

Grönlutslam och flygaska som tätskiktsmaterial för sluttäckning av sulfidhaltig anrikningssand

Utvärdering efter 5 års användning

Nanna Stahre

Civilingenjörsexamen
Naturresursteknik

Luleå tekniska universitet
Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser



EXAMENSARBETE

**Grönlutslam och flygaska som
tätskiktmaterial för sluttäckning av sulfidhaltig
anrikningssand**

-

Utvärdering efter 5 års användning

**Nanna Stahre
Luleå 2012**

FÖRORD

Denna studie har genomförts som ett examensarbete för Rönnskärsverken, Boliden Mineral AB. Jag vill tacka Hans Hägglund på Rönnskärsverket för att jag fått möjligheten att genomföra detta examensarbete. Jag vill även tacka Maria Mäkitalo som varit min handledare genom hela studien, och Ulf Stenman vid avdelningen för Byggkonstruktion och -produktion för hans ovärderliga hjälp med tillgång till geoteknikutrustning, -laborationssal och -kunskap.

Ett stort tack riktas även till Yu Jia, Jinmei Lu och Christian Maurice för deras hjälp stöd och synpunkter. Slutligen så vill jag tacka Tobias Stahre för hans stora stöd och inspiration.

Nanna Stahre
Juni 2012
Luleå

SAMMANFATTNING

Sverige har en stor gruvindustri sett i Europeiska sammanhang vilket resulterar i stora mängder gruvavfall som ska omhändertas på ett miljömässigt och ekonomiskt hållbart sätt. Gruvavfall består av antingen gråberg, som är omineraliserat/oeconomiskt berg som måste brytas av praktiska skäl för att komma åt malmen, eller anrikningssand, som är en restprodukt från anrikningsprocessen. Den vanligaste malmen som bryts är metallsulfidmalm, av 13 aktiva metallgruvor i slutet av 2009 bröts det sulfidmalm i 11 gruvor. Sulfidmalmen har ofta metallhalter av några procent vilket resulterar i stora mängder anrikningssand.

Anrikningssanden lagras i stora upplag på plats vid gruvan och när anrikningssanden utsätts för syre oxiderar sulfiderna i anrikningssanden. Oxidationen av sulfidmineral ger upphov till starkt surt lakvatten med höga metallhalter och anses vara hälso- och miljövådlig. I kombination med Sveriges allt strängare miljölagstiftning har kraven på gruvindustrin ökat att finna bra och hållbara lösningar för att förhindra oxidation av sulfidhaltig anrikningssand. Samtidigt har den tunga industrin påverkats av ökade kostnader för deponering av ej återvinningsbara avfall och därför börjat söka nya vägar till att kunna återanvända avfall istället för att lägga avfallet på deponi. Två avfall som då har visats sig vara intressanta att återanvända som täckmaterial för deponier och anrikningssandsupplag är grönlutslam och flygaska.

För att undersöka hur grönlutslam och flygaska åldras då de är i funktion som tätskikt lade Rönnskärsverken 2006 ut två tätskikt på en del av sitt anrikningssandsupplag som en pilotstudie. Det ena tätskiktet bestod av grönlutslam från Smurfit Kappa Kraftliner AB och det andra tätskiktet bestod av flygaska från Skellefteå Kraft AB. Denna studie är en utvärdering av de båda tätskikten då de har varit i funktion under 5 år.

Tack vare en hög vattenmättnadsgrad kan båda tätskikten anse minska syrediffusionen till anrikningssanden via luft. Detta har resulterat i att syrehalten i tätskikten verkar vara låg enligt grundämnenas mobilitet tolkad ur de kemiska analyserna. Tätskikten har även haft en kemisk påverkan på anrikningssanden där den tydligaste ändringen är pH:t. pH:t i anrikningssanden under tätskikten har ökat från ca pH 2 till ca pH 3-6 i jämförelse med anrikningssand utan tätskikt. Tätskikten har även haft en negativ påverkan på anrikningssanden där den tydligaste och största påverkan är att Zn har lakats ur båda tätskikten och sedan ansamlats i anrikningssanden.

Sett ur ett tekniskt perspektiv är inte grönlutslammet och flygaskan tydligt lämpliga som tätskikt eftersom det finns vissa egenskaper, t.ex. permeabilitet, som kan förbättras. Men båda materialen har flera egenskaper som gör dem lämpliga, t.ex. vattenmättnadsgrad, buffringskapaciteten m.m., och dessa egenskaper i kombination med hur materialen reagerar på åldrande gör att det finns ett utrymme för ytterligare studier i syfte att göra materialen mer lämpade att användas som tätskikt.

ABSTRACT

Sweden has a large mining industry compared to the rest of Europe that results in large amounts of mine waste that must be taken care of in an environmentally and economically sustainable way. The mine waste consist of either of waste rock, that is unmineralized/uneconomic that have to be mined for practical reasons to get access to the ore, or tailings, which is a waste product from the enrichment process. The most common ore type to be mined is metal sulfide ore, out of 13 active metal ore mines in the end of 2009 sulfide ore was mined in 11 mines. The sulfide ore often have a metal content of a few percent that results in large amounts of tailings. The tailings are stored in large deposits at the mine site and when the tailings are exposed to oxygen in the air the sulfides in the tailings oxidize. The oxidation of sulfide minerals creates acid mine drainage with high metal content and is considered to be harmful to health and environment. In combination with Sweden's more and more strict environmental legislation the demands have increased on the mining industry to find good and sustainable solutions to prevent oxidation of sulfide rich tailings. At the same time the heavy industry has become affected by increased costs for landfilling of non-recyclable wastes and has therefore started to search for new alternatives for reusing the waste instead of landfilling it. Two types of wastes that have become interesting to use as cover materials for landfills and tailing deposits are green liquor dregs and fly ashes.

To evaluate how green liquor dregs and fly ash ages when used as cover materials in landfills the Rönnskär processing plant and smelter placed two covers on their tailings deposits as pilot study in 2006. One of the covers consisted of green liquor dregs from Smurfit Kappa Kraftliner AB and the other cover consisted of fly ashes from Skellefteå Kraft AB. This study is an evaluation of the two covers after being in use for 5 years.

Due to a high water saturation degree both of the covers can be considered to decrease oxygen diffusion to the tailings via air. This has resulted in an oxygen level in the covers to be low according to the mobility of the elements interpreted from the chemical analysis. The covers also have a chemical impact on the tailings where the most noticeable change is the pH. The pH in the tailings under the covers have increased from ca pH 2 to ca pH 3-6 compared to the tailings without cover. The covers also have a negative impact on the tailings where the highest impact is that Zn is leaching from the covers and accumulated in the tailings below.

Seen from a technical point of view the green liquor dregs and the fly ashes is not clearly suitable as covers since there are some qualities, for example permeability, that can be improved. But the materials does have several qualities that makes them suitable, for example water saturation degree, buffer capacity etc., and these qualities in combination with how the materials reacts to ageing gives room for additional studies for the purpose of making the materials more suitable to be used as covers.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord	III
Sammanfattning	IV
Abstract	V
1 Introduktion	7
1.1 Deponiavfall i Sverige	7
1.2 Anrikningssand	7
1.3 Täckning av anrikningssand	8
1.4 Grönlutslam	11
1.5 Flygaska	11
1.6 Situationen på Rönnskärsverket	13
1.7 Syfte och mål	14
2 Teori & Metod	15
2.1 Provtagning	15
2.2 Analyser	19
3 Resultat	32
4 Diskussion och slutsatser	44
4.1 Syrebarriärfunktion	44
4.2 Påverkan på anrikningssand	46
4.3 Hållfasthet	53
5 Slutsatser	54
6 Fortsatt forskning	55
Referenser	56
Bilaga 1; CRS-försök	59
Bilaga 2; Vattenretentionsanalys	62
Bilaga 3; Grundämnesanalyser	64
Bilaga 4; Laktestanalyser	67
Bilaga 5; CPT-sondering	69
Bilaga 6; Viktsondering	70

1 INTRODUKTION

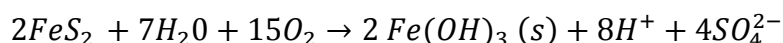
1.1 DEPONIAVFALL I SVERIGE

I Sverige är deponering en sista utväg för omhändertagande av avfall och görs endast på avfall som enligt Avfall Sverige "inte kan eller ska återvinnas" såsom porslin, kakel och industriavfall. Att ett avfall inte kan återvinnas syftar på att det idag inte finns en fungerande metod för att återvinna avfallet, och att ett avfall inte bör återvinnas kan t.ex. syfta på att avfallet är giftigt och därför inte bör komma i cirkulation. Industriavfall utgör enskilt den största delen av deponerbart avfall och består av avfall som uppstår inom industrin t.ex. restprodukter från råvarubearbetning såsom anrikningssand, slagger och slammer eller rester från behandlat avfall t.ex. askor från energiåtervinning. Ansvaret för hantering och behandling av industriavfallet ligger på det företag som är upphovsman till industriavfallet. De ökade kostnaderna för deponering och avfallshantering har gjort att industrin har sökt nya alternativ till täckmaterial och till att deponera avfallet. Som jämförelse kan ses att bara de kommunala deponierna som är i behov av sluttäckning har ett årligt behov av 6-8 miljoner ton material att använda som täcklager, täcker en yta av 25km² och den totala slutkostnaden för sluttäckning av kommunala deponier i Sverige beräknas till 6 miljarder kronor. Detta har resulterat i att det på senare år har forskats mycket i att använda avfall, som annars skulle gå till deponi, som täcklager för deponi. Grunderna i forskningen är att finna avfall som har rätt egenskaper för att vara lämpliga som tätskikt utan större behandling eftersom inte alla avfallstyper har lämpliga egenskaper. Vinsten blir då både ekonomisk och miljömässig. Industrin undviker kostnader för att bygga och sköta deponier samt skatter och avgifter för deponering, medan naturen slipper påverkan för utvinning av de naturmaterial som idag används antingen direkt eller som råvara vid tillverkning av syntetiska tätskikt. Av totalt 98 miljoner ton insamlat avfall som uppstod i Sverige 2008 fall deponerades 76% och den enskilt största avfallstypen är industriavfall som utgjorde 93 miljoner ton av de totala mängderna på 98 miljoner ton. Den största delen av allt industriavfall utgörs av avfall från gruvindustrin (58 miljoner ton), där sulfidhaltig anrikningssand är det vanligast förekommande typen av gruvavfall (Avfall Sverige 2011).

Denna studie fokuserar på hur industriavfall kan användas som täckmaterial för sulfidhaltig anrikningssand.

1.2 SULFIDHALTIGT GRUVAVFALL

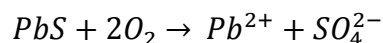
Sverige är idag ett land med mycket gruvindustri och detta resulterar i att den största delen av allt avfall som uppstår i Sverige består av gruvavfall. Gruvavfall består av gråberg och anrikningssand. Gråberg är omineraliserat eller oekonomiskt berg som bryts för att få åtkomst till malmen. Anrikningssand är den huvudsakliga restprodukten från anrikningsprocessen är och består av huvudmineral och accessoriska mineral som ej är av intresse för utvinning samt rester från malmmineralen som ej gått att utvinna. Ett mycket vanligt problem är att det i anrikningssand och gråberg från sulfidmalmer finns mineralen pyrit och magnetkis. Vid kontakt med syre och vatten oxideras järnet i mineralen enligt (reaktion för pyrit):



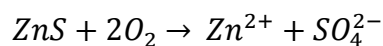
Formel 1.1

Reaktionen resulterar i att H⁺ joner frisätts och verkar alltså försurande och ökar dessutom vittringshastigheten på andra mineral. Inte alla sulfidmineral ger upphov till försurning när de

oxiderar, när bl. a. blyglans (PbS) och zinkblände (ZnS) oxiderar frigörs inga H⁺ joner men istället frigörs metalljonerna som går ut i lösning:



Formel 1.2



Formel 1.3

Dränagevattent som uppstår från anrikningssand och från bergarter med sulfider innehåller ofta höga halter av metaller förutom att vattnet har ett lågt eller mycket lågt pH och kan anses vara hälsovådligt för miljön (Holmström & Lundgren 2002). Det låga pH:t i dränagevattnet påverkar även andra mineral förutom sulfidmineral genom att öka vittringshastigheten. Detta resulterar i att dränagevattnet inte bara innehåller metaller frigjorda från oxiderade sulfidmineral utan även metaller frigjorda från icke-sulfidmineral som har vittrat p.g.a. det låga pH:t. Processen av hur sulfidhaltigt gruvavfall ger upphov till en försurning kallas för AMD som står för Acid Mine Drainage (när samma process sker i sulfidhaltiga bergarter kallas det istället för ARD som står för Acid Rock Drainage (INAP 2012)). Genom att begränsa mängden syre som kommer i kontakt med anrikningssand minskas oxidationen av sulfidmineral vilket innebär att både försurningen och frigörandet av metaller från vittring minskas. Ett sätt att jämföra olika systems redox-potential (d.v.s. miljöns benägenhet att oxidera eller reducera ett ämne) är att titta på elektronaktiviteten som har måttenheten pe. Grovt indelat har man oxiska (där oxidation sker och man har ett högt pe) miljöer och reducerade miljöer (där reduktion sker och man har ett lågt pe), dessa kan sedan vidare indelas i oxisk zon (oxisk miljö), post-oxisk (reducerad miljö), sulfidzon (reducerad miljö) och metanzon (reducerad miljö). En miljö anses vara oxisk om mängden O₂ > 1 μM (Ingri 2012).

1.3 TÄCKNING AV ANRIKNINGSSAND

Ett vanligt förfarande för att förhindra att anrikningssanden oxiderar är att täcka över sanden för att hindra att syre kommer i kontakt med sulfidmineralen. Täckning kan ske med antingen fasta material (kallat torrtäckning) eller med vatten (kallat våttäckning). I vatten sker en viss transport av syre (löst i vattnet) men syreinfiltrationen via luft är högre än syreinfiltrationen via vatten. Därför är det i huvudsak den luftburna syreinfiltrationen som är av vikt att stoppa vid täckning av sulfidhaltigt gruvavfall. Som jämförelse är syrehalten i luft beräknas med hjälp av en omskrivning av allmänna gaslagen:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT}$$

Ekvation 1.1

där:

n = antal mol

V = volym (l)

P = partialtrycket, i detta fall 0,2095 atm

R = allmänna gaskonstanten, 0,0821 (L atm)/(mol K)

T = temperatur i Kelvin, i detta fall 273,15

(Avd. för geovetenskap och miljöteknik 2011).

Temperaturen sätts till 0° C eftersom vatten innehåller som mest löst syre vid den temperaturen. Mängden löst syre i luft blir då:

$$\frac{0,2095}{0,0821 * 273,15} = 0,00934 \text{ mol/l}$$

Ekvation 1.2

0,00934 mol/l motsvarar 298,9 mg/l. Högsta lösligheten av syrgas i vatten är 14,60 mg/l (vid 0° C) (Ingri 2012) så infiltrationen av syrgas via vatten är signifikant mindre än infiltrationen av syrgas via luft. I verkligheten blir aldrig syrediffusionen så hög som beräknat ovan eftersom beräkningarna ovan förutsätter att luften/vattnet har fri tillgång till avfallet och att luften/vattnet är syremättat när det når avfallet vilket inte är fallet när avfallet är täckt och det kan finnas syreförbrukande processer som t.ex. nedbrytning av organiskt material.

Vid sluttäckning är torrtäckning vanligast men vid täckning under drift är en förenklad våttäckning vanligast. Nackdelen med våttäckning är att det inte är applicerbart på alla platser eftersom det kräver specifika geografiska egenskaper (t.ex. fördjupningar och tillgång till vatten), samt att det översvämmade området inte kan bli bebyggt/beträdas till skillnad från torrtäckning. En våttäckning är enklare att konstruera då den inte kräver samma mängd material som en torrtäckning och kan utökas närsomhelst men kräver underhåll medan en torrtäckning kräver mera planering att utföra men bör vara underhållsfri efter konstruktion. Våttäckning är ofta använt som tillfällig lösning under den tid gruvan är i drift men vid sluttäckning är torrtäckning att föredra om våttäckningen inte kan utföras på ett sådant sätt att täckningen i princip blir underhållsfri (t.ex. genom att använda naturliga fördjupningar och sjöar istället för att bygga dammar som behöver större tillsyn och underhåll) eftersom gruvbolagen är ansvariga för täckningen även efter att all drift har upphört. Ett vanligt förhållningssätt är att anrikningssand deponeras i konstruerade dammar under gruvans drift. Deponeringen av anrikningssanden sker genom att anrikningssanden bevattnas vid anrikningsverket och sedan transporteras i ledningar som slutar med självfall ner i dammen. Dammarna är ofta byggda så att de går att utöka i takt med att bryningen pågår. När en dam ska avslutas torrläggs den och en torrtäckning läggs på den torrlagda anrikningssanden. Torrdeponering av anrikningssand i väntan på sluttäckning är idag ovanlig då detta exponerar anrikningssanden för oxidation. Denna studie berör endast torrtäckning. Utöver själva tätskiktet vid en torrtäckning finns det även ett skyddsskikt, vegetationsskikt och ibland kapillärbrytningslager och/eller dräneringslager. Skyddsskiktet finns till för att förhindra att flora och fauna bryter tätskiktet, för att skydda tätskiktet mot frostsador och för att agera vattenmagasin åt tätskiktet. Vegetationsskiktet är för att göra området estetiskt tilltalande och återskapa natur. Dräneringsskikt och kapillärbrytningslager finns till för att kontrollera vattentrycket underifrån (kapillärbrytningslager) och ovanifrån (dräneringsskikt) på tätskiktet, dock är det inte alltid det ena eller båda av dessa skikt som behövs (INAP 2012).



Figur 1.1: Skiss över hur en enkel torrtäckning utan dräneringslager och kapillärbrytningslager ser ut. Figuren är inte skalenlig. Fritt efter INAP 2012.

Andra egenskaper utöver syrebarriär som är av intresse när ett tätskikt utvärderas är vilken kemisk och/eller fysisk påverkan tätskiktet har på anrikningssanden och tätskiktets hållfasthet. En kemisk påverkan som är av intresse är att lakvatten från tätskiktet kan innehålla metaller eller andra ämnen som påverkar den underliggande anrikningssanden positivt eller negativt. Många metallers mobilitet styrs av pH och om lakvattnet är t.ex. är alkalint (d.v.s. har ett högt pH) så kan det resultera i att redan oxiderad och sur anrikningssand får en pH ökning och att metallers mobilitet ändras vilket kan vara både positivt och negativt. När pH övergår från att vara surt till att vara neutralt går t.ex., både järn och aluminium i lösning vilket gör dem mobila och tillgängliga för att lakas ur vilket är negativt. Oftast är ett alkalint lakvatten att föredra då många metaller utgör ett problem vid AMD/ARD, t.ex. Cu och Pb, och som kan anses vara hälsovådliga (i höga halter) blir immobiliserade när pH är neutralt till alkalint. Om lakvattnet innehåller höga halter av vissa ämnen som t.ex. bikarbonat- eller karbonatjoner kan det påverka lösta metaller i anrikningssanden som då kan fällas ut och immobiliseras vilket är positivt (Ingri 2012). Höga metallhalter i lakvatten från tätskikt spelar även en roll vid bedömning om materialets lämplighet som tätskikt ur ett juridiskt perspektiv. Det finns riktlinjer på vilka högsta koncentrationer av metaller som får lakas ur ett material för att det ska få lov att användas som ett tätskikt (Naturvårdsverket 2010). En egenskap som kan ge en fysisk påverkan på anrikningssanden är tätskiktets hydrauliska konduktivitet, en låg permeabilitet reducerar hastigheten med vilken vattengenomströmning sker i anrikningssanden och minskar därmed lakningen av metaller från anrikningssanden (Naturvårdsverket 2004). Hållfastheten på tätskiktet spelar en stor praktisk roll eftersom det påverkar hur mycket tätskiktet kan belastas. Ett mycket svagt tätskikt kanske inte tål belastningen från skyddsskiktet utan att brott uppstår. Det vanligaste sättet att bedöma hållfasthet i jordar är att mäta den odränerade skjuvhållfastheten. Skjuvhållfastheten är det tryck som ett prov/jord tål (oftast mätt i enheten kPa) innan skjuvbrott uppstår, är skjuvhållfastheten mått på ett odränerat prov/jord benämns den som den odränerade skjuvhållfastheten och om det är ett dränerat prov/jord så benämns den som den dränerade skjuvhållfastheten. Ett annat mått på hållfastheten i jordar är friktionsvinkel, friktionsvinkeln är den vinkel som en hög av materialet kan ha innan ras uppstår och används mer sällan idag (Larsson 2008).

Vanliga tätskiktsmaterial är leror eller geomembran, där bentonitlera eller geotextil innehållande bentonit är det vanligaste tätskiktet för hushållsavfallsdeponier och lerig morän är vanligaste tätskiktet vid anrikningssandsdeponier. Nackdelen med dessa material är att de

har en viss naturpåverkan, lera måste brytas och geomembranen tillverkas och att de inte alltid finns i rätt kvantitet och kan vara dyra. Geomembranen har dessutom en annan nackdel, de anses inte kunna hålla i ett 1000-års perspektiv. Eftersom sluttäckningen är en del av återställningen efter avslutad verksamhet är målet att täckningen bör hålla till nästa istid (Statens Geotekniska Institut 2007). Två avfall som har blivit intressanta som ersättning är grönlutslam och flygaska. Båda materialen har flera fördelar över andra avfall. De finns i större kvantiteter än andra restavfall som t.ex. renserigrus. Tillgången är inte geografiskt begränsad eftersom upphovet till dessa material är massabruk och avfallsförbränningsanläggningar. De degraderar långsammare än vad organiska slam, som t.ex. avloppsslam och rötslam, gör eftersom det organiska materialet i de organiska slammerna degraderas allteftersom syre förbrukas. Slutligen så har de en låg kornstorlek vilket är en förutsättning för att få en låg permeabilitet medan avfall som järnsand och kalkgrus har en hög permeabilitet (Lindgren 2005). Detta har resulterat i att grönlutslam och flygaska har börjat testas för att se om dessa material kan användas som tätskikt för deponier istället för att själva hamna på deponi.

1.4 GRÖNLUTSLAM

Grönlutslam är en basisk restprodukt från sulfidmassabruken (Pöykiö *et al* 2006). För att separera träfibrerna kokas träflisor i vitlut (en blandning av natriumhydroxid och natriumsulfid). Efter kokningen separeras massan ut och kvar blir s.k. svag svartlut som består av restprodukter från träet och reagerad vitlut. Den svaga svartluten blir efter indunstning stark svartlut, och den starka svartluten förbränns i över 1000 °C (Stenmarck & Sundqvist 2006). Efter förbränning har svartluten omvandlas till grönlut som får ligga och klarna och sedan avskiljs grönlutslammet från grönluten. För att särskilja grönluten och grönlutslammet används olika filer gjorda av mesa (som i huvudsak består av kalciumkarbonat). Grönlutslammet skrapas av från filtren och i denna process följer det även med delar av mesan. Detta gör att det i grönlutslam ofta finns med klumpar av mesa som följer med och klumpat sig vid avskrapning av grönlutslam från filter. Grönlutslammet består av processfrämmande ämnen från träet och tillverkningsprocessen och har därför en mycket heterogen sammansättning som inte bara varierar från bruk till bruk utan varierar även beroende på vilken råvara som används (d.v.s. vilka träslag som används) (Pöykiö *et al* 2006). Idag deponeras huvuddelen (ca 90%) av allt grönlutslam på brukens egna deponier (Wik *et al* 2003) och klassas som icke farligt avfall enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063).

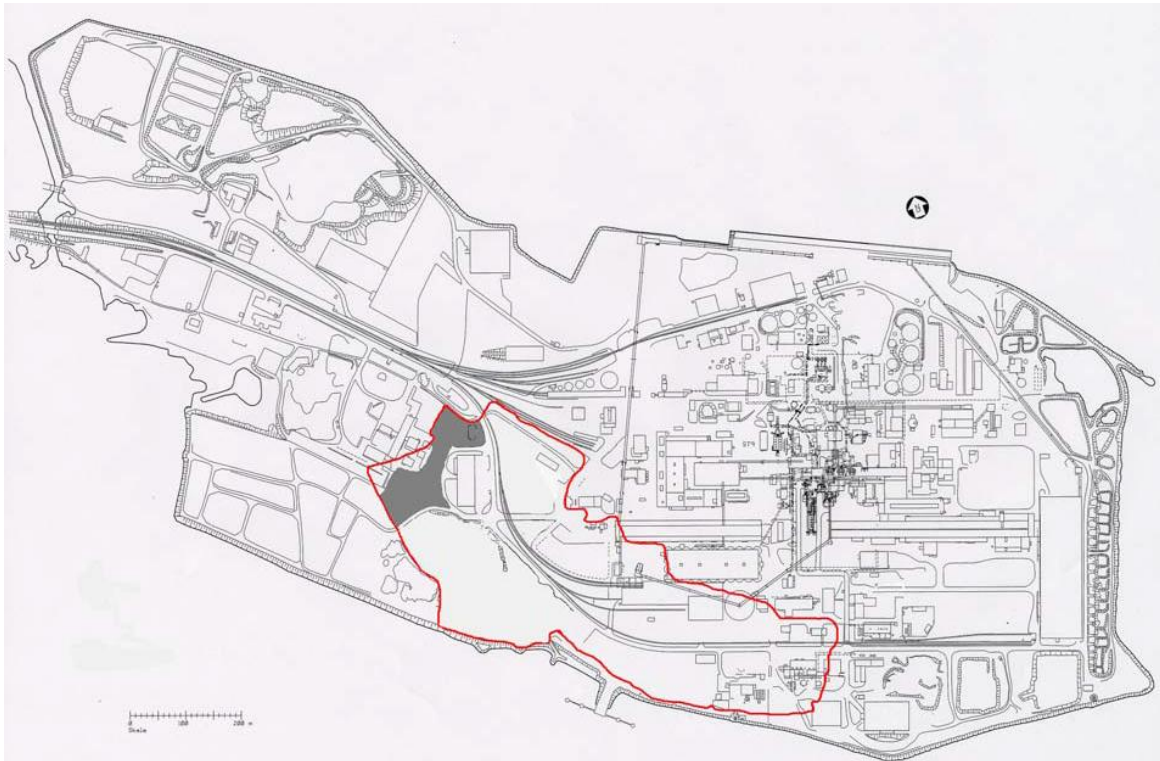
1.5 FLYGASKA

Vid avfallsförbränning uppstår två olika sorters askor: bottenaska och flygaska. Bottenaskan är den askan som blir kvar i förbränningskammaren, medan flygaskan är aska som följer med rökgaser från förbränningen och som sedan fastnar i skrubbers och filter vid rökgasreningen (U.S Environmental protection agency 2012). Avfallsförbränning räknas som energiåtervinning av material och idag är avfall den viktigaste råvaran i fjärrvärmeverk. Flygaskans fördelar är att den har stabiliserande egenskaper, har en låg permeabilitet och har en förmåga att självhärda. Förmågan att självhärda är större ju torrare flygaskan har vart lagrad och hanterad och gör att flygaska gärna används i vägkonstruktioner m.m. för att öka hållfastheten. (Munde *et al* 2006). Huvuddelen av det avfall som förbränns är hushållsavfall från kommunerna och flygaska och rökgasreningsrester utgör 3-5 viktprocent av tillförd mängd till förbränningsugnen. Huvuddelen av all flygaska deponeras idag men en del använd som neutraliseringsmedel vid återfyllnad av gruvor (Avfall Sverige 2011) och flygaskan kan klassas både som icke farligt avfall och som farligt avfall enligt Avfallsförordningen, SFS

2001:1063. Vilken klassning flygaskan får beror på vad som har förbränts och hur den kemiska sammansättningen på flygaskan är. Flygaska från förbränning av hushållsavfall klassas generellt som farligt avfall, medan flygaska från förbränning av trä och kol (undantaget impregnerat virke) generellt klassas som icke farligt avfall (SFS 2001:1063). Som tätskikt används flygaska från trä och kolförbränning (Herrmann 2009).

1.6 INTRODUKTION TILL PILOTSTUDIE PÅ RÖNNSKÄRSVERKET

Mellan 1934 och 1954 fanns det ett anrikningsverk på Rönnskär som i huvudsak behandlade malm från Bolidengruvan. Anrikningssanden deponerades inne på Rönnskärsområdet som fyllnadsmassor. Totalt anrikades 5,1 Mton malm och detta resulterade i 3,3 Mton anrikningssand som deponerades till en yta av 24,1 hektar vilket motsvarar 16,2 % av Rönnskärverkets totala yta (Lindgren 2005).



Figur 1.2: Karta över Rönnskär, anrikningssandsmagasinets utbredning är markerad med rött. Område för pilotstudie är utmärkt med grått (Lindgren 2005).

År 2006 anlades provytor med flygaska respektive grönlutslam som tätskikt samt att en referensyta avdelades av Rönnskärsverken. Ursprungligen var det planerat att det skulle anläggas fyra provytor: en yta med flygaska från SCA, en med flygaska från Skellefteå kraft, en med grönlutslam från SCA samt en yta med grönlutslam från Smurfit Kappa Kraftliner AB. Detta för att man skulle kunna jämföra material från olika bolag och se om grönlutslam och flygaska från ett visst bolag passade bättre som tätskikt. I slutändan konstruerades två provytor, en med flygaska från Skellefteå kraft (norra delen) och en med grönlutslam från Smurfit Kappa Kraftliner AB. Eftersom ytorna inte är en slutgiltig konstruktion beslutades det av praktiska skäl att ytorna skulle ha ett skyddsskikt som var tunnare än brukligt (Lindgren 2005).



Figur 1.3: Karta över området för pilotstudien. Grop 1 motsvara profil 1, grop 2 motsvarar profil 2, grop 3 motsvarar profil 3 och grop 4 motsvarar profil 4. I bilden är GLS är en förkortning för grönlutslam, och aska är en förkortning för flygaska. I referensområdet fanns inget tätskikt utan endast anrikningssand täckt med ett ytterst tunt lager grovgrus. Gropen där referensprofilen är tagen ligger mitt i markeringen för referensområdet.

1.7 SYFTE OCH MÅL

Syfte:

Syftet med denna studie är att utvärdera de båda tätskikten efter att de ha varit i funktion under 5 år för att kunna bedöma hur tätskikten har åldrats sedan de anlades.

Mål:

- Att undersöka hur tätskikten fungerar som syrebarriärer för att förhindra vittring av anrikningssand.
- Att undersöka hur tätskikten har påverkat den underliggande anrikningssanden.
- Att undersöka vilken hållfasthet tätskikten har och hur hållfastheten påverkats med tiden.

2 TEORI & METOD

2.1 PROVTAGNING

Provtagningen genomfördes 27-28/10 2011. Fyra gropar grävdes med grävmaskin och var placerade så att vare grop skulle täcka ett av de fyra olika tätskikten som fanns indikerade på kartan i den ursprungliga planen, men vid grävning visade det sig att det inte fanns fyra olika tätskikt (två av flygaska och två av grönlutslam) utan två olika tätskikt. Ett av grönlutslam från Smurfit Kappa Kraftliner AB i Piteå, och ett av flygaska från Skellefteå Kraft. Det upptäcktes även att järnsand uppträdde slumpmässigt i de båda områdena och att skyddsskiktets tjocklek (bestående av morän) varierade mellan 25-42 cm istället för de ursprungligt planerade 50 cm. I varje grops tätskikt togs 4 replikat för grundämnesanalys, 4 replikat för vattenretentionskapacitet och 4 replikat för övriga analyser, totalt 24 replikat på grönlutslammet och 24 replikat på flygaskan. Även anrikningssanden provtogs i vardera grop med två replikat i den ooxiderade anrikningssanden och den ooxiderade anrikningssanden. I grop 2 låg anrikningssanden för djupt ner för att kunna provtas, och i grop 4 låg den ooxiderade anrikningssanden så djupt att endast ett prov (av den ooxiderade anrikningssanden) kunde tas. I grönlutslamsgroparna togs även ostörda prover i tätskiktet i cylinderformade provrör som hade en diameter på 50 mm och en längd på 169 mm. Rören togs genom att röret trycktes in i slammet för att få så ostört prov så möjligt. I grop 1 togs 4 replikat medan det i grop 2 endast kunde tas 2 replikat då grönlutslammet i ena delen av gropen var för hårt packat för att kunna ta ett ostört prov utan att packa om materialet.

I grönlutslammet kunde man fläckvis hitta mesa, mesan uppträdde då som klumpar i grönlutslammet utom i ett fall. I den ena av provtagningsprofilerna i grop 1 var mesan jämt uppblandad med grönlutslam istället för att uppträda som klumpar. Detta resulterade i att grönlutslam som normalt är helt svart till färgen istället var grå och hade en mera grusig konsistens i denna profil.

I groparna med flygaska var det problem med att särskilja var bärlagret slutade och var flygaskan började eftersom de båda materialen var mycket lika varandra i både färg och konsistens och det visade sig under studiens gång att minst ett prov hade blivit förorenat med bärlager. Allteftersom de olika analyserna gjordes så upptäcktes det att ett av grönlutslamsproverna skilde sig mot övriga prover i vissa avseenden men var likadant som de övriga proverna i andra avseenden. Det provet (benämnt GT-4 hädanefter) kan därför inte anses vara ett replikat av de övriga grönlutslamsproverna i alla avseenden och har därför behandlats separat i de analyser där en skillnad har kunnat påvisas, men behandlats som ett replikat i de fall då ingen skillnad har kunnat påvisas.



Bild 2.1: Utsikt över området med grönlutslam som tätskikt (grop 1 är gropen till höger och grop 2 är gropen till vänster). Vy mot söder. Foto Maria Mäkitalo.



Bild 2.2: Utsikt över området med flygaska som tätskikt (grop 3 är närmast i bild och grop 4 är längst bort i bild). Vy mot sydöst. Foto Maria Mäkitalo.

I referensområdet fanns inget tätskikt utan anrikningssanden var endast täckt med ett tunt lager av grovgrus och ett tunt lager < 5cm gammal porös asfalt. I referensgropen togs två replikat på oxiderad anrikningssand och ett prov på ooxiderad anrikningssand. Den oxiderade anrikningssanden låg som en tunn horisont mellan två lager av oxiderad anrikningssand.

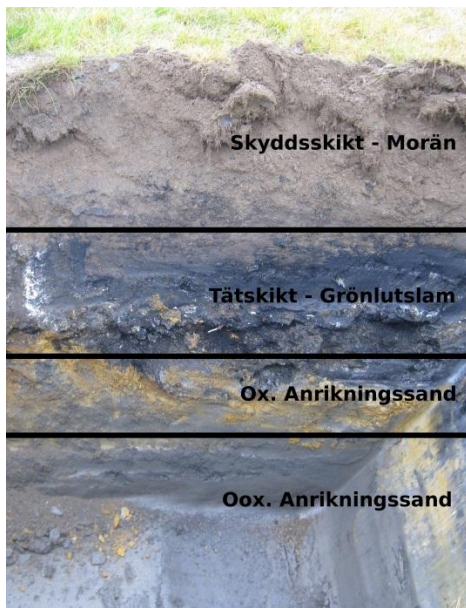


Bild 2.3: Profil i grönlutslamsområdet. Fritt efter foto av Maria Mäkitalo.

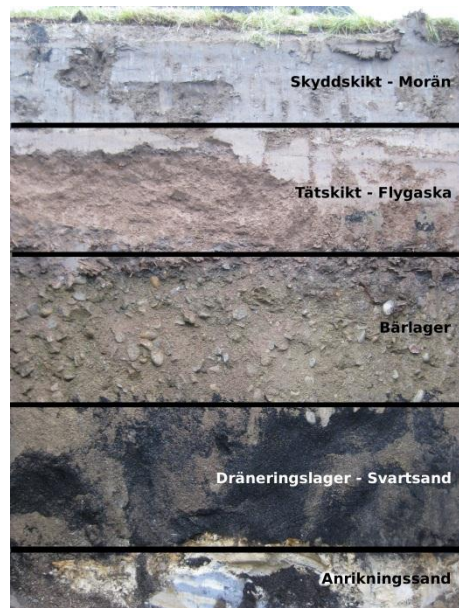


Bild 2.4: Profil i flygaskaområdet. Fritt efter foto av Maria Mäkitalo.

Provgrop 1

Profil i riktning mot:	Sydväst (cm)	Nordöst (cm)
Morän	1-42	1-42
Grönlutslam	42-68	42-64
Järnsand	68-86	64-80
Ox. Anrikningssand	86-95	80-93
Oox. Anrikningssand	95-	93-

Provgrop 2

Profil i riktning mot:	Nordöst (cm)
Morän	1-35
Grönlutslam	35-65
Rostig Järnsand	65-69
Järnsand	69-

Provgrop 3

Profil i riktning mot:	Sydöst (cm)	Nordväst (cm)
Morän	1-25	1-25
Flygaska	25-71	25-71
Bärlager	71-94	71-94
Järnsand	95-120	95-120
Ox. Anrikningssand	120-131	120-131
Ljusare ox. Anrikningssand	131-139	131-139
Oox. Anrikningssand	140-	140-

Provgrop 4

Profil i riktning mot:	Sydöst (cm)	Nordväst (cm)
Morän	1-35	1-27
Flygaska	35-69	27-53
Bärlager	69-105	53-73
Järnsand	105-140	101-140
Oox. Anrikningssand	140-	140-



Bild 2.5: En av grönlutslamsgroparna (grop 1) efter återfyllnad, de vita plastslangarna är uppumpningslang från lysimetrarna. Foto Maria Mäkitalo.

2.2 ANALYSER

2.2.1 Torrsubstans

Torrsubstans (TS) behövs för att beräkna vattenhalt och bestämdes i ett duplikat vardera på: 4 replikat från vardera tätskikt (två replikat från vardera grop) och på alla anrikningssandsproverna. Proverna vägdes först och torkades sedan i 105 °C under 24 timmar i aluminiumformar. Efter torkning ställdes proverna att avsvalna ca en halvtimme och vägdes sedan igen. TS kunde då beräknas ur:

$$TS = \frac{m_s}{m_f}$$

Ekvation 2.1

där:

TS = torrsubstans

m_s = den torra jordens vikt med torkskål (g)

m_f = den fuktiga jordens vikt med torkskål (g)

Metoden motsvarar standarden SS 28113 med undantaget att proverna ej svalnade i exsickator. Efter laborationen återanvändes de torkade proverna till andra försök såsom kompaktdensitet och vattenhalt.

2.2.2 Kompaktdensitet

Kompaktdensitet behövs för att kunna beräkna vattenmättnadsgrad, portal och porositet. Kompaktdensitet mäts genom pyknometerförsök och bestämdes på samma prover som TS utfördes på. Innan kompaktdensiteten mäts måste pyknometerns totala volym mätas. Detta görs genom att den (rengjorda) pyknometern vägs, fylls med destillerat vatten och sedan kokas i vattenbad för att avlufta vattnet. Pyknometern får sedan svalna till en förutbestämd temperatur och fylls på med mera vatten om det behövs så att den är helt fylld. Därefter sätts locket försiktigt på så att luft inte fångas under locket. Pyknometerns volym är då:

$$V = \frac{m_0 - m_1}{\rho_w}$$

Ekvation 2.2

där:

V = pyknometern volym (cm³)

m_0 = pyknometerns vikt i tomt tillstånd med lock (g)

m_1 = pyknometerns vikt i fyllt tillstånd med lock (g)

ρ_w = vattnets densitet vid den förutbestämda temperaturen (g/cm³)

Laborationen utfördes i ett rum där temperaturen var 20 °C vilket ger att vattnets densitet är 0,998232 g/cm³, d.v.s:

$$\rho_w = 0,998232$$

Ekvation 2.3

Pyknometrarna (totalt 8 st) som användes hade sedan tidigare fått sin volym bestämd och dessa data användes istället för att bestämma deras volym igen i denna studie. För att bestämma kompaktdensiteten måste provet först torkas i 105 °C och sedan pulveriseras så att de enskilda partiklarna frigörs. I detta fall hoppades steget med torkning över då de prover som kompaktdensiteten bestämdes på var samma material som användes till att beräkna TS på och således redan var torkat. Pyknometrarna fylldes därefter med ca 20 g material från prover (ett prov per pyknometer) och fylls uppskattningsvis halvvägs upp med destillerat vatten (MilliQ-vatten). Den vatten- och jordfyllda pyknometern kokades sedan i vattenbad i minst 20 minuter tills luften hade bubblat ur. Sedan ställdes pyknometrarna att svalna i 6-15 timmar. När pyknometrarna hade svalnat fylldes de hela vägen upp med destillerat vatten (som hade blivit kokat). Sedan sattes locket på (utan att fånga luftbubblor under locket) och pyknometrarna vägdes. Jordens volym beräknas då ur:

$$V_s = \frac{m_f - (m_s + m_0)}{\rho_w}$$

Ekvation 2.4

där:

V_s = jordens volym (cm³)

m_f = pyknometerns vikt i fyllt tillstånd med lock (g)

m_s = den torkade jordens massa (g)

m_0 = pyknometerns vikt i tomt tillstånd med lock (g)

ρ_w = vattnets densitet vid den förutbestämda temperaturen (g/cm³)

Kompaktdensiteten kan då beräknas ur:

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s}$$

Ekvation 2.5

där:

ρ_s = kompaktdensiteten (g/cm³)

m_s = den torkade jordens massa (g)

V_s = jordens volym (cm³)

(Pusch *et al* 1973)

2.2.3 Skrymdensitet (fäldensitet)

Skrymdensitet i fält mäts med hjälp av en vattenvolymeter och behövs för att beräkna vattenmättnadsgrad, portal och porositet samt att det ger en uppfattning om materialets packningsgrad. En mätning gjordes i området med grönlutslam (grop 2) och en mätning gjordes i området med flygaska (grop 3). Vattenvolymeten består av en graderad vattenfylld cylinder, en blåsa som kan vattenfyllas, en handpump som är kopplad mellan blåsan och cylindern, en metallställning för cylindern att hänga på och en basplatta. Mätningen utförs genom att basplattan (som har ett genomgående hål i mitten) placeras ut på det material som ska mätas, i detta fall en grävd plåtå bredvid gropen (materialet bör helst ha en jämn yta) och blåsan placeras i hålet (blåsan spänns fast mot plattan). Därefter fylls blåsan med vatten och vattenhöjden som cylindern visar noteras. Sedan pumpas vattnet tillbaka i cylindern, blåsan avlägsnas från plattan och en grop grävs i basplattans hål. Det uppgrävda materialet sparades i

plastpåsar och vägdes vid ankomst tillbaka till universitetet. När gropen har en lagom storlek fästs blåsan åter i basplattan, vattnet släpps på och den nya vattenhöjden i cylindern noteras. Vattenhöjden omvandlas till volym genom en konversionsfaktor som är specifik för varje cylinder, i detta fall var konversionsfaktorn $4,88 \text{ cm}^3/\text{mm}$, d.v.s:

$$x = 4,88$$

Ekvation 2.6

Skrymdensiteten kan då beräknas genom:

$$\rho = \frac{(Vh_0 - Vh_1) * x}{m}$$

Ekvation 2.7

där:

ρ = skrymdensitet (g/cm^3)

Vh_0 = vattenhöjd vid första mätningen (mm)

Vh_1 = vattenhöjd vid andra mätningen (mm)

x = konversionsfaktor (cm^3/mm)

m = vikten på det uppgrävda materialet (g)



Bild 2.6: Vattenvolymetermätning i flygaskaområdet (mätningen gjordes i grop 3). Foto Maria Mäkitalo.

(Stenman, Ulf; Tekniker. Avdelning Byggkonstruktion och –produktion. Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser. Instruktion i hantering av vattenvolymeter 25/10 2011)

2.2.4 Vattenhalt och vattenmättnadsgrad

Vattenhalten behövs för att beräkna vattenmättnadsgrad och vilken vattenmättnadsgrad ett lager har styr hur stor luftinfiltration som sker genom lagret. I detta fall användes de data som fanns beräknade på TS för att beräkna vattenhalten. Vattenhalten beräknas ur:

$$w = \frac{m_f - m_s}{m_s - m_t}$$

Ekvation 2.8

där:

w = vattenhalt

m_s = den torra jordens vikt med torkskål (g)

m_f = den fuktiga jordens vikt med torkskål (g)

m_t = den rena och torra torkskålens vikt (g)

För att beräkna vattenmättnadsgraden används kompaktdensitet (beräknad i kapitel 2.2.2) och vattenhalt på provet:

$$S_r = \frac{w * \rho * \rho_s}{(\rho_s(w + 1) - \rho) * \rho_w}$$

Ekvation 2.9

där:

S_r = vattenmättnadsgrad

w = vattenhalt

ρ = skrymdensitet (g/cm³)

ρ_s = kompaktdensiteten (g/cm³)

ρ_w = vattnets densitet vid den temperatur som det fuktiga provet har (g/cm³)

(Pusch *et al* 1973).

2.2.5 Portal och Porositet

Portalet och porositeten anger hur mycket vatten som ett lager kan hålla och beräknades med hjälp av skrymdensiteten (beräknad i kapitel 2.2.3), kompaktdensitet (beräknad i kapitel 2.2.2) och vattenhalten (beräknad i kapitel 2.2.4). Portalet beräknas ur följande ekvation:

$$e = \frac{\rho_s(w + 1) - \rho}{\rho} - 1$$

Ekvation 2.10

där:

e = portalet

ρ_s = kompaktdensitet (g/cm³)

w = vattenhalt

ρ = skrymdensitet (g/cm³)

Porositeten beräknas ur följande ekvation:

$$n = 1 - \frac{\rho}{\rho_s(w + 1)}$$

Ekvation 2.11

där:

n = porositet

ρ = skrymdensitet (g/cm^3)
 ρ_s = kompaktdensitet (g/cm^3)
 w = vattenhalt

(Pusch *et al* 1973).

2.2.6 CRS-försök

CRS står för Constant Rate of Strain och är i grund och botten en ödometermätning som har blivit modifierad. Istället för att som vid vanliga ödometerförsök belasta stegvis och låta provet dränera i botten, belastas ett CRS-prov med konstant hastighet under odränerade förhållanden samtidigt som det ökande portrycket mäts. Försöket utförs på cylinderformade prov som har packats i cylinderformade provrör, i detta fall var proverna tagna så att proverna var ostörda. Detta gör att permeabiliteten på proverna kan bestämmas (Larsson, 2008). CRS-försöken utfördes av MRM i Luleå och tre replikat provtagna i de cylinderformade provrören skickades.

Vid ankomst till MRM fick provrören med proverna ligga och vattenmättas i ca 4 veckor, då det visade sig att proverna hade torkat under lagring. De uppmätta värdena kan sedan användas för att beräkna vilken L/S ett år motsvarar enligt:

$$L/S_{1\text{ år}} = \frac{p * i * A}{V_s * \rho * TS} * 31557600$$

Ekvation 2.12

där:

p = tätskiktens permeabilitet (m/s)
 i = maximal hydraulisk gradient
 A = area (m^2)
 V_s = Volym för m^2 tätskikt (m^3)
 ρ = skrymdensiteten för tätskiktet (g/cm^3)
 TS = torrsustans för tätskiktet (g)

L/S är ett förhållande mellan mängd vätska (L) och mängd fast prov (S) och mätt i l/kg TS. I detta fall är arean satt till 1 m^2 , d.v.s:

$$A=1$$

Ekvation 2.13

Vilket insatt i ekvation 2.11 ger:

$$L/S_{1\text{ år}} = \frac{p * i}{V_s * \rho * TS} * 31557600$$

Ekvation 2.14

2.2.7 Lysimeterförsök

Med hjälp av en lysimeter in situ kan mängden vatten som släpps genom tätskikten under en viss tid mätas. En lysimeter kan vara uppbyggd på olika sätt men den enklaste versionen

byggs för hand. Den består av en hink fylld med sten, en slang där vatten kan pumpas/sugas ut och är täckt med geotextil och placeras under det lager som man vill mäta. Geotextilen hindrar material från ovanliggande lager att falla ner i hinken men har en lägre hydraulisk konduktivitet än lagret och släpper därför igenom vatten från ovanliggande lager. Stenarna i hinken är till för att hålla geotextilen och slangen på plats. 3 lysimetrar var placerade i området med grönlutslam och 4 lysimetrar var placerade i området med flygaska (för exakt placering se profilerna i kapitel 2.1). Hinkarna i detta fall hade måtten 33,2 x 23,1 cm. Detta ger hinköppningen en area på 0,076692 m², d.v.s:

$$A = 0,076692$$

Ekvation 2.15

Mätningen inleds med att lysimetrarna får samla vatten en tid (minst en månad för lågpermeabla material) och sedan pumpas existerande vatten i hinken. Därefter låter man lysimetern samla vatten under en förutbestämd tid och pumpar sedan upp det vatten som har samlats med hjälp av en vakuumpump. Om arean på lysimeterns öppning är känd kan sedan mängden vatten som infiltrerats genom tätskikten beräknas genom följande ekvation:

$$\frac{V}{A} = h$$

Ekvation 2.16

där:

V = volym uttömt vatten (liter)

A = area på lysimeterns botten (m²)

h = mängd infiltrerat vatten (mm)

Mätperioden var 18/4 2012 till 23/5 2012. Mängden infiltrerat vatten jämförs sedan med mängd nedkommet vatten (mätt med regnsamlare), eller med den summerade nederbörden som har kommit enligt SMHI:s kartor för uppmätt dygnsnederbörd för tidsperioden mellan tömningarna. Det första alternativet är att föredra då det ger bäst uppskattning av nederbörden, men i detta fall användes den senare metoden.

De uppmätta värden kan sedan användas för att beräkna vilken L/S ett år motsvarar enligt:

$$L/S_{1\text{ år}} = \frac{V_v}{V_s * \rho * TS} * \frac{365,25}{t}$$

Ekvation 2.17

där:

V_v = volym infiltrerat vatten (l)

V_s = Volym för m² tätskikt (m³)

ρ = skrymdensiteten för tätskiktet (g/cm³)

TS = torrsustans för tätskiktet (g)

t = antal mät dagar för lysimeterförsök

I detta fall är t satt till 36 dagar, d.v.s:

$$t = 36$$

Ekvation 2.18

Vilket insatt i ekvation 2.17 ger:

$$L/S_1 \text{ år} = \frac{V_v}{V_s * \rho * TS} * \frac{365,25}{36}$$

Ekvation 2.19

(Mäkitalo, Maria; Doktorand. Avdelning Geovetenskap och miljöteknik. Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser. Email-konversation April-Maj 2012).

Lysimetrarna placerade på följande djup (djupet är mätt till lysimeters öppning):

Lysimeter 1: 53 cm, sand 42-53cm (som utfyllnad mellan lysimeter och tätsikt).

Lysimeter 2: 64 cm, direkt under grönlutslam.

Lysimeter 3: 65 cm, direkt under grönlutslam.

Lysimeter 4: 71 cm, direkt under grönlutslam.

Lysimeter 5: 84 cm, sand 71-84 cm.

Lysimeter 6: 76 cm, sand 70-76 cm.

Lysimeter 7: 72 cm, sand 68-72 cm.



Bild 2.7: Lysimeter 4. Brunt lager är skyddskikt av morän, det lite mera rostfärgade bruna lagret är flygaska, det mörkbruna lagret (som lysimetern ligger i) är bärlager, svart lager är järnsand, rostbrunt lager i nederkant på bild är oxiderad anrikningssand och grått lager som är i bildens underkant är ooxiderad anrikningssand. Foto Maria Mäkitalo.

2.2.8 Vattenretentionskapacitet

Hur vattenhalten ändras med ändrat tryck kallas för vattenretentionskapacitet.

Vattenretentionskapacitet mäts genom att provet utsätts för en kontinuerligt ökad påfrestning (genom tryck eller sug) samtidigt som vattenavföringen (i procent) mäts i förhållande till trycket. Typiskt är att det vid höga och låga vattenhalter blir stora ändringar i vattentryck.

Vattenretentionskurvans utseende är starkt beroende av materialets porstorleken (Domenico & Schwartz 1997). 2 replikat från området med grönlutslam och två replikat från området med flygaska sändes på analys, men då flygaskan hade cementerat ihop och innehöll träflis (som hade kommit med från ovanliggande skikt vid utläggning) gick dessa inte att analysera. Proverna sändes till Norska Geotekniska Institutet där de analyserades med hjälp av en tryckplatta (1500-F1 SoilMoisture).

2.2.9 Pasta pH

Pasta pH har fått sitt namn av att provet blandas ut till en pasta innan pH mäts. Pasta pH utfördes på samma prover som TS utfördes på.

Försöket utfördes enligt Weber *et al* 2006, där 20 g av proverna blandades med MilliQ-vatten till L/S 1 (för grönlutslammet) eller L/S 2 (för resterande prover), beroende på hur materialet såg ut. Efter utblandning omrördes proverna med magnetomrörare i ca 5 minuter (prover som bestod av anrikningssand var täckta under laboration för att minska syreinfiltration) och därefter mättes pH i provet med en Voltkraft PH-100ATC pH-meter.



Bild 2.8: Försöksupställning för mätning av pasta pH på anrikningssand från referensområdet. Foto Nanna Stahre.

2.2.10 Grundämnen

Bestämning av grundämneshalter i prov utförs av ackrediterade laboratorium som ALS Group, ACME m.fl. De analyserar proverna med ICP-teknik (Induktivt Kopplad Plasma). Det finns olika ICP-tekniker som t.ex. ICP-AES (där optisk emissionsspektrometri används), ICP-MS och ICP-QMS (där masspektrometri används). Vanligt är att man använder olika tekniker till ett och samma prov eftersom olika grundämnen detekteras olika beroende på vilken teknik man använder (ALS Scandinavia AB, 2011). De prover som sändes på analys var 4 replikat på grönlutslammet och 4 replikat på flygaskan. Proverna sändes till ALS Scandinavia AB i Luleå för grundämnesanalys. De analyspaket som användes var MF-6 för grönlutslam och MG-2 för flygaska.

Metod för analyspaket MF-6:

Vid analys av As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, B, Sb, S, Se och Zn gäller: Analysprov har torkats vid 50°C och elementhalterna har TS-korrigerats till 105°C. Upplösning har skett i mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med salpetersyra/vatten 1:1. För Sn har analys skett efter uppslutning med omvänd Aqua Regia. För övriga grundämnen gäller: 0,1 g torkat prov

smälts med 0,375 g LiBO₂ och upplöses i HNO₃. Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

Metod för analyspaket MG-2:

Vid analys As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, Sb, S, Se, Sn och Zn gäller: Analysprov har torkats vid 50°C och elementhalterna har TS-korrigerats till 105 °C. Upplösning har skett enligt ASTM D3683 (modifierad). För övriga grundämnen har upplösning skett enligt ASTM D3682 (LiBO₂ – smälta). Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS).

2.2.11 XRD

XRD står för X-ray diffraction och bygger på Braggs lag:

$$n \lambda = 2 d \sin \theta$$

Ekvation 2.20

där:

n = är ett tal som anger fasen, när det är ett heltal är strålarna i fas och positiv interferens skapas

λ = röntgenstrålarnas våglängd

d = är avståndet mellan de olika lagren av atomer i kristallen

θ = är röntgenstrålarnas infallsvinkel

Röntgenstrålar bryts när de träffar en kristallstruktur och de brutna strålarna bildar ett mönster som enligt Braggs lag är beroende av den vinkel med vilken strålarna träffat kristallstrukturen samt avståndet mellan atomerna i kristallen. Detta gör att kristaller som har samma kristallstruktur och atomer från samma ämnen i sig bildar likadana mönster och mönstren är unika för just den kombinationen av atomer och kristallstruktur oavsett vilket prov som används. Eftersom ett rent mineral har samma kristallstruktur och har en definierad sammansättning oavsett varifrån mineralet kommer kan mönster jämföras mellan det egna provet och standarder för att kunna identifiera vilka mineral som provet innehåller (www.cambridgephysics.org, 2002). Till XRD skanningen användes en Spellman generator och en Empyrean CU LFF HR (9430 033 73/OX) röntgentub. Proverna analyserades med en 10 minuters ”General scan”. De prover som analyserades var två replikat på grönlutslammet (från grop 1) och två replikat på flygaskan (från grop 4):

2.2.12 Laktest

Det finns flera olika typer av laktest, men det laktest som har använts i denna studie är enstegs skaktest. Det utförs genom att provet skakas/agiteras med MilliQ-vatten vid en L/S 10 under 24 h ±0,5. Därefter hålls lakvattnet av, filtreras med 0,45µm och analyseras (genom ex. kemisk analys, titrering eller mätinstrument) för att se vilka ämnen som har löst sig i lakvattnet. Laktest utfördes enligt SS-EN 12457-4 (del 4). De prover som lakades var 2 replikat från vardera tätskikt (2 replikat från grop 1 i grönlutslamsområdet och 2 replikat från grop 4 i flygaskaområdet) och 1 replikat på oxiderad respektive ooxiderad anrikningssand från vardera området (från samma gropar som ovan) samt 1 referensprov.

Lakvattnet analyserades av ALS Scandinavia AB i Luleå för haltbestämning. Det analyspaket som användes var LV-3a för lakvatten.

2.2.13 Alkalinitet

Alkaliniteten på lakvatten från tätskikten påverkar pH i anrikningssanden. Om alkaliniteten är hög motverkar lakvatten från tätskikten den försurning som har uppstått i anrikningssanden p.g.a. oxidation. Alkaliniteten mäts via ett lakttest där lakvattnet titreras med syra. De prov som lakades var 2 replikat från vardera tätskikt (2 replikat från grop 1 i grönlutslamsområdet och 2 replikat från grop 4 i flygaskaområdet):

5 g TS av vardera prov placerades i Beckman-Coulter 250 ml centrifugeringsflaska och fylldes på med MilliQ-vatten till L/S 5, och skakades därefter i en ände-över-ände skak på 6 rpm i $24 \pm 0,5$ timmar. Efter skakningen centrifugerades proverna i 20 minuter på 4000 rpm. Direkt efter centrifugering hälldes lakvattnet av och flaskorna fylldes sedan med ny mängd MilliQ-vatten enligt tabell nedan:

Upprepning	Ackumulerad L/S	Volym vatten i behållare (ml)
1	5	25
2	10	50
3	20	50
4	50	150
5	100	250
6	150	250
7	200	250
8	250	250
9	300	250
10	350	250
11	400	250
12	450	250
13	500	250

Tabell 2.1: Planering över alkalinitetslakning.

Mängden vatten/steg bestämdes så att det stegrades långsamt i början för att därefter öka tills flaskorna var fyllda till max. Det avhållda lakvattnet från upprepning 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11 och 13 titrerades med 0,1M HCl, medan lakvatten från upprepning 6, 8, 10 och 12 inte titrerades p.g.a tidsbrist och istället sparades för ev. framtida behov. pH mättes med en Voltkraft PH-100ATC pH-meter. Proverna titrerades ned till pH 5.

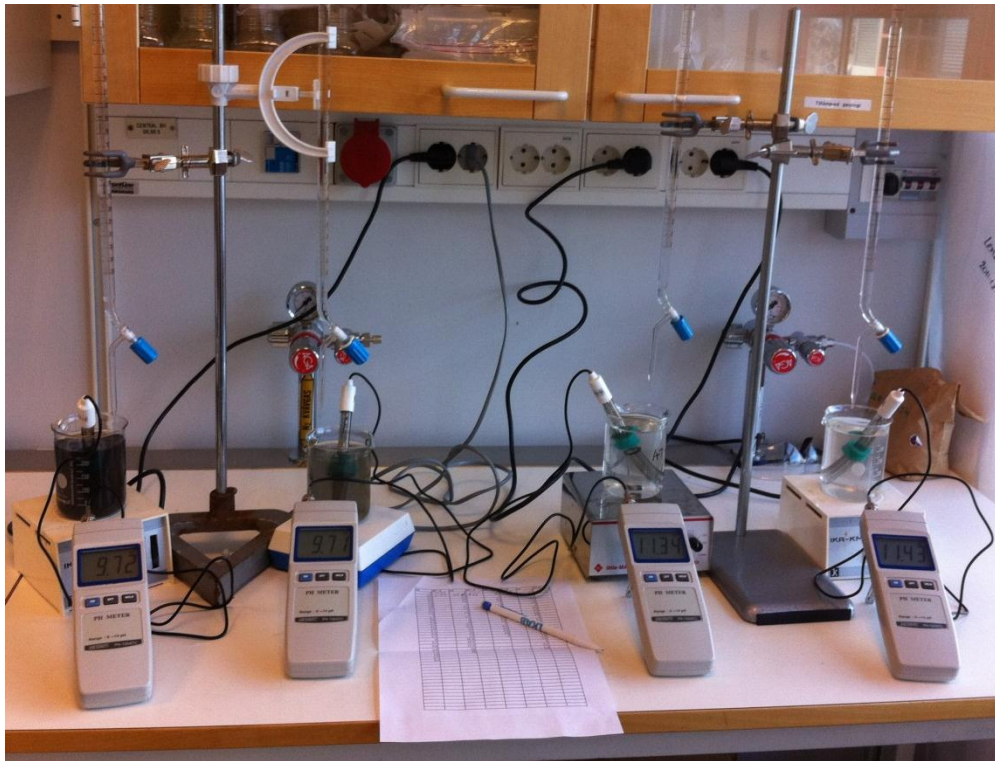


Bild 2.9: Försökupställning vid titrering för att bestämma alkalinitet. Längst till vänster är de två grönlutslamsproverna (prov GT-4 är prov nr 2 i bild) och längst till höger är flygaskproverna. Foto Nanna Stahre.

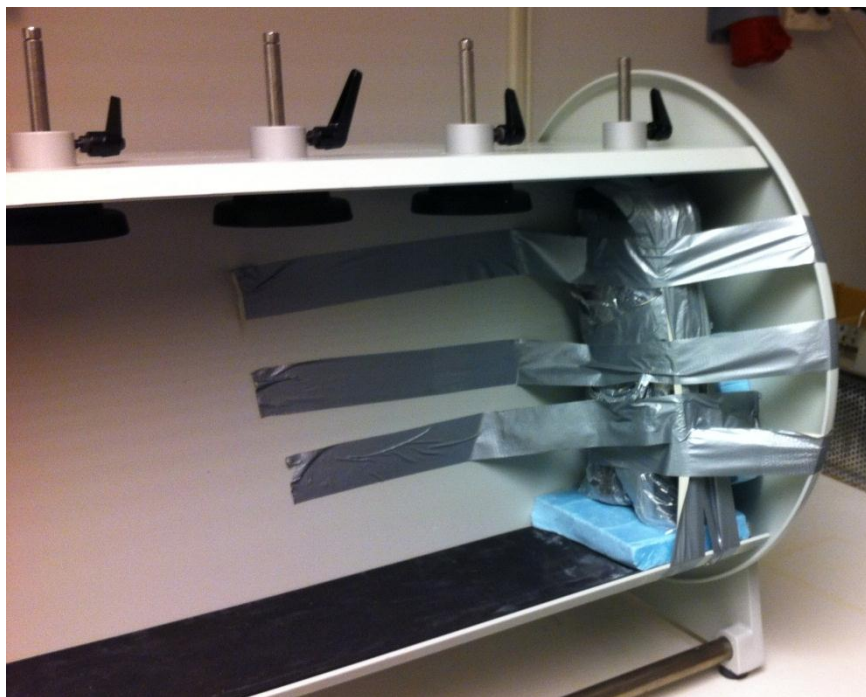


Bild 2.10: Skakning av alkalinitetsprover. Proverna skakades i centrifugflaskorna, och då centrifugflaskorna var för små för att stabilt kunna sättas fast i skaken tejpades alla flaskor ihop för att därefter även tejpas fast i skaken. Foto Nanna Stahre.

Det ena av grönlutslamsproverna var GT-4, och då det under laborationens tid blev tydligt att buffringskapaciteten mellan de både grönlutslamsproverna var olika behandlas GT-4 som ett separat prov för buffringskapaciteten men inte behandlats separat för mätning av pH innan titrering.

2.2.14 Enaxliga Tryckförsök

Enaxliga tryckförsök är ett relativt enkelt sätt att mäta den odränerade skjuvhållfastheten. Samtliga 6 rör analyserades. Ett cylinderformat prov (med en diameter av 50 mm och längd av 100 mm) placeras mellan två tryckplattor i en press. Därefter belastas provet med en kompressionshastighet av 1,5% (1,5 mm/minut) man provet i vertikalled samtidigt som provet tillåts expandera fritt i sidled. Brott antagas uppstå längst med en glidyta av 45° lutning. Belastningen sker i en kontinuerlig hastighet tills brott uppstår i provet. Det maximala tryck som provet tål innan brott uppstår kan sedan räknas om till kPa då man vet diametern på provet enligt:

$$\tau_{fu} = \frac{P}{2A} * 1000$$

Ekvation 2.21

där:

τ_{fu} = odränerad hållfasthet (kPa)

A = tvärsnittsarean på cylinderprovet (mm²)

P = maximalt tryck (N)

Då rörets diameter är 50 mm blir tvärsnittsarean 1963,49 mm², d.v.s.:

$$A = 1963,4$$

Ekvation 2.22

Vilket insatt i ekvation 2.11 ger:

$$c_u = \frac{P}{2 * 1963,49} * 1000$$

Ekvation 2.23

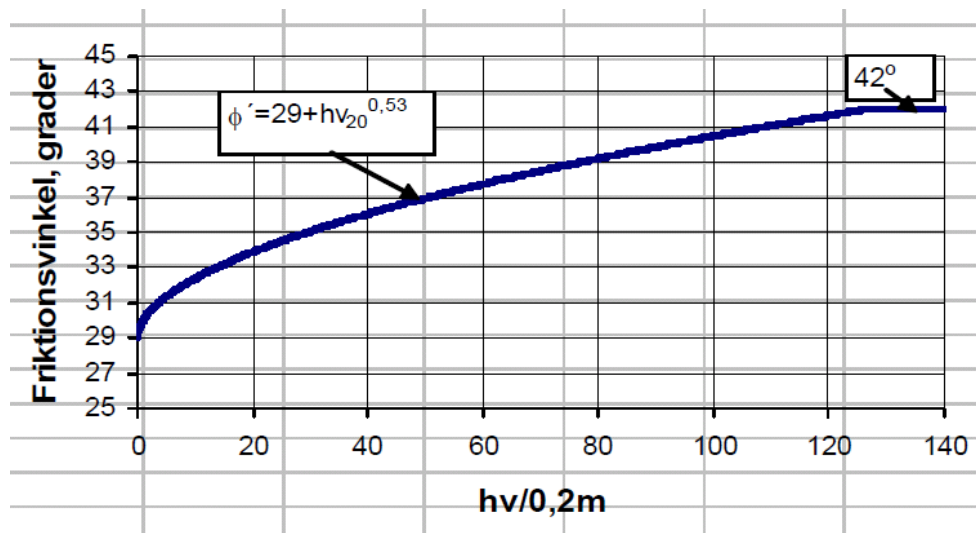
(Avd. för Geoteknologi 2010)



Bild 2.11: Uppställning och tryckning av grönlutslam vid enaxliga tryckförsök. Foto Nanna Stahre.

2.2.15 CPT-sondering

CPT-sondering (Cone Penetration Test) utfördes in situ av konsultföretaget WSP. Mätningar gjordes inom 2 meters omkrets från vardera grop i tätskikten. Mätningen gjordes genom att en cylinderformad stav (med en cirkulär tvärsnittsarea) med en konisk spets trycktes genom jordlagren. Tryckningen skedde med en konstant hastighet och samtidigt mäts spetsmotstånd, det genererade portycket och mantelfriktionen. Ur dessa tre parametrar kan sedan odränerad skjuvhållfasthet beräknas (Larsson, 2008). När flygaskan skulle sonderas upptäcktes det att flygasklagret var för hårt för att CPT-sonden skulle orka trycka igenom. Då utfördes istället en viktsondering där man slår ner en sond under rotation. Utvärderingen av sonderingsresultaten från CPT-sonderingen gjordes av WSP i programmet CONRAD. Sonderingsresultaten från viktsonderingen (friktionsvinkeln för flygaska) beräknades med hjälp av följande diagram:



Figur 2.1: Diagram för beräkning av friktionsvinkel ur viktsondering (Larsson *et al* 2007).

3 RESULTAT

3.1.1 Torrsubstans

Material	Medel TS (g/kg ³)
Grönlutslam	407 ± 54
Aska	624 ± 24

Tabell 3.1: Medel TS och standardavvikelse för grönlutslam och flygaska (fyra replikat vardera). Medel för grönlutslam är exklusive prov GT-4.

Material	Tätskikt	Oxidationsstatus	Medel TS (g/kg ³)
Anrikningssand	Grönlutslam	Oxiderad	746 ± 56
Anrikningssand	Grönlutslam	Ooxiderad	777 ± 56
Anrikningssand	Flygaska	Oxiderad	810 ± 20
Anrikningssand	Flygaska	Ooxiderad	751 ± 51
Anrikningssand	Referens	Oxiderad	919 ± 30
Anrikningssand	Referens	Ooxiderad	783

Tabell 3.2: Medel TS och standardavvikelse för anrikningssand (två replikat på anrikningssanden med grönlutslam som tätskikt, fyra replikat på oxiderad anrikningssand med flygaska som tätskikt, tre replikat på ooxiderad anrikningssand med flygaska som tätskikt och två replikat på oxiderad referenssand). Ingen standardavvikelse är beräknad på den ooxiderade anrikningssanden från referensområdet då det endast fanns ett prov.

3.1.2 Kompaktdensitet

Material	Medel Kompaktdensitet ρ_s (g/cm ³)
Grönlutslam	2,12 ± 0,16
Flygaska	2,56 ± 0,09

Tabell 3.3: Medel kompaktdensitet och standardavvikelse för grönlutslam (tre replikat) och flygaska (fyra replikat).

Prov	Kompaktdensitet ρ_s (g/cm ³)
GT-4	2,49

Tabell 3.4: Kompaktdensitet för prov GT-4.

Material	Kompaktdensitet ρ_s (g/cm ³)
Leror	2,7-2,8 ¹
Färsk grönlutslam	2,57 ²
Flygaska	2,47-2,84 ³

Tabell 3.5: Kompaktdensitet för olika tätskiktsmaterial (1 Knutsson *et al* 1998, 2 Stenman 2011, 3 Statens Geotekniska institut 2007).

Material	Täckmaterial	Oxidationsstatus	Medel Kompaktdensitet ρ_s (g/cm ³)
Anrikningssand	Grönlutslam	Oxiderad	2,8 ± 0,0
Anrikningssand	Grönlutslam	Ooxiderad	3,1 ± 0,0
Anrikningssand	Flygaska	Oxiderad	2,7 ± 0,0
Anrikningssand	Flygaska	Ooxiderad	2,7 ± 0,1
Anrikningssand	Referensgrop	Oxiderad	3,9 ± 0,1
Anrikningssand	Referensgrop	Ooxiderad	2,8

Tabell 3.6: Medel kompaktdensitet och standardavvikelse för anrikningssand (två replikat på anrikningssanden med grönlutslam som tätskikt, fyra replikat på oxiderad anrikningssand med flygaska som tätskikt, tre replikat på ooxiderad anrikningssand med flygaska som tätskikt och två replikat på oxiderad referenssand). Ingen standardavvikelse är beräknad på den ooxiderade anrikningssanden från referensområdet då det endast fanns ett prov.

3.1.3 Skrymdensitet (fäldensitet)

Profil	Material	Skrymdensitet ρ (g/cm ³)
2	Grönlutslam	1,2
3	Flygaska	1,5

Tabell 3.7: Skrymdensitet för tätskikten. Skrymdensitet mättes en gång i profil 2 och en gång i profil 3.

3.1.4 Vattenhalt och vattenmättnadsgrad

Profil	Material	Vattenhalt w	Vattenmättnadsgrad S_r
2	Grönlutslam	1,91	98,6 %
3	Flygaska	0,65	90,2 %

Tabell 3.8: Vattenhalt och vattenmättnadsgrad för tätskikten. Vattenmättnadsgraden för grönlutslam är exklusive prov GT-4.

3.1.5 Portal och Porositet

Profil	Material	Portal e	Porositet n
2	Grönlutslam	4,3	0,80
3	Flygaska	1,8	0,65

Tabell 3.9: Portal och porositet för tätskikten. Portalet och porositet för grönlutslam är exklusive prov GT-4.

3.1.6 CRS-försök

Prov	Profil	Permeabilitet
LUH 160	1	3,5x10 ⁻⁸
40	1	4,0x10 ⁻⁸
SIG 9020	2	3,5x10 ⁻⁸
Medel		3,67x10 ⁻⁸ ± 2,9x10 ⁻⁹

Tabell 3.10: Permeabilitet för enskilda grönlutslamsprover och medel permeabilitet och standardavvikelse, taget via CRS-ödometer.

Prov	Permeabilitet
1	$1,30 \times 10^{-9}$
2	$1,40 \times 10^{-9}$
3	$7,00 \times 10^{-9}$

Tabell 3.11: Tidigare uppmätta värden på permeabilitet taget via CRS-ödometer på färskt grönlutslam från Smurfit Kappa (Lindgren 2005).



Bild 3.1: Foto på de prover som sändes för permeabilitetsanalys via CRS-ödometer till MRM. Det material som är på bilderna är det material som var kvarvarande av proverna efter analys. Provet i mitten (provrör 40) var det prov som hade högst permeabilitet och det prov som hade minst andel mesa. Foto Nanna Stahre.

Material	L/S _{år} Permeabilitet
Grönlutslam	0,00714
Flygaska	0,03725

Tabell 3.12: L/S för ett år. L/S permeabilitet för grönlutslam är baserad på medel permeabilitet från CRS-försök. L/S permeabilitet för flygaska är baserad på ett medel av permeabilitet uppmätt för flygaska vid vattenhalter av 30% och 44% (Lindgren 2005), för värden på flygaska se nedan tabell.

Material	Vattenhalt (%)	Permeabilitet
Flygaska	30	$4,00 \times 10^{-7}$
Flygaska	45	$3,00 \times 10^{-10}$

Tabell 3.13: Uppmätta permeabilitetsvärden för flygaska från Skellefteå kraft som en variation av vattenhalten, okänd analysmetod (Lindgren 2005).

För fullständiga resultat se Bilaga 1.

3.1.7 Lysimetermätning

Tätskikt	Profil	Lysimeter	Infiltrerat vatten (l)	Infiltrerat vatten (mm)
Grönlutslam	1	1	2,85	37
Grönlutslam	1	2	1,07	14
Grönlutslam	2	3	0,48	6
Flygaska	3	4	0,29	4
Flygaska	3	5	2,25	29
Flygaska	4	6	1,82	24
Flygaska	4	7	0,99	13

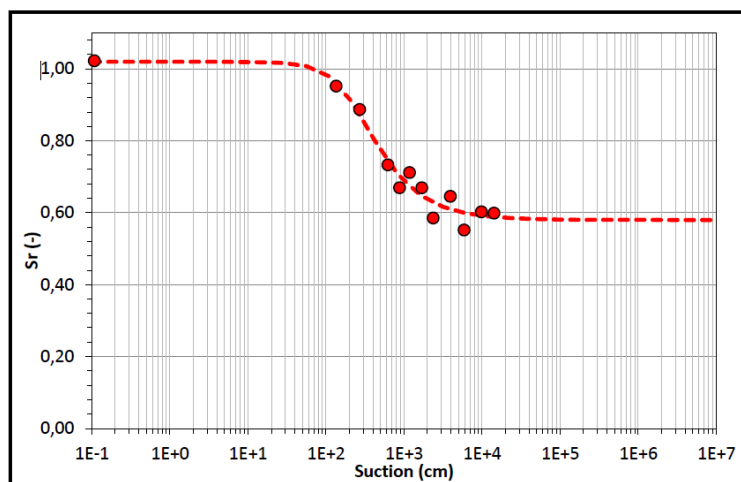
Tabell 3.14: Mängd infiltrerat vatten uppsamlat i lysimetrar efter 36 dagars försök.

Den summerade dygnsnederbörden som föll under den tidsperiod som mätningen pågick var 74 mm enligt SMHIs kartor för dygnsnederbörd.

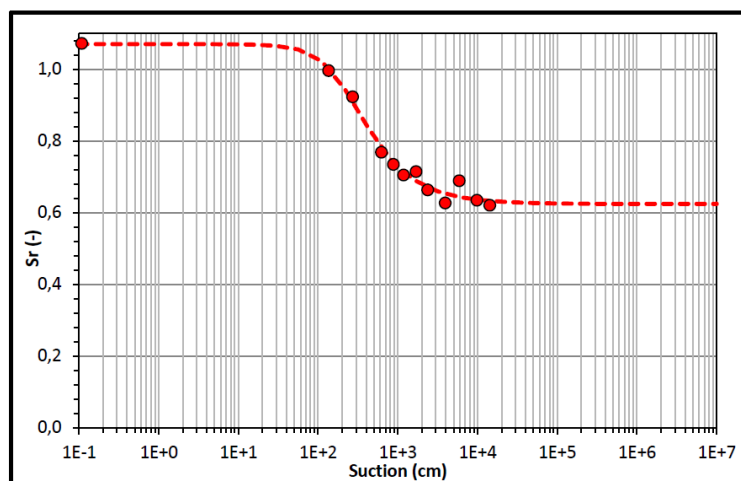
Material	L/S _{år} infiltrerad H ₂ O
Grönlutslam	0,12251
Flygaska	0,03849

Tabell 3.15: L/S för ett år. L/S för infiltrerad mängd vatten är baserat på medel av infiltrerad mängd vatten för grönlutslam respektive flygaska från lysimeterförsöken.

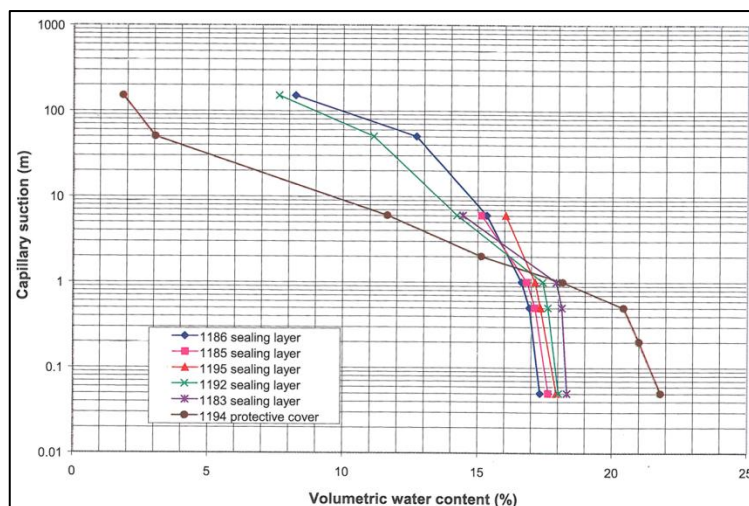
3.1.8 Vattenretentionskapacitet



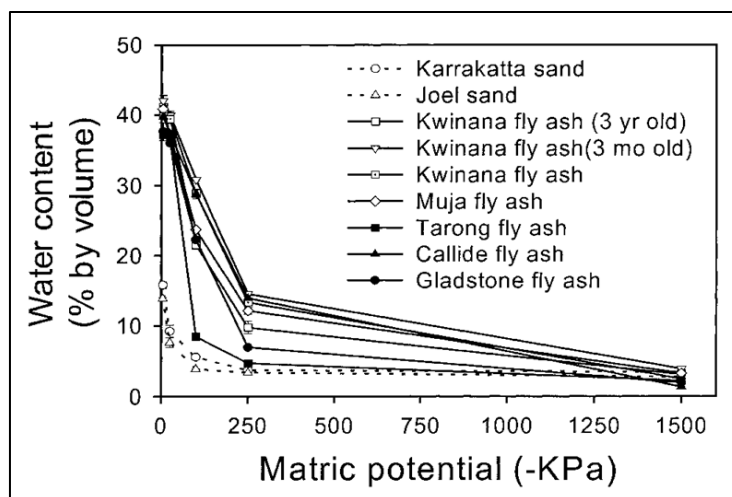
Figur 3.1: Vattenretentionskurva för grönlutslamsprov (replikat GT-5) taget i profil 1. S_r är vattenmättnadsgraden och suget representerar den minskade vattenhöjden.



Figur 3.2: Vattenretentionskurva för grönlutslamsprov (replikat GT-19) taget i profil 2. S_r är vattenmättnadsgraden och suget representerar den minskade vattenhöjden.



Figur 3.3: Vattenretentionskurva för olika tätskikt bestående av lerig morän och skyddsskikt av morän i inhängnad 1 i Kirstineberg (Höglund *et al* 2004).



Figur 3.4: Vattenretentionskurva för olika flygaskor (Pathan *et al* 2003).

För fullständiga resultat se Bilaga 2.

3.1.9 Pasta pH

Material	pH
Grönlutslam	9,3 ± 0,3
Flygaska	11,4 ± 0,9

Tabell 3.16: Medel pasta pH och standardavvikelse för grönlutslam och flygaska.

Material	Tätskikt	Oxidationsstatus	pH
Anrikningssand	Grönlutslam	Oxiderad	6,0 ± 2,2
Anrikningssand	Grönlutslam	Ooxiderad	3,7 ± 1,9
Anrikningssand	Flygaska	Oxiderad	5,2 ± 1,5
Anrikningssand	Flygaska	Ooxiderad	3,2 ± 0,1
Anrikningssand	Ref	Oxiderad	2,1 ± 0,2
Anrikningssand	Ref	Ooxiderad	1,5

Tabell 3.17: Medel pasta pH och standardavvikelse för anrikningssand. Ingen standardavvikelse är beräknad på den ooxiderade anrikningssanden från referensområdet då det endast fanns ett prov.

3.1.10 Grundämnen

För anrikningssanden användes äldre provtagningsprotokoll från 2002 som referens. Detta då anrikningssanden i referensområdet var annorlunda mot den anrikningssand som fanns under de båda tätskikten. De äldre referensproverna är tagna enligt karta:



Figur 3.5: Karta över var referensproverna från 2002 är tagna, provtagningsplatsen är markerad med ett blått X (Holmström & Lundgren 2002).

När grundämnesanalyserna för grönlutslammet jämfördes med äldre (2005) analyser upptäcktes det att skillnaderna mellan de äldre (2005) och de nyare (2011) analyserna var orimliga. För att undersöka om dessa stora skillnader berodde på heterogenitet i grönlutsslammet eller om skillnaderna var en effekt orsakat av åldrande jämfördes Lindgrens analyser från 2005, denna studies analyser från 2011 med två andra analyser på grönlutslam från Smurfit Kappa Kraftliner AB gjorda 2005 (för analyser se bilaga 3). Av 28 jämförda ämnen fanns det 7 ämnen (SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , As, Hg och Zr) där analyserna från 2011 var avvikande mot övriga, vilket tyder på att orsaken till variationerna för dessa 7 ämnen beror på att grönlutsslammet har fått åldras och i mindre grad heterogenitet. För 2 ämnen (Be och Nb) var skillnaden mellan de olika analyserna obetydlig, medan övriga 19 ämnen uppvisade skillnader mellan analyserna som till största del verkade vara slumpmässiga och torde härröra från heterogenitet. Därför gjordes ingen jämförelse mellan äldre och nyare analyser för grundämneshalter i grönlutslam. När grundämnesanalyserna på flygaskan

jämfördes med äldre (2003) analyser valdes en osäkerhet på 10%. För fullständiga resultat se Bilaga 3.

Ämne	Enhet	Grönlutslam			Ox. anrikningssand		Oox. anrikningssand		Maxhalt i Tåtskikt ³
		2005 ¹	2011		2002 ²	2011	2002 ²	2011	
Ca	% TS	13,01	16,84	± 3,6	0,75	2,36	0,64	1,79	-
Fe	% TS	0,42	1,69	± 1,0	2,06	13,43	1,13	12,66	-
K	% TS	1,20	0,59	± 0,4	2,70	1,10	4,12	0,82	-
Mg	% TS	2,06	3,34	± 0,9	1,00	3,72	1,2	3,64	-
Mn	% TS	1,15	1,29	± 0,3	0,0191	0,047	0,0154	0,085	-
Na	% TS	12,39	1,75	± 0,6	0,90	0,47	0,97	0,49	-
As	mg/kg TS	0,367	5,50	± 5,7	1240	1560	1010	1290	10
Ba	mg/kg TS	265	873,00	± 24,8	378	328	459	286	-
Cd	mg/kg TS	6,71	8,94	± 1,6	0,25	0,493	0,218	8,25	15
Cr	mg/kg TS	110	142,67	± 4,6	69,3	342	58,2	271	80
Cu	mg/kg TS	141	223,33	± 89,6	95,3	288	66,6	1280	80
Mo	mg/kg TS	12,5	111,50	± 26,3	<6	5,49	<6	2,83	-
Ni	mg/kg TS	112	26,07	± 10,1	5,63	9,25	68,4	42,5	70
Pb	mg/kg TS	20,5	6713,33	± 1130,1	10,3	56,7	53,1	100	200
S	mg/kg TS	43000	2063,33	± 517,3	839	9500	1470	68300	-
Zn	mg/kg TS	1840	23,57	± 5,0	182	173	244	1410	250

Tabell 3.18: Medel och standardavvikelse för grundämnesshalter i grönlutslam, samt halter för anrikningssand. Referensprover från 2002 är analysalter på anrikningssand provtagen 2002 enligt figur 3.3 (1 Lindgren 2005, 2 Holmström & Lundgren 2002). Längst till höger är nivåer över halter/kg TS (3 modifierad efter Naturvårdsverket 2010).

Ämne	Enhet	Flygaska			Ox. anrikningssand		Oox. anrikningssand		Maxhalt i Tåtskikt ³
		2003 ¹	2011		2002 ²	2011	2002 ²	2011	
Fe	% TS	4,13	3,95	± 0,1	2,06	1,89	1,13	2,37	-
K	% TS	3,65	2,35	± 0,1	2,70	3,07	4,12	3,25	-
Mn	% TS	0,57	0,30	± 0,0	0,0191	0,0161	0,0154	0,0207	-
Na	% TS	2,15	0,95	± 0,1	0,90	0,91	0,97	0,97	-
As	mg/kg TS	50,3	42,0	± 2,0	1240	1980	1010	2020	10
Ba	mg/kg TS	1670	1073	± 35,1	378	448	459	473	-
Cd	mg/kg TS	8,4	4,1	± 0,3	0,25	0,0879	0,218	11,8	15
Cr	mg/kg TS	68,5	53,5	± 3,0	69,3	57,2	58,2	85,9	80
Cu	mg/kg TS	119,5	104,3	± 15,6	95,3	74,8	66,6	488	80
Ni	mg/kg TS	34,6	32,5	± 2,1	5,63	9,21	68,4	18,4	70
Pb	mg/kg TS	227,6	101,2	± 18,9	10,3	85,8	53,1	111	200
S	mg/kg TS	12894	16533	± 1193	839	474	1470	4450	-
V	mg/kg TS	38,4	31,6	± 1,1	121	129	196	155	-
Zn	mg/kg TS	1418	820,7	± 55,1	182	29	244	246	250

Tabell 3.19: Medel och standardavvikelse för grundämnesshalter i flygaska, samt halter för anrikningssand. Referensprover från 2003 är medelvärde på analyser utförda 2003 på färskt flygaska från Skellefteå Kraft (1 Lindgren 2005). Referensprover från 2002 är analysalter på anrikningssand provtagen 2002 enligt figur 3.3 (2 Holmström & Lundgren 2002). Längst till höger är nivåer över halter/kg TS (3 modifierad efter Naturvårdsverket 2010).

3.1.11 XRD

Profil	Material	Mineral
1	Grönlutslam	Kalcit (CaCO_3) Svavel elementärt (S_8) Pirssonit ($\text{Na}_2\text{Ca}(\text{CO})_3 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$)
4	Flygaska	Kvarts (SiO_2) Kalcit (CaCO_3) Ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26 \text{H}_2\text{O}$)

Tabell 3.20: Förteckning över mineral funna i grönlutslam och flygaska genom XRD. Mineralet Pirssonit är endast funnet i det ena av de två grönlutslamsproverna.

3.1.12 Laktest

			Anrikningssand under grönlutslam	
Ämne	Enhet	Grönlutslam	Ox. anrikningssand	Oox. anrikningssand
Ca	mg/l	1,675 ± 0,7	546	499
Fe	mg/l	0,008	0,0081	0,11
K	mg/l	20,75 ± 15,1	83,3	25,3
Mg	mg/l	446 ± 294	<0.09	61,6
Na	mg/l	89,75 ± 95	245	216
As	µg/l	11,885 ± 3,7	105	<4
Ba	µg/l	4,315 ± 1,1	28,1	14,1
Cd	µg/l	0,116	<0.05	491
Cr	µg/l	5,29	1,21	<0.5
Cu	µg/l	20,455 ± 17,6	28,8	58,2
Mn	µg/l	47,2 ± 27,7	1,01	12400
Ni	µg/l	5,335 ± 3,1	2,49	3090
Pb	µg/l	0,846 ± 0,9	<0.2	10,5
Zn	µg/l	29,615 ± 28,7	2,9	28000
SO4	mg/l	642 ± 506	1940	2160

Tabell 3.21: Medel lakhalter vid L/S 10 på grönlutslam och enskilda resultat på anrikningssand under grönlutslammet. Lakvattnet analyserades av ALS Scandinavia AB i Luleå medelst analyspaket LV-3a för lakvatten. För Cd, Cu och Fe i grönlutslammet var endast ett prov ovan detektionsgräns.

			Anrikningssand under flygaska	
Ämne	Enhet	Flygaska	Ox. anrikningssand	Oox. anrikningssand
Ca	mg/l	62,1 ± 40,3	<0.2	2,52
Fe	mg/l	<0.004	2,95	5,09
K	mg/l	133,95 ± 134	70,8	105
Mg	mg/l	<0.09	<0.09	1,38
Na	mg/l	34,52 ± 35,9	26	29,2
As	µg/l	1,515 ± 0,0	5010	3640
Ba	µg/l	72,5 ± 8,1	2,87	24,2
Cd	µg/l	<0.05	<0.05	1450
Cr	µg/l	21,45 ± 6,2	3,83	1,5
Cu	µg/l	7,425 ± 7,9	30,9	5750
Mn	µg/l	0,323 ± 0,2	1,16	130
Ni	µg/l	<0.5	2,13	1310
Pb	µg/l	0,76	21,1	47,6
Zn	µg/l	<2	3,09	25700
SO4	mg/l	170,5 ± 80	65,5	185

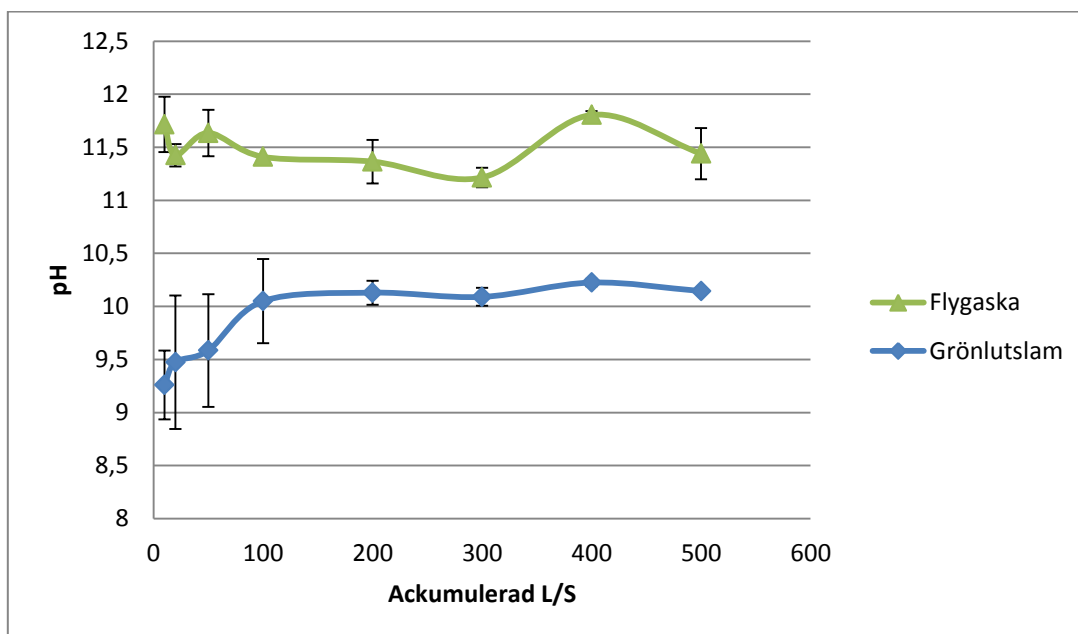
Tabell 3.22: Medel lakhalter på flygaska och enskilda resultat på anrikningssand under flygaskan. För Pb i flygaskan var endast ett prov ovan detektionsgräns.

Ämne	Halt	Grönlutslam	Flygaska	L/S 10 ¹
As	mg/kg	0,112 ± 0,034	0,015	10
Cd	mg/kg	0,001 ± 0,001		15
Cr	mg/kg	0,025 ± 0,035	0,206 ± 0,059	80
Cu	mg/kg	0,192 ± 0,164	0,071 ± 0,076	80
Hg	mg/kg			18
Ni	mg/kg	0,050 ± 0,029		70
Pb	mg/kg	0,008 ± 0,008	0,007 ± 0,005	200
Zn	mg/kg	0,278 ± 0,267		250
Cl	mg/kg	0,073 ± 0,056	0,201 ± 0,193	11000
SO4	mg/kg	6,03 ± 4,7	1,636 ± 0,766	8500

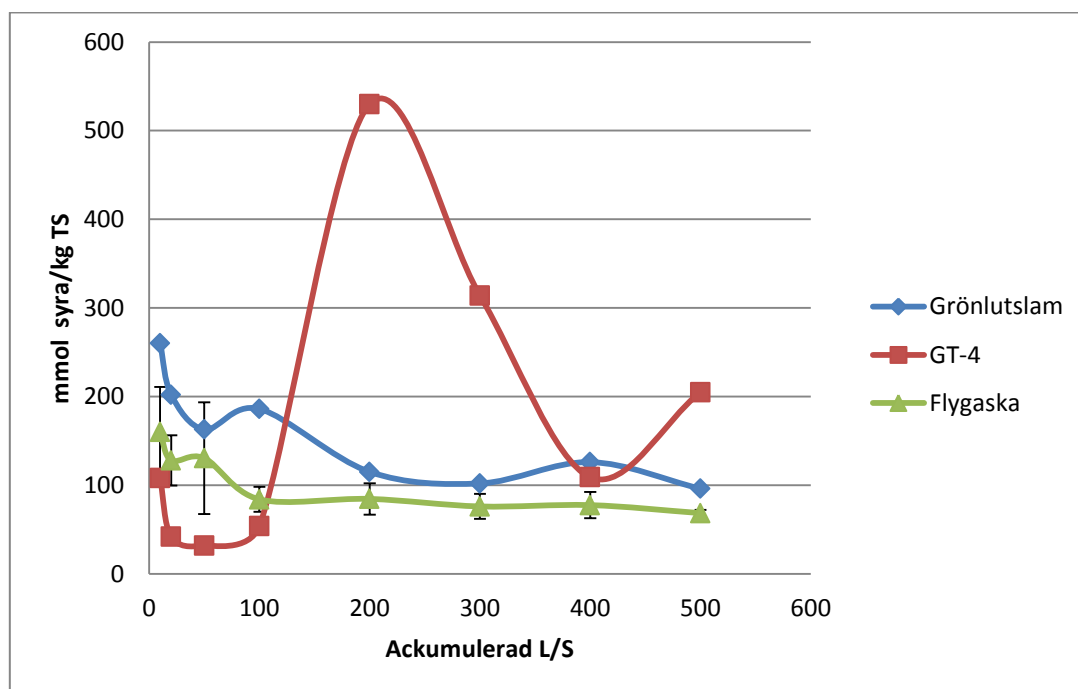
Tabell 3.23: Lakhalter för berörda ämnen omvandlade till mg/kg TS. Längst till höger riktvärden på lakhalter vid L/S 10 för material som ska användas som tätskikt. Lakhalterna ska vara tagna på första lakförsöket (1 Naturvårdsverket 2010). För grönlutslam var Hg i alla prov under detektionsgräns. För flygaska var Cd, Hg, Ni och Zn under detektionsgräns i alla prov, medan As var över detektionsgräns i ett prov.

För fullständiga resultat se Bilaga 4.

3.1.13 Alkalinitet



Figur 3.5: pH innan titrering. Den ackumulerade L/S är en summering av den totala mängden vatten som har passerat genom proverna för varje upprepning.



Figur 3.6: Mängd titrerad syra. Den ackumulerade L/S är en summering av den totala mängden vatten som har passerat genom proverna för varje upprepning. Proverna har titrerats ned till pH 5. Prov GT-4s buffringskapacitet skilde sig tydligt från det andra grönlutslamsprovet och har därför behandlats som ett separat prov istället för som ett replikat.

3.1.14 Enaxliga Tryckförsök

Ett av de 6 replikaten felbelastades och finns således ej medräknat i resultatet.

Material	Odrän. Skjuvhåll. τ_{fu} (kPa)
Grönlutslam	27,4 $\pm$ 7,8

Tabell 3.24: Medel och standardavvikelse för odränerad skjuvhållfasthet för grönlutslam taget via enaxliga tryckförsök.

3.1.15 CPT-sondering

Friktionsvinkeln för flygaskan är som synes mycket hög och sattes då till 42° enligt standardförfarande. För fullständiga resultat se Bilaga 5 och 6.

Material	Friktionsvinkel ϕ (°)
Flygaska	42

Tabell 3.25: Medel och standardavvikelse för friktionsvinkel för flygaska enligt viktsondering.

Material	Odrän. Skjuvhåll. τ_{fu} (kPa)	Friktionsvinkel ϕ (°)
Grönlutslam	67,5 $\pm$ 1,84	38,7

Tabell 3.26: Medel och standardavvikelse på odränerad skjuvhållfasthet och friktionsvinkel (för en mätning, vid grop 2) på grönlutslam enligt CPT-sondering.

Material	Odrän. Skjuvhåll. τ_{fu} (kPa)
Ca-bentonit	15 ¹
Na-bentonit	10 ¹
Blandning av flygaska och rötslam (60/40)	30-40 ¹
Blandning av flygaska och rötslam (40/60)	10-30 ¹
Avloppsslam	<5 ¹
Färska grönlutslam	10-30 ²
Färska grönlutslam & flygaska, lagrad i 1 månad	50-100 ²
Färska grönlutslam & flygaska, lagrad i 3 månader	90-270 ²
Lera	15 ¹
Lerig morän	15 ¹

Tabell 3.27: Odränerad skjuvhållfasthet på vanligt valda tätskiktmaterial och grönlutslam/flygaska-blandningar (1 SGI 2007, 2 Stenman 2011).

Material	Friktionsvinkel ϕ (°)
Ca-bentonit	27
Na-bentonit	15
Syntetiska geomembran	15-30
Syntetiska geomembran	6-30
Bentonitblandad gjuterisand	30-35
Självhårdande alt. stabiliserad flygaska	>35
Lera	30
Lerig morän	30

Tabell 3.28: Odränerad skjuvhållfasthet på vanligt valda tätskiktmaterial (SGI 2007).

Lagringstäthet	Viktsondering Hv(0,2m)
Mycket lös	0-10
Lös	10-25
Medelfast	25-45
Fast	45-80
Mycket fast	>80

Tabell 3.29: Benämning på lagringstäthet med avseende på viktsonderingsresultat (SGI 2007).

Benämning m. avs. på Odrän. Skjuvhåll.	Odrän. Skjuvhåll. c_u (kPa)
Extremt låg	<10
Mycket låg	10-20
Låg	20-40
Medium	40-75
Hög	75-150
Mycket hög	150-300
Extremt hög	>300

Tabell 3.30: Benämning på odränerad skjuvhållfasthet med avseende på CPT-sonderingsresultat för odränerad skjuvhållfasthet (Larsson 2008).

4 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

4.1 SYREBARRIÄRFUNKTION

Vattenmättnadsgraden har störst påverkan på syretransport/diffusion genom tätskiktet. Den höga vattenmättnadsgraden, 98,6% för grönlutslam och 90,2% för flygaska, indikerar att syreinfiltrationen verkar ligga på en låg nivå. För siltjordar räcker vanligen en vattenmättnadsgrad på 90 % för att till största del förhindra luftburen syreinfiltration (Knutsson *et al* 1998). Ett resultat från denna studie visar att grönlutslammet har en högre vattenhalt och vattenmättnadsgrad än flygaska. Detta stöds av att resultatet för TS som visar att flygaskan har en högre TS (påverkan från porvolymen på vattenmättnadsgraden är i detta fall oklar då porvolym inte undersöktes i denna studie p.g.a. tidsbrist). Grönlutslam hade en högre vattenmättnadsgrad än vad flygaskan hade (98,6% mot flygaskans 90,2%) och medan vattenmättnadsgraden räcker för att minska syrediffusionen till mycket låga nivåer finns det en stor risk att funktionen blir negativt påverkad om vattenhalten i flygaskan skulle minska (t.ex. vid långvarig torka). Därför kan det vara av intresse att undersöka huruvida det är möjligt att öka flygaskans vattenmättnadsgrad och/eller undersöka flygaskans motstånd mot uttorkning. Tidigare studier utförda av Pathan *et al* 2003 visar på att flygaskor generellt har en låg vattenretentionskapacitet som snabbt sjunker vilket gör att marginalen innan flygaskors vattenmättnadsgrad (och därmed deras funktion som syrebarriär) påverkas kan antagas vara liten, därför är det av intresse att veta hur flygaskan ute på Rönnskär reagerar. Möjliga orsaker till att grönlutslammet hade en högre vattenmättnadsgrad kan bero på porositet och skrymdensitet (och i förlängningen kompaktdensitet). Grönlutslam har en högre porositet än vad aska har. Detta är troligtvis en funktion av två orsaker. Dels så är flygaskan troligtvis bättre kompakterad än vad grönlutslammet är, vilket minskar flygaskans porositet, och dels så cementerar askan ihop (Munde *et al* 2006). Porositeten för grönlutslammet är mycket hög men inte orimlig. Detta stöds av vattenretentionskurvorna och en bak-beräkning av porositeten där vattenmättnadsgraden sattes till 1, d.v.s. materialet är helt vattenmättat, och kompakt- och skrymdensiteten var samma blev porositeten 0,83. En hög porositet gör att materialet har plats att hålla mer vatten per volymenhet (dock kan en mycket hög porositet resultera i att materialet helt tappar förmågan att hålla vatten och att vatten rinner rakt igenom materialet) tätskikt och resulterar i en högre vattenhalt som i sin tur ökar vattenmättnadsgraden. Skrymdensiteten för flygaskan uppmättes till något högre än vad skrymdensiteten för grönlutslam uppmättes till. Att flygaskan har högre skrymdensiteten kan förklaras med att den var bättre packad och mindre blöt i kombination med att flygaskan och grönlutslammet är olika material och därmed har olika egenskaper. Eftersom materialet i sig har högre densitet än vad vatten har får man en högre skrymdensitet eftersom vattnet som är lättare tar upp mindre volym och flygaskan som är tung tar upp mer volym. Flygaskan har dessutom högre kompaktdensitet än vad grönlutslammet har vilket i sig driver på att flygaskan har högre skrymdensiteten än vad grönlutslammet har.

Att tätskikten skulle vara reducerade system stöds av att As, Cd, Cu, S, Pb, V (endast flygaska) och Zn har mobiliserats. Metallerna bildar olösliga sulfider i ett reducerat system med H_2S (Masscheleyn *et al* 1991, Ingri 2012) men är mobila i reducerade system utan H_2S , och grundämnesanalyserna visar att dessa metaller har minskat i tätskikten (mellan 13-55 %) samtidigt som laktesterna visar att samma metaller lakar. H_2S bildas i starkt reducerade system men då tätskiktsmaterialen har varit syresatta vid utläggning men med tiden har blivit reducerade är det inte rimligt att anta att det på den korta tid tätskikten varit i bruk hunnit bildas H_2S . Detta stöds av de kemiska analyserna av Fe. Eftersom Fe är mobil under högt pH och i reducerade miljöer var förväntningen att Fe skulle vara mer mobil i flygaskan än vad

den var i grönlutslammet. Men medan Fe lakades ur grönlutslammet så hade halterna av Fe inte minskat i flygaskan, och ej heller lakade Fe ur flygaskan. Den mest troliga förklaringen är att pe inte är tillräckligt lågt för att reducera Fe^{3+} till Fe^{2+} . Detta innebär att pe i så fall inte är tillräckligt lågt för att reducera sulfat till sulfid, som sedan kan bilda olösliga metallsulfider, och kan förklara varför det inte finns metallsulfider i tätskikten trots den höga svavelhalten. För grönlutslammet är det möjligt att scenariot är liknande men att det i detta fall är ett lite lägre pe vilket gör att pe ligger på den nivå då Fe precis har börjat reduceras. Båda tätskikten var syresatta vid anläggning, men troligtvis är grönlutslammet kontinuerligt vattenmättad medan flygaskan endast är vattenmättad under blöta perioder, vilket leder till att grönlutslammet i genomsnitt har en högre vattenmättnadsgrad än flygaskan. Frågan uppstår då hur reducerade tätskikten kan bli och om de kommer att lämna den post-oxiska zonen och komma ner i sulfidzonen, och vad som i så fall händer med metallernas mobilitet (Ingri 2012).

Att Zn är mobilt är dock inget entydigt stöd till att systemet är reducerat då Zn är generellt sett ett mycket mobilt ämne oavsett pe i system utan väte-sulfider (Rose *et al* 1980). Dess höga mobilitet speglas i hur ämnet uppför sig i både tätskikten och anrikningssanden då Zn har minskat i flygaskan samt lakar från flygaskan, lakar från grönlutslammet och har minskat samt lakar från i anrikningssanden under de båda tätskikten.

Förväntan var att båda materialen skulle ha en vattenmättnadsgrad på 100%. Månaderna innan provtagningen var de blötaste på flera decennier med ovanligt höga vattenstånd längst hela Norrbottens- och norra Västerbottenskusten (Eklund 2012), och med de låga permeabiliteterna som materialen har borde de ha blivit vattenmättade då vatten borde ha runnit till fortare till tätskiktet ovanifrån än vad vattnet i tätskikten runnit undan. Generellt så var de flesta jordar belägna i låg terräng och/eller nära vattendrag övermättade i Norrbottens- och norra Västerbottenskusten och morän har som regel en högre permeabilitet än vad tätskikten har. Dock så var båda lagren avtäckta i över ett dygn innan mätningarna gjordes och det är möjligt att den långa exponeringen resulterade i en viss uttorkning som resulterade i en underskattning av vattenmättnadsgraden.

Eftersom vattenmättnadsgraden är beroende av vattenhalten för ett specifikt material är det viktigt att ett tätskikt ständigt har en hög vattenhalt. Hur ett material reagerar när vattentillförseln är mindre än vattenavrinningen från materialet beror på materialets vattenretentionskapacitet. En hög vattenretentionskapacitet ger tätskiktet en viss motståndskraft mot torka då en hög vattenretentionskapacitet agerar som en buffert mellan stora variationer i vattentillförseln och vattenhalten. När ett material torkar sjunker vattentrycket i materialet och en vattenretentionskurva speglar hur vattenhalten ändras med ett ökande negativt tryck (d.v.s. ett sug). Grönlutslammet hade en mycket hög vattenretentionsförmåga. Med det tryck som NGI kunde köra till uppnåddes inte tillräckligt hög avvattning för att kunna mäta residualvattenhalten. Detta innebär att grönlutslam har en hög förmåga att behålla vatten vid högt tryck och ger grönlutslammet en fördel att motstå torka.

4.2 PÅVERKAN PÅ ANRIKNINGSSAND

Det pH-värde och den buffringskapacitet som lakvattnet har från de båda tätskikten har påverkat anrikningssanden. Vid en jämförelse mellan pH i anrikningssanden under tätskikten och referenssandens kan en tydlig pH ökning ses i anrikningssanden som ligger under tätskiktet. Att ökningen i pH inte bara beror på att tätskiktet hindrar ny oxidation p.g.a. kontakt med luft bekräftas av det faktum att den sand som ligger närmast tätskiktet (d.v.s. den oxiderade anrikningssanden) är den sand som har den största ökningen i pH.

Flygaskan hade ett högre inledande pH än vad grönlutslam hade men buffrade sämre mot syra än vad grönlutslammet gjorde. Det höga inledande pH syntes även i pasta pH analyserna då askan hade ett högre pH än vad grönlutslammet hade. Ren flygaska har ett högt pH, men låg buffringskapacitet i jämförelse med grönlutslam som har ett lite lägre pH men en bättre buffringskapacitet. Förväntningen var att då flygaskan hade ett högre inledande pH så skulle den även ha en bättre buffringskapacitet, men så var alltså inte fallet. Buffringskapaciteten i flygaskan kan i huvudsak bero på tre orsaker. Den ena är att flygaskan i sitt originalskick har en låg buffringskapacitet trots sitt höga pH, vilket kan bero på att flygaska (från förbränning av kol) till största del består av oxider (van Jaarsveld, van Deventer & Lukey 2002). Den andra orsaken kan vara att de mineral i flygaskan som ligger bakom buffringskapaciteten är lättvittrade och har under den tid flygaskan varit i bruk som tätskikt vittrat ur. XRD-resultaten visar att det finns kalcit i flygaskan, vilket är ett relativt lättvittrat mineral med hög buffringskapacitet (Ingri 2012) men anger inte hur mycket kalcit som finns kvar eller hur mycket kalcit som har vittrat ur. Slutligen så är den tredje orsaken att de mineral som har en buffringsförmåga är svårvittrade och löser sig dåligt i vatten. Mest troligt är att alla tre faktorerna har spelat in för att resultera i den låga buffringskapaciteten.

För grönlutslammet kan man notera ett intressant fenomen, prov GT-4 var annorlunda mot övriga grönlutslamsprover vilket reflekterades delvis i resultaten. Redan vid provtagningen så noterades det att mängden mesa var ojämnt fördelad i materialet. Ibland förekom mesan som skarpt avgränsade klumpar (större klumpar kunde undvikas vid provtagning) och ibland var grönlutslammet och mesan homogent omblandade. Vid en optisk inspektion noterades det att GT-4 hade en högre halt mesa i sig i jämförelse mot övriga grönlutslamsprov. Skillnaden kunde ses med blotta ögat då färgen på GT-4 var medium till ljusgrå färg istället för svart som med övriga grönlutslamsprov och konsistensen var grusigare. Att GT-4 är annorlunda i vissa avseende men inte i andra kan ses i pasta pH och kompaktdensiteterna. Medan GT-4s pasta pH var inte kunde särskiljas från de andra grönlutslamsproverna var kompaktdensiteten betydligt högre för GT-4 än övriga grönlutslamsprov. Skillnaderna mellan GT-4 och övriga grönlutslamsprov kan till viss del förklaras med materialets hygroskopicitet (förmåga att dra åt sig fukt) men inte helt. Eftersom antalet pyknometrar var begränsade mättes inte alla prov på samma dag utan mätningarna spreds ut över en vecka. Under tiden mätningarna skedde förvarades proverna i Geoteknik-labbet utan exsickator, och det är möjligt att den varierande luftfuktigheten i labbet under veckan resulterade i att proverna hade olika fukthalt under olika dagar. Ett prov med en viss fukthalt får en ökad massa och volym i jämförelse med ett torrt prov vilket resulterar i att kompaktdensiteten för det fuktiga provet underskattas. En jämförelse kan göras med flygaskans kompaktdensitet. Skillnaden mellan de olika flygaskaproverna är liten i jämförelse med skillnaden mellan prov GT-4 och övriga grönlutslamsprov. Detta trots att flygaskans kompaktdensitet kan påverkas av två faktorer utöver heterogenitet i själva materialet. Den ena faktorn är att det inte är ovanligt att ämnen i flygaskan löser sig i vatten och därmed påverkar resultatet. Den andra faktorn är att det finns en risk med att materialets fukthalt varierat mellan olika prover p.g.a. materialets hygroskopicitet då flygaskans kompaktdensitet mättes blandat med grönlutslamsproverna och

proverna av anrikningssand. Att värdespannet på flygaskans kompaktdensitet i denna studie skiljer sig mot flygaskor i andra studier beror på att flygaskans sammansättning är en avspeglning i vad som har förbränts och eftersom materialet som förbränns ofta har en stor heterogenitet avspeglas detta i värdespannet.

Den stora variationen av buffringskapacitet kan förklaras av att det har funnits mineral i provet i partikelform som har en hög buffringskapacitet men som har haft en beläggning. När provet skakats upprepade gånger har abrasionen partiklarna emellan i samarbete med den stora mängden vatten slipat och sköljt bort den yttersta beläggningen på partiklarna och därmed frigjort färsk yta av mineralet som då har kunna reagera med syran. Vid en första anblick misstänktes det att det buffrande mineralet skulle vara kalken som finns i mesan, och vid närmare undersökning av resultaten kunde man se att det starkt buffrande mineralet buffrade runt pH 5,8 och kalcium-karbonat börjar buffra runt pH 6,3. Så inberäknat pH-metrarnas osäkerhet är det inte omöjligt att det buffrande mineralet är kalciumkarbonat (vilket stöds av XRD-resultaten som säger att det finns kalcit i grönlutslammet och i flygaskan), men intaget de kemiska analyserna och det udda beteendet är det mer troligt att halten kalciumkarbonat är låg och att ämnet inte agerar ensamt. En teori är att det även finns silikater som agerar som buffert i proven. Men silikater vittrar långsamt och kan i praktiken buffra till ca pH 4 (Naturvårdsverket 2002), så effekten av silikatbuffring kan lätt maskeras om provet innehåller kalcit. Dock så kunde inte mineralanalysen från XRD undersökningen påvisa att proven innehöll kristallina silikater (XRD reagerar inte på amorfa mineral), och även om det vid noggranna undersökningar har funnits bl.a. kvarts i grönlutslam (Taylor & McGuffie 2007) är det mest troligt att effekten av silikatbuffring är obetydlig eller starkt underordnad effekten av kalcitbuffring. Vilket mineral som i så fall ger en buffrar utöver kalcit är i denna studie svårt att avgöra då en endast en översiktlig undersökning av mineralogin har gjorts. Att tätskikten har en låg karbonathalt stöds av de kemiska analyserna för Mn. Mn har minskat och lakar från flygaskan och lakar från grönlutslammet vilket stödjer tesen att karbonathalten är låg i tätskikten då Mn gärna bildar Mn-karbonater i system med hög karbonathalt (Ingri 2012). De kemiska analyserna anger halter på CaO från 16-47% vilket motsäger tesen att karbonathalten i de båda tätskikten är låg men en förklaring kan ligga i mängden tillgängliga karbonat/bikarbonatjoner. XRD-resultaten anger bara att det finns kalcit, inte vilken mängd och de kemiska analyserna anger inte heller mängden kalcium-, karbonat- och bikarbonatjoner, utan anger endast det kalcium som finns som CaO. Så det finns inget direkt mått på mängden karbonat, och i detta fall är det rimligt att anta att mängden kalcit inte ger tillräckligt med karbonat/bikarbonat-joner för att Mn-karbonater ska fällas ut. En annan förklaring kan vara att det finns karbonater i systemet som har bundit Mn, men att de karbonaterna har börjat lakas och därmed lakas även Mn som funnits bundet i karbonaten.

När man tittar på alkalinitetsmätningarna så kan det noteras att mängden fasta partiklar som följde med vid avhällning av lakvattnet har en stor inverkan på resultatet från titreringen, ju mer fasta partiklar som följde med ner i titrandlösningen desto bättre buffringskapacitet. Upp till L/S 100 fylldes behållarna som proverna skakades och centrifugerades i med olika mängd vatten. Detta gjorde att centrifugerings-resultaten varierade efter mängden vatten i behållaren. Bäst centrifugeringsresultat fås då behållarna är fyllda till 80% vilket avspeglades i resultaten då omgången med L/S 50 syns som en tillfällig sänka i alla fyra kurvorna. Vid L/S100 och högre blev behållarna fyllda upp i halsen, detta gjorde att man vid avhällning ofta rörde upp de partiklar som hade lagt sig i halsen under centrifugeringen. Att punkten L/S 50 för flygaska och punkten L/S 100 för grönlutslam har hög standardavvikelse beror på att de proverna blev lite uppslammade innan avhällning.

När en jämförelse görs mellan halterna av metaller i anrikningssanden före och efter utläggning av tätskikt finns det vissa metaller som ser ut att ha ökat i anrikningssanden. Viktigt är då att ta reda på huruvida dessa ämnens ökning är ett resultat av påverkan från tätskiktet (genom att ämnena har lakat från tätskiktet ner i anrikningssanden).

Gemensamt för As, Ni, Pb (båda tätskikten), Cd, Cr, och Cu (endast grönslutslam) är att det vid första anblicken ser ut som att urlakade halter av ovan nämnda metaller har ansamlats i anrikningssanden (i både den oxiderade och den ooxiderade anrikningssanden) och därmed ökat totalhalterna för dessa ämnen i anrikningssanden. Men om man ser till hela datat och betänker den situation som det är mest rimligt att anrikningssanden befinner sig i så finns det anledning att se närmare på dessa ämnen. När oxiderad sulfid-rik anrikningssand blir övertäckt innebär det inte att all försurande oxidation upphör direkt, utan ofta har man en viss oxidation som pågår upp till ett visst antal år efter täckning (INAP 2012). Detta innebär att det i Rönnskärs fall är rimligt att misstänka att den oxiderade anrikningssanden inte har upphört med all oxidation och har ett relativt högt pe. Samtidigt så har den ooxiderade anrikningssanden legat utom räckhåll för syre i över 50 år så det är lika rimligt att anta att den ooxiderade anrikningssanden har ett lågt pe samt har H_2S i sig som stammar från mineraliseringen. Dock finns det en möjlighet att den ooxiderade anrikningssanden har börjat oxideras, vilket antyds av de höga lakhalterna från lakförsöket på den ooxiderade anrikningssanden, och således har ett högt pe, men vid en överslagsräkning visas det att oxidationsfronten i genomsnitt har kommit 14 cm sedan anrikningssanden deponerades. Om anrikningssanden grovt räknat har legat på plats i 50 år erhålls en oxidationshastighet på ca 0,3 cm/år. Eftersom i stort sett alla prover bestående av ooxiderat anrikningssand (utom i referensområdet) blev tagna >10 cm (10 cm motsvarar ca 33 år) från gränsen oxiderad/ooxiderad anrikningssand är det troligt att syrehalten är låg/obetydlig på den nivå där de ooxiderade anrikningssandsproverna är tagna. Under dessa förhållanden är det då inte rimligt att metaller vars mobilitet påverkas av rådande pe har lakat ur tätskiktet och ansamlats i båda miljöerna. Detta speciellt då pH:t i den oxiderade anrikningssanden var lägre än pH:t i den ooxiderade anrikningssanden. Att pH i den ooxiderade anrikningssanden inte är neutralt kan förklaras med att den syra som bildats i den oxiderade anrikningssanden har transporterats med nedåt rinnande infiltrerat vatten. Alla ovan nämnda grundämnen är mobila i den miljö som bör råda i den oxiderade anrikningssanden och immobila i den miljö som bör råda i den ooxiderade anrikningssanden. Ansamlingen bör då istället ha skett i den ooxiderade anrikningssanden (Ingri 2012). Så de joner som lakar från tätskiktet bör rinna rakt igenom den oxiderade anrikningssanden och ansamlas i den ooxiderade anrikningssanden. Att anrikningssanden är heterogen kan ses på flera sätt, dels så varierar halterna av givna ämnen i sandmagasinet, dels så varierar även kompaktdensiteten. Kompaktdensiteterna skiljer sig något både mellan de olika profilerna och inom profilerna mellan oxiderad och ooxiderad sand. När man ser på den oxiderade referenssandens så är den höga kompaktdensiteten förmodligen relaterad till att det materialet innehöll en hög andel slagg, vilket inte återfanns i de andra profilerna. För grönslutslams-profilerna så kan man se att den anrikningssand som ligger under grönslutslammet har en högre kompaktdensitet och den ooxiderade anrikningssanden har en högre kompaktdensitet än den oxiderade anrikningssanden. Att grönslutslams-profilerna har högre kompaktdensitet beror mest troligt på att anrikningssanden i just det området är annorlunda, när anrikningssanden lades ut så skiftade sandens sammansättning beroende på vilken typ av slig man anrikade, och att den ooxiderade sanden har en högre kompaktdensitet kan vara ett uttryck för att den oxiderade sanden lakar metaller ner i den ooxiderade sanden. Generellt så ligger kompaktdensiteten på ca $2,7 \text{ g/cm}^3$. All provtagen sand låg över grundvattenytan. I den oxiderade referenssandens fanns det mycket slagg vilket inte återfanns i någon av de andra proverna. Det finns alltså anledning att tro att

de ämnen som till synes har ökat i både de oxiderade och den ooxiderade anrikningssanden i grund och botten inte har ökat, utan är en artefakt skapad av att det finns en heterogenitet i anrikningssanden. Med basis på detta resonemang är det rimligt att anta att ökningen av As och Pb i anrikningssanden under flygaskan inte är orsakad av lakning från flygaskan och att ökningen av As, Cd, Cr, Cu och Pb i anrikningssanden under grönlutslammet inte är orsakade av lakning från grönlutslammet. Så höjningen i anrikningssanden av ovan nämnda metaller motsvaras inte av sänkningen av samma metaller i tätskikten. Dock så är det inte omöjligt att det finns en viss lakning av ovan nämnda ämnen i tätskikten. Båda tätskikten har höga pH värden och höga pH värden kan resultera i att metaller som annars skulle vara immobiliserade blir mobiliserade. T.ex. så kan As och Pb bli mobila vid $> \text{pH } 11$ (Takeno 2005), men med tanke på hur mycket halterna har ökat enligt analysresultaten är det inte rimligt att lakning p.g.a. högt pH är ensam eller huvudsakligt orsak.

Ser man sedan på Cr, Cd och Cu och jämför halterna så kan man se att ökningen i den ooxiderade anrikningssanden är mer än dubbelt så hög som den sänka som har skett i flygaskan för Cd och Cr medan ökningen för Cu i anrikningssanden är nästan 30 gånger så hög som sänkan i flygaskan. För Ni och Fe_2O_3 hade det skett en ökning i den oxiderade anrikningssanden och skillnaden mellan sänkan i tätskiktet och ökningen i anrikningssanden är liten. Då är det rimligt att anse att flygaskan inte är enda orsaken till de ökade halterna av Cd, Cr och Cu i den ooxiderade anrikningssanden, men kan vara orsak till de ökade halterna av Ni och Fe_2O_3 i den oxiderade anrikningssanden. För grönlutslamsområdet är situationen annorlunda, de ämnen som har ökat i anrikningssanden under grönlutslammet är CaO, Fe_2O_3 , MnO, MgO, Ni och Zn och om man ser till de höga halterna av dessa ämnen i tätskiktet och haltökningen i anrikningssanden är det möjligt att ökningen helt eller till största del beror på urlakning från grönlutslammet. Eftersom referensproverna inte är tagna på samma flygaska som nu ligger som tätskikt så är det svårt att göra exakta uttalanden men man får en grov jämförelse.

Halterna av S var mycket höga i båda tätskikten och S lakas med hög halt från båda tätskikt, i jämförelse så är halterna av S i grönlutslammet 1,5 gånger högre och i flygaskan 4 gånger högre än vad som tidigare uppmätts i anrikningssand. Ser man på lakdatat kan man däremot se att halterna av sulfat som lakar från anrikningssanden är 10 gånger så höga som mängderna S som lakas från flygaskan och 2 gånger så höga som mängderna S som lakas från grönlutslammet. En diskussion kan föras om huruvida de höga halterna av sulfat i lakvattnet kan härröra från de båda tätskikten och inte från anrikningssanden. Frågan är komplex eftersom anrikningssanden från referensområdet visade stora skillnader (som inte kan härröras från tätskikten) mot anrikningssanden som fanns i tätskiktsområdena, samt det faktum att mängden svavel inte är homogent fördelad i anrikningssanden. Som jämförelse kan man se i de äldre provtagningsprotokollen att halten av S kan variera med så mycket som en faktor 10 beroende på var i sandmagasinet som provet är taget.

Na och Ba förekommer oftast som mobila anjoner (Takeno 2005) och man kan se att halten Na har minskat i flygaskan och att både Ba och Na lakar från grönlutslammet, och att halterna Na och Ba i anrikningssanden under grönlutslammet också har minskat och lakar. Så i området med grönlutslam som tätskikt uppför sig Na på samma sätt oavsett om det finns i tätskiktet eller i anrikningssanden. Mängden Na i flygaskan har minskat och lakar lite svagare än från grönlutslam, men mängden Na i anrikningssanden är densamma trots att Na lakar från anrikningssand. Troligen är det så att Na i flygaskan är mycket mobil och har lakat ur tätskiktet och ansamlats i anrikningssanden där de tillkomna mängderna av Na från tätskikten väger upp den mängd Na som lakats från anrikningssanden och på så vis maskerar att den

ursprungliga mängden Na har minskat. Ba däremot lakar mer från flygaskan än från grönlutslammet och man kan se att det sker en ansamling av Ba i anrikningssanden under tätskiktet. Samtidigt sker det en lakning av Ba från den ooxiderade anrikningssanden som inte helt kan ha sitt ursprung i det från tätskiktet ansamlade bariet då lakningen från den ooxiderade anrikningssanden är 8 gånger så hög som lakningen av Ba från den oxiderade anrikningssanden.

K har minskat och lakar från båda tätskikten, dock så lakar K mer från flygaskan än från grönlutslammet med upp till en faktor 10 samtidigt som halten K har minskat mest i grönlutslammet procentuellt sett. De totala halterna av K/kg TS är tre gånger så höga i flygaskan som i grönlutslammet, så det är troligt att orsaken till att K lakar mindre från grönlutslam är för att mängderna är mindre och den mängd som finns kvar är mer otillgänglig och inte lika lättlakad. Detta stöds av det faktum att man kan se en ansamling av K i det oxiderade lagret under flygaskan där kaliumhalten har ökat emedan halterna i den ooxiderade anrikningssanden i flygaskområdet och anrikningssanden i grönlutslamsområdet minskar.

När en jämförelse gjordes mellan flygaskan och grönlutslammet med Naturvårdsverkets riktvärden på tätskiktsmaterial bestående av återvunnet avfall finns det framförallt en sak som är intressant. Både flygaskan och grönlutslammet klarar värdena för utlakning, men faller på halter/kg TS för vissa ämnen. För flygaskan ligger As, Zn och Cu över riktvärdena och för grönlutslammet ligger Cr, Cu, Ni och Zn över riktninjerna. I Naturvårdsverkets handbok 2010:1 skriver de att de anser att man bör ta hänsyn till både värden för halter och utlakning. Det finns alltså utrymme för att föra en diskussion med tillståndsmyndigheten om att få materialen godkända att användas som tätskikt. En argumentation kan föras att trots att lakhalterna ska vara baserade på första lakningen så talar resultaten för att lakhalterna i Rönnskärs fall efter 5 år uppnår riktninjerna med god marginal. I Rönnskärs fall finns det dessutom en omständighet som talar för att ett tillstånd att använda flygaska och/eller grönlutslam som tätskikt är möjligt. Det avfall som tätskikten ska täcka, d.v.s. anrikningssanden, i sig har höga lakhalter och halter/kg TS, så att påverkan från tätskiktet blir liten i förhållande till påverkan från anrikningssanden som tätskiktet täcker. I Rönnskärs fall finns det dessutom en viss fördel då recipienten är Bottenviken och inte en känslig fjällbäck eller inlandssjö som annars är vanligt för anrikningssandsupplag i Sverige.

Då permeabiliteten styr lakhastigheten är det av vikt att ett tätskikt har en låg permeabilitet. Det allmänna rådet för permeabilitet för tätskikt för täckning av anrikningssand är 10^{-9} m/s (Naturvårdsverket 2004). När en jämförelse med permeabilitetsvärden gjorda på färsk grönlutslam görs blir det tydligt att grönlutslammet har fått en högre permeabilitet under den tid som tätskiktet har varit i bruk. Skillnaden i permeabilitet mot tidigare uppmätta värden på färskt grönlutslam är upp emot en faktor 10 och ändringen gör att tätskiktet inte längre uppfyller det allmänna rådet på att tätskikt för anrikningssand bör ha en permeabilitet på 10^{-9} m/s. Detta kan då utgöra ett hinder för att få tillstånd att använda grönlutslam som tätskiktsmaterial och bör alltså undersökas närmare. Orsaken till varför grönlutslammet har fått en högre permeabilitet när den fått åldras är troligen att andelen ämnen som kan lösa sig i vatten (såsom salter) har minskat med åren vilket resulterar i att materialet tappat massa och blir mer poröst. Detta stöds av det faktum att kompaktdensiteten på färsk grönlutslam har uppmätts 2,57 vilket är högre än vad som erhöles nu (Stenman 2011). Om ämnen i grönlutslammet kan lösa sig i vatten resulterar det i att vattnets densitet blir högre medan torrsubstansen blir lägre och man underskattar kompaktdensiteten för materialet. Så om det åldrade grönlutslammet har innehållit ämnen som har löst sig i vatten så blir kompaktdensiteten för det åldrade grönlutslammet underskattat i förhållande till

kompaktdensiteten för färskt grönlutslam. Skillnaden i kompaktdensitet kan även bero på varifrån grönlutslammet kommer ifrån. Eftersom grönlutslam innehåller processfrämmande ämnen så kan sammansättningen variera något beroende på vilken process som har använts. I detta fall gjordes de nya mätningarna på grönlutslam från Smurfit Kappas bruk i Piteå medan de äldre mätningarna på färskt grönlutslam är gjorda på grönlutslam från Billerud i Kalix.

Sett till de individuella proverna så visade det sig att det prov som hade högst permeabilitet även var det prov som innehöll minst mesa.

Medelpermeabiliteten motsvarar L/S 0,00714 per år. L/S 1 motsvarar då 140 år och L/S 10 motsvarar 1401 år. Som jämförelse med lysimeterförsöken erhöles att L/S för ett år är 0,12251 och att L/S 1 motsvarar 8 år och L/S 10 82 år. Skillnaden är stor och orsakerna till detta kan vara flera. För permeabiliteten beräknades den hydrauliska gradienten som maxhöjden av skyddsskiktet men i verkliga fallet är det sällan som den hydrauliska gradienten är så hög. För lysimeterförsöken blev skillnaderna mellan de olika lysimetrarna stor och detta gör att det är svårt att få ett korrekt medelvärde. Att skillnaden mellan de olika grönlutslams-lysimetrarna var stor kan ha olika orsaker och därför är det svårt att avgöra vilka värden som är mest korrekta. Stor vatteninfiltration kan bero på att tätskiktet blivit skadat vid återläggning och därför släpper igenom mer än vad den borde eller att tömning vid start av försök inte blev fullständig vilket gör att den infiltrerade vattenmängden överskattas. Liten vatteninfiltration kan bero på att lysimetern har blivit skadad vid återfyllnad eller att slangen som vattnet pumpas upp genom inte ligger i botten på lysimetern vilket gör att vattenmängden underskattas. Ett mera långgående försök med lysimetrarna med mätningar över minst ett års tid med upprepade tömningar kan ge en bättre bild av hur vattengenomströmningen är i praktiken genom tätskiktet.

För flygaskan var skillnaderna mellan L/S för ett år mellanvärde beräknat ur permeabilitet och infiltrerad mängd vatten mycket mindre än för grönlutslammet. För lysimeterförsöken erhöles L/S 0,03849 för ett år vilket ger att L/S 1 motsvarar 30 år och L/S 260 år. För permeabiliteten erhöles att L/S för ett år motsvarar 0,03725 vilket ger att L/S 1 motsvarar 27 år och L/S 10 motsvarar 268 år. Men värdena för flygaskans permeabilitet är tagna på färsk flygaska. Därför kan det vara svårt att veta huruvida L/S för lysimeterförsöken verkligen är liknande som L/S för permeabiliteten eftersom flygaskans nuvarande permeabilitet kan vara annorlunda då askan kan ha åldrats.

När alkalinitetsförsöket gjordes visade det sig att lakvattnet från de båda tätskikten buffrade upp till L/S 500 (då försöket avbröts p.g.a. tidsbrist) vilket motsvaras av 70 072 år, baserat på permeabiliteten, och 4081 år, baserat på lysimeterförsöken, för grönlutslammet. För flygaskan motsvarar L/S 500 av 13 423 år, baserat på permeabiliteten, och 12 991 år, baserat på lysimeterförsöken. Detta resulterat i att den buffringskapacitet som lakvattnet från tätskikten har lär vara konstant under sluttäckningens livslängd. Det kan antas att den konstanta buffertkapaciteten i lakvattnet med tiden kommer att neutralisera den förurning som redan har skett och under förutsättning att ny oxidation inte ser kommer pH med tiden att öka till det pH som lakvattnen har. Effekterna av en pH höjning på metallernas rörlighet är tvådelad. Dels så kommer vittringshastigheten att minska då ett lågt pH verkar för en förhöjd vittringshastighet med resultatet att frigörelsen av metaller från vittrade mineral minskar med ett ökat pH. Dels så leder en ökning i pH från surt till neutralt generellt sett till en immobilisering av metaller. Sammantaget dessa två effekter är det troligt att antaga att den totala mängden lösta metalljoner i lakvatten från anrikningssand kommer att minska med tiden vilket är ett av målen med en täckning.

Den påverkan som tätskikten har är sammanfattningsvis till största delen positiv. Lakvatten från tätskikten har en viss buffringskapacitet och har resulterat i en pH höjning av anrikningssanden. Buffringskapaciteten bedöms förbli oförändrad under sluttäckningens livslängd och kommer med tiden att verka för en pH höjning vars effekt verkar för en minskning av metallhalter i lakvatten från anrikningssand vilket är ett av målen med en sluttäckning. Lakvattnet från tätskikten verkar även innehålla en del urlakade ämnen från tätskikten som har ansamlats i anrikningssanden. Flygaskan har lett till en ökning av Ni och Fe_2O_3 i den oxiderade anrikningssanden, medan grönlutslammet har lett till en ökning av CaO, Fe_2O_3 , MnO, MgO, Ni och Zn. Av dessa ämnen är det främst Ni och Zn som kan anses utgöra ett hinder vid en tillståndsprövning, men så som tätskikten var vid provtagning ligger de urlakade halterna av Ni och Zn under riktlinjerna. När det gäller halter/kg TS så ligger As, Zn och Cu över riktvärdena för flygaskan och Cr, Cu, Ni och Zn för grönlutslammet. Men finns utrymme för tolkning och för att föra en diskussion med tillståndsgivande myndighet för att få en tillståndsansökan godkänd. Permeabiliteterna på de båda tätskikten är låga, men uppfyller inte rådet på att ett tätskikt för anrikningssand bör ha en permeabilitet på 10^{-9} m/s och det finns en antydning till att grönlutslammets permeabilitet ökar med tiden vilket kan utgöra ett problem.

4.3 HÅLLFASTHET

Hållfastheten i tätskiktet i denna studie är baserad på den odränerade skjuvhållfastheten. Den odränerade skjuvhållfastheten kan inte ensam ge ett besked om hur materialet kan belastas och hur det deformeras men ger en indikation. Grönlutslammet i tätskiktet visade sig ha en odränerad skjuvhållfasthet på upp emot 69 kPa i CPT-sonderingen vilket benämns som medium (Larsson 2008, BS EN ISO 14688-2:2004). Detta var oväntat högt eftersom färskt grönlutslam har en tydligt lägre odränerad hållfasthet. Även många andra vanliga tätskiktsmaterial har en lägre till mycket lägre odränerad skjuvhållfasthet (Svenska Geotekniska Institutet 2007). Grönlutslammet i tätskiktet hade ungefär samma styrka som grönlutslam blandat med aska som ej fått cementera (lagring i 1 månad), vilket tydligt visar på att grönlutslammet i tätskiktet får en ökad styrka med tiden. Fortfarande är det dock så att grönlutslam blandat med aska som fått tid att cementera (lagring i 3 månader) är det av ovan nämnda material som har högst odränerad hållfasthet (Stenman 2011). Att grönlutslammet har en hållfasthet som är bättre än de flesta andra tätskiktsmaterial stöds av resultaten för friktionsvinkeln. Friktionsvinkeln på grönlutslammet i tätskiktet är några grader högre än vad friktionsvinkeln på lera, bentonitlera, lerig morän och syntetiska geomembran är, men ligger i det nedre spannet för flygaskors friktionsvinkel. Att flygaskan har en hög friktionsvinkel var väntat. Flygaskan är självhävande och dess förmåga att cementera ihop med tiden syntes tydligt under provtagning och provhantering (Munde *et al* 2006). Flygskans relativa fasthet benämns som mycket hög (Svenska Geotekniska Institutet 2007).

De enaxliga tryckförsöken visade att grönlutslammet hade en odränerad skjuvhållfasthet som var lägre än vad den odränerade skjuvhållfastheten från CPT-sonderingen blev. Att de enaxliga tryckförsöken har lägre värden är inte ovanligt, de enaxliga tryckförsöken utfördes på små laboratorieprover och transport och förvaring kan ge en stor påverkan på provet (Larsson 2008).

5 SLUTSATSER

Sammantaget kan man fastställa att densiteterna (och då särskilt skymdensiteten) samman med de höga vattenhalterna är optimala för grönlutslammet vilket resulterar i en mycket hög vattenmättnadsgrad som skulle kunna förhindra syreinfiltration via luft. Den höga vattenmättnadsgraden i kombination med hög vattenretentionsförmåga gör att grönlutslammet klarar av att det finns en viss variation i vattenhalt (som beror på variation i mängden tillfört vatten via infiltration från ovan) utan att funktionen påverkas. Flygskans vattenmättnadsgrad är i nuläget tillräckligt hög för att tätskiktet ska fungera som syrebarriär, men eftersom vattenmättnadsgraden ligger på gränsen och då flygskans vattenretentionsförmåga är okänd finns det en möjlighet att en minskning i vattentillförsel till tätskiktet kan resultera i att flygskans funktion som syrebarriär försämras.

Det finns en påverkan från tätskiktet på anrikningssanden. Den mest tydliga påverkan är alkaliniteten, genom att laka högalkalint lakvatten som har en viss buffertförmåga har pH höjts i anrikningssanden från att ligga under 2 till att ligga mellan 3-6 vilket är positivt då ett ökat pH-värde generellt verkar för en immobilisering av de flesta metaller, hur mycket metallerna immobiliseras beror dock på mineralogi, pe och individuella egenskaper hos de olika metallerna. (Takeno 2005). Det finns även en viss anrikning av ämnen som lakats ut från grönlutslammet; CaO, Fe₃O₂, MgO och Zn. Av dessa ämnen är det bara Zn som inte är ett bergartsbildande ämne och kan utgöra en negativ miljöpåverkan. Annat som kan vara negativt för grönlutslam som tätskikt är riktlinjer på halt/kg TS och lakhalter i grönlutslammet och grönlutslammets permeabilitet. Så som grönlutslammet är idag klaras inte alla riktlinjer för halt/kg TS, samt att permeabiliteten, som visserligen inte är reglerad enligt riktlinjer men som bör vara låg, har blivit högre under den tid som tätskiktet varit i bruk. Men det finns utrymme för utveckling av dessa tre parametrar för att kunna förbättra förutsättningarna för materialen som tätskiktsmaterial. I Rönnskärs fall finns det dessutom faktorer som kan verka förmildrande, det avfalls som tätskikten lakar till har i sig självt mycket höga halter av diverse metaller och den slutgiltiga recipienten är Bottenviken.

Sammantaget kan man generellt säga att tätskiktets påverkan på anrikningssand är svag men positiv. Den buffringskapacitet som lakvattnet från tätskikten har är låg, men likväl så finns det en buffringskapacitet och halterna av metaller i lakvattnet från tätskiktet är i de flesta fall försumbara för att ge en mätbar effekt i denna studie. Av de ämnen som har ökat i anrikningssanden p.g.a. tätskiktsmaterialen är det i grund och botten Zn som utgör det största problemet, de andra ämnena är bergartsbildande och att de finns i höga halter i geologiska material är mer regel än undantag. Sett ur ett tekniskt perspektiv är inte grönlutslammet och flygskan tydligt lämpliga som tätskikt eftersom det finns vissa egenskaper, t.ex. permeabilitet, som inte är optimala för ett tätskikt. Men båda materialen har flera egenskaper som gör dem lämpliga, t.ex. vattenmättnadsgrad, buffringskapacitete m.m., och dessa egenskaper i kombination med hur materialen reagerar på åldrande gör att det finns ett utrymme för att fortsätta utvecklingsarbetet med grönlutslam och flygaska i syfte att förbättra deras förutsättningar att användas som tätskikt.

Grönlutslammet i tätskiktet visade sig ha en oväntat hög odränerad skjuvhållfasthet som låg högre än värde på både färskt grönlutslam och andra vanliga tätskiktsmaterial. Detta anger att grönlutslammet i tätskiktet får en ökad styrka med tiden. Flygaskan är självhävande och dess förmåga att cementera ihop med tiden gav den en hög odränerad skjuvhållfasthet. Dock så måste man ta i beaktande att den odränerade skjuvhållfastheten inte ensam kan ge ett besked om hur materialet kan belastas och hur det deformeras men det ger en indikation.

6 FORTSATT FORSKNING

Områden som skulle vara av intresse att studera mer är bl.a. alkalinitets-lakning. De lakförsök gjorda i denna studie visade sig vara starkt påverkade av yttre faktorer såsom fyllnadsgrad och avhållning av lakvatten. Därför rekommenderas det att upprepa försöken med en annan metod.

Ett annat område som är av intresse att studera mer ingående är hur den geokemiska miljön i tätskikten utvecklas. Askan verkar t.ex. ha ett högre pe än grönlutslammet även om askans pe ligger i det nedre spannet, och frågan är huruvida pe kommer att sjunka ytterligare i de båda tätskikten eller om värdena ligger stabila nu. Tätskikten har dessutom endast legat på plats i 5 år, ett tidsspänn som inte garanterar att alla kemiska reaktioner som kan ske i tätskikten har uppnått jämvikt.

För grönlutslammet vore det även av intresse att undersöka effekten av mängden inblandad mesa i förhållande till rent grönlutslam. I permeabilitetsförsöken syntes en antydning till att en högre inblandning av mesa i grönlutslammet resulterade i en lägre permeabilitet, och då en lägre permeabilitet än vad som grönlutslammet idag uppvisar är önskvärt kan det vara av intresse att undersöka saken vidare.

Eftersom upphovet till buffertförmågan hos grönlutslammet inte säkert kunde fastställas är det av intresse att utföra en utökad och mera noggrann analys av mineralogin på grönlutslammet.

Då lysimeterförsöken i denna studie endast pågick under 36 dagar p.g.a. tidsbrist ges inte en rättvis bild av årsinfiltrationen genom tätskikten. Därför bör lysimeterförsöken få lov att fortgå under minst ett år med regelbundna tömningar för att bättre kunna spegla total årsinfiltration samt kunna ge besken om vilka lysimetrar som inte fungerar optimalt och i så fall hur deras resultat kan korrigeras empiriskt.

Ett oväntat men positivt resultat var att hållfastheten i grönlutslammet var högre än förväntat vilket tyder på att grönlutslammets styrka ökar allteftersom materialet åldras, och då är det av stort intresse att ta reda på hur mycket hållfastheten kan öka, och om ökningen skett gradvis eller etappvis.

Eftersom det krävs en vattenmättnadsgrad på 90% för att förhindra syreinfiltration (Knutsson *et al* 1998) och flygaskan låg på samma värde finns det litet utrymme för att vattentillförseln till tätskiktet ska kunna minska utan att flygaskans funktion som syrebarriär ska påverkas. Det är då av stort intresse att veta hur vattenavförseln från flygaskan ser ut och hur stort motstånd flygaskan uppvisar på torka. Därför bör det göras nya försök att mäta hur flygaskans vattenretentionskurva ser ut.

REFERENSER

Avfall Sverige. (2011). *Svensk avfallshantering 2011*. Malmö. Avfall Sverige.

Domenico, Patrick. Schwartz, Franklin. (1997). *Physical and Chemical Hydrogeology*. Andra upplagan. New York. John Wiley and Sons, Inc.

Eklund, Anna (red). (2012) Vattenåret 2011. Faktablad Nr 54. Norrköping. SMHI.

Herrmann, Inga. Svensson, Malin. Ecke, Holger. Kumpiene, Jurate. Maurice, Christian. Andreas, Lale. Lagerkvist, Anders. (2009). *Hydraulic conductivity of fly ash–sewage sludge mixes for use in landfill cover liners*. Water Research, Volume 43, Issue 14.

Holmström, Henning. Lundgren, Tom. (2002). *Utredning gällande vittringspotentialen för den deponerade anrikningssanden vid Rönnskärsverken -Bilaga till återställningsplan*. Rapport RMS3025. Linköping. Envipro Miljöteknik AB.

Höglund, L.O. (red). Herbert, R (red). Lövgren, L. Öhlander, B. Neretnieks, I. Moerno, L. Malmström, M. Elander, P. Lindvall, M. Lindström, B. (2004) *MiMi – Performance Assessment Main Report*. MiMi 2003:3. Mitigation of the environmental impact from mining waste.

Ingri, Johan. (2012). *Från berg till hav, -en introduktion i miljögeokemi*. Lund. Studentlitteratur AB.

Knutsson, Sven. Larsson, Rolf. Tremblay, Marius. Öberg-Högsta, Anna-Lena. (1998). *Siltjordars egenskaper, - Silt som konstruktionsmaterial, - Bestämning av geotekniska egenskaper*. Linköping. Information 16. Statens geotekniska institut.

Larsson, Rolf. (2008). *Jords egenskaper*. Information 1. Linköping. Statens geotekniska institut.

Larsson, Rolf. Sällfort, Göran. Bengtsson, Per-Evert. Alén Claes. Bergdahl, Ulf. Eriksson, Leif. (2007). *Skjuvhållfasthet – utvärdering i kohesionsjord*. Information 3. Linköping. Statens Geotekniska Institut.

Lindgren, Marie. (2005). *Efterbehandling av anrikningssanden på Rönnskär; plan för provyta*. RMS 5001a. Boliden Mineral AB.

Masscheleyn, Patrick. Delaune, Ronald. Patrick, William. (1991). *Effect of Redox Potential and pH on Arsenic Speciation and Solubility in a Contaminated Soil*. Environmental Science Technology. Vol. 25, No. 8.

Munde, Hanna. Svedberg, Bo. Mácsik, Josef. Maijala, Aino. Lahtinen, Pentti. Ekdahl, Peter. Néren, Jens. (2006). *Flygaska i mark- och vägbyggnad, grusvägar*. Handbok: Miljöriktig användning av askor 954. Stockholm. Värmeforsk Services AB.

Naturvårdsverket. (2002). *Uppföljning av efterbehandlingsprojekt inom gruvsektorn - åtgärder, kostnader och resultat*. Rapport 5190. Stockholm. Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket. (2004). *Deponering av avfall, Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)*. Handbok 2004:2. Stockholm. Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Handbok 2010:1. Stockholm. Naturvårdsverket.

Pathan, S.M. Aylmore, L.A.G. Colmer, T. D. (2003). *Properties of Several Fly Ash Materials in Relation to Use as Soil Amendments*. Journal of Environmental Quality. Volume 32.

Pusch, Roland. Hansbo, Sven. Andréasson, Leif. Fagerström, Hans. Karlsson, Rudolf. Stål, Torbjörn. Wiesel, Carl-Eric. (1973). *Densitet, vattenhalt och portal, förslag till geotekniska laboratorieanvisningar, del 7*. Byggforskningens informationsblad B5:1973. Stockholm. Statens institut för byggnadsforskning.

Pöykiö, P. Nurmesniemi, H. Kuokkanen, T. Perämäki, P. (2006). *Green liquor dregs as an alternative neutralizing agent at a pulp mill*. Environmental Chemistry Letters, Volume 4, Number 1.

Rose, Arthur. Hawkes, Herbert. Webb, John. (1980). *Geochemistry in mineral exploration*. Academic press.

Statens geotekniska institut. (2007). *Deponiers stabilitet, vägledning för beräkning*. Information 19. Linköping. Statens geotekniska institut.

Stenman, David. (2011). *Restprodukter i Tätskikt för Deponier med Anrikningssand Utvärdering av Grönlutslam blandat med Flygaska/Anrikningssand*. Examensarbete. Luleå: Luleå Tekniska Universitet, Intuitionen för samhällsbyggnad och naturresurser.

Stenmarck, Åsa. Sundqvist, Jan-Olov. (2006). *Användning av täta oorganiska restprodukter som tätskikt i deponier*. IVL Rapport 1665. Stockholm. Svenska Miljöinstitutet.

Takeno, Naoto. (2005). *Atlas of Eh-pH diagrams - Intercomparison of thermodynamic databases*. Geological Survey of Japan Open File Report No. 419. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Research Center for Deep Geological Environments.

Taylor, K. McGuffie, B. (2007). *Investigation of non-process element chemistry at Elk Falls mill - green liquor clarifier and lime cycle*. Pulp & Paper Canada. 108: 2. ProQuest Central.

van Jaarsveld J.G.S. van Deventer J.S.J. Lukey G.C. (2002). *The effect of composition and temperature on the properties of fly ash- and kaolinite-based geopolymers*. Melbourne Australia. Chemical Engineering Journal 89 (2002) 63–73. Department of Chemical Engineering, The University of Melbourne.

Weber, Paul. Hughes, Joseph. Conner, Liam. Lindsay, Phil. Smart, Roger. (2006). *Short-term acid rock drainage characteristics determined by paste pH and kinetic nag testing: Cypress prospect, New Zealand*. Barnhisel, R.I, (red.). 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO.

Wik O., Lindeberg J., Nilsson Påledal S. (2003). *Inventering av restprodukter som kan utgöra ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande*. Statens geotekniska institut på uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning.

Avd. för Geoteknologi, (2010). *Laborationshandledning för kursen geoteknologi baskurs, G0013B 2010*. Inst. för Samhällsbyggnad. Luleå Tekniska Universitet.

Avd. för Geovetenskap och miljöteknik. (2011). *L7016K Mine Waste – Project task*. Inst. för Samhällsbyggnad och naturresurser. Luleå Tekniska Universitet.

ALS Scandinavia AB. (2011). *Analystekniker*.
<http://www.analytica.se/hem2005/sv/analytica/index.asp#>. 25/3 2012

INAP, The International Network for Acid Prevention. (2012). *The GARD Guide*.
www.gardguide.com 20/4 2012

U.S Environmental protection agency. (2012). *Wastes - Resource Conservation - Reduce, Reuse, Recycle - Industrial Materials Recycling*.
<http://www.epa.gov/osw/conservation/rrr/imr/ccps/flyash.htm> 18/5 2012

www.cambridgephysics.org. (2002). *X-ray Diffraction, W.L. and W.H. Bragg, 1912*.
http://www-outreach.phy.cam.ac.uk/camphy/xraydiffraction/xraydiffraction7_1.htm. 18/3 2012

BILAGA 1; CRS-FÖRSÖK



mark radon miljö

Utvärdering av permeabilitet



RAPPORT

Utförd av ackrediterat laboratorium
Issued by an Accredited Laboratory

Projekt: Grönlutslam		
Uppdragsnummer: G 120646	Uppdragsgivare: LTU	Datum/Sign: 120427 Löp-nr/Gransk.: 120315-1
Sektion/borrhål: Tub nr LUH 160 Densitet: 1,32 t/m ³ Benämning:	Djup: Provningstemp.: 10 °C	Ödometer nr: 1 Provdiameter: 50 mm Provhöjd: 20 mm Def.hastighet: 3,09 %/h

Redovisning enligt S27:s Laboratorietekniska rekommendationer.

Permeabilitet, k, [m/s]

z [cm]

Försöket är utfört och utvärderat enligt Svensk Standard SS 027126. Vid utvärdering av permeabiliteten k har korrektion utförts så att värdena motsvarar en temperatur av 7 °C.

k_f , m/s	β_k
3,5E-8	2,4

Anm. Provet är vattenmättat i ca 4 veckor

Projekt: Grönlutslam

Uppdragsnummer:

Uppdragsgivare:

Datum/Sign: 120427

G 120647

LTU

Löp-nr/Gransk.: 120315-1

Sektion/borrhål: Tub nr SGI 9020

Djup:

Ödometer nr: 2

Densitet: 1,29 t/m³

Vattenkvot:

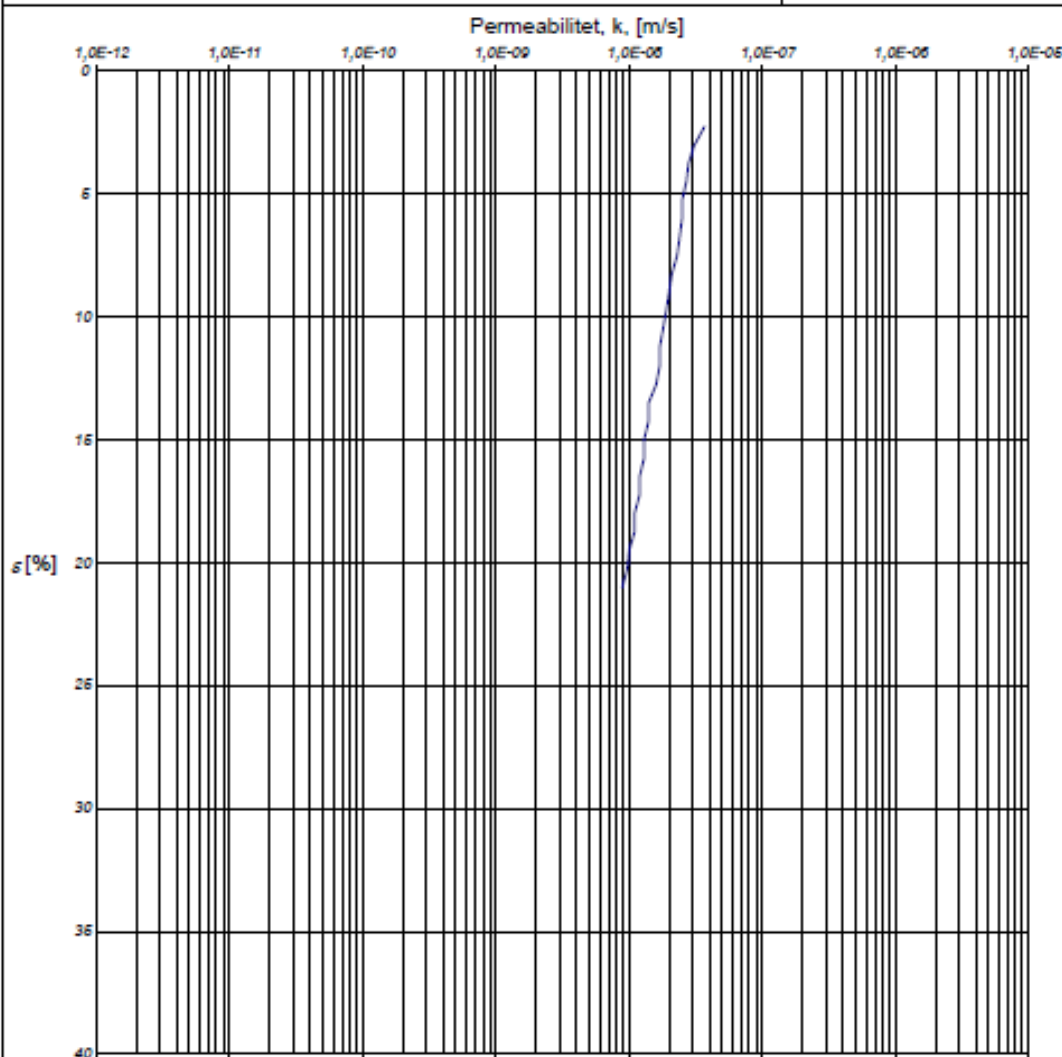
Provningstemp.: 10 °C

Provdiameter: 50 mm

Benämning:

Provhöjd: 20 mm

Def.hastighet: 3,10 %/h



Försöket är utfört och utvärderat enligt Svensk Standard SS 027126. Vid utvärdering av permeabiliteten k har korrektion utförts så att värdena motsvarar en temperatur av 7 °C.

k_f , m/s	β_k
3,5E-8	2,8

Anm.Provet är vattenmättat i ca 4 veckor

Projekt: Grönlutslam		
Uppdragsnummer: G 120648	Uppdragsgivare: LTU	Datum/Sign: 120427 Löp-nr/Gransk.: 120315-1
Sektion/borrhål: Tub nr 40 Densitet: 1,23 t/m ³ Benämning:	Djup: Provningstemp.: 10 °C	Ödometer nr: 3 Provdiameter: 50 mm Provhöjd: 20 mm Def.hastighet: 3,07 %/h

Redovisning enligt SGP:s Laboratoriekommittés rekommendationer.

Permeabilitet, k, [m/s]

s [%]

Försöket är utfört och utvärderat enligt Svensk Standard SS 027126. Vid utvärdering av permeabiliteten k har korrektion utförts så att värdena motsvarar en temperatur av 7 °C.

k_f , m/s	β_k
4,0E-8	2,6

Anm. Provet är vattenmättat i ca 4 veckor

BILAGA 2; VATTENRETENTIONSANALYS

Water retention curve - Pressure plate

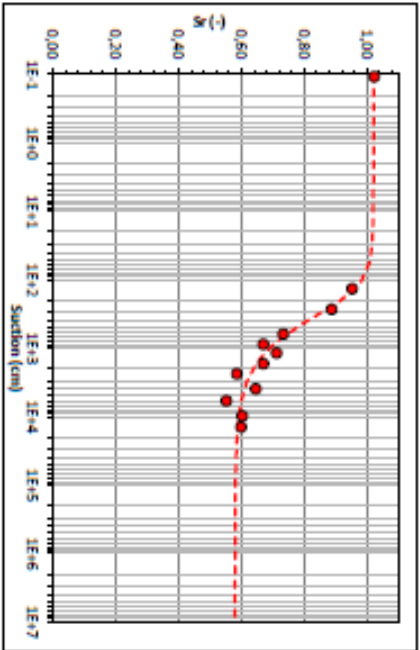
Sample	GT271011 - S	G_s (g/cm ³)	2,200	Ceramic	1	2	3	4
Date	23-03-2012	M_d (g)	-	M_d (g)	-	-	-	-
Operator	tp	Gas type	Air	M_v (g)	-	-	-	-

Preparation	Ring	V_{ring} (cm ³)	M_{dry} (g)	Tare	M_d (g)	M_{wet} (g)	M_{bulk} (g)	e (-)	M_{bulk} (g)	S_{at} (-)
	45	34,509	19,29	tp2	2,16	93,17	32,78	4,523	62,54	1,04
	54	34,077	19,40	tp2	2,16	93,17	59,99	4,490	60,16	0,97
	37	35,694	18,17	tp2	2,16	93,17	32,78	4,479	58,71	0,90
	29	34,402	19,40	tp2	2,16	93,17	32,78	4,496	54,44	0,76
	46	34,360	19,32	tp2	2,16	93,17	32,78	4,459	52,30	0,68
	57	34,334	19,35	tp2	2,16	93,17	32,78	4,403	53,22	0,71
	13	34,234	19,35	tp2	2,16	93,17	32,78	4,443	52,08	0,68
	12	35,576	17,88	tp2	2,16	93,17	32,78	4,371	49,38	0,58
	11	36,114	18,24	tp2	2,16	93,17	32,78	4,456	51,97	0,65
	38	34,345	19,51	tp2	2,16	93,17	32,78	4,438	49,81	0,55
	2	35,575	18,08	tp2	2,16	93,17	32,78	4,437	50,30	0,61
	3	35,750	18,15	tp2	2,16	93,17	32,78	4,567	50,07	0,61

T	Water content										Ratios			
	Ring	Date	u_H (kPa)	u_v (kPa)	Tare	M_d (g)	M_{bulk} (g)	M_{bulk} (g)	Tare	M_d (g)	M_{bulk} (g)	w (-)	e_r (-)	θ_r (-)
	45	26-03-12	0	0	tp7	2,16	44,53	15,59	tp8	2,16	2,20	13,47	2,15	4,54
	54	28-03-12	14	14	tp3	2,18	42,31	15,85	tp4	2,19	2,22	13,70	1,94	4,47
	37	30-03-12	28	28	tp3	2,16	42,12	16,21	tp4	2,16	2,20	14,09	1,84	4,57
	29	10-04-12	62	63	tp3	2,16	36,66	16,29	tp4	2,17	2,25	14,21	1,44	4,33
	46	12-04-12	90	90	tp3	2,16	34,71	15,90	tp4	2,19	2,20	13,75	1,37	4,50
	57	16-04-12	120	120	tp3	2,16	35,59	15,49	tp4	2,18	2,19	13,34	1,51	4,66
	13	18-04-12	172	172	tp3	2,16	34,45	15,68	tp4	2,18	2,20	13,54	1,39	4,56
	12	20-04-12	241	241	tp3	2,16	33,21	16,17	tp4	2,16	2,20	14,05	1,22	4,57
	11	23-04-12	400	400	tp3	2,16	35,48	16,41	tp4	2,17	2,21	14,29	1,34	4,56
	38	25-04-12	600	600	tp3	2,16	31,07	15,50	tp4	2,18	2,21	13,37	1,17	4,55
	2	27-04-12	1000	1000	tp3	2,17	33,96	16,47	tp4	2,19	2,21	14,32	1,22	4,47
	3	30-04-12	1450	1450	tp3	2,16	33,70	16,14	tp4	2,16	2,19	14,01	1,26	4,51

Observations:	Shrinkage	Volume of sample decreasing with pressure.
	$u = 62$ kPa	$28,303$ cm ³
	$u = 172$ kPa	$27,758$ cm ³
	$u = 241$ kPa	$28,980$ cm ³
	Tests at suction higher than 1450 kPa are recommended	

G_s	Relative density of the grains	M_t	Mass of the tare	u_{H1}	Initial pressure applied
M_i	Initial mass of the small ceramic	$M_{t,wet}$	Mass of the tare + wet soil	u_{H2}	Final pressure measured
M_f	Final mass of the small ceramic	$M_{t,dry}$	Mass of the tare + dry soil	M_s	Mass of total dry soil
V_{ring}	Volume of the ring	$M_{s,wet}$	Mass of the ring + soil (wet)	w	Gravimetric water content
$M_{dry,wet}$	Mass of the ring and the filter paper	$M_{t,dry}$	Mass of the ring + wet soil (after pressure step)		



M_d (g)	w (-)	e_r (-)	θ_r (-)	u (cm)	S_{at} (-)
13,47	2,15	4,54	0,84	0,11	1,02
13,70	1,94	4,47	0,78	135,13	0,95
14,09	1,84	4,57	0,73	270,25	0,89
14,21	1,44	4,33	0,60	621,58	0,73
13,75	1,37	4,50	0,55	877,64	0,67
13,34	1,51	4,66	0,59	1176,72	0,71
13,54	1,39	4,56	0,55	1589,08	0,67
14,05	1,22	4,57	0,48	2364,72	0,59
14,29	1,34	4,56	0,53	3922,40	0,55
13,37	1,17	4,55	0,45	5883,60	0,55
14,32	1,22	4,47	0,49	9806,00	0,60
14,01	1,26	4,51	0,49	14218,70	0,60

Name of operator:	Thomas Pabst
Time period of the test:	from 23-mar-12 to 01-mai-12



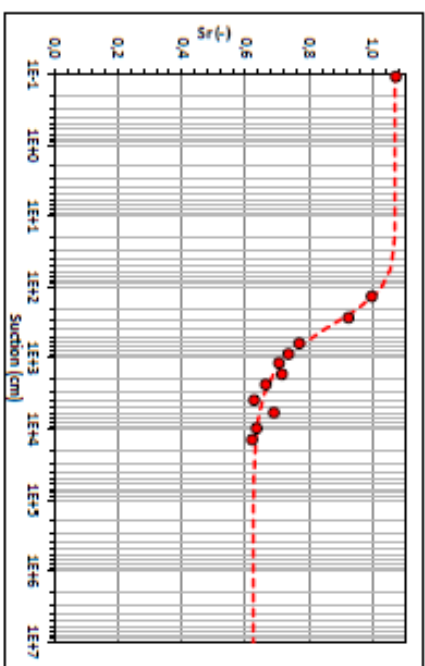
Water retention curve - Pressure plate

Sample	GT271011 - 19
Date	23-03-2012
Operator	tp

G_s (g/cm ³)	2.200
Gas type	Air

Ceramic	1	2	3	4
M_s (g)	-	-	-	-
M_d (g)	-	-	-	-

Ring	V_{ring} (cm ³)	$M_{dry,ring}$ (g)	Tare	M_t (g)	M_{wet} (g)	M_{sat} (g)	M_{sat} (g)	e_t (-)	$M_{sat,t}$ (g)	$S_{r,t}$ (-)
10	35,494	18,10	tp1	2,16	56,57	24,71	62,10	3,282	66,75	1,12
48	34,562	19,64	tp1	2,16	56,57	24,71	64,26	3,112	65,05	1,03
19	33,933	17,07	tp1	2,16	56,57	24,71	59,34	3,261	59,16	0,95
18	34,488	19,32	tp1	2,16	56,57	24,71	-	-	58,04	-
9	35,440	19,28	tp1	2,16	56,57	24,71	62,82	3,321	57,84	0,75
8	35,644	18,18	tp1	2,16	56,57	24,71	62,24	3,294	56,03	0,72
41	35,784	18,27	tp1	2,16	56,57	24,71	63,35	3,214	57,06	0,74
55	35,414	18,13	tp1	2,16	56,57	24,71	62,32	3,254	54,70	0,67
39	35,563	18,16	tp1	2,16	56,57	24,71	62,71	3,237	54,08	0,64
53	35,427	18,16	tp1	2,16	56,57	24,71	62,23	3,267	55,63	0,70
51	35,458	18,14	tp1	2,16	56,57	24,71	62,31	3,261	53,97	0,65
34	34,307	19,69	tp1	2,16	56,57	24,71	63,83	3,126	54,40	0,63



Ring	Date	u_t (kPa)	u_i (kPa)	Water content				Reeds			
				Tare	M_t (g)	M_{wet} (g)	M_{sat} (g)	Tare	M_t (g)	M_{sat} (g)	
10	26-03-12	0	0	tp5	2,16	46,62	19,29	tp6	2,16	3,30	
48	26-03-12	14	14	tp1	2,16	47,02	21,25	tp2	2,16	2,17	
19	30-03-12	28	28	tp1	2,16	43,76	19,92	tp2	2,16	2,18	
18	10-04-12	62	63	tp1	2,16	40,42	20,27	tp2	2,16	2,18	
9	12-04-12	90	90	tp1	2,16	40,31	20,39	tp2	2,16	2,18	
8	16-04-12	120	120	tp1	2,16	39,61	20,33	tp2	2,16	2,18	
41	18-04-12	172	172	tp1	2,16	40,56	21,20	tp2	2,16	2,18	
55	20-04-12	241	241	tp1	2,16	38,35	20,33	tp2	2,18	2,18	
39	23-04-12	400	400	tp1	2,16	37,71	20,74	tp2	2,16	2,19	
53	25-04-12	600	600	tp1	2,16	39,15	20,49	tp2	2,17	2,18	
51	27-04-12	1000	1000	tp1	2,16	37,58	20,36	tp2	2,16	2,19	
34	30-04-12	1450	1450	tp1	2,16	36,49	20,35	tp2	2,16	2,18	

Observations:

Almost no shrinkage (a bit though on the last steps)
White pieces in the sample (homogeneous) distributed
Teets at suctions higher than 1450 kPa are recommended

G_s	Relative density of the grains	M_t	Mass of the tare	u_t	Initial pressure applied
M_i	Initial mass of the small ceramic	M_{wet}	Mass of the tare + wet soil	u_i	Final pressure measured
M_f	Final mass of the small ceramic	M_{sat}	Mass of the tare + dry soil	M_s	Mass of total dry soil
V_{ring}	Volume of the ring	M_{wet}	Mass of the ring + soil ($t=0$)	w	Gravimetric water content
$M_{dry-wet}$	Mass of the ring and the filter paper	M_{wet}	Mass of the ring + wet soil (after pressure steps)		

Van Genuchten parameters			
6r	-	0,477	
6s	-	0,817	
α	m ⁻¹	0,454	
n (m ⁻¹ -1/n)	-	1,95	
R^2	-	0,98	

M_t (g)	w (-)	e_t (-)	$\theta_{r,t}$ (-)
18,27	1,60	3,27	0,62
19,10	1,36	2,98	0,75
17,18	1,34	3,20	0,70
18,13	1,11	3,18	0,58
18,25	1,09	3,27	0,56
18,19	1,06	3,31	0,54
19,06	1,02	3,13	0,54
18,17	0,99	3,29	0,51
18,61	0,91	3,20	0,48
18,34	1,02	3,25	0,53
18,23	0,95	3,28	0,49
18,21	0,89	3,14	0,47

u (cm)	$S_{r,t}$ (-)
0,11	1,07
136,13	1,00
270,25	0,92
621,58	0,77
877,64	0,73
1176,72	0,71
1689,08	0,71
2364,72	0,66
3922,40	0,63
5883,60	0,69
9806,00	0,63
14218,70	0,62

Name of operator: Thomas Padoi

Time period of the test	from	to
	23-mar-12	01-mai-12



ϵ_1	Initial void ratio	θ_r	Residual water content
ϵ_1	Final void ratio	θ_s	Saturated water content
θ_w	Volumeic water content	α	van Genuchten's parameter
$S_{r,t}$	Degree of saturation (method 1)	n	van Genuchten's parameter
$S_{r,t}$	Degree of saturation (method 2)	m	van Genuchten's parameter

BILAGA 3; GRUNDÄMNESANALYSER

Ämne	Prov	G-01	G-02	G-03	G-04
TS	%	36,3	53	43,5	53,8
SiO ₂	% TS	1,34	0,724	21,7	13,1
Al ₂ O ₃	% TS	0,661	0,392	4,24	3,06
CaO	% TS	29,1	46,7	19,4	22,2
Fe ₂ O ₃	% TS	0,877	0,402	3,53	2,84
K ₂ O	% TS	0,235	<0.09	1,05	0,857
MgO	% TS	7,25	3,51	4,41	4,93
MnO	% TS	2,51	1,17	1,71	1,89
Na ₂ O	% TS	1,52	0,829	2,44	3,13
P ₂ O ₅	% TS	0,743	1,27	0,515	0,643
TiO ₂	% TS	0,0086	0,0095	0,148	0,074
Summa	% TS	44,2	55	59,1	52,7
LOI 1000°C	% TS	53	45,3	36,8	42,3
As	mg/kg TS	1,61	<0.1	2,9	12
Ba	mg/kg TS	882	723	845	892
Be	mg/kg TS	<0.5	<0.5	0,562	<0.5
Cd	mg/kg TS	9,34	5,78	7,18	10,3
Co	mg/kg TS	12,2	5,46	12,1	16,8
Cr	mg/kg TS	140	71,7	140	148
Cu	mg/kg TS	156	69,8	189	325
Hg	mg/kg TS	<0.04	<0.04	0,0838	0,185
Mo	mg/kg TS	2,44	1,67	11,3	14
Nb	mg/kg TS	<5	<5	<5	<5
Ni	mg/kg TS	111	70,1	85,5	138
Pb	mg/kg TS	16,4	10,4	25,3	36,5
S	mg/kg TS	7150	1760	5430	7560
Sc	mg/kg TS	<1	<0.9	3,19	1,76
Sn	mg/kg TS	0,356	0,133	2,05	3,08
Sr	mg/kg TS	454	540	378	421
V	mg/kg TS	5,39	3,75	39	22,8
W	mg/kg TS	<50	<50	<50	<50
Y	mg/kg TS	2,3	3,48	8,67	6,45
Zn	mg/kg TS	2120	1020	1520	2550
Zr	mg/kg TS	13,1	8,7	69,5	45,6

Tabell 0.1: Grundämnesanalyser på grönlutslam.

Ämne	Prov	A-01	A-02	A-03	A-04
Bortplockat material	%	-----	-----	-----	-----
TS	%	59,4	59,1	60,5	66,1
SiO ₂	% TS	54,7	51,1	50,3	40,7
Al ₂ O ₃	% TS	7,62	7,83	7,67	9,63
CaO	% TS	16,1	16,3	17,8	20,5
Fe ₂ O ₃	% TS	5,72	5,53	5,7	3,26
K ₂ O	% TS	2,84	2,67	2,97	4,23
MgO	% TS	2,96	2,94	3,11	3,03
MnO	% TS	0,455	0,479	0,499	1,02
Na ₂ O	% TS	1,17	1,31	1,38	1,59
P ₂ O ₅	% TS	1,07	1,07	1,16	1,68
TiO ₂	% TS	0,216	0,218	0,219	0,803
Summa	% TS	92,9	89,4	90,8	86,4
LOI 1000°C	% TS	5,7	5,9	6,3	13,5
As	mg/kg TS	40,6	41	44,3	54,3
Ba	mg/kg TS	1040	1070	1110	1990
Be	mg/kg TS	1,02	1,1	0,912	1,25
Cd	mg/kg TS	3,8	3,97	4,41	9,43
Co	mg/kg TS	8,4	7,97	7,65	11,8
Cr	mg/kg TS	51,1	56,9	52,5	150
Cu	mg/kg TS	98,2	92,7	122	452
Hg	mg/kg TS	0,112	0,128	0,132	0,376
Mo	mg/kg TS	<5	6,83	6,63	5,12
Nb	mg/kg TS	5,36	5,64	5,6	8,19
Ni	mg/kg TS	34,9	31,5	31,2	38,1
Pb	mg/kg TS	89,2	91,5	123	288
S	mg/kg TS	17900	15700	16000	2970
Sc	mg/kg TS	5,11	5,09	5,36	4,25
Sn	mg/kg TS	2,69	2,6	3,22	16,6
Sr	mg/kg TS	407	410	420	652
V	mg/kg TS	30,4	32,5	32	44
W	mg/kg TS	<50	<50	<50	<50
Y	mg/kg TS	18,6	18,6	18,7	10,9
Zn	mg/kg TS	773	808	881	2900
Zr	mg/kg TS	121	152	106	99

Tabell 0.2: Grundämnesanalyser på flygaska. Prov A-04 ha blivit förorenat med bärager och är inte medräknat i grundämnesanalyserna.

Ämne	Enhet	U10203689	U10175819	2005	2011
TS	%	51,4	40,7	-	44,53
SiO ₂	% TS	0,336	0,467	0,733	12,05
Al ₂ O ₃	% TS	0,208	0,408	0,684	2,65
CaO	% TS	44,3	32,9	18,2	23,57
Fe ₂ O ₃	% TS	0,243	0,479	0,604	2,42
K ₂ O	% TS	0,507	0,597	1,45	0,71
MgO	% TS	1,81	4,14	3,42	5,53
MnO	% TS	0,631	1,54	1,82	2,04
Na ₂ O	% TS	4,96	5,24	16,7	2,36
P ₂ O ₅	% TS	1,14	1,15	0,417	0,63
TiO ₂	% TS	0,0082	0,009	0,0149	0,08
Summa	% TS	54,1	46,9	44,1	52,00
LOI	% TS	45,2	47,1	37,8	44,03
As	mg/kg TS	0,26	0,225	0,367	5,50
Ba	mg/kg TS	418	663	265	873,00
Be	mg/kg TS	<0,6	<0,6	0,601	0,56
Cd	mg/kg TS	5,02	11,1	6,71	8,94
Co	mg/kg TS	4,67	10,1	12	13,70
Cr	mg/kg TS	124	338	110	142,67
Cu	mg/kg TS	57,2	163	141	223,33
Hg	mg/kg TS	<0,04	<0,04	0,0534	0,13
Mo	mg/kg TS	<6	<6	12,5	9,25
Nb	mg/kg TS	<6	<6	6,01	<5
Ni	mg/kg TS	77,1	187	112	111,50
Pb	mg/kg TS	12,4	24,3	20,5	26,07
S	mg/kg TS	11100	17000	43000	6713,33
Sc	mg/kg TS	<1	<1	3,8	2,48
Sn	mg/kg TS	<20	<20	24,1	1,83
Sr	mg/kg TS	467	449	191	417,67
Zn	mg/kg TS	571	2030	1840	2063,33
Zr	mg/kg TS	4,01	5,05	7,89	42,73

Tabell 0.3: Grundämnesanalyser på grönlutslam. Prov U10203689 och U10175819 är utförda 2005 av Smurfit Kappa Kraftliner AB. Prov benämnt med 2005 är referensanalys från Lindgren 2005 och Prov benämnt med 2011 är medel av analyser från tabell 0.1.

BILAGA 4; LAKTESTANALYSER

Ämne	Prov	GT-2	GT-4	AT-19	AT-21	Ref-1
Filtrerad med 0,45µm		JA	JA	JA	JA	JA
Ca	mg/l	1,2	2,15	33,6	90,6	1,79
Fe	mg/l	0,008	<0.004	<0.004	<0.004	2,65
K	mg/l	31,4	10,1	229	38,9	0,515
Mg	mg/l	654	238	<0.09	<0.09	0,675
Na	mg/l	157	22,5	59,9	9,14	0,467
Al	µg/l	<2	9,52	749	2130	1330
As	µg/l	14,5	9,27	1,55	1,48	15,9
Ba	µg/l	3,55	5,08	66,8	78,2	5,62
Cd	µg/l	0,116	<0.05	<0.05	<0.05	2,25
Co	µg/l	2,74	0,395	<0.05	<0.05	127
Cr	µg/l	5,29	<0.5	17,1	25,8	1,38
Cu	µg/l	32,9	8,01	1,85	13	914
Hg	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Mn	µg/l	66,8	27,6	0,203	0,443	40,9
Mo	µg/l	164	128	10,6	7,64	<0.5
Ni	µg/l	7,53	3,14	<0.5	<0.5	9,59
Pb	µg/l	1,49	0,202	<0.2	0,76	2,83
Sb	µg/l	9,07	5,84	3,08	7,05	0,195
Se	µg/l	3,93	1,74	2,27	1,11	3,15
Zn	µg/l	49,9	9,33	<2	<2	916
Cl	mg/l	12,1	3,5	35,2	6,75	<1.00
F	mg/l	<0.200	<0.200	<0.200	<0.200	<0.200
SO4	mg/l	1000	284	227	114	47,5
DOC	mg/l	101	45,5	2,99	<0.50	5,51

Tabell 0.4: Laktetsanalyser på tättskikt och oxiderad anrikningssand från referensområdet. Prover med benämning GT består av grönlutslam, prover med benämning AT består av flygaska och prov med benämning Ref består av oxiderade anrikningssand från referensområdet.

Ämne	Prov	GA-1	GA-2	AA-15	AA-17
Filtrerad med 0,45µm		JA	JA	JA	JA
Ca	mg/l	546	499	<0.2	2,52
Fe	mg/l	0,0081	0,11	2,95	5,09
K	mg/l	83,3	25,3	70,8	105
Mg	mg/l	<0.09	61,6	<0.09	1,38
Na	mg/l	245	216	26	29,2
Al	µg/l	<2	244	426	4770
As	µg/l	105	<4	5010	3640
Ba	µg/l	28,1	14,1	2,87	24,2
Cd	µg/l	<0.05	491	<0.05	1450
Co	µg/l	0,39	4030	0,494	4130
Cr	µg/l	1,21	<0.5	3,83	1,5
Cu	µg/l	28,8	58,2	30,9	5750
Hg	µg/l	0,0966	<0.02	0,408	<0.02
Mn	µg/l	1,01	12400	1,16	130
Mo	µg/l	2,89	<0.5	156	<0.5
Ni	µg/l	2,49	3090	2,13	1310
Pb	µg/l	<0.2	10,5	21,1	47,6
Sb	µg/l	6,81	38,6	300	67
Se	µg/l	33,6	247	140	131
Zn	µg/l	2,9	28000	3,09	25700
Cl	mg/l	2,21	2,78	51,5	82
F	mg/l	0,67	<0.400	0,674	<0.200
SO4	mg/l	1940	2160	65,5	185
DOC	mg/l	26	9,26	10,1	2,11

Tabell 0.5: Laktestanalyser på anrikningssand från tätskiktsovrådena. Prov GA-1 är oxiderad anrikningssand från grönlutslamsområdet, GA-2 är ooxiderad anrikningssand från grönlutslamsområdet. Prov AA-15 är oxiderad anrikningssand från flygaskaområdet och AA-17 är ooxiderad anrikningssand från flygaskaområdet.

C P T - sondering

Sida 1 av 1

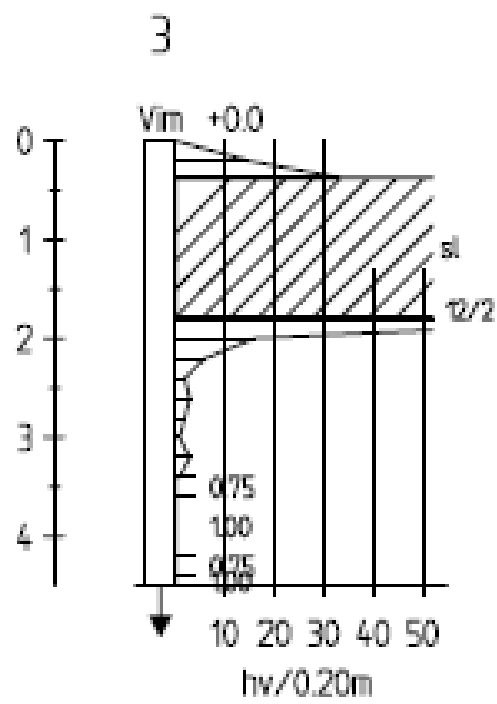
Projekt Römskär exjobb 10158107				Plats Borrhål Datum		Römskär 1								
Djup (m)		Klassificering	ρ t/m ³	W _L	T _{ts} kPa	ϕ °	σ'_{vo} kPa	σ'_{vs} kPa	σ'_e kPa	OCR	I _p %	E MPa	M _{xc} MPa	M _{yc} MPa
Från	Till													
0,00	0,00	F	1,70				0,0	0,0						
0,00	0,20	F	1,70				1,7	0,7				39,1	53,7	41,5
0,20	0,40	Ø v D	2,10		(740,0)	(52,4)	5,4	2,4				4,3	5,0	4,0
0,40	0,60	Ø v L	1,60		(168,8)		9,0	4,0						
0,60	0,80	ej utv. pga m(qt-qvo) < 0	1,60				12,2	5,2				24,6	32,6	26,1
0,80	1,00	Ø i D	1,95		(448,6)	(47,7)	15,6	6,6				30,4	41,0	32,8
1,00	1,20	Ø i D	1,95		(564,1)	(47,6)	19,5	8,5				40,9	56,4	42,6
1,20	1,40	Ø i v D	2,10		(776,5)	(48,0)	23,4	10,4				40,8	56,3	42,5
1,40	1,59	Ø a D	2,00			47,4	27,4	12,4			100,3			

C P T - sondering

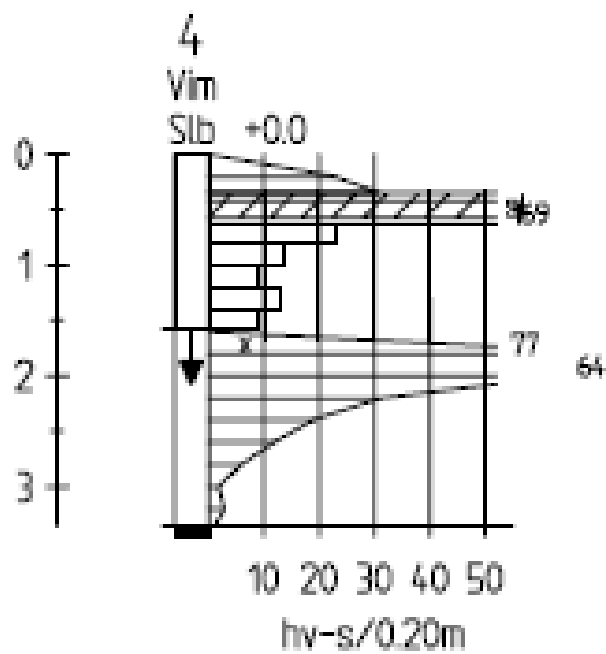
Sida 1 av 1

Projekt Römskär exjobb 10158107				Plats Borrhål Datum				Römskär 2 111027						
Djup (m)		Klassificering	ρ t/m ³	W _L	T _{ts} kPa	ϕ °	σ'_{vo} kPa	σ'_{vs} kPa	σ'_e kPa	OCR	I _p %	E MPa	M _{oc} MPa	M _{yc} MPa
Från	Till													
0,00	0,00	F	1,70				0,0	0,0						
0,00	0,20	F	1,70				1,7	0,7						
0,20	0,40	Ø a D	2,00			52,5 (166,2)	5,3	2,3			123,0	39,0 4,2	53,5 4,8	41,4 3,9
0,40	0,59	Ø i v L	1,60			(38,7)	8,7	3,8						

BILAGA 6; VIKTSONDERING



Figur 0.1: Viktsonderingsresultat i flygaskaområdet vid grop 3.



Figur 0.2: Viktsonderingsresultat i flygaskaområdet vid grop 4.