

Untersuchungen zur Dynamik der Feststoffsedimentation in Absetzbecken

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doktorin der technischen Wissenschaften (Dr.techn.)
an der Fakultät für Bauingenieurwissenschaften
der Technischen Universität Graz

Eingereicht von
Dipl.-Ing. Rita Vicuinik

Gutachter:
Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Harald Kainz

Zweitgutachter:
Prof. Dr.-Ing. habil. Hansjörg Brombach

Drittgutachter:
Priv.-Doz. Dr. Thomas Ertl

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtliche und inhaltlich entnommene Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Graz, am 18.04.2012

.....

(Unterschrift)

DANKSAGUNG

Auf persönlicher Ebene möchte ich vor allem zwei wunderbaren Menschen in meinem Leben danken, die immer für mich da sind und auch in Ausnahmesituationen eine große Stütze sind: meine Mama und mein liebster Arthur.

Für die Ermöglichung und Betreuung meiner Dissertation möchte ich mich bei Herrn Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Harald Kainz herzlichst bedanken. Ich weiß es sehr zu schätzen, dass er neben seiner zeitintensiven Tätigkeit als Vizerektor bzw. Rektor immer noch die eine oder andere Minute gefunden hat, um Fragestellungen zu diskutieren und mich bei meiner Arbeit zu unterstützen.

Großer Dank geht auch an Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Hansjörg Brombach, der sich sogar im Ruhestand noch sehr viel Zeit für meine Anliegen genommen hat und mir mit wertvollen Anregungen zur Seite gestanden ist.

Bei meinen Besuchen bei UFT Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH in Bad Mergentheim haben Herr Dr.-Ing. Gebhard Weiß und Frau Dipl.-Ing. Christine Wöhrle ihre Erfahrungen mit mir geteilt, wofür ich mich auch bedanken möchte.

Besonders hervorheben möchte ich an dieser Stelle auch noch all jene, ohne deren Unterstützung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre:

Vielen Dank an das Team der Kläranlage Graz-Gössendorf, die die Messungen ermöglicht und zum Teil auch erhöhten Wartungsaufwand in Kauf genommen haben.

Vielen Dank an die Firma Hach Lange, die uns eine dritte Trübungssonde für die ergänzenden Untersuchungen auf der Kläranlage zur Verfügung gestellt hat.

Vielen Dank an meine lieben Kolleginnen und Kollegen aus dem Bereich Labor und Messtechnik – Arthur Fischer-Colbrie, Roland Fuchs, Harald Gerhold, Bernd Stojanovic, Lisa Weißensteiner und Melanie Zeiler – die vor und während der Messungen und im Labor beste Arbeit geleistet haben und mit denen die Arbeit auch richtig Spaß gemacht hat.

Vielen Dank an Herrn Dipl.-Ing. Dr.techn. Valentin Gamerith, der mir die Kunst des Programmierens etwas näher gebracht hat und mich maßgeblich bei der Vorbereitung zur Datenevaluierung unterstützt hat.

Zu guter Letzt, aber nicht minder wichtig, möchte ich mich noch bei all jenen bedanken, die im Hintergrund mitgewirkt und mich fachlich, organisatorisch und seelisch unterstützt haben.

KURZFASSUNG

Mit der Überarbeitung des Regelblattes 19 (ÖWAV 2007) wurde in Österreich der Stand der Technik für Mischwasserentlastungen neu definiert und ein detailliertes Nachweisverfahren gefordert. Bei Entlastungsbauwerken kann ein so genannter Sedimentationswirkungsgrad für Abfiltrierbare Stoffe (AFS) angesetzt werden. Allerdings gibt es nur wenige Untersuchungen, die einen Hinweis auf die Größenordnung dieses Parameters geben, zumal in-situ Untersuchungen an Mischwasserentlastungsbauwerken in der Regel sehr zeit- und kostenintensiv sind.

Um dieses Wissensdefizit zu verkleinern, wurden Untersuchungen an einem Vorklärbecken als Ersatzbauwerk durchgeführt und mittels Online-Messsystem eine automatisierte Messdatenerfassung realisiert. Nach eingehender Datenaufbereitung konnten Rückhaltungswirkungsgrade für Abfiltrierbare Stoffe unter verschiedenen Betriebsbedingungen, Wetterverhältnissen und hydraulischen Belastungszuständen berechnet werden.

Das Ergebnis der Messdatenauswertung zeigt erstmals eine Dynamik der Feststoffsedimentation, die von mehreren Parametern wie Hydraulik, Abwassermatrix und Geometrie beeinflusst wird. Daraus folgt, dass die für die Bemessung von Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung empfohlene Oberflächenbeschickung für die Absetzleistung in einem Becken teilweise nicht die dominierende Rolle spielt. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass bei der Abschätzung des Sedimentationswirkungsgrades der Einfluss der Abwassermatrix, der Tagesgang und die Transportvorgänge im Kanal nicht vernachlässigt werden sollen.

ABSTRACT

Investigations on the dynamic of sedimentation processes in settling tanks

In Austria, the state of the art concerning combined sewer overflow structures is summarized in the ÖWAV-Regelblatt 19 (2007). It is required that a certain percentage of the wastewater has to be treated in the wastewater treatment plant. The main goal of this standard is to limit the emission of untreated waste water and protect the receiving waters.

But there is still a lack of knowledge about overflow structures in sewer systems. Reasons for this could be the difficulty of taking in-situ measurements at combined sewer overflows and the high costs that result from laboratory analyses. A possible way to collect more data is to measure several parameters on-line under various conditions at a similar construction like a primary settling tank. This approach can lead to a better understanding of sedimentation processes in settling tanks.

The measurement data evaluation shows for the first time dynamic effects that are affected by several parameters like hydraulics, wastewater composition and geometry and occur throughout the sedimentation process of solids in wastewater. The investigations show that the influence of the wastewater composition should not be neglected for the proof of combined sewer overflow structures.

The results of this research project make a contribution to the integrated models of sewer systems and improve the water quality management.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung.....	1
	Fragestellung und Ziel.....	3
2	Regenwasserbehandlung im Mischsystem	5
2.1	Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung	5
2.1.1	Mischwasserüberlaufbecken.....	6
2.1.2	Dimensionierung von Mischwasserüberlaufbecken	10
2.1.3	Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung	11
2.2	Grundlagen der Prozesse in Absetzbecken	13
2.3	Vorklärbecken als Vergleichsbauwerk.....	18
	Dimensionierung von Vorklärbecken	18
3	Reinigungswirkung in Absetzbecken	19
3.1	Reinigungswirkung in Mischwasserüberlaufbecken	19
3.2	Reinigungswirkung in Vorklärbecken.....	26
4	Grosstechnische Untersuchungen.....	29
4.1	Geometrie.....	30
4.2	Belastungssituation und Randbedingungen	31
4.3	Messaufbau und Messdurchführung	32
4.3.1	Abwassermenge	33
4.3.2	Feststoffe (Solitax)	34
4.4	Kalibrierung der Trübungssonden	35
4.5	Messkampagnen	48
5	Methodik der Datenevaluierung und –auswertung	51
5.1	Datenevaluierung	51
5.2	Datenauswertung	55
5.3	Berechnung des Rückhaltewirkungsgrades	58
5.4	Beispiel Datenauswertung.....	59
6	Ergebnisse	65
6.1	Rückhaltewirkungsgrad bei Trockenwetter.....	65
6.1.1	Betrieb von 4 Vorklärbecken.....	65
6.1.2	Betrieb von 2 Vorklärbecken.....	75
6.1.3	Betrieb von 1 Vorklärbecken.....	85

Zusammenfassung Trockenwetter	86
6.2 Rückhaltewirkungsgrad bei Regenwetter	87
Zusammenfassung Regenwetter.....	93
6.3 Interpretation der Ergebnisse	94
Vergleich mit Säulenabsetzversuchen.....	101
7 Ergänzende Untersuchungen.....	107
8 Zusammenfassung und Ausblick.....	111
Literaturverzeichnis	113
Abbildungsverzeichnis.....	119
Tabellenverzeichnis.....	125
Anhang.....	127

ABKÜRZUNGEN

A	Oberfläche [m ²]
AFS	Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]
Ar	Archimedeszahl [-]
ASS	Absetzbare Stoffe [ml/l]
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf [mg/l]
c _e	Konzentration im entlasteten Mischwasserabfluss [mg/l]
c _M	Konzentration im Mischwasserabfluss [mg/l]
c _{M,MÜB}	Konzentration im Mischwasserüberlaufbecken [mg/l]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf [mg/l]
d _T	Durchmesser Teilchen [m]
EW	Einwohnerwert
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
J _{So,min}	Mindestsohlgefälle [%]
MÜB	Mischwasserüberlaufbecken
NH ₄ N	Ammonium-Stickstoff [mg/l]
P	Phosphor [mg/l]
Q	Zufluss [m ³ /h]
q _A	Oberflächenbeschickung [m/h]
RÜB	Regenüberlaufbecken
TKN	Kjehldal-Stickstoff [mg/l]
TS	Trockensubstanzgehalt [mg/l]
TS _{ab(tn + Δtn)}	Feststoffkonzentration Ablauf Vorklärbecken [mg/l]
TS _{zu(tn)}	Feststoffkonzentration Zulauf Vorklärbecken [mg/l]
VKB	Vorklärbecken
v _{min}	Mindestfließgeschwindigkeit [m/s]
VQ _e	Summe der entlasteten Mischwassermengen eines Jahres [m ³ /a]

$VQ_{e,MÜB,j}$	Summe der beim Mischwasserüberlaufbecken j entlasteten Mischwassermengen im Jahresdurchschnitt [m^3/a]
VQ_M	Summe der Mischwassermengen eines Jahres [m^3/a]
VQ_R	Summe der Regenabflussmengen eines Jahres / im Jahresdurchschnitt [m^3/a]
VQ_T	Summe der Trockenwettermengen eines Jahres [m^3/a]
v_s	Sinkgeschwindigkeit [m/s]
X_i	gleitender Mittelwert
η	Wirkungsgrad der Weiterleitung [%]
η_{AFS}	Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für AFS [%]
η_F	dynamische Viskosität der Flüssigkeit [$kg/(m \cdot s)$]
η_R	Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für Regenabfluss [%]
η_{sed}	Sedimentationswirkungsgrad [%]
η_{TSn}	Rückhaltewirkungsgrad [%]
ρ_F	Dichte Flüssigkeit [kg/m^3]
ρ_T	Dichte Teilchen [kg/m^3]
τ_{min}	Mindestschleppspannung [N/m^2]
Φ	Widerstandsbeiwert [-]

1 EINLEITUNG

Die Geschichte der Kanalisation hat weitreichende Wurzeln, aber Hauptgründe für den Bau einer geordneten Abwasserableitung waren stets die Intentionen, das Wasser aus der Stadt zu bringen, eine Verbesserung der hygienischen Bedingungen zu erwirken und damit der Kampf gegen tödliche Krankheiten wie z.B. Cholera.

Wien war 1739 die erste Stadt Europas, die innerhalb der Stadtmauern vollständig kanalisiert war. Weitere große Städte wie Hamburg 1848, Paris 1855, London 1858, Frankfurt 1867 und Berlin 1873 folgten mit dem Bau eines geregelten Kanalnetzes. (Wien Kanal 2011). Erst 1910 wurde in Graz der Beschluss gefasst, eine Schwemmkanalisation einzuführen; der Bau der Mischwasserkanalisation hat 1926 begonnen (Kainz, Sprung et al. 2011).

Der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation in Österreich beträgt mit Stichtag 31.12.2006 durchschnittlich 91,7 %. Eine österreichweite Erhebung hat ergeben, dass die Gesamtlänge des Kanals rund 82.000 km beträgt, wovon etwa 23.400 km oder 28,6 % Mischwasserkanäle sind (Fenzl 2011). Brombach (1979; 1988; 1992; 2002; 2006; 2010) führt seit vielen Jahren eine Statistik über die Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland, die umfangreicher als die von Fenzl (2011) ist und auch die Bauwerke der Mischwasserbewirtschaftung beinhaltet. Aus der aktuellen Statistik für 2007 geht hervor, dass der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation in Deutschland 2007 bei 96,1 % liegt. Der Anteil an Mischwasserkanalisation beträgt mit einer Länge von rund 239.000 km etwa 44,2 % an der Gesamtlänge des öffentlichen Kanals. Im Mischwasserkanalnetz sind knapp 24.000 Mischwasserüberlaufbecken und Stauraumkanäle bzw. knapp 21.000 Mischwasserüberläufe ohne Stauvolumen in Betrieb (Brombach 2010). Leider gibt es bisher keine statistische Erhebung der Bauwerke der Mischwasserbewirtschaftung in Österreich.

In den Regelwerken (z.B. DWA (vormals ATV), ÖWAV) werden Bemessungsansätze für Bauwerke der Mischwasserbewirtschaftung angegeben. Generell kann davon ausgegangen werden, dass ein Bauwerk, das nach diesen Richtlinien bemessen wurde, alle Funktionskriterien erfüllt.

In Österreich wird der Stand der Technik in Bezug auf die Anforderungen an die Mischwasserbehandlung mit der Überarbeitung des Regelblattes 19 (ÖWAV 2007) neu definiert. Basis dafür war unter anderem die Arbeit von Fenz (2002), der sich intensiv mit den Anforderungen an Entlastungsbauwerke der Mischkanalisation für einen ausreichenden Gewässerschutz beschäftigt hat. Der aktuelle Stand der Technik definiert sich als Ziel, einen bestimmten Anteil der im Mischwasser vorhandenen Inhaltsstoffe zur biologischen Stufe der Abwasserreinigung weiterzuleiten und zu behandeln. Dazu sollen die Bauwerke der Mischwasserentlastung nach den Vorgaben des Regelblattes bemessen und deren Funktionsweise nachgewiesen werden.

Als anerkanntes Berechnungsverfahren wird im Regelblatt 19 (ÖWAV 2007) in erster Linie die Langzeit-Simulation empfohlen, mit dem Hinweis auf die erforderliche Qualität der Eingangsdaten. Neben Niederschlagsdaten und Größe der undurchlässigen Flächen ist auch der Sedimentationswirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe ein Parameter, der das Berechnungsergebnis beeinflusst.

Obwohl die Anzahl an Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung beträchtlich ist, gibt es nur wenige Untersuchungen zu deren Funktionsweise. Gründe dafür sind einerseits die fehlenden Vorschriften seitens der Behörden und andererseits die Schwierigkeiten bei der Durchführung von Messungen an realen Objekten wie schlechte Zugänglichkeit, fehlende Infrastruktur, Probleme bei der Probenahme, Abhängigkeit von Regenereignissen und/oder weite Wege zum Untersuchungsort. Daraus resultiert oft eine geringe Anzahl an verwertbaren Ereignissen, die noch dazu mit einem verhältnismäßig hohen Aufwand beprobt und analysiert werden müssen. Deshalb wurden bisher als Alternative zu den großtechnischen Untersuchungen eher halbertechnische Untersuchungen oder Modellversuche durchgeführt, die das Wirken unter realen Betriebsbedingungen mit Einschränkungen abbilden können.

Trotz der erwähnten Schwierigkeiten und des großen Aufwands gab es in den letzten Jahren vor allem in Deutschland einige Forschungsprojekte mit groß- oder halbertechnischen Untersuchungen zur Funktionsweise von Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung. Der Fokus wurde aber nicht auf herkömmliche Mischwasserüberlaufbecken gelegt, sondern meist auf Becken mit speziellen Randbedingungen (z.B. Kombinationsbauwerke), um diese auch optimieren zu können. Beispielfhaft werden hier einige Untersuchungen angeführt: Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung (Frehmann 2003), Kombinationsbauwerk aus Durchlaufbecken und Wirbelabscheider (Hübner 1997; Klepyszewski 2006), Wirbelabscheider (Mietzel 2008).

Derzeit sind vor allem emissionsbasierte Nachweise vorgeschrieben, aber wenn man den Gewässerschutz auch von der Immissionsseite betrachtet, gewinnt die Betrachtung der Wirkungsweise von Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung an Bedeutung. Diesen kombinierten Ansatz gilt es, in der Forschung näher zu beleuchten.

Fragestellung und Ziel

Eine zentrale Fragestellung dieser Arbeit ist die Bestimmung des Rückhaltepotentials von Feststoffen in Absetzbecken unter Verwendung von hochaufgelösten Messdaten. Modelle sind noch nicht in der Lage, die Absetzprozesse hinreichend vertrauenswürdig abzubilden und es ist fraglich, ob der Rückhaltewirkungsgrad mit Modellrechnungen aufgrund der Komplexität der Problematik überhaupt bestimmt werden kann. Solange es nicht genügend Messdaten gibt, um die Modelle kalibrieren und validieren zu können, werden die Ergebnisse auch nicht zufriedenstellend sein.

Um die erwähnten Schwierigkeiten von großtechnischen Untersuchungen an Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung zu umgehen, werden die Versuche an den Vorklärbecken der Kläranlage Graz-Gössendorf durchgeführt und die Übertragbarkeit auf reale Mischwasserüberlaufbecken überprüft.

Eine wesentliche Aufgabenstellung ist die Erfassung der Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) in hoher Auflösung, um jegliche Änderung der Absetzleistung registrieren und einflussreiche Parameter bestimmen zu können. Um Kosten und Zeit zu sparen, kommt dafür ein Online-Messsystem zum Einsatz, das zuvor auf Eignung für die gegebenen Randbedingungen überprüft werden muss.

Ziel ist es, mit möglichst einfachen Mitteln den Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit von unterschiedlichen Parametern in Bezug auf abfiltrierbare Stoffe zu bestimmen und eine Empfehlung für weitere Untersuchungen abzugeben.

Vorhandene Berechnungsansätze sollen für kontinuierliche Messreihen adaptiert werden und die Ergebnisse mit Abschätzungen und Werten aus anderen Untersuchungen auf Plausibilität geprüft werden.

Die Ergebnisse der großtechnischen Untersuchungen sollen zum besseren Verständnis von Absetzprozessen der Feststoffe in Abwasser beitragen und der entstandene Datenpool soll als Grundlage für Nachweisverfahren verwendet werden können. Eine daraus resultierende Optimierung von Mischwasserentlastungsanlagen würde zum besseren Schutz der Gewässer beitragen.

2 REGENWASSERBEHANDLUNG IM MISCHSYSTEM

Gemäß Regelblatt 19 (ÖWAV 2007) ist die Aufgabe der Mischwasserbehandlung, *„den Mischwasserabfluss zur Kläranlage hydraulisch zu begrenzen und gleichzeitig die stoßweisen Belastungen des Gewässers aus Mischwasserentlastungen in vertretbaren Grenzen zu halten. Ziel der Mischwasserbehandlung muss die bestmögliche Reduzierung der Gesamtemissionen aus Mischwasserentlastungen und Kläranlagen im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Erfordernisse sein.“*

Um diese Aufgaben technisch und wirtschaftlich sinnvoll zu lösen, gibt es unterschiedliche Möglichkeiten, die in Abhängigkeit der jeweiligen Randbedingungen zum Einsatz kommen.

Im Arbeitsblatt A-128 (ATV 1992) sind folgende Maßnahmen angeführt:

- Zwischenspeicherung von Mischwasser und nachfolgende Reinigung in einer Kläranlage
- Umverteilung der Regenabflüsse im Kanalnetz
- Klärtechnische Maßnahmen vor Einleitung in ein Gewässer

Speicherung bietet den besten Schutz für das Gewässer, ist aber in den meisten Fällen wirtschaftlich nicht vertretbar. Deshalb werden nach Möglichkeit Maßnahmen für eine Regenwasserbehandlung im Mischsystem getroffen.

Kapitel 2.1 gibt einen Überblick über die Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung, deren Dimensionierung und die Anforderungen in Österreich.

2.1 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung

Im ATV-Arbeitsblatt-A166 (1999), das in einer überarbeiteten Version 2012 veröffentlicht werden soll, werden die Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung nach ihrer Funktion unterschieden:

- Regenüberlaufbecken (in Österreich Mischwasserüberlaufbecken)
- Stauraumkanäle
- Regenrückhalteanlagen (in Österreich Mischwasserrückhalteanlagen)
- Regenklärbecken
- Filterbecken.

Als Ergänzung zu dieser Liste müssen auch noch hydrodynamische Abscheider als weitere Möglichkeit zur zentralen Regenwasserbehandlung genannt werden.

Da in der vorliegenden Arbeit der Fokus auf Mischwasserüberlaufbecken liegt, wird im Folgenden nur dieses Bauwerk näher betrachtet.

2.1.1 Mischwasserüberlaufbecken

Mischwasserüberlaufbecken sind eine Möglichkeit zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem. Sie dienen einerseits der Zwischenspeicherung von Mischwasser im Regenwetterfall und vermindern somit den Austrag von Schmutzstoffen, und andererseits gelangt im Fall einer Entlastung bereits mechanisch vorgereinigtes Mischwasser ins Gewässer, was wiederum die Belastung reduziert.

Mischwasserüberlaufbecken sind nach dem ATV-Regelwerk A 128 (1992) unter Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher und wirtschaftlicher Kriterien anzuordnen. Es ist definiert, dass der größte wasserwirtschaftliche Effekt dann auftritt, wenn Mischwasserüberlaufbecken *unterhalb von stark ablagerungsbehafteten Haltungen oder Teileinzugsgebieten angeordnet werden*.

Im ÖWAV Regelblatt 11 (ÖWAV 2009) finden sich Tabellen, die einen Überblick über Randbedingungen geben, bei denen ablagerungsfreier Betrieb zu erwarten ist (exemplarisch siehe Tabelle 2.1 für Regen- und Mischwasserkanäle).

„Dabei berücksichtigen die in den Tabellen angegebenen Grenzwerte die Abhängigkeiten von den wichtigsten Einflussgrößen für ablagerungsfreien Betrieb wie Leitungsdurchmesser, Teilfüllungsgrad, Korngröße und Kornverteilung der Sinkstoffe und Konzentration an Feststoffen bzw. Sinkstoffen.“

Die Werte gehen auf den Ansatz von Macke (1982) zurück, der sich mit dem Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen näher beschäftigt hat.

Tabelle 2.1: Empfohlene Mindestgefälle $J_{So,min}$ für ablagerungsfreien Betrieb von Regen- und Mischwasserkanälen (modifiziert nach DWA-Arbeitsblatt-A 110) (ÖWAV 2009)

Kreisquer- schnitt	Teilfüllungsgrade											
	h/d ≥ 0,10			h/d ≥ 0,20			h/d ≥ 0,30			h/d ≥ 0,50		
	$J_{So,min}$	v_{min}	τ_{min}	$J_{So,min}$	v_{min}	τ_{min}	$J_{So,min}$	v_{min}	τ_{min}	$J_{So,min}$	v_{min}	τ_{min}
d	‰	m/s	N/m ²	‰	m/s	N/m ²	‰	m/s	N/m ²	‰	m/s	N/m ²
250	6,5	-	-	3,38	0,45	1,00	2,39	0,47	1,00	1,63	0,49	1,00
300	5,35	0,43	1,00	2,82	0,46	1,00	1,99	0,49	1,00	1,48	0,53	1,09
350	4,59	0,44	1,00	2,42	0,47	1,00	1,70	0,50	1,00	1,45	0,58	1,24
400	4,02	0,44	1,00	2,11	0,48	1,00	1,61	0,51	1,05	1,42	0,63	1,39
450	3,57	0,45	1,00	1,88	0,49	1,00	1,53	0,55	1,15	1,40	0,67	1,54
500	3,21	0,46	1,00	1,69	0,50	1,00	1,50	0,59	1,26	1,38	0,71	1,69
600	2,68	0,47	1,00	1,61	0,54	1,14	1,47	0,66	1,48	1,34	0,79	1,97
700	2,29	0,48	1,00	1,59	0,61	1,32	1,43	0,71	1,68	1,31	0,86	2,25
800	2,01	0,49	1,00	1,55	0,64	1,47	1,40	0,77	1,88	1,29	0,93	2,52
900	1,88	0,51	1,05	1,52	0,68	1,62	1,38	0,82	2,08	1,26	0,99	2,79
1000	1,84	0,54	1,15	1,50	0,73	1,78	1,36	0,87	2,28	1,24	1,05	3,05
1100	1,81	0,56	1,24	1,48	0,77	1,93	1,35	0,93	2,49	1,23	1,11	3,31
1200	1,79	0,60	1,34	1,46	0,81	2,07	1,32	0,96	2,66	1,21	1,17	3,57
1300	1,77	0,63	1,43	1,44	0,84	2,22	1,30	1,00	2,84	1,20	1,22	3,82
1400	1,75	0,65	1,53	1,43	0,88	2,37	1,30	1,06	3,05	1,18	1,27	4,07
1500	1,73	0,67	1,62	1,41	0,91	2,50	1,28	1,09	3,22	1,17	1,32	4,31
1600	1,71	0,71	1,70	1,40	0,95	2,65	1,27	1,12	3,39	1,16	1,37	4,55
1800	1,69	0,75	1,89	1,38	1,01	2,93	1,25	1,22	3,77	1,14	1,46	5,03
2000	1,66	0,79	2,06	1,36	1,07	3,22	1,23	1,28	4,11	1,12	1,54	5,50
3000	1,56	0,99	2,92	1,27	1,32	4,50	1,15	1,58	5,78	1,05	1,92	7,76
4000	1,49	1,16	3,73	1,21	1,54	5,75	1,10	1,85	7,39	1,01	2,24	9,89

Legende:

	Mindestgefälle auf Grund betrieblicher Erfahrungen
	Mindestgefälle ergibt sich aus der Bedingung $\tau_{min} = 1 \text{ N/m}^2$
	Mindestgefälle gemäß DWA-A 110

Grundsätzlich unterscheidet man je nach Anordnung im Kanalsystem zwischen Fangbecken und Durchlaufbecken, die wiederum im Haupt- oder Nebenschluss angeordnet sein können. Im Hauptschluss wird der weiterführende Abfluss durch das Becken geleitet und beim Nebenschluss wird er vorbeigeführt. Im Regelfall sind diese Bauwerke im Nebenschluss angeordnet, weil meist die erforderliche Höhendifferenz für eine Anordnung im Hauptschluss nicht zur Verfügung steht.

2.1.1.1 Fangbecken

Fangbecken werden üblicherweise bei kleineren Einzugsgebieten mit kurzen Fließzeiten angeordnet, da in diesem Fall ein ausgeprägter Spülstoß am Anfang des Ereignisses zu erwarten ist, der im Fangbecken gespeichert wird. Ein vorgeschalteter Beckenüberlauf verhindert, dass das Becken bei hydraulischer Überlastung überläuft.

Abbildung 2.1 und Abbildung 2.2 zeigen das Schema von Fangbecken im Haupt- und Nebenschluss.

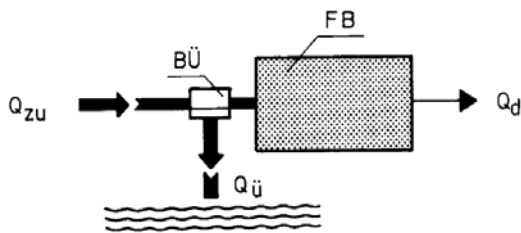


Abbildung 2.1: Fangbecken im Hauptschluss (ATV 1992)

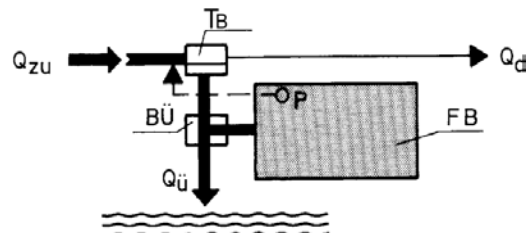


Abbildung 2.2: Fangbecken im Nebenschluss (ATV 1992)

Q_{zu}	Zuflussmenge	BÜ	Beckenüberlauf	$Q_{ü}$	Überlaufmenge
FB	Fangbecken	T _B	Trennbauwerk	Q_d	Abflussmenge

2.1.1.2 Durchlaufbecken

Durchlaufbecken werden angeordnet, wenn mit gleichmäßiger Verschmutzung und keinem ausgeprägten Spülstoß zu rechnen ist. Dies gilt vor allem für große Einzugsgebiete mit Fließzeiten über 15 Minuten. Durchlaufbecken haben am Ende einen Klärüberlauf, über den nach Vollfüllung mechanisch gereinigtes Mischwasser ins Gewässer abgeschlagen wird. Um den Beckendurchfluss bei Extremereignissen zu begrenzen und Sedimentaufwirbelung zu verhindern, wird ein Beckenüberlauf vorgeschaltet. Abbildung 2.3 und Abbildung 2.4 zeigen das Schema von Durchlaufbecken im Haupt- und Nebenschluss.

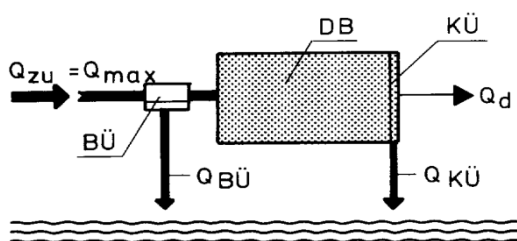


Abbildung 2.3: Durchlaufbecken im Hauptschluss (ATV 1992)

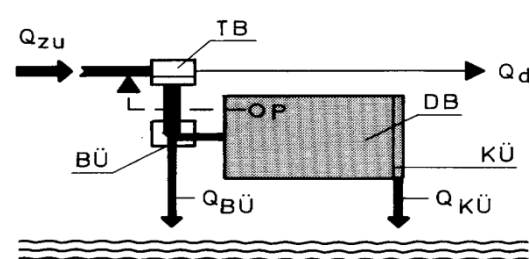


Abbildung 2.4: Durchlaufbecken im Nebenschluss (ATV 1992)

Q_{zu}	Zuflussmenge	BÜ	Beckenüberlauf	$Q_{Bü}$	Beckenüberlaufmenge
DB	Durchlaufbecken	KÜ	Klärüberlauf	$Q_{KÜ}$	Klärüberlaufmenge
T _B	Trennbauwerk	Q_d	Abflussmenge		

2.1.1.3 Verbundbecken

Verbundbecken sind eine Kombination aus Fang- und Durchlaufbecken. Sie vereinbaren die Fang- und Klärwirkung in einem Bauwerk bei freier Aufteilung des Fang- und Klärvolumens. Als Nachteile werden im ATV A 128 (1992) eine geringere Klärwirkung als in einem reinen Durchlaufbecken und ein erhöhter baulicher und betrieblicher Aufwand genannt. Abbildung 2.5 und Abbildung 2.6 zeigen das Schema von Verbundbecken im Haupt- und Nebenschluss.

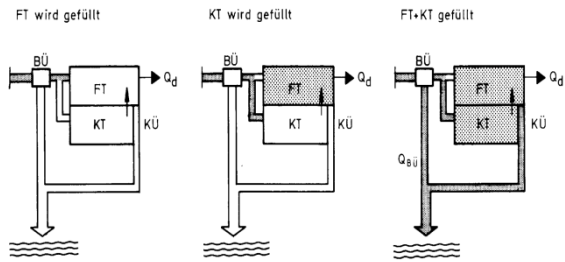


Abbildung 2.5: Verbundbecken im Hauptschluss (ATV 1992)

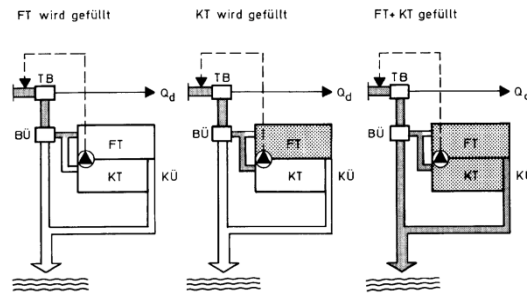


Abbildung 2.6: Verbundbecken im Nebenschluss (ATV 1992)

KT Klärteil
FT Fangteil

BÜ Beckenüberlauf
KÜ Klärüberlauf

T_B Trennbauwerk
Q_d Abflussmenge

2.1.2 Dimensionierung von Mischwasserüberlaufbecken

In Bezug auf die Dimensionierung, Gestaltung, Ausrüstung, Betrieb und Wartung von Mischwasserüberlaufbecken gibt es in Österreich seit der Überarbeitung des Regelblattes 19 (ÖWAV 2007) keine konstruktiven Vorgaben mehr, vielmehr wird auf bestehende Regelwerke wie z.B. ATV-Arbeitsblatt-A 111 (1994), DWA-Arbeitsblatt-A 112 (2007), ATV-Arbeitsblatt-A 166 (1999) und ATV-DVWK-Merkblatt-M 176 (2001) verwiesen.

Das ATV-Arbeitsblatt-A 128 (1992) definiert drei Schritte für die Bemessung von Regentlastungsanlagen:

- Bestimmung des erforderlichen Gesamtspeichervolumens
- Volumenbestimmung einzelner Mischwasserüberlaufbecken und Stauraumkanäle
- Bemessung einzelner Entlastungsbauwerke

Für Mischwasserüberlaufbecken gelten darüber hinaus noch weitere Kriterien: Durchlaufbecken sollten nicht weniger als 100 m³ und Fangbecken nicht weniger als 50 m³ Volumen aufweisen. Die rechnerische Entleerungsdauer sollte 10 bis 15 Stunden nicht überschreiten und das Mindestmischverhältnis muss für jedes einzelne Becken nachgewiesen werden. Die Klärbedingung verlangt eine maximale Oberflächenbeschickung von 10 m/h und eine mittlere horizontale Fließgeschwindigkeit in Rechteckbecken von nicht wesentlich mehr als 0,05 m/s bei einer unabgeminderten kritischen Regenspende von 15 l/(s·ha).

Nach ATV-Arbeitsblatt-A 166 (ATV 1999) wird eine optimale Sedimentation in rechteckigen Durchlaufbecken dann erreicht, wenn die relativen Abmessungen der Sedimentationskammern (L = Länge, B = Breite, H = mittlere Wassertiefe) wie folgt gewählt werden:

$$10 < L:H < 15$$

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

$$2 < B:H < 4$$

2.1.3 Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung

Stand der Technik in Österreich sind die Anforderungen an Mischwasserentlastungen im Emissionsfall aus dem Regelblatt 19 (ÖWAV 2007). Es wird gefordert, dass ein bestimmter Anteil der Inhaltsstoffe des Mischwassers im Jahresmittel zu biologische Stufe der Abwasserreinigungsanlage geleitet wird. Das Regelwerk definiert einen zu erreichenden Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für gelöste und abfiltrierbare Stoffe:

„Bei der Berechnung des Wirkungsgrads der Weiterleitung wird derjenige Frachtanteil im Mischwasserabfluss, der dem Trockenwetterabfluss im Mittel zuzurechnen ist, nicht berücksichtigt. Dabei werden eine vollständige Durchmischung von Trockenwetterabfluss und Regenabfluss sowie eine zeitliche Konstanz der Konzentrationen im Mischwasser angenommen. Die Definition des Wirkungsgrads der Weiterleitung η eines Jahres ergibt sich daher zu:

$$\eta = \frac{(VQ_M - VQ_T) \cdot c_M - VQ_e \cdot c_e}{(VQ_M - VQ_T) \cdot c_M} \cdot 100 = \frac{VQ_R \cdot c_M - VQ_e \cdot c_e}{VQ_R \cdot c_M} \cdot 100 \quad 2.1$$

η	Wirkungsgrad der Weiterleitung [%]
VQ_M	Summe der Mischwassermengen eines Jahres [m^3/a]
VQ_T	Summe der Trockenwettermengen eines Jahres [m^3/a]
VQ_R	Summe der Regenabflussmengen eines Jahres [m^3/a]
VQ_e	Summe der entlasteten Mischwassermengen eines Jahres [m^3/a]
c_M	Konzentration im Mischwasserabfluss [mg/l]
c_e	Konzentration im entlasteten Mischwasserabfluss [mg/l]

Die Berechnung (Kanalnetzsimulation) ist mit einer mehrjährigen Niederschlagsreihe durchzuführen ... Der für diesen mehrjährigen Berechnungszeitraum im arithmetischen Mittel errechnete Wirkungsgrad muss den in diesem Regelblatt geforderten Wert erreichen oder überschreiten.

Bei der Berechnung des Wirkungsgrades für Abfiltrierbare Stoffe (AFS) können die in Tabelle 2.2 angeführten Sedimentationswirkungsgrade in Abhängigkeit vom Speichervolumen und der Art des Speicherbauwerkes angesetzt werden. Der Sedimentationswirkungsgrad η_{sed} ist definiert als:

$$\eta_{\text{sed}} = \frac{c_{M,\text{MÜB}} - c_e}{c_{M,\text{MÜB}}} \cdot 100 \quad 2.2$$

η_{sed}	Sedimentationswirkungsgrad [%]
$c_{M,\text{MÜB}}$	Konzentration im Mischwasserüberlaufbecken [mg/l]
c_e	Konzentration im entlasteten Mischwasserabfluss [mg/l]

Der Anwendung der Tabelle liegt die Annahme zu Grunde, dass die Mischwasserkonzentrationen zeitlich und im Verlauf des Kanalnetzes konstant sind. Die empfohlenen Sedimentationswirkungsgrade sind im vereinfachten Verfahren als Mittelwerte über die gesamte Berechnungsdauer anzusehen.

Tabelle 2.2: Sedimentationswirkungsgrade für Abfiltrierbare Stoffe, Regelblatt 19 (ÖWAV 2007)

Spezifisches Volumen (m ³ /haA _u)			Wirkungsgrad η_{sed} (%) in Bezug auf AFS
Wirbelabscheider	Durchlaufbecken	Stauraumkanal m.u.l.E.	
0	0	0	0
3	5	10	20
7	10	20	35
> 10	> 15	> 30	50

Der Weiterleitungswirkungsgrad in Bezug auf Abfiltrierbare Stoffe ist wie folgt definiert:

$$\eta_{\text{AFS}} = \eta_{\text{R}} + \frac{\sum_j VQ_{\text{e,MÜB},j} \cdot \eta_{\text{sed},j}}{VQ_{\text{R}}} \quad 2.3$$

- η_{AFS} Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für AFS [%]
- η_{R} Mindestwirkungsgrad der Weiterleitung für Regenabfluss [%]
- η_{sed} Sedimentationswirkungsgrad bei Mischwasserüberlaufbecken j [%]
- $VQ_{\text{e,MÜB},j}$ Summe der beim Mischwasserüberlaufbecken j entlasteten Mischwassermengen im Jahresdurchschnitt [m³/a]
- VQ_{R} Summe der Regenabflussmengen im Jahresdurchschnitt [m³/a]

Mit dem vereinfachten Verfahren können Prozesse wie Einfluss der Trockenwetterganglinie und der Einzugsgebietscharakteristik nicht berücksichtigt werden. Das Regelblatt erlaubt aber auch die Ermittlung des Wirkungsgrades in Bezug auf die abfiltrierbaren Stoffe unter Berücksichtigung der Dynamik der Mischwasserkonzentration und weist darauf hin, dass die Unterschiede in den Berechnungsweisen in der Regel nicht sehr groß sind. Es gibt keinen Hinweis darauf, welche Eingangsparameter für eine detaillierte Betrachtung notwendig sind und wie sie durchgeführt werden kann.

Grundlage für die Regenwasserbehandlung im Mischsystem sind physikalische, chemische und biologische Prozesse.

2.2 Grundlagen der Prozesse in Absetzbecken

In der Abwasserreinigung werden Absetzbecken zur Abtrennung der ungelösten Abwasserinhaltsstoffe von der flüssigen Phase eingesetzt. Dabei können unterschiedliche Vorgänge wie Sedimentation, Flotation, Flockung, Fällung und untergeordnet auch biologische Prozesse stattfinden. Flotation, Flockung und Fällung werden in der Abwasserreinigung auf Kläranlagen gezielt eingesetzt, in der Regenwasserbehandlung im Mischsystem haben sie noch keine große Bedeutung. Aber es gibt schon Systeme, die auch in der Regen- und Mischwasserbehandlung gezielt mit Flockung und Sedimentation arbeiten, z.B. Actiflo™ (Veolia Water Solutions & Technologies).

Im Folgenden werden die physikalisch- chemischen Prozesse näher beschrieben.

Sedimentation

Der wohl wichtigste Prozess in der mechanischen Abwasserreinigung ist die Sedimentation. Darunter versteht man allgemein das Absetzen von Teilchen in einem Fluid unter Einwirkung der Schwerkraft. Voraussetzung dafür ist einerseits ein Dichteunterschied zwischen der dispersen Phase (Teilchen) und der kontinuierlichen Phase (Fluid) und andererseits eine Mindestgröße der Partikel von etwa $0,5 \mu\text{m}$, da bei kleineren Partikelgrößen die *Brown'sche Molekularbewegung* ein Absetzen im Schwerfeld verhindert. (Christen 2005).

Auf ein sedimentierendes kugelförmiges Teilchen wirken folgende Kräfte:

- Schwerkraft F_G
- Auftriebskraft F_A
- Widerstandskraft F_W
- Trägheitskraft F_p

Der Einfluss der Trägheitskraft kann bei der Sedimentation von kleinen Teilchen ($d < 1 \text{ mm}$) aufgrund der relativ kurzen Beschleunigungsvorgänge vernachlässigt werden. Daraus ergibt sich für den stationären Sinkvorgang folgendes Kräftegleichgewicht:

$$F_G - F_A - F_W = 0$$

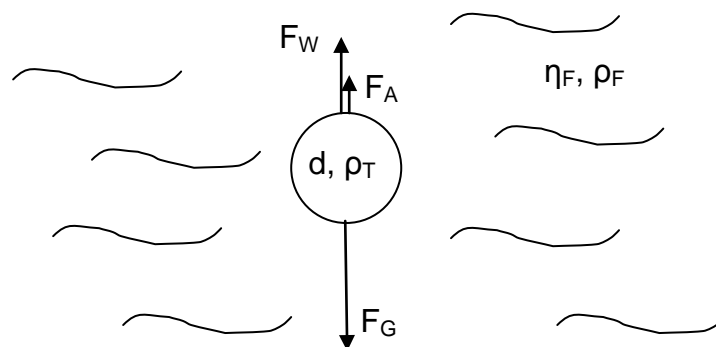


Abbildung 2.7: Kräftegleichgewicht an einem Teilchen

Aus dem Kräftegleichgewicht lässt sich die Gleichung für die Sinkgeschwindigkeit ableiten (Londong 2006).

$$v_s = \sqrt{\frac{4 \cdot d_T \cdot (\rho_T - \rho_F) \cdot g}{3 \cdot \Phi \cdot \rho_F}} \quad 2.4$$

v_s	Sinkgeschwindigkeit [m/s]
d_T	Durchmesser Teilchen [m]
ρ_T	Dichte Teilchen [kg/m ³]
ρ_F	Dichte Flüssigkeit [kg/m ³]
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
Φ	Widerstandsbeiwert [-]

Die Geometrie des abzutrennenden Teilchens und die vorliegenden Strömungsbedingungen werden durch den dimensionslosen Widerstandsbeiwert Φ berücksichtigt. Der Widerstandsbeiwert Φ ist eine Funktion der Reynoldszahl und wird wie in Tabelle 2.3 gezeigt berechnet.

Tabelle 2.3: Berechnung des dimensionslosen Widerstandsbeiwertes Φ (Londong 2006)

Laminarer Bereich	$Re \leq 0,5$	$\Phi = \frac{24}{Re}$
Übergangsbereich	$0,5 < Re < 500$	$\Phi = \frac{18,5}{Re^{0,6}}$
Turbulenter Bereich	$500 \leq Re \leq 15.000$	$\Phi = 0,44$

Da die Reynoldszahl wiederum von der Sinkgeschwindigkeit abhängt, kann die Sinkgeschwindigkeit des Teilchens nicht direkt berechnet werden. Deshalb ist es notwendig, einen weiteren Berechnungsschritt einzufügen. Die dimensionslose Archimedeszahl kann aus bekannten Stoffdaten des Systems berechnet werden und erlaubt eine direkte Berechnung der Reynoldszahl (Tabelle 2.4).

$$Ar = \frac{d_T^3 \cdot (\rho_T - \rho_F) \cdot \rho_F \cdot g}{\eta_F^2} \quad 2.5$$

Ar	Archimedeszahl [-]
d_T	Durchmesser Teilchen [m]
ρ_T	Dichte Teilchen [kg/m ³]
ρ_F	Dichte Flüssigkeit [kg/m ³]
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
η_F	dynamische Viskosität der Flüssigkeit [kg/(m·s)]

Tabelle 2.4: Berechnung der Reynoldszahl über die dimensionslose Archimedeszahl (Londong 2006)

Laminarer Bereich	$Ar \leq 9$	$Re = \frac{Ar}{18}$
Übergangsbereich	$9 < Ar < 82.500$	$Re = \left(\frac{Ar}{13,9}\right)^{0,714}$
Turbulenter Bereich	$Ar > 82.500$	$Re = 1,74 \cdot \sqrt{Ar}$

Aus der Gleichung der Reynoldszahl für ein kugeliges Teilchen kann die Sinkgeschwindigkeit bestimmt werden.

$$Re_T = \frac{v_s \cdot d_T \cdot \rho_F}{\eta_F} \quad 2.6$$

Daraus folgt:

$$v_s = \frac{Re_T \cdot \eta_F}{d_T \cdot \rho_F} \quad 2.7$$

Re_T	Reynoldszahl des Teilchens [-]
v_s	Sinkgeschwindigkeit [m/s]
d_T	Durchmesser Teilchen [m]
ρ_F	Dichte Flüssigkeit [kg/m ³]
η_F	dynamische Viskosität der Flüssigkeit [kg/(m·s)]

Die so berechnete Sinkgeschwindigkeit ist ein theoretischer Wert und unterscheidet sich häufig von den in der Realität zu erwartenden Sinkgeschwindigkeiten. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Partikel meist nicht kugelförmig sind und keine einheitliche Dichte haben. Des Weiteren gibt es häufig kein unbehindertes Absetzen und während des Sedimentationsvorganges können sich auch Flocken bilden. Da Absetzbecken kontinuierlich durchströmt sind, stellt sich ein anderes Absetzverhalten ein, als in ruhendem Wasser (Londong 2006).

Unter der Bedingung, dass in einem Rechteckgerinne eine laminare Strömung mit konstanter Fließgeschwindigkeit im ganzen Querschnitt vorliegt, kann der Sedimentationsprozess wie folgt beschrieben werden:

Alle Partikel, deren Absetzgeschwindigkeit v_s größer als die Oberflächenbeschickung q_A ist, werden theoretisch im Absetzbecken zurückgehalten (Abbildung 2.8). Die Tiefe H hat dabei keinen Einfluss, solange die genannten Bedingungen Gültigkeit haben (Gujer 2007). Diese Theorie geht auf die Untersuchungen von Hazen zurück, der sich schon Anfang des 20. Jahrhunderts mit der Reinigungswirkung von Absetzbecken beschäftigt hat (Hazen 1904).

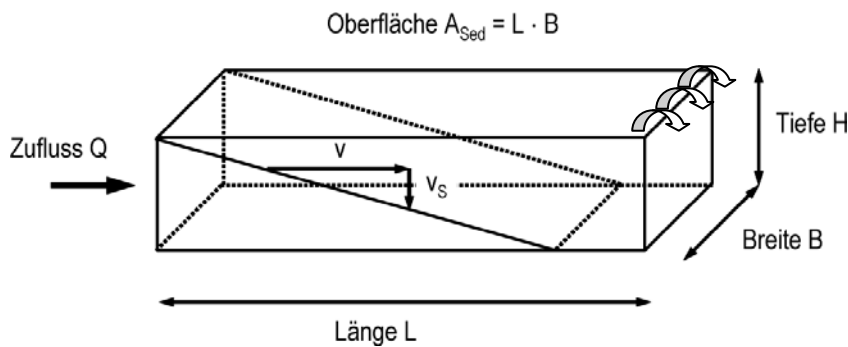


Abbildung 2.8: Absetzvorgang und Definition der geometrischen Größen in einem Rechteckgerinne mit laminarer und gleichmäßiger Fließgeschwindigkeit v modifiziert nach (Gujer 2007)

Die Oberflächenbeschickung ist wie folgt definiert:

$$q_A = \frac{Q}{A} \quad 2.8$$

q_A	Oberflächenbeschickung [m/h]
Q	Zufluss [m ³ /h]
A	Oberfläche des Beckens [m ²]

In der Praxis wird sich keine turbulenzfreie, laminare Pfropfenströmung mit konstanter Fließgeschwindigkeit einstellen, deshalb ergeben sich Abweichungen von der theoretischen Absetzleistung. Ein weiterer Aspekt, der in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen ist, ist die in der Regel vorliegende Mischung aus körnigem und flockigem Schlamm in städtischem Abwasser. Für körnigen Schlamm haben die Gesetze von *Stokes*, *Hazen* und *Schulz* Gültigkeit. Das bedeutet, dass die Beckentiefe keinen Einfluss auf die Absetzleistung hat. Für flockigen Schlamm gelten diese Gesetze aber nur eingeschränkt. Die Flocken verbinden sich während des Absetzvorganges zu größeren Gefügen, und somit erhöht sich auch die Sinkgeschwindigkeit (Imhoff and Imhoff 2007).

Flotation

Unter Flotation versteht man allgemein eine Bewegung eines Wasserinhaltsstoffes unter Wirkung der Auftriebskraft nach oben. Vereinfacht ausgedrückt ist es der Umkehrprozess der Sedimentation. Man unterscheidet zwei Möglichkeiten: die Feststoffflotation, bei der die Dichte des Feststoffes geringer ist, als das umgebende Medium und die Gasblasenanlagerung, bei der der sich bildende Komplex aus Gasblasen und Feststoff leichter als das umgebende Medium ist und deshalb aufschwimmt. In der Abwasserreinigung können beide Prozesse parallel stattfinden. Die aufschwimmenden Teilchen können mittels Räumleinrichtung entfernt und separat weiterbehandelt werden (Hahn 1987).

Flockung

Unter Flockung versteht man allgemein die Überführung von kleinen ungelösten Feststoffen in größere Verbände (Hahn 1987). Der Vorteil ist, dass größere Flocken eine höhere Sinkgeschwindigkeit haben und somit die Leistung von Absetzbecken gesteigert werden kann. Dieser Vorgang funktioniert mit oder ohne chemische Hilfsmittel. Voraussetzung dafür ist die Vermeidung von Flockenzerstörung und damit eine geringe Wassergeschwindigkeit (0,3 – 0,4 m/s).

Fällung

Unter Fällung versteht man allgemein die Bildung einer unlöslichen, festen Phase aus zwei oder mehreren gelösten Komponenten. (Hahn 1987). Der Fällungsprozess erfordert einen bestimmten Wertebereich des pH-Wertes, der mittels Chemikalien je nach Zufluss, Abwasserbeschaffenheit und Art des Fällmittels reguliert werden muss.

Randbedingungen in Absetzbecken

Die hier beschriebenen physikalischen Prozesse können in einem Absetzbecken gleichzeitig und zufällig stattfinden und sind an weitere Randbedingungen wie Oberflächenbeschickung und Abwassermatrix gebunden. Unter Abwassermatrix soll in diesem Zusammenhang die komplexe physikalisch chemische Zusammensetzung der Inhaltsstoffe von Abwasser bzw. Mischwasser verstanden werden. Auf Grund der jeweils unterschiedlichen Randbedingungen ist eine detaillierte Prognose der momentanen Rückhaltewirkung von Feststoffen in solchen Bauwerken sehr schwierig.

Um die Qualität des entlasteten Mischwassers zu verbessern, können zusätzlich Rechen, Siebe oder Filter im Überlauf der Bauwerke der Mischwasserbewirtschaftung eingesetzt werden.

Da bei diesem Forschungsvorhaben die eingangs erwähnten Nachteile der in-situ Untersuchungen an realen Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung vermieden werden sollen, werden die Messungen an einem Vorklärbecken, das einem Durchlaufbecken ähnlich ist, durchgeführt. Diese Vorgehensweise bietet einige Vorteile wie gute Zugänglichkeit, gute Infrastruktur, keine direkte Abhängigkeit von Regenereignissen und die Möglichkeit der Steuerung des Zuflusses. Hinweise für die grundsätzliche Eignung eines Vorklärbeckens als Vergleichsbauwerk finden sich in Kapitel 2.3. In wie fern sich die an einem Vorklärbecken gesammelten Daten übertragen lassen, soll ebenfalls abgeschätzt werden.

2.3 Vorklärbecken als Vergleichsbauwerk

Die Vorklärung ist neben Schotterfang, Rechen und Sandfang ein Teil der mechanischen Abwasserreinigung, in der hauptsächlich physikalische Verfahren zum Einsatz kommen. Die Wirkungsweise von Vorklärbecken hängt grundsätzlich von der Durchflusszeit im Becken und der Flächenbeschickung ab (ATV 1997).

Dimensionierung von Vorklärbecken

Absetzbecken für städtisches Abwasser kann man entweder über die notwendige Durchflusszeit wie bei flockigem Schlamm oder über die zulässige Flächenbeschickung wie bei körnigem Schlamm berechnen (Imhoff and Imhoff 2007). Üblicherweise erfolgt die Berechnung über die theoretische Durchflusszeit (die wirkliche Durchflusszeit ist aufgrund von unregelmäßigen Strömungen oder Rückströmungen in der Regel kürzer) bzw. die Oberflächenbeschickung q_A .

$$q_A = \frac{Q}{A}$$

- q_A Oberflächenbeschickung [m/h]
- Q Zufluss [m³/h]
- A Oberfläche des Beckens [m²]

In (Kainz and Kauch 2010) findet sich eine Tabelle, in der die Vorgaben für die Dimensionierung von Vorklärbecken zusammengefasst sind. Die Durchflusszeit t_T und die Oberflächenbeschickung q_A beziehen sich auf den Trockenwetterzufluss Q_T . Bei Mischwasserzufluss soll die Durchflusszeit t_M mehr als 0,3 Stunden betragen. Die Beckenabmessungen sind bei einer Tiefe von 2 bis 3 m unter Berücksichtigung der Schlammräumeinrichtung ((DIN 19551-1 2002) und (DIN 19552 2002)) zu wählen.

Tabelle 2.5: Richtwerte für die Bemessung von Vorklärbecken (Kainz and Kauch 2010)

	<i>Rechteckbecken</i>	<i>Rundbecken</i>
<i>Flächenbeschickung q_A (m/h)</i>	<i>2,0 bis 4,0</i>	
<i>Durchflusszeit t_T (h)</i>	<i>0,5 bis 1,0</i>	
<i>Beckentiefe h (m)</i>	<i>2,0 bis 3,0</i>	
<i>Breite : Länge $b : l$</i>	<i>1 : 3 bis 1 : 6</i>	-
<i>Tiefe : Länge $h : l$</i>	<i>1 : 10 bis 1 : 25</i>	-
<i>Tiefe : Durchmesser $h : d$</i>	-	<i>1 : 15 bis 1 : 25</i>

Vergleicht man die in Tabelle 2.5 angegebenen Breiten-Längen-Tiefen-Verhältnisse mit den empfohlenen Abmessungen der Sedimentationskammern nach ATV Regelblatt A 166 (1999), so sind diese in einem ähnlichen Bereich und dementsprechend sind Vorklärbecken als Vergleichsbauwerk grundsätzlich geeignet.

3 REINIGUNGSWIRKUNG IN ABSETZBECKEN

An dieser Stelle folgt eine Zusammenfassung der bisher in Forschungsprojekten ermittelten Reinigungswirkungsgrade in Absetzbecken, konzentriert auf Mischwasserüberlaufbecken und Vorklärbecken.

3.1 Reinigungswirkung in Mischwasserüberlaufbecken

Die Bestimmung der Reinigungswirkung in Mischwasserüberlaufbecken ist verhältnismäßig schwierig. Der Aufwand für Untersuchungen an realen Becken ist durch schwierige Randbedingungen meist sehr hoch. Dazu kommt, dass auch mit hohem Aufwand in einem vertretbaren Zeitrahmen nur bedingt viele Daten gesammelt werden können. Viele Bauwerke sind nicht oder nur erschwert zugänglich, haben keine oder wenig Infrastruktur, sind örtlich ungünstig gelegen und oft nicht in kurzer Zeit erreichbar. Nicht zu vernachlässigen ist auch die Abhängigkeit von Regenereignissen, die für die Datensammlung geeignet sein müssen. Im Folgenden sollen Ergebnisse aus Forschungsprojekten, die sich mit der Bestimmung des Wirkungsgrades von Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung auseinandergesetzt haben, dargestellt werden. Es sind vor allem jene Untersuchungen angeführt, bei denen Messungen an realen Objekten durchgeführt worden sind. Die Ergebnisse müssen immer unter den vorliegenden Randbedingungen und Bilanzierungszeiträumen betrachtet werden. Die Problematik ist, dass es kein einheitliches Beurteilungsverfahren gibt, weshalb die Vergleichbarkeit der Rückhaltewirkungsgrade nur bedingt möglich ist.

Geiger (1984) hat mit einer Datengrundlage von gemessenen Abflussganglinien und gerechneten Frachtganglinien aus gemessenen Stoffkonzentrationen die Funktionsweise von Durchlaufbecken überprüft. Die Berechnung der jährlichen Entlastungswassermengen wurde an einem fiktiven Durchlaufbecken mit unterschiedlichen Volumina durchgeführt und die prozentualen Entlastungsfrachten wurden unter Variation der Absetzrate im Becken ermittelt. Abbildung 3.1 zeigt die errechneten Entlastungsmengen für abfiltrierbare Stoffe und den biochemischen Sauerstoffbedarf BSB_5 in Abhängigkeit des spezifischen Beckenvolumens und unterschiedlichen Absetzwirkungen.

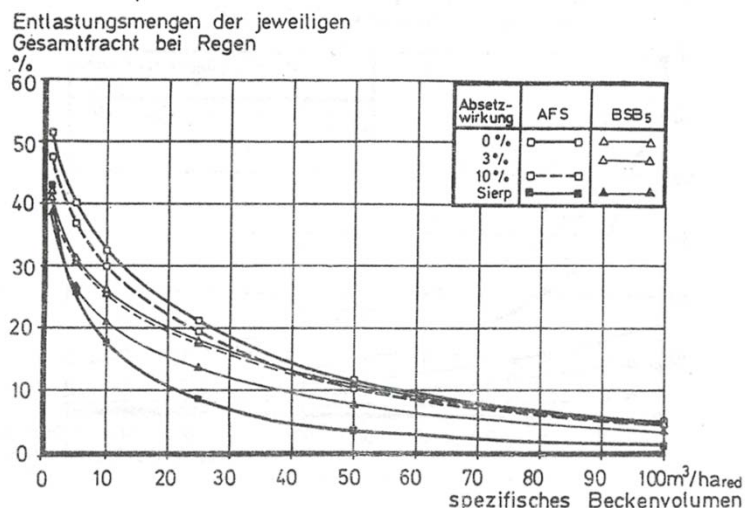


Abbildung 3.1: Einfluss der Absetzrate auf die entlastete BSB₅-Fracht bei Durchlaufbecken (Geiger 1984)

In einem weiteren Forschungsprojekt hat Klein (1984) Versuche an drei Absetzbecken mit unterschiedlichen Abwässern und Feststoffsuspensionen durchgeführt. Becken 1 großtechnisch, horizontal durchströmt, Becken 2 großtechnisch vertikal durchströmt und Becken 3 halbtechnisch horizontal durchströmt.

Das kommunale Rohabwasser weist eine Bandbreite für abfiltrierbare Stoffe von 274 - 538 mg/l auf. Abbildung 3.2 zeigt die Absetzrate der abfiltrierbaren Stoffe in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung für kommunales Rohabwasser.

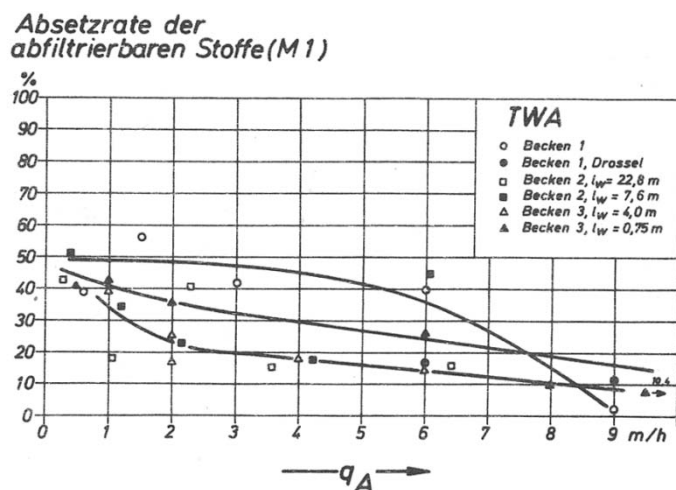


Abbildung 3.2: Absetzrate der abfiltrierbaren Stoffe in Abhängigkeit der Flächenbeschickung (Klein 1984)

Bei Mischwasserabfluss wurde eine Bandbreite für abfiltrierbare Stoffe von 85,4 - 1056 mg/l gemessen. Trotz hydraulisch ungünstigeren Bedingungen konnte ein höherer Wirkungsgrad bei Regenwetter beobachtet werden. Klein führt das darauf zurück, dass ein höherer Anteil größerer Feststoffpartikel vorhanden war und die Feststoffe einen niedrigeren Glühverlust hatten. Daraus ergibt sich im

Jahresmittel ein Wirkungsgrad von bestenfalls 50 % bei einer Variabilität der Oberflächenbeschickung zwischen 0 und 10 m/h (Klein 1984).

Im Rahmen des BMFT-Verbundprojektes „NIEDERSCHLAG“, Teilprojekt 3 (Brombach, Michelbach et al. 1992) wurden umfangreiche Untersuchungen zu Sedimentations- und Remobilisierungsvorgängen von Feststoffen im Mischwasserkanal durchgeführt.

Ein Vergleich der Absetzbaren Stoffe von Straßenschmutz, Trockenwetterabfluss, Sediment, Sielhaul, Mischwasser und Überlaufwasser hat folgende Erkenntnisse gebracht: Mischwasser lässt sich schlechter als Straßenschmutz, aber besser als Trockenwetterabfluss absetzen und die Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsverteilung der Überlaufwasserproben konnten sehr gut reproduziert werden. Auf Basis dieser Daten wurde eine Abschätzung der Effektivität von Durchlaufbecken getroffen. Bei einer Beschickung von 10 m/h müssten 60 % aller abfiltrierbaren Stoffe zurückgehalten werden können. Eine Steigerung des Wirkungsgrades von Durchlaufbecken ist nur mit einer erheblichen Flächenvergrößerung zu erreichen und sinkt mit der Erhöhung der Oberflächenbeschickung (Brombach, Michelbach et al. 1993).

Hübner definiert die Gesamteffektivität als Differenz der Wirkungsgrade der Regenwasserbehandlungsanlage und einem theoretischen Bauwerk, das durch eine reine Aufteilung der Wasserströme gekennzeichnet ist. Dadurch soll der Effekt des Stoffrückhalts durch Zwischenspeicherung und/oder Reinigung berücksichtigt werden. Um diese Effekte trennen zu können, muss zwischen Füllphase und Überlaufphase unterschieden werden. Hübner weist auf die Problematik der Probenahmedichte hin, die dem zeitlichen Konzentrationsgradienten angepasst werden müsste. Mit Feld- und Modellstudien hat er zwei kombinierte Bauwerke zur Regenwasserbehandlung untersucht (Hübner 1997).

Bei einer Untersuchung an einem Durchlaufbecken im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG wurden Effektivitäten in Bezug auf Abfiltrierbare Stoffe zwischen 20 % und 40 % ermittelt (Schäfer, Hoffmann et al. 1998).

An der RWTH Aachen wurde bis 2001 ein mehrjähriges Untersuchungsvorhaben zur Wirkungsweise von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen durchgeführt. Dabei wurden Bauwerke sowohl großtechnisch als auch halbtechnisch untersucht. Dohmann und Rietsch (2001) weisen auch auf die Problematik des automatischen und manuellen Probenahmebetriebs hin. Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Probenahme konnten nur wenige Ereignisse an den großtechnischen Anlagen zufriedenstellend beprobt werden. Bei zehn Ereignissen lag die Bandbreite der Ergebnisse für den Anteil des Stoffrückhaltes durch Sedimentation ohne Berücksichtigung des Stoffrückhaltes durch Trennung zwischen 11,1 % und 88,0 %.

„Dadurch wird deutlich, dass einer Mischwasserbehandlungsanlage bei Berücksichtigung eines nicht statistisch abgesicherten Niederschlagsabflussspektrums ... keine feste Leistungsfähigkeit hinsichtlich des Stoffrückhaltes

durch Sedimentation zugeordnet werden kann.“ (Dohmann and Rietsch 2001)

Bei den halbtechnischen Untersuchungen wurden unterschiedliche Lastfälle mit unterschiedlichen Abwässern betrachtet. Exemplarisch ist in Abbildung 3.3 der Stoffrückhalt durch Sedimentation für die absetzbaren Stoffe AFS dargestellt. Es ist erkennbar, dass unter stationären Bedingungen ein Stoffrückhalt durch Sedimentation von maximal 43 % erreicht werden konnte.

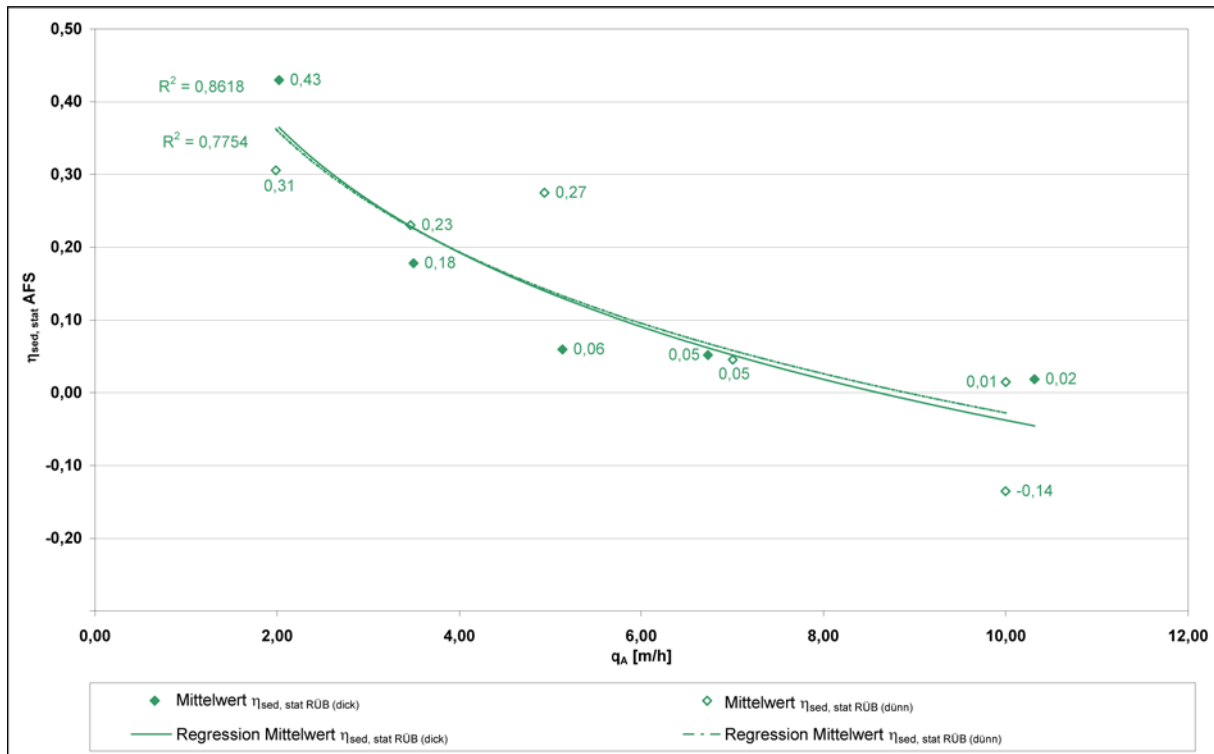


Abbildung 3.3: Stoffrückhalt durch Sedimentation für das Regenüberlaufbecken für die absetzbaren Stoffe AFS in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung (Dohmann and Rietsch 2001)

Klepiszewski (2006) hat in seiner Arbeit Datensätze zu Wirkungsgraden und Effektivitäten von Durchlaufbecken, Wirbelabscheidern und Kombinationsbauwerken aus unterschiedlichen Studien zusammengetragen (Onderlinden and Timmer 1988; Brombach, Michelbach et al. 1992; Geiger and Hübner 1994; Brombach and Michelbach 1997; Schäfer, Hahn et al. 1997; Rietsch 2001). Hier zeigt sich das Problem der unterschiedlichen Berechnungsansätze und Bilanzierungszeiträume, wodurch die Vergleichbarkeit der Daten mitunter erschwert wird.

In den folgenden drei Abbildungen sind die Untersuchungen an Durchlaufbecken zusammengefasst. Die letzte Zeile der Tabellen beinhaltet jeweils Informationen über die Anzahl der beprobten Ereignisse, die bei diesen Untersuchungen zwischen 2 und 25 liegt.

Standort	N.N. ¹	Amerfoort ²	Kerkrade ²	Schwerte- Westhofen ³	Ruhrinsel Raffelberg ³	Neureut ^{4/5}
CSB (Min.–Max.) [%]	13,0 – 95,6	–	–	63,9 – 73,1	–	52,3 – 58,4 ⁴
CSB (Gesamt) [%]	56,2	69,0	62,0	68,0	–	–
Beprobte Ereignisse	10	17	25	2	–	2
AFS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	–	50,2 – 76,0	62,4 – 80,0 ⁵
AFS (Gesamt) [%]	–	76,0	64,8	–	66,4	70,8
Beprobte Ereignisse	–	17	25	–	3	3
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	–	84,0 – 87,1	88,7 ⁴
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	–	85,7	88,7
Beprobte Ereignisse	–	–	–	–	3	1
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	–	60,5 – 70,7	–	26,7 – 38,0 ⁴
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	–	65,2	–	–
Beprobte Ereignisse	–	–	–	2	–	2

¹ Rietsch (2001)

² Onderlinden und Timmer (1988)

³ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

⁴ Brombach und Michelbach (1997)

⁵ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

Abbildung 3.4: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006)

Standort	Amerfoort ¹	Kerkrade ¹	Schwerte- Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²	Neureut ^{3/4}
CSB (Min.–Max.) [%]	–	–	8,6 – 25,8	–	17,0 – 20,7 ³
CSB (Gesamt) [%]	45,8	51,2	20,1	–	–
Beprobte Ereignisse	17	25	2	–	2
AFS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	14,2 – 19,0	39,2 – 53,1 ⁴
AFS (Gesamt) [%]	56,2	57,0	–	20,2	49,5
Beprobte Ereignisse	17	25	–	3	2
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	30,1 – 48,0	53,4 ³
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	39,6	53,4
Beprobte Ereignisse	17	25	–	3	1
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	6,2 – 22,5	–	-8,6 – 0,2 ³
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	17,3	–	–
Beprobte Ereignisse	17	25	2	–	2

¹ Onderlinden und Timmer (1988)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

³ Brombach und Michelbach (1997)

⁴ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

Abbildung 3.5: Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006)

Standort	Schwerte- Westhofen ¹	Ruhrinsel Raffelberg ¹	Neureut ²	Etzenroth ²
CSB (Min.–Max.)	15,0% – 41,7%	–	–	–
CSB (Gesamt)	38,6%	–	37,1%	-40,4%
Beprobte Ereignisse	2	–	6	3
AFS (Min.–Max.)	–	22,1% – 44,2%	–	–
AFS (Gesamt)	–	37,6	64,3%	20,9%
Beprobte Ereignisse	–	3	6	3
ASS (Min.–Max.)	–	69,9% – 75,0%	–	–
ASS (Gesamt)	–	73,5%	80,0%	46,3
Beprobte Ereignisse	–	3	6	3
NH ₄ -N (Min.–Max.)	17,4% – 36,3%	–	–	–
NH ₄ -N (Gesamt)	33,2%	–	-10,3%	-9,7%
Beprobte Ereignisse	2	–	6	3
GV (Min.–Max.)	–	–	–	–
GV (Gesamt)	–	–	-20,5%	-6,3%
Beprobte Ereignisse	–	–	6	3

¹ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

² Brombach und Michelbach (1997)

Abbildung 3.6: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006)

Für den Gesamtwirkungsgrad in Bezug auf Abfiltrierbare Stoffe hat Klepiszewski (2006) in seinen eigenen Untersuchungen an einem Durchlaufbecken im Nebenschluss Werte zwischen 65 % und 98 % und für die Gesamteffektivität Werte zwischen 7 % und 51 % berechnet.

Im Forschungsprojekt REBEWI (Uhl, Maus et al. 2009) wurde unter anderem auch ein Durchlaufbecken im Nebenschluss (Picksmühlenbach) großtechnisch untersucht. Das Becken ist in vier Kammern zu je 2.500 m³ unterteilt, die jeweils 52 m lang, 12 m breit und 4 m tief sind und mittels Schneckenpumpen beschickt werden. Der Start für die automatische Probenahme erfolgte jeweils nach Anspringen des Überlaufs.

Schwerpunkt dieses Forschungsprojektes war „*die Entwicklung eines praxistauglichen Diagnoseverfahrens zur Untersuchung, Quantifizierung und Bewertung der klärtechnischen Wirkung von Regenbecken in Misch- und Trennsystemen*“.

In Abbildung 3.7 und Abbildung 3.8 ist als Ergebnis der Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bzw. der AFS-Zulaufkonzentration angegeben. „*Der Wirkungsgrad der schlecht absetzbaren Fraktion (<5 m/h) wird demnach nicht durch die Oberflächenbeschickung beeinflusst. Auffällig sind die starken Schwankungen der Wirkungsgrade dieser Fraktion....Bei den übrigen Fraktionen ist eine schwache Abhängigkeit der Fraktionswirkungsgrade von der Oberflächenbeschickung zu vermuten. Je geringer die Oberflächenbeschickung desto größer sind tendenziell die Fraktionswirkungsgrade.... Es zeigt sich, dass die klärtechnische Wirksamkeit so gut wie nicht von der Zulaufkonzentration beeinflusst wird.*“ (Uhl, Maus et al. 2009)

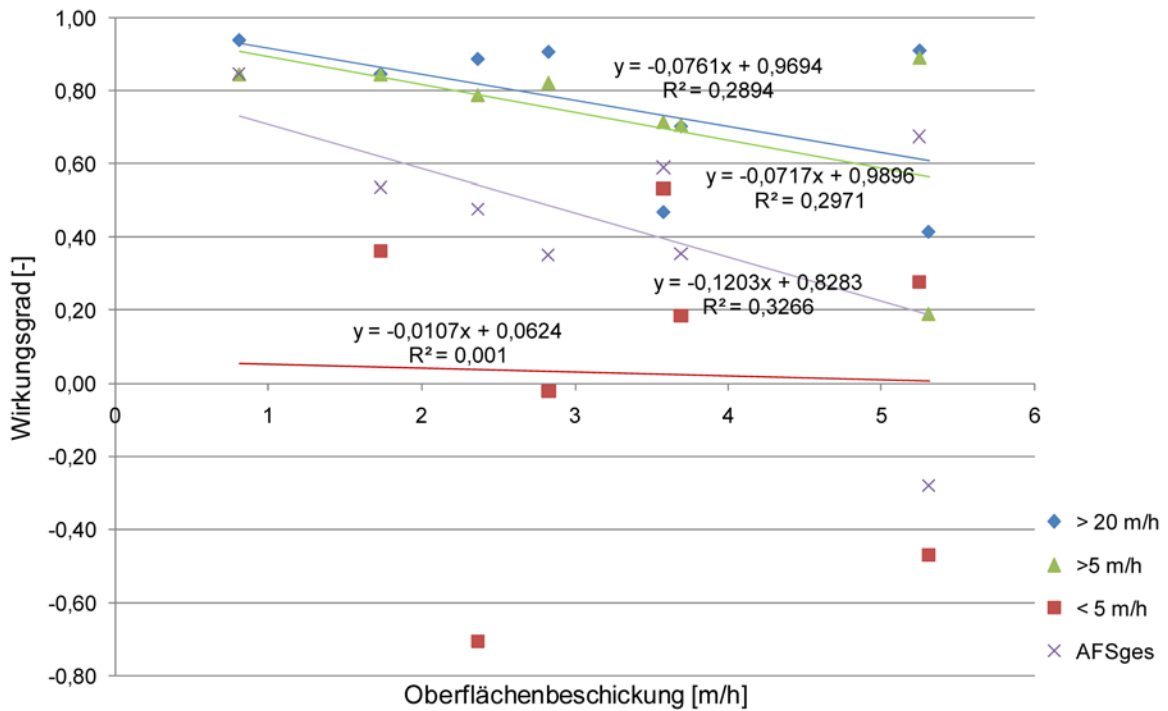


Abbildung 3.7: Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung am RÜB Picksmühlenbach (Uhl, Maus et al. 2009), nach Fraktionen unterteilt

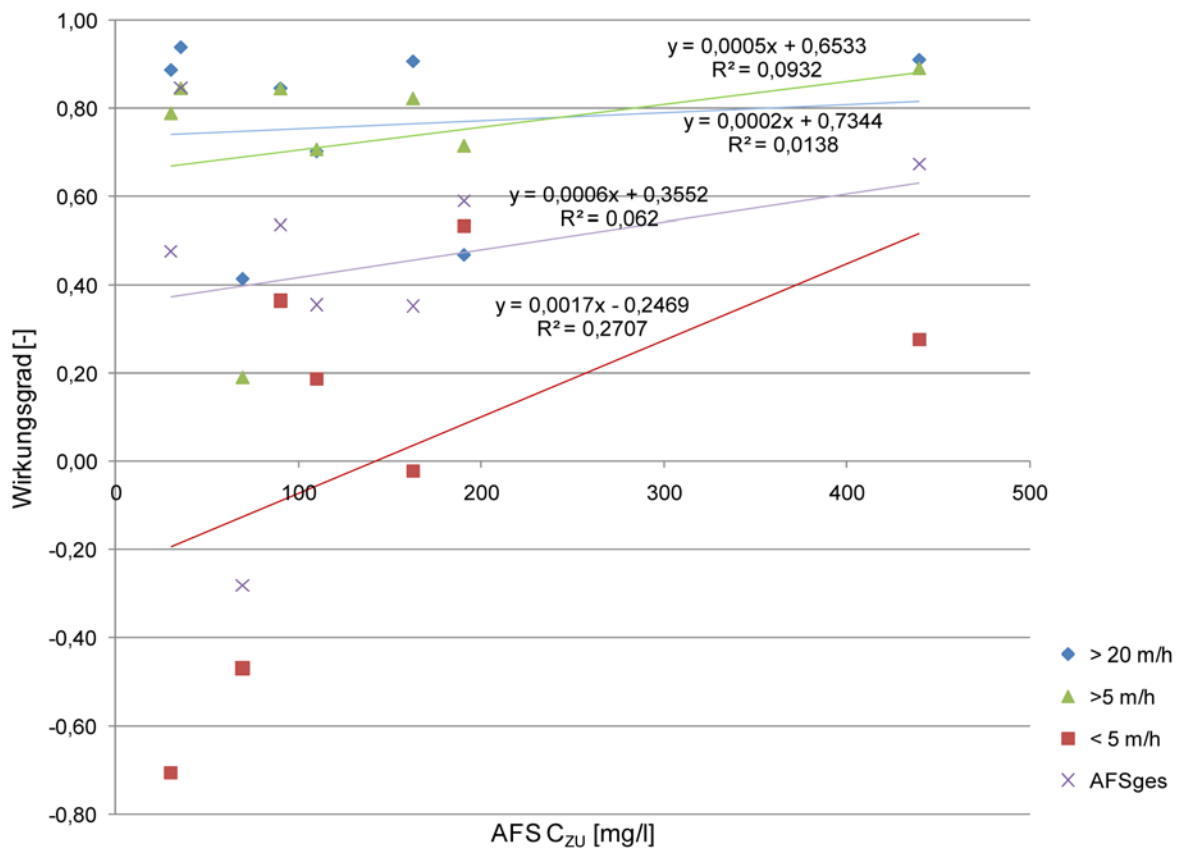


Abbildung 3.8: Wirkungsgrad in Abhängigkeit der AFS-Zulaufkonzentration am RÜB Picksmühlenbach (Uhl, Maus et al. 2009), nach Fraktionen unterteilt

3.2 Reinigungswirkung in Vorklärbecken

Die Auswirkung der Absetzzeit auf städtisches Abwasser ist in Abbildung 3.9 dargestellt. Die Kurven sind als Anhaltswerte zu verstehen und man kann erkennen, dass nach ein bis zwei Stunden Absetzzeit rund 70 % der Gesamt-Schwebestoffe abgesetzt werden (Imhoff and Imhoff 2007).

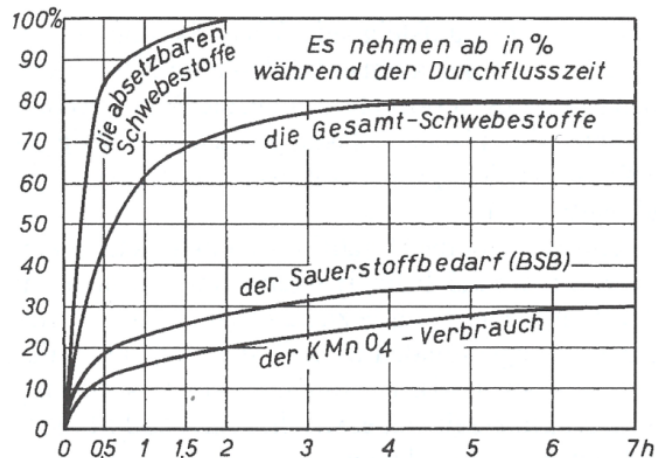


Abbildung 3.9: Wirkung der Absetzzeit auf städtisches Abwasser nach Sierp (Imhoff and Imhoff 2007)

Für die Bemessung der Belebungsstufe einer Abwasserreinigungsanlage sind im Arbeitsblatt A 131 (ATV 2000) in Abhängigkeit der Durchflusszeit in der Vorklärung einwohnerspezifische Frachten für die Berechnung angegeben (siehe Tabelle 3.1). Diese Werte sollen nur dann verwendet werden, wenn keine Messungen vorhanden oder möglich sind und liefern nur Anhaltswerte, da der Rückhaltewirkungsgrad stark von den gegebenen Randbedingungen abhängen kann.

Tabelle 3.1: Einwohnerspezifische Frachten in g/(E·d), die an 85% der Tage unterschritten werden, ohne Berücksichtigung des Schlammwassers (ATV 2000)

Parameter	Rohabwasser	Durchflusszeit in der Vorklärung bei Q_t	
		0,5 bis 1,0 h	1,5 bis 2,0 h
BSB ₅	60	45	40
CSB	120	90	80
TS	70	35	25
TKN	11	10	10
P	1,8	1,6	1,6

Bei näherer Betrachtung des Parameters TS, kann auf einen Rückhaltewirkungsgrad in der Vorklärung von 50 - 65 % geschlossen werden. An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass im ATV-Arbeitsblatt A 131 aus dem Jahre 1991 - zitiert in (ATV 1997) - noch eine etwas andere Tabelle zu finden war.

Tabelle 3.2: Einwohnerbezogene Frachten im Abwasser in g/(E-d) (ATV 1997)

Parameter	Durchflußzeit in der Vorklärung bei Q_t			
	Rohabwasser	0,5–1,0 h	1,0–1,5 h	über 1,5 h
BSB_5	60	50	45	40
CSB	120	100	90	80
abf. St. (TS_0)	70	40	35	30
N	11	10	10	10
P	2,5	2,3	2,3	2,3

Aus Tabelle 3.2 geht hervor, dass der Rückhaltewirkungsgrad in Bezug auf den Parameter Abfiltrierbare Stoffe im ATV-Arbeitsblatt A 131 (1991) mit 40 – 60% angegeben worden ist.

Krauth und Schwentner (1992) haben in Untersuchungen festgestellt, dass der Rückhalt von Abfiltrierbaren Stoffen in der Vorklärung unter Trockenwetterbedingungen rund 51 % und bei Regenwetterbedingungen rund 38 % beträgt.

In der Literatur finden sich einige Forschungsergebnisse, die die Wirkungsweise von Absetzbecken auf Basis von in-situ gemessenen Daten dokumentieren, sowohl im Bereich der Mischwasserbewirtschaftung als auch für Vorklärbecken. Trotzdem kann noch keine verallgemeinerte Aussage über den Rückhaltewirkungsgrad getroffen werden, da sich die vorliegenden Zahlen teilweise erheblich voneinander unterscheiden und bei den untersuchten Bauwerken unterschiedliche Randbedingungen das Ergebnis vermutlich signifikant beeinflusst haben.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass es an Untersuchungen mangelt, die über eine ausreichende Anzahl an Messungen verfügen, um die Ergebnisse auch statistisch absichern zu können. Um einen Beitrag zur Vergrößerung des Messdatenpools zu leisten, wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens großtechnische Untersuchungen mit einer automatisierten Datenerfassung durchgeführt. Die Vorgehensweise unter den vorhandenen Randbedingungen wird in den folgenden Kapiteln näher erläutert.

4 GROSSTECHNISCHE UNTERSUCHUNGEN

Alle im Folgenden beschriebenen Messungen wurden auf der Kläranlage der Stadt Graz durchgeführt. Im Jahr 2007 erfolgte auf der Kläranlage die Fertigstellung der Anpassung an den Stand der Technik und die Erweiterung auf 500.000 EW. Für die Reinigung des Abwassers kommt ein einstufiges Belebungsverfahren und anaerobe Schlammfäulung zum Einsatz. Abbildung 4.1 zeigt ein Luftbild der Kläranlage der Stadt Graz.

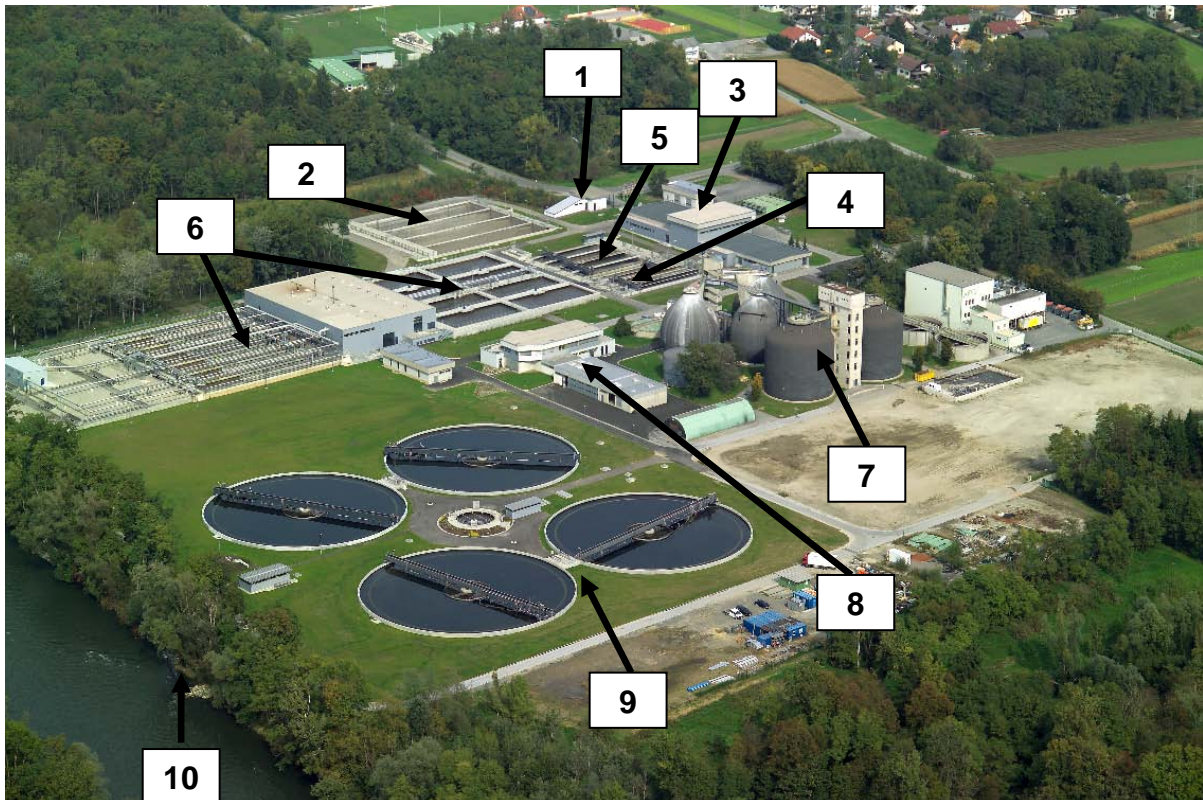


Abbildung 4.1: Luftbild der Kläranlage der Stadt Graz (Foto: Stadt Graz)

- | | | | |
|---|---------------------------|----|-----------------|
| 1 | Zulauf | 6 | Biologie |
| 2 | Mischwasserüberlaufbecken | 7 | Faulung |
| 3 | Schotterfang, Rechen | 8 | Betriebsgebäude |
| 4 | Sandfang | 9 | Nachklärung |
| 5 | Vorklärung | 10 | Ablauf |

Das Grazer Kanalnetz hat eine Gesamtlänge von 846 km Kanal, davon sind 582 km Mischwasserkanäle, 220 km Schmutzwasserkanäle und 44 km Regenwasserkanäle. Das Gefälle der Kanäle ist vorwiegend als eher steil einzustufen, was sich positiv auf die Ablagerungsproblematik in den Kanälen auswirkt.

4.1 Geometrie

Die vier Vorklärbecken haben eine Länge von 32,5 m, eine Breite von je 7,0 m und eine durchschnittliche Wassertiefe von 3,0 m, das ergibt ein Volumen von rund 690 m³ je Becken (inkl. Schlammabzugstrichter). Das Abwasser wird über ein Verteilgerinne auf die vier Becken aufgeteilt, die Einströmung erfolgt unter dem Wasserspiegel über 8 rechteckige 50 x 25 cm große Öffnungen und 2 kreisrunde Öffnungen mit je 25 cm Durchmesser. Zur Strömungsberuhigung sind den Öffnungen Lamellen vorgelagert (Abbildung 4.2). Der Ablauf erfolgt über die gesamte Breite über eine Wehrschwelle. Zur Vermeidung des Schwimmschlammaustrages ist im Abstand von einem Meter vor Ende des Beckens eine Tauchwand installiert (Abbildung 4.3).



Abbildung 4.2: Lamellen im Einströmbereich (Foto: Günter Gruber)



Abbildung 4.3: Überlaufwehr und Tauchwand im Ausströmbereich (Foto: Günter Gruber)

Abbildung 4.4 zeigt den Grundriss und Längsschnitt der Vorklärbecken.

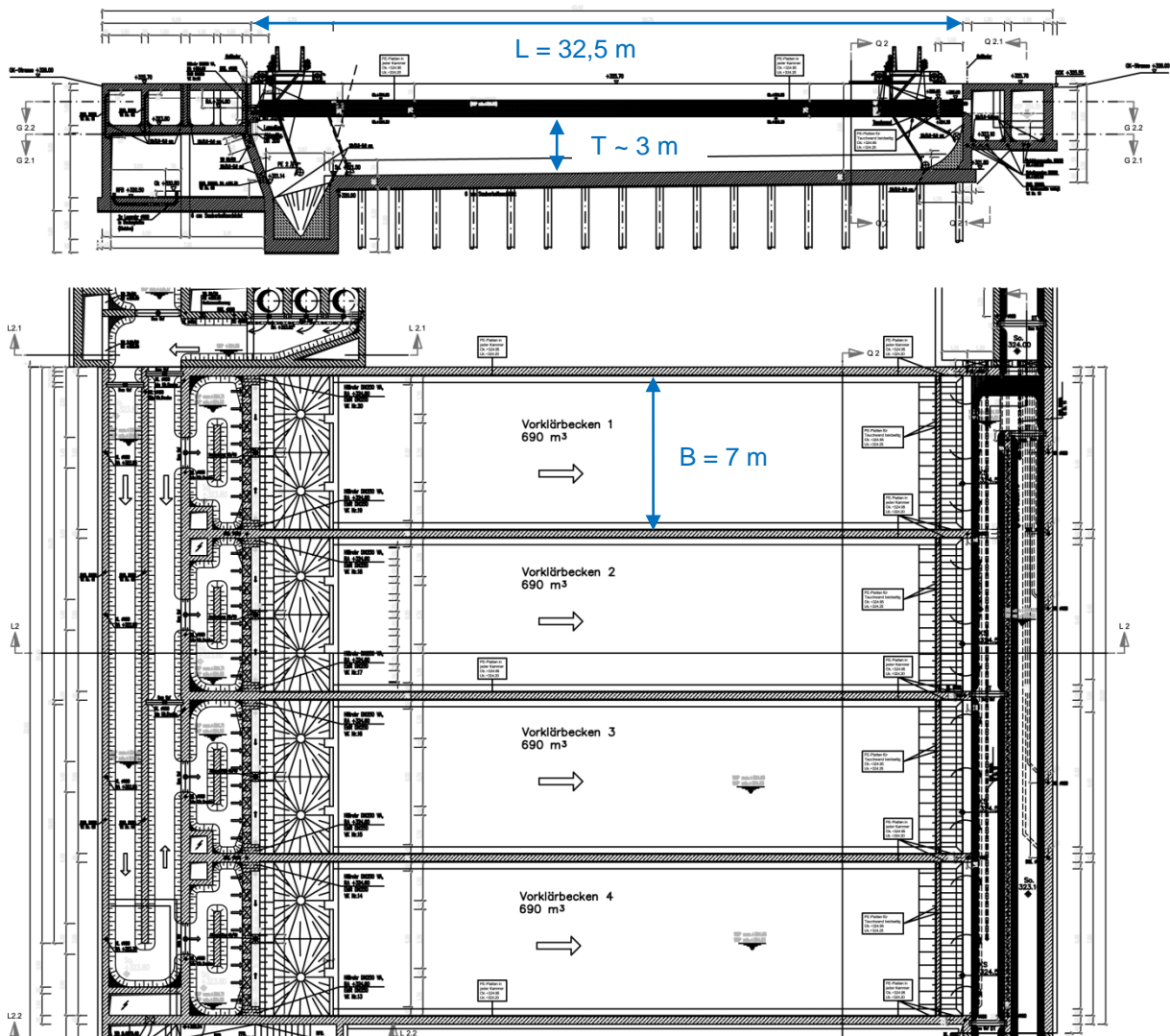


Abbildung 4.4: Grundriss und Längsschnitt der Vorklärbecken der Kläranlage der Stadt Graz

4.2 Belastungssituation und Randbedingungen

Die Bemessungswassermenge der Kläranlage beträgt für Trockenwetter 1600 l/s und für Regenwetter 3200 l/s. Im Regelfall sind alle vier Becken in Betrieb, jeweils zwei haben eine gemeinsame Räumereinrichtung. Die Räumbrücke wird bis zu einem Zufluss von 2000 l/s volums- und bei höherem Zufluss zeitgesteuert betrieben. Volumsgesteuert bedeutet, dass das Räumchild bei Erreichen von 1800 m³ Durchflussvolumen den Schlamm zu den Abzugstrichtern schiebt und der Primärschlammabzug aktiviert wird. Die Zeitsteuerung aktiviert diesen Prozess hingegen alle 40 Minuten.

Der Primärschlamm wird direkt in die Faulung gepumpt. Die Messungen des Primärschlammmanfalles müssen auf Grund von häufigen Fettablagerungen in der Leitung, die den Querschnitt des Rohres verringern, kritisch betrachtet werden. Ein durchschnittlicher Primärschlammmanfall kann mit etwa 300 - 350 m³/d abgeschätzt werden.

Zu beachten ist, dass vor der Vorklärung Schotter, grobe Feststoffe und Sand durch den ersten Teil der mechanischen Abwasserreinigung weitestgehend entfernt werden. In Tabelle 4.1 ist die Anzahl der Container zu je ca. 1 m³ angegeben, die im Datenauswertungszeitraum gefüllt und abgeführt wurden.

Tabelle 4.1: Anzahl der abgeführten Container Juli - Oktober 2010

	Juli 2010	August 2010	September 2010	Oktober 2010
Schotter	2	7	8	2
Rechengut (gewaschen und entwässert)	195	164	188	185
Sand (gewaschen)	21	48	31	27

Für die systematischen Untersuchungen wurden unterschiedliche Lastfälle betrachtet:

Lastfall 1:

- Normalbetrieb (4 Becken)
- Betrachtung des Tagesgangs
- Schlammräumung aktiv

Lastfall 2:

- Eingeschränkter Betrieb (2 Becken)
- Betrachtung des Tagesgangs
- Schlammräumung aktiv

Lastfall 3:

- Minimalbetrieb (1 Becken)
- manuelle Variation der Oberflächenbeschickung
- Schlammräumung nicht aktiv

4.3 Messaufbau und Messdurchführung

Für die Erfassung der Abfiltrierbaren Stoffe wurden Trübungssonden im Zulauf und im Ablauf der Vorklärbecken installiert und für ergänzende Untersuchungen auch im Zulauf der Kläranlage (vor und nach dem Schotterfang) und im Überlauf der Mischwasserüberlaufbecken. Eine nähere Beschreibung des Messprinzips der Trübungssonden folgt in Kapitel 4.3.2.

Die einzelnen Positionen der Sonden, die auf Grund der Kriterien Zugänglichkeit, gute Durchmischung und gute Befestigungsmöglichkeit ausgewählt wurden, sind Abbildung 4.5 und Abbildung 4.6 zu entnehmen.

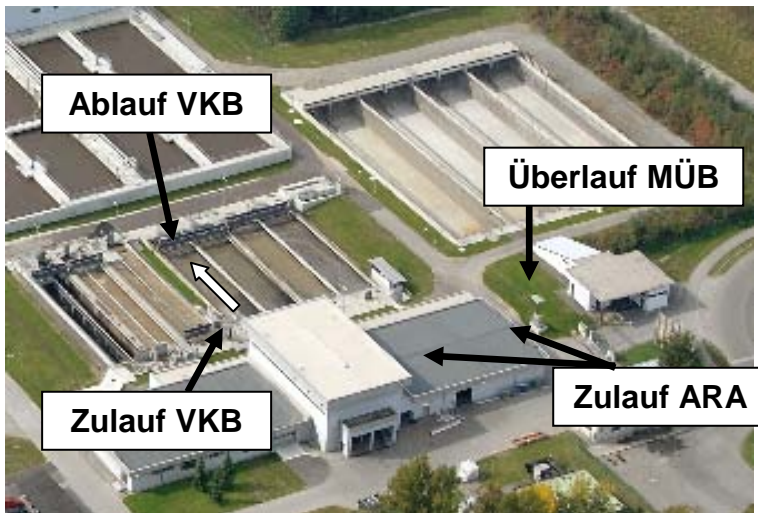


Abbildung 4.5: Übersicht Positionen der Trübungssonden (Foto: Stadt Graz)

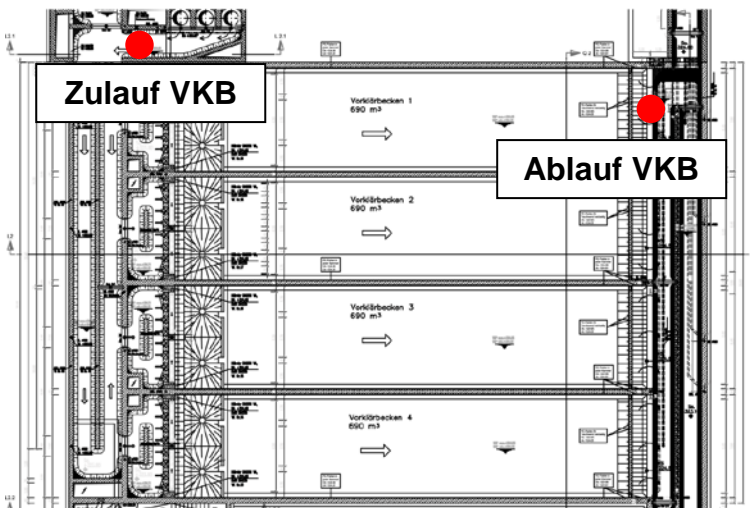


Abbildung 4.6: Genaue Positionen der Trübungssonden bei den Vorklärbecken

4.3.1 Abwassermenge

Die Zuflussmenge zur Kläranlage der Stadt Graz wird kontinuierlich über ein magnetisch induktives Durchflussmesssystem erfasst und im 5 Sekunden Intervall aufgezeichnet. Eine Erstprüfung der stationären Zulauf-Durchflussmessenrichtungen der Abwasserreinigungsanlage der Stadt Graz gemäß ÖWAV Regelblatt 38 (durchgeführt vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Technische Universität Graz) hat ergeben, dass die Abweichung der Messergebnisse im Vergleich zu einer Behältermessung bei rund 2 % liegt. Dieser Wert liegt deutlich unter der durch das ÖWAV-Regelblatt 38 (2007) vorgesehene Messgenauigkeit von 10% bezogen auf die Ergebnisse des Referenzmessverfahrens.

Diese Daten wurden uns dankenswerterweise zur weiteren Verwendung zur Verfügung gestellt. Dadurch war es möglich, einen fehleranfälligen Parameter schon im Vorhinein zu eliminieren. Einen Hinweis auf die Schwierigkeit der Durchflussmengenmessung an Regenüberlaufbecken gibt unter anderem die gleichnamige Veröffentlichung der ATV-DVWK (2000).

4.3.2 Feststoffe (Solitax)

Die Feststoffmessung erfolgte mit der Trübungssonde Solitax sc der Firma Hach-Lange. „Das Messprinzip basiert auf einem kombinierten Infrarot-Absorptions-Streulicht-Verfahren, das geringste Trübungswerte nach DIN EN 27027 genauso präzise und kontinuierlich ermittelt wie hohe Schlammgehalte. Dabei wird das von den Trübungsteilchen seitlich gestreute Licht unter einem Winkel von 90° gemessen“ (Hach Lange 2005). Das Funktionsprinzip ist schematisch in Abbildung 4.7 dargestellt.

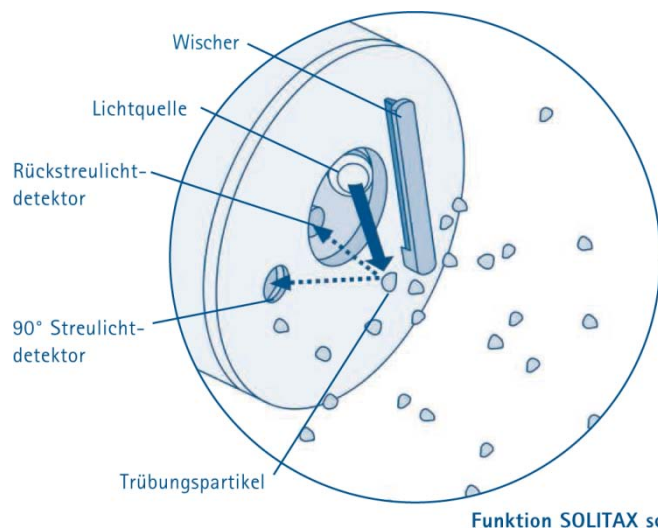


Abbildung 4.7: Funktionsprinzip Solitax sc (Hach Lange 2005)

Das Reinigungsintervall des Wischers für das Messfenster wurde mit 1 Minute festgelegt, die Datenaufzeichnung erfolgte kontinuierlich im 5-Sekunden-Takt. Die Daten konnten über eine Online-Schnittstelle jederzeit vom Schreibtisch aus beobachtet und heruntergeladen werden.

Der Hersteller empfiehlt eine monatliche Kontrolle des Messfensters auf Verschmutzung und des Wischerprofils auf Verschleiß. Für die Sonden im Bereich des Vorklärbeckens hat sich ein Wartungsintervall von 1 - 2 Wochen als brauchbar erwiesen. Im Bereich des Zulaufs zur Kläranlage und des Überlaufs zu den Mischwasserüberlaufbecken war es sogar notwendig, dieses Intervall noch zu verkürzen, da in diesen Bereichen die Verzapfungsfahrer erheblich größer ist.

Im Normalfall reichen diese Intervalle aus. Trotzdem macht es Sinn, die Daten täglich zu überprüfen, da es immer zu Verzapfungen kommen kann. So kann mit geringem Aufwand im Bedarfsfall schnell reagiert und längere Perioden an unbrauchbare Daten vermieden werden.

4.4 Kalibrierung der Trübungssonden

Für die Kalibrierung der Trübungssonden wurden an unterschiedlichen Tagen zu unterschiedlichen Zeiten bei Trocken- und Regenwetter Proben gezogen, im Labor die Abfiltrierbaren Stoffe nach dem Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DIN 38409-2) mittels Membranfiltration analysiert und mit einer linearen Regression eine Kalibrierungsfunktion für jede Sonde ermittelt. Anschließend wurde das lineare Regressionsmodell einer statistischen Prüfung auf Gültigkeit unterzogen.

Wöhrle und Brombach (1991) konnten im Rahmen des Verbundprojektes des Bundesministeriums für Forschung und Technologie „NIEDERSCHLAG“ viele Erfahrungen bei der Probenahme im Abwasserkanal machen und betonen bei der Darstellung ihrer Untersuchungsergebnisse die Wichtigkeit der richtigen Wahl des Probenahmeortes und der Probenahmeart und weisen auf mögliche Fehlerquellen hin.

Deshalb waren sowohl die Probenahmeart als auch der Probenahmeort bei den vorliegenden Untersuchungen ein zentrales Kriterium bei der Planung der Messkampagnen. Im Bereich des Zulaufs und Ablaufs der Vorklärbecken gibt es eine gute Durchmischung des Abwassers, die eine repräsentative Probenahme zulässt. Bei der Auswahl der Messstation wurde außerdem darauf geachtet, dass die Pumphöhe nicht zu groß wird, da sonst gerade die schweren Partikel nicht erfasst werden können.

Um die Proben in der Nähe des Messfensters entnehmen zu können, wurde der Probenahmeschlauch direkt auf die Sonde montiert (siehe Abbildung 4.8).

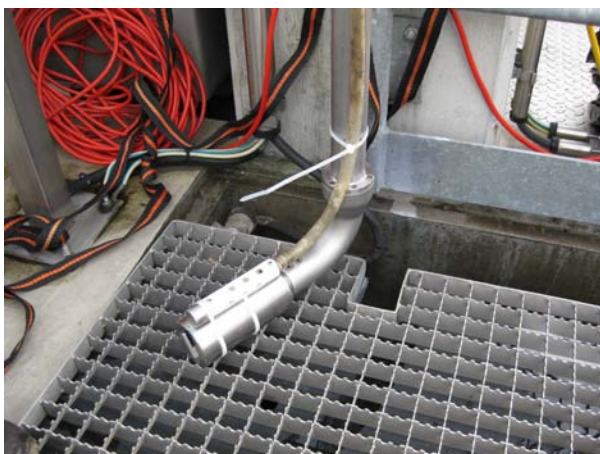


Abbildung 4.8: Probenahmeschlauch auf der Trübungssonde (Solitax)

Im Zulauf und Ablauf der Vorklärbecken wurden jeweils 52 Proben manuell mit einem Probenahmeschlauch an zumindest drei unterschiedlichen Tagen zu unterschiedlichen Tageszeiten gezogen. Abbildung 4.9 zeigt die Trübungssonde im Zulauf der Vorklärbecken im eingebauten Zustand.



Abbildung 4.9: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Zulauf der Vorklärbecken
(Foto: Günter Gruber)

Die Ergebnisse der linearen Regression für die Kalibrierung der Trübungssonden im Zulauf der Vorklärbecken sind in Abbildung 4.10 dargestellt. Die Messwerte liegen im Vergleich zur linearen Regression überwiegend innerhalb einer Abweichung von $\pm 10\%$ (strich-punktierte Linien). Die maximalen Abweichungen liegen bei $\pm 20\%$, was für Messungen in Rohabwasser ein guter Wert ist.

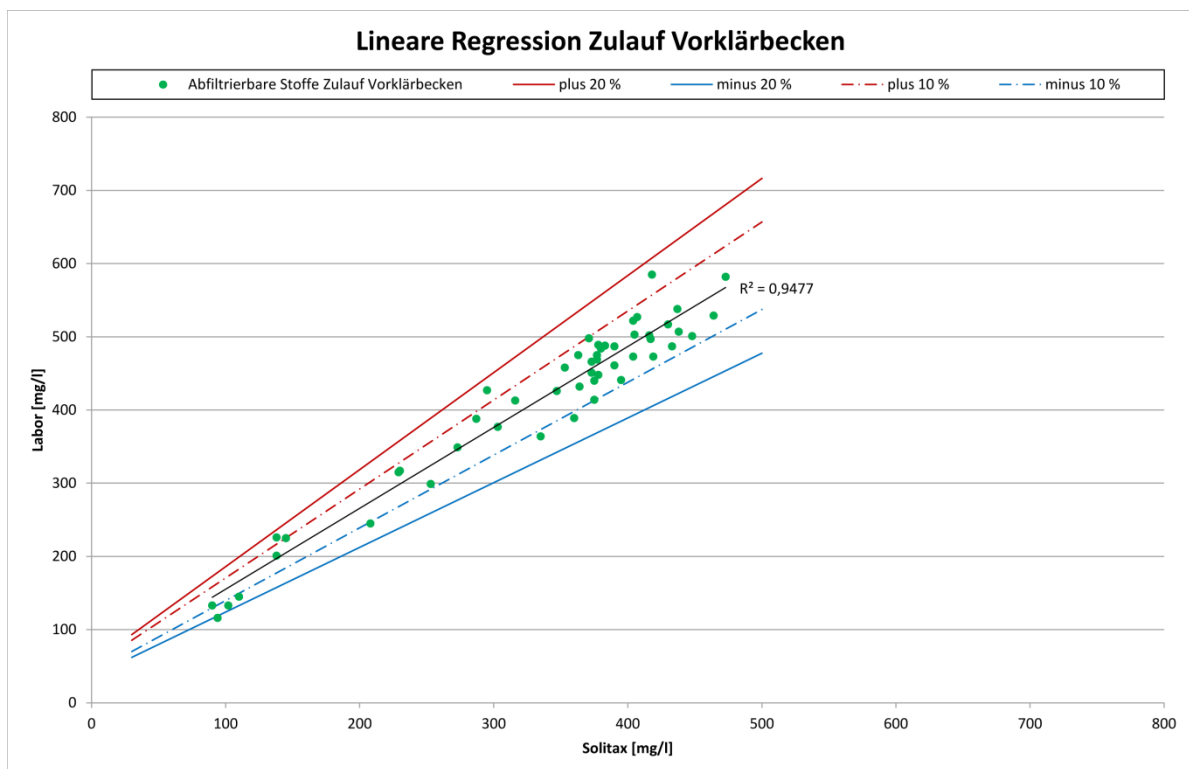


Abbildung 4.10: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Zulauf zum Vorklärbecken und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen

In Abbildung 4.11 sind vier Plots gezeigt, die einen Hinweis auf die Güte und Gültigkeit des linearen Regressionsmodells geben. Die Modellannahmen sind:

- Linearer Zusammenhang zwischen Sonden- und Laborwerten
- Normalverteilte Fehler
- Konstante Varianz der Fehlerterme (Homoskedastizität)
- Kein Einfluss einer Beobachtung auf die Schätzung

Das erste Diagramm links oben dient der Überprüfung der Anpassung des Modells an die Daten und zeigt die Residuen gegen die angepassten Werte. Die rote Linie spiegelt den Erwartungswert wider, der sich bei einem gültigen Modell immer in der Nähe von null befindet und keine Struktur zeigt. In diesem Fall ist die Abweichung von der Nulllinie gering, liegt in den Randbereichen des Gültigkeitsintervalls und kann somit als passend angesehen werden.

Das zweite Bild rechts oben zeigt einen Q-Q-Plot, mit dem die Annahme einer Normalverteilung der Residuen überprüft werden kann. Die Quantile der standardisierten Residuen werden gegen die Quantile der Normalverteilung aufgetragen und bilden im Idealfall eine Linie. Abweichungen an den Enden sind aufgrund beschränkter Anzahl von Messdaten normal, es sollte sich aber keine signifikante Abweichung ausbilden.

Das dritte Bild links unten zeigt, ob die Homoskedastizität gewährt ist, d.h. ob die Standardabweichung der Residuen über den Bereich der erklärten Variable gleich bleibt. Die rote Linie sollte im Idealfall horizontal verlaufen.

Im vierten Bild rechts unten kann man „einflussreiche Datenpunkte“ identifizieren. Der Leverage-Wert ist ein Maß für den Einfluss einer Beobachtung auf die Schätzung ($>0,2$ bedenklich). Die Cook's distance ist eine Funktion der Residuen und der Leverage. Sie gilt ab einem Wert von 1 als „besorgniserregend“ (Wozabal 2007).

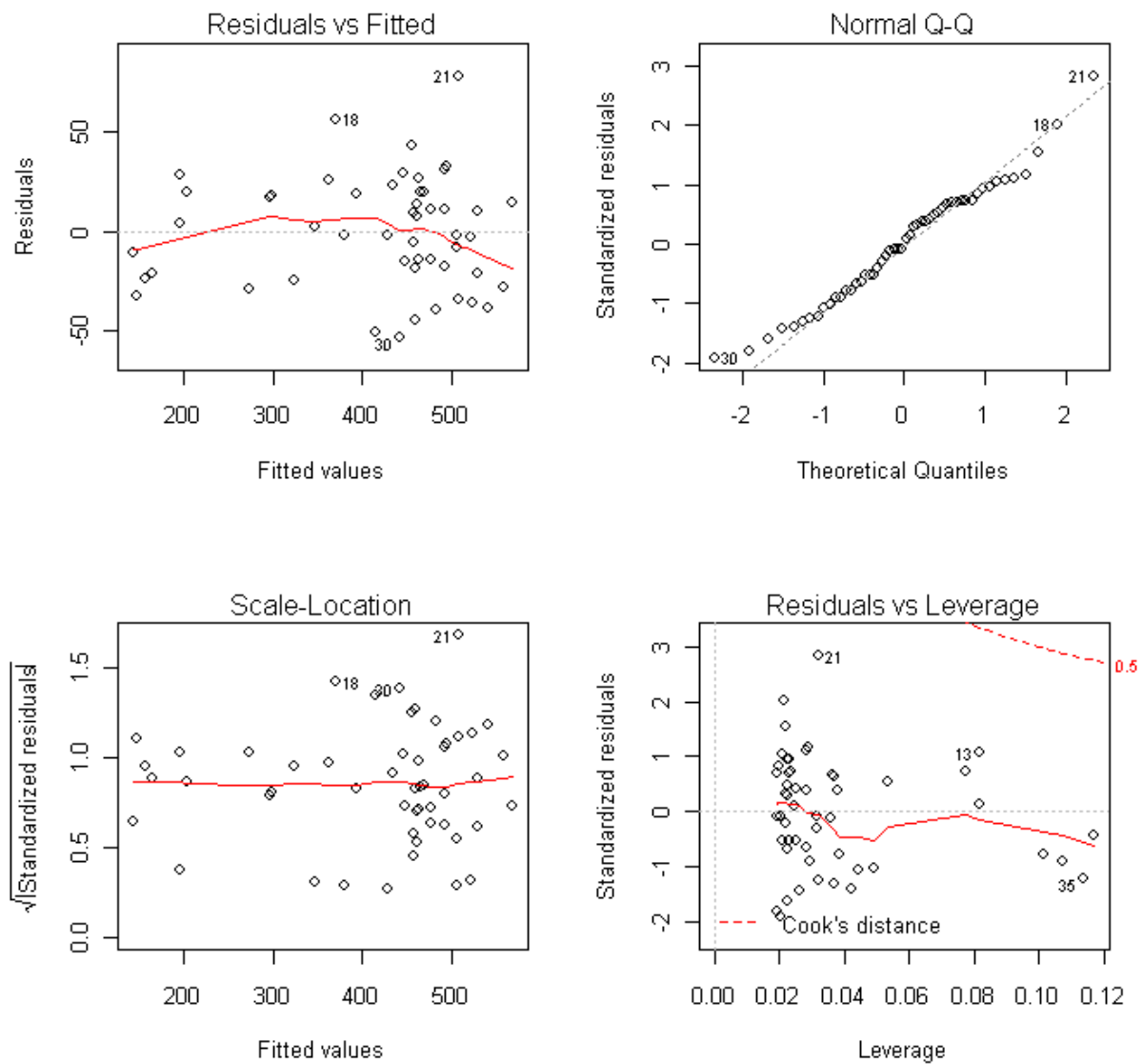


Abbildung 4.11: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells
Zulauf Vorklärbecken

Die Kalibrierung der Trübungssonde im Ablauf der Vorklärbecken erfolgte an den gleichen Tagen wie im Zulauf der Vorklärbecken. Abbildung 4.12 zeigt die Trübungssonde im Ablauf der Vorklärbecken im eingebauten Zustand.



Abbildung 4.12: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Ablauf der Vorklärbecken
(Foto: Günter Gruber)

Die Ergebnisse der linearen Regression für die Kalibrierung der Trübungssonden im Ablauf der Vorklärbecken sind in Abbildung 4.13 dargestellt. Die Messwerte liegen im Vergleich zur linearen Regression auch hier im Wesentlichen innerhalb einer Abweichung von $\pm 10\%$.

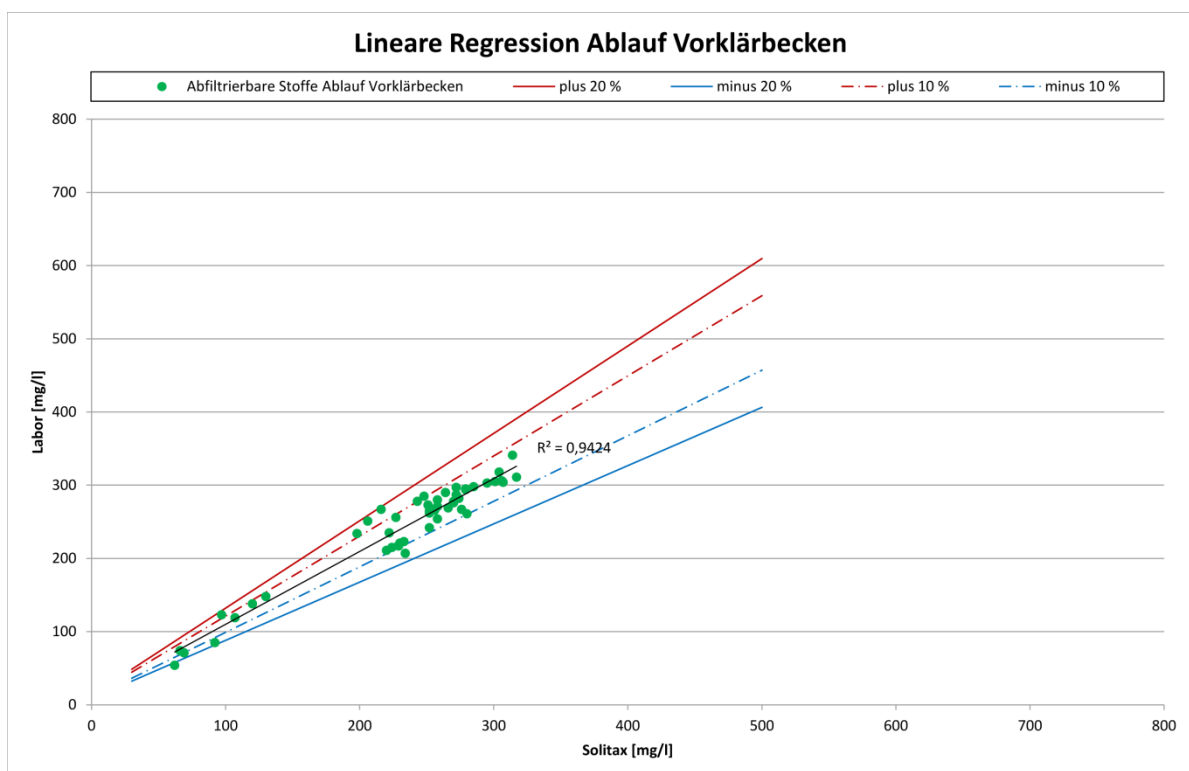


Abbildung 4.13: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Ablauf des Vorklärbeckens und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen

Die Güte und Gültigkeit des Modells wurde analog zum Zulauf Vorklärbecken überprüft.

Aus Abbildung 4.14 ist ersichtlich, dass die Annahme der Homoskedastizität bei diesem Modell verletzt zu sein scheint, was aber aufgrund der sonstigen Güte des Modells vernachlässigt wird.

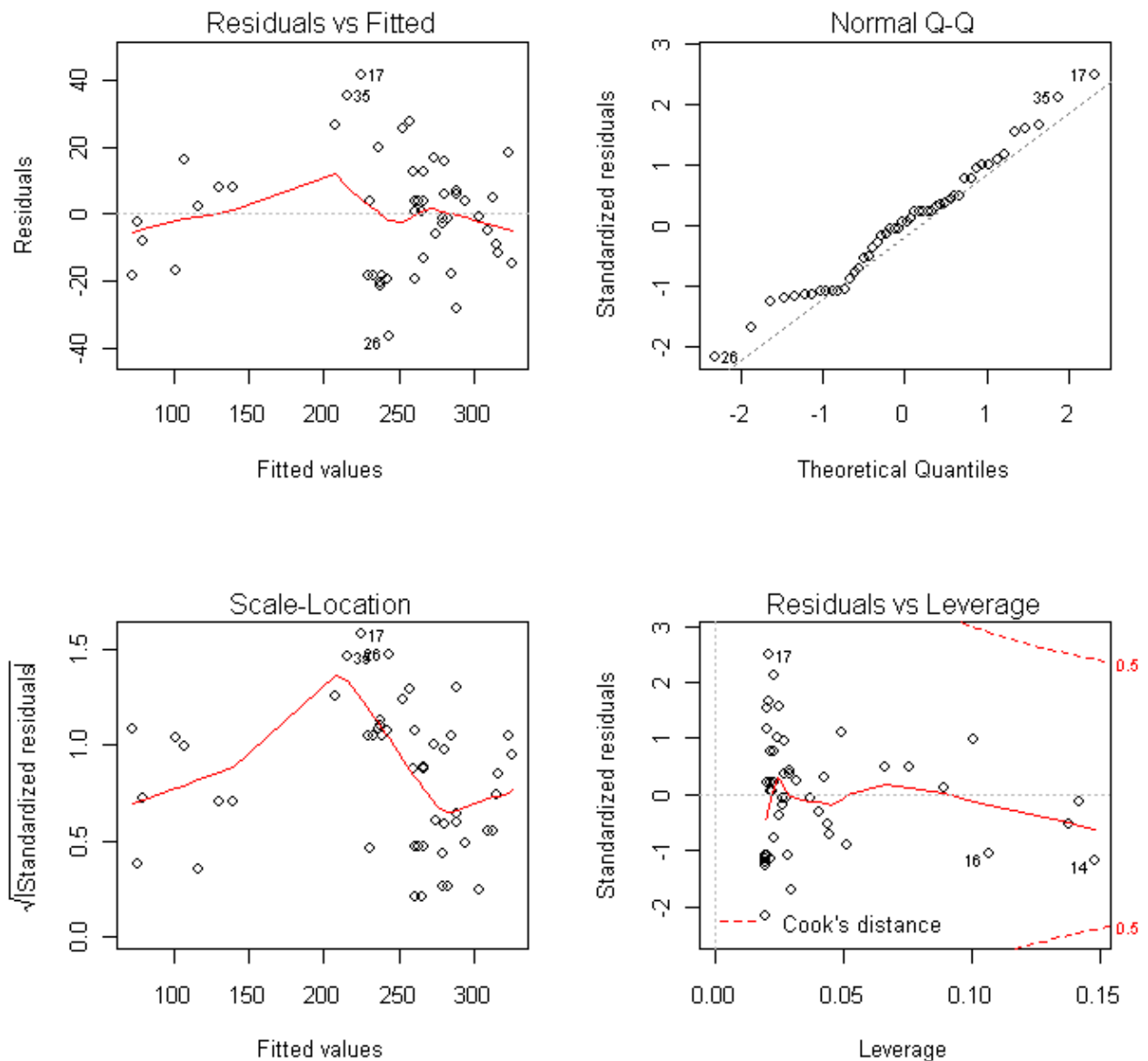


Abbildung 4.14: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells
Ablauf Vorklärbecken

In den ergänzenden Untersuchungen wurden weitere drei Messstellen mit Trübungssonden ausgestattet. Die Anordnung und die Ergebnisse werden im Folgenden erläutert.

Die Sonde im Zulauf zur Kläranlage wurde zusätzlich mit einem Rohr geschützt, da in diesem Bereich die Gefahr der Verzapfung besonders groß ist (Abbildung 4.15). Die Problematik war hier allerdings die große Pumphöhe und der verhältnismäßig kleine Durchmesser des Probenahmeschlauches. Im Gegensatz zur Vorklärung gibt es im Zulauf der Kläranlage größere Feststoffgefüge, die mit der vorliegenden Probenahme möglicherweise nicht erfasst werden und es dadurch zu einem Unterbefund an großen anorganischen Partikeln kommen kann. Da es in diesem Bereich aber keine andere Möglichkeit der Probenahme gab, müssen die Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden.



Abbildung 4.15: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Zulauf der Kläranlage

Für die Kalibrierung der Trübungssonden im Zulauf der Kläranlage erfolgte die Probenahme an zumindest drei unterschiedlichen Tagen zeitgesteuert über ein Probenahmegerät. Für die lineare Regression wurden 78 Werte herangezogen und eine Kalibrierungsfunktion errechnet.

Die Ergebnisse der linearen Regression für die Kalibrierung der Trübungssonden im Zulauf der Kläranlage sind in Abbildung 4.16 dargestellt. 86 % der Messwerte liegen im Vergleich zur linearen Regression innerhalb einer Abweichung von $\pm 20\%$.

Aus Abbildung 4.16 erkennt man, dass einige Punkte scheinbar als Ausreißer klassifiziert werden müssten. Diese Werte beeinflussen das Ergebnis der linearen Regression stark. Trotzdem wurde von einer Elimination Abstand genommen, da die Ausreißer in diesem Fall nicht erklärbar sind.

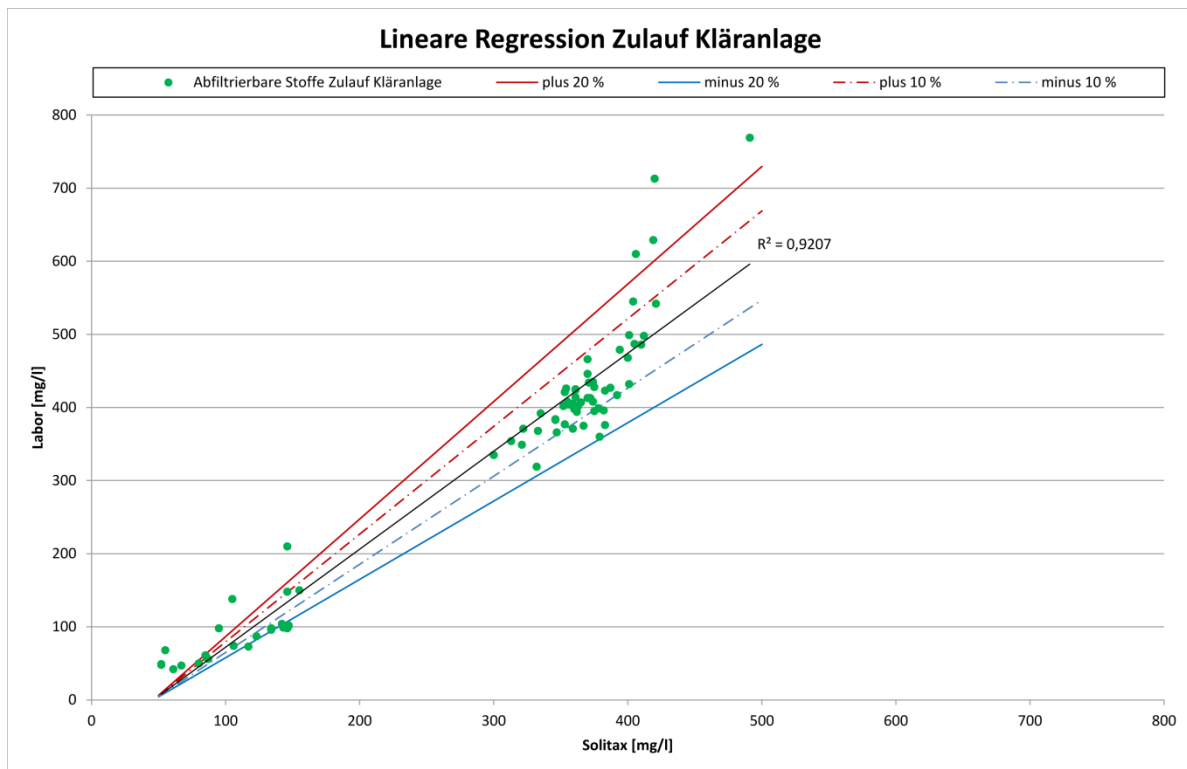


Abbildung 4.16: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Zulauf der Kläranlage und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen

Wie aus Abbildung 4.17 ersichtlich ist, werden die Modellannahmen der linearen Regression vor allem im höheren Konzentrationsbereich verletzt. Erklärt werden kann das durch die nicht optimale Messstelle und die Schwierigkeit einer repräsentativen Probenahme in diesem Bereich. Der zusätzliche Schutz der Messvorrichtung mit dem Rohr kann natürlich auch dazu beitragen, dass Messwerte durch ungünstige Strömungsverhältnisse verfälscht werden.

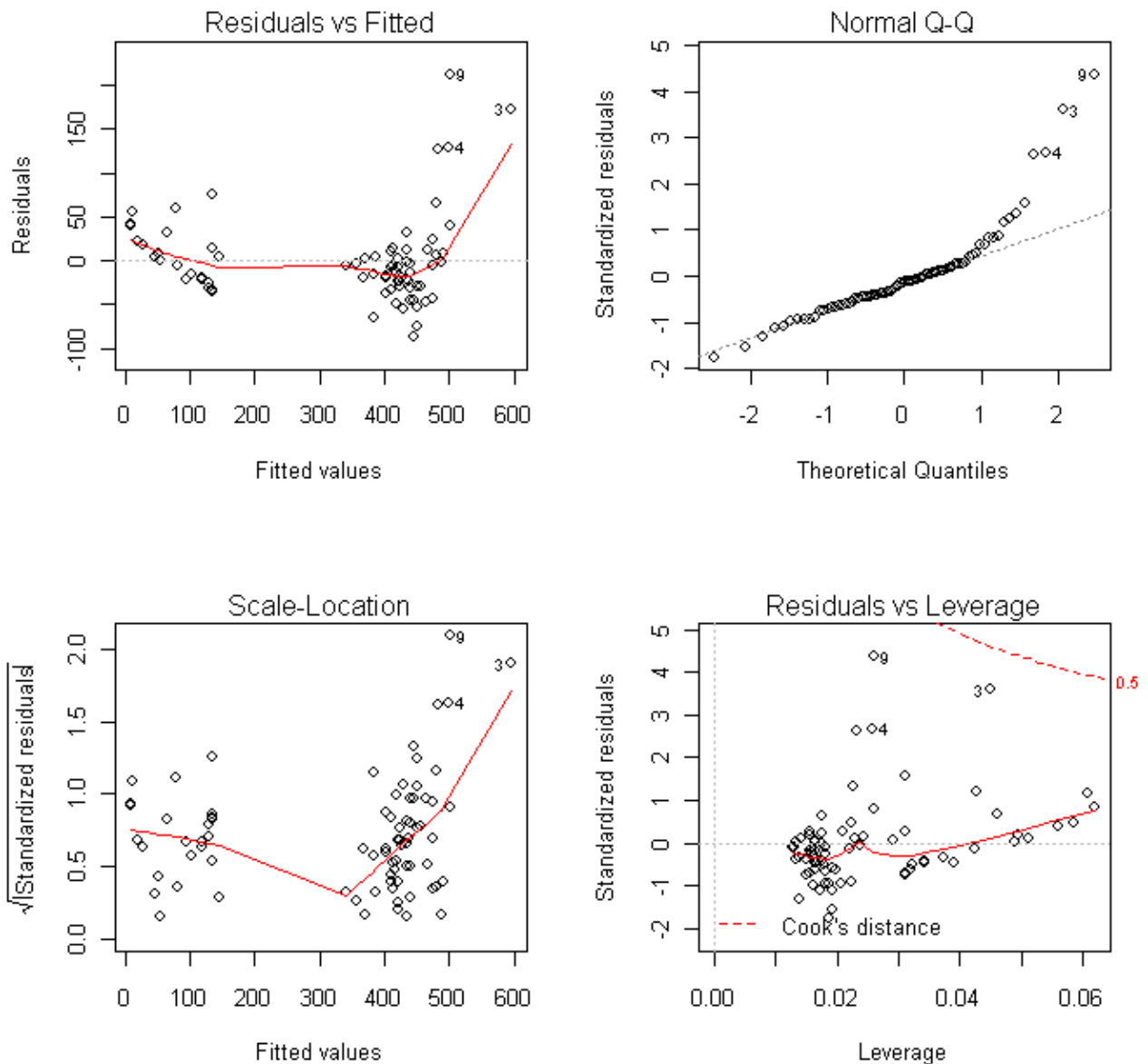


Abbildung 4.17: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells
Zulauf Kläranlage

Da die Ergebnisse der Messstelle Zulauf Kläranlage nicht sehr zufriedenstellend waren, wurden ergänzende Messungen nach dem Schotterfang durchgeführt. Für die lineare Regression wurden 78 Werte herangezogen und eine Kalibrierungsfunktion errechnet. Abbildung 4.18 zeigt die Trübungssonde nach dem Schotterfang im eingebauten Zustand.



Abbildung 4.18: Trübungssonde im eingebauten Zustand nach dem Schotterfang

Die Ergebnisse der linearen Regression für die Kalibrierung der Trübungssonden nach dem Schotterfang sind in Abbildung 4.19 dargestellt. 92 % der Messwerte liegen im Vergleich zur linearen Regression innerhalb einer Abweichung von $\pm 20\%$.

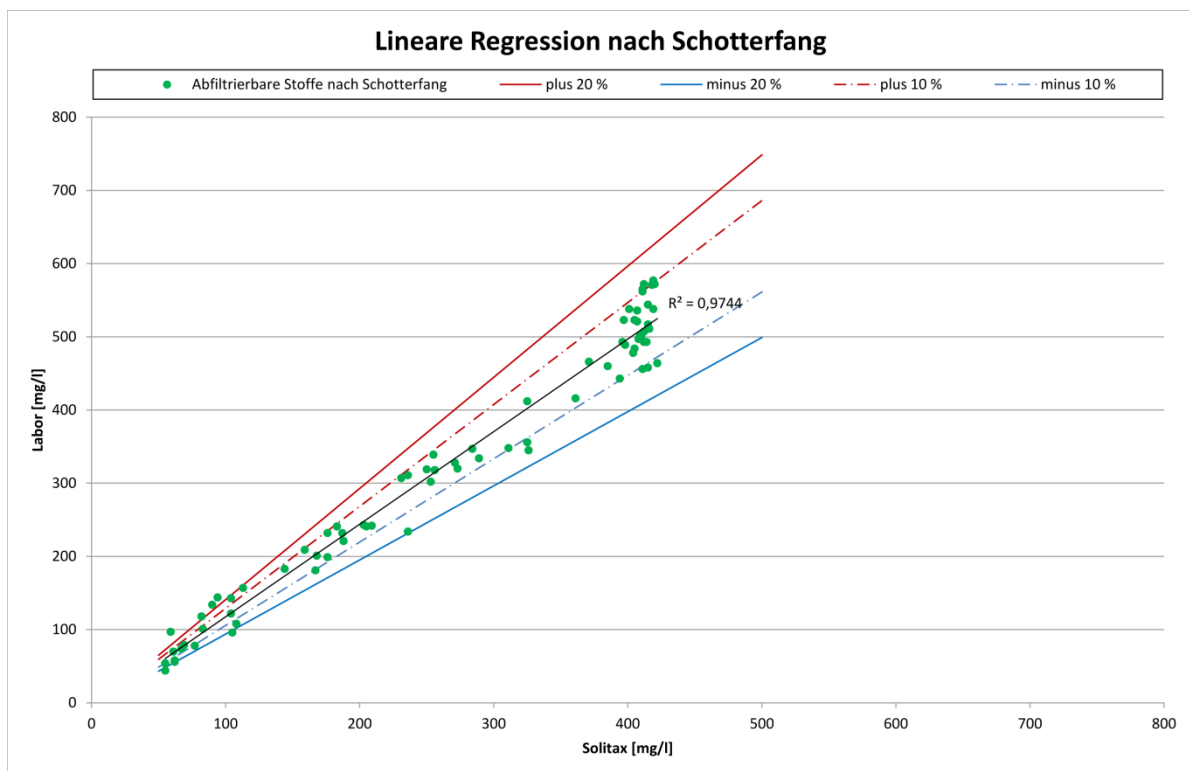


Abbildung 4.19: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde nach dem Schotterfang und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen

Nach dem Schotterfang ist die Güte der linearen Regression wesentlich besser als im Zulauf zur Kläranlage. Wie man aus Abbildung 4.20 erkennen kann, zeigt der Scale-Location-Plot einen leichten Anstieg der Standardabweichung der Residuen bei steigender Konzentration, was aber auf Grund der sonstigen Güte des Modells vernachlässigt wird. Für die gegebenen Randbedingungen ist auch diese lineare Regression ein sehr gutes Ergebnis.

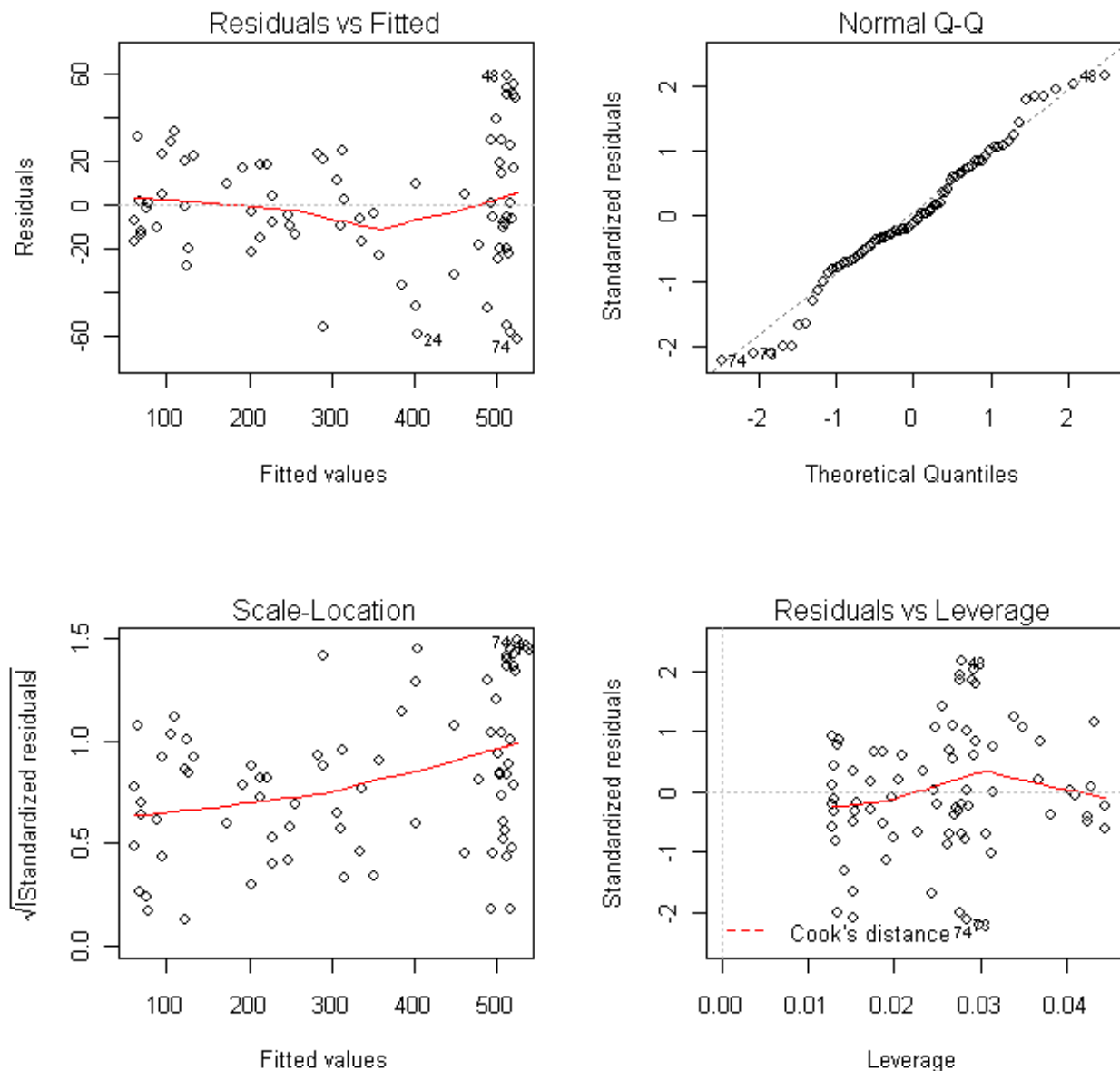


Abbildung 4.20: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells
Zulauf Kläranlage

Im Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken wurde ein automatisches Probenahmegerät mit Kopplung an einen Höhenstandssensor verwendet. Bei Erreichen eines kritischen Wasserstandes von 40 cm im Überlaufkanal wurde die Probenahme automatisch gestartet.



Abbildung 4.21: Überlaufkammer und -kanal (links) und Trübungssonde in der durchflossenen Überlaufkammer zu den Mischwasserüberlaufbecken (rechts)

Für die lineare Regression wurden 72 Werte aus sieben unterschiedlichen Überlaufereignissen herangezogen und eine Kalibrierungsfunktion errechnet.

Die Ergebnisse der linearen Regression für die Kalibrierung der Trübungssonden im Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken sind in Abbildung 4.22 dargestellt. 74 % der Messwerte liegen im Vergleich zur linearen Regression innerhalb einer Abweichung von $\pm 20\%$.

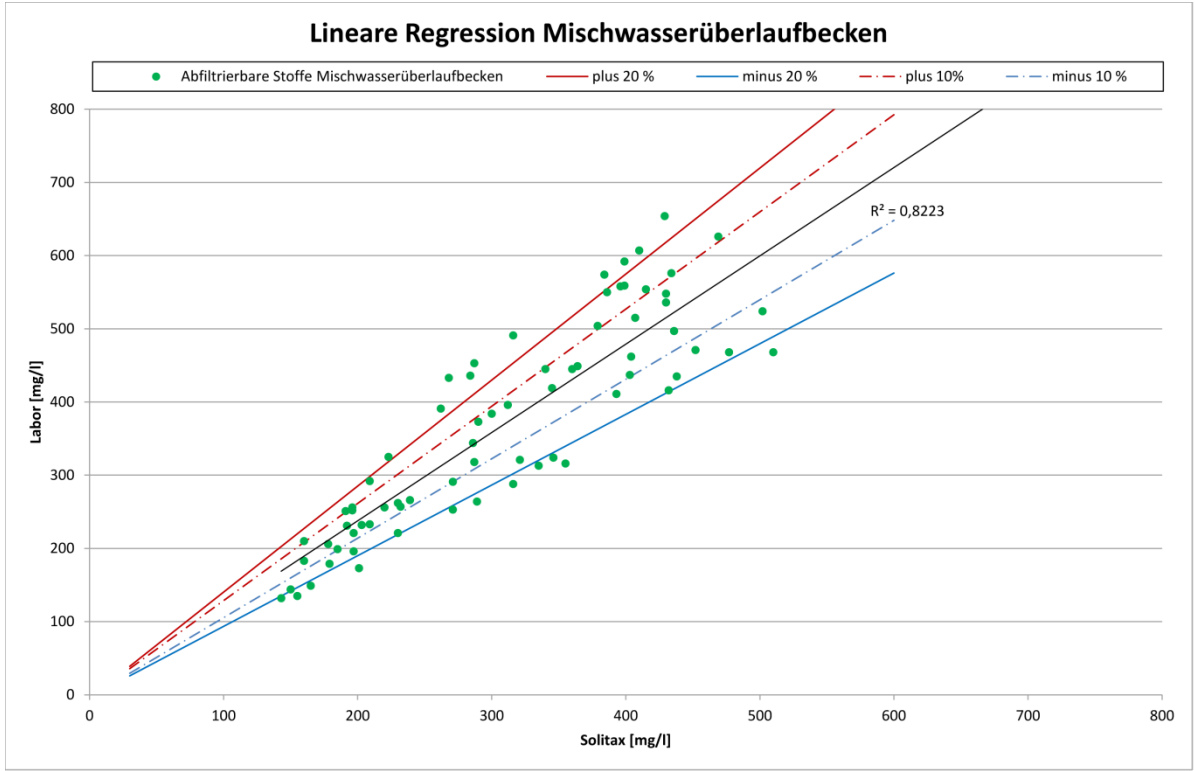


Abbildung 4.22: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen

Abbildung 4.23 gibt wieder Hinweise auf die Güte des linearen Regressionsmodells. Auch für diese Messstelle ist die Voraussetzung der Homoskedastizität nicht gänzlich erfüllt. Trotzdem ist das Ergebnis für Messungen im Rohabwasser unter den gegebenen Randbedingungen durchaus zufriedenstellend.

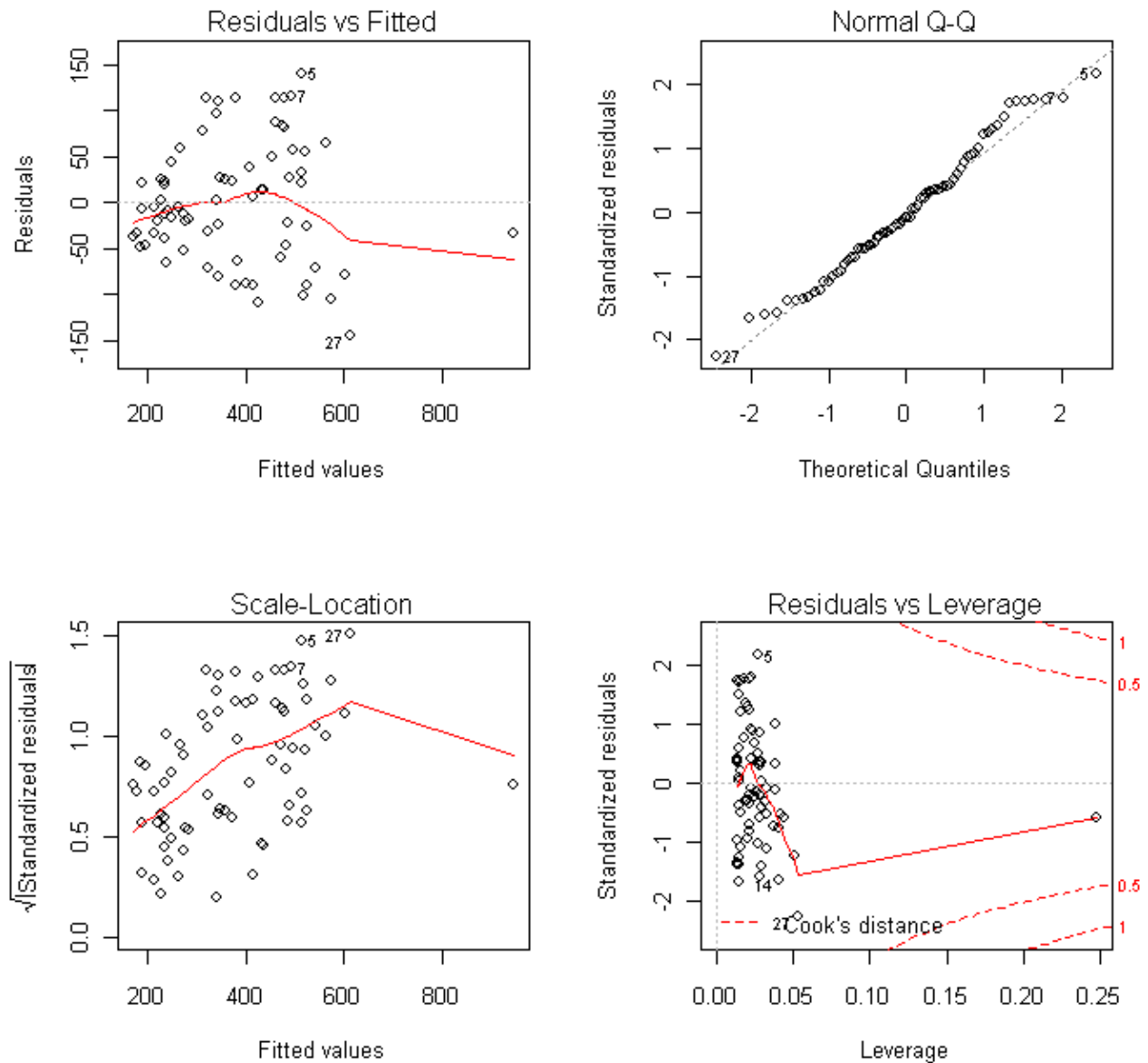


Abbildung 4.23: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells
Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken

Für alle Messstellen wurde geprüft, ob die lineare Regression durch einen Term zweiter oder dritter Ordnung noch hätte verbessert werden können. Da dies aber nicht der Fall war, wurden die vorliegenden linearen Kalibrierungsfunktionen bei allen Datenauswertungen als Basis für die Berechnung des Rückhaltewirkungsgrades herangezogen.

4.5 Messkampagnen

Bevor die Messkampagnen für die Ermittlung des Rückhaltewirkungsgrades durchgeführt wurden, gab es eine rund dreimonatige Testphase von April - Juni 2010, in der die Eignung der Trübungssonden für die gegebenen Randbedingungen überprüft und Geräteeinstellungen, Wartung und Betrieb der Sonden optimiert wurden. Die dabei gewonnenen Daten wurden nicht für die Auswertungen herangezogen.

Von Ende Juni 2010 bis Anfang November 2010 wurden beim Vorklärbecken unterschiedliche Belastungszustände erfasst und mit den in Kapitel 5 beschriebenen Methoden ausgewertet.

Einen Überblick über die Charakteristik der Tage der Messkampagne 2010 gibt Abbildung 4.24. Bei den rot umrandeten Tagen waren die Trübungssonden zumindest zeitweise durch Papier, Haare oder Ähnliches verlegt und auf Grund der ausreichenden Datenmenge wurden diese Tage bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Messungen über ein Becken (grün hinterlegt) wurden bei Belastungen von 400 l/s, 600 l/s und 800 l/s durchgeführt. Während die Mischwasserüberlaufbecken vor der Kläranlage als Zwischenspeicher genutzt und die Räumlichkeiten der Vorklärung deaktiviert worden sind, konnte die Drosselung des Zuflusses über den Zentralschieber vor der Kläranlage bewerkstelligt werden.

Insgesamt wurden 89 Tage der Messkampagne 2010 ausgewertet, davon 28 Regenwettertage, 5 Tage mit Betrieb über zwei Becken und 12 Tage mit Betrieb über ein Becken.

2010

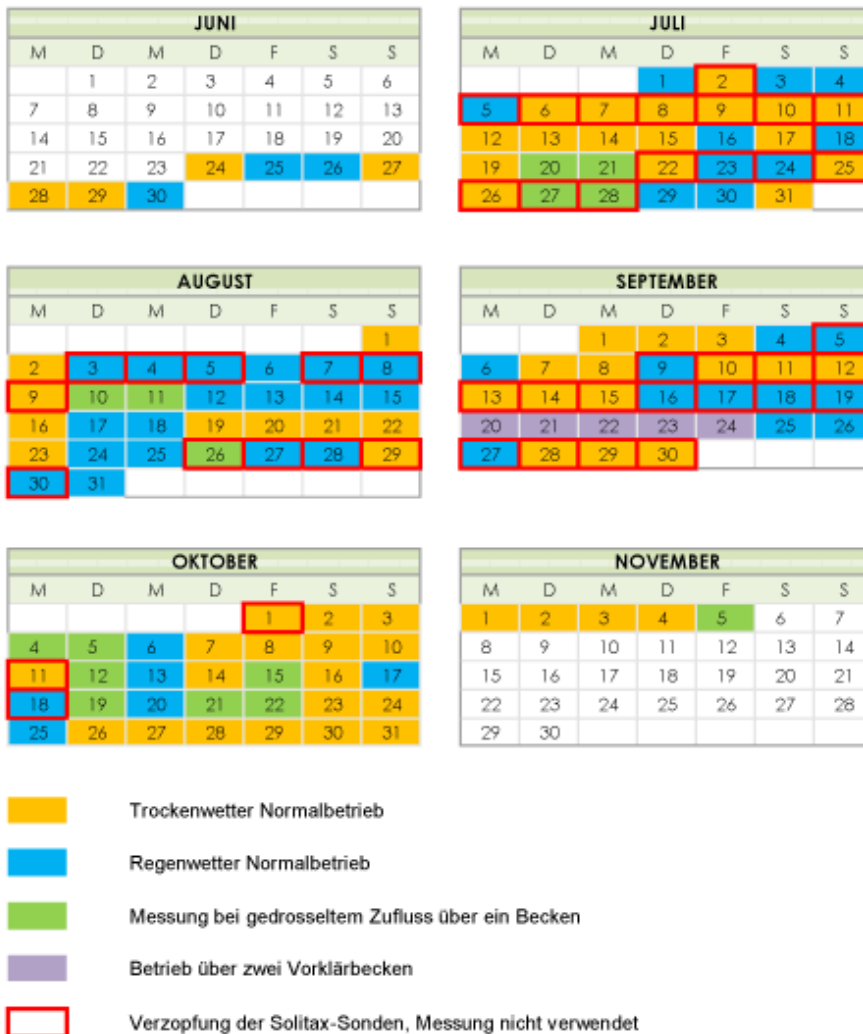


Abbildung 4.24: Überblick über die Wetter- und Belastungssituation im Messzeitraum 2010

Ergänzend dazu wurden von Mai bis August 2011 Messungen im Zulauf zur Kläranlage und im Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken und im November 2011 noch weitere Messungen nach dem Schotterfang durchgeführt.

Die Ergebnisse der Auswertungen werden in Kapitel 6 näher erläutert.

5 METHODIK DER DATENEVALUIERUNG UND –AUSWERTUNG

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum gesammelten Daten wurden einer eingehenden Prüfung unterzogen und anschließend ausgewertet. Da es bei den verwendeten Messsystemen unterschiedliche Zeiteinstellungen gab, wurden alle Daten für die Auswertung auf mitteleuropäische Zeit (Winterzeit) umgerechnet.

5.1 Datenevaluierung

Die Rohdaten der Zulaufmengen- und Feststoffmessungen wurden in einem 5-Sekunden Intervall aufgezeichnet. Nach den Erfahrungen von Gamerith (2011) mit Online-Messungen sollten Rohdaten vor der Verwendung für weitere Auswertungen unbedingt auf Plausibilität geprüft werden. Um mit den Messdaten sinnvoll arbeiten zu können, wurden sie einer Datenüberprüfung unterzogen und anschließend weiter aufbereitet. Dafür wurde die Statistiksoftware R (R Development Core Team 2010) verwendet.

Im Folgenden soll die Methodik dazu an einem Beispiel näher erläutert werden.

Die Datenevaluierung kann in drei Schritte unterteilt werden:

1. Minimal- und Maximalwerte der Rohdaten definieren, Ausreißer eliminieren

- Zulauf Vorklärbecken: ca. 30 – 750 mg/l
- Ablauf Vorklärbecken: ca. 30 – 450 mg/l

Die in Abbildung 5.1 rot markierten Punkte liegen außerhalb der definierten Minimal- bzw. Maximalwerte. Abbildung 5.2 zeigt die gleichen Daten, allerdings mit einer anderen Skalierung, woraus gut zu erkennen ist, ob die Grenzen sinnvoll gewählt worden sind. Im nächsten Schritt werden die rot markierten Punkte eliminiert und damit die Datenmenge gleich groß bleibt, durch linear interpolierte Werte ersetzt. Man kann erkennen, dass in diesem Beispiel trotz dieser Maßnahmen die Streuung der Werte groß ist, was auf eine Verzopfung der Sonde schließen lässt. Somit müssen diese Daten (in diesem Beispiel von Freitag bis Montag) verworfen werden und finden keine nähere Berücksichtigung.

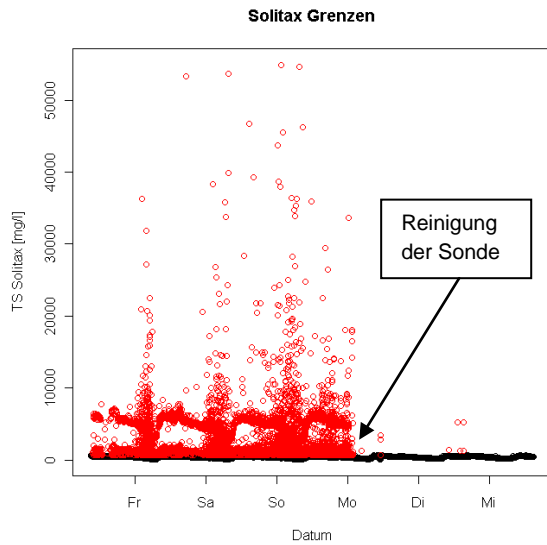


Abbildung 5.1: Definition der Minimal- und Maximalwerte Zulauf VKB

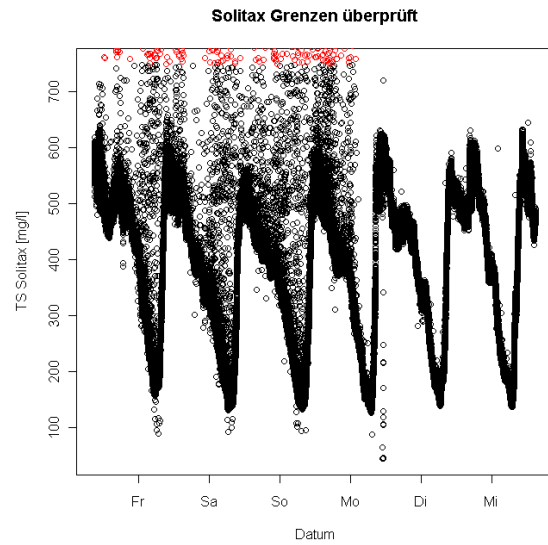


Abbildung 5.2: Zulauf VKB Ausreißer eliminieren, Zwischenwerte linear interpolieren

Abbildung 5.3 und Abbildung 5.4 zeigen die Datenüberprüfung für eine andere Zeitperiode im Ablauf der Vorklärbecken. Die Gefahr einer Verzopfung ist dort generell geringer, da nach der Vorklärung kaum noch fadenbildende Stoffe wie Haare oder Papier im Abwasser zu finden sind. Dieser Datensatz scheint plausibel und kann daher für die Ermittlung des Rückhaltewirkungsgrades herangezogen werden.

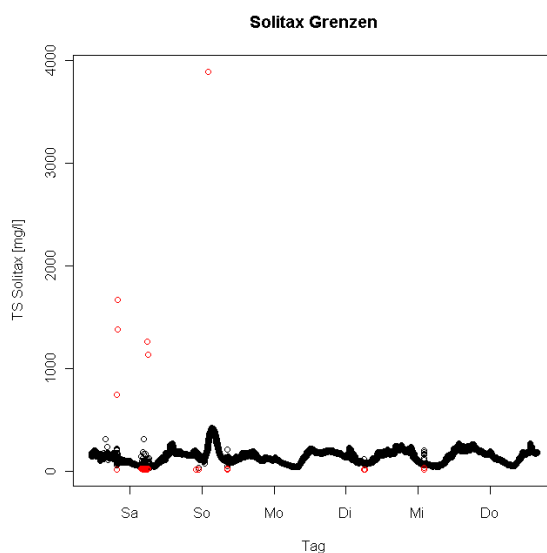


Abbildung 5.3: Definition der Minimal- und Maximalwerte Ablauf VKB

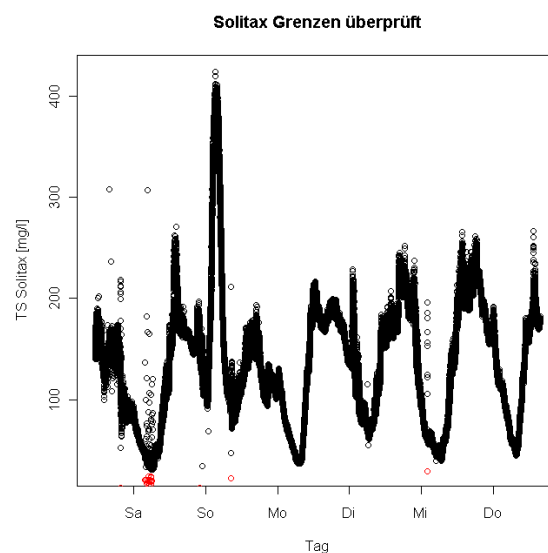
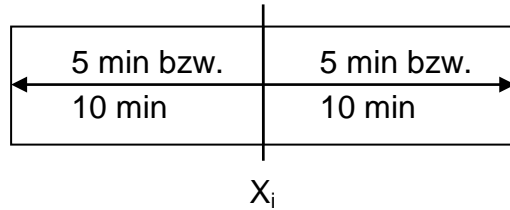


Abbildung 5.4: Ablauf VKB Ausreißer eliminieren, Zwischenwerte linear interpolieren

2. Bildung von gleitenden Mittelwerten zur Glättung der gemessenen Kurven

- Zuflussmengenmessung: gleitender Mittelwert über 10 Minuten
- Feststoffmessung: gleitender Mittelwert über 5 Minuten

Bei jedem Zeitschritt wird für den gleitenden Mittelwert X_i jeweils die Zeitperiode von 5 bzw. 10 Minuten vorher und nachher mitberücksichtigt. Diese Intervalle wurden soweit optimiert, dass das Rauschen der Messung weitestgehend entfernt werden kann.



Die folgenden drei Abbildungen zeigen ein Beispiel für die gleitenden Mittelwerte des Zuflusses Q und der Abfiltrierbaren Stoffe AFS im Zulauf und Ablauf der Vorklärbecken. Die jeweils oberste Kurve repräsentiert die Originaldaten, in der Mitte finden sich die gleitenden Mittelwerte und unten sind die dazugehörigen Residuen abgebildet.

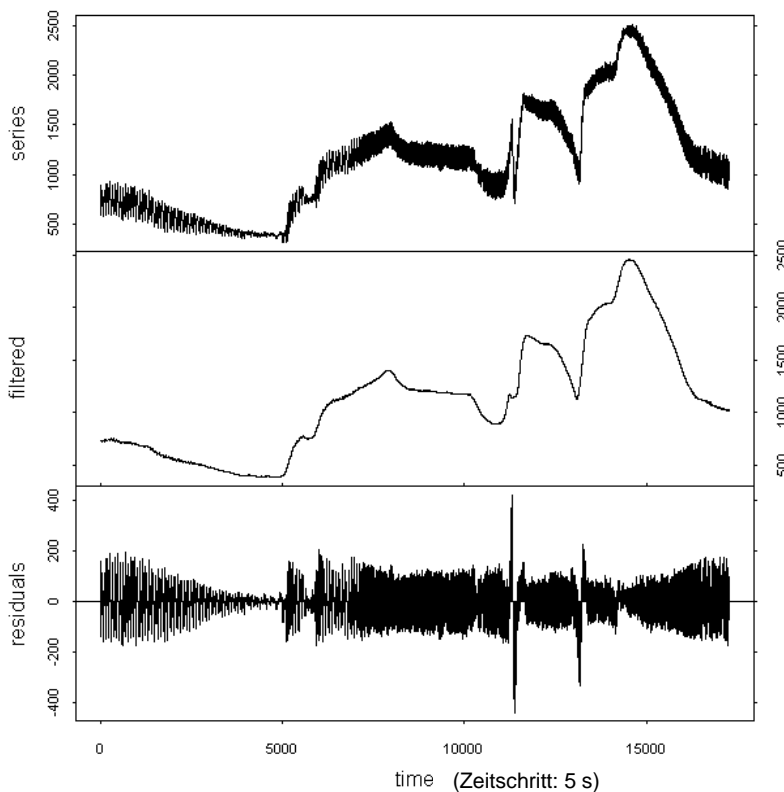


Abbildung 5.5: Tagesgang Zufluss Q - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen

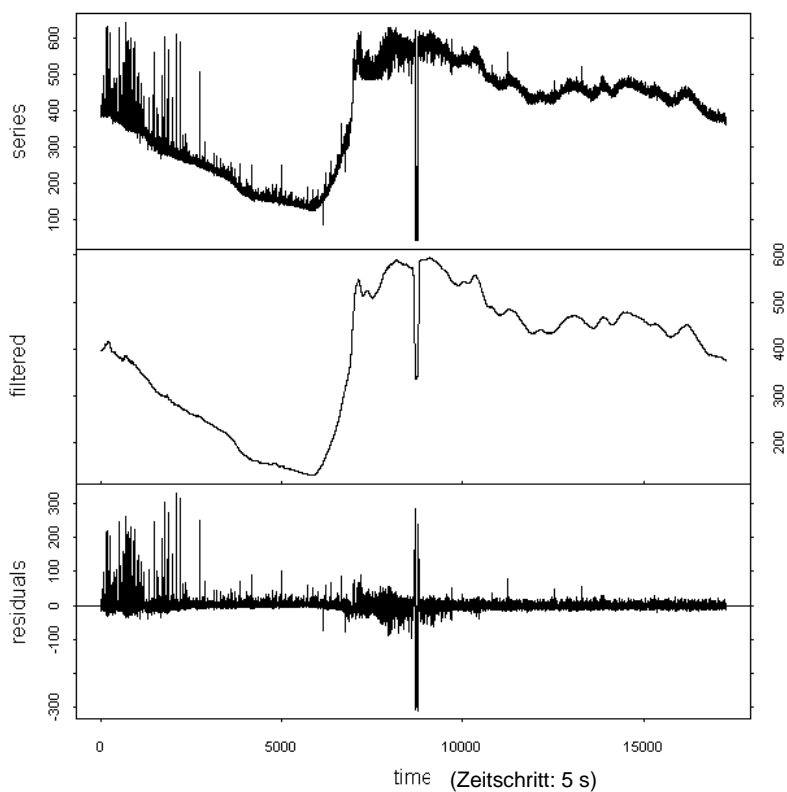


Abbildung 5.6: Tagesgang Zulauf Feststoff TS - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen

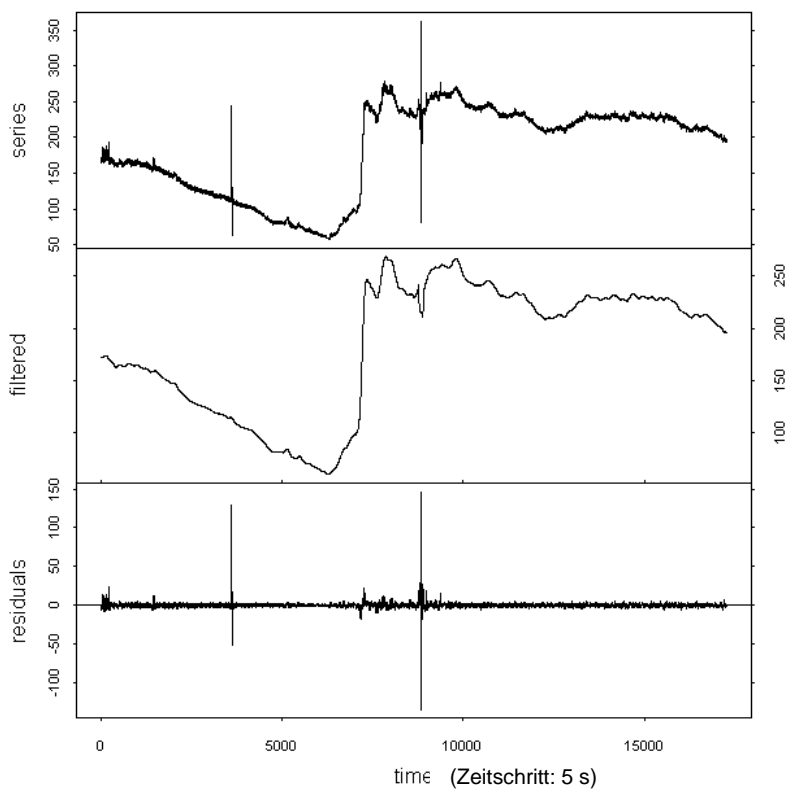


Abbildung 5.7: Tagesgang Ablauf Feststoff TS - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen

3. Optische Datenkontrolle

- Der letzte Schritt der Datenevaluierung ist eine nochmalige optische Kontrolle, mit der man Rückschlüsse auf die Qualität der Daten ziehen kann. Wichtige Kriterien sind dabei der Verlauf der Kurven und die Residuen, die die Abweichung vom Messwert zum Interpolationswert angeben.

Die Entscheidung, welche Messdaten letztendlich verwendet werden können, muss individuell getroffen werden.

5.2 Datenauswertung

Für die Bestimmung des Feststoffrückhaltes benötigt man im Regelfall eine Information über den Beginn und das Ende des Betrachtungszeitraumes eines Ereignisses. Klepiszewski (2006) hat schon gezeigt, dass diese Definition nicht trivial ist und einen Einfluss auf das Ergebnis hat.

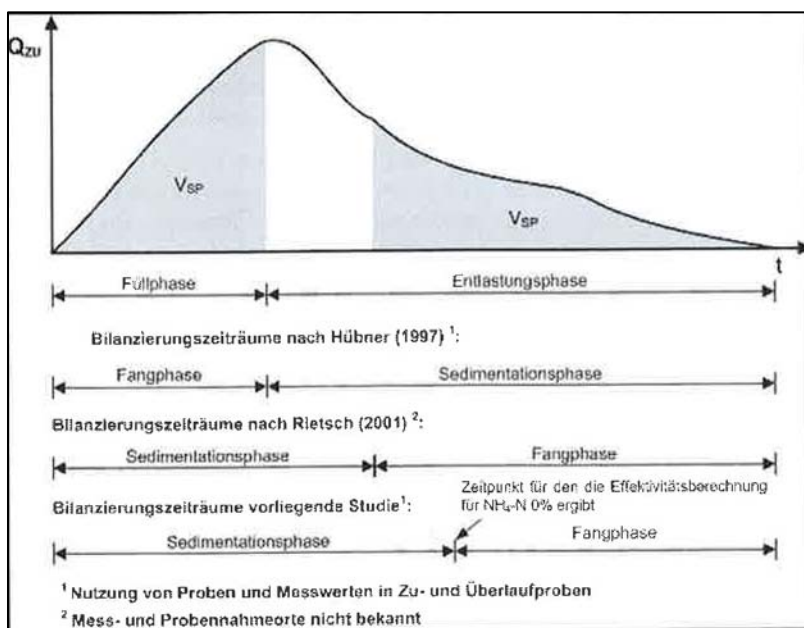


Abbildung 5.8: Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Durchlaufbecken im Nebenschluss nach Klepiszewski (2006)

Bezüglich der Wahl des Bilanzierungszeitraumes gibt es noch keine Empfehlung für eine einheitliche Vorgehensweise, was die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Studien mitunter erschwert.

Bei den vorliegenden Untersuchungen spielt die Definition von Zeitgrenzen keine große Rolle, da die Messungen kontinuierlich durchgeführt wurden. Aus diesem Grund wird auf die Definition eines Bilanzierungszeitraumes verzichtet und der Datenauswertung ein etwas anderes Gedankenmodell zu Grunde gelegt.

Die Konzentration der Feststoffe, die in das Vorklärbecken gelangen, wird zeitlich versetzt mit geringerer Konzentration im Überlauf wiedergefunden, wobei auf Grund des großen Volumens der Unterschied der Zulauf- und Ablaufmengen vernachlässigt wird. Der zeitliche Versatz lässt sich aus der Aufenthaltszeit im theoretisch durchflossenen Volumen und einem Faktor α bestimmen. Der Faktor α berücksichtigt hierbei die Ungleichförmigkeit der Strömung (Rückströmung, Totzonen,...) und muss für jedes Bauwerk einzeln bestimmt werden. Am einfachsten erfolgt dies über eine Überlagerung der Konzentrationsspitzen, wie in Abbildung 5.9 gezeigt ist. Damit kann jedem Zulaufwert ein zugehöriger Ablaufwert zugeordnet und somit der Rückhaltewirkungsgrad für jeden Zeitschritt bestimmt werden.

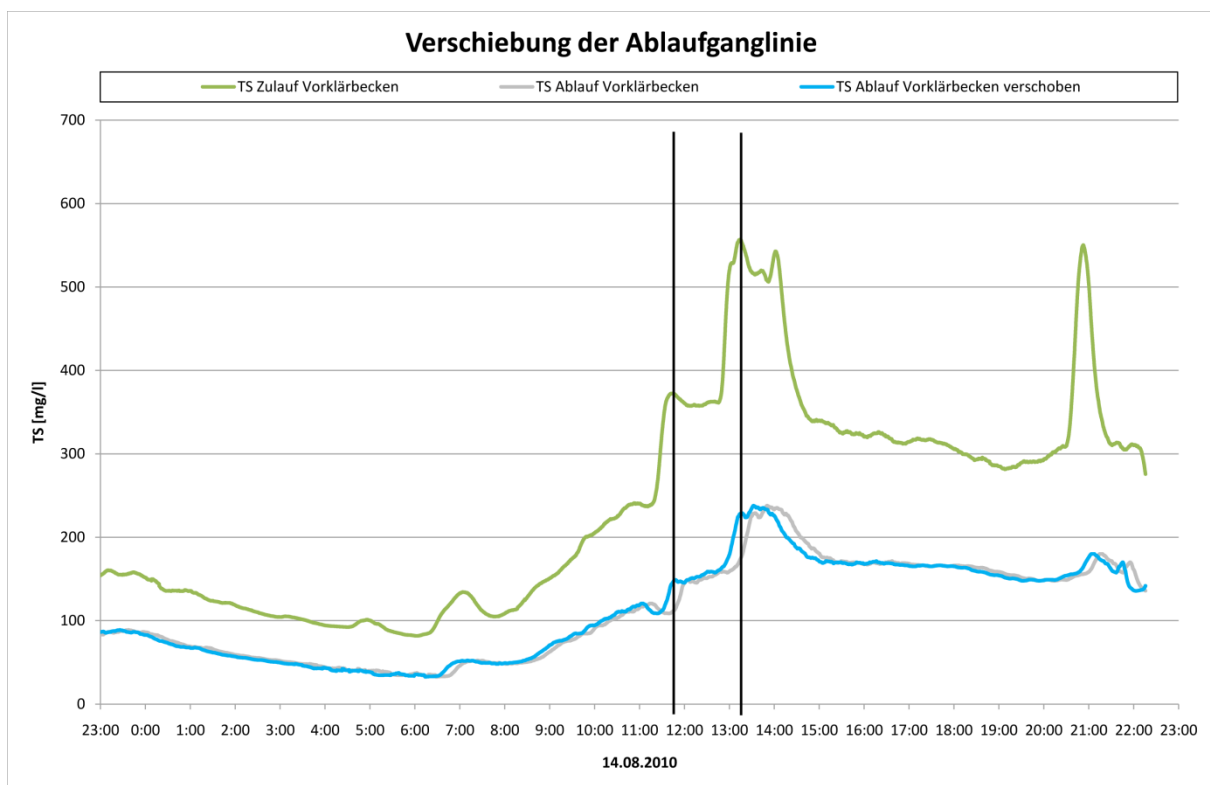


Abbildung 5.9: Überlagerung der Konzentrationsspitzen durch Verschiebung der Ablaufganglinie

Somit gelten für einen Zeitpunkt t_0 die in Tabelle 5.1 gezeigten zugehörigen Daten.

Tabelle 5.1: Datensatz zum Zeitpunkt t_0

Zeitpunkt	Zulaufmenge	Zulaufkonzentration	Zeitversatz	Ablaufkonzentration
t_0	$Q_{(t_0)}$	$TS_{zu(t_0)}$	Δt	$TS_{ab(t_0+\Delta t)}$

Der Zeitversatz ist eine Funktion der kumulierten Summe der Zulaufmenge. Wenn diese größer oder gleich dem theoretisch durchflossenen Volumen ist, ist der entsprechende Zeitpunkt des zugehörigen Ablaufkonzentrationswertes bekannt.

$$\Delta t = f \left(\sum_{t_0}^{t_n} Q_{t_0} \geq \alpha \cdot V_{th} \right)$$

5.1

Durch den schwankenden Zufluss ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass die Messdaten über den betrachteten Zeitraum verschmiert werden. Aus Abbildung 5.9 ist aber klar erkennbar, dass die Charakteristik der Ablaufganglinie erhalten bleibt und somit ausreichende Genauigkeit für eine Abschätzung des Rückhaltewirkungsgrades bietet.

Eine Voraussetzung für die verwendete Methodik der Verschiebung der Ablaufganglinie ist eine definierte Systemgrenze, die in Abbildung 5.10 durch die rote Linie skizziert ist.

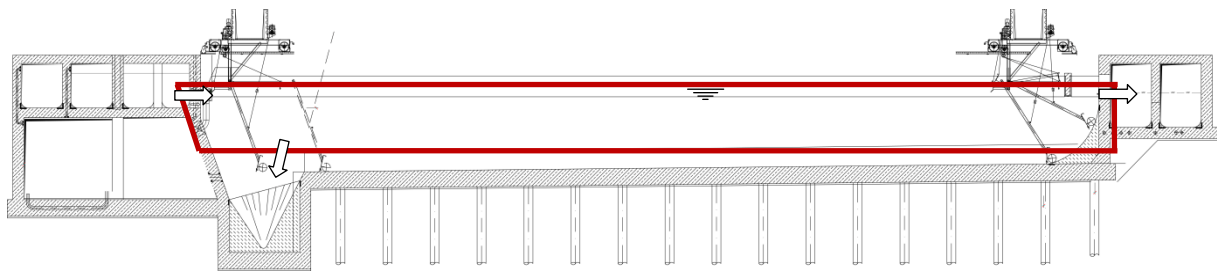


Abbildung 5.10: Systemgrenzen für die Berechnung des Rückhaltewirkungsgrades

Betrachtet wird das System Vorklärbecken vom Einströmbereich bis zum Ausströmbereich. Bei den Messungen, die während des normalen Betriebs der Kläranlage durchgeführt wurden, war die Schlammräumung aktiv. Bei den Messkampagnen über 1 Becken (Abbildung 4.24) wurde die Schlammräumung deaktiviert. Zeitlich gibt es auf Grund des Dauerbetriebes keine Grenzen, für die Auswertung der Messdaten wird auf Zeitperioden von einem Tag bzw. Stunden zurückgegriffen.

5.3 Berechnung des Rückhaltewirkungsgrades

Die Berechnung des Feststoffrückhaltes wurde für alle ausgewerteten Ereignisse für jeden Zeitschritt in Anlehnung an den von Smisson (1967) definierten Konzentrationswirkungsgrad nach folgender Formel durchgeführt:

$$\eta_{TS_n} = 100 \cdot \left(1 - \frac{TS_{ab(t_n + \Delta t_n)}}{TS_{zu(t_n)}} \right) \quad 5.2$$

η_{TS_n}	Rückhaltewirkungsgrad [%]
$TS_{ab(t_n + \Delta t_n)}$	Feststoffkonzentration Ablauf Vorklärbecken
$TS_{zu(t_n)}$	Feststoffkonzentration Zulauf Vorklärbecken

Auf den von Hübner (1997) entwickelten Ansatz, der unter anderem von Frehmann (2003) und Klepizewski (2006) verwendet und angepasst wurde, kann hier verzichtet werden. Die getrennte Erfassung der Prozesse Speicherung und Reinigung und die Unterscheidung von Wirkungsgrad, Effizienz und Effektivität ist aufgrund von fehlender Volumenstromaufteilung nicht sinnvoll.

5.4 Beispiel Datenauswertung

Anhand des 15. Juli 2010 (Donnerstag, Trockenwetter) soll die Vorgehensweise der Datenauswertung demonstriert werden.

Nach der Datenevaluierung (siehe Kapitel 5.1) wird der Zeitraum 14.07.2010, 23:00 Uhr bis 15.07.2010, 23:00 Uhr ausgewählt und man erhält Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- und Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe (Abbildung 5.11).

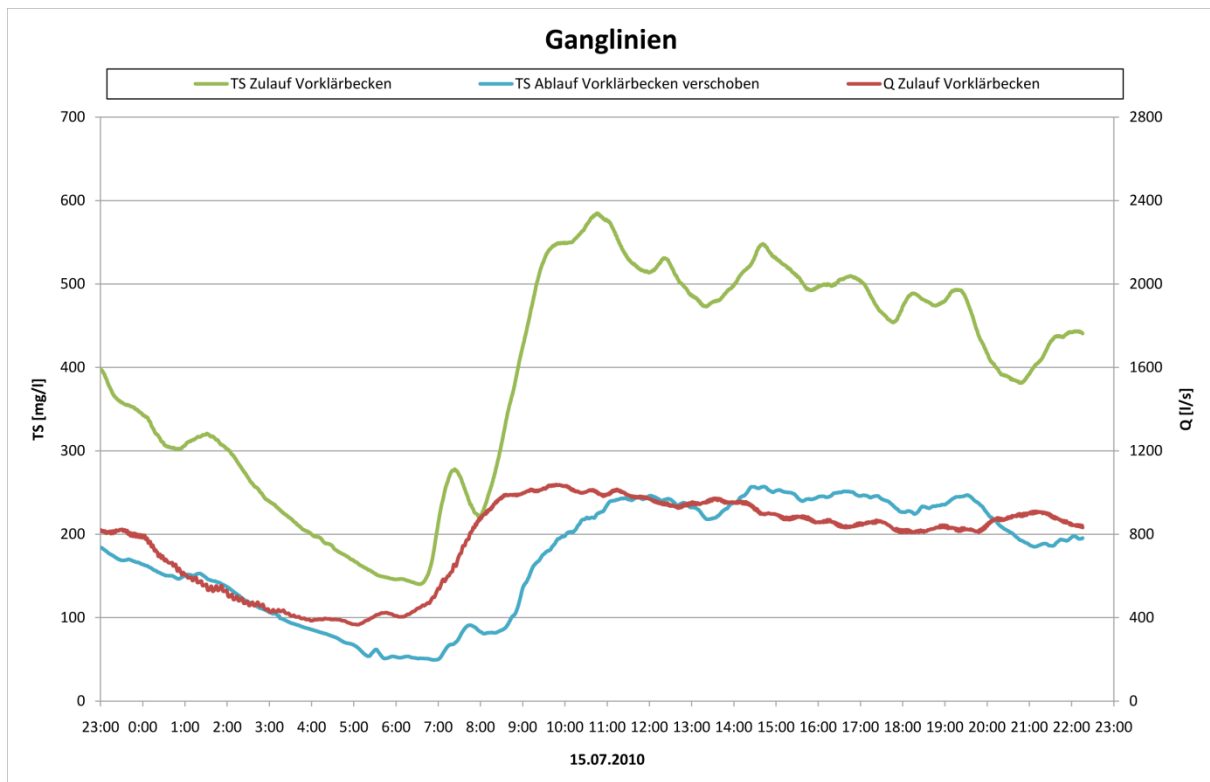


Abbildung 5.11: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- und Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe

Mit diesen Ganglinien kann nach Formel 5.2 der Rückhaltungswirkungsgrad für jeden Zeitschritt berechnet werden. Für die Interpretation der Ergebnisse werden drei Darstellungen verwendet. Abbildung 5.12 zeigt den Rückhaltungswirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung in 5-Sekunden-Zeitschritten. Zusätzlich sind unterschiedliche Tageszeiten farblich gekennzeichnet. Die Unterteilung erfolgt in Nachtstunden (23:00 - 06:00, blau), Anstiegsphase zur Tagesspitze (06:00 – 09:00, rot), Tagesstunden (09:00 – 16:00, grün) und Abendstunden (16:00 – 23:00, violett). In diesem Beispiel kann man erkennen, dass der Rückhaltungswirkungsgrad nur untergeordnet von der Oberflächenbeschickung und vorrangig von der Abwassermatrix abhängt. Die Hysterese des Tagesgangs, bedingt durch die natürliche Schwankung der Abwasserzusammensetzung, wird zusätzlich durch Sedimentationsprozesse im Kanal bei geringen Durchflussmengen beeinflusst. Für den 15.07.2010 schwankt der Rückhaltungswirkungsgrad bei gleicher hydraulischer Belastung um etwa 25% absolut.

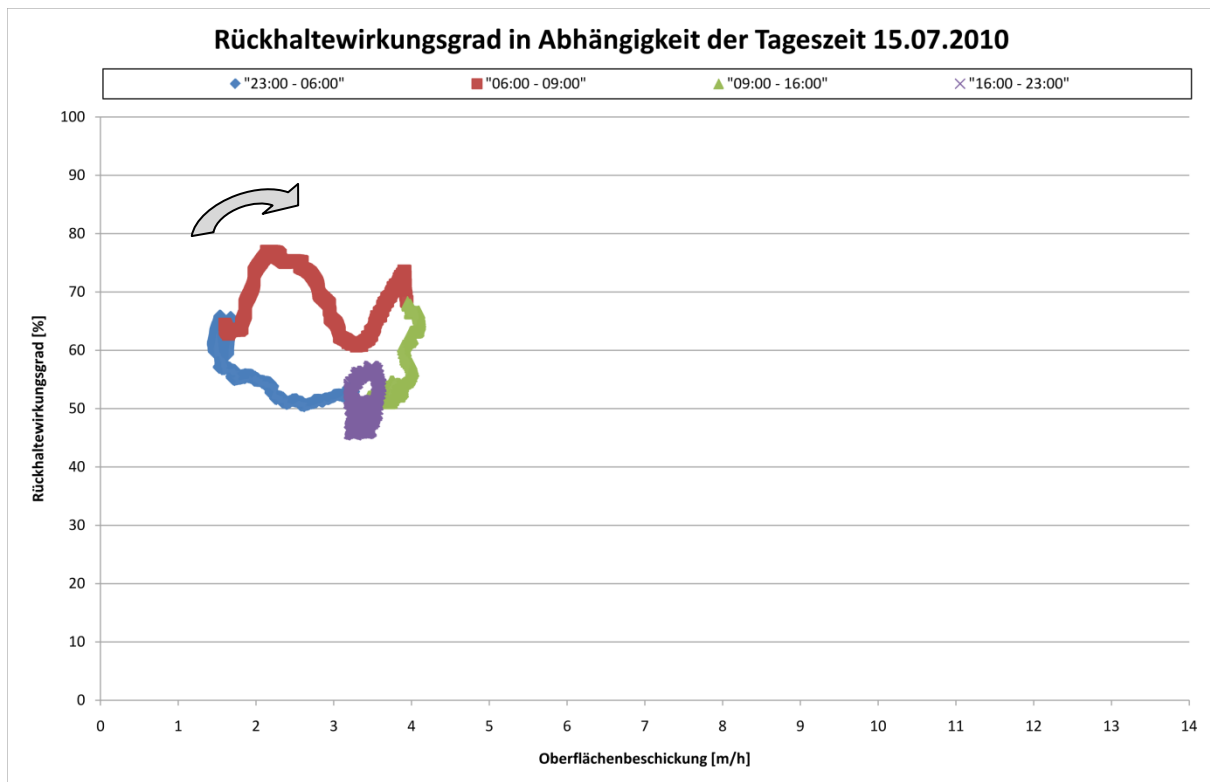


Abbildung 5.12: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und Tageszeit

Um weitere Informationen zur zeitlichen Dynamik des Rückhaltewirkungsgrades zu erhalten und eine vereinfachte Vergleichbarkeit der Tage untereinander herstellen zu können, wurden wie in Abbildung 5.13 gezeigt, Stundenmedianwerte gebildet.

Die theoretische Aufenthaltszeit (rote Kurve) spiegelt die Zuflusscharakteristik wider, zusätzlich ist der Tagesmedianwert (grüne Linie) für den Vergleich der Tage untereinander angegeben. Die Abhängigkeit von der Abwassermatrix ist auch aus dieser Darstellung erkennbar. Bei geringster theoretischer Aufenthaltszeit, das heißt bei maximaler hydraulischer Belastung, werden die höchsten Rückhaltewirkungsgrade erreicht. Dieser scheinbare Widerspruch kann damit erklärt werden, dass in der Morgenspitze die in der Nacht liegen gebliebenen Sedimente remobilisiert werden, und dieses gut absetzbare Material zum Großteil im Becken zurückgehalten wird.

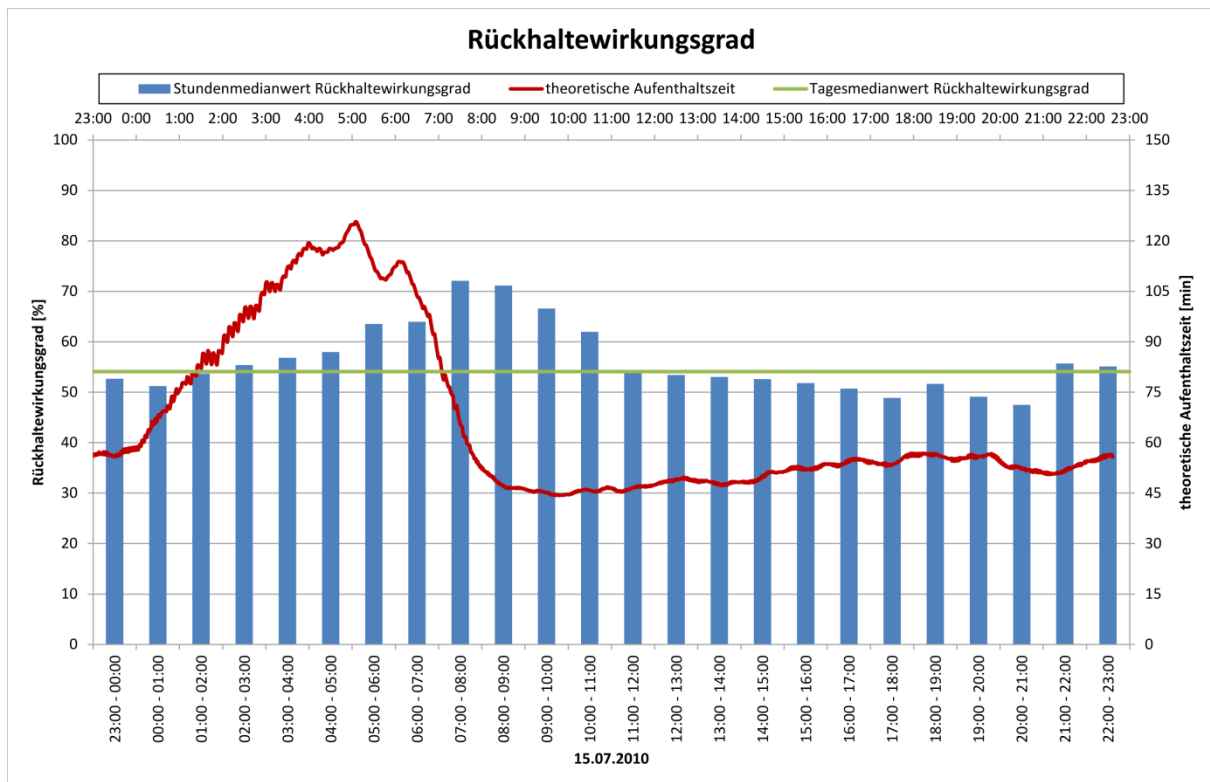


Abbildung 5.13: Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades

Untersuchungen von Aslam (2012) zum Absetzverhalten der Feststoffe des Grazer Rohabwassers bestätigen, dass der Anteil an gut absetzbarem Material in den Morgenstunden bis zur Mittagsspitze ansteigt und am Nachmittag wieder geringer ist. (siehe dazu auch Seite 101)

Ein Beispiel für die Fraktionierung in einer Absetzsäule mit einer Absetzzeit von 10 Minuten ist in Abbildung 5.14 und Abbildung 5.15 gezeigt (13.07.2010, Trockenwetter). Die linken vier Säulen repräsentieren die Anteile an Abfiltrierbaren Stoffen im Zulauf zur Kläranlage Graz-Gössendorf, die mittleren vier Säulen den Zulauf zu den Vorklärbecken und die rechten vier Säulen den Ablauf der Vorklärbecken. Die blauen Säulen beinhalten das gut absetzbare Material, das auch weitestgehend in der Vorklärung zurückgehalten werden kann.

Die Ergebnisse der Säulenabsetzversuche liefern einen Hinweis auf die Größenordnung des Rückhaltewirkungsgrades. Man kann davon ausgehen, dass zumindest der Anteil der untersten Fraktion in einem Absetzbecken zurückgehalten werden kann. Da in der Säule durch den beschränkten Querschnitt die Wahrscheinlichkeit behinderten Absetzens groß ist, ist der Anteil an absetzbarem Material tendenziell sogar größer, wird aber auch von den Strömungsverhältnissen im Becken beeinflusst.

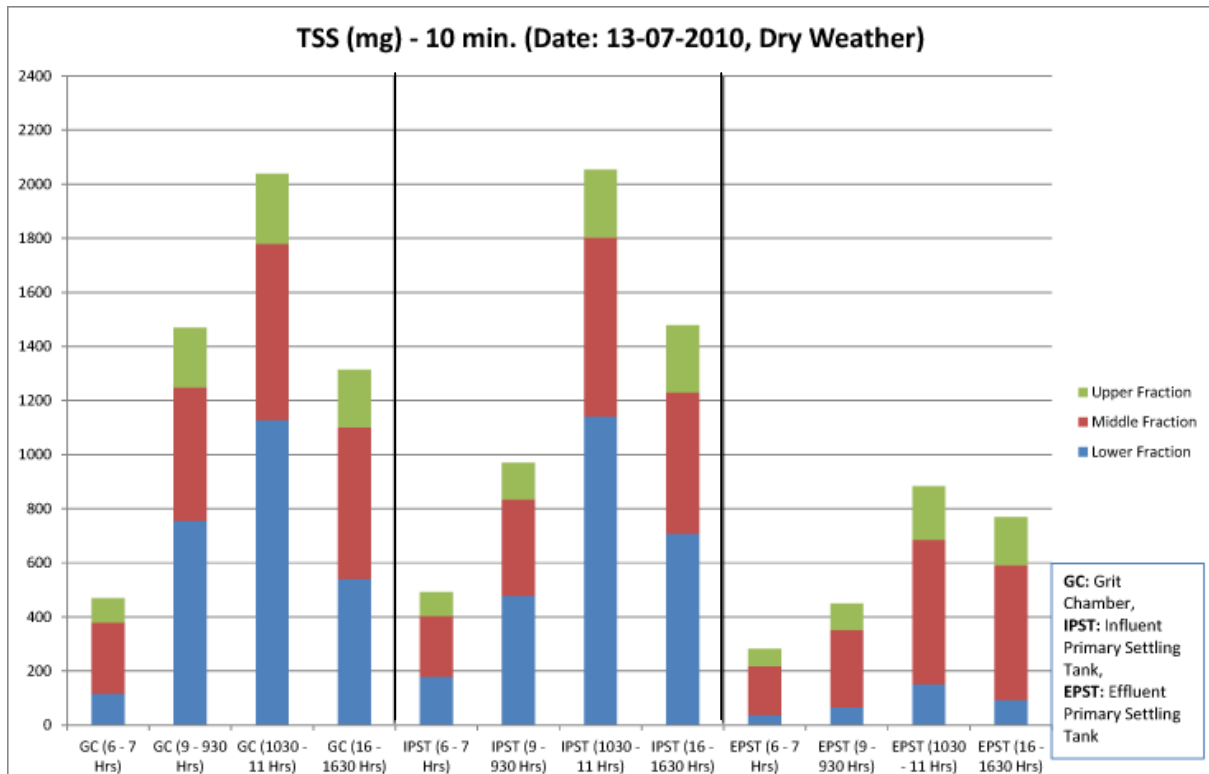


Abbildung 5.14: Anteil an leicht, mittel, und schwer absetzbaren Stoffen im Zulauf zur Kläranlage Graz-Gössendorf und im Zu- und Ablauf der Vorklärbecken in mg/l (Aslam 2012)

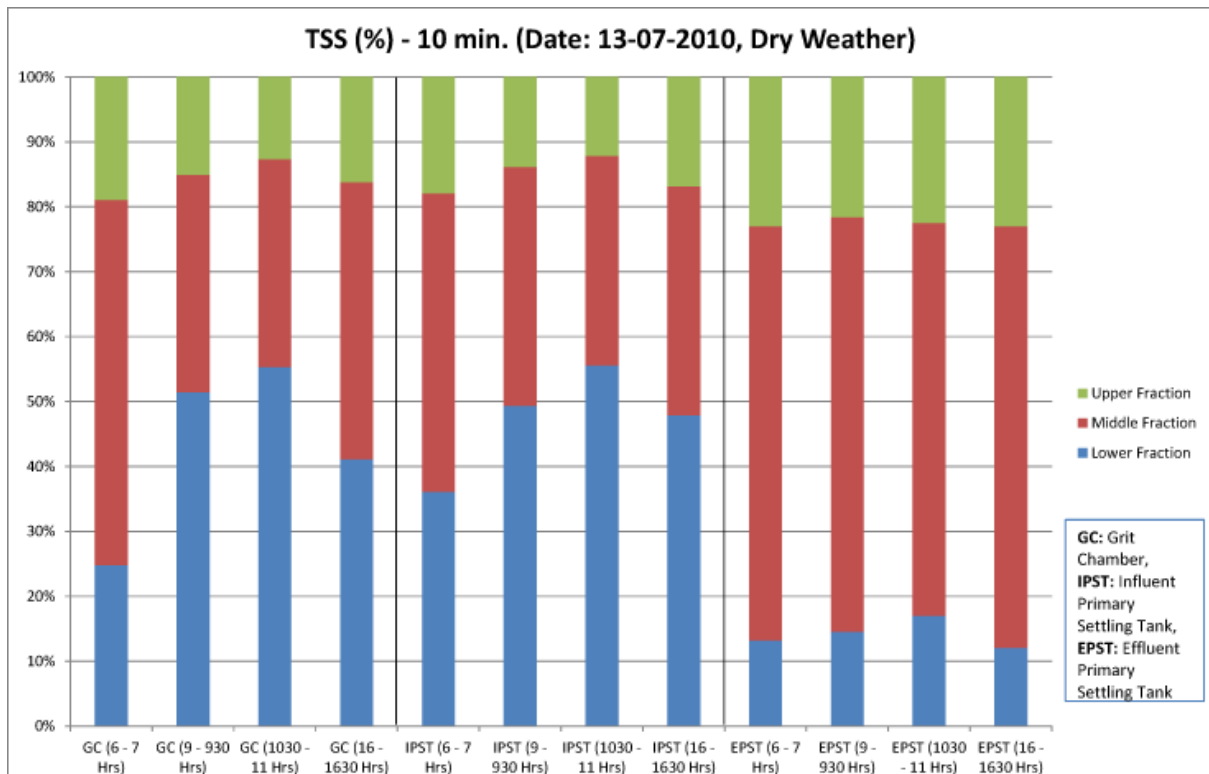


Abbildung 5.15: Anteil an leicht, mittel, und schwer absetzbaren Stoffen im Zulauf zur Kläranlage Graz-Gössendorf und im Zu- und Ablauf der Vorklärbecken in Prozent (Aslam 2012)

Als letzter Schritt der Datenauswertung soll noch überprüft werden, ob es eine Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe gibt (Abbildung 5.16). Die Farben haben die gleiche Bedeutung wie in Abbildung 5.12.

Für den Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration gilt analog zum Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung, dass die Abwassermatrix die wesentlichere Rolle spielt.

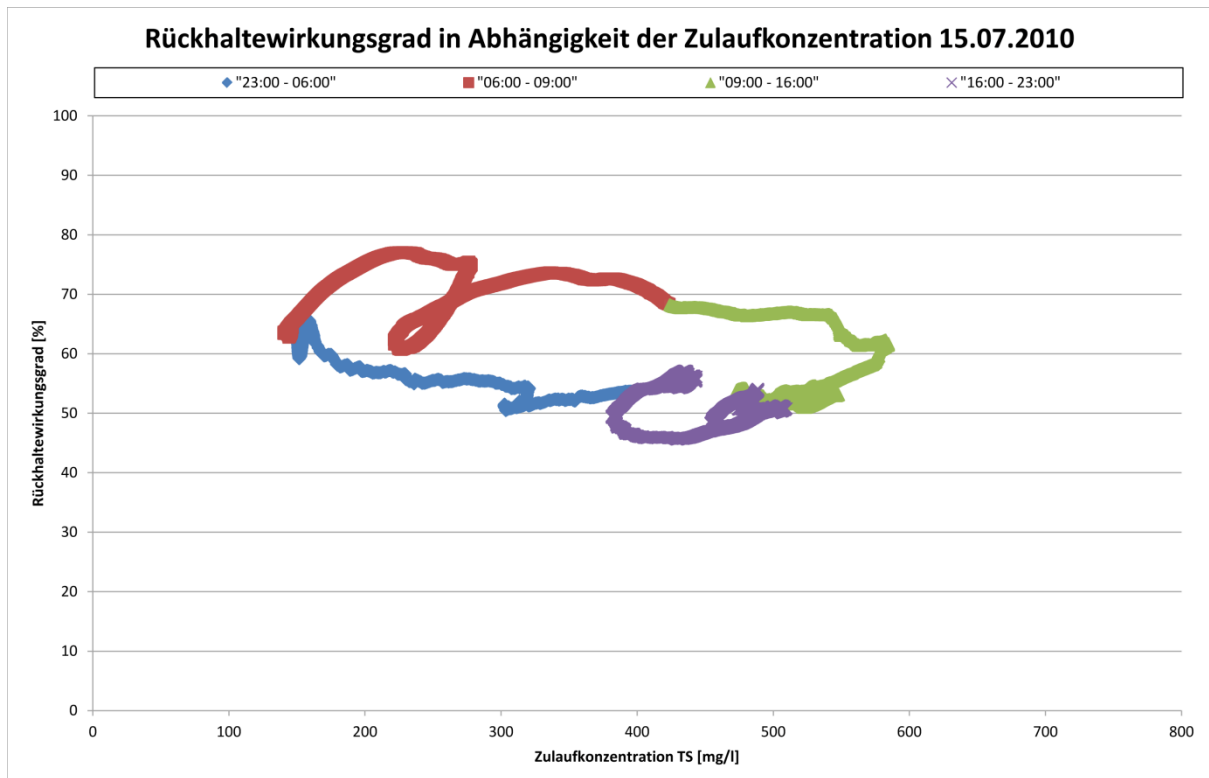


Abbildung 5.16: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und Tageszeit

Die mit dieser Methodik ausgewerteten Tage werden in Kapitel 6 näher betrachtet.

6 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Messdatenauswertung werden im Folgenden dargestellt. Die Zeitangaben entsprechen mitteleuropäischer Zeit (MEZ).

6.1 Rückhaltewirkungsgrad bei Trockenwetter

Im Folgenden werden unterschiedliche Lastfälle betrachtet:

- Normaler Kläranlagenbetrieb – 4 Vorklärbecken
- Eingeschränkter Kläranlagenbetrieb – 2 Vorklärbecken
- Minimaler Kläranlagenbetrieb – 1 Vorklärbecken

6.1.1 Betrieb von 4 Vorklärbecken

Im normalen Kläranlagenbetrieb werden alle 4 Vorklärbecken über ein Verteilgerinne beschickt. Die hydraulische Belastung unterliegt den natürlichen tageszeitlichen Schwankungen bei einer Oberflächenbeschickung von bis zu 5 m/h.

Beispielhaft sollen an dieser Stelle die Ergebnisse der Auswertung eines Trockenwettertages im normalen Kläranlagenbetrieb näher erläutert werden.

Abbildung 6.1 zeigt die Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe bei normalem Kläranlagenbetrieb (Methodik siehe Kapitel 5).

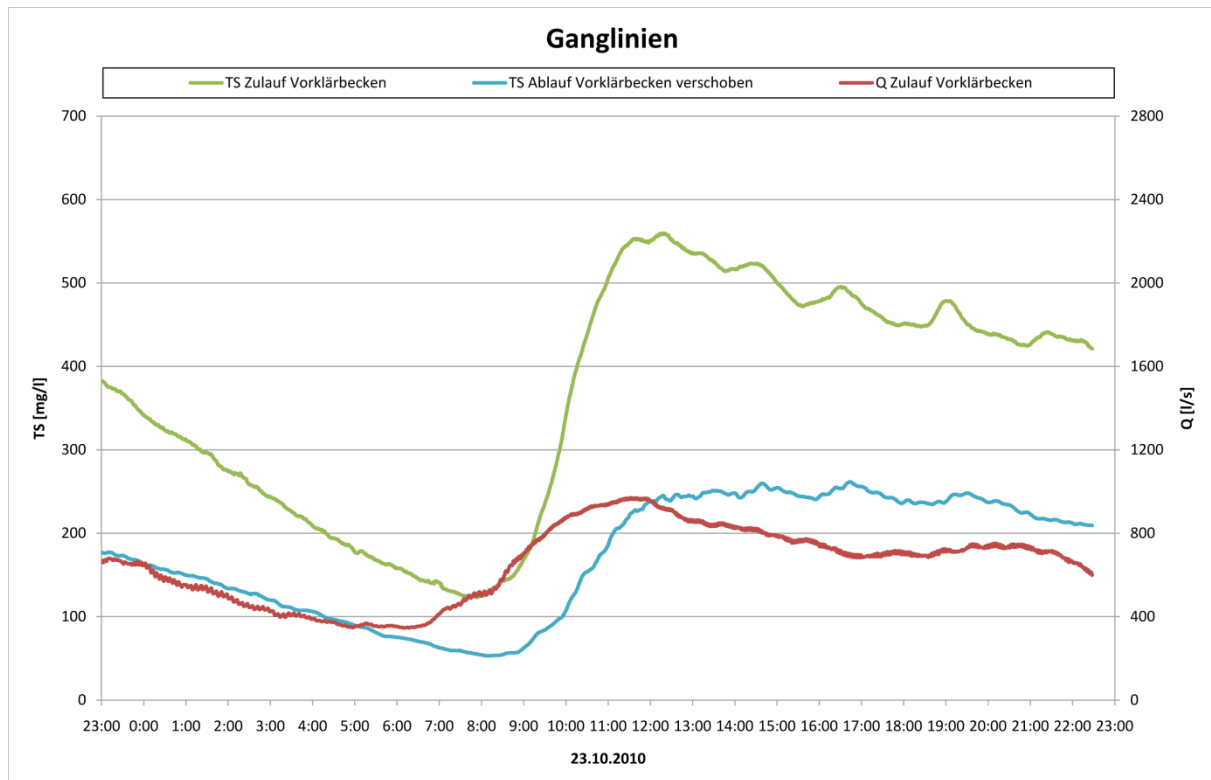


Abbildung 6.1: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 23.10.2010

Auf Basis dieser Ganglinien kann der Rückhaltewirkungsgrad nach Formel 5.2 in 5-Sekunden Zeitschritten berechnet werden. Wenn man die Ergebnisse in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit darstellt, ergibt sich für einen Trockenwettertag im normalen Kläranlagenbetrieb qualitativ das in Abbildung 6.2 gezeigte Bild. Daraus ist erkennbar, dass der Rückhaltewirkungsgrad nur untergeordnet von der Oberflächenbeschickung abhängt. Die Tageszeit und damit die Abwassermatrix beeinflusst das Ergebnis hingegen maßgeblich. So können an einem Trockenwettertag bei gleichen Oberflächenbeschickungen Unterschiede im Rückhaltewirkungsgrad von bis zu 25 % absolut entstehen. Bemerkenswert ist auch, dass im Trockenwetterfall in den Nacht- und frühen Morgenstunden der Rückhaltewirkungsgrad bei bis zu 4-facher Oberflächenbeschickung annähernd gleich bleibt.

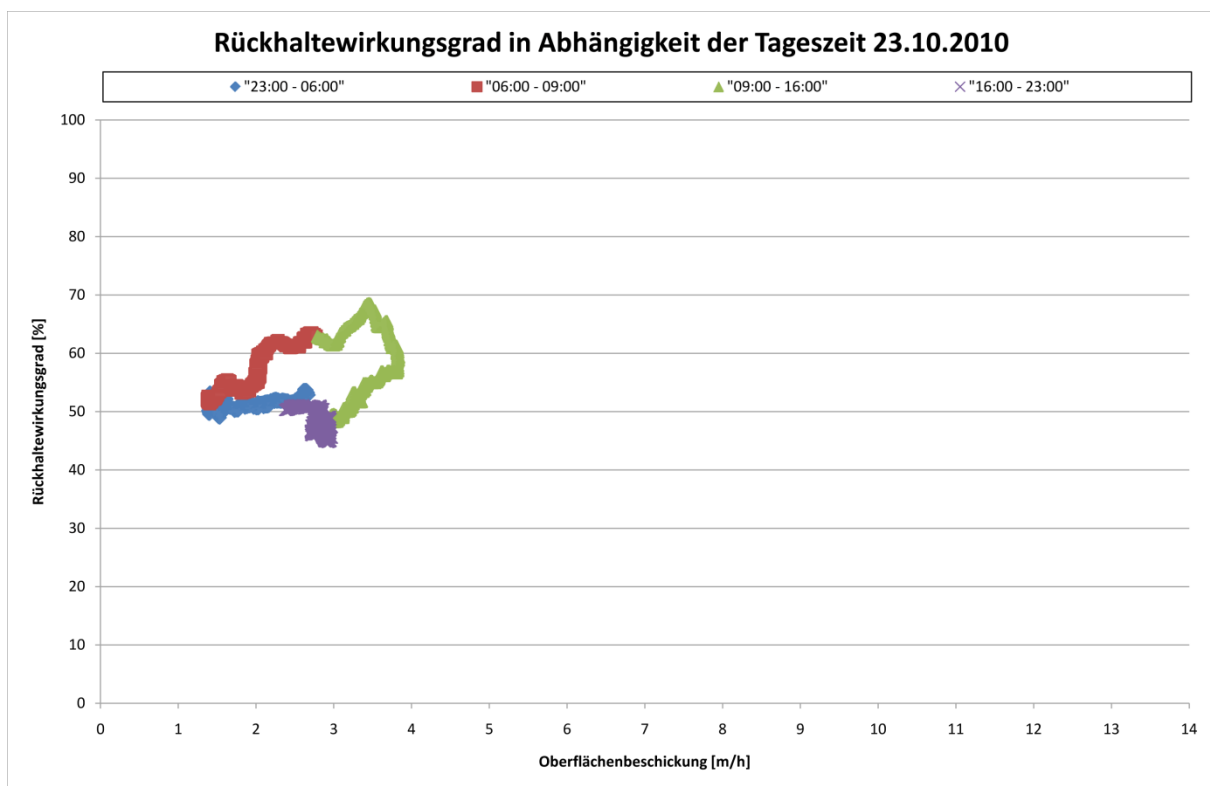


Abbildung 6.2: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 23.10.2010

Um die Zeitfenster des besten bzw. schlechtesten Rückhaltewirkungsgrades zu ermitteln, wurden Medianwerte über jeweils eine Stunde gebildet und mit dem Tagesmedianwert verglichen. Darüber hinaus ist in Abbildung 6.3 auch die theoretische Aufenthaltszeit abgebildet, die im direkten Zusammenhang zum gemessenen Zufluss steht und eine ideale Pfropfenströmung voraussetzt. Sie dient lediglich als Orientierungswert, um Abweichungen von einem erwarteten Rückhaltewirkungsgrad vielleicht erklären zu können.

Generell zeigt sich bei Trockenwetter und Normalbetrieb der Kläranlage, dass die besten Wirkungsgrade im Anstieg des Zuflusses in der Früh zwischen 09:00 und 11:00 Uhr und die schlechtesten Wirkungsgrade am Abend erreicht werden.

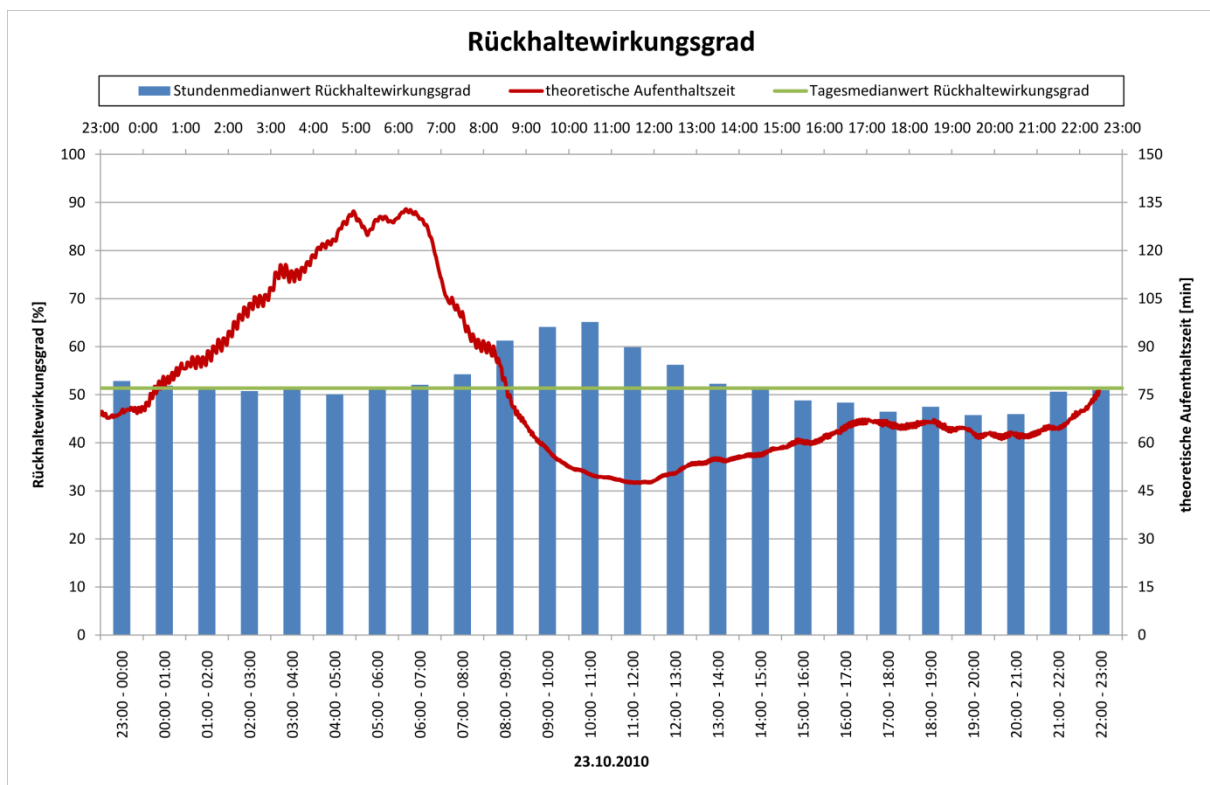


Abbildung 6.3: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 23.10.2010

Die Betrachtung des Rückhaltewirkungsgrades in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration hat für den Betrieb über 4 Vorklärbecken qualitativ das in Abbildung 6.4 gezeigte Bild ergeben. Daraus ist ersichtlich, dass es wie bei der Oberflächenbeschickung keine erkennbare Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der Zulaufkonzentration gibt und dass auch hier die Abwassermatrix eine bedeutende Rolle spielt. Bei gleicher Zulaufkonzentration können analog zur Oberflächenbeschickung Unterschiede im Rückhaltewirkungsgrad von bis zu 20 % absolut entstehen.

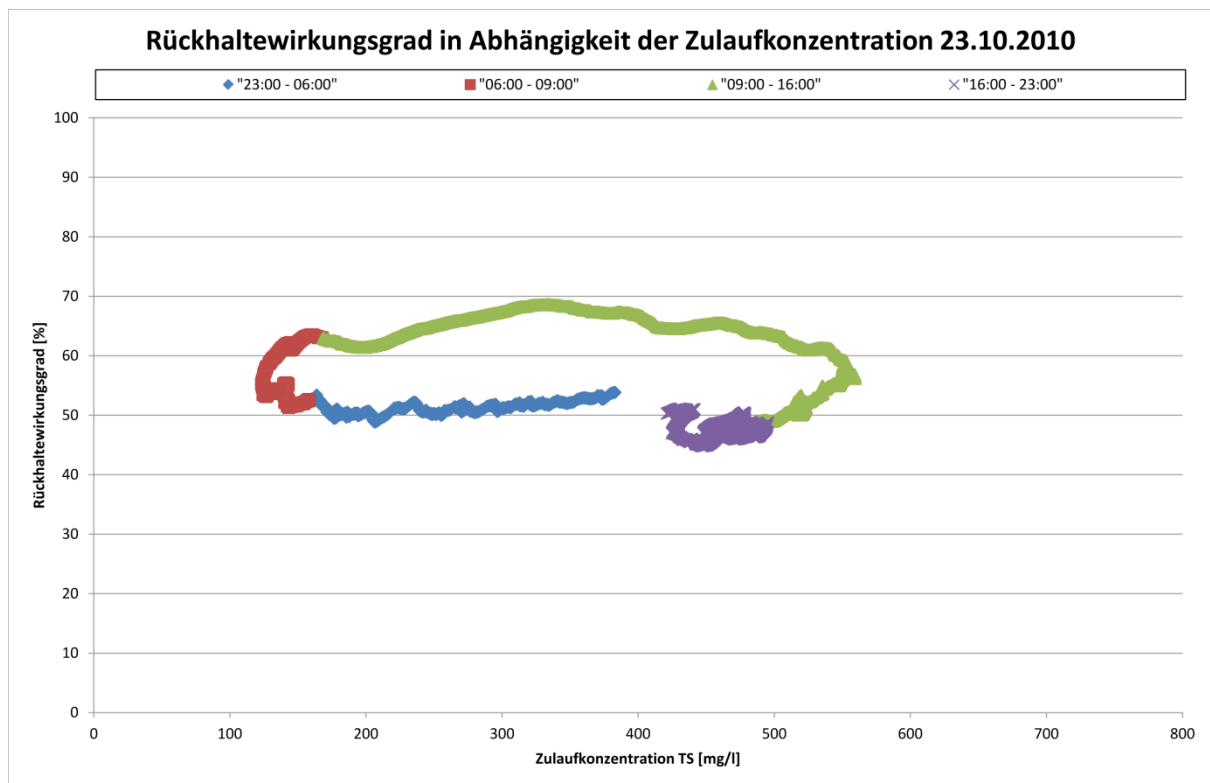


Abbildung 6.4: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 23.10.2010

In gleicher Weise wurden die Trockenwettertage von Juni 2010 bis November 2010 betrachtet. Die Charakteristik der Kurven ist bei allen Tagen sehr ähnlich. Um die Tage untereinander besser vergleichen zu können, wurde die in Abbildung 6.5 gezeigte Darstellung gewählt. Sie zeigt einen Vergleich der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte und der Tagesmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter unter regulären Betriebsbedingungen.

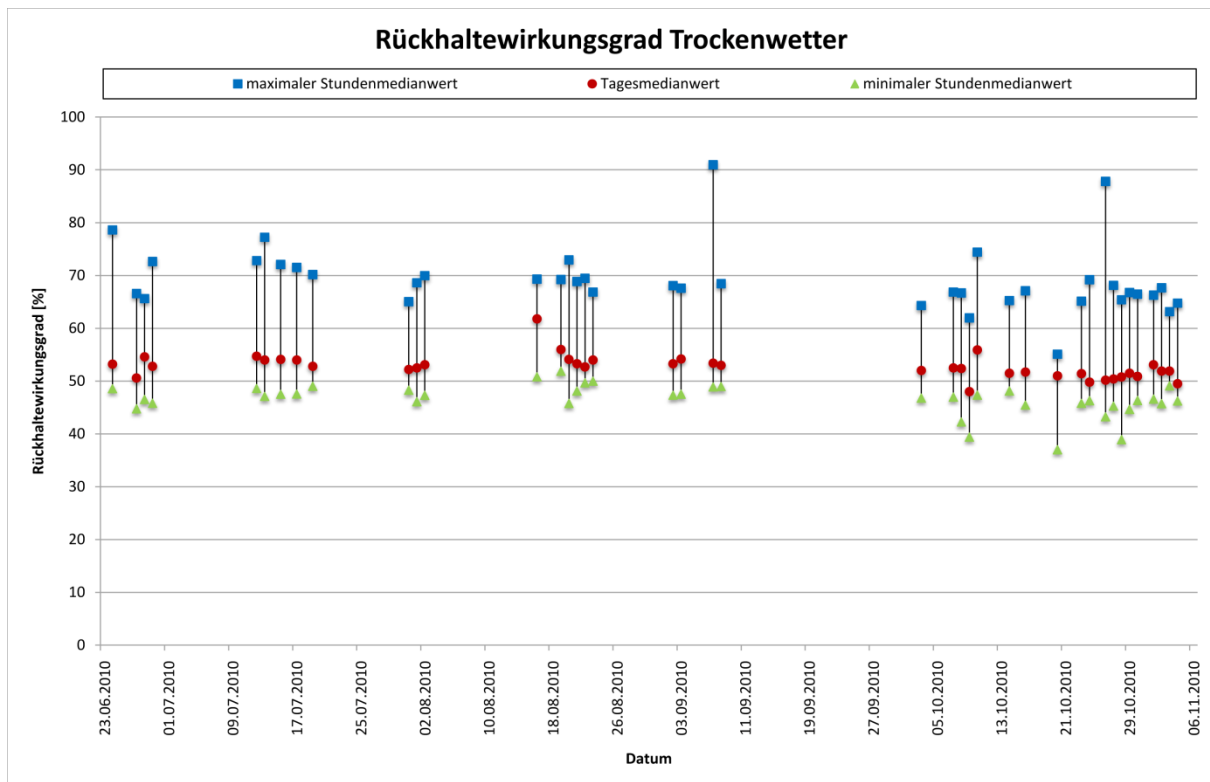


Abbildung 6.5: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb

Die ausgewerteten Trockenwettertage sind in ihrer Charakteristik sehr ähnlich. Die Tagesmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades liegen im Schnitt zwischen 50 % und 60 %. Die minimalen und maximalen Stundenmedianwerte liegen bei rund 45 % bzw. 70 %. Um diese Bandbreite besser interpretieren zu können, ist eine nähere Betrachtung der tageszeitlichen Variabilität sinnvoll.

Die Einteilung der zeitlichen Bereiche erfolgte über charakteristische Merkmale der hydraulischen Beschickung. Von 23:00 – 06:00 sinkt der Zufluss auf ein Minimum, von 06:00 – 09:00 steigt der Zufluss deutlich an, von 09:00 – 16:00 wird die Tagesspitze erreicht und anschließend bleibt der Zufluss von 16:00 – 23:00 relativ konstant.

In Abbildung 6.6 sind die minimalen und maximalen Rückhaltewirkungsgrade (5-Sekunden-Werte) von 23:00 – 06:00 dargestellt.

In diesem Zeitraum liegen die Werte durchschnittlich zwischen 40 % und 70 %. In den Nachtstunden liegt die durchschnittliche Abweichung vom Tagesmedianwert bei rund 10 %. Die vereinzelt größeren Abweichungen nach oben und unten sind durch nicht eliminierte Ausreißer erklärbar.

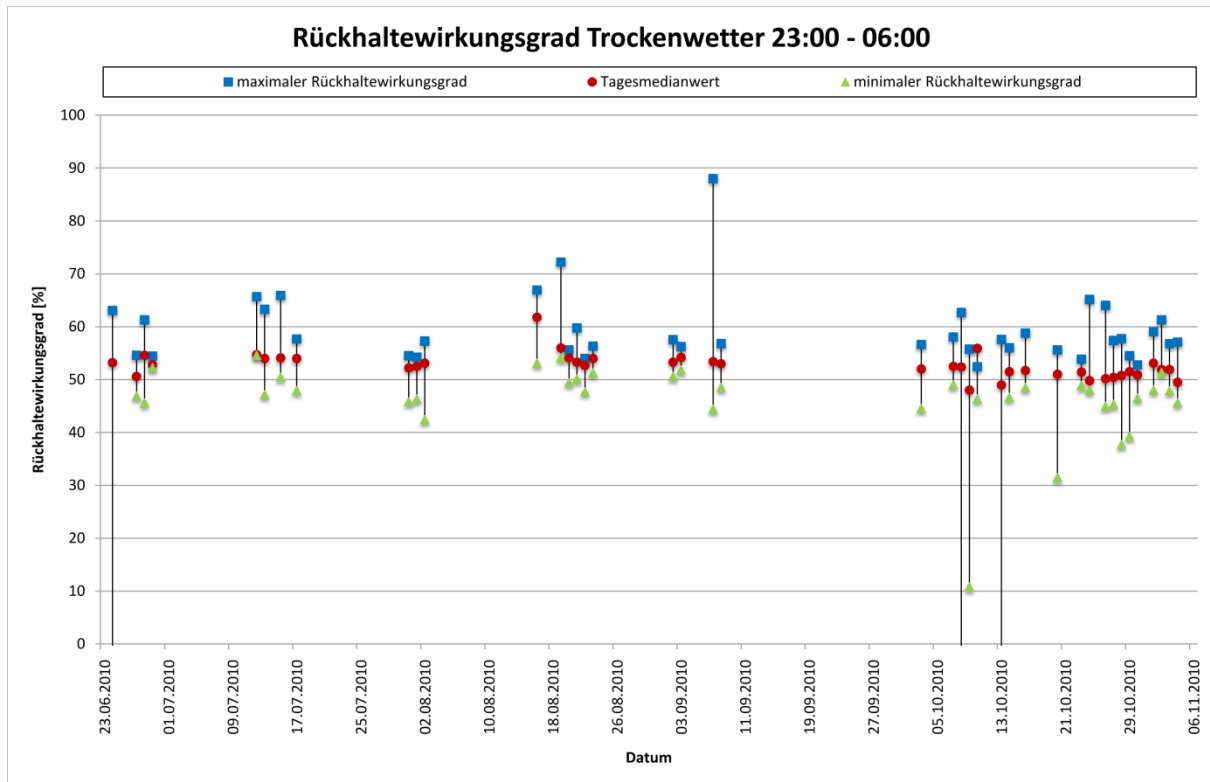


Abbildung 6.6: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 23:00 – 06:00

Im Zeitfenster von 06:00 – 09:00, das dem Anstieg bis zur Tagesspitze entspricht, wurden die in Abbildung 6.7 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade ermittelt.

Hierbei ist auffällig, dass die minimalen Rückhaltewirkungsgrade im Bereich der Tagesmedianwerte liegen und die maximalen Rückhaltewirkungsgrade höhere Abweichungen aufweisen. Im Gegensatz zum Zeitfenster von 23:00 – 06:00 liegen hier auch einige Werte der minimalen Rückhaltewirkungsgrade über den Tagesmedianwerten.

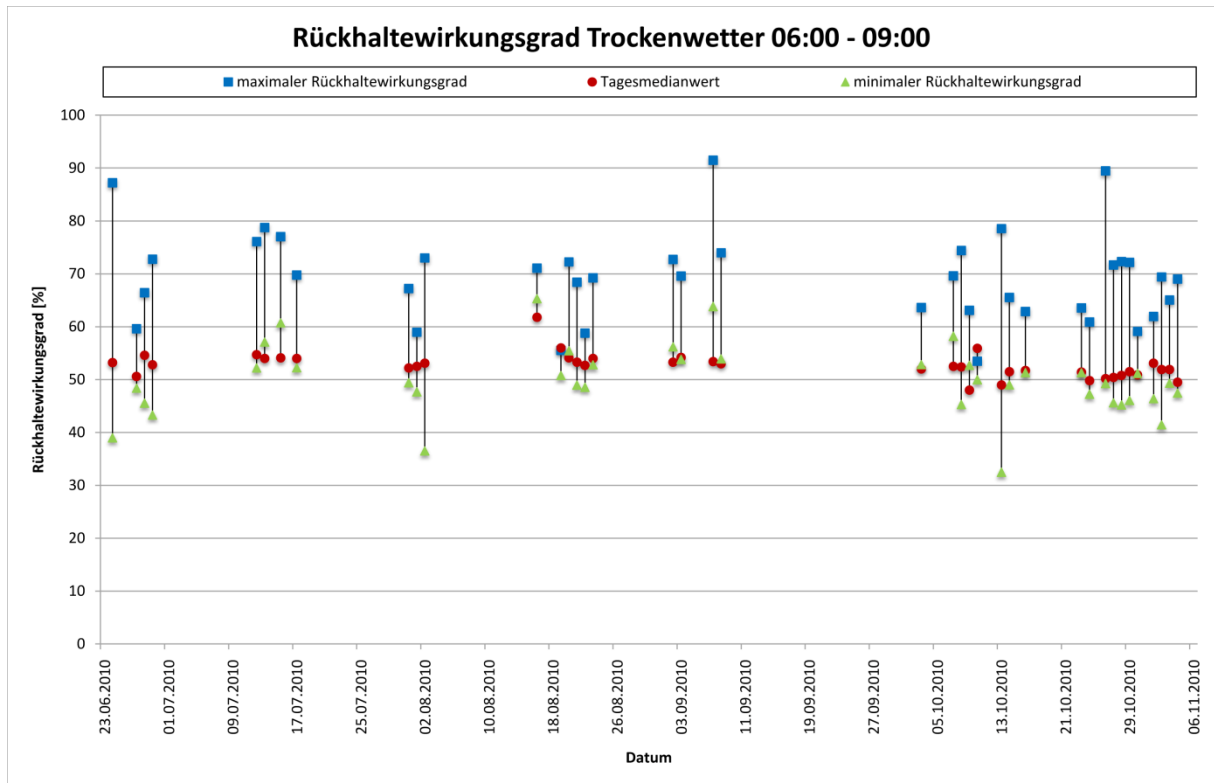


Abbildung 6.7: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 06:00 – 09:00

Nach Erreichen der Tagesspitze nimmt der Zufluss bis ca. 16:00 Uhr wieder leicht ab. In diesem Zeitfenster wurden die in Abbildung 6.8 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade erreicht.

Es ist erkennbar, dass die minimalen und maximalen Rückhaltewirkungsgrade der unterschiedlichen Tage in ähnlichen Bereichen liegen. Wie auch von 06:00 – 09:00 Uhr sind die maximalen Rückhaltewirkungsgrade im Vergleich zu den Abend- und Nachtstunden bedeutend größer als der Tagesmedianwert, was auf eine gute Absetzleistung in diesen Zeitfenstern hinweist.

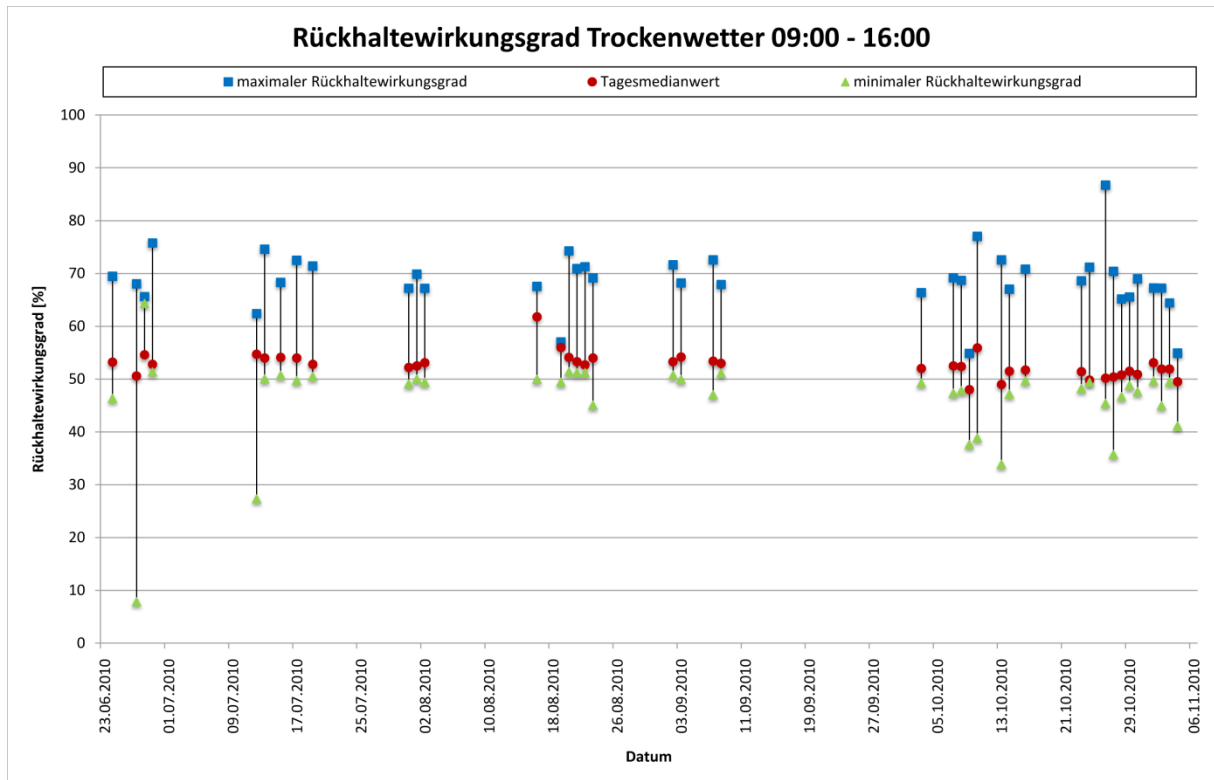


Abbildung 6.8: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 09:00 – 16:00

Die Rückhaltewirkungsgrade bei Trockenwetter und Normalbetrieb der Kläranlage zwischen 16:00 und 23:00 sind der Abbildung 6.9 zu entnehmen.

Im Unterschied zu den anderen Zeitfenstern sieht man hier eine geringere Streuung der minimalen und maximalen Rückhaltewirkungsgrade. Der Zufluss ist in diesem Zeitfenster relativ konstant.

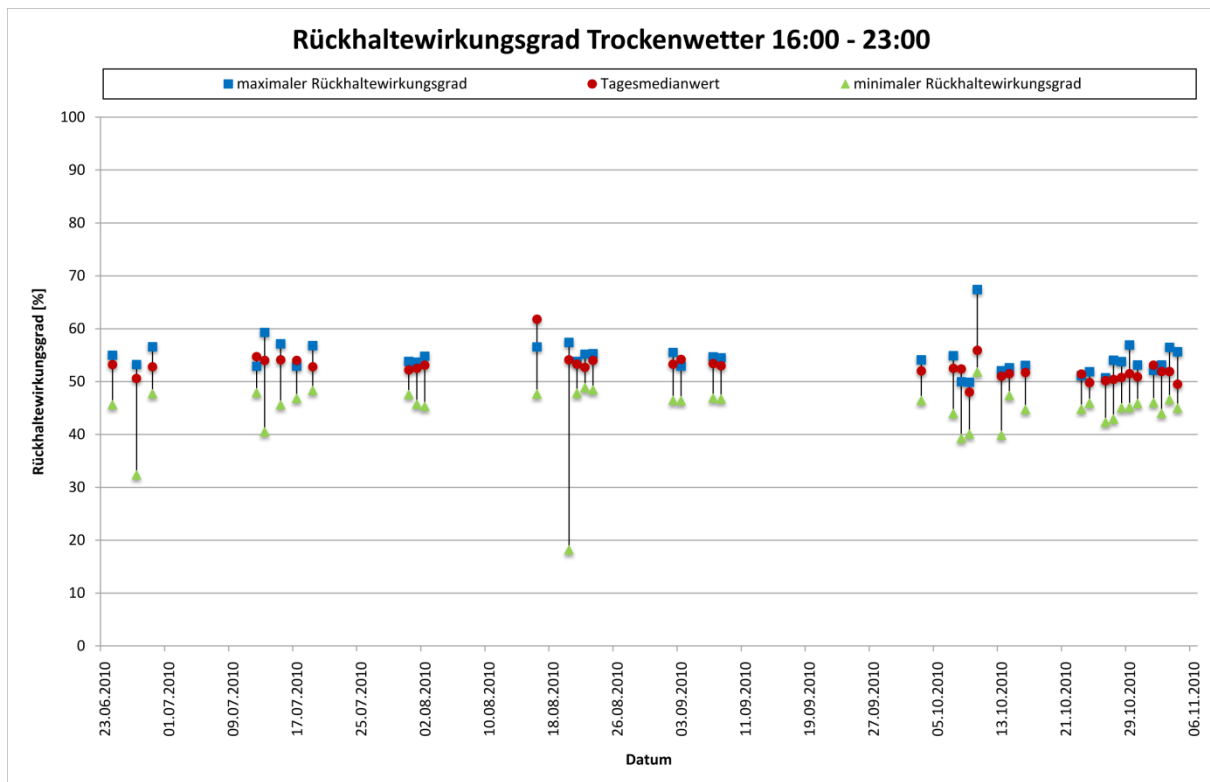


Abbildung 6.9: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 16:00 – 23:00

Generell kann aus den gezeigten Abbildungen der Schluss gezogen werden, dass die maximalen Rückhaltewirkungsgrade zwischen 06:00 und 16:00 erreicht werden können. Dabei gilt noch zu berücksichtigen, dass in diesen Zeitfenstern auch der maximale Zufluss zu verzeichnen ist, was wiederum bedeutet, dass der Rückhaltewirkungsgrad bei Trockenwetter nur untergeordnet von der Oberflächenbeschickung abhängen kann.

Die minimalen Rückhaltewirkungsgrade hingegen sind über den Tag verteilt sehr ähnlich und liegen im Trockenwetter zwischen 40 % und 50 %.

Verdeutlicht werden kann diese Tendenz mit einer Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte (Abbildung 6.10).

Zwischen 07:00 und 11:00 konnten die höchsten Rückhaltwirkungsgrade erreicht werden, die niedrigsten zwischen 16:00 und 21:00. Diese Ergebnisse verdeutlichen noch einmal die bisherigen Erkenntnisse.

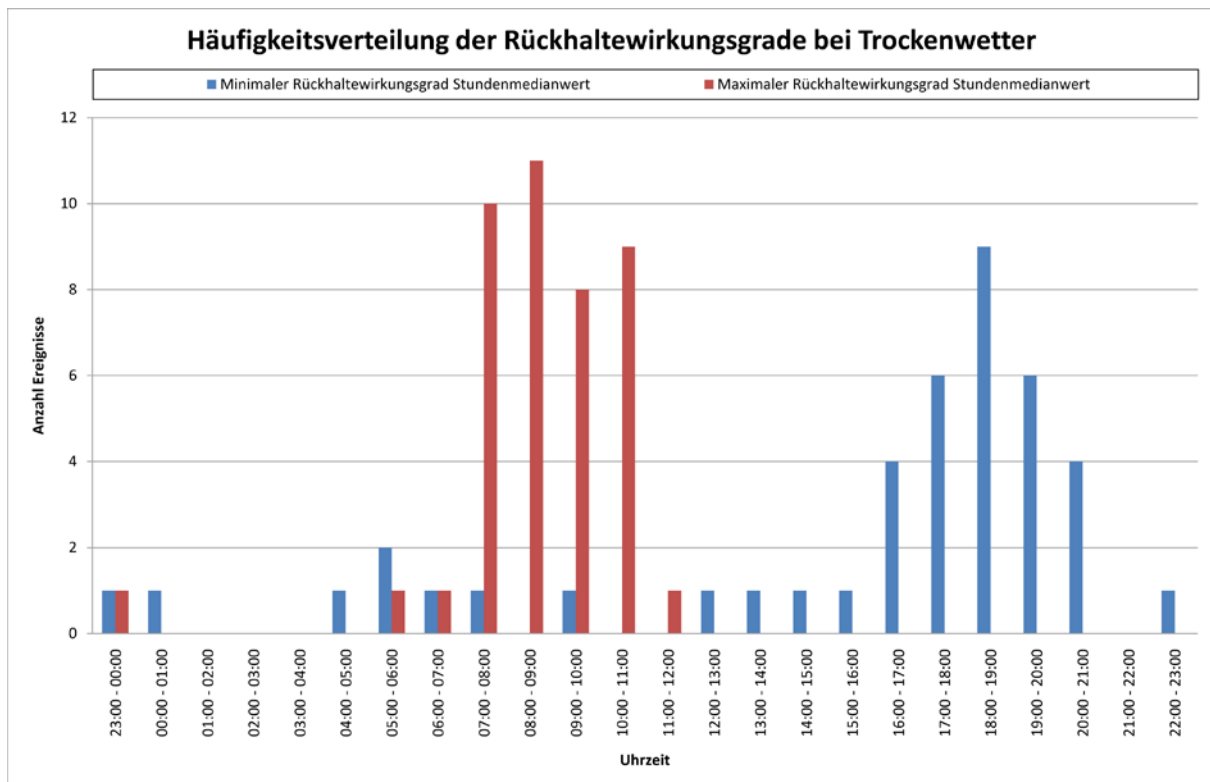


Abbildung 6.10: Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte des Rückhaltwirkungsgrades bei Trockenwetter und normalem Kläranlagenbetrieb

Die Untersuchungen bei Trockenwetter und normalem Kläranlagenbetrieb erlauben erste Rückschlüsse auf den Rückhaltwirkungsgrad und dessen Einflussfaktoren.

Im nächsten Abschnitt werden fünf Trockenwettertage betrachtet, an denen nur zwei Becken in Betrieb waren und damit die Oberflächenbeschickung entsprechend größer war.

6.1.2 Betrieb von 2 Vorklärbecken

Bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb unter Trockenwetterbedingungen wurden 2 Becken außer Betrieb genommen, wodurch sich die Oberflächenbeschickung auf 3 - 9 m/h erhöht hat.

Analog zu Kapitel 6.1.1 zeigt Abbildung 6.11 die Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb für einen Tag.

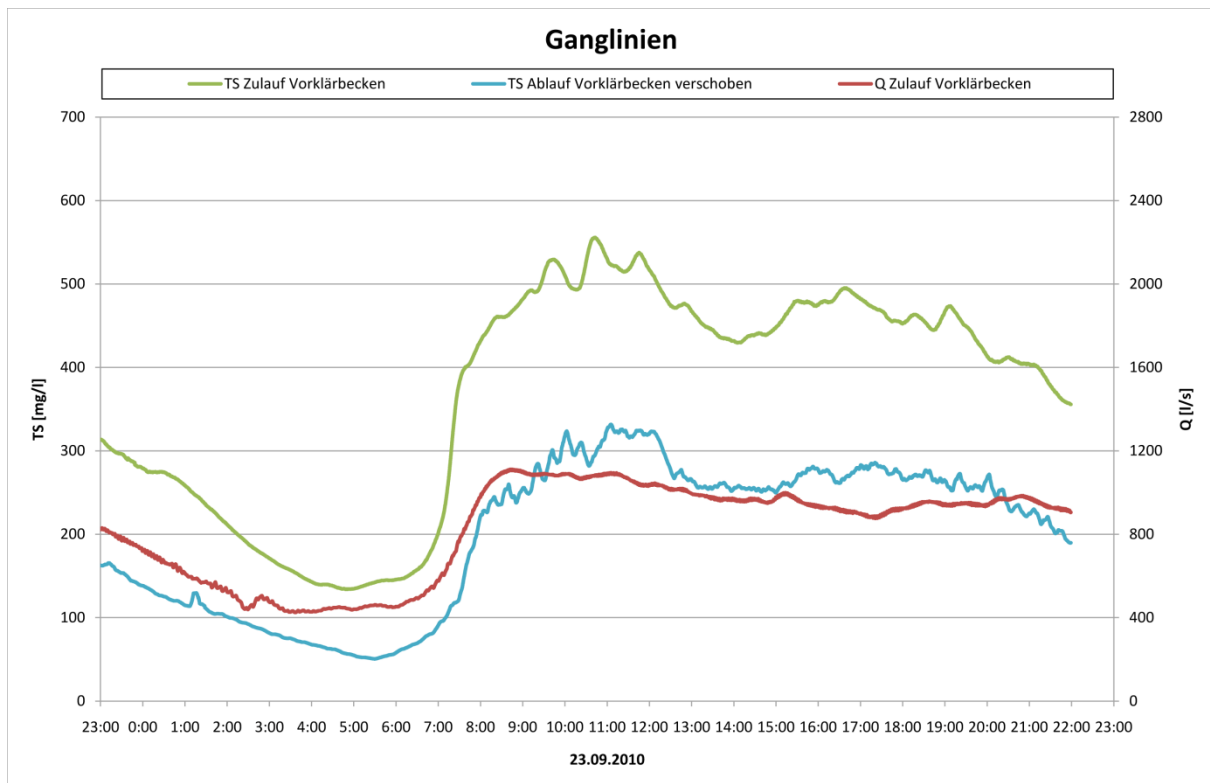


Abbildung 6.11: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 23.09.2010

Basierend auf den Ganglinien haben sich Rückhaltewirkungsgrade in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung ergeben, die in Abbildung 6.12 dargestellt sind.

Bis zu einer Oberflächenbeschickung von 5 m/h, was der maximalen Belastung bei normalem Kläranlagenbetrieb entspricht, ist keine Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der Oberflächenbeschickung erkennbar. Das ändert sich im Trockenwetterfall bei höherer hydraulischer Belastung, der erreichbare Rückhaltewirkungsgrad wird kleiner.

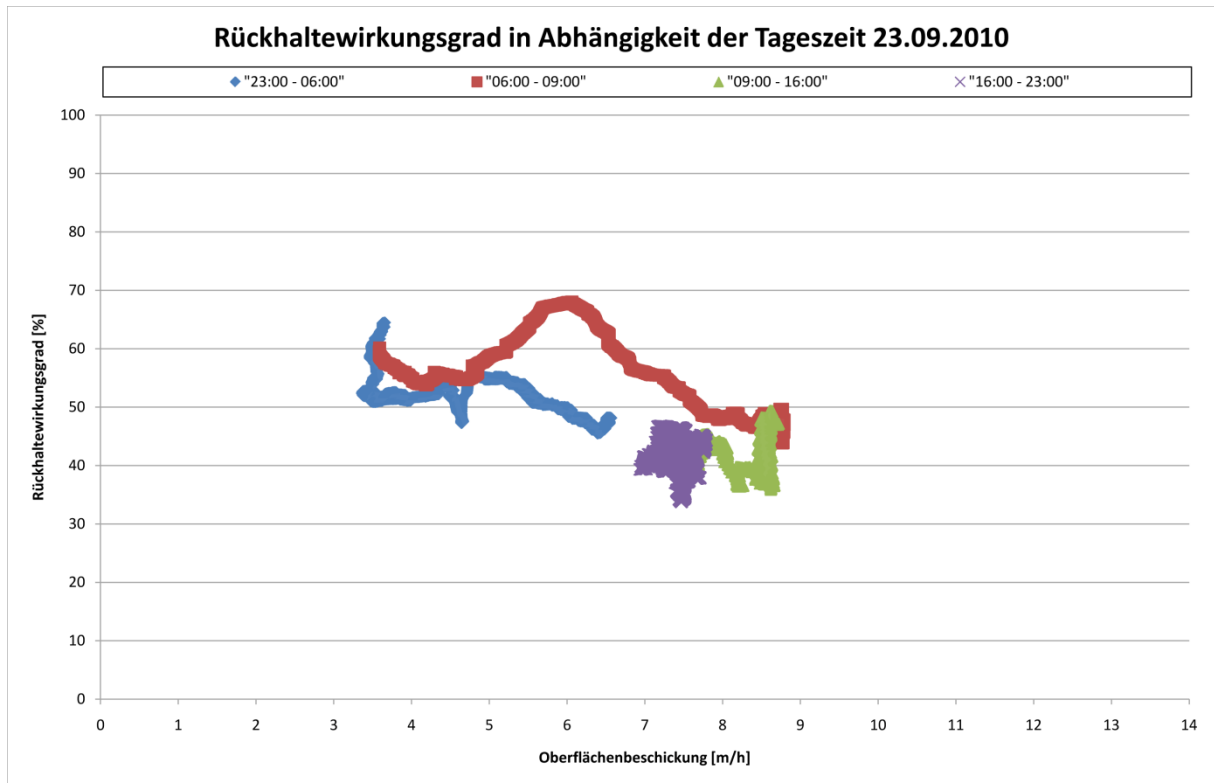


Abbildung 6.12: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 23.09.2010

Auch bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb sind bei gleicher Oberflächenbeschickung Schwankungen des Rückhaltewirkungsgrades von bis zu 20 % absolut erkennbar.

Betrachtet man die Stundenmedianwerte (Abbildung 6.13), ergeben sich bei höherer Oberflächenbeschickung tendenziell niedrigere Werte als bei normalem Kläranlagenbetrieb. Das lässt darauf schließen, dass bei steigender hydraulischer Belastung der Einfluss der Oberflächenbeschickung auf den Rückhaltewirkungsgrad größer wird.

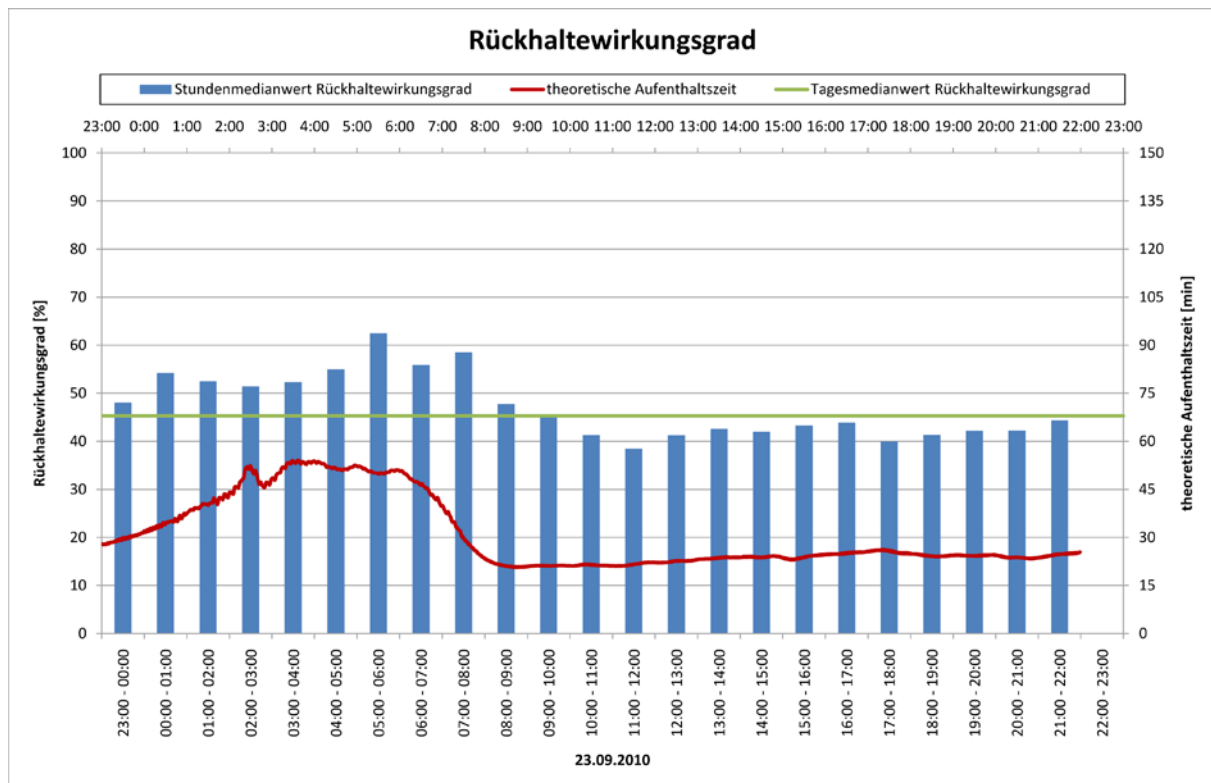


Abbildung 6.13: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 23.09.2010

In Abbildung 6.14 ist der Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Betrieb über zwei Becken dargestellt. Es ergibt sich wieder ein ähnliches Bild wie in Abbildung 6.4. Allerdings ist auch hier erkennbar, dass bei höherer Oberflächenbeschickung (ca. zwischen 08:00 und 23:00 Uhr) tendenziell niedrigere Rückhaltewirkungsgrade als bei normalem Kläranlagenbetrieb erreicht werden.

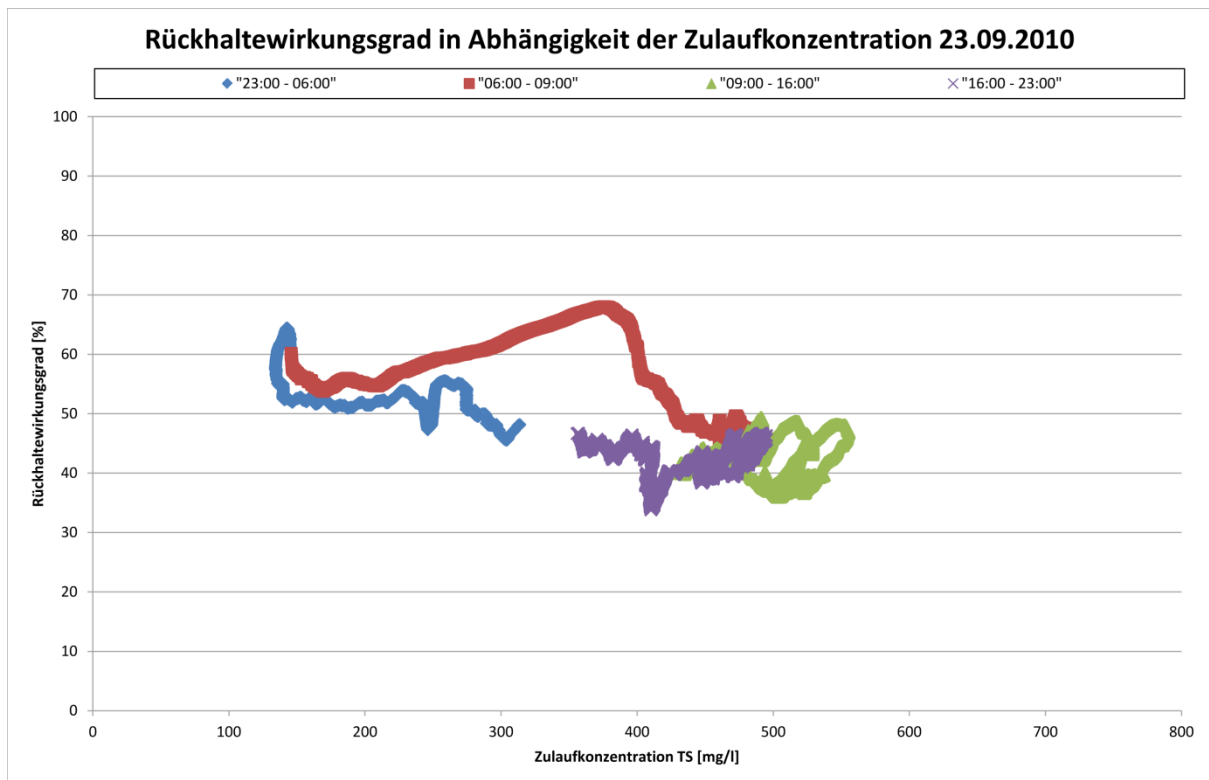


Abbildung 6.14: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 23.09.2010

Im Auswertzeitraum konnten fünf Tage bei eingeschränktem Betrieb von nur zwei Vorklärbecken betrachtet werden, wobei sich die in Abbildung 6.15 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade ergeben haben.

Die Tagesmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades liegen im Schnitt zwischen 40 % und 50 %, absolut gesehen um 10 % niedriger als bei normalem Kläranlagenbetrieb. Die minimalen und maximalen Stundenmedianwerte liegen zwischen 25 % bis 45 % bzw. rund 60 %, was wiederum einer Reduktion von absolut 10 % im Vergleich zum normalen Kläranlagenbetrieb entspricht.

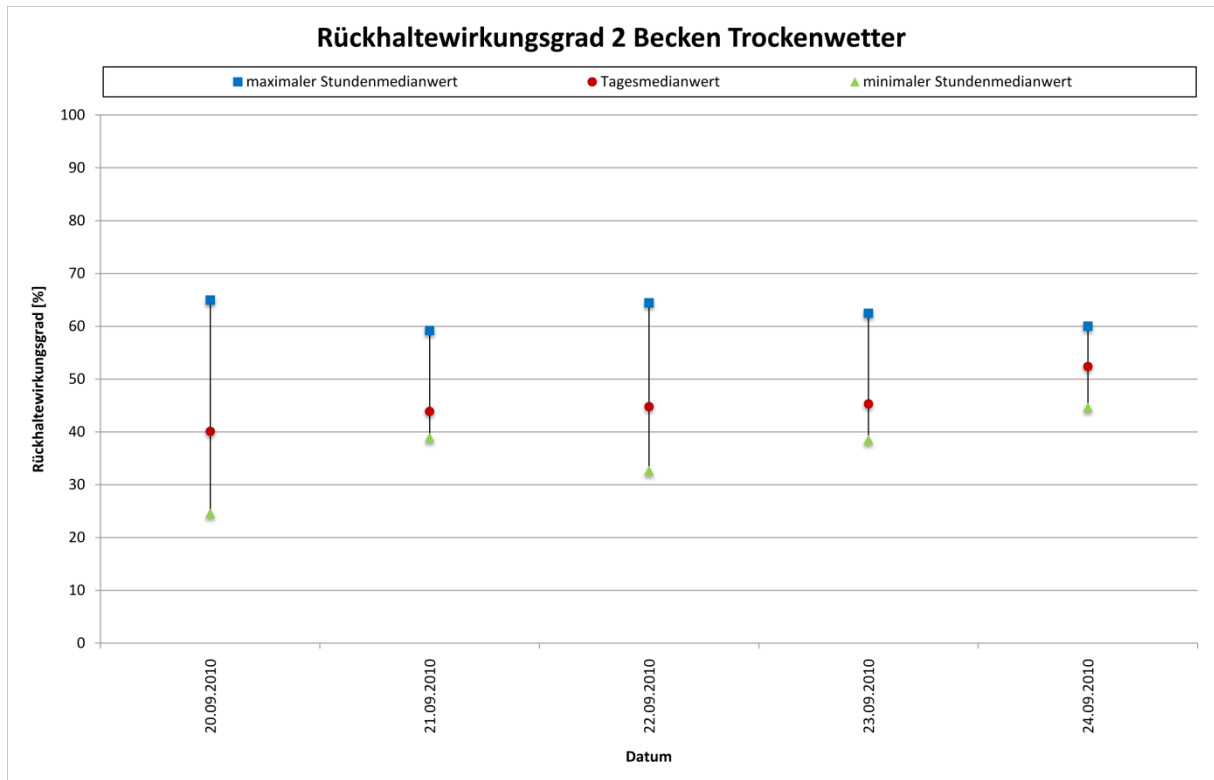


Abbildung 6.15: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb

Reduziert man die Betrachtung wieder auf minimale und maximale Rückhaltewirkungsgrade mit einer zeitlichen Aufteilung, ergibt sich für das Zeitfenster von 23:00 – 06:00 ein ähnliches Bild wie bei normalem Kläranlagenbetrieb (Abbildung 6.16).

Die minimalen und maximalen Rückhaltewirkungsgrade sind mit jenen in Abbildung 6.6 vergleichbar, die Tagesmedianwerte liegen absolut rund 10 % unter denen bei Normalbetrieb. Daraus folgt, dass die geringfügig höhere Oberflächenbeschickung in den Nachtstunden keinen signifikanten Einfluss hat.

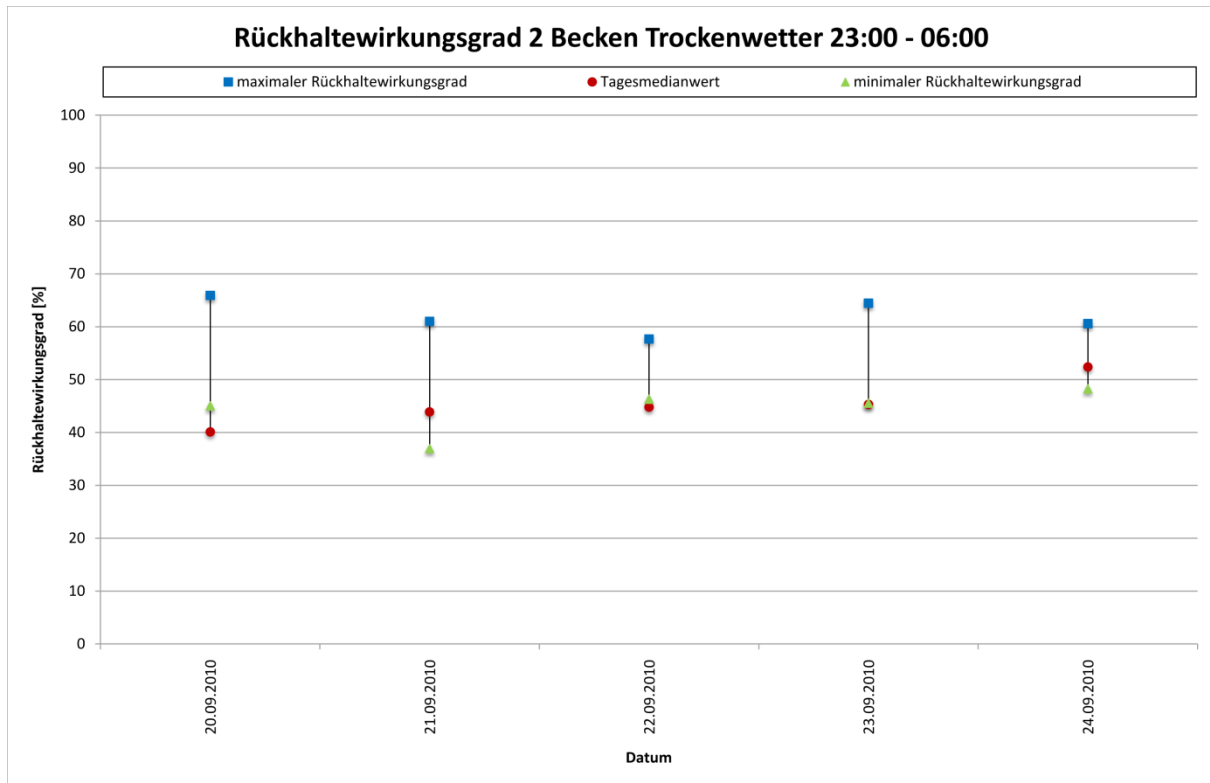


Abbildung 6.16: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 23:00 – 06:00

Im ansteigenden Ast der Zulaufmenge konnten die in Abbildung 6.17 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade erreicht werden.

Die maximalen Rückhaltewirkungsgrade sind wieder vergleichbar mit jenen bei Normalbetrieb. Was hier auffällt sind die minimalen Rückhaltewirkungsgrade, die von fast 50 % im Normalbetrieb auf 15 % bis 50 % gesunken sind. Das deutet darauf hin, dass die Oberflächenbeschickung in diesem Zeitfenster einen Einfluss auf die minimalen Rückhaltewirkungsgrade hat.

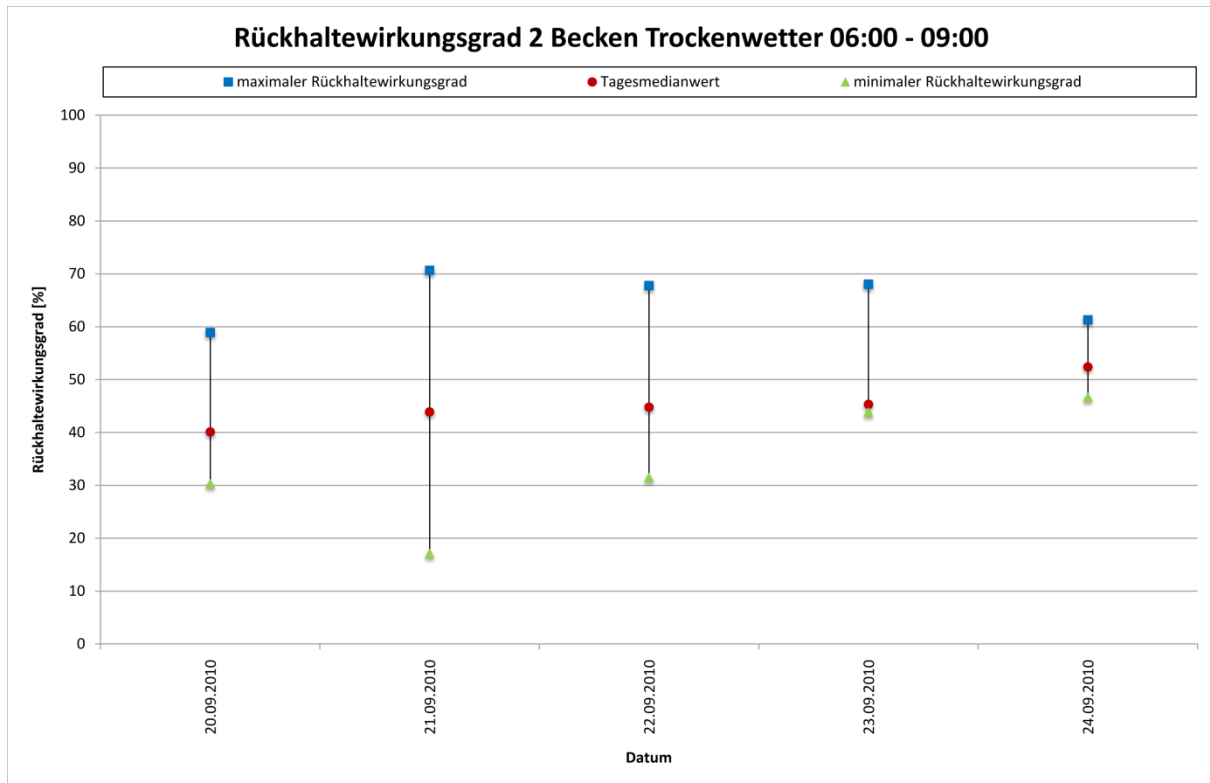


Abbildung 6.17: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 06:00 – 09:00

Über die Mittagszeit von 09:00 – 16:00 haben sich die in Abbildung 6.18 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade ergeben.

Hierbei ist auffällig, dass die minimalen und maximalen Rückhaltewirkungsgrade geringer sind als bei Normalbetrieb der Kläranlage. Somit lässt sich auch hier eine Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung vermuten.

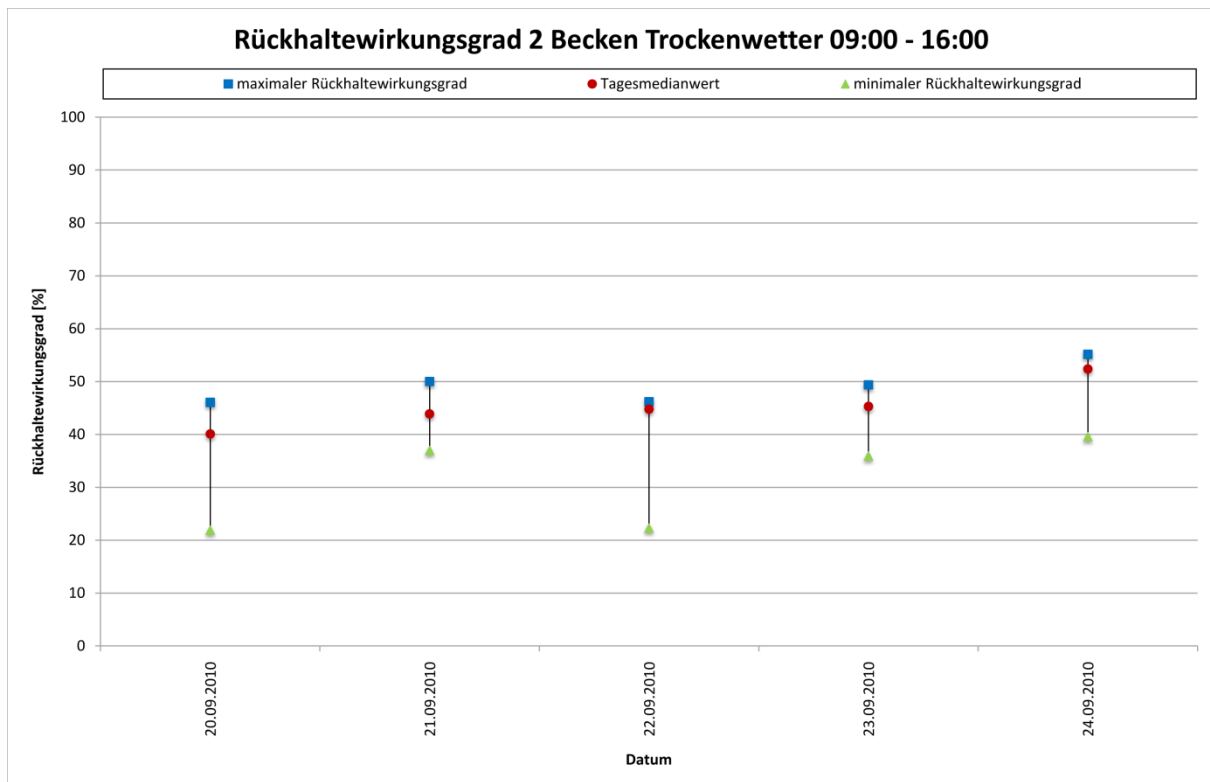


Abbildung 6.18: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 09:00 – 16:00

In den Abendstunden wurden bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb die in Abbildung 6.19 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade ermittelt.

Auch hier wurden tendenziell geringere Rückhaltewirkungsgrade erreicht und im Vergleich zum Normalbetrieb der Kläranlage sind die minimalen Rückhaltewirkungsgrade viel kleiner. Auch hier hat die höhere hydraulische Beschickung einen Einfluss auf den Rückhaltewirkungsgrad für Abfiltrierbare Stoffe.

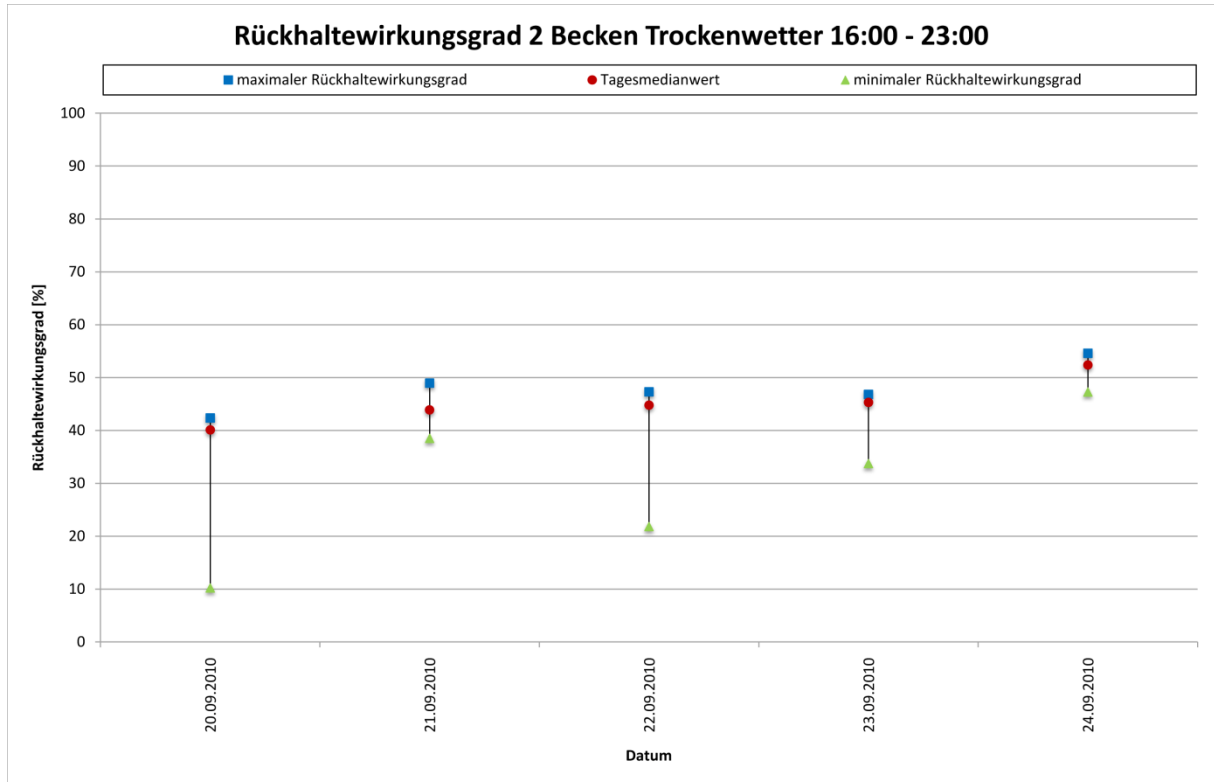


Abbildung 6.19: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 16:00 – 23:00

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades bei zwei Becken, werden die maximalen Werte ähnlich wie bei Normalbetrieb im Anstieg des Zuflusses in der Früh erreicht und die minimalen Werte eher um die Mittagszeit. Man kann eine Tendenz zu einem etwas anderen Absetzverhalten erkennen, aber die Datenmenge ist für eine genaue Aussage nicht ausreichend.

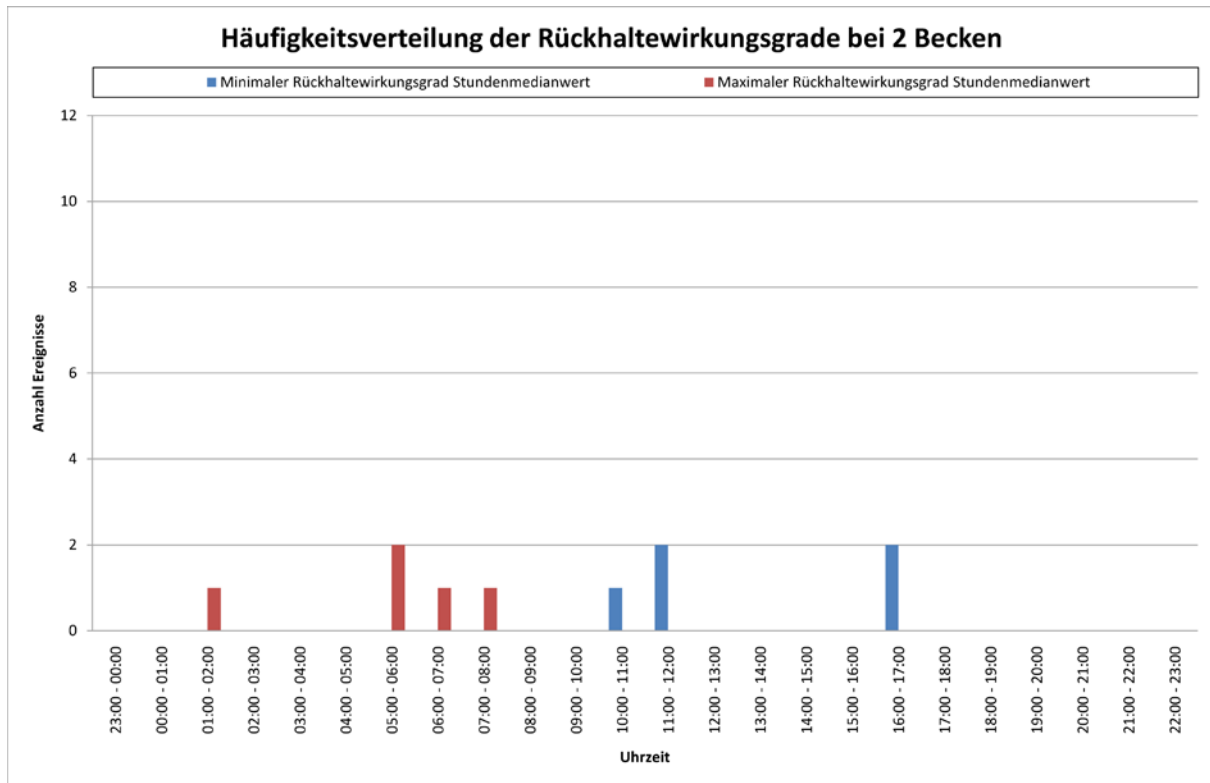


Abbildung 6.20: Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter und eingeschränktem Kläranlagenbetrieb

Um die Auswirkungen einer weiteren Erhöhung der Oberflächenbeschickung abschätzen zu können, wurden auch Messungen bei Betrieb über nur ein Vorklärbecken durchgeführt. Die daraus entstandenen Ergebnisse werden im Folgenden gezeigt.

6.1.3 Betrieb von 1 Vorklärbecken

Im Zuge der Untersuchungen konnte der Betrieb der Vorklärbecken für jeweils einige Stunden so umgestellt werden, dass der gesamte Zufluss über ein Becken geführt wurde. Damit konnten unter Trockenwetterbedingungen über diesen Zeitraum Oberflächenbeschickungen von rund 6 m/h, 10 m/h und 13 m/h realisiert, relativ konstante Strömungsbedingungen hergestellt und vergleichbare Datensätze generiert werden. Die Messungen bei unterschiedlichen Oberflächenbeschickungen wurden in jeweils gleichen Zeitfenstern durchgeführt, um eine Vergleichbarkeit herstellen zu können (6 m/h von 06:00 - 08:00 Uhr, 10 m/h von 09:00 - 11:00 Uhr und 13 m/h von 11:00 - 13:00 Uhr).

Bei einer Oberflächenbeschickung von 6 m/h konnte im Mittel ein Rückhaltewirkungsgrad von 43 % erreicht werden. In diesem Zeitfenster lag die Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe zwischen 100 und 200 mg/l. Bei einer hydraulischen Belastung von 10 m/h hat sich bei einer ansteigenden Zulaufkonzentration von 200 auf 500 mg/l im Mittel ein etwas höherer Rückhaltewirkungsgrad von 45 % ergeben. Wie bereits in Abbildung 5.15 qualitativ gezeigt wurde, ist der Anteil an gut absetzbaren Stoffen am Vormittag größer als in der Früh, was die etwas bessere Absetzleistung bei fast doppelter Oberflächenbeschickung erklärt und den Einfluss der Abwassermatrix deutlich macht.

Die Auswertung der Messungen bei 13 m/h hat im Mittel einen Rückhaltewirkungsgrad von 37 % ergeben. Die Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe lag im Betrachtungszeitraum zwischen 400 und 600 mg/l, der Anteil der gut absetzbaren Stoffe ist in einer ähnlichen Größenordnung wie bei den Messungen bei 10 m/h. Die schlechtere Absetzleistung wird also von der größeren Oberflächenbeschickung bestimmt.

Abbildung 6.21 zeigt die Rückhaltewirkungsgrade bei definiertem Durchfluss in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und Betrieb über ein Becken und soll zum Vergleich der Ergebnisse innerhalb der gleichen Zeitfenster dienen. (Hinweis: Die Skalierung der x-Achse ist nicht äquidistant und geht nicht durch den Nullpunkt.)

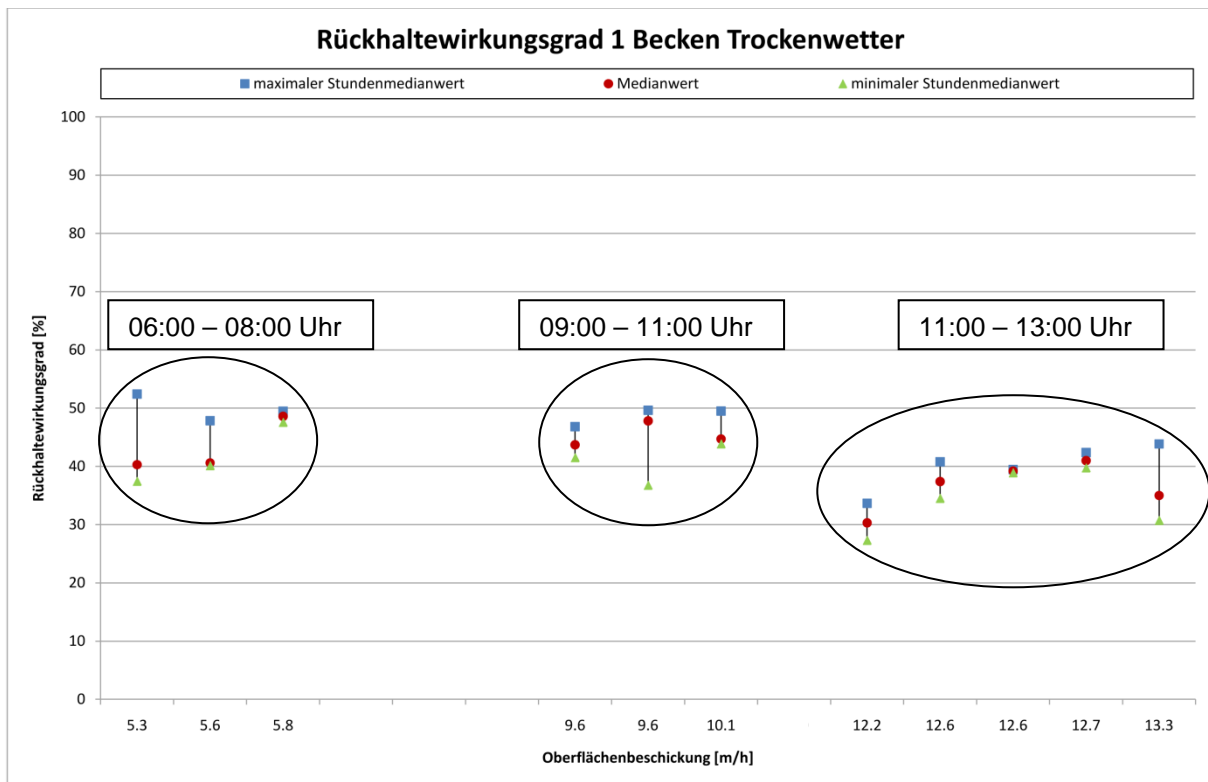


Abbildung 6.21: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Medianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei definiertem Durchfluss

Zusammenfassung Trockenwetter

Die Untersuchungen zum Rückhaltewirkungsgrad bei Trockenwetter haben dazu beigetragen, das System zu verstehen und die Einflussfaktoren auf den Rückhaltewirkungsgrad zu definieren.

Die Oberflächenbeschickung, die in der Regel in den Bemessungsvorschriften verwendet wird, um Absetzbecken zu dimensionieren, beeinflusst das Strömungsbild und damit auch die Störparameter für ideales Absetzen. Grundsätzlich gilt, je turbulenter die Strömung ist, desto schlechter der Rückhaltewirkungsgrad.

Die vorliegenden Untersuchungen haben allerdings auch gezeigt, dass die Wirkungsweise der Vorklärbecken und damit der Rückhaltewirkungsgrad vorrangig von der Abwassermatrix, respektive den Anteilen an gut bzw. schwer absetzbaren Stoffen abhängt.

Die Tagesmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades liegen bei Trockenwetter zwischen 30 % und 60 %. Ein Einfluss der Oberflächenbeschickung zeigt sich erst ab etwa 5 m/h, darunter zeigt die Abwassermatrix einen großen Einfluss auf die Absetzleistung.

6.2 Rückhaltewirkungsgrad bei Regenwetter

Als Regenwetterereignis gelten jene Ereignisse, bei denen der Zufluss höher als der zu erwartende Trockenwetterabfluss war. Beginn und Ende der Ereignisse wurden durch signifikante Steigungsänderung der Zulaufganglinie definiert. Die Aufteilung in ansteigenden und abfallenden Ast erfolgte durch das Zulaufmaximum. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt analog den Trockenwettertagen.

Beispielhaft sind in Abbildung 6.22 bis Abbildung 6.25 die Ganglinien und Rückhaltewirkungsgrade für einen Tag mit einem Regenereignis dargestellt. Das Ereignis beginnt am Nachmittag, wird am Abend schwächer und in der Nacht steigt die Zulaufmenge noch einmal an.

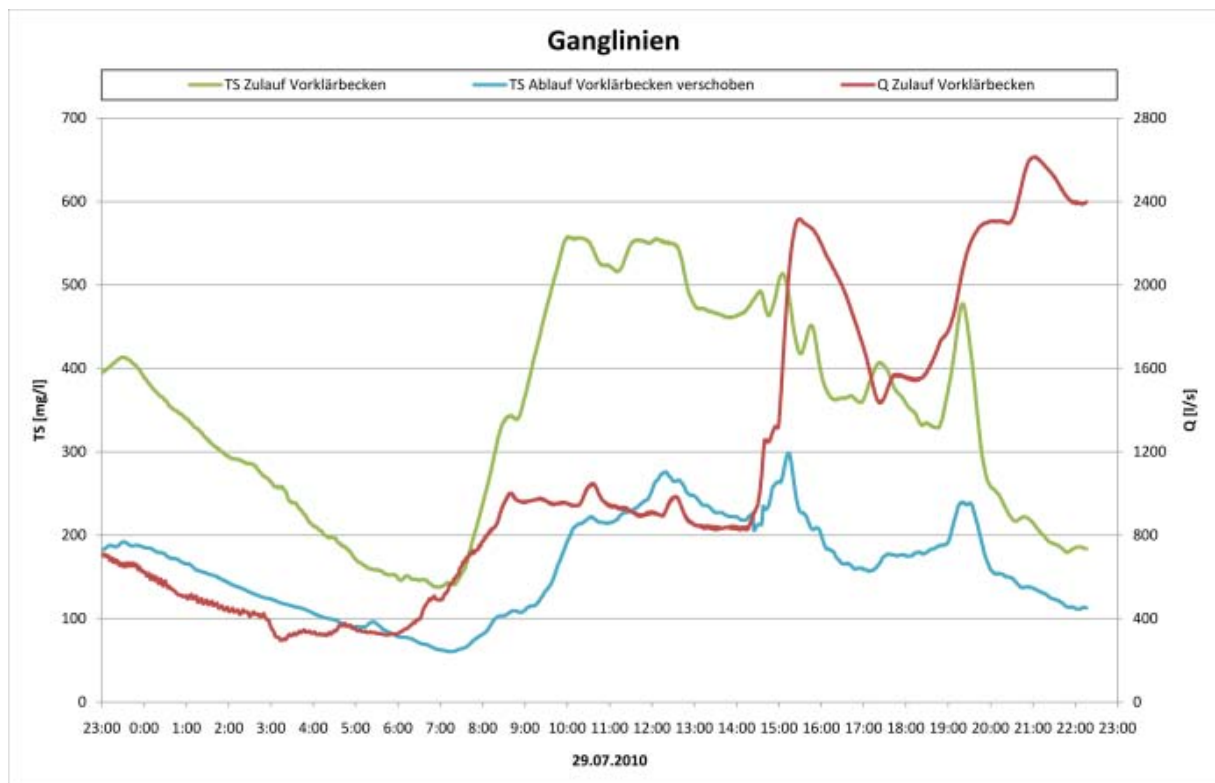


Abbildung 6.22: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 29.07.2010

Betrachtet man die zugehörigen Rückhaltewirkungsgrade in den folgenden drei Abbildungen, gibt es einige Auffälligkeiten. Beim ersten Anstieg der Zulaufmenge und der damit höheren Oberflächenbeschickung verringert sich der Rückhaltewirkungsgrad um rund 10 % absolut, was nach den Erkenntnissen im Trockenwetter auch zu erwarten war. Im abfallenden Ast des Ereignisses steigt dieser Wert wieder an, erreicht vor dem erneuten Anstieg ein Maximum und fällt danach wieder ab. Das heißt, auch hier werden bei gleicher Oberflächenbeschickung Unterschiede im Rückhaltewirkungsgrad von bis zu 15 % absolut erreicht, was wieder einen Hinweis auf den nicht zu vernachlässigbaren Einfluss der Abwassermatrix gibt. Die generelle Tendenz von sinkenden Wirkungsgraden bei steigender Oberflächenbeschickung ist in Abbildung 6.23 gut erkennbar.

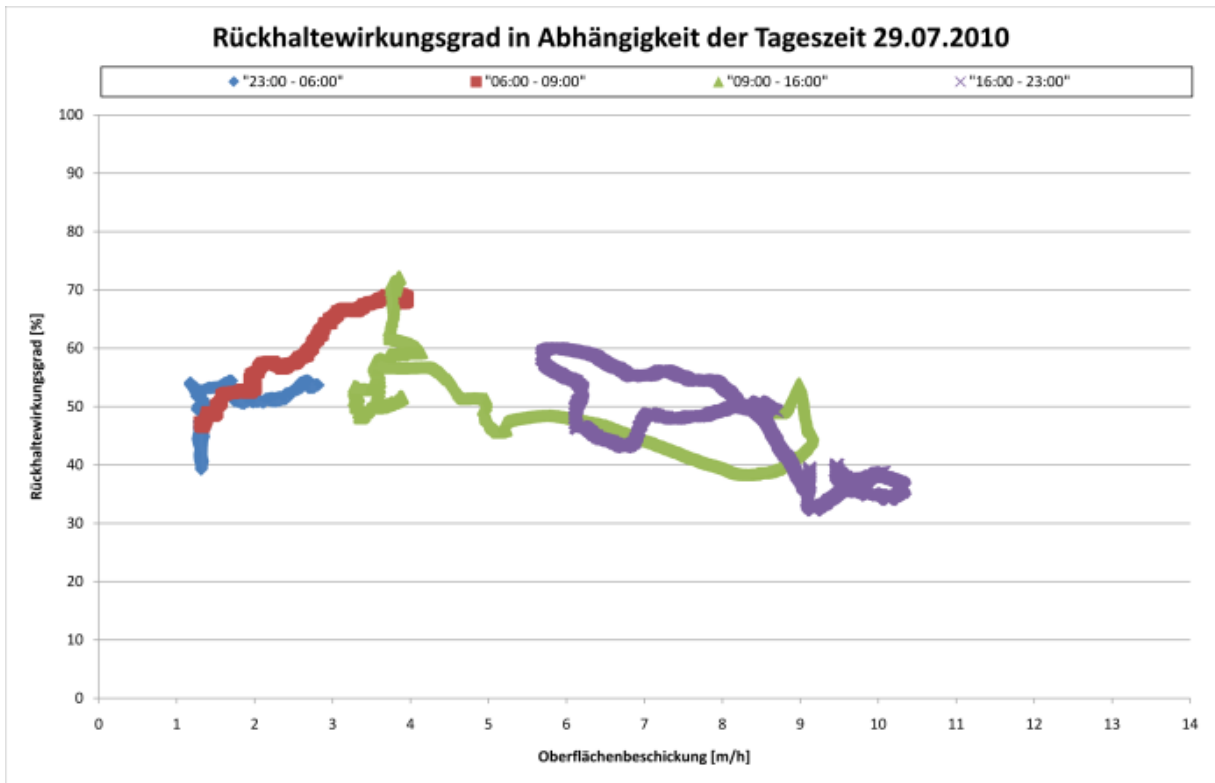


Abbildung 6.23: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 29.07.2010

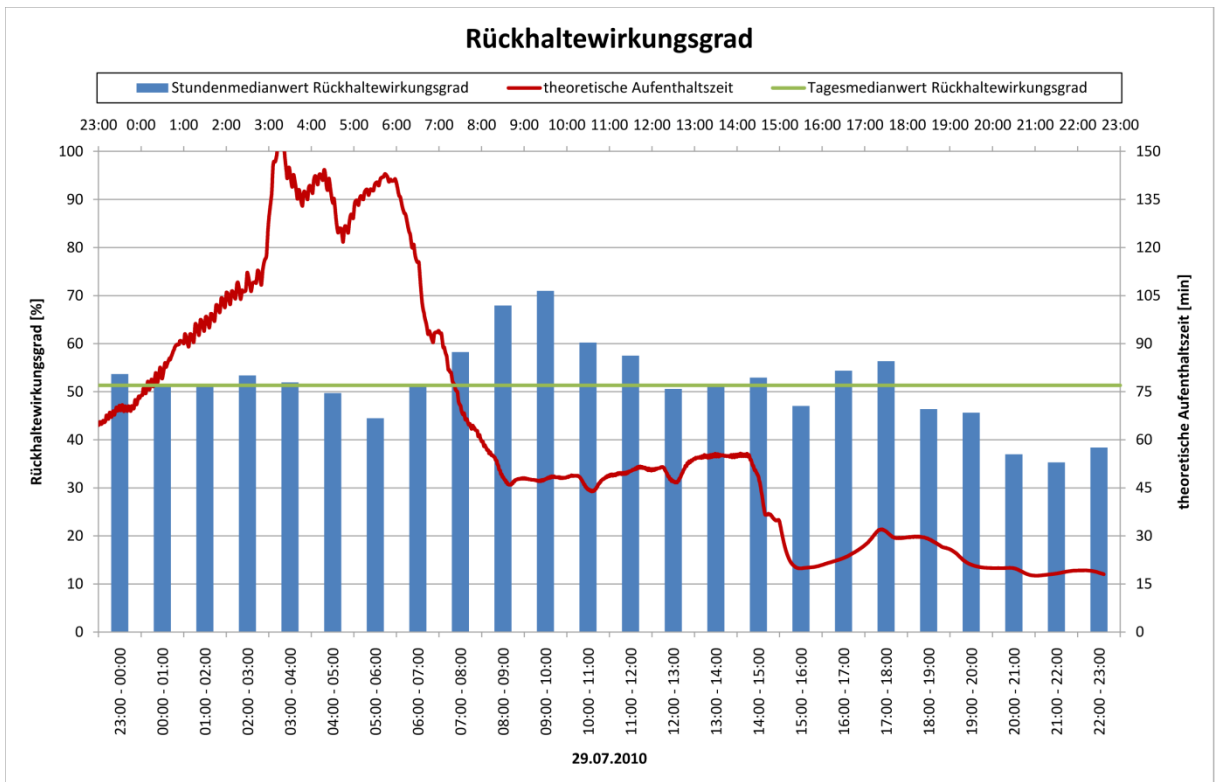


Abbildung 6.24: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 29.07.2010

Abbildung 6.25 verdeutlicht noch einmal die Veränderung des Rückhaltewirkungsgrades bei Änderung der Randbedingungen. In den Abend- und Nachtstunden (16:00 – 23:00) ist einerseits die hydraulische Beschickung größer und andererseits führt die Vermischung des Abwassers mit Regenwasser zu einer deutlichen Verdünnung. Damit wird der Einfluss der Abwassermatrix ausschlaggebend, denn wenn wenig gut absetzbares Material transportiert wird, ist der Rückhaltewirkungsgrad auch automatisch schlechter.

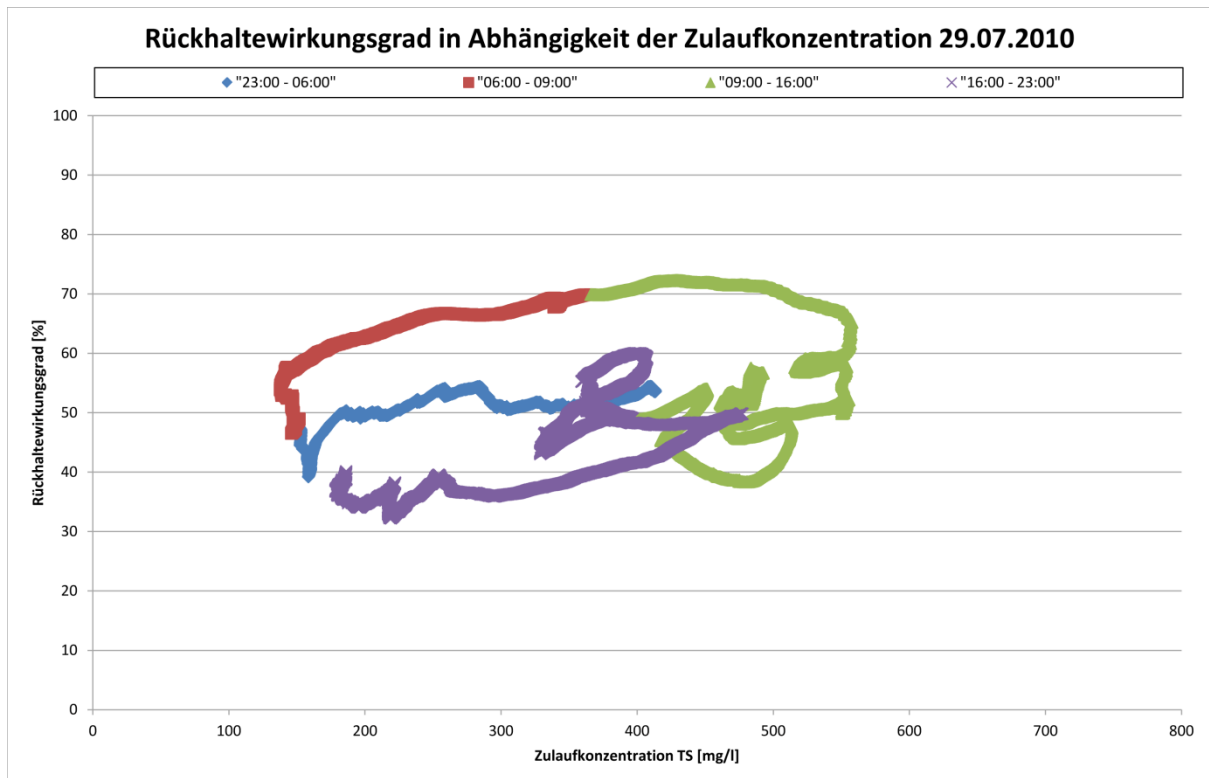


Abbildung 6.25: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 29.07.2010

Für die folgenden Auswertungen wurden die Regenereignisse getrennt vom restlichen Tag erfasst und miteinander verglichen.

Abbildung 6.26 zeigt die Rückhaltewirkung während der Regenereignisse. Die Problematik der Vergleichbarkeit liegt in der nicht reproduzierbaren Charakteristik von Regenereignissen. Da die Ereignisse zu unterschiedlichen Tageszeiten waren und auch unterschiedlich lange gedauert haben, schwanken die Ereignismedianwerte zwischen 32 % und 64 %.

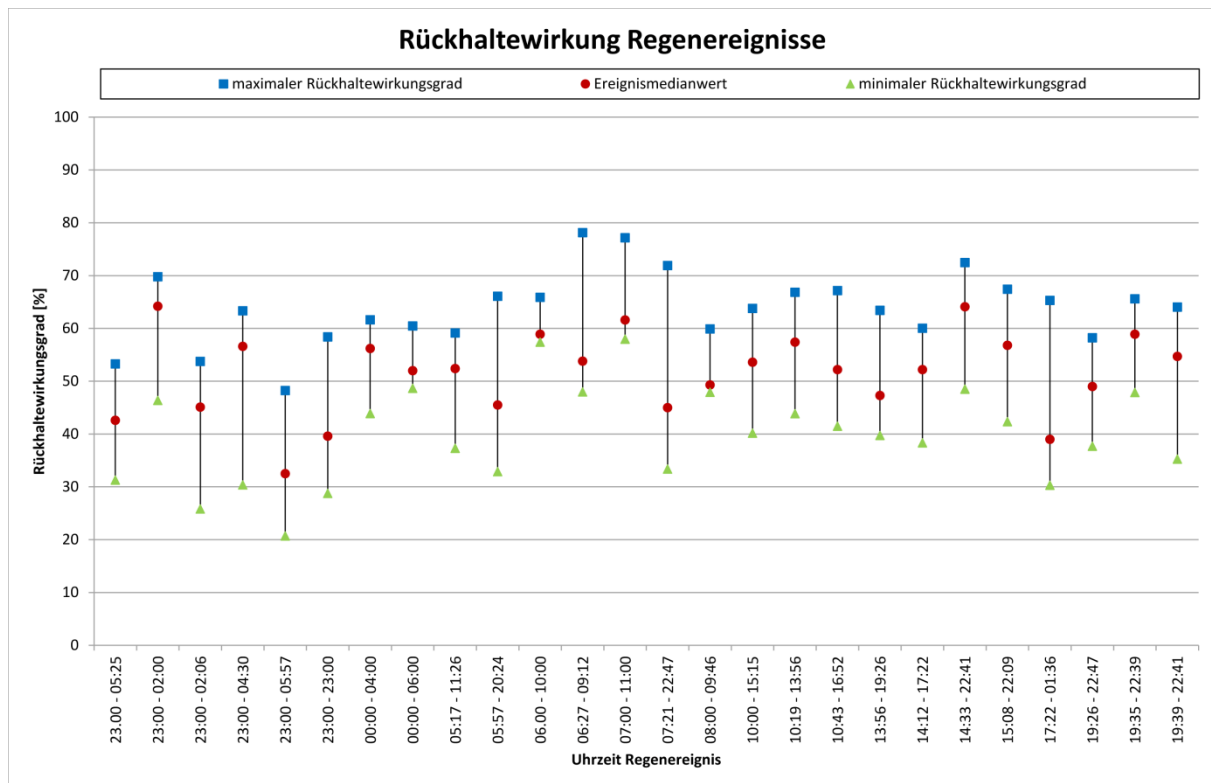


Abbildung 6.26: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse

Betrachtet man den aufsteigenden und abfallenden Ast der Regenereignisse getrennt, um auf etwaige Unterschiede in der Absatzcharakteristik schließen zu können, ergeben sich die in Abbildung 6.27 und Abbildung 6.28 gezeigten Rückhaltewirkungsgrade. Dabei ist zu beachten, dass auf Grund von Datenlücken nicht jeder aufsteigende Ast einen zugehörigen absteigenden Ast hat und umgekehrt. Trotzdem wurden auch die unvollständig erfassten Regenereignisse für die Auswertung herangezogen.

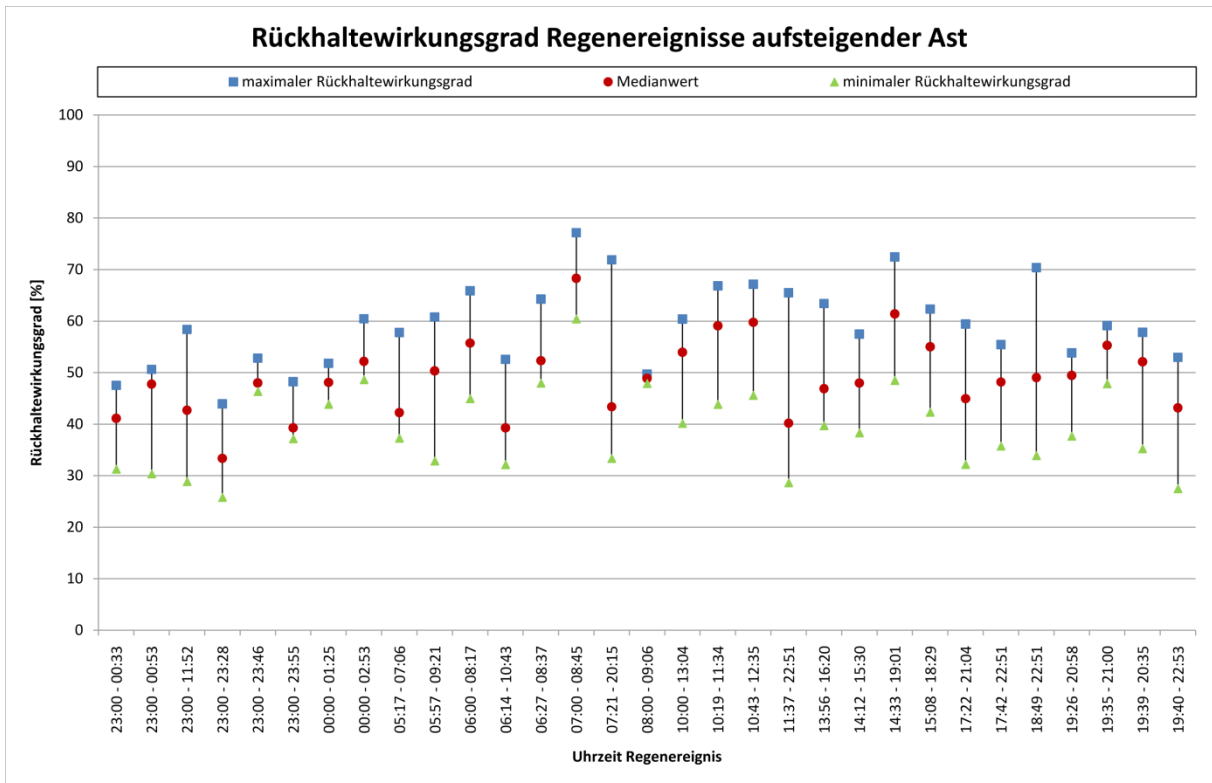


Abbildung 6.27: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse im aufsteigenden Ast

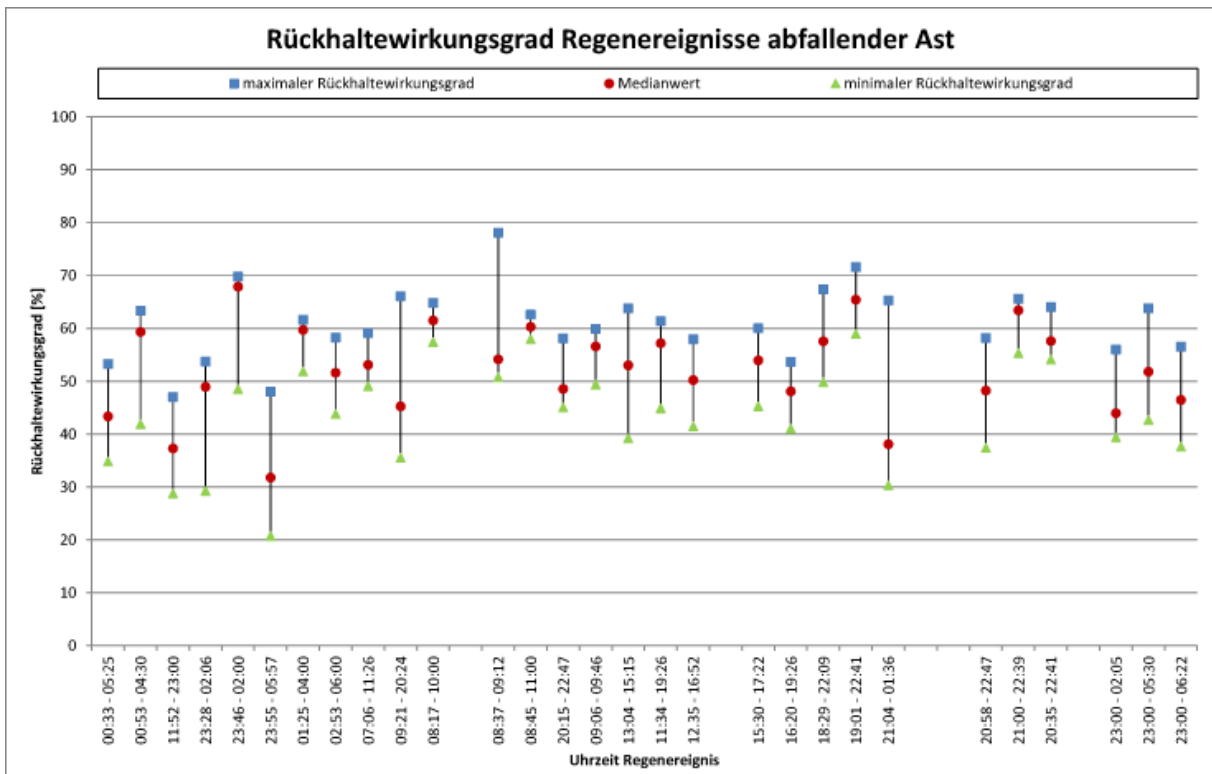


Abbildung 6.28: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse im abfallenden Ast

Es ist eine leichte Tendenz erkennbar, dass im abfallenden Ast der Regenereignisse ein etwas höherer Wirkungsgrad erreicht werden kann. Allerdings reicht die vorhandene Datenmenge nicht aus, um das als verallgemeinerte Aussage bestätigen zu können.

Es stellt sich natürlich auch die Frage, ob der Rückhaltewirkungsgrad im Regenereignis von der Ereignisdauer und Uhrzeit abhängt. Um dies beurteilen zu können, sind in Abbildung 6.29 der Ereignismedianwert der Regenereignisse, die Ereignisdauer und die Uhrzeit des Ereignisses dargestellt.

Aus dieser Darstellung sind keine signifikanten Abhängigkeiten erkennbar.

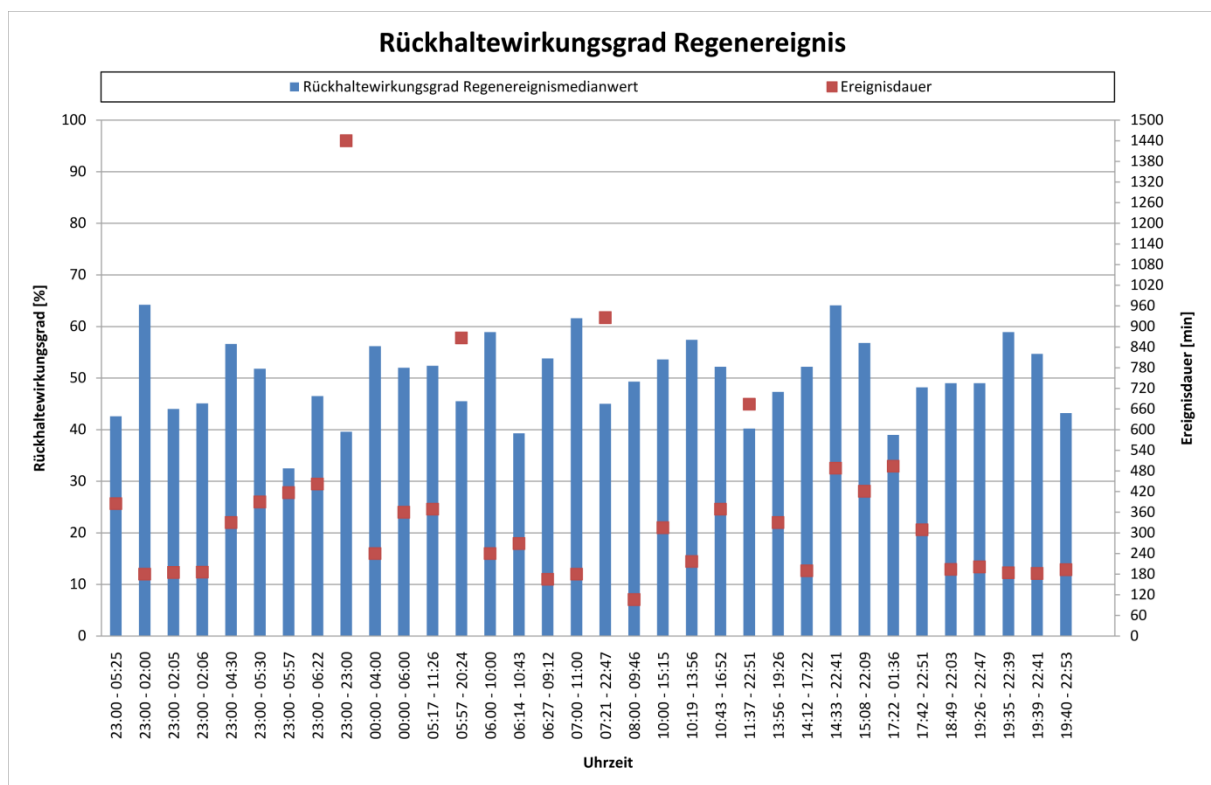


Abbildung 6.29: Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse und Ereignisdauer

Die Überprüfung einer Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der mittleren Zuflussmenge hat gezeigt, dass es bei höherer hydraulischer Belastung sehr wohl einen Einfluss gibt, der aber wiederum von der Abwassermatrix stark beeinflusst wird. Bei dieser Interpretation muss man vorsichtig sein, denn die mittlere Zuflussmenge ist kein sicherer Parameter zur Charakterisierung von Regenereignissen. Deshalb wird an dieser Stelle auch auf die grafische Darstellung dieser Erkenntnis verzichtet.

Zusammenfassung Regenwetter

Bei Regenereignissen ist die Erfassung der einflussreichen Parameter auf den Rückhaltewirkungsgrad von Abfiltrierbaren Stoffen schwieriger als bei Trockenwetterbedingungen. Das liegt einerseits an den großen Unterschieden der einzelnen Regenereignisse und andererseits auch an den vielen unbekanntem Größen im Regenwetterfall, die die Absetzwirkung beeinflussen können. Im Zuge dieser Untersuchungen wurden folgende Fragen nicht berücksichtigt:

- Wo im Einzugsgebiet hat es geregnet?
- Wie lange und wie stark hat es geregnet?
- Welche Abflusssituation gab es vor den einzelnen Ereignissen?
- Welchen Einfluss haben Vorentlastungen im Kanalnetz?
- Welchen Einfluss hat die Fließzeit im Kanal?

Auch ohne diese Fragen beantworten zu können hat sich gezeigt, dass bei den Regenereignissen der Rückhaltewirkungsgrad im Median zwischen 30 % und 65 % liegt. Die Tendenz zu höheren Rückhaltewirkungsgraden im abfallenden Ast der Regenereignisse spricht dafür, dass bereits sedimentiertes Material nicht remobilisiert wird.

Eine signifikante Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der Ereignisdauer und der Uhrzeit konnte nicht festgestellt werden.

6.3 Interpretation der Ergebnisse

Wenn man alle verwertbaren Daten aus dem Zeitraum Juni – November 2010 zusammenfügt, erhält man für den Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung die in Abbildung 6.30 bis Abbildung 6.32 gezeigten Diagramme. Sie beinhalten jeweils die 5-Sekunden-Werte der Rückhaltewirkungsgrade, die Linien ergeben sich aus der Datendichte.

Um die große Datenmenge zu verdeutlichen, ist die Anzahl der Werte für die unterschiedlichen Randbedingungen im Folgenden angegeben. Für Trockenwetter sind es 1.034.671 Werte, für Regenwetter 161.413 Werte und für den Betrieb über 1 Becken 19.769 Werte, das sind insgesamt 1.215.853 Werte.

Unter normalen Betriebsbedingungen, das heißt bei Betrieb über vier Becken, hat sich für Trockenwetter gezeigt, dass bis zu einer Oberflächenbeschickung von etwa 5 m/h keine signifikante Änderung der Reinigungsleistung festzustellen ist. Erst bei höherer hydraulischer Belastung ergibt sich eine tendenzielle Verringerung des Rückhaltewirkungsgrades für Abfiltrierbare Stoffe. Verdeutlicht wird dies in Abbildung 6.30.

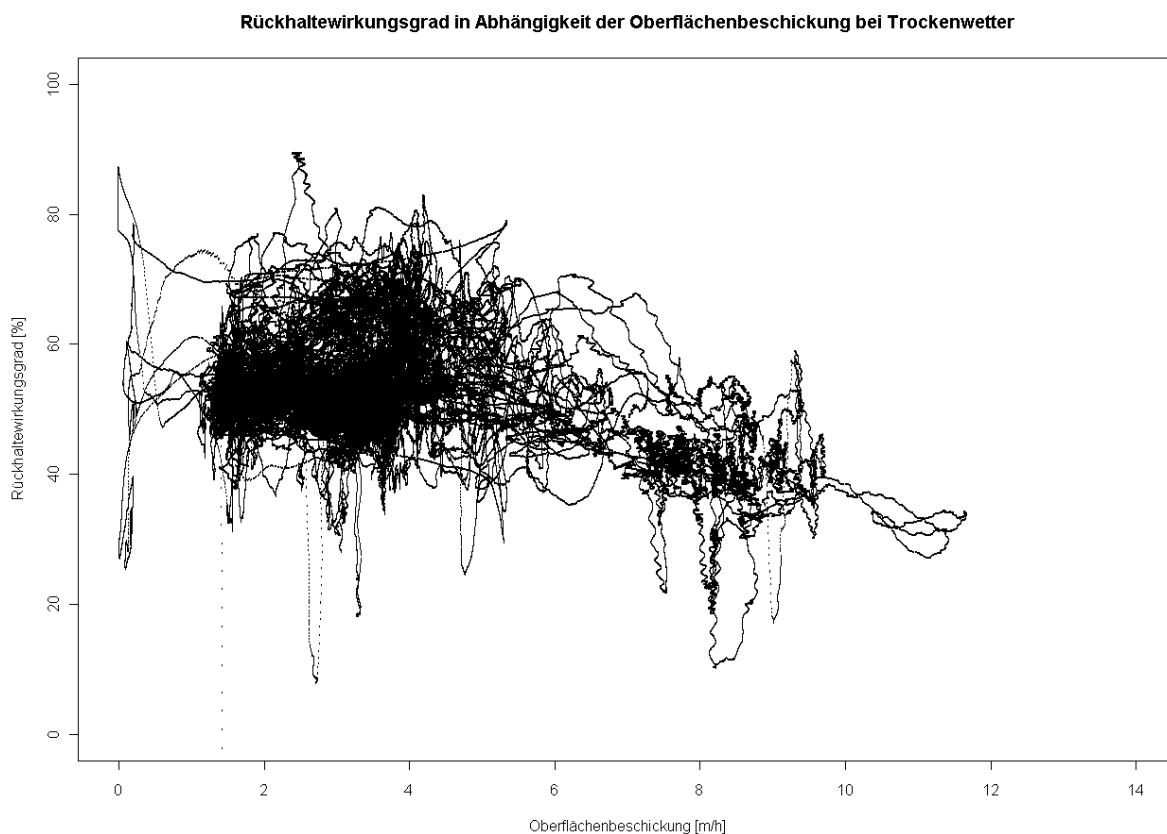


Abbildung 6.30: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Trockenwetter

Unter Regenwetterbedingungen zeigt sich ein ähnliches Bild wie unter Trockenwetterbedingungen (Abbildung 6.31). Im unteren Belastungsbereich bis 4 m/h ist die Datenmenge zwar gering, aber es lässt sich vermuten, dass hier die Oberflächenbeschickung ebenfalls keinen oder nur geringen Einfluss auf den Rückhaltewirkungsgrad hat. Ab einer Oberflächenbeschickung von rund 5 m/h nimmt der Rückhaltewirkungsgrad bei steigender hydraulischer Belastung ab. Im Unterschied zum Trockenwetter ist die Abnahme aber etwas flacher.

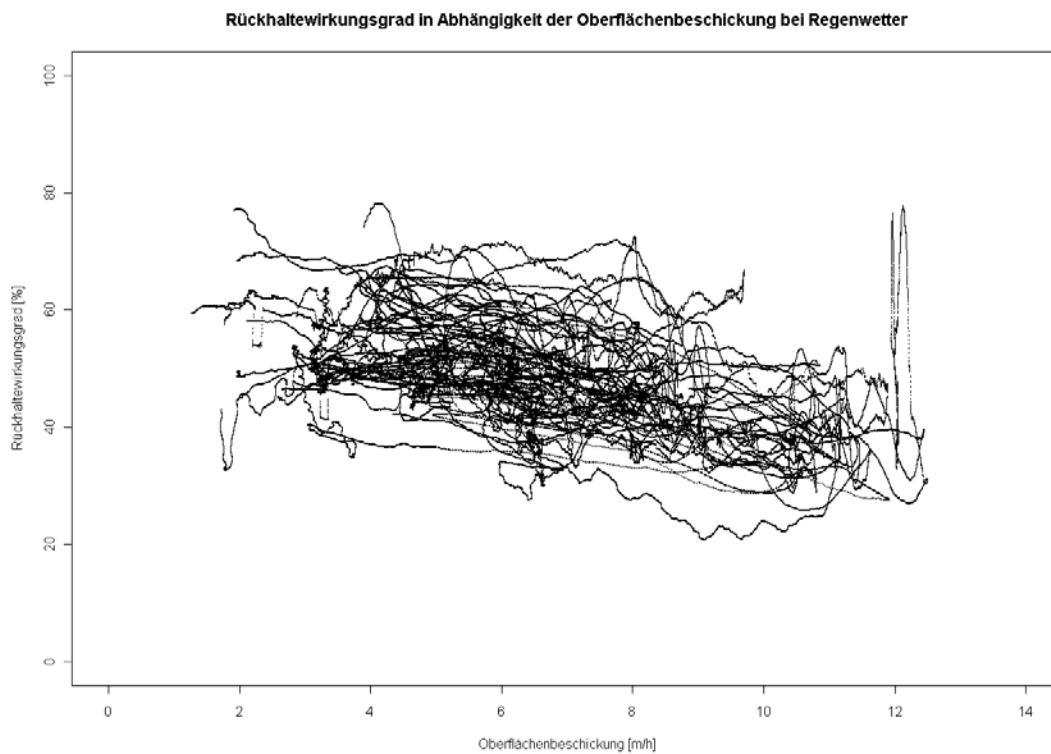


Abbildung 6.31: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Regenwetter

Ergänzend wurde unter Trockenwetterbedingungen über die Steuerung der Kläranlage ein quasi stationärer Zustand für den Betrieb über nur ein Vorklärbecken unter verschiedenen Belastungszuständen erwirkt. Das Ergebnis dieser Versuchsreihen ist in Abbildung 6.32 dargestellt. Obwohl die einzelnen Belastungszustände nicht zur gleichen Tageszeit erfasst wurden, sieht man auch hier die Tendenz zu abnehmenden Wirkungsgraden bei steigender Oberflächenbeschickung.

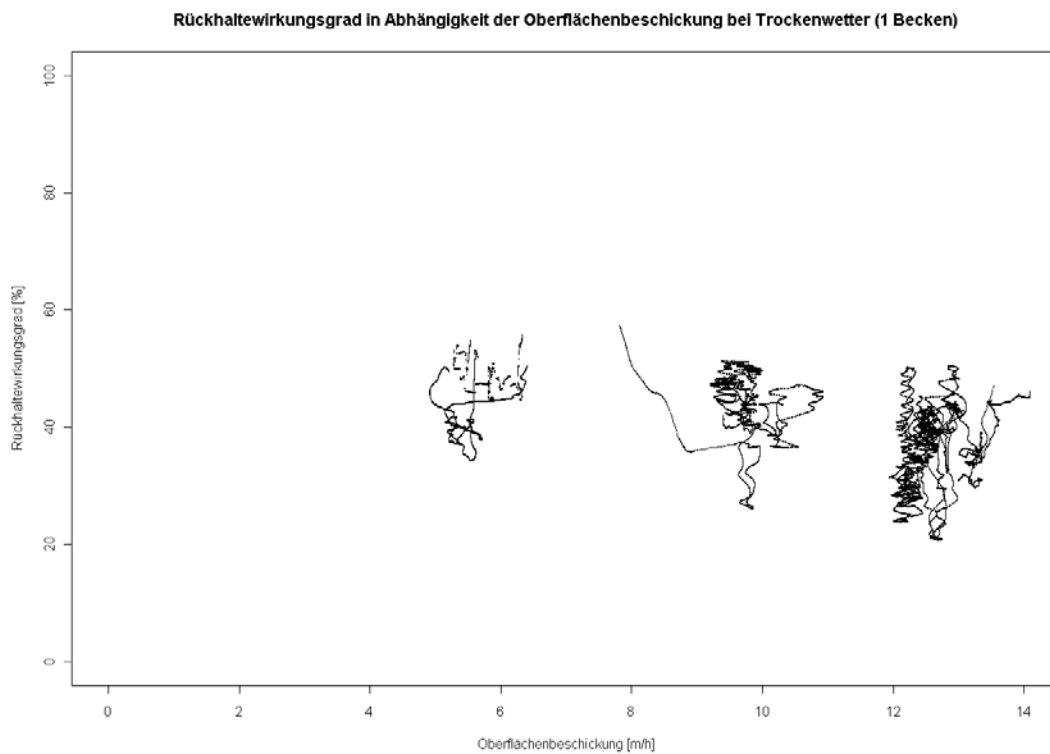


Abbildung 6.32: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Trockenwetter, Betrieb über 1 Becken

Das Ergebnis aller erfassten Datensätze zusammen ist in Abbildung 6.33 dargestellt. Es ergibt sich eine Bandbreite für den Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung, die durch die beiden hellblauen Linien gekennzeichnet ist.

Der Rückhaltewirkungsgrad liegt bei einer Oberflächenbeschickung von 1 – 5 m/h grob zwischen 45 % und 65 %. Es ist eindeutig der Trend erkennbar, dass der Rückhaltewirkungsgrad mit zunehmender Oberflächenbeschickung abnimmt und bei etwa 12 m/h nur noch 25 % bis 45 % erreicht werden können. Die Bandbreite von 20 %, die sich in der Auswertung der einzelnen Tage immer wieder gezeigt hat, ist auch in den gesamten Daten gut erkennbar und spiegelt den Einfluss der Abwassermatrix auf die Feststoffsedimentation wider. Die obere hellblaue Linie gilt für eher gut absetzbares Material, während die untere Linie schlechter absetzbares Material repräsentiert. Betrachtet man dazu die Ergebnisse aus den Untersuchungen am RÜB Picksmühlenbach aus dem Forschungsprojekt REBEWI (siehe Abbildung 3.7), das am ehesten mit den Untersuchungen an den Vorklärbecken vergleichbar ist, dann finden sich die dort ermittelten Rückhaltewirkungsgrade in dieser Bandbreite wieder.

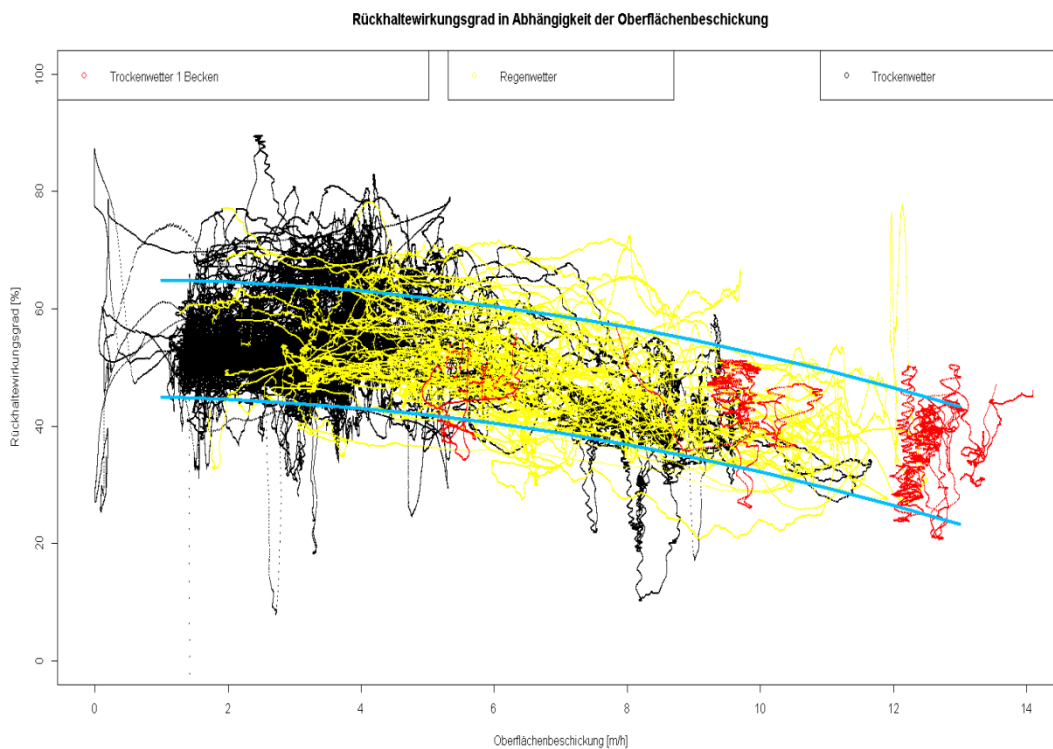


Abbildung 6.33: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung im Messzeitraum 2010

Nach Auswertung des Rückhaltewirkungsgrades in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, haben sich die in Abbildung 6.34 bis Abbildung 6.37 gezeigten Diagramme ergeben.

Bei Trockenwetter ist keine Abhängigkeit des Rückhaltewirkungsgrades von der Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe ersichtlich (Abbildung 6.34), die Oberflächenbeschickung liegt in einer Bandbreite von 1 – 13 m/h. Dass der Tagesgang der Abwassermatrix die Absetzleistung maßgeblich beeinflusst, wird durch diese Darstellung aber verdeutlicht (vergleiche dazu auch Abbildung 5.16).

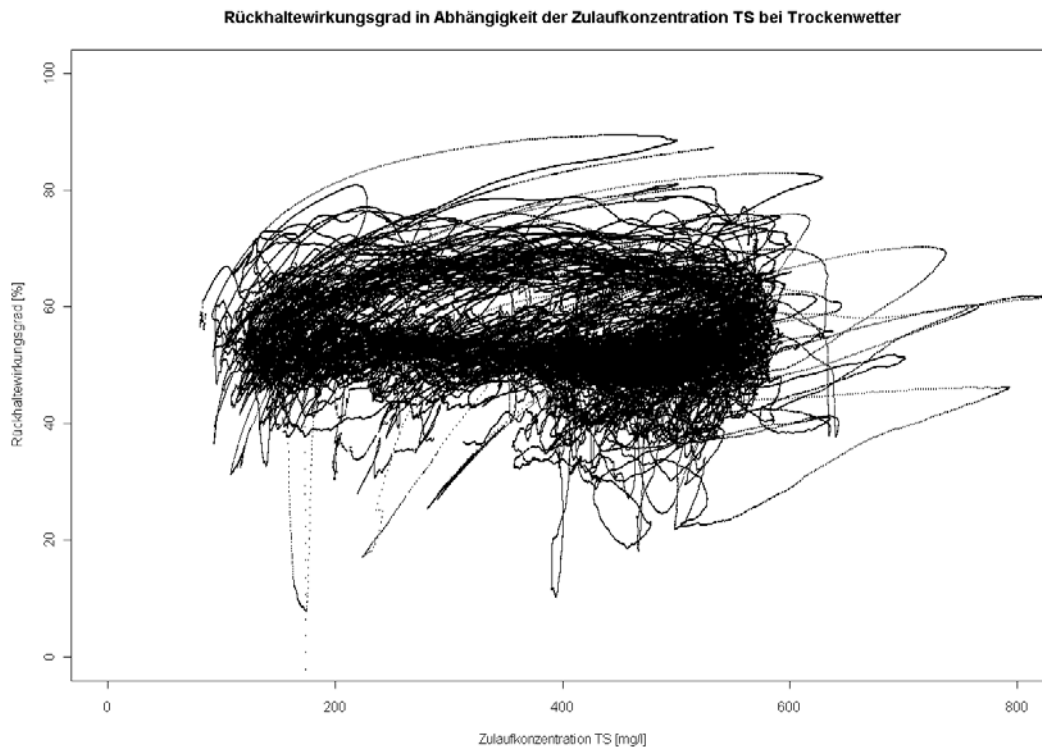


Abbildung 6.34: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Trockenwetter

Bei Regenwetter ist ein leichter Trend erkennbar, dass der Rückhaltewirkungsgrad bei höherer Feststoffkonzentration größer ist (Abbildung 6.35), die Oberflächenbeschickung liegt in einer Bandbreite von 2 – 12 m/h. Das liegt aber vor allem daran, dass sich im unteren Konzentrationsbereich zumindest zwei Phänomene überlagern: die niedrigen Feststoffkonzentrationen im Abwasser werden durch starke Verdünnung mit Regenwasser verursacht, dementsprechend weniger gut absetzbares Material ist vorhanden und gleichzeitig ist die hydraulische Beschickung hoch, was zu hohen Turbulenzen im Becken führen kann und damit die Feststoffsedimentation behindert.

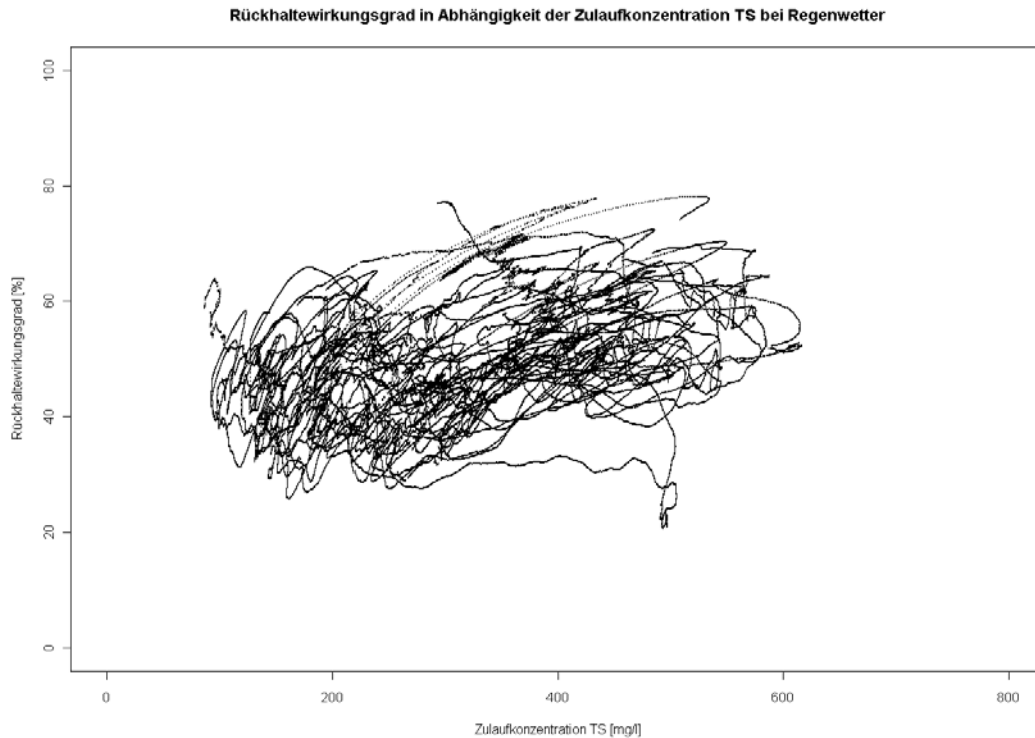


Abbildung 6.35: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Regenwetter
 Aus den Messungen bei Trockenwetter und Betrieb über 1 Becken sieht man, dass der Rückhaltewirkungsgrad generell niedriger ist, als bei normalem Kläranlagenbetrieb. Ein Trend in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration ist auch auf Grund der verhältnismäßig geringen Datenmenge nicht erkennbar.

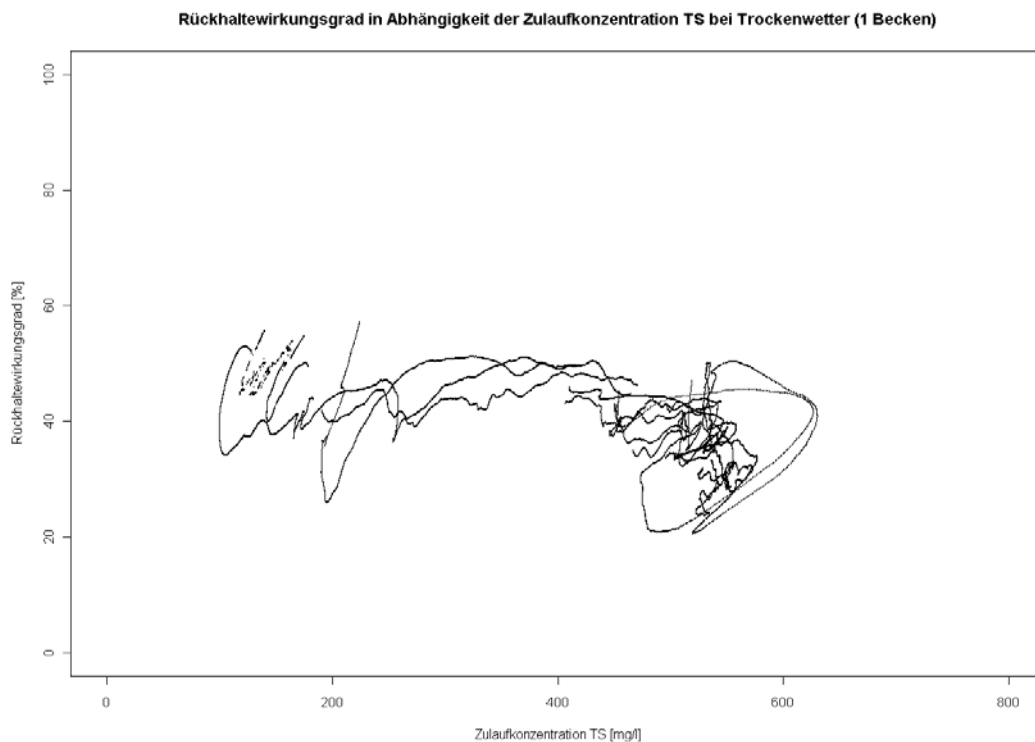


Abbildung 6.36: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Trockenwetter Betrieb1 Becken

Aus dem gesamten Ergebnis des Rückhaltewirkungsgrades in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration der Feststoffe lässt sich kein signifikanter Trend ableiten (Abbildung 6.37). Man sieht aber den Einfluss der Oberflächenbeschickung, die bei den roten und gelben Punkten größer ist und einen geringeren Rückhaltewirkungsgrad ergibt. Auch hier zeigt der Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Forschungsprojekt REBEWI (Abbildung 3.8), dass sich die dort ermittelten Rückhaltewirkungsgrade in den in Abbildung 6.37 dargestellten Werten wiederfinden. Das gibt einen Hinweis darauf, dass es in Durchlaufbecken ähnliche Zustände gibt, wie in Vorklärbecken und somit eine Übertragung der Ergebnisse möglich sein müsste.

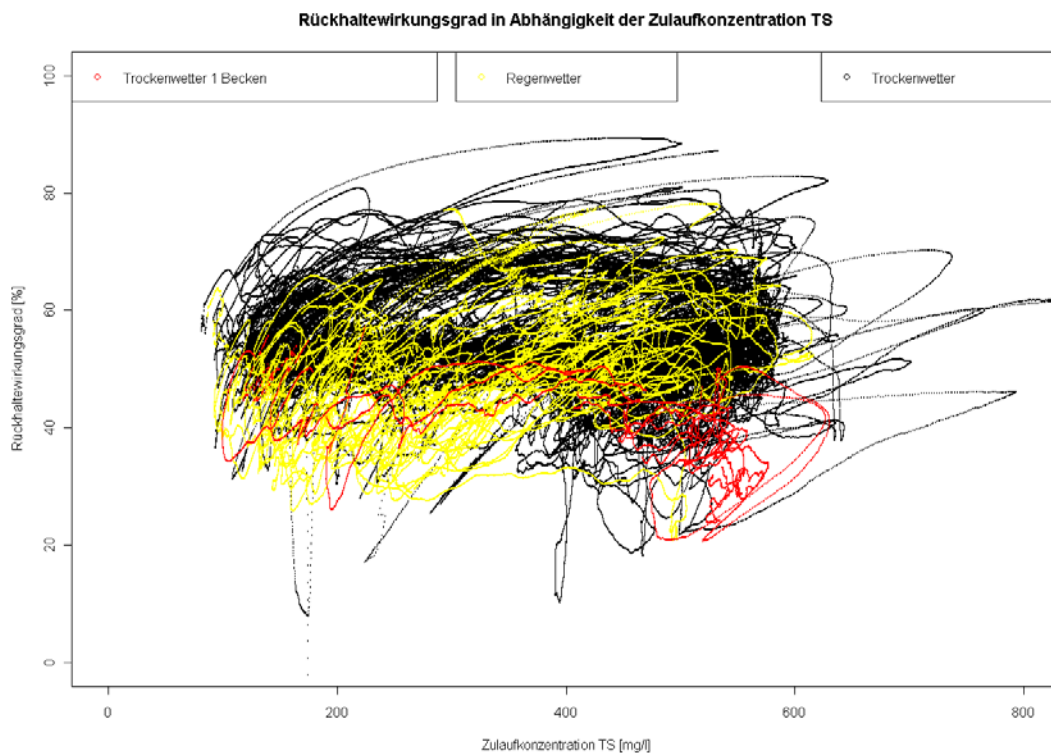


Abbildung 6.37: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe im Messzeitraum 2010

Vergleich mit Säulenabsetzversuchen

Parallel zu den vorliegenden Untersuchungen zur Ermittlung des Rückhaltewirkungsgrades der Vorklärbecken, wurden am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau Untersuchungen zum Absetzverhalten von Rohabwasser durchgeführt (Aslam 2012). Ausgehend von der von Tyack et al. (1996) entwickelten Absetzsäule, wurde diese für die Bestimmung von Feststofffraktionen unterschiedlichen Absetzverhaltens in Rohabwasser angepasst. Abbildung 6.38 zeigt eine Schemaskizze der modifizierten Absetzsäule.

Die Absetzsäule hat einen Durchmesser von 50 mm und eine Länge von 2,194 m, bei einem nutzbaren Volumen von rund 4 l. Die Säule kann über das Lager in der Mitte um 360° gedreht werden. Die Unterteilung der Absetzsäule erfolgte in 5 Zonen, wobei jede Zone mit Schiebern abgesperrt oder geöffnet werden kann. Die jeweils äußeren zwei Zonen (uppermost fraction, upper fraction, lower fraction, lowermost fraction) fassen ein Volumen von je 500 ml. Die mittlere Zone (middle fraction) fasst ein Volumen von 2000 ml.

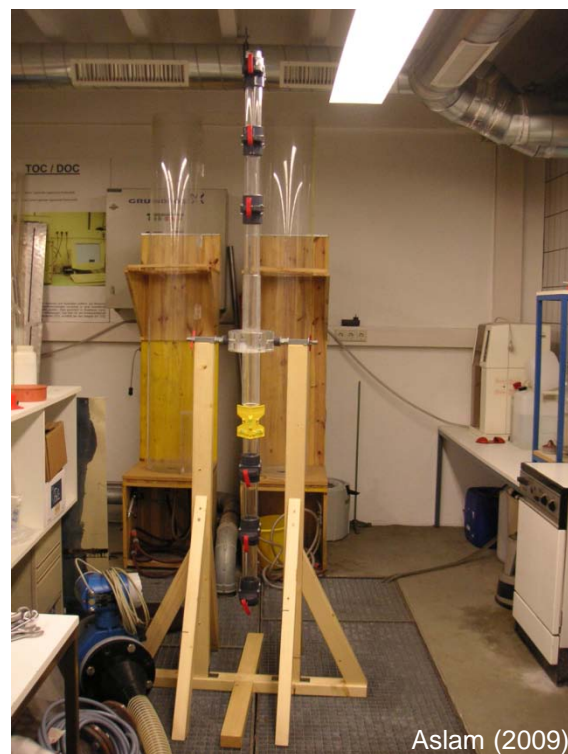
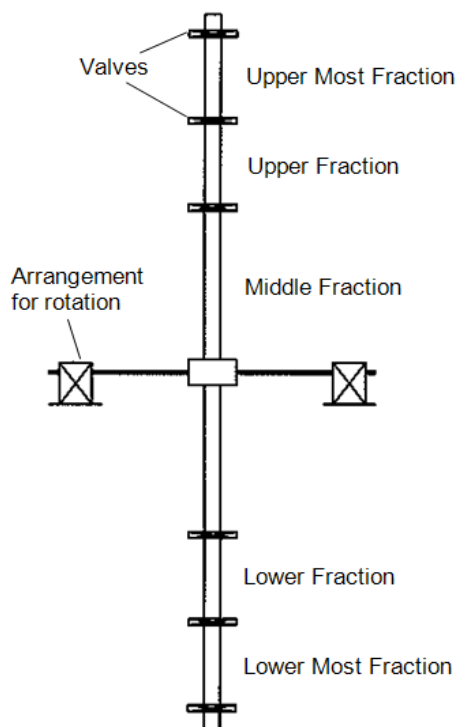


Abbildung 6.38: Schemaskizze und Foto der von Aslam (2012) verwendeten Absetzsäule

„Versuchsdurchführung:

- Für die Absetzversuche werden Proben aus dem Zulauf der Kläranlage und ergänzend aus dem Zulauf und Ablauf der Vorklärbecken entnommen.
- Die entnommene Probe wird gut durchgerührt und über eine Peristaltikpumpe in die Absetzsäule gefüllt. Dabei wird der Schlauch von oben bis zum unteren Teil der Säule geführt, damit das Abwasser beim Füllen von unten nach oben strömt und damit ein Vorabsetzen verhindert wird.
- Nach dem Füllvorgang wird die Absetzsäule rotiert, um eine gleichmäßige Durchmischung sicherzustellen.
- Nach Erreichen der ursprünglichen Position, ist der Start des Versuches in der Absetzsäule möglich.

In den Versuchen hat sich gezeigt, dass eine Unterteilung in drei Fraktionen ausreichend ist (lowermost fraction, lower + middle fraction, upper + uppermost fraction).“ (Vicuinik, Aslam et al. 2012)

Die detaillierten Auswertungen der Absetzversuche mit Rohabwasser in den Absetzsäulen können der Arbeit von Aslam (2012) entnommen werden. An dieser Stelle soll ein Vergleich der Ergebnisse aus der vorliegenden Untersuchung angestellt werden.

Für den Vergleich gilt die Voraussetzung, dass der Anteil der untersten Fraktion der Säulenabsetzversuche im Zulauf der Vorklärbecken auf jeden Fall im Becken zurückgehalten werden kann (siehe dazu auch Abbildung 5.14 und Abbildung 5.15). Das Rückhaltevermögen in realen Becken kann auch größer sein, da einerseits durch die Wandreibung und den beschränkten Querschnitt das Absetzen in der Säule behindert werden kann und andererseits im Becken durch natürliche Flockenbildung die Bildung von größeren und damit besser absetzbaren Konglomeraten möglich ist. Man darf auch nicht außer Acht lassen, dass die Hydraulik in einem realen Becken auf jeden Fall nur bedingt mit den Bedingungen in der Absetzsäule vergleichbar ist und dass das auch einen Einfluss auf die Vergleichbarkeit der beiden Untersuchungen hat.

In Abbildung 6.39 bis Abbildung 6.42 ist der Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen dargestellt. Dazu wurden die Anteile der untersten Fraktion nach einer Absetzzeit von 10 bzw. 30 Minuten den Ergebnissen der 5-Sekunden-Auswertungen gegenübergestellt.

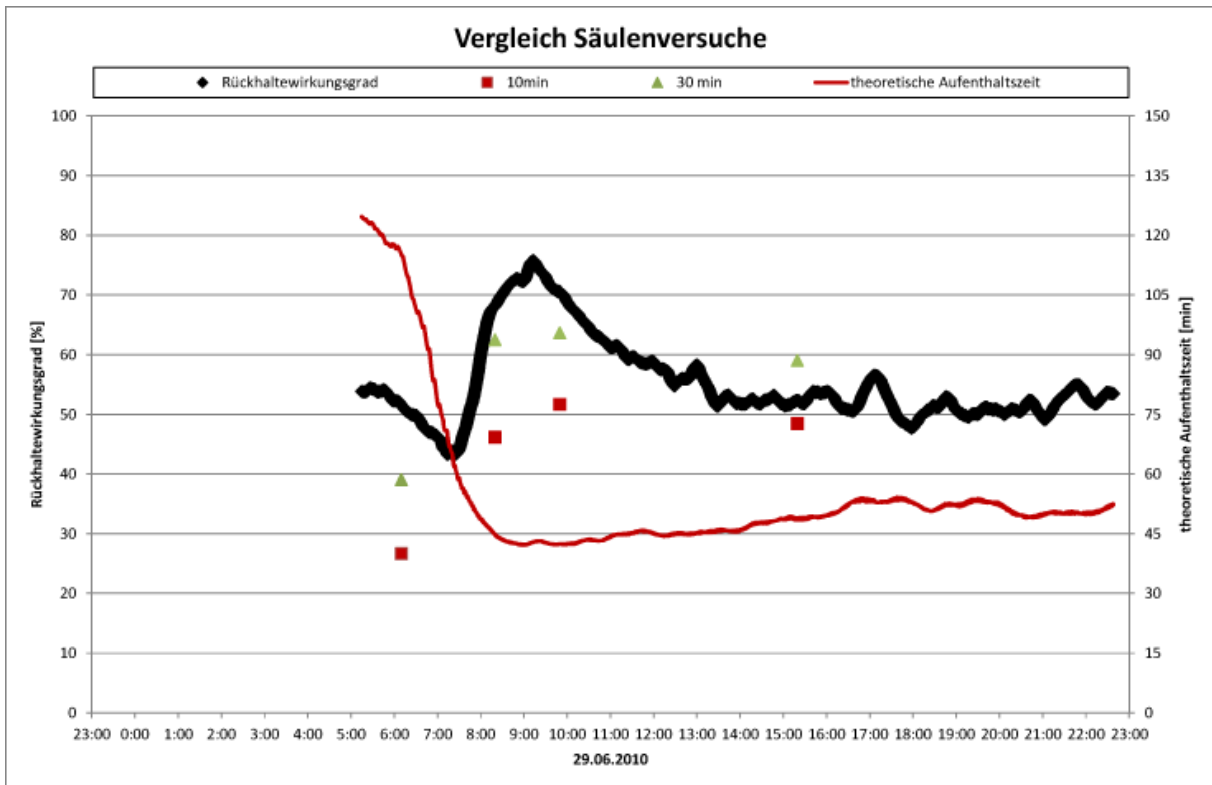


Abbildung 6.39: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 29.06.2010

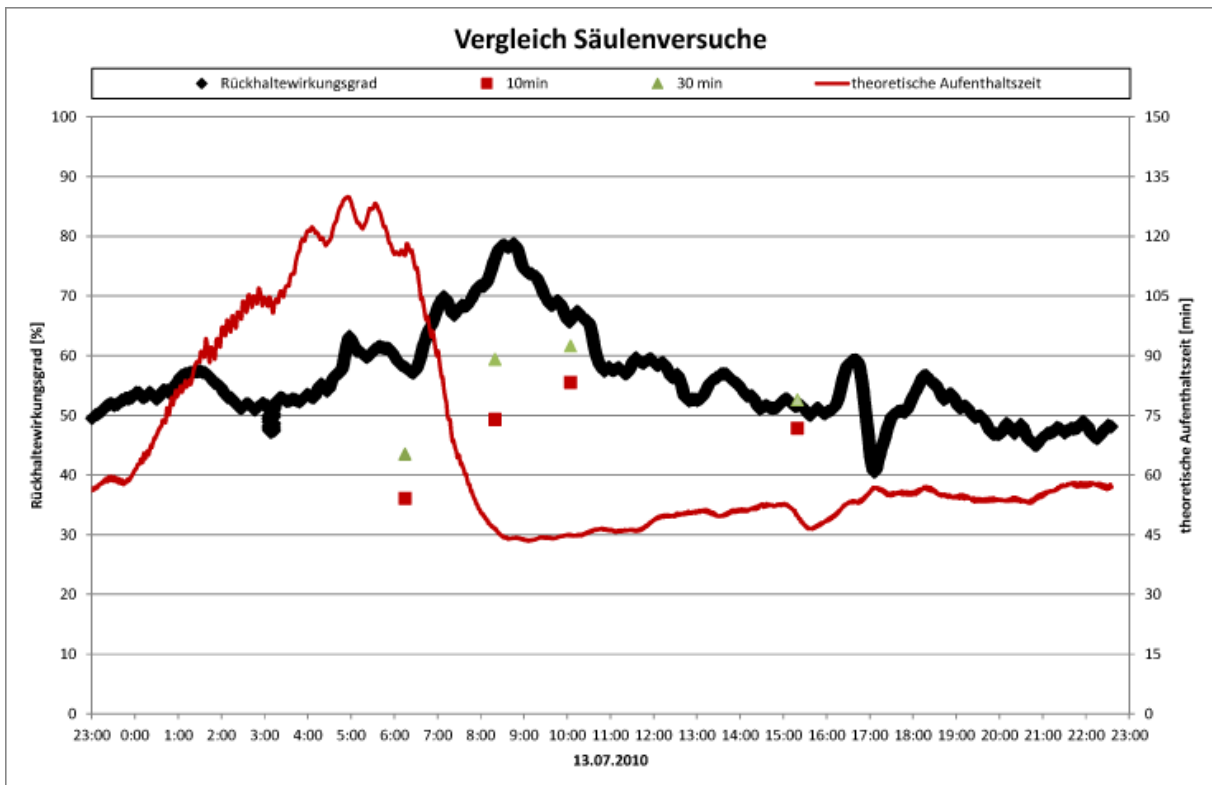


Abbildung 6.40: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 13.07.2010

Bei alleiniger Berücksichtigung der untersten Fraktion ergeben sich tendenziell geringere Werte als bei den in-situ gemessenen Daten, der Verlauf ist aber ähnlich. Dieser Unterbefund macht sich vor allem im Anstieg zur Morgenspitze bemerkbar und gibt damit auch einen Hinweis auf den Einfluss der hydraulischen Beschickung.

Es haben sich einige Datenpaare unter den Ergebnissen der Säulenabsetzversuche ergeben, bei denen der 10-Minuten-Wert größer als der 30-Minuten Wert ist (Abbildung 6.41 und Abbildung 6.42). Das resultiert aus einem im Vergleich höheren Gesamtfeststoffgehalt in der Teilprobe für die 10-Minuten-Absetzsäule und muss deswegen auch mit Vorsicht interpretiert werden.

Besonders auffällig ist das Ergebnis des Säulenabsetzversuches am Vormittag des 11.08.2010. Die spezielle Randbedingung zu diesem Zeitpunkt war eine gezielte Drosselung des Zuflusses, um damit einen quasi stationären Zustand zu erreichen. Durch den Betrieb über nur ein Vorklärbecken hat die Oberflächenbeschickung rund 13 m/h betragen. Der über die Online-Daten ermittelte Rückhaltewirkungsgrad ist absolut um etwa 30 % geringer als der Anteil der untersten Fraktion dieses Versuches. Das bestätigt noch einmal den Einfluss der hohen hydraulischen Belastung auf den Rückhaltewirkungsgrad.

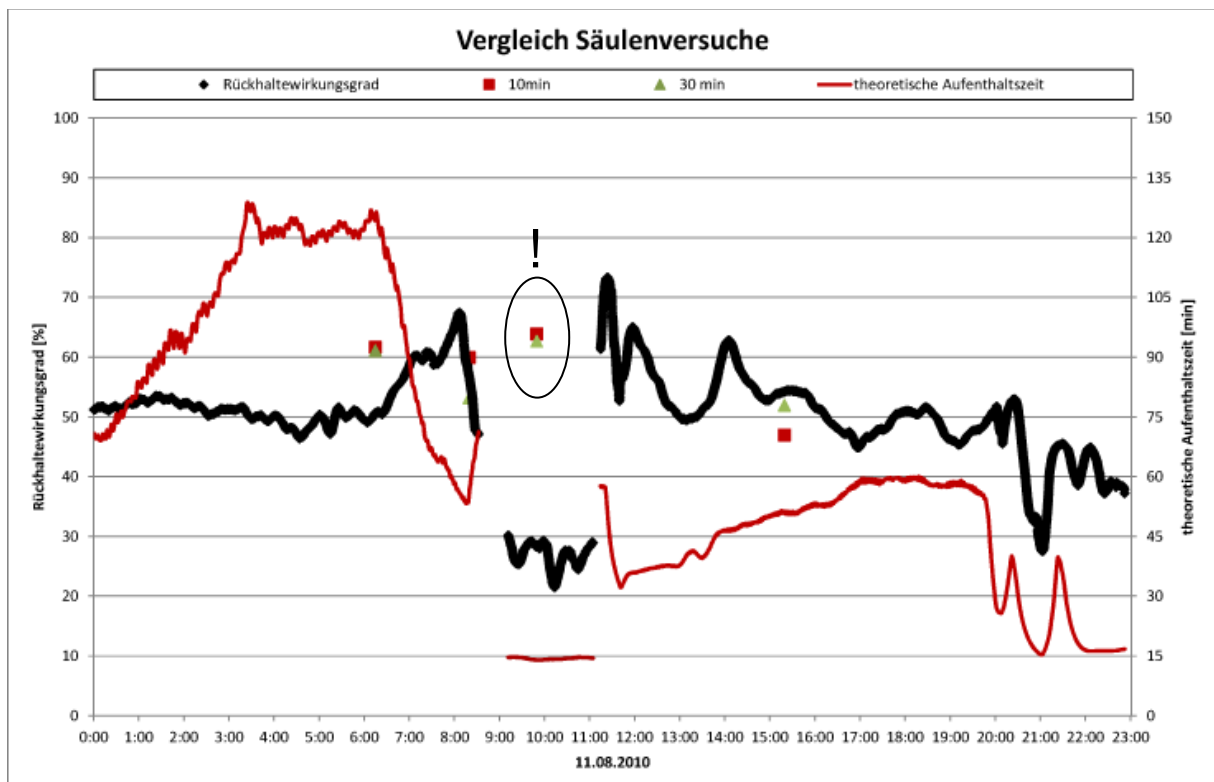


Abbildung 6.41: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 11.08.2010

Interessant ist auch das Ergebnis des letzten Absetzversuches am 24.08.2010. Um die Mittagszeit hat es zu regnen begonnen und zum Zeitpunkt der letzten Probenahme gab es nach dem Abflachen des ersten Zulaufpeaks einen nochmaligen Anstieg der Zulaufganglinie (erkennbar auch an der theoretischen Aufenthaltszeit). Es zeigt sich kein signifikanter Einfluss des Mischwassers auf den Rückhaltewirkungsgrad.

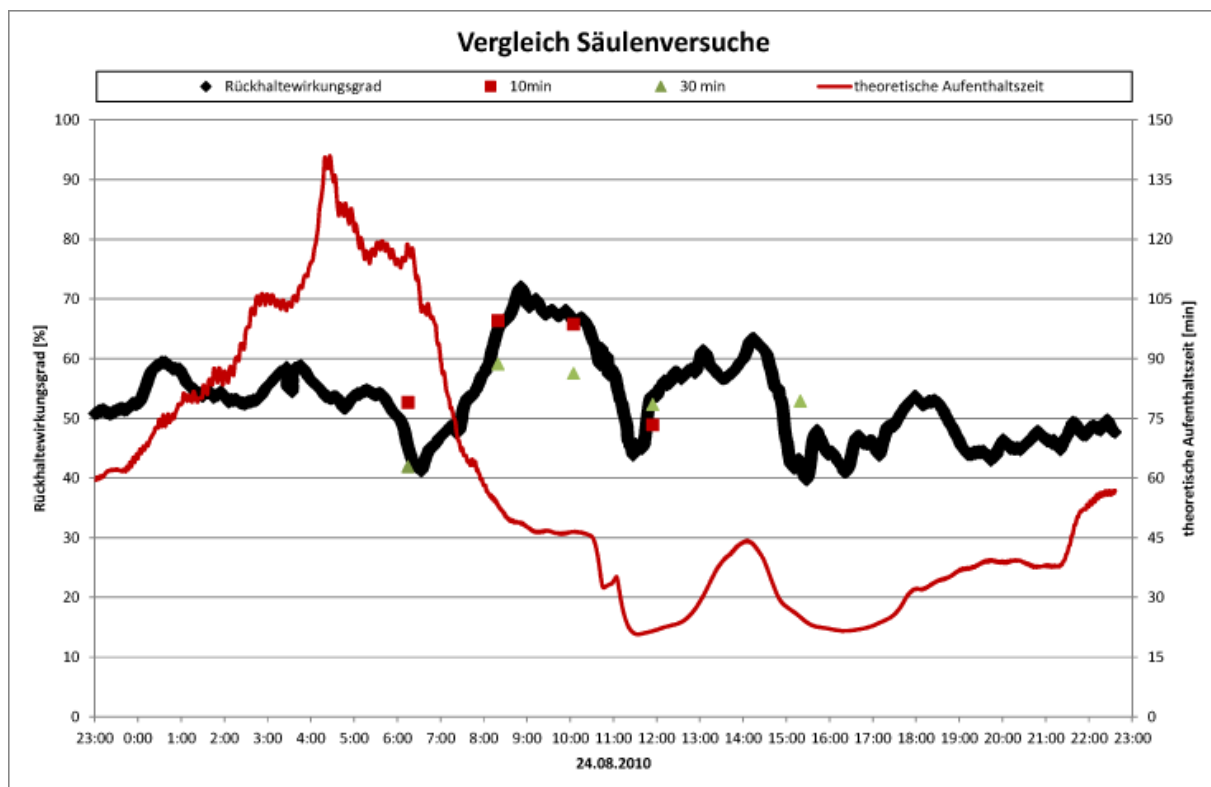


Abbildung 6.42: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 24.08.2010

Die punktuelle Bestimmung des zu erwarteten Rückhaltewirkungsgrades über die Säulenabsetzversuche hat plausible Anhaltswerte geliefert, die tatsächliche Dynamik der Feststoffsedimentation kann damit aber nicht abgebildet werden.

7 ERGÄNZENDE UNTERSUCHUNGEN

Um eine Aussage über die Übertragbarkeit der vorliegenden Ergebnisse auf Mischwasserüberlaufbecken treffen zu können, wurden ergänzende Untersuchungen im Zulauf zur Kläranlage und bei den Mischwasserüberlaufbecken vor der Kläranlage durchgeführt. Ziel war es, den Unterschied der Abwassermatrix von Rohabwasser und Abwasser vor der Vorklärung zu quantifizieren.

Dafür waren gleichzeitig eine Trübungssonde (SOLITAX) im Zulauf zu den Mischwasserüberlaufbecken, eine im Zulauf zur Kläranlage und eine im Zulauf zu den Vorklärbecken installiert. Die Feststoffkonzentrationen der Abfiltrierbaren Stoffe wurden nach der Kalibrierung der Sonden über knapp drei Monate erfasst. Details zu den Messstationen und der Kalibrierung wurde in Kapitel 4 näher erläutert.

Im Untersuchungszeitraum gab es 15 verwertbare Regenereignisse, bei denen der Überlauf vor der Kläranlage angesprungen ist. Exemplarisch werden in Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2 zwei Tage mit Regenereignissen gezeigt.

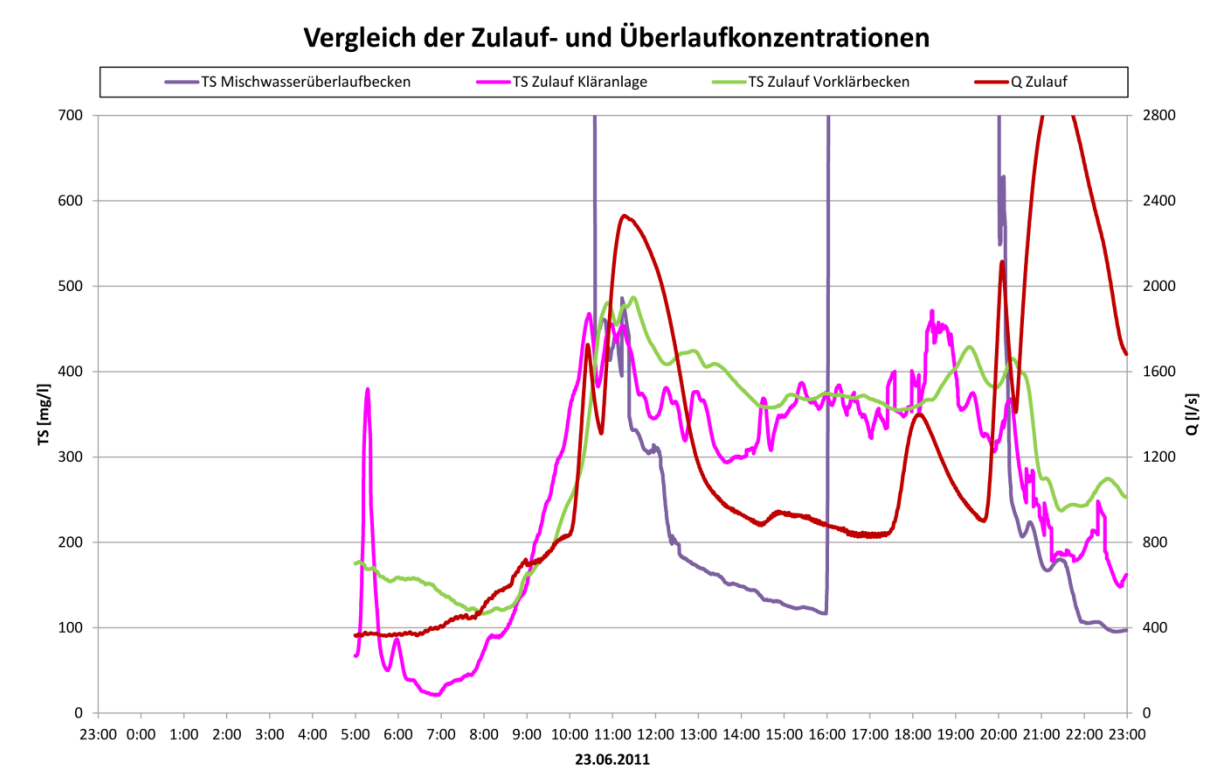


Abbildung 7.1: Messungen Mischwasserüberlaufbecken, Zulauf Kläranlage und Zulauf Vorklärbecken 23.06.2011

Die violette Linie repräsentiert die Feststoffkonzentration im Zulaufkanal zu den Mischwasserüberlaufbecken. Die geraden Linien nach oben bedeuten, dass die Sonde nicht unter Wasser war und im Medium Luft gemessen hat. Man sieht dementsprechend sofort, wann ein Überlaufereignis stattgefunden hat. Dass die Feststoffkonzentrationen im Zulauf zu den Mischwasserüberlaufbecken allgemein geringer sind, als im Zulauf zur Kläranlage ist dadurch erklärbar, dass nur der obere Layer im Kanal über die Wehrschwelle gelangen kann und sich dort weniger und vor allem feinere Partikel befinden. Das bedeutet aber auch, dass die Überlaufkonstruktion die Abwassermatrix in realen Mischwasserüberlaufbecken beeinflusst und damit für den zu erreichenden Rückhaltewirkungsgrad in solchen Bauwerken von Bedeutung ist.

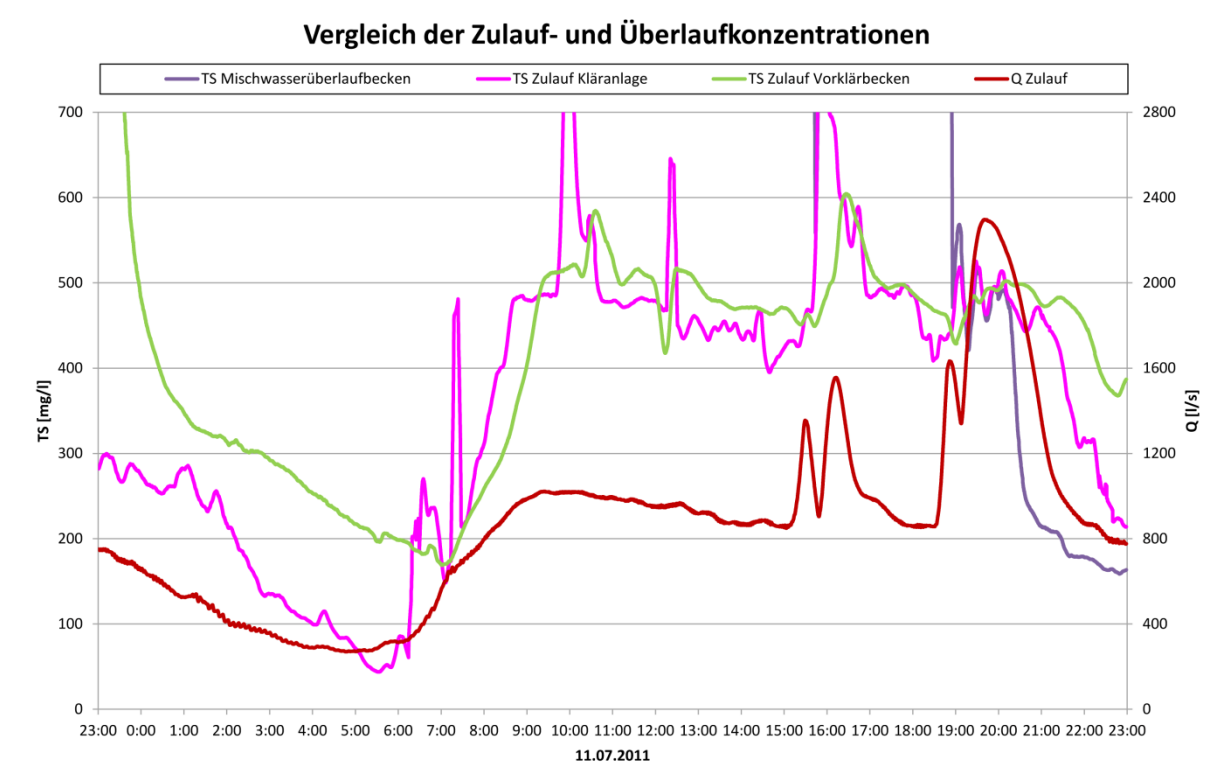


Abbildung 7.2: Messungen Mischwasserüberlaufbecken, Zulauf Kläranlage und Zulauf Vorklärbecken 11.07.2011

Aus beiden Abbildungen ist ersichtlich, dass die Sonde im Zulauf zur Kläranlage tendenziell geringere Werte geliefert hat, als jene im Zulauf zu den Vorklärbecken. Die erste Vermutung, dass das auf die ungünstige Messstelle vor der Kläranlage zurückzuführen ist, hat sich mit den Messungen nach dem Schotterfang bestätigt. Die Messungen mit den Trübungssonden im Rohabwasser zeigen ein stärkeres Rauschen, das letztendlich aber nicht eliminiert wurde, da nur die Größenordnung der Konzentrationen von Interesse war.

Abbildung 7.3 zeigt ein repräsentatives Ergebnis der Messungen nach dem Schotterfang und im Zulauf zu den Vorklärbecken. Man kann erkennen, dass die Feststoffkonzentrationen vor dem Rechen und Sandfang wie angenommen höher sind als im Zulauf zu den Vorklärbecken. In den frühen Morgenstunden hat sich auf Grund der niedrigen Zuflussmenge auch an dieser Messstelle ein Unterbefund ergeben, wofür es folgende Erklärung gibt: Durch den geringen Zufluss und damit weniger Durchmischung setzen sich im Zulaufkanal schwerere Partikel ab und werden von der Sonde, die starr montiert war, nicht erfasst.

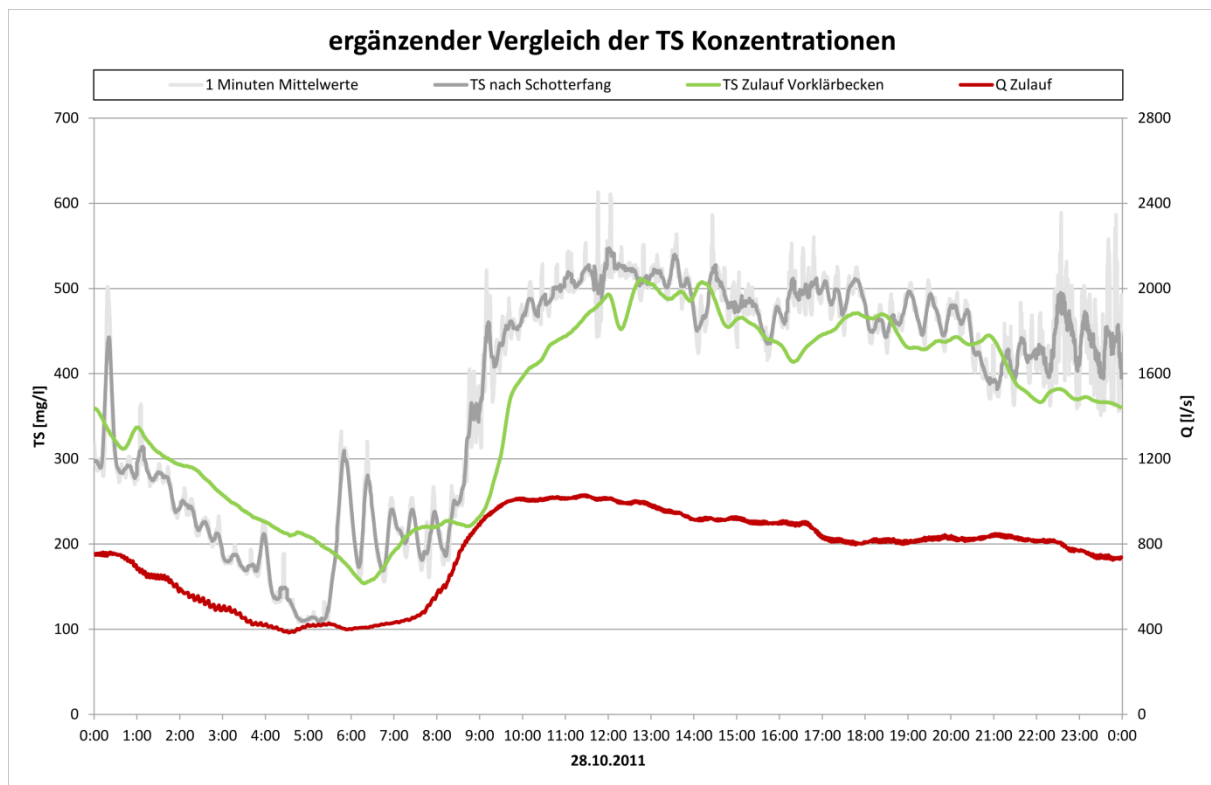


Abbildung 7.3: Messungen nach dem Schotterfang und im Zulauf zu den Vorklärbecken
28.10.2011

Daraus folgt, dass für eine Messstelle, bei der nicht in jedem Belastungszustand eine gute Durchmischung gegeben ist, der Einsatz von fix montierten Trübungssonden nur bedingt zu empfehlen ist. Eine flexible Konstruktion könnte für solche Randbedingungen eine Lösung darstellen, die Auswirkungen auf den Betrieb der Sonden können mit den im Rahmen dieser Untersuchung gemachten Erfahrungen aber nicht abgeschätzt werden.

Die Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen zeigen einerseits den Einfluss der Überlaufkonstruktion in das Mischwasserüberlaufbecken auf die Abwassermatrix im Überlauf und andererseits den Unterschied von Rohabwasser und durch Schotterfang, Rechen und Sandfang vorgereinigtes Abwasser. Wie gut sich der Sand und vorhandenes Rechengut in den Vorklärbecken absetzen hätten können, kann nur abgeschätzt werden. Der Einfluss auf den Rückhaltungswirkungsgrad liegt aber mit großer Wahrscheinlichkeit auch in der angegebenen Bandbreite von 20 %.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Bauwerke der Mischwasserbewirtschaftung sollen der Verminderung des Schmutzstoffaustrages aus der Mischwasserkanalisation und damit dem Schutz der Gewässer dienen. 2007 wurde in Österreich der Stand der Technik für Mischwasserentlastungen neu definiert und damit auch ein detailliertes Nachweisverfahren gefordert. Ziel ist es, einen bestimmten Anteil der im Mischwasser enthaltenen Inhaltsstoffe zur biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage zu leiten und dort zu behandeln. Für die Berechnung des Weiterleitungswirkungsgrades, der ein Maß für den geforderten Nachweis ist, kann bei Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung ein so genannter Sedimentationswirkungsgrad angesetzt werden, der den Anteil der im Becken zurückgehaltenen Feststoffe berücksichtigt.

In der Praxis gibt es kaum Kenntnis über die Größenordnung des Rückhaltepotentials von Abfiltrierbaren Stoffen (AFS). Hauptgrund dafür ist, dass Messungen an Bauwerken der Mischwasserbewirtschaftung in der Regel sehr zeit- und kostenintensiv sind und oft an viele schwierige Randbedingungen geknüpft sind.

Um dieses Wissensdefizit zu verkleinern und neue Erkenntnisse über die Feststoffsedimentation in Absetzbecken zu erlangen, wurden Untersuchungen an den Vorklärbecken der Kläranlage Graz-Gössendorf durchgeführt. Dafür wurden an ausgewählten Punkten Trübungssonden installiert, wodurch eine kontinuierliche Datenaufzeichnung möglich wurde. Es hat sich gezeigt, dass das verwendete Messsystem nach der Kalibrierung für die Messung von Abfiltrierbaren Stoffen in Rohabwasser unter den gegebenen Randbedingungen gute Ergebnisse liefert.

Für die Verwendung der Messdaten zur Bestimmung des Rückhaltewirkungsgrades für Abfiltrierbare Stoffe müssen diese zuerst aufbereitet und auf Plausibilität geprüft werden. Der Gewinn an hochaufgelösten Daten rechtfertigt den erhöhten Aufwand der Datenevaluierung. Neben der Elimination von Ausreißern ist auch eine optische Datenkontrolle unverzichtbar. Mit den überprüften Daten konnte letztendlich der Rückhaltewirkungsgrad in hoher Auflösung (5-Sekunden-Werte) für unterschiedliche Betriebsbedingungen, Wetterverhältnisse und hydraulische Belastungszustände berechnet werden.

Der Großteil der Messungen erfolgte bei Trockenwetter, was maßgeblich dazu beigetragen hat, das System besser zu verstehen und die Einflussfaktoren auf den Rückhaltewirkungsgrad zu definieren. Die Ergebnisse der Auswertung der Regenereignisse konnten die Erkenntnisse aus den Trockenwettertagen qualitativ bestätigen. Die Oberflächenbeschickung, die in der Regel in den Bemessungsvorschriften für die Dimensionierung von Absetzbecken verwendet wird, ist nicht der einzige einflussreiche Parameter für die Größe des Rückhaltepotentials von Abfiltrierbaren Stoffen in einem Absetzbecken.

Die nun vorliegenden hochaufgelösten Daten zeigen erstmals eine Dynamik der Feststoffsedimentation in Absetzbecken, die vor allem durch die Abwassermatrix bestimmt ist. Die Größe der Oberflächenbeschickung spielt erst ab etwa 5 m/h eine Rolle. Daraus folgt, dass für die Abschätzung des Sedimentationswirkungsgrades der Einfluss der Abwassermatrix nicht vernachlässigt werden sollte.

Die Auswertung aller Messdaten hat gezeigt, dass je nach Größe der Oberflächenbeschickung der Rückhaltewirkungsgrad für Abfiltrierbare Stoffe in Abhängigkeit der Abwassermatrix zwischen 25 % - 45 % (eher schlecht absetzbare Stoffe) bzw. 45 % - 65 % (eher gut absetzbare Stoffe) liegt. Die im Regelblatt 19 angegebenen Sedimentationswirkungsgrade in Bezug auf Abfiltrierbare Stoffe, die in Abhängigkeit des spezifischen Volumens für den Nachweis angesetzt werden dürfen, liegen mit 0 % - 50 % in der in den vorliegenden Untersuchungen ermittelten Bandbreite.

Ein erster Vergleich mit einer anderen Untersuchung an einem Durchlaufbecken hat ergeben, dass die ermittelten Rückhaltewirkungsgrade die gleiche Größenordnung haben. Um dieses Ergebnis und damit die Übertragbarkeit auf reale Mischwasserüberlaufbecken abzusichern, sind weitere Messungen an unterschiedlichen Standorten sinnvoll. Das bei dieser Untersuchung verwendete Messsystem müsste an die jeweiligen Randbedingungen angepasst und auf Eignung getestet werden. Grundsätzlich kann der Einsatz von Trübungssonden aber zur Bestimmung der Abfiltrierbaren Stoffe in Rohabwasser empfohlen werden.

Für den Einsatz in der Praxis ist eine zumindest halbautomatisierte Datenevaluierung denkbar, wodurch Zeit und auch Geld gespart werden könnte. Die letztendliche Entscheidung, welche Messdaten für eine weitergehende Berechnung verwendet werden können, sollte sinnvollerweise von Fachexperten getroffen werden.

Der nun vorhandene Datenpool dient als Basis für die Nachweisführung und sollte jedenfalls mit Messungen aus anderen Städten ergänzt werden, um die Variabilität der Abwassermatrix abbilden zu können. In weiterer Folge könnten die gesammelten Daten neben punktuellen Geschwindigkeitsmessungen für eine Kalibrierung und Validierung eines strömungsmechanischen Modells verwendet und somit die Eignung der Simulation für die Ermittlung des Rückhaltewirkungsgrades bewertet werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Aslam, M. T. (2012). Settling of solids in raw wastewater - primary settling tanks and storm water tanks. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Technische Universität Graz, Dissertation.

ATV-DVWK, Ed. (2000). Durchflussmessung an Regenüberlaufbecken. ATV-DVWK-Schriftenreihe. Hennef.

ATV (1992). Arbeitsblatt ATV-A 128. Richtlinien zur Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

ATV (1994). Arbeitsblatt ATV-A 111. Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leitungsnachweis von Regenwasser-Entlastungsanlagen in Abwasserkanälen und -leitungen. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

ATV (1997). Mechanische Abwasserreinigung. ATV Handbuch, Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin.

ATV (1999). Arbeitsblatt ATV-A 166. Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. (in Überarbeitung).

ATV (2000). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

ATV (2001). Merkblatt ATV-DVWK-M 176. Hinweise und Beispiele zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. (in Überarbeitung).

Brombach, H. (1979). "Regenüberlaufbecken im Spiegel der Statistik." Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 10/1979, Seite 1601 - 1605.

Brombach, H. (1988). "Mehr als 8000 Regenüberlaufbecken in Betrieb!" Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 12/1988, Seite 1286-1291.

Brombach, H. (2002). "Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik." Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 4/2002, Seite 2444-2452.

Brombach, H. (2006). "Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik." Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 11/2006, Seite 1114-1122.

Brombach, H. (2010). "Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland." Korrespondenz Abwasser, Abfall 57: Heft 1/2010, Seite 2028 - 2036.

Brombach, H. and B. Kuhn (1992). "Häufigkeit und Verteilung der Kanalisationsverfahren in Deutschland." Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 8/1992, Seite 1106-1112.

Brombach, H. and S. Michelbach (1997). Entlastungstätigkeit und Rückhaltewirkung von Schmutzfrachten an Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet "Alb". Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft. Universität Karlsruhe, Band 86: S. 131-160, zitiert in Klepischewski (2006).

Brombach, H., S. Michelbach, et al. (1992). Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal. Schlussbericht des Teilprojektes 3 im BMFT-Verbundprojekt NIEDERSCHLAG. Bad Mergentheim, Eigenverlag Umwelt- und Fluid-Technik GmbH, zitiert in Brombach H., S. Michelbach, et al. (1993).

Brombach, H., S. Michelbach, et al. (1992). Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal. Teilprojekt 3 des BMFT-Verbundprojekts NIEDERSCHLAG Phase I, Schlussbericht. Schriftenreihe der Umwelt- und Fluidtechnik GmbH Bad Mergentheim, Band 3, zitiert in Klepischewski (2006)

Brombach, H., S. Michelbach, et al. (1993). "Feststoffe in der Mischwasserkanalisation - Sedimentation und Remobilisierung." Korrespondenz Abwasser, Abfall: Heft 12/1993, Seite 1910 - 1926.

Christen, D. (2005). Praxiswissen der chemischen Verfahrenstechnik, Springer Berlin Heidelberg.

DIN 19551-1 (2002). Kläranlagen - Rechteckbecken - Teil 1: Absetzbecken für Schild-, Saug- und Bandräumer; Bauformen, Hauptmaße, Ausrüstungen.

DIN 19552 (2002). Kläranlagen - Rundbecken - Absetzbecken mit Schild- und Saugräumer und Eindicker; Bauformen, Hauptmaße, Ausrüstungen.

DIN 38409-2 (1987). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2).

Dohmann, M. and B. Rietsch (2001). Untersuchungen zum ökologisch optimierten Einsatz von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen in der Mischwasserkanalisation, Schlussbereich zum FuE Vorhaben. Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.

DWA (2007). Arbeitsblatt DWA-A 112. Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leitungsnachweis von Sonderbauwerken in Abwasserkanälen und -leitungen. Hennef, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

Fenz, R. (2002). Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation. Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer. Wien. Band 174.

Fenzl, R. (2011). Im Spiegel der Statistik: Die öffentliche Kanalisation in Österreich. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau. Graz, Technische Universität Graz. Master-Projektarbeit.

Frehmann, T. (2003). Untersuchung der Wirksamkeit von Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung zur Regenwasserbehandlung. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen, Förderverein der Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität GH Essen, SIWAWI e.V. Heft 21.

Gamerith, V. (2011). High resolution online data in sewer water quality modelling. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft - Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau. Band 64.

Geiger, W. F. (1984). Leistung von Durchlaufbecken bei größeren Einzugsgebieten. Kanalisation und Regenwasserbehandlung - Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft. Stuttgart. Band 79: S. 207-223.

Geiger, W. F. and M. Hübner (1994). Hydrozyklone zur Leistungssteigerung von Regenbecken. Schlussbericht des BMFT-Verbundprojekts NIEDERSCHLAG Phase I, Teilprojekt R02, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft. Universität GH-Essen, Band 10, zitiert in Klepiszewski (2006)

Gujer, W. (2007). Siedlungswasserwirtschaft. Berlin, Heidelberg, Germany, Springer Verlag.

Hach Lange (2005). Betriebsanleitung SOLITAX sc.

Hahn, H. H. (1987). Wassertechnologie - Fällung, Flockung, Separation, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Hazen, A. (1904). "On Sedimentation." Trans. A.S.C.E. 53: S. 45, zitiert in ATV (1997).

Hübner, M. (1997). Beurteilung und Ermittlung der Wirkungsweise von Anlagen zur Regenwasserbehandlung. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen, Förderverein der Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität GH Essen, SIWAWI e.V., Essen. Heft 10.

Imhoff, K. and K. R. Imhoff (2007). Taschenbuch der Stadtentwässerung, Oldenbourg Industrieverlag München.

Kainz, H. and E.-P. Kauch (2010). Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft. Vienna, Austria, Manz Verlag Schulbuch.

Kainz, H., W. Sprung, et al. (2011). Speicherkanäle für die Mischwasserbewirtschaftung in Graz. Aqua Urbanica 2011 - Niederschlags- und Mischwasserbewirtschaftung im urbanen Bereich. Graz, Austria, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft - Verlag der Technischen Universität Graz. 62.

Klein, H. (1984). Gemessene Leistung von Durchlaufbecken bei Vollfüllung. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft. Stuttgart. Band 79: S. 239-259.

Klepiszewski, K. (2006). Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Kaiserslautern, Technische Universität Kaiserslautern, Band 22.

Krauth, K. and G. Schwentner (1992). Einfluss von Stoßbelastungen bei Mischwasserzufluss auf die Ablaufqualität von Belebungsanlagen. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart, zitiert in Burkhart (2002).

Londong, J. (2006). Abwasserbehandlung, Universitätsverlag Weimar.

Macke, E. (1982). Über den Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen. Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes der TU Braunschweig, Heft 76.

Mietzel, T. (2008). Ein neues Verfahren zur Bewertung von Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen, Essen, Förderverein der Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität GH Essen, SIWAWI e.V. Heft 34.

Onderlinden, G. and J. L. Timmer (1988). Efficiency of Storm Water Sedimentation Tanks Incorporated in Dutch Sewerage Systems. Proceedings of the Conference Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas. Duisburg: pp. 317-325, zitiert in Klepiszewski (2006).

ÖWAV (2007). ÖWAV - Regelblatt 19 - Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen. Wien, Österreich, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

ÖWAV (2007). ÖWAV - Regelblatt 38 - Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen. Wien, Austria, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

ÖWAV (2009). ÖWAV - Regelblatt 11 - Richtlinien für die abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen. Vienna, Austria, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband: 97.

R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rietsch, B. (2001). Stoffrückhaltung durch Mischwasserbehandlungsanlagen. 1. ATV-DVWK Landesverbandstagung LV Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland: Referat 9, zitiert in Klepizewski (2006).

Schäfer, M., H. H. Hahn, et al. (1997). Entlastungstätigkeit und Rückhaltewirkung von Schmutzfrachten an Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet Alb - am Beispiel ausgewählter Mikroschadstoffe. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft. Universität Karlsruhe, Band 86: S. 161-176, zitiert in Klepizewski (2006).

Schäfer, M., E. Hoffmann, et al. (1998). "Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken - am Beispiel ausgewählter anthropogener Schadstoffe." Korrespondenz Abwasser 3.

Smisson, A. (1967). Design, construction and performance of vortex overflows. Proceedings of the Symposium on Storm Sewage Overflow, Institution of Civil Engineers, London. : pp. 99-110, zitiert in Klepizewski (2006).

Tyack, J. N., P. D. Hedges, et al. (1996). The relationship between settling velocity grading and the characteristics of the contributing catchment. Water Science and Technology, Vol 33/9: p. 135-142.

Uhl, M., C. Maus, et al. (2009). REBEWI - Klärtechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung. Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachhochschule Münster.

Veolia Water Solutions & Technologies. "Actiflo™." Retrieved 15.12.2011, from <http://www.veoliawaterst.com/actiflo/en/>.

Vicuinik, R., M. T. Aslam, et al. (2012). "Untersuchungen zum Feststoffrückhalt in Absetzbecken mit Rohabwasser." Tagungsband zur Aqua Urbanica 2012 - Siedlungsentwässerung im Wandel.

Wien Kanal (2011). "Geschichte der Wiener Kanalisation." Retrieved 18.09.2011, from <http://www.wien.gv.at/umwelt/kanal/geschichte/>.

Wöhrle, C. and H. Brombach (1991). "Probenahme im Abwasserkanal." Wasserwirtschaft: Heft 2/91, S. 60-65.

Wozabal, D. (2007). Vorlesungsunterlagen UK Statistisches Programmieren. Technische Universität Wien.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1: Fangbecken im Hauptschluss (ATV 1992).....	8
Abbildung 2.2: Fangbecken im Nebenschluss (ATV 1992).....	8
Abbildung 2.3: Durchlaufbecken im Hauptschluss (ATV 1992)	8
Abbildung 2.4: Durchlaufbecken im Nebenschluss (ATV 1992)	8
Abbildung 2.5: Verbundbecken im Hauptschluss (ATV 1992)	9
Abbildung 2.6: Verbundbecken im Nebenschluss (ATV 1992)	9
Abbildung 2.7: Kräftegleichgewicht an einem Teilchen	13
Abbildung 2.8: Absetzvorgang und Definition der geometrischen Größen in einem Rechteckgerinne mit laminarer und gleichmäßiger Fließgeschwindigkeit v modifiziert nach (Gujer 2007).....	16
Abbildung 3.1: Einfluss der Absetzrate auf die entlastete BSB ₅ -Fracht bei Durchlaufbecken (Geiger 1984)	20
Abbildung 3.2: Absetzrate der abfiltrierbaren Stoffe in Abhängigkeit der Flächenbeschickung (Klein 1984)	20
Abbildung 3.3: Stoffrückhalt durch Sedimentation für das Regenüberlaufbecken für die absetzbaren Stoffe AFS in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung (Dohmann and Rietsch 2001)	22
Abbildung 3.4: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006)	23
Abbildung 3.5: Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006)	23
Abbildung 3.6: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in anderen Untersuchungen (Klepiszewski 2006).....	24
Abbildung 3.7: Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung am RÜB Picksmühlenbach (Uhl, Maus et al. 2009), nach Fraktionen unterteilt.....	25
Abbildung 3.8: Wirkungsgrad in Abhängigkeit der AFS-Zulaufkonzentration am RÜB Picksmühlenbach (Uhl, Maus et al. 2009), nach Fraktionen unterteilt.....	25
Abbildung 3.9: Wirkung der Absetzzeit auf städtisches Abwasser nach <i>Sierp</i> (Imhoff and Imhoff 2007)	26
Abbildung 4.1: Luftbild der Kläranlage der Stadt Graz (Foto: Stadt Graz)	29
Abbildung 4.2: Lamellen im Einströmbereich (Foto: Günter Gruber)	30

Abbildung 4.3: Überlaufwehr und Tauchwand im Ausströmbereich (Foto: Günter Gruber).....	30
Abbildung 4.4: Grundriss und Längsschnitt der Vorklärbecken der Kläranlage der Stadt Graz.....	31
Abbildung 4.5: Übersicht Positionen der Trübungssonden (Foto: Stadt Graz)	33
Abbildung 4.6: Genaue Positionen der Trübungssonden bei den Vorklärbecken.....	33
Abbildung 4.7: Funktionsprinzip Solitax sc (Hach Lange 2005).....	34
Abbildung 4.8: Probenahmeschlauch auf der Trübungssonde (Solitax)	35
Abbildung 4.9: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Zulauf der Vorklärbecken (Foto: Günter Gruber)	36
Abbildung 4.10: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Zulauf zum Vorklärbecken und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen.....	36
Abbildung 4.11: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells Zulauf Vorklärbecken	38
Abbildung 4.12: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Ablauf der Vorklärbecken (Foto: Günter Gruber).....	39
Abbildung 4.13: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Ablauf des Vorklärbeckens und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen	39
Abbildung 4.14: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells Ablauf Vorklärbecken.....	40
Abbildung 4.15: Trübungssonde im eingebauten Zustand im Zulauf der Kläranlage	41
Abbildung 4.16: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Zulauf der Kläranlage und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen.....	42
Abbildung 4.17: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells Zulauf Kläranlage.....	43
Abbildung 4.18: Trübungssonde im eingebauten Zustand nach dem Schotterfang..	44
Abbildung 4.19: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde nach dem Schotterfang und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen	44
Abbildung 4.20: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells Zulauf Kläranlage	45
Abbildung 4.21: Überlaufkammer und -kanal (links) und Trübungssonde in der durchflossenen Überlaufkammer zu den Mischwasserüberlaufbecken (rechts)	46
Abbildung 4.22: Lineare Regression zwischen der Solitax-Sonde im Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken und gleichzeitig durchgeführten Labormessungen	46

Abbildung 4.23: statistische Prüfung der Gültigkeit des linearen Regressionsmodells Überlauf zu den Mischwasserüberlaufbecken.....	47
Abbildung 4.24: Überblick über die Wetter- und Belastungssituation im Messzeitraum 2010.....	49
Abbildung 5.1: Definition der Minimal- und Maximalwerte Zulauf VKB	52
Abbildung 5.2: Zulauf VKB Ausreißer eliminieren, Zwischenwerte linear interpolieren	52
Abbildung 5.3: Definition der Minimal- und Maximalwerte Ablauf VKB.....	52
Abbildung 5.4: Ablauf VKB Ausreißer eliminieren, Zwischenwerte linear interpolieren	52
Abbildung 5.5: Tagesgang Zufluss Q - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen.....	53
Abbildung 5.6: Tagesgang Zulauf Feststoff TS - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen.....	54
Abbildung 5.7: Tagesgang Ablauf Feststoff TS - Originaldaten, gleitende Mittelwerte und Residuen.....	54
Abbildung 5.8: Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Durchlaufbecken im Nebenschluss nach Klepiszewski (2006)	55
Abbildung 5.9: Überlagerung der Konzentrationsspitzen durch Verschiebung der Ablaufganglinie	56
Abbildung 5.10: Systemgrenzen für die Berechnung des Rückhaltewirkungsgrades	57
Abbildung 5.11: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- und Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe.....	59
Abbildung 5.12: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und Tageszeit	60
Abbildung 5.13: Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades	61
Abbildung 5.14: Anteil an leicht, mittel, und schwer absetzbaren Stoffen im Zulauf zur Kläranlage Graz-Gössendorf und im Zu- und Ablauf der Vorklärbecken in mg/l (Aslam 2012).....	62
Abbildung 5.15: Anteil an leicht, mittel, und schwer absetzbaren Stoffen im Zulauf zur Kläranlage Graz-Gössendorf und im Zu- und Ablauf der Vorklärbecken in Prozent (Aslam 2012)	62
Abbildung 5.16: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und Tageszeit	63

Abbildung 6.1: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 23.10.2010.....	65
Abbildung 6.2: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 23.10.2010	66
Abbildung 6.3: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 23.10.2010	67
Abbildung 6.4: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 23.10.2010	68
Abbildung 6.5: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb.....	69
Abbildung 6.6: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 23:00 – 06:00	70
Abbildung 6.7: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 06:00 – 09:00	71
Abbildung 6.8: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 09:00 – 16:00	72
Abbildung 6.9: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei normalem Kläranlagenbetrieb von 16:00 – 23:00	73
Abbildung 6.10: Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter und normalem Kläranlagenbetrieb	74
Abbildung 6.11: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 23.09.2010.....	75
Abbildung 6.12: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 23.09.2010	76
Abbildung 6.13: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 23.09.2010	77
Abbildung 6.14: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 23.09.2010	78
Abbildung 6.15: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb.....	79

Abbildung 6.16: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 23:00 – 06:00	80
Abbildung 6.17: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 06:00 – 09:00	81
Abbildung 6.18: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 09:00 – 16:00	82
Abbildung 6.19: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad im Beobachtungszeitraum bzw. Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei eingeschränktem Kläranlagenbetrieb von 16:00 – 23:00	83
Abbildung 6.20: Häufigkeitsverteilung der minimalen und maximalen Stundenmedianwerte des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter und eingeschränktem Kläranlagenbetrieb.....	84
Abbildung 6.21: minimaler und maximaler Stundenmedianwert bzw. Medianwert des Rückhaltewirkungsgrades bei Trockenwetter bei definiertem Durchfluss	86
Abbildung 6.22: Ganglinien der Zulaufmenge und der Zulauf- bzw. der verschobenen Ablaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe, 29.07.2010.....	87
Abbildung 6.23: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung und der Tageszeit, 29.07.2010	88
Abbildung 6.24: Stundenmedianwerte und Tagesmedianwert des Rückhaltewirkungsgrades und theoretische Aufenthaltszeit, 29.07.2010	88
Abbildung 6.25: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und der Tageszeit, 29.07.2010	89
Abbildung 6.26: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse	90
Abbildung 6.27: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse im aufsteigenden Ast	91
Abbildung 6.28: minimaler und maximaler Rückhaltewirkungsgrad bzw. Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse im abfallenden Ast	91

Abbildung 6.29: Ereignismedianwert des Rückhaltewirkungsgrades der Regenereignisse und Ereignisdauer	92
Abbildung 6.30: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Trockenwetter.....	94
Abbildung 6.31: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Regenwetter	95
Abbildung 6.32: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung bei Trockenwetter, Betrieb über 1 Becken	96
Abbildung 6.33: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung im Messzeitraum 2010	97
Abbildung 6.34: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Trockenwetter	98
Abbildung 6.35: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Regenwetter.....	99
Abbildung 6.36: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration bei Trockenwetter Betrieb1 Becken	99
Abbildung 6.37: Rückhaltewirkungsgrad in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration der Abfiltrierbaren Stoffe im Messzeitraum 2010	100
Abbildung 6.38: Schemaskizze und Foto der von Aslam (2012) verwendeten Absetz- säule	101
Abbildung 6.39: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 29.06.2010	103
Abbildung 6.40: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 13.07.2010.....	103
Abbildung 6.41: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 11.08.2010	104
Abbildung 6.42: Vergleich der großtechnischen Untersuchungen mit den Säulenabsetzversuchen 24.08.2010.....	105
Abbildung 7.1: Messungen Mischwasserüberlaufbecken, Zulauf Kläranlage und Zulauf Vorklärbecken 23.06.2011	107
Abbildung 7.2: Messungen Mischwasserüberlaufbecken, Zulauf Kläranlage und Zulauf Vorklärbecken 11.07.2011	108
Abbildung 7.3: Messungen nach dem Schotterfang und im Zulauf zu den Vorklärbecken 28.10.2011	109

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1: Empfohlene Mindestgefälle $J_{So,min}$ für ablagerungsfreien Betrieb von Regen- und Mischwasserkanälen (modifiziert nach DWA-Arbeitsblatt-A 110) (ÖWAV 2009).....	7
Tabelle 2.2: Sedimentationswirkungsgrade für Abfiltrierbare Stoffe, Regelblatt 19 (ÖWAV 2007).....	12
Tabelle 2.3: Berechnung des dimensionslosen Widerstandsbeiwertes Φ (Londong 2006).....	14
Tabelle 2.4: Berechnung der Reynoldszahl über die dimensionslose Archimedeszahl (Londong 2006).....	15
Tabelle 2.5: Richtwerte für die Bemessung von Vorklärbecken (Kainz and Kauch 2010).....	18
Tabelle 3.1: Einwohnerspezifische Frachten in $g/(E \cdot d)$, die an 85% der Tage unterschritten werden, ohne Berücksichtigung des Schlammwassers (ATV 2000).....	26
Tabelle 3.2: Einwohnerbezogene Frachten im Abwasser in $g/(E \cdot d)$ (ATV 1997)	27
Tabelle 4.1: Anzahl der abgeführten Container Juli - Oktober 2010	32
Tabelle 5.1: Datensatz zum Zeitpunkt t_0	56

ANHANG

Im Anhang befinden sich jeweils vier Diagramme für die einzelnen ausgewerteten Tage, unterteilt in

- Trockenwetter, Normalbetrieb (A1 – A43)
- Trockenwetter, Betrieb über 2 Becken (A44 – A48)
- Trockenwetter über 1 Becken (A49 – A59)
- Regenwetter (A60 – A87).

