

Mobilisierung und Immobilisierung von mineralischen Feinstkornaggregaten an Gewässersohlen

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Jong-Woo Kim, M.Sc.

aus Kongju / Korea

Tag der mündlichen Prüfung: 17. Februar 2004

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. Dr.h.c. mult. Franz Nestmann
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Dr.h.c. Gerd Gudehus

Karlsruhe 2004

Vorwort

Feinstpartikel sedimentieren bevorzugt in Strömungsregionen mit geringer Fließgeschwindigkeit und können an diesen Stellen infolge netzartiger Gefügebilder stabil strukturierten Schlammlinsen ausbilden. In stark schadstoffbelasteten Gewässern (z.B. durch Schwermetalle) kann es notwendig sein, Schlämme zu immobilisieren oder lokale Ablagerungen zu stabilisieren, um die i.d.R. an den Feinstpartikeln angelagerten Schadstoffe zu kontrollieren. Durch die Ablagerungen von Feststoffen entsteht außerdem ein Gefahrenpotential für die Schifffahrt an Schleusen und Hafeneinfahrten, was ein häufiges Freiräumen mit erheblichem Aufwand erforderlich macht.

Die Rolle von Luftblasen bei der Mobilisierung von anorganischen mineralischen Schlämmen ist eine zentrale Fragestellung, deren Klärung eine zukünftige Aufgabe sein wird. Die vorliegende Arbeit widmet sich einerseits der grundsätzlichen Erfassung physikochemischer Einflüsse auf das Transportverhalten von mineralischen Schlämmen (sog. Peloiden), die mit ihrem Tonanteil durch kohäsive Eigenschaften charakterisiert sind und in Fließgewässern in Suspension transportiert werden, und andererseits der Wirkung der Luftblasen auf die Mobilisierung von abgelagerten Feinstgranulat-Fluid-Aggregaten z.B. bei Küstenhäfen und in besonders belasteten Binnengewässern. Die Arbeit entstand im Rahmen des Forschungsprojektes der Deutschen Forschungsgemeinschaft „Mobilisierung und Immobilisierung von Peloiden an Gewässersohlen“. Mit dieser Arbeit sind die begrenzten Kenntnisse über die Eigenschaften der Partikel unter verschiedenen chemischen Randbedingungen mit der Durchführung von Experimenten erweitert worden. Es konnten frühere Messergebnisse aus Labor und Natur, welche der Literatur entnommen wurden, bestätigt und erweitert werden. Ferner wurde eine numerische Simulation des Absinkvorgangs von Peloiden auf Grundlage erhobener Labordaten mit einer vereinfachten Transportgleichung durchgeführt. Es wurde nachgewiesen, dass der Einfluss von Gasblasen auf das Transportverhalten eine praxisrelevante Größe sein kann.

Alle diese Untersuchungen können als Grundlage einerseits für eine komplexere numerische Modellierung und andererseits für die zukünftige Forschung zur Mobilisierung von Peloiden unter lokalem ebenso wie unter großflächigem Strömungsangriff angesehen werden.

Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand während meiner Tätigkeit am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften an der Universität Karlsruhe.

An erster Stelle bin ich Gott sehr dankbar für die unsichtbare Hilfe bei meiner Arbeit. Dem Leiter des Instituts, Herrn Prof. Franz Nestmann danke ich herzlich für die Übernahme des Hauptreferats sowie für die hilfreichen Anregungen und die Betreuung bei der Durchführung dieser Arbeit. Mein aufrichtiger Dank gilt weiterhin Herrn Prof. Gerd Gudehus, dem Leiter des Instituts für Boden- und Felsmechanik an der Universität Karlsruhe, für die bereitwillige Übernahme des Korreferates und für die Unterstützung, die er meiner Arbeit zukommen ließ.

Weiterhin bedanke ich mich bei den Angehörigen des E-Labors, des Fotolabors und der Werkstatt, Herrn Dipl.-Ing. Manfred Lösche, Frau Bettina Waibel, Herrn Werner Helm, Herrn Hermann Weiher und Herrn Günter Kühn am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, die mit zu einem erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit beigetragen haben. Besonderer Dank gilt Herrn Dipl.-Phys. Thomas Brandel, Herrn Dipl.-Ing. Boris Lehmann, Herrn Dipl.-Ing. Michael Kuelzer, Herrn Dipl.-Ing. Jörg Reinshagen und Herrn Dipl.-Ing. Jörn Heilig für die wertvollen Anregungen und das Kommentieren der Dissertation.

Vor allem möchte ich meiner Familie, insbesondere meiner lieben Frau Ji-Youn Oh, für ihr Verständnis, Geduld und ihre Unterstützung danken.

Die vorliegende Arbeit wurde durch ein Stipendium nach dem LGFG (Landesgraduiertenförderungsgesetz) ermöglicht. Auch dafür bin ich sehr dankbar.

Karlsruhe, im März 2004

Jong-Woo Kim

Kurzfassung

Suspendierte mineralische Feinstpartikel (Feldspat, Quarz, Tone) werden durch natürliche Erosion in Bäche, Flüsse und Seen eingetragen und im Gewässer transportiert, wo sich die Feinstmaterialien an Stellen niedriger Strömungsgeschwindigkeit und Transportkapazität ablagern. Die mittransportierten Feinstgranulat-Fluid-Aggregate (Peloide) können weitläufige Verlandungszonen verursachen, die das Fließregime z.T. erheblich beeinflussen. Im Küstenbereich gilt es, die Erosion und den damit verbundenen Abtransport von Feinstmaterial zu verhindern, Schlämme zu immobilisieren oder lokale Ablagerungen zu stabilisieren. Darüber hinaus sind die Schlämme mit Schwermetallen oder anderen Schadstoffen kontaminiert.

Die Beseitigung von Schlamm in Gewässern gelingt bislang nur mit mechanischen Räumungsmethoden unter extremem Energieaufwand (PTCI, 1996). Sogenannte Spülstöße erfüllen ihren Zweck nicht, da sie trotz hoher Schubbeanspruchungen an der Sohle das Material nicht weiträumig in Bewegung setzen können. Da bei Extremabflüssen durch die Ablagerungen weitere Gefahrenpotentiale in Hafen- und Stauanlagen, Kraftwerkseinläufen, etc. geschaffen werden können, müssen andere Methoden der Schlammabeseitigung (Druckluftzugabe, Wasserstrahlung und Rühren) angewendet werden. Die vorliegende Arbeit behandelt die Erfassung der physikochemischen Einflüsse auf die Absinkvorgänge der suspendierten Feinstpartikel und die Wirkung der Luftzugabe auf die Resuspensionsmechanismen.

Im ersten Teil der Arbeit erfolgt eine Untersuchung der physikochemischen Effekte unter Ionenzugabe ($NaCl$) und unter dem Einfluss des pH-Wertes im Stillwasser, da Verlandungseffekte in der Natur vor allem in Bereichen mit reduzierten Fließgeschwindigkeiten auftreten. Die physikochemischen Effekte bilden die Ursache für die andersgearteten Vorgänge und Strukturen, die durch die Gefügebildung von Feinstpartikeln zustande kommen. Diese erstaunlich stabilen Strukturen beeinträchtigen wiederum die Strömungsverhältnisse. Unterschiedlich konzentrierte Suspensionen besitzen eine andere Viskosität und Oberflächenspannung, was z.B. im Sohlbereich andere Transporteigenschaften zur Folge hat als im freien Wasserkörper. Diese physiko-chemischen Zusammenhänge sollen durch experimentelle Untersuchungen qualitativ erfasst werden.

Im zweiten Teil dieser Arbeit wird aufgrund der o.g. Ergebnisse die Resuspension der flüssigen Schlammschicht unter Anwesenheit von Gasblasen erforscht. Bei der Erosion des Materials spielen neben Scherkräften Druckpulse eine Rolle, welche aus der Turbulenz der Strömung resultieren. Der Einfluss der Turbulenz und der Gasblasen auf die Erosion der Feststoffe ist bisher erst wenig erforscht. Die Arbeit soll auch zu Klärung dieser Fragestellung einen Beitrag liefern.

Im Rahmen der experimentellen Untersuchungen wurden einige Versuchsmethoden bezüglich der Erfassung der physiko-chemischen Einflüsse (*NaCl* bzw. pH-Wert) auf die Absinkvorgänge und der Wirkung der Blasen auf die Resuspension der abgelagerten Peloiden eingesetzt. Als Modellsubstanz wurden Quarz und Aluminiumoxid ausgewählt, die ihren Ladungsnullpunkt bei unterschiedlichen pH-Werten haben (Stumm und Morgan, 1970).

Laboruntersuchungen haben den signifikanten Einfluss des zunehmenden Salzgehaltes, der aufgrund der intermolekularen Anziehungskräfte zur Ausflockung und damit zum Absinken der Partikel führen kann, bzw. des pH-Wertes auf das Absinkverhalten von Aluminiumoxid und Quarzmehl bestätigt. Bei einem pH-Wert von 4,2 ist die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Al_2O_3 -Partikeln sehr niedrig und bei pH 8,9 aufgrund des Agglomerationsverhaltens hoch. Quarz (SiO_2) hingegen verhält sich genau gegensätzlich. In saurer Umgebung werden hohe mittlere Absinkgeschwindigkeiten gemessen, die eine starke Ausflockung bewirken. In einem alkalischen Medium sind niedrige mittlere Absinkgeschwindigkeiten von Quarzmehl zu beobachten (Abb. 5.11). Darüber hinaus ermöglichen die Luftblasen die Resuspension der sedimentierten Feinstmaterial (Al_2O_3) an der Gewässersohle. Wichtige Parameter sind hier die eingetragene Luftmenge bzw. die Konsolidationszeit der Feststoffmaterialien. Bei steigendem Gasgehalt bleibt im kleinmaßstäblichen Laborversuch Aluminiumoxid bei hohen pH-Werten in Schwebelage, wobei die Partikel ohne Luftzugabe rascher absinken. Die axiale Verteilung der Resuspension führt zu gleichmäßigerer Profilform in der Vertikalen.

Anhand der gesammelten Daten wurde der Versuch unternommen, den Absinkvorgang der Peloiden in Stillwasserzonen mit Hilfe eines numerischen Modells basierend auf der instationären Konvektions- und Diffusionstransportgleichung zu berechnen. Darüber hinaus wurden die berechneten Werte mit den experimentellen Ergebnissen in Abhängigkeit von physiko-chemischen Parametern verglichen. Die Peloidkonzentration aus der numerischen Berechnung zeigt dabei einen ähnlichen Verlauf wie die Messergebnisse.

Abstract

Suspended fine mineral particles are taken into and transported by natural erosion in rivers and lakes, where the fine material is deposited at areas with low flow velocities and low transportation capacity. The fine-grained fluid aggregates namely peloids can cause extensive deposition which affects the flow regime considerably. In coastal zones, it is necessary to prevent the erosion and the transportation of fine material, to immobilize or stabilize the local deposits. Furthermore, fine-grained sediments can be contaminated by heavy metals or some other pollutants.

The elimination of muddy sediments in river and lake waters can so far be processed only with mechanical evacuation methods under extreme energy expenditure (PTCI, 1996). The so-called flushing jets do not serve the purpose because they cannot set the material spaciouly in motion despite high shear stresses at the bed. Since further danger potentials in the port and water retaining structures, power station intakes can be created by the deposits at extreme discharges, other methods of mud removal such as compressed air addition, water radiation and agitating must be used. The present work deals with the collection of the physico-chemical influences on the settling processes of the suspended fine particles and the effect of air addition on the mechanism of resuspension.

In the first part of my research work, an investigation of the physico-chemical effects has been carried out under ion addition (*NaCl*) and varying pH value in still water since settling effects in nature arise particularly within the range of small flow velocities. The physico-chemical effects cause different processes and structures which arise from the structure formation of fine particles. These admirable stable structures affect the flow conditions. Suspension of different concentration possess different viscosities and surface tensions which causes other transportation characteristics in near-bed layers than in the free water body. These physico-chemical relations are to be qualitatively defined by experimental investigations.

The second part of this work examines the resuspension of the fluid mud layer under presence of gas bubbles on the basis of the above-mentioned results. With regard to the erosion of the material, pressure pulses which result from the turbulence of the flow also play a role apart from shearing stresses. The influence of turbulence and gas bubbles on the erosion of muddy

sediments is so far insufficiently investigated. This thesis also wants to contribute to the clarification of this question.

In the framework of the experimental investigations some test methods were used concerning the collection of the physico-chemical influences (*NaCl* and pH value) on the settling processes and the effect of the bubbles on the resuspension of the deposited peloids. As model substances quartz and alumina were chosen whose point of zero charge lies at different pH values (Stumm and Morgan, 1970).

Laboratory tests have confirmed the significant influence of increasing salinity which can lead to flocculation due to the intermolecular attraction and thus to settling of the particles. Furthermore, the influence of the pH value on the settling behaviour of alumina and quartz powder has been confirmed. At a pH value of 4.2 the average settling velocity of the particles is very low and at pH 8.9 it is high due to the aggregation behaviour of particles. Quartz however behaves exactly contrarily. In acid environment high average settling velocities are measured, which cause strong flocculation. In an alkaline medium low average settling velocities of quartz powder are observed.

Furthermore, the bubbles enhance the resuspension of the deposited fine material (Al_2O_3) at the flow bed. In the case of laboratory trial important parameters considered are supplied amount of air and the consolidation time of the solid materials. With increasing gas content alumina remains in suspension at high pH values in the laboratory test whereby the particles fall more rapidly without air addition. The axial distribution of the resuspension leads to a more homogeneous vertical profile.

On the basis of the laboratory measurement the attempt was made to compute the settling process of the peloids in still water zones by means of a numeric model based on unsteady convection and diffusion transport equation. Moreover the calculated values were compared with the experimental results as a function of physico-chemical parameters. The concentration from the numeric computation shows thereby a similar distribution as a result of measurement.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
	1.1 Motivation	1
	1.2 Zielsetzung	4
	1.3 Gliederung der Arbeit	5
2	Charakterisierung der Partikel in Fließgewässern	7
	2.1 Mineralische Feinstpartikel	7
	2.1.1 Aufbau der Tonminerale	8
	2.1.2 Quarz- und Aluminiumoxid	9
	2.2 Flockenbildung	14
	2.2.1 Physikochemische Einflussparameter auf die Flockenbildung	16
	2.2.2 Zerstörung der Flocken	20
	2.2.3 Aggregategröße	22
	2.3 Interpartikuläre Wechselwirkung	23
	2.3.1 Van-der-Waals-Kraft	24
	2.3.2 Elektrostatische Abstoßungskraft	25
	2.3.3 Hydrathülle und molekulare Diffusion	30
3	Grundlagen zu Absink- und Resuspensionsvorgängen der kohäsiven Feinstpartikel	34
	3.1 Absinkvorgänge	34
	3.1.1 Absinkgeschwindigkeit repulsiver Partikel	36
	3.1.1.1 Bewegungsgleichung	36
	3.1.1.2 Hydrodynamische Wechselwirkungen zwischen Einzelpartikeln ...	38
	3.1.2 Absinkgeschwindigkeit sich anziehender Partikel	43
	3.2 Turbulente Diffusion und vertikale Feststoffkonzentrationsverteilung	46
	3.3 Resuspensionsvorgänge der abgelagerten Pelloide mit Lufteintrag	51
	3.3.1 Vulkanbildung und Lösung der verfestigten Sedimente	51
4	Versuchsstände und Messverfahren	59
	4.1 Versuchsaufbau	59
	4.2 Versuchsmaterial	60

4.3 Messmethoden und Messprinzip in den Voruntersuchungen	62
4.3.1 Konzentrationsbestimmung.....	62
4.3.1.1 Digitale Bildverarbeitung mit video-optischen Verfahren.....	62
4.3.1.2 Kalibrierung und Test mit der CCD-kamera.....	66
4.3.2 Methode zur Bestimmung der Absinkgeschwindigkeit von Peloiden	69
4.3.2.1 Versuchsaufbau und Messprinzip	69
4.3.2.2 Versuchdurchführung und Kalibrierung	73
4.3.3 Fotoelektrisches Messverfahren zur Messung der Blasengröße	74
4.3.3.1 Messprinzip	74
4.3.3.2 Messwertverarbeitung und Anpassung der Messmethode	77
4.4 Numerische Simulation des Absinkverhaltens von Peloiden.....	80
4.4.1 Anfangs- und Randbedingungen.....	81
4.4.2 Zeitdiskretisierung.....	82
4.4.2.1 Einschrittverfahren	83
4.4.2.1.1 Grundlagen des Finite-Differenzen-Verfahrens.....	83
4.4.2.1.2 Das explizite Euler-Verfahren.....	84
4.4.2.1.3 Das implizite Euler-Verfahren	86
4.4.3 Umformung der Differentialgleichung in Matrizenform	88
5 Untersuchungsergebnisse und Diskussion	94
5.1 Absinkverhalten von Peloiden im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff.....	94
5.1.1 Einfluss des pH-Wertes auf die Konzentrationsverteilung von Al_2O_3	94
5.1.2 Einfluss des Salzgehaltes auf die vertikalen Konzentrationsprofile	97
5.1.3 Einfluss des zunehmenden Salzgehaltes auf die Absinkzeit.....	102
5.1.4 Einfluss des Feststoffgehaltes auf die Konzentrationsprofile	104
5.1.5 Einfluss des pH-Wertes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit.....	106
5.1.6 Einfluss des Salzgehaltes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit	107
5.1.7 Vergleich zwischen den numerischen und experimentellen Ergebnissen...	108
5.1.8 Zusammenfassung der Messergebnisse und Diskussion.....	110
5.1.8.1 Absinkverhalten von Peloiden unter dem Einfluss der Ionen-	
zugabe.....	110
5.1.8.2 Berechnung der Feststoffkonzentration nach dem numerischen	
Modell	115
5.2 Resuspension der abgelagerten Peloiden im Dreiphasensystem Wasser/	

Feststoff/Luft	119
5.2.1 Resuspensionsprozesse bei zunehmender Luftvolumenströmung	119
5.2.2 Resuspensionsprozesse mit verschiedenen Konsolidationszeiten.....	123
5.2.3 Zusammenfassung und Diskussion	124
6 Zusammenfassung und Ausblick	129
Literaturverzeichnis.....	134
Abbildungsverzeichnis.....	144

Symbolverzeichnis

Symbol	Einheit	Bedeutung
A	[m ²]	angeströmte Querschnittfläche
A _c	[m ²]	Querschnittfläche
A _H	[J]	Hamaker-Konstante
a	[m]	sohlnahe Referenzhöhe
C	[g/l]	Feststoffkonzentration zum Zeitpunkt t
C _D	[-]	Widerstandsbeiwert
C _{eq}	[g/l]	Feststoffkonzentrationsgleichgewicht
C ₀	[g/l]	Anfangskonzentration zum Zeitpunkt t = 0
C _V	[-]	Volumenkonzentration
c _{oe}	[mol/l]	Elektrolytkonzentration
c _u	[kPa]	Scherfestigkeit
D _s	[kgm ⁻² s ⁻¹]	Absinkrate
D _m	[m ² s ⁻¹]	molekulare Diffusionskonstante des Stoffes im Fluid
D _p	[m]	Porendurchmesser
d	[μm]	Kugeldurchmesser (Gl. 2.6)
d _b	[m]	Blasengröße
d _k	[m]	Innendurchmesser der Glaskapillare
d _{s,50}	[μm]	Partikeldurchmesser bei einem Gewichtsanteil von 50 %
e	[C]	Elementarladung
F _A	[N]	Auftriebskraft
F _G	[N]	Schwerkraft
F _W	[N]	Widerstandskraft
G	[s ⁻¹]	Geschwindigkeitsgradient
g	[ms ⁻²]	Erdbeschleunigung
g _s	[kgs ⁻¹ m ⁻²]	transportierte Menge der Schwebstoffe pro Zeit und Fläche
H ₀	[m]	Gesamthöhe ohne Luft
h	[m]	Wassertiefe
h ₀	[m]	Wassertiefe in Abb. 5.20
k _{1,2}	[-]	empirische Konstante
k ₃	[-]	empirische Konstante

k_B	$[\text{JK}^{-1}]$	Boltzmann-Konstante
M_c	$[\text{kgm}^{-3}\text{s}^{-1}]$	Quell-/Senkenterm
m	$[-]$	empirischer Exponent
n	$[\text{m}^{-3}]$	Partikelanzahl pro Volumen
P_e	$[-]$	Pecletzahl für den vertikalen Feststofftransport ($P_e = Vh/D$)
p	$[\text{kPa}]$	Totaldruck
p_a	$[\text{bar}]$	Luftdruck
p_w	$[\text{kPa}]$	Porenwasserdruck
Q	$[\text{m}^3\text{s}^{-1}]$	Abfluß
R	$[\mu\text{m}]$	Kugelradius
Re_p	$[-]$	Reynolds-Zahl des Partikels
r	$[\text{nm}]$	Abstand der Kugeloberflächen (Gl. 2.7)
r_d	$[-]$	Anteil des Feststoffes an der gesamten Sedimentmenge
T	$[\text{°C}]$	absolute Temperatur
t	$[\text{s}]$	Zeit
u	$[\text{kPa}]$	Porenwasserüberdruck
u_*	$[\text{ms}^{-1}]$	Schubspannungsgeschwindigkeit an der Sohle
u_{gl}	$[\text{ms}^{-1}]$	Gasleerrohrgeschwindigkeit
V	$[\text{ms}^{-1}]$	Absinkgeschwindigkeit (Gl. 4.15)
V_b	$[\text{m}^3]$	Volumen der Blase
V_{el}	$[\text{Nm}^{-2}]$	elektrostatische Abstoßungsenergie
V_g	$[\text{ms}^{-1}]$	Absinkgeschwindigkeit der großen Partikel (Gl. 4.8)
V_k	$[\text{ms}^{-1}]$	Absinkgeschwindigkeit der kleinen Partikel (Gl. 4.9)
V_m	$[\text{ms}^{-1}]$	mittlere Absinkgeschwindigkeit (Gl. 4.7)
V_s	$[\text{ms}^{-1}]$	Singgeschwindigkeit (Gl. 4.6)
$V_{s,50\%}$	$[\text{ms}^{-1}]$	Absinkgeschwindigkeit bei einer Konzentration von 50 %
V_{vdw}	$[\text{Nm}^{-2}]$	Anziehungsenergie
w_i	$[\text{ms}^{-1}]$	Sinkgeschwindigkeit eines Komplexes aus i Kugeln
w_k	$[\text{ms}^{-1}]$	Absauggeschwindigkeit
w_s	$[\text{ms}^{-1}]$	Feststoffsinkgeschwindigkeit
w_{ss}	$[\text{ms}^{-1}]$	Schwarmsinkgeschwindigkeit der Partikel
w_{st}	$[\text{ms}^{-1}]$	Sinkgeschwindigkeit nach Stokesschen Gesetz
x	$[\text{m}]$	Partikelgröße (Gl. 3.12)

y	[m]	gewisse Tiefe
Z_p	[mV]	Zeta-Potential
z	[-]	Wertigkeit der Ionen (Gl. 2.8)

Griechische Buchstaben:

α	[-]	Verteilungskoeffizient
α_o	[-]	Kollisionswirksamkeitsfaktor der orthokinetischen Koagulation/ Flockulation
α_p	[-]	Kollisionswirksamkeitsfaktor der perikinetischen Flockung
β	[-]	reziproke turbulente Schmidt-Zahl (Gl. 3.27)
ε_g	[-]	relativer Gasgehalt
ε_m	[m ² s ⁻¹]	Impulsaustauschkoeffizient (=Wirbelzähigkeit)
ε_o	[AsV ⁻¹ m ⁻¹]	Elektrische Feldkonstante
ε_r	[-]	Dielektrizitätskonstante in der Flüssigkeit
ε_s	[m ² s ⁻¹]	Diffusionskoeffizienten in vertikaler Richtung
η	[kgm ⁻¹ s ⁻¹]	dynamische Viskosität der Flüssigkeit
κ	[m ⁻¹]	Debye-Hückel-Länge (Gl. 2.9)
ν	[m ² s ⁻¹]	kinematische Viskosität
ρ_s	[kgm ⁻³]	Partikeldichte
ρ_w	[kgm ⁻³]	Dichte der Flüssigkeit
σ_x	[kPa]	totale Seitendruck
τ_b	[N m ⁻²]	Sohlschubspannung
τ_d	[N m ⁻²]	kritische Sohlschubspannung
τ_E	[N m ⁻²]	Schubspannung infolge des Eigengewichts des Tonbodens
τ_j	[N m ⁻²]	Schubspannung infolge der Strömungskraft
τ_L	[N m ⁻²]	Schubspannung infolge der äußeren Last
τ_o	[N m ⁻²]	Schubspannung
ψ_o	[mV]	Oberflächenpotential
ψ_δ	[mV]	Stern-Potential

1 Einleitung

1.1 Motivation

Mineralische Feinstpartikel, die durch vielfältige Einwirkungen in Gewässer eingetragen werden, bilden bei ihrer Sedimentation und Densifikation Feinstgranulat-Fluid-Aggregate, genannt Peloide, d.h. Tonähnliche. Die Aggregate entstehen durch elektrokapillare und mechanische Einflüsse (sowohl die zerkleinerte, als auch wieder vergrößerte Form). Sie sind also nicht permanent (Russel et al., 1989). Ihre in Sedimentationsanalysen bestimmte Größenverteilung hängt stark von der Präparation ab und sagt über die Größenverteilung von Aggregaten in situ wenig aus.

Peloide sind hydraulisch oft stabiler als erwartet. Ihr Transport ist mit Ansätzen für grobkörnige Sedimente, wie z.B. die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit nach Stokes (bei Hjulström, 1935) oder die Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung für Erosion nach Shields (1936) nicht beschreibbar. Aus dem geringen Durchmesser im Vergleich zu Kies oder Sand resultieren physikochemische Effekte, welche die Ursache für das andersgeartete Verhalten bilden. Die Wechselwirkung der im Wasser gelösten Ionen kann zu Flockung (Elektrokoagulation) führen (Mihopoulos, 1995). Die Ausflockung einer Suspension trägt in hohem Maße zu Änderungen in der Größe, Form und Dichte der Aggregate bei, die durch den Flockungszustand ein geändertes Transportverhalten aufweisen können. Meist ist die Absinkgeschwindigkeit dieser Aggregate erheblich größer als die ihrer Einzelkomponenten (Kranck, 1975).

Die Erforschung der Transportprozesse mineralischer Feinstpartikel ist im Wasserbau von Interesse, da die Sedimente bei vermehrter Ablagerung aufgrund verschiedener Verdichtungseffekte stabile Strukturen an der Gewässersohle ausbilden und damit zu erheblichen Nutzungseinschränkungen von Bauwerken oder Wasserwegen führen können. Die in suspendierter Form transportierten mineralischen Feinstpartikel sinken als schwebende Teilchen auf den Grund der Fließgewässer und lagern sich dort ab, wenn die Scherkraft eines Flusses zur Erosion nicht ausreicht. Die Ablagerung von Peloiden kann zu einer Vielzahl von Problemen in wasserbaulicher Hinsicht führen: Vor allem Fließgewässer mit geringem Durchfluss (Abb. 1.1a), Uferbereiche und Flußbauwerke zur Wasserstandsregelung erweisen sich als problematisch (Chapra, 1997). Diese Verlandungszonen stellen eine erhebliche Behinderung in Wasserstraßen und Häfen (Abb. 1.1b) dar. Auch in küstennahen Wasserwechselzonen (Abb. 1.1c)

mit vorherrschendem Tideeinfluss (Mehta, 1986) verursachen diese Ablagerungen vor allem in Häfen hohe Unterhaltungskosten. Die jährlichen Abbaggerungskosten der Schlämme liegen z.B. für die San Francisco Bay bei über 2 Mio. USD (Krone, 1962) und für Schifffahrkanäle und Häfen in Frankreich bei ca. 70 Mio. USD (Teisson, 1991). Die Bundeswasserstraßenverwaltung benötigt allein für Baggerungen etwa 50 – 80 Mio. Euro pro Jahr.

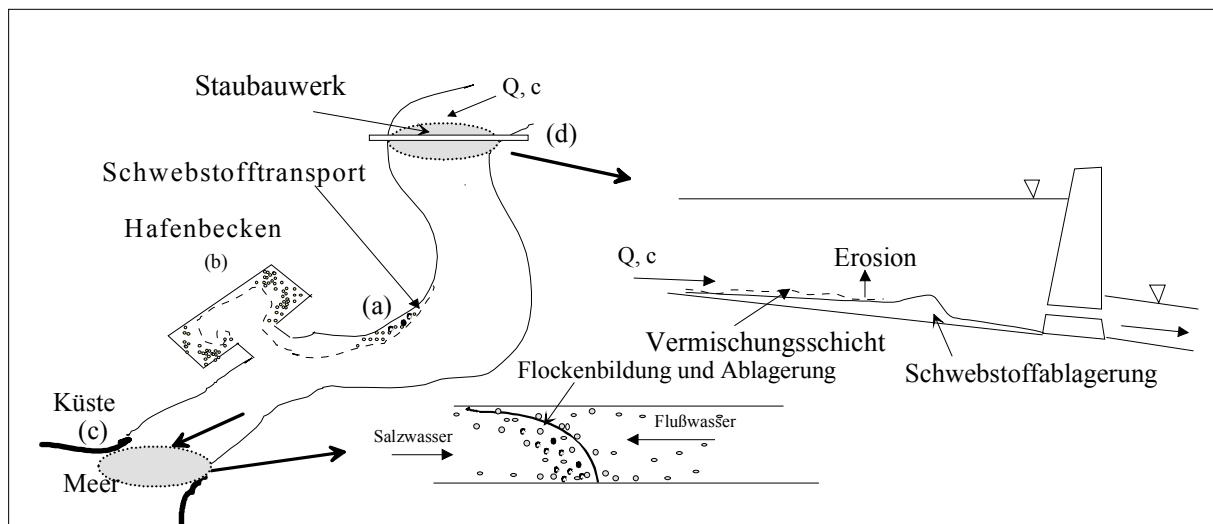


Abb. 1.1: Schematische Darstellung der Erosions-, Ablagerungs- und Transportvorgänge
 Q Abfluß, C Feststoffkonzentration (nach Mehta, 1986; Chapra, 1997)

Bei Kraftwerksstauräumen (Abb. 1.1d) mit geometrisch stark differenzierten Abschnitten haben darüber hinaus die Schwebstoffablagerungen eine Verkleinerung des Speichervolumens und damit eine Einschränkung des Speicherbetriebs zur Folge. Als Beispiel zeigt Abb. 1.2 die Schlammablagerung im Hornbergbecken (ca. 700 m lang, 300 m breit), einem Speicherbecken zur Energieerzeugung (Pumpspeicherkraftwerkwehr), das über einen Druckschacht bzw. einen Stollen mit dem Kavernenkraftwerk Wehr verbunden ist. Der hier gesammelte Schlamm ist durch die Verbindung mit den Dämmschichten des Hornbergbeckens teilweise chemisch derart belastet, dass er als Sondermüll zu entsorgen wäre. Größere Mengen des Schlammes im Hornbergbecken wurden durch Niederschläge destabilisiert, vermischten sich mit dem Wasser (Schwebstoffe) und gelangten über die Restentleerung des Hornbergbeckens durch den Peterlegraben in die Wehra. Die durch das schlammhaltige Wasser bedingten Trübungen verursachten im Unterlauf der Wehrasperre unter anderem Schäden am Fischbestand. Die Erhöhung der unteren Absenkmarke im Wehrbecken führte zu einem Verlust an Speichervolumen, der eine Einschränkung des Kraftwerkbetriebs bedingte. Im Rahmen einer Revision des Pumpspeicherkraftwerkes Hornbergstufe wurde das Hornbergbecken im Sommer

2002 vollständig entleert. Der im Becken aufgrund des ständigen Pump- und Turbinenbetriebes eingetragene Schlamm mit einem Volumen von ca. 20.000 m^3 wurde im Hornbergbecken zur hinteren Beckenseite umgelagert und sollte durch den Bau von 2 Dämmen auf der Beckensohle zurückgehalten werden (Nestmann et al., 2002).



Abb.1.2: Schlammablagerung im Hornbergbecken vor Beginn der Umlagerungsarbeiten (s. Nestmann et al., 2002)

Diese abgesetzten Schlämme bewirken eine Schädigung des Wasser-Ökosystems, welche wiederum zu einem Absterben von Flora und Fauna führen kann. Vielfach sind die Schlämme auch mit Schwermetallen oder anderen Schadstoffen kontaminiert. Bei einer ungewollten oder gewollten Mobilisierung gelangen diese Schadstoffe wieder in das Wasser, so dass dessen Qualität abnimmt. Als Beispiel für die Problematik bzgl. der Mobilisierung kontaminierter Ablagerungen an Einbauten in Flussabschnitten ist die ehemalige Elbe-Grenzstrecke bei Schnackenburg/Dömitz zu nennen. Hier stand dem Handlungsbedarf zum Angleichen der Bühnen auf der Uferseite der ehemaligen DDR an die wirksamen Bühneneinbauten auf BRD-Seite, die Gefahr der Mobilisierung erheblicher Mengen kontaminierter Schlämme gegenüber, die sich in den nicht unterhaltenen Bühnenfeldern abgesetzt hatten (Nestmann, F., Büchele, B., 2002).

Ein Hauptgrund für die Verlandungsprozesse liegt in der zunehmenden Störung des natürlichen Strömungsverhaltens durch künstliche Einbauten (z.B. Hafen- und Stauanlagen, Kraftwerkseinläufe, Bühnen oder Parallelbauwerke etc.). Diese führen oft zu einer Reduzierung der

Strömungsgeschwindigkeiten (bei erhöhter Wassertiefe), wodurch suspendiertes Material an diesen Stellen bevorzugt sedimentiert (DVWK, 1993). Das Material kann in seltenen Fällen auch mit Hilfe von speziellen Leitbauwerken, die gezielt eine turbulente Durchmischung anregen, vorbeitransportiert werden (Nestmann, 1991). Da die Fließgeschwindigkeiten aber i.A. künstlich nicht zu erhöhen sind, müssen andere Methoden (Druckluftzugabe, Wasserstrahlung und Rühren) der Schlammabeseitigung angewendet werden. Alternative Möglichkeiten der Mobilisierung von Schlammzonen sind bisher kaum erforscht.

In der Literatur sind grundlegende experimentelle bzw. theoretische Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Kohäsion und Schleppkraft u.a. bei Been und Sills (1981), und neuere Untersuchungen zum Einfluss von Oberflächenwellen auf die Resuspendierung der Ablagerung bei Adu-Wusu et al. (2001), De Wit (1995), Li et al. (1994) zu finden. In Klärbecken z.B. werden Schlämme unter anderem mit Druckluftzugabe, Wasserstrahlung und Rühren in Schwebe gehalten. In der Natur kommen Wasser-Luft-Gemische sehr häufig vor. Zum einen liegt die Luft im Wasser als gelöstes Gas vor, zum anderen in Form von Blasen. Ein Luftertrag in das Gewässer in Form von Blasen geschieht durch turbulente Wasseroberflächen (Wellen), raue Sohl-, Böschungs- oder Bauwerksoberflächen, Wirbel an Bauwerken, etc. (Nestmann, 1984). Im Schlamm festgehaltene Gasblasen, die mit Durchmessern d_b über einen weiten Größenbereich ($10^{-3} > d_b > 10^{-6} m$) in Gewässersohlen oft vorliegen, verändern dessen Reaktion auf Druckpulsationen (z.B. durch Wasserspiegelschwankungen) (Köhler, 1997). Die Ausbreitung des Porenwassers im Aggregat ist durch die Gasblasen beeinträchtigt. Diese können sich bei Druckpulsationen vereinigen und Kanäle bilden, wodurch sich das Aggregat extrem umlagern kann. Bei Druckluftzugabe ist aber die Resuspendierung der abgelagerten Schlämme in ihrer Komplexität erst wenig erforscht und noch Gegenstand der Forschung.

1.2 Zielsetzung

Innerhalb dieser Arbeit werden Untersuchungen zum Einfluss von Ionen und Gasblasen auf das Transportverhalten von Peloiden durchgeführt. Durch Versuche sollen die physikalisch-chemischen Zusammenhänge messtechnisch erfasst werden.

Die vorliegenden Ziele lassen sich in zwei Teilbereiche gliedern:

Prozesse beim Absinkverhalten

In Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten und damit geringen Schubspannungen (z.B. in Stauräumen, vor Kontrollbauwerken etc.) entstehen Ablagerungen von mineralischen Feinstpartikeln an der Gewässersohle. Die Problematik der Verlandungen von Gewässerabschnitten durch großpartikuläre Kiese und kohäsionslose Sande wurde bisher weitgehend aus hydraulischer Sicht angegangen. Im Gegensatz zu gröberen Sedimenten (Kies und Sand), deren Transportverhalten mit herkömmlichen Ansätzen (z.B. Shields, 1936) beschreibbar ist, werden Sedimentationsprozesse von mineralischen Feinstpartikeln sowohl von der Gravitation beeinflusst als auch durch physikalische, elektrochemische und biochemische Vorgänge (Flockenbildung). Vor allem in Bereichen geringer Fließgeschwindigkeiten bilden die physiko-chemischen Effekte, die bisher in der wasserbaulichen Praxis aufgrund der begrenzten Kenntnisse unberücksichtigt geblieben sind, die Ursache für das andersgeartete Absinkverhalten von Peloiden und sind derzeit Gegenstand der Forschung. Als Hauptziel dieser Arbeit sollten zunächst Versuche zur Ermittlung von Absinkraten mit charakteristischen Modellsubstanzen (Quarz, Aluminiumoxid) in Gewässerstillzonen unter dem Einfluss von physiko-chemischen Parametern (*NaCl* - Anteil bzw. pH-Wert) durchgeführt werden.

Stabilität und Resuspendierbarkeit

Die physikalisch-chemischen Wechselwirkungsprozesse zwischen feinkörnigen Partikeln und die Gasblaseneinflüsse sind aufgrund ihrer Komplexität noch wenig erforscht. Die bestimmenden Größen für die Bildung von Ablagerungen an der Gewässersohle sind unter anderem die Absinkgeschwindigkeit und die durch Selbstverdichtung erreichte Stabilität des Materials. Auf der Grundlage der o.g. Versuche zum Absinkverhalten geht es in der Folge um die Resuspensionsprozesse und die Eigenschaften bereits densifizierter Schlammablagerungen unter Anwesenheit von Gasblasen in Gewässern. Hierbei sollten die Auswirkungen der wechselseitigen Beeinflussung von Gasblasen und Feinstmaterial in der Suspension während des Sedimentationsprozesses auf die Frage hin untersucht werden, unter welchen Voraussetzungen sich besonders stabile Ablagerungen bilden können. Die aus hydraulischer Sicht ungeklärten Fragen bzgl. der Stabilität sollen in den Versuchen mit Hilfe unterschiedlicher Strömungsbelastungen beantwortet werden.

1.3 Gliederung der Arbeit

Die Vorgehensweise wird entsprechend der Gliederung der Kapitel vorgestellt. In Kapitel 2 wird die Charakterisierung der Feststoffe beschrieben, die vom Wasser an der Flusssohle fort-

bewegt oder abgelagert werden. Ebenso zeigt dieses Kapitel die interpartikulären Wechselwirkung zwischen den in suspendierter Form transportierten mineralischen Feinstpartikeln (Feldspat, Quarz, Tone) und deren Aufbau.

In Kapitel 3 werden die maßgebenden Feststofftransportprozesse in Fließgewässern beschrieben, wobei die Resuspension der flüssigen Schlammschicht (d.h. die Feststoffe gehen wieder in Suspension) aus der Gewässersohle im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft erläutert wird.

Kapitel 4 befaßt sich mit den verwendeten Methoden zur experimentellen Untersuchung der Prozesse der Deposition der Partikel im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff bzw. der Resuspendierung der abgelagerten Schlämme im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft. Das Konzept und der Aufbau der durchgeführten Experimente werden hier erläutert.

In Kapitel 5 werden die Transportvorgänge der Feststoffe unter Ionenzugabe (*NaCl*) bzw. mit unterschiedlichen pH-Werten in Stillwasserzonen und die Auswirkung der Luftzugabe auf die Resuspensionsprozesse der abgelagerten Pelloide beschrieben. Hierbei werden die für Stillwasserzonen erhaltenen mit den in einem numerischem Modell berechneten Ergebnissen verglichen. Dazu faßt Kapitel 5 die physikalisch-chemischen Effekte für die Suspensionscharakterisierung der Modellsubstanz (Quarzmehl, Aluminiumoxid) und die einzelnen Untersuchungsergebnisse zusammen.

Kapitel 6 beinhaltet eine Zusammenfassung der Ergebnisse und einen Ausblick für weiterführende Forschungsaufgaben.

2 Charakterisierung der Partikel in Fließgewässern

2.1 Mineralische Feinstpartikel

Durch natürliche Erosion und anthropogene Einflüsse (z.B. Abwässer) wird an vielen Stellen Feinstmaterial in Bäche, Flüsse und Seen eingetragen, welches zusammen mit Wasser Schlämme unterschiedlicher Konzentrationen bildet. Diese Stoffe bezeichnet man auch als Schwebstoffe, die vom Wasser aufgewirbelt, ständig durchmischt und schwebend fortgetragen werden. Die suspendierten Partikel in natürlichen Gewässern bestehen zum größten Teil aus anorganischen Komponenten wie Feldspat, Quarz, Tonmineralien, etc. und aus lebenden und abgestorbenen organischen Anteilen. Der Anteil der anorganischen Stoffe an den Schwebstoffen beträgt grob geschätzt 80 %, 20 % sind organischen Ursprungs. Der Anteil der organischen Feststoffe (Biomasse) hängt von einer Reihe von Parametern ab, die das Wachstum von Mikroorganismen bestimmen, z. B. Sauerstoffgehalt, Temperatur und gelöste anorganische und organische Fracht (Nährstoffangebot) (Neis, 1974). Der Durchmesser solcher Teilchen liegt in der Größenordnung von ca. $0,1 \mu\text{m} - 50 \mu\text{m}$ ($1 \mu\text{m} = 10^{-6} \text{m}$) (Osmann-Sigg, 1982) (Abb. 2.1). Die Schwebstoffe sind in wenig verschmutzten Gebirgsflüssen überwiegend anorganischer Natur.

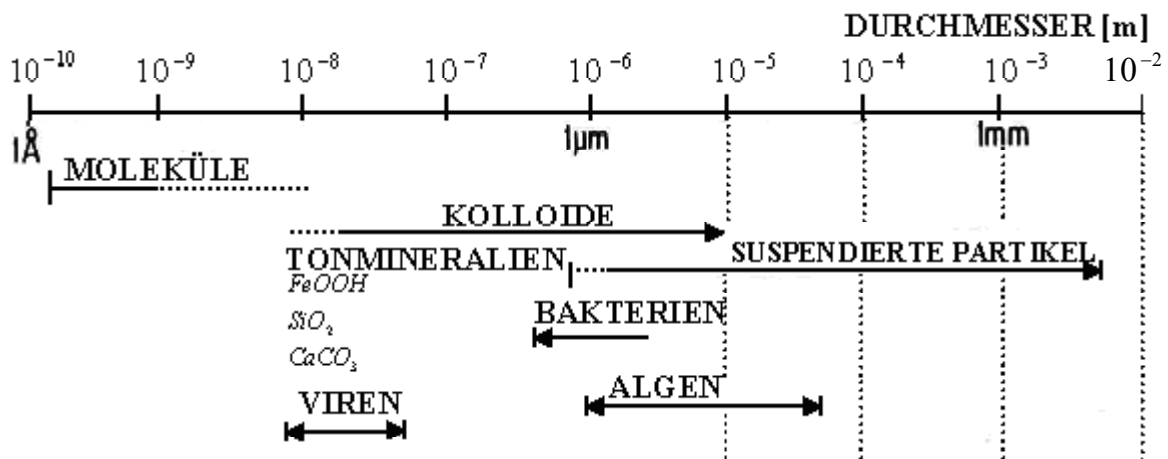


Abb. 2.1: Größenspektrum von Wasserinhaltsstoffen (Osmann-Sigg, 1982)

Die anorganischen Feststoffe unterteilt man in zwei Klassen: kohäsionslos und kohäsiv. Die Sinkgeschwindigkeit eines kohäsionslosen Teilchens wird nur durch seine Größe, Dichte und Form bestimmt. Kohäsive Partikel, die zur Aggregation neigen, verhalten sich anders als die Einzelteilchen (Bornholdt et al., 1992). Mineralische Schlämme (sog. Peloide), die mit ihrem

Tonanteil durch kohäsive Eigenschaften charakterisiert sind, liegen in Fließgewässern in Suspension vor. Der Transport von mineralischen Feinstpartikeln selbst ist abhängig von ihrer Konzentration, ihren Eigenschaften, Oberwassermenge, Temperatur und von biologischen Prozessen. Die Eigenschaften der in die Flüsse und Seen gelangenden Feststoffe hängen somit von den Gesteins- und Bodenarten des jeweiligen Einzugsgebietes ab. Hinzu kommen verschiedene Effekte, die durch im Gewässer gelöste Stoffe entstehen. In der Regel liegen diese in Ionenform vor. Die Wechselwirkung dieser Stoffe mit den suspendierten Partikeln kann zu beschleunigter Ausfällung und Sedimentation führen, wobei die abgesetzten Schichten eine andere Dichte und Struktur erhalten, da sich das Adhäsionsverhalten (Bindigkeit) des Materials ändert. In diesem Kapitel wird ein kurzer Überblick gegeben über Aufbau und Eigenschaften der mineralischen Partikel.

2.1.1 Aufbau der Tonminerale

Durch Abbau und Umwandlung von Schichtsilikaten (Glimmern) sowie durch die Synthese aus Zerfallsprodukten verschiedener Silikate (vor allem Feldspat) entstehen Tonminerale (Schröder, 1968). Diese liegen in großer Vielfalt in der suspendierten Phase der Gewässer vor und können als Mischoxide mit Schichtstruktur beschrieben werden.

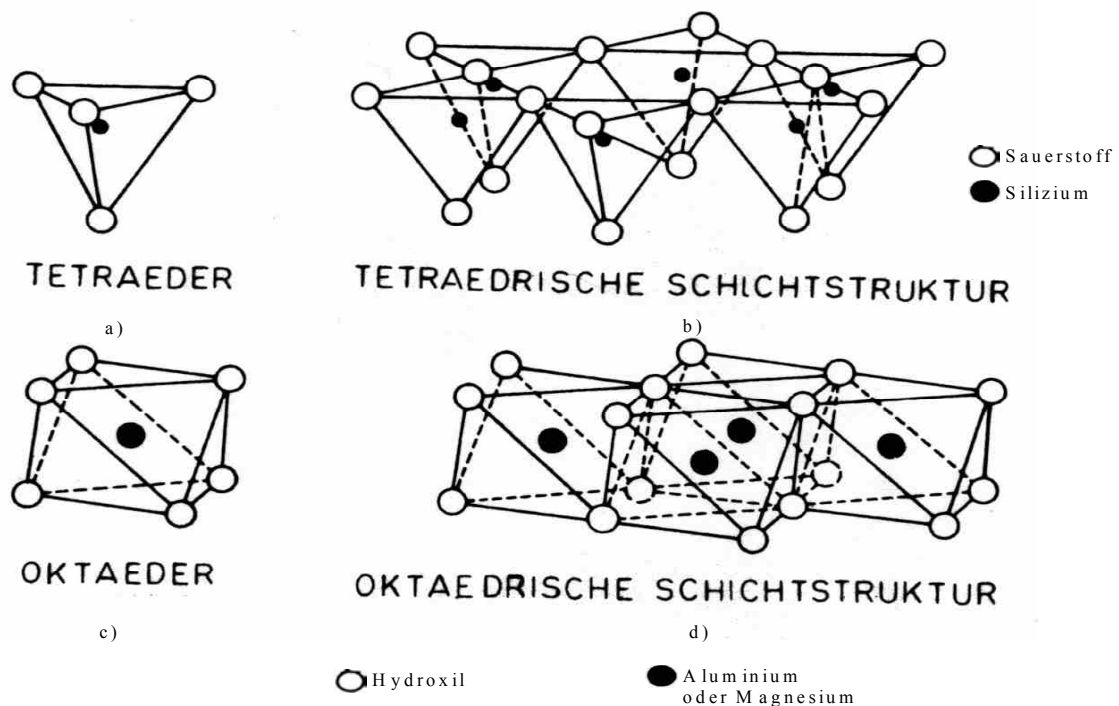


Abb. 2.2: Räumliche Anordnung der Tonminerale (Stumm und Morgan, 1981)

Alle Tonminerale sind aus den gleichen Grundbausteinen zusammengesetzt: Dem tetraedrisch mit 4 Sauerstoffatomen koordinierten Si- (Al-, Fe- und andere) Atom (Abb. 2.2a) und dem oktaedrisch von 6 Sauerstoffatomen bzw. Hydroxylgruppen umgebenen Al- (Fe-, Mg- und andere) Atom (Abb. 2.2c). Die von den Tetraedern gebildete hexagonale Schicht wird als ideale Tetraederschicht bezeichnet (Abb. 2.2b). Die Sauerstoff- und Hydroxylanionen sind mit benachbarten Oktaedern verbunden, wodurch die sogenannte Oktaederschicht gebildet wird (Abb. 2.2d). Tetraedische Silikatschichten und oktaedrische Aluminiumoxidschichten können übereinander liegen, da einzelne Tetraeder bzw. Oktaeder elektrisch nicht neutral sind.

2.1.2 Quarz- und Aluminiumoxid

Die wichtigsten Mineralien in der wässrigen Phase werden in fünf Gruppen nach der chemischen Zusammensetzung wie folgt unterschieden (Stumm und Morgan, 1970):

- Kaolinit ($Al_4[Si_4O_{10}](OH)_8$)
- Illit ($k_x Al_4[Si_{1-x}Al_xO_{20}](OH)_4$)
- Montmorillonit ($(Na, k)_{x+y}(Al_{2-x}Mg_x)_2[(Si_{1-y}Al_y)_8O_{20}](OH)_4 \cdot nH_2O$)
- Quarz (Siliziumoxid SiO_2)
- Gibbsit (Aluminiumoxid $Al_2O_3 \cdot 3H_2O$)

In Tabelle 2.1 ist die chemische Zusammensetzung wichtiger Tonmineralgruppen (Kaolinite, Illite, Smectite) nach Scheffer und Schachtschabel (1984) dargestellt. Als Beispiel ist bei den Kaoliniten der SiO_2 -Gehalt mit 45 - 47 Masse-% bzw. der Al_2O_3 -Gehalt mit 38- 40 Masse-% angegeben.

Tab. 2.1: Chemische Zusammensetzung wichtiger Tonmineralgruppen in Masse-% (Scheffer und Schachtschabel, 1984)

Tonmineral	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	CaO	MgO	K_2O	Na_2O
Kaolinite	45...47	38...40	0...0,2	0...0,3	0	0	0	0
Smectite	42...55	0...28	0...30	0...0,5	0...3	0...2,5	0...0,5	0...3
Illite	50...56	18...31	2...5	0...0,8	0...2	1...4	4...7	0...1

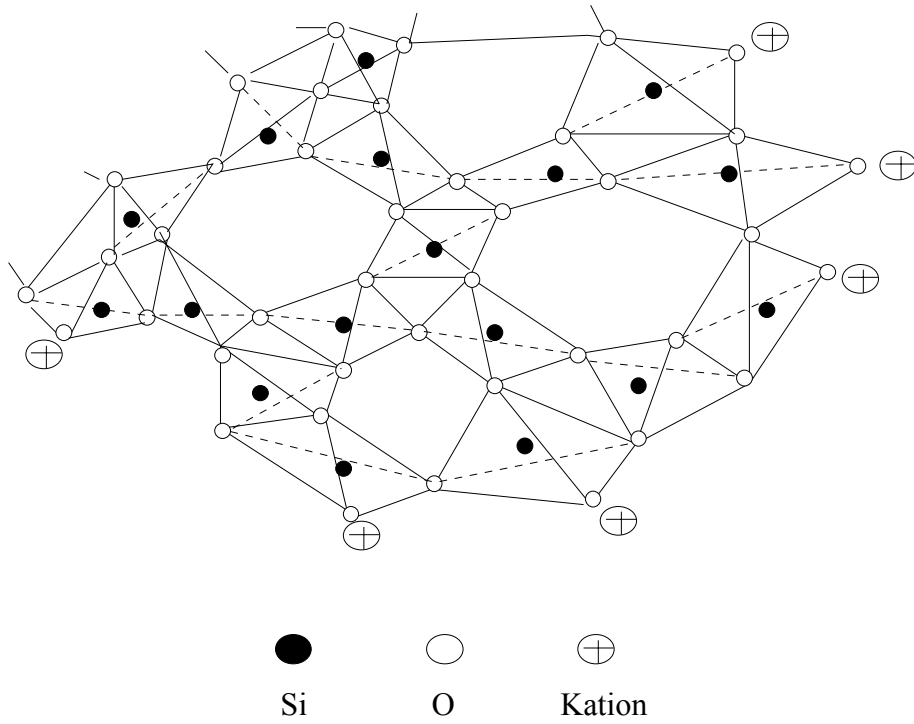


Abb. 2.3: Quarzkristall (Gillott, 1968)

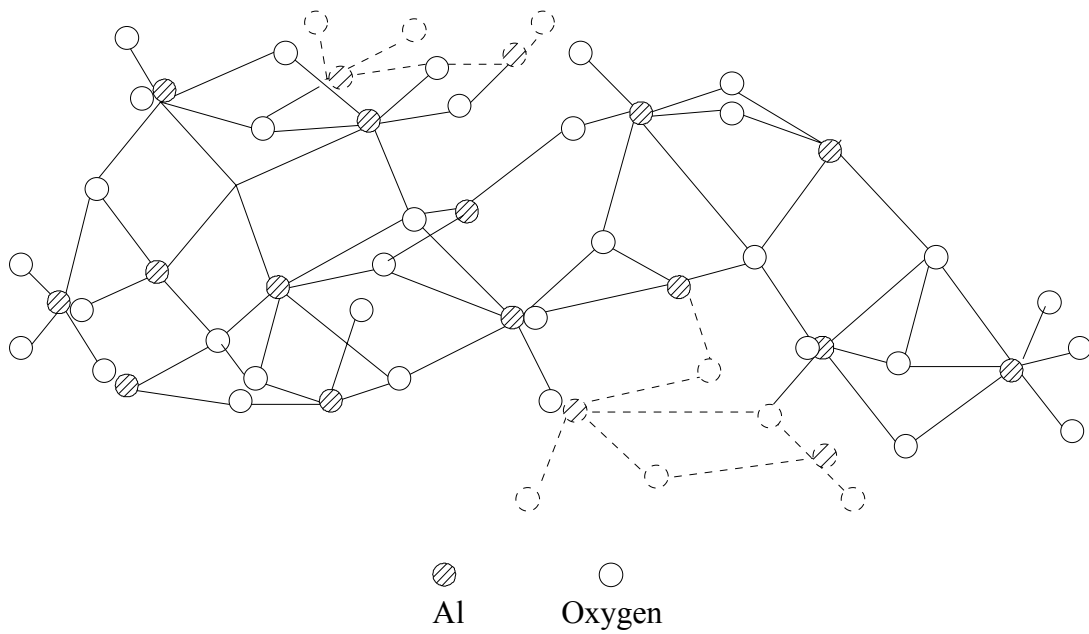


Abb. 2.4: Aluminiumoxidkristall (Worrall, 1986)

In Tab. 2.1 kann man erkennen, dass Silizium (*Si*) und Aluminium (*Al*) als Hauptelemente der oberen Erdschichten maßgebend am Aufbau der gesteinsbildenden Mineralien beteiligt sind. Diese Elemente bestimmen daher den Chemismus der Mineralien, die als Schwebstoffe in die Gewässer gelangen (Neis, 1974). Untersuchungsbedarf besteht vor allem in der Frage der Wirkung der physikochemischen Parameter auf das Transportverhalten von mineralischen Feinstpartikeln als Quarzmehl (SiO_2) und Aluminiumoxid (Al_2O_3) an der Gewässersohle.

Den Hauptanteil der primären Minerale stellt der stabile Quarz. Der überwiegende Teil des Quarzes hat die Korngrößen des Sandes und Schluffes; aber auch in der Tonfraktion kann noch 10 – 30 % feiner Quarz enthalten sein (Mükenhausen, 1975). Quarz ist aus SiO_4 -Tetraedern aufgebaut. Diese sind, wie in Abb. 2.3 dargestellt, durch gemeinsame *O*-Ionen untereinander gerüstartig verknüpft. In den Zwischenräumen der Kristalle sind Siliziumkationen (*Si*) eingelagert (Abb. 2.3), so dass die Quarzkristalle nicht so leicht wie Schichtsilikate zerbrochen werden können (Gillott, 1968). Bei der Zerkleinerung von Quarzkörnern werden die Ionenbindungen zwischen den *Si*- und den *O*-Ionen zerbrochen. An der Trennfläche geht die o.g. Zuordnung der *O*-Ionen zu zwei verschiedenen *Si*-Ionen verloren. An der Seite mit *O*-Ionenüberschuss wird die negative Ladung durch Anlagerung neuer Kationen aus der Umgebung teilweise ausgeglichen. An der anderen Seite reduzieren freie *O*-Ionen den positiven Ladungsüberschuss (Zou, 1998). Dabei hat das hydratisierbare Silikatgel ($SiO_2 \cdot xH_2O$) die Gruppe *Si-OH*, die an der Partikeloberfläche negativ geladen ist (Worrall, 1986):



Bei der Verwitterung der Silikate wird Aluminium frei, das zum Teil in Tonminerale eingebaut wird, teilweise auch als amorphes Aluminiumoxid $Al(OH)_3$ mit viel Adsorptionswasser vorliegt. Unter bestimmten Bedingungen, vor allem in wärmeren Klimaten, kristallisiert das Aluminiumhydroxid zu Hydrargillit (Gibbsit) $\gamma - Al(OH)_3$. In ihm sind die Al^{3+} -Ionen mit sechs OH^- -Ionen zu Schichten verbunden, in denen 2/3 der Oktaederzentren mit *Al* besetzt sind. Die Kristalle bestehen aus Stapeln solcher *Al - OH* - Oktaederschichten (Worrall, 1986) und bilden häufig sechseckige Täfelchen von Ton- oder Schluffgröße (Abb. 2.4). Außerdem entstehen bei der Verwitterung zwei *AlOOH*-Formen, der Diaspor $\alpha - AlOOH$ und der Böhmit $\gamma - AlOOH$. Die Böden besitzen einen Gesamtanteil an *Al* in der Größenordnung von 1 – 6 % (Mükenhausen, 1975). Die Oberflächen von den Gruppe *Al-O* sind wie *Al-OH*

hydratisiert. Die hydratisierbare funktionelle Gruppe $Al-OH$ wird an der Partikeloberfläche mit dem Säure-Charakter (Gl. 2.2a) und mit dem alkalischen Medium (Gl. 2.2b) in der wässrigen Suspension erklärt (Worrall, 1986).



Stumm und Morgan (1970) geben den Ladungsnullpunkt für SiO_2 und für Al_2O_3 mit pH 2,0 bzw. 9,1 an. Die Al_2O_3 - und SiO_2 -Suspension wird stark durch ihren pH-Wert bestimmt (Abb. 2.5). Eigene Untersuchungen über die elektrothoretische Beweglichkeit beider Stoffe ergaben in Übereinstimmung dazu, dass für den Bereich natürlicher pH-Werte (etwa pH 6 bis pH 8) die SiO_2 -Partikel stark negativ, die Al_2O_3 -Partikel hingegen schwach positiv geladen sind. Die elektrostatische Oberflächenladung von Tonmineralen (Quarz, Montmorillonite) ist gleichermaßen negativ ab einem pH-Wert größer 4.

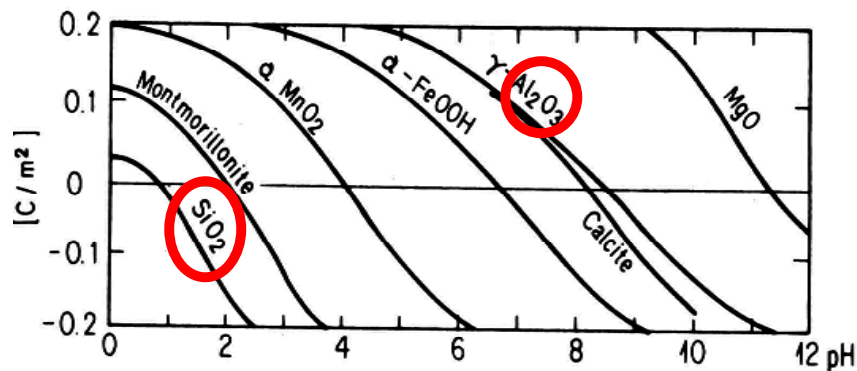


Abb. 2.5: Die pH - Abhängigkeit der Oberflächenladung (Stumm und Morgan, 1981)

Reinshagen et al (2001) untersuchte die Suspensionseigenschaften (Viskosität, Zeta-Potential) von Al_2O_3 -Pulver bei einer Variation des pH-Wertes. In Abbildung 2.6 ist der Einfluss des pH-Wertes auf die Viskosität bei Al_2O_3 -Pulver bei einer mittleren Feststoffvolumenkonzentration (35 Vol.-%) dargestellt. Aus dem Diagramm wird ersichtlich, dass der Einfluss des pH-Wertes auf die Viskosität im Bereich von 5 bis 9 zunimmt, während die Viskosität im sauren Bereich zwischen pH 3 und pH 5 niedrig ist. Ein Vergleich der Viskosität der Suspensionen zeigt, dass die feine Suspension für den gesamten pH-Bereich deutlich höhere Werte besitzt als die grobe Suspension. Im pH-Bereich von 3 bis 5 liegt das Zeta-Potential der Al_2O_3 -Suspension beim Maximum, wobei die grobe Suspension etwas höhere Werte als die feine zeigt (Abb. 2.7).

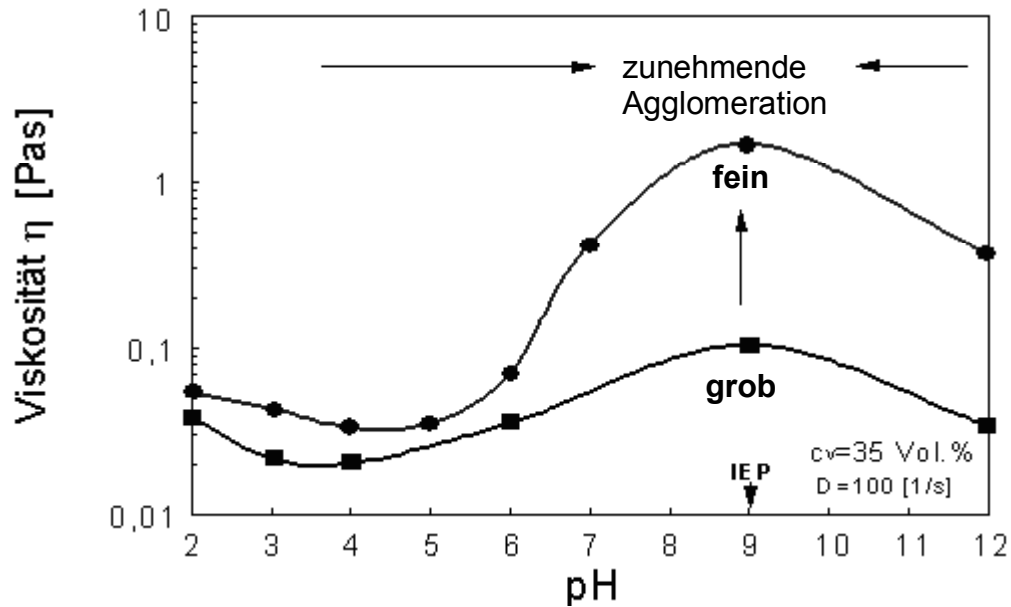


Abb. 2.6: Viskosität einer Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert bei einer Schergeschwindigkeit von 100 1/s (Reinshagen et al., 2001)

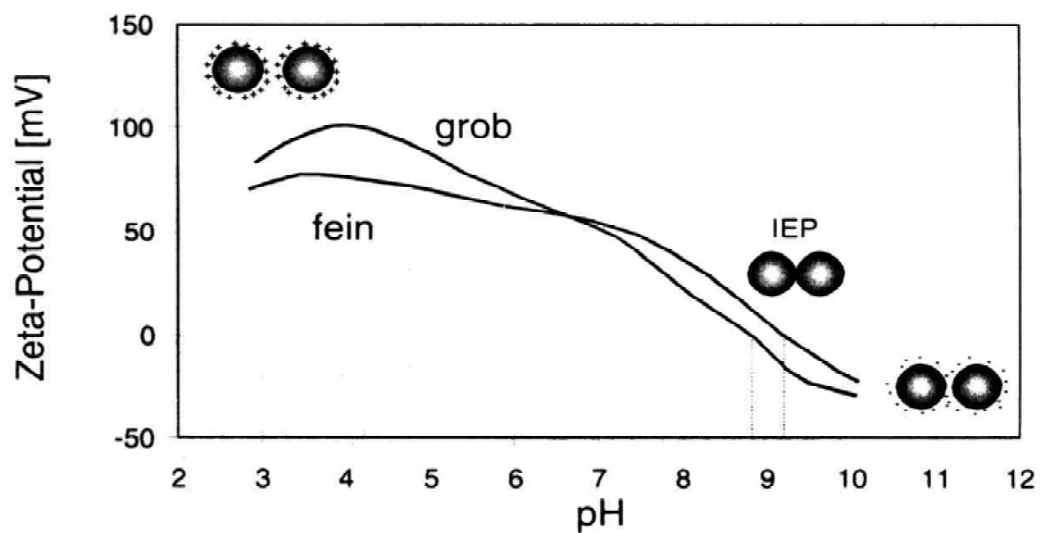


Abb. 2.7: Zeta-Potential der Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert (Reinshagen et al., 2001)

Ab einem pH-Wert von ca. 3,5 verringert sich das Zeta-Potential für die feine Suspension. Der Grund dafür liegt darin, dass eine höhere Elektrolytkonzentration in der feinen Suspension vorliegt, welche die Doppelschicht um die Al_2O_3 -Partikel stärker komprimiert (Reinshagen et al., 2001). Ein Effekt des pH-Werts auf das Zeta-Potential wurde für SiO_2 von Xu und Yoon (1989) beobachtet. SiO_2 wurde mit Trimethylchorsilan hydrophobiert. Das Zeta-Potential sank von etwa -10 mV bei $pH \approx 3$ auf -50 mV bei $pH \approx 10$ ab. Trotzdem war die Dispersion nahezu über den ganzen pH-Bereich instabil (Abb.2.8). Das Zeta-Potential ist in vielen Fällen ein Maß für die Stabilität eines Kolloids (Oehler, 1966). Durch reine Koagulation hat der Entstabilisierungseffekt in der Regel bei Zeta-Potentialen um $Z_p = 0$ [mV] ein Maximum, so dass hier die größte Flockungsneigung zu erwarten ist.

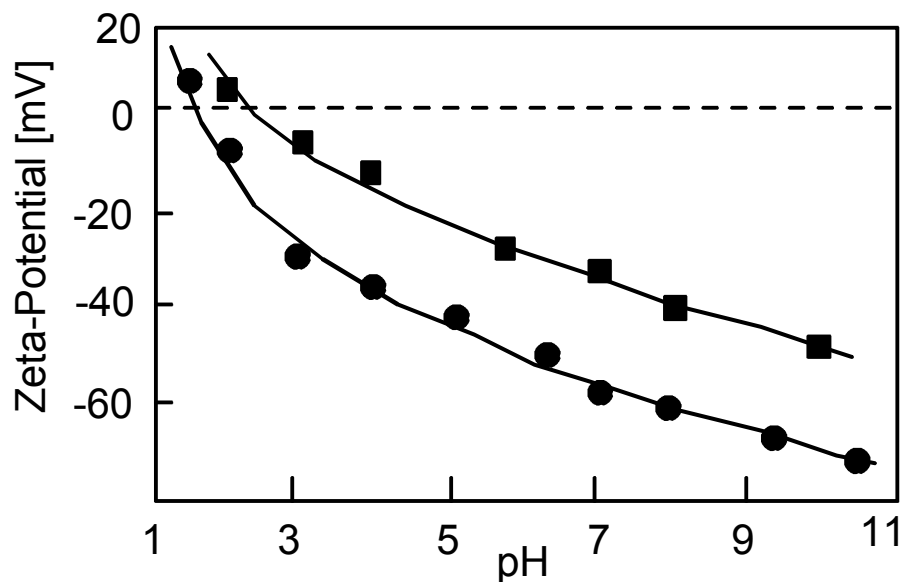


Abb. 2.8: Zeta-Potential von SiO_2 vor (●) und nach (■) Methylierung in Abhängigkeit vom pH-Wert (Xu und Yoon, 1989)

2.2 Flockenbildung

In stabilen Dispersionen zeigen mineralische Feinstpartikel kaum Sedimentationsneigung. Dagegen bilden anorganische Partikel (Tone, Schluff) unter bestimmten Bedingungen Agglomerate im Fließwasser. Eine Zusammenballung der feinsten Teilchen wird als Flockulation bezeichnet. Die Flockenbildung der Schlammpartikel ist ein Resultat der van-der-Waals-Kräfte, wenn sie größer als die Abstoßungskräfte sind. Die elektrostatische Abstoßungskraft

tritt infolge der Ionenwolken auf, die aus gleicher Ladung bestehen. Die van-der-Waals-Wechselwirkung entsteht infolge der Interaktion der elektrischen Felder, die durch die Dipole in den einzelnen Moleküle gebildet werden (s. Burt, 1986). Die Flockenbildung ist auf verschiedene Arten erklärbar. Beispielweise werden entweder einfache Elektrolyte an die Feststoffteilchen angelagert, oder die Teilchen werden durch Polymerketten verbrückt, oder die Feststoffteilchen werden im Gelverband von intermolekular vernetzten Polymeren eingehüllt.

In Abb. 2.9 ist die Flockungskinetik skizziert. Kolloidale Dispersionen in Gegenwart von Polymeren führen zur Flockung, wenn die Teilchen entweder durch die Makromoleküle verbrückt oder die Oberflächenladungen durch die entgegengesetzten Ladungen der Polyelektrolyte kompensiert werden. Flockung durch Verbrückung hängt empfindlich von der Molmasse des Polymers ab.

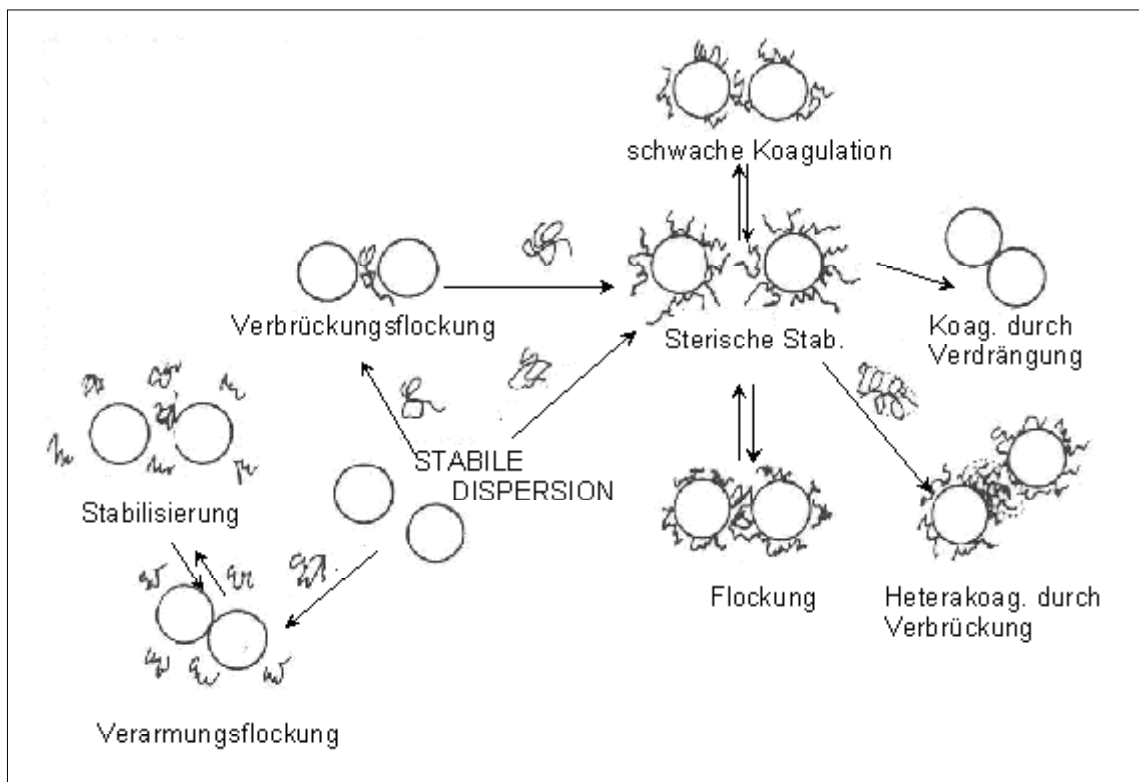


Abb. 2.9: Schematische Darstellung von Flockungskinetik und stabiler Dispersion (Napper, 1983)

Die in der Abbildung 2.9 schematisch dargestellten Makromoleküle verändern ihre Konformation, wenn sie an der Teilchenoberfläche adsorbiert werden. Bei ausreichender Bedeckung der Teilchen durch die adsorbierten Makromoleküle tritt sterische Stabilisierung auf. Werden

die Makromoleküle nicht adsorbiert, verbleiben also im Dispersionsmittel, flockt die Dispersion bei einer bestimmten Polymerkonzentration infolge von Verarmungseffekten. Bei hohen Polymerkonzentrationen kann die Dispersion wieder stabil werden (Lagaly et al., 1997).

2.2.1 Physikochemische Einflussparameter auf die Flockenbildung

Die Flockung kommt dadurch zustande, dass elektrostatische Anziehungskräfte zwischen unterschiedlich geladenen Zonen mehrerer Partikel überwiegen. Diese Kräfte sind jedoch nur über einem sehr kurzen Abstand ausreichend, um die Aggregation von Partikeln zu ermöglichen. Im Fluß kommen die Partikel in Kontakt miteinander, bevor die räumlich begrenzten Anziehungskräfte einen Effekt haben können. Der Entstabilisierungsvorgang sorgt für eine Reduzierung der abstoßenden Kräfte, so dass die Partikel flockungsfähig werden, der Transportschritt bringt die Kolloide in gegenseitigen Kontakt. Im Falle vorausgegangener Entstabilisierung kann nach dem Kontakt eine Agglomeration von Partikeln erfolgen (Hahn, 1966). Beispielsweise müssen die Teilchen erst kollidieren, um aneinander haften zu bleiben. Eine höhere Begegnungshäufigkeit beschleunigt somit die Flockung. Zu Kollisionen von Partikeln kommt es durch (Van Leussen, 1988)

- Diffusion (Brown'sche Molekularbewegung) der Partikel ($< 4 \mu\text{m}$)
- Unterschiede in der Sinkgeschwindigkeit von Teilchen („differential settling“)
- Turbulenz im Wasser.

In ruhenden Medien dominiert diffusiver Transport bei kleinen Teilchen aufgrund der Brown'schen Molekularbewegung, bei der sich die suspendierten Partikeln zufällig bewegen und regellos gegeneinander stoßen. In diesem Fall spricht man von perikinetischer Aggregation. Der Ansatz für die Brown'sche Bewegung oder die perikinetische Flockung aufgrund von Kollisionen ist für kleine Partikel ($d_p < 0,1 \mu\text{m}$) wie folgt definiert (Smoluchowski bei Mihopoulos, 1995):

$$\frac{dn}{dt} = -\alpha_p \cdot \frac{4k_B T}{3\eta} \cdot n^2 \quad (2.3)$$

mit n : Anzahlkonzentration der Teilchen

k_B : Boltzmann-Konstante

α_p : Kollisionswirksamkeitsfaktor der perikinetischen Flockung

- T : Temperatur
 η : dynamische Fluidviskosität

Unterschiedlich große und schwere Partikeln haben im Schwerkraftfeld unterschiedliche Absinkgeschwindigkeiten, die im wesentlichen vom Gewicht, der Form und der gegenseitigen Anziehung abhängen. Dabei sinken schwere Partikel in der Regel schneller ab als leichte, und es kommt zu Kollisionen.

Ausserdem entsteht die Kollision sowohl bei laminaren als auch turbulenzen Strömungen aufgrund von Scherungen im Strömungsfeld. Scherungen treten insbesondere in den Wirbeln in turbulenten Strömungen auf. Falls sich die Partikel relativ zum Fluid mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten bewegen (z.B. bei turbulenten Transportvorgängen), holen Partikel aus Bereichen höherer Geschwindigkeiten langsamere Partikel auf und können somit kollidieren. Darüber hinaus tritt Kollision aufgrund unterschiedlicher Trägheiten der Partikel in Bereichen auf, in denen die Strömung die Richtung ändert, also beispielweise in Wirbeln. Sowohl im Falle der Kollision aufgrund der Turbulenz des Wassers als auch aufgrund von unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten spricht man von orthokinetischer Flockung (s. Schwarzer, 2003). Für größere Partikel ($d_p > 0,1\mu m$) kann der Ansatz für die Flockung durch die orthokinetische Flockung wie folgt berechnet werden:

$$\frac{dn}{dt} = -\alpha_o \cdot \frac{4}{\pi} \cdot \Phi \cdot G \cdot n \quad (2.4)$$

- mit n : Anzahlkonzentration der Teilchen
 Φ : Volumenanteil der dispersen Stoffe
 α_o : Kollisionswirksamkeitsfaktor der orthokinetischen Koagulation/Flockulation
 G : Geschwindigkeitsgradient

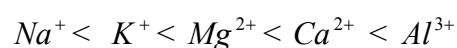
wobei konvektiver Transport durch Strömung dominiert. Für laminare Strömungen ist der örtliche Geschwindigkeitsgradient du/dz konstant. Im turbulenten Strömungsfeld ist der Geschwindigkeitsgradient kein konstanter Vektor mehr. Von Camp und Stein (1943) wurde ein zeitlich mittlerer Geschwindigkeitsgradient G wie folgt definiert:

$$G = \sqrt{\frac{\varepsilon}{\nu}} \quad (2.5)$$

- mit ε : dissipierte Energie
 ν : kinematische Viskosität

Die Aggregationen, die durch die Brownsche Bewegung verursacht werden, haben eine zackige Struktur, sind schwach und können durch Scherkräfte leicht zerstört und so wieder aufgelöst werden. Der Mechanismus der Aggregation durch den Geschwindigkeitsgradient ist sehr wichtig in der Durchmischungszone von Ästuarien. Die durch den Geschwindigkeitsgradient gebildete Aggregation ist stärker als die aufgrund der Brown'schen Molekularbewegung (Van Leussen, 1988). Wie oben erwähnt, kann man die Flockenbildung durch Kollision mehr oder weniger entstabilisierter Feinpartikel mit den Mechanismen der perikinetischen und othokinetischen Koagulation erklären.

Weitere wichtige Parameter für die Flockung sind neben Kollisionen die Partikelkonzentration, die kohäsiven Eigenschaften der Partikel, ihre Größe, der Salzgehalt, der pH-Wert und die Temperatur. Bei ausreichender Teilchenkonzentration ist die Kollisionsrate zwischen den mit Makromolekülen belegten Teilchen so hoch, dass es zur Flockung kommt, bevor die Makromoleküle die Gleichgewichtskonformation eingenommen haben (s. Lagaly et al., 1997). Da die kleinen Partikel eine große spezifische Oberfläche besitzen und zum Ionenaustausch befähigt sind, verursacht diese Eigenschaft der Partikel die Flockenbildung, d.h. sie vermögen Moleküle und Ionen anzulagern, zu sorbieren, wobei die Art der Bindung unterschiedlich sein kann. Die Ladung ist entscheidend für den Eintausch, die Haftfestigkeit und den Austausch der Kationen an der Austauschoberfläche. Je höher die Wertigkeit, desto stärker ist die Haftfestigkeit. Infolgedessen ist entsprechend der Ladung folgende Abstufung der Sorptionsenergien zu erwarten (Mükenhausen, 1975):



In der sog. Isotropen Reihe nimmt die Eintauschbarkeit der Ionen von links nach rechts zu, die Austauschbarkeit im gleichen Verhältnis ab. Eine Oberflächenaggregation kommt nach van Olphen (1977) durch Kationen zustande, die an der Oberfläche der Austauscher gebunden sind. Als Brücken besitzen mehrwertige Kationen eine höhere Vernetzungsfähigkeit als einwertige Kationen. Im Kraftfeld der Kationen werden die Wasserdipole ausgerichtet, da sie einen negativen und positiven Ladungsschwerpunkt besitzen. Eine geringere Größe der Partikel, verbunden mit einer großen Feststoffkonzentration, verstärkt die Flockungsprozesse, da diese beiden Faktoren einen geringeren Abstand zwischen den Partikeln bewirken. Ebenso erhöht eine hohe Temperatur den Flockenbildungsprozess infolge der Verringerung der elektrostatischen Abstoßungsenergie. In einer Suspension im Süßwasser (wenige positive Ionen) herrscht die Abstoßungskraft zwischen den negativ geladenen Tonpartikeln vor. In

salzigem Wasser überwiegen die Anziehungskräfte aufgrund der positiven Natrium-Ionen, die eine Wolke positiver Ionen um die negativ geladenen Tonpartikel bilden (Van Rijn, 1993). Abb. 2.10 zeigt die REM-Aufnahme eines Quarzpulver-Gemisches. Die Quarzmehlprobe ist mit einer $NaCl$ -Lösung der Ionenkonzentration $n = 5 \cdot 10^{-1} M$ gemischt worden. Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass sich zum Teil Verkettungen größerer Körner von ca. $10 \mu m$ und zum anderen aneinander haftende kleinere Körnergruppen von ca. $1 \mu m$ Korngröße ausbilden (Zou, 1998).

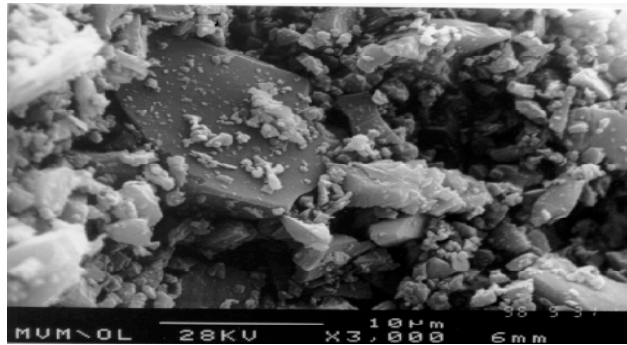


Abb. 2.10: REM-Aufnahmen von Quarzmehlproben mit $NaCl$ -Lösung ($n = 5 \cdot 10^{-1} M$) (Zou, 1998)

Darüber hinaus hängt die Stabilität oder Koagulation vieler Dispersionen vom pH-Wert ab. Die mineralischen Partikel besitzen eine mehr oder weniger große variable Ladung, die wegen ihrer pH-Abhängigkeit auch als pH-abhängige Ladung bezeichnet wird. Die variable Ladung wird bei den Tonmineralen durch funktionelle Gruppen ($SiOH$, $AlOH$, $AlOH_2$) hervorgerufen, die an deren Seitenflächen vorhanden sind. Durch eine Verschiebung des pH-Wertes in der Dispersion kann der gesamte Potentialverlauf verändert werden. In bestimmten Fällen lässt sich ein isoelektrischer Punkt (IEP) erreichen, an dem das Zeta-Potential gleich Null und eine Flockung begünstigt ist, da keine elektrostatischen Abstoßungskräfte mehr zwischen den Partikeln wirken. Ursachen sind die Veränderung der Oberflächenladung mit dem pH-Wert und die kolloidale Ausfällung der Gegenionen als Hydroxide oder Oxidhydroxide (Lagaly et al., 1997).

In Abb. 2.11 sind die Stabilitätsbereiche für eine Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Salzkonzentration zu sehen. Bei niedriger Salzkonzentration und $pH < 7$ bzw. $pH > 10$ zeigt sich eine dispergierte Suspension, während die Al_2O_3 -Suspension am isoe-

lektrischen Punkt (IEP) und bei einer Salzkonzentration $> 0,2 \text{ mol/l}$ flockuliert (Gauckler et al., 1997).

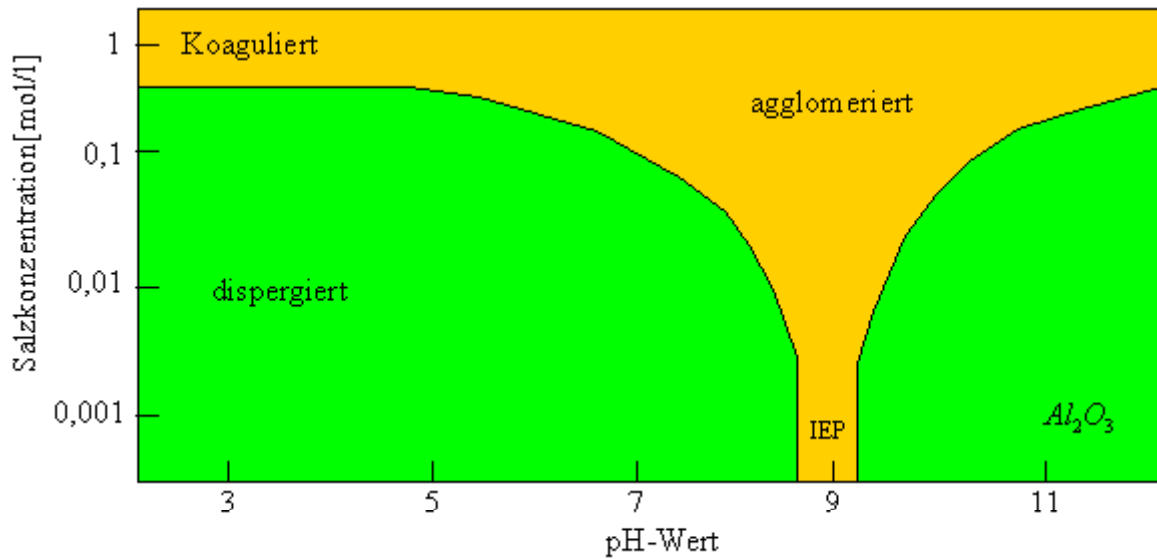


Abb. 2.11: Stabilitätsbereiche für eine Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Salzkonzentration (Gauckler et al., 1997)

2.2.2 Zerstörung der Flocken

Turbulenz beeinflusst die Flockengröße auf zwei unterschiedliche Arten. Wie bereits oben gezeigt, steigt bei zunehmender Turbulenz die Anzahl an Kollisionen pro Zeiteinheit, und somit können sich größere Flocken ausbilden. Jedoch bedeutet eine Zunahme der Turbulenz gleichzeitig auch eine Zunahme der turbulenten Druckunterschiede und somit auch eine Zunahme der turbulenz-induzierten Scherkräfte in der Strömung.

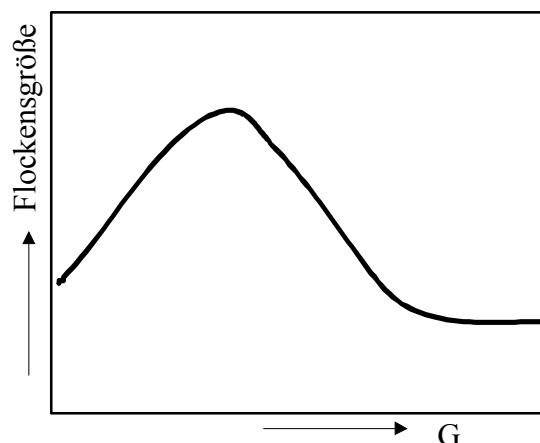


Abb. 2.12: Flockengröße in Abhängigkeit von der Turbulenz (Van Leussen, 1994)

Wenn diese die inneren Verbindungskräfte der Flocken übersteigen, werden die Flocken auseinander gebrochen, so dass die Turbulenz begrenzend für die Größe der Flocken sein kann. In Abb. 2.12 ist der Effekt der Turbulenz auf die Flockengröße gezeigt, wobei G der Geschwindigkeitsgradient des Wurzelmittelquadrats (Effektivwert) ist. Unser Verständnis der Zerstörung von Flocken in zähflüssigen und turbulenten Strömungen ist bis heute eher qualitativer und spekulativer Natur. Ein wichtiger Faktor in der Zerstörung der Flocken ist das Verhältnis des Flockendurchmessers zur Größe der die Flocken lösenden Wirbel im turbulenten Strömungsfeld (Van Leussen, 1994).

Wie oben diskutiert wurde, sind die Turbulenzeigenschaften ein wichtiger Faktor bei der Aggregation und der Resuspension der Schlammflocken. Die Zerstörung und Bildung von Flocken sich anziehender Partikel im Strömungsfeld ist in Abb. 2.13 veranschaulicht. Die Flocken besitzen eine geringere Dichte und auch eine geringere Scherfestigkeit. Die Erosion der abgelagerten Partikel erfolgt im Gewässer bei ebener Sohle dann, wenn die Sohlschubspannung τ_b die kritische Schubspannung τ_d übersteigt.

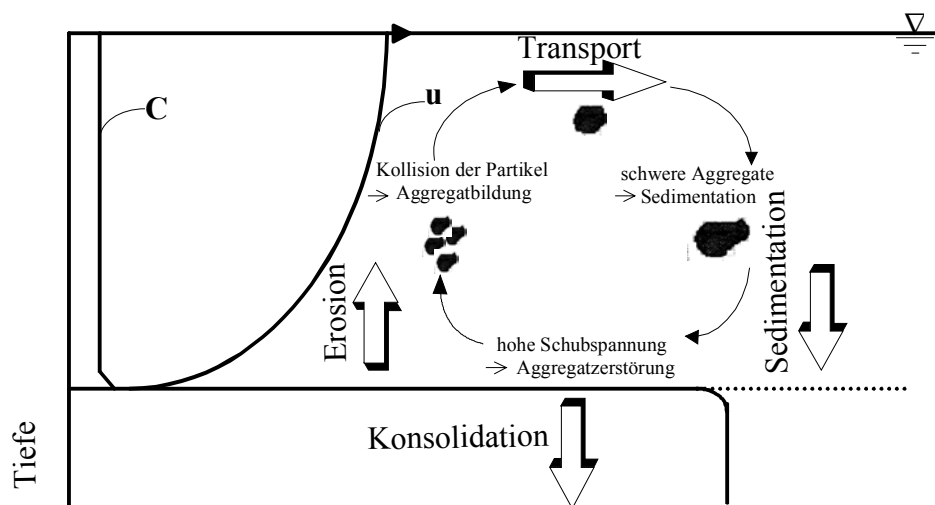


Abb. 2.13: Flockungsprozesse, Zerstörung von Flocken, Erosion und Sedimentation; C Konzentration, u Geschwindigkeitsprofil (Spork, 1997)

Die suspendierten Aggregate werden in bodennahen Schichten aufgebrochen. Danach werden die einzelnen Partikel mit der Strömung in höhere Schichten abtransportiert. Beim Transport in Suspension werden die Partikel von der Strömung mitgerissen, da die Scherkräfte (=Turbulenz) in der Flüssigkeit größer sind als die Verbindung der Partikel. Die Stoffteilchen werden in Schwebelage gehalten, da den Gewichtskräften der turbulente Austausch der Strömung entgegenwirkt. Die Abnahme der Sohlschubspannung in Richtung der Strömung führt die

Partikel aufgrund der physiko-chemischen Effekte von gelösten anorganischen Stoffen wieder zur Flockenbildung und zur Ablagerung in Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten. Flockenbildungsprozesse spielen vor allem in Ästuarien eine wichtige Rolle, wo Schwebstoffaggregate mit einer Größe von bis zu $1000 \mu\text{m}$ gebildet werden können (Van Leussen, 1994).

2.2.3 Aggregategröße

Aggregate bilden sich in mehreren Stufen (Krone, 1986). Abb. 2.14 zeigt Aggregate unterschiedlicher Ordnung schematisch. Kohäsive Partikel, die in einer Wolke bzw. Partikelschwarm (engl.: Cluster) mit konstanter Porosität zusammengeklebt werden, werden Aggregate erster Ordnung (PA) genannt. Diese wiederum werden zu Aggregaten zweiter Ordnung (PAA) und so weiter. Die Ordnung der Aggregate hängt von der Kohäsion und von den Fluideigenschaften sowie auch vom Strömungszustand ab.

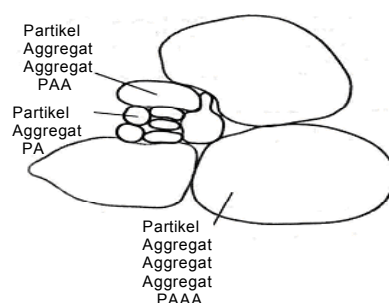


Abb. 2.14: Bildung von Aggregaten (Krone, 1986)

Die Größe der Aggregate ist eine dynamische Eigenschaft, die von der Wachstumsrate der Flocken infolge Kollision und der Zerstörung aufgrund der Scherkräfte der Strömung abhängt. Wichtige Einflussfaktoren sind die kohäsiven Eigenschaften der Flocken, die Turbulenzintensität der Strömung und die Dicke der Ablagerung kohäsiver Sedimente (Van Leussen, 1994).

In Abb. 2.15 sind vier Gruppen der Aggregation von mineralischen Partikeln dargestellt. Die Partikelaggregationen (Flockungen) werden mit einem Durchmesser im Bereich von $5 - 50 \mu\text{m}$, manchmal auch bis $100 \mu\text{m}$ gebildet. Auch größere, sehr zerbrechliche Aggregationen können in den Ästuarien gebildet werden. McDowell und O'Connor (s. Van Leussen, 1988) teilten die Struktur der Flocken von kohäsiven Partikeln in vier Gruppen:

Partikel ($1 \mu\text{m}$), Flocken ($5 \mu\text{m}$), Flockengruppe ($50 \mu\text{m}$) und Aggregate ($>50 \mu\text{m}$).

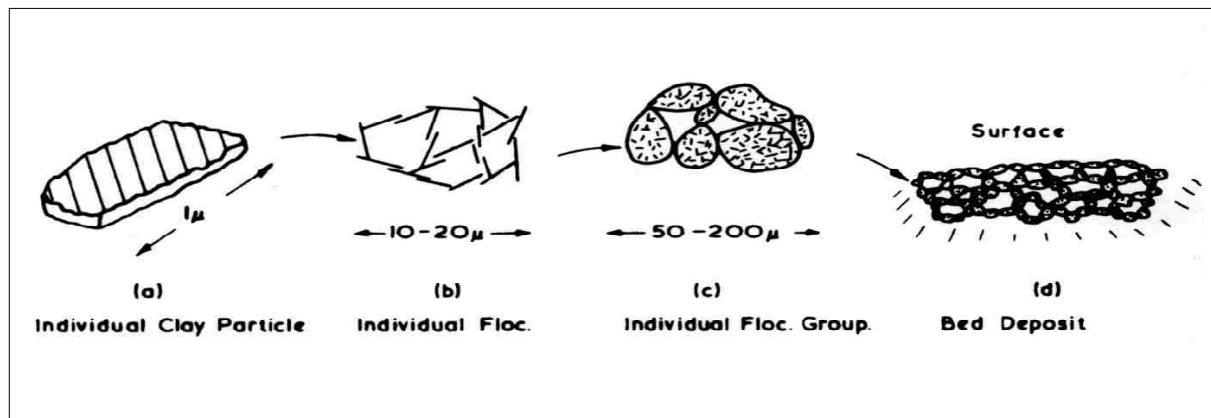


Abb. 2.15: Anordnung der mineralischen Partikel, Flocken und Flockengruppen
(s. Van Leussen, 1988)

Die von der Ionenzugabe hervorgerufenen Partikelverbände beeinflussen z.B. deren Absink- und Ablagerungsverhalten. Meist ist die Sinkgeschwindigkeit dieser Aggregate erheblich größer als die ihrer Einzelkomponenten (Bornholdt et al., 1992; Kranck, 1975). Die Flockung einer Suspension trägt in hohem Maße zu Änderungen in Größe, Form und Dichte der Partikel bei, die durch den Flockungszustand ein geändertes Transportverhalten aufweisen können. Die sich zu Flockenaggregaten zusammenfügenden Tonflocken bilden am Boden ein sogenanntes Flockengefüge. Während des Absatzvorganges konsolidieren die Flockengefüge unter der weiteren Belastung (Abb. 2.15d).

2.3 Interpartikuläre Wechselwirkung

Bei der Untersuchung der Partikelbewegung in Suspensionen werden die physikalisch-chemischen Einflüsse wie Ausgleichsvorgänge durch Diffusion oder Bildung von Agglomeraten durch Oberflächeneffekte meist ausgeschlossen. Dazu gehören neben äußeren Kräften (beispielsweise durch Strömung und Sedimentation) interpartikuläre Wechselwirkungen durch van-der-Waals-Kräfte und die elektrostatische Abstoßung sowie Kräfte infolge der Hydrathülle aus sorbierten Wassermolekülen, die bei feineren Teilchen durch Brownsche Molekularbewegung einen größeren Einfluss auf das Bewegungsverhalten haben. Im folgenden Abschnitt werden die Kräfte, die zur Aggregation beitragen, beschrieben.

2.3.1 Van-der-Waals-Kraft

Die van-der-Waals-Kraft zählt zu den anziehenden Kräften. Sie basiert auf der Anziehung zwischen fluktuierenden Dipolmomenten aufgrund der bezüglich der Atomkerne fluktuierenden Elektronen. Für die Anziehung zweier Kugeln mit dem Durchmesser d wurde folgender Ausdruck abgeleitet (Lagaly et al., 1997 ; Russel et al., 1995; Hütter et al., 2000):

$$V_{vdw}(r) = \frac{-A_H}{12} \left[\frac{d^2}{r^2 - d^2} + \frac{d^2}{r^2} + 2 \ln \left(\frac{r^2 - d^2}{d^2} \right) \right] \quad (2.6)$$

Bei kleinem Abstand $r \ll R$ ist die Anziehungskraft für zwei kugelförmige Teilchen unterschiedlicher Größe näherungsweise (Hamaker, 1937)

$$V_{vdw}(r) = \frac{-A_H R}{12r} \quad (2.7)$$

wobei r der Abstand der Kugeloberflächen und R der Kugelradius ist. Die Materialkonstante A_H wird als Hamaker-Konstante bezeichnet.

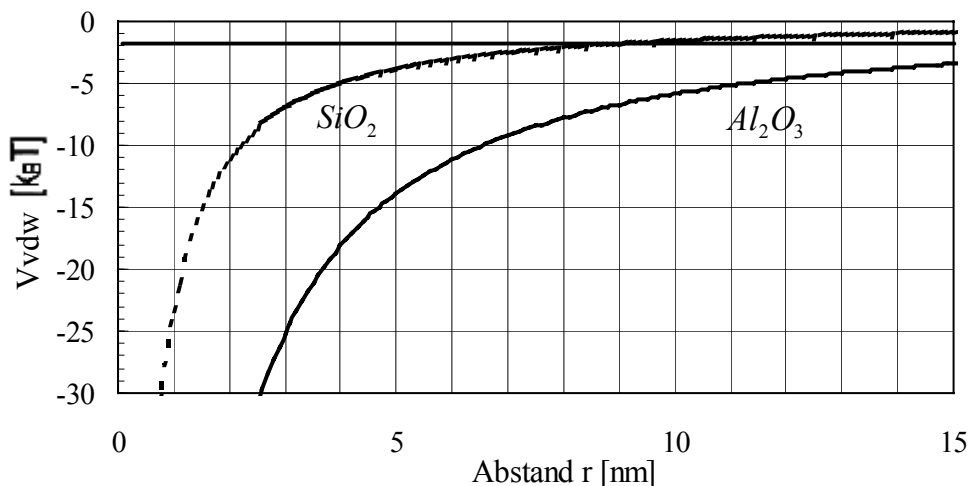


Abb. 2.16: Verlauf der van-der-Waals-Kraft für SiO_2 und Al_2O_3 bei einem Durchmesser d von $0,24 \mu m$ im Wasser

In Abb. 2.16 ist die nach Gl. (2.6) berechnete van-der-Waals-Kraft für kugelförmige Partikel von SiO_2 und Al_2O_3 mit einem Durchmesser von $0,24 \mu m$ in Wasser dargestellt. Bei großem Abstand nähert sich $V_{vdw}[k_B T]$ von SiO_2 an den Wert $2 k_B T$ (Tiefe der Welle) an. In einer schwachen Flockung darf die Anziehungskraft maximal $1-2 k_B T$ betragen, um von der

Wärmebewegung (Konvektion) übertroffen zu werden (Sigmund et al., 2000). Die Größe und die Strecke der attraktiven Kraft hängt von der Hamaker-Konstante ab.

In Tabelle 2.2 sind zur Orientierung für einige Stoffe die Hamaker-Konstanten aufgeführt. Trotz der erwähnten Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Hamaker-Konstanten können Abschätzungen der van-der-Waals-Kraft wichtige Hinweise über das Dispergierverhalten der Feststoffe geben.

Tab. 2.2: Hamaker-Konstanten bei 298 K (Bergström, 1997)

Stoff	Hamaker-Konstante (10^{-20} J)	
	im Vakuum	im Wasser
α - Al_3O_3	15,2	3,67 oder * 4,76
$BaTiO_3$ (Durschnitt)	18,0	8,0
BeO (Durschnitt)	14,5	3,35
$CaCO_3$ (Durschnitt)	10,1	1,44
CaF_2	6,96	0,49
CdS	11,4	3,40
MgO	12,1	2,21
<i>Mica</i>	9,86	1,34
PbS	8,17	4,98
$6H-SiC$	24,8	10,9
β - SiC	24,6	10,7
β - Si_3N_4	18,0	5,47
Si_3N_4 (formlos)	16,7	4,85
SiO_2 (Quarz)	8,86	1,02
SiO_2 (formlos)	6,5	0,46
$SrTiO_3$	14,8	4,77
TiO_2 (Durschnitt)	15,3	5,35
Y_2O_3	13,3	3,03
ZnS	9,21	1,89
ZnS (sechseckig)	17,2	5,74
$3Y-ZrO_2$	20,3	7,23

* Lagaly et al., 1997

2.3.2 Elektrostatische Abstoßungskraft

In der Natur haben die meisten Tonminerale negativ geladene Oberflächen und positiv geladene Kanten. Das Vorhandensein solcher Oberflächenladungen ist durch die Bewegungen von Teilchen einer Suspension im elektrischen Feld bekannt. Eine geladene Oberfläche bedeutet eine ungleiche Verteilung der Ladung (meist Ionen) an der Phasengrenzfläche. Diese

Verteilung wird meist idealisiert als elektrochemische Doppelschicht bezeichnet. In Abbildung 2.17 ist ein Modell vom Aufbau der elektrischen Doppelschicht vereinfacht dargestellt. Die Anionen oder Kationen werden am kolloiden Teilchen adsorbiert und bilden die teils starre, teils diffuse elektrochemische Doppelschicht rund um das kugelförmige Teilchen aus.

Auf diese Weise entsteht eine Ladungswolke, die sich symmetrisch um das Partikel aufbaut. Eine starre Schicht hydratisierter Kationen, die aufgrund des Dipolcharakters des Wassers von einer Wasserhülle umgeben wird, entsteht direkt an der negativ geladenen Partikeloberfläche. Die Schicht enthält eine innere und eine äußere Helmholtz-Schicht (Sternschicht).

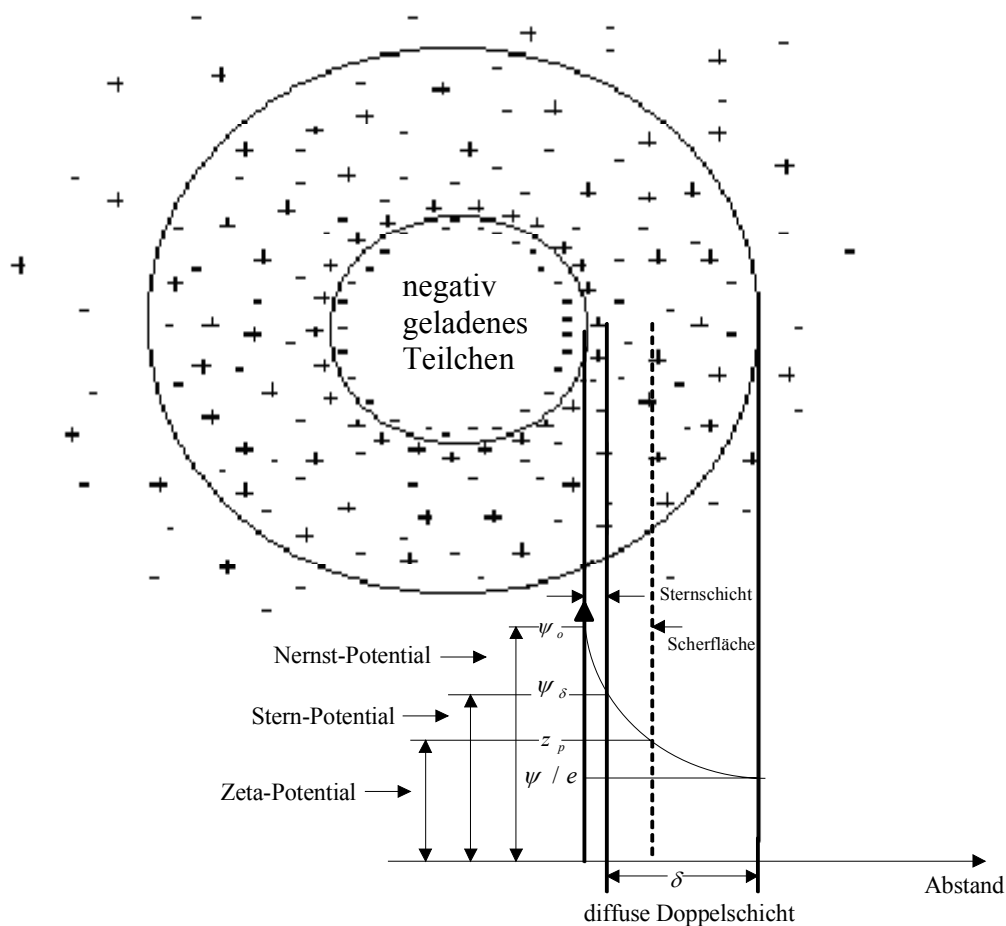


Abb. 2.17: Schematische Darstellung des Aufbaus der elektrischen Doppelschicht (Roth, 1991)

Daher bildet sich um diese Sternschicht herum eine zweite, diffuse Schicht. Die Dicke der zweiten äußeren Schicht ist variabel (daher der Name diffuse Doppelschicht, häufig auch elektrische Doppelschicht genannt). Durch Erhöhung der Elektrolytkonzentration wird die diffuse Doppelschicht sozusagen komprimiert. Der Potentialverlauf in dieser diffusen elektrischen Doppelschicht kann als exponentiell angesehen werden. Das Potential an der

Scherfläche wird als elektrokinetisches Potential oder als Zeta-Potential bezeichnet. Die Abstand der Scherfläche von der Partikeloberfläche ist nicht identisch mit der Grenz von Stern- und diffuser Schicht, weil sich bei der Zeta-Potential-Messung Ionen mit dem Partikel mitbewegen.

Bei Annäherung zweier kolloider Partikel mit verschiedenen Dicken überlappen sich nur die äußeren Bereiche der beiden Doppelschichten. Es überwiegen die Abstoßungskräfte zwischen den beiden Teilchen. Die Abstoßungsenergie V_{el} beträgt (Lagaly et al., 1997 ; Russel et al., 1995; Hütter et al., 2000):

$$V_{el} = \pi \varepsilon_r \varepsilon_o \left[\left(\frac{4k_B T}{ze} \tanh \left(\frac{ze\psi_o}{4k_B T} \right) \right) \right]^2 d \exp[-\kappa(r-d)] \quad (2.8)$$

Die Dicke der Doppelschicht wird allgemein mit der Debye-Hückel-Länge gekennzeichnet. Die Größe der Debye-Hückel-Länge wird folgt berechnet (Lewis, 2000):

$$\kappa^{-1} = \frac{1}{e} \left(\frac{\varepsilon_o \varepsilon_r k_B T}{\sum_i n_i z_i^2} \right)^{1/2} \quad (2.9)$$

Hier ist κ die reziproke Debye-Hückel-Länge, k_B die Boltzmannkonstante, T die absolute Temperatur, ε_r die Dielektrizitätskonstante der Flüssigkeit, ψ_o das Oberflächenpotential und ε_o die elektrische Feldkonstante.

Tab. 2.3: Dicke der Doppelschicht als Funktion der Kationenkonzentration ($1 \text{ \AA} = 10^{-10} \text{ m}$) (Shen, 1973)

Kationenkonzentration mol/l	Dicke der Doppelschicht in \AA	
	Einwertige Ionen	Zweiwertige Ionen
0,01	1000	500
1,0	100	50
100,0	10	5

Die elektrostatische Abstoßungsenergie ist sehr stark vom Potential der diffusen Doppelschicht abhängig. Die Schicht hängt in großem Maße davon ab, welcher Art die Kationen sind und in welcher Anzahl sie in der wässrigen Phase vorkommen. Ihre Dicke beträgt in Abhängigkeit von der Ionenkonzentration der Lösung zwischen 5 und 1000 Å (Tab.2.3). Die Kationenkonzentration hat in Bezug auf die Ausflockung des Tons eine sehr viel größere Bedeutung als die Wertigkeit der angelagerten Kationen.

Die Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek- oder DLVO-Theorie betrachtet nur die van-der-Waals-Anziehung und die elektrostatische Abstoßung. Die Summe der Anziehungsenergie V_{vdw} und der Abstoßungsenergie V_{el} beträgt:

$$V_{DLVO} = V_{vdw} + V_{el} \quad (2.10)$$

In Abb. 2.18 sind drei verschiedene extreme Situationen der Wechselwirkung zweier kolloider Partikel dargestellt. Abb. 2.18a beschreibt die stabile Dispersion. Wegen einer ausgedehnten elektrochemischen Doppelschicht im diffusen Teil überwiegt hier die Abstoßungsenergie. Abb. 2.18b und c treffen genau dann zu, wenn die Dispersion destabilisiert, also schwache bzw. starke Koagulation eintritt. In dieser Situation überwiegt die van-der-Waals-Kraft. Mit anderen Worten, die Abstoßungskräfte sind im Vergleich zu Abb. 2.18a wesentlich geringer, da der diffuse Teil der Doppelschicht komprimiert wurde. Dies hat zur Konsequenz, dass die resultierende Gesamtkurve negative Werte annimmt.

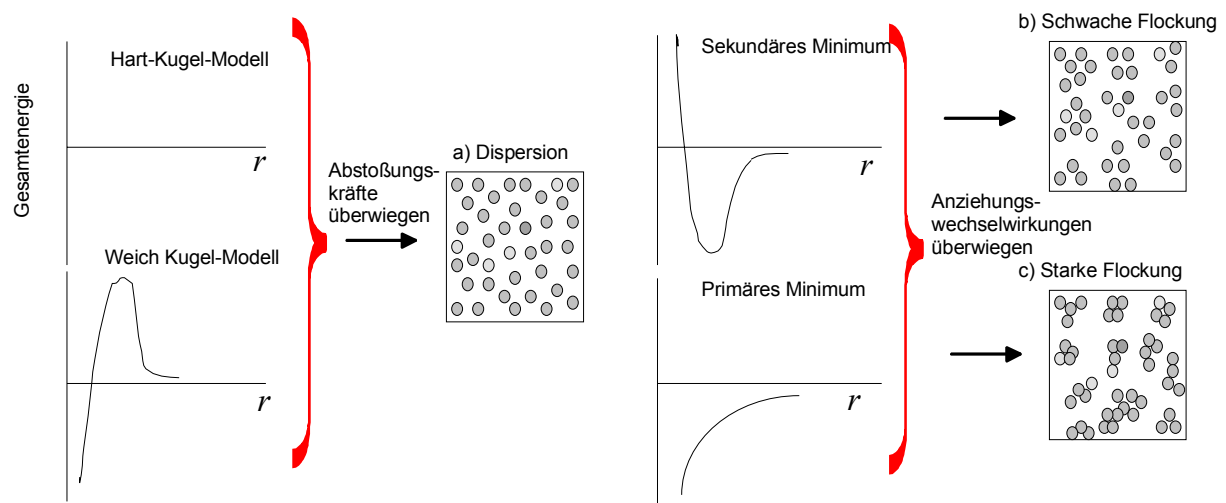


Abb. 2.18: Schematische Form der Kurven der Wechselwirkungsenergie als Funktion des Abstands r zwischen den Partikeln. a) Dispersion, b) schwache Flockung und c) starke Flockung (Lewis, 2000)

Nach der DLVO-Theorie kann die Paar-Potentialkurve (Abb. 2.19) für kugelförmige Al_2O_3 - und SiO_2 -Partikel mit einem Durchmesser von $0,5\mu m$ in Abhängigkeit von der Salzkonzentration für einwertige Salze berechnet werden. Das zugegebene Salz ist vollständig gelöst. Es existieren nur einwertige Ionen im Elektrolyten (Dialyse). Die reziproke Debye-Hückel-Länge κ bei symmetrischen Elektrolyten (Lagaly et al., 1997) kann näherungsweise zu

$$\kappa = 32,87 \cdot 10^8 \nu \sqrt{c_{oe}} [m^{-1}] \quad \text{für } c_{oe} \text{ in } mol/l. \quad (2.11)$$

berechnet werden.

Für die berechneten DLVO- Kurven gelten

$$\kappa = 2 \cdot 10^8 m^{-1} \cong c_{oe} = 3,70 \cdot 10^{-3} mol/l,$$

$$\kappa = 3 \cdot 10^8 m^{-1} \cong c_{oe} = 8,6 \cdot 10^{-3} mol/l,$$

$$\kappa = 4,5 \cdot 10^8 m^{-1} \cong c_{oe} = 1,87 \cdot 10^{-2} mol/l \text{ und}$$

$$\kappa = 16,7 \cdot 10^8 m^{-1} \cong c_{oe} = 0,26 mol/l.$$

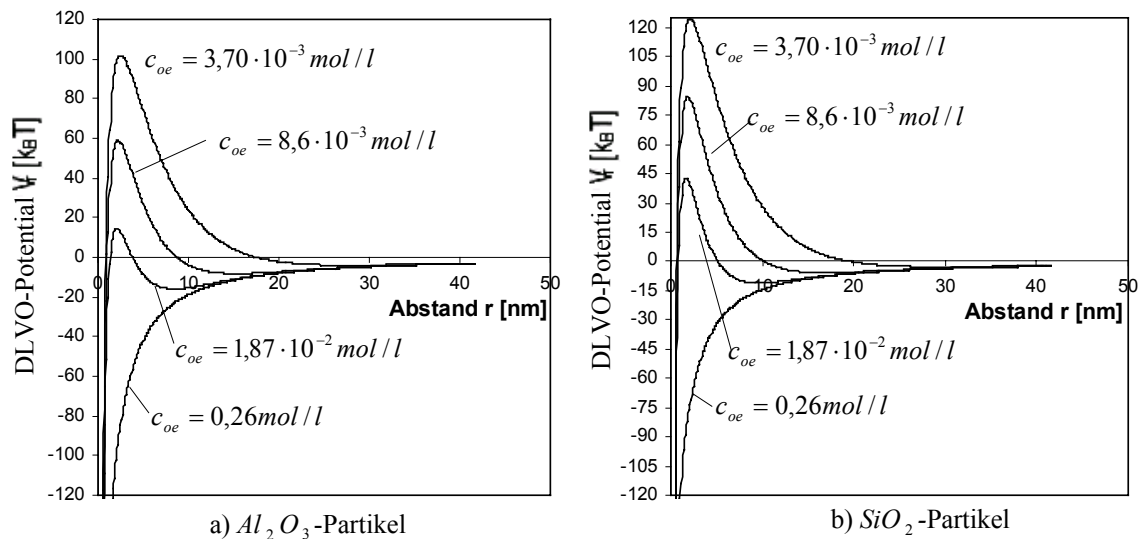


Abb. 2.19: Wechselwirkungsenergie für a) Al_2O_3 bzw. b) SiO_2 in Abhängigkeit von der reziproken Debye-Hückel-Länge und einwertigen Elektrolyten (Oberflächenpotential $\psi_o = 35 mV$, Wertigkeit der Ionen $z = 1$, $\nu = 1$, $\epsilon_r = 81$, $T = 293 K$, $A_H = 4,76 \times 10^{-20} J$ (für Al_2O_3) und $1,02 \times 10^{-20} J$ (für SiO_2); V_{vdw} nach Gleichung 2.6, V_{el} nach Gleichung 2.8)

Das Oberflächenpotential ψ wurde mit 35 mV angenommen. Bei den beiden Kurven mit einer reziproken Debye-Hückel-Länge κ von $2 \cdot 10^8 m^{-1}$ bzw. von $3 \cdot 10^8 m^{-1}$ sind die typischen Abstoßungsbarrieren erkennbar. Dagegen liegen hohe Elektrolytkonzentration bei einer Salzkonzentration von $0,26 mol/l$ vor, so dass es zu Flockung kommt. Aufgrund der errechneten Wechselwirkungsenergie (DLVO-Theorie) findet die Flockenbildung ihre Erklärung in der Tatsache, dass ein hoher Salzgehalt eine Verringerung der Dicke der gebundenen Wasserhüllen und somit eine Verringerung des osmotischen Drucks zwischen den Feststoffteilchen bewirkt. Dadurch werden die van-der-Waals-Kräfte zwischen zwei genügend nahen Partikeln wirksam, so dass eine verstärkte Tendenz zur Koagulation zu verzeichnen ist.

2.3.3 Hydrathülle und molekulare Diffusion

Tonminerale sind Schichtsilikate kolloider Größenordnung ($< 2 \mu m$), die überwiegend der Tonfraktion angehören, jedoch auch in der Schlufffraktion vorkommen. Sie besitzen große spezifische Oberflächen und haben die Fähigkeit, H_2O -Moleküle reversibel an- und einzulagern (Kuntze, 1969). Das Wassermolekül setzt sich aus zwei Atomen Wasserstoff und einem Atom Sauerstoff zusammen, welche durch eine polare kovalente Bindung verbunden sind und eine Dreiecksform bilden (Abb. 2.20).

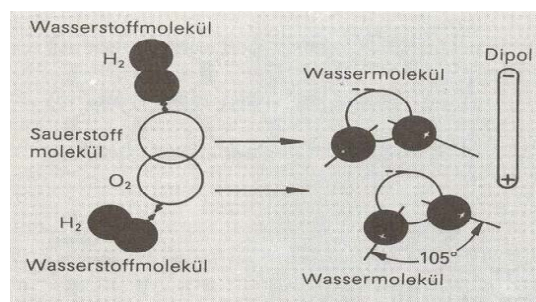


Abb. 2.20: Wassermolekül, Struktur flüssigen Wassers (Tölgyessy et al., 1990)

Der Schwerpunkt der positiven Ladungen ist nicht mit dem Schwerpunkt der negativen Ladungen identisch; deshalb entsteht ein elektrischer Dipol. Das bedeutet, dass beide Teile des Moleküls jeweils eine positive bzw. eine negative Teilladung besitzen. Diese Dipolanordnung verleiht dem Wasser mehrere typische Eigenschaften, da der Sauerstoffpol eine ausgeprägte Affinität zu Kationen und der Wasserstoffpol zu Anionen hat, d.h. die Dipole des Wassers können sich in ihrer nächsten Nachbarschaft mit ihren entgegengesetzt geladenen

Enden anziehen und eine Zusammenballung von Wassermolekülen zu größeren Gruppen bewirken. Dies nennt man die Hydrathülle. Sie beeinflusst die Dichte der sedimentierenden Kugeln und den Mindestabstand zwischen Partikeln durch sterische Abstoßung (Bickert, 1997). Die Bindungsstärke des Wassers nimmt mit zunehmender Temperatur ab.

Aufgrund der stochastischen Kollisionen mit den Fluidmolekülen bewegen sich suspendierte Partikel heftig in einer Flüssigkeit. Diesen Vorgang bezeichnet man als Diffusion, wobei in die reine molekulare Diffusion und die turbulente Diffusion unterteilt wird.

Diffusion bezieht sich auf den Massetransport infolge der Wasserbewegung oder -vermischung, wodurch die Partikel (Abb. 2.21) im Raum und in der Zeit diffundieren. Die molekulare Diffusion (Brownsche Molekularbewegung) ist ein Vermischungsprozess auf molekularer Ebene. Er resultiert aus der regellosen Brownschen Bewegung der Moleküle in einer Flüssigkeit. Die Ursache der Brown-Bewegung ist die Wärmebewegung der Teilchen, welche generell die Diffusion von Ionen, Molekülen, Makromolekülen und Kolloiden hervorruft. Mit steigender Temperatur wird die Bewegung der Teilchen lebhafter (Höfling, 1979). Der Effekt der Diffusion ist nicht ausschließlich an die Existenz kolloider Teilchen gebunden. Es handelt sich um eine allgemeine Eigenschaft der Materie, die typisch ist für Ionen, Moleküle, Polymere und Biomoleküle, abhängig von ihrem Aggregatzustand.

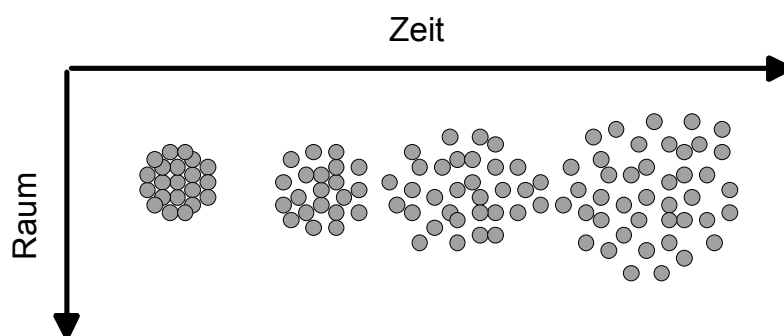


Abb. 2.21: Diffusion eines gefärbten Flecks im Raum und in der Zeit (Chapra, 1997)

Eine ähnliche Art der Molekularbewegung tritt in größerem Maßstab aufgrund der Turbulenz auf. Dies wird als turbulente Diffusion bezeichnet. In Kap 3.2 folgt eine weitere Erklärung der turbulenten Diffusion in einer stationären gleichförmigen Strömung.

Der Mechanismus der molekularen Diffusion kann durch ein mathematisches Modell quantitativ bestimmt werden. Wir gehen von der in Abb. 2.22 skizzierten Situation aus, wo eine feine Trennwand zu Beginn die beiden Konzentrationen voneinander separiert und die

beiden Schichten innerhalb des Behälters mit 1 und 2 gekennzeichnet werden. Zwei aneinander grenzende geologische Schichten im Behälter enthalten unterschiedliche Konzentrationen eines gelösten Stoffes (Abb. 2.22). Zu einem initialen Zeitpunkt $t = 0$ ist die Konzentration in der Schicht 2 $C = C_2$, in der Schicht 1 ist die Konzentration $C = C_1$. Aufgrund des Konzentrationsgradienten an der Grenzfläche der beiden Schichten (Interface) werden die gelösten Stoffe von der Schicht mit der höheren Konzentration durch die Grenzfläche in die Schicht mit der geringeren Konzentration diffundieren. Die Diffusion ist beendet, wenn sich überall die gleiche Konzentration eingestellt hat.

Eine Massenbilanz kann für die Schicht 2 in Abhängigkeit von der Zeit wie folgt beschrieben werden:

$$\frac{dM_2}{dt} = V_2 \frac{dC_2}{dt} + C_2 \frac{dV_2}{dt} = D' C_1 - D' C_2 \quad (2.12)$$

mit $V_2 =$ Volumen für die Schicht 2, C_1 und C_2 Konzentration der Partikel in den beiden Schichten und $D' =$ diffusiver Fluss.

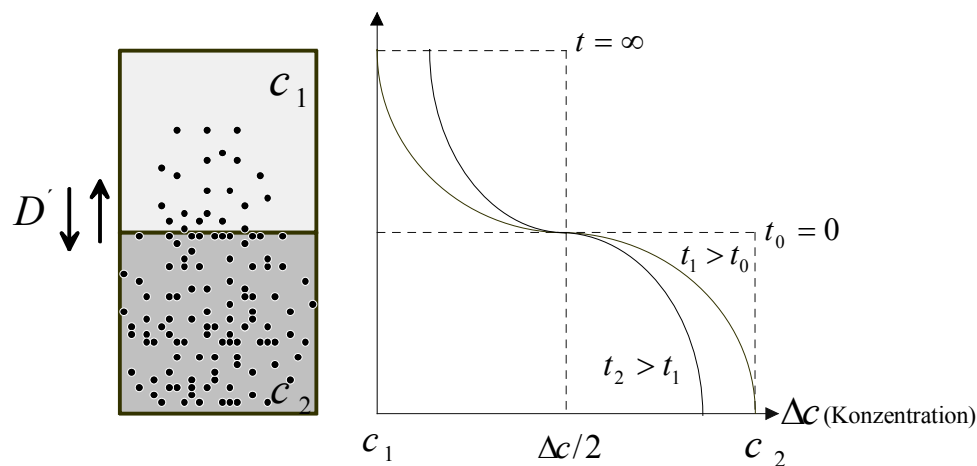


Abb. 2.22: Schema zum Prozess der molekularen Diffusion (nach Kobus, 2003)

Bei konstantem Volumen V_2 ergibt sich die Veränderung der Stoffmasse M_2 :

$$V_2 \frac{dC_2}{dt} = D' (C_1 - C_2) \quad (2.13)$$

Die durch den Diffusionsprozess bewirkte räumliche und zeitliche Änderung der Konzentration kann durch das erste Fick'sche Gesetz der molekularen Diffusion im Sinne einer Massenbilanz wie folgt beschrieben werden (Chapra, 1997):

$$V_2 \frac{\partial C_2}{\partial t} = -D_m \frac{\partial C}{\partial y} A_c \quad (2.14)$$

wobei D_m der Diffusionskoeffizient [m^2/s] und A_c die Querschnittsfläche ist. Der Konzentrationsgradient ist negativ, da das Kolloid in Richtung einer Konzentrationsabnahme diffundiert.

Für den Konzentrationsgradienten $\partial C/\partial y$ ergibt sich durch eine Finite-Differenzen-Approximation :

$$\frac{\partial c}{\partial y} \cong \frac{C_1 - C_2}{\ell} \quad (2.15)$$

Dabei ist ℓ die Länge, über welcher das diffusive Mischen eintritt.

Gl.(2.15) kann in Gl.(2.14) eingesetzt werden. Diese Umformung führt dann zu folgendem Ausdruck:

$$V_2 \frac{dc_2}{dt} = \frac{D_m A_c}{\ell} (c_1 - c_2) \quad (2.16)$$

Der Vergleich von Gl. (2.16) mit Gl.(2.13) zeigt, dass wir den diffusiven Fluss mit dem folgenden grundlegenden Parameter ausdrücken können:

$$D' = \frac{D_m A_c}{\ell} \quad (2.17)$$

Entsprechend dem Fickschen Gesetz besteht der diffusive Fluss D' aus drei Bestandteilen und reflektiert die Intensität der Vermischung infolge der Brownschen Molekularbewegung. Die Querschnittsfläche erklärt die Tatsache, dass der Massentransport proportional zur Größe des Behälters ist, an der das diffusive Mischen stattfindet. Der Diffusionskoeffizient D_m reflektiert die Stärke des mischenden Prozesses. Die treibende Kraft der molekularen Diffusion ist der Konzentrationsgradient. Infolge der Brownschen Molekularbewegung gelangen gelöste Stoffmoleküle von Orten höherer Konzentration zu Orten mit niedrigerer Konzentration. Diese Konzentrationsgradienten beeinflussen die Richtung und die Größe des Transportes. Die in alle Richtungen wirkende Ausbreitung führt zu einer Vermischung. Da die Konzentration von C_2 größer ist als die Konzentration von C_1 , findet ein Massetransport von Schicht 2 nach Schicht 1 statt. Umgekehrtes gilt für $C_1 > C_2$. Ein großer Unterschied der Konzentration bedeutet, dass entsprechend mehr Partikel transportiert werden.

3 Grundlagen zu Absink- und Resuspensionsvorgängen der kohäsiven Feinstpartikel

Kohäsive Feinstpartikel (Feldspat, Quarz, Tone) werden in natürlichen Fließgewässern unter ungleichförmigen Abflussverhältnissen zumeist erodiert und abtransportiert. Im Gegensatz zu größeren Sedimenten wie Kies und Sand, deren Erosions- und Sedimentationsverhalten im wesentlichen von den vorherrschenden Strömungsverhältnissen, der Sedimentdichte, der Partikelgröße und -form abhängt, ist das Verhalten mineralischer Feinstpartikel aufgrund physikochemischer und biologischer Faktoren sehr viel komplexer. Die Gravitation, die als treibende Kraft die Absink- und Erosionsvorgänge bei Grobpartikeln bestimmt, spielt bei kohäsiven Tonpartikeln aufgrund der vergleichsweise geringen Dichte nur eine untergeordnete Rolle. Die Abnahme der Sohlschubspannung in Richtung der Strömung hat aufgrund der höheren Absinkgeschwindigkeit bei relativ hoher Feststoffkonzentration zunächst eine Verstärkung der Sedimentation zur Folge. Der Aufbau der Schwebstoffe wird durch Wechselwirkungen zwischen den mineralischen und biogenen Feststoffen und den im Wasser gelösten anorganischen bzw. organischen Substanzen (z.B. Salz) bestimmt. Sie äußern sich in Form von Ad- und Desportions-, Aggregations-, Disaggregations- und Ionenaustauschprozessen. Die physikochemischen Effekte bilden die Ursache für die andersgearteten Vorgänge und Strukturen, die durch die Gefügebildung von Feinstpartikeln zustande kommen.

Zur Erfassung der Absinkvorgänge der Peloiden sollen an dieser Stelle die hydromechanischen Parameter, die zwischen einzelnen Partikeln wirken, zusammengefasst werden. Darüber hinaus soll zur Erklärung der Resuspensionsvorgänge der abgelagerten Feststoffe der Mechanismus der Mobilisierung des verflüssigten Sedimentes beschrieben werden, der den Resuspensionsprozess kontrolliert.

3.1 Absinkvorgänge

Deposition beschreibt den Transport des Sediments von der Suspension bis zum Boden ("bed material load", Johansen, 1998). Einen größeren Einfluss auf die Absinkvorgänge der Feinstpartikel haben die Verteilung der Partikelgrößen, die interpartikulären Wechselwirkun-

gen durch die van-der-Waals-Kraft und die elektrostatische Abstoßungskraft zwischen Partikeln, die Diffusion und die Hydrathülle aus sorbierten Wassermolekülen (vgl. Kap. 2.3) sowie hydrodynamische Effekte. Die Diffusion beeinflusst die Nahordnung der Partikel und wirkt einer Entmischung durch hydrodynamische Wechselwirkungen zwischen den Partikeln entgegen. Die interpartikulären Wirkungen führen zu der Partikelaggregation in Suspensionen oder zu stabiler Dispersion der feinen Teilchen. Ihr Einfluss auf die Bewegung feinsten Teilchen in konzentrierten Suspension ist jedoch nicht geklärt.

In Bereichen geringer Fließgeschwindigkeiten haben diese Effekte einen zunehmenden Einfluss auf das Absinken der Partikel, da die physiko-chemischen Reaktionen die Aggregation kleiner Partikel fördern. Das Absinken von Partikeln in einer Strömung tritt dann auf, wenn die Partikel sich zu größeren Aggregaten zusammenschließen und die Sohlschubspannung τ_b unter den kritischen Wert für Ablagerung (τ_d) fällt. Mineralische Feinstpartikel, die im Gewässer in Suspension vorliegen, sinken in unterschiedlicher Weise ab. Mehta und Partheniades (1975) haben herausgefunden, dass nach einem Zeitabschnitt schnellen Absinkens ein Konzentrationsgleichgewicht C_{eq} erreicht wird, welches von der Sohlschubspannung τ_b , der Art des Sediments und der Anfangskonzentration C_o abhängt.

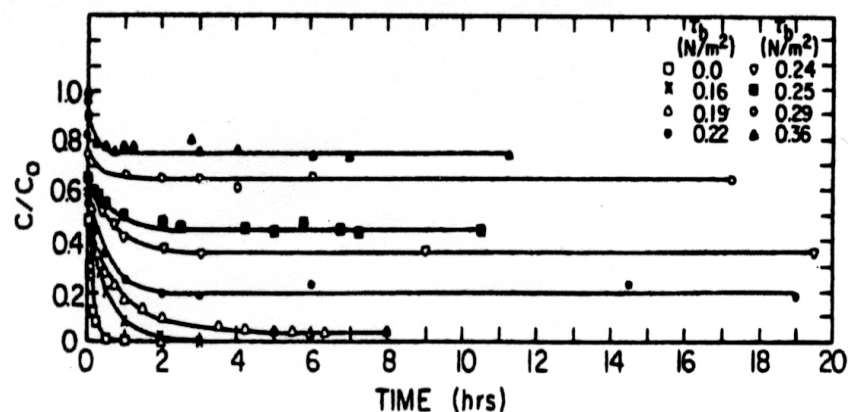


Abb. 3.1: Verhältnis der Gleichgewichts- und Anfangskonzentration als Funktion der Sohlschubspannung τ_b (Mehta und Partheniades, 1975)

In Abbildung 3.1 ist das Absinkverhalten von Kaolin in Abhängigkeit von der Zeit dargestellt. Die Experimente zur Untersuchung des Absinkverhaltens zeigen, dass die Konzentration abnimmt und sich der Gleichgewichtskonzentration nähert, d.h. die Flockenbildung der Aggregation und deren Abbruch sind im Gleichgewicht. Dagegen zeigen Experimente, dass Erosion und Deposition nicht gleichzeitig auftreten können (Lau und Krishnappan, 1994).

Die voll ausgeprägte Depositionsrate D_s ergibt sich zu (Krone, 1962):

$$D_s = \alpha \cdot C \cdot W_{s,m} \quad \text{mit } \tau_b < \tau_{d,full} \quad (3.1)$$

mit: C : Konzentration des Sediments

$W_{s,m}$: konzentrationsabhängige Absinkgeschwindigkeit

α : Verteilungskoeffizient mit $\alpha < 1$

Die Sohlschubspannung für voll ausgeprägtes Absinken $\tau_{d,full}$ ist diejenige Spannung, bei deren Unterschreitung ein vollständiges Absinken aller Sedimentflocken stattfindet. Der Koeffizient α kann als Reduktionsfaktor der Absinkgeschwindigkeit als Folge von Turbulenzen und kleinen Konzentrationsgradienten angesehen werden, die zu einer gewissen Aufwärtströmung der Sedimente führen. Der Koeffizient α hängt zudem von der Schubspannung ab. Durch Experimente wird die Größe der kritischen Sohlschubspannung τ_d bestimmt.

Für die Absinkvorgänge der Partikel ist die Absinkgeschwindigkeit eine wichtige Eingangsgröße. Im Vergleich zu der Sinkgeschwindigkeit kohäsionsloser Partikel wie grobem Schluff, Sand oder Kies, die aus dem Stoke'schen Gesetz zu berechnen sind, kann die Absinkgeschwindigkeit kohäsiver Partikel noch nicht nach einer theoretisch abgeleiteten Formel berechnet werden.

3.1.1 Absinkgeschwindigkeit repulsiver Partikel

3.1.1.1 Bewegungsgleichung

Feststoffe werden je nach ihrer Größe und ihrem Gewicht in Suspension oder am Gerinneboden transportiert. Mit Hilfe einer Kräftebilanz lässt sich die Sinkgeschwindigkeit von kohäsionslosen Einzelpartikeln ermitteln. Auf das absinkende Partikel wirken die Widerstandskraft F_w , die Auftriebskraft F_A sowie die Schwerkraft F_G . Im Gleichgewichtszustand gilt:

$$F_w = (F_G - F_A) \quad (3.2)$$

Aus dem Satz von Bernoulli lässt sich folgender Zusammenhang für die Widerstandskraft herleiten, der als Newton'schees Widerstandsgesetz bezeichnet wird:

$$F_W = C_D \cdot A \cdot \frac{\rho_w}{2} w_{st}^2 \quad (3.3)$$

wobei A die Projektion der angeströmten Kugeloberfläche senkrecht zur Anströmrichtung, C_D der Widerstandsbeiwert und ρ_w die Dichte der Flüssigkeit ist.

Hierin sind:

$$F_G = g \rho_s \frac{\pi d^3}{6} \quad (3.4)$$

Die Auftriebskraft F_A ergibt sich zu:

$$F_A = g \rho_w \frac{\pi d^3}{6} \quad (3.5)$$

Ein absinkendes kugelförmiges Einzelpartikel wird während des Absinkvorganges eine konstante Sinkgeschwindigkeit erreichen, wenn das Kräftegleichgewicht zwischen Widerstandskraft, Auftriebskraft und Gravitationskraft hergestellt ist:

$$C_D \cdot \frac{\pi \cdot d^2}{4} \cdot \frac{\rho_w}{2} w_{st}^2 = (\rho_s - \rho_w) \cdot g \cdot \frac{\pi \cdot d^3}{6} \quad (3.6)$$

mit

ρ_s : Dichte des Feststoffs

Damit folgt für w_{st} :

$$w_{st} = \left[\frac{4 \cdot g \cdot d}{3 \cdot C_D} \cdot \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right) \right]^{1/2} \quad (3.7)$$

Die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit w_{st} erfolgt iterativ, da der Widerstandsbeiwert C_D von der Reynolds-Zahl des Partikels Re_p abhängig ist:

$$Re_p = \frac{w_{st} \cdot d}{\nu} \quad (3.8)$$

Für sehr kleine Partikel ($Re_p \leq 0,25$) gilt das Stokessche Gesetz:

$$C_D = \frac{24}{Re_p} \quad (3.9)$$

Die aus dem Stokesschen Widerstandsgesetz abgeleitete Beziehung zwischen der Sinkgeschwindigkeit w_{st} und dem Durchmesser d einer einzelnen Kugel

$$w_{st} = \frac{g(\rho_s - \rho_w)d^2}{18\eta} \quad (3.10)$$

gilt für den Fall eines unendlich ausgedehnten Sedimentationsmittels ($Re_p \leq 0,25$), wobei η die dynamische Viskosität der Flüssigkeit und g die Erdbeschleunigung sind.

Für größere Reynoldszahlen ($Re_p < 2 \cdot 10^5$) existieren verschiedene Näherungsgleichungen, z.B. von Zanke und Widenroth (bei Zanke, 1982):

$$C_D = \frac{24}{Re_p} + 2,7 - 2,3 \cdot FF \quad (3.11)$$

wobei ein Formbeiwert FF von 0,7 verwendet wird.

3.1.1.2 Hydrodynamische Wechselwirkungen zwischen Einzelpartikeln

Die Absinkgeschwindigkeit der Kugeln wird durch hydrodynamische Wechselwirkungen bestimmt, die aufgrund der Überlagerung der Strömungsfelder der Partikeln auftreten. Die hydrodynamischen Vorgänge zwischen zwei Kugeln mit definiertem Abstand und bekannter relativer Anordnung sind von verschiedenen Autoren (Brauer, 1971; Kaskas, 1970; Koglin, 1971) untersucht worden.

Brauer et al (1966) haben die Abnahme der Sinkgeschwindigkeit auf zwei hydrodynamische Vorgänge zurückgeführt: zum einen auf die durch das Absinken der Partikel verursachte Gegenströmung (Abb. 3.2), zum anderen auf den verstärkten Impulsaustausch (Abb. 3.3). Für die hydrodynamischen Vorgänge zwischen Partikeln in Suspension ist in Abb. 3.2 die Geschwindigkeitsverteilung in der Nähe einer Kugel dargestellt (Kaskas, 1970). Ein Einzelpartikel sinkt in einem ruhenden, unendlich ausgedehnten Medium mit der stationären Geschwindigkeit w_{st} (Abb. 3.2a).

Sinken dagegen zwei Kugeln nebeneinander in einem ruhenden unendlichen Fluid mit sehr kleiner Geschwindigkeit ($Re < 0,25$) ohne Drehung ab, ist die Geschwindigkeit von zwei Kugeln in einer Suspension auf Grund der gegenseitigen hydrodynamischen Beeinflussung größer als die Geschwindigkeit der Einzelpartikel. Jedes der beiden Partikel bewegt sich in dem vom anderen Partikel erzeugten Geschwindigkeitsfeld. Dabei wird die in der Bewegungsrichtung wirkende Geschwindigkeitskomponente auf das benachbarte Partikel übertragen (Abb.

3.2b). Daher sedimentieren zwei Kugeln schneller, d.h. der Grund für die Abnahme des Widerstandes ist hauptsächlich im verringerten Anteil der Reibungskräfte der Flüssigkeit zu suchen. Nach Happel und Brenner (1973) gilt eine einfache Näherung für die relative Sinkgeschwindigkeit von zwei gleich großen Kugeln mit dem Winkel zur Senkrechten:

$$\frac{w_i}{w_{st}} = 1 + \frac{3}{8} \frac{x}{I} (1 + \cos^2 \beta), \quad i = 2, \quad (3.12)$$

wobei I der Abstand zwischen den Kugelmittelpunkten und x die Partikelgröße ist.

In Abb. 3.2c und d sind zwei mögliche Anordnungen der Partikel im Schwarm schematisch dargestellt. Partikelschwärme bewegen sich in gewisser innerer Anordnung untereinander. In Abb. 3.2c haben sich Partikelballungen gebildet, die als ganze Gebilde umströmt werden. Hierbei hängt die Clustergeschwindigkeit w_{ss} von der Partikelanzahl in den Ballungen ab. Mit zunehmender Kugelanzahl im Cluster und abnehmendem Abstand steigt die gemeinsame Sinkgeschwindigkeit. In Abb.3.2d sind die Partikel gleichmäßig verteilt, und sie werden einzeln umströmt, wo die Geschwindigkeitsfeld durch die Anwesenheit der benachbarten Partikel gestört wurde. Die Kugelanordnung ist instabil. Zwischen den Partikeln ergeben sich Relativbewegungen. Infolge der Gegenströmung bewegt sich die Flüssigkeit mit einer mittleren Aufwärtsgeschwindigkeit u . Mit zunehmender Kugelanzahl und zunehmendem Abstand zwischen den Kugeln sinkt die Stabilität des Clusters, da die Kugelanordnungen auseinanderbrechen (Abb. 3.2d). Die bezogene Sinkgeschwindigkeit der starren Kugelanordnungen kann wie folgt berechnet werden (Burgers, bei Bickert 1997):

$$\frac{w_i}{w_{st}} = 1 + K_1 \frac{x}{I} - K_2 \left(\frac{x}{I}\right)^2 \quad (3.13)$$

wobei die Parameter K_1 und K_2 von der Kugelanzahl und –anordnung abhängen. In einer homogenen Suspension ist die Kugelanzahl und –anordnung nicht bekannt, jedoch statistisch verteilt.

Durch den Wandeinfluss nimmt die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels in Wandnähe des Gefäßes ab (Kaskas, 1970, Koglin, 1971). In Abb. 3.3 ist eine Kugel dargestellt, die entlang der Mittellinie eines zylindrischen Gefäßes absinkt. Die über dem Gefäßquerschnitt stark veränderlichen Geschwindigkeitsgefälle führen zu einem verstärkten Impulstransport. Im zylindrischen Gefäß sinkt die Geschwindigkeit mit erhöhter innerer Reibung, welche zusätzliche Energiedissipation hervorruft.

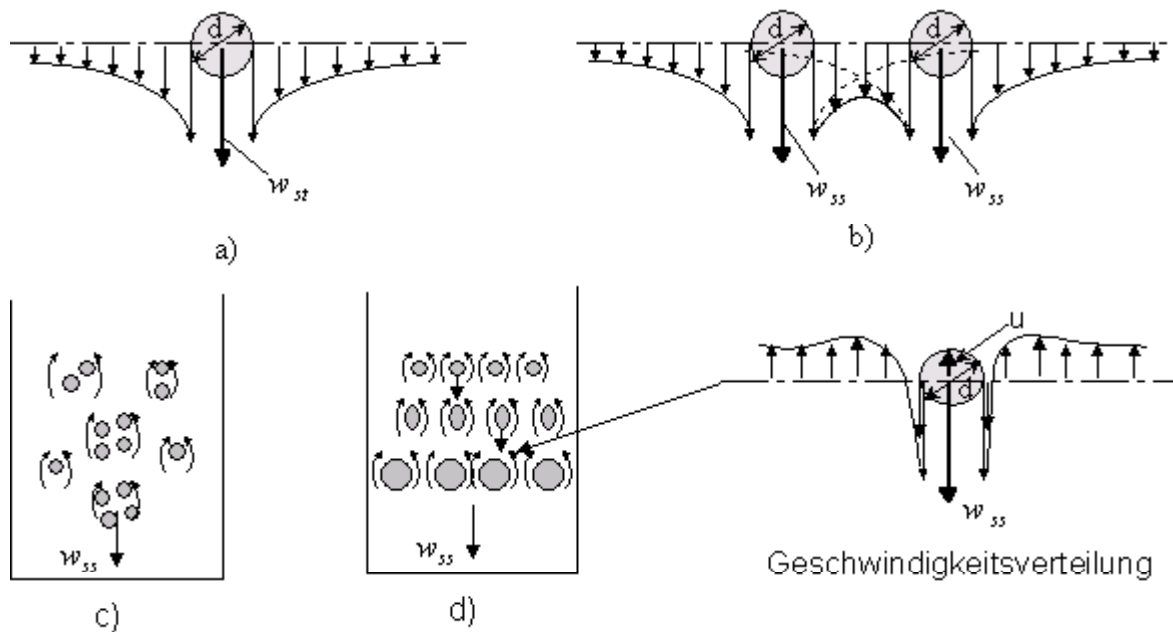


Abb. 3.2: Schematische Darstellung der Geschwindigkeitsverteilungen des Fluids für a) eine Kugel, b) zwei Kugeln und zwei mögliche Anordnungen der Partikel im Schwarm c) mit zunehmender Kugelanzahl in den Ballungen und d) mit zunehmendem Abstand und zunehmender Kugelanzahl zwischen den Kugeln (Kaskas, 1970)

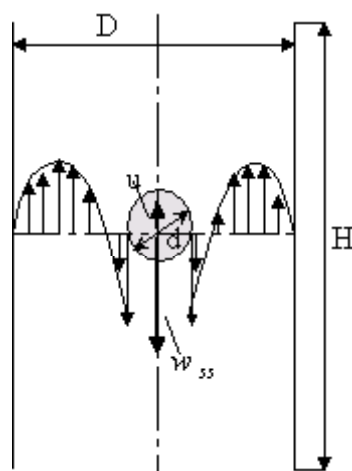


Abb. 3.3: Schematische Darstellung der Geschwindigkeitsverteilung in der Nähe einer absinkenden Kugel im zylindrischen Gefäß oder in einem engen Strömungskanal (Brauer et al., 1966)

Die tatsächliche Sinkgeschwindigkeit w_{ss} ist demzufolge kleiner als die Geschwindigkeit w_{st} , die sich bei unendlich ausgedehntem Medium einstellt. Bei höheren Feststoffkonzentrationen ist der Wandinfluss größer, jedoch nur ungenau bekannt, während dieser Einfluss bei Einzelpartikeln für Partikeldurchmesser mit unter einem Promille des Gefäßdurchmessers vernachlässigbar ist.

Endsprechend dem Zusammenhang ist der Verlauf der bezogenen Schwarmgeschwindigkeit in Abb. 3.4 noch einmal schematisch wiedergegeben. Abbildung 3.4 zeigt den Verlauf der Median-Sinkgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Volumenkonzentration C_v . Für einen sehr niedrigen Feststoffvolumenanteil ($C_v \approx 1\%$) kann die Geschwindigkeit w_{st} nach dem Stokessche Gesetz berechnet werden. Im Bereich niedriger Volumenkonzentration $< 2,0 \times 10^{-2}$ nimmt die Geschwindigkeit der Kugel mit steigender Konzentration zunächst zu und erreicht einen Höchstwert bei bis zu ca. 130 % der Stokesschen Geschwindigkeit (s. Geschwindigkeitsverteilungen in Abb. 3.2a-c). Bei dünnen Suspensionen haben sich Cluster mit mehr als zwei Partikeln gebildet, die als Einheit absinken, aber sich trotzdem nicht berühren. Dazu ist festzustellen, dass solche Partikelballungen bei unterschiedlich großen Partikeln instabil werden.

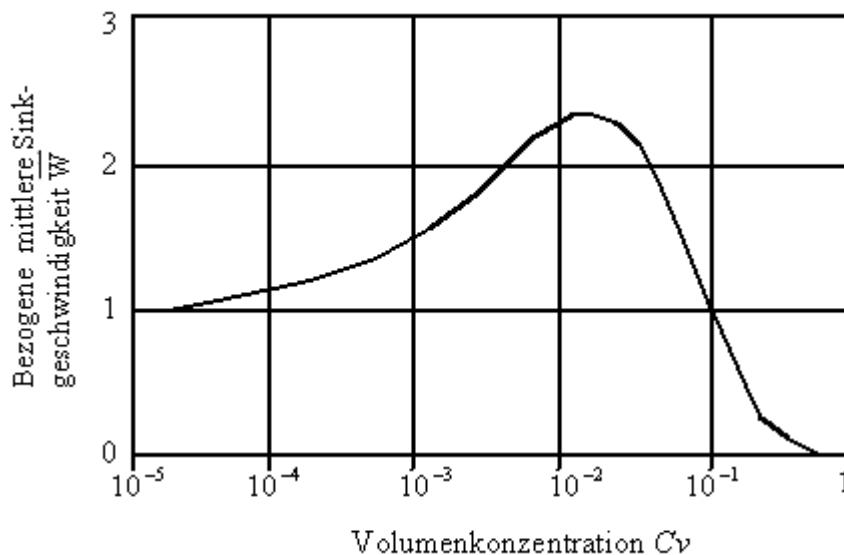


Abb. 3.4 : Bezogene mittlere Schwarmgeschwindigkeit in Einkornsuspension als Funktion der Volumenkonzentration (Johne, 1966)

Somit kann man nur eine Erhöhung der Geschwindigkeit erwarten (s. Geschwindigkeitsverteilungen in Abb. 3.2b und c). Bei dichter Einkornsuspension ($C_v > 2,0 \times 10^{-2}$) nimmt die von

den absinkenden Partikeln verursachte Gegenströmung mit der Konzentration zu, wobei der Abstand zwischen den Partikeln etwa gleich bleibt. Damit nimmt die Geschwindigkeit der Partikel aufgrund der gegenseitigen Behinderung beim Absinken ab (s. Geschwindigkeitsverteilung in Abb. 3.2d).

Eine Erklärung der erhöhten Clustergeschwindigkeit zweier Partikel mit abnehmendem Abstand findet man beispielweise in der Untersuchung von Hassonjee et al.(1988). Abbildung 3.5 zeigt den Unterschied des Geschwindigkeitsfelds zwischen zwei hintereinander angeordneten umströmten Kugeln und in ihrer näheren Umgebung. In Abb. 3.5 ist zu erkennen, dass die gemeinsame Absinkgeschwindigkeit mit abnehmendem Abstand der Kugeln im Cluster infolge der Verringerung des Widerstands der Flüssigkeit steigt.

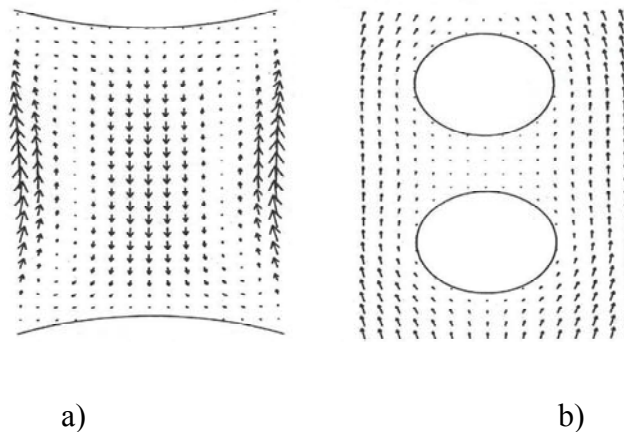


Abb. 3.5: Strömungsfeld a) bei zwei nahegelegenen umströmten Kugeln und b) zwischen zwei übereinander sedimentierenden Kugeln (Hassonjee et al.,1988)

Diese Sinkgeschwindigkeitsüberhöhung wird durch eine hydrodynamische Begünstigung von gemeinsam als Komplex sedimentierenden Partikeln erklärt (Koglin, 1971). Koglin (1975) ermittelte das Sedimentationsverhalten von hydrodynamischen Partikelkomplexen und deren Konfiguration aus einzelnen sedimentierenden Kugeln durch Fotografien aus verschiedenen Raumrichtungen. Abb.3.6 zeigt Relativbewegungen der Partikeln zum Clusterschwerpunkt entgegen der Sedimentationsrichtung, wobei die Bahnkurven in einem Komplex aus 6 kugelförmigen Partikeln relativ zum Komplexschwerpunkt in der von der Höhe h und dem Abstand r von der vertikalen Komplexachse aufgespannten Ebene beobachtet werden. Während der Sedimentation des Komplexes tritt auch eine innere Zirkulation der Partikel auf, deren Stromlinien in der linken oberen Abbildung 3.6 eingezeichnet sind. Der Grund für die Abweichungen der Partikelbahnen im Komplex von den Stromfäden im Tropfen liegt darin, dass die Par-

tikel sich in Bezug auf ihre Mittelpunkte höchstens bis zu einem Abstand, der dem Kugeldurchmesser entspricht, annähern können. Daher verdrängen sich sie gegenseitig aus den Bahnen der Stromfäden im Tropfen.

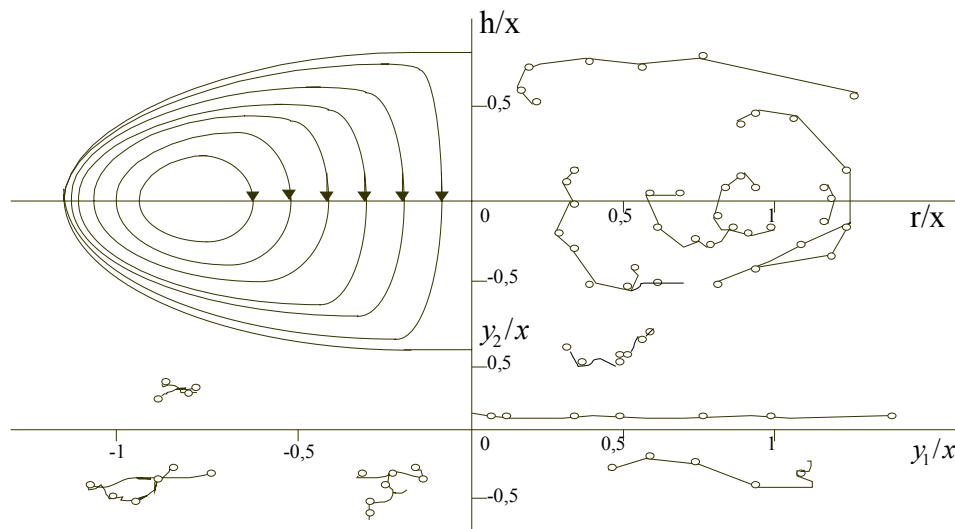


Abb. 3.6: Zirkulationsbewegung in einem sedimentierenden Tropfen (links), Kurven der Partikelbahnen für einen Komplex aus 6 Kugeln (rechts) und die Projektion der Partikelbahnen auf eine horizontale y_1 / y_2 -Ebene (unten) (Koglin, 1975)

3.1.2 Absinkgeschwindigkeit sich anziehender Partikel

Einer der wichtigen Parameter für den Transportprozess von kohäsiven Partikeln ist die Absinkgeschwindigkeit. Maßgeblich beeinflusst die Absinkgeschwindigkeit der Partikel den Absinkvorgang. Sie ist sehr stark abhängig von der Konzentration der Partikel, ihren Eigenschaften, den im Gewässer gelösten Ionen, dem pH-Wert, der Temperatur und von biologischen Prozessen.

Verschiedene Laborexperimente wurden in Absinkzylindern (frei von Turbulenz) durchgeführt, um den Einfluss verschiedener Faktoren (wie z.B. Feststoffkonzentration, Flockung) auf die Sinkgeschwindigkeit der homogenisierten Schlammsuspension zu erfassen.

Krone (1962) maß die Sinkgeschwindigkeit eines Sedimentes aus der San Francisco Bay durch Momentaufnahmen sichtbarer Flocken zwischen zwei Marken des Sedimentationsbehälters. Nach seinen Ergebnissen nimmt die resultierende

Sinkgeschwindigkeit mit der 4/3 Potenz der Konzentration zu (bei Konzentrationen $< 1 \text{ g/l}$). Migniot (1968) beobachtete, dass bei einer Feststoffkonzentration von 15 g/l die Absinkgeschwindigkeit ein Maximum erreicht, worauf die Absinkgeschwindigkeit stetig und steil mit zunehmender Konzentration abfällt. Bei dieser Konzentration war die Sinkgeschwindigkeit ungefähr zehn Mal größer als bei einer Feststoffkonzentration zwischen 1 g/l und 2 g/l . Der Maximalwert der Sinkgeschwindigkeit ergab sich dabei zu $0,25 \text{ mm/s}$.

Wie bei größeren Feststoffkonzentrationen in Abb.3.7 veranschaulicht wird, verringert sich die Absinkgeschwindigkeit der anziehenden Partikel aufgrund einer durch die Flockung, die infolge der Brownische Bewegung auftritt, verursachten aufwärts gerichteten Strömung. Bei hoher Konzentration kann die vertikale Strömung so stark sein, dass die auf die Flocken wirkende Schwerkraft ausgeglichen wird (Van Rijn, 1993).

Empirische Gleichungen der Sinkgeschwindigkeit mineralischer Schlämme, die mit ihrem Tonanteil durch kohäsive Eigenschaften charakterisiert sind, wurden im allgemeinen proportional zur Feststoffkonzentration ($< 10 \text{ g/l}$) angesetzt (Abb. 3.7). Die entsprechende mathematische Formulierung lautet (Krone, 1962; Mehta, 1986; Van Leussen, 1988):

$$w_s = k_1 C^m \quad (3.14)$$

k_1 und m hängen im Wesentlichen vom sedimentierenden Material, vom Salzgehalt und von der Turbulenz in der Strömung ab und müssen daher problemangepasst gewählt werden. Flocken, die sedimentieren, behalten zunächst ihre geringe Dichte. Aufgrund dessen bildet sich an der Sohle eine Schicht dünnen Schlamms aus, die eine nur sehr geringe Dichte aufweist.

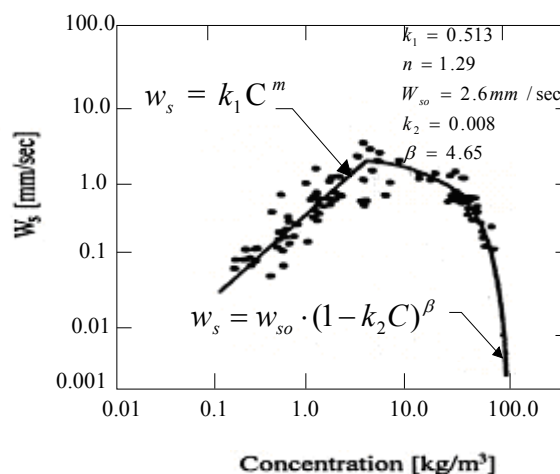


Abb. 3.7: Absinkgeschwindigkeit mit Servern Estuary Mud (Mehta, 1986)

Für die Sinkgeschwindigkeit gilt bei hoher Konzentration ($>10 \text{ g/}\ell$) in ruhender Flüssigkeit die empirische Beziehung (Richardson und Zaki, 1954; Lavelle & Thacker, 1978; Mehta, 1986):

$$w_s = w_{st} \cdot (1 - k_2 C)^\beta \quad (3.15)$$

wobei Exponent $\beta \approx 5$ ist.

Nach Wang et al. (1995) gilt für die Absinkgeschwindigkeit kohäsiver Schlämme in ruhender Flüssigkeit die ebenfalls empirische Beziehung

$$\frac{w_s}{w_{st}} = [1 - (1 - r_d) C_{vt}]^7 \left[1 - \frac{k_3 r_d C_{vt}}{1 - (1 - r_d) C_{vt}} \right]^{2,5} \quad (3.16)$$

mit

- w_s : Feststoffsinkgeschwindigkeit
- w_{st} : Sinkgeschwindigkeit der Einzelpartikel
- C_{vt} : unterschiedliche Feststoffkonzentration
- C : Feststoffkonzentration
- k_3 : empirische Konstanten
- r_d : Anteil des Feststoffes an der gesamten Sedimentmenge

Bei kohäsiven Teilchen ist der Konzentrationseinfluss wesentlich komplexer. Mit zunehmender Konzentration ($< 10 \text{ g/}\ell$) steigt die Häufigkeit von Kollisionen unter den Partikeln an und führt zu verstärkter Flockenbildung, wobei große Flocken mit geringer Dichte entstehen. Dabei stellt sich eine höhere Geschwindigkeit ein. Bei weiterer Zunahme der Feststoffkonzentration ($> 10 \text{ g/}\ell$) wiegt diese den Einfluss der Flockenbildung auf, und es beginnt auch hier ein "hindered settling" (Abb. 3.7).

Die Aggregation von Partikeln hat dabei einen sehr großen Einfluss auf die Absinkgeschwindigkeit. Bei kohäsiven Partikeln verursacht ansteigender Salzgehalt eine verstärkte Flockenbildung. Ein größerer Anteil der Kollisionen führt zur Bildung von Flocken, da die abstoßenden Kräfte der Teilchen vermindert werden. Dieses führt wiederum zu höheren Sinkgeschwindigkeiten. Von Migniot (1968) wurde die Absinkgeschwindigkeit kohäsiver Partikel ohne Flockung und im Salzwasser gemessen. Die Absinkgeschwindigkeit wurde bei einer Feststoffkonzentration von 10 g/l im Bereich zwischen 10^{-5} mm/s und 10^{-1} mm/s (Maßstab

für die Absinkgeschwindigkeit 1:10,000) bzw. im Salzwasser im Bereich zwischen 0,15 mm/s und 0,6 mm/s (Maßstab für die Absinkgeschwindigkeit 1:4) gemessen.

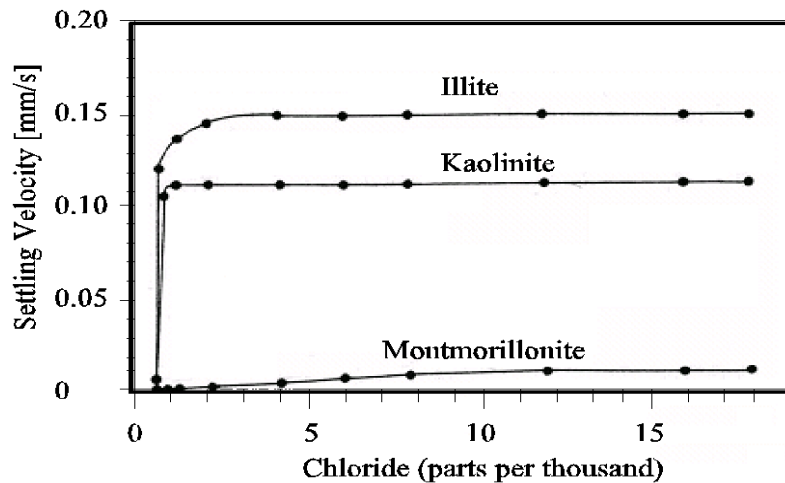


Abb. 3.8 : Absinkgeschwindigkeit für Illite, Kaolinite und Montmorillonite als Funktion der Chloridkonzentration (aus Van Leussen, 1988)

Abbildung 3.8 zeigt die Absinkgeschwindigkeit für Illite, Kaolinite und Montmorillonite im Stillwasser als Funktion der Chloridkonzentration. Für Kaolinite und Illite nimmt die Flockung ab einer Salinität von 2 ‰ bis 3 ‰ nicht mehr zu, während für Montmorillonite die Flockung auch bei steigender Salzkonzentration zunimmt (s. Van Leussen, 1988).

3.2 Turbulente Diffusion und vertikale Feststoffkonzentrationsverteilung

Wie in Kapitel 2 bei der turbulenten Diffusion kurz besprochen wurde, bewegen sich die Partikel infolge von Fluidwirbeln (vgl. Abb. 3.10), während sie sich in Kontakt mit einer stehenden mischbaren Flüssigkeit im Ruhezustand ohne äußere Einwirkungen vermischen (vgl. Abb. 2.21).

In der inhomogenen Verteilung der Partikel findet eine Wirbelbildung in den Teilchenkomplexen im Schwerkraftfeld statt (Abb. 3.9). Im Bereich höherer und geringer Partikelkonzentration sind die repulsiven Partikel infolge einer inneren Zirkulationsbewegung bei ihrer Sedimentation instabil. Dadurch kann es sowohl zu einer Clusterauflösung als auch zu einer Clusterbildung kommen. Auch eine Rotation ist nicht auszuschließen, wobei der Magnuseffekt als Trägheitseffekt auftritt. Dieser instabile Zustand führt aufgrund der Relativbewegung

zwischen den Partikeln zu Fluidwirbeln in der Suspension (Bickert, 1997). Infolge der zunehmenden Turbulenz werden die Teilchenkomplexe zerstört. Ferner tritt mit steigender Partikelkonzentration eine stärkere Behinderung der Teilchen untereinander auf, wodurch die Sinkgeschwindigkeit abnimmt.

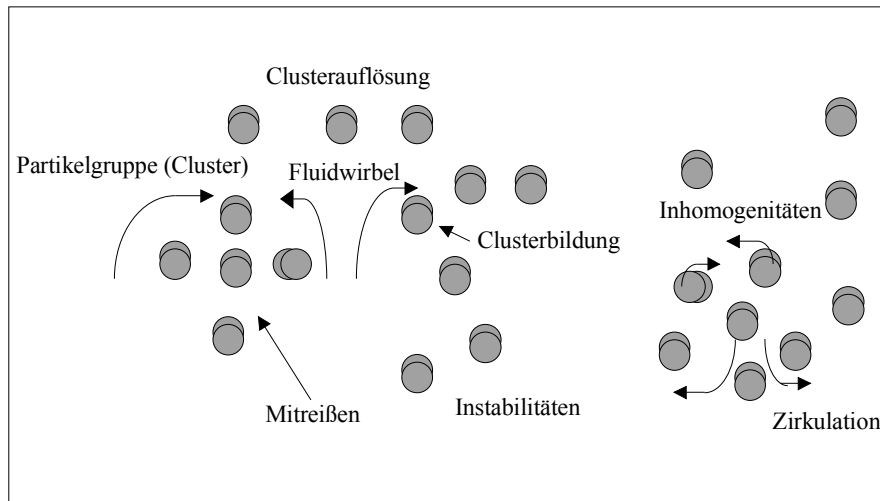


Abb. 3.9: Schema der Bewegungsvorgänge in der inhomogenen Verteilung der Partikel bei einer monodispersen Suspension (Bickert, 1997)

Aufgrund einer Turbulenz des Wassers treten auch Wirbelzonen unterschiedlicher Geschwindigkeiten im Strömungsfeld auf. Infolge der durch einen Wirbel von einem Bereich mit einer Geschwindigkeit in einen Bereich mit einer anderen Geschwindigkeit transportierten Partikel findet ein Mischungsprozess statt. In Abb. 3.10 ist der Vorgang der turbulenten Diffusion schematisch dargestellt. Dabei bildet sich in einer stationären gleichförmigen Strömung ein Konzentrationsprofil mit zur Sohle hin zunehmendem Feststoffanteil aus, und im Gegensatz dazu ein vom Wasserspiegel zur Sohle hin abnehmendes Geschwindigkeitsprofil infolge des Einflusses der Sohle. Die turbulente Strömung bewirkt dabei, dass sich nicht alle Feststoffpartikel bis zur Sohle hin absetzen. Die turbulente Strömung ist dadurch gekennzeichnet, dass sich neben dem allgemeinen Fließvorgang Bewegungen senkrecht zur Strömungsrichtung einstellen. Betrachtet man ein Flüssigkeitselement in einer bestimmten Tiefe y , auf welches eine aufwärts gerichtete Geschwindigkeitskomponente v' aus der Turbulenz wirkt, so wird diese aus einem Bereich höherer Konzentration kommend mehr Partikel nach oben befördern als ein gleich großes Element, welches sich aus einer höheren Schicht $y + \ell$ infolge einer entgegengesetzt wirkenden Geschwindigkeitsschwankung v' nach unten bewegt.

Als Folge erhält man durch Wirbel in einer turbulenten Strömung nach oben hin die höhere Konzentration $C + c'$ bzw. die aufwärts gerichtete Geschwindigkeit $V_s - v'$ (Schicht 1) und dagegen nach unten hin die geringere Konzentration $C - c'$ bzw. die abwärts gerichtete Geschwindigkeit $V_s + v'$ (Schicht 2).

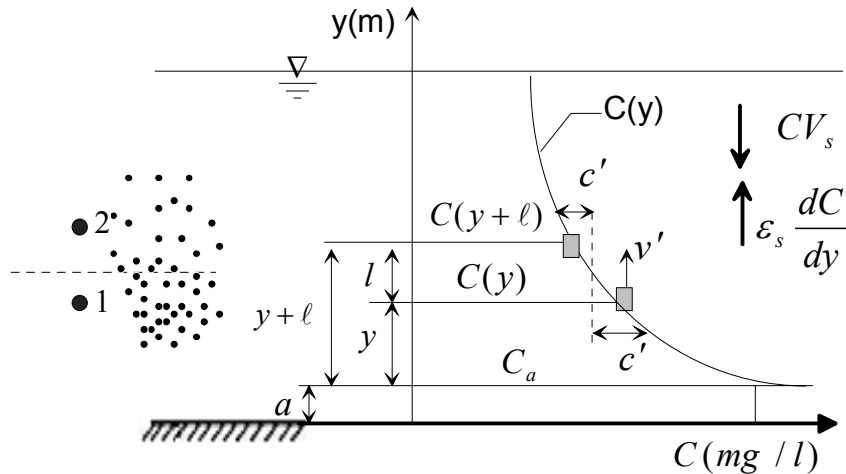


Abb. 3.10: Schema einer turbulenten Diffusion mit Konzentrationsprofil

Damit werden der Aufwärtstransport Q_{au} (3.17a) und der Abwärtstransport Q_{ab} (3.17b) wie folgt beschrieben:

$$Q_{au} = (V_s - v')(C + c') \quad (3.17a)$$

$$Q_{ab} = (V_s + v')(C - c') \quad (3.17b)$$

Im Gleichgewicht zwischen dem Aufwärtstransport in einer Schicht 1 und dem in entgegengesetzter Richtung wirkenden Transport in einer Schicht 2 kann die aufwärts bzw. abwärts gerichtete zeitliche Transportrate in einer stationären Strömung wie folgt beschrieben werden:

$$V_s C + v' c' = 0 \quad (3.18)$$

Der Term $V_s C$ bezeichnet den Abwärtstransport infolge der Gravitation und der Term $v' c'$ den durch die turbulente Geschwindigkeitsschwankung verursachten Aufwärtstransport der abgesunkenen Partikel.

Entsprechend dem Fick'schen Gesetz ist der vertikale Transport der abgesunkenen Partikel proportional zum vertikalen Konzentrationsgradienten dC/dy .

Damit wird der Aufwärtsterm vc' wie folgt beschrieben

$$v'c' = -\varepsilon_s \frac{dC}{dy} \quad (3.19)$$

wobei der proportionale Koeffizient ε_s in vertikaler Richtung Diffusionsbeiwert oder Mischungskoeffizient genannt wird.

Gl. (3.19) kann in Gl. (3.18) wie folgt eingesetzt werden,

$$V_s C + \varepsilon_s \frac{dC}{dy} = 0. \quad (3.20)$$

Zentrales Problem der Lösung der Diffusionsgleichung für Suspensionen - auch unter dem hier zu Grunde gelegten einfachen Sonderfall - ist die Bestimmung des Diffusionskoeffizienten ε_s in vertikaler Richtung.

Man geht hier davon aus, dass der Diffusionskoeffizient ε_m für Impulstransport gleich dem Koeffizienten ε_s für suspendierte Partikel ist, gilt (Vanoni, 1977):

$$\varepsilon_s = \beta \cdot \varepsilon_m \quad (3.21)$$

wobei Proportionalitätskoeffizient näherungsweise $\beta = 1$ gesetzt wird.

Aus der Gleichsetzung der linear vom Wasserspiegel zur Sohle hin zunehmenden Gesamtschubspannung mit deren turbulentem Anteil kommt man, unter Vernachlässigung des geringen laminaren Anteils, zu einem Ansatz für den Impulsaustauschkoeffizienten ε_m :

$$\varepsilon_m = \frac{\tau_0}{\rho_w} \cdot \frac{h-y}{h} \cdot \frac{1}{du/dy} \quad (3.22)$$

Die Geschwindigkeitsverteilung über die gesamte Fließtiefe kann nach dem logarithmischen Geschwindigkeitsprofil beschrieben werden (Vanoni, 1977):

$$\frac{du}{dy} = \frac{\sqrt{\frac{\tau_0}{\rho_w}}}{\kappa y} = \frac{u_*}{\kappa y} \quad (3.23)$$

mit der v. Karman-Konstante κ .

Damit ergibt sich für den Impulsaustauschkoeffizienten (=Wirbelzähigkeit) ε_m (Vanoni, 1977):

$$\varepsilon_m = \kappa \cdot u_* \cdot y \frac{h-y}{h} \quad (3.24)$$

Damit ergibt sich für die Diffusionskoeffizienten ε_s in vertikaler Richtung:

$$\varepsilon_s = \beta \cdot \kappa \cdot u_* \cdot y \frac{h-y}{h} \quad (3.25)$$

Nun kann Gl. (3.25) in die Ausgangsgleichung (3.20) eingesetzt werden, womit sich nach Trennung der Variablen und Integration für die relative Schwebstoffkonzentrationsverteilung nach Rouse (1937, bei Graf 1971) ergibt:

$$\frac{C}{C_a} = \left(\frac{h-y}{y} \frac{a}{h-a} \right)^z \quad (3.26)$$

mit dem Exponenten z

$$z = \frac{v_s}{\beta \cdot \kappa \cdot u_*} \quad (3.27)$$

In Abbildung 3.11 ist der charakteristische Verlauf der relativen Konzentrationsverteilung C/C_a für unterschiedliche Schwebstoffzahlen z dargestellt. Mathematisch gesehen geht C gegen ∞ für y gegen Null mit der Referenzkonzentration C_a bei $y = a$ ($a = 0,05 y_0$).

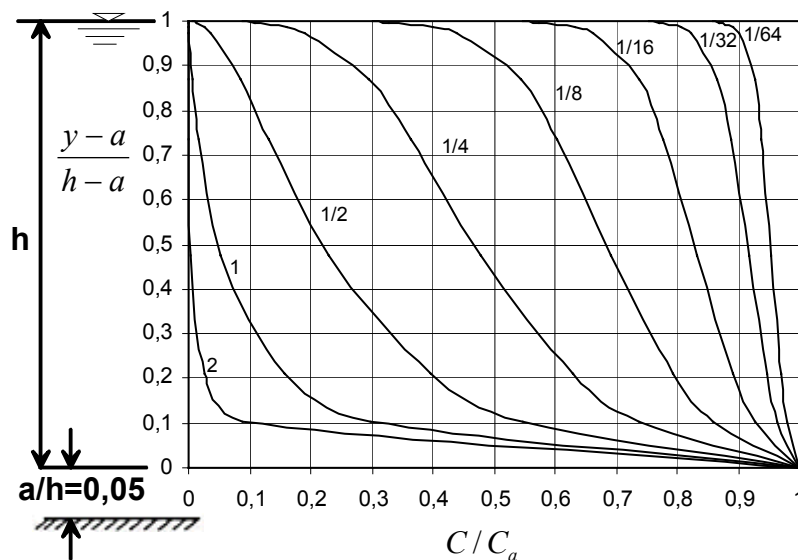


Abb.3.11: Relative vertikale Konzentrationsverteilung von Schwebstoffen für verschiedene Exponenten z ($\beta = 1$) nach Gl. 3.26

Die Höhe a wird im allgemeinen zu rd. 5% der Wassertiefe angesetzt, d.h. $a = 0,05 h$ über der Gerinnesohle. Der Exponent z wird als Schwebstoffzahl oder *Rouse-Zahl* bezeichnet. Die Rouse-Zahl drückt das Verhältnis zwischen der Schwerkraft und den turbulenten Austauschvorgängen aus, in der die von Karman-Konstante κ und die reziproke turbulente Schmidt-Zahl β eingehen. κ beträgt in klarem Wasser 0,4. Die Proportionalitätskonstante β wird dabei meist gleich 1 gesetzt. Für kleine z -Werte (geringe Sinkgeschwindigkeiten v_s) ist die Konzentrationsverteilung nahezu gleichförmig über der Tiefe. Für große z -Werte (große Sinkgeschwindigkeiten v_s) ergibt sich ein ausgeprägter Gradient mit hohen Konzentrationen am Boden, d.h. die Partikelkonzentrationen steigen in Sohlhöhe stark an.

Der sog. Schwebstofftrieb g_s kann dann durch Integration der Produkte aus Konzentration C und zugehöriger Geschwindigkeit u über der Wassertiefe berechnet werden:

$$g_s = \int_a^y C \cdot u dy \quad (3.28)$$

g_s ist die transportierte Menge der Schwebstoffe pro Zeit- und Flächeneinheit.

3.3 Resuspensionsvorgänge der abgelagerten Peloiden mit Lufteintrag

Bei der Erosion des Materials spielen neben Scherkräften auch Luftdruckpulse eine Rolle, welche aus der Turbulenz der Strömung resultieren. An Peloidteilchen können Gasblasen (O_2 , CO_2 , SO_2 , N_2) absorbiert und dadurch in Schwebe gehalten werden. In diesem Kapitel wird die Vulkanbildung der abgesetzten Peloiden durch Druckpulse beschrieben und der Mechanismus der suspendierten Feststoffe bei Anwesenheit von Gasblasen betrachtet.

3.3.1 Vulkanbildung und Lösung der verfestigten Sedimente

In der Literatur sind grundlegende experimentelle Untersuchungen über die Änderung der im Porenwasser enthaltenen Luftblasengrößen bei Wasserdruckänderung (Köhler, 1997), des Schermoduls des Gasblasen enthaltenen Sediments (Kaolin) bei Duffy et al. (1994), die Mechanismen des Erosionsdurchbruchs bindiger Böden (Zou, 2000) und die Vulkanbildung mit Luftblasen bei Gudehus & Külzer (2002) sowie Pralle et al. (2002) zu finden.

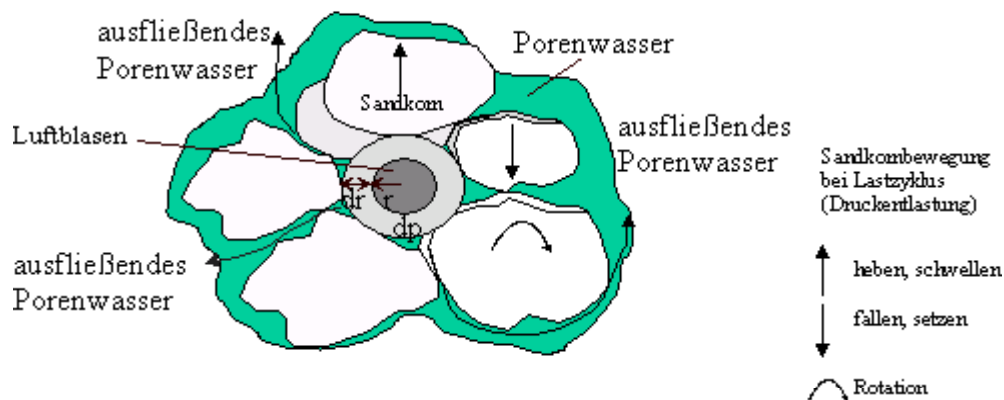


Abb. 3.12: Wirkungsweise der Porenwasserdruckänderung auf vorhandene Luftblasen im Porenwasser und deren Folgeerscheinungen mit Digitale Bildauswertung (Köhler, 1997)

Die Änderung der im Porenwasser enthaltenen Luftblasengrößen ist durch Wasserdruckänderung bzw. Schwellen und Senken des Korn durch instationäre Fließbewegung des Porenwassers nach Köhler (1997) in Abb. 3.12 dargestellt. Hierbei spielt die im Porenwasser enthaltene Luft eine ganz wesentliche Rolle. Die zeitliche Porenwasserdruckänderung führt zu Umlagerungen von Bodenpartikeln, Verformungen des gesamten Bodenvolumens und Fließbewegungen des Porenwassers.

Pralle et al (2002) beobachtete die Vulkanbildung in einem Sediment aus Quarzpulver ($d_{50} = 8 \mu\text{m}$) und Gasblasen (Abb. 3.13), das sich in einem salzwassergefüllten Plexiglaszylinder von 40 cm Höhe und 10 cm Durchmesser nach Rühren in weniger als 2 Stunden bis auf eine Höhe von 30 cm abgesetzt hat. Dabei wurden drei Porendrucksensoren verwendet, um den Porenwasserdruck p_w , den Totaldruck p und den Luftdruck p_a zu messen. Der Durchmesser der eingeschlossenen Gasblasen lag bei ca. 0,1 mm. Der Totaldruck p wurde zyklisch mittels Druckluft und Amplituden von ca. 14 kPa variiert. Jeder der 35 Druckpulse besaß eine Dauer von 5 s, zwischen den Druckpulsen lag jeweils eine Pause von 7 s.

Gudehus und Külzer (2002) untersuchten die Vulkanbildung eines fast gesättigten Peloids durch Druckschwankungen. Das Peloid (Quarzpulver) sank in einem salzwassergefüllten Plexiglasbehälter ab. Die Größe der eingeschlossenen Gasblasen, die an der Behälterwand zu erkennen waren, lag bei etwa 0,5 bis 2 mm. Der Luftdruck p_a wurde mittels Druckpulsen wiederholt auf einen Wert von 1 bis 1,05 bar eingestellt. Infolge des zunehmenden Porendrucks durch die quasistatischen Druckpulse (Frequenz $\approx 0,1 \text{ s}^{-1}$) kam es zur vorübergehenden

den Verflüssigung, so dass unter Mitwirkung der Blasen Feststoffe nach oben drängen. Wie in Abbildung 3.14 zu erkennen ist, entstanden nach etwa 5 min an der waagerechten Peloidoberfläche Schlammvulkane, deren Größe im Bereich von wenigen zehntel Millimetern bis zu ca. 6 mm reichte. Eine Stunde später waren sie verschwunden. Das gleiche Quarzpulver wurde in einen Behälter eingegeben, der nach der Sedimentation um 8° geneigt wurde. Nach etwa 30 Druckpulsen kamen die Sedimente zur Rutschung. Dadurch wurden Blöcke getrennt und zerfielen, wodurch ein geschwächter Bereich verbreitert wurde. An der geneigten Peloidoberfläche traten lotrechte Risse auf (Gudehus und Külzer, 2002).

Zur Erklärung kann man das abgesetzte Peloid mit einer eingeschlossenen Gasblase betrachten. Beim Absetzen wird Sediment in Form einer Wabenstruktur um eine große Gasblase (3.13a) gebildet. Die hydraulischen Druckpulse drücken die im Korngerüst eingeschlossene Gasblase zusammen, die größer als das umgebende Korn ist und als elastisch angesehen werden kann. Dadurch nimmt das Volumen der Luftblase ab. Durch die Abnahme des Luftblasenvolumens wird das Korngerüst geschert. Dabei neigt das Körngerüst zur Verdichtung (Kontraktanz), Diese wird aber durch das nahezu inkompressible Porenwasser und die geringe Durchlässigkeit zunächst verringert. Das eingeschlossene Porenwasser gerät unter Überdruck, wodurch die Kornspannungen und die Scherfestigkeit abnehmen. In Nähe der Blase wird das Korngerüst zum Teil zerstört (3.13b). Danach erfolgt die Zunahme des Luftblasenvolumens aufgrund der Druckerniedrigung, wobei das Korngerüst erneut geschert wird. In der Nähe der Gasblasen ist der überschüssige Porendruck hoch genug, um eine lokale Suspension zu erreichen (3.13c). Durch wiederholte Druckpulse bildet sich eine größere Verflüssigungszone nahe der Blase (3.13d). Nach einigen Druckpulsen verbinden sich mehrere solche Bereiche zu größeren Verflüssigungszonen. Bei diesem sogenannten „piping“ strömt verflüssigtes Sediment lokal aus dem ansonsten ungestörten Boden heraus. Verflüssigtes Sediment wird weiter verdrängt, bricht durch die Ausbruchskanäle mit Gas nach oben aus, wie in Abbildung 3.13e zu erkennen ist, und bildet Sedimentvulkane (3.13f).

Darüber hinaus kann man sich durch von der Unterseite des Behälters eingeführte Druckluft die Lösung der abgelagerten Peloiden vorstellen, wobei sich Gasblasen eines bestimmten Durchmessers durch einen Sinterfilter erzeugen lassen. Aufgrund der Druckluft treffen Strömungskräfte auf, die mit dem Gradienten $i = f(p_a, t)$ und der Kontraktanzneigung zunehmen. Aufgrund der Kontraktanz gerät das eingeschlossene Porenwasser unter Überdruck.

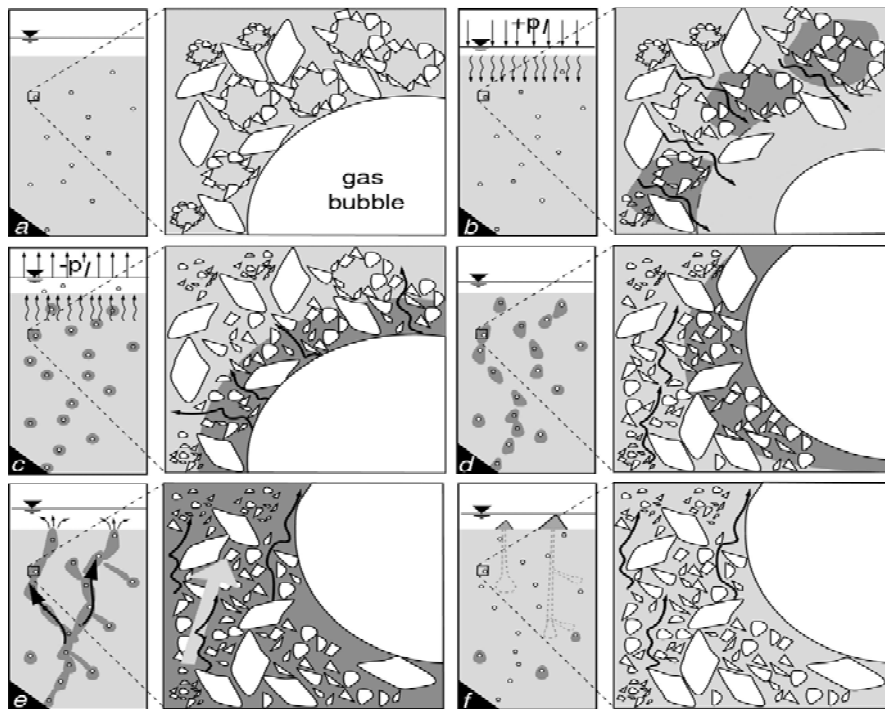


Abb. 3.13: Schema der Entwicklung der lokalen Verflüssigung, der Ausbruchskanäle und der Vulkanbildung (Pralle et al., 2002; Hellgrau: Sediment, Dunklegrau: Bereich des Porenwasserüberdrucks)

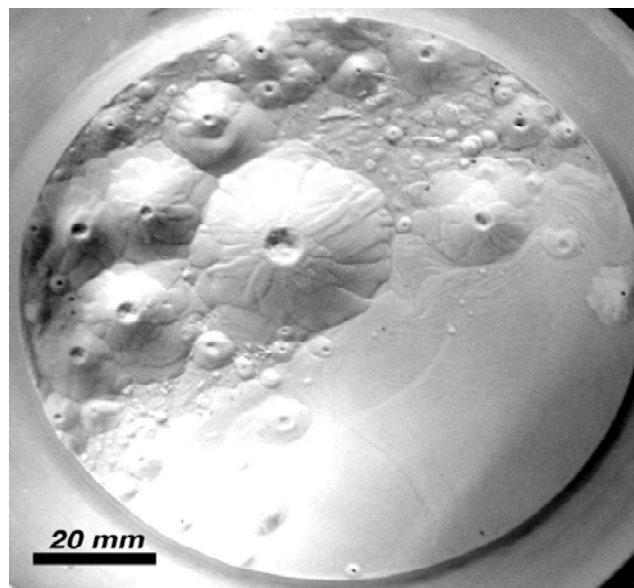


Abb. 3.14: Vulkane von Quarz-Pulver mit Lufteintrag (Pralle et al, 2002)

Infolge des zunehmenden Porenwasserdrucks erfährt das Korngerüst eine Scherung, wodurch eine Abnahme des Porenraums verursacht wird. Gemäss der Filtergeschwindigkeit $v = ki$ führt die Druckluft also zu Fließbewegungen des Porenwassers, wobei das Porenwasser mit den vom Sinterfilter erzeugten Gasblasen zwischen den abgelagerten Feststoffe aufwärts fließt. Dadurch wird das Korngerüst zerstört. Danach bilden sich Ausbruchskanäle, so dass größere verflüssigte Peloidbereiche durch die Erosionskanäle unter Anwesenheit der Blase in Suspension gehen.

Die Mobilisierung des verflüssigten Sedimentes ist auf verschiedene Arten vorstellbar, wie Abb. 3.15 schematisch zeigt. Beispielsweise wird eine ganze Zone aus lockeren abgesetzten Peloiden infolge einer lokalen Schwächezone mit kleinerem τ aufwärts befördert (Abb. 3.15a), während ein verflüssigtes Sediment mit den Gasblasen nach oben durch die verkümmten Ausbruchskanäle lokal aus dem ungestörten Boden herausströmt (Abb. 3.15b). Falls die Scherfestigkeit der Sedimente infolge der starken Bindung zwischen den Körnern durch Luftdruckpulse nicht herabgesetzt wird, können sie sich nur im Ganzen anheben (Abb. 3.15c).

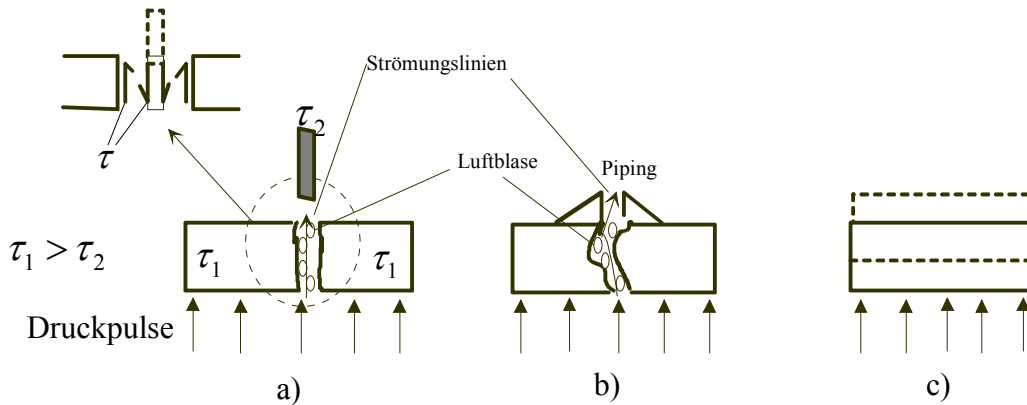
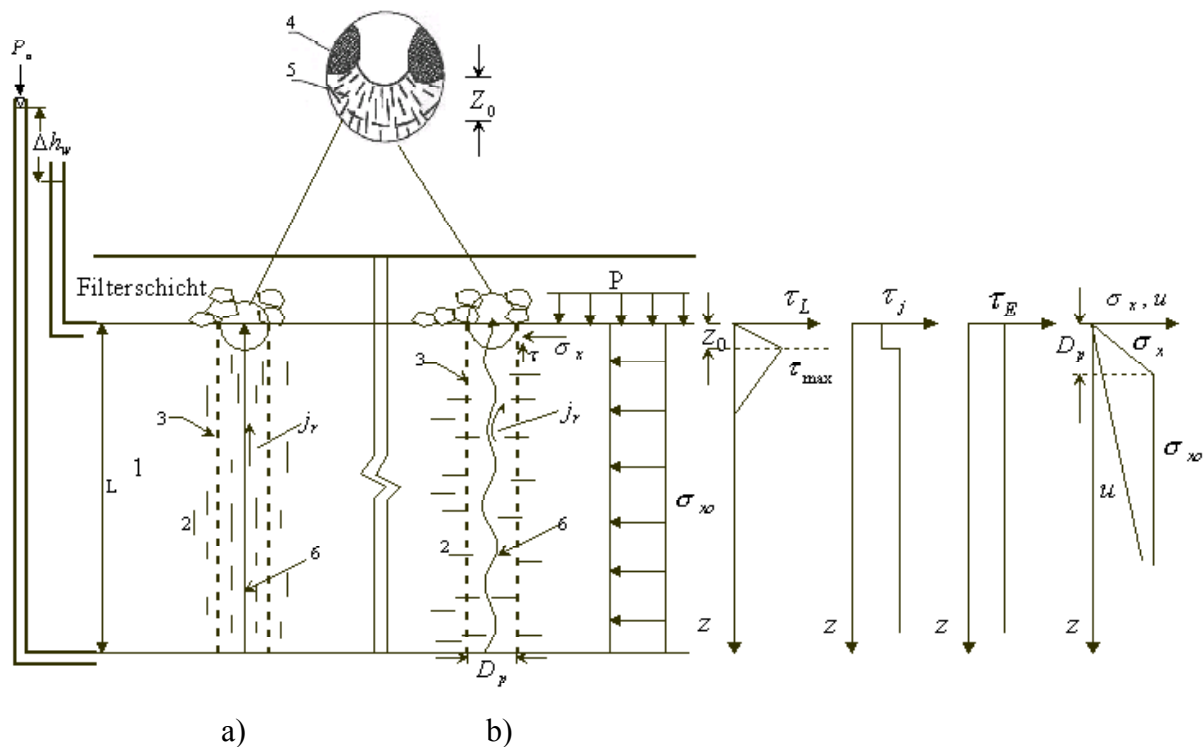


Abb. 3.15: Verschiedene Verläufe der Bewegung der abgelagerten Peloiden infolge der Druckluft. Lokale verflüssigte Peloiden a) in einem senkrechten Ausbruchskanal, b) in einem gekrümmten Erosionskanal und c) Verformung des gesamten Sediments

Diese Erklärung findet man in einer Untersuchung von Zou (2000). Er ermittelte die Strömungskraft und die Mechanismen des Erosionsdurchbruchs (Abb. 3.16). Die Versuche wurden in einer Triaxialzelle durchgeführt, wobei eine Tonprobe zwischen einer unteren Sandschicht und einer oberen Filterschicht eingebaut wurde. Eine konstante wirksame Spannung in der Tonprobe konnte beim Versuch durch den Zellentdruck kontrolliert werden. Unter Druck-

luft p_a konnte das Wasser in einer Pipette von unten nach oben durch die Probe fließen, wobei p die Normalspannung an der Grenzfläche zwischen Tonschicht und Filterschicht und der Seitendruck σ_{x0} ohne Porenwasserüberdruck u wirken, der infolge der Wasserströmung in der Tonschicht mit z proportional zunimmt.



1: Tonschicht, 2: Teilchenorientierung, 3: potentieller Erosionskanal, 4: Filterkörner, 5: Gewölbe, 6: reale Strömungslinien, j_r : reale Strömungskraft

Abb. 3.16: Schematischer Erosionsdurchbruch. a) Teilchenorientierung parallel zu den Strömungslinien, b) Teilchenorientierung senkrecht zu den Strömungslinien (Zou, 2000)

Wie Abb. 3.16a und b schematisch zeigen, entsteht eine Strömungskraft j_r infolge des unterschiedlichen Wasserdrucks. Dabei tritt ein Erosionskanal infolge des aufwärts fließenden Porenwassers auf, wobei bei vertikaler Teilchenorientierung gerade Strömungslinien in der Tonschicht auftreten, während sie bei horizontaler Teilchenorientierung gekrümmt sind (Abb. 3.16b). Dadurch bildet sich ein Gewölbe mit dem Durchmesser D_p im oberen Teil eines Erosionskanals. Am Rand des potenziellen Erosionskanals erhöht sich der totale Seitendruck σ_x , der die Summe aus wirksamer Spannung und Porenwasserüberdruck darstellt, mit z bis $z = D_p$ und bleibt dann als $\sigma_x = \sigma_{x0}$ konstant. Im oberen Teil des Erosionskanals nimmt die von

der Strömungskraft verursachte Subspannung τ_j ab. Danach bleibt sie ab $z = z_0$ konstant, was der Dicke des Gewölbe entspricht. Die Schubspannung τ_L , die durch die äußere Last auftritt, erreicht mit zunehmendem z den maximalen Wert τ_{max} und nimmt danach wieder ab. Infolge der totalen vertikalen Schubspannung τ im Gewölbe, welche die Summe aus der Schubspannung τ_j , der Schubspannung τ_E infolge des Eigengewichts des Tonbodens und der Schubspannung τ_L darstellt, versagt das Gewölbe im oberen Teil eines potenziellen Erosionskanals, so dass ein Durchbruch in der Tonschicht entsteht. Der Erosionsdurchbruch verläuft meist mit Scherfugen in Richtung der Scherfläche (Abb. 3.16a) und ohne Scherfuge senkrecht zur Schichtebene (Abb. 3.16b).

Man findet einen Mechanismus der suspendierten Feststoffe unter Anwesenheit der Gasblasen auch in einer Untersuchung von Mihopoulos (1995). In Abbildung 3.17 sind die Interaktion des Systems Teilchen-Blase und der Einfluss von Luftblasen auf das Transportverhalten von Schlammsuspensionen bei einem Flotationsprozess dargestellt. Durch Anlagerung von Gasblasen können spezifisch leichtere Partikel in der wässrigen Phase aufgeschwemmt werden. So wirkt die resultierende Kraft aus Schwerkraft und Auftrieb nach oben.

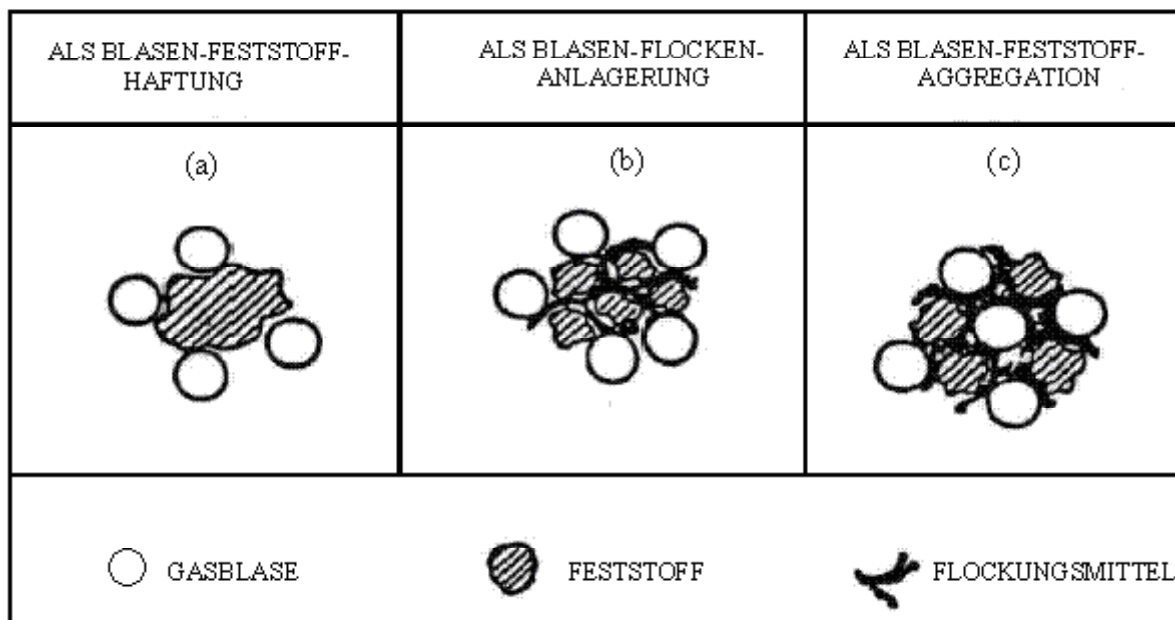


Abb. 3.17: Schematischer Mechanismus der Teilchen-Blase-Wechselwirkung (Mihopoulos, 1995)

Im Fall (a) haftet weiterhin eine Blase an der Feststoffoberfläche durch physiko-chemische Sorption. Es kommt zuerst zu einer Verringerung des Abstandes zwischen Teilchen und Bla-

se, dann stoßen beide zusammen, wobei die Blase deformiert wird. Zusammenstöße können aus der Durchströmung oder der Aufwärtsbewegung der Gasblasen entstehen. Dies bedeutet, dass vorrangig physikalische Parameter die Kollisionshäufigkeit bestimmen, die die Ladung der Oberfläche entweder des Partikels oder der Gasblase beeinflussen. Die Ladung dieser Oberfläche kontrolliert der pH-Wert. Anschließend werden Grenzflächenkräfte wirksam, wodurch sich eine dünne Flüssigkeitsschicht zwischen Blase und Teilchen bildet. Durch die zwischenmolekularen Wechselwirkungskräfte wird die Energiebarriere, also die Oberflächenspannung, zwischen Teilchen und Blase überwunden (s. Mihopoulos, 1995). Unter diesen Bedingungen überwiegen die Anziehungskräfte. Dadurch kann die Anlagerung von Luftblasen an feste Partikel erklärt werden (b). Durch Blasenzugabe und gleichzeitige Feststoffaggregation können die Blasen auch in die Flockenstrukturen eingebaut werden (c) (Mihopoulos, 1995).

4 Versuchsstände und Messverfahren

Im Rahmen der eigenen experimentellen Untersuchungen wurden einige Versuchsmethoden bezüglich der Erfassung der physiko-chemischen Einflüsse (*NaCl* - Anteil bzw. pH-Wert) auf die Absinkvorgänge und der Wirkung der Blasen auf die Resuspension der abgelagerten Pelloide eingesetzt. Zur Messung der Konzentration von Peloiden wurde eine CCD-Kamera ("CCD" = Charged Coupled Device) an einem Versuchsbehälter angesetzt (Abb. 4.1). Ergänzend dazu wurde anhand der Manometermethode (Bickert, 1997) ein Differenzdrucksensor zur Bestimmung der Absinkgeschwindigkeit von Feststoffen unter ruhenden Bedingungen gewählt, wie in Abb. 4.11 schematisch dargestellt ist. Der Vorteil der beiden Verfahren liegt in einer berührungslosen Messung, die die Absinkprozesse nicht behindert. Blasengrößen wurden mit Hilfe einer direkten optischen Methode bestimmt (Nestmann, 1984; Aufderheide et al., 1983), die im wesentlichen aus zwei Lichtstrahlen eines 1mW - Diodenlasers besteht (Abb. 4.15). Eine Beschreibung der verwendeten Messmethoden folgt in Abschnitt 4.3.

4.1 Versuchsaufbau

Abb.4.1 zeigt eine schematische Skizze der Versuchsapparatur zur Untersuchung der Absinkvorgänge von Peloiden im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff und von Resuspensionprozessen der abgelagerten Feststoffe im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft ohne Flüssigkeitsumlauf. Der rechteckige Blasenversuchsbehälter bestand aus Plexiglas mit 1000 mm Höhe und Innenkantenlängen 141 mm, worüber sich ein Messzelt aus schwarzem Stoff für die Messung der Feststoffkonzentration mit CCD-Kamera bei langwelliger Lichtstrahlung ohne Störung befindet. Sowohl die CCD-Kamera als auch die Lichtquelle können mittels Verschiebungsapparatur automatisch auf und ab bewegt werden. Die Strahlungsintensität kann mittels Drehpotentiometer stufenlos reguliert werden. Als Gasverteiler dienten ein Sinterfilter mit einer Filterfeinheit von $5 \mu\text{m}$ und eine Lochplatte, in die 225 Löcher von 0,3 mm Durchmesser gebohrt wurden, welche symmetrisch angeordnet sind. Auf diese Weise lassen sich Gasblasen eines bestimmten Durchmessers durch Lufteintragung erzeugen. Der in der Kammer unter dem Sinterfilter bzw. der Lochplatte wirkende Druck p_a stellt sich auf den Wert $p_a = 0,1 - 0,45$ bar ein. Die benötigte Druckluft zur Blasenzeugung wird über eine Filtereinheit

entölt und gereinigt. Andernfalls gelangen Öl- und Schmutzpartikel in das zu begasende Gemisch, die wahrscheinlich die Versuchswerte beeinträchtigen würden.

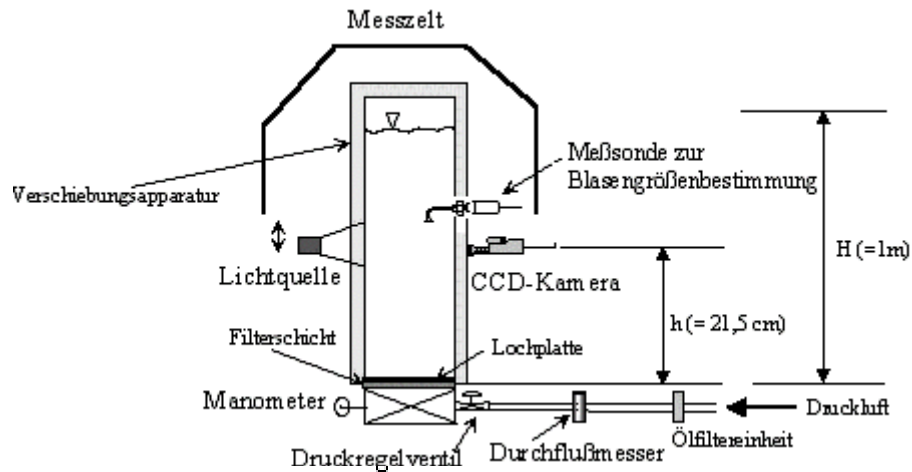
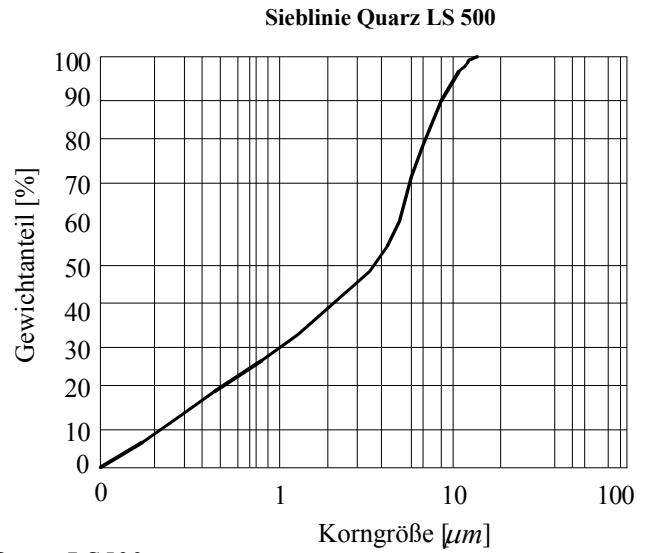
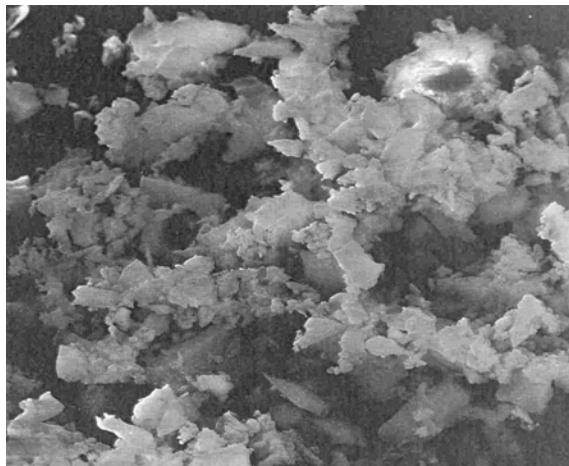


Abb. 4.1: Messaufbau zur Ermittlung des Absink- und Resuspensionsverhaltens

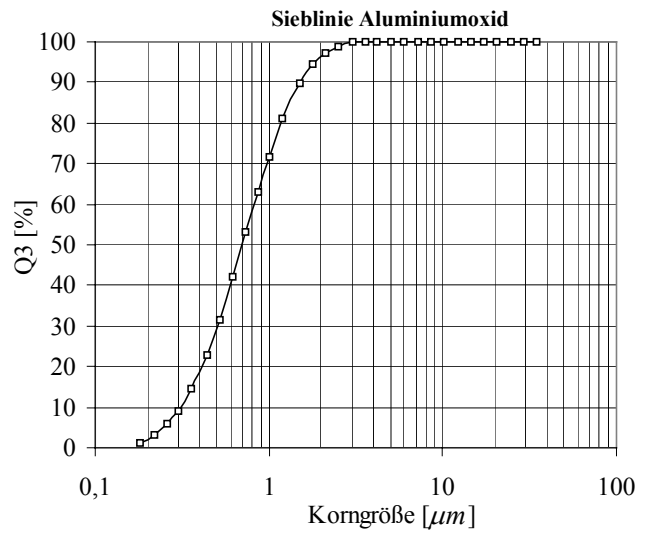
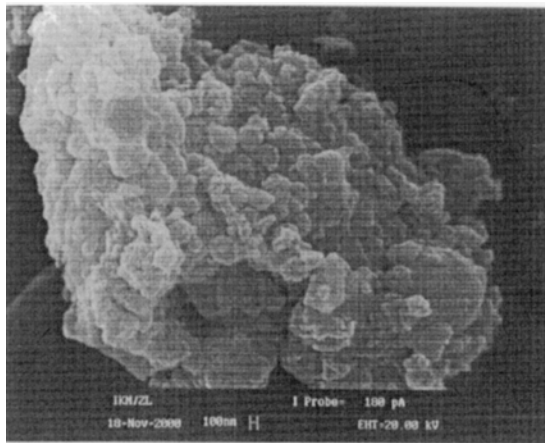
Durch einen Durchflußmesser wird eine Feineinstellung der zugeführten Luft erreicht. Um den entstehenden Druck in der Kammer zu bestimmen und zu kontrollieren, ist ein Manometer über eine Bohrung mit der Kammer verbunden. Über der Abschlussplatte ist der eigentliche Versuchsbehälter zur Aufnahme von Wasser und der gewünschten Suspension angebracht.

4.2 Versuchsmaterial

Als Modellsubstanz wurde Aluminiumoxid (CT 3000 SG) gewählt. Darüber hinaus wurden Versuche mit Quarzmehl durchgeführt, das im Gegensatz zu Al_2O_3 eher hydrophilen Charakter hat. In Abbildung 4.2 sind eine rasterelektronenmikroskopische Aufnahme des verwendeten Quarzmehls vom Typ LS 500 mit $d_{50} = 3,5\mu\text{m}$ und von Aluminiumoxid (CT 3000 SG) mit $d_{50} = 0,7\mu\text{m}$ (pH 7) und deren Kornverteilungsdiagramm (Datenblatt der Herstellerfirma für Quarzmehl LS 500 bzw. des Instituts für Keramik im Maschinenbau der Universität Karlsruhe für Aluminiumoxid) dargestellt. Beide Pulver werden in trockenem Zustand geliefert. Man sieht deutlich, dass die Körner des Quarzmehls in einer rasterelektronenmikroskopischen Aufnahme (Abb. 4.2a) die 2000-fach vergrößert ist, scharfkantige Partikel aufweist, d.h. nicht so rund sind, dass sich für die stationäre Sinkgeschwindigkeit von Einzelpartikeln mit der Formel von Stokes exakte Ergebnisse ergeben.



a) Quarz LS500



b) Aluminiumoxid (CT 3000 SG)

Abb. 4.2 a und b: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von a) Quarz LS500 und b) Aluminiumoxid bzw. Sieblinie als Summenkurve (Institut für Keramik im Maschinenbau der Universität Karlsruhe)

Beim Absinken bilden die groben Partikel von Al_2O_3 (Abb. 4.2b) bandartige Gerüststrukturen, gelegentlich auch andere größere Partikel. Für die Herstellung der Al_2O_3 -Proben (CT3000SG) wurde auf Erfahrungen am Institut für Keramik im Maschinenbau der Universität Karlsruhe zurückgegriffen. Diese ergaben, dass auf pH-Werte um 4 eingestellte Suspensionen zu Proben mit einer geringen Porenzahl infolge der starken Abstoßung der Partikel führen. Suspensionen mit pH-Werten um 9 (isoelektrischer Punkt der Suspension) führen zu vergleichsweise hohen Porenzahlen nach der Konsolidierung.

4.3 Messmethoden und Messprinzip in den Voruntersuchungen

4.3.1 Konzentrationsbestimmung

4.3.1.1 Digitale Bildverarbeitung mit video-optischen Verfahren

Die Feststoffkonzentration lässt sich mit Hilfe der durch die Videokamera gewonnenen Bildinformationen messen (Hänscheidt 1987, Daniels & Bodarwe 1995). Dieses Verfahren ermöglicht eine diskrete Beschreibung von Form und Absinkverhalten des Schwebstoffes. Das Videosignal wird nach Grauwerten digitalisiert. Dieser Grauwert stellt die optische Dichte dar und kann unter bekannten Voraussetzungen mit der physikalischen Dichte der Flocken korreliert werden. Aus der Grauwertverteilung innerhalb der Flockenfläche kann auf ihre Struktur und ihre Bestandteile (organisch oder mineralisch) geschlossen und somit auch über ihre Entstehung etwas gesagt werden (Kipp et al., 1996). Barczewski (1975) formuliert Kriterien für den Einsatz von optischen Konzentrationsmessgeräten, die unabhängig von der zu messenden physikalischen Größe und auf das wasserbauliche Versuchswesen bezogen sind. Dieses optische Konzentrationsmessverfahren besitzt nach Hänscheidt (1987) folgende Vorteile:

- Das Messverfahren kann einfach gehandhabt und ausgewertet werden,
- das gleiche Verfahren ist einsetzbar in der Natur und im Labor,
- das Meßsystem ist einfach, robust und kostengünstig,
- die Messauswertung kann rechnerunterstützt automatisiert werden,

- das Messverfahren ist berührungslos, d.h. photometrische Messungen stören den Sedimentationsvorgang im allgemeinen nicht.

Darüber hinaus eröffnet das Verfahren die Möglichkeit, nach einer Beprobung den tatsächlichen Zustand von Schwebstoffen (mineralisch oder organisch, geflockt oder ungeflockt) in einer Flüssigkeit zu visualisieren. Es ist auch möglich, diskrete Partikel in einem Volumensegment zu erkennen, sie auszuzählen und ihre Morphologie im einzelnen näher zu betrachten.

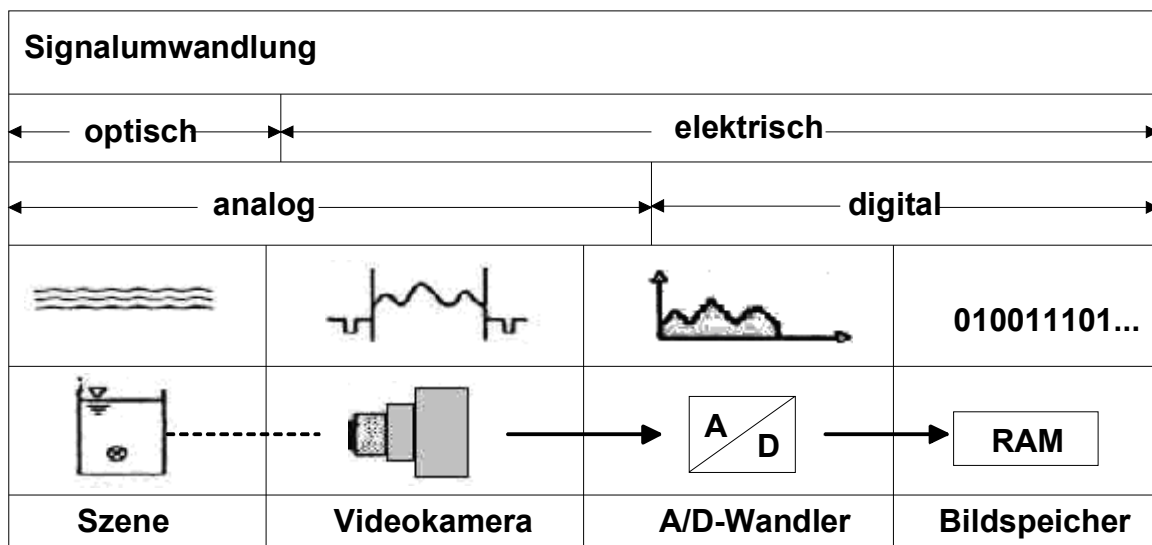


Abb. 4.3: Signalumwandlungen zur Erstellung eines digitalen Szenenbildes (Hänscheidt, 1987)

In Abb. 4.3 ist nach Hänscheidt (1987) der komplexe Prozess der Signalumwandlung schematisch dargestellt. Energiereiche Strahlung wird absorbiert. Die Videokamera tastet ein reales Bild ab und speichert es auf der hierzu vorgesehenen Einheit (Chip). Das aus der Videokamera abgegebene Signal ist ein analoges Spannungssignal, welches durch einen sogenannten A/D-Wandler in Graustufenwerte konvertiert wird. Im Bild werden die unterschiedlichen Konzentrationen durch Grautöne dargestellt. Das mit der Videokamera aufgenommene Bild besteht aus einer endlichen Anzahl von Bildpunkten oder Pixel, die jeweils eine Graustufeninformation enthalten (Abb. 4.4). Jedes Pixel wird einzeln adressiert und kann über Register und Prozessoren jederzeit aufgerufen werden, mit geeigneten Algorithmen transformiert, gefiltert oder verknüpft als neues Videobild wieder ausgegeben werden. Dieses analoge Bild muß vor der Bearbeitung durch einen Computer umgeformt werden.

0,0	0,1	0,2	0,n	$\xrightarrow{Y_B}$
1,0	1,1	1,2	1,n	
2,0	2,1	2,2	2,n	
.....	i,j	
m,0	m,1	m,2	m,n	

$\downarrow X_B$

Abb. 4.4: Bildmatrix eines digitalisierten Bildes (Hänscheidt ,1987)

Das Bild lässt sich rechnerintern als Matrix beschreiben. Daraus ergibt sich, dass die Grauwerte als Funktionswerte der digitalen Bildfunktion $a(x,y)$ nur mehr an diskreten Stellen (x, y) mit

$$x = i \cdot \Delta x_a; \quad i = (0,1,\dots,m) \quad (4.1a)$$

$$y = j \cdot \Delta y_a; \quad j = (0,1,\dots,n) \quad (4.1b)$$

innerhalb des somit definierten Bildbereichs A_{xy}

$$0 \leq x \leq m \cdot \Delta x_a = M \quad (4.2a)$$

$$0 \leq y \leq n \cdot \Delta y_a = N \quad (4.2b)$$

vorliegen. Die digitale Bildfunktion ist folglich über die Bereiche $\Delta x_a, \Delta y_a$ abschnittsweise konstant. Das digitale Bild, das in 256 Graustufen/Pixel gespeichert wird, setzt sich aus Grauwerten (unterschiedliche Schwarz- bzw. Weißanteile) zusammen. Die Grauwerte liegen quantisiert vor, wobei 0 = schwarz und 256 = weiß bedeuten (Abb. 4.5). Als Beispiel dafür sind in Abb. 4.5 die verschiedenen Grauabstufungen beim Absinken von Quarzmehl (Anfangskonzentration: $5\text{g}/\ell$) nach 540 Minuten im Leitungswasser dargestellt.

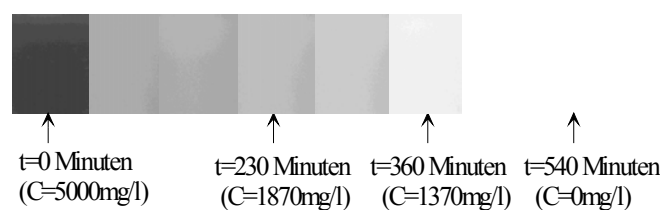


Abb. 4.5: Grauabstufungen des Absinkverhaltens von Quarz

Im Rahmen der digitalen Bildauswertung werden diese kontinuierlichen Grautöne über einen Konverter digitalisiert und in Form von pixeln (= picture elements) in einer Datei abgelegt. Mit Hilfe entsprechender Software können in den Bildern Graustufenwerte identifiziert werden. Zur Bestimmung des Absinkverhaltens der Feststoffe wurde ein optisches Konzentrationsmessverfahren verwendet (Abb. 4.1), welches nach dem o.g. Prinzip ein video-optischen Verfahren arbeitet. Für die qualitativ-optische Auswertung muß die Suspension gemischt werden, um eine gleichmäßige Verteilung des Feststoffes zu erreichen. Danach wird die Suspension vor einem hellen Hintergrund fotografiert. Über dem eigentlichen Versuchsbehälter befindet sich ein Messzelt aus schwarzem Stoff, in dem sich neben der langwelligen Lichtstrahlung eine CCD-Kamera befindet. Es dient dazu, die von den abgesetzten Partikeln abgegebene Emissionsstrahlung unabhängig von äußeren Lichteinflüssen störungsfrei aufnehmen zu können. Die CCD-Kamera ist dabei mit Hilfe einer Apparatur translatorisch positionierbar, so dass eine in bezug auf den Versuchsbehälter exakte Aufnahmepositionierung gewährleistet werden kann. Bei Bestrahlung des Versuchstandes mit gebündeltem Licht absorbiert der Feststoff die energiereiche Strahlung, wobei langwelliges Licht abgestrahlt wird.

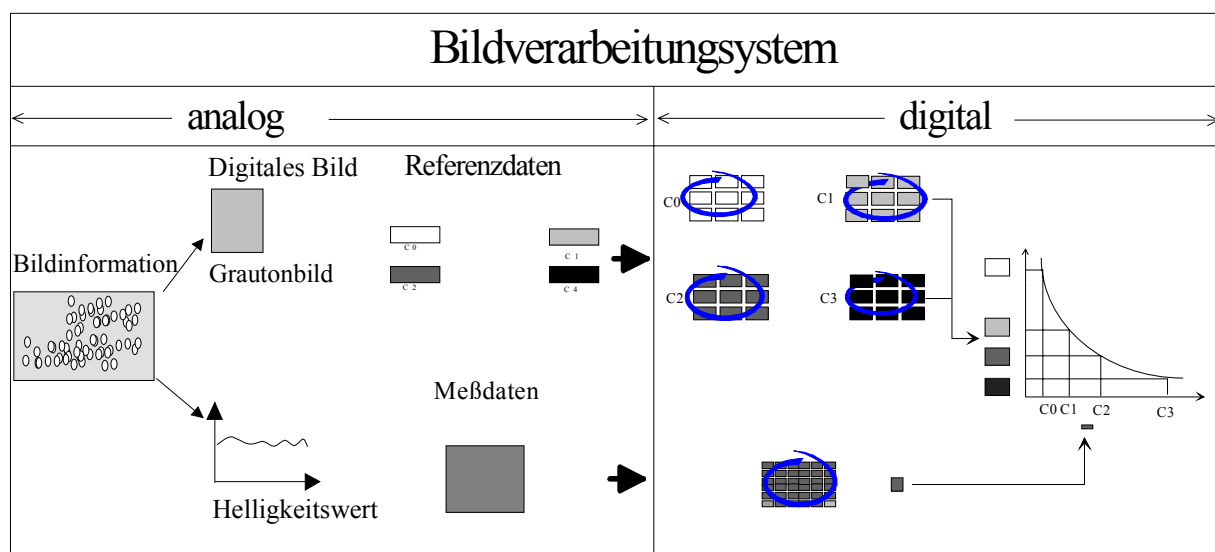


Abb. 4.6: Schema der digitalen Bildverarbeitung zur Bestimmung der Konzentration (nach Daniels & Bodarwe, 1995)

Wie in Abbildung 4.6 zu erkennen ist, kann die Bildinformation, die Bild und Helligkeitsstufen enthält, mit der CCD-Kamera direkt aufgenommen sowie in einem PC verarbeitet und abgespeichert werden. Das aus der CCD-Kamera abgegebene Signal ist ein digitales Bild, welches durch ein Programm von Bildinformation (Graustufenwerte) in Ascii - Werte (Dezimalzahlssystem) konvertiert wird. Digitale Bilder liegen als Matrizen vor. Eine Matrixgröße

ist beispielweise durch 160×120 Bildpunkte (= gesamte Anzahl 19.200) definiert. Dazu wurden nach Daniels & Bodarwe (1995) pixelweise Eichkurven aus den Graustufenwerten der Referenzbilder und den zugehörigen Referenzkonzentrationen (C_0, C_1, C_2, C_3) bestimmt. Mit Hilfe eines geeigneten Bildverarbeitungssystems können die auftretenden Helligkeitsunterschiede in fein gerasterte alphanumerische Daten umgewandelt werden. Die Helligkeitsinformation kann an dem jeweiligen Punkt mit Referenzmessungen unterschiedlicher Konzentration verglichen und interpoliert werden, so dass am Ende des Auswertungsprozesses die Konzentrationswerte feststehen (Abb. 4.6).

4.3.1.2 Kalibrierung und Test mit der CCD-kamera

Für jede Modellsubstanz (Quarzmehl, Al_2O_3 -Pulver) wurde zunächst das optische Konzentrationsmessverfahren mit der CCD-Kamera im Labor kalibriert, da bedingt durch die unterschiedlichen Korngrößen und Farben abweichende Messwerte zu erwarten waren. Je nach Sedimentzusammensetzung können die Feststoffkonzentrationen (Quarzmehl, Al_2O_3 -Pulver) $0,0 \text{ g/l} < C < 20 \text{ g/l}$ gemessen werden. Es wurde eine Eichkurve von Quarzmehl (Abb. 4.7) bzw. Al_2O_3 -Pulver (Abb. 4.8) erstellt. Die Bestimmung der Konzentration erfolgt nach der exponentiellen Beziehung

$$N = N_0 e^{-k \cdot C} \quad (4.3)$$

mit N als Ausgangintensität des Lichts bei jeder Anfangskonzentration.

Die Parameter N_0 und k sind voneinander unabhängig und können für die Bestimmung der Konzentration berechnet werden. Die Konstante k erreicht Werte von 0,1036 bis 2,427 bei Quarzmehl und bei Al_2O_3 -Pulver von 0,0597 bis 3,153. Die Suspensionen wurden in destilliertem Wasser mit anschließendem Rühren homogenisiert. Da die Kalibrierungsmessung zur Bestimmung der Konzentration mit der CCD-Kamera stark von der Lichtstrahlungsintensität abhängig war, war der Messbereich für verschiedene Lichtstrahlungsintensitäten einstellbar. Wie Abbildung 4.7 zeigt, ermittelte sich beim Quarzmehl der Regressionskoeffizient R^2 zu 0,9255, die aufgrund des niedrigen Feststoffgehaltes zunächst im Bereich der Konzentration von 0 mg/l bis 500 mg/l mit der Lichtstärke von 270 W (Abb. 4.7a), $R^2 = 0,9425$ von 500 mg/l bis 1000 mg/l mit 300 W (Abb. 4.7b), $R^2 = 0,9909$ von 1 g/l bis 7 g/l mit 450 W (Abb. 4.7c) und $R^2 = 0,9324$ von 7 g/l bis 20 g/l mit der Lichtstärke von 1000 W (Abb. 4.7d).

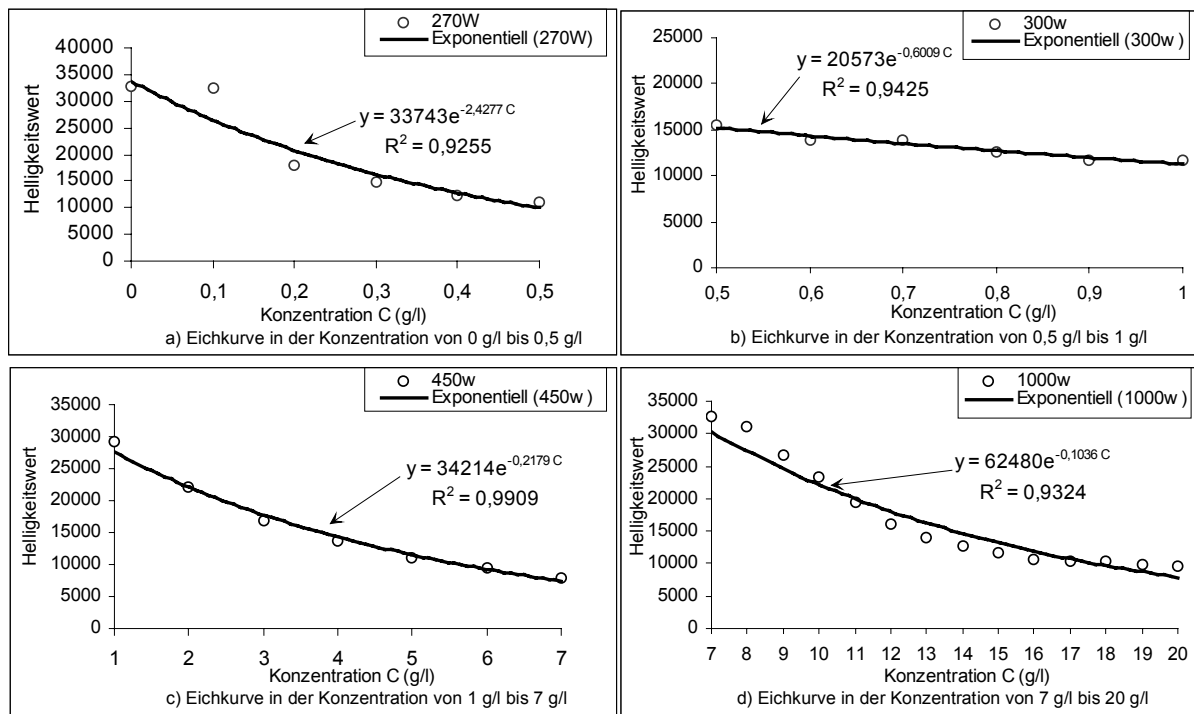


Abb. 4.7: Eichkurven zur Bestimmung der Konzentration von Quarzmehl mit der CCD-Kamera

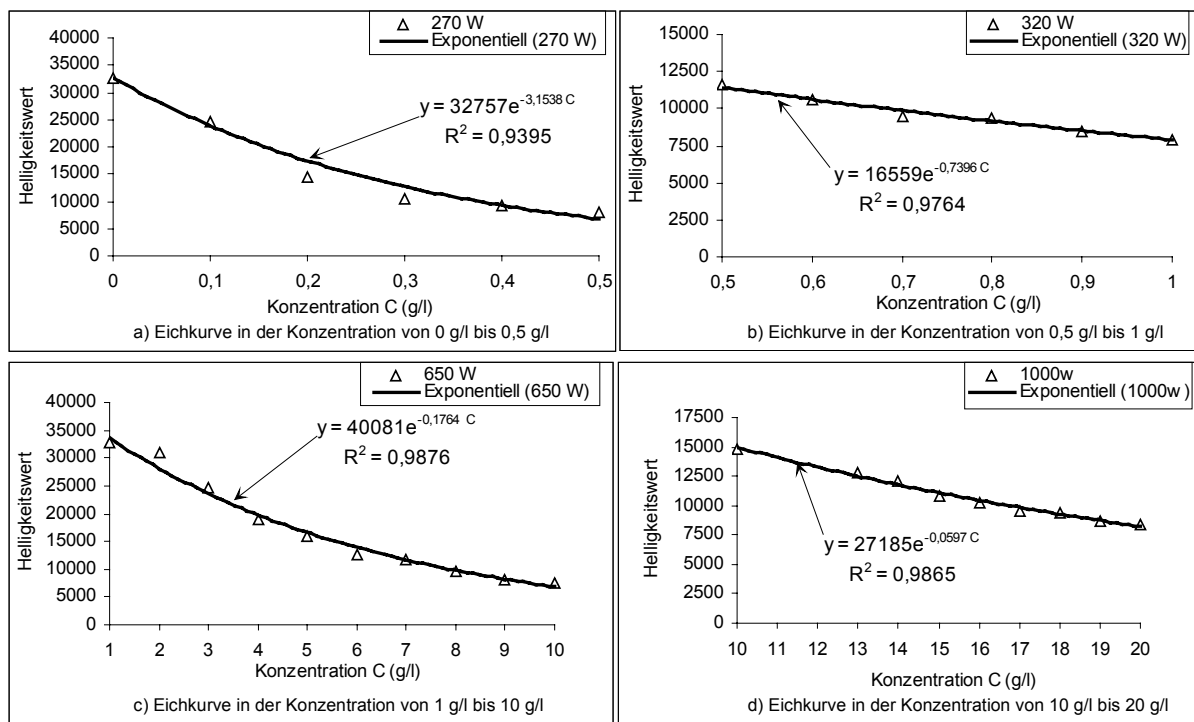


Abb. 4.8: Eichkurven zur Bestimmung der Konzentration von Al_2O_3 mit der CCD-Kamera

Mit steigender Feststoffkonzentration (Quarzmehl) nimmt die Trübung des Wassers zu. Deshalb ist eine Strahlungsintensität von 450 W nur bis zu einer Konzentration von 7 g/l für die Messung ausreichend. Für höhere Konzentrationen ist eine größere Lichtstrahlungsintensität notwendig. Die Kalibrierungsversuche wurden deshalb mit unterschiedlicher Strahlungsintensität gefahren. Wie in Abbildung 4.8 zu erkennen ist, ergibt sich auch bei Al_2O_3 -Pulver der Regressionskoeffizient mit $R^2 = 0.9395$ im Bereich der Konzentration von 0 mg/l bis 500 mg/l mit einer Lichtstärke von 270 W (Abb. 4.8a), $R^2 = 0.9764$ von 500 mg/l bis 1000 mg/l mit 320 W (Abb. 4.8b), $R^2 = 0.9876$ von 1 g/l bis 10 g/l mit 650 W (Abb. 4.8c) und $R^2 = 0.9865$ von 10 g/l bis 20 g/l mit einer Lichtstärke von 1000 W (Abb. 4.8d). Der Bereich zwischen den einzelnen Kalibrierungsmessungen wurde dabei interpoliert. Die Funktion weist für die Modellspezies (Al_2O_3) einen linearen Verlauf auf und weicht bei darüber liegenden Konzentrationen leicht von der linearen Kurve ab.

In Tabelle 4.1 ist eine Zusammenstellung der exponentiellen Beziehung zur Berechnung der Feststoffkonzentration mit der CCD-Kamera angegeben.

Tab. 4.1: Funktionen in Abhängigkeit von der Modellspezies und dem Lichtstrahlungsintensität

Versuchsmaterial	Messbereich(g/l)	Funktion (g/l)	Lichtstrahlungsintensität(W)	Regressionskoeffizient[-]
Quarzmehl	0,0 - 0,5	$N = 33743 e^{-2,4277 \cdot C}$	270	0,9255
Quarzmehl	0,5 - 1,0	$N = 20573 e^{-0,6009 \cdot C}$	300	0,9425
Quarzmehl	1,0 - 7,0	$N = 34214 e^{-0,2179 \cdot C}$	450	0,9909
Quarzmehl	7,0 - 20	$N = 62480 e^{-0,1036 \cdot C}$	1000	0,9324
Aluminiumoxid	0,0 - 0,5	$N = 32757 e^{-3,1538 \cdot C}$	270	0,9395
Aluminiumoxid	0,5 - 1,0	$N = 16559 e^{-0,7396 \cdot C}$	320	0,9764
Aluminiumoxid	1,0 - 10	$N = 40081 e^{-0,1764 \cdot C}$	650	0,9876
Aluminiumoxid	10 - 20	$N = 27185 e^{-0,0597 \cdot C}$	1000	0,9865

In Abbildung 4.9 ist die Konzentration des Feststoffes (Al_2O_3) als Vergleich zwischen CCD-Kamera und einem optischen Trübungsmessgerät CUS41 von Endress + Hauser als Referenzmethode dargestellt. Der Trübungssensor CUS41 wurde auch für Al_2O_3 -Pulver im Bereich einer Konzentration bis zu 20 g/l kalibriert. Die mit Hilfe des Trübungssensors und der CCD-Kamera ermittelten Ergebnisse sind bei der untersuchten Anfangskonzentration von 1

g/l bzw. 20 g/l vergleichbar. Zum besseren Vergleich wurden die Messungen in bestimmten Zeitintervallen durchgeführt.

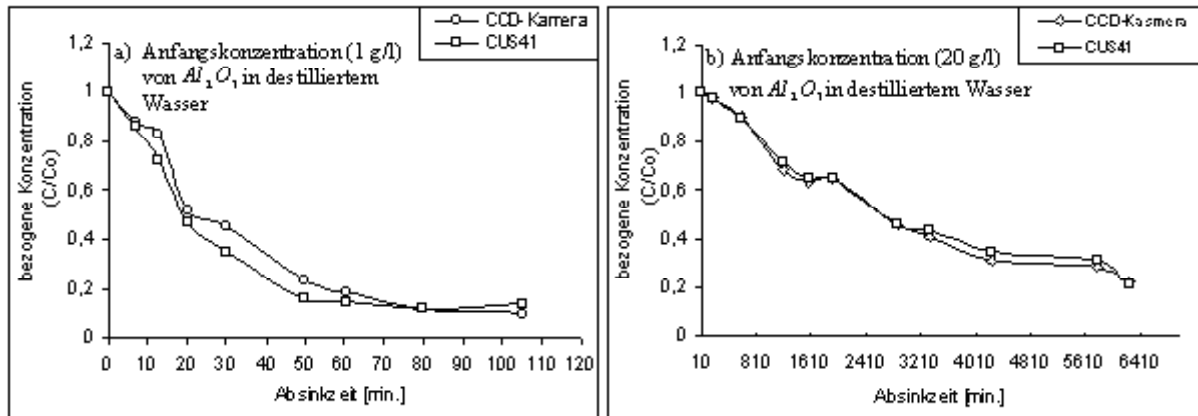


Abb. 4.9: Vergleich CCD-Kamera – CUS41

Wie deutlich aus Abbildung 4.9 zu erkennen ist, zeigt der Vergleich der beiden Meßmethoden - unabhängig von der Ausgangskonzentration des Aluminiumoxidpulvers - ähnliche Messwerte. Die Genauigkeit der Messungen sollte mit der CCD-Kamera deutlich verbessert werden können, da hier störende Einflüsse auf das Absinkverhalten des Feststoffes, die bei der herkömmlichen Messung mit der Sonde auftreten, sowie etwaige Schwankungen des Wasserstandes und Fehler bei der visuellen Höhenablesung eliminiert werden.

4.3.2 Methode zur Bestimmung der Absinkgeschwindigkeit von Peloiden

4.3.2.1 Versuchsaufbau und Messprinzip

Zur Charakterisierung von Korngröße und Sinkverhalten von Schwebstoffen in Gewässern werden indirekte Verfahren herangezogen. Dazu gehören der klassische Sinkversuch mit Fraktionierung, Wägung und Manometermethode sowie neuere Verfahren, die sich der Trübungsmessung oder der Lasertechnik bedienen. Das Manometerverfahren, das ein kumulatives Suspensionsverfahren ist (Leschonski et al., 1974), ist anwendbar zur Ermittlung der Korngrößen bzw. der Absinkgeschwindigkeit von feinsten Teilchen im Zentrifugalfeld (Böwing et al., 1971, Bickert, 1997).

Anhand des Messprinzips der Manometermethode (Bickert, 1997) wurde ein differenzieller Drucksensor zur Messung der Absinkgeschwindigkeit im Versuch eingesetzt. In Abb. 4.10 ist im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff der Messaufbau schematisch dargestellt. Bei der Er-

mittlung der Absinkgeschwindigkeit wird der hydrostatische Druck in der Suspension als Maß für den in der Suspension enthaltenen Feststoff verwendet. Wie in Abbildung 4.10 zu sehen, ist der differentiale Drucksensor an einer Zylindersäule zur Messung der Absinkgeschwindigkeit angebracht. Bei der Ermittlung der Absinkgeschwindigkeit durch einen Differenzdrucksensor macht man sich zunutze, dass eine mit Feststoff beladene Flüssigkeit eine andere Dichte und damit einen anderen Druckgradienten aufweist als eine reine Flüssigkeit. Der Druckgradient nimmt mit fortschreitender Zeit ab, da der aus der Messstrecke aussedimentierte Feststoff nicht mehr zur Druckbildung beiträgt. Das Messsignal des Drucksensors wird als Spannung von einem A/D-Wandler messtechnisch digital erfasst. Dort wird der gemessene Druckverlauf aufgezeichnet und ausgewertet.

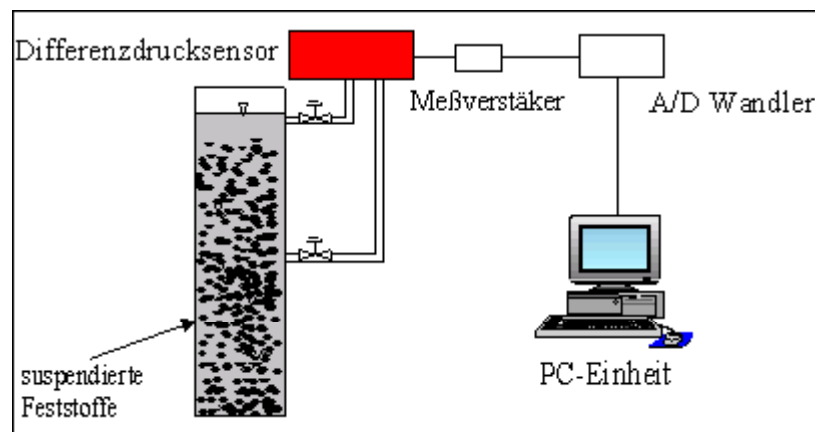


Abb. 4.10: Messaufbau für die Ermittlung der Absinkgeschwindigkeit

Abbildung 4.11 verdeutlicht das Messprinzip für eine monodisperse und eine bidisperse Suspension. Mit einer sehr empfindlichen Druckmessung wird der zeitliche Verlauf des Druckes in einer Messebene über der Zeit aufgezeichnet. Die zu Beginn der Analyse auftretenden unterschiedlichen Messdrücke (Δp_0) und der zeitliche Verlauf der unterschiedlichen Drücke $\Delta p(t)$ werden nach

$$\Delta p_0 = p_0 - p_\infty = C_0 \Delta \rho g H_0 \quad (4.4)$$

$$\Delta p(t) = p(t) - p_\infty = C(t) \Delta \rho g h(t) \quad (4.5)$$

mit

p_∞ : Druck zur Zeit $t \rightarrow \infty$ (bei feststofffreier Flüssigkeit)

p_0 : Druck zur Zeit $t = 0$

$C(t)$: Feststoffkonzentration zur Zeit

- C_0 : Anfangskonzentration
 H_0 : bekannte Messstrecke
 $h(t)$: gemessene Absinkhöhe

bestimmt.

Für eine monodisperse Suspension lässt sich nach Bickert (1997) die Absinkgeschwindigkeit (V_s) bei bekannter Messstrecke H_0 und gemessener Absinkzeit t_1 ermitteln, nachdem der Druck auf Null abgefallen ist. Es gibt dann

$$V_s = \frac{H_0}{t_1}. \quad (4.6)$$

Eine monodisperse Suspension führt während der Sedimentation ohne Beeinflussung der Partikel untereinander zu einem linearen Druckverlauf, bis alle Partikel den kompletten Sedimentationsweg zurückgelegt haben.

Bidisperse Teilchensysteme zeigen zwei lineare Bereiche des Differenzdruckverlaufs. Haben die schnelleren Teilchen den gesamten Sedimentationsweg zurückgelegt und sind von der Suspensionsoberfläche unter die zweite Messebene sedimentiert, sinkt der Gradient des Drucks. Der Druckverlauf ist eine Überlagerung zweier linearer Verläufe, die zu unterschiedlichen Zeiten (t_1, t_2) die Abzisse erreichen (Abb. 4.11).

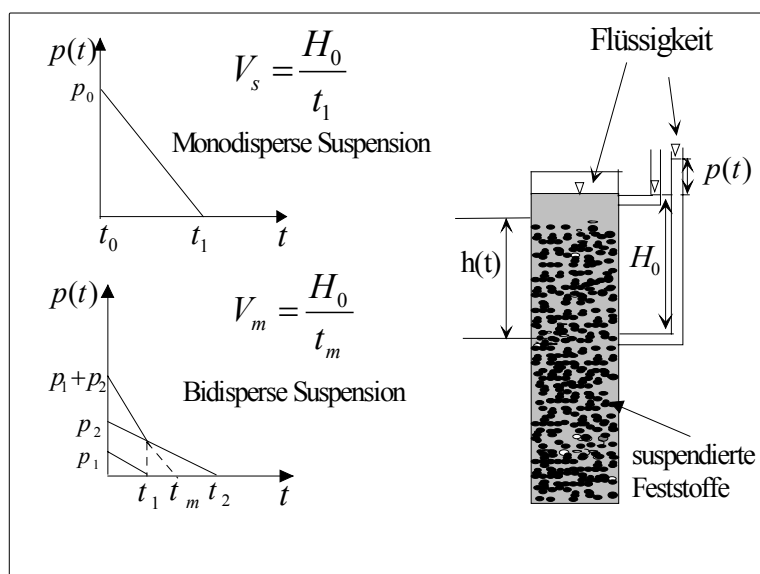


Abb. 4.11: Schematische Darstellung des Messprinzips und der Auswertungsmethode (Bickert, 1997)

Bei gleichen Einzelanfangsdrücken ergibt sich ein Druckverlauf während der Sedimentation, die sich aus den beiden linearen Teilen der Fraktionen summiert. Die mittlere Geschwindigkeit gibt näherungsweise das Bewegungsverhalten von Partikeln in der Suspension wieder, die nicht durch den Trennspiegel oder die begrenzenden Wände beeinflusst werden. Sie resultiert nur aus den Wechselwirkungen zwischen den Partikeln und dem Fluid. Die mittlere Sinkgeschwindigkeit berechnet sich aus der mittleren benötigten Sedimentationszeit und der zurückgelegten Strecke H_0 :

$$V_m = \frac{H_0}{t_m} \quad (4.7)$$

mit

V_m = mittlere Sinkgeschwindigkeit der Feststoffe

t_m = mittlere Sedimentationszeit

Die Sinkgeschwindigkeit der großen Partikel kann aus dem Zeitpunkt t_1 des Knickpunktes mit Hilfe der folgenden Gleichung berechnet werden:

$$V_g = \frac{H_0}{t_1} \quad (4.8)$$

Während der Sedimentation ergibt sich die Sinkgeschwindigkeit der kleinen Partikel aus dem Druckverlauf bis zum Knickpunkt, an dem die großen Teilchen vollständig aussedimentiert sind, zu

$$V_k = \frac{H_0}{t_2} \quad (4.9)$$

Die Steigung unter dem Knickpunkt gibt die Sinkgeschwindigkeit der kleinen Partikel bei Abwesenheit der großen Partikel wieder. Sie entspricht der Geschwindigkeit einer monodispersen Suspension gleicher Partikelkonzentration.

Eine polydisperse Verteilung zeigt während der Sedimentation mehrere Druckverläufe, aus den die Sinkgeschwindigkeitsverteilung der enthaltenen Partikel bestimmt werden kann. Der Druck sinkt von Beginn des Versuchs bis zum Zeitpunkt, an dem die schnellsten Partikel der Verteilung die Sedimentationsstrecke zurückgelegt haben, linear ab. Mit der Sedimentationszeit sinken immer mehr Größenklassen vollständig ab, so dass die Steigung der Druckkurve kontinuierlich sinkt, bis alle Partikel die Messstrecke zurückgelegt haben und der Druck auf Null abgesunken ist.

4.3.2.2 Versuchsdurchführung und Kalibrierung

Vor Beginn der Versuche wird die Versuchszylindersäule mit der Suspension (Quarzmehl, Al_2O_3) befüllt, wobei die Ventile geschlossen sind, damit die Flüssigkeit in den Messleitungen nicht ausläuft. Die Suspension wurde mit einem Rührer bei 250 U/min in der Zylindersäule gemischt und die Probe wurde entgast, in ihr liegen die Partikeln vollständig dispergiert vor, und der Deckel wird verschlossen. Nach dem Öffnen der Ventile wird die Messung mit dem Drucksensor gestartet, der den Differenzdruck erfasst (Abb. 4.10). Aus diesen Daten kann anschließend die Sinkgeschwindigkeitsverteilung in der Suspension berechnet werden. Die Kalibrierung der Druckmessung ist eine einfache und genaue Möglichkeit, um eine Reihe von Messfehlern, die bei der Messung in der Messzylindersäule auftreten, auszuschließen. Einen wichtigen Fehler bei der Messwerterfassung bewirken Gasblasen in den Messleitungen und der Messzylindersäule. Eventuell vorhandene Gasblasen können jedoch beim Nulllauf leicht erkannt werden, da in einem solchen Fall der Nulldruck stark schwankt. Zur Kalibrierung werden die Messzylindersäule und die Messleitungen mit entgastem Wasser gefüllt. Dazu wird ein sogenannter Nulllauf mit destilliertem Wasser durchgeführt. Dadurch können alle störenden Einflüsse auf den Differenzdruck, die nicht auf die sedimentierenden Partikel zurückzuführen sind, kompensiert werden.

Bei der Auswertung der Absinkgeschwindigkeit werden Vernachlässigungen und Voraussetzungen verwendet. Der größte Wandeinfluss auf die Sedimentation im Messgefäß ergibt sich bei einem großen Verhältnis zwischen Partikelgröße und Gefäßdurchmesser. So stellte Koglin (1971) einen verstärkten Wandeinfluss bei Feststoffkonzentrationen von etwa einem Prozent fest und führt dies auf gemeinsam sedimentierende Teilchenkomplexe (Cluster) und deren größere Abmessungen gegenüber den Einzelteilchen zurück. Für planparallele Wände, wie sie in der scheibensegmentförmigen Sedimentationsküvette näherungsweise vorhanden sind, ist der Wandeinfluss nach Koglin (1971) kleiner.

Die experimentellen Untersuchungen zum Wandeinfluss zeigen jedoch, dass der Einfluss der Gefäßbegrenzung auch auf die Sedimentation der Teilchenkomplexe vernachlässigbar ist. Somit hat bei den hier durchgeführten Untersuchungen die Wand einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Absinkgeschwindigkeit des verwendeten Feststoffes. Der Drucktransmitter bewirkt aufgrund von Dichtegradienten eine Volumenverschiebung, die jedoch durch den Unterschied zwischen dem theoretischen und dem praktischen Anfangsdruck für jeden Ver-

sich bestimmt werden kann. Die Temperatur beeinflusst ebenfalls die Abweichungen vom Nullwert, da sich bei einem Anstieg der Temperatur in der Messzylindersäule und den Messleitungen die Dichte und das Volumen der Flüssigkeit verändern. Dieser Versuchstand befindet sich in einem Raum, wo die Temperatur konstant gehalten werden kann.

Zur Überprüfung der o.g. Messung und zur optischen Analyse wird die bei hohen Feststoffkonzentrationen von Al_2O_3 mit $d_{50} = 0,7 \mu m$ sichtbare Trennspiegellage während der Sedimentation verfolgt. Zur Verdeutlichung zeigt Abbildung 4.12 den Vergleich zwischen den Druckverlaufs- und Trennspiegelverlaufskurven für einen Absinkversuch mit einer Feststoffkonzentration von 45 g/l und $\text{pH } 8,2$ bei einer Wassertemperatur von $22,0^\circ C$. Im Gleichgewicht von Kräften, die in der Flüssigkeit auf die Teilchen wirken, fällt der in der Suspension dispergierte Feststoff mit konstanter Geschwindigkeit und bewirkt eine Massen- und Konzentrationsänderung, die von einer Druckänderung begleitet ist. Die Diagramme weisen einen ähnlichen Verlauf auf. Der Trennspiegel sinkt nahezu linear mit t ab und erreicht wie der Druckverlauf exakt die untere Messebene, wenn der Druck auf Null abgesunken ist.

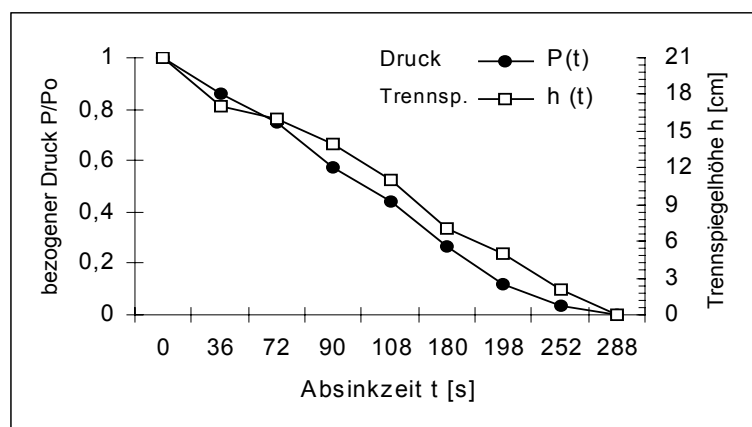


Abb. 4.12: Druckverlauf und Trennspiegelverlauf beim Absinken in einer Suspension mit $45 \text{ g/l } Al_2O_3$ in destilliertem Wasser

4.3.3 Fotoelektrisches Messverfahren zur Messung der Blasengröße

4.3.3.1 Messprinzip

Für die Messung der Blasengrößen wurde eine fotoelektrische Absaugsonde benötigt (Nestmann, 1984, Aufderheide et al., 1983). Nach Nestmann (1984) wurde zur Messung der Bla-

sengrößen im Zweiphasensystem Wasser/Luft eine optische Methode verwendet (Abb. 4.13). Die Luftblasen werden durch eine Sonde aus der Strömung abgesaugt und zerstörungsfrei durch einen Teflonschlauch zu einer Glaskapillare (Innendurchmesser: $d_k = 2,0$ mm) transportiert. In der Kapillare wird den Blasen die Form eines zylindrischen Pfropfens aufgezwungen. Ein in einer Ebene durch eine Zylinderlinse aufgefächerter Lichtstrahl eines 5mW He-Ne-Lasers durchstrahlte die Glaskapillare und traf anschließend auf eine Positionsdiode. Der Laserstrahl wurde beim Auftreffen auf eine Blasenvorderseite bzw. -rückseite in zwei unterschiedliche Richtungen abgelenkt. Die Strahlauslenkungsrichtung wurde durch die Positionsdiode detektiert. Aufgrund des von Nestmann (1984) dargestellten Prinzips wird zur Messung der Blasengröße auch ein Teil des Zweiphasengemisches bzw. des Dreiphasengemisches dem Versuchsbehälter über eine an ihrem Ende trichterförmig ausgebildete Kapillare entnommen (Abb. 4.14b). Die Ausbildung des Sondentrichters hängt ebenfalls von der zu messenden Blasengröße ab. Der Trichter muss so gestaltet sein, dass auf den Rand auftreffende Blasen nicht zerschlagen werden, d.h. er muss gut abgerundet sein.

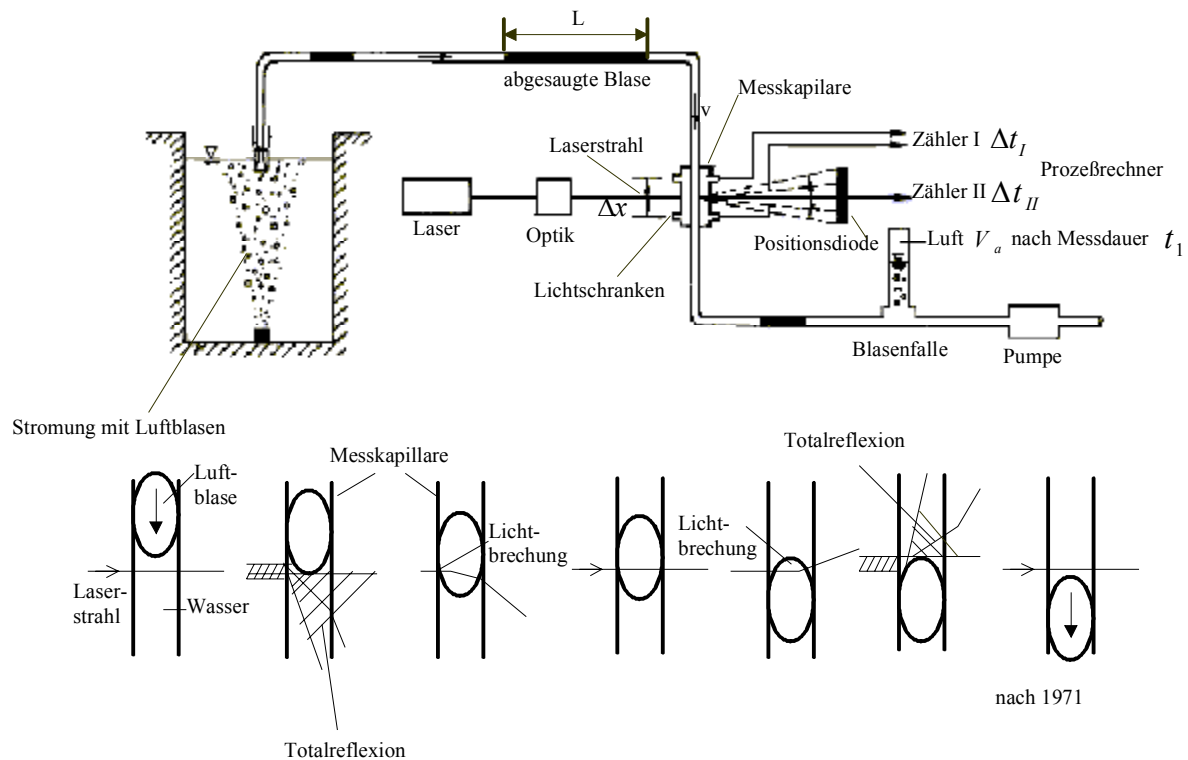
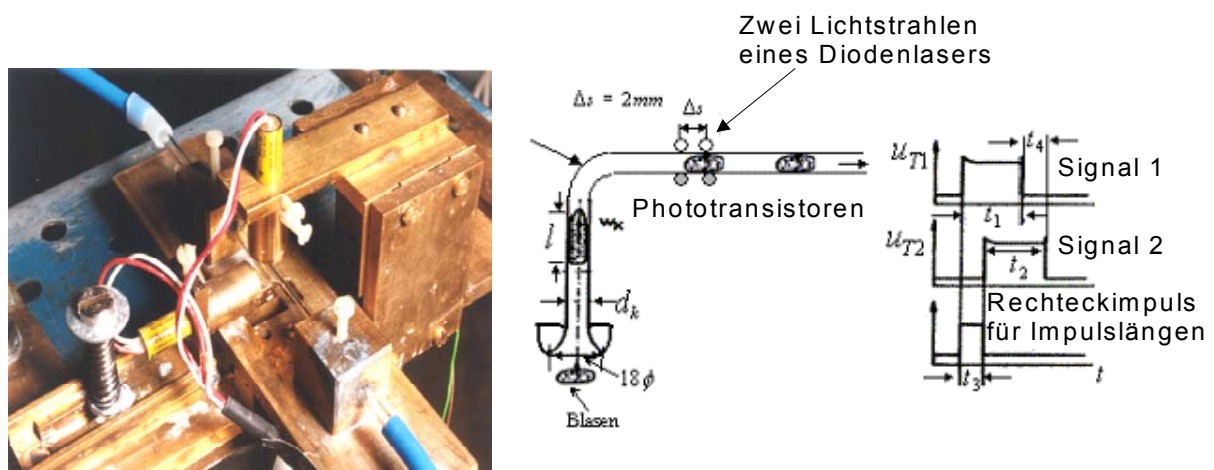


Abb. 4.13: Geometrische Veranschaulichung der Luftblasenmessung (Nestmann, 1984)

Die Messsonde - wie in Abb. 4.14a schematisch dargestellt - besteht auch im wesentlichen aus zwei Lichtstrahlen eines 1mW Diodenlasers im Abstand von 2,0 mm. Diese Lichtstrahlen

durchstrahlen die Glaskapillare (Innendurchmesser: $d_k = 2,0$ mm) und treffen anschließend auf den Phototransistor. Die an den Phototransistoren registrierte Lichtintensität ist abhängig vom Brechungsindex des Stoffes, der sich zwischen dem Lichtstrahl und dem zugehörigen Transistor befindet. Bewegt sich ein Tropfen durch die Sonde, ergeben sich also zwei zeitlich versetzte, im Idealfall rechteckige Spannungsverläufe, wie sie in Abb. 4.14b dargestellt sind. Die Absauggeschwindigkeit w_k der Gaspfropfen lässt sich mit zwei im Abstand Δs angeordneten Laserlichtschranken messen. Die Zeiten t_1 und t_2 , die die Aufenthaltsdauer einer Blase in der Lichtschranke charakterisieren, sowie die Zeiten t_3 und t_4 , welche die zeitliche Verschiebung der Signale angeben, sind im Idealfall gleich groß.



a) Messaufbau

b) Verwendete Sonde und Messprinzip (Jekat, 1975)

Abb. 4.14 : Messaufbau (links) und Messprinzip (rechts) zur Luftblasenmessung

Die Dauer kann dann mit dem PC ermittelt werden. So kann durch Veränderung der Druckdifferenz an der Absaugleitung die gewünschte Absauggeschwindigkeit eingestellt werden. Das Tropfenvolumen ergibt sich nun unter Vernachlässigung der Krümmung an Anfang und Ende des Pfropfens zu

$$V_b = \frac{\pi d_k^2}{4} l \quad (4.10)$$

Mit dem Schrankenabstand Δs ergibt sich daraus die Geschwindigkeit des Pfropfens in der Kapillare zu

$$w_k = \frac{\Delta s}{t_3} = \frac{\Delta s}{t_4}, \quad (4.11)$$

und die Länge des zylindrisch verformten Tropfens l zu

$$l = w_k \cdot t_1 = w_k \cdot t_2. \quad (4.12)$$

Das Volumen der Blase mit Kugelform ist dann

$$V_b = \frac{d_b^3 \cdot \pi}{6} \approx l \frac{d_k^2 \pi}{4} \quad (4.13)$$

Damit ist unter Verwendung des Kapillardurchmessers d_k das Tropfenvolumen berechenbar, und der Tropfendurchmesser d_b beträgt

$$d_b = \sqrt[3]{\frac{3}{2} d_k^2 l}. \quad (4.14)$$

Über das Verhalten der Sonde und die Messgenauigkeit bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen sind in den letzten Jahren ausführliche Untersuchungen durchgeführt worden (Pilhofer et al., 1972, Jekat, 1975, Aufderheide et al., 1983).

4.3.3.2 Messwertverarbeitung und Anpassung der Messmethode

Das reale Messsignal der fotoelektrischen Absaugsonde ist im Gegensatz zum idealen Signal kein Rechtecksignal, es wird von Schwingungen überlagert, die durch die Krümmung der Phasengrenzfläche an beiden Enden der Partikel hervorgerufen werden. Pihofier et al. (1972) zeigt, dass der sich durch die Kapillare bewegende Pfropfen an seinen Enden konvexe Krümmungen aufweist und außerdem von einem dünnen Film der kontinuierlichen Phase umhüllt ist. Diese Effekte führen zu Messfehlern, deren Einfluss durch geeignete Maßnahmen eliminiert werden muß. Die durch die Krümmungsenden verursachten Messfehler können durch eine optimale Triggerung weitestgehend behoben werden, damit Pfropfenanfang und –ende zuverlässig erkannt werden können.



Abb. 4.15: Einstellung der Triggerschwelle (Aufderheide et al., 1983)

Der tatsächliche durch den Film aus kontinuierlicher Phase verengte Kapillarquerschnitt kann

nur über eine Kalibrierung der Messsonden ermittelt werden. Die Triggerschwelle ist so festzulegen, dass Schwankungen des Spannungsniveaus der kontinuierlichen Phase nicht als vorzeitiger Pfropfenanfang und Schwankungen des Niveaus der dispersen Phase nicht als vorzeitiges Pfropfenende erkannt werden (Abb. 4.15).

Liegt die Schwelle zu tief, so werden bereits die Schwingungen des unteren Spannungsniveaus als Pfropfenende gedeutet, liegt sie zu hoch, so täuschen die Schwingungen des oberen Niveaus kleine, real nicht existierende Tropfen vor. Die Einstellung, die wieder für beide Schranken getrennt durchzuführen ist, wird am besten mit Hilfe eines Speicheroszillographen (oder Transientenrecorders) vorgenommen, mit dem das originale und das getriggerte Signal aufgezeichnet und verglichen werden können (Aufderheide et al., 1983).

Dazu wird oft eine Biegung der Kapillare zwischen dem Absaugtrichter und der Sonde notwendig, die eine unregelmäßige Form der Grenzfläche bewirkt. Um ein möglichst deutliches Signal zu erhalten, ist zunächst die optimale Helligkeitseinstellung der beiden Lampen zu ermitteln. Bei kleiner Helligkeit der Lampen ist der Widerstand unabhängig vom Stoff groß. Bei großer Helligkeit arbeitet der Transistor im Sättigungsbereich, also ebenfalls unabhängig vom Brechungsindex des Stoffes. Der Betriebspunkt ist zwischen diesen Bereichen so einzustellen, dass sich eine möglichst große Änderung des Widerstandes und damit des Spannungsabfalls in Abhängigkeit von den beiden Flüssigkeiten in der Kapillare ergibt (Aufderheide et al., 1983).

Eine weitere, sehr wirksame Überprüfung ist durch die bereits erwähnte Darstellung der Signale auf einem Speicheroszillographen möglich. Hier lässt beispielsweise schnell erkennen, ob Tropfen in der Kapillare zerrissen werden. Ein typisches Signal eines zerrissenen Tropfens zeigt Abbildung 4.16. Die Absauggeschwindigkeit muss so gewählt werden, dass ein stabiler Pfropfen in der Kapillare gewährleistet ist und damit ein fehlerfrei verarbeitbares Transistor-Signal zur Verfügung steht.

Werden Blasen konstanter Größe mit verschiedenen Geschwindigkeiten abgesaugt, so beobachtet man am SONDENSIGNAL drei Geschwindigkeitsbereiche. Bei langsamer Absauggeschwindigkeit wird das Signal für die Messung unbrauchbar. Wird die Geschwindigkeit zu schnell, dann zeigt sich ein zerrissenes, also unbrauchbares Signal. Im Bereich zwischen langsamer und schneller Absauggeschwindigkeit ist das Signal für die Messung brauchbar.

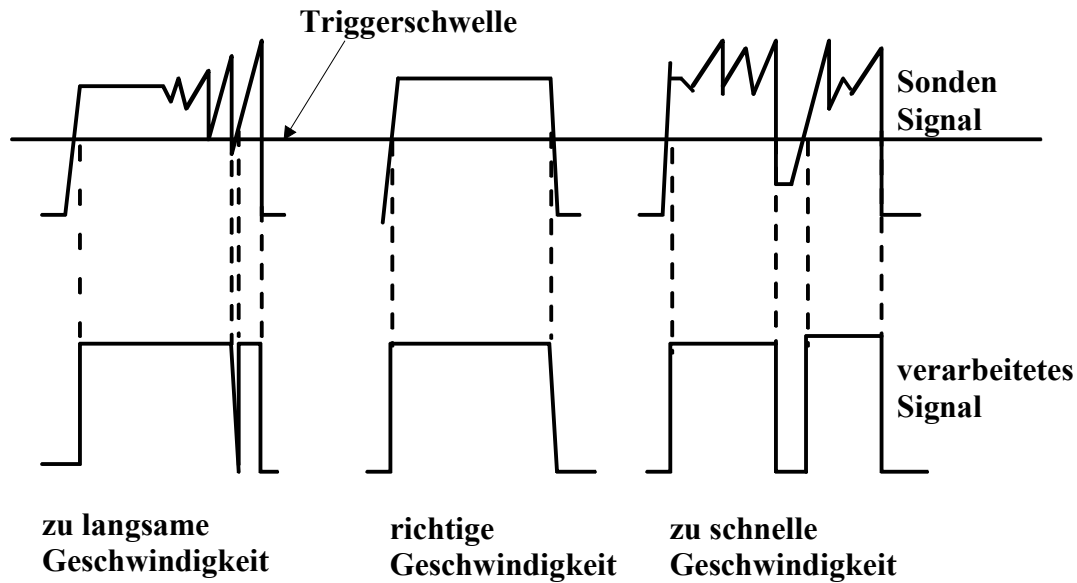


Abb. 4.16: Sondensignale und Fehlermöglichkeiten bei verschiedenen Absauggeschwindigkeiten (Müller, 1976)

Jekat (1975) hat für das System Wasser-Luft den Bereich der erlaubten Abzugsgeschwindigkeit für verschiedene Kapillardurchmesser angegeben. Für den Kapillardurchmesser von 2,2 mm wurde eine Absauggeschwindigkeit von 2,1 m/s (Pilhofer et al., 1974) gewählt, die für alle zu erwartenden Blasengrößen eine stabile Pfropfenform gewährleistete. Für das Stoffsystem Wasser-Luft mit der Grenzflächenspannung 72,4 mN/m (291 K) liegt die sinnvolle Absauggeschwindigkeit bei Kapillardurchmessern von 1,2 bis 2,2 mm im Bereich von ca. 1,5 m/s (Genenger et al., 1992). Für einen Bereich des Blasendurchmessers von 0 bis 10 mm hat sich ein Radius des Trichterrandes von 8-9 mm als gute Sicherheit gegen ein Zerteilen auftretender Blasen erwiesen. Der Einfangquerschnitt - für den angegebenen Bereich ca. 18 bis 20 mm - sollte sich rasch verengen, damit die Blasen sich im Trichter nicht stauen können, wodurch die Gefahr der Koaleszenz gegeben wäre. Der Kapillardurchmesser muß an den Größenbereich der zu messenden Blasen angepasst werden. Einerseits darf der Kapillardurchmesser nicht so groß sein, dass kleine Blasen nicht mehr erfasst werden, und andererseits muß der Durchmesser so groß sein, dass noch die notwendigen Absauggeschwindigkeiten erreicht werden können (Jekat, 1975; Pilhofer et al., 1974).

Für einen Bereich des Blasendurchmessers zwischen 0 und 10 mm hat sich ein Kapillardurchmesser von ca. 2 mm als optimal erwiesen. Bei noch kleineren Blasen führt die Schwierigkeit der Zuordnung von Schrankensignal zu Blasengröße zu Ungenauigkeiten (Müller, 1976). Genenger (1992) untersuchte die fotoelektrische Absaugsonde bei verschiedenen

Stoffsystemen und stellte fest, dass Blasen- und Tropfengrößen mit einer maximalen Abweichung von +12 % bestimmt werden, wenn die Sonde nicht kalibriert wird. Für die Messung der Blasengröße im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft erwies sich das o.g. Messgerät als geeignet, da in den Messsignalen keine Fehlsignale aufgrund mitabgesaugter Feststoffpartikel festzustellen waren.

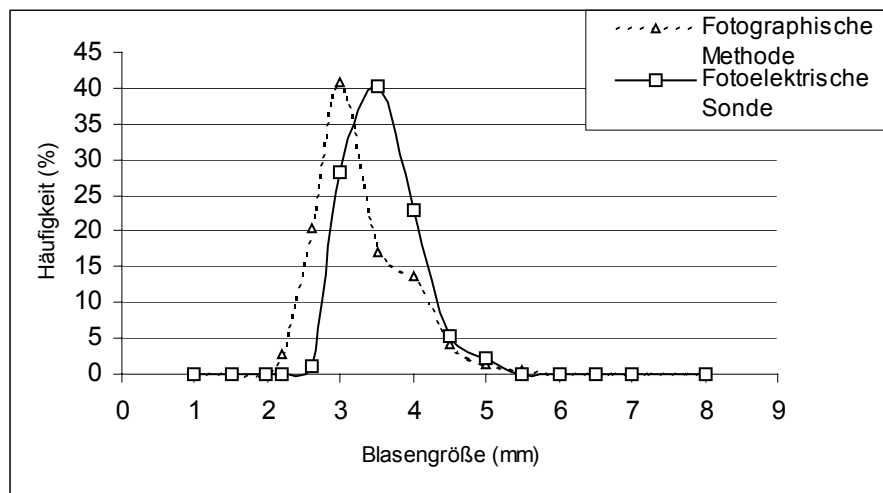


Abb. 4.17: Vergleich von fotografisch und fotoelektrisch bestimmten Blasengrößenverteilungen beim gleichen Betriebszustand in einem Blasensäulen mit 500 mm Höhe und Innenkantenlängen 141 mm mit der mittleren Absauggeschwindigkeit w_k von 0,31 m/s

Für einen Vergleich von fotografisch und fotoelektrisch bestimmten Blasengrößenverteilungen bei gleichem Betriebszustand werden an einer Düse am Boden des Behälters periodisch Einzelblasen erzeugt (Abb. 4.17). Die Blasengrößen werden sowohl durch fotografische Aufnahme als auch durch die Sonde ermittelt. Aufgrund der unterschiedlichen Größe der Blasen entsteht eine Verteilungskurve. Mit Hilfe der durch die fotografischen Aufnahmen ermittelten und mittels der fotoelektrischen Methoden berechneten Blasengrößen erhält man ein mittleres Blasenvolumen, das dann dem Mittelwert der Verteilungskurve zugeordnet wird.

4.4 Numerische Simulation des Absinkverhaltens von Peloiden

Das Absinkverhalten von Peloiden wird mittels eines numerischen Modells auf Grundlage der instationären Konvektions- und Diffusionstransportgleichung (Dhamotharan et al., 1981) simuliert:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C}{\partial z} \right) \pm S \quad (4.15)$$

wobei	C	Konzentration der Peloiden (kg/m^3)
	V	Sinkgeschwindigkeit (m/s)
	D	vertikaler Diffusionskoeffizient (m^2/s)
	Z	vertikale Koordinate (m)
	t	Zeit (s)
	S	Quell- oder Senkterm ($\text{kgm}^{-3}\text{s}^{-1}$)

In dieser Gleichung ist C die Sedimentkonzentration im Fluid und V die Absinkgeschwindigkeit. D ist die molekulare Diffusionskonstante des Sediments im Fluid und S der Quell-/Senkterm. Das Modell wurde zur numerischen Entwicklung der Absinkrate als Funktion von Tiefe und Zeit benutzt und nach dem expliziten Verfahren, dem impliziten Verfahren und dem Crank-Nicolson-Verfahren sowie dem impliziten 3-Zeitlevel-Verfahren mit verschiedenen Finite-Differenzen-Schemata (Zentrale Differenzen (CDS) oder Upwind-Differenzen (UDS)) beschrieben.

4.4.1 Anfangs- und Randbedingungen

Zur numerischen Lösung der Diffusionsgleichung werden für die Absinkvorgänge der Peloiden in Stillwasserzonen eine Anfangs- und mehrere Randbedingungen benötigt. In diesem Fall existieren Quell- und Senkterm S in der Gleichung 4.15 nicht.

Anfangsbedingungen:

Zu Beginn der Simulation wird angenommen, dass das Wasser in Ruhe ist und die Feststoffe vollständig homogenisiert sind. Zur Zeit $t = 0$ soll in diesem Fall die Sedimentkonzentration in der Zylindersäule konstant sein:

$$C = C_0, \quad 0 \leq z \leq h \quad (4.16)$$

wobei C_0 konstant ist.

Randbedingungen:

Die verwendeten Randbedingungen bestehen in einer Zylindersäule wie folgt (Krishnappan, 1990): Als Randbedingung an der Wasseroberfläche ($z = 0$) gibt es keine Übertragung des Sedimentes über die Wasseroberfläche hinaus. Dazu ist der Diffusionsterm gleich dem Absinkterm von Teilchen durch die Schwerkraft:

$$V \cdot C = D \frac{\partial C}{\partial z} \quad (4.17)$$

An der Sohle ($z = h$) wird angenommen, dass das Sediment am Boden bleibt. Folglich ist der Diffusionsterm an dieser Stelle Null:

$$D \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \quad (4.18)$$

Die zeitliche und räumliche Diskretisierung der Differentialgleichung erfolgt über einen Ansatz mit finiten Differenzen.

4.4.2 Zeitdiskretisierung

Zur Lösung instationärer Probleme wird das Verfahren der Zeitdiskretisierung verwendet. Eine Folge von diskreten Zeitpunkten ergibt sich zu:

$$t^n = t^0 + n\Delta t \quad (4.19)$$

mit einer Anfangszeit t^0 , einem Zeitindex n und weiteren Zeitpunkten t^n . Die Rechenvorschriften ergeben die Lösungswerte zum Zeitschritt t^1 und dann sukzessive für alle weiteren Zeitpunkte t^2, t^3, \dots, t^n (vgl. Abb. 4.18). Die Zeitschrittweite Δt muss gewählt werden.

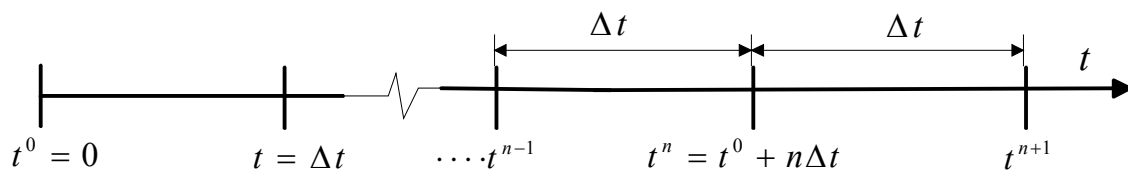


Abb. 4.18: Diskrete Zeitpunkte entlang der Zeitachse

4.4.2.1 Einschrittverfahren

4.4.2.1.1 Grundlagen des Finite-Differenzen-Verfahrens

Nach der Diskretisierung der Zeit kann man nun den Typ der Differentialgleichung 4.15 spezifizieren, um das Absinkverhalten von Peloiden numerisch zu berechnen. Zur Bestimmung der Lösung an einem neuen Zeitpunkt t^{n+1} wird die zeitliche Ableitung in der Diffusionsgleichung 4.15 durch eine Vorwärtsdifferenz in der Form

$$\frac{\partial C}{\partial t} \cong \frac{C_k^{n+1} - C_k^n}{\Delta t} \quad (4.20)$$

approximiert.

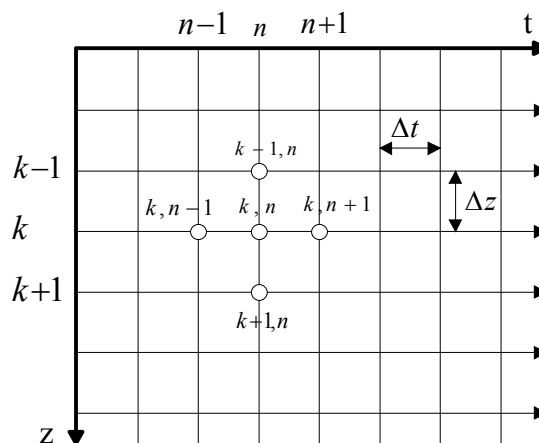


Abb. 4.19: Finite Differenzen in rechteckigem Raum-Zeit-Gitter

Das Finite-Differenzen-Verfahren basiert auf der Überführung des Raum-Zeit-Kontinuums in ein diskretes Analogon (Abb. 4.19). Im einfachsten Fall ist dies ein rechteckiges Gitter. Die in der Konvektions- und Diffusionstransportgleichung 4.15 auftretenden partiellen Ableitungen werden auch unter Verwendung der Knotenwerte durch finite Differenzenquotienten $\partial C / \partial z$ am Gitterpunkt (k,n) ersetzt, also die ersten Ableitungen etwa durch Vorwärtsdifferenzen der Form

$$\frac{\partial C}{\partial z} \cong \frac{C_{k+1}^n - C_k^n}{\Delta z} \quad (4.21)$$

bzw. durch entsprechende Rückwärtsdifferenzen, das sogenannte Upwind-Verfahren

$$\frac{\partial C}{\partial z} \cong \frac{C_k^n - C_{k-1}^n}{\Delta z} \quad (4.22)$$

oder durch zentrale Differenzen der Form

$$\frac{\partial C}{\partial z} \cong \frac{C_{k+1}^n - C_{k-1}^n}{2\Delta z} \quad (4.23)$$

dargestellt. Man beachte, dass der Fehler jetzt quadratisch mit der Verkleinerung der Schrittweite Δz abnimmt, obwohl der Aufwand zur Auswertung dieser Formel auch nicht höher ist als bei der Vorwärts- oder Rückwärtsdifferenz. Abbildung 4.20 verdeutlicht die Unterschiede der finiten Differenzen-Approximationen grafisch. Ebenso wird hier anschaulich, dass sich zentrale Differenzen am besten eignen.

Zweite Ableitungen werden durch zentrale Differenzen der Form

$$\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \cong \frac{C_{k+1}^n - 2C_k^n + C_{k-1}^n}{\Delta z^2} \quad (4.24)$$

approximiert.

In Bezug auf die Zeitdiskretisierung können die o.g. Terme 4.15 nach den unterschiedlichen Einschrittverfahren mit den Finite-Differenzen-Schemata beschrieben werden: Explizites bzw. Implizites Euler-Verfahren, Crank-Nicolson-Verfahren, Implizites 3-Zeitlevel-Verfahren (Chapra, 1997).

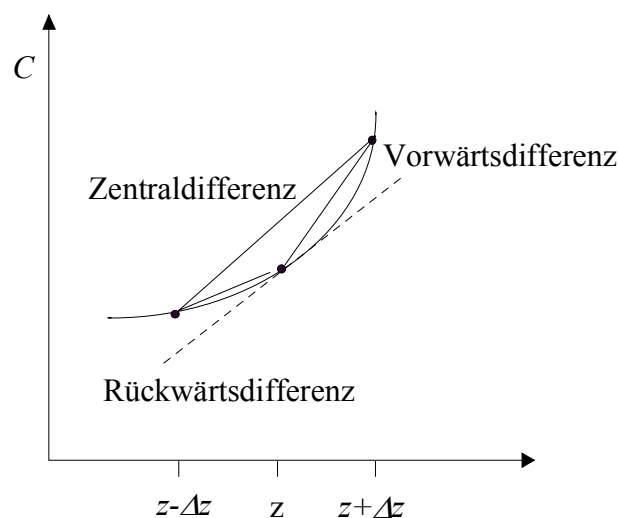


Abb. 4.20: Approximation mit Vorwärts-, Rückwärts- und Zentraldifferenzen

4.4.2.1.2 Das explizite Euler-Verfahren

Explizite Verfahren werden so formuliert, dass die Unbekannten (wie Geschwindigkeit, Wasserstand, Konzentration) an einem Knoten jeweils einzeln aus den Werten der Nachbarknoten der vorhergehenden Zeitebene mit Hilfe expliziter Gleichungen berechnet werden können (Abb. 4.21).

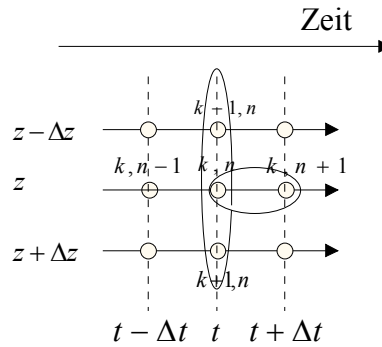


Abb. 4.21: Differenzenstern für das explizite Verfahren

Das explizite Verfahren ist einfach umsetzbar, d.h. einfach zu programmieren. Es hat jedoch eine Zeitschrittbegrenzung, die sich aus dem Courant-Kriterium ergibt (DVWK, 1999). Dies bedeutet, dass der Rechenzeitschritt um so kleiner sein muss, je feiner die räumliche Diskretisierung ist. Wird die Courant-Bedingung verletzt, so entstehen in der Lösung zuerst Schwingungen, die schnell über alle Grenzen wachsen und somit unübersehbar eine numerische Instabilität des Verfahrens für den gewählten Zeitschritt anzeigen (DVWK, 1999).

In der Gleichung 4.15 werden die drei partiellen Ableitungen unter Vernachlässigung der Quell-/Senkenterme bei expliziten Verfahren durch das zentrale Differenzen-Schema (CDS) wie folgt ersetzt:

$$C_k^{n+1} = C_k^n + \left[-V \frac{C_{k+1}^n - C_{k-1}^n}{2\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^n + C_{k-1}^n - 2C_k^n}{(\Delta z)^2} \right] \Delta t \quad (4.25)$$

d.h. die zeitliche Ableitung wird durch eine Vorwärtsdifferenz approximiert.

Eine Umformung liefert:

$$C_k^{n+1} = \left(d + \frac{c}{2}\right) C_{k-1}^n + (1 - 2d) C_k^n + \left(d - \frac{c}{2}\right) C_{k+1}^n \quad (4.26)$$

wobei
$$d = \underbrace{D \frac{\Delta t}{(\Delta z)^2}}_{\text{Diffusionszeit}} \quad \text{und} \quad c = \underbrace{\frac{V \Delta t}{\Delta z}}_{\text{Konvektionszeit}}$$

und durch das Upwind-Differenzen-Schema (UDS):

$$C_k^{n+1} = C_k^n + \left[-V \frac{C_k^n - C_{k-1}^n}{\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^n + C_{k-1}^n - 2C_k^n}{(\Delta z)^2} \right] \Delta t \quad (4.27)$$

Eine Umformung liefert:

$$C_k^{n+1} = (d + c) C_{k-1}^n + (1 - 2d - c) C_k^n + d C_{k+1}^n \quad (4.28)$$

Dieses Verfahren ist in einem Zeitschritt Δt und einer Gitterweite Δz stabil, wenn gilt:

$$\Delta t \leq \frac{\Delta z^2}{2 \cdot D} \quad (4.29)$$

Das Upwind-Differenzen-Schema (UDS) ist anwendbar, wenn der konvektive Transport über die Diffusion dominiert. Im Gegensatz dazu kann das zentrale Differenzen-Schema (CDS) verwendet werden, wenn der diffusive Transport die Konvektion übersteigt. Die Genauigkeit des USD erfordert sehr kleine Schrittgrößen im Raum und in der Zeit. In einigen Fällen zeigt es stärkere numerische Diffusion als tatsächliche Diffusion.

4.4.2.1.3 Das implizite Euler-Verfahren

Implizite Verfahren dagegen führen zu Gleichungssystemen, mit deren Hilfe alle Unbekannten der neuen Zeitebene durch ein Gleichungssystem aus den Werten der Nachbarn zum neuen Zeitpunkt berechnet werden (Abb.4.22a), so dass ein komplexes System von Gleichungen aufgestellt und gelöst werden muss. Bei impliziten Verfahren entsteht bei jedem Zeitschritt ein Gleichungssystem für das gesamte Gebiet, auf das direkte oder iterative Gleichungslöser angewendet werden. Diese Verfahren sind unabhängig vom Zeitschritt stabil. Dadurch kann die Genauigkeit der Zeitdiskretisierung verbessert werden.

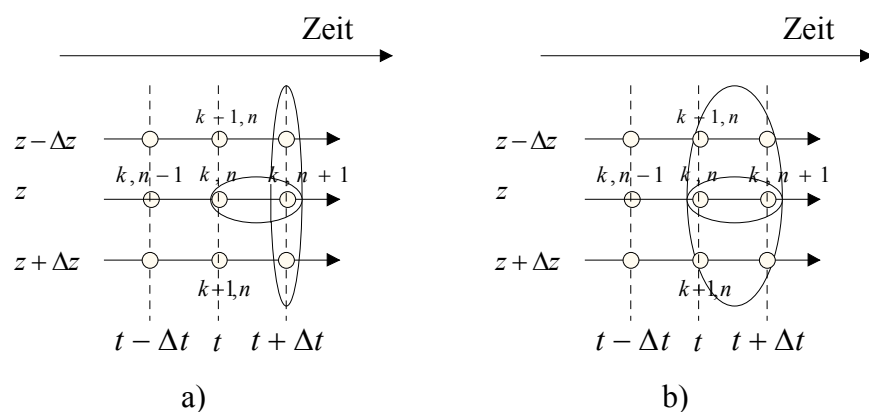


Abb. 4.22: Differenzenstern für a) das implizite Verfahren und b) das Crank-Nicolson-Verfahren

Die Anwendung der impliziten Euler-Methode erlaubt, dass willkürlich große Zeitschritte gewählt werden können. Diese Eigenschaft ist für die Untersuchung von langsamen instationären oder stationären Strömungen nützlich, ein Problem kann jedoch entstehen, wenn man CDS auf einem groben Berechnungsgitter in Bereichen mit starker Veränderung der Strö-

mungsgradienten anwendet. Das implizite Verfahren erfordert mehr Speicher-Volumen als das explizite Schema.

Analog zur expliziten Methode folgt für die drei partiellen Ableitungen wiederum mit Hilfe des impliziten Verfahren durch das zentrale Differenzen-Schema (CDS):

$$C_k^{n+1} = C_k^n + \left[-V \frac{C_{k+1}^{n+1} - C_{k-1}^{n+1}}{2\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^{n+1} + C_{k-1}^{n+1} - 2C_k^{n+1}}{(\Delta z)^2} \right] \Delta t \quad (4.30)$$

Eine Umformung liefert:

$$(1 + 2d)C_k^{n+1} + \left(\frac{c}{2} - d\right)C_{k+1}^{n+1} + \left(-\frac{c}{2} - d\right)C_{k-1}^{n+1} = C_k^n$$

$$A_W C_{k-1}^{n+1} + A_P C_k^{n+1} + A_E C_{k+1}^{n+1} = Q_P \quad (4.31)$$

wobei

$$A_E = \frac{V}{2\Delta z} - \frac{D}{(\Delta z)^2} \quad A_W = -\frac{V}{2\Delta z} - \frac{D}{(\Delta z)^2}$$

$$A_P = -(A_E + A_W) + \frac{1}{\Delta t} \quad Q_P = \frac{1}{\Delta t} C_k^n$$

Durch das Crank-Nicolson-Schema (Abb. 4.22b) werden dazu die partielle Ableitungen

$$C_k^{n+1} = C_k^n + \frac{\Delta t}{2} \left[-V \frac{C_{k+1}^{n+1} - C_{k-1}^{n+1}}{2\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^{n+1} + C_{k-1}^{n+1} - 2C_k^{n+1}}{(\Delta z)^2} \right] +$$

$$\frac{\Delta t}{2} \left[-V \frac{C_{k+1}^n - C_{k-1}^n}{2\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^n + C_{k-1}^n - 2C_k^n}{(\Delta z)^2} \right] \quad (4.32)$$

approximiert.

Eine Umformung liefert:

$$A_W C_{k-1}^{n+1} + A_P C_k^{n+1} + A_E C_{k+1}^{n+1} = Q_k^t \quad (4.33)$$

wobei

$$A_E = \frac{V}{4\Delta z} - \frac{D}{2(\Delta z)^2} \quad A_W = -\frac{V}{4\Delta z} - \frac{D}{2(\Delta z)^2}$$

$$A_P = -(A_E + A_W) + \frac{1}{\Delta t}$$

$$Q_k^t = (A_W + A_E + \frac{1}{\Delta t}) C_k^n - A_E C_{k+1}^n - A_W C_{k-1}^n$$

Beim sog. Crank-Nicolson-Verfahren für die Zeitableitung wird der zentrale Differenzenquotient verwendet. Das Crank-Nicolson-Verfahren besteht aus explizitem und implizitem Euler-Verfahren, da der neu zu berechnende Funktionswert C_k^{n+1} von den Werten von C an den benachbarten Gitterpunkten sowohl zum alten als auch zum neuen Zeitpunkt abhängt. Dieses

Verfahren bietet die Möglichkeit, kontinuierlich zwischen den Zeitschritten zu gewichten. Es wird daher in den meisten Programmen verwendet, wenn nicht das implizite Verfahren aus Stabilitätsgründen zwingend erforderlich ist.

Durch das 3 Zeitlevel-Schema werden die partiellen Ableitungen in der Gleichung 4.15 wie folgt ersetzt:

$$\frac{3C_k^{n+1} - 4C_k^n + C_k^{n-1}}{2\Delta t} = \left[-V \frac{C_{k+1}^{n+1} - C_{k-1}^{n+1}}{2\Delta z} + D \frac{C_{k+1}^{n+1} + C_{k-1}^{n+1} - 2C_k^{n+1}}{(\Delta z)^2} \right] \Delta t \quad (4.34)$$

Eine Umformung liefert:

$$A_W C_{k-1}^{n+1} + A_P C_k^{n+1} + A_E C_{k+1}^{n+1} = \frac{2}{\Delta t} C_k^n - \frac{1}{2\Delta t} C_k^{n-1} \quad (4.35)$$

$$\text{wobei } A_E = \frac{V}{4\Delta z} - \frac{D}{2(\Delta z)^2} \quad A_W = -\frac{V}{4\Delta z} - \frac{D}{2(\Delta z)^2}$$

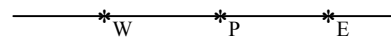
$$A_P = -(A_E + A_W) + \frac{3}{2\Delta t}$$

Bei der impliziten 3-Zeitlevel-Diskretisierung werden drei Zeitebenen zur Diskretisierung benötigt. Der Vorteil bei diesem Verfahren ist, dass die räumlichen Diskretisierungen nur zu einem Zeitpunkt ausgewertet werden müssen und somit bei einem Verfahren mit allgemeinen krummlinigen Koordinaten gegenüber dem Standard Crank-Nicolson-Verfahren Rechenzeit eingespart und doch eine zeitliche Diskretisierung zweiter Ordnung erreicht werden kann.

4.4.3 Umformung der Differenzgleichung in Matrizenform

Zur Bestimmung der Konzentration wird eine algebraische Gleichung verwendet, die mit dem zentralen Differenzen- und Upwind-Differenzen-Verfahren kombiniert wird:

In obiger Darstellung erhält man C_k^n durch:



$$A_W^k C_{k-1}^n + A_P^k C_k^n + A_E^k C_{k+1}^n = Q_k \quad (4.36)$$

$$\text{wobei } A_P^k = (A_P^k)^c + (A_P^k)^d \quad A_E^k = (A_E^k)^c + (A_E^k)^d \quad A_W^k = (A_W^k)^c + (A_W^k)^d$$

$(A_m^k)^c$ und $(A_m^k)^d$ (m anstelle von P, E or W) sind Konvektions- und Diffusionsterme.

Die Konvektionsterme werden durch *CDS* oder *UDS* integriert:

Im Fall der *CDS*-Integration erhält man:

$$(A_E^k)^c = \frac{V}{z_{i+1} - z_{i-1}} \quad (A_W^k)^c = -\frac{V}{z_{i+1} - z_{i-1}} \quad \text{und} \\ (A_P^k)^c = -(A_E^k)^c + (A_W^k)^c = 0 \quad (4.37)$$

und im Fall von *UDS*-Integration erhält man:

$$(A_E^k)^c = \frac{\min(V, 0)}{z_{i+1} - z_{i-1}} \quad (A_W^k)^c = -\frac{\max(V, 0)}{z_i - z_{i-1}} \quad \text{und} \\ (A_P^k)^c = -((A_E^k)^c + (A_W^k)^c) \quad (4.38)$$

Die Diffusionsterme können durch *CDS* integriert werden:

$$(A_E^k)^d = -\frac{2D}{(z_{i+1} - z_i)(z_{i+1} - z_{i-1})} \quad (A_W^k)^d = -\frac{2D}{(z_{i+1} - z_{i-1})(z_i - z_{i-1})} \quad \text{und} \\ (A_P^k)^d = -((A_E^k)^d + (A_W^k)^d) \quad (4.39)$$

Im Folgenden lassen sich die resultierenden algebraischen Gleichungen in (4.28), (4.31), (4.33) und (4.36) in Matrixschreibweise zusammenfassen:

$$AC = Q \quad (4.40)$$

wobei die diagonale Matrix *A* tridiagonal mit der Hauptdiagonale (A_P^k) und den Nebendiagonalen (A_E^k) oben und (A_W^k) unten ist.

Man kann dieses Gleichungssystem einfach durch den Tridiagonal Matrix-Algorithmus (TDMA) durch Gauss-Elimination lösen :

$$A_P^i = A_P^i - \frac{A_W^i A_E^{i-1}}{A_P^{i-1}} \quad \text{und} \quad Q_i^* = Q_i - \frac{A_W^i Q_{i-1}^*}{A_P^{i-1}} \quad (4.41)$$

Durch Rücksubstitution in i^{th} erhält man die Variation i^{th} :

$$C_i = \frac{Q_i^* - A_E^i Q_{i+1}}{A_P^i} \quad (4.42)$$

Dieser Algorithmus kann leicht programmiert und angewendet werden.

Zur Beurteilung des Einflusses der Diffusion kann die Pecletzahl P_e , die das relative Gewicht von advektiven zu diffusiven Termen angibt, mit der Sedimentationsstrecke h wie folgt berechnet werden:

$$P_e = \frac{hV}{D} \quad (4.43)$$

Der Diffusionskoeffizient D ist die wichtigste Charakterisierungsgröße der Diffusion. Für sehr kleine Pecletzahlen verlieren die hydrodynamischen und mechanischen Kräfte für das Bewegungsverhalten feinsten Teilchen in Suspension an Einfluss und die kolloidalen Kräfte bestimmen das Verhalten (Bickert, 1997). Im Fall kleiner Geschwindigkeiten V oder eines großen Diffusionskoeffizienten D geht der Wert von V/D gegen null und die Konvektion kann vernachlässigt werden. Die numerische Lösung ist dann linear zu der vertikalen Höhe z . Für große Pecletzahlen überwiegen die advektiven Terme.

Endsprechend dem Zusammenhang kann man den Verlauf der Feststoffkonzentration nach den unterschiedlichen Verfahren mit den verschiedenen Finite-Differenzen-Schemata (Zentrale Differenzen (CDS) oder Upwind-Differenzen (UDS)) berechnen. Dazu wird zunächst die Wahl der Diskretisierungsverfahren sowie die Entscheidung, ob der Einfluss der Werte an bestimmten Knoten explizit oder implizit behandelt wird, beschrieben, um das Absinkverhalten der Peloiden zeitlich zu berechnen. Bei komplizierteren Problemstellungen können Konsistenz und Stabilität mit ähnlich einfachen Untersuchungen wie im vorliegenden Modell analysiert und stabile Werte von Δt für die Berechnung mit Hilfe des entwickelten Modells abgeschätzt werden.

Auf Basis der experimentellen Daten wird das numerische Modell geprüft und kalibriert. Abbildung 4.23 zeigt einen Vergleich der auf der halben Höhe des Wasserspiegels von 40 cm gemessenen Feststoffkonzentrationskurve zu den berechneten Werten über die Absinkzeit nach einem expliziten Euler-, einem Crank-Nicolson- und einem impliziten Euler-Verfahren, bei denen die drei partiellen Ableitungen durch ein zentrales Differenzen-Schema approximiert werden. Der Diffusionskoeffizient D wird aufgrund experimenteller Daten abgeschätzt (vgl. Abb.5.20). Für die Sinkgeschwindigkeit V wird die gemessene Absinkgeschwindigkeit $V_{s,50\%}$ eingesetzt, die für die Absinkgeschwindigkeit von Peloiden bei einer Feststoffkonzentration von 50 % steht, da für die Berechnung des Absinkverhaltens von Peloiden die Ermittlung der wichtigen Parameter V und D infolge der physiko-chemischen Effekte sehr schwierig ist. Hierbei ergibt sich für die Berechnung eine mittlere gemessene Absinkgeschwindigkeit $V_{s,50\%}$ von 0,00003 m/s bei zugegebener Feststoffkonzentration (Quarzmehl) von 7 g/l, wobei der Diffusionskoeffizient von 0,0000055 m^2/s abgeschätzt wird.

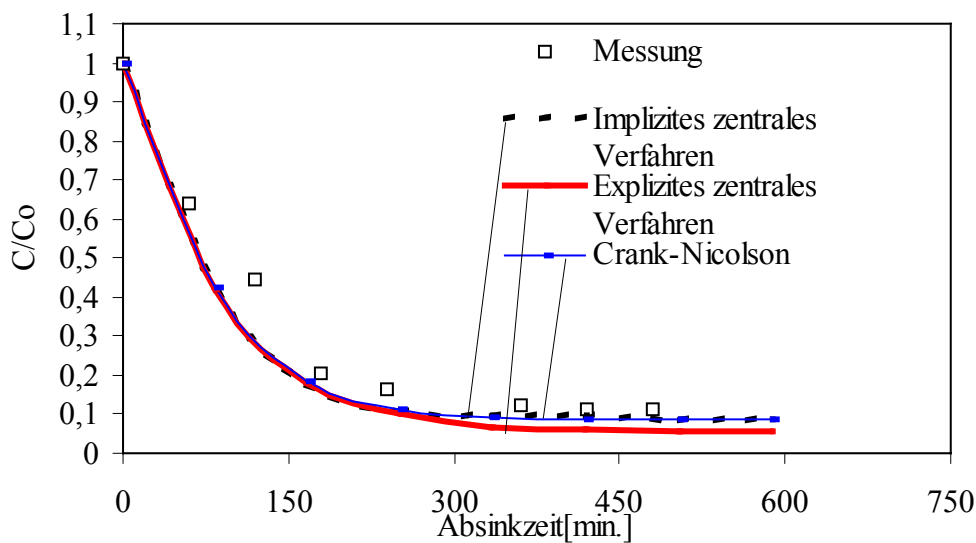


Abb.4.23: Vergleich gemessener Werte mit den verschiedenen Verfahren bei einer Anfangskonzentration $C_0 = 7\text{g}/\ell$ unter der Salzzugabe von $10\text{g NaCl}/\ell$ ($h = 21,5\text{ cm}$)

Im Vergleich zu den Ergebnissen, die mit dem expliziten zentralen Euler-Verfahren, dem impliziten zentralen Euler-Verfahren und mit Crank-Nicolson berechnet werden, wird eine bessere Genauigkeit beim impliziten zentralen- und Crank-Nicolson-Verfahren erreicht (Abb. 4.23), wenn nach einem Zeitabschnitt schneller Ablagerung ein Konzentrationsgleichgewicht erreicht wird. Grundsätzlich sind die rechenaufwendigeren impliziten Verfahren stabiler als die expliziten Verfahren. Für hinreichend kleine Zeitschritte Δt und Schritttiefe Δz hat man sowohl den Konsistenz- als auch den Stabilitätsfehler unter Kontrolle. Instabil werden Zeitschrittverfahren dadurch, dass in jedem Zeitschritt ein gewisser Fehler gemacht wird, der sich im ungünstigen, d.h. instabilen, Fall von Zeitschritt zu Zeitschritt aufschaukelt, bis die Grenzen des darstellbaren Zahlenbereiches des Rechners erreicht werden (DVWK, 1999). Die Genauigkeit wird durch die niedrigste Potenz von Δt bestimmt (Abb. 4.24).

Die nachfolgende Abbildung 4.24 zeigt das Stabilitätsverhalten in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Zeitschritte Δt . Hierbei wurde für die Berechnungen bei Aluminiumoxid für die Konzentration von $C_0 = 5\text{ g}/\ell$ eine gemessene mittleren Absinkgeschwindigkeit $V_{s,50\%}$ von $0,00072\text{ m}/\text{s}$ und eine abgeschätzten Diffusionskoeffizient D von $0,00015\text{ m}^2/\text{s}$ verwendet. Beim impliziten Euler-Verfahren ergeben sich für dieses Beispiel folgende Zeitschrittbeschränkungen: Für $\Delta t > 0,2\text{ s}$ ist das Verfahren instabil. Dieses Ergebnis ist infolge der großen

Zeitschritte ungenau und daher unbefriedigend. Bei einer weiteren Verkleinerung von Δt erhält man genauere Ergebnisse, beispielsweise für $\Delta t = 0,05$ s.

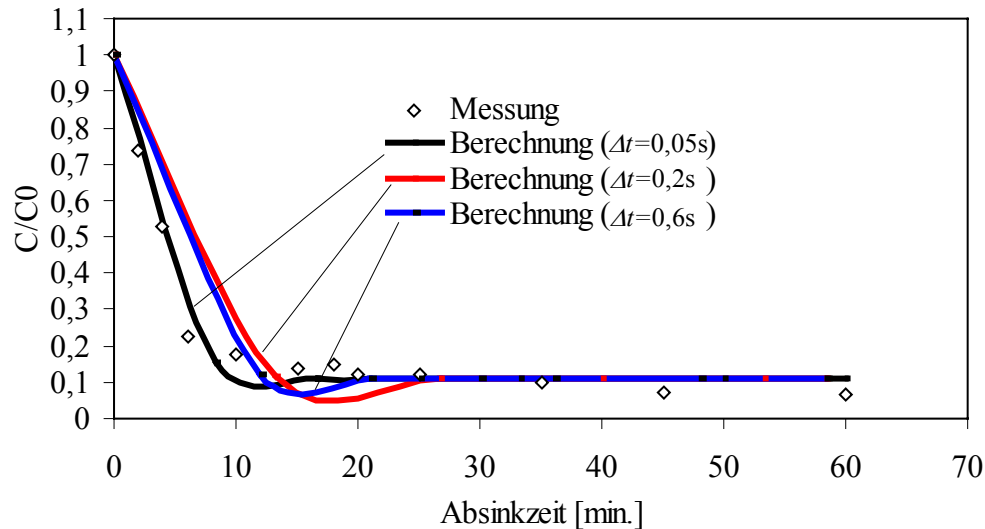


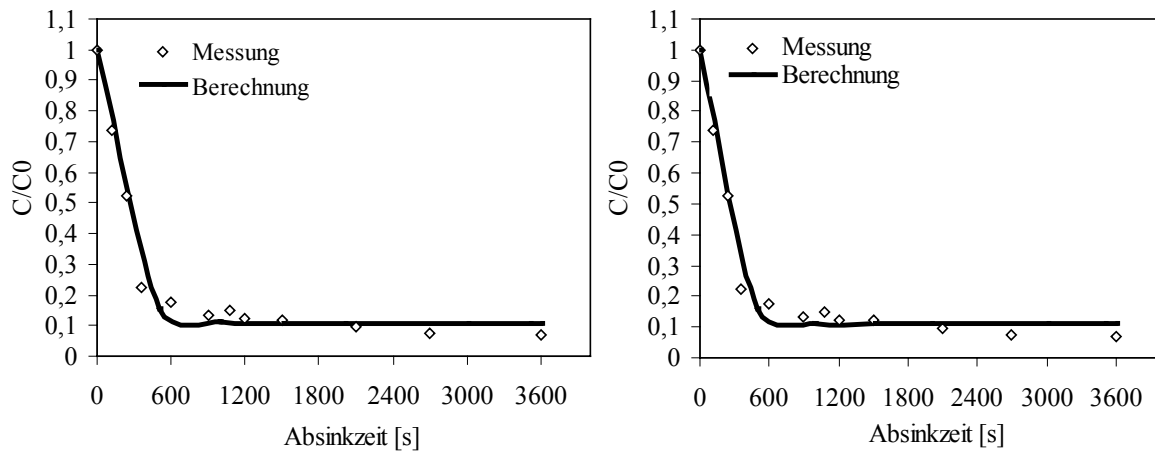
Abb.4.24: Genauigkeit in Abhängigkeit von Δt mit dem zentralen impliziten Verfahren
($h = 21,5$ cm)

Die Abbildung 4.25 verdeutlicht graphisch die Unterschiede zwischen der Rückwärtsdifferenz und der Zentralsdifferenz. Darüber hinaus sind die Ergebnisse einer Berechnung mit Hilfe der impliziten zentralen Differenz bzw. der impliziten Rückwärtsdifferenz (= Upwind-Schema) in der Tabelle 4.2 aufgelistet.

Tab. 4.2: Vergleich der gemessenen Daten mit den mit Hilfe der impliziten Zentralsdifferenz und der impliziten Rückwärtsdifferenz berechneten Werten

Absinkzeit[s]	Gemessene Konzentration C/C_0	Berechnete Konzentration C/C_0	
		Zentralsdifferenz	Rückwärtsdifferenz
0	1	1	1
500	0,178	0,154	0,156
1500	0,120	0,108	0,112
2100	0,098	0,107	0,112
2700	0,072	0,107	0,112
3600	0,067	0,107	0,112

Der Unterschied zwischen den Verfahren ist nicht sehr groß. Daraus wird dennoch anschaulich, dass die zentrale Differenz die bessere Näherung an die gemessene Konzentration ergibt.



a) durch das implizite zentrale Verfahren b) durch das implizite Upwind-Verfahren

Abb. 4.25: Vergleich der Messung mit der Berechnung durch das zentrale Verfahren und das Upwind-Verfahren ($h = 21,5$ cm) bei Al_2O_3 für eine Konzentration von $C_0 = 5\text{g/l}$

$$V_{s,50\%} = 0,00072 \text{ m/s}, D = 0,00015 \text{ m}^2 / \text{s}$$

Aufgrund der vorliegenden Untersuchung wird für die numerische Berechnung ein implizites zentrales Euler-Verfahren mit einer Stabilitätsbedingung $\Delta z = 5 \cdot 10^{-3}$ m und $\Delta t = 5 \cdot 10^{-2}$ s verwendet. Das implizite Verfahren ist unabhängig vom Zeitschritt stabil, wodurch erheblich größere Zeitschritte gewählt werden können. Unter der Voraussetzung, dass der diffusive Transport über die Konvektion dominiert, wird ein zentrales Differenzen-Schema für die numerische Berechnung verwendet.

5 Untersuchungsergebnisse und Diskussion

5.1 Absinkverhalten von Peloiden im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff

Entsprechend der im natürlichen Umfeld vorhandenen variablen Ionenkonzentrationen wurde auch im Labor der Einfluss der gelösten Ionen sowie des pH-Wertes auf eine Suspension untersucht. Der Salzgehalt von Flüssen ist zwar weitgehend minimal, kann aber örtlich stark variieren, wenn z.B. an Küsten das Meerwasser ins Hafenbecken eindringt. Neben den Feststoffeigenschaften hat der pH-Wert und damit der Salzgehalt einen deutlichen Einfluss auf die Absinkvorgänge von Peloiden in einer Suspension: je nach Oberflächenladung der Partikel wird durch diese physiko-chemischen Parameter die Fähigkeit der Feststoffe zur Koagulation und die Absinkgeschwindigkeit erheblich beeinflusst. Hierzu sind Untersuchungen zunächst im Stillwasser notwendig.

5.1.1 Einfluss des pH-Wertes auf die Konzentrationsverteilung von Al_2O_3

In Abbildung 5.1 ist die Wirkung des pH-Wertes auf den Absinkvorgang von Al_2O_3 mit $d_{50} = 0,7 \mu m$ (bei pH 7,0) bei unterschiedlichen Feststoffmengen von 1 g/l, 5 g/l, 20 g/l in destilliertem Wasser dargestellt. Zu Beginn der Experimente wird die Suspension von Al_2O_3 mit Hilfe eines Propellermischers homogenisiert.

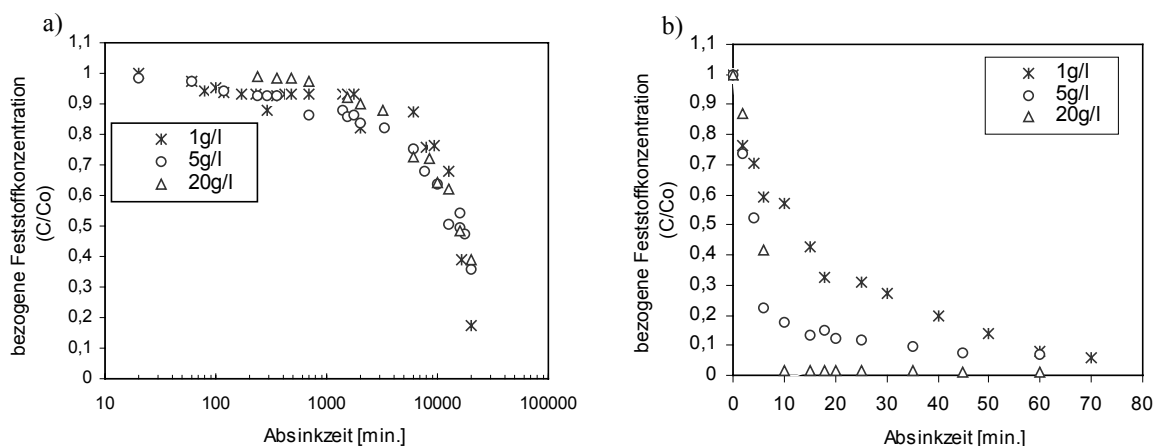


Abb. 5.1: Einfluss des pH-Wertes auf das Absinkverhalten von Al_2O_3 bei unterschiedlichen Konzentrationen für a) pH4 und b) pH9

Die Messung der Feststoffkonzentration erfolgt im 100 cm hohen Versuchsbehälter ungefähr auf der halben Höhe des Wasserspiegels von 40 cm (s. Abb. 4.1). Die Kurve des bezogenen Feststoffkonzentrationsverlaufes ist in Abb. 5.1 für pH-Wert 4 und 9 aufgetragen.

Abb. 5.1 zeigt, dass bei pH-Wert 4 (links) die Feststoffe etwa 1 Tag nach Versuchsbeginn langsam nach unten absinken und nach ca. 12 Tagen (ca. 17280 min) die bezogene Feststoffkonzentration von 0,5 unterschritten wird. Dagegen sinken bei pH-Wert 9 (rechts) die Partikel nach kurzer Zeit (ca. 10 min bis 80 min) ab. Bei pH-Wert 4 (links) erhält man für verschiedene Feststoffkonzentrationen einen ähnlichen Verlauf. Das Absinkverhalten wird offenbar nicht von der Feststoffkonzentration beeinflusst. Anders verhält es sich bei einem pH-Wert von 9. Hier zeigt sich ein Unterschied der Absinkzeiten für verschiedene Feststoffkonzentrationen, wobei mit zunehmender Feststoffkonzentration die Absinkzeit abnimmt, in allen Fällen jedoch deutlich kürzer ist, als bei pH 4.

In Abbildung 5.2 sind die bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen gemessenen mittleren Korngrößenverteilungen von Al_2O_3 dargestellt. Die Massenverteilungssumme Q erhält man aus dem Verhältnis der Feststoffkonzentration C und der Anfangskonzentration C_0 zu Beginn der Sedimentation. Bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen von 1 g/l , 5 g/l und 20 g/l Al_2O_3 verändert sich der mittlere gemessene Korndurchmesser $d_{s,50}$ im Verlauf des Absinkvorganges. $d_{s,50}$ steht dabei für den Korndurchmesser von Peloiden bei einer Massenverteilungssumme von 50%. In der Feststoffkonzentration von 20 g/l beträgt er ca. $0,15 \mu\text{m}$ bei pH 4 und ca. $20 \mu\text{m}$ bei pH 9. Bei der Feststoffkonzentration von 5 g/l ist eine Vergrößerung des mittleren Korndurchmesser $d_{s,50}$ auf ca. $0,15 \mu\text{m}$ (pH 4) bzw. auf ca. $22 \mu\text{m}$ (pH 9) zu beobachten.

Abb. 5.3 zeigt drei Konzentrationsverteilungslinien von Al_2O_3 bis zu einer Untersuchungszeit von 1400 min in Abhängigkeit des pH-Wertes. Bei niedrigem pH-Wert 4 bleibt der Konzentrationsverlauf nahezu konstant, während bei dem höheren pH-Wert 9 die Feststoffkonzentration nach der Untersuchungszeit schnell abnimmt. Dagegen sinkt sie für pH 6,6 bis zur relativen Konzentration von 0,5 schneller ab und bleibt dann nahezu konstant. Aus den in Abb. 5.3 dargestellten Konzentrationsverläufen wird ersichtlich, dass der pH-Wert ein stärkeres Absinken der Feststoffe bewirkt.

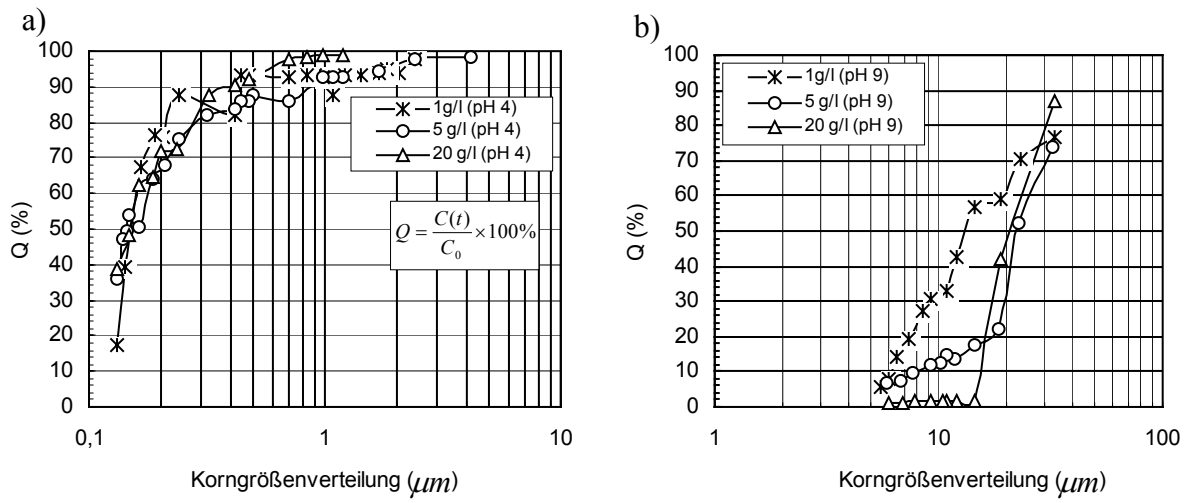


Abb. 5.2: Gemessene Korngrößenverteilung für Proben von Aluminiumoxid bei a) pH 4 und b) pH 9 mit unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen

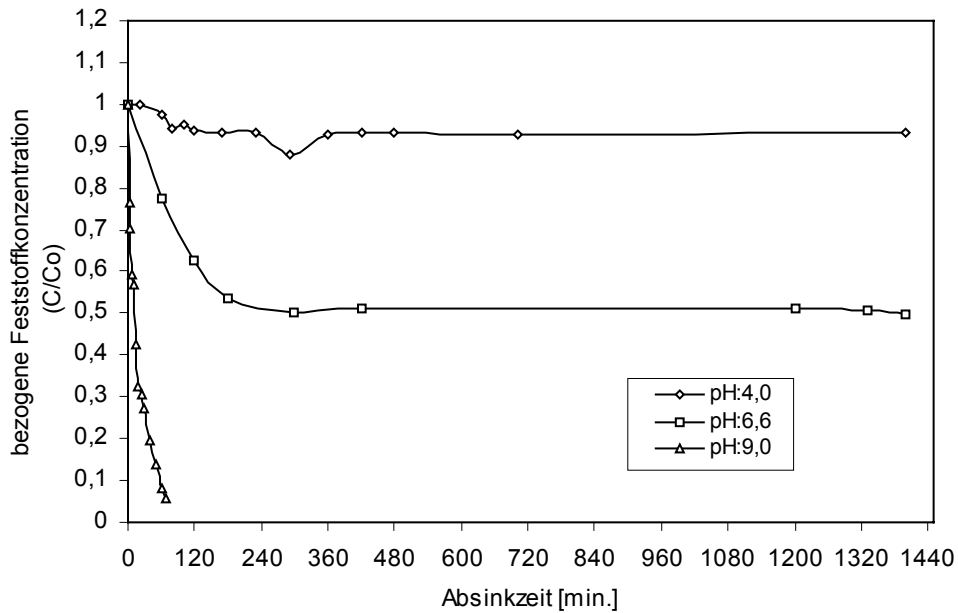
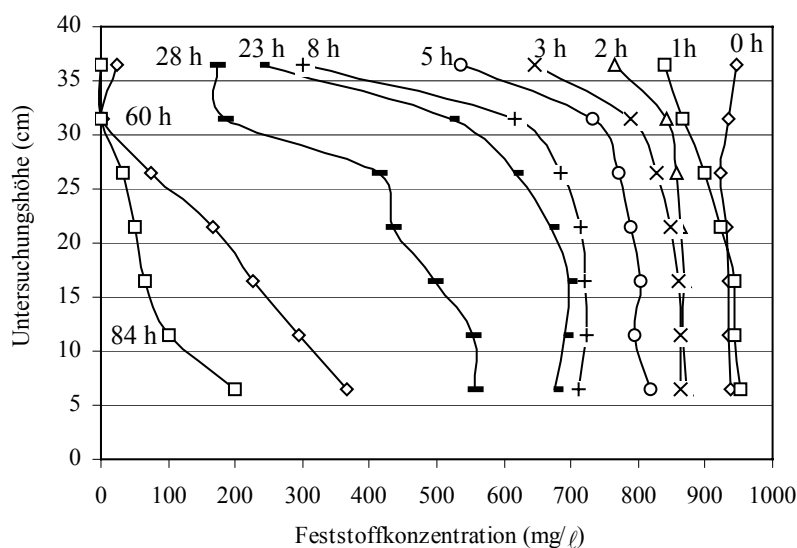


Abb. 5.3: Einfluss des steigendem pH-Wertes auf das Absinkverhalten von Al₂O₃ (1 g/l)

5.1.2 Einfluss des Salzgehaltes auf die vertikalen Konzentrationsprofile

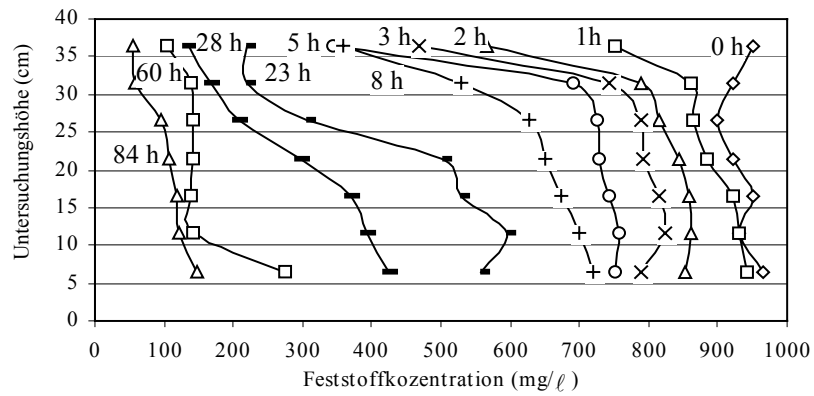
In Abbildung 5.4 und 5.5 sind die absoluten Feststoffkonzentrationen über die Behälterhöhe zu verschiedenen Zeitpunkten für verschiedene Salzzugabemengen bei einem anfänglichen Feststoffgehalt von $1000 \text{ mg}/\ell$ dargestellt. Ergänzt werden die Abbildungen durch die mittels CCD-Kamera zu verschiedenen Zeitpunkten ermittelten axialen Konzentrationsprofile. Als Feststoff wurde Quarzmehl vom Typ LS500 mit $d_{50} = 3,5 \mu\text{m}$ ($\rho = 2,65 \text{ g}/\text{cm}^3$) in einer Konzentration von $1 \text{ g}/\ell$ zugegeben. Die Versuche wurden in einem Behälter der Höhe 100 cm und mit Innenkantenlängen von 14,1 cm bei einem Wasserstand von 40 cm durchgeführt. Die Messpunkte repräsentieren dabei die mittlere Feststoffkonzentration in einer Höhe von 36.5 cm, 31.5 cm, 26.5 cm, 21.5 cm, 16.5 cm, 11.5 cm und 6.5 cm bei einem Wasserstand von 40 cm. Um etwaige Einflüsse durch bereits im Wasser gelöste Ionen auszuschließen, wurde bei allen Versuchen destilliertes Wasser verwendet.

Die Abbildungen 5.4a-e zeigen deutlich die Veränderung des Absetzverhaltens mit der Zeit bei steigender Salinität. Die Wassertemperatur wurde dabei konstant zwischen $16,0 - 18,0^\circ\text{C}$ gehalten. Wie aus Abb. 5.4a ersichtlich, werden die Feststoffpartikel ohne Zugabe von Salz länger in Schwebelage gehalten.

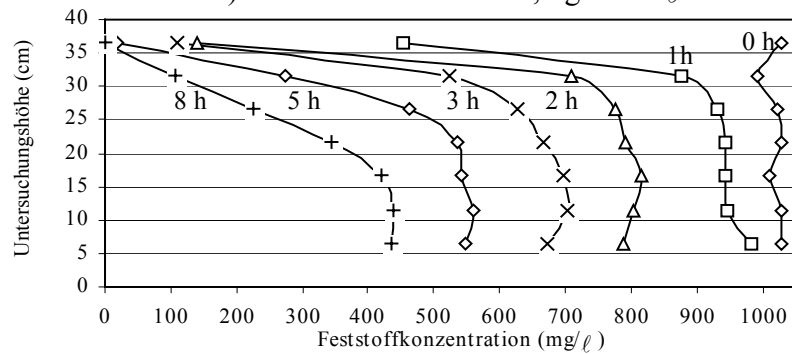


a) Absinkverhalten mit $0 \text{ g NaCl}/\ell$

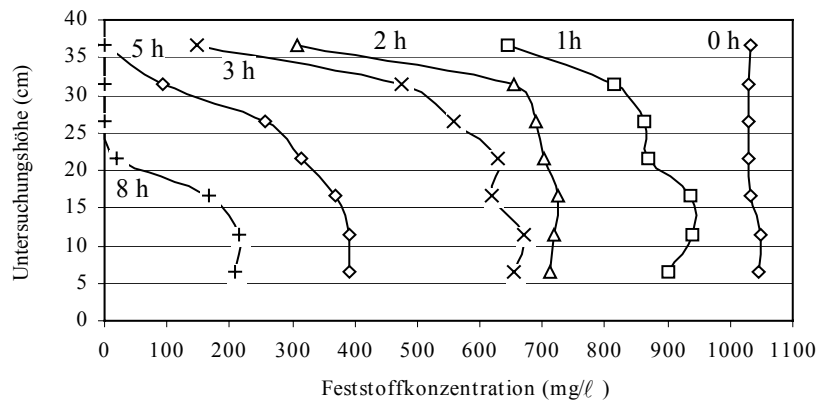
Abb. 5.4a: Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration von $1 \text{ g}/\ell$ in Abhängigkeit von der Zeit bei unterschiedlichem Salzgehalt



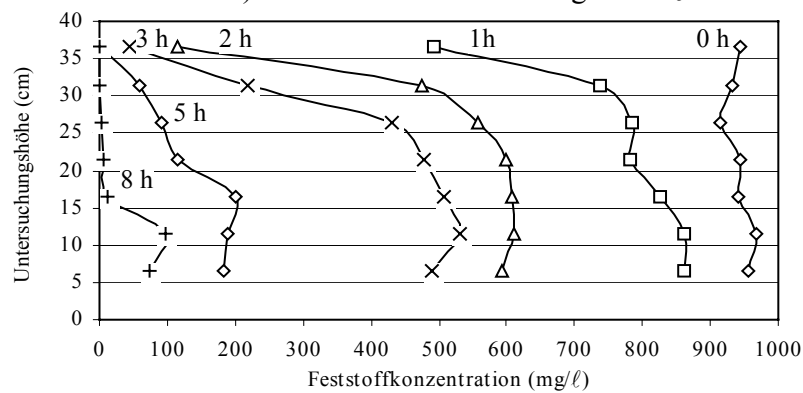
b) Absinkverhalten mit 0,5 g NaCl/l



c) Absinkverhalten mit 5 g NaCl/l



d) Absinkverhalten mit 10 g NaCl/l



e) Absinkverhalten mit 15 g NaCl/l

Abb. 5.4b-e : Darstellung des Absinkverhaltens von Quarmehl der Konzentration von 1 g/l in Abhängigkeit von der Zeit bei unterschiedlichem Salzgehalt

Erst ab einer Zeit von 8 Stunden wird die Form der Konzentrationsprofile merklich steiler, d.h. die Partikel beginnen sich abzusetzen. Ab einer Salzkonzentration $> 5 \text{ g NaCl/l}$ bei einer Untersuchungszeit von 5 Stunden wird in einer Messhöhe von 36,5 cm die Konzentration Null, während sie bei einer Salzkonzentration $\leq 0,5 \text{ g NaCl/l}$ über 0,53 (ohne Salzgehalt) und 0,34 ($0,5 \text{ g NaCl/l}$) liegt. Bei zunehmendem Salzgehalt (Abb. 5.3b-e) bestätigt sich die Vermutung, dass die Partikel immer schneller absinken, worauf die deutlich früher zu beobachtenden steilen Profilformen hinweisen.

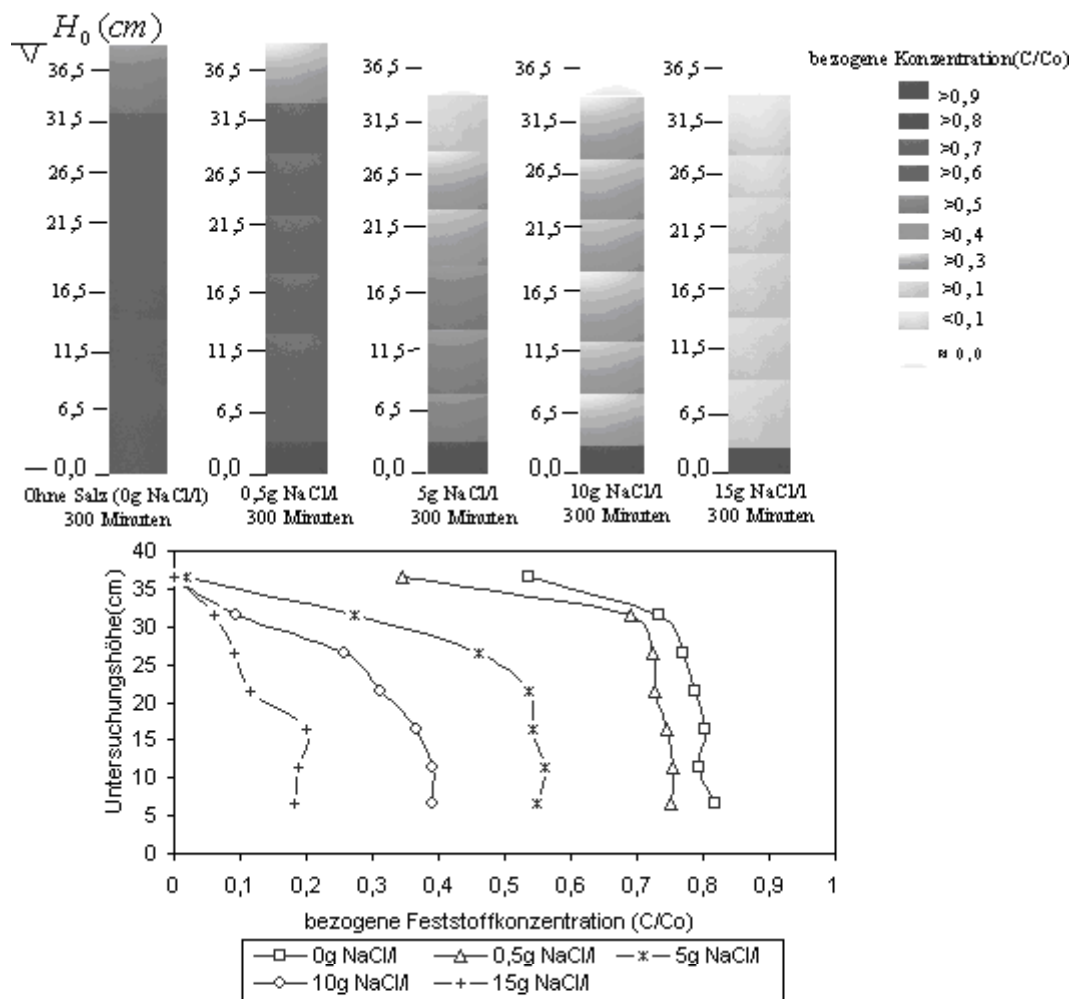


Abb.5.5a: Bildinformation und Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration 1 g/l nach 300 min bei unterschiedlichem Salzgehalt in destilliertem Wasser

Abbildung 5.5 zeigt die Konzentrationsprofile von Quarzmehl in axialer Richtung des Versuchsbehälters für verschiedene Salzgehalte nach einer Zeit von 300 min bzw. 480 min. Aus Abbildung 5.5a und 5.5b wird ersichtlich, dass bei einer höheren Salzkonzentration die

Feststoffkonzentration am Boden ansteigt. Bei Zugabe von NaCl zeigt sich, dass ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang beobachtet wird. Hiermit konnte nachgewiesen werden, dass bei geringem Salzgehalt mehr Partikel von Peloiden in Schwebelag bleiben als bei hohen Salzkonzentrationen. Ab einer Salzkonzentration von $0,5 \text{ g NaCl/l}$ sinken die Quarzmehlpartikel schneller ab als ohne Salzgehalt.

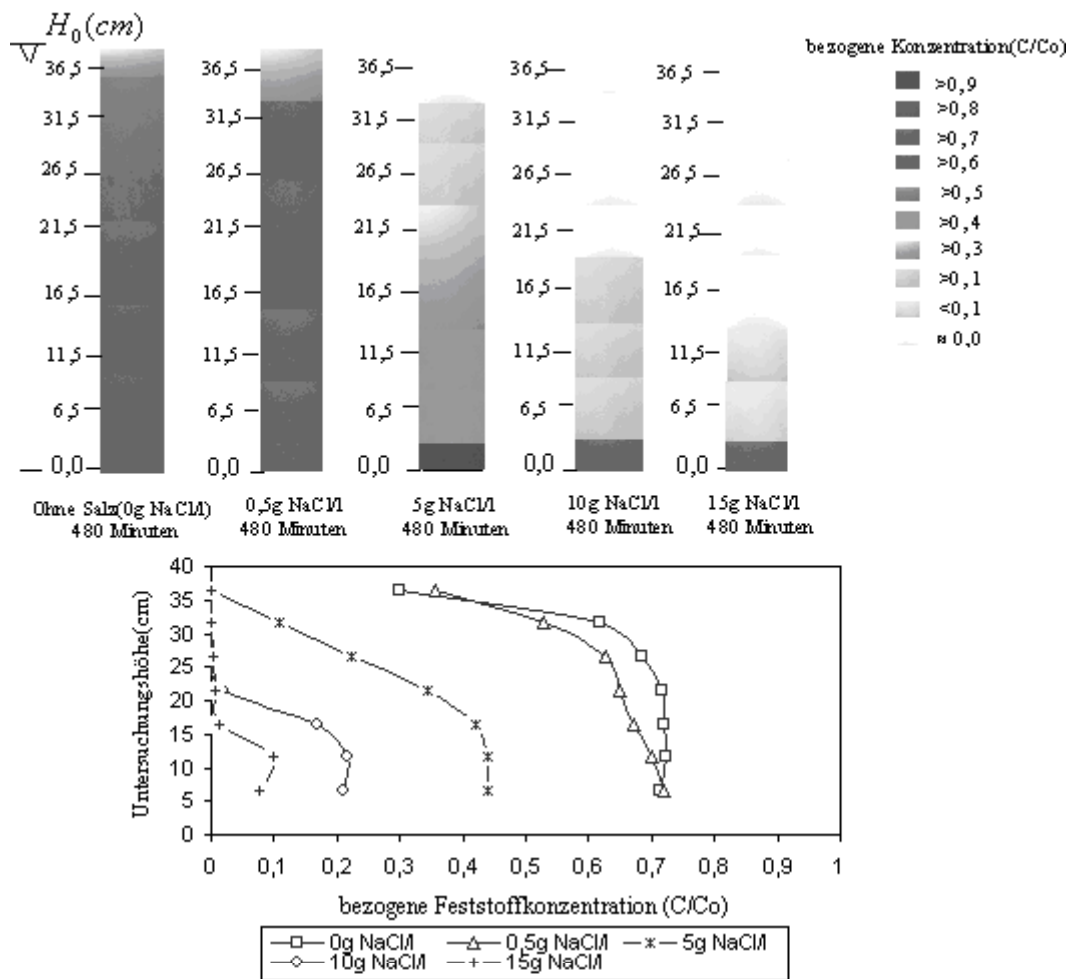


Abb.5.5b: Bildinformation und Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration 1 g/l nach 480 min bei unterschiedlichen Salzgehalten in destilliertem Wasser

Bei einer Konzentration $\geq 5 \text{ g NaCl/l}$ sinken die Feststoffpartikel aus dem oberen Bereich des Behälters fast komplett sehr schnell ab. Dies kann man auch deutlich aus den graubabgestuften Profilen sehen. Die Konzentrationsprofile über der Behälterhöhe in Abb. 5.4 b zeigen für eine NaCl -Konzentration $\geq 5 \text{ g/l}$ im oberen Bereich des Behälters (36,5 cm und 31,5 cm) eine bezogene Feststoffkonzentration C/C_0 (C_0 : Anfangskonzentration) von

weniger als 0,05 bzw. mehr als 0,1. Bei einer Salzkonzentration $\leq 0,5$ g NaCl/l sinken die Feststoffpartikel deutlich langsamer ab. Hier liegt die bezogene Konzentration von Quarzmehl im oberen Behälterbereich zwischen 0,3 und 0,65. Dies zeigt deutlich, dass der prinzipielle Verlauf des Absinkverhaltens von Quarz LS500 ohne Turbulenz stark vom Salzgehalt abhängig ist.

Abbildung 5.6 zeigt einen Vergleich der Konzentrationsprofile von Quarzmehl und Aluminiumoxid (CT3000SG) in axialer Richtung des Versuchsbehälters für verschiedene Salzgehalte nach einer Zeit von 300 min bei einer eingegebenen Konzentration von 1 g/l. Vor Beginn der Versuche wurde die Suspension von Aluminiumoxid (CT3000SG) bei einem pH-Wert 6,6 durch Zugabe von HCl oder NaOH und Quarzmehl bei einem pH-Wert 6,5 in destilliertem Wasser eingestellt. Die zur Charakterisierung der axialen Konzentrationsverteilung von Al_2O_3 durchgeführten Trübungsmessungen zeigen ebenfalls sehr gleichmäßige Verteilungen in der Vertikalen (rechts).

In diesem Fall ist bereits bei NaCl-Konzentration ≥ 5 g/l ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang im ganzen Bereich des Behälters zu beobachten. Dagegen weist die Konzentrationsverteilung von Quarzmehl (links) bei unterschiedlichen Salzgehalten über die Behälterhöhe einen näherungsweise exponentiellen Verlauf auf, wobei der Feststoffgehalt im oberen Bereich des Behälters geringer ist als am Boden.

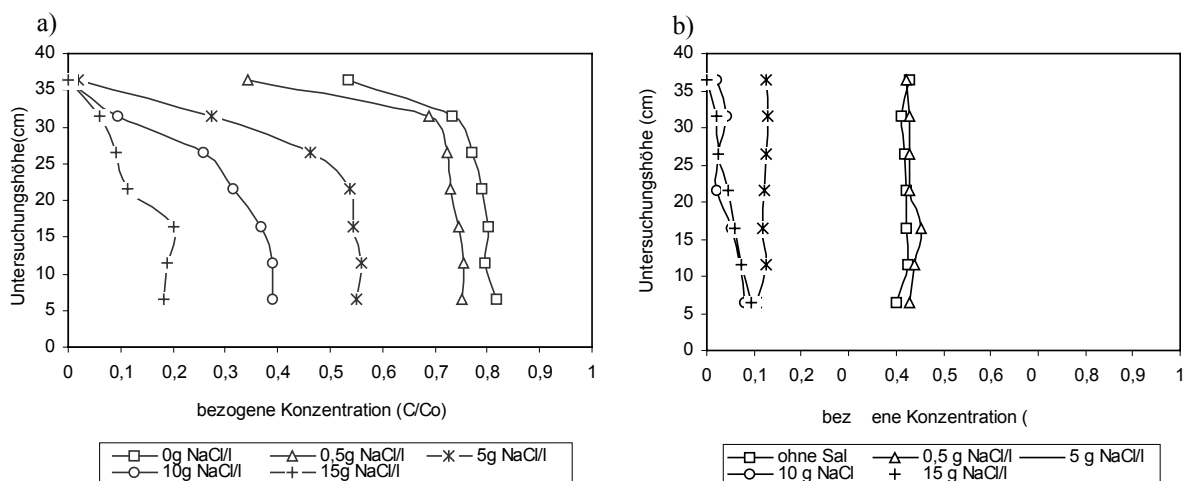


Abb.5.6: Einfluss des zunehmendem Salzgehaltens auf die vertikalen Konzentrationsprofile von a) Quarzmehl und b) Aluminiumoxid der Konzentration von 1 g/l nach 300 Minuten

5.1.3 Einfluss des zunehmenden Salzgehaltes auf die Absinkzeit

Die Messung der Feststoffkonzentration erfolgt im 100 cm hohen Versuchsbehälter in einer Höhe von 21,5 cm, also ungefähr auf der halben Höhe des Wasserspiegels von 40 cm. In Abb. 4.1 ist die Messhöhe schematisch dargestellt. Abb. 5.7 zeigt die Auftragung der bezogenen Konzentration C/C_0 (C_0 : Anfangskonzentration) über die Zeit t für verschiedene Salz- und Feststoffkonzentrationen.

Daraus wird ersichtlich, dass die Versuche mit $NaCl$ -Konzentration einen ähnlichen Verlauf der Feststoffkonzentration aufzeigen. Die Absinkzeit bis zum Knickpunkt der Feststoffkonzentrationskurve wird bei höherem Salzgehalt (15 g $NaCl/l$) in allen Fällen deutlich verkürzt. Bei $NaCl$ -Konzentrationen ≥ 15 g/l zeigen die vier Diagramme in Abbildung 4 folgende Tendenzen:

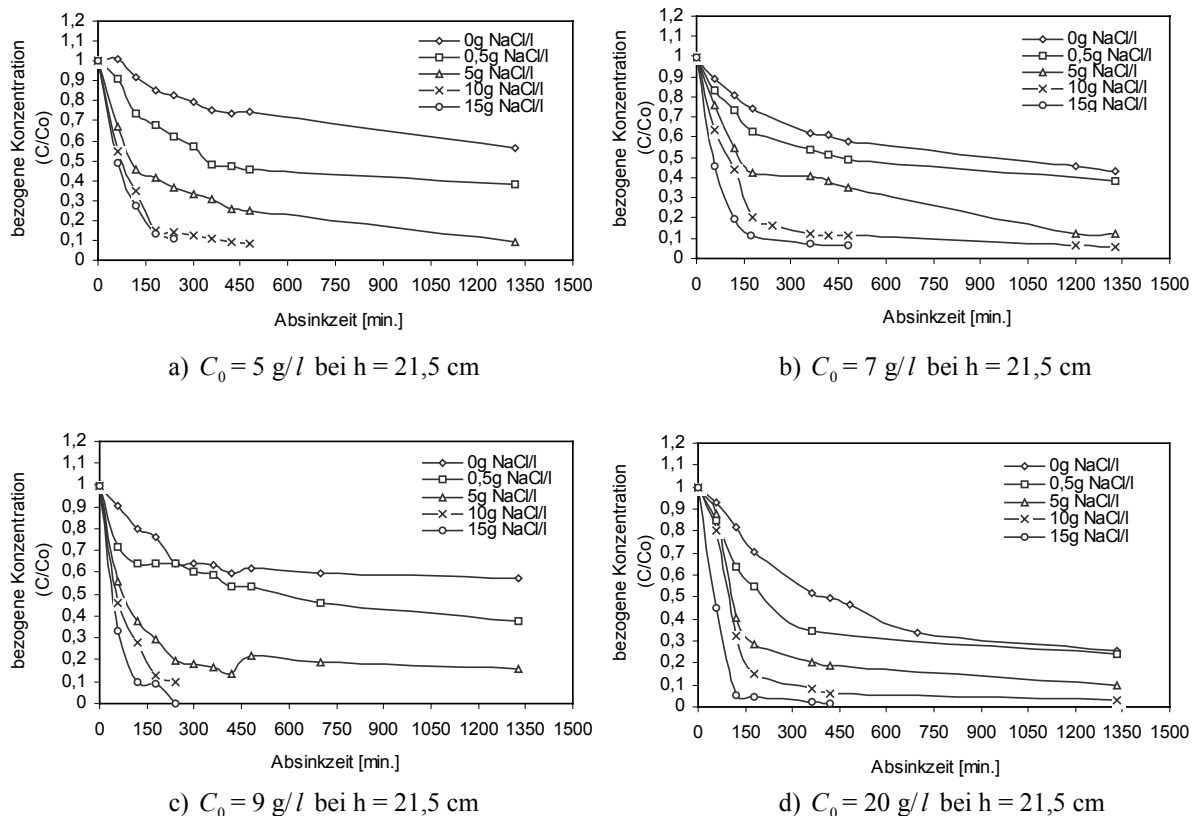


Abb. 5.7: Absinkverhalten von Quarmehl LS 500 als Funktion der Zeit bei unterschiedlichen Anfangskonzentration C_0 von a) 5 g/l, b) 7 g/l, c) 9 g/l und d) 20 g/l und Salzgehalten in destilliertem Wasser

Die Versuche mit hohen Feststoffgehalten (9 g LS500/ℓ, 20 g LS500/ℓ) ergeben die kürzesten Absinkzeiten bis zum Knickpunkt der Konzentrationskurve (ca. 135 min), während bei den niedrigen Feststoffgehalten (5 g LS500/ℓ, 7 g LS500/ℓ) eine längere Absinkzeit von ca. 160 min zu beobachten ist.

Aus Abbildung 5.8 lässt sich ableiten, dass sich aufgrund des steigenden Salzgehaltes die Absinkzeit von Aluminiumoxid (7 g/ℓ) bei einer NaCl-Konzentration ≥ 5 g/ℓ verkürzt. Bei einer NaCl-Konzentration ≥ 5 g/ℓ ist eine Absinkzeit von ca. 120 min bis 300 min zu beobachten (rechts). Dagegen bleiben die Partikel von Quarzmehl (links) bzw. Aluminiumoxid (rechts) in allen Fällen bei einer NaCl-Konzentration von 0,5 g/ℓ noch in Schwebelage.

Damit wird die Erwartung bestätigt, dass bei steigendem Salzgehalt mehr Feststoffpartikel zur Flockenbildung führen. Die entstandenen Flocken sinken erheblich schneller als ein kleiner einzelner Partikel. Durch diese Elektrokoagulation ist auch das Gefüge des Schlammes verändert. In der Quarzmehlprobe mit einer höheren NaCl-Konzentration im Porenwasser werden sichtlich mehrere wabenartige Elemente gebildet (s. Abb. 2.10). Der Grund dafür liegt in der Tatsache, dass die sogenannten van-der-Waals-Kräfte, die eine Anziehung von Molekülen untereinander bewirken, wirksam werden können, wenn sich zwei Partikel einander genügend genähert haben.

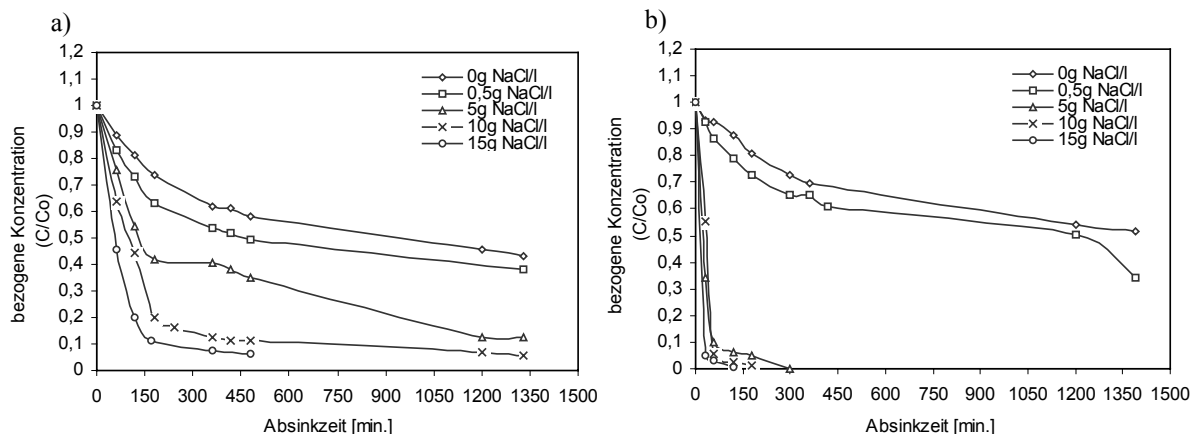


Abb. 5.8: Einfluss des Salzgehaltes auf die Absinkvorgänge von a) Quarzmehl (links) und b) Aluminiumoxid (rechts) der Konzentration von 7 g/ℓ

Wie oben bereits erwähnt, reduziert die zunehmende Salzkonzentration die abstoßenden Coulomb'schen Kräfte zwischen zwei oberflächlich gleich geladenen Teilchen, mit der Folge dass

sich eine zunehmend größere Zahl Feststoffpartikel annähern kann und somit in den Bereich der molekularen Anziehungskräfte kommt.

5.1.4 Einfluss des Feststoffgehaltes auf die Konzentrationsprofile

Den Einfluss der zunehmenden Feststoffmenge auf das Absinkverhalten der homogenisierten Schlammsuspension zeigen Abb. 5.9 und Abb. 5.10 bei unterschiedlichen Konzentrationen im Stillwasser. Bei allen Versuchen wurde destilliertes Wasser verwendet.

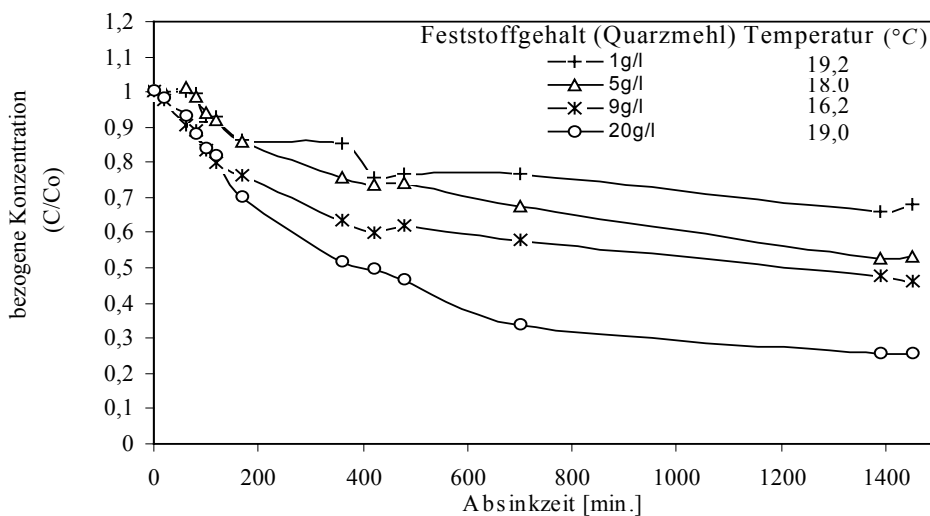


Abb. 5.9: Absinkverhalten in Abhängigkeit von der Untersuchungszeit und der steigenden Feststoffkonzentrationen (Quarzmehl LS500) in einer Höhe von 21,5cm bei einem Wasserstand von 40 cm

Abbildung 5.9 zeigt die Konzentrationsprofile in Abhängigkeit von der Messzeit und vom zunehmendem Feststoffgehalt von Quarzmehl LS500. Diese Werte wurden in einer Messhöhe von 21,5 cm ermittelt, was ungefähr der halben Höhe des Wasserspiegels entspricht. Dabei nimmt die Konzentration, die anfangs bei 1 g/l (19,2°C), 5 g/l (18,0°C), 9 g/l (16,2°C) und 20 g/l (19,0°C) liegt, im Laufe der Zeit (ca. 1450 Minuten) mit einem ähnlichen Verlauf ab. Aus Abbildung 5.1 lässt sich ableiten, dass der Absinkprozess im Bereich einer Temperatur zwischen 16,2 und 19,2°C, d.h. bei einer Temperatur der Suspension < 20,0°C stark von der steigenden Feststoffmenge (Quarzmehl) abhängt.

Abbildung 5.10 zeigt die gemessene Feststoffkonzentration in axialer Richtung des Behälters bei zunehmendem Feststoffgehalt nach einer Zeit von 60 min, 180 min, 420 min und 1840

min. Die Feststoffkonzentrationsverteilung weist für verschiedene Untersuchungszeiten einen näherungsweise exponentiellen Verlauf auf, wobei in einer Höhe von 6.5 cm, 11.5 cm, 16.5 cm, 21.5 cm, 26.5 cm, 31.5 cm und 36.5 cm bei einem Wasserstand von 40 cm gemessen wurde.

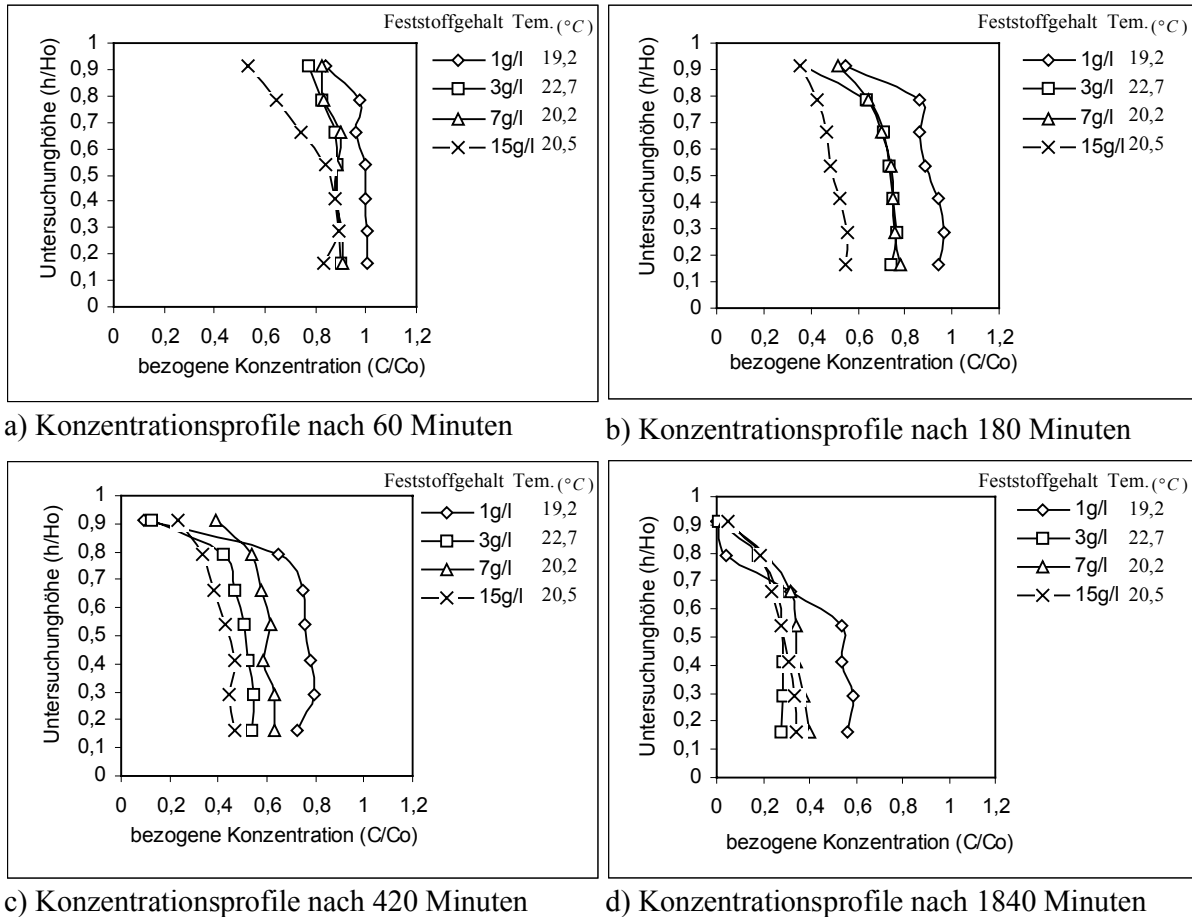


Abb. 5.10: Absinkverhalten in Abhängigkeit von der Untersuchungszeit nach a) 60 min b)180 min, c) 420 min und d) 1840 min und der axialen Messungshöhe bei zunehmender Feststoffkonzentration (Quarzmehl LS500)

Mit zunehmender Untersuchungszeit ändert sich in allen Messbereichen die Feststoffkonzentrationsverteilung von Quarzmehl LS500 merklich, im oberen Behälterbereich nimmt die Feststoffkonzentration schneller ab. Die Partikel werden bei einer Feststoffkonzentration von 3 g/l, bei der die Temperatur von 22,7 °C des destillierten Wasser höher ist als bei den anderen Feststoffkonzentrationen, im Vergleich zu anderen Feststoffgehalten von 1 g/l (19.2 °C), 7 g/l (20.2 °C), 15 g/l (20.5 °C) ab der Untersuchungszeit von 1840 min deutlich beschleunigt.

Hieraus wird ersichtlich, dass die Sedimentationsrate von Quarzmehl stark durch die Temperatur beeinflusst wird. Im Fall einer Suspensionstemperatur $> 20^\circ\text{C}$ wird ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang bei niedriger Feststoffkonzentration (Quarzmehl LS500) von 3 g/l beobachtet.

5.1.5 Einfluss des pH-Wertes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit

Die Abbildung 5.11 zeigt den Einfluss des pH-Wertes im Bereich von 4,2 bis 8,9 auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Aluminiumoxid (CT3000SG) und Quarzmehl LM500 ($d_{50} = 4,0\mu\text{m}$, $\rho = 2,65\text{ g/cm}^3$) in destilliertem Wasser.

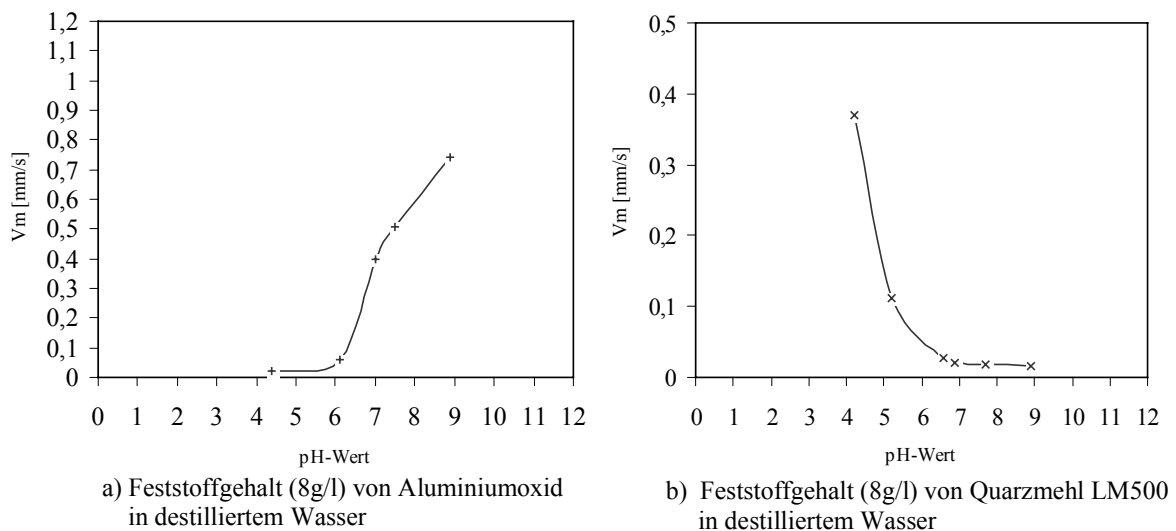


Abb. 5.11 : Einfluss des pH-Wertes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit V_m von
a) Aluminiumoxid und b) Quarzmehl in destilliertem Wasser

Es zeigt sich, dass der pH-Wert selbst einen starken Einfluss auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit hat. Wie in Abbildung 5.11 zu erkennen ist, nimmt die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Aluminiumoxid bei Zugabe von HCl ab. Bei Al_2O_3 lässt sich beobachten, dass die mittlere Absinkgeschwindigkeit mit steigendem pH-Wert bis zu einem Maximum von $0,75\text{ mm/s}$ bei einem pH-Wert von 8,9 ansteigt. Quarz hingegen verhält sich genau gegensätzlich. In saurer Umgebung werden hohe mittlere Absinkgeschwindigkeiten gemessen, die eine starke Ausflockung bewirken. Die hohe mittlere Absinkgeschwindigkeit von

Quarzmehl lässt sich erst ab einem pH-Wert $> 4,2$ ermitteln. In einem alkalischen Medium werden niedrige mittlere Absinkgeschwindigkeiten von Quarzmehl gemessen.

5.1.6 Einfluss des Salzgehaltes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit

In Abbildung 5.12 ist der Einfluss des Salzgehaltes im Bereich von 0 g NaCl/ℓ bis 15 g NaCl/ℓ auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit bei einer Feststoffkonzentration (Quarzmehl LM500) von 4 g/ ℓ und 10 g/ ℓ dargestellt. Es lässt sich ableiten, dass eine höhere Salzkonzentration in allen Fällen eine beschleunigte Absinkgeschwindigkeit des Quarzmehls LM500 bewirkt.

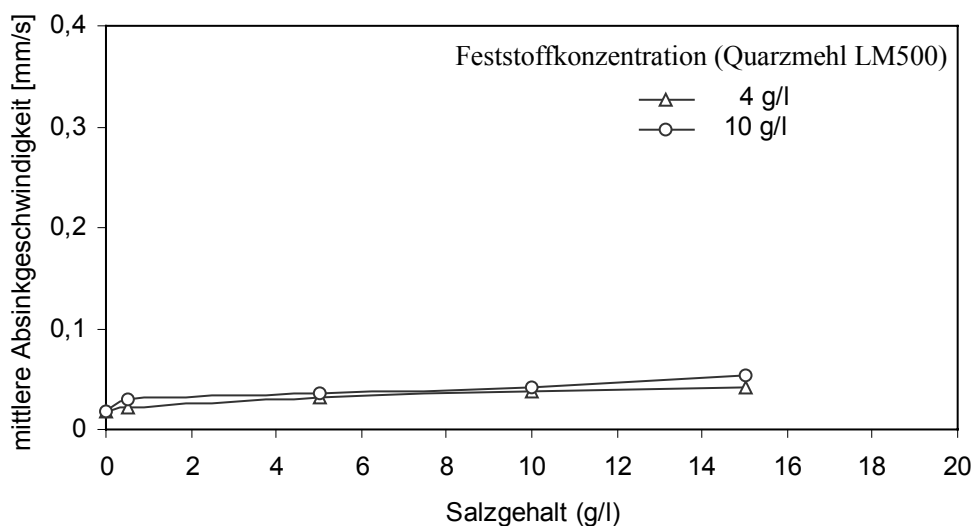


Abb. 5.12: Einfluss des steigenden Salzgehaltes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit

Die größte Absinkgeschwindigkeit von 0,053 mm/s bei 10 g Quarz LM500/ ℓ und von 0,041 mm/s bei 4 g Quarz LM 500/ ℓ ist bei einer Salzkonzentration von 15 g NaCl/ℓ zu beobachten. Dieses Ergebnis zeigt, dass für die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Quarzmehl eine ähnliche Tendenz beobachtet wird, wie von Whitehouse et al. (s. Van Leussen, 1988) für die Absinkgeschwindigkeit von Montmorilloniten im Stillwasser gemessen wurde: mit steigender NaCl -Konzentration steigt die Absinkgeschwindigkeit von Quarzmehl an, während sie für Kaolinite und Illite bereits ab der steigenden Salzkonzentration von 2 % nicht mehr zunimmt.

5.1.7 Vergleich zwischen den numerischen und experimentellen Ergebnissen

Die Feststoffkonzentration wird für den Gleichgewichtszustand mit Hilfe eines numerischem Modells auf der Grundlage der instationären Konvektions- und Diffusionstransportgleichung berechnet und mit den in Abhängigkeit von der Feststoffkonzentration, dem Salzgehalt und dem pH-Wert gemessenen Daten verglichen. Das numerische Modell wird nach dem impliziten Verfahren mit dem zentralen Differenzen-Schema beschrieben. Wie im Kapitel 4.4 besprochen wurde, wird die Genauigkeit für die numerische Berechnung durch die niedrigste Potenz von Δt bestimmt. Dabei ergeben die Berechnung bei Quarzmehl bzw. Aluminiumoxid ein Zeitintervall Δt von 0,05 s und eine räumliche Auflösung Δz von 0,005 m.

Abbildung 5.13 zeigt einen Vergleich der gemessenen Feststoffkonzentrationsverteilung zu den berechneten Werten über die Absinkzeit, die vom zunehmenden Feststoffgehalt abhängig ist. Die Messung der Feststoffkonzentration erfolgt mit der CCD-Kamera bei einer Höhe von 21,5 cm, also ca. auf der halben Höhe des Wasserspiegels von 40 cm. Für die Sinkgeschwindigkeit V wurde die Absinkgeschwindigkeit $V_{s,50\%}$ eingesetzt. $V_{s,50\%}$ steht für die Absinkgeschwindigkeit von Peloiden bei einer Feststoffkonzentration von 50 %. Sie beträgt 0,0048 mm/s bei einer Anfangsfeststoffkonzentration (c_0) von 3 g/l und 0,008 mm/s bei 20 g/l.

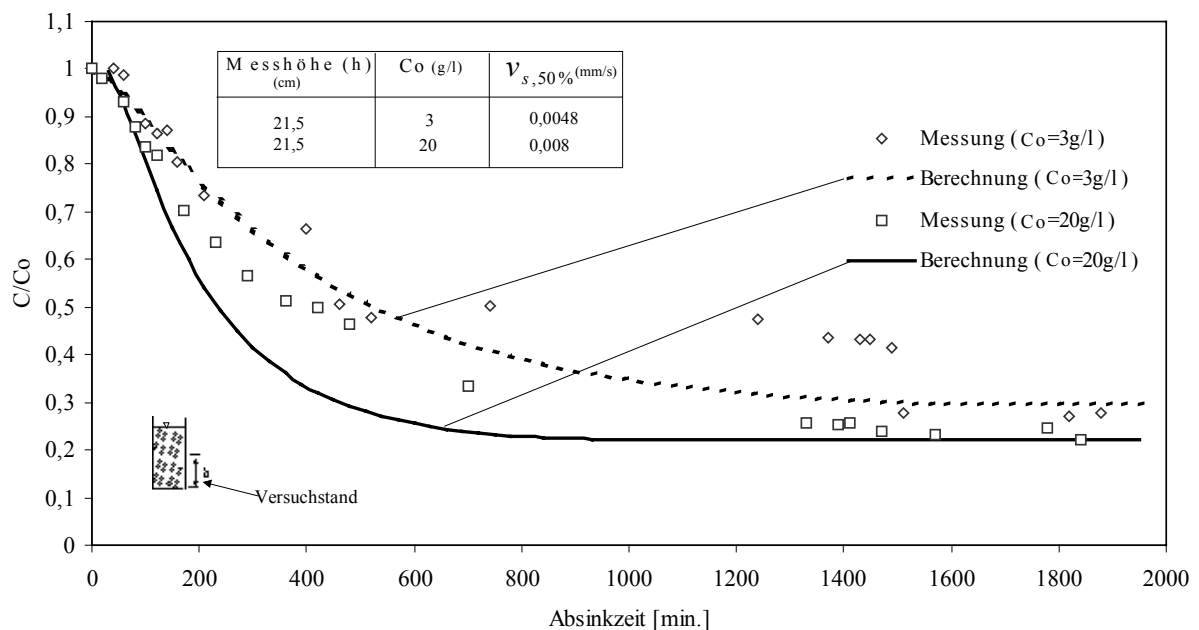


Abb. 5.13: Vergleich berechneter Werte mit den in Abhängigkeit von der unterschiedlichen Feststoffmenge (Quarzmehl) gemessenen Werte

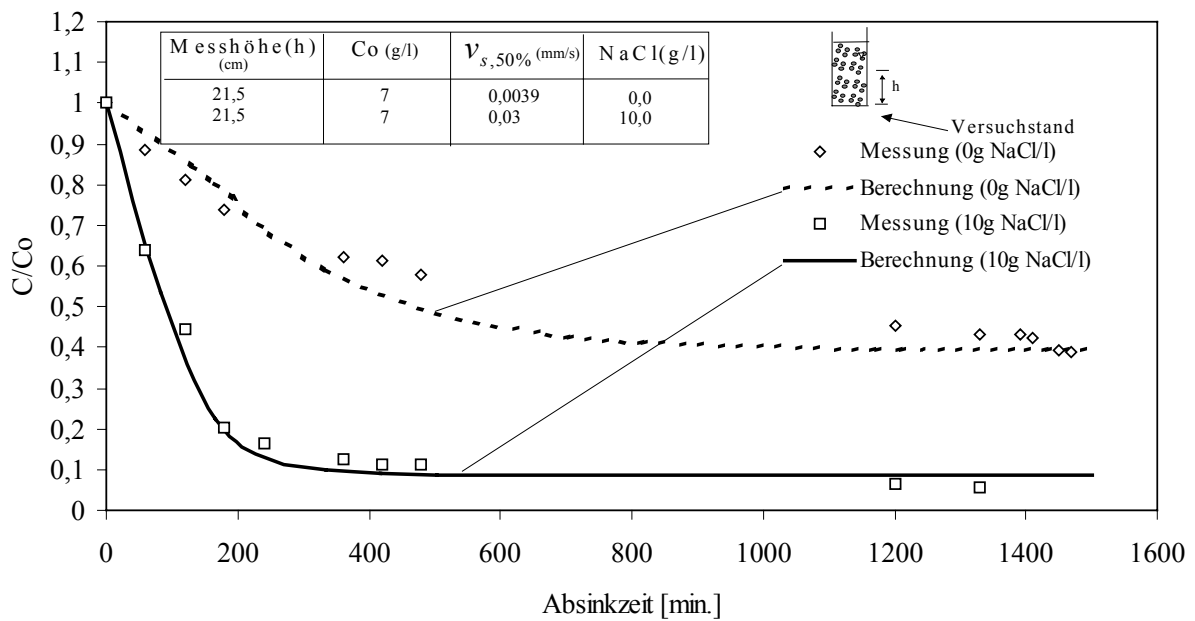


Abb. 5.14: Vergleich gemessener und berechneter Werte bei verschiedenem Salzgehalt mit einer Feststoffkonzentration von Quarzmehl (7 g/l)

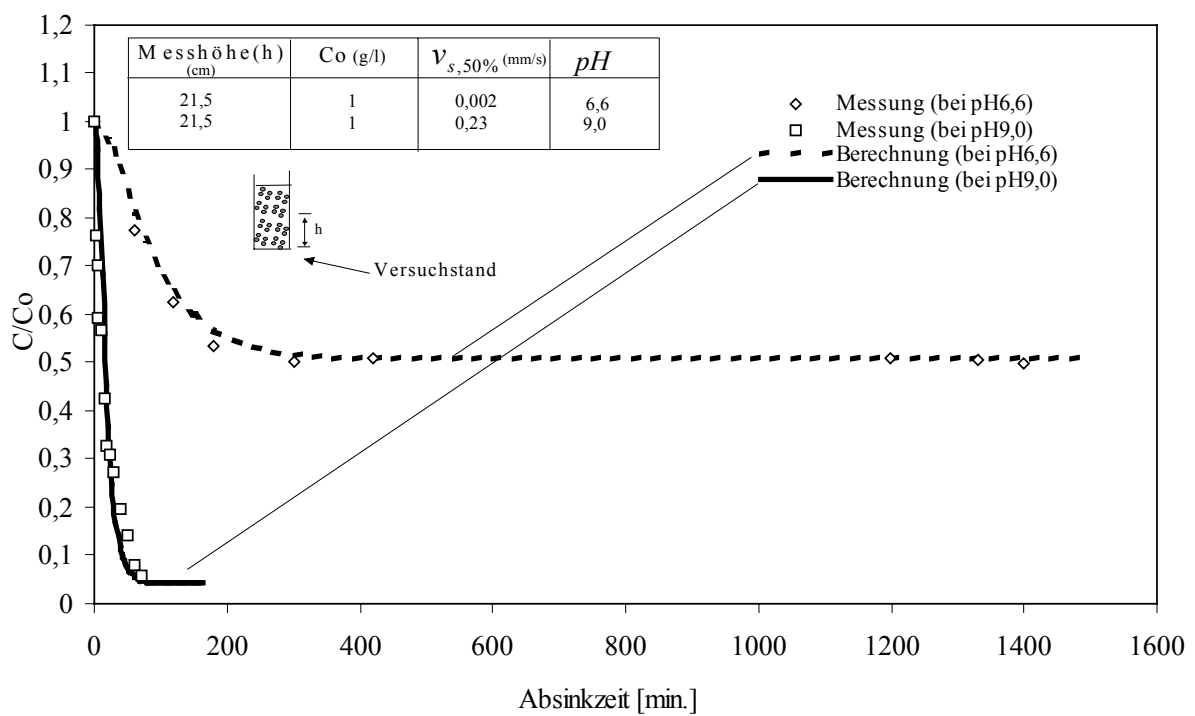


Abb. 5.15: Vergleich gemessener und berechneter Werte bei pH 6,6 bzw. pH 9,0 mit einer zugegebenen Feststoffkonzentration (Al_2O_3) von 1 g/l

In Abhängigkeit vom unterschiedlichen Salzgehalt wurden auch die Feststoffkonzentrationsprofile mit den numerischen Werten sowie mit den experimentellen Ergebnissen verglichen in Abbildung 5.14, wobei die mittlere Absinkgeschwindigkeit 0,0039 mm/s ohne Salzgehalt und 0,03 mm/s bei einer Salzkonzentration von 10g $NaCl/\ell$ betrug. Ab einer Absinkzeit von 750 min ohne Ionenzugabe und 300 min bei einer Salzzugabe von 10g $NaCl/\ell$ wird die Gleichgewichtskonzentration erreicht.

Zum Vergleich sind in Abb. 5.15 Konzentrationsverläufe in Abhängigkeit von dem pH-Wert bei einer Höhe von 21,5 cm, also ca. auf der halben Höhe des Wasserspiegels von 40 cm dargestellt, die durch numerische Lösung der Differentialgleichung (4.15) gewonnen wurden. Experimentelle Beobachtungen des Absinkverhaltens (Abb. 5.15) zeigen, dass die Konzentration abnimmt und sich ab einer Absinkzeit von ca. 200 min bei pH 6,6 der Gleichgewichtskonzentration nähert. Die Übereinstimmung zwischen den gemessenen Verläufen und den berechneten Kurven ist zufriedenstellend, wobei die mittlere Absinkgeschwindigkeit 0,002 mm/s bei pH 6,6 bzw. 0,23 mm/s bei pH 9,0 beträgt.

Wie in Abb. 5.13, 5.14 und 5.15 zu sehen ist, zeigt der Vergleich zwischen den numerischen und experimentellen Ergebnissen in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Parametern ($NaCl$, pH) eine gute Übereinstimmung.

5.1.8 Zusammenfassung der Messergebnisse und Diskussion

5.1.8.1 Absinkverhalten von Peloiden unter dem Einfluss der Ionenzugabe

Bei der Immobilisierung von Feststoffen (Quarzmehl, Aluminiumoxid) in einer Suspension wurden die Absinkvorgänge in Abhängigkeit von gelösten Ionen an Gewässersohlen untersucht, da bei den Feinstpartikeln weder die Diffusion noch chemisch-physikalische Wechselwirkungen vernachlässigt werden dürfen. Laboruntersuchungen haben eine erhebliche Bedeutung des Ionengehaltes ($NaCl$) bzw. des pH-Wertes für die physiko-chemischen Vorgänge im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff bestätigt.

Der pH-Wert beeinflusst in hohem Maße die Absinkvorgänge von Aluminiumoxid und Quarzmehl. Beim Absinken von Al_2O_3 -Pulver ist die Wirkung des pH-Wertes bei verschiedenen Feststoffmengen (1 g/ ℓ , 5 g/ ℓ , 20 g/ ℓ) in destilliertem Wasser zu beobachten. Bei pH 4

weist die relative Feststoffkonzentration C/C_0 (C_0 : Anfangskonzentration) etwa 100 min nach Versuchsbeginn einen Wert von über 0,9 auf, während die Partikel nach einer kürzeren Zeit (ca. 10 min bis 80 min) bei pH 9 absinken. Nach ca 17280 min wird bei pH 4 die relative Feststoffkonzentration von 0,5 unterschritten. Dabei ist das Absinkverhalten offenbar unabhängig von der Feststoffkonzentration. Die elektrostatische Abstoßung verhindert nicht nur die Agglomeration sondern auch das Absinken der Partikel aufgrund statischer und hydrodynamischer Vorgänge. Bei pH 6,6 nimmt die Konzentration bis zu einer relativen Konzentration von 0,5 schneller ab und nähert sich der Gleichgewichtskonzentration. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse wird die Vermutung bestätigt, dass in saurem Medium bei pH 9 infolge der van-der-Waals-Kraft mehr Partikel von Al_2O_3 kollidieren und somit zur vermehrten Flockenbildung führen, wodurch die Absinkzeit verkürzt wird. Dabei verändert sich der mittlere gemessene Korndurchmesser $d_{s,50}$ im Verlauf des Absinkvorganges bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen (Al_2O_3). Bei einer Anfangskonzentration (Al_2O_3) von 1 g/ℓ vergrößert sich der mittlere Korndurchmesser $d_{s,50}$ von ca. 0,15 μm (pH 4) auf ca. 13,5 μm (pH 9). Für pH 9 bis 7 sinken 10 bis 50 μm i.W. große Sekundärpartikel von Al_2O_3 ab und bilden infolge der van-der-Waals-Anziehung ein wabenartiges Sedimentgefüge mit einem Feststoffvolumenanteil $\alpha_s \approx 0,15$. Für pH 6 bis 4 sinken i.W. Primärpartikel $< 1 \mu m$ ab (Gudehus et al, 2001). Der Verlauf der Abnahme der Konzentration von Al_2O_3 während des Absinkens in Abhängigkeit des pH-Wertes ist dem ähnlich, der von Kaolin durch Metha und Partheniades (1975) bei unterschiedlichen Sohlschubspannungen im Kreisgerinne gefunden wurde.

Aufgrund der o. g. Beobachtungen und Ergebnisse wird die Vermutung bestätigt, dass in saurem Medium bei pH 9 infolge der van-der-Waals-Kräfte mehr Partikel von Al_2O_3 kollidieren und somit zur vermehrten Flockenbildung führen, wobei damit aufgrund des größeren Korndurchmesser die Absinkzeit verkürzt wird (Abb. 5.1). Zum Beispiel vergrößert sich bei einer Konzentration von 5 g/ℓ der mittlere Korndurchmesser $d_{s,50}$ von ca. 0,15 μm (pH 4) auf ca. 23 μm (pH 9). Im Gegensatz dazu verhindert bei pH 4 die elektrostatische Abstoßung nicht nur die Agglomeration, sondern auch das Absinken der Partikel aufgrund statischer und hydrodynamischer Vorgänge.

Darüber hinaus wird bei Aluminiumoxid die mittlere Absinkgeschwindigkeit bei Zugabe von $NaOH$ größer. In einem alkalischen Medium ist eine niedrige mittlere Absinkgeschwindigkeit

von Quarzmehl zu beobachten. Der Grund für den umgekehrten Verlauf der Absinkgeschwindigkeitskurve bei Quarz im Gegensatz zu Al_2O_3 im pH-Bereich von 4,2 bis 8,9 (vgl. Abb. 5.11) liegt darin, dass für den betrachteten pH-Bereich von 6,5 bis 8,0 die elektrostatische Oberflächenladung von Quarz (SiO_2) negativ, von Aluminiumoxid ($\gamma-Al_2O_3$) hingegen positiv ist (Stumm und Morgan, 1970). Insbesondere nimmt oberhalb eines pH-Wertes von 9 die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Aluminiumoxid wieder ab, wie in Abbildung 5.16 zu erkennen ist. Im pH-Bereich von 4,2 bis ca. pH 6 verbleiben Al_2O_3 -Partikel sehr lange in Suspension. Damit ist deren mittlere Absinkgeschwindigkeit sehr niedrig. Das Absinkverhalten von Aluminiumoxid unterscheidet sich aufgrund der unterschiedlichen Suspensionsstrukturen, die durch die Wirkung der abstoßenden Kräfte bzw. der Van-der-Waals-Kräfte zwischen den Atomen der Teilchen entstehen. Reinshagen et al (2001) untersuchte die Viskosität einer Al_2O_3 -Suspension mit einer mittleren Feststoffvolumenkonzentration (35 Vol.-%) in Abhängigkeit vom pH-Wert. Die Viskosität nimmt im Bereich von pH 5 bis pH 9 zu und verringert sich oberhalb pH 9, während sie im sauren Bereich zwischen pH 3 und pH 5 niedrig ist.

Die Untersuchungsergebnisse haben auch den signifikanten Einfluss des zunehmenden Salzgehaltes, der zur Ausflockung und damit zum Absinken der Partikel führen kann, auf das Absinkverhalten von Aluminiumoxid und Quarzmehl im Zweiphasensystem (Wasser/Feststoff) bestätigt. Bei einer geringen Salzkonzentration von 0,5 g NaCl/l bleiben mehr Partikel von Aluminiumoxid (CT3000SG) bzw. Quarzmehl (im Bereich einer Konzentration von 1 g/l bzw. 7 g/l) in Schwebelage als bei hohen Salzkonzentrationen. Im Vergleich zum Quarzmehl wird ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang von Al_2O_3 -Pulver bei einer NaCl-Konzentration ≥ 5 g/l im gesamten Bereich des Behälters beobachtet. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass dieser Feststoff auf eine Salzkonzentration ≥ 5 g/l stärker als Quarzmehl reagiert. Die axialen Feststoffkonzentrationskurven von Quarzmehl als Funktion der Salzkonzentration weisen einen logarithmischen Verlauf auf. Die mittlere Absinkgeschwindigkeit von Quarzmehl bei einem pH-Wert von 6,5 bzw. Aluminiumoxid (CT3000SG) bei einem pH-Wert von 6,6 erhöht sich bei hohem Salzgehalt unabhängig von der Art des Stoffes. Abbildung 5.17 enthält eine Zusammenfassung über den Einfluss des Salzgehaltes auf das Absinkverhalten von Quarzmehl bzw. Aluminiumoxid bei einer Anfangskonzentration von 1 g/l in einer Höhe von 21,5 cm bei einem Wasserspiegel von 40 cm.

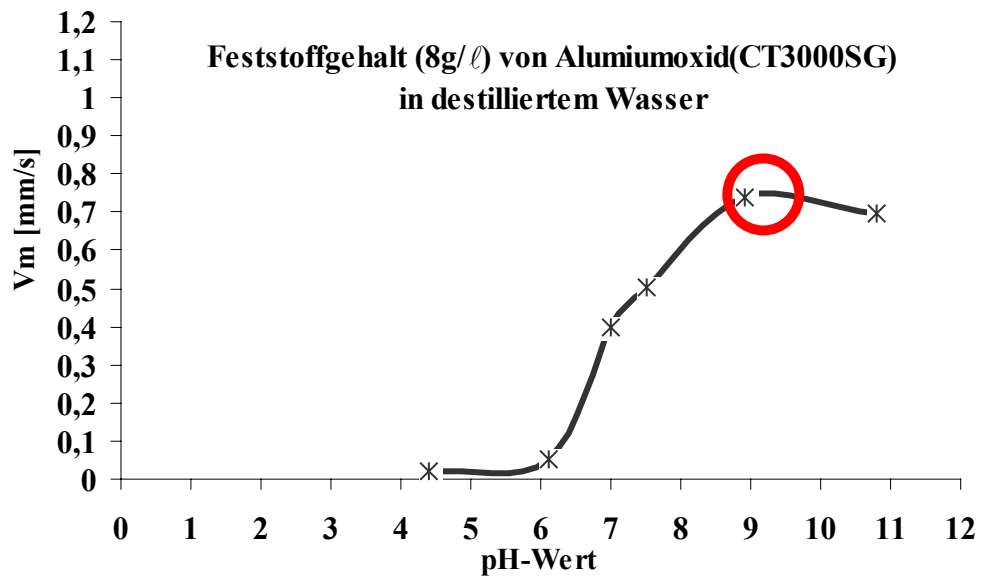


Abb. 5.16: Absinkgeschwindigkeit von Al_2O_3 - Pulver über pH-Wert

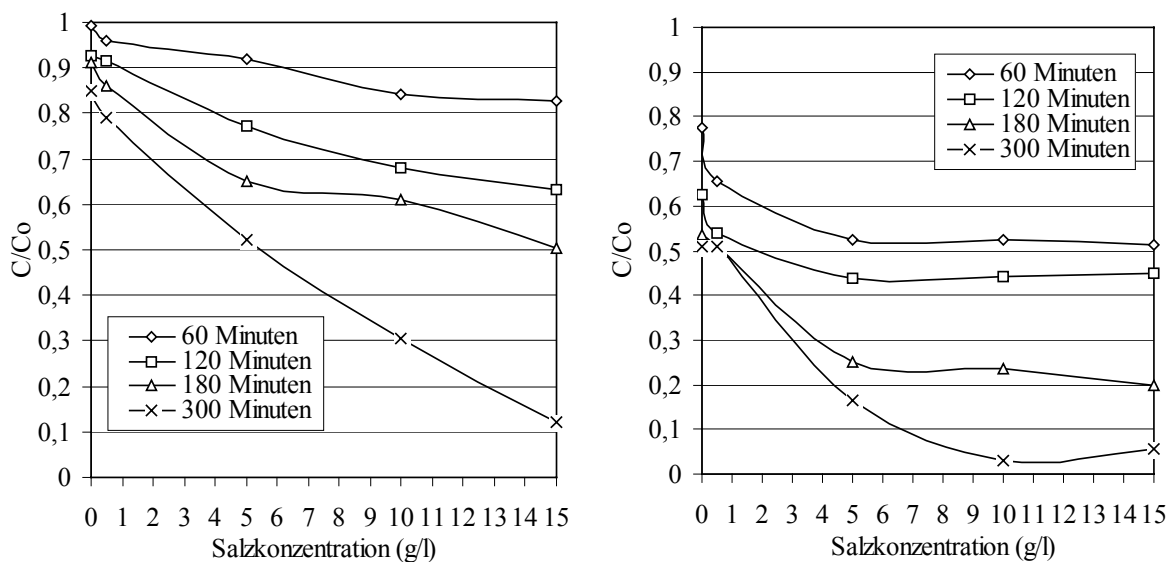


Abb.5.17: Einfluss des Salzgehalts auf das Absetzverhalten von Quarzmehl LS500 (links) bzw. Aluminiumoxid CT 3000SG (rechts) bei 1 g/l ($h = 21,5\text{cm}$)

Bei einem Salzgehalt ab $0,5 \text{ g NaCl/l}$ übersteigen die Auswirkungen der Flockenbildung den Einfluss des zunehmenden Gewichtes der Suspension bei weitem. Die Ablagerung nimmt relativ schnell mit steigendem Salzgehalt zu. Nach einer Zeit von 300 min ist die bezogene Feststoffkonzentration in Höhe der Messung für eine Salzkonzentration $> 10 \text{ g NaCl/l}$ ungefähr auf ca. 0,1 für Quarzmehl bzw. auf ca. 0,08 für Aluminiumoxid zurückgegangen, während in der gleichen Zeit für die Quarzmehlsuspension ohne Salzzugabe noch eine relative Feststoffkonzentration von ca. 0,82 bzw. für die Aluminiumoxidsuspension eine relative Feststoffkonzentration von ca. 0,51 in derselben Höhe gemessen werden konnte. Aus dem Diagramm wird außerdem ersichtlich, dass bei einem höheren Salzgehalt die Sedimentation der Partikel im Lauf der Zeit ansteigt, da eine stärkere Anziehung zwischen den Partikeln wirkt.

Migniot (1968) beobachtete, dass die Absinkgeschwindigkeit bei niedrigen Feststoffkonzentrationen ab einer Salinität von 3 ppt (parts per thousand) und bei höheren Feststoffkonzentrationen ab einer Salinität von 10 ppt konstant ist. Owens Untersuchungen (s. Burt, 1986) mit Schlamm aus der Mündungsregion des Avon bestätigten den Flockungseinfluss des Salzgehaltes. Seine Ergebnisse zeigten einen fast linearen Zusammenhang zwischen Salzgehalt im Bereich von 0 bis 28 ppt und Absinkgeschwindigkeit bei der Feststoffkonzentration von 250, 1000 und 4000 ppm.

Bei einem Salzgehalt unter 30 g/l wiegt der Einfluss der Flockenbildung bei weitem den des zunehmenden Gewichtes der Suspension auf, und die Sinkgeschwindigkeit nimmt ziemlich schnell mit steigendem Salzgehalt zu. Im Bereich der verzögerten Absinkgeschwindigkeit (engl. „hindered settling“) ist der Salzeinfluss am geringsten, in niedrigen Konzentrationsbereichen am größten (Owen, 1970). Bei hohen Salzkonzentrationen (NH_4Cl) und bei einer ausreichend hohen Feststoffkonzentration, bei denen sich ein zusammenhängendes Partikelnetzwerk ausbilden kann, wird kein Sediment beobachtet. Hier sind alle Partikel in Flocken gebunden (Reinshagen et al., 2002).

Das beschleunigte Absinkverhalten von Quarzmehl hängt bei einer Temperatur zwischen $16,2$ bis $19,2^\circ\text{C}$ nur von der zunehmenden Feststoffmenge im Bereich von 1 g/l bis 20 g/l ab. Im Fall einer Temperatur $\geq 20^\circ\text{C}$ wird jedoch ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang beobachtet.

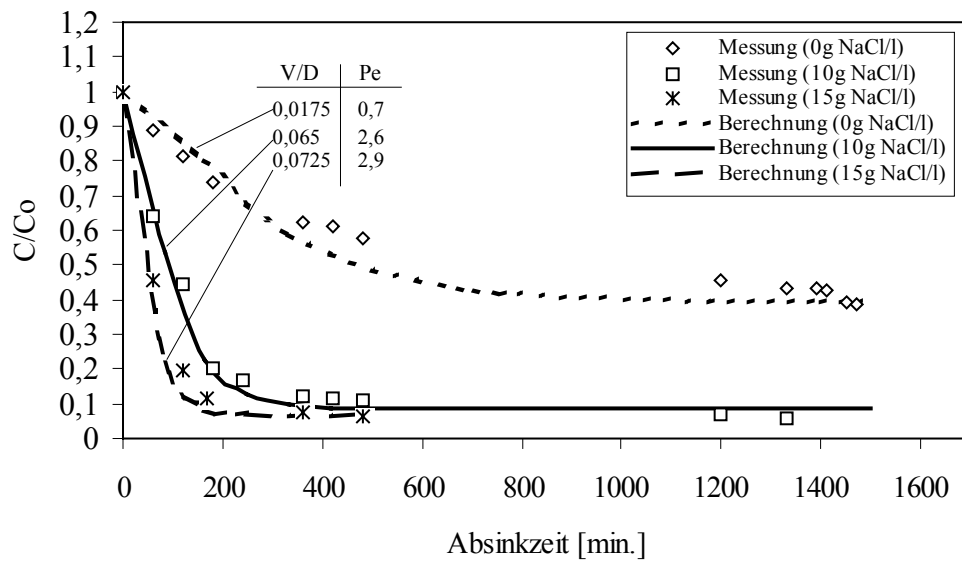
Darüber hinaus üben die Form, die Größe und die Dichte des verwendeten Feststoffes einen großen Einfluss auf das Absinkverhalten aus:

$$f(\text{Salzgehalt, Form, Größe, Dichte, Temperatur, pH, ...})$$

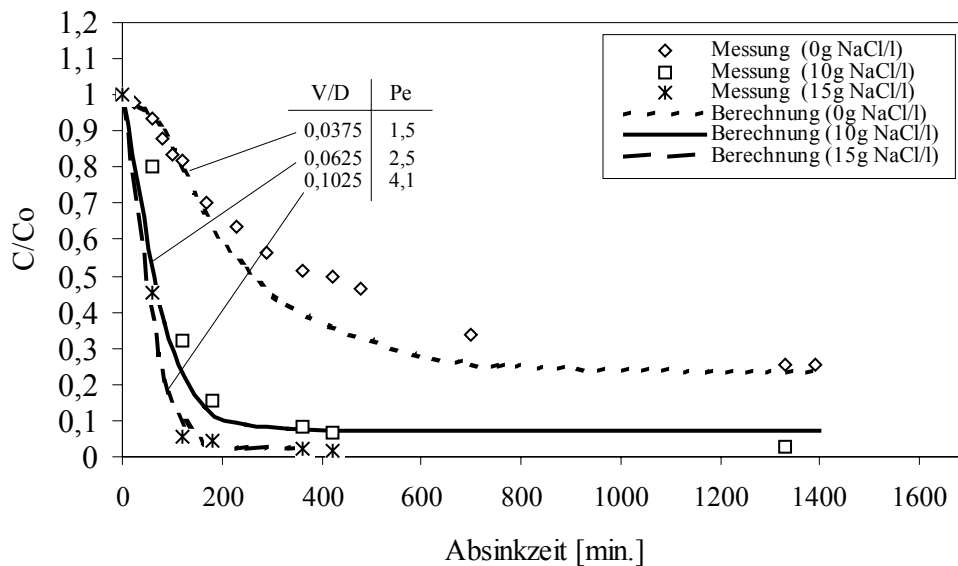
5.1.8.2 Berechnung der Feststoffkonzentration nach dem numerischen Modell

Mit Hilfe des in Abschnitt 4 vorgestellten numerischen Modells (Kim et al., 2002) kann eine eindeutige Vorhersage über das Absinkverhalten von Peloiden im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff bei Ionenzugabe beschrieben werden. Dieses Modell soll die Feststoffkonzentrationsprofile mit einer Variation der Pecletzahl ($Pe = Vh/D$) berechnen, mit denen eine noch bessere Übereinstimmung erzielt werden kann. Die Pecletzahl ($Pe = Vh/D$), die das Verhältnis von konvektivem zu diffusivem Transport beschreibt, stellt einen wichtigen Parameter für Absinkvorgänge kohäsiver Partikel dar. Die berechneten Werte sollen mit Hilfe des numerischen Modells dazu dienen, die Versuchsergebnisse quantitativ zu verifizieren. Das Modell, welches auf einem impliziten Verfahren basiert, ist zur Einhaltung der Stabilitätskriterien unabhängig von der vertikalen Diffusion und der Partikelfallgeschwindigkeit. Bei den berechneten Werten wird ein implizites zentrales Verfahren mit $\Delta z = 5 \cdot 10^{-3}$ m und $\Delta t = 5 \cdot 10^{-2}$ s verwendet.

In Abbildung 5.18 ist der Vergleich der berechneten Werte zu den gemessenen Ergebnissen in Abhängigkeit von der Ionenzugabe ($NaCl$) in destilliertem Wasser dargestellt. Die Übereinstimmung zwischen geschlossener und numerischer Lösung ist gut. Bei kleinen Pecletzahlen bleiben die Feststoffe über die Absinkzeit längen in Schwebelage. Bei großen Pecletzahlen steigen jedoch die Partikelkonzentrationen in Sohlhöhe stark an. Die Berechnungen zeigen, dass ein Einfluss der physikalisch-chemischen Parameter ($NaCl$) auf den Absinkvorgang bei einer Variation der Pecletzahl ($Pe = Vh/D$) zwischen 0,7 - 4,1 bei Feststoffkonzentrationen von 7 g/l und 20 g/l ausgeschlossen werden kann. Dieses numerische Modell lässt im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff eine deutliche Abhängigkeit des Parameters Pecletzahl von der Ionenzugabe ($NaCl$) erkennen. Desweiteren deutet der Verlauf der berechneten im Vergleich zu den gemessenen Konzentrationsverläufen (Abb. 5.18) darauf hin, dass mit einer Variation des Diffusionskoeffizienten eine noch bessere Übereinstimmung erzielt werden kann.



a) Anfangskonzentration (Quarzmehl) von 7 g/l



b) Anfangskonzentration (Quarzmehl) von 20 g/l

Abb. 5.18: Berechnete Feststoffkonzentrationsverläufe bei unterschiedlichem Salzgehalt bei einer Anfangskonzentration (Quarz) von 7 g/l (oben) und 20 g/l (unten)

Dadurch wurde die Pecletzahl ($Pe = Vh/D$) systematisch variiert. Eine Vergrößerung der Pecletzahl bedeutet bei unterschiedlicher Ionenzugabe ($NaCl$) entweder einen Anstieg der Absinkgeschwindigkeit oder eine Verringerung des Dispersionskoeffizienten.

Um die Bewegung der suspendierten Partikel in einem Versuchsbehälter mit Hilfe des vorgestellten numerischen Modells voraussagen zu können, ist es notwendig, eine Partikelfallgeschwindigkeit V und einen vertikalen turbulenten Diffusionskoeffizienten D zu spezifizieren. Die Ermittlung dieser Parameter erweist sich in der Praxis als sehr schwer, da im Vergleich zu gröberem Sedimenten (Kies und Sand) die Absinkgeschwindigkeit von mineralischen Feinstpartikeln sowohl von der Gravitation bestimmt als auch durch physikalische, elektrochemische und biochemische Vorgänge (Flockenbildung) beeinflusst wird. Im Folgenden wird die Absinkrate ermittelt, die eine Funktion der Pecletzahl und der Gitterpecletzahl Vh/D und somit für die Genauigkeit der numerischen Lösung wichtig ist. Sie wird durch experimentelle Untersuchungen gemessen oder über empirische Beziehungen abgeschätzt.

Für V/D ergibt sich aufgrund experimenteller Daten aus der Beschreibung der Konzentrationsverteilung dc/dy unter der Wirkung des Schwerfeldes mit Hilfe der eindimensionalen Diffusionsgleichung:

$$\frac{d \ln c}{dy} = -\frac{V}{D} \quad (5.22)$$

Dabei werden die vertikale Komponente der Fließgeschwindigkeit und der turbulente Austausch in Fließrichtung vernachlässigt.

Die Werte von V/D können aus der Kurvenneigung an jeder axialen Messstelle berechnet werden. Abbildung 5.19 zeigt den Einfluss der zunehmenden Salzmenge auf V/D bei einer Feststoffkonzentration von 20 g/l in destilliertem Wasser. Daraus wird ersichtlich, dass die berechneten Werte von V/D von der Salzmenge abhängig sind. V/D vergrößert sich mit zunehmendem Salzgehalt. Dabei liegt der Wert von V/D im Bereich von $0,0025 \text{ cm}^{-1}$ bis $0,6 \text{ cm}^{-1}$. Die Feststoffkonzentrationen wurden für unterschiedliche Untersuchungszeiten in einer Höhe von 6.5 cm , 11.5 cm , 16.5 cm , 21.5 cm , 26.5 cm , 31.5 cm und 36.5 cm bei einem Wasserstand von 40 cm gemessen.

Die vorliegenden Messdaten können mit Hilfe einer in dieser Arbeit entwickelten

numerischen Modellierung bei einer mittleren Absinkgeschwindigkeit $V_{s,50\%}$ und einem vertikalen turbulenten Diffusionskoeffizient D angepasst werden. Im Fall kleiner Geschwindigkeiten V oder eines großen Diffusionskoeffizienten D geht die Pecletzahl gegen Null, die Konvektion kann vernachlässigt werden. Um mit Hilfe der derzeitigen numerischen Modellierung das Absinkverhalten von mineralischer Feinstgranulat-Fluid-Aggregation voraussagen zu können, sollten jedoch weitere physikalisch-chemische Effekte wie Flockung, Konsolidierung und Erosion berücksichtigt werden.

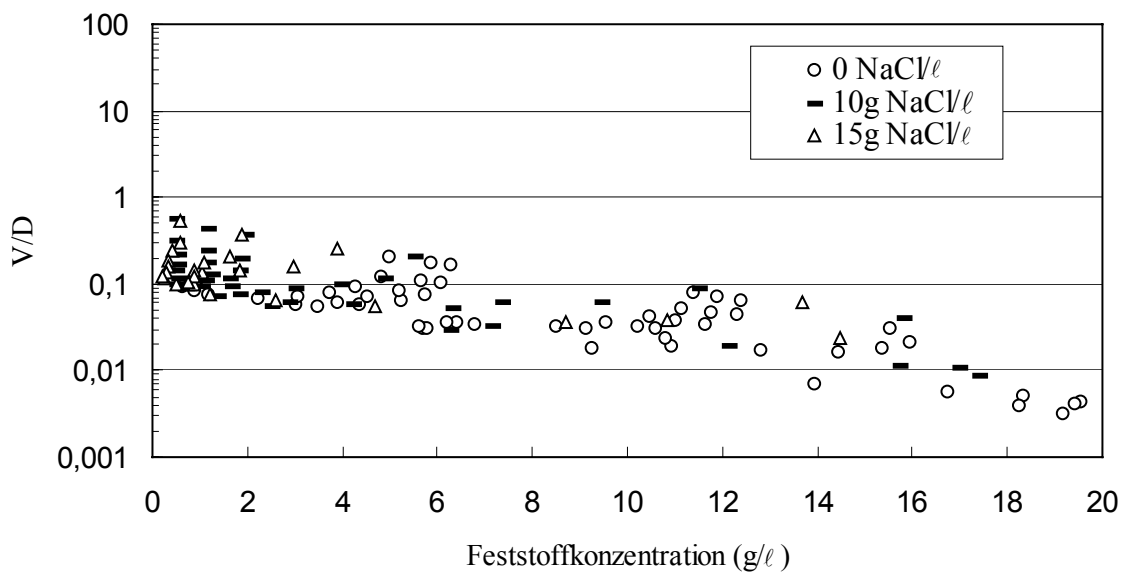


Abb. 5.19: Einfluss der steigenden Salinität auf V/D [cm^{-1}] von Quarz

5.2 Resuspension der abgelagerten Peloide im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft

Es wurde die gemessene Feststoffkonzentration für die Untersuchung der Resuspensionsprozesse der abgelagerten Peloide in Abhängigkeit von der eingegebenen Feststoffkonzentration sowie von Gasblasen und von der Konsolidationszeit bei hohem pH-Wert ermittelt. Hierbei sollen die Auswirkungen der wechselseitigen Beeinflussung von Gasblasen und Feinstmaterial in der Suspension während des Sedimentationsprozesses auf die Frage hin untersucht werden, unter welchen Voraussetzungen sich besonders stabile Ablagerungen bilden können. In diesem Blasenversuchsbehälter ist der Einfluss des Durchmessers und von Eckwirbeln auf die mittleren Blasengrößen vernachlässigbar. Außerdem lässt eine solche Konstruktion für weite Bereiche von Luftvolumenströmen eine homogene Blasenströmung aufgrund der komplexen Strömungsstruktur im heterogenen Strömungsbereich auf das Absinkverhalten von Peloiden erwarten. Im Bereich geringer Gasdurchsätze liegt eine homogene Blasenströmung vor. Diese Strömungsform ist durch Blasen nahezu einheitlicher Größe gekennzeichnet. Damit eine Blase möglichst lange im Wasser verbleibt, sollte die Blasenauftiegeschwindigkeit nicht zu groß sein. Diese Voraussetzungen erfüllen kleine Blasen, die eine sehr starre Oberfläche haben. Erste Versuche zur Blasenenerzeugung mit Sinterstoffen und Filtergeweben zeigten, dass sich die Luft immer den Weg des geringsten Widerstandes sucht.

5.2.1 Resuspensionsprozesse bei zunehmender Luftvolumenströmung

Abbildung 5.20 zeigt die vertikale Konzentrationsverteilung für die Konsolidationszeit $t_k = 45$ Minuten bei der Untersuchung der Resuspension der abgelagerten Peloide. Mit steigenden Luftvolumenströmung im Bereich von b) 103.01 ℓ/h , c) 193.53 ℓ/h und d) 547.09 ℓ/h wird diese Untersuchung bei einem hohen pH-Wert von 9 durchgeführt, wobei hier die Festigkeit am größten ist (Gudehus et al., 2002). Als Feststoff wurde Aluminiumoxid (CT 3000 SG) mit $d_{50} = 0,7 \mu m$ (bei pH 7,0) in einer Konzentration von 7 g/ℓ zugegeben. Das Aluminiumoxidpulver ließ sich zuerst in destilliertem Wasser bei einer Temperatur von 20°C mit Hilfe des Thermostats dispergieren. In y-Richtung ist die dimensionslose Untersuchungshöhe h_0/H_0 mit der unbegasteten Suspension H_0 als Bezugswert aufgetragen, in y-Richtung die bezogene Feststoffkonzentration. Die dargestellten Messpunkte repräsentieren die mittlere

Feststoffkonzentration in einem Abschnitt von 10 cm zwischen zwei Messpunkten A und B. Erst nachdem sich der in Suspension gemischte Feststoff abgesetzt hatte, wurde mit der Luftzufuhr begonnen. Bei hohem pH 9 ohne Luft neigt Al_2O_3 stärker zur Flockung (Abb.5.1) und damit nach 45 Minuten später zum Absinken (Abb. 5.20a).

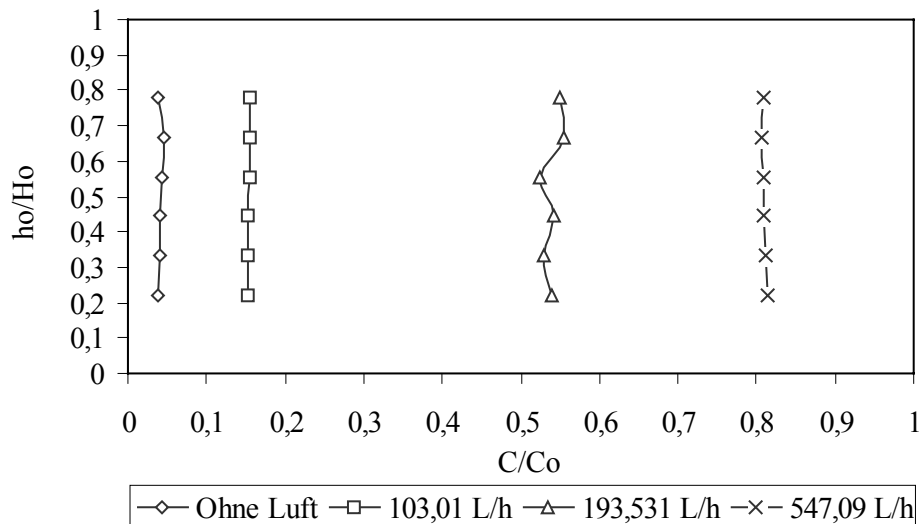


Abb. 5.20: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe h_0/H_0 bei pH 9, eingegebener Konzentration von $7\text{g}/\ell$ und Konsolidationszeit $t_k = 45$ Minuten

Im Gegensatz dazu können nach 45 Minuten mit dem Beginn der Zugabe von Luft die Partikel bei steigenden Luftströmen bzw. Gasgehalt mehr in Schwebelage gehalten werden (Abb. 5.20 b, c, d). Über der Behälterhöhe ist der Anstieg der Resuspensionskonzentration nahezu konstant. Der Gasgehalt $\varepsilon_g = (H_1 - H_0)/H_1$ (Gesamthöhe H_1 , unbegaste Höhe H_0) veränderte sich um 0,0033 bei einem Luftvolumen von $103,01 \ell/\text{h}$, um 0,027 bei $193,5 \ell/\text{h}$ und um 0,042 bei $547,09 \ell/\text{h}$. Die Steigung der axialen Feststoffverteilung ist größer in der Suspension von Al_2O_3 zwischen dem oberen und dem unteren Bereich des Versuchstandes.

Abbildung 5.21 zeigt die Abhängigkeit der Konzentrationsprofile von der unterschiedlichen Feststoffmenge. Aus dem Diagramm wird ersichtlich, dass bei einer niedrigen eingegebenen Feststoffkonzentration ($5 \text{g}/\ell$) die axiale Feststoffkonzentration in der Suspension höher liegt als bei einer höheren eingegebenen Feststoffmenge ($10 \text{g}/\ell$ bzw. $20 \text{g}/\ell$). Dabei liegt die bezogene Konzentration der abgelagerten Partikel bei einer zugegebenen Feststoffmenge ($5 \text{g}/\ell$) im Bereich zwischen 0,75 und 0,8. Dagegen beträgt sie bei der eingegebenen Konzentration von $10 \text{g}/\ell$ bzw. $20 \text{g}/\ell$ unter 0,5 bei einem pH-Wert von 8,1.

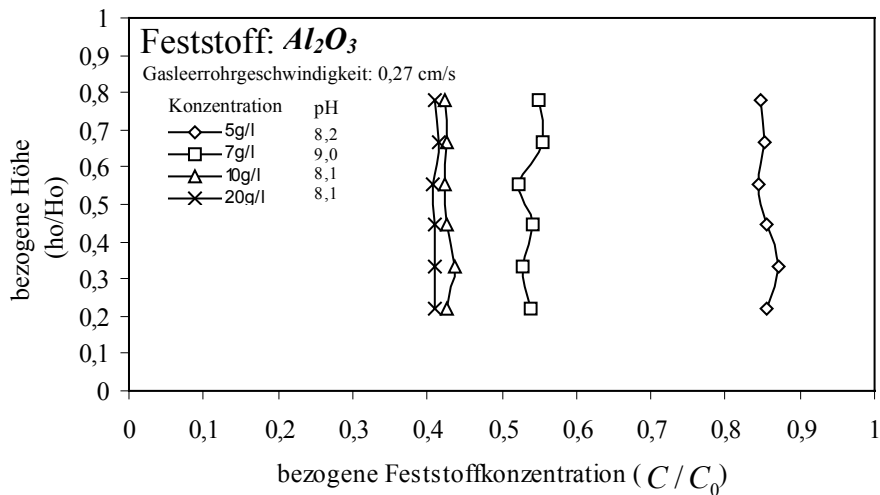


Abb. 5.21: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe h_0/H_0 bei unterschiedlichen eingegebenen Feststoffkonzentrationen, $t_k = 45$ Minuten

Desweiteren ist in Abbildung 5.22 die axiale Konzentrationsverteilung in Abhängigkeit von der Gasleerrohrgeschwindigkeit für zwei konstante Feststoffkonzentrationen bei einem pH-Wert von 8,1 in destilliertem Wasser dargestellt. Mit steigender Gasleerrohrgeschwindigkeit $u_{gl} = Q_{Luft} / A$ (Luftvolumenstrom Q_{Luft} , Querschnittsfläche A) wird mehr Feststoff in Schwebe gehalten. Zudem wird die Profilform gleichmäßiger.

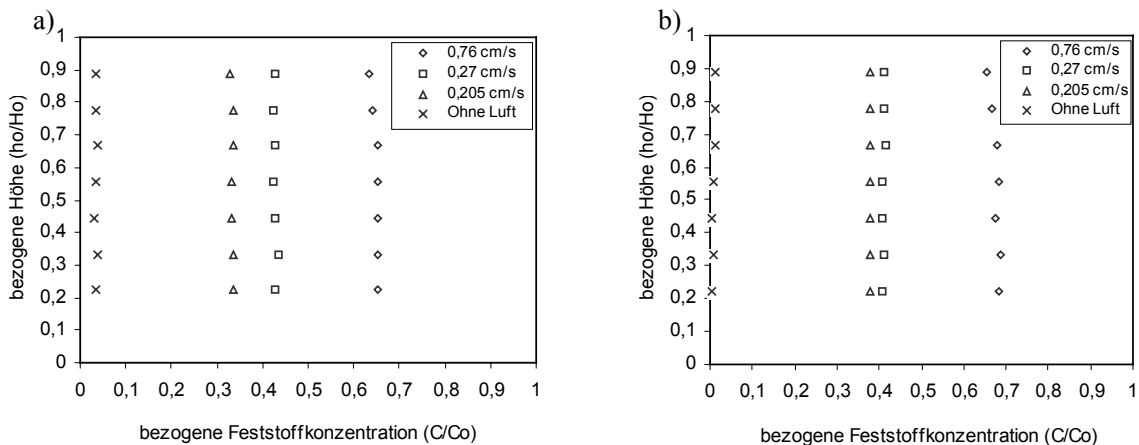


Abb. 5.22: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe bei pH 8,1, $t_k = 45$ Minuten mit eingegebenen Feststoffkonzentrationen von a) 10 g/l bzw. b) 20 g/l

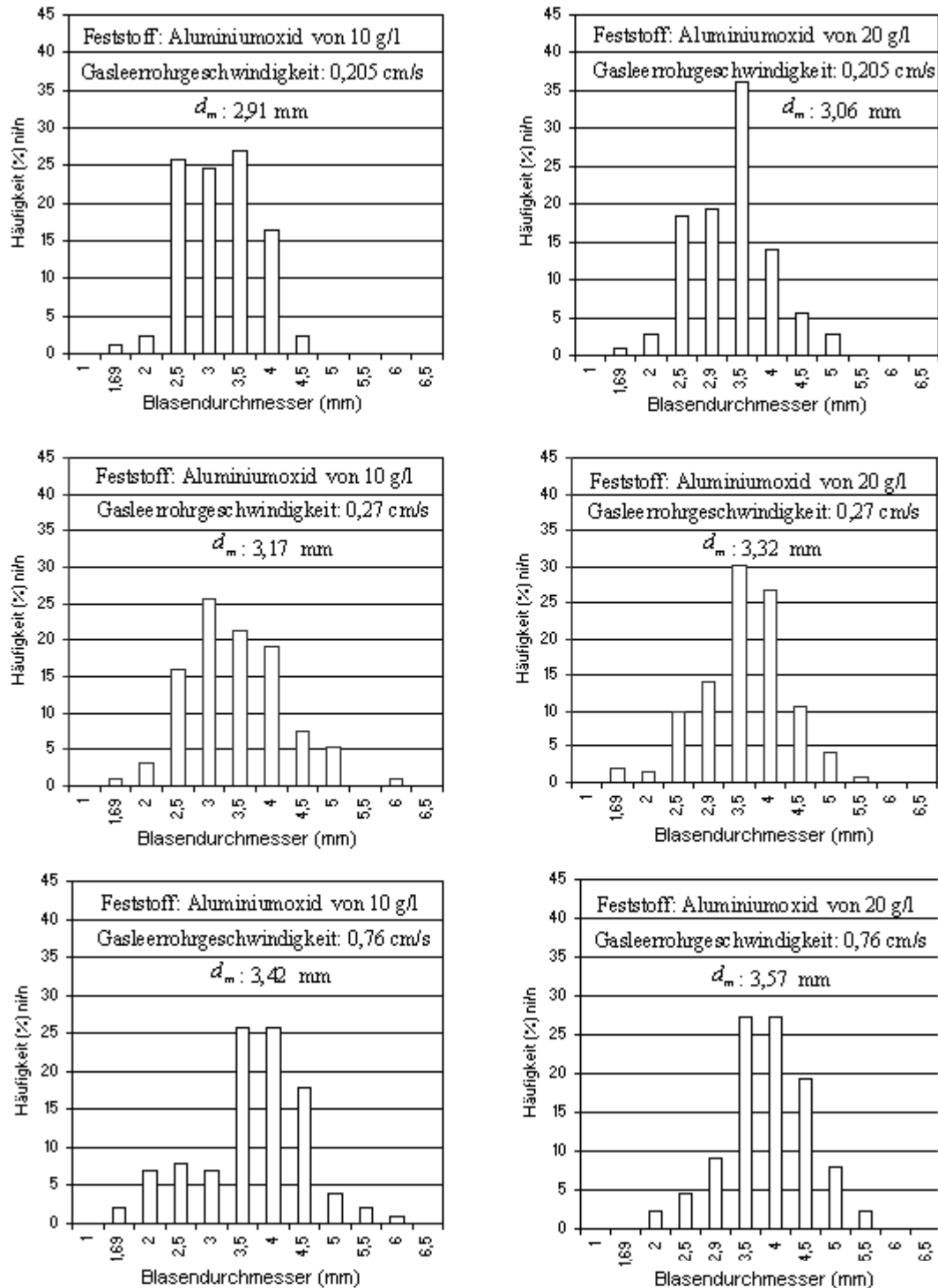


Abb.5.23: Blasengrößenverteilung ohne Salz für die eingegebenen Konzentrationen von 10 g/l und 20 g/l mit unterschiedlichen Gasleerrohrgeschwindigkeiten bei pH 8,1

Bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit $\geq 0,76$ cm/s liegt in Schwebelage eine bezogene Konzentration C/C_0 (C_0 : Anfangskonzentration) der abgelagerten Peloiden (Al_2O_3) im Bereich zwischen 0,6 und 0,7 vor, während sie ohne Zugabe von Luft unter 0,05 liegt. Dies zeigt, dass die kritische Gasleerrohrgeschwindigkeit für die Erosion der abgelagerten Peloiden bei der Konsolidationszeit $t_k = 45$ bei $u_{gl} < 0,205$ cm/s liegt.

Abbildung 5.23 zeigt die Häufigkeitsverteilung des gemessenen mittleren Blasendurchmessers für die Feststoffzugabe von 10 g/l und 20 g/l Aluminiumoxid (Al_2O_3). Der mittlere Blasendurchmesser liegt neben dem höheren Blasendurchmesser im Bereich zwischen $2,9$ und $3,6$ mm. Bei zugegebener Konzentration 10 g/l vergrößert sich der mittlere Blasendurchmesser von $2,91$ mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von $0,205$ cm/s auf $3,42$ mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von $0,76$ cm/s. Bei zugegebener Konzentration von 20 g/l ist eine Vergrößerung des mittleren Blasendurchmessers auf $3,06$ mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von $0,205$ cm/s bzw. auf $3,57$ mm bei $0,76$ cm/s zu beobachten. Durch das Vorhandensein des Feststoffes und aufgrund der stark erhöhten Gasleerrohrgeschwindigkeit koaleszieren die Blasen.

5.2.2 Resuspensionsprozesse mit verschiedenen Konsolidationszeiten

In Abb. 5.24 sind die Konzentration-Zeit-Kurven für einen Resuspensionsversuch mit den verschiedenen Konsolidationszeiten bei gleicher Konzentration von 20 g/l dargestellt. Hiermit konnte nachgewiesen werden, dass bei kürzerer Konsolidationszeit t_k von 24 h mehr Partikel der abgelagerten Peloiden (Al_2O_3) aufgrund der schwächeren Bindungen in Schwebelage bleiben als bei längerer Konsolidationszeit t_k von 744 h, da bei steigender Konsolidationszeit sich der Erosionswiderstand kohäsiven Materials erhöht (Van Leussen, 1988). Zudem nimmt diese Resuspensionskonzentration in allen dargestellten Fällen (Abb. 5.24) im Bereich einer Untersuchungszeit von 35 Minuten zu. Diese Ergebnisse belegen, dass die Konsolidationszeit und die in einem Blasenbehälter erzeugten Luftblasen sehr wohl einen großen Einfluss auf die Resuspension der abgelagerten Feststoffe haben. Mit Gasblasen, die zu einer Änderung der Strömungsform führen, werden die fein verteilten Stoffe in einem flüssigen Medium wie Wasser in der Schwebelage gehalten.

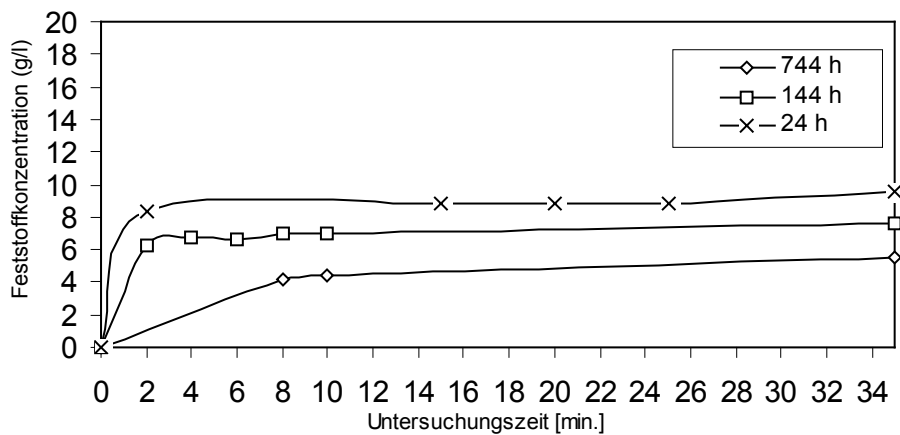


Abb. 5.24: Messergebnisse für verschiedene Konsolidationszeiten t_k bei pH 8.2, zugegebener Konzentration von 20 g/l und Gasleerrohrgeschwindigkeit $u_{gl} = 0,27$ cm/s ($h_0 = 20$ cm)

Infolge von Stoßvorgängen zwischen Blasen und mineralischen Feinstpartikeln bleiben die Partikel an der Blasenoberfläche haften. Diese steigen weiter auf. Dadurch können die Feststoffteilchen in Zonen flotieren, von wo aus sie weiter mit dem Wasser transportiert werden können. Die Blasen können bei kleinen Störungen größere Schlammblasen (z.B. durch Blasenvereinigung) bilden und bei Densifikation wieder freigesetzt werden. Es bilden sich schmale Gänge, durch die Wasser und Feinstmaterial (Quarzmehl (Gudehus et al., 2002), Kaolin (Basso, 1997)) vulkanartig emporgedrückt werden.

5.2.3 Zusammenfassung und Diskussion

Der Einfluss aufsteigender Blasen und der Konsolidationszeit spielt bei den Resuspensionsprozessen der abgelagerten Feststoffe eine große Rolle. Bei steigendem Gasgehalt bleibt im kleinmaßstäblichen Laborversuch Aluminiumoxid bei hohen pH Werten in Schwebelage, wobei die Partikel ohne Luftzugabe schnell absinken. Bei einem Gasgehalt $\geq 0,027$ unter einem Luftvolumen von 193,5 l/h liegt in der Phase der Schwebelage eine bezogene Resuspensionskonzentration C/C_0 der abgelagerten Peloiden (Al_2O_3) bei einer Anfangskonzentration von 7 g/l im Bereich zwischen 0,45 und 0,6 vor, während er ohne Zugabe von Luft unter 0,05 liegt. Dieser o.g. Resuspensionsversuch wurde bei einem hohen pH-Wert von 9 durchgeführt, wobei die Festigkeit $c_u \approx 1,8$ kPa ein Maximum erreicht (Gudehus et al., 2002). Die axiale Verteilung der Resuspension führt zu gleichmäßigeren Profilformen zwischen dem oberen

und dem unteren Bereich des Versuchsstandes, während Molzahn (1971) für das Stoffsystem Wasser/Luft/Glasperlen und Beyersdorf (1997) für das Dreiphasensystem Wasser/Luft/Quarzsand bei unterschiedlichen Gasleerrohrgeschwindigkeiten einen parabolischen Verlauf der Profile mit einer nach oben hin abnehmenden Feststoffkonzentration ermittelten.

Bei höherer Feststoffkonzentration fällt die Vergrößerung der mittleren Blasengröße aus. Bei $10 \text{ g/}\ell$ vergrößert sich der mittlere Blasendurchmesser von 2,91 mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von 0,205 cm/s auf 3,42 mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von 0,76 cm/s. Bei zugegebener Konzentration von $20 \text{ g/}\ell$ ist eine Vergrößerung des mittleren Blasendurchmessers auf 3,06 mm bei einer Gasleerrohrgeschwindigkeit von 0,205 cm/s bzw. auf 3,57 mm bei 0,76 cm/s zu verzeichnen. Durch das Vorhandensein des Feststoffes und aufgrund der stark erhöhten Gasleerrohrgeschwindigkeit koaleszieren die Blasen. Bei längerer Konsolidationszeit t_k von 744 h bleiben weniger Partikel der abgelagerten Peloiden (Al_2O_3) bei zugegebener Anfangskonzentration von $20 \text{ g/}\ell$ aufgrund des Erosionswiderstandes in Schwebelage als bei kürzerer Konsolidationszeit t_k von 24 h. Mit zunehmender Versuchszeit erhöht sich aber die Resuspensionskonzentration unabhängig von der Konsolidationszeit t_k .

Die erläuterten Ergebnisse der Versuche bestätigen, dass der Einfluss aufsteigender Blasen und der Konsolidationszeit bei den Resuspensionsprozessen der abgelagerten Feststoffe eine große Rolle spielt. Wie im Verhältnis zum Blasendurchmesser kleine Partikel durch die die Blase umgebende Strömung fortgerissen werden (Levich, 1962, Clift et al., 1998), werden fein verteilte Stoffe in einem flüssigen Medium wie Wasser mit Gasblasen in Schwebelage gehalten bzw. heften sich sogar an Blasen an. Darüber hinaus wurde zusätzlich eine Untersuchung ohne Salzzugabe mit unterschiedlichem Luftdurchfluss durchgeführt, um herauszufinden, unter welchen Voraussetzungen sich besonders die Partikel der abgelagerten Feststoffe in Schwebelage bilden können.

In Abbildung 5.25 ist der Einfluss der steigenden Luftzugabe auf die Resuspensionsprozesse dargestellt. Diese Untersuchungen machen deutlich, dass unabhängig von der Höhe des Behälters mit einer geringen zugegebenen Feststoffmenge und mit steigender Gasleerrohrgeschwindigkeit mehr Feststoffe von Al_2O_3 in Schwebelage bleiben. Die Suspension bestand wie schon in den zuvor durchgeführten Versuchen aus 0,25 Vol.-% Al_2O_3 in destilliertem Wasser bei einem hohem pH-Wert von 8,1 bzw. zunehmender Gasleerrohrgeschwindigkeit u_{gl} . Die axiale Verteilung der Resuspension führt bei geringer zugeführter Energie zu gleichmäßige-

rer Profilform zwischen dem oberen und dem unteren Bereich des Versuchsstandes. Dazu wird das Koaleszenzverhalten von Luftblasen durch die Feststoffzugabe bei zunehmender Gasleerrohrgeschwindigkeit erheblich beeinflusst. Der in der Kammer unter der Düsenplatte befindliche Druck p_a stellte sich mit der o.g. abgelagerten Feststoffmenge (0,25 Vol.-% Al_2O_3) auf dem Wert $p_a = 0,10$ - bis $0,45$ bar ein. Es müssen daher weitere Konzentrationsbereiche von Gas und Feststoff unter Anwesenheit von gelösten Ionen untersucht werden. Dadurch soll versucht werden, die Koaleszenzhinderung unter Zugabe von Salz anhand der elektrischen Doppelschicht in der Phasengrenze Wasser/Luftblase und der damit verbundenen Abstoßungskräfte zu erklären.

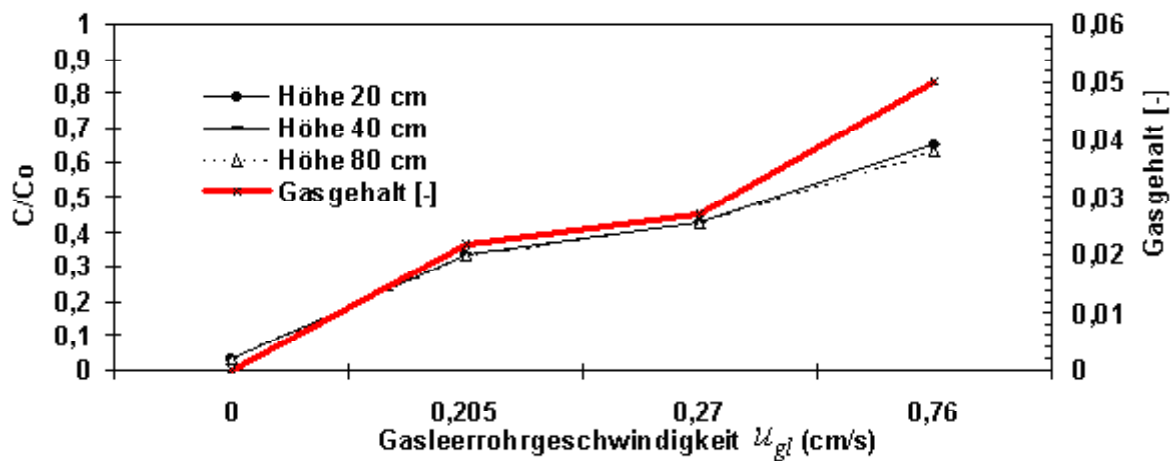


Abb. 5.25: Konzentrationsverteilung der abgelagerten Pelloide für eine zugegebene Feststoffmenge (Al_2O_3) von 0,25 Vol.-% bei unterschiedlichem Gasgehalt bzw. Gasleerrohrgeschwindigkeit bei pH 8,1 und Konsolidationszeit $t_k = 45$ Minuten

Mit Gasblasen, welche zu einer Änderung der Strömungsform führen, werden Feinstgranulat-Fluid-Aggregate in Schwebelage gehalten. Infolge von Stoßvorgängen zwischen Blasen und mineralischen Feinstpartikeln bleiben die Partikel an der Blasenoberfläche haften. Diese Blasen steigen weiter auf. Dadurch können die Feststoffteilchen in Zonen flutieren, von wo aus sie mit dem Wasser weiter transportiert werden können. Die Blasen können bei kleinen Störungen größere Schlammblasen (z.B. durch Blasenvereinigung) bilden und bei Densifikation wieder freigesetzt werden. Abbildung 5.26a und b zeigen Ausschnitte aus den Tropfenstücken.

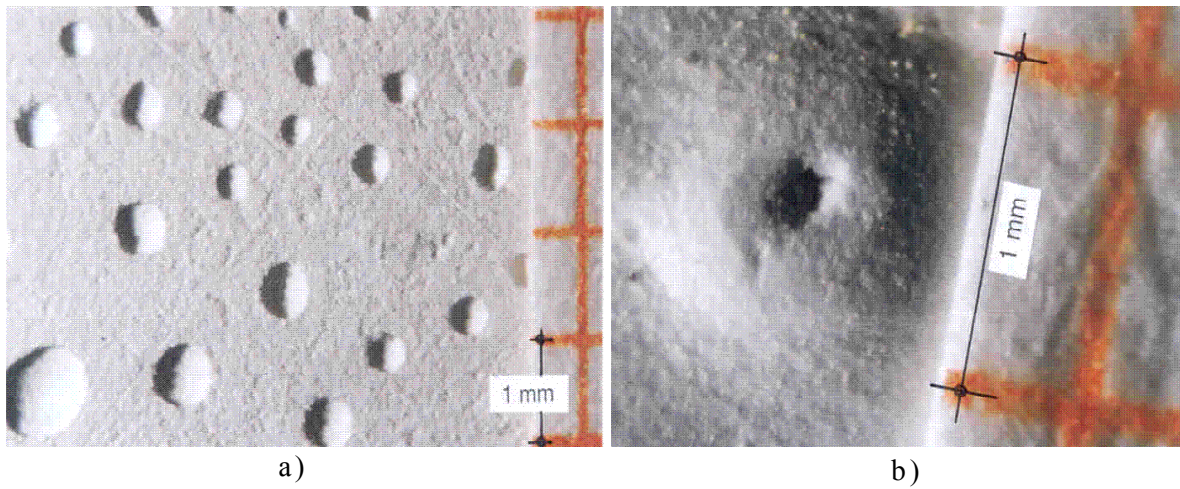


Abb. 5.26: Poren im Schlamm (Kaolin) a), Vulkanpore b) (Basso, 1997)

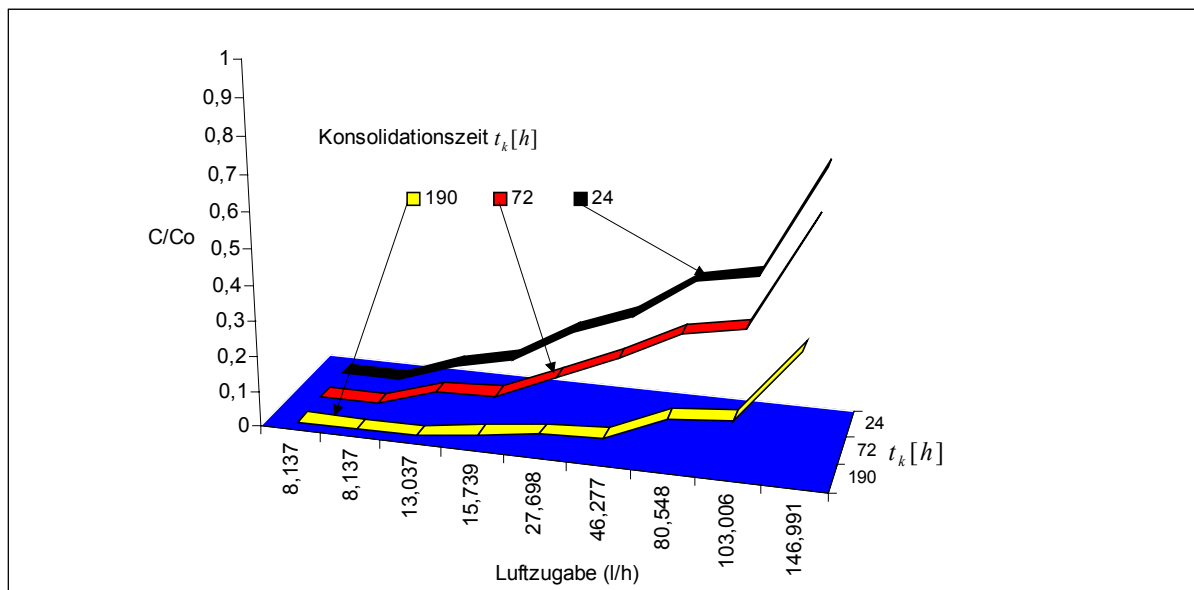


Abb. 5.27: Resuspensionsverteilung für unterschiedliche Konsolidationszeiten bei zugegebener Konzentration von 0,5 Vol.- % bei pH 8.2 ($h_0 = 50$ cm)

Abbildung 5.26b zeigt eine Pore in Form der schon bekannten „Vulkane“. Es sind Poren in einer Größe von wenigen zehntel Millimetern bis zu einem Millimeter vorhanden. Die kreisrunde Form beweist, dass kugelförmige Blasen im Schlamm eingebettet sind. Der Vulkan selbst besitzt einen Durchmesser von einem Millimeter. Die Krateröffnung ist nur ca. 1/10 Millimeter groß. Dies ist die Oberseite des Tropfenstückes. Offensichtlich kam es zu einem Öffnen der eingeschlossenen Blase, also zum Ausgasen. Diese Vulkane wurden während einer Sedimentation gebildet und es wurde tatsächlich Material im Krater nach oben transportiert (Basso, 1997).

In Abbildung 5.27 ist der Einfluss der Konsolidationszeiten auf die Resuspensionsverteilung der abgelagerten Peloiden (0,5 Vol. -% Al_2O_3) in einer Messhöhe von 50 cm deutlich erkennbar. Die Resuspensionsversuchszeit betrug bei jeder Luftzugabe jeweils 10 min während einer gesamten Messzeit von 80 min. Wie in Abbildung 5.28 zu erkennen ist, erhöht sich die Resuspensionskonzentration der abgelagerten Peloiden einer kürzeren Konsolidationszeit von 24 h aufgrund des kleinen Erosionswiderstands kohäsiven Materials mit steigender Luftzugabe. Diese Resuspensionsversuche wurden bei einem hohen pH-Wert von 8,2 durchgeführt, wobei die Festigkeit c_u im Bereich zwischen 0 bis 1,0 kPa liegt (Gudehus et al., 2002). In den Versuchen zur Resuspension der abgelagerten Feststoffe werden die in der Literatur genannten Ergebnisse bestätigt. Die Ergebnisse des Resuspensionsversuchs belegen, dass die Konsolidationszeit und die in einem Blasenbehälter erzeugten Luftblasen sehr wohl einen großen Einfluss auf die Resuspension der abgelagerten Feststoffe haben.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Das Ziel der vorliegenden Arbeit besteht darin, die Mobilisierung und Immobilisierung von mineralischen Feinstgranulaten mit gelösten Ionen, und auch mit Gasblasen, näher zu untersuchen. Diese Untersuchungen sollten aufzeigen, welchen Einfluss Ionen und Gasblasen auf physiko-chemische Vorgänge beim Mobilisierungs- und Immobilisierungsverhalten von Peloiden in einer Suspension haben. Durch Versuche sollten Zusammenhänge messtechnisch erfasst und als ingenieurtechnische Prozesse beschrieben werden. Man kann sie in zwei Untersuchungsbereiche gliedern, die eng miteinander verknüpft sind:

1. Absinkverhalten von mineralischen Feinstgranulaten unter dem Einfluss von physiko-chemischen Parametern (*NaCl*-Anteil und pH-Wert) und numerische Simulation des Absinkverhaltens im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff.
2. Resuspension von abgesetztem Material durch Gasblasen.

Als Modellsubstanz wurde für die Versuche Aluminiumoxid (CT 3000 SG) mit $d_{50} = 0,7\mu\text{m}$ (pH 7) und Quarzmehl vom Typ LS 500 mit $d_{50} = 3,5\mu\text{m}$ sowie vom Typ LM 500 mit $d_{50} = 4\mu\text{m}$ gewählt. Im Rahmen der experimentellen Untersuchung wurde ein Laborversuchsbehälter von 1000 mm Höhe und Innenkantenlängen 141 mm in der Versuchshalle des IWK installiert, und die Resuspension der abgelagerten Peloiden mit Luftblasen sowie das Absinkverhalten bei unterschiedlichen Salzgehalten und pH-Werten wurden untersucht.

Zur Messung der Konzentration von Peloiden wurde eine CCD-Kamera ("CCD" = Charged Coupled Device) mit digitaler Bildverarbeitung verwendet. Der Sedimentationsbehälter wurde mit Begasungseinheiten ausgestattet und für die Versuche vorbereitet und getestet. In Experimenten mit künstlichem Gasblaseneintrag können die Auswirkungen des Gasvolumenstromes und der Gasblasengröße auf das Resuspensionsverhalten der abgelagerten Feststoffe untersucht werden. Die Blasengröße wurde mit Hilfe einer direkten laseroptischen Methode bestimmt (Nestmann, 1984, Aufderheide et al., 1983), die im wesentlichen mit zwei Lichtstrahlen eines 1mW-Diodenlasers arbeitet. Gemessen wurde im Abstand von 2 mm von der Strömung. Dem Versuchsbehälter wurde über eine an ihrem Ende trichterförmig ausgebildete Kapillare Gas entnommen. Für die Messung der Blasengröße im Dreiphasensystem Wasser/Feststoff/Luft erwies sich das o.g. Messgerät als geeignet, da in den Messsignalen keine Fehlsignale aufgrund mit abgesaugter Feststoffpartikel festzustellen waren. Als Gasverteiler

dienten ein Sinterfilter sowie eine Lochplatte. Auf diese Weise lassen sich Gasblasen eines bestimmten Durchmessers durch Lufteintragung in den Versuchsbehälter erzeugen. Ergänzend wurde ein differentialer Drucksensor zur Bestimmung der Absinkgeschwindigkeit von Feststoffen verwendet.

Da Verlandungseffekte in der Natur vornehmlich in Bereichen mit reduzierten Fließgeschwindigkeiten und speziell in Stillwasserzonen auftreten, wurde für die Versuche ein Aufbau ohne eine Grundströmung des Wassers gewählt. Im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff führt der große Schwebstoffanteil in den für die Absinkverhaltensversuche fertiggestellten Suspensionen zu einer gegenseitigen Beeinflussung der einzelnen Teilchen. Die mineralischen Feinstgranulate Quarz und Aluminiumoxid entsprechen nicht dem Kugelmodell, was rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen zeigen, so dass es Abweichungen zwischen der Berechnung der Absinkgeschwindigkeit nach Stokes und den Messdaten gibt. Die Teilchen sanken gemeinsam als Wolke oder Partikelschwarm ab. Dadurch kam es zu einer erhöhten Absinkgeschwindigkeit.

Für eine Erfassung des pH-Wertes beim Absinken von Peloiden (Al_2O_3 , Quarzmehl) wurde zunächst durch Zugabe von HCl oder $NaOH$ ein pH-Wert im Bereich von 4 bis 9 eingestellt. Bei einem hohen pH-Wert neigt Al_2O_3 stärker zur Ausflockung und damit nach relativ kurzer Zeit (ca. 10 min bis 80 min) zum vollständigen Absinken, während zur gleichen Zeit bei einem pH-Wert von 4 über 95 % der Partikel noch in Schwebelage sind. Bei pH 4 sinken die Partikel etwa 1 Tag nach Versuchsbeginn langsam nach unten ab, wobei die Viskosität nach Reinshagen et al. (2001) und die Festigkeit nach Gudehus et al. (2002) niedrig sind. Wie man in einer Kryo-REM-Aufnahme erkennen kann, bildet das Al_2O_3 bei niedrigem pH-Wert eine dispergierte feine Suspension. Hierbei verändert sich der mittlere gemessene Korndurchmesser $d_{s,50}$ im Verlauf des Absinkvorganges bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen (Al_2O_3). Bei der Feststoffkonzentration von 20 g/l ist eine Vergrößerung des mittleren Korndurchmessers $d_{s,50}$ auf ca. $0,15 \mu\text{m}$ (pH 4) bzw. auf ca. $20 \mu\text{m}$ (pH 9) zu beobachten. Darüber hinaus wurden drei Konzentrationsverteilungslinien von Al_2O_3 ($C_0 = 1 \text{ g/l}$) bis zu einer Untersuchungszeit von 1400 min in Abhängigkeit des pH-Wertes beobachtet. Bei dem niedrigen pH-Wert 4 bleibt der Konzentrationsverlauf nahezu konstant. Im Gegensatz dazu nimmt die Feststoffkonzentration nach der Untersuchungszeit bei dem hohen pH-Wert von 9 ab. Bei einem pH-Wert 6,6 zeigt die Konzentrationsverteilungslinie, dass die Partikel zunächst bis zur

relativen Konzentration von 0,5 schneller absinken und sich der Gleichgewichtskonzentration nähern.

Dazu lässt sich bei Al_2O_3 mit einer Anfangskonzentration C_0 von 8 g/l beobachten, dass die mittlere Absinkgeschwindigkeit mit steigendem pH-Wert bis zu einem Maximum von $0,75 \text{ mm/s}$ bei einem pH-Wert von 8,9 ansteigt. Im Vergleich zu dem Al_2O_3 -Pulver zeigt Quarz in saurer Umgebung, d.h. bei pH 4,2, eine hohe mittlere Absinkgeschwindigkeit, die auf einer starken Ausflockung beruht. Hingegen bleiben die Partikel bei pH 8,9 noch lange in Schwebelage. Bei pH 4,2 verschwinden die Abstoßungskräfte zwischen den Quarzmehl-Teilchen, dennoch bilden sich größere Aggregate. Daraus wird ersichtlich, dass der pH-Wert für das Absinkverhalten von Peloiden eine große Rolle spielt. Hierbei hängt der Einfluss des pH-Wertes auf das Absinkverhalten von der Art des Stoffes ab.

Ebenso wie der pH-Wert kann der Salzgehalt für die Sedimentationsprozesse eine Rolle spielen. Dies bestätigt, dass eine starke Beschleunigung der Absinkprozesse mit den beiden Modellsubstanzen (Aluminiumoxid und Quarzmehl) durch eine Salzzugabe zwischen $0,5 \text{ g/l}$ und 15 g/l bewirkt wird, was auf Flockung der Suspensa beruht.

Bei einer $NaCl$ -Konzentration $C \geq 5 \text{ g/l}$ ist ein deutlich beschleunigter Absinkvorgang von Aluminiumoxid bei einer Feststoffkonzentration von 1 g/l im ganzen Bereich des Behälters zu beobachten. Dagegen verläuft die axiale Konzentrationsverteilung von Quarzmehl bei unterschiedlichen Salzgehalten über die Behälterhöhe nach einer logarithmischen Kurve, wobei der Feststoffgehalt im oberen Bereich des Behälters geringer ist als am Boden und eine Vergrößerung des mittleren Korndurchmessers $d_{s,50}$ auf ca. $1,5 \mu\text{m}$ ohne Salzgehalt bzw. auf ca. $4,5 \mu\text{m}$ bei einer $NaCl$ -Konzentration von 15 g/l zu beobachten ist. Dieser Vorgang wird durch die DLVO-Theorie erklärt. Grundlage ist die Existenz einer elektrochemischen Doppelschicht um die einzelnen Teilchen. Diese Schicht bewirkt aufgrund der Abstoßung den Abstand der Teilchen voneinander. Gibt man nun Elektrolyte zu einem Wasser-Feststoff-Gemisch, so verringert sich die Dicke dieser Doppelschicht um die Teilchen, bis die Anziehungskräfte überwiegen. Es kommt zu einer Koagulation der Partikel. Die entstandenen Flocken sinken natürlich schneller als ein kleines Partikel. Durch diese Elektrokoagulation ist auch das Gefüge des Schlammes verändert.

Im Zweiphasensystem Wasser/Feststoff wurden die Mechanismen der Ablagerung unter dem Einfluss von physiko-chemischen Parametern ($NaCl$ -Anteil bzw. pH-Wert) erforscht und mit einem numerischen Modell auf der Grundlage der instationären Konvektions- und Diffusions-transportgleichung, welches die Feststoffkonzentration mit einer Variation der Pecletzahl ($Pe = Vh/D$) berechnet, nachgerechnet. Darüber hinaus wurden die berechneten Werte mit dem experimentellen Ergebnissen verglichen, und eine sehr gute Übereinstimmung der Konzentrationsverteilung festgestellt. In berechneten Werten wird ein völlig implizites zentrales Differenzen-Verfahren mit $\Delta z = 5 \cdot 10^{-3} m$ und $\Delta t = 5 \cdot 10^{-2} s$ verwendet. Die numerische Modellierung berücksichtigt lediglich das Absinkverhalten von Peloiden in der Stillwasserzone. Weitere Eigenschaften wie Flockung, Konsolidierung und Erosion sind bislang noch nicht implementiert. Hierzu besteht weiter experimenteller Forschungsbedarf.

Im Dreiphasensystem wurde die Resuspendierung der konsolidierten Peloiden durch Gasblasen untersucht. Es galt, den Einfluss steigender Luftvolumenströme sowie der Konsolidationszeit auf die Resuspensionsprozesse der abgelagerten Peloiden zu quantifizieren. Bei der Begasung kommt es zur Bildung von sogenannten Teilchen-Blasen-Aggregaten. Die Blase ist dabei ein Transportmedium, an das sich Feststoffteilchen anhängen und gemeinsam nach oben steigen. Hierbei sollte die Blasenauftiegs geschwindigkeit nicht zu groß sein, damit eine Blase möglichst lange im Wasser verbleibt. Diese Voraussetzungen erfüllen kleine Blasen. Bei niedriger Feststoffmenge (Al_2O_3) von 0,5 Vol- % erreichte der mittlere Blasendurchmesser von 3,06 mm bis 3,57 mm mit steigender Gasleerrohr geschwindigkeit. Dazu können bei pH 8,1 die Partikel (Al_2O_3) mit einer Feststoffmenge von 0,25 Vol- % bei steigendem Gasblasengehalt in Schwebelage gehalten werden, wobei die zur Charakterisierung der axialen Konzentrationsverteilung von Al_2O_3 durchgeführten Trübungsmessungen sehr gleichmäßige Verteilungen in der Vertikalen zeigten. Auch der Einfluss natürlich vorhandener winziger Gasblasen auf die Resuspension des abgelagerten Feststoffs (Al_2O_3) wurde dabei deutlich. Bei niedriger Feststoffmenge von 0,5 Vol- % liegt die kritische Gasleerrohr geschwindigkeit bei $u_{gl} < 0,205$ cm/s für die Erosion der abgelagerten Peloiden nach der kurzen Konsolidationszeit von $t_k = 45$ Minuten. Bei zunehmendem Gasdurchsatz und bei abnehmender Konsolidationszeit steigt die Resuspensionskonzentration der abgelagerten Peloiden.

Insgesamt zeigen die Versuche die große Bedeutung der elektrochemischen Eigenschaften des Wassers und der Peloiden, die bisher in der wasserbaulichen Praxis unberücksichtigt blieben. Außerdem wurde nachgewiesen, dass der Einfluss von Gasblasen auf das Transportverhalten

eine praxisrelevante Größe sein kann. Die Vorgänge über den Zusammenschluss der Blase mit einem Teilchen und die mechanische Wirkung von Druckluft in Form von Luftblasen sind allerdings immer noch unklar. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Es müssten weitere Konzentrationsbereiche von Gas und Feststoff bei unterschiedlicher Konsolidationszeit unter Anwesenheit von gelösten Ionen untersucht werden. Dadurch soll versucht werden, die Eigenschaft der Blasen (Oberflächenspannung, Viskosität, etc.), die bodenmechanischen bzw. elektrochemischen Parameter auf den Erosionswiderstand kohäsiven Materials und die Koaleszenzverhinderung unter Zugabe von Salz anhand der elektrischen Doppelschicht in der Phasengrenze Wasser/Luftblase und der damit verbundenen Abstoßungskräfte zu erklären.

Literaturverzeichnis

- Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., Mian, M.H. (2001): Field evidence of resuspension in a mine tailings pond, *Can. Geotech. J.* 38, 796-808
- Aufderheide, E., Niebuhr, A & Vogelpohl, A. (1983): Die Messung von Tropfengrößen in pulsierten Siebbodenextraktionskolonnen mit der Absaugsonde, *Technisches Messen*, 50. 6, S.237 – 241
- Barczewski, B. (1975): Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten optischer Tracerkonzentrationsmessungen im strömungsmechanischen Wasserlabor und in der Natur; SFB 80, Universität Karlsruhe
- Basso, K. (1997): Untersuchungen zum Einfluß von Luftblasen auf das Transportverhalten von mineralischen Feinstgranulat-Fluid-Aggregaten. Vertieferarbeit, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe
- Been, K., Sills G.C. (1981): Self-weight consolidation of soft soils: an experimental and theoretical study, *Geotechnique* 31, No. 4, 519-535
- Bergström, L. (1997): Hamaker Constants of Inorganic Materials. *Adv. Colloid Interface Sci.* 70, 125-69
- Beyersdorf, J.(1997): Verhalten von Luftblasen und Sedimenten in Blasensäulen in Abhängigkeit vom Salzgehalt im Wasser. *Mitteilungen Franzius- Institut für Wasserbau und Küsteningenieurwesen, Uni Hannover, Heft 79*
- Bickert, G.(1997): Sedimentation Feinster suspendierter Partikeln im Zentrifugalfeld. Diss. Uni Karlsruhe
- Bornholdt, J., Puls, W. & Kühl, H. (1992): Die Flockenbildung von Elbeschwebstoff: Untersuchungen mit Fraktionen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeit, GKSS 92/E/88

- Böwing, H. A. & Gast, T. (1971): Korngrößenanalyse im Bereich kleiner Durchmesser mit einer neuen Sedimentationszentrifuge, Chem. Ing. Tech. 43. Nr. 8, S. 523-526
- Brauer, H., Kriegel E. (1966): Kornbewegung bei der Sedimentation; Chem. –Ing. –Techn. 38 , S. 321/330
- Burt, T. N. (1986): Field Settling Velocities of Estuary Muds . In: Mehta A.J. (ed) Estuarine Cohesive Sediment Dynamics. lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies, Vol 14, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 126-150
- Camp, T. R., Stein, P.C. (1943) : Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Motion. Journal of the Boston Society of Civil Engineers 30, Nr. 4, 219-237
- Chapra, S. C. (1997) : Surface Water-Quality Modeling; McGraw-Hill Book Company
- Clift, R., Grace, J.R., Weber, M.E. (1998): Bubbles, Drops and Particles, Academic Press, San Diego, California
- Daniels, H. & Bodarwe, H.(1995): Modelluntersuchungen zum Strömungs- und Transportverhalten in Kluftflächen mit stark variierenden Öffnungsweiten, 1. Arbeitsbericht zum DFG- Forschungsvorhaben Da 264/5 – 1, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen
- De Wit, P.J. (1995): Liquefaction of cohesive sediments caused by waves, Ph.D. dissertaion, Delft University of Technology
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (Hrsg. 1993): Verlandung von Flusstauhaltungen - Morphologie, Bewirtschaftung, Umweltaspekte und Fallbeispiele, DVWK-Heft 105
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (1999): Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. Schriftenreihe des DVWK, Heft 127, Verlag Paul Parey, Hamburg

- Dhamotharan, S., Gulliver, J. S., Stefan, H. G. (1981): Unsteady one-dimensional settling of suspended sediment. *Water Resources Research*, 17(4): 1125-1132
- Duffy, S. M., Wheeler, S.J., Bennell, J. D. (1994): Shear modulus of kaolin containing methane bubbles. *Journal of Geotechnical Engineering*, 120, 5. May
- Gauckler L. J., Graule T. J., Baader F. H., Si W. (1997): Stabilization and Destabilization of Ceramic Suspensions for Direct Coagulation Casting(DCC). *Fortschrittsberichte der Deutschen Keramischen Gesellschaft* 12 [2], 11-18
- Genenger, B. (1992): Beitrag zur Modellierung und zum Scale-up von Schlaufenreaktoren, Diss. TU Clausthal
- Genenger, B., Lohrengel, B., Lorenz, M., Vogelpohl, A. (1992): Meßsystem zur Bestimmung hydrodynamischer Parameter in Mehrphasenströmungen: Fototelektrische Absaugsonde, Erweiterte Fassung eines Vortrags vom B. Lohrengel auf der GVC - Fachausschusssitzung "Mehrphasenströmungen" vom 22.2 – 23.2 1990 in Stuttgart
- Gillott, J.E. (1968): Clay in Engineering Geology, Reprinted from "Clay in Engineering"
- Graf, W. H. (1971): *Hydraulics of Sediment Transport*; McGraw-Hill Book Company, New York
- Gudehus, G. und Külzer, M. (2002): Einfluss von Ionen und Gasblasen auf die Kollapsneigung feinstkörniger Böden. *Geotechnik* 25, Nr. 1, pp. 12-20
- Hahn, H. (1966): Der Koagulationsprozeß. *Jahrbuch vom Wasser* 33, S. 172 - 192
- Hamaker, H.C. (1937): The London-van-der-Waals-attraction between spherical particles, *Physica* 4, S. 1058-1072

- Hänscheidt, P. (1987): Zur digitalen Bildverarbeitung bei wasserbaulichen Strömungsuntersuchungen, Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen
- Happel, J. & Brenner, H. (1973) : Low Reynolds number hydrodynamics with special applicaions to particulate media, Noordhoff International Publishing Leyden
- Hassonjee, Q., Ganatos, P., Pfeffer, R. (1988) : A strong-interaction theory for the motion of arbitrary threedimensional clusters of spherical particles at low Reynolds number. J. Fluid Mech. 197 (1988), S. 1-37
- Hjulström, F.H. (1935): Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris, Bull. Geol. Inst. Uppsala 25, 221-527
- Höfling, O. (1979): Physikalische Chemie, Bonn
- Hütter, M. (2000): Local Structure Evolution in Particle Network Formation Studied by Brownian Dynamics Simulation. Journal of Colloid and Interface Science 231, 337-350
- Jekat, H. (1975): Messung von Blasengrößenverteilungen in Druckblasensäulen im Bereich von 1 bis 100 bar, Diss. TU München
- Johansen, C. (1998): Dynamics of cohesive sediments; Hydraulics & Coastal Enginnerring Laboratory Department of Civil Engineering Aalborg University
- Johne, R.(1966): Einfluss der Konzentration einer monodispersen Suspension auf die Sinkgeschwindigkeit ihrer Teilchen; Fortschr.-Ber. VDI-Z. R 3 11, 1/89
- Kaskas, A.A. (1970): Schwarmgeschwindigkeiten in Mehrkornsuspensionen am Beispiel der Sedimentation. Dissertation, Universität Berlin
- Kim, J. W., Nguyen, V.T., Nestmann, F. (2002): Mobilisierung und Immobilisierung von Peloiden an Gewässersohlen. Arbeitsbericht des DFG Projektes

- Kipp, P.-R., Witte, G. (1996): Untersuchung von Schwebstoff in Gewässern mit video-optischen Verfahren und digitaler Bildverarbeitung, GKSS 96/E/36
- Kobus, H. (2003): Diffusive Stofftransport (Molekulare Diffusion). Interner Bericht des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart
- Koglin, B. (1971): Untersuchungen zur Sedimentationsgeschwindigkeit in niedrigkonzentrierten Suspensionen. Dissertation, Universität Karlsruhe(TH)
- Koglin, B. (1975): Zur Sedimentation, Agglomeration und Dispergierung in Suspensionen Habilitationsschrift, Universität Karlsruhe (TH)
- Köhler, H.J. (1997): Porenwasserdruckausbreitung im Boden, Messverfahren und Berechnungsansätze, Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau, Nr. 75
- Kranck, K. (1975): Sediment deposition from flocculated suspensions. *Sedimentology* 22, pp. 111- 123
- Krone, R. B. (1962): Flume Studies of the Transport of Sediment in Estuarial Shoaling Processes, Final Rep., Hydr. Engr. Lab. and Sanitary Engr. Res. Lab., Univ. of California, Berkeley, June
- Krone, R. B. (1986): The significance of aggregate properties to transport processes, In: A.J. Mehta(ed) *Estuarine Cohesive Sediment Dynamics*. Springer Verlag, pp. 66 - 84
- Kuntze, H. et al. (1969) : *Bodenkunde*. Ulmer, Stuttgart
- Lagaly, G., Schulz, O., Zimehl, R. (1997): *Dispersionen und Emulsionen*. ISBN 3-7985-1087-3, Steinkopff Verlag Darmstadt
- Lau, Y. L., Krishnappan, B.G. (1994): Does reentrainment occur during cohesive sediment settling. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE 120(2), pp. 236 - 244

- Lavelle, J.W., Thacker, W.C.(1978): Effects of hindered settling on sediment concentration profiles. *Journal of Hydraulic Research*, vol. 16. No. 4, pp. 347 – 355
- Leschonski, K., Alex, W., Koglin, B. (1974): Teilchengrößenanalyse, 5. Sedimentationsanalyse (Fortsetzung), *Chem. -Ing. -Techn.* 46 Nr. 15, S. 641-644
- Levich, V.G. (1962): *Physiochemical hydrodynamics*, Prentia-Hall Inc. Englewood Cliffs, N.Y.
- Lewis, J. A. (2000): Colloidal Processing of Ceramics. *J. Am. Ceram. Soc.* 83 [10] 2341-59
- Li,Y. & Mehta, A.J. (1994): Mud fluidization by water waves; 4th Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Conference, Intercoh '94; Wallingford, England; 11. –15. Juli
- Mehta, A.J., Partheniades, E (1975): An Investigation of the Depositional properties of flocculated Fine Sediments, *Journal of Hydraulic Research*, 13(4): 361-381
- Mehta, A.J.(1986): Characterization of cohesive sediment properties and transport processes in estuaries, In: A.J. Mehta(ed) *Estuarine Cohesive Sediment Dynamics*. Springer Verlag, pp. 290 – 325
- Mihopoulos, J. (1995): Wechselwirkung Flockenbildung – Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Heft 72
- Migniot, C. (1968): A Study of the Physical Properties of various Forms of very Fine Sediments and their Behaviour under Hydrodynamic Action. *La Houille Blanche*, No. 7, 591 - 620
- Molzahn, M. (1971): Die Verteilung des Feststoffes in einem dreiphasigen Blasensäulen-Reaktor ohne Flüssigkeitsumlauf, Diss. TU Berlin (1971)

- Mükenhausen, E. (1975): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen
- Müller, H. (1976): Untersuchungen zur Phasengrenzfläche in Blasensäulen, Diss. TU München
- Napper, D.H. (1983): Polymeric stabilization of colloidal dispersions. Acad Press, London
- Neis, U.(1974): Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern, Dr. Ing –Diss. Univ. Karlsruhe, 127 Seiten
- Nestmann, F. (1984): Sauerstoffeintrag durch Blasen und Entwicklung eines mechanischen Belüftungsverfahrens. Dissertation, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe
- Nestmann, F. (1991): Möglichkeiten zur Beseitigung von Anlandungen Oberstrom der Wehranlage des Rheinkraftwerkes Säckingen bei Rhein-km 40,680 bis 41,065 (Untersuchungen im aerodynamischen Modell). Wasserbauliches Gutachten der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe
- Nestmann, F., Lehmann, B., Vollmer, S. (2002): Wehrabecken Untersuchung der Strömungszustände und Feststoffintensität, Auftrag der Schluchseewerk AG am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe
- Nestmann, F., Büchele, B. (2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD, Karlsruhe: Inst. f. Wasserwirtschaft u. Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe 2002
- Olphen, H. v. (1977): An introduction to clay colloid chemistry. In: Wiley-Interscience Publ., New York, S. 318
- Osmann- Sigg, G. K. (1982): Kolloidale und suspendierte Teilchen in natürlichen Gewässern ; Partikelgrößenverteilung und natürliche Koagulation im Zürichsee, Zürich, ETH, Diss.

- Owen, M.W. (1970): A detailed study of the settling velocities of an estuary mud. Hydraul. Res. Stat. Wallingford, Rep. No. JNT 78, 25 S
- Permanent International Association of Navigation Congresses (Hrsg. 1996): Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways, Volume 1, PTCI no. 89
- Pilhofer, T., Miller, H. D. (1972) Photoelektrische Methode zur Bestimmung der Größenverteilungsmitteldisperser Tropfen in einem nichtmischbaren flüssigen Zweistoffsystem, Chem. -Ing. -Tech. 44, S. 295 – 300
- Pilhofer, T., Jekat, H., Miller, H.-D., Müller, J.H. (1974): Messung der Größenverteilung fluider Partikel in Blasensäulen und Sprühkolonnen, Chem. -Ing. -Tech. 46, S. 913
- Pralle, N., Külzer, M., Gudehus, G. (2002): Experimental evidence on the role of gas in sediment liquefaction and mud volcanism. Geological Society of London, Special Publication Series.
- Reinshagen, J., Oberacker, R., Hoffmann, M. J. (2001): Auswirkungen bimodaler Teilchengrößenverteilungen auf Struktur und Eigenschaften von Al_2O_3 -Suspensionen und Druckgusskörpern. DKG, Technische Keramische Werkstoffe, Hrsg. J. Kriegesmann, Deutscher Wirtschaftsdienst, ISBN 3-87156-091-x
- Reinshagen, J., Oberacker, R., Hoffmann, M. J. (2002): Korrelation zwischen Teilchenwechselwirkung und Grünkörpereigenschaften nassgeformter Keramiken. Arbeitsbericht des DFG Projektes
- Richardson, J. F., Zaki, W. N. (1954): Sedimentation and fluidisation: Part I, Trans. Inst. Chem. Engrs. 32, S. 35-52
- Roth, J-E. (1991): Grenzflächeneffekte bei der Fest/Flüssig-Trennung: Chem.-Ing.-Tech. 63 Nr. 2, S. 104-115

- Russel, W.B., Saville, D.A. and Schowalter, W.R. (1989): Colloidal Dispersions, Ed.: Batchelor, G. K., Cambridge University Press
- Russel, W.B., Saville, D.A. und Schowalter, W.R. (1995): Colloidal Dispersions, ch. 10, ISBN 0 521 42600 6, Cambridge University Press 1991
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke, Stuttgart
- Schröder, G. (1968): Landwirtschaftlicher Wasserbau. Werner Verlag, Düsseldorf
- Schwarzer, H-C. (2003): Skript zur Vorlesung, Lehrstuhl für Feststoff- und Grenzflächenverfahrenstechnik, TU München
- Shen, H. W. (1973): River mechanics, Vol. I-III. Fort Collins, Colorado.
- Shields, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung, Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffsbau, Berlin, Heft 26
- Sigmund, W. M., Bell, N. S., Bergström, L. (2000): Novel Power-Processing Methods for Advanced Ceramics, J. Am. Ceram. Soc., 83[7] 1557-74
- Spork, V. (1997): Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Band 114
- Stumm, W., Morgan, J.J. (1970): Aquatic chemistry. John Wiley, Interscience, New York
- Stumm, W., Morgan, J.J. (1981): Aquatic chemistry. 2nd edition, John Wiley, Interscience, New York
- Teisson, C. (1991): Cohesive Suspended Sediment Transport: Feasibility and Limitations of Numerical Modelling, Journal of Hydraulic Research, vol. 29, no. 6. pp. 755-769

- Tölgyessy, J., Piatrik, M. (1990): Wasser, Verlag Die Wirtschaft Berlin
- Van Leussen, W. (1988): Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs. A Review.
In: J. Donkers and W. van Leussen(eds.), Physical Processes in Estuaries,
Springer Verlag
- Van Leussen, W. (1994): Estuarine Macroflocs and their Role in Fine-grained Sediment
Transport, Ph.D. Thesis, University Utrecht
- Vanoni, V.A. (1977): Sedimentation engineering, Reports on Engineering Practice-No.54
- Van Rijn, L. C. (1993): Principles of Fluid Flow and Surface Waves in Rivers, Estuaries Seas
and Oceans, Delft Hydraulics, Delft, Delft, The Netherlands
- Wang, Z.Y., Nestmann, F., Dittrich, A. (1995): Fall velocity of sediment in clay suspensions.
Sixth International Symposium on River Sedimentation, New Delhi, India, S 377-
385
- Worrall, W.E. (1986): Clays and ceramic Raw materials. –2. ed. - London : Elsevier Applied
Science
- Xu, Z., Yoon, R.H. (1989): The role of hydrophobic interactions in coagulation. J. Coll Interf
Sci 132: 532-541
- Zanke, U. (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer Verlag, Berlin
- Zou, Y. (1998): Der Einfluß des gebundenen Wassers auf die Leitfähigkeit und die
mechanischen Eigenschaften feinkörniger Böden. Veröffentlichungen des Instituts
für Bodenmechanik und Felsmechanik der Universität Karlsruhe, Heft 144
- Zou, Y. (2000): Der vom Spannungszustand und Bodengefüge abhängige Erosionsdurchbruch
bindiger Böden. Wasserwirtschaft 90(2000) 11, 554 – 559

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Schematische Darstellung der Erosions-, Ablagerungs- und Transportvorgang Q Abfluß, C Feststoffkonzentration (nach Mehta, 1986; Chapra, 1997).....	2
Abb. 1.2: Schlammablagerung im Hornbergbecken vor Beginn der Umlagerungsarbeiten (s. Nestmann et al., 2002)	3
Abb. 2.1: Größenspektrum von Wasserinhaltsstoffen (Osmann-Siegg, 1982)	7
Abb. 2.2: Räumliche Anordnung der Tonminerale (Stumm und Morgan, 1981)	8
Abb. 2.3: Quarzkristall (Gillott, 1968)	10
Abb. 2.4: Aluminiumoxidkristall (Worrall, 1986)	10
Abb. 2.5: Die pH- Abhängigkeit der Oberflächenladung (Stumm und Morgan, 1981)	12
Abb. 2.6: Viskosität der Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert bei einer Schergeschwindigkeit von 100 1/s (Reinshagen et al., 2001)	13
Abb. 2.7: Zeta-Potential der Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert (Reinshagen et al., 2001)	13
Abb. 2.8: Zeta-Potentail von SiO_2 vor (●) und nach (■) Methylierung in Abhängigkeit vom pH-Wert (Xu und Yoon, 1989)	14
Abb. 2.9: Schematische Darstellung von Flockungskinetik und stabiler Dispersion (Napper, 1983)	15
Abb. 2.10: REM-Aufnahmen von Quarzmehlproben mit $NaCl$ -Lösung ($n = 5 \cdot 10^{-1} M$) (Zou, 1998)	19
Abb. 2.11: Stabilitätsbereiche für eine Al_2O_3 -Suspension in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Salzkonzentration (Graule et al., 1997)	20
Abb. 2.12: Flockengröße in Abhängigkeit von der Turbulenz (Van Leussen, 1994).....	20
Abb. 2.13: Flockungsprozesse, Zerstörung von Flocken, Erosion und Sedimentation; C Konzentration, u Geschwindigkeitsprofil (Spork, 1997)	21
Abb. 2.14: Bildung von Aggregaten (Krone, 1986)	22
Abb. 2.15: Anordnung der mineralischen Partikel, Flocken und Flockengruppen (s. Van Leussen, 1988)	23
Abb. 2.16: Verlauf der van-der-Waals-Krafts für SiO_2 und Al_2O_3 bei einem Durchmesser d von $0,24 \mu m$ im Wasser.....	24
Abb. 2.17: Schematische Darstellung des Aufbau der elektrischen Doppelschicht (Roth, 1991)	26

Abb. 2.18: Schematische Form der Kurven der Wechselwirkungsenergie als Funktion des Abstands r zwischen den Partikeln. a) Dispersion, b) schwache Flockung und c) starke Flockung (Lewis, 2000)	28
Abb. 2.19: Wechselwirkungsenergie für a) Al_2O_3 bzw. b) SiO_2 in Abhängigkeit von der reziproken Debye-Hückel-Länge und einwertigen Elektrolyten (Oberflächenpotential $\psi_o = 35$ mV, Wertigkeit der Ionen $z = 1$, $\nu = 1$, $\epsilon_r = 81$, $T = 293$ K, $A_H = 4,76 \times 10^{-20}$ J (für Al_2O_3) und $1,02 \times 10^{-20}$ J (für SiO_2); V_R nach Gleichung 2.6, V_{el} nach Gleichung 2.8)	29
Abb. 2.20: Wassermolekül, Struktur flüssigen Wassers (Tölgyessy et al., 1990)	30
Abb. 2.21: Diffusion eines gefärbten Flecks im Raum und in der Zeit (Chapra, 1997)	31
Abb. 2.22: Schema zum Prozess der molekularen Diffusion (nach Kobus, 2003)	32
Abb. 3.1: Verhältnis der Gleichgewicht- und Anfangskonzentration als Funktion von Sohlsubspannung τ_b (Mehta und Partheniades, 1975)	35
Abb. 3.2: Schematische Darstellung der Geschwindigkeitsverteilungen des Fluids für a) eine Kugel, b) zwei Kugeln und zwei mögliche Anordnungen der Partikel im Schwarm c) mit zunehmender Kugelanzahl in den Ballungen und d) mit zunehmendem Abstand und zunehmender Kugelanzahl zwischen den Kugeln (Kaskas, 1970)	40
Abb. 3.3: Schematische Darstellung der Geschwindigkeitsverteilung in der Nähe einer absinkenden Kugel im zylindrischen Gefäß oder in einem engen Strömungskanal (Brauer et al., 1966)	40
Abb. 3.4: Bezogene mittlere Schwarmgeschwindigkeit in Einkornsuspension als Funktion der Volumenkonzentration (Johns, 1966)	41
Abb. 3.5: Strömungsfeld a) bei zwei nahegelegenen umströmten Kugeln und b) zwischen zwei übereinander sedimentierenden Kugeln (Hassonjee et al., 1988)	42
Abb. 3.6: Zirkulationsbewegung in einem sedimentierenden Tropfen (links), Kurven der Partikelbahnen für einen Komplex aus 6 Kugeln (rechts) und die Projektion der Partikelbahnen auf eine horizontale y_1 / y_2 -Ebene (unten) (Koglin, 1975)	43
Abb. 3.7: Absinkgeschwindigkeit mit Severn Estuary Mud (Mehta, 1986)	44
Abb. 3.8: Absinkgeschwindigkeit für Illite, Kaolinite und Montmorillonite als Funktion der Chloridkonzentration (aus Van Leussen, 1988)	46

Abb. 3.9: Schema der Bewegungsvorgänge in der inhomogenen Verteilung der Partikel bei einer monodispersen Suspension (Bickert, 1997)	47
Abb. 3.10: Schema einer turbulenten Diffusion mit Konzentrationsprofil	48
Abb. 3.11: Relative vertikale Konzentrationsverteilung von Schwebstoffen für verschiedene Exponenten z ($\beta=1$) nach Gl. 3.26	50
Abb. 3.12: Wirkungsweise der Porenwasserdruckänderung auf vorhandene Luftblasen im Porenwasser und deren Folgeerscheinungen mit Digitale Bildauswertung (Köhler, 1997)	52
Abb. 3.13: Schema der Entwicklung der lokalen Verflüssigung, der Ausbruchskanäle und der Vulkanbildung (Pralle et al., 2002; Hellgrau: Sediment, Dunklegrau: Bereich des Porenwasserüberdrucks)	54
Abb. 3.14: Vulkane von Quarz-Pulver mit Luftertrag (Pralle et al., 2002)	54
Abb. 3.15: Verschiedene Verläufe der Lösung der abgelagerten Peloiden infolge der Druckluft. lokale verflüssigte Peloiden a) in einem senkrechten Ausbruchskanal und b) in einem verkrümmten Erosionskanal und c) Verformung des Sediments	55
Abb. 3.16: Schematischer Erosionsdurchbruch. a) Teilchenorientierung parallel zu den Strömungslinien, b) Teilchenorientierung senkrecht zu den Strömungslinien (Zou, 2000)	56
Abb. 3.17: Schematischer Mechanismus der Teilchen-Blase-Wechselwirkung (Mihopoulos, 1995)	57
Abb. 4.1: Messaufbau zur Ermittlung des Absink- und Resuspensionsverhaltens	60
Abb. 4.2: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von a) Quarz LS500 und b) Aluminiumoxid bzw. Sieblinie als Summenkurve (Institut für Keramik im Maschinenbau der Universität Karlsruhe)	61
Abb. 4.3: Signalumwandlungen zur Erstellung eines digitalen Szenenbildes (Hänscheidt, 1987)	63
Abb. 4.4: Bildmatrix eines digitalisierten Bildes (Hänscheidt, 1987)	64
Abb. 4.5: Graustufungen des Absinkverhaltens von Quarz	64
Abb. 4.6: Schema der digitalen Bildverarbeitung zur Bestimmung der Konzentration (Daniels & Bodarwe, 1995)	65
Abb. 4.7: Eichkurven zur Bestimmung der Konzentration von Quarzmehl mit der CCD-Kamera	67
Abb. 4.8: Eichkurven zur Bestimmung der Konzentration von Al_2O_3 mit der CCD-Kamera	67

Abb. 4.9: Vergleich CCD-Kamera – CUS41	69
Abb. 4.10: Messaufbau für die Ermittlung der Absinkgeschwindigkeit.....	70
Abb. 4.11: Schematische Darstellung des Messprinzips und der Auswertungsmethode (Bickert, 1997)	71
Abb. 4.12: Druckverlaufs- und Trennspiegelverlaufskurve beim Absinkverhalten einer Suspension mit $45 \text{ g/l } Al_2O_3$ in destilliertem Wasser	74
Abb. 4.13: Geometrische Veranschaulichung der Luftblasenmessung (Nestmann, 1984)	75
Abb. 4.14: Messaufbau (links) und Messprinzip(rechts) zur Luftblasenmessung.....	76
Abb. 4.15: Einstellung der Triggerschwelle (Aufderheide et al., 1983)	77
Abb. 4.16: Sondensignale und Fehlermöglichkeiten bei verschiedenen Absauggeschwin- digkeiten (Müller, 1976)	79
Abb. 4.17: Vergleich von fotografisch und fotoelektrische bestimmten Blasengrößen- verteilungen beim gleichen Betriebszustand in einem Blasensäulen mit 500 mm Höhe und Innenkantenlängen 141 mm mit der mittleren Absauggeschwindigkeit w_k von 0,31 m/s	80
Abb. 4.18: Diskrete Zeitpunkte entlang der Zeitachse.....	82
Abb. 4.19: Finite Differenzen in rechteckigem Raum-Zeit-Gitter.....	83
Abb. 4.20: Approximation mit Vorwärts-, Rückwärts- und Zentraldifferenzen.....	84
Abb. 4.21: Differenzenstern für das explizite Verfahren.....	85
Abb. 4.22: Differenzenstern für a) das implizite Verfahren und b) das Crank-Nicholson- Verfahren.....	86
Abb. 4.23: Vergleich gemessener Werte mit den verschiedenen Verfahren bei einer An- fangskonzentration $C_0 = 7 \text{ g/l}$ unter der Salzzugabe von 10 g NaCl/l ($h =$ $21,5 \text{ cm}$).....	91
Abb. 4.24: Genauigkeit in Abhängigkeit von Δt mit dem zentralen impliziten Verfahren (h $= 21,5 \text{ cm}$)	92
Abb. 4.25: Vergleich der Messung mit der Berechnung durch das zentrale Verfahren und das Upwind-Verfahren ($h = 21,5 \text{ cm}$) bei Al_2O_3 für eine Konzentration von $C_0 =$ 5 g/l ($V_{s,50\%} = 0,0007 \text{ m/s}$, $D = 0,00015 \text{ m}^2 / \text{s}$).....	93
Abb. 5.1: Einfluss des pH-Wertes auf das Absinkverhalten von Al_2O_3 bei unterschiedli- chen Konzentrationen für a) pH4 und b) pH9	94
Abb. 5.2: Gemessene Korngrößenverteilung für Proben von Aluminiumoxid bei a) pH 4 und b) pH 9 mit unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen	96

Abb. 5.3: Einfluss des steigendem pH-Wertes auf das Absinkverhalten von Al_2O_3 (1 g/ℓ). 96	96
Abb. 5.4: Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration von 1g/ℓ in Abhängigkeit von der Zeit bei unterschiedlichem Salzgehalt	98
Abb. 5.5a: Bildinformation und Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration 1 g/ℓ nach 300 min bei unterschiedlichen Salzgehalten in destilliertem Wasser	99
Abb. 5.5b: Bildinformation und Darstellung des Absinkverhaltens von Quarzmehl der Konzentration 1 g/ℓ nach 480 min bei unterschiedlichen Salzgehalten in destilliertem Wasser	100
Abb. 5.6: Einfluss des zunehmendem Salzgehaltens auf die vertikalen Konzentrationsprofile von a) Quarzmehl und b) Aluminiumoxid der Konzentration von 1 g/ℓ nach 300 Minuten	101
Abb. 5.7: Absinkverhalten von Quarzmehl LS 500 als Funktion der Zeit bei unterschiedlichen Anfangskonzentration C_0 von a) 5 g/ℓ, b) 7 g/ℓ, c) 9 g/ℓ und d) 20 g/ℓ und Salzgehalten in destilliertem Wasser	102
Abb. 5.8: Einfluss des Salzgehaltes auf die Absinkvorgänge von a) Quarzmehl (links) und b) Aluminiumoxid (rechts) der Konzentration von 7 g/ℓ	103
Abb. 5.9: Absinkverhalten in Abhängigkeit von der Untersuchungszeit und der steigenden Feststoffkonzentrationen (Quarzmehl LS500) in einer Höhe von 21,5cm bei einem Wasserstand von 40 cm	104
Abb. 5.10: Absinkverhalten in Abhängigkeit von der Untersuchungszeit nach a) 60 min b)180 min, c) 420 min und d) 1840 min und der axialen Messungshöhe bei zunehmender Feststoffkonzentration (Quarzmehl LS500)	105
Abb. 5.11: Einfluss des pH-Wertes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit V_m von a) Aluminiumoxid und b) Quarzmehl in destilliertem Wasser	106
Abb. 5.12: Einfluss des steigenden Salzgehaltes auf die mittlere Absinkgeschwindigkeit ..	107
Abb. 5.13: Vergleich berechneter Werte mit den in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Feststoffmenge (Quarzmehl) gemessenen Werte	108
Abb. 5.14: Vergleich gemessener und berechneter Werte bei verschiedenem Salzgehalt mit einer Feststoffkonzentration von Quarzmehl (7 g/ℓ)	109
Abb. 5.15: Vergleich gemessener und berechneter Werte bei pH 6,6 bzw. pH 9,0 mit einer zugegebenen Feststoffkonzentration (Al_2O_3) von 1 g/ℓ	109
Abb. 5.16: Absinkgeschwindigkeit von dem Al_2O_3 - Pulver über pH-Wert.....	113

Abb. 5.17: Einfluss des Salzgehalts auf das Absetzverhalten von Quarzmehl LS500 (links) bzw. Aluminiumoxid (CT 3000SG) (rechts) bei 1 g/l ($h_0 = 21,5$ cm)	113
Abb. 5.18: Berechnete Feststoffkonzentrationsverläufe bei unterschiedlicher Salzgehalte mit der Anfangskonzentration (Quarz) von 7 g/l (oben) und 20g/l (unten)	116
Abb. 5.19: Einfluss der steigenden Salinität auf V/D [cm^{-1}] von Quarz.....	118
Abb. 5.20: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe h_0/H_0 bei pH 9, eingegebener Konzentrationen 7 g/l und Konsolidationszeit $t_k = 45$ Minuten	120
Abb. 5.21: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe h_0/H_0 bei unterschiedlichen eingegebenen Feststoffkonzentrationen, $t_k = 45$ Minuten	121
Abb. 5.22: Axiale Feststoffkonzentration als Funktion der dimensionslosen Höhe bei pH 8,1, $t_k = 45$ Minuten mit eingegebenen Feststoffkonzentrationen von a) 10 g/l bzw. b) 20 g/l	121
Abb. 5.23: Blasengrößenverteilung ohne Salz für die eingegebenen Konzentrationen von 10 g/l und 20 g/l mit unterschiedlichen Gasleerrohrgeschwindigkeiten bei pH 8,1	122
Abb. 5.24: Messergebnisse für verschiedene Konsolidationszeiten t_k bei pH 8.2, zugegebener Konzentration von 20 g/l und Gasleerrohrgeschwindigkeit $u_{gl} = 0,27$ cm/s ($h_0 = 20$ cm)	124
Abb. 5.25: Konzentrationsverteilung der abgelagerten Pelloide für eine zugegebene Feststoffmenge (Al_2O_3) von 0,25 Vol.-% bei unterschiedlichen Gasgehalten bzw. Gasleerrohrgeschwindigkeiten bei pH 8,1 und Konsolidationszeit $t_k =$ 45 Minuten	126
Abb. 5.26: Poren im Schlamm (Kaolin) a), Vulkanpore b) (Basso, 1997)	127
Abb. 5.27: Resuspensionsverteilung für unterschiedliche Konsolidationszeiten bei zugegebener Konzentration von 0,5 Vol.-% bei pH 8.2 ($h_0 = 50$ cm)	127

Lebenslauf

Persönliche Daten:

Name	Kim, Jong-Woo
Geburtsdatum	15.04.1966
Geburtsort	Kongju / Korea
Nationalität	Korea
Familienstand	verheiratet, 1 Kind

Schulbildung, Studium, Beruf:

1973 – 1979	Grundschule in Suwon / Korea
1979 – 1982	Mittelschule in Suwon / Korea
1982 – 1985	Oberschule in Suwon / Korea
1986 – 1990	Studium des Bauingenieurwesens an der Kyonggi - Universität mit Abschluß Bachelor in Suwon / Korea
1990 – 1992	Abschluß des Studiums als Master des Bauingenieurwesens an der Kyonggi - Universität / Korea
1992 – 1994	Wehrdienst in Korea
1994 – 1995	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Bauforschungsinstitut in Seoul / Korea
10. 1997 – 07. 1999	Aufbaustudium an der Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe (TH)
11. 1999 – 02. 2004	Doktorand am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe (TH)

Karlsruhe, im Februar 2004