

Kolloiders betydelse för hållfasthet och föroreningstransport i jord

ANN-MARIE FÄLLMAN
OLA HOLBY
KARIN LUNDBERG

Rapport/Report	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Litteraturtjänsten Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	0348-0755
ISRN	SGI-R--01/60--SE
Projektnummer SGI	10141
Dnr SGI	1-9804-270



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Rapport No 60

Kolloiders betydelse för hållfasthet och föroreningstransport i jord

Ann-Marie Fällman
Ola Holby
Karin Lundberg

Förord

Små partiklar, kolloider, finns i jord som lermineral, järnoxid, kvartskorn etc, där de antingen utgör en del av det fasta materialet eller förekommer och transporteras i vattenfasen. Förutsättningarna för om dessa partiklar ska slå sig samman till större aggregat eller förbli separata partiklar handlar till stor del om ett elektrostatiskt kraftspel vilket påverkas av ytegenskaperna hos partiklarna och vattenlösningens kemiska sammansättning. Kunskapen om kolloidala partiklar i jord och hur de kemiska förutsättningarna påverkar dem är relevant för ett flertal områden inom geotekniken som lerors hållfasthet, transport av föroreningar via kolloider i grundvattnet, igensättning av filter och dräneringssystem etc. Det är därför viktigt att forskningen om de kemiska faktorernas inverkan på de geotekniska egenskaperna intensifieras. Syftet med denna rapport är att visa på kolloidkemins relevans för geotekniken och att göra ett avstamp för fortsatt forskning.

Denna rapport omfattar dels en genomgång av relevant kunskap för kolloidkemins inverkan både på lerors aggregering och hållfasthet och på föroreningstransport i grundvatten, dels inledande experimentella studier för dessa tillämpningar. Litteraturstudiens syfte är att ge en orientering om hur de kolloidala systemen fungerar och vilka faktorer som är väsentliga för aggregering och dispergering av partiklarna. Därtill är ambitionen att ge en översikt över vilken kunskap som finns och tillämpas inom de olika områdena.

Effekten av förändringarna i några för kolloidkemin grundläggande kemiska parametrar på aggregering och hållfasthet i lera har undersökts i den experimentella studien. Dessa undersökningar på en lös lera gav intressanta, signifikanta resultat och ska ses som inledande försök som bör följas av både fördjupning och utvidgning.

De experimentella undersökningarna av partiklar vid föroreningstransport omfattade partikelgenerering vid lakförsök. Partiklarna svarade för en stor del av föroreningsmängden i lakvattnet och undersökningarna visar på vikten att välja en bra partikelseparering före analys.

Projektet har genomförts under tiden april 1998 till september 2000. Projektgruppen har bestått av Ann-Marie Fällman (projektledare), Karin Lundberg och Ola Holby. De experimentella delarna har huvudsakligen genomförts av Ola Holby (aggregering och hållfasthet av lera) och Britt Aurell (partikelseparering vid lakförsök). Projektgruppen har fått värdefulla synpunkter på uppläggning av försök, resultat och rapport av Peter Carlsten, Torbjörn Edstam, Karsten Håkansson, Lars Johansson, Åke Johansson, Rolf Larsson, Elvin Ottosson och Helén Åhnberg, samtliga SGI. Tack för dessa synpunkter och diskussioner.

Studien har finansierats gemensamt av Bygghälsorådet och Statens geotekniska institut.

Linköping, december 2000

Ann-Marie Fällman
Projektledare

Innehåll

Förord

Summary	8
----------------------	---

Sammanfattning	10
-----------------------------	----

1 Inledning	12
--------------------------	----

2 Litteraturstudie	13
---------------------------------	----

2.1 Inledning	13
---------------------	----

2.2 Grundläggande koncept	13
---------------------------------	----

2.2.1 Definitioner	13
--------------------------	----

2.2.2 Interaktioner mellan lerpartiklar	15
---	----

2.3 Leras hållfasthet och struktur	18
--	----

2.3.1 Flockulering och jordstruktur	18
---	----

2.3.2 Kemisk påverkan på hållfastheten	19
--	----

2.3.3 Kemisk stabilisering	21
----------------------------------	----

2.4 Föroreningstransport	21
--------------------------------	----

2.4.1 Mobilisering	22
--------------------------	----

2.4.2 Adsorberade ämnen	22
-------------------------------	----

2.4.3 Transport	23
-----------------------	----

2.4.4 Provtagning av grundvatten m a p kolloider	24
--	----

2.4.5 Storleksseparering och storleksmätning	24
--	----

3 Undersökningar av porvattenkemins inverkan på aggregering av lermineral och hållfasthet i lera	26
---	----

3.1 Material	27
--------------------	----

3.1.1 Provplats	27
-----------------------	----

3.1.2 Provtagning	27
-------------------------	----

3.1.3 Undersökningar	27
----------------------------	----

3.1.4 Resultat	28
----------------------	----

3.2 Sedimentationsförsök	30
--------------------------------	----

3.2.1 Metod	30
-------------------	----

3.2.2 Resultat	35
----------------------	----

3.2.3 Diskussion	40
------------------------	----

3.3 Hållfasthetsförsök	40
------------------------------	----

3.3.1 Metod	41
-------------------	----

3.3.2 Resultat	45
----------------------	----

3.3.3 Diskussion	51
------------------------	----

4 Undersökning av kolloidal föroreningstransport från restprodukter	53
4.1 Teori för centrifugering och sedimentering	54
4.2 Material och metod	57
4.3 Resultat	58
4.3.1 Partikelmängd	58
4.3.2 Grumlighet	60
4.3.3 Metallhalter	62
4.4 Diskussion	62
5 Slutsatser	66
6 Referenser	67

Summary

The objective of the study was to find evidence for the impact of pore water chemistry on the strength in clay and for the impact of colloids on the contaminant transport from residues. The study was divided into a literature survey and experimental investigations.

There are many studies published that support the impact of chemistry on flocculation of clay particles and impact of pore water chemistry on remoulded clay strength. However, few studies have tested the undisturbed clay strength in relation to pore water chemistry. There are also many studies on contaminant transport by colloids in ground water reported, but only one study was found where colloids in leaching tests were addressed.

The experimental part comprised chemical impact on flocculation of clay colloid in suspensions, impact of pore water chemistry on strength in clay and generation of colloid in leaching tests on slag.

Soft clay from Holma mosse was used in the clay related tests. Pore water was extracted in permeameter and analysed. A comparable, artificial pore water was made composed of Na, K, Ca, Mg, Cl, SO₄, PO₄ and CO₃. The impact of differences in pore water compositions on the aggregation of clay particles was tested in batch tests. The turbidity of the solution above sedimented particles after 1 hour was used as a measurement of the aggregation. The impact of pH, ion strength and cation composition in the water was tested. The flocculation of colloids in the suspensions depended on pH. Highest dispersion was obtained in the interval pH 6–8 and the flocculation increased at an increase or decrease in pH from this interval. A decrease of the ion strength by dilution of the artificial pore water decreased flocculation. However, the same dependence on

pH as seen with the undiluted artificial pore water, appeared at a higher turbidity. There was an impact of different cations on the flocculation. Solution with Na gave the highest turbidity and smallest degree of flocculation while solution with Ca and Mg gave low turbidity and high flocculation. K showed turbidity slightly higher than Ca and Mg. Solutions with different ratio of Na versus Ca, Mg and K gave higher turbidity for the larger proportion of Na.

The undisturbed and remoulded strength was tested on reconsolidated samples of the soft clay from Holma mosse. The pore water chemistry was changed before reconsolidation. Pore waters with pH 7–8 (normal) and pH 10, Na/(Ca, Mg, K) ratio of 5.5 (normal) and 1.5, and ion strength of 50 mM (normal) and 25 mM, was tested in two-level factorial experimental design. Clay strength was tested with fall cone test and the water content was measured. Significant effects of the changes in parameter values were seen on all the measured properties. The undisturbed strength increased with 60 % at a decrease in the Na ratio from 5.5 to 1.5 independent of pH and ionic strength. The remoulded clay strength was 9 times higher at the low Na ratio at pH 10 in comparison to the high Na ratio. At pH 7 no effects was seen on the remoulded clay strength by a change in Na ratio. Interaction of pH and Na ratio on the sensitivity was obtained. An increase of pH at normal Na ratio increased the sensitivity and decreased remoulded strength. Decrease in Na ratio increased the water content in the samples. Decrease of the ionic strength showed only marginal effect in these experiments except at high pH and normal Na ratio.

Colloids in leachates from one step batch tests on slag-fuming slag (fayalite) were measured by turbidity and mass on filter. Colloids were size fractionated by filtering on 8 µm, 5 µm, 0.45 µm and

0.2 μm filter. Turbidity and concentration of Cu and Pb were measured after each filtration. The effect of natural sedimentation and centrifugation at 1000 rpm was compared. The particles in the leachates contained a considerable part of the determined Cu and Pb in the leachates. Colloids ($< 8 \mu\text{m}$) contained 50 % of the particulate Cu and 70 % of the particulate Pb. Natural sedimentation did not particularly influence the colloid content in leachates. Centrifugation did not deplete the amount of particles less than $0.45 \mu\text{m}$. Particles remaining after treatment were more than six times higher than calculated with Stokes law. The content of Cu and Pb was proportional to the turbidity at values higher than 10 NTU. There was no dependency of concentrations of Cu and Pb on turbidity after filtration on $< 0.45 \mu\text{m}$ filters. Dissolved content in these leachates were about one magnitude higher than in leachates from column test on the same material. It is possible that generation of particles in the batch test increase the available surface area and increase leaching by diffusion in under saturated leachates.

The conclusion of the study was that flocculation of clay minerals is dependent on pH with increase in flocculation both at an increase in pH and a decrease in pH in relation to the normal pH. The decrease in flocculation at an increase in pH need to be further investigated since this is not in agreement with former studies. Decrease in ionic strength decrease flocculation in the same order at neutral and alkaline pH. The proportions of different cations in the solution have a strong impact on the flocculation. Further studies are needed on the impact of anions and organic substances on Swedish clay. Further, the conclusion was that the reconsolidation tests showed a clear impact of the pore water chemistry on the undisturbed and remoulded clay strength. The proportion of Na in the pore water in relation to Ca, Mg and K was important. The behaviour of the clay was different at high pH than at neutral pH and interactions between pH and Na ratio was seen. Decrease of ionic strength showed minor impact on the clay strength. The results from this study need to be verified by

studies on other Swedish clays and the impact of anion composition, organic components of pore water and impact of geochemical changes need to be included. In relation to colloids in leachates from leaching tests on residues it is recommended that turbidity always is measured on the leachates before and after filtration.

Sammanfattning

Syftet med studien var att finna belägg för inverkan av porvattenkemin på hållfasthet i lera och för inverkan av kolloider på föroreningstransporten från restprodukter. Studien har omfattat dels en litteraturstudie, dels experimentella försök.

Inverkan av porvattenkemin på flockulering av lera och på den omrörda hållfastheten i lera beläggs i många publicerade studier. Däremot har endast ett fåtal studier behandlat porvattenkemins inverkan på den ostörda hållfastheten i lera. På samma sätt har föroreningstransport i grundvatten via kolloider undersökts i ett antal studier, men endast en studie återfanns som behandlade kolloider i vatten från lakttest på restprodukter.

Den experimentella delen av studien omfattade kemisk inverkan på flockulering i suspensioner av lerkolloider, inverkan av porvattenkemin på hållfasthet i lera, samt generering av kolloider vid lakttester på slagg.

Lös lera från Holma Mosse användes i testerna med lera. Porvattnet extraherades i permeameter och analyserades. Ett motsvarande artificiellt porvatten tillverkades innehållande Na, K, Ca, Mg, Cl, SO₄, PO₄ och CO₃. Inverkan av en förändring av sammansättningen i porvattnet på aggregeringen av lerpartiklar undersöktes i sedimentationstest. Grumligheten i lösningen ovanför de sedimenterade partiklarna efter en timme användes som mått på flockuleringen där större grad av flockulering ger mindre grumlighet. Inverkan av pH, jonstyrka och katjonsammansättningen i vattnet undersöktes. Flockuleringen av kolloider i suspensionen visade ett tydligt pH-beroende. Sämst flockulering erhöles vid pH 6–8 och flockuleringen ökade vid en ökning eller minskning av pH från detta intervall. En minskning av jonstyrkan genom utspädning av det artificiella porvattnet minskade flockuleringen och samma pH beroende som vid den högre jonstyr-

kan med outspätt artificiellt porvatten erhöles men vid en större grumlighet. Flockuleringen berodde dessutom av vilka katjoner som fanns i porvattnet. Porvatten med Na gav sämst flockulering, medan porvatten med Ca eller Mg gav större grad av flockulering och lägre grumlighet. Porvatten med K gav något större grumlighet än porvatten med Ca eller Mg. Porvatten med olika andel Na mot Ca, Mg och K gav större grumlighet för den högre andelen Na vid neutralt pH, men otydligt utslag vid högt pH.

Den ostörda och omrörda hållfastheten undersöktes på konsoliderade prov av den lösa leran från Holma mosse. Leran suspenderades i artificiellt porvatten med olika sammansättning före konsolideringen. Försöken ställdes upp enligt statistisk försöksplanering med fullständiga två-nivåers trefaktorsförsök. Porvatten med pH 7–8 (normal) respektive pH 9,4–10,6, Na/(Ca, Mg, K) kvot på 5,5 (normal) respektive 1,5, och jonstyrka på 50 mM (normal) respektive 25 mM, testades. Den konsoliderade leran undersöktes med avseende på ostörd och omrörd hållfasthet (fallkonförsök) och vattenkvot. Signifikanta effekter av förändringen i parametervärden erhöles för samtliga mätta egenskaper. Den ostörda hållfastheten ökade med 60 % vid en minskning av Na kvoten från 5,5 till 1,5 oberoende av pH och jonstyrka. Lerans omrörda hållfasthet vid pH 9,4–10,6 var 9 ggr större vid den låga Na kvoten än vid den höga Na kvoten. Vid pH 7–8 erhöles ingen effekt på den omrörda hållfastheten av en förändring av Na kvoten. Sensitiviteten påverkades av ett samspel mellan förändringarna av pH och Na kvoten. En ökning av pH vid normal Na kvot ökade sensitiviteten vilket inte erhöles vid sänkt Na-kvot. Minskningen av Na kvoten i porvattnet ökade vattenkvoten i proverna. Minskning av jonstyrkan i porvattnet visade endast en marginell effekt på den omrörda hållfastheten i dessa experiment.

Mängden kolloider i lakvatten från enstegs skaktest på järnsand (fajalit) mättes via grumligheten i lakvattnet och mängden partiklar på filter efter filtrering. Kolloiderna storleksfraktionerades via filtrering på filter med porstorleken 8 μm , 5 μm , 0,45 μm och 0,2 μm . Grumligheten och koncentrationen av Cu och Pb mättes på lakvattnet efter varje filtrering. Effekten av naturlig sedimentering och centrifugering vid 1000 varv/min jämfördes. Partiklarna innehöll en avsevärd andel av det totalt mätta innehållet av Cu och Pb i lakvattnet. Kolloider (< 8 μm) innehöll 50 % av partikulärt bundet Cu och 70 % av partikulärt bundet Pb. Naturlig sedimentering påverkade inte nämnvärt kolloidhalten i lakvattnet. Centrifugeringen minskade inte mängden partiklar mindre än 0,45 μm . Mängden partiklar i lakvattnet efter sedimentering eller centrifugering var mer än sex gånger större än vad som uppskattats via beräkning med Stokes lag. Halten i lakvattnet av Cu och Pb var proportionerlig mot grumligheten vid värden över 10 NTU. Halterna av Cu och Pb uppvisade inget beroende av turbiditeten efter filtrering på 0,45 μm filter. De lösta halterna av Cu och Pb i dessa lakvatten var ca 10 ggr större än i lakvattnen från kolonntest på samma material. Det är möjligt att kolloidgenereringen i skaktestet ökade den diffusionsstyrda utlakningen via en ökning av kontakten mellan partikelytorna och undermättade lakvatten.

Slutsatserna av studien var att flockuleringen av lerpartiklar berodde av pH med en ökning av flockuleringen vid både en minskning och ökning av pH i relation till denna leras normala pH-värde. Ökning av flockuleringen vid en ökning av pH jämfört med normalt pH behöver undersökas ytterligare eftersom våra resultat inte överensstämmer med tidigare publicerade resultat. Minskning av jonstyrkan minskar flockuleringen i samma grad vid neutralt och alkalint pH. Proportionerna mellan olika katjoner i porvattnet har stor inverkan på flockuleringen av lerpartiklar. Fortsatta undersökningar om lerors flockulering behöver behandla hur även andra ämnen än de här studerade påverkar flockuleringen i svenska leror. Vidare visade konsolideringsförsöken en tydlig inverkan av porvattenkemin på den ostör-

da och omrörda hållfastheten i lera. Andelen av Na i porvattnet i förhållande till Ca, Mg och K var viktig. Lerans beteende var annorlunda vid högt pH jämfört med vid normalt pH. En minskad total salthalt i porvattnet visade endast en mindre inverkan på lerans egenskaper i dessa försök. Resultaten från denna studie behöver verifieras av jämförande studier på andra svenska leror. Vidare behöver andra ämnen i porvattnet samt inverkan av geokemiska förändringar inkluderas i fortsatta undersökningar. I relation till kolloider i lakvatten från laktester rekommenderas att turbiditeten alltid mäts i lakvattnen före och efter filtrering.

1. Inledning

Kolloid är benämningen på partiklar som inte sedimenterar utan håller sig svävande i en lösning. Storleksmässigt rör det sig om partiklar på 1nm–10µm. Partiklar av kolloidstorlek är en viktig beståndsdel i jord eftersom de även omfattar lerpartiklar och oxider.

Syftet med projektet var att bygga upp kunskapen om kolloidkemins inverkan på geotekniska frågeställningar samt att undersöka kemiska faktorer som påverkar kolloiders beteende. Avsikten var att skapa bättre underlag och kunskap som sedan ska kunna tillämpas inom ett flertal områden inom geotekniken: lerors hållfasthet, igen-sättning av filter, dräneringssystem och brunnar, provtagning av grundvatten, transport av föroreningar som kolloider eller genom adsorption på kolloidala partiklar, förbehandling av vattenprover och utlakning från restprodukter och förorenad jord. En litteraturstudie över kolloidkemi i relation till lerors hållfasthet, flockulering och föroreningstransport utgjorde grunden för de genomförda experimentella studierna.

Inom projektet studerades både det suspenderade och aggregerade tillståndet. Studierna om det *aggregerade tillståndet* fokuserades på vattenkemins inverkan på flockulering av lerpartiklar och porvattenkemins inverkan på leras hållfasthets-egenskaper. Inverkan av förändringen i pH, jonstyrka och jonsammansättningen hos vattnet undersöktes i båda fallen. Studierna om det *suspenderade tillståndet* koncentrerades till laboratoriestudier av kolloiders betydelse vid lakförsök på restprodukter.

Resultaten från projektet visade att porvattenkemin har en väsentlig inverkan på bildningen av aggregat i leror och för lerors hållfasthet (både ostörd och omrörd) efter konsolidering. Projektet kan därmed ses som en inledning till ett område där mer kunskap behöver tas fram.

2. Litteraturstudie

2.1 INLEDNING

Kunskap om kolloidkemi krävs inom flera geotekniska områden, exempelvis förändring av lerors hållfasthet, föroreningstransport samt analysmetoder. Den kolloidtyp som främst är av intresse här är lerpartikeln.

Syftet med litteraturöversikten var att få en överblick över den forskning som har genomförts på kolloider på både hållfasthets- och förorenings-sidan och därmed den kunskap som finns inom området.

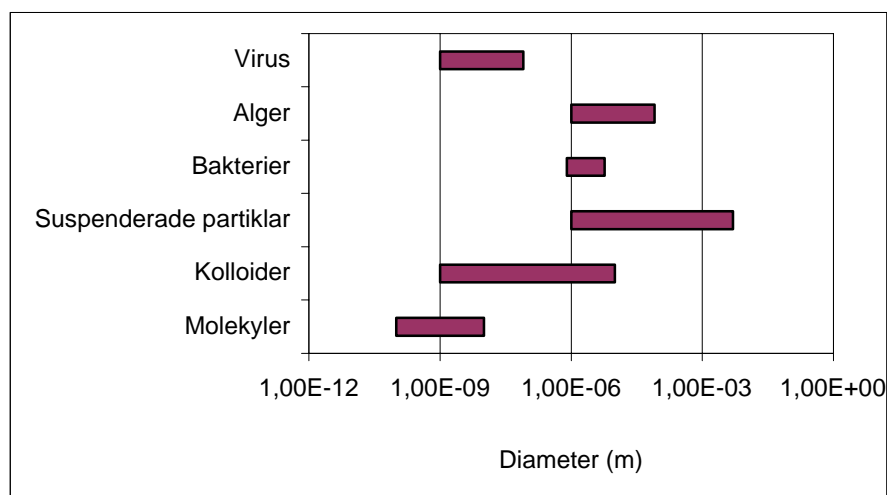
Litteraturen har införskaffats på skilda sätt: visst material har samlats in under ett antal år, litteratursökningen har gjorts i litteraturdatabasen SGI-Line och för att få en bredare bild över hållfasthetssidan har Soil Science Society of America Journal sökts igenom för åren 1980–1998 samt Soil Science för åren 1991–1998.

2.2 GRUNDLÄGGANDE KONCEPT

2.2.1 Definitioner

Ordet kolloid myntades av Graham (1861) från grekiskans ”κωλλω” som betyder klister. Kolloidkemi betyder därför egentligen klisterkemi. Kolloider definieras som komponenter med en diameter mellan 1 nm och 10 μm (McCarthy & Zachara 1989). Det vill säga kolloider omfattar spektrat från större molekyler till små partiklar (van Olphen, 1977; Swanton, 1995). I *Figur 2.1* jämförs kolloider storleksmässigt med andra vattenburna partiklar (Stumm 1977). Kolloider är en viktig beståndsdel i jord, eftersom de omfattar lerpartiklar och oxider. Definitionsmässigt har ler en kornstorlek < 2 μm.

Ju mindre storlek en partikel har, desto större är dess specifika yta, d v s partikelns yta i förhållande till dess massa. Illit har en specifik yta på 65–100 m²/g och montmorillonit har en specifik yta på 50–120 m²/g. Kaolinit har en mindre specifik yta 10–20 m²/g (Mitchell 1976).



Figur 2.1
Storleksspektrum för
vattenburna partiklar,
efter Stumm (1977).

van Olphen (1977) klargör några grundläggande definitioner: Det som för ögat kan se ut som en lerslösning, blandning av vatten och lermineral, är egentligen en homogen dispersion av mycket små partiklar. En sådan lösning kallas kolloidal lösning eller sol. Om partiklarna är stora och sedimenterar jämförelsevis snabbt, definieras dispersionen som en suspension. Enbart partikelstorleken avgör alltså om det är en sol eller en suspension (Overbeek, 1952). Stokes lag används för bestämning av sedimenteringshastigheten av sfäriska partiklar, men är inte helt tillämplig på lerpartiklar eftersom dessa är utpräglat flata (Pousette & Jacobsson, 1995).

Kolloider kan vara hydrofoba, hydrofila eller associerade (van Olphen, 1977), se **Tabell 2.1**. De hydrofila (makromolekylära kolloider), exempelvis latex, bildar spontant en kolloidal lösning. De hydrofoba, exempelvis lerpartiklar, beskrivs som små fasta partiklar dispergerade i vätska och som tvåfasssystem med en stor specifik yta. Vidare domineras deras uppförande av ytkrafter och de kan flockulera i närvaro av ganska små mängder salt. Kolloidkemin är därför starkt förknippad med ytkemin. Den tredje gruppen består av associerade kolloider såsom exempelvis en tvällösning. I ett sådant system uppnås en jämvikt mellan lösta enkla molekyler och stora "kinetiska enheter" bestående av associerade molekyler. Enheterna kallas miceller och förekommer bara ovan en viss minimikoncentration av tvålen, som kallas den kritiska micellationskoncentrationen.

Tabell 2.1 Uppdelning av kolloider efter van Olphen (1977).

Grupper av kolloider	Typ av system
Hydrofoba	Irreversibla
Hydrofila	Reversibla
Associerade	Reversibla

De kolloidala systemen kan vara reversibla där flockulering och deflockulering har samma hastighet eller irreversibla där deflockuleringen är långsammare än flockuleringen. van Olphen (1977) beskriver vidare att hydrofoba system är irreversibla och att hydrofila kolloider och associerade kolloiderna utgör reversibla system. Detta betyder att lermineral har en snabbare flockulering än deflockulering.

Kolloider i grundvatten kan utgöras av både organiskt eller oorganiskt material (McCarthy & Zachara, 1989), exempelvis löst organiskt material såsom humusämnen, levande biokolloider såsom mikroorganismer, mineralutfällningar och vittringsprodukter.

van Olphen (1977) beskriver några centrala parametrar för kolloiders egenskaper och hur dessa kan erhållas:

Partikelstorlek och form

- Direkt metod: I ultramikroskop kan antalet partiklar i en bestämd volym räknas, vilket med hjälp av suspensionens densitet och antalet partiklar i en given volym, ger den genomsnittliga vikten av en enskild partikel.
- Indirekta metoder: Mätning av skilda fysikaliska egenskaper (exempelvis viskositet eller sedimentationshastighet) och teoretiska relationer ger partikeldimensionerna.

Specifik yta

- Beräkning från partikeldimensionerna.
- Beräkning utifrån **enhetscellens**¹ dimensioner (känd från röntgenanalyser) och enhetscellens vikt (känd från kemiska analyser).
- Direkt bestämning från adsorptionsdata.

Ytfladdning

Parametern kan erhållas ur jonutbyteskapaciteten och specifik yta.

¹ Med enhetscellen menas den minsta struktur som upprepar sig själv i sidled i det aktuella lermineralet.

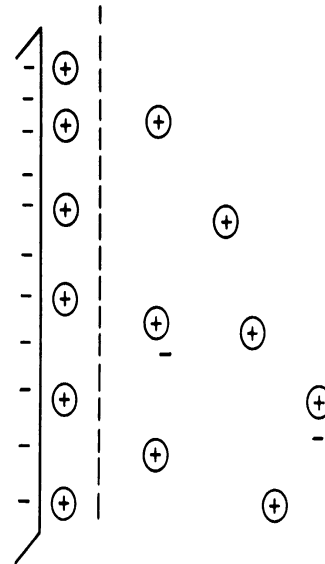
2.2.2 Interaktioner mellan lerpartiklar

Lerpartikeln har en utpräglat flat form och är uppbyggd av mineral av omväxlande lager av kiseloxid och aluminium- eller magnesiumhydroxid. I kaolin lera består mineralet av ett lager av vardera. I de sk 2:1 lermineralen är lagret av aluminiumhydroxid eller magnesiumhydroxid omgivet av två lager med kiseloxid. Bland 2:1 lermineralen ingår illit, vermikulit och montmorillonit. De flata ytorna i 2:1 mineralen är negativt laddade pga substitutioner med katjoner av lägre valens där Si^{4+} är utbytt mot Al^{3+} eller Al^{3+} är utbytt mot Mg^{2+} , Fe^{2+} (Drever 1988). En lerpartikel är uppbyggd av ett antal lager av mineralskikt. Mellan lagren balanseras den negativa laddningen av positiva joner. Vattenmolekyler kan tränga in mellan lagren i montmorillonit vars motjoner mellan lagren är utbytbara. Distansen mellan lagren kan därmed öka vilket ger montmorillonit svällande egenskaper. I illit är de positiva jonerna mellan lagren inte utbytbara och illit har inte svällande egenskaper (van Olphen, 1977). I vermikulit är motjonerna mellan mineralagren till viss del utbytbara (Drever, 1988).

Ytladdningen på lermineralens kanter beror av lösningens pH-värde. Ytorna är positivt laddade vid lågt pH. Vid ökning av pH minskar den positiva laddningen för att övergå till negativ laddning vid ett visst pH. Vid ytterligare höjning av pH ökar den negativa laddningen. Det pH-värde då partikelytan är oladdad kallas för ZPC (zero point of charge). Detta medför att det diffusa dubbellagret inte existerar vid ZPC. Kaolin lera har endast till en mindre del substitutioner i mineralskikten vilket leder till att ytladdningen på det lermineralet till större grad är pH-beroende och att den inte uppvisar permanent negativt laddade ytor (van Olphen, 1977).

De laddade ytorna leder till ytaktivitet och jonbytesförmåga, vilket medför att de negativa ytorna kommer att dra till sig katjoner för att uppnå neutral laddning. Dessa joner, exempelvis Na^+ och Ca^{2+} , kallas utbytbara joner eftersom de oftast är löst bundna till partikelytorna. Positiv laddning på kanterna medför attraktion av negativa joner. De utbytbara jonerna bildar ett yttre lager som

kallas partikelns elektriska eller diffusa dubbellager (Figur 2.2). Dubbellagrets utsträckning minskar med ökande valens hos katjonerna och med ökande koncentration av jonerna (van Olphen, 1977).

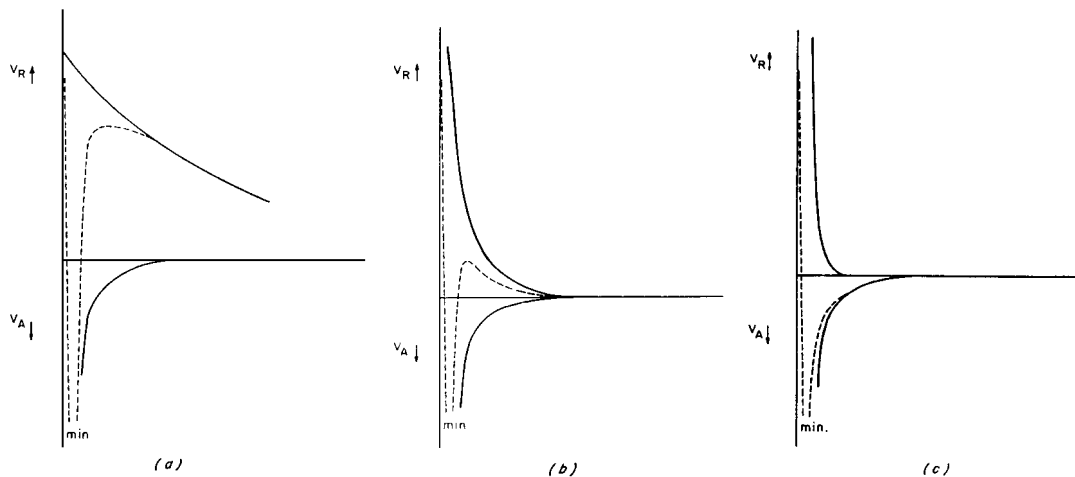


Figur 2.2 Det diffusa dubbellagret (Drever, 1988).

Lerpartiklar påverkar varandra både med repellerande och attraherande krafter. Repulsionen uppkommer när två partiklar med negativ ytladdning kommer tillräckligt nära varandra (elektrostatisk kraft). Attraktion mellan partiklarna finns också i och med van der Waals bindningskraft mellan partiklarna. Partiklarna måste komma riktigt nära varandra för att en nettoattraktion ska erhållas, se Figur 2.3 (van Olphen, 1977).

I sötvatten dominerar ofta repulsionen på grund av låg jonstyrka och kolloidsolen är stabil. I saltvatten reduceras repulsionen, beroende av den högre jonstyrkan, till en punkt där attraktionen börjar dominera och solen flockulerar (van Olphen, 1977).

Partiklar i lersuspensioner kan vara associerade till varandra på olika sätt enligt följande (van Olphen, 1977), se Figur 2.4:



Figur 2.3 Repellerande och attraherande krafter mellan lerpartiklar (van Olphen, 1977). Den streckade linjen visar den sammanlagda kraftresultanten. Repulsion och attraktion som funktion av avståndet mellan lerpartiklar för följande situationer a) Låg elektrolytkoncentration, b) Mellanliggande elektrolytkoncentration c) Hög elektrolytkoncentration.

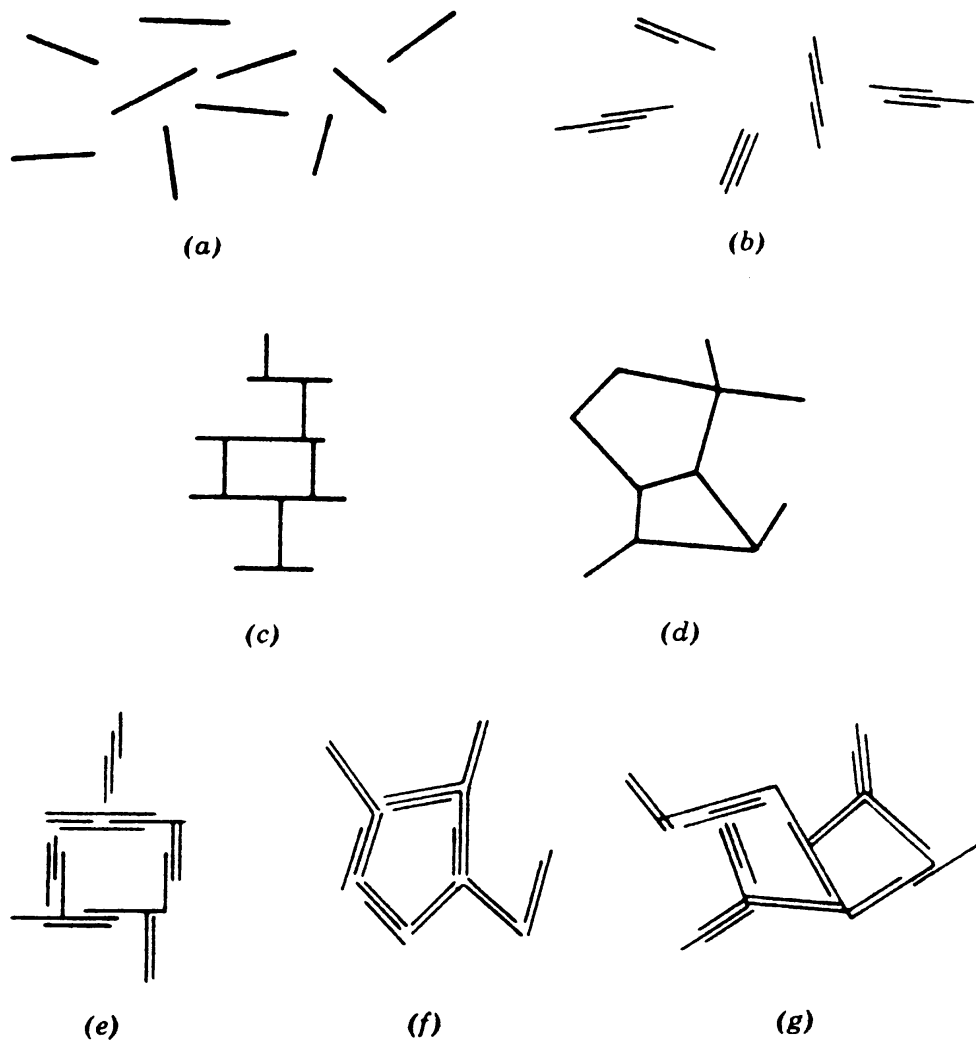
1. Dispergerade: Inga plan mot plan-associeringar
2. Aggregerade: Plan mot plan-associeringar av flera lerpartiklar
3. Flockulerade: Kant mot kant eller kant mot plan-associeringar av aggregaten
4. Deflockulerade: Ingen associering mellan aggregat.

Katjonens påverkan på lera beror främst av dess valenstal och den hydratiserade jonradien. Envärda katjoner, särskilt Na^+ och Li^+ , gynnar deflockulering medan två- och trevärda joner normalt leder till flockulering. Den hydratiserade jonradien för Na är större än för K, vilket medför att Na ger upphov till ett tjockare dubbellaager för att uppnå laddningsneutralitet än K. Hälften så många tvåvärda joner som envärda joner behövs för att uppnå laddningsneutralitet, vilket ger tunnare lager trots en relativt stor radie på den hydratiserade jonen (Mitchell, 1976).

De flesta kolloiderna i grundvatten har mobiliserats av förändringar i grundvattenkemin (McCarthy & Degueldre, 1993) såsom:

- minskning av jonstyrka, vilket exempelvis sker genom infiltration av regnvatten, bevattning med sötvatten eller infiltration underifrån av sött artesiskt grundvatten, och är den vanligaste förändringen,
- förändring i jonsammansättning från Ca- till Na-dominerad kemi,
- ökning av pH,
- adsorption av joner och makromolekyler som förändrar ytladdningen t ex ytaktiva ämnen.

Kolloider kan även mobiliseras genom fysikaliska förändringar i akvifären. Ryan & Elimelech (1996) anger att den flödesökning som uppkommer vid pumpning, är den vanligaste orsaken.



Figur 2.4 Olika typer av partikelassocieringar i lersuspensioner och dess benämningar (van Olphen, 1977):

- (a) Dispergerad och deflockulerad,
- (b) Aggregerad men deflockulerad,
- (c) Kant mot plan-flockulerad men dispergerad,
- (d) Kant mot kant-flockulerad men dispergerad,
- (e) Kant mot plan-flockulerad och aggregerad,
- (f) Kant mot kant-flockulerad och aggregerad samt
- (g) Kant mot plan- och kant mot kant-flockulerad och aggregerad.

2.3 LERAS HÅLLFASTHET OCH STRUKTUR

2.3.1 Flockulering och jordstruktur

Lerpartiklars beteende i jordar, grundvattenakvifärer och akvatiska miljöer styrs i hög grad av flockulerings- och dispersionsfenomen (Kretzschmar et al., 1997). Många studier har visat på korrelationer mellan olika kemiska parametrar och dessa fenomen. Svällning, krympning, flockulering och deflockulering är avgörande processer för transporten av en lösning genom ett poröst medium, eftersom alla processerna påverkar den hydrauliska konduktiviteten (McDowell-Boyer et al., 1986; Chen et al., 1987). Själva flockuleringen är intressant att studera, eftersom faktorer som bidrar till lerflockulering vanligen även bidrar till bildandet av jordaggregat (Aly & Letey, 1988). Många odlade jordar har en instabil struktur och tenderar att utveckla täta skikt när de exponeras för häftiga regn, vilket leder till ytavrinning och erosion. Shainberg et al. (1992) studerade betydelsen av aggregatens stabilitet för bildandet av täta skikt i semi-arida regioner och fann att första steget var aggregatens sönderfall, vilket följdes av dispersion av lermineralen och ytkompaktering.

Flockuleringen av lerpartiklar påverkas av pH i lösningen. Keren et al. (1988) fann att den nivå på jonstyrkan som behövdes för att uppnå flockulering av Na-montmorillonit i lösning ökade med ökande pH i intervallet pH 5–9,8. De föreslår som förklaring att laddningen på kanterna av lerpartiklarna vid högt pH är negativa och därmed ger upphov till en plan-mot-plan struktur vilket även stöds av van Olphen (1977). Detta skulle ge upphov till en mer öppen struktur och behov av högre jonstyrka för att erhålla flockulering. Vid nolladdning eller positiv laddning på kanten erhålls kant-mot-kant eller kant-mot-plan struktur. Andra studier (Frenkel et al., 1992; Thellier et al., 1992) visar på minskad flockulering vid ökat pH i intervallet pH 6–8 och bibehållen jonstyrka. Chorover & Sposito (1995) studerade tropiska kaolinleror under sura förhållanden och fann att storleken på aggregaten tydligt ökade vid en minskning från pH 3 och nedåt. Suarez

et al. (1984) studerade effekten av pH (för pH = 6–9) på jords hydrauliska konduktivitet (K) och jorddispersion. De fann att vid pH 9 var den mätade hydrauliska konduktiviteten lägre än vid pH 6 för en montmorillonit och en kaolinit. Även den optiska transmissionen minskade, d v s vattnets grumlighet ökade, med högre pH, vilket motsvarar ökad dispersion av kolloider vid högre pH.

Inverkan på flockuleringen av jonstyrkan i lösningen med lerpartiklar har studerats i skilda sammanhang. Keren et al. (1988) fann att koncentrationen för när flockulering erhålls ökar med ökande pH. Den jonstyrka som behövs för att flockulera en lersuspension är högre om leran är övervägande Na-mättad än om den är Ca-mättad (Oster et al., 1980). I deras försök krävdes det ca 50 ggr så hög koncentration för att flockulera montmorillonit i NaCl (12 mM) än i CaCl₂ (0,25 mM) och 220 ggr högre koncentration för att flockulera illit i NaCl (55 mM) än i CaCl₂ (0,25 mM). Förkortningarna CFC (critical flocculation concentration), FV (flocculation value) och CCC (critical coagulation concentration) är tre olika termer för att beteckna den kritiska elektrolytkoncentrationen som krävs för att bibehålla leran i det flockulerade tillståndet. Om elektrolytkoncentrationen är under CFC (eller FV eller CCC) kommer leran att dispergera. Montmorillonit är inte känslig för utbytet av Na mot K. En kaliumandel på upp till 10–15 % gav ingen försämring av aggregatbildningen hos montmorillonit vilken en jords strukturella stabilitet och hydrauliska egenskaper (Levy & Torrento, 1995).

Innehåll av andra anjoner i vätskan såsom karbonat och fosfat ökar den kritiska flockuleringskoncentrationen (CFC) liksom innehåll av organiska syror såsom humussyror och citrat (Frenkel et al., 1992). Elektrolytkoncentrationen som krävs för flockulering, effekten av pH samt relativa effekten av Ca jämfört med Mg, är samtliga beroende av jordens organiska innehåll (Heil & Sposito, 1993). Humussyror ökade CFC i Na-montmorillonit vid halter upp till 10 mg/l vid pH 4–8, men ingen ytterligare ökning av CFC er-

hölls vid halter över 10 mg/l (Tarchitzky et al., 1993). De föreslår tolkningen att humussyror adsorberas till de positivt laddade lerkanterna vid pH lägre än ZPC. Vid pH högre än ZPC erhålls inte denna effekt. Det pH där lösningen flockulerar minskar vid ökad tillsats av humussyror i koncentrationerna 0,5–2,0 mg C/l (Kretzschmar et al., 1997).

2.3.2 Kemisk påverkan på hållfastheten

Kolloidala system har studerats relativt väl vad gäller faktorer som påverkar de elektrostatiska krafterna som attraherar eller repellerar kolloiderna. De huvudsakliga faktorerna som påverkar dessa krafter är pH, jonstyrka (dvs koncentrationen i omgivande vätska), typ av joner i vätskan och förekomsten av ytaktiva ämnen (se t ex van Olphen, 1977; Ryan & Elimelech, 1996). De attraherande och repellerande krafterna diskuteras inom teorin för det elektriska dubbellagret (se kapitel 2.2.2). Dessa teorier har dock endast till en del försökts appliceras på ostörd och omörd hållfasthet i lera (se t ex Rosenqvist, (1954; 1975; 1984) och Söderblom (1988). Pusch (1973) anser att mikrostrukturella studier på lera avsatt under olika salthaltsförhållanden (Pusch 1970) stöder diskussionen om att en lägre saltkoncentration medför mindre täta aggregat (mer dispersion) och att högre salthalt ger tätare och större aggregat.

En generell uppfattning är att kvicklera har uppkommit genom avsättning av marint avsatta leror, vilket ökar repulsionen mellan lerpartiklar (Rosenqvist, 1975; van Olphen, 1977). Lerans struktur och hållfasthet bibehålls tills en störning uppstår. Kännetecknet för en kvicklera är att den ostörda hållfastheten i förhållande till den omrörda hållfastheten (sensitiviteten) är hög, större än 50 och att omörd hållfasthet är mindre än 0,4 kPa (Larsson 1993). Torrance (1974) visade vid utlakning av lera, att vid en minskning av salthalten under 2 g/l erhöles väsentliga förändringar av sensitiviteten. Söderblom (1969) mätte den totala salthalten (elektrisk konduktivitet) i porvatten och drog slutsatsen att salthalten var generellt låg i kvicklera, men att låg salthalt inte var liktydigt med förekomst av kvicklera. Samma

slutsats kom Talme et al. (1966) till med tillägget att konduktiviteten kunde vara lika i två intilliggande lermassor, där den ena var kvick och den andra mellansensitiv men att den kemiska sammansättningen skilde mellan porvattnen. Kwicklera har en högre halt av Na i förhållande till halten av K, Mg och Ca (Rosenqvist, 1954; Talme et al., 1966; Moum et al., 1971; Torrance, 1979). Mitchell (1976) har inte gjort skillnad mellan de envärda jonerna Na och K och visar att det finns samband mellan hög andel envärda katjoner (summa Na+K) i porvattnet och hög sensitivitet i leror med låg salthalt, samt att det finns ett samband mellan Z-potentialen (den elektriska potentialen i dubbellagret uttryckt i mV) och sensitiviteten. Andelen envärda katjoner i dessa porvatten relativt mängden tvåvärda katjoner var större än i havsvatten vilket visar på en selektiv minskning av tvåvärda katjoner i porvattnet hos kvickleror. Halten utbytbar Na har även betydelse för erosion i jord (Singer et al., 1982) genom att öka dispergeringen av lerpartiklar i jorden. Vittring av mineral kan i vissa fall motverka minskning av halterna Mg och Ca i porvattnet vid utsättning av lera och förhindra uppkomst av kvicklera (Torrance, 1979).

Talme et al., (1966) ökade både den ostörda och den omrörda hållfastheten i kvicklera genom att ersätta kvicklerans porvatten med porvattnet från mellansensitiv lera från samma plats. Den omrörda hållfastheten ökade relativt mer med en minskning av sensitiviteten till mellansensitiva förhållanden som följd. Porvattenutbytet gjordes i permeameter med fallande tryckhöjd. Omvänt minskade både den ostörda och den omrörda hållfastheten i den mellansensitiva leran när dess porvatten ersattes av porvatten från kvicklera från samma plats. Den omrörda hållfastheten minskade relativt mest med ökning i sensitiviteten som följd. Porvattnet från kvickleran skiljde sig från porvattnet från den normala leran främst genom en relativt lägre halt av Mg och Ca jämfört med Na och K. Ett flertal författare diskuterar inverkan av trivalenta och divalenta katjoner på den omrörda hållfastheten hos lera (Talme et al., 1966; Talme, 1968; Löken, 1970; Moum et al., 1971; Rosenqvist, 1975). Generellt ger ett

högre valenstal högre omrörd hållfasthet förutom vid låga halter. Tillsats av K ger dock en högre omrörd hållfasthetstillväxt jämfört med tillsats av Mg och Ca (Moum et al., 1971). Talme (1968) fann vidare att höga pH-värden (pH 10) minskar den omrörda hållfastheten.

Torrance (1999) genomförde en systematisk studie av inverkan av kemiska, fysikaliska och mineralogiska faktorer på egenskaperna hos sensitiv postglacial marin lera med koaxialviskosimeter (cylindrisk kropp som förs ned i lerprovet, roteras varvid skjuvspänningen mellan kropp och prov bestäms). Den reologiska parametern ”yield stress” definieras som den skjuvspänning som måste övervinnas i detta försök för att generera en rörelse i provet. I Torrance studie ökade ”Yield stress” vid en sänkning av pH från 8,4 till 4 och vid en ökning av halten Na och Ca i porvattnet. Keren (1989) studerade reologin i en suspension av montmorillonit vid höga koncentrationer av Ca^{2+} och Mg^{2+} . Resultaten visade att när leran var mättad av antingen Ca^{2+} eller Mg^{2+} uppvisade suspensionen egenskaper som en newtonsk vätska (direkt proportionalitet mellan skjuvmotstånd och deformationshastighet samt viskositet oberoende av deformationshastighet).

Halten av olika anjoner i porvattnet från mellan-sensitiv och kvick lera angavs inte i Talmes undersökningar (Talme et al., 1966). Olika katjoners påverkan avgörs av valens och storlek. Anjoners påverkan är mer komplicerad och beror på interaktion med kantladdning hos lermineral (Rosenvist, 1984). I fortsatta undersökningar anför Talme (1968) att infiltration av ytvatten i tunna permeabla lager i leran förorsakat en förändring i porvattenkemin genom diffusion och omvandlat leran till kvicklera. Det förutsätts då att det är en väsentligt annorlunda kemisk sammansättning i ytvattnet än porvattnet där även inverkan av anjonerna bör vara viktig att studera. Tillsatsen av anjoner, i det här fallet pyrofosfat, ökade sensitiviteten i lera till motsvarande kvicklera (Talme, 1968). Infiltration av pyrofosfat (50 mM) i Roxenlera gav upphov till minskning av flytgränsen (w_L) med 25–30 % samt minskat förkonsolideringstryck bestämt med CRS-försök. Vid samma

infiltration med pyrofosfat var krypdeformationer, bestämda i triaxialcell, 3–4 % efter 60 dagar, då halva porvolymen var utbytt, och en fortsättning av försöket skulle förmodligen ha lett till brott (Nilsson, 1985).

Mitchell & Woodward (1973) studerade porvattenkemin i 16 områden där skred inträffat eller risk för skred föreligger. I fem av dessa fann de ett förhållande mellan andelen Na av koncentrationen $\text{Na}+\text{K}+\text{Ca}+\text{Mg}$ som kunde orsaka dispersion. De ansåg dock att underlaget inte var tillräckligt för att dra slutsatsen att skreden hade orsakats av hållfasthetsförsämringar på grund av lerdispersion. Möjligheten att skred kan orsakas av katjonutbyte av dominerande Ca mot Na föreslogs av Matsuo (1957) efter studier av ett skred i Japan. Ekström & Jendeby (1980) undersökte släntstabilitet och urlakningens inverkan på skjuvhållfastheten. Saltinnehållet (Na, K och Ca) i leran jämförs med skjuvhållfastheten i en jordprofil och från resultaten framgår att en minskning av saltkoncentrationen sker från det djup där hållfastheten börjar avta. De drar slutsatsen att detta styrker tesen att en urlakning av salter från leran kan vara en av de faktorer som har negativ effekt på lerans hållfasthet. Ett skred vid Lake Ontario, Kanada som studerats av Eyles & Howard (1988) orsakades troligen av dagvatten som infiltrerade genom förbindelser i överlagrande lera. Söderblom (1974a) anför att infiltration av avloppsvatten i permeabla lager (från öppna diken) kan orsaka skred genom att ytaktiva ämnen i avloppsvattnet sänker hållfastheten.

Cementering mellan lerpartiklar av oxider eller karbonater kan ge upphov till en ostörd hållfasthet som minskar om dessa mineral-korn antingen mekaniskt går sönder eller om de löses upp genom kemisk förändring av porvattnets sammansättning (Mitchell, 1976). Karbonater kan bilda större och diskreta partiklar vilket talar emot deras cementserande inverkan (Torrance, 1996). Torrance (1999) erhöll en minskning av ”yield stress” i reologiska undersökningar vid en minskning av halten oxidmineral i leran.

Organiska ämnen kan minska hållfastheten i lera genom dispergering av lerpartiklarna eller öka hållfastheten genom bildning av gelstrukturer. Minskning av den omrörda hållfastheten i kaolinlera med 50–97 % erhöles vid tillsats av organiska enkla syror (oxalsyra, malonsyra och mjölksyra), lignosulfater, polyfenoler och humussyra. Tillsatsen av aminosyror medförde koagulation av leran (Söderblom, 1966, 1974b). Organiska ämnen kan även komplexbinda t ex Ca och Mg och därmed minska koncentrationen av dessa ämnen i porvattnet vilket kan minska hållfastheten i lera (Talme, 1968). Försvagning och upplösning av lermatrisen kan även uppstå i områden där lera avsatts under sötvattenförhållanden (van Olphen, 1977). I de områdena orsakas deflockuleringen av organiska anjoner från ytvegetationen. Anjonerna deflockulerar lerorna genom kantadsorption och omvändning av kantladdningen.

2.3.3 Kemisk stabilisering

Osläckt kalk och cement har länge använts för stabilisering av lösa jordar och kalkpelare började användas i mitten av 1970-talet (Åhnberg et al., 1995). Ursprungligen användes kalk för lös lera och cement främst för friktionsjordar, men idag används även cement eller kalk-cementblandningar för lösa leror. Inblandning av kalk ger hållfasthetstillväxt främst genom minskad vattenkvot, flockulering och att $\text{Ca}(\text{OH})_2$ reagerar med mineralkorn. Inblandning av cement ger hållfasthetstillväxt genom bildandet av CSH-gel (kalciumsilikathydrat) och till en mindre del genom puzzolana reaktioner.

Kalk och cement anses vara stabila vid ett pH över 5 och vid överskott av Ca. Hållfastheten uppnås snabbare vid ökad temperatur, men organiska ämnen (exempelvis humussyror som reagerar med $\text{Ca}(\text{OH})_2$) och sulfider kan fördröja hållfasthetstillväxten (Åhnberg et al., 1995). Åhnberg & Pihl (1997) studerade kalktypens inverkan på stabiliseringsresultatet och fann att kalkens egenskaper som CaO-aktiv, specifik yta, SiO_2 och släckningsvärme gav positiv inverkan på stabiliseringsresultatet medan CO_2 , glödningsförlust och Fe_2O_3 gav negativ inverkan. Med

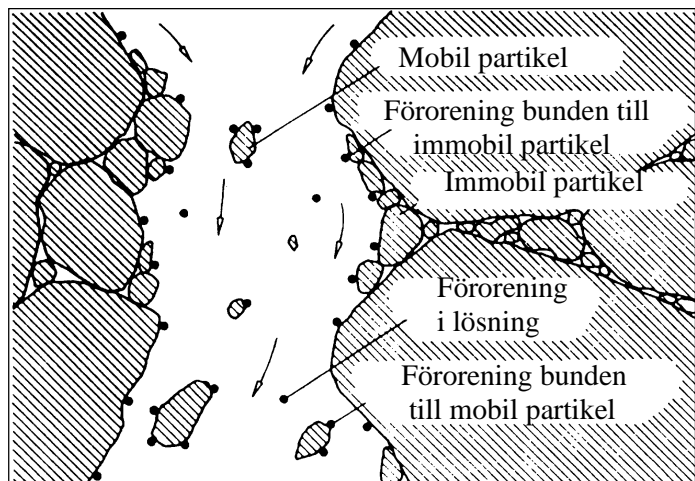
CaO-aktiv menas den andel kalk som förekommer som kalciumoxid. Detta är den mest intressanta Ca-formen eftersom Ca bundet till karbonater eller silikater vanligen inte är kemiskt tillgänglig.

2.4 FÖRORENINGSTRANSPORT

Det är väl känt att föroreningar i akvatiska system kan associeras med partiklar och kolloider (McDowell-Boyer et al., 1986; McCarthy & Zachara, 1989; Buffle & Leppard, 1995). Kolloiders beteende i en speciell omgivning är beroende av många faktorer och därmed mer svårförutsägbart. Kolloider kan transporteras långa sträckor, men de kan även adsorberas på fast fas eller fastläggas genom bildandet av mycket större aggregat.

För att kunna förstå och förutsäga föroreningstransport är det viktigt att ta hänsyn till transport via suspenderade kolloider och partiklar. Ofta betraktas föroreningstransport i markmiljön som ett tvåfasset system där föroreningar antingen föreligger i den mobila vattenfasen eller i den immobiliserade fasta fasen (McCarthy & Zachara, 1989). Lösta föroreningar kan adsorberas till någon fast fas och därigenom fördröjas jämfört med grundvattenflödet. Det finns även en tredje fas som måste beaktas. Komponenter av den fasta fasen kan också förekomma som kolloider eller partiklar som är suspenderade i och transporteras med grundvattnet, se *Figur 2.5*. Om föroreningar associeras med dessa kolloider kan det leda till ökad föroreningstransport. Vid upplägning av laboratorieexperiment och provtagning i fält har detta ofta försummats. Fältdata visar att kolloider med associerade föroreningar kan röra sig långa sträckor i mark (McDowell-Boyer et al., 1986). Med traditionella transportmodeller, som inte tar hänsyn till inverkan av kolloider kan koncentrationen och spridningen av föroreningen avsevärt underskattas (Grolimund, et al., 1996).

I motsats till detta kan deposition av de kolloidala partiklarna minska permeabiliteten och därigenom även minska föroreningstransporten. McDowell-Boyer et al. (1986) konstaterade att permea-



Figur 2.5 Föroreningstransport med hjälp av kolloider, samt lösta föroreningar och föroreningar bundna till den fasta fasen (Grolimund et al., 1996).

biliteten i jorden kan ändras avsevärt vid förändring av vattenkemin, när t ex vatten med lägre salthalt än porvattnet pumpas in i en jordvolym.

Ryan & Elimelech (1996) anger tre kriterier som måste vara uppfyllda för att föroreningstransport i grundvatten med hjälp av kolloider ska vara en viktig mekanism:

1. Kolloider måste genereras genom
 - a) mobilisering av befintliga mineral av kolloidstorlek från sediment i akvifären.
 - b) utfällning in situ av övermättade mineralfaser
2. Föroreningar måste associeras med kolloiderna
3. Kolloiderna måste transporteras med grundvattnet

2.4.1 Mobilisering

Mobiliseringen av kolloider i en akvifär sker via fysikaliska eller kemiska mekanismer (Ryan & Elimelech, 1996). Den viktigaste fysikaliska faktorn för att mobilisera kolloider är en ökning av flödes hastigheten. Minskning av jonstyrkan eller förändring av jonsammansättningen till joner med lägre valens ökar mobiliseringen av kolloider. Detta kan även leda till igensättning och minskad hydraulisk konduktivitet.

Grolimund et al. (1996) gjorde kolonnförsök på jord med laklösningar med klorider av Na och Ca samt Pb. Vid en drastisk sänkning av jonstyrkan ökade uttransporten av Pb adsorberat på partiklar på ca 1 μm . Saltning av vägar med NaCl ger också en ökning av den kolloidala transporten av Cu, Pb, Ni, Cr och Fe när salthalten senare minskar via nederbörd. Dessa effekter erhöles inte vid saltning med Ca-Mg-acetat (Amrhein et al., 1993).

Förändring av pH förändrar förutsättningarna för att bilda stabila kolloidala lösningar. Effekten av ett förändrat pH beror av ursprungligt pH i vattnet och vid vilket pH kolloiden är oladdad (zero point of charge, ZPC). Adsorption av organiska ämnen till en kolloid vid pH lägre än ZPC (då partikel är positivt laddad) medföra en förändring till negativ ytladdning (Seaman et al., 1995). Därmed ändras förutsättningen för att mobilisera kolloider.

Även en förändring av redoxpotentialen i vattnet kan påverka mobiliseringen av kolloider. Ryan & Gschwend (1994) fann att den kolloidala transporten av lermineral i den syrefria zonen av en jord var större än i den oxiderade zonen. De förklarade detta med att under oxiderade förhållanden täcktes lerpartiklarna och hölls ihop av järnhydroxid. Under anoxiska förhållanden löstes järnhydroxiden upp, frilade lermineralen för adsorption av lösta organiska makromolekyler och därmed bildades en stabil kolloidal lösning av lermineral med adsorberade organiska ämnen.

2.4.2 Adsorberade ämnen

Utifrån laboriestudier drar Ledin (1993) slutsatsen att kolloidernas storleksfördelning och förmåga att binda till sig annars lösta spårämnen påverkas av kolloidernas geokemiska beståndsdelar och vattnets kemiska parametrar som pH, total salthalt och innehåll av organiskt material (i det här fallet fulvosyra). Adsorptionen av kationer sjunker med minskande pH och adsorptionen av oxyanjoner (t ex arsenat och kromat) minskar vid höga pH beroende av ytornas nettoladdningar (Dzombak & Morel, 1990). Pham & Garnier (1998) fann att affiniteten av spårmetall-

ler till löst organiskt material påverkade metallernas fastläggning till kolloider av olika storlekar genom att det lösta organiska materialet kundersorberas till kolloiderna.

Organiska ämnens sorption till kolloider av skilda slag (lerkolloider, polymerer och bakterier) har studerats av Bengtsson et al. (1993), som drog slutsatsen att den relativa mobiliteten av hydrofoba, organiska spårämnen sorberade till kolloider kan variera minst en faktor två, beroende på lermineral och kolloidens polymera beståndsdelar. Sakai et al. (1997) fann att ytaktiva ämnen ökar utlakningen av persistenta organiska föreningar som PCDD/Fs och PCB, och att finpartiklar starkt bidrog till transporten. Celis et al. (1997) fann bland annat att sorptionen av atrazin och simazin var högre till humussyra än till montmorillonit. Villholth (1999) fann att PAH var adsorberat till organiska ämnen på kolloider större än 0,1 µm i kresotförorenad jord under anoxiska förhållanden.

2.4.3 Transport

De flesta mobilitetsstudier av kolloider och förorenings-spridning med kolloider har gjorts som laboratoriestudier, men även fältundersökningar finns genomförda. Gasser et al. (1994) visade att i porvatten från serpentinjordar, vilka naturligt har höga tungmetallhalter, svarade kolloider för 28–85 % av analyserade halter av Cr, Ni, Al, Fe och Mg, men angav inte halten av kolloider i porvattnet. Villholth (1999) fann att kolloidhalterna i anoxiskt grundvatten från två kresotförorenade områden var ca 5 mg/l och Ryan & Gschwend (1990) uppmätte kolloidhalter på 60 mg/l i den anoxiska zonen och < 1 mg/l i den oxiderade zonen av samma grundvattenområde. En undersökning i grundvatten vid en kolaskedeponi visar kolloidhalter på 10–100 mg/l (Gschwend et al. 1990). Freedman et al. (1996) uppmätte kolloidhalter på ca 20 mg/l i grundvatten i en jordbruksmark. Provtagningen i samtliga dessa undersökningar har gjorts med hänsyn till att inte mobilisera kolloider med provtagningssmetoden genom lågt flöde och att via grumlighet kontrollera att kolloidhalten inte ökar (Villholth, 1999).

Själva transporten av kolloider längre sträckor i grundvatten är svår att belägga. Kolloidal transport i grundvatten har belagts för 17 m (Vilks et al., 1997) och för 6 m (Ryan et al., 1999). Penrose et al. (1990) hävdade att radioaktivt Pu hade transporterats kolloidalt 3390 m. Dessa distanser har ansetts vara orealistiska (Ryan och Elimelech, 1996) och förklarades med kolloidgenerering vid provtagningen. I en ny undersökning (Kersting et al., 1999) bekräftades dock kolloidal transport av radioaktiv Pu för en sträcka på 1,3 km efter provsprängning av kärnvapen under jord.

I övrigt har den absoluta merparten av laboratoriestudierna av praktiska orsaker använt sig av kolonnförsök för att studera kolloidkemi ur olika aspekter. I huvudsak varierar fyra olika delar av försöksupställningen: det fasta materialet i kolonnen vilket kan vara en naturlig jord eller en sandfraktion, kolloiderna som mobiliseras från det fasta materialet eller sätts till som en väldefinierad komponent, ämnena som ska transporteras vilka antingen finns i det fasta materialet eller sätts till i lösning, samt lösningen med definierad sammansättning som ska perkolera genom materialet. Seaman et al. (1995) undersökte samverkan av jonstyrka och pH på prov av naturlig sandig, lerig jord och fann att även mindre förändringar kan påverka kolloidgenereringen i ett järnoxid dominerat system. Puls & Powell (1992) studerade transport av oorganiska kolloider genom naturliga akvifärmaterial och fann stor inverkan av anjoner och partikelstorlek. Vidare såg de att transporthastigheten av kolloidassocierad arsenat var mer än 21 gånger större än för löst arsenat. Darland & Inskeep (1997) använde järnoxid som reaktiv fas när de studerade transport av kolloidalt bunden arsenat i tvättad sand. Enfield & Bengtsson (1988) studerade mobiliteten av en hydrofob makromolekyl genom ett sandfiltermaterial.

I ytterligare studier av kolloidtransport studerades bl a radionuklider på bentonitlera vid varierande koncentrationer av NaCl (Fauré et al., 1996), radionuklider i kvartssand (Sätmark, 1995) inverkan av humussyra och jonstyrka på

Cu²⁺ och Pb²⁺ transport med α -Fe₂O₃, studerade (Kretzschmar & Sticher, 1997), organiska och oorganiska kolloider med anknytning till insitu-marksanering (Reddi 1994), försök vid varierande pH och jonstyrka (Roy & Dzombak 1997), lerkolloiders mobilisering och påverkan av lösningskemi (Ryan & Gschwend 1994), transport av bakterier och kolloidalt organiskt material (Toran & Palumbo, 1992). Wan & Tokunaga (1997) tog fram en modell och testade den experimentellt för latexkolloider.

Den enda undersökning som genomförts med skakförsök utfördes av Sakai et al. (1997) som studerade utlakningen av persistenta organiska föreningar från bilar/elektronik fragmenterat, återvinningskrot (shredder residues) och flygska från avfallsförbränning (MSWI).

Arbeten har gjorts rörande numeriska modeller för kolloidtransport i grundvatten och studier för att bättre förutsäga kolloidernas stabilitet och retention, exempelvis Swanton (1995), och modeller för föroreningstransport i mark med hjälp av kolloider, exempelvis Mills et al. (1991) samt Roy & Dzombak (1998). Indratna & Vafai (1997) redovisar en modell för att simulera filtrering samt Johnson et al. (1996) en modell för kiselkolloider tillämpad på kolonnförsök.

2.4.4 Provtagning av grundvatten m a p kolloider

Ryan & Gschwend (1990) visade att standard-proceduren för grundvattenprovtagning (tömning av 3–5 rörvolymer och stabilisering av pH, redox, konduktivitet och temperatur) leder till prov med högre kolloidkoncentration än den verkliga på grund av den ökade vattenhastigheten lösgör partiklar. De utvecklade därför metoder för att provta grundvatten som är representativa för den verkliga kolloidkoncentrationen:

1. Låg pumphastighet (ca 100 ml/min) för att minimera förändringar av de naturliga grundvattenhastigheterna.
2. Anaerob provtagning och lagring, för att undvika kontakt med atmosfären.

3. Övervakning i fält av grundvattnets kolloidkoncentration genom mätning av turbiditeten (ljusspridning p g a grumlighet), för att utvärdera hur effektivt det är att tömma stående vatten i grundvattenröret.

Dessa resultat stöds av Backhus et al. (1993) som visade att långsam, förlängd pumpning av grundvatten är mer effektiv för att erhålla grundvattenprov som är representativa för koncentrationen in situ av kolloider än vanlig provtagning med hämtare. Under provtagning och lagring av provet ska de kemiska förhållanden som råder in situ bevaras för att undvika förändringar i kolloidpopulationen. Om det totala kolloidinnehållet ska analyseras ska inte proven filtreras.

Även Weisbrod et al. (1996) beskriver en ny metod för passiv provtagning av grundvattenkolloider genom en så kallad flerlagerprovtagare (multilayer sampler, MLS). Provtagaren baseras på dialysceller som står i jämvikt med den mobila kolloiden och vätskefasen i akvifären. Membranen visar sig användbara för provtagning av kolloider i grundvatten över långa perioder, minst 36 dagar, i lösningar med hög turbiditet (upp till 50 NTU). En provtagningsmetod för att bevara syrefria förhållanden i ett grundvattenrör (vilket undviker bildandet av järnhydroxidpartiklar) har utvecklats av Wassenaar & Hendry (1999). De konstaterar att en ”kudde” av inert gas i röret skyddar vattnet från påverkan från luft.

2.4.5 Storleksseparering och storleksmätning

Vanliga metoder för separering av kolloider och suspenderat material är skilda filtreringstekniker (Waber et al., 1990, Ledin, 1993, Buffle & Leppard, 1995 och Pham & Garnier, 1988), centrifugering (Buffle & Leppard, 1995) och dialys (Amrhein et al., 1993).

För mätning av partikelstorlek i naturliga vatten finns några typer av tekniker (Buffle et al., 1992):

- a. siktning, filtrering, ultrafiltrering och dialys
- b. sedimentering och centrifugering

- c. olika typer av field flow fractionation
- d. hydrodynamisk kromatografi

Kategorierna b) och särskilt a) är de som oftast används vid studier av naturliga vatten (havsvatten, sötvatten, porvatten och grundvatten).

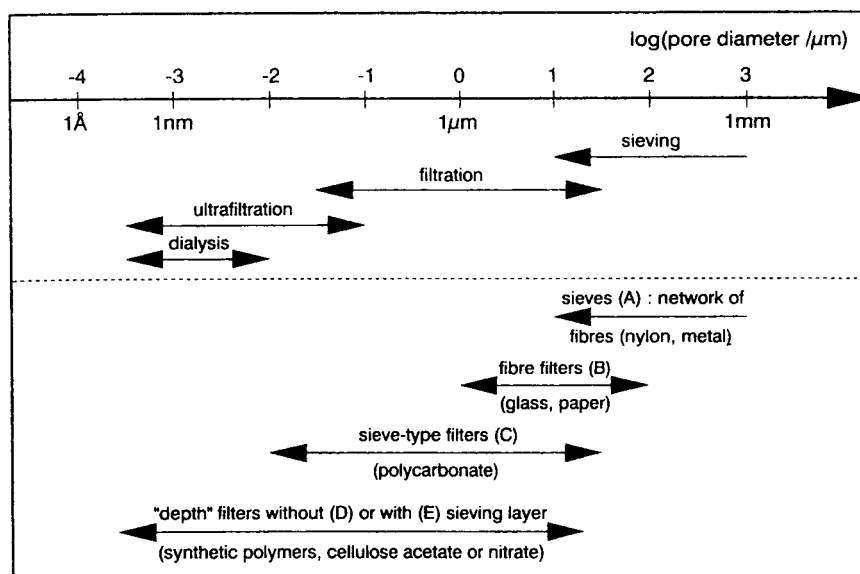
Signifikanta skillnader beskrivs mellan de experimentella förhållandena mellan de olika separeringsteknikerna för kategori a). För siktning och filtrering kan höga flöden uppnås tack vare relativt stor porstorlek på filtret, även om ett ganska litet tryck (< 1 atm) läggs på ovansidan av filtret. Vid filterytan kan man dock erhålla en högre koncentration än i bulklösningen, vilket kan leda till igensättning av filtret. Vid ultrafiltrering trycks lösningen genom ett membran med hjälp av relativt stort tryck (1–4 atm). Låga flöden uppstår på grund av den låga porositeten i membranet. Slutligen vid dialys, finns två lösningar på var sida av membranet och diffusion av små molekyler sker fram till dess att jämvikt uppnås. Vid ultrafiltrering varierar porstorleken från 0,5 nm till 0,1 μm och filtrering kan ske för porstorlekar från 0,05 μm till drygt 10 μm , se *Figur 2.6*.

Horowitz et al. (1996) har genom fält- och laborieförsök visat att den traditionella filtreringen genom 0,45 μm -filter kanske inte längre är representativ för ett antal lösta kemiska parametrar. Inte bara porstorleken på filtret inverkar på

den slutliga partikelstorleken i det filtrerade vattenet, utan även diametern, tillverkaren, provvolym och mängden suspenderat material i provet.

Pham & Garnier (1998) undersökte storleksfördelningen av kolloider och vilken affinitet kolloidalt organiskt material uppvisar till spårämnen och fann att fördelningen av spårämnen till olika kolloidklasser beror av dess affinitet till löst organiskt material. I studien användes sekventiell ultrafiltrering i en omrörd cell (Nuclepore S76-400), där membran avskiljde partiklar av storleken 10 nm, 2,5 nm samt 1 nm, med högre pålagt tryck för vart steg (1, 1,5 och 2,5 bar N_2 -gas). För vart steg uttogs 210 ml för γ -räkning eller kemisk isolering, vilket tog längre tid för varje steg (1, 1,2 och 5 h). Ultrafiltrering har även använts av Amrhein et al. (1993) och Waber et al. (1990).

Ledin (1993) använde två skilda metoder för isolering och karakterisering av den kolloidala fasen för yt- och grundvatten samt i laboriemiljö; fraktionering med "screen filter" 5–0,015 μm samt fotonkorrelationsspektroskopi (PCS) för storleksfördelningen. En ny separeringsteknik för jordkolloider, "sedimentation field-flow fractionation" (SdFFF), har studerats av Chittleborough et al. (1992), med fördelen att fraktionerna erhålls på en mycket kortare tid än med hjälp av standardmetoder för storleksseparering som centrifugering.



Figur 2.6
Metoder för storleksseparering och storleksmätning (Buffle et al., 1992).

3. Undersökningar av porvattenkemins inverkan på aggregering av lermineral och hållfasthet i lera

Kolloidala system har studerats relativt väl vad gäller de huvudsakliga faktorerna pH, jonstyrka (dvs koncentrationen i omgivande vätska), typ av joner i vätskan och förekomsten av ytaktiva ämnen som påverkar flockulering och dispergering (se t ex van Olphen, 1977; Ryan & Elimelech, 1996). Lerpartiklar tillhör kategorin kolloider, men teorierna som hör till kolloidkemin har endast till en del applicerats på ostörd och omrörd hållfasthet i lera (se t ex Rosenqvist, (1954; 1975; 1984) och Söderblom (1988).

En generell uppfattning är att minskning av salthalten i marint avsatt lera ökar repulsionen mellan lerpartiklar och ökar sensitiviteten (kvoten mellan den ostörda och omrörda hållfastheten) (Rosenqvist, 1975; van Olphen, 1977). Det går dock inte att entydigt säga att så alltid är fallet vid låg salthalt i en lera (Söderblom, 1969; Talme et al., 1966). Sammansättningen av porvattnet har även betydelse för den omrörda hållfastheten. Ett flertal författare diskuterar inverkan av trivalenta och divalenta katjoner på den omrörda hållfastheten hos lera (Talme et al., 1966; Talme, 1968; Löken, 1970; Moum et al., 1971; Rosenqvist, 1975). Generellt ger ett högre valenstal hos förekommande katjoner högre omrörd hållfasthet förutom vid låga halter. Mitchell (1976) har inte gjort skillnad mellan de envärda jonerna Na och K och visar att det finns samband mellan hög andel envärda katjoner (summa Na+K) i porvattnet och hög sensitivitet i leror med låg salthalt. Även mineralsammansättningen och vittring av mineral kan i vissa fall påverka de mekaniska förhållandena i lera (Torrance, 1979). En minskning av pH från 8,4 till 4 ökade den omrörda hållfastheten i marin lera mätt i reologiska undersökningar som erforderlig skjuvspänning för att generera rörelse (Torrance 1999). Ökning av pH till 10 i porvattnet gav en minskad omrörd hållfasthet i lera (Talme 1968).

Svenska undersökningar av porvattenkemins inverkan på lerors fysikaliska egenskaper har genomförts sedan 1960-talet av Söderblom (1966), Talme et al. (1966), Talme (1968), Söderblom (1969), Söderblom (1974a), Söderblom (1974b), Ekström & Jendeby (1980) och Nilsson (1985). Resultaten har dock inte implementerats vad gäller karakterisering av egenskaper hos lera.

Syftet med undersökningarna i detta kapitel var att studera inverkan av porvattensammansättningen på aggregatbildning och hållfasthet i en lera för att ge nya och systematiska belägg för att porvattenkemin har inverkan på leras fysikaliska egenskaper. Studien är av inledande karaktär och har begränsats till att omfatta en lera. Uppläggen av studien har baserats på generell kunskap om kolloidkemi, samt på kunskapsläget från tidigare undersökningar dels av porvattenkemins inverkan på hållfasthetsegenskaper och aggregatbildning hos lera, dels av kolloidtransport i grundvatten.

3.1 MATERIAL

3.1.1 Provplats

Leran som användes i undersökningarna kom från Holma mosse provfält, Skötsätter, Vikbolandet, Östergötland. Lagerföljden på platsen består av ca 5 m gyttja och därunder varvig lera till 15–20 m djup (Åhnberg & Holm, 1999).

3.1.2 Provtagning

Leran provtogs med standardkolvprovtagare St II på djupet 7,3–8,7 m i tre hål. I varje hål togs prov på två nivåer med tre hylsor från varje. Proverna förvarades i kolvborrhylsor i kylrum vid 7 °C tills de användes i olika undersökningar.

3.1.3 Undersökningar

Den naturliga vattenhalten mättes på material från överhylsan från varje provnivå (SS 027116). Även skjuvhållfastheten och sensitiviteten (SS 027125) mättes på materialet från överhylsorna. pH, halten av klorid, karbonat, sulfid och organiskt material samt katjonutbyteskapacitet har bestämts på andra prov från aktuellt område och samma nivå (Åhnberg 1999), se *Tabell 3.1*.

Lerans mineralogi var inte känd och undersöktes därför med röntgendiffraktometer (XRD). Philips röntgendiffraktometer PW 1729 med CuK α röntgenrör, 40 kV och 40 mA användes (SGAB Analytica). I första analysen undersöktes hela provet och i andra analysen undersöktes endast finfraktion som togs fram efter sedimentation och filtrering < 5 μ m.

Porvatten från tre provkroppar om 5 cm höjd pressades ut i permeameter för analys av kemisk sammansättning. Permeametern hade inga delar av metall i kontakt med prov eller utpressat vatten. Porvattnet pressades ut genom att den undre ventilen stängdes efter inmontage och genom att ett celltryck av initieellt 100 kPa som ökades till 170 kPa, lades på provkroppen. Erhållet vatten filtrerades genom 0,2 μ m filter (cellulosanitrat) före analys. Elektrisk ledningsförmåga, pH och redoxpotential bestämdes på de tre porvattnen. Ett samlingsprov av de tre porvattnen analyserades m a p metaller samt svavel och fosfor med induktiv kopplad plasmaanalys, ICP-AES och ICP-MS. Anjonerna klorid, sulfat och nitrat bestämdes med jonkromatograf. Det totala innehållet av organiskt och oorganiskt kol i porvattnet bestämdes med katalytisk förbränning.

De geokemiska jämvikterna mellan olika ämnen i porvattnet beräknades med den geokemiska modellen MINTEQA2 (Allison et al., 1990). Programmet beräknar löslighetsjämvikter och jämför dem med löslighetskonstanter för olika mineral och fasta faser. Graden av övermättnad respektive undermättnad i relation till en fast fas anges som löslighetsindex, SI (saturation index) där $SI = \log IAP / \log K_s$ (IAP är produkten av aktiviteterna för de ingående jonerna och K_s är löslighetskonstanten för den fasta fasen). Ligger SI i intervallet ± 1 ansågs den fasta fasen vara möjlig som löslighetskontrollerande för ingående joner i den fasta fasen. Programmet beräknar dessutom alla akvatiska komplex av de ingående ämnena vid de givna förhållanden, samt balansen mellan katjoner och anjoner.

Tabell 3.1 Analys av några kemiska parametrar på lera från Holma mosse (Åhnberg, 1999).

Nivå m	pH	Cl %	Karbonat % CaCO ₃	Organisk halt	Sulfid % FeS	CEC cmol+/kg
7,3 – 8,7	8,9	0,06	0,8			16,7
8				0,6/0,9	0,05	

3.1.4 Resultat

Vattenkvot, sensitivitet och skjuvhållfasthet i den undersökta profilen återfinns i *Tabell 3.2*. Vattenkvoten i leran låg relativt konstant 91–98 % med något lägre värde i hylsa 22. Uppmätt skjuvhållfasthet var också relativt konstant i intervallet 6,8–8,1 kPa med en sensitivitet på ca 14.

På basis av dessa undersökningar betraktades materialet från de tre hålen och de två nivåerna som ett material med likartade egenskaper.

Värdena av pH, elektrisk ledningsförmåga och redoxpotential redovisas i *Tabell 3.3*. De erhållna porvattnen hade ett likartat pH och redoxförhållande samt en likartad salthalt. Ett samlingsprov kunde betraktas som representativt för den aktuella porvattensammansättningen i leran. Analysen av samlingsprovet redovisas i *Tabell 3.4*.

Den mineralogiska undersökningen av leran visade en mineralsammansättning i fallande ordning av kvarts, albit, kaolin, illit, muskovit 2M1 och amfibol. Ordningföljden bestämdes via den inbördes relationen mellan topparnas höjd. I den fina fraktionen < 5 µm var mineralsammansättningen i fallande ordning kvarts, kaolin, albit, illit och muskovit 2M1.

Den geokemiska modelleringen visade en obalans mellan katjoner och anjoner på 15 % med för liten mängd anjoner. Den klart dominerande anjonen i porvattnet var klorid. Obalansen berodde förmodligen på för grovt angivet resultat i kloridmätningen. I fortsättningen betraktades resterande anjoner som klorider. Löslighetsindex (SI) för fasta faser som kan kontrollera koncentrationerna av olika ämnen i porvattnet från leran redovisas i *Tabell 3.5*. För varje ämne har fasta faser med Löslighetsindex inom intervallet +/-1 och närmast noll angetts.

Tabell 3.2. Uppmätt vattenkvot, sensitivitet och skjuvhållfasthet i lera från Holma mosse. Prov på överhylsor.

Nivå Hylsa	Enhet	Nivå 7,3 – 8,0 m			Nivå 8,0 – 8,7 m		
		708	619	1	3573	2531	22
Vattenkvot, w_n	%	91	94	98	94	91	85
Skjuvhållfasthet	kPa	3,9	7,0	7,9	6,8	7,0	8,1
Sensitivitet	-	8,1	15	14	14	14	14

Tabell 3.3 pH, elektrisk ledningsförmåga och redoxpotential i porvatten från Holma mosse, nivå 8,0 – 8,7 m.

Hylsa		3573	2531	22	Samlingsprov
Elektrisk ledn.	mS/m	474	484	472	470
pH	-	8,9	8,7	8,8	8,8
Eh	mV	231	214	229	244
pH+pe	-	12,8	12,3	12,7	12,9

Tabell 3.4 Sammansättningen av porvatten utpressat från lera, Holma mosse 8,0 – 8,7 m.

Ämne	Enhet	Samlingsprov	Ämne	Enhet	Samlingsprov
pH		8,8	Ba	µg/l	221
Conductivity	mS/m	470	Cd	µg/l	< 0,6
Redox Eh	mV	244	Co	µg/l	3,27
Al	mg/l	0,00879	Cu	µg/l	15,5
Ca	mg/l	98,7	Ni	µg/l	13,6
Fe	mg/l	< 0,01	Pb	µg/l	0,759
K	mg/l	25,4	Zn	µg/l	93,7
Mg	mg/l	67,1	As	µg/l	< 50
Mn	mg/l	0,706	Cr	µg/l	3,79
Na	mg/l	738	Mo	µg/l	67,2
S	mg/l	55,6	Cl	mg/l	1000
Si	mg/l	27,4	NO ₃ -N	mg/l	< 0,5
			PO ₄	mg/l	3,0
			SO ₄	mg/l	150
			CO ₃	mg/l	12
			TOC	mg/l	51

Tabell 3.5 Löslighetsindex (SI) för fasta faser i porvatten från lera, Holma mosse.

Fast fas	Löslighetsindex (SI)	Ämne	Typ av förening	Fast fas	Löslighetsindex (SI)	Ämne	Typ av förening
Halloysite	0,21	Al	silikat	Manganit	-0,012	Mn	oxid/hydroxid
Aragonit	-0,008	Ca	karbonat	Bixbyit	0,112	Mn	oxid/hydroxid
Kalcit	0,131	Ca	karbonat	Rodokrosit	-0,237	Mn	karbonat
Dolomit	0,364	Ca	karbonat	Magadiit	0,35	Na	silikat
Cr(OH) ₃ (A)	-0,009	Cr	oxid/hydroxid	Wulfenit	-0,669	Pb	molybdat
Ba(S, Cr0,04)	0,083	Cr	sulfat	Kalcedon	0,499	Si	oxid/hydroxid
BaSO ₄ (c)	0,414	Ba	sulfat	SiO ₂ (A, GL)	-0,006	Si	oxid/hydroxid
Diopas	-0,3	Cu	oxid/hydroxid	SiO ₂ (A, PT)	-0,314	Si	oxid/hydroxid
Magnesit	-0,263	Mg	karbonat	ZnO(active)	-0,537	Zn	oxid/hydroxid
Clinoenstit	0,325	Mg	silikat	Zinkit	-0,367	Zn	oxid/hydroxid

Resultatet från beräkningen av löslighetsjämvikterna visar att halterna av Ca och Mg, som är viktiga för hållfastheten i leran (Talme et al., 1966; Talme, 1968; Løken, 1970; Moum et al., 1971; Rosenqvist, 1975), huvudsakligen styrs av lösligheten av karbonater. Till viss del kan även halten Mn styras av karbonater. Eventuellt kan halten Na påverkas av en silikat, men detta är förmodligen en långsam upplösningsprocess.

Artificiellt porvatten (APW) tillverkades för att användas i sedimentations- och hållfasthetsförsöken. Sammansättningen i APW efterliknade innehållet av huvudkomponenterna i porvattnet från leran med undantag av organiskt innehåll, se *Tabell 3.6*. APW justerades till pH 8,8 och tillverkades av NaCl, Na₂SO₄, H₂KPO₄, KCl, CaCl₂*2H₂O, MgCl₂*6H₂O och CaCO₃ upplöst i milliQ vatten (vatten renat till en elektrisk konduktivitet < 0,2 mS/m genom omvänd osmos följt av jonbyte). Alla kemikalier var av supra pur eller pro-analysi kvalitet (torkade i 80 °C, 24 h och förvarade i exsickator).

Tabell 3.6 Sammansättning i artificiellt porvatten (APW).

Ämne	Halt	
	mg/l	mM
Ca	99	2,46
K	25	0,65
Mg	67	2,77
Na	738	32,1
Cl ⁻	1406	39,7
PO ₄ ³⁻	3	0,036
SO ₄ ²⁻	150	1,56
CO ₃ ²⁻	12	0,2

3.2 SEDIMENTATIONSFÖRSÖK

Bildningen av aggregat påverkas av samma processer som bidrar till flockulering och dispersion av kolloider i en suspension (Aly & Letey, 1988). Det är därför intressant att studera flockuleringen av lermineral under olika kemiska betingelser för att få indikation om hur en leras hållfasthet kan påverkas av dessa förändringar.

Flockulering och dispersion av leran från Holma mosse studerades i ett antal sedimenteringsförsök under olika kemiska betingelser. Vid flockulering växer aggregat till och sedimenterar snabbare än i en dispergerad suspension. Mätning av grumligheten i vattenfasen över de sedimenterade aggregaten ger ett mått på kvarvarande mängd partiklar och ej sedimenterade mindre aggregat (Suarez et al., 1984; Abu-Sharar, 1988; Villholth, 1999). En hög turbiditet anger en stor mängd kolloider i vattenfasen och en mindre bildning av aggregat som sedimenterat.

3.2.1 Metod

Försöken utfördes genom att skaka en bestämd mängd lera i en vattenlösning med specifik sammansättning. Efter omblandning och reaktionstid fick suspensionen sedimentera och turbiditeten (grumligheten) i överstående vattenfas mättes vid bestämda tider i turbidimeter (HACH 2100N). Tillskottet av joner från ursprungligt porvatten i lerprovet ansågs vara försumbart jämfört med den tillsatta mängden artificiellt porvatten i försöken.

Förförsök

Undersökningarna startade med att ta fram ett lämpligt L/S för sedimentationsförsöken och en rutin för mätning av turbiditeten. Lera vägdes upp och spädades med APW till ett vatten till fastfasförhållande (L/S, ekvivalent med vattenkvot) 42, 90, 180 och 360. Proverna homogeniserades i vändapparat (10 rpm) under 24 timmar. Blandningen överfördes till kyvetter för turbiditetsmätaren (30 ml) varefter partiklarna fick sedimentera. Turbiditeten mättes en gång per minut de första fem minuterna, en gång var tredje minut i ytterligare 15 minuter samt en gång var femte minut under återstoden av första timmen. Däref-

ter mättes turbiditeten något mer sporadiskt. Resultatet av försöket kan ses i *Figur 3.1*.

Alla proverna var mätbara efter drygt en timme och den kraftiga minskningen av turbiditeten avtog efter ca 40 minuter där kurvan tycktes plana ut. Samtliga L/S följer samma mönster. Den tjockaste suspensionen, L/S 42, hade inte sedimenterat ner under strålgången i kyvetten förrän efter ca en timme. Minskningen av turbiditet beror på sedimentation av större partiklar och resultatet tolkas som ett mått på mängden partiklar som finns svävande i porvattnet och därmed graden aggregation och sedimentation av partiklar. För vidare försök bestämdes att använda L/S omkring hundra samt att mäta turbiditeten varje halvtimme under två timmar. Resultatredovisningen baseras på mätningar av turbiditeten efter en timmes sedimentering.

Buffringskapaciteten och därmed syra- respektive bastillsats för justera pH i intervallet pH 3–10 undersöktes. Lersuspensioner på L/S 90 och 100 färdigställdes titrerades med 0,1 M HNO₃ respektive 0,1 M NaOH och pH mättes kontinuerligt tills stabilt pH erhöles efter tillsats. Resultatet

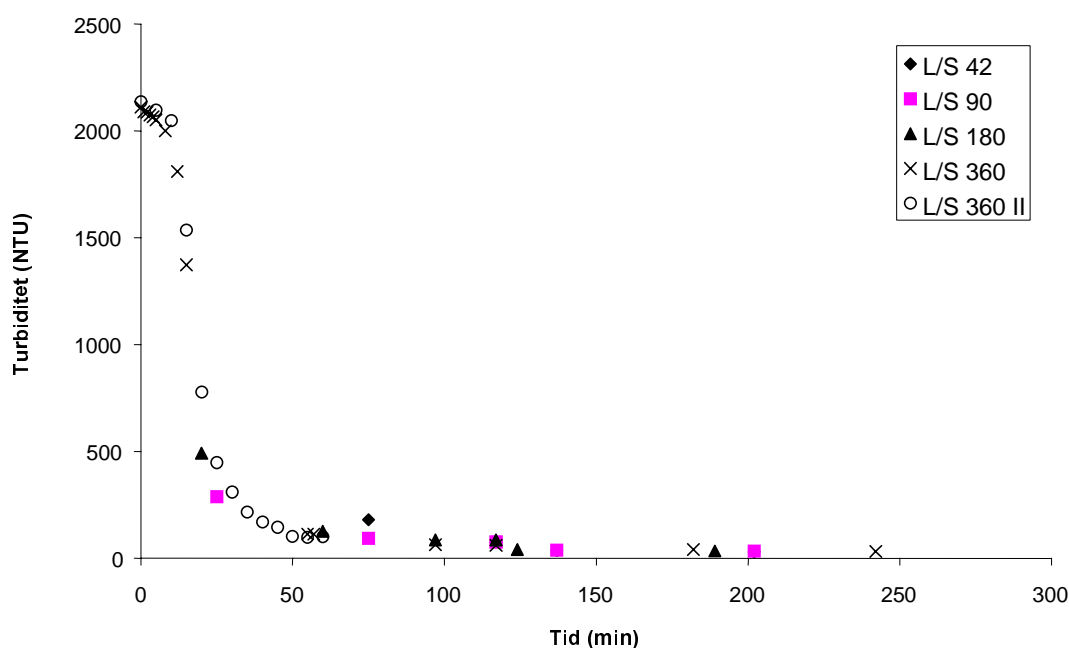
från titreringarna visas i *Figur 3.2*. Suspensionen var mycket känslig för små tillsatser av syra eller bas och hade därmed en låg buffertkapacitet. Försöken visade även att initial pH låg betydligt lägre än det pH som uppmättes i porvattnet från leran (pH 8,8).

Skillnaden i uppmätt pH i porvattnet och initialt pH vid titreringarna krävde förklaring. Två hypoteser växte fram:

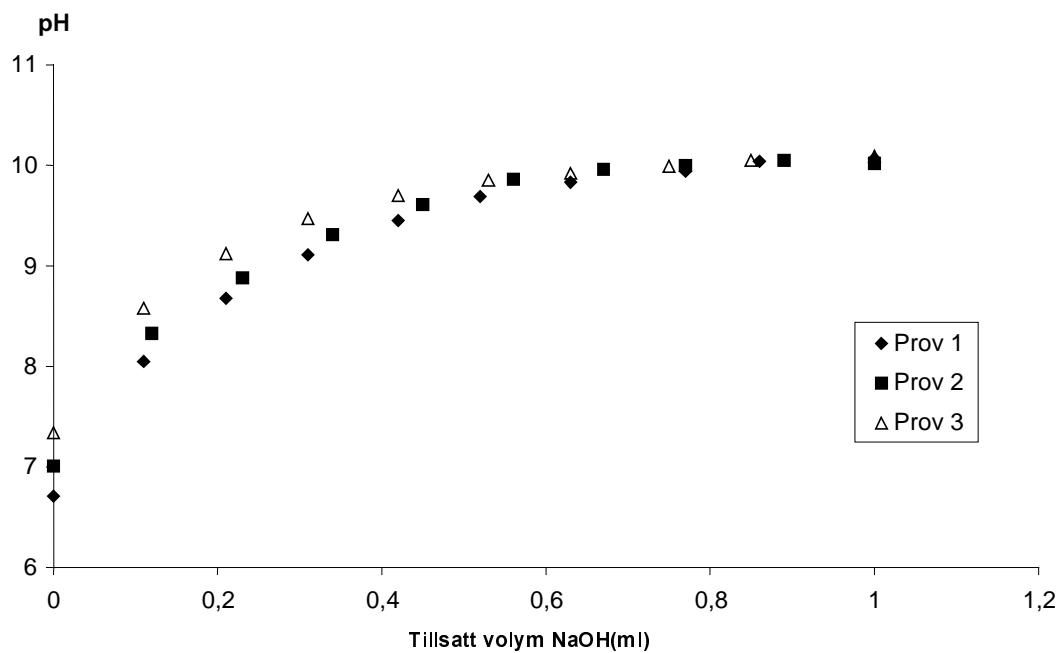
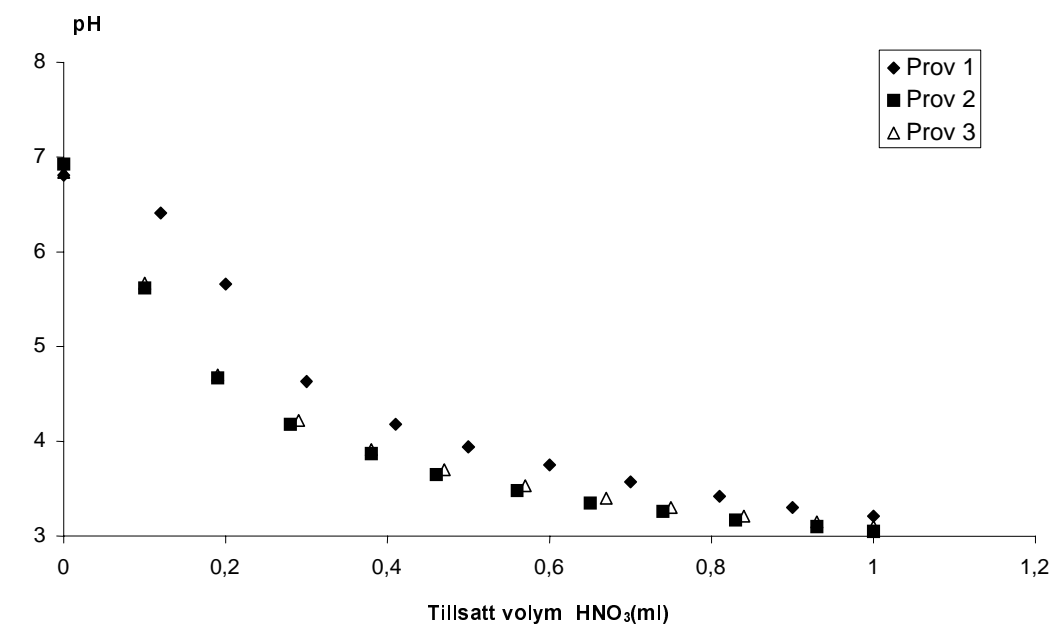
Hypotes 1. Ett antal reducerade föreningar blir oxiderade och sänker därmed pH. I huvudsak svavelföreningar misstänks.

Hypotes 2. Ett stort utbud av katjoner i porvattnet vid högre L/S gör att jonbyte sker och leran släpper ifrån sig vätejoner.

Hypotes 2 provades genom att pH mättes i prover med olika jonstyrka och L/S i en tidsserie. I försöket användes L/S 50 och L/S 100 samt porvatten innehållande 10 % APW och 90 % milliQ vatten, samt enbart milliQ vatten. Försöken visade ingen direkt skillnad i pH mellan de olika proven och inga tendenser till relation mellan



Figur 3.1 Figuren visar minskningen av turbiditeten med tiden, beroende på L/S.



Figur 3.2 pH som funktion av volym tillsatt 0,1 M HNO₃ respektive 0,1 M NaOH.

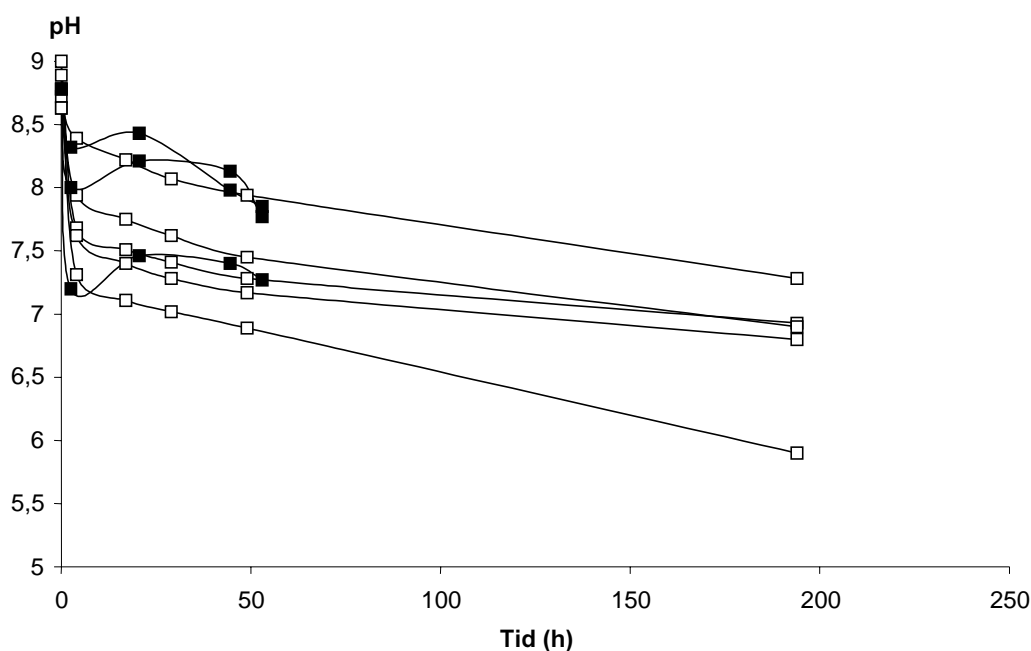
pH-förändring och jonstyrka. En förändring av pH p g a katjonutbyte ansågs därför vara en underordnad process i de här försöken.

Hypotes 1 provades genom att lera vägdes in i ”gastäta” Pyrexflaskor fyllda med kvävgas. Suspensionerna gjordes med syrefritt milliQ vatten (bubblat med kvävgas). Detta för att jämföra med de tidigare försöken där syrefria förhållanden inte hade skapats. Provernas pH mättes i tidserie med kvävgasström över vattenytan. Ingen direkt pH-sänkning erhöles med tiden. Resultaten tyder på att oxidation är bidragande till pH-sänkningen, se *Figur 3.3*. Sänkningen av pH vid sista mätningen av de anoxiska proverna kan bero på att kvävgasströmmen inte helt skyddat provet från syre. Ett av proven visade ett lägre pH än övriga, detta prov hade en klar färgskiftning mot ljusbrunt vilket tyder på oxidation. En sådan oxidation kan bero på en heterogen fördelning av sulfidskikt i leran.

Resultaten från de inledande försöken visade att:

1. Vid mätning av turbiditet bör man vänta ca 1 timme innan proven avläses, den exponentiella minskningen av turbiditeten avtar efter ca 40 min.
2. L/S 100 ger en praktisk lösning för turbiditetsmätning och skakförsök.
3. Leran har en mycket låg buffertkapacitet och små tillsatser av syra eller bas ger stora förändringar.
4. Proverna har troligtvis oxiderats något och ger ett lägre pH, än vid initialskedet. Proverna är känsliga för syre och experimenten bör ske under syrefri atmosfär.

För att undvika oxidation av leran genomfördes de fortsatta försöken i inert atmosfär så långt möjligt. Lera vägdes upp och späddes med artificiellt porvatten (APW), bubblat med kvävgas, till önskat L/S. Proverna sattes i vändapparat under



Figur 3.3 pH som funktion av tiden vid viss kontakt med luft (□) och under anoxiska förhållanden (■).

minst två timmar för att homogenisera suspensionen. Proven överfördes därefter till kyvetter där pH justerades och reaktionen fick äga rum under 24 timmar. Denna hantering gjordes i kvävgasfyllt tält. Efter en sista uppskakning mättes turbiditeten (NTU) varje halvtimme under två timmar (Hach 2100N). Viss modifikation från detta schema kan förekomma i specifika experiment.

Huvudförsök

För att påvisa inverkan av pH vid flockulering och dispersion av kolloider utfördes fyra försöks-serier innehållande vardera tolv kyvetter. Leran vägdes in i Pyrexflaskor fyllda med kvävgas, anoxiskt artificiellt porvatten (bubblat med kvävgas) tillsattes till önskat L/S, varefter blandningen sattes i vändapparat under två timmar för att bli en homogen suspension. Under inert atmosfär (kvävgas) överfördes suspensionen till kyvetter med tillsatt mängd HNO₃ respektive NaOH, för att erhålla ett beräknat slut-pH. Reaktions-tiden tilläts vara 24 timmar innan kyvetterna togs ut ur den omgivande syrefria atmosfären för mätning (fortfarande stängda glaskyvetter), under dessa 24 timmar skakades proverna ett antal gånger. Turbiditeten mättes fyra gånger med en halvtimma mellan varje mätning innan försöket avslutades med att ta bort locket av kyvetterna och utföra en pH mätning i suspensionen. Dubbel eller trippel prov gjordes vid varje pH.

För att studera inverkan av jonstyrkan vid flockulering och dispersion av kolloider, utfördes tre försök innehållande tolv kyvetter vardera, vid två olika pH. Lera vägdes in i Pyrexflaskor fyllda med kvävgas, lera blandades med anoxiskt artificiellt porvatten respektive milliQ vatten (bubblat med kvävgas) till önskade inbördes förhållanden. Blandningarna sattes i vändapparat under två timmar för att bli en homogen suspension. Under inert atmosfär (kvävgas) överfördes suspensionen till kyvetter med eller utan tillsatt mängd NaOH, för att erhålla ett beräknat slut-pH. Reaktions-tiden tilläts vara 24 timmar innan kyvetterna togs ut ur den omgivande syrefria atmosfären för mätning (fortfarande stängda glaskyvetter), under dessa 24 timmar skakades proverna ett antal gånger. Turbiditeten mättes

fyra gånger med en halvtimme mellan varje mätning innan försöket avslutades med en pH mätning i suspensionen. Dubbel- eller trippelprov gjordes vid varje pH.

Sju försöksserier omfattande tolv kyvetter i vardera utfördes för att studera inverkan av olika katjoner vid flockulering och dispersion av kolloider. Även variationer av koncentrationerna av de olika katjonerna samt förändringar i den totala jonstyrkan ($I = 0,004\text{--}4,5\text{ M}$) genomfördes. Sju av försöksserierna genomfördes med Na och Ca och ett med Mg och K. Som motjon användes klorid. Sediment vägdes in i Pyrex flaskor fyllda med kvävgas, proverna späddes med syrefritt vatten (milliQ) innehållande CaCl₂, NaCl, MgCl₂ och /eller KCl (bubblade med kvävgas) till önskade inbördes förhållanden. Blandningarna sattes i vändapparat under två timmar för att bli en homogen suspension. Under inert atmosfär (kvävgas) överfördes suspensionen till kyvetter med eller utan tillsatt mängd NaOH. Reaktions-tiden tilläts vara 24 timmar innan kyvetterna togs ut ur den omgivande syrefria atmosfären för mätning (fortfarande stängda glaskyvetter). Under dessa 24 timmar skakades proverna ett antal gånger. Turbiditeten mättes varje halvtimme under två timmar innan försöket avslutades med en pH mätning i öppen kyvett. Dubbel- eller trippelprov gjordes vid varje modifiering.

En försöksserie, omfattande tolv kyvetter, för att undersöka inverkan av en minskad relation mellan Na och de övriga katjoner (Ca, Mg och K) tillsammans med inverkan av jonstyrkan och pH. Lera vägdes in i Pyrexflaskor fyllda med kvävgas, lera blandades med anoxiskt APW 1 (se kapitel 3.3 Tabell 3.7), 0,2 M NaCl-lösning och milliQ-vatten (bubblat med kvävgas). Lösningarnas sammansättning motsvarade ett förhållande på 1,5 mellan koncentrationen Na och summan av koncentrationerna av Ca, Mg och K. Motsvarande relation i APW var 5,5. Blandningarna sattes i vändapparat under två timmar för att bli en homogen suspension. Under inert atmosfär (kvävgas) överfördes suspensionen till kyvetter med eller utan tillsatt mängd NaOH, för att erhålla ett beräknat slut-pH. Reaktions-tiden tilläts vara

24 timmar innan kyvetterna togs ut ur den omgivande syrefria atmosfären för mätning (fortfarande stängda glaskyvetter), under dessa 24 timmar skakades proverna ett antal gånger. Turbiditeten mättes fyra gånger med en halvtimma mellan varje mätning innan försöket avslutades med en pH mätning i suspensionen. Dubbel- eller trippelprov gjordes vid varje modifiering.

3.2.2 Resultat

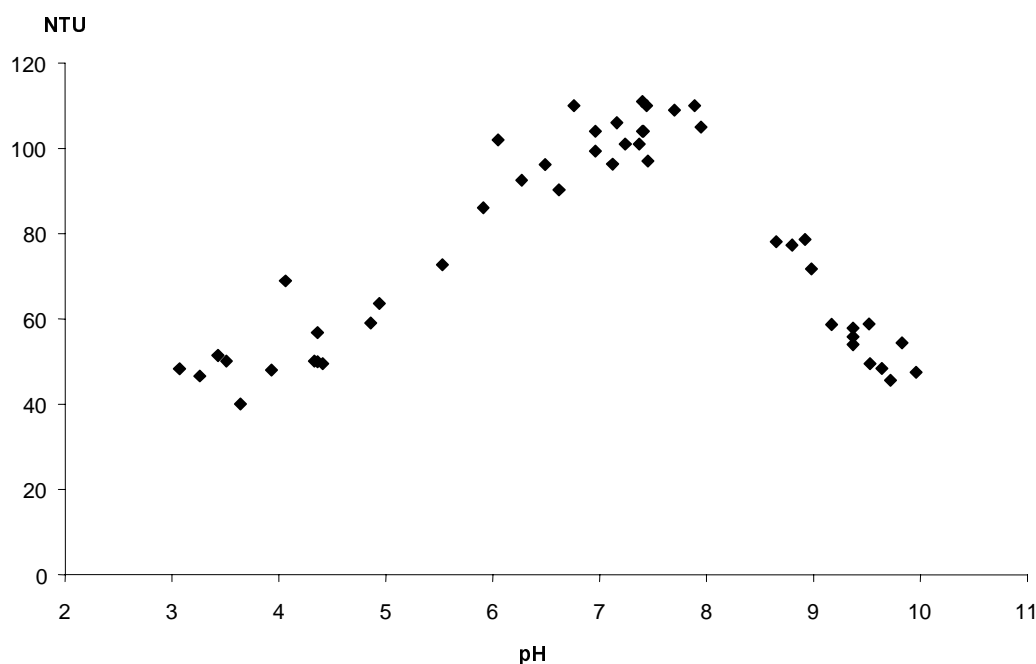
Resultaten från förändring av pH, jonstyrka och jonslag i porvattnet på flockuleringen av leran redovisas dels i diagramform.

3.2.2.1 pH

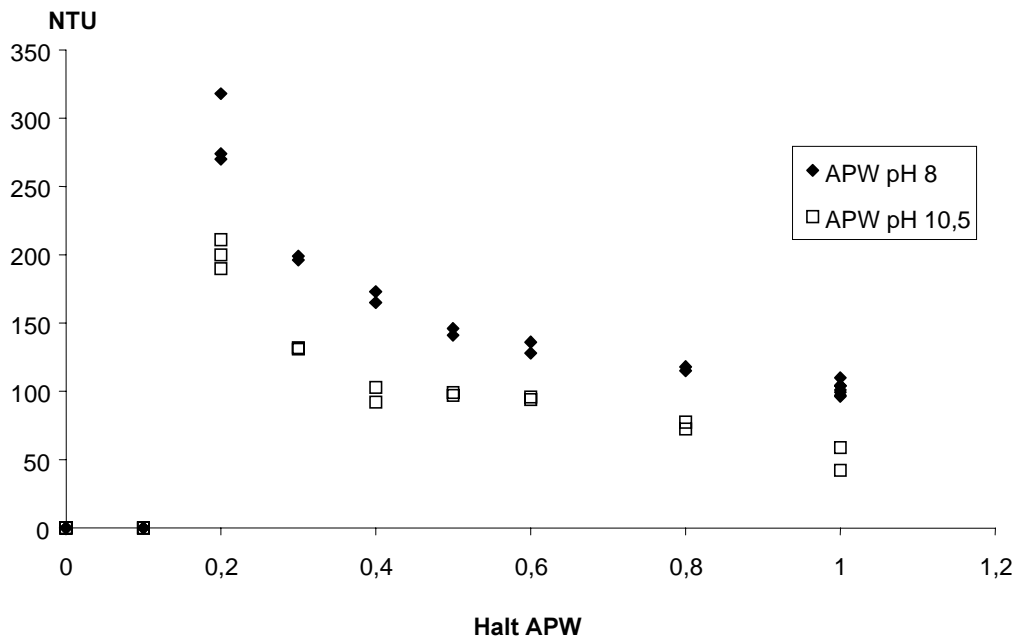
Resultaten från pH studierna visar att graden av flockuleringen av lermineral var klart beroende av pH i porvattnet. Som kan ses i *Figur 3.4* finns en plåtå mellan pH 6 och pH 8, både högre och lägre pH gör att partiklarna flockulerar och kolloidhalten i klarfasen minskar. En okulär besiktning av kyvetterna visade att sedimenten var mer ”korniga” i lösningarna med högt respektive lågt pH.

3.2.2.2 Jonstyrka

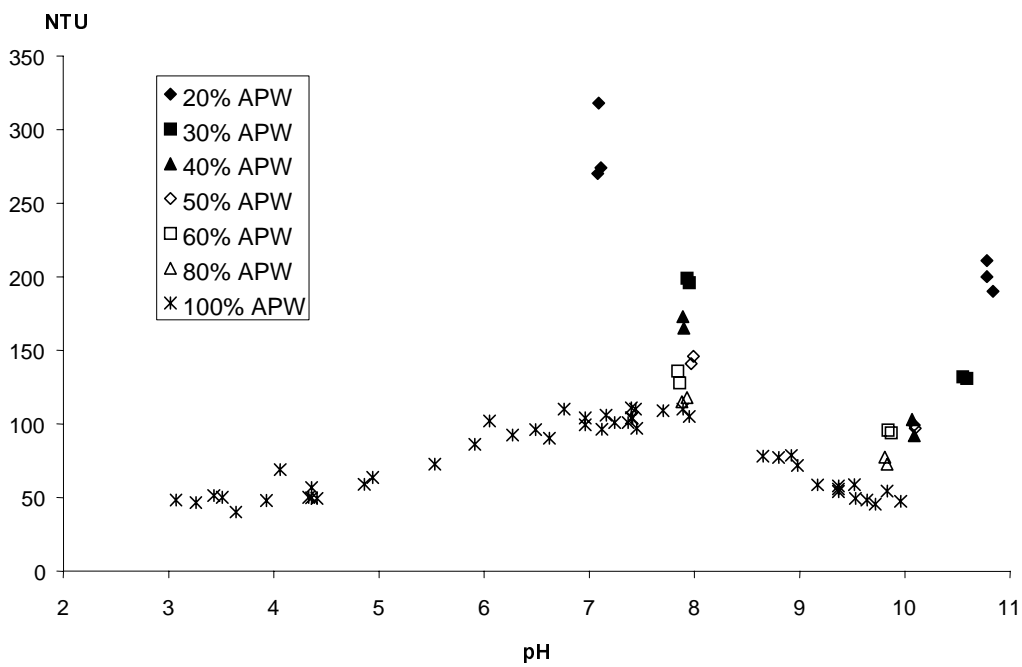
Försöket visar att det finns ett samband mellan jonstyrka och uppmätt turbiditet, se *Figur 3.5*. Turbiditeten ökade exponentiellt med minskad jonstyrka. Mätningarna vid jonstyrka 0,004 M och vid rent milliQ-vatten gav båda värden över mätområdet. I *Figur 3.6* jämförs förändringen av jonstyrka med turbiditeten som funktion av pH. En iakttagelse i *Figur 3.6* är att pH-beroendet för turbiditeten även verkar gälla för lösningar med lägre jonstyrka och att pH-kurvan då skulle parallellförskjutas uppåt för lägre jonstyrka.



Figur 3.4 Turbiditeten (NTU) i klarfasen mot pH efter en timmes sedimentation.



Figur 3.5 Turbiditet mot jonstyrka uttryckt som andel porvatten.



Figur 3.6 Turbiditeten vid ett antal olika jonstyrkor relaterad till pH.

3.2.2.3 Inverkan av olika katjoner

De 84 försöken utförda med olika katjoner i porvattnet gav tillsammans med övriga försök inte en helt entydig bild av de olika jonernas betydelse för flockulering och dispersion av kolloider, se *Figur 3.7*. Vid den lägre jonstyrkan påverkade K flockuleringen på ett sätt som till en mindre del skilde sig från inverkan av Ca och Mg mätt som turbiditet, medan Na gav upphov till en bibehållen dispersion av lermineral (turbiditet över mätområdet för turbidimetern). Vid högre jonstyrka tycktes de envärda jonerna (Na, K) ge en mer likartad flockulering som för båda var svagare än flockuleringen med de tvåvärda jonerna (Ca, Mg). Försöken visade ett entydigt beteende för Na, där en hög halt av Na gav sämre flockulering och en hög turbiditet. Detta var mest accentuerat vid låga jonstyrkor, se *Figur 3.8*.

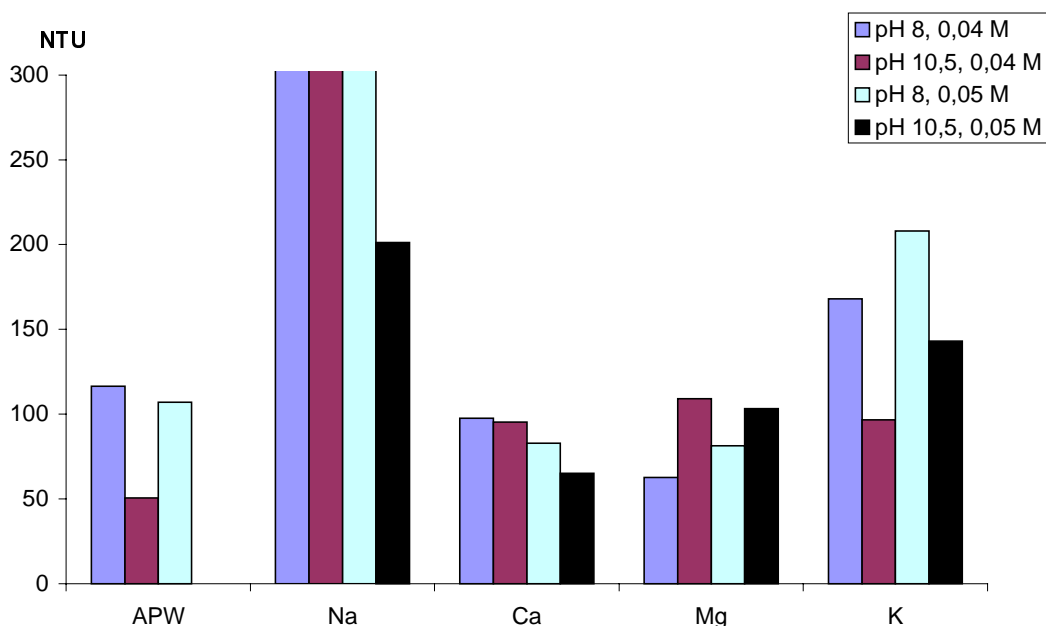
Vid en betydande ökning av jonstyrkan, upp till 4,5 M, planar turbiditetskurvan ut och tycktes stabilisera sig strax under 100 NTU. Jonstyrkan har då höjts betydligt över halterna i naturligt porvatten. Vid dessa jonstyrkor var skillnaden

mellan pH och Na respektive Ca inte så stor, men Na gav något högre turbiditet.

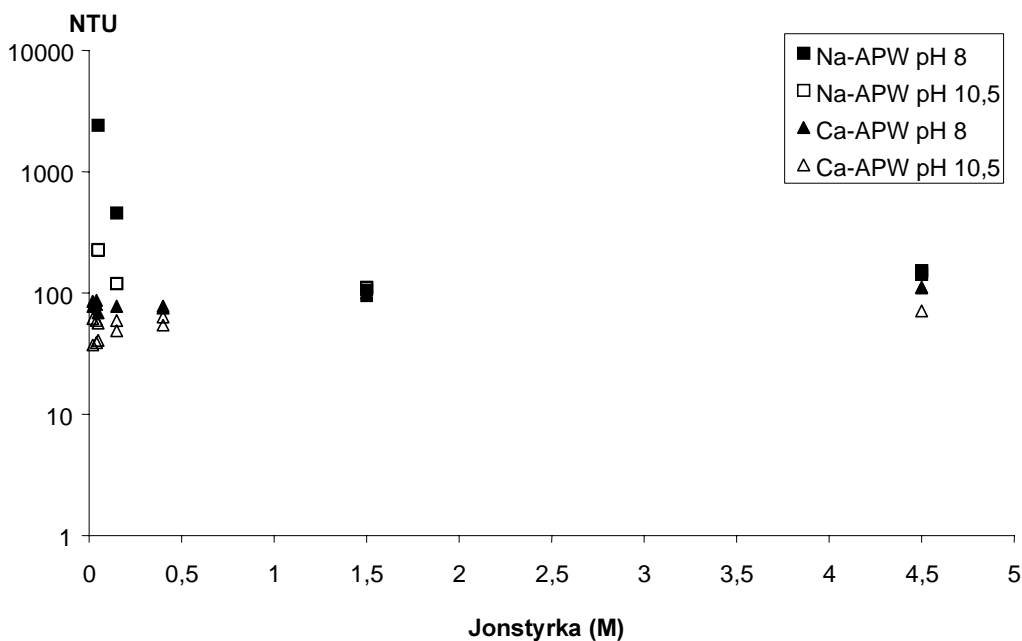
Experimenten visade dessutom att Na respektive Ca systematiskt ändrar pH olika mycket (*Figur 3.9*).

Resultatet från försöket med förändring i andelen Na visade att en lägre andel Na i relation till Ca, Mg och K (1,5) gav en bättre flockulering och lägre turbiditet än den högre andelen Na (5,5 i APW). Undantaget var vid hög jonstyrka och högt pH där turbiditeten var högre, dvs sämre flockulering, vilket inte stämde mot förmodat resultat, se markering i *Figur 3.10*.

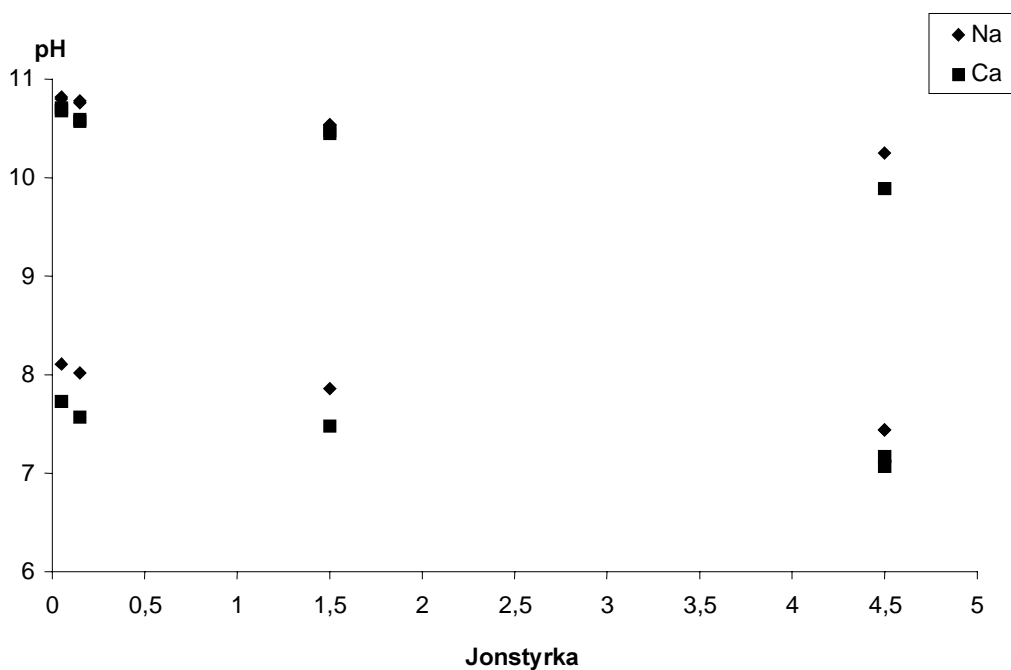
Figur 3.11 visar utvecklingen av turbiditeten med tiden vid en lägre andel Na i relation till Ca, Mg och K (1,5). Vid den högre jonstyrkan korsar kurvorna för högt och lågt pH, där turbiditeten initieellt vid lågt pH är avsevärt högre än motsvarande värde för högt pH. Vid den högre andelen Na i tidigare försök, har turbiditeten för lågt pH konstant legat över värdet vid högt pH, vid motsvarande övriga parametrar.



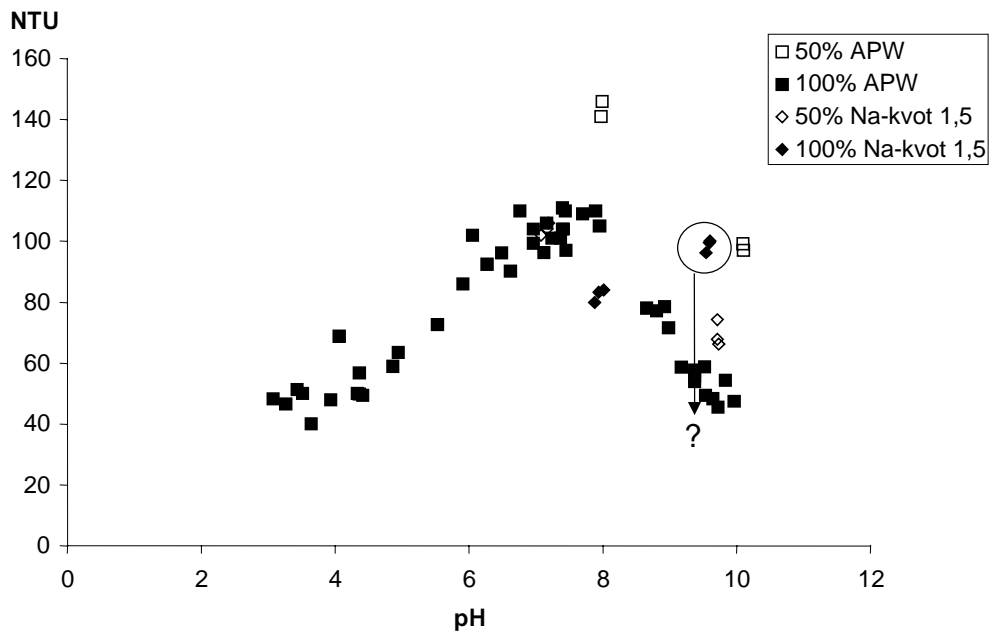
Figur 3.7 Turbiditeten för olika jonslag, vid två olika jonstyrkor och pH.



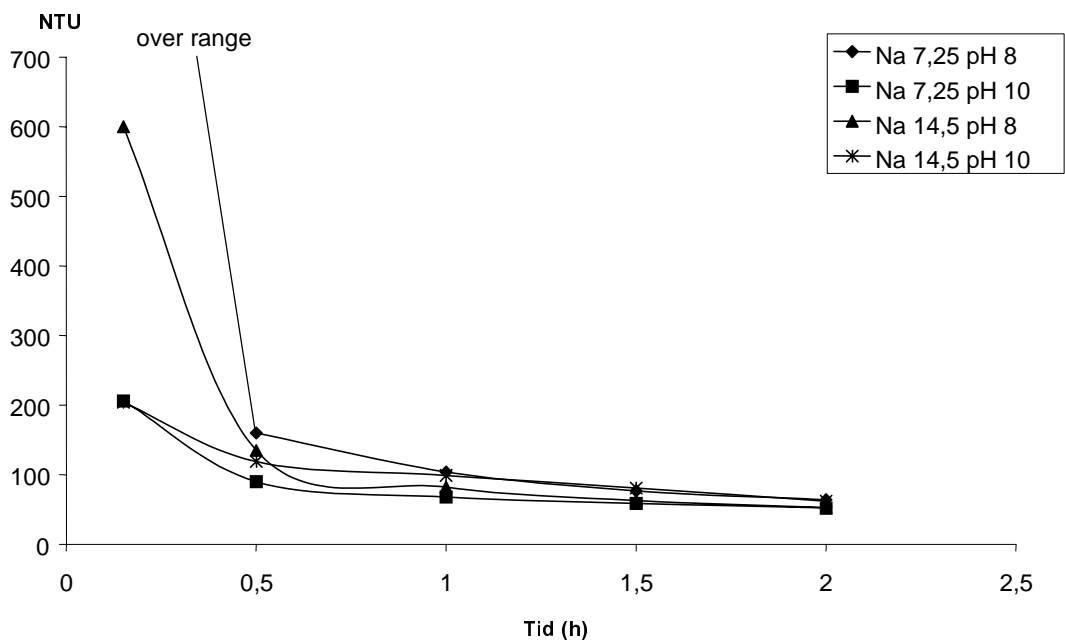
Figur 3.8. Turbiditeten mot jonstyrka för porvatten av NaCl och CaCl₂.



Figur 3.9 Förändringar av pH beroende på jonstyrka och jonslag.



Figur 3.10 Na-kvot i relation till pH och jonstyrka. Porvatten vid två jonstyrkor med kvoten av $Na/(Ca+Mg+K)$ på 1,5 och 5,5 (APW).



Figur 3.11 Turbiditet mot tid för andelen Na 1,5.

3.2.3 Diskussion

Flockuleringen av kolloider i suspensioner av den studerade leran visade ett tydligt beroende av pH. Sämre flockulering erhöles i intervallet pH 6–8 än vid högre och lägre pH, med en svag tendens till sämre flockulering vid pH 8 än vid pH 6. Den minskade flockuleringen i intervallet pH 6–8 har visats tidigare (Frenkel et al., 1992; Thellier et al., 1992). En minskning av flockuleringen vid ökat pH i det sura intervallet överensstämmer med vad som anförs av andra (Ryan & Elimelech, 1996; Keren et al., 1988; Chorover & Sposito, 1995). Den minskning i turbiditeten som vi erhöill vid en ökning av pH från pH 8,5 och uppåt, och som tolkas som en ökad flockulering, har dock inte belagts i av oss kända andra undersökningar. Andra undersökningar visar istället på motsatsen med minskad flockulering vid ökat pH i det basiska området (Suarez et al., 1984). Negativ kantladdning vid högre pH har anförts som orsak till en sämre flockulering vid högt pH (Keren et al., 1988; van Olphen 1977). Vad som händer med kantladdningen i den studerade leran behöver klarläggas ytterligare och kompletteras med undersökningar av andra leror för att belägga fenomenet. För den här leran betyder de erhållna resultaten att förändring av pH uppåt eller nedåt skulle medföra bättre flockulering och minskad risk för igensättning via dispersion av kolloider. Organiska ämnen kan adsorberas till de laddade ytorna och koncentrationerna, men inverkan av organiska ämnen har inte inkluderats i denna studie utan kvarstår att undersöka.

En minskning av jonstyrkan försämrade flockuleringen tydligt och ökade en dispersion av kolloider i lösningen enligt förväntan utifrån liknande observationer (McDowell-Boyer et al., 1986; Ryan & Elimelech, 1996). pH-kurvan vid lägre jonstyrkor var parallellförskjuten mot högre turbiditet i intervallet pH 7–10. Det verkade som om minskning av jonstyrkan hade samma effekt i hela det basiska intervallet, vilket betyder att den tidigare iakttagelsen med ökning av flockulering med ökat pH över pH 8,5, även gällde vid minskad jonstyrka.

Förändringar i jonsammansättningen i porvattnet

gav ett tydligt utslag på flockuleringen och grumligheten. Speciellt Na ökade dispersionen, vilket inte observerades i samma utsträckning för lösningen med K. Envärda joner medförde inte entydigt en mindre grad av flockulering. Porvatten med Ca respektive Mg gav en bättre flockulering än med de envärda katjonerna. Detta överensstämmer med teorin att större hydratiserad jonradie, vilket Na har jämfört K, ger tjockare dubbelager för att uppnå laddningsneutralitet (Mitchell, 1976). Hälften så många tvåvärda joner behövs för att uppnå laddningsneutralitet, vilket ger tunnare lager trots en relativt stor radie på den hydratiserade jonen. I enlighet med detta medförde en minskning av andelen Na i det artificiella porvattnet att grumligheten minskade vid neutralt pH både vid normal och halverad jonstyrka. Vid högt pH erhöills endast denna effekt vid låg jonstyrka och det behöver klarläggas ytterligare varför denna effekt inte erhöills vid normal jonstyrka.

3.3 HÅLLFASTHETSFÖRSÖK

Undersökningarna av inverkan av den kemiska sammansättningen i porvattnet på hållfastheten i lermaterialet från Holma mosse fokuserades på förändring av tre olika parametrar, pH, jonstyrka och relationen mellan olika jonslag. De tidigare utförda sedimenteringsförsöken (se kap. 3.2) visade att pH, jonstyrka och jonslag påverkade flockuleringen av leran. Från dessa försök går det dock inte att tolka ut vilken effekt som skulle ha erhållits på hållfastheten hos lera vid motsvarande kemiska sammansättning hos porvattnet.

De tidigare gjorda sedimenteringsförsöken visade att större grad av flockulering erhöills vid pH som var högre eller lägre än intervallet pH 6–8 (se *Figur 3.4*). Effekten av en förändrad flockulering undersöktes genom att jämföra hållfastheten vid två pH-områden dels pH 6–8, dels pH 9,5 – 10,5. Jonstyrkan, ett mått på totala koncentrationen av joner i porvattnet, visade på en tydlig effekt på flockuleringen vid sedimenteringsförsöken, se *Figur 3.5* och *3.6*. Vid en minskad jonstyrka försämrades flockuleringen och i hållfasthetsförsöken valdes att undersöka effekten av

ursprunglig jonstyrka jämfört med en halvering av jonstyrkan. Proportionen och sammansättningen av katjoner i porvattnet visade effekt på flockuleringen i de tidigare sedimenteringsförsöken (se *Figur 3.7*). Na gav störst dispergerande effekt vid sedimenteringsförsöken och därför undersöktes inverkan av kvoten mellan koncentrationen av Na och de andra katjonerna Ca, Mg och K. Två nivåer undersöktes, dels ursprunglig relation, dels en relation där kvoten Na/(Ca, Mg, K) var 1,5, ca en fjärdedel av det ursprungliga förhållandet, 5,5, i leran från Holma mosse. Halten Na minskades och jonstyrkan komparerades med ökade halter av Ca, Mg och K.

Den ursprungliga tanken var att förändra porvattnets sammansättning i ostörda lerprover genom infiltration av vatten med annan sammansättning i en permeameter. Några initieella försök gjordes, men de tog lång tid och gav problem med oxidation och pH-sänkning i analogi med problemen vid sedimentationsförsöken. Dessa försök övergavs därför och utvärderades endast för hydraulisk konduktivitet. Istället utformades en metod för att byta ut porvattnet helt i en suspension och konsolidera leran under tryck.

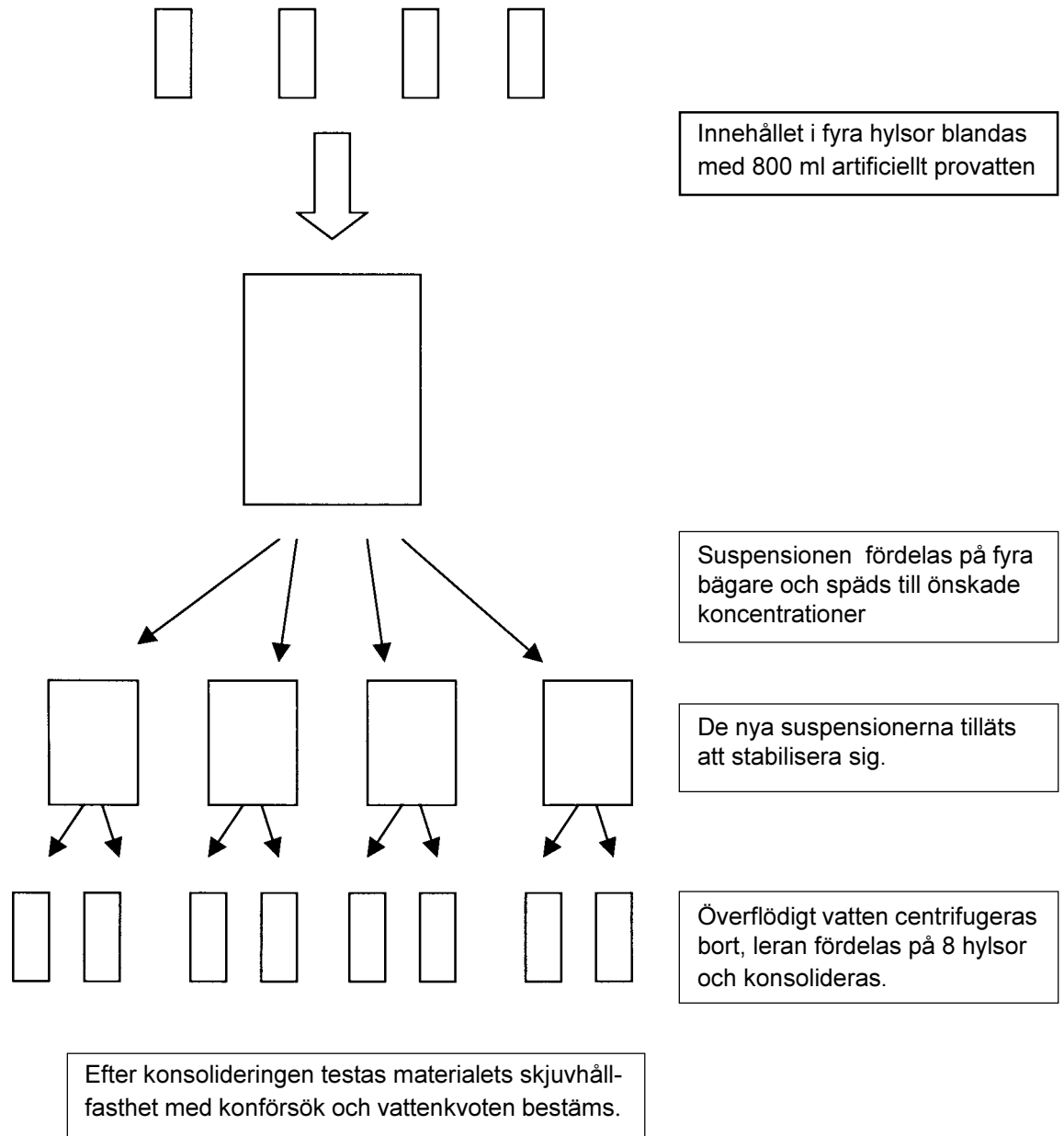
3.3.1 Metod

Försök utfördes genom att tillverka en suspension där en bestämd mängd lera rördes ut i en vattenlösning, som tillsammans med befintligt porvatten i lerprovet gav en specifik sammansättning, under inert atmosfär. All öppen hantering av leran utfördes i kvävgasfylld handskbox utom den slutliga hållfasthetsmätningen. Efter omrörning och reaktionstid centrifugerades suspensionen och överstående vattenfas dekanterades av. Leran på botten av centrifugeringskärlet och kvarvarande vatten rördes om för att få blandningen homogen. Leran fördes därefter över till hylsor med filtersten i botten. Överytan täcktes med en filtersten och belastades så att provet fick ett vertikalltryck av antingen 9 eller 18 kPa. Leran konsoliderades under minst 60 timmar. Efter konsolideringen togs hylsorna ut ur handskboxen och hållfastheten på ostört respektive omrört prov bestämdes med konförsök (svensk standard SS 02 71 25), vattenkvoten bestämdes enligt

svensk standard SS 02 71 16 och pH bestämdes på bortcentrifugerat vatten. Arbetsgången i tillverkningen av provkropparna visas i *Figur 3.12*.

Tiden för att uppnå fullständig konsolidering uppskattas med hjälp av ett icke-linjärt konsolideringsförlopp. Fullständig konsolidering (100 %) erfordrar mycket lång tid och är därför inte praktiskt att eftersträva. I dessa beräkningar har därför 90 % konsolidering ansatts som mål. Detta betraktelsesätt motiverades av att provkroppen hade tillverkats av en slurry som fått sedimentera under inverkan av en yttre påförd spänning och därför kunde antas vara normalkonsoliderad utan att tidigare ha varit utsatt för högre belastning än den aktuella. Erforderlig tid för 90 % konsolidering beräknades till ca 8 timmar för provhöjd 5 cm och fri dränering i botten och topp. Den hydrauliska konduktiviteten för leran var ca 10^{-9} m/s. En säkerhetsmarginal lades på och den kortaste konsolideringstiden var 60 timmar, vilket också komparerades för en minskning i hydraulisk konduktivitet till $1,3 \cdot 10^{-10}$ m/s under konsolideringsförloppet.

Försöksserierna med variation av pH, jonstyrka, relationen mellan jonslag och belastning lades upp baserat på statistisk försöksplanering (Box et al., 1978). Denna uppläggning ger möjlighet att statistiskt utvärdera inverkan av de olika parametrarna samt samverkan mellan olika parametrar. Två-nivåers faktorförsök användes i detta fall med fyra parametrar, pH, jonstyrka, jonslag och spänning vid konsolidering. Utvärderingen gjordes genom att beräkna effekter av olika parametrar och samspel samt att ansätta ej signifikanta effekter som normalfördelade. Signifikant effekt definierades som effekt större än tre standardavvikelser (SD). Beräkningarna gjordes efter log-transformation av resultatvärdena vilket görs om resultaten enbart kan vara positiva. Utvärderingen ger en modell för hur aktuell mätt egenkap beror av de parametrar som varierats i försöket och baseras på signifikant effekt av en parameter. Modellen blir log-linjär och standardavvikelsen anges som en faktor p g a logaritmeringen av ingående värden. Modellen från utvärderingen har använts för att beräkna ett intervall för



Figur 3.12 Arbetsschema för tillverkning av provkroppar vid försöksomgång I och II.

medelvärde \pm SD för mätt egenskap vid olika nivåer för pH, jonstyrka, relationen mellan jonslag och spänning vid konsolidering. Standardavvikelsen för modellen ökar med antalet parametrar som ingår i modellen.

Det artificiella porvattnet (APW) som användes i dessa försök var blandat enligt nedanstående tabell av förtorkade kemikalier, 80 °C ett dygn som därefter förvarats i exsickator. Under försöken användes olika lösningar för att få fram de önskade sammansättningarna av porvattnen. APW 1 innehöll Na och APW 2 var sammansatt utan Na, se *Tabell 3.7–3.8*. Dessutom användes en Na-lösning innehållande 2,93 g NaCl/250 ml milliQ vatten (200 mM), en NaOH lösning på 150 mM samt milliQ vatten (el. kond. < 0,2 mS/m). Innehållet i det porvatten som fanns i använd lera adderades till den slutliga sammansättningen enligt formel nedan.

Beräkningar angående jonstyrka och halt Na är gjorda enligt:

$$\text{Jonstyrka: } I = ((I_{APW} \cdot V_{APW}) + (I_{\text{lsg-Na}} \cdot V_{\text{lsg-Na}}) + (I_{PW} \cdot V_{PW})) / V_{\text{totPW}}$$

$$\text{Na halt: } [\text{Na}] = (([\text{Na}]_{APW} \cdot V_{APW}) + ([\text{Na}]_{\text{lsg-Na}} \cdot V_{\text{lsg-Na}}) + ([\text{Na}]_{PW} \cdot V_{PW})) / V_{\text{totPW}}$$

- där
- I = jonstyrka
 - V = volym
 - [Na] = koncentration av Na
 - APW = artificiellt porvatten
 - lsg-Na = Na-lösning
 - PW = befintligt porvatten i leran

Försök vid pH ca 7

Två försöksserier om åtta hylsor i varje genomfördes med variation av jonstyrka, relation mellan Na och de andra katjonerna samt belastning vid konsolidering. Dessa försök utfördes vid ca pH 7. Blandningen av de olika porvattnen och suspensionerna framgår av *Tabell 3.9*.

Suspensionerna fick reagera under 46 timmar i försök I och 24 timmar i försök II innan de centrifugerades. Varje suspensionen användes för två hylsor. Leran konsoliderades under 65 tim-

Tabell 3.7 Sammansättning av APW 1.

Reagens	Mängd	Koncentration
Na ₂ SO ₄	0,887g/2000ml	3,12 mM
H ₂ KPO ₄	0,0196g/2000ml	0,072 mM
KCl	0,183g/2000ml	1,23 mM
CaCl ₂ * 2H ₂ O	1,34g/2000ml	4,56 mM
MgCl ₂ * 6H ₂ O	2,25g/2000ml	5,53 mM
CaCO ₃	0,0807g/2000ml	0,40 mM

Tabell 3.8 Sammansättning av APW 2.

Reagens	Mängd	Koncentration
MgSO ₄ * 7H ₂ O	1,536/1000ml	6,23 mM
H ₂ KPO ₄	0,0173g/1000ml	0,127 mM
KCl	0,185g/1000ml	2,48 mM
CaCl ₂ * 2H ₂ O	1,32g/1000ml	8,98 mM
MgCl ₂ * 6H ₂ O	0,976/1000ml	4,80 mM
CaCO ₃	0,08g/1000ml	0,80 mM

mar respektive 64 timmar med 9 respektive 18 kPa. Suspension två uppfattades som lösare än de andra suspensionerna, och en stor mängd av suspensionen rann igenom eller bredvid filterstenarna när vikten lades på. Detta resulterade i att provmängden i en av hylsorna vid den första provomgången var för liten för mätning av ostörd skjuvhållfasthet.

Sammansättningen av porvattnen avvek från den planerade i första försöksomgången och hela försöksserien gjordes därför om i försöksserie II.

Tabell 3.9 Sammansättning av porvatten vid försöksomgång I och II i hållfasthetsförsök.

Omgång	Susp.	Sed. (g)	APW 1 (ml)	Na-lsg (ml)	NaOH (ml)	MilliQ (ml)	V _{tot} (ml)	Jonstyrka (mM)	[Na] (mM)	L/S (l/kg)
I	1	500	400	118	-	290	1058	50,8	32,3	4,2
I	2	500	200	58	-	540	1048	31,6	19,9	4,2
I	3	500	400	52	-	350	1052	38,5	19,9	4,2
I	4	500	200	28	-	580	1058	25,7	14,1	4,2
II	1	500	350	120	-	330	1050	49,6	32,6	4,2
II	2	500	125	40	-	635	1050	25,1	16,0	4,2
II	3	500	700	30	-	70	1050	46,7	17,5	4,2
II	4	500	280	0	-	520	1050	23,8	9,3	4,2

Försök vid pH 10-11

För att kunna genomföra försök med pH 10–11 krävdes att tillräckligt mycket bas kunde sättas till för att höja pH i leran. I de tidigare i sedimentationsförsöken användes NaOH som bas, vilket även ökade halten Na-joner i provet.

Ett förförsök genomfördes för att undersöka vilket pH som erhöles vid den maximala tillsatsen av Na som NaOH för att inte överstiga avsedda Na-koncentrationer. Vid försöket blandades 50 g lera med 25 ml 0,15 M NaOH och blandningen späddes till L/S 11. Efter två dagar var pH 11,29 vilket var helt acceptabelt. Det var möjligt att gå runt problemet med tillsats av för mycket Na via NaOH genom att arbeta med högre L/S i suspensionerna. APW 2 som inte innehåller Na användes i försöken. Blandningen av de olika porvattnen och suspensionerna framgår av *Tabell 3.10*.

Suspensionerna från omgång III gjordes två i taget och tilläts att reagera under 67 respektive 73 timmar innan de delades upp på hylsor, två av varje suspension. Leran konsoliderades under 60 respektive 68 timmar med 18 kPa. Suspensionerna i omgång IV tilläts att reagera under 65 timmar innan de delades upp på två hylsor för varje suspension. Dessa prov konsoliderades under 80 timmar med 18 kPa.

Vid centrifugeringen av omgång III var det omöjligt att centrifugera ner en del partiklar i suspension 1, med högt pH, normal jonstyrka (51,48 mM) och normal Na koncentration (32,5 mM). Efter centrifugering blev den relativt fasta leran i botten av centrifugeringskärlet helt flytande vid omrörning. Sensitiviteten vid de senare mätningarna var dock för låg för att den skulle betecknas som kvicklera. Även för suspension 4 i omgång III observerades liknande förhållanden som ovan, vattnet verkade inte att gå in i leran utan suspensionen såg ut att bilda två faser. Liknande observationer har gjorts på upptagna kalk/cement pelare där ett tunt vattensikt ibland har observerats mellan själva pelaren och omgivande lera (Kivelö, 1997).

Liknande observationer som gjordes för motsvarande suspensioner i försök III gjordes även i försök IV.

Tabell 3.10 Sammansättning av porvatten vid försöksomgång III och IV i hållfasthetsförsök.

Omgång	Susp.	Sed. (g)	APW 2 (ml)	Na-lsg (ml)	NaOH (ml)	MilliQ (ml)	Jonstyrka (mM)	[Na] (mM)	V _{tot} (ml)	L/S
III	1	500	288	-	250	612	50,7	32,5	1400	5,6
III	2	500	1250	-	250	1050	50,3	16,25	2800	11,2
III	3	500	288	-	250	2012	25,3	16,25	2800	11,2
III	4	500	1250	-	250	3850	25,2	8,1	5600	22,4
IV	1	500	288	-	250	612	50,7	32,5	1400	5,6
IV	3	500	288	-	250	2012	25,3	16,25	2800	11,2

3.3.2 Resultat

De konsoliderade proverna undersöktes vad gäller ostörd och omrörd skjuvhållfasthet (fallkon) och vattenkvot. Dessutom mättes pH på vattnet som dekanterades från centrifugeringen vilket anges som pH på lerans porvatten. Resultaten från mätningarna redovisas i *Tabell 3.11*. Normala parametervärden för leran var hög jonstyrka, hög andel Na och lågt pH.

Konintryck gjordes på 2–4 snitt i provkroppen. Vid medelvärdesbildningen användes resultat från snitt 1–3 eftersom endast ett fåtal provkroppar kunde undersökas med fyra snitt. Omrörd hållfasthet beräknades från maximalt intryck i omrört prov. Koner om 60 g och 100 g användes för mätning på ostört prov och koner om 10 g och 60 g användes vid mätning på omrört prov. Vattenkvoten anges som medelvärde av två eller fyra mätningar.

Samtliga resultat relaterades till nivåerna på de ingående parametrarna för att urskilja möjliga tendenser innan den statistiska utvärderingen genomfördes. Eftersom fler parametrar varierats än vad som kan urskiljas i en sådan jämförelse gav denna utvärdering begränsad information. En tendens som urskiljdes var att sensitiviteten verkade öka vid högt pH (se *Figur 3.13*) alternativt med större andel Na i porvattnet.

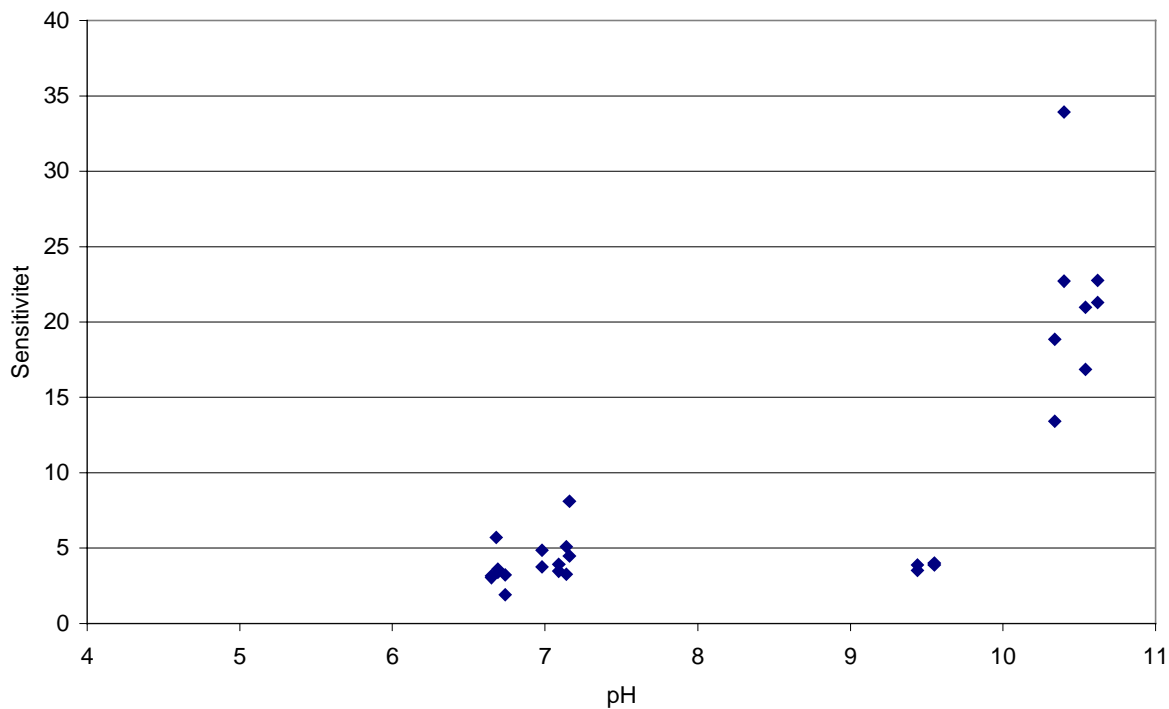
Den första provserien genomfördes med parametervärden som inte överensstämde med de avsedda i vissa av delförsöken. Dessutom erhöles inget resultat från prov I-2 eftersom större delen av materialmängden pressats ur hylsan under konsolideringen. Endast försök I-1 kunde användas i den fortsatta utvärderingen.

Användningen av spänningen 9 kPa vid konsolideringen gav vid den statistiska utvärderingen (intervall +/- 2SD) signifikant lägre värden för den ostörda hållfastheten, vilken var 1,0–1,9 kPa vid 9 kPa än vid 18 kPa, 2,0–3,7 kPa. Denna storleksordning är helt normal, eftersom man vid överslagsberäkningar antar att den odränerade skjuvhållfastheten är ca 20 % av förkonsolideringstrycket. För den omrörda hållfastheten var motsvarande värden 0,2–0,5 kPa respektive 0,4–1,0 kPa. Vattenkvoten blev lägre vid större spänning. Effekter av de övriga varierade parametrarna, jonstyrka och andel Na, gav inget utslag vid utvärderingen. I de fortsatta undersökningarna användes enbart spänningen 18 kPa för att få högre värden på hållfastheten och därmed få en bättre tillförlitlighet på mätningarna.

Utvärderingen av dubbelprover vid högt pH och normal andel Na visade ingen signifikant skillnad mellan försöksserie III och IV, se *Tabell 3.12*.

Tabell 3.11 Resultat från konsolideringsförsök. Ostörd hållfasthet anges som medelvärde för snitt 1–3. Jonstyrka, relation mellan Na och (Ca, Mg, K) samt halten Na avser vatten i försöken.

Försök	Hylsa	Jonstyrka (mM)	Na/ (Ca, Mg, K) (mM/ΣmM)	Halt Na (mM)	pH	Spänning (kPa)	Ostörd hållf. (kPa)	Omrörd hållf. (kPa)	Sensitivitet (-)	Vattenkvot (%)
I	1	50,8	5,5	32,3	6,65	9	1,07	0,34	3	96
I	2	31,6	5,5	19,9	6,68	9				76
I	3	38,5	3,4	19,9	6,69	9	1,55	0,43	4	90
I	4	25,7	3,9	14,1	6,74	9	0,82	0,43	2	89
I	5	50,8	5,5	32,3	6,65	18	1,87	0,61	3	84
I	6	31,6	5,5	19,9	6,68	18	4,29	0,75	6	76
I	7	38,5	3,4	19,9	6,69	18	1,63	0,48	3	94
I	8	25,7	3,9	14,1	6,74	18	1,67	0,52	3	85
II	1	49,6	6,1	32,6	6,98	9	2,47	0,51	5	90
II	2	25,1	5,7	16,0	7,16	9	1,64	0,20	8	90
II	3	46,7	1,9	17,5	7,09	9	1,76	0,51	3	88
II	4	23,8	2,0	9,3	7,14	9	1,33	0,41	3	84
II	5	49,6	6,1	32,6	6,98	18	2,16	0,57	4	80
II	6	25,1	5,7	16,0	7,16	18	2,42	0,54	4	78
II	7	46,7	1,9	17,5	7,09	18	3,42	0,87	4	82
II	8	23,8	2,0	9,3	7,14	18	3,11	0,61	5	85
III	1	50,7	5,5	32,5	10,34	18	1,29	0,10	13	89
III	2	50,7	5,5	32,5	10,34	18	2,74	0,15	19	78
III	3	50,3	1,5	16,3	9,55	18	4,87	1,22	4	90
III	4	50,3	1,5	16,3	9,55	18	4,72	1,22	4	88
III	5	25,3	5,5	16,3	10,62	18	2,85	0,13	23	75
III	6	25,3	5,5	16,3	10,62	18	2,38	0,11	21	80
III	7	25,2	1,5	8,1	9,44	18	3,54	1,01	4	89
III	8	25,2	1,5	8,1	9,44	18	4,03	1,04	4	87
IV	1	50,7	5,5	32,5	10,54	18	1,62	0,10	17	93
IV	2	50,7	5,5	32,5	10,54	18	2,29	0,11	21	90
IV	3	25,3	5,5	16,3	10,4	18	4,57	0,13	34	66
IV	4	25,3	5,5	16,3	10,4	18	2,47	0,11	23	71



Figur 3.13 Sensitiviteten i samtliga prover relaterad till pH.

Tabell 3.12 Intervall (+/- 2 SD) för modell med signifikanta parametrar för försök vid högt pH och normal andel Na. Signifikanta parametrar som använts i modellen anges nederst i tabellen.

Försök	Hylsa	Jonstyrka	Konsolideringstid (h)	pH	Ostörd hållfasthet (kPa)		Omrörd hållfasthet (kPa)		Sensitivitet		Vattenkvot (%)	
					-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD
III	5	25,3	68	10,62	2,5	5,5	0,10	0,13	20	33	68	80
III	6	25,3	68	10,62	1,6	3,4	0,10	0,13	15	26	74	86
IV	3	25,3	80	10,4	2,5	5,5	0,10	0,13	24	40	61	72
IV	4	25,3	80	10,4	1,6	3,4	0,10	0,13	18	31	66	78
III	1	50,7	60	10,34	1,0	2,2	0,10	0,13	11	18	79	93
III	2	50,7	60	10,34	1,6	3,5	0,10	0,13	14	23	73	86
IV	1	50,7	80	10,54	1,0	2,2	0,10	0,13	13	22	88	103
IV	2	50,7	80	10,54	1,6	3,5	0,10	0,13	17	28	82	95
Aktiva parametrar	Huvudfaktorer				Jonstyrka		Ingen		Jonstyrka Tid		Jonstyrka	
	Samspel				Jonstyrka x Replikat				Jonstyrka x Replikat		Jonstyrka x Replikat Jonstyrka x Tid	

Proverna i de två serierna var konsoliderade under olika lång tid, 60–68 timmar respektive 80 timmar. Utvärderingen av resultaten visade att skillnaden i tid inte hade någon signifikant effekt utan var i storleksordningen med variationen inom det experimentella felet för ostörd hållfasthet. För sensitiviteten och vattenkvoten identifierades tiden som en aktiv parameter, men de predikterade värdena visade att detta var en överutvärdering eftersom de beräknade intervallen på ± 2 SD överlappade varandra. Slutsatsen vara att proverna hade konsoliderats tillräckligt efter 60 timmar för att ytterligare konsolidering inte skulle ge utslag som aktiv parameter i jämförelse med det experimentella felet.

Vattenkvoten var något lägre vid halverad jonstyrka jämfört med den normala jonstyrkan om än inte signifikant. Jonstyrkan gav även en viss effekt på den ostörda hållfastheten med lägre ostörd hållfasthet vid normal jonstyrka än vid halverad jonstyrka vilket förmodligen har samband med förändringen i vattenkvot. Ingen variation erhöles mellan försöken för den omrörda hållfastheten.

Utvärderingen visade dessutom på ett aktivt samspel med replikat, dvs skillnad mellan dubbelprov. Det fanns därför skäl att närmare utvärdera om några prover var avvikande. Resultaten från provkropparna III-1 och IV-3 var något avvikande från de övriga värdena och från modellens värden och användes inte i den fortsatta utvärderingen. Värdena för provkropp III-1 ersattes i de

fortsatta utvärderingarna med resultaten från försök IV-2.

Utvärderingen vid högt pH av inverkan av halverad jonstyrka och en minskad andel Na i förhållande till Ca, Mg och K gjordes på dubbelprov, se *Tabell 3.13*.

Signifikant effekt erhöles endast av andelen Na i förhållande till Ca, Mg och K. Förändringen i övriga parametrar gav ingen effekt. Den ostörda och omrörda hållfastheten ökade med en faktor 1,7 respektive 9 och sensitiviteten minskade med en faktor 5,5 vid en minskad andel Na i porvattnet. Vattenkvoten ökade också vid en minskad andel Na men inte signifikant på 2 SD. Det finns en möjlighet att effekten av andelen Na överlagrades av en samhörande förändring i pH. Trots att samma mängd bas satts till vid de olika försöken erhöles ett lägre pH vid den lägre andelen Na. Preliminära beräkningar av fördelningen av lösta komplex i porvattnet vid högre respektive lägre andel Na med MINTEQA2 (Allison et al. 1990) visade att tillsatta tvåvärda katjoner kommer att bilda komplex med hydroxidjonen och därmed binda upp viss del av dessa. En större andel hydroxidjoner kommer att bindas upp på detta sätt vid större andelen av tvåvärda joner i porvattnet och därmed minska aktiviteten av hydroxidjoner och förväntat pH. Beräkningarna visade att detta hände i porvattnet i hylsa III-3, med lägre andel Na, där det resulterande pH var lägre. Analogt bör denna effekt även ha gett det lägre pH-värdet än förväntat i försöken III-3, III-4, III-7 och III-8.

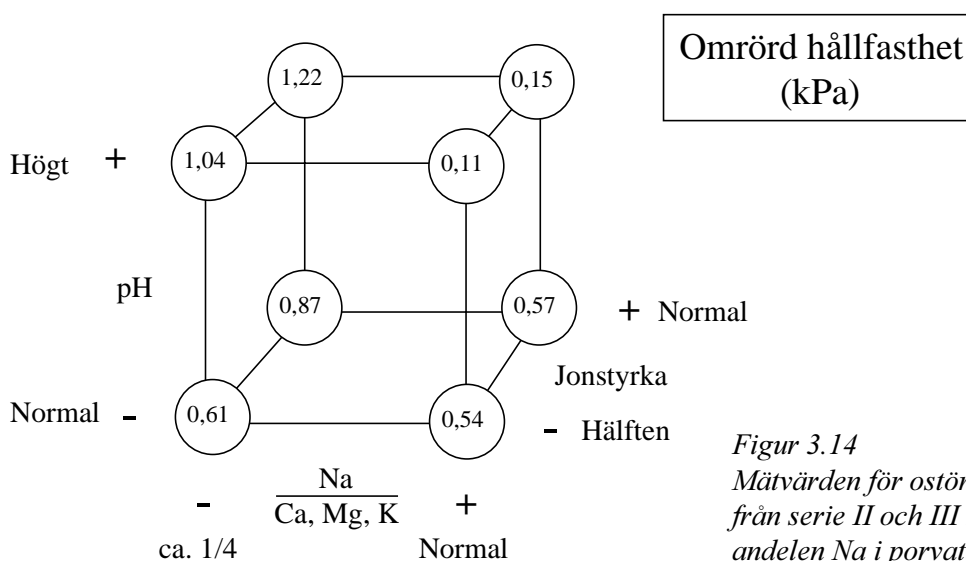
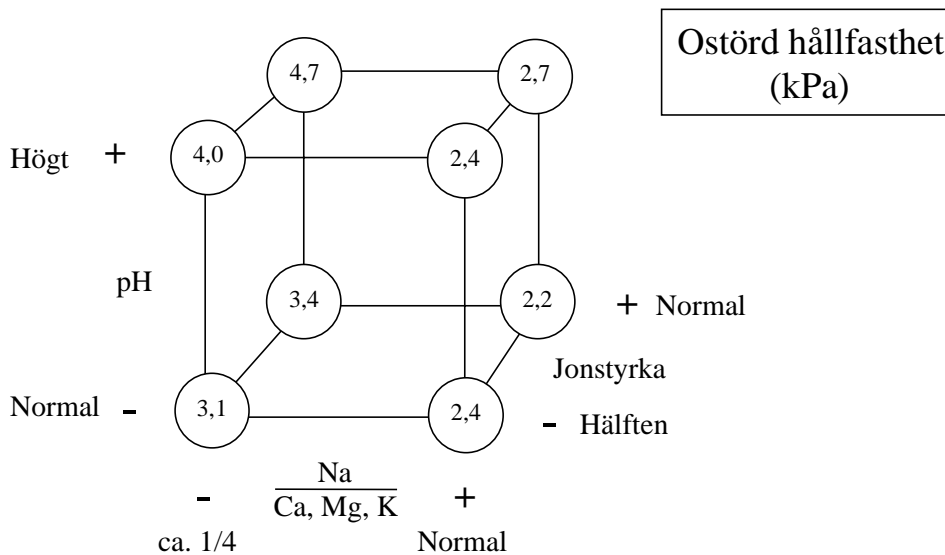
Tabell 3.13 Intervall (+/- 2 SD) för modell med signifikanta parametrar för försök vid högt pH och varierande andel Na och jonstyrka. Endast andel Na gav signifikant effekt.

Försök	Hylsa	Jonstyrka (mM)	Na/ (Ca,Mg,K) (mM/ Σ mM)	pH	Ostörd hållfasthet (kPa)		Omrörd hållfasthet (kPa)		Sensitivitet		Vattenkvot (%)	
					-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD
III	7, 8	25,2	1,5	9,44	3,5 – 5,1	0,9 – 1,3	3 – 4	82 – 95				
III	5, 6	25,3	5,5	10,62	2,1 – 3,1	0,10– 0,14	19 – 23	74 – 87				
III	3, 4	50,3	1,5	9,55	3,5 – 5,1	0,9 – 1,3	3 – 4	82 – 95				
III, IV	2, 2	50,7	5,5	10,34/ 10,54	2,1 – 3,1	0,10– 0,14	19 – 23	74 – 87				

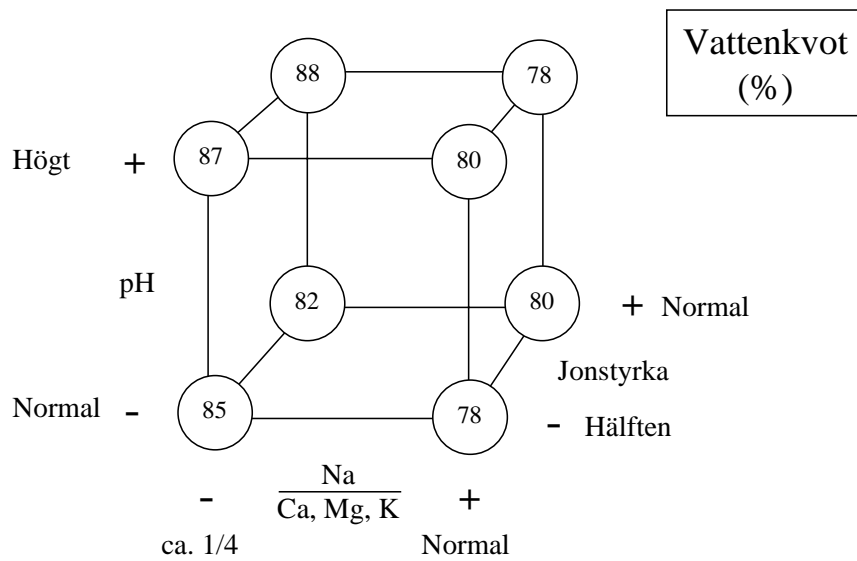
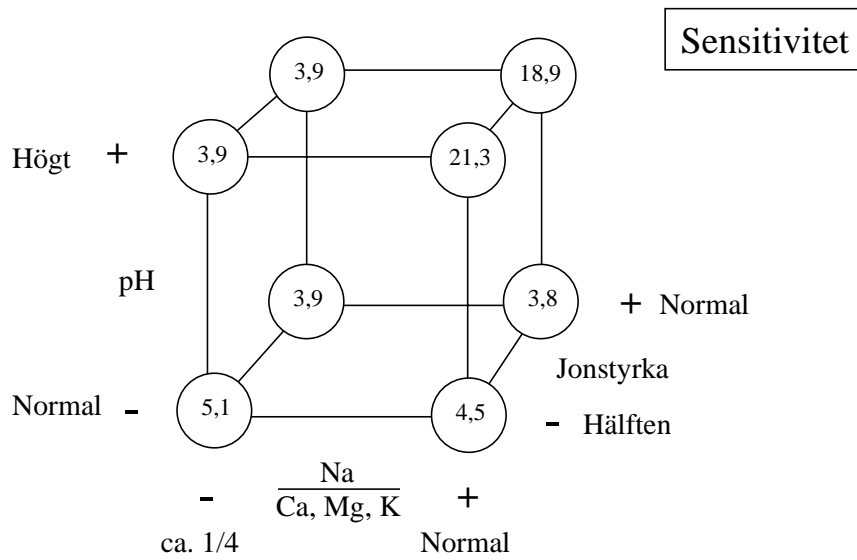
Inverkan av pH, jonstyrka och andelen Na utvärderades ur resultaten från serie II vid hög belastning och resultat från serie III. Ett urval gjordes från dubbelproven i serie III. Mätresultaten från försöken i denna utvärdering åskådliggörs som funktion av parametervärdena i *Figur 3.14–3.15*.

Vid den statistiska utvärderingen framgick att samtliga mätta egenskaper påverkades signifikant av de förändrade parametervärdena, se *Tabell 3.14*. Den ostörda hållfastheten ökade med en faktor 1,6 vid en minskning av andelen Na i porvattnet oberoende av pH och jonstyrka. Även vattenkvoten påverkades enbart av andelen Na genom att den ökade vid en minskad andel Na.

Effekten på den omrörda hållfastheten av förändrade parametervärden var mer komplicerad. Det var tydligt att normal andel Na och högt pH gav den lägsta omrörda hållfastheten och en minskning av jonstyrkan försämrade generellt den omrörda hållfastheten. En mindre andel Na i porvattnet förbättrade den omrörda hållfastheten något. En ökning av pH till den högre nivån vid den normala andelen Na i porvattnet ökade lerans sensitivitet 5 gånger jämfört med de övriga förhållandena. Eventuellt påverkades utfallet för den omrörda hållfastheten av att pH vid den höga nivån inte var entydigt utan varierade mellan 9,4 och 10,6.



Figur 3.14
Mätvärden för ostörd och omrörd hållfasthet från serie II och III relaterade till nivå för andelen Na i porvattnet, pH och jonstyrkan.



Figur 3.15 Mätvärden för sensitivitet och vattenkvot från serie II och III relaterade till nivå för andelen Na i porvattnet, pH och jonstyrkan.

Tabell 3.14 Intervall (+/- 2 SD) för modell med signifikanta parametrar för försök vid olika pH, andel Na och jonstyrka. Signifikanta parametrar som använts i modellen anges nederst i tabellen.

Försök	Hylsa	Jonstyrka (mM)	Na/ (Ca,Mg,K) (mM/ΣmM)	pH	Ostörd hållfasthet (kPa)		Omrörd hållfasthet (kPa)		Sensitivitet		Vattenkvot (%)	
					-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD	-2SD	2SD
A	4	23,8	2,0	7,14	3,1	4,6	0,5	0,9	3,2	6,2	83	88
B	8	25,2	1,5	9,44	3,1	4,6	0,7	1,4	2,8	5,4	83	88
A	2	25,1	5,7	7,16	2,0	3,0	0,4	0,7	2,9	5,7	76	81
B	6	25,3	5,5	10,62	2,0	3,0	0,0	0,16	14,4	27,9	76	81
A	3	46,7	1,9	7,09	3,1	4,6	0,6	1,1	3,2	6,2	83	88
B	4	50,3	1,5	9,55	3,1	4,6	0,9	1,7	2,8	5,4	83	88
A	1	49,6	6,1	6,98	2,0	3,0	0,5	0,8	2,9	5,7	76	81
B	2	50,7	5,5	10,34	2,0	3,0	0,10	0,19	14,4	27,9	76	81
Aktiva parametrar		Huvudfaktorer			Andel Na		Andel Na pH		Andel Na pH		Andel Na	
		Samspel					pH x Jonstyrka		pH x pH			
							Andel Na		Andel Na			

3.3.3 Diskussion

Resultaten från konsolideringen av lera från Holma mosse visade på signifikant inverkan på den ostörda hållfastheten av förändrad porvattensammansättning. Andelen Na i förhållande till Ca, Mg och K (beräknat som koncentration i porvattnet) var ca 5,5 i det ursprungliga porvattnet. En minskning av andelen Na kompenseras av en ökning av Ca, Mg och K i porvattnet till en resulterande andel Na på 1,5–2,0 medförde en förbättring av den ostörda hållfastheten med ca 60 % oberoende av förändring av pH eller jonstyrka. Detta är i linje med den förbättring av den ostörda hållfastheten som Talme (1968) erhöll vid diffusion av CaCl₂ i kvicklera och högsensitiv lera.

Inverkan av andelen Na på den omrörda hållfastheten i konsolideringsförsöken var inte entydig utan var beroende av pH. Vid normalt pH erhöles ingen effekt av minskad andel Na, vid högt pH var den omrörda hållfastheten nio gånger högre vid minskad andel Na jämfört med normal andel Na. Oftast har inverkan av två- och trevärda kationer studerats på den omrörda hållfastheten med

slutsatsen att ökad andel av joner med högre valens ger en högre omrörd hållfasthet men utan att en samverkande effekt av pH har diskuterats (Talme et al., 1966; Talme, 1968; Löken, 1970; Moum et al., 1971; Rosenqvist, 1975).

Sensitiviteten påverkades tydligt av en samverkan mellan pH och andelen Na. Förhöjning av pH vid normal Na-andel gav drastiskt ökad sensitivitet och minskning av omrörd hållfasthet. Den ursprungliga andelen Na i förhållande till Ca, Mg och K på ca 5,5 motsvarar en sensitivitet på 20–25, enligt det sambandet mellan andel envärda kationer och sensitiviteten som redovisas av Mitchell (1976). Detta stämmer väl överens med de värden som erhöles i våra experiment vid högt pH. Någon förändring av sensitiviteten vid lågt pH och sänkt andel Na erhöles inte. En höjning av pH med NaOH gav en minskad omrörd hållfasthet enligt Talme (1968), vars värden inte är kompenserade för ökad Na koncentration. Tyvärr ger resultaten inte klarhet i om sensitiviteten förändrades i intervallet 9,5–10,3 eftersom denna ändring i det höga pH-intervallet sammanföll med förändringen av andelen Na. Inverkan av

andel Na vid höga pH bör därför utredas vidare. En ökning av pH utan medföljande ökning av tvåvärda katjoner skulle kunna inträffa om OH-joner diffunderar snabbare in i områden kring t ex en kalk/cement stabilisering om de tvåvärda jonerna är uppbundna i de stabiliserade massan till större del än hydroxidjonerna.

Den minskade andelen Na ökade vattenkvoten med 9 %. Torrance (1999) fann vid sina försök på marin lera att vid lika salinitet och "yield stress" (skjuvspänning för att generera rörelse) har ett Ca-mättat material högre vattenkvot än ett Na-mättat material. Det betyder att ökningen av vattenkvoten kan ha medfört att den fulla hållfasthetsökningen av en minskad andel Na inte erhöles. Den ökade vattenkvoten vid lägre andel Na kan bero av att större aggregat bildas vid högre andel tvåvärda katjoner som tar mer plats. En bättre aggregatbildning var tydlig i sedimentationsförsöken med tvåvärda katjoner i jämförelse med Na (*Figur 3.7*).

Förändringar av lösligheten av mineral som kan cementera lerpartiklar har inte beaktats i undersökningen. Halterna av Ca och Mg var troligen kontrollerade av karbonater i det ursprungliga porvattnet och förändringar av sammansättningen påverkar dessa förhållanden. Vidare studier behöver genomföras med inriktning på förändring av upplösning och utfällning av mineral.

Den naturliga leran från Holma mosse har en salthalt på 2,2 g/l vilket Torrance (1974) och Mitchell (1976) betecknar som en salthalt där ytterligare sänkning i den ostörda leran kan ge en förhöjning av sensitiviteten. En halvering av salthalten vid konsolideringen i våra studier gav enbart marginell och ingen signifikant effekt på ostörd eller omrörd hållfasthet. Däremot kunde en viss ökning av sensitiviteten vid minskad salthalt ses vid högt pH och ursprunglig andel Na.

4. Undersökning av kolloidal föroreningstransport från restprodukter

Undersökningar av föroreningar i lakvatten från avfall och restprodukter baseras generellt på att föroreningarna föreligger i löst form. Därför används någon form av partikelavskiljning som filtrering eller centrifugering av lakvattnen. Ett allmänt använt och vedertaget sätt att avskilja partiklar är att filtrera lakvattnet genom ett 0,45 µm filter. För organiska ämnen kan filtrering generellt inte accepteras, eftersom det finns risk för adsorption av dessa ämnen på filtren. I vissa fall är det också av intresse att undersöka vilken mängd av föroreningar som finns i olika partikelfraktioner, eftersom det kan förekomma transport av föroreningar på eller som kolloider (McCarthy & Zachara, 1989). Filtrering är ibland inte ett säkert sätt att avskilja partiklar av en viss storlek, eftersom filtret riskerar att sätta igen vid för stora partikelmängder och få en effektiv porstorlek som är mindre än den avsedda.

Avfallsmaterial undersöks i laboratoriet genom olika typer av lakförsök (Fällman & Aurell, 1996; van der Sloot et al., 1997). I en typ av laktester avser man att uppnå kemisk jämvikt mellan avfallet och vattenfasen. Därför hålls lakvatten till fastfaskvoten (L/S, leachate/solid) så låg som möjligt för att kunna uppnå förhållanden nära kemisk jämvikt under en rimlig tidsperiod (Fällman, 1997). Satsvisa skakförsök (t ex NT ENVIR 005, prEN 12457) hör till de enklare varianterna av dessa försök. Materialet reduceras storleksmässigt till mindre än 4 mm och bringas i kontakt med 2–10 ggr så mycket vatten som material genom omblandning i vändapparat. Lakningarna kan antingen utföras i ett steg eller som flerstegsförsök på samma material för att få en förenklad utlakningssekvens. Kolonnstestet är ett försök som mer liknar den kontakt mellan vatten och material som uppträder i verkligheten och ger en bättre avspeglning av utlakningssekvensen än flerstegs skakförsök (se t ex NT ENVIR 002). I kolonnstestet packas materialet i en kolonn som

vattenmättas nerifrån och lakvattnet samlas upp från toppen av kolonnen vid bestämda intervall av L/S.

Resultaten från skakförsök och kolonnförsök ska i huvudsak överensstämma vid samma L/S när kontrollerande parametrar som pH och redoxpotential överensstämmer. Skakförsöket har ibland kritiserats för att det skulle generera partiklar genom nötning i relation till kolonnstestet där materialet ligger fast och endast utsätts för en långsam vattenström. Ibland kan det vara skillnad mellan resultaten från kolonnstestet och resultaten från skakstestet, och frågan har uppkommit om det beror på olika förhållanden för kolloidgenerering. Ett exempel där detta inträffade var vid utlakningen av koppar och bly från fajalit, en slagg från kopparframställning som även kallas järnsand. De utlakade mängderna av koppar och bly var 0,055 mg/kg respektive 0,0001 mg/kg i kolonnstestet och 3,8–10,5 mg/kg respektive 0,24–0,33 mg/kg i två stegs skakstestet (Fällman & Carling, 1998). Frågan i detta fallet var om den större utlakade mängden i skakstestet berodde på skillnader i partikelgenerering i de båda testerna.

Syftet med föreliggande studie var att undersöka partikelgenereringen i skakförsök där fajalit används som exempel att analysera i vilka mängder intressanta ämnen, i detta fall koppar och bly, som finns i de olika fraktionerna. Teorin för centrifugering och sedimentering användes som utgångspunkt för uppläggningsen av försöken och möjligheten att använda den som utgångspunkt för centrifugeringstider utvärderades.

Fajaliten är en granulerad slagg, vilket medför att kornen är relativt homogena med oregelbunden form och en förväntad liten spridning i korndensitet mellan partiklar. Dessutom har fajaliten hög korndensitet, 3,8 g/cm³, vilket leder till en för-

väntad snabb sjunkhastighet vid sedimentering och centrifugering.

4.1 TEORI FÖR CENTRIFUGERING OCH SEDIMENTERING

Teorin för sedimentering, som utnyttjas i samband med exempelvis sedimentationsanalys, bygger på Stokes lag som beskriver sambandet mellan fallhastigheten för en sfärisk partikel som sedimenterar i en vätska och partikelns storlek. Vid centrifugering är partiklarna normalt så små att laminära förhållanden gäller, d.v.s. Stokes lag kan användas:

$$v = \frac{h}{t} = \frac{(\rho_s - \rho_w)gd^2}{18\mu}$$

$$v = \frac{h}{t} = \frac{(\rho_s - \rho_w)ad^2}{18\mu}$$

- v = sedimentationshastigheten (m/s)
- h = fallhöjd (m)
- t = falltid (s)
- ρ_s = partikelns kompaktdensitet (kg/m³)
- ρ_w = vätskans densitet (kg/m³), beror av temperaturen
- a = accelerationen (m/s², vid vanlig sedimentering jordaccelerationen $g = 9,82 \text{ m/s}^2$)
- μ = vätskans viskositet (kg/(m·s))
- d = partikelns diameter (m)

Både användningen av sedimentationsanalys och lasergranulometri för att bestämma finmaterialhalten bygger på antagandet att partiklarna är sfäriska. Detta medför större felaktighet i analysresultat med ökad lerhalt, eftersom lerpartiklar till övervägande del är flata (Pousette & Jacobson, 1995).

Viskositeten uttrycker hur trögflytande en vätska är. Lakvätskans viskositet borde kunna antas med hjälp av de experimentellt bestämda formelnerna nedan. Den dynamiska viskositeten betecknas med μ och den kinematiska betecknas med ν .

Skillnaden mellan de båda är att μ beskriver ett dynamiskt samband mellan kraft och rörelse

$$\mu = \frac{1,78}{1 + 0,0337 \cdot t + 0,00022 \cdot t^2} \cdot 10^{-3}$$

μ = dynamisk viskositet (Ns/m² eller kg/(m·s))
t = vattnets temperatur (°C)

Temperaturen på laboratoriet är vanligen 20–21 °C.

$$\nu = \frac{\mu}{\rho} = \frac{1,78}{1 + 0,0337 \cdot t + 0,00022 \cdot t^2} \cdot 10^{-6}$$

ν = kinematisk viskositet (m²/s)
 $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ för vatten

Om lakvätskans densitet antas vara annan, används detta värde. När lakvattnets salthalt är hög kan även viskositeten påverkas.

Vid centrifugering kommer accelerationen i Stokes lag bestämmas av rotationstiden och centrifugens radie. Centripetalkraften beskrivs som:

$$F = \frac{mv^2}{r} = \frac{4\pi^2 mr}{T^2}$$

$$F = ma \Rightarrow a = \frac{4\pi^2 r}{T^2}$$

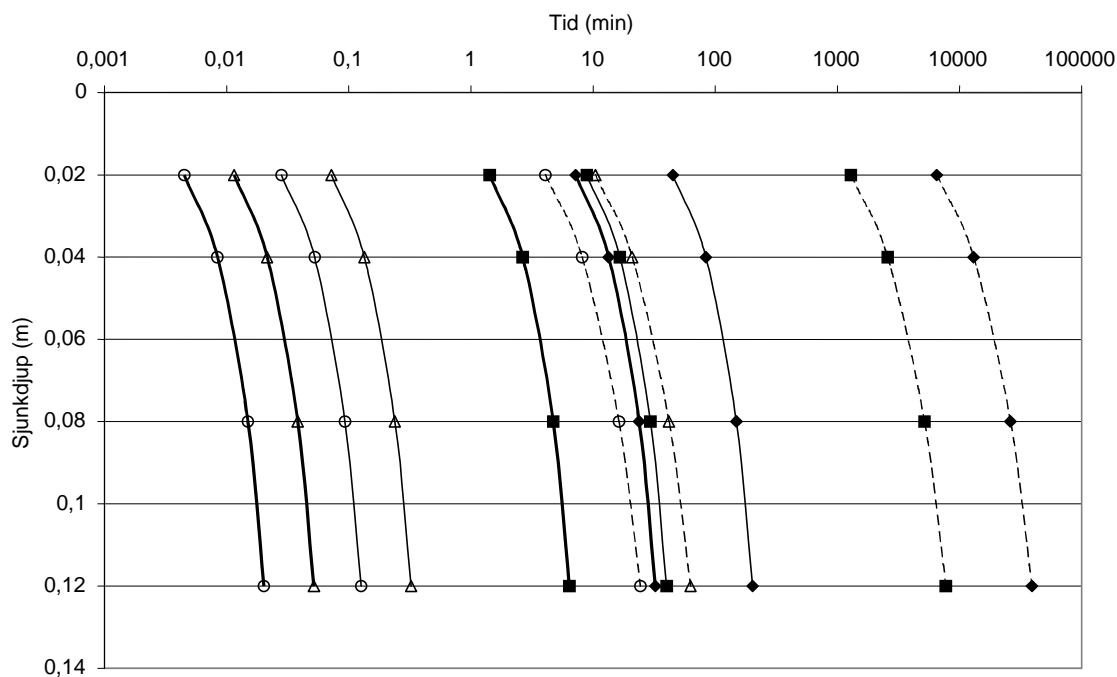
m = partikelmassan (kg)
r = centrifugens radie (m)
T = rotationstiden för ett varv (s)

SGI:s centrifug (radie² 0,12 m) har i praktiken en maximal hastighet på 3000 rpm, vilket motsvarar en centrifugalkraft på 1200 g. Enligt tekniska data för centrifugen är maxhastigheten 7000 rpm, vilket medför en centrifugalkraft på 6500 g.

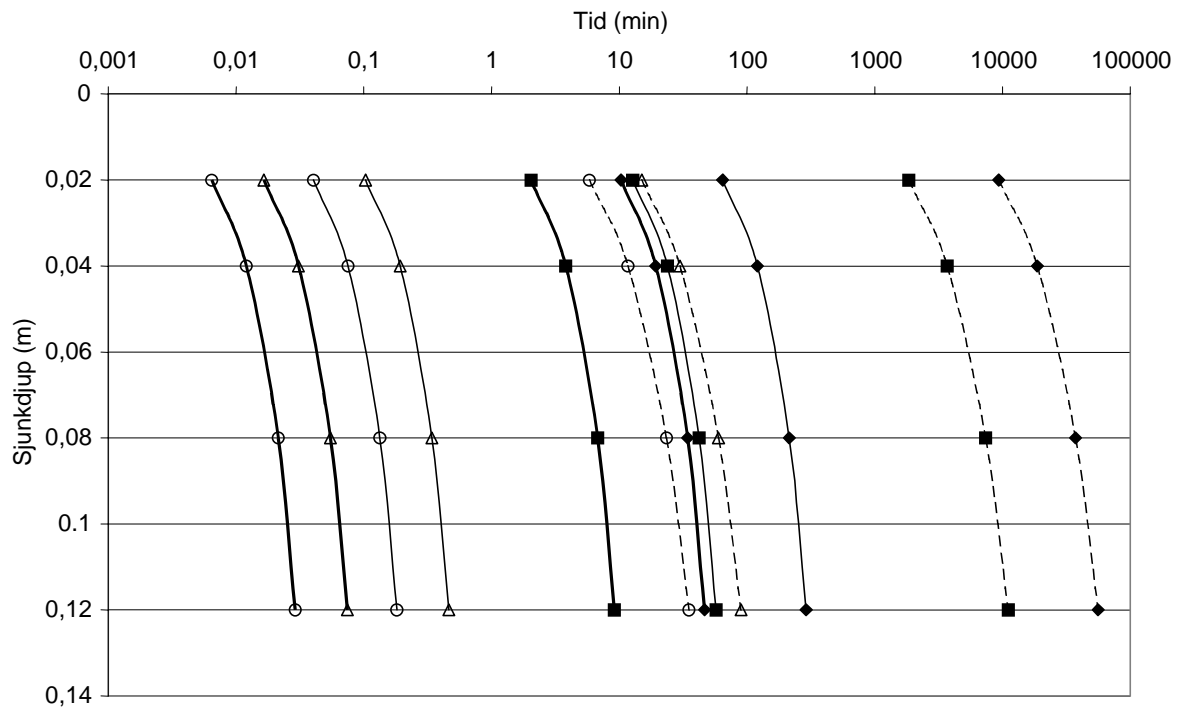
² Radien från centrifugens axel till flaskans botten är 23,5 cm. En 500 ml-flaska är 12 cm hög.

Utifrån dessa formler har det teoretiska sjunkförloppet för partiklar i storleksintervallet 0,2 – 8 μm beräknats för material med korndensiteten 3,8 g/cm^3 (fajalit), 2,65 g/cm^3 (sand) och ett

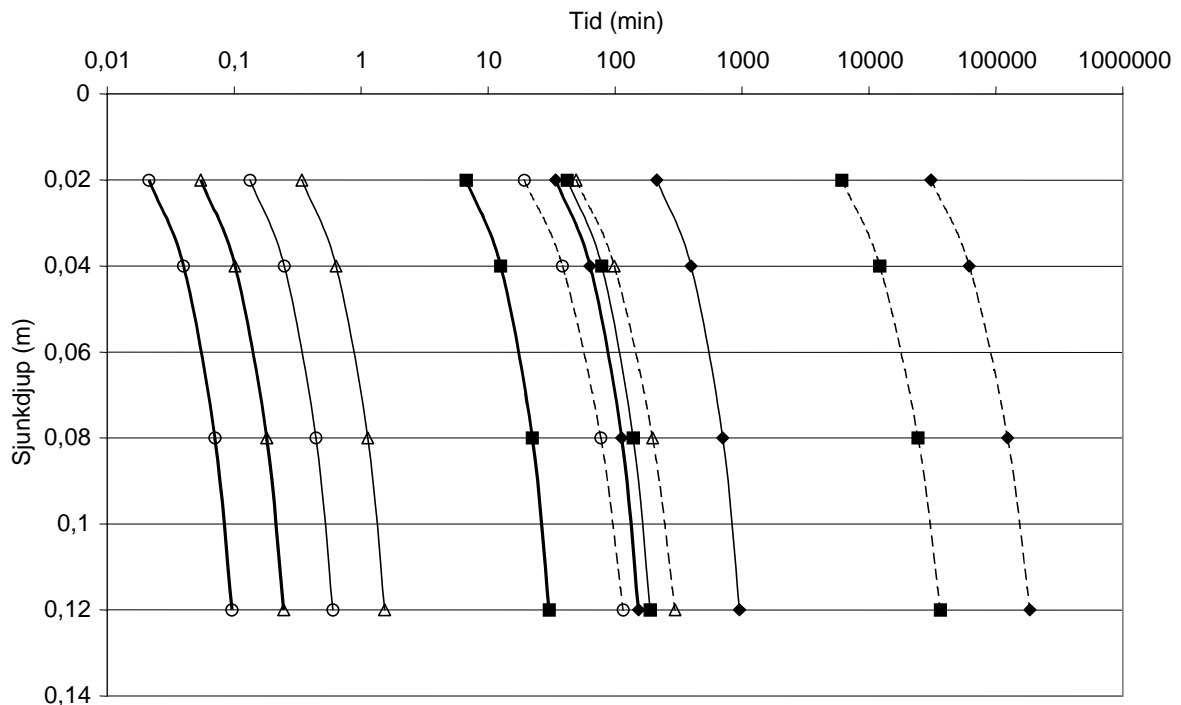
tänkt material med lägre korndensitet 1,5 g/cm^3 . De beräknade sjunkförloppen som funktion av tiden presenteras i *Figur 4.1–4.3*.



Figur 4.1 Sjunkförloppet hos partiklar av fajalit (3,8 g/cm^3) med storleken 0,2 μm (◆), 0,45 μm (■), 5 μm (Δ) och 8 μm (○) som funktion av tiden vid naturlig sedimentation (---), centrifugering vid 1000 rpm (—) och centrifugering vid 2500 rpm (—).



Figur 4.2 Sjunkförloppet hos partiklar av sand ($2,65 \text{ g/cm}^3$) med storleken $0,2 \text{ }\mu\text{m}$ (♦), $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ (■), $5 \text{ }\mu\text{m}$ (Δ) och $8 \text{ }\mu\text{m}$ (O) som funktion av tiden vid naturlig sedimentation (---), centrifugering vid 1000 rpm (—) och centrifugering vid 2500 rpm (—).



Figur 4.3 Sjunkförloppet hos partiklar av material med densitet $1,5 \text{ g/cm}^3$ med storleken $0,2 \text{ }\mu\text{m}$ (♦), $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ (■), $5 \text{ }\mu\text{m}$ (Δ) och $8 \text{ }\mu\text{m}$ (O) som funktion av tiden vid naturlig sedimentation (---), centrifugering vid 1000 rpm (—) och centrifugering vid 2500 rpm (—).

4.2 MATERIAL OCH METOD

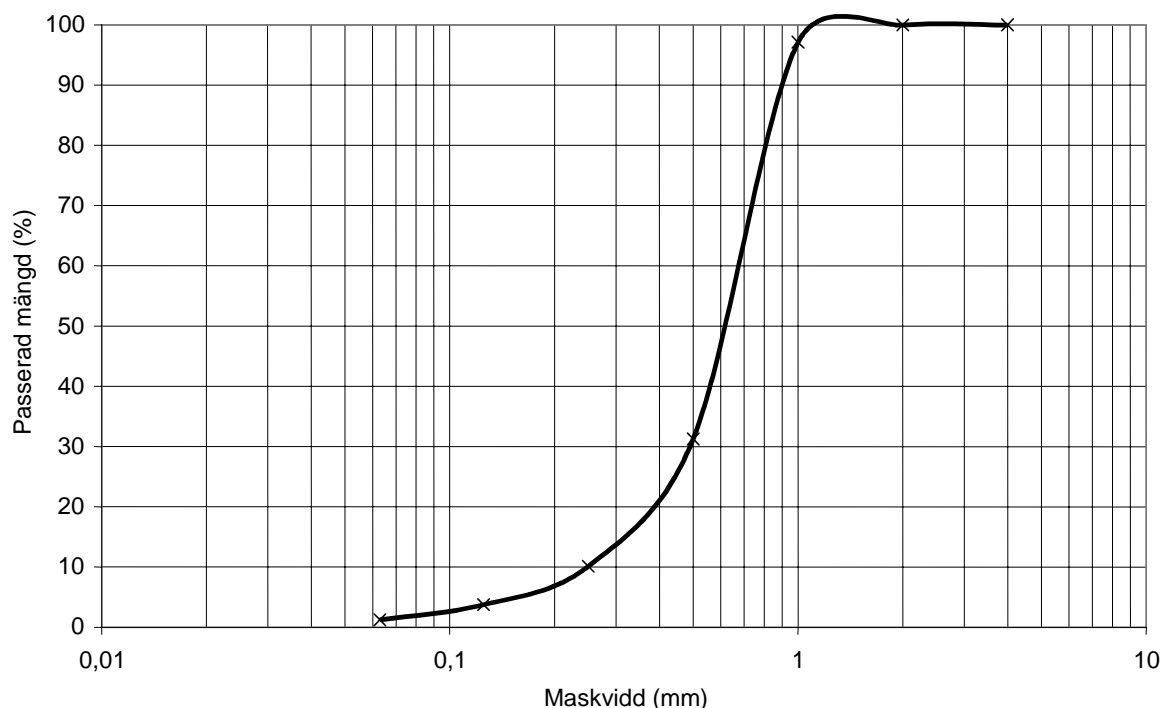
Undersökningarna utfördes på fajalit som är en granulerad slagg från koppartillverkning. Materialets kornfördelning är relativt ensartad med huvuddelen av partiklarna mindre än 1 mm, se *Figur 4.4*.

Materialet består huvudsakligen av järn och kisel och den huvudsakliga föroreningen i materialet är zink (13200 mg/kg) och koppar (4750 mg/kg). Innehållet av bly var i detta prov 135 mg/kg (Fällman & Carling, 1998). Materialet hade en korndensitet på 3,8 g/cm³.

Lakvatten för undersökningarna framställdes enligt prEN 12457 del 2 (L/S 10, 24 timmar i vändapparat). Två omgångar lakförsök genomfördes för undersökning av naturlig sedimentering respektive centrifugering.

Efter laktestet fick kärlet stå 15 minuter innan lakvattnet hälldes av för undersökning av sjunkhastigheten. Den vidare fastfasseparationen gjordes inte efter metoden utan enligt *Tabell 4.1* för naturlig sedimentering och enligt *Tabell 4.2* vid centrifugering.

Vid naturlig sedimentering fick lakvattnet från skakförsöket sedimentera i två burkar och 50 ml lakvatten sögs försiktigt ut med spruta ca 10 cm under ursprunglig vattenyta efter bestämda tider för analys och filtrering. Två prover (ett prov från vardera burken) togs ut för filtrering i två linjer, dels enbart genom 8 µm filter, dels genom 5 µm följt av 0,45 µm och 0,20 µm. Vid filtreringen i sekvens sparades 10 ml mellan varje filtrering för metallanalys.



Figur 4.4 Kornfördelning hos fajalit (Fällman & Carling, 1998).

Tabell 4.1 Sedimentationstider och analyser av lakvatten vid naturlig sedimentering av partiklar.

Sedimentationstid								Analys
15 min		30 min		60 min		120 min		
8 µm	5 µm	8 µm	5 µm	8 µm	5 µm	8 µm	5 µm	Gruml., Cu, Pb
	0,45 µm		0,45 µm		0,45 µm		0,45 µm	Filtrering
	0,2 µm		0,2 µm		0,2 µm		0,2 µm	Gruml., Cu, Pb
								Filtrering
								Gruml., Cu, Pb

Tabell 4.2 Centrifugeringstider vid 1000 rpm och analyser av lakvatten.

Centrifugeringstid								Analys
15 min		30 min		60 min		120 min		
0,45 µm	0,2 µm	0,45 µm	0,2 µm	0,45 µm	0,2 µm	0,45 µm	0,2 µm	Gruml., Cu, Pb
								Filtrering
								Gruml., Cu, Pb

Centrifugeringen genomfördes uppdelat på två burkar som genomgick hela centrifugeringstiden med stopp för uttag av prov vid 15, 30 och 60 minuter. Från båda burkarna togs 50 ml ut 10 cm under ursprunglig vattenyta och filtrerades genom 0,45 µm respektive 0,20 µm filter.

Grumligheten mättes med turbidimeter (HACH 2100N) som NTU. Halterna av Cu och Pb mättes på atomabsorptionsspektrofotometer med grafitugn. Lakvattnen filtrerades på filter av cellulosa-nitrat med porstorlek 8 µm, 5 µm, 0,45 µm och 0,2 µm. Filtren torkades i exsickator och vägdes (noggrannhet 0,1 mg) för att ge ett mått på mängden partiklar av den aktuella storleken.

4.3 RESULTAT

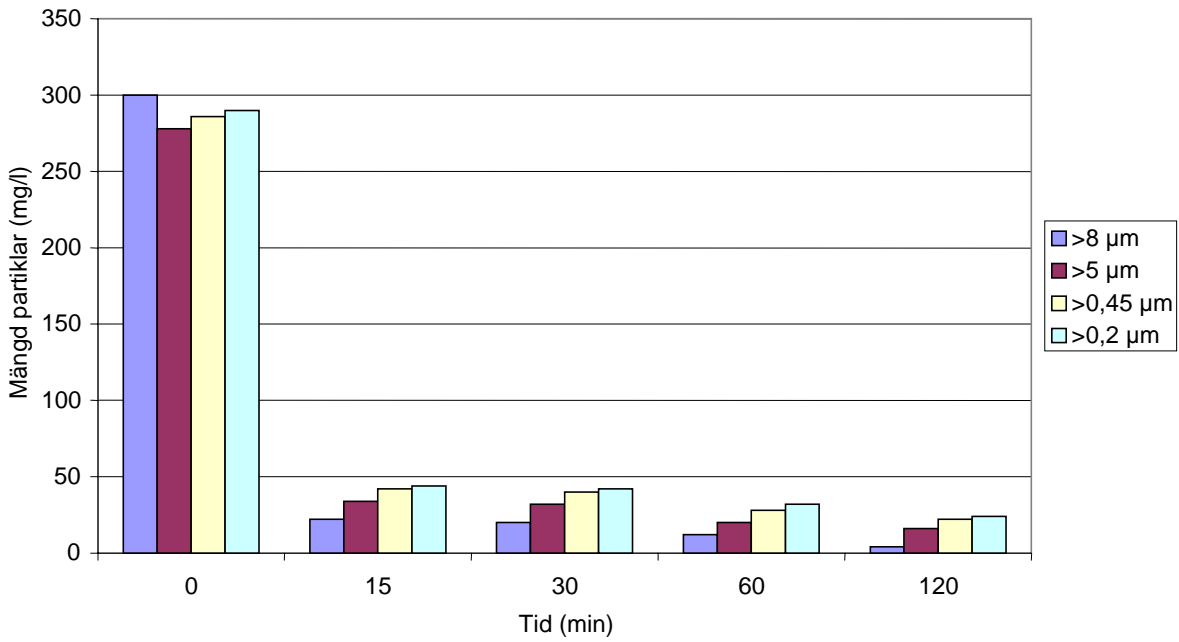
Resultaten från försöken utgörs av mängd partiklar i lösningen mätt som partikelmängd på filter, grumlighet mätt som NTU och halterna av koppar och bly i lakvattnen vid olika filtreringar.

4.3.1 Partikelmängd

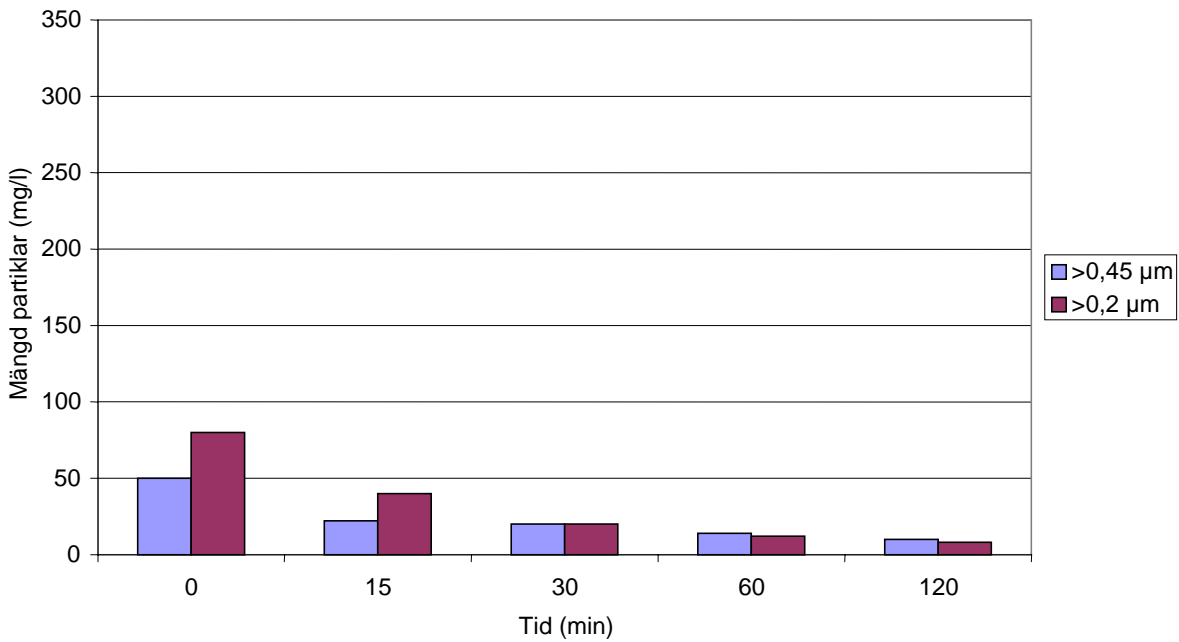
Partikelmängden efter olika lång tid av naturlig sedimentering respektive centrifugering vid 1000 rpm återfinns i *Figur 4.5*. Partikelmängden vid tiden noll skilde sig mellan proverna och kan bero på att en snabb sedimentering skett i lakkär-len och att någon tidsskillnad finns mellan uttag av lakvatten från lakförsöken i de båda fallen.

Partiklar större än 8 µm minskade tydligt vid naturlig sedimentering och var vid 120 min nära mätgränsen på 0,1 g material på filtret. Däremot var mängden partiklar mindre än 8 µm relativt oförändrad under tiden 15–120 min.

Naturlig sedimentering



Centrifugering 1000rpm



Figur 4.5 Partikelmängden som funktion av tiden vid naturlig sedimentering respektive centrifugering vid 1000 rpm uppdelat på partikelstorlek.

I försöket med centrifugering var ca hälften av partiklarna i klarfasen större än 0,45 µm och hälften i intervallet 0,20–0,45 µm efter 15 min centrifugering. Vid ytterligare centrifugering fanns ingen mätbar skillnad mellan partiklar större än 0,45 µm och partiklar större än 0,20 µm.

Efter 15 min var det endast marginell skillnad mellan partikelmängd större än 0,20 µm i prov från naturlig sedimentering och prov som centrifugerats. Vid 120 min var mängden partiklar större än 0,20 µm i centrifugerat prov ca 1/3 av motsvarande mängd efter naturlig sedimentering.

Den uppmätta mängden partiklar i proverna jämfördes med den teoretiskt beräknade sedimenteringen (*Figur 4.1*). Vid naturlig sedimentering skulle enligt beräkningarna partiklar större än 8 µm ha sedimenterat under provtagningsnivå efter 20 minuter. Mätningarna visade att partikelmängden hade sjunkit till detektionsgränsen först efter 120 minuter. Partiklar av storlek 5 µm, som beräknades ha sedimenterat under provtagningsnivå efter 50 minuter, fanns kvar i lösningen i relativt opåverkad mängd efter 120 minuter. Motsvarande gällde för partiklar av storlek 0,45 µm vid centrifugering som skulle ha sedimenterat efter 30 minuter och fortfarande fanns kvar i klarfasen efter 120 minuter dock i reducerad men detekterbar mängd.

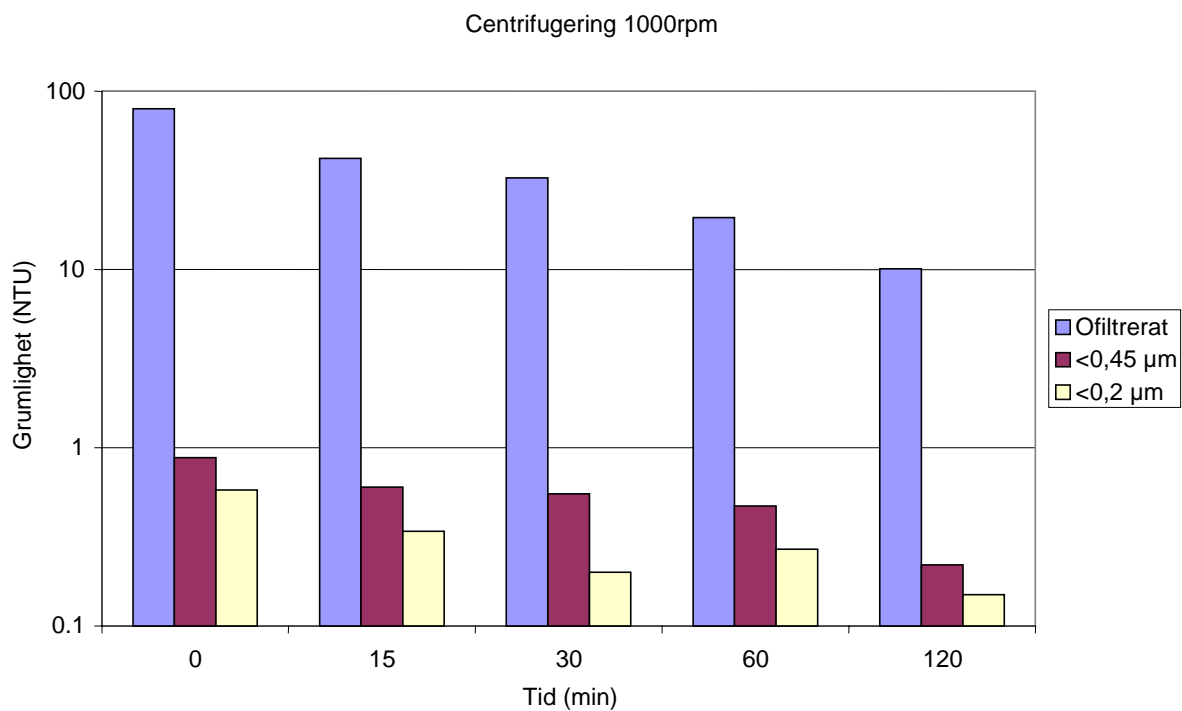
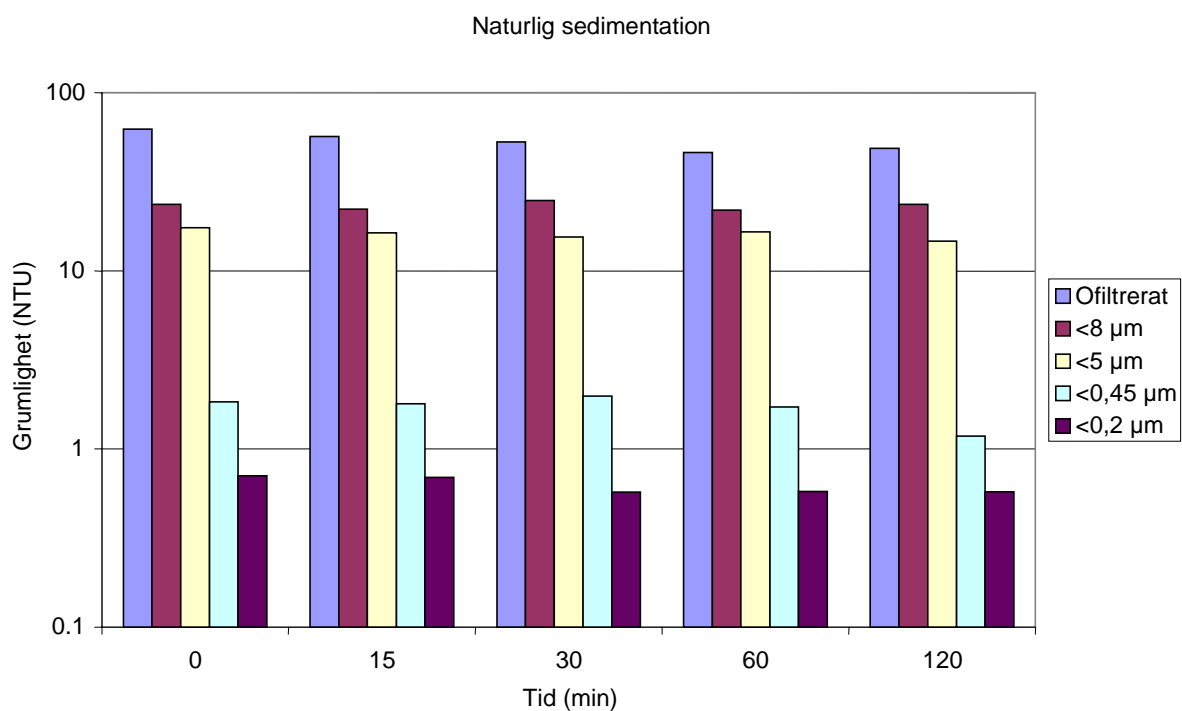
4.3.2 Grumlighet

Grumlighet utgör ett mått på ljusspridningen av partiklar i vattnet. Grumligheten i de aktuella lakvattnen efter olika behandling och tider presenteras i *Figur 4.6*.

Grumligheten i lakvattnet som centrifugerats minskade tydligt med tiden från 90 till 10 NTU på 120 min, medan grumligheten i lakvattnet som fått sedimentera naturligt endast minskade marginellt. Filtringen av de naturligt sedimenterade lakvattnen gav en skillnad i grumlighet relativt filterstorlek. Ingen signifikant inverkan av tiden på grumligheten efter respektive filtring för partiklarna i intervallet 0,45–8 µm erhöles. Däremot erhöles en viss minskning med tiden av grumligheten relaterad till partiklar mindre än 0,45 µm.

Grumligheten efter centrifugering var större efter filtring med 0,45 µm än med 0,20 µm filter vilket visar på bättre upplösningsförmåga i denna mätning än vid vägningen av filtren.

Grumligheten efter naturlig sedimentering och filtring på 0,45 µm respektive 0,20 µm filter var signifikant högre än efter centrifugering vilket tyder på en avskiljning av även finare partiklar vid centrifugering. Vid båda separeringsteknikerna minskade grumligheten, relaterad till dessa partikelstorlekar, något med tiden.



Figur 4.6 Grumligheten som funktion av tiden vid naturlig sedimentering respektive centrifugering vid 1000 rpm uppdelat på partikelstorlek.

4.3.3 Metallhalter

Halterna av koppar och bly i ofiltrerade och filtrerade prover vid olika tider för naturlig sedimentation och centrifugering återfinns i *Figur 4.7 och 4.8*.

Resultaten från båda separeringsteknikerna visar tydligt att den partikulära andelen av koppar och bly i lakvattnen var betydande. Halterna i ofiltrerade prover från centrifugeringen var betydligt högre än i motsvarande prover från naturlig sedimentation. Detta kan bero på att lakningen för de två separeringsteknikerna gjordes i två skilda omgångar av lakförsök. Partiklar av kolloidal fraktion ($< 8 \mu\text{m}$) svarade för ca hälften av halten koppar i lakvattnet och 60–70 % av halten bly i provet oberoende av sedimenteringstid.

Halterna av koppar och bly relaterades till grumligheten i proverna, se *Figur 4.9–4.10*. Det fanns ett tydligt samband mellan grumligheten i proverna och halten av koppar respektive bly vid högre grumlighet ($> 10 \text{ NTU}$). Relationen var olika för lakvattnen från de två lakförsöken. Vid en låg grumlighet ($< 2 \text{ NTU}$) var halten av koppar och bly oberoende av grumligheten. Detta tolkas så att endast löst koppar respektive bly analyserades vid denna grumlighet. Detta betyder att i detta fall svarar endast partiklar större än $0,45 \mu\text{m}$ för partikulärt bundet koppar och bly.

4.4 DISKUSSION

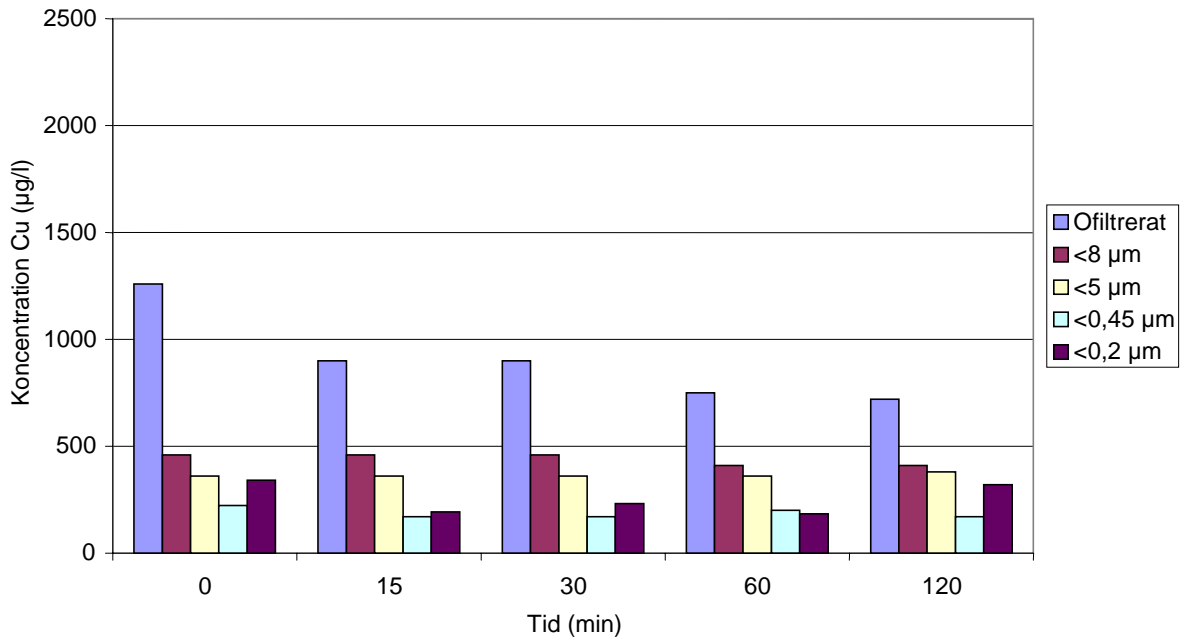
En avsevärd mängd partiklar genereras vid skakförsök och partiklarna svarar för en betydande halt av Cu och Pb före partikelavskiljning i det undersökta fallet. Av denna halt svarar de kolloidala partiklarna ($< 8 \mu\text{m}$) för mer än hälften av koncentrationen. Trots en hög korndensitet påverkade inte naturlig sedimentering mängden kolloidala partiklar nämnvärt.

Den naturliga sedimenteringen var mer än sex gånger långsammare än den teoretiskt beräknade sedimenteringen. Trots den höga korndensiteten lyckades inte centrifugeringen avskilja den kolloidala fasen från lakvattnet. Detta gör att beräkningar av den teoretiska sedimenteringshastigheten endast ger en indikation, men inte en tillräckligt bra vägledning vid val av centrifugeringstiden.

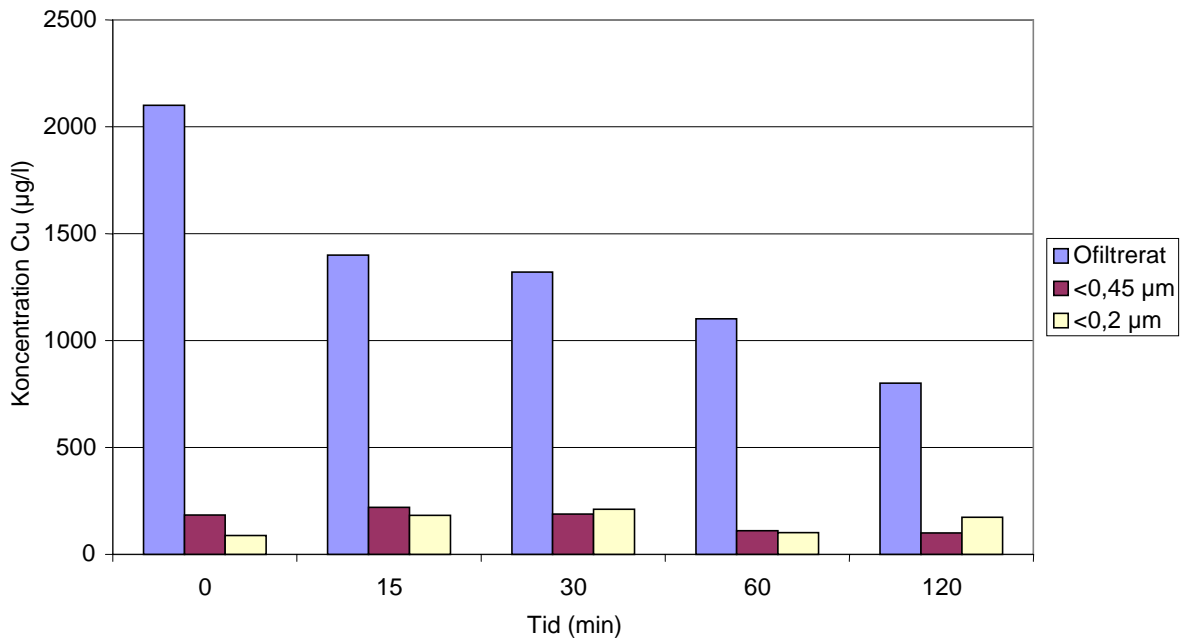
Halten av Cu och Pb var relaterad till grumligheten i proverna vid grumligheter över 10 NTU. Vid avskiljning av partiklar med filterstorlek $0,45 \mu\text{m}$ eller $0,20 \mu\text{m}$ erhöles ingen relation mellan grumligheten och halterna av Cu och Pb, vilket tolkas som att de lösta halterna av metallerna hade analyserats. Tveksamheten hos Horowitz et al. (1996) till att lösta halter mäts efter filtrering genom $0,45 \mu\text{m}$ filter kan inte anses stämma i detta fall.

Halterna av löst Cu och Pb i de nu genomförda försöken var betydligt högre än för motsvarande material i kolonnförsök (Fällman & Carling, 1998). Partiklar detekterade och avskilda i detta försök gav därför inte belägg för att partikulär transport svarade för skillnaden mellan kolonnförsök och skakförsök för detta material. En ökad partikelgenerering i lakförsöket kan dock medföra att en större specifik partikelyta är i kontakt med lakvattnet och därmed kan en diffusionsrelaterad utlakning bli större fram tills löslighetsbegränsade förhållanden har uppnåtts.

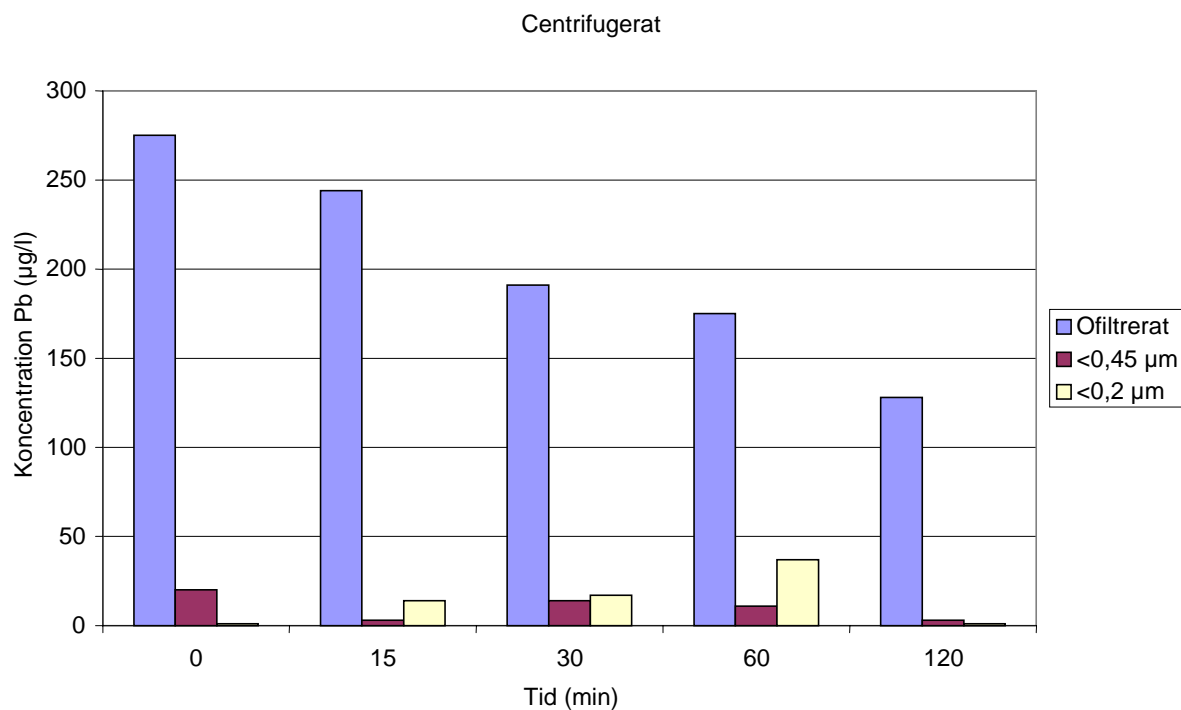
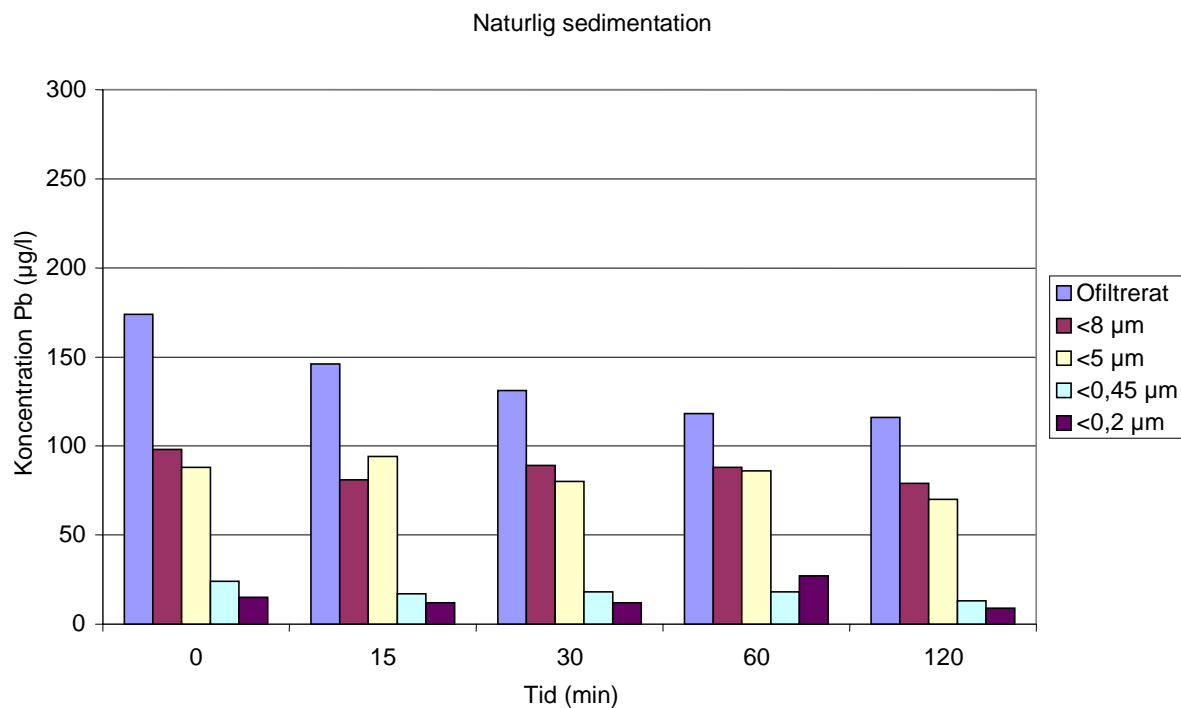
Naturlig sedimentation



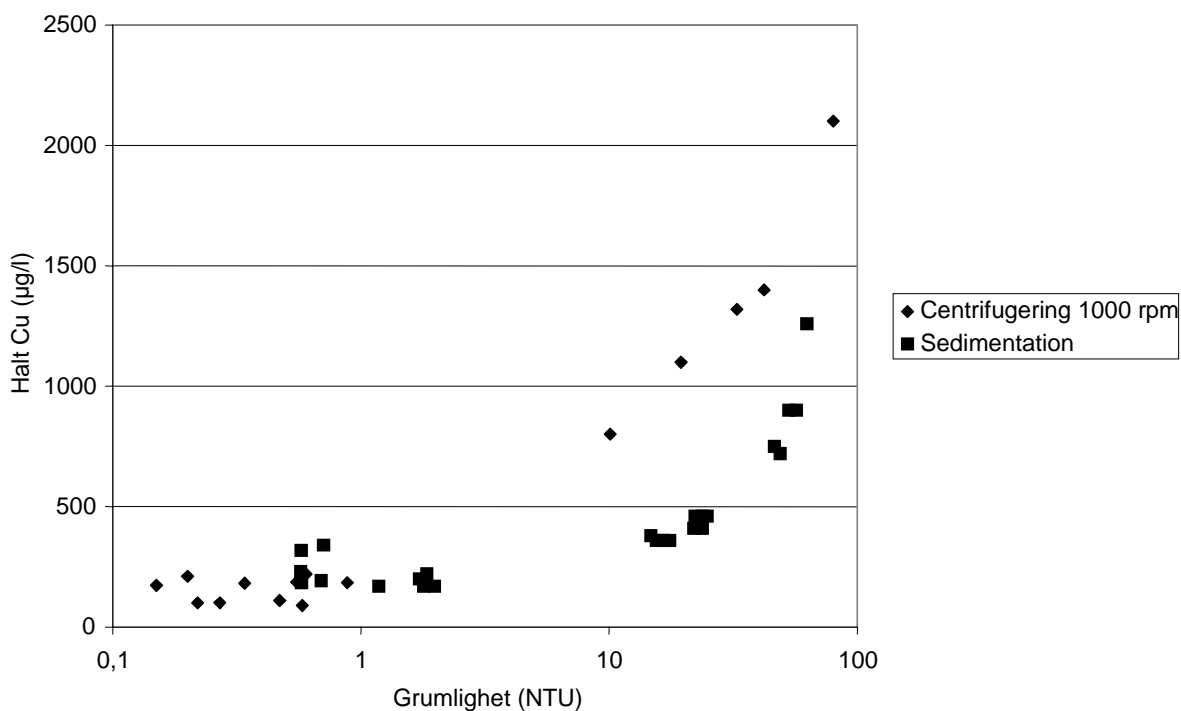
Centrifugerat



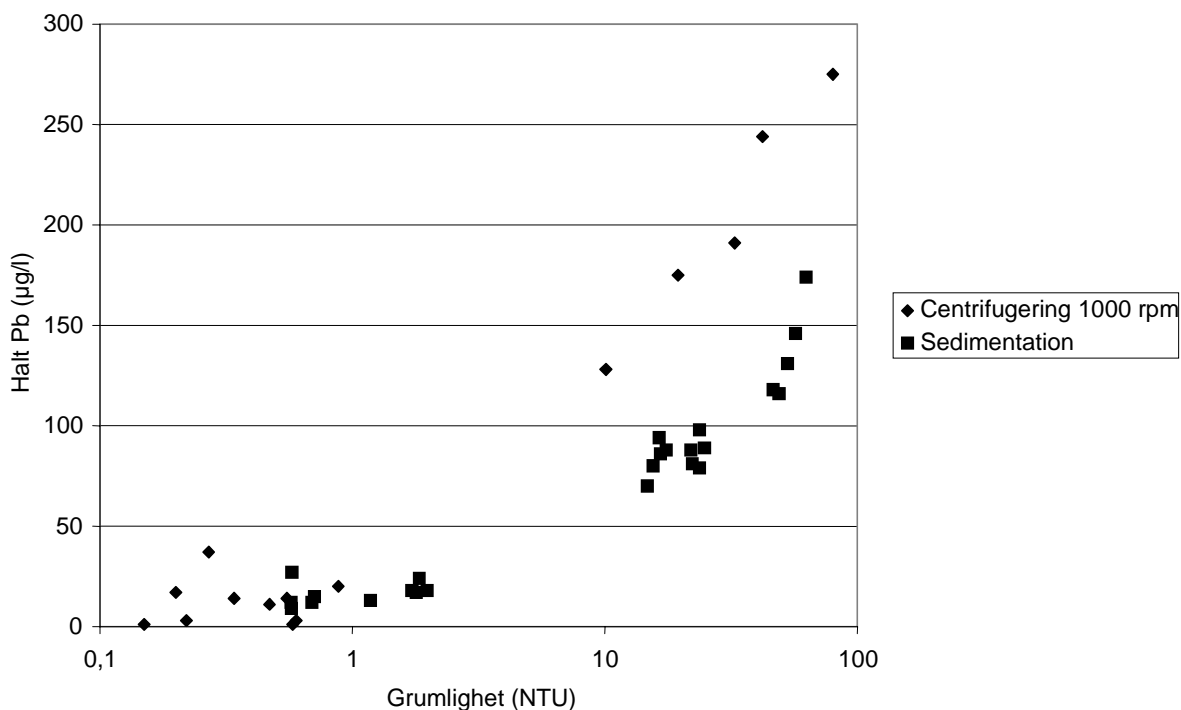
Figur 4.7 Halten koppar som funktion av tiden vid naturlig sedimentering respektive centrifugering vid 1000 rpm uppdelat på partikelstorlek.



Figur 4.8 Halten bly som funktion av tiden vid naturlig sedimentering respektive centrifugering vid 1000 rpm uppdelat på partikelstorlek.



Figur 4.9 Halten koppar i lakvattnet som funktion av grumligheten. Diagrammet innehåller resultat från både ofiltrerade prover och från prover filtrerade genom olika porstorlekar.



Figur 4.10 Halten bly i lakvattnet som funktion av grumligheten. Diagrammet innehåller resultat från både ofiltrerade prover och från prover filtrerade genom olika porstorlekar.

5. Slutsatser

Aggregatbildningen av lermineral i suspension är tydligt beroende av pH, med ökning av flockuleringen vid både minskning och ökning av pH. Effekten av förändringen av pH i neutralt till basiskt intervall kvarstår efter sänkning av jonstyrkan, men parallellförskjuten mot mindre flockulering. Vilka katjoner som finns i vattnet har stor betydelse för flockuleringen. Na ger den största dispersionseffekten. Inverkan av katjoner verkar inte bero enbart av valenstal utan även av den hydratiserade jonradien. Det behövs vidare studier för att klarlägga varför leran flockulerade vid höga pH och vilka mekanismer som medverkar till denna flockulering. Dessutom behöver effekten på aggregatbildningen av anjoner och organiska ämnen studeras.

Sedimentationsförsök är ett relativt enkelt och snabbt sätt att få fram en stor mängd information och ger möjlighet att belägga försöksresultat utan en stor ytterligare arbetsinsats.

Resultaten från konsolideringsförsöken visar att porvattenkemin påverkar leras hållfasthetsegenskaper vid ostörda och omrörda förhållanden. Huvudsammansättningen i porvattnet är därmed en av de komponenter som bör ingå vid en noggrannare karakterisering av lera. Andelen Na i porvattnet är viktig för ostörd hållfasthet i leran. Minskning av andelen Na i relation till summa Ca, Mg och K i porvattnet i den studerade leran ökade den ostörda hållfastheten. Ökning av pH utan ytterligare tillsats av två-värda katjoner ger en ökning av sensitiviteten och minskning av omrörd hållfasthet. Det är dock oklart om förändring av pH i intervallet pH 9,5–10,3 väsentligt förändrar sensitiviteten oberoende av andelen Na. En minskning av salthalten verkar ha mindre betydelse för hållfastheten i den undersökta leran. En viss ökning av sensitiviteten vid högt pH och normal andel Na erhöles dock vid minskning av salthalten.

Resultaten från hållfasthetsundersökningarna behöver verifieras för olika typer av leror. Vidare bör även andra parametrar såsom innehåll av anjoner och organiska ämnen i porvattnet samt effekten av geokemiska förändringar på porvatensammansättning undersökas.

Grumligheten i lakvatten bör mätas vid lakförsök, gärna både före och efter filtrering, för att mer information om partikelrelaterad utlakning av föroreningar ska kunna erhållas. Mätning före filtrering ger information om ifall diffusionsstyrd utlakning från en stor mängd partiklar kan svara för en högre utlakning vid skakförsök än vid kolonnförsök. Vid avskiljning av en speciell partikelfraktion genom centrifugering måste förförsök genomföras där partikelstorleken kontrolleras med filtrering på grund av att centrifugerings-teorin inte kan ge annat än indikation på centrifugerings-tiderna. Filtrering genom 0,45 µm och 0,20 µm filter var tillräckliga i denna studie för att mäta löst halt av föroreningar.

Referenser

- Abu-Sharar, TM (1988).** Stability of soil aggregates as inferred from optical transmission of soil suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 52, pp. 951-954.
- Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradic, K.J. (1990).** MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0. Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. EPA, Athens, Georgia 30613.
- Aly, S.M. & Letey, J. (1988).** Polymer and water quality effects on flocculation of montmorillonite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 52, pp. 1453-1458.
- Amrhein, C., Mosher, P.A., Strong, J.E. (1993).** Colloid-assisted transport of trace metals in roadside soils receiving deicing salts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 57, pp. 1212-1217.
- Backhus, D.A., Ryan, J.N., Groher, D.M., MacFarlane, J.K. & Gschwend, P.M. (1993).** Sampling colloids and colloid-associated contaminants in ground water. *Ground Water* vol. 31, nr. 3, pp. 466-479.
- Bengtsson, G., Lindqvist, R. & Piwoni, M.D. (1993).** Sorption of trace organics to colloidal clay, polymers and bacteria. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 57, pp. 1261-1270.
- Box, G.E.P., Hunter, W.G., Hunter, J.S. (1978).** *Statistics for Experimenters.* John Wiley & Sons, New York.
- Buffle, J. & Leppard, G.G. (1995).** Characterization of aquatic colloids and macromolecules. 2. Key role of physical structures on analytical results. *Environ. Sci. Technol.* vol. 29, nr. 9, pp. 2176-2184.
- Buffle, J., Perret, D. & Newman, M. (1992).** The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids, and macromolecules. Chapter 5. *Environmental Particles*, Lewis Publishers.
- Celis, R., Cornejo, J., Hermosin, M.C. & Koskinen, W.C. (1997).** Sorption-Desorption of atrazine and simazine by model soil colloidal components. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 61, pp. 436-443.
- Chen, S., Low, P.F., Cushman, J.H. & Roth, C.B. (1987).** Organic compound effects on swelling and flocculation of Upton montmorillonite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 51, pp. 1444-1450.
- Chittleborough, D.J., Hotchin, D.M. & Beckett, R. (1992).** Sedimentation field-flow fractionation: A new technique for the fractionation of soil colloids. *Soil Science* vol. 153, nr. 5, pp. 341-348.
- Chorover, J. & Sposito, G. (1995).** Colloid chemistry of kaolinitic tropical soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 59, pp. 1558-1564.
- Christiansen-Sätmark, B. (1995).** Transport of Radionuclides and Colloid Through Quartz Sand Columns. Dissertation. Chalmers University of Technology, Department of Nuclear Chemistry, Göteborg.
- Darland, J.E. & Inskeep, W.P. (1997).** Effects of pore water velocity on the transport of arsenate. *Environ. Sci. Technol.* vol. 31, pp. 704-709.
- Drever, J.I. (1988).** *The geochemistry of natural waters.* 2nd Ed, New Jersey.
- Dzombak, D.A. & Morel, F.M.M. (1990).** *Surface Complexation Modeling: Hydrous ferric oxide.* 2nd Ed., John Wiley & Sons.

- Ekström, J. & Jendeby, L. (1980).** Släntstabilitet. Inverkan av urlakning och horisontalspänningar på skjuvhållfastheten. Diagram för stabilitetsbedömning. Examensarbete G 80/1, Chalmers Tekniska Högskola.
- Enfield, C.G. & Bengtsson, G. (1988).** Macromolecular Transport of Hydrophobic Contaminants in Aqueous Environments. *Ground Water*, vol. 26, nr. 1, pp. 64-70.
- Eyelles, N. & Howard, W.F. (1988).** A hydrochemical study of urban landslides caused by heavy rain: Scarborough Bluffs, Ontario, Canada. *Can. Geotechn. J.* vol. 25, pp.455-466.
- Fauré, M.-H., Sardin, M. & Vitorge, P. (1996).** Transport of clay particles and radioelements in a salinity gradient: experiments and simulations. *Journal of Contaminant Hydrology* vol. 21, pp. 255-267.
- Freedman, Y.E., Ronen, D. & Long, G.L. (1996).** Determination of Cu and Cd content of groundwater colloids by solid sampling graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, nr. 7, pp. 2270-2277.
- Frenkel, H., Fey, M.V. & Levy, G.J. (1992).** Organic and inorganic anion effects on reference and soil clay critical flocculation concentration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 56, November-December, pp. 1762-1766.
- Fällman, A-M. (1997).** Characterisation of residues - Release of contaminants from slags and ashes. Linköping Studies in Science and Technology, Dissertation 486. Linköping University, Linköping.
- Fällman, A-M. and Aurell, B. (1996).** Leaching tests for environmental assessment of inorganic substances in wastes, Sweden. *Sci. Total Environ.*, 178, 71-84.
- Fällman, A-M., Carling, M. (1998)** Miljömessig karakterisering av järnsand. SGI Dnr 2-9709-482, Statens geotekniska institut, Linköping.
- Gasser, U.G., Juchler, S.J. & Sticher, H. (1994).** Chemistry and speciation of soil water from serpentinitic soils: Importance of colloids in the transport of Cr, Fe, Mg and Ni. *Soil Science* vol. 158, nr. 5, pp. 314-322.
- Graham, T. (1861).** Liquid diffusion applied to analysis. *Phil. Trans. Royal Soc. (London)*, 151 pp. 183-224.
- Grolimund, D., Borkovec, M., Bartmettler, K. & Sticher, H. (1996).** Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: A laboratory column study. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, nr. 10, pp. 3118-3123.
- Gschwend, P.M., Backhus, D.A., MacFarlane, J.K. & Page, A.L. (1990).** Mobilization of colloids in groundwater due to infiltration of water at a coal ash disposal site. *Journal of Contaminant Hydrology* vol. 6, pp. 321-336.
- Heil, D. & Sposito, G. (1993).** Organic matter role in illitic soil colloids flocculation: I. Counter ions and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 57, pp. 1241-1246.
- Horowitz, A.J., Lum, K.R., Garbarino, J.R., Hall, G.E.M., Lemieux, C. & Demas, C.R. (1996).** Problems associated with using filtration to define dissolved trace element concentrations in natural water samples. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, nr. 3, pp. 954-963.
- Indratna, B. & Vafai, F. (1997).** Analytical model for particle migration within base soil-filter system. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, febr. 1997.
- Johnson, P.R., Sun, N. & Elimelech, M. (1996).** Colloid transport in geochemically heterogeneous porous media: Modeling and measurements. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, nr. 11, pp. 3284-3293.
- Keren, R. (1989).** Effect of clay charge density and adsorbed ions on the rheology of montmorillonite suspension. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 53, pp. 25-29.
- Keren, R., Shainberg, I. & Klein, E. (1988).** Settling and flocculation value of sodium-montmorillonite particles in aqueous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 52, pp. 76-80.

- Kersting, A.B., Efurud, D.W., Finnegan, D.L., Rokop, D.J., Smith, D.K. & Thompson, J.L. (1999).** migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site. *Nature*, vol 397, pp. 56-59.
- Kivelö, M. (1997).** Framgrävning av KC-pelare under provbank i Norraladalen. Kungliga tekniska högskolan, inst. för Jord- och Bergmekanik, Stockholm
- Kretschmar, R. & Sticher, H. (1997).** Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: Influence of Ca^{2+} and trace metals. *Environ. Sci. Technol.* vol. 31, nr. 12, pp. 3497-3504.
- Kretschmar, R., Hesterberg, D. & Sticher, H. (1997).** Effects of adsorbed humic acid on surface charge and flocculation of kaolinite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 61, pp. 101-108.
- Larsson, R. (1993) *Jords egenskaper*. SGI Information 1. Statens geotekniska institut, Linköping.
- Ledin, A. (1993).** Colloidal carrier substances – properties and impact on trace metal distribution in natural waters. PhD Thesis. Tema Water and Environmental Studies, Linköping University.
- Levy, G.J. & Torrento, R. (1995).** Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Science* vol. 160, nr. 5, pp. 352-358.
- Løken, T. (1970).** Recent research at the Norwegian Geotechnical Institute concerning the influence of chemical additions on quick clay. *GFF* vol 92 Part 2, 133-147.
- Máscik, J. & Jacobsson, A. (1990).** Markemi. Introduktionskurs. Avd. för geoteknik 90:01, Tekniska Högskolan i Luleå.
- Matsuo, S. (1957).** A study of the effect of cation exchange on the stability of slopes. *Proceedings of the Fourth International Conference on Soil Mechanics and Foundations Engineering* vol. II, pp. 330-333.
- McCarthy, J.F. & Degueldre, C. (1993).** Sampling and characterization of colloids and particles in groundwater for studying their role in contaminant transport. *Environmental particles* Chapter 6 pp. 247-315, Lewis Publishers.
- McCarthy, J.F. & Zachara, J.M. (1989).** Sub-surface transport of contaminants. *Environ.Sci. Technol.* Vol. 23, Nr. 5, pp. 496-502.
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R. & Sitar, N. (1986).** Particle transport through porous media. *Water resources research* Vol. 22, nr. 13, pp. 1901-1921.
- Mills, W.B., Liu, S. & Fong, F.K. (1991).** Literature review and model (COMET) for colloid/metals transport in porous media. *Ground Water* vol. 29, nr. 2, pp. 199-208.
- Mitchell, J.K. & Woodward, R.J. (1973).** Clay chemistry and slope stability. *Journal of the soil mechanics and foundations division* vol. 99, pp. 905-912.
- Mitchell, J.K. (1976).** Fundamentals of soil behavior. Chapter 7, 9 och 11. John Wiley & Sons, Inc.
- Moum, J., Löken, T., Torrance, J.K. (1971).** A geochemical investigation of the sensitivity of a normally consolidated clay from Drammen, Norway. *Geotechnique* vol 21, No 4, 329-340.
- Nilsson, G. (1985).** Kemisk inverkan på leras geotekniska egenskaper. *Laboratoriestudie*. SGI Varia 175, Linköping.
- Oster, J.D., Shainberg, I. & Wood, J.D. (1980).** Flocculation value and gel structure of sodium/calcium montmorillonit and illite suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 44, pp. 955-959.
- Overbeek, J. (1952).** Phenomenology of lyophobic systems. *Colloid Science Part 1*. Elseviers Publ. Co. pp. 58-89.
- Penrose, W.R., Polzer, W.L.; Essington, E.H., Nelson, D.M., Orlandini, K.A. (1990).** Mobility of plutonium and americium through a shallow aquifer in a semiarid region. *Environ. Sci. Technol.*, vol 24, no. 2, pp. 228-234.

- Pham, M.K. & Garnier, J.-M. (1998).** Distribution of trace elements associated with dissolved compounds ($< 0.45 \mu\text{m}$ - 1nm) in freshwater using coupled (frontal cascade) ultrafiltration and chromatographic separations. *Environ.Sci. Techn.* vol. 32, nr. 6, pp. 440-449.
- Pousette, K., Jacobsson, A. (1995).** Korrelation mellan kornstorlekskurvor för finkornig jord bestämda med sedimentationsförsök och lasergranulometer. Teknisk Rapport 1995:10 T. Geoteknik. Luleå tekniska högskola. Luleå.
- Puls, R.W. & Powell, R.M. (1992).** Transport of inorganic colloids through natural aquifer material: Implications for contaminant transport. *Environ.Sci. Techn.* vol. 26, nr. 3, pp. 614-621.
- Pusch, R. (1970).** Clay microstructure. Document D8:1970 BFR.
- Pusch, R. (1973).** Influence of salinity and organic matter on the formation of clay microstructure. Proceedings I "International symposium on soil structure", Göteborg, Aug. 1973, s 161-173.
- Reddi, L.N. (1994).** Geotechnical methods for colloidal contaminant transport. XIII ICSMFE New Dehli, India.
- Rosenqvist I.T. (1984).** The importance of pore water chemistry on mechanical and engineering properties of clay soils. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 311, 369-373.
- Rosenqvist, I.T. (1954).** Fysikalisk-kjemisk-mineralogiske undersøkelser over norske leijordarter. Norges Geotekniske Institutt Publikasjon Nr 7. Oslo.
- Rosenqvist, I.T. (1975).** Clay mineralogy applied to mechanics of landslides. *Gologia Applicata e Idrogeologia*, volume X 1975, Part II, pp 21-31. Organizzato dal Gruppo Italiano dell'A.I.P.E.A.
- Rosenqvist, I.T. (1978).** A general theory for the sensitivity of clays (A summary). Proceedings of the Interdisciplinary Conference on Mechanisms of Deformation and Fracture, Luleå Sept. 1978, pp. 315-319.
- Roy, S.B. & Dzombak, D.A. (1997).** Chemical factors influencing colloid facilitated transport of contaminants in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 31, nr. 3, pp. 656-664.
- Roy, S.B. & Dzombak, D.A. (1998).** Sorption nonequilibrium effects on colloid-enhanced transport of hydrophobic organic compounds in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* vol. 30, pp. 179-200.
- Ryan, J.N. & Elimelech, M. (1996).** Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 107, pp. 1-56.
- Ryan, J.N. & Gschwend, P.M. (1990).** Colloid mobilization in two atlantic coastal plain aquifers: Field studies. *Water Resources Research* vol. 26, nr. 2, pp. 307-322.
- Ryan, J.N. & Gschwend, P.M. (1994).** Effect of solution chemistry on clay colloid release from an iron oxide-coated aquifer sand. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 28, nr. 9, pp. 1717-1726.
- Ryan, J.N., Elimelech, M, Ard, RA, Harvey, RW & Johnson, PR (1999).** Bacteriophage PRD1 and silica colloid transport and recovery in an iron oxide-coated sand aquifer. *Environ. Sci. Technol.*, vol 33, no. 1, pp. 63-73.
- Sakai, S., Urano, S & Takatsuki, H (1997).** Leaching behavior of PCDD/Fs and PCBs from some waste materials. Environmental Preservation Center, Kyoto University, Japan. Opublicerat arbete.
- Seaman, J.C., Bertsch, P.M. & Miller, W.P. (1995).** Chemical Controls on Colloid generation and Transport in a Sandy Aquifer. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 29, nr. 7, pp. 1808-1815.
- Shainberg, I., Levy, G.J., Rengasamy, P. & Frenkel, H. (1992).** Aggregate stability and seal formation as affected by drops impact energy and soil amendments. *Soil Science* vol. 154, nr. 2, pp. 113-119.
- Singer, M.J., Janitzky, P. & Blackard, J. (1982).** The influence of exchangeable Sodium percentage on soil erodibility. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 46, pp. 117-121.

- Stumm, W. (1977).** Environ. Sci. Techn. vol. 11, pp. 1066-1069.
- Suarez, D.L., Rhoades, JD, Lavado, R & Grievé, CM (1984).** Effect of pH on saturated hydraulic conductivity and soil dispersion. Soil Sci. Soc. Am. J. vol. 48, pp. 50-55.
- Swanton, S.W. (1995).** Modelling colloid transport in groundwater; the prediction of colloid stability and retention behaviour. Advances in Colloid and Interface Science, Nr. 54, pp. 129-208.
- Söderblom, R. (1966).** Chemical aspects of quick-clay formation. Eng. Geol., 1(6), 415-431.
- Söderblom, R. (1969).** Salt in Swedish Clays and its importance for quick clay formation. SGI Proceedings no. 22, Stockholm.
- Söderblom, R. (1974a).** New lines in quick clay research. SGI Särtryck och preliminära rapporter nr. 55.
- Söderblom, R. (1974b).** Organic matter in Swedish clays and its importance for quick clay formation. SGI Proceedings no. 26, Stockholm.
- Söderblom, R. (1988).** Clay chemistry – colloidal chemistry. Progr. Colloid Polym. Sci. vol 76, 27-31.
- Talme, O.A. (1968).** Clay sensitivity and chemical stabilisation. Bygghforskningen, report 56:1968. Stockholm.
- Talme, O.A. Pajuste, M., Wenner, C.-G. (1966).** Secondary changes in the strength of clay layers and the origin of sensitive clays. Bygghforskningen, report 46:1966. Stockholm.
- Tarchitzky, J., Chen, Y. & Banin, A. (1993).** Humic substances and pH effects on sodium- and calcium-montmorillonit flocculation and dispersion. Soil Sci. Soc. Am. J. vol. 57, pp. 367-372.
- Thellier, C., Sposito, G. & Holtzclaw, K.M. (1992).** Proton effects on quaternary cation exchange and flocculation of Silver Hill illite. Soil Sci. Soc. Am. J. vol. 56, pp. 427-433.
- Toran, L. & Palumbo, A.V. (1992).** Colloid transport through fractured and unfractured laboratory sand columns. Journal of Contaminant Hydrology vol. 9, pp. 289-303.
- Torrance, J.K. (1974).** A laboratory investigation of the effect of leaching on the compressibility and shear strength of Norwegian marine clays. Géotechnique vo 24, No. 2, pp. 155-173.
- Torrance, J.K. (1979).** Post-depositional changes in the pore-water chemistry of the sensitive marine calys of the Ottawa area, eastern Canada. Engineering Geology, vol 14, 135-147.
- Torrance, J.K. (1996).** On the development of high sensitivity: Mineralogical requirements and constraints. In Landslides (Senneset Ed.) pp 491-496. Balkema, Rotterdam.
- Torrance, J.K. (1999).** Physical, chemical and mineralogical influences on the rheology of remoulded low-activity sensitive marine clay. Applied Clay Science vol 14, 199-223.
- Waber, U.E., Lienert, C. & von Gunten, H.R. (1990).** Colloid-related infiltration of trace metals from a river to shallow groundwater. Journal of Contaminant Hydrology vol. 6, pp. 251-265.
- van der Sloot, H.A., Heasman, L., Quevaaviller, P. (1997).** Harmonization of leaching/ extraction tests. Studies in environmental science 70. Elsevier, Amsterdam.
- van Olphen, H. (1977).** An introduction to Clay Colloid Chemistry, 2nd Ed. Chapter 1, John Wiley & Sons.
- Wan, J. & Tokunaga, T.K. (1997).** Film straining of colloids in unsaturated porous media: Conceptual model and experimental testing. Environ. Sci. Technol. vol. 31, nr. 8, pp. 2413-2420.
- Wassenaar, L.I., Hendry, M.J. (1999).** Improved Piezometer Construction and Sampling Techniques to Determine Pore Water Chemistry in Aquitards. Ground Water, 1999, vol. 37, no 4, 564-571.

- Weisbrod, N., Ronen, D. & Nativ, R. (1996).** New Method for Sampling Groundwater Colloids under Natural Gradient Flow Conditions. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, nr. 10, pp. 3094-3101.
- Vilks, P., Frost, L.H., Bachinski, D.B. (1997).** Field-scale colloid migration experiments in a granite fracture. *Journal of Contaminant hydrology.* vol. 26, 203-214.
- Villholth, K.G. (1999).** Colloid characterisation and colloid phase partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in two creosote-contaminated aquifers in Denmark. *Environ. Sci. Technol.* 1999, vol 33, 691-699.
- Åhnberg, H. & Holm, G. (1999).** Stabilization of som Swedish organic soils with different types of binder. In *Dry mix methods for Deep Soil Stabilization* (Bredenberg, H., Holm, G., Broms, B.B. Eds.). Balkema, Rotterdam.
- Åhnberg, H. & Pihl, H. (1997).** Kalktypens inverkan på stabiliseringsresultatet. Förstudie. *Svensk Djupstabilisering Rapport 2.*
- Åhnberg, H. (1999).** Personlig kommunikation.
- Åhnberg, H., Ljungkrantz, C., Johansson, S.-E., Holmqvist, L., Retelius, A. & Holm, G. (1995).** Cement och kalk för djupstabilisering av jord. En kemisk – fysikalisk studie av stabiliseringseffekter. *SGI Rapport No 48.*



Statens geotekniska institut

Besöksadress: Olaus Magnus väg 35

Postadress: 581 93 Linköping

Telefon: 013-20 18 00

Fax: 013-20 19 14

E-post: sgi@swedgeo.se

Internet: www.swedgeo.se