Bästa praxis för hållbar stabilisering och återanvändning av sulfidrika jordar

2026

Eva Högfors-Rönnholm, Sten Engblom, Christian Maurice, Ramesh Kumar Thakur, Abdalla Saafan, Qi Jia, Erik Rosenbaum, Evelina Engman, Fredrik Lindberg, Mats Åström, Mark Dopson, Anders Johnson

Interreg Aurora
Co-funded by the European Union
Regional Council of Lapland
Region Norrbotten
region västerbotten
Yrkeshögskolan Novia
Novia University of Applied Sciences
Luleå University of Technology
Umeå Deponi & Avfallscenter
Linnæus University

Eva Högfors-Rönnholm, Sten Engblom (Yrkeshögskolan Novia), Christian Maurice, Ramesh Kumar Thakur, Abdalla Saafan, Qi Jia (Luleå tekniska universitet), Erik Rosenbaum, Evelina Engman, Fredrik Lindberg (Umeå deponi och avfallscenter AB), Mats Åström, Mark Dopson, Anders Johnson (Linnéuniversitetet).

Bästa praxis för hållbar stabilisering och återanvändning av sulfidrika jordar

Yrkeshögskolan Novia, Wolffskavägen 31, 65200 Vasa, Finland
© Yrkeshögskolan Novia och Högfors-Rönnholm, Engblom, Maurice, Kumar Thakur, Saafan, Jia, Rosenbaum, Engman, Lindberg, Åström, Dopson, Johnson.

Omslagsfoto Christian Maurice.

Novia Publikation och produktion, serie R: Rapporter 18/2026

ISSN: 1799-4179

ISBN: 978-952-7526-88-0 (Online)

CC BY 4.0

Förord

Den gröna omställningen medför omfattande investeringar i infrastruktur, industri och samhällsutveckling i norra Finland och Sverige. Utbyggnaden av vägar, järnvägar, industriområden och annan samhällsviktig infrastruktur innebär att stora mängder jordmassor behöver schaktas. I kustregionerna inom Interreg Aurora-programområdet innebär detta ofta att sulfidjordar påträffas och måste hanteras på ett miljömässigt säkert och hållbart sätt.

Projektet *Bästa praxis för hållbar stabilisering och återanvändning av sulfidrika jordar (MinImpact)* genomfördes under perioden 2023–2026 som ett samarbete mellan Yrkeshögskolan Novia i Finland, Luleå tekniska universitet, Umeå deponi och avfallscenter AB samt Linnéuniversitetet i Sverige. Projektet finansierades huvudsakligen av Interreg Aurora, med medfinansiering från Lapplands förbund i Finland samt Region Norrbotten och Region Västerbotten i Sverige.

Projektets utgångspunkt var det växande behovet av gemensamma och praktiskt användbara metoder för hantering av schaktade sulfidjordar. Traditionellt har dessa jordmassor ofta deponerats, vilket kan medföra både höga kostnader och miljömässiga utmaningar. Samtidigt finns det en stor potential att utveckla metoder som möjliggör säker återanvändning av jordarna och därmed minskar behovet av deponering och användning av nya material.

Genom gränsöverskridande samarbete har projektet bidragit till ökad kunskap om sulfidjordars egenskaper, risker och möjligheter till återanvändning. Resultaten ska stödja myndigheter, konsulter, entreprenörer och andra aktörer i deras arbete med planering, tillståndsprövning och genomförande av projekt där sulfidjordar förekommer.

Denna rapport sammanfattar de viktigaste erfarenheterna och resultaten från projektet och presenterar rekommendationer och bästa praxis för en mer hållbar hantering och återanvändning av sulfidjordar. Förhoppningen är att rapporten ska fungera som ett praktiskt stöd för framtida beslut och bidra till en resurseffektiv utveckling i regionen, samtidigt som miljöpåverkan minimeras.

Eva Högfors-Rönnholm

Projektkoordinator

Yrkeshögskolan Novia

eva.hogfors-ronnholm@novia.fi

Innehåll

1 Introduktion 1

2 Vanliga frågor om sulfidjord 3

3 Hantering av sulfidjord i upplag och deponier 5

3.1 Deponering under vatten 5

3.1.1 Principen – vad metoden går ut på 5

3.1.2 Utvärdering av deponering under vatten 6

3.1.3 Resultat 6

3.1.4 Slutsatser 7

3.2 Upplag, bullervallar och tryckbankar uppförda med sulfidjord 7

3.2.1 Principen – att använda obehandlad sulfidjord i en konstruktion 7

3.2.2 Styrande faktorer - upplagets lokalisering och utformning 7

3.2.3 Materialkarakterisering – Laboratorie- och fältförsök 8

3.2.4 Beskrivning av Dåva Norra deponin 10

3.2.5 Utvärdering 13

3.2.6 Slutsatser 15

3.3 Upplag av sulfidjord under dränerade förhållanden 16

3.3.1 Principen – att motverka försurning 16

3.3.2 Utvärdering av neutraliseringsmetoder 16

3.3.3 Resultat 18

3.3.4 Slutsatser 19

4 Återvätning av oxiderad sulfidjord (hantering av sur sulfatjord) 21

4.1 Principen – att omvandla oxiderad sulfidjord åter till sulfidjord 21

4.2 Utvärdering av återvätning 21

4.3 Resultat 23

4.4 Slutsatser 25

5 Geoteknisk stabilisering av sulfidjord 26

5.1 Principen - att förbättra sulfidjord med bindemedel 26

5.2 Val av bindemedel och dosering 27

5.3 Blandningsmetod 28

5.4 Bindemedlens påverkan på geokemi och mikrobiologi 29

5.5 Bindemedlens påverkan på hållfastheten 29

5.6 Slutsatser 31

6 Juridiken kring sulfidjordshantering 34

6.1 Sverige 34

6.2 Finland 36

7 Källor 39

1 Introduktion

Sulfidrika finkorniga jordar, främst lera och silt, är vanligt förekommande längs kustslätterna runt Bottenviken och bildades under syrefria förhållanden på marina bottnar efter den senaste istiden. Genom den postglaciala landhöjningen har dessa jordar successivt lyfts över havsnivån och återfinns idag i älvdalar och låglänta kustområden, där de ofta sammanfaller med områden av stor betydelse för bosättning och infrastruktur (Åström & Björklund, 1997; Sohlenius m.fl., 2015). Flera större städer i norra Sverige och Finland samt viktiga transportleder är lokaliserade inom områden med sulfidrika jordar, vilket innebär att dessa jordar i hög grad påverkar både befintlig och framtida samhällsutveckling.

Så länge sulfidjordar är vattenmättade är de i regel nära pH-neutrala och utgör ingen miljörisk. Problem uppstår när jordarna dräneras eller grävs upp i samband med jord- och skogsbruk, stadsutbyggnad, infrastrukturprojekt eller muddring. Vid syretillförsel oxiderar sulfidmineralerna och bildar svavelsyra vilket, om jorden saknar buffringsförmåga, leder till kraftig försurning och frisättning av potentiellt giftiga metaller såsom aluminium, mangan, kadmium, koppar och nickel (Nordmyr m.fl., 2008) Den oxiderade sulfidjorden kallas då sur sulfatjord. Dessa försurningsprocesser kan ge allvarliga konsekvenser för yt- och grundvatten och utgör ett hot mot uppfyllandet av miljökvalitetsnormer, inklusive målen i EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EC).

På grund av svaga geotekniska egenskaper (låg bärförmåga och hög deformation under belastning) behöver förekomst av sulfidjordar i bygg- och anläggningsprojekt hanteras för att undvika risk med sättning, sprickor och deformationer som kan skada infrastrukturen. En metod som används är att förstärka sulfidjorden *in situ* genom att tillsätta bindemedel i pelare. För känslig infrastruktur såsom vägar, järnvägar och byggnader, måste sulfidjordmassorna ofta grävas ut för att möjliggöra byggande, vilket genererar stora volymer material som behöver omhändertas. När dessa massor exponeras för syre från luften kan oxidationsprocessen sättas i gång med efterföljande miljörisker. Därför behöver schaktade massor hanteras på lämpligt sätt för att minska dessa risker.

Sulfidjordarnas mikrobiologi domineras av mikroorganismer som omsätter svavel och järn. Under naturliga, vattenmättade och syrefria förhållanden reducerar sulfatreducerande bakterier sulfat till sulfid, vilket bidrar till bildning och stabilisering av sulfidmineral. När sulfidjordar dräneras och exponeras för syre förändras den mikrobiella sammansättningen, och svavel- samt järnoxiderande mikroorganismer blir mer aktiva. Dessa mikroorganismer påskyndar oxidation av sulfider, vilket leder till försurning och mobilisering av metaller. Sulfidoxidation är således inte enbart en kemisk process utan även en mikrobiellt driven process. Oxidationens hastighet påverkas av flera faktorer, bland annat typ av sulfidmineral, syretillgång, vatteninnehåll samt temperatur. Därför kan tiden från syreexponering till att effekterna av oxidationen blir märkbara variera betydligt mellan olika platser och

förhållanden. Konsekvenserna visar sig vanligtvis genom sjunkande pH-värden och frigörelse av sulfat och metaller samt bildandet av fasta fällningar av järnsvavelmineraler såsom jarosit (gulfärgad) och schwertmannit (rostfärgad).

I samhällsprojekt där förekomst av sulfidjord inte förutsetts, och när mängderna är små, finns det ofta inte tid eller resurser att ta fram egna lösningar. Den vanligaste lösningen är att schaktade sulfidjordmassor transporteras och deponeras på anläggningar med tillstånd att ta hand om dessa.

I större projekt, med god framförhållning och resurser, finns däremot möjlighet att utveckla projektspecifika lösningar där massorna tas tillvara och/eller hanteras lokalt samt att söka de tillstånd som krävs för den valda lösningen. Där skiljer sig praxis mellan Sverige och Finland och juridiken kring sulfidjordshanteringen i länderna har sammanställts i denna rapport.

Hanteringsalternativen kan delas upp i tre huvudkategorier i) lägga upp massorna under syrefria förhållanden för att hindra oxidation, ii) behandla massorna med pH-buffrande medel för att motverka försurning och iii) behandla massorna med bindemedel för att öka deras bärighet och kunna återvinna dem som konstruktionsmaterial.

Val av strategi styrs av flera faktorer såsom möjlighet till avsättning, behov av konstruktionsmaterial, massornas egenskaper, erhållet miljötillstånd, mm. Förutsättningar och begränsningar för de olika hanteringsalternativen beskrivs i denna rapport.

2 Vanliga frågor om sulfidjord

1. Vilken färg har sulfidjorden: är den alltid svart?

   Den är ofta svart, men kan också vara grå och varvig svart/grå. Det är heller inte möjligt att bedöma dess svavelhalt och försurningspotential utifrån färg. Sulfidjord är en siltig/lerig mjuk jord, med hög vattenhalt, med varierande färg.

   Oxiderad sulfidjord, dvs en sur sulfatjord, är torrare, ofta med röd/orangea toner. Om sulfatjorden utgör en risk för miljön beror det på dess pH (som kan mätas direkt i fält) och halten svavel som finns kvar i den.

2. Hur snabbt kan en sulfidjord oxidera? Hur länge kan sulfidjord ligga öppet/utan täckning utan att utgöra en risk?

   Den viktiga frågan är när den kan börja skapa problem för miljön snarare än när den börjar oxidera. Inkubationstest utförs genom att påskynda oxidation och kontrollera om pH sjunker. Dessa tester pågår under fler veckor, under gynnsamma förhållanden för att oxidera ett tunt jordskikt. Testresultaten visar att det tar månader innan en jordhög hinner oxideras så pass mycket att det får effekt på pH i avrinnande vatten.

3. Är sulfidjord akuttoxiskt? Kan små mängder, under många meters täckning och utan grundvatten vara en risk?

   Nej, det är mängden sulfidmineral (svavelhalten) tillsammans med mängden sulfidjord som på sikt utgör en risk för vattenkvaliteten.

4. Är det möjligt att återreducera en oxiderad sulfidjord, dvs en sur sulfatjord, tillbaka till en sulfidjord?

   I det försök som har gjorts i det här projektet har vi påvisat att en järnreduktion uppstår relativt snabbt, men en svavelreduktion har inte kunnat påvisas under tiden för det här försöket (se kapitel 4 Återvätning av oxiderad sulfidjord (hantering av sur sulfatjord)). Med all sannolikhet är det möjligt, men det dröjer länge och det finns troligen betydande bieffekter under tiden.

5. Om sulfidjorden täcks – hur ska täckskiktet utformas (material, lager-tjocklek, etc.)?

   Täckskiktet skall utformas så att fukt bibehålls och hindrar syretransporten. Andra faktorer som jordmaterialets halt av silt och lera, samt upplagets placering spelar roll. Detta beskrivs i kapitel 3 Hantering av sulfidjord i upplag och deponier.

6. Vad kan gå fel om man projekterar och bygger ett sulfidjordsupplag?

   Målet när sulfidjord läggs i ett upplag är främst att hindra eller minska drastisk syretransport och oxidation. Att massorna behåller sitt vatteninnehåll är därför centralt. Konstruktionsfel som gör att vattnet dräneras och massorna kan börja oxidera måste därför undvikas. Ett exempel kan vara att andra material, mer genomsläppliga, läggs tillsammans med sulfidjordarna och bildar en drän. Transportvägar in i upplaget och grus som läggs på körytor som sedan bäddas in i massorna är exempel på misstag som kan ske.

7. Varför behöver sulfidjord ofta schaktas bort i olika infrastrukturprojekt?

   Sulfidjord schaktas ofta bort på grund av dess geotekniska egenskaper. Den låga bärigheten och höga tjälkänsligheten kan ge upphov till betydande sättningar och tjällyftningar, vilket medför risk för skador på vägar, järnvägar, byggnader och annan infrastruktur.

8. När kan sulfidjord användas och när bör den inte användas?

   Sulfidjordsmassor med hög halt av vatten och svavel är svåra att stabilisera eftersom en stabilisering skulle kräva mycket bindemedel. Frågan behandlas i kapitel 5 Geoteknisk stabilisering av sulfidjord.

9. Hur kan man följa upp en deponi när den är anlagd?

   Denna fråga behandlas i kapitel 3.2.4 Beskrivning av Dåva Norra deponin.

3 Hantering av sulfidjord i upplag och deponier

En vanlig metod för att upprätthålla syrefria förhållanden är att placera jorden i olika typer av upplag täckt med annan jord, vilket begränsar syre från att nå massorna. I detta alternativ tillsätts inga medel som syftar till att förändra sulfidjorden. För att vara effektiv måste sulfidjorden bibehålla en hög fuktighetsnivå (vanligtvis en vattenmättnadsgrad över 85 %) för att begränsa syretransport och oxidation. Kornstorleksfördelningen, vattenhållningsförmågan och den hydrauliska konduktiviteten hos jorden som används i täckskiktet och hos själva sulfidjorden, påverkar täckskiktets funktion.

Det är fördelaktigt om sulfidjordsmassorna är i kontakt med grundvattnet, även om hela massan inte ligger under grundvattennivån, vilket möjliggör kapillär transport av vatten underifrån för att bibehålla vattenhalten. Sulfidjordens finkorniga struktur fördröjer även regnvattnets transport genom sulfidjorden, vilket förstärker den önskade höga mättnadsgraden. Därför är förhållandena gynnsamma för att upprätthålla en hög mättnadsgrad och lagra sulfidjord på ett säkert sätt. Ett täckskikt är nödvändigt för att förhindra att ytan torkar samt oxidation och erosion. Täckskiktets roll är att:

- stödja vegetation
- tillåta vatteninfiltration
- förhindra erosion.

Sulfidjordsmassor kan lagras i olika typer av upplag och konstruktioner. Utformningen kan variera, men syftet är alltid att bibehålla en hög vattenmättnadsgrad i jordmassorna och därmed minimera risken för oxidation. Exempel på lämpliga konstruktioner är vattenfyllda celler under den omgivande markytan, invallade upplag och tryckbankar.

3.1 Deponering under vatten

3.1.1 Principen – vad metoden går ut på

För att hantera riskerna har deponering av utgrävda sulfidjordsmassor, ofta på särskilda deponier eller under vatten, blivit en vanlig åtgärd. Även om denna metod kan minska de omedelbara miljöriskerna har den flera nackdelar. Transporterna till deponierna är ofta långa, vilket ökar utsläppen av växthusgaser, och stora mängder jord som skulle kunna återanvändas hanteras i stället som avfall. Mot bakgrund av den pågående gröna omställningen och behovet av resurseffektiva lösningar finns därför ett växande behov av att utveckla och tillämpa bästa praxis för miljösäker stabilisering och återanvändning av sulfidrika jordar.

Målet i projektet var att undersöka effekten av en långvarig deponering av sulfidjord under vatten.

3.1.2 Utvärdering av deponering under vatten

En äldre deponi vid Umeå deponi och avfallscenter, där schaktade sulfidjordar under åren 2015–2016 hade deponerats under grundvattenytan och täckts med stabiliserad sulfidjord, avloppsslam, torv och kalk, undersöktes. Prov togs vid ett tillfälle från den deponerade sulfidjorden tre och fyra meter under markytan i tre replikat (Figur 3.1). För att utvärdera den geokemiska utvecklingen i deponin mättes jordens pH-värde och redoxpotential. Mängden monosulfid och pyrit i jorden bestämdes också för att studera om en oxidation skett. Den mikrobiologiska sammansättningen studerades genom DNA-analyser av jordens mikroorganismer.

Figur 3.1. Provtagning av en äldre sulfidjordsdeponi vid Umeå deponi och avfallscenter. Foto: Fredrik Lindberg.

3.1.3 Resultat

pH-värdena i den deponerade sulfidjorden låg runt 7 eller över, redoxvärdena var låga (<50 mV) och sulfidjorden innehöll ca 0,1% monosulfider och ca 0,2% pyrit. Det mikrobiella samhället dominerades av arter som är typiska för sulfidjordar. Bland dessa fanns bakterier som trivs i pH-neutrala och syrefattiga miljöer och som bidrar till nedbrytning av organiskt material samt omsättning av markens svavel. Detta tyder på att deponin har effektivt hållit den deponerade sulfidjorden i ett reducerat tillstånd i 10 år och ingen (eller obetydlig) oxidation har skett.

3.1.4 Slutsatser

Deponering av sulfidjord är effektivt när det gäller att hålla den i ett reducerat tillstånd, men är inte kostnadseffektivt om stora mängder sulfidjord från infrastrukturprojekt måste transporteras långa sträckor för att läggas på deponier. Ett bättre alternativ är, ifall möjligt, att stabilisera sulfidjorden och använda den som resurs (se kapitel *5 Geoteknisk stabilisering av sulfidjord*).

3.2 Upplag, bullervallar och tryckbankar uppförda med sulfidjord

3.2.1 Principen – att använda obehandlad sulfidjord i en konstruktion

Vattenfyllda celler är generellt inte kostnadseffektiva då tillgänglig volym är liten i förhållanden till markavtryck. Därför är konstruktion av bullervallar, tryckbankar och invallade celler lösningar som föredras (benämns upplag i följande avsnitt). Gemensamt för dessa lösningar är att obehandlad geotekniskt instabil sulfidjordsmassa placeras i en avgränsad lagringsvolym som byggs av geotekniskt stabilt material, oftast morän, som även används för att täcka sulfidjordsmassan. Målet med täckningen är att upprätthålla en vattenmättnadsgrad över 85 % vid sulfidjordens yta, även när massorna ligger ovanför grundvattenytan.

Dagens praxis är att täcka upplag av sulfidjord med minst en meter jordmassor, vanligtvis morän och torv. Samma metod används ofta oavsett jordmassornas egenskaper eller hur upplaget är placerat och utformat. Genom att i stället anpassa upplagets placering, utformning och täckningens tjocklek till de lokala förhållandena kan behovet av material och andra resurser minska, samtidigt som miljöriskerna hanteras på ett effektivt sätt.

3.2.2 Styrande faktorer - upplagets lokalisering och utformning

Avstånd till grundvattenytan kontrollerar om grundvattnet kan stiga i sulfidjordsmassorna. Mest fördelaktigt är om sulfidjordsmassorna ligger nära grundvattenytan så att en hög vattenmättnadsgrad kan upprätthållas genom kapillära krafter. Hur högt vattnet kan stiga styrs av sulfidjordens vattenhållande egenskaper. För jordar med hög vattenhållningsförmåga kan ett större avstånd till grundvattenytan fungera, medan avståndet behöver vara kortare för jordar med låg vattenhållningsförmåga. Om avståndet till grundvattenytan överstiger jordmassornas kapillära stighöjd blir infiltration av nederbörd den enda vattenkällan till systemet, vilket kan bli otillräckligt och ställer krav på tjockare täckskikt.

Upplagets mäktighet påverkar vilken andel av sulfidjordsmassorna som påverkas av den kapillära stighöjden. Om sulfidjordens mäktighet överstiger massornas kapillära stighöjd kommer de översta lagren att dräneras och infiltration av nederbörd blir den enda vattenkällan till systemet. Ökad mäktighet kan även leda till instabilitet i upplaget då sulfidjord har dåliga geotekniska egenskaper. Därför blir den typen av upplag ofta låga konstruktioner.

Täckskiktets mäktighet och vad det består av påverkar vatten- och syretransporten. En mäktighet på en meter används rutinmässigt för den typen av upplag i Sverige och är i många fall överdimensionerad. I stället för att använda en standardlösning bör täckskiktets tjocklek anpassas efter de lokala förutsättningarna. Viktiga faktorer att beakta är avståndet till grundvattennivån, upplagets utformning och storlek samt täckningsmaterialets egenskaper. Detta kan bidra till att minska materialåtgången utan att kompromissa med skyddsfunktionen. Laboratorie- och fältdata kan användas för att prediktera upplagets funktion och säkerställa tillräcklig vattenmättnadsgrad samtidigt som materialanvändningen för täckningen minimeras.

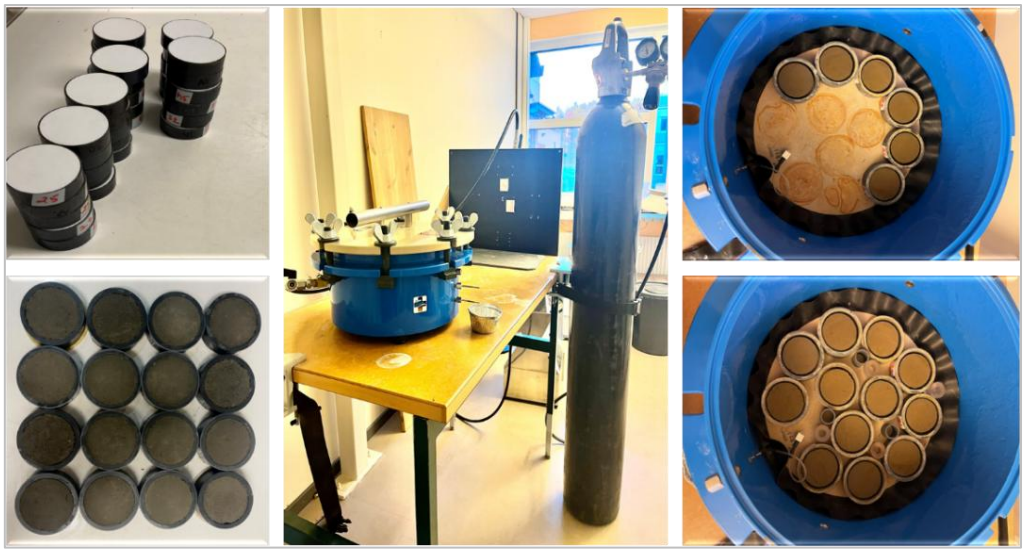
Jord med låg permeabilitet (mättad hydraulisk konduktivitet) och hög andel finkornigt material (t.ex. silt och lera) är fördelaktigt för att förbättra vattenhållningsförmågan och begränsa syreinträngning. Jordar med hög permeabilitet leder till uttorkning (avdunstning) under sommaren och försämrad funktion. En permeabilitetskoefficient på $k = 10^{-8}$ m/s bedöms vara tillräckligt i de flesta situationer och ge ett konservativt dimensioneringsfall i förhållande till den underliggande sulfidjorden och omgivande mark som normalt har högre permeabilitet. Täckningsmaterialets permeabilitet och vattenhållningsförmåga är de två viktigaste egenskaperna för att uppnå önskad funktion.

Risk uppstår om grovkornigt material blandas med sulfidjorden eller om skikt av grövre material förekommer inlagrade i den. Ibland läggs grovkornigt material ovanpå de lösa sulfidjordsmassorna för att kunna köra på upplagets yta och nå tippfronten. Ett sådant skikt skulle fungera som ett dränerande lager och påskynda oxidationen.

3.2.3 Materialkarakterisering – Laboratorie- och fältförsök

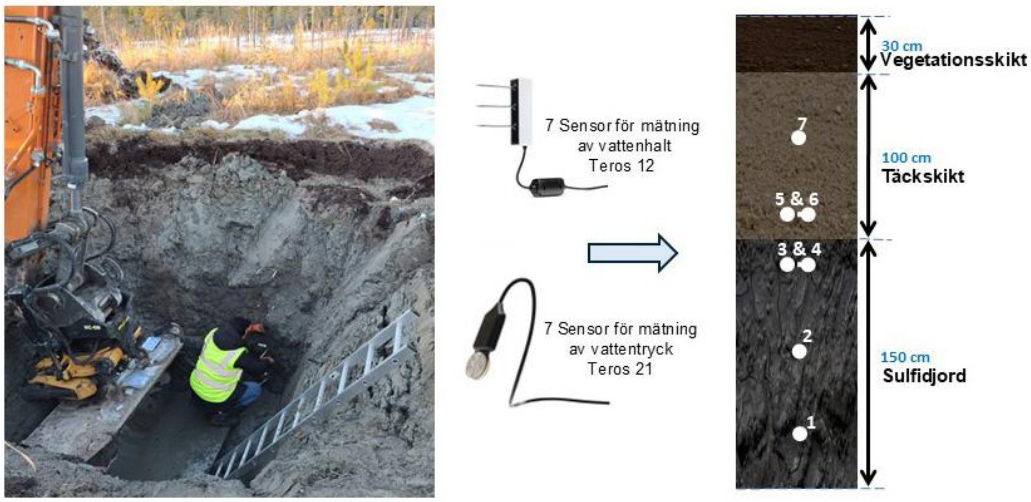
Inom ramen för projektet undersöktes olika täckningsmaterial samt utformning av täckskiktet. Studien syftade till att minska materialbehovet utan att försämra konstruktionens funktion samt att jämföra olika möjliga täckningsmaterial. Arbetet genomfördes genom laboratorietester och fältförsök.

I laboratorium undersöktes vattenhållningsförmåga (Figur 3.2) och permeabilitet för sulfidjord, morän, torv samt stabiliserad sulfidjord för att prediktera hur täckningen fungerar under olika klimatförhållanden.



Figur 3.2. Bestämning av jordens vattenhållningsförmåga. Till vänster visas provkroppar före analys. I mitten visas den tryckplatta-kammare som används för att bestämma vatten-hållningsförmågan vid olika trycknivåer. Till höger visas provkroppar placerade i kammaren inför mätning. Foto: Abdalla Saafan.

Parallellt genomfördes ett fältförsök vid Umeå deponi och avfallscenter, där ett upplag av sulfidjord i deponin kallad Dåva Norra följdes under ett års tid för att öka kunskapen om hur vattenhalten varierar under verkliga förhållanden. Försöket omfattade sensorer placerade på olika djup i upplaget och täckningen, vilka mätte vattenhalt och vattentryck (Figur 3.3). Mätningarna gjorde det möjligt att kontinuerligt följa hur vattenhalten förändras och hur vatten rör sig genom de olika jordlagren över tid.



Figur 3.3. Installation av sensorer (fukt och vattenpotential) i sulfidjordcellens täckning vid Umeå deponi och avfallscenter (till vänster). Illustration av markprofilen (till höger). Foto: Ramesh Kumar Thakur.

För att undersöka möjligheterna att förbättra sulfidjordars egenskaper och återanvända dem som täckmaterial genomfördes laboratorietester på både obehandlade och kalkbehandlade jordprover. Två typer av kalksten, grov och mycket finkornig, testades i olika mängder. Målet var att utvärdera om kalkbehandling kunde minska jordens försurningsrisk samtidigt som dess lämplighet som täckmaterial bibehölls.

3.2.4 Beskrivning av Dåva Norra deponin

Umeå deponi och avfallscenter är ett kommunalt bolag som har ett av sina uppdrag att tillhandahålla deponikapacitet för infrastrukturprojekt inom Umeå kommun. Då det inom Umeå kommun, inklusive de centrala stadsdelarna och i stadens yttre områden, finns ett flertal markområden med betydande mängder sulfidjord, finns ett stort behov av att kunna omhänderta sulfidjord på ett snabbt och effektivt sätt. Detta för att förhindra försurning och metallurlakning i samband med infrastrukturs- och fastighetsbyggen.

3.2.4.1 Tillståndsförfarande

Utöver Umeå deponi och avfallscenters befintliga tillstånd för deponi av farligt och icke-farligt avfall sökte bolaget den 12 december 2018 om tillstånd för att årligen ta emot och deponera ooxiderad sulfidjord. Efter inskickande av kompletterade handlingar den 12 april 2019 beviljades tillståndet den 28 augusti 2019 (och fick anläggningsnummer 2480-126-33) för följande:

- att årligen ta emot och deponera högst 100 000 ton sulfidjord,
- att ta emot och återvinna avfall med föroreningsrisk som är mindre än ringa för sluttäckning,
- att uppföra de nya byggnader och anläggningar som i övrigt behövs för verksamheten.

3.2.4.2 Beskrivning av deponin

Dåva Norra deponi är en mono-deponi för sulfidjord belägen i den nordligaste delen av fastigheten Nyskogen 1:1, strax norr om Umeå och på ett område som utgörs av en moränrygg omgiven av myrmark. Syftet med deponin är att endast ta emot oförorenade och ooxiderade sulfidjordsmassor. Vid deponin grävs befintlig morän upp löpande och överskottsmassorna används för täckning av den deponerade sulfidjorden. Botten av deponicellerna ligger under grundvattennivån. Tillgången till vatten underifrån i kombination med sulfidjordens förmåga att dra upp vatten via dess kapillärkraft och att massorna successivt täcks, leder till att massorna är vattenmättade vilket förhindrar syretillträde och oxidation.

Vid avslutning av sulfidjordsdeponin påförs ytterligare täckning med ett skyddsskikt och en överyta av gräs som sedan tillåts växa igen på ett naturligt sätt, dock utan

plantering av skog. Grunda diken anpassade för infiltration är grävda runt verksamhetsområdet för att begränsa okontrollerad avrinning i samband med verksamhetsutövandet.

3.2.4.3 Deponins och cellernas utformning

Deponiområdet upptar en yta på ca 10 ha (600 x 165 m) och består av fyra till fem parallella celler. Ett kalkhaltigt material läggs ut längs cellens väggar ovanför grundvattennivån. Kalkskiktet bildar ett buffrande filter där eventuellt surt lakvatten kan neutraliseras och rörliga metaller fastläggas. Deponin bedöms rymma totalt ca 350 000 ton sulfidjord.

Deponicellernas ungefärliga mått:

- Totallängd 600 m
- Bredd 15 m
- Djup under ursprunglig marknivå 4 m
- Avstånd mellan celler 10 m

3.2.4.4 Förkontroll av sulfidjord

Innan sulfidjorden deponeras ska lämnaren ha genomfört en grundläggande karakterisering av jorden, inklusive analys av svavel, järn och pH. Före mottagning bedömer Umeå deponi och avfallscenter om sulfidjorden är förenlig med mottagningskriterierna utifrån tester och analyser, vilket inkluderar sulfidjordens försurningspotential.

3.2.4.5 Löpande kontroller av deponin

Prov på grundvattnet tas två gånger per år på flertal punkter inuti och utanför deponin (Figur 3.4). Nedan redovisas medelvärden på halterna sulfat, järn, nickel och zink, samt grundvattnets pH-värden (Tabell 3.1). Dessa medelvärden är baserade på analysvärden från 2018 till 2025 i grundvattenrör både upp- och nedströms i förhållande till deponin, samt inuti deponin.

Figur 3.4. Karta över Dåva Norra området, inklusive placeringen av de grundvattenrör som provtas två gånger per år. Vattenflödet är uppmätt att flöda från norr till söder, där punkten ”GV1801” är ”uppströms” och punkterna ”GV1810” och ”GV1806” är ”nedströms”.

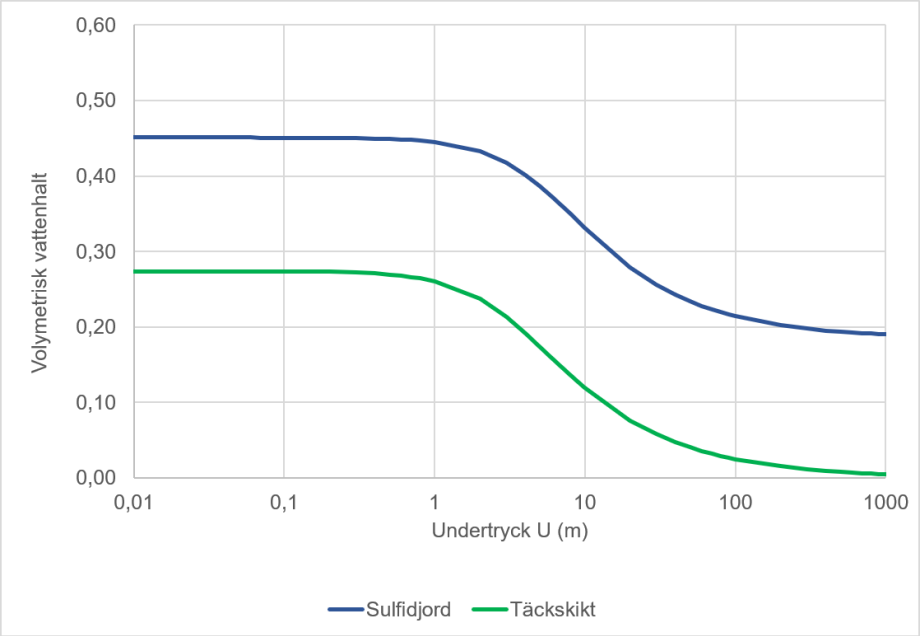
Tabell 3.1. Medelvärden av halterna sulfat, järn, nickel och zink, samt pH. Värden är uppmätta två gånger per år, från 2018 till 2025. Värdena i raden ”Uppströms” är punkten GV1801, ”Inuti deponi” är medelvärdet för de tre punkterna GV1811, GV 1812 och GV 1813 och ”Nedströms” är medelvärden på de två punkterna GV1810 och GV1806 (se Figur 3.4).

Placering	Sulfat (mg/l)	Järn (mg/l)	Nickel (µg/l)	Zink (µg/l)	pH
Uppströms	5,0	3,0	2,1	4,3	6,8
Inuti deponi	369	92	2,0	6,8	6,3
Nedströms	<1,0	3,0	2,8	18	4,8

3.2.5 Utvärdering

Resultat från försöken beskrivna i avsnitt 3.2.3 användes för att modellera vattenhalten i sulfidjordsupplaget. Metoden omfattar tre steg:

Laboratoriekarakterisering. De hydrauliska egenskaperna hos täckmaterialet och den underliggande sulfidjorden användes som indata i en numerisk modell. Resultaten från karakteriseringen av sulfidjorden och täckmaterialet presenteras i figur 3.5 och tabell 3.2. Dessa används i nästa steg för att modellera täckningens funktion.



Figur 3.5. Variation av vattenhalten i sulfidjord och täckningsmaterial som en funktion av trycket. Kurvan visar materialens förmåga att hålla vatten. Medan täckningsmaterialet torkar ut håller sulfidjorden kvar vatten vid högt undertryck.

Modelluppbyggnad. Materialegenskaperna används som indata i en hydraulisk modell i programmet SEEP/W. Van Genuchten-ekvationen används för att modellera vattenhalten i markprofilen. Till den behövs ett antal materialparametrar som listas i tabell 2. Modellen simulerar vattentransport och infiltration genom täckskiktet och den underliggande sulfidjorden med hjälp av meteorologiska data från den aktuella platsen.

Tabell 3.2. Parametrar som behövs för modellering av täckskiktets funktion.

Van Genuchten Parameter	Förklaring	Täcknings-material	Sulfidjord
α (1/m)	Inversen av det kritiska undertrycket för luftinträde	0,189	0,300
θs	Mättad volymetrisk vattenhalt	0,451	0,274
θr	Resterande volymetrisk vattenhalt	0,185	0,000
n	En formparameter som beskriver porstorleksfördelningen	1,749	1,702
m	Formparameter	0,428	0,412

Kalibrering mot fältdata. Modellen kalibrerades med hjälp av data från mätstationen i Dåva Norra deponi. Därefter användes modellen för att undersöka hur olika utformningar av upplaget och olika väder- och klimatsituationer kan påverka dess funktion. När modellen har validerats används den för att förutsäga upplagets funktion över tid.

Resultaten från fältförsöket visar att den nuvarande täckningen vid Dåva Norra deponin är överdimensionerad. Både täckningen och den underliggande sulfidjorden hade en vattenmättnadsgrad över 85 % under hela övervakningsperioden. Befintlig konstruktion är därmed väl tilltagen.

Resultaten från försöken beskrivs mera i detalj i denna publikation:

1. Ziagharib, A. (2025). Management of Excavated Sulfide soils: Enhancing Mechanical Stability and Maintaining Moisture Content. Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ltu:diva-111009

Laboratorieresultaten visade att kalkbehandling inte förändrade sulfidjordens egenskaper i någon större utsträckning. Kornstorleksfördelningen förblev i stort sett oförändrad, vilket indikerar att jordstrukturen inte påverkades. På samma sätt visade vattenhållningsförmåga och hydraulisk konduktivitet inga betydande skillnader mellan behandlade och obehandlade prover. Detta innebär att jorden behöll sina naturliga egenskaper, inklusive sin finkorniga sammansättning, goda förmåga att hålla kvar fukt och låga permeabilitet. Dessa resultat är viktiga eftersom de visar att kalkbehandlad sulfidjord fortfarande kan fungera effektivt som täckningsmaterial. Återvinning av kalkbehandlade sulfidjordar till täckningen bedöms vara möjligt och kan bidra till en mer effektiv materialhantering genom att minska behovet av deponering och användning av nya material.

3.2.6 Slutsatser

Täckningar av sulfidjordsupplag bör utformas utifrån platsspecifika förutsättningar snarare än utifrån standardlösningar. Detta omfattar såväl upplagets lokalisering och utformning som valet av täckningsmaterial. Fokus i detta avsnitt ligger på val och egenskaper hos täckningsmaterialet.

Genom att välja lämpliga material, säkerställa en hög vattenhalt i täckskiktet och ta hänsyn till lokala markförhållanden kan både materialåtgång och miljörisker minskas. Kalkbehandlad sulfidjord kan samtidigt utgöra en värdefull resurs som täckmaterial och därmed bidra till en mer cirkulär och resurseffektiv masshantering.

Vid projektering av sulfidjordsupplag behöver även andra aspekter beaktas, såsom upplagets och slänternas geotekniska stabilitet samt risken för tjälskador i täckskiktet. Dessa faktorer är viktiga för att säkerställa upplagets långsiktiga funktion och säkerhet.

Slutsats	Praktisk betydelse
Täckningsmaterial bör vara välgraderat och innehålla minst 25–30 % finjord (lera och silt).	Förbättrar vattenhållningen och minskar risken för intern erosion.
En viss halt organiskt material är fördelaktig.	Bidrar till att hålla kvar fukt i täckskiktet.
Permeabiliteten bör inte överstiga 10^{-8} m/s.	Säkerställer att täckskiktet fungerar som avsett och håller vatten bättre och längre.
Kalkbehandling förändrade inte sulfidjordens hydrauliska egenskaper i någon större utsträckning.	Jordens vattenhållande förmåga och låga genomsläpplighet bevarades. Kalkbehandlad jord kan fungera som täckningsmaterial.
Kalkbehandlad sulfidjord bedöms kunna användas som täckmaterial.	Kan minska behovet av deponering och användning av nya material som morän, till täckningen.
Utformningen bör anpassas efter lokala förhållanden, främst avstånd till grundvattenytan.	Kan minska materialåtgången och ge en mer resurseffektiv lösning.
Upplagets utformning är lika viktig som täckskiktets tjocklek.	Bör utformas för att behålla vatten och begränsa syretillförseln.
Grundvattennivå, massornas egenskaper och modellering bör beaktas i planeringen.	Ger bättre underlag för platsspecifik dimensionering av upplag och täckning.

3.3 Upplag av sulfidjord under dränerade förhållanden

3.3.1 Principen – att motverka försurning

Schaktade sulfidjordar eller muddrade sulfidrika sediment ger upphov till surt och metallrikt dräneringsvatten om de lämnas obehandlade. För att möjliggöra användning av dessa under dränerade förhållanden till exempel som täckmaterial och odlingsjord krävs därför en neutraliserande behandling.

Målet i projektet har varit att undersöka olika metoders effekt på försurning och metalläckage. Kalksten har ofta använts i miljöåtgärder för att förhindra försurning och påföljande metalläckage. Torv har ingen neutraliserande effekt men kan binda redan lösta metaller och därmed hindra metalläckage.

3.3.2 Utvärdering av neutraliseringsmetoder

I ett 2,5-årigt laboratorieförsök och ett 4-årigt fältförsök utvärderades olika kalkstens- och torvbehandlingars effekt att minska utsläpp av syra och metaller när denna typ av jordar/sediment fick oxidera.

Det sediment som användes i studien hade en sulfidhalt på ca 0,5% (i torrt sediment) och torrhalt på ca 50% och grävdes upp under grundvattenytan i ett kustnära område i västra Finland. Direkt efter uppgrävningen blandades sedimentet noggrant med en mixer i laboratorieförsöket och med en betongblandare i fältförsöket för att skapa ett homogent material. Därefter tillsattes olika behandlingar, bland annat kalksten i både grov (kornstorlek <3.15 mm) och mycket finkornig form (median kornstorlek = 2.5 μm), torv samt kombinationer av dessa. Tillsatserna applicerades i doser motsvarande sedimentets försurnings-potential (10 kg m^{-3}) eller fyra gånger denna mängd (40 kg m^{-3}). Försöket omfattade fem blandade behandlingar, en skiktad kalkstensbehandling (endast fältförsöket) samt en obehandlad kontroll för jämförelse, alla i triplikat. De färdigblandade sedimenten placerades i särskilt utformade plastbehållare som stod i ca 20 grader i laboratoriet och under naturliga väderförhållanden i fältförsöket (Figur 3.6). I laboratoriet bevattnades sedimentet med jämna mellanrum i en omfattning som motsvarar nederbörd i området. I fältförsöket täcktes behållarna för att reglera vattenmängden men öppnades med jämna mellanrum så att regn kunde tränga ner i sedimentet. Vattnet som rann igenom samlades upp och provtogs varje till varannan månad i laboratorieförsöket och två gånger per år i fältförsöket. Mellan provtagningarna fick sedimenten torka, spricka och ta upp syre, vilket efterliknar de förhållanden som kan uppstå i sulfidjordar som lagras ovan mark.

Figur 3.6. Färskt blandat sulfidrikt sediment placerat i särskilt utformade plastbehållare (till vänster) och lätt uttorkade och uppspruckna sediment i fältförsöket (till höger). Foto: Eva Högfors-Rönnholm.

Det vatten som rann igenom sedimenten (Figur 3.7) analyserades. Bland annat mättes pH, redoxpotential, aciditet, sulfat samt lösta metaller. På så sätt kunde man följa hur mycket miljöpåverkande ämnen som lakades ut över tid. Utöver vattenprover togs även prover av själva sedimentet i början och i slutet av experimentet. Dessa analyserades för att bestämma bland annat halt av organiskt material, metaller samt mängden monosulfid och pyrit. Dessutom studerades sedimentens mikroorganismer genom DNA-analyser för att undersöka hur mikrobiella samhällen förändrades av olika behandlingar och hur dessa förändringar hängde ihop med sedimentens kemiska egenskaper.

Figur 3.7. Vattenprovtagning från fältförsöket (till vänster) och pH-mätning vid sedimentprovtagningen i fältförsöket (till höger). Foto: Eva Högfors-Rönnholm.

3.3.3 Resultat

Det obehandlade kontrollsedimentet i både laboratorie- och fältförsöket försurades snabbt till följd av oxidation av sulfidmineral. Dräneringsvattnets pH sjönk under 4 redan under det första året och förblev surt under hela försöksperioden. Detta åtföljdes av höga redoxpotentialer, mycket hög aciditet samt mycket höga halter av sulfat och löst aluminium. Nästan hälften av det ursprungliga svavelinnehållet i sedimentet lakades ut. Den mikrobiella sammansättningen i kontrollen dominerades av bakterier som är anpassade till syresatta förhållanden (aeroba bakterier) och sura förhållanden (acidofila bakterier) typiska för sura sulfatjordar, vilket speglar de geokemiska förhållandena.

Behandlingar med grovkornig kalksten i låg dos (10 kg m^{-3}), inklusive skiktad applicering i fältförsöket, minskade surhet och metallutlakning jämfört med kontrollen men förhindrade inte försurning. I praktiken all sulfid oxiderades i fält medan delar av pyriten fanns kvar i labbförsöket. Dessa behandlingar utvecklade mikrobiella samhällen som liknade kontrollens, vilket överensstämmer med de låga pH-nivåerna. Däremot bibehöll finkornig kalksten i låg dos, samt båda kalkstensvarianterna i hög dos (40 kg m^{-3}), ett nästan neutralt pH i både vatten- och fastfas under hela försöksperioden. Även om monosulfider oxiderades, hindrades pyritoxidation, redoxförhållandena förblev måttliga och svavelläckaget reducerades kraftigt (endast 9–12 % av totalsvavel i sedimentvolymen i fältförsöket). Det neutrala pH-värdet begränsade avsevärt mobiliteten hos bl.a. aluminium och järn genom mekanismer som minskad oxidation, ökad mineralutfällning och långsam mineralvittring. Dessa behandlingar gav upphov till tydligt annorlunda mikrobiella samhällen, dominerade av diverse neutrofila bakterier snarare än acidofiler. Några av dessa neutrofila arter kan också oxidera sulfider och som en följd kan sulfat fortfarande finnas i dräneringsvattnet. Behandlingen med en kombination av kalksten och torv uppvisade stor variation mellan replikaten, där vissa förblev neutrala medan andra försurades. Detta indikerar att torvtillsats kan minska den långsiktiga geokemiska stabiliteten.

När sedimentet studerades under verkliga fältförhållanden förändrades dess struktur jämfört med i laboratorieförhållanden. I fält blev sedimentet mer grynigt, vilket ökade de ytor där kemiska reaktioner kan ske. Detta påverkade hur svavel fungerade i systemet: dels oxiderades sulfidmineralerna mer effektivt, dels hölls en större del av det bildade sulfaten kvar i sedimentet. Trots dessa skillnader mellan fält- och laboratorieförhållanden visade resultaten tydligt att vissa behandlingar var effektiva i båda miljöerna, dvs finkornig kalksten, tillsatt i mängder anpassade till hur mycket syra sedimentet kan bilda, och grovkornig kalksten som tillfördes i överskott, kunde båda hålla pH-värdet nära neutralt. Temperaturerna i fält varierade kraftigt under försöket, vilket bidrog till en större mångfald av mikroorganismer och gynnade arter som klarar både kyla och snabba temperaturförändringar.

Resultaten från försöken beskrivs mera i detalj i publikationerna:

1. Kononova, L., Johnson, A., Engblom, S., Stén, P., Yu, C., Österholm, P., Kessler, V., Seisenbaeva, G., Dopson, M., Åström, M., & Högfors-Rönnholm, E. (2024). Geochemical and microbial responses to limestone and peat treatment of incubated hypermonosulfidic sediments. *European Journal of Soil Science* 76, e70024, https://doi.org/10.1111/ejss.70024.

2. Kononova, L., Åström, M., Johnson, A., Yu, S., Högfors-Rönnholm, E. & Engblom, S. Effects of limestone and peat amendments on trace element mobilization and retention in incubated hypermonosulfidic sediments. *Boreal Environment Research* (inskickat manuskript).

3. Johnson, A., Kononova, L., Engblom, S., Dalhem, K., Åström, M., Högfors-Rönnholm, E. & Dopson, M. Geochemical and microbial responses to limestone amended sulfidic sediments in field incubations under large temperature fluctuations (manuskript under bearbetning).

3.3.4 Slutsatser

Försöken visade, vilket är välkänt sedan tidigare, att obehandlade sulfidjordar försuras och kan ge upphov till betydande utsläpp av syra, sulfat och metaller. Behandling med finkornig kalksten, eller med grovkornig kalksten i tillräcklig mängd, var effektiv för att bibehålla ett nära neutralt pH och kraftigt minska försurning och utlakning av metaller. Resultaten var samstämmiga i både laboratorie- och fältförsöken, vilket visar att rätt kalkstensbehandling kan vara en effektiv metod för att minska miljöriskerna vid hantering av sulfidjordar.

Immobiliseringseffekter efter pH-neutralisering

Ämnestyp	Bedömning	Förtydligande
Sulfat	Fullständig immobilisering av sulfat kunde inte uppnås i dessa försök efter pH-neutralisering.	Monosulfider fortsätter att oxideras av neutrofila svaveloxiderande bakterier. Immobilisering gynnas dock av att pyrit skyddas mot oxidation efter neutralisering, åtminstone under den period som fältförsöket pågick (fyra år).
Metaller	Metallimmobilisering är möjlig för flera grundämnen efter pH-neutralisering.	Minskad mobilitet observerades för aluminium, nickel, kadmium, zink och koppar.

Rekommendationer

Rekommendation	Förtydligande
Använd minst dubbelt så mycket grovkornig kalksten som motsvarar sedimentets försurningspotential.	Kalkstenen ska blandas väl med sulfidjorden för att uppnå tillräcklig neutraliseringseffekt.
Använd finkornig kalksten i mindre mängder.	Finkornig kalksten är betydligt mer effektiv. Ett förhållande på 1:1 mot sedimentets försurningspotential var tillräckligt i labb- och fältförsök, men en tillsats något över 1 rekommenderas.
Undvik applicering av kalksten i skikt.	Skiktvis applicering ger ingen neutraliserande effekt och rekommenderas därför inte.

4 Återvätning av oxiderad sulfidjord (hantering av sur sulfatjord)

4.1 Principen – att omvandla oxiderad sulfidjord åter till sulfidjord

I samband med anläggning av våtmarker, restaurering av kustnära områden och förändrad markanvändning uppstår ofta behov av att förstå hur en oxiderad sulfidjord, d.v.s. sur sulfatjord, reagerar när den åter försätts under vatten. Kunskapen är viktig för att kunna bedöma både de potentiella miljövinsterna och de risker som åtgärden kan medföra.

Detta avsnitt sammanfattar erfarenheter från ett mesokosmförsök som genomfördes i projektet under åren 2023–2026. Med ett mesokosmförsök avses ett utomhusexperiment där ett slutet system i naturlig miljö undersöks under kontrollerade förhållanden. Försöket utformades för att efterlikna de förhållanden som kan uppstå när en sur sulfatjord översvämmas, exempelvis i samband med våtmarksanläggning eller naturrestaurering.

Syftet var att följa markens kemiska och biologiska utveckling samt att utvärdera om olika behandlingsmetoder kunde påskynda återgången till mer reducerande förhållanden. Ett särskilt fokus låg på att identifiera både positiva effekter, såsom minskad metallmobilitet, och eventuella negativa bieffekter kopplade till frisättning av näringsämnen och spårämnen.

De erfarenheter som presenteras i rapporten syftar till att fungera som vägledning för myndigheter, markägare, konsulter och projektorganisationer som arbetar med restaurering och vattenhushållning i områden med sura sulfatjordar.

4.2 Utvärdering av återvätning

För att utvärdera effekterna av återvätning av en oxiderad sulfidjord genomfördes ett mesokosmförsök på Risöfladan utanför Vasa. Försöksområdet består av tidigare marina sediment som efter torrläggning utvecklats till en typisk sur sulfatjord.

I oktober 2023 installerades femton mesokosmrör i marken. Rören var två meter långa och dimensionerade för att innehålla hela den aktuella jordprofilen, från matjordsskiktet genom det oxiderade och försurade skiktet ned till det underliggande sulfidrika sedimentet. För att möjliggöra behandlingar och vattenprovtagning installerades även särskilda injektionsrör och grundvattenrör i varje mesokosm (Figur 4.1).

Figur 4.1. Installation av mesokosmrören (till vänster). Ett färdigt mesokosmrör med två injektionsrör (med skruvkork) och ett grundvattenrör (med vitmarkerad rund kork) (till höger). Foto: Eva Högfors-Rönnholm och Sten Engblom.

Fem olika behandlingar testades, där varje behandling utfördes i tre parallella replikat. Som referens användes vatten. Behandlingarna bestod av torvlakvatten, mycket finkornig kalksten, en kombination av kalksten och torvlakvatten samt en kombination av gips och torvlakvatten. Behandlingarna injicerades i markprofilen i början av försöket. Efter genomförda behandlingar fylldes samtliga mesokosmrör med vatten så att markytan var översvämmad. Rören förslöts därefter för att minimera syretillförseln och skapa vattenmättade förhållanden.

Markvattnet provtogs vid åtta tillfällen mellan maj 2024 och augusti 2026 (Figur 4.2). Proverna togs genom grundvattenrör installerade i mesokosmerna och representerade främst vatten från markens spricksystem. Vid varje provtagning registrerades temperatur, pH, elektrisk konduktivitet, redoxpotential och ammoniumhalt. Därutöver analyserades bland annat tvåvärt järn, titrerbar aciditet, sulfat, klorid, organiskt kol, fosfor samt ett stort antal metaller och spårämnen.

För att komplettera vattenkemiska data genomfördes även markundersökningar. Efter cirka två år under vatten togs de första mesokosmerna upp för provtagning. Jordprofilen exponerades (Figur 4.2) och pH mättes längs hela profilen. Jordprover samlades in från olika djup för geokemiska analyser, bestämning av mängden monosulfid och pyrit samt mikrobiologiska undersökningar baserade på DNA-sekvensering.

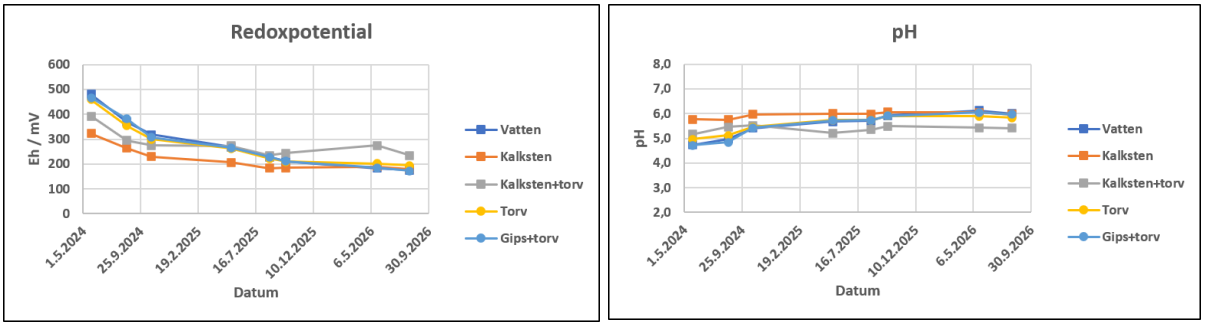
Metodupplägget gjorde det möjligt att följa hur mark- och vattenkemiska processer utvecklades över tid under vattenmättade förhållanden samt att bedöma effekten av olika behandlingsalternativ.

Figur 4.2. Markvattenprovtagning (till vänster) och exponerad jordprofil efter upptagning av mesokosmrör. Foto: Eva Högfors-Rönnholm.

4.3 Resultat

Eftersom försöket genomfördes i ett slutet system utan avrinning blev lösta ämnen kvar i försöksrören, vilket bidrog till att koncentrationerna ökade över tid. Resultaten visar därför vilka processer som kan uppstå under återvätning, men ytterligare studier i fält behövs för att bedöma hur dessa ämnen transporteras och utvecklas under naturliga förhållanden.

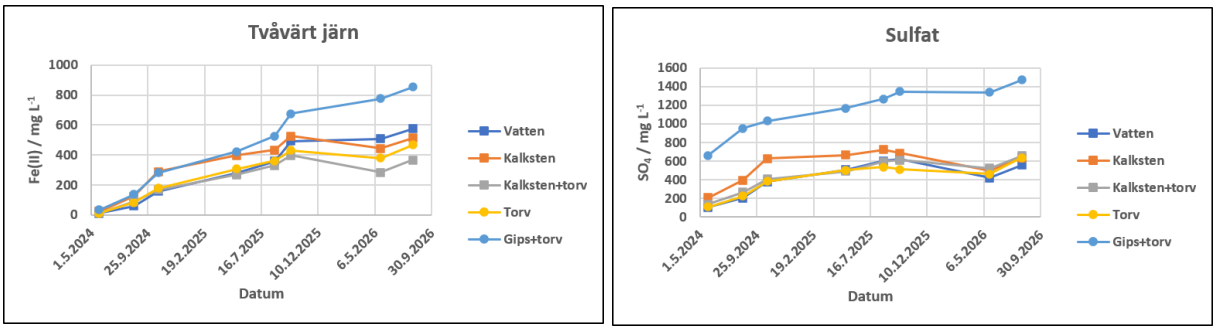
Återvätningen ledde till att redoxpotentialen successivt sjönk i samtliga behandlingar (Figur 4.3), vilket visar att syretillgången minskade. Samtidigt ökade halterna av tvåvärt järn kraftigt, vilket indikerar att reducerande förhållanden etablerades. Trots detta nådde systemet inte så långt att sulfatreduktion kunde påvisas under försöksperioden.



Figur 4.3. Uppmätta redoxpotential och pH-värden från mesokosmrörens markvatten.

En stabilisering av ett pH mellan 5 och 6 observerades i samtliga behandlingar (Figur 4.3). Skillnaderna mellan behandlingarna var relativt små.

Halterna av tvåvärt järn ökade markant under hela försöksperioden. Även sulfathalterna steg i samtliga behandlingar (Figur 4.4). Detta visar att järn- och svavelmineral i markens spricksystem successivt löstes upp under de reducerande förhållandena. De behandlingar som innehöll kalciumkarbonat uppvisade generellt något högre nivåer av både tvåvärt järn och sulfat.



Figur 4.4. Analyserade järn(II)- och sulfathalter i mesokosmrörens markvatten.

Totalt organiskt kol ökade successivt under försöket. Resultaten indikerar att organiskt material frigjordes från markens sprickytor och samtidigt fungerade som energikälla för mikrobiella reduktionsprocesser. Det organiska materialet kan också härröra från matjordsskiktet.

En viktig positiv effekt var att flera metaller, bl.a. aluminium, nickel, koppar och zink immobiliserades under de reducerande förhållandena. Samtidigt identifierades betydande risker. Halterna av fosfor, arsenik och vanadin ökade i samtliga behandlingar, vilket indikerar ökad mobilisering och risk för utlakning.

Analyserna av jordproverna visade att återvätningen främst påverkade den övre delen av markprofilen. I detta skikt ökade pH-värdet samtidigt som redoxpotentialen sjönk, vilket tyder på att syrefattiga och reducerande förhållanden hade utvecklats. I den djupare delen av profilen var pH fortfarande lågt och redoxpotentialen relativt hög, vilket indikerar att syre fortfarande fanns kvar och att vattenmättnaden inte hade nått hela den försurade jordzonen.

Trots två år under vatten kunde ingen tydlig sulfatreduktion påvisas. Halterna av monosulfid och pyrit var mycket låga i samtliga undersökta rör, vilket visar att marken ännu inte hade utvecklat de starkt reducerande förhållanden som krävs för att återbilda sulfider. De olika behandlingarna gav heller inga tydliga geokemiska skillnader i marken.

De mikrobiologiska analyserna bekräftade de geokemiska resultaten. I den övre delen av markprofilen dominerades bakteriesamhället av anaeroba och fakultativt anaeroba mikroorganismer som är typiska för syrefattiga miljöer och som deltar i reducerande och nedbrytande processer. I den djupare delen av profilen förekom däremot fortfarande bakterier som är anpassade till syresatta och sura förhållanden, vilket visar att den ursprungliga sura sulfatjorden ännu inte hade återgått till ett fullt

reducerat tillstånd. Några tydliga effekter av de olika behandlingarna på bakteriesamhällenas sammansättning kunde inte observeras.

4.4 Slutsatser

Mesokosmförsöket visade att återvätning i ett slutet och kontrollerat system effektivt minskade syretillgången i oxiderade sura sulfatjordar. Detta skapade förutsättningar för de naturliga processer som utvecklas under syrefattiga förhållanden. Resultaten visade också att flera metaller bands starkare till marken efter återvätning, vilket tyder på att deras rörlighet kan minska under sådana förhållanden.

Samtidigt visade försöket att återhämtningen är en långsam process. Efter två år under vatten hade sulfatreduktion ännu inte etablerats, vilket indikerar att det kan krävas längre tid innan mer stabila reducerande förhållanden utvecklas.

Under försöksperioden ökade även halterna av järn, fosfor, arsenik och vanadin i markvattnet. Detta visar att återvätning kan påverka ämnenas rörlighet i marken. Eftersom försöket genomfördes i ett slutet system kan resultaten dock inte direkt översättas till förhållanden i fält, där vattenomsättning, utspädning och transportprocesser påverkar den faktiska miljöpåverkan. Resultaten bör därför ses som en indikation på möjliga processer och effekter snarare än som en direkt beskrivning av vad som sker vid återvätning i naturliga miljöer. Vid återvätningsprojekt är det viktigt att följa utvecklingen av vattenkvaliteten över tid för att bedöma de faktiska effekterna under lokala förhållanden.

Slutsats	Praktisk betydelse
Återvätning minskade syretillgången och skapade förutsättningar för naturliga processer i marken.	Återvätning kan vara en effektiv metod för att återställa sura sulfatjordar.
Flera metaller bands starkare till marken, men vissa ämnen ökade samtidigt i markvattnet.	Vattenkvaliteten bör följas upp vid återvätningsprojekt.
Återhämtningen var långsam och resultaten bygger på ett slutet system.	Långsiktig uppföljning och verifiering i fält behövs.

5 Geoteknisk stabilisering av sulfidjord

Orsaken till att sulfidjord schaktas och behöver omhändertas är dess sättningsbenägenhet. Sulfidjord har hög vattenhalt och är inte konsoliderad. Bindemedel såsom cement används för att förstärka lösa jordar och sediment, både *in situ* och efter schakt.

Målet i detta avsnitt har varit att ta fram en strategi för geoteknisk stabilisering av schaktade sulfidjordsmassor, med ändamålet att kunna använda dessa i konstruktion med lägre tekniska krav än vägar och järnvägar.

5.1 Principen - att förbättra sulfidjord med bindemedel

För att välja en lämplig strategi för hantering av schaktmassor måste flera kritiska jordparametrar undersökas för att säkerställa en kostnadseffektiv och framgångsrik stabilisering. De kritiska parametrarna som ska bedömas anges nedan.

- Geotekniska parametrar (vattenhalt och kornstorleksfördelning).
- Geokemiska parametrar (svavelhalt och halten organiskt material i form av glödningsförlust (loss on ignition, LOI)).

Olika sulfidjordar kan grupperas baserat på dessa geotekniska och geokemiska egenskaperna eftersom olika jordtyper kräver olika behandlings- och hanteringsstrategier. Baserat på dessa parametrar kan jorden kategoriseras enligt följande:

Grupp	Kategori	Jordegenskaper
1	Lämplig att stabilisera	• Medel till låg svavelhalt (0,2 – 0,5%) • Medel till hög torrhalt (>60%) • Finkornig jord • Låg försurningspotential • Låg LOI (<5%)
2	Osäkert att stabilisera	• Varierande svavelhalt (0,2–1,0%) • Låg torrhalt (50 - 60%) • Kräver förbehandling (torkning, avvattning, blandning, sortering)
3	Olämplig att stabilisera	• Hög svavelhalt (>1,0 %) • Hög försurningspotential • Mycket låg torrhalt (<50 %) • Hög LOI (>6%)

Stabilisering och återanvändning bedöms som ett lämpligt alternativ för jordar i grupp 1. Jordar i grupp 2 kan vara lämpliga under vissa förutsättningar att stabilisera. Detta

kan dock kräva ytterligare behandling och resurser innan stabilisering kan genomföras, vilket kan bli kostsamt. Jordar i grupp 3 rekommenderas inte för stabilisering eftersom de skulle kräva en hög bindemedelshalt utan garanti att tillräcklig prestanda uppnås. Därför rekommenderas att dessa jordar läggs i upplag och konstruktioner utan behandling (se avsnitt 3.2).

Utöver cement kan andra typer av bindemedel användas, tillsammans med cement eller ensamt, för att minska behandlingens miljöavtryck.

5.2 Val av bindemedel och dosering

Ett fältförsök utfördes vid Umeå deponi och avfallscenter där sulfidjord blandades med olika halter av bindemedel. Schaktad sulfidjord med en svavelhalt på 0,5% (5 000 mg/kg TS), torrhalt 79% och LOI 2% behandlades med tre olika bindemedelsalternativ (beräknade som procent på basen av torrvikten jord och bindemedel): 4 % Multicem (4MC), 8% Mesa (8M) samt en kombination av 2% Multicem + 6% Mesa (2MC6M). Multicem är ett cementbaserat bindemedel (50% cement + 50% cementugnstoft), medan Mesa är en industriell biprodukt från massa- och pappersindustrin. Bindemedlen blandades in i jorden två gånger med hjälp av en Allu Transformer-skopa modell DS 4-23 (Figur 5.1). Obehandlad jord testades också som referens.

Figur 5.1. Inblandning av bindemedel i sulfidjord med Allu Transformer-skopa modell DS 4-23 (till vänster) och provtagning av blandad jord för geotekniska analyser (till höger). Foto: Eva Högfors-Rönnholm.

Enaxliga tryckhållfasthetstester (eng. unconfined compressive strength, UCS) utfördes på både fältblandade och laboratorieblandade prover efter olika härdningstider (7, 28 och 180 dagar) för att utvärdera hur bindemedlen förbättrade jordens hållfasthet på kort och lång sikt.

För att utvärdera den geokemiska utvecklingen i fältförsöket mättes jordens pH-värde direkt efter blandning samt efter sex månader. Mängden monosulfid och pyrit i jorden bestämdes också för att studera hur oxidationen framskridit. Den mikrobiologiska utvecklingen utvärderades genom DNA-analyser av jordens mikroorganismer. Syftet var att ta reda på hur de mikrobiella samhällena påverkades av de olika bindemedlen över tid och hur dessa förändringar hängde samman med jordens geokemiska egenskaper.

5.3 Blandningsmetod

En jämn fördelning av bindemedlet i jorden är avgörande för effektiv stabilisering. Kvaliteten på blandningen påverkar direkt den slutliga prestandan hos den behandlade jorden.

I laboratorium tillverkas små provkroppar vilket gör det lättare att uppnå en homogen blandning (Figur 5.2). Däremot är fältblandning mer utmanande på grund av större volymer och begränsningar i utrustningen, vilket kan leda till otillräcklig inblandning av bindemedlet i jorden.

Figur 5.2. Provberedning i laboratorium. Blandning av jord och bindemedel (till vänster). Provtuber (till höger, över) som trycks för mätning av hållfasthet (till höger, under). Foto: Ramesh Kumar Thakur.

Laboratorieblandade prover visade 4–5 gånger högre hållfasthet än fältblandade prover för jord behandlad med cement. Detta indikerar att blandningskvaliteten är mer kritisk än skillnader i bindemedelstyp. Därför kräver fältblandning både effektiv blandningsutrustning och procedur (som eventuellt sker i flera steg) för att säkerställa

en jämn behandling. Om kvaliteten på fältblandningen är otillräcklig kan stabiliseringens effekt vara låg, oavsett vilken typ av bindemedel som används.

5.4 Bindemedlens påverkan på geokemi och mikrobiologi

Vid starten av försöket var jordens mikrobiella samhälle mycket lika oberoende av behandling, fastän pH-värdet i jorden varierade från ca 7 i den obehandlade referensen till ca 12 i jorden blandat med 4% Multicem. Detta påvisar att de mikrobiella förändringarna sker långsammare än de kemiska. Det mikrobiella samhället dominerades vid starten av försöket av typiska arter för en sulfidjord, så som neutrofila och anaeroba arter med järn- och svaveloxiderande, svavelreducerande, kol- och kväveomvandlande, nedbrytande eller fermenterande aktiviteter. Vid starten innehöll sulfidjorden 0,05% monosulfider och 0,61% pyrit.

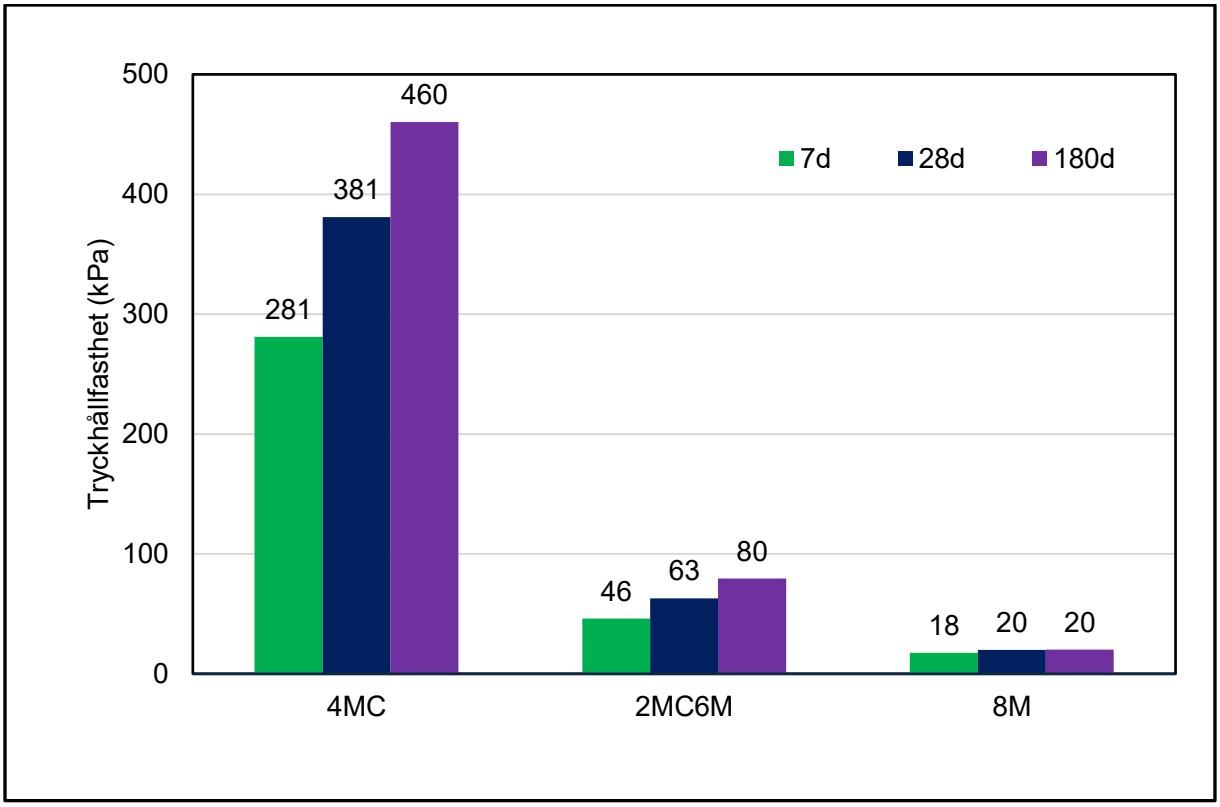
Efter sex månader hade dock jordens mikrobiella samhällen i behandlingarna förändrats helt från vad det var vid starten, men också förändrats jämfört med varandra. Det mikrobiella samhället i den obehandlade referensen, som nu hade pH ca 3, hade utvecklats till ett samhälle typiskt för en sur sulfatjord, med acidofila och syratoleranta arter med järn- och svaveloxiderande aktiviteter. Här hade också all monosulfid oxiderat och endast 0,03% pyrit fanns kvar. Det mikrobiella samhället i sulfidjorden som stabiliserats med 4% Multicem (pH ca 9) och med 2 % Multicem + 6 % Mesa (pH ca 8) hade utvecklats på liknande sätt. I dessa dominerades samhället av neutrofila arter med främst svaveloxiderande och nedbrytande aktiviteter. Det mikrobiella samhället i sulfidjorden som stabiliserats med 8% Mesa (pH 7,5) var mest likt samhället i den obehandlade referensen, och dominerades av bakterier med järn- och svaveloxiderande aktiviteter varav vissa även var acidofila eller syratoleranta arter. I de stabiliserade högarna hade all monosulfid oxiderat, men pyriten hade delvis skyddats mot oxidation och ungefär hälften fanns kvar efter sex månader.

Jordens pH-värde i den behandlade jorden mättes på nytt efter tolv månader och hade inte förändrats jämfört med efter sex månader utan hade hållits stabilt. Mängden monosulfid och pyrit i jorden bestämdes också efter tolv månader och dessa hade heller inte förändrats jämfört med efter sex månader.

5.5 Bindemedlens påverkan på hållfastheten

Olika bindemedel är olika effektiva. Figur 5.3 sammanfattar hur bindemedlen påverkade hållfastheten i jord som stabiliserats i laboratorium.

- 4% Multicem (4MC) gav en ökad hållfasthet.
- 2% Multicem + 6% Mesa (2MC6M) gav lägre hållfasthet än Multicem ensamt.
- 8% Mesa (8M) hade ingen positiv effekt på hållfastheten.



Figur 5.3. Tryckhållfastheten i laboratoriestabiliserad sulfidjord efter olika härdningstid (7, 28 och 180 dagar). Bindemedlen som användes var 4% Multicem (4MC), 2% Multicem + 6% Mesa (2MC6M) och 8% Mesa (8M).

Studien visade att cementbaserade bindemedel såsom Multicem och Portlandcement är lämpliga som bindemedel för hållfasthetsförbättring av jord med låg till måttlig svavelhalt (upp till 1%) och hanterbara vattenhalt (upp till 50%), för vilka stabilisering är tekniskt och miljömässigt genomförbar. Mesa rekommenderas inte för hållfasthetsförbättring, men kan vara lämpligt för neutralisering av försurningspotentialen av jordmassor som kan därefter användas i täckning av upplag för obehandlad sulfidjord. Arbete pågår för att hitta andra tillsatser än Mesa som kan användas för att ersätta delvis eller helt cement. Laboratorietester bör användas för att hitta lämpliga recept.

Resultaten från försöken beskrivs mera i detalj i dessa publikationer:

1. Ziagharib, A., Macsik, J., Jia, Q., & Maurice, C. (2026). Factors influencing the effectiveness of acid sulfate soil stabilization with cement-based binders. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 85, https://doi.org/10.1007/s10064-026-04784-8.
2. Ziagharib, A., Jia, Q., Macsik, J., Laue, J., & Maurice, C. (2024). Predictive pattern of undrained shear strength in stabilized sulfur rich silty soil based on

binder and initial mixing water content. *Geotechnical and Geological Engineering*, 42, 5033–5050, https://doi.org/10.1007/s10706-024-02828-y.
3. Ziagharib, A., Maurice, C., Macsik, J., Jia, Q., & Laue, J. (2023). Performance of excavated sulfur-rich soil stabilized with binder: A field study of mixing efficiency. *Advances in Civil Engineering*, 5446332, https://doi.org/10.1155/2023/5446332.
4. Thakur, R. K., Maurice, C., Jia, Q., Do, T., & Macsik, J. (2026). Factors affecting the strength of cement stabilized sulfide soil. *Proceedings of the 21st ICSMGE, Vienna, Austria, 14 – 19 June 2026*, https://doi.org/10.53243/ICSMGE2026-1127.
5. Thakur, R. K. (2026). Mechanical stabilization of sulfide soils: Influence of soil properties and oxidation on strength development. Licentiatavhandling, Luleå tekniska universitet, https://ltu.divaportal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A2066466&dswid=3326.

5.6 Slutsatser

Resultaten visar att schaktade sulfidjordar i många fall kan stabiliseras med bindemedel och återanvändas i olika anläggningsändamål. Samtidigt är jordarnas egenskaper avgörande för resultatet, vilket innebär att varje projekt behöver föregås av noggrann karakterisering och laboratorieförsök.

Område	Slutsats	Rekommendation
Återanvändning av sulfidjord	Sulfidjordar kan, under rätt förutsättningar, stabiliseras med bindemedel och uppnå tillräcklig hållfasthet för återanvändning i konstruktioner med låg till måttlig belastning.	Överväg återanvändning av stabiliserade massor i exempelvis bullervallar, tryckbankar, gång- och cykelvägar samt parkeringsytor.
Täckmaterial	Stabiliserad jord med lägre hållfasthet kan användas som täckmaterial för obehandlad sulfidjord.	Anpassa användningsområdet efter den uppnådda hållfastheten.
Jordens egenskaper	Sulfidjordars sammansättning varierar kraftigt och påverkar stabiliseringsresultatet. Höga halter av vatten, svavel och	Karakterisera jordmassorna innan åtgärder planeras och beakta behovet av

	organiskt material försämrar generellt hållfasthetsutvecklingen.	högre bindemedelsdoser för mer utmanande jordar.
Val av bindemedel	Cementbaserade bindemedel visade god förmåga att förbättra hållfastheten i olika typer av sulfidjordar.	Verifiera resultatet genom laboratorieförsök. Cementbaserade bindemedel (som t.ex. Multicem) är effektiva. Forskning pågår för att ersätta delar av cementen med andra tillsatser.
Kvalitetssäkring	Resultatet påverkas i hög grad av kvaliteten på blandningen och kontrollen av vattenhalten.	Säkerställ noggrann fältblandning och följ det framtagna receptet genom hela genomförandet.
Försök och verifiering	Jordarnas variation gör det svårt att förutsäga resultatet utan tester.	Genomför alltid laboratorieförsök före storskalig stabilisering för att fastställa lämplig bindemedelsdosering.
Alternativa lösningar	Vissa sulfidjordar kan vara tekniskt svåra eller resurskrävande att stabilisera.	Överväg lokala upplag eller deponering när stabilisering inte bedöms vara ett realistiskt alternativ.

För en effektiv hantering av sulfidjordmassor rekommenderas följande arbetsgång:

1. Karakterisera och gruppera jordmassorna utifrån geotekniska och geokemiska egenskaper.
2. Prioritera massor med lägre halter av vatten, svavel och organiskt material för stabilisering.
3. Genomför laboratorieförsök för att fastställa lämpligt recept och bindemedelsdosering.
4. Säkerställ god kvalitet vid fältblandning och kontrollera vattenhalten under genomförandet.
5. Utvärdera alternativa hanteringsmetoder för jordar där stabilisering är tekniskt osäker eller kostsam.

Sammanfattningsvis är stabilisering med Multicem och andra cementbaserade bindemedel tekniskt genomförbar och ekonomiskt attraktiv för många sulfidjordar, men framgången beror främst på jordarnas geokemiska egenskaper och kvaliteten på fältblandningen snarare än enbart valet av bindemedel.

6 Juridiken kring sulfidjordshantering

6.1 Sverige

Det finns ingen särskild svensk lag som enbart reglerar hantering eller deponering av sulfidjord. EU:s direktiv och förordningar utgör en viktig grund för hur avfall hanteras och deponeras i Sverige. Direktiven beskriver vad som ska gälla i samtliga EU:s medlemsstater, men länderna själva får implementera bestämmelserna i nationell lagstiftning (Avfall Sverige, 2021). Förordningar gäller i stället ordagrant för samtliga medlemsstater.

EU:s ramdirektiv för avfall (2008/98/EG) anger grundläggande regler för avfallshantering inom EU. Det handlar bland annat om avfallshierarkin, allmänna krav om återvinning och bortskaffande, avfallshantering etcetera (Avfall Sverige, 2021). Direktivet har implementerats i svensk lagstiftning genom bland annat miljöbalken (1998:808), avfallsförordningen (2020:614), förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899), miljöprövningsförordningen (2013:251) samt förordningen om deponering av avfall (2001:512).

Skydd av vattenmiljön regleras genom EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG). Syftet med detta direktiv är att säkerställa god kvalitet i både yt- och grundvatten inom EU. Direktivet och dess dotterdirektiv har implementerats i svensk lagstiftning främst genom miljöbalken och vattenförvaltningsförordningen (2004:660), men även genom Havs- och Vattenmyndighetens samt Sveriges Geologiska Undersöknings föreskrifter kopplade till miljökvalitetsnormer för yt- och grundvatten. Dessa regler är viktiga vid hantering och deponering av sulfidjord, eftersom felaktig hantering kan orsaka oxidation av jorden och en övergång till sur sulfatjord vilket medför försurning och utsläpp av metaller som potentiellt påverkar närliggande mark- och vattenmiljöer negativt (Länsstyrelsen Västerbotten, 2017).

En deponi räknas som miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. miljöbalken och för att anlägga och driva en deponi krävs tillstånd. I miljöprövningsförordningen (2013:251) anges om en verksamhet eller åtgärder kräver tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. 6 § miljöbalken (Avfall Sverige 2021). Där delas verksamheter in i A-, B- och C-verksamheter beroende på hur stor miljöpåverkan de bedöms ha. Deponier för avfall är normalt tillståndspliktiga och klassas som A- eller B-verksamheter, vilket innebär att tillstånd ska sökas antingen hos mark- och miljödomstolen eller hos miljöprövningsdelegationen vid länsstyrelsen (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2025). Utöver dessa anges om verksamheten är en industriutsläppsverksamhet (markerad med ”-i”) och om industriutsläppsförordningen (2013:250) blir applicerbar.

Industriutsläppförordningen är Sveriges implementering av industriutsläppsdirektivet (2010/75/EU). Det övergripande målet med direktivet är att begränsa utsläpp till luft, vatten och mark samt att minska mängden avfall (Avfall Sverige, 2021). Direktivet syftar även till att minska föroreningar från industriella verksamheter och ställer krav

på att bästa tillgängliga teknik (BAT) ska användas, deponier omfattas dock ej av BAT-slutsatser. I stället ställer förordningen krav på att en statusrapport lämnas in vid tillståndsansökan som beskriver nuläget i mark och grundvatten (Länsstyrelsen Västerbotten, 2019).

När sulfidjord schaktas upp och inte kan återanvändas betraktas den som avfall enligt 15 kap. 1 § MB. Därmed gäller även avfallsförordningen (SFS 2020:614), som reglerar hur avfall ska klassificeras och hanteras. Finns det inga andra regleringar för ett specifikt avfall så gäller avfallsförordningen (Avfall Sverige, 2021).

Reglerna för deponering av avfall bygger på EU:s deponeringsdirektiv (1999/31/EG). I Sverige har detta implementerats främst genom förordningen om deponering av avfall (2001:512) och Naturvårdsverkets föreskrift 2004:10. Förordningen ställer krav på att deponier ska utformas och drivas så att risken för föroreningar av mark, vatten och luft minimeras. Det kan till exempel handla om bottentätning, skyddande barriärer och uppsamling och kontroll av lakvatten. Det finns också krav på kontroll både under drift och efter att deponin avslutats (Avfall Sverige, 2021).

I Sverige deponeras sulfidjord av såväl kommunala som privata och statliga aktörer. Dåva Norra är en av norra Sveriges största kommunala deponier för sulfidjord och verksamheten omfattas av tillstånd enligt miljöbalken. Tillståndet för deponin har meddelats av Miljöprövningsdelegationen vid Länsstyrelsen i Västerbotten och reglerar såväl deponins lokalisering, utformning, drift, kontroll och efterbehandling (Länsstyrelsen Västerbotten, 2019). Tillståndet anger de ramar och villkor inom vilka verksamheten får bedrivas, med syfte att förebygga och begränsa negativ påverkan på människors hälsa och miljön. Sulfidjorden hålls därför vattenmättad i särskilt utformade celler för att förhindra oxidation och därmed minska risken för försurning och metallutlakning (se avsnitt 3.2.4 Beskrivning av Dåva Norra deponin).

För att erhålla tillstånd om miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken krävs enligt 6 kap. 28 § miljöbalken att verksamhetsutövaren ska genomföra samråd inför ansökan oavsett om verksamheten klassas och A- eller B-verksamhet (Avfall Sverige, 2021; Länsstyrelsen Västra Götaland, 2025). Samrådet, som regleras av bland annat miljöbedömningsförordningen (2017:966), syftar till att samla in kunskap av betydelse för tillståndsprövningen samt ge berörda aktörer, såsom närboende, kommun och myndigheter möjligheter att lämna synpunkter (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2025). En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ska bifogas tillståndsansökan och samrådsprocessen ska vara avslutad innan prövning kan ske. Allmänna krav på tillståndsansökans innehåll framgår av 22 kap. 1 § miljöbalken.

Förordningen (2001:512) om deponering av avfall anger att en deponianläggning ska lokaliseras och utformas så att den inte medför någon allvarlig risk för miljön. Förordningen ställer även krav på tekniska skyddsåtgärder, såsom barriärer och tätningar, vilka är viktiga för att begränsa spridning av föroreningar till mark och vatten. I de fall bestämmelser i deponiförordningen (2001:512) inte bedöms vara tillämpliga kan undantag medges, förutsatt att de motiveras i ansökan och godtas i

tillståndsbeslutet. För Dåva Norra deponin har Miljöprövningsdelegationen godtagit undantag från flera tekniska krav i deponiförordningen.

Undantag medges från kraven på geologisk barriär, konstgjord geologisk barriär, översvämningsskydd och bottentätning samt från kraven på sluttäckning som följer 19–22 §§ i deponiförordningen. Dessa krav är annars grundläggande för ”vanliga” deponier där syftet är att begränsa avfallets kontakt med nederbörd och grundvatten för att förhindra spridning av föroreningar till omgivande miljö. Undantagen motiveras med att sulfidjordens egenskaper och den valda deponitekniken bygger på att materialet placeras under vattenmättade förhållanden för att undvika oxidation (Länsstyrelsen Västerbotten, 2019).

För deponeringsverksamheter gäller särskilda krav på ekonomisk säkerhet. Enligt 15 kap. 35 § miljöbalken får tillstånd till deponering av avfall endast ges om ekonomisk säkerhet kan säkerställa fullgörandet av de skyldigheter som verksamhetsutövaren har enligt tillståndet (Avfall Sverige, 2021; Länsstyrelsen Västerbotten, 2019). Säkerheten regleras i 16 kap. 3 § miljöbalken och avser kostnader för avhjälpande av miljöskador samt andra återställnings-åtgärder som verksamheten kan föranleda.

6.2 Finland

Det finns, liksom i Sverige, ingen särskild lagstiftning i Finland som specifikt reglerar hantering eller deponering av sulfidjordar. Regleringen sker i stället genom EU-direktiv som införlivats i nationell miljö-, vatten- och avfallslagstiftning. Lagstiftningen tar heller inte hänsyn till sulfidjordar/sura sulfatjordar i byggprojekt, utan hanteringen bedöms inom ramen för befintliga lagar (Miljöministeriet, 2022).

Den centrala nationella miljölagstiftningen, motsvarande den svenska miljöbalken, är miljöskyddslagen (527/2014). Lagens syfte är att förebygga och motverka förorening av miljön. Enligt 6 § ska verksamhetsutövaren ha tillräcklig kännedom om verksamhetens miljöpåverkan och vidta nödvändiga åtgärder för att förebygga skador. Enligt 16–18 §§ är det förbjudet att förorena mark, grundvatten och hav.

Miljöskyddslagen anger även vilka verksamheter som kräver miljötillstånd. Beroende på verksamhetens omfattning prövas tillstånd antingen av Tillstånds- och tillsynsverket eller av den kommunala miljövårdsmyndigheten (Finlands miljöförvaltning, 2026). Deponering av förorenade jordmassor utgör miljöfarlig verksamhet och är därmed tillståndspliktig. Om verksamheten dessutom riskerar att påverka grundvattnet kan ytterligare tillstånd krävas enligt vattenlagen (587/2011) (Nordmyr, 2025). Exempelvis kan åtgärder som innebär långvarig sänkning av grundvattennivåer eller omfattande pumpning av vatten kräva tillstånd eller anmälan till ansvarig myndighet enligt vattenlagen (Miljöministeriet, 2022).

Avfallslagstiftningen bygger på EU:s ramdirektiv för avfall och har i Finland huvudsakligen implementerats genom avfallslagen (646/2011). Uppgrävda jordmassor, såsom sulfidjord, klassas i regel inte som avfall om de är oförorenade och

deras fortsatta användning är säkerställd (Toivonen, 2025). Hanteringen av dessa jordar kan ändå medföra miljörisker på grund av deras syraproducerande kapacitet, vilket kan mobilisera metaller vid exponering för syre. Verksamhetsutövare har, med hänvisning till 7 § miljöskyddslagen, en skyldighet att förebygga och begränsa miljöföroreningar samtidigt som de ska vara medvetna om verksamhetens miljöpåverkan enligt 6 § (Miljöministeriet, 2022).

Regleringen av deponiverksamheter grundas, liksom i Sverige, på EU:s deponeringsdirektiv och har implementerats bland annat genom avfallslagen samt statsrådets förordning om avstjälpningsplatser (331/2013). Förordningen ställer krav på deponiers lokalisering, konstruktion, drift, kontroll och efterbehandling i syfte att förebygga förorening av ytvatten, grundvatten, mark och luft. Verksamhetsutövaren har även ett ekonomiskt ansvar för efterbehandling och avhjälpande av eventuella miljöskador enligt 59 § miljöskyddslagen.

I Finland finns få exempel på särskilt anlagda deponier enbart för sulfidjordar. Vid behov av deponering hanteras massorna i stället vanligen på befintliga jord- eller avfallsdeponier, där jorden stabiliseras med kalk eller så blandas den med jord innehållande låg svavelhalt innan den deponeras. Vid vissa större infrastrukturprojekt har separata deponeringsområden anlagts, exempelvis i samband med vägbyggnation (Juslin, 2025). Likt i Sverige förekommer det även att sulfidjord stabiliseras med kalk för att sedan användas till konstruktion eller sluttäckning av deponier (Serenius, 2024).

Ett alternativ till deponering kan även vara återanvändning av massor i exempelvis konstruktioner eller bullervallar, förutsatt att massorna stabiliseras eller skyddas så risken för försurning begränsas. I vissa fall kan massorna även användas i jordbruksmark eller placeras permanent under vattenytan, exempelvis i bassänger eller gamla täkter, vilket dock normalt kräver särskilda tillstånd (Miljöministeriet, 2022).

I praktiken skiljer sig hanteringen av sulfidjord i viss mån från den svenska hanteringen. Vanligt är att man behandlar sulfidjord på plats genom att kalka massorna (Serenius 2024; Bagge, 2025). Syftet med kalkning är att neutralisera jordens surhetsbildande egenskaper och därigenom minska risken för negativ påverkan på miljön (Miljöministeriet, 2022). Om neutralisering sker med kommersiella kalkprodukter betraktas detta normalt inte som en avfallsbehandlingsprocess, men om neutralisering sker med avfall, exempelvis flygaska, kan åtgärden kräva miljötillstånd (Miljöministeriet, 2022).

Kortvarig mellanlagring av massor på byggarbetsplatser kräver normalt inte något särskilt tillstånd. Detta förutsätter att verksamhetsutövaren har tillräcklig kännedom om verksamhetens miljöpåverkan och vidtar nödvändiga åtgärder för att inte förorena mark, grundvatten och hav. Om lagringen pågår under längre tid, exempelvis över tre år, kan den betraktas som en permanent avfallshanteringsanläggning och

därmed kräva miljötillstånd samt en miljökonsekvensbeskrivning (Miljöministeriet, 2022).

7 Källor

Avfall Sverige. 2021. Avfall Sveriges Deponihandbok: Reviderad handbok för deponering – en del av morgondagens avfallshantering. Rapport 2021:06. ISSN: 1103–4092.

Bagge, M. 2025. Miljöinspektör vid Vörå kommun, personlig kommunikation (e-post), 9 juni.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. EUT L 327, 22.12.2000, 1–73.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv. EUT L 312, 22.11.2008, 3–30.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar). EUT L 334, 17.12.2010, s. 17–119.

Finlands författningssamling 527/2014. Miljöskyddslag.

Finlands författningssamling 587/2011. Vattenlag.

Finlands författningssamling 646/2011. Avfallslag.

Finlands miljöförvaltning. 2026. Miljötillstånd. Hämtad 11.2.2026 från https://www.ymparisto.fi/sv/tillstand-och-skyldigheter/miljotillstand

Juslin, N. 2025. Miljöinspektör vid Tekniska och miljöverket – Hangö stad, personlig kommunikation (e-post), 9 juni.

Länsstyrelsen Västerbotten. 2017. Miljöproblemet sura sulfatjordar – Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete. Umeå.

Länsstyrelsen Västerbotten. 2019. Tillstånd till sulfidjordsdeponi för Dåva Deponi och Avfallscenter i Umeå AB på fastigheten Nyskogen 1:1 Umeå Kommun. Ärende 551-11476-2018 (2019-08-29).

Länsstyrelsen Västra Götaland. 2025. Att söka tillstånd till miljöfarlig verksamhet – Information till dig som ansöker. Rapport 2025:22. ISSN:1403-168X.

Miljöministeriet. 2022. Nationell guide om byggnadsprojekt på sura sulfatjordar. Miljöministeriets publikationer 2022:3. ISSN 2490–1024.

Naturvårdsverket. 2004. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10).

Nordmyr, L. 2025. Miljö- och hälsoinspektör vid Västkustens miljöenhet i Närpes, personlig kommunikation (e-post), 6 juni.

Nordmyr, L., Åström, M. & Peltola, P. (2008). Metal pollution of estuarine sediments caused by acid sulphate soils. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76, 832–840.

Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall. EUT L 182, 16.7.1999, s. 1–19.

Serenius, K. 2024. Miljöchef vid Helsingfors stad, personlig kommunikation (intervju), 24 september.

Svensk författningssamling 1998:808. Miljöbalk.

Svensk författningssamling 1998:899. Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Svensk författningssamling 2001:512. Förordningen om deponering av avfall.

Svensk författningssamling 2004:660. Vattenförvaltningsförordningen.

Svensk författningssamling 2013:250. Industriutsläppsförordningen.

Svensk författningssamling 2013:251. Miljöprövningsförordningen.

Svensk författningssamling 2017:966. Miljöbedömningsförordningen.

Svensk författningssamling 2020:614. Avfallsförordningen.

Sohlenius, G., Aroka, N., Wåhlén, H., Uhlbäck, J. & Persson, L. (2015). Sulfidjordar och sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten. Sveriges geologiska undersökning, SGU-rapport 2015:26, 93 s.

Statsrådets förordning om avstjälpningsplatser (331/2013).

Toivonen, J. 2025. Miljövårdsinspektör i Nykarleby, personlig kommunikation (e-post), 5 juni.

Åström, M. & Björklund, A. (1997). Geochemistry and acidity of sulphide-rich postglacial sediments of western Finland. Environmental Geochemistry and Health, 19, 155–164.