

Ansätze zur Simulation von Sedimentationsanlagen zur zentralen Regenwasserbehandlung im Trennsystem

Gebhard Weiß

Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach, Steinstraße 7, 97980 Bad Mergentheim, Deutschland
g.weiss@uft-brombach.de

Kurzfassung

Das vorliegende Papier zeigt eine mögliche Vorgehensweise zur Simulation von Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau als Regenwasserbehandlungsanlagen für das Trennsystem. Es werden exemplarisch einige typische Ausführungen und Betriebsweisen untersucht und die Ergebnisse bezüglich der Entlastungsvolumina und der Entlastungsfracht an AFS_{Fein} analysiert. Es ergibt sich, dass die reine Sedimentationswirkung solcher Bauwerke recht gering ist und dass die Speicherwirkung ebenso wie die Art der Entleerung der Becken nach einem Regenereignis eine entscheidende Auswirkung auf die Entlastungsfracht haben. Ein künftiges Bemessungsverfahren sollte es gestatten, diese Effekte zu berücksichtigen.

Einleitung

Historisch gewachsen, gibt es in deutschen Kommunen sehr weitläufige „klassische“ Trennsysteme, deren Regenwasserkanäle zumeist direkt in das nächstgelegene Gewässer führen. Oft bedürfen diese einer Regenwasserbehandlung, zumal ein Entsiegeln von dafür geeigneten Flächen und ein dezentrales Versickern des Regenwassers nicht immer möglich sind und auch aus Kosten- und Wartungsgründen häufig zentrale Lösungen vorgezogen werden. Meist ist eine Behandlung durch Sedimentation in einem Regenklärbecken oder aber – bei weitergehenden Anforderungen – der Einsatz eines Bodenfilters das Mittel der Wahl.

Das vorliegende Papier untersucht die Möglichkeit, die Wirkung von Regenklärbecken als zentralen Sedimentationsanlagen mit einem Nachweisverfahren zu erfassen. In der Mischkanalisation ist seit Langem der Einsatz von Schmutzfrachtsimulationen im Nachweisverfahren Stand der Technik. Es liegt daher nahe, diese Vorgehensweise auch im Trennsystem für die Bemessung von Regenklärbecken und ebenso von anderen Sedimentationsanlagen anzuwenden. Standard ist dies jedoch bislang noch nicht; handelsübliche für das Mischsystem entwickelte Schmutzfrachtmodelle erfordern z. B. zur Simulation der diskontinuierlichen Entleerung des Beckens einige Kniffe. Darüber hinaus ist als bislang noch fehlender Baustein der Sedimentationsvorgang selbst zu beschreiben und zu modellieren. Dieses Verfahren erlaubt es jedoch erstmals, das Füllen und Entleeren des Beckens bei Regen und auch unterschiedliche Entleerungsszenarien nachzubilden und die Auswirkungen zu studieren.

Bisherige Bemessung von Regenklärbecken im DWA-Regelwerk

Bisher erfolgt nach dem deutschen DWA-Regelwerk die Bemessung von Regenklärbecken mit oder ohne Dauerstau (RKBoD, RKBmD) relativ pauschal: nach DWA-M 153 (2007) wird entschieden, ob eine solche Anlage unter Berücksichtigung des Verschmutzungspotenzials der Oberflächen und der Gewässerempfindlichkeit einen hinreichenden Grad der Regenwasserbehandlung liefert. Dann ist das RKB auf eine stationäre Oberflächenbeschickung von (üblicherweise) $q_A = 10 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem Zufluss von z. B. $q_{\text{krit}} = 15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ zu bemessen. Eine verbesserte Sedimentationswirkung kann man nach M 153 durch die Wahl höherer Werte für q_{krit} erreichen, z.B. 30 oder $45 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$. Dadurch ergeben sich günstigere Durchgangswerte, aber natürlich auch größere Bauwerke. DWA-A 166 (2013) gibt schließlich einige konstruktive Vorgaben, etwa über die Bauwerksproportionen.

Dieses Verfahren ist zwar pragmatisch, doch geht es von einer stationären Durchströmung des gefüllten Beckens mit diesem Zufluss aus und berücksichtigt so eine Reihe wichtiger Effekte gar nicht, etwa die Speicherung von Regenwasser im RKBoD oder im vorgeschalteten Volumen eines Regenwasserkanals, durch die die Entlastungshäufigkeit ganz drastisch reduziert wird. Auch wohin die Entleerung des RKB nach Regenende erfolgen soll – die Klarwasserzone ins Gewässer oder alles zur Kläranlage – ist in M 153 oder A 166 nicht festgelegt und wird zudem in einzelnen Bundesländern unterschiedlich gehandhabt. So ist es in Nordrhein-Westfalen vorgeschrieben, den gesamten Inhalt des RKBoD zur Kläranlage oder auf einen Bodenfilter zu leiten (NRW 2004). Im ersteren Fall nähern sich die Gegebenheiten stark denjenigen in einem Mischsystem, wo gleichfalls große Regenwassermengen auf der Kläranlage behandelt werden. Der Grundgedanke des Trennsystems, nämlich die separate Ableitung unterschiedlich stark verschmutzten Wassers, kommt dann kaum mehr zum Tragen.

Der Sedimentationsprozess in einem Regenklärbecken

Ein Regenklärbecken behandelt das durchströmende Wasser (im Unterschied zu einem Bodenfilter) rein sedimentativ, d.h. absetzbare Stoffe setzen sich dort als Schlamm ab. Wie effektiv dies geschieht, ist von der Sinkgeschwindigkeit und von der Aufenthaltszeit der Sedimentpartikel abhängig, die wiederum durch die Beckengröße und den Durchfluss bestimmt wird. Hinzu kommen Sekundäreffekte, vor allem die mikro- und makroskalige Turbulenz im Becken. Die mikroskalige Turbulenz sorgt für ein mehr oder weniger starkes Wiederaufmischen des sich absetzenden Materials. Die makroskalige Turbulenz zeigt sich in Form größerer Wirbel mit Rückström- bzw. Totwasserzonen, die von den Beckenproportionen und -abmessungen bestimmt werden. Diese führen zu hydraulischen Kurzschlüssen mit verringerter Aufenthaltszeit für das durchströmende Regenwasser. Beide Effekte verringern die Absetzwirkung.

Um den Sedimentationsvorgang zu beschreiben, kann man zunächst vereinfachend eine stationäre Durchströmung ansetzen, bei der der Zufluss Q_{zu} gleich dem Abfluss über den Klärüberlauf $Q_{KÜ}$ ist; beide Größen seien zeitlich konstant, ebenso die Zulauf- und Überlaufkonzentrationen C_{zu} und $C_{KÜ}$ in mg/l. Dann lässt sich der stationäre Wirkungsgrad η als reiner Konzentrationswirkungsgrad angeben:

$$\eta = 1 - \frac{C_{KÜ}}{C_{zu}} \quad (1)$$

Sind Abflüsse und Konzentrationen zeitlich veränderlich, etwa während eines Regenereignisses, müssen statt der Konzentrationen Frachten betrachtet werden, wobei im Zeitintervall von 0 bis T (z. B. über ein Regenereignis oder über ein ganzes Jahr) integriert wird:

$$\eta = 1 - \frac{\int_{t=0}^T (Q_{KÜ} \cdot C_{KÜ}) dt}{\int_{t=0}^T (Q_{zu} \cdot C_{zu}) dt} \quad (2)$$

Für die Sedimentation in Absetzbecken finden sich in der Literatur eine Reihe theoretischer Ansätze. Die bekannteste dürfte die Hazen-Theorie von 1904 sein, zitiert z.B. bei Camp (1946). Für ein ideales Sediment mit der Sinkgeschwindigkeit v_s in cm/s ist der stationäre Abscheidewirkungsgrad η nach Gl. (1) in folgender Weise von der zeitlich konstanten Oberflächenbeschickung $q_A = Q / (L \cdot B)$ abhängig (L und B sind die Länge und Breite der rechteckigen Sedimentationszone):

$$\eta = \min \left(1, \frac{v_s}{q_A} \right) \quad (3)$$

Sedimentpartikel, deren Sinkgeschwindigkeit v_s größer als die Oberflächenbeschickung q_A ist, werden also im Becken sedimentiert, Partikel mit geringerer Sinkgeschwindigkeit hingegen teilweise ausgetragen. Diese Formel ist dimensionslos, d.h. die Oberflächenbeschickung q_A (mit der Dimension einer Geschwindigkeit) wird mit der Sinkgeschwindigkeit v_s skaliert. Eine doppelt so große Oberflächenbeschickung führt also bei Sediment mit der doppelten Sinkgeschwindigkeit zum gleichen Wirkungsgrad.

Durch die erwähnte Wirkung der klein- und großskaligen Turbulenz wird diese theoretische Abscheidewirkung in einem realen Becken jedoch nicht erreicht. In Weiß (2014b) sind eine Reihe theoretischer Ansätze und Modelluntersuchungen zusammengestellt, die diesen Effekt untersuchen bzw. berücksichtigen. Fair und Geyer (1954) geben folgende Formel für den Abscheidewirkungsgrad an:

$$\eta = 1 - \left(1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{v_s}{q_A} \right)^{-n} \quad (4)$$

wobei n (dimensionslos) ein so genannter Kurzschlussfaktor der Absetzanlage ist, der zwischen 1 (schlechte Absetzbedingungen, z.B. Kurzschlussströmungen im Becken) über 3 (mittlere Bedingungen) bis 5 (sehr gute Bedingungen) variieren kann. Formel (4) findet sich in einer Reihe von Designempfehlungen wieder (USA,

Schweiz) und soll – unter Ansatz eines „pessimistischen“ Parameters $n = 1$ – auch im Folgenden zur Beschreibung des Absetzvorganges in einem RKB verwendet werden.

Vorgehensweise bei der Simulation eines Regenklärbeckens

Als Basis wurde das bekannte kommerzielle Schmutzfrachtmodell KOSIM in der älteren Version V 6.0 verwendet, bei dem allerdings von den (mischwasserspezifischen) Schmutzroutinen kein Gebrauch gemacht wurde. Dieses Modell wurde ursprünglich für Mischsysteme mit kontinuierlichem Drosselabfluss aus allen Regenbecken entwickelt, kann aber mit einigen Kunstgriffen auch die für RKBöD typische diskontinuierliche Entleerung simulieren. Einige spezielle Modellbausteine, etwa zur Sedimentation im Becken, entstanden in Excel-VBA, mit dem auf die KOSIM-Ganglinien im CSV-Format zugegriffen werden kann. Die Simulation arbeitet mit einer 30-jährigen synthetischen ortsspezifischen Niederschlagsreihe. Nicht berücksichtigt wird in der vorliegenden Studie der Fall, dass im Regenwasserkanal des Trennsystems kontinuierlich fließendes Fremdwasser zum Abfluss kommt. Auch Fehlanlüsse von Schmutzwasser an den Regenwasserkanal seien ausgeschlossen.

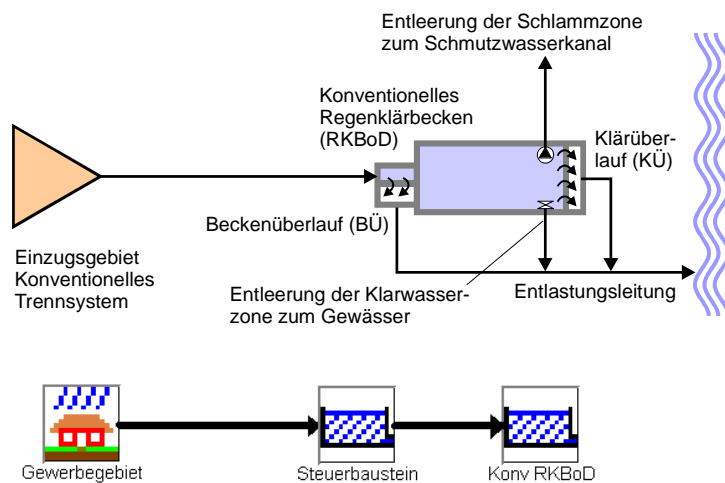


Bild 1: Schematisches System und resultierendes Systembild eines RKBöD in KOSIM 6.0

Das Füllen und Überlaufen des RKBöD werden durch die Standard-KOSIM-Funktionen modelliert. Für die korrekte Simulation der über Klär- und Beckenüberlauf fließenden Wassermengen – das über den KÜ entlastete Wasser ist behandelt, das über den BÜ jedoch nicht – müssen die hydraulischen Daten der beiden Schwellen (z.B. Wehr und Schlitz) in KOSIM als benutzerdefinierte Kennlinien angegeben werden, etwa nach der Poleni-Wehrformel. Die KOSIM-Standardeinstellungen sind hier nicht ausreichend.

Zur Simulation der Entleerung des RKBöD erst nach Regenende gibt es einen vorgeschalteten Steuerbaustein, der als Abflussmessung dient, indem er den aus dem Einzugsgebiet kommenden Zufluss $Q_{zu}(t)$ in einen fiktiven Wasserstand $h(t)$ umsetzt. Der Baustein wird dazu als fiktives 2 m tiefes Fangbecken mit einem Volumen von 10 m^3 definiert und erhält eine im unteren Teil lineare, benutzerdefinierte $Q(h)$ -Drosselkennlinie. Ein Knick bei $h = 2 \text{ m}$ gewährleistet, dass auch sehr große Zuflüsse insgesamt durch die „Drossel“ zum RKBöD gehen und der Baustein nicht überläuft. Der Wasserstand h im Steuerbaustein stellt sich nach kurzer Verzögerung (Auffüllen der 10 m^3) gemäß der $Q(h)$ -Kennlinie ein, bei einem Zufluss von z. B. 1 l/s wird hier $h = 0,1 \text{ m}$.

Weiterhin braucht KOSIM für das eigentliche RKBöD eine Angabe über den Drosselabfluss. Standardmäßig ist dieser (für Becken im Mischsystem) konstant. Es gibt jedoch die Option, dass der Abfluss in Abhängigkeit vom Wasserstand $h(t)$ in einem anderen Becken (hier dem Steuerbaustein) festgelegt wird. KOSIM benötigt hierfür eine benutzerdefinierte Kennlinie, die auch rückspringend sein darf (Bild 2). Zusammen mit der Einstellung des Steuerbausteins wird so erreicht, dass bei einem Zufluss $> 1 \text{ l/s}$ der Drosselabfluss von 5 l/s auf 0 l/s heruntergeht. Eine kleine Rampe vermeidet Unstetigkeiten. Der Drosselabfluss geht hier wie auch bei RÜB im Mischsystem zur Kläranlage.

Durch diese Einstellung erreicht man folgendes Verhalten: Bei Trockenwetter ist der Zufluss Null und der Drosselabfluss gleich dem Zufluss, aber maximal 5 l/s (damit entleert sich ein eventueller Restinhalt im Regenklärbecken). Kommt ein auch nur geringer Regen auf, so ist der Zufluss nach einigen Zeitschritten $> 1 \text{ l/s}$ und die Drossel „schiebert ab“, der Drosselabfluss wird zu Null. Das Becken füllt sich; bei Erreichen der KÜ-Schwelle beginnt es überzulaufen und wenn dann der Zufluss den Wert Q_{krit} übersteigt, springt auch der Beckenüberlauf an. Beide Überläufe werden von KOSIM automatisch bilanziert, ebenso der Abfluss zur Kläranlage. Nach Ende des Regens ist der Zufluss wieder Null, das RKB entleert sich dann mit konstant 5 l/s zur Kläranlage.

Eine VBA-Routine greift auf die KOSIM-Ergebnisfiles mit den aufintegrierten Entlastungsvolumina $VQ_{KÜ}$ und $VQ_{BÜ}$ sowie VQ_{Dr} zu und bilanziert diese als behandelt oder unbehandelt. Zum anderen arbeitet diese Routine aber auch die CSV-Gangliniendatei des Klärüberlaufs mit der Langzeitganglinie $Q_{KÜ}(t)$ ab. Es wird angesetzt, dass das RKB zu jedem Zeitpunkt quasistationär mit dem dann herrschenden Zufluss $Q_{KÜ}(t)$ durchströmt wird. Für das im Regenwasser befindliche Sediment wird eine Gesamtkonzentration C und eine Sinkgeschwindigkeitsverteilung angenommen und diese in Fraktionen aufgeteilt, deren jede eine maßgebende Sinkgeschwindigkeit $v_{s,i}$ hat und für die für jeden Zeitpunkt t mittels Gl. (4) jeweils ein Fraktionswirkungsgrad $\eta_i(t)$ und eine anteilige Fracht $SF_i(t)$ am Klärüberlauf bestimmt werden kann. Daraus können durch Summation und Integration die Gesamtfracht und auch ein Gesamt-Jahreswirkungsgrad bestimmt werden.

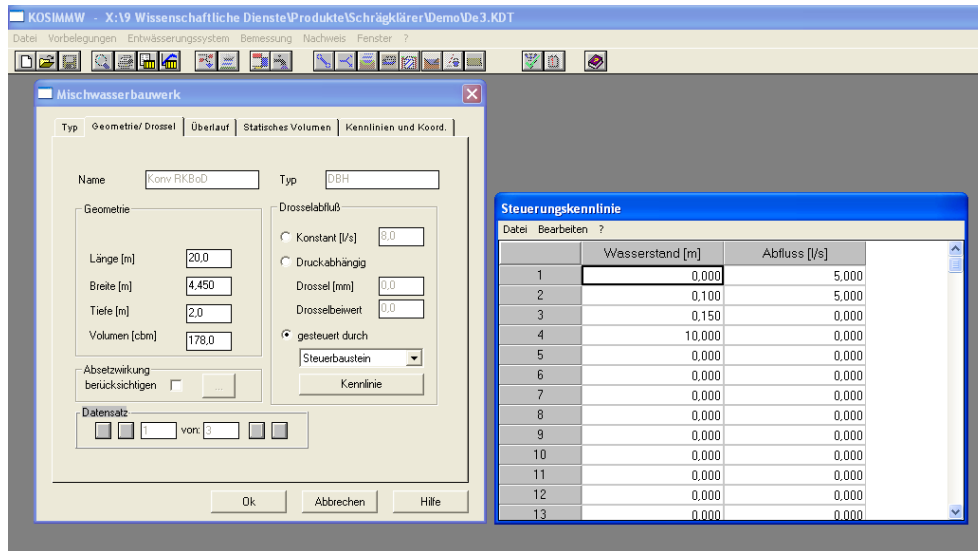


Bild 2: Einstellung des Bausteins für das RKB_{oD} (Typ: Durchlaufbecken im Hauptschluss, DBH). Hier folgt der Drosselabfluss mit einer rückspringenden Steuerungskennlinie dem „Wasserstand“ im Steuerbaustein. Der Knickpunkt der Drosselkennlinie bei $h = 0,10$ m korrespondiert zu einem Zufluss von 1 l/s.

Es ist auch möglich, eine zeitverzögerte Entleerung simulieren. Dazu kann in KOSIM für das fiktive Becken „Steuerbaustein“ ein (nicht mitbilanziertes) Parallelsystem mit eigenem fiktivem Einzugsgebiet aufgebaut werden; der „Drosselabfluss“ definiert die Verzögerungszeit. Die Drosselung des eigentlichen RKB_{oD} erfolgt gesteuert mit einer rückspringenden Kennlinie wie oben. Diese Variante wurde hier jedoch nicht weiter untersucht.

Kritikpunkte

Einige wichtige Kritikpunkte seien bereits hier erwähnt:

1) Das derzeit in Arbeit befindliche neue DWA-Arbeitsblatt A 102 (Schmitt 2012) wählt als künftigen Leitparameter für die Regenwasserbehandlung in Misch- und Trennsystemen die Absetzbaren festen Stoffe mit einem Korndurchmesser $< 63 \mu m$ (AFS_{Fein}). Für dieses Sediment wurde bei Weiß (2014b) eine Verteilungsfunktion der Sinkgeschwindigkeit aufgestellt (Bild 3), die der Simulation zugrunde liegt.

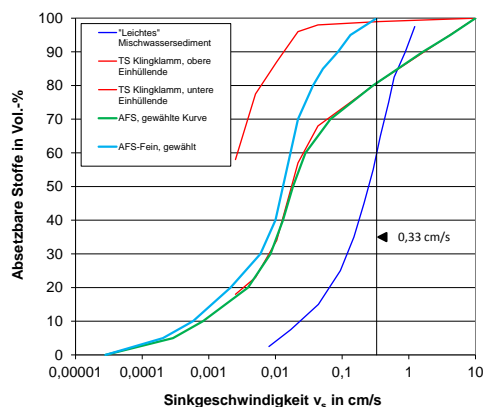


Bild 3: Verteilungskurven der Sinkgeschwindigkeit für AFS und AFS_{Fein} in Regenabfluss von Trennsystemen

Stützstellenwerte der Kurven			Fraktionierung AFS-Fein		
Vol.-%	AFS v_s in cm/s	AFS-Fein v_s in cm/s	Fraktion	Breite in %	Mittlere Sinkgeschw. v_s in cm/s
100	10,00000	0,33000	95-100	5	0,23168
95	4,21697	0,13335	90-95	5	0,10997
90	1,63117	0,08660	80-90	10	0,06156
85	0,68786	0,05158	70-80	10	0,02913
80	0,29007	0,03652	60-70	10	0,01927
70	0,06683	0,02175	50-60	10	0,01487
60	0,02818	0,01679	40-50	10	0,01148
50	0,01830	0,01296	30-40	10	0,00798
40	0,01296	0,01000	20-30	10	0,00404
30	0,00841	0,00596	10-20	10	0,00135
20	0,00387	0,00211	5-10	5	0,00039
10	0,00082	0,00058	0-5	5	0,00012
5	0,00029	0,00021			
0	0,00003	0,00003			

Diesem Ansatz liegt eine unausgesprochene Annahme zugrunde, dass nämlich jede Fraktion mit einer bestimmten Korngröße eine eindeutige zugehörige Sinkgeschwindigkeit hat (die hier wegen des sehr feinen Materials

sehr gering ist). In Wirklichkeit zeigten jedoch verschiedene eigene Beobachtungen, dass sich Sediment aus dem Regenwasserkanal vielfach spontan zu Flocken verklebt, die gut absetzbar sind, und daher die tatsächliche Sedimentationswirkung oft besser ist als mit obiger Sinkgeschwindigkeitsverteilung vorhergesagt. Die Modellierung liegt also mehr oder weniger stark auf der sicheren Seite und unterschätzt die erreichbaren Wirkungsgrade.

2) Als erste Näherung wird eine konstante Schmutzkonzentration im Regenabfluss angenommen. Hier wurde beispielhaft für einen Mix aus Oberflächen mit unterschiedlich hohem Schmutzpotenzial für eine abflusswirksame Jahresniederschlagshöhe von $h_{N,a,eff} = 560 \text{ mm/a}$ eine AFS_{Fein} - Konzentration von 85 mg/l angesetzt, entsprechend einem Stoffabtrag von $476 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$. Dieses Schmutzdargebot wird auch bei anderen Niederschlagshöhen angesetzt (es wird angenommen, dass das Schmutzdargebot und nicht die Zulaufkonzentration die konstante Rechengröße ist). Beobachtungen verschiedener Autoren (z.B. Eyckmanns-Wolters et al. 2012) zeigen jedoch, dass mit größeren Zuflüssen wegen der stärkeren Schleppkraft sowohl die Sedimentkonzentrationen als auch die mittlere Sinkgeschwindigkeit des transportierten Sedimentes signifikant ansteigen. Das ist bislang noch nicht eingearbeitet, sollte aber in einer Weiterentwicklung des Modells berücksichtigt werden.

Ergebnisse einer Beispielberechnung

Ein Beispiel für die Ergebnisdarstellung zeigt Bild 4. Hier wurde für ein willkürlich angenommenes Einzugsgebiet ein Regenklärbecken ohne Dauerstau nach den bisherigen Regeln der Technik (DWA-M 153 (2007), DWA-A 166 (2013)) angesetzt.

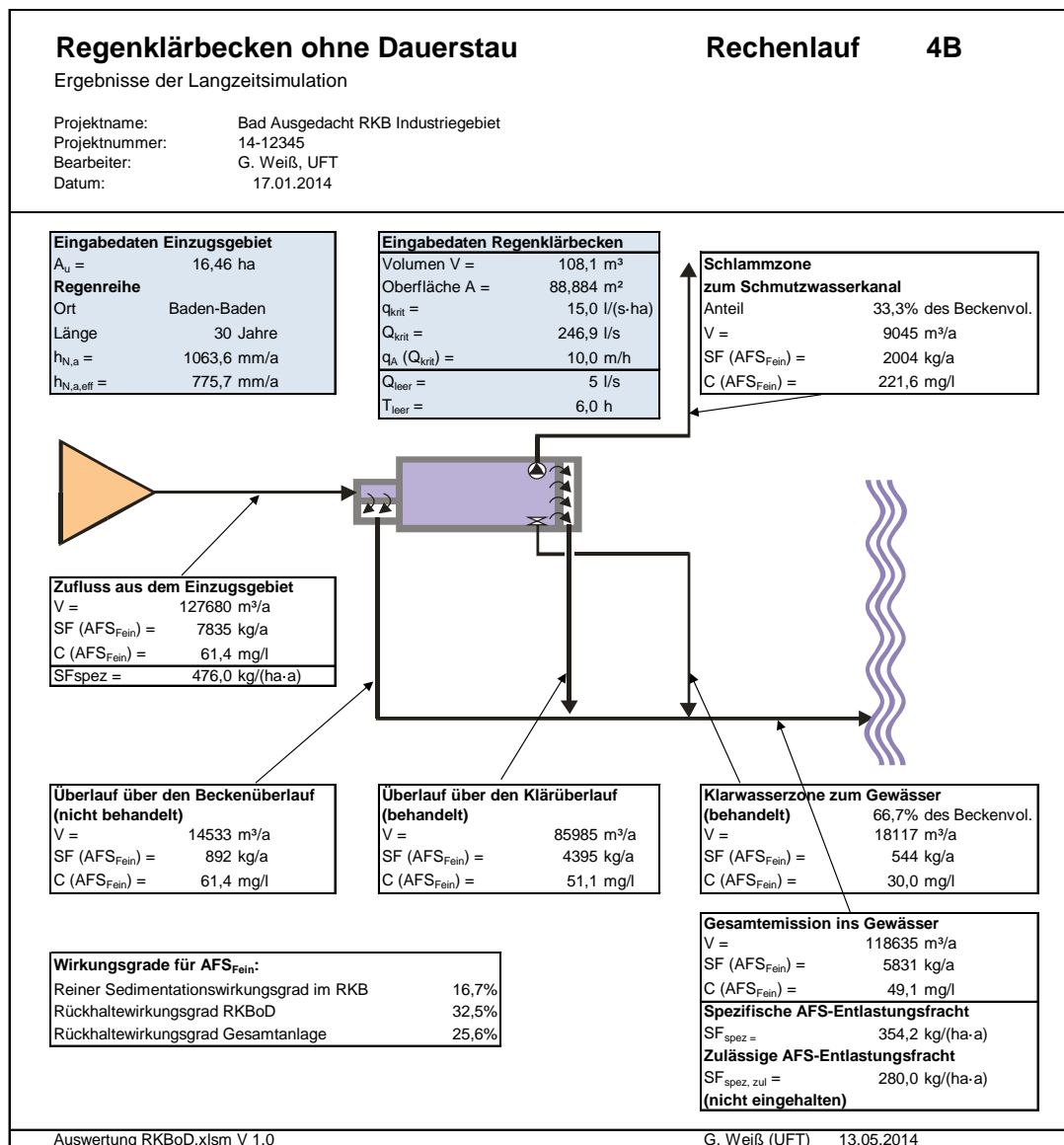


Bild 4: Typisches Ergebnis der Simulation eines Regenklärbeckens ohne Dauerstau, hier nach den Vorgaben aus der neuen Ausgabe des Arbeitsblattes DWA-A 166 (2013) bemessen

Es wurden verschiedene Konfigurationen von RKBoD nachgerechnet, wobei die Basis ein Becken mit einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 10 \text{ m/h}$ bei $q_{\text{krit}} = 15 \text{ l/(s·ha)}$ ist, das nach den in A 166 (2013) geforderten Proportionen¹ ein Volumen der Sedimentationskammer von $108,1 \text{ m}^3$ hat. Zunächst wurde der Einfluss verschiedener Regenreihen getestet. Rechenlauf 2B untersucht sodann die Auswirkung einer verringerten Oberflächenbeschickung durch Verwendung einer größeren Sedimentationskammer bei gleichem kritischem Zufluss. Die Läufe 5B und 6B untersuchen, wie sich ein eingestautes Zusatzvolumen vor dem RKB (etwa im Regenwasserkanal) auswirkt, Rechenlauf 7B schließlich setzt den Drosselabfluss des RKB zu Null und simuliert damit ein RKB mit Dauerstau. Hierbei wurde aus Vergleichsgründen dasselbe Volumen wie für die RKBoD-Rechenläufe angesetzt; nach A 166 (2013) gilt für ein RKBmD jedoch eine Mindestbeckentiefe, die hier nicht eingehalten ist. Tabelle 1 stellt die Rechenläufe und die berechneten Wirkungsgrade zusammen. Bei allen Rechenläufen beträgt die versiegelte Fläche des Einzugsgebietes $A_U = 16,46 \text{ ha}$. Wichtig ist noch die Entleerung der RKBoD: es wurde jeweils angesetzt, dass $2/3$ des Beckeninhalts nach jedem Regen als Klarwasserzone ins Gewässer geleitet werden (mit einer pauschalen Restverschmutzung von $30 \text{ mg/l AFS}_{\text{Fein}}$), das restliche Drittel aber samt dem abgesetzten Schlamm zur Kläranlage gelangt (andere Entleerungsstrategien siehe unten).

Tabelle 1: Ergebnisse der Simulation

Rechenlauf	Bemessungs-Oberflächenbeschickung q_A in m/h bei $q_{\text{krit}} = 15 \text{ l/(s·ha)}$	RKB Sedimentationskammer	Vorgeschaltetes Speichervolumen	Regenreihe, Jahresniederschlagshöhe h_N in mm/a	Ins Gewässer gelangtes Volumen in m^3/a	Zur Kläranl. geleitetes Volumen in m^3/a	Ins Gewässer gelangte AFS_{Fein} -Fracht in kg/a	Zur Kläranl. geleitete AFS_{Fein} -Fracht in kg/a	AFS_{Fein} -Wirkungsgrad der Gesamtanlage in %	AFS_{Fein} -Sedimentationswirkungsgrad in %
4B	10	$108,2 \text{ m}^3$	0 m^3	B, 1063,6	118635	9045	5831	2004	25,6	16,8
4F	10	$108,2 \text{ m}^3$	0 m^3	F, 828,7	86680	6814	5892	1943	24,8	13,4
4K	10	$108,2 \text{ m}^3$	0 m^3	K, 676,8	81935	3696	6203	1631	20,8	15,3
2B	4	$445,0 \text{ m}^3$	0 m^3	B, 1063,6	112607	15073	4865	2971	37,9	26,2
5B	10	$108,2 \text{ m}^3$	500 m^3	B, 1063,6	111229	16451	5148	2687	34,3	16,1
6B	10	$108,2 \text{ m}^3$	1000 m^3	B, 1063,6	108380	19301	4856	2980	38,0	16,4
7B	10, RKBmD	$108,2 \text{ m}^3$	0 m^3	B, 1063,6	127677	0	6429	0	17,9	20,3

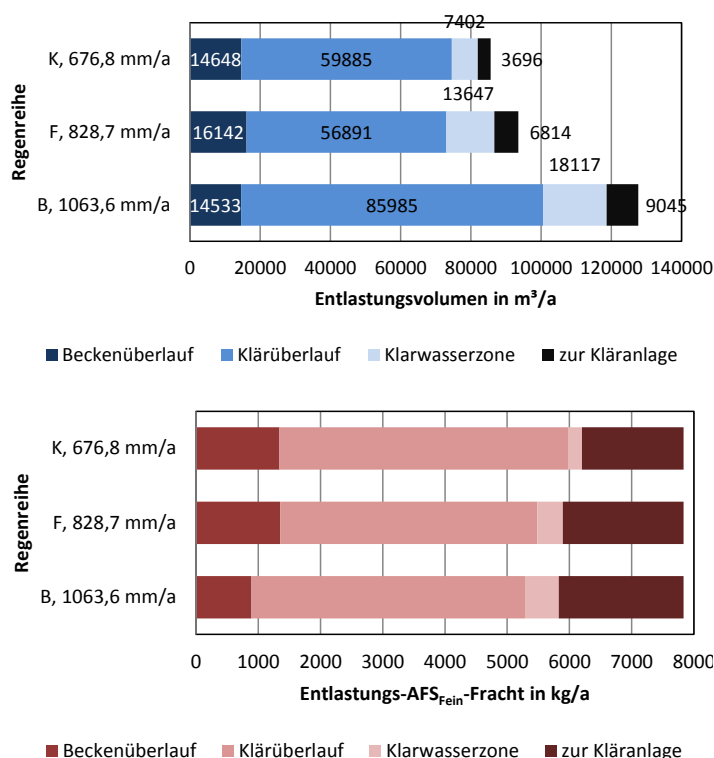


Bild 5: Untersuchung des Einflusses verschiedener Regenreihen

einer kritischen Regenspende von 15 l/(s·ha)). Für 4 m/h ist natürlich eine deutlich größere Sedimentationskammer (445 m^3 gegenüber $108,1 \text{ m}^3$) erforderlich; es ergibt sich ein ca. 4-faches Beckenvolumen. Erwartungsgemäß

Zunächst wurde in mehreren Rechenläufen (4B, 4F, 4K) der Einfluss von drei Regenreihen B, F und K untersucht (Bild 5). Die unterschiedlichen Jahresniederschlagshöhen dieser Reihen führen naturgemäß zu unterschiedlichen Jahresabflussvolumina, die sich jedoch je nach Verteilung der Starkregen unterschiedlich auf Klär- und Beckenüberlauf verteilen. Die Reihe F führt trotz geringerer Regenhöhe offenbar zu etwas größeren Entlastungsvolumina über den BÜ. – Da dasselbe Schmutzdarangebot angesetzt wurde, variieren die Entlastungsfrachten weniger als die Volumina. Tendenziell sieht es interessanterweise so aus, dass mit abnehmender Jahresniederschlagshöhe mehr Schmutz entlastet wird (anders als man es nach bisherigen Erfahrungen aus dem Mischsystem vermuten möchte). Ob das verallgemeinert werden kann, ist jedoch unklar. Die Abweichung der Entlastungsfracht nur infolge unterschiedlicher Regenreihen liegt hier in der Größenordnung von $6,4 \%$.

Bild 6 zeigt den Einfluss der Bemessungs-Oberflächenbeschickung (Auslegung auf $q_A = 10 \text{ m/h}$ bzw. 4 m/h bei

¹ In der neuen Ausgabe DWA-A 166 (2013) gibt es geringe Änderungen der Beckenproportionen gegenüber der älteren Ausgabe ATV-DVWK-A 166 (1999). Insbesondere wird bei RKBoD keine Mindestwassertiefe von 2 m mehr gefordert.

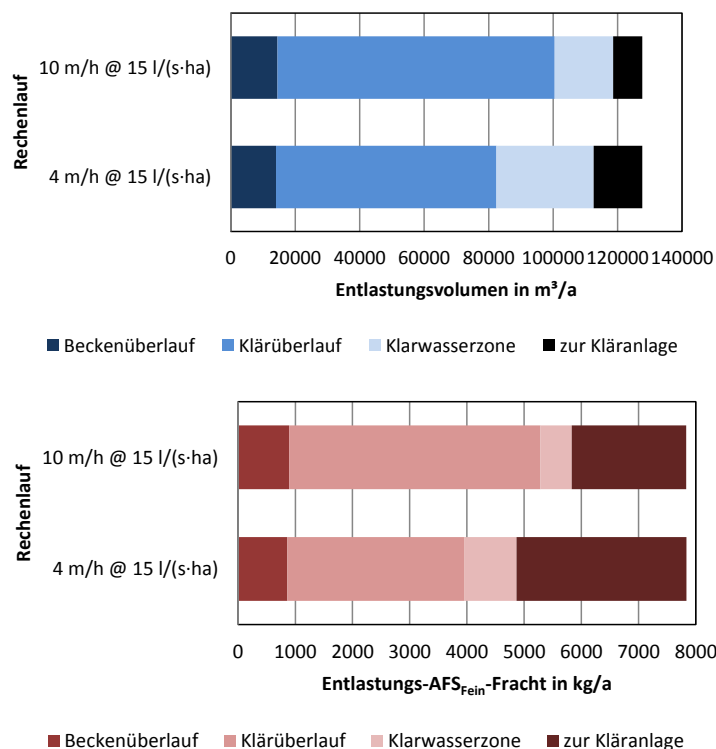


Bild 6: Untersuchung einer unterschiedlich großen Bemessungs-Oberflächenbeschickung (und damit einer unterschiedlich großen Sedimentationskammer)

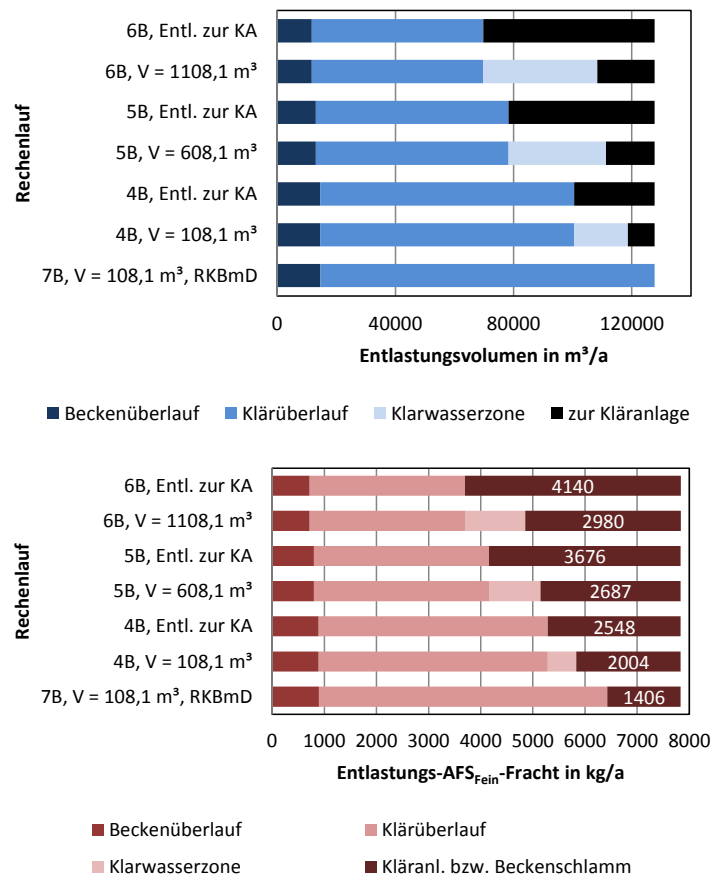


Bild 7: Untersuchung unterschiedlicher vorgeschalteter Speichervolumina und verschiedener Entleerungsszenarien

sind dabei die Entlastungsvolumina und auch -frachten deutlich geringer, eine Folge des effektiveren Absetzvorganges bei geringerer Oberflächenbeschickung, aber zugleich auch des Speichereffektes.

Um zu sehen, wie sich der Speichereffekt alleine (ohne gleichzeitig verbesserte Sedimentation in einem größeren Becken) auswirkt, wurde in den Rechenläufen 5B und 6B Stauraumvolumen von 500 m³ bzw. 1000 m³ vorgeschaltet, das sich bei Regen füllt und danach via Klarwasser- oder Schlammzone ins Gewässer bzw. zur Kläranlage entleert wird. Dieses Volumen ist selbst aber nicht absetzwirksam, d. h. Sedimentation findet nur in der 108,1 m³ großen Sedimentationskammer statt. Wie erwartet verringert solches Volumen die Entlastungstätigkeit deutlich, weil z.B. sehr kleine Regen gar nicht zum Überlaufen des RKB führen (Vergleich der Balken für die Rechenläufe 4B, 5B und 6B in Bild 7).

Wird, anders als in den Rechenläufen direkt angesetzt, das Beckenvolumen à la NRW nach jedem Ereignis in Gänze zur Kläranlage entleert, verringert sich dadurch natürlich die ins Gewässer gelangte Entlastungswassermenge und -fracht entsprechend, wie man am Vergleich der Balken in Bild 7 unmittelbar sehen kann. – Nicht variiert wurden die Höhe des Entleerungsabflusses (und damit die Entleerungszeit) sowie eine mögliche Wartezeit nach einem Regen vor Entleerung des Beckens. Es ist jedoch zu erwarten, dass auch diese Größen einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse haben.

Um Ergebnisse für unterschiedliche Einzugsgebietsgrößen vergleichen zu können, bietet sich die Betrachtung der spezifischen Jahresentlastungsfracht in kg/(ha·a) an. Im Zuge der derzeitigen Bearbeitung des DWA-Arbeitsblattes A 102 (Schmitt 2012) ist hier ein Grenzwert von 280 kg/(ha·a) AFS_{Fein} im Gespräch. In Bild 8 kann man sehen, dass diese Grenze auch durch Nutzen von Speichervolumen im Netz eigentlich nur dort erreicht werden kann, wo das RKB-Volumen zu einem großen Teil zur Kläranlage abgewirtschaftet wird. Das liegt natürlich im Wesentlichen an der insgesamt recht ineffektiven Sedimentation der schwer absetzbaren AFS_{Fein} in der Beckenkammer. In A 102

wird jedoch auch das Schmutzpotezial der Oberfläche eingehen (Schmitt 2012). Geringer verschmutzte (aber dennoch behandlungsbedürftige) Regenabflüsse weisen dann weniger als die hier exemplarisch angesetzten 476 kg/(ha·a) Stoffabtrag auf und haben damit auch geringere Zulaufkonzentrationen, so dass dann ein RKB die 280 kg/(ha·a) zu erreichen gestattet und so eine hinreichende Regenwasserbehandlung darstellt.

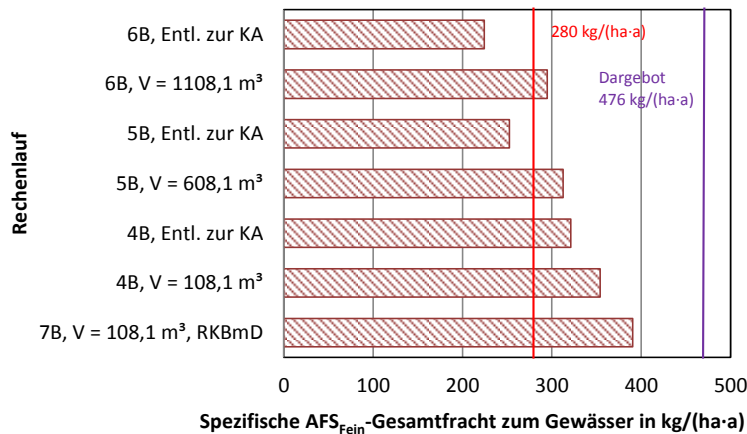


Bild 8: Spezifische Entlastungsfrachten der untersuchten Rechenläufe

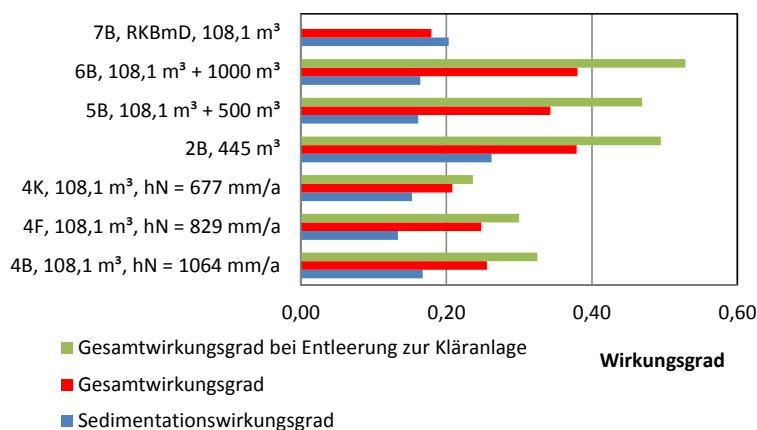


Bild 9: Wirkungsgrad des Sedimentationsprozesses im RKB und Gesamtwirkungsgrad für AFS_{Fein} bei teilweiser und ganzer Entleerung zur Kläranlage

Bild 9 zeigt die direkten Sedimentationswirkungsgrade (ohne Speichereffekt auf der Basis der mittleren Entlastungs- und Zulaufkonzentrationen), die hier mit ca. 16 % recht niedrig sind. Lediglich bei Vergrößerung der Beckenkammer (Rechenlauf 2B) steigt der Sedimentationswirkungsgrad auf 26 % an. Er variiert jedoch auch zwischen Rechenläufen mit unterschiedlichen Regenreihen. Die in Bild 9 ebenfalls dargestellten Gesamtwirkungsgrade sind deutlich größer und zeigen den starken Effekt der Speicherung. Werden die Becken nach jedem Regen komplett zur Kläranlage entleert, steigert dies den Wirkungsgrad nochmals beträchtlich – aber es wird viel nur gering verschmutztes Wasser dorthin geleitet.

Ein Vergleich mit Untersuchungsprogrammen an realen RKB wurde in Weiß (2014b) kurz angerissen. Dort konnte gezeigt werden, dass die hier berechneten Wirkungsgrade durchaus realistische Größenordnungen ergeben. Dennoch konnte dieser Vergleich bislang nicht weiter verfolgt werden. Dazu wäre es nötig, die untersuchten RKB (meist RKBmD) mit ihren hydrologischen Daten zu simulieren. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass nur wenige Untersuchungsprogramme Daten über AFS_{Fein} angeben.

Schlussfolgerungen

Aus den exemplarischen Simulationsergebnissen der vorliegenden Studie können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden, die teilweise auch für die künftige Beurteilung eines hinreichenden Grades der Regenwasserbehandlung im Zuge des A 102 wichtig sind:

- Das bisherige Standardverfahren „Regenklärbecken mit oder ohne Dauerstau“ zur Behandlung von Regenabflüssen aus Trennsystemen ist relativ ineffektiv. Die Gesamtwirkungsgrade aus Sedimentation plus Speicherung liegen bei nur ca. 20-35 %, der reine Sedimentationswirkungsgrad ist < 20 %. Größere Gesamtwirkungsgrade lassen sich nur dort erreichen, wo der Inhalt verhältnismäßig großer RKB nach jedem Regen zur Kläranlage (oder in eine andere Reinigungseinrichtung mit sehr gutem Wirkungsgrad) abgewirtschaftet wird.
- Die bisherigen Kriterien für eine ausreichende Regenwasserbehandlung bei Normalanforderungen gehen von einer idealisierten stationären Durchströmung des RKB mit dem kritischen Abfluss aus, berücksichtigen aber auch dabei den Absetzprozess nicht. Sie sind daher zu grob, um zu der im künftigen DWA-Arbeitsblatt A 102 avisierten Zielgröße "Zulässige spezifische AFS_{Fein}-Entlastungsfracht", z.B. < 280 kg/(ha·a), zu passen. Es ist daher technisch richtig, diese Kriterien künftig zu ändern.

- Bislang konnte die Qualität der Regenwasserbehandlung rechnerisch nur durch die Wahl der Beckengrundfläche (und damit der Oberflächenbeschickung bei gegebenem Bemessungszufluss Q_{krit}) beeinflusst werden. Die Simulation zeigt jedoch, dass die Entlastungsfracht als künftige Zielgröße auch durch folgende Effekte sehr stark bestimmt wird:
 - Verschmutzung der Oberfläche (wurde hier nicht variiert, ist in A 102 aber vorgesehen)
 - Ortsspezifisches Niederschlagsgeschehen
 - Spezifisches Volumen (nicht nur die Beckengrundfläche!) des RKB und eventuell vorgeschalteter Kanäle, Berücksichtigung der Speicherwirkung
 - Betriebsweise und Entleerungsstrategie des Beckens (Entleerung teils oder ganz zur Kläranlage oder RKBmD ohne Entleerung)
 Diese Effekte sollten daher in einem künftigen Bemessungsverfahren erfasst werden können. Pauschale Gesamtwirkungsgrade für bestimmte Bauwerkstypen und Betriebsweisen erscheinen zu grob.
- Für die Sedimentationswirkung wurde eine Reihe von Annahmen getroffen, z.B. die quasistationäre Durchströmung, eine Sinkgeschwindigkeitsverteilung der AFS_{Fein}-Fraktionen und eine Absetzwirkung des Beckens für eine bestimmte Fraktion in Abhängigkeit von Oberflächenbeschickung und Sinkgeschwindigkeit. Diese Annahmen sind mit größeren Unsicherheiten behaftet. Es erscheint daher zulässig und sinnvoll, für künftige Simulationszwecke vereinfachte und robuste, auf der sicheren Seite liegende Zusammenhänge festzulegen, etwa als mittlerer Jahres-Sedimentationswirkungsgrad abhängig von der spezifischen Beckengrundfläche. Man könnte dann per Simulation unter Berücksichtigung der Betriebs- und Entleerungsweise des Beckens und unter Ansatz der örtlichen Regenreihe die Volumina für BÜ, KÜ, Klarwasser- und Schlammzone wie in Bild 7 oben berechnen, eine AFS_{Fein}-Konzentration ansetzen und diese für den KÜ mit dem Jahres-Sedimentationswirkungsgrad abmindern, um so ohne detaillierte Simulation auf die AFS_{Fein}-Frachten wie in Bild 7 unten zu kommen.
- Grundsätzlich eignet sich eine Simulation in der gezeigten Weise auch zum Vergleich eines RKB mit innovativen Lösungen, z.B. Schrägklärer (zum Nachrüsten in der Beckenkammer, vgl. Fuchs et al. 2014, oder auch als kleine, kontinuierlich betriebene Schrägkläreranlagen im Zusammenhang mit der Speicherwirkung im Regenwasserkanal, vgl. Weiss 2014a). Auch andere Verfahrensschritte (speziell Bodenfilter, ggf. für Teilstrombehandlung) lassen sich hier ohne Weiteres integrieren. Dann ließen sich auch „ketzerische“ Fragen beantworten: Baut man besser ein RKB mit gering wirksamer Behandlung, aber fast des gesamten Regenabflussvolumens, oder besser einen kleinen RBF mit Teilstrombehandlung, dessen Überlauf dann jährlich relativ viel ungeklärt ins Gewässer lässt, was aber durch die hohe Qualität des Filterablaufs kompensiert wird?

Literatur

- ATV-DVWK-A 166 (1999): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. DWA-Arbeitsblatt (überholt).
- Camp, T. R. (1946): Sedimentation and the design of settling tanks. *ASCE Transactions*, Vol. 111, pp. 895-936.
- DWA-A 166 (2013): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. DWA-Arbeitsblatt.
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA-Merkblatt.
- Eyckmanns-Wolters, R., Kemper, M., Fuchs, S. (2012): Wirkung von Regenbecken in Trenn- und Mischsystemen. Wassertage Münster, FH Münster.
- Fair, G.M., Geyer, J.C. (1954): Water supply and waste-water disposal. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Fuchs, S., Mayer, I., Haller, B., Roth, H. (2014): Lamella settlers for storm water treatment – performance and design recommendations. *Water Science and Technology*, Vol. 69, No. 2, pp. 278-285.
- NRW (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.
- Schmitt, Th. (2012): Weiterentwicklung des DWA-Regelwerks für Regenwetterabflüsse. Ein Werkstattbericht. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 59. Jhg., Nr. 3.
- Weiss, G. (2014a): Innovative use of lamella clarifiers for central stormwater treatment in separate systems. *Water Science and Technology*, Vol. 69, No. 8, pp. 1606-1611.
- Weiß, G. (2014b): Sedimentation in rechteckigen Durchlauf- und Regenklärbecken. 13. DWA-RegenwasserTage, Dresden, 01.07.-02.07.2014.