



**TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN**

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

***In-situ*-Untersuchungen zum Erosionsverhalten von Sedimenten in Mischwasserkanalisationen**

STEFAN HOEFT

Herausgeber:

Prof. Dr. Peter Krebs

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktoringenieur
(Dr.-Ing.) an der Fakultät Umweltwissenschaften der
Technischen Universität Dresden

vorgelegt von Dipl.-Ing. Stefan Hoeft

Gutachter:

Prof. Dr. Peter Krebs
Technische Universität Dresden
Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
Institut für Siedlungswasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner
Universität Rostock
Professur für Wasserwirtschaft

1. Auflage 2015

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
Technische Universität Dresden
D-01062 Dresden
ISSN 1615-083X

Diese Publikation (Innenteil) wurde auf Recyclingpapier gedruckt.

Druck: Druckerei und Verlag Hille

Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die Unterstützung vieler Menschen, bei denen ich mich gern bedanken möchte.

Bei Prof. Dr. Peter Krebs bedanke ich mich für die Möglichkeit diese Doktorarbeit am Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft anfertigen zu können, sowie seine Unterstützung. Prof. Dr. Johannes Pinnekamp und Prof. Dr. Jens Tränckner danke ich für die Übernahme der Begutachtung der hier vorliegenden Arbeit.

Ebenso möchte ich mich bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Institutes für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft für die angenehme Zusammenarbeit über die Jahre hinweg bedanken. Besonders hervorheben möchte ich an dieser Stelle Michael Brodien, mit dem ich durch die Überschneidung unserer Projekte etliche Feldmessungen gemeinsam durchgeführt habe. Das Arbeiten „unter Tage“ und Akkuwechsel bei Dauerregen oder bei -20°C sind ganz sicher nicht mit jedem so konstruktiv und unterhaltsam. Ein großes Dankeschön geht auch an meinen alten Zimmerkollegen Thomas Schalk für seine Hilfestellung bei der Suche nach so mancher Primärliteratur.

Ganz besonderer Dank gilt Thomas Albrecht – ohne seine Unterstützung und zahlreichen äußerst interessanten Diskussionen zu Fragen auf dem Gebiet der Fluidmechanik wäre das Kapitel zu den Kalibrierverfahren nicht annähernd so umfassend geworden (Solid!). Bei Konrad Schubert bedanke ich mich für die guten Ratschläge und Anregungen zu meinen mathematischen Fragestellungen. Danken möchte ich auch Frank Morgner für die hilfreiche Diskussion zu den Auswirkungen von Kristalldefekten. Ich danke Norbert Günther und Markus Ahnert für die Daten, die sie mir zur Verfügung gestellt haben. Für die Unterstützung bei den *in-situ*-Erosionsmessungen und für die Hilfe bei der Bewältigung unseres 50-Kilo-Notstromers bedanke ich mich ganz herzlich bei meinen studentischen Hilfskräften Charlotte Kopf, Susanne Naß und Wolf Götzke. Felix Meinl danke ich insbesondere für seinen unermüdlichen Einsatz an der Siebmaschine.

Bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Technikums und des Labors möchte ich mich ebenfalls ganz herzlich für die Unterstützung bedanken. Insbesondere bedanke ich mich bei Karl Schwürz, der mir beim Bau der Messapparatur tatkräftig geholfen hat.

Ein großes Dankeschön geht an meine selbstlosen Korrekturleser – an meine Frau Heike und an meinen Vater. Darüber hinaus möchte ich mich bei Heike für die

stete Motivierung an den Wochenenden und für die bemerkenswert sichere Enttarnung unbewusster Prokrastination bedanken.

Ich danke weiterhin der Stadtentwässerung Dresden GmbH für die freundliche Unterstützung bei den Messkampagnen. Es gilt herzlicher Dank der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG für die Förderung des Projektes „Organikreiche Kanalsedimente - Modellentwicklung zu Aufbau und Erosion“.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung.....	1
2	Motivation.....	3
3	Einflüsse auf die Sedimentstabilität	7
3.1	Einführung in das Kapitel	7
3.2	Durchschnittliche Partikelgröße.....	7
3.3	Partikelgrößenverteilung	11
3.4	Tonminerale	14
3.5	Lagerungsdichte und Gaseinschlüsse	16
3.6	Temperatur	19
3.7	Organischer Anteil und extrazelluläre polymere Substanzen.....	22
3.8	Elektrolyte.....	31
3.9	pH-Wert des Wassers.....	38
3.10	Feststoffe in der Strömung.....	42
4	Erosionsmessungen	44
4.1	<i>In-situ</i> -Erosionsmessapparaturen.....	44
4.1.1	Allgemeines.....	44
4.1.2	Längsgerinne	45
4.1.3	Kreisgerinne	46
4.1.4	Stadionförmige Gerinne.....	47
4.1.5	Erosionsmeter mit Staupunktströmung.....	48
4.1.6	Weitere <i>in-situ</i> -Messgeräte	50
4.2	Schubspannungen.....	52
4.2.1	Einführung in das Kapitel	52
4.2.2	Log-Profil-Methode	52
4.2.3	1/7-Potenzgesetz der Geschwindigkeitsverteilung.....	56
4.2.4	<i>TKE</i> -Methode.....	57
4.2.5	Reynoldsspannungs-Methode	59
4.2.6	Hitzdraht- und Heißfilmsonden	62
4.2.7	Quadratisches Schubspannungsgesetz.....	64
4.2.8	Shields-Methode	65
4.2.9	Fazit.....	67
4.3	Das Messen von Erosionsraten in kleinen Messapparaturen.....	68

4.3.1	Überblick.....	68
4.3.2	Inhomogene Sohlschubspannungen über der Testfläche	68
4.3.3	Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente	69
4.3.4	Beeinflussung der Turbulenz und des Erosionsprozesses durch Partikel... ..	70
4.3.5	Abweichungen vom Kalibrierzustand.....	74
4.3.6	Beeinflussung indirekter Messmethoden durch erodierte Partikel	75
4.3.7	Fazit.....	76
5	Material und Methoden.....	77
5.1	Auswahl und Bau der Messapparatur	77
5.2	Kalibrierung der Erosionsmessapparatur.....	80
5.3	Schubspannungsschema.....	86
5.4	Vorgehensweise bei den Erosionsmessungen.....	87
5.5	Extinktionssonde DEP	88
5.6	Labormethoden	89
5.7	Kontinuierliche Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung.....	89
5.8	Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung aus Extinktions- und Konzentrationsmessdaten.....	90
5.9	Beschreibung des Einzugsgebiets	98
6	Diskussion der Messergebnisse.....	101
6.1	Ergebnisse der kontinuierlichen Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung.....	101
6.2	Erosionsmesskampagnen	103
6.3	Verlauf der Extinktion und Volumenkonzentration über die Erosionsversuche	105
6.4	Kritische Sohlschubspannungen	108
6.5	Vergleich der Messkampagnen.....	112
6.6	Die Bedeutung der organischen Sedimentbestandteile für die Messung der kritischen Sohlschubspannung.....	114
6.7	Einordnung der Messergebnisse	115
7	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	118
8	Zusammenfassung.....	123
9	Literatur- und Quellenverzeichnis	126

Verzeichnis der Abbildungen

Bild 3-1: Der Bewegungszustand von Partikeln nach Shields (1936). Das Original-Diagramm zeigt die kritische Feststoff-Froude-Zahl Fr^* in Abhängigkeit der Feststoff-Reynoldszahl Re^* (hier im Originaldiagramm von 1936 mit abweichenden Parameterbezeichnungen). Unterhalb der Kurve befinden sich die Partikel in Ruhe und oberhalb in Bewegung.	8
Bild 3-2: Transportzustand in Abhängigkeit der Korngröße für ein natürliches Flusssediment (Hjulström, 1955 nach Hjulström, 1935). Die angegebene Fließgeschwindigkeit bezieht sich auf die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über das Flussprofil.....	10
Bild 3-3: Bewegungsbeginn (bei $\tau_{r,i}$) einzelner Kornfraktionen D_i in Korngemischen	12
Bild 3-4: „Armouring“: An der Oberfläche des Sedimentes bildet sich eine Pflasterung aus größeren Partikeln (schraffiert) (Church <i>et al.</i> , 1987).	13
Bild 3-5: Beispiel für den Eintrag von Erdreich in die Kanalisation bei einem Starkregenereignis (Dresden-Plauen, 2013).	15
Bild 3-6: Bereiche von Erosion, Transport und Deposition von Partikeln in Abhängigkeit der Partikelgröße und des Wassergehaltes für natürliche Sedimente (Postma, 1967).	17
Bild 3-7: Einfluss der feuchten Lagerungsdichte auf die kritische Sohlschubspannung für verschiedene natürliche, feine Sedimente (Amos <i>et al.</i> , 2004 – ergänzt und korrigiert).	18
Bild 3-8: Temperaturverlauf von Mischwasser für (a) einen Sommerregen und (b) während einer Schneeschmelze. Die Daten stammen von der Messstelle Flensburger Straße in Dresden, an welcher eigene <i>in-situ</i> -Untersuchungen durchgeführt worden sind (siehe Abschnitt 5.9).	20
Bild 3-9: Mineralische Partikel eingebettet in einem von Kieselalgen produzierten EPS-Netzwerk (Paterson, 1989).	23
Bild 3-10: Physiko-chemische Interaktionen zwischen Polysacchariden innerhalb der EPS-Matrix (Flemming und Wingender, 2010).....	27
Bild 3-11: (a) Kräfte zwischen zwei Partikeln und ihre Einzelkomponenten; (b) Qualitative Darstellung der resultierenden Kräfteüberlagerungen zwischen zwei Partikeln bei steigender Elektrolytkonzentration (von Szenario 1 zu Szenario 3). Für Szenario 2 ergibt sich ein sekundäres Minimum.	32
Bild 3-12: (a) Anordnung von Alginatsträngen vor und nach der Bindung mit Calciumionen (●) als Egg-Box-Modell (nach Grant <i>et al.</i> , 1973); (b) Mögliche Einbettung von Calciumionen in die Alginatstruktur (nach Angyal, 1973).	34
Bild 3-13: Veränderung der Leitfähigkeit des Zuflusses zur KA Dresden-Kaditz während eines Regenereignisses.	38
Bild 3-14: Veränderung des pH-Wertes im Zulauf der KA Dresden-Kaditz während eines Regenereignisses.....	39
Bild 3-15: Bereiche für protonierte und nicht protonierte Anteile von Carboxyl- und Aminogruppen, welche sich aus den in Tabelle 3-4 aufgelisteten minimalen und maximalen pK_S -Werten und Formel 3-5 ergeben.....	41
Bild 4-1: Längsgerinne SEAFLUME von Young (1977).....	46
Bild 4-2: Kreisgerinne SEA CAROUSEL (Amos <i>et al.</i> , 1997).....	47
Bild 4-3: Erosimeter von Liem <i>et al.</i> (1997).....	50
Bild 4-4: Apparatur für die Erosionsmessungen an Sedimentbohrkernen „Shaker“ (Tsai und Lick, 1986).....	51

Bild 4-5: Logarithmisches Geschwindigkeitsprofil (nach Bollrich, 1998). δ bezeichnet die Dicke der turbulenten Grenzschicht.	53
Bild 4-6: Schematische Darstellung der skalierten, vertikalen Verläufe von Fließgeschwindigkeit und Schubspannungen in einem offenen Kanal.	61
Bild 4-7: Gegenüberstellung des Bewegungsbeginns nach Shields zum „Risiko“ der Bewegung (R in %) nach Zanke (1990).	67
Bild 4-8: Beispiele für inhomogen angeströmte Sedimentflächen in zwei verschiedenen <i>in-situ</i> -Erosionsmessapparaturen. (a) Vertikale (axiale) und tangentielle Geschwindigkeiten in der Apparatur von Liem <i>et al.</i> (1997). (b) Schubspannungsgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen mittleren Fließgeschwindigkeiten in Sohlnähe im Kreisgerinne von Amos <i>et al.</i> (1992a).	69
Bild 4-9: Schematische Darstellung der Wechselwirkungen von Wandoberfläche und turbulenten Strukturen nach Smith (1996).	70
Bild 4-10: Λ -Wirbelkomplex nach Dey <i>et al.</i> (2012).	71
Bild 4-11: Beispielhafte Darstellung der Erosionsgleichgewichte auf drei Sohl Schubspannungsstufen während eines Erosionsversuches.	75
Bild 5-1: Schema der Versuchsapparatur.	78
Bild 5-2: Flächen zur Bestimmung des Gleichförmigkeitsmoduls nach Kramer (1932).	83
Bild 5-3: Darstellung der approximierten Shields-Kurve nach van Rijn (1984) und Zanke (1990, 1999) mit den Kalibrierpunkten.	84
Bild 5-4: Beispielhafte Aufnahme der Kalibrierung für den Korndurchmesser $D_m = 6,0$ mm.	84
Bild 5-5: Abhängigkeit der Sohl Schubspannung τ_0 von der Propellerdrehzahl n_{Prop}	85
Bild 5-6: Steuerung der Sohl Schubspannung in den Erosionsversuchen.	86
Bild 5-7: (links) <i>in-situ</i> -Komponente der Messapparatur im Einsatz. (rechts) Sichtbare Zerstörung des Sedimentes durch die Erosionsmessungen nach Trockenlegung einer Messstelle.	88
Bild 5-8: (links) Kontinuierliche Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung. Eingebauter Schwimmer und (rechts) schematische Darstellung der Funktionsweise (Brodien, 2011).	90
Bild 5-9: Grafische Ermittlung der kritischen Sohl Schubspannung nach Amos und Gibson (1994) mit eigenen Messdaten. Weiterhin ist der Einfluss einer veränderten Ausgangskonzentration (± 50 %) auf die Ermittlung des Schnittpunktes dargestellt. Anmerkung: Die zum Teil sehr hohen Werte für die Volumenkonzentration sind bedingt durch das hier verwendete Messprinzip (siehe Abschnitt 6.3).	92
Bild 5-10: Grafische Ermittlung der kritischen Sohl Schubspannung mit Hilfe einer logarithmischen Regressionsfunktion aus Amos <i>et al.</i> (2004).	92
Bild 5-11: Das Histogramm der logarithmierten Volumenkonzentrationsmesswerte c_V zeigt eine Log-Normalverteilung (hier beispielhaft für die Messreihe KM1-3 bei der Sohl Schubspannungsstufe $\tau_0 = 1,93$ N/m ²). Der statistische Nachweis erfolgte mit dem Shapiro-Wilk-Test, wobei $p = 0,53 > 0,1$ und die Nullhypothese (Normalverteilung vorhanden) folglich nicht abgelehnt wird (Royston, 1995).	94
Bild 5-12: (a) Abhängigkeit des Bestimmtheitsmaßes R^2 sowie der dazugehörigen Werte für (b) der kritischen Sohl Schubspannung τ_c und (c) der Konstante B von der Konstante n am Beispiel des Datensatzes der Erosionsmessung KM1-3.	96
Bild 5-13: Einzugsgebiet Briesnitz mit Kanalisation (Luftbild: Umweltamt Dresden, 2009).	99
Bild 5-14: Längsschnitt vom alten Sammler mit Schächten und Bezugspunkten.	100
Bild 5-15: Gefälleverteilung der oberhalb des Sammlers liegenden Kanäle.	100
Bild 6-1: Gemessene und theoretische (rückstaufreie) Q-h-Beziehung im Sammler.	101

Bild 6-2: Die aus den Messdaten errechneten und die theoretischen (rückstaufreien) Sohlschubspannungen τ_0 in Abhängigkeit des Durchflusses.....	102
Bild 6-3: Sieblinien der natürlichen (Messkampagne MK I und MK III) und des künstlichen Sedimentes (Messkampagne MK II).	104
Bild 6-4: Verlauf der Extinktion bei stufenweiser Erhöhung der Sohlschubspannung (vgl. Bild 5-6).	105
Bild 6-5: Verlauf der Volumenkonzentration c_V bei stufenweiser Erhöhung der Sohlschubspannung (vgl. Bild 5-6).	105
Bild 6-6: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,1} = 1,4 \text{ N/m}^2$ über den Schnittpunkt der Regressionsfunktionen nach Methode 1.	108
Bild 6-7: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,2} = 1,8 \text{ N/m}^2$ über den Schnittpunkt der Regressionsfunktionen nach Methode 2.	109
Bild 6-8: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,3} = 1,9 \text{ N/m}^2$ über lineare Regression nach Methode 3 bei Einbeziehung aller Sohlschubspannungsstufen ab einschließlich $\tau_0 = 1,43 \text{ N/m}^2$	109
Bild 6-9: Gegenüberstellung der Ergebnisse der drei Auswertungsmethoden für die kritischen Sohlschubspannungen.	111
Bild 6-10: Maximale gemessene CSB-Konzentration in der Messapparatur und die zu diesem Zeitpunkt induzierte Sohlschubspannung für die Messkampagnen I im alten (schwarz) und die Messkampagne III im neuen (grau) Sammler.	113
Bild 6-11: CSB-Konzentrationen im Sediment des alten (schwarz) und des neuen (grau) Sammlers.	114
Bild 6-12: Gegenüberstellung eigener Messwerte der kritischen Sohlschubspannung zu Literaturwerten im modifizierten Shields-Diagramm. Die drei Datenpunkte von Hartmann (1997) ergeben sich aus einer Einzelmessung und den dort angegebenen Werten für den D_{50} , welche aus drei unterschiedlichen Sedimentproben ermittelt wurde.	117

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Literaturangaben zur Schüttdichte von Kanalsedimenten.....	19
Tabelle 3-2: $S_{B,\tau}$ -Werte verschiedener Autoren als Maß der biologischen Stabilisierung.....	29
Tabelle 3-3: Löslichkeiten von Diacetaten (MerckMillipore, 2013).....	36
Tabelle 3-4: pH-Wert-abhängige Gleichgewichtsreaktionen funktioneller Gruppen und deren pK_S -Wert.....	40
Tabelle 4-1: Anpassung des Exponenten $1/n$ und der Konstante K in Abhängigkeit der Reynolds-Zahl Re (Schade und Kunz, 2007).....	56
Tabelle 5-1: Kornfraktionen zur Kalibrierung der Erosionsmessapparatur.....	82
Tabelle 6-1: Eckdaten zu den drei Messkampagnen.....	103
Tabelle 6-2: Kritische Sohlschubspannungen für gealtertes Sediment (Messkampagnen I und III), ermittelt nach verschiedenen Methoden: (1) Schnittpunkte im logarithmischen Diagramm, (2) Schnittpunkte im halblogarithmischen Diagramm und (3) eigene Methode.....	110

Verzeichnis der Anlagen

Anhang A: Messdaten und Diagramme zur Ermittlung der kritischen Sohlschubspannungen

Anhang B: Geometrisches Lösungsverfahren zur Berechnung der Fließfläche, des benetzten Umfanges und des hydraulischen Radius von teilgefüllten, sedimentbelasteten Ei-profil-Kanälen (als Matlab-Quellcode)

Anhang C: Hoefft und Tränckner (2010). Prognose von Sedimentbildungen in großen Kanalnetzen mittels zweier vereinfachter Ansätze. Beitrag zum Darmstädter Wasserbau-liches Kolloquium (*DAWAKO*), 07. Oktober 2010.

Verzeichnis der Abkürzungen, Formelzeichen und Indizes

Symbol	Bezeichnung	bevorzugte Einheit
A	Fläche	mm ² , m ²
Ac	Acetat	
b	Breite	mm, m
c_p	Partikelkonzentration	L ⁻¹
c_v	Volumenkonzentration	%
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	
CSM	Cohesive Strength Meter	
D	Korndurchmesser, Durchmesser	mm
D_{16}	Korndurchmesser bei 16% Siebdurchgang	mm
D_{50}	Korndurchmesser bei 50% Siebdurchgang	mm
D_{84}	Korndurchmesser bei 84% Siebdurchgang	mm
$D^* = D_{gr}$	sedimentologischer Durchmesser	-
D_m	mittlerer Korndurchmesser	mm
d_{hyd}	hydraulischer Radius	mm, m
E	Erosionsrate	g/(m ² s)
EPS	Extrazelluläre, polymere Substanzen	
F	Fläche	
Fr^*	Feststoff-Froude-Zahl	-
Fr_c^*	kritische Feststoff-Foude-Zahl	-
$f_{\tau, korr}$	Korrekturfaktor	-
g	Gravitationskonstante (= 9,81 m/s ²)	m/s ²
h	Höhe	mm, m
H	Bezugshöhe	mm, m
k	Rauheit	mm
k_s	Sandrauheit	mm
k_{st}	Rauheitsbeiwert nach Strickler	m ^{1/3} /s
l	Länge	mm, m
l_e	charakteristische Wirbelgröße turbulenter Strukturen	
l_u	Umfang	mm, m
M	Masse	g, kg
M_g	Gleichförmigkeitsmodul	-
Me	Metall	
n_{Prop}	Propellerdrehzahl	U/min
R	Molekülrest	
Re	Reynoldszahl	-
Re^*	Feststoff-Reynoldszahl	-
Q	Durchfluss	L/s
s	relative Feststoffdichte	-
S_B	biologischer Stabilisierungsfaktor	-
$S_{B,\tau}$	schubspannungsbezogener, biologischer Stabilisierungsfaktor	-
t	Zeit	s, min
T	Temperatur	°C
TKE	Turbulente kinetische Energie	m ² /s ²
TOC	Total Organic Carbon	

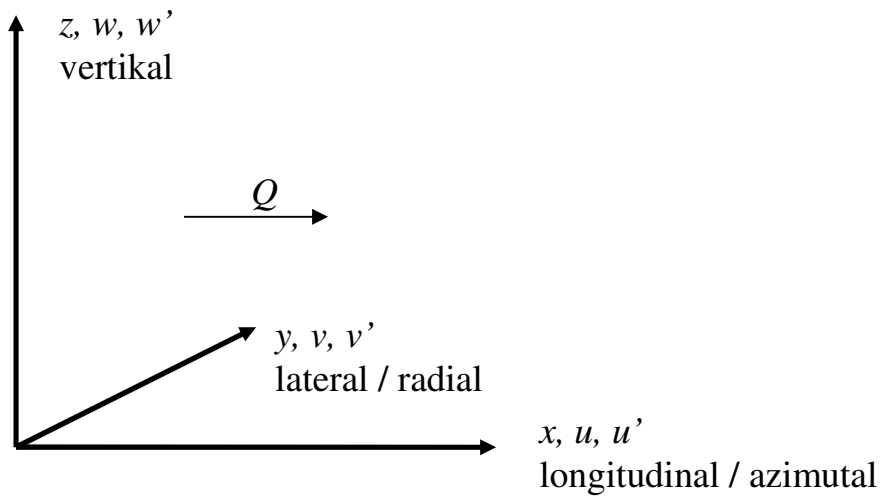
u, v, w	Strömungsgeschwindigkeiten (siehe Koordinatensystem)	m/s
u', v', w'	Geschwindigkeitsfluktuationen (siehe Koordinatensystem)	m/s
u_c	kritische Fließgeschwindigkeit	m/s
u_0^*	kritische Schubspannungsgeschwindigkeit	m/s
u_R	relative Geschwindigkeit	m/s
U_H	Spannung des Heizstroms	V
x, y, z	kartesische Koordinaten (siehe Koordinatensystem)	m, mm
z_0	Rauhigkeitslänge	mm
α	Kalibrierungskoeffizienten	-
δ	turbulente Schichtdicke	
δ_l	laminare Schichtdicke	mm
κ	Kármánsche Konstante	
λ	Rohrwiderstandsbeiwert	-
ρ_d	trockene Schüttdichte	kg/m ³
ρ_F	Feststoffdichte	kg/m ³
ρ	Fluiddichte	kg/m ³
ρ_w	getauchte Schüttdichte	kg/m ³
τ	Schubspannung oder Reynoldsspannung	N/m ²
τ_0	Sohlschubspannung	N/m ²
τ_c	kritische Sohlschubspannung	N/m ²
τ_r	Referenzschubspannung in Bild 3-3	N/m ²
ν	kinematische Viskosität	m/s

weiterhin als Konstanten und Parameter verwendet:

$A, B, K, C_l, C_\mu, \beta^*, \chi, a, b, n$

Index	Bedeutung
<i>biol</i>	biologisch stabilisiertes Sediment
<i>c</i>	kritisch
<i>diff</i>	Differenz
<i>hyd</i>	hydraulisch
<i>korr</i>	korrigiert
<i>p</i>	Partikel
<i>part</i>	partikulär
<i>sed</i>	Sediment
<i>steril</i>	steriles Sediment
<i>vis</i>	viskos
<i>w</i>	Wasser oder getaucht

Vereinbarung zum verwendeten Koordinatensystem



1 Einführung

Das im urbanen Raum anfallende Schmutz- und Niederschlagswasser wird in der Kanalisation abgeleitet. Während dies im Trennsystem getrennt voneinander in separaten Regenwasser- und in Schmutzwasserkanälen geschieht, werden im Mischsystem beide Wasserströme gemeinsam abgeführt.

Die mit dem Wasser transportierten Stoffe können grundlegend in einen gelösten und den partikulären Anteil unterteilt werden. Unter den entsprechenden hydraulischen Randbedingungen können sich Teile der partikulären Stoffe im Kanalnetz absetzen und Kanalsedimente bilden. Die an diesen Prozessen beteiligten Stoffe sind dabei von sehr unterschiedlicher Herkunft und unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung und ihren Eigenschaften deutlich. Material, das während eines Regenereignisses über Straßeneinläufe oder durch eingebundene Bäche ins System transportiert wird, weist einen hohen mineralischen Anteil auf (Ashley *et al.*, 2004). Diese Fraktionen verhalten sich zumindest annähernd wie mineralische Fraktionen im Fließgewässer. Zum abgewaschenen Material auf den befestigten Flächen (z. B. Streusplitt) wird bei starken Regenereignissen Erdreich auf unversiegelten Flächen erodiert. Darüber hinaus gelangen kontinuierlich partikuläre Stoffe mit dem häuslichen Schmutzwasser in die Kanalisation. Diese sind durch einen hohen organischen Anteil geprägt. Neben den menschlichen Ausscheidungen stammt die Organik aus Essensresten und Waschwasser. Das Transportverhalten organisch geprägter Sedimente unterscheidet sich signifikant von dem mineralischer Fraktionen.

Die Sedimente verursachen einerseits betriebliche Probleme wie Reduzierung des Kanalquerschnittes, Sauerstoffzehrung, Geruchsbildung und Korrosion. Bei einem ausreichend starken Regenereignis können andererseits Kanalsedimente vollständig oder teilweise remobilisiert werden und damit sowohl die Entlastungsfrachten als auch die Zulauffrachten zur Kläranlage signifikant und z. T. schlagartig erhöhen.

Die Auslegung der Kanäle erfolgt in erster Linie für den Mischwasserfall, so dass bei Trockenwetterdurchfluss niedrige Fließgeschwindigkeiten und Schleppkräfte an der Sohle herrschen. Bedingt durch diese unterschiedlichen Anforderungen sind Mischwasserkanäle sehr unterschiedlichen hydraulischen Belastungen ausgesetzt und besitzen daher ein sehr hohes Potential für die Bildung von Sedimenten.

Kompromisse zur Erfüllung der Funktionen bei Trockenwetter und Regenwetter stellen Ei-Profile und Trockenwetterrinnen dar. Darüber hinaus gilt es beim Neubau von Kanälen Mindestgefälle, -geschwindigkeit und -sohlschubspannung einzuhalten (ATV-DVWK-A 110). Weiterhin gibt es ingenieurtechnische Maßnah-

men um Sedimente zu remobilisieren. Hierzu gehören Spültanks und Spülklappen (vgl. Bertrand-Krajewski, 2003). Letztendlich wird jedoch oft bei Planung und Betrieb von Kanalnetzen ein Kompromiss gesucht, der nicht nur die hydraulische Leistungsfähigkeit und Sedimentbildung berücksichtigt, sondern auch die Kosten, welche die o. g. Aufwendungen verursachen.

Trotz der umfangreichen Möglichkeiten, eine Sedimentbildung zu verhindern und jahrelanger Forschung auf diesem Gebiet, ist es bis heute nicht gelungen, eine befriedigende Lösung für diese Problematik zu finden. Eine wesentliche Ursache dafür ist ein Mangel an Informationen über die Prozesse unter realen Bedingungen. Insbesondere das Erosionsverhalten bereits vorhandener Kanalsedimente bei Regenwetter ist derzeit nicht vollständig geklärt. Auch zeitlich und räumlich hochauflösende numerische Modelle, wie sie heute in verschiedener Simulationssoftware verwendet werden, spiegeln das Verhalten der Feststoffe in der Kanalisation nur sehr begrenzt wider. Die meisten der verwendeten Ansätze wurden ursprünglich für Fließgewässer unter Laborbedingungen entwickelt und nachträglich mittels mehr oder weniger umfangreicher Korrekturfunktionen auf die Abwassermatrix angepasst. Es ist deshalb nicht zufrieden stellend nachvollziehbar, wann, wo und wie sich Sedimente im Kanalnetz bilden, welche Zusammensetzung sie haben und unter welchen Randbedingungen sie wieder erodiert werden. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf dem letztgenannten Teilproblem – dem Erosionsverhalten von Kanalsedimenten.

2 Motivation

Die Erosion von Kanalsedimenten wird schon seit einigen Dekaden untersucht. Zumeist handelt es sich um Felduntersuchungen, bei denen Spülversuche in einzelnen Kanälen eines Rohrnetzes oder Sedimentbeprobungen in Abhängigkeit verschiedener Randbedingungen durchgeführt worden sind (Artières, 1988; Crabtree 1989; Verbanck, 1995; Rispenpart, 1995a; Coghlan *et al.*, 1996; Arthur und Ashley, 1998; Ahyerre *et al.*, 2001a,b; Laplace *et al.*, 2003; Saul *et al.*, 2003; McIlhatton *et al.*, 2005; Oms *et al.*, 2005). Auf der Grundlage von Messkampagnen, bei denen der Abfluss bei Regenwetter in Mischwasserkanälen beprobt und hinsichtlich stofflicher Parameter analysiert worden ist, entstanden verschiedene empirische Modelle für den Schmutzstofftransport. Dieser Ansatz behandelt das jeweilige Einzugsgebiet als Blackbox. Durch die Auswertung umfangreicher Messreihen können so Spülfrachten in Abhängigkeit von der Anzahl der Trockenwettertage sowie der Regendauer und -intensität oder/und den hydraulischen Parametern wie dem maximalen Durchfluss ermittelt werden (vgl. Gupta und Saul, 1996; Arthur und Ashley, 1998; Coghlan *et al.*, 1996, Ahyerre *et al.*, 2001b). Problematisch hierbei ist, dass die Parametrierung ortsspezifisch ist und somit für jedes Einzugsgebiet erneut mit großem Messaufwand vorgenommen werden muss.

Darüber hinaus besteht nach wie vor das Bestreben, vorhandene empirische und deterministische Sedimenttransportmodelle (vgl. Gebhard, 2009) zu nutzen, welche ausnahmslos unter Laborbedingungen entwickelt wurden. Bei diesen Modellen werden homogene, nicht kohäsive Sedimente vorausgesetzt. Verschiedene Untersuchungen zeigen hingegen, dass Kanalsedimente hochgradig inhomogen sind (Crabtree, 1989; Ashley *et al.*; 1992) und kohäsive Eigenschaften entwickeln können (Williams *et al.*, 1989; Wotherspoon und Ashley, 1992; Berlamont und Torfs, 1996). Folglich ist eine realitätsnahe Abbildung des Teilprozesses Erosion mit diesen Modellen nur eingeschränkt möglich. Eine Vorhersage von Schmutzstößen resp. Entlastungsfrachten auf Basis dieser Modelle ist aufgrund der hier vorgenommenen starken Vereinfachungen schon vom theoretischen Ansatz her fragwürdig (Langeveld *et al.*, 2005). So führte der Versuch, die Modelle von Ackers (1991) und May (1993) mit Kanalsedimenten zu validieren zu unbefriedigenden Ergebnissen (De Sutter *et al.*, 2003).

Die Einflussfaktoren auf die Ausbildung kohäsiver Sedimenteigenschaften können auf Grundlage des derzeit vorhandenen Kenntnisstandes nur qualitativ abgeschätzt werden. Bei dem Sedimenttransportmodell von James *et al.* (2010) wird dieser Mangel an allgemeingültigem Wissen hinsichtlich des Teilprozesses der Erosion umgangen, indem ein sehr einfacher funktioneller Zusammenhang zwischen der

Erosionsrate auf der einen sowie der momentanen Sohlschubspannung und der kritischen Sohlschubspannung auf der anderen Seite genutzt wird. Dieses Erosionsmodell wird für jede Anwendung anhand von Feldmessungen am betreffenden Sediment parametrisiert. In Abhängigkeit von der Größe des betrachteten Systems (z.B. ein natürliches Gewässer oder ein Kanalnetz) und der hierin herrschenden Variabilität der Randbedingungen, insbesondere der Morphologie, ist diese Herangehensweise mit einem entsprechenden Messaufwand verbunden. Eine praktische Anwendung des Modells von James *et al.* (2010) ist dem Autor nicht bekannt.

Zu Ermittlung allgemeingültiger, übertragbarer Aussagen hinsichtlich des Erosionsverhaltens von Sedimenten wurden in der Vergangenheit auch Messkampagnen in Laboratorien unter mehr oder weniger kontrollierbaren Randbedingungen durchgeführt. Die U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) untersuchte im großtechnischen Maßstab das Ablagerungs- und Erosionsverhalten von Kanalsedimenten an einem Versuchsaufbau mit zwei 244 m langen, kippbaren Kanälen unterschiedlichen Durchmessers (US EPA, 1972). Obwohl dieser Versuchsaufbau aufgrund der Abmaße und des damit verbundenen Aufwandes wahrscheinlich einmalig ist, sind die hier gewonnenen Erkenntnisse wenig allgemeingültig, da letztlich nur die Sohlschubspannung über das Gefälle, die beiden Rohrdurchmesser und der Zufluss variiert werden konnten. Andere Einflussgrößen blieben unberücksichtigt.

Labortechnische Versuchsaufbauten haben den Vorteil, dass auch andere Versuchsparameter gezielt verändert werden können und der Erosionsprozess selbst gut zu beobachten ist. Diese Versuchsanlagen umfassen kleine Kreisgerinne (Tait *et al.*, 2003b, Biggs *et al.*, 2005), Erosionsmeter (McIlhatton *et al.* 2002; Tait *et al.*, 2003a; Schellart *et al.*, 2005) und kurze Kippgerinne mit und ohne Kreislaufführung des Sediments (Skipworth *et al.*, 1999; Rushforth *et al.*, 2003; De Sutter *et al.*, 2003; Tait *et al.*, 2003c; Banasiak *et al.*, 2005). Trotz der zahlreichen Einstellmöglichkeiten, die sich im Labor bieten, ist in Anbetracht der Vielzahl an möglichen Einflussfaktoren auf die Sedimentstabilität und ihrer Wechselwirkungen untereinander nicht zu erwarten, dass die gesamte Komplexität dieser Thematik im Labor tatsächlich realistisch nachgestellt werden kann. Bei den Untersuchungen wird oft vernachlässigt, dass sich der Aufbau von Kanalsedimenten über größere Zeiträume erstreckt. Während dieser Zeit müssten die Bedingungen in der Versuchsanlage hinreichend genau nachgebildet werden, damit das Sediment letztlich auch die entsprechenden realistischen Eigenschaften hat. Ausdrücklich an dieser Stelle zu erwähnen sind vor allem das hydraulische Regime, die variierenden chemischen, physikalischen und biologischen Parameter im Abwasser sowie die biologischen Umsatzprozesse im Sediment selbst. Auch aus dem Bereich der Sedi-

mente natürlicher Gewässer ist bekannt, dass die Zeiträume für die Untersuchungen meist zu kurz gewählt (Grabowski *et al.*, 2011) und zum Teil wichtige Aspekte, wie die biologische Stabilisierung, vernachlässigt werden (Perkins *et al.*, 2004). Es sind folglich signifikante Unterschiede zwischen den Ergebnissen von Feld- und Labormessungen zu beobachten (Mitchener und Torfs, 1996).

Bei der Untersuchung an Kanalsedimenten hat sich zudem die Vorgehensweise durchgesetzt, entnommenes Kanalsediment vor dem Einbau in die Laborapparaturen komplett zu durchmischen (Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2000; Tait *et al.*, 2003b; Banasiak *et al.*, 2005; Schellart *et al.*, 2005). Die aus der „Sedimentgeschichte“ herrührenden vertikalen Schichtungen (Crabtree, 1989) und stofflichen Gradienten (Schmitt, 1992; Rispenpart, 1995a) im Sediment werden dabei unweigerlich zerstört. Da beides aber einen entscheidenden Einfluss auf die Sedimenteigenschaften hat, ist diese Vorgehensweise als ungeeignet einzustufen (vgl. auch Banasiak und Verhoeven, 2006).

Mit der Entnahme des Sedimentes als Bohrkern und dessen möglichst ungestörten Einbau in eine Laborapparatur, wird versucht diese Problematik zu umgehen. So konnte im Bereich der natürlichen Sedimente kein Unterschied zwischen Labor- und *in-situ*-Messungen bei der Verwendung von Box-Core-Proben bzw. zylindrischen Bohrkernproben festgestellt werden (Widdows *et al.*, 2000; Schaaff *et al.*, 2006). Dem stehen Berichte von negativen Erfahrungen mit dieser Herangehensweise gegenüber. Schon Young (1975) weist darauf hin, dass es bei den Probenahmen zu Störungen im Sediment kommen kann. Kohäsive Bindungen werden gestört, weshalb seiner Meinung nach das Erosionsverhalten entnommener Sedimente nicht mit dem von ungestörten Sedimenten verglichen werden kann. Tolhurst *et al.* (2000a) beobachteten an Box-Core-Proben von ästuarinen Sedimenten, dass es trotz aller Vorsicht schon allein durch den Transport zum Labor zu sichtbaren Veränderungen an den Sedimentoberfläche kommt. Bei den anschließenden Erosionsversuchen wurden signifikante Unterschiede zwischen den zuvor *in situ* und den im Labor ermittelten kritischen Sohlschubspannungen festgestellt. Zu ähnlichen Aussagen kommen auch Liem *et al.* (1997) durch Vergleichsmessungen an natürlichen Sedimenten. Auch die Messungen von McIlhatton *et al.* (2002) an Kanalsedimenten sprechen dafür. Hier erhöhte sich die erodierte Sedimentmenge um den Faktor 2 bis 6 bei der Labormessung im Vergleich zur *in-situ*-Messung. Bong *et al.* (2012) urteilen auf Grundlage ihrer Versuche, dass kritische Sohlschubspannungen, welche im Labor ermittelt worden sind, oft die realen Gegebenheiten unterschätzen.

Weiterhin wurde in der Vergangenheit versucht, Kanalsediment durch künstliches Sediment zu substituieren. Dabei ist es anscheinend alles andere als trivial, einen

passenden Ersatz für reale, kohäsive Sedimente herzustellen. So verwendeten verschiedene Autoren zermahlene Olivenkerne (Tait *et al.*, 1998; Skipworth *et al.*, 1999; Rushforth *et al.*, 2003; Tait *et al.*, 2003a) als Sedimentersatz. Hartmann (1997) nutzte für Testläufe seines *in-situ*-Längsgerinnes eine Mischung aus Sand, Bentonit, Weizenmehl, gekochtem Reis und Dosenerbsen. Nalluri und Alvarez (1992) vermengten Sand mit Tonmineralen, Öl und Vaseline, um diesem die gewünschten kohäsiven Eigenschaften zu verleihen. Für Testzwecke und zur grundlegenden Untersuchung des Erosionsverhaltens kohäsiven Materials ist diese Herangehensweise ein probates Mittel. Versuche an realen Kanalsedimenten können diese Untersuchungen jedoch nicht ersetzen.

Für ein besseres Verständnis der Erosionsprozesse in der Kanalisation müssen reale Kanalsedimente am Ort ihres Entstehens, also *in situ* untersucht werden. Solche Messungen sind sehr rar. Tatsächlich sind dem Autor nur die weiter oben schon erwähnten Messungen von Hartmann (1997) und McIlhatton *et al.* (2002) bekannt. Bei Ersteren handelt es sich um zwei Testmessungen, bei denen die Funktionsweise eines neu entwickelten *in-situ*-Längsgerinnes demonstriert wurde. Die Messung von McIlhatton *et al.* (2002) diente als Vergleich zu einer Messung im Labor.

Ziel ist es, mit dieser Arbeit die faktisch nicht vorhandene Basis an Erosionsmessungen an realen Kanalsedimenten zu erweitern und so einen Beitrag zum besseren Verständnis dieser Thematik zu leisten. Diese Aufgabe umfasst die Entwicklung, den Bau und die Kalibrierung einer geeigneten *in-situ*-Messapparatur, wobei die in der Vergangenheit genutzten Apparaturen sowie die vorhandenen Mess- und Kalibriermethoden kritisch hinterfragt werden. Weiterhin wurde berücksichtigt, dass die Forschung auf dem Gebiet der Sedimente natürlicher Gewässer sehr viel weiter fortgeschritten ist, als im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft. Vieles weist darauf hin, dass Erkenntnisse aus diesem Fachgebiet mit Einschränkungen auf das Problemfeld Kanalsedimente übertragbar sind (Berlamont und Torfs, 1996). Dieses Wissen wird hier zusammengefasst, hinsichtlich seiner Relevanz für den Bereich der Kanalsedimente bewertet und so für die Belange dieser Arbeit nutzbar gemacht.

3 Einflüsse auf die Sedimentstabilität

3.1 Einführung in das Kapitel

Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wurden bis dato nur sehr wenige Studien zur Stabilität von Kanalsedimenten durchgeführt. Hauptaugenmerk lag hier vor allem auf dem Einfluss der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes. Damit wurde nur einem kleinen Teil der möglichen Einflussgrößen Beachtung geschenkt. Andererseits liegen für Sedimente in Seen, Flüssen, Mündungen, Watten und an Kontinentalschelfen umfangreiche Untersuchungen vor, die in weiten Teilen *in situ* durchgeführt worden sind. Es handelt sich hierbei um ein Forschungsfeld, das im Vergleich zu den Untersuchungen von Kanalsedimenten auf ein weitaus größeres Interesse stößt. Die Forschung ist auf diesem Gebiet folglich weiter fortgeschritten. In diesem Kapitel wird gezeigt, dass die auf diesem Forschungsgebiet gewonnenen Erkenntnisse zu grundlegenden physikalischen, chemischen und biologischen Einflussgrößen mit Einschränkungen auf Kanalsedimente übertragbar sind. Größere Unterschiede bezüglich der Randbedingungen finden sich vor allem in der Chemie des Wassers (Nährstoffe, Salinität) und der Biologie (höhere Lebensformen in natürlichen Sedimenten). Letztlich stellt aber auch hier die Forschergemeinschaft fest, dass trotz aller Bemühungen nach wie vor keine verlässliche Prognose zur Erosion dieser Sedimente möglich ist (Grabowski *et al.*, 2011).

Neben dem Fachwissen aus dem Bereich der natürlichen Gewässer wird auf weitere Forschungsgebiete zurückgegriffen und deren Übertragbarkeit auf die Belange dieser Arbeit erörtert. Diese Herangehensweise dient dem Versuch, ein möglichst umfassendes Bild der in Frage kommenden Einflussgrößen zu entwerfen, wobei aber der Anspruch auf Vollständigkeit nicht erhoben wird. Die Erkenntnisse sind zumeist nur qualitativer Natur und sollen den Leser für die hohe Komplexität der Thematik sensibilisieren.

3.2 Durchschnittliche Partikelgröße

Der Einfluss der Partikelgröße auf die Stabilität nicht kohäsiver Sedimente wurde umfassend in Laborexperimenten untersucht (z.B. Shields, 1936; White, 1970; Mantz, 1977; Yalin und Kalahan, 1979). Diese Laboruntersuchungen zeigen eine steigende Sedimentstabilität mit zunehmender Partikelgröße. Shields (1936) fasste diese Abhängigkeit in dem nach ihm benannten Diagramm (Bild 3-1) zusammen, wobei er zur Darstellung des Zusammenhanges die kritische Feststoff-Froude-Zahl Fr^* und die Feststoff-Reynoldszahl Re^* als dimensionslose Kennzahlen verwendet. Diese definieren sich wie folgt:

$$Re^* = \frac{u_0^* \cdot D}{\nu} = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \cdot \frac{D}{\nu} \tag{Formel 3-1}$$

$$Fr^* = \frac{\tau_0}{(\rho_F - \rho) \cdot g \cdot D} \tag{Formel 3-2}$$

mit der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit u_0^* , der Sohlschubspannung τ_0 , dem Korndurchmesser D , der kinematischen Viskosität ν , der Korndichte ρ , der Fluidichte ρ_F und der Erdbeschleunigung g . Die sich ergebende Kurve (bzw. der sich ergebende Bereich) kennzeichnet die Grenze zwischen den Zuständen der Ruhe (unterhalb der Kurve) und der Bewegung (oberhalb der Kurve) eines Geschiebekorns. Die Nutzung dieser ursprünglichen Form des Diagramms basiert auf einer iterativen Herangehensweise, da sowohl Re^* , als auch Fr^* von der Sohlschubspannung τ_0 abhängen.

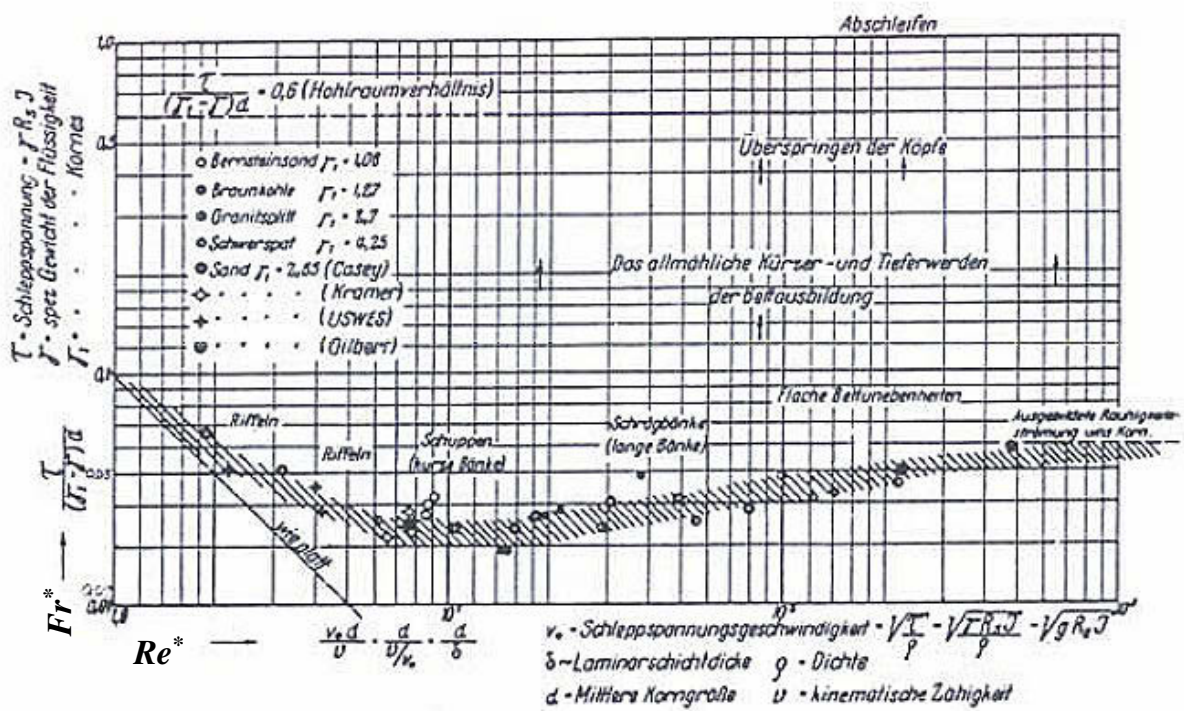


Bild 3-1: Der Bewegungszustand von Partikeln nach Shields (1936). Das Original-Diagramm zeigt die kritische Feststoff-Froude-Zahl Fr^* in Abhängigkeit der Feststoff-Reynoldszahl Re^* (hier im Originaldiagramm von 1936 mit abweichenden Parameterbezeichnungen). Unterhalb der Kurve befinden sich die Partikel in Ruhe und oberhalb in Bewegung.

Das Shields-Diagramm suggeriert, dass auch im Bereich sehr kleiner Partikelgrößen mit sinkendem Korndurchmesser die kritische Sohlschubspannung sinkt. Dies ist nur bedingt richtig. Je kleiner die entsprechenden Partikel sind, desto mehr tritt

der Einfluss interpartikulärer Wechselwirkungen in den Vordergrund. Diese können sich in Abhängigkeit des Sedimentmaterials und der Fluidchemie unterschiedlich auf die Eigenschaften des Sedimentes auswirken. Zum Erreichen kleiner Re^* -Zahlen im Shields-Diagramm wurden daher meist Bettmaterialien geringerer Dichte, wie Bernstein, Braunkohle (Shields, 1936) und Kunststoff (Ackers und White, 1973), sowie Flüssigkeiten mit höherer Viskosität, wie Öl (White, 1970) oder Glycerin/Wassergemische (Yalin und Kalahan, 1979) verwendet.

Auch Quarzpartikel, welche oft den Hauptbestandteil des mineralischen Anteils natürlicher Sedimente darstellen, entwickeln kohäsive Eigenschaften (Bagnold, 1937). Grund hierfür sind die negativen Oberflächenladungen der Quarzpartikel (Hillebrand, 2008). Hillebrand zeigte anhand von Quarzmehl ($D_{50} = 3,5 \mu\text{m}$) in demineralisiertem Wasser, dass das Flockungsverhalten der Partikel stark vom pH-Wert und von der Anwesenheit gelöster Ionen abhängt. Während sich am isoelektrischen Punkt bei einem pH-Wert von 2 die Quarzpartikel anziehen, kommt es im neutralen Bereich zu einer Abstoßung durch starke, negative Oberflächenladungen. So zeigen die Ergebnisse der Erosionsversuche von Mantz (1977) mit enthartetem Wasser und Quarzmehl ($D = 15 - 33 \mu\text{m}$) nach einer 15-minütigen Konsolidierungsphase eine grundlegende Übereinstimmung mit dem Shields-Diagramm. Es wurde kein kohäsives Verhalten des Sedimentmaterials beobachtet. Bei der Verwendung von Leitungswasser kommt es hingegen zu einer starken Anziehung im neutralen Bereich, da hier positiv geladene Ionen im Wasser die diffuse Doppelschicht reduzieren (Hillebrand, 2008). Die Ergebnisse der Erosionsversuche von Roberts *et al.* (1998) mit reinen Quarzpartikeln und Leitungswasser zeigen dementsprechend einen Anstieg der kritischen Sohlschubspannung mit abnehmender Partikelgröße unterhalb von $D \approx 150 \mu\text{m}$. Dieser Aussage stehen die Ergebnisse von Rees (1966) und White (1970) gegenüber. Die Versuche von White (1970) wurden mit reinen Quarzpartikeln mit einer Partikelgröße von $D = 16 \mu\text{m}$ und Leitungswasser durchgeführt. Die Ergebnisse der Versuche zeigen keine Kohäsion und, mit leichten Abweichungen, ein ähnliches Bild, wie die von Shields (1936). Es werden jedoch keinerlei Angaben zur Beschaffenheit des verwendeten Leitungswassers aufgeführt. Sollte es sich in diesem Fall um ein sehr weiches Leitungswasser gehandelt haben, so würden die Ergebnisse von White (1970) wieder in Einklang mit den Aussagen von Hillebrand (2008) stehen. Eine weitere Ausnahme bilden die Laborversuche von Rees (1966) mit natürlichem Schluff, welcher annähernd frei von Tonmineralen ist. Bei den Erosionsversuchen wurde ebenfalls keinerlei kohäsives Verhalten festgestellt. Zum verwendeten Leitungswasser wird hier geschrieben, dass 40 ppm gelöste Salze enthalten sind. Unter der vereinfachten Annahme, dass es sich bei den Salzen ausschließlich um Kalziumkarbonat handelt, würde sich eine sehr geringe Wasserhärte von unter 2°dH ergeben. Analog zur

Diskussion der Ergebnisse von White (1970), wären auch hier die Ergebnisse von Rees kein Widerspruch zu den Aussagen von Hillebrand (2008) und den Messergebnissen von Roberts *et al.* (1998). Dem hinzuzufügen ist, dass Grabowski *et al.* (2011), die ihrer Meinung nach widersprüchlichen Ergebnisse von Roberts *et al.* (1998), anders interpretieren. Als Begründung für das kohäsive Verhalten wird die Bildung von Biofilmen während der teilweise sehr lang andauernden Versuche vermutet, was eine biogene Stabilisierung des Quarzmehls zur Folge hätte.

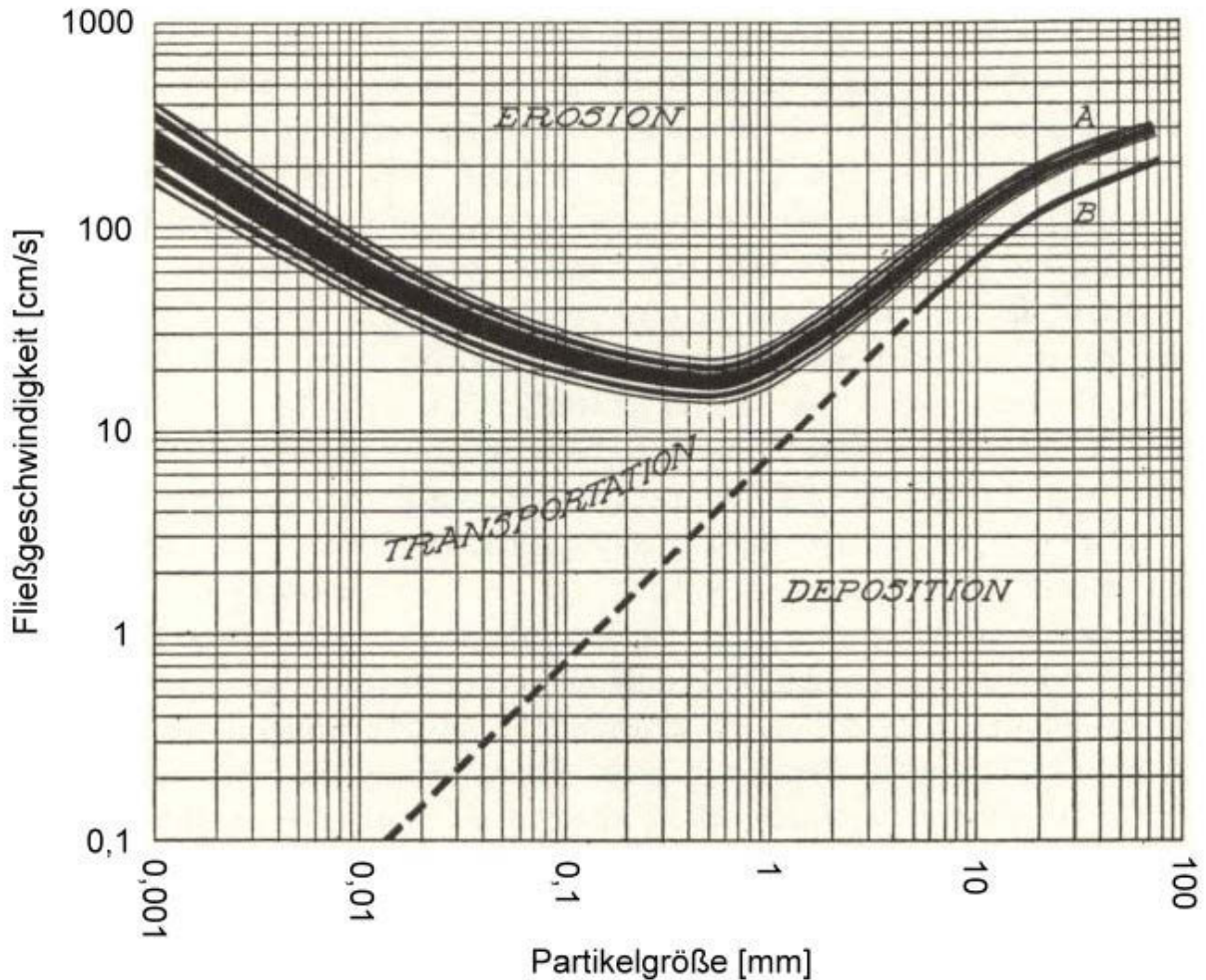


Bild 3-2: Transportzustand in Abhängigkeit der Korngröße für ein natürliches Flusssediment (Hjulström, 1955 nach Hjulström, 1935). Die angegebene Fließgeschwindigkeit bezieht sich auf die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über das Flussprofil.

Wie dem auch sei, der kohäsionslose Fall bei feinen Sedimenten wird *in natura* kaum anzutreffen sein. Für die Betrachtung natürlicher Sedimente rücken ab einer bestimmten Partikelgröße andere Einflussfaktoren in den Vordergrund. Diese hängen nur indirekt mit der Partikelgröße zusammen. Hierbei handelt es sich unter anderem um die oben schon erwähnten Oberflächenladungen, welche wiederum vom

pH-Wert und von der Anwesenheit von Ionen abhängen. Auch die Mineralogie des Sedimentmaterials (Tonminerale) sowie der Grad der Konsolidierung des Sedimentes sind von Bedeutung. Weiterhin bietet die große Aufwuchsfläche feiner Sedimente den Mikroorganismen bessere Bedingungen für die Bildung von Biofilmen. Folglich ergibt sich für natürliche Sedimente unterhalb eines bestimmten Korndurchmessers ein konträres Bild zum Shields-Diagramm. Mit sinkender Partikelgröße steigt die kritische Sohlschubspannung wieder an. Eine der ersten Darstellungen dieses Effektes ist das Diagramm von Hjulström (Bild 3-2), wobei das Minimum der Sedimentstabilität in etwa bei einer Partikelgröße von 100 bis 200 μm beobachtet wurde (Hjulström, 1955). Grundsätzlich ist damit zu rechnen, dass dieser Zusammenhang auch für Kanalsedimente zutrifft, da es sich hierbei um ein Gemisch aus mineralischen und organischen Materialien handelt. Mit einem kohäsionslosen Verhalten im Sinne von Shields, wird daher nur bei grobkörnigen Kanalsedimenten zu rechnen sein.

3.3 Partikelgrößenverteilung

Der Einfluss der Partikelgrößenverteilung untergliedert sich in mehrere Teilaspekte. Hier sind der „Hiding/Exposure“-Effekt, der „Armouring“-Effekt sowie die Beeinflussung der Rauheit der Sedimentoberfläche zu nennen.

In einem Gemisch aus Körnern unterschiedlicher Größe können sich kleinere Partikel hinter größeren Partikeln und in den Lücken zwischen größeren Partikeln „verstecken“ (hiding). Sie sind daher der Strömung weniger ausgesetzt und werden folglich später erodiert, als dies in einem homogenen Sedimentbett gleicher Partikelgröße geschehen würde (Einstein, 1950). Gleichzeitig werden größere Partikel in heterogenen Korngemischen zeitiger erodiert, wenn sie an exponierter Lage an der Sedimentoberfläche liegen (exposure) und sich hierdurch im Vergleich zu einem homogenen Sedimentgefüge der Reibungswinkel verändert (Wiberg und Smith, 1987). Die Experimente von Wilcock und Crowe (2003) an künstlichen Sand/Kiesgemischen veranschaulichen beide Effekte sehr deutlich (Bild 3-3).

Weiterhin kann es während der Alterung von Sedimenten zum Aufbau einer schwerer erodierbaren Deckschicht kommen. Dieser Effekt wird in der englischsprachigen Literatur als „Armouring“ oder auch „Pavement“ bezeichnet. In der Natur ist dies vor allem bei ganzjährig Wasser führenden Fließgewässern zu beobachten (Leopold *et al.*, 1964). Bei relativ langsamen Fließgeschwindigkeiten werden hier nach und nach feinkörnige Kornfraktionen aus der oberen Sedimentschicht ausgewaschen, so dass gröberes Material zurückbleibt und sich dort allmählich akkumuliert. Diese Schicht weist eine höhere Stabilität auf und schützt das darunter

befindliche Sediment (siehe Bild 3-4). Der Armouring-Effekt ist ab einem Kornklassenverhältnis von $D_{84}/D_{16} > 2$ nachweisbar (Little und Mayer, 1976) und wurde von Banasiak *et al.* (2005) auch an Kanalsedimentproben in einem Laborversuchserinne beobachtet.

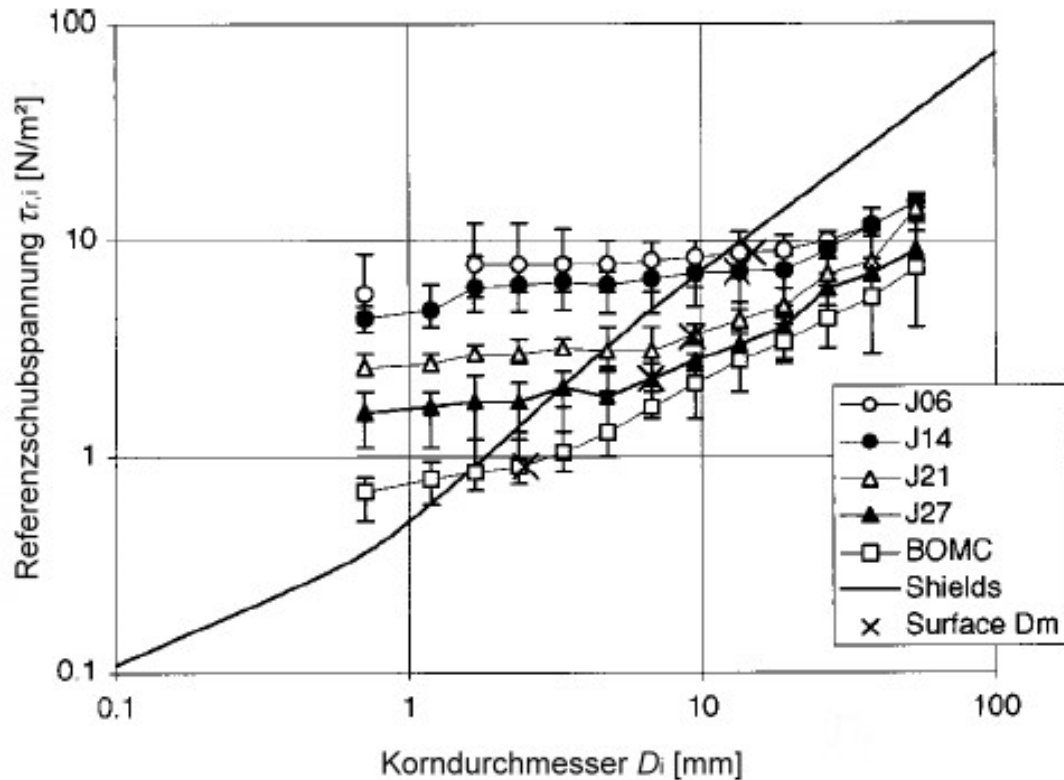


Bild 3-3: Bewegungsbeginn (bei $\tau_{r,i}$) einzelner Kornfraktionen D_i in Korngemischen im Vergleich zu den Messungen von Shields (1936) für homogenes Sediment (Wilcock und Crowe, 2003). Die unterschiedlichen Symbole repräsentieren Messwerte verschiedener Sand/Kies-Mischungen: J06 (6,2 % Sand), J14 (14,9 % Sand), J21 (20,6 % Sand), J27 (27 % Sand), BOMC (34,3 % Sand). Symbol (X) spiegelt den mittleren Korndurchmesser an der Sedimentoberfläche wider. Statt der kritischen Sohlschubspannung τ_c verwenden Wilcock und Crowe die Referenzschubspannung τ_r . Diese bezieht sich auf die Schubspannung, ab welcher eine definierte, sehr kleine Erosionsrate messbar ist. Sie ist nur geringfügig größer als die kritische Sohlschubspannung τ_c (Wilcock *et al.*, 2009).

Als weitere Ursache für die Akkumulation größerer Materials an der Sedimentoberfläche wird die Auswirkung des dispersiven Druckes auf Korngemische angesehen. Da auf größere Partikel ein höherer dispersiver Druck einwirkt, wandern diese allmählich nach oben. Es kommt somit zu einer vertikalen Sortierung der Kornklassen. Hierfür muss das Korngemisch jedoch vollständig in Bewegung sein.

Vereinfacht lässt sich dieses Prinzip auch wie folgt beschreiben. Bei der Bewegung einzelner Körner oder Kornschichten im Sediment, verändern sich die Lücken im Korngefüge. Entsteht eine Lücke unterhalb eines Kornes, so ist es kleineren Körnern aufgrund ihrer Größe eher möglich, in die Lücke nachzurutschen und diese wieder aufzufüllen. Infolgedessen wandern in Korngemischen kleinere Kornfraktionen mit der Zeit nach unten und größere Körner werden Richtung Oberfläche gehoben (Gray *et al.*, 2006). Für Wasserströmungen wird dieser Effekt unterhalb einer maximalen Korngröße von $D < 0,2$ mm im Korngemisch nicht mehr erwartet (Bagnold, 1954).

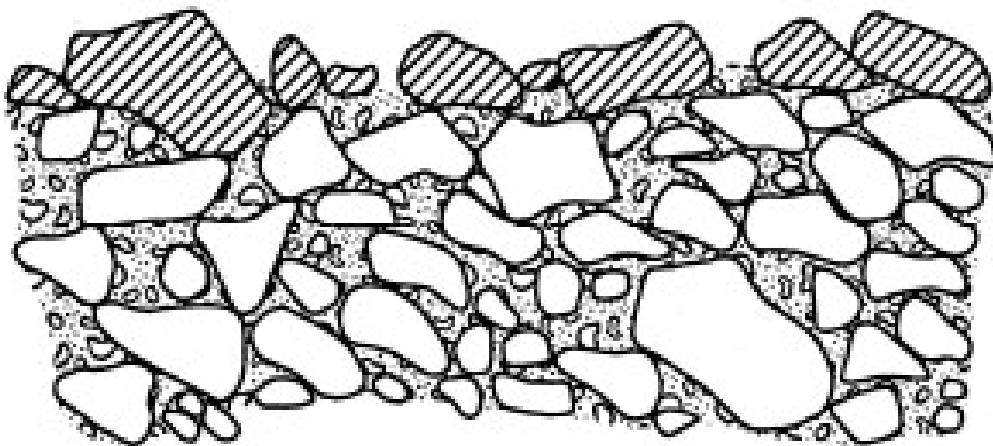


Bild 3-4: „Armouring“: An der Oberfläche des Sedimentes bildet sich eine Pflasterung aus größeren Partikeln (schraffiert) (Church *et al.*, 1987).

Umgekehrt bieten die Porenräume eines aus größerem Material bestehenden Sedimentes die Voraussetzungen für die Einlagerung feiner Partikel. Einstein (1968) zeigte in Laborversuchen mit suspendiertem Quarzmehl ($D = 3,5 - 30 \mu\text{m}$) über einem Kiesbett, dass sich das feine Material allmählich in Porenräumen des Kieses ablagert. Dieser Prozess konnte auch in Fließgewässern nachgewiesen werden (Carling und Reader, 1982) und ist unter anderem für die Kolmation von Gewässersohlen bei der Uferfiltration von Bedeutung (Beyer und Banscher, 1975; Geldner, 1982).

Weiterhin kommt es durch die Einlagerung von feinerem Material im grobkörnigen Sedimentgefüge zu einer hydraulischen Glättung. Die angreifende Strömung erzeugt somit eine geringere Sohlschubspannung, was indirekt zu einer höheren Sedimentstabilität bei gleichem Abfluss führt (Ikeda, 1984; Mitchner und Torfs, 1996; Venditti *et al.*, 2010).

Abschließend ist zu dieser Thematik anzumerken, dass die Bezeichnungen Kies, Ton, Schluff und Sand verschieden ausgelegt werden können. Neben der Einteilung in Korngrößen werden den Begriffen zum Teil bestimmte Eigenschaften zugeordnet (z.B. Schluff: schlammiges Küstensediment). Selbst die Korngrößeneinteilung ist nicht eindeutig definiert und unterliegt länderabhängigen Abweichungen. Bei der Einordnung und Deutung von Ergebnissen aus der Literatur kann es daher zu Verwirrungen kommen, wenn nicht zusätzlich die entsprechenden Partikelgrößen genannt werden (Jasmund und Lagaly, 1993).

3.4 Tonminerale

In vielen Untersuchungen zum Einfluss der Partikelgrößenverteilung auf das Erosionsverhalten wurde natürliches Sediment aus Ästuaren, Schelfen und Watten verwendet. Die dort enthaltene, feine Fraktion besteht zumeist aus Ton und Schluff sowie aus feinem organischen Material, wie abgestorbenen Algen. Der Ton- und Schluffanteil besteht zu großen Teilen aus Tonmineralen. Van Ledden *et al.* (2004) sehen im Tonmineralanteil solcher Sedimente den ausschlaggebenden Punkt für ihr kohäsives Verhalten. Aufgrund ihrer Struktur und Zusammensetzung weisen Tonminerale spezielle physikalische Eigenschaften auf (Heim, 1990).

Tonminerale sind Schichtsilikate. Vereinfacht beschrieben, setzen sie sich aus Schichten verknüpfter $[\text{SiO}_4]$ -Tetraeder und ebenfalls verknüpfter $[\text{Me}(\text{O},\text{OH})_6]$ -Oktaeder zusammen (Me steht hier für die Ionen von Metallen, wie z. B. Al, Mg, Fe). Aus diesen beiden Bausteinen bilden sich Zweischicht- (Kaolinite und Serpentine), Dreischichtminerale (z.B. Smectite und Illite), Vierschichtminerale (Chlorite) und Bandschichtminerale (Sepiolith und Palygorskit). Die Kombinationen der genannten Schichtsilikate werden als Wechsellagerungsminerale bezeichnet. Tonmineral Kristalle sind zumeist kleiner als $2\ \mu\text{m}$, haben die Struktur von Plättchen und besitzen daher eine große spezifische Oberfläche. Diese Struktur verleiht Tonmineralen unter anderem eine hohe Ionenaustauschkapazität und Plastizität. Im dispergierten Zustand können die Kristalle auf verschiedene Art und Weise aggregieren. Während die Basisflächen der Kristalle stets negativ geladen sind, variiert die Ladung der Flächenkanten mit dem pH-Wert. Bei Anwesenheit von Elektrolyten in der wässrigen Lösung kann eine Aggregation sowohl über zwei Flächen, als auch über zwei Kanten, sowie über jeweils eine Kante und eine Fläche erreicht werden. Hieraus ergeben sich räumliche Strukturen in Form von Bändern oder Gerüsten (Heim, 1990; Jasmund und Lagaly, 1993), was jedoch eher in der Konsolidierungsphase von Sedimenten von Bedeutung ist.



Bild 3-5: Beispiel für den Eintrag von Erdreich in die Kanalisation bei einem Starkregenereignis (Dresden-Plauen, 2013).

In natürlichen, fluvialen Systemen kommt es aufgrund der niedrigen Absetzgeschwindigkeiten in Ästuaren und in Altarmen von Flüssen zu größeren Ablagerungen von Tonmineralen (Heim, 1990). In diesen Bereichen ist der hohe Tonmineralanteil der bestimmende Faktor für das Kohäsionsvermögen der Sedimente (van Ledden *et al.*, 2004).

Mit einem Eintrag von Tonmineralen zusammen mit anderem Erdreich in die Kanalisation ist in Hanglagen durch Erosion von Erdreich auf nicht versiegelten Flächen zu rechnen (siehe Bild 3-5). Auch wenn die Strömungsverhältnisse in der Kanalisation im Allgemeinen ungeeignet sind für die Ablagerung größerer Mengen an

Tonmineralen, so kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich, wie im Abschnitt 3.3 beschrieben, feines, suspendiertes Material in den Porenräumen eines grobkörnigen Sedimentes einlagert. Auch in Rückstaubereichen mit entsprechend niedrigen Fließgeschwindigkeiten ist eine Ablagerung denkbar. Mit einem Effekt auf die Sedimentstabilität ist dessen ungeachtet auch schon bei geringen Anteilen zu rechnen, da Tonminerale mit den anderen Sedimentbestandteilen in Wechselwirkung stehen. So besteht der mineralische Anteil des Kanalsedimentes im Bereich von Schluff, Sand und Kies überwiegend aus Quarz, welcher selbst eine negative Oberflächenladung besitzt. Analog zur Aggregation von Tonkristallen, werden diese auch mit der Oberfläche der Quarzpartikel Bindungen eingehen. Laborversuche von Gailani *et al.* (2001b) zeigen beispielsweise schon bei einem Bentonitanteil von 0,5 % eine Verringerung der Erosionsraten um eine Größenordnung. Lick *et al.* (2004) versetzten Quarzpartikel (100 – 400 μm) mit 2 % Bentonit, infolge dessen sich die kritische Sohlschubspannung der Quarzpartikel verdoppelte. Als Begründung wird die Anlagerung der Tonpartikel an die Quarzpartikel bzw. deren Ummantelung mit Tonpartikeln angegeben.

Darüber hinaus haben verschiedene Tonminerale unterschiedliche Auswirkungen auf die Sedimentstabilität. Torfs *et al.* (2000) und Dickhudt *et al.* (2011) zeigen unterschiedlich hohe Sedimentstabilitäten bei der Zugabe von Kaolinit (Zweischichtmineral) und Montmorillonit (Dreischichtmineral) zu einem künstlichen Quarzsediment.

3.5 Lagerungsdichte und Gaseinschlüsse

In der Literatur wird die Lagerungsdichte in die trockene und in die getauchte Lagerungsdichte unterschieden (ρ_d bzw. ρ_w). Beide Größen sind über die Porosität resp. den Wassergehalt umrechenbar. In diesem Abschnitt bezeichnet der Begriff Schüttdichte ausschließlich die getauchte Schüttdichte ρ_w . Die Auswirkung der Schüttdichte ist Gegenstand zahlreicher Veröffentlichungen, wobei es sich hier zumeist um Untersuchungen eines einzelnen Sedimentes bei unterschiedlichem Grad der Konsolidierung handelt.

Postma (1967) erarbeitete anhand der Messdaten verschiedener Autoren (in Sundborg, 1956), sowie eigenen Beobachtungen ein Diagramm, in dem von der Fließgeschwindigkeit und der Korngröße abhängige Bereiche für die Erosion, den Transport und die Ablagerung von natürlichen Sedimenten gekennzeichnet sind (Bild 3-6). Es wird deutlich, dass bei kleinen Partikelgrößen ($< 150 \mu\text{m}$) der Konsolidierungsgrad entscheidend für die Sedimentstabilität ist. Dies scheint unabhän-

gig von der Anwesenheit von Tonen und Biomasse zu sein, da Roberts *et al.* (1998) ähnliche Ergebnisse bei Laborversuchen mit reinen Quarzpartikeln erzielen.

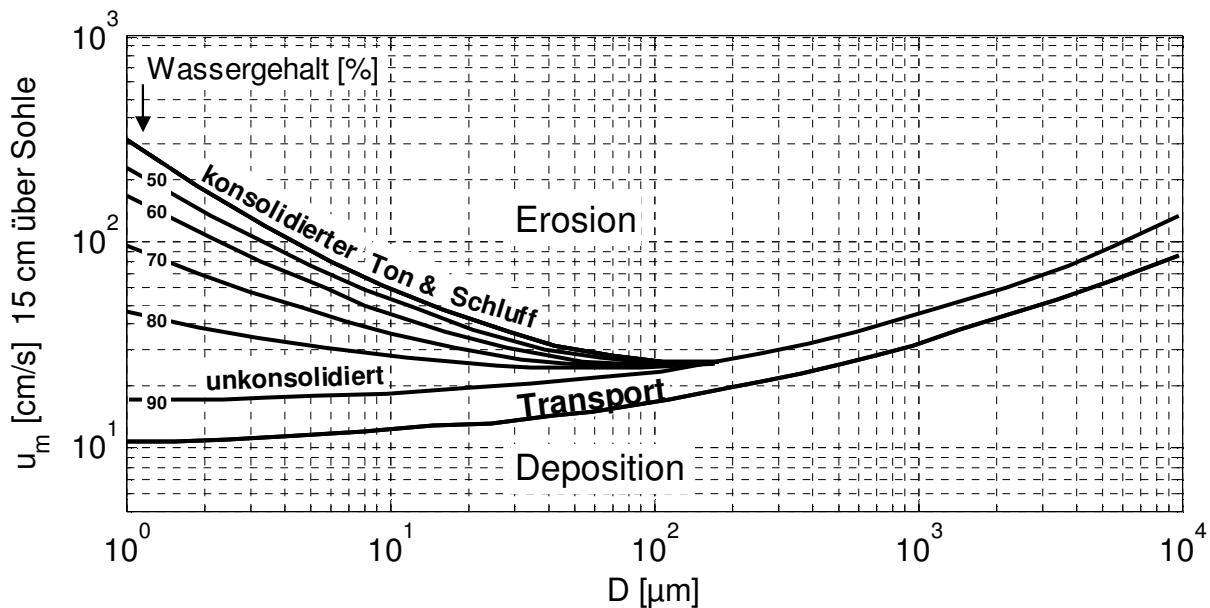


Bild 3-6: Bereiche von Erosion, Transport und Deposition von Partikeln in Abhängigkeit der Partikelgröße und des Wassergehaltes für natürliche Sedimente (Postma, 1967).

Die Konsolidierung dauert je nach Sedimentbeschaffenheit Minuten bis Monate. So konnten Gailani *et al.* (2001a) auch nach einem halben Jahr noch einen fortschreitenden Konsolidierungsprozess in einem Tonsediment nachweisen. Das Wasser entweicht aufgrund des Eigengewichts der Feststoffe durch die Sedimentporen, woraufhin die Schüttdichte zunimmt. Neben der Zeit und dem Eigengewicht hängt der Konsolidierungsprozess von der Permeabilität des Sedimentes ab (Berlamont *et al.*, 1993), die mit zunehmender Konsolidierung abnimmt (Ockenden und Delo, 1991).

Der Einfluss der Schüttdichte auf die Sedimentstabilität kann sehr unterschiedlich stark ausgeprägt sein. In Bild 3-7 sind die Ergebnisse verschiedener Messkampagnen an natürlichen Sedimenten, sowie die daraus abgeleiteten Regressionsfunktionen zusammengefasst. Das uneinheitliche Bild kommt durch die Überlagerung mit anderen Einflussfaktoren zustande. Auch wenn sich kein universeller Zusammenhang für alle Sedimente ableiten lässt, so ist der Trend doch eindeutig. Höhere Schüttdichten haben eine höhere Sedimentstabilität zur Folge. Dies äußert sich sowohl in erhöhten kritischen Sohlschubspannungen (z.B.: Postma, 1967; Roberts *et al.*, 1998; Amos *et al.*, 2004), als auch in geringeren Erosionsraten (z.B.: Jepsen *et al.*, 1997; Roberts *et al.*, 1998; Gailani *et al.*, 2001a).

Das Eigengewicht des Sedimentes bewirkt zudem, dass tiefere Schichten schneller und stärker konsolidieren als die darüber liegenden Schichten. Folglich nehmen die Schüttdichte und damit auch die kritische Schubspannung über die Sedimenttiefe zu (Zreik, 1994; Bale *et al.*, 2007).

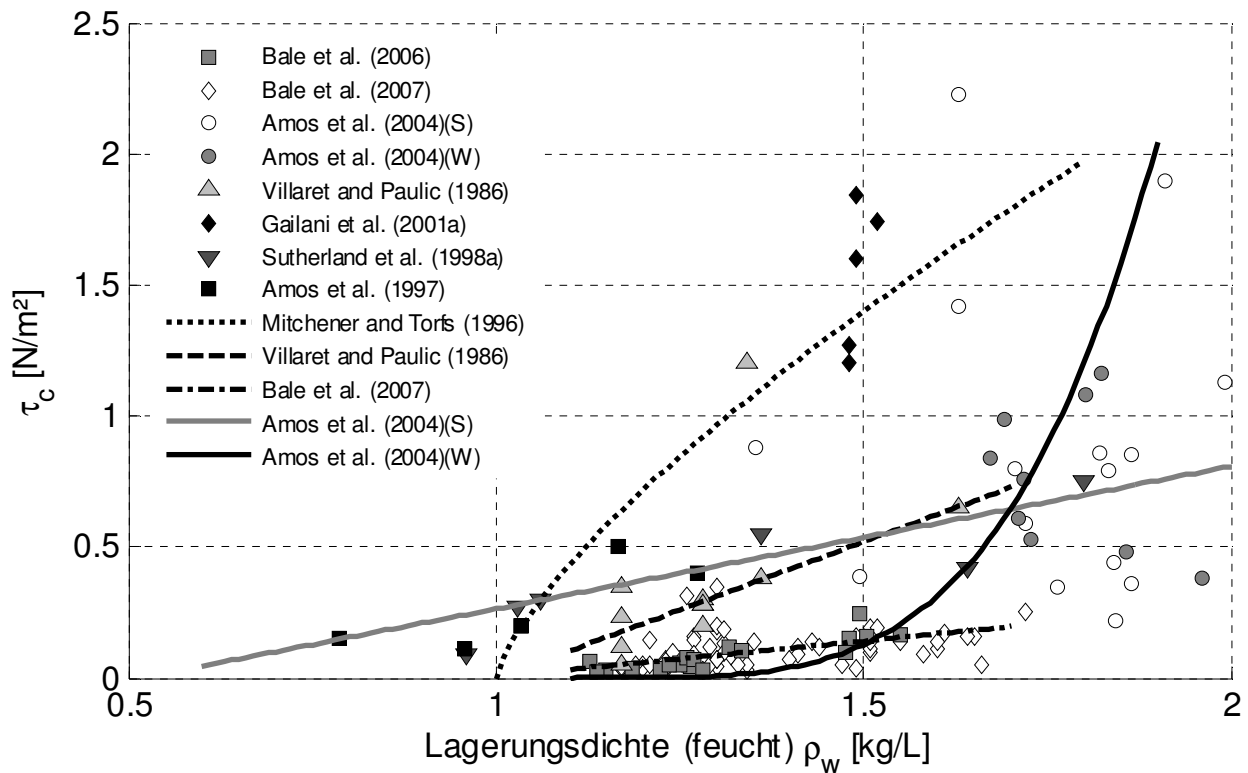


Bild 3-7: Einfluss der feuchten Lagerungsdichte auf die kritische Sohlschubspannung für verschiedene natürliche, feine Sedimente (Amos *et al.*, 2004 – ergänzt und korrigiert).

Die Anwesenheit von Gas aus biologischen Umsatzprozessen verringert die Schüttdichte. McNeil *et al.* (1996) beobachteten in fast allen Proben eines Flusssediments Gasbläschen unterschiedlicher Größe (bis 2 cm Durchmesser). Sie schreiben dem Aufsteigen des Gases innerhalb des Sedimentes eine durchmischende Wirkung zu. Die untersuchten Sedimente mit hohem Anteil an Gaseinschlüssen waren homogener und leichter erodierbar. Jepsen *et al.* (2000) beobachten bei Flusssedimenten einen Gasanteil bis zu 5 %, was die Schüttdichte signifikant senkt und sich ebenfalls deutlich auf die Sedimentstabilität auswirkt. Im Vergleich zu gasfreiem Sediment, steigen die Erosionsraten um das 50-fache, während die kritische Sohlschubspannung um Faktor 20 sinkt. Im Extremfall kann die Schüttdichte auch kleiner als 1000 kg/m^3 sein (Sutherland *et al.*, 1998a). Das Aufschwimmen von Teilen des kohäsiven Sedimentes kann in solchen Fällen durch stabile Biofilme verhindert werden.

Die Schüttdichten von Kanalsedimenten bewegen sich im Bereich jener von natürlichen Sedimenten (siehe Tabelle 3-1). Da die Korndurchmesser im Kanal zum Teil unterhalb von 150 μm liegen, sind die in diesem Abschnitt dargelegten Mechanismen und Abhängigkeiten hinsichtlich der Konsolidierung auf feine Kanalsedimente übertragbar.

Tabelle 3-1: Literaturangaben zur Schüttdichte von Kanalsedimenten.

Schüttdichte ρ_w in kg/m^3	Quelle
1170 – 1720	Crabtree (1989)
970 – 2150	Ashley und Crabtree (1992)
1325	Gebhard (2009)

Die Problematik der Faulgasbildung ist im Hinblick auf die damit verbundenen Gefahren und der Betonkorrosion ein andauerndes Thema in der Wasserwirtschaft. Die Faulgasbildung wird in Freispiegelkanälen auf anaerobe Umsatzprozesse in Sielhäuten und im Sediment zurückgeführt. Auch während Kanalmessungen für die hier vorliegende Arbeit konnte eine intensive Gasentwicklung vor allem bei frischen, wenige Tage alten Ablagerungen beobachtet werden. Die destabilisierende Wirkung von Gaseinschlüssen ist folglich auch bei Kanalsedimenten von Bedeutung.

3.6 Temperatur

Die Temperatur des Abwassers ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen und hängt bei Trockenwetter unter anderem vom Eintritt kälteren Grundwassers ab. Während eines Mischwasserereignisses ist die Temperatur maßgeblich von der Temperatur des Regenwassers abhängig, da dieses je nach Stärke des Ereignisses den größten Teil des Abflusses ausmacht. Die Temperatur des Regenwassers wiederum hängt nur bedingt von der Lufttemperatur ab. Bei der Abflusskonzentration an der Geländeoberfläche kommt dieses mit dem Boden in Kontakt. Je nach Witterungsbedingung (z.B. vorherige Sonneneinstrahlung oder Bodenfrost) kann die Bodentemperatur die Temperatur des Regenwassers in die negative oder auch positive Richtung verändern (siehe Bild 3-8). Die Temperaturschwankungen im Abwasser sind damit sowohl von lang-, als auch kurzfristiger Natur.

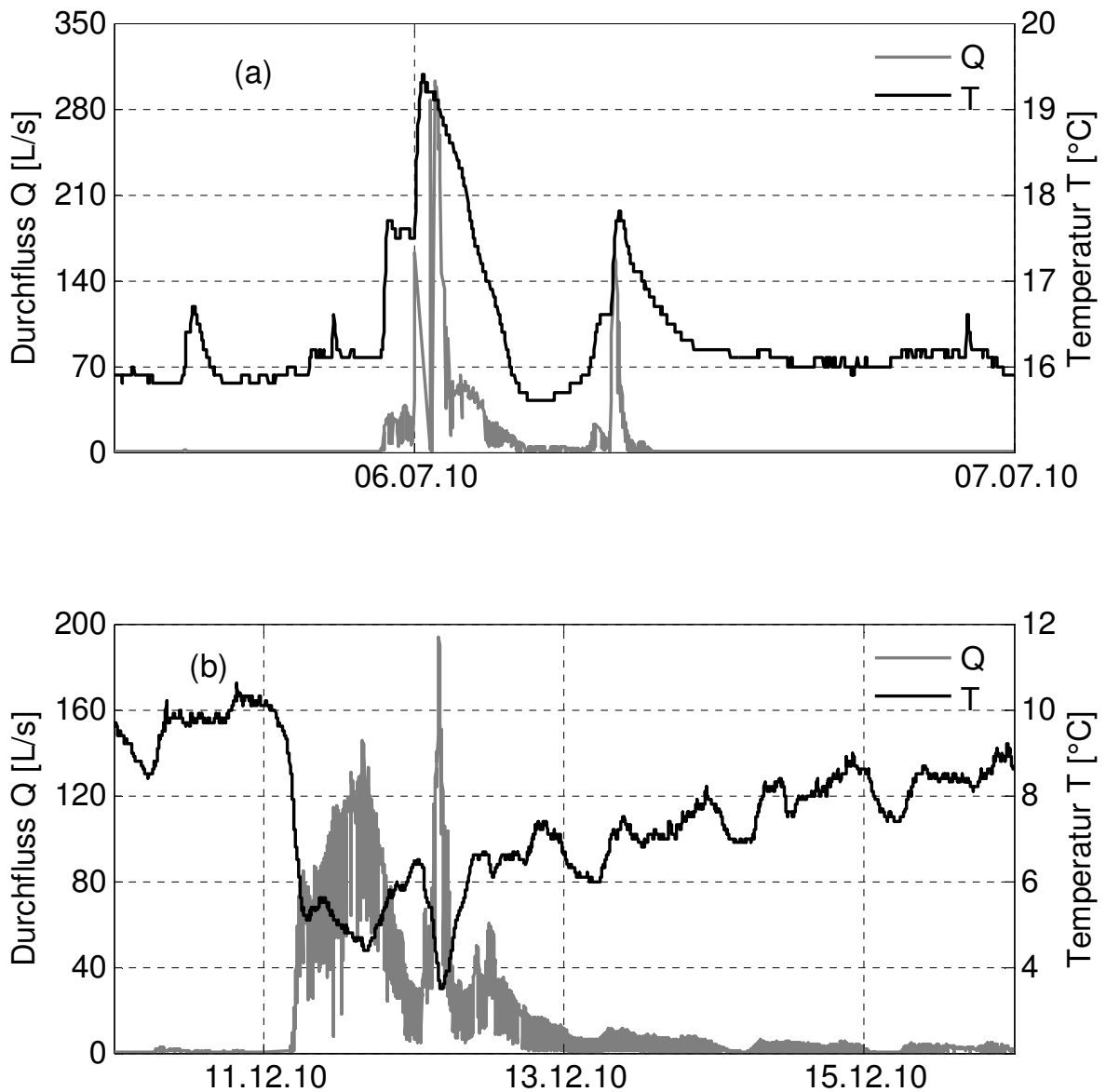


Bild 3-8: Temperaturverlauf von Mischwasser für (a) einen Sommerregen und (b) während einer Schneeschmelze. Die Daten stammen von der Messstelle Flensburger Straße in Dresden, an welcher eigene *in-situ*-Untersuchungen durchgeführt worden sind (siehe Abschnitt 5.9).

Der Einfluss der Temperaturschwankungen auf die Sedimentstabilität basiert auf unterschiedlichen Mechanismen. Es verändern sich sowohl die angreifenden Kräfte am Sediment, als auch die Eigenschaften des Sedimentes selbst.

So sinkt mit steigender Temperatur die Viskosität des Wassers. Dies führt zu einer Reduzierung der Schubspannung (Otsubo und Muraoka, 1988). Für einen Temperaturanstieg von 10°C geben Kelly und Gularte (1981) eine Reduzierung der Schubspannung von ungefähr 5 % an. Eine geringere Viskosität verur-

sacht andererseits auch eine Reduzierung der Dicke der laminaren bzw. viskosen Grenzschicht. Einzelne Erhebungen bzw. Partikel eines Sedimentes können somit eher in die turbulente Zone der Strömung hineinragen und eher erodiert werden (Abou-Seida und Arafa, 1977). Bei der Berechnung der laminaren Schichtdicke δ_l nach Prandtl (Bollrich, 1996) ergibt sich bei einer Temperaturerhöhung von 5°C auf 20°C und ansonsten konstanten Randbedingungen eine Reduzierung von δ_l auf ca. 70 % des ursprünglichen Wertes. Da durch die geringere Viskosität des Porenwassers zusätzlich die Durchlässigkeit des Sedimentes erhöht wird, können in Abhängigkeit der Porosität des Sediments höhere Geschwindigkeiten an der Sedimentoberfläche die Folge sein (Winterwerp und van Kesteren, 2004). Dieser Effekt ist jedoch bei kohäsiven Kanalsedimenten nicht zu erwarten. Nach eigenen Beobachtungen können gerade ältere Sedimente nahezu undurchlässig sein.

Weiterhin kommt es bei einer Steigerung der Temperatur zur Schwächung der interpartikulären Bindungen (Ariathurai und Arulanandan, 1978; Zreik *et al.*, 1998) und bei biologisch aktiven Sedimenten zu einer Schwächung der Bindungen extrazellulärer, polymerer Substanzen (Fletcher und Floodgate, 1973; vgl. Abschnitt 3.7).

Bei Vernachlässigung einer möglichen biologischen Komponente ergibt sich für erhöhte Wassertemperaturen ein negativer Effekt auf die Sedimentstabilität. So beobachteten Kelly und Gularte (1981) in Laborversuchen mit Ton (Illit) bei einer Temperaturerhöhung von 10°C auf 30°C eine Erhöhung der Erosionsrate um etwa eine Größenordnung. Dies scheint gänzlich auf die Schwächung der interpartikulären Kräfte zurückführbar zu sein, da Taylor und Vanoni (1972) bei Versuchen an kohäsionslosen Sedimenten keinen Einfluss der Temperatur auf das Erosionsverhalten im hydraulisch rauen Bereich feststellen konnten. Darüber hinaus stehen die Aussagen von Taylor und Vanoni (1972) im Widerspruch zu den oben geschilderten Ausführungen zum Einfluss der Viskosität.

Grabowski *et al.* (2011) weisen darauf hin, dass mögliche Wechselwirkungen zwischen der Temperatur und anderen Einflussgrößen zur Zeit nur unzureichend untersucht sind. Vor allem der Einfluss auf langfristige biologische Vorgänge, insbesondere der Produktion von extrazellulären polymeren Substanzen ist nicht geklärt. Aus Entflockungsversuchen an Belebtschlämmen ist zumindest bekannt, dass niedrige Temperaturen zu einer Senkung der adhäsiven Eigenschaften der Flocken führen (Wilèn *et al.* 2000). Bura *et al.* (1998) konnten einen Verlust von EPS, wie Polysacchariden und Proteinen im Belebtschlamm bei niedrigen Temperaturen nachweisen. Eigene Untersuchungen zur Temperaturhemmung der Flockung von Rohabwasser stehen damit im Einklang (Hoeft *et al.*, 2011). Laborversuche an Kanalsedimenten zeigten hingegen ausschließlich eine Verringerung der Sediment-

stabilität durch biologische Prozesse bei höheren Temperaturen (Tait *et al.*, 2003b, Biggs *et al.*, 2005; Schellart *et al.*, 2005). Hierbei ist jedoch anzumerken, dass es sich um Erosionstests an gestörten Sedimenten handelt. Dies birgt die Gefahr, dass leicht abbaubares, organisches Material in tiefere Schichten gelangt und dort durch anaerobe Abbauprozesse zu einer Gasentwicklung führt. Dies wiederum hat Auswirkungen auf die Schüttdichte des Sedimentes, welche in Abschnitt 3.5 schon näher erörtert wurden. Die Ergebnisse dieser Versuche sind am ehesten auf frisch abgelagerte Sedimente übertragbar.

3.7 Organischer Anteil und extrazelluläre polymere Substanzen

Organische Substanzen im Wasser können mit mineralischen, festen Oberflächen interagieren. Dies geschieht sowohl über die funktionellen Gruppen der organischen Verbindungen, als auch über die Kohlenwasserstoffketten selbst, so dass sich unpolare, polare und ionische Bindungen ergeben (Delle Site, 2001). Prinzipiell können diese Bindungen zwischen organischen und mineralischen Stoffen stabilisierend auf das Sedimentgefüge wirken (Ellis und Mellor, 1995; Avnimelech *et al.*, 2001), auch wenn ein signifikanter Effekt nur bei feinen Sedimenten (Tone, Schluffe) zu erwarten ist.

Bei natürlichen Sedimenten ist eine Sedimentstabilisierung vor allem auf die Produktion von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) durch Mikroorganismen zurückzuführen. Die EPS bilden erst einzelne Brücken und mit zunehmender Produktion ausgedehnte Netzwerke (Sutherland, 1982), so dass zum einen Bindungen zwischen den Mikroorganismen selbst und zum anderen zu den mineralischen Sedimentbestandteilen entstehen (siehe Bild 3-9). Während diese Agglomerate an Mikroorganismen und EPS in der freien Wassersäule Flocken bilden, kommt es auf mineralischen Oberflächen zur Bildung von Biofilmen. Förderlich für die Besiedelung des mineralischen Materials ist eine vorherige Anlagerung organischer Nährstoffe an den Oberflächen (Zobell, 1943; Sutherland, 1982; van Loosdrecht *et al.*, 1990). Der Grund für die Produktion von EPS und die Bildung von Biofilmen sind Stressfaktoren, denen die Mikroorganismen ausgesetzt sind (Costerton *et al.*, 1995; Liu und Tay, 2004). Diese umfassen Temperatur- (Nichols *et al.*, 2004) und pH-Wert-Schwankungen, die Einwirkung von biologischen und chemischen Schadstoffen (Costerton *et al.*, 1995), UV-Strahlung, mechanische Beanspruchung (Qin *et al.*, 2004) und Nährstoffmangel (Pavoni *et al.*, 1972, Costerton *et al.*, 1995). Um die Bedeutung der EPS für die Mikroorganismen zu unterstreichen, bezeichnet Flemming *et al.* (2007) diese auch als das „Haus“ in dem die Mikroorganismen leben. Die EPS-Matrix erfüllt neben den für die Sedimentstabilität wichti-

gen Funktionen der Adhäsion und Kohäsion, weitere wichtige Aufgaben, wie die Sorption organischer Nährstoffe und der Austausch genetischer Informationen, und dient darüber hinaus als Schutz vor Austrocknung (Ophir und Gutnick, 1994) sowie als Barriere gegen Schadstoffe und Fressfeinde (Flemming und Wingender, 2010).

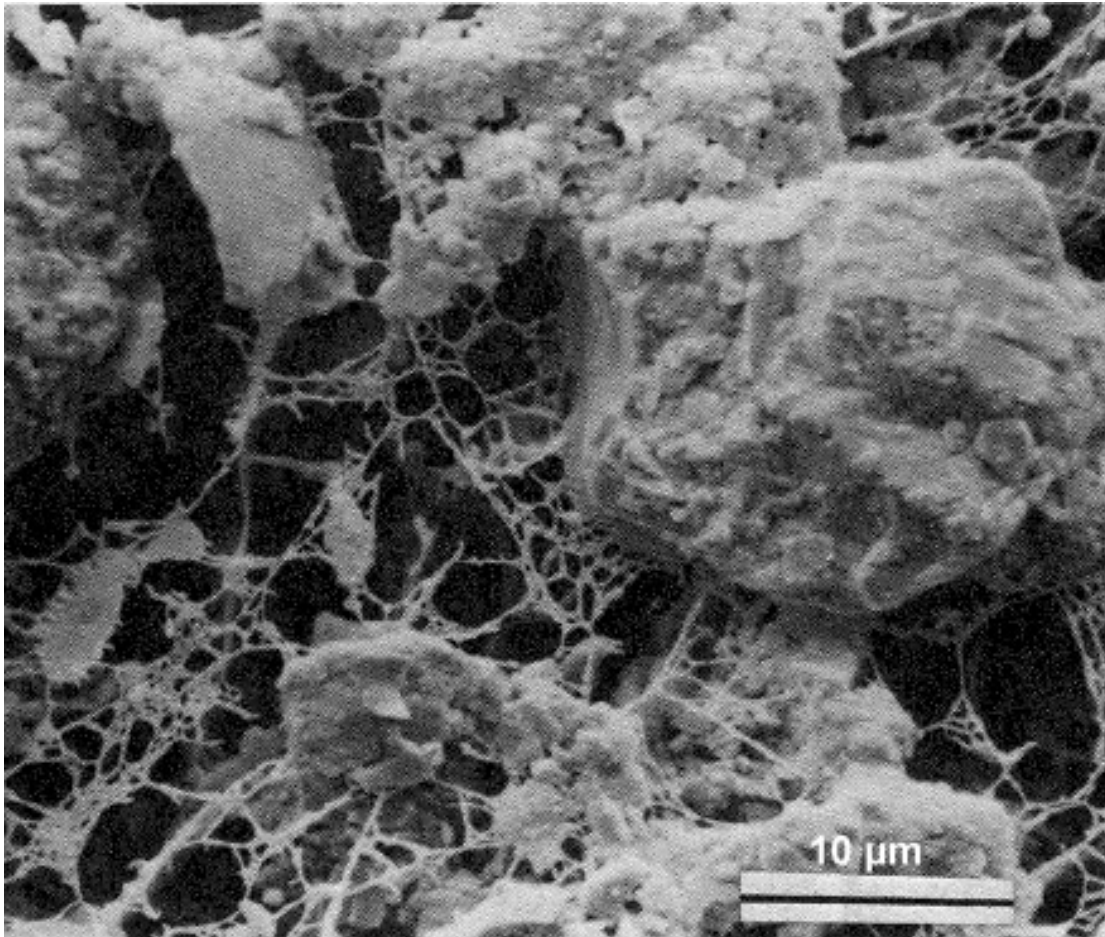


Bild 3-9: Mineralische Partikel eingebettet in einem von Kieselalgen produzierten EPS-Netzwerk (Paterson, 1989).

Für die Synthese von EPS werden anteilig sehr große Mengen Substrat aufgewendet (Sutherland, 1982), so dass in den meisten Biofilmen mehr als 90 % der Trockensubstanz auf EPS zurückzuführen sind (Wingender und Flemming, 2010). Mit steigender Substratzufuhr ist mit einer steigenden EPS-Synthese zu rechnen (Wijeyekoon *et al.*, 2004; Jang *et al.*, 2007; Ras *et al.*, 2011). Im Umkehrschluss sinkt die EPS-Produktion auf null, wenn kein Substrat vorhanden ist (Ni *et al.*, 2009). Die EPS können sich aus Polysacchariden, Proteinen, Lipiden (Goodwin und Forster, 1985), Liposacchariden (Domenico *et al.*, 1989), DNA (Whitchurch *et al.*, 2002), RNA (Vilain *et al.*, 2009) und Huminstoffen (Flemming und Wingender

der, 2010) zusammensetzen. Welche der Stoffgruppen in einem Biofilm dominierend sind, hängt von den Nährstoff- und Milieubedingungen ab, welchen die Mikroorganismen ausgesetzt sind.

Bei den unter aeroben Bedingungen synthetisierten EPS handelt es sich vorrangig um Polysaccharide (Morgan *et al.*, 1990), während im anaeroben Milieu vor allem Proteine produziert werden (Forster, 1983; Karapanagiotis *et al.*, 1989, Nielsen *et al.* 1996). Die Veränderung des Verhältnisses von Polysacchariden zu Proteinen ist dabei fließend. In einem aerob betriebenen Sequencing-Batch-Reaktor zeigten Chelme *et al.* (2008), dass sich dieses Verhältnis mit steigendem Sauerstoffangebot in Richtung der Polysaccharide verschiebt. Dieser Effekt zeigt sich auch innerhalb von Biofilmen, in denen an den äußeren Schichten mit hohem Sauerstoffangebot eher Polysaccharide und in den tieferen anoxischen resp. anaeroben Zonen zunehmend Proteine vorzufinden sind (Li *et al.*, 2008). Unter strikt anaeroben Bedingungen werden keine Polysaccharide produziert (Miqueleto *et al.*, 2010).

Weiterhin ist das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff von Bedeutung. Ein niedriges C:N-Verhältnis führt auch unter aeroben Bedingungen zu einer Dominanz von Proteinen in der EPS-Matrix (Bura *et al.*, 1998; Durmaz und Sanin, 2001; Cetin und Erdinler, 2004). Durmaz und Sanin (2001) stellen diesbezüglich die These auf, dass bei geringer Kohlenstoffverfügbarkeit die Mikroorganismen auf die Produktion von Proteinen ausweichen, um den Kohlenstoff bevorzugt für das Zellwachstum nutzen zu können.

Mit Blick auf den chemischen Aufbau von Polysacchariden (allgemeine Summenformel $(C_6H_{10}O_5)_n$ nach Burchard (1985)) und Proteinen stellt sich hier jedoch die Frage hinsichtlich der Richtigkeit dieser Hypothese. Die Monomere der Proteine umfassen 23 proteinogene Aminosäuren (Bruice, 2011). Sowohl die ihnen gemeine Grundstruktur, als auch der variierende, strukturelle Rest enthalten Kohlenstoff, mit Ausnahme von Glyzin. Da Proteine über die Grundstruktur polymerisiert werden, trägt der strukturelle Rest der Aminosäuren, welcher längere Kohlenstoffketten und auch Kohlenstoffringsysteme beinhalten kann, nicht zur Länge der primären Proteinstruktur bei. Aus einer Analyse der Aminosäurezusammensetzung von extrazellulären Proteinen verschiedener Belebtschlämme von Higgins und Novak (1997) lässt sich ableiten, dass jedem C-Atom in der Grundstruktur der Proteine 1,2 bis 1,3 C-Atome in den Aminosäureresten gegenüberstehen. Dem entgegen tragen in Polysacchariden nicht nur Kohlenstoffatome, sondern auch Sauerstoffatome in erheblichem Maße zur Länge der Polymerketten bei. Sie sind in der Ringstruktur der Monomere vorhanden und darüber hinaus sind die Monomere durch ein Brücken-Sauerstoffatom (glykosidischen Bindung) untereinander verket-

tet. Die Vermutung hinsichtlich einer Einsparung von Kohlenstoff durch die Produktion von Proteinen erscheint mir somit unwahrscheinlich.

Yang *et al.* (2005) vertreten dagegen die These, dass unter geeigneten Bedingungen nitrifizierende Bakterien (autotroph) für den hohen Anteil an Proteinen bei hohem Stickstoffangebot verantwortlich sein könnten, da diese unter Umständen weniger Polysaccharide produzieren als heterotrophe Mikroorganismen.

Prinzipiell wirkt sich sowohl eine Änderung des C:N-Verhältnisses, als auch das Sauerstoffangebot auf das Verhältnis von Polysacchariden zu Proteinen aus. Dies steht auch im Einklang mit Aussagen verschiedener Autoren, die eine Dominanz von Polysacchariden in marinen Systemen feststellten (Yallop *et al.*, 1994; Friend *et al.*, 2008), welche zumeist stickstofflimitiert sind (Kuypers, 2007). Für den Belebtschlamm von Kläranlagen ergibt sich wiederum ein konträres Bild. Im Allgemeinen sind diese Anlagen aufgrund des niedrigen C:N-Verhältnisses kohlenstofflimitiert. Proteine sind hier dementsprechend vorherrschend (Foster, 1983; Dignac *et al.*, 1998, Bura *et al.*, 1998; Liu und Fang, 2002, Park *et al.*, 2008). Daneben können auch vergleichsweise hohe Anteile an Lipopolysacchariden (Foster, 1983) und Huminstoffen (Liu und Fang, 2002; Adav und Lee, 2007) synthetisiert werden.

Im Hinblick auf die Milieubedingungen in der Kanalisation kann davon ausgegangen werden, dass die EPS in Biofilmen von Sielhäuten und im Porenraum von Sedimenten vermehrt aus Proteinen bestehen. Untersuchungen von Jahn und Nielsen (1995, 1998) bestätigen dies und zeigen ebenfalls einen hohen Anteil an Huminstoffen. Weitere Bestandteile bilden anorganische Stoffe und partikuläre Substrate, welche nach Adsorption aus dem Abwasser in die Biofilmmatrix eingebunden worden sind (Bouwer, 1987; Huisman, 2001).

Eine schlüssige Aussage darüber, wie sich diese Zusammensetzung von EPS auf die Sedimentstabilität auswirkt, kann derzeit nicht gegeben werden. Umfangreichere Erosionsversuche wurden bislang nur in natürlichen Habitaten durchgeführt. Da hier Polysaccharide vorherrschend sind, fehlt folglich die Vergleichsmöglichkeit zu proteindominierten Sedimenten. Alternativ bietet sich jedoch die Möglichkeit, auf die Erfahrungen aus den Gebieten der Belebtschlämme und Biofilmreaktoren zurückzugreifen, da hier die Auswirkungen unterschiedlicher Polysacchariden/Protein-Verhältnisse experimentell untersucht wurden. Bei Belebtschlämmen liegt dabei der Fokus auf der Entwässerbarkeit, dem Absetzverhalten und auf der Stabilität und Größe der Flocken. Es wird davon ausgegangen, dass Aussagen zur Flockenstabilität auf die Stabilität der Biofilm-Matrix in Sedimenten übertragbar sind. Der Erkenntnisgewinn ist aber auch hier leider bescheiden.

Ye *et al.* (2011) beobachteten bei der Variierung des C:N-Verhältnisse von 4:1, 20:1 und 100:1 signifikant bessere Flockungseigenschaften bei einem Verhältnis von 20:1, in Form eines 2-fachen Flockendurchmessers bei gleichen Schergradienten. Mit einer Änderung in der EPS-Zusammensetzung kann dies aber nicht eindeutig begründet werden, da sich die EPS-Zusammensetzung nur bei einem Verhältnis von 4:1 in Form eines höheren Anteils an lose gebundenen Proteinen änderte. Für die Verhältnisse 100:1 und 20:1 konnten keine Unterschiede festgestellt werden. Liao *et al.* (2001) kommen bei ihren Versuchen hingegen zu der Erkenntnis, dass für Flockeneigenschaften neben der Zusammensetzung der EPS auch die Hydrophobie und die Oberflächenladungen der EPS-Matrix entscheidend sind. So zeigen Zhang *et al.* (2007), dass sich bei steigendem Proteinanteil negative Oberflächenladungen verringern und die Hydrophobie ansteigt. Dem entgegen können Yang *et al.* (2005) zwar veränderte mikrobielle und physikochemische Eigenschaften (Hydrophobie) der Flocken bei unterschiedlicher EPS-Zusammensetzung feststellen, finden darüber hinaus aber keine signifikante Veränderung im Flockungsverhalten.

Im Bereich der Biofilmreaktoren führten Ras *et al.* (2011) Versuche auf der Basis eines variierenden CSB:NH₄⁺-N-Verhältnisses durch. Dabei wurde eine Mischung verschiedener Substrate (Ethanol, Propionsäure, Glukose, Natriumazetat) verwendet, wobei die genaue Zusammensetzung leider nicht genannt wird. Folglich kann ein CSB:TOC-Verhältnis lediglich grob abgeschätzt werden. Für die einzelnen Substrate lassen sich zumindest theoretische CSB:TOC-Verhältnisse ermitteln (analog zu Rickert und Hunter, 1971). Diese ergeben eine Spanne für das Verhältnis von CSB:TOC = 2,33..4. Werden gleiche molare Stoffmengenanteile für alle verwendeten Substrate unterstellt, ergibt sich ein CSB:TOC-Verhältnis von 3. Daraus lässt sich schätzen, dass die Versuche von Ras *et al.* (2011) bei einem C:N-Verhältnis von ca. 24:1 und 0,83:1 durchgeführt worden sind. Bei einem C:N-Verhältnis von 0,83:1 entstanden dünnere, aber kompaktere Biofilme, die, der weiter oben geführten Diskussion folgend, theoretisch einen höheren Proteinanteil besitzen sollten. Als Letztes seien an dieser Stelle die Erosionstests von Coufort *et al.* (2007) erwähnt. Diese wurden an unter aeroben und unter anoxischen Bedingungen gewachsenen Biofilmen durchgeführt, wobei aber leider nicht auf die Zusammensetzung der EPS eingegangen wird. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass sich unter anoxischen Bedingungen dickere Biofilme bilden. Hinsichtlich des Erosionsverhaltens stellen sie eine prozentuale Stratifizierung des Biofilms fest, die jedoch unabhängig von den Milieubedingungen zu sein scheint.

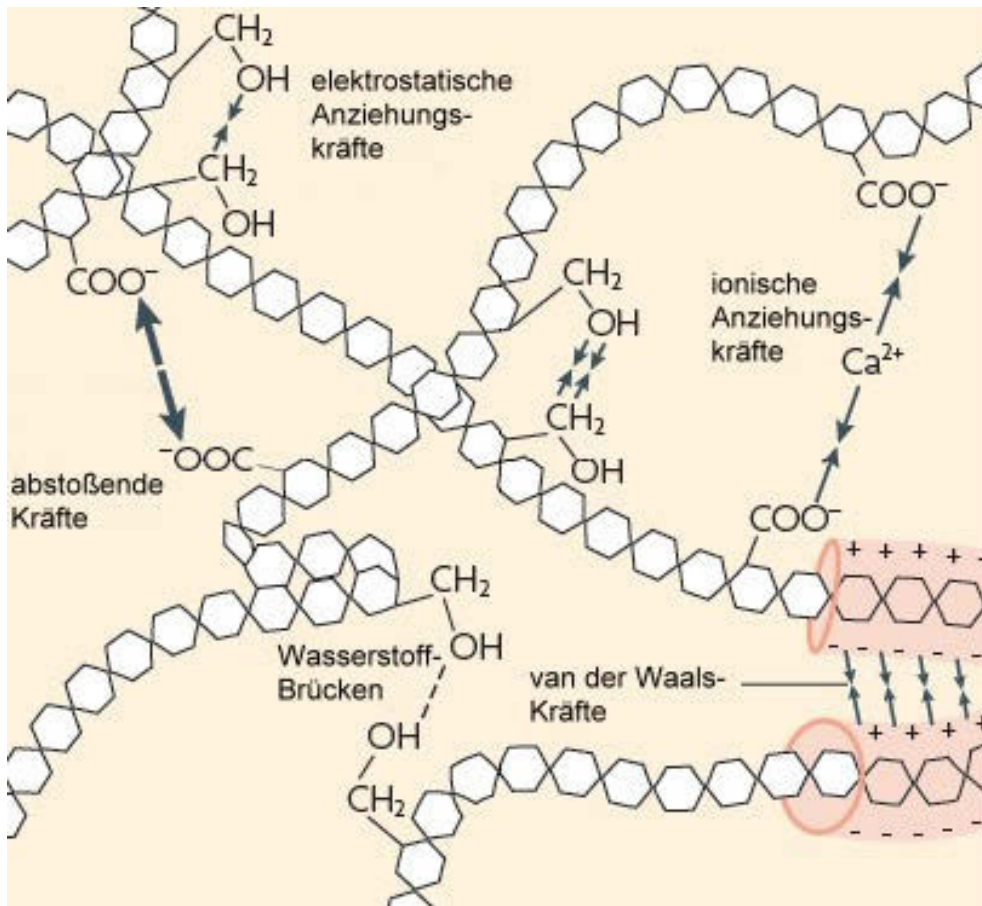


Bild 3-10: Physiko-chemische Interaktionen zwischen Polysacchariden innerhalb der EPS-Matrix (Flemming und Wingender, 2010).

Hinsichtlich des Einflusses unterschiedlicher Milieu- und Nährstoffbedingungen resp. der daraus folgenden EPS-Zusammensetzung auf die Stabilität der EPS-Matrix muss abschließend festgestellt werden, dass die Ergebnisse der hier zusammengetragenen Studien keine einheitliche Schlussfolgerung zulassen. Zum Teil widersprechen sich die Ergebnisse der einzelnen Autoren. Ein möglicher Grund hierfür findet sich in den funktionellen Gruppen der EPS. Polysaccharide besitzen in Abhängigkeit ihrer Monomere Hydroxyl- ($-\text{OH}$) und Carboxylgruppen ($-\text{COOH}$). Die Aminosäuren der Proteine enthalten an ihren Seitenketten neben diesen beiden funktionellen Gruppen auch Amino- ($-\text{NH}_2$), Methyl- ($-\text{CH}_3$), Sulfanyl- ($-\text{SH}$), Selenylgruppen ($-\text{SeH}$) oder verschiedene hydrophobe Kohlenstoff-ringsysteme. Zwischen den verschiedenen funktionellen Gruppen können, je nach deren Beschaffenheit, van-der-Waals-Kräfte, Wasserstoffbrücken und ionische Kräfte wirken (siehe Bild 3-10). Carboxyl- und Aminogruppen sind in Abhängigkeit des pH-Wertes elektrisch neutral oder ionisiert, so dass sich hier verschiedene Bindungsmöglichkeiten ergeben (siehe Abschnitt 3.9). Beispiele für den Einfluss funktioneller Gruppen auf die Adhäsion einzelner Mikroorganismen finden sich in

Cox *et al.* (1999), Dufrêne (2001) sowie Ahimou *et al.* (2002). Letztere konnten diesbezüglich die besondere Bedeutung von Carboxylgruppen experimentell nachweisen. Eine Bestimmung der Aminosäurezusammensetzung von extrazellulären Proteinen verschiedener Belebtschlämme durch Higgins und Novak (1997) zeigt zudem, dass bis zu 30 % der enthaltenen Aminosäuren saure Seitenketten besitzen. Higgins und Novak vermuten daher, dass Carboxylgruppen in Kombination mit divalenten Metallionen ein wichtiges Bindeglied zwischen Proteinen und Polysacchariden darstellen (vgl. Abschnitt 3.8).

Ungeachtet der Tatsache, dass die zugrunde liegenden Mechanismen nicht vollständig verstanden sind, sind die EPS-Synthese und die daraus folgende Verkittung der mineralischen Sedimentbestandteile ein entscheidender, wenn nicht sogar der wichtigste Einflussfaktor auf die Sedimentstabilität in der Natur. Dies zeigt die Stabilisierung von natürlichen Sedimenten im Korngrößenbereich der Schluffe und Sande durch Biofilmbildung (z.B.: de Beor, 1981; Führbötter, 1983; Grant *et al.*, 1986; Grant und Gust, 1987; Tolhurst *et al.*, 1999). Zumindest unter Laborbedingungen konnte auch eine Stabilisierung von feinem Schotter erreicht werden (Vignaga, 2012). Eine Möglichkeit diese Stabilisierung zu quantifizieren, ist die Einführung eines biologischen Stabilisierungsfaktors S_B (Führbötter, 1983):

$$S_B = \frac{u_{c,biol}}{u_{c,steril}} \quad \text{Formel 3-3}$$

Führbötter nutzt hierfür das Verhältnis der kritischen Fließgeschwindigkeiten im biologisch stabilisiertem ($u_{c,biol}$) und im sterilem ($u_{c,steril}$) Zustand. Tolhurst *et al.* (1999) verwenden statt der kritischen Geschwindigkeit die kritische Sohlschubspannung. Die Umrechnung des biologischen Stabilisierungsfaktors sowohl nach Führbötter (1983), als auch auf Basis der kritischen Sohlschubspannungsgeschwindigkeit $u_{0,c}^*$ (z.B. in Grant und Gust, 1987), in einen schubspannungsbezogenen, biologischen Stabilisierungsfaktor lautet wie folgt:

$$S_{B,\tau} = \frac{\tau_{c,biol}}{\tau_{c,steril}} = \left(\frac{u_{0,c,biol}^*}{u_{0,c,steril}^*} \right)^2 = \left(\frac{u_{c,biol}}{u_{c,steril}} \right)^2 \quad \text{Formel 3-4}$$

Der Bewegungsbeginn des sterilen Sedimentes wurde durch Führbötter ermittelt, indem die zuvor *in situ* gemessenen, biologisch stabilisierten Proben gewaschen und so von den biologischen Komponenten gesäubert wurden. Die Erosionsversuche an den nun abiotischen Sedimenten lieferten Ergebnisse, die mit der Shields-Kurve in Einklang stehen. Folglich kann auf den Schritt des Waschens verzichtet werden, solange ein repräsentativer Korndurchmesser ermittelt werden kann, um anschließend den Bewegungsbeginn über die Shields-Kurve zu ermitteln. Eine

mögliche Schichtung der mineralischen Bestandteile, wie sie sich aus den in Abschnitt 3.3 beschriebenen Prozessen hinsichtlich der Partikelgrößenverteilung ergeben, wird bei dieser Herangehensweise allerdings nicht berücksichtigt. In Tabelle 3-2 sind die biologischen Stabilisierungsfaktoren für verschiedene Sedimente exemplarisch dargestellt.

Tabelle 3-2: $S_{B,\tau}$ -Werte verschiedener Autoren als Maß der biologischen Stabilisierung.

Quelle	$S_{B,\tau}$ [-]	Kornklasse	Sedimentherkunft
Führböter (1983)	2,0 – 75,7	Sand	Watt
Grant und Gust (1987)	12,3 – 15,2	Sand	Watt
Yallop <i>et al.</i> (1994)	2,9 – 21,7	Schluff/Sand	Watt/Mündung
Tolhurst <i>et al.</i> (1999)	6,2	Schluff/Sand	Watt
Vignaga (2012)	1,1 – 1,35	Schotter	Labor

Darüber hinaus messen Righetti und Lucarelli (2010) einen Stabilitätsverlust an Bohrkernproben von Binnenseesedimenten, unmittelbar nachdem diese mit einem Biozid behandelt wurden. Daraus schlussfolgern sie, dass neben den produzierten EPS auch die lebenden Mikroorganismen selbst zu den stabilisierenden Eigenschaften aktiv beitragen. Dem ist anzumerken, dass es sich bei dem verwendeten Biozid um Kupfersulfat handelt. Metallionen haben einen direkten Einfluss auf die Bindungen zwischen den EPS-Ketten, so dass der von Righetti und Lucarelli (2010) gemessene Effekt möglicherweise auch auf einen Ionenaustausch innerhalb der EPS-Matrix zurückzuführen ist (siehe Abschnitt 3.8).

EPS sind prinzipiell gut biologisch abbaubar. Dabei werden höher molekulare Verbindungen durch extrazelluläre Enzyme in niedermolekulare Verbindungen gespalten, welche anschließend verstoffwechselt werden können (Goto *et al.*, 2001). Die von den jeweiligen Mikroorganismen selbst gebildeten EPS werden jedoch meist nicht als Kohlenstoff- oder Energiequelle genutzt (Sutherland, 1999). Innerhalb natürlicher Sedimente ist eine Stratifizierung der EPS und ihrer Ab- und Umbauprodukte zu beobachten (Gerbersdorf *et al.*, 2008a). Während in den oberen Schichten EPS als Biofilm produziert wird und so durch die schon erwähnte Vernetzung mit den mineralischen Bestandteilen die Kohäsion des Sedimentes bewirkt, tragen in den tieferen Schichten des Sedimentes vor allem Ab- und Umbau-

produkte der EPS (van Duyl *et al.*, 1999; Goto *et al.*, 2001) zur Kohäsion bei und fördern zudem die Konsolidierung des Sedimentes (Gerbersdorf *et al.*, 2008a).

Welchen Einfluss die Biofilmbildung auf die Stabilität von Kanalsedimenten hat, ist bis dato nur sehr unzureichend untersucht. Ashley *et al.* (2005) sehen in der Vorhersage des Erosionsbeginns in Abhängigkeit der biologischen Prozesse ein wichtiges, in der Zukunft zu lösendes Problem. In der Literatur finden sich momentan nur wenige Veröffentlichungen, die sich mit den biologischen Prozessen im Kanalsediment als Einflussfaktoren auf die Stabilität beschäftigen. Vielmehr werden kaum Abgrenzungen zu anderen möglichen Einflussfaktoren gemacht. Explizite Aussagen zum Einfluss biologischer Prozesse sind rar und reduzieren sich letztlich auf den Einfluss der Gasentwicklung im Sediment (Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2000; Tait *et al.*, 2003b; Banasiak *et al.* 2005; Schellart *et al.* 2005; siehe Abschnitt 3.5).

Letztlich bietet die Kanalisation gute Bedingungen für die Bildung von EPS durch die Mikroorganismen. Dies zeigen schon die ausgeprägten Sielhäute an Kanalwänden (Huisman, 2001). Hoeft *et al.* (2011) wiesen zudem nach, dass der biogenen Komponente in den Flockungs- und Koagulationsprozessen in der Kanalisation eine große Bedeutung beigemessen werden muss. Es ist daher grundsätzlich davon auszugehen, dass auch Kanalsedimente analog zu den natürlichen Sedimenten biologisch durch EPS stabilisiert werden.

Darüber hinaus treten durch die Bildung von Biofilmen im und auf dem Sediment weitere Sekundäreffekte auf. So verringert sich durch das Zusetzen der Porenräume mit Biomasse und EPS die hydraulische Durchlässigkeit (Vandevivere und Baveye, 1992a), infolge dessen die Ausdehnung der viskosen Unterschicht über dem Sediment zunimmt und die angreifenden Kräfte reduziert werden. Zusätzlich kommt es durch die Bildung der Biofilme zu einer Glättung an der Sedimentoberfläche, was dazu führt, dass bei gleicher Fließgeschwindigkeit eine geringere Schubspannung auf das Sediment wirkt (Vignaga, 2012).

In natürlichen Gewässern kommt der Einfluss durch die dort lebenden Makrofauna und Flora hinzu. Diese können sich sowohl positiv (z.B. durch Wurzelwerke) als auch negativ (z.B. durch wühlende Organismen) auf die Sedimentstabilität auswirken (Black *et al.*, 2002; Grabowski *et al.*, 2011). Der Autor selbst hat (glücklicherweise) bei den zahlreichen Sedimententnahmen in der Kanalisation und den anschließenden Erosionsversuchen keine höheren Lebewesen zu Gesicht bekommen. Dagegen finden Banasiak *et al.* (2005) Nematoden im Sediment eines belgischen Mischkanals. Dies ist insofern nicht verwunderlich, als dass verschiedene Nematodenarten im Sediment von Gewässern als Indikator für eine sehr hohe organische Belastung gelten (Zullini, 1976). Die Auswirkungen von Grabtätigkeiten

auf die Sedimentstabilität sind leider auch für natürliche Gewässer kaum untersucht. Ein signifikanter Einfluss wird jedoch vermutet (Grabowski *et al.*, 2011), da Nematoden in sehr großer Zahl auftreten können (Mazik *et al.*, 2008).

3.8 Elektrolyte

Gelöste Salze beeinflussen das Verhalten geladener Partikel. Je kleiner die Partikel sind, desto größer ist der Einfluss, der durch Elektrolyte auf das Aggregationsverhalten und auf die Stabilität der Konglomerate ausgeübt wird. Die positive Wirkung von Kationen auf die Sedimentstabilität ist sowohl für künstliche Sand/Ton-Mischungen (Arulanandan, 1975; Ariathurai und Arulanandan, 1978; Parchure und Metha, 1985), als auch natürliche Sedimente belegt (Parchure und Metha, 1985). Bei letzteren zeigt sich dieser Effekt in besonderem Maße auf Wattflächen. Nach Regenereignissen konnte hier aufgrund der Verdünnung des verbliebenen Salzwassers eine deutlich verminderte Sedimentstabilität nachgewiesen werden (Paterson *et al.*, 2000; Tolhurst *et al.*, 2006b; Pilditch *et al.*, 2008).

Die Wirkungsweise von Kationen auf Tonminerale wurde schon kurz in Abschnitt 3.4 beschrieben. Im Folgenden wird daher nur auf die Auswirkungen von Kationen auf die EPS-Struktur eingegangen. Diese werden momentan mit drei verschiedenen, konkurrierenden Modellvorstellungen erklärt (Sobeck und Higgins, 2002):

- 1) die DLVO-Theorie, benannt nach ihren Urhebern Derjajugiu und Landau (1941) sowie Verwey und Overbeek (1948),
- 2) die Übertragung der Alginat-Theorie bzw. des „Egg-Box-Modells“ (Grant *et al.*, 1973) auf Belebtschlämme durch Bruus *et al.* (1992),
- 3) und die DCB-Theorie (Divalente Kationenbrücken) nach McKinney (1952) bzw. Tezuka (1969).

Wie schon im vorangegangenen Abschnitt wird auch hier davon ausgegangen, dass die Mechanismen, die zur Stabilisierung von Belebtschlammflocken führen, auf Biofilme übertragbar sind. Im Folgenden werden die drei Theorien kurz umrissen und ihre Anwendung auf Belebtschlammflocken und Biofilme kritisch hinterfragt.

DLVO-Theorie

Die DLVO-Theorie dient in erster Linie zur Erklärung der Koagulation disperser Systeme. Mit ihr lässt sich aber auch die Stabilität eines Konglomerates in Abhängigkeit der Elektrolytkonzentration erklären. Aufgrund des Umfangs wird diese

Thematik hier kurz angeschnitten und auf das Wesentliche reduziert. Für eine detaillierte Einführung in die Kolloidwissenschaft empfiehlt sich die Lektüre von Everett (1992) und Hunter (2001).

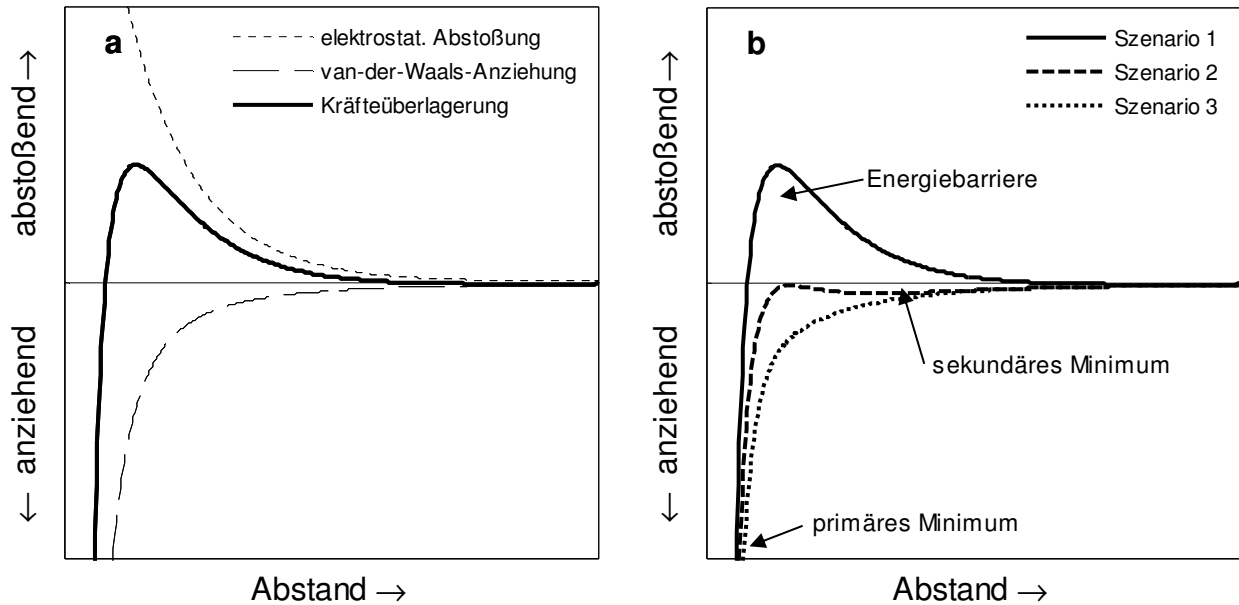


Bild 3-11: (a) Kräfte zwischen zwei Partikeln und ihre Einzelkomponenten; (b) Qualitative Darstellung der resultierenden Kräfteüberlagerungen zwischen zwei Partikeln bei steigender Elektrolytkonzentration (von Szenario 1 zu Szenario 3). Für Szenario 2 ergibt sich ein sekundäres Minimum.

In der DLVO-Theorie werden abstoßende und anziehende Kräfte zwischen Partikeln miteinander kombiniert. Die anziehenden Kräfte sind hierbei Van-der-Waals-Kräfte, welche durch spontane oder induzierte Dipole in den Molekülen der Partikel entstehen. Dem gegenüber stehen abstoßende, elektrostatische Kräfte, die von der Überlappung der elektrochemischen Doppelschichten der Partikel herrühren. Durch die Addition dieser Kräfte ergibt sich ein vom Partikelabstand abhängiges Potential (siehe Bild 3-11a). Der Thermodynamik folgend, strebt das betrachtete System einem Energieminimum zu, welches sich hier beim Partikelabstand nahe null befindet. Überwiegen die abstoßenden Kräfte kommt es zur Bildung einer Energiebarriere, welche eine Annäherung der Partikel verhindert (Bild 3-11b, Szenario 1). In diesem Fall handelt es sich um eine stabile Dispersion. Die Zugabe von Elektrolyten bewirkt eine Kompensierung der elektrischen Ladungen und führt so zu einer Schwächung der elektrochemischen Doppelschichten. Durch die geringeren abstoßenden Kräfte, treten nun die anziehenden Van-der-Waals-Kräfte in den Vordergrund und es kommt zur Koagulation der Partikel (Bild 3-11b, Szenario 3). Darüber hinaus kann sich auch ein sekundäres Minimum jenseits der Energiebarriere

ere entwickeln (Bild 3-11b, Szenario 2). Ist dieses ausreichend tief, kommt es zur Bildung von schwachen Aggregaten, welche schon durch geringe Scheerkräfte wieder zerstört werden können (Verwey und Overbeek, 1948; Everett, 1992; Hunter, 2001).

Der reversible Prozess, also die Entflockung bei der Senkung der Salzkonzentration, beispielsweise durch Zugabe von entionisiertem Wasser, und die anschließende Flockung bei der erneuten Erhöhung der Elektrolytkonzentration durch Salzzugabe (Zita und Hermansson, 1994), kann mit dem sekundären Minimum der potentiellen Energie erklärt werden. Aggregate, die sich am primären Minimum gebildet haben, sind davon nicht betroffen, da sie sich auch nach einer Senkung der Elektrolytkonzentration weiterhin in einem energetisch günstigeren Zustand befinden. Gemäß der Schultze-Hardy-Regel nimmt die Effektivität von Ionen bezüglich Koagulation mit ihrer Wertigkeit zu. Die kritische Koagulationskonzentrationen stehen demnach im Verhältnis von 1 : 0,016 : 0,0014 für Ionen der Wertigkeit 1, 2 bzw. 3 (Everett, 1992).

Die DLVO-Theorie gilt für Kolloide bzw. Körper, die eine glatte Oberfläche besitzen. Dieser ideale Zustand ist in der Realität sehr unwahrscheinlich. Auch auf scheinbar sehr glatten Oberflächen befinden sich Unebenheiten auf atomarer Skala. Schon diese kleinen Unebenheiten führen zu folgenschweren Abweichungen von der Theorie hinsichtlich der potentiellen Energie (Fritz, 2006). Christenson (1988) beurteilt die DLVO-Theorie für nahezu alle bislang entdeckten Systeme als untauglich. Dies trifft in besonderem Maße auf biologische Systeme zu (Boström *et al.*, 2001). Hinsichtlich des Einflusses von Elektrolyten vernachlässigt sie zudem die unterschiedliche Wirkung von Ionen gleicher Ladung (Fritz, 2006). So kann die Effektivität bei der Koagulation negativ geladener Kolloide durch lyotrope Reihen ausgedrückt werden (Everett, 1992):

- monovalente Kationen: $\text{Li}^+ < \text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Rb}^+ < \text{Cs}^+$
- divalente Kationen: $\text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Sr}^{2+} < \text{Ba}^{2+}$

Die Effektivität folgt somit den Perioden des Periodensystems der Elemente resp. der Ionengröße. Weiterhin müsste nach der DLVO-Theorie jedwede Zugabe von Elektrolyten zu stabileren Bindungen zwischen den Partikeln führen. Dies ist jedoch nicht der Fall. Bei der Erhöhung der Konzentration monovalenter Kationen kommt es zu einer Herauslösung von divalenten Kationen aus der EPS-Struktur, was mit einer Schwächung von Flockenstrukturen einhergeht (Tezuka, 1969; Bruus *et al.*, 1992; Higgins und Novak, 1997; Sobeck und Higgins, 2002; Kara *et al.*, 2008).

Alginat-Theorie

Die Alginat-Theorie dient zur Erklärung der Stabilität von Biofilmen und wurde von Bruus *et al.* (1992) auf die Flockenstabilität in Belebtschlämmen übertragen. In dieser Theorie wird davon ausgegangen, dass im Belebtschlamm ein signifikanter Teil an Alginaten enthalten ist oder sich zumindest die vorhandenen EPS den Alginaten ähnlich verhalten. Alginate sind extrazelluläre Polysaccharide, die von Algen und Bakterien produziert werden. Sie finden sich daher vermehrt in natürlichen Sedimenten. Die Monomere der Alginate sind die Uronsäuren L-Glucuronsäure und D-Mannuronsäure. Es handelt sich letztlich um Mannose bzw. Glucose bei denen jeweils eine Hydroxylgruppe zur Carboxylgruppe oxidiert wurde. Die beiden Uronsäuren werden sowohl als Homo-, als auch als Copolymere verknüpft (Smidsrød und Haug, 1968; Angyal, 1973). Die einzelnen Monomere besitzen hinsichtlich ihrer Ausrichtung zueinander eine hohe Variabilität, so dass Grant *et al.* (1973) annehmen, dass die Kationen von ihnen umschlossen werden. Alginate weisen darüber hinaus eine hohe Spezifität in Bezug auf Calciumionen auf (Bruus *et al.*, 1992).

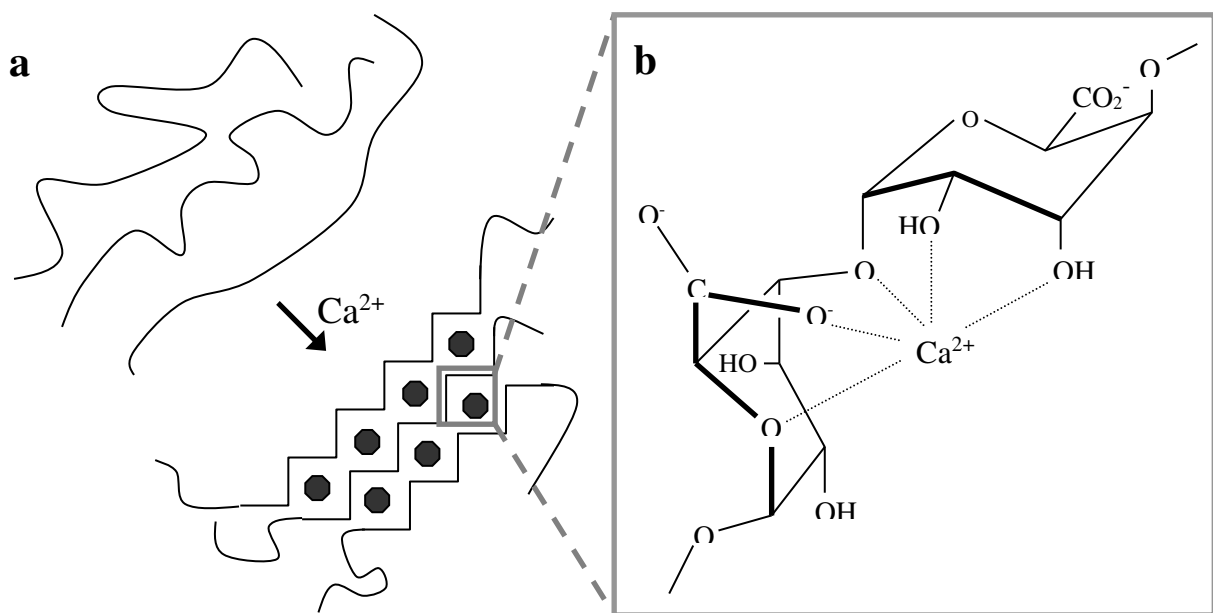


Bild 3-12: (a) Anordnung von Alginatsträngen vor und nach der Bindung mit Calciumionen (●) als Egg-Box-Modell (nach Grant *et al.*, 1973); (b) Mögliche Einbettung von Calciumionen in die Alginatstruktur (nach Angyal, 1973).

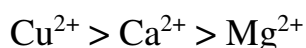
Eine zweidimensionale Abstraktion des Aufbaus von Alginaten hat Ähnlichkeit mit einer Palette Hühnereier (Bild 3-12a), was namensgebend für diese Modellvorstellung („Egg-Box-Modell“) war (Grant *et al.*, 1973). Die detailliertere Darstellung in Bild 3-12b zeigt, wie eine mögliche Einbettung von Calciumionen in die

Alginatstruktur aussehen könnte. Als Bindungen zu den Calciumionen kommen demzufolge die Carboxyl- und Hydroxylgruppen sowie die Sauerstoffatome der glykosidischen Bindungen und der Ringsauerstoff der Alginat- in Frage. Die einzelnen Alginatketten lassen sich in dieser Form gegeneinander verschieben, was der gesamten Matrix eine gewisse Flexibilität verschafft. Hieraus begründet sich der Gelcharakter von Alginaten.

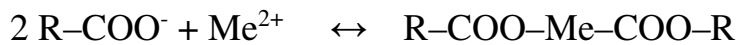
Die Relevanz der Alginat-Theorie für die Stabilität der EPS-Matrix in Kanalsedimenten ist jedoch, wie auch im Hinblick auf Belebtschlamm, anzuzweifeln. Sobeck und Higgins (2002) argumentieren zwar, dass einzelne Bakterienstämme, welche laut Pike und Curds (1971) in Belebtschlämmen nachgewiesen worden sind, durch verschiedene andere Autoren mit der Produktion von Alginaten in Verbindung gebracht worden sind, jedoch konnte in Abschnitt 3.7 aufgezeigt werden, dass die Art des produzierten Exopolymers vielmehr von den Milieubedingungen abhängt. Da davon auszugehen ist, dass in der Kanalisation Proteine und Huminstoffe die dominierenden EPS sind und der eher unbedeutende Anteil an Polysacchariden zudem vermutlich mehrheitlich aus Zellulose besteht (vgl. Miqueleto *et al.*, 2010), ist es sehr unwahrscheinlich, dass Alginat einen signifikanten Einfluss auf die Eigenschaften der EPS-Matrix in Kanalsedimenten haben. Inwieweit die These von Bruus *et al.* (1992) zutreffend ist, dass andere EPS den Alginaten ähnliche Eigenschaften haben könnten, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden.

DCB-Theorie

Die DCB-Theorie geht auf McKinney (1952) zurück und wurde von Tezuka (1969) korrigiert. Der Theorie zufolge fungiert ein positiv geladenes, divalentes Kation als Brücke zwischen zwei negativ geladenen Carboxylgruppen. Dies beruht auf der Feststellung, dass divalente Kationen zu weitaus stärkeren Verbindungen innerhalb der EPS-Matrix führen, als monovalente Kationen. So kommt es innerhalb der EPS-Matrix bei Zugabe von Metallsalzen zu einem Ionenaustausch (Forster, 1985). Folglich führt eine Zugabe divalenter Kationen zu einer Herauslösung von monovalenten Kationen und damit einer Stärkung von Biofilm- bzw. Flockenstrukturen und umgekehrt (Higgins und Novak, 1997; Sobeck und Higgins, 2002; Kara *et al.*, 2008). Sobeck und Higgins (2002) beschreiben die divalenten Kationenbrücken als weitgehend unspezifisch hinsichtlich der Wirksamkeit der beteiligten Kationen. Dies steht im direkten Widerspruch zu Untersuchungen anderer Autoren (Bruus *et al.*, 1992), die eine Wirksamkeit für die Stabilität von Schlammflocken in der folgenden Reihe feststellen:



Eine eigene, mögliche Erklärung für dieses Phänomen findet sich in den Löslichkeiten der entsprechenden Diacetate der Metalle. Die divalente Brückenbildung lässt sich chemisch wie folgt beschreiben:



R kennzeichnet hier den Molekülrest des Polymers. Wird R durch eine Methylgruppe ($-\text{CH}_3$) ersetzt, so ergibt sich auf der rechten Seite der Formel ein Diacetat. Grundsätzlich definiert sich die Stabilität chemischer Verbindungen in wässriger Lösung über ihre Löslichkeit. Je niedriger die Löslichkeit, umso stabiler ist die Verbindung. Auch wenn sich die Struktur des Molekülrestes auf die Eigenschaften der Carboxylgruppen auswirken und insbesondere sterische Effekte durch den räumlichen Aufbau der Polymere vernachlässigt werden, kann trotzdem generell angenommen werden, dass sich aufgrund ihrer Ähnlichkeit divalente Kationenbrücken und die entsprechenden Diacetate hinsichtlich ihrer Stabilitätsunterschiede bei verschiedenen, gebundenen Kationen ähnlich verhalten. Die sich aus Tabelle 3-3 ergebende Abfolge der Diacetat-Löslichkeiten ist genau gegensätzlich zur Abfolge der ermittelten Flockenstabilitäten von Bruus *et al.* (1992) und stützt damit die oben aufgestellte Vermutung.

Tabelle 3-3: Löslichkeiten von Diacetaten (MerckMillipore, 2013).

Diacetat	Löslichkeit in Wasser [mg/L]
MgAc ₂	1200 (bei 15°C)
CaAc ₂	400 (bei 0°C)
CuAc ₂	72 (bei 20°C)

Die DCB-Theorie ist auch insofern angreifbar, als sie die Bedeutung trivalenter Ionen auf die Stabilität der EPS-Matrix nicht berücksichtigt. So lassen sich mit Eisen(III)- und Aluminiumionen stabilere Belebtschlammflocken erzielen, als mit Calcium (Li, 2005; Wilén *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2012). Dies ist wiederum mit der oben erwähnten Schultze-Hardy-Regel für die Flockungseffektivität konform. Neuere Untersuchungen zeigen zudem, dass Calciumionen auch mit Hydroxylgruppen in Wechselwirkung stehen (Guan *et al.*, 2012), was letztlich auch ein zentraler Standpunkt des Egg-Box-Modells ist.

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass keine der drei hier beschriebenen Theorien den Einfluss von Metallionen auf die Stabilität von EPS-Strukturen vollständig und zufriedenstellend beschreiben kann. Prinzipiell lassen sich aber wichtige Erkenntnisse für die Stabilität von Kanalsedimenten ableiten. Im

Falle von Regenereignissen oder Schneeschmelzen gelangt Wasser mit sehr geringen Salzkonzentrationen über den Oberflächenabfluss in die Kanalisation, verdünnt das Abwasser und führt zu einer Senkung der Konzentration gelöster Metalle (siehe Bild 3-13). Da sich die Senkung der Elektrolytkonzentration durch das Herauslösen der gebundenen Kationen negativ auf die EPS-Matrix auswirkt (Higgins und Novak, 1997; Keiding und Nielsen, 1997), ist mit einer Schwächung der Sedimentstabilität genau dann zu rechnen, wenn durch erhöhte Abflüsse höhere Sohlschubspannungen auf das Sediment wirken. Erhöhte Natriumkonzentrationen durch Streusalzeinsatz im Winter sind dagegen für die Erosionsprozesse nicht relevant. Die Leitfähigkeitsmessdaten im Zulauf zur Kläranlage Dresden-Kaditz (Bild 3-13) zeigen zwar eine stark erhöhte Salzkonzentration an Tagen mit Schneefall, doch das Schmelzwasser generiert nur geringfügig erhöhte Abflüsse und Sohlschubspannungen. Weiterhin würde eine höhere Natriumkonzentration nur dann zu einer Stabilisierung der EPS-Struktur führen, wenn dafür nicht höherwertige Ionen ausgetauscht werden. Interessant in diesem Zusammenhang ist, dass Ammoniumionen einen vergleichbaren Einfluss wie Natriumionen haben (Murthy *et al.*, 1998). Auch wenn in dieser Arbeit auf diese Zusammenhänge nicht eingegangen werden kann, ist diese Thematik ein interessantes Feld für zukünftige Untersuchungen. Des Weiteren stellt sich die Frage, inwiefern sich Komplexbildner im Abwasser auf die Ionenverfügbarkeit auswirken. Ethylendiamintetraacetat (EDTA) ist ein Zusatzstoff in vielen Waschmitteln und dient dort zur Bindung von Calcium- und Magnesiumionen. Da diese Wirkung nur bei Trockenwetterabfluss zu erwarten ist und bei der Verdünnung durch Regenwasser verloren gehen sollte, könnte dies den oben beschriebenen Unterschied der Sedimentstabilität bei Regen- und Trockenwetter nivellieren.

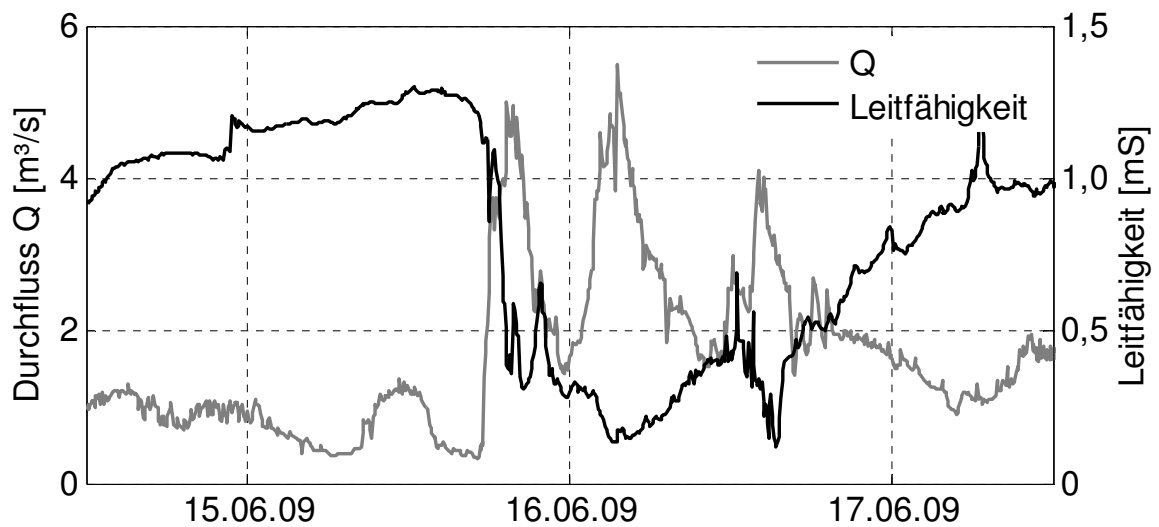


Bild 3-13: Veränderung der Leitfähigkeit des Zuflusses zur KA Dresden-Kaditz während eines Regenereignisses.

3.9 pH-Wert des Wassers

Das Abwasser von kommunalen Kläranlagen ist bei Trockenwetter leicht basisch. Der pH-Wert schwankt mit dem Tagesgang des Abwasseranfalls und in Abhängigkeit des Fremdwasserzuflusses. Im Zulauf der Kläranlage Dresden-Kaditz beträgt der durchschnittliche pH-Wert 8,1 mit einer durchschnittlichen Tagesschwankung von etwa 0,9. Die dem Autor verfügbaren Zulaufdaten zwei weiterer Kläranlagen weisen ähnlich hohe Werte auf. Bei erhöhtem Zufluss industrieller Abwässer muss mit größeren Abweichungen von diesen Werten gerechnet werden. Entscheidend für die Sedimentstabilität sind jedoch die Regenereignisse. Hier sinkt der pH-Wert in den neutralen Bereich (siehe Bild 3-14).

Der pH-Wert beeinflusst die Sedimentstabilität auf zwei Wegen. Der erste besteht darin, dass sich die Ladungen der Flächenkanten von Tonmineralpartikeln mit dem pH-Wert ändern (Heim, 1990; Jasmund und Lagaly, 1993). Der Zweite resultiert aus der pH-Wert-Abhängigkeit einzelner funktioneller Gruppen der EPS. Während sich die Strukturen von Hydroxyl- und Methylgruppen und damit auch ihre Wechselwirkungen untereinander im hier relevanten pH-Wert-Bereich nicht ändern (Veznov *et al.*, 1997), können Aminogruppen ($-\text{NH}_2$) protoniert und Carboxyl- ($-\text{COOH}$), Sulfanyl- ($-\text{SH}$) sowie Selenylgruppen ($-\text{SeH}$) dissoziiert und folglich elektrisch geladen werden. Es handelt sich um Gleichgewichtsreaktionen, wobei der pK_S -Wert der Reaktion den pH-Wert definiert, an dem die Konzentrationen der beiden Reaktionsprodukte gleich groß sind.

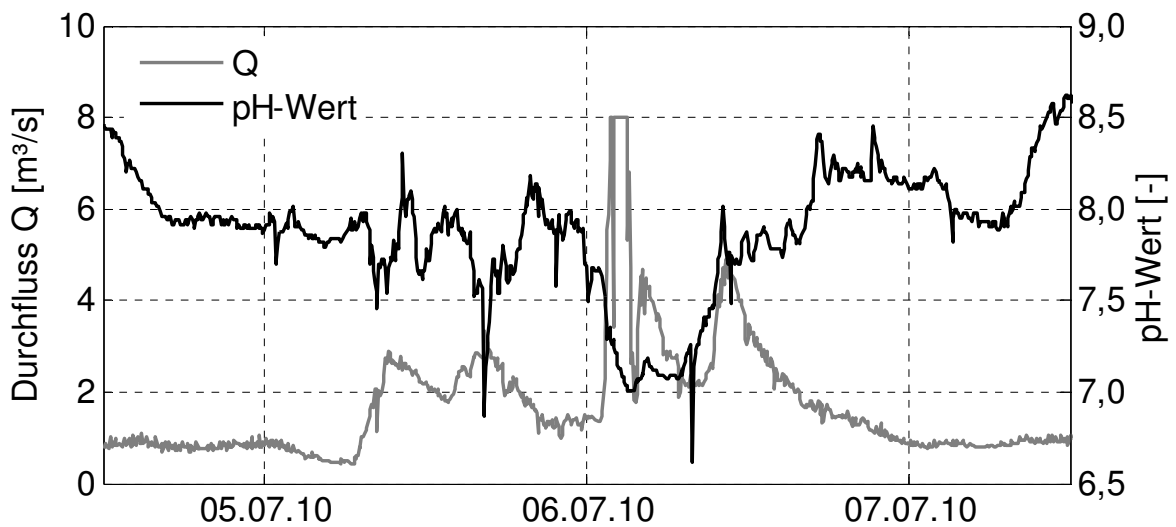


Bild 3-14: Veränderung des pH-Wertes im Zulauf der KA Dresden-Kaditz während eines Regenereignisses.

Es wird angenommen, dass Sulfanyl- und Selenylgruppen für den Zusammenhalt von EPS von untergeordneter Relevanz sind. Für erstere finden Higgins und Novak (1997) in extrazellulären Proteinen nur sehr geringe Konzentrationen und auf Selenylgruppen wird in der zitierten Veröffentlichung nicht eingegangen. Sulfanyl- und Selenylgruppen werden daher im Folgenden nicht weiter betrachtet.

Für Amino- und Carboxylgruppen ergeben sich aus den verschiedenen Ladungszuständen mehrere Möglichkeiten für Bindungen. Die in der Literatur am meisten diskutierte Form sind die dissoziierten Carboxylgruppen in Kombination mit gelösten Kationen, da sich mit ihr der in Abschnitt 3.8 beschriebene Einfluss von Metallionen auf die Stabilität von Biofilmen und Belebtschlammflocken erklären lässt. Es ist aber auch die Bildung ionischer Verbindungen direkt zwischen den protonierten, positiv geladenen Aminogruppen und dissoziierten, negativ geladenen Carboxylgruppen möglich (Giesbers *et al.*, 2002). Der pH-Wert der maximalen Bindungskräfte befindet sich hierbei genau zwischen den jeweiligen pK_S -Werten der beiden funktionellen Gruppen (Wang *et al.*, 2005). Liegen die Carboxylgruppen im nicht dissoziierten Zustand vor, so können sie Wasserstoffbrücken mit geeigneten polaren funktionellen Gruppen, wie Hydroxylgruppen oder anderen ungeladenen Carboxylgruppen bilden (Ahimou *et al.* 2002). Generell sind diese Bindungen aber schwächer als ionische Bindungen.

Tabelle 3-4: pH-Wert-abhängige Gleichgewichtsreaktionen funktioneller Gruppen und deren pK_S-Wert.

Gleichgewichtsreaktion	pK _S -Wert	Literaturquelle
R-NH ₃ ⁺ ↔ R-NH ₂ + H ⁺	3,9 4,9 – 5,9 5,3 – 7,3	Vezenov <i>et al.</i> (1997) Zhang <i>et al.</i> (1998) Wang <i>et al.</i> (1998)
R-COOH ↔ R-COO ⁻ + H ⁺	5,2 5,5 7,5	van der Vegte und Hadziioannou (1997) Vezenov <i>et al.</i> (1997) Munakata <i>et al.</i> (2004)
R-SH ↔ R-S ⁻ + H ⁺	≥ 8 ~ 8	Stadtman (1996) Flemer (2011)
R-SeH ↔ R-Se ⁻ + H ⁺	5,2 ~ 5	Stadtman (1996) Flemer (2011)

R kennzeichnet den Molekülrest

Die in Tabelle 3-4 gezeigten pK_S-Werte für Amino- und Carboxylgruppen stammen aus Untersuchungen selbstorganisierender Monoschichten mit Hilfe der Rasterkraftmikroskopie. Bei dieser Methode werden die Kräfte zwischen einem Träger und einer Messnadel, welche beide mit den zu untersuchenden Materialien (funktionellen Gruppen) beschichtet sind, gemessen. Aufgrund der sehr geringen Abmessungen der Messnadelspitze lassen sich die Kräfte auf eine definierbare, sehr kleine Anzahl von funktionellen Gruppen zurückführen. Eine Einführung in diese Thematik findet sich unter anderem in van der Werf *et al.* (1994) und Vezenov *et al.* (2005).

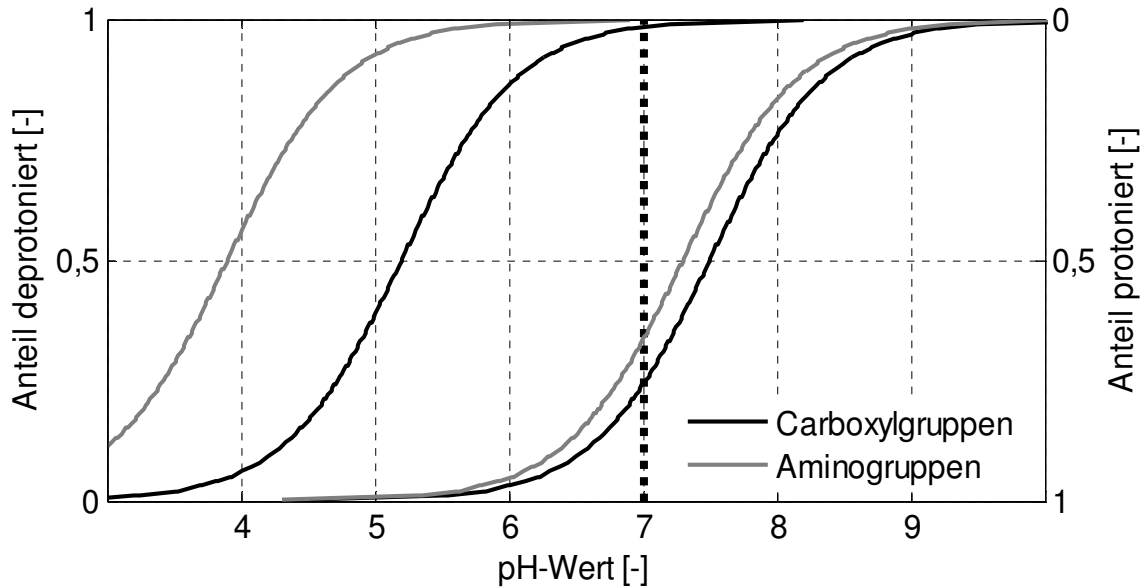


Bild 3-15: Bereiche für protonierte und nicht protonierte Anteile von Carboxyl- und Aminogruppen, welche sich aus den in Tabelle 3-4 aufgelisteten minimalen und maximalen pK_S -Werten und Formel 3-5 ergeben.

Die Rasterkraftmikroskopie-Untersuchungen zeigen vor allem, dass die pK_S -Werte der funktionellen Gruppen nicht konstant sind. So hat die Beschaffenheit des Molekülrestes, an dem die funktionellen Gruppen sitzen, entscheidende Auswirkung auf deren Verhalten. Der pK_S -Wert für Carboxylgruppen verschiebt sich durch hydrophobe Kohlenstoffketten, da sich die Dissoziation des Wasserstoffions in wässriger Lösung verschlechtert (Smart und McGammon, 1996). Wang *et al.* (1998) finden unterschiedliche pK_S -Werte für Aminogruppen in Abhängigkeit davon, ob sich diese an Molekülresten mit Kohlenstoffringsystemen oder -ketten befinden. Der Einfluss der Molekülreste läßt sich letztlich mit mesomeren und induktiven Effekten (M- und I-Effekten) erklären. Darüber hinaus beeinflussen gelöste Ionen die Ausprägung von elektrochemischen Doppelschichten, so dass sich der pH-Wert, bei dem die maximalen Bindungskräfte zwischen den funktionellen Gruppen auftreten, mit der Ionenstärke ändert (Giesbers *et al.*, 2002). Weitere Abweichungen ergeben sich durch Unterschiede in der Messmethodik (Zhang *et al.*, 1998). Die daraus resultierende Schwankungsbreite der pK_S -Werte ist schwer abschätzbar und birgt Unsicherheiten hinsichtlich der möglichen Ladungszustände der Amino- und Carboxylgruppen im neutralen pH-Wert-Bereich. Mit der Henderson-Hasselbalch-Formel lassen sich die Anteile der protonierten (A^-) und nicht protonierten (HA) funktionellen Gruppen errechnen:

$$pH = pK_s + \log \frac{c(A^-)}{c(HA)} \quad \text{Formel 3-5}$$

In Bild 3-15 sind die Schwankungen der vom pH-Wert abhängigen Ladungszustände dargestellt. Es ist offensichtlich, dass eine Abschätzung der Auswirkung der Verdünnung des Mischwassers durch Regenwasser auf die Stabilität der EPS-Strukturen im Sediment schwierig ist. Prinzipiell sind sehr gegensätzliche Szenarien möglich. Bei einer pH-Wert-Senkung von 8,5 auf 7 verringert sich zum einen der Anteil der negativ geladenen Carboxylgruppen. Zum anderen erhöht sich aber der Anteil der positiv geladenen Aminogruppen. Wie hoch das Potential dieser Ladungsverschiebungen ist, hängt von den unbekannt, realen pK_s -Werten ab. Dabei ist zu bedenken, dass die hier beschriebenen, theoretischen Schwankungsbreiten auf Messungen an sehr gut definierten Proben basieren. Es kann davon ausgegangen werden, dass reale EPS-Strukturen ungleich chaotischer sind und daher eine noch größere Schwankungsbreite der pK_s -Werte durchaus denkbar ist.

Mit Blick auf die Untersuchungen von Higgins und Novak (1997) zur Zusammensetzung von Proteinen in Belebtschlamm und zum, wenn auch geringen, Anteil an Polysacchariden in der EPS-Matrix, wird angenommen, dass Carboxylgruppen in höherer Anzahl als Aminogruppen vorliegen werden. Der Anteil der ungeladenen Carboxylgruppen sinkt bei der pH-Wert-Verschiebung, während der Regenerie. Daraus lässt sich folgern, dass es hier zu einer Schwächung der EPS-Matrix kommt, was aber an dieser Stelle nicht quantifiziert werden kann.

3.10 Feststoffe in der Strömung

Untersuchungen zum Erosionsbeginn beruhen zumeist auf der Einwirkung einer feststofffreien Strömung auf das Sediment. Hier ergibt sich das Problem, dass diese Randbedingungen unter realen Bedingungen nicht gegeben sein müssen. Durch die Einwirkung der mit der Strömung transportierten Feststoffe auf das Sediment kann dieses auch erodiert werden, selbst wenn die kritische Sohlschubspannung für eine feststofffreie Strömung noch nicht erreicht ist. Schon Bagnold (1937) stellte fest, dass die Vorwärtsbewegung eines Sandbettes in einem Windkanal weniger vom Wind an sich, sondern mehr von den Einschlägen der sich schon in Bewegung befindlichen Sandkörner auf das Sandbett abhängen und folglich nicht nur von der Schubspannung. Durch die Impulsübertragung eines einschlagenden Sandkorns auf ein ruhendes Sandkorn wird dieses aus dem Sedimentgefüge gestoßen.

Die Einwirkung von Feststoffen auf den Erosionsbeginn ist auch bei kohäsiven Sedimenten zu beobachten. Versuche von Kamphius (1990) zeigen bei der Zugabe

von Sand (0,1 % Vol.) zum strömenden Wasser eine Verringerung der kritischen Sohlschubspannung von konsolidiertem Ton um mehr als eine Größenordnung sowie eine Steigerung der Erosionsraten. Das Ausmaß des Effektes hängt dabei von der Transportform der Feststoffe ab und ist größer, wenn sich diese springend anstatt rollend fortbewegen oder sich in Suspension befinden (Kamphius, 1990; Thompson und Amos, 2004). Weiterhin beobachteten Thompson und Amos (2004), dass kleinere Partikel eine höhere Erosionsrate bewirken. Diese besitzen zwar weniger Impuls beim Einschlag auf das Sediment, doch aufgrund der höheren Mobilität ist die Einschlagrate je sich in Bewegung befindendem Partikel höher. Aus den Versuchen von Amos *et al.* (2000) mit Strandschneckengehäusen lässt sich diesbezüglich genau der gegenteilige Effekt ableiten. Hierbei ist jedoch anzumerken, dass die Auswirkungen von Geschiebe auf die Turbulenz und damit auf die Erosionsrate von Sedimenten noch nicht zufrieden stellend geklärt sind. Auf diese Thematik wird im Abschnitt 4.3.4 näher eingegangen. Mit Sicherheit kann aber gesagt werden, dass die kritische Sohlschubspannung durch Feststoffe in der Strömung scheinbar herabgesetzt wird, da der Einschlag springender Partikel ruhende Partikel oder Partikelkonglomerate aus dem Sediment herauslösen kann.

Im Hinblick auf die Morphologie von natürlichen und urbanen Einzugsgebieten erscheint dies ein sehr realistisches Szenario sowohl für Fließgewässer als auch für die Kanalisation zu sein. Da die Sohlschubspannung bei einem Freispiegelabfluss maßgeblich vom Gefälle abhängt, ist diese in Hanglagen größer. Das dort erodierte Sediment wird in flachere Bereiche transportiert, wobei hier der gleiche Abfluss eine geringere Sohlschubspannung erzeugt, welche unter Umständen bei feststofffreier Strömung die kritische Sohlschubspannung nicht übersteigt. Das mittransportierte Material könnte jedoch eine Erosion des Sedimentes bewirken. Auch wenn diese Darstellung zugegebener Maßen stark vereinfacht ist, so zeigt sie doch, dass der Einfluss der Feststoffe auf die Erosion prinzipiell nicht zu vernachlässigen und schwer abschätzbar ist. Für den kohäsionslosen Fall sollte dieser Effekt in den gängigen Stofftransporten berücksichtigt sein.

4 Erosionsmessungen

4.1 *In-situ*-Erosionsmessapparaturen

4.1.1 Allgemeines

Verschiedene Konstruktionsformen von *in-situ*-Erosionsmessapparaturen sind aus der Literatur bekannt. Diese lassen sich wie folgt einteilen:

- Längsgerinne
- Kreisgerinne
- stadionförmige Gerinne
- Erosionsmeter mit vertikaler Prallströmung

Darüber hinaus existieren noch weitere Bauformen, die sich nicht in diese vier Hauptgruppen einordnen lassen.

Konstruktionsbedingt ergeben sich für die einzelnen Bauformen unterschiedliche Vor- und Nachteile. Diese betreffen die Strömungsbildung und deren Einwirkung auf die Sedimentoberfläche sowie die Handhabung der Apparaturen. Ein Problem bei den Messapparaturen allgemein ist die Erfassung der am Sediment induzierten Schubspannungen. Dieses resultiert aus einer statischen Kalibrierung, also dem *a priori* festgelegten funktionellen Zusammenhang zwischen Antrieb (z.B. Propellerdrehzahl, Pumpenleistung, *etc.*) und Schubspannung. Einige Konstruktionen sind hier vorteilhafter zu bewerten als andere.

Aus der Konstruktion heraus ergibt sich weiterhin ein grundlegender Unterschied bezüglich des Verbleibs des erodierten Materials. Zum einen gibt es Apparaturen, die durch eine Kreislaufführung des Wassers ein in sich abgeschlossenes System darstellen und das einmal erodierte Sediment als Suspension aufkonzentrieren. Zum anderen existieren Apparaturen, die kontinuierlich mit Frischwasser zur Erzeugung der Strömung durchflossen sind. Hier wird folglich das erodierte Sediment aus der Apparatur ausgespült. Dieser Unterschied hat Auswirkungen auf die Ermittlung des Erosionsbeginns auf Grundlage von Messdaten wie zum Beispiel der Extinktion, messtechnisch bedingt durch die Hintergrundbelastung des Wassers und der Empfindlichkeit des Messgerätes. Apparaturen, welche die Feststoffe aufkonzentrieren sind diesbezüglich vorteilhafter. Durch eine Extrapolation der ansteigenden Messkurve lässt sich theoretisch auch ein Erosionsbeginn ermitteln, der unterhalb der messtechnisch erfassbaren Grenze liegt (siehe Abschnitt 5.8).

Andererseits birgt eine Aufkonzentrierung das Problem, dass die suspendierten Feststoffe rückkoppelnd auf die Erosion selbst wirken. Eine Messung von Erosi-

onsraten mit Apparaturen der geschlossenen Bauweise ist daher grundsätzlich zu hinterfragen (siehe Abschnitt 4.3).

4.1.2 Längsgerinne

Längsgerinne sind die ersten Apparaturen, die für *in-situ*-Erosionsversuche verwendet worden sind. Zur Erzeugung der Strömung im Gerinne bieten sich prinzipiell Pumpen (Young, 1977; Macke, 1983; Hawley, 1991; Gust und Morris, 1989; Ravens und Gschwend, 1999), Propeller (Aberle *et al.*, 2003) oder die Beschickung des Gerinnes über eine externe Wasserquelle, wie beispielsweise Hydranten (Hartmann, 1997) an. Konstruktiv unterscheiden sich Längsgerinne untereinander in Hinsicht auf die exponierte Sedimentfläche. Während die Gerinne von Young (1977, siehe Bild 4-1) und Hawley (1991) nach unten hin komplett offen sind, besitzen die Gerinne der anderen hier zitierten Autoren einen Boden mit einem Fenster in dem das Sediment der Strömung ausgesetzt ist. Bei der letzteren Variante kann es unbeabsichtigt zu einer Beeinflussung der sedimentnahen Strömung durch den Übergang zwischen Gerinneboden und Sediment (und umgekehrt) kommen. Liegt die Sedimentoberkante unterhalb des Gerinnebodens ist hier mit Wirbelablösungen zu rechnen, deren Folgen für die Erosion des Sediments schwer abschätzbar sind. Hartmann (1997) beschreibt beispielsweise ein Problem mit der Schubspannungsmessung mit Hilfe einer Heißfilmsonde am Gerinneboden und ordnet diese den veränderten Strömungsverhältnissen am Übergang von Sediment zum Gerinneboden zu. Darüber hinaus besteht die Gefahr des Einsinkens der Apparatur in relativ weiches Sediment. In diesem Fall würde das Sediment über den Gerinneboden hinaus ragen und einer höheren Strömungsgeschwindigkeit ausgesetzt werden. Die Erosionsstabilität würde in diesem Fall unterschätzt werden. Selbst wenn es gelingt, das Sediment exakt mit dem Boden abzuschließen, ist zu bedenken, dass Gerinneboden und Sediment unterschiedliche Rauheiten besitzen. Dies hat sowohl Folgen für die Schubspannungen am Sediment, als auch für deren messtechnische Erfassung bei der Kalibrierung (vgl. Abschnitt 4.2). Durch auswechselbare Böden unterschiedlicher Rauheit (z.B. mit Schleifpapier bestückt) in der Einlaufstrecke lässt sich dieses Problem beheben (Hartmann, 1997). Bei der Verwendung einer Rinne ohne Boden treten diese Probleme hingegen nicht auf. Die offene Bauweise hat zudem den Vorteil, dass die exponierte Sedimentfläche größer ist. Lokale Unregelmäßigkeiten im Sediment verlieren dadurch an Bedeutung (Cornelisse *et al.*, 1994). Weiterhin ist bei der offenen Bauweise eine Kreislaufführung des Wassers und damit eine Aufkonzentrierung des erodierten Materials nicht möglich.

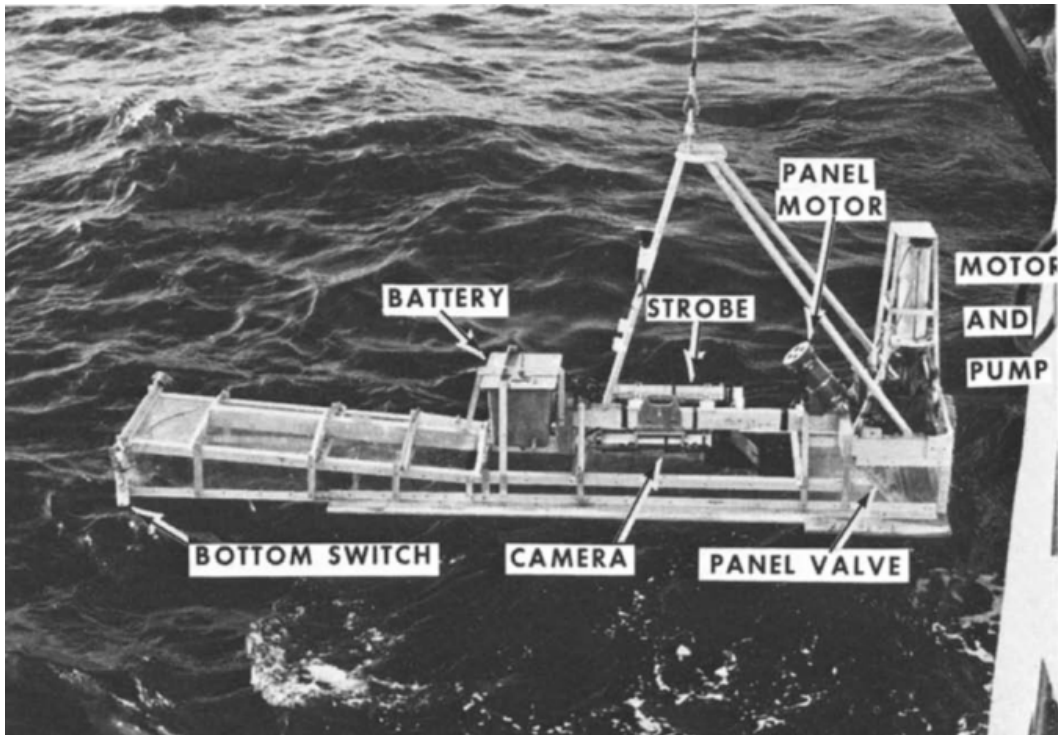


Bild 4-1: Längsgerinne SEAFUME von Young (1977).

4.1.3 Kreisgerinne

Eine oft genutzte Bauform zur *in-situ*-Untersuchung natürlicher Sedimente sind Kreisgerinne (Bild 4-2). Grundsätzlich bestehen sie aus einem nach unten offenen kreisrunden Strömungskanal, der auf das Sediment aufgesetzt wird. Als Strömungsantrieb haben sich rotierende Deckel mit und ohne Paddel etabliert (Amos *et al.*, 1992a, 2000; Maa *et al.*, 1993; Bale *et al.*, 2006; Widdows *et al.*, 1998, 2007). Die Durchmesser dieser Geräte reichen von etwa 20 cm bis 2 m, wobei sich die kleineren Varianten grundsätzlich für den Einsatz in der Kanalisation eignen würden. Dies trifft aufgrund der geringen Abmessungen auch auf das bislang nur im Labor genutzte MICROCOSM-System zu (Gust, 1988). Bei dieser Bauweise fehlt die innere Wandung, so dass es sich eher um einen Rührkessel, als um ein Kreisgerinne handelt. Die Strömung wird auch hier über einen rotierenden Deckel induziert.

Aufgrund des fehlenden Bodens ist die Testfläche von Kreisgerinnen entsprechend groß, so dass lokale Inhomogenitäten für das Ergebnis der Messungen in den Hintergrund rücken. Mögliche Störungen, wie sie bei entsprechenden Längsgerinnen durch den Übergang von Gerinneboden zu Sediment auftreten, können ausgeschlossen werden. Ein weiterer Vorteil sind die homogenen Strömungsverhältnisse über den Umfang. Diese Aussage muss beim Einsatz paddelbestückter Deckel zur Strömungserzeugung relativiert werden. Albrecht und Hoefft (2015) konnten zei-

gen, dass hier zusätzlich Turbulenzen eingetragen werden, die zu periodischen Schwankungen der Schubspannungen über dem Sediment führen.

Für die Bestimmung der Sohlschubspannungen in Kreisgerinnen und folglich auch für die Kalibrierung ist das Auftreten von Sekundärströmungen zu berücksichtigen. Prinzipiell sind alle Mess- bzw. Kalibriermethoden ungeeignet, die sich auf Geschwindigkeitsprofile und Turbulenzentwicklung stützen, da die realen Verhältnisse zu stark von den Modellvorstellungen abweichen (vgl. Jonsson *et al.*, 2006; Albrecht und Hoefft, 2015).

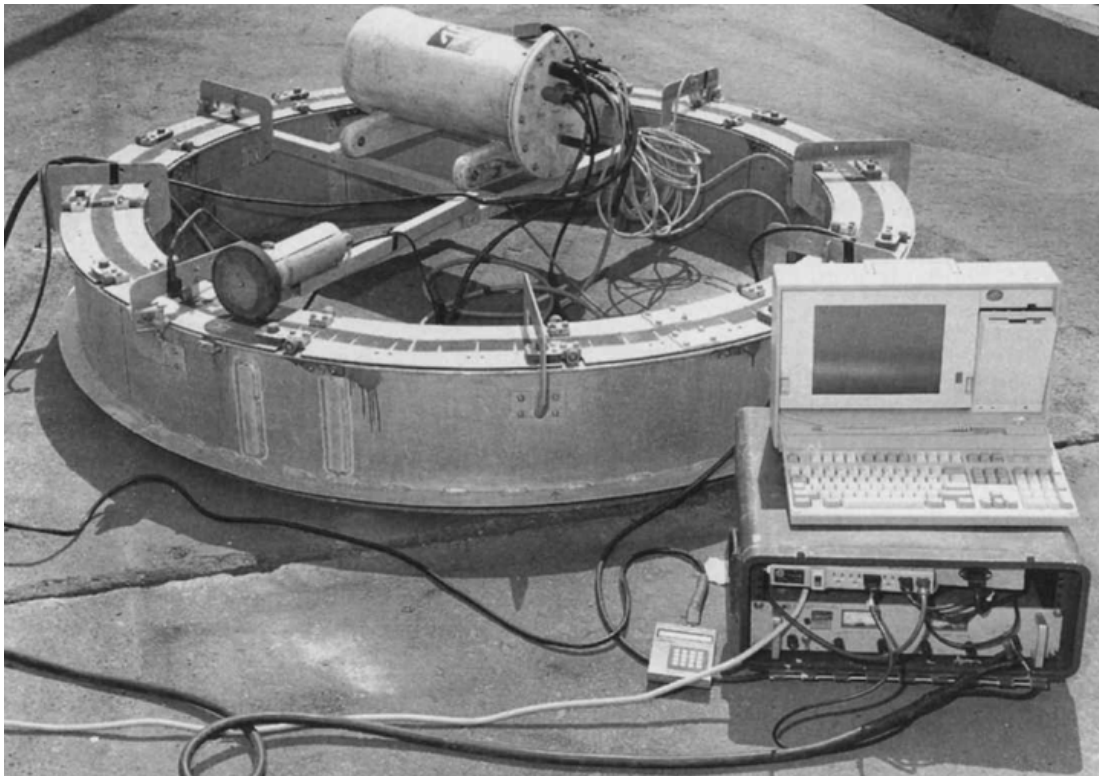


Bild 4-2: Kreisgerinne SEA CAROUSEL (Amos *et al.*, 1997).

4.1.4 Stadionförmige Gerinne

Um die Nachteile der Sekundärströmung von kreisförmigen Gerinnen zu umgehen, wurden stadionförmige Gerinne entwickelt. Die geraden Abschnitte des Gerinnes sollen bewirken, dass sich hier ein stationärer Strömungszustand einstellt und so eine Schubspannungsmessung über das logarithmische Geschwindigkeitsprofil ermöglicht wird.

Tatsächlich sind aber nach der Umlenkung einer Gerinneströmung, je nach Durchfluss und Profil, mitunter mehrere Meter geradliniger Fließstrecke für die Ausbildung einer stationären Strömung notwendig. Diese Tatsache wird bei Laborgerin-

nen dieser Bauform auch berücksichtigt. Aus Gründen der Handhabbarkeit ist dies jedoch bei *in-situ*-Gerinnen nicht möglich. Black und Cramp (1995) dämmen daher die negativen Einflüsse der sich bei der 180°-Umlenkung entwickelnden Sekundärströmung durch parallele Lamellen und ein Beruhigungsgitter nach der Umlenkung erfolgreich ein. Allerdings kommt es bei dieser Bauweise zu Unterschieden in der Strömungsgeschwindigkeit über die Fließbreite. Die Messungen von Black und Cramp (1995) zeigen auf dem geraden Gerinneabschnitt eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit und der berechneten Sohlschubspannung von der Innenwand hin zur Außenwand des Gerinnes.

Beim stadionförmigen Gerinne (ISEF) von Houwing und van Rijn (1998) wird dieser Effekt vermieden, da dieses 90° gekippt auf einem der geraden Abschnitte steht. Infolge der senkrechten Bauweise fällt das Gerät schmal aus und ist zumindest von der Geometrie her für einen Einsatz in der Kanalisation geeignet, während die liegende Bauweise aufgrund der Breite ausscheidet. Auch bei dieser Bauweise kommt es durch die Strömungsumlenkung zu Abweichungen des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils und folglich zu Ungenauigkeiten bei der Bestimmung der Sohlschubspannungen über das Geschwindigkeitsprofil. Dies berücksichtigen Houwing und van Rijn durch eine Korrekturfunktion.

Im Gegensatz zu Kreisgerinnen ist die exponierte Testfläche bei stadionförmigen Gerinnen weit aus kleiner, da entweder geometrisch bedingt nur ein Teil des Gerinnes am Sediment anliegt oder strömungsbedingt nur ein Teil des Bodens zum Sediment geöffnet werden kann. Letztlich können stadionförmige Gerinne auch als Längsgerinne mit vergleichsweise aufwendiger Wasserrückführung angesehen werden. So kommt es folglich auch zu den oben genannten Schwierigkeiten hinsichtlich der Strömungsbildung an den Übergängen zwischen Gerinneboden und dem Sediment (vgl. Abschnitt 4.1.2).

4.1.5 Erosionsmeter mit Staupunktströmung

Erosionsmeter, die eine Staupunktströmung nutzen, bestehen im Wesentlichen aus einem Stechzylinder. In diesem wird eine auf das Sediment gerichtete Strömung erzeugt, die senkrecht auf das Sediment trifft und dort allseitig radial nach außen abgelenkt wird. Die bekannten Geräte können in zwei Gruppen unterschieden werden, wobei bei der ersten Bauweise die Strömung mit Hilfe eines Propellers erzeugt wird. Dieses Prinzip wurde erstmals beim EROMES-System von Schüemann und Kühl (1991) verwendet. Hierbei handelt es sich allerdings um eine Laborapparatur mit der Bohrkerne untersucht werden können.

Liem *et al.* (1997) griffen diesen Ansatz auf und entwickelten daraus eine wasser-dichte *in-situ*-Variante für Messungen an feinen Sedimenten in Wasserreservoirien (Bild 4-3). McIlhatton *et al.* (2002) untersuchten mit dieser Apparatur die Vergleichbarkeit von *in-situ*-Erosionsversuchen mit Labormessungen an Kanalsedimenten. Jubb *et al.* (2001) nutzen hingegen das Gerät zweckentfremdet zur Untersuchung der Strömungsabhängigkeit des Sauerstoffbedarfs von Flusssedimenten. Eine weitere praktische Anwendung einer aber anscheinend anderen portablen Version dieses Gerätes findet sich bei Andersen *et al.* (2001). Hier wird die saisonale Schwankung der Erosionsstabilität eines Watts untersucht.

Aufgrund ihrer kompakten Bauweise eignen sich Erosionsmeter mit vertikaler Prallströmung sehr gut für den Einsatz in der Kanalisation, was auch die Messungen von McIlhatton *et al.* (2002) demonstrieren.

Hauptkritikpunkt an dieser Bauweise ist die relativ kleine Testfläche. Hieraus ergibt sich nach Cornelisse *et al.* (1994) eine geringe Reproduzierbarkeit der Messergebnisse. Dem entgegen ermitteln Müller *et al.* (1995) einen Reproduktionsfehler für das EROMES-System, der im Bereich anderer Erosionsmessapparaturen liegt. Auch Liem *et al.* (1997) verweisen auf eine hohe Reproduzierbarkeit ihrer Messergebnisse. Aufgrund der Strömungsausbildung können diese Apparaturen nur nach der Shields-Methode (siehe Abschnitte 4.2.8 und 5.2) kalibriert werden.

Eine weitere Bauweise entwickelte Dunn (1959) mit dem „Cohesive Strength Meter“ (CSM). Das CSM arbeitet nicht mit einem Propeller, sondern auf dem Prinzip einer Wasserstrahlpumpe. Der notwendige Druck wird durch eine Gasdruckflasche bereitgestellt. Bei der Kalibrierung wird ein funktioneller Zusammenhang zwischen dem Druck am Druckminderungsventil und der Sohlschubspannung ebenfalls über die Shields-Methode hergestellt. Aufgrund seiner einfachen Bauweise und Handhabung wurde dieses Gerät sehr oft sowohl im Labor, als auch *in situ* verwendet, so dass inzwischen mindestens vier verschiedene Versionen davon existieren (Paterson, 1989; Yallop *et al.*, 1994, 2000; Tolhurst *et al.*, 1999, 2000a, b, 2003, 2006a, b, 2008, 2009; Paterson *et al.*, 2000; Friend *et al.*, 2003, 2005; Vardy *et al.*, 2007; Widdows *et al.*, 2007, Gerbersdorf *et al.*, 2008b; Grabowski *et al.*, 2010). Der Prallstrahl wirkt allerdings nur auf einen sehr kleinen Bereich an der Sedimentoberfläche, was Fragen hinsichtlich der Eignung des Messprinzips für Erosionsmessungen aufwirft. Williamson und Ockenden (1996) vermuten diesbezüglich, dass mit einem CSM nicht die Erosionsresistenz in Abhängigkeit der Schubspannung an der Sedimentoberfläche gemessen wird, sondern vielmehr die Scherfestigkeit des gesamten Sedimentkörpers bis zu einem Grundbruch. So finden Watts *et al.* (2003) auch eine gute Korrelation von Messergebnissen des CSM mit

denen einer Drucksondierung, bei der die Eindringtiefe einer kegelförmigen Spitze in einen Boden oder ein Sediment gemessen wird.

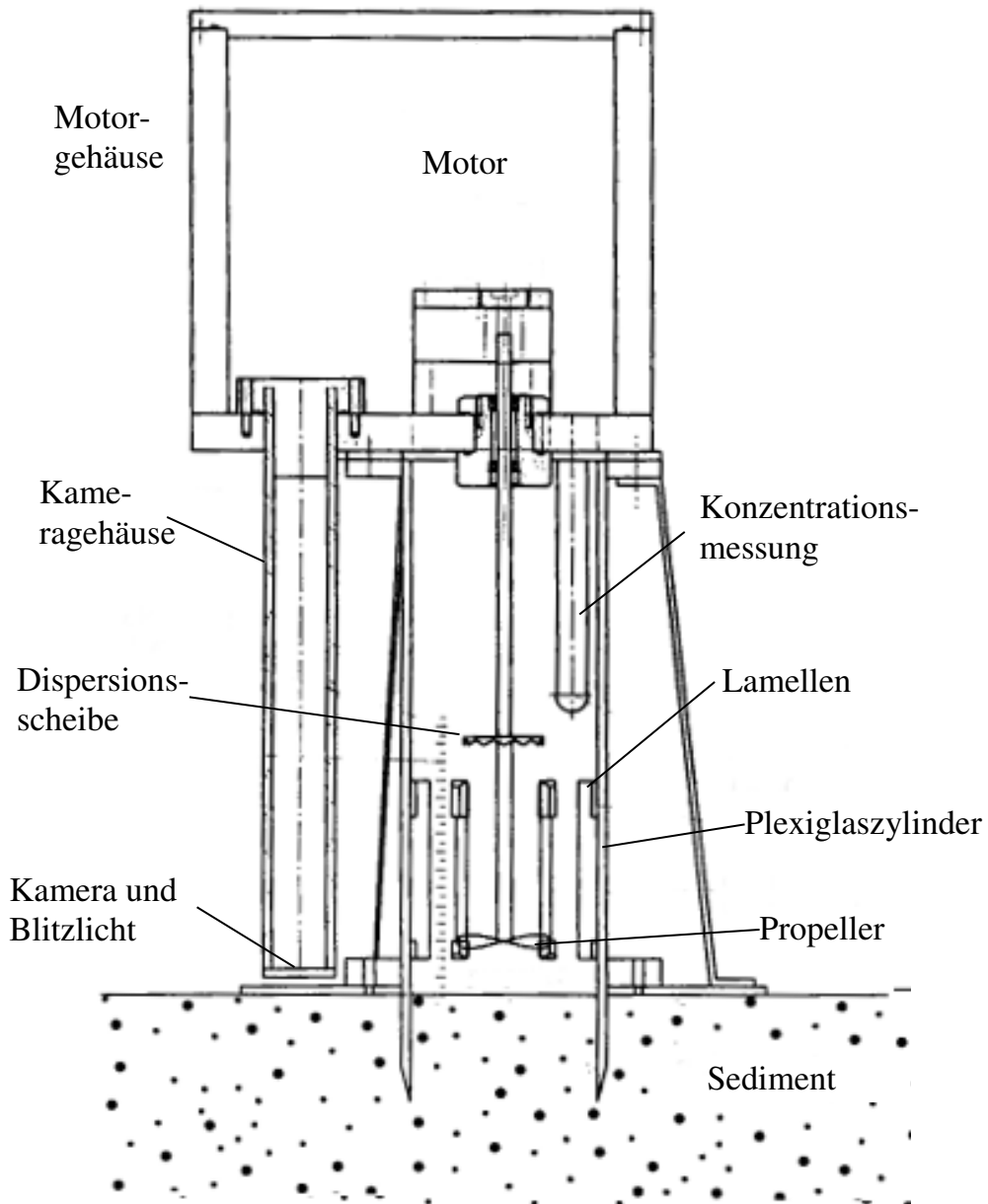


Bild 4-3: Erosimeter von Liem *et al.* (1997).

4.1.6 Weitere *in-situ*-Messgeräte

Als *in-situ*-Messgeräte sind weiterhin das ISIS (Williamson und Ockenden, 1996) und sein Nachfolgesystem SedErode (Mitchener *et al.*, 1996) zu erwähnen. Beim ISIS handelt es sich, ähnlich wie dem im Abschnitt 4.1.5 beschriebenen EROMES-System, um einen Stechzylinder. Allerdings wird hier keine Staupunktströmung erzeugt, sondern das Wasser wird umgekehrt in der Zylindermitte nach oben ge-

saugt. Betrachtet man die kreisrunde Testfläche von oben, strömt also das Wasser von außen nach innen. Dies wird durch eine über dem Sediment angebrachte Saugglocke bewerkstelligt. Die auf der Sedimentoberfläche erzeugte Schubspannung hängt dabei sowohl vom Durchfluss, als auch von der Höhe der Saugglocke über dem Sediment ab, was einen erhöhten Regelaufwand zur Folge hat. Laut Liem *et al.* (1997) wird im ISIS lediglich eine laminare Strömung über dem Sediment erzeugt. Das Gerät erscheint daher für die Anwendung in der Kanalisation, wo turbulente Strömungsverhältnisse vorherrschen, weniger geeignet. Zum SedErode wurde diesbezüglich keine Aussage in der Literatur gefunden.

Abschließend sei der „Shaker“ von Tsai und Lick (1986) erwähnt. Obwohl nur als Labormessgerät realisiert, würde sich dieses System aufgrund der kompakten Bauweise ebenfalls für *in-situ*-Messungen eignen. Diese Apparatur wurde allerdings für die Untersuchung des Seegangs auf die Erosion des Meeresbodens entwickelt. Der vergleichsweise einfache Aufbau besteht aus einem Zylinder mit oszillierendem Gitter, wobei der Hub des Gitters über eine Kurbelwelle von einem Motor erzeugt wird (siehe Bild 4-4).

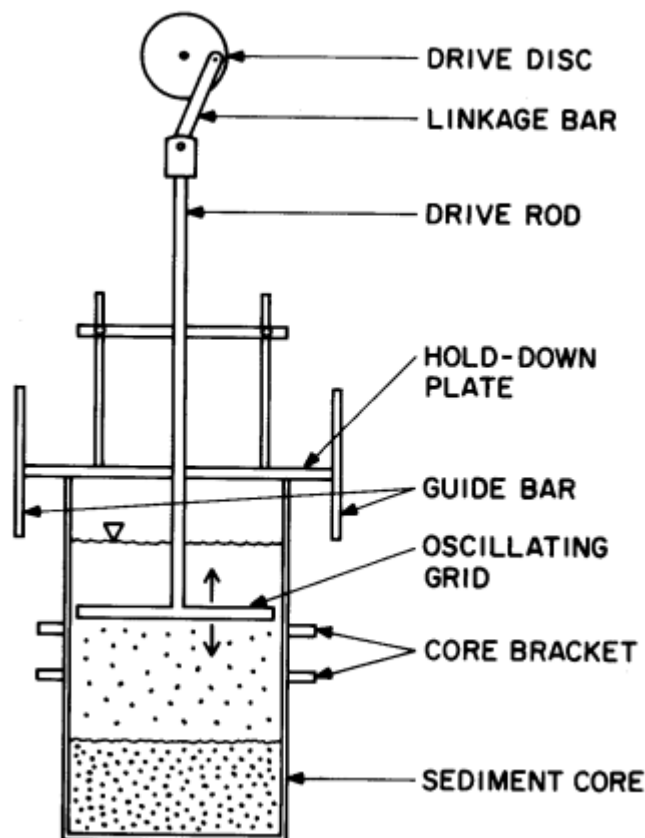


Bild 4-4: Apparatur für die Erosionsmessungen an Sedimentbohrkernen „Shaker“ (Tsai und Lick, 1986).

4.2 Schubspannungen

4.2.1 Einführung in das Kapitel

Die Bestimmung der Sohlschubspannung in Messapparaturen zur Untersuchung von Erosionsprozessen ist ein entscheidender Faktor für das Gelingen dieses Anliegens. Sowohl der Erosionsbeginn als auch die Erosionsrate werden auf Grundlage der Sohlschubspannungen bestimmt. Die direkte Schubspannungsmessung ist prinzipiell möglich. So haben Tinoco und Cowen (2013) Schubspannungen und Reibung an komplexen Elementen bestimmt. Der dafür entwickelte Versuchsaufbau besteht aus einem Längsgerinne, bei welchem ein Segment des Gerinnebodens von der restlichen Sohle entkoppelt auf einem Luftkissen gelagert ist. Die angreifenden Schubspannungen auf dieses Bodensegment führen zum reibungsfreien Verschieben des Selbigen. Zusätzlich mechanisch an eine Kraftmesssonde gekoppelt, wird die gesamte angreifende Kraft unterhalb der Platte aufgenommen und gemessen. Die Nutzung dieses Prinzips für die Messung von Schubspannungen an Sedimenten unter Laborbedingungen ist denkbar, solange den durch die Sedimente gegebenen Besonderheiten Rechnung getragen wird. Die Übertragbarkeit auf *in-situ*-Messapparaturen ist jedoch praktisch unmöglich. Auch für die Kalibrierung der Messapparaturen ist dem Autor kein Fall bekannt, in dem dies versucht worden wäre.

Vielmehr existieren zahlreiche Methoden für eine indirekte Messung der Sohlschubspannung, die im Folgenden erörtert werden. Dies geschieht mit Fokus auf die praktische Anwendung zur Kalibrierung von *in-situ*-Messapparaturen. Die Methoden basieren auf Modellvorstellungen zur Ausbildung von Geschwindigkeitsprofilen und der Turbulenzentwicklung sowie auf rein empirischen Beobachtungen.

4.2.2 Log-Profil-Methode

Bei turbulenter Strömung bildet sich ein logarithmisches Geschwindigkeitsprofil (siehe Bild 4-5) aus. Dieser Sachverhalt lässt sich mit dem universellen Geschwindigkeitsgesetz von Prandtl und von Kármán darstellen (Nikuradse, 1932; Bollrich, 1998):

$$\frac{u_z}{u_0^*} = \frac{1}{\kappa} \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0}\right)$$

Formel 4-1

Das Verhältnis der Fließgeschwindigkeit u_z zur Sohlschubspannungsgeschwindigkeit u_0^* hängt hiernach von der Höhe z im Geschwindigkeitsprofil und der Rauheitslänge z_0 ab. κ bezeichnet die Kármánsche Konstante. Sie ist universell und mit $\kappa = 0,4$ anzusetzen.

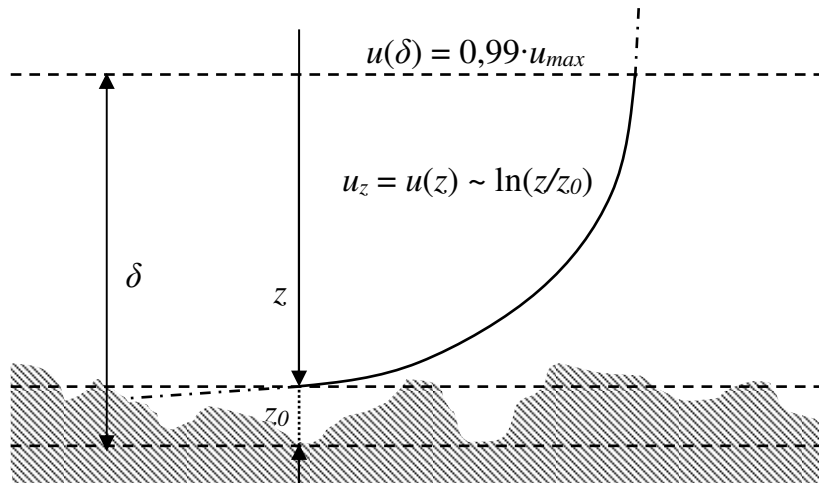


Bild 4-5: Logarithmisches Geschwindigkeitsprofil (nach Bollrich, 1998). δ bezeichnet die Dicke der turbulenten Grenzschicht.

Aus Formel 4-1 ergibt sich die Sohlschubspannung mit $\tau_0 = \rho(u_0^*)^2$ (Prandtl, 1925):

$$\tau_0 = \rho(\kappa u_z)^2 \left(\ln \frac{z}{z_0} \right)^{-2} \quad \text{Formel 4-2}$$

Für die Nutzung der Methode muss folglich die Fließgeschwindigkeit u_z in einer definierten Höhe gemessen und die Rauheitslänge z_0 festgelegt werden. z_0 ist dabei der Abstand zur Sohle, an dem nach Modellvorstellung die Geschwindigkeit $u = 0$ wird, und kann über die Rauheit k anhand der Ausführungen von Nikuradse (1933) ermittelt werden. Nikuradse führte hydraulische Versuche mit verschiedenen Wandrauheiten durch, bei denen er Sandkörner mit definiertem Durchmesser an der Innenwand von Rohren fixierte. Bei höheren Reynolds-Zahlen fand er dabei für die logarithmische Geschwindigkeitsverteilung folgenden, allgemeinen Zusammenhang:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = A + B \cdot \log \left(\frac{z}{k} \right) \quad \text{Formel 4-3}$$

mit $A = 8,48$ und $B = 5,75$. Die Umformung des dekadischen zum natürlichen Logarithmus ergibt:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = A + \frac{B}{\ln 10} \cdot \ln\left(\frac{z}{k}\right) \quad \text{Formel 4-4}$$

Durch Substitution der Konstanten A und B mittels

$$A = \frac{1}{\kappa} \cdot \kappa A = \frac{1}{\kappa} \ln(e^{\kappa A}) \quad \text{Formel 4-5}$$

und

$$\frac{B}{\ln 10} \approx 2,5 = \frac{1}{\kappa} \quad (\text{mit } \kappa = 0,4) \quad \text{Formel 4-6}$$

folgt gemäß Formel 4-4 nach weiterer Umformung:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = \frac{1}{\kappa} \ln\left(\frac{e^{\kappa A} \cdot z}{k}\right) \quad \text{Formel 4-7}$$

Mit $e^{\kappa A} = 29,7 \approx 30$ folgt aus Formel 4-1 und Formel 4-7 die Umrechnung von k zu z_0 :

$$z_0 = \frac{k}{30} \quad \text{Formel 4-8}$$

Prandtl (1933) leitete diesen Zusammenhang mit Hilfe der damals noch nicht veröffentlichten Daten von Nikuradse über eine Ähnlichkeitsbetrachtung her. Bollrich (1998) merkt hierbei an, dass der Proportionalitätsfaktor (hier als Reziproke mit $m = 1/30$ bezeichnet) eine universelle Größe ist und die Gültigkeit auch für natürliche Rauheiten nachgewiesen wurde. Bei der praktischen Anwendung der Log-Profil-Methode ergibt sich jedoch hier das Problem, dass k bzw. z_0 für natürliche Sedimente zumeist unbekannt sind. Ein direkter Rückschluss von der Korngrößenverteilung des Sedimentes auf die Sandrauhigkeiten von Nikuradse (1933) ist problematisch. Bei Whiting und Dietrich (1990) findet sich eine Recherche bezüglich dieser Thematik, einschließlich verschiedener Formeln für eine mögliche Umrechnung des charakteristischen Korndurchmessers D_{84} (Korndurchmesser bei 84 % Siebdurchgang) in k . Durch die Auswertung der verschiedenen Formeln kommen Whiting und Dietrich (1990) zu dem Schluss, dass sich mit einer Anpassung der Formel 4-2 zu

$$\tau_0 = \rho(\kappa u_z)^2 \left(\ln \frac{10z}{D_{84}} \right)^{-2} \quad \text{Formel 4-9}$$

die Sohlschubspannung für natürliche Sedimente gut abschätzen lässt. Der Vorteil dieser Methode ist ihre einfache Handhabung. Im Feld muss lediglich die Fließge-

schwindigkeit in einer definierten Höhe und der charakteristische Korndurchmessers D_{84} ermittelt werden, um auf die Sohlschubspannung rückschließen zu können.

Eine weitere Möglichkeit ist die experimentelle Bestimmung von k . Während sich, den Sandrauheiten von Nikuradse (1933) entsprechend, äquivalente Rauheiten für z. B. Rohrmaterialien im Labor gut bestimmen lassen, so ist dies für natürliche Sedimente *in situ* praktisch unmöglich. k müsste daher vor Ort abgeschätzt werden.

Aus Gründen des Arbeitsaufwandes und der Machbarkeit werden diese Werte in der Praxis *a priori* als konstant angenommen und das jeweilige Erosionsmessgerät auf genau eine Rauheit kalibriert. Hierbei kommt Material zum Einsatz dessen Rauheit bekannt ist und im Bereich der zu erwartenden Rauheiten liegt. In der Annahme einer Rauheit zur Festlegung der Rauheitslänge liegt, neben der exakten Bestimmung der Messhöhe z , die größte Unsicherheit dieser Herangehensweise. Weichen angenommene Rauheit, auf welche die Messapparatur kalibriert worden ist, und die tatsächliche von einander ab, so werden die auftretenden Sohlschubspannungen unter- bzw. überschätzt. Soulsby (1983) gibt beispielsweise für verschiedene Sedimenttypen Mittelwerte für z_0 an, wobei die Schwankungsbreite für einzelne Sedimenttypen bei einem Faktor von bis zu 6,7 liegen kann. Dies wird bei der Kalibrierung zumeist nicht berücksichtigt. Amos *et al.* (1992a) nutzen etwa für die Bestimmung der Sohlschubspannung in einem Kreisgerinne die ursprüngliche Formel 4-2, wobei z_0 nach der Auswertung von Literaturangaben mit 4 mm als konstant angenommen wird.

Die Log-Profil-Methode ist aber auch aufgrund der geringen Abmessungen der meisten Erosionsmessgeräte und den damit verbundenen Abweichungen vom idealen Strömungsfeld kritisch zu hinterfragen. In komplexen Strömungsfeldern ist das logarithmische Geschwindigkeitsprofil zu einem gewissen Grad gestört (Biron *et al.*, 2004). Houwing und van Rijn (1998) versuchen dies bei der Kalibrierung ihrer *in-situ*-Messapparatur durch die Einführung eines Kalibrierungskoeffizienten α zu berücksichtigen. Dieser wurde mit Hilfe von vier definierten Testsanden nach der Shields-Methode (siehe Abschnitt 4.2.8) bestimmt. Hierbei hängt α von der Korn-Reynolds-Zahl Re^* ab, was zur Folge hat, dass zur Festlegung von α wieder die Sandrauheit k_s ($= D$) des zu untersuchenden Sedimentes abgeschätzt werden muss. Dies kann wie oben beschrieben zu hohen Fehlern führen. Hinzu kommt, dass bei der Bestimmung von α die Shields-Methode als Referenz genutzt wird, welche aber selbst mit Unsicherheiten behaftet ist.

Pope *et al.* (2006) zeigen darüber hinaus, dass bei der Log-Profil-Methode schon geringe Abweichungen bei der Bestimmung der Messhöhe zu weiteren Fehlern bei der Bestimmung der Sohlschubspannung führen.

4.2.3 1/7-Potenzgesetz der Geschwindigkeitsverteilung

Das 1/7-Potenzgesetz der Geschwindigkeitsverteilung geht zurück auf Prandtl und von Kármán (von Kármán, 1921) und ist, chronologisch gesehen, vor dem Gesetz der logarithmischen Geschwindigkeitsverteilung anzusiedeln. Es leitet sich vom Blasius'schen Gesetz für den Rohrwiderstandsbeiwert λ ab (Blasius, 1913):

$$\lambda = 0,3164 \cdot Re^{-1/4} \quad \text{Formel 4-10}$$

Das 1/7-Potenzgesetz, dessen Herleitung aus dem Blasius'schen Gesetz in Bollrich (1998) erläutert ist, lautet wie folgt:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = 8,7 \left(\frac{zu_0^*}{\nu} \right)^{1/7} \quad \text{Formel 4-11}$$

ν bezeichnet die kinematische Viskosität. Eine Umformung macht eine direkte Berechnung der Sohlschubspannung τ_0 möglich.

$$\tau_0 = 8,7^{-7/4} \cdot \rho u_z^{7/4} \left(\frac{\nu}{z} \right)^{1/4} = 0,0225 \cdot \rho u_z^2 \left(\frac{\nu}{u_z z} \right)^{1/4} \quad \text{Formel 4-12}$$

Da das Blasius'sche Gesetz eine Interpolationsformel für glatte Rohre ist, gilt das 1/7-Potenzgesetz nur in engen Grenzen, streng genommen nur für Oberflächen mit geringer Rauheit. Aufgrund dessen bezeichnet Prandtl (1956) das 1/7-Potenzgesetz auch als eine Näherung des genaueren logarithmischen Wandgesetzes, welches hier in Abschnitt 4.2.2 beschrieben wurde. Je rauer das Sediment, desto mehr werden die realen von den mit dem 1/7-Potenzgesetz ermittelten Sohlschubspannungen abweichen. Sigloch (2008) nennt den Einfluss der Rauheit auf das Geschwindigkeitsprofil hingegen als gering und verweist auf die weit größere Auswirkung der Reynolds-Zahl Re . Nach Schade und Kunz (2007) müssen sowohl der Exponent $1/n$, als auch die Konstante K nach Tabelle 4-1 angepasst werden, wenn folgende allgemeine Schreibweise der Formel 4-11 zugrunde gelegt wird:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = K \left(\frac{zu_0^*}{\nu} \right)^{1/n} \quad \text{Formel 4-13}$$

Tabelle 4-1: Anpassung des Exponenten $1/n$ und der Konstante K in Abhängigkeit der Reynolds-Zahl Re (Schade und Kunz, 2007).

Re	$4 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^5$	$8,5 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^6$
K	7,75	8,74	9,71	10,6	11,5
n	6	7	8	9	10

Diese allgemeine Formel lässt sich, analog zur Umstellung des ursprünglichen 1/7-Potenzgesetzes, nach τ_0 umformen, so dass die angepassten Werte für n und K in Abhängigkeit von Re genutzt werden können:

$$\frac{u_z}{u_0^*} = K \left(\frac{z}{\nu} \right)^{1/n} \quad \text{mit } u_0^* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}}$$

$$\frac{u_z \rho^{\frac{n+1}{2n}}}{\tau_0^{\frac{n+1}{2n}}} = K \left(\frac{z}{\nu} \right)^{1/n}$$

$$\tau_0^{\frac{n+1}{2n}} = \rho^{\frac{n+1}{2n}} \left(\frac{u_z}{K} \right) \left(\frac{\nu}{z} \right)^{1/n}$$

$$\tau_0 = \rho \left(\frac{u_z}{K} \right)^{\frac{2n}{n+1}} \left(\frac{\nu}{z} \right)^{\frac{2}{n+1}}$$

Formel 4-14

Eine praktische Anwendung dieser allgemeinen Form ist dem Autor nicht bekannt. Young (1977) und Hawley (1991) kalibrieren ihre *in-situ*-Längsgerinne nach der ursprünglichen Formel 4-11. Auch Thompson *et al.* (2003) vernachlässigen den Einfluss der Reynolds-Zahl bei dem Vergleich von Kalibriermethoden in einem Laborkreisgerinne.

4.2.4 TKE-Methode

Eine Anwendung der *TKE*-Methode (*TKE* – Turbulente kinetische Energie) ist die Messung der Sohlschubspannungen an Meeresböden und Sedimenten in Ästuaren (Kim *et al.*, 2000; Dyer *et al.*, 2004). Darüber hinaus wurde diese Methode genutzt, um Labor- und *in-situ*-Erosionsmessgeräte zu kalibrieren (Thompson *et al.*, 2003; Bale *et al.*, 2006; Widdows *et al.*, 2007).

Sie basiert auf dem direkten Zusammenhang der Energie der Turbulenz, die oberhalb der viskosen Grenzschicht entsteht, und der an der Sohle herrschenden Schubspannung. Aus der Messung der *TKE* in der Strömung kann folglich die Sohlschubspannung bestimmt werden, wobei sich die *TKE* selbst aus den Fluktuationen der drei Geschwindigkeitskomponenten u' , v' und w' definiert:

$$TKE = \frac{1}{2} \left(\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2} \right)$$

Formel 4-15

Die Geschwindigkeiten werden hierbei zumeist mit hoher Frequenz über den Akustik-Doppler-Effekt gemessen. Die Fluktuationen ergeben sich aus den Diffe-

renzen der Einzelmessungen. Dabei unterliegt das Ergebnis der Messung methodik- und gerätespezifischen Abweichungen, was auf unterschiedliche Messintervalllängen und Digitalisierungsraten zurückzuführen ist (Soulsby, 1980; Buffin-Bélanger und Roy, 2005).

Aus der TKE lässt sich die Sohlschubspannung über die lineare Abhängigkeit

$$\tau_0 = C_1 \cdot \rho \cdot TKE \quad \text{Formel 4-16}$$

ermitteln. Die Konstante C_1 wird, je nach der vom Autor genutzten Literaturquelle, mit 0,19 oder 0,20 angegeben. C_1 wird dabei als unabhängig von der Rauheit (im für glatte Sedimente typischen Bereich) und Messhöhe angesehen. Eventuell geht dies zurück auf Soulsby (1983), welcher feststellt, dass „der Wert dieses Verhältnisses (Anmerkung: τ_0/TKE) oft als konstant über weit variierende Randbedingungen ist.“ Seine Aussage bleibt aber ohne Nachweis oder Referenz und bezieht sich offensichtlich auf die dort veröffentlichten drei Literaturwerte ($C_1 = 0,18; 0,19$ und $0,20$). Letztlich ergibt sich auch aus gebräuchlichen Turbulenzmodellen, wie dem $k-\omega$ -Modell und dem $k-\varepsilon$ -Modell, eine lineare Beziehung zwischen TKE und τ_0 . C_1 lässt sich aus den dort verwendeten Konstanten mit

$$C_1 = \sqrt{C_\mu} = \sqrt{\beta^*} \quad \text{Formel 4-17}$$

berechnen (Wilcox, 1993). Für den Standardwert für Turbulenzbetrachtungen von $C_\mu = \beta^* = 0,09$ ergibt sich folglich ein $C_1 = 0,3$, wobei die Werte für die Konstanten je nach Anwendungsbereich variieren können (Wyrwa, 2003).

Dennoch ist die TKE -Methode zur Kalibrierung von *in-situ*-Messgeräten grundsätzlich in Frage zu stellen. Bei der Anwendung der Formel 4-16 mit den angegebenen Werten für die Konstante C_1 muss beachtet werden, dass diese letztlich für einen Spezialfall ermittelt wurden. Er bezieht sich auf Strömungen in denen etwaige Wandeffekte vernachlässigt werden können. TKE entsteht dann lediglich durch Scherung an der Sohle. Die in Soulsby (1983) aufgezeigten Werte für C_1 wurden beispielsweise in Ästuaren mit mehreren Metern Tiefe ermittelt. Dort sind die oben genannten Randbedingungen näherungsweise erfüllt, da die Fließbreite sehr groß wird und auch der Einfluss der Luftreibung an der Wasseroberfläche vernachlässigbar ist. Daneben wurde auch auf atmosphärische Messungen zurückgegriffen.

Diese Randbedingungen gelten jedoch nicht für *in-situ*-Erosionsmessgeräte mit ihren dazu vergleichsweise kleinen Abmessungen. TKE wird hier nicht nur an der Sohle erzeugt, sondern zusätzlich auch an den Wänden und insbesondere durch den Antrieb, welcher die Strömung generiert. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die mit der TKE -Methode kalibrierten Messapparaturen die realen Sohlschubspannungen systematisch überschätzen. Bei einem Methodenvergleich von Thompson

et al. (2003) liegen die mit dieser Methode ermittelten Werte allerdings eher am unteren Ende der Spannweite. Ebenso wurden bei *in-situ*-Messungen von *Widows et al.* (2007) mit verschiedenen Erosionsmessgeräten vergleichsweise niedrige kritische Sohlschubspannungen gemessen, wenn diese mit der *TKE*-Methode kalibriert wurden. In beiden Fällen handelt es sich jedoch um Kreisgerinne, in denen es aufgrund der dort auftretenden Sekundärströmungen zu besonderen Effekten hinsichtlich der Turbulenzausbreitung kommt (siehe *Albrecht und Hoeft, 2015*).

Daher ist die *TKE*-Methode für die Kalibrierung von Erosionsmessapparaturen mit den hier zu erwartenden Abmessungen prinzipiell nicht geeignet. Unabhängig davon sei an dieser Stelle erwähnt, dass in den meisten Fällen die *TKE*-Messungen anschließend lediglich dafür genutzt wurden, die so ermittelten Sohlschubspannungen mit der Drehzahl des Antriebes in Beziehung zu setzen. Als Sedimenteratz wurde unter anderem ein Polyurethan-Schaum verwendet. Dessen Rauheit ($z_0 = 0,036$ mm) soll der eines glatten Sedimentes entsprechen (*Pope et al., 2006*). Treten jedoch bei den eigentlichen *in-situ*-Messungen stark abweichende Sedimentrauheiten auf, können sich zusätzliche Fehler in beide Richtungen ergeben.

4.2.5 Reynoldsspannungs-Methode

Die Navier-Stokes-Gleichungen beschreiben die mehrdimensionale Bewegung realer Fluide und umfassen Erhaltungsgleichungen für Masse, Impuls, und Energie. Die Reynoldsspannungs-Methode zur Bestimmung der Sohlschubspannung basiert lediglich auf der Impulserhaltungsgleichung und ist gemessen an den Anwendungsmöglichkeiten, welche die Navier-Stokes-Gleichungen bieten, sehr überschaubar. Auf eine nähere Betrachtung der Navier-Stokes-Gleichungen wird daher in dieser Arbeit verzichtet. Umfangreiche Ausführungen sind beispielsweise in *Tennekes und Lumley (1997)* oder *Schlichting und Gersten (2008)* zu finden.

Für eine voll ausgebildete turbulente Strömung in einem unendlich langen Kanal ergibt sich aus der Impulserhaltungsgleichung (*Tennekes und Lumley, 1997*):

$$-\overline{u'w'} + \nu \frac{du}{dz} = \frac{\tau_0}{\rho} \left(1 - \frac{z}{H} \right) \quad \text{Formel 4-18}$$

H bezeichnet eine Bezugshöhe, die sich durch den Anwendungsfall definiert. In einem Druckrohr ist diese Bezugshöhe die Rohrmitte mit $H = D/2$ (vgl. *Wilcox, 1993*), zwischen zwei ebenen Platten befindet sich diese genau zwischen den Platten mit $H = h/2$ (vgl. *Wilcox, 1993; Tennekes und Lumley, 1997*) und bei offenen

Kanälen handelt es sich hierbei um die Wasseroberfläche mit $H = h$ (vgl. Nakagawa *et al.*, 1975; Nikora und Goring, 2000).

Aus Formel 4-18 ergibt sich eine lineare Beziehung der Schubspannung τ über die Höhe, wobei sich diese aus einem viskosen τ_{vis} und einem turbulenten Anteil τ_{xz} (Reynoldsspannung) zusammensetzt:

$$\tau = \tau_{vis} + \tau_{xz} \quad \text{Formel 4-19}$$

mit

$$\tau_{vis} = \rho \nu \frac{du}{dz} \quad \text{Formel 4-20}$$

und

$$\tau_{xz} = -\rho \overline{u'w'} \quad \text{Formel 4-21}$$

In Bild 4-6 sind die Verläufe der Reynolds- und Schubspannungen für ein offenes Gerinne schematisch skizziert. Aufgrund der logarithmischen Geschwindigkeitsverteilung unter turbulenten Bedingungen ergibt sich für den viskosen Anteil der Schubspannung τ_{vis} ein hyperbolischer Verlauf. Die Reynoldsspannung τ_{xz} ist somit bestimmend in Bereichen, die sich nicht unmittelbar in Wandnähe befinden, und nähert sich über die Höhe z einer Geraden an. Bei der Reynoldsspannungsmethode wird dies genutzt, indem die sich ergebende Gerade Richtung Sohle extrapoliert wird (Blanckaert und Graf, 1999; Nikora und Goring, 2000). Der Schnittpunkt mit der Sohle ergibt die Sohlschubspannung τ_0 . Bei der praktischen Anwendung wird folglich die Bezugshöhe H (mit $\tau_{xz} = 0$) und ein zusätzlicher Punkt in bekannter Höhe z für die Messung der Reynoldsspannung benötigt. z muss oberhalb des von der viskosen Schubspannung dominierten Bereiches liegen. Danach kann für jede Fließgeschwindigkeit die Sohlschubspannung aus der Reynoldsspannung mittels einer Konstante C_{xz} berechnet werden.

$$\tau_0 = -C_{xz} \rho \cdot \overline{u'w'} \quad \text{Formel 4-22}$$

Die Konstante $C_{xz} = H/(H-z)$ lässt sich aus der Geometrie des Versuchsgerätes eindeutig bestimmen.

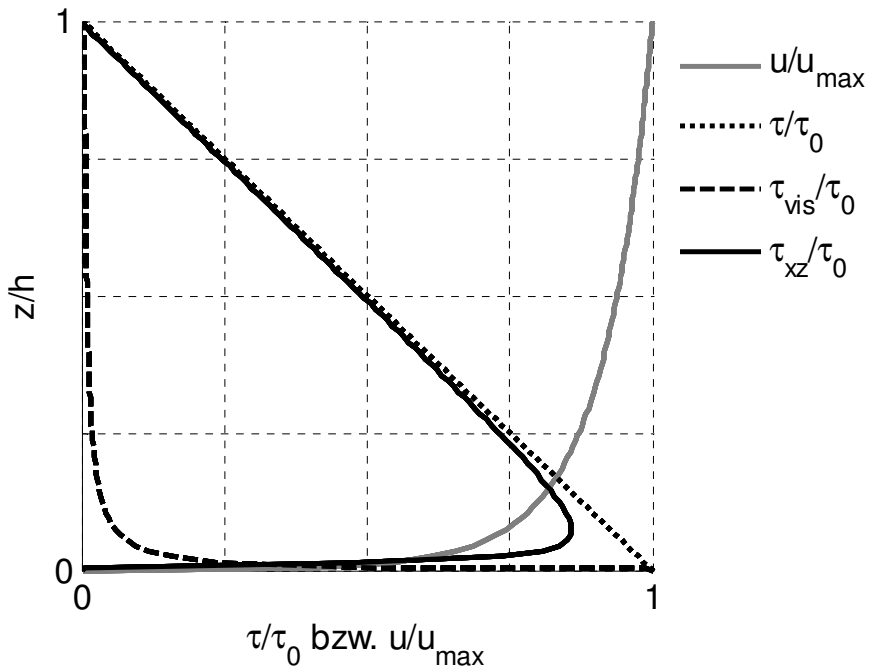


Bild 4-6: Schematische Darstellung der skalierten, vertikalen Verläufe von Fließgeschwindigkeit und Schubspannungen in einem offenen Kanal.

Diese Methode kann nur unter stationären Fließzuständen angewendet werden. Beschleunigter und verzögerter Abfluss führen zu einer Verzerrung des Reynoldsspannungs-Profils (Song und Chiew, 2001; Yang und Chow, 2008). Der näherungsweise lineare Zusammenhang für τ_{xz} geht hierbei verloren. Vereinfacht lässt sich dies damit erklären, dass der Ursprung der turbulenten Strukturen an der Sohle liegt und diese eine gewisse Zeit benötigen, um sich nach oben über das gesamte Fließfeld gemäß Kármáns Mischweg auszubreiten. Die der Sohlschubspannung entsprechenden Reynoldsspannungen sind folglich erst mit einer Verzögerung oder räumlichem Versatz messbar. Weiterhin treten bei der Umlenkung von Strömungen Sekundärströmungen auf, die ebenfalls Abweichungen vom näherungsweise linearen Verlauf von τ_{xz} über die Höhe zur Folge haben (Su und Friedrich, 1994; Booij, 2003; Jamieson *et al.*, 2010). Diese Abweichungen führen unweigerlich zu systematischen Fehlern bei der Bestimmung der Sohlschubspannung.

Aus den oben genannten Gründen hat sich wahrscheinlich eine weitere vereinfachte Variante dieser Methode durchgesetzt. Bei ihr wird τ_{xz} in der Region kurz oberhalb der viskosen Grenzschicht durch Messung der Geschwindigkeiten und der Errechnung der Fluktuationen u' und w' ermittelt und der Sohlschubspannung gleichgesetzt.

$$\tau_0 \approx \tau_{xz} = -\rho \cdot \overline{u'w'}$$

Formel 4-23

Grundlage dieser Vereinfachung ist die Hypothese, dass hier eine Zone konstanter Reynoldsspannungen (constant stress layer) vorliegt (Townsend, 1976; Gust und Walger, 1976). Diese kann in natürlichen Gewässern durchaus mehr als einen Meter betragen (Dewey und Crawford, 1988). Hier liegt auch der Haupteinsatzbereich dieser Methode (Heathershaw, 1979; Dewey und Crawford, 1988, Kim *et al.*, 2000) und wird dort zumeist als COV-Methode (direct covariance measurement) bezeichnet. Aus Bild 4-6 ist ersichtlich, dass τ_{xz} oberhalb der viskosen Unterschicht maximal wird und sich hierdurch über einen begrenzten Bereich kaum ändert. Da τ_{xz} aber nie den Wert der Sohlschubspannung erreicht, wird diese systematisch unterschätzt. Problematisch für die Verwendung dieser Methode ist die präzise Einstellung der Messhöhe. Der Bereich „konstanter“ Reynoldsspannungen ist in *in-situ*-Erosionsmessgeräten im Gegensatz zu natürlichen Strömungen vergleichsweise klein. Wird dieser Bereich verfehlt, wird die Sohlschubspannung noch weiter unterschätzt.

Die Geschwindigkeit und die daraus resultierenden Fluktuationen können analog zur TKE-Methode durch Akustik-Doppler-Sensoren gemessen werden. Die Reynoldsspannung variiert, wie auch die kinetische Energie, mit der Länge des Messintervalls und der Digitalisierungsrate und reagiert zudem sehr sensitiv auf die Sensorausrichtung (Heathershaw und Simpson, 1978). Anwendungsbeispiele der vereinfachten Methode in kleineren Messapparaturen finden sich bei Thompson *et al.* (2003) und Aberle *et al.* (2003).

4.2.6 Hitzdraht- und Heißfilmsonden

Hitzdraht- und Heißfilmsonden werden genutzt um Strömungsgeschwindigkeiten, Turbulenz und Schubspannungen zu messen. Das Messprinzip von Hitzdraht- und Heißfilmsonden geht auf Fage und Falkner (1931) zurück, welche einen Zusammenhang zwischen Wärmetransfer und dem Reibungskoeffizienten eines an einer Oberfläche angebrachten Platinstreifens feststellen konnten (Winter, 1977). Bei diesen Sonden handelt es sich um dünne Drähte oder Plättchen mit Abmessungen im Millimeterbereich, welche auf einem Träger angebracht sind. Eine praktische Anwendung dieser Methode ist erstmals bei Ludwig (1949) belegt.

Durch das Anlegen eines Heizstroms werden diese Bauelemente auf eine bestimmte Temperatur erhitzt, welche über der des anströmenden Mediums liegt. Sich ändernde Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen haben einen veränderten Austausch des Mediums in unmittelbarer Nähe zur Sondenoberfläche zur Folge. Damit ändert sich folglich auch die Wärmeabgabe der Sonde. Je nach Regelverfahren wird entweder die am Draht umgesetzte Leistung konstant gehalten und die Tem-

peraturänderung als Messsignal genutzt (Konstant-Strom-Verfahren) oder die Sontemperatur konstant gehalten, wobei diese über eine Anpassung des Heizstroms bzw. über die anliegende Spannung U_H nachgeregelt wird (Konstant-Temperatur-Verfahren). Die Spannung ist hierbei dann das Messsignal. Letzteres Verfahren bedeutet mehr Regelaufwand, hat aber den Vorteil, dass auch sehr dynamische Änderungen erfasst werden können. Sie ist daher als das Verfahren der Wahl anzusehen (Graham *et al.*, 1992; Sattel, 1994). Als weiterführende Literatur bezüglich der Bauelemente und der Regeltechnik empfiehlt sich die Lektüre von Mathews (1985) oder Sattel (1994).

Je nach Art der Anwendung wird die Heizspannung U_H auf die Strömungsgeschwindigkeit, Turbulenz oder Schubspannung kalibriert. Hierbei muss die jeweilige, tatsächliche Messgröße bekannt sein. Hinsichtlich der Schubspannung ergibt sich nach Mathews (1985) und Graham *et al.* (1992) folgender Zusammenhang:

$$\tau_0 \sim U_H^6$$

Formel 4-24

In Ludwig (1949) und Sattel (1992) ist die Kalibrierungsprozedur eingehend beschrieben. Beide Autoren gehen in der Herleitung der Methode im ersten Schritt von einem rein diffusiven Wärmetransport durch die laminare Unterschicht aus. Diese Herangehensweise ist solange gültig, wie die Wärmegrenzschicht innerhalb der viskosen Grenzschicht liegt. Ist dies nicht mehr der Fall, wird der theoretische Zusammenhang hinfällig. Allerdings betonen beide Autoren, dass dies für die Anwendung der Messmethode an sich kein Hindernis darstellt, da prinzipiell ein Zusammenhang zwischen Schubspannung und Wärmetransfer erhalten bleibt, welcher dann in die Kalibrierfunktion einfließt. Es muss folglich auf den späteren Betriebszustand kalibriert werden, um systematische Fehler zu vermeiden.

Eine direkte Messung der Sohlschubspannung während der Erosionsversuche ist nicht möglich. Hierfür müsste die Oberkante der Sonde möglichst mit der Sedimentoberfläche abschließen, was unweigerlich zu einer Beschädigung selbiger und damit zu verfälschten Messergebnissen führen würde. Hartmann (1997) versucht dies zu umgehen, indem er die Sonde in einer Vertiefung im Boden direkt hinter dem „Sedimentfenster“ seines *in-situ*-Messgerätes platziert. Mit dieser Methode kommt Hartmann jedoch auf unbefriedigende Ergebnisse. Der relative Fehler betrug bis zu 90 %. Als wahrscheinliche Fehlerquelle wird hier eine Störung bzw. Ablösung der Grenzschicht beim Übergang der Strömung vom rauen Sediment zur glatten Oberfläche der Heißfilmsonde genannt. Vom Einsatz dieser Sonden direkt an der Sohle, außerhalb kontrollierbarer Laborbedingungen, ist somit abzuraten.

Eine Liste mit den Vor- und Nachteilen findet sich in Mathews (1985). Bezüglich der im Rahmen dieser Arbeit in Frage kommenden Einsatzmöglichkeiten liegen

die Vorteile dieser Methode vor allem in der kompakten, robusten Bauweise der Sonden und ihrer vergleichsweise einfachen Handhabung.

Nachteilig hingegen ist vor allem, dass die Schubspannung in der sechsten Potenz von der eigentlichen Messgröße abhängt. Schon kleine Fehler bei der Spannungsmessung führen daher zu einer ungleich höheren Verfälschung der resultierenden Schubspannung. Zudem muss, wie oben schon erwähnt, die Schubspannung während der Kalibrierung bekannt sein. Folglich muss an dieser Stelle eine ebenfalls fehlerbehaftete Referenzmethode bemüht werden. Diese Fehler fließen zusätzlich in die Kalibrierfunktion ein. Weiterhin muss davon ausgegangen werden, dass die natürlichen Rauheiten der Sedimente vom Kalibrierungszustand abweichen. Selbst wenn die von Hartmann (1997) beschriebenen Probleme bezüglich des Strömungsübergangs von Sediment zu Sonde umgangen werden könnten, kommt es dennoch zu systematischen Fehlern aufgrund der unterschiedlichen Rauheiten.

Praktische Beispiele für die Nutzung von Heißfilmsonden zur Kalibrierung von Erosionsmessgeräten finden sich bei Williamson und Ockenden (1996), Hartmann (1997), Widdows *et al.* (1998) sowie Thomsen und Gust (2000).

4.2.7 Quadratisches Schubspannungsgesetz

Das quadratische Schubspannungsgesetz leitet sich aus der logarithmischen Geschwindigkeitsverteilung ab (siehe Formel 4-2 in Abschnitt 4.2.2). Dabei hängt die Sohlschubspannung hier nur noch vom Produkt der Fließgeschwindigkeit u_z und einer höhenabhängigen Konstante $C_{D,z}$ ab (Sternberg, 1968):

$$\tau_0 = C_{D,z} \rho u_z^2 \quad \text{Formel 4-25}$$

mit

$$C_{D,z} = \kappa^2 \left(\ln \frac{z}{z_0} \right)^{-2} \quad \text{Formel 4-26}$$

$C_{D,z}$ wird hierbei im Vorfeld empirisch bestimmt. Die Methode eignet sich für Längsgerinne, da hier der Widerstandsbeiwert bei einer geschlossenen Bauweise über den Druckverlust und bei einer offenen Bauweise über die Verluſthöhe bestimmt werden kann. Eine gesonderte Rolle nimmt die Bestimmung von $C_{D,z}$ in Kreisgerinnen ein. Thompson *et al.* (2004) haben hierfür die Deceleration Methode entwickelt. Der Widerstandsbeiwert $C_{D,z}$ wird dabei über das Abbremsen der Strömung über die Zeit nach dem Entfernen des Antriebes bestimmt.

Problematisch bei der Anwendung des quadratischen Wandgesetzes für Kalibrierungszwecke ist, analog zur Log-Profil-Methode, dass sie die Ausbildung eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils voraussetzt. Bei den kleinen Abmessungen der *in-situ*-Messgeräte kann es dabei zu Abweichungen kommen, die das Ergebnis verfälschen können (vgl. Abschnitt 4.2.2). Weiterhin hängt das Geschwindigkeitsprofil und damit auch die Größe der Konstante $C_{D,z}$ von der Rauheit ab. Es kommt auch bei dieser Methode zu Fehlern, wenn sich die Rauheit während der Kalibrierung und während der eigentlichen Messung voneinander unterscheiden.

Thompson *et al.* (2003) verwenden das quadratische Schubspannungsgesetz für den Vergleich unterschiedlicher Kalibriermethoden für ein Kreisgerinne. Dabei nutzen sie Konstanten $C_{D,z}$ zum Vergleich der verschiedenen Kalibrierfunktionen.

4.2.8 Shields-Methode

Die Shields-Methode basiert auf den von Shields (1936) durchgeführten Erosionsversuchen mit nichtkohäsiven Materialien unter Laborbedingungen. Aus seinen Untersuchungen leitet sich eine empirische Kurve (Shields-Diagramm, siehe Bild 3-1 in Abschnitt 3.2) ab, mit der der Bewegungsbeginn für ein Sediment bestehend aus Partikeln definierten Durchmessers und definierter Dichte ermittelt werden kann. Auf dieser Grundlage lässt sich mit mehreren unterschiedlichen Kalibriersedimenten, deren kritische Sohlschubspannungen mittels Shields-Diagramm bestimmt worden sind, eine Kalibrierung für *in-situ*-Erosionsmessgeräte erstellen. Anhand der Beobachtung des Bewegungsbeginns der Kalibriersedimente ergibt sich ein funktioneller Zusammenhang für den zur Strömungserzeugung verwendeten Antrieb (Pumpendurchfluss, Propellerdrehzahl, *ect.*) und der Sohlschubspannung. In Abschnitt 5.2 wird die Anwendung der Methode detailliert beschrieben, so dass an dieser Stelle lediglich eine Einschätzung der Anwendbarkeit sowie der Vor- und Nachteile der Methode vermittelt wird.

Prinzipiell ist diese Methode einfach aber arbeitsaufwendig. Die notwendigen Kalibriersande müssen in der Regel selbst durch Klassierung von Sanden bzw. Kiesen in Korngrößenfraktionen hergestellt werden. Für diese Methode spricht vor allem, dass im Gegensatz zu allen anderen Methoden keine Notwendigkeit besteht, die genauen Strömungsverhältnisse im Erosionsmessgerät aufzuklären. Der Bewegungsbeginn wird bei der Kalibrierung unabhängig von den Randbedingungen detektiert. Aufgrund ihrer Einfachheit und der Unabhängigkeit von den Strömungsbedingungen sind Messresultate reproduzierbar. Folglich sind Messergebnisse, welche mit unterschiedlichen Erosionsmessgeräten gewonnen wurden, direkt mit-

einander vergleichbar, solange für die Kalibrierung die Shields-Methode genutzt wurde.

Grundlegend kritisch zu bewerten ist, dass der Bewegungsbeginn visuell festgestellt wird. Der Bewegungsbeginn ist statistischer Natur und obwohl bereits Shields (1936) diese Tatsache anerkannte, ergeben sich sowohl aus der Shields-Kurve und als auch aus den daraus entstandenen Approximationen reine Schwellwertfunktionen. Zanke (1990) beschreibt den Bewegungsbeginn als Wahrscheinlichkeitsproblem und kommt zu dem Schluss, dass das „Bewegungsrisiko“ im Shields-Bereich bei etwa 10 % liegt, folglich etwa 10 % der Sandkörner an der Sedimentoberfläche in Bewegung sind (siehe Bild 4-7).

Bei der visuellen Kalibrierung ergibt sich folglich das Problem, dass es dem Beobachter überlassen ist, ab wann sich 10 % der Körner bewegen und damit der Bewegungsbeginn im Sinne von Shields (1936) bzw. Zanke (1990) erreicht ist. Durch diese subjektive Entscheidung muss mit einer Variation der Ergebnisse bei verschiedenen Personen gerechnet werden (Wiberg und Smith, 1987). Auch Führböter (1983) weist auf dieses Problem hin, argumentiert aber, dass der daraus resultierende Einfluss auf die Kalibrierung gering sei, da der Bewegungsbeginn der Sandkörner ab dem Überschreiten einer gewissen Sohlschubspannung sehr schnell und deutlich erkennbar wird. Um den Einfluss der Subjektivität zu minimieren ließen Schünemann und Kühl (1991) ihre Erosionsmessapparatur von zwei unabhängig voneinander, getrennt agierenden Personen kalibrieren. Der Unterschied der Ergebnisse beider Personen fiel dabei gering aus. In jedem Fall sollte sich der Beobachter der Erkenntnisse von Zanke bewusst sein, um größere Fehler beim Kalibrierergebnis zu vermeiden. Eine höhere Objektivität bieten aufwendige Videoanalyssysteme, wie sie in Hartmann (1997) beschrieben sind.

Nachteilig ist auch der hohe Aufwand, der sich für eine Anpassung der Rauheit auf das später zu untersuchende Sediment ergeben würde. Dies könnte nur anhand weiterer Kalibriermessungen mit Materialien anderer Dichte geschehen. Bei anderen Kalibriermethoden kann dies dagegen vergleichsweise einfach durch den Einbau von Materialien entsprechender Rauheit bewerkstelligt werden.

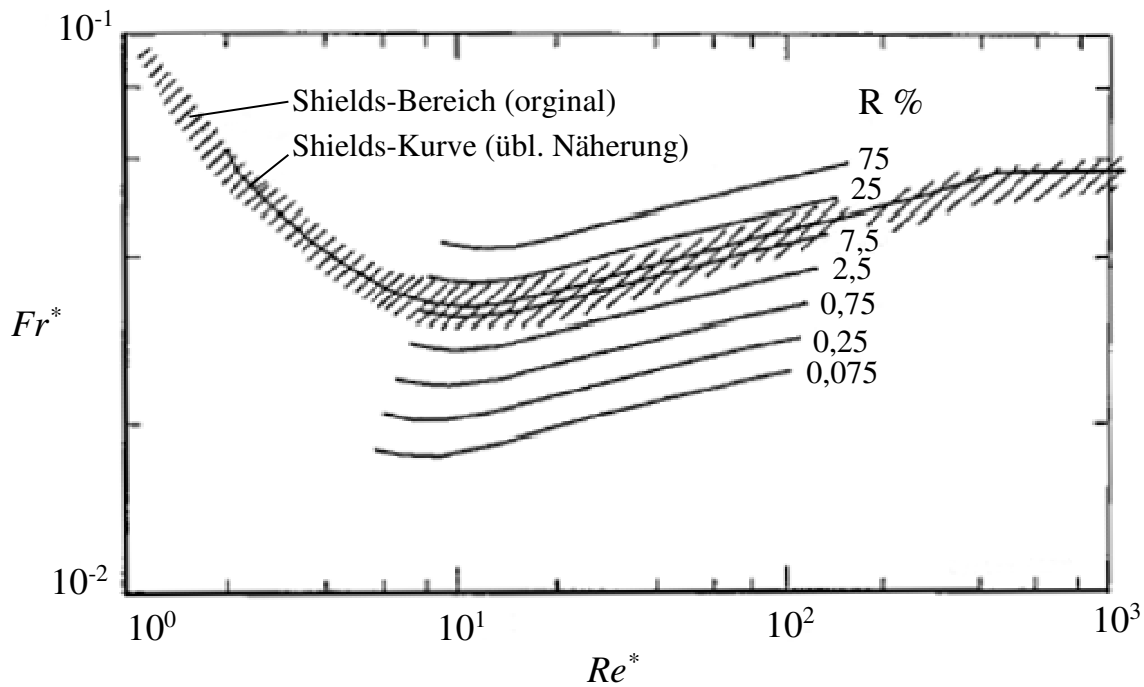


Bild 4-7: Gegenüberstellung des Bewegungsbeginns nach Shields zum „Risiko“ der Bewegung (R in %) nach Zanke (1990).

4.2.9 Fazit

Thompson *et al.* (2003) zeigen bei einer Vergleichsstudie der meisten auch hier beschriebenen Mess- bzw. Kalibriermethoden Unterschiede von bis zu einer Größenordnung. Das hierbei genutzte Kreisgerinne ist, wie schon oben erwähnt, aufgrund seiner Funktionsweise für die getesteten Methoden allerdings nur unzureichend geeignet (vgl. Albrecht und Hoeft, 2015). Aber selbst unter gut abschätzbaren Randbedingungen kommt es zu erheblichen Unterschieden zwischen den Messmethoden. So zeigen Versuche von Biron *et al.* (2004) in einem Laborlängsgerinne ($l = 4$ m, $b = 0,6$ m, $h = 0,4$ m) für mit der Log-Profilmethode ermittelte Sohl Schubspannungen doppelt so hohe Werte, wie für jene, die mit der Reynoldsspannungs-Methode ermittelt worden sind. Folglich sind Literaturangaben zu Erosionsmessungen stets zu hinterfragen und nur bedingt miteinander vergleichbar.

Die Shields-Methode scheint trotz ihrer offensichtlichen Nachteile und unabhängig von der Funktionsweise der verwendeten Erosionsmessapparatur am ehesten für eine Kalibrierung der Sohl Schubspannungsmessung geeignet. Sie ist die einzige Methode, bei der die oft komplexen Strömungsverhältnisse innerhalb der Messapparaturen vernachlässigt werden können. Sie ist an keinerlei Randbedingungen hinsichtlich der Turbulenz oder des Geschwindigkeitsprofils gebunden. Ungenügend genau analysierte Sekundärströmungen und Wandeffekte können bei der Verwendung anderer Kalibrier- und Messmethoden, die auf der Turbulenzentwick-

lung oder auf Geschwindigkeitsprofilen basieren, das Messergebnis signifikant verfälschen. Dieses nicht zu verachtende Problem wird bei der Shields-Methode umgangen, da der Erosionsbeginn bei der Kalibrierung unabhängig von den Randbedingungen detektiert wird.

4.3 Das Messen von Erosionsraten in kleinen Messapparaturen

4.3.1 Überblick

Für eine Quantifizierung des Erosionsprozesses wird oft auf die Erosionsrate E zurückgegriffen. Sie ist definiert als erodierte Sedimentmasse dM je Fläche A und Zeiteinheit dt , als Funktion einer gegebenen Sohlschubspannungen τ_0 und eines kritischen Schwellwertes τ_c :

$$E \equiv \frac{dM}{dt \cdot A} = f(\tau_0, \tau_c) \quad \text{Formel 4-27}$$

Die Erosionsrate ist von fundamentalem Interesse für die quantitative Bestimmung von Stofftransportprozessen (Lavelle und Mofjeld, 1987). *In situ* ermittelte Erosionsraten bieten letztlich auch die einzige Möglichkeit, die zahlreichen, unter Laborbedingungen entwickelten Stofftransportmodelle (vgl. Zusammenstellung von Gebhard, 2009) zu kalibrieren. Ihre möglichst genaue Bestimmung ist daher von besonderer Bedeutung. Wie dieses Kapitel zeigt, ist es jedoch fraglich, ob *in-situ*-Erosionsmessapparaturen hierfür die geeigneten Werkzeuge sind. Im Folgenden werden Teilaspekte dieser Problematik näher erläutert:

- Inhomogenität der Sohlschubspannung über der Testfläche
- Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente
- Mangelhaftes Wissen über die Beeinflussung der Turbulenz und des Erosionsprozesses durch Partikel

Aus dem letzten Punkt ergeben sich zwei weitere Aspekte:

- Abweichungen vom Kalibrierzustand
- Beeinflussung indirekter Messmethoden durch erodierte Partikel

4.3.2 Inhomogene Sohlschubspannungen über der Testfläche

Alle Bauformen von *in-situ*-Erosionsmessapparaturen erzeugen inhomogene Sohlschubspannungsverteilungen über der Sedimentfläche. Durch Wandeffekte und/oder der Form des Eintrags der induzierten Strömung in den Apparaturen bil-

den sich über dem Sediment Gebiete hoher und niedriger Fließgeschwindigkeiten und damit unterschiedlicher Sohlschubspannungen (siehe Bild 4-8). Die Erosion des Sedimentes findet demnach in erster Linie in den Zonen mit hoher Sohlschubspannung statt. Die gemessene Erosionsrate spiegelt dagegen einen flächengemittelten Wert wider.

Auch bei Kanalströmungen sind die Sohlschubspannungen über die Fließbreite inhomogen verteilt, jedoch nicht in gleichem Maße wie in den Messapparaturen, was auf die kleinen Abmessungen der Apparaturen zurückzuführen ist. Eine Übertragung der so gemessenen Erosionsraten auf eine Kanalströmung ist folglich ohne eine Korrektur nicht möglich.

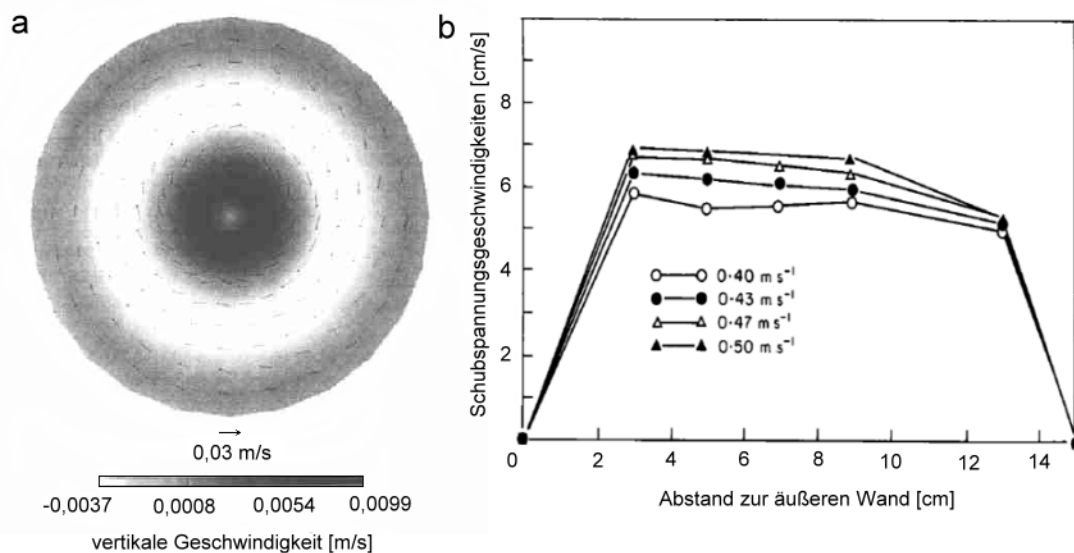


Bild 4-8: Beispiele für inhomogen angeströmte Sedimentflächen in zwei verschiedenen *in-situ*-Erosionsmessapparaturen. (a) Vertikale (axiale) und tangentielle Geschwindigkeiten in der Apparatur von Liem *et al.* (1997). (b) Schubspannungsgeschwindigkeiten bei unterschiedlichen mittleren Fließgeschwindigkeiten in Sohlhöhe im Kreisgerinne von Amos *et al.* (1992a).

4.3.3 Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente

Durch das Verbacken von mineralischem und organischem Material steigt die Wahrscheinlichkeit, dass nicht einzelne Partikel, sondern ganze Konglomerate von Partikeln aus dem Sediment herausgelöst werden. Bei einem kohäsiven Sediment werden im Vergleich zu einem nichtkohäsiven Sediment gleicher Erosionsresistenz folglich gleiche Erosionsraten mit bedeutend weniger Erosionsereignissen erreicht.

Dies ist bei einer sehr großen Testfläche von untergeordneter Bedeutung, da sich dieser Effekt hier herausmittelt. *In-situ*-Messapparaturen besitzen jedoch aufgrund ihrer Abmessungen zum Teil sehr kleine Testflächen. Es kann folglich nicht ausgeschlossen werden, dass eine Erosion des Sedimentes innerhalb der Apparatur in wenigen, abrupten Stufen erfolgt. Für ein allgemeingültiges Ergebnis sind somit Wiederholungen der Messung am selben Sediment notwendig, wodurch sich der Messaufwand erheblich erhöht.

4.3.4 Beeinflussung der Turbulenz und des Erosionsprozesses durch Partikel

Das Konzept der laminaren Unterschicht bei turbulenten Strömungen ist für viele Anwendungen in der Hydrodynamik hinreichend. Für ein Verständnis der Beeinflussung des Erosionsprozesses durch die Turbulenz ist dieses Konzept hingegen zu stark vereinfacht. Es gibt ein breites Einvernehmen hinsichtlich des überwiegend viskosen Charakters der Unterschicht (z.B. Einstein und Li, 1956; Reiss und Hanratty, 1963; Meek und Baer, 1970; Robinson, 1991). Schlichting und Gersten (2006) bezeichnen diese Schicht auch als „turbulenzarm“. Trotzdem besitzen die turbulenten Prozesse in der viskosen Unterschicht eine entscheidende Bedeutung.

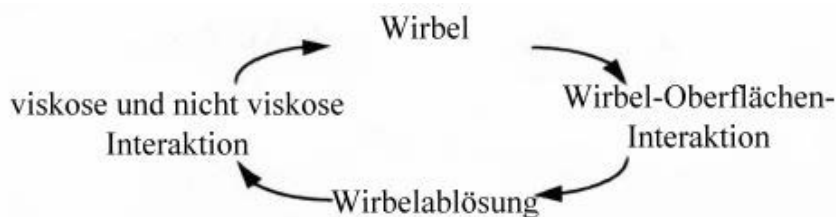


Bild 4-9: Schematische Darstellung der Wechselwirkungen von Wandoberfläche und turbulenten Strukturen nach Smith (1996).

Die viskosen Schubspannungen in Sohl- bzw. Wandnähe erzeugen turbulente Strukturen, die ihrerseits wieder auf die wandnahen Strömungsverhältnisse zurückwirken (Bild 4-9). Durch geringste Störungen bilden sich entlang der Scherung sogenannte Λ -Wirbel, die aufgrund von Geschwindigkeitsgradienten und in Abhängigkeit der Reynolds-Zahl eine Bogen-, Hufeisen- oder Haarnadelform annehmen (vgl. Review von Robinson, 1991). Bestandteile dieser Λ -Wirbel-Komplexe sind ‚ejection‘- und ‚sweep‘-Ereignisse. Erstere bezeichnen den Ausstoß von Fluid aus der viskosen Unterschicht in Richtung der turbulenten Zone. ‚sweep‘-Ereignisse hingegen sind in Richtung Wand bzw. Sediment gerichtete Einströmungen hoher Geschwindigkeit (siehe Bild 4-10).

Auch wenn es sich bei Λ -Wirbeln um temporäre und unregelmäßige Erscheinungen handelt, wird den ‚sweep‘-Ereignissen größte Bedeutung für den Partikelaustrag über einen weiten Bereich von Fließ- und Sedimenteigenschaften beigemessen (Schmid, 1985; Nelson *et al.*, 1995; Wu und Jiang, 2007). Dey *et al.* (2012) bezeichnen diese Vorgänge als Grundlage des Sedimenttransportes unter turbulenten Fließbedingungen.

Weiterhin zeigten Sumer *et al.* (2003), dass nicht nur die durch die Strömung selbst induzierte Turbulenz einen Einfluss auf den Sedimenttransport hat. Vielmehr wird auch durch den externen Eintrag von Turbulenz in die Strömung die Erosion von Partikeln gesteigert. Umgekehrt haben einmal erodierte Partikel einen rückkopplenden Effekt auf die Turbulenz. Aufgrund der Komplexität kann diese Thematik im Rahmen dieser Arbeit nur angerissen werden.

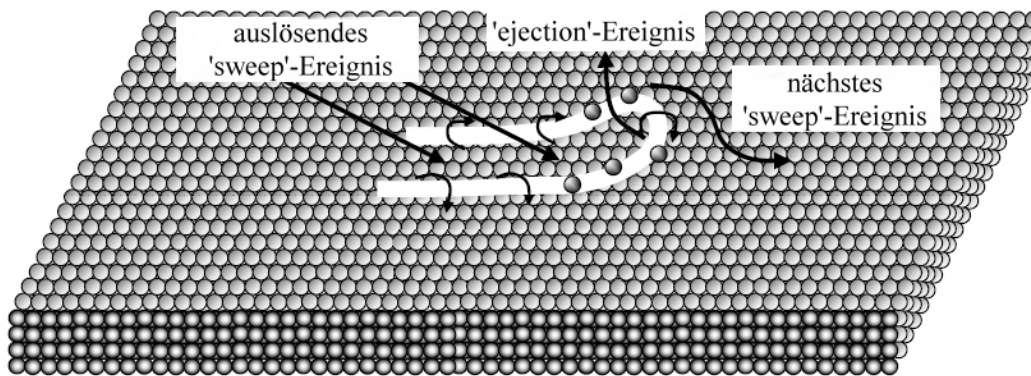


Bild 4-10: Λ -Wirbelkomplex nach Dey *et al.* (2012).

Bei Beeinflussung der Turbulenz durch Partikel werden die Zustände Suspensatransport und Geschiebetransport unterschieden. Die dem Suspensatransport zugrunde liegenden Mechanismen werden dabei als geklärt ansehen. So können suspendierte Partikel die Turbulenz sowohl unterdrücken als auch steigern. Welcher Fall eintritt, hängt von verschiedenen Partikel- und Strömungsvariablen ab (Carbonneau und Bergeron, 2000):

- Partikeldurchmesser D
- Partikeldichte ρ_F
- Partikelkonzentration c_p
- relative Geschwindigkeit zwischen Partikel und Strömung $u_R = u_p - u_W$
- charakteristische Wirbelgröße der turbulenten Strukturen l_e

- Fluiddichte ρ_w

Kleinere, suspendierte Partikel dämpfen die Turbulenz, da sie von der Rotation der Wirbel beschleunigt werden und ihnen turbulente kinetische Energie entziehen. Wird die Relativgeschwindigkeit oder die Partikelgröße gesteigert, gibt es einen Punkt, ab der keine Dämpfung, sondern eine Verstärkung der Turbulenz zu beobachten ist. Diese Turbulenzverstärkung wird durch Wirbelablösungen an den Partikeln verursacht. Experimente von Sakamoto und Haniu (1990) mit fixierten Kugeln in einem Strömungskanal zeigen, dass laminare Wirbelablösungen ab Reynolds-Zahlen Re^* von

$$Re^* = \frac{u_R D}{\nu} > 300 \quad \text{Formel 4-28}$$

vorkommen. Ab Reynolds-Zahlen von $Re^* > 800$ nehmen diese einen turbulenten Charakter an. Gore und Crow (1989) fanden weiterhin einen kritischen Grenzwert für das Verhältnis von Partikeldurchmesser zu charakteristischer Wirbelgröße (bei partikelfreier Strömung) $D/l_e \approx 0,1$. Unterhalb dieses Grenzwertes wird die Turbulenz gedämpft, darüber verstärkt. Weiterhin ist die Intensität der Turbulenzdämpfung resp. Turbulenzverstärkung von der Partikelkonzentration in der Strömung abhängig. Der jeweils eintretende Effekt ist umso ausgeprägter, je höher die Partikelkonzentration ist (Pan und Banerjee, 1996; Mendoza und Zhou, 1997).

Eine Folge der hier beschriebenen Prozesse ist die Beeinflussung des Fließwiderstandes. Lange Zeit dominierte die Auffassung, dass Partikel den Reibungswiderstand verringern („drag reduction“). Dies ist vor allem auf Versuche mit suspendierten Tonmineralen bzw. Polymeren zurückzuführen (Vanoni und Nomicos, 1959; Virk, 1975; Gust und Walger, 1976; Best *et al.*, 1997; Li und Gust, 2000). Der Einfluss auf die Sohlschubspannung lässt sich durch eine Verringerung des Widerstandsbeiwertes λ gemäß der Darcy-Weisbach-Formel mit

$$\tau_0 = \frac{\lambda}{8} \rho \cdot v^2 \quad \text{Formel 4-29}$$

ausdrücken. Für die Beeinflussung der Turbulenz durch den Geschiebetransport finden sich in der Literatur weniger detaillierte Aussagen. Wie auch beim Suspensatransport gibt es hinsichtlich der Richtung der Auswirkung entgegengesetzte Beobachtungen, wobei hierfür noch keine allgemeingültige Erklärung gefunden worden ist. Zum Teil sind die Argumentationen mehr oder minder identisch mit denen des Suspensatransportes. Es wird angenommen, dass die oben beschriebenen Mechanismen von Wirbeldämpfung und Wirbelablösung demnach auch beim Geschiebetransport gelten. Carbonneau und Bergeron (2000) zeigen experimentell Abhängigkeiten der Turbulenz von der Rauheit des Sediments, den Fließbedingun-

gen und der Geschiebetransportrate. Sie spiegeln sich auch in einer Änderung des Fließwiderstandes wider. So ermitteln Song *et al.* (1998) als auch Bergeron und Carbonneau (1999) einen erhöhten Reibungsbeiwert λ , was bei den letzteren Autoren eine um 20 % erhöhte Sohlschubspannungsgeschwindigkeit u_0^* zur Folge hatte. Dey *et al.* (2012) messen hingegen eine Verringerung der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit unter dem Einfluss von Geschiebe.

Der Einfluss der hier beschriebenen Phänomene auf das Erosionsverhalten von Kanalsedimenten kann nur qualitativ abgeschätzt werden. In Anbetracht der Heterogenität von Kanalsedimenten muss davon ausgegangen werden, dass sowohl Dämpfung als auch Steigerung der Turbulenz und damit des Erosionspotentials möglich sind. Da feine Partikel mit geringer Dichte eher erodiert werden und in Suspension gehen, ist davon auszugehen, dass vor allem bei beginnender Erosion die Dämpfung dominieren wird.

Inwiefern bei zunehmender Sohlschubspannung erodierte, gröbere Partikel eine Steigerung der Turbulenz bewirken und ob diese den schon ablaufenden Erosionsprozess beeinflussen, ist an dieser Stelle schwer zu beurteilen. Zu bedenken ist hier, dass gröbere Partikel nicht nur über die Turbulenzbeeinflussung auf das Erosionsverhalten wirken. Bewegen sich diese bei Geschiebetransport springend über das Sediment, so ist auch ihr Impuls für die Erosion weiterer Partikel förderlich (vgl. Abschnitt 3.10).

Hinsichtlich des Einflusses von Partikeln auf die Sohlschubspannung bzw. auf das Erosionsvermögen einer Strömung sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die gesamte Thematik Gegenstand der aktuellen Forschung ist. Viele Aspekte sind noch nicht vollständig verstanden und werden in der Literatur der Strömungsmechanik zum Teil sehr kontrovers diskutiert. Es wird daher kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben. Der Leser soll lediglich für die Komplexität der Problematik sensibilisiert werden. Zu bedenken ist, dass Kanalsedimente sehr heterogen in Bezug auf Dichte und Partikelgrößen sind. Ab- bzw. Mischwasser als transportierendes Medium ist mit unterschiedlichsten Feststoffen vorbelastet. Es ist daher fraglich, ob es überhaupt möglich ist, diese Komplexität bei *in-situ*-Messungen berücksichtigen zu können.

Die hier beschriebenen Wechselwirkungen von Turbulenz, Erosion und Partikeln bedeuten nicht, dass die Sohlschubspannung kein adäquates Mittel für die Beschreibung von Erosionsprozessen wäre. Sie ist, wenn auch unvollständig, an die turbulenten Prozesse gekoppelt (Nelson *et al.*, 1995).

4.3.5 Abweichungen vom Kalibrierzustand

Für die Messungen in Erosionsmessapparaturen haben die im letzten Abschnitt diskutierten Effekte zur Folge, dass nach dem Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung durch die Zunahme der Suspensa- bzw. Geschiebekonzentration die Triebkraft der Erosion abnimmt. Bei Untersuchungen an feinen, natürlichen Sedimenten (z.B. Amos *et al.*, 1992a, b; Black und Cramp, 1995; Houwing und van Rijn, 1998; Aberle *et al.*, 2003) zeigt bei gleichbleibender Strömungsinduktion (z.B. Propellerdrehzahl oder Deckelrotationen in Kreisgerinnen) die Suspensakonzentration den Verlauf einer Sättigungsfunktion (siehe Bild 4-11). Folglich wird für eine Sohlschubspannungsstufe zu keinem Zeitpunkt eine konstante Erosionsrate gemessen. Dies birgt die Notwendigkeit, dass die aktuell in der Strömung befindlichen Partikel berücksichtigt werden müssen. Eine mit Klarwasser durchgeführte Kalibrierung, bei der ein funktioneller Zusammenhang zwischen Sohlschubspannung und dem Strömungsantrieb hergestellt wird, verliert nach Erosionsbeginn ihre Gültigkeit. Die Kalibrierung mit Klarwasser wird jedoch fast ausschließlich praktiziert. Amos *et al.* (1992a) versuchen diese Problematik beim Einsatz ihres *in-situ*-Kreisgerinnes (siehe Abschnitt 4.1.3) zu berücksichtigen, indem sie die über eine Fließgeschwindigkeitsmessung prognostizierte Sohlschubspannung in Abhängigkeit der aktuellen Suspensakonzentration abmindern. Hierfür wurde ein funktioneller Zusammenhang unter Laborbedingungen entwickelt. Die Abminderung der Sohlschubspannung aufgrund der Turbulenzdämpfung hängt aber, wie oben gezeigt, von vielen verschiedenen Parametern ab – unter anderem von den Eigenschaften der erodierten Partikel. Die im Labor entwickelte Korrekturfunktion ist damit im Grunde nur für die in den Laborversuchen genutzte Suspension zutreffend, da die Parameter infolge unterschiedlicher Partikeleigenschaften voneinander abweichen. In welchem Maße diese Abweichungen das Ergebnis beeinflussen, muss vorab eingehend untersucht werden.

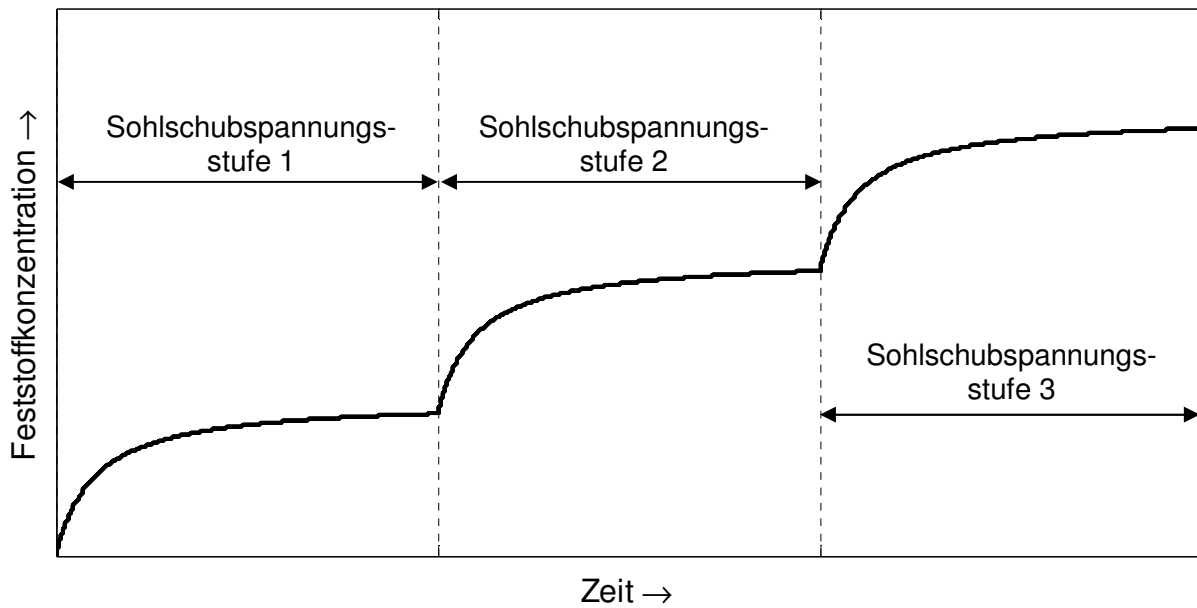


Bild 4-11: Beispielhafte Darstellung der Erosionsgleichgewichte auf drei Sohlschubspannungsebenen während eines Erosionsversuches.

Unabhängig davon ist damit zu rechnen, dass sich während des Erosionsversuches die Strömungsverhältnisse allein schon durch die Veränderung der Geometrie innerhalb der Messkammer ändern. So kann durch die fortschreitende Erosion des Sedimentes der Abstand zu der Strömungsquelle zunehmen oder sich der Fließquerschnitt in Längs- und Kreisgerinnen vergrößern. Beides hat veränderte Sohlschubspannungen an der Sedimentoberfläche zur Folge.

4.3.6 Beeinflussung indirekter Messmethoden durch erodierte Partikel

Eine logische Konsequenz aus dem vorangegangenen Abschnitt wäre, die dort beschriebenen Defizite der vorherigen Kalibrierung, mit einer (indirekten) Schubspannungsmessung während der Erosionsversuche zu umgehen (vgl. Abschnitt 4.2). Die Wechselwirkungen von Turbulenz, Erosion und Suspensa bzw. Geschiebe haben jedoch ebenso Auswirkungen auf diese Messmethoden.

Verschiedene Autoren stellen in Strömungen mit Partikeltransport ein steileres logarithmisches Geschwindigkeitsprofil durch eine Reduzierung des Mischweges fest. Die Länge des Mischweges wird beschrieben durch die Kármánschen Konstante κ . So beobachten Vanoni und Nomicos (1959) sowie später Einstein und Abdel-Aal (1972) und Dey *et al.* (2012) Abminderungen für κ von über 50 %. Diese Reduzierung von κ müsste für eine Nutzung des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils zur Bestimmung der Sohlschubspannung (siehe Abschnitt 4.2.2) abgeschätzt werden. Zusätzlich ändert sich auch die Rauhlängigkeit z_0 (Bennet und

Bridge, 1995; Best *et al.*, 1997). Folglich muss das Geschwindigkeitsprofil an verschiedenen Punkten während der *in-situ*-Messung erfasst werden. Gleiches trifft für das 1/7-Potenzgesetz zu (siehe Abschnitt 4.2.3).

Auch bei der Extrapolation der Reynoldsspannungen reicht eine Einpunktmessung nicht mehr aus (siehe Abschnitt 4.2.5), da die Reynoldsspannungen bei Suspensa- (Rashidi *et al.*, 1990; Graf und Cellino, 1999; Nikora und Goring, 2000) und Geschiebetransport (Campbell *et al.*, 2005) nicht mehr linear verlaufen. Um einen ausreichend genauen Kurvenverlauf zu bestimmen, der eine Extrapolation zur Sohle erlaubt, müsste während des Erosionsversuches an verschiedenen Punkten gemessen werden.

Für die Messung mit Heißfilmsonden (siehe Abschnitt 4.2.6) ergibt sich das Problem, dass das erodierte Sediment die Sondenoberfläche kontaminieren kann. Dies führt zu einer signifikanten Veränderung des Wärmeübergangs und des *a priori* kalibrierten Verhältnisses von elektrischer Spannung und (Schubspannungs-) Geschwindigkeit nach Formel 4-24 (Richardson und McQuicey, 1968; Resch, 1970).

Da eine Dämpfung oder Steigerung der Turbulenz durch die *TKE*-Methode (siehe Abschnitt 4.2.4) gemessen wird, ist es theoretisch möglich, mit dieser Methode eine Änderung der Sohlschubspannung zu erfassen. Schwierigkeiten ergeben sich hierbei aus der Höhenabhängigkeit der *TKE*-Änderung innerhalb der Grenzschicht (Best *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 2005). Weiterhin kann es zu einer Erhöhung der *TKE* durch Wirbelablösungen an größeren Partikeln in der Wassersäule kommen (Campbell *et al.*, 2005; Dey *et al.*, 2012). Dieser Vorgang steht nicht in direktem Zusammenhang mit den Schubspannungen an der Sohle.

4.3.7 Fazit

Eine Messung von Erosionsraten in *in-situ*-Erosionsmessapparaturen ist mit Fehlern behaftet. Diese ergeben sich sowohl aus der Bauweise der Messapparaturen, als auch aus dem Einfluss der Partikel auf die Turbulenz und indirekt auf die Sohlschubspannungen. Problematisch ist zu dem, dass nicht mit einem klaren Zusammenhang zwischen „gemessener“ Sohlschubspannung und einer Erosionsrate gerechnet werden darf. Mit zunehmendem Kohäsionsvermögen des Sedimentes wird dieses Problem weiter verschärft.

Je nach Funktionsweise der Messapparatur sollten die hiermit verbundenen Probleme unterschiedlich gravierend ausfallen. Messapparaturen, die das erodierte Sediment aufkonzentrieren sind hier klar im Nachteil gegenüber solchen ohne Wasserrückführung. Es ist abzuwägen, ob die Vorteile hinsichtlich der Detektierung der Erosion diese Nachteile aufwiegen (vgl. Abschnitt 4.1).

5 Material und Methoden

5.1 Auswahl und Bau der Messapparatur

Ausgehend von der Recherche zu den bisher genutzten Messapparaturen für Erosionsversuche in Abschnitt 4.1 wurde ein eigener Messaufbau unter folgenden zusätzlichen Gesichtspunkten entwickelt:

- Die Messapparatur muss in einem Kanal mit einem DN1200/800 Eiprofil einsetzbar sein und durch einen Einstieg mit einem Durchmesser von 55 cm passen.
- Die Messapparatur sollte weitestgehend ohne zusätzliche Umbauarbeiten im Kanal auskommen.
- Aufgrund des geringen Platzangebotes, muss die *in-situ*-Komponente der Messapparatur im Kanal bezüglich des Gewichts und des Messablaufs (siehe Abschnitt 5.4) von nur einer Person installierbar und bedienbar sein.
- Um mit der dynamischen Extinktionssonde schon geringe Konzentrationen erodierten Materials detektieren zu können, wird ein Messprinzip favorisiert, bei dem sich das erodierte Sediment in der Apparatur akkumuliert. Bei Längsgerinnen müsste daher eine Kreislaufführung installiert werden.

Das Verfahren der Wahl hinsichtlich der zu erwartenden Qualität der Messergebnisse ist nach eigener Einschätzung ein rezirkulierendes Längsgerinne, da die hiermit erzeugten Strömungsverhältnisse den realen Bedingungen am ehesten entsprechen. Dies trifft jedoch nur auf Längsgerinne mit entsprechend großen Abmessungen zu. Aufgrund des geringen Platzangebotes bei der Installation des Messgerätes und der Tatsache, dass diese Arbeit durch eine einzelne Person im Kanal zu bewältigen sein muss, würde keine ausreichend lange Beruhigungsstrecke zur Verfügung stehen. Der Vorteil bezüglich der Strömungseigenschaften im Gerinne würde somit zumindest teilweise verloren gehen. Für das Erzeugen höherer Sohl Schubspannungen wäre zudem eine Pumpe notwendig, die aufgrund ihrer Abmaße zu weiteren Kompromissen führen würde. Daher wird von dieser Bauform abgesehen. Aufgrund der Abmessungen sind kreis- und stadionförmige Ringgerinne ebenfalls auszuschließen.

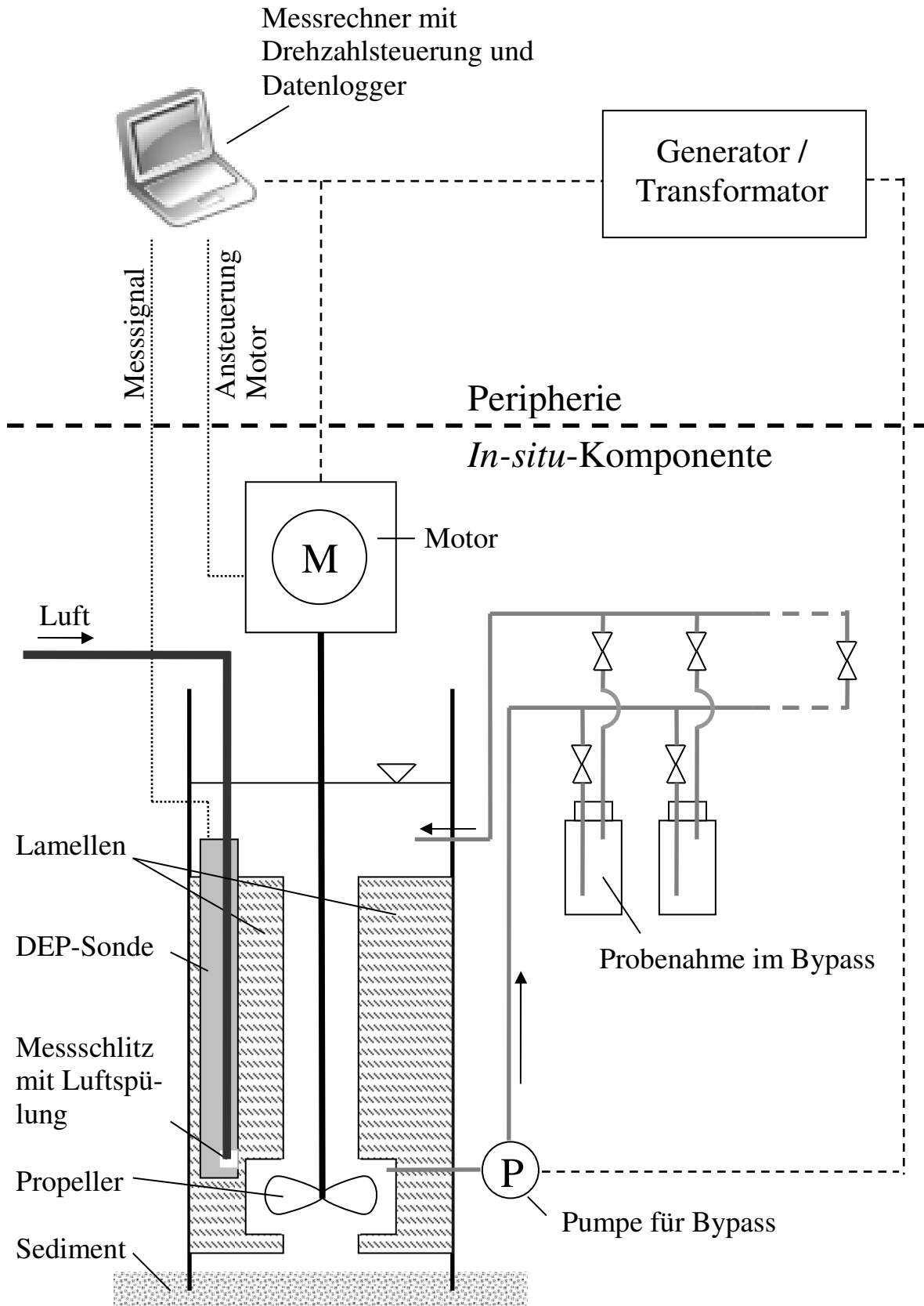


Bild 5-1: Schema der Versuchsanlage.

Die Möglichkeit einer kompakten Bauweise bieten der „Shaker“ (Tsai und Lick, 1986, Bild 4-4), das CSM (Paterson, 1989), das EROMES-System (Schünemann und Kühl, 1991) und das ISIS (Williamson und Ockenden, 1996). Mit der beim „Shaker“ genutzten Methode zur Erzeugung der Sohlschubspannung sollte ursprünglich der Einfluss des Seegangs auf Erosion des Meeresbodens analysiert werden und ist daher für den Einsatz im Kanal eher ungeeignet.

Das CSM wird in der Literatur von mehreren Autoren in Frage gestellt, da das zugrundeliegende Strahlpumpenprinzip bei den Erosionstests stark von dem der realen strömungsinduzierten Erosion abweicht (Williamson und Ockenden, 1996; Tolhurst *et al.*, 1999; Watts *et al.*, 2003; vgl. Abschnitt 4.1.5).

Der Nachteil des ISIS ist, dass sich im Gegensatz zur fast ausnahmslos turbulenten Kanalströmung in der Apparatur nur laminare Strömungsverhältnisse ausbilden (Liem *et al.*, 1997, Bild 4-3). Die Turbulenz ist jedoch für das Herauslösen von Partikeln aus dem Sedimentbett von entscheidender Bedeutung (vgl. Abschnitt 4.3.4). Zudem ist der anlagentechnische Aufwand im Vergleich zu den anderen Apparaturen mit kompakter Bauweise ungleich höher.

Das EROMES-System ist hingegen vergleichsweise einfach aufgebaut. Es stellt somit einen geeigneten Kompromiss zwischen Messqualität, kompakter Bauweise und materiellem Aufwand dar. Die für diese Arbeit gewählte Bauweise orientiert sich daher in weiten Teilen am EROMES-System von Schünemann und Kühl (1991) und an der *in-situ*-Variante von Liem *et al.* (1997).

Die Apparatur setzt sich im Wesentlichen aus einer *in-situ*-Komponente und der Peripherie zusammen, die von jeweils einer Person bedient werden (Bild 5-1). Die Peripherie beinhaltet die Steuerung und die Datenerfassung. Die *in-situ*-Komponente besteht aus einem durchsichtigen PVC-Zylinder mit einem Innendurchmesser von 10 cm. Zur Brechung tangentialer Strömungsanteile ist der Zylinder mit fünf nach innen zeigenden Lamellen ausgestattet. Der Zylinder ist an einem Aluminiumgestell angebracht. Als Verbindung zwischen Zylinder und Gestell wurde eine Teleskopschiene gewählt, um den Zylinder möglichst senkrecht in das Sediment rammen zu können. Das untere Ende des Zylinders ist dabei so ausgeformt, dass er bei geringen Sedimenthöhen mit der Sohle des Eiprofils DN1200/800 abschließt und so auch theoretisch bei sehr geringen Sedimenthöhen eingesetzt werden kann. Über dem Zylinder befindet sich ein drehzahlgesteuertes Rührwerk der Firma Heidolph Instruments GmbH & Co. KG, welches einen in den Zylinder ragenden dreiflügeligen Propeller antreibt. Die Flügel des Propellers mussten aus Platzgründen mit einer Drehmaschine gestutzt werden, so dass sich ein Durchmesser des Propellers von 5 cm ergibt. Nach den ersten Vorversuchen wurde die ursprüngliche Welle mit 6 mm durch eine Welle mit 10 mm Durchmes-

ser ersetzt, da es aufgrund der Länge der Welle zu erheblichen Schwingungen des Propellers bei höheren Drehzahlen kam. Zur Erfassung der Extinktion und der Volumenkonzentration wurde eine dynamische Extinktionssonde (DEP - Dynamic Extinction Probe, siehe Abschnitt 5.5) der Firma Semitec GmbH seitlich im Zylinder angebracht. Aufgrund der Geometrie der gesamten Apparatur ließ sich die DEP-Stabsonde nur so installieren, dass suspendierte Partikel auf dem Sensor sedimentieren und die Messung verfälschen können. Daher wurde ein PVC-Schlauch parallel zur Stabsonde angebracht, mit welchem sich Luft zur Reinigung des Messschlitzes händisch einpressen lässt.

Am Aluminiumgestell ist weiterhin eine Bypassleitung mit fünf Probenahmegefäßen angebracht. Die Probenahme-Bypassleitung wird über eine Comet Elegant 24V/DC Pumpe der Firma COMET-Pumpen Systemtechnik GmbH & Co. KG beschickt. Darüber hinaus wurde zum Austausch bzw. zur Verdünnung des Abwassers im Zylinder eine weitere Comet Elegant 24V/DC Pumpe in Tauchpumpenausführung angebracht. Beide Pumpen können über Taster vom Bediener im Kanal geschaltet werden.

Die zweite Komponente der Messapparatur befindet sich außerhalb der Kanalisation und besteht im Wesentlichen aus einer Stromversorgung (Notstromgerät mit Transformator) und einem Laptop, auf dem sich die Steuersoftware für das Rührwerk und die Auslesesoftware für die dynamische Extinktionssonde befindet. Für die Messungen war folglich die Anwesenheit einer zweiten Person nicht nur aus Sicherheitsgründen notwendig.

5.2 Kalibrierung der Erosionsmessapparatur

Ziel der Kalibrierung ist es, einen funktionellen Zusammenhang zwischen der Drehzahl des Propellers der Messapparatur und der an der Sohle induzierten Schubspannung herzustellen. Aufgrund des erzeugten Prallstrahls in der gewählten Messapparatur ist einzig die im Abschnitt 4.2.8 beschriebene Shields-Methode für diese Aufgabe geeignet. Die Methodik ist in weiten Teilen von Schünemann und Kühl (1991) übernommen und basiert im Wesentlichen auf dem Shields-Diagramm (Bild 3-1). Durch die Beobachtung des Bewegungsbeginns verschiedener Sande und Kiese mit bekannter Dichte und bekanntem Korndurchmesser wird hierbei eine Kalibrierfunktion erstellt.

Bei der Handhabung des originalen Shields-Diagramms ist eine Iteration notwendig, da sowohl Fr^* als auch Re^* von der Sohlschubspannung abhängig sind. Durch die Einführung des dimensionslosen Korndurchmessers D_{gr} durch Ackers und White (1973) wird die Iteration überflüssig und die Anwendung des Diagramms

vereinfacht. D_{gr} stellt die Kubikwurzel des Verhältnisses vom relativen (getauchten) Gewicht des untersuchten Bettmaterials zum Quadrat der kinematischen Zähigkeit dar (mit relativer Feststoffdichte $s = \rho_F/\rho$):

$$D_{gr} = D^* = d \cdot \left(\frac{g \cdot (s-1)}{v^2} \right)^{1/3} = d \cdot \left(\frac{g \cdot (\rho_F - \rho)}{\rho \cdot v^2} \right)^{1/3} \quad \text{Formel 5-1}$$

Vetter (1992) und Gebhard (2009) geben als erste Quelle für dieses implizite Lösungsverfahren zur Nutzung des Shields-Diagramms Bonnefille (1963) an, wobei D_{gr} hier als sedimentologischer Durchmesser D^* bezeichnet wird. Im Weiteren wird nur noch diese Bezeichnung verwendet.

Durch van Rijn (1984) wurde die modifizierte Shields-Kurve abschnittsweise approximiert, so dass der Bewegungsbeginn direkt aus D^* berechnet werden kann. Für den Bereich $D^* < 6$ erfolgte von Zanke (1990) eine Anpassung auf Grundlage von Untersuchungen von Mantz (1977) und Yalin und Karahan (1979). Eine Anpassung der Approximationsbereiche erfolgte später durch Zanke (1999). Die letztlich für die Kalibrierung verwendeten Approximationen nach van Rijn (1984) und Zanke (1990, 1999) lauten wie folgt (siehe auch Bild 5-3):

$$\begin{aligned} \text{(I)} \quad D^* \leq 6 & \rightarrow Fr_c^* = 0,109 \cdot (D^*)^{-0,5} \\ \text{(II)} \quad 6 < D^* \leq 10 & \rightarrow Fr_c^* = 0,140 \cdot (D^*)^{-0,64} \\ \text{(III)} \quad 10 < D^* \leq 18 & \rightarrow Fr_c^* = 0,040 \cdot (D^*)^{-0,1} \\ \text{(IV)} \quad 18 < D^* \leq 144,5 & \rightarrow Fr_c^* = 0,013 \cdot (D^*)^{0,29} \\ \text{(V)} \quad 145 < D^* & \rightarrow Fr_c^* = 0,055 \end{aligned} \quad \text{Formel 5-2}$$

Mit Hilfe des sedimentologischen Korndurchmessers lässt sich mit der entsprechenden Formel 5-2 nun die kritische Feststoff-Froude-Zahl Fr_c^* ermitteln. Nach der Umstellung von

$$Fr_c^* = \frac{\tau_c}{(\rho_F - \rho_w) \cdot g \cdot D} \quad \text{Formel 5-3}$$

ergibt sich die kritische Sohlschubspannung τ_c mit:

$$\tau_c = Fr_c^* \cdot (\rho_F - \rho_w) \cdot g \cdot D \quad \text{Formel 5-4}$$

Für die Kalibrierung wurden durch Siebung von gewaschenem Bausand 16 verschiedene Kornfraktionen hergestellt (Tabelle 5-1). Maßgebend ist dabei der jeweilige gemittelte Durchmesser D_m der einzelnen Kornfraktion, welcher unter den gegebenen Umständen annähernd dem mittleren Durchmesser D_{50} entspricht. Der mittlere Durchmesser ist für den Erosionsbeginn der Kornfraktion maßgebend, solange ein gewisser Grad an Ungleichförmigkeit nicht überschritten ist. Zur Quanti-

fizierung der Gleichförmigkeit einer Kornmischung kann das Gleichförmigkeitsmodul M_g von Kramer (1932) herangezogen werden. Dieses spiegelt das Verhältnis der Flächen von feinem (F_A mit Siebdurchgang $< 50\%$) zu grobem (F_B mit Siebdurchgang $> 50\%$) Material, wie sie sich in einem (hier linearen) Siebliniendiagramm ergeben (Bild 5-2). Casey (1935) zeigte, dass für Kornmischungen mit

$$M_g = \frac{F_B}{F_A} > \frac{1}{3}$$

Formel 5-5

der mittlere Durchmesser D_{50} für die Bestimmung des Erosionsbeginns genutzt werden kann. Diese Bedingung ist für alle hier verwendeten Kornfraktionen erfüllt, wobei die geringste Gleichförmigkeit bei der kleinsten Kornfraktion (Nr.1) mit $M_g \approx 0,7 > 1/3$ gegeben ist.

Tabelle 5-1: Kornfraktionen zur Kalibrierung der Erosionsmessapparatur.

Kornfraktion Nr.	Korndurchmesser [mm]			D^* [-]	Fr_c^* [-]	τ_c [N/m ²]
	von	bis	Mittelwert			
1	0,1	0,2	0,15	3,8	0,0563	0,13
2	0,2	0,25	0,23	5,6	0,0459	0,17
3	0,4	0,5	0,45	11,3	0,0314	0,23
4	0,5	0,63	0,57	14,1	0,0307	0,28
5	0,63	0,71	0,67	16,8	0,0302	0,32
6	0,71	0,8	0,76	18,9	0,0305	0,37
7	0,8	1,0	0,9	22,5	0,0321	0,46
8	1,25	1,4	1,13	33,2	0,0359	0,76
9	1,4	1,6	1,5	37,5	0,0372	0,89
10	1,6	1,8	1,7	42,5	0,0386	1,05
11	1,8	2,0	1,9	47,6	0,0398	1,21
12	2	2,5	2,25	56,3	0,0418	1,51
13	3,15	4,0	3,58	89,5	0,0479	2,74
14	4	5,6	4,8	120,1	0,0521	4,00
15	5,6	6,3	5,95	148,9	0,0550	5,23
16	6,3	8,0	7,15	178,9	0,0550	6,29

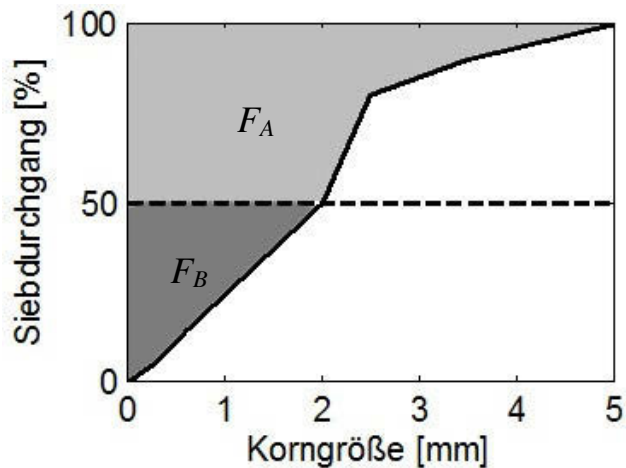


Bild 5-2: Flächen zur Bestimmung des Gleichförmigkeitsmoduls nach Kramer (1932).

Die Dichtebestimmung mittels Pyknometer ergab eine von der Kornfraktion unabhängige, einheitliche Dichte von $\rho_F = 2,63 \text{ g/cm}^3$. Nach Formel 5-1 konnte nun D^* für jede Fraktion bestimmt werden. Die hieraus resultierenden Kalibrierpunkte der Erosionsmessapparatur sind in Bild 5-3 in einem modifizierten Shields-Diagramm dargestellt.

Bei der Kalibrierung selbst wurde jede Kornfraktion möglichst plan auf einen Probeteller aufgebracht. Damit randständige Sandkörner hinsichtlich der Erosion nicht besonders exponiert oder geschützt liegen, wurden die Sandproben so aufgebracht, dass sie mit dem Rand des Tellers abschlossen. Anschließend wurde der Probeteller in einem definierten Abstand zum Propeller (Normabstand = 50 mm) innerhalb des Zylinders positioniert. Durch die stufenweise Erhöhung der Drehzahl des Propellers n_{prop} konnte der Bewegungsbeginn für jede Kornfraktion visuell bestimmt werden (siehe Bild 5-4).

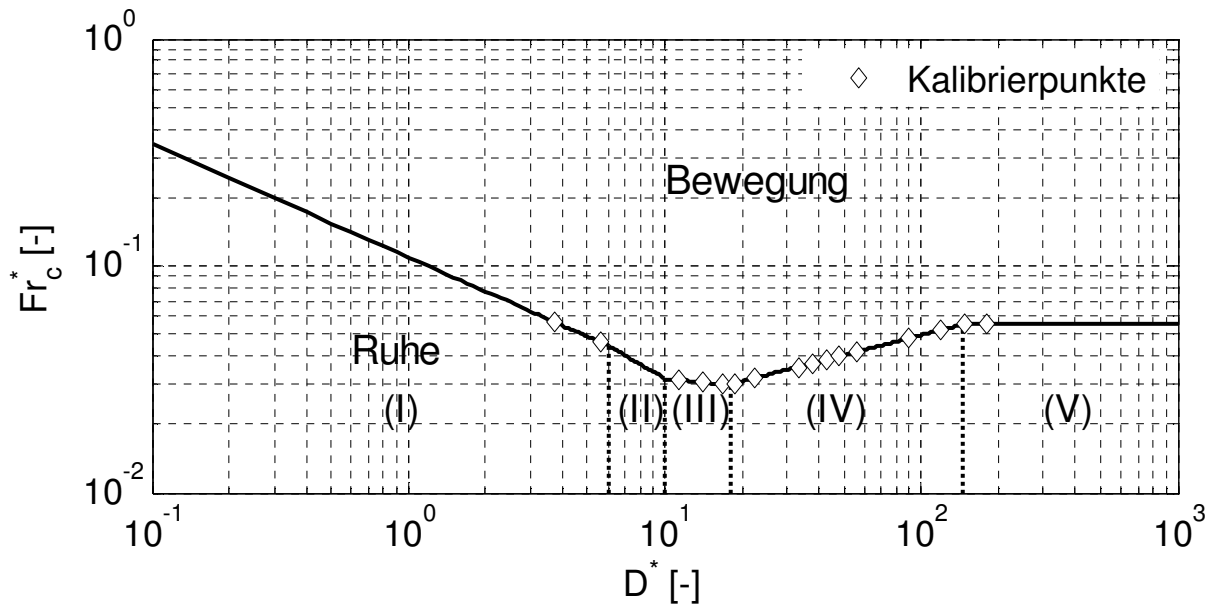


Bild 5-3: Darstellung der approximierten Shields-Kurve nach van Rijn (1984) und Zanke (1990, 1999) mit den Kalibrierpunkten.



Bild 5-4: Beispielhafte Aufnahme der Kalibrierung für den Korndurchmesser $D_m = 6,0$ mm.

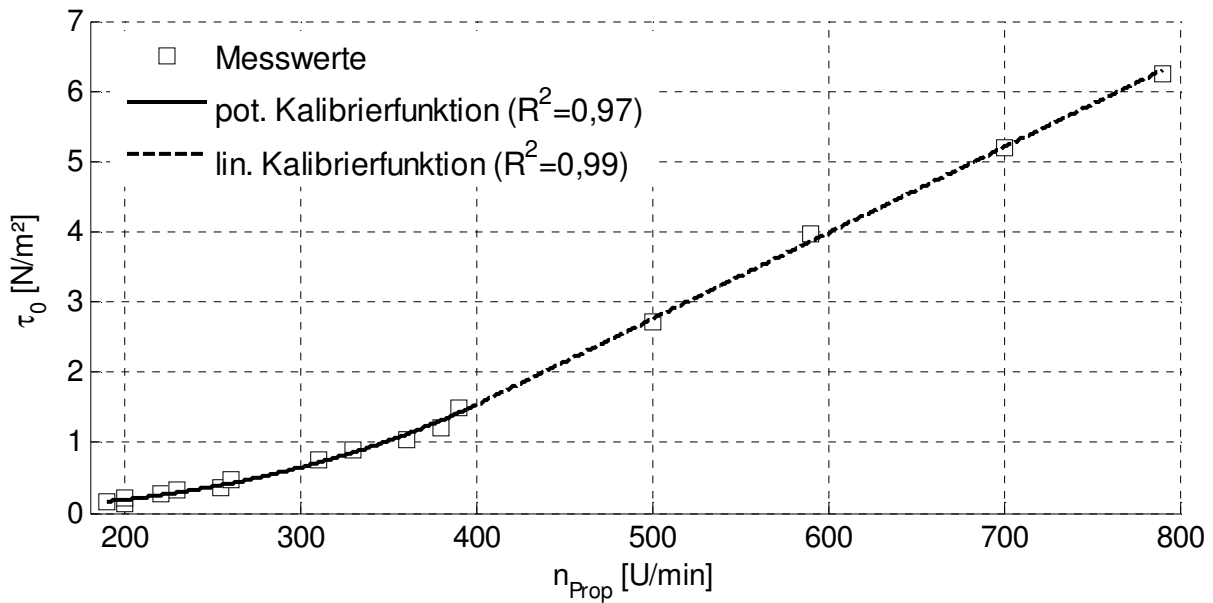


Bild 5-5: Abhängigkeit der Sohlschubspannung τ_0 von der Propellerdrehzahl n_{Prop} .

Wie in Bild 5-5 ersichtlich, ergibt sich für den Bereich oberhalb einer Propellerdrehzahl von ca. 400 U/min eine lineare Abhängigkeit der Schubspannung von der Propellerdrehzahl (Formel 5-7). Unterhalb dieser Drehzahl nähert sich die Kalibrierfunktion Richtung Koordinatenursprung asymptotisch der x-Achse an und kann gut durch eine Potenzfunktion wiedergegeben werden (Formel 5-6).

$$n_{Prop} < 395 \text{ U/min} \rightarrow \tau_0 = 2,2 \cdot 10^{-8} \cdot n_{Prop}^{3,015} \quad [\text{N/m}^2] \quad \text{Formel 5-6}$$

$$n_{Prop} \geq 395 \text{ U/min} \rightarrow \tau_0 = 1,23 \cdot 10^{-2} \cdot n_{Prop} - 3,36 \quad [\text{N/m}^2] \quad \text{Formel 5-7}$$

Im Vergleich dazu fanden Jubb *et al.* (2001) eine rein lineare Kalibrierfunktion für ihr Erosimeter. Bei einer Regression der Kalibrierdaten von Schönemann und Kühl (1991) ergibt sich dagegen eine reine Potenzfunktion als Abhängigkeit zwischen Schubspannung und Propellerdrehzahl. Mit Blick auf die eigenen Ergebnisse stellt dies nicht unbedingt einen Widerspruch dar. Ein mögliche Ursache hierfür könnten Unterschiede in den Propellergeometrien sein. Der Anstellwinkel der Propellerblätter spielt eine entscheidende Rolle, ab welcher Drehzahl der Propeller axialen Schub erzeugt. Größere Anstellwinkel generieren einen höheren Schub, wobei die Mindestdrehzahl, ab welcher überhaupt Schub erzeugt wird, steigt. Unterhalb dieser Mindestdrehzahl wird lediglich Turbulenz auf der Propellerebene erzeugt. Weiterhin ist davon auszugehen, dass es zwischen der Mindestdrehzahl und den Drehzahlen mit hohem Wirkungsgrad einen Übergangsbereich gibt, welcher im hier vorliegenden Fall vermutlich durch den Potenzfunktionsverlauf der Kalibrierfunktion repräsentiert ist (Albrecht, 2012).

Beim Einsatz der Apparatur im Kanal kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Rammsonde bei jedem Einsatz gleich tief in das Sediment gerammt wird. Konstruktiv bedingt variiert mit schwankender Rammtiefe auch der Abstand des Propellers zum Sediment, was Abweichungen bei der auf das Sediment einwirkenden Schubspannung bei gleicher Drehzahl zur Folge hat. Es wurde daher ein Korrekturfaktor $f_{\tau,korr}$ ermittelt, mit dem die abweichende Sohlschubspannung in Abhängigkeit von der Differenz h_{diff} zwischen der Propellerhöhe über Sediment bei Kalibrierung und bei Feldmessung berücksichtigt werden kann (h_{diff} in mm):

$$f_{\tau,korr} = 1 + 4,5 \cdot 10^{-3} \cdot h_{diff} \quad \text{Formel 5-8}$$

Die korrigierte Sohlschubspannung ergibt sich anschließend mit:

$$\tau_{0,korr} = f_{\tau,korr} \cdot \tau_0 \quad \text{Formel 5-9}$$

5.3 Schubspannungsschema

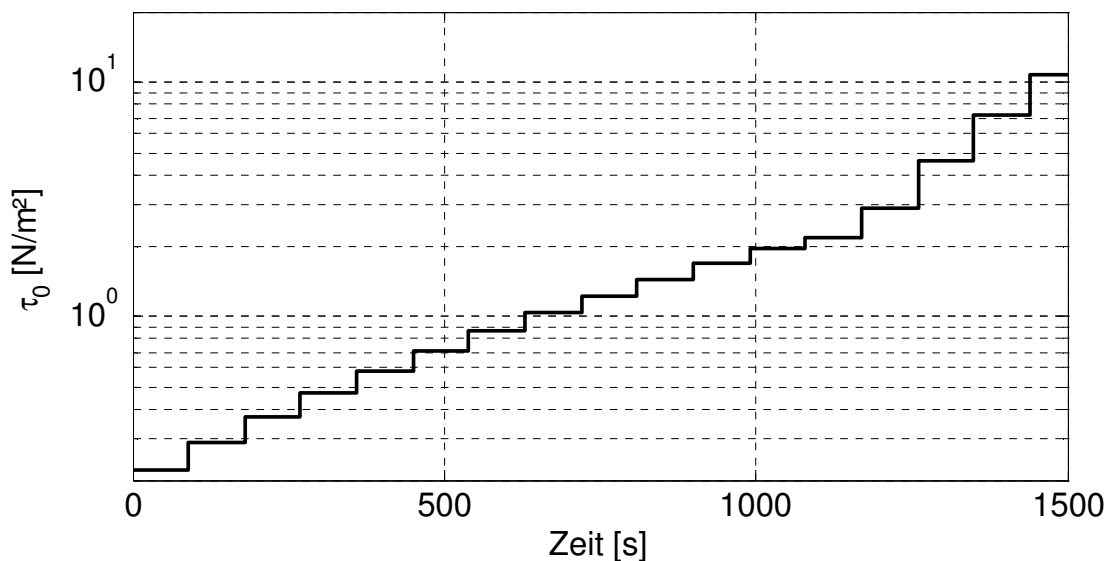


Bild 5-6: Steuerung der Sohlschubspannung in den Erosionsversuchen

Über die Steuersoftware „Watch and Control“ der Firma Heidolph Instruments GmbH & Co. KG wurde ein festes Ansteuerungsschema für die Drehzahlsteuerung hinterlegt. Dieses Schema wurde zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit zwischen den Erosionsmessungen bei jeder Messung verwendet (mit Ausnahme der ersten Messung KM1-1). Über die Umrechnung der Drehzahl unter Verwendung der Kalibrierfunktionen (Formel 5-6 und Formel 5-7) ergibt sich dafür ein einheitliches Schema für die Sohlschubspannung während der Erosionsversuche. Die

Sohlschubspannungen werden hier schrittweise erhöht und auf jedem Level für 90 s belassen (Bild 5-6). Die Schrittweite wurde so gewählt, dass der Bereich von $\tau_0 = 0..2 \text{ N/m}^2$ höher aufgelöst ist. Bei dieser Vorgehensweise wurde angenommen, dass aufgrund der hydraulischen Randbedingungen im Versuchskanal Erosionsprozesse in diesem Bereich der Sohlschubspannung stattfinden müssten (siehe Bild 6-2).

5.4 Vorgehensweise bei den Erosionsmessungen

Bei den Erosionsversuchen wurde die *in-situ*-Komponente der Messapparatur über dem Sediment positioniert. Anschließend wurde der PVC-Zylinder senkrecht in das Sediment gerammt. Da der Wasserstand in der Messapparatur über das Sediment an den Wasserstand im Kanal gekoppelt ist, wurde letzterer durch ein stromabwärts positioniertes, mobiles Überfallwehr konstant gehalten. Während des Wasserspiegelanstiegs im Kanal wurde der Wasserspiegel in der Messapparatur mit Leitungswasser angeglichen, um eine Schädigung des Sediments durch Druckgradienten im Sediment zu verhindern. Nach dem Erreichen der endgültigen Wasserspiegellage im Kanal und in der Apparatur wurde weiter vorsichtig Leitungswasser hinzugegeben, um die Ausgangskonzentration der Trübstoffe zu senken. Das überschüssige Wasser konnte dabei über eine (verschließbare) Öffnung auf Wasserspiegelniveau entweichen. Anschließend wurde zur Vermeidung einer Absenkung des Wasserspiegels bei der ersten Probennahme die Bypassleitung komplett entlüftet und die Öffnung zwischen Zylinder und Kanal verschlossen. Unter Vernachlässigung einer möglichen Diffusion durch das Sediment kann ab diesem Zeitpunkt das Wasser in der Apparatur als entkoppelt angesehen werden.

Nach diesen vorbereitenden Arbeitsschritten wurde am Messrechner der eigentliche Messvorgang gestartet. Hierfür wurde die DEP-Sonde und das standardisierte Sohlschubspannungsschema über die Drehzahlsteuerung des Rührwerks aktiviert. Über die Bypassleitung wurde zu Beginn des Versuches eine Probe für die Bestimmung der Ausgangskonzentrationen genommen. Ausschlaggebend für weitere Probenahmen während des Versuches waren Änderungen in der Extinktionsmessung (Echtzeit) oder die visuelle Feststellung von Änderungen in der Messapparatur, wie das plötzliche Auftreten grober Partikel. Während des automatischen Abfahrens der Sohlschubspannungsstufen wurde der Messschlitz der DEP-Sonde durch regelmäßiges Einpressen von Luft freigehalten.

Bei einer sichtbaren massiven Mobilisierung des Sedimentes musste der Versuch abgebrochen werden, da durch das nun suspendierte mineralische Material sowohl

der Messschlitz der DEP-Sonde, als auch die Bypassleitung resp. die dazugehörige Pumpe augenblicklich blockiert waren.

Bei den Erosionsversuchen wird die Struktur des getesteten Sedimentes unweigerlich zerstört (Bild 5-7 rechts). Wiederholungen von Erosionsmessungen am selben Ort sind folglich nicht möglich. In der Kanalisation bot es sich an, vom entsprechenden Schacht aus jede neue Messung in kurzem Abstand zum vorherigen Messort stromaufwärts durchzuführen.

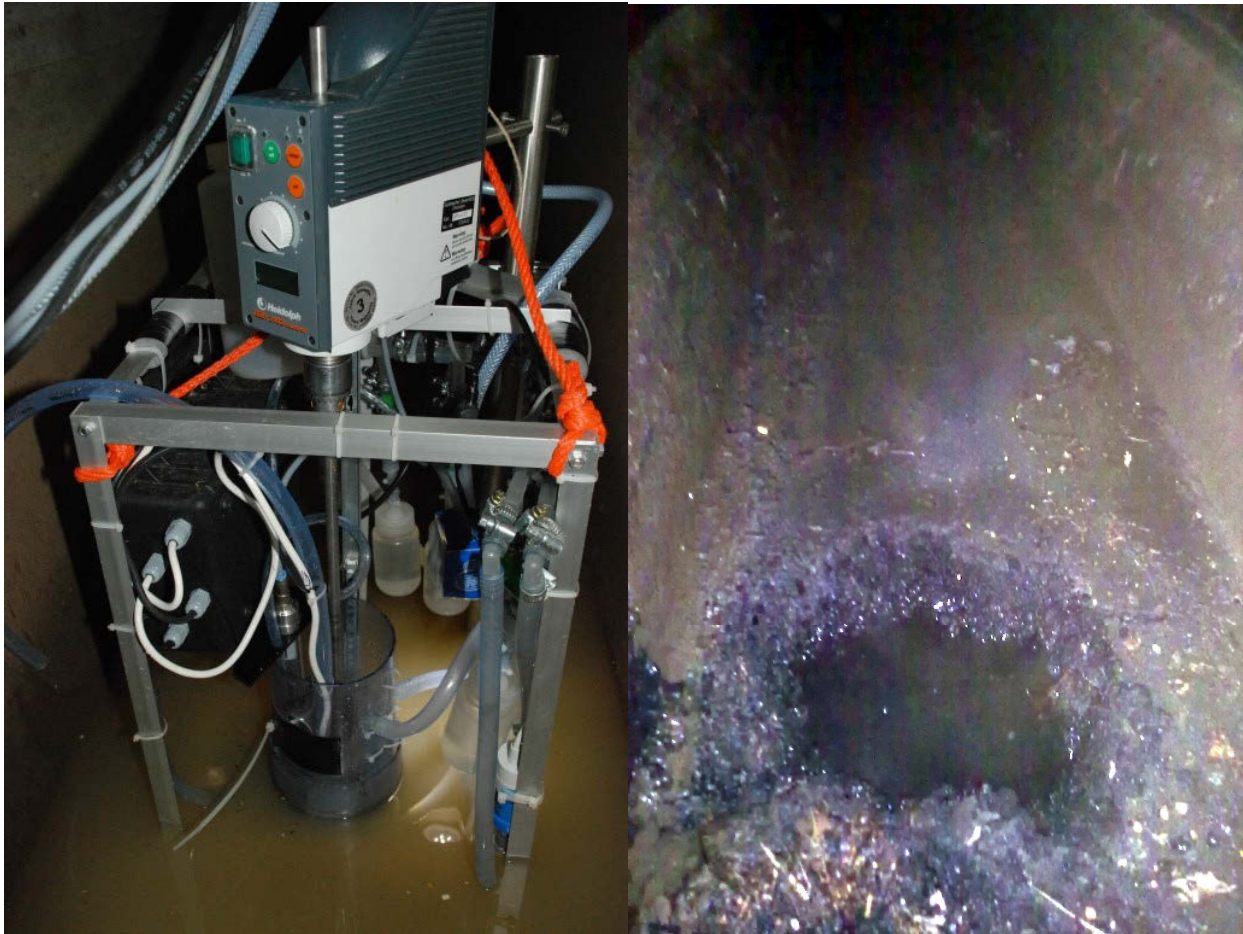


Bild 5-7: (links) *in-situ*-Komponente der Messapparatur im Einsatz. (rechts) Sichtbare Zerstörung des Sedimentes durch die Erosionsmessungen nach Trockenlegung einer Messstelle.

5.5 Extinktionssonde DEP

Als optische Messung dient eine dynamische Extinktionssonde DEP (Dynamic Extinction Probe) der Firma Semitec GmbH. Die Funktionsweise der Sonde ist in Wessely (1999) beschrieben. Das Messprinzip basiert auf einer zeitlich hoch aufgelösten Extinktionsmessung. Sondenintern werden die Messwerte statistisch ausgewertet, so dass die Sonde neben der Extinktion auch die Partikelkonzentration c_p und den durchschnittlichen Partikeldurchmesser D mit einer Taktung von 1 Hz

ausgibt. Unter der vereinfachten Annahme kugelförmiger Partikel ergibt sich hieraus die Volumenkonzentration c_V mit:

$$c_V = \frac{1}{6} \pi \cdot D^3 \cdot c_P \quad \text{Formel 5-10}$$

Darüber hinaus liefert die Sonde zusätzlich für jeden ausgegebenen Messwert die Varianz der Extinktion, die sich aus der hoch aufgelösten Messung ergibt.

5.6 Labormethoden

Der CSB der im Bypass der Versuchsanlage entnommenen, homogenisierten Proben wurde im Labor anhand von Dr. Lange-Küvettentests (DIN ISO 15705 / H45) analysiert.

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung der entnommenen Kanalsedimente und die Herstellung der Kalibriersande wurden mit einer Laborsiebmaschine durchgeführt. Hierfür standen Siebe mit Maschenweiten zwischen 0,1 mm und 6,3 mm zur Verfügung (vgl. Tabelle 5-1).

5.7 Kontinuierliche Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung

Im März 2010 wurde in Kooperation mit dem Forschungsprojekt REGKLAM (finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung) eine Durchlaufmessung installiert. Dafür wurde ein Durchflussmessgerät PCM4 der Firma NIVUS GmbH an der Unterseite eines Schwimmers angebracht. Der Schwimmer selbst wurde über zwei Gelenkarme an die Decke des Kanals montiert, so dass dieser sich dem Wasserstand entsprechend heben und senken kann. Die Ultraschallmessung des PCM4 misst dabei den Abstand vom Schwimmer zur Sohle bzw. zum Sediment. In Kombination mit einer am Kanalscheitel angebrachten Echolot-Höhenmessung lässt sich somit die Sedimenthöhe h_{sed} kontinuierlich ermitteln (siehe Bild 5-8):

$$h_{sed} = 1200 \text{ mm} - h_1 - h_2 \quad \text{Formel 5-11}$$

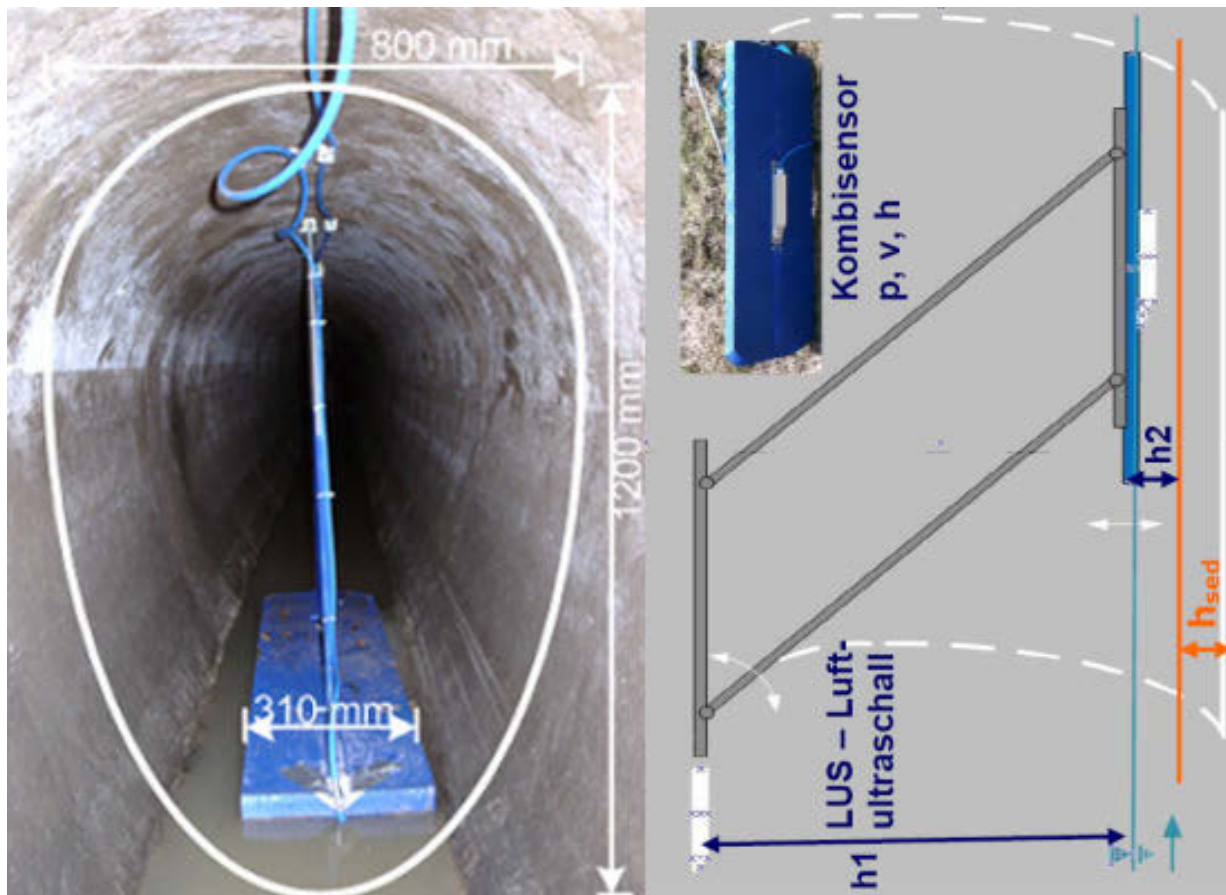


Bild 5-8: (links) Kontinuierliche Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung. Eingebauter Schwimmer und (rechts) schematische Darstellung der Funktionsweise (Brodien, 2011).

5.8 Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung aus Extinktions- und Konzentrationsmessdaten

Für die Kalibrierung der Messapparatur wurde auf die Shields-Methode zurückgegriffen. Hierbei wird der Bewegungsbeginn des Sedimentes visuell erfasst (siehe Abschnitt 5.2). Während der *in-situ*-Messungen kann nicht auf diese Methode zurückgegriffen werden. Die kritischen Sohlschubspannungen müssen somit aus den Konzentrationsmessdaten ermittelt werden. Roberts *et al.* (1998) definieren hierbei den Erosionsbeginn als den Punkt, an dem eine kleine, aber akkurat messbare Erosionsrate ermittelt werden kann. Problematisch an dieser Methode ist, dass bei der stufenweise Erhöhung der Sohlschubspannung die tatsächliche kritische Sohlschubspannung zwischen zwei diskreten Sohlschubspannungsstufen liegen kann. Weiterhin hängt der gemessene Erosionsbeginn von der Ausgangskonzentration bzw. Hintergrundbelastung der suspendierten Stoffe, der Empfindlichkeit der Konzentrationsmessung sowie der Streuung der Messwerte ab.

Darüber hinaus hat sich die Methode etabliert, die kritische Sohlschubspannung durch eine wie auch immer geartete Regression der Suspensakonzentration als Funktion der Sohlschubspannung zu ermitteln. Der Schnittpunkt der Regressionsfunktion mit dem Ausgangsniveau der Suspensakonzentration markiert dabei die kritische Sohlschubspannung. Obwohl viele Erosionsstudien existieren, bei denen diese Herangehensweise offensichtlich genutzt worden ist, bleibt es doch zumeist offen, auf welche Weise dies geschehen ist. Interessant ist, dass selbst Shields (1936) nicht angibt, wie er seine, in diesem Fall, Geschiebekurven in Richtung der kritischen Sohlschubspannung extrapoliert hat. Auf diesen Werten beruht aber letztlich das oft zitierte und auch in dieser Arbeit verwendete Shields-Diagramm (Bild 3-1).

Beispiele für die Nutzung von Regressionsfunktionen zur Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung finden sich in Amos und Gibson (1994) und Amos *et al.* (1997, 2004). Die Form der verwendeten Regression richtet sich dabei pragmatisch ausschließlich nach dem Kurvenverlauf der Konzentration nach Erosionsbeginn. So kommen lineare, logarithmische, exponentielle und Potenzfunktionen als Regression zum Einsatz. Amos und Gibson (1994) stellen beispielsweise ab einer gewissen Sohlschubspannung einen Konzentrationsanstieg fest, der mit einer Potenzfunktion zur Sohlschubspannung abgebildet werden kann. Der Erosionsbeginn wird dabei grafisch in einem doppelt-logarithmischen Diagramm über den Schnittpunkt der Potenzfunktion und dem Ausgangsniveau der Konzentrationsmesswerte ermittelt. Zur Veranschaulichung des Problems anhand eigener Messdaten in Bild 5-9 wurde eine veränderte Ausgangsvolumenkonzentration von $\pm 50\%$ angenommen. Infolge dieser Veränderung ergibt sich in diesem Beispiel eine 16 % niedrigere bzw. 11 % höhere kritische Sohlschubspannung. Wird hypothetisch eine Ausgangsvolumenkonzentration von $c_{v,0} = 0\%$ unterstellt, ergäbe sich der Schnittpunkt mit der Potenzfunktion im Koordinatenursprung ($\tau_c = 0 \text{ N/m}^2$). Da die Ausgangskonzentration unabhängig vom eigentlichen Erosionsprozess ist und je nach Randbedingung stark schwanken kann, weist diese Methodik schon im Ansatz Schwächen auf.

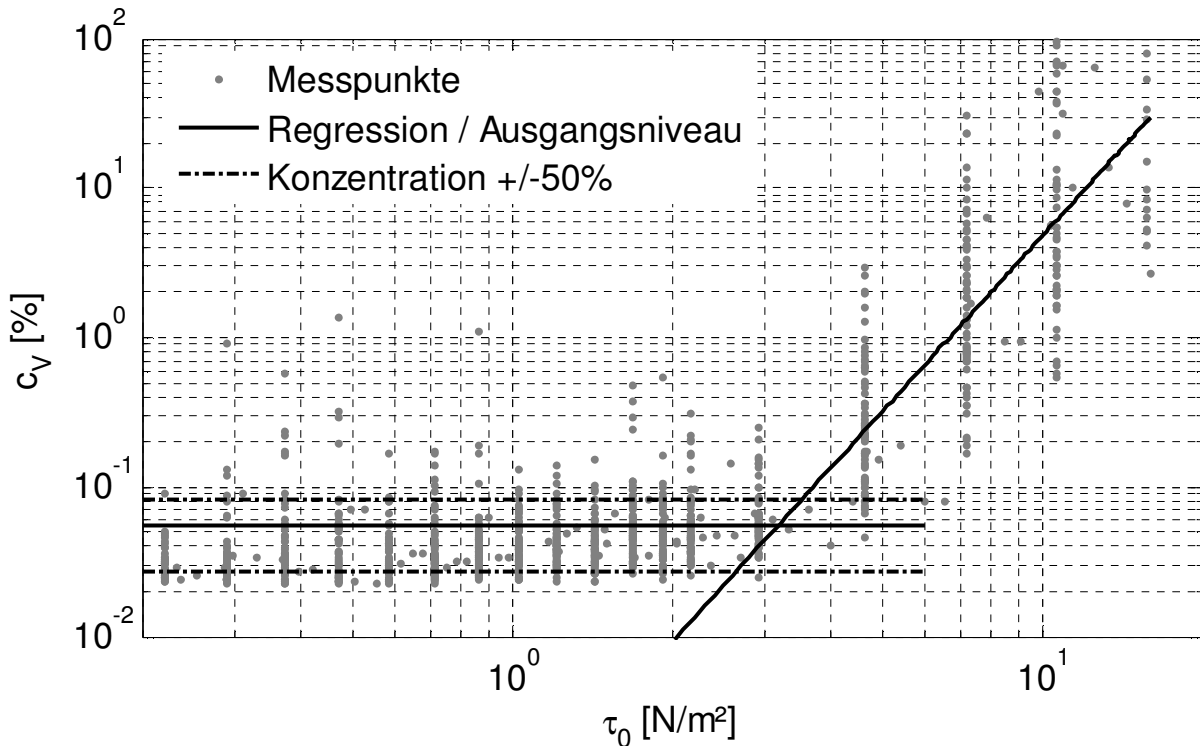


Bild 5-9: Grafische Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung nach Amos und Gibson (1994) mit eigenen Messdaten. Weiterhin ist der Einfluss einer veränderten Ausgangskonzentration (+/-50 %) auf die Ermittlung des Schnittpunktes dargestellt. Anmerkung: Die zum Teil sehr hohen Werte für die Volumenkonzentration sind bedingt durch das hier verwendete Messprinzip (siehe Abschnitt 6.3).

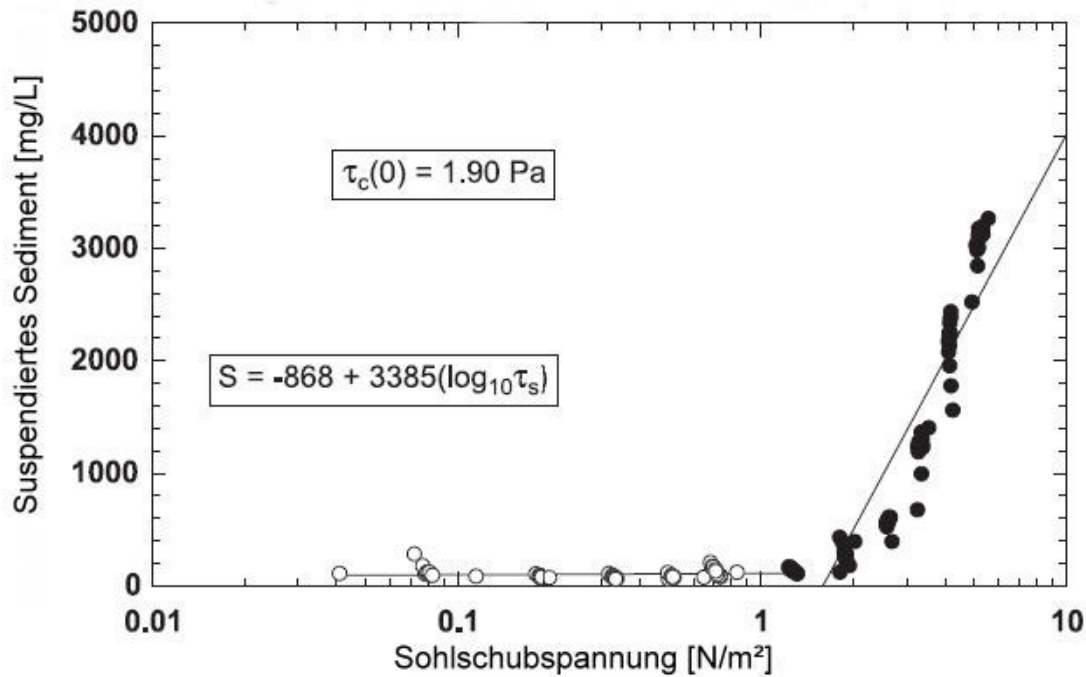


Bild 5-10: Grafische Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung mit Hilfe einer logarithmischen Regressionsfunktion aus Amos *et al.* (2004).

Eine ähnliche Variante findet sich in Amos *et al.* (1997). Um das Problem bei der Bestimmung eines eindeutigen Schnittpunktes zu umgehen, wird eine logarithmische Regression angewendet. Aus dem bei Amos *et al.* (2004) gezeigten halb-logarithmischen Diagramm (siehe Bild 5-10) ergibt sich jedoch deutlich, dass hier zum Teil auch Kompromisse eingegangen werden. Der Verlauf der Konzentration über die Sohlschubspannung besitzt auch hier eher Potenzfunktions- als logarithmischen Charakter. Bei dieser Methode kommt erschwerend hinzu, dass das Ergebnis stark davon abhängt, welche Werte in die Regression mit einfließen, ab wann folglich vom Betrachter ein Erosionsbeginn in den Messdaten erkannt wird.

Aufgrund der oben beschriebenen Probleme zur Feststellung der kritischen Sohlschubspannung wird im Folgenden eine eigene Herangehensweise vorgeschlagen. Diese ist angelehnt an einen oft verwendeten Modellansatz zur Beschreibung der Erosionsrate E (Owen, 1975; Lick *et al.*, 1994; Torfs *et al.*, 1994; Roberts *et al.*, 1998; Hayter, 2006; Clark und Wynn, 2007):

$$E = B \cdot (\tau_0 - \tau_c)^n \quad \text{Formel 5-12}$$

B und n sind hier Parameter, die die physikochemischen Eigenschaften des Sedimentes charakterisieren (Parchure und Metha, 1985). Wie in Abschnitt 4.3 beschrieben, können in *in-situ*-Erosionsmessapparaturen keine realistischen Erosionsraten gemessen werden. Dennoch bietet dieses Erosionsmodell einen guten Ansatz zur Beschreibung des Konzentrationsverlaufes:

$$c_v = B \cdot (\tau_0 - \tau_c)^n \quad \text{Formel 5-13}$$

Dieser Modellansatz bietet einen hohen Grad an Flexibilität, spiegelt den oft beobachteten Potenzfunktionscharakter des Konzentrationsverlaufes wider und greift dabei explizit auf τ_c zurück. Letztlich kann diese Herangehensweise auch als Analogie zu Amos und Gibson (1994) und Amos *et al.* (1997) gesehen werden. Die dort verwendete Potenzfunktion findet sich ebenso im Erosionsmodell von Delo und Ockenden (1992) wieder:

$$E = \chi \tau_0^\beta \quad \text{Formel 5-14}$$

Im Folgenden wird der neue Lösungsansatz vorgestellt und anhand eines Beispiels (Erosionsmessung KM1-3) veranschaulicht. Als erste Schritte sind für Formel 5-13 Substitutionen und eine Umformung notwendig:

$$\tau_c = -\frac{a}{b} \quad \text{Formel 5-15}$$

$$B = b^n \quad \text{Formel 5-16}$$

Hiermit folgt aus Formel 5-13:

$$c_{v,i} = b^n \cdot \left(\tau_{0,i} + \frac{a}{b} \right)^n \quad \text{Formel 5-17}$$

Durch eine Umstellung ergibt sich die lineare Beziehung:

$$c_{v,i}^{1/n} = a + b\tau_{0,i} \quad \text{Formel 5-18}$$

In einem weiteren Schritt wird nun sequenziell ermittelt, für welches n das Bestimmtheitsmaß R^2 bei linearer Regression maximal wird (siehe Bild 5-12a). Hieraus ergibt sich ein optimaler Parametersatz (für a , b und n), für den der Erosionsprozess mittels des umgeformten Modells (Formel 5-18) und folglich auch in dessen ursprünglicher Form (Formel 5-13) am besten beschrieben wird. Anschließend wird mit Hilfe von Formel 5-15 unter Verwendung der Konstanten a und b aus dem optimalen Parametersatz die kritische Sohlschubspannung τ_c errechnet.

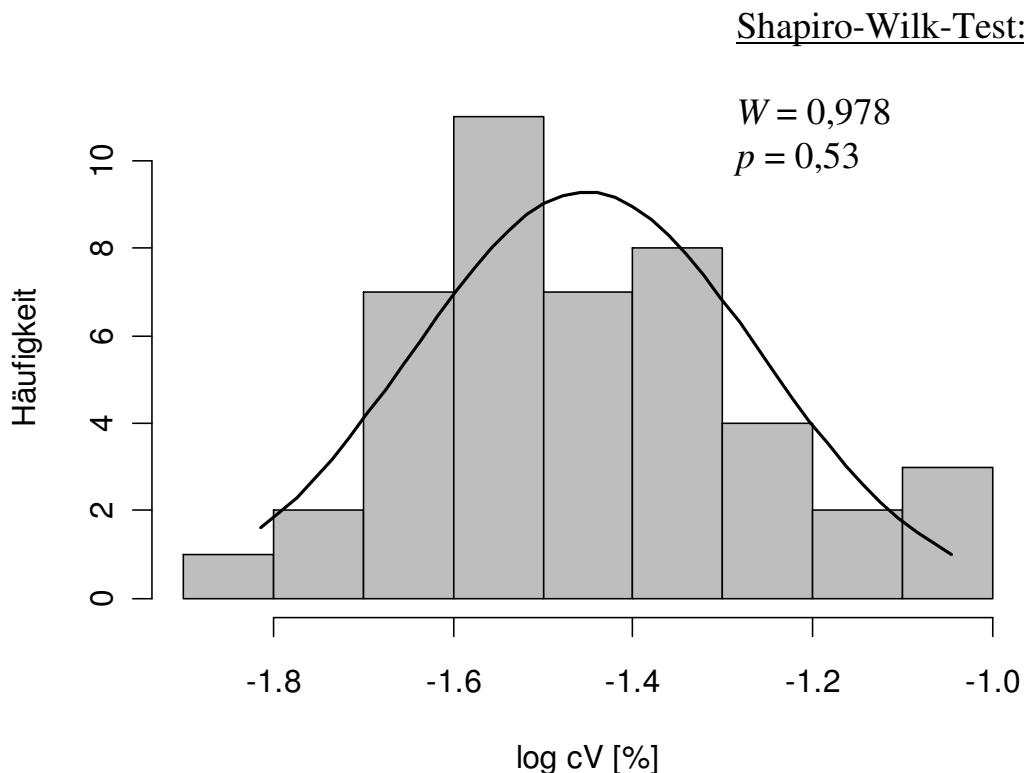


Bild 5-11: Das Histogramm der logarithmierten Volumenkonzentrationsmesswerte c_v zeigt eine Log-Normalverteilung (hier beispielhaft für die Messreihe KM1-3 bei der Sohlschubspannungsstufe $\tau_0 = 1,93 \text{ N/m}^2$). Der statistische Nachweis erfolgte mit dem Shapiro-Wilk-Test, wobei $p = 0,53 > 0,1$ und die Nullhypothese (Normalverteilung vorhanden) folglich nicht abgelehnt wird (Royston, 1995).

Vor der Nutzung der Konzentrationsmesswerte für diese Methode ist eine Messwertaufbereitung notwendig. Die verwendeten Volumenkonzentrationsmesswerte unterliegen einer rechtsschiefen Streuung, was daher rührt, dass feines Suspensa ein gewisses Grundniveau verursacht und darüber hinaus auch gröbere Bestandteile sporadisch den Messschlitz passieren. Diese Einzelereignisse verursachen kurzzeitig Spitzen in der Konzentrationsmessung.

Das hat zur Folge, dass die logarithmierten Volumenkonzentrationswerte jeder Sohl Schubspannungsstufe im Histogramm eine Normalverteilung zeigen (siehe Bild 5-11). Die Log-Normalverteilung konnte diesbezüglich auch anhand des Shapiro-Wilk-Tests (Shapiro und Wilk, 1965) mit Hilfe der Statistik-Software R (R Development Core Team, 2011) nachgewiesen werden. Messfehler durch das Zusetzen des Messschlitzes mit erodiertem Material wurden zuvor zweifelsfrei identifiziert und aus den Datensätzen entfernt. Für die Identifizierung dieser Messfehler diente die interne Messwert-Analyse der DEP-Sonde, die unter anderem die Varianz der optischen Messwerte innerhalb eines Messintervalls angibt. Eine Varianz nahe null ist bei hohen Konzentrationen ein sicheres Indiz für ein Zusetzen des Messschlitzes.

Mit dem Ansteigen der Feststoffkonzentration in der Messapparatur kommt es zu einer Zunahme an Messfehlern. Daher mussten vor allem im späteren Verlauf der Messung die Messwerte verworfen werden. Würden die so bereinigten Messwerte für die Regression genutzt werden, wären Messwerte der niedrigeren Sohl Schubspannungsstufen aufgrund ihrer höheren Anzahl überrepräsentiert und würden das Ergebnis verfälschen. Um diese Problematik zu umgehen, wurden daher Mittelwerte für jede Sohl Schubspannungsstufe gebildet. Zur Berücksichtigung der Log-Normalverteilung der Messwerte und um den Einfluss der Streuung zu reduzieren, wurden die Messwerte vor der Mittelwertbildung logarithmiert. Anschließend wurden die Mittelwerte rücktransformiert und können in dieser Form in die Regression einfließen.

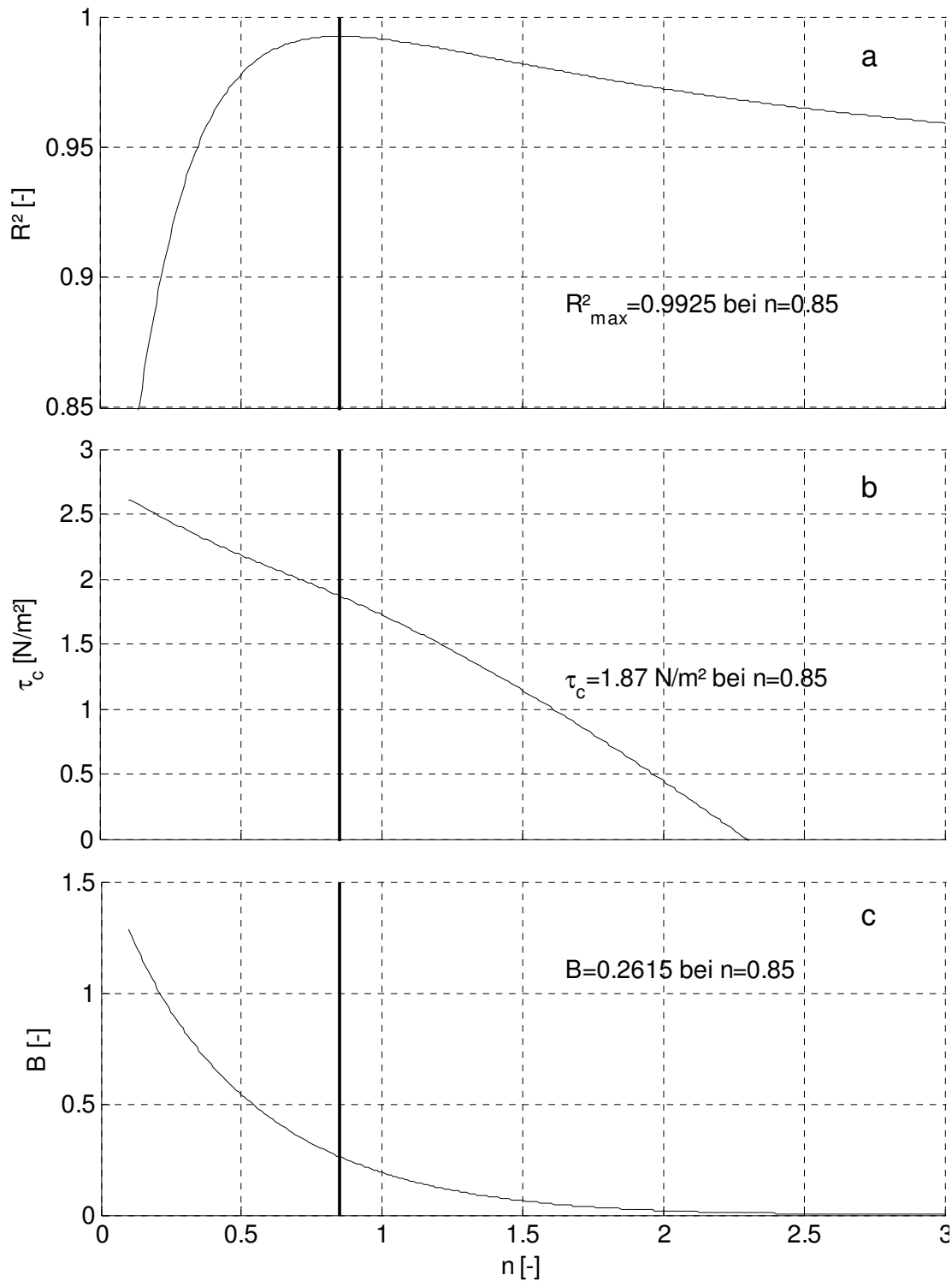


Bild 5-12: (a) Abhängigkeit des Bestimmtheitsmaßes R^2 sowie der dazugehörigen Werte für (b) der kritischen Sohlschubspannung τ_c und (c) der Konstante B von der Konstante n am Beispiel des Datensatzes der Erosionsmessung KM1-3.

Der Vorteil der hier vorgestellten Methode ist, dass die kritische Sohlschubspannung im Modellansatz explizit enthalten ist. Unter Einhaltung der Vorgabe, dass

nur Konzentrationsmesswerte verwendet werden, die sich eindeutig oberhalb des Ausgangsniveaus befinden, ist diese Methode weitestgehend frei von Subjektivität und unabhängig von der Ausgangskonzentration. Die zu erwartende Qualität der Ergebnisse für τ_c hängt in hohem Maße davon ab, wie gut die Modellvorstellung in jedem konkreten Fall die Realität wiedergibt.

Letztlich basieren jedoch alle Auswertungsmethoden auf Modellvorstellungen zum funktionellen Zusammenhang von Sohlschubspannungen und Suspensionskonzentration. Es kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden, welche der Modellvorstellungen den Prozess der Erosion in den *in-situ*-Erosionsmessapparaturen am besten beschreibt. Dementsprechend werden die Messdaten im Folgenden mit allen drei oben geschilderten Methoden ausgewertet und die Ergebnisse gegenübergestellt. Zur besseren Übersicht werden die drei Auswertungsmethoden wie folgt bezeichnet:

Methode 1

Es wird eine Regression der Ausgangsvolumenkonzentration sowie der Volumenkonzentration nach einem eindeutigen Erosionsbeginn mit Hilfe von Potenzfunktionen durchgeführt. Der Schnittpunkt beider Regressionen, dargestellt im doppelt-logarithmischen Diagramm, ergibt die Sohlschubspannung.

Methode 2

Es wird eine Regression der Ausgangsextinktion mit Hilfe einer linearen Funktion durchgeführt. Für die Extinktionsmesswerte nach eindeutigem Erosionsbeginn wird eine logarithmische Regressionsfunktion verwendet. Der Schnittpunkt beider Regressionen, dargestellt im halb-logarithmischen Diagramm, ergibt die Sohlschubspannung. Für diese Methode erwies es sich als vorteilhaft anstatt der Volumenkonzentration die Extinktion zu verwenden, da letztere im Bereich der hohen Konzentration weniger stark streut.

Methode 3

Die Sohlschubspannung wird über die oben entwickelte Methode, beruhend auf dem Modellansatz nach Formel 5-13, bestimmt. Die Berechnung des Erosionsbeginns geschieht anhand des optimalen Parametersatzes (a , b und n) für die lineare Regression gemäß Formel 5-18.

5.9 Beschreibung des Einzugsgebiets

Der für die Messungen genutzte Mischwasserkanal (im Folgenden auch „alter Sammler“ genannt) entwässert den Dresdner Stadtbezirk Briesnitz und verläuft parallel zu einem Hochwasserdeich entlang der Elbe (siehe Bild 5-13). Das Einzugsgebiet umfasst neben Wohngebieten mit geringer Wohndichte zum Teil auch Acker- und Waldflächen von insgesamt ca. 138 ha. Der durchschnittliche Versiegelungsgrad beträgt 24 %. Das mittlere Gefälle der Kanalisation beträgt 3,3 %. Der untersuchte Kanal wurde im Jahr 1929 als DN1200/800 Eiprofil erbaut und weist ein durchschnittliches Gefälle von 0,62 ‰ auf, wobei das Gefälle über die gesamte Kanallänge schwankt, was vermutlich auf Setzungsprozesse im Erdreich zurückzuführen ist (siehe Längsschnitt in Bild 5-14). Wie in Bild 5-15 ersichtlich ist der Kanal abgesehen von wenigen Haltungen im Bereich der Wasserscheide zu benachbarten Einzugsgebieten weitaus flacher als der Großteil der oberhalb liegenden Kanalisation.

Am Ende des Kanals befindet sich nach einer Zusammenführung mit einem weiteren Gebietshauptkanal eine Pumpstation mit einer maximalen Kapazität von 160 L/s. Höhere Abflüsse werden in die Elbe entlastet. Aufgrund der oben beschriebenen örtlichen Gegebenheiten kommt es bei erhöhtem Durchfluss regelmäßig zu einem Rückstau im Kanal, was bei stärkeren Regenereignissen zum Überstau führt.

Neben seiner guten Zugänglichkeit und dem geringen Gefälle, ist der Kanal für Untersuchungen an Sedimenten besonders geeignet, da sowohl die Morphologie des Einzugsgebietes als auch der Rückstau, der durch die Drosselung des Durchflusses im Bereich der Entlastung und der Pumpe verursacht wird, förderlich für die Ablagerung von partikulären Stoffen sind. Im Rahmen eines stadtgebietsweiten Screenings zur Anfälligkeit von Kanalabschnitten für Sedimentbildungen nach der Methode von Hoefl und Tränckner (2010, siehe Anhang C) wurde der Kanal in der höchsten der vier Kategorien eingeordnet.

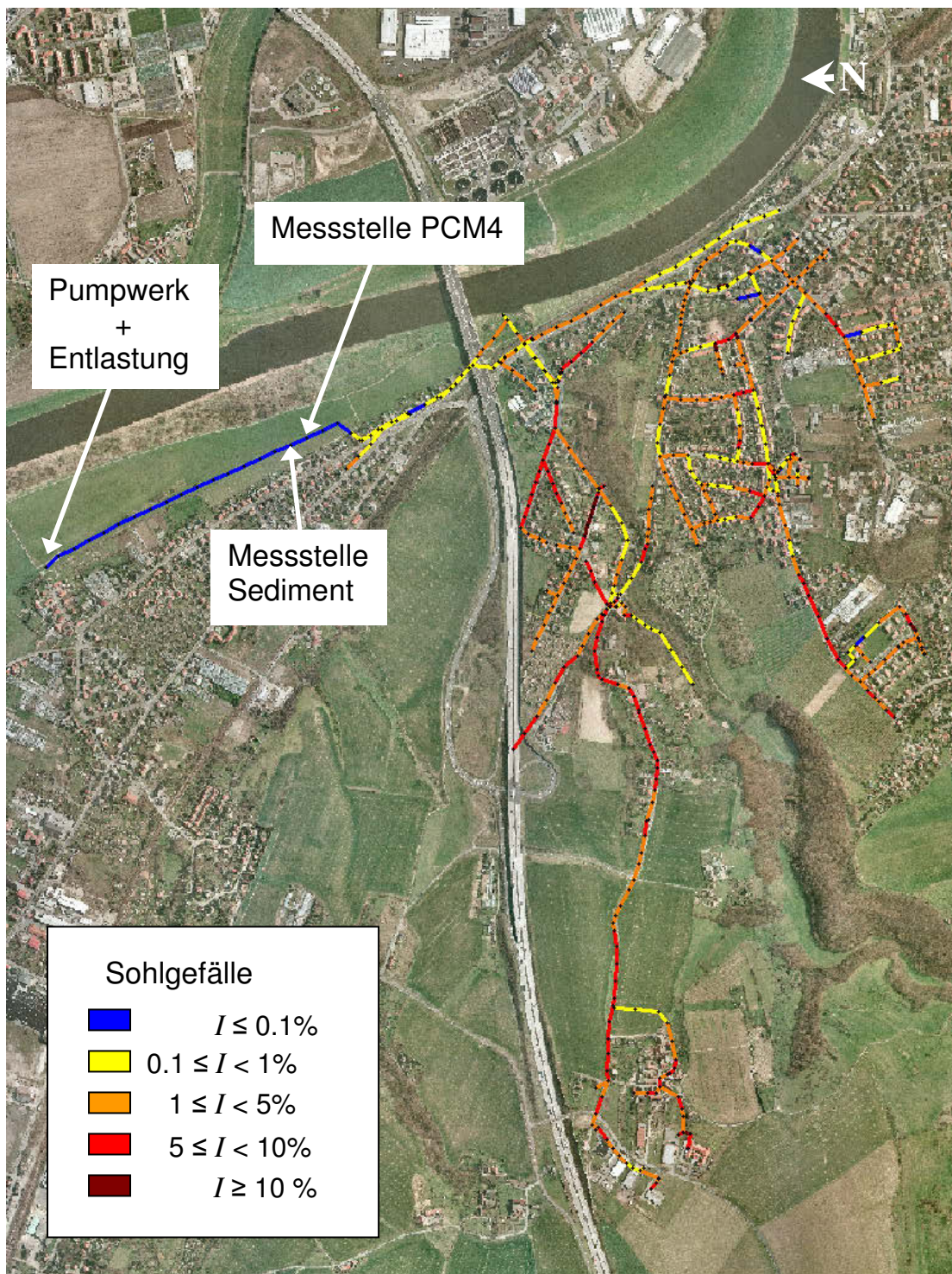


Bild 5-13: Einzugsgebiet Briesnitz mit Kanalisation (Luftbild: Umweltamt Dresden, 2009).

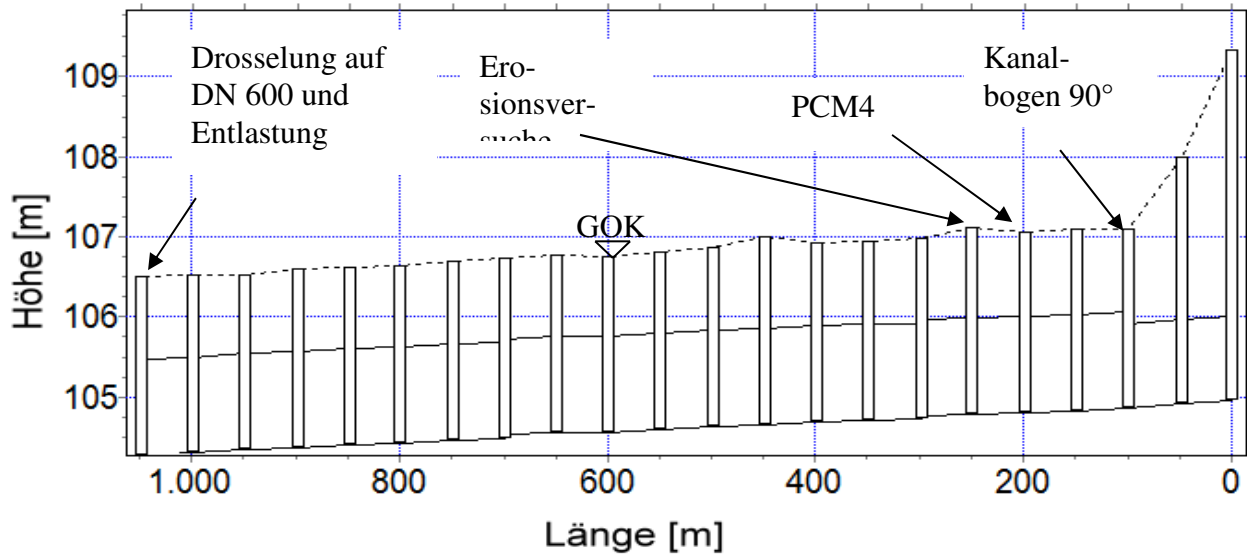


Bild 5-14: Längsschnitt vom alten Sammler mit Schächten und Bezugspunkten.

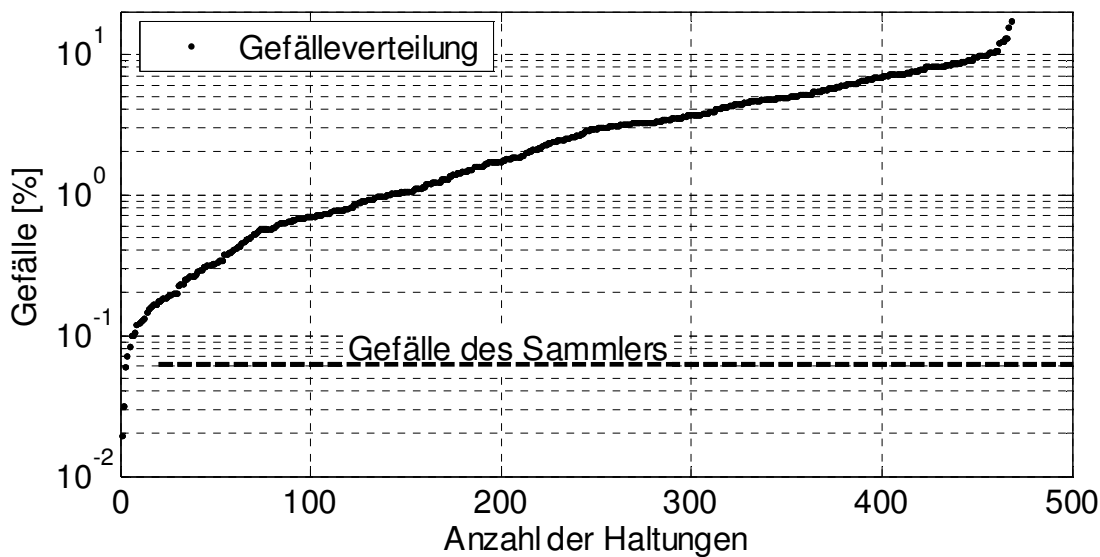


Bild 5-15: Gefälleverteilung der oberhalb des Sammlers liegenden Kanäle.

Im Juni 2010 wurde der alte Sammler aufgrund einer Deicherweiterung rückgebaut und durch einen neuen Sammler ersetzt. Der neue Sammler verläuft um einige Meter versetzt zu der Lage des alten Sammlers. Er entspricht in Form und mittlerem Gefälle dem alten Sammler, so dass hier keine nennenswerten Änderungen in den hydraulischen Randbedingungen zu erwarten sind. Lediglich die Unebenheiten der Sohle sind durch den Neubau nicht mehr vorhanden und die Lage und Anzahl der Schächte weichen von einander ab.

6 Diskussion der Messergebnisse

6.1 Ergebnisse der kontinuierlichen Durchfluss- und Sedimenthöhenmessung

Die kontinuierliche Durchflussmessung (PCM4) wurde mit Ausnahme kurzer Messlücken durchgehend vom 25.03.2010 bis zum Rückbau des alten Kanals im 10.05.2011 betrieben. Im Messzeitraum kam es regelmäßig zum Rückstau und vereinzelt zum Überstau. Wie in Bild 6-1 ersichtlich wird, die theoretische maximale Kapazität des Kanals nie erreicht. Aufgrund des Rückstaus erreicht der Durchfluss maximale Werte von etwa 360 L/s, wobei diese tatsächlichen maximalen Durchflüsse geringfügig höher liegen, da die Werte der Wasserstandsmessung aufgrund der Anbringung des Messgerätes im Kanal oberhalb von 1100 mm abgeschnitten sind. Die untere Messbereichsgrenze des Sensors beträgt 10 mm.

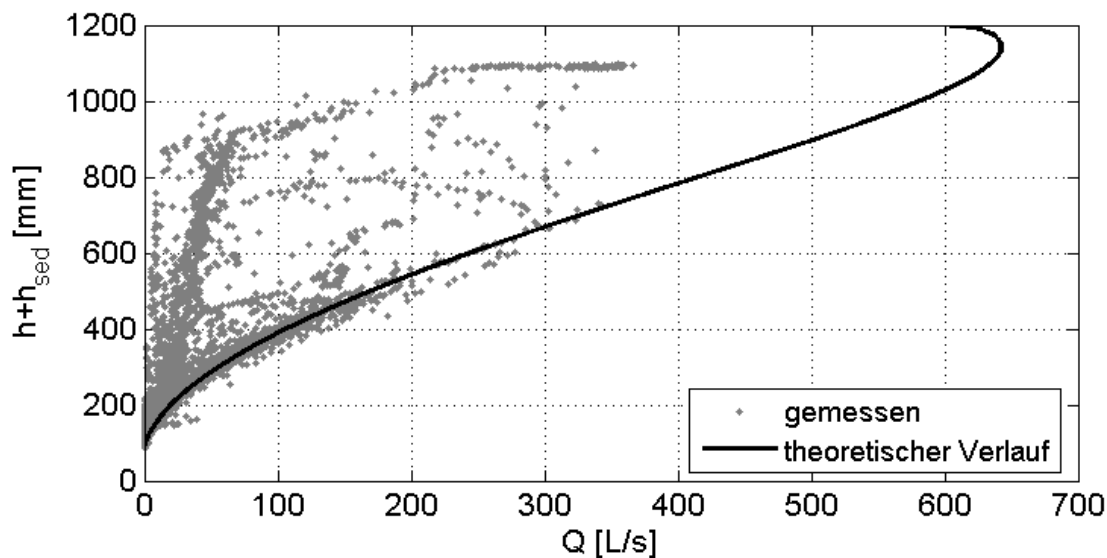


Bild 6-1: Gemessene und theoretische (rückstaufreie) Q-h-Beziehung im Sammler.

Die hydraulische Limitierung aufgrund des Rückstaus hat Auswirkungen auf die erreichbaren Sohlschubspannungen des Kanals. Diese lassen sich aus Wasserstands- und Geschwindigkeitsmessungen über die Darcy-Weisbach-Gleichung berechnen:

$$\tau_0 = \frac{\lambda}{8} \cdot \rho \cdot u^2$$

Formel 4-29

mit

$$\lambda = \frac{2g \cdot d_{hyd}}{k_{St}^2 \cdot (d_{hyd}/4)^{4/3}} = \frac{124,58}{k_{St}^2 \cdot \sqrt[3]{d_{hyd}}} \quad \text{Formel 6-1}$$

Zur Ermittlung des hydraulischen Durchmessers

$$d_{hyd} = 4 \cdot r_{hyd} = \frac{4 \cdot A}{l_u} \quad \text{Formel 6-2}$$

müssen die Abflussfläche A und der benetzte Umfang l_u berechnet werden. Beide Größen hängen vom Füllstand ab und lassen sich für teilgefüllte Eiprofile über eine Zerlegung der Gesamtfläche in einzelne Segmente geometrisch ermitteln. Dieser, im Rahmen dieser Arbeit entwickelte, analytische Berechnungsweg ist genauer als die Interpolation nach dem Arbeitsblatt ATV DVWK-A 110 (ATV DVWK-A 110, 2001). Der entsprechende Quellcode für die rechentechnische Anwendung (Matlab) ist in Anhang B dargestellt. Hierbei wurden auch das Sediment und die unterschiedlichen Rauheiten für Wandung und Sediment berücksichtigt.

Für einen rückstaufreien Betrieb ergibt sich an der Messstelle eine maximale, theoretische Sohlschubspannung von $\tau_0 = 1,7 \text{ N/m}^2$. Rückstaubedingt liegen die auf Basis der Geschwindigkeits- und Füllstandsmessungen berechneten Werte im Rahmen der Messgenauigkeit unter dem theoretischen Maximalwert, der sich für einen rückstaufreien Abfluss ergeben würde (siehe Bild 6-2). Sehr gut zu erkennen im unteren Bereich des Diagramms ist auch das rückstaubedingte Abflussverhalten während des vollständigen Einstaus des Kanals.

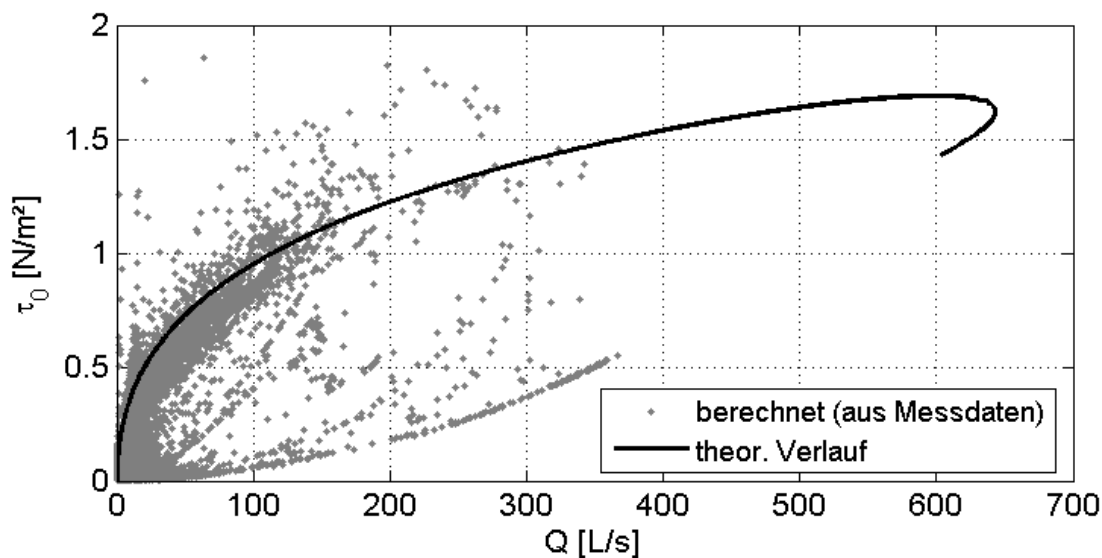


Bild 6-2: Die aus den Messdaten errechneten und die theoretischen (rückstaufreien) Sohlschubspannungen τ_0 in Abhängigkeit des Durchflusses.

Im gesamten Messzeitraum wurde weder durch die kontinuierliche Sedimenthöhenmessung mit dem PCM4, noch durch händische Messungen in einzelnen Schächten des Kanals eine signifikante Änderung der Sedimenthöhe beobachtet.

6.2 Erosionsmesskampagnen

Im Zuge einer Deicherweiterung im Messzeitraum wurde der gesamte Kanal um einige Meter versetzt, neu erbaut und der alte Kanal abgerissen. Trotz der sich daraus ergebenden Schwierigkeiten durch die Bauarbeiten, z.B. durch komplett unzugängliche Kanalabschnitte sowie dem zeitlich begrenzten Zutritt zur Messstelle, bot sich hier die Möglichkeit, die Kanalsedimente in unterschiedlichen Stadien ihrer „Entwicklung“ zu untersuchen.

Die Messungen wurden daher im Rahmen von drei Messkampagnen mit jeweils unterschiedlichen Randbedingungen durchgeführt (siehe Tabelle 6-1 und Bild 6-3).

Tabelle 6-1: Eckdaten zu den drei Messkampagnen.

Messkampagne	Sedimentalter	Herkunft	D_{50} [mm]
I	~ 4 Jahre	natürlich	0,89
II	1 – 3 Tage	künstlich	0,58
III	~ 3 Monate	natürlich	0,52

Messkampagne I

Es handelt sich um drei Einzelmessungen im alten Sammler im Mai 2011. Das Sediment im Messabschnitt hatte eine durchschnittliche Höhe von 7 cm. Eine Untersuchung der Sieblinien in den Haltungen ober- und unterhalb ergaben einen 50%igen Siebdurchgang bei $D_{50} \approx 0,89$ mm (Stock, 2011). Die letzte Kanalspülung wurde seitens der Stadtentwässerung Dresden GmbH (SEDD) im Oktober 2007 durchgeführt, so dass zum Zeitpunkt der Messung das theoretisch maximal mögliche Alter des Sedimentes etwa 4 Jahre betrug.

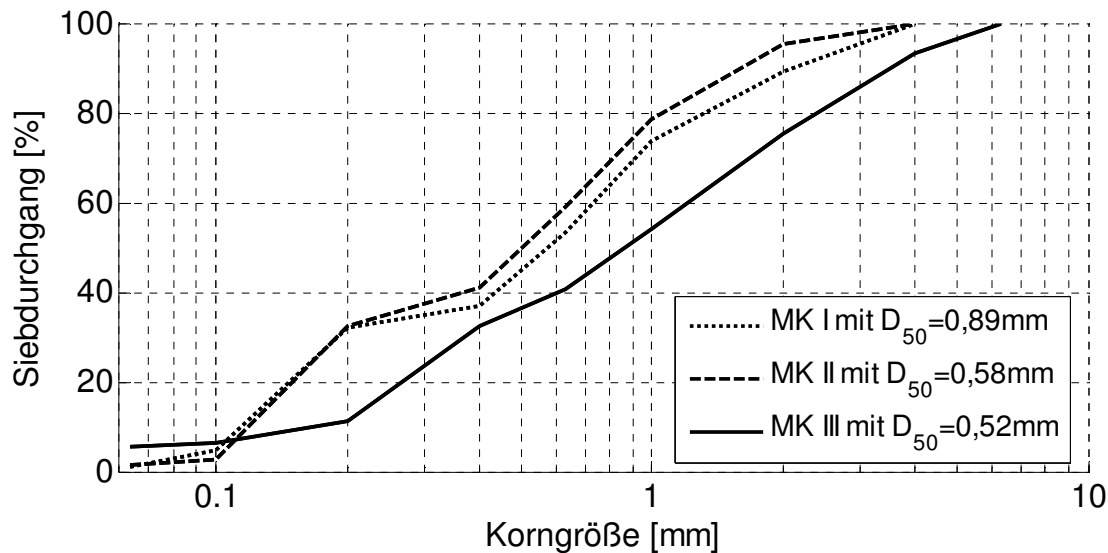


Bild 6-3: Sieblinien der natürlichen (Messkampagne MK I und MK III) und des künstlichen Sedimentes (Messkampagne MK II).

Messkampagne II

Mitte Mai 2011 wurde der parallel gebaute, neue Kanal in Betrieb genommen. Da hier anfangs kein Sediment vorhanden war, wurde die Messtätigkeit vorerst unterbrochen. Im August 2011 wurde mit Erlaubnis der SEDD unterhalb der eigentlichen Messstelle ein künstliches Sedimentbett mit einer Länge von 10 m geschaffen. Hierfür wurde handelsüblicher Quarzsand mit einer Korngröße zwischen 0 und 5 mm ($D_{50} = 0,58$ mm) mittels Eimern im Kanal ausgebracht und mit Hilfe eines eigens dafür gebauten Glattschildes auf 3 cm eingeebnet. Diese Prozedur musste dreimal wiederholt werden, da das künstliche Sediment schon bei geringen Durchflusserhöhungen infolge kleinerer Regenereignisse vollständig oder teilweise erodiert und weggespült wurde.

Messkampagne III

Mit dem Fortschreiten der Baumaßnahmen war es ab Ende August 2011 möglich die Messstelle weiter stromaufwärts zu verlegen. Es zeigte sich, dass sich in der Haltung direkt oberhalb der eigentlich vorgesehenen Messstelle bereits Sediment mit einer Höhe von ca. 4 cm abgelagert hatte. Dieses wies eine schwarze Färbung auf, wie es für bereits gealtertes Sediment aufgrund von anaeroben Umsatzprozessen typisch ist. Der neue Sammler war zu diesem Zeitpunkt ca. drei Monate in Betrieb.

6.3 Verlauf der Extinktion und Volumenkonzentration über die Erosionsversuche

Die Auswertung der Messergebnisse wird in diesem Abschnitt exemplarisch für die Erosionsmessung KM1-3 (dritte Messung der Messkampagne I) dargestellt. Die entsprechenden Diagramme der anderen Messungen befinden sich in Anhang A. Erosionsmessung KM1-3 wurde unter anderem ausgewählt, da sich an ihr auch die bei den Messungen aufgetretenen Diskrepanzen wiederfinden und so erläutert werden können.

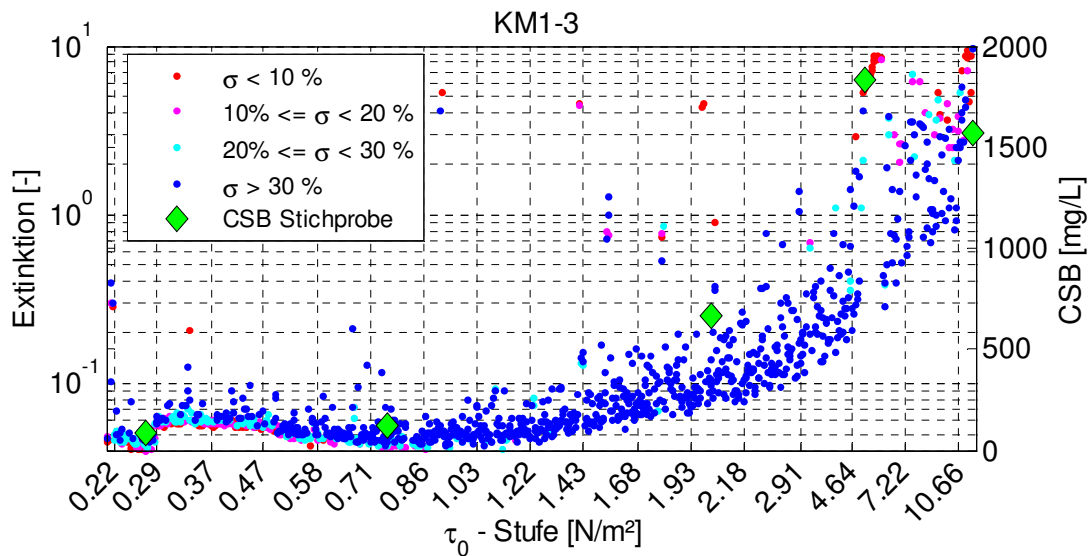


Bild 6-4: Verlauf der Extinktion bei stufenweiser Erhöhung der Sohlschubspannung (vgl. Bild 5-6).

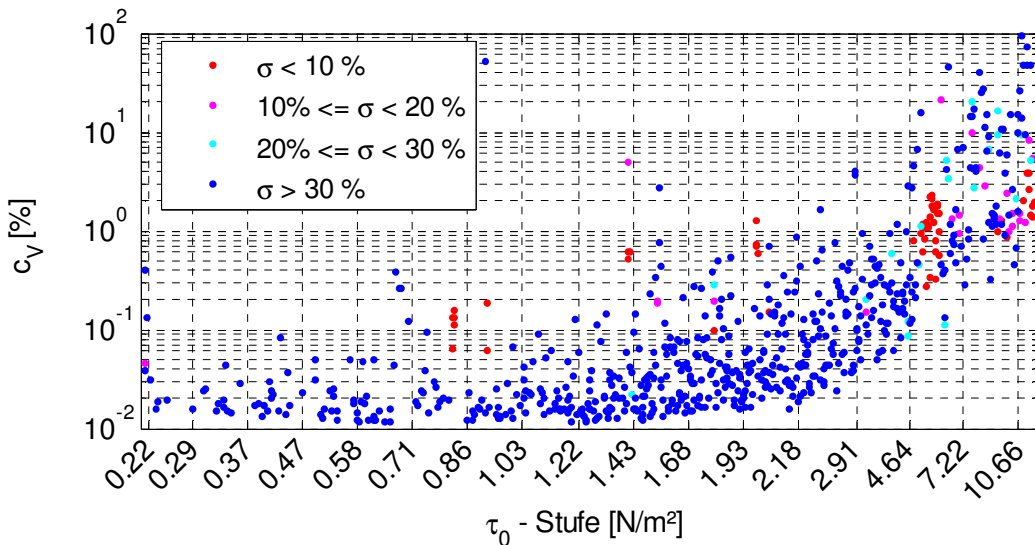


Bild 6-5: Verlauf der Volumenkonzentration c_v bei stufenweiser Erhöhung der Sohlschubspannung (vgl. Bild 5-6).

In Bild 6-4 und Bild 6-5 sind die Extinktion bzw. die Volumenkonzentration c_V in Abhängigkeit der Sohlschubspannungsstufen dargestellt. Da die Sohlschubspannungsstufen in den Versuchen eine monotone Funktion der Zeit sind (siehe Bild 5-6), repräsentieren die Graphen gleichzeitig auch den zeitlichen Verlauf der Extinktion und der Volumenkonzentration. Eine Sohlschubspannungsstufe entspricht einer Einwirkzeit der entsprechenden Sohlschubspannung von 1,5 min (vgl. Abschnitt 5.3). Den Datenpunkten ist farbkodiert eine Varianz zugeordnet, die sich aus der Gesamtheit der Einzelmessungen je Datenpunkt ergibt (siehe Abschnitt 5.5). Eine niedrige Varianz bei zugleich hoher Extinktion ist ein sicheres Indiz für ein Zusetzen des Messschlitzes der DEP-Sonde mit Feststoffen. Auf diesem Wege identifizierte Messwerte wurden im Weiteren bei der Bildung der Regressionsfunktionen zur Ermittlung der kritischen Sohlschubspannungen nach Methode 2 ausgeschlossen. Die von der DEP-Sonde ausgegebenen Werte für die Volumenkonzentration sind hiervon nicht betroffen. Die Sonde verfügt über eine interne Messwertanalyse, welche nicht plausible Messwerte erkennt, sodass diese nicht weiter verwendet werden. Im niedrigen Bereich weist eine niedrige Varianz auf annähernd feststofffreies Wasser in der Messapparatur hin. Die entsprechenden Werte bedürfen keiner Korrektur. Aufgrund des Messintervalls von 1 s können größere Partikel beim Passieren des relativ kleinen Messschlitzes der Sonde vereinzelt unrealistisch hohe Werte für die Volumenkonzentration verursachen. Diese Streuung ist plausibel und wird bei der weiteren Auswertung durch Mittelwertbildung berücksichtigt.

In beiden Diagrammen (Bild 6-4 und Bild 6-5) ist ein Anstieg der beiden Messgrößen ab der Sohlschubspannungsstufe von $\tau_0 = 1,43 \text{ N/m}^2$ zu erkennen. Dem Bild 6-4 wurde zusätzlich die CSB-Konzentrationen der im Bypass entnommenen Proben hinzugefügt. Zwar ergibt sich aus dem Lambert-Beerschen Gesetz ein linearer Zusammenhang zwischen der Extinktion und der Konzentration einer (licht-) absorbierenden Substanz, jedoch gilt dies nur im Bereich niedriger Konzentrationen. Weiterhin ist davon auszugehen, dass nach Erosionsbeginn anfangs vor allem organische Bestandteile erodiert und aufgrund der Turbulenz suspendiert werden und so maßgeblich für das Messsignal sind. Mit weiterer Erhöhung der Sohlschubspannung und folglich auch der Turbulenz werden auch zunehmend mineralische Bestandteile erodiert, anschließend suspendiert und tragen so zum Messsignal der DEP-Sonde bei. Schon allein aus diesem Grund geht im Verlauf jeder Messung der Zusammenhang zwischen Extinktion und der CSB-Konzentration in der Messapparatur verloren. Bezüglich der Messung KM1-3 ist weiterhin anzumerken, dass der vierte Messwert der CSB-Konzentration nur scheinbar den Verlauf der Extink-

tion folgt. Bei dem sprunghaften Anstieg der Extinktion handelt es sich, wie an der Varianz erkenntlich, um ein Zusetzen des Messschlitzes. Die im Vergleich zum fünften Messwert höhere CSB-Konzentration hingegen verdeutlicht, dass sowohl die Repräsentativität der Probenahme im Bypass, als auch die Analyse im Labor mit gewissen Unsicherheiten belastet ist.

Darüber hinaus weist der Verlauf der Extinktion aber auch Widersprüche auf. Zum einen ist zu Beginn der Messung ein sprunghafter Anstieg der Extinktion zu verzeichnen. Eine solche Stufe in den Extinktionsmessdaten wurde auch in der Anfangsphase anderer Messungen beobachtet und fällt nur in diesem Beispiel zufällig mit der Erhöhung der Sohlschubspannung von $\tau_0 = 0,22 \text{ N/m}^2$ auf $0,29 \text{ N/m}^2$ zusammen. Es kann ausgeschlossen werden, dass es sich hierbei um ein detektiertes Erosionsereignis handelt, zumal sich der Sprung der Extinktion bei anderen Messungen auch in die negative Richtung vollzog. Auch rein optisch konnte zu diesem Zeitpunkt nie eine Änderung in der Messapparatur beobachtet werden. Weiterhin zeigen die Extinktionsmessdaten sehr oft eine Drift im Bereich geringer Trübungen. Auch dieses Phänomen wurde sowohl in positiver, als auch in negativer Richtung beobachtet. Mangels einer besseren Erklärung wird davon ausgegangen, dass beide Phänomene messtechnisch bedingt sind. Letztlich sind die absoluten Abweichungen aber sehr klein, so dass sich aus diesen Diskrepanzen nur ein geringer Einfluss auf die Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung ergibt. Dieser resultiert aus der Einbeziehung der betroffenen Daten in die Regressionsgleichung zur Ermittlung des Ausgangsniveaus in Methode 2.

Für die Regressionsgleichungen nach Methode 1 wurde auf die Volumenkonzentration zurückgegriffen. Auch hier zeigt sich eine leichte Drift der Messwerte, die Einfluss auf die Regressionsfunktion des Ausgangsniveaus haben. Der sich daraus ergebende Fehler ist jedoch auch hier vernachlässigbar, da die absoluten Werte in diesem Bereich sehr klein sind. Die Volumenkonzentration streut messtechnisch bedingt stärker als die Extinktion. Sprunghafte Änderungen des Niveaus sind jedoch nicht zu verzeichnen. Bei einem sehr geringen Ausgangsniveau an suspendierten Stoffen lieferte die Sonde keine Messwerte, so dass zum Teil sehr wenige Messwerte bis zum Einsetzen der Erosion erfasst wurden. Die Auswirkungen auf die anschließende Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung nach Methode 1 sind von untergeordneter Bedeutung. Methode 3 ist hiervon nicht betroffen, da erst Messdaten ab einem deutlichen Beginn der Erosion genutzt werden.

6.4 Kritische Sohlschubspannungen

Die kritischen Sohlschubspannungen wurden unter Verwendung der in Abschnitt 5.8 beschriebenen Methoden ermittelt. Die Ergebnisse für Messung KM1-3 liegen im Bereich von 1,4 bis 1,9 N/m².

Bild 6-6 zeigt die Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung nach Methode 1. Es ergibt sich ein sehr eindeutiges Ergebnis, was auch anhand der grafischen Darstellung der Regressionsfunktionen im doppelt logarithmischen Diagramm deutlich wird.

Bild 6-7 hebt die Wichtigkeit der Überarbeitung der Extinktionsdatensätze für die Regressionen bei der Anwendung von Methode 2 hervor, da die fehlerhaften Messwerte das Ergebnis hier entscheidend beeinflussen können. Bei den verworfenen Extinktionsmesswerten handelt es sich um jene, die anhand ihrer niedrigen Varianz identifiziert werden konnten.

In Bild 6-8 ist das Ergebnis von Methode 3 dargestellt. Die Ermittlung eines Ausgangsniveaus wird hier nicht benötigt, da sich die kritische Sohlschubspannung aus dem Schnittpunkt der Potenzfunktion mit der Abszisse ergibt.

Der Mittelwert aller drei Methoden ergibt eine kritische Sohlschubspannung von $\tau_c = 1,7 \text{ N/m}^2$.

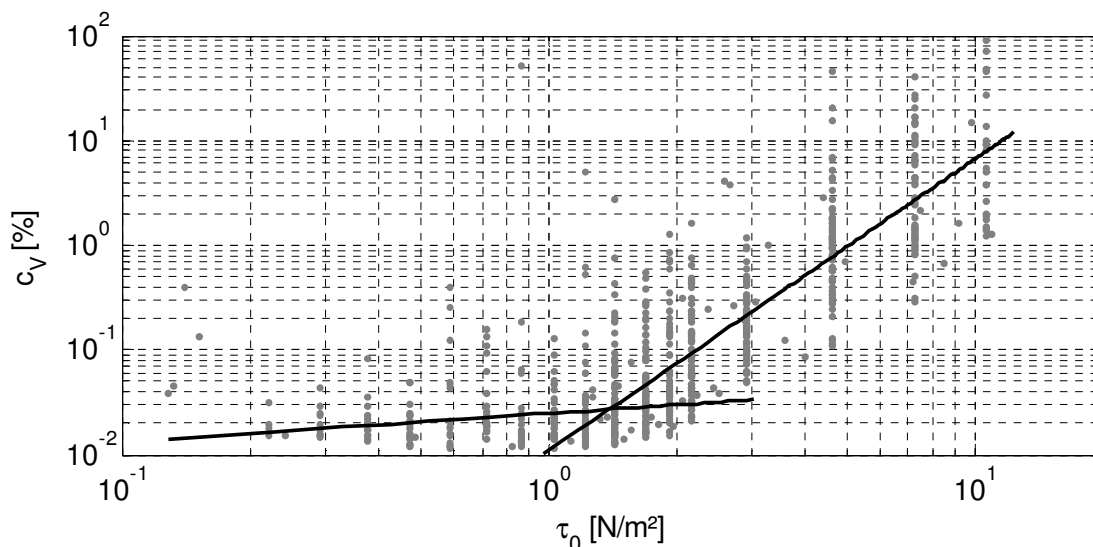


Bild 6-6: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,1} = 1,4 \text{ N/m}^2$ über den Schnittpunkt der Regressionsfunktionen nach Methode 1.

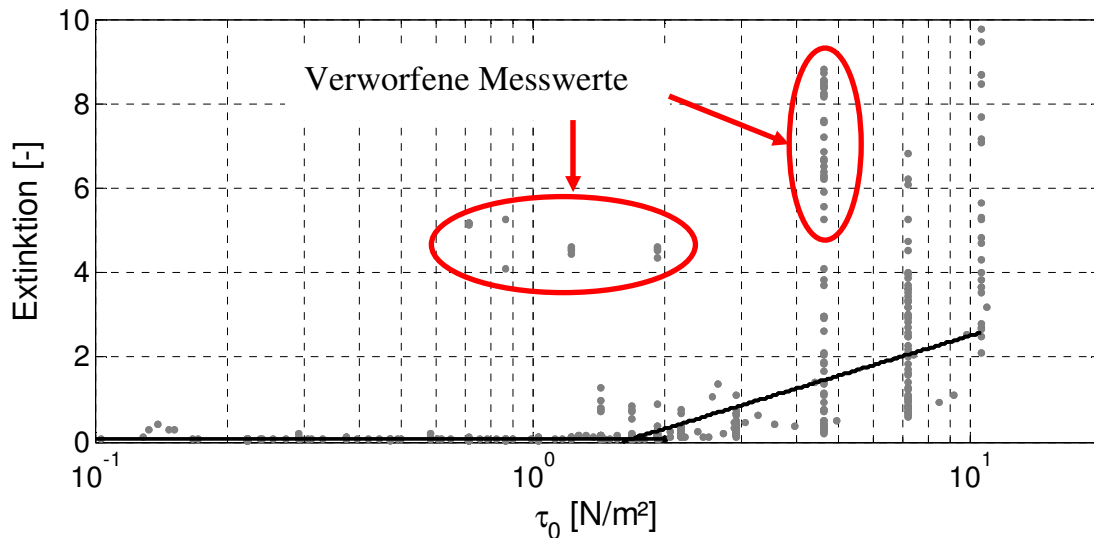


Bild 6-7: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,2} = 1,8 \text{ N/m}^2$ über den Schnittpunkt der Regressionsfunktionen nach Methode 2.

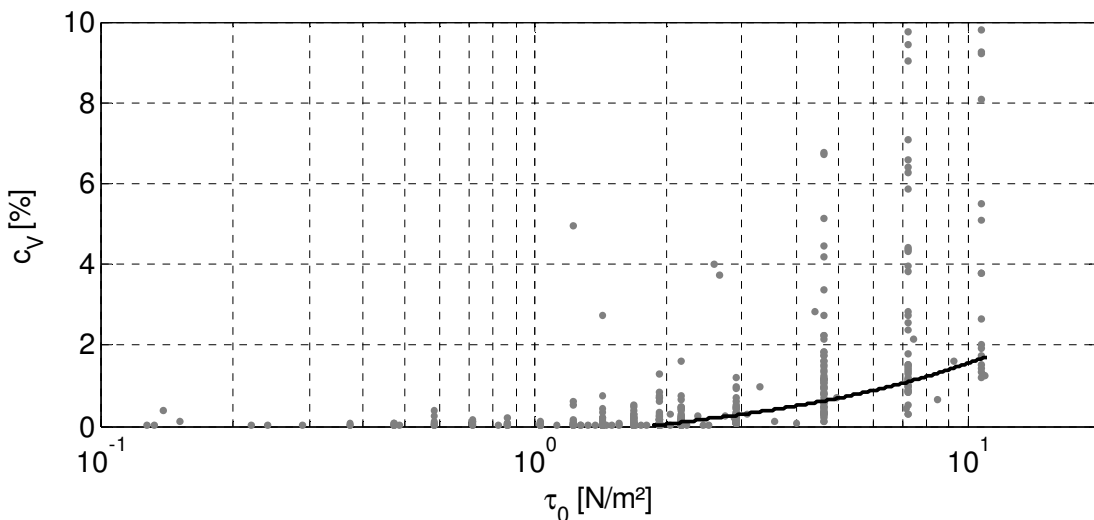


Bild 6-8: Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung $\tau_{c,3} = 1,9 \text{ N/m}^2$ über lineare Regression nach Methode 3 bei Einbeziehung aller Sohlschubspannungsstufen ab einschließlich $\tau_0 = 1,43 \text{ N/m}^2$.

In Tabelle 6-2 sind die Ergebnisse aller Messungen einschließlich der sich ergebenden Mittelwerte zusammengefasst. Trotz der erheblichen Vorteile von Methode 3 (siehe Abschnitt 5.8), liefert dieses Regressionsverfahren nicht immer ein sinnvolles Ergebnis für die kritische Sohlschubspannung. In diesen Fällen ergab die sequentielle Regression ein Optimum der Parameter bei $\tau_0 = 0 \text{ N/m}^2$, so dass das Ergebnis verworfen wurde.

Tabelle 6-2: Kritische Sohlschubspannungen für gealtertes Sediment (Messkampagnen I und III), ermittelt nach verschiedenen Methoden: (1) Schnittpunkte im logarithmischen Diagramm, (2) Schnittpunkte im halblogarithmischen Diagramm und (3) eigene Methode.

ID	Messkampagne	Methode 1 $\tau_{c,1}$ [N/m²]	Methode 2 $\tau_{c,2}$ [N/m²]	Methode 3 $\tau_{c,3}$ [N/m²]	Mittelwerte τ_c [N/m²]
KM1-1	I	3,3	3,8	n.v.	3,6
KM1-2	I	2,3	2,2	3,4	2,6
KM1-3	I	1,4	1,8	1,9	1,7
KM6-1x	III	2,6	2,9	2,7	2,7
KM7-1a	III	2,2	3,0	2,0	2,4
KM7-1b	III	3,9	4,6	4,4	4,3
KM7-2a	III	3,6	5,1	n.v.	4,4
KM7-2b	III	2,2	4,3	n.v.	3,3
KM7-3a	III	4,5	4,5	4,3	4,4
KM7-3b	III	1,8	3,5	2,3	2,5
KM7-4	III	3,3	3,8	n.v.	3,6
KM7-4x	III	2,3	4,1	n.v.	3,2

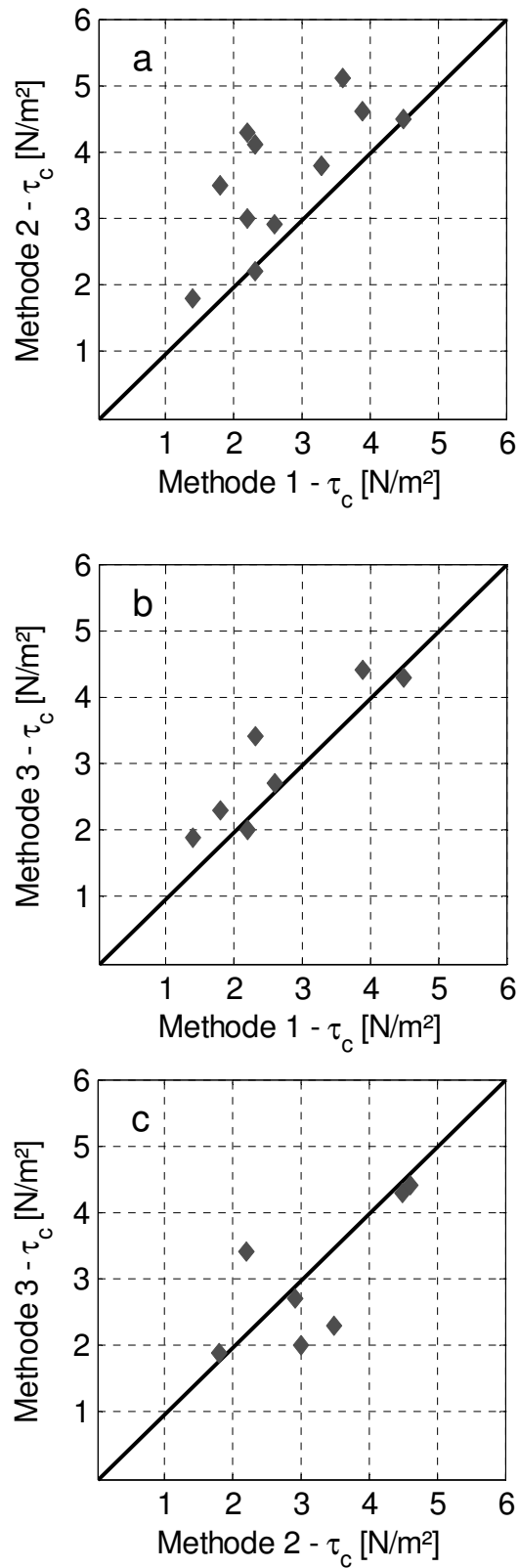


Bild 6-9: Gegenüberstellung der Ergebnisse der drei Auswertungsmethoden für die kritischen Sohlschubspannungen.

In Bild 6-9 sind die Ergebnisse der einzelnen Methoden gegenübergestellt. Methode 1 liefert die niedrigsten Sohlschubspannungen unter den drei Methoden. Die beste Übereinstimmung findet sich bei den Ergebnissen der Methoden 1 und 3, was auf die Potenzfunktion als Modellansatz beider Methoden zurückzuführen ist. Dabei zeigt sich, dass Methode 1 trotz der in Abschnitt 5.8 geschilderten, grundlegenden Schwächen hinsichtlich des Ausgangsniveaus ähnliche Ergebnisse liefert wie Methode 3, bei der auf die Bestimmung des Ausgangsniveaus verzichtet wird.

Die gemessenen kritischen Sohlschubspannungen weisen eine Standardabweichung von 33% auf. Diese Streuung der Messwerte ist auf Inhomogenitäten im Sediment und auf die kleine Testfläche der Messapparatur zurückzuführen.

6.5 Vergleich der Messkampagnen

Wie Tabelle 6-2 zeigt, liegen die gemessenen kritischen Sohlschubspannungen für die Messkampagnen I und III auf dem gleichen Niveau. Es scheint, dass das Sedimentalter innerhalb einer Schwankungsbreite von wenigen Monaten bis zu mehreren Jahren keinen Einfluss auf den Erosionsbeginn des Sedimentes hat und eine vollständige Ausbildung der kohäsiven Eigenschaften zumindest bei dem in dieser Arbeit untersuchten Kanal nach spätestens 2 Monaten abgeschlossen ist. Aufgrund der geringen Anzahl an Einzelmessungen kann diesbezüglich jedoch keine gesicherte Aussage getroffen werden. Die Versuche mit den künstlichen Sedimenten in Messkampagne II zeigen zudem, dass ein Zeitraum von 2 Tagen nicht ausreichend für die Entwicklung kohäsiver Eigenschaften ist. Die künstlichen Sedimente waren schon bei geringfügig erhöhtem Abfluss (mit $\tau_0 \approx 0,3..0,4 \text{ N/m}^2$) komplett erodiert und abtransportiert worden, so dass diese mehrfach erneuert werden mussten. Diese Beobachtung ist konform mit dem erwarteten Erosionsverhalten eines kohäsionslosen Sediments. Die kritische Sohlschubspannung liegt in diesem Fall bei $0,28 \text{ N/m}^2$.

Weiterhin ist keine Abhängigkeit der Ergebnisse von der Anzahl der Trockenwettertage seit dem letzten Regenereignis zu erkennen. So zeigt sich innerhalb der Messreihe 7 von Messkampagne III (KM7) keine signifikante Änderung der Sohlschubspannung über 4 Tage, wobei KM7-1a und KM7-1b Messungen am ersten Tag und KM7-4 sowie KM7-4x Messungen am vierten Tag nach einem Regenereignis widerspiegeln.

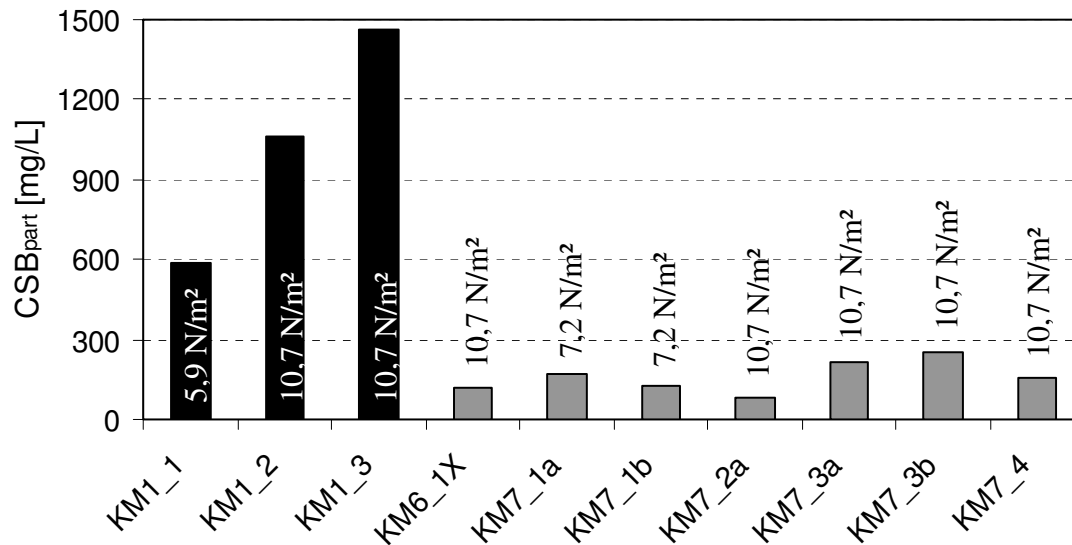


Bild 6-10: Maximale gemessene CSB-Konzentration in der Messapparatur und die zu diesem Zeitpunkt induzierte Sohlschubspannung für die Messkampagnen I im alten (schwarz) und die Messkampagne III im neuen (grau) Sammler.

Ein wesentlicher Unterschied ergibt sich hingegen bei der erodierten Schmutzfracht zwischen den unterschiedlich alten Sedimenten. Beim künstlichen Sediment (Messkampagne II) wurde erwartungsgemäß keine Erhöhung der CSB-Konzentration in der Messapparatur während der Erosion beobachtet. In den Messkampagnen I und III kam es hingegen zu einer deutlichen Erhöhung des CSB nach Erosionsbeginn. Die maximal gemessenen CSB-Konzentrationen in der Apparatur sind mit den dazugehörigen Sohlschubspannungen in Bild 6-10 dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass auch nach einer Stabilisierung des Sedimentes eine weitergehende Akkumulation von organischer Schmutzfracht im Sediment stattfindet. Die maximal erreichten CSB-Konzentrationen in der Apparatur erreichten bei Messkampagne I im Durchschnitt 1040 mg/L, während beim jüngeren Sediment in Messkampagne II lediglich durchschnittlich 161 mg/L gemessen wurden. Dieser Unterschied ist nicht allein durch die unterschiedliche Sedimenthöhe zu erklären. Unter den Annahmen, dass das gesamte Sediment in der Messapparatur bei den hohen Sohlschubspannungen erodiert wurde und die partikuläre Fracht aufgrund der hohen Turbulenz in der Apparatur zu den jeweiligen Zeitpunkten der Probenahme annähernd gleichverteilt war, lässt sich eine sedimentbezogene CSB-Konzentration ermitteln (siehe Bild 6-11). Hier weist das ältere gegenüber dem jüngeren Sediment durchschnittlich eine um den Faktor 3,5 höhere CSB-Konzentration im Sediment und eine dementsprechende, theoretisch remobilisierbare CSB-Fracht auf.

Im Rahmen vorangegangener Untersuchungen im alten Sammler wurden Sedimentproben entnommen und im Labor analysiert (Stock, 2011). Aus den Analysen lässt sich für das untersuchte Sediment eine CSB-Konzentration im Sediment von 1,4 und 16,9 g CSB/dm³ ableiten. Die während der Messkampagne I mit der Erosionsapparatur gemessenen erodierten Schmutzfrachten liegen innerhalb dieser Schwankungsbreite und erscheinen insofern plausibel.

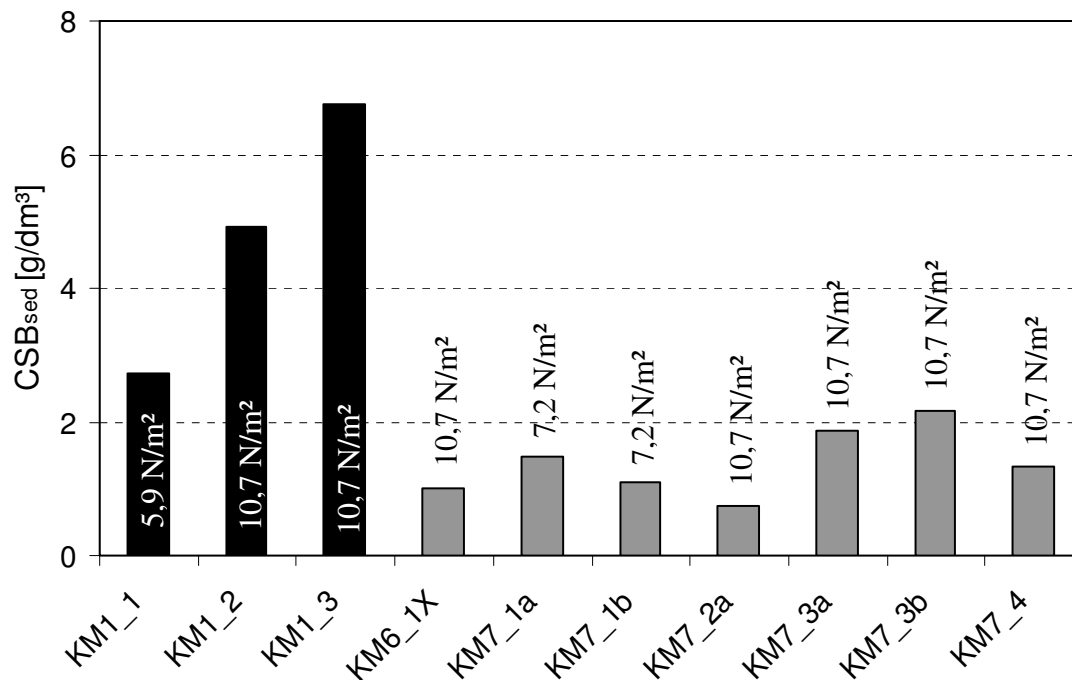


Bild 6-11: CSB-Konzentrationen im Sediment des alten (schwarz) und des neuen (grau) Sammlers.

6.6 Die Bedeutung der organischen Sedimentbestandteile für die Messung der kritischen Sohlschubspannung

Die Ergebnisse von Messkampagne II an künstlichen Sedimenten ergeben unrealistisch hohe kritische Sohlschubspannungen von über 4 N/m² (Daten nicht gezeigt). Aufgrund des kohäsionslosen Charakters des künstlichen Sedimentes ist ein Bewegungsbeginn jedoch schon bei 0,28 N/m² zu erwarten. Eine Bestätigung hierfür ist die Erosion des Sedimentes bei geringfügig erhöhten Abflüssen, welche durch schwache Niederschläge verursacht worden sind. Die hohen, mit der Messapparatur ermittelten kritischen Sohlschubspannungen, zeigen vielmehr eine Schwachstelle von Messapparaturen, bei denen technisch bedingt zur Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung auf Feststoffkonzentrations- oder Extinktionsmessdaten zurückgegriffen werden muss. Hier ist es erforderlich, dass Teile des erodierten

Materials in Suspension übergehen, damit diese von der entsprechenden Sonde erfasst werden. Bei der in dieser Arbeit verwendeten Apparatur müssen die Partikel einen Messschlitz in 5 cm Höhe über dem Sediment passieren. Feines mineralisches Material, welches die Erosion des Sandbettes hätte anzeigen können, wurde aber bereits deutlich erkennbar beim Einbringen des Materials in den Kanal ausgespült. Die verbliebenen, gröberen Bestandteile werden zwar schon bei niedrigen Sohlschubspannungen gemäß ihrem nichtkohäsiven Verhalten erodiert, die Turbulenz in der Messapparatur ist aber nicht ausreichend, um diese in Suspension zu bringen. Folglich werden diese Partikel anfangs nicht detektiert.

Die Messkampagnen I und III hingegen sind von dieser Problematik nicht betroffen. Das gealterte, kohäsive Sediment ist ein Konglomerat aus mineralischem und organischem Material. Bei der Erosion des Sediments gehen feine, organische Bestandteile durch ihre geringe Dichte schon bei geringer Turbulenz in Suspension über, während sich das mineralische Material am Boden der Messapparatur als Geschiebe bewegt und dort ggf. in den Randbereichen zur Ruhe kommt. Dieser Prozess findet ebenso bei Erosionsereignissen in der Kanalisation statt und ist anhand von Spülversuchen belegt. Hierbei bewegt sich das organische Material nach der Erosion überwiegend als Suspensa und die mineralischen Bestandteile als Geschiebe (Ristenpart, 1998). Für die Detektierung des Erosionsbeginns anhand von Extinktions- bzw. Feststoffkonzentrationsmessungen sind somit die suspendierten, organischen Bestandteile von elementarer Bedeutung. Die Verwendung der hier genutzten Methodik ist daher nur bei einem entsprechend gealterten Sediment möglich. Aus Messkampagne II geht hervor, dass eine Alterung von ein bis zwei Tagen nicht ausreichend ist, damit sich partikuläres organisches Material in ausreichendem Maße in den Porenräumen des Sedimentes einlagern (vgl. Abschnitt 3.3) resp. bilden kann.

6.7 Einordnung der Messergebnisse

In Bild 6-12 sind die Mittelwerte der kritischen Sohlschubspannungen, welche sich jeweils aus drei Methoden ergeben, in einem modifizierten Shields-Diagramm dargestellt. Zur Einordnung der Ergebnisse wurden dem Diagramm die Resultate anderer Autoren hinzugefügt. Es handelt sich mit Ausnahme der Werte von Hartmann (1997) ausschließlich um die Ergebnisse von Untersuchungen an natürlichen Sedimenten. Die Lage der Datenpunkte im Shields-Diagramm verdeutlicht den kohäsiven Charakter der natürlichen Sedimente. Die drei Datenpunkte von Hartmann (1997) resultieren aus einer einzelnen Erosionsmessung in einem Braunschweiger Mischwassersammler (DN 1550). Dieser Erosionsmessung wurden drei verschie-

dene durchschnittliche Korngrößen des Sedimentes zugeordnet, da hier starke lokale Inhomogenitäten des Sedimentes beobachtet wurden. Die Datenpunkte stellen somit den Bereich des tatsächlichen Ergebnisses dar und zeigen einen kohäsionslosen Charakter des dort untersuchten Sedimentes.

Im Gegensatz dazu zeigen die eigenen Messungen einen starken Einfluss kohäsiver Bindungskräfte im Sediment. Selbst wenn die hohen Werte, welche sich bei der Anwendung von Methode 2 ergeben, ausgeklammert werden, beträgt die durchschnittliche kritische Sohlschubspannung $2,8 \text{ N/m}^2$. Dies liegt ein Vielfaches über den Werten, welche für kohäsionslose Sedimente zu erwarten sind. Bei gleicher durchschnittlicher Partikelgröße würde sich hier für das Sediment in Messkampagne I ein Wert von $0,46 \text{ N/m}^2$ und für das Sediment in Messkampagne III ein Wert von $0,26 \text{ N/m}^2$ ergeben.

Dabei ist anzumerken, dass selbst der kleinste bei den Messkampagnen ermittelte Wert gerade auf dem Sohlschubspannungsniveau liegt, welches vereinzelt bei starken Regenereignissen im untersuchten Kanal erreicht wird. Es kann demnach angenommen werden, dass das vorgefundene Sediment nicht ohne ein technisches Eingreifen remobilisiert wird und im Kanal verbleibt. Folglich sind die in Bild 6-11 dargestellten CSB-Mengen im Sediment hinsichtlich ihrer Remobilisierung und ihres Potentials für die Erhöhung von Schmutzstofffrachten bei Regenwetterabfluss tatsächlich nur von theoretischer Natur. Vielmehr fungiert der hier untersuchte Kanal als Senke für partikuläre Stoffe und durch mikrobielle Assimilation auch für gelöste Schmutzstoffe.

Die Größenordnung der in dieser Arbeit gemessenen kritischen Sohlschubspannungen steht weiterhin in Einklang mit den Erfahrungswerten anderer Autoren. So geben Ashley *et al.* (1993) sowie Ristenpart und Uhl (1993) kritische Sohlschubspannungen für Kanalsedimente von $1,8$ bis $2,0 \text{ N/m}^2$ resp. $2,2 \text{ N/m}^2$ an. Als Basis für Spülkonzepte sind Sohlschubspannungen von bis zu 5 N/m^2 empfohlen (Dettmar und Staufer, 2005).

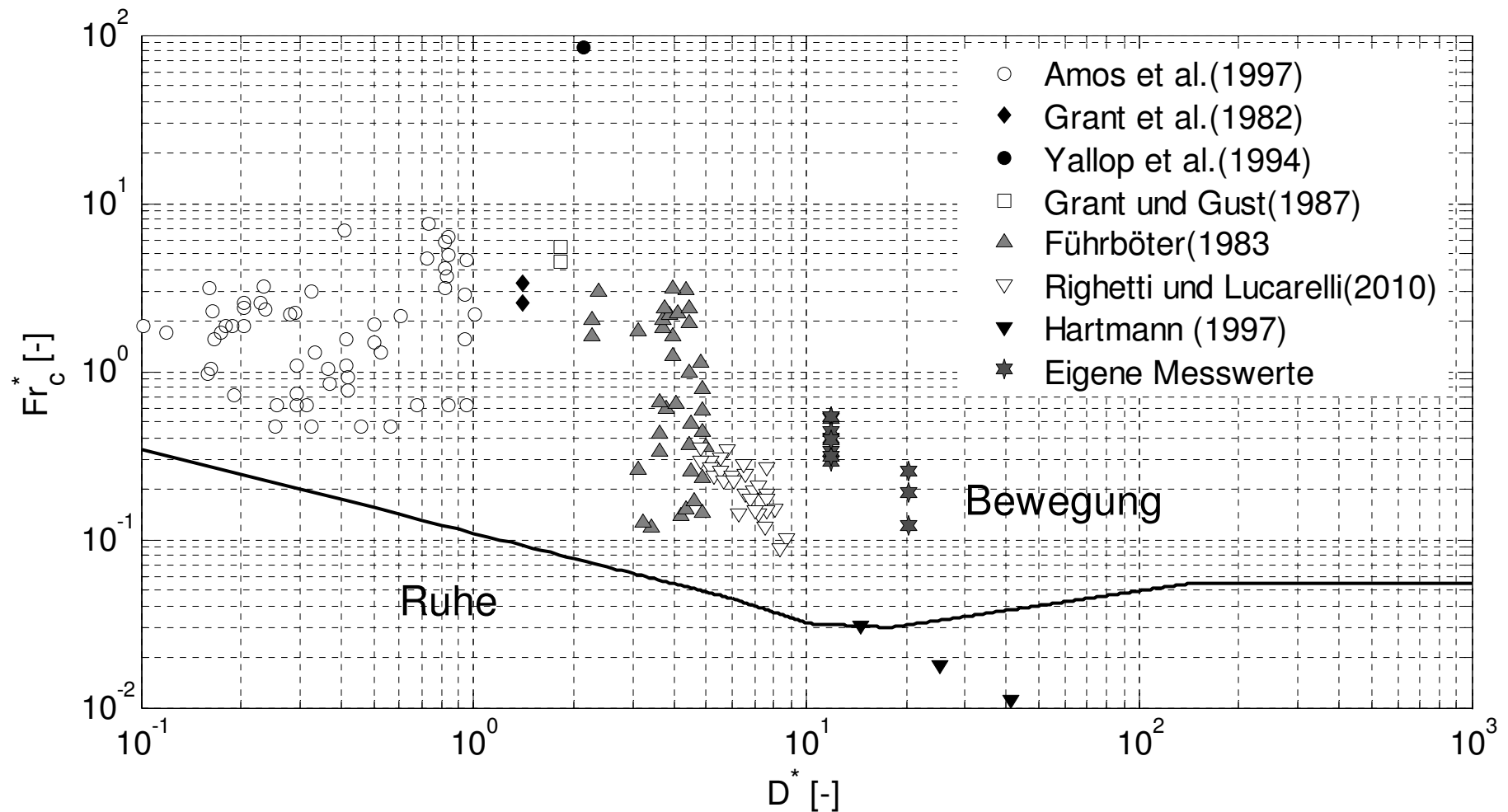


Bild 6-12: Gegenüberstellung eigener Messwerte der kritischen Sohlschubspannung zu Literaturwerten im modifizierten Shields-Diagramm. Die drei Datenpunkte von Hartmann (1997) ergeben sich aus einer Einzelmessung und den dort angegebenen Werten für den D_{50} , welche aus drei unterschiedlichen Sedimentproben ermittelt wurde.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass Kanalsedimente zumindest in Teilen der Kanalisation einen ausgeprägt kohäsiven Charakter besitzen. Am untersuchten Sediment wurden kritische Sohlschubspannungen gemessen, die annähernd eine Größenordnung höher waren, als dies für ein kohäsionsloses Sediment mit gleichen Partikelgrößen zu erwarten gewesen wäre. Der Grad der Verfestigung liegt dabei in einem Bereich, wie er auch bei natürlichen Sedimenten anzutreffen ist. Ausgehend von den Versuchen an künstlichen und damit annähernd abiotischen Sedimenten, kann geschlussfolgert werden, dass an dieser Verfestigung maßgebend biologische Prozesse beteiligt sind. Diese biologische Stabilisierung steht im Widerspruch zu den Beobachtungen anderer Wissenschaftler, die die biologische Komponente im Kanalsediment mit einer Schwächung der Sedimentstruktur in Verbindung bringen. Hierbei handelt es sich jedoch um Laborversuche (Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2000; Tait *et al.*, 2003b; Banasiak *et al.*, 2005; Schellart *et al.*, 2005), bei denen das Sediment zuvor komplett durchmischt wurde. Bei dieser Durchmischung gelangen leicht abbaubare, organische Bestandteile in tiefere Schichten des Sedimentes, wo sie durch anaerobe Umsatzprozesse und der damit verbundenen Gasentwicklung das Sediment auflockern.

Dieser Widerspruch zu den eigenen Messergebnissen zeigt die Bedeutung von *in-situ*-Untersuchungen. Im realen System findet der Aufbau von Sedimenten über einen längeren Zeitraum statt, was letztlich auch auf die limitierte Verfügbarkeit der sedimentbildenden, mineralischen Feststoffe zurückzuführen ist (Berlamont und Torfs, 1996). Leicht abbaubares, organisches Material befindet sich daher nur in der obersten Schicht des Sedimentes, wo es je nach Verfügbarkeit von Sauerstoff und Nitrat aerob, anoxisch oder anaerob umgesetzt wird. Durch den mikrobiellen Umsatz wird somit lediglich die Stabilität dieser obersten Schicht beeinflusst, wobei dieser Prozess aber auch mit der Bildung von EPS durch Mikroorganismen und einer Stabilisierung des Sedimentes einhergeht. Eine stoffumsatzbedingte Gasentwicklung an der Sedimentoberfläche hat aber keinesfalls einen Einfluss auf die tieferen Schichten des Sedimentes, welche in Hinsicht auf das Vorhandensein organischer Stoffe vermutlich als anaerob stabilisiert angesehen werden kann.

Eine allgemeingültige Aussage über den zu erwartenden Grad der Kohäsion und damit zum Erosionsverhalten von Kanalsedimenten kann derzeit nicht getroffen werden. Es wird angenommen, dass die hydraulischen Randbedingungen im hier untersuchten Kanal für die Ausbildung kohäsiver Eigenschaften des Sedimentes besonders förderlich sind. Der Rückstau im Kanal bei Regenereignissen und das

damit verbundene Kappen der Abflussspitzen sowie das anschließende gedrosselte Entleeren des zum Teil überstauten Sammlers bieten ein hohes Potential für die Sedimentation von Feststoffen bei niedrigen Sohlschubspannungen und geringer Turbulenz. Anschließend kann sich das abgesetzte Material bei Trockenwetterabfluss verfestigen, wobei dies vermutlich durch das Zusetzen von Porenräumen mit feinem, partikulärem Material (Abschnitt 3.3) und der Vernetzung des sedimentierten Materials mit durch Mikroorganismen synthetisierten EPS (Abschnitt 3.7) erfolgt. Aufgrund der günstigen Randbedingungen sind die kohäsiven Eigenschaften der in dieser Arbeit untersuchten Sedimente sehr wahrscheinlich besonders ausgeprägt. Unter der Beachtung der Ergebnisse von Hartmann (1997) ergibt sich daraus eine Bandbreite für das mögliche Erosionsverhalten von Kanalsedimenten. Diese reicht von kohäsionslos bis hin zum starken Einfluss kohäsiver Bindungskräfte im Sediment.

Trotz dieser Erkenntnis ist derzeit noch ungeklärt, welche Randbedingungen im Detail gegeben sein müssen, damit es zu einer Stabilisierung des Sedimentes kommt und wie sich die Änderung dieser Randbedingungen auf die Erosionsstabilität eines bereits stabilisierten Sedimentes auswirken. Für die Sedimente natürlicher Gewässer ist eine Reihe von Einflussfaktoren bekannt, wobei sich aber auf Grundlage des dazu vorhandenen Wissens keine Prognose zum Erosionsverhalten dieser Sedimente ableiten lässt. Neben der maßgeblichen, biologischen Komponente kommen verschiedene physikalische und chemische Einflüsse und deren Wechselwirkungen untereinander hinzu. Diese weiteren möglichen Einflussfaktoren wurden im Rahmen dieser Arbeit hinsichtlich ihrer Relevanz für Kanalsedimente zumindest qualitativ bewertet (Kapitel 3).

Dennoch ist das derzeitige Wissen über die Prozesse im Sediment und ihre Auswirkungen auf die Erosionsresistenz sehr mangelhaft. Es ist daher vorerst nicht möglich, den in der Kanalisation stattfindenden Feststofftransport in seiner Gänze zu beschreiben, geschweige denn modellgestützt zu prognostizieren.

In zukünftigen Arbeiten sollte daher auf der Grundlage von *in-situ*-Messungen ein kanalnetzweites Screening durchgeführt werden, um eine Idee davon zu bekommen, welche Kanäle in welchem Umfang von biologisch stabilisierten Sedimenten betroffen sind. Hieraus sollte sich ein Bild ergeben, welche der möglichen Einflussfaktoren signifikant sind. Zur Erfassung der Randbedingungen sollten begleitend die entsprechenden Durchflussdaten erhoben werden oder zumindest ein hinreichend gut kalibriertes, hydraulisches Modell des Kanalnetzes zur Verfügung stehen. Darüber hinaus sollte das Messprogramm um die Erfassung einzelner Parameter, wie Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert ergänzt werden. Diese mögli-

chen Einflussgrößen sind auch bei der Erosionsmessung zu erfassen und ggf. in der Apparatur gezielt zu beeinflussen.

Besondere Beachtung ist hierbei dem Faktor Zeit zu schenken, da die biologische Stabilisierung in erster Linie von der Bildung von EPS abhängt. Wie die Versuche an dem künstlichen Sediment zeigen, ist eine Aufenthaltszeit des Sedimentmaterials von zwei Tagen nicht ausreichend, um dem Sediment eine erkennbare Erosionsresistenz zu verleihen. Nach drei Monaten hingegen wurde kein Unterschied mehr zum mehrere Jahre alten Sediment hinsichtlich der kritischen Sohlschubspannung gemessen. Hierbei stellt sich die Frage nach der Herkunft des neu gebildeten Sedimentes. Da sich im untersuchten Kanal mineralisches Material nicht dauerhaft halten konnte, ist es sehr unwahrscheinlich, dass dieses erst kürzlich bei einem Regenereignis direkt von der Geländeoberfläche in die Kanalisation eingetragen wurde. Die kohäsiven Eigenschaften der Partikel hätten sich größtenteils in sehr kurzer Zeit im Kanal entwickeln müssen. Es ist daher anzunehmen, dass die vorgefundenen Feststoffe im oberhalb liegenden Kanalnetz zuvor remobilisiert wurden und schon vor der erneuten Sedimentation ein gewisses Maß an Kohäsionsvermögen gegenüber benachbarten Partikeln bei der Sedimentation besessen haben. Ein bereits vorhandener Biofilm an den Partikeln sollte zu einer schnelleren Stabilisierung gemäß der in den Abschnitten 3.6, 3.7 und 3.8 geschilderten Prozesse führen. So zeigen auch rheologische Untersuchungen an Kanalsedimenten von Wotherspoon und Ashley (1992), dass eine zuvor gestörte Sedimentstruktur innerhalb kurzer Zeit ein gewisses Maß an Steifigkeit zurückgewinnt. Auch Stotz und Krauth (1996) konnten eine Verfestigung von Kanalsediment innerhalb von 12 h beobachten, was im Gegensatz dazu bei den künstlichen Sedimenten dieser Arbeit nicht der Fall war. Zweifelsohne kommt folglich mit der Frage nach der möglichen Herkunft der Feststoffe eine weitere Unbekannte bezüglich des Erosionsverhaltens hinzu. Regelmäßige *in-situ*-Untersuchungen in einzelnen Kanalabschnitten oder wenn möglich auch ganzer Teileinzugsgebiete nach kompletter Beseitigung der dort vorhandenen Sedimente könnten hierüber Auskunft geben.

Für *in-situ*-Messungen zur Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung finden sich in der Literatur zahlreiche umfassend beschriebene Messanordnungen und Messprinzipien. Trotz allem müssen die Messapparaturen selbst entworfen, gebaut und kalibriert werden. Dies sollte mit Bedacht geschehen, da hier folgenschwere Fehler begangen werden können. Vor allem die Bestimmung der induzierten Sohlschubspannung ist eine Herausforderung, da sie in diesem Fall nicht direkt gemessen werden kann. Die meisten in der Literatur auffindbaren indirekten Messmethoden, die auch für die Kalibrierung der Messapparaturen genutzt werden, basieren

auf Modellvorstellungen, die auf die bekannten Messapparaturen nicht oder nur eingeschränkt übertragbar sind.

Als am ehesten geeignet kann die Shields-Methode angesehen werden, da sie unabhängig von den hydraulischen Randbedingungen ist. Aber auch diese Methode hat Schwächen, da sie auf der Bestimmung des Erosionsbeginns verschiedener Kalibriersande/-kiese basiert. Problematisch hieran ist, dass der Erosionsbeginn als diskreter Punkt nicht existent ist und infolgedessen auch nicht eindeutig definiert ist. Der Anwender dieser Methode muss sich der daraus ergebenden Subjektivität während der Kalibrierung bewusst sein. Die Arbeit von Zanke (1990) über die Bewegungswahrscheinlichkeit von Sedimentpartikeln ist dabei sehr hilfreich und sollte bei der Kalibrierung beachtet werden. Wird eine andere Methode als die Shields-Methode bei der Kalibrierung genutzt, so sollte die Kalibrierfunktion zumindest anhand des Shields-Diagramms validiert werden.

Weiterhin sollten die Erwartungen an die Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der mit *in-situ*-Messapparaturen ermittelten Messwerte realistisch sein. Aufgrund der Inhomogenitäten im Sediment und der kleinen Testflächen unterliegen die gemessenen kritischen Sohlschubspannungen einer entsprechenden Streuung, was Mehrfachmessungen notwendig macht. Eine Wiederholung am exakt selben Ort ist zudem nicht möglich, da das Sediment nach jeder Einzelmessung lokal zerstört ist. Folglich muss eine Wiederholungsmessung an einem benachbarten Sedimentabschnitt durchgeführt werden. Der mit den *in-situ*-Messungen verbundene Aufwand ist bei der Planung einer Messkampagne nicht zu unterschätzen.

Die Erosionsrate ist neben der kritischen Sohlschubspannung die zweite für die Beschreibung von Erosionsprozessen interessante Messgröße. Bei deren Bestimmung *in situ* kommt erschwerend hinzu, dass sich die entscheidenden Randbedingungen in den Messapparaturen nach Erosionsbeginn verändern und damit die mit Klarwasser durchgeführte Kalibrierung ungültig wird. Zusätzlich ändert sich unter dem Einfluss der erodierten Partikel aber auch die Sohlschubspannung selbst. Die gemessene Erosionsrate resp. deren funktionale Abhängigkeit von der Sohlschubspannung wird hierdurch unweigerlich verfälscht. Die Aussagekraft der auf diesem Wege gemessenen Erosionsraten ist daher immer kritisch zu hinterfragen (siehe Abschnitt 4.3).

Aus den bei den Erosionsversuchen gewonnenen Extinktions- oder Feststoffkonzentrationsmessdaten lässt sich prinzipiell die kritische Sohlschubspannung ableiten. Derzeit existiert jedoch keine einheitliche Vorgehensweise. Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei der Literatur entnommene und ein eigens hierfür entwickeltes Verfahren verwendet. Die drei Verfahren führen durchaus zu abweichenden Ergebnissen, wobei keines als Verfahren der Wahl angesehen werden kann. In dieser

Arbeit wurden daher Mittelwerte der Ergebnisse aus den drei verwendeten Verfahren verwendet. Eine interessante Möglichkeit diese Problematik zu umgehen und auf die Ermittlung des Erosionsbeginns aus Extinktions- oder Feststoffkonzentrationsmessdaten verzichten zu können, wäre die Verwendung einer Kamera zur Observierung des Sedimentes während des Versuches, wie beschrieben in Hartmann (1997). Der Erosionsbeginn lässt sich dort durch Auswertung der aufgenommenen Bilder feststellen. Letztlich greift aber auch Hartmann auf zwei verschiedene Bildauswertungsverfahren zurück, wobei er keiner der beiden den Vorzug gibt. Vor dem Hintergrund der inzwischen weiter fortgeschrittenen technischen Möglichkeiten sollte dieser Ansatz aber erneut aufgegriffen werden.

Abschließend wird darauf hingewiesen, dass trotz der in der Vergangenheit unternommenen Anstrengungen das Verhalten sedimentierter Feststoffe in der Kanalisation nicht vollständig verstanden ist. Diese Arbeit ist ein weiterer Schritt zu einem tiefergehenden Verständnis der involvierten Prozesse und ihrer Auswirkungen auf das Erosionsverhalten von Kanalsedimenten, wobei mögliche Wege und Hindernisse für das weitere Vorgehen aufgezeigt werden.

8 Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde erfolgreich eine Apparatur für *in-situ*-Untersuchungen von Kanalsedimenten entwickelt, gebaut und kalibriert. Dabei wurde berücksichtigt, dass für die Kalibrierung solcher Apparaturen nur wenige der in der Literatur genannten und auch angewandten Kalibrierverfahren tatsächlich für diese Aufgabe geeignet sind. Aufgrund der kleinen Abmessungen der Apparaturen sind oftmals die den Kalibrierverfahren zugrunde liegenden Modellvorstellungen nicht oder nur unzureichend erfüllt. Diese Problematik wurde in der Vergangenheit augenscheinlich oft unterschätzt. Eine korrekte Kalibrierung vorausgesetzt, lassen sich mit diesen Apparaturen zuverlässig die kritischen Sohlschubspannungen von Sedimenten bestimmen. Das Messen von Erosionsraten ist hingegen wenig erfolgversprechend. Strömungsmechanisch bedingt ist dieses Unterfangen gleich mit mehreren Problemen behaftet, deren Auswirkungen auf das Ergebnis schwer abschätzbar sind.

Erstmalig wurden im Rahmen dieser Arbeit Erosionsmessungen an echten, ungestörten Kanalsedimenten mit Hilfe einer *in-situ*-Messapparatur in einem solch großen Umfang durchgeführt. In drei Messkampagnen wurden Sedimente mit unterschiedlichem Alter bzw. bestehend aus partikulärem Material unterschiedlicher Aufenthaltszeit in der Kanalisation untersucht. Zur Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung aus den gemessenen kontinuierlichen Extinktions- und Konzentrationsmessdaten wurde ergänzend zu den vorhandenen Methoden eine eigene Methode entwickelt, die sich auf eine etablierte Modellvorstellung zur Beschreibung der Erosion stützt.

Zur Nachbildung von frisch von der Geländeoberfläche eingetragener Sedimentmaterial wurde in einer der Messkampagnen das Sediment künstlich angelegt. Im Gegensatz zu diesem „jungen“, künstlichen Sediment zeigten die beiden echten, das heißt natürlich entstandenen und gealterten Sedimente deutlich kohäsive Eigenschaften. Das Alter dieser beiden natürlich entstandenen Sedimente betrug dabei etwa drei Monate bzw. vier Jahre. Die gemessenen, kritischen Sohlschubspannungen lagen um annähernd eine Größenordnung über denen, welche für kohäsionslose Sedimente gleicher mittlerer Partikelgröße zu erwarten gewesen wären. Der Grad der Stabilisierung ist bei den hier untersuchten Sedimenten in einem Maße erhöht, dass sie auch nicht durch die bei Starkregenereignissen auftretenden Sohlschubspannungsmaxima remobilisiert werden. Diesbezüglich wurde zwischen den beiden Sedimenten kein Unterschied festgestellt. Die Dauer der Entwicklung der kohäsiven Eigenschaften und die Auswertung der chemischen Parameter des Sedimentes lassen die Schlussfolgerung zu, dass neben weiteren Einflussfaktoren

die biologischen Prozesse im Sediment wesentlich zur Verfestigung beitragen. Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen von Laboruntersuchungen anderer Autoren und ist letztlich auch ein Resultat des in dieser Arbeit gewählten Ansatzes der *in-situ*-Untersuchung. Messfehler durch eine versehentliche Zerstörung der vorhandenen Sedimentstrukturen konnten mit diesem Ansatz vermieden werden. Eine wie in manchen Laboruntersuchungen gezielt herbeigeführte Durchmischung des Sedimentes vorab ist grundsätzlich abzulehnen.

Deutliche Unterschiede zeigten sich bei den CSB-Konzentrationen der beiden gealterten Sedimente. Entgegen der Vermutung, dass ältere Sedimente aufgrund von biologischen Abbauprozessen innerhalb des Sedimentes eine geringere CSB-Konzentration aufweisen sollten, wurde im älteren Sediment eine höhere CSB-Konzentration vorgefunden. Es wird angenommen, dass dies auf das unterschiedliche Transportverhalten von mineralischen und organischen Partikeln zurückzuführen ist, wobei sich die Porenräume der bei Mischwasserereignissen sedimentierten mineralischen Bestandteile erst allmählich mit organischem Material zusetzen. Dieses Material kann zum einen als Partikel aus dem Abwasser in die Porenräume eingeschwemmt werden und kann sich zum anderen erst dort durch mikrobielles Wachstum und EPS-Produktion der Mikroorganismen bilden.

Aufgrund der kohäsiven Eigenschaften ist davon auszugehen, dass sich Kanalsedimente grundsätzlich ähnlich verhalten wie Sedimente in natürlichen Gewässern. Mit Einschränkungen kann folglich auf die umfangreichen Erfahrungen im Bereich der marinen, ästuarinen und fluvialen Sedimente zurückgegriffen werden. Die auf diesem Gebiet untersuchten Einflussfaktoren wurden auf Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche hinsichtlich ihrer Relevanz für den Bereich der Kanalsedimente bewertet. Die Vielzahl der in Frage kommenden Einflussfaktoren sowie das sich hieraus abzeichnende Geflecht aus den Wechselwirkungen der Einflussfaktoren untereinander macht diese Thematik sehr komplex. Daher konnten vorerst nur qualitative Aussagen hinsichtlich einzelner Einflussfaktoren getroffen werden. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zeigen zudem, dass es gerade bei der Studie von Kanalsedimenten wichtig ist, auch die Herkunft des sedimentierten Materials und dessen vorangegangene Aufenthaltszeit in der Kanalisation aufzuklären, da dies von entscheidender Bedeutung für das anschließende Erosionsverhalten ist.

Letztlich muss festgestellt werden, dass die Forschungsgemeinschaft trotz der zurückliegenden Anstrengungen und der erlangten Fortschritte die Bildung kohäsiver Sedimenteigenschaften und deren Konsequenzen für die Erosionsresistenz bislang nur teilweise erklären kann. Von einem allgemeingültigen Erosionsmodell, welches die mögliche Spannbreite des Erosionsverhaltens von realen Kanalsedimenten

berücksichtigt, sind wir derzeit noch weit entfernt. Diese Arbeit ist ein weiterer Schritt in Richtung dieses übergeordneten Ziels.

9 Literatur- und Quellenverzeichnis

- Aberle J., Nikora V., McLean S., Doscher C., McEwan I., Green M., Goring D. und Walsh J. (2003). A straight benthic flowthrough flume for in situ measurement of cohesive sediment dynamics. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129** (1), 63 – 67.
- Abou-Seida M.M. und Arafa F. (1977). Effects of temperature on channel resistance. *Journal of the Hydraulics Division ASCE*, **103** (HY3), 251–263.
- Ackers P. und White W.R. (1973). Sediment Transport: New Approach und Analysis. *Journal of the Hydraulic Division, ASCE*, **99** (HY11), 2041 – 2060.
- Ackers P. (1991). Sediment aspects of drainage and outfall design. *Proc., Int. Symp. on Environmental Hydraulics*, Lee J.H.W. und Cheung A.A., eds., Hong Kong. Zitiert in: De Sutter *et al.* (2003).
- Adav S.S. und Lee D.J. (2008). Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. *Journal of Hazardous Materials*, **154** (1-3), 1120 – 1126.
- Ahimou F., Denis F.A., Touhami A. und Dufrêne Y.F. (2002). Probing Microbial Cell Surface Charges by Atomic Force Microscopy. *Langmuir*, **18** (25), 9937 – 9941.
- Ahyerre M., Oms C. und Chebbo G. (2001a). The erosion of organic solids in combined sewers. *Water Science and Technology*, **43** (5), 95-102.
- Ahyerre M., Chebbo G. und Saad M. (2001b). Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers. *Journal of Environmental Engineering*, **117** (3), 233-239.
- Albrecht T. (2012). Persönliche Kommunikation von Dr. Ing. T. Albrecht, Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf, Institute for Fluid Dynamics, Dresden.
- Albrecht T. und Hoefl S. (2015). Critical assessment of methods to determine bed shear stress in annular flumes. (in Vorbereitung)
- Amos C.L., Grant J., Daborn G.R. und Black K. (1992a). Sea carousel – a benthic annular flume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **34**, pp. 557–577.
- Amos C. L., Daborn G. R. und Christian H. A. (1992b). In situ erosion measurements on fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Marine Geology*, **108**, 175 – 196.
- Amos C. L. und Gibson A. J. (1994). The stability of dredge material at dumpsite B, Miramichi Bay, New Brunswick, Canada. *Geological Survey of Canada Open File Report 3020*, 51 pp. Zitiert in Amos *et al.* (1997).
- Amos C.L., Feeney T., Sutherland T.F. und Luternauer J.L. (1997). The stability of fine-grained sediments from the Fraser River delta. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **45** (4), 507 – 524.

- Amos C.L., Sutherland T.F., Cloutier D. und Patterson S. (2000). Corrasion of a remoulded cohesive bed by saltating littorinid shells. *Continental Shelf Research*, **20** (10/11), 1291 – 1315.
- Amos C.L., Bergamasco A., Umgiesser G., Cappucci S., Cloutier D., DeNat L., Flindt M., Bonardi M. und Cristante, S. (2004). The stability of tidal flats in Venice Lagoon — the results of in-situ measurements using two benthic, annular flumes. *Journal of Marine Systems*, **51**, 211 – 241.
- Andersen T.J. (2001). Seasonal variation in erodibility of two temperate, microtidal mudflats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **53** (1), 1 – 12.
- Angyal S.J. (1973). Complex formation between sugars and metal ions. *Pure and Applied Chemistry*, **35** (2), 131 – 146.
- Ariathurai R. und Arulanandan K. (1978). Erosion of Cohesive Soils. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, **104** (HY2), Proc. Paper 13511, 279 – 283.
- Arthur S. und Ashley R.M. (1998). The influence of near bed solids transport on first foul flush in combined sewers. *Water Science and Technology*, **37** (1), 131-138.
- Artières O.(1988). Bildung und Remobilisierung von Ablagerungen in Mischwasserkanalisationen. *Korrespondenz Abwasser*, Jg. 35, Heft 10/88, 1026-1033.
- Arulanandan K. (1975). Fundamental aspects of erosion of cohesive soils. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, **101** (5), 635 – 639.
- Ashley R.M. und Crabtree R.W. (1992). Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer systems. *Water Science and Technology*, **25** (8), 1 – 12.
- Ashley R.M., Wotherspoon D.J.J., Goodison M.J., McGregor L. und Coghlan B.P. (1992). The deposition and erosion of sediments in sewers. *Water Science and Technology*, **26** (5-6), 1283 – 1293.
- Ashley R.M., Arther S., Coghlan B.P. und McGregor I. (1993). Fluid sediment movement and first flush in combined sewers. 6th International Conference on Urban Drainage, Proceedings, Canada 12. – 17.09.1993, 875 – 883.
- Ashley, R. M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Hvitved-Jacobsen, T. und Verbanck, M. (2004). Solids in Sewers. *IWA Scientific and Technical Report No. 14*, IWA Publishing, London (UK). 360 p.
- ATV-DWVK-A 110 (2001). Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und leitungen. ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt 110, Hennef, 2001.
- Ashley R., Bertrand-Krajewski J.-L. und Hvitved-Jacobsen T. (2005). Sewer solids – 20 years of investigation. *WatSciTech*, **52** (3), 73 – 84.
- Avnimelech Y., Ritvo G., Meijer L.E. und Kochba M. (2001). Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering*, **25** (1), 25 – 33.
- Bagnold R.A. (1937). The transport of sand. *The Geographical Journal*, **89** (5), 409–438.

Bagnold R.A. (1954). Experiments on a gravity-free dispersion of large solid spheres in a newtonian fluid under shear. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A, Mathematical and Physical Sciences*, **225** (1160), 49 – 63.

Bale A.J., Widdows J., Harris C.B. und Stephens J.A. (2006). Measurements of the critical erosion threshold of surface sediments along the Tamar Estuary using a miniannular flume. *Continental Shelf Research*, **26** (10), 1206 – 1216.

Bale A.J., Stephens J.A. und Harris C.B. (2007). Critical erosion profiles in macro-tidal estuary sediments: implications for the stability of intertidal mud and the slope of mud banks. *Continental Shelf Research*, **27** (18), 2303 – 2312.

Banasiak R., Verhoeven R., De Sutter R. und Tait S. (2005). The *erosion* behaviour of biologically active *sewer sediment* deposits: Observations from a laboratory study. *Water Research*, **39** (20), 5221 – 5231.

Banasiak R. und Verhoeven R. (2006). Quantification of the erosion resistance of undisturbed and remoulded cohesive sediments. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, **6**, 17 – 27.

Bennet S.J. und Bridge J.S. (1995). The geometry and dynamics of low-relief bed forms in heterogeneous sediment in a laboratory channel, and their relationship to water flow and sediment transport. *Journal of Sedimentary Research*, **A65**, 29 – 39.

Bergeron N.E. und Carbonneau P. (1999). The effect of sediment concentration on bedload roughness. *Hydrological Processes*, **13** (16), 2583 – 2589.

Berlamont J.E., Ockenden M., Toorman E. und Winterwerp J. (1993). The characterisation of cohesive sediment properties. *Coastal Engineering*, **21**, 105–128.

Berlamont J.E. und Torfs H.M. (1996). Modelling (partly) cohesive sediment transport in sewer systems. *Water Science and Technology*, **33** (9), 171 – 178.

Bertrand-Krajewski J.-L. (2003). Sewer sediment management: some historical aspects of egg-shaped sewers and flushing tanks. *Water Science and Technology*, **47** (4), 109 – 122.

Best J., Bennett S., Bridge J. und Leeder M. (1997). Turbulence modulation and particle velocities over flat sand beds at low transport rates. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **123** (12), 1118 – 1129.

Beyer W. und Bansch E. (1975). Zur Kolmation der Gewässerbetten bei der Uferfiltratgewinnung. *Zeitung der angewandten Geologie*, **21** (12), 565 – 570.

Biggs C.A., Prall C., Tait S. und Ashley R. (2005). Investigating the effect of storm events on particle size distribution in a combined sewer simulator. *Water Science and Technology*, **52** (3), 129 – 136.

Biron P.M., Robson C., Lapointe M.F. und Gaskin S.J. (2004). Comparing different methods of bed shear stress estimates in simple and complex flow fields. *Earth Surface Processes and Landforms*, **29**, 1403 – 1415.

Black K. und Cramp A. (1995). A device to examine the *in situ* response of intertidal cohesive sediment deposits to fluid shear. *Continental Shelf Research*, **15** (15), 1945 – 1954.

Black K.S., Tolhurst T.J., Paterson D.M. und Hagerthey S.E. (2002). Working with natural cohesive sediments. *Journal of hydraulic engineering*, **1** (1), 2 – 8.

Blanckaert K. und Graf W.H. (1999). Outer-Bank Cell of Secondary Circulation and Boundary Shear Stress in Open-Channel Bends. River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Proceedings – Volume I, Genua, Italy.

Blasius H. (1913). Das Ähnlichkeitsgesetz bei Reibungsvorgängen in Flüssigkeiten. Mitteilungen über Forschungsarbeiten auf dem Gebiete des Ingenieurwesens, VDI, **131**, 1 – 40.

Bollrich, G. (1996). Technische Hydromechanik, Band 1: Grundlagen, 4. Auflage, Verlag für Bauwesen, Berlin.

Bong C.H.J., Lau T.L. und Ghani A.A. (2012). Incipient motion of sediment in open channel: a comparison between laboratory data and site observation. Veröffentlichung des River Engineering and Urban Drainage Research Centre (REDAC), Universiti Sains, Malaysia, Engineering Campus, Seri Ampangan, 14300 Nibong Tebal, Penang, Malaysia.

Bonnefille R. (1963). Essais de synthese des lois de debut d'entrainement des sediments sous l'action d'un courant en regime uniforme. Bulletin du Centre de Recherches et d'Essais de Chatou, No. 5. Zitiert in Vetter (1992) und Gebhard (2009).

Booij R. (2003). Modelling the flow in curved tidal channels and rivers. International Conference on Estuaries and Coasts. 9th-11th November 2004, Hangzhou, China.

Boström M., Williams D.R.M. und Ninham B.W. (2001). Why DLVO Theory Fails for Biology and Colloid Systems. *Physical Review Letters*, **87** (16), 168103.

Bouwer E.J. (1987). Theoretical investigation of particle deposition in biofilm systems. *Water Research*, **21** (12), 1489 – 1498.

Brodien M. (2011). Persönliche Mitteilung von Michael Brodien, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden.

Bruice P.Y. (2011). Organische Chemie – Studieren kompakt. 5. überarbeitete Auflage, Pearson Studium, München, Deutschland.

Bruus J.H., Nielsen P.H. und Keiding K. (1992). On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering. *Water Research*, **26** (12), 1597 – 1604.

Buffin-Bélanger T. und Roy A.G. (2005). 1 min in the life of a river: selecting the optimal record length for the measurement of turbulence in fluvial boundary layers. *Geomorphology*, **68**, 77 – 94.

Bura R., Cheung M., Liao B.Q., Finlayson J., Lee B.C., Droppo I.G., Leppard G.G. und Liss S.N. (1998). Composition of extracellular polymeric substances in the activated sludge floc matrix. *Water Science and Technology*, **37** (4-5), 325 – 334.

Burchard W. (1985). Polysaccharide – Eigenschaften und Nutzung. Springer-Verlag, Berlin, Deutschland.

Campbell L., McEwan I., Nikora V., Pokrajac D., Gallagher M. und Manes C. (2005). Bed-load effects on hydrodynamics of rough-bed open-channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **131** (7), 576 – 585.

Carbonneau P.E. und Bergeron N.E. (2000). The effect of bedload transport on mean and turbulent flow properties. *Geomorphology*, **35**, 267 – 278.

Carling P.A. und Reader N.A. (1982). Structure, composition and bulk properties of upland stream gravels. *Earth Surface Processes and Landforms*, **7**, 349 – 366.

Casey H.J. (1935). Über Geschiebebewegung. Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, Berlin, Heft 19.

Cetin S. und Erdinçler A. (2004). The role of carbohydrate and protein parts of extracellular polymeric substances on the dewaterability of biological sludges. *Water Science and Technology*, **50** (9), 49 – 56.

Chelme S., Fonseca P., Mercado R., Alarcon N. und Sánchez O. (2008). Macromolecular composition and anaerobic degradation of the sludge produced in a sequencing batch reactor. *Electronic Journal of Biotechnology*, **11** (3), 95 – 101.

Christenson H.K. (1988). Non-DLVO forces between surfaces –solvation, hydration and capillary effects. *Journal of Dispersion Science and Technology*, **9** (2), 171 – 206.

Church M.A., McLean D.G. und Wolcott, J.F. (1987). River bed gravels: sampling and analysis. In: Thorne, C.R., Bathurst J.C. und Hey R.D. (Editors), *Sediment transport in gravel-bed rivers*, Chichester: Wiley, 43 – 79.

Clark L.A. und Wynn T.M. (2007). Methods for determining streambank critical shear stress and soil erodibility: Implications for erosion rate predictions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, **50** (1), 95 – 106.

Coghlan B.P., Ashley R.M. und Smith G.M. (1996). Empirical equations for solids transport in combined sewers. *Water Science and Technology*, **33** (9), 77 – 84.

Cornelisse J.M., Mulder H.P.J., Houwing J., Williamson G. und Witte G. (1994). On the development of instruments for in situ erosion measurements. Proceedings of INTERCOH '94, Paper 16, 4th Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Conference, 11 – 15. Juli 1994, Wallingford, UK. Zitiert in Müller *et al.* (1995).

Costerton J.W., Lewandowski Z., Caldwell D.E., Korber D.R. und Lappin-Scott H.M. (1995). Microbial Biofilms. *Annular Reviews in Microbiology*, **49** (1), 711 – 745.

- Coufort C., Derlon N., Ochoa-Chaves J., Line A. und Paul E. (2007). Cohesion and detachment in biofilm systems for different electron acceptors and donors. *Water Science and Technology*, **55** (8/9), 421 – 428.
- Cox J.S., Smith D.S., Warren L.A. und Ferris F.G. (1999). Characterizing heterogeneous bacterial surface functional groups using discrete affinity spectrum for proton binding. *Environmental Science and Technology*, **33** (24), 4514 – 4521.
- Crabtree R.W. (1989). Sediments in Sewers. *Water and environmental management*, **3** (6), 569 – 578.
- de Beor P.L. (1981). Mechanical effects of micro-organisms on intertidal bedform migration. *Sedimentology*, **28**, 129 – 132.
- Delle Site A. (2001). Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent, Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, **30** (1), 187 – 439.
- Delo E.A. und Ockenden M.C. (1992). Estuarine Muds Manual. *HR Wallingford Report SR309*, S. 23 ff. Zitiert in: Amos *et al.* (2004).
- Derjaugin B.W. und Landau L. (1941). Theory of the stability of strongly charged lyophobic sols and of the adhesion of strongly charged particles in solutions of electrolytes. *Acta physico-chimica U.R.S.S.*, **14**, 633 – 662. Zitiert in Sobeck und Higgins (2002).
- De Sutter R., Rushforth P., Tait S., Huygens M., Verhoeven R. und Saul A. (2003). Validation of existing bed load transport formulas using in-sewer sediment. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129** (4), 325 – 333.
- Dettmar J. und Stauffer P. (2005). Modelling of flushing waves for optimising cleaning operations. *Water Science & Technology*, **52** (5), 233 – 240.
- Dewey R.K. und Crawford W.R. (1988). Bottom stress estimates from vertical dissipation rate profiles on the continental shelf. *Journal of Physical Oceanography*, **18**, 1167 – 1177.
- Dey S., Das R., Gaudio R. und Bose S.K. (2012). Turbulence in mobile-bed streams. *Acta Geophysica*. **60** (6), 1547 – 1588.
- Dickhudt P.J., Friedrichs C.T. und Sanford L.P. (2011). Mud matrix solids fraction and bed erodibility in the York River estuary, USA, and other muddy environments. Proceedings of the 9th International Conference on Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Processes, *Continental Shelf Research*, **31** (10), S3 – S13.
- Dignac M., Urbain V., Rybacki D., Bruchet A., Snidaro D. und Scribe P. (1998). Chemical description of extracellular polymers: Implication on activated sludge floc structure. *Water Science and Technology*, **38** (8/9), 45 – 53.
- Domenico P., Diedrich D.L. und Cunha B.A. (1989). Quantitative extraction and purification of exopolysaccharides from *Klebsiella pneumoniae*. *Journal of Microbiological Methods*, **9**, 211 – 219.

Dufrêne Y.F. (2001) Application of atomic force microscopy to microbial surfaces: from reconstituted cell surface layers to living cells. *Micron*, **32** (2), 153 – 165.

Durmaz B. und Sanin F.D. (2001). Effect of carbon to nitrogen ratio on the composition of microbial extracellular polymers in activated sludge. *Water Science and Technology*, **44** (10), 221 – 229.

Dunn I.S. (1959). Tractive resistance of cohesive channels. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division / American Society of Civil Engineers: SM3*, **85**, 1 – 24.

Dyer K.R., Christie M.C. und Manning A.J. (2004). The effects of suspended sediment on turbulence within an estuarine turbidity maximum. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **59** (2), 237 – 248.

Einstein H. A. (1950). The bed-load function for sediment transportation in open channel flows. *Technical Bulletin*, **1026**, U.S. Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, D.C.

Einstein H.A. und Li H. (1956). The viscous sublayer along a smooth boundary. *Journal of the Engineering Mechanics Division – ASCE*, **82** (2), 945-1 – 945-27.

Einstein H.A. (1968). Deposition of suspended particles in a gravel bed. *Journal of Hydraulics Division – ASCE*, **94** (HY5), 1197 – 1205.

Einstein H.A. und Abdel-Aal F.M. (1972). Einstein bed load function at high sediment rate. *Journal of the Hydraulics Division – ASCE*, **98** (HY1), 137 – 151.

Ellis S. und Mellor A. (1995). *Soils and Environment*. Routledge, London. Zitiert in: Ravisangar *et al.*, (2005).

Everett H.D. (1992). *Grundzüge der Kolloidwissenschaft*. Steinkopff Verlag, Darmstadt.

Fage A. und Falkner V.M. (1931). Relation between heat transfer and surface friction for laminar flow. A. R. C. R&M No. 1408.

Flemer Jr. S. (2011). Selenol protecting groups in organic chemistry: special emphasis on selenocysteine Se-protection in solid phase peptide synthesis. *Molecules*, **16** (4), 3232 – 3251.

Flemming H.-C., Neu T.R. und Wozniak D.J. (2007). The EPS Matrix: The „House of Biofilm Cells“ – Guest Commentary. *Journal of Bacteriology*, **189** (22), 7945 – 7947.

Flemming H.C. und Wingender J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology*, **8** (9), 623–633.

Fletcher M. und Floodgate G.D. (1973). An electron-microscopic demonstration of an acidic polysaccharide involved in the adhesion of a marine bacterium to solid surfaces. *Journal of General Microbiology*, **74**, 325 – 334.

- Forster C.F. (1983). Bound water in sewage sludges and its relationship to sludge surfaces and sludge viscosities. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **33B**, 76 – 84.
- Forster C.F. (1985). Factors involved in the settlement of activated sludge – II: The binding of polyvalent metals. *Water Research*, **19** (10), 1265 – 1271.
- Friend P.L., Ciavola P., Cappucci S. und Santos R. (2003). Bio-dependent bed parameters as a proxy tool for sediment stability in mixed habitat intertidal areas. *Continental Shelf Research*, **23** (17–19), 1899 – 1917.
- Friend P.L., Lucas C.H. und Rossington S.K. (2005). Day–night variation of cohesive sediment stability. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **64** (2/3), 407 – 418.
- Friend P.L., Lucas C.H., Holligan P.M. und Collins M.B. (2008). Microalgal mediation of ripple mobility. *Geobiology*, **6** (1), 70 – 82.
- Fritz G. (2006). Kolloidchemie – Die Welt von Grenzflächen und Kolloidteilchen. Version 18. September 2006, Institut für Chemie, Karl-Franzens Universität Graz.
- Führböter A. (1983). Über mikrobiologische Einflüsse auf den Erosionsbeginn bei Sandwatten. *Wasser und Boden*, **35**(3), 106 – 116.
- Gailani J.Z., Kiehl A., McNeil J., Jin L. und Lick W. (2001a). Erosion rates and bulk properties of dredged sediments from Mobile, Alabama. *DOER Technical Notes Collection* (ERDC TN-DOER-N10). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Gailani J.Z., Jin L., McNeil J. und Lick W. (2001b). Effects of bentonite on sediment erosion rates. *DOER Technical Notes Collection* (ERDC TN-DOER-N9). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Gebhard V. (2009). Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung. Dissertation, Dresdner Berichte, Band 32.
- Geldner P. (1982). Ein strömungsmechanischer Ansatz zur Bestimmung der Selbstdichtung in natürlichen Gewässern. *Wasserwirtschaft*, **72** (9), 311 – 317.
- Gerbersdorf S.U., Jancke T., Westrich B. und Paterson D.M. (2008a). Microbial stabilization of riverine sediments by extracellular polymeric substances. *Geobiology*, **6** (1), 57 – 69.
- Gerbersdorf S.U., Manz W. und Paterson D.M. (2008b). The engineering potential of natural benthic bacterial assemblages in terms of the erosion resistance of sediments. *Fems Microbiology Ecology*, **66** (2), 282 – 294.
- Giesbers M., Kleijn J.M. und Stuart M.A.C. (2002). Interactions between Acid- and Base-Functionalized Surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, **252** (1), 138 – 148.
- Goodwin J.A.S. und Forster C.F. (1985). A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. *Water Research*, **19** (4), 527 – 533.

- Gore R.A. und Crowe C.T. (1989). Effect of particle size on modulating turbulent intensity. *International Journal of Multiphase Flow*, **15** (2), 279 – 285.
- Goto N., Mitamura O. und Terai H. (2001). Biodegradation of photosynthetically produced extracellular organic carbon from intertidal benthic algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **257**, 73 – 86.
- Grabowski R.C., Droppo I.G. und Wharton G. (2010). Estimation of critical shear stress from cohesive strength meter-derived erosion thresholds. *Limnology and Oceanography- Methods*, **8**, 678 – 685.
- Graf W.H. und Cellino M. (1999). Turbulence suppression in suspension flow. Proceedings of the 28th IAHR Congress, Graz, Austria.
- Grabowski R.C., Droppo I.G. und Wharton G. (2011). Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, **105** (3/4), 101 – 120.
- Graham D., James P., Jones T., Davis J. und Delo E. (1992). Measurement and prediction of surface shear stress in annular flume. *Journal of Hydraulic Engineering*, **118** (9), 1270 – 1285.
- Grant G.T., Morris E.R., Rees D.A., Smith P.J.C. und Thom D. (1973). Biological interactions between polysaccharides and divalent cations: the egg box model. *FEBS Letters*, **32** (1), 195 – 199.
- Grant J., Bathmann U.V. und Mills E.L. (1986). The interaction between benthic diatom films and sediment transport. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, **23**, 225 – 238
- Grant J. und Gust G. (1987). Prediction of coastal sediment stability from photopigment content of mats of purple sulphur bacteria. *Nature*, **330** (6145), 244 – 246.
- Gray J.M.N.T., Shearer M. und Thornton A.R. (2006). Time-dependent solutions for particle-size segregation in shallow granular avalanches. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Science*, **462** (2067), 947 – 972.
- Guan B., Yu J., Fu H., Guo M. und Xu X. (2012). Improvement of activated sludge dewaterability by mild thermal treatment in CaCl₂ solution. *Water Research*, **46** (2), 425 – 432.
- Gupta K. und Saul A.J. (1996). Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. *Water Research*, **30** (5), 1244 – 1252.
- Gust G. (1988). Verfahren und Vorrichtung zum Erzeugen von definierten Bodenschubspannungen. Bundesrepublik Deutschland, Patentschrift DE 3717969 C1. Veröffentlichungsnummer EP 0292828 B1.
<http://www.google.com/patents/EP0292828B1?cl=de>
- Gust G. und Morris M.J. (1989). Erosion threshold and entrainment rates of undisturbed in-situ sediments. *Journal of coastal research*, Special issue **5**, Summer 1989, 87 – 99.

- Gust G. und Walger E. (1976). The influence of suspended cohesive sediments on boundary-layer structure and erosive activity of turbulent sea-water flow. *Marine Geology*, **22** (3), 189 – 206.
- Hartmann S. (1997). Entwicklung einer Strategie zur in situ-Ermittlung der kritischen Erosionsgeschwindigkeit. Mitteilungen - Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Heft 60.
- Hawley N. (1991). Preliminary observations of sediment erosion from a bottom resting flume. *Journal of Great Lakes Research*, **17** (3), 361 – 367.
- Hayter E.J. (2006). Evaluation of the State-of-the-Art Contaminated Sediment Transport and Fate Modeling System. Ecosystems Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens und Washington DC, USA.
- Heathershaw A.D. (1979). The turbulent structure of the bottom boundary layer in a tidal current. *Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society*, **58** (2), 395 – 430.
- Heathershaw A.D. und Simpson J.H. (1978). The sampling variability of the Reynolds stress and its relation to boundary shear stress and drag coefficient measurements. Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, **6**, 263 – 274.
- Heim D. (1990). Tone und Tonminerale / Grundlagen der Sedimentologie und Mineralogie. Enke Verlag, Stuttgart.
- Higgins M.J. und Novak J.T. (1997). Characterization of exocellular protein and its role in bio-flocculation. *Journal of Environmental Engineering – ASCE*, **123** (5), 479 – 485.
- Hillebrand G. (2008). Transportverhalten kohäsiver Sedimente in turbulenten Strömungen – Untersuchungen im offenen Kreisgerinne. Dissertation. Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).
- Hjulström F. (1935). Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. *Bulletin of the Geological Institution of the University of Uppsala*, **25**, 221–527.
- Hjulström F. (1955). Transportation of detrius by moving water. *Recent Marine Sediments*, **4**, 5–31.
- Hoefl S. und Tränckner J. (2010). Prognose von Sedimentbildungen in großen Kanalnetzen mittels zweier vereinfachter Ansätze. Tagungsband des Darmstädter Wasserbaulichen Kolloquiums 2010, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt. (siehe Anhang C)
- Hoefl S., Wellmann S., Tränckner J. und Krebs P. (2011). Experiments on evolution of particle size in raw wastewater. Oral Presentation, 12th International Conference on Urban Drainage, 11th – 16th September 2011, Porto Alegre, Brasilien.
<http://web.sbe.hw.ac.uk/staffprofiles/bdgsa/temp/12th%20ICUD/PDF/PAP005392.pdf>
- Houwing E.-J. und van Rijn L.C. (1998). In Situ Erosion Flume (ISEF): determination of bed-shear stress and erosion of a kaolinite bed. *Journal of Sea Research*, **39**, 243 – 253.

- Huisman J. (2001). Transport and transformation processes in combined sewers. Dissertation. Technische Wissenschaften ETH Zürich, Nr. 13989, 2001.
- Hunter J.R. (2001). Foundations of colloid science. 2. Auflage, Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Ikeda H. (1984). Flume experiments on the superior mobility of sediment mixtures. Ann. Rep. Inst. Geosci. **10**, 53 – 56, University of Tsukuba, Tsukuba, Japan. Zitiert in: Venditti *et al.* (2010).
- Jahn A. und Nielsen P.H. (1995). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from biofilms using a cation exchange resin. *Water Science and Technology*, **32** (8), 157 – 164.
- Jahn A. und Nielsen P.H. (1998). Cell biomass and exopolymer composition in sewer biofilms. *Water Science and Technology*, **37** (1), 17 – 24.
- James S.C., Jones C.A., Grace M.D. and Roberts J.D. (2010). Advances in sediment transport modelling. *Journal of Hydraulic Research*, **48** (6), 754–763.
- Jamieson E.C., Post G. und Rennie C.D. (2010). Spatial variability of three-dimensional Reynolds stresses in a developing channel bend. *Earth Surface Processes and Landforms*, **35** (9), 1029 – 1043.
- Jang N., Ren X., Kim G., Ahn C., Cho J. und Kim I.S. (2007). Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, **202**, 90 – 98.
- Jasmund K. und Lagaly G. (1993). Tonminerale und Tone / Struktur, Eigenschaften, Anwendungen und Einsatz in Industrie und Umwelt. Steinkopff Verlag, Darmstadt.
- Jepsen R., Roberts J. und Lick W. (1997). Effects of bulk density on sediment erosion rates. *Water Air and Soil Pollution*, **99** (1–4), 21 – 31.
- Jepsen R., McNeil J. und Lick W. (2000). Effects of gas generation on the density and erosion of sediments from the Grand River. *Journal of Great Lakes Research*, **26** (2), 209 – 219.
- Jonsson P.R., van Duren L.A., Amielh M., Asmus R., Aspden R.J., Daunys D., Friedrichs M., Friend P.L., Olivier F., Pope N., Precht E., Sauriau P-G. und Schaaff E. (2006). Making water flow: a comparison of the hydrodynamic characteristics of 12 different benthic biological flumes. *Aquatic Ecology*, **40** (4), 409 – 438.
- Jubb S., Guymier I., Licht G. und Prochnow J. (2001). Relating oxygen demand to flow: development of an in situ sediment oxygen demand measurement device. *Water Science and Technology*, **43** (5), 203 – 210.
- Kamphius J.W. (1990). Influence of sand or gravel on the erosion of cohesive sediment. *Journal of Hydraulic Research*, **28**(1), 43 – 53.

- Kara F., Gurakan G.C. und Sanin F.D. (2008). Monovalent cations and their influence on activated sludge floc chemistry, structure, and physical characteristics. *Biotechnology and Bioengineering*, **100** (2), 231 – 239.
- Karapanagiotis N.K., Rudd T., Sterritt R.M. und Lester J.N. (1989). Extraction and characterization of extracellular polymers in digested sewage sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **44** (2), 107 – 120.
- Kármán Th. von (1921). Über laminare und turbulente Reibung. *Zeitschrift für Angewandte Mathematik und Mechanik*, **1** (4), 238 – 251.
- Keiding K. und Nielsen P.H. (1997). Desorption of organic macromolecules from activated sludge: Effect of ionic composition. *Water Research*, **31** (7), 1665 – 1672.
- Kelly W.E. und Gularte R.C. (1981). Erosion resistance of cohesive soils. *Journal of the Hydraulics Division-ASCE*, **107** (10), 1211 – 1224.
- Kim S.C., Friedrichs C.T., Maa J.P.-Y. und Wright L.D. (2000). Estimating bottom stress in tidal boundary layer from Acoustic Doppler Velocimeter data. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **126** (6), 399 – 406.
- Kramer H. (1932). Modellgeschiebe und Schleppkraft. Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, Berlin, Heft 9.
- Kuypers M.M.M. (2007). Der Stickstoffzyklus des Ozeans. Forschungsbericht 2007 - Max-Planck-Institut für marine Mikrobiologie, Bremen.
<http://www.mpg.de/460986/forschungsschwerpunkt>
- Langeveld J.G., Veldkamp R.G. und Clemens F. (2005). Suspended solids transport: an analysis on turbidity measurements and event based fully calibrated hydrodynamic models. *Water Science and Technology*, **52** (3), 93 – 101.
- Laplace D., Oms C., Ahyerre M., Chebbo G., Lemasson J. und Felouzis L. (2003). Removal of the organic surface layer in combined sewer sediment using a flushing gate. *Water Science and Technology*, **47** (4), 19-26.
- Lavelle J.W. und Mofjeld H.O. (1987). Do critical stresses for incipient motion and erosion really exist? *Journal of Hydraulic Engineering*, **113**, 370 – 393.
- Leopold L.B., Wolman M.G. und Miller J.P. (1964). Fluvial processes in geomorphology. Dover Publications, New York.
- Li M.Z. und Gust G. (2000). Boundary layer dynamics and drag reduction in flows of high cohesive sediment suspensions. *Sedimentology*, **47** (1), 71 – 86.
- Li J. (2005). Effects of Fe(III) on floc characteristics of activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **80** (3), 313 – 319.
- Li T., Bai R. und Liu J. (2008). Distribution and composition of extracellular substances in membrane-aerated biofilm. *Journal of Biotechnology*, **135**, 52 – 57.

- Li H., Wen Y., Cao A., Huang J., Zhou Q. und Somasundaran P. (2012). The influence of additives (Ca^{2+} , Al^{3+} , and Fe^{3+}) on the interaction energy and loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge and their flocculation mechanisms. *Bioresource Technology*, **114**, 181 – 194.
- Liao B.Q., Allen D.G., Droppo I.G., Leppard G.G. und Liss S.N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, **35** (2), 339 – 350.
- Lick W., Lick J. und Ziegler C.K. (1994). The resuspension and transport of fine-grained sediments in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, **20** (4), 599 – 612.
- Lick W., Jin L.J. und Gailani J. (2004). Initiation of movement of quartz particles. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **130** (8), 755 – 761.
- Liem R., Spork V. und Köngeter (1997). Investigation on erosional processes of cohesive sediment using an in-situ measuring device. *International Journal of Sediment Research*, **12** (3), 139 – 147
- Little W.C. und Mayer P.G. (1976). Stability of channel beds by armouring. *Journal of the Hydraulic Division – ASCE*, **102** (HY11), 1647 – 1661.
- Liu H. und Fang H.H.P. (2002). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*, **95** (3), 249 – 256.
- Liu Y. und Tay J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **65**, 143 – 148.
- Ludwig H. (1949). Ein Gerät zur Messung der Wandschubspannung turbulenter Reibungsschichten. *Archive of Applied Mechanics*, **17** (3) , 207 – 218.
- Maa J.P.-Y., Wright L.D., Lee C.-H. und Shannon T.W. (1993). VIMS Sea Carousel: A field instrument for studying sediment transport. *Marine Geology*, **115** (3/4), 271 – 287.
- Macke E. (1983). Ein Untersuchungsgerät zur *in situ*-Bestimmung der kritischen Geschwindigkeit am Meeresboden. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, **79**, 194 – 215.
- Mantz P.A. (1977). Incipient transport of fine grains and flakes by fluids – Extended Shields diagram. *Journal of the Hydraulic Division, ASCE*, **103**(HY 6), 601 – 615.
- Mathews J. (1985). The theory and application of heated films for the measurement of skin friction. PhD Thesis. Cranfield Institute of Technology, College of Aeronautics, Cranfield, U.K.
- May R.W.P. (1993). Sediment transport in pipes and sewers with deposited beds. *Rep. No. SR 320*, HR Wallingford. Zitiert in: De Sutter *et al.* (2003).
- Mazik K., Curtis N., Fagan M.J., Taft S. und Elliott M. (2008). Accurate quantification of the influence of benthic macro- and meio-fauna on the geometric properties of estuarine muds by

micro computer tomography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **354** (2), 192 – 201.

McIlhatton T.D., Sakrabani R., Ashley R.M. und Burrows R. (2002). Erosion mechanisms in combined sewers and the potential for pollutant release to receiving waters and water treatment plants. *Water Science and Technology*, **45** (3), 61 – 65.

McIlhatton T.D., Ashley R.M. und Tait S.J. (2005). Improved formulations for rapid erosion of diverse solids in combined sewers. *Water Science and Technology*, **52** (5), 143-150.

McKinney R.E. (1952). A fundamental approach to the activated sludge process II. A proposed theory of floc formation. *Sewage and Industrial Wastes*, **24** (3), 280 – 287.

McNeil J., Taylor C. und Lick W. (1996). Measurements of erosion of undisturbed bottom sediments with depth. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **122** (6), 316 – 324.

Meek R.L. und Baer A.D. (1970). The periodic viscous sublayer in turbulent flow. *AIChE Journal*, **16** (5), 841 – 848.

Mendoza C. und Zhou D. (1997). Energetics of sediment laden streamflows. *Water Resources Research*, **33** (1), 227 – 234.

MerckMillipore (2013). Online Chemikalienkatalog von Merck Millipore.
<http://www.merckmillipore.de/chemicals> (abgerufen am 29.07.2013)

Mehta A.J., Hayter E.J., Parker W.R., Krone R.B. und Teeter A.M. (1989a). Cohesive sediment transport. 1. Process description. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **115** (8), 1076 – 1093.

Miqueleto A., Dolosic C., Pozzi E., Foresti E. und Zaiat M. (2010). Influence of carbon sources and C/N ratio on EPS production in anaerobic sequencing batch reactors for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, **101**, 1324 – 1330.

Mitchener H. und Torfs H. (1996). Erosion of mud/sand mixtures. *Coastal Engineering*, **29** (1/2), 1 – 25.

Mitchener H. J., Whitehouse R. J. S., Soulsby R. L., und Lawford V. A. (1996). Estuarine morphodynamics - instrument development for mud erosion measurements. Development and testing of SedErode - sediment erosion device. *HR Report No. TR 16*, HR Wallingford, Oxon, UK. Zitiert in Mitchner und O'Brien (2001).

Mitchener H.J. und O'Brien D.J. (2001). Seasonal variability of sediment erodibility and properties on a macrotidal mudflat, Peterstone Wentlooge, Severn estuary, UK. In: Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes (Editors: McAnally W.H. und Mehta A.J.).

Morgan J.W., Forster C.F. und Evison L. (1990). A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges. *Water Research*, **24** (6), 743 – 750.

Müller V., Vorrath D., Werner A. und Witte G. (1995). Schubspannungscharakteristik des E-ROMES-Systems - Messungen zur Hydrodynamik und Erosionsversuche mit

Kaolinit. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Geesthacht 1995.

Munakata H., Oyamatsu D. und Kuwabata S. (2004). Effects of ω -Functional Groups on pH-Dependent Reductive Desorption of Alkanethiol Self-Assembled Monolayers. *Langmuir*, **20** (23), 10123 – 10128.

MUNLV (2005). Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung. Abschlussbericht. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Murthy S.N., Novak J.T. und De Haas R.D. (1998). Monitoring cations to predict and improve activated sludge settling and dewatering properties of industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, **38** (3), 119 – 126.

Nakagawa H., Nezu I. und Ueda H. (1975). Turbulence of open channel flow over smooth and rough beds. *Proceedings of the Japanese Society of Civil Engineering*, **241**, 155 – 169.

Nalluri C. and Alvarez E.M. (1992). The Influence of Cohesion on Sediment Behaviour. *Water Science and Technology*, **25** (8), 151 – 164.

Nelson J.M., Shreve L.R., McLean S.R. und Drake T.G. (1995). Role of near-bed turbulence structure in bed load transport and bed form mechanics. *Water Resources Research*, **31** (8), 2071 – 2086.

Ni B.-J., Fang F., Xie W.-M., Sun M., Sheng G.-P., Li W.-H. und Yu H.-P. (2009). Characterization of extracellular polymeric substances produced by mixed microorganisms in activated sludge with gel-permeating chromatography, excitation–emission matrix fluorescence spectroscopy measurement and kinetic modelling. *Water Research*, **43**, 1350 – 1358.

Nichols C.M., Garon S., Bowman J.P., Raguenes G. und Guezennec J. (2004). Production of exopolysaccharides by Antarctic marine bacterial isolates. *Journal of Applied Microbiology*, **96**, 1057 – 1066.

Nielsen P.H., Frölund B. und Keiding K. (1996). Changes in the composition of extracellular polymeric substances in activated sludge during anaerobic storage. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **44** (6), 823 – 830.

Nikora V. und Goring D. (2000). Flow turbulence over fixed and weakly mobile gravel beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, **126** (9), 679 – 691

Nikuradse J. (1932). Gesetzmäßigkeiten der turbulenten Strömung in glatten Röhren. VDI-Forschungsheft 356, Ausgabe B, Band 3, 1 – 36. (Englische Übersetzung: Laws of turbulent flow in smooth pipes. NASA TT F-10, 359. National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C.)

Nikuradse J. (1933). Strömungsgesetz in rauhen Röhren. VDI-Forschungsheft 361, Beilage zu „Forschung auf dem Gebiete des Ingenieurwesens“, Ausgabe B, Band 4, (Englische Übersetzung: Laws of flow in rough pipes. NACA Technical Memo TM 1292. National Advisory Commission for Aeronautics, Washington, D.C.).

- Ockenden M.C. und Delo E.A. (1988). Consolidation and erosion of estuarine mud and sand mixtures – An experimental study. HR Wallington, Report No. SR 149.
- Oms C., Gromaire M.C. und Chebbo G. (2005). Nature and dynamic behaviour of organic surface layer deposits during dry weather. *Water Science and Technology*, **52** (3), 103-110.
- Ophir T. und Gutnick D.L. (1994). A role for exopolysaccharides in the protection of microorganisms from desiccation. *Applied and Environmental Microbiology*, **60** (2), 740 – 745.
- Otsubo K. und Muraoka K. (1988). Critical shear stress of cohesive bottom sediments. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, **114** (10), 1241 – 1256.
- Owen M.W. (1975). Erosion of Avonmouth mud. Hydraulics Research Station, Wallingford, Report No. INT 150, S. 17ff. Zitiert in: Amos *et al.* (1992a).
- Owen M.W. (1975). Erosion of Avonmouth mud. Hydraulics Research Station, Wallingford, Report No. INT 150, S. 17ff. Zitiert in Amos *et al.* (1992b)
- Pan Y. und Banerjee S. (1996). Numerical simulation of particle interactions with wall turbulence. *Physics of Fluids – A*, **8** (10), 2733 – 2755.
- Parchure T.M. und Mehta A.J. (1985). Erosion of soft cohesive sediment deposits. *Journal of Hydraulic Engineering*, **111** (10), 1308 – 1325.
- Park C., Novak .J.T, Helm .R.F, Ahn Y.O. und Esen A. (2008). Evaluation of the extracellular proteins in full-scale activated sludges. *Water Research*, **42** (14), 3879 – 3889.
- Paterson D.M. (1989). Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography*, **34** (1), 223 – 234.
- Paterson D.M., Tolhurst T.J., Kelly J.A., Honeywill C., de Deckere E., Huet V., Shayler S.A., Black K.S., de Brouwer J. und Davidson I. (2000). Variations in sediment properties, Skeffling mudflat, Humber Estuary, UK. *Continental Shelf Research*, **20**, 1373 – 1396.
- Pavoni J.L., Tenney M.W. und Echelberger Jr. W.F. (1972). Bacterial exocellular polymers and biological flocculation. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **44**, 414 – 431.
- Perkins R.G., Paterson D.M., Sun H., Watson J. and Player M.A. (2004). Extracellular polymeric substances: quantification and use in erosion experiments. *Continental Shelf Research*, **24** (15), 1623 – 1635.
- Pike E.B. und Curds C.R. (1971). The microbialecolgy of activated sludge systems. In: Sykes G. und Skinner F.A. (editors). *Microbial aspects of pollution*. The society for applied bacteriology, Symposium series No.1, Academic Press, London, 1971.
- Pilditch C.A., Widdows J., Kuhn N.J., Pope N.D. und Brinsley M.D. (2008). Effects of low tide rainfall on the erodibility of intertidal cohesive sediments. *Continental Shelf Research*, **28** (14), 1854 – 1865.

- Pope N.D., Widdows J. und Brinsley M.D. (2006). Estimation of bed shear stress in an annular flume using the turbulent kinetic energy (*TKE*) approach - Comparison of flume and field data. *Continental Shelf Research*, **26** (8), 959 – 970.
- Postma H. (1967). Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. *Publications of the American Association for the Advancement of Science*, **83**, 158-179.
- Prandtl L. (1925). Bericht über Untersuchungen zur ausgebildeten Turbulenz. *Zeitschrift für angewandte Mathematik und Mechanik*, **5** (2), 136 – 139. (Englische Übersetzung: Report on investigation of developed turbulence. NACA Technical Memo TM 1231. National Advisory Commission for Aeronautics, Washington, D.C.).
- Prandtl L. (1933). Neuere Ergebnisse der Turbulenzforschung. *Zeitschrift des Vereins deutscher Ingenieure*, **7** (5), 105 – 114. (Englische Übersetzung: Recent results of turbulence research, NACA Technical Memo TM 720. National Advisory Commission for Aeronautics, Washington, D.C.).
- Prandtl L. (1956). Führer durch die Strömungslehre. 4. Auflage, Friedrich Vieweg & Sohn, Braunschweig, 1956.
- Qin L., Liu Q.-S., Yang S.-F., Tay J.-H. und Liu Y. (2004). Stressful conditions-induced production of extracellular polysaccharides in aerobic granulation process. *Civil Engineering Research*, **17**, 49 – 51.
- R Development Core Team (2011). 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/>.
- Ras M., Lefebvre D., Derlon N., Paul E. und Girbal-Neuhauser E. (2011). Extracellular polymeric substances diversity of biofilms grown under contrasted environmental conditions. *Water Research*, **45**, 1529 – 1538.
- Rashidi M., Hetsroni G. und Banerjee S. (1990). Particle-turbulence interaction in a boundary layer. *International Journal of Multiphase Flow*, **16** (6), 935 – 949.
- Ravens T.M. und Gschwend P.M. (1999). Flume measurements of sediment erodibility in Boston harbor. *Journal of hydraulic engineering*, **125**, 998 – 1005.
- Ravisangar V., Sturm T.W. und Amirtharajah A. (2005). Influence of sediment structure on erosional strength and density of kaolinite sediment beds. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **131** (5), 356 – 365.
- Rees A.J. (1966). Some flume experiments with fine silt. *Sedimentology*, **6** (3), 209–240.
- Reiss L.P. und Hanratty T.J. (1963). An experimental study of the unsteady nature of the viscous sublayer. *AIChE Journal*, **9** (2), 154 – 160.
- Resch F.J. (1970). Hot-film turbulence measurements in water. *Journal of the Hydraulics Division – ASCE*, **96** (HY3), 787 – 800.

- Richardson V.E. und McQuivey R.S. (1968). Measurement of turbulence in water. *Journal of the Hydraulics Division – ASCE*, **94** (HY2), 411 – 430.
- Rickert D.A. und Hunter J.V. (1971). General nature of soluble and particulate organics in sewage and secondary effluent. *Water Research*, **5**, 421 – 436.
- Righetti M. und Lucarelli C. (2010). Resuspension phenomena of benthic sediments: The role of cohesion and biological adhesion. *River Research and Applications*, **26**, 404 – 413.
- Ristenpart E. und Uhl M. (1993). Messtechnische Erfassung von Ablagerungen, Schlussbericht zum DFG-Forschungsvorhaben Si 242/9, Institute of Water Resources Management, University of Hanover.
- Ristenpart E. (1995). Feststoffe in der Mischkanalisation – Vorkommen, Bewegung und Verschmutzungspotential. *Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz* 11/1995, Hannover.
- Ristenpart E. (1998). Solids transport by flushing of combined sewers. *Water Science and Technology*, **37** (1), 171 – 178.
- Roberts J., Jepsen R., Gotthard D. und Lick W. (1998). Effects of particle size and bulk density on erosion of quartz particles. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **124** (12), 1261 – 1267.
- Robinson S.K. (1991). Coherent motions in the turbulent boundary layer. *Annular Reviews of Fluid Mechanics*, **23**, 601 – 639.
- Royston P. (1995). Remark AS R94: A remark on algorithm AS 181: The W-test for normality. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, **44** (4), 547 – 551.
- Rushforth P.J., Tait J.T. und Saul A.J. (2003). Modeling the erosion of mixtures of organic and granular in-sewer sediments. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129** (4), 308-315.
- Sakamoto H. und Haniu H. (1990). A study on vortex shedding from spheres in a uniform flow. *Journal of Fluids Engineering*, **112**, 386 – 392.
- Sattel H. (1994). Wandschubspannung an umströmten Körpern. Mitteilung des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Heft 50.
- Saul A.J., Skipworth P.J., Tait S.J. und Rushforth P.J. (2003). Movement of total suspended solids in combined sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129** (4), 298 – 307.
- Schade H. und Kunz E. (2007). Strömungslehre. 3. Auflage, de Gruyter Verlag, Berlin, 2007.
- Schaaff E., Grenz C., Pinazo C. und Lansard B. (2006). Field and laboratory measurements of sediment erodibility: a comparison. *Journal of Sea Research*, **55** (4), 30 – 42.
- Schellart A., Veldkamp R., Klootwijk M., Clemens F., Tait S. Ashley R. und Howes C. (2005). Detailed observation and measurement of sewer sediment erosion under aerobic and anaerobic conditions. *Water Science and Technology*, **52** (3), 137 – 146.

Schlichting H. und Gersten K. (2006). Grenzschicht-Theorie. 10. Auflage, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 2006.

Schmid A. (1985). Wandnahe turbulente Bewegungsabläufe und ihre Bedeutung für die Riffelbildung. Dissertation, Nr. 7697, Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETH Zürich, Schweiz.

Schmitt F. (1992): Einfluss von Ablagerungen auf den Betrieb von Abwasserkanälen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 82.

Schünemann M. und Kühl H. (1991). A device for erosion-measurements on naturally formed, muddy sediments: the EROMES-system. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht, Report GKSS 91/E/18.

Shapiro S.S. und Wilk M.B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, **52** (3/4), 591 – 611.

Shields A. (1936). Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, Heft 26, Berlin.

Sigloch H. (2008). Technische Fluidmechanik. 6. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, 2008.

Skipworth P.J., Tait S.J. und Saul A.J. (1999). Erosion of sediment beds in sewers: model development. *Journal of Hydraulic Engineering*, **125** (6), 566 – 572.

Smart J.L. und McGammon J.A. (1996). Surface Titration: A Continuum Electrostatics Model. *Journal of the American Chemical Society*, **118** (9), 2283 – 2284.

Smidsrød O. und Haug A. (1968). Dependence upon uronic acid composition of some ion-exchange properties of alginates. *Acta Chemica Scandinavica*, **22** (6), 1989 – 1997.

Smith C.R. (1996). Coherent flow structures in smooth-wall turbulent boundary layers: Facts, mechanisms and speculation. In: Ashworth P.J., Bennett S.J., Best J.L. and McLelland S.J. (Herausgeber). Coherent Flow Structures in open channels, John Wiley and Sons, 1 – 39.

Sobeck D.C. und Higgins M.J. (2002). Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. *Water Research*, **36**, 527 – 538.

Song T., Chiew Y.M. und Chin C.O. (1998). Effect of bed-load movement on flow friction factor. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **124** (2), 165 – 175.

Song T. und Chiew Y.M. (2001). Turbulence measurement in nonuniform open-channel flow using acoustic Doppler velocimeter (ADV). *Journal of Engineering Mechanics*, **127** (3), 219 – 232.

Soulsby R.L. (1980). Selecting record length and digitization rate for near-bed turbulence measurements. *Journal of Physical Oceanography*, **10**, 208 – 219.

- Stadtman T.C. (1996). Selenocysteine. *Annual Review of Biochemistry*, **65**, 83 – 100.
- Sternberg R.W. (1968). Friction factors in tidal channels with differing bed roughness. *Marine Geology*, **6**, 243 – 260.
- Stock J. (2011). Probenahme und Analyse von Kanalsedimenten aus Mischwasserhaltungen. Bachelorarbeit am Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft der TU Dresden.
- Stotz G. und Krauth K.H. (1986). Depositions in combined sewers and their flushing behaviour. Proc. Int. Symp. on Comparison of Urban Drainage Models with Real Catchment Data, Maksimovic, C. and Radojkovic, M. (eds), UDM 86, Dubrovnik. Zitiert in: MUNLV (2005).
- Soulsby (1983). The Bottom Boundary Layer of Shelf Seas. In: Physical Oceanography of Coastal and Shelf Seas (Edited by Johns B.), *Elsevier Oceanography Series* **35**, Chapter 5, 189 – 266.
- Su M.D. und Friedrich R. (1994). Numerical simulation of fully developed flow in a curved duct of rectangular cross-section. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, **37** (8), 1257 – 1268.
- Sumer B.M., Chua L.H.C., Cheng N.-S. und Fredsoe J. (2003). Influence of turbulence on bed load sediment transport. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **129** (8), 585 – 596.
- Sundborg A. (1956). The river Klarälven – A study of fluvial processes. *Geografiska Annaler*, **38** (2/3), 125–316.
- Sutherland I.W. (1982). Microbial exopolysaccharides – their role in microbial adhesion in aqueous systems. *Critical Reviews in Microbiology*, **10** (2), 173 – 200.
- Sutherland T.F., Amos C.L. und Grant J. (1998a). The effect of buoyant biofilms on the erodibility of sublittoral sediments of a temperate microtidal estuary. *Limnology and Oceanography*, **43** (2), 225 – 235.
- Sutherland I.W. (1999). Polysaccharases for microbial exopolysaccharides. *Carbohydrate Polymers*, **38** (4), 319 – 328.
- Tait S.J., Rushforth P.J. und Saul A.J. (1998). A laboratory study of the erosion and transport of cohesive-like sediment mixtures in sewers. *Water Science and Technology*, **27** (1), 163 – 170.
- Tait S.J., Marion A. und Camuffo G. (2003a). Effect of environmental conditions on erosional resistance of cohesive sediment deposits in sewers. *Water Science and Technology*, **47** (4), 27 – 34.
- Tait S.J., Ashley R.M., Verhoeven R., Clemens F. und Aanen L. (2003b). Sewer sediment transport studies using an environmentally controlled annular flume. *Water Science and Technology*, **47** (4), 51 – 60.
- Tait S.J., Chebbo G., Skipworth P.J., Ahyerre M. und Saul A.J. (2003c). Modeling in-sewer deposit erosion to predict sewer flow quality. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129** (4), 316 – 324.

Taylor B.D. und Vanoni V.A. (1972). Temperature effects in low transport, flat bed flows. *Journal of the Hydraulics Division ASCE*, **98** (HY8), 1427–1445.

Tennekes H. und Lumley J.L. (1997). A first course in turbulence. 17. Auflage, MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Tezuka Y. (1969). Cation-dependent flocculation in a *Flavobacterium* species predominant in activated sludge. *Applied Microbiology*, **17** (2), 222 – 226.

Tinoco R.O. und Cowen E.A. (2013). The direct and indirect measurement of boundary stress and drag on individual and complex arrays of elements. *Experiments in Fluids*, **54** (4), 1 – 16.

Thompson C.E.L., Amos C.L., Jones T.E.R. und Chaplin J. (2003). The manifestation of fluid-transmitted bed shear stress in a smooth annular flume—a comparison of methods. *Journal of Coastal Research*, **19** (4), 1094 – 1103.

Thompson C.E.L. und Amos C.L. (2004). Effekt of sand movement on a cohesive substrate. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, **130** (11), 1123 – 1125.

Thompson C.E.L., Amos C.L., Lecouturier M. und Jones T.E.R. (2004). Flow deceleration as a method of determining drag coefficient over roughened flat beds. *Journal of Geophysical Research*, **109**, C03001.

Thomsen L. und Gust G. (2000). Sediment erosion thresholds and characteristics of resuspended aggregates on the western European continental margin. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, **47** (10), 1881 – 1897.

Tolhurst T.J., Black K.S., Shayler S.A., Mather S., Black I., Baker K., Paterson, D.M. (1999). Measuring the *in situ* erosion shear stress of intertidal sediments with the Cohesive Strength Meter (CSM). *Estuarine, Coastal Shelf Science*, **49** (2), 281 – 294.

Tolhurst T.J., Black K.S., Paterson D.M., Mitchener H., Termaat R. und Shayler S.A. (2000a). A comparison and measurement standardisation of four *in situ* devices for determining the erosion shear stress of intertidal sediments. *Continental Shelf Research*, **20** (10/11), 1397 – 1418.

Tolhurst T.J., Riethmuller R. und Paterson, S. (2000b). *In situ* versus laboratory analysis of sediment stability from intertidal mudflats. *Continental Shelf Research* **20** (11/12), pp. 1317–1334.

Tolhurst T.J., Jesus B., Brotas V. und Paterson D.M. (2003). Diatom migration and sediment armouring — an example from the Tagus Estuary, Portugal. *Hydrobiologia*, **503** (1–3), 183–193.

Tolhurst T.J., Defew E.C., de Brouwer J.F.C., Wolfstein K., Stal L.J. und Paterson D.M. (2006a). Small-scale temporal and spatial variability in the erosion threshold and properties of cohesive intertidal sediments. *Continental Shelf Research*, **26** (3), 351–362.

Tolhurst T.J., Friend P.L., Watts C., Wakefield R., Black K.S. und Paterson D.M. (2006b). The effects of rain on the erosion threshold of intertidal cohesive sediments. *Aquatic Ecology*, **40** (4), 533–541.

- Tolhurst T.J., Consalvey M. und Paterson D.M. (2008). Changes in cohesive sediment properties associated with the growth of a diatom biofilm. *Hydrobiologia*, **596**, 225–239.
- Tolhurst T.J., Black K.S. und Paterson D.M. (2009). Muddy sediment erosion: insights from field studies. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **135** (2), 73–87.
- Torfs H., Huygens M. und Tito L. (1994). Influence of the cross-section on the erosion criteria for partly cohesive sediments. *Water Science and Technology*, **29** (1/2), 103 – 111.
- Torfs H., Jiang J. und Metha A.J. (2000). Assessment of the erodibility of fine/coarse sediment mixtures. *Proceedings in Marine Science*, **3**, 109 – 123.
- Townsend A.A. (1976). The structure of turbulent shear flow. Cambridge and New York, Cambridge University Press. Zitiert in: Heathershaw (1979)
- Tsai C.-H. und Lick W. (1986). A portable device for measuring sediment resuspension. *Journal of Great Lake Research*, **12**, 314 – 321.
- Umweltamt Dresden (2009). Luftbild zur Verfügung gestellt vom Umweltamt Dresden.
- US EPA (1972). A flushing system for combined sewer cleansing. *Water pollution control research series*. U.S. Environmental Protection Agency, 03/72.
- van der Vegte E.W. und Hadziioannou G. (1997). Acid–Base Properties and the Chemical Imaging of Surface-Bound Functional Groups Studied with Scanning Force Microscopy. *Journal of Physical Chemistry B*, **101** (46), 9563 – 9569.
- van der Werf K.O., Putman C.A.J., Grooth B.G. de und Greve J. (1994). Adhesion force imaging in air and liquid by adhesion mode atomic force microscopy. *Applied Physics Letter*, **65** (9), 1195 – 1197.
- van Duyl F.C., de Winder B., Kop A.J. und Wollenzien U. (1999). Tidal coupling between carbohydrate concentrations and bacterial activities in diatom-inhabited intertidal mudflats. *Marine Ecology Progress Series*, **191**, 19 – 32.
- van Ledden M., van Kesteren W.G.M. und Winterwerp J.C. (2004). A conceptual framework for the erosion behaviour of sand–mud mixtures. *Continental Shelf Research*, **24** (1), 1–11.
- van Loosdrecht M.C.M., Lyklema J., Norde W. und Zehnder A.J.B. (1990). Influence of interfaces on microbial activity. *Microbiological Reviews*, **54** (1), 75 – 87.
- van Rijn L.C. (1984). Sediment transport, part I: bed load transport. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, **110** (10), 1431 – 1456.
- Vandevivere P. und Baveye P. (1992a). Effect of bacterial extracellular polymers on the saturated hydraulic conductivity of sand columns. *Applied and Environmental Microbiology*, **58**, 1960 – 1968.
- Vanoni V.A. und Nomicos G.N. (1959). Resistance properties of sediment-laden streams. *Journal of the Hydraulics Division – ASCE*, **85** (HY5), 77 – 107.

Vardy S., Saunders J.E., Tolhurst T.J., Davies P.A. und Paterson D.M. (2007). Calibration of the high pressure Cohesive Strength Meter (CSM). *Continental Shelf Research*, **27** (8), 1190 – 1199.

Venditti J.G., Dietrich W.E., Nelson P.A., Wydzga M.A., Fadde J. und Sklar L. (2010). Mobilization of coarse surface layers in gravel-bedded rivers by finer gravel bed load. *Water Resources Research*, **46**, W07506, 1 – 10.

Verbanck M.A. (1995). Capturing and releasing settleable solids - the significance of dense undercurrents in combined sewer flows. *Water Science and Technology*, **31** (7), 85 – 93.

Verwey E.J.W. und Overbeek J.G. (1948). Theory of the stability of lyophobic colloids. Elsevier, Amsterdam.

Vetter M. (1992). Ein Beitrag zur Berechnung des Feststofftransports in offenen Gerinnen. Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Heft 42.

Vezenov D.V., Noy A., Rozsnyai L.F. und Lieber C.M. (1997). Force Titrations and Ionization State Sensitive Imaging of Functional Groups in Aqueous Solutions by Chemical Force Microscopy. *Journal of the American Chemical Society*, **119** (8), 2006 – 2015.

Vezenov D.V., Noy A. und Ashby C.A. (2005). Chemical Force Microscopy: Probing Chemical Origin of Interfacial Forces and Adhesion. *Journal of Adhesion Science and Technology*, **19** (3-5), 313 – 364.

Vignaga E. (2012). The effect of biofilm colonization on the stability of non-cohesive sediments. PhD thesis, University of Glasgow.

Vilain S., Pretorius J.M., Theron J. und Brözel V.S. (2009). DNA as an adhesin: *Bacillus cereus* requires extracellular DNA to form biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, **75** (9), 2861 – 2868.

Villaret C. und Paulic M. (1986). Experiments on the erosion of deposited and placed cohesive sediments in an annular flume. Report UFL/COEL-86/007, Coastal and Oceanographic Engineering Department. University of Florida, Gainesville.

Virk P.S. (1975). Turbulent kinetic energy profile during drag reduction. *Physics of Fluids*, **18** (4), 415 – 419.

Vollertsen J. und Hvitved-Jacobsen T. (2000). Resuspension and oxygen uptake of sediments in combined sewers. *Urban Water*, **2** (1), 21 – 27.

Wang J., Zhang H., He H., Hou T., Liu Z. und Xu X. (1998). Theoretical studies on force titration of amino-group-terminated self-assembled monolayers. *Journal of Molecular Structure: THEOCHEM*, **451** (3), 295 – 303.

Wang B., Oleschuk R.D. und Horton J.H. (2005). Chemical Force Titrations of Amine- and Sulfonic Acid-Modified Poly(dimethylsiloxane). *Langmuir*, **21** (4), 1290 – 1298.

Watts C.W., Tolhurst T.J., Black K.S. und Whitmore A.P. (2003). In situ easurements of erosion shear stress and geotechnical shear strength on the intertidal sediment of the experimental managed realignment scheme at Tollesbury, Essex, UK. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, **58**, 611 – 620.

Wessely B. (1999). Extinktionsmessung von Licht zur Charakterisierung disperser Systeme. Dissertation, Fakultät Maschinenwesen, **8**, TU Dresden, VDI Verlag GmbH Düsseldorf.

Whitchurch C.B., Tolker-Nielsen T., Ragas P.C. und Mattick J.S. (2002). Extracellular DNA required for bacterial biofilm formation. *Science*, **295**, 1487.

White S.J. (1970). Plane Bed Thresholds of Fine Grained Sediments. *Nature*, **228** (10), 152–153.

Whiting P. und Dietrich W. (1990). Boundary shear stress and roughness over mobile alluvial beds. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*. **116** (12). 1495 – 1510.

Wiberg P.A. und Smith J.D. (1987). Calculation of the critical shear stress for motion of uniform and heterogenous sediments. *Water Resources Research*, **23**, 1471 – 1480.

Widdows J., Brinsley M. D., Bowley N. und Barrett C. (1998). A Benthic Annular Flume for *In Situ* Measurement of Suspension Feeding/Biodeposition Rates and Erosion Potential of Intertidal Cohesive Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **46** (1), 27 – 38.

Widdows J., Brinsley M.D., Salkeld P.N. and Lucas C.H. (2000). Influence of biota on spatial and temporal variation in sediment erodability and material flux on a tidal flat (Westerschelde, The Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series*, **194**, 23–37.

Widdows J., Friend P.L., Bale A.J., Brinsley M.D., Pope N.D.und Thompson C.E.L. (2007). Inter-comparison between five devices for determining erodability of intertidal sediments. *Continental Shelf Research*, **27** (8), 1174–1189.

Wijeyekoon S., Mino T., Satoh H. und Matsuo T. (2004). Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, **38** (10), 2479 – 2488.

Wilcock P.R. und Crowe J.C. (2003). Surface-based transport model for mixed-size sediment. *Journal of Hydraulic Engineering - ASCE*, **129** (2), 120 – 128.

Wilcock P., Pitlick J. und Cui Y. (2009). Sediment transport primer: Estimating bed-material transport in gravel-bed rivers. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Wilcox D.C. (1993). Turbulence Modelling for CFD.DCW Industries (Selbstverlag), La Cañada, California, USA.

Wilén B.M., Nielsen J.L., Keiding K. und Nielsen P.H. (2000). Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. **18**, 145 – 156.

Wilén B.-M., Lumley D., Mattsson A. und Mino T. (2008). Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research*, **42**, 4404 – 4418.

Williams, D.J.A., Williams, P.R. and Crabtree, R.W. (1989). Preliminary Investigation into the Rheological Properties of Sewer Sediment Deposits and the Development of a Synthetic Sewer Sediment Material for Laboratory Studies. Foundation for Water Research Report FR 0016. Zitiert in: Ashley *et al.* (1992).

Williamson H.S. und Ockenden M.C. (1996). ISIS: an instrument for measuring erosion shear stress in situ. *Estuarine Coastal Shelf Science*, **42** (1), 1 – 18.

Wilson P.A.P.P. und Schalk T. (1999). The entrainment of sewer sediments induced by *Rattus cloaca*. *Hilarious Science*, **83** (1), 1 – 10.

Winter K.G. (1977). An outline of the techniques available for the measurement of skin friction in turbulent boundary layers. *Progress in Aerospace sciences*, **18**, 1 – 57.

Winterwerp J.C. und van Kesteren W.G.M. (2004). Introduction to the Physics of Cohesive Sediment in the Marine Environment. Elsevier, Amsterdam. Zitiert in Grabowski *et al.* (2011).

Wotherspoon D.J.J. und Ashley R.M. (1992). Rheological measurement of the yield strength of combined sewer sediment deposits. *Water Science and Technology*, **25** (8), 165 – 169.

Wu F.-C. und Jiang M.-R. (2007). Numerical investigation of the role of turbulent bursting in sediment entrainment. *Journal of Hydraulic Engineering*, **133** (3), 329 – 334.

Wyrwa J. (2003). Turbulenzmodellierung für stabil dichtegeschichtete Strömungen bei der Simulation des Transports von kohäsiven Sedimenten in Ästuaren. Dissertation an der Fakultät V, Verkehrs- und Maschinensysteme, der Technischen Universität Berlin, D83, Berlin, 2003.

Yalin M.S. und Karahan E. (1979). Inception of sediment transport. *Journal of the Hydraulic Division, ASCE*, **105**(HY 11), 1433 – 1443.

Yallop M.L., de Winder B., Paterson D.M. und Stal L.J. (1994). Comparative structure, primary production and biogenic stabilization of cohesive and non-cohesive marine sediments inhabited by microphytobenthos. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **39**, 565–582.

Yallop M.L., Paterson D.M. und Wellsbury P. (2000). Interrelationships between rates of microbial production, exopolymer production, microbial biomass, and sediment stability in biofilms of intertidal sediments. *Microbial Ecology*, **39** (2), 116–127.

Yang S.-F., Tay J.-H. und Liu Y. (2005). Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules. *Journal of Environmental Engineering – ASCE*, **131** (1), 86 – 92.

Yang S.-Q. und Chow A.T. (2008). Turbulence structures in non-uniform flows. *Advances in Water Resources*, **31**, 1344 – 1351.

Ye F., Ye Y. und Li Y. (2011). Effect of C/N ratio on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge flocs. *Journal of Hazardous Materials*, **188**, 37 – 43.

Young R.A. (1975). Flow and sediment properties influencing erosion of fine-grained marine sediments: sea floor and laboratory experiments. Doctoral thesis, Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution.

Young R.A. (1977). Seaflume: A device for in-situ studies of threshold erosion velocity and erosional behavior of undisturbed marine muds. *Marine Geology*, **23** (1/2), M11 – M18.

Zanke U. (1990). Der Beginn der Sedimentbewegung als Wahrscheinlichkeitsproblem. *Wasser und Boden*, **42**(1), 40 – 43.

Zanke U. (1999). Zur Physik von strömungsgetriebenem Sediment (Geschiebetrieb). Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt, Heft 106, Darmstadt.

Zhang H., He H.-X., Mu. T und Liu Z.-F. (1998). Force titration of amino group-terminated self-assembled monolayers of 4-aminothiophenol on gold using chemical force microscopy. *Thin Solid Films*, **327 – 329**, 778 – 780.

Zhang L.L., Feng X.X., Zhu N.W. und Chen J.M. (2007). Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules. *Enzyme and Microbial Technology*, **41** (5), 551 – 557.

Zita A. und Hermansson M. (1994). Effects of Ionic Strength on Bacterial Adhesion and Stability of Flocs in a Wastewater Activated Sludge System. *Applied and Environmental Microbiology*, **60** (9), 3041 – 3048.

Zobell C.E. (1943). The effect of solid surfaces upon bacterial activity. *Journal of Bacteriology*, **46** (1), 39 – 56.

Zreik D.A. (1994). Behavior of cohesive soils and their drained, undrained, and erosional strengths at ultra-low stresses. Doctoral Thesis. Massachusetts Institute of Technology, U.S.A.

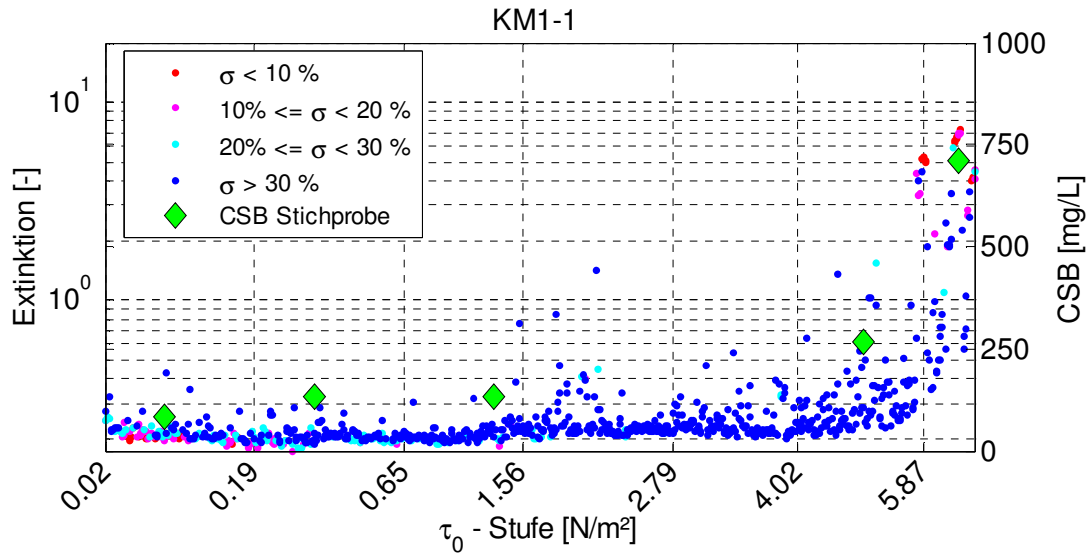
Zreik D.A., Krishnappan B.G., Germaine J.T., Madsen O.S. und Ladd C.C. (1998). Erosional and mechanical strengths of deposited cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, **124** (11), 1076–1085.

Zullini, A. (1976). Nematodes as indicators of river pollution. *Nematologia mediterranea*, **4**, 13 – 22.

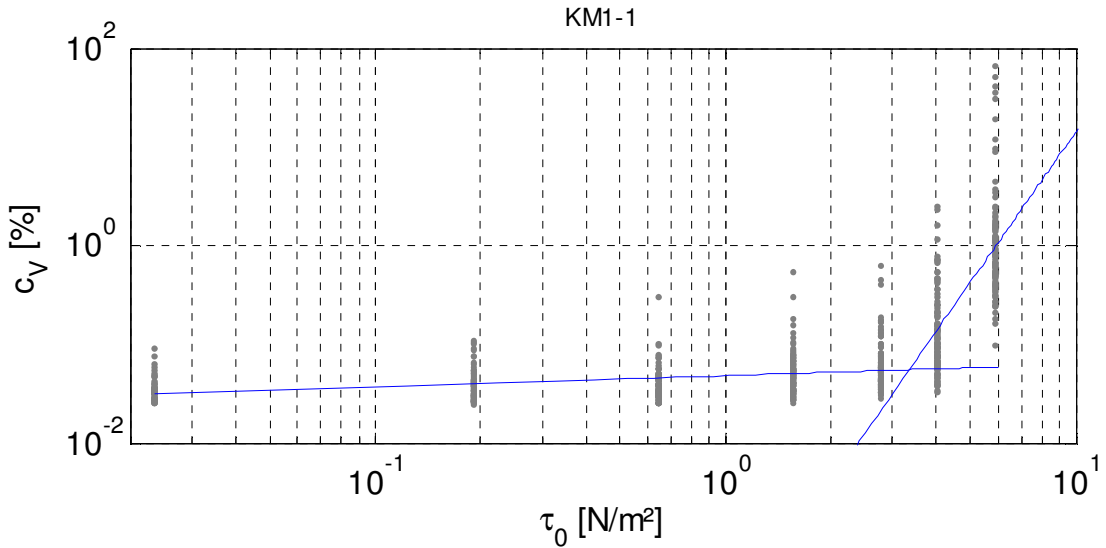
Anhang A

Messdaten und Diagramme zur Ermittlung der kritischen Sohlschubspannungen

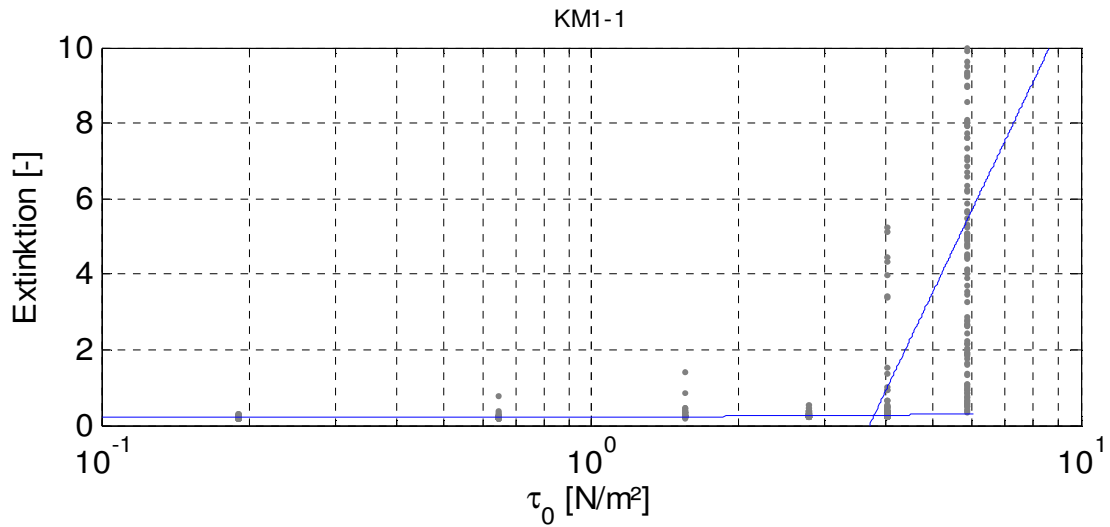
KM1-1 – Extinktion und CSB



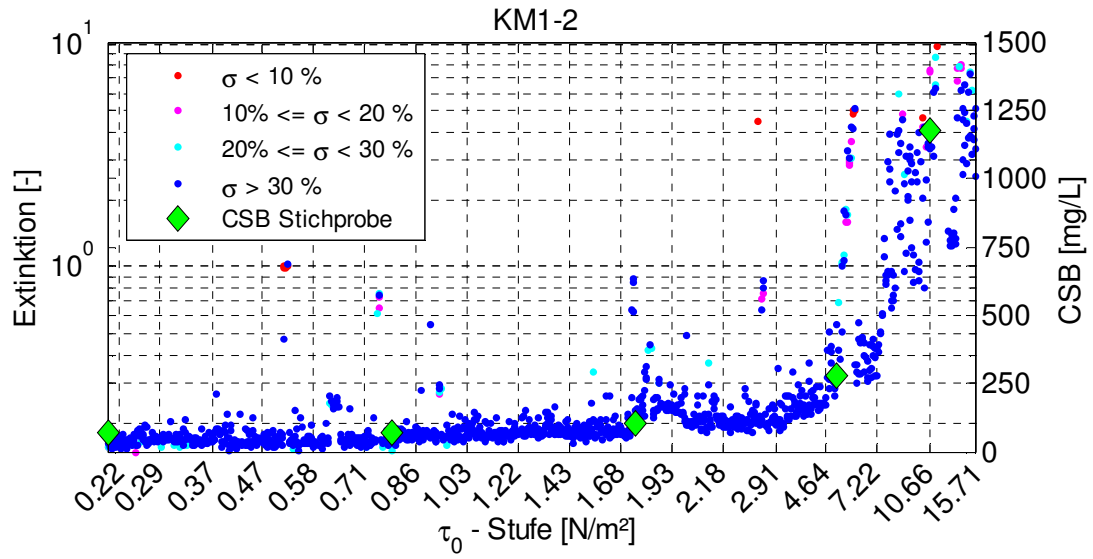
KM1-1 – Methode 1



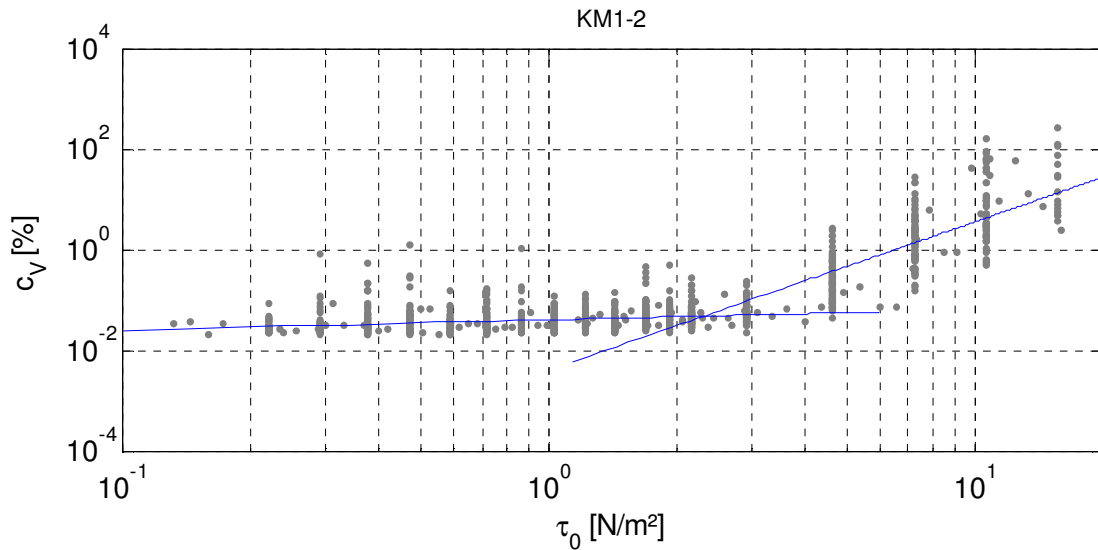
KM1-1 – Methode 2



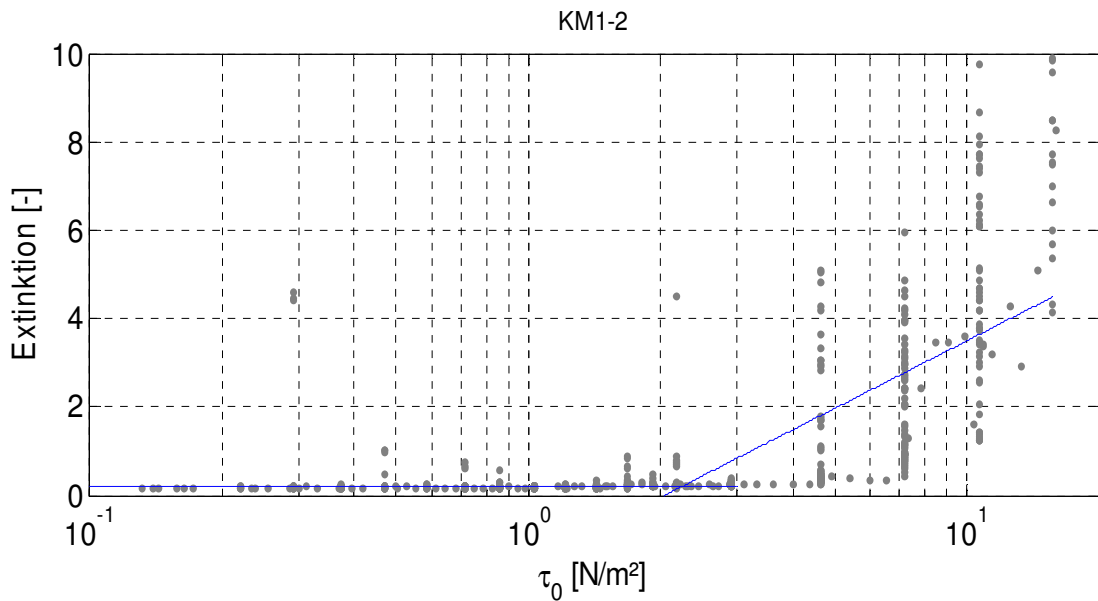
KM1-2 – Extinktion und CSB



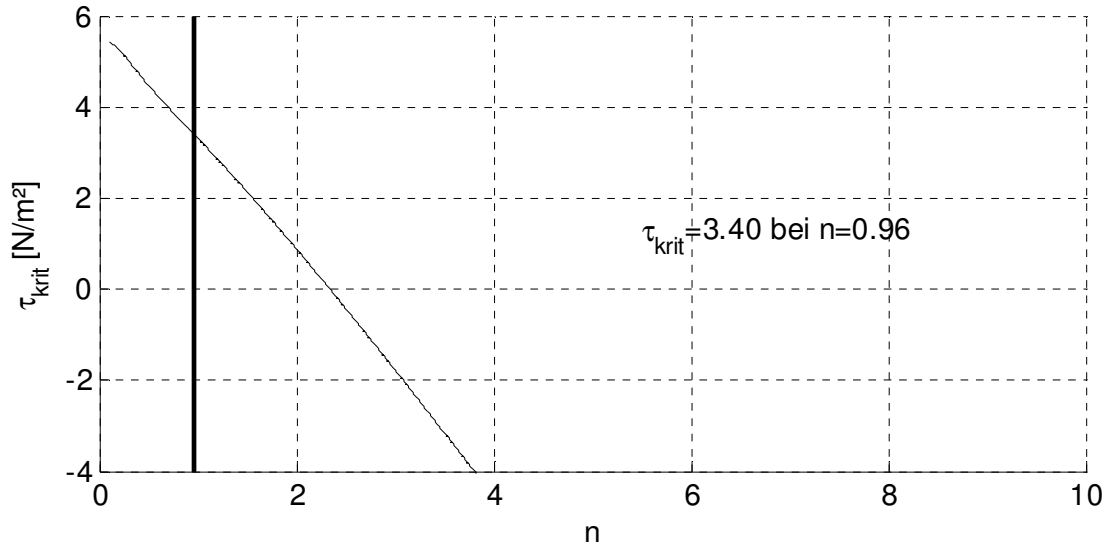
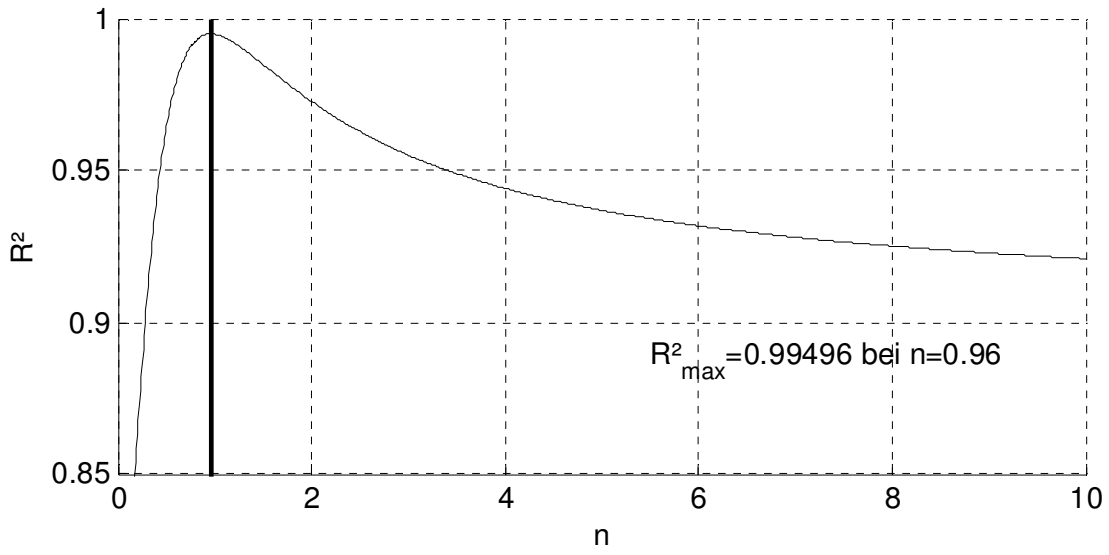
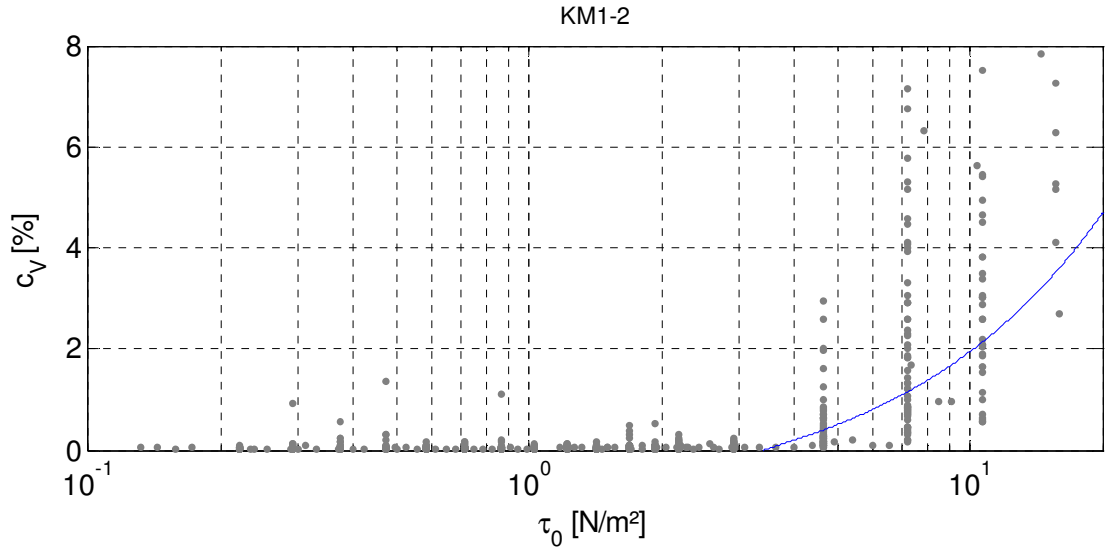
KM1-2 – Methode 1

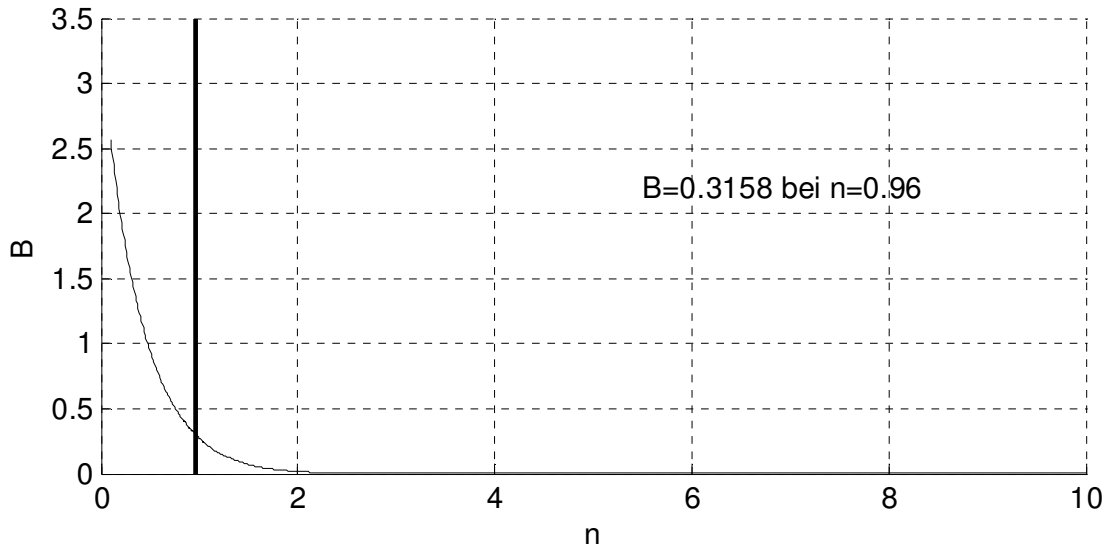


KM1-2 – Methode 2

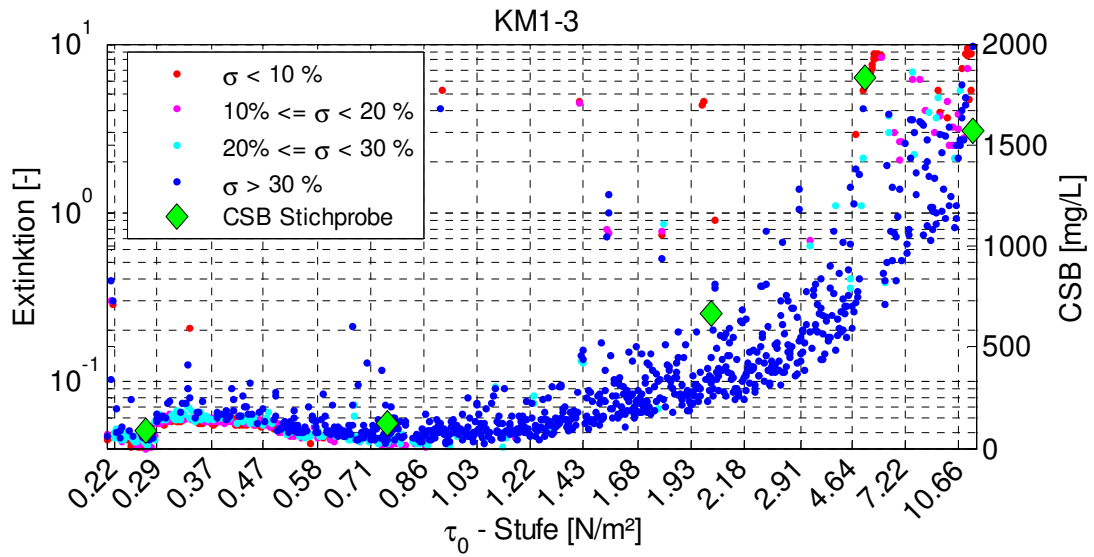


KM1-2 – Methode 3

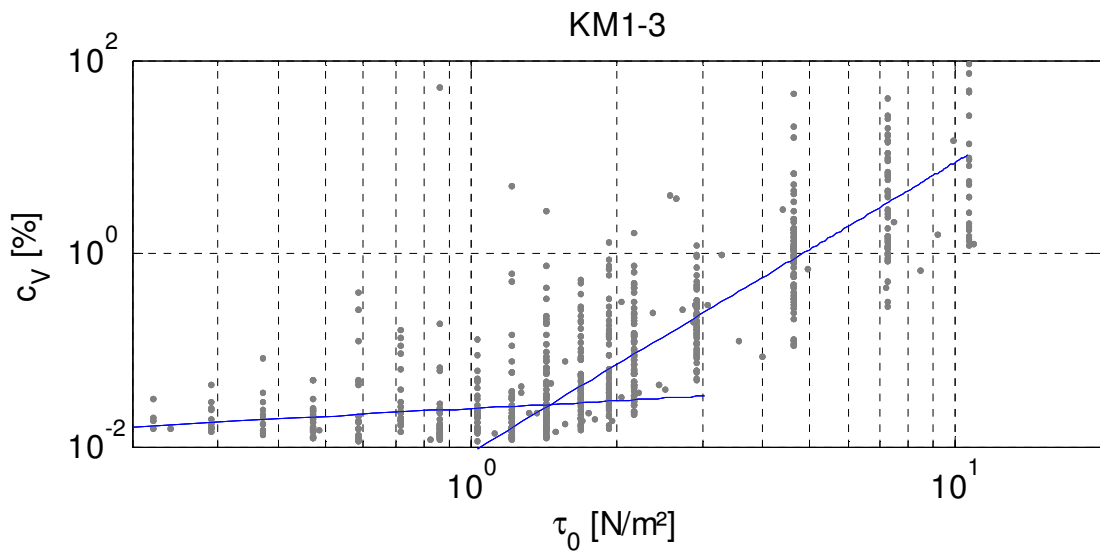




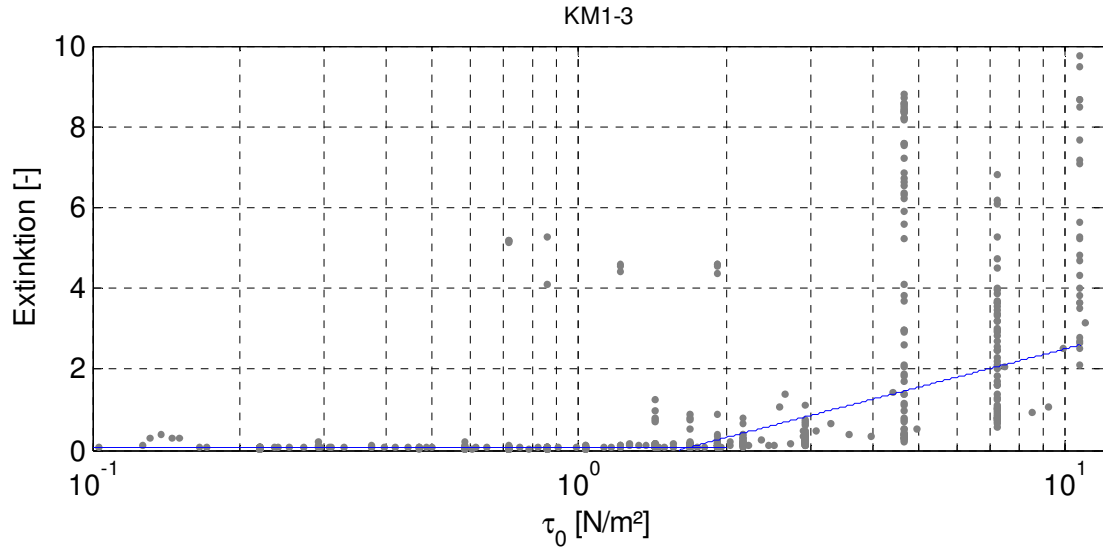
KM1-3 – Extinktion und CSB



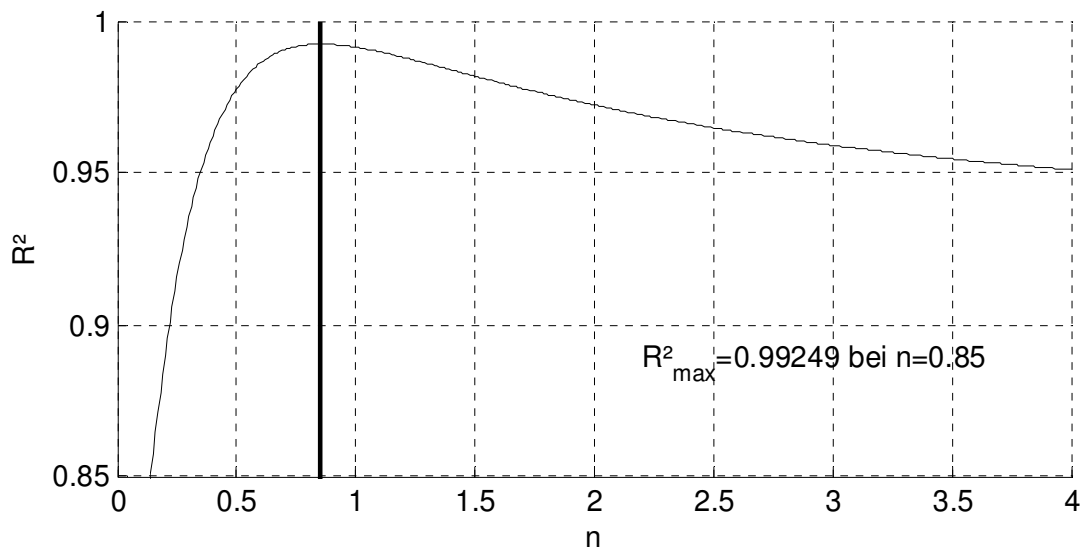
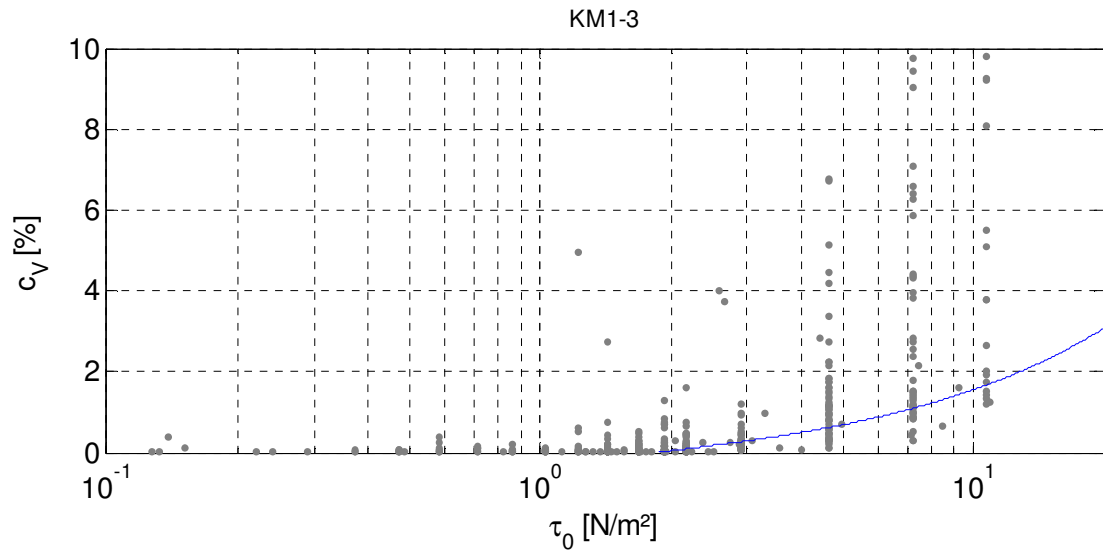
KM1-3 – Methode 1

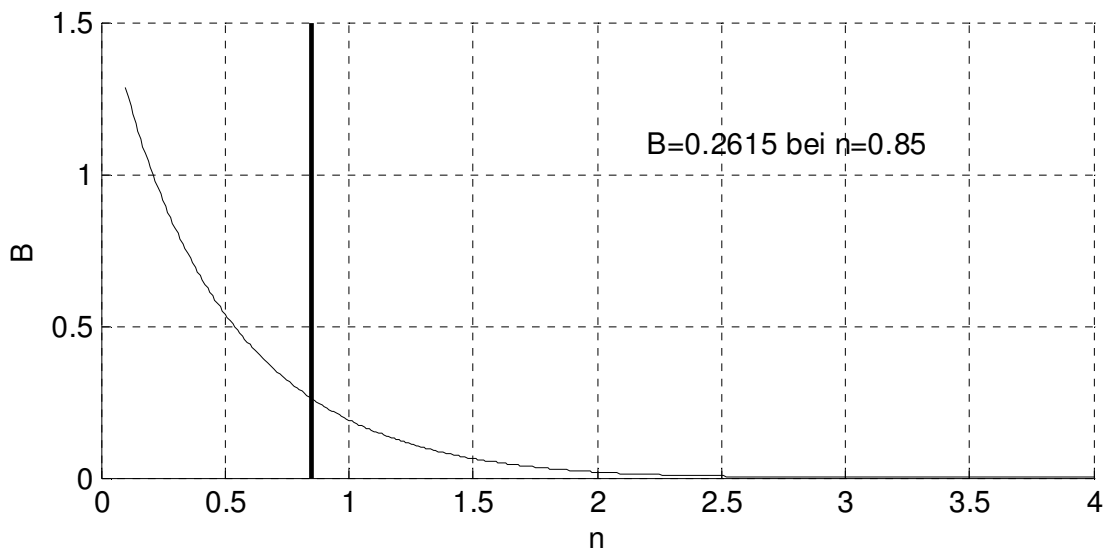
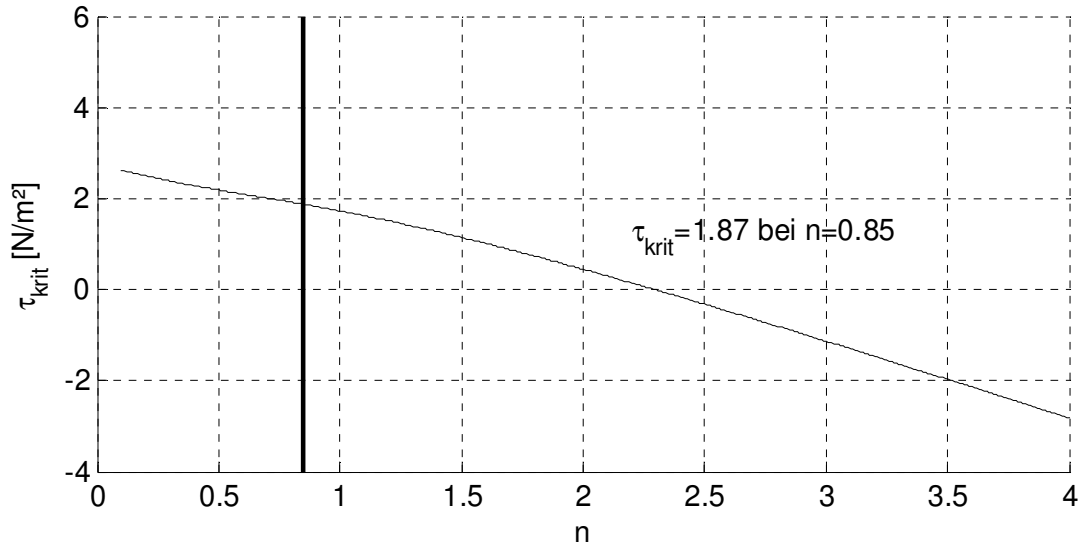


KM1-3 – Methode 2

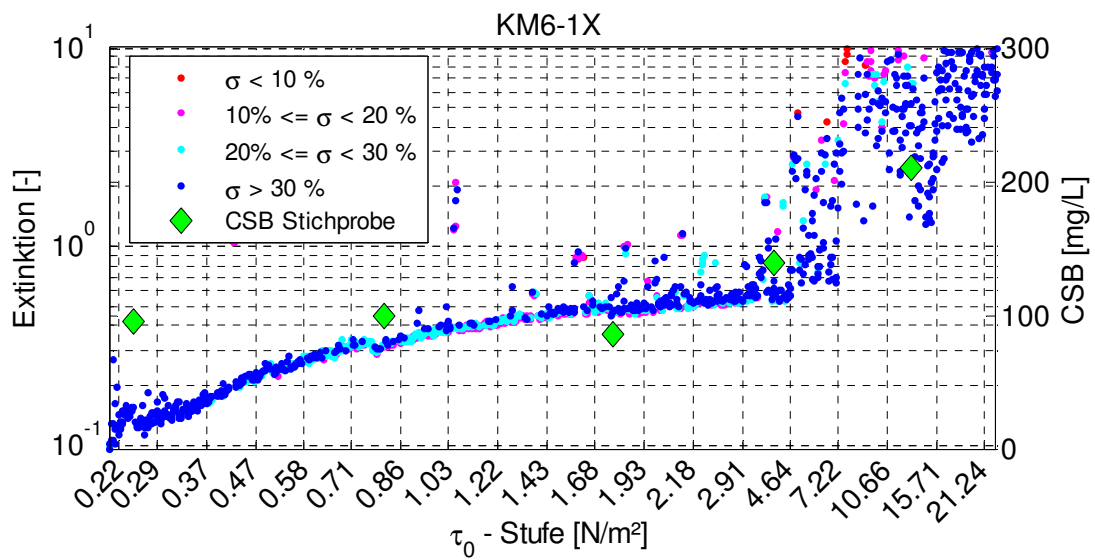


KM1-3 – Methode 3

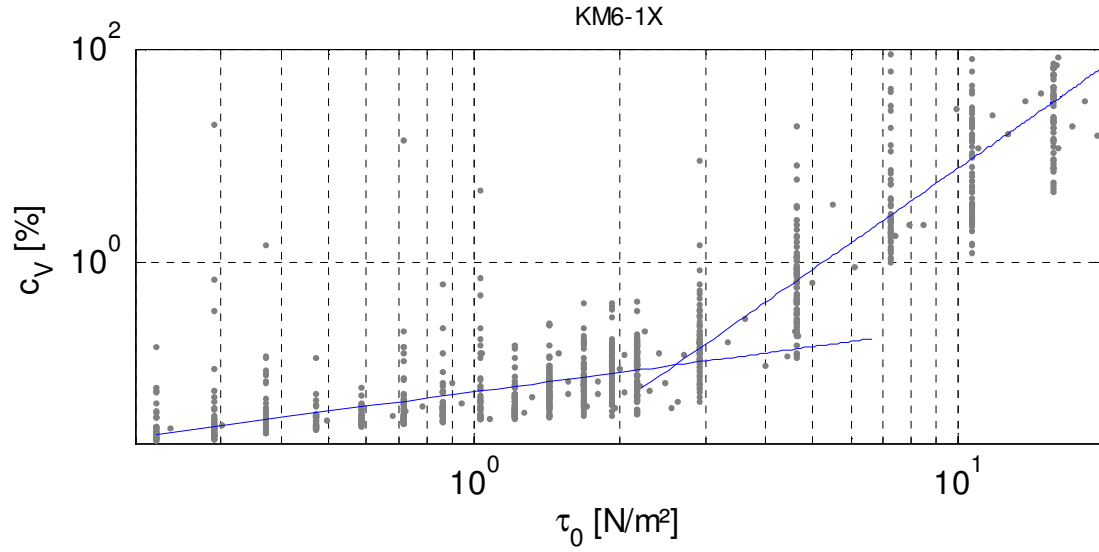




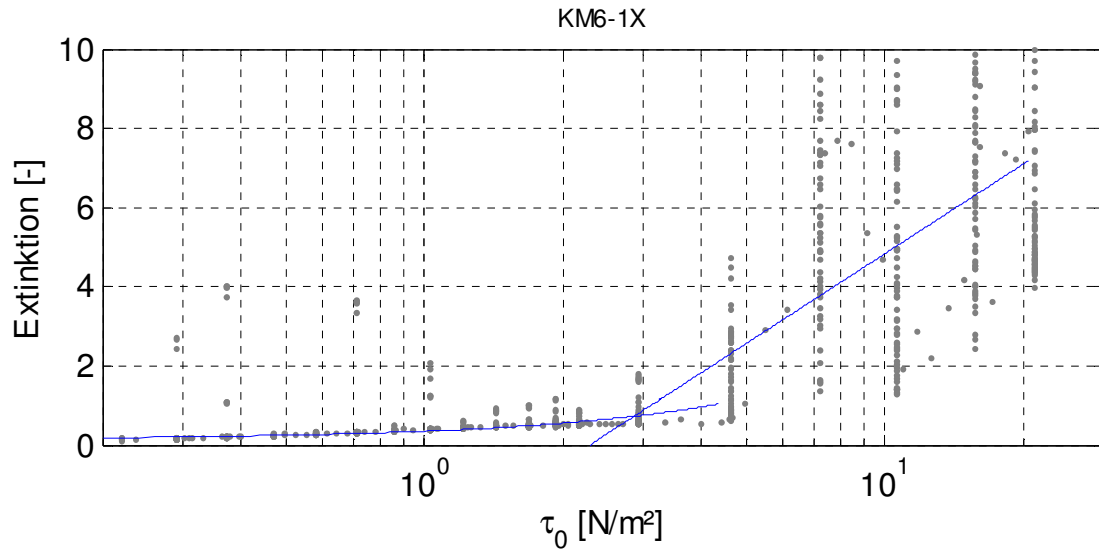
KM6-1X – Extinktion und CSB



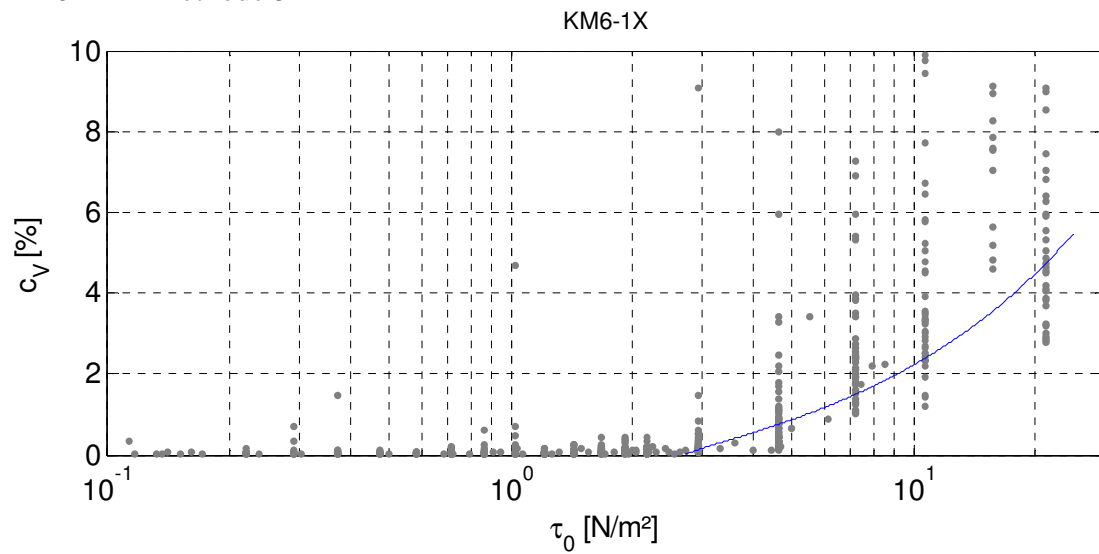
KM6-1X – Methode 1



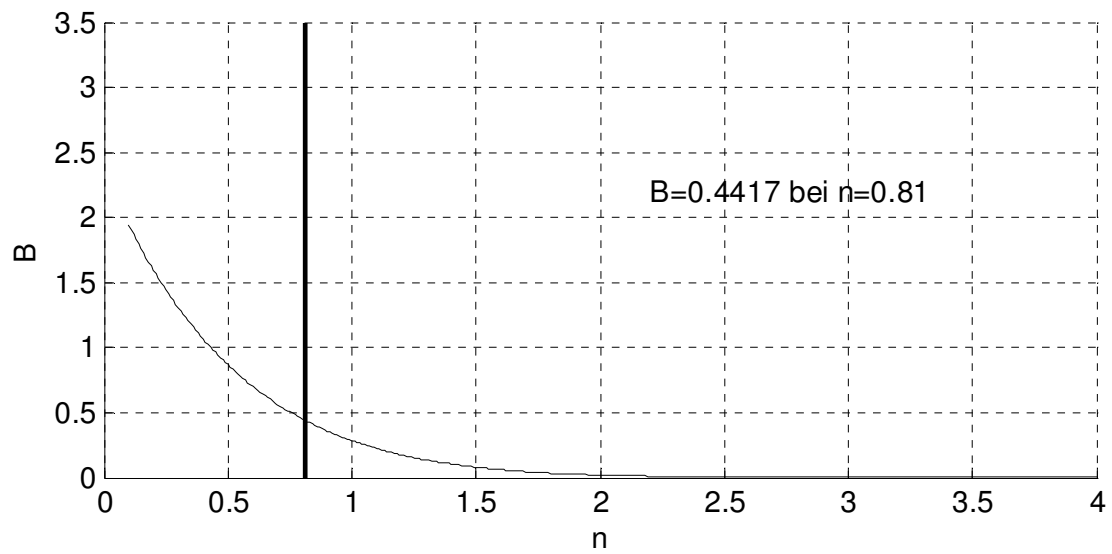
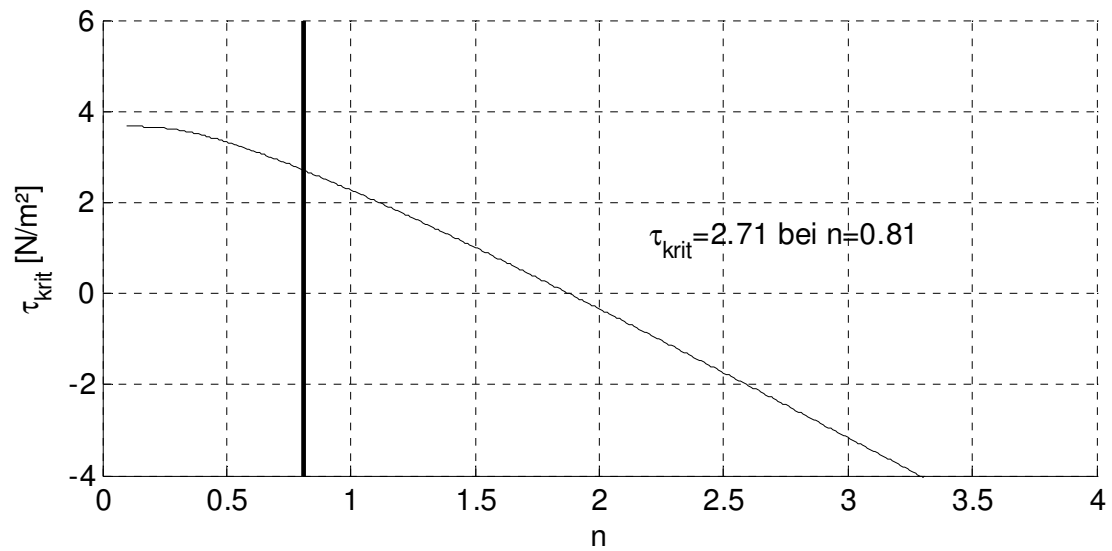
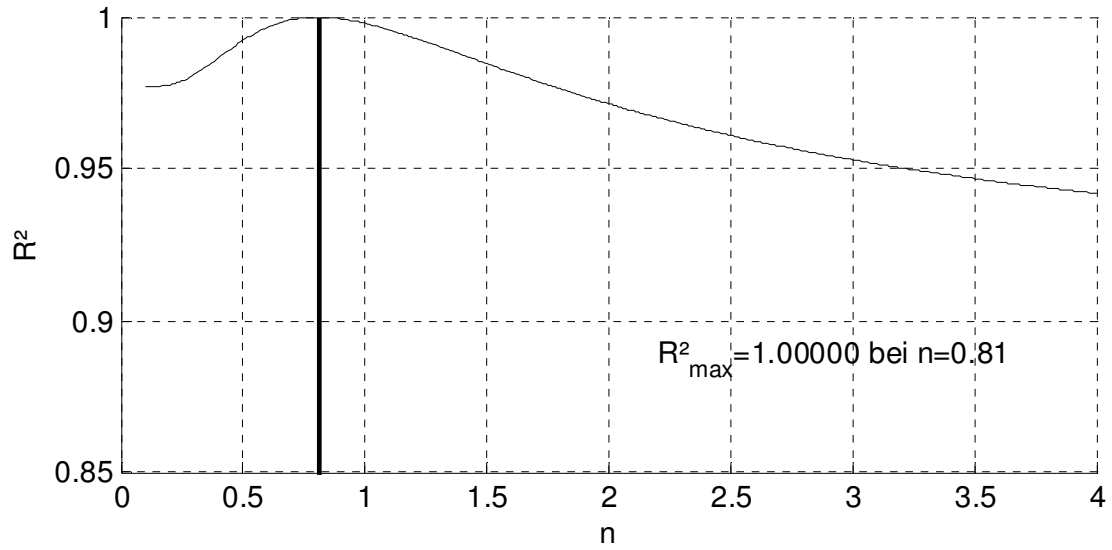
KM6-1X – Methode 2



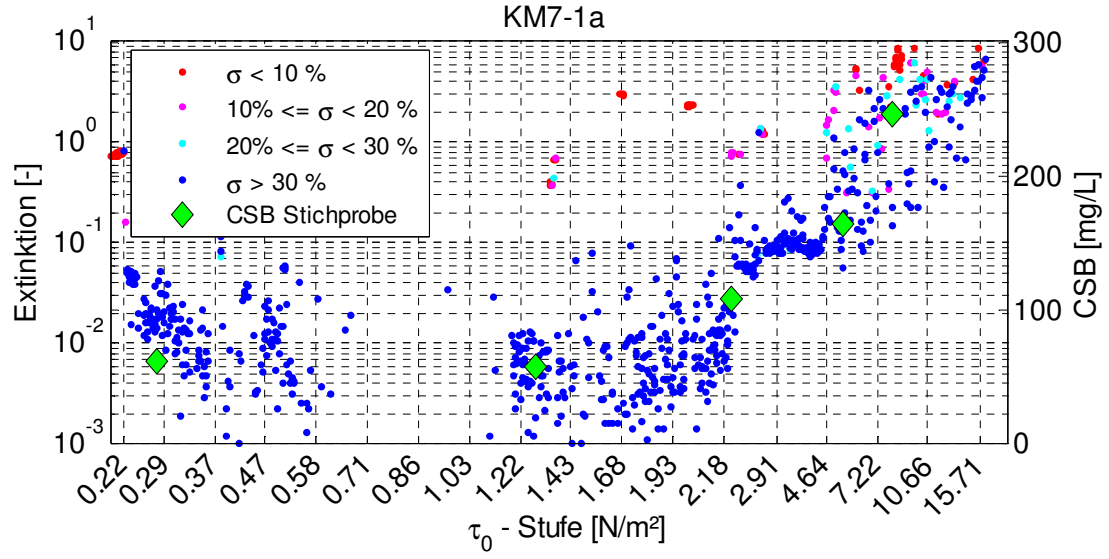
KM6-1X – Methode 3



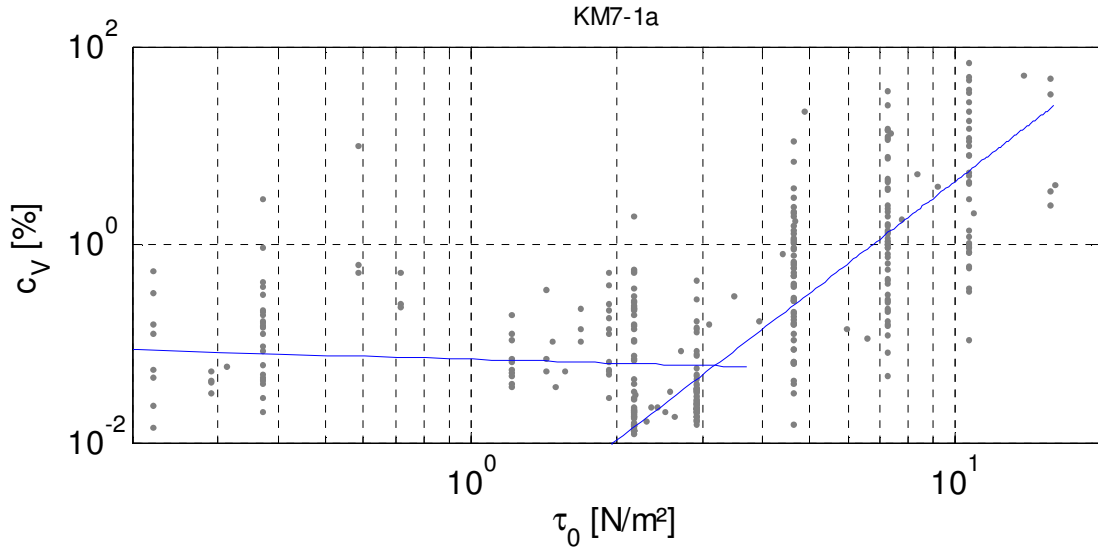
KM6-1X – Methode 3



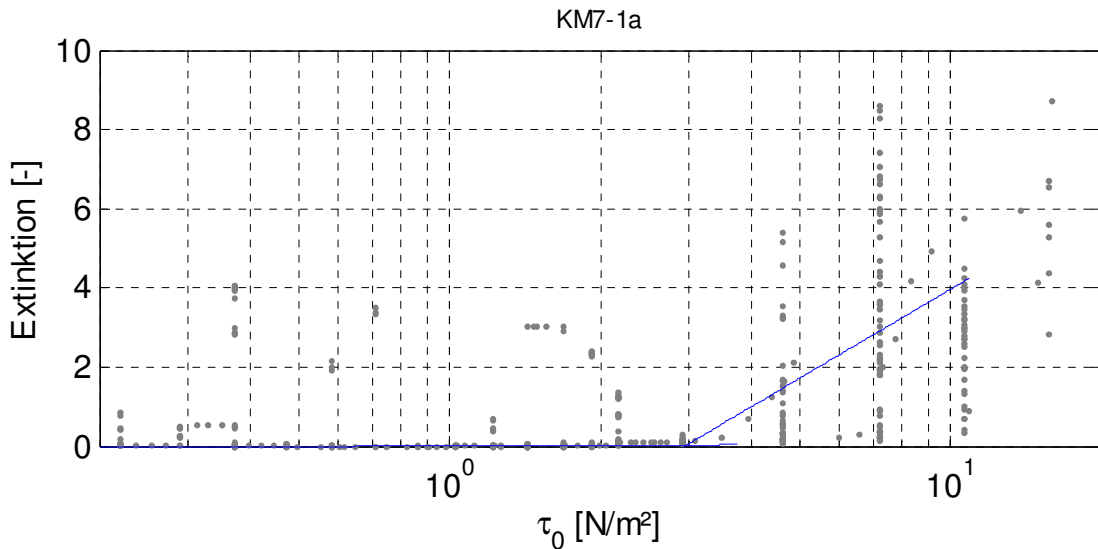
KM7-1a – Extinktion und CSB



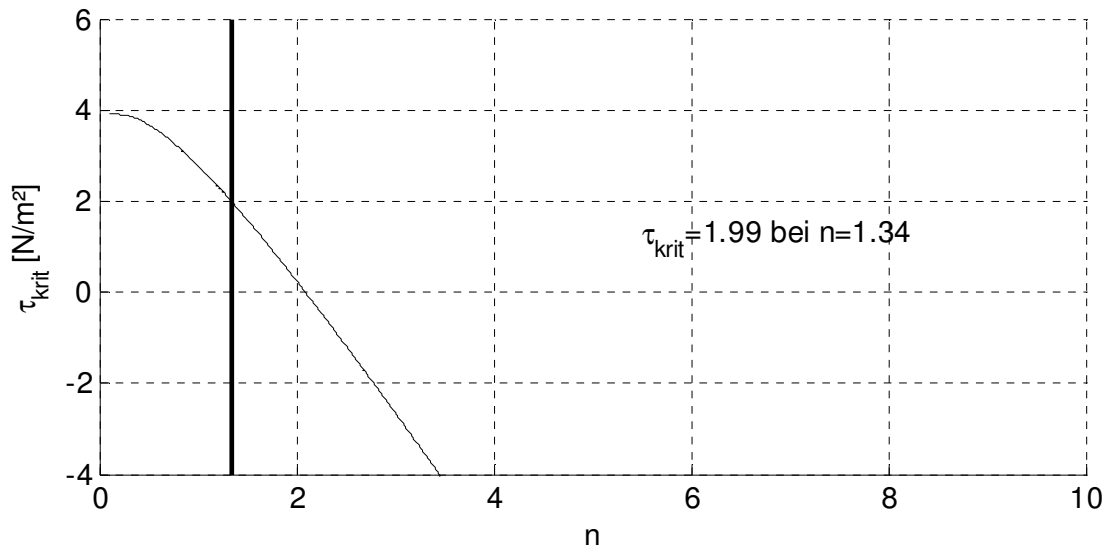
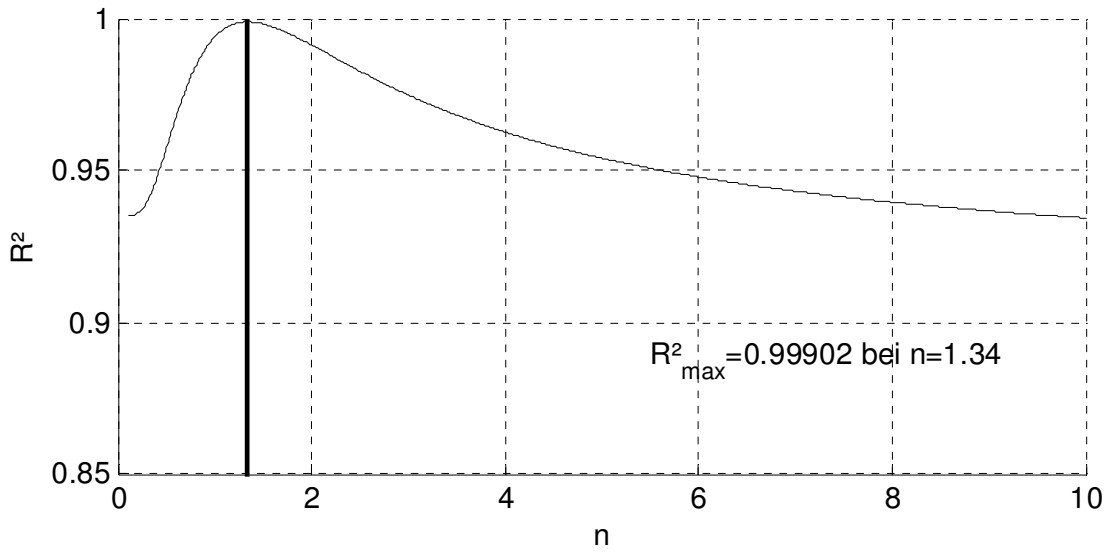
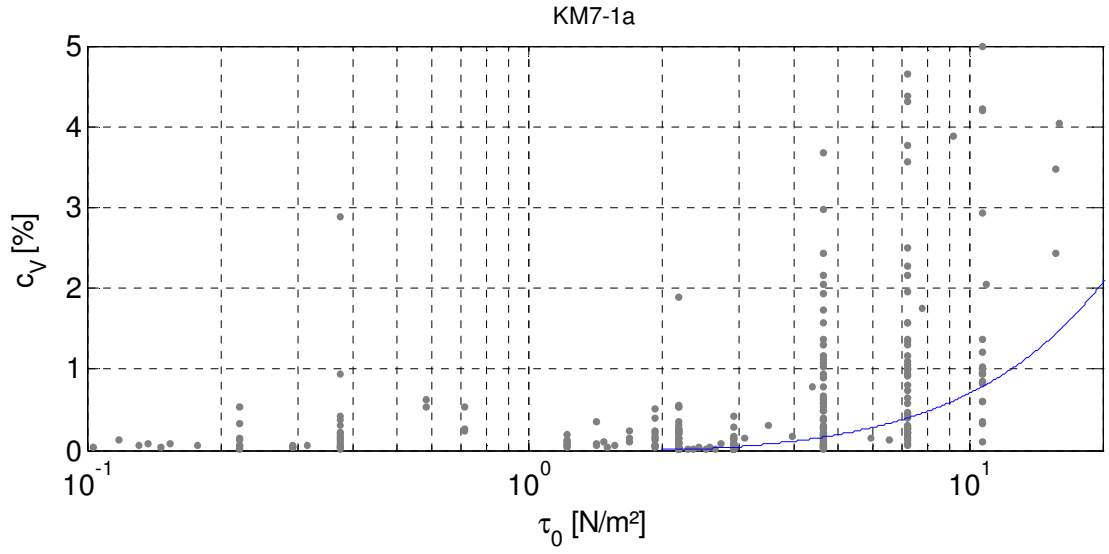
KM7-1a – Methode 1

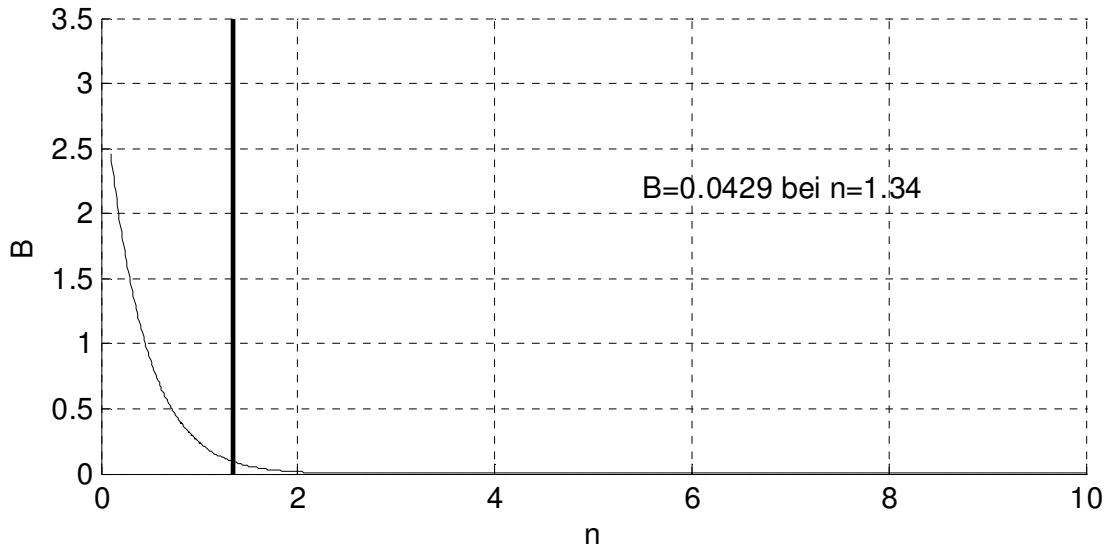


KM7-1a – Methode 2

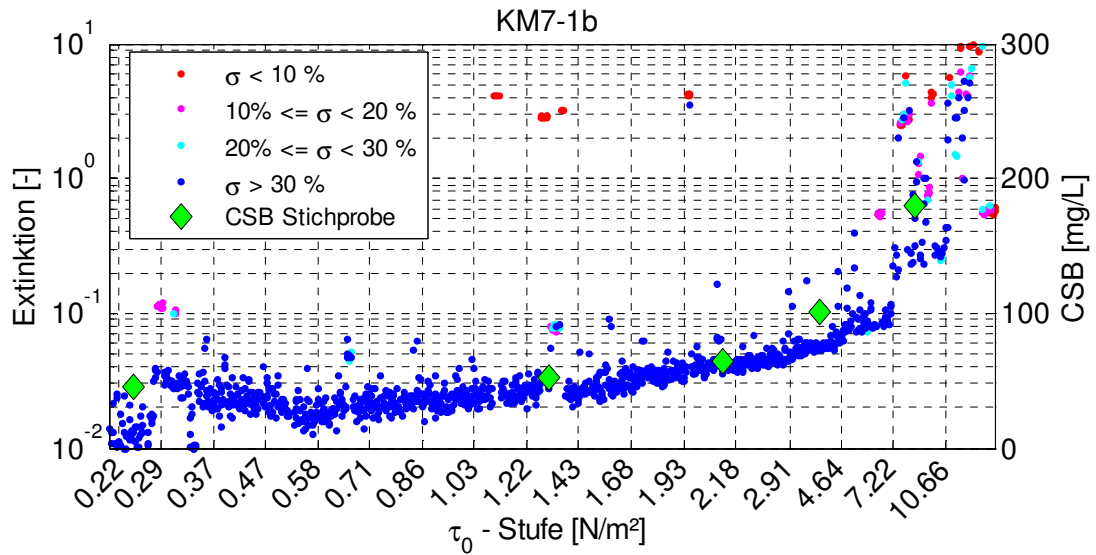


KM7-1a – Methode 3

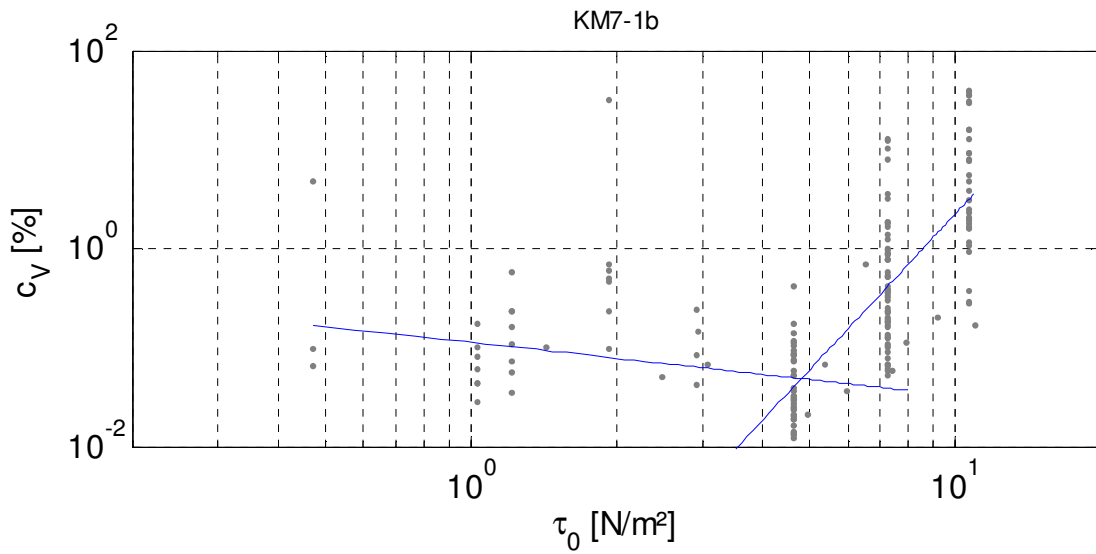




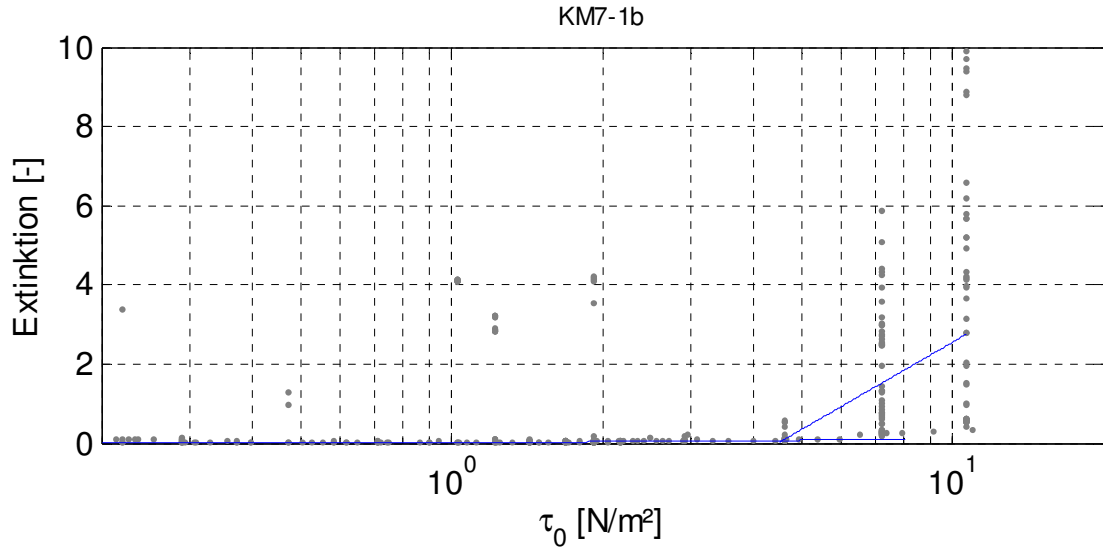
KM7-1b – Extinktion und CSB



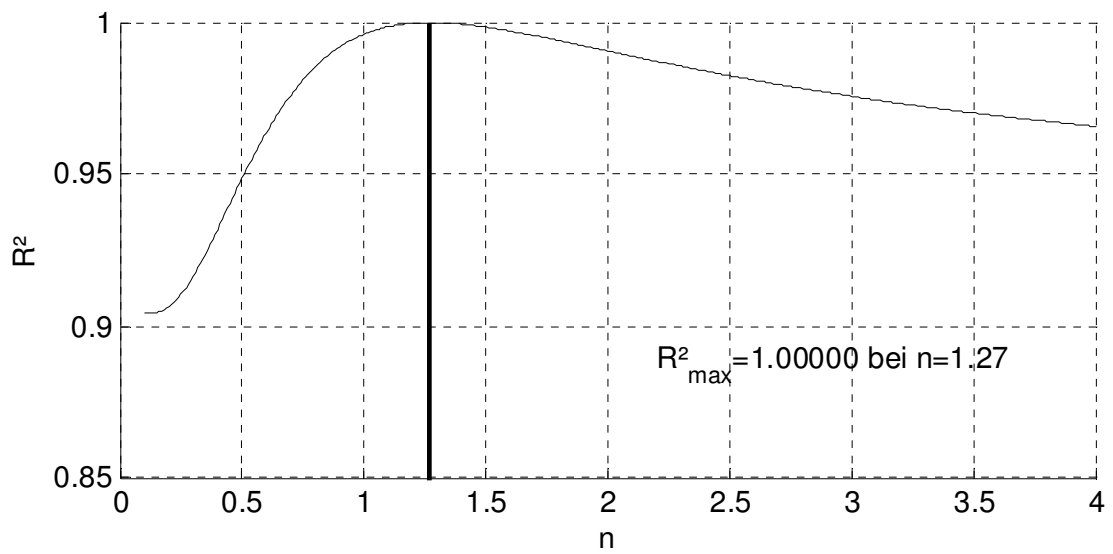
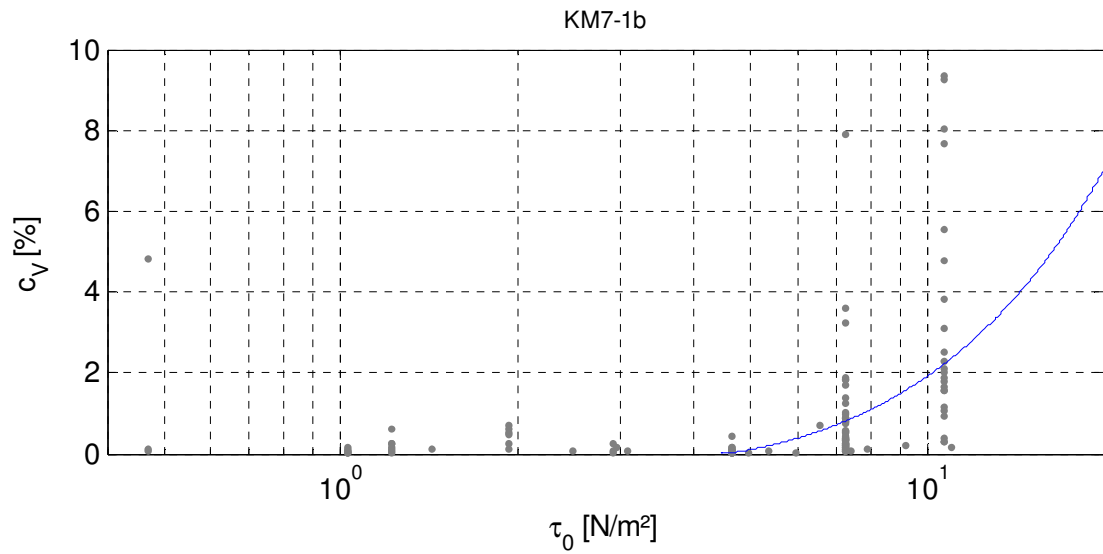
KM7-1a – Methode 1

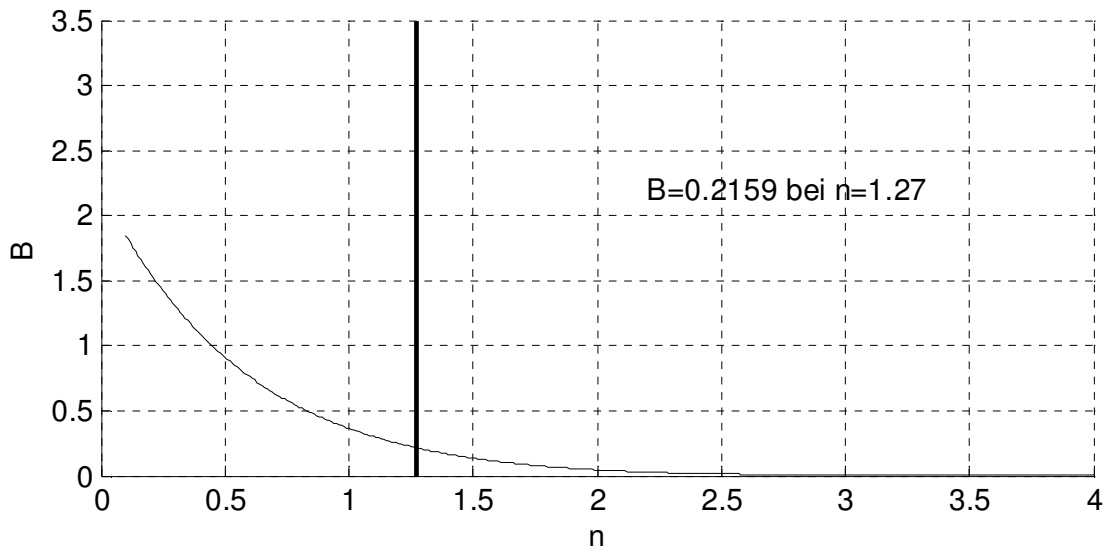
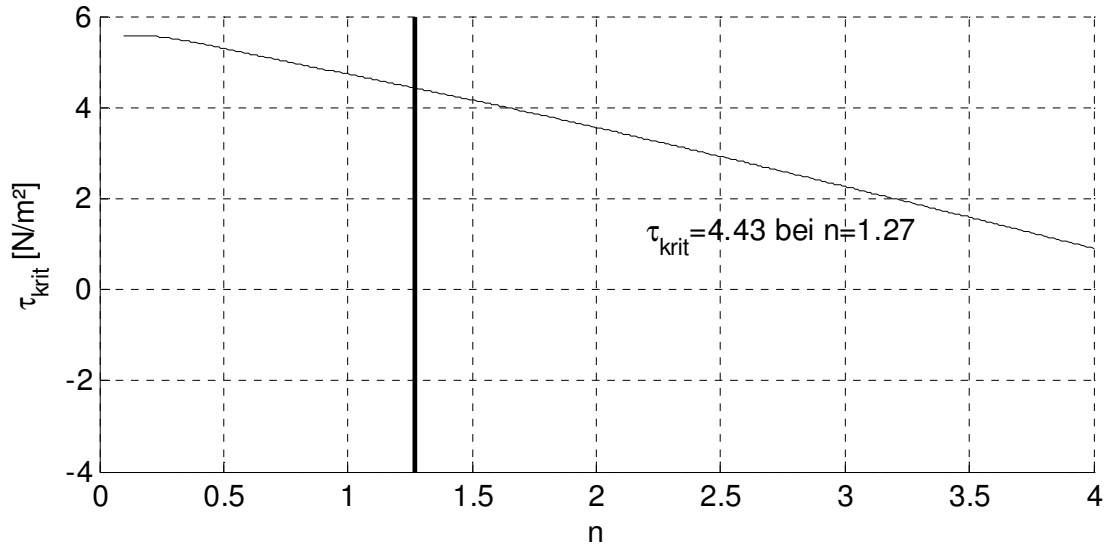


KM7-1a – Methode 2

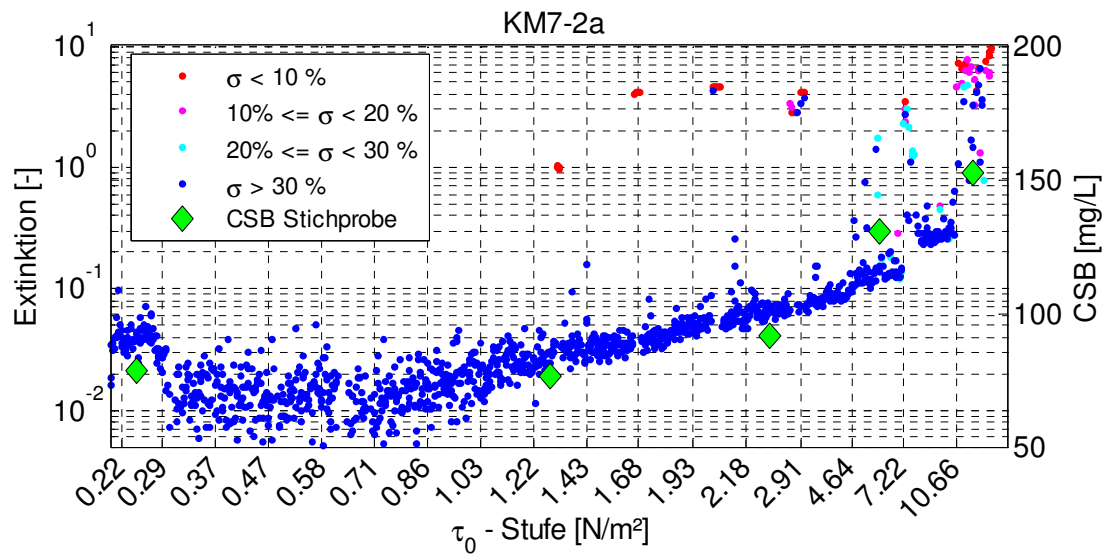


KM7-1b – Methode 3

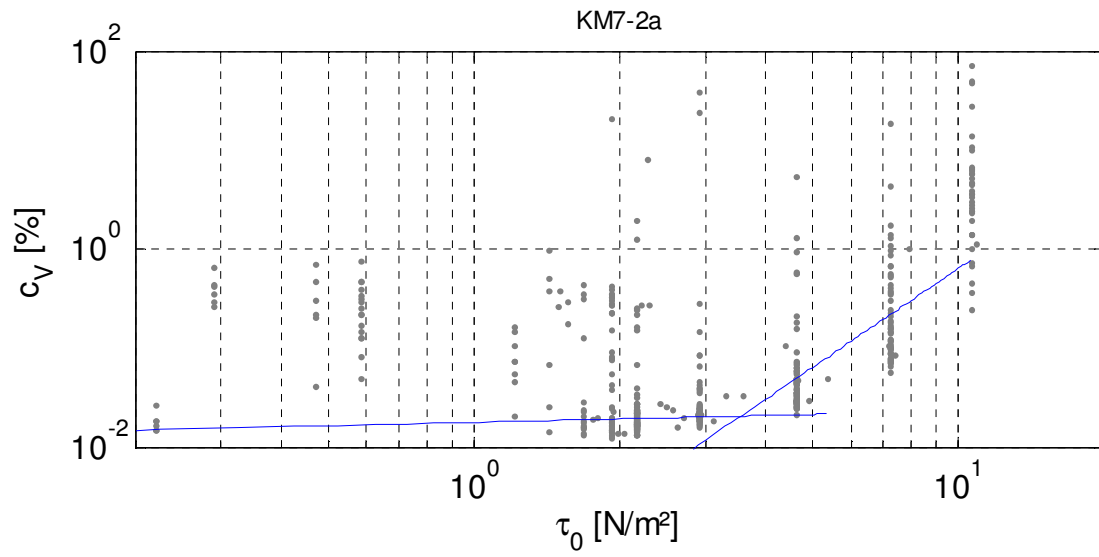




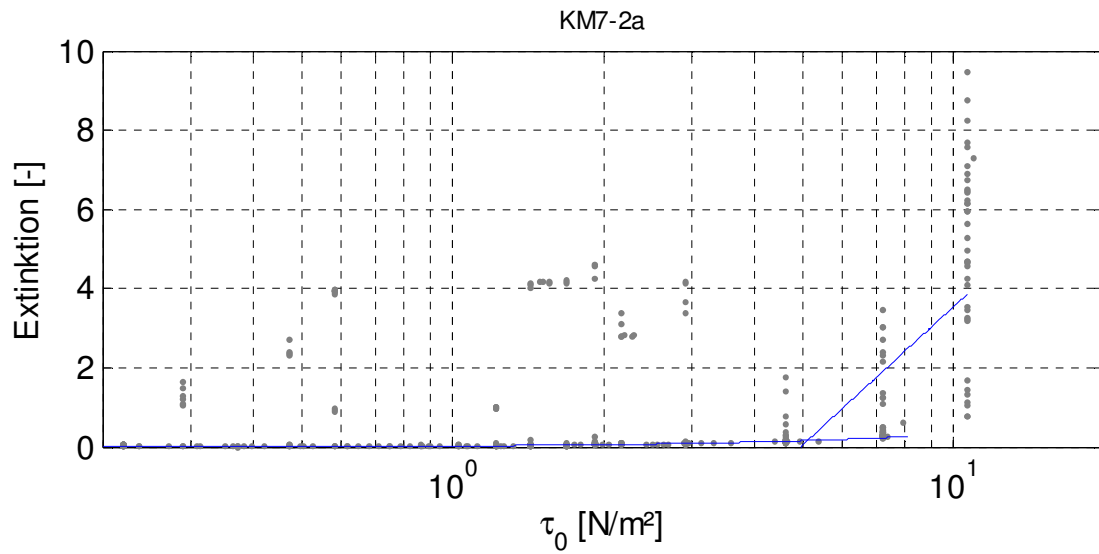
KM7-2a – Extinktion und CSB



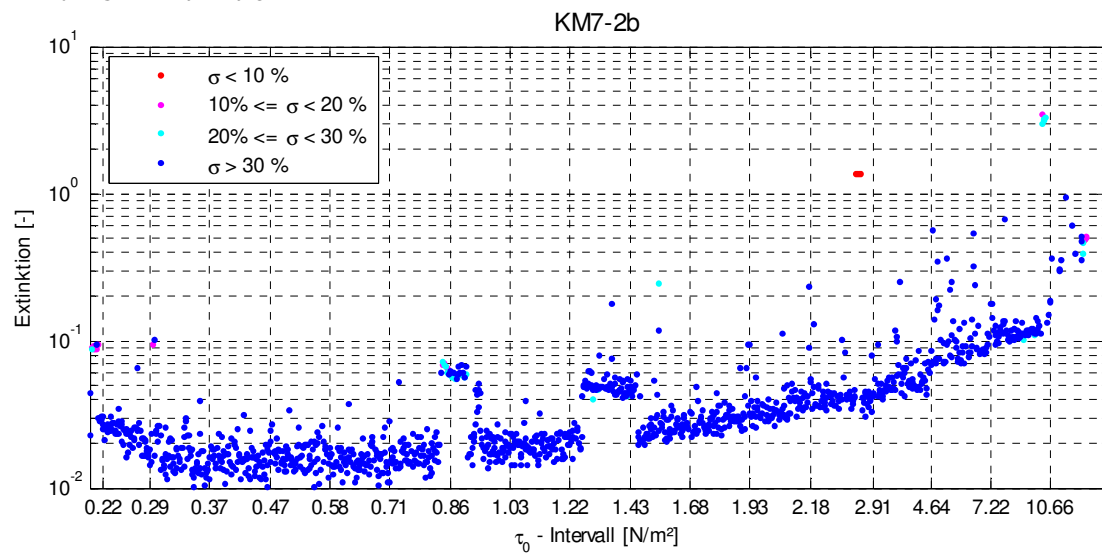
KM7-2a – Methode 1



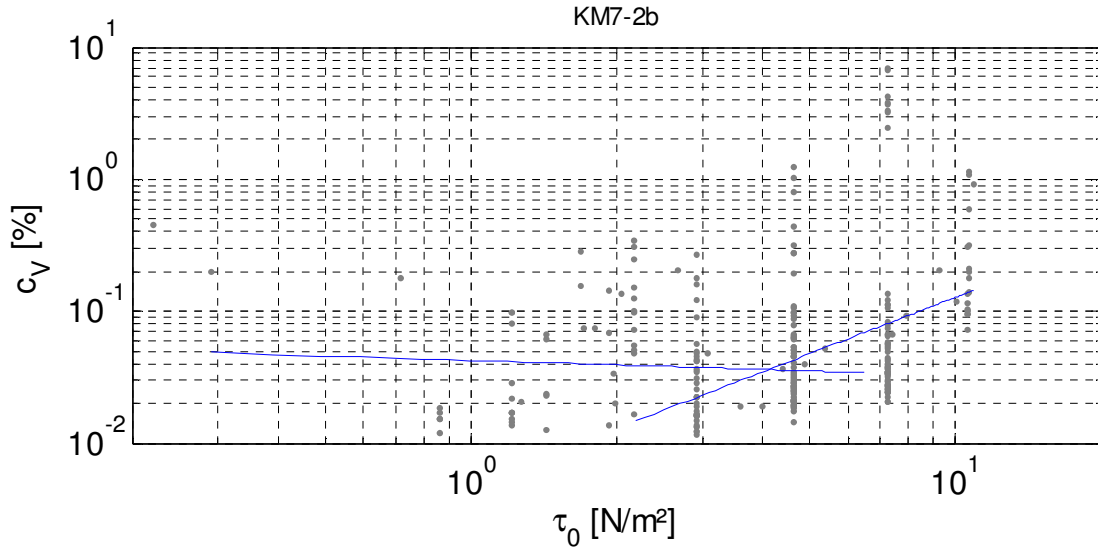
KM7-2a – Methode 2



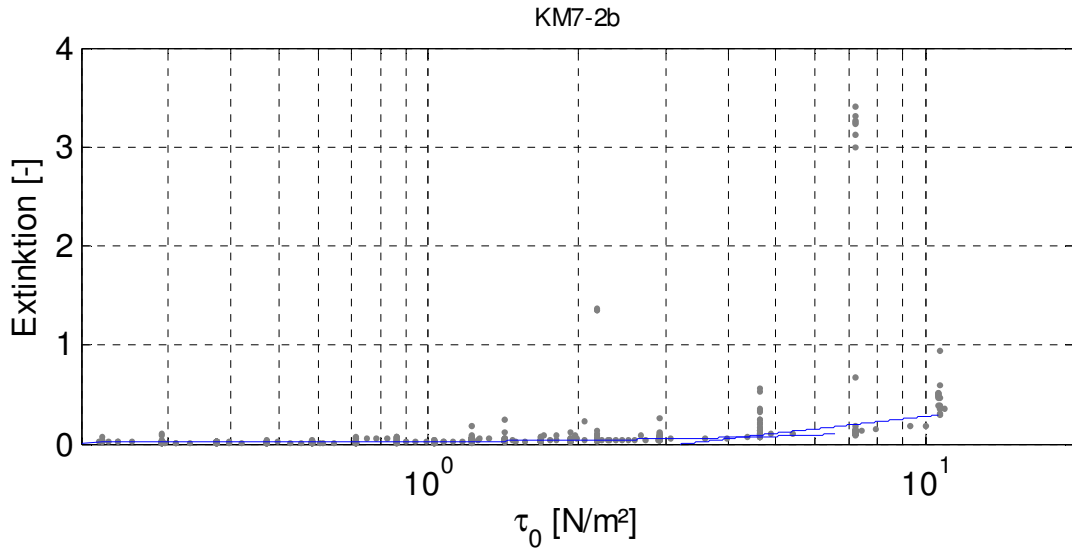
KM7-2b – Extinktion



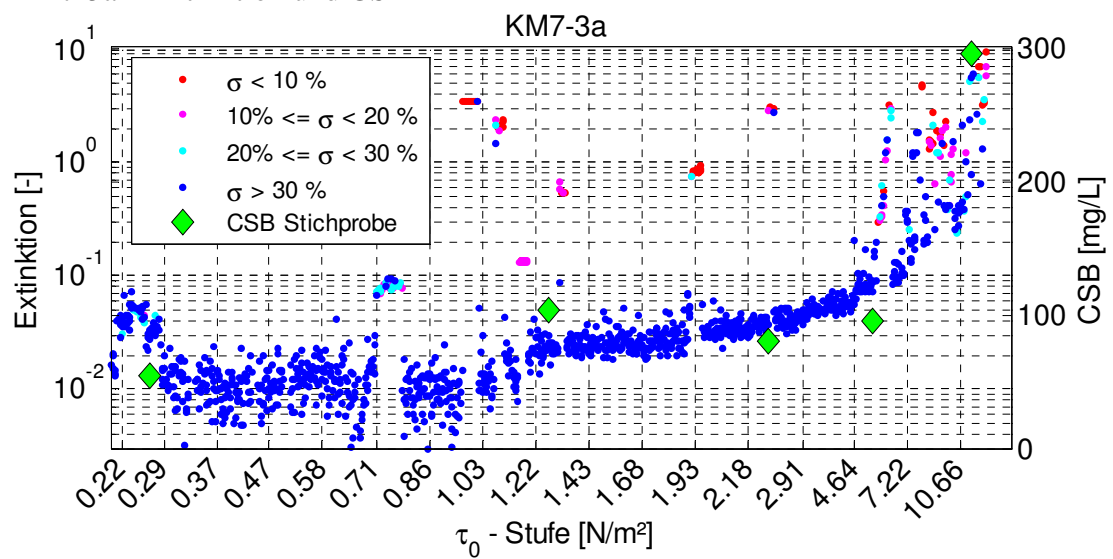
KM7-2b – Methode 1



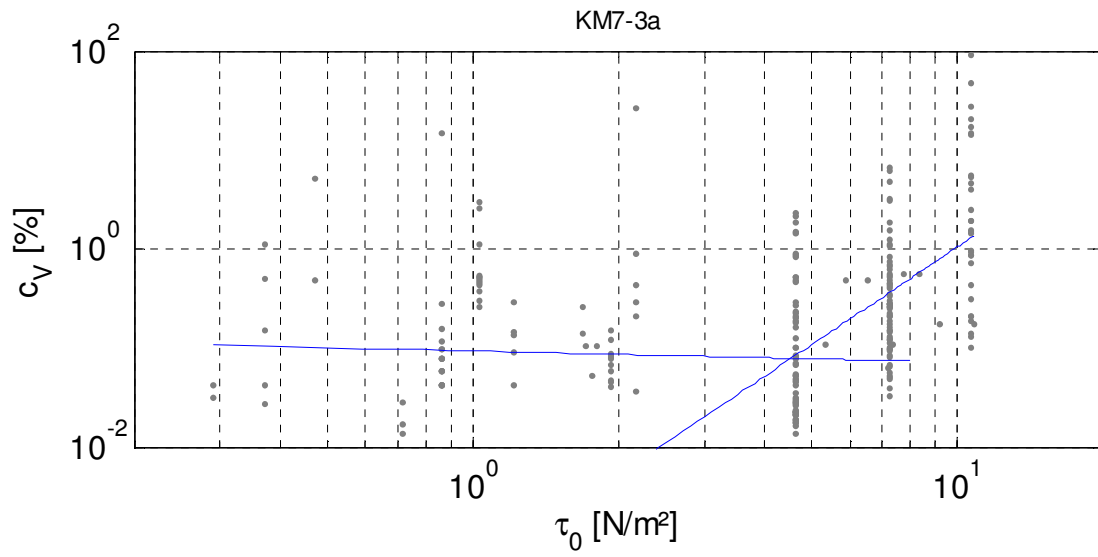
KM7-2b – Methode 1



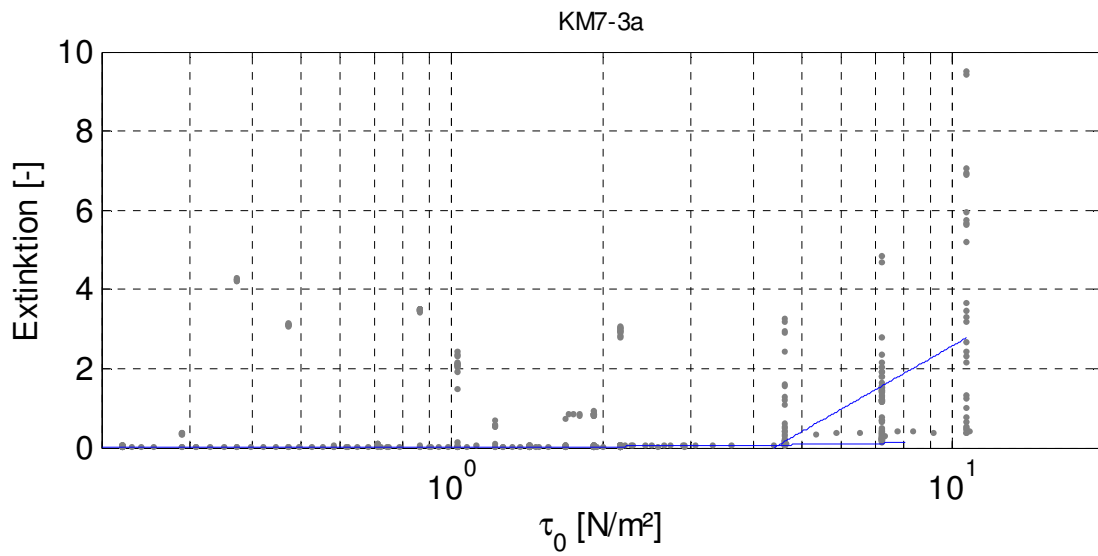
KM7-3a – Extinktion und CSB



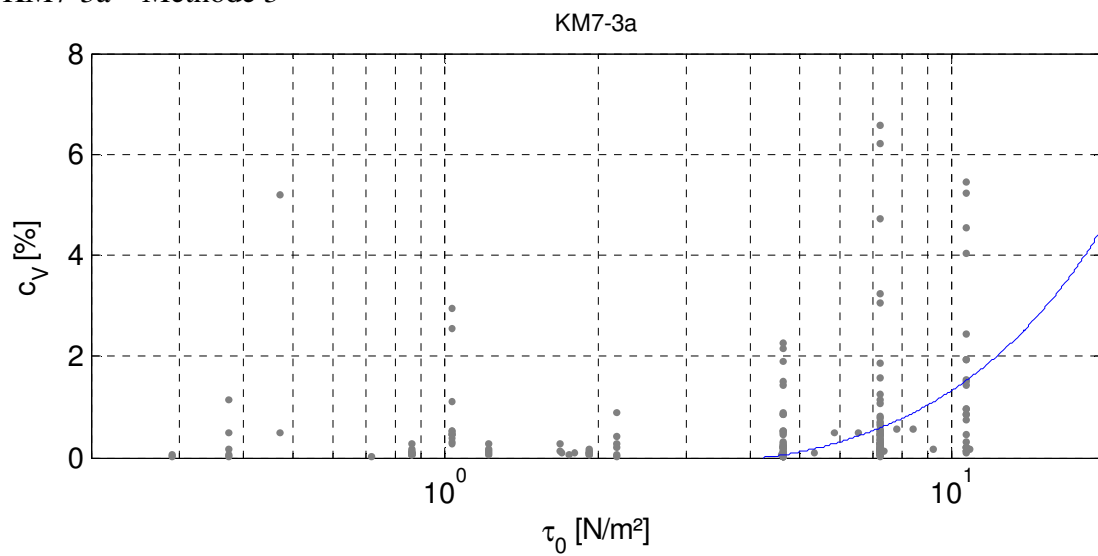
KM7-3a – Methode 1

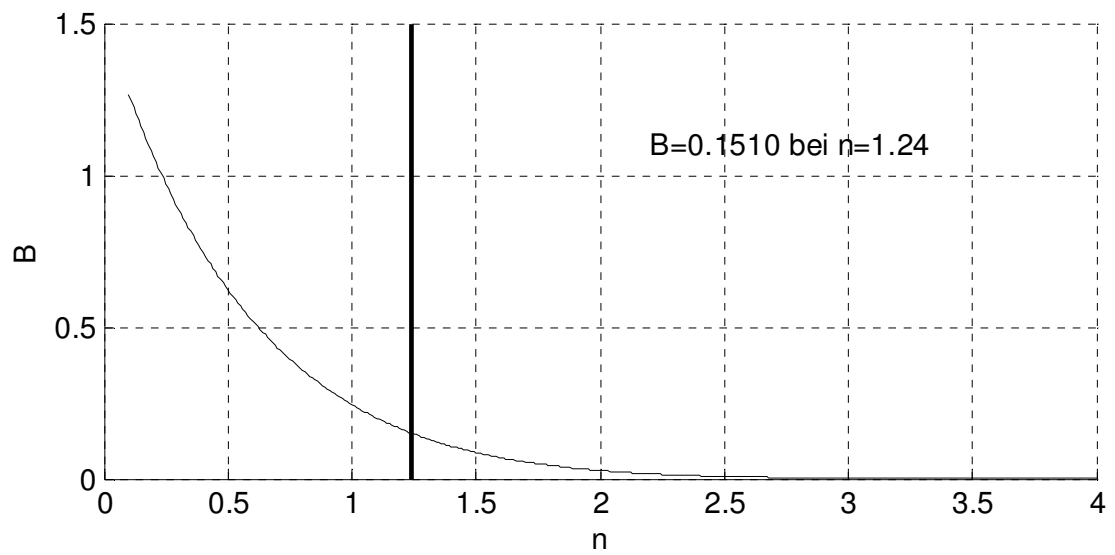
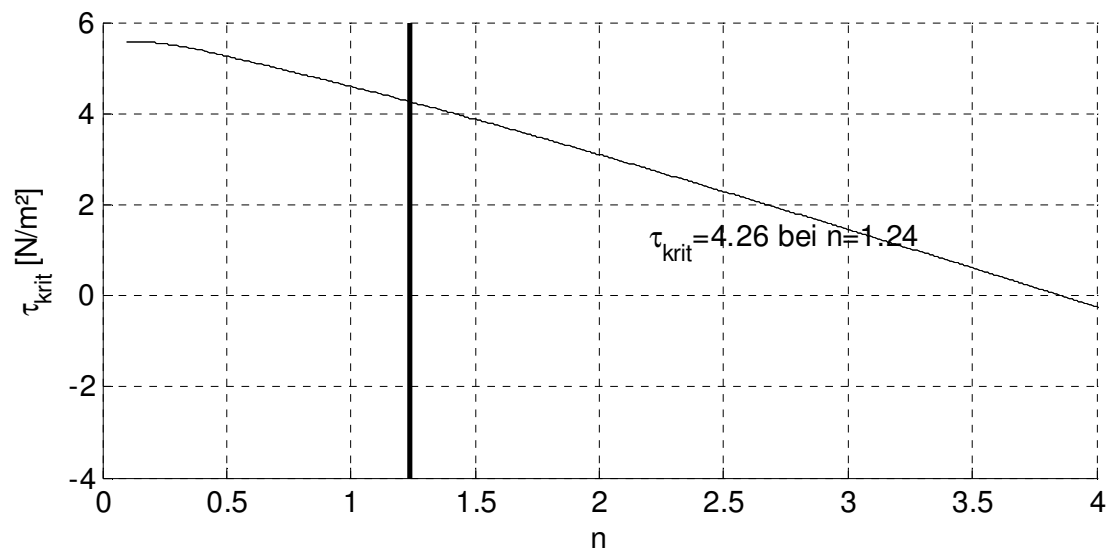
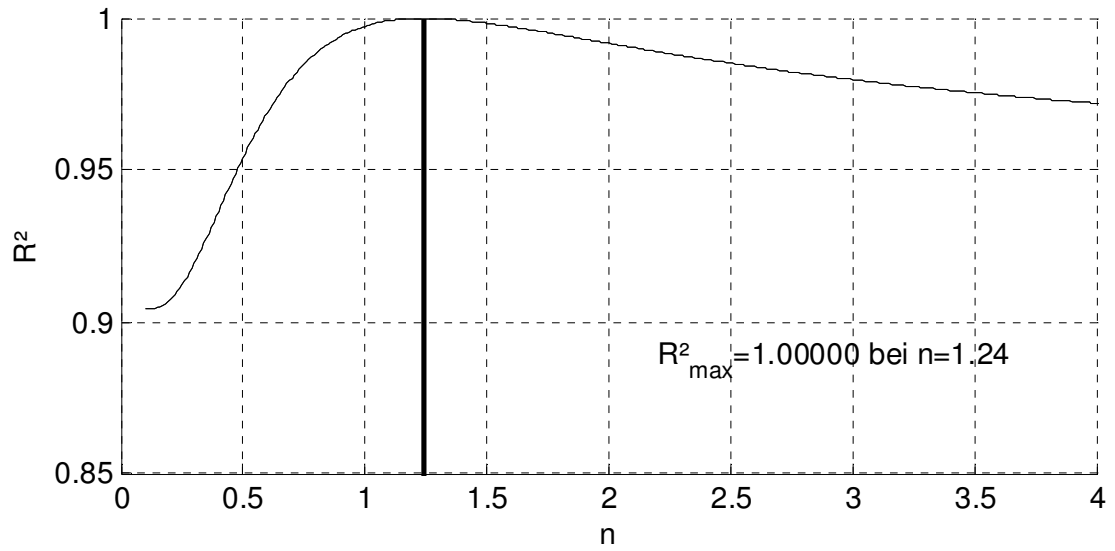


KM7-3a – Methode 2

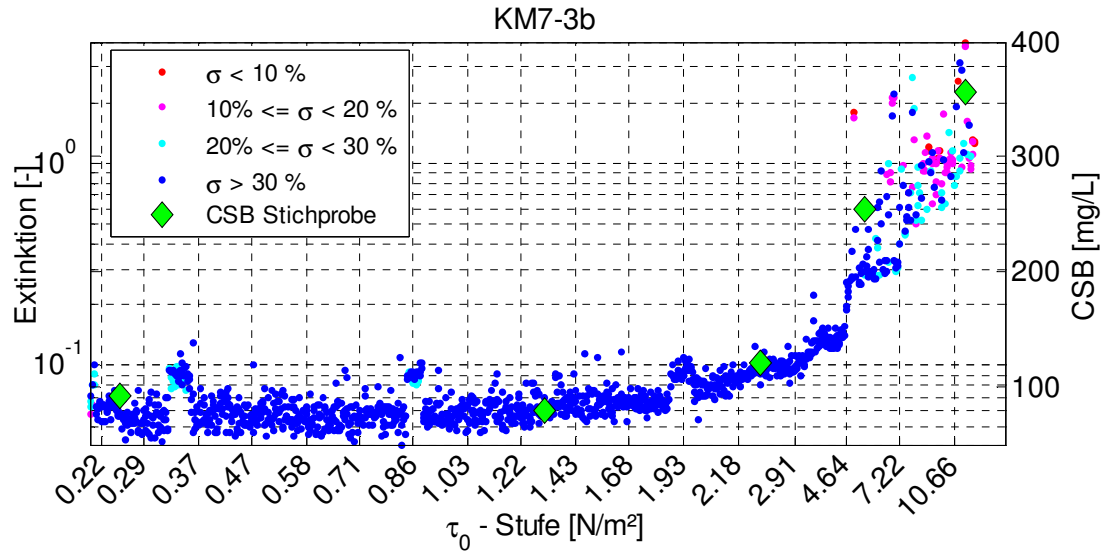


KM7-3a – Methode 3

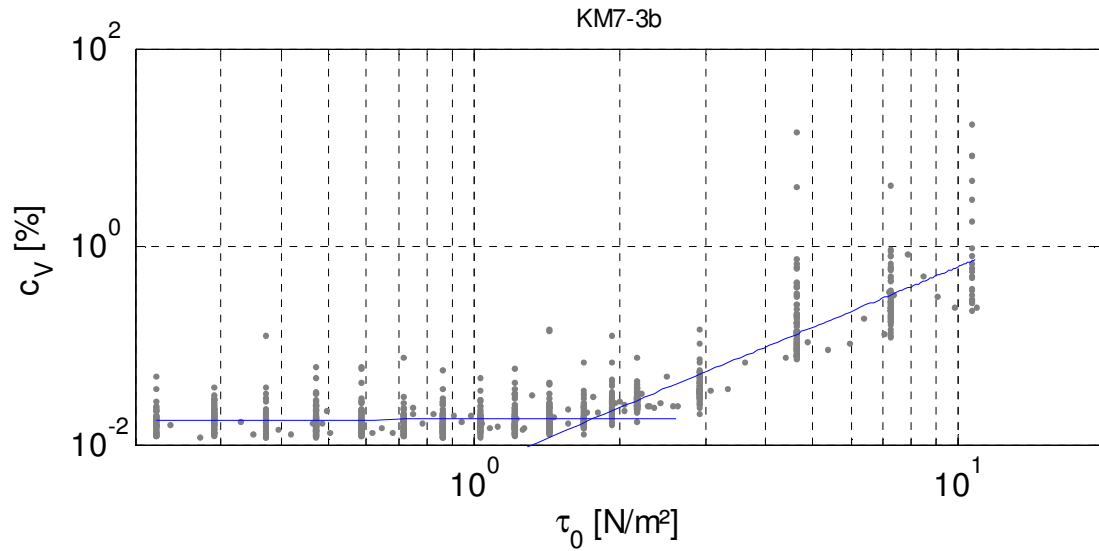




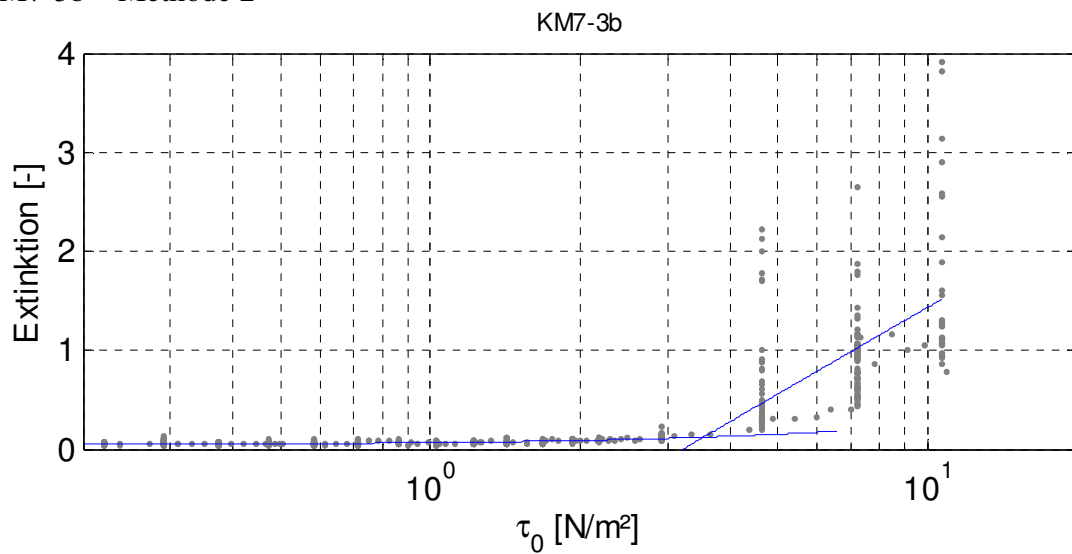
KM7-3b – Extinktion und CSB



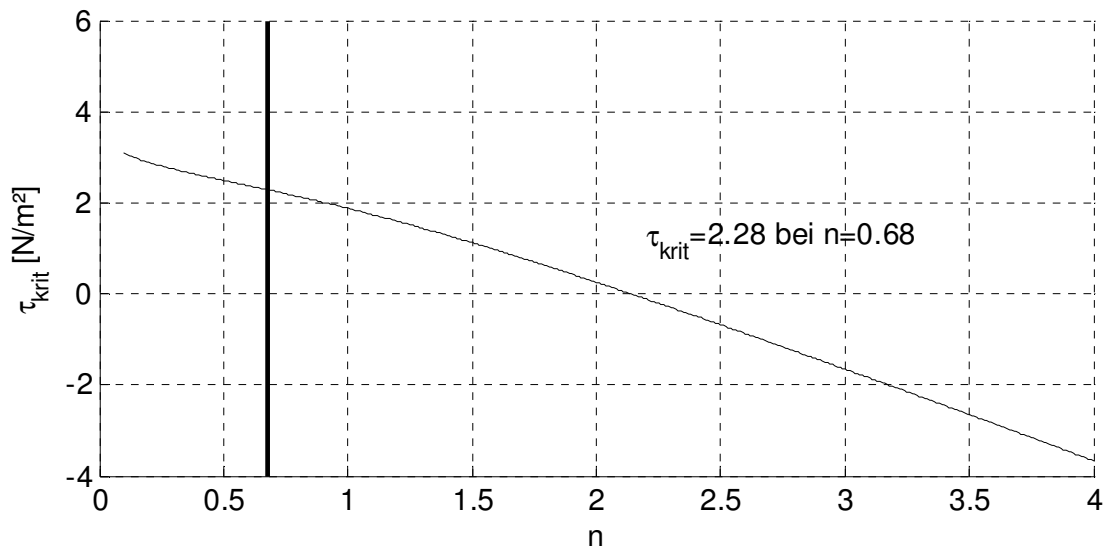
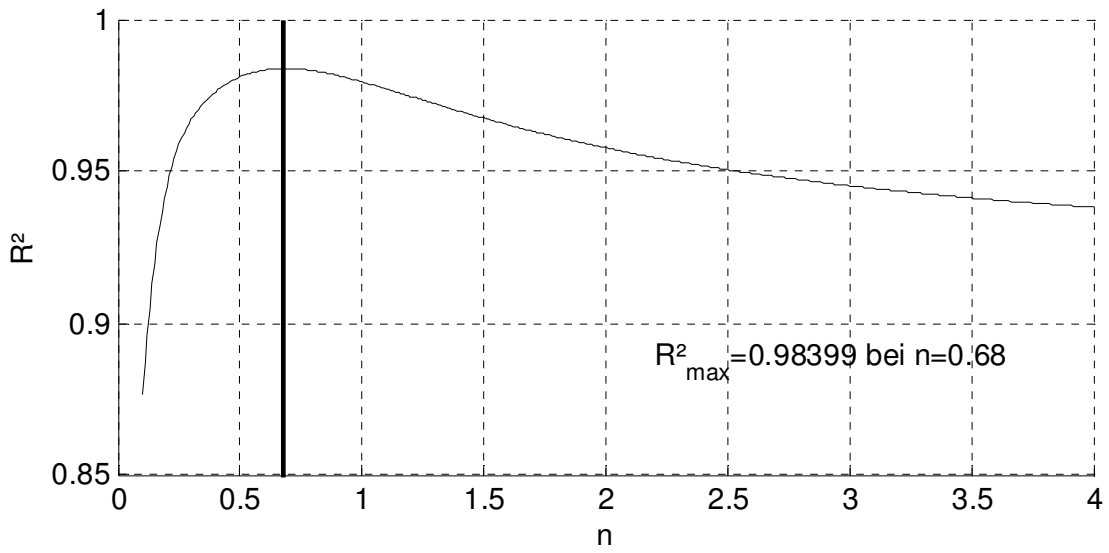
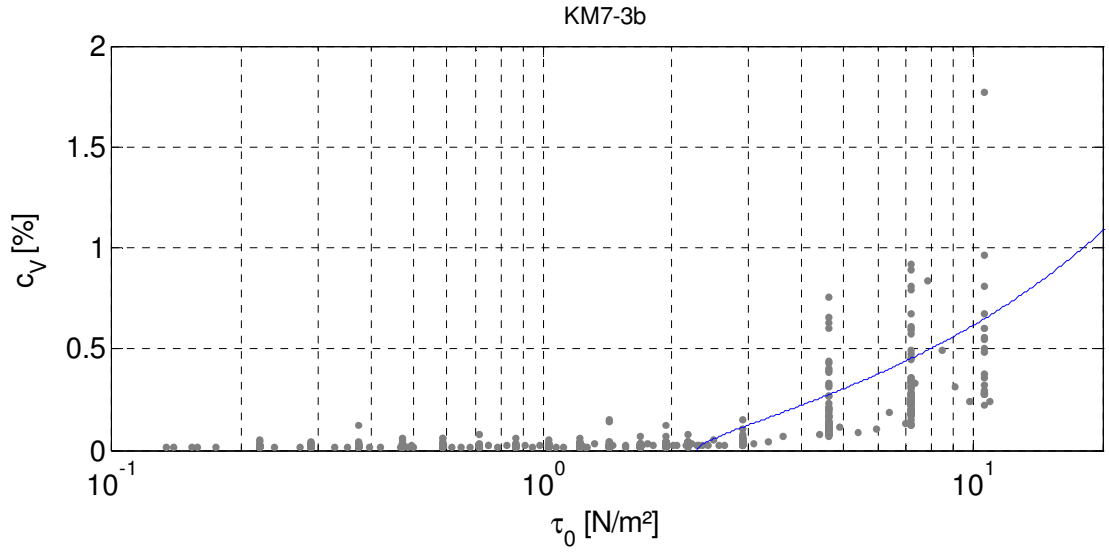
KM7-3b – Methode 1

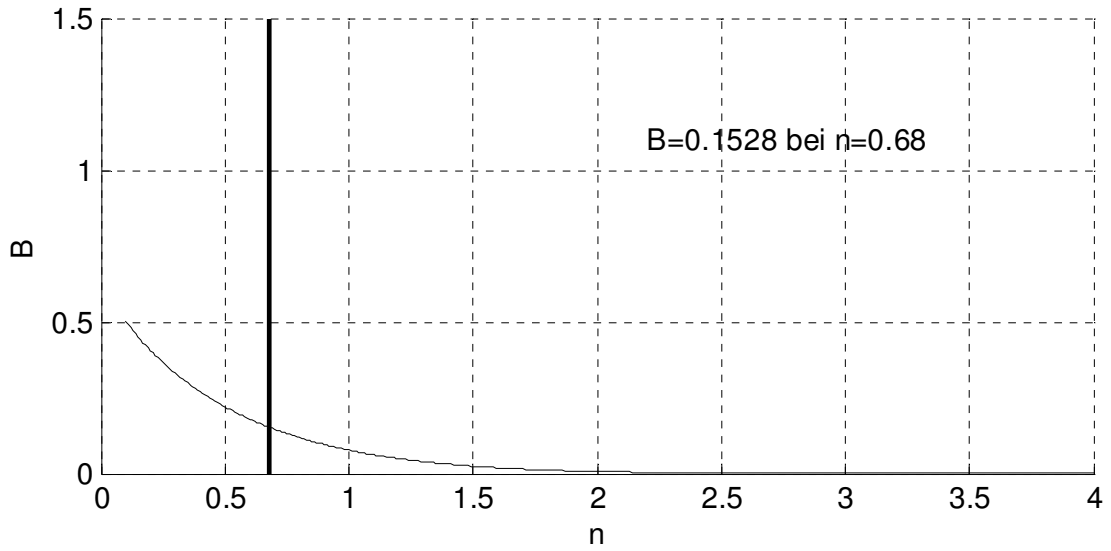


KM7-3b – Methode 2

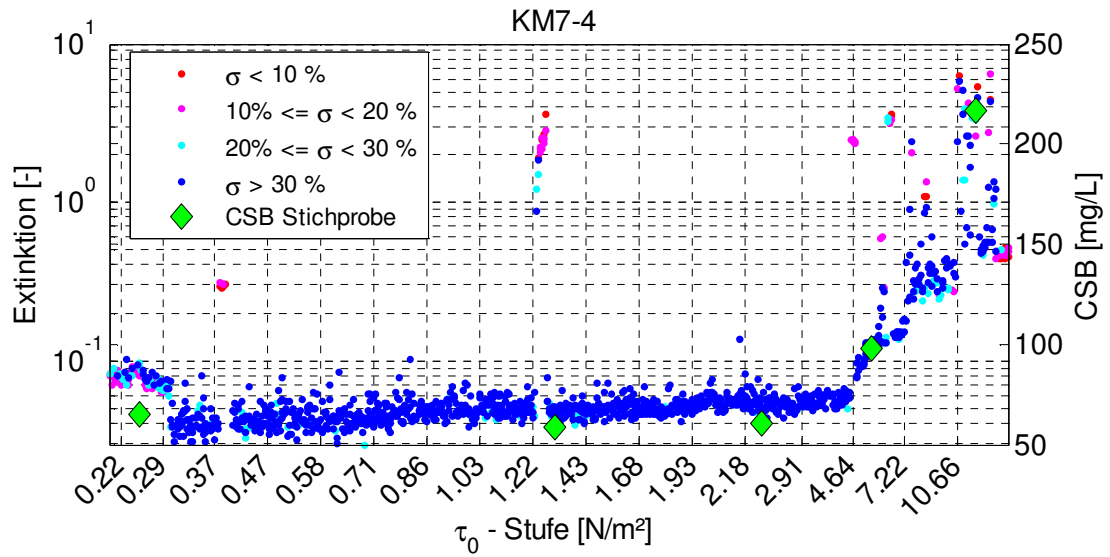


KM7-3b – Methode 3

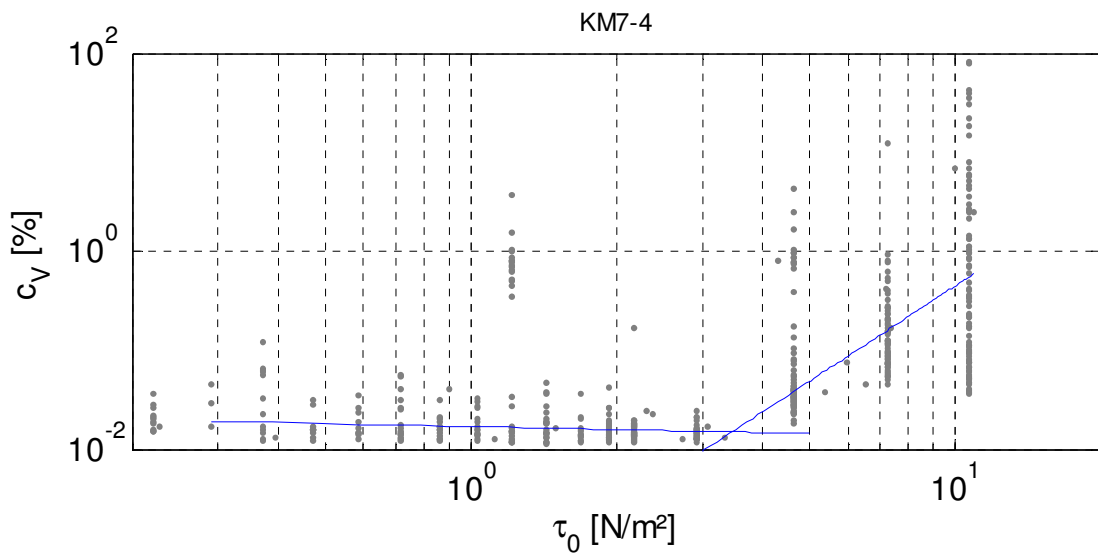




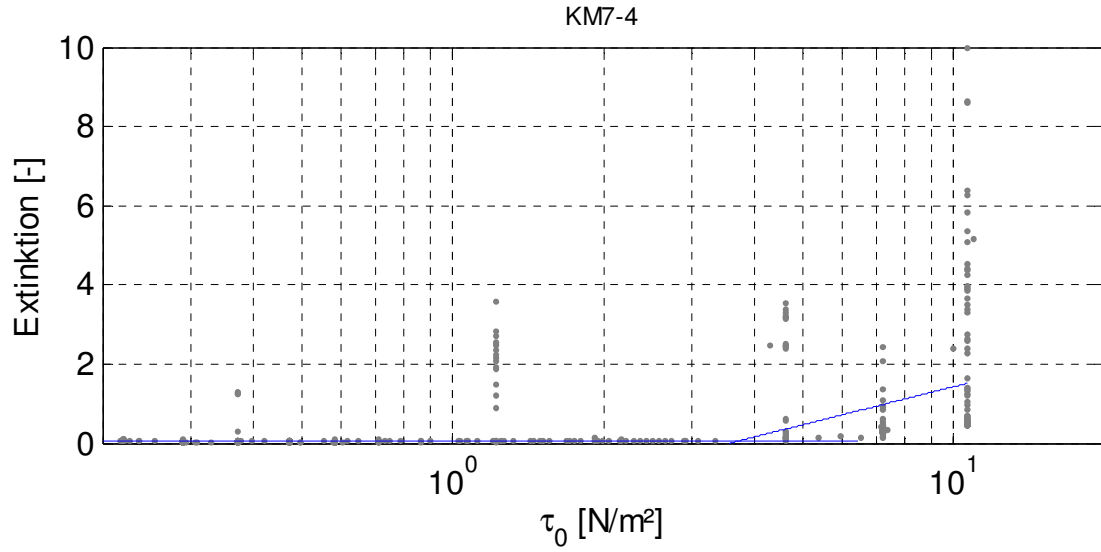
KM7-4 – Extinktion und CSB



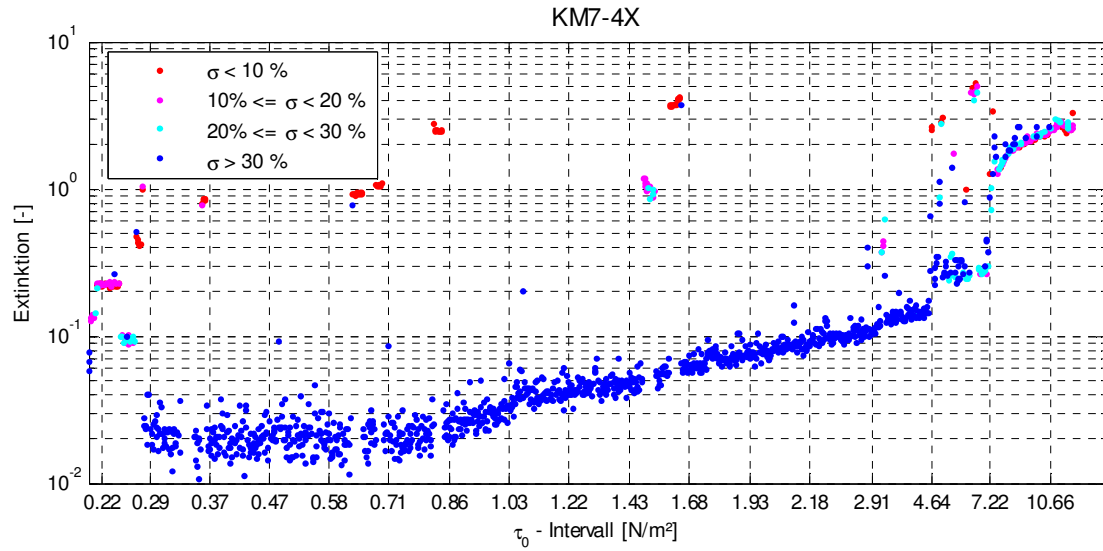
KM7-4 – Methode 1



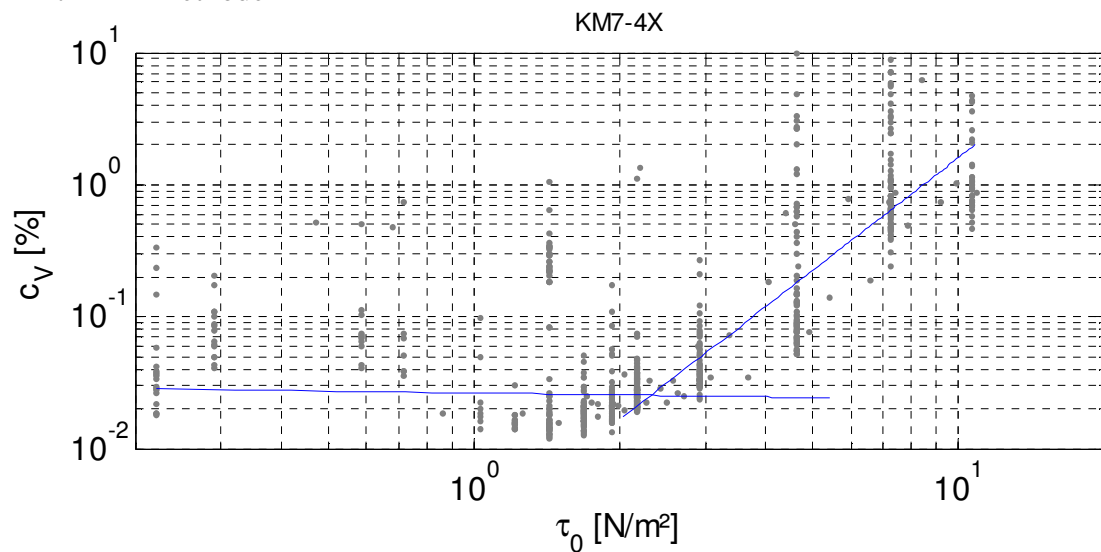
KM7-4 – Methode 2



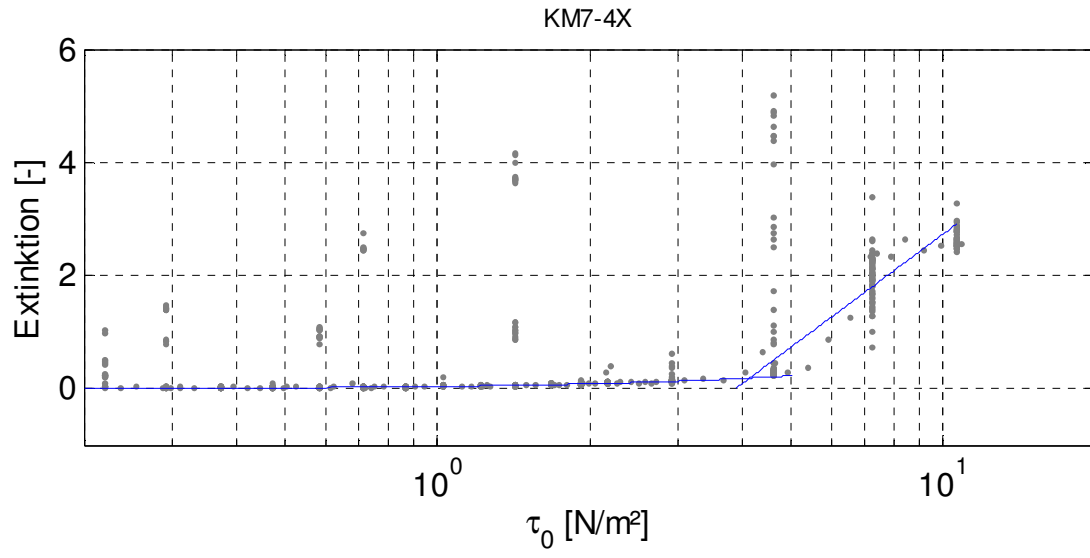
KM7-4X – Extinktion



KM7-4X – Methode 1



KM7-4X – Methode 2



Anhang B

Geometrisches Lösungsverfahren zur Berechnung der Fließfläche, des benetzten Umfanges und des hydraulischen Radius von teilgefüllten, sedimentbelasteten Eiprofil-Kanälen (als Matlab-Quellcode)

Zur rechentechnischen Anwendung der Formeln:

$$\tau_0 = \frac{\lambda}{8} \cdot \rho \cdot u^2$$

Formel 4-29

$$\lambda = \frac{2g \cdot d_{hyd}}{k_{St}^2 \cdot (d_{hyd} / 4)^{4/3}} = \frac{124,58}{k_{St}^2 \cdot \sqrt[3]{d_{hyd}}}$$

Formel 6-1

$$d_{hyd} = 4r_{hyd} = \frac{4 \cdot A}{l_u}$$

Formel 6-1

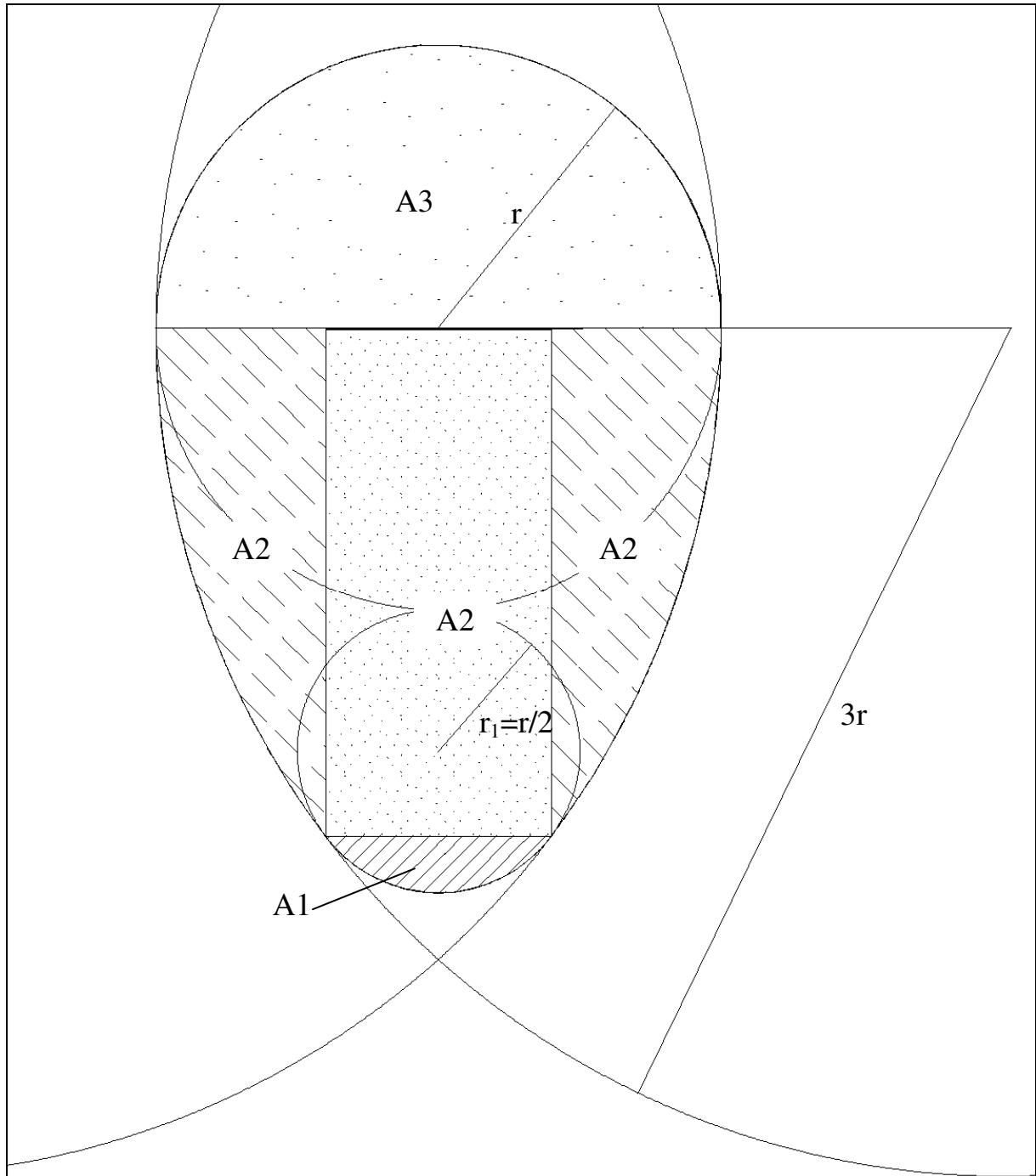


Bild B-1: Konstruktion eines Eiprofils (nach ATV-A110)

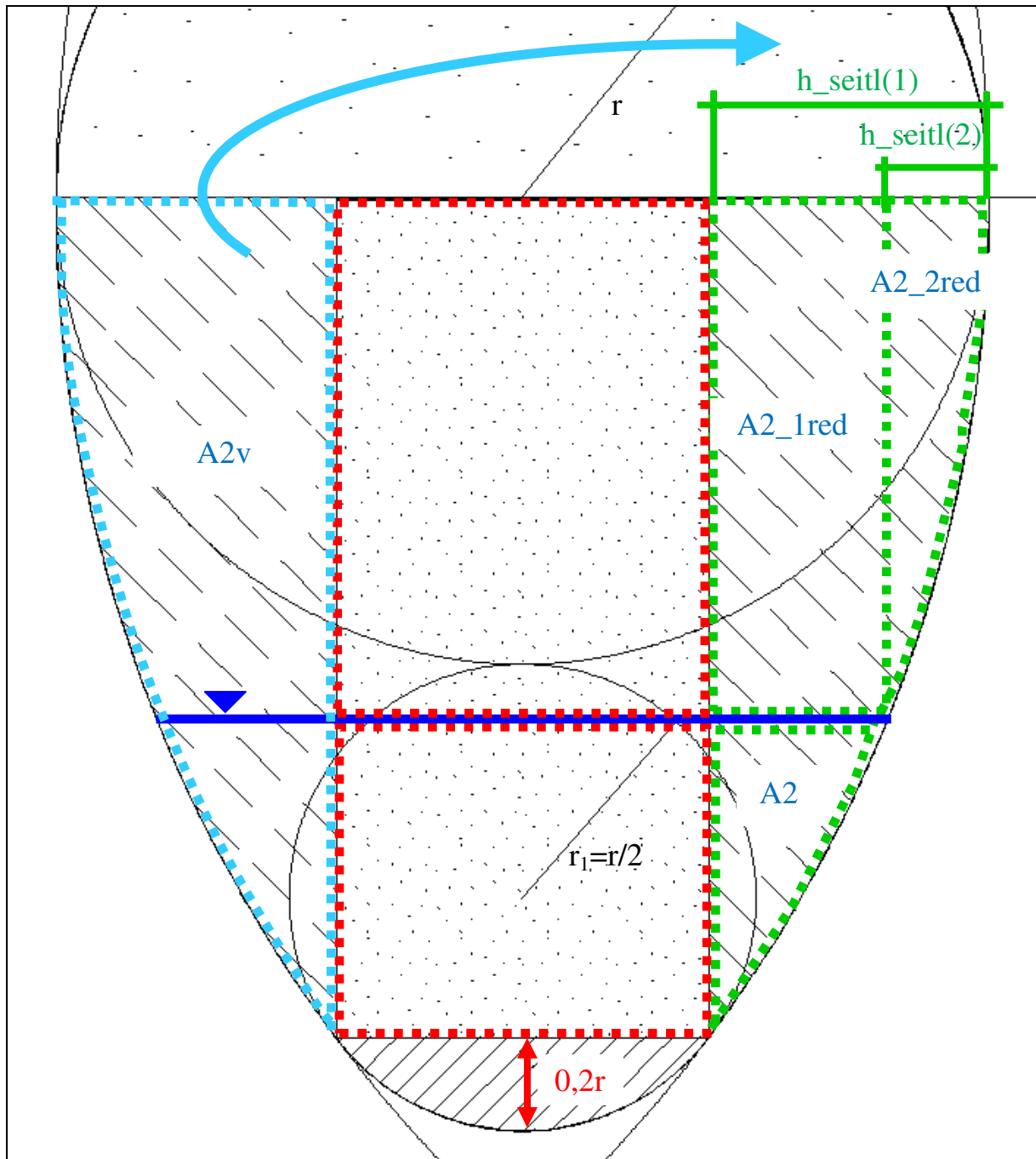


Bild B-2: Zerlegung der Ei-Profil-Fläche in Segmente zur Berechnung von Fließfläche und benetztem Umfang, beispielhaft für einen Wasserstand im Mittelteil des Ei-Profiles (hier ohne Sediment). Die Seitenflächen bilden in Summe ein Kreissegment. Gesuchte Flächen ergeben sich aus den Summen und Differenzen der Teilflächen, wie in diesem Fall für A2:

$$A2 = A2v - A2_1red - A2_2red$$

(Benennung wie in Matlab-Quellcode)

Matlab-Funktionen

%Berechnung des hydraulischen Radius bei Teilfüllung für Eiprofile mit %Sediment

```
function [rhyd] = func_rhyd_Ei(d,h,sed_h)

rhyd = func_A_Ei(d,h,sed_h)/func_lu_Ei(d,h,sed_h);
```

%Berechnung des durchflossenen Querschnitts bei Teilfüllung für Eiprofile
%mit Sediment

```
function [A] = func_A_Ei(d,h,sed_h)

r= d./3; %oberer Radius
d1=d./3; %unterer Durchmesser
r1=r./2; %unterer Radius

if (h <= 0.2.*r)
    A1 = ((2.*r1)^2.*(4.*asin(sqrt(h./(2.*r1)))-sin(4.*asin(sqrt(h./(2.*r1)))))./8);
    AoSed=A1;
else
    h1v=0.2.*r;
    A1v=((2.*r1)^2.*(4.*asin(sqrt(h1v./(2.*r1)))-sin(4.*asin(sqrt(h1v./(2.*r1)))))./8);
end

if (h > 0.2.*r) %(Mittelteil, voll)
    h1v=0.2.*r;
    h2v=2.*r;
    A2_1v = func_sehne(d1,h1v).*(1.8.*r);           %Rechteck mittig
    hv_seitl = 3.*r-sqrt((3.*r)^2-(2.*r-h1v)^2);   %seitliche "Höhe" der Sehne bei
                                                    %großem Kreis mit 3r
    A2_2v=func_A(6.*r,hv_seitl,0); %Fläche zwischen Rand und Rechteck (2*0,5=1)
    A2v=A2_1v+A2_2v; %Gesamtfläche
end

if and((h>0.2.*r),(h<=2.*r)) %Mittelteil,teilgefüllt
    h1v=0.2.*r;
    %h2=h-h1v;
    h_seitl = 3.*r-sqrt((3.*r)^2-(2.*r-h)^2);
    A2_2red=func_A(6.*r,h_seitl,0);
    A2_1red=(2.*r-2.*h_seitl).*(2.*r-h);
    A2red=A2_2red+A2_1red;
    A2=A2v-A2red;
    AoSed=A1v+A2;
end

if h>2.*r
    A3v=pi().*r^2./2;
```

```

A3red=((2.*r)^2.*(4.*asin(sqrt((d-h)./(2.*r)))-sin(4.*asin(sqrt((d-h)./(2.*r)))))./8);
A3=A3v-A3red;
AoSed=A1v+A2v+A3;
end

if sed_h>0
    A_sed=func_A_Ei(d,sed_h,0);
else
    A_sed=0;
end
A=AoSed-A_sed;

```

%Berechnung des durchflossenen Querschnitts bei Teilfüllung von Kreisprofilen
 %bzw. zur Berechnung von Kreissegmenten mit sed_h=0

```
function [A] = func_A(d,h,sed_h)
```

```

A = (d^2.*(4.*asin(sqrt(h./d))-sin(4.*asin(sqrt(h./d))))./8)-(d^2.*(4.*asin(sqrt(sed_h./d))-sin(4.*asin(sqrt(sed_h./d))))./8);

```

%Berechnung der Kreissehne bzw. der Sedimentbreite aus Sedimenthöhe
 %und Rohrdurchmesser

```
function [sehne] = func_sehne(d,h)
```

```
sehne = 2.*sqrt((d./2)^2-((d./2)-h)^2);
```

%Berechnung des benetzten Umfangs für Ei-Profile mit Sediment

```
function [lu] = func_lu_Ei(d,h,sed_h)
```

```
r= d./3; %oberer Radius
```

```
d1=d./3; %unterer Durchmesser
```

```
r1=r./2; %unterer Radius
```

```
if (h <= 0.2.*r) %unterer Halbkreis teilgefüllt
```

```
    lu1 = 2.*d1.*asin(sqrt(h./d1));
```

```
    lu_oSed=lu1;
```

```
else %unterer Halbkreis voll
```

```
    h1v=0.2.*r;
```

```
    lu1v=2.*d1.*asin(sqrt(h1v./d1));
```

```
end
```

```
if (h > 0.2.*r) %(Mittelteil, voll)
```

```

    h1v=0.2.*r;
    h2v=2.*r;
    lu2v=12.*r.*asin(sqrt(0.6.*r./(6.*r)));
end

if and((h>0.2.*r),(h<=2.*r)) %Mittelteil,teilgefüllt
    h1v=0.2.*r;
    h_seitl = 3.*r-sqrt((3.*r)^2-(2.*r-h)^2);
    lu2red=12.*r.*asin(sqrt(h_seitl./(6.*r)));
    lu2=lu2v-lu2red;
    lu_oSed=lu1v+lu2;
end

if h>2.*r
    lu3v=pi().*r;
    lu3red=2.*2.*r.*asin(sqrt((3.*r-h)/(2.*r)));
    lu3=lu3v-lu3red;
    lu_oSed=lu1v+lu2v+lu3;
end

if sed_h>0
    lu_red=func_lu_Ei(d,sed_h,0);
    if (sed_h <= 0.2.*r)
        lu_sed=func_sehne(d1,sed_h);
    end
    if and((sed_h>0.2.*r),(sed_h<=2.*r));
        h_seitl = 3.*r-sqrt((3.*r)^2-(2.*r-sed_h)^2);
        lu_sed=2.*r-2.*h_seitl;
    end
    if sed_h>2.*r
        lu_sed=func_sehne(2.*r,3.*r-sed_h);
    end

else
    lu_red=0;
    lu_sed=0;
end
lu=lu_oSed-lu_red+lu_sed;

```

Anhang C

PROGNOSE VON SEDIMENTBILDUNGEN IN GROßEN KANALNETZEN MITTELS ZWEIER VEREINFACHTER ANSÄTZE

Stefan Hoeft und Jens Tränckner

Beitrag zum Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium (*DAWAKO*)

Am 07. Oktober 2010

PROGNOSE VON SEDIMENTBILDUNGEN IN GROßEN KANALNETZEN MITTELS ZWEIER VEREINFACHTER ANSÄTZE

Stefan Hoeft und Jens Tränckner

TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrieresourcemanagement

ZUSAMMENFASSUNG

Die Prognose von Sedimentablagerungen in großen Kanalnetzen ist aufgrund der Komplexität und der mit großen Unsicherheiten behafteten Einflussgrößen schwierig. Eine Kalibrierung der entsprechenden Modelle ist sofern überhaupt möglich, mit einem sehr hohen Arbeitsaufwand verbunden.

In diesem Beitrag werden zwei Herangehensweisen beschrieben und gewertet, die eine Prognose von Sedimentablagerungen mit vergleichsweise geringem Arbeitsaufwand ermöglichen. Hierbei handelt es sich zum einen um die Anwendung der A110 auf ein bestehendes Kanalnetz und zum anderen um ein Regressionsmodell, welches auf Messungen beruht die maßgeblich mit Hilfe der statistischen Versuchplanung durchgeführt worden sind.

EINFÜHRUNG

Ablagerungen in der Kanalisation verursachen Probleme vielfältiger Art. Sie verringern die hydraulische Leistungsfähigkeit der Kanäle, führen durch Faulprozesse zu Geruchsbelästigungen und Betonkorrosion. In Mischwassersystemen kommt es bei Regenereignissen zur Remobilisierung der Sedimente, was zu einer erhöhten Nähr- und Schadstoffbelastung des Fließgewässers bei Mischwasserentlastungen führt.

Aufgrund der aufgezählten Probleme werden Kanalisationen regelmäßig durch den Betreiber gereinigt. Eine haltungsgenaue Lokalisierung der Ablagerungen im Kanalnetz würde eine effektivere Vorgehensweise ermöglichen und den Reinigungsaufwand senken. Dies ist vor allem in großen Kanalnetzen mit Schwierigkeiten verbunden, da Ablagerungs- und Remobilisierungsprozesse sehr komplex sind. Sie variieren sowohl räumlich, wie zeitlich stark. Die Erfassung aller beeinflussenden Mechanismen ist daher nicht möglich. Haltungsgenaue Sedimentprognosen lassen sich prinzipiell mit den verschiedenen stochastischen oder halbdeterministischen Modellen erstellen. Eine erfolgreiche Abbildung des Feststofftransports ist dabei maßgeblich von einer genauen Reproduktion der hydrodynamischen Gegebenheiten abhängig. Die netzweite Anwendung der meisten vorhandenen Sedimenttransportmodelle ist daher schwierig, wenn nicht unmöglich, da der Kalibrierungsaufwand mit angemessenem Aufwand nicht mehr zu bewältigen ist (Ashley *et al.*, 2004). Gerade hier müssen in der Praxis Kompromisse eingegangen werden, was unweigerlich zu immer größeren Fehlern führt, je weiter man sich von Einzugsgebietsstrukturen hin zu Einzelhaltungen (insbesondere Anfangshaltungen) bewegt.

Neben den Unsicherheiten, die aus der Modellierung der hydraulischen Verhältnisse resultieren, ist weiterhin festzustellen, dass Ergebnisse, die mit unterschiedlichen Sedimentmodellen errechnet wurden, selbst bei gleichen Eingangsgrößen teilweise erheblich variieren können (Gebhardt, 2009).

Einfachere, statistische Stofftransportmodelle (z. B. Gupta und Saul, 1996; Ahyerre, 2001) sind für haltungsgenaue Prognostizierung von Sedimentablagerungen aufgrund ihrer Herleitung eher ungeeignet. Sie liefern recht genaue Prognosen für Feststofffrachten und Konzentrationen nur für den jeweiligen betrachteten Punkt im Kanalnetz, für den mit teilweise erheblichem Aufwand Messdaten gesammelt worden sind. Extrapolationen in Richtung Anfangshalungen sind kritisch zu betrachten, da die Unterschiede in der Morphologie eines Netzes nicht berücksichtigt werden. Aufgrund dessen lässt sich nicht auf die Herkunft der im Kanalnetz mobilisierten Feststoffe schließen.

In diesem Beitrag werden zwei einfach Möglichkeiten untersucht, mit denen sich haltungsgenaue Sedimentprognosen, ohne direkter Abbildung des Stofftransportes, erstellen lassen. Zum einen geschieht dies nach den Empfehlungen zum Entwurf ablagerungsfreier Netze des DWA-Arbeitsblattes A 110 (DWA, 2006). Bei dem zweiten Ansatz handelt es sich um ein statistisches Modell, welches sich an mehr oder weniger eindeutig zuordenbaren Strukturmerkmalen und Daten die sich aus Netzinformationssystemen (NIS) generieren lassen, orientiert. Hierfür wurden maßgeblich Verfahren der statistischen Versuchplanung genutzt.

MATERIAL UND METHODEN

Als Einzugsgebiet für die Untersuchungen diente das Kanalnetz von Dresden. Das verwendete Modell umfasst 18.800 Haltungen mit 360 Sonderbauwerken (Pumpen, Wehre, Speicher, Auslässe). Für die Erstellung eines statistischen Modells wurden in einem ersten Schritt mögliche Strukturmerkmale auf ihren Einfluss auf die Sedimentakkumulation untersucht. Aufgrund der zu erwartenden hohen Varianz der Ergebnisse der Sedimenthöhenmessungen und der Anzahl der untersuchten Einflussfaktoren ist eine Durchführung mit realistischem Messaufwand unter Verwendung der klassischen one-factor-at-a-time Methode nicht zu bewältigen. Die statistische Versuchsplanung bietet hier die Möglichkeit mehr Informationen bei geringerem Messaufwand zu erfassen (Berger und Mauer, 2001).

Im Vorfeld wurden 6 mögliche, einfach verfügbare Einflussfaktoren für die Sedimentbildung ausgewählt. In Tabelle 1 sind die Faktoren zusammen mit ihren Faktorstufen dargestellt. Es ist ersichtlich, dass neben den offensichtlichen Faktoren, wie das Sohlgefälle auch weniger eindeutige Einflussgrößen, wie die durchschnittliche Aufenthaltszeit hinsichtlich ihrer Relevanz untersucht werden sollten. Aus den 6 Faktoren mit jeweils zwei Faktorstufen ergibt sich ein 2^6 -Screeningplan. Bei zweifacher Realisierung beträgt die Anzahl der zu untersuchende Haltungen $n=128$.

Tabelle 1: Untersuchte Einflussfaktoren mit Faktorstufen.

Nr.	Faktor	Faktorstufen	
		-	+
A	effektiver Sohldurchmesser	150 mm	800 mm
B	Sohlgefälle	2.5 ‰	40 ‰
C	angeschlossene, undurchlässige Fläche	5 %	80 %
D	durchschn. Aufenthaltszeit des Abwassers	0.3 h	7 h
E	angeschlossen Einwohner je Kanalmeter	0,15 E/m	1,5 E/m
F	Gefälle der oberhalb liegenden Haltung	steiler	flacher

Um den Einfluss von Niederschlagsereignissen auf den Sedimenthaushalt zu reduzieren, wurden alle Sedimenthöhenmessungen nach einer Trockenwetterperiode von mindestens 7 Tagen durchgeführt. Das Screening fand an insgesamt 4 Tagen statt, wobei in den entsprechenden Haltungen die Sedimenthöhe mittels Maßstab ermittelt wurde.

Die statistischen Auswertungen sowie vorbereitende Arbeiten wurden mit der Statistiksoftware R (R Development Core Team, 2009) durchgeführt.

Für die Anwendung der Empfehlungen nach DWA-A 110 wurde ein hydrodynamisches Modell des Kanalnetzes in der Modellierungssoftware SWMM (Stormwater Management Model) der US EPA (US Environmental Protection Agency) genutzt. Es basiert auf dem Kanalnetzmodell der Stadtentwässerung Dresden. Weitergehend flossen in dieses Modell adressgenaue Abwasserzuflüsse und haltungsgenaue Fremdwasserzuflüsse, auf Basis eigener Untersuchungen (Tränckner, 2010; Karpf *et al.*, 2007), ein. Mit dem hydrodynamischen Modell wurden Sohlschubspannungen bei Trockenwetter für jede Haltung ermittelt.

Der Ansatz nach DWA-A 110 beruht auf dem Stofftransportmodell von Macke (1982). Demnach bleibt eine Haltung ablagerungsfrei, wenn eine Mindestsohlschubspannung τ_{min} zu 33% der Zeit nicht unterschritten wird.

$$\tau_{min} = \max(1, 4.1 * Q^{1/3}) \quad (\text{für Regen- und Mischwasserkanäle}) \quad (1)$$

τ_{min} Mindestsohlschubspannung [N/m²]

Q Durchfluss [m³/s]

Als Randbedingung für die Anwendung des Modells von Macke gilt die Einhaltung eines Mindestwasserstandes von 3 cm in den Haltungen. Ist dies nicht gegeben, so gilt lediglich die Empfehlung, dass das Gefälle I größer als $1/DN$ (DN = Nennweite in mm) sein sollte.

RESULTATE UND DISKUSSION

Statistisches Modell

Bei den Sedimenthöhenmessungen wurden in 48 der 128 Haltungen Sedimente gefunden. Die Signifikanz der 6 untersuchten Einflussfaktoren ist in Bild 1 dargestellt. Es ist wenig überraschend, dass das Sohlgefälle größten Einfluss auf die Sedimentbildung hat. Weiterhin ergibt sich ein hoher Einfluss des Faktors EW/KM. Dieser Faktor ist besonders hoch in den dicht besiedelten Bereichen der Innenstadt. Für die Haltungen von Überleitungen und Sammlern ergeben sich eher geringer Werte.

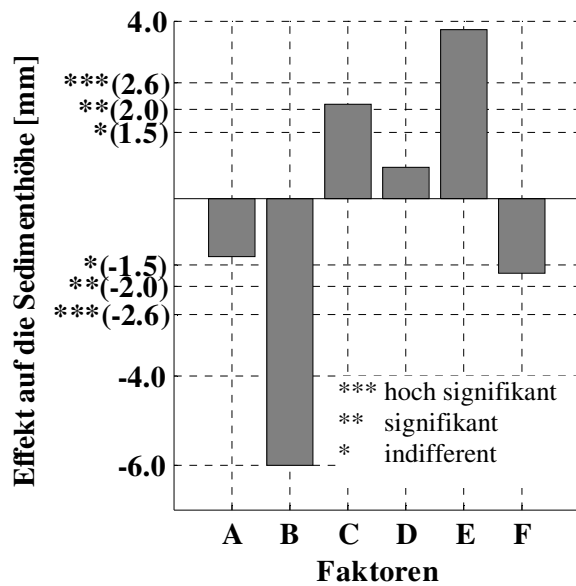


Bild 1: Effekte der untersuchten Einflussfaktoren (siehe Tabelle 1) auf die Sedimenthöhe.

Die Anwendung eines Screeningplanes auf die hier beschriebene Thematik ist nicht unproblematisch, da sie sich von den eigentlichen Anwendungsgebieten (Produktentwicklung, Prozessoptimierung ect.) unterscheidet. Prinzipiell werden die Einflussgrößen auf festen Faktorstufen, welche in der Regel justierbar sind, untersucht. Dies ist bei einem vorhandenen Kanalnetz nicht der Fall. Die Kanäle sind mit ihren Eigenschaften unveränderlich vorgegeben. Selbst bei der hier fast 20.000 Haltungen umfassenden Datenbasis ist es unmöglich für die einzelnen Faktorstufenkombination passende Haltungen zu finden. Hier bietet die statistische Versuchplanung die Möglichkeit, nicht realisierbare Kombinationen durch die nächstmögliche Kombination zu substituieren. Die Faktorstufen sind somit nicht mehr fest, sondern bewegen sich je nach Faktorstufenkombination um die ursprüngliche Faktorstufe. Auch wenn dies bei der Auswertung durch eine Anpassung der Faktoren je nach Abweichung von der ursprünglichen Faktorstufe berücksichtigt wird, ist eine sinkende Genauigkeit des sich ergebenden linearen Modells die Folge. Für die Beurteilung der Qualität stehen verschiedene Methoden, wie die Ermittlung des Varianzinflationsfaktors oder die Bestimmung der A-, D- bzw. G-Effizienz des Versuchsplanes, zur Verfügung. Da das lineare Modell keine weitere Verwendung in den Untersuchungen findet, soll an dieser Stelle nur auf weiterführende Literatur hingewiesen werden (Myers und Montgomery, 2002).

Durch die Nutzung der statistischen Versuchplanung bei der Auswahl der Haltungen erhalten die Messergebnisse jedoch einen für das untersuchte Einzugsgebiet repräsentativen Charakter und eignen sich daher weitergehend für die Erstellung eines Regressionsmodells. Bei der Modellerstellung wurden alle zur Verfügung stehenden haltungsbezogenen Daten berücksichtigt. Auf dieser Grundlage ergibt die Regressionsanalyse folgendes statistisches Modell:

Die Anwendung eines Screeningplanes auf die hier beschriebene Thematik ist nicht unproblematisch, da sie sich von den eigentlichen Anwendungsgebieten (Produktentwicklung, Prozessoptimierung ect.) unterscheidet. Prinzipiell werden die Einflussgrößen auf festen Faktorstufen, welche in der Regel justierbar sind, untersucht. Dies ist bei einem vorhandenen Kanalnetz nicht der Fall. Die Kanäle sind mit ihren Eigenschaften unveränderlich vorgegeben. Selbst bei der hier fast 20.000 Haltungen umfassenden Datenbasis ist es unmöglich für die einzelnen Faktorstufenkombination passende Haltungen zu finden. Hier bietet die statistische Versuchplanung die Möglichkeit, nicht realisierbare Kombinationen durch

$$K_{Sed} = 9.6 * S^{-0.4} - 0.02 * RH + 1.5 * EM \quad (2)$$

K_{sed}	Sedimentkennwert
S	Sohlgefälle der Haltung [%o]
RH	hydraulischer Radius [mm]
EM	angeschlossene Einwohner je Kanalmeter [E/m]

Wie schon bei der Auswertung des Versuchsplanes bleibt das Sohlgefälle erwartungsgemäß der dominierende Einflussfaktor. Für ein konsistentes Ergebnis erwies es sich als zielführend den Versiegelungsgrad der angeschlossenen Flächen im Modell nicht zu berücksichtigen. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die Tatsache zurückzuführen, dass der Versuchsplan den Effekten Linearität unterstellt. Für das Sohlgefälle ergibt sich bei der Regressionsanalyse jedoch ein potentieller Zusammenhang. Diese Diskrepanz kann zu Verzerrungen in den Ergebnissen des Versuchsplans führen.

Weiterhin wurde der hydraulische Radius der teilgefüllten Kanäle als wichtige Einflussgröße identifiziert. Die für die Berechnung des hydraulischen Radius notwendigen Durchflüsse wurden ohne Simulation ermittelt. Hierbei wurden den Haltungen lokale Zuflüsse anhand eines mittleren einwohnerspezifischen Abwasseranfalls zuzüglich eines durchschnittlichen Fremdwasserzuschlags zugeordnet. Anschließend wurden die Zuflüsse mit einer rekursiv arbeitenden Funktion von den Anfangshaltungen hin zur Kläranlage akkumuliert und unter Annahme von Normalabfluss der hydraulische Radius ermittelt.

Interessant ist der positive Einfluss der angeschlossenen Einwohner je Kanalmeter. In Verbindung mit dem negativen Einfluss des hydraulischen Radius lässt er sich als hoher Schmutzwasseranteil am Trockenwetterabfluss deuten. Er wirkt somit korrigierend, da der Fremdwasseranteil zur Berechnung des hydraulischen Radius nur pauschal angenommen worden ist.

Der Ergebniswert der Regressionsgleichung (2) ist nicht als echte, zu erwartende Sedimenthöhe anzusehen. Vielmehr sind sie Kennwerte mit deren Hilfe sich die Haltungen in Klassen einteilen lassen. Die Klassen spiegeln hierbei die Wahrscheinlichkeit von Sedimentablagerungen in Form einer zu erwartenden durchschnittlichen Sedimenthöhe wider.

Die Anwendbarkeit des Regressionsmodells ist nur innerhalb gewisser Grenzen möglich, welche von den verwendeten Eingangsdaten abhängen. Das hier vorliegende Modell, beschränkt sich auf Mischwasserkanäle deren Eigenschaften sich innerhalb der angepassten Faktorstufen bewegen. Eine Extrapolation über die Grenzen hinweg ist unzulässig.

Anwendung der DWA-A 110

Bei der Anwendung der hydraulischen Simulation des Dresdner Kanalnetzes bei Trockenwetter, zeigt sich, dass ca. 80 % der Haltungen bei Trockenwetter einen geringeren Wasserstand als 3 cm aufweisen. Das Modell von Macke kommt somit fast ausschließlich bei den großen Haupt- und Abfangsammlern zur Anwendung. Im überwiegenden Teil greift die sehr einfache Regel für das Mindestgefälle $I \geq 1/DN$.

Die Prognosegenauigkeit wurde anhand der für die Erstellung und Verifizierung des Regressionsmodells gemessenen 208 Stichproben beurteilt.

Prognosegüte der Ansätze

Im Bild 2 wird die Prognosegüte der beiden Ansätze vergleichend dargestellt. Im Bereich der belasteten Haltungen ergibt sich für beide Ansätze eine eher schlechte Prognosegüte. Da das DWA-A 110 zur Planung ablagerungsfreier Haltungen vorgesehen ist, sind gute Prognosen hinsichtlich von Ablagerungshöhen mit dieser Methode nicht zu erwarten gewesen. Es zeigt sich aber auch, dass mit dem Regressionsmodell keine wesentliche Verbesserung der Prognose in diesem Bereich erreicht werden kann. Vorteile liegen hier lediglich in der Unterteilung in die Klassen 3 und 4, was eine höhere Differenzierung zulässt.

Bei den ablagerungsfreien Haltungen führt der Ansatz nach DWA-A 110 zu einer deutlichen Fehleinschätzung. Die Fehlerquote beträgt 18%. Wesentliche Ursache hierfür ist Unterschreitung des Grenzwasserstandes von 3 cm in der überwiegenden Zahl der Haltungen, was formal die Anwendung des einfachen 1/DN-Kennwertes erfordert. Dieser ist jedoch für eine differenzierte Bewertung zu grob, was sich auch in der zu erwartenden durchschnittlichen Sedimenthöhe widerspiegelt. Der Unterschied zu Haltungen, die als nicht ablagerungsfrei eingestuft wurden, ist diesbezüglich nur geringfügig.

Das Regressionsmodell weist in diesem Bereich eine bessere Prognosegüte auf. Auch hier ist die höhere Differenzierung durch die Klasseneinteilung vorteilhaft, was sich vor allem bei den zu erwartenden Sedimenthöhen wieder findet. In den Bildern 3a und 3b sind die Prognosen den realen Messwerten gegenübergestellt.

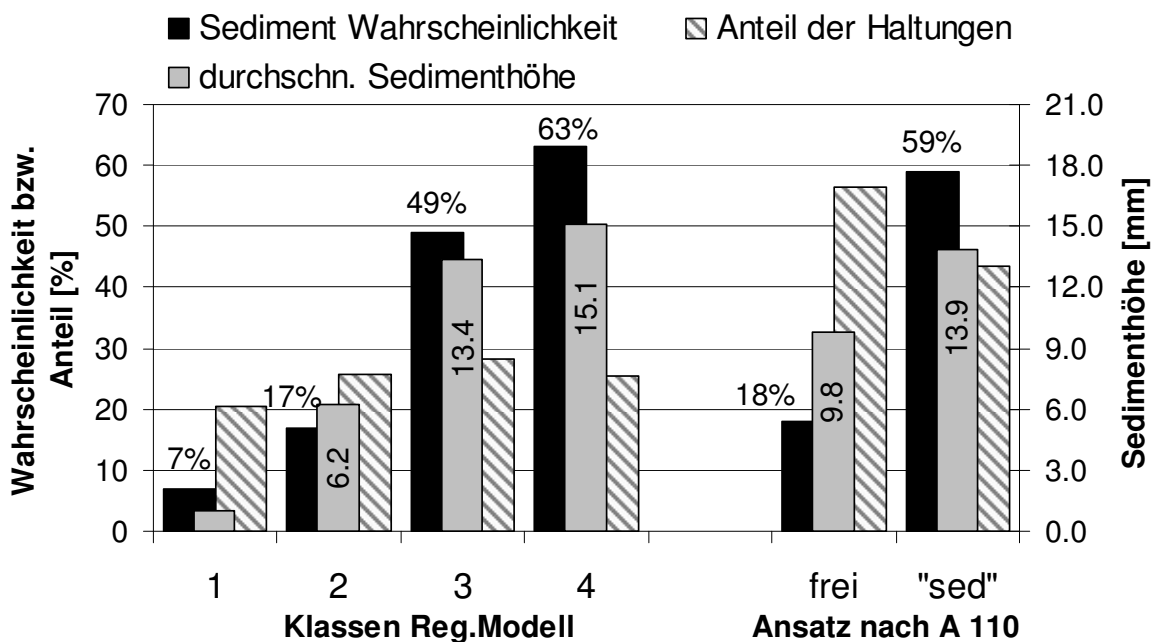


Bild 2: Prognosegüte des Regressionsmodells und Ansatzes nach DWA-A 110.

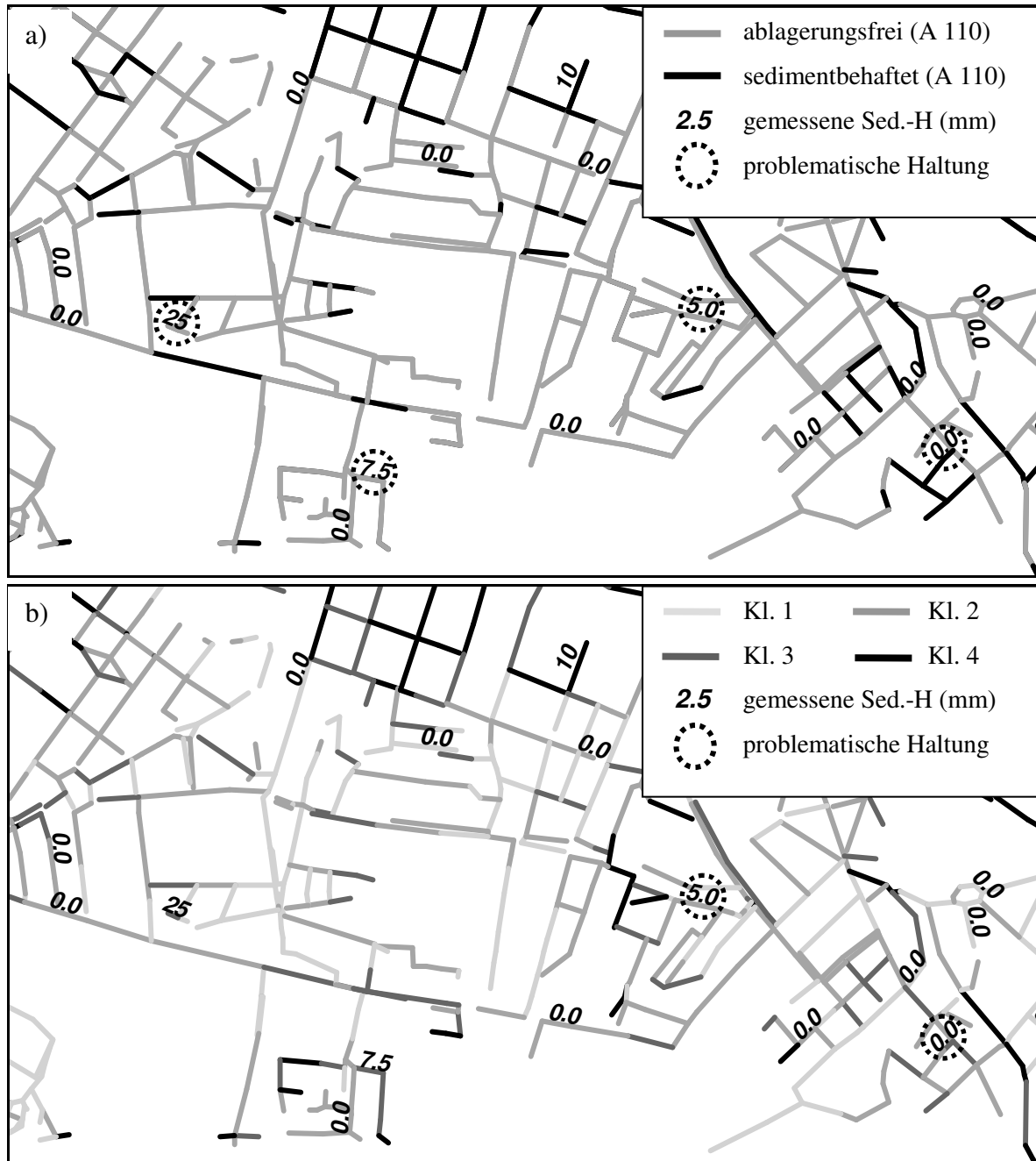


Bild 3: Beispiele für Sedimentprognosen nach a) DWA-A 110 und mittels b) Regressionsmodell im Vergleich zu den tatsächlich gemessenen Sedimenthöhen.

Die Ergebnisse beider Ansätze sind mehr oder minder fehlerbehaftet. Zum einen wird der unbestreitbare Einfluss des Feststoffeintrags auf die Bildung von Kanalsedimenten mit der vereinfachten Herangehensweise des Screenings nicht erfasst und bleibt unberücksichtigt. Zum anderen sind die Fehler darauf zurückzuführen, dass die Unsicherheiten der für den Transport verantwortlichen Durchflüsse zu den Anfangshaltungen hin stark ansteigen. So zeigte sich bei der Durchführung der Messkampagne, dass die durch das hydrodynamische Modell generierten Durchflüsse zum Teil erheblich vom Durchfluss während der Beprobungen abwichen, wobei das Modell die hydraulischen Gegebenheiten im Teileinzugsgebiets-

maßstab sehr gut wieder gibt. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass die Methode der adressgenauen Zuordnung der Abwasserzuflüsse zwar relativ genau die tägliche Schmutzwassermenge zuordnen kann, die zunehmend stochastische Natur des Schmutzwasserabflusses und damit des Sedimenttransports in Anfangshaltungen jedoch nicht beschreibt.

Es ist jedoch anzunehmen, dass aufgrund der hohen Unsicherheiten in diesem Bereich, die Anwendung aller Ansätze, die von einer hohen Genauigkeit hydraulischer Simulationen abhängen, von Grund auf problematisch ist. Gerade Ablagerungen in diesem Bereich sind jedoch aufgrund des hohen organischen Anteils von Interesse bei der qualitativen Modellierung von Regenabflussereignissen (Staufer, 2010).

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die beiden vorgestellten Ansätze sind mit Abstrichen zur Prognose von Sedimenten in Kanalnetzen geeignet. Die Ergebnisse zeigen, dass einfache, strukturbasierte Regressionsmodelle eine Alternative zu den Stofftransportmodellen bietet. Unsicherheiten, die sich aus einer hydraulischen Simulation ergeben, werden bei dem hier vorgestellten Regressionsmodell umgangen. Die Eingangsdaten basieren letztlich auf vergleichsweise abgesicherten Daten, die aus einem Netzinformationssystem entnommen oder aus ihnen mit einfachen Mitteln generiert werden können. Zusammen mit der Aufbereitung der Daten sowie der Messkampagne ergibt sich ein vergleichsweise geringer Aufwand. Im Ergebnis steht die Einteilung der Haltungen in Klassen für die jeweils die Wahrscheinlichkeit und zu erwartende durchschnittliche Sedimenthöhe hinterlegt sind. Auch für große Kanalnetze ergibt sich so ein differenziertes Bild des Ablagerungsrisikos, welches den Betreibern von Entwässerungssystemen bei der Optimierung von Spülplänen hilfreich sein kann.

Da sich Kanalnetze in ihrer Charakteristik zum Teil stark unterscheiden, muss weitergehend überprüft werden, in wie weit das Regressionsmodell auf andere Kanalnetze übertragbar ist. Interessant ist auch die Fragestellung, ob die gefundenen Zusammenhänge für die Prognose bei veränderlichen Randbedingungen (angeschlossene Bevölkerung, geringerer Fremdwasseranfall) geeignet sind.

DANKSAGUNG

Die Autoren danken der Stadtentwässerung Dresden GmbH für die umfangreiche und freundliche Unterstützung bei der Messkampagne. Es gilt herzlicher Dank der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG für die Förderung des Projektes „Organikreiche Kanalsedimente - Modellentwicklung zu Aufbau und Erosion“.

QUELLEN

Ahyerre M., Chebbo G. und Saad M. (2001): Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers. *Journal of Environmental Engineering*, 117 (3), 233-239.

Ashley R.M, Tait S., Clemens F. und Veldkamp R. (2004) Sewer processes and new knowledge needs, 6th International conference on Urban Drainage Modelling, proceedings, pp. 195-204, Dresden, 2004.

Berger P., und Mauer R. (2001) *Experimental Design: With Applications in Management, Engineering and the Sciences*. Thomson Press.

DWA-A 110 (2006): *Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserleitungen und -kanälen*. DWA, Hennef, Germany.

Gebhard V. (2009) *Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung*. Dresdner Berichte, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden, No. 32, ISSN 1615-083X (doctoral dissertation).

Gupta K. und Saul A.J. (1996): Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. *Water Research*, 30 (5), 1244 – 1252.

Karpf, C., Franz, T. and Krebs, P. (2007) Fractionation of Infiltration and Inflow (I/I) components in urban sewer systems with regression analysis. *International Conference Sustainable techniques and strategies in urban water management (NOVATECH) 2007*, 24.06.07-28.6.07, Lyon.

Macke E. (1982) *Über den Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen*. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 76.

Myers, R.H., Montgomery, D.C. (2002): *Response Surface Methodology*. John Wiley, New York, 2. Auflage. In: Kleppmann, W. (2006): *Taschenbuch Versuchsplanung – Produkte und Prozesse optimieren*. Carl Hanser Verlag München/Wien. 4. Auflage.

R Development Core Team (2009) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0 (<http://www.R-project.org>).

Staufer, P. (2010): *Ein probabilistisches Verfahren zur Bestimmung ablagerungskritischer Teilbereiche einer Mischkanalisation*, Dissertation, Fakultät für Bauingenieurwesen, RWTH Aachen, Aachen.

Tränckner, J. (2010): Auswirkungen rückläufigen Schmutzwasseranfalls auf den Betrieb der Ableitungssysteme, in „Demografischer Wandel – Herausforderung für die Wasserwirtschaft“, S. 126-147, DWA, Hennef, ISBN: 978-3-941897-33-5

Bisher sind in der Schriftenreihe des Instituts für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft der TU Dresden folgende Bände erschienen:

Band	Titel	
1	Theorie und Praxis der Industrierwasserwirtschaft - Beitrag zum Umweltschutz Kolloquium, Dresden 1988	<i>vergriffen</i>
2	Aktuelle Fragen zur Abwasser- und Schlammbehandlung sowie zum Stoffrecycling aus Abwässern Kolloquium, Dresden, 1990	<i>vergriffen</i>
3	Theorie und Praxis der Industrierwasserwirtschaft Kolloquium, Dresden, 1991	
4	Aktuelle Fragen der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung Kolloquium anlässlich des 65. Geburtstags von Prof. Dr.-Ing. habil. H. Kittner und des 60. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. habil. J. Hackenberger, Dresden, 1991	
5	Optimierung des Elektrodialyse-Verfahrens in Auswertung von Langzeituntersuchungen (1995) Danz, K. (Dissertation)	
6	Beitrag zur Steuerungsoptimierung von Wasserverteilungssystemen (1992) Geisendörfer, M. (Dissertation)	<i>vergriffen</i>
7	Wahrscheinlichkeitsanalyse von Hochwasserdurchflüssen (1996) Kluge, C. (Dissertation)	<i>vergriffen</i>
8	Möglichkeiten und Grenzen des Ozoneinsatzes zur Minimierung der Trihalogenmethanbildung nach einer Chlorung (1996) Heiser, H. (Dissertation)	
9	Aktuelle Fragen der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung Ehrenkolloquium anlässlich des 65. Geburtstags von Prof. Dr.-Ing. habil. J. Hackenberger, Dresden, 1997	<i>vergriffen</i>
10	Aktuelle Fragen der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung Ehrenkolloquium anlässlich des 75. Geburtstags von Doz. i.R. Dr.-Ing. habil. J. Gruhler, Dresden, 1997	<i>vergriffen</i>
11	Naturnahe und technische Klein- und Kleine Kläranlagen im Vergleich 11. Kolloquium, Dresden, 1997	<i>vergriffen</i>
12	Naturnahe und technische Klein- und Kleine Kläranlagen im Vergleich 12. Kolloquium, Dresden, 1998	<i>vergriffen</i>
13	Die Trinkwasserversorgung auf dem Weg ins neue Jahrtausend Kolloquium, Dresden, 1999	<i>vergriffen</i>
14	Erfahrungen und neue Entwicklungen in der Abwasserbehandlung Kolloquium, Dresden, 1999	
15	Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage (2000) Kühn, V. (Dissertation)	

- | Band | Titel |
|-------------|---|
| 16 | Stoffhaushalt in der Siedlungsentwässerung (2000)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 17 | Aktuelle Probleme der Abwasserbehandlung (2001)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 18 | Thermophile Vergärung von Mischsubstraten (2001)
Dornack, Ch. (Dissertation) |
| 19 | Innovationen in der Abwasserableitung und Abwassersteuerung (2002)
Tagungsband, Dresdner Seminar Wasserbau und Wasserwirtschaft |
| 20 | Bemessung und Betrieb von Anlagen zur Grundwasseraufbereitung (2002)
Wingrich, H. |
| 21 | Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern (2002)
Müller, V. (Dissertation) |
| 22 | Wasserversorgung 2002/Probleme - Entwicklungen - Anwendungen (2002)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 23 | Abwasserseminar 2003 mit Verabschiedung von
Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Klaus Lützner (2003)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 24 | Absetzverfahren in der Abwasserreinigung (2004)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 25 | Hydrologische Modellierung urbaner Nährstoffeinträge in Gewässer auf Fluss-
gebietezebene (2006)
Biegel, M. (Dissertation) |
| 26 | Beitrag zur Anwendung hydraulischer Rohrnetzmodelle für die Wassergüte-
modellierung (2006)
Beilke, G. (Dissertation) |
| 27 | Assessment of sewer leakage by means of exfiltration measurements and
modelling tests (2007)
Rutsch, M. (Dissertation) |
| 28 | Spatial classification methods for efficient infiltration measurements and transfer
of measuring results (2007)
Franz, T. (Dissertation) |
| 29 | Integration in der Abwasserentsorgung (2007)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft |
| 30 | Prozesswasserbehandlung – Problemstellungen und Lösungen (2008)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Industrierwasserwirtschaft |

- | Band | Titel |
|-------------|---|
| 31 | Zur Behandlung und Verwertung von Rückständen aus der Oberflächenwasseraufbereitung (2009)
Reißmann, F. G. (Dissertation) |
| 32 | Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung (2009)
Gebhard, V. (Dissertation) |
| 33 | Anpassung der Abwassersysteme an veränderte Randbedingungen (2010)
Tagungsband, Dresdner Kolloquium zur Industriewasserwirtschaft |
| 34 | Erschließung von Biogaspotenzialen aus Überschussschlamm mit Hilfe der Kombination aus Desintegration und anaerober Schlammstabilisierung (2012)
Barth, M. (Dissertation) |
| 35 | Modellierung der Interaktion zwischen Grundwasser und Kanalisation (2012)
Karpf, C. (Dissertation) |
| 36 | Studying the contribution of urban areas to fine sediment and associated element contents in a river bed (2013)
David, T. (Dissertation) |
| 37 | A conceptual framework to characterise the impacts of urban wastewater systems on receiving water quality
Blumensaat, F. (Dissertation) |
| 38 | Auswirkungen des demographischen Wandels auf den Betrieb zentraler Abwassersysteme
Tränckner, J. (Habilitation) |
| 39 | Ontology based model framework for conceptual design of treatment flow sheets
Koenig, T. (Dissertation) |

Diese Bände sind zu beziehen über:

Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft

Technische Universität Dresden

D - 01062 Dresden

Tel. (0351)463-32337, Fax (0351)463-37204, e-mail: isi@mail.zih.tu-dresden.de

Preise:	Bände 1 bis 15	15 Euro
	ab Band 16	20 Euro

Mitglieder der „Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der TU Dresden e.V.“ erhalten die Bände kostenfrei als pdf-Datei zugeschickt.