

Förekomst och masstabilisering av sulfidlera i Åbo

Walter Strandell

Magisteravhandling i geologi

Handledare: Peter Österholm och Miriam Nystrand

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Åbo Akademi 2023

ÅBO AKADEMI – FAKULTETEN FÖR NATURVETENSKAPER OCH TEKNIK

Abstrakt för avhandling pro gradu

Ämne: Geologi och mineralogi	
Författare: Walter Strandell	
Arbetets titel: Miljöeffekter i samband med masstabilisering av sulfidlera i Åbo	
Handledare: Peter Österholm	Handledare: Miriam Nystrand
<p>Abstrakt:</p> <p>I denna studie har utbredningen av sulfidleror i Åbo sammanställts på basis av tidigare undersökningar samt undersökningar som gjorts under detta arbete. Fysikalisk-kemiska egenskaper, inklusive kornstorlek, organisk halt, svavel- och metallhalter samt aciditet har bestämts för valda leror. Därtill undersöktes hållfastheten samt lösligheten och aciditeten i leror som stabiliserats med bindemedlen cement, masugnsslagg, flygaska, masugnsslagg och osläckt kalk.</p> <p>I denna studie har 15 identiska kombinationer av bindemedel använts för att jämföra hållfasthetsutvecklingen mellan sulfidlera från Åbo torg och icke-sulfidhaltig lera från Riitasuogatan. Restprodukter från industrin (masugnsslagg och flygaska) har tillsatts till cement i ett försök att minska på bindemedlets koldioxidavtryck.</p> <p>Både sulfidleran som sedimenterats i det bräckta Littorinahavet samt den underliggande Ancyclusleran som sedimenterats i sötvatten är mycket porösa/ostabila i Åbo och på basis av viktsonderingsdata kunde ingen skillnad ses mellan de två lerorna. Efter masstabilisering var däremot den slutliga hållfastheten för sulfidleran från Åbo torg var avsevärt sämre jämfört med sötvattenleran från Riitasuogatan. Det krävdes ungefär dubbelt mera bindemedel för att stabilisera sulfidleran. Orsaken till skillnaden torde vara relaterad till sulfidhalten, men oklart i vilken mån andra fysikalisk-kemiska egenskaper medverkade. Cement eller osläckt kalk kunde inte fullständigt ersättas av restprodukter.</p> <p>Masstabilisering ger de porösa lerjordarna i Åbo en förbättrad hållfasthet och förhindrar potentiella försurningsprocesser som sulfidvittring orsakar. Den kraftiga ökningen i pH som cement och osläckt kalk orsakar ger metallerna en lägre mobilitet och därför urlakas dessa inte från de masstabiliserade</p>	

lerjordarna. Också möjligt att lösta metaller konsumeras vid härdningsprocesserna genom att de binds i reaktionsprodukterna i lerans porutrymmen. Masstabiliseringen minskar således också miljörisker.

Resultaten visar att sulfidlerornas utsträckning är betydligt större än väntat och bör i framtiden beaktas vid planering av byggnadsprojekt. Sulfidlerorna förekommer främst i låglänta områden vanligen max 10 m över havet, men påträffades som högst ända upp till 17 m över havet. Obehandlade sulfidleror blir sura och lakar ut stora mängder metaller om de oxideras samt kan orsaka korrosion på betong- och metallkonstruktioner. De är av naturen ostabila och vid masstabilisering kan det behövas mera bindemedel än vanligt.

Nyckelord: Åbo, masstabilisering, sulfidleror, metaller, pH, aciditet

Datum: 7.5.2023

Sidantal: 121

Innehållsförteckning

1	Introduktion.....	6
1.1	Lerjordarna i Åbo	6
1.2	Sulfidleror.....	9
1.3	Olika djupstabiliseringstekniker.....	12
1.4	Kemiska processer vid masstabilisering.....	15
1.5	Problem med masstabilisering av sulfidleror	17
1.5.1	Ettringit och gips	17
1.5.2	Neutralisation av syra från sulfider	18
1.5.3	Långsam och hållfasthetsutveckling i sulfidleror.....	19
1.5.4	Humusmaterial	20
1.6	Målsättning.....	20
2	Material och metoder	22
2.1	Identifiering och karakterisering	22
2.1.1	Provtagningspunkter.....	22
2.1.2	Inkubation.....	24
2.1.3	Vattenhalt och glödningsförlust (LOI).....	25
2.1.4	Aciditet.....	26
2.1.5	Svavelhalt	29
2.1.6	Viktsondering	30
2.2	Masstabilisering	30
2.2.1	Enaxliga tryckprov	31
2.2.2	Bindemedel.....	33
2.2.3	Uppmätning av pH	34
2.2.4	Lakvattenprov.....	34
3	Resultat och diskussion.....	36
3.1	Karakterisering av lerorna i Åbo	36
3.1.1	Torrviktskvot och glödningsförlust	36
3.1.2	Kornstorleksanalys	38
3.1.3	Utveckling i pH	41
3.2	Sulfidlerornas utsträckning och egenskaper.....	42
3.2.1	Förekomst.....	42

3.2.2	Lerornas stabilitet och stratigrafi på basis av viktsondering	45
3.2.3	Kemiska egenskaper i sulfidleror	53
3.3	Hållfasthetsutveckling	55
3.4	Elementlöslighet i masstabiliserade prov	60
3.4.1	pH	61
3.4.2	Kalcium	64
3.4.3	Svavel	67
3.4.4	Krom	69
3.4.5	Nickel	72
3.4.6	Aluminium	74
3.5	Hållbarhetsaspekter	76
4	Sammanfattning	78
5	Källor	79
6	Referenser för bilagor	83

1 Introduktion

1.1 Lerjordarna i Åbo

Lera definieras som mineralkorn mindre än 2 µm och en jordart klassificeras som mager lera då över 30 w% är mindre än 2 µm (Ronkainen 2012, Haavisto-Hyvärinen och Kutvonen 2007). Ifall över 50 w% av jordarten är mindre än 2 µm klassas jordarten som en styv lera (Ronkainen 2012).

Lerjordar har en låg genomtränglighet och en hög vattenkvot. Ifall en lera innehåller 2–6 w% organiskt material klassificeras leran som gyttjig lera. När andelen organiskt material är 6–20 w% klassificeras leran som en lerig gyttja. Medianvattenkvoten för en gyttjig mager lera är 67,5 w%, respektive 65 w% för en gyttjig fet lera (Ronkainen 2012).

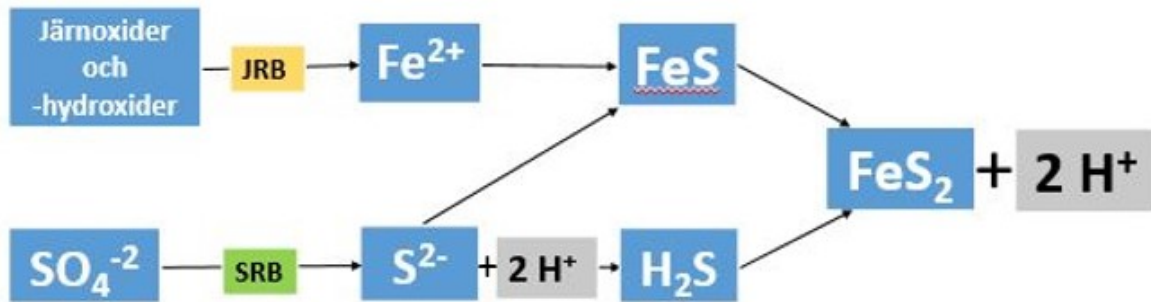
Skillnaderna mellan lerjordarnas egenskaper i Åbo är kopplat till Östersjöns historia. Under de senaste 12 000 åren har Östersjöns kontakt till Atlanten öppnats och stängts flera gånger. Med landhöjningen har sedimenten stigit upp ovanför havsytan och skillnaderna i Östersjöns salinitet och klimat syns på olika djup i lerprofilerna. Littorinaleran sedimenterades i saltvattenmiljö och gränsar till den underliggande och äldre Ancyclusleran som härstammar från Ancylussjön. Både Ancyclusleran och Littorinaleran är finkorniga men lerjordarna från Littorinahavet har en högre andel humus och sulfidmineral (Niemelä et al. 1987).

Övergångsskiktet mellan sediment från Ancylussjön och Littorinahavet har ofta ett tunt lager av silt eller sand som skiljer de äldre ancylosedimenten från de ovanpåliggande yngre Littorinasedimenten. Lagret kan användas för att identifiera gränsen mellan de två lerorna (Ojala et al. 2016).

Under tidsperioden då Littorinasedimenten avsattes kopplade Danmarkssunden ihop Östersjön med Atlanten. Havsvattnet från Atlanten tillförde rikligt med sulfat vilket tillsammans med det varma klimatet medförde mikrobiell aktivitet och sulfidbildning. I takt med landhöjningen har sulfidlerorna stigit upp ovanför havsytan och idag uppkommer dessa Littorinasediment med varierande tjocklek i Åbo (Niemelä et al. 1987). Littorinasediment kan i teorin finnas upp till 45–52 m över havet i Åbo och närliggande områden (Ojala et al. 2013).

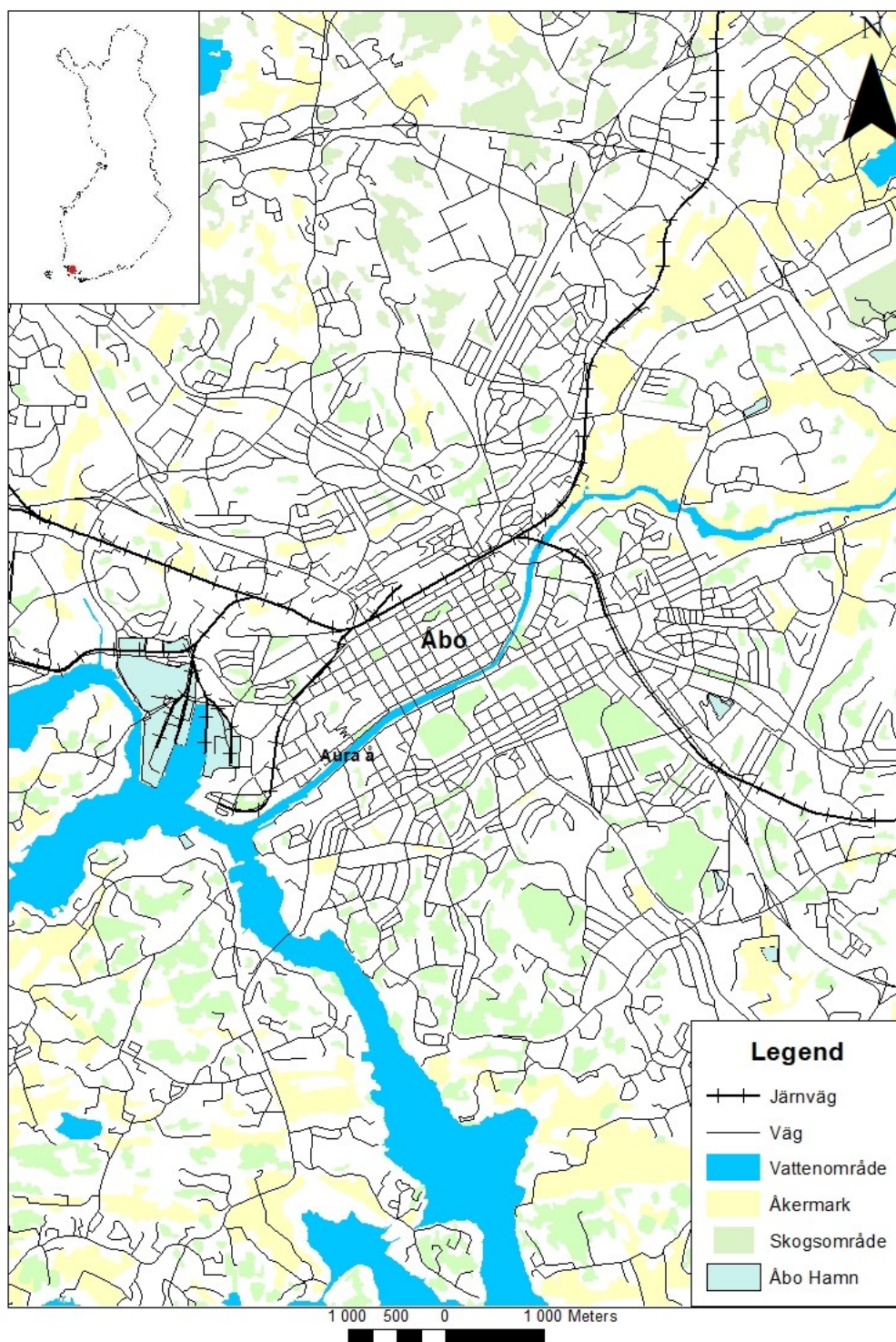
I aeroba förhållanden är atmosfäriskt syre (O_2) huvudsakliga oxidanten men i syrefria miljöer använder bakterier och mikroorganismer andra föreningar som oxidant. Bakterier reducerar exempelvis trevärt järn (Fe^{3+}) till tvåvärt järn (Fe^{2+}) varpå följer sulfatreduktion. Sulfat (SO_4^{2-}) reduceras till sulfid (S^{2-}) och reagerar med Fe^{2+} till järnsulfid (FeS) som vidare kan omvandlas till pyrit

(FeS_2 ; Figur 2). Pyrit är den stabila slutprodukten som bildas vid reaktionerna mellan sulfid och järnföreningar i långvarigt reducerande förhållanden (Goldhaber 2003).



Figur 1. Pyrit är den stadiga slutprodukten i reducerande förhållanden. Järn reduceras av järnreducerande bakterier (JRB) och sulfat av sulfatreducerande bakterier (SRB).

Sulfidmineral är stabila och ofarliga för miljön i syrefria miljöer, men vittrar i kontakt med atmosfäriskt syre. Syror som bildas i vittringsprocesserna sänker pH kraftigt. Av denna orsak har sulfidleror i oxiderande förhållanden kraftiga miljöeffekter (Åström och Björklund 1995).



Figur 2. Karta över Åbo.

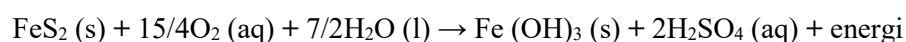
Leror som sedimenterats i saltvatten är porösa och har vanligen en mycket hög vattenhalt. Den höga jonkoncentrationen i saltvatten skapar bryggor mellan kolloiderna. De positivt laddade katjonerna (inklusive Na⁺) i saltvatten bildar saltbryggor mellan de negativt laddade lerpartiklarnas ytor och gör att dessa adsorberas till varandra. Av denna orsak binder sig lerpartiklarna till varandra och bildar större aggregat innan de avsätts på botten. När kolloiderna och partiklarna dras till varandra och flockulerar oregelbundet bildas det stora porutrymmen fyllda med vatten. Av denna orsak får leror avsätta i saltvatten en högre vattenkvot och hög porositet (Rankka 2003).

1.2 Sulfidleror

Sulfidanrikade sediment påträffas längs med låglänta kustområden över hela världen (Andriessse och van Mensvoort 2005). I reducerande förhållanden är sulfidanrikade sediment ofarliga för miljön, men vid kontakt med atmosfäriskt syre sätter syrabildande processer i gång och det bildas sura sulfatjordar (Wiklander 1950). Finland har den största uppkomsten av sura sulfatjordar i Europa (Andriessse och van Mensvoort 2005).

De vanligaste sulfidanrikade sedimenten i Finland är sulfidleror som avsatts i Littorinahavet. Sulfidleronas kraftiga inverkan på miljön i låglänta kustområden i Finland har sedan länge kunnat påpekas (Palko och Myllymaa 1987).

I Finland uppkommer svavel huvudsakligen i form av monosulfid (FeS) och pyrit (FeS₂) i gamla Littorinasediment (Boman et al. 2009). Ett exempel på en syrabildande process är oxidationen av pyrit (FeS₂) som i närvaro av atmosfäriskt syre bildar svavelsyra (H₂SO₄):



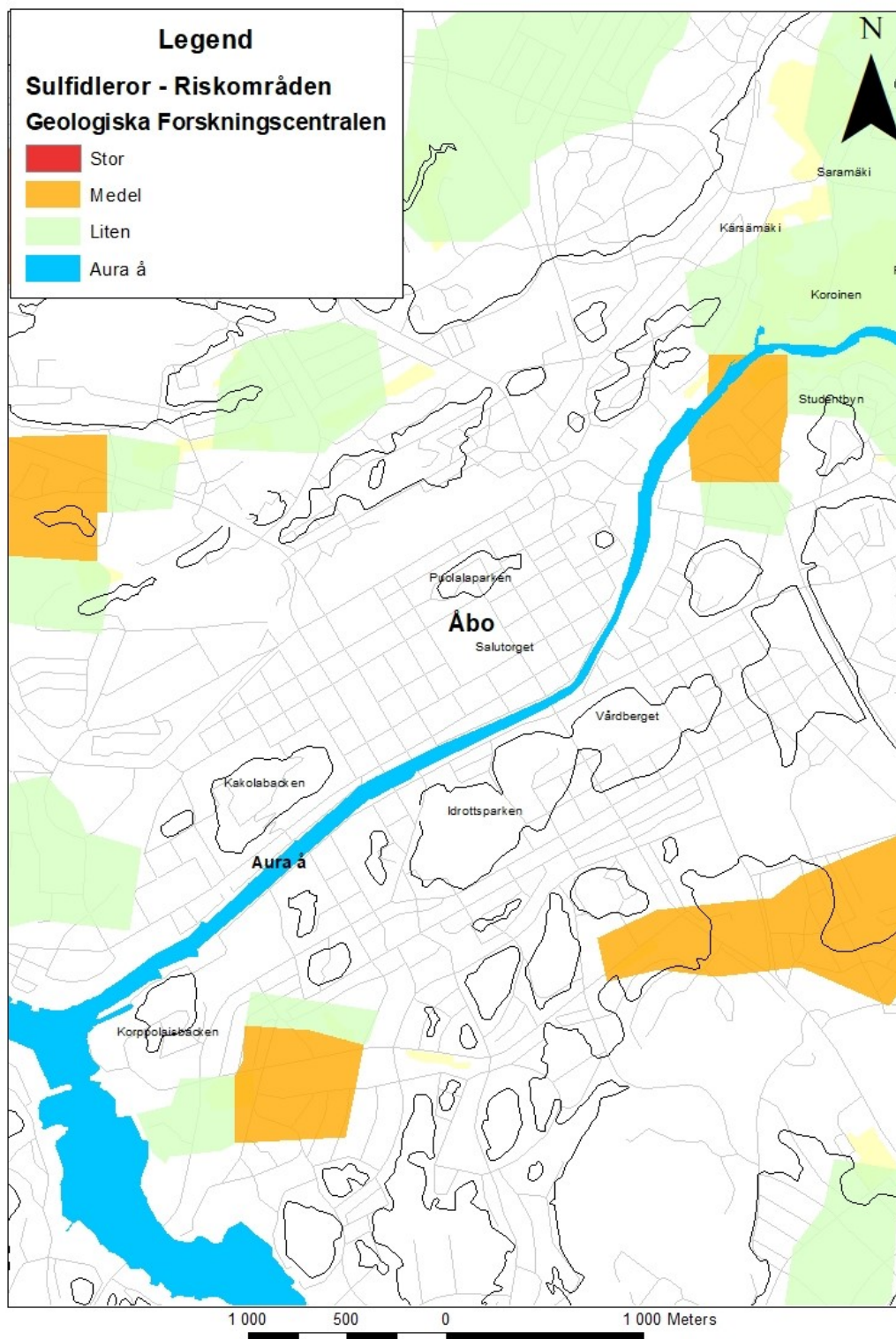
Svavelsyra är en stark syra och har en kraftig inverkan på pH i lerjordarna (Wiklander 1950). Svavelsyran sänker pH till <4 vilket gör att naturligt förekommande element löses upp och spolats ut i vattendrag (Hartikainen och Yli-Halla 1986). Urlakning av metaller i vattendrag har en kraftig negativ inverkan på biologiska processer nedströms (Roos och Åström 2005).

Nederbördsmängden varierar säsongsmässigt vilket gör att grundvattennivån i markprofilen fluktuerar. När grundvattennivån i jorden är låg utsätts djupare jordlager för oxidering av atmosfäriskt syre och orsakar sulfidvittring. Atmosfäriska syre vittrar sulfider under torra förhållanden och orsakar kraftig

försurning. Detta leder till att lösta metaller och sulfat urlakas i vattendrag när nederbördsmängden ökar. Denna variation i nederbördsmängden kombinerat med intensiv dränering och täckdikning för jordbruksbruk orsakar plötsliga pikar i metallkoncentrationer nedströms i vattendrag (Österholm och Åström 2002).

Sura sulfatjordar uppstår då sulfidvittring bildar ett överskott av H^+ och lerans kapacitet att buffra förändringen i pH överskrids. Av denna orsak medför sulfidleror både byggnadstekniska utmaningar och negativa miljöeffekter. Karbonatmineralen bidrar med baskatjoner och buffrar förändringarna i pH men eftersom lerjordarna består av erosionsmaterial från sura granitiska bergarter i Svekofennia finns det knappt med buffrande karbonatmineral i lerjordarna (Åström 1998). Eftersom sulfidlerorna längs med finländska kustområden inte har karbonatmineral som buffrar sjunker pH vid sulfidvittring synnerligen kraftigt och snabbt (Boman et al. 2009).

Enligt Geologiska forskningscentralens sura sulfatjordsförekomstkartor (GTK) finns det i Åbo stad en låg risk för förekomsten av sulfidleror (figur 3). Den senaste forskningen visar dessvärre att vattendrag i Korois, Hallis och Studentbyn har en tydlig korrelation mellan svavelkoncentrationer och låga pH-värden (Gardberg 2022) som påvisar att sura sulfatjordar förekommer i dessa områden.



Figur 3.

Karta över Åbo stad med utmärkta områden där sulfidleror sannolikast påträffas (GTK 2021). Senaste forskningen visar dessvärre att utbredningen av sulfatjordar sannolikt är betydligt bredare (Gardberg 2022).

1.3 Olika djupstabiliseringstekniker

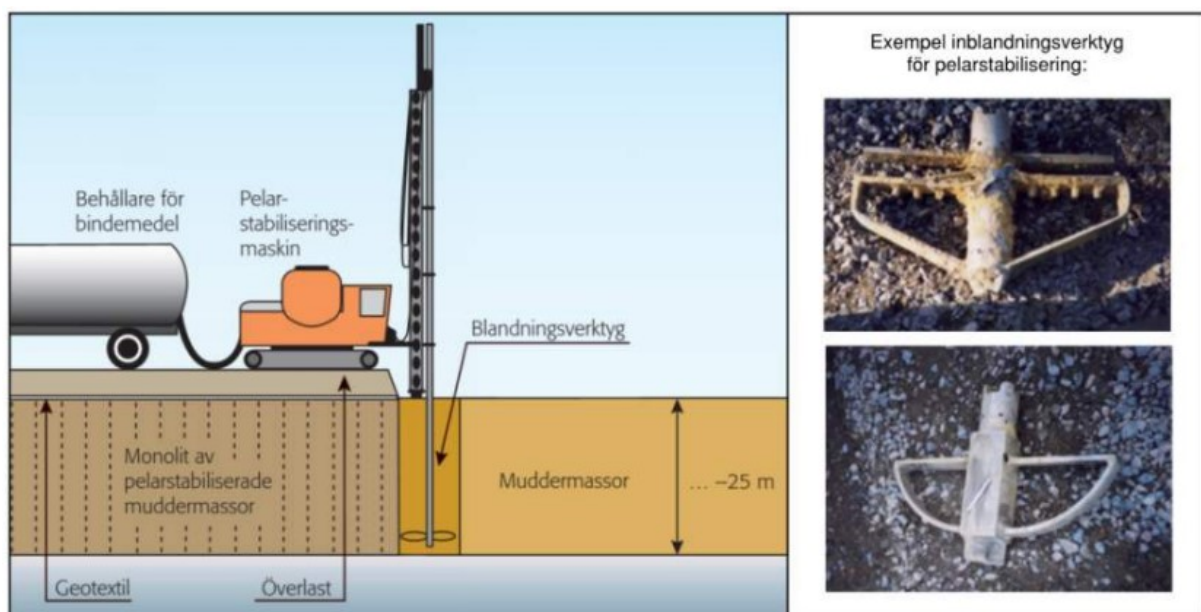
Lerskikten i Åbo ställer krav på byggnadskonstruktioner. Den låga konsolideringsnivån och höga vattenkvoten i lerjordarna gör att byggnader i Åbo utan stabiliserad grund sätter sig långsamt men säkert. Detta kan vi idag se i grunderna av gamla byggnader (Kauranne et al. 1979) (figur 4).



Figur 4. Åhuset vid Gezeliugatan 2 blev färdigt år 1831. Huset har med tiden satt sig och det syns speciellt i stengrunden.

Leror är sensitiva och måste stabiliseras för att kunna utnyttjas som byggnads- eller vägområden. Markstabilisering ökar hållfastheten och minskar sättningar. De vanligaste stabiliseringsmetoderna är pellarstabilisering, masstabilisering och pålning (Nordiska vägtekniska förbundet 2006).

I allmänhet talar man om masstabilisering för alla stabiliseringstekniker där härdningsprocesserna sker på plats genom att blanda bindemedel direkt i marken. Masstabilisering delas in i pelarstabilisering och masstabilisering, beroende på vilken teknik som används. Pelarstabilisering bildar vertikala pelare där lera och bindemedel blandas med hjälp av ett blandningsverktyg (figur 5). Blandningsverktyget fästs antingen på en borrsvagn eller en grävmaskin. Vid masstabilisering rör sig blandningsverktyget både horisontellt och vertikalt och bildar masstabiliserade lager i stället för pelare. Pelar- och masstabilisering är förmånligare än pålning, men metoden är begränsad till 7–8 meters djup (Harlén 2021).



Figur 5. Vid pelarstabilisering rör sig blandningsverktyget vertikalt och bildar pelare. Vid masstabilisering rör sig blandningsverktyget både horisontellt och vertikalt. Till höger exempel på blandningsverktyg (Statens geotekniska institut 2011).

Det är lätt hänt att pelarstabilisering misstas för pålning, men stabiliseringsteknikerna är helt olika. Pålning går ut på att förstärka det översta jordlagret genom att pressa ner pelare av cement eller järn så att pelarna stöds underifrån, antingen från berggrunden eller välpackade sedimentskikt. Pålning tillämpas i områden med tjocka lager av sediment eftersom det kan utföras på så gott som obegränsat djup (Harlén 2021).

Pålning är en väletablerad stabiliseringsmetod, främst för att arbetet kan utföras snabbare. Pålning har ingen härdningstid och sättningshastigheterna minskar omedelbart efter installation. Den slutliga

hållfastheten vid pålning är lättare att förutspå vilket är en orsak till att stabiliseringsmetoden används brett. Vid stabilisering av porösa lerjordar används ofta en kombination av båda, där det översta skiktet masstabiliseras innan pålningsarbetet eftersom pålkranen annars löper risk att sjunka ner i leran. Masstabilisering av det översta sedimentskiktet bildar en stadig plattform där pålkranen kan ställas (Forsman et al. 2014).



Figur 6. Pålning med cementpelare i porösa lerjordar ger direkt förbättrad hållfasthet och den slutliga hållfastheten är lättare att förutspå. I bakgrunden en pålkran med hög svart mast. Helsingfors, 4.5.2022.

Byggnadstekniskt är det speciellt viktigt att identifiera sulfidleror eftersom de av naturen vanligen är mycket ostabila och för att det i oxiderande förhållanden bildar omfattande syrlighet. Sura förhållanden ställer krav på byggnadsmaterialet och material som tål sura förhållanden är dyrare att

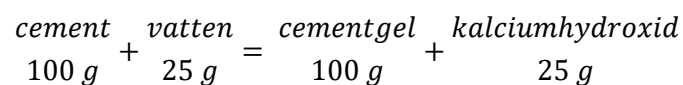
anskaffa och bearbeta. I oxiderande förhållanden orsakar sulfidvittringen korrosion i stål- och cementkonstruktioner. Speciellt påplattor, järnelement och andra bottenkonstruktioner är benägna att rosta och ärja i sura förhållanden (Nordiska Vägtekniska Förbundet 2006, Trafikledsverket 2018).

Oxidationen av sulfidlera medför också lakning av syra och upplösta metaller till vattendrag, vilket redan har studerats (Åström och Björklund 1995, Roos och Åström 2005, Boman et al. 2009), men det finns endast lite information om hur sura sulfatjordar påverkar stabiliseringen med olika bindemedel. Masstabilisering är ett säkrare alternativ i områden där jordlagren har en hög potentiell aciditet. Masstabilisering med cement och osläckt kalk buffrar pH och förhindrar urlakningen av metaller (Trafikledsverket 2018).

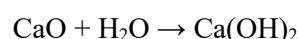
1.4 Kemiska processer vid masstabilisering

Bindemedlen som används vid masstabilisering består i regel av tre huvudkomponenter: cement, osläckt kalk och puzzolaner (tabell 1) (Labahn 1983).

Cement är det vanligaste huvudkomponenten som används vid masstabilisering. Cement reagerar med vatten och hydratiserar dvs. vattnet konsumeras i reaktionen. Det bildas cementgel och kalciumhydroxid (Åhnberg et al 1995).



Osläckt kalk är den andra huvudkomponenten som används vid masstabilisering. Vid masstabilisering hydratiserar osläckt kalk (CaO) och bildar kalciumhydroxid (Ca(OH)₂):



Både hydratiseringen av cement och osläckt kalk bildar kalciumhydroxid (Ca(OH)₂) vilket är en mycket stark bas och höjer pH kraftigt. Ett högt pH är viktigt för att utöka de cementerande egenskaperna (Janz och Johansson 2002).

Puzzolaner är den tredje huvudkomponenten i bindemedlen som används vid masstabilisering. Puzzolaner består av kisel- och aluminiumrika föreningar som i sig självt inte har cementerande egenskaper, utan aktiveras i närvaro av Ca(OH)_2 (Nilsson 1998, Harlén 2021). Puzzolaner tillför silikater och metaller till vattenfasen och utökar cementgelsreaktionerna i lerans porutrymmen (Janz och Johansson 2002). Masugnsslagg och flygaska är exempel på puzzolaner som tillsätts i bindemedlen för att utöka cementgelen (tabell 1) (Janz och Johansson 2002).

Härdningsprocesserna sker till en början snabbt när vattnet i porutrymmen konsumeras då cement och osläckt kalk hydratiserar. Reaktionshastigheten avtar när puzzolanreaktionerna tar över och bildar olika cementgel i lerans porutrymmen. Den långvarigt goda hållfastheten uppstår i samband med puzzolanreaktionerna. Reaktionshastigheten är beroende av vattenhalt, kornstorlek samt förhållandet av bindemedlen i stabiliseringsmassan (Harlén 2021).

Andelen cement, CaO, och puzzolaner kan optimeras enligt lerjordarnas sammansättning. Tidigare experiment (Åhnberg et al. 1995) har visat att en större andel CaO och masugnsslagg i förhållandet till cement ger en bättre hållfasthet i leror med hög svavelkoncentration. En högre andel CaO ger ofta en god hållfasthet, men långsammare hållfasthetsutveckling. I sulfidlorer har tillsatser av CaO gett en försumbar förbättring i hållfasthetsutvecklingen (Andersson och Norrman 2004).

Tabell 1. Olika bindemedel och deras reaktioner. Modell enligt Hainari (2016).

Bindemedel	Reaktion	Reagerar med	Reaktionsprodukt
Cement	Hydratisering	Vatten	Cementgel Ca(OH)_2
Osläckt kalk	Hydratisering	Vatten + lermineral	Ca(OH)_2
Masugnsslagg	Puzzolan	Vatten + Ca(OH)_2	Cementgel
Flygaska	Puzzolan	Vatten + Ca(OH)_2	Cementgel

1.5 Problem med masstabilisering av sulfidloror

Masstabilisering av sulfidloror är både ekonomiskt och ekologiskt lönsamt eftersom utgrävda sulfidloror annars måste deponeras på annat håll. I kontakt med syre i luften sätter syrabildande processer i gång (Wiklander 1950, Åström och Björklund 1995, Roos och Åström 2005, Boman et al. 2009) och deponerade sulfidloror utgör då även en miljörisk. Byggnadstekniskt största problemet med stabilisering av sulfidloror är att hållfasthetsutvecklingen med samma bindemedelskombinationer varierar kraftigt och lokalt (Larsson 2006). Tidigare masstabiliseringsprojekt (Jarva et al. 2021, Andersson och Norrman 2004) har påvisat att mängden bindemedel som behövs för att nå en bestämd hållfasthet i sulfidloror är svårt att förutspå och den optimala bindemedelskombinationen varierar från fall till fall.

1.5.1 Ettringit och gips

Sulfat (SO_4^{2-}) har en kraftig inverkan på reaktionshastigheterna för cement och osläckt kalk. En begränsad mängd kalciumsulfat (CaSO_4) tillsätts i cementblandningar för att reglera hydratiseringsprocesserna. CaSO_4 förlänger bearbetningstiden för cementblandningen innan blandningen stelnar. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) är den vanligaste sulfatkällan i cementblandningar. kalciumsulfat (CaSO_4) reagerar delvis med kalciumaluminater och bildar mineralet ettringit ($3 \text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3 \text{CaSO}_4 \cdot 32 \text{H}_2\text{O}$). Ettringit är alltså en hydratiseringsprodukt av cement och har en kraftig inverkan på härdningsprocessernas hastighet. Mängden ettringit som bildas vid reaktionerna mellan vatten och cement begränsas av mängden CaSO_4 som tillsätts i cementblandningen (Wild 1999).

Tillförseln av SO_4^{2-} från markvattnet omvandlar cementgel till ettringit vilket kan leda till intern expansion och försämrad hållfasthet (Wild 1999). Ifall högre koncentrationer av SO_4^{2-} finns närvarande än vad ursprungligen initierades med gipstillsatsen i cementblandningen omvandlas med tiden kalciumaluminater i en större utsträckning till ettringit och försämrar då hållfastheten (Janz och Johansson 2002, Åhnberg et al. 1995).

Littorinaleran i Åbo har rikligt med sulfidmineral (Niemelä et al. 1987). Sulfidmineral som pyrit (FeS_2) eller monosulfid (FeS) påverkar inte hydratiserings- eller puzzolanreaktionerna vid

masstabilisering. I oxiderande förhållanden kan sulfidleror bilda sulfatjordar där sulfat (SO_4^{2-}) bildas och har då en kraftig inverkan på hållfasthetsutvecklingen (Åhnberg et al 1995, Nilsson 1998). Eftersom Littorinaleran avsatts i saltvattenmiljö med naturligt högre SO_4^{2-} koncentrationer kan cementgel i en sådan miljö omvandlas till ettringit och gips med en negativ inverkan på hållfasthetsutvecklingen.

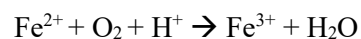
1.5.2 Neutralisation av syra från sulfider

Stabiliseringseffekten med osläckt kalk och cement grundar sig på en kraftig ökning i pH. Vid högt pH reagerar silikater och metaller sinsemellan och bildar olika cementgel i porutrymmen. Vid lägre pH kan inte metallerna och silikaterna reagera sinsemellan vilket lägger stopp för cementgels- och puzzolanreaktionerna (Åhnberg et al. 1995).

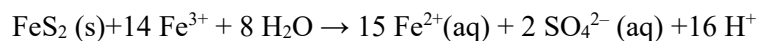
Pyrit (FeS_2) är det huvudsakliga sulfidmineralet i sulfidleror. Pyritvittring är starkt försurande men vid masstabilisering med alkaliska bindemedel kommer det att ske en neutraliseringsprocess..

Hydroxidjonerna (OH^-) som bildas när cement och osläckt kalk reagerar med vatten konsumeras av vätejonerna (H^+) som pyritvittringen tillför (Åhnberg et al. 1995).

Järn är ett nyckelelement bakom vittringsprocesserna, eftersom det fungerar som huvudsakliga oxidanten av pyrit. I kontakt med atmosfäriskt syre oxiderar järn:

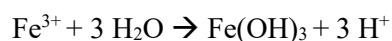


Fe^{3+} oxiderar därefter pyrit (FeS). Pyritvittring har en hög potentiell aciditet eftersom vittringsprocessen är starkt försurande:



Ifall sulfidleror utsätts för oxidering bildas både ett överflöde av SO_4^{2-} , som går med i bindemedelreaktionerna vid masstabilisering, och ett överflöde av H^+ , som konsumerar OH^- jonerna i vattenfasen (Åhnberg et al. 1995).

Allt Fe^{3+} används inte vid pyritvittring. En del hydrolyserar och bildar järn(III)hydroxid:



Hydrolysreaktionen bildar H^+ och bildar lika mycket syra som svaveloxidationen. $Fe(OH)_3$ konsumeras i reaktionerna som bildar cementgel men kan i grovkornigare jordar urlakas i vattendrag. $Fe(OH)_3$ orsakar då fällningar i dräneringsrör och korrosion i stål- och betongkonstruktioner (Nordiska Vägtekniska Förbundet 2006).

1.5.3 Långsam och hållfasthetsutveckling i sulfidleror

Hållfasthetsutvecklingen är i sulfidleror långsam och kräver betydligt mera bindemedel jämfört med vanliga finleror. Enligt resultaten presenterade av Larsson (2006) behöver masstabilisering av sulfidleror i snitt dubbelt så mycket bindemedel för motsvarande hållfasthetsutveckling. I Sverige är typiska bindemedelsmängder 70–90 kg/m^3 för finleror medan sulfidhaltiga leror kräver 120–250 kg/m^3 bindemedel (Larsson 2006).

Lerjordarna i Åbo har varierande koncentrationer svavel och humusmaterial (Niemelä et al. 1987) vilket har en kraftig inverkan på huruvida hållfasthetsutvecklingen i masstabiliserade leror framskrider (Larsson 2006).

Tidigare undersökningar visar att sulfattillsatser kan ha både positiv och negativ effekt på hållfasthetsutvecklingen, både gällande hållfasthet (Janz och Johansson 2002, Firoozi et al., 2017) och sprödhet (Andersson och Norrman 2004).

Gips kan vid masstabilisering av sulfidleror förbättra hållfasthetsutvecklingen. Enligt Andersson och Norrman (2004) ger en bindemedelskombination med cement, CaO och gips en god hållfasthetsutveckling i sulfidlera. Cement och masugnsslagg kan likväl i olika förhållanden användas, men brotthållfastheten blir då spröd. Detta innebär att hållfastheten sjunker drastiskt när den maximala tryckspänningen överskrids och leran spricker. Gipstillsatsen i bindemedlet masstabiliserade sulfidleran ett segare brott och hållfastheten avtar då inte lika drastiskt efter uppnådd maximal brotthållfasthet.

När cementgelsreaktionerna fortskrider kommer sulfatkoncentrationen i markvattnet att minska och till slut avtar ettringitbildningen. De cementgel som i stället kommer att börja kristallisera är volymmässigt betydligt mindre än ettringit och fyller inte då porutrymmen lika aktivt. Då kan den slutliga hållfastheten bli sämre (Janz och Johansson 2002).

Vid masstabilisering är inre sjuvkrafter och sprickor inte nödvändigtvis ett problem. Den förbättrade bärkraften är främst ett resultat av hydratiseringsreaktionerna, där vattenhalten minskar och porutrymmen fylls med volymmässigt stora reaktionsprodukter (Firoozi et al., 2017).

Sammanfattningsvis har sulfat en kraftig inverkan på de kemiska reaktionerna som sker vid masstabilisering, men effekten på den slutliga hållfastheten varierar från fall till fall.

1.5.4 Humusmaterial

Humus och lermineral buffrar förändringarna i pH i en lera. I leror sker det jonbyten mellan joner lösta i vatten och baskatjoner på ler- och humuskolloidernas ytor. Katjoner byter plats med vätejoner (H^+) i markvattnet och buffrar då förändringarna i pH. Humus- och lerkolloidernas jonbytesförmåga kallas för utbytbar aciditet, där syrabildande reaktioner buffras av jonbytet mellan kolloiderna och markvattnet (Ingri 2012).

Jämfört med andra styva och icke sulfidrika leror i Åbo har Littorina sulfidrika sediment högre humuskoncentrationer (Niemelä et al. 1987). Stabiliseringsmassor tillämpade för humusrika leror behöver en högre andel osläckt kalk (Nilsson 1998). En märkbar andel kalciumhydroxid ($Ca(OH)_2$) konsumeras i reaktionerna med humusmaterial och orsakar en långsammare hållfasthetsutveckling genom att bilda amorfa, svårlösliga föreningar (Åhnberg et al. 1995, Nilsson 1998).

1.6 Målsättning

Målsättningen i detta examensarbete är att

1. skapa en helhetsbild av lerjordarna i Åbo
2. identifiera samt lokalisera områden med sulfidlera i Åbo
3. undersöka miljöeffekterna och hållfastheten av masstabilisering med kombinationer av cement, osläckt kalk, masugnsslagg och flygaska

Hypoteserna för detta examensarbete är att

1. utbredningen av sulfidlerorna i Åbo är betydligt större än vad tidigare uppskattats
2. den potentiella försurningen som sulfidlerorna orsakar kan förhindras med masstabilisering
3. sulfidlerorna utvecklar en sämre hållfasthet vid masstabilisering
4. Cement och kalk höjer kraftigt pH och metallernas mobilitet minskar

Examensarbetet utförs i samband med stadsforskningsprogrammet Tukema som finansieras av Åbo stad. Tukema-projektet fokuserar på tillämpningen av olika restprodukter från industrin vid masstabilisering för att förbättra lerjordarnas hållfasthet. Målsättningarna är bl.a. att undersöka miljöeffekterna och hållfastheten av masstabilisering med restprodukter blandat med cement och osläckt kalk i olika proportioner.

2 Material och metoder

Karakterisering av lerjordar krävde både fysikaliska och kemiska undersökningar.

Kornstorleksfördelningen, pH samt salt- och svavelhalt är viktiga variabler som påverkar lerjordarnas sensitivitet. Hållfasthetsutvecklingen vid masstabilisering påverkas starkt av sulfatkoncentrationer och pH.

Lerprov från olika ställen i Åbo provtogs och karakteriserades. För karakteriseringen användes klassiska parametrar så som kornstorlek, aciditet, lakvattenprov, pH i fält samt pH efter inkubation. Laboratorieundersökningen av masstabiliserade prov avgränsades till inblandning av stabiliseringsmassa i provkoppar och chipbrickor, tryckprov och lakvattenprov. Resultaten framförs med hjälp av kartor och figurer.

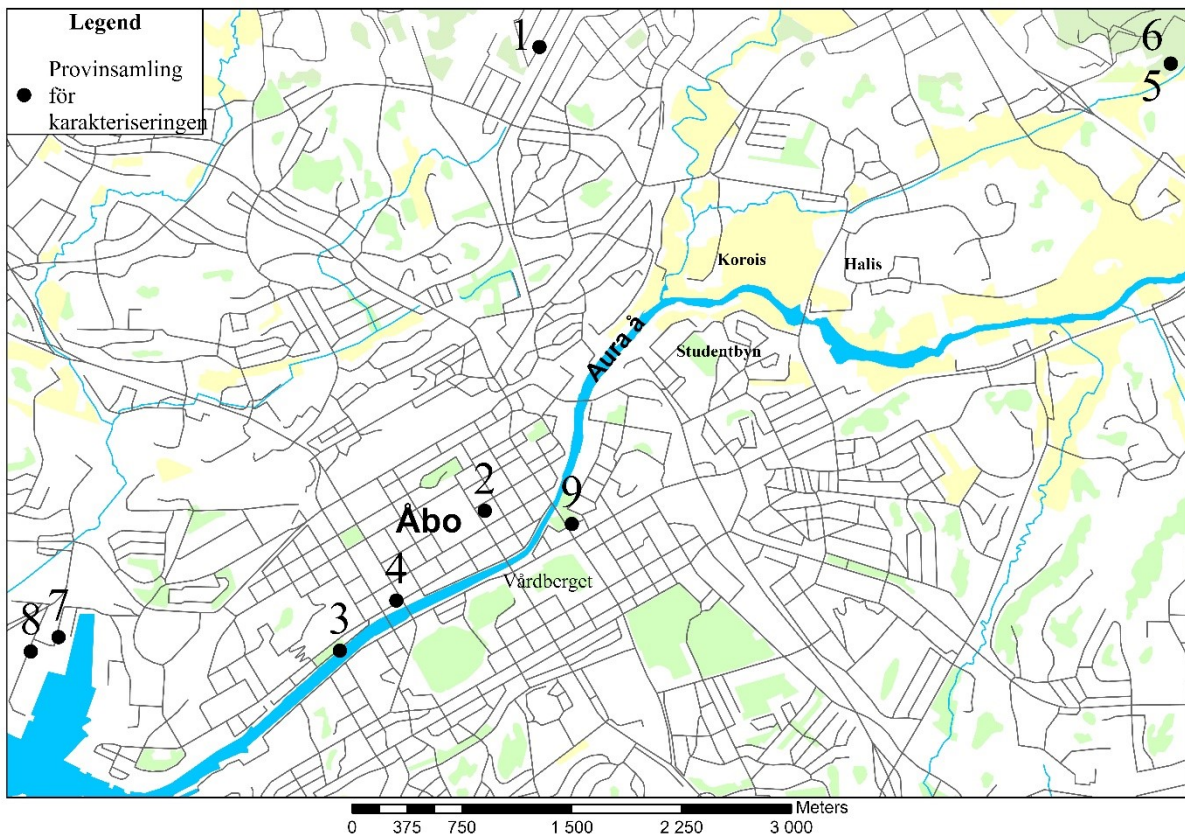
2.1 Identifiering och karakterisering

I denna studie som gäller lerorna i Åbo har det varit viktigt att särskilja på saltvattenleror från Littorinahavet och de underliggande sötvattenlerorna från Ancylussjön. Identifieringen av sulfidleror, som sedimenterats i Littorinahavet och som blir till sura sulfatjordar om de oxideras har varit av särskilt intresse. För identifieringen av potentiella sura sulfatjordar användes 19 veckors inkubation och snabboxidation med väteperoxid enligt de metoder som presenterats för finländska jordar i Tunnistus-projektet (Visuri et al. 2021). Efter att sulfidleran identifierades riskbedömdes sulfidlerorna genom att undersöka deras aciditetspotential.

2.1.1 Provtagningspunkter

I detta examensarbete ligger fokus på identifiering av områden med sulfidlera i Åbo. Det är viktigt att lokalisera lerorna eftersom dessa har hög potentiell aciditet och ställer byggnadstekniska krav i form av sämre hållfasthetsutveckling vid masstabiliseringsprojekt (Larsson 2006).

Utöver de undersökningar GTK utfört provtogs och analyserades leror från olika lokaler i Åbo (Bilaga 6). Totalt 6 prov samlades in för karakteriseringen. Förutom Riitasuogatan (provtagningsspunkt 1) och Topinpuisto (provtagningsspunkt 5 och 6) samlades proven främst in från Åbo centrum (figur 7).



Figur 7. Karakteriseringsprov insamlade från Åbo stad. Lerproven från punkt 1 och 2 användes för undersökning av hållfasthetsutveckling

För att skapa en helhetsbild av lerjordarna och för att få en uppfattning om sulfidlerornas utbredning i Åbo, kombinerades i detta projekt nya fältundersökningar med fältundersökningar som redan utförts vid Geologiska forskningscentralen (GTK). Geologiska forskningscentralen har som en del av det nationella karteringsprogrammet (Webbadress: <https://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>) analyserat totalt 190 jordprov (bilaga 6) från 172 provtagningsplatser (bilaga 7) i Åbo för att lokalisera sulfidleror (se kapitel 1.2). Resultaten från dessa var i detta projekt möjliga att tillgodas för att skapa en bättre helhetsbild av sulfidlerornas utbredning.

Totalt samlades leror i reducerad form in från 6 provtagningsställen från olika lokaler i Åbo stad och förvarades i 10 l ämbaren i ett mörkt kylrum fram till analyseringen. För att undvika oxidation under förvaringstiden tillsattes jonbytt vatten på ytan av leran i ämbaret och täcktes över med självhäftande plast. Därtill tejpades locket fast i ämbaret för att minimera syretillförseln (figur 8).



Figur 8. Lerprov insamlade från Åbo.

2.1.2 Inkubation

Mätning av fält-pH utfördes direkt efter provtagningen. Därefter placerades ett 0,5 cm tjockt lerlager i chipbrickor med lock för att inkuberas (oxideras) i 19 veckor i rumstemperatur (22 °C). Därefter uppmättes pH. Lerproven inkuberas i chipbricka med lock för att bibehålla fuktigheten och undvika aggregatbildning. Proven i chipbrickorna vattnades regelbundet för att konstant hållas fuktiga.

Fördelen med metoden var att den är lätt att utföra och återspeglar den surhet som i verkligheten kan bildas. Analysmetoden krävde inga kemikalier eller mätinstrument förutom en pH-mätare. Nackdelen är att analysen tog lång tid att genomföra. Alla pH-värden uppmäts med pH-mätaren WWR pHenomenal 1100H.



Figur 9. Lerproven placerades i chipbrickor för 19 veckors inkubation.

Leran klassificerades som sur sulfatjord ifall pH efter 19 veckors inkubation sjunkit till mindre än 4 och hade sjunkit med mera än 0,5 pH enheter. Det var lätt hänt att en lerjord inte uppfyllde kriterierna för en sur sulfatjord men ändå producerade en märkbar aciditet i oxiderande förhållanden. Termen pseudosulfidlera (Visuri et al. 2021) användes för leror som efter inkubation har pH 4.0-4,5 och har sjunkit $>0,5$ pH enheter.

2.1.3 Vattenhalt och glödningsförlust (LOI)

För att mäta vattenhalten för leran vägdes c. 2 g naturfuktig lera upp i en degel och placerades i en ugn på 105 °C i 24 timmar, viktskillnaden före och efter torkningen utgör vattenhalten. Vattenhalten (torrvikten) behövdes vid uträkning av den potentiella aciditeten (se kapitel 2.1.4). Efter uppmätt torrsvikt bestämdes andelen organisk materia i lerproven. Efter uppmätt torrsvikt placerades provet i ugnen med långsam uppvärmning (2 timmar) till 550 °C. Efter 4 timmar i 550 °C tas proven ut ur

ugnen och svalnar i en exsickator i åtminstone 30 minuter. Vid den höga temperaturen brinner det organiska materialet upp och glödningsförlusten, som betecknas som LOI från engelskans Loss on Ignition, indikerar halten organiskt material.

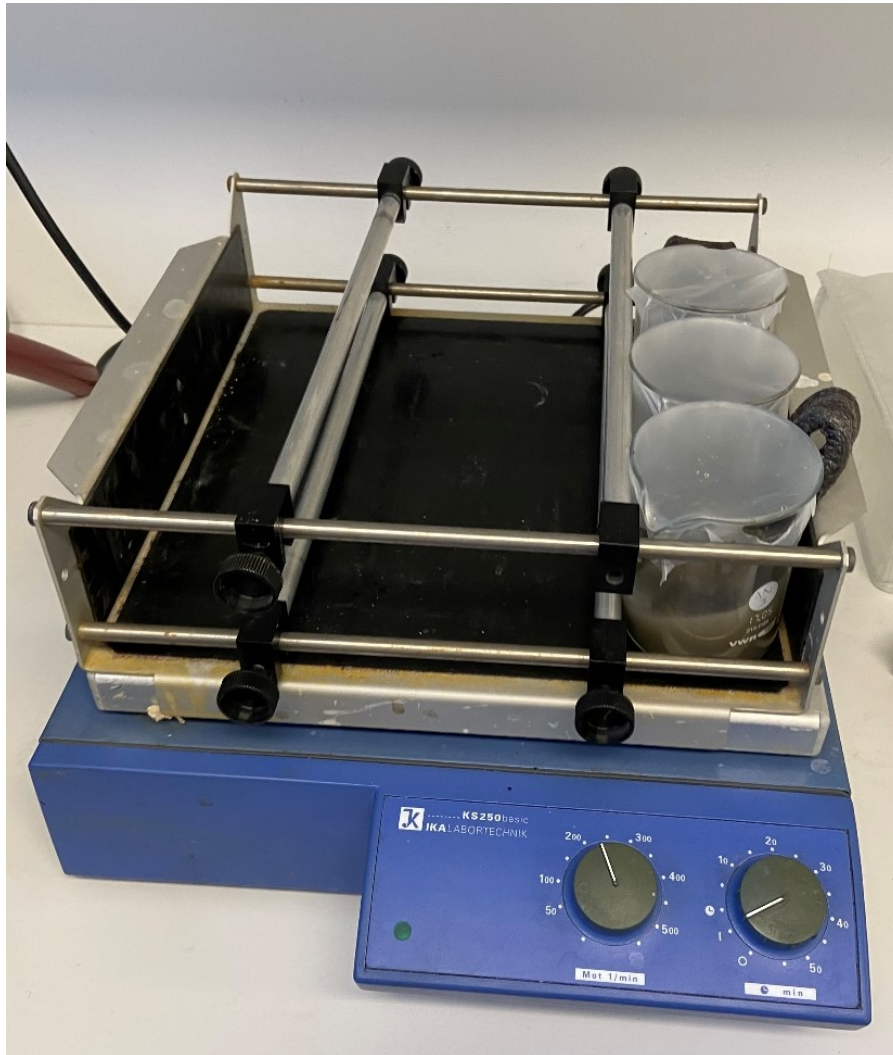
2.1.4 Aciditet

Aciditeten i jordprov som togs inom detta projekt mättes genom att först oxidera 0.5 cm tjocka jordprov 19 veckor i chipbrickor. Efter inkubationstiden placerades cirka 3 g inkuberat prov och 60 ml kaliumklorid (KCl) i ett dekanterglas (figur 10).



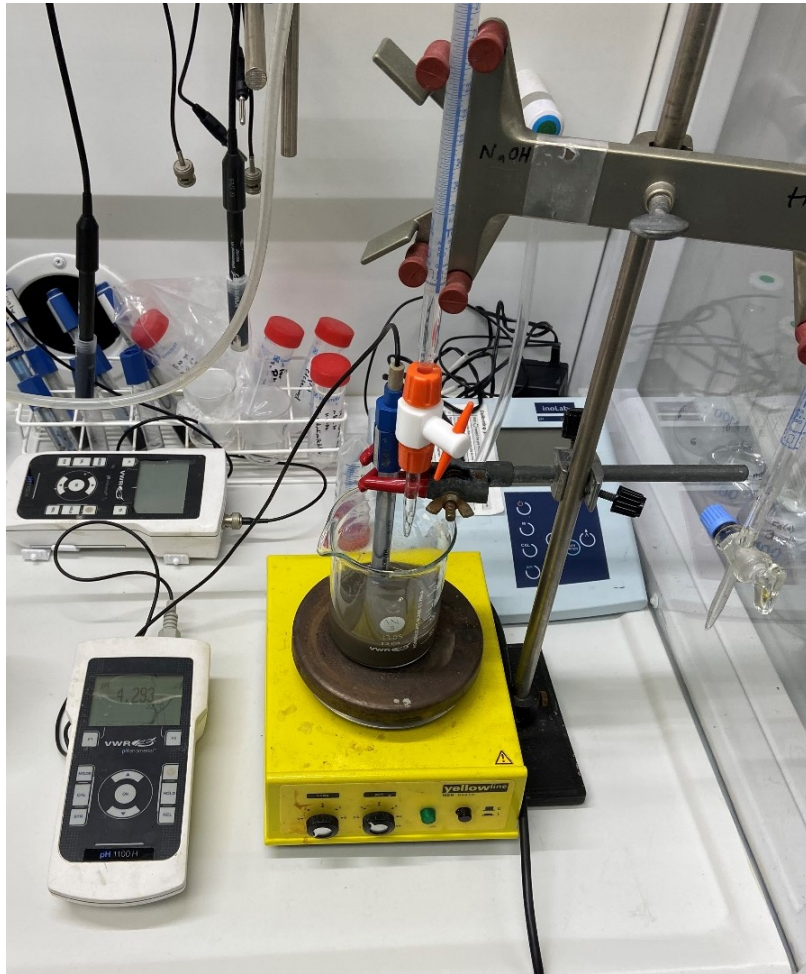
Figur 10. Lerprov och kaliumkloridlösning placeras i dekanterglas inför aciditetsuppmätningen.

Dekanterglaset med inkuberat prov och 60 ml KCl placerades på en Kika KS250 basic skakbräda för 4 timmar varefter provet stod orört i 12–16 timmar (figur 11).



Figur 11. Proven skakades på skakbräda i 4 timmar och stod sedan orörda i 12–16 timmar.

Aciditeten räknas ut genom att titrera en stark bas av bestämd koncentration för att höja pH. Parafilmen togs bort och dekanterglaset flyttades över till en magnetomrörare. pH-mätaren placerades i dekanterglaset och start-pH uppmättes. Provet som suspenderats i kaliumklorid titrerades en med en 0,1 M natriumhydroxidlösning (NaOH) med en byrett tills pH värdet steg till 5,5. Mängden NaOH som användes skrevs ner och titreringen fortsatte därefter till pH 6,5 (figur 12). Från mängden bas (OH^-) som behövdes för att neutralisera aciditeten (H^+) som frigjordes räknas aciditeten (den titrerbara inkuberade aciditeten, TIA) ut.



Figur 12. Det i kaliumklorid suspenderade provet titrerades med natriumhydroxid för att bestämma den totala aciditeten i leran.

För att aciditetstitreringen ska vara exakt måste koncentrationen av NaOH uträknas. För uträkningen blandades en kaliumbiftalatlösning (KHP) av bestämd molaritet och titrerades med NaOH-lösningen till pH 8,3. Molariteten räknades ut med följande två ekvationer:

1. Koncentrationen av KHP

$$N = \frac{m}{M}$$

Där N = KHP i mol

m = massan av KHP (g)

M = molmassan av KHP (204,22 g/mol)

2. Molariteten av NaOH

$$C = \frac{n}{V}$$

Där C = koncentrationen NaOH (mol/l)

n = NaOH i mol

V = totala titreringsvolymen (l)

När den exakta molariteten av NaOH och KHP var uträknade kunde totala aciditeten bestämmas:

$$\frac{n}{kg} = \frac{C \cdot V}{m}$$

Där n = mol H⁺

C = koncentrationen an NaOH (mol/l)

V = volymen av tillsatt NaOH (l)

M = provets torrsvikt (g)

Den totala aciditeten i en lera anges i mmol H⁺/kg.

2.1.5 Svavelhalt

Svavelkoncentrationen i mineraljordar har traditionellt mätts med aqua regia under hög temperatur. Aqua regia är en blandning av salpetersyra och saltsyra och löser fullständigt upp sulfider och organiskt svavel.

I försök som nyligen utförts på finländska jordar vid laboratoriet vid Åbo Akademi konstaterades att liknande resultat erhålls genom oxidation av sulfider och organiskt material med väteperoxid (H₂O₂; (Visuri m.fl. 2021). Metoden är enklare och resultaten fås redan inom några timmar. Därför användes metoden i denna studie. 2 g lerprov placeras i ett provrör och blandas med 5 ml H₂O₂ för att snabboxideras. Provet utspäddes enligt behov med jonbytt vatten för att provet inte skulle koka över.

Därefter uppmättes pH-värdet. Efter att pH antecknats förbereddes provet för ICP-OES analys. Det snabbboxiderade provet filtrerades med ett 0,45 µm sprutfilter och surgjordes med salpetersyra (0,5 % HNO₃).

2.1.6 Viktsondering

För att få en helhetsbild av lerjordarnas och sulfidlerornas utsträckning är det viktigt att sammanställa både nya och gamla data. Lerjordarna i Åbo undersöks ofta lokalt i samband med planerings- och byggnadsprojekt, men informationen lagras utspritt bland flera olika databaser.

Viktsonderingsgraferna är ett exempel på tidigare insamlade data (Pirilä 2016) som analyserades för att se ifall det finns ett mönster som indikerar utsträckningen eller tjockleken på Littorinasedimenten i Åbo. Information från tidigare undersökningar och projekt visualiserades med hjälp av kartor.

Viktsondering är en karakteriseringsmetod som ger en översikt av jordlagrens hållfasthet och jordartsföljden. Metoden används främst i lera och morän. Viktsonderingen ger en överblick om lerjordarnas konsoliderationsnivå och djup och kan utföras manuellt. Viktsondering utförs trots allt oftast med en borrhavn eftersom det är snabbare och mätresultaten är noggrannare då borrhvagen snurrar sonden med ett konstant vridmoment. Sondspetsen fastsätts på en 22 mm tjock stång som belastas med minsta belastning som behövs för att pressa ner stången utan rotation.

Sjunkningshastigheten bör ligga mellan 20–50 mm/s och viktsonderingen sker utan vridning när motståndet är mindre än 1 kN. När motståndet överskrider 1 kN snurrar sondspetsen 30 varv per minut och antalet halvvarv som behövs för varje 20 cm penetration antecknas (Svenska Geotekniska Föreningen 2018).

För denna studie plockades viktsonderingsgraferna manuellt ut från Åbo stads databas. Till denna studie valdes de viktsonderingsgrafer som låg närmast GTK:s och ÅA:s provtagningspunkter. Dessa viktsonderingsgrafer undersöktes med syftet att identifiera skillnader och övergången mellan Littorinasedimenten och underliggande Ancylosedimenten.

2.2 Masstabilisering

I denna studie som gäller masstabiliseringens miljöeffekter har det varit viktigt att undersöka mobiliteten för metaller. Lösta metaller kan ha en kraftig inverkan på miljön men enligt hypotesen höjer cement och osläckt kalk kraftigt pH vilket hindrar metaller ifrån att urlakas från masstabiliserade jordar. Miljöeffekterna av cement, osläckt kalk, masugnsslagg och flygaska undersöks med hjälp av lakvattenprov och hållfasthetsutvecklingen undersöks med hjälp av enaxliga tryckprov.

2.2.1 Enaxliga tryckprov

För att undersöka hur hållfasthetsutvecklingen skiljer sig åt mellan sulfidlera och styv lera gjordes en identisk serie av masstabiliserade prov med lera från Riitasuogatan (styvlera) och lera från Åbo torg (sulfidlera).

Var och ett bindemedel blandades i 1 liter lera med hjälp av Hobart N-50 stativblandare (figur 12). Av varje bindemedel gjordes blandningar med 40, 80 och 120 g bindemedel. Leran och bindemedlet blandades tillsammans i 2 minuter varefter proven placerades i provkoppar. Därtill blandades 6 kombinationer av bindemedel i olika förhållanden vilket gav oss 15 olika masstabiliserade prov. Av alla 15 masstabiliserade prov gjordes 9 identiska provkoppar.



Figur 13. Hobart N-50 stativblandare används för att blanda bindemedlen i lerproven.

Hållfasthetsutvecklingen efter 7, 28 och 91 dagar utvärderades med hjälp av enaxliga tryckprov. Efter inblandningen av bindemedlet förvarades provkoppen först 2 dygn i rumstemperatur varefter provkoppen förvarades i kylskåp (+5 °C) fram till provtryckningen. Det masstabiliserade provet plockades ut ur den vita provkoppen (figur 14) och placerades under en press. Provet komprimerades därefter med en hastighet på 1 mm/min och det maximala trycket som lerprovet kunde motstå i newton (N) antecknades. För varje provtryckning används 3 prov för att räkna ut medeltalet av hållfastheten. Kilopascal (kPa) används brett som enhet vid hållfasthetsutvärderingar och för att kunna jämföra resultaten med tidigare undersökningar omvandlades det maximala trycket från N till kPa. För parker och rekreationsområden är målsättningen för hållfastheten till exempel 150 kPa.



Figur 14. Bindemedelskombinationerna placerades i vita provkoppar för 7, 28 och 91 dagar. I vänstra bilden står provcylindrarna uttagna från provkopparna som provtrycktes under pressen (vänster bild från Jarva et al. 2021)

2.2.2 Bindemedel

Gemensamt för alla bindemedel är reaktioner med kalciumoxid (CaO) som fungerar som huvudreaktant tillsammans med vatten. I denna studie används fyra olika bindemedel: Finnsementti Plussementti cement (bilaga 1), Finnsementti KJ400 masugnsslaggpulver (bilaga 2), Nordkalk Quicklime 90 T osläckt kalk (bilaga 3) samt flygaska från ett flerbränslekraftverk i Nådendal (bilaga 4). Finnsementti Plussementti är en färdig cementblandning och marknadsförs som förmånlig och ekologisk cement. Plussementti kan tillämpas både i element och masstabilisering. Masugnsslaggpulvret består främst av CaO och SiO_2 men har även höga metallkoncentrationer.

Även kombinationer av bindemedel i olika förhållanden användes för att undersöka hållfasthetsutvecklingen (tabell 8).

2.2.3 Uppmätning av pH

pH uppmättes för att undersöka ifall oxidationen av masstabiliserade leror orsakar försurning. Proven inkuberades och pH uppmättes vid dag 0 och efter 19 veckor (se kapitel 2.1.2). Proven längst ut i yttre kanterna av chipbrickorna tenderar att torka snabbare vilket kan påverka det slutliga pH-värdet. Trots att lerproven i chipbrickorna regelbundet fuktats med jonbytt vatten avdunstar vattnet snabbare i de yttersta kanterna. För att kompensera denna osäkerhet uppmäts pH från 3 identiska prov i chipbrickan och medianvärdet används för respektive resultat.

2.2.4 Lakvattenprov

Cirka 6 g prov plockades från chipbrickorna vid dag 0 och vecka 19 och placerades i ett provrör med 33 ml jonbytt vatten. Lakvattenproven utfördes både på masstabiliserade prov och obehandlade prov för att jämföra miljöeffekterna. Samtidigt placerades cirka 3 g prov i en degel i ugnen på 105 °C för 4 timmar. Torrvikten behövs för att räkna ut koncentrationerna av metaller som urlakats. Med korken på skakades provröret i provrörshållare fastsatt i Vortex i 60 minuter varefter provet centrifugerades med 3600 varv/min i 10–15 minuter i en VWR Mega Star 1.6 General Purpose centrifug (figur 15). Centrifugeringen gjorde att suspenderat material samlades i botten av provröret vilket underlättade filtreringen.



Figur 15. Lakvattenproven centrifugerades i 10 minuter för att underlätta filtreringen av lakvattenproven.

Därefter filtrerades 18 ml lakvätska med ett 0,2 μm sprutfilter varav 10 ml placeras i ett provrör för ICP-OES-analys. För att konservera proven tillsätts 6 droppar 65 % salpetersyra (HNO_3) i provröret för OES-analysen som utförs med Agilent 5800 Instrument, en induktivt kopplad optisk plasma-atomemissionsspektrometer.

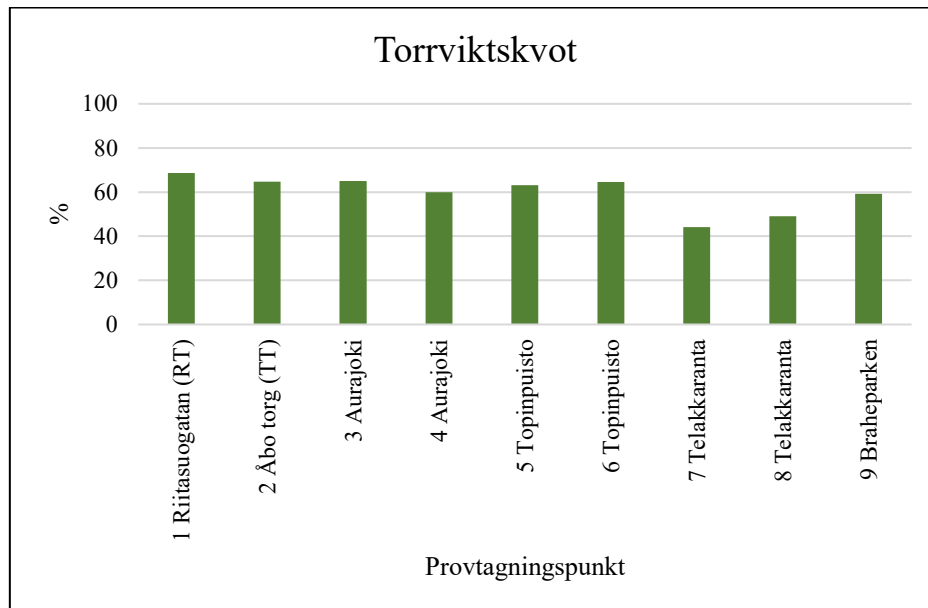
Direkt efter centrifugering av proven uppmättes pH-värdet och konduktiviteten i lakvätskan. pH och konduktivitet är av speciellt intresse i masstabiliserade lerprov eftersom bindemedlen sannolikt kraftigt höjer pH och koncentrationerna av lösta metaller i lakvattenproven. Hög konduktivitet indikerar höga sulfat och metallkoncentrationer.

3 Resultat och diskussion

3.1 Karakterisering av lerorna i Åbo

3.1.1 Torrviktskvot och glödningsförlust

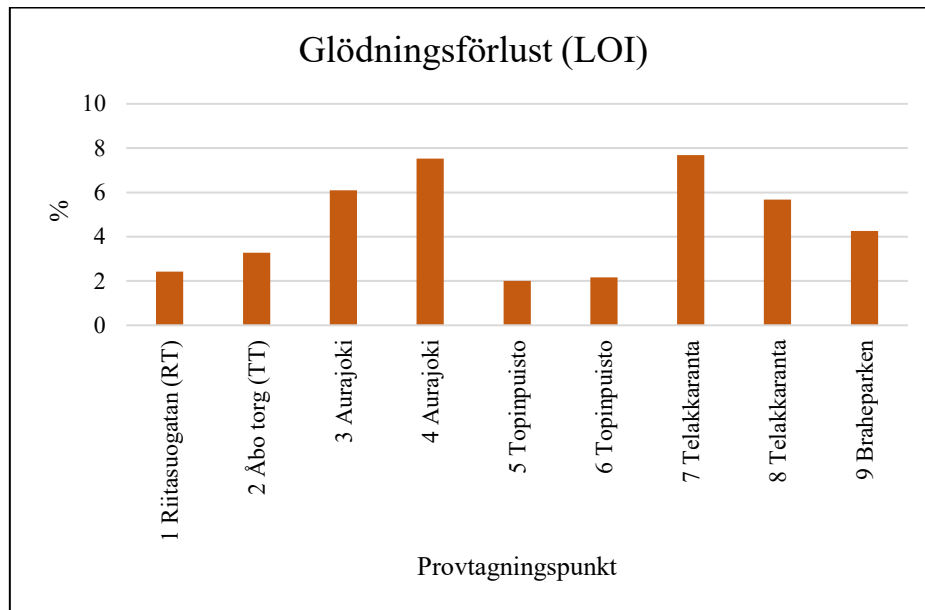
Lerjordarna i Åbo är porösa och innehåller mycket vatten. Torrviktskvoten för lerjordarna i Åbo var 44–69 % (Figur 16). Enligt förväntningarna kunde vi ha sett en större skillnad i torrviktskvoten för leran från Åbo torg (65 %) och Riitasuogatan (69 %) eftersom leran vid Riitasuogatan högst sannolikt avsatts i sötvattenmiljö och leran från Åbo torg avsatts i saltvattenmiljö. Resultaten visar trots allt endast en marginell skillnad mellan dessa två leror. Muddringsmassorna vid Telakkaranta har den lägsta torrviktskvoten. Muddringsmassor tenderar att ha en högre vattenkvot vilket förklarar den något lägre torrviktskvoten i proven från Telakkaranta. Bortsett från Telakkaranta har vi endast små skillnader i torrviktskvoten mellan lerjordarna i Åbo (figur 16).



Figur 16. Torrviktskvoten visar att lerjordarna i Åbo är porösa och innehåller mycket vatten.

Medianvattenkvoten för de provtagna lerproven (bilaga 6) är 59 w% vilket är relativt nära det förväntade medianvärdet (65 w%) för gyttjig styv lera presenterat i Miljöcentralens publikation (Ronkainen 2012).

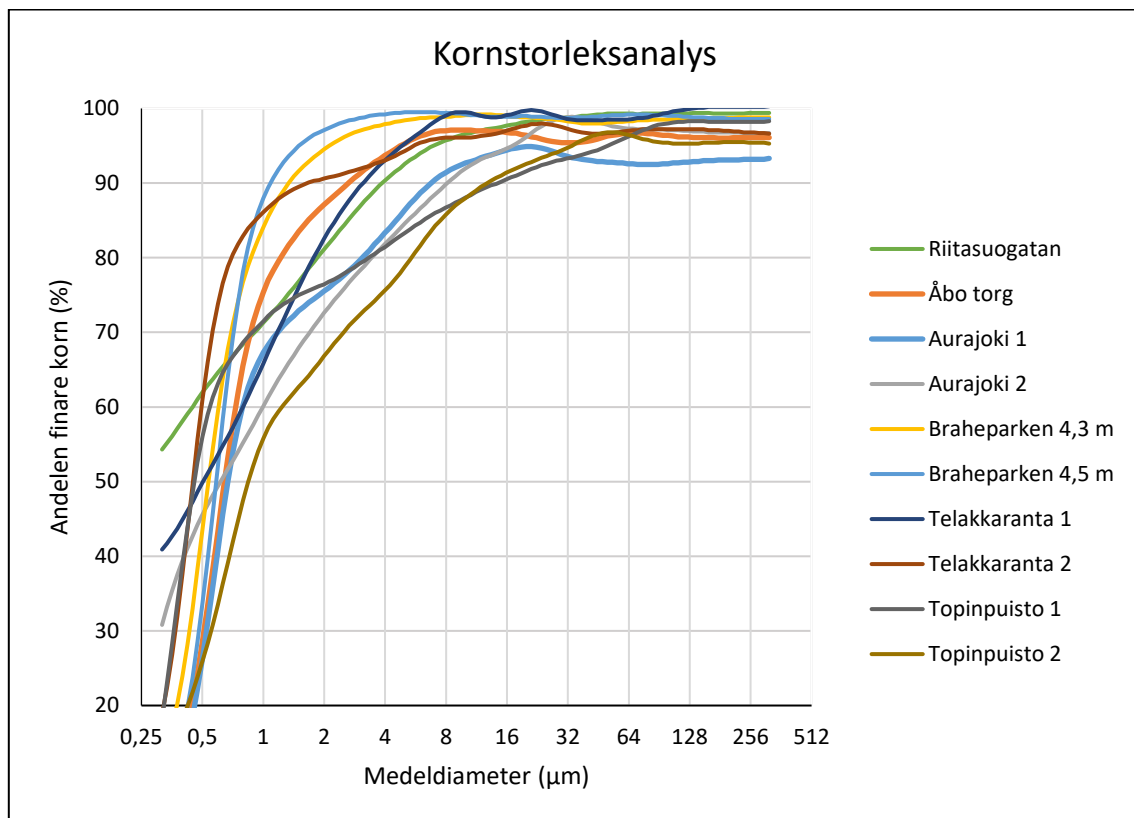
Lerjordarna i Åbo har en glödningsförlust mellan 2,2–7,7 w%. Enligt geoteknisk klassificering klassas därmed alla leror förutom Aurajoki 2 och Telakkaranta 1 som gyttjig lera. Aurajoki 2 och Telakkaranta 1 har över 6 w% organiskt material och klassas därmed som leriga gyttjor. Glödningsförlusten var 3,3, w% för leran från Åbo torg och 2,4 w% för leran från Riitasuogatan (figur 17). En något större skillnad i glödningsförlust förväntades mellan dessa två leror eftersom leran vid Åbo torg avsattes i Littorinahavet med varmt klimat och mycket biologisk aktivitet. Därför förväntades en större glödningsförlust för leran från Åbo torg (figur 17).



Figur 17. Andelen organiskt material ligger mellan 2 och 8 w%. Alla karakteriseringsprov klassificeras som gytjelera eller lerig gyttdja.

3.1.2 Kornstorleksanalys

Både Åbo torg (TT) och Riitasuogatan (RT) som använts vid masstabileringsexperimenten är ytterst finkorniga med över 80 % lera. En förklaring till varför Riitasuogatan har en högre andel av den finaste fraktionen ($<0,25 \mu\text{m}$) kunde vara att leran avsatts i sötvattenmiljö. I saltvattenmiljö flockulerar kolloiderna vilket kunde vara en förklaring till varför den finaste fraktionen ($<0,5 \mu\text{m}$) är lägre i sulfidleran vid Åbo torg och högre vid Riitasuogatan (figur 18).



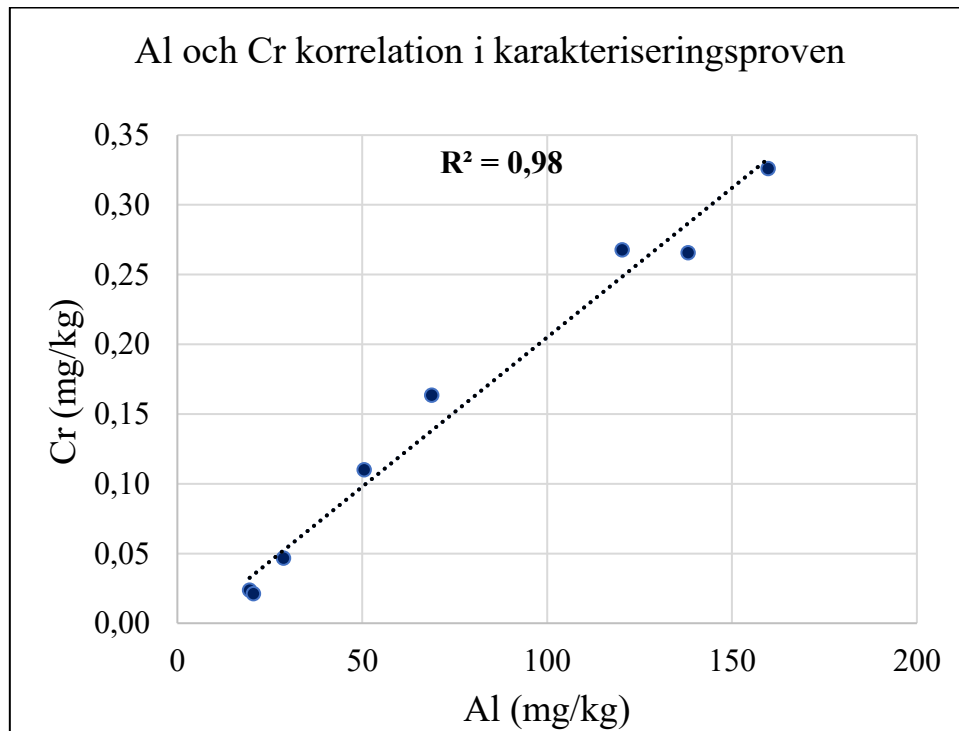
Figur 18. Kornstorleksanalys på leror från Åbo.

En del av lerproven var fortsättningsvis i suspension efter centrifugering i samband med förberedelsen av lakvattenproven. Lerproven måste vara ytterst finkorniga för att kunna bibehållas i suspension efter centrifugering (figur 19).



Figur 19. I några prov är leran fortsättningsvis i suspension efter 10–15 minuters centrifugering med 3600 varv/min. Detta tyder på att det måste handla om ytterst finkorniga lerjordar.

Eftersom lerjordarna i Åbo är ytterst finkorniga måste det iakttagas vid analyseringen av vattenlösliga metaller. Vid vattenlakningen av proven finns det risk för att de finaste lerkolloiderna i lakvätskan penetrerar 0,2 μm sprutfilter. Aluminium är ett exempel på en metall som är förhöjt i lakvätskan (Figur/tabellhänvisning), trots att det vid neutrala pH-värden inte är löst i vatten. I sådana fall måste det handla om kolloider. Andra metaller ökar proportionerligt (bilaga 6) och stöder hypotesen om att koncentrationerna av metaller i lerjordarna främst orsakas av lerkolloider i suspension. Al och Cr är exempel på grundämnen som visar förhöjda koncentrationer (figur 20). När vi jämför resultaten sinsemellan kan vi se en tydlig korrelation där förhållandet mellan Al och Cr är samma i alla prov (figur 20). Detta tyder på att Al och Cr främst orsakas av kolloider mindre än 0,2 μm . Kolloidalt Al och Cr utsätter då ingen miljörisk.

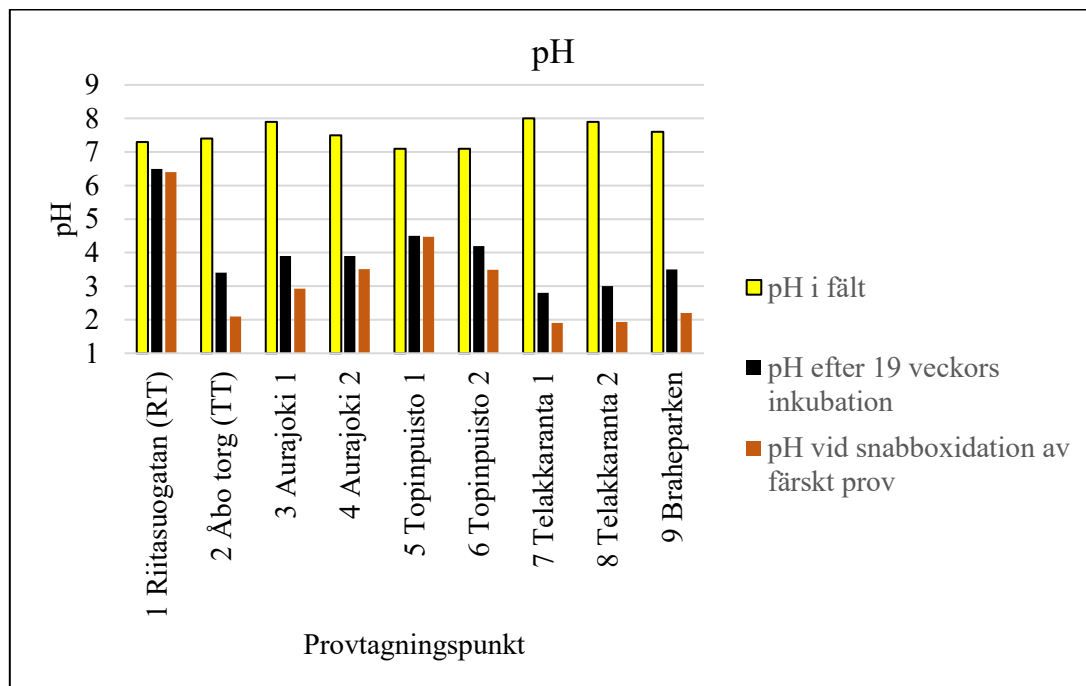


Figur 20. Korrelationen mellan Al och Cr i de provtagna lerorna tyder på att lerkolloider finns kvar i proven efter filtreringen.

3.1.3 Utveckling i pH

Vid alla provtagningspunkter var pH högt i fält (pH 7,1–8,0, bilaga 6). Emellertid sjönk pH kraftigt efter 19 veckors inkubationen samt efter snabboxidationen med väteperoxid (figur 21).

Inkubationsresultaten visar att de flesta av lerproven kunde klassas som sur sulfatjord eftersom pH efter 19 veckor sjunkit till <4. Snabboxidationen med väteperoxid visar likaså att sammalerprov kunde klassas som sur sulfatjord. I proven från Topinpuisto sjönk inkubations pH till 4,5 och 4,2 efter 19 veckor. I båda fallen har pH sjunkit med över 2 pH-enheter och klassificeras därmed som pseudosulfidlera (figur 21).



Figur 21. pH i fält, efter inkubation samt efter snabboxidation med väteperoxid.

Neutralt pH i fält kan delvis bero på att lerjordarna avsatts i alkalint saltvatten. Även i de fall där det visade sig vara en sulfidlera var fält-pH neutralt vilket indikerar att sulfidlerorna var i reducerad form när de provtogs. Bortsett från Riitasuogatan (RT) sjunker pH kraftigt vid inkubation i alla prov (Figur 21). RT har högt pH i fält trots att den högst sannolikt avsatts i sötvattenmiljö. En hög andel organiskt material orsakar naturligt lägre pH i form av humussyror. Enligt karakteriseringen är glödningsförlusten för Riitasuogatan den lägsta uppmätta (figur 17) vilket kunde förklara varför pH i fält är över 7 trots att leran sannolikt avsatts i sötvattenmiljö.

3.2. Sulfidlerornas utsträckning och egenskaper

3.2.1 Förekomst

Från resultaten (t.ex. S och pH inkubation) kan vi dra slutsatsen att sulfidleror uppkommer på flera håll i Åbo och är betydligt vanligare än man tidigare trott. Liksom resultaten i denna studie visar

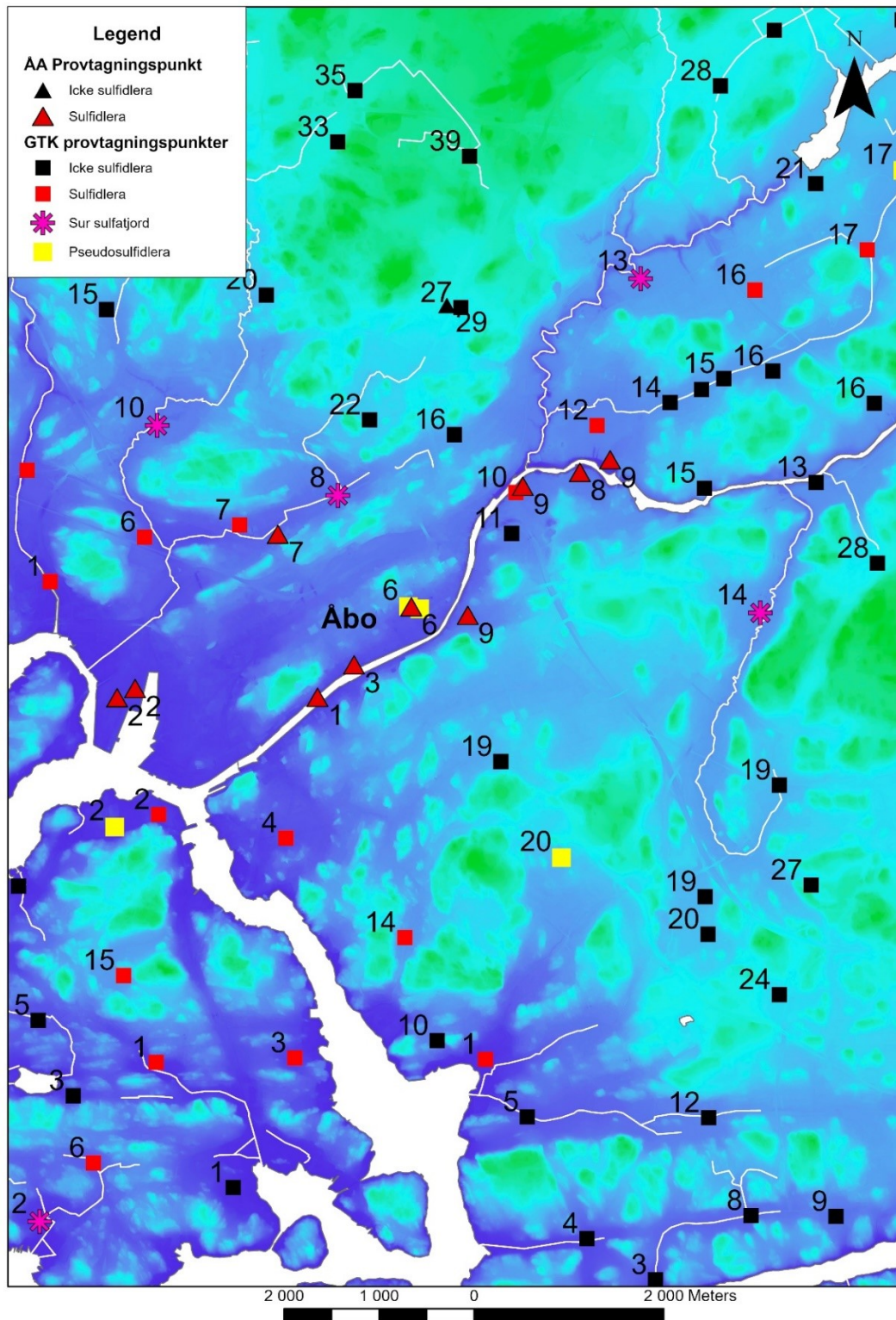
GTK:s fältundersökningar också att sulfidlerornas utsträckning är betydligt mera omfattande.

Frågeställningen handlar inte längre om sulfidlerornas existens, utan snarare om deras utsträckning.

Sulfidleror har tidigare påträffats i samband med olika byggprojekt så som Åbo torgparkering men de har varken vid torget eller andra byggarbetsplatser haft kunskap att identifiera dem.

Sulfidleror påträffas i Åbo där sedimentationslagren är som tjockast. I en personlig diskussion med Antti Ojala är en tumregel vid uppskattning av potentiella riskområden att undersöka lerjordarna i låglänta öppna fält som tidigare utgjort sedimentationsbassänger. Endast i djupa stillastående vatten kan det bildas långvarigt syrefria förhållanden som orsakar sulfidbildning. Ett exempel är områden kring Studentbyn och Koroinen (Gardberg 2022) där goda sedimentationsförhållanden bildas i det låglänta området. Närområden kring Studentbyn och Koroinen ligger högre upp ovanför havet och jordartskartorna visar att berggrunden kommer fram i stora delar av områden. Det bildades ett låglänt område som varit välskyddat av omgivande klippor. Denna topografi ger goda förutsättningar för sedimentation och gynnsam mikrobiell sulfidbildning (figur 22).

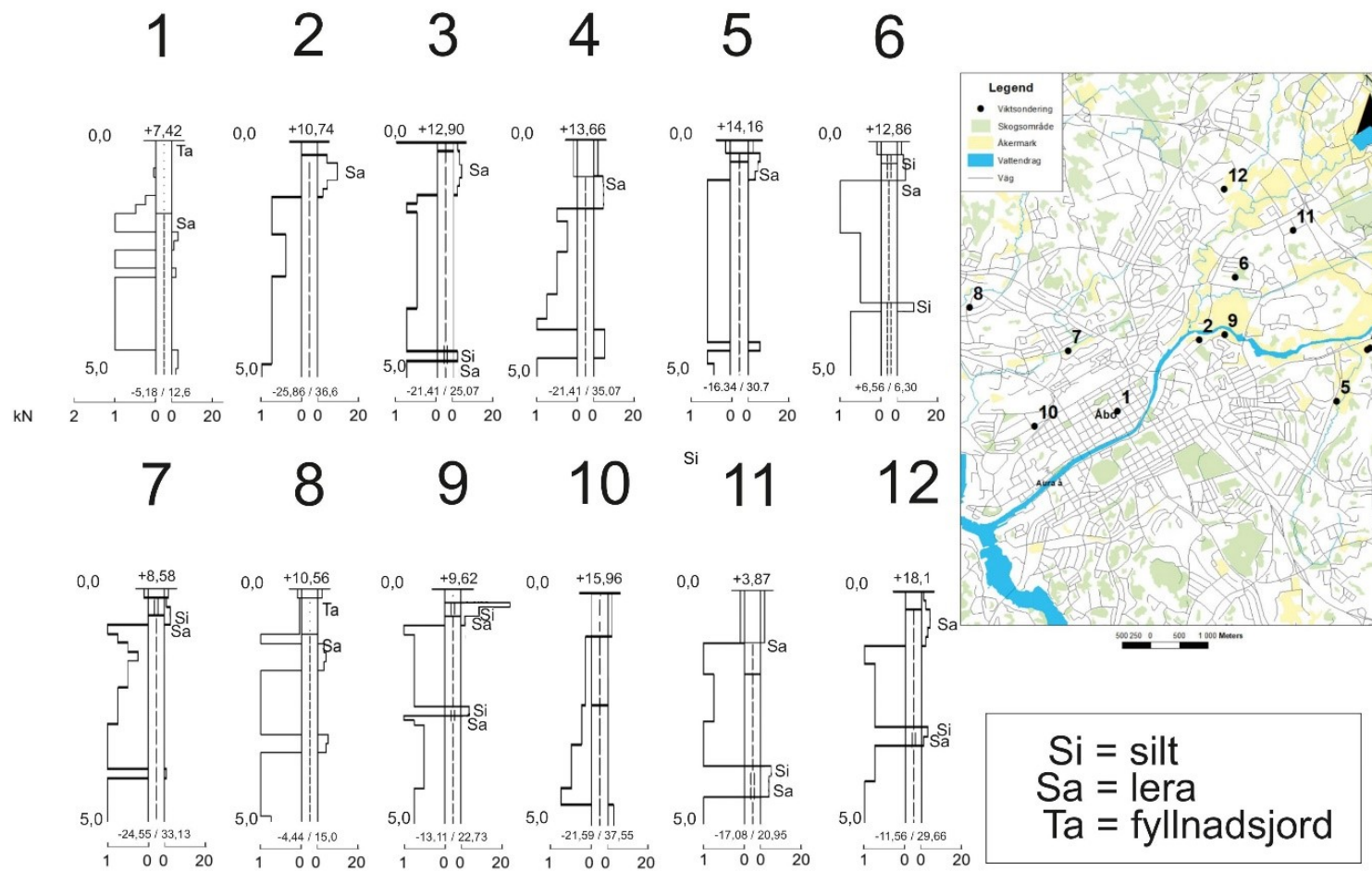
I kartan ser vi att sulfidlerorna uppkommer vid högst 17 m ovanför havet och främst på höjder kring 10 m ovanför havet. I teorin kan Littorinasediment idag uppkomma på höjder över 50 m ovanför havet, men enligt resultaten finns åtminstone inte Littorina sulfidleror på högre höjder än 17 m ovanför havet. En hypotes presenterad av Antti Ojala är att havsdjupet måste vara tillräckligt (20–30 m) för att bilda långvarigt syrefria miljöer och omfattande sulfidbildning. Vid grundare vatten förbättras syretillgängligheten och sulfidbildningen avtar. När vi beaktar landhöjningen (45–52 m) och havsdjupet som krävs för sulfidbildning (20–30 m) ser det ut som att sulfidlerorna idag ligger på ungefär 10–20 m höjd ovanför havet. Hypotesen stämmer väl överens med resultaten (figur 22).



Figur 22. Provtagningspunkter från Geologiska forskningscentralen (GTK) och Åbo akademi (ÅA).
 Från Lidar-bottenkartan ser vi att sulfidleror uppkommer i öppna och låglänta fält. Siffran vid
 provtagningspunkten indikerar höjden ovanför havet.

3.2.2 Lerornas stabilitet och stratigrafi på basis av viktsondering

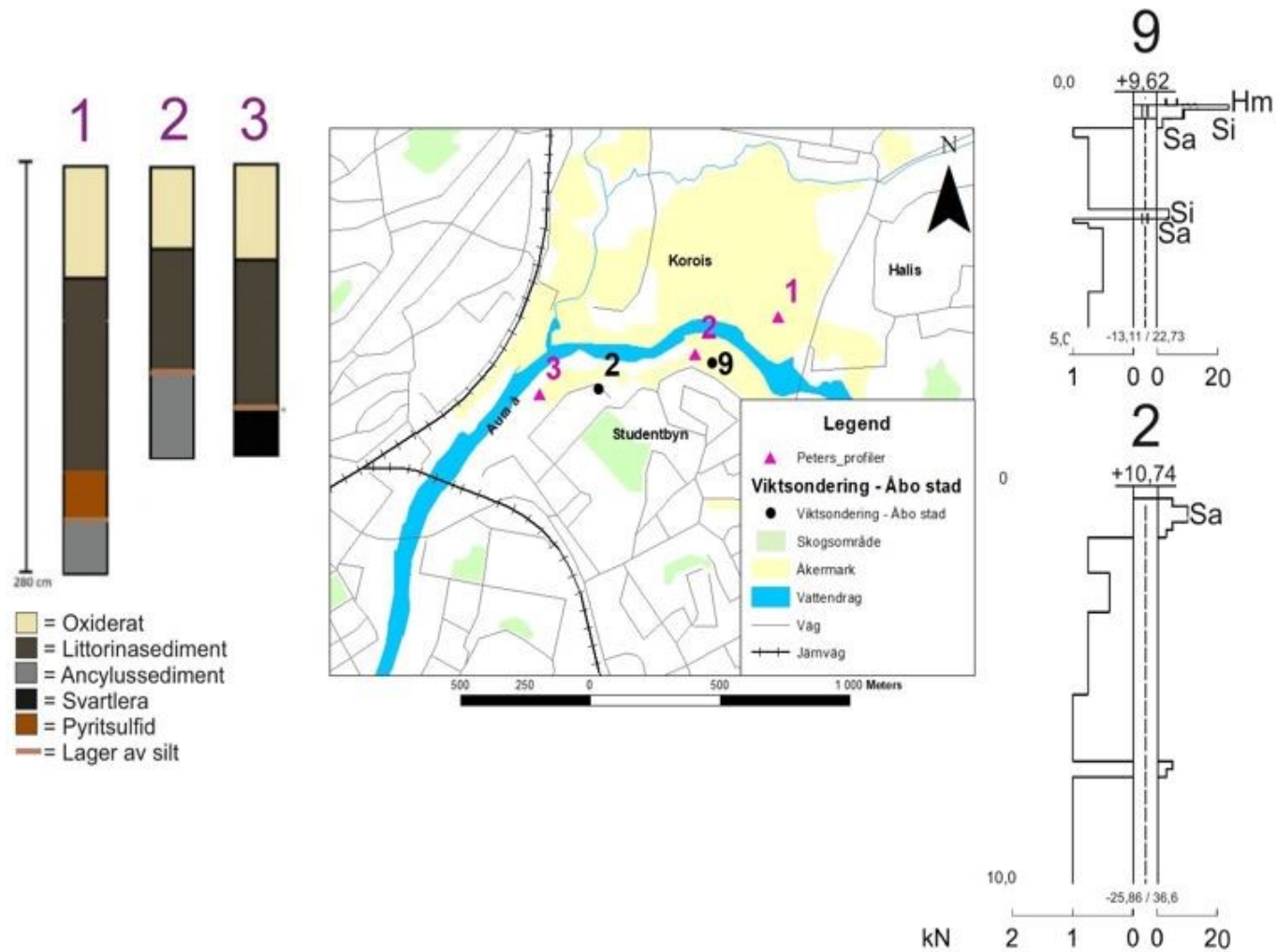
12 olika viktsonderingar plockades ut från Åbo stads viktsonderingsdata (bilaga 5) och jämfördes med närliggande karakteriseringsundersökningar utförda av ÅA och GTK. Viktsonderingsresultaten visar ofta ett tunt lager silt som uppkommer på olika djup i lerjordarna (figur 23). I regel visar resultaten att siltlagret ligger på 2,5–3 m djup men direkt intill Aura å påträffas siltlagret även på djupare nivå. Siltlagret kan vara upp till 40 cm tjockt men är i regel under 20 cm (figur 23).



Figur 23. Viktsonderingsdiagram från Åbo. Ett tunt lager silt kan potentiellt vara ett sätt att identifiera gränsen mellan Littorinasediment och Ancylussediment. Sulfidlorer påträffas speciellt i Littorinasediment och är därför av speciellt intresse.

Det finns potential för att identifiera Littorinasediment och deras tjocklek från viktsonderingsgraferna på basis av ett tunt och kompakt siltlager inom bestämda djup. Ett tunt och mera kompakt siltlager påträffas vid 1–5 meters djup i Åbo. För att stöda hypotesen om att siltlagret skiljer åt Littorinasedimenten från de underliggande ancyllusedimenten kan vi jämföra resultaten med siltlagren som Ojala et al. (2016) påträffat vid Storå kern i Esbo, Södra Finland. Vid Storå kern i Esbo ligger siltlagret vid 1–9 meters djup och har en större variation i djupet. Resultaten från Storå kern är inte direkt jämförbart med resultaten från Åbo på grund av skillnaden i landhöjningen. Resultaten visar trots allt att vi rör oss inom liknande djup och utesluter inte att siltlagret inte skulle kunna skilja åt Littorinasedimenten från de underliggande ancyllusedimenten.

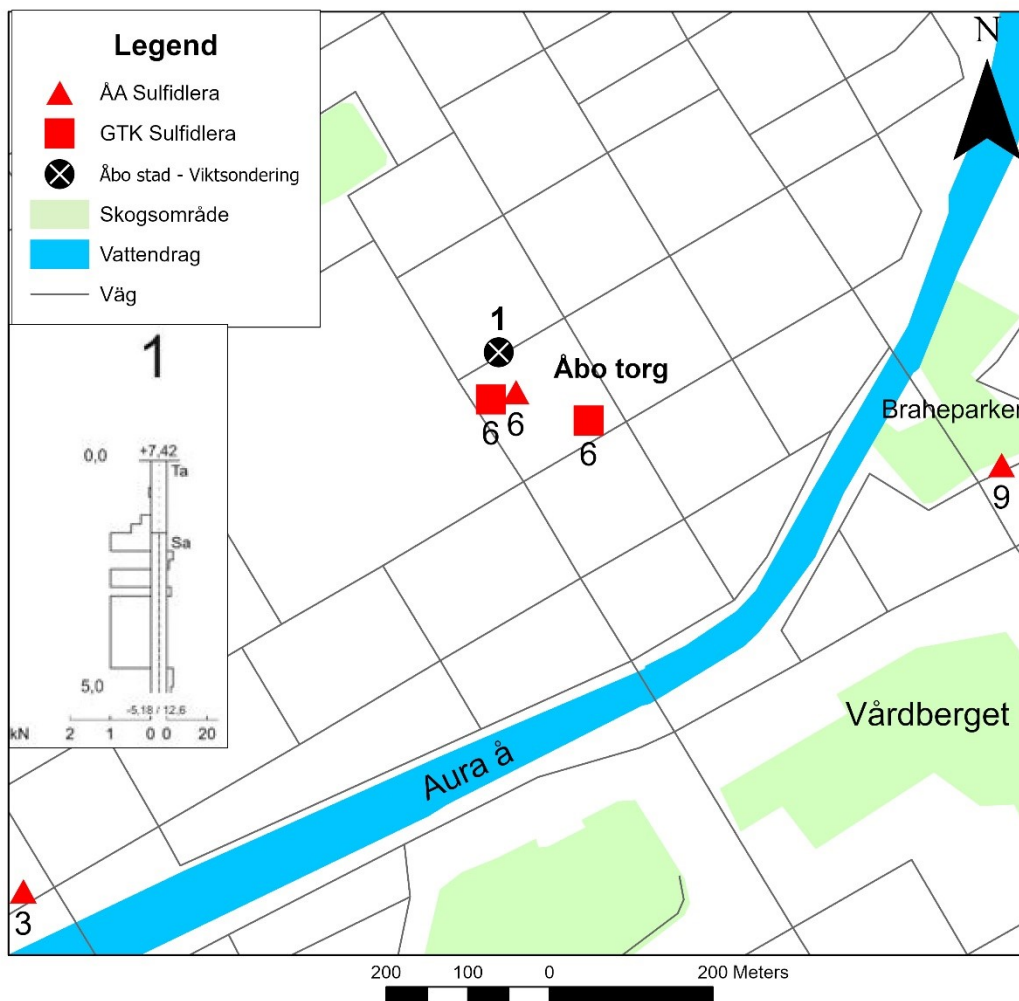
Studentbyn är ett väl undersökt område där lerskikten på sina ställen är flera tiotals meter tjocka. Det finns t.ex. rikligt med viktsonderingsdata som Åbo stad har provtagit och undersökt och Åbo Akademi har även provtagit flera jordprofiler från området för att karakterisera jordlagren. För att jämföra resultaten plockades 3 jordprofiler från Åbo Akademi och 2 viktsonderingsgrafer från Åbo stad ut (Figur 24). Alla Åbo Akademis lerprofiler provtogs med en auger. Gemensamt för alla Åbo Akademis profiler är att ett tunt siltlager påträffas på 2–3 m djup (Figur 24). Samma mönster uppkommer i viktsonderingsgraferna där ett tunt och mera stabilt lager inom de första 5 m kan ses i viktsonderingsgrafan (figur 24).



Figur 24. Lerprofiler från Åbo akademi (Peter Österholm, opublicerat) och viktsonderingsgrafer från Åbo stad.

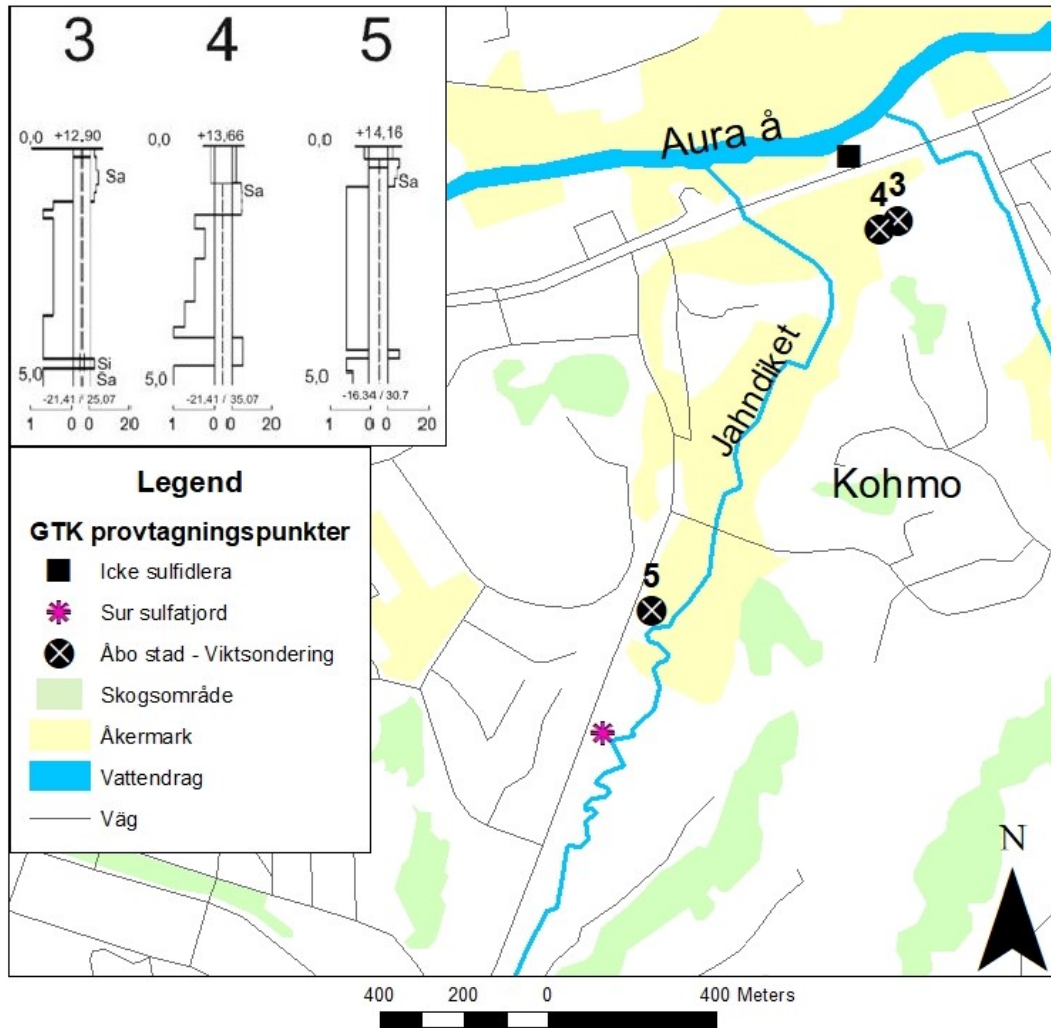
Inkubationsresultaten visar att sulfidleror finns närvarande vid Åbo torg. pH-värdet efter inkubation är tydligt under 4 både enligt ÅA:s (bilaga 6) och GTK:s undersökningar. För GTK:s 2 provtagningsprofiler (EMH\$-2018-9000 och EMH\$-2018-9001, bilaga 8) har 15 inkubationsprov utförts (bilaga 7) där pH i hälften av proven sjönk under pH 4 efter en 19 veckors inkubation.

I vissa fall kan det vara svårt att identifiera ett tydligt kompakt skikt som skulle skilja åt Littorinasediment från underliggande ancyllusediment. Siltlagret kan vara så tunt att det förblir obemärkt vid viktsonderingen. Identifieringen försvåras ytterligare av att kontakten inte alltid är skarp och det kan finnas flera kompakta lager där sonden måste rotera för att penetrera jordlagret. Viktsonderingsgrafnen visar flera tunna kompakta lager mellan 1–5 meters djup. Sulfidlera har i samband med torgparkeringsprojektet vid Åbo torg i påträffats på över 5 m djup vilket betyder att alla kompakta skikt som syns i viktsonderingsgrafnen måste ligga i Littorinasediment. Vid Åbo torg kan vi därmed inte identifiera en tydlig gräns mellan Littorinasediment och underliggande ancyllusediment (figur 25).



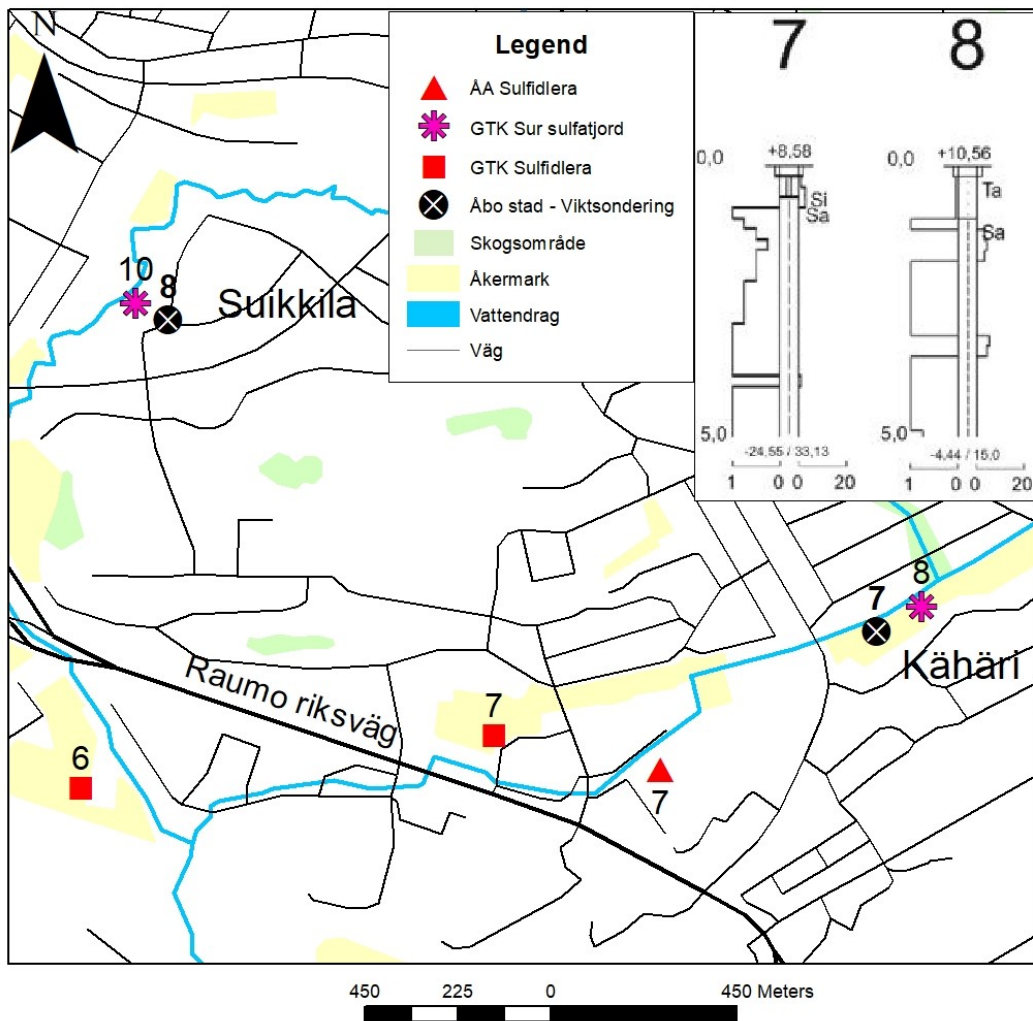
Figur 25. Vid Åbo torg kan vi se flera kompakta lager som inte identifierar gränsen mellan Littorinasedimenten och Ancylussedimenten.

Jahndiket ligger cirka 2 km uppströms från Studentbyn och rinner ut i Aura å vid Kohmo. Vid Jahndiket har vi aktivt sur sulfatjord med ca pH 4,0 i fält. När vi jämför viktsonderingarna från Åbo stad med provtagningspunkterna från GTK ser vi vid alla viktsonderingspunkter ett tunt och kompakt lager vid 45 m djup (figur 26). När vi beaktar sedimentationshastigheten i området är det fullt möjligt att det tunna och kompakta lagret skiljer åt Ancylussedimenten från Littorinasedimenten ovanför (figur 26).



Figur 26. Viktsonderingsgraferna visar tydligt ett tunt och kompakt lager som sannolikt skiljer åt Littorinasedimenten från de underliggande Ancylysedimenten.

Både GTK:s och ÅA:s undersökningar visar att sulfidlorer påträffas längs med Kungsbäcken från Suikkila och Kovasoja från Kähäri. Bäckarna rinner ihop strax söder om Raumo riksväg och rinner därefter ut i havet vid Åbo hamn. Vid Kähäri finns även aktivt sur sulfatjord. När vi jämför de närmaste viktsonderingsgraferna från sulfatjordarna kan vi se ett tunt och kompakt lager vid 35 m djup i området (figur 27).



Figur 27. Ett kompakt lager på cirka 4 m djup kan identifieras i viktsönderingsgraferna både vid Suikkila och Kähäri.

Det finns med andra ord potential för att identifiera gränsen mellan Littorinahavet och Ancylussjön med hjälp av det tunna och mera kompakta siltlagret som påträffas på olika håll i Åbo. Siltlagret mellan Littorinaleran och Ancylusleran skiljer med en godtagbar säkerhet åt de olika lerjordarna och kunde möjligen i framtiden tas som hjälpmedel vid identifieringen av sulfidleror. Detta är av speciellt intresse eftersom siltlagret då skiljer åt Ancylusleran som avsatts i sötvatten från den sulfidrika Littorinaleran som avsatts i saltvattenmiljö.

I stället för att analysera viktsönderingsgraferna en och en kunde man i framtiden dessutom tillämpa maskininläringssystem för att effektivt identifiera gränsen mellan Littorinaleran och Ancylusleran.

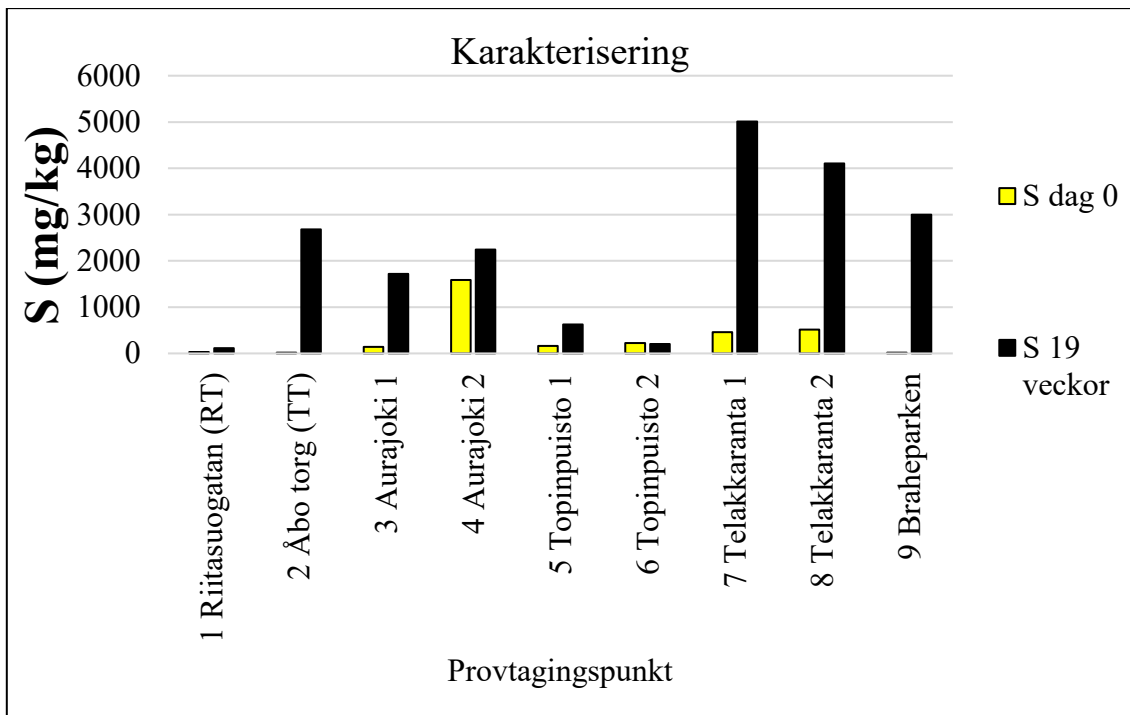
Åbo stads databas innehåller tusentals viktsonderingsresultat och de utplockade viktsonderingsgraferna har vid denna studie analyserats manuellt, vilket är tidskrävande, i ett försök att identifiera ett mönster för att bestämma nya parametrar. Fokus låg på att identifiera distinkta egenskaper i Littorinaleran och Ancyclusleran.

Eftersom det i denna studie var möjligt att identifiera ett mönster i viktsonderingsgraferna kan man i fortsättningen med rätt parametrar automatisera identifieringen av siltlager från viktsonderingsresultaten tex. med maskininlärningssystem. Nyckelparametrarna för maskininlärningssystem är att ett tunt och mera kompakt siltlager påträffas vid 15 m djup och att viktsonden huvudsakligen inte snurrar för att komma igenom lerskikten. Siltlagret behöver inte nödvändigtvis vara utmärkt med text i viktsonderingsgrafan, utan fokus ligger på viktsonderingskurvan där vi har ett 10-20 cm tjockt lager där viktsonden roterar varefter porositeten åter snabbt ökar och viktsonden rör sig stadigt genom profilen med egen vikt. Genom att finslipa parametrarna kunde maskininlärningssystem utnyttjas för att snabbt extrahera de punkter där ett potentiellt siltlager finns.

3.2.3 Kemiska egenskaper i sulfidleror

När vittringsprocesserna framskrider och sulfidmineralen oxideras bildas sulfat (SO_4^2). Sulfidvittringen syns därför i lakvattenproven för de provtagna konstaterade sura sulfatjordsproven som förhöjda sulfatkoncentrationer efter inkubationen (figur 28). Detta är också en bekräftelse på att de prov som samlats in är sulfidleror.

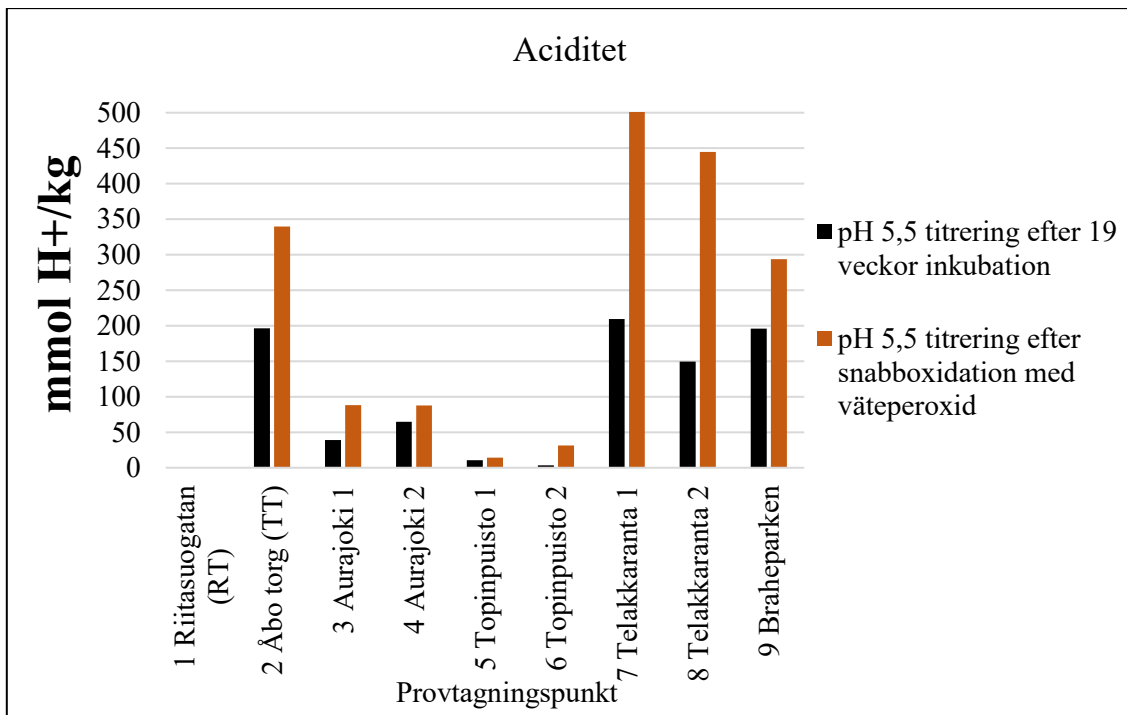
Analysnoggrannheten för Aurajoki 2/2 kan ifrågasättas eftersom mera svavel finns i inkuberat prov än efter snabboxidation (figur 28). Svavelkoncentrationen med båda metoderna är långt över gränsvärdet för en sulfidlera (2000 mg/kg). Andelen är troligen ännu högre eftersom en del svavel är hårt bundet i jorden och syns därför inte i lakvattenproven. Resultatet är intressant eftersom det tyder på att alla lerproven är anrikade på S vilket måste beaktas i framtida byggnads- och masstabiliseringsprojekt.



Figur 28. Svavelkoncentrationen ökar efter 19 veckor i takt med oxidationsprocessen. Detta är en stark indikation på sulfidvittring.

Sulfidrika lerjordarna i Åbo orsakade omfattande syrabildning vid oxidation. De inkuberade titrerbara aciditetsresultaten visade att det fanns hög potentiell aciditet (>100 mmol/kg) i hälften av de provtagna lerorna och en märkbar potentiell aciditet (10-100 mmol/kg) i resten av de provtagna lerorna förutom i lerprovet från Riitasuogatan (figur 29). Även snabboxidationsmetoden med väteperoxiden påvisade en hög potentiell aciditet för flera av de tagna lerproven (figur 29). Aciditeten som frigjordes vid oxidation är en stark indikation på sulfidvittring och även en god riskindikator för ju högre aciditet så desto högre är risken för miljön om dessa jordar oxiderar. Ifall dessa lerjordar oxiderar har de en kraftig inverkan på vattendragen.

Byretten som användes vid aciditetstitreringen läckte och orsakade små oregelbundna luftbubblor i ventilen men detta togs i beaktandet vid uträkningen av aciditeten. För varje luftbubbla räknades 0,1 ml NaOH bort från den totala titreringsmängden.



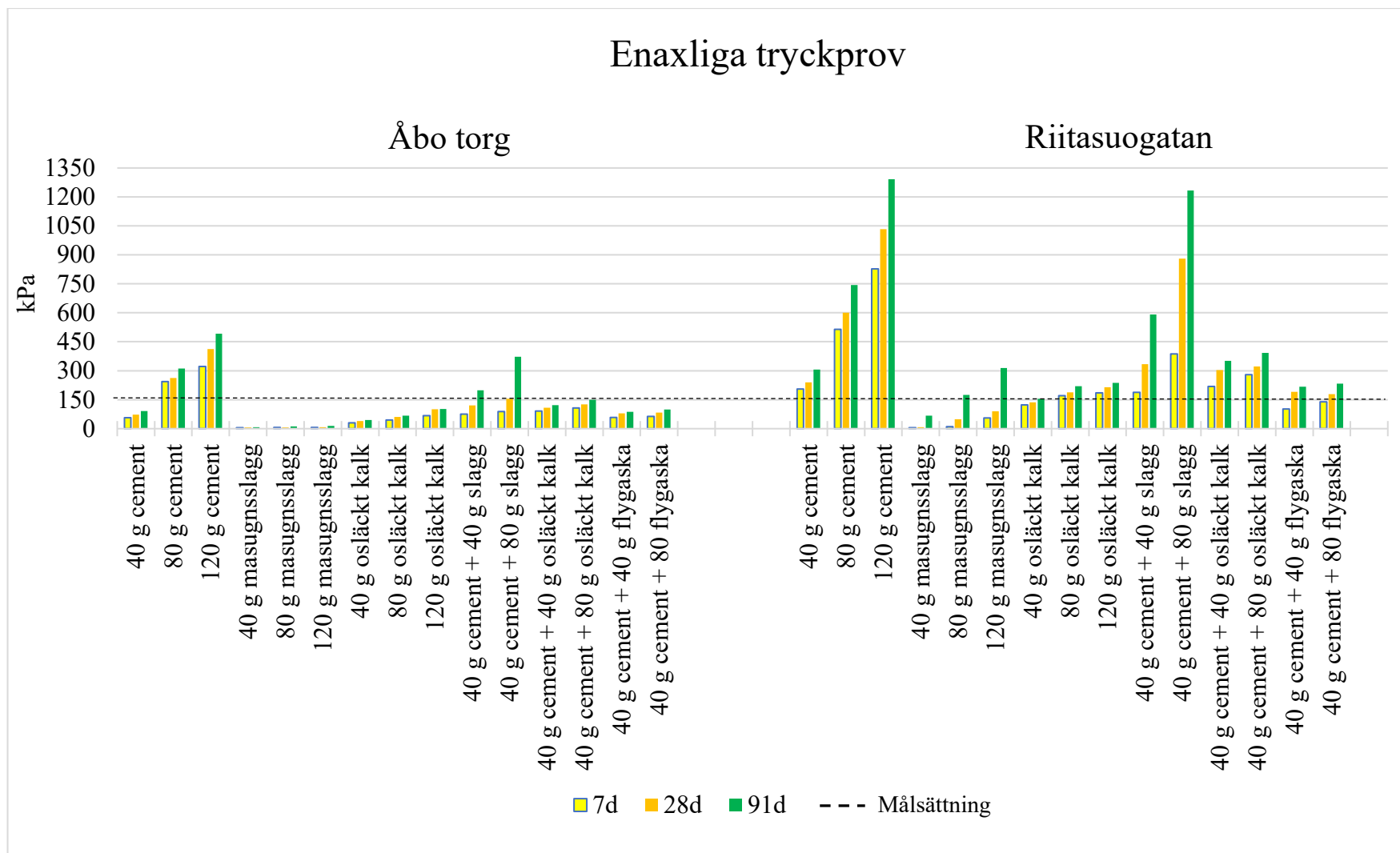
Figur 29. En märkbar potentiell aciditet finns i lerjordarna på flera håll i Åbo. Detta tyder på att det handlar om sulfidvittring eftersom processen är starkt försurande.

3.3 Hållfasthetsutveckling

Resultaten visade att det fanns sulfidlera vid Åbo torg och icke-sulfidlera vid Riitasuogatan. Dessa två leror valdes till hållfasthetsundersökningen för att jämföra hållfasthetsutvecklingen mellan en sulfidlera som avsatts i saltvattenmiljö och en icke-sulfidlera som avsatts i sötvattenmiljö. Eftersom sulfidleror enligt hypotesen är svårare att masstabilisera blandades identiska serier av bindemedel i sulfidleran från Åbo torg (TT) och icke-sulfidleran från Riitasuogatan (RT) för att jämföra hållfasthetsutvecklingen.

Hållfasthetsutvecklingen analyserades med hjälp av enaxliga tryckprov 7, 28 och 91 dagar efter masstabiliseringen. Resultaten visar en utomordentlig hållfasthetsutveckling i RT-leran samtidigt som TT-leran endast med cement och kombinationer av cement och slaggnådde hållfasthetsmålsättningen på 150 kPa (figur 30). Med RT-leran var slagget (40 g och 80 g/l) det enda bindemedlet som inte uppfyllde hållfasthetsmålsättningen (figur 30).

I teorin påverkar sulfidmineral inte i sig hållfasthetsutvecklingen, utan måste oxideras och bilda sulfat (SO_4^{2-}) för att kunna störa cementgelsreaktionerna. Trots att sulfidleran från Åbo torg var i reducerad form blev skjuvhållfastheten i den sulfidrika leran från Åbo torg i snitt hälften så stark jämfört med skjuvhållfastheten i leran från Riitasuogatan med identiska bindemedelskombinationer (figur 30).



Figur 30. Enaxliga tryckprov med olika bindemedel för en sulfidlera (Åbo torg) och en icke sulfidlera (Riitasuogatan).

Leran från Riitasuogatan (RT) som masstabiliserats med 80 g/l cement gav i medeltal en hållfasthet på 311 kPa efter 91 dagar medan leran från Åbo torg (TT) i medeltal gav en hållfasthet på 263 kPa efter 91 dagar. Med en kombination av cement och flygaska (40 + 40 g/l) blev hållfastheten i RT-leran i medeltal 218 kPa efter 91 dagar och i TT-leran i medeltal 79 kPa efter 91 dagar. Med en blandning av cement och flygaska (40 + 40 g/l) nådde vi inte målsättningen (150 kPa) i TT-leran. Av detta kunde vi dra slutsatsen att cement inte fullständigt kan ersättas av flygaska i masstabiliseringsprojekt och det verkar som om andelen som kunde ersättas med flygaska är ännu mindre i sulfidlera eftersom hållfasthetsutvecklingen annars blir bristfällig.

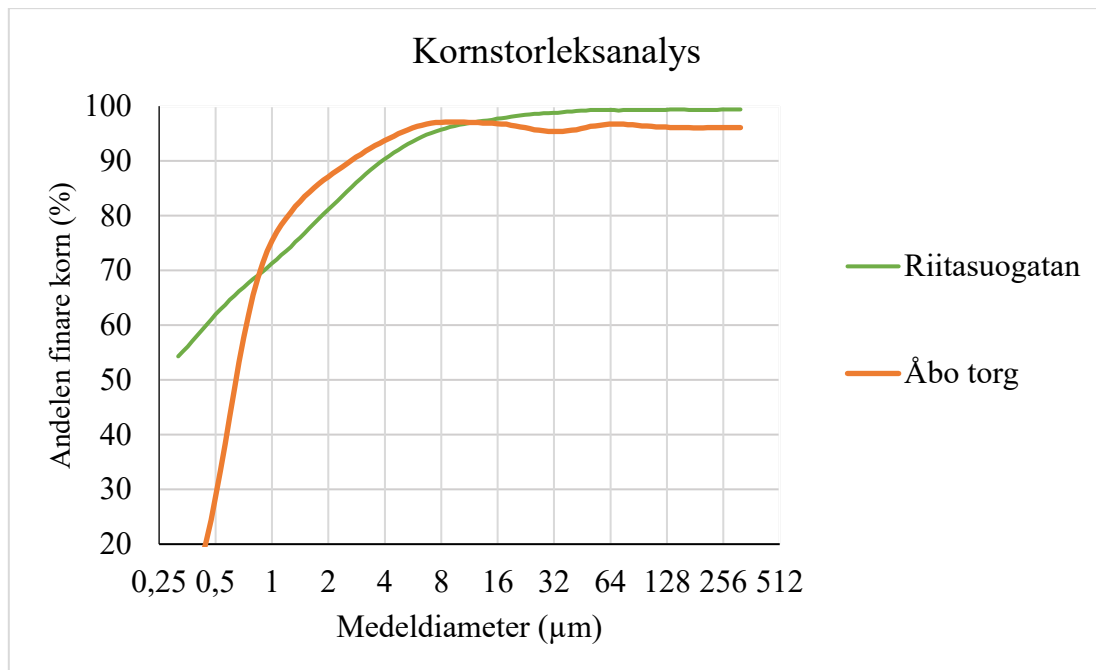
Ifall sulfidleran oxiderat och bildat SO_4^{2-} skulle det resultera i ettringit- och gipsbildning, men i reducerade förhållanden finns inget SO_4^{2-} till förfogande. SO_4^{2-} kunde ha en kraftig inverkan på hållfasthetsutvecklingen, men pga. att sulfidleran vid Åbo torg var i reducerad form borde inte hållfasthetsutvecklingen i större utsträckning ha påverkats.

Ifall sulfidleran från Åbo torg varit oxiderad skulle den varit betydligt svårare att masstabilisera. Vid oxidation bildas SO_4^{2-} som tillsammans med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ bildar gips och omvandlar cementgel till ettringit. Därtill neutraliseras OH^- i markvattnet av det överskott H^+ som frigörs vid vittringsprocesserna. För hållfasthetsutvecklingen är det avgörande att pH i vattenfasen är över 10 eftersom viktiga komponenter annars fälls ut från vattenfasen och stängs ut från cementgels- och puzzolanreaktionerna.

En förklaring till skillnaderna i hållfasthetsutvecklingen mellan lerjordarna från Åbo torg och Riitasuogatan (figur 30) kunde vara kornstorleksfördelningen (figur 18). Cementgel binder bättre ihop finkorniga jordar. Den höga andelen av den finaste fraktionen gör att partiklarna och kolloiderna i RT har en speciellt stor yta där jonbytet mellan vattenfasen och lerkornen framskrider och bildar cementgel i porutrymmen.

De enaxliga hållfasthetsproven visar en tydlig trend där masugnsslagg oberoende av mängd endast bidrog med marginell hållfasthet. Osläckt kalk behövs för att höja pH och aktivera puzzolanreaktionerna som masugnsslagget bidrar med. Utan CaO bildas det inte tillräckligt med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ vilket behövs för att höja pH så att masugnsslagget ska kunna bilda cementgel och utöka hållfastheten. Kombinationer av cement och slagg gav däremot en god hållfasthetsutveckling. Detta förklaras av att cementen bidrar med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ vilket höjer pH. Det borde alltså gå att ersätta en stor del av cementen med slagg och ändå uppnå samma hållfasthet som med endast cement efter en 91 dagars inkubation (figur 29).

Inblandningen av bindemedlen med blandningsverktygen i fält bildar emellertid aldrig en lika homogen och välblandad massa som i laborationsförhållanden. RT är ett exempel på en ytterst porös och finkornig lera som tack vare sin kornstorleksfördelning (figur 31) i laboratorieförhållanden bildar en utomordentlig hållfasthetsutveckling (figur 30). På grund av kornstorleksfördelningen kommer hållfasthetsutvecklingen att vara starkt beroende av homogeniseringen vilket betyder att hållfasthetsutvecklingen i fält kan avvika drastiskt från resultaten i denna undersökning när det i fält med stora massor och en mycket finkornig jord är svårare att homogenisera materialet (figur 31).



Figur 31. Kornstorleksanalys med sulfidleran från Åbo torg (TT) och icke-sulfidleran från Riitasuogatan (RT). Leran vid Riitasuogatan har en betydligt högre andel av den finaste fraktionen där över 60 % av kornen är mindre än 0,5 µm. Detta ställer krav på inblandningen av bindemedlen vid masstabilisering.

3.4 Elementlöslighet i masstabiliserade prov

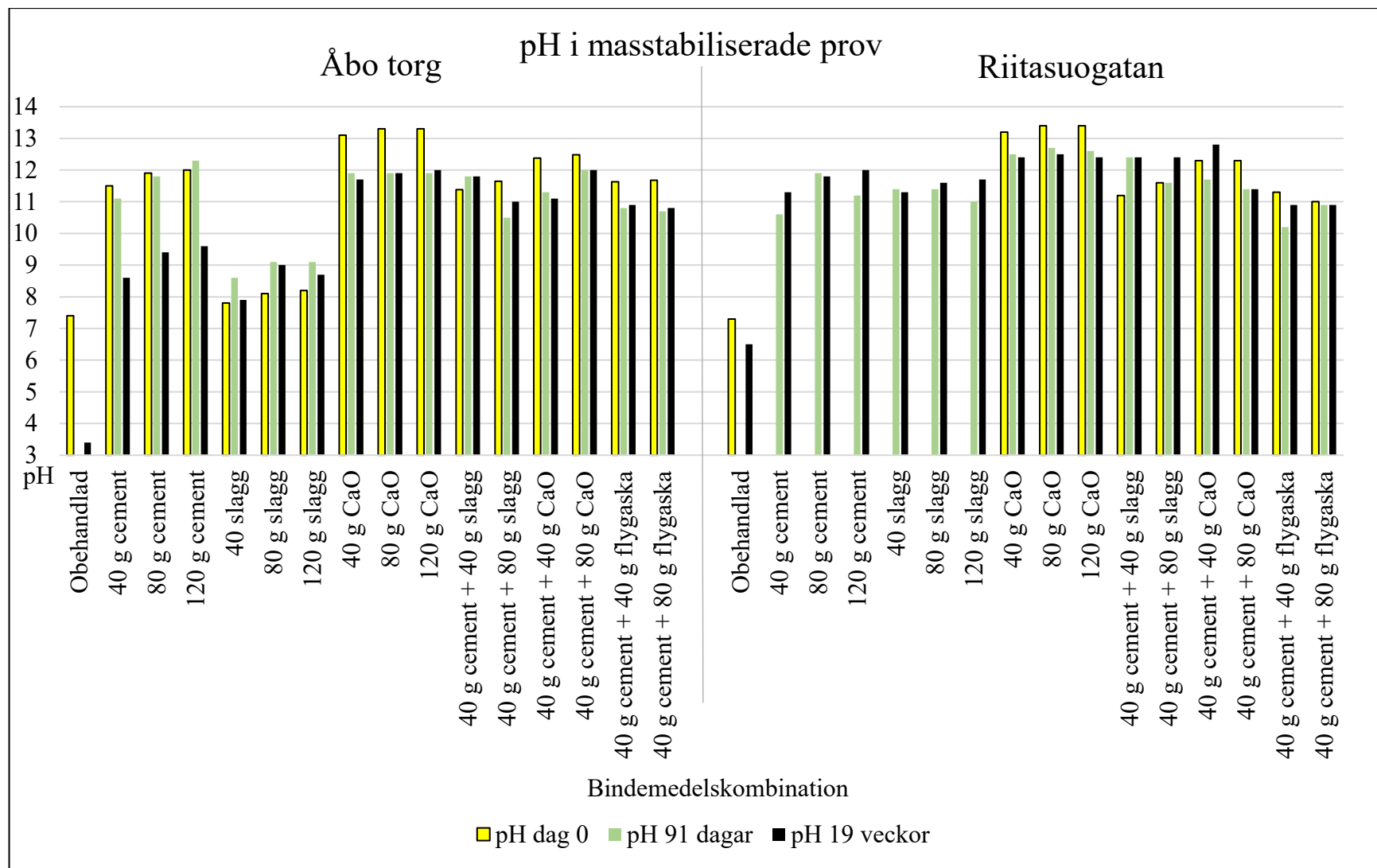
I de provtagna lerorna var svavelkoncentrationen efter en 19 veckors inkubationstid högst i den obehandlade leran från Åbo torg. Enligt karakteriseringsresultaten klassades TT-leran som en sulfidlera och enligt förväntningarna ökade svavelkoncentrationen (SO_4^{2-}) i lakvattenprovet när oxidationsprocesserna fortskred. Sulfidvittringen sänkte pH-värdet vilket löste upp metallerna i jordprovet. Detta förklarar varför koncentrationerna av flera olika metaller ökade speciellt mycket efter inkubationen i lakvattenprovet i den obehandlade leran från Åbo torg men inte i leran från Riitasuogatan. En av hypoteserna var dock att masstabilisering med cement och kalk skulle förhindra en urlakning av metaller trots syretillgång eftersom metallerna konsumeras i cementgelsreaktionerna och bindemedlen buffrar pH. Samtidigt finns det även en risk att bindemedlen orsakar ett för högt pH vilket i sin tur kan leda till att metallhydroxider går i lösning och höjer på vissa metallkoncentrationer.

På grund av dessa faktorer undersöktes därför pH-utvecklingen, sulfatkoncentrationen, kalciumkoncentrationen samt lösligheten för olika metaller i masstabiliserade prov.

3.4.1 pH

För att undersöka hur oxidation påverkar masstabiliserade leror uppmättes pH vid dag 0 och efter 19 veckors inkubation (se kapitel 2.1.2). Enligt hypotesen kan försurningen som sulfidvittringen orsakar förhindras med masstabilisering vilket gör att metallerna bibehåller en låg mobilitet och urlakas inte från masstabiliserade leror. För vissa element kan det eventuellt finnas en fara att de löses ut vid högt pH men i regel är mobiliteten för metaller sämre vid högt pH. I synnerhet när det gäller sulfidleror är ett högt pH en positiv förändring.

Alla lerprov med olika bindemedelskombinationer hade mycket höga pH-värden i början av experimentet (figur 32). I proven som inkuberades 91 dagar i kylskåpet (+ 5 ° C) för att bättre motsvara de naturliga förhållandena i fält är förändringen i pH marginell (figur 32). Även efter en oxidationstid på 19 veckor i rumstemperatur som föreställer de tänkbara värsta oxidationsförhållandena skedde endast en liten förändring i pH (figur 32). Förutom RT-leran med masugnsslagget hade alla lerprov med olika bindemedelskombinationer ett pH över 11 vid dag 0 (vid starten av hållfasthetsexperimentet). Av bindemedlen orsakade osläckt kalk (CaO) de högsta uppmätta pH-värden (>13) av alla bindemedlen både på kort sikt (dag 0) och lång sikt (19 veckor) (figur 32). Masstabilisering av leran från Åbo torg (TT) med cement visar en måttlig förändring i pH efter 91 dagar i kylskåp (förändringen <0,4 pH enheter) men en större förändring i pH efter 19 veckors inkubation i rumstemperatur (>2,4 pH enheter) (figur 32). Där över visar bindemedelskombinationerna små förändringar i pH efter 91 dagars inkubation i kylskåp och 19 veckors inkubation i rumstemperatur (figur 32).

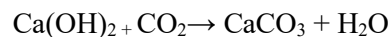


Figur 32. pH med olika bindemedelskombinationer. På grund av söndrig pH-elektrod har pH för dag 0 lämnats bort från vissa bindemedelskombinationer.

Uppmätning av pH för dag 0 i leran från Riitasuogatan (RT) med Plussementti och masugnsslagg misslyckades eftersom elektroden gick sönder. Dessa resultat beaktades därför inte (figur 32). Med 80 och 120 g/l CaO förblir pH 1112 även efter 91 dagar (figur 32). Vid dessa extremvärden ökar pH-elektrodens osäkerhet och trots aktivt kalibrerande av pH-mätaren kan resultaten avvika mer än vanligt.

För cement och osläckt kalk är högt pH ett måste eftersom metaller och silikater annars fälls ut från vattenfasen. I masstabiliserade prov uppmättes pH-värden över 13 (figur 32) och pH-mätarens noggrannhet vid dessa extremvärden är sannolikt sämre. Masugnsslagg innehåller lägre koncentrationer CaO och har även lägsta uppmätta pH (figur 32). Detta förklarar även den minimala hållfasthetsutvecklingen i proven där endast masugnsslagg använts (figur 30).

I proven där osläckt kalk (CaO) använts som bindemedel verkar Ca(OH)₂ reagera med koldioxid (CO₂) i luften och bildar kalciumkarbonat (CaCO₃):



Vita fläckar av CaCO₃ syntes speciellt tydligt i lerorna stabiliserade med CaO, Plussementti samt kombinationer av dem. Eftersom reaktionen med koldioxid i luften konsumerar OH⁻ joner kan det bildas ett tunt lager av CaCO₃ på ytan av provet i chipbrickan där vi har ett mera neutralt pH. Karbonatiseringen kunde förklara varför pH minskade kraftigare efter 19 veckors inkubation i rumstemperatur än vid 91 dagars inkubation i kylskåp.

pH efter 19 veckors inkubation uppmättes från chipbrickor som förvarats i rumstemperatur. Med tiden avdunstar vattnet från proven vilket leder till att atmosfäriskt CO₂ tränger sig in i proven längs med kanterna av chipbrickan. Vatten tillsattes i chipbrickorna regelbundet för att simulera verkliga förhållanden och bibehålla fuktigheten. Denna variation i vattenmättnaden bildade ideala förhållanden för karbonatisering.

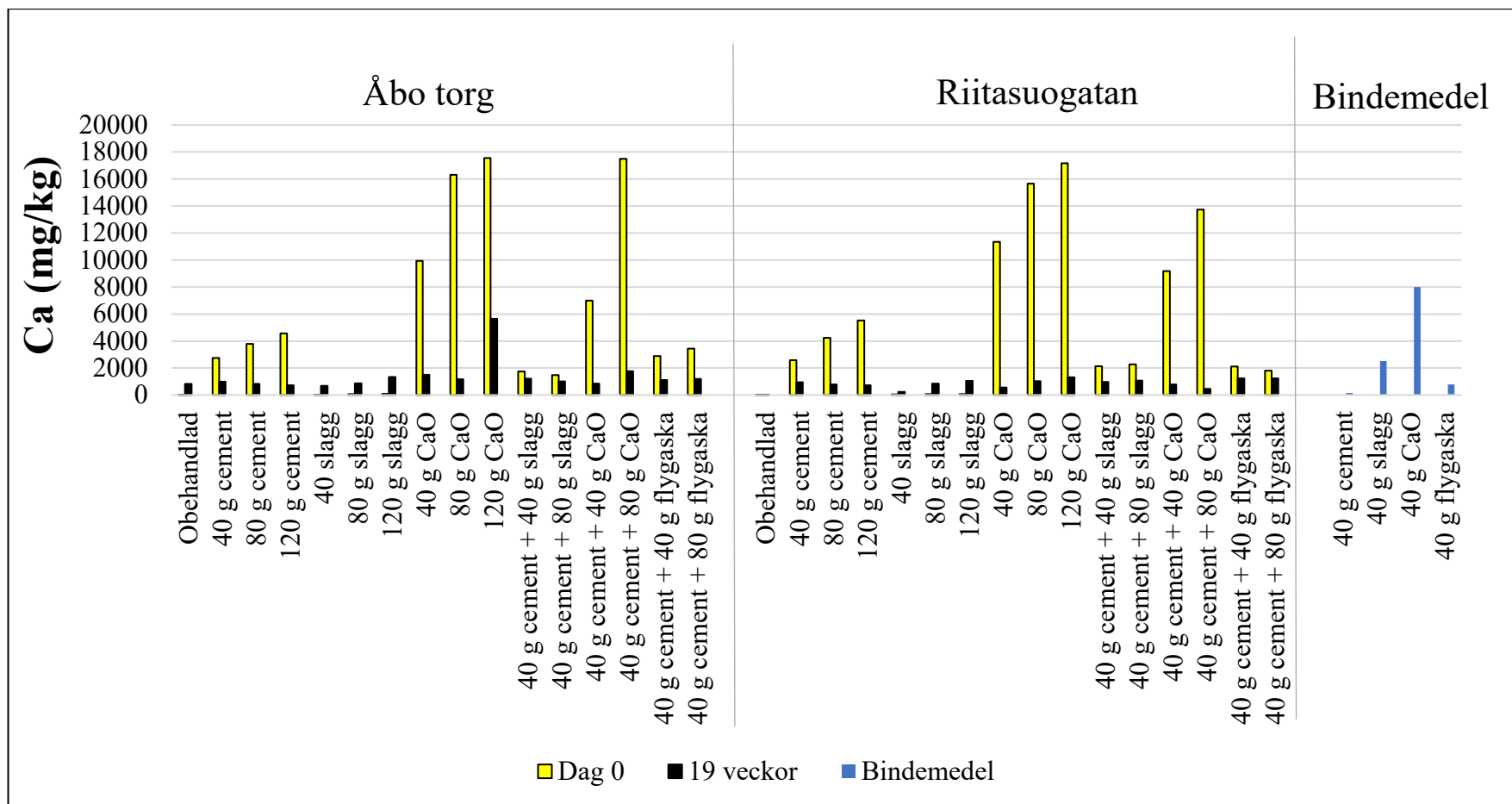
Med osläckt kalk påträffades fläckar i hela provet, inte bara på ytan (speciellt med 120 g/l). De vita prickarna i mitten av de stabiliserade proven väckte tankar om att det inte nödvändigtvis handlar om CaCO₃. En möjlighet var att mängden CaO överskred mängden H₂O i leran och kommer inte åt att bilda Ca(OH)₂. Denna hypotes kunde uteslutas eftersom ifall de vita prickarna hade varit CaO skulle betyda att puzzolanreaktionerna inte aktiveras. Hållfasthetsutvecklingen framskred trots allt ännu efter 19 veckor vilket tyder på att puzzolanreaktionerna i provet hade aktiverats. Detta betydde att CaO hade hydratiserat och fläckarna högst troligen orsakades av karbonatiseringen.

Sammanfattningsvis var pH fortsättningsvis högt efter 19 veckors inkubation (Bilaga 9) men CaCO₃ bidrog sannolikt med en osäkerhetsfaktor i uppmätningen av pH på ytorna av proven.

3.4.2 Kalcium

Cement och osläckt kalk orsakade enligt förväntningarna höga kalciumkoncentrationer direkt vid inblandning i de masstabiliserade proven eftersom kalciumoxiden hydrolyserar vid inblandningen. Efter 19 veckors inkubation har kalciumkoncentrationerna sjunkit kraftigt i alla prov förutom i de fall där masugnsagg använts som bindemedel (figur 33).

Den ökade koncentrationen av kalcium i den obehandlade leran från Åbo torg förklarades av sulfidvittringen och förändringen i pH. Oxidation av sulfidmineral frigör H^+ och sänker pH i markvattnet. pH buffras till en viss grad av jonbytet mellan Ca^{2+} på lerkolloiderna och H^+ i markvattnet och höjer då Ca^{2+} koncentrationen i markvattnet. Vi kunde inte se en motsvarande förändring i leran från Riitasuogatan. Förändringen är trots allt marginell när man jämför med förändringen som skedde i de masstabiliserade proven.



Figur 33. Kalciumkoncentrationerna i laktvätskan från masstabilerade prov.

Filtreringen av prov som var masstabiliserade med Plussementi och CaO var i regel lätt att utföra eftersom lakvätskan efter centrifugering var nästan klar. Kraftiga höjningen i pH verkar leda till att kolloider genast flockulerar och skapar större komplex som faller ut ur suspensionen och samlas på botten i provrören vid centrifugering.

Med cement som bindemedel är det logiskt att pH under de första dagarna sjunker eftersom OH^- konsumeras av motjonerna i vattenfasen. Därefter stiger pH åter eftersom Na^+ och K^+ på lerkolloidernas ytor byter plats med Ca^{2+} joner i lösning. I samband med jonbytet ökar OH^- eftersom lösligheten för NaOH och KOH är högre och gör att pH ökar. Detta gäller trots allt endast de första dagarna och förklarar inte varför pH ökade i de fall där masugnsslagg användes som bindemedel.

Masugnsslagget innehåller emellertid minsta andelen CaO (bilaga 3) och därför kan pH-utvecklingen avvika sig från den förväntade utvecklingen (figur 30). I förhållandet till andra bindemedel innehåller masugnsslagget högre koncentrationer av magnesium och aluminium. Metallerna hydrolyserar och bildar aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) och magnesiumhydroxid ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) varav båda är svårösliga. Detta kunde förklara varför jonbytet sker långsamt och orsakar en långsam ökning i pH. Denna hypotes är trots allt inte trovärdig eftersom den hållfasthet som Al och Mg kunde bidra med i puzzolanreaktionerna inte syns som förbättrad hållfasthet varken efter 28 eller 91 dagar (figur 28). I proven där osläckt kalk (CaO) användes som bindemedel verkade $\text{Ca}(\text{OH})_2$ reagera med koldioxid (CO_2) i luften och bildade kalciumkarbonat (CaCO_3). Vita prickar av CaCO_3 syntes speciellt tydligt i lerornas yta stabiliserade med CaO, Plussementi samt kombinationer av dem liksom redan nämndes tidigare.

Ifall vatten är den begränsande reaktanten framskrider hydratiseringsprocesserna i kanterna och på ytan av chipbrickan. H_2O konsumeras och ersätts av olika cementgel som kristalliseras i porutrymmen runt kanterna. Cementgelen kan då blockera vattentillförseln till mitten av lerprovet. Som en följd kommer vattnet inte åt att reagera med CaO i mitten av lerprovet. Utan vatten kan inte CaO hydratisera och blir då kvar som vita prickar i mitten av provet.

Det vita karbonatlagret är som redan tidigare nämnts tydligast i proven masstabiliserade med CaO. Vita prickar påträffades i hela provet, inte bara på ytan. De vita prickarna i mitten av de stabiliserade proven väckte tankar om att det inte nödvändigtvis handlar om CaCO_3 . En möjlighet är att mängden CaO överskred mängden H_2O i leran och kom inte åt att bilda $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Ifall de vita prickarna är CaO måste det betyda att de latent hydrauliska egenskaperna inte aktiveras. Hållfasthetsutvecklingen framskred trots allt ännu efter 91 dagar (Figur 30) och högst sannolikt ännu fortskridit 19 veckor efter inblandningen. Detta tyder på att puzzolanreaktionerna i provet framskred vilket i sin tur betydde att

CaO har hydratiserat. Detta utesluter möjligheten att vattnet skulle ha varit den begränsande faktorn och stärker hypotesen om att CaCO₃ fanns i hela provet.

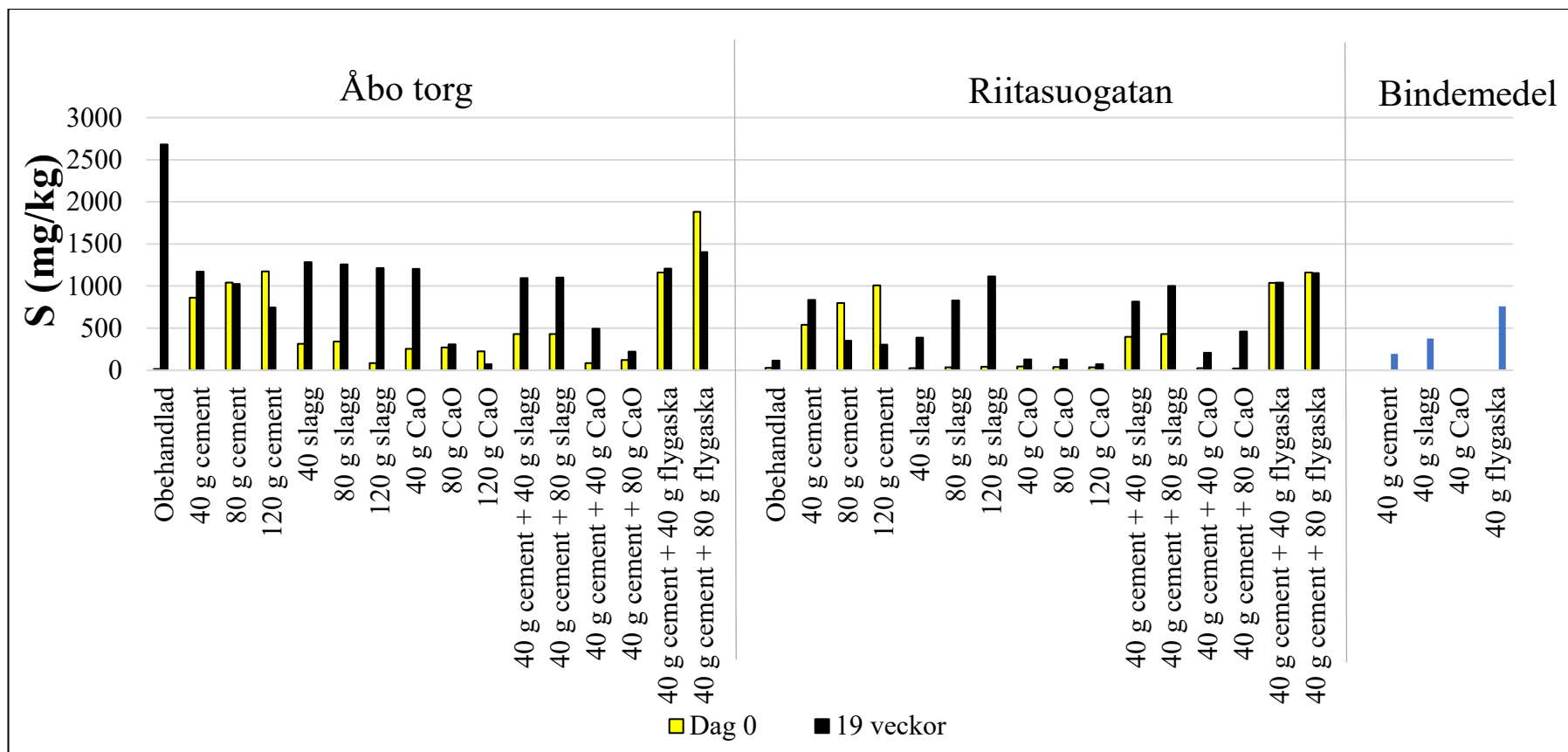
Masstabilisering med masugnsslagg är ett undantag där Ca-koncentrationen efter 19 veckor ökade (figur 30). Ökningen av Ca²⁺ stärkte hypotesen om att pH sjönk för lågt och för snabbt vid inblandningen. Sänkningen i pH lade stopp för cementgels- och puzzolanreaktionerna och detta syns även som bristfällig hållfasthetsutveckling (figur 30). När pH sjunker för lågt konsumeras inte kalcium i cementgelsreaktionerna.

Den exakta andelen CaO i Plussementi (bilaga 1), masugnsslagg (bilaga 2) och osläckt kalk (bilaga 3) framkommer i viktprocent i säkerhetsbladen och anges med 1–6 % precision. Från säkerhetsbladen kan vi dra slutsatsen att andelen CaO är >75 % i osläckta kalken, >63 % i Plussementi och >36 % i masugnsslaggen. Sannolika förklaringar till varför exakta andelen CaO inte framkommer är naturlig variation i råvarorna och optimering av reaktanter för härdningsprocesserna. Den exakta andelen CaO skulle vara av intresse för att se ifall tillsatsen korrelerar Ca-koncentrationen i lakvattenproven (bilaga 10).

3.4.3 Svavel

Vid dag 0 har både den obehandlade sulfidleran från Åbo torg (TT) och styva leran från Riitasuogatan försumbara svavelkoncentrationer. I de masstabiliserade lerorna verkade cement och masugnsslagg orsaka en förhöjning av S-koncentrationen i lakvattnet vid dag 0. Efter 19 veckors inkubation ökade svavelkoncentrationen enligt förväntningarna kraftigt i den obehandlade sulfidleran från Åbo torg men visade marginell förändring i RT leran (figur 34).

Svavelresultaten för bindemedlen visar att flygaskan har den högsta koncentrationen av svavel vilket också syns i de masstabiliserade prov där flygaska använts som bindemedel (figur 34).



Figur 34. Koncentrationerna av svavel i lakväskan korrelerar hållfasthetsutvecklingen. De bindemedelskombinationer som ger dålig hållfasthetsutveckling har fortsättningsvis höga koncentrationer svavel efter 19 veckor

En analys med ICP-OES-apparaten anger den totala andelen S och inte i form av SO_4^{2-} . Det är möjligt att en del svavel är kolloidalt svavel eller svavel bundet till humusmaterial men eftersom SO_4^{2-} oftast dominerar i lakvatten från sulfirika leror i Finland kan vi anta att totalkoncentrationen svavel relativt väl motsvarar koncentrationen av SO_4^{2-} . Sulfidmineral som FeS_2 påverkar i sig inte hållfasthetsutvecklingen men ifall sulfider oxiderar och bildar SO_4^{2-} kommer det att ha en inverkan på hållfasthetsutvecklingen. Den huvudsakliga källan till SO_4^{2-} som vid masstabiliseringen kunde ha en effekt på hållfasthetsutvecklingen är markvattnet. Sulfidlerorna vid Åbo torg avsattes i saltvattenmiljö med den följderna att löst SO_4^{2-} finns till förfogande i markvattnet. Trots att TT-leran avsatts i saltvattenmiljö och RT-leran i sötvattenmiljö finns det ingen större skillnad i sulfatkoncentrationerna mellan TT och RT vid dag 0 (då de är reducerade). Svavelkoncentrationen ökade flerfaldigt i TT-leran i samband med sulfidvittringen som sker i oxiderande förhållanden.

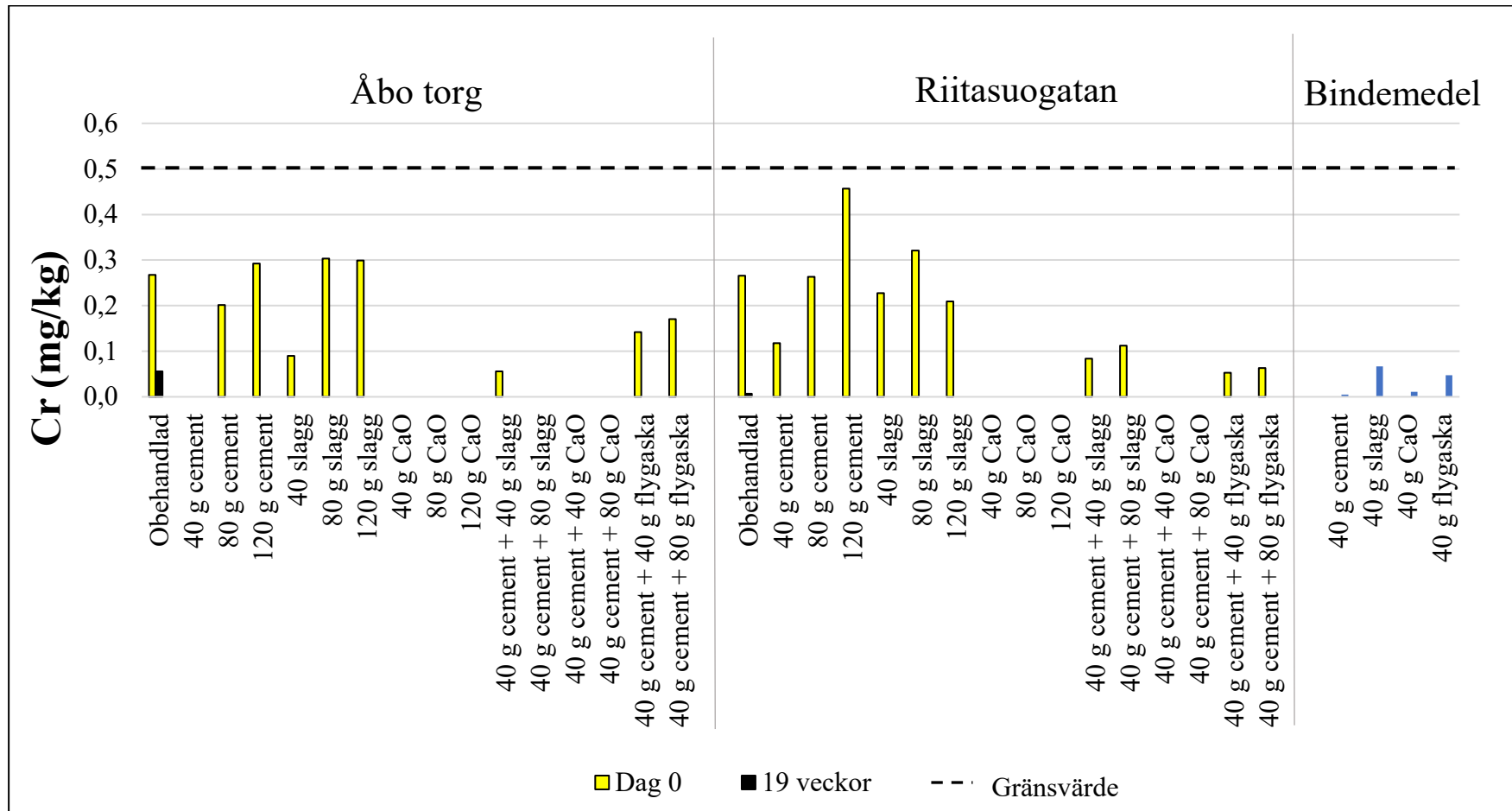
En slutsats som kunde dras är att sulfatkoncentrationen minskar när andelen cement och osläckt kalk ökar (figur 34). Av bindemedlen har flygaskan och slagget den högsta koncentrationen av svavel (figur 34). Koncentrationerna är trots allt betydligt mindre än den totala koncentrationen i bindemedlen och därför måste svavlet härstamma från lerjordarna. I leran från Åbo torg är svavelkoncentrationerna enligt förväntningarna något högre än i leran från Riitasuogatan eftersom leran avsatts i saltvattenmiljö och har även en något högre andel humusmaterial.

Koncentrationerna av svavel korrelerar i flesta fall hållfasthetsutvecklingen med olika bindemedel (figur 30 och figur 34). De bindemedelskombinationer som ger dålig hållfasthetsutveckling har även höga koncentrationer svavel efter 19 veckor. Detta kan förklaras av att SO_4^{2-} inte konsumeras i cement- eller puzzolanreaktionerna utan förblir kvar i vattenfasen (figur 34). Sänkningen i pH som sulfidvittringen orsakar i de obehandlade proven förklarar varför koncentrationerna av flera olika metaller ökar speciellt mycket i den obehandlade leran från Åbo torg.

3.4.4 Krom

Kromkoncentrationen var i medeltal 0,35 mg/kg vid dag 0 för de masstabiliserade proven. Kromkoncentrationerna var under gränsvärdet 0,5 mg/kg i alla lerprov oberoende av bindemedelskombinationerna. I flesta fall sjönk kromkoncentrationen i de masstabiliserade proven under detektionsgränsen efter 19 veckor (figur 35).

Det verkar som om Cr är svårlösligt trots högt pH eller alternativt konsumeras omedelbart i vattenfasen (figur 35).



Figur 35. Krom immobiliseras fullständigt vid masstabilisering.

I de obehandlade lerorna är det möjligt att Cr är kolloidalt eftersom koncentrationerna i den obehandlade leran från Riitasuogatan och sulfidleran från Åbo torg (TT) hade lika höga kromkoncentrationer vid dag 0 (se kapitel 3.1.2). Kolloidalt krom utsätter inga miljörisker.

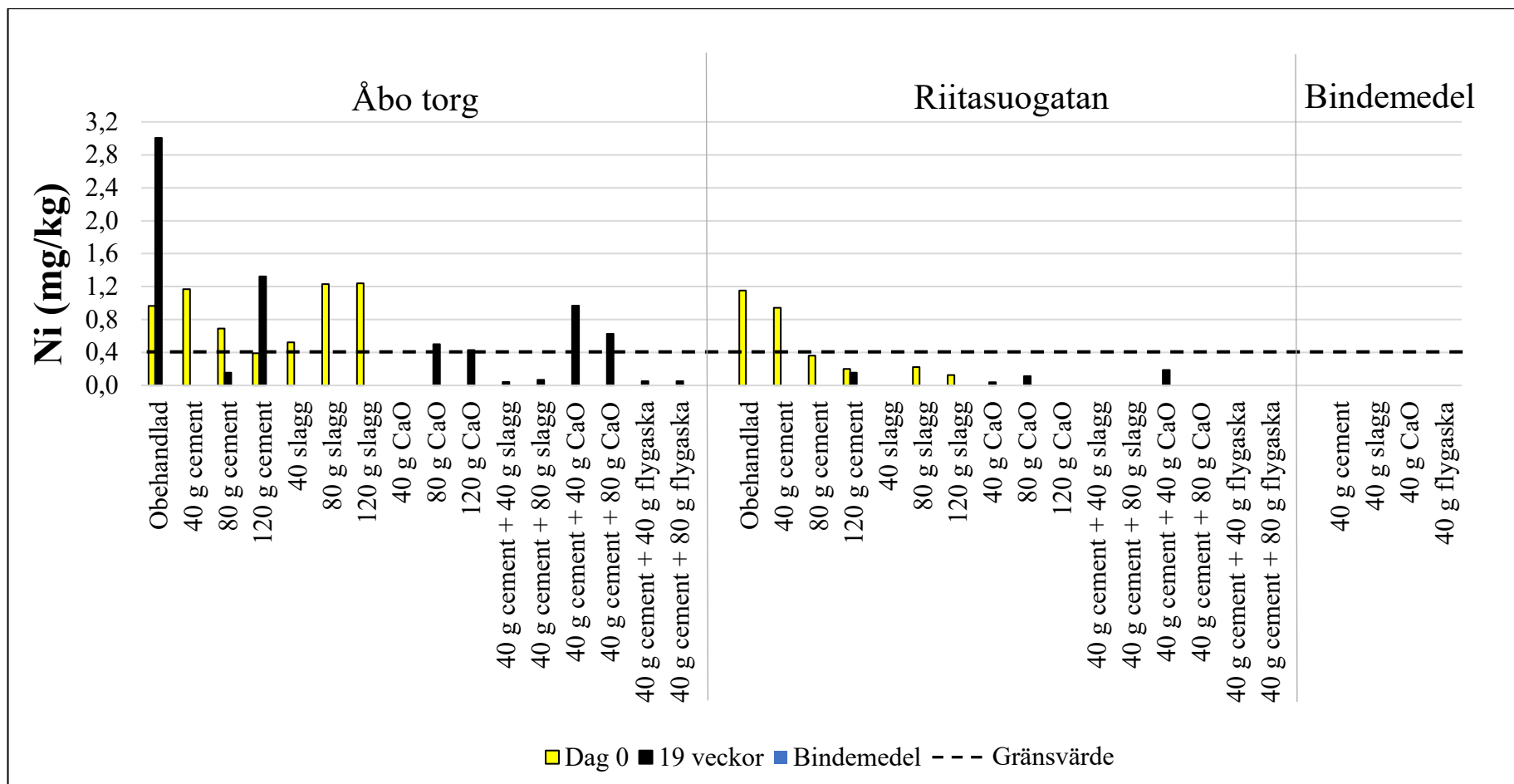
Masugnsslagg verkade också orsaka förhöjda kromkoncentrationer. Plussementi innehåller 10–25 % masugnsslagg (Bilaga 1) och detta återspeglar de förhöjda kromkoncentrationerna i lakvattenproven för cement och masugnsslagg direkt vid inblandning. Koncentrationerna var trots allt oberoende av bindemedel under detektionsgränsen efter 19 veckor och utsätter inga miljörisker.

Sammanfattningsvis kan konstateras att trots sämre ökning i kromkoncentrationen i början av experimentet (dag 0) så orsakade tillsatsen av bindemedlen ingen markant ökning av krom i lakvattenproven (figur 35). Jonbytet mellan leran och bindemedlen verkar höja kromkoncentrationerna vid dag 0 men avtar därefter och är i alla lakvattenprov under detektionsgränsen efter 19 veckors inkubation (figur 35).

3.4.5 Nickel

I lakvattenproven för den obehandlade leran från Riitasuogatan (RT) och sulfidleran från Åbo torg (TT) var nickelkoncentrationerna lika i TT och RT vid dag 0. I de masstabiliserade lerorna ökade nickelkoncentrationerna speciellt mycket i den obehandlade leran från Åbo torg efter 19 veckors inkubation i TT-leran samtidigt som den förblev under detektionsgränsen i RT-leran. Detta var förväntat när Ni är ett ämne som påverkas av en oxidation av sura sulfatjordar löses upp i sura förhållanden.

I de masstabiliserade proven kan vi se förhöjda koncentrationer av nickel efter 19 veckor då osläckt kalk använts som bindemedel. Problemet orsakas troligtvis av den ytterst kraftiga ökningen i pH som osläckt kalk orsakar vilket gör att nickel går i lösning. Masugnsslagg verkar också orsaka förhöjda nickelkoncentrationer vid dag 0 i sulfidleran. Plussementi innehåller 10–25 % masugnsslagg (Bilaga 1) och detta återspeglar de förhöjda nickelkoncentrationerna i lakvattenproven för cement (figur 36).



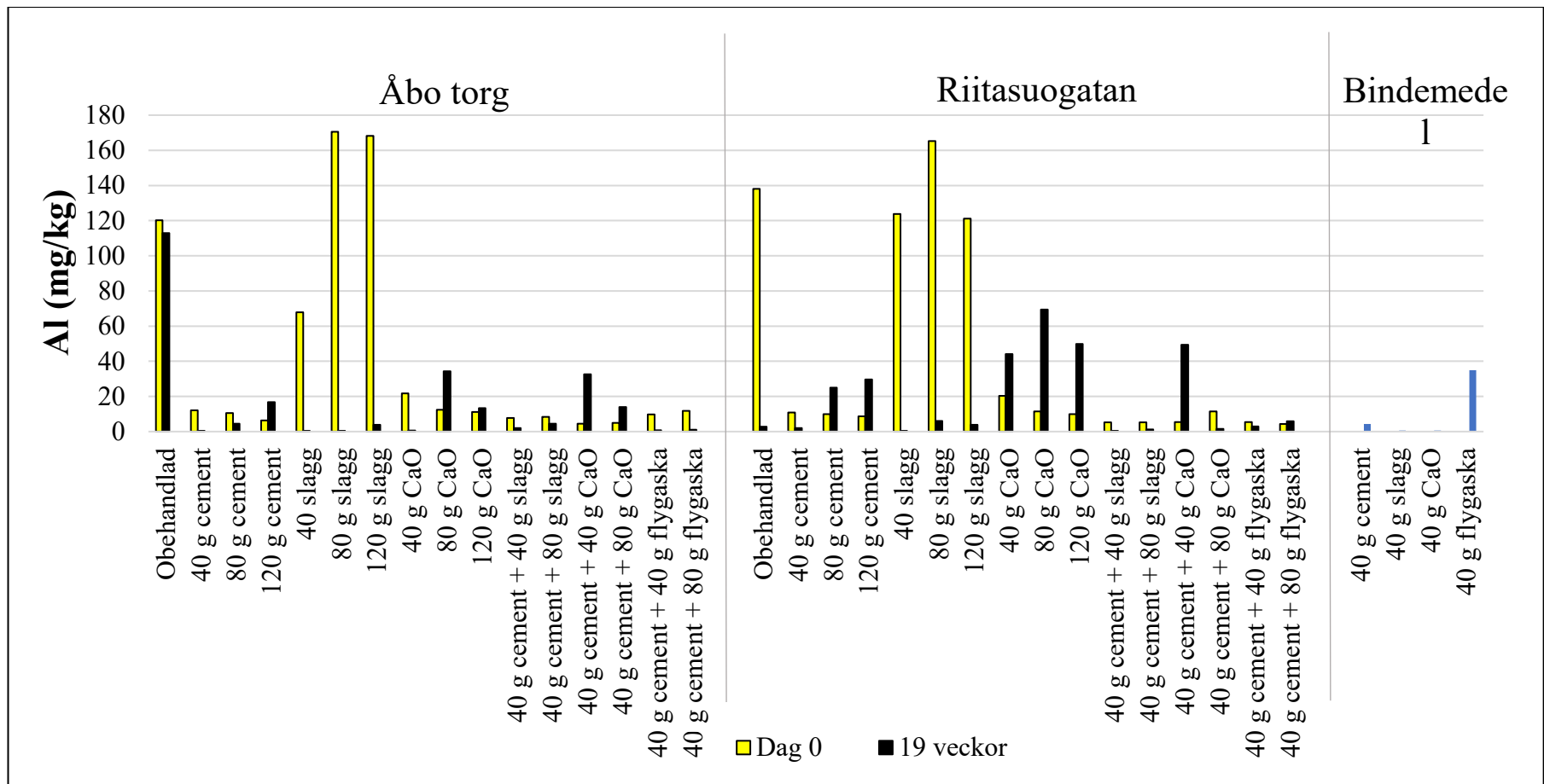
Figur 36. Koncentrationerna av nickel minskar vid masstabilisering, men är i sulfidleran med vissa bindemedel fortsättningsvis över gränsvärdet

Nickelkoncentrationerna i masstabiliserade prov är inte i längden ett problem eftersom koncentrationerna i vattenlakvattenproven efter 19 veckor i flesta fall är under detektionsgränsen.

3.4.6 Aluminium

Vid dag 0 hade vi de högsta koncentrationerna aluminium i de obehandlade TT och RT lerorna och i de prov som masstabiliserats med masugnsslagg. Dessa förhöjda aluminiumkoncentrationer orsakas trots allt av kolloidalt aluminium (se kapitel 3.1.2). Efter 19 veckors inkubationen var Al koncentrationen i lakvattnet ännu lika högt i sulfidleran (TT) (figur 37). På grund av sulfidoxidationen som skett och sänkt på pH-värdet kan Al sannolikt förekomma i en lös skadlig form i lakvattnet. I icke sulfidleran (RT) var Al koncentrationen efter inkubationen obetydlig (figur 37).

Masstabilisering med CaO gjorde att pH stiger ytterst högt (figur 31). Detta gör att aluminium går i lösning och förklarar varför höga aluminiumkoncentrationer påträffas efter 19 veckors inkubation (figur 37). Detta syns speciellt tydligt då CaO använts som bindemedel i leran från Riitasuogatan (RT) (figur 37).



Figur 37. Aluminiumkoncentrationerna är fortsättningsvis förhöjda efter 19 veckor i prov masstabiliserade med osläckt kalk (CaO).

Koncentrationen av aluminium är av speciellt intresse eftersom det är viktigt att utreda om masstabilisering kan förorsaka miljöeffekter så som urlakning av aluminium. I regel har metaller låg mobilitet vid högt pH men aluminium är ett exempel på en metall som går i lösning vid högt pH och kan då urlakas från masstabiliserade leror. Ifall aluminium i större utsträckning urlakas med markvattnet från masstabiliserade jordar kan det ha negativa miljöeffekter nedströms. I de obehandlade lakvattenproven från Åbo torg och Riitasuogatan för dag 0 ger kolloider i proven höga aluminiumkoncentrationer (figur 37) och utgör därför ingen miljörisk (se tidigare diskussion i kapitel 3.1.2).

Enligt hypotesen bidrar masugnsslagget inte med tillräckligt högt pH för att aktivera puzzolanreaktionerna. Detta gör att puzzolanreaktionerna aldrig äger rum och syns som dålig hållfasthetsutveckling (figur 30). Koncentrationen av aluminium stärker denna hypotes eftersom aluminium efter 19 veckor har fullständigt fallit ut ur vattenfasen (figur 37).

3.5 Hållbarhetsaspekter

Cement har en förmåga att ge flerfaldigt bättre hållfasthet jämfört med andra stabiliseringsmassor men från ett miljöperspektiv är det inte lönsamt att använda cement som stabiliseringsmedel vid masstabilisering. Produktionen av cement är i sin helhet ytterst energikrävande. Största problemet är att förbränningsprocessen där kalciumkarbonat (CaCO_3) omvandlas till osläckt kalk (CaO) frigör stora mängder koldioxid (CO_2). Cement kan därför ses som dålig användning av resurser. Samtidigt visar hållfasthetsutvecklingen att cement inte helt och hållet kan lämnas bort från bindemedelskombinationerna och därför måste fokus ligga på att hitta kombinationer av bindemedel där andelen cement och osläckt kalk minimeras.

Masugnsslagg är biprodukt av järnproduktionen och kan så till vida ses som ett miljövänligt alternativ. Masugnsslagg ger i sig ingen hållfasthet vid masstabilisering utan CaO (eller någon annan komponent som höjer pH) behövs för att aktivera puzzolanreaktionerna som skapar hållfastheten. Ett effektivt sätt att minska på bindemedlens koldioxidavtryck är att till högsta möjliga grad byta ut cementen mot masugnsslagg. Därtill kan nämnas att järnförädling går alltmer mot kemisk-elektrisk reduktion, vilket innebär att tillgängligheten av masugnsslagg på långsikt minskar. Att byta ut cementen mot masugnsslagg är trots allt ett effektivt och enkelt sätt att minska på masstabiliseringens koldioxidavtryck.

Det är inte troligt att aktörer i näringslivet är intresserade av miljövänligare alternativ ifall tillgänglighet, pris, kvalitet eller prestanda inte är på samma nivå som konventionell cement. Miljövänliga stabiliseringsmassor bör motsvara, alternativt vara bättre inom dessa variabler för att kunna etableras som ett konkurrenskraftigt alternativ. Masugnsslagg, gips och kalksten ger en god sulfidresistens, vilket ger bindemedlen en konkurrenskraft vid stabilisering av sulfidleror. Masstabilisering är förmånligare än att muddra bort sulfidleror och enligt undersökningarna i denna studie ett effektivt sätt att förhindra syrabildning och andra potentiella krav som sulfidlerorna ställer på byggnadsmaterial.

4 Sammanfattning

Lerjordarna i Åbo är ytterst finkorniga och måste stabiliseras för att bära hus eller vägar. Sulfidlerornas utsträckning i Åbo är betydligt större än vad tidigare uppskattats vilket i framtiden måste beaktas vid planering av vägar, byggnader och kommunalteknik.

Littorinasedimenten och ancylussedimenten är båda ytterst porösa och oberoende av djup kan vi inte från viktsonderingsdatan identifiera någon skillnad mellan dessa leror. Däremot finns det potential för att identifiera gränsen mellan Littorinaleran och Ancylusleran som utgörs av ett tunt lager av sand eller silt.

De flesta prov tagna konstaterades på basis av inkubation och svavelhalt vara sulfidjordar med en hög potentiell aciditet. Lerorna hade neutralt pH i fält vilket är typiskt för sulfidleror i reducerade förhållanden men visade omfattande syrabildning då ifall lerorna utsattes för oxidation. Jordarna kan således ha en kraftig inverkan på närliggande vattendrag och kan orsaka korrosion på byggnader och infrastruktur.

Stabilisering av sulfidjordar är både ekonomiskt och ekologiskt lönsamt eftersom utgrävda sulfidjordar måste flyttas med lastbilar till deponiområden och i kontakt med syre i luften sätter i gång syrabildande processer. Leror som avsatts i bräckt-/saltvatten är i till sin natur mera porösare och ostabilare än leror som avsatts i sötvatten. Dessutom är sulfidlerorna i Åbo är sedimenterade i bräckt vatten. Men på basis av viktsonderingsdata från valda platser i Åbo så gick det inte att se någon mätbar skillnad mellan Littorinaleran (saltvatten) och den underliggande Ancylusleran (sötvatten); båda är mycket ostabila till sin natur. Däremot är masstabilisering av sulfidleror är enligt denna studie svårare eftersom sulfat löst i markvattnet och eventuellt andra egenskaper relaterade till sulfidleror har en kraftig inverkan på hållfasthetsutvecklingen i lerjordarna. Sulfidleran från Åbo torg som användes i denna studie behövde enligt denna studie betydligt mera bindemedel än sötvattensleran från Riitasuogatan för att nå en motsvarande hållfasthet.

Masstabilisering av lerjordar är ett effektivt sätt att förbättra hållfastheten och förhindrar försurningen som oxidationen av sulfidleror annars skulle orsaka. Dessutom sänker masstabiliseringen metallernas mobilitet. Bortsett från de förhöjda nickelkoncentrationerna som masugnsslagget orsakade visar resultaten att masstabilisering inte orsakar urlakning av metaller.

5 Källor

Andersson Mattias och Norrman Tomas, 2004. Stabilisering av sulfidjord – En litteratur- och laboratoriestudie. Examensarbete 2004:126 CIV. Luleå tekniska universitet. Andriess W och van Mensvoort M.E.F., 2005. Acid sulfate soils: distribution and extent. Encyklopedia of Soil Science (Electronic Version) (2 edition). Taylor & Francis Group, LLC. pp. 14-19

Boman A, Fröjdö S, Backlund K, Åström M.E., 2009. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74 (2010) 1268–1281

Estévez V, Beucher A, Mattbäck S, Boman A, Auri J, Björk K-M, Österholm P, 2022. Machine learning techniques for acid sulfate soil mapping in southeastern Finland. *Geoderma* 406 (2022). Webbplats:

https://www.researchgate.net/publication/354860839_Machine_learning_techniques_for_acid_sulfate_soil_mapping_in_southeastern_Finland

Finnsementti Oy 2019. Plussementti. Tuotteet ja seosaineet. Webbplats:

https://finnsementti.fi/wp-content/uploads/Plussementti_fi-1.pdf

Finnsementti Oy 2019. Masuunikuonajauhe KJ400. Tuotteet ja seosaineet. Webbplats:

<https://finnsementti.fi/tuotteet/seosaineet/masuunikuona-kj400/>

Firoozi A.A., Olgun C.G., Baghini, M.S., 2017. Fundamentals of soil stabilization.

International Journal of Geo-Engineering, 8(26). Webbplats:

https://www.researchgate.net/publication/321727541_Fundamentals_of_soil_stabilization

Gardberg K, 2022. Vattenanalys som hjälpmedel vid identifiering av sulfidleror i studentbyn och närliggande områden. Kandidatavhandling i geologi. Åbo akademi.

Haavisto-Hyvärinen M, Kutvonen H, 2007. Maaperäkartan käyttöopas. Geologian tutkimuskeskus, Helsingfors. Webbplats:

http://www.notesco.net/malmi/%5B9%5D%20gtk_maaperakartan_kayttoopas%202007.pdf

Hainari Saara, 2016. Massastabiloinnin vaikutus maan indeksi- ja geoteknisiin ominaisuuksiin. Diplomityö. Tampereen teknillinen yliopisto.

Harlén M, 2021. Stabilisering av schaktmassor – Nyttjande av bindemedelsstabiliserad lös lera som utfyllnadsmaterial. SBUF och Skanska Sverige AB. Sverige.

Hartikainen Helinä och Yli-Halla Markku, 1986. Hartikainen, H., Yli-Halla, M. Oxidation-induced leaching of sulphate and cations from acid sulphate soils. *Water Air Soil Pollut* 27, 1–13.

Ingri J, 2012 Från berg till hav – introduktion till miljögeokemi. Studentlitteratur AB. Sverige.

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World soil resources reports No. 106. [Webbplats](#)

Janz Mårten och Johansson Sven-Erik, 2002. The Function of Different Binding Agents in Deep Stabilization. Swedish Deep Stabilization Research Centre. Linköping. Webbplats: <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/svensk-djupstabilisering/sd-r9e.pdf>

Jarva, J. (toim.), Eriksson, J.-E. (toim.), Larkela, L., Auri, J., Kronberg, T., Tarvainen, T., Kuva, J., Järvinen, M., Hänninen, H., Lehtonen, M., Ketola, M. & Huhtinen, R. 2021. CircVol-projekti. Ruoppausmassojen stabiloinnin kenttäkoe Naantalın Matalahdella. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimustyöraportti 19/2021. [Webbplats](#).

Kauranne, L.K., Gardemeister, R., Korpela, K., Mälkki E, 1979: Rakennusgeologia II. Otapaino, Esbo.

Labahn Otto, 1983. Cement engineers' handbook. Bauverlag GmbH. Berlin, Tyskland.

Larsson Rolf, 2006. Djupstabilisering med bindemedelsstabiliserade pelare och masstabilisering. Svensk Djupstabilisering. Rapport 17. Linköping, Sverige. Webbplats: <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/svensk-djupstabilisering/sd-r17.pdf>

Lottermoser B, 2010. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Webbplats: https://www.researchgate.net/publication/287235143_Mine_Wastes_Characterization_Treatment_and_Environmental_Impacts

Forsman J, Jyrävä H, Lahtinen P, Niemelin T, Hyvönen I, 2014. Massastabilointikäsikirja. Ramboll Finland Oy. Webbplats: https://www.uusiomaarakentaminen.fi/sites/default/files/images/Massastabilointik%C3%A4sikirja%20YLEISVERSIO%20-%202014_06_24.pdf

Maclaren Douglas, White Mary Anne, 2003. Cement: Its Chemistry and Properties. *Journal of Chemical Education*. Vol. 80 No. 6.

- Miljöcentralen 2014. Pilaantuneet alueet Suomessa. Senast uppdaterad 15.8.2019.
Webbplats: <https://www.ymparisto.fi/pilaantuneetalueetsuomessa>
- Niemelä J, Stén C-G, Taka M, Winterhalter B, 1987. Turun-Salon seudun maaperä.
Geologian tutkimuskeskus. Esbo. Webbplats:
https://tupa.gtk.fi/kartta/maaperakartta100/mps_1043_2021.pdf
- Nilsson U, 1998. Hantering av sulfidjord - två alternativ ur miljösynpunkt. Examensarbete 1998:268. Luleå tekniska universitet, avdelningen för tillämpad geologi. Sverige. Ojala A, Palmu J-P, Åberg A, Åberg S, Virkki H, 2013. Development of an ancient shoreline database to reconstruct the Littorina Sea maximum extension and the highest shoreline of the Baltic Sea basin in Finland', Bulletin of the Geological Society of Finland, vol. 85, pp. 127-144.
- Ojala A, Saesma A, Virtasalo J, Huotari-Halkosaari T, 2016. An allostratigraphic approach to subdivide fine-grained sediments for urban planning.
- Palko J, Myllymaa. U, 1987. Acidity problems of drainage basins in acid sulphate soil areas: An example from the drainage basin of Tupos in Liminka, central western Finland. Ves. Ymparist. Julk., II: 23-59.
- Rankka K, 2003. Kvikklera – bildning och egenskaper. Varia 526. Linköping. Sverige.
Webbplats: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300421/FULLTEXT01.pdf>
- Ronkainen Nanna, 2022. Suomen maalajien ominaisuuksia. SUOMEN YMPÄRISTÖ 2 | 2012. Suomen ympäristökeskus (SYKE).
- Roos Marcus och Åström Mats, 2005. Hydrochemistry of rivers in an acid sulphate soil hotspot area in western Finland. Agricultural Food Science. 14 (2005), pp.24-33.
- Statens geotekniska institut (SGI), 2011. Vägledning för nyttiggörande av muddermassor i hamn- och anläggningskonstruktioner – Stabilisering och solidifiering av muddermassor (Information nr. 20). Sverige.
- Statsrådets förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad 843/2017. Webbplats: <https://www.finlex.fi/sv/laki/alkup/2017/20170843>
- Trafikledsverket, 2018. Syvästabiloinnin suunnittelu. Liikenneviraston ohjeita 17/2018.
Webbplats: https://julkaisut.vayla.fi/pdf8/lo_2018-17_syvastabiloinnin_suunnittelu_web.pdf
- Vertanen E, 2016. Sulfaattimaiden tunnistaminen, riskienhallinta ja käsittely väylähankkeissa. Trafikledsverket. Opinnäytetyö 7/2016. Webbplats: https://julkaisut.vayla.fi/pdf8/opin_2016-07_sulfaattimaiden_tunnistaminen_web.pdf

Visuri M, Nystrand M, Auri J, Österholm P, Nilivaara R, Boman A, Räisänen J, Mattbäck S, Korhonen A, Ihme R, 2021. Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43 | 2021. Webbplats: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5435-5>

Wiklander L, Hallgren G, Jonsson E, 1950. Studies on gytty soils: rate of sulphur oxidation. Ann. Roy. Agr. Coll., sid 425-440. Sverige.

Wild S, Kinuthia J.M., Jones G.I., Higgins D.D., 1999. Effects of partial substitution of lime with ground granulated blast furnace slag (GGBS) on the strength properties of lime-stabilised sulphate-bearing clay soils. Engineering Geology, 51 (1), 37–53. Webbplats: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013795298000696?via%3Dihub>

Åbo stad, 2019. Åbo stadsforskningsprogram finansierar fem forskningsprojekt. Webbplats: https://www.turku.fi/sv/nyhet/2019-12-23_abo-stadsforskningsprogram-finansierar-fem-forskningsprojekt

Åhnberg H, Johansson S.E., Retelius A, Ljungkrantz C, Holmqvist L, Holm G, 1995. Cement och kalk för djupstabilisering av jord En kemisk - fysikalisk studie av stabiliseringseffekter. Statens geotekniska institut. Linköping, Sverige. Webbplats: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1299943/FULLTEXT01.pdf>

Åström Mats och Björklund Alf, 1995. Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. Journal of Geochemical Exploration 55 (1995). Sidorna 163–170.

Österholm Peter och Åström Mats, 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland.

6 Referenser för bilagor

Bilaga 1. Säkerhetsblad med innehållsförteckning för Finnsementti Plussementti (Finnsementti 2019).

Plussementti	Sementit Maaliskuu 2019
Normaalisti kovettuva portlandseossementti	CEM II/B-M (S-LL) 42,5 N

Sementin ominaisuuksia	Tulokset	Vaatimukset
Lujuus 1d	10...14 MPa	ei vaatimusta
Lujuus 2d	23...27 MPa	≥ 10 MPa
Lujuus 7d	34...39 MPa	ei vaatimusta
Lujuus 28d	46...52 MPa	≥ 42,5 MPa ja ≤ 62,5 MPa
Sitoutumisajan alku	150...210 min	≥ 60 min
Tilavuuden pysyvyys	0...1,5 mm	ei vaatimusta
Hienous (Blaine)	400...480 m ² /kg	ei vaatimusta
Hehkutushäviö	-	ei vaatimusta
Liukenematon jäännös	-	ei vaatimusta
SO ₃	3,0...3,3 %	≤ 3,5 %
Kloridipitoisuus	≤ 0,08 %	≤ 0,10 %
Cr6+	0...2 mg/kg	≤ 2 mg/kg

Sementtien sisältämät seosaineet	%	Vaatus
Yhteensä	21...35 %	≥ 21 % ja ≤ 35 %
Kalkkikivi	6...15 %	
Masuunikuona	10...25 %	

Klinkkerin tyypillinen kemiallinen koostumus	%
CaO	63...65 %
SiO ₂	20...22 %
Al ₂ O ₃	4,0...5,4 %
Fe ₂ O ₃	2,8...3,3 %
MgO	2,5...3,2 %
C3A	-

FINNSEMENTTI
A CRH COMPANY

Finnsementti Oy
21600 Parainen | Puh. 0201 206 200
www.finnsementti.fi | www.semnet.fi
info@finnsementti.fi
etunimi.sukunimi@finnsementti.fi

CE



Bilaga 2. Säkerhetsblad med innehållsförteckning av masugnsslag Finnsementti KJ400 (Finnsementti 2019).



Ground Granulated Blast Furnace Slag (GGBS) is a blending material with hydraulic properties and used in concrete manufacturing.

Production of GGBS

The ground granulated blast furnace slag (GGBS) is extracted from the process of pig iron production, where the molten slag is quenched with cold water, producing glassy granulates. These granulates are dried and ground to a fineness suitable for concrete production.

Main Usage

GGBS can be used in massive foundation castings for lowering the heat of hydration and controlling the high temperature rise. GGBS has a low heat of hydration. GGBS is also used when sulphate resistance is needed. If the slag percentage is over 70% of binder, concrete can be considered as sulphate resistant also when it is not used with sulphate resistant cement. Concrete containing GGBS are also suitable for aggressive environments.

Advantages

There are several advantages in using cement / slag powder mix as binder in concrete:

- lowers the heat development of concrete and it is suitable for massive castings
- reduces the reduction of compressive strength when heat treatment is used
- reactions of slag powder continue a long time, high later strength can be reached
- improves the durability of concrete especially against sulphate attack
- also suitable for aggressive environment
- makes the colour of concrete lighter
- profitable binder
- by-product and therefore its use is environmentally beneficial.

Technical Properties

Replacing cement with GGBS lowers the early strengths in +20 °C. When total GGBS content from binder is less than 25% concrete will meet the same strength requirements in 28 days than the reference concrete. When 60-70% of binder is replaced with GGBS the strength will meet the reference concrete in 91 days.

Chemical Properties

CaO	36-42%
SiO ₂	36-40%
Al ₂ O ₃	8-10%
MgO	10-12%
S	1.5-2%
Ti	0.9-1.3%
K ₂ O	0.5-1.0%
Na ₂ O	0.5-1.0%

Technical Data

Colour	52-56% (ISO4270)
State	fine powder
Absolute density	2 900 kg/m ³
Bulk density	1 200 kg/m ³
Fineness (Blaine)	400 m ² /kg

FINNSEMENTTI
A CRH COMPANY

Finnsementti Oy
FI-21600 Parainen | Tel. +358 201 206 200
www.finnsementti.fi | www.semnet.fi
info@finnsementti.fi
name.surname@finnsementti.fi



Bilaga 3. Prestandadeklaration med innehållsförteckning för Nordkalk QL 90 T osläckt kalk.



SUORITUSTASOILMOITUS

0148-Nordkalk-04042018

1. Tuotetyypin yksilöivä tunniste: Kalsiittinen kalkki EN 459-1 CL 80-Q (R3, P2), Nordkalk QL 90 T
2. Aiottu käyttötarkoitus: Muuraus-, rappaus- ja tasoitelaastin sekä muiden rakennustuotteiden valmistaminen
3. Valmistaja: Nordkalk Oy Ab, Skräbbölentie 18, 21600 Parainen
Nordkalk Oy Ab, Tytyrinkatu 7, 08100, Lohja
5. AVCP-luokka: 2+
- 6a. Harmonisoitu tuotestandardi: EN 459-1:2010
Ilmoitettu laitos: Finotrol Oy, CPR/2412
Ilmoitetun laitoksen todistus: 2412-CPR-3102-01

7. Ilmoitetut suoritustasot:

Perusominaisuudet	Suoritustaso	Yhdenmukaistettu tekninen eritelmä
CaO+MgO	≥ 80 %	EN 459-1:2010
MgO	≤ 5 %	
CO ₂	≤ 7 %	
SO ₂	≤ 2 %	
Aktiivinen kalkki	≥ 65 %	
Tilavuuden pysyvyys	Hyväksyty	
Reaktiivisuus	R3	
Reakokojakauma	P2	

Edellä yksilöidyn tuotteen suoritustaso on ilmoitettujen suoritustasojen joukon mukainen. Tämä suoritustasoilmoitus on asetuksen (EU) N:o 305/2011 mukaisesti annettu edellä ilmoitetun valmistajan yksinomaisella vastuulla.

Valmistajan puolesta allekirjoittanut:

Mikael Södergård, Quality Manager, North East Europe

Parainen 06/04/2018

Tabell 4. Oxidinhåll i flygaskan från flerbränslekraftverket i Nådendal.

	CaO %	MgO %	SiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	K ₂ O %	Na ₂ O %	FeO %	SO ₃ %	P ₂ O ₅ %
Kalsiitti	90,2	3,4	4,4	1,1	0,3		0,5		
Tuhka	22,9	3,2	33,2	13,7	5,2	3,4		9,4	1,9
Uunipöly	65,3	3,3	16,3	6,9	1,3	0,5	2,3	2,9	
Kalkkituhka	65,3	1,9	15,2	9,9	1	0,4		2,1	0,6
Meesapöly	92,2	1,5	0,6	0,3		2			2,3

Bilaga 5. Viktsonderingsgrafernas koordinater och ID-nummer (Pirilä 2015).

X	Y	Z	İD-nummer	kartnummer
6704668,3	234595999,3	7,42	7351	1
6705992,153	23460944,69	10,74	7855	2
6706029,4	23463924,9	12,9	10996	3
6706004,708	23463881,56	13,66	51911	4
6705065,281	23463396,72	14,16	93004	5
6707123,764	23461502,31	12,86	90014	6
6705666,599	23458676,51	8,581	Ej angivet	7
6706315,698	23456919,38	10,56	9863	8
6706110,86	23461376,66	9,622	Ej angivet	9
6704319,65	23458167,59	3,87	81042	10
6708641,6	23461215,7	18,1	11268	12

Bilaga 6. Resultat från karakteriseringen av leror i Åbo

Inkubation (dagar eller veckor)							
EA = Ej analyserat	Koordinater	Torrsvikt	S _{FOXw1h}	S _{FOXw1h}	pH _{Field}	pH _{INK}	
		kvot	ICP-OES	ICP-OES	"Day 0"	Week 1	
Prov			mg S/kg	%	INK = incubation		
1 Riitasuogatan (RT)	6714238	240104	0,69	383,0	0,04	7,3	7,1
2 Åbo torg (TT)	6711075	239729	0,65	9346,9	0,93	7,4	6,7
3 Aurajoki 1	6710122	238741	0,65	2313,4	0,23	7,9	5,8
4 Aurajoki 2	6710464	239126	0,60	1667,3	0,17	7,5	5,1
5 Topinpuisto 1	6714125	244415	0,63	426,6	0,04	7,1	6,2
6 Topinpuisto 2	6714125	244415	0,65	916,6	0,09	7,1	6,9
7 Telakkaranta 1	6710215	236819	0,44	14223,9	1,42	8	5,7
8 Telakkaranta 2	6710117	236630	0,49	9854,2	0,99	7,9	6,5
9 Braheparken			0,59	7266	0,73	7,6	6,1

				Aciditetstitrering			
pH _{INK}	pH _{INK}	pH _{INK}	pH _{INK}	pH _{FOX}	Konduktivitet _{FOX2,5v1h}	pH _{5.5}	Aciditetstitrering _{pH6,5}
Week 2	Week 4	Week 8	Week 19	Snabboxidation	Snabboxidation	Aciditet	Aciditet
				1 h Väteperoxid	1 h Väteperoxid	Snabboxidation 1 h (mmol H+/kg)	Snabboxidation 1 h (mmol H+/kg)
6,9	6,8	6,6	6,5	6,4	17	0,0	6,2
6,4	5,4	4,8	3,4	2,1	227	339,8	401,0
4,7	4,2	3,9	3,9	2,9	107	88,1	126,3
4,1	3,8	3,9	3,9	3,5	115	87,6	146,0
4,9	4,8	4,5	4,5	4,5	32	14,1	43,9
6	6,1	5,8	4,2	3,5	43	31,2	81,1
4,2	3,5	2,8	2,8	1,9	523	516,8	587,0
4,4	3,8	3	3	1,9	354	444,8	504,7
5	4,7	4,6	3,5	2,2	173	293,8	353,7

				Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0
Aciditetstitrering $pH_{5.5}$	Aciditetstitrering $pH_{6.5}$	LOI	LOI	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Aciditet	Aciditet	Muffe analysera t	Mia analyser at								
	Efter 19 veckor (mmol H+/kg)	%	%	dry wt Ag	dry wt Al	dry wt B	dry wt Ba	dry wt Ca	dry wt Cd	dry wt Co	dry wt Cr
0,0	8,6	1,63	2,42		138,1	5,6	0,714	29	0,015	0,061	0,266
196,3	228,4	3,57	3,28	0,000	120,2	2,0	0,843	25	0,008	0,057	0,268
39,2	48,7	2,64	6,10	0,016	50,5	2,0	0,346	19		0,031	0,110
64,8	77,2		7,53	0,211	616,4	35,0	5,059	393	0,000	0,211	1,054
10,7	19,8	1,19	2,01	0,016	68,8	0,4	0,589	35	0,000	0,065	0,164
3,5	6,9		2,16	0,023	28,7	0,5	0,303	30	0,023	0,070	0,047
209,5	227,8	5,18	7,69	0,024	19,5	4,5	0,213	60		0,024	0,024
149,4	174,3	3,35	5,67	0,021	20,6	3,3	0,318	48	0,021	0,021	0,021
195,9	235,8		4,26	0,0	159,8	5,61	0,766	36,2	0,009	0,044	0,326

Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0	Day 0
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
dry wt Cu	dry wt Fe	dry wt K	dry wt Li	dry wt Mg	dry wt Mn	dry wt EA	dry wt Ni	dry wt P	dry wt Pb	dry wt S	dry wt Sr	dry wt Tl	dry wt Zn
0,471	146,74	264		51,09	1,200	525	1,15	5,42	0,21	28	0,5		0,440
0,503	133,47	61		53,90	1,565	53	0,97	3,10	0,18	14	0,3		0,438
0,393	77,64	142	0,016	35,32	0,865	983	0,05	5,66	0,24	139	0,3		0,330
5,059	968,63	2124	0,422	608,79	10,118	16702	0,21	109,62	3,16	1587	6,1		3,373
0,442	113,30	95	0,229	47,51	2,045	228	0,11	2,95	0,13	164	0,2		0,344
0,140	44,65	119	0,187	29,39	0,863	366		1,63		225	0,187		0,093
0,071	14,51	236	0,260	84,75	0,544	2066	0,05	17,99		459	0,7		0,095
0,085	11,57	194	0,127	74,56	0,212	1667		2,97		514	0,6		0,085
0,414	136	310		62,6	1,515	558	1,330	6,4	0,106	18	0,520	0,1	0,502

Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation													
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
dry wt Ag	dry wt Al	dry wt B	dry wt Ba	dry wt Bi	dry wt Ca	dry wt Cd	dry wt Co	dry wt Cr	dry wt Cu	dry wt Fe	dry wt K	dry wt Li	dry wt Mg
	2,9	0,3	0,065		32			0,01		1	39	0,00	37
	112,9	1,4	0,000		834	0,04	2,37	0,06	0,55	118	4	0,00	735
	35,7	2,0	0,163	0,06	377	0,07	2,33	0,02	0,56	9		0,16	558
	60,4	4,2	0,362	0,24	671	0,19	3,96	0,01	1,45	2			696
	1,9	0,7	0,031		228	0,01	0,14	0,00	0,02	1			186
	0,4	0,4	0,026	0,21	48	0,01	0,02	0,01	0,02	0			43
	820,8	9,7	0,182		1483	0,04	4,15	0,32	2,07	52		3,15	1154
	511,5	4,7	0,212	0,29	1177	0,05	3,14	0,18	1,29	18		2,26	1143
	13,1	4,0	0,152		749	0,02	1,05	0,02	0,13	136	505	0,00	666

Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation Inkubation								
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
dry wt	dry wt	dry wt	dry wt	dry wt	dry wt	dry wt	dry wt	dry wt
Mn	EA	Ni	P	Pb	S	Sr	Tl	Zn
0,9	43		0,13	0,26	116	0,2		
77,1	546	3,00	0,37	0,23	2682	1,4		10,833
93,9		2,36	0,18	0,07	1717	6,3	0,139	13,658
73,1		4,14	0,32	0,20	2245	10,4	0,134	69,622
14,8	267	0,37	0,38	0,07	623	1,2	0,160	0,092
0,7	195		0,35		201	0,3	0,122	0,009
213,1		9,28	0,64	0,16	5012	12,6	0,408	13,312
187,6	2106	7,70	0,71	0,16	4107	8,3	0,564	7,180
38,2	1078	1,41	0,32	0,25	2997	6,9		5,900

Bilaga 7. Resultat på 19 veckors inkubation (Stefan Mattbäck, GTK 2021).

SAMPLE_ID	SAMPLE_TYPE	PERSON	YEAR	PROFILE	SAMPLE	START_DEPTH	END_DEPTH	PARALLEL_SAMPLE	FIELD	INK	SULFUR	REMARKS
EN_EMHŞ-2018-6.1	EN	EMHŞ	2018	6	1	1,7	1,9	0	6,8	6,8		
EN_EMHŞ-2018-7.1	EN	EMHŞ	2018	7	1	1,8	2	0	7,1	7,6		
EN_EMHŞ-2018-10.1	EN	EMHŞ	2018	10	1	1,8	2	0		7		
EN_EMHŞ-2018-10.1	EN	EMHŞ	2018	10	1	1,8	2	0		6,6		
EN_EMHŞ-2018-11.1	EN	EMHŞ	2018	11	1	1,8	2	0	7	6,9		
EN_EMHŞ-2018-52.1	EN	EMHŞ	2018	52	1	1,55	1,8	0	7,3	3	13800	Näyte pussiin
EN_EMHŞ-2018-52.2	EN	EMHŞ	2018	52	2	1,55	1,8	1	7,1	3		
EN_EMHŞ-2018-53.1	EN	EMHŞ	2018	53	1	1,8	2	0	7,4	6,4		
EN_EMHŞ-2018-54.1	EN	EMHŞ	2018	54	1	1,8	2	0	6,3	5,8		
EN_EMHŞ-2018-55.1	EN	EMHŞ	2018	55	1	1,8	2	0	6,7	6,8		
EN_EMHŞ-2018-56.1	EN	EMHŞ	2018	56	1	1,7	2	0	7,3	3,8	5890	
EN_EMHŞ-2018-57.1	EN	EMHŞ	2018	57	1	1,6	1,8	0	7,2	3,3		
EN_EMHŞ-2018-58.1	EN	EMHŞ	2018	58	1	1,2	1,4	0	6,9	3,3		
EN_EMHŞ-2018-58.2	EN	EMHŞ	2018	58	2	1,8	2	0	7,6	3,6		
EN_EMHŞ-2018-59.1	EN	EMHŞ	2018	59	1	1,9	2	0	6,4	6		
EN_EMHŞ-2018-60.1	EN	EMHŞ	2018	60	1	1,9	2	0	7,2	7,2		
EN_EMHŞ-2018-64.1	EN	EMHŞ	2018	64	1	1,8	2	0	6,7	6,1		
EN_EMHŞ-2018-65.1	EN	EMHŞ	2018	65	1	1,6	1,8	0	6,7	6,5		
EN_EMHŞ-2018-66.1	EN	EMHŞ	2018	66	1	1,8	2	0	6,9	7,4		
EN_EMHŞ-2018-67.1	EN	EMHŞ	2018	67	1	1,8	2	0	7,1	6,9	355	
EN_EMHŞ-2018-68.1	EN	EMHŞ	2018	68	1	1,85	2	0	7	7,1		
EN_EMHŞ-2018-69.1	EN	EMHŞ	2018	69	1	1,6	2	0	7	7,3		
EN_EMHŞ-2018-119.1	EN	EMHŞ	2018	119	1	1,8	2	0	6,8	7,2		
EN_EMHŞ-2018-246.1	EN	EMHŞ	2018	246	1	1,8	2	0	6,8	6,8		
EN_EMHŞ-2018-247.1	EN	EMHŞ	2018	247	1	1,8	2	0	6,3	3,8		
EN_EMHŞ-2018-252.1	EN	EMHŞ	2018	252	1	1,8	2	0	6,8	3,8		
EN_EMHŞ-2018-253.1	EN	EMHŞ	2018	253	1	1,8	2	0	6,9	5,7		
EN_EMHŞ-2018-254.1	EN	EMHŞ	2018	254	1	1,8	2	0	6,7	6		

EN_EMHŞ-2018-255.1	EN	EMHŞ	2018	255	1	1,8	2	0	6,6	6,5		
EN_EMHŞ-2018-260.1	EN	EMHŞ	2018	260	1	1,8	2	0	7	7,3		
EN_EMHŞ-2018-260.2	EN	EMHŞ	2018	260	2	1,8	2	1	7	7,2		
EN_EMHŞ-2018-261.1	EN	EMHŞ	2018	261	1	1,8	2	0	7	7,3		
EN_EMHŞ-2018-262.1	EN	EMHŞ	2018	262	1	1,8	2	0	7,3	7,3		
EN_EMHŞ-2018-263.1	EN	EMHŞ	2018	263	1	1,9	2	0	7	6,5		
EN_EMHŞ-2018-264.1	EN	EMHŞ	2018	264	1	1,8	2	0	6,8	6,4		
EN_EMHŞ-2018-265.1	EN	EMHŞ	2018	265	1	1	1,2	0	4,9	5,3		Hieman pintamaata näytteen joukossa.
EN_EMHŞ-2018-265.2	EN	EMHŞ	2018	265	2	1,7	2	0	6,6	6,4	548	Näyte pussiin.
EN_EMHŞ-2018-266.1	EN	EMHŞ	2018	266	1	1,9	2	0	6,7	6,9		
EN_EMHŞ-2018-317.1	EN	EMHŞ	2018	317	1	1,8	2	0	6,5	4		
EN_EMHŞ-2018-318.1	EN	EMHŞ	2018	318	1	1,6	1,8	0	6,5	4,2		
EN_EMHŞ-2018-319.1	EN	EMHŞ	2018	319	1	1,8	2	0	6,9	5,9		
GK_EMHŞ-2018-9000.1	GK	EMHŞ	2018	9000	1	0	0,2	0	7	6,5	320	
GK_EMHŞ-2018-9000.2	GK	EMHŞ	2018	9000	2	0,2	0,4	0	6,9	6,3	322	
GK_EMHŞ-2018-9000.3	GK	EMHŞ	2018	9000	3	0,4	0,6	0	7,1	6,8	145	
GK_EMHŞ-2018-9000.4	GK	EMHŞ	2018	9000	4	0,6	0,8	0	7,2	6,9	111	
GK_EMHŞ-2018-9000.5	GK	EMHŞ	2018	9000	5	0,8	1	0	7	6,8	146	
GK_EMHŞ-2018-9000.6	GK	EMHŞ	2018	9000	6	1	1,2	0	7,4	6,2	221	
GK_EMHŞ-2018-9000.7	GK	EMHŞ	2018	9000	7	1,2	1,4	0	7,2	5,9	1460	
GK_EMHŞ-2018-9000.8	GK	EMHŞ	2018	9000	8	1,4	1,6	0	7,4	3,8	4000	
GK_EMHŞ-2018-9000.9	GK	EMHŞ	2018	9000	9	1,6	1,8	0	7,5	3,8	6870	
GK_EMHŞ-2018-9000.10	GK	EMHŞ	2018	9000	10	1,8	2	0	7,4	3,9	4220	
GK_EMHŞ-2018-9000.11	GK	EMHŞ	2018	9000	11	2	2,2	0	7,4	4,2	2850	
GK_EMHŞ-2018-9000.12	GK	EMHŞ	2018	9000	12	2,2	2,4	0	7,6	4,3	3740	
GK_EMHŞ-2018-9000.13	GK	EMHŞ	2018	9000	13	2,4	2,6	0	7,7	3,6	4850	
GK_EMHŞ-2018-9000.14	GK	EMHŞ	2018	9000	14	2,6	2,8	0	7,8	3,9	4150	
GK_EMHŞ-2018-9000.15	GK	EMHŞ	2018	9000	15	2,8	3	0	7,9	3,9	6230	
GK_EMHŞ-2018-9001.1	GK	EMHŞ	2018	9001	1	0	0,2	0	7,1	6,4	1150	
GK_EMHŞ-2018-9001.2	GK	EMHŞ	2018	9001	2	0,2	0,4	0	7,1	5,9	227	
GK_EMHŞ-2018-9001.3	GK	EMHŞ	2018	9001	3	0,4	0,6	0	7,3	5,8	241	
GK_EMHŞ-2018-9001.4	GK	EMHŞ	2018	9001	4	0,6	0,8	0	7	5,5	203	
GK_EMHŞ-2018-9001.5	GK	EMHŞ	2018	9001	5	0,8	1	0	7,3	4,9	678	

GK_EMHŞ-2018-9001.6	GK	EMHŞ	2018	9001	6	1	1,2	0	7,4	4,2	1560	
GK_EMHŞ-2018-9001.7	GK	EMHŞ	2018	9001	7	1,2	1,4	0	7,7	3,5	3070	
GK_EMHŞ-2018-9001.8	GK	EMHŞ	2018	9001	8	1,4	1,6	0	7,9	3,3	4040	
GK_EMHŞ-2018-9001.9	GK	EMHŞ	2018	9001	9	1,6	1,8	0	7,9	3,3	4710	
GK_EMHŞ-2018-9001.10	GK	EMHŞ	2018	9001	10	1,8	2	0	7,9	3,7	2950	
GK_EMHŞ-2018-9001.11	GK	EMHŞ	2018	9001	11	2	2,2	0	7,6	3,7	2860	
GK_EMHŞ-2018-9001.12	GK	EMHŞ	2018	9001	12	2,2	2,4	0	7,8	3,5	4890	
GK_EMHŞ-2018-9001.13	GK	EMHŞ	2018	9001	13	2,4	2,6	0	7,9	3,7	6190	
GK_EMHŞ-2018-9001.14	GK	EMHŞ	2018	9001	14	2,6	2,8	0	7,9	3,5	4670	
GK_EMHŞ-2018-9001.15	GK	EMHŞ	2018	9001	15	2,8	3	0	7,9	3,8	6230	
EN_JMAU-2017-158.1	EN	JMAU	2017	158	1	1,1	1,3	0	6,8	6,3		
EN_JMAU-2017-158.1	EN	JMAU	2017	158	1	1,1	1,3	0	6,8	6,3		
EN_JMAU-2017-158.2	EN	JMAU	2017	158	2	1,6	1,8	0	7,5	6,9		
EN_JMAU-2017-158.2	EN	JMAU	2017	158	2	1,6	1,8	0	7,5	6,9		
EN_JMAU-2017-159.1	EN	JMAU	2017	159	1	1,4	1,6	0	7,5	7,1		
EN_JMAU-2017-159.1	EN	JMAU	2017	159	1	1,4	1,6	0	7,5	7,1		
EN_JMAU-2017-160.1	EN	JMAU	2017	160	1	1,4	1,6	0	6,3	3		
EN_JMAU-2017-160.1	EN	JMAU	2017	160	1	1,4	1,6	0	6,3	3		
EN_JMAU-2017-160.2	EN	JMAU	2017	160	2	1,6	1,8	0	6,4	2,9		
EN_JMAU-2017-160.2	EN	JMAU	2017	160	2	1,6	1,8	0	6,4	2,9		
EN_JMAU-2017-161.1	EN	JMAU	2017	161	1	1,4	1,7	0	7,1	2,9	14600	
EN_JMAU-2017-161.1	EN	JMAU	2017	161	1	1,4	1,7	0	7,1	2,9	14600	
EN_JMAU-2017-162.1	EN	JMAU	2017	162	1	1,1	1,3	0	6,3	3,2		
EN_JMAU-2017-162.1	EN	JMAU	2017	162	1	1,1	1,3	0	6,3	3,2		
EN_JMAU-2017-162.2	EN	JMAU	2017	162	2	1,8	2	0	6,7	6,7		
EN_JMAU-2017-162.2	EN	JMAU	2017	162	2	1,8	2	0	6,7	6,7		
EN_JMAU-2017-163.1	EN	JMAU	2017	163	1	1,6	1,8	0	7	7,2		
EN_JMAU-2017-163.1	EN	JMAU	2017	163	1	1,6	1,8	0	7	7,2		
EN_JMAU-2017-164.1	EN	JMAU	2017	164	1	1,4	1,6	0	6,6	2,8		
EN_JMAU-2017-165.1	EN	JMAU	2017	165	1	1,2	1,4	0	6,6	2,6		
EN_JMAU-2017-165.2	EN	JMAU	2017	165	2	1,6	1,8	0	7,1	5,9		
EN_JMAU-2017-166.1	EN	JMAU	2017	166	1	1,5	1,7	0	7,1	6,7		
EN_JMAU-2017-166.2	EN	JMAU	2017	166	2	1,8	2	0	7,4	6,1		
EN_JMAU-2017-167.1	EN	JMAU	2017	167	1	1,6	1,8	0	7	2,7		

EN_JMAU-2017-168.1	EN	JMAU	2017	168	1	0,8	1	0	6,5	2,7		
EN_JMAU-2017-168.2	EN	JMAU	2017	168	2	1,6	1,8	0	7	2,9		
EN_JMAU-2017-169.1	EN	JMAU	2017	169	1	1,6	1,8	0	7,3	6,7		
EN_JMAU-2017-170.1	EN	JMAU	2017	170	1	0,8	1	0	6,5	2,7		Hieman turvetta seassa.
EN_JMAU-2017-170.2	EN	JMAU	2017	170	2	1,4	1,6	0	6,6	2,9		Hieman turvetta seassa.
EN_JMAU-2017-171.1	EN	JMAU	2017	171	1	0,9	1,1	0	7,1	3,1		
EN_JMAU-2017-187.1	EN	JMAU	2017	187	1	1,9	2	0	7,2	7,2		
EN_JMAU-2017-188.1	EN	JMAU	2017	188	1	1,7	1,9	0	7,2	7,1		
EN_JMAU-2017-189.1	EN	JMAU	2017	189	1	1,7	1,9	0	7,2	6,5		
EN_JMAU-2017-360.1	EN	JMAU	2017	360	1	1,8	2	0	6,9	7,5		
EN_JMAU-2017-361.1	EN	JMAU	2017	361	1	1,9	2	0	7,2	7		
EN_JMAU-2017-368.1	EN	JMAU	2017	368	1	1,7	1,9	0	6,6	6,1		
EN_JMAU-2017-369.1	EN	JMAU	2017	369	1	1,8	2	0	7,1	6,8		
EN_JMAU-2017-370.1	EN	JMAU	2017	370	1	1,8	2	0	6,7	6,6		
EN_JMAU-2017-371.1	EN	JMAU	2017	371	1	1,2	1,4	0	6,3	4,5		
EN_JMAU-2017-371.2	EN	JMAU	2017	371	2	1,8	2	0	6,6	7,2		
EN_JMAU-2017-372.1	EN	JMAU	2017	372	1	1,9	2	0	6,7	7		
EN_JMAU-2017-373.1	EN	JMAU	2017	373	1	1,9	2	0	5,9	3,2		
EN_JMAU-2017-379.1	EN	JMAU	2017	379	1	0,3	0,4	0	6,5	4,9	17600	Näyte pussiin / Labtium.
EN_JMAU-2017-379.2	EN	JMAU	2017	379	2	1,8	2	0	6,7	2,7		
EN_JMAU-2017-380.1	EN	JMAU	2017	380	1	1,8	2	0	7,3	7,2		
EN_JMAU-2017-381.1	EN	JMAU	2017	381	1	1,8	2	0	6,7	6,7		
EN_JMAU-2017-382.1	EN	JMAU	2017	382	1	1,5	1,8	0	6,8	4,6		
EN_JMAU-2017-382.2	EN	JMAU	2017	382	2	1,5	1,8	0	7,1	4,7		Rinnakaisnäyte
EN_JMAU-2017-383.1	EN	JMAU	2017	383	1	1,7	1,9	0	6,9	6,1		
EN_JMAU-2017-384.1	EN	JMAU	2017	384	1	1,4	1,8	0	7	5,1	1770	Näyte pussiin. / Labtium
EN_JMAU-2017-385.1	EN	JMAU	2017	385	1	1,8	2	0	6,8	6,9		
EN_JMAU-2017-386.1	EN	JMAU	2017	386	1	1,85	2	0	6,7	7		
EN_JMAU-2017-387.1	EN	JMAU	2017	387	1	1,8	2	0	6,7	7		

EN_JMAU-2017-388.1	EN	JMAU	2017	388	1	1,7	2	0	6,5	3,2	16200	Näyte pussiin / labtium
EN_JMAU-2017-389.1	EN	JMAU	2017	389	1	1,6	1,8	0	6,2	3,2		
EN_JMAU-2017-389.2	EN	JMAU	2017	389	2	1,9	2	0	6,7	3,3		
EN_JMAU-2017-390.1	EN	JMAU	2017	390	1	1,8	2	0	6,7	5,9		
EN_JMAU-2017-393.1	EN	JMAU	2017	393	1	1,55	1,65	0	6,9	7,2		
EN_JMAU-2017-394.1	EN	JMAU	2017	394	1	1,9	2	0	7	7,6		
EN_JMAU-2017-395.1	EN	JMAU	2017	395	1	1,8	2	0	7,1	7,2		
EN_JMAU-2017-396.1	EN	JMAU	2017	396	1	1,9	2	0	7,1	7,2		
EN_JMAU-2017-397.1	EN	JMAU	2017	397	1	1,8	2	0	6,8	6,8		
EN_JMAU-2017-398.1	EN	JMAU	2017	398	1	1,7	2	0	6,7	4,8	1400	Näyte pussiin / labtium
EN_JMAU-2017-399.1	EN	JMAU	2017	399	1	1,7	2	0	6,8	5,5		
EN_JMAU-2017-399.2	EN	JMAU	2017	399	2	1,7	2	0	6,9	5,6		Rinnakaisnäyte.
EN_JMAU-2017-400.1	EN	JMAU	2017	400	1	1,9	2	0	5,2	3,2		
EN_JMAU-2017-401.1	EN	JMAU	2017	401	1	1,7	1,9	0	5,7	5		Näyte osittain hapettunut.
EN_JMAU-2017-402.1	EN	JMAU	2017	402	1	1,8	2	0	6,9	6,5		
EN_JMAU-2017-403.1	EN	JMAU	2017	403	1	1,8	2	0	6,8	7		
EN_JMAU-2017-404.1	EN	JMAU	2017	404	1	1,8	2	0	7,3	3,3		
EN_JMAU-2017-405.1	EN	JMAU	2017	405	1	1,7	1,9	0	6,7	6,5		
EN_JMAU-2017-406.1	EN	JMAU	2017	406	1	1,75	2	0	6,8	3,5	6700	Näyte pussiin / Labtium
EN_JMAU-2017-407.1	EN	JMAU	2017	407	1	1,8	2	0	4	3,3		Näyte hapettunut
EN_JMAU-2017-409.1	EN	JMAU	2017	409	1	1,7	2	0	7	2,7	17000	Näyte pussiin.
EN_JMAU-2017-411.1	EN	JMAU	2017	411	1	1,7	2	0	6,8	6,4		
EN_JMAU-2017-411.2	EN	JMAU	2017	411	2	1,7	2	1	6,9	6,7		
EN_JMAU-2017-412.1	EN	JMAU	2017	412	1	1,7	2	0	7,3	3,3	9440	
EN_JMAU-2017-413.1	EN	JMAU	2017	413	1	1,8	2	0	7	6,8		
EN_JMAU-2017-414.1	EN	JMAU	2017	414	1	1,8	2	0	6,2	6		
EN_AVNY-2019-310.1	EN	AVNY	2019	310	1	0,7	0,9	0	5	4,5	950	
EN_AVNY-2019-310.2	EN	AVNY	2019	310	2	0,9	1,1	0	6,6	4,4	1750	
EN_AVNY-2019-310.3	EN	AVNY	2019	310	3	1,1	1,3	0	7	3,3	8110	paljon musta pistet.
EN_AVNY-2019-310.4	EN	AVNY	2019	310	4	1,8	2	0	7	2,9	19600	

EN_AVNY-2019-311.1	EN	AVNY	2019	311	1	1,5	1,7	0	6,6	6,5		
EN_AVNY-2019-311.2	EN	AVNY	2019	311	2	1,5	1,7	1	6,7	6,6		
EN_AVNY-2019-311.3	EN	AVNY	2019	311	3	1,7	1,9	0	6,8	6,3		
EN_AVNY-2019-311.4	EN	AVNY	2019	311	4	1,7	1,9	1	6,7	6,3		
EN_AVNY-2019-312.1	EN	AVNY	2019	312	1	1,3	1,5	0	6	5,9		
EN_AVNY-2019-312.3	EN	AVNY	2019	312	3	1,5	1,7	0	6,4	5,7		
EN_AVNY-2019-312.2	EN	AVNY	2019	312	2	1,7	1,9	0	6,5	5,9		
EN_AVNY-2019-313.1	EN	AVNY	2019	313	1	2,1	2,3	0	5,1	4,5		
EN_AVNY-2019-313.2	EN	AVNY	2019	313	2	2,3	2,5	0	6,5	5		
EN_AVNY-2019-313.3	EN	AVNY	2019	313	3	2,8	3	0	7,3	4,7		
EN_VAMA-2019-26.1	EN	VAMA	2019	26	1	1,4	1,6	0	6,3	6,2		
EN_VAMA-2019-26.2	EN	VAMA	2019	26	2	1,8	2	0	7,1	5,1		
EN_VAMA-2019-27.1	EN	VAMA	2019	27	1	1,3	1,5	0	6,1	6,3		
EN_VAMA-2019-27.2	EN	VAMA	2019	27	2	1,8	2	0	6,8	5		
EN_VAMA-2019-346.1	EN	VAMA	2019	346	1	0,8	1	0	6,4	6,2		
EN_VAMA-2019-346.2	EN	VAMA	2019	346	2	1	1,2	0	7	6,6		
EN_VAMA-2019-346.3	EN	VAMA	2019	346	3	1,8	2	0	7,3	6,9		
EN_VAMA-2019-702.1	EN	VAMA	2019	702	1	0,8	1	0	6,8	6,3		
EN_VAMA-2019-702.2	EN	VAMA	2019	702	2	1,4	1,6	0	5,5	2,8		
EN_VAMA-2019-702.3	EN	VAMA	2019	702	3	1,6	1,8	0	6,9	2,7		
EN_VAMA-2019-702.4	EN	VAMA	2019	702	4	1,8	2	0	7,3	2,9		
EN_VAMA-2019-703.1	EN	VAMA	2019	703	1	1,3	1,5	0	5,1	4,3		
EN_VAMA-2019-703.2	EN	VAMA	2019	703	2	1,5	1,7	0	6,4	2,7		
EN_VAMA-2019-703.3	EN	VAMA	2019	703	3	1,8	2	0	7,1	2,6		
EN_VAMA-2019-704.1	EN	VAMA	2019	704	1	0,9	1,1	0	6,9	5,9		
EN_VAMA-2019-704.2	EN	VAMA	2019	704	2	1,1	1,3	0	6,5	6,2		
EN_VAMA-2019-704.3	EN	VAMA	2019	704	3	1,8	2	0	7,2	5		
EN_VAMA-2019-705.1	EN	VAMA	2019	705	1	0,8	1	0	6,4	2,9		
EN_VAMA-2019-705.2	EN	VAMA	2019	705	2	1	1,2	0	6,9	2,7		
EN_VAMA-2019-705.3	EN	VAMA	2019	705	3	1,8	2	0	7,3	2,8		
EN_VAMA-2019-706.1	EN	VAMA	2019	706	1	1,3	1,5	0	6,5	6,1		
EN_VAMA-2019-706.2	EN	VAMA	2019	706	2	1,5	1,7	0	6,9	6,4		
EN_VAMA-2019-706.3	EN	VAMA	2019	706	3	1,8	2	0	7,2	6,5		
EN_VAMA-2019-707.1	EN	VAMA	2019	707	1	0,8	1	0	7	6,8		

EN_VAMA-2019-707.2	EN	VAMA	2019	707	2	1,6	1,8	0	7,4	7,2		
EN_VAMA-2019-707.3	EN	VAMA	2019	707	3	1,8	2	0	7,6	7,3		

Bilaga 8. Lerprofiler från Åbo (Stefan Mattbäck, GTK 2021).

ORIG_OBSERVATION_ID	PERSON	YEAR	PROFILE	POINT_X	POINT_Y	START_DEPTH	END_DEPTH	LOWER_CONTACT_TYPE	SEDIMENT_TYPE	PRIMARY_COLOUR	FIRST_COLOUR_ATTRIBUTE	SECOND_COLOUR_ATTRIBUTE	LAYER_DESCRIPTION
100KHt	100KHt			245499,9871	6707427,952		1		FineSand				
150Mr 100Sa	150Mr 100Sa			238141,6834	6717773,862		1		Clay				
150Mr 100Sa	150Mr 100Sa			238141,6834	6717773,862		1,5		Till				
EMHŠ-2018-6	EMHŠ	2018	6	247099,8629	6706512,431	0	2		Clay	Gray			Hap.syv. 1.6m / kekiharmaa / pH 0.4m 6.2 / pH 0.9m 7.2 / pH 1.3m 7.2
EMHŠ-2018-7	EMHŠ	2018	7	247623,7814	6707871,212	0	2		Clay	Gray	Dark-		Tumman harmaa / vis.hap.syv. osittain 1.6m asti / pH 0.4m 6,1 / pH 0.9m 6.9 / pH 1.3m 7.2
EMHŠ-2018-10	EMHŠ	2018	10	247087,6652	6709772,226	0	0,5	Gradual	Clay	Gray	Dark-	Brownish-	Mahd hieman liejuinen / pH 0,4m 4,9 / ruskean tumman harmaa
EMHŠ-2018-10	EMHŠ	2018	10	247087,6652	6709772,226	0,5	0,9	Gradual	FineSand	Gray	Brownish-		
EMHŠ-2018-10	EMHŠ	2018	10	247087,6652	6709772,226	0,9	2		Clay	Gray	Dark-		Hapettumissyvyys 1,5m / pH 0,9m 5,9 / pH 1,3m 6,5
EMHŠ-2018-11	EMHŠ	2018	11	246052,334	6708779,711	0	2		Clay	Gray			Hap.syv 1,3m / keskiharmaa / pH 0,4m 6,1 / pH 0,9m 6,4 / pH 1,3m 6,7
EMHŠ-2018-52	EMHŠ	2018	52	232585,7717	6714767,619	0	2		GyttjaClay	Gray	Greenish-		Hap.syv. 1.0m / pH 0,6m 4,2 / pH 0,9m 4,0 pH 0,8m 4,0 / rikin haju / vihertävän harmaa
EMHŠ-2018-53	EMHŠ	2018	53	232810,0156	6713879,229	0	2		Clay	Gray			Hap.syv. 1,2m / keskiharmaa / pH 0,5m 6,9 / pH 0,9m 6,9
EMHŠ-2018-54	EMHŠ	2018	54	235548,4744	6715461,451	0	2		Clay	Gray			Hap.syv. 1,5m / keskiharmaa / pH 0,6m 6,1 / pH 0,9m 5,6 / pH 1,1m 5,4
EMHŠ-2018-55	EMHŠ	2018	55	234236,3579	6711786,222	0	2		Clay				Kokonaan hapettunut 125cm, sen alla keskiharmaa. Joitain hap.merkkejä 180 asti. Noin 5cm karkeampi krs (hk) noin 120cm:ssä. pH40cm: 5,9 pH90cm: 5,9 pH130cm: 6,6
EMHŠ-2018-56	EMHŠ	2018	56	235924,9165	6711327,901	0	2		GyttjaClay				Hap.syv. 95cm, sen alla harmaan musta, joka muuttuu mustan harmaaksi nin 1,5m:ssä. pH40: 4,4 pH60: 4,2 pH80: 4,0 pH90: 5,6
EMHŠ-2018-57	EMHŠ	2018	57	233303,515	6711283,112	0	2		GyttjaClay				Hap.syv. 110cm, sen alla vaalean vihertävän harmaa. pH40: 4,3 pH90: 4,3 pH105: 4,1
EMHŠ-2018-58	EMHŠ	2018	58	232692,5783	6711782,043	0	1,4	Gradual	GyttjaClay				Hap.syv. 50cm, sen ala harmaa liejysavi, jossa mustia viiruja ja läikkäjä. pH40: 4,7
EMHŠ-2018-58	EMHŠ	2018	58	232692,5783	6711782,043	1,4	2		Clay				Keskiharmaa, jossa mustia viiruja koko matkan.
EMHŠ-2018-59	EMHŠ	2018	59	240250,7164	6714214,135	0	2		Clay				Alussa sekalaista maata, jouskossa karkeamaa 0,5m asti. Miltei kokonaan hapettunut. Hap.syv. n.190cm, sen jälkeä likaisen keskiharmaa. pH50: 5,6 pH90: 6,1 pH140: 6,3
EMHŠ-2018-60	EMHŠ	2018	60	242237,362	6718353,569	0	0,4	Gradual	Organic,topsoil				
EMHŠ-2018-60	EMHŠ	2018	60	242237,362	6718353,569	0,4	0,8	Gradual	Sand				Punertavan ruskea
													Joukossa karkeampaa 1-1,2m. Hapettumisen merkkejä 2m asti. Väri likaisen sinertävän(tumman)harmaa (punaruskeilla jälkellä) koko matkan. pH80cm: 6,3 pH130cm: 6,6

EMHS-2018-60	EMHS	2018	60	242237,362	6718353,569	0,8	2			Clay					
EMHS-2018-64	EMHS	2018	64	236411,7947	6717750,986	0	0,9	Gradual		FineSand					Punaruskea, kipean harmaa viim. muutaman cm. pH40: 6,9 pH70: 6,2
EMHS-2018-64	EMHS	2018	64	236411,7947	6717750,986	0,9	2			Clay					Hap.syv. 1,05m, sen alla tummahko keskiharmaa. pH95cm: 5,9 35-40cm karkea hieta krs. Hap.syv. 125cm, sen alla keskiharmaa. pH45: 6,8 pH90: 6,6
EMHS-2018-65	EMHS	2018	65	237632,4976	6716582,575	0	2			Clay					Kokonaan hapettunut noin 120cm asti, sen alla osittain hapettunut 2m asti, vähärii likaisen ruskeanharmaan ja keskiharmaan vaihtelua. pH40:6,8 pH90: 7,1 pH120: 7,1
EMHS-2018-66	EMHS	2018	66	235181,877	6717155,667	0	2			Clay					Hap.syv. noin 120cm, sen alla keskiharmaa. Hap. merkkejä 165cm asti. Muutamia mustia haamuja viim. 20cm. pH40: 6,8 pH90: 7,0
EMHS-2018-67	EMHS	2018	67	233928,914	6717225,961	0	2			Clay					Hap.syv. noin 150cm, osittain hapettunut 2m asti. Likaisen t.harmaan ruskea + ruskeita saostumia. pH40: 7,0 pH90: 7,4 pH130: 7,3
EMHS-2018-68	EMHS	2018	68	234371,6727	6714952,596	0	2			Clay					
EMHS-2018-69	EMHS	2018	69	247154,0852	6713103,851	0	0,2	Sharp		MixedMaterial,NotDetermined		Brown			
EMHS-2018-69	EMHS	2018	69	247154,0852	6713103,851	0,2	2			Clay		Gray		Brownish	Kokonaan hapettunut / rusehtavan harmaa / pH 0,4m 6,8 / pH 0,9m 7,0 / pH 1,4m 6,9
EMHS-2018-119	EMHS	2018	119	243942,3537	6708129,341	0	2			Clay		Gray		Brownish	Luultavasi kokonaan hapettunut / ruskean harmaa / pH 0,5m 7,0 / pH 6,5
EMHS-2018-246	EMHS	2018	246	239290,9752	6713030,733	0	2			Clay		Gray		Brownish	Hap.syv.1,5m / ruskean harmaa / pH 0,5m 6,8 / pH 0,9m 6,6/ pH 1,2m 6,6
EMHS-2018-247	EMHS	2018	247	237051,745	6712972,704	0	2			GyttjaClay		Gray		Greenish	Ph 0,5m 5,2 / pH 1,3m 3,7 / hap.syv. 1,4m / vihertävän harmaan

EMHŠ-2018-252	EMHŠ	2018	252	235683,1198	6712500,752	0	2												pH40: 4,3 pH60: 4,7 pH90: 4,3 Hap.syv. 1,1m, sen alls vihertävään harmaa, viim. 20cm mustanharmaa. Haamuja, haisee.
EMHŠ-2018-253	EMHŠ	2018	253	236520,2502	6714195,008	0	2												Hap.syv. vaihet. noin 1,5m asti, sen alla keskiharmaa. pH50: 6,5 pH95: 6,8
EMHŠ-2018-254	EMHŠ	2018	254	245098,741	6706552,636	0	2												Hap.syv. vaihtuva 1,45m asti, sen alla keskiharmaa. pH60: 6,8 pH90: 6,5
EMHŠ-2018-255	EMHŠ	2018	255	243606,2513	6706974,007	0	2												Hap.syv. vaihettu 1,35m asti, sen alla keskiharmaa. pH40: 4,6 pH80: 5,5 Pinta inan vihertävään, liejuisempi.
EMHŠ-2018-260	EMHŠ	2018	260	243607,9157	6709181,772	0	2												Hap.syv. 1,2m / pH 0,9m 6,6 / pH 1,2m 6,9 / harmaa
EMHŠ-2018-261	EMHŠ	2018	261	242824,2878	6708007,021	0	2												Hap.syv. osittain 1,5m asti / keskiharmaa / pH 0,5m 6,7 / pH 0,9m 6,9
EMHŠ-2018-262	EMHŠ	2018	262	244987,1791	6709310,52	0	2												Hap.syv. 1,1m / keskiharmaa / pH 0,5m 6,6 / pH 0,9m 6,7
EMHŠ-2018-263	EMHŠ	2018	263	246065,2856	6705401,028	0	2												Hap.syv. kokonaan / rusehtavanharmaa / pari haamua öy'söy'sä / pH 0,5m 5,7 / pH 1,2m 6,7
EMHŠ-2018-264	EMHŠ	2018	264	242860,9049	6705678,236	0	2												Hap.yv.1,6m / keskiharmaa / pH 0,5m 6,5 / pH 1,5m 6,4
EMHŠ-2018-265	EMHŠ	2018	265	247104,4997	6709178,964	0	1,2												Hap.syv 0,7m / vihertävään harmaa / Ph 0,5m 4,5 / pH 0,7m 5,2 /
EMHŠ-2018-265	EMHŠ	2018	265	247104,4997	6709178,964	1,2	2												Keski harmaa hieman vihertävään , pari hasu haamua.
EMHŠ-2018-266	EMHŠ	2018	266	239136,0225	6716501,281	0	2												Osit.hapetunut 1,9m asti, sen alla tummahko keskiharmaa. Muuten likaisen ruskeanharmaa. pH60: 6,9 pH90: 6,6
EMHŠ-2018-317	EMHŠ	2018	317	247047,0159	6714405,932	0	2												Hap.syv. 1,6m / tummahkon harmaa / seassa karkeampia linsejä / pH 0,5m 6,1 / pH 1,2m 5,6
EMHŠ-2018-318	EMHŠ	2018	318	244909,1487	6715659,092	0	2												Hap.syv. 1,4m / tumman vihreään harmaa / pH 0,5m 5,1 / pH 0,9m 4,5 / pH 1,2m 4,4
EMHŠ-2018-319	EMHŠ	2018	319	247241,4415	6715523,938	0	2												Kokonaan hapettunut / ruskean harmaa / pH 0,5m 6,5 / pH 1,2m 6,8
EMHŠ-2018-9000	EMHŠ	2018	9000	239698,5612	6711066,25	0	0,2												Vanha multaamaa, lieju?
EMHŠ-2018-9000	EMHŠ	2018	9000	239698,5612	6711066,25	0,2	1,7												Kokonaan pelkistynyt / mustia sulfidipisteitä savessa / vanha hapettunut kerros? Uudelleen pelkistynyt?
EMHŠ-2018-9000	EMHŠ	2018	9000	239698,5612	6711066,25	1,7	3												Massiivin (vaalea)musta / 2,0m-2,4m vääri muuttuu taas vaaleampi (liejusavi)
EMHŠ-2018-9001	EMHŠ	2018	9001	239818,1964	6711040,553	0	1,8												Kair.alk.taso 4,89. Liejumainen, tummanharmaa, jonka seassa karkeaa hK 20-40cm, hienohk 40-60cm (linssimäinen), 60-120cm karkea hK. 120c jäätik. hHK. Mustia haamuraitoja. Lievä haju.
EMHŠ-2018-9001	EMHŠ	2018	9001	239818,1964	6711040,553	1,8	3												Liejumainen,vaalean mustanharmaa. seassa edelleen karkeampaa (hHK/karkea hieta)
50Mm200LjSa	50Mm200LjSa			239663,2741	6707578,272		2												
50Mm200LjSa	50Mm200LjSa			239663,2741	6707578,272		0,5												
JMAU-2017-158	JMAU	2017	158	235592,4983	6708119,035	0	2												Hapettumissyvyyys 90cm, sen alla harmaa savi, jossa pientä kerroksellisuutta. Ehkä väähään liejuinen. pH40cm=4,7 pH70cm=5,6
JMAU-2017-159	JMAU	2017	159	235273,7552	6707387,912	0	2												Hapettumissyvyyys noin 120cm, jonka alla harmaa savi, jossa yksittäinen musta haamutäpiä. Hiukan kerroksellisuutta havaittavissa. pH50cm=6,6 pH90cm=6,9

JMAU-2017-160	JMAU	2017	160	234396,8344	6707139,037	0	2			GyttjaClay			Hapettumissyvyys noin 90cm, jonka alla inan vihertävää tummaharmaa. pH40cm=4.4 pH70cm=4.4
JMAU-2017-161	JMAU	2017	161	234845,9663	6706137,335	0	2			GyttjaClay			Hapettumissyvyys noin 100cm, jonka alla tummanharmaa, jossa aavistus vihertävyyttä. pH80cm=4.2
JMAU-2017-162	JMAU	2017	162	233664,7446	6705231,238	0	2			Clay			Hapet.syv. 60cm, jonka alla vaaleanharmaa savi. Yksittäisiä mustia hippuja. Mahdollisesti jarsiittia syv.40cm, jossa pH 4.3. pH60cm=3.9. Pinnassa liejuisuutta mahdollisesti.
JMAU-2017-163	JMAU	2017	163	234450,1814	6704324,658	0	2			Clay			Hapettumissyvyys 130cm, alla tummanharmaa savi. pH80cm=6.6 pH120cm=6.8
JMAU-2017-164	JMAU	2017	164	235813,961	6704587,798	0	2			GyttjaClay			Mahdollisesti jarsiittia 50cm, siinä pH=4.1. Hapettumissyvyys 120cm, jonka alla tummanharmaa, joka värtävää vihertävää. Yksittäinen musta laikku. pH90cm=4.1
JMAU-2017-165	JMAU	2017	165	236380,1473	6705202,97	0	1,5	Gradual		GyttjaClay			Hapettumissyvyys noin 90-100cm. Vihertävän tummanharmaa. pH70cm=4.6
JMAU-2017-165	JMAU	2017	165	236380,1473	6705202,97	1,5	2			Clay			Keskiharmaa.
JMAU-2017-166	JMAU	2017	166	237852,8199	6704942,755	0	2						Hapettumissyvyys noin 150 cm. Täällä alla harmaata, 195 cm syvyydellä mustia monosulfidilaikkuja. 80 cm pH 5.8 ja 130 cm pH 6.6.

JMAU-2017-167	JMAU	2017	167	238502,6805	6706307,648	0	2											Hapettumissyvyys noi 80 cm, pH 50 cm syvyydellä 4.5. 80-100 cm syvyydellä savea, jossa mustia kohti (Ancylus, ehkä kaivettua tavaraa). Täällä alla vihertävän tumman harmaata,
JMAU-2017-168	JMAU	2017	168	237042,0039	6706261,107	0	2											Hapettumissyvyys noin 50 cm syvyydellä. Täällä alla viertävän tumman harmaata. pH 40 cm syvyydellä 4.6.
JMAU-2017-169	JMAU	2017	169	235799,8035	6706705,526	0	2											Hapettumissyvyys 120 cm, täällä alla harmaata, jossitakin mustia hippuja. pH 70 cm syvyydellä 6.2 ja 110 cm syv. 6.5.
JMAU-2017-170	JMAU	2017	170	236696,683	6707177,777	0	0,6	Gradual	DiatomaceousEarth(Piimaa)									
JMAU-2017-170	JMAU	2017	170	236696,683	6707177,777	0,6	2	Gradual	GyttjaFineSilt									Vihertävän tumman harmaata. Kokonaan hapettumatonta.
JMAU-2017-171	JMAU	2017	171	237066,8856	6708873,069	0	2											Hapettumissyvyys noi 50 cm. pH 30 cm syvyydellä 5,2. Todennäköisesti täällä mätä, 80-120 cm väliä mustaa, täällä alla hapettuneita ja karkeampia osioita.
JMAU-2017-187	JMAU	2017	187	233815,7466	6717543,805	0	2											Hapettumissyvyys 190 cm, alla keskiharmaa. pH70cm=6.9 pH140cm=6.9
JMAU-2017-188	JMAU	2017	188	232982,0055	6717305,529	0	2											Hapettumissyvyys 140cm, sen alla harmaa savi. pH80cm=6.6 pH110cm=
JMAU-2017-189	JMAU	2017	189	233076,1252	6716115,571	0	2											Arvio hapettumissyvyys 150cm, sen alla tummanharmaa savi. pH60cm=4.9 pH95cm=4.8
JMAU-2017-360	JMAU	2017	360	245771,6811	6717988,603	0	2											Täysin hapettunut noin 1,4m osittain hapettunut 2.0m asti / pH0,5m 6,2
JMAU-2017-361	JMAU	2017	361	247096,903	6717667,044	0	0,3	Sharp	Organic,topsoil	Gray	Brownish	Light						
JMAU-2017-361	JMAU	2017	361	247096,903	6717667,044	0,3	2											Vis.hap.syv 1.10m / pH 0.6m 6.8
JMAU-2017-368	JMAU	2017	368	244902,065	6717245,808	0	2											vis.hap.syv 1.0m, osittain hapettunut noin 1.6metriin / muutam musta sulfidiraita 1.8 metrisiä / pH 0.8m 6.6
JMAU-2017-369	JMAU	2017	369	243554,278	6717137,373	0	2											vis.hap.syv. 1.7m / pH 0.8m 6.9
JMAU-2017-370	JMAU	2017	370	239823,3156	6718404,591	0	0,2	Gradual	Organic,not_determined	Brown								
JMAU-2017-370	JMAU	2017	370	239823,3156	6718404,591	0,2	0,3	Gradual	Sand	Brown								
JMAU-2017-370	JMAU	2017	370	239823,3156	6718404,591	0,3	2											vis.hap.syv. 1.4m / karkeampaa materiaalia seassa / pH 0.8m 5.6
JMAU-2017-371	JMAU	2017	371	243993,562	6712372,791	0	1,4	Gradual	GyttjaClay	Gray	Greenish	Light						Hap.syv.1.10m /muutamia mustia sulfidiraitoja 1.2-1.4 metrisiä / pH 0.5m 6.2 / pH 0.9m 6.1
JMAU-2017-371	JMAU	2017	371	243993,562	6712372,791	1,4	1,5	Gradual	FineSand	Brown	Greenish							
JMAU-2017-371	JMAU	2017	371	243993,562	6712372,791	1,5	2											Loppuäänestään ehkä savisempaa. / muutama musta raita
JMAU-2017-372	JMAU	2017	372	242817,0401	6712312,047	0	2											Hap.syv. 1.2m osin hapettunut koko matkalta / pH 0.8m 6.6
JMAU-2017-373	JMAU	2017	373	241686,3181	6712972,972	0	0,3	Sharp	Organic,topsoil	Brown	Brownish	Light						
JMAU-2017-373	JMAU	2017	373	241686,3181	6712972,972	0,3	2											Vis.hap.syv. 1.0m rautasaostumia näkyvä koko matkalta. / pH 0.4m 5.7 / pH 0.6m 5.8 / pH 6.1
JMAU-2017-379	JMAU	2017	379	240512,3212	6706294,41	0	0,4	Sharp	GyttjaClay	Gray	Dark	Greenish						
JMAU-2017-379	JMAU	2017	379	240512,3212	6706294,41	0,4	2											Pieniä mustia sulfiditäpliä.
JMAU-2017-380	JMAU	2017	380	240002,7731	6706491,817	0	2											Vis.hap.syv 1.8m / yksittäinen sulfiditäpliä 1.9m / pH 0.6m 7.6

JMAU-2017-381	JMAU	2017	381	242301,7106	6703971,207	0	0,2	Sharp	Organic,topsoil	Brownish				
														vis.hap.syv. 1.4m, osittain hapettunut 1.8m / muutaman sentin karkeampi kerros 0.70 metrissä / pH 0.8m 5.2/ sulfiditÄmpIÄÄ 1.9metrissäÄÄ
JMAU-2017-381	JMAU	2017	381	242301,7106	6703971,207	0,2	2		Clay	Gray	Gray			
JMAU-2017-382	JMAU	2017	382	241581,2737	6704405,935	0	1	Sharp	GyttjaClay	Gray	Greenish-			
JMAU-2017-382	JMAU	2017	382	241581,2737	6704405,935	1	2		Clay	Gray	Dark-			Koko matkalta mustia sulfiditÄmpIÄÄ.
JMAU-2017-383	JMAU	2017	383	240952,1112	6705688,045	0	1	Sharp	GyttjaClay	Gray	Greenish-	Brownish-		Vis.hap.syv. 1m / pH 0.4m 5.2 / pH 0.8m 5.2
JMAU-2017-383	JMAU	2017	383	240952,1112	6705688,045	1	2		Clay	Gray	Dark-	Greenish-		
JMAU-2017-384	JMAU	2017	384	243308,9443	6704647,074	0	1,2	Sharp	GyttjaClay	Gray	Greenish-	Brownish-		Vis.hap.syv 1m / pH 0.2m 5.2 / pH 0.5m 5.5 / pH 0.8m 5.7
JMAU-2017-384	JMAU	2017	384	243308,9443	6704647,074	1,2	2		Clay	Gray	Dark-	Greenish-		Reilusti mustia sulfiditÄmpIÄÄ / raitoja
JMAU-2017-385	JMAU	2017	385	244203,7344	6704637,957	0	0,5	Sharp	GyttjaClay	Gray	Brownish-			Vis.hap.syv. 1.2m / pH 6.6
JMAU-2017-385	JMAU	2017	385	244203,7344	6704637,957	0,5	2		Clay	Gray	Dark-			Yksi musta sulfiditÄmpIÄÄ.
JMAU-2017-386	JMAU	2017	386	242987,5794	6716549,141	0	0,3	Sharp	Organic,topsoil	Brown				
JMAU-2017-386	JMAU	2017	386	242987,5794	6716549,141	0,3	2		Clay	Gray	Dark-			Vis.hap.syv. 1.8m / muutaman sentin karkea hieta kerros 40cm syvyydessÄÄ. / pH 0.8m 5.7
JMAU-2017-387	JMAU	2017	387	243990,4055	6715518,648	0	2		Clay	Gray	Dark-			Hapeettumista nÄÄkyvissÄÄ koko matkalta / pH 0.8m 6.8
JMAU-2017-388	JMAU	2017	388	243350,6167	6714400,006	0	0,2		Organic,not_determined	Brown				

JMAU-2017-388	JMAU	2017	388	243350,6167	6714400,006	0,2	2			GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	Vis.hap.syv. 1m / hiukan rikin hajua / rautasaostumia sekä kyllertävää (ehkä järjossittia) 0.8m-1.0m vääntä / pH 0.6m 4.7 / pH 0.8m 3.6 / pH 1.0m 3.7
JMAU-2017-389	JMAU	2017	389	244532,5378	6714822,783	0	1,9	Gradual		GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	Vis.hap.syv. 1.2m /Hieman mustia sulfidraitaita / pH 0.5m 5.1 / pH 1.0m 5.1 / pH 1.2m 4.4
JMAU-2017-389	JMAU	2017	389	244532,5378	6714822,783	1,9	2			Clay	Gray	Dark-		Hieman karkeampaa seassa.
JMAU-2017-390	JMAU	2017	390	245462,8925	6714052,314	0	2			Clay	Gray	Dark-		Vis.hap.syv 1.6m / ehkä vääntä liejuinen? / muutama tumma sulfidraitaita 1.8m alaspäin / karkeampi hietakerros 1.2-1.3m / pH 1.35m 6.5/ pH 1.55m 6.7 /pH 0.5m 6.7
JMAU-2017-393	JMAU	2017	393	247558,9635	6711813,192	0	0,2	Gradual		Organic,topsoil	Brown			
JMAU-2017-393	JMAU	2017	393	247558,9635	6711813,192	0,2	1,65			Clay	Gray	Dark-		Vis.hap.syv. 1.55m / pH 0.8m 6.2
JMAU-2017-394	JMAU	2017	394	246361,68	6711913,313	0	2			Clay	Gray	Dark-		Vis.hap.syv. 1.9m / pH 0.8m 6.1
JMAU-2017-395	JMAU	2017	395	245937,9002	6711802,25	0	0,2	Sharp		Gyttja	Brown			
JMAU-2017-395	JMAU	2017	395	245937,9002	6711802,25	0,2	2			Clay	Gray	Dark-		vis.hap.syv. 1.4m / pH 6.5
JMAU-2017-396	JMAU	2017	396	244641,3552	6711522,173	0	0,2	Sharp		Organic,topsoil	Brown			
JMAU-2017-396	JMAU	2017	396	244641,3552	6711522,173	0,2	1,4	Sharp		Till	Brown	Light-		
JMAU-2017-396	JMAU	2017	396	244641,3552	6711522,173	1,4	2			Clay	Gray	Dark-		Hapettumista näkyvissä koko 2 metrin matkalta. / pH 1.4m 6.4
JMAU-2017-397	JMAU	2017	397	244607,717	6713206,104	0	2			Clay	Gray	Dark-		Karkeampi n 10cm kerros 0.4m-0.5m kohdalla / vis.hap.syv. 1.5m / pH 0.8m 5.9
JMAU-2017-398	JMAU	2017	398	243536,7237	6713544,274	0	0,2	Sharp		Organic,topsoil	Brown			
JMAU-2017-398	JMAU	2017	398	243536,7237	6713544,274	0,2	2			GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	Karkeampi 10cm kerros 0.80-0.9m kohdalla / Vis.hap.syv. 1m / pH 0.4m 5.6 / pH 0.6m 5.4 / pH 0.8m 5.5 / mustia sulfidraitaita 1.5m-2.0m kohdalla
JMAU-2017-399	JMAU	2017	399	243020,1612	6713466,656	0	1,5	Sharp		GyttjaClay	Gray	Brownish-	Light-	vis.hap.syv. 1.5m / pH 0.6m 5.1 / pH 0.8m 5.8
JMAU-2017-399	JMAU	2017	399	243020,1612	6713466,656	1,5	2			Clay	Gray	Dark-		Tummaa sulfidiviruja 1.5m - 2.0m
JMAU-2017-400	JMAU	2017	400	242146,0324	6714518,916	0	2			GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	vis.hap.syv. 1.9m / pH 0.8m 5.0 / pH 1.5m 3.8 / pH 1.7m 3.6
JMAU-2017-401	JMAU	2017	401	240343,9865	6715809,314	0	0,9	Sharp		FineSand	Brown	Light-		
JMAU-2017-401	JMAU	2017	401	240343,9865	6715809,314	0,9	2			Clay	Dark	Light-		TÄysin hapettunut 1m mutta hapettumista näkyvissä 2m asti. / pH 1.2m 5.6 / pH 0.5m 5.2
JMAU-2017-402	JMAU	2017	402	238953,5052	6715959,393	0	2			Clay	Gray	Dark-		Vis.hap.syv. 1.6m / pH 0.8m 6.6
JMAU-2017-403	JMAU	2017	403	238201,1551	6714346,478	0	2			Clay	Gray			Vis.hap.syv 1.6m, mutta hapettumista näkyvissä 2m asti / pH 0.8m 6.3
JMAU-2017-404	JMAU	2017	404	238955,8516	6712235,937	0	2			GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	Vis.hap.syv 1.5m / rikin hajua/ pH 0.3m 4.4 / pH 0.8m 3.7 / pH 1.0m 3.6 / pH 1.2m 3.5
JMAU-2017-405	JMAU	2017	405	240184,8776	6712876,519	0	0,2	Sharp		Organic,topsoil	Brown			
JMAU-2017-405	JMAU	2017	405	240184,8776	6712876,519	0,2	2			Clay	Gray	Dark-		vis.hap.syv. 1.5m kokonaan, osittaita hapettumista 2 m asti. / pH 0.8m 6.4
JMAU-2017-406	JMAU	2017	406	240832,7451	6712266,905	0	1,7	Sharp		GyttjaClay	Gray	Brownish-	Greenish-	Vis.hap.syv 1.6m / pH 0.5m 5.7 / pH 0.8m 5.9 / pH 1.4m 4.4
JMAU-2017-406	JMAU	2017	406	240832,7451	6712266,905	1,7	2			SulfidicClay	Gray	Blackish-		
JMAU-2017-407	JMAU	2017	407	243408,3587	6710999,073	0	2			GyttjaClay	Gray	Greenish-	Brownish-	Luultavasti kokonaan hapettunut / pH 0.8m 5.2 / pH 1.2m 4.7
JMAU-2017-409	JMAU	2017	409	238410,4356	6708625,681	0	2			GyttjaClay	Gray	Dark-	Greenish-	Vis.hap.syv. 1.4m / voimakas rikin haju / pH 0.5m 4.4 / pH 1.3m 4.2/
JMAU-2017-411	JMAU	2017	411	232725,2788	6708668,239	0	2			Clay				Hapettumissyvyys noin 150cm, sen alla tumman harmaa pH80cm=6.6

JMAU-2017-412	JMAU	2017	412	233999,1652	6708953,971	0	2		GyttjaClay			Hapettumissyvyys noin 90cm, sen alla tumman(mustan)vihertävän tummanharmaa liejusavi. pH80cm=4 pH70cm=3.9 pH60cm=4.1
JMAU-2017-413	JMAU	2017	413	234725,3995	6709128,584	0	2		Clay			Hapettumissyvyys noin 170cm, sen alla tummanharmaa. pH80cm=7
JMAU-2017-414	JMAU	2017	414	240673,6125	6709431,055	0	2		Clay			pH80cm=6.1 Hapettumissyvyys 155cm, sen alla keskiharmaa.
AVNY-2019-310	AVNY	2019	310	236604,7314	6708744,179	0	0,2		Organic,not_determined			
AVNY-2019-310	AVNY	2019	310	236604,7314	6708744,179	0,2	1,5	Sharp	GyttjaFineSilt	Gray		@10cmph5,7 @30cmph6,2 @50cmph6,2 @70cmph4,6 @90cmph5,5 @110cmph 6,8 @130cmph7,0 0,2-0,9mruskeharmaa, 0,9-2m harmaa ja musta iso pistet (1,0-1,3m musta)
AVNY-2019-310	AVNY	2019	310	236604,7314	6708744,179	1,5	2		GyttjaClay	Gray		@150cmph7,5 @170cmph7,6 @190cmph7,6 epäselvä/vaihettava ylliraja.vis hap syv n. 0,9-1m.
AVNY-2019-311	AVNY	2019	311	241312,5082	6708419,219	0	0,8	Sharp	Organic,not_determined	Brown		@10cmph 5,2 @90cmph6,7 alaraja epäselvä (0,7-0,8m)
AVNY-2019-311	AVNY	2019	311	241312,5082	6708419,219	0,8	1,7	Sharp	GyttjaClay	Gray		@110cmph 6,8 @130cmph6,7 @150cmph7,1 alaraja vaihettava/epäselvä (n.1,5-1,7m). ruskeharmaa.
AVNY-2019-311	AVNY	2019	311	241312,5082	6708419,219	1,7	2	Sharp	Clay	Gray		keskiharmaa. @170cmph6,8 @190cmph6,7.vis hap syv @1,7m
AVNY-2019-312	AVNY	2019	312	242856,1817	6707611,071	0	0,3	Sharp	Organic,not_determined	Brown		ehkä hienorakenne savi.@10cmph4,7

AVNY-2019-312	AVNY	2019	312	242856,1817	6707611,071	0,3	1,5	Sharp	GyttjaClay	Gray		ehkä savi. ruskeharmaa kuiva@30cmph5,7 @50cmph5,8 @70cmph6,0 @90cmph5,8 @110cmph6,1 @130cmph 6,1
AVNY-2019-312	AVNY	2019	312	242856,1817	6707611,071	1,5	2	Sharp	Clay	Gray		ehkä hienorakenne savi. vis hap syv @1,5-1,7m vaihettava.@150cmph6,3 @170cmph 6,4 @190cmph6,5. harmaa.
AVNY-2019-313	AVNY	2019	313	240787,7108	6711835,058	0	0,7		NotDetermined	Brown	Light-	vaalean ruskea / sora ja hiekka / todennäköisesti täytemaa / harmaa / vis.hap.syv. 2,3m / tod.näk. liejusavi / karkenee, lopussa liejuhiesu / 1,1m pH 5,2 / 1,3m pH 6,1 / 1,5m pH 6,1 /
AVNY-2019-313	AVNY	2019	313	240787,7108	6711835,058	0,7	2,3	Gradual	Clay	Gray	Light-	1,7m pH 5,6 / 1,9m pH 4,9 / 2,1m pH 5,0
AVNY-2019-313	AVNY	2019	313	240787,7108	6711835,058	2,3	3		GyttjaFineSilt	Gray	Dark-	tumman harmaa / muutamia mustia pisteitä / 2,3m pH 6,3 / 2,5m pH 6,6 / 2,7m pH 6,9 / 2,9m pH 6,8
VAMA-2019-26	VAMA	2019	26	242786,3565	6713350,914	0	0,2		Organic,topsoil			alempi 5 cm hienoa hiekkaa
VAMA-2019-26	VAMA	2019	26	242786,3565	6713350,914	0,2	2		Clay			20-50cm ruskeaa, kuivunutta 30cm pH 6,0, 50 cm pH 6,0. visuaaliseen hapettumisvyöteeseen 160cm ruskeanharmaata, 80cm pH 6,7. alla tumman siniharmaa
VAMA-2019-27	VAMA	2019	27	242457,1934	6713213,801	20	60	Gradual	Clay			Ruskean värinen savi. Kuivunut, erittäin kuivunut 20-40cm.pH 6,2 40cm syvyydellä.
VAMA-2019-27	VAMA	2019	27	242457,1934	6713213,801	60	60	Gradual	Clay			Ruskean värinen savi. Kuivunut, erittäin kuivunut 20-40cm.pH 6,2 40cm syvyydellä. Savikerros: 70-75cm hietakerros jossa seassa on savea. pH 6,5 70cm syvyydellä.Visuaalinen hapettumisvyöte 160cm. pH 6,5 120cm syvyydellä. Saven väri ruskean harmaa 75-160cm
VAMA-2019-346	VAMA	2019	346	236166,1159	6705910,221	0	0,2	Sharp	Organic,topsoil	Brown		ruskea / 0,1m pH 5,5
VAMA-2019-346	VAMA	2019	346	236166,1159	6705910,221	0,2	1	Sharp	Clay	Gray	Light-	vaalean harmaa / vis.hap.syv. 1,0m / 0,5m pH 5,8 / 0,7m pH 5,9 / 0,9m pH 6,6
VAMA-2019-346	VAMA	2019	346	236166,1159	6705910,221	1	2		Clay	Gray		harmaa / 1,1m pH 7,1 / 1,3m pH 7,0 / 1,5m pH 7,1 / 1,7m pH 7,2 / 1,9m pH 7,2 / lopussa vähän tummempi (sulfidi) kohta, muttatosi vähän
VAMA-2019-702	VAMA	2019	702	237918,6417	6711923,595	0	0,2	Sharp	Organic,topsoil	Brown		
VAMA-2019-702	VAMA	2019	702	237918,6417	6711923,595	0,2	1,7	Sharp	Clay	Gray		harmaa (+rautasaostumia) / vaihettava vis.hap.syv. 1,8m-2,0m / ehkä liejusavi / 0,3m pH 7,2 / 0,5m pH 7,1 / 0,7m pH 6,9 / 0,9m pH 7,0 / 1,1m pH 6,4 / 1,3m pH 5,4 / 1,5m pH 6,0
VAMA-2019-702	VAMA	2019	702	237918,6417	6711923,595	1,7	2		GyttjaClay	Gray	Dark-	tumman harmaa / sulfideja? / 1,7m pH 7,5 / 1,9m pH 7,8
VAMA-2019-703	VAMA	2019	703	236919,242	6711795,735	0	0,3	Sharp	Organic,topsoil	Brown		ruskea / 0,3m pH 6,9
VAMA-2019-703	VAMA	2019	703	236919,242	6711795,735	0,3	1,5	Sharp	Clay	Gray		harmaa (+rautasaostumia) / vis.hap.syv. 1,5m / 0,5m pH 6,5 / 0,7m pH 6,3 / 0,9m pH 6,4 / 1,1m pH 5,0 / 1,3m pH 4,9 / 1,5m pH 5,2
VAMA-2019-703	VAMA	2019	703	236919,242	6711795,735	1,5	2		Clay	Gray	Dark-	tumman harmaa / ehkä liejusavi / 1,7m pH 6,9 / 1,9m pH 7,5
VAMA-2019-704	VAMA	2019	704	232015,0416	6709141,903	0	0,3	Sharp	Organic,topsoil	Brown		ruskea

VAMA-2019-704	VAMA	2019	704	232015,0416	6709141,903	0,3	1,1	Sharp	Clay	Gray		harmaa (+rautasaostumia) / vis.hap.syv. noin 1,1m / 0,3m pH7,1 / 0,5m pH 7,2 / 0,7m pH 7,0 / 0,9m pH 6,9 / 1,1m pH 6,8	
VAMA-2019-704	VAMA	2019	704	232015,0416	6709141,903	1,1	2		Clay	Gray		harmaa / rautasaostumia, juurin takia, 1,4m asti / 1,3m pH 6,5 / 1,5m pH 6,9 / 1,7m pH 7,3 / 1,9m pH 7,1	
VAMA-2019-705	VAMA	2019	705	232908,5584	6712063,189	0	1	Sharp	GyttjaClay	Gray	Greenish-	Light-	vaalean vihertävän harmaa / vis.hap.syv. noin 0,8m / 0,1m pH6,6 / 0,3m pH 4,6 / 0,5m pH 4,7 / 0,7m pH 6,0 / 0,9m pH 5,9
VAMA-2019-705	VAMA	2019	705	232908,5584	6712063,189	1	2		GyttjaClay	Gray	Greenish-		vihertävän harmaa / 0,9m pH 5,9 / 1,1m pH 6,9 / 1,3m pH 7,5 / 1,5m pH 7,6 / 1,7m pH 7,8 / 1,9m pH 7,8
VAMA-2019-706	VAMA	2019	706	233774,1475	6712799,932	0	0,3	Gradual	Organic,topsoil	Brown			ruskea
VAMA-2019-706	VAMA	2019	706	233774,1475	6712799,932	0,3	1,5	Sharp	Clay	Gray			harmaa (+rautasaostumat) / välillä ehkä vähän liejua / 0,3m pH5,4 / 0,5m pH 6,3 / 0,7m pH 6,4 / 0,9m pH 6,6 / 1,1m pH 6,8 / 1,3m pH 6,6
VAMA-2019-706	VAMA	2019	706	233774,1475	6712799,932	1,5	2		Clay	Gray			harmaa / 1,5m pH 6,7 / 1,7m pH 7,2 / 1,9m pH 7,1
VAMA-2019-707	VAMA	2019	707	235227,8249	6713850,876	0	1,8	Sharp	Clay	Gray			harmaa (+rautasaostumia) / 0,3m pH 6,4 / 0,5m pH 7,1 / 0,7m pH 7,1 / 0,9m pH 6,9 / 1,1m pH 6,9 / 1,3m pH 7,3 / 1,5m pH 7,3 / 1,7m pH 7,4
VAMA-2019-707	VAMA	2019	707	235227,8249	6713850,876	1,8	2		Clay	Gray			harmaa / 1,9m pH 8,0

Tabell 9. Tabell över OES-resultaten för bindemedel.

	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg	Dag 0 mg/kg
	dry wt Al	dry wt Ca	dry wt Cd	dry wt Cr	dry wt Fe	dry wt Ni	dry wt Pb	dry wt S	dry wt Zn
Cement 40 g	4,3	153	UD	0,005	0,026	UD	0,134	194	UD
Cement 80 g	4,5	192	UD	0,005	UD	UD	0,135	373	UD
Cement 120 g	4,3	198	UD	0,005	UD	UD	U D	232	UD
Kuona 40 g	0,5	2524	UD	0,067	UD	UD	U D	378	UD
Kuona 80 g	0,4	2704	UD	0,045	UD	UD	U D	727	UD
Kuonan120 g	0,5	3346	UD	0,046	UD	UD	U D	417	UD
Kalk 40 g	0,6	7990	UD	0,011	0,0056	UD	0,110	10	UD
Kalk 80 g	0,6	8460	UD	0,016	UD	UD	0,087	19	UD
Kalk 120 g	0,7	8465	UD	0,015	UD	UD	0,142	15	UD
Flygaska 40 g	34,9	782	UD	0,047	0,0053	UD	U D	758	0,00526 58
Flygaska 80 g	34,0	1362	UD	0,087	0,0097	UD	U D	1460	0,00482 92
Flygaska 120 g	35,8	1874	UD	0,113	UD	UD	U D	1968	0,00492 99

Bilaga 9. pH vid dag 0, dag 91 och 19
veckors inkubation för
masstabiliserade prov med olika
bindemedelskombinationer.

TUKEMA blandnings- experiment	pH			Bindemedel			
	Inkubation	Inkubation	Inkubation	Cement	Slagg	osläckt kalk	Flygaska
	dag 0	vecka 19	Dag 91	g	g	g	g
TT	7,4	3,4					
TT1	11,5	8,6	11,1	40			
TT2	11,9	9,4	11,8	80			
TT3	12	9,6	12,3	120			
TT4	7,8	7,9	8,6		40		
TT5	8,1	9	9,1		80		
TT6	8,2	8,7	9,1		120		
TT7	13,1	11,7	11,9			40	
TT8	13,3	11,9	11,9			80	
TT9	13,3	12	11,9			120	
TT10	11,4	11,8	11,8	40	40		
TT11	11,7	11	10,5	40	80		
TT12	12,4	11,1	11,3	40		40	
TT13	12,5	12	12	40		80	
TT14	11,6	10,9	10,8	40			40
TT15	11,7	10,8	10,7	40			80
RT	7,3	6,5					
RT1		11,3	10,6	40			
RT2		11,8	11,9	80			
RT3		12	11,2	120			
RT4		11,3	11,4		40		
RT5		11,6	11,4		80		
RT6		11,7	11		120		
RT7	13,2	12,4	12,5			40	
RT8	13,4	12,5	12,7			80	
RT9	13,4	12,4	12,6			120	
RT10	11,2	12,4	12,4	40	40		
RT11	11,6	12,4	11,6	40	80		
RT12	12,3	12,8	11,7	40		40	
RT13	12,3	11,4	11,4	40		80	
RT14	11,3	10,9	10,2	40			40
RT15	11	10,9	10,9	40			80

Bilaga 10. ICP-OES resultat från masstabiliserade prov vid dag 0, dag 91 samt efter 19 veckor.

NA = Ej analyserat	mg/kg									
	Dag 0		Dag 0		Dag 0		Dag 0		Dag 0	
	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt
Prov	Al	Ca	Cr	Fe	K	Mg	Na	Ni	S	Zn
TT obehandlad	120,2	25	0,268	133,47	61	53,90	53	0,97	14	0,438
TT1	12,1	2753	0,074	0,06	719	0,37	1032	1,17	862	
TT2	10,5	3795	0,201	0,00	929	0,27	1058	0,69	1041	
TT3	6,3	4557	0,293	0,00	1028	0,23	1085	0,39	1172	
TT4	67,9	36	0,090	60,53	349	35,27	798	0,52	314	0,179
TT5	170,5	75	0,303	170,51	438	81,60	840	1,23	341	0,607
TT6	168,2	92	0,299	172,35	482	88,26	802	1,24	85	0,613
TT7	21,7	9940	0,015	0,06	708	0,08	926	0,06	254	
TT8	12,4	16319		0,06	711	0,07	902	0,03	272	
TT9	11,2	17558	0,015	0,07	850	0,09	910	0,04	226	0,029
TT10	7,7	1748	0,056	0,04	1443	0,27	577	0,03	429	0,009
TT11	8,4	1478	0,037	0,05	299	0,27	555		429	0,009
TT12	4,5	7004	0,044	0,03	337	0,06	525		83	0,000
TT13	4,9	17504	0,046	0,06	498	0,09	741		121	0,046
TT14	9,8	2897	0,142	0,05	577	0,30	960		1159	
TT15	11,8	3446	0,170	0,05	744	0,34	1125		1882	
RT obehandlad	138,1	29	0,266	146,74	264	51,09	525	1,15	28	0,440
RT1	10,9	2583	0,118	0,00	255	0,29	154	0,94	538	
RT2	9,9	4242	0,263	0,01	410	0,24	204	0,36	798	0,000
RT3	8,7	5528	0,457	0,00	591	0,23	241	0,20	1009	
RT4	123,8	39	0,227	128,74	87	55,70	75		26	0,313
RT5	165,3	63	0,321	164,99	107	81,93	85	0,22	35	0,461
RT6	121,2	78	0,209	116,96	94	72,07	81	0,13	42	0,293
RT7	20,3	11339	0,030	0,04	111	0,06	48		44	
RT8	11,5	15648	0,029	0,04	112	0,07	42		38	0,014
RT9	9,9	17159	0,015	0,10	119	0,09	42		36	
RT10	5,3	2124	0,083	0,04	108	0,15	103		398	
RT11	5,2	2283	0,112	0,01	114	0,15	106		430	

RT12	5,4	9178	0,026	0,02	147	0,05	81	26	0,009
RT13	11,5	13739	0,041	0,04	235	0,07	118	21	
RT14	5,4	2106	0,053	0,03	233	0,18	258	1039	
RT15	4,3	1805	0,063	0,02	258	0,15	287	1161	

NA = Ej analyserat

Prov	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91	Dag 91
	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt	torrvikt
	Al	Ca	Cr	Fe	K	Mg	Na	Ni	S	Zn
TT obehandlad	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
TT1	4,6	727	0,026	0,11	365	0,16	839	0,50	473	
TT2	25,7	1178	0,016	0,06	451	0,06	805	0,49	197	0,000
TT3	25,0	1383	0,016	0,09	612	0,05	1032	0,99	190	0,008
TT4	1,1	54	0,017	0,34	164	35,17	541		315	
TT5	1,1	128	0,024	0,40	241	50,97	755		441	
TT6	2,1	65	0,024	0,87	201	31,65	662		230	
TT7	18,7	3534	0,017	0,05	286	0,05	560		78	
TT8	10,0	6069	0,017	0,05	290	0,05	514	0,10	70	
TT9	8,2	6408	0,008	0,03	318	0,04	494		50	
TT10	19,2	905	0,024	0,05	479	0,13	863	0,22	626	
TT11	26,9	1076	0,015	0,02	555	0,09	880	0,08	786	
TT12	9,7	3906	0,007	0,04	389	0,02	652	0,36	71	
TT13	7,0	6657	0,015	0,04	497	0,02	723	0,37	83	
TT14	7,2	565	0,031	0,09	501	0,12	958	0,26	551	
TT15	6,9	598	0,031	0,09	622	0,12	1084	0,29	790	
RT obehandlad	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
RT1	16,8	806	0,046	0,04	133	0,10	130		327	
RT2	28,3	727	0,030	0,07	173	0,08	180	0,03	153	
RT3	29,7	1211	0,029	0,08	292	0,04	244	0,04	82	
RT4	8,1	606	0,007	0,02	71	0,34	88	0,02	189	
RT5	9,4	960	0,007	0,01	115	0,34	122		483	
RT6	10,0	1044	0,007	0,06	124	0,35	145		521	

RT7	19,1	2771	0,008	0,05	162	0,04	52	0,06	20	
RT8	8,7	6155	0,007	0,02	180	0,03	44		15	0,000
RT9	7,8	6533	0,007	0,02	291	0,03	59	0,10	19	
RT10	28,0	852	0,008	0,06	180	0,10	168		363	
RT11	4,0	204	0,004	0,01	69	0,05	71		133	
RT12	14,2		0,007	0,04	221	0,03	129	0,14	22	0,015
RT13	6,0	5298	0,007	0,07	145	0,03	102	0,07	16	
RT14	16,5	642	0,015	0,10	215	0,09	292	0,04	308	
RT15	13,6	449	0,015	0,08	298	0,09	460	0,01	440	0,008

NA = Ej analyserat

Prov	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt	19 veckor torrvikt
	Al	Ca	Cr	Fe	K	Mg	Na	Ni	S	Zn
TT obehandlad	112,9	834	0,056	117,94	4	735	546	3,00	2682	10,833
TT1	0,5	994		0,11	344	1,52	885		1170	
TT2	4,5	830	0,008	0,06	428	0,26	907	0,16	1026	
TT3	16,8	730	0,018	0,05	553	0,16	1002	1,32	747	
TT4	0,4	687	0,009	0,21	322	259,64	938		1283	0,009
TT5	0,5	864	0,007	0,13	285	221,94	803		1257	0,000
TT6	3,8	1336	0,008	0,08	362	1,43	875	0,01	1215	
TT7	0,5	1502		0,21	204	16,07	719	0,02	1205	
TT8	34,4	1179	0,009	0,21	269	0,04	616	0,50	309	0,009
TT9	13,3	5647	0,000	0,08	363	0,04	546	0,43	70	0,009
TT10	2,1	1206		0,07	382	1,60	843	0,04	1095	
TT11	4,5	1009		0,16	513	0,69	1038	0,07	1102	0,000
TT12	32,5	852	0,009	0,22	362	0,09	742	0,97	492	0,009
TT13	13,9	1773	0,009	0,20	378	0,05	653	0,63	221	0,009
TT14	0,8	1116		0,13	522	2,07	998	0,05	1208	
TT15	1,1	1195	0,009	0,13	701	1,48	1152	0,05	1403	
RT obehandlad	2,9	32	0,006	1,38	39	37	43		116	
RT1	1,9	938	0,008	0,03	94	0,83	159		834	

RT2	25,0	776	0,017	0,13	246	0,10	280		349	
RT3	29,7	715	0,015	0,09	240	0,08	250	0,16	302	
RT4	0,5	241	0,008	0,04	52	101,97	72		387	
RT5	6,0	839	0,008	0,02	148	0,26	202		829	
RT6	3,9	1042	0,007	0,01	228	0,74	277		1112	
RT7	44,1	558	0,008	0,13	95	0,06	59	0,04	127	
RT8	69,4	1033	0,016	0,16	240	0,04	156	0,11	129	0,000
RT9	49,9	1317	0,008	0,09	453	0,03	307	0,16	70	0,008
RT10	0,5	973	0,008	0,03	69	7,31	204		817	0,008
RT11	1,1	1066	0,009	0,04	168	4,33	315		1002	
RT12	49,4	790	0,008	0,23	78	0,07	145	0,19	207	0,008
RT13	1,5	463	0,021		41	11,80	133		459	
RT14	3,0	1227	0,009	0,12	160	2,60	335		1041	0,000
RT15	5,8	1228	0,008	0,14	307	1,23	495		1154	0,000

Tabell 11. Enaxliga tryckprov.

Datum	Bindemedel		Hållfasthet							
			7 dagar						medeltal	medeltal
			N	kPa	N	kPa	N	kPa	N	kPa
13.9.21	40 g cement	TT1	36	58	37	60	31	50	35	56
13.9.21	80 g cement	TT2	152	247	164	266	134	218	150	244
13.9.21	120 g cement	TT3	178	289	245	398	171	278	198	322
15.9.21	40 g masugnsslagg	TT4	3	5	3	5	3	5	3	5
15.9.21	80 g masugnsslagg	TT5	4	6	4	6	3	5	4	6
15.9.21	120 g masugnsslagg	TT6	4	6	4	6	4	6	4	6
21.9.21	40 g osläckt kalk	TT7	19	31	18	29	18	29	18	30
21.9.21	80 g osläckt kalk	TT8	26	42	29	47	28	45	28	45
21.9.21	120 g osläckt kalk	TT9	40	65	44	71	41	67	42	68
20.10.21	40 g cement + 40 g slagg	TT10	49	80	42	68	49	80	47	76
20.10.21	40 g cement + 80 g slagg	TT11	58	94	52	84	53	86	54	88
20.10.21	40 g cement + 40 g osläckt kalk	TT12	54	88	58	94	56	91	56	91
26.10.21	40 g cement + 80 g osläckt kalk	TT13	66	107	66	107	66	107	66	107
26.10.21	40 g cement + 40 g flygaska	TT14	35	57	36	58	36	58	36	58
26.10.21	40 g cement + 80 g flygaska	TT15	35	57	41	67	41	67	39	63
29.9.21	40 g cement	RT1	124	201	127	206	129	210	127	206
29.9.21	80 g cement	RT2	325	528	295	479	330	536	317	515
29.9.21	120 g cement	RT3	495	804	509	827	524	851	509	828
4.10.21	40 g masugnsslagg	RT4	3	5	3	5	3	5	3	5

4.10.21	80 g masugnsslagg	RT5	6	10	6	10	6	10	6	10
4.10.21	120 g masugnsslagg	RT6	33	54	36	58	32	52	34	55
6.10.21	40 g osläckt kalk	RT7	74	120	79	128	75	122	76	123
6.10.21	80 g osläckt kalk	RT8	103	167	104	169	109	177	105	171
6.10.21	120 g osläckt kalk	RT9	114	185	120	195	107	174	114	185
17.11.21	40 g cement + 40 g slagg	RT10	136	221	100	162	110	179	115	187
17.11.21	40 g cement + 80 g slagg	RT11	236	383	223	362	255	414	238	387
17.11.21	40 g cement + 40 g osläckt kalk	RT12	132	214	142	231	130	211	135	219
23.11.21	40 g cement + 80 g osläckt kalk	RT13	172	279	174	283	170	276	172	279
23.11.21	40 g cement + 40 g flygaska	RT14	57	93	63	102	67	109	62	101
23.11.21	40 g cement + 80 flygaska	RT15	92	149	80	130	85	138	86	139

Bindemedel		Hållfasthet							
		28 dagar						medeltal	medeltal
		N	kPa	N	kPa	N	kPa	N	kPa
40 g cement	TT1	46	75	45	73	42	68	44	72
80 g cement	TT2	166	270	159	258	160	260	162	263
120 g cement	TT3	225	366	271	440	266	432	254	413
40 g masugnsslagg	TT4	4	6	4	6	4	6	4	6
80 g masugnsslagg	TT5	4	6	4	6	4	6	4	6
120 g masugnsslagg	TT6	5	8	5	8	5	8	5	8
40 g osläckt kalk	TT7	23	37	25	41	24	39	24	39
80 g osläckt kalk	TT8	37	60	39	63	37	60	38	61
120 g osläckt kalk	TT9	62	101	61	99	62	101	62	100
40 g cement + 40 g slagg	TT10	74	120	72	117	77	125	74	121
40 g cement + 80 g slagg	TT11	91	148	106	172	90	146	96	155

40 g cement + 40 g osläckt kalk	TT12	69	112	68	110	63	102	67	108
40 g cement + 80 g osläckt kalk	TT13	78	127	77	125	77	125	77	126
40 g cement + 40 g flygaska	TT14	49	80	48	78	49	80	49	79
40 g cement + 80 flygaska	TT15	52	84	50	81	52	84	51	83

40 g cement	RT1	149	242	147	239	147	239	148	240
80 g cement	RT2	351	570	378	614	381	619	370	601
120 g cement	RT3	637	1035	660	1072	610	991	636	1033
40 g masugnsslagg	RT4	5	8	5	8	5	8	5	8
80 g masugnsslagg	RT5	37	60	19	31	33	54	30	48
120 g masugnsslagg	RT6	56	91	58	94	53	86	56	90
40 g osläckt kalk	RT7	86	140	82	133	84	136	84	136
80 g osläckt kalk	RT8	115	187	115	187	116	188	115	187
120 g osläckt kalk	RT9	155	252	125	203	115	187	132	214
40 g cement + 40 g slagg	RT10	196	318	222	361	198	322	205	334
40 g cement + 80 g slagg	RT11	485	788	571	928	570	926	542	881
40 g cement + 40 g osläckt kalk	RT12	196	318	183	297	181	294	187	303
40 g cement + 80 g osläckt kalk	RT13	209	340	190	309	195	317	198	322
40 g cement + 40 g flygaska	RT14	116	188	121	197	115	187	117	191
40 g cement + 80 flygaska	RT15	102	166	120	195	107	174	110	178

Bindemedel	Hållfasthet							
	91 dagar						medeltal	
	N	kPa	N	kPa	N	kPa	N	kPa

40 g cement	TT1	56	91	55	89	58	94	56	92
80 g cement	TT2	187	304	206	335	181	294	191	311
120 g cement	TT3	323	525	322	523	262	426	302	491
40 g masugnsslagg	TT4	5	8	5	8	5	8	5	8
80 g masugnsslagg	TT5	7	11	7	11	7	11	7	11
120 g masugnsslagg	TT6	9	15	9	15	9	15	9	15
40 g osläckt kalk	TT7	27	44	28	45	27	44	27	44
80 g osläckt kalk	TT8	43	70	41	67	40	65	41	67
120 g osläckt kalk	TT9	63	102	63	102	63	102	63	102
40 g cement + 40 g slagg	TT10	132	214	121	197	113	184	122	198
40 g cement + 80 g slagg	TT11	217	353	224	364	246	400	229	372
40 g cement + 40 g osläckt kalk	TT12	81	132	62	101	82	133	75	122
40 g cement + 80 g osläckt kalk	TT13	95	154	93	151	87	141	92	149
40 g cement + 40 g flygaska	TT14	54	88	55	89	52	84	54	87
40 g cement + 80 g flygaska	TT15	58	94	68	110	56	91	61	99

40 g cement	RT1	206	335	179	291	180	292	188	306
80 g cement	RT2	433	704	487	791	453	736	458	744
120 g cement	RT3	813	1321	760	1235	811	1318	795	1291
40 g masugnsslagg	RT4	38	62	45	73	40	65	41	67
80 g masugnsslagg	RT5	73	119	99	161	150	244	107	174
120 g masugnsslagg	RT6	206	335	178	289	195	317	193	314
40 g osläckt kalk	RT7	92	149	102	166	91	148	95	154
80 g osläckt kalk	RT8	142	231	162	263	103	167	136	220
120 g osläckt kalk	RT9	140	227	145	236	153	249	146	237

40 g cement + 40 g slagg	RT10	372	604	443	720	277	450	364	591
40 g cement + 80 g slagg	RT11	712	1157	525	853	1040	1690	759	1233
40 g cement + 40 g osläckt kalk	RT12	193	314	190	309	266	432	216	352
40 g cement + 80 g osläckt kalk	RT13	251	408	234	380	240	390	242	393
40 g cement + 40 g flygaska	RT14	128	208	153	249	121	197	134	218
40 g cement + 80 flygaska	RT15	153	249	144	234	134	218	144	233

