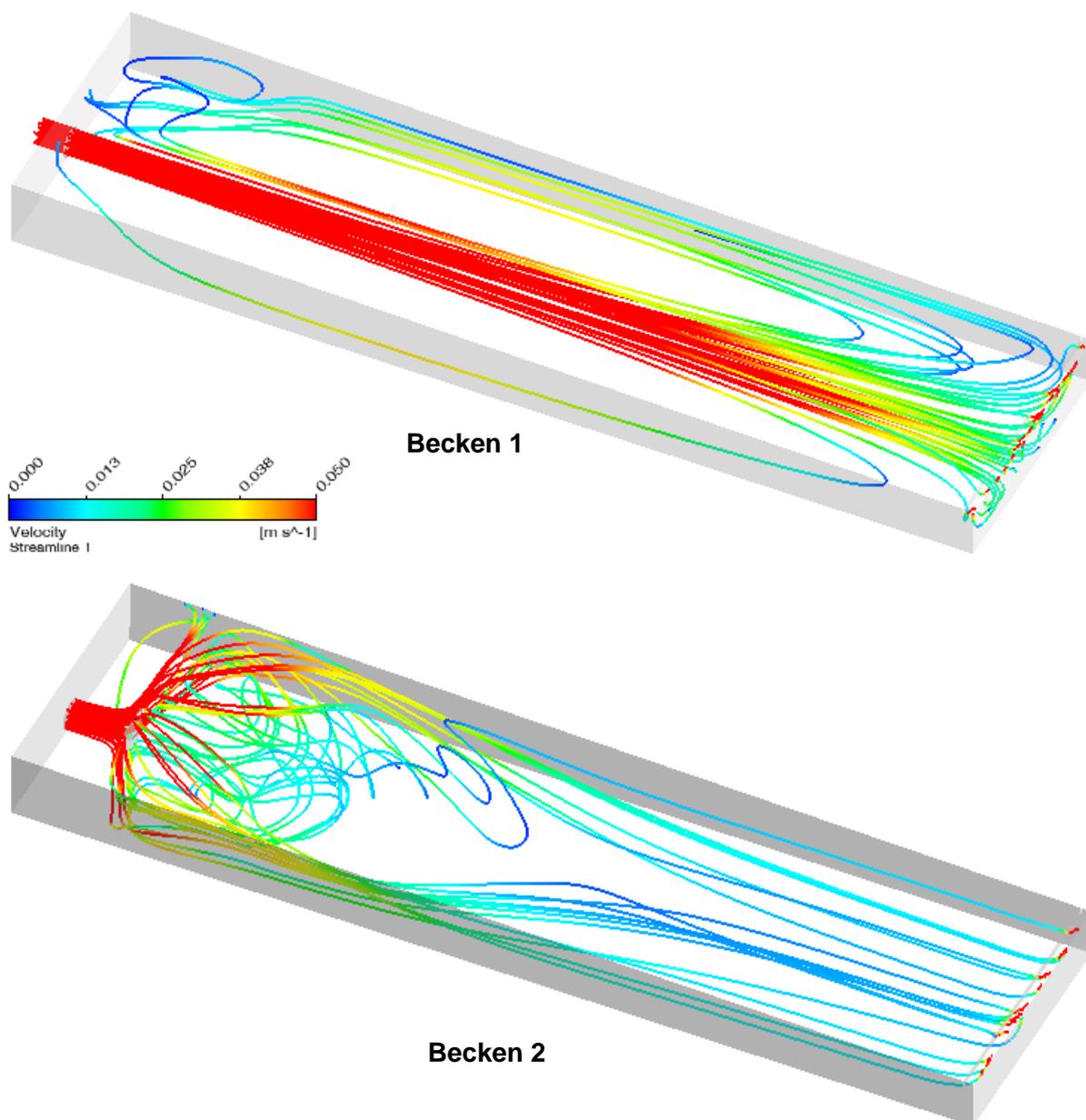


Abbildung 4.29: Stromlinien in Becken 1 und Becken 2

Durch die seitliche Einleitung bei den Becken mit hochliegendem Einlauf (Becken 3 und Becken 4) bildet sich eine asymmetrische Durchströmung des Beckens aus. Der Überfall über das Wehr erfolgt konzentriert auf der dem Auslauf gegenüberliegenden Seite.

Die nachgeschaltete Tauchwand in Becken 4 führt wiederum zu einer Umlenkung der Hauptströmung auf die Seite des Zulaufes. Dies wird durch die Darstellung der Stromlinien in Abbildung 4.30 verdeutlicht. Die Auswirkung des Zulaufstrahles ist jedoch deutlich abgeschwächt, die Energie wird durch die Tauchwand dissipiert.

Weiterhin sind in Abbildung 4.29 und in Abbildung 4.30 die Stromlinien im Becken zur Veranschaulichung des Durchströmungsverhaltens bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h dargestellt. Die dreidimensionale Darstellung der Durchströmung bestätigt die anhand der Isolinen der Geschwindigkeiten im horizontalen und vertikalen Schnitt gewonnenen Erkenntnisse in Abbildung 4.28.

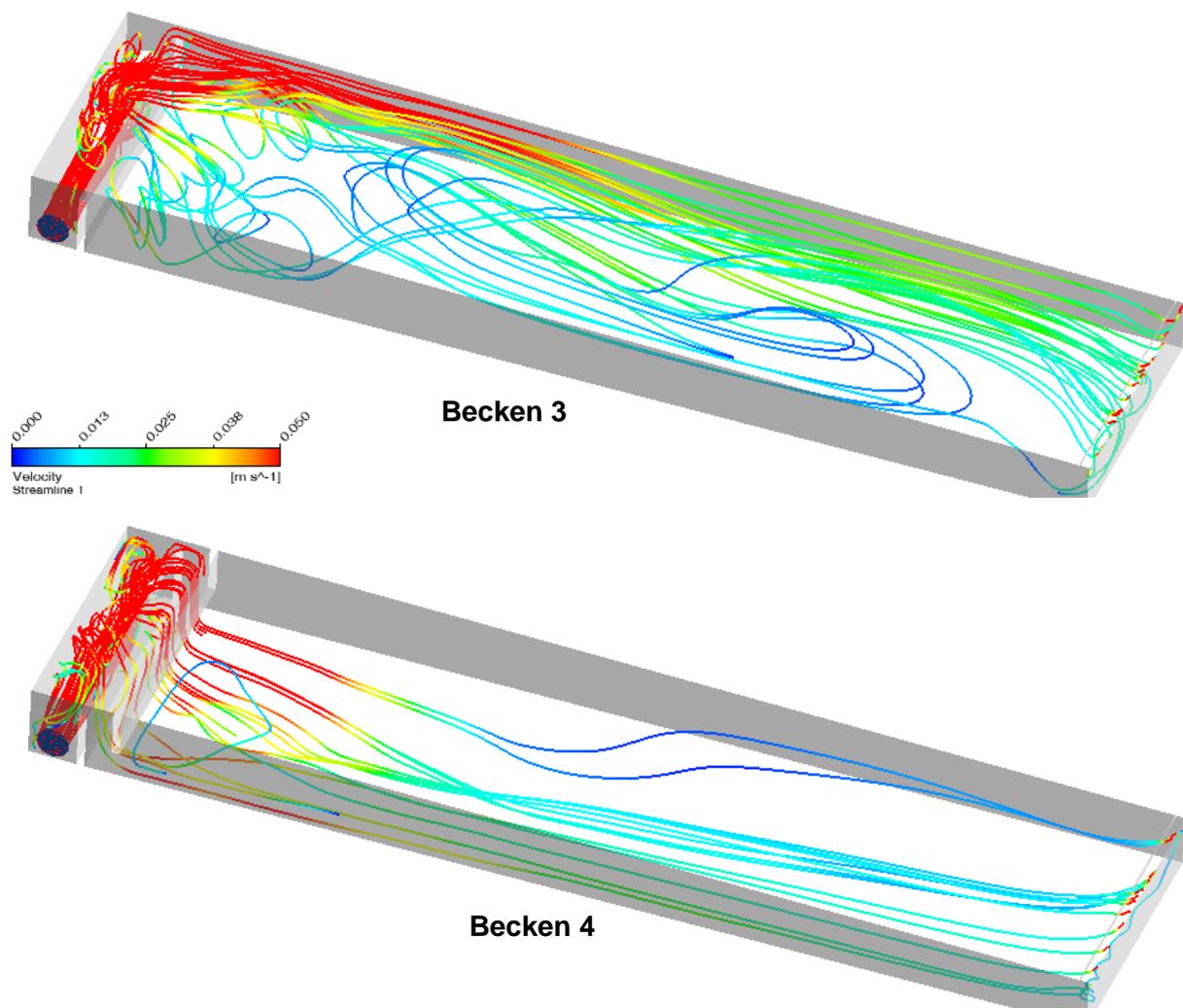


Abbildung 4.30: Stromlinien in Becken 3 und Becken 4

#### 4.5.1.2 Absetzverhalten der Partikel

In Abbildung 4.31 ist die Verteilung der Schubspannungen auf der Sohle der Becken für die Oberflächenbeschickungen 2 m/h und 10 m/h dargestellt. Die Legende für die Schubspannungen ist gemäß den Oberflächenbeschickungen im Faktor 1:5 skaliert. Je niedriger die örtliche Schubspannung auf der Sohle, desto günstiger sind die dort herrschenden Strömungsverhältnisse für das Absetzen der Partikel. In Farben gemäß der gewählten Farbskala ausgedrückt bedeutet dies: Je mehr blau auf der Sohle dargestellt ist, desto niedriger ist die Schubspannung und damit günstiger die Absetzverhältnisse für die Partikel. Andersherum, je mehr rot auf der Sohle dargestellt ist, desto höher sind die örtlichen Schubspannungen und desto ungünstiger sind die dort herrschenden Absetzverhältnisse.

Abbildung 4.32 zeigt die Verteilung der in den Becken abgesetzten Partikel auf der Sohle. Ausgewählt wurden Partikel mit einer (Dichte von  $1460 \text{ kg/m}^3$  und einem Durchmesser von  $58 \text{ }\mu\text{m}$ ). Es sei nochmals erwähnt, dass lediglich das Auftreffen des Partikels registriert wird, eine spätere Umlagerung oder Resuspension wird nicht abgebildet.

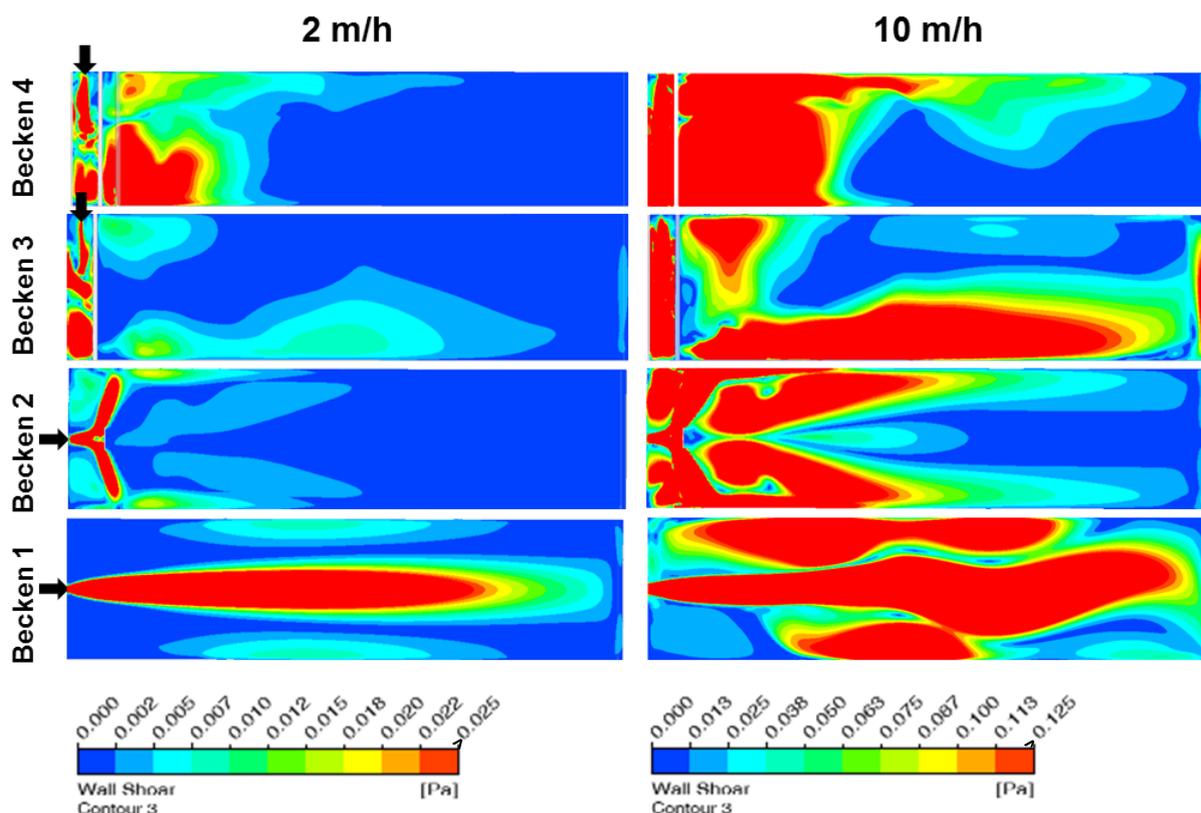


Abbildung 4.31: Verteilung der Schubspannungen auf der Sohle für 2 m/h (links) und 10 m/h (rechts)

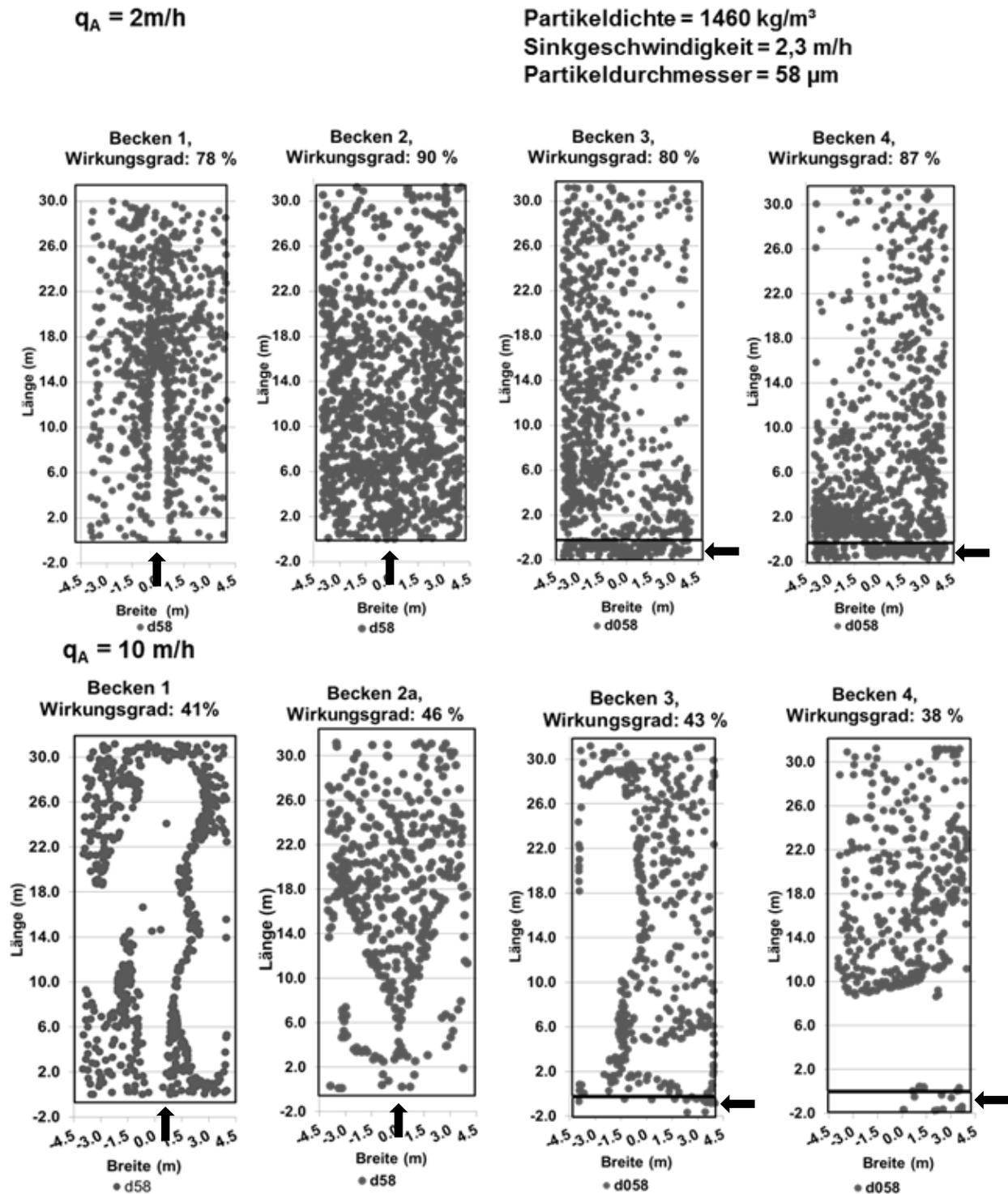


Abbildung 4.32: Absetzbilder für die Oberflächenbeschickungen  $2 \text{ m/h}$  (oben) und  $10 \text{ m/h}$  (unten)

Die Absetzbilder von Becken 1 und Becken 2 zeigen bei einer Oberflächenbeschickung von  $2 \text{ m/h}$  den Einfluss der Prallplatte auf die Partikelverteilung auf der Beckensohle. Im Becken 2 ist die Verteilung gleichmäßiger als im Becken 1 und die Partikel lagern sich bereits im vorderen Beckenbereich ab. Bei einer Oberflächenbeschickung von  $10 \text{ m/h}$  sind zwar Bereiche in Becken 2 zu erkennen, in denen sich auf Grund der Umströmung der Prallplatte keine Partikel ablagern, der Bereich ist jedoch auf die vordere Beckenhälfte begrenzt. Im hinteren

Beckenbereich lagern sich die Partikel gleichmäßig ab. Im Becken ohne Prallplatte ist der Einfluss der hohen Geschwindigkeiten des Zulaufstrahles bis hin zum Auslauf erkennbar. Hier lagern sich über weite Bereiche des Beckens insbesondere in Beckenmitte keine Partikel ab.

Die Absetzbilder in Becken 3 und Becken 4 sind gemäß der ungleichmäßigen Verteilung der Geschwindigkeiten und Schubspannungen asymmetrisch. Dies gilt sowohl für die niedrige Oberflächenbeschickung von 2 m/h als auch für die hohe Oberflächenbeschickung von 10 m/h. Eine hohe hydraulische Belastung verstärkt diese Asymmetrie. Weite Bereiche des Beckens sind nicht absetzwirksam.

#### 4.5.1.3 Sedimentationswirkungswert

Abbildung 4.33 bis Abbildung 4.35 zeigen vergleichend die Wirkungswerte aller Becken für alle untersuchten Oberflächenbeschickungen 2 m/h, 6 m/h sowie 10 m/h und die verwendeten Partikel. Es handelt sich bei den dargestellten Wirkungswerten um die theoretisch maximal möglichen Wirkungswerte, welche die Becken unter kontrollierten Randbedingungen aufweisen.

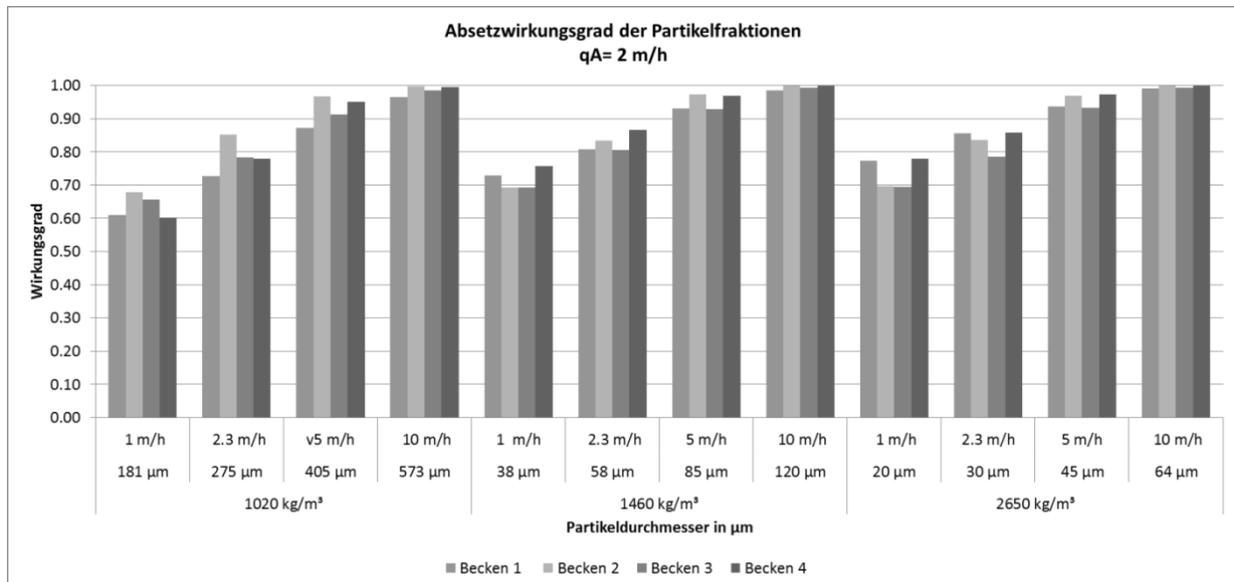


Abbildung 4.33: Sedimentationswirkungswerte der Becken 1 bis 4 bei 2 m/h Oberflächenbeschickung

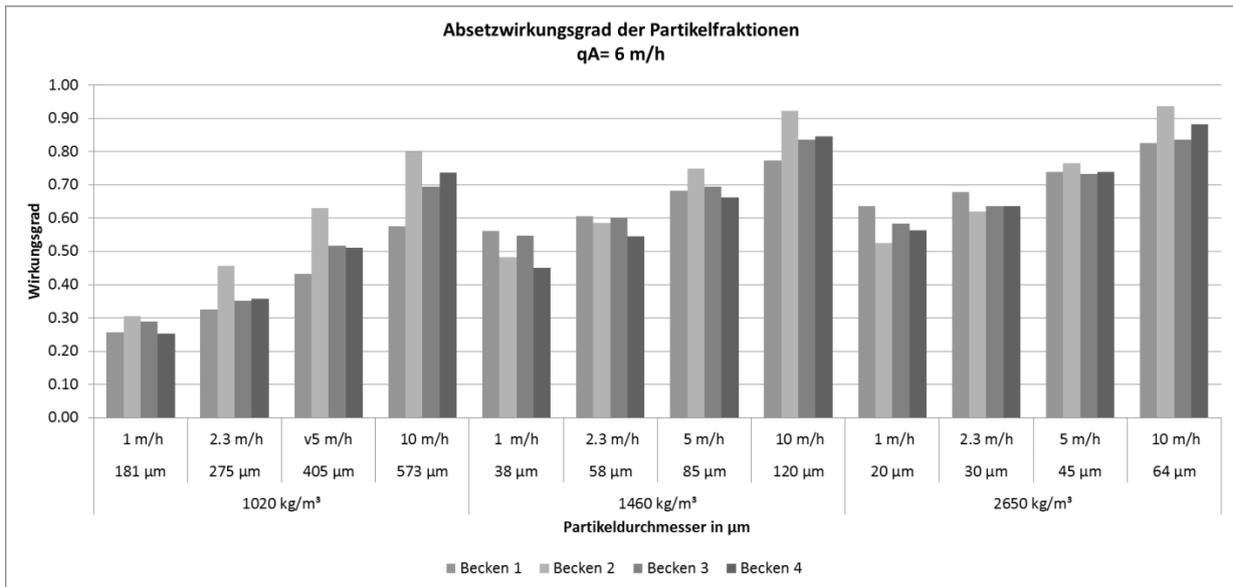


Abbildung 4.34: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 1 bis 4 bei 6 m/h Oberflächenbeschickung

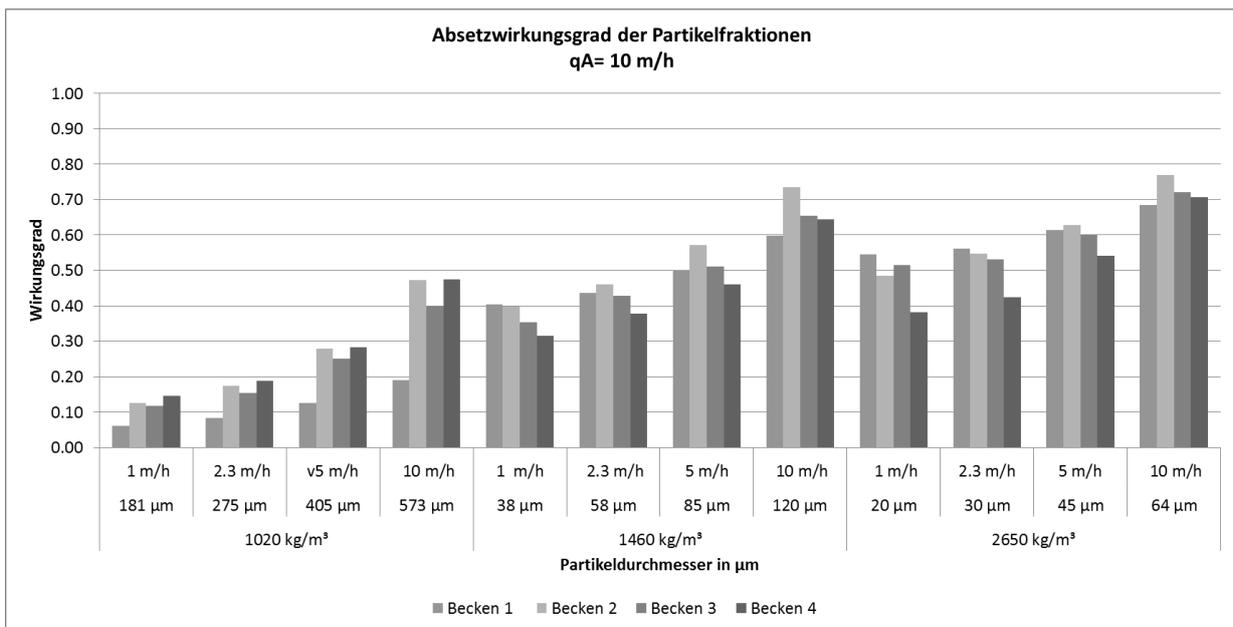


Abbildung 4.35: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 1 bis 4 bei 10 m/h Oberflächenbeschickung

## 4.5.2 Auswirkung der Abmessungen

### 4.5.2.1 Durchströmung der Becken

Abbildung 4.36 zeigt die Verteilung der Geschwindigkeiten auf einem horizontalen und einem vertikalen Schnitt durch das Becken. Die Schnitfführung ist in dieser Abbildung ebenfalls erkennbar. Der Horizontalschnitt befindet sich in Sohlhöhe auf Höhe des halben Durchmessers des Einlaufs. Der Vertikalschnitt ist in der Beckenachse angeordnet.

Für die Oberflächenbeschickung von 2 m/h weisen rot dargestellte Bereiche darauf hin, dass hier die nach DWA-A 166, Entwurf (2010) zulässige maximale horizontale Geschwindigkeit von 0,05 m/h überschritten werden. Bei einer Oberflächenbeschickung von 10 m/h wird dieser Grenzwert bereits bei einer von blau abweichenden Farbgebung überschritten (siehe eingezeichneter Grenzwert in Skala).

Der Vergleich zwischen den Becken 2a bis 2c zeigt auf, dass bei einer hohen Oberflächenbeschickung hinter der Prallplatte deutliche Walzenströmungen sowie teilweise weit in Beckenlängsrichtung reichende Randströmungen mit höheren Fließgeschwindigkeiten auftreten. Diese Effekte sind bei dem breiten, langen und flachen Becken (2a) deutlich stärker ausgeprägt als bei dem schmalen, kurzen und tiefen Becken (2c).

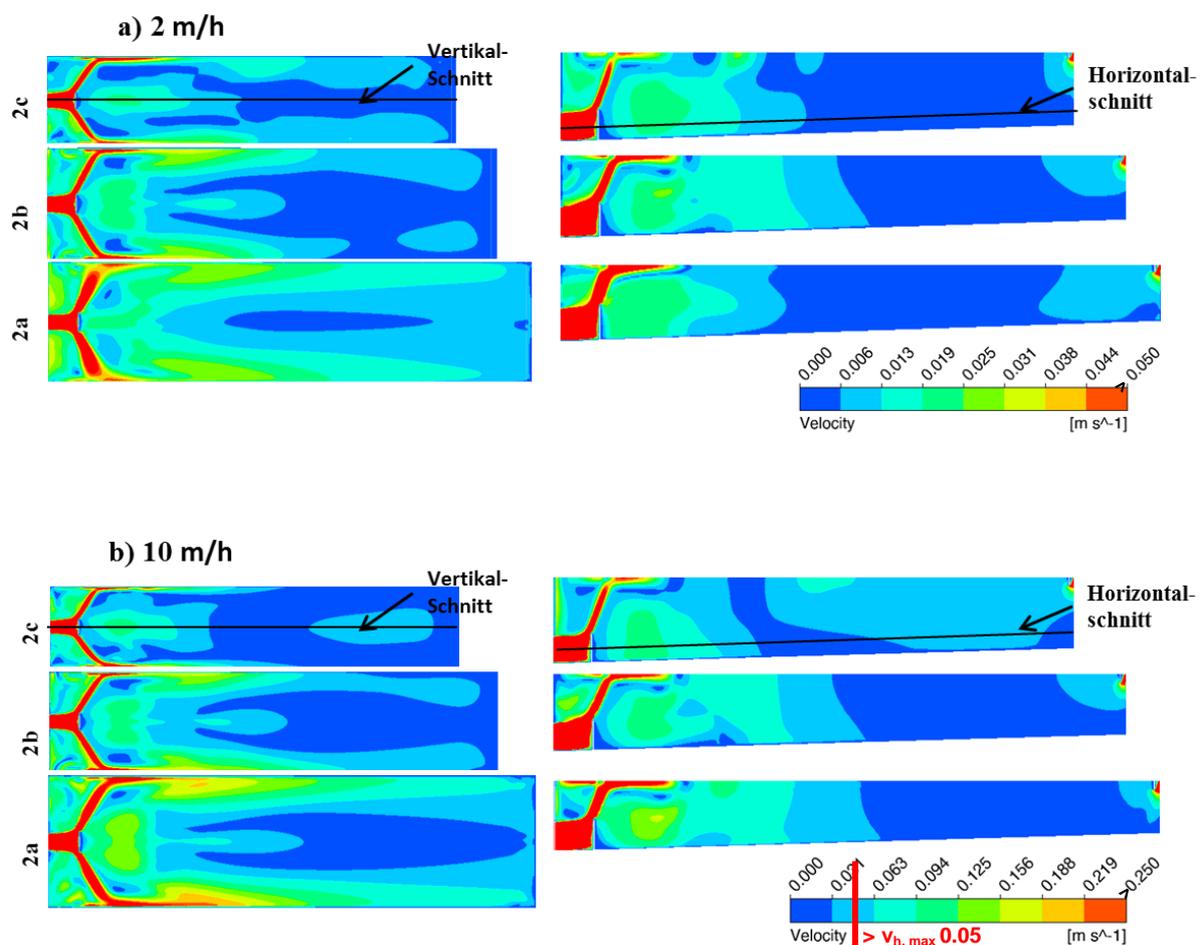


Abbildung 4.36: Verteilung der Geschwindigkeiten im den Becken für unterschiedliche Oberflächenbeschickungen

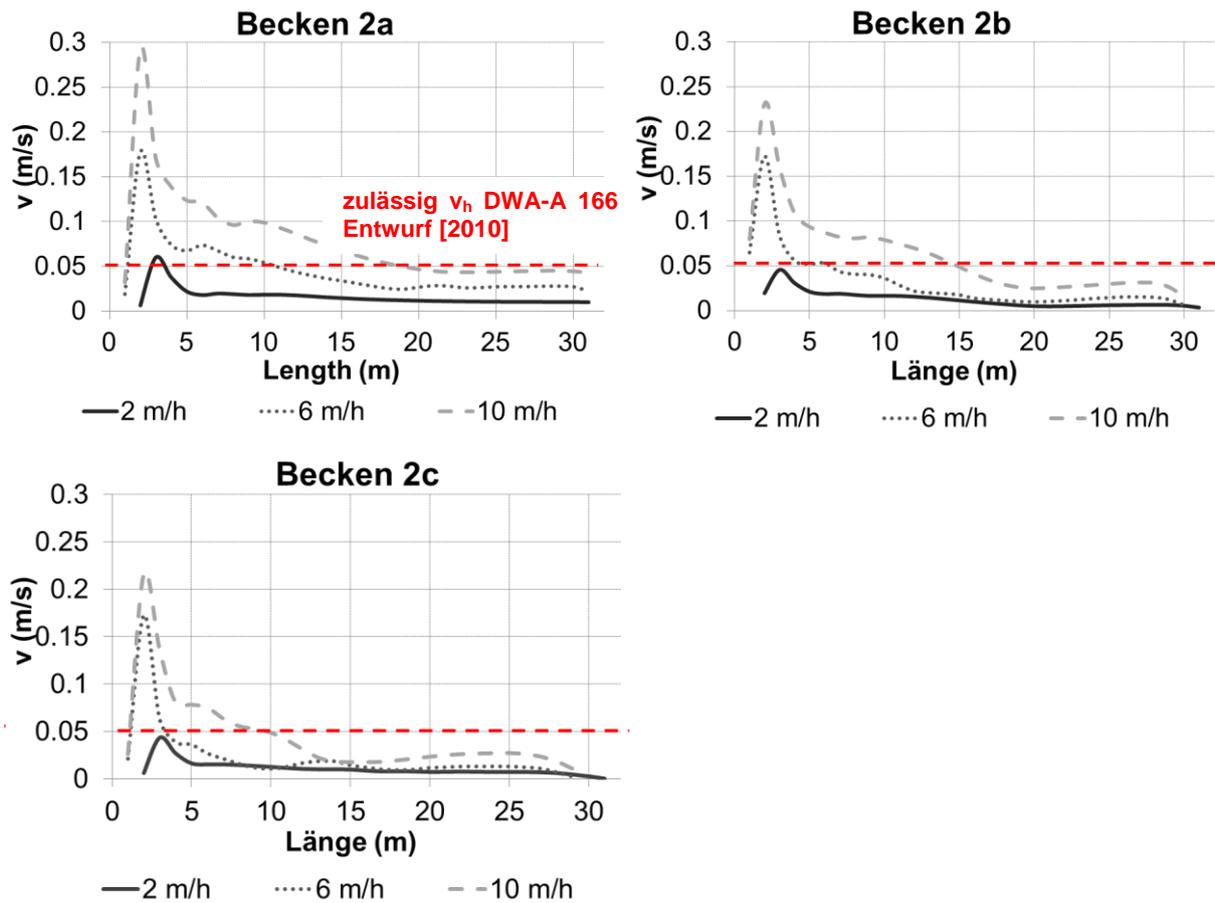


Abbildung 4.37: Über die Breite gemittelte Fließgeschwindigkeiten im Becken

Das Strömungsmuster ist geprägt durch hohe Geschwindigkeiten im Nahbereich der Einleitung, die in Längsrichtung allmählich abklingen. Die mittlere Fließgeschwindigkeit nimmt in Becken 2a am langsamsten und in 2c am schnellsten ab. Bei Becken 2c ist nach etwa 13 m unabhängig von der Oberflächenbeschickung eine mittlere Geschwindigkeit unter 0,03 m/s zu beobachten.

#### 4.5.2.2 Absetzverhalten der Partikel

Abbildung 4.38 zeigt die Verteilung der in den Becken abgesetzten Partikel mit einer Dichte von  $1460 \text{ kg/m}^3$  und einem Durchmesser von  $58 \text{ }\mu\text{m}$  bei Oberflächenbeschickungen von 2 m/h (Abbildung 4.38 a-c) und 10 m/h (Abbildung 4.38 d-f) auf der Sohle. Der Vergleich der drei Beckenvarianten (Becken 2a bis 2c) zeigt, dass eine Zunahme der Tiefe des Beckens zu einer gleichmäßigeren Verteilung der Partikel auf der Beckensohle führt. Dieser Effekt wird bei einer höheren Oberflächenbeschickung verstärkt. Im flachen Becken (Becken 2a) ist der Einflussbereich der hohen Zulaufgeschwindigkeiten vom Einlauf noch deutlicher erkennbar. Im tiefen Becken (Becken 2c) lagern sich die Partikeln hingegen gleichmäßig und insbesondere auch näher im Zulaufbereich ab.

$q_A = 2 \text{ m/h}$ 

Partikeldichte =  $1460 \text{ kg/m}^3$   
 Sinkgeschwindigkeit =  $2,3 \text{ m/h}$   
 Partikeldurchmesser =  $58 \text{ }\mu\text{m}$

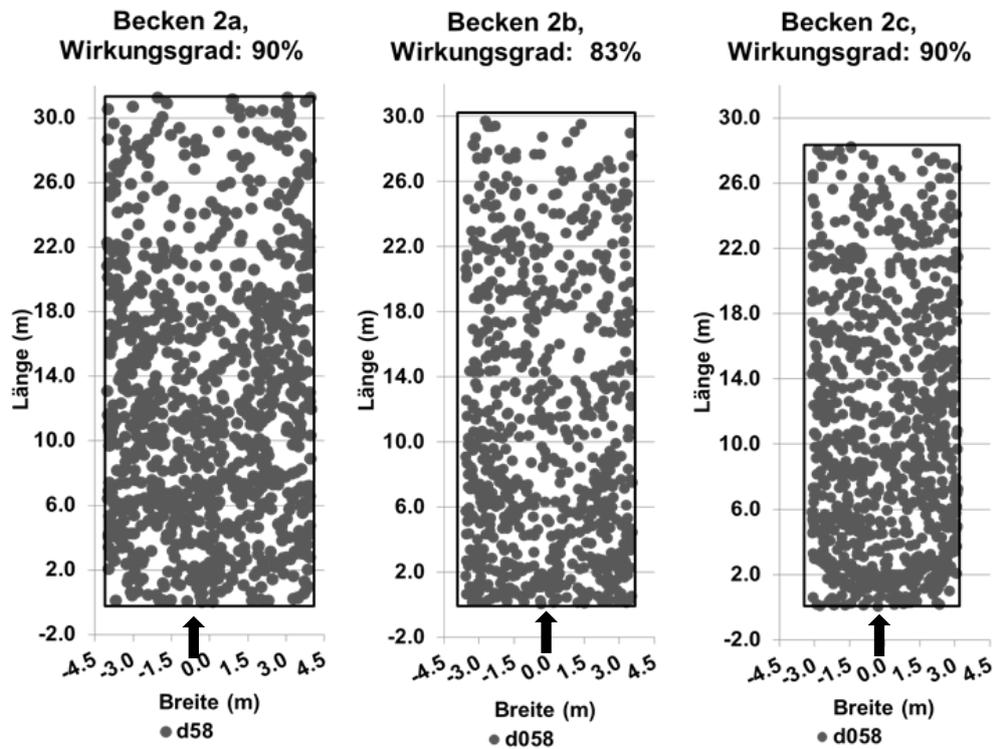
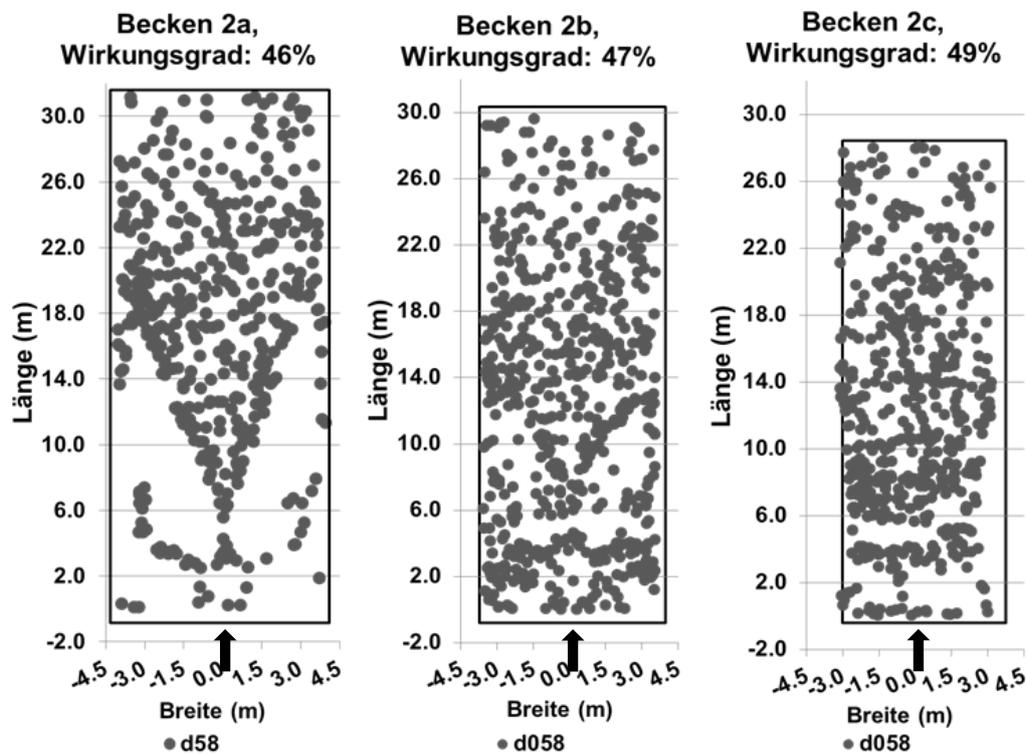
 $q_A = 10 \text{ m/h}$ 

Abbildung 4.38: Absetzbilder für die Oberflächenbeschickungen  $2 \text{ m/h}$  (oben) und  $10 \text{ m/h}$  (unten)

### 4.5.2.3 Sedimentationswirkungsgrad

Abbildung 4.39 bis Abbildung 4.41 zeigen die Sedimentationswirkungsgrade der drei Becken (Becken 2a bis 2c) für alle Oberflächenbeschickungen, Partikel-Dichten und Partikel-Sinkgeschwindigkeiten. Es handelt sich bei den dargestellten Wirkungsgraden um die theoretisch maximal möglichen Wirkungsgrade, welche die Becken unter kontrollierten Randbedingungen aufweisen.

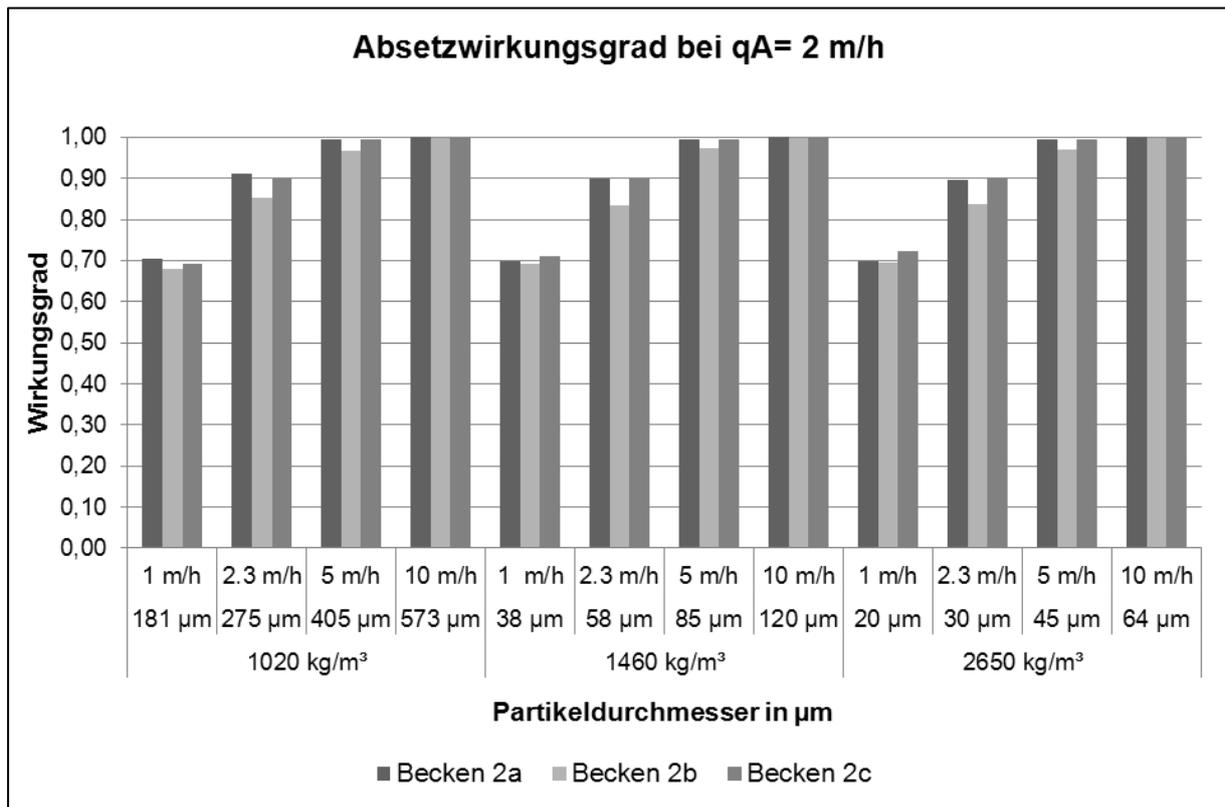


Abbildung 4.39: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis 2c bei 2 m/h Oberflächenbeschickung

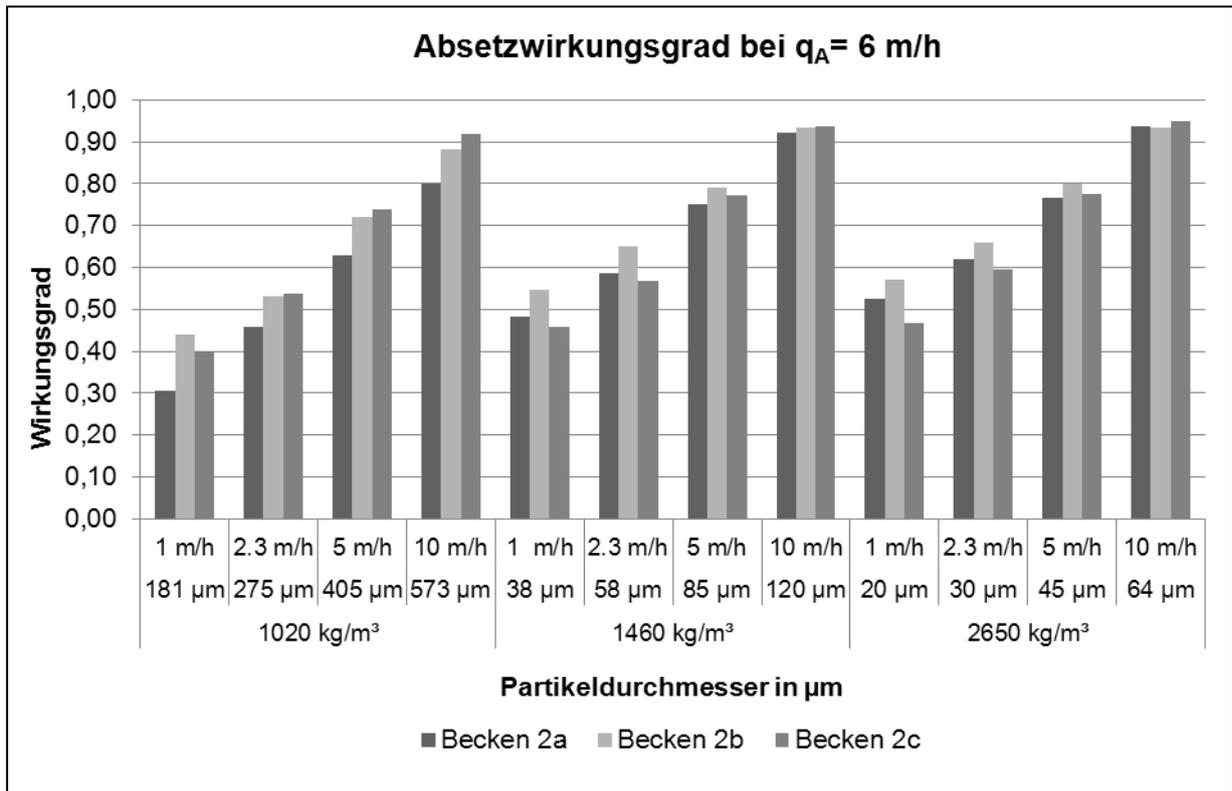


Abbildung 4.40: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis Becken 2c bei 6 m/h Oberflächenbeschickung

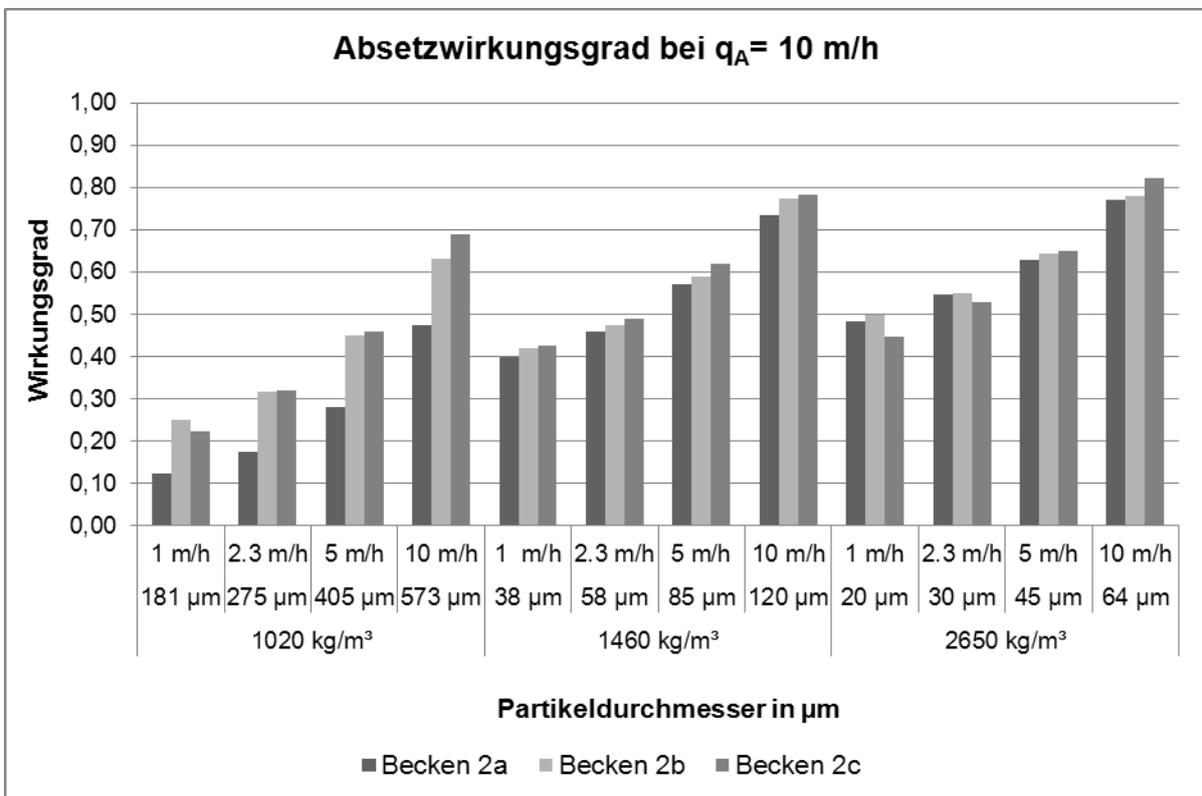


Abbildung 4.41: Sedimentationswirkungsgrade der Becken 2a bis Becken 2c bei 10 m/h Oberflächenbeschickung

## 5 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

### 5.1 Vorbemerkungen

Das Vorhaben zur Überprüfung der Wirksamkeit von Regenklärbecken und der Formulierung von Optimierungsempfehlungen, die letztlich in die Beschreibung eines Standardbauwerks zur zentralen Behandlung von Niederschlagsabflüssen einfließen, ist in zwei Phasen gegliedert.

Die Phase 1, über deren Ergebnisse hier berichtet wird, umfasst eine Bestandsaufnahme der RKB in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg, eine Erhebungsuntersuchung an einer Anlagenstichprobe (40 RKB), ein orientierendes Monitoring (10 RKB) sowie erste Arbeiten zur numerischen Modellierung von Regenklärbecken.

Ziele der ersten Phase waren:

- Dokumentation des Anlagenbestandes, insbesondere bezüglich konstruktiver und betrieblicher Merkmale
- Identifikation der wesentlichen Einflussfaktoren in Bezug auf die Wirksamkeit der Becken
- Abschätzung der mittleren Belastung und Wirksamkeit der untersuchten Anlagen
- Gezielte Auswahl von Anlagen für weitergehende Untersuchungen (Phase 2)
- Etablierung der CFD-Modellierung

Die bisher gewonnenen Ergebnisse zeigen, dass dieses Vorgehen richtig war. Drei der zehn im orientierenden Monitoring untersuchten Becken entsprechen hinsichtlich der hydraulischen Randbedingungen ( $q_{A,max} < 10$  m/h) und der Zulaufkonstruktion nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik. Vier Becken weisen zu geringe Feststoffkonzentrationen im Zulauf auf, um reproduzierbare und belastbare Ergebnisse zu erzielen. Eine umfangreiche messtechnische Ausstattung der Anlagen ohne Berücksichtigung der heute vorliegenden Ergebnisse wäre mit deutlich höherem Kosten- und Ressourcenaufwand verbunden gewesen und hätte zu keinem differenzierterem Ergebnis geführt.

Mit der Phase 1 wurden die Grundlagen zur erfolgreichen Durchführung der Phase 2 erarbeitet, in der an wenigen ausgewählten Anlagen Detailuntersuchungen durchgeführt werden und ein Abgleich zwischen Feld- und Modellierungsergebnissen stattfindet. Dies ist letztlich die Basis für die Beschreibung einer wirksamen Anlage zur zentralen Regenwasserbehandlung. Es sei an dieser Stelle explizit darauf hingewiesen, dass die Befunde des orientierenden Monitorings und der CFD-Modellierung aus Phase 1 grundsätzlich unterschiedlich Ansätze verfolgen und daher nicht miteinander zu vergleichen sind. Über die CFD-Modellierung wird verdeutlicht, was Becken theoretisch leisten können, wenn sie nach dem Stand der Technik gebaut wurden und mit kontrollierten Randbedingungen betrieben werden. Die in Kapitel 4.5

dargestellten Ergebnisse belegen damit die unter kontrollierten Randbedingungen erreichbaren Sedimentationswirkungsgrade.

Demgegenüber spiegeln die im orientierenden Monitoring gewonnenen Ergebnisse die unter realen Betriebsbedingungen erreichbaren Wirkungsgrade wider. Es ist zu berücksichtigen, dass die derzeit geltenden aaRdT bei diesen Becken nicht eingehalten werden (z.B. Geometrie, gleichmäßige Durchströmung, definierter Zufluss zum RKB ( $q_{A,max} < 10$  m/h). Es ergeben sich teils hochgradig instationäre Bedingungen. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Modellergebnisse auf einer Einzelereignisbetrachtung beruhen, während die Daten aus dem orientierenden Monitoring immer eine Abfolge von mehreren Ereignissen beinhalten.

Dennoch kann eine erste Gegenüberstellung von wesentlichen Zusammenhängen anhand von Befunden, die unter vergleichbaren Voraussetzungen gewonnenen wurden, durchgeführt werden. Die hierfür relevanten Voraussetzungen und Annahmen sowie ein Vergleichsbeispiel sind in Kapitel 5.5 dargestellt.

## 5.2 Stand der Technik

### 5.2.1 Konstruktion

Die folgende Tabelle gibt die nach den Regelwerken der DWA festgesetzten Anforderungen für RKB an (u.a. ATV-A 166, bzw. DWA-A 166 (neu, ab 2013/2014)).

Tabelle 5.1: Anforderungen an Regenklärbecken (nach ATV-A 166, 1999)

<b>Konstruktive Anforderungen</b>	
<b>Mindestwassertiefe</b>	2 m
<b>Länge : Breite</b>	zwischen 3 und 4,5
<b>Länge : Tiefe</b>	zwischen 10 und 15 (DWA-A 166, neu: 6 bis 15)
<b>Breite : Tiefe</b>	zwischen 2 und 4
<b>Spezifisches Mindestvolumen</b>	10 m <sup>3</sup> /ha (nach Trennerlass NRW)
<b>Klärbedingungen</b>	
<b>Gleichmäßige Verteilung und Durchströmung</b>	
$q_{A,max}$	$\leq 10$ m/h bei $Q_{krit}$ (7,5 bis 10 m/h)
$v_h$	$\leq 0,05$ m/s
<b>gedrosselte Entlastung</b>	
<b>Regelmäßige Reinigung</b>	
<b>RKB ohne Dauerstau bevorzugt</b>	

Daten zur Ermittlung des spezifischen Mindestvolumens sind gut auswertbar, da sie in den Datenbanken gut gepflegt sind. Demnach halten 90 % der 1.300 in den Datenbanken in NRW und BW verzeichneten RKB das geforderte Mindestvolumen von 10 m<sup>3</sup>/ha ein. Dies wurde im Rahmen der Erhebungsuntersuchung bestätigt (84 % halten  $V_s$  ein).

70 % aller besichtigten Becken (Rund, Erd- und Rechteckbecken) erfüllen die Mindestbeckentiefe von 2 m. Das nach DWA-A 166 geforderte Längen- zu Breitenverhältnis von 3 bis 4,5 wird nur von 40 % der besichtigten Rechteckbecken eingehalten. Ein Grund könnte sein, dass die Becken deutlich vor Einführung des ATV-A 166 errichtet wurden. Bisweilen orientiert sich die Beckengeometrie an der verfügbaren Grundstücksfläche.

Die in den Datenbanken dokumentierte kritische Regenspende (Trennerlass) liegt in 40 % der Fällen bei 15 l/(s\*ha), in 21 % bei 30 l/(s\*ha).

In NRW werden 61,5 % der RKB im Dauerstau betrieben, davon sind 22,6 % Erdbecken.

Im orientierenden Monitoring wurden Becken mit aufgenommen, die dem Stand der Technik entsprechen (Unna) oder zumindest den allgemein anerkannten Regeln der Technik nahekommen (Haarstraße, Erlenstraße, Ibbenbüren). Anlagen, die absolut von den aaRdT abweichen, wurden im Rahmen der Datenbankselektion und Erhebungsuntersuchung aussortiert. Weitere Becken wurden aufgrund der zu erwartenden geringen Feststoffbelastung im Vorfeld ausgeschlossen (z.B. Walldürn). Somit beziehen sich die hier vorgestellten Ergebnisse auf eine Auswahl an Anlagen, die für das „bessere Mittel“ der vorhandenen Anlagen repräsentativ ist. Eine Übertragung der Ergebnisse auf die nicht ausgewählten Anlagen ist nicht möglich.

### 5.2.2 Klärbedingungen

Um kalkulierbare Wirkungsgrade in Sedimentationsanlagen zu erreichen, ist zunächst der Bemessungszufluss von maximal 10 m/h einzuhalten. Zur Einhaltung der Klärbedingungen sieht das ATV-A 166 daher eine Drosselung des Klärüberlaufabflusses vor.

Die besichtigten Erdbecken mit Dauerstau weisen in der Regel keine Möglichkeit der Abflussdrosselung auf. Die Drosselung bei RKBmD kann meist manuell mittels Schieber eingestellt werden. Nur wenige RKBod verfügen über einen gedrosselten Klärüberlauf, die dann meist als selbstregulierender Klärüberläufe ausgeführt sind.

Im orientierenden Monitoring ergeben sich bei drei Becken aufgrund eines ungedrosselten Klärüberlaufs Oberflächenbeschickungen, die die zugrunde liegende Bemessungsbeschickung von 10 m/h deutlich überschreiten (bis Faktor 10, s. auch Abschnitt 5.3.2). Unter diesen Bedingungen wird der erreichbare mittlere Wirkungsgrad<sup>2</sup> immer gering sein, auch wenn bei Einzelereignissen mit niederschlagsbedingt niedrigen Oberflächenbeschickungen messbare Wirkungsgrade auftreten.

---

<sup>2</sup> Mittlere Wirkungsgrade ergeben sich durch Betrachtung aller Ereignisse in einem Zeitraum von mindestens einem Jahr. Langfristige Betrachtungen sind unerlässlich.

Eine weitere Grundvoraussetzung für wirksame Sedimentationsanlagen ist, dass das bereitgestellte Beckenvolumen vollständig genutzt wird. Hierzu muss die Zulauf- und Klärüberlaufgestaltung von Regenklärbecken so ausgeführt sein, dass das Becken gleichförmig durchströmt wird und keine Totzonen entstehen. Insbesondere bei zentrischen Rohrzuläufen stellt sich eine instationäre Strömung ein, welche eine gleichmäßige Durchströmung der Sedimentationskammer verhindert. Diese grundsätzlichen Befunde werden u.a auch durch die Ergebnisse der CFD-Modellierung bestätigt.

Zwei der untersuchten RKBmD weisen einen zentrischen Zulauf und zentrischen KÜ auf, so dass das zur Verfügung stehende Volumen nicht ausgenutzt wird.

Der Einfluss der Abmessungen (Länge-Breiten-Verhältnisse) konnte im orientierenden Monitoring wie auch in der CFD-Modellierung nicht festgestellt werden.

### 5.2.3 Betrieb

Hinsichtlich des Betriebes ist grundsätzlich die Betriebsweise von Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau zu unterscheiden. Ein sachgerechter Betrieb kann beispielsweise anhand einer regelmäßig durchgeführten Reinigung überprüft werden. Neben der oft schwierigen Reinigung wird der Betrieb von RKBmD von einer Reihe weiterer negativer Effekte begleitet. Bei RKBmD konnte bezüglich der Reinigung und der Gefahr der Remobilisierung sowohl in der Erhebungsuntersuchung als auch im orientierenden Monitoring kein Defizit festgestellt werden.

Die Reinigung von RKBmD in Erdbauweise zeigte sich im Rahmen der Erhebungsuntersuchung an vielen Orten problematisch. Zum einen sahen viele Betreiber die Gefahr des Auftriebs bei Entleerung an Becken bei hohen Grundwasserständen zum anderen stellte sich häufig die Frage der Entsorgung und der Belastung des Sediments. Daher werden Entleerungen und Reinigungsmaßnahmen nicht regelmäßig durchgeführt, welches bei starker hydraulischer Belastung der Anlage einen Austrag des abgelagerten Sediments bedeutet. Dies zeigen negative Wirkungsgrade. Eine regelmäßige Reinigung und Entleerung von RKBmD (zum Beispiel 2-mal pro Jahr) kann diesen Effekt nur teilweise reduzieren, da auch innerhalb eines Halbjahres die bis dato angesammelten Sedimente aufgewirbelt und ausgetragen werden können.

Die bisher praktizierte Reinigungspraxis an RKBmD in Abhängigkeit der Schlamm Spiegelhöhe bzw. bei Bauwerksprüfung ist nicht hinreichend, um eine Remobilisierung zu verhindern und so optimale Klärbedingungen zu gewährleisten. Techniken zur Reinigung nach jedem Ereignis oder zur Verhinderung der Remobilisierung des Sedimentes fehlen insbesondere bei Erdbecken.

Klärüberläufe von RKBmD führen neben dem Feststoffaustrag im Sommer zu einem erhöhten Algenaustrag und folglich zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung im Gewässer. Im Winter führt der Salzeintrag zu einer Schichtung, die eine vollständige Durchströmung des gesamten Beckenvolumens verhindert.

### 5.3 In-Situ Untersuchung im Rahmen des orientierenden Monitorings

#### 5.3.1 Feststoffeigenschaften

##### 5.3.1.1 Feinanteil der Feststoffe

Der Rückhalt der Feinfraktion der Feststoffe ist das primäre Ziel zentraler Sedimentationsanlagen. Die Ergebnisse des orientierenden Monitorings zeigen, dass der Feinanteil im Zufluss von Regenklärbecken zwischen 70 und 90 Gew.-% liegt.

Bei der Anlagenbegehung wurden Feinanteile der Beckensedimente im zulaufnahen Bereich von 40 bis 80 Gew.-% festgestellt. Da im Becken selbst eine weitere Klassierung der Feststoffe auftritt, bestätigen diese Stichprobenuntersuchungen die starke, im orientierenden Monitoring festgestellte Feinpartikelanreicherung in den Anlagenzuflüssen. Werden vor der Sedimentationsanlage Geschiebeschächten betrieben, ist ein um 10 % höherer Feinanteil zu erwarten, da diese einen wirksamen Grobstoffrückhalt aufweisen.

Hohe Feinanteile im Trennsystem wurden auch in anderen aktuellen Untersuchungen festgestellt (Tabelle 5.2) (Fuchs et al. (2010b); Fuchs, Mayer (2012); Uhl et al. (2009b)). Im urbanen Bereich ohne maßgebenden Vegetationseinfluss kann anhand des heute verfügbaren Kenntnisstandes daher von einem Feinanteil von mindestens 70 % ausgegangen werden.

In älteren Studien finden sich keine Angaben zum Anteil der Feinfraktion und auch die angegebenen Wirkungsgrade (Tabelle 2.2) beziehen sich immer auf ein nicht definiertes Korngrößenspektrum. Bei erhöhtem Kies- und Sandanteil sind immer gute Wirksamkeiten zu erwarten. Verschiedene Studien sind nur eingeschränkt miteinander vergleichbar, wenn sie keine Angaben zu den Feststofffraktionen enthalten. Als Vergleichsbasis ist eine Angabe der Höhe des feinpartikulären Anteils unverzichtbar.

Tabelle 5.2: Mittlere Konzentrationen und Glühverluste am Gebietsauslass vor Regenbecken

Anlage	AFS <sub>fein</sub> mg TS/l	AFS <sub>grob</sub> mg TS/l	GV <sub>fein</sub> %	GV <sub>grob</sub> %	Anteil <sub>fein</sub> Gew.-%
<i>Im Wöhr*</i>	92	21	28	51	78
<i>Daimlerstraße*</i>	69	5	25	47	87
Pforzheim <sup>3</sup>	98	36	25	44	73
Berlin, Fennsee <sup>4</sup>	75	152	20	48	33
Berlin, Adlershof <sup>5</sup>	98	3	25	40	97

\* im Rahmen dieser Studie untersucht

<sup>3</sup> Fuchs, Mayer (2012)

<sup>4</sup> Fuchs et al. (2008)

<sup>5</sup> Grotehusmann et al. (2009)

### 5.3.1.2 Feststoffkonzentrationen

Im orientierenden Monitoring wurde festgestellt, dass sich die Feststoffkonzentrationen im Zulauf je nach Einzugsgebiet deutlich unterscheiden.

Neben sehr hohen Konzentrationen (bis 625 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  in Bettringen) wurden systematisch auch sehr geringe Konzentrationen (unter 10 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  in Lochfeld) festgestellt. Bei mehr als der Hälfte der untersuchten Becken lagen die Zulaufkonzentrationen unterhalb von 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$ . Dabei war die mittlere Oberflächenbeschickung in 78 % der Fälle kleiner als 1 m/h. Dies trat bei RKBmD und RKBoD gleichermaßen auf.

Die Häufung von geringen Oberflächenbeschickungen deckt sich mit der Häufigkeitsverteilung der Niederschläge, die durch eine große Anzahl kleiner Niederschlagshöhen bei hoher Dauer gekennzeichnet sind. Da die Regenklärbecken jeweils in der gleichen Region liegen, die Proben zum gleichen Zeitpunkt und mit der gleichen Methodik genommen wurden, liegt es nahe, dass die Häufung der festgestellten geringen Konzentrationen in direktem Zusammenhang mit dem Niederschlagsgeschehen im Untersuchungszeitraum steht. Der Transport der Feststoffe (Abtrag von Flächen und Transport im Kanalnetz) ist bei geringen Niederschlagshöhen und -intensitäten erschwert. Leicht zu transportierende Stoffe (organisches Material und Feinstoffe) werden bei diesen Bedingungen bereits mobilisiert im Gegensatz zu größeren partikulären Stoffen der Sand- und Kiesfraktionen. Die Klassierungseffekte im Einzugsgebiet und im Kanalnetz mögen auch Gründe für geringe Konzentrationen und hohe Feinanteile sein.

Die Befunde zeigten einen Zusammenhang zwischen Zulaufkonzentrationen und dem Sedimentationswirkungsgrad. Bei Konzentrationen unter 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  konnte keine Sedimentation nachgewiesen werden. Mit geringeren Konzentrationen nimmt zudem der Anteil der Feinfraktion zu. Bei Zuflusskonzentrationen kleiner 40 mg  $TS/l$  bestehen die Feststoffe nur noch aus Material mit einer Korngröße unter 63  $\mu m$ .

Aus den Ergebnissen leitet sich ab, dass Sedimentation nur möglich ist, wenn die Feststoffkonzentration des Zuflussstroms deutlich über 40 mg  $TS_{\text{fein}}/l$  liegt. Bei hohen Konzentrationen der Feinpartikel ( $> 100 \text{ mg/l}$ ) konnten im orientierenden Monitoring trotz hoher Feinanteile im Zufluss ( $> 85 \%$ ) gute Wirksamkeiten ( $> 40 \%$ ) nachgewiesen werden. Die gemessene Feststoffkonzentration liegt im Median für die Feinfraktion nach Kapitel 4 mit der Selektion „größer 40 mg/l“ bei 76 mg/l.

Nach der Theorie nach Stokes können kugelförmige Partikel mit einer Dichte von 2,65  $g/cm^3$  und einer Korngröße von 63  $\mu m$  bei einer Oberflächenbeschickung von 10 m/h bei standardisierten Umgebungsbedingungen nicht sedimentieren. Geringe Sedimentationsleistungen sind somit zu erwarten. Die Ursachen für gute Wirksamkeiten bei hohen Feststoffkonzentrationen der Feinfraktion können im Rahmen der 1. Phase nicht ermittelt oder gar nachgewiesen werden. Hypothesen zur Erklärung höherer Wirkungsgrade sind Effekte wie Co-Fällung (Mitreißen von Partikeln bei hoher Partikelkonzentration) und Bildung schneller absetzbarer kolloidaler Flocken aus Feinstpartikeln. Welche Mindestkonzentration für diese Effekte not-

wendig sind, kann anhand der vorhandenen Ergebnisse nicht beurteilt werden. Hierzu sind in Phase 2 weitere Untersuchungen zur Quantifizierung der Zusammenhänge und Prozesse notwendig.

Neben dem Niederschlagsgeschehen kann die Größe des Einzugsgebiets und des Entwässerungsnetzes einen Einfluss auf Feststoffzusammensetzung und Konzentration haben. Da die untersuchten RKBmD ähnlich große Einzugsgebiete besitzen, sind bei ähnlichen Niederschlagsereignissen ähnliche Zulaufkonzentrationen und –eigenschaften zu erwarten. Allerdings sind die zu berücksichtigenden Wechselwirkungen komplex und konnten im Rahmen der orientierenden Untersuchungen nicht entschlüsselt werden. Dies zeigen beispielsweise unterschiedliche Feinanteile des RKBmD Ibbenbüren und RKBmD Prozeßionsweg. An beiden Anlagen wurden sehr geringe Zulaufkonzentrationen (27 bzw. 32 mg/l) aber deutlich unterschiedliche Feinkornanteile (62 bzw. 81 %) festgestellt.

### **5.3.2 Oberflächenbeschickung**

Im orientierenden Monitoring wurden Mischproben mehrerer Ereignisse gebildet. Die maximale Oberflächenbeschickung in Kapitel 4 gibt dabei die höchste Oberflächenbeschickung im zusammenhängenden Probenahmezeitraum wieder. Sie wird als maßgeblich für den erreichbaren Feststoffrückhalt angesehen, da sie die Sedimentation wie auch die Resuspension von Sedimentdepots im Becken maßgeblich prägt. Bei RKB mit Dauerstau ergeben sich über längere Zeiträume integriert negative Wirkungsgrade, da bei wenigen sehr starken Ereignissen mit hohen maximalen Oberflächenbeschickungen Sediment resuspendiert und somit wieder ausgetragen wird. Die Angabe mittlerer Oberflächenbeschickungen kann dieses Bild verzerren. Daher sind mittlere Oberflächenbeschickungen als sekundäre Zusatzinformationen zu sehen.

### **5.3.3 Bau- und Betriebsweise**

Die Wirksamkeiten des Feststoffrückhaltes durch Sedimentation von Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau unterschieden sich hinsichtlich ihrer Variabilität. Dies ist mit der Betriebsweise zu begründen. Bei RKBmD fungiert das Dauerstauvolumen bei geringen Austauschraten und somit geringen Oberflächenbeschickungen als Puffer.

Die Unterschiede hinsichtlich der Feinpartikelanteile, mittleren Oberflächenbeschickungen und Wirkungsgrade sind bei den Becken ohne Dauerstau deutlicher ausgeprägt als bei den Becken mit Dauerstau. Weiterhin weisen RKBmD ähnlich große angeschlossene Flächen auf (12 bis 14,4 ha), dagegen sind die angeschlossenen Flächen der RKBmD deutlich unterschiedlich (7 bis 75 ha). Ob die mit der unterschiedlichen Flächengröße einhergehenden einzugsgebietspezifischen Eigenschaften die hohe Variabilität erklären kann, konnte in dieser Phase des Projektes nicht ermittelt werden.

Die insgesamt geringere Oberflächenbeschickung (maximal bis 21 m/h, im Mittel bis 5,5 m/h) der Becken mit Dauerstau erschwert einen Vergleich. Die Bemessungsbeschickung wird dort im Gegensatz zu Becken ohne Dauerstau nur selten überschritten. Auch die Ergebnisse der CFD-Modellierung bestätigen, dass bei niedrigen Oberflächenbeschickungen der Sedimentationswirkungsgrad aller Becken unabhängig von der Bauart annähernd gleich groß ist.

Weisen RKBmD geringe Wirkungsgrade auf, so treten diese meist bei sehr geringen Zulaufkonzentrationen auf. Sind Beckenaustauschraten gering, wird am Klärüberlauf verdrängtes bereits voredimentiertes und biologischen Prozessen unterliegendes Wasser beprobt. Der erhöhte Glühverlust im Klärüberlauf dieser Anlagen bei geringen Beschickungen stützt diese Vermutung.

Die geringe Beckenanzahl und die relativ kurze Beobachtungszeit des orientierenden Monitorings erlauben es nicht, die Signifikanz der Unterschiede zwischen dem Frachtwirkungsgrad RKBoD und RKBmD festzustellen. Allerdings bieten RKBoD unabhängig von der Sedimentationsleistung erhebliche Vorteile hinsichtlich des Gewässerschutzes:

- kein Austrag von Algen und erwärmten Wasser im Sommer
- keine Sauerstoffzehrung im Becken
- keine Rücklösung partikelgebundener Schadstoffe
- keine Dichteschichtung bei Streusalzeinsatz im Winter
- Mitbehandlung des Beckeninhaltes auf der Kläranlage
- einfache automatische Reinigung nach Ereignisende

#### **5.3.4 Beckengeometrie**

Das einzige Rundbecken in der Untersuchung liefert die besten Wirkungsgrade. Es weist jedoch auch mit Abstand die höchsten Zulaufkonzentrationen auf. Es sind aber bei diesem Becken auch geringe Konzentrationen ermittelt worden, die keine Angabe von Wirksamkeiten zulassen (siehe Anhang A1, Kapitel 1.1). Niedrige Zulaufkonzentrationen gehen auch dort i.d.R. mit geringen Wirksamkeiten einher, welches die Aussagen in Kapitel 5.3.1.2 unterstreicht.

Die Abmessungsverhältnisse von Rechteckbecken, die nach DWA-A 166 vorgegeben werden, zeigen laut numerischer Simulation einen eher geringen Einfluss auf die Absetzbarkeit. Die Art und Gestaltung des Zulaufes hingegen sind die dominanten Größen für die gleichmäßige Durchströmung und Sedimentationsleistung eines Beckens.

#### **5.3.5 Stoffgehalte**

Feststoffeigenschaften wie Korngrößen, organischer Anteil (Glühverlust) oder Schwermetallgehalte (insbesondere Fe-Gehalte) können helfen, die festgestellten Zulauf- und Klärüber-

laufkonzentrationen, Frachten und Wirksamkeiten zu interpretieren und Randbedingungen bzw. Systemgrenzen zu definieren.

Glühverluste innerhalb von Kornfraktionen geben Aufschluss über die Herkunft des Materials (organisch oder mineralisch). Die Spannweite gibt Aufschluss über die Wahrscheinlichkeit des Auftretens.

Der Anteil der Fraktion größer 2 mm liegt zwischen 0 und 5 %. Die Glühverluste weisen die größten Schwankungen auf. Ein stabiles Signal ist nicht zu erwarten und somit als Auswertgröße nicht geeignet. Vergleichbares gilt für die Fraktion 0,063 mm bis 2 mm.

### **5.3.6 Jahreszeitliche Einflüsse**

Aufgrund eines sehr trockenen und warmen Winters 2011/ 2012 wurden keine erhöhten Leitfähigkeiten gemessen. Erhöhte Konzentrationen an  $P_{\text{ges}}$ , Zn, Fe und Cu konnten im Dezember an der Anlage Erlenstraße und Im Wöhr gemessen werden.

Der Einfluss der Trockenwetterperiode wird durch die Messung mehrerer Ereignisse im orientierenden Monitoring relativiert. Innerhalb einer Probe wurden durchaus Ereignisse beprobt, zwischen denen 2 Wochen Trockenwetter herrschte. Aussagen zum Einfluss der Trockenwetterperiode sind jedoch nur bei einer ereignisscharfen Beprobung möglich, welche im detaillierten Monitoring in einer zweiten Phase durchgeführt werden können.

## **5.4 Ergebnisse der CFD-Modellierung**

Die Auswertung der Ergebnisse der numerischen Simulation erfolgt hinsichtlich vier relevanter Punkte. Zum einen wird die Auswirkung der Partikelzusammensetzung auf den Wirkungsgrad der Becken betrachtet. Dies erfolgt unabhängig von der Konstruktionsweise der Becken. Weiterhin wird der Einfluss der Einlaufgestaltung sowie der Abmessung der Beckenkammer auf den Wirkungsgrad der Becken untersucht. Anschließend wird Bezug auf die Ergebnisse des orientierenden Monitorings genommen.

### **5.4.1 Auswirkung der Partikelzusammensetzung**

Die Zusammensetzung der Partikel hinsichtlich Korngröße und Dichte beeinflusst die Absetzwirkung der Becken. Der Einfluss wurde unabhängig von der Beckengeometrie untersucht und in Abbildung 4.33 bis Abbildung 4.35 und Abbildung 4.39 bis Abbildung 4.41 dargestellt. Folgende Ergebnisse lassen sich ableiten.

Bei niedrigen Oberflächenbeschickungen hängt der Sedimentationswirkungsgrad lediglich von der Sinkgeschwindigkeit der Partikel ab. Die bei der Berechnung der kritischen

Schubspannung einfließende Dichte und der Korndurchmesser beeinflussen den Absetzwirkungsgrad nicht.

Bei Partikeln mit gleicher Sinkgeschwindigkeit reagieren solche mit geringer Dichte und großem Durchmesser sensibler auf eine Zunahme der Oberflächenbeschickung als Partikel mit hoher Dichte und kleinerem Durchmesser. Partikel mit geringer Dichte und großem Durchmesser bieten der Strömung mehr Angriffsfläche und können somit leichter in Suspension gehalten bzw. aufgrund niedrigerer kritische Schubspannung leichter resuspendiert werden.

#### 5.4.2 Auswirkung der Einlaufgestaltung

Der Sedimentationsgrad nimmt unabhängig von Beckenformen und Einlaufgestaltungen mit zunehmender Oberflächenbeschickung ab. Die Gestaltung des Einlaufes hat sich als sehr bedeutsam für den Sedimentationswirkungsgrad erwiesen. Folgende Erkenntnisse konnten in den Simulationsstudien nachgewiesen werden.

Ein Becken mit tiefliegendem Rohreinlauf ohne Prallplatte weist durchweg schlechte Wirkungsgrade auf. Dies gilt für alle betrachteten hydraulischen Belastungen. Die Installation einer Prallplatte hinter dem Zulaufbereich kann den Wirkungsgrad bis zu 28 %-Punkte erhöhen. Dies wurde bereits in der Neufassung des DWA-A 166 berücksichtigt. Für bestehende Bauwerke dieser Art ist eine Ertüchtigung durch die Installation einer Prallplatte empfehlenswert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.33 bis Abbildung 4.35 dargestellt.

Eine Prallplatte bei einem tiefliegenden Rohreinlauf bewirkt offensichtlich eine schnelle und wirksame Dissipation der Strömungsenergie im Beckenquerschnitt. Somit treten kurz nach dem Einlauf in Längsrichtung des Beckens relativ gleichmäßig geringe Geschwindigkeiten auf. Der Wehrüberfall führt zu hohen Geschwindigkeiten auf der linken Seite (in Fließrichtung) des Beckens. Durch die Umlenkung der Strömung in den Becken mit hochliegendem Einlauf ist die Durchströmung asymmetrisch. Dies ist bei hohen hydraulischen Belastungen bis hin zum Auslauf zu beobachten. Somit sind weite Bereiche des Beckens nicht absetzwirksam. Abbildung 4.28 zeigt diese Zusammenhänge.

Eine Tauchwand hinter einem Wehr im Zulauf führt bei niedrigen Oberflächenbeschickungen zu einem besseren Sedimentationswirkungsgrad, bei hohen hingegen teilweise zu einer Verschlechterung. Möglicherweise ist dieses mit der nicht optimalen Positionierung begründbar. Hinweise zur Konstruktion existieren im Regelwerk jedoch nicht. Bei stark schwankenden Zulaufverhältnissen ist das bei niedrigen hydraulischen Belastungen abgesetzte Material vor einer Resuspension nicht sicher. Dies kann dazu führen, dass sich bei einem früheren Ereignis abgesetztes Material resuspendiert und ausgetragen wird. Abbildung 3.33 bis Abbildung 4.35 lassen diese Zusammenhänge erkennen.

Dominieren im Zulauf Partikel mit niedrigen Dichten und großem Durchmesser, sind tiefliegende Einläufe mit Prallplatte vorteilhafter. Hier herrschen gleichmäßigere niedrige Strömungsgeschwindigkeiten, die eine Resuspension von Material verhindern (Abbildung 4.28

und Abbildung 4.31). Liegen Partikel mit höheren Dichten und kleinen Durchmessern vor, so sind die hochliegenden Einläufe geringfügig besser, da hier die Partikel durch die Walze schneller in Richtung Sohle gelenkt werden und diese Partikel weniger sensibel auf erhöhte Geschwindigkeiten bzw. Sohlschubspannungen reagieren. Näheres ist Abbildung 3.33 bis Abbildung 4.35 zu entnehmen.

Bei einer geringen hydraulischen Belastung (Oberflächenbeschickung 2 m/h) sind die Unterschiede des Wirkungsgrades der Becken nur gering (Abbildung 4.33). Partikel mit geringer Dichte werden etwas besser in Becken mit hochliegendem Einlauf zurückgehalten, Partikel mit höherer Dichte hingegen besser in Becken mit tiefliegendem Einlauf und Prallplatte.

### 5.4.3 Auswirkung der Beckenabmessungen

Der Einfluss der Abmessungen der Beckenkammer ist im Gegensatz zur Gestaltung des Zulaufbereiches sowie der Zusammensetzung der im Niederschlagwasser enthaltenen Partikel geringer. Dies gilt bei Einhaltung der Vorgaben zur Wahl der Abmessungen gemäß dem Entwurf des DWA-A 166.

Der Sedimentationswirkungsgrad aller Becken nimmt mit zunehmender Oberflächenbeschickung ab. Bei niedrigen Oberflächenbeschickungen ist der Sedimentationswirkungsgrad aller Becken annähernd gleich groß. Die Abmessungen haben keinen Einfluss auf die Wirksamkeit der Becken.

Die Abmessungen des Beckens haben keinen Einfluss auf den Wirkungsgrad, wenn die Partikel im Niederschlagwasser mineralisch sind (Abbildung 4.38 bis Abbildung 4.40). Für Partikel niedriger Dichte werden in tieferen Becken höhere Sedimentationswirkungsgrade erzielt. Die in den tiefen Becken in Sohlhöhe herrschenden gleichmäßig geringen Geschwindigkeiten stellen günstige Randbedingungen für die Sedimentation und Sicherung des Sedimentes gegen Resuspension dar. Becken 2a weist hingegen im hinteren Beckenteil abhängig von der Oberflächenbeschickung unterschiedliche Geschwindigkeiten auf. Bei geringen Oberflächenbeschickungen abgelagertes Feinsediment kann bei höheren Oberflächenbeschickungen infolge höherer Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen resuspendiert werden. Becken 2c weist für die Sedimentation und die Sicherung von Feinsediment gegen Resuspension die günstigsten Bedingungen auf. Der Durchfluss ist in diesem Becken aufgrund der Beckenform bei gleicher Oberflächenbeschickung am geringsten. Dies wirkt sich auf die Schubspannungen und Geschwindigkeiten in Sohlhöhe aus (Abbildung 4.37).

## 5.5 Unterschiedliche Ansätze CFD-Modellierung und orientierendes Monitoring – Beispiel

Tabelle 5.3 zeigt die unterschiedlichen Ansätze in den in-situ Untersuchungen im Rahmen des orientierenden Monitorings und der CFD-Modellierung. Im orientierenden Monitoring wurde das Verhalten der Becken bei sehr unterschiedlichen Belastungen summarisch für die Beprobungszeitspannen untersucht. Die CFD-Modellierung wurde gezielt für bestimmte Beckenkonfigurationen und –belastungen angewendet, um grundsätzliche Zusammenhänge zu untersuchen. Der somit erweiterte Kenntnistand liefert erste Hinweise zur künftigen Gestaltung von Becken und unterstützt Interpretation von Ergebnissen aus in-situ-Untersuchungen.

Tabelle 5.3: Ansätze CFD-Modellierung und orientierendes Monitoring

CFD-Modellierung	orientierendes Monitoring	Bemerkung Phase II
gleichförmige Durchströmung, stationäres Strömungsfeld	instationäre Bedingungen innerhalb weniger Minuten	instationäre Simulation der Durchströmung, auf kurze Ereignislängen beschränkt
Partikelzugabe erfolgt impulsartig	variable Partikelkonzentrationen über Ereignisdauer sind nicht quantifiziert	Ganglinienbeprobung bzw. Probenseparation ereignisscharf auch als Eingangsdaten der Simulation
immer ein einzelnes Ereignis mit bekannten Randbedingungen betrachtet	Sammelprobe über mehrere Ereignisse, einzelne Randbedingungen sind nicht bekannt	Ereignisscharfe Beprobung
Modellierung nach S.d.T., d.h. $q_{A,max} = 10 \text{ m/h}$	teils deutlich höhere $q_{A,max}$ beobachtet	
definiertes Partikelspektrum	je Ereignis und Probe können sich Partikel deutlich voneinander unterscheiden	weitergehende Feststoffuntersuchungen, Feststoffcharakterisierung
Partikel bleiben entweder im System oder werden ausgetragen, keine Resuspension, da stationäre Einzelereignisse betrachtet werden Eintrag von Feststoffen anderer Ereignisse wird unterbunden	durch instationäre Vorgänge und Betrachtung mehrere Ereignisse in Summe finden Umlagerungs- und Resuspensionsvorgänge statt	Simulation von Resuspensionsvorgängen wird angestrebt

Ein direkter Vergleich der Ergebnisse der beiden methodischen Ansätze war in Phase I nicht vorgesehen. Das RKBmD Daimlerstraße zeigte allerdings Randbedingungen, die in etwa mit einem modellierten Becken übereinstimmen (Becken 1). Daher kann eine erste Gegenüberstellung von wesentlichen Zusammenhängen anhand von Befunden, die unter vergleichbaren Voraussetzungen gewonnenen wurden, durchgeführt werden.

Das Becken Daimlerstraße (RKBmD) weist relativ konstante hydraulische Randbedingungen mit maximalen Oberflächenbeschickungen von 5,5 m/h auf. Der Zufluss erfolgt über einen Rohrzulauf. Aufgrund dieser Bedingungen gleicht es von allen untersuchten Regenbecken am ehesten dem in der Modellierung betrachteten Becken 1 mit sohnahem Rohrzulauf ohne Prallblech.

Zwei Fälle werden unterschieden. Zum einen eine maximale Oberflächenbeschickung von 2 m/h, zum anderen eine höhere Oberflächenbeschickung von 10 m/h in der Modellierung bzw. 5,5 m/h in der in-situ Untersuchung.

Das modellierte Becken weist bei einer Partikeldichte von  $1460 \text{ kg/m}^3$  und einem Korn-durchmesser von  $58 \mu\text{m}$  bei einer Oberflächenbeschickung von 10 m/h (im Mittel) einen Sedimentationswirkungsgrad von 41 % auf.

Im Vergleich dazu zeigt die Probe des Beckens Daimlerstraße vom 26.09.2011 mit einer maximalen Oberflächenbeschickung von 5,5 m/h einen Wirkungsgrad von 44 % für die Fraktion kleiner  $63 \mu\text{m}$  als Mittelwert für sieben Ereignisse.

Bei deutlich geringeren Oberflächenbeschickungen weichen die Wirksamkeiten mehr voneinander ab. Die Probe vom 01.03.2012 des Beckens Daimlerstraße mit sechs Ereignissen zeigt einen feststoffbezogenen Wirkungsgrad von 46 % für die Feinfraktion bei einer maximalen Oberflächenbeschickung von 1,5 m/h und einer durchschnittlichen Aufenthaltszeit von 8,1 h. Das modellierte Becken 1 zeigt einen Wirkungsgrad von 78 % bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h. Die größere Abweichung könnte auf die längere Aufenthaltszeit im Rahmen der Modellierung zurückzuführen sein. Bei einer Beckenlänge von 30 m im Modell entspricht eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h einer Aufenthaltszeit von 15 h, welches fast doppelt so lange ist, wie im in-situ untersuchten Becken Daimlerstraße.

Für die übrigen in-situ untersuchten Becken ist ein Vergleich für 2 m/h nicht möglich, da diese entweder stark überschritten wurden, die Zulaufkonzentration der Feststoffe zu gering (Beispiel RKB Unna) oder die Zulaufgestaltungen gänzlich unterschiedlich sind. Bei Betrachtung aller in-situ untersuchten Becken gab es nur zwei Proben, bei denen die zugehörigen Ereignisse eine maximale Oberflächenbeschickung unter 2 m/h aufwiesen.

Die im orientierenden Monitoring ermittelten Wirksamkeiten liegen für alle Becken zwischen 0 und 60 % für die Feinfraktion bei teils deutlich höheren Oberflächenbeschickungen als 10 m/h. Die in der CFD-Modellierung für 10 m/h ermittelten Sedimentationswirkungsgrade liegen für die untersuchten Becken 1-4 und 2a bis 2c zwischen 38 und 49 %. Dies zeigt, dass bei einer Oberflächenbeschickung von 10 m/h Wirksamkeiten bis 60 % auftreten können. Die Randbedingungen zwischen Modellierung und in-situ Untersuchung sind jedoch

insgesamt zu unterschiedlich, um direkte Vergleiche von Becken der in-situ-Untersuchung und der CFD-Studien zu tätigen.

Weitere Größen, die als Eingangsdaten in die Simulation eingehen und in Phase I noch nicht verifiziert werden konnten, sind:

- Partikelverteilung unter 63  $\mu\text{m}$ : Es wird vermutet, dass ein nicht unerheblicher Feststoffanteil wesentlich feiner ist, als die in der Simulation berücksichtigten Feststoffe.
- Kennwerte der Partikel (kritische Kornschubspannung): Berechnung erfolgte auf Grundlage empirischer Formeln. Eine Kalibrierung der Parameter konnte auf Grund fehlender spezifischer Kennwerte noch nicht erfolgen.

Insgesamt zeigen diese Beispiele, dass ein Abgleich von Modellergebnissen mit Vor-Ort Untersuchungen bei gleichen Randbedingungen machbar ist und geben einen positiven Ausblick auf die in Phase 2 vorgesehenen Arbeiten.

## 6 Schlussfolgerungen und Ausblick

### 6.1 Stand der Technik

Im vorliegenden Projekt wurde die Wirksamkeit des Feststoffrückhaltes von Regenklärbecken durch Sedimentation untersucht. Um einen effizienten Feststoffrückhalt und somit eine Mindestwirksamkeit zu gewährleisten, ist der Bau und der Betrieb von Anlagen nach dem Stand der Technik obligatorisch.

Entspricht ein Regenklärbecken den allgemein anerkannten Regeln der Technik, erfüllt es alle in Tabelle 5.1 genannten Anforderungen. Entspricht es dem Stand der Technik, hält es weiterhin mindestens die länderspezifischen Regelungen, in NRW den Trennerlass aus dem Jahr 2004, ein. Da einige Daten nicht in die Datenbanken eingehen, kann für den gesamten Datenbestand von 1300 RKB in NRW und BW keine allgemeingültige Aussage getätigt werden. Für die Anlagenbesichtigung wurden 38 Regenbecken ausgewählt, davon sind 20 Becken Rechteckbecken. Von diesen 20 Rechteckbecken erfüllt nur ein Rechteckbecken alle Kriterien. Alle drei Rundbecken erfüllen die entsprechenden Anforderungen. Erdbecken weisen i.d.R. sehr hohe spezifische Volumen (größer 20 m<sup>3</sup>/ha), nicht optimale Zulauf- und Klärüberlaufgestaltungen (keine Energiedissipation im Zulauf, meist Rohrzuläufe, definierte KÜ-Drosselung ist nicht gegeben) oder Sonderkonstruktionen auf. Zwei Erdbecken mit Dauerstau entsprechen erfüllen die geforderten Anforderungen nach dem Stand der Technik.

Die meisten der besichtigten 38 Becken entsprechen nicht dem Stand der Technik und auch nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik. Die besichtigten Anlagen sind zum Großteil vor Erscheinen des Arbeitsblattes ATV-A 166 im Jahr 1999 errichtet worden.

Zur Beurteilung, ob ein Becken dem Stand der Technik entspricht, genügt das Kriterium des spezifischen Mindestvolumens allein nicht. Vor allem die notwendigen Klärbedingungen werden nicht eingehalten.

**FAZIT 1:** Hinsichtlich der Einhaltung der Regeln der Technik besteht insbesondere bei der Einhaltung der geforderten Oberflächenbeschickung Handlungsbedarf. Die bisherigen Ergebnisse zeigen deutlich, dass ein wirksamer Stoffrückhalt (> 50 %) nur bei Einhaltung der Klärbedingungen (maximale Oberflächenbeschickung deutlich kleiner als 10 m/h) erreicht werden kann. Eine Optimierung kann zum Beispiel über die Drosselung des Klärüberlaufs erreicht werden. Dadurch geänderte hydraulische Bedingungen (Einfluss auf den BÜ und Entlastungshäufigkeit) müssen berücksichtigt werden.

**FAZIT 2:** Reinigungsintervalle von z.B. 2 mal pro Jahr sind bei Regenklärbecken mit Dauerstau (sowohl in Betonbauweise als auch in Erdbauweise) nicht ausreichend, um einen wirksamen Feststoffrückhalt durch Sedimentation zu erzielen. Remobilisierungsprozesse führen bei einzelnen stärkeren Ereignissen zu einer deutlichen Erhöhung der Überlauffracht. Auf-

grund des daraus resultierenden Mehraufwandes für die Reinigung sowie der höheren Gewässerbelastung aus RKBmD in Sommer- (Sauerstoffzehrung) und Wintermonaten (Dichteschichtung, Stoffaustrag durch Remobilisierung) ist der Einsatz von RKB ohne Dauerstau zu empfehlen (vgl. S. 111).

## 6.2 Identifikation wirksamkeitsrelevanter Randbedingungen

Zwei Arten von Randbedingungen können bei vorliegendem Kenntnisstand abgeleitet werden. Zum einen Systemgrößen, die nicht beeinflusst werden können und einzugsgebiets- sowie niederschlagspezifisch sind, zum anderen Randbedingungen, die sich auf den Sedimentationsprozess im Regenklärbecken beziehen. Zu nennen sind:

- Feststoffeigenschaften, -zusammensetzung und -konzentrationen  
Dies sind niederschlagsabhängige und einzugsgebietspezifische Größen. Beispielsweise wurde in dieser Untersuchung ermittelt, dass das kleinste Einzugsgebiet den größten Grobanteil im Zulauf aufweist. Bei größeren Einzugsgebieten spielen weitere Faktoren (Anteil der Teileinzugsgebiete, Vegetation im Einzugsgebiet, Volumen der Haltungen, Neigung der Haltungen, Anzahl der Schächte, Vorentlastungen uvm.) eine entscheidende und schwer zu differenzierende Rolle.
- Geschiebeschächte  
Einfluss auf die Zusammensetzung der Feststoffe im Zufluss der Sedimentationskammer haben weiterhin vorgelagerte Geschiebeschächte. Der Anteil der Grobfraktion in der Sedimentationskammer wird dadurch stark vermindert.
- Zulauf- und Klärüberlaufgestaltung  
Im orientierenden Monitoring konnte der Einfluss der Zulaufgestaltung nicht quantifiziert werden. Aus der CFD-Simulation unter standardisierten Randbedingungen geht eindeutig ein Einfluss der Zulaufgestaltung auf die Strömung und auch auf die Absetzwirkung hervor.
- Oberflächenbeschickung

Das orientierende Monitoring erlaubt aufgrund der Erfassung von Mischproben mehrerer Ereignisse nicht die direkte Verknüpfung zwischen Ereignis, Oberflächenbeschickung und Feststoff. Dies muss in einer detaillierteren Betrachtung erfolgen. Das Zusammenspiel von Beckenüberlauf und Klärüberlauf muss ebenfalls näher untersucht werden.

## 6.3 Einfluss der Feststoffeigenschaften auf die Wirksamkeit

Da die Gehalte der Grobfraktion im Gegensatz zur Feinfraktion stark schwanken, ergeben sich auch hinsichtlich der Gesamtwirksamkeit hohe Schwankungsbreiten, welches mit Literaturwerten belegt werden kann. Der in dieser Untersuchung und in weiteren vergleichbaren Untersuchungen ermittelte Feinanteil ist jedoch relativ konstant (70 bis 90 %). Somit sind

zuverlässige Aussagen und eine Interpretation der Ergebnisse möglich. Die Feinfraktion ist zudem Zielgröße der Regenwasserbehandlung.

Je höher der Anteil der organischen Substanz ist, desto eher begünstigen Flockungsvorgänge die Absetzbarkeit der Feinstoffe. Mit zunehmender organischer Substanz steigt die Belastung der Feststoffe mit Zink und Gesamtphosphor. Daher ist ein effektiver Partikelrückhalt auch bei höheren organischen Anteilen in der Feinfraktion erforderlich.

**FAZIT 3:** Die Feinfraktion ( $< 63 \mu\text{m}$ ) fungiert als Transportmedium für eine Vielzahl von Schadstoffen und legt die einzuhaltenden Randbedingungen der Sedimentation fest. Ein Rückhalt dieser Fraktion bedeutet eine effiziente Frachtreduzierung von partikelgebundenen Schwermetallen und Nährstoffen.

Hinsichtlich der Wirksamkeit von Sedimentationsanlagen sollte in der 2. Phase der Untersuchung weiterhin ein Fokus auf die Feinfraktion gelegt werden. Diese weist hinsichtlich des Stoffpotenzials, des organischen Anteils (in Form des Glühverlustes) und des Gewichtsanteils an der Gesamtfraktion ein stabiles Signal auf. Die ermittelten Mengen sind für detaillierte Analysen ausreichend. Zudem ist die Feinfraktion die Zielgröße des Rückhalts. Wird sie zurückgehalten, werden auch alle anderen (mineralischen) Korngrößen wirksam zurückgehalten.

#### 6.4 Belastungssituation

Es wurden durchgängig sehr geringe Feststoffkonzentrationen im Zufluss der Regenklärbecken festgestellt. Der empirische Befund ist, dass bei Konzentrationen unter  $40 \text{ mg TS}_{\text{fein}}/\text{l}$  keine nennenswerten Sedimentationswirkungsgrade zu erwarten sind. Dieser Wert kann als untere Grenze der Behandelbarkeit des Zuflusses angesehen werden. Ab Konzentrationen über  $100 \text{ mg TS}_{\text{fein}}/\text{l}$  zeigen sich gute Wirkungsgrade.

Aufgrund der großen Heterogenität aller Daten innerhalb einer Anlage sowie im Vergleich der Anlagen untereinander, ist sowohl die Betrachtung von Mittelwerten je Anlage, als auch die Betrachtung des Gesamtdatenkollektivs notwendig, um Ergebnisse ableiten zu können. Das orientierende Monitoring erlaubt es nur, Extrema abzuschätzen. So repräsentieren die sehr geringen Konzentrationen der RKB Lochfeld und Unna sowie die sehr hohen Konzentrationen im RKB Bettringen nicht den Standard, sondern die Extreme, die auftreten können. Ursachen für die im Gegensatz zur bekannten Literatur unterdurchschnittlichen Konzentrationen können auf einzugsgebietsspezifische Eigenschaften und den Transport durch das Kanalnetz zurückgeführt werden. Die Ursache für sehr hohe Feststoffeinträge ist in Bodenerosion durch Baumaßnahmen zu sehen, welche auch nur temporär auftreten können und i.d.R. keine hochbelasteten Schadstoffgehalte aufweisen.

Die Anlagen zeigen sowohl hinsichtlich der Anlagengestaltung (insbesondere Zulaufgestaltung) als auch hinsichtlich des an der Anlage ankommenden Feststoffspektrums (Korngrößenverteilung, Glühverlust) sehr heterogene Eigenschaften. Zwangsläufig ergeben sich dadurch äußerst heterogene Stichproben. Nicht bekannt sind die Prozesse, die innerhalb der Sedimentationsräume ablaufen. Natürliche Flockenbildung und Co-Fällung können Gründe für eine bessere Sedimentation sein. Dies muss weiter verfolgt werden.

**FAZIT 4:** Die starke Heterogenität der Stichproben zeigt, dass es sinnvoll ist, im Vorfeld orientierende Untersuchungen durchzuführen, um Extreme und Mittelwerte abzuschätzen.

**FAZIT 5:** Aufgrund der geringen mittleren Belastung vieler RKB stellt sich die Frage, ob an den betreffenden Orten eine Regenwasserbehandlung überhaupt zweckmäßig ist. Falls ja, ist dann eine Sedimentationsanlage nicht das Mittel der Wahl. Bisher fehlt jedoch das Instrumentarium, um die Belastung aus Einzugsgebieten realitätsnah abzuschätzen. Orientierende Untersuchungen bieten hier einen ersten Ansatzpunkt. Feststoffe im Sand- und Kiesbereich (Grobstoffe) können auch durch kleinere Sedimentationseinheiten abgetrennt werden. Ein vollständiger Rückhalt aller Feststoffe ist mit Sedimentation nicht zu erreichen. Eine weitergehende Entfernung der Feinpartikel ist nur über Filtration möglich.

## 6.5 Wirksamkeit der Becken als Sedimentationsanlagen

Es wurde festgestellt, dass die Wirksamkeit des Feststoffrückhaltes durch Sedimentation von der Niederschlagscharakteristik, von einzugsgebietsspezifischen Eigenschaften und somit vom Stoffaufkommen abhängt. Dies ist die Systembelastung, die nicht beeinflusst werden kann. Prozessgrößen, die beeinflusst werden können und Einfluss auf die Wirksamkeit haben, sind die Oberflächenbeschickung (indirekt die Aufenthaltszeit) und die gleichmäßige Durchströmung der Sedimentationskammer.

Insgesamt zeigen sich sehr stark schwankende Wirkungsgrade für die Feinfraktion von negativen Werten bis zu 60 %. Negative und sehr geringe Wirksamkeiten zeigen sich bei ungünstigen Randbedingungen (geringe Feststoffkonzentration im Zulauf und hohe Oberflächenbeschickungen). Bessere Wirksamkeiten werden in-situ und in der Modellierung bei geringen maximalen Oberflächenbeschickungen und langen Aufenthaltszeiten (bzw. Beckenaustauschraten) erreicht.

Insgesamt können Wirkungsgrade über 50 % für die Feinfraktion als gut angesehen werden. Die CFD-Modellierung zeigt für Becken nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik bei 10 m/h Wirksamkeiten von über 40 % als erreichbare Zielgröße für den Rückhalt der Feinfraktion an.

Die in-situ ermittelten Wirksamkeiten liegen im frachtgewichteten Mittel für teils sehr ungünstige Randbedingungen bei 30 % für die Feinfraktion. Dabei zeigen RKB mit Dauerstau hin-

sichtlich der Wirksamkeit feiner Partikel keinen Unterschied zur Wirksamkeit von RKB ohne Dauerstau. Bei RKB ohne Dauerstau ist dieser Wirkungsgrad hauptsächlich auf die Speicherwirkung zurückzuführen, bei RKB mit Dauerstau auf die geringeren Oberflächenbeschickungen. RKB ohne Dauerstau weisen durchweg heterogenere Wirksamkeitsgrade auf, welches auf heterogenere Oberflächenbeschickungen zurückgeführt werden kann.

**FAZIT 6:** Ein effizienter Rückhalt von Feinpartikeln ist nur unter optimalen Randbedingungen möglich (z.B.  $q_{A,max} \ll 10$  m/h). Um welche Größenordnung langfristig reduziert werden kann, kann nur in detaillierten Betrachtungen im Zusammenspiel mit modelltechnischen Analysen ermittelt werden. Die Gestaltung des Zulaufes und des Klärüberlaufes der Becken muss in diesen Fällen ebenfalls detaillierter betrachtet werden.

In der Modellierung wurden für die Berechnung der Wirkungsgrade kontrollierte Randbedingungen ausgewählt. Es handelt sich um Einzelereignisse, d.h. anders als im Monitoring geschehen, sind jedem untersuchten Ereignis Wirkungsgrade bezüglich der ausgewählten Feststofffraktionen zu zuordnen. Eine eventuelle Beeinflussung der Wirkungsgrade durch sich noch im Becken befindliche Feststoffe auf Grund von vorhergehenden Ereignissen (Becken im Dauerstau) oder aufgrund eines engen zeitlichen Bezuges mit vorhergehenden Ereignissen (Ereignisabfolge bei Becken ohne Dauerstau) wird hierdurch bewusst unterbunden, um eindeutige Randbedingungen für das numerische Experiment zu erhalten. Weiterhin wird die Ereignislänge kontrolliert. Hierdurch ist es den Partikeln zeitlich möglich, sich entweder auf der Sohle abzusetzen oder über den Klärüberlauf das Becken zu verlassen. Diese Vorgehensweise im Rahmen der Modellierung hat das Ziel, aufzuzeigen, wie hoch der maximal theoretische Wirkungsgrad der Becken, die nach Stand der Technik gebaut sind, unter kontrollierten Randbedingungen ist. Diese Wirkungsgrade spiegeln demnach die maximal mögliche Reinigungsleistung von in-situ Becken wider.

Der Vergleich der modellierten Becken mit den im Rahmen des Monitorings untersuchten Becken zeigt jedoch auf, dass ein Großteil der bestehenden Becken den heutigen Anforderungen des Standes der Technik und auch den Regeln der Technik nicht mehr entsprechen und teils nicht nach diesen betrieben werden. Dies äußert sich in der Diskrepanz der berechneten theoretisch maximal möglichen Wirkungsgrade für die sehr geringen maximalen Oberflächenbeschickungen von 2 m/h und den in-situ gemessenen Wirkungsgraden.

## 6.6 Wirksamkeit und Eignung der untersuchten Becken für weitere Untersuchungen

Von den im orientierenden Monitoring betrachteten Rechteckbecken ohne Dauerstau ist das RKB Im Wöhr (BW) bei geringen maximalen Oberflächenbeschickungen geeignet feine Feststoffe zurückzuhalten. Dieses Becken entspricht hinsichtlich der geometrischen Abmes-

sungen und des spezifischen Mindestvolumens zwar nicht dem Stand der Technik. Aufgrund der hohen Feststoffbelastung bietet es sich jedoch für detaillierte Untersuchungen an.

Eine weitere Untersuchung von Becken ohne Dauerstau in NRW und BW ist möglich, bedarf aber einer erneuten Datenbankselektion und Erhebungsuntersuchung.

In Zukunft muss die Frage nach dem Nährstoff-, Schwermetall- und Feststoffpotential des Einzugsgebietes bei Neuplanung in den Vordergrund gerückt werden. Die geringe Wirksamkeit bei geringen Zuflusskonzentrationen konnte im orientierenden Monitoring gut belegt werden. Die im Trennerlass NRW vorgegebene Betrachtung von behandlungsbedürftigen und nicht behandlungsbedürftigen Flächen ist ein erster Ansatz. Der Anwendungsbereich für RKBs sollte eingegrenzt werden. So ist zum Beispiel zu prüfen, mit welchem Feststoffaufkommen im Mittel am geplanten Standort zu rechnen ist. Bei sehr geringen Konzentrationen in Kombination mit hohen Feinanteilen sollte über eine Alternative zum RKB und zum Standort des RKB nachgedacht werden.

Das orientierende Monitoring und die Erhebungsuntersuchung dienen dazu, extreme und mittlere Muster aufzuzeigen. Die Ergebnisse aus Kapitel 4 verdeutlichen, wie wichtig dies ist, um ressourcensparend detaillierte Untersuchungen zu planen und durchzuführen. Orientierende Untersuchungen sind also auch zukünftig essentiell. Sie sind jedoch nicht geeignet, um darauf basierend abschließende Festlegungen zu treffen.

## **6.7 Modellierung und in-situ Untersuchung von Prozessen in Regenklärbecken**

Die in Kapitel 5 dargestellten unterschiedlichen Ansätze und Eingangsdaten, die sich aus der Zielsetzung der Antragsstellung ergaben, müssen in der 2. Phase aufeinander abgestimmt werden. Die in der Phase 1 bewusst eingesetzten methodischen Unterschiede zwischen CFD-Simulation und orientierendem Monitoring wurden in den Unterkapiteln ausführlich dargestellt. Die in Kapitel 5.5 erarbeiteten Erkenntnisse zum Vergleich der Ergebnisse der CFD-Modellierung und des orientierenden Monitorings verdeutlichen das hohe Potenzial für den gekoppelten Einsatz beider Methoden für die Prozessanalyse und darauf Praxisempfehlungen für den Neubau und die Ertüchtigung von Regenklärbecken.

Die detaillierte Erfassung der Feststoffeigenschaften ist als Eingangswert für die Modellierung und für zukünftige Untersuchungen essentiell. Es sollten Feststoffe von mindestens zwei Standorten in die Untersuchungen eingehen.

## **6.8 Optimierungspotential – Empfehlung**

Die im Rahmen der Simulation ermittelten Wirksamkeiten ermittelten theoretisch maximal möglichen Wirksamkeiten für eine Oberflächenbeschickung von maximal 2 m/h können in-situ aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen nicht erreicht werden (Tabelle 5.3).

Wenn vor Ort optimale Bedingungen vorliegen, kann eine gute Sedimentation der Feinfraktion erwartet werden.

Optimierungspotential bestehender Anlagen besteht in

- der Sicherstellung einer gleichmäßigen Durchströmung (z. B. durch geeignete Zulaufgestaltungen mit Energiedissipation)
- der Einhaltung der Klärbedingungen (z.B. durch wirksame Zulauf- oder Klärüberlaufdrosselung)
- der Verhinderung von Kurzschlussströmungen (durch angepasste Klärüberlaufgestaltung)
- einer regelmäßigen Beckenreinigung
- Einbauten zur Vergleichmäßigung der Strömung
- Einbauten zur Erhöhung der wirksamen Oberfläche (z.B. Schrägklärer).

## 7 Literaturverzeichnis

- Adamsson, A. und Bergdahl, L. (2004): Extending Residence Time in a Detention Tank. In: Journal of Environmental Engineering.
- Adamsson, A. und Bergdahl, L. (2006): Simulation of Temperature Influence on Flow Pattern and Residence Time in a Detention Tank. In: Nordic Hydrology, (Vol. 37, Nr. 1), S. 53 - 58.
- Adamsson, A., Bergdahl, L. und Lyngfelt, S. (2002a): Measurement and Three-Dimensional Simulation of Flow in a Rectangular Detention Tank. In: Urban Water, 2002 (Vol. 2, Issue 4), S. 277 - 287.
- Adamsson, A., Bergdahl, L. und Vikström, M. (2002b): A Laboratory Study of the Effect of an Island to Extend Residence Time in a Rectangular Tank. 9th Int. Conf. Urban Storm Drainage. Global Solutions for Urban Drainage. Konferenz am 08. - 13. September, Portland, Oregon, USA. ISBN 0-7844-0644-8.
- Adamsson, A., Persson, J. und Lyngfelt, S. (1999): Numerical Simulation and Large-Scale Physical Modelling of Flow in a Detention Basin. 8th Int. Conf. Urban Storm Drainage. Vol. 3, Konferenz am 30. August - 03. September, Sydney, Australia. S. 1175 - 1183. ISBN 0-85825-718-1.
- ANSYS (2010): ANSYS FLUENT User's Guide Release 13.0. Canonsburg, PA.
- ATV-DVWK (1999): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – konstruktive Gestaltung und Ausrüstung, DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 166, Hennef, Juli 1999
- ATV-DVWK-M 176 (2001a): Hinweise und Beispiele zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. ATV-DVWK-Merkblatt 176, Hennef: GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., 113 S.
- ATV-DVWK-M 176 (2001b): Specifications and Examples for the Constructional Design and Supply of Structures for the Central Treatment and Retention of Rainwater. ATV-DVWK-Advisory Leaflet-176. Hennef, Germany: DWA German Association for Water, Wastewater and Waste, S. 113.
- BLfU (2008): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Brombach, H. und Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. KA Korrespondenz Abwasser, 4, 2003
- Dufresne, M. (2008): La modélisation 3D du transport solide dans les bassins en assainissement: du pilote expérimental à l'ouvrage réel. Strasbourg, Université Louis Pasteur Strasbourg, Institut National des Sciences Appliquées de Strasbourg, Diss.

- Dufresne, M., Vazquez, J., Terfous, A., Ghenaim, A. und Poulet, J.B. (2009): CFD Modeling of Solid Separation in Three Combined Sewer Overflow Chamber. In: Journal of Environmental Engineering, 2009 (Vol. 135, Nr. 9), S. 776 - 787.
- DWA-A 166, Entwurf (2010): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und – rückhaltung – konstruktive Gestaltung und Ausrüstung, DWA-Regelwerk, Entwurf - Arbeitsblatt A 166, Hennef, 2010
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, DWA-Regelwerk, Merkblatt M 153, Hennef, August 2007
- FGSV (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Entwässerung RAS-Ew, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Ausgabe 2005
- FGSV (2002): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten RiStWag, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Ausgabe 2002
- Fuchs et al. (2008): Bestimmung des Feststoffanfalls und der Korngrößenverteilung im Zulauf zur Grobfilteranlage Wallenbergstraße. Projekt im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, Projekt-Nr. 05/09-00418, unveröffentlicht.
- Fuchs, S., Lambert, B., Grotehusmann, D. (2010a): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. Umweltwiss Schad Forsch, 22, S. 661-667. 2010
- Fuchs et al. (2010b): Studie zur Effizienz von Maßnahmen der Regenwasserbehandlung in Berlin, Studie im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, April 2010, unveröffentlicht
- Fuchs, S.; Mayer, I. (2012): Untersuchungen zur Wirksamkeit von Schrägklärern am Beispiel von drei Anlagen zur Regenwasserbehandlung. Abschlussbericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe. August 2012, unveröffentlicht
- Geiger, W.F., Frehmann, T., Mietzel, T. und Ustohal, P. (2002): Vergleichende Modelluntersuchungen zur Wirkungsweise von Regenentlastungen - Resuspension der Sedimente in Regenbecken (Comparative Investigation Using Models for the Effectiveness of Storm Water Overflow Tanks - Resuspension of Solids in Storm Water Tanks) Essen, Germany, University of Duisburg Essen - Department Municipal Water- and Waste Management, GE 459/12-2 DGV, S. 1-40
- Grotehusmann et al. (2009): RBF Adlershof, Schlussbericht der Phase 1 und 2. Untersuchungsvorhaben im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe. Juni 2009, unveröffentlicht
- Hilliges, R. (2007): Entwicklung eines dezentralen Behandlungssystems für hochbelastete Verkehrsflächenabläufe im urbanen Raum. In Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität München (Bd. 193). München.
- Kasting, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation. TU Kaiserslautern
- Krauth, K., Klein, H. (1982): Untersuchungen über die Beschaffenheit der Oberflächenabflusses von Bundesautobahnen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 363. Bonn

- Krauth, K., Stotz, G. (1987): Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser beim Abfluss über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 509. Bonn
- Kraut, K., Stotz, G. (1994): Qualitativer und quantitativer Einfluss von Absetzanlagen auf den Betrieb von Versickerungsbecken. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 672. Bonn
- Laurien, E. und Oertel jr., H. (2009): Numerische Strömungsmechanik Grundgleichungen und Modelle - Lösungsmethoden - Qualität und Genauigkeit. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, ISBN 978-3-8348-0533-1.
- Lecheler, S. (2009): Numerische Strömungsberechnung. Wiesbaden: Vieweg+Teubner, ISBN 978-3-8348-0439-6.
- LfU (2005): Arbeitshilfen für den Umgang mit Regenwasser in Siedlungsgebieten, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Mai 2005
- MKULNV (2011): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 15. Auflage. Düsseldorf, 2011
- MNUL (1992): Technische Bestimmungen zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation, Ministerium für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein, November 1992
- Mourad, M., Bertrand-Krajewski, J. -L., & Chebbo, G. (2005). Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. Water Science and Technology, 51, S. 155-162.
- MUNLV (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren, Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – IV-9 031 001 2104 vom 26.05.2004
- Muth, W. (1992): Regenüberlaufbecken-Strömungsuntersuchung an Durchlaufbecken. In: Korrespondenz Abwasser, 39 (6), S. 910 - 915.
- OriginLab Corporation. (2007). Origin 8 Bedienungsanleitung.
- Pfeifer, R. (1998). Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. In Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH). München, Wien: Oldenbourg.
- Schade, H. und Kunz, E. (2007): Strömungslehre. Berlin: Walter de Gruyter GmbH & Co. KG, ISBN 978-3-11-018972-8.
- StaBu (2009): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Statistisches Bundesamt, Fachserie 19, Reihe 2.1, Wiesbaden 2009
- Stovin, R.V. und Saul, A.J. (1996): Efficiency Prediction for Storage Chambers Using Computational Fluid Dynamics. Water Science and Technology. Bd. Vol.33 No.9, S. 163-170.

- Terzioglu, K., Peter, A. und Sarfert, F. (1989): Regenklärbecken am Dianasee in Berlin, Ein Teilprojekt im Zusammenhang mit dem Sonderprogramm zur Verbesserung der Wassergüte der Berliner Seen. KA Korrespondenz Abwasser. 34. S. 1296-1302.
- Uhl et al. (2006): ESOG – Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer. November 2006
- Uhl, M., Maus, C. und Perrefort, T. (2009a): REBEWI Klärtechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung. Münster, Germany, University of Applied Sciences, Federal Ministry of Education and Research Germany BMBF Programme FH<sup>3</sup> Grant Number 1705X05.
- Uhl, M., Perrefort, T. und Maus, C. (2009b): REBEWI - Klärtechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung. Fachhochschule Münster, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft, BMBF Programm FH<sup>3</sup> FKZ 1705X05.
- US EPA. (2009). Urban Stormwater BMP Performance Monitoring Manual, Appendix B Assessment of Approaches to evaluating BMP performance.

## 8 Anhang

- A1 Einzelfallbetrachtung
- A2 Datentabellen Feststoffkenndaten
- A3 Datentabelle hydraulische Kenndaten
- A4 Dokumentationsbögen Erhebungsuntersuchung NRW
- A5 Dokumentationsbögen Erhebungsuntersuchung BW